



CHALMERS



Fytoextraktion av metaller från slaggrus

En litteraturstudie om potentialen för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället

Kandidatarbete vid Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnad

Jakob Hedlund
Nils Larsson
Rebecka L.Wulf

Sofia Moberg
Sofia Sjöstedt
Berivan Tercan

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2023

www.chalmers.se

KANDIDATARBETE 2023

Fytoextraktion av metaller från slaggrus

En litteraturstudie om potentialen för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället

Jakob Hedlund
Nils Larsson
Rebecka L.Wulf
Sofia Moberg
Sofia Sjöstedt
Berivan Tercan



CHALMERS

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Avdelningen för vatten miljö teknik

ACE11-23-91

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

Göteborg, Sverige 2023

Fytoextraktion av metaller från slaggrus

En litteraturstudie om potentialen för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället

Jakob Hedlund, Nils Larsson, Rebecka L.Wulf, Sofia Moberg, Sofia Sjöstedt,
Berivan Tercan

© Jakob Hedlund, Nils Larsson, Rebecka L.Wulf, Sofia Moberg, Sofia Sjöstedt,
Berivan Tercan, 2023.

Handledare: Karin Karlfeldt Fedje, Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, Avdelningen för vattenmiljöteknik

Examinator: Ann-Margret Strömvall, Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Kandidatarbete ACE11-23-91

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, ACE
Avdelningen för vattenmiljöteknik

Chalmers tekniska högskola

SE-412 96 Göteborg

Telephone +46 31 772 1000

Framsida: Växt i vulkanisk aska. Från [1]. CC BY. Anpassad med tillstånd.

Skriven i L^AT_EX

Göteborg, Sverige 2023

Förord

Gruppmedlemmarna i projektet skulle vilja tacka vår handledare Karin Karlfeldt Fedje som med hjälp av sina idéer drivit projektet framåt och gett oss i gruppen den vägledning som behövts.

Författarna, Göteborg, maj 2023.

Fytoextraktion av metaller från slaggrus

En litteraturstudie om potentialen för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället

J. Hedlund, N. Larsson, R. L. Wulf, S. Moberg, S. Sjöstedt, B. Tercan

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Chalmers Tekniska Högskola

Sammanfattning

Syftet med litteraturstudien var att undersöka och kartlägga olika växters kapacitet att extrahera specifika metaller ur nordiskt slaggrus. Denna teknik kallas fytoextraktion och är ett relativt välutforskat ämne när det kommer till jord och vatten, men inte avseende slaggrus där kunskapen är otillräcklig. Slaggrus är lagrad och sorterad bottenaska, där bottenaska avser restprodukten som blir till vid förbränning av avfall. Denna aska innehåller en stor andel starkt kemiskt bundna metaller som skulle kunna återvinnas genom fytoextraktion. Idén är att metallerna blir mer lättillgängliga när de går från slaggruset till växternas biomassa som därefter kan förbrännas. Efter detta hamnar metallerna istället i flygaskan, i vilken det finns och utvecklas tekniker som kan utvinna metaller såsom zink. De fem metaller som valdes ut i arbetet för fytoextraktionen var zink, koppar, kobolt, nickel och bly. Studien ger en djupgående analys av slaggrus, de utvalda metallerna och växter som kan ackumulera dessa metaller. Stort fokus läggs på så kallade hyperackumulatörer, som kan ta upp höga metallhalter i sin biomassa utan att uppleva toxiska effekter. Utöver hyperackumulatörer undersöktes växter som har viss ackumulationsförmåga men hög biomassa. Den slutliga metallutvinningen kan bli densamma som för hyperackumulatörer som i regel har en låg biomassa. Totalt studerades 18 olika växter mer djupgående där de som trivs i nordiskt klimat var av störst intresse. Utmaningar med fytoextraktion grundar sig i slaggrusets sammansättning och egenskaper. Askan är kompakt och torr samt har ett högt pH, hög salthalt och höga halter metaller. Gällande växterna rör sig utmaningar om odlingstid, ackumuleringsförmåga, biomassaproduktion, anpassningsbarhet till biotiska och abiotiska faktorer. Utifrån diskussion om de utvalda växternas extraktionspotential och klimatpreferenser sammanvägt med metallernas ekonomiska värde samt förekomst i slaggruset drogs slutsatsen att zink har störst potential gällande fytoextraktion i Norden. Växterna som rekommenderas är *B. juncea*, *B. napus* och *S. viminalis*.

Nyckelord: fytoextraktion, växter, hyperackumulatör, metaller, slaggrus, bottenaska, avfall, återvinning, miljö, Norden

Phytoextraction of metals from aged and sorted bottom ash

A literature review on the potential to decontaminate the ash and re-introduce the metals into society

J. Hedlund, N. Larsson, R. L.Wulf, S. Moberg, S. Sjöstedt, B. Tercan

Department of Architecture and Civil Engineering

Chalmers University of Technology

Abstract

The purpose of this literary review was to investigate the capacity of various plants to extract specific metals from Nordic MIBA, which is the Mineral fraction of Incinerator Bottom Ash. This technique is called phytoextraction and is a relatively well-explored technique when it comes to soil and water remediation, but not regarding MIBA where information is inadequate. MIBA is aged and sorted bottom ash, where bottom ash refers to the residual product of waste incineration. This ash contains a large proportion of strongly chemically bound metals that could be recovered through phytoextraction. The idea is that the metals become more accessible as they transition from the MIBA to the biomass of the plants, which can then be incinerated. The metals end up in the fly ash, where techniques are being developed to extract metals such as zinc. The metals chosen for phytoextraction in this review were zinc, copper, cobalt, nickel, and lead. The review provides an in-depth analysis of MIBA and the selected metals, moving on to plants with a particular focus on hyperaccumulators. These plants accumulate high levels of metals in their biomass without experiencing toxic effects. In addition to hyperaccumulators, plants with relatively high biomass were also examined, as the final metal extracted could be the same as for hyperaccumulators with low biomass. A total of 18 different plants were studied more comprehensively. Plants that thrive in a Nordic climate were particularly interesting. The challenges with phytoextraction depend on the composition and properties of MIBA. The ash is compact and dry, with a high pH along with high salt content and metal concentrations. As for the plants, challenges include cultivation time, accumulation capacity, biomass production, and adaptability to biotic and abiotic factors. Based on discussions about the selected plants' extraction potential and climate preferences, combined with the metals' economic value and occurrence in the MIBA, the conclusion was drawn that zinc has the greatest potential for phytoextraction in the Nordic region. The recommended plants are *B. juncea*, *B. napus*, and *S. viminalis*.

The thesis is written in Swedish.

Keywords: phytoextraction, plants, hyperaccumulator, metal, MIBA, IBA, waste, recycling, environment, Nordic

Begreppslista

- **Fytoremediering** - Ett samlingsnamn på tekniker vilka använder växter för att förhindra urlakning av föroreningar till omgivningen samt rena jord och vattendrag från skadliga substanser [2].
- **Fytoextraktion** - En teknik som tillhör *Fytoremediering* och innebär att växter tar upp de skadliga substanserna ur jorden och ackumulerar dem i växtvävnaden [2].
- **Abiotiska faktorer** - Icke-levande fysiska och kemiska komponenter som påverkar ett ekosystem som exempelvis temperatur, pH, salthalt, torka, solljus och vatten [3], [4].
- **Biotiska faktorer** - Levande komponenter i ett ekosystem som påverkar andra organismer i samma ekosystem som exempelvis mikroorganismer, växter, djur och människor [4], [5].
- **Biotillgänglighet (metaller)** - Att metalljoner och lösliga metallkomplex är tillgängliga i jorden för adsorption på växternas rötter [6].
- **Kelatbildare** - Fleratomiga molekyler som kan binda direkt till en metalljon via minst två av sina atomer och bilda en ringstruktur. Exempelvis EDTA [7].
- **Kelat** - Ett metallkomplex där en metalljon är bunden till en eller flera kelatbildare [8].
- **Ligand** - En jon eller molekyl som kan binda till en centralatom för att bilda en komplex kemisk förening genom att dela elektronpar [9].
- **Translokation** - Växternas transport av ett ämne (föroreningar) mellan organ, till exempel från rötterna till bladen [10].
- **Transpiration** - En process där vatten avdunstar från en växt till omgivande luft [11].
- **Perlit** - Odlingssubstrat som används för att göra jorden luftigare för rötterna, vilket förbättrar syretillförseln, näringsupptaget och dräneringen i odlingsmediumet. Substratet har neutralt pH och kommer från vulkanisk sten [12].
- **Floem** - Kärnvävnad i växter som leder näringsämnen som producerats i bladen under fotosyntesen till alla andra växtdelar [13].
- **Serpentinsk jord** - Metallrikt substrat som härrör från serpentin som finns i ultramafisk berggrund [14].
- **Ultramafisk berggrund** - Bergart som består av mörka, magnesium- och järnrika mineraler [15].

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte och mål	3
1.3	Metod	3
1.4	Avgränsningar	4
2	Litteraturstudie	6
2.1	Slaggrus	6
2.1.1	Framställning av slaggrus	6
2.1.2	Slaggrusets innehåll	7
2.1.3	Jämförelse med jord	8
2.1.4	Utmaningar	9
2.2	Metaller	9
2.2.1	Gruvverksamhet och miljöpåverkan	10
2.2.2	Priser	11
2.2.3	Zink	12
2.2.4	Kobolt	12
2.2.5	Nickel	12
2.2.6	Koppar	13
2.2.7	Bly	13
2.3	Fytoextraktion	14
2.3.1	Hyperackumulatorer	16
2.3.2	Utmaningar	19
2.4	Växter	20
2.4.1	<i>Brassicaceae</i>	20
2.4.1.1	<i>Brassica juncea</i> - Zn, Pb, Co	20
2.4.1.2	<i>Brassica napus</i> - Zn	21
2.4.1.3	<i>Noccaea (Thlaspi) caerulescens</i> - Zn, Pb	22
2.4.1.4	<i>Noccaea (Thlaspi) tatrense (Zapal.)</i> - Zn	23
2.4.1.5	<i>Arabidopsis (Cardaminopsis) halleri</i> - Zn	23
2.4.1.6	<i>Noccaea (Thlaspi) goesingensis</i> - Ni, Zn	24
2.4.1.7	<i>Cochlearia aucheri (Boiss)</i> - Ni	24
2.4.1.8	<i>Bornmuellera tymphaea</i> - Ni	25
2.4.2	<i>Phyllanthaceae</i>	26
2.4.2.1	<i>Phyllanthus balgooyi</i> - Ni, Co	26
2.4.2.2	<i>Glochidion sericeum</i> - Ni, Co	27
2.4.2.3	<i>Ashtonia excelsa</i> och <i>Baccaurea odoratissima</i> - Ni, Co	28
2.4.3	Övriga potentiellt intressanta växter	29
2.4.3.1	<i>Sesbania drummondii</i> - Pb	29
2.4.3.2	<i>Linum usitatissimum L.</i> - Cu	30
2.4.3.3	<i>Viola lutea calaminaria</i> och <i>Viola lutea westfalica</i> - Zn, Pb	31
2.4.3.4	<i>Salix Viminalis</i> och <i>Salix Alba</i> - Zn, Cu, Pb	32

3	Diskussion	34
3.1	Ekonomiskt värde i slaggrus	34
3.2	Jämförelse av växternas egenskaper	37
3.3	Lämpliga växter för fytoextraktion av valda metaller	40
3.4	Utmaningar och potentiella optimeringar	43
3.4.1	Växternas odlingstid, biomassa och klimatpreferenser	44
3.4.2	Slaggrusets höga salthalt	45
3.4.3	Risken för fytotoxicitet	46
3.4.4	Slaggrusets pH	46
3.4.5	Slaggrusets brist på organiskt material	47
3.4.6	Växternas rotdjup i slaggruset	47
3.4.7	Optimering genom olika organismer	48
3.4.8	Optimering genom kelerande ämnen	49
3.4.9	Slaggrusodlingens yta och utformning	50
4	Slutsats	52
	Litteraturförteckning	54
A	Bilaga	I
B	Bilaga	IV
C	Bilaga	V

1 Inledning

Samhället präglas idag av tekniska innovationer avseende bland annat effektivitet, produktivitet och kommunikation. Teknik är och kommer att fortsätta vara en viktig del av vår vardag samt spelar stor roll för skapandet av en hållbar framtid. Mycket av tekniken är beroende av specifika metaller. Det råder brist på metaller i samhället och brytningen av dem är inte hållbar ur flera perspektiv, därav ökar vikten av materialåtervinning. Materialåtervinning, ihop med avfallshantering, samt förebyggande av avfall är viktiga delar av EU:s mål för att uppnå klimatneutralitet till år 2050 [16]. En stor mängd metaller och mineraler finns i avfallet, framförallt i bottenaskan som bildas vid avfallsförbränning. De större metallbitarna i denna aska återvinns, men de kemiskt bundna metallerna är idag en relativt outnyttjad resurs. Om det går att hitta lösningar för att ta till vara på de kemiskt bundna metallerna ur detta material så kan avfall bidra till en mer cirkulär ekonomi. En eventuell lösning som presenteras i detta arbete är fytoextraktion av metaller från behandlad bottenaska, så kallat slaggrus. Det övergripande syftet med arbetet är att genom en litteraturstudie undersöka tekniken samt identifiera vilka växter och metaller som skulle kunna vara mest effektiva att använda för fytoextraktion. Genom denna kartläggning ska en slutsats dras huruvida tekniken går att applicera på slaggrus för att kunna återinföra metallerna till samhället.

