

SE9607251

VF-BIO-95-5

Tungmetaller i träd och energigrödor – en litteraturstudie

RECEIVED

APR 09 1996

OSTI

MASTER

DISTRIBUTION OF THIS DOCUMENT IS UNLIMITED

RB

VATTENFALL



Tungmetaller i träd och energigrödor – en litteraturstudie

1995/5
ISSN 1100-5130

**Tungmetaller i träd och energigrödor -
en litteraturstudie**

Lars Johnsson

FÖRORD

Vattenfall har sedan 70-talet bedrivit forsknings- och utvecklingsarbete inriktat på bioenergi. Vattenfall äger och driver dessutom biobränsleeldade anläggningar som producerar värme och värme/el.

Vattenfalls utvecklingsinsatser inom bioenergiområdet bedrivs sedan 1989 i projektform och fr o m 1994 har Vattenfall Utveckling AB det samlade ansvaret för genomförandet av Projekt Bioenergi. Det övergripande målet för projektet är att klarställa bioenergins möjliga roll inom Vattenfalls framtida affärsverksamhet. För att få underlag till en sådan bedömning analyseras hela bioenergisystemet, från bränsleproduktion till slutlig användning.

Sammanfattningsvis innebär detta att Vattenfalls engagemang inom bioenergiområdet omfattar såväl utvärdering och anpassning av olika omvandlingstekniker, som analys av konkurrens och marknadsförhållanden där miljöaspekterna bedöms få en allt större betydelse.

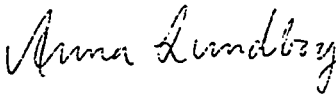

Utvecklingsarbetet bedrivs dels av specialister inom respektive företag och dessutom av forskare vid högskolor samt konsulter. Även examensarbeten bidrar till utvecklingen.

Resultat från verksamheten redovisas bl a i rapportform. Denna rapport handlar om tungmetaller i energigrödor samt risker och möjligheter inom detta område.

Vattenfall december 1995



Karin Widegren-Dafgård
Vattenfall Utveckling AB
Projekt Bioenergi

Från Projekt Bioenergi	Rapportdatum 1995-12-04	Rapport nr 1995/5
Författare Lars Johnsson, Inst. Markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet		Projektnr. 38405-01
Rapporten kan rekvireras från Vattenfall Support AB Dokumentservice, biblioteket 162 87 VÄLLINGBY Tel: 08/739 65 90 Fax: 08/739 64 44	Teknisk granskning  Anna Lundborg Godkänd  Karin Widegren-Dafgård	
Sökord Tungmetaller, kadmium, energigrödor, energiskog, Salix	Antal textblad 30	Antal bilagsblad
<input checked="" type="checkbox"/> Only summary in English <input type="checkbox"/> Whole report in English <input type="checkbox"/> Brochure in Swedish/English		

Rubrik

Tungmetaller i träd och energigrödor - en litteraturstudie

Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att sammanställa den kunskap som finns om förutsättningar att använda energigrödor för rening av marker med naturligt eller genom antropogen förorening förhöjda tungmetallhalter. En annan aspekt som också behandlas är huruvida det är möjligt att använda energigrödor med extremt lågt tungmetallupptag för att kunna uppodla marker med extremt höga tungmetallhalter, t ex gruvavfallsupplag.

Halterna av de toxiska tungmetallerna kadmium (Cd), kvicksilver (Hg) och bly (Pb) i svenska åkerjordar (matjordslagret) tycks under 1900-talet ha ökat. Cd-halten har ökat med 33%, Hg-halten med 46% och Pb-halten med 14%. Halterna i jordbruksgrödor tycks också ha ökat under samma period, åtminstone när det gäller Cd. De höjda Cd-halterna i jordbruksgrödor kan förmodligen förklaras av de ökade halterna i marken. Idag innehåller en signifikant andel av årsskörden av höstvetete Cd-halter över eller nära 100 µg Cd kg⁻¹.

Förutom att minska tillförseln via bl a handelsgödsel och atmosfärisk deposition har möjligheter för att rena marken från Cd och andra tungmetaller genom upptag och bortförsel via energigrödor börjat att diskuteras. Salix har visat sig kunna ackumulera mera tungmetaller än spannmålsgrödor och kan därför vara intressant i detta sammanhang.

Växttillgängligheten och fördelningen inom växten för de olika tungmetallerna varierar kraftigt. Detta är viktigt att beakta vid bedömning av vilken potential energigrödor har att rena marken. Cd föreligger, relativt andra tungmetaller, till stor del som lösligt Cd

i marken. Uptaget till växten kan ske såväl passivt som aktivt och Cd transporteras lätt till olika delar av växten där de högsta halterna återfinns i rötter och i delar av löven.


Sydvästra halvan av Skåne, lerjordsområdena i Östergötland och Mälardalen samt områdena runt Storsjön i Jämtland har generellt högre Cd-halter i åkerjordens matjordsskikt än övriga delar av Sverige. Det höga Cd-innehållet tycks främst bero på att jordarna är bildade av Cd-rikt modermaterial. Gruvavfallsupplag från sulfidmalmsbrytning representerar områden med kraftigt förorenade marker. Dessa upplag orsakar ett metallutsläpp till vatten av samma storleksordning som utsläppen av metaller till vatten från all övrig industri tillsammans, 600-700 ton per år.

Den stora genetiska variationen som finns inom Salixfamiljen bör göra det möjligt att välja eller förädla fram kloner som passar dels för rening, dels för vegetationtäckning av kraftigt förorenad mark där ett lågt upptag är önskvärt. Vidare förekommer kloner med specifik ackumulering, vilket gör det möjligt att vid rening undvika att brist uppkommer av essentiella tungmetaller såsom zink (Zn) eller koppar (Cu).

Den största potentialen för att rena mark med energigrödor är i sådana fall då föroreningsnivåerna är låga, arealerna stora och där tiden för reningsprocessen är av mindre betydelse. Vidare är det mest lämpligt att rena marker där matjorden erhållit förhöjda halter och där alvens tungmetallinnehåll fortfarande är lågt.

Ytterligare forskning bör ge svar på följande frågor:

- I vilken utsträckning bidrar alven till upptaget av tungmetaller och hur inverkar ackumulering i löven strax före lövfällningen på reningsförloppet?
- I vilken utsträckning kan Salixplantan utnyttja i marken hårt bundna tungmetallfraktioner?
- Vilken betydelse har mykorrhizan för upptag och toxicitet av tungmetaller?
- Är det möjligt att tillämpa genteknik för att identifiera gener hos hyperackumulerande växter och överföra dessa till grödor med hög biomassaproduktion?

From Project Bioenergy	Date 1995-12-04	Serial number 1995/5
Author Lars Johnsson, Dept. Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences		Project No. 38405-01
Reports can be obtained from Vattenfall Support AB Dokumentservice, biblioteket S-162 87 VÄLLINGBY Phone: +46 8 739 65 90 Fax: +46 8 739 64 44	Reviewed by  Anna Lundborg	Issuing authorized by Karin Widegren-Dafgård
Key word Heavy metals, cadmium, energy crops, energy forest, Salix	Number of pages	Appending pages
<input checked="" type="checkbox"/> Only summary in English <input type="checkbox"/> Whole report in English <input type="checkbox"/> Brochure in Swedish/English		

Title

Heavy metals in trees and energy crops - a literature review

Summary

This literature review deals with the use of energy crops for cleaning of soils from heavy metals. It also deals with the use of low accumulating energy crops to be used on strongly contaminated soils where a low uptake of heavy metals is preferred, for example on mining deposits.

The concentrations of the toxic heavy metals, cadmium (Cd), mercury (Hg) and lead (Pb) in Swedish agricultural soils (the top soil layer) have increased during the twentieth century. The increase is in average 33%, 46% and 14% for Cd, Hg and Pb, respectively. The concentrations in cereals also seem to be higher today than 100 years ago, at least for Cd. These changes in cereal Cd-concentrations are probably caused by the increased Cd-content of the soils. Today a significant part of the Swedish winter wheat yield contains more or close to 100 µg kg⁻¹.

In addition to the efforts to reduce the sources for heavy metal contamination of soils (for example commercial fertilizers and atmospheric deposition) the uptake and removal of heavy metals from the soils by the use of energy crops have recently been discussed as a method for cleaning of soils. Species from the *Salix* family (willow) have a greater potential for accumulating heavy metals than cereals which makes them interesting for this purpose.

The plant availability and the plant tissue in which most of the heavy metal accumulation occurs, differ greatly among the different heavy metals. This difference is of great importance when evaluating the potential of energy crops to clean contaminated soils. Cadmium in soils for example is, compared to the other heavy metals, to a large extent

present as soluble Cd. The plant uptake is a passive as well as an active process and Cd is easily transported to different parts of the plant. The highest concentrations are found in roots and leaves.

The south-west part of Skåne, the clay soil areas of Östergötland and the soils surrounding lake Mälaren and lake Storsjön, generally have higher Cd-concentrations in the top soil layer than in other parts of Sweden. The main reason for the higher concentration is due to the Cd-rich bedrock from which the soils in these areas are formed. Deposits from sulphide ore mines represent soils which are strongly contaminated. In Sweden the emissions of heavy metals to water from these deposits are in the same order of magnitude as the emission to water from all other industrial activity, 600-700 tons per year.

The *Salix* family consists of species with a great genetic variation. This will probably make it possible to find or develop clones with different characteristics suitable for cleaning of contaminated soils as well as for plant covering of soils that are extremely contaminated by heavy metals. In the former case an accumulation of heavy metals in the harvested parts, the shoots, is preferred. In the later case clones that do not accumulate heavy metals and maybe also clones with only root accumulation are preferred. There are also *Salix* clones with a specific accumulation of heavy metals which makes it possible to clean soils from a toxic metal and at the same time avoid the risk for deficiency of essential metals, for example Zn.

The greatest potential to clean soils by the use of energy crops, is when the contamination levels in the soils are low, the areas to clean are large and when the time needed for cleaning is of minor importance. The most suitable soils are those where the metal contamination is located in the top soil layer and where the heavy metal concentrations in the sub soil layer are still low.

Future research should give answers to the following questions:

- To what degree does the sub soil contribute to the uptake of heavy metals and how does the accumulation in leaves before defoliation influence the cleaning process?
- To what degree does the *Salix* plant release strongly bound fractions of heavy metals in the soil?
- How does mycorrhiza influence the uptake and toxicity of heavy metals?
- Is it possible to use gene technology to identify genes in hyperaccumulating plants and transplant these genes into plants with a high biomass production?

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING.....	1
Bakgrund	1
Syfte.....	1
2. ALLMÄNT OM TUNGMETALLER I MARKVÄXTSYSTEMET.....	2
Bly.....	2
Kadmium	2
Kobolt.....	3
Koppar.....	3
Krom.....	4
Kvicksilver	4
Mangan.....	4
Nickel.....	5
Zink.....	5
3. TUNGMETALLHALTER I MARKEN.....	5
Fördelning av tungmetaller i marken.....	6
Förekomstformer av Cd i marken	7
Fördelning och förekomst av Cd i svenska åkerjordar	8
Tungmetaller i marklösningen.....	9
Förorenade marker	10
Halter i förorenade marker	12
4. TUNGMETALLER I VÄXTEN.....	13
Tungmetallupptag till växten	13
Tungmetallhalter i olika träd och grödor.....	13
Toxiska effekter av tungmetaller.....	13
Tolerans mot tungmetaller.....	14
Tungmetaller i Salix	15
Salixkloner	15
Lämpliga tillämpningar för olika Salixkloner	16
Bark och ved.....	16
Tungmetallpump	17
5. RENING AV MARK	18
Tidsaspekter på rening.....	18
6. LÅGT UPPTAG FRÅN FÖRORENAD MARK.	22
7. PÅGÅENDE FORSKNING.....	23

8. FÖRSLAG PÅ FRAMTIDA FORSKNING.....	24
Flödesstudier.....	24
Frigörande av i marken hårt bundna tungmetallfraktioner.....	24
Frosthärdiga Salixkloner.....	25
Genteknik	25
9. SLUTSATSER	26
10. LITTERATURLISTA	27

1. INLEDNING

Bakgrund

Halterna i svenska åkerjordar av de toxiska tungmetallerna som Cd, Hg och Pb tycks under 1900-talet ha ökat (Andersson, 1992). Resultaten från en undersökning av Cd-halterna i arkivprov av vetekärnor tyder på att Cd-halterna även i spannmål har ökat under samma period (Andersson och Bingsfors, 1985). Detta kan förmodligen förklaras med ökade halter i åkermarken. Under perioden 1900 till 1990 har Cd-halterna i åkerjord ökat med 33%, från 0,18 mg kg⁻¹ till 0,24 mg kg⁻¹. Halterna av Hg respektive Pb i svensk åkermark har under samma period ökat med 46%, från 0,040 till 0,060 mg kg⁻¹, respektive 14%, från 13,5 till 15,6 mg kg⁻¹. Motsvarande ökning uttryckt som mängd är från 0,45 till 0,60 kg ha⁻¹ för Cd, från 0,10 till 0,15 kg ha⁻¹ för Hg och från 34 till 39 kg ha⁻¹ för Pb. Tillförsel av tungmetaller till marken sker via atmosfärisk deposition, handelsgödsel, stallgödsel på grund av mineral-fodertillsatser, kalkning, rötslamstillförsel samt via fungicider. För Cd har det största tillskottet skett via fosforgödseln (0,082 kg ha⁻¹). Atmosfärisk deposition har bidragit med 0,043 kg ha⁻¹ (Andersson, 1992).

Enligt Eriksson (1990) har en signifikant andel av årsskörden höstvetete Cd-halter över eller nära 100 µg Cd kg⁻¹ friskvikt. Detta värde har föreslagits som en högsta tillåten Cd-nivå i spannmål av "Codex Committee on Cereals, Pulses and Legumes" (FAO/WHO, 1993). Redan nu tillämpar Nordmill 100 µg kg⁻¹ som ett gränsvärde på de partier de köper in.

Med detta som bakgrund har intresset för Cd i markväxtsystemet ökat. Förutom att minska tillförseln via gödselmedel och deposition har möjligheter för att rena marken från Cd och andra tungmetaller genom upptag och bortförsel via energigrödor börjat att diskuteras. Salix har visat sig kunna ackumulera mera tungmetaller än vad spannmålsgrödor gör och kan därför vara intressant i detta sammanhang.

Syfte

Syftet med denna litteraturgenomgång är att ta fram kunskap om förutsättningar att använda energigrödor för rening av marker med naturligt eller genom antropogen tillförsel höga tungmetallhalter. En annan möjlighet är att använda energigrödor med extremt lågt tungmetallupptag för att kunna uppodla marker med extremt höga tungmetallhalter. De flesta undersökningar som rör tungmetallupptag till Salix har mest berört Cd. Tungmetallproblematiken inom jordbruket har också främst varit relaterade till Cd och halterna i jordbruksgrödor. Behovet av rening av åkermark tycks därför vara mer angeläget för Cd än för övriga tungmetaller. Tyngdpunkten i litteraturgenomgången har därför förskjutits mot Cd. Då det gäller frågan om att använda Salix för odling på kraftigt förorenade marker eller som vegetationfilter runt t ex gruvavfallsupplag kan förmågan att ta upp respektive inte ta upp andra metaller än Cd vara av betydelse.