1.1 Bakgrund

Under 2020 genererades 35,7 miljoner ton svenskt avfall [17], varav 2,7 miljoner ton var metallavfall. Avfallet härrör både från hushåll och industrin. Den vanligaste avfallshanteringstekniken inom Europa är förbränning i rosterpanna [18], där avfall matas in på ett rörligt eller lutande galler och förbränns vid en temperatur kring 1000 °C. Syftet med förbränningen är att minska avfallsmassorna, omvandla energin från avfallet till värme och el samt hantera och förhindra utsläpp av föroreningar i samhället [18], [19].

Vid avfallsförbränning bildas rökgaser och aska som restprodukter. Askans är antingen flyktig eller tung och kallas för flygaska respektive bottenaska [19], [20], [21]. Flygaskan är en pulverliknande produkt bestående av små askpartiklar och transporteras med rökgasen till en rökgasreningsanordning. Bottenaskan samlas på botten av förbränningspannan och består av större askpartiklar samt avfall som ej har förbränts. Bottenaska utgör cirka 25% av det ursprungliga avfallets vikt [22] och årligen produceras cirka 1 miljon ton [23] bottenaska i Sverige.

Bottenaska blir till det som kallas slaggrus efter olika behandlingar. Vanligen kyls bottenaskan ned i ett vattenbad efter förbränningen [21], [24], [25]. Därefter sorteras och lagras askan. Sorteringsprocesserna går ut på att avskilja större partiklar av icke brännbart material såsom mineraler, glas och metallbitar [20], [21], [26]. Lagringen pågår vanligtvis under sex månader och under den sker kemiska reaktioner som förändrar slaggrusets egenskaper. Som resultat blir metallerna i slaggruset mer kemiskt stabila.

Globalt sett betecknas denna behandlade avfallsaska på olika sätt. Det finns ingen

genomgående förklaring eller benämning på slaggrus. I engelskan kan benämningarna variera men ofta används uttrycket *Mineral fraction of Incinerator Bottom Ash* (MIBA) eller ord som syftar till behandlingen av bottenaskan såsom *Aged and sorted bottom ash*. Dessa benämningar anses vara mest lika det vi i Sverige kallar för slaggrus vilket har sitt ursprung i kommunalt och industriellt avfall.

Inom Europa utnyttjas slaggrus på många ställen inom byggsektorn för vägar och grundläggning medan Sverige i princip endast använder det som konstruktionsmaterial på deponi [23]. Varför det skiljer sig mellan länder beror på att det inte finns någon enhetlig lag som behandlar och avgränsar slaggrus-användningen i EU, vilket resulterat i att medlemsländerna kan göra egna tolkningar utifrån gällande lagstiftning [23]. Att Sverige inte använder slaggrus utanför deponi är främst på grund av lakningsrisken av potentiellt giftiga metaller till naturen [27]. Metallerna är dock inte bara ett hinder. I och med det ökade behovet av återvinning i samhället kan de istället ses som en resurs. Dessutom förväntas behovet av slaggrus som konstruktionsmaterial på deponi minska [27]. Således behövs alternativa användningsområden för slaggrus utvecklas.

Metaller i fast form återvinns under sorteringsprocessen [18], men kvar i slaggruset finns en betydande mängd metaller i mycket små fraktioner eller som är kemiskt bundna [21], [28], [27]. Dessa kan inte tas om hand med fysisk separation. Termiska eller hydrometallurgiska processer, såsom tvättning eller urlakning, kan potentiellt användas [28]. Dessvärre står metoderna inför stora utmaningar. Exempelvis så kräver urlakning enorma mängder vatten och lakmedel [22], [28]. Dessutom producerar våta behandlingsmetoder mycket slam med hög koncentration av giftiga metaller, vilket blir ytterligare ett material som måste hanteras [22]. Problemet med termiska processer är att materialet som återstår i bottenaskan efter förbränning har höga smältpunkter och hade krävt förbränning i ännu högre temperaturer [22]. Detta är energikrävande [25]. Därav behövs det bättre metoder för att ta tillvara på metallerna i bottenaskan.

Fytoextraktion är en teknisk process som är relevant vid metallutvinning. Tekniken utnyttjar växter, bland annat så kallade hyperackumulatorer, som klarar av att växa i metallrika förhållanden samt kan ta upp och lagra metallerna i sin växtvävnad [29]. Med denna teknik kan metallåtervinning från avfall öka. Slaggruset skulle med denna teknik dessutom kunna bli renare, vilket kan öka möjligheterna att använda slaggruset utanför deponier.

Efter att metallackumulering skett i växternas vävnad bygger principen på att växterna skördas och förbränns [27], [30]. Metallerna som tidigare var bundna i slaggruset blir åter en del av förbränningsprocessen men finns i en mer lättillgänglig form i flygaskan. Detta är grundläggande för metallåtervinningen eftersom det finns fungerande metoder som hanterar metallutvinning från flygaskan. Till exempel testar Renova sig av en urlakningsprocess för att utvinna zink från flygaskan på en pilotanläggning i Göteborg [31]. Omkring 70% av zinken kunde åter bli en råvara bestående av 50-80% zinkhydroxid. Förhoppningsvis förbättras och utvecklas tekniker som dessa så att fler metaller kan extraheras i större skala.

Historiskt sett har fytoextraktion använts för att sanera jorden från metaller och

de senaste decennierna har metoden fått stor uppmärksamhet [32]. Växtbaserade tekniker för att rena metallförorenade jordar har fått större implementering och blivit erkända som billigare, effektivare och mer miljövänliga än andra alternativ [33], [6]. De befintliga teknikerna gäller ofta dyra, markinvasiva och tekniskt komplicerade metoder såsom utgrävning, pumpning, tvättning eller förbränning av jorden [33], [6], [32]. Växter har använts med positiva resultat för metallrening på exempelvis jordbruksfält och industriplatser [33] samt på gruvavfall och nedlagda gruvor [34].

Fytoextraktion ur slaggrus är i princip obeprövad och forskningen kring ämnet är begränsat. Metoden kan potentiellt ha samma fördelar som fytoextraktion av jordar ur renings- och återvinningssynpunkt. Det finns potential att utvinna mycket metaller från slaggruset på grund av dess höga metallhalt. Å andra sidan ger slaggrusets innehåll och egenskaper upphov till ytterligare utmaningar för reningsprocessen. Om fytoextraktion skall vara tillämpbar på slaggrus krävs kunskap om hur slaggrus skiljer sig från jord och hur växtförhållandena kan optimeras. För att avgöra vilka växter och metaller som är lämpliga krävs kartläggning och utvärdering. Avslutningsvis råder det tveksamheter kring metodens genomförbarhet, effektivitet och ekonomiska lönsamhet.

1.2 Syfte och mål

Syftet med arbetet är att undersöka och kartlägga olika växters kapacitet att extrahera specifika metaller ur nordiskt slaggrus. Arbetet ämnar att öka kunskapen kring fytoextraktion av metaller från slaggrus samt ligga till grund för diskussion kring implementering av tekniken. Det övergripande målet med arbetet är att dra en slutsats om huruvida fytoextraktion är en effektiv metod som bör användas för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället. Delmål med rapporten är att ge svar på följande frågeställningar:

- Vilka metaller skulle vara lämpliga att extrahera baserat på mängd i slaggruset, effektiviteten av fytoextraktionen samt det ekonomiska värdet?
- Vilka växter skulle vara effektiva för fytoextraktion av metaller från slaggrus?
- Vilka är de största utmaningarna som fytoextraktion ur slaggrus står inför jämfört med fytoextraktion av jord?

1.3 Metod

Arbetet är en litteraturstudie som primärt baseras på vetenskapliga artiklar innefattande fytoextraktion av jord, vilket diskuteras för att bestämma hur tillämpbar tekniken är på slaggrus.

Initialt gjordes en bredare litteraturgenomgång för att samla information om tekniken och ge en bild av vad som var relevant att undersöka inom ämnet. Syfte och mål samt specifika frågeställningar formulerades. Fortsatt litteraturinhämtning samt urval av litteratur gjordes med dessa frågeställningar som utgångspunkt. Avgränsningar gjordes både med hänsyn till vad för information som var tillgänglig men också utefter egna bedömningar som prioriterades för att uppnå syftet.

För sökning av litteratur användes följande nyckelord; *slaggrus, bottenaska, bottom ash, MIBA, IBA, aged and sorted bottom ash, slag, flygaska, fly ash, fytoextraktion, fytoanering, fytoemediering, phytoextraction, phytoremediation, hyperaccumulator* och *phytomining*.

Vissa koncept som var centrala för arbetet visade sig inom litteraturen ha varierande benämningar. Under litteraturgenomgången lades därför uppmärksamhet på använd terminologi och förklaringar. För detta arbete bestämdes det vilka uttryck som skulle användas med tillhörande definitioner.

Litteraturen hämtades från elektroniska databaser, referenslistor i relevanta arbeten samt tryckt material från Chalmers bibliotek. Databaserna som användes var Britannica Online, Ebook Central, Google Scholar, Science Direct, Scopus, SpringerLink och Web of Science. Annan informationshämtning kom från organisationer såsom Energiforsk och Avfall Sverige samt The Royal Botanic Gardens (Kew). Därtill analyserades prisinformation från organisationer centrerade kring metallpriser såsom Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) och Shanghai Metal Market (SMM). Utöver detta skedde personlig kontakt via mail med kontaktpersoner från åtta svenska kommuner. Programvaror eller andra hjälpmedel som användes i arbetet var Excel, Matlab, ChemDraw och MS paint.

Den begränsade forskningen om tekniken hanterades i arbetet på följande sätt: Uppgifter om slaggrus togs från avfallsföretag, såsom Renova och Sysav, eller från rapporter i byggnadstekniska sammanhang. Endast två vetenskapliga studier hittades där behandlad bottenaska användes i odlings-sammanhang. Dessa användes för att få fram information om slaggrus som odlingsmaterial för att möjliggöra diskussion om hur det skiljer sig från jord. Viss information om växter och metaller fanns inte tillgänglig i sin helhet på svenska eller engelska. Därför användes ibland källor på andra språk. Dessa texter översattes av gruppmedlemmar med grundkunskaper i språket och de delar som var svårförstådda översattes med hjälp av Googles översättningsprogram.