2. ALLMÄNT OM TUNGMETALLER I MARKVÄXTSYSTEMET

Beräkningar av tungmetallbalansen för svensk åkermark visar att om enbart konventionell handelsgödsel används minskar förråden av de essentiella tungmetallerna Zn, Cu och Mn. Om driftsformen baseras på stallgödsel ökar i stället halterna på grund av tillskott från mineralfoderblandningar. I båda driftsformerna ökar halterna av de toxiska tungmetallerna Cd, Hg och Pb. Orsakerna till ökningen är tillskott med handelsgödsel (Cd) och genom deposition (Cd, Hg och Pb). Ökningstakten är för Cd ca 0,20-0,25 %, för Hg 0,10-0,20 % och för Pb 0,04-0,09 % per år. Då avloppsslam används med högsta rekommenderade halter blir ökningstakten 2, 12 respektive 4 gånger högre (Andersson, 1992). Med de rekommendationer för slamtillförsel som gäller från och med 1995 blir dessa ökningarna något mindre, speciellt gäller det Pb där halterna i slam på senare år minskat med ca 20 % (Andersson, SLU, muntl.). Som tidigare nämnts visar en kvantifiering av tillförseln under innevarande århundrade att halterna av Cd, Hg och Pb har ökat med ca 33, 46 respektive 14 %. För Zn, Cu, Mn, Ni och Cr är motsvarande ökningarna 10 % (Zn) eller lägre, dvs små eller försumbara. Lokalt kan naturligtvis förhållandena vara annorlunda. En måttlig ökning av de essentiella ämnena Zn, Cu och Mn är troligen positiv (Andersson, 1992).

Vid de pH-nivåer som råder i normal åkermark binds de flesta tungmetaller hårt i marken. För Hg, Pb och Cr var denna andel mellan 90-95 % av de totala förråden (Andersson, 1992). Av det som tillförs marken binds ca 100% av Pb, Hg och Cr hårt i marken. För Cd är motsvarande siffra 70% (Andersson och Simán, 1991). För ämnena Mn, Zn, Cu och Ni är andelen som binds hårt mellan 50-70 % av det tillförda (Andersson, 1992).

Nedan följer en lista på upptagsmekanismer, transport och bioackumulering för några metaller, mestadels hämtade ur Streit och Sturm (1993).

Bly

Bly (Pb; icke essentiellt). Det är främst Pb^{2+} som tas upp av växten (Andersson, SLU, muntl.). Upptaget är troligen en passiv process. Omfördelningen från rot till andra växtdelar är lågt. Upptaget gynnas av anaeroba förhållanden (t ex vid svämning), lågt pH, låg halt organiskt material, låg fosfathalt. Bly är mestadels orörligt i marken och har lång halveringstid på grund av adsorption till ler, fosfater, sulfater, karbonater, hydroxider och till organiskt material i form av organiska komplex. Det mesta av det bly som återfinns i växten härrör från emissioner av Pb som via atmosfären deponeras direkt på växten och endast en relativt liten andel härrör från marken genom rotupptag (Sillanpää et al., 1988; Lönsjö och Andersson, 1982)

Kadmium

Kadmium (Cd; icke essentiellt). Upptaget kan ske passivt såväl som aktivt. Cd är mycket rörligt inom växten. I marklösningen förekommer Cd som Cd^{2+} och i form av komplex (t ex $CdCl^+$) och organiska kelat. Cd

adsorberas lätt till lermineral och organiskt material. Upptaget gynnas av pH-nivå under 6 och missgynnas vid pH över 7. Zn, Cu och Se tycks minska Cd-upptaget eller toxiciteten. Cd transporteras lätt till olika delar av växten, de högsta halterna återfinns i rötterna och i delar av löven.

Cd tas lätt upp av växten och upptaget ökar med ökande halter i marken. pH-nivån i marken har större effekt på upptaget än markhalten ensam på grund av låg löslighet vid närvaro av CaCO_3 . Det är stor skillnad mellan olika växters förmåga att ackumulera Cd från jorden. Bladgrönsaker tenderar att ackumulera mer Cd än rotfrukter och ackumuleringen sker främst i bladen (Riddell-Black, 1993).

Upptaget av Cd styrs till en stor del av Cd-lösligheten i marken. Några viktiga faktorer som reglerar lösligheten är markens Cd-halt, pH, jordart, humushalt och salt-koncentrationen (Eriksson, 1990), av vilka markens Cd-halt och pH räknas som de viktigaste. Cd-lösligheten ökar generellt med sjunkande pH. I de flesta jordar är Cd^{2+} den dominerande lösliga Cd-formen och Cd tas framförallt upp i växten i form av Cd^{2+} . Under förhållanden med höga salthalter kan också lösliga komplex såsom CdCl^+ ha betydelse för upptaget (Kevin Tiller, CSIRO, Australien, muntl.). Upptaget av Cd varierar mellan olika jordar på grund av att flera av de faktorer som påverkar Cd-lösligheten medverkar samtidigt.

Kalkning av åkermark har ibland lett till att upptaget av Cd till grödan ökat (Andersson och Siman, 1991). En förklaring till detta kan vara att i jordar där den dominerande bindningsmekanismen är elektrostatisk, icke specifik, binds Ca^{2+} hårdare än Cd^{2+} vilket leder till ökad löslighet för Cd (Christensen, 1984). Den specifika bindningen av Cd till humus och lermineral ökar dock med stigande pH och därmed minskar lösligheten (Tiller et al., 1984a).

Kobolt

Kobolt (Co; essentiellt). En måttlig omfördelning från roten till andra delar av plantan sker genom transpirationsflödet i xylemet. Co ackumuleras främst i de vegetativa delarna av plantan. I xylemvätskan förekommer Co som katjon men i floemvätskan främst som negativt laddade komplex.

Koppar

Koppar (Cu; essentiellt). Aktivt upptag av Cu sker i det icke toxiska koncentrationsområdet under det att upptaget vid högre koncentrationer är passivt. I jorden förekommer ca 99 % av den lösliga kopparen i organiska chelat. Oorganiskt lösligt koppar inkluderar sesquioxider eller karbonater, av vilka någras löslighet är pH-beroende. Koppar sorberas lätt till mineral men fallts också ut med anjoner i marken. Upptaget gynnas av lågt pH. Tillförsel av kalk, organiskt material och fosfat minskar upptaget. En måttlig omfördelning från roten till övriga delar av plantan har konstaterats.

På grund av att Cu är ett essentiellt näringsämne, tycks halterna i de flesta växter regleras internt snarare än externt (Timperly et al. 1970) vilket leder

till att koncentrationen i växten är relativt konstant på omkring 10 mg kg^{-1} , betydligt under halten i marken och relativt oberoende av rådande markfaktorer. Vid mycket höga Cu-halter i marken, över 1000 mg kg^{-1} , bryter exkluderingsmekanismen samman vilket resulterar i att Cu-halten i plantan ökar kraftigt vid en liten ökning av halten i marken (Baker och Brooks, 1989).

Krom

Krom (Cr; essentiellt). Upptaget av krom till växten sker lättast då Cr förekommer i form av 6-värd kromat (CrO_4^{2-}). Kromat är toxiskt och kan förekomma i jordar med högt pH-värde och hög redoxpotential (oxiderande miljö). I den kemiska miljön som råder i de flesta andra jordar är den vanligaste kromformen 3-värd Cr^{3+} . Cr^{3+} -jonen, som är essentiell för högre livsformer, förekommer vanligtvis i utfälld form i marken och den är rörlig endast i mycket sura jordar.

Halterna i växtmaterial ligger generellt under 1 mg kg^{-1} , men varierar mellan arter och olika växtdelar (Baker och Brooks, 1989). Den låga biotillgängligheten för Cr är till största delen en funktion av låg löslighet, särskilt gäller detta Cr^{3+} -jonen som binds i rötterna och inte omfördelas till löven i toxiska mängder även då jordarna är kraftigt förorenade (Chaney, 1980). Ett signifikant upptag av Cr och en nedsatt tillväxt har endast registrerats hos växter som odlats i jordar som innehöll mycket höga Cr-halter, 1,4 % (Smith et al 1992).

Kvicksilver

Kvicksilver (Hg; icke essentiellt). Hg binds i marken i form av obetydligt rörliga organiska komplex vilket gör att Hg-koncentrationen i marken med tiden kan byggas upp. Reduktion till elementär form leder till bildandet av toxiska ångor. Upptaget gynnas av metylering och förekomst av andra organiska Hg-föreningar.

Mangan

Mangan (Mn; essentiellt). Tas upp i form av Mn^{2+} och omfördelas lätt från roten till andra delar av plantan. Mn med andra oxidationstal än 2+ deponeras i marken främst i form av olösliga oxider. Upptaget gynnas av anaerobiska förhållanden och lågt pH.

Under normala förhållanden ligger Mn-halterna i löv mellan 20 och 500 mg kg^{-1} . Toxiska symtom uppkommer vid ca 1500 mg kg^{-1} . Det finns dock flera taxa, alla hemmahörande i Nya Kaledonien, som kan ha en Mn-halt på $10\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ eller 1 % av biomassan (ts). *Macadamia neurophylla* (familjen Proteaceae, från Nya Kaledonien) kan tom innehålla över 4 % Mn (Baker and Brooks, 1989).

Nickel

Nickel (Ni; essentiellt). Ni är toxiskt vid höga koncentrationer. Ni tas upp i olika lösliga former (troligen som lösliga organiska chelat eller adsorberat till oxider). Upptaget är sannolikt delvis ett aktivt upptag och gynnas av ett pH-värde i marken på under 6. Upptaget missgynnas av närvaro av kalk, Fe och fosfat. I marken kan Ni fällas ut tillsammans med Fe och Mn. Ni adsorberas gärna till organiskt material. En måttlig omfördelning från roten till övriga delar av växten har iakttagits.

Ni-halten i växter ligger normalt inom intervallet 0,1-1 mg kg⁻¹, men växter från serpentinjordar (jordar bildade av basiska bergarter rika på tungmetaller, bl a Ni, Cr och Co) kan ha 100 till 1000 gånger högre halter (Baker och Brooks, 1989). Förutom pH påverkas Ni-tillgängligheten av redoxpotential och toxiciteten beror på närvaro av Ca²⁺, Mn²⁺ och andra joner på grund av konkurrensförhållanden (Robertson, 1985).

Zink

Zink (Zn; essentiellt). Upptag sker lätt i form av hydratiserad Zn²⁺ och organiska chelat men också som adsorberat till Fe- och Mn-oxider. Zn är ganska lösligt i marken och mycket rörligt i sura jordar. Upptaget gynnas av lågt pH men hindras av högt pH, hög lerhalt, hög fosfatkoncentration och hög katjonbyteskapacitet. Zn omfördelas lätt till olika delar av växten.

Medelkoncentrationen i växter är ca 100 mg kg⁻¹ men halter på 10 000 mg kg⁻¹ förekommer och används som definition av hyperackumulerande växter med avseende på Zn (Baker och Brooks, 1989).

Som framgår ovan varierar tillgängligheten för de olika tungmetallerna kraftigt. Detta är viktigt att beakta vid studiet av hur dessa ämnen tas upp i växten och vilken potential energigrödor har för att rena marken från tungmetaller. Många undersökningar av hur mycket tungmetaller som tas upp av växten är utförda i näringslösning. Även om växten har en viss potential för att ta upp en viss tungmetall kan en stark bindning i marken leda till ett lågt upptag. En stark bindning i marken minskar metallens toxiska potential vilket minskar behovet av rening.

3. TUNGMETALLHALTER I MARKEN

I Tabell 1 visas halterna av tungmetallhalterna Cd, Co, Ni, Cu, Cr, Pb, Zn och Mn (Andersson, 1977a) i 361 matjordar respektive Hg-halterna i 273 matjordar (Andersson, 1982). Av Tabell 1 framgår att i jämförelse med andra tungmetaller är Cd exceptionellt lösligt i markmiljön och därmed relativt växttillgängligt. Jøng og Bergseth (1992) beräknade den relativa tillgängligheten för tungmetaller ((NH₄OAc-EDTA-extraherbar metall / aqua regia-extraherbar metall) x100) i 35 jordar från Norge, Sverige och Finland. Den relativa tillgängligheten var högst för Cd och varierade i medeltal mellan 57 och 79%. För Pb, Cu, Zn, Ni och Mn varierade den

relativa tillgängligheten mellan 14,5-23,3 %, 16,9-24,8 %, 5-15,4 %, 6,8-23,8 % respektive 10,8-29 %. De högre värdena i den senare studien jämfört med de erhållna av Andersson (1977a) beror delvis på att det använda extraktionsmedlet tar ut en större andel av tungmetallförrådet än vad ammoniumacetat, pH 4,8, gör.

Tabell 1. Tungmetallinnehåll i svenska jordar, matjordslagret (n=361; *n=273; efter Andersson, 1977a; 1982).

Ämne	Halt, 2M HNO ₃ -lösligt, mg kg ⁻¹	Mängd, kg ha ⁻¹	Lättlöst, % av 2M HNO ₃ -lösligt
Cd	0,22	0,55	41
Co	4,8	12	<0,8
Ni	8,7	22	3,0
Cu	14,6	37	1,8
Cr	15,7	39	0,5
Pb	15,9	40	6,5
Zn	59	149	5,0
Mn	405	1 012	7,0
Hg*	0,06	0,15	<5

Fördelning av tungmetaller i marken

Vid en undersökning (Andersson, 1977a) av hur tungmetaller fördelas i markprofilen framkom skillnader i fördelningsmönster mellan de undersökta tungmetallerna. I de fyra markprofilerna (3 skogsjordar och en åkerjord utvecklad i varvig glaciallera) var halterna av Cd och Pb korrelerade med humushalten. I de 3 skogsjordarna var halterna högst i ytan, men i glacialleran med mindre uttalad ackumulering av humus i ytan var halterna jämnare fördelade med djupet. Co-, Ni- och Cr-halterna var korrelerade med komponenter ur mineralfraktionen, dvs Fe-föreningar och ler. Cu, Zn- och Mn-halterna intog en intermediär ställning. En bidragande förklaring till olikheterna i fördelning inom markprofilen kan vara att Cd och Pb tillförts marken via atmosfärisk deposition och via tillförsel av fosforgödselmedel (Cd). En annan bidragande faktor kan vara skillnader i jonradie mellan de olika tungmetallerna (Tabell 2; Andersson, 1977c).

Tabell 2. Jonradie (Ångström, Å = 10⁻¹⁰ m) och koordinationstal för ett antal tungmetaller (efter Andersson, 1988)

Pb ²⁺ >	Cd ²⁺ >	Mn ²⁺ >	Zn ²⁺ >	Cu ²⁺ =	Co ²⁺ >	Ni ²⁺ >	Cr ³⁺
1,20Å	0,97Å	0,80Å	0,74Å	0,72Å	0,72Å	0,69Å	0,63Å
Koordinationsstal >6		Koordinationsstal nr = 6					

Tungmetaller med liten jonradie och ett koordinationstal 6 eller mindre (det antal vattenmolekyler som bildar det innersta molekylskiktet runt en hydratiserad jon) har större benägenhet att fixeras i oktaedrisk positioner i sekundära mineral (lermineral) och på så sätt undandras de från den biologiska cirkulationen. Ju mindre jonradie desto effektivare är denna fixering. De frigörs igen endast i samma utsträckning som mineralen upplöses och ändras genom jordmänsbildande faktorer (Andersson, 1977c). Tung-

metaller med högre koordinationsstal än 6 och i viss utsträckning även sådana med ett koordinationsstal på 6 binds till markens organiska material. Ju större jonradie desto mer av metallen är det som binds på detta sätt. På grund av att det organiska materialet bryts ner kommer dessa joner att fortsätta att delta i biologiska processer (Andersson, 1977c).