Mycket av informationen om växternas metallupptag återfanns i enskilda äldre källor där inga ytterligare studier gjorts. Denna information hanterades särskilt kritiskt. Emellertid tillämpades källkritiskt tänkande genom hela arbetet.

Utifrån det litterära materialet gjordes även bedömningar av vilka metaller som ansågs mest relevanta för arbetet. Efter detta söktes växtarter med förmåga att extrahera godtyckligt höga mängder av respektive metall. Dessa arter sammanställdes i en tabell vilken fungerade som en grund för arbetet, både för den fortsatta informationshämtningen men också diskussion. Vidare drogs slutsaster baserat på litteraturinhämtningen om vilka de största utmaningarna med tekniken är. Möjligheten att applicera tekniken på slaggrus kartlades därefter i diskussionen utefter frågeställningarna. Slutligen diskuterades eventuella förbättringar.

1.4 Avgränsningar

Arbetet fokuserar inte på lagar och regler gällande användningen av behandlad bottenaska. En djupgående analys inom detta ämne anses inte möjlig inom den givna

tidsramen samt anses ha lägre relevans för syftet. Detta gäller även för metallers lakningsrisker och eventuella konsekvenser på naturen av att applicera tekniken på slaggrus.

Detaljer kring hur fytoextraktionen skulle fungera som implementerad teknik inom avfallshantering beskrivs ej. Detta avser plats för hanteringen, inblandade aktörer, hur odlingen ska ske eller vad som händer med växterna och metallerna efter upptag etcetera. Det beror på att fytoextraktion ur slaggrus är en komplex process som befinner sig tidigt i sitt forskningsstadium. Kartläggningen av lämpliga växter och metaller ska bidra till att definiera förutsättningar för tekniken, inte hur den ska fungera i sin helhet.

Av samma anledning diskuteras implementeringen av tekniken minimalt utifrån ett ekonomiskt perspektiv. Den faktiska kostnaden är svår att kalkylera på grund av att konkreta siffror och studier saknas. De ekonomiska aspekterna som tas upp i arbetet är metallpriser och det totala ekonomiska värdet av slaggrus sett enbart till dess innehåll. Utöver detta diskuteras markpriser inom svenska kommuner men även här ges inga konkreta siffror eftersom informationen är svår att jämföra mellan kommuner samt styrs av många olika parametrar.

Viss litteratur som använts innehåller information om hur genmodifiering av växter kan förbättra fytoextraktion. Detta diskuteras i låg grad i arbetet på grund av tidsramen samt att det är ett kontroversiellt ämne i Sverige. De växter som undersöks i arbetet är inte genmodifierade. Genmodifiering nämns dock i samband med framtida forskning men diskuteras inte djupgående.

Gällande växterna fokuserar arbetet främst på de som klarar av att växa i ett nordiskt klimat. Även slaggruset som växterna är tänkta att växa i är producerat i nordiska länder. Sverige är dock det land som huvudsakligen förväntas ta del av rapporten, därav diskuteras växter samt slaggrus något mer utifrån svenska källor.

I slaggruset finns flertalet viktiga ämnen som kan utvinnas sett till olika faktorer såsom pris, efterfrågan och toxikologiska effekter, men för att uppnå en mer kvalitativ studie läggs fokus på fem utvalda metaller.

2 Litteraturstudie

2.1 Slaggrus

Följande avsnitt beskriver vad bottenaskan innehåller och de processer bottenaskan genomgår för att bilda slaggrus. Den kemiska sammansättningen av slaggrus samt dess kännetecknande egenskaper presenteras. Vidare görs jämförelser av egenskaper mellan slaggrus och jord. Slutligen redogör avsnittet för identifierade utmaningar med att använda slaggrus som odlingsmaterial vid fytoextraktion.

2.1.1 Framställning av slaggrus

Färsk bottenaska består av olika material med varierande storlek, se Figur 1a. Det finns mineraler, metallskrot, glas, keramiskt material och en liten del organiskt material som inte har förbränts [25]. Materialen som bottenaskan består av beror på typen av avfall och avfallshantering [21], [25]. Generellt sett utgör mineralfraktionen 50-70% av bottenaskan, glas- och keramikpartiklar utgör 15-30% och det organiska materialet utgör endast 0.2-5% [25]. Metallbitar finns i bottenaskan i form av metallpartiklar som vidhäftar mineralfraktionen eller som metalliska ämnen ingående i mineralstrukturen.



(a) *Bottenaska*



(b) *Slaggrus*

Figur 1: Högar av bottenaska och slaggrus. Foton av Fredrik Björckebaum.

Efter förbränningen kan bottenaskan tas ut från förbränningskammaren via ett vått eller torrt utmatningssystem för vidare behandling [18]. Våt utmatning är vanligast och innebär att askan kyls i ett vattenbad [18], [21], [25]. Avsvalnad bottenaska genomgår sedan sortering bestående av flera mekaniska processer. Dessa kan innefatta manuell sortering, siktning, krossning (för att minska storleken på material) och utblåsning av lättare partiklar [18], [25]. Kombinerat med dessa metoder sker sortering av metaller med en magnet för magnetiska metaller. Icke-magnetiska metaller separeras sedan med en virvelströmsseparator, i vilken en snabbt roterande spole inducerar ett magnetfält i dessa metallpartiklar och gör att de stöts ut från materialflödet.

Vid vattenbadet sker reaktioner med vatten och syre som gör metallerna i materialet mer stabila [24], men det huvudsakliga steget för stabilisering av slaggruset är lagring. Lagringen sker under några månader i stora högar utomhus eller i specifika byggnader [18]. Ett vanligt riktvärde är att lagringen ska ske i minst sex månader för att materialet ska kunna klassas som slaggrus [21], [26], [35]. Under denna tid pågår kemiska reaktioner såsom oxidation och karbonatisering. Karbonatisering innebär att koldioxid från atmosfären eller nedbrytningsprocesser av organiska restprodukter i slaggruset reagerar med basiska mineral och bildar kalcit [24]. Reaktionerna förändrar den mineralogiska uppbyggnaden, förbättrar tekniska egenskaper, sänker pH och minskar reaktiviteten och urlakningen av metaller [18], [21], [26], [25].

Som resultat blir slaggruset mer kemiskt stabilt. Förändringarna sker över hela processen men snabbast i början [25], [24]. Högarna kan vändas för att få in luft vilket hjälper karbonatiseringen och ser till att processen blir mer jämn över hela materialet [18]. De kan även vattnas för att bland annat förhindra utsläpp av luftföroreningar och bildning av damm.

Lagras inte bottenaskan är risken för utlakning av metaller större [18]. Risken att potentiellt giftiga metaller från bottenaskan lakas ut i naturen beror mer på lakningspotentialen än halten av komponenterna i askan [25]. Lakbeteendet av metallerna beror främst på upplösnings- och utfällningsreaktioner. Därför är förändringarna under lagringen så viktig. Annan problematik som kan uppstå utan lagring är att bottenaskan sväller till större volymer på grund av kemiska reaktioner mellan aluminium och kalciumhydroxid och vatten [18].

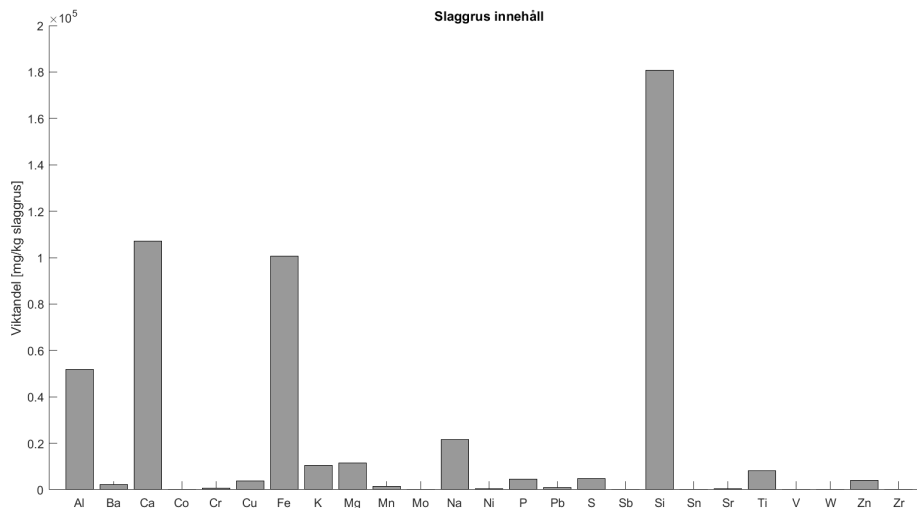
2.1.2 Slaggrusets innehåll

Behandlingarna av bottenaskan kan variera mellan olika anläggningar eller beroende på vad slaggruset ska användas till. Trots detta, samt att inmatningen av avfall kan variera, skiljer sig inte den kemiska sammansättningen mycket mellan olika typer av slaggrus från olika anläggningar [36], [25]. För att få en generell representation av innehållet i slaggrus har en rapport med analyser av slaggrus från nio nordiska fullskaliga avfallsförbränningsanläggningar använts [36]. Det atomära innehållet av de slaggrus som analyserats återfinns i Bilaga A. De vanligt förekommande ämnena var i rapporten presenterade procentuellt i sina oxiderade former. Omvandlingar gjordes för att få fram andelarna i mg/kg. Därefter används molberäkningar enligt Ekvation 1

$$[X] = [X_bO_a] \frac{bM_X}{aM_O + bM_X} \quad (1)$$

där X är den oxiderade metallen, O är syre, M är respektive molmassor och a samt b är anantalet atomer i molekylerna.

Baserat på ovan togs medelvärden fram för varje grundämne i slaggruset, vilket visas i Figur 2.



Figur 2: Fördelningen av grundämnena i slaggruset mätt i mg/kg torrsubstans (TS).

Enligt Figur 2 är det fyra ämnen som utgör majoriteten av slaggrusets innehåll; kisel, kalcium, aluminium och järn. För ämnen där staplarna inte syns i diagrammet är halten i slaggruset mycket lågt jämfört med huvudbeståndsdelarna. Ytterligare ämnen som finns i slaggruset i ännu lägre grad exkluderades från diagrammet. Alla grundämnen med detaljerade värden visas som viktandelar i Bilaga B.

2.1.3 Jämförelse med jord

Eftersom fytoextraktion visat sig vara effektivt för rening av metaller från jordar är det relevant att jämföra slaggrus med jord. Slaggrus och jord har till viss del ett liknande innehåll. Detta eftersom huvudämnena i slaggrus (aluminium, kisel, järn och kalcium) förekommer i samma utsträckning som i jordskorpan [26]. Vidare är korndensiteten i slaggrus ca 2,7 kg/dm³ vilket sammanfaller med vanliga mineraler i jorden, [37]. Om innehållet jämförs med jord i odlingssammanhang har slaggruset en högre halt metaller samtidigt som det organiska innehållet och kväveinnehållet är mycket lågt [27], [38], [24]. Kopplat till metallhalten återfinns även en hög salthalt i slaggruset [24]. Gällande utseende och textur skiljer de sig också åt. Slaggruset har en gråsvart färg (se Figur 1b) och dess fysikaliska och geotekniska egenskaper kan liknas vid sandigt grus [26] hellre än jord. Slaggruset är ett heterogent material [36] med en kornstorleksfördelning <50 mm, [26]. Dess pH ligger kring 8-9,5 [26],

[35], [24]. Enligt SLU [39] beror jordens pH på vilka material som ingår samt vilka kemiska processer som sker i jorden, men de flesta svenska jordar är svagt sura med ett pH under 7.

2.1.4 Utmaningar

Som redan nämnts är forskningen kring fytoextraktion av metaller från slaggrus begränsad men en svensk studie genomförd av K. Fedje *et al.* [27], [28] undersökte tekniken avseende växterna solros och raps. Studien konstaterade att en av utmaningarna med odling i slaggrus är att materialet är mer kompakt än jord vilket tros hämma rötternas tillväxt eller möjlighet att tränga in i jorden [27].

Vidare finns det tecken på att slaggrus kräver mer vatten än konventionell odling. Det beror på att författarna fann att slaggruset var torrare än referensjorden trots likvärdig vattentillförsel. Att slaggruset har en högre fraktion av större partiklar och dränerande egenskaper är en möjlig förklaring till detta [28] eftersom det påverkar materialets förmåga att hålla både vatten och näring. Vidare beskrivs gödning förbättra vattentillgången i slaggruset [28]. Gödning är dessutom viktigt för att kompensera för det låga innehållet av organiskt material [28]. K. Fedje *et al.* [27] påpekar att det är oklart vilken typ av näringstillförsel som är optimal för odling i slaggrus. Det finns även en del tveksamheter om vad som passar bäst för olika typer av växter samt hur balansen mellan olika metaller närvarande i slaggruset påverkar tillväxten.

I en österrikisk studie genomförd av Rosenkranz *et al.* [38] undersöktes färsk bottenaska vilken konstaterades ha hög alkalinitet och salthalt. Den färska bottenaskan genomgick försurning, urlakning, torkning och siktning samt blandades med organiskt material för att modifiera dessa egenskaper och kunna effektivisera fytoextraktionen. Resultatet visade bland annat att bearbetningen av askan inte gav en tillräcklig minskning av salthalten för att gynna hyperackumulatorernas växtförhållanden. Trots att denna studie behandlade bottenaska anses den fortfarande vara relevant. Konsekvenser av en hög salthalt innebär vattenstress, det vill säga vattenbrist, vilket påverkar transpirationen, fotosyntesen och löven [40], [38]. En annan konsekvens av vattenbrist är toxicitetssymptom orsakade av bland annat reaktiva syreföreningar [41]. Dessa föreningar kan orsaka cellskador och växtöd.

2.2 Metaller

Detta arbete fokuserar på metallerna koppar, zink, bly, nickel och kobolt.

Varför koppar och zink valts är främst på grund av deras relativt höga halt i slaggruset samt deras många användningsområden [42], [43]. Därtill är återvinning av koppar både viktig ur samhällssynpunkt [19] och positiv eftersom upprepad återvinning av koppar inte påverkar kvaliteten av metallen [44]. Valet av zink motiveras ytterligare med utgångspunkt i den tidigare nämnda studien av Energiforsk [27], där fytoextraktion av zink från slaggrus undersökts. Som nämntes i bakgrunden finns det dessutom metoder att utvinna zink ur flygaskan. Bly är ett påtagligt nervgift [45] och det finns intresse att undersöka huruvida fytoextraktion kan vara en till-

förlitlig metod för att avlägsna metallen från askan. Nickel valdes trots liten mängd i slaggruset eftersom den har många användningsområden och är en av de mest resurskrävande metallerna att producera [46]. Kobolt har lägst halt i slaggruset av de fem valda metallerna. Däremot är det en eftertraktad metall som finns på EU:s lista över kritiska råvaror [47] vilket ligger till grund för valet.

Dessa fem metaller kommer redogöras för ytterligare i detta avsnitt, exempelvis med avseende på användning, förekomst och miljöpåverkan. Vidare redovisas gruvproduktionen och dess miljöpåverkan samt de globala reserverna för samtliga metaller.

2.2.1 Gruvverksamhet och miljöpåverkan

Jordskorpan utgör cirka 1% av jordens totala volym [48]. Det är i jordskorpan som gruvbrytning sker och det är därmed metallnehåll i jordskorpan som är relevant. I och med begränsningen i utvinningsbar volym och metallhalt är samtliga metaller en finit resurs. De globala metalltillgångarna uppskattas av United States Geological Survey i Tabell 1.

Gruvverksamhetens miljöpåverkan härstammar generellt från den höga energiåtgången som verksamheten kräver. Verksamheten beräknas förbruka 12 EJ/år (3,33 TWh) [49] vilket motsvarar cirka 3,5% av världens energikonsumtion. Utöver detta ger gruvverksamheten också upphov till betydande utsläpp av koldioxidekvivalenter [46]. Vidare visar studier att gruvverksamhet orsakar omfattande miljöpåverkan i form av försurning och ekotoxikologisk påverkan, både marint och på land [50], [51].

Till följd av ovan listade konsekvenser av metallutvinning, samt förbrukningen av de ändliga metalltillgångarna i jordskorpan, är det nödvändigt att metaller återvinns. Idag återvinns de flesta metaller i relativt hög grad. I vilken utsträckning detta görs listas i Tabell 1. I tabellen kan det noteras att zink och koppar bryts i mycket större grad än de andra tre metallerna samt att dessa även finns i större reserver än de andra tre. Vidare kan det observeras att kobolt bryts, samt förekommer i jordskorpan, i en mycket lägre utsträckning än de övriga metallerna. Kobolt är även metallen som återvinns i lägst procentuell grad utav de fem utvalda. Förutom koppar och kobolt som har en återvinningsgrad på 32% respektive 24% ligger de andra tre metallerna ganska jämnt kring 60%.

Tabell 1: Årlig estimerad gruvbrytning, återvinningsgrad och tillgång 2022 enligt United States Geological Survey.

Metall	Gruvproduktion [kton/år]	Global återvinningsgrad [%]	Globala reserver [Mton]
Zink [43]	13000	60	210
Kobolt [52]	190	24	8,3
Nickel [53]	3300	56	>100
Koppar [42]	22000	32	890
Bly [54]	4500	59	85

2.2.2 Priser

Ekonomiska aspekter är viktiga för att kunna dra slutsatser kring fytoextraktionens potential och framtidsutsikter. Således behövs priser tas fram för ämnena i slaggruset växterna är ämnade att extrahera. Det är svårt att veta vilka ämnen och vilken kemisk form ämnena har efter fytoextraktionen. Därför valdes slaggrusets komponenter att betraktas som rena grundämnen och priserna för dem togs fram. Priserna för de fem utvalda metallerna presenteras i Tabell 2 och resterande metaller i Bilaga B. Priserna är huvudsakligen framtagna från två hemsidor: Shanghai Metal Market (SMM) [55] och Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [56].

Från BGR har genomsnittliga värden på metallerna under åren 2018-2022 huvudsakligen valts då det tar bättre hänsyn till fluktuationer i priser över tid. För grundämnen som inte täcktes av BGR användes huvudsakligen SMM eftersom detta är en databas med mycket handelsdata för flertalet ämnen och kemiska föreningar. För många av grundämnena på SMM:s hemsida finns priser för ämnet i flera olika former, vilket kan bero på renheten eller andra aspekter så som form. I detta fall har endast en av formerna valts ut baserat på rimlighetsbedömningar om dess renhet. Valet presenteras i Bilaga B. Flertalet ämnen i slaggruset valdes bort då de fanns i för låga halter (exempelvis scandium, uran, och beryllium) eller för att de inte var metaller (exempelvis svavel och fosfor). Samtliga priser var angivna i antingen amerikanska dollar (\$) eller kinesiska yuán (¥). För omvandling till svenska kronor användes valutakursen från den 21 mars 2023 vilket var följande:

$$\begin{aligned} 1 \$ &= 10,3 \text{ kr} \\ 1 ¥ &= 1,5 \text{ kr} \end{aligned}$$

Antaganden kring vilka som går att extrahera, i vilken form de går att extrahera i samt vilket pris som är rimligt för slutprodukten leder till stora felkällor för arbetet.

Tabell 2: Priser för de utvalda metallerna enligt BGR [57]. Avrundat till hela kronor.

Metall	Pris [kr/kg]
Kobolt	518
Nickel	175
Koppar	76
Zink	29
Bly	21

Tabell 2 visar priserna på de fem utvalda metallerna. Enligt tabellen är kobolt den metall med klart högst kilopris, följt av nickel på under hälften. Zink, koppar och bly har desto lägre priser, på under 100 kr/kg.

2.2.3 Zink

Metallen zink är den fjärde mest utnyttjade metallen i samhället [43]. Dess huvudsakliga användningsområde är som anti-korrosionsmedel. Ungefär 3/4 av all zinkanvändning går till galvanisering av stål och järn, där metallen i fråga täcks av ett lager zink vilket skyddar mot korrosion. Zink är även en komponent i tillverkningen av brons, mässing och andra legeringar. Vidare används zink i kemikalieindustrin och som gödningsmedel då det är ett viktigt spårämne. Zinktillgångarna är omfattande med uppskattade 210 miljoner ton enligt Tabell 1 och en återvinningsgrad på 60%.

Utöver de generella miljöproblemen associerade med gruvbrytningen är zinkutvinningen förknippad med utsläpp av andra giftiga metaller så som kadmium och bly [58]. En LCA-studie från Kina [51] kartlade miljöpåverkan från bly- och zinkbrytning och konstaterade att den största påverkan kommer i form av dessa giftiga utsläpp i sötvatten och marina ekosystem.

2.2.4 Kobolt

Kobolt är ett grundämne som förekommer i jordskorpan tillsammans med andra grundämnena och hittas oftast i koppar- och nickelgruvor [59]. Utvinningen av kobolt ökar för varje år och låg år 2022 på 190 000 ton, se Tabell 1. Den ökade utvinningen beror huvudsakligen på att metallen används i laddningsbara batterier, vilka blir alltmer viktiga i och med elektrifieringen av samhället [52]. Vidare används kobolt även i färg, som katalysator i kemi- och petroleumindustrin samt i tillverkningen av hårdmetaller och airbags.

Kobolt är nästan uteslutande en biprodukt av annan gruvverksamhet [50]. Den största producenten av kobolt är Demokratiska republiken Kongo med en produktion på 130 000 ton år 2022. Världens samlade tillgång av kobolt till 8,3 Mton, se Tabell 1, varav 4,0 Mton uppskattas finnas i Demokratiska republiken Kongo. Fortsatt brytning kommer därför sannolikt ske i Kongo vilket anses problematiskt eftersom det är en osäker källa i och med landets utvecklingsgrad samt politiska instabilitet [60]. Gruverksamhetens miljöproblem bestående av energiförbrukning och skada på ekosystem gäller även för kobolt [60]. Utöver det finns även problematik kring arbetsvillkor och mänsklig toxikologi kopplat till koboltbrytning i Kongo [50].

2.2.5 Nickel

Nickel är en metall som spelar en stor roll i det tekniska och industriella samhället [61]. Grundämnet har mekaniska, magnetiska och termiska egenskaper vilka möjliggör flertalet applikationer. Dess mest framstående egenskaper är att den klarar av att stå emot väldigt höga temperaturer, stora påfrestningar och korrosionsmiljöer. Nickels huvudsakliga användningsområde är i rostfritt stål där inslagen stärker de mekaniska egenskaperna hos legeringen. Metallen används även i andra legeringar så som gjutjärn där den också bidrar till ökad förmåga att hantera extrema miljöer och påfrestningar. Nickelbaserade legeringar används brett där slitstarka egenskaper behövs, till exempel inom kemi- och petroleumindustrin, till gasturbiner och i pappersbruk.

De globala nickeltillgångarna uppskattas till att vara över 100 Mton enligt Tabell 1. Gruvproduktionen av nickel beräknades till 3,3 Mton år 2022 och den klart största producenten är Indonesien med nästan hälften av den globala produktionen (1,6 Mton år 2022) [53]. Andra stora nickelproducerande länder är Australien, Ryssland och Filippinerna. Återvinningen av nickel uppskattades år 2022 till att vara 56% av den totala produktionen.

Nickel är en av de mest resurskrävande metallerna att producera [46]. Produktionen kräver stora mängder energi vilket resulterar i utsläpp av koldioxidekvivalenter. Den leder även till försurning i större utsträckning än produktionen av andra metaller. Även mängden gruvavfall är större. Sammantaget visar detta att brytning av nickel är associerad till stora hållbarhetsproblem. Därmed finns det betydande fördelar med att återvinna nickel.