Förutom den Cd-fördelning som erhöles av Andersson (1977a) i 4 markprofiler visade Jansson (1994) genom analys av Cd-halten i mineraljordar från sortförsök med morot i Skåne att halterna var högre i matjorden än i alven och att halterna i alven minskade med djupet. De högre halterna i matjorden förklaras med tillförsel av Cd-haltiga fosforgödselmedel och atmosfärisk deposition. I en undersökning av Cd-halterna i 23 åkerjordar från Närke visade 3 jordar högre Cd-halt i alven än i matjordar. Genom att jämföra Cd-halterna i prov från matjord och alv kan platser med naturligt (geologiskt betingade) höga halter skiljas från platser där en stor tillförsel skett (Eriksson et al, 1994).

Förekomstformer av Cd i marken

På grund av att tungmetallproblematiken inom jordbruket främst berör Cd ges här en mera detaljerad beskrivning av hur Cd förekommer i marken. Som nämnts är det framförallt Cd^{2+} som är tillgänglig för växterna. Generellt betyder detta att om Cd^{2+} -halterna minskar så minskar också tillgängligheten för Cd i marken. I marklösningen förekommer Cd som Cd^{2+} -jon och i form av komplex med oorganiska och organiska ligander (Tills och Alloway, 1983). Cd förekommer adsorberat i utbytbar form till ler, sesquioxider samt organiskt material (Brown, 1954; Sposito och Page, 1985). Specifik adsorption av Cd sker till oxider och hydroxider av Fe, Al och Mn (Tiller et al. 1984). Fastlagt Cd kan genom diffusion bindas in i goethit (vanlig Fe-mineral i podsolerade jordar), Mn-oxider och andra mineraler som finns i marken (Brummer et al. 1988). Det sätt på vilket Cd uppträder eller reagerar i den enskilda jorden beror på en rad faktorer som tex jordart, halt organiskt material, pH, nederbörds mängd, temperatur, tid, brukningsmetoder och form av det Cd som tillförs jorden. Exempelvis så påverkas den specifika adsorptionen av Cd till syntetisk goethit och till lermine-ralens kanter av pH i marken (Mann och Ritchie, 1993). Det Cd som tillförts via deposition och via fosforhandelsgödsel föreligger troligen i växttillgänglig form och kan därför lätt tas upp av växterna (Andersson, 1993; Williams och David, 1976). Detta beror på att detta Cd redan från början föreligger i lättillgänglig form men också på att fixeringen av Cd är relativt liten (Eriksson, 1989).

Hur tillfört Cd kommer att bindas i marken påverkas också av hur mycket Cd som redan finns bundet. Detta betyder att om bindningsställen som binder Cd hårt är mättade genom att mycket Cd tillförts marken tex genom kraftig gödsling med Cd-haltiga fosforgödselmedel, kan ytterligare tillförsel av Cd innebära att detta Cd blir mindre hårt bundet och därmed mera lösligt. Det är viktigt att förstå hur Cd är fördelat mellan olika former p.g.a. att olika bindningsformer har olika förmåga att frigöra Cd till marklösningen och därmed påverka lösligheten och växttillgängligheten (Mann och Ritchie, 1993).

Mann och Ritchie (1993) studerade hur pH och mängd tillsatt Cd inverkar på fördelningen av Cd-former i fyra olika jordar genom sekvensiell extraktion. Resultaten visade att en sänkning av pH generellt gav en ökning av andelen lösliga Cd-former, men att pH-effekten på fördelningen av olika former varierade mellan jordarna beroende på de dominerande aktiva komponenterna i varje jord. I den jord med högsta mullhalten ökade lösligt Cd med ökande pH samtidigt som organiskt bundet Cd också ökade. Författarna förklarar detta med en ökad löslighet hos det organiska materialet vid stigande pH.

Andra jonslag påverkar också Cd-formen. Boekhold et al. (1993) visade att Cd^{2+} kan bilda lösliga komplex med Cl^- . Endast 48% av löst Cd förekom som Cd^{2+} i en 0,02 M NaCl-lösning (jonstyrkan, $I = 0,03$). Resten av löst Cd förekom främst som CdCl^+ . Vidare minskade Ca^{2+} -sorptionen av Cd till en sandjord med ca 80% jämfört med Na^+ inom det undersökta pH-intervallet (pH 3,8- 4,9).

Cd i marken förekommer också i olika utfällningar såsom fosfater, karbonater och sulfider. Under de förhållanden som råder i jordbruksmark sker dock knappast någon utfällning av Cd varför det främst är adsorptionen till markpartiklarna som reglerar lösligheten för Cd (Christensen, 1989).

Fördelning och förekomst av Cd i svenska åkerjordar

De totala Cd-halterna i 361 matjordsprover från svenska åkerjordar varierade mellan 0,03 och 2,3 mg kg^{-1} . Medel- och medianvärdet var 0,22 mg kg^{-1} respektive 0,19 mg kg^{-1} . Motsvarande mängd blir då 0,60 kg ha^{-1} (medianvärde 0,19 mg kg^{-1} ; skrymdensitet 1,25 g cm^{-3} ; skiktjocklek 25 cm; Andersson, 1977a).

En karta över Cd-halterna i svenska åkerjordar har nyligen producerats vid Inst. för markvetenskap, SLU (Eriksson et al., 1995). Den bygger på 1811 matjordsprov och avser Cd extraherbart i HNO_3 , vilket ungefär motsvarar totalhalter av Cd. De erhållna halterna vid denna extraktion beror förutom på totalhalterna i marken också på hur stor andel av provet som löses upp vid extraktionen. Denna andel är större vid höga lerhalter och om modermaterialet är lättvittrat. Medel-, median-, minimum- och maximumvärdet var 0,26, 0,22, 0,04 och 2,93 mg Cd kg^{-1} ts. Totalt var 15 värden högre än 1,0 mg Cd kg^{-1} . Mängden i matjorden om den beräknas på samma sätt som ovan blir i genomsnitt 0,69 kg ha^{-1} .

Cd-halterna i matjorden tycks främst vara korrelerade med modermaterialet. Områden med kambrisk berggrund uppvisar ofta förhöjda halter. Sådana områden förekommer främst i Skåne, Västergötland, Östergötland, Närke och Jämtland samt i mindre områden på Öland, Gotland och Siljansringen i Dalarna. Cd-halterna är högre i de skånska moränlerorna samt på sedimentära leror i Östergötland och kring Mälaren. Däremot har lerjordar i Västergötland, vilka är avsatta i marin miljö, lägre Cd-halter än genomsnittet. Fläckvis höga halter kan bero på lokal förekomst av Cd-rikt modermaterial, som tex i Bergslagen där lokal förekomst av sulfidmalm kan ha

påverkat Cd-halterna. Även antropogena källor kan ha orsakat lokalt förhöjda halter, t ex i Rönnskärsområdet. Jordar påverkade av metamorfa bergarter såsom granit och gnejs har lägre halter än genomsnittet. Hit räknas urbergsområdena på Sydsvenska höglandet och i norra Sverige.

I en separat undersökning, som ej ingår i de 1811 jordarna som kartan grundas på, från Blekinge och Närke erhöles relativt höga Cd-halter. I Blekinge berodde de högre halterna till stor del på att flera av jordarna innehöll en hög halt organiskt material, vilket på viktsbasis ofta ger höga Cd-halter. Bland de prover som togs i Närke ingick också jordar med hög halt organiskt material men även mineraljordar påverkade av kambriska bergarter.

Tungmetaller i marklösningen

Andersson et al. (1988) studerade utlakningen av spårelement genom att mäta halterna i dräneringsvatten från sju olika försöksfält belägna från Malmöhus län i söder till Norrbottens län i norr. Jordarna representerade rena åkerjordar med olika jordart och skilda klimatiska förhållanden. Halterna i Tabell 3 (sidan 11) representerar halterna av lösta tungmetaller i dräneringsvatten.

Av Tabell 3 framgår klart att pH-nivån i marken har stor betydelse för halterna av tungmetaller i marklösningen. De låga pH-nivåerna i två av jordarna beror på närvaro av sulfidsvavel, som bildats under reducerande förhållanden då jordarna avsattes som bottensediment i den tidigare marina miljön. Vid dränering av dessa jordar oxideras sulfidsvavlet till sulfat som bildar svavelsyra. Processen leder dels till frigörandet av metaller bundna i sulfider, dels till en kraftigt sänkning av markens pH och därmed en kraftig vittring av mineral och frigörande av mineralbundna metaller (Andersson et al., 1988). Omvänt gäller att vid till exempel återskapande av våtmarker i sådana områden erhålls åter reducerande miljö i marken, vilket leder till att svavel reduceras till sulfid och i den mån tungmetaller finns närvarande i marklösningen kan dessa fastläggas som metallsulfider.

De höga halterna i dräneringsvattnet från den organogena jorden beror på de speciella dräneringsförhållanden som råder på denna lokal. Området är invallat och vatten kan pumpas ut vid behov. Vid högt grundvatten erhålls låg redoxpotential, vilket leder till att lösligheten för Mn ökar samt att organiskt material går i lösning inklusive de tungmetaller som byggts in eller hålls bundet till detta. När grundvattenytan sedan sänks genom att vattnet pumpas ut erhålls en stor avrinning och borttransport av de i markvattnet lösta substanserna (Andersson et al., 1988). Det är svårt att fastställa huruvida oxidation av sulfidsvavel också bidrar till utlakningen av tungmetaller från denna jord då svavel- och kolanalyser inte utförts på det fasta jordmaterialet.

Den genomsnittliga årliga utlakningen av tungmetaller från normala åkerjordar (mineraljordar) har beräknats av Andersson (1992) och framgår av Tabell 4. Här har också utlakningens andel av den genomsnittliga årliga tillförseln vid driftsformer baserade på stallgödsel respektive på handelsgödsel

beräknats. Som källor för tungmetaller har förutom stall- och handelsgödsel den genomsnittliga årliga tillförsel av kalk, rötslam och atmosfärisk deposition inkluderats.

Tabell 4. Genomsnittlig årlig utlakning av tungmetaller från mineraljordar ($g\ ha^{-1}$ och år^{-1}) och genomsnittlig årlig utlakning i procent av genomsnittlig årlig tillförsel via kalk, rötslam, deposition och gödsel vid driftsformer baserade på stallgödsel respektive handelsgödsel (efter Andersson, 1992)

Ämne	Utlakning	Utlakning i % av tillfört, stallgödsel	Utlakning i % av tillfört, handelsgödsel
Zn	7,5	1,5	9
Cu	4,3	4,3	22
Ni	3,9	20	68
Cr	0,7	4,9	3
Pb	0,5	0,8	0,9
Cd	0,06	5	5,9
Hg	0,01	2,3	3,8
Mn	39	5,2	25

Förorenade marker

På ett tusental platser i Sverige, främst inom de huvudsakliga gruvområdena, Kiruna-Malmberget, Skellefteå-Boliden och Bergslagen, har sulfidmalmsbrytning förekommit men endast ca 20 gruvor är fortfarande i drift. De typer av gruvavfall som förekommer är: **gruvvarp**, äldre tiders gruvavfall som består av stenar i likartad och hanterlig storlek; **slaggvarp**, en förglasad restprodukt från gamla kopparhyttor; **avfallssand**, restprodukt från moderna gruvor som består av nermalad malm. Efter anrikning förs sanden, uppslammad i vatten, via rörledningar till öppna sandmagasin.

Det samlade avfallet uppgår till mer än 300 miljoner ton. Varje år produceras 30 miljoner ton. Avfallsupplagen från gruvdriften läcker avsevärda mängder metaller. Metallutsläpp från dessa till vatten är i samma storleksordning som utsläppen av metaller till vatten från all övrig industri tillsammans, 600-700 ton per år (SNV-Rapport 4202, 1993). Zn, Cu, Pb and Cd från sulfidmalmsområdena i Bergslagen har påträffats i Östersjön, 150 km från källan (Borgegård och Rydin, 1989). Qvarfort (1979) presenterar beräknade mängder av tungmetaller som utlakas från gruvavfallsupplag från olika platser i Sverige (Tabell 5, sidan 12). Merparten av avfallet har dock inte börjat läcka ännu. Om inga åtgärder vidtas kan metallutlakningen från gruvavfall tioudubblas till år 2100 (SNV-Rapport 4202, 1993).

Förutom i löst form bortförs tungmetaller från marken bundet i eller till suspenderat material. Denna process innebär i första hand att markprofilen förlorar jordmaterial som så småningom sedimenterar i vattenmiljön. Den lösta fraktionen är omedelbart tillgänglig för organismer och när det gäller markprofilen innebär förlusten av löst material en utlakning som lämnar kvar en rest, som blivit något fattigare på de element som lakats ut (Andersson et al., 1988).

Tabell 3. Halter av lösta tungmetaller ($\mu\text{g dm}^{-3}$) i dräneringsvatten från åkerjordar spridda över Sverige (efter Andersson et al., 1988)

Jordart	n	pH	Mn	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Cr
Mineraljord	3	6,7-7,0	8,3-31,7	1,2-21,6	1,17-3,1	0,13-0,43	0,86-2,8	0,027-0,051	0,13-0,66
Mineraljord	2	$\leq 4,8$	1320-4820	188-288	35,1-38,6	0,45-0,52	102-109	0,91-1,11	0,74-0,59
Organogen jord	1	6,6	2230	36,8	2,40	0,84	3,0	0,096	0,49

Tabell 6. Tungmetallhalter i olika trädslag och grödor (mg kg^{-1} torrsbstans; 1) mg kg^{-1} friskvikt)

Växt	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Pd	Cd	Hg	Referens ²⁾
Salix, ved	5-47	74-92	7,2-23	0,64-1,2	<0,05-0,08	0,23-1,5	0,52-1,3	0,4-1,6	0,03-0,07	A, 1977b
Salix, ved	-	9-160	5,9-7,4	0,93-1,34	-	-	-	5,3-7,7	-	R-B, 1994*
Salix, ved	-	-	-	-	-	-	-	0,9-3,3	-	Ö, 1994
Salix, ved	27-109,5	54,8-73,9	2,5-5,2	0,51-1,33	-	3,07	1,02-2,56	0,85-1,64	-	T, 1987
Poppel, ved	12-44	45-70	4,6-8,0	0,47-0,61	0,10-0,15	0,22-0,44	0,7-1,4	0,43-1,7	0,04	A, 1977b
Poppel, ved	-	232-346	-	4,4	-	-	-	19,2-1147	-	R-B, 1993*
" ,rot	-	200-608	-	5,3	-	-	-	17,8-94,5	-	"
" ,löv	-	983-3233	-	36	-	-	-	29,8-73	-	"
Björk, ved	110	56	3,4	0,89	0,3	1,8	4,6	0,10	0,02	A, 1977b
Bok, ved	164	16	3,8	0,61	0,07	1,2	1,5	0,08	0,02	"
Al, ved	28	7	1,9	0,30	<0,05	0,19	0,47	0,06	0,01	"
Asp, ved	27	34	1,7	0,52	0,07	0,71	1,8	0,22	0,01	"
Gran, ved	194	40	3,6	0,72	<0,05	1,9	2,8	0,34	0,02	"
Tall, ved	12	44	5,6	1,2	0,08	2,3	2,2	0,10	0,01	"
Höstvete, kärna	40	27	4,5	0,40	-	0,02	<0,06	0,053	0,002	A, 1992
" ,halm	29	9,4	1,3	0,21	-	0,16	0,45	0,11	-	"
Korn, kärna	22	32	6,0	0,20	-	0,032	0,06	0,02	0,003	"
" ,halm	36	14	3,3	0,40	-	0,13	1,1	0,12	0,02	"
Havre, kärna	62	34	4,8	1,0	-	0,026	$\leq 0,06$	0,031	0,003	"
" ,halm	22	19	4,3	0,63	-	0,15	1,3	0,13	0,016	"
Vallgräs	50	25	6,1	1,0	-	0,11	1,0	0,05	0,005	"
Halm och rörflen	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	Ö, 1994
Raps	40	38	2,7	0,46	-	0,017	0,20	0,07	-	A, 1992
Socketbeta, rot ¹⁾	7,2	7,2	1,4	0,1	-	0,13	0,14	0,04	0,001	"
Potatis ¹⁾	2,2	4,1	0,91	0,1	-	0,005	0,015	0,016	0,002	"

2) A = Andersson, A.; R-B = Riddell-Black, D.; T = Törner, L.; Ö = Östman, G.; *metallbemängd mark

Tabell 5. Utlakade tungmetallmängder (medel-, minimum- och maximumvärden, ton år⁻¹) från gruvområden på olika platser (n) i Sverige (efter Qvarfort, 1979)

Ämne	n	Medelvärde, ton år ⁻¹	Min.värde, ton år ⁻¹	Max. värde, ton år ⁻¹
Cu	13	2,5	0,008	15
Zn	14	44	0,009	433
Pb	7	1,6	0,01	10
Cd	8	0,07	0,007	0,3
Co	2	-	0,002	0,434
Ni	1	0,05	-	-

Vid ett fältförsök på lerjord som erhållit olika mängder slam, upp till 150 kg N ha⁻¹ (3,75 ton ha⁻¹ om det totala kväveinnehållet antas vara 4%; Andersson, SLU, muntl.), erhöles ingen skillnad i tungmetallhalt i marklösningen (0,5-1,0 m djup) för de olika givorna. För alla undersökta metaller (Cr, Cu, Ni och Zn) utom för Cd var halterna under de rekommenderade kanadensiska riktvärdena för dricksvatten, 50 µg Cr dm⁻³, 1000 µg Cu dm⁻³ och 5000 µg Zn dm⁻³. För Ni saknas rekommenderat värde. Cd-halterna var dock ca 8 ggr högre (ca 40 µg Cd dm⁻³) än det rekommenderade värdet som är 5 µg Cd dm⁻³ (Labrecque et al., 1994).

De högsta värdena för utlakning av Cu och Zn härrör från Falun. Som exempel på hur stora mängder som lakats ut från dessa upplag kan nämnas att från varphögarna i Falun har sedan 1687 bl. a. 1,14 x 10⁴ ton Cu, 3,42 x 10⁴ ton Pb och 10,3 x 10⁴ ton Zn tillförts sjösystemet Tisken-Runn (Hallberg och Rickard, 1973, ur Qvarfort, 1979).

Halter i förorenade marker

Jämfört med de halter som förekommer i svensk åkermark (Tabell 1) är Cd-halterna i förorenade marker kraftigt förhöjda. Som exempel kan ett upplag i Garpenberg nämnas. Detta innehöll i genomsnitt 9 mg Cd kg⁻¹ och ett maximumvärde på 48 mg Cd kg⁻¹. Den rumsliga variationen inom upplaget var stor (Borgegård och Rydin, 1989). I en sammanställning över tungmetallhalter i malmupplag varierade Cd-halterna mellan 0,4 och 630 mg Cd kg⁻¹ och med ett medelvärde på ca 50 mg Cd kg⁻¹ (10 platser). Pb-halterna varierade mellan 12 och 32 000 mg kg⁻¹, medelvärde 2000 mg kg⁻¹ (10 platser). För Zn varierade halterna mellan 10 och 54 720 mg kg⁻¹, medelvärde 3000 mg kg⁻¹ (9 platser) (Riddell-Black, 1993). Tillförsel av slam under lång tid har också orsakat förhöjda halter av tungmetaller. Halterna i några slamförorenade jordar var i genomsnitt och beroende på vilken metall som avses mellan ca 5 och 100 gånger högre än de halter som uppmätts i svensk åkermark (Baker et al., 1994; Dickinson et al., 1994; Riddell-Black, 1994).

4. TUNGMETALLER I VÄXTEN

Tungmetallupptag till växten

Enligt Baker (1981) är det stor skillnad mellan olika växters sätt att ta upp tungmetaller och dessutom förekommer skillnader mellan olika tungmetaller. Ernst (1975) visade att Cd-halten i löv hos 12 olika växter odlade på jordar med naturligt förhöjda tungmetallhalter varierade 240 gånger mellan den lägsta och högsta nivån. *Thlaspi alpestre* (backskärvfro) innehöll $550 \mu\text{g g}^{-1}$, *Armeria maritime* (strandtrift) och *Campanula rotundifolia* (blåklocka) innehöll ca $100 \mu\text{g g}^{-1}$. Löv från arter som *Silene vulgaris* (smällglim) och *Viola calaminaria* (viol) innehöll däremot mycket låga halter.

Tungmetallhalter i olika träd och grödor

Analyser av tungmetaller i olika träd visar att halterna varierar. Dock visar resultaten att arter som Salix och poppel generellt tycks innehålla relativt höga halter (Tabell 6, sidan 11). Halterna är betydligt högre än de som återfinns i spannmål. Få studier har utförts på hur tungmetaller fördelas mellan olika växtdelar, dock tycks Cd-halterna i löven vara relativt höga (se även Tabell 7).

Toxiska effekter av tungmetaller

De primära toxiska mekanismerna för metaller är dåligt kända men är troligen lika varierande som de olika metallernas kemiska egenskaper, speciellt valens, jonradie och förmåga att bilda organiska komplex. Den starka bindningen av Cd till sulfhydrylgrupper (-SH) i enzymer och andra föreningar som deltar i växtens ämnesomsättning skulle exempelvis kunna förklara Cd's stora toxicitet (McNeill och Glimmerveen, 1993). Oavsett metallslag så orsakar ett överskott av dessa metalljoner, eller lösliga chelat, en rad biokemiska och fysiologiska förändringar i växten med några vanliga karaktärsdrag. Exempel på sådana förändringar är skador på membran, förändring av enzymaktiviteten och hämmad rottillväxt. Senare uppstår sekundära effekter såsom störningar i hormonbalansen, brist på essentiella näringsämnen, hämning av fotosyntesen, förändringar i fördelningen av fotosyntesprodukter, förändringar i vattenbalansen osv. Så småningom uppstår metallorsakad tillväxthämning (Riddell-Black, 1993).

För högre växter är det rötterna som först kommer i kontakt med de toxiska metallerna och rötterna ackumulerar vanligtvis signifikant högre metallnivåer än överjordiska delar (Breckle, 1989). Exempelvis fann Göransson och Philippot (1994) vid en studie på björkplantor att 95% av det Cd som tagits upp från en näringslösning återfanns i rötterna. Vid höga metallhalter minskar rottillväxten mera än skotttillväxten vilket leder till ett minskat rot/skott förhållande (Riddell-Black, 1993). Förutom längden förändras utbredningen av hela rotsystemet. Pb, Cu, Zn, Mn, Cd, and Cr har alla befunnits gynna tillväxten av laterala rötter (sidorötter), vilket leder till ett tätt och kompakt rotsystem och dessutom minskar rothårstätheten (Breckle, 1989). Dessa förändringar anses leda till en dålig rot-

jordkontakt och därmed sämre förmåga hos växten att kunna utnyttja markens förråd av vatten och växtnäringsämnen (Barceló och Poschenreider, 1990). Det minskade rotsystemet innebär att växten blir mera känslig för torka. Torktåliga arter bör därför kunna uppvisa större kapacitet för metalltolerans än andra grupper av växter (Riddell-Black, 1993).

De toxiska effekterna av Cd är hämning av fotosyntes och tillväxtprocesser. Fotosyntesen hämmas genom att klyvöppningar stängs eller missbildas, vilket minskar CO₂-fixeringen. Ytterligare effekter är hämning av bildning av klorofyll, ATP och kolhydrater samt att transporten av kolhydrater minskar. Tillväxtprocesserna påverkas genom att Cd konkurrerar ut Ca samt inaktiverar enzym genom att bindas till dessa. Cd hämmar också upptag, transport och transpiration av vatten genom att växten bildar färre xylem och att dessa blir dåligt utvecklade och delvis igensatta (Greger, 1993). Landberg och Greger (1994) erhöll störningar i tillväxten hos 103 Salixkloner som fått växa 20 dagar i näringslösning vid en Cd-koncentration som varierade mellan 337 och 1124 µg Cd dm⁻³ (3-10µM). Dessa koncentrationer är tusen till flera tusen gånger högre än de halter som Andersson och Gustavsson (1988) uppmätte i dräneringsvatten från ett antal åkerjordar spridda över Sverige (Tabell 3). Vid modellberäkningar av utlakning av tungmetaller från ett typmagasin med avfallssand (Södermark, 1986, ur SNV-Rapport 4202, 1993) antogs halten Cd i lakvattnet vara mellan 100 och 500 µg dm⁻³. Detta borde innebära att det inte föreligger någon större risk för att tillväxten av Salix skall hämmas av Cd-toxicitet om den inte odlas direkt i gruvavfall.

Tolerans mot tungmetaller

En nödvändig förutsättning för att en växt skall kunna klara av att lagra metaller är att den kan växa när dessa finns närvarande i odlingssubstratet, dvs uppvisar tungmetalltolerans. Tolerans är dock inte ett tillräckligt villkor eftersom denna även kan erhållas genom att växten selektivt undviker att ta upp metalljoner trots att dessa finns närvarande i substratet. Tolerans och känslighet kan innebära hög eller låg upptagningsförmåga eller undvikande av tungmetaller (Yazdani, 1993).

Baker (1981) föreslår en indelning av växter i tre grupper:

1. Ackumulerare: metaller koncentreras i överjordiska växtdelar från jordar med hög eller låg tungmetallnivå. Hyperackumulerare kallas växter som kan ta upp stora mängder tungmetaller i sina överjordiska delar, mer än mellan 0,01 och 1 % av torrsubstansen beroende på vilken metall som avses. Halterna är ofta högre än halterna i omgivande jord (Baker et al., 1994). Hit räknas en del arter ur familjen *Brassicaceae* (kålfamiljen) släktena *Alyssum* ("dådrasläktet") och *Thlaspi*. Den senare har arter som kan ackumulera mer än 3 % Zn, 0,1 % Cd och 0,8% Pb (Baker och Brooks, 1989).

2. Indikerare: upptag och transport till skotten regleras så att den interna metallkoncentrationen återspeglar den externa koncentrationen, markens tungmetallnivå.

3. Uteslutare: Metallkoncentrationen i skotten hålls på en konstant och låg nivå under ett brett markkoncentrationsintervall. Vid en kritisk markkoncentration kollapsar mekanismen, vilket resulterar i en okontrollerad transport av tungmetaller från rot till skott.

I både uteslutare och ackumulerare innebär skyddsmekanismen mot tungmetalltoxicitet en fysiologiskt kontrollerad detoxifiering av metalljoner. Det är främst platsen för detoxifieringen som skiljer dem åt. För uteslutare sker detta främst i roten men för ackumulerare sker det i skottet (Baker, 1981; Ernst, 1976). En ackumulering i löv som fälls på hösten innebär möjligheter till en årlig detoxifiering (Riddell-Black, 1993)

Växtens skydd mot Cd innebär att Cd binds i cellväggar främst i rötterna eller att Cd binds till phytogelatiner som detoxifierar Cd (Gussarsson, 1994). Landberg och Greger (1994) nämner 3 toleransmekanismer: exclusion, compartmentalisering och bindning till specifika substanser, tex phytogelatin. Enligt samma författare kan tolerans utvecklas på två sätt: i. Lågt metallupptag eller exclusion; ii. Hög ackumulering av tungmetaller, skott eller rotdetoxifiering. Tolerans i rötter innebär inte automatiskt tolerans i skott eller vice versa. Det är också fråga om olika tolerans för olika metaller.

Arter som utvecklats inom områden med metallrika jordar, det vill säga obligata metallofyter, är oftast ackumulerare, under det att de som utvecklats toleranta och icke toleranta raser på kontaminerade och icke kontaminerade jordar oftast uppträder som uteslutare (Baker, 1981).

Tungmetaller i Salix

Det har visat sig att Salix har relativt andra grödor stor förmåga att ta upp tungmetaller. Enligt Diedrich (1992) är Salix en av våra mest vattenkrävande växter. En stamvedsproduktion på 12 ton ts ha⁻¹ innebär en genomsnittlig transpiration av 500 mm år⁻¹. Den höga bulktransport detta innebär kan delvis förklara den förhöjda tungmetallhalten i Salix jämfört med andra träd (5-10 ggr högre än för barrträd). Speciellt Cd-innehållet skiljer sig markant. Skillnaden mellan upptaget till Salix och till halm och energigräs är ännu större, 35 ggr, och det årliga Cd-upptaget till Salix varierar mellan 3-14% av det växtillgängliga (EDTA-extraherbart) Cd-förrådet i marken (Östman, 1994).

Salixkloner

Ett arbete som bla syftar till att på genetisk väg få fram kloner av Salix som har stor upptagningsförmåga och kloner med känslighet för vissa tungmetaller pågår vid Inst. för skogsgenetik, SLU (U. Gullberg; R. Yazdani). De toleranta klonerna är tänkta att användas på marker med förhöjda tungmetallnivåer under det att de känsliga klonerna används som indikatorer vid miljöövervakning. När det gäller toleranta kloner är både sådana som ackumulerar metaller i skördbara delar och sådana som undviker att ta upp tungmetaller av intresse (Gullberg, 1993).