2.2.6 Koppar

Koppar har spelat en viktig roll i den mänskliga utvecklingen sedan bronsåldern då metallen är en av huvudkomponenterna i legeringen brons [62]. Koppars viktiga egenskaper är främst dess mycket goda ledningsförmåga, både för värme och elektricitet. Koppar har, efter silver, näst bäst elektrisk ledningsförmåga utav grundämnena. Vidare är koppar en ädelmetall och har därmed en god förmåga att motstå korrosion. Dessa egenskaper gör att koppar har flertalet användningsområden, främst inom elektronikbranschen samt kabelindustrin. Metallen är även mycket vanlig inom VVS på grund av dess goda korrosionsmotstånd. Den anses vara mycket viktig i samhällssynpunkt på grund av de många användningsområdena [19].

Utvinning av koppar sker i flera länder och den sammanlagda brytningen uppskattades ligga kring 22 miljoner ton år 2022 (Tabell 1). De största producenterna är Chile, Peru och Demokratiska republiken Kongo. Globalt uppskattas de totala kopparreserverna vara 890 miljoner ton. Detta medför att koppar är en ändlig resurs som inte kan brytas i samma takt i all framtid. Återvunnen koppar står för ungefär 32% av all koppar som används. Koppar är en av få metaller som kan återvinnas upprepade gånger utan att kvaliteten på råvaran sjunker [44]. Dessutom är den relativt enkel att återvinna [19].

Koldioxidekvivalent-utsläppen från kopparbrytning är relativt låg jämfört med andra metaller och detsamma gäller energiåtgången [46]. Den huvudsakliga miljöpåverkan från kopparbrytning kommer i form av resurstömning ur jordskorpan [63]. Klimatpåverkan på grund av markanvändning uppskattas dock inte vara betydande enligt Islam *et al.* [64]. Metallen är dock problematisk i naturen eftersom utsläpp av koppar kan orsaka fytotoxiska effekter hos växter, så som minskning av fotosyntetiska pigment [65].

2.2.7 Bly

Bly är ett ämne med begränsade applikationer till följd av att det är ett mycket farligt nervgift [45]. Emellertid har metallen olika användningsområden. Det främsta är i blybatterier, vilka är en form av laddningsbara batterier som främst används i

bilar [66]. Vidare utnyttjas blyets densitet för att agera ballast och motvikt i flertalet applikationer, samt som skydd mot röntgenstrålning [45].

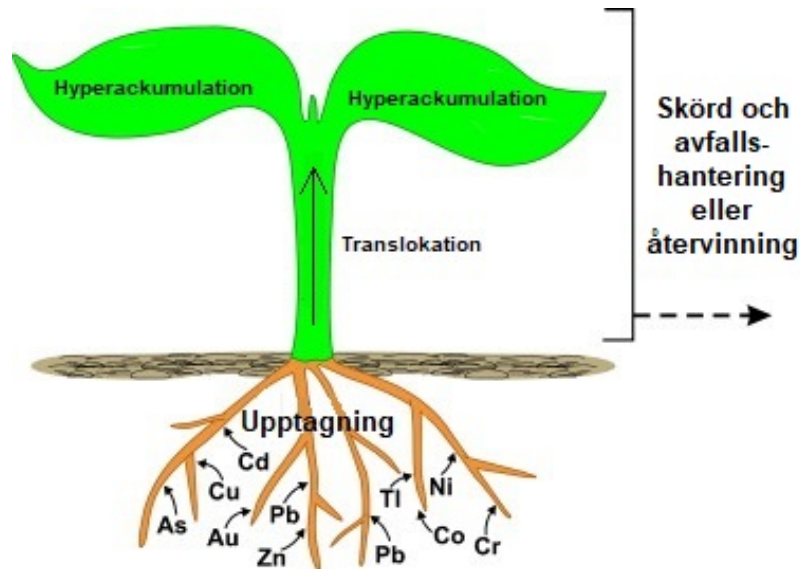
Bly skiljer sig från många andra metaller i och med att produktionen minskar [54]. År 2022 uppskattades den globala gruvproduktionen av bly till 4,5 miljoner ton. Blyproduktionen minskar till följd av att behovet av bly inom andra användningsområden än batterier minskar. De globala tillgångarna av bly i jordskorpan uppskattas till 85 miljoner ton där nästan hälften (37 miljoner ton) tros finnas i Australien, se Tabell 1.

Brytning av bly har visats leda till stor miljöpåverkan i form av kontaminering av sötvatten och marina ekosystem [51]. Blyutvinningen är dock associerad med låga koldioxidekvivalent-utsläpp samt låg energikonsumtion i jämförelse med många andra metaller [46]. Dessutom uppgavs återvinningsgraden ligga på cirka 59% år 2022, enligt Tabell 1.

2.3 Fytoextraktion

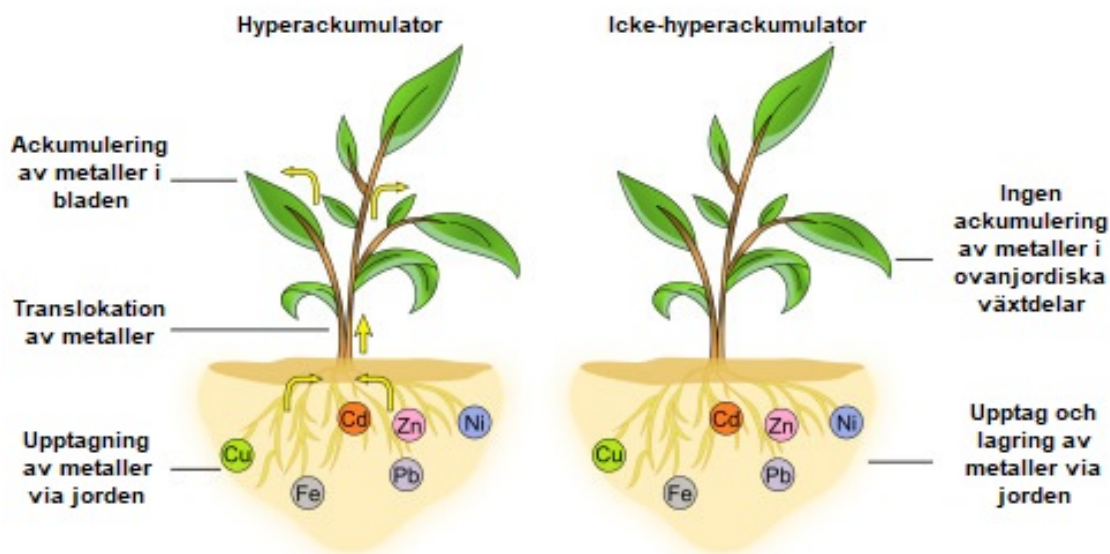
Fytoextraktion är en del av fyto Remediering vilket är ett paraplybegrepp. Fyto Remediering innefattar flera tekniker som på olika sätt utnyttjar växter för att rena mark och vatten från föroreningar [67], [68]. Fytoextraktion som teknik kännetecknas av växternas förmåga att absorbera metaller från jord samt ackumulera dem i sin biomassa [2], [68]. Vid fytoextraktion odlas lämpliga växter på förorenade platser [32], [68].

Initialt tas metallerna upp i växternas rotsystem för att sedan transporteras, genom så kallad translokation, till bladen där den huvudsakliga ackumuleringen sker [69], [32], [68]. Även om metallackumuleringen främst sker i växternas biomassa ovan jord [38] kan metallkoncentrationen variera mycket mellan växtens olika delar [70]. I vissa fall kan växterna lagra metaller i rötterna, men jämfört med rötterna är biomassan ovan jord mer lättillgänglig för skörd [71]. Efter en viss tidsperiod och/eller metallackumulering i biomassan skördas de för att sedan torkas och därefter förbrännas [32]. Efter förbränning erhålls en restprodukt med hög metallkoncentration. Fytoextraktionsprocessen visas i Figur 3.



Figur 3: *Fytoextraktionsprocessen. Från [72]. Översatt med tillstånd.*

Det finns flera parametrar som påverkar fytoextraktionens effektivitet. Dessa inkluderar bland annat pH och metallernas biotillgänglighet i jorden [29]. Vidare, eftersom ackumuleringen och upptagningen av metallerna är starkt beroende av växtart, krävs vissa egenskaper hos växterna för en välfungerande process [32], [73]. Växterna som används är främst så kallade hyperackumulatörer som kan ackumulera höga mängder av specifika metaller [6], [74], vilka beskrivs mer nedan. Förutom hyperackumulatörer, som i regel har låg biomassa, kan andra växtarter med hög biomassa användas [6]. Dessa ackumulerar snarare flera olika metaller men vid generellt låga koncentrationer. Sådana icke-hyperackumulatörer är dock mer drabbade av fytotoxicitet [38], vilket är ett begrepp som redogörs för ytterligare nedan. Till skillnad från hyperackumulatörer lagrar dessa växter metallerna i sin biomassa under jord [32], se Figur 4. Vidare är icke-hyperackumulatörers translokationsförmåga begränsad men inte avsaknad.



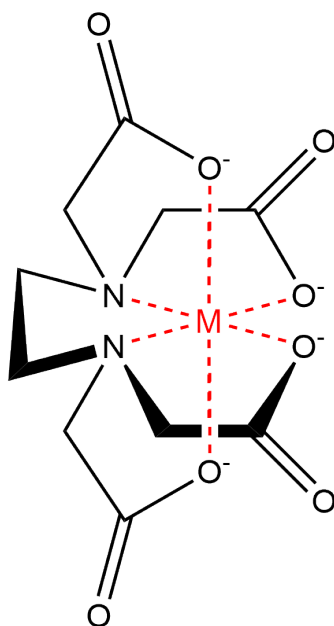
Figur 4: De huvudsakliga skillnaderna mellan en hyperackumulerande respektive icke-hyperackumulerande växt. Från [32]. Översatt med tillstånd.

2.3.1 Hyperackumulatorer

En hyperackumulator är en växt som klarar av att växa i metallrika jordar och har förmåga att lagra höga halter av vissa metaller i sin vävnad [38]. Dessa växter har studerats sedan 1970-talet, har generellt låg biomassa men hög metallupptagningsförmåga, och kan ackumulera en eller flera specifika metaller [6]. I förhållande till andra växter kan hyperackumulatorer lagra mellan 100-1000 gånger högre koncentrationer av metaller i sin biomassa [72]. Som tidigare nämnt sker ackumuleringen främst i bladen men koncentrationen kan variera mycket mellan växtens delar [70].

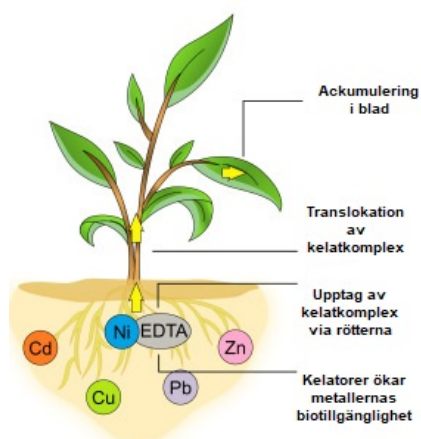
Hyperackumulatorernas rotzon kan gynna fytoextraktionsprocessen genom olika processer [75], [76], dels på grund av dess innehåll och dels på grund av dess uppbyggnad. Enligt Nationalencyklopedin [77] avser rotzonen "den del av marken som är direkt påverkad av roten hos en växt som växer där". Rotzonen är försedd med speciell mikrofauna och mikroflora [76] vilket främjar hyperackumulatorernas rötter att ta upp metallerna från jorden. Fortsättningsvis kan rötterna ta upp högre halter metaller genom att metalljonbildande, det vill säga kelerande, ämnen tillsätts rotzonen [75].