De flesta studier av tungmetallackumulering i *Salix* har endast berört Cd. Landberg och Greger (1994) fann vid en studie av olika *Salix*kloner som fått växa i en lösning innehållande 1 μM Cd under 20 dagar att Cd-halten i skotten varierade mellan 0,1 och 10 mg kg^{-1} och att den högsta halten var ca 80 gånger högre än den lägsta. Några kloner ackumulerade 7-10 gånger mer i skotten än medelvärdet för alla undersökta kloner. Cd-halterna i rötterna varierade mellan ca 10 och 300 mg kg^{-1} och alla kloner ackumulerade mer Cd i rötter än i skott. Transporten från rot till skott varierade mellan 1-72% (medianvärde 10,5%) för de undersökta *Salix*-klonerna. Klon 88-5-3 innehöll endast ca 1 mg kg^{-1} i skottet men ca 75 mg kg^{-1} i roten och representerar en rotackumulerande klon. Det fanns dock skottackumulerande kloner med relativt hög ackumulering i skotten och ungefär lika hög halt i roten, tex klon 78198 som innehöll ca 8 mg kg^{-1} i skottet och ca 20 mg kg^{-1} i roten.

Att andra faktorer än klonegenskaper kan ha avgörande betydelse på Cd-upptaget till *Salix* visades av Törner (1987). Han fann att skillnaden i Cd-halt mellan olika kloner av *Salix* odlade på friland var mindre än mellan olika marktyper och mellan 1-åriga respektive fleråriga plantor.

Lämpliga tillämpningar för olika Salixkloner

Då syftet är att rena mark med avseende på Cd lämpar sig enligt Landberg och Greger (1994) kloner som ackumulerar stora mängder Cd i skotten bäst (t ex klon 78198). Om rötterna tas bort vid nyplantering kan även rotackumulerare användas. Specifik såväl som generell tolerans och ackumulering av olika tungmetaller förekommer (Landberg och Greger, 1994). Detta gör det möjligt att använda specifika kloner för att rena jorden från någon speciell tungmetall, t ex Cd, och därmed minska risken för att brist av någon av de essentiella tungmetallerna uppstår, t ex brist på Cu eller Zn.

Toleranta kloner med hög ackumulering i rötter och kloner med lågt nettoupptag kan lämpligen användas vid odling på kraftigt förorenade jordar (eller marker med naturligt mycket höga halter, t ex jordar utvecklade från alunskiffer), där en låg tungmetallhalt är önskvärd i ovanjordiska delar. Kloner med dessa egenskaper bör, i kombination med täckning, även passa för beväxning av gruvavfallsupplag där syftet är att minska vittring och utlakning av tungmetaller.

Kloner med hög ackumulering i rötterna kan användas som vegetationsfilter runt gruvavfall genom att fastlägga utvittrade metaller i sina rötter.

Bark och ved

Tungmetallhalterna tycks vara högre i bark än ved (Törner, 1987). Andersson (1977b) erhöll högre värde i bark än i ved vid analyser av tungmetallhalter i en *Salix*klon och en poppelhybrid.

Cd inlagras i högre grad än andra tungmetaller i veden (Törner, 1987). Denna slutsats drogs av att Cd-halten i *Salix* inte minskade med plantans ålder, mellan 1 och 3 år. Med stigande ålder minskar andelen bark.

Tungmetallpump

Riddell-Black (1994) fann att vissa lövträd förflyttar metaller till löven strax innan lövfällningen. Detta gällde också *Salix* odlad på jordar med höjda tungmetallhalter genom tillförsel av rötslam (Tabell. 7). Halten var högre i löven mot slutet av vegetationsperioden och var under hela perioden över toxisk nivå. Variationen var dock stor mellan olika varianter. Hur detta påverkar rotkoncentrationen är dock inte undersökt. Relativt höga lövhalter har också bl a hittats i poppel och björk. Ofta är halterna i löven högre än i stammen (Riddell-Black, 1993).

I överjordiska delar av träd inom ett blandat lövskogsbestånd återfanns hos de flesta av de studerade arterna de högsta halterna av Pb, Cd och Zn i löven (V. Hook et al., 1977, ur McNeill och Glimmerveen, 1993).

Ökningen av tungmetallhalten i löven fram till lövfällningen är en process som innebär att tungmetaller elimineras från trädet när löven fälls på hösten. Detta kan betraktas som en årlig självrening för träden (Fromm, et al., 1987, ur McNeill och Glimmerveen, 1993). Om *Salix* tar upp tungmetaller från alven kan denna mekanism resultera i att tungmetaller genom lövfällning deponeras i matjorden. Om växttillgängligheten hos tungmetallerna i alven är hög kan odling av *Salix* orsaka en anrikning i matjorden i stället för att minska tungmetallhalterna (Riddell-Black, 1993).

Produktionen av löv i en normal svensk *Salix*odling vid full slutenhet uppgår till ca 4 ton ts ha⁻¹ (180 cm² g⁻¹ ts löv och "leaf area index" = 7 vid slutet bestånd; Verwijst, SLU, muntl.). Då skulle 5,9 - 11,2 g Cr, 37 - 51 g Ni, 50 - 57 g Cu, 2364 - 2808 g Zn, 45 - 60 g Cd och 14 - 23 g Pb återföras till marken per ha och år om halterna i Tabell 7 tas som utgångspunkt.

Tabell 7. Förändring av halterna hos tungmetallerna Cr, Ni, Cu, Zn, Cd och Pb i löv från juli till september hos fyra *Salix*-kloner odlade i jord som under lång tid tillförts slam, samt stamvedens halter av Ni, Cu, Zn och Cd (mg kg^{-1} torrsubstans; efter Riddell-Black, 1994)

Klon		Månad	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
	Jord		358	93	140	419	6	200
S. viminalis 'Bowles hybrid'	Löv	juli	0,309	10,44	13,14	346	7,29	<1
		september	2,79	12,67	13,63	643	11,26	5,7
	Stam		-	1,34	5,86	156,08	5,3	-
S. viminalis 'SQ683'	Löv	juli	0,205	6,96	10,44	259	5,75	<1
		september	2,18	11,78	12,46	702	12,69	5,34
	Stam		-	0,93	6,31	95,36	3,34	-
S. viminalis x trianda 'SQ83'	Löv	juli	0,258	11,46	15,8	412	11,55	<1
		september	1,48	12,12	14,26	667	14,92	3,52
	Stam		-	1,11	8,15	136,2	7,69	-
S. dasyclados	Löv	juli	0,254	7,24	12,63	386	10,75	<1
		september	1,63	9,24	13,92	591	13,49	4,19
	Stam		-	1,38	7,36	121,7	6,01	-
Genomsnittligt förhållande mellan halterna i löv och stam i september			-	12	2,0	5,3	2,5	-

5. RENING AV MARK

Vid val av gröda för rening av mark måste hänsyn tas till var i grödan ackumuleringen av tungmetaller sker och hur handhavandet av grödan görs, främst hur ofta grödan skördas. De absoluta halterna i de skördbara delarna behöver inte vara extremt höga om växten skördas ofta. Träd som kan odlas med korta rotationstider på mellan 3-10 år har därför en relativt stor potential att rena mark. Sådana träd återfinns bl a inom släkten som vide (*Salix*), poppel (*Populus*), al (*Alnus*) och björk (*Betula*). Gemensamt för dessa träd är att de kan producera nya stammar från de stubbar som blir kvar efter skörd. För att rotsystemet skall överleva är det dock nödvändigt att skörden sker under vintern. Det innebär att endast tungmetaller i stammarna förs bort med skörden och att de som finns i löven och roten återförs eller stannar kvar i marken (Riddell-Black, 1993). En betydelsefull faktor för hur effektiv reningen ska bli är mängden producerad biomassa.

Tidspekter på rening

Vid ett fältförsök (Riddell-Black, 1994) där jorden tillförts 200 m^3 slam ha^{-1} (100 ton ha^{-1} om skrymdensiteten hos slammet antas vara $0,5 \text{ kg dm}^{-3}$) beräknades den årliga bortförelsen av tungmetaller genom skörd av fyra olika *Salix*-kloner och en antagen genomsnittlig skörd på 10 ton ts per ha och år till mellan 9,3 och 13,8 g

Ni, 58,6 och 81,5 g Cu, 954 och 1560 g Zn samt mellan 33 och 77 g Cd per ha. Dessa mängder innebär en bortförel av mellan 2,27 och 3,37 % Ni, 3,26 och 4,53 % Cu, 27,6 och 45,2 % Zn samt mellan 190 och 426 % Cd av det som tillfördes vid en giva på $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Cd är alltså den enda metall där växtupptaget överskrider tillföreln via slavgivan.

En rad beräkningar av hur lång tid det tar för att minska tungmetallhalterna i starkt förorenade marken har gjorts för olika träslag (Riddell-Black, 1993). I Tabell 8 nedan, visas tre exempel där målet för reningen har varit att bortföra den mängd som motsvarar den lösliga fraktionen av respektive tungmetall (Tabell 1) istället för att nå ner till en viss målkoncentration i marken, vilket var målet i de ursprungliga exemplen. De mängder som redovisas i exemplen är mycket högre än de som återfinns i svensk åkermark, möjligen med undantag för Pb (Tabell 1).

De höga tungmetallhalterna i de jordar som ingår i exemplen i Tabell 8 är inte relevanta för svenska åkerjordar, där denna teknik att rena mark på sikt skulle kunna tillämpas i stor skala och eventuellt ingå i någon typ av växtföljd för återkommande "putsning" av tungmetallhalterna. Mycket få studier har utförts på "normala" jordar. I en studie beräknade Östman (1994) att med en skörd på 10 ton ts^{-1} och en Cd-halt i Salixveden på $2,1 \text{ mg kg}^{-1}$, bortförs 11,5% (23 g Cd ha^{-1}) av matjordens (20 cm) växttillgängliga Cd (200 g Cd ha^{-1}) varje år. Detta innebär att på ca 10 år skulle en mängd motsvarande den lösliga fraktionen ha förts bort med veden. De undersökta 10 mineraljordarna innehöll betydligt mindre Cd än jordarna i ovan nämnda exempel, i genomsnitt $0,18 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ ts totalt och $0,079 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ ts i form av växttillgängligt Cd eller 45 % av totalhalten.

Tabell 8. Beräknade erforderliga tider för rening av starkt tungmetallförorenade jordar. Modifierat efter Riddell-Black (1993; 1994)

Exempel 1. Beräkningarna baseras på ett kärlförsök där sju veckor gamla plantor av *Acer pseudoplatanus* (lönn) användes. Följande antaganden gäller för beräkningarna: rotationperiod = 75 år; produktion = 1,5 ton ha⁻¹ år⁻¹; rotdjup = 0,5 m; skrymdensitet = 1,3 g cm⁻³; konstant årligt upptag och ingen ytterligare tillförsel av tungmetaller

Metall	Mängder i jorden, kg ha ⁻¹	Halter i veden, mg kg ⁻¹	Bortförsel via veden, g ha ⁻¹ , år ⁻¹	Tid för rening, år
Cu	429	22,9	34,4	225
Ni	773,5	7,8	11,7	1977
Pb	45,5	5,4	8,1	364
Zn	3217,5	185	277	580
Cd	65	5,4	8,1	3277
Cr	533	28,5	42,7	626

Exempel 2. Beräkningarna baseras på sex månaders tillväxt av sticklingar från hybridpoppel. Följande antaganden gäller vid beräkningarna: rotationstid = 30 år; produktion = 5,6 ton ha⁻¹ och år⁻¹; i övrigt som i exempel 1

Metall	Mängder i jorden, kg ha ⁻¹	Halter i veden, mg kg ⁻¹	Bortförsel via veden, g ha ⁻¹ , år ⁻¹	Tid för rening, år
Zn	4153,5	346	1938	106
Cd	244,4	41,5	232,4	430

Exempel 3. Beräkningarna av hur lång tid det tar att rena matjorden baseras på ett fältförsök med 4 *Salix*-kloner. Följande antaganden gäller vid beräkningarna: rotationstiden ej angiven; produktion = 10 ton ha⁻¹ och år⁻¹; jorddjup = 25 cm; i övrigt som i exempel 1

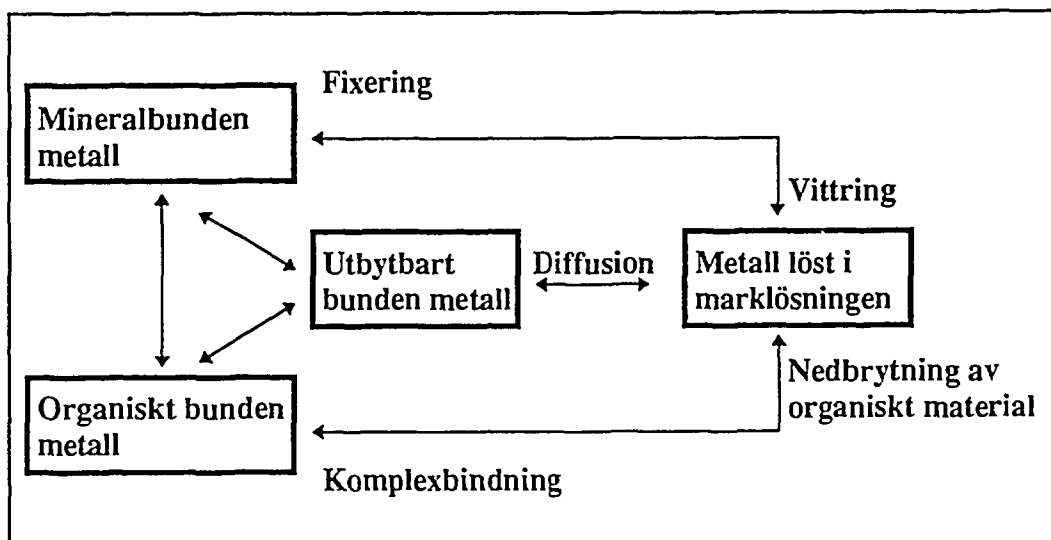
Metall	Mängder i jorden, kg ha ⁻¹	Halter i veden, mg kg ⁻¹	Bortförsel via veden, g ha ⁻¹ , år ⁻¹	Tid för rening, år
Ni	302	9,3 - 1,38	9,3 - 13,8	395 - 585
Cu	455	5,86 - 8,15	58,6 - 81,5	16 - 23
Zn	1362	95,4 - 156	954 - 1560	44 - 71
Cd	19,5	3,3 - 7,7	33 - 77	104 - 235

I de nämnda exemplen har den tid beräknats som skulle behövas för att rena marken från den fraktion som kallas löslig eller växttillgänglig. Denna fraktion har bestämts genom att jorden extraherats med ammoniumacetat eller EDTA och ammoniumacetat vid pH-nivåer mellan 4,7 och 4,8. Dessa extraktionsmedel är relativt starka och tar ut betydligt mer än vad som är omedelbart tillgängligt för växten, nämligen metalljoner lösta i marklösningen och sådana bundna i utbytbar form (elektrostatiskt) till markkolloidernas ytor. Den omedelbart tillgängliga fraktionen utgör enligt Andersson, SLU (muntl.) troligen endast ca 25% av vad som ovan benämnts som löslig eller växttillgänglig. Det betyder att tiden för att rena marken från den mängd metall som föreligger i omedelbart växttillgänglig form är betydligt kortare än de som erhållits i exemplen. Detta förutsätter

emellertid att inga flöden sker mellan pooler med olika hårt bundna metaller. I marken sker dock kontinuerligt sådana flöden av metaller (Fig. 1). Exempelvis så ersätts metalljoner lösta i marklösningen som tagits upp av växterna med joner från den utbytbara poolen, men också direkt genom upplösning av mineral (vittring) samt nedbrytning av organiskt material i vilket metaller finns inbyggda. Hur snabbt dessa flöden sker beror bl a på den kemiska miljön i marken, mineralsammansättning, hur lättvittrade de ingående mineralen är och halten organiskt material.

Ur Tabell 7 ovan, framgår att halten Cd i löven strax innan lövfällningen i genomsnitt är ca 2,5 gånger högre än i voden. Om detta förhållande också gäller för de Salixkloner som studerats av Östman (1994) fås en Cd-halt på $5,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ts i löven. Om detta kombineras med en lövförnaproduktionen av 4 ton ts ha^{-1} och år^{-1} innebär det att 21 g Cd ha^{-1} och år^{-1} återförs till marken vid lövfällningen. Det innebär ett totalt upptaget är då 44 g Cd ha^{-1} och år^{-1} och att ca 50 % av detta bortförs via skörden. Alvens bidrag till det totala upptaget är således avgörande för hur effektiv reningen av matjorden blir.

Att Salix tar upp Cd från alven förefaller troligt då rötter normalt påträffas ned till ca 1 m djup (Verwijst, SLU, muntl.). Öborn och Andersson (1993) visade att alvens pH-nivå påverkar upptaget av tungmetaller och Se till vårmete och potatis. Detta förklarades dels med att trots normalt lägre halter i alven är den rotgenomvävda jordvolymen stor och dels är halten organiskt material i alven lägre än i matjorden, vilket gör att tungmetallerna blir mera växttillgängliga. Alvens pH-värde påverkade alltså också upptaget till potatis som liksom Salix är en gröda med relativt grunt rotsystem.



Figur 1. Förenklad principskiss över pooler och flöden av metaller i marken.

Av dessa exempel framgår det att den tid som fordras för energigrödor att rena mark är mycket lång på marker med kraftigt förhöjda tungmetallhalter. Den största

potentialen för att rena mark med träd är i sådana fall då föroreningsnivåerna är låga, arealerna stora och där tiden för reningsprocessen inte är av stor betydelse, alltså sådana områden där tekniska lösningar blir allt för dyra (Riddell-Black, 1993; 1994). Till denna kategori jordar bör svensk åkerjord med måttligt förhöjda Cd-halter kunna räknas och där en måttlig sänkning av Cd-halterna önskas för att minska riskerna att grödans Cd-innehåll skall överskrida ett eventuellt framtida gränsvärde. Vidare är det mest lämpligt att rena marker där matjorden erhållit förhöjda halter genom tillförsel av gödselmedel, rötslam eller deposition och där alvens Cd-innehåll fortfarande är lågt. Sådana marker kan som nämnts ovan identifieras genom Cd-analyser i matjord respektive alv.

Lokalt förekommer områden med jordar med förhöjda halter till följd av utsläpp från industrianläggningar som varit i bruk under lång tid (t ex Rönnskär-Skellefteåområdet och områden i Bergslagen). I dessa områden bör det främst vara matjordslagret som förorenats, vilket innebär att det bör vara möjligt att erhålla en rening med hjälp av energigrödor. Hur stor arealer dessa områden representerar har inte gått att få fram. Att dessa områden ofta är belägna i norra delen av Sverige kan vara ett problem för odling av *Salix*. De kloner som används idag för energiskogsodling är inte speciellt frosttåliga. *Salix* finns dock spridd över hela landet i vilda bestånd, varför det bör vara möjligt att ta fram lämpliga kloner för odling i norra Sverige. Produktionen av biomassa blir dock troligen lägre än i södra Sverige (Verwijst, SLU, muntl.) Förutom frosttålighet måste då också metallupptaget hos de olika klonerna studeras.

6. LÅGT UPPTAG FRÅN FÖRORENAD MARK.

Bland de åtgärder som föreslås för att minska läckaget av metaller från förorenade marker, som t ex sulfidmalmsupplag, nämns täckning med oförorenad jord, kalkning samt etablering av vegetation. Dessa åtgärder syftar till att minska vittringen av pyrit (FeS_2) i upplagen och därmed minska läckaget (Qvarfort, 1979). Täckningens mäktighet bör vara tillräcklig för att en upptransport av tungmetaller via lövförna från den underliggande sulfidmalmen minimeras. Vid en undersökning av tungmetallhalter i björk på ett upplag i Garpenberg som under 10 år varit täckt med ett jordlager av varierande mäktighet erhöles ett negativt samband mellan Cd- och Zn-halterna i löv och det täckande jordlagrets mäktighet. Det tjockaste jordtacket var ca 1,2 m och även då var halterna i löven förhöjda jämfört med kontrollen (Borgegård och Rydin, 1989).

Att försöka rena dessa områden från tungmetaller med *Salix* förefaller som en orimlig uppgift med tanke på de mycket höga halter som förekommer. Här är den bästa lösningen att täcka upplaget enligt de metoder som finns framtagna (SNV-Rapport 4202, 1993) och sedan odla en *Salix*klon som inte tar upp tungmetaller i sina överjordiska delar. I anslutning till dessa upplag kan också *Salix* användas som ett vegetationsfilter för att fånga upp tungmetaller som frigörs genom vittring.

Förutom de rent miljörelaterade effekterna bör också det estetiska värdet hos dessa områden öka genom plantering av Salix.

7. PÅGÅENDE FORSKNING

Enligt Maria Greger pågår olika forskningsprojekt angående tillämpningar av energigrödor för rening av mark just nu i ett flertal länder: England, Belgien, Holland och Sverige. Resultat från denna forskning kommer att bli tillgänglig inom det närmaste året.

J. Eriksson, SLU, studerar Salix-odling som metod att minska totalhalter och löslig fraktion av Cd i åkermark. Syftet med projektet är att undersöka om totalhalten och växttillgänglig fraktion av markens Cd påverkats av långvarig Salixodling. Förhållandena i 8 långliggande Salixodlingar eller försöksrutor i Salix-försök har jämförts med dem i intilliggande referensytor. På varje försöksplats togs jordprov i 4 rutor i försöket/odlingen och i 4 referensytor av motsvarande storlek på intilliggande mark. Prov togs i olika nivåer ned till 65 cm djup med hjälp av jordborr. Salix provtogs genom att från ca 20 skott i varje ruta klippa 10 cm bitar på varje meter av stammen. Även blad provtogs i varje ruta.

Resultaten visar att i 6 av 8 provplatser tenderade halten HNO_3 -lösligt Cd (motsvarar ungefär totalhalten) i matjorden att vara lägre i Salixodlingen än i referensytan. För alven var mönstret otydligare än i matjorden. Beräkningar visade att de mängder som tagits upp från hela profilen i många fall motsvarade de mängder som bortförts via upptag i Salixbeståndet. Upptaget av Cd till Salix är inte koncentrerat till matjorden utan sker i hög grad även från alven. På grund av relativt höga halter i bladen (i samma storleksordning som i stammen; blad $0,31 - 1,96 \text{ mg kg}^{-1}$; stam $0,35 - 2,43 \text{ mg kg}^{-1}$) kan en omfördelning av Cd från alven till matjorden ha skett via lövföranan.

Eftersom vete och många andra jordbruksgrödor har djupa rötter är det inte omöjligt att minskningen av tillgängligheten i hela markprofilen kan ha betydelse för upptaget även om matjordens halter inte påverkas så mycket.

Cd lösligt i $0,01 \text{ M CaCl}_2$ (omedelbart växttillgängligt) uppvisade en tydlig tendens till lägre halter i Salixodlingarna än i referensytorna. I 6 av 8 provplatser var halten lägre i hela markprofilen. Salixodling orsakade alltså en tydlig minskning av den omedelbart växttillgängliga CaCl_2 -fraktionen. Denna fraktion utgör dock en mycket liten del av totalhalten och är dessutom labil bl a på grund av sitt starka pH-beroende. En osäkerhet råder över hur varaktig en minskning av CaCl_2 -fraktionen är och hur snabbt den fylls på av hårdare bundet Cd när Salixgrödan tas bort och det årliga upptaget av Cd minskar kraftigt.

Osäkerheten i resultaten från försöket kan troligen till en del förklaras av att Salixodlingarna i försöket inte från början var konstruerade för att studera Salix

förmåga att rena marken. Således var en del av referensytorna inte representativa för konventionellt jordbruk, en stor variation förelåg mellan de ingående Salixbeståndens ålder, intensiteten i skötseln av bestånden varierade, det var stor variation i jordart och pH mellan provplatserna och på de olika försöksplatserna hade olika Salixkloner använts.

Drucilla Riddell-Black, WRc, England, kommer inom kort att publicera resultat från undersökningar som rör denna problematik.

8. FÖRSLAG PÅ FRAMTIDA FORSKNING

Flödesstudier

Kvantifiering av flödet av tungmetaller från alven till bladet och till matjorden via bladförman är av största betydelse för att utröna Salix lämplighet som markrenare. De ofta höga metallhalterna i bladen gör det nödvändigt att kunna uppskatta hur stor andel av metallerna som härrör från alven under olika markförhållanden. Likaså bör eventuella klonskillnader studeras för att göra det möjligt att minimera detta flöde. Nettoförändringar av tungmetallhalterna i markprofilens olika horisonter kan också kartläggas i en sådan studie.

Flödesstudier kan utföras i ett systematiskt upplagt fältförsök där halter och mängder i olika tungmetallpooler bestäms och där bladförna insamlas och analyseras. Alternativt kan Salix också odlas i lysimetrar med uppbyggda markprofiler där alven märkts in med isotoper av den metall eller de metaller som önskas studeras. Nackdelen med den senare metoden är att Salix kräver stora lysimetrar och att markprofilen blir störd.

Frigörande av i marken hårt bundna tungmetallfraktioner

Förmågan hos Salix att ta upp eller frigöra hårt bundna former av Cd bör studeras. Enligt Mench och Martin (1991) har rotexudat från olika växter olika förmåga att extrahera Cd från marken. Rotexudat kan påverka lösligheten och upptaget av näringsämnen indirekt genom deras effekter på mikrobiell aktivitet, rhizosfärens fysikaliska egenskaper och rottillväxtmönstret. Den direkta påverkan sker genom försurning, chelatbildning, utfällning och genom oxidation-reduktionsreaktioner. Författarna förklarar tobaksplantans höga Cd-upptag med att dess rotexudat har en relativt stor förmåga att öka Cd-lösligheten i rhizosfären.

En annan aspekt som bör vara intressant att studera då det gäller förmågan att frigöra hårt bundna metaller är effekter på och av mykorrhiza. Interaktionen mellan träd och mykorrhiza är mycket komplicerad och i vilken grad tillväxt och tolerans hos träd på kontaminerade jordar påverkas av mikrobiellt samspel är dåligt känt. Rapporter om såväl minskad som ökad giftighet hos metaller till följd av effekter från mykorrhiza föreligger (Riddell-Black, 1993).

Förmågan hos olika energigrödor att ta upp metaller från hårt bundna fraktioner skulle kunna undersökas genom att bestämma storleken på en jords lättlösliga fraktion genom val av lämpligt extraktionsmedel. Grödan planteras sedan i jorden och efter skörd bestäms den upptagna mängden metall som sedan jämförs med jordens lättlösliga förråd.

Frosthärdiga Salixkloner

Många av de områden som förorenats med tungmetaller genom långvarig emission från industrianläggningar är belägna i norra Sverige. För att kunna rena dessa jordar med Salix är det nödvändigt att hitta eller förädla fram frosthärdiga kloner med hög ackumulering i skotten.

Genteknik

Att använda genteknik för att identifiera gener hos hyperackumulerande växter och föra över dessa till grödor med hög produktion av biomassa bör vara ett intressant forskningsområde (Baker et al., 1994). Tekniken finns men det krävs lång tid för att få fram en färdig produkt (Gullberg, SLU, personliga kommentarer).

9. SLUTSATSER

Rening av mark

Rening av mark med *Salix* är en teknik som är särskilt lämplig på marker där matjorden erhållit förhöjda halter genom tillförsel av gödselmedel, röttslam eller deposition och där alvens tungmetallinnehåll fortfarande är lågt. Till denna kategori jordar bör svensk åkerjord med måttligt förhöjda Cd-halter kunna räknas och där en måttlig sänkning av Cd-halterna eftersträvas.

Jordar där alvens tungmetallförråd antingen är stort eller har hög växttillgänglighet är troligen direkt olämpliga att rena med *Salix* pga metallflödet från alven till matjorden via bladförnan.

För att erhålla bästa rening av marken är det viktigt att välja *Salix*kloner som ackumulerar stora mängder tungmetaller i skotten. Kloner med specifik ackumulering av t ex Cd kan i vissa fall vara att föredra om halterna av de essentiella metallerna Zn, Cu och Mn är låga.

Odling av *Salix* på kraftigt förorenade marker

Vid odling av *Salix* på kraftigt förorenade marker eller marker med naturligt höga tungmetallhalter är ett lågt upptag till skördbara delar av *Salix*plantan att föredra. I Sverige finns ett stort antal gruvavfallsupplag som läcker stora mängder tungmetaller till grundvatten, sjöar och vattendrag. För att minska vittringen och utlakningen från dessa upplag kan marktäckning i kombination med etablering av ett vegetationstäckande vara en bra metod.

I anslutning till dessa och liknande områden kan rotackumulerande *Salix*kloner också fungera som ett vegetationsfilter genom att fastlägga utvittrade tungmetaller i sina rötter.

10. LITTERATURLISTA

- Andersson, A. 1977a. Heavy metals in Swedish soils: On their retention, distribution and amounts. *Swedish J. agric. Res.* 7, 7-22
- Andersson, A. 1977b. Tungmetallproblematiken vid energiproduktion i form av minirotationsbruk. Rapport till Energikommissionen, Grupp A, säkerhet och miljö. Inst. för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Andersson, A. 1977c. The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius. *Swedish J. agric. Res.* 7, 79-83.
- Andersson, A. 1982. Något om tunga metaller i mark och växtodling. *Svensk Veterinärtidning* 34, 11, 481-485.
- Andersson A. och Bingefors, S. 1985. Trends and annual variations in Cd concentrations in grain of winter wheat. *Acta Agric. Scand.* 35, 339-344.
- Andersson, A., Gustafsson, A. och Torstensson, G. 1988. Utlakning av spårelement från odlad jord. *Ekohydrologi* 26, Avd för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 13-22.
- Andersson, A. och Simán, G. 1991. Levels of Cd and some other trace elements in soil and crops as influenced by lime and fertilizer level. *Acta Agric. Scand.* 41, 3-11.
- Andersson, A. 1992. Trace elements in agricultural soils - fluxes, balances and background values. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4077.
- Andersson, A. 1993. Cd-situationen i jordbruksmark. I: Kadmium i spannmål. Seminarium på SLR april 1993 (red. A. Jonsson), Rapport från SLR FoU nr. 155A.
- Baker A.J.M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3 (1-4), 643-654.
- Baker A.J.M. och Brooks, R.R. 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery* 1, 81-126.
- Baker A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D. och Reeves, R.D. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling* 11, 41-49
- Balsberg Pålsson, A.M. 1985. Effekter av kadmium och koppar på växter. SNV Rapport 1996.
- Barceló, J. och Poschenrieder, C. 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *Journal of Plant Nutrition* 13,1, 1-37.
- Boekhold, A.E., Temminghoff, E.J.M. och Van Der Zee, S.E.A.T.M. 1993. Influence of electrolyte on composition and pH on cadmium sorption by acid sandy soil. *Journal of Soil Science* 44, 85-96.
- Breckle, S.W. 1989. Growth under stress: heavy metals. I: Waisel, Y., Kafkafi, U. och Eshel, A. (red) *The Hidden Half*. Marcel Dekker Inc. New York.
- Borgegård, S.O. och Rydin, H. 1989. Biomass, root penetration and heavy metal uptake in birch in a soil cover over copper tailings. *Journal of Applied Ecology*, 26, 585-595.
- Brown, G. 1954. Soil morphology and mineralogy. A qualitative study of some gleyed soils from North West England. *Journal of Soil Science* 30, 727-734.
- Brummer, G., Gerth, J. och Tiller, K.G. 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of Ni, Zn and Cd by goethite. 1. Adsorption and diffusion of metals. *Journal of Soil Science* 39, 37-51.
- Chaney, R.L. 1980. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. I: Bitton, G. (red) *Sludge Health Risks of Land Application*. 59-83. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor.
- Christensen, T. 1984. Effect of time, cadmium load, pH and calcium. *Water, Air and Soil Pollution* 21, 105-114.