Ett exempel på ett kelerande ämne är etylen-diamin-tetra-acetat (EDTA). EDTA är en slags kelatkomplex-bildare, med andra ord en kemisk förening, som reagerar med metalljoner i jorden och bildar stabila kelatkomplex (kelat) [78]. Dessa kelat kan sedan tas upp lättare av hyperackumulatorernas rötter. Ett kelat består av minst en flertandad ligand så att en ringstruktur med metallen bildas [8], [2]. Figur 5 visar EDTA, som är en sextandad ligand, bunden till en metall. Ett kelat blir starkare ju mer omfattande ringstrukturen är, EDTA är därför en sådan förening som kan bilda mycket starka komplex med metaller [8].



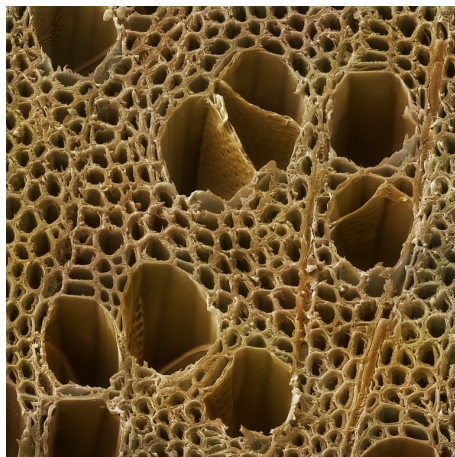
Figur 5: Kelatkomplex bestående av EDTA och en metall M. Ritad av Nils Larsson i ChemDraw.

I förhållande till fitoextraktion anses EDTA vara det mest studerade kelerande ämnet med bäst kapacitet [79], [80], och det finns en relativt stor mängd studier som gjorts avseende dess påverkan på fitoextraktion [81], [80], [82], [83], [79]. Figur 5 visar principen av EDTA-tillsatsen och varför det gynnar fitoextraktionsprocessen. Vidare diskussion om tillsatsen av EDTA förs i avsnitt 3.4.



Figur 6: EDTA. Från [32]. Översatt med tillstånd.

Hyperackumulatorers translokationsförmåga sker via xylemet [72]. Ett xylem är växtens kärlvävnad, se Figur 7, och det överför både vatten och oorganiska ämnen, det vill säga metallerna, från rötterna till resten av växten såsom stam och löv [84], [85]. Xylemet är också bidragande till växtens stadga.



Figur 7: En växts kärnvävnad, så kallat xylem. Från [86]. CC BY.

Angiospermer (gömfröiga växtarter) har en relativt komplex xylem-uppbyggnad [84]. Hittills har ungefär 450 stycken gömfröiga växtarter fastställts som hyperackumulatörer för arsenik, kadmium, kobolt, koppar, mangan, nickel, bly, antimon, selen, tallium och zink [72]. Globalt sett har hittills 320 000 växtarter upptäckts [87], och i juli 2017 hade, enligt Reeves *et al.* [88], totalt 721 växtarter kategoriserats som hyperackumulerande. Alltså har endast cirka 0,2% av alla växtarter klassificerats som hyperackumulatörer, där mer än hälften av dessa är gömfröiga växter.

Det saknas empiriska kriterier för hyperackumulatörer [89], bland annat eftersom hyperackumulation är en komplex process som varierar beroende på växtart, metall och miljöförhållanden. Vidare finns ingen genomgående definition av dessa växter och de definieras på olika sätt beroende på författare. Vanliga riktvärden för nickel-, koppar-, kobolt- och bly-hyperackumulatörer, som definierats av Baker och Brooks [90], är 1000 mg/kg torr bladsubstans medan för zink-hyperackumulatörer gäller minst 10 000 mg/kg torr bladsubstans [90]. Som alternativ definieras en hyperackumulatör av Verbruggen *et al.* [91] av ett procentuellt koncentrationskrav för bladtorrvikt. Emellertid förespråkar både Krämer [92] och van der Ent *et al.* [70] att ett lägre koncentrationskrav för både koppar- och kobolt-hyperackumulatörer på 300 mg/kg skall användas. Detta till följd av den låga metallkoncentrationen som hittills upptäckts i olika växter. Med avstamp i detta väljs 300 mg/kg som koncentrationskrav för koppar och kobolt i detta arbete. I Tabell 3 redovisas samtliga koncentrationskrav avseende hyperackumulerande förmåga hos växter för de utvalda metallerna.

Tabell 3: Koncentrationskrav för hyperackumulation av utvalda metaller [91], [92], [70].

Metall	Koncentrationskrav [mg/kg bladtorrvikt]
Nickel	1000
Koppar	300
Kobolt	300
Bly	1000
Zink	10 000

2.3.2 Utmaningar

Fytoextraktion som saneringsteknik är kostnadseffektiv och hållbar [93], [83], [94], men står inför en rad utmaningar. Till följd av bland annat strukturella skillnader hos olika växter samt geografiska, kemiska och fysiologiska förutsättningar kan växternas potential för fytoextraktion variera [28], [95], [96].

En central begränsande faktor för fytoextraktion är fytotoxicitet [93]. Enligt Blok *et al.* [97] definieras fytotoxicitet som: "En fördröjning av frögroning, hämning av växttillväxt eller eventuella negativa effekter på växter orsakade av specifika ämnen (fytotoxiner) eller odlingstillstånd". Detta kan inträffa genom direkt kontakt med växtdelar eller genom att ett ämne tas upp av växten via rötterna eller bladen och sprids genom växtens system. Hyperackumulatorer visar inga symptom på fytotoxicitet i jord [72]. Fasani [98] menar på att växternas hyperackumulation automatiskt medför hypertolerans. Hypertolerans innebär växtens förmåga att avgifta metaller som är lagrade i de ovanjordiska delarna. Det är denna hypertolerans som bistår hyperackumulatorerna samt är avgörande för deras överlevnad [72]. I kontrast till Fasani påstår Ghori *et al.* [32] snarare att evolutionära studier tyder på att tolerans och metallackumulering är två olika genetiska svar på metallöverskott i växten. Oavsett är hyperackumulatorerna beroende av hypertolerans för att undvika metallförgiftning. Detta eftersom de utan denna hypertolerans är lika känsliga mot extrema metallhalter som icke-hyperackumulatorer [72].

Många författare resonerar kring hyperackumulatorernas odlingstid, och att den spelar roll för fytoextraktionsprocessen [6], [93], [79], [99]. Dhiman *et al.* [100] identifierar dessa växters långsamma tillväxttakt samt låga biomassa som de största utmaningarna för fytoextraktion. Växternas biomassa kombinerat med deras metallkoncentration ger den totala metallextraktionen, därmed leder en låg biomassa till låg metallextraktion [6]. Det nordiska klimatet är också ett hinder för växtligheten då inte alla hyperackumulatorer trivs där [28]. Transpirationshastigheten är dessutom beroende av klimatet [6].

Metallernas tillgänglighet för växternas rötter, det vill säga biotillgängligheten, betraktas som den viktigaste faktorn vid effektivisering av fytoextraktion [6]. Ett exempel på hur ökad biotillgänglighet leder till ett ökat metallupptag behandlas i avsnitt 2.4.1.3. Metallernas biotillgänglighet beror på jordens textur, fuktighetsnivåer, pH, redoxpotential, katjonbyteskapacitet samt biokemiska processer [6]. De

växtrelaterade faktorerna avser växtrotsdjup, rotdensitet, mikroorganismer, ökad rotreducerande kapacitet, metalltranslokationen samt kvantitet och sammansättning av organiska substanser utsöndrade från roten.

2.4 Växter

Utifrån de metaller som valts samlades information om växtarter som kan ackumulera höga mängder av dessa från jord. Växtarterna sammanställdes i en tabell och visas i Bilaga C. I tabellen visas även vilken eller vilka specifika metaller växten tar upp tillsammans med uppmätt ackumuleringsmängd. De flesta av växterna klassas som hyperackumulatörer. Växternas geografiska spridning återfinns också i tabellen varpå bedömningar gjordes av växternas klimatförutsättningar. Två av växterna i detta avsnitt, *Salix alba* och *Viola westfalica*, tillkom vid senare litteraturstudier och finns därav inte med i Bilaga C.

Med utgångspunkt i den sammanställda tabellen har ett urval av växter gjorts. Dessa har valts ut med syftet att kunna appliceras på fytoextraktion av metaller ur slaggrus i ett nordiskt klimat. Vissa undantag gjordes för exempelvis koppar och kobolt eftersom hyperackumulatörer av dessa metaller vanligen endast växer i varmt och torrt eller tropiskt klimat.

I följande stycken avhandlas dessa växter avseende bland annat släkte, familj, art och underart. Vidare information ges bland annat om deras ursprung, kännetecken och klimatpreferenser. De olika växternas ackumuleringssegenskaper och uppmätta koncentrationsnivåer beskrivs också. Till följd av en varierande mängd litteratur om de olika växterna förekommer vissa informationsluckor. Den information som anges i följande avsnitt kan skilja sig från den som återfinns i tabellen i Bilaga C. Emellertid anses detta avsnitt vara mer pålitligt eftersom litteraturen har studerats mer noggrant än i det tidigare skedet.

2.4.1 *Brassicaceae*

Växterna inom familjen *Brassicaceae* är ett- eller fleråriga växter. De kallas ofta för senapsväxter eller korsblommiga växter och kännetecknas av blommor vars fyra kronblad sitter i kors. Växtfamiljen består av omkring 4600 arter, uppdelade i 340 släkter [101] och innehåller vardagliga växter som broccoli och rädisor [102]. Spridningen av växterna runt om i världen är stor men representationen av *Brassicaceae*-familjen är störst i tempererat klimat [103]. Vidare innehåller växtfamiljen flera hyperackumulatörer av olika metaller och ett urval av dessa presenteras i följande avsnitt.

2.4.1.1 *Brassica juncea* - Zn, Pb, Co

Brassica juncea, också känd som sareptasenap, är en snabbväxande ettårig ört med relativt stor biomassa som växer till en höjd på 50–70 cm [104], [71], [76], [105]. Se Figur 8. Växten härstammar från centrala Asien och odlas i flera asiatiska länder, så som Kina och Indien [106], men förekommer även i stora delar av övriga världen. I Sverige påträffas *B. juncea* på ruderatmark, också känd som skräpmark [104], [107].

Denna ofta kväverika mark är vanligtvis belägen i anslutning till bebyggelse och definieras som mark som tidigare varit exploaterad men numera är övergiven och eventuellt kontaminerad [108]. pH-värdet för denna typ av mark varierar. *B. juncea* är dessutom en känd zink-, bly- och kobolthyperackumulator. I flera studier har växten uppvisat förmågan att ackumulera varierande mängder av dessa metaller i både rötter, stjälk och blad [109], [71], [110], [111].

I en studie av Kumar *et al.* [71] utfördes ett odlingsförsök med *B. juncea* (L.) Czern på grovkornig sand utblandad med perlit vars beskrivning hittas i begreppslistan. Bly tillsattes i form av en metallösning till sandblandningen och den ackumulerade halten bly i växtens rötter uppgick efter 14-20 dagar till 103 500 (\pm 12 300) mg/kg. I växtdelarna ovan jord uppgick halten till 10 300 (\pm 2900) mg/kg.

En annan variant av *B. juncea*, vid namn *B. juncea* (L.) Cazen, undersöktes i en studie av Weerakoon och Somaratne [109]. Odlingsförsök utfördes på metallkontaminerad jord på Sri Lanka under två olika säsonger. Efter 12 veckor skördades och torkades växterna innan metallinnehållet undersöktes. Inga större skillnader i ackumulering identifierades under de två säsongerna. Medelvärdet av de ackumulerade värdena för bly och zink under de två säsongerna uppgick till 3600-15 600 mg/kg respektive 344 800-641 300 mg/kg i den totala torkade biomassan. Medelvärdet av den ackumulerade halten kobolt uppgick till 9800-23 800 mg/kg.



(a) Blomma. Från [112].

(b) Blad. Från [113].

(c) Äng. Från [114].

Figur 8: *Brassica Juncea*. CC BY.

2.4.1.2 *Brassica napus* - Zn

Brassica napus, eller raps, är en ettårig ört med liten biomassa som når en höjd på 0,3-1,5 meter. [100], [115], [116]. Figur 9 visar ett rapsfält och växtens olika delar. Växten är relativt snabbväxande och odlas i samtliga världsdelar i områden med tempererat klimat. Växtfröna används till framställning av rapsolja vilket Sverige är en betydande producent av. Enligt Jordbruksverket [117] kan raps odlas på jordar med pH 5,5-8.

Fortsättningsvis har raps förmågan att ackumulera zink i relativt höga koncentrationer [28], [100], [118]. Växten kan också ackumulera andra metaller, som till exempel koppar, bly och nickel, men i låga halter. I en studie av Marchiol *et al.* [118] rapporterades rapsens upptag av zink till runt 7000 mg/kg. Detta vid odling i metallkontaminerad jord, varav ca 6000 mg/kg ackumulerades i rötterna och resterande i stjälk och blad. I en annan studie genomförd av K. Fedje *et al.* [28] odlades raps i slaggrus. Den ackumulerade zinkhalten uppmättes då till 1100 mg/kg i den totala biomassan, varav 1000 mg/kg hittades i rötterna. Den definition av zinkhyperackumulator som tidigare etablerats i arbetet exkluderar alltså *B. napus*. Att rapsen växer snabbare än många hyperackumulatorer gör att växten ändå är intressant. Detta beror på att denna egenskap potentiellt möjliggör för skörd av växten flera gånger under en odlingssäsong [100].



(a) Växtdelar. Från [119].



(b) Fält. Från [120].

Figur 9: *Brassica napus*. CC BY.

2.4.1.3 *Noccaea (Thlaspi) caerulescens* - Zn, Pb

Noccaea caerulescens, fd. *Thlaspi caerulescens*, kallas även backskärvfrö och är en två- eller flerårig ört som har sitt ursprung i de centrala och södra delarna av Europa [121], [122], [123]. Växterna förekommer även i övriga delar av kontinenten. Örtens har en relativt liten biomassa och når endast en höjd på 10-35 cm. Se Figur 10. I Sverige har *N. caerulescens* stor spridning från norr till söder [124].

Växten är sedan länge en känd hyperackumulator och har förmåga att ta upp stora mängder zink, men även bly och kadmium, vilket har rapporterats i flera studier [125], [126], [127]. En studie av H. Robinson *et al.* [127] rapporterar ackumulerade zinkvärden på 10 000-11 000 mg/kg hos vilda plantor växandes på avfall från metallgruvor i Frankrike vars pH uppmätts till 6,4-7,7. I ett odlingsförsök av Brown *et al.* [126], utfört i en näringslösning, uppmättes istället zinkhalter på runt 100 000 mg/kg, varav cirka 75% hittades i växtrötterna och resterande 25% i biomassan ovan mark.



Figur 10: *Noccaea caerulescens*. Från [128], CC BY.

2.4.1.4 *Noccaea (Thlaspi) tatrense (Zapal.) - Zn*

Noccaea tatrense (Zapal.), fd. *Thlaspi tatrense*, är en tvåårig växt som trivs i tempererat klimat och härstammar från Västkarpaterna, vilket är en bergskedja i östra Europa [123], [129]. *N. tatrense* identifieras som en underart till både *Noccaea caerulescens* och *Noccaea brachypetala* [130], vilka är nära släkt [131].

Akkumuleringsförmågan hos *N. tatrense* är hög avseende zink och dess maximala koncentration fastställs av Reeves *et. al* [125] vara 20 100 mg/kg . Således uppnår denna växt kravet för hyperackumulatorkravet med över 100%.

2.4.1.5 *Arabidopsis (Cardaminopsis) halleri - Zn*

Arabidopsis halleri, även kallad Gruvtrav, är en flerårig växt som växer över stora delar av Europa där den anträffats i bland annat Tyskland, Frankrike och Tjeckien [132]. Gruvtrav är en liten växt med blad på endast 4-6,5 mm och har även därmed en liten biomassa [133]. Se Figur 11. Dess geografiska spridning är i områden med tempererat klimat, där den kan växa på både metallrika och metallfattiga jordar.

Den maximala zinkackumuleringen växten har uppvisat ligger på 13 620 mg/kg [125]. Således uppnås hyperackumulatorkravet på över 10 000 mg/kg.



Figur 11: *Arabidopsis Halleri* från Slovakien. Från [133], CC BY 4.0. Anpassad med tillstånd.

2.4.1.6 *Noccaea (Thlaspi) goesingensis* - Ni, Zn

Noccaea goesingensis, fd. *Thlaspi goesingense* (Hálácsy) F.K.Mey, utbreder sig i Österrike på ultramafiska jordar och så kallade serpentinska platser [134], [135]. Dessa serpentinska områden karakteriseras av metamorf bergart och har ett pH mellan 6-8. [136] [14] [137]. Serpentin förekommer även i Falu gruva i Sverige. Denna växt har dessutom återfunnits på kalkhaltiga jordar, vilka har ett pH>7. [138], [139]. Bild på växten återfinns i Figur 12.

N. goesingensis har visat på nickelackumulering med upp till 1,24% av växtens torra biomassa [135]. Baker och Reeves [139] fastställde nickelkoncentrationen hos *N. goesingensis* från två serpentinska platser i Österrike. Koncentrationen nickel i löven varierade mellan 6380-9010 mg/kg respektive 4960-12 400 mg/kg torr vikt för platserna. Jockwer och Wenzel [134] bekräftar den höga hyperackumulerande förmågan av nickel hos växten och skriver även att nickelkoncentrationen i löven var högre än den i rötterna. Till skillnad från den serpentinska jorden visade den kalkhaltiga jorden inte på samma koncentrationsnivåer hos *N. goesingensis* [139]. Växten hade även förmåga att ackumulera zink, men då i låga koncentrationer, som varierade mellan 370-3800 mg/kg bladtorrvikt.



Figur 12: *Noccaea goesingensis*. Från [140], CC BY-SA 4.0.

2.4.1.7 *Cochlearia aucheri* (Boiss) - Ni

Cochlearia, även kallat skörbjuggsörter, är ett släkte med cirka 25 tillhörande arter [141]. För bild se Figur 13. Dessa växter har hög halt av C-vitamin och har tidigare använts till att förhindra skörbjugg, därav namnet. Vidare kännetecknas de av sin lågväxthet, kalhet och sina vita blommor. En av de tillhörande arterna är *C. aucheri* (Boiss) vilken härstammar från Turkiet och växer på serpentinska områden [142] med jordar som har pH 6-8 [136]. *C. aucheri* är tvåårig och trivs främst i tempererat klimat [141], [143].

Hyperackumuleringsförmågan hos *C. aucheri* avser nickel och koncentrationsnivåerna i växten rapporteras variera mellan 11 500-17 600 mg/kg [142].



Figur 13: Torkad *Cochlearia aucheri*. Från [144], CC BY. Ändrad med tillstånd.

2.4.1.8 *Bornmuellera tymphaea* - Ni

Bornmuellera tymphaea är en flerårig växt med ursprung i Grekland [145], [146], [75]. Där växer den ofta på ultramafiskt substrat och kan nå en höjd på 40-60 cm, se Figur 14. Någon spridning eller odling av växten utanför detta område har inte rapporterats. Chardot *et al.* [145] skriver däremot att *B. tymphaea*s förmåga att växa på störd mark, det vill säga mark som inte är orörd, som exempelvis skogsstigar eller vägskärningar, är ett lovande tecken för odling av växten på ett serpentinskt underlag. Ett likartat klimat antas dock vara en förutsättning för att lyckas med detta, menar författarna.

B. tymphaea uppvisade i samma studie, av Chardot *et al.* [145], en hög förmåga att ackumulera nickel. Odlingsförsök utfördes i tre olika jordtyper med varierande nickelhalt: jord med låg nickelhalt (ca 21 mg/kg), jord med medelhög nickelhalt (50 mg/kg), och serpentinsk jord med högst nickelhalt (ca 470 mg/kg). Den högsta uppmätta nickelhalten på nästan 6000 mg/kg hittades i växterna som odlats i den serpentinska jorden. Jordens pH som i början av perioden låg på 5,9 hade dessutom minskat till 5,7 efter 3 månader. Liknande ackumuleringsvärden har även hittats i en studie av Hipfinger *et al.* [75]. Där odlades växterna i stället på jord med pH runt 6.



Figur 14: Torkad Bornmuellera tymphaea. Från [147], CC BY-NC-SA. Ändrad med tillstånd.

2.4.2 Phyllanthaceae

Växtfamiljen *Phyllanthaceae* består av cirka 2800 arter av träd, buskar och örter uppdelade i ungefär 60 släkter [148]. På svenska kallas växterna inom familjen för emblika växter och kännetecknas av två hjärtformade blad [149]. Generellt föredrar emblika växter fuktiga habitat såsom regnskogar, träsk och flodbänker [150]. Vidare är vissa arter anpassade till torrare miljöer som öknar och savanner. Detta innebär att emblika växter återfinns i Afrika, Asien, Australien, Stillahavsöarna samt Nord- och Sydamerika. Klimatet i dessa områden är tropiskt eller subtropiskt.

Phyllanthaceae har liksom familjen *Brassicaceae* stor representation inom hyperackumulatörer. Enligt Reeves *et al.* [88] finns det 59 arter inom växtfamiljen som är hyperackumulerande. Nedan följer fyra olika arter inom familjen som klassificerats som nickel- och kobolthyperackumulatörer.

2.4.2.1 *Phyllanthus balgooyi* - Ni, Co

P. balgooyi är en örtliknande växt som härstammar från Borneo och Filippinerna [151]. Växten trivs i ett tropiskt vått klimat och har flera tillväxtformer från buske till medelhögt träd. Se Figur 15c. Enligt Mesjasz-Przybylowicz *et al.* [151] är *P. balgooyi* tvåa i världen när det kommer till hyperackumulering av nickel.

I studien utförd av Mesjasz-Przybylowicz *et al.* [151] undersöktes *P. balgooyi* i Bukit Hampuan Forest Reserve i Sabah, Malaysia. Vegetationen på denna plats var ostörd och en stor population av *P. balgooyi* hittades med individer som var uppåt 9 meter

höga. Fokuset i studien var att kartlägga var i dessa individer ackumuleringen sker. Av de ämnen som undersöktes var nickel och kobolt av störst intresse. Utöver att studera koncentrationerna i trädens biomassa undersöktes även markens komposition. Jorden var stenig och inte djupare än 40 cm. Mineraljorden hade pH 6,4 medan rotzonen var surare med pH 5,1.

Studien kom fram till att nickelfördelningen i *P. balgooyi* är annorlunda från andra kända nickelhyperackumulatörer. Växten har nickelberikat sav och floem (se Figur 15a, respektive 15c). Floemvävnaden i huvudstammen är såpass berikad på nickeljoner att den färgas mörkgrön och koncentrationen når upp till 9,4 viktprocent (cirka 45 000 mg/kg), medan saven från denna vävnad varierade mellan 12,6-16,9 viktprocent nickel (125 900-168 500 mg/kg). Även saven var koboltberikad med halter runt 560-2340 mg/kg. Vidare innehöll löven 4900-7060 mg/kg nickel och 20-26 mg/kg kobolt.



Figur 15: *Phyllanthus balgooyi*. Från [152], CC BY 4.0. Anpassad med tillstånd.

2.4.2.2 *Glochidion sericeum* - Ni, Co

Glochidion sericeum är ett träd som kan bli upp mot 5-8 meter högt med en stam på 12 cm i diameter [153]. För bild se Figur 16. Trädet är inhemskt och växer bland annat i en liten del av Kinabua Park i Sabah, Malaysia. Utöver denna tempererade och specifika plats är *G. sericeum* mycket ovanlig och har inte anträffats på många platser. Dess habitat består av laterit jord som vittrat sönder från en ultramafisk berggrund. Jorden har ett pH-värde på 3,8-5,7. Utöver ett lågt pH har jorden i området där *G. sericeum* växer en stark biologisk återvinning. Detta resulterar i att det organiska avfallet är bristande vilket gör att grunda rötter dominerar.