- Christensen, T. 1989.** Cadmium soil sorption at low concentrations. Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark. Polytekniskt Forlag.
- Dickinson, N.M., Punshon, T., Hodkinson, R.B. och Lepp, N.W. 1994.** Metal tolerance and accumulation in willow. I: Aronsson, P. och Perttu, K.(red.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. SLU, Inst. för ekologi och miljövärd. Res. Report 50. Uppsala, Sverige.
- Diedrich, H. 1992.** Slam och aska i energiodlingar. Vattenfall U(B) 1992/12.
- Eriksson, J. 1989.** The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 48, 317-335.
- Eriksson, J. 1990a.** Factors influencing adsorption and plant uptake of cadmium from agricultural soils. Reports and dissertations, 4. SLU, Inst. för markvetenskap, Uppsala.
- Eriksson, J. 1990b.** A field study on factors influencing Cd levels in soils and grain of oats and winter wheat. *Water, Air, and Soil Pollution* 53, 69-81.
- Eriksson, J., Öborn, I., Johnsson, L. och Andersson, A. 1994.** Försurad mark: upptagning av Al, tungmetallet och Se i vårve och potatis. Lägesrapport 93/94. Inst. för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Eriksson, J., Söderström, M. och Andersson, A. 1995.** Kadmiumhalter i matjorden i svensk åkermark. SNV-Rapport 4450.
- Ernst, W.H.O. 1975.** Physiology of heavy metal resistance in plants. Proc. Int. Conf. on Heavy Metal in the Environment Vol. II, 121-136. Toronto, Canada.
- FAO/WHO (1993):** Report of the 8th session of Codex Committee on Cereals, Pulses and Legumes held in Washington D.C., 26-30 October 1992 - Joint FAO/WHO food Standards Programme, Codex Alimentarius Commission, 20th Session, Geneva 28 June - 7 July 1993. s 3
- Fromm, J., Essiamah, S och Eschrich, W. 1987.** Displacement of frequently occurring heavy metals in autumn leaves of beech (*Fagus sylvatica*). *Trees* 1, 3, 164-171.
- Greger, M. 1993.** Upptag och effekter av kadmium på växter speciellt på vattenomsättning. I: Perttu, K. (red.) Energiskog som vegetationsfilter för slam, avloppsvatten, lakvatten och aska. Rapport från seminarium den 14 november 1991, Ultuna, Uppsala. Inst. för ekologi och miljövärd, SLU, Uppsala.
- Gullberg, U. 1993.** Genetisk metodik att hantera tungmetaller med *Salix*. I: Perttu, K. (red.) Energiskog som vegetationsfilter för slam, avloppsvatten, lakvatten och aska. Rapport från seminarium den 14 november 1991, Ultuna, Uppsala. Inst. för ekologi och miljövärd, SLU, Uppsala.
- Gussarsson, M. 1994.** Cadmium-induced changes in nutrient composition and growth of birch (*Betula pendula*). Academic Dissertation. SLU, Inst. för hortokultur, Alnarp, ISBN 91-576-4869-7.
- Göransson, A och Philippot, S. 1994.** The use of fast growing trees as metal-collectors. I: Aronsson, P. och Perttu, K.(red.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. SLU, Inst. för ekologi och miljövärd. Res. Report 50. Uppsala, Sverige.
- Hook, R.I. v., Harris, W.F. och Henderson, G.S. 1977.** Cadmium, lead and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest. *Ambio* 6, 5, 281-286.
- Jansson, G. 1994.** Kadmium i mark och morötter. Examens- och seminariearbeten Nr 12. Inst. för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Jeng, A.S. och Bergseth, H. 1992.** Chemical and mineralogical properties of Norwegian alum shale soils, with special emphasis on heavy metal content and availability. *Acta Agric. Scand., Section B* 42 (2), 88-93.

- Labrecque, M., Teodorescu, T.I. och Daigle, S. 1994. Effect of sludge application on early development of two *Salix* species: productivity and heavy metals in plants and soil solutions. I: Aronsson, P. och Perttu, K.(red.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. SLU, Inst. för ekologi och miljövård. Res. Report 50. Uppsala, Sverige.
- Landberg, T. och Greger, M. 1994. Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? I: Aronsson, P. och Perttu, K.(red.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. SLU, Inst. för ekologi och miljövård. Res. Report 50. Uppsala, Sverige.
- Lönsjö, H. och Andersson, A. 1982. Radiobiologiska undersökningar av upptag i grödor. Jordbruksgrödors upptag av spårelement från mark och atmosfär. KHM Teknisk Rapport 82, Statens Vattenfallsverk, Vällingby.
- Mann S.S. och Ritchie, G.S.P. 1993. The influence of pH on the forms of cadmium in four West Australian soils. *Aust. J. Soil Res.* 31, 255-270.
- McNiell, J. och Glimmenveer, Iris. 1993. The pathway of heavy metals through trees, a literature review. (Silviculture North), Forestry Authority, Northern Research Station, Roslin, Midlothian, EH25 9SY, UK.
- Mench, M. och Martin, E. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant and Soil* 132, 187-196.
- Qvarfort, U. 1979. Sulfidmalmsupplag som miljöproblem. SNV Rapport 1152.
- Riddell-Black, D. 1993. A review of the potential for the use of trees in the rehabilitation of contaminated land. The Strathclyde Greenbelt Company, Rapport CO 3467, Glasgow G2 4NJ, UK.
- Riddell-Black, D. 1994. Heavy metal uptake by fast growing willow species. I: Aronsson, P. och Perttu, K.(red.) Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. SLU, Inst. för ekologi och miljövård. Res. Report 50. Uppsala, Sverige.
- Robertson, A.I. 1985. The poisoning of roots of *Zea Mays* by nickel ions, and the protection afforded by magnesium and calcium. *New Phytologist* 100, 173-189.
- Sillianpää, M., Ylärinta, T. och Jansson, H. 1988. Lead contents of different plant species grown side by side. *Annales Agriculturae Fenniae* 27, 39-43.
- Smith, S.R., Sweet, N.R., Davis, G.K. och Hallet, J.E. 1992. Effect of soil pH on availability to crops of cadmium and other heavy metals in sewage sludge-treated soils. I: Sites with a Long History of Sludge Disposal: Phase II (ET 9019), Report No DoE 3023, 7-53, WRc, Medmenham, Marlow.
- Sposito, G. och Page, A.L. 1985. Circulation of metals in the environment. I: Metal ions in Biological Systems 18, 287-332. Marcel Dekker, New York.
- Tiller, K.G., Gerth, J. och Brummer, G. 1984. The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite. *Geoderma* 34, 17-35.
- Tills, A. och Alloway, B.J. 1983. The speciation of Cd and Pb in soil solutions from polluted soils. *Int. conf. on Heavy Metals in the Environment*, Heidelberg.
- Törner, L. 1987. Växtnärings- och metallinnehåll i energiskogsved. Statens energiverk, Rapport EO-88/2, Stockholm.
- Williams, C.H. och David, D.J. 1976. The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on the cadmium contents of plants. *Soil Science* 12, 86-93.
- Öborn, I. och Andersson, A. 1993. Försurad mark: upptagning av Al, tungmetaller och Se i vårmete och potatis. Lägesrapport 92/93. Inst. för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Östman, G. 1994. Kadmium i *Salix*. Vattenfall, Projekt Bioenergi, Rapport 1994/5

10. Personliga kontakter

A. Andersson, SLU

P. Aronsson, SLU

L. Christersson, SLU

J. Eriksson, SLU

M. Greger, Stockh. univ.

U. Gullberg, SLU

A. Göransson, SLU

K. Perttu, SLU

U. Qvarfort, Uppsala univ.

K. Tiller, CSIRO, Australien

T. Verwijst, SLU

I. Öborn, SLU

19 december 1995

Tidigare utgivna rapporter inom
Vattenfall - projekt Bioenergi

- Titel : **Trädbränsle och skogsekologi**
: **Projekt skogskraft rapport nr 1**
Förf. : Lundborg A
FUD-nr : U(B) 1990/38 Datum: 90-10-16 Sidantal: 33
- Titel : **Kolbalansberäkningar för bränsleuttag i skogsbruk**
: **Projekt skogskraft rapport nr 3**
Förf. : Ågren G
FUD-nr : U(B) 1990/39 Datum: 90-10-19 Sidantal: 14
- Titel : **Inventeringsstudie biobränslepotential i södra Sverige**
: **Projekt skogskraft rapport nr 2**
Förf. : Danielsson B-O, Eriksson H, Eriksson M m fl
FUD-nr : U(B) 1990/40 Datum: 90-10-18 Sidantal: 193
- Titel : **Förstudie av trädbränsleeldade demonstrationsanläggningar**
: **Projekt skogskraft rapport nr 4**
Förf. : Westermark M
FUD-nr : U(B) 1990/43 Datum: 90-10-19 Sidantal: 118
- Titel : **Tillvaratagande av skogsbränsle som träddeklar och slutavverkningsrester**
: **- system, maskiner, metoder och kostnader**
Förf. : Brunberg B
FUD-nr : U(B) 1991/17 Datum: 91-02-25 Sidantal: 56
- Titel : **Bränsle från skogen**
Förf. : Andersson B
FUD-nr : U(B) 1991/18 Datum: 91-02-25 Sidantal: 41
- Titel : **Ny avverknings teknik för lägre skogsbränslekostnader**
: **Projekt skogskraft nr 5**
Förf. : Jörgenson K G
FUD-nr : U(B) 1991/21 Datum: 91-03-06 Sidantal: 67

- Titel : **Trädbränsle till Nässjö KVV
(Kraftvärmeverk)**
Förf. : Johansson R, Lindblom A
FUD-nr : U(B) 1991/24 Datum: 91-03-26 Sidantal: 55
- Titel : **Biobränslen i det svenska energisystemet, en modellstudie**
Förf. : Boman U
FUD-nr : U(B) 1991/33 Datum: 91-05-22 Sidantal: 47
- Titel : **Odling av lövträd på åkermark för energiändamål**
Förf. : Johansson T
FUD-nr : U(B) 1991/36 Datum: 91-05-25 Sidantal: 30
- Titel : **Atmosfärisk förgasning - diesel**
Förf. : Ekström C
FUD-nr : U(B) 1991/37 Datum: 91-06-13 Sidantal: 23
- Titel : **Bränslekaraktärisering - Kväveföreningar
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Johansson J
FUD-nr : U(B) 1991/39 Datum: 91-06-04 Sidantal: 34
- Titel : **Alkali och klor i biomassa - ett problem vid elgenerering
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Gärdenäs S
FUD-nr : U(B) 1991/40 Datum: 91-06-04 Sidantal: 43
- Titel : **Halm som bränsle för framtida elproduktion - en sammanfattning av dagsläget. Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Axenbom Å, Kristensen D, Praks O
FUD-nr : U(B) 1991/44 Datum: 91-08-01 Sidantal: 84
- Titel : **Kraftvärme från energigrödor.
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Sieurin J, Augustinsson H
FUD-nr : U(B) 1991/45 Datum: 91-05-30 Sidantal: 45
- Titel : **Vedaska i skogen.**
Förf. : Eriksson J, Börjesson
FUD-nr : U(B) 1991/46 Datum: 91-08-29 Sidantal: 77

Titel : **Trädbränsle från sågverk.
Projekt Skogskraft rapport nr 6.**
 Förf. : Thörnqvist T, Kyrkjeeide A
 FUD-nr : U(B) 1991/52 Datum: 91-08-23 Sidantal: 18

Titel : **Transportsystem för biobränslen.
Samarbete med LRF/SLR.**
 Förf. : Staland P, Westerberg D
 FUD-nr : U(B) 1991/53 Datum: 91-09-04 Sidantal: 85

Titel : **Fjärrvärme i Fellingsbro.
Samarbete med LRF/SLR.**
 Förf : Alsén L, Swahn H
 FUD-nr : U(B) 1991/54 Datum: 91-06-07 Sidantal: 33

Titel : **Ekonomi och projektredovisning
Projekt Skogskraft rapport nr 7.**
 Förf : Olsson A
 FUD-nr : U(B) 1991/55 Datum: 91-09-12 Sidantal: 67

Titel : **Biobränsleaskans sintringsegenskaper, bedömning
med hjälp av tillståndsdigram.**
 Förf : Ryding B
 FUD-nr : U(B) 1991/57 Datum: 91-08-14 Sidantal: 47

Titel : **Produktion och förädling av bränslen vid skogs-
industrin - möjligheter och förutsättningar.**
 Förf : Magnusson L
 FUD-nr : U(B) 1991/58 Datum: 91-08-23 Sidantal: 50

Titel : **Biogas för värme, el-, och drivmedelsproduktion.**
 Förf : Ström E, Ekeborg T
 FUD-nr : U(B) 1991/59 Datum: 91-09-23 Sidantal:110

Titel : **Vegaprojektet**
 Förf : Aronsson I
 FUD-nr : U(B) 1991/62 Datum: 91-10-25 Sidantal: 27

Titel : **Resultatrapport december 1991**
 Förf : UB
 FUD-nr : U(B) 1991/64 Datum: 91-12-31 Sidantal: 50

Titel : **Biobränslebaserad metanol och etanol som bränsle.**
 Förf : Ekström C, Ström E, Bengtsson A, Brandberg Å
 FUD-nr : U(B) 1991/66 Datum: 91-11-25 Sidantal: 59

Titel : **Teknik för gröndelsavskiljning samt näringsinnehållet i gröndelarna.
 Projekt skogskraft rapport nr 8**
 Förf : Hedman G, Westerberg I, Lindquist H
 FUD-nr : U(B) 1991/69 Datum: 91-12-15 Sidantal: 30

Titel : **Närvärme från energiskog - En affärsidé för lantbruksföretaget.
 Samarbete med LRF/SLR.**
 Förf : Rosenkvist H, Uhlin H E
 FUD-nr : U(B) 1992/2 Datum: 92-01-07 Sidantal: 116

Titel : **Gränsdiameters inverkan på skogsbränsletillgången.
 Projekt Skogskraft rapport nr 9.**
 Förf : Danielsson B-O
 FUD-nr : U (B) 1992/5 Datum: 92-02-26 Sidantal: 19

Titel : **Avverkning i lövbestånd anlagda på jordbruksmark.**
 Förf : Björheden R
 FUD-nr : U(B) 1992/6 Datum: 92-02-22 Sidantal: 30

Titel : **Plantöverlevnad och tillväxt efter helträdsutnyttjande
 - sammanställning av fältförsök.**
 Förf : Sinclair E, Leijon B, Albrektson A
 FUD-nr : U(B) 1992/7 Datum: 92-02-28 Sidantal: 113

Titel : **Råvarubalans och logistik för kraftvärmeverk i Skövde.**
 Förf : Eriksson Ola
 FUD-nr : U(B) 1992/11 Datum: 92-05-04 Sidantal: 56

Titel : **Slam och aska i energiodlingar.**
 Förf : Diedrich Helena
 Samarbete med LRF/SLR
 FUD-nr : U(B) 1992/12 Datum: 92-04-08 Sidantal: 77

- Titel : **Beräkningar av näringsbalanser och kväveförluster vid helträdsutnyttjande.**
 Förf : Wikström Fredrik
 FUD-nr : U(B) 1992/16 Datum: 92-05-18 Sidantal: 19
- Titel : **Granulerade vedaskors upplösning i skogsmark.**
 Förf : Börjesson Pål
 FUD-nr : U(B) 1992/17 Datum: 92-06-26 Sidantal: 30
- Titel : **Biobränslets roll i Skaraborgs energisystem.**
 Förf : Boman Ulf, Rosell Maria
 FUD-nr : U(B) 1992/18 Datum: 92-04-30 Sidantal: 53
- Titel : **Förbränningsanläggningar för trädbränsle - en databas.**
 Förf : Gustafsson Bernt
 FUD-nr : U(B) 1992/19 Datum: 92-06-17 Sidantal: 34
- Titel : **Odling av lövträd på åkermark för energiändamål - del 2. Torrsubstansproduktion hos 10-120 mm grova träd av al, asp och björk.**
 Förf : Johansson Tord
 FUD-nr : U(B) 1992/21 Datum: 1992-06-23 Sidantal: 25
- Titel : **Bioflex. Ett geografiskt informationssystem för analys av regional biobränslemarknader. Exempel Västerbotten.**
 Förf : Nordlander S, Staffansson H, Westholm E
 FUD-nr : U(B) 1992/22 Datum: 1992-06-09 Sidantal: 57
- Titel : **Från åkermark till elektricitet.**
 Förf : Sundell P, Ekeborg T
 FUD-nr : U(B) 1992/23 Datum: 1992-06-03 Sidantal: 126
- Titel : **Tekniker och metoder att i fält mäta fukthalt i bränsleflis. Projekt Skogskraft rapport nr 10**
 Förf : Andersson C, Yngvesson M
 FUD-nr : U(B) 1992/26 Datum: 1992-09-15 Sidantal: 28
- Titel : **INGA-projektet**
 Förf : Bergman J
 FUD-nr : U(B) 1992/27 Datum: 1992-09-16 Sidantal: 20

Titel : **Skogsenergins konsekvenser för floran.**
 Förf : Kruuse A
 FUD-nr : U(B) 1992/29 Datum: 1992-09-24 Sidantal: 37

Titel : **Biobränslebaserat metanol-/elkombinat - översiktlig studie**
 Förf : Ekström C, Kopp F
 FUD-nr : U(B) 1992/30 Datum: 1992-08-31 Sidantal: 29

Titel : **Trädjordbruk
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Falk B
 FUD-nr : U(B) 1992/31 Datum: 1992-07-13 Sidantal: 41

Titel : **Trädbränslen i Sverige 1800-1990 - användning och prisutveckling.**
 Förf : Schön L
 FUD-nr : U(B) 1992/32 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 41

Titel : **Miljöeffekter vid biobränsletorkning**
 Förf : Nyrén C
 FUD-nr : U(B) 1992/33 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 81

Titel : **Teknik för tillvaratagande av röjningsvirke
Projekt Skogskraft nr 11**
 Förf : Jonsson M, Kjellberg M, Lindholm D
 FUD-nr : U(B) 1992/34 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 162

Titel : **Bränsletorkning eller rökgaskondensering vid kraftvärmeproduktion?**
 Förf : Odeberg J
 FUD-nr : U(B) 1992/35 Datum: 1992-10-01 Sidantal: 79

Titel : **ADA-projektet**
 Förf : Bergman J, Petsén O
 FUD-nr : U(B) 1992/42 Datum: 1992-10-07 Sidantal: 13

Titel : **HYDRA-projektet**
 Förf : Bergman J
 FUD-nr : U(B) 1992/43 Datum: 1992-10-07 Sidantal: 18

Titel : **Svavel- och koldioxidrening**
 Förf : Lindberg A
 FUD-nr : U(B) 1992 /44 Datum: 1992-11-23 Sidantal: 77

Titel : **Komprimering av trädrester vid transport**
Projekt Skogskraft rapport nr 12
 Förf : Nordén B, Jonsson T
 FUD-nr : U(B) 1992/45 Datum: 1992-11-27 Sidantal:38

Titel : **Långväga transport av biobränsle till VEGA**
 Förf : Brunberg B
 FUD-nr : U(B) 1992/46 Datum: 1992-12-01 Sidantal: 61

Titel : **Förädlade biobränslen - En inventering av den svenska marknaden**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Sieurin J
 FUD-nr : U(B) 1992/47 Datum: 1992-11-06 Sidantal: 26

Titel : **Karakterisering av vedaska**
 Förf : Eriksson J
 FUD-nr : U(B) 1992/48 Datum: 1992-12-21 Sidantal: 38

Titel : **Prisbildning på biobränslen - förstudie**
 Förf : Hedman J
 FUD-nr : U(B) 1992/50 Datum: 1992-12-22 Sidantal: 35

Titel : **Energigrödor för biogas**
 Förf : Thyselius L, Johansson W, Mattsson L, Wallgren B
 Samarbete med LRF/SLR
 FUD-nr : U(B) 1992/51 Datum: 1992-11-23 Sidantal:63

Titel : **Bioenergins miljö- och hälsoeffekter.**
 Förf : Rosén-Lidholm S, Sundell P, Dahlberg H
 Welander L, Miljökonsulterna
 FUD-nr : U(B) 1992/52 Datum: 1992-06-30 Sidantal: 141

Titel : **Prisbildning på biobränslen i Västsverige**
 Förf : Åstrand Å
 FUD-nr : U(B) 1993/1 Datum: 1993-01-12 Sidantal: 18

Titel : **Fallförna samt mängd organiskt material i skogsmark**
 Förf : Reurslag A, Berg B
 FUD-nr : U(B) 1993/2 Datum: 1993-01-20 Sidantal: 116

Titel : **Biobränsleeldad kraftvärme i ett stort fjärrvärmesystem - systemstudier med energisystemmodellen Martes**
 Förf : Ryding B
 FUD-nr : U(B) 1993/3 Datum: 1993-01-25 Sidantal: 41

Titel : **Salixflis- eller oljeenergisystem - en samhällsekonomisk jämförelse.**
 Förf : Olandersson B
 FUD-nr : U(B) 1993/6 Datum: 1993-01-29 Sidantal: 70

Titel : **Konkurrenssituationer för biobränsle i USA**
 Förf : Järmyr A-K
 FUD-nr : U(B) 1993/7 Datum: 1993-03-01 Sidantal: 34

Titel : **Arbetsmiljön vid uttag, hantering och förbränning av biobränslen**
 Förf : Dahlberg H
 FUD-nr : U(B) 1993/8 Datum: 1993-03-11 Sidantal: 59

Titel : **Poppelplantager som biomassaproducenter**
 Förf : Telenius B, Elowson S, Christersson L
 FUD-nr : U(B) 1993/9 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 20

Titel : **Skogsbränsle minskar kvävebelastningen**
 Förf : Lundborg A
 FUD-nr : U(B) 1993/10 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 76

Titel : **Modifierad totalstegskalkyl
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Rosenkvist H
 FUD-nr : U(B) 1993/11 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 138

Titel : **Beräknad betalformåga för förädlade fasta bränslen från jordbruket.
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Hadders G, Ekeborg T, Sieurin J
 FUD-nr : U(B) 1993/12 Datum: 1993-03-04 Sidantal: 77

Titel : **Kadmium i bibränslesystemet**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Åbyhammar T, Fahlin M, Holmroos S
 FUD-nr : U(B) 1993/13 Datum: 1993-03-22 Sidantal: 106

Titel : **Regional energisystemstudie i Mälardalen**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Rosell M
 FUD-nr : U(B) 1993/14 Datum: 1993-03-25 Sidantal: 90

Titel : **Vågutrustning på flisare**
Projekt Skogskraft rapport nr 13
 Förf. : Nordén B
 FUD-nr : U(B) 1993/15 Datum: 1993-05-07 Sidantal: 31

Titel : **Statliga styrmedel på marknader för bibränslen i ett historiskt perspektiv**
 Förf. : Schön L
 FUD-nr : U(B) 1993/16 Datum: 1993-05-13 Sidantal: 43

Titel : **Skogsbränsleuttag vid gallring**
Projekt Skogskraft rapport nr 14
 Förf. : Brunberg B, Persson J
 FUD-nr : U(B) 1993/17 Datum: 1993-06-16 Sidantal: 75

Titel : **Miljökonsekvensbeskrivning: "Från vaggan till graven - fallstudie VEGA"**
 Förf. : Setzman E, Brännström-Norberg B M, Rosén-Lidholm S
 FUD-nr : U(B) 1993/18 Datum: 1993-06-09 Sidantal: 120

Titel: : **Import av bibränslen och torv.**
Projekt Skogskraft rapport nr 15
 Förf. : Albertsson N
 FUD-nr : U(B) 1993/19 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 50

Titel : **Resultatrapport 1992**
 Förf. : Projekt Bioenergi
 FUD-nr : U(B) 1993/20 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 90

Titel : **Terminallagring av bränsleflis**
Projekt Skogskraft rapport nr 16
 Förf. : Jiris R, Lehtikangas P, Oskarsson R
 FUD-nr : U(B) 1993/21 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 45

Titel : Lagring av buntade hyggesrester av barrträd
Projekt Skogskraft rapport nr 17
 Förf. : Lehtikangas P, Jirjis R
 FUD-nr : U(B) 1993/22 Datum: 1993-08-31 Sidantal: 23

Titel : Småträdsbränsle i sydsvensk slutavverkning
Projekt Skogskraft rapport nr 18
 Förf. : Laestadius L
 FUD-nr : U(B) 1993/23 Datum: 1993-09-15 Sidantal: 65

Titel : Fukthaltsbestämning i avverkningsrester
Projekt Skogskraft rapport nr 19
 Förf. : Yngvesson M
 FUD-nr : U(B) 1993/24 Datum: 1993-10-20 Sidantal: 53

Titel : Lagerstudier med Salixbränsle - Kraftvärmeverk som kund.
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Gärdenäs S
 FUD-nr : U(B) 1993/25 Datum: 1993-10-26 Sidantal: 56

Titel : Tungmetallanalyser av mossor och bäckvattenväxter i norra Estland.
 Förf. : Wikberger C, Palm H
 FUD-nr : U(B) 1993/26 Datum: 93-11-08 Sidantal: 37

Titel : Biobränslebaserade bränsleceller
 Förf. : Ramsköld A
 FUD-nr : U(B) 1993/27 Datum: 93-07-05 Sidantal: 57

Titel : Mängd trädrester efter trädbränsleskörd
Projekt Skogskraft rapport nr 20
 Förf. : Lars-Göran Eriksson
 FUD-nr : U(B) 1993/28 Datum: 94-08-22 Sidantal: 27

Titel : Regional försörjning av flis från åker och skog - En systemanalys
 Förf. : Hans Erik Uhlin, Dan Westerberg, Bertil Johansson, Birgitta Olandersson
 FUD-nr : U(B) 1993-29 Datum: 94-03-08 Sidantal: 39

Titel : Metanol och etanol ur träråvara - Huvudrapport
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Nils Elam, Clas Ekström, Anders Östman, Erik Rensfelt
 FUD-nr : 1994/1 Datum: 94-06-02 Sidantal: 80

- Titel : Metanol och etanol ur träråvara - Bilagor**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Nils Elam, Clas Ekström, Anders Östman, Erik Rensfelt
 FUD-nr : 1994/2 Datum: 94-06-02 Sidantal: 128
- Titel : Analys av miljökonsekvenser för ett kraftvärmeverk eldat med Salix**
- Jämförelse med miljökonsekvenserna för kol och skogsbränsle
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Britt-Marie Brännström-Norberg, Susanne Rosén-Lidholm, Cecilia Tärnström
 FUD-nr : 1994/3 Datum: 94-06-06 Sidantal: 93
- Titel : Biobränsle från skog till panna**
 Förf. : Sebastian Örjenfelt
 FUD-nr : 1994/4 Datum: 94-06-07 Sidantal: 48
- Titel : Kadmium i Salix**
 Förf. : Gölin Östman
 FUD-nr : 1994/5 Datum: 94-06-16 Sidantal: 22
- Titel : Skogsbränsle, aska och ekologi**
Projekt Skogskraft nr 21
 Förf. : Anna Lundborg
 FUD-nr : 1994/6 Datum: 94-06-20 Sidantal: 49
- Titel : Externbuller vid biobränsleanvändning**
 Förf. : Jonce Kotaleski
 FUD-nr : 1994/7 Datum: 94-08-15 Sidantal: 96
- Titel : Skogsbränsleanvändningens konsekvenser för ryggradslösa djur.**
Projekt Skogskraft nr 22
 Förf. : Jan Weslien
 FUD-nr : 1994/8 Datum: 94-10-06 Sidantal: 27
- Titel : Uppskattning av bibränsletillgången inom upptagningsområden till kraft-**
värmeverk. - En studie där Landsat TM-data kombineras med fältdata.
 Förf. : Mats Nilsson, Anders Lundström
 FUD-nr : 1994/9 Datum: 94-10-06 Sidantal: 31

Titel : **Skogsbränsle och Svavel**
Förf. : Anna Lundborg
FUD-nr : 1994/10 Datum: 94-10-10 Sidantal: 52

Titel : **Skogsbränsle och kolbalanser**
Förf. : Anna Lundborg
FUD-nr : 1994/11 Datum: 94-10-11 Sidantal: 43

Titel : **VEGA Test & Verifikation - Trycksatt förgasning av biobränslen**
Förf. : Leif Liinanki
FUD-nr : 1994/12 Datum: 94-11-17 Sidantal: 44

Titel : **Logistik vid direktskörd av Salix
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Birger Danfors, Berndt Nordén
FUD-nr : 1994/13 Datum: 94-12-27 Sidantal: 37

Titel : **Kadmium i Salixodlingar efter behandling med kommunala restprodukter
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Kenth Hasselgren
FUD-nr : 1995/1 Datum: 95-07-14 Sidantal: 28

Titel : **Spridningstekniker för slam i Salixodlingar
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Lars Sjösvärd
FUD-nr : 1995/2 Datum: 95-09-22 Sidantal: 20