I studien gjord av van der Ent *et al.* [153] kunde *G. sericeum* ackumulera signifikanta mängder kobolt och nickel. Denna kombination av metaller är ovanlig och resulterar ofta i fytotoxicitet. Växten ackumulerade kobolthalter på runt 480 mg/kg bladtorrsvikt och 1350 mg/kg torrsvikt i floemet. Samtidigt ackumulerades nickelhalter på cirka 1600 mg/kg bladtorrsvikt och 1060 mg/kg torrsvikt i floemet. Dessa halter uppnår nivåerna för att växten skall klassas som hyperackumulator med avseende på både kobolt och nickel.



Figur 16: Torkad kvist från *Glochidion sericeum*. CC0. Ändrad med tillstånd.

2.4.2.3 *Ashtonia excelsa* och *Baccaurea odoratissima* - Ni, Co

Ashtonia excelsa och *Baccaurea odoratissima* är träd som växer på öar i Sydostasien med ett tropiskt vått habitat [154], [155]. *A. excelsa* blir uppemot 40 meter högt med en stam på 40 cm [156] och växer i sand. *B. odoratissima* blir 2-17 meter högt med en stamdiameter på 4,4-20 cm [157]. I Figur 17 återfinns kvistar från dessa två träd. Liket *G. sericeum* växer dessa träd på en jord som vittrat sönder från ultramafisk berggrund. Jorden har därmed pH 3,8-5,7 [158], [153].

I en studie utförd av van der Ent *et al.* [158] analyserades nickel-, kobolt- och mangankoncentrationerna i växtindivider från Herbarium of the Forest Research Centre i Sepilok, Sabah. Av de analyserade individerna fanns en *A. excelsa* som hade den högsta uppmätta koncentrationen av kobolt på 1500 mg/kg i bladen. Trädet ackumulerade även upp till 8100 mg/kg nickel i bladen. I samma studie konstaterades *B. odoratissima* som en hyperackumulator av kobolt och nickel. Koboltupptaget för växten varierade mellan 320-960 mg/kg för fyra växtexemplar, vilket gav ett medel på 690 mg/kg kobolt i bladen. För nickel varierade halterna mellan 1000-8000 mg/kg för sju individer med ett medel på 4400 mg/kg i bladen. Resultaten av denna studie bekräftade att hyperackumulatorer av kobolt är relativt ovanliga och att *A. excelsa* samt *B. odoratissima* kan ackumulera höga nivåer av både kobolt och nickel.

(a) Torkad kvist från *Ashtonia excelsa*.(b) Torkad kvist från *Baccaurea odoratissima*.

Figur 17: *Ashtonia excelsa* och *Baccaurea odoratissima*. CC0. Ändrade med tillstånd.

2.4.3 Övriga potentiellt intressanta växter

2.4.3.1 *Sesbania drummondii* - Pb

Sesbania drummondii är en vanlig baljväxtbuske som växer vilt i sydöstra Nordamerika och norra Mexiko [159]. Den fleråriga busken växer i det vilda och har en stam som kan bli upp till 4 meter. Från stammen växer blommor med frön vilka vid mognad blir giftiga. För bild på växten se Figur 18. Vidare är växtens livsmiljö ett tempererat klimat med en fuktig jord. Växten har medelstor biomassa och växer till full storlek på 2 år. Vid låga temperaturer minskar biomassan kraftigt, men den kan ofta återhämta sig.

Utöver en stor produktion av biomassa har *S. drummondii* visat på god ackumulering av bly. I en studie av Shivendra V. Sahi *et al.* [160] uppmättes halter på ungefär 50 000 mg/kg i växtens knoppar sett till torrsvikt och cirka 60 000 mg/kg i rötterna sett till torrsvikt. Studien innehöll flera olika experiment där ackumuleringen jämfördes utifrån parametrar som blymängd i mediet, pH, tidsintervall och tillsats av kelerande ämnen som EDTA och CDTA. Experimenten visade att *S. drummondii* ackumulerade högst halter då mängden bly i mediet var 1000 mg/L. Växten tolererade både lägre och högre blyhalter i jorden, men högre blykoncentrationer resulterade i sämre ackumulering. *S. drummondii* visades ackumulera de högsta halterna bly då pH-värdet var lågt i jorden. Ackumuleringen minskade med ungefär 7000 mg/kg torrsvikt då pH höjdes från 3,7 till 7,7. En annan studie gjord av Israr M *et al.* [161] visade att växten även kan ackumulera koppar, nickel och zink i sina rötter och skott utan att drabbas av fytotoxicitet.



(a) Från [162],
CC BY-SA 3.0.



(b) Från
A. Jenkins [163], CC BY-SA.

Figur 18: *Sesbania drummondii*.

2.4.3.2 *Linum usitatissimum* L. - Cu

Lin tillhör växtfamiljen *Linaceae* och är inte vildväxande i Sverige [164]. Växten kan bli upp till 1,2 meter hög med blad som blir 40 mm långa [165]. Se Figur 19. Dessutom kan lin nå ett rottdjup på upp till 1,2 meter med fiberösa rötter som grenar ut sig ifrån dess grunda men raka primärrötter. Växten härstammar från västra Asien, men är introducerad i stora delar av världen [166], [164]. Dessutom har växten flera olika användningsområden, dels som en dominant gröda, men även som hälsoprodukt, mat och fiber. Lin förhåller sig inte till en specifik klimatzon, utan kan växa i både kalla och varma klimat. Växten föredrar dock den tempererade klimatzonen [165]. Utöver ett passande klimat behöver även lin en jord som passar den tänkta användningen av växten. Ifall lin är skördad för fibern behövs en jord som är bördig, djup och väl-dränerad. Skulle grödan istället skördas för sina frön krävs en jord som är näringsrik, djup, fuktig och sandig.

För att lin skall klassas som en hyperackumulator av koppar krävs att en stor del koppar finns i marken där den skall växa. Enligt en studie av Saleem *et al.* [167] når lin en koncentration på 1000 mg/kg först då jorden behandlats med 600 mg/kg koppar. Studien genomförde tester där lin fick växa i jord med pH 5,6 och olika kopparhalter för att undersöka hur växten reagerade på de olika nivåerna. Upp till en koncentration på 400 mg/kg koppar i jorden påverkades inte biomassatillväxten negativt. Därefter hämmades växtligheten kraftigt med ökad kopparackumulation.



Figur 19: *Linum usitatissimum* L. Från [168], CC BY.

2.4.3.3 *Viola lutea calaminaria* och *Viola lutea westfalica* - Zn, Pb

Familjen *Violaceae* visar sig innehålla flertalet hyperackumulatorer [158], [169] varav några potentiella inom släktet *Viola*. Två utav dessa är *Viola lutea calaminaria* och *Viola lutea westfalica* [170], även kallade zinkvioler. Se Figur 20. Den förstnämnda växer på zinkrik mark mellan Achen i Tyskland och Liège i Belgien, medan den sistnämnda växer på ett lokalt blydike i Blankenrode, Tyskland. Violerna är endemiska och fridlysta. De förekommer delvis på metallrik mark, som så kallade fakultativa metallofyter. Blommor av arten *V. lutea* är fleråriga och kan bli upp till 20 cm höga [171]. Dessa gillar fuktig, väl-dränerad jord och tål kyla.

Rapporterna om zinkviolerna uppger olika information gällande blommornas förmåga att ackumulera metaller. Enligt vissa uppnår de kraven för att klassificeras som hyperackumulatorer [172] och enligt andra [170] gör de inte det. Genomgående i rapporterna är att violerna ackumulerar mer i rötterna än i skotten [173].

Enligt Bizoux, J. P., *et al.* [172] tog tio belgiska populationer av *V. calaminaria* i genomsnitt upp ca 11 900 mg/kg zink och 9340 mg/kg bly. Jordens pH uppmättes till 6-7.

I ett annat experiment utav Jedrzejczyk *et al.* [173] togs frön från *V. calamiarna* från Achen och *V. westfalicia* från Blankenrode. De oldades upp till 18 veckor i tre olika jordar; en kontroll och två spetsade med olika halter zink (1000 mg/kg respektive 10 000 mg/kg) samt bly (1000 mg/kg respektive 10 000 mg/kg). pH-mätningarna av jordarna varierade mellan 7-8. *V. calamiarna* plockade upp mest zink då jorden var spetsad med 10 000 mg/kg zink och 1000 mg/kg bly. Då innehöll skotten ca 1300 mg/kg zink och 4000 mg/kg i rötterna. Det var även i denna jord som *V. westfalica* tog upp högst halter, däremot lägre halter än *V. calaminaria* som ackumulerade 1100 mg/kg zink i skotten och 2800 mg/kg i rötterna. Avseende bly var det *V. westfalica* som tog upp mest utav blommorna, men värdena var fortfarande under gränsen för att klassificeras som hyperackumulator.

En annan studie av Wilfried H. O. [174] skrev att bladen från *V. westfalica* uppnår en koncentration på 2000 mg/kg vid pH 6,5 då jordens totala zinkhalt var 5700

mg/kg. Detta är inte heller en tillräckligt hög halt för att klassificeras som en hyperackumulator, enligt Tabell 3.



(a) *Viola lutea calaminaria*. Från [175],
CC BY-SA 2.0. Ändrad med tillstånd.



(b) *Viola lutea westfalica*. Från [176],
CC BY-SA 4.0. Ändrad med tillstånd.

Figur 20: Zinkviolerna

2.4.3.4 *Salix Viminalis* och *Salix Alba* - Zn, Cu, Pb

Släktet *Salix*, även kallat videsläktet, består av 400 arter och tillhör familjen *Salicaceae* [177]. Se Figur 21 för bild på *S. viminalis* och *S. alba*. Vidare har *Salix* troligtvis en bred genetisk variation inom släktet tack vare det stora antalet arter samt hybrider som finns. De flesta arterna växer på våtmarker och är flerstammade små träd. Det finns även singelstammade höga träd, buskar och marktäckande videväxter. Enligt uppgifter från Jordbruksverket [178] är *Salix* snabbväxande och kan odlas i Sverige. Växterna trivs bra om pH i jorden är över 6.

En studie utförd av Hammer *et al.* [179] presenterade *S. viminalis* förmåga att extrahera metaller från två olika förorenade jordar belägna i Schweiz; en kalkrik med pH 7,3 och en sur med pH 5,2. Den totala mängden metall som extraherades var 13,4 kg/ha zink från den kalkrika jorden efter 5 år och 14,5 kg/ha zink från den sura jorden efter 2 år. Växterna på den sura jorden hade större biomassa och metallkoncentrationerna i skotten var högre efter 2 år än för den kalkrika. Tillämpning av ett järnkelat förbättrade tillväxten av biomassan. Metallkoncentrationerna var signifikant högre i blad än stjälkar, vilket framhäver behovet av att samla både blad och skott. En fördel med videväxter är att de kan skördas ofta genom trimning [177]. På båda jordarna minskade koncentrationen i skotten med tiden, vilket tyder på en minskad extraktionseffektivitet. Författarna i studien [179] framhävde även att *S. viminalis* kan användas för biobränsleproduktion, något som redan utnyttjats i Sverige [99]. Hammer *et al.* [179] fokuserade även på kadmium som *S. viminalis* hade en god förmåga att ta upp. Efter ett år var koncentrationen zink i växterna på den kalkrika jorden 1110 ± 110 mg/kg i bladen och 200 ± 20 mg/kg i stjälkarna. På den sura jorden var värdena 2695 ± 505 och 570 ± 135 istället. De kommande åren minskade koncentrationerna, men biomassan ökade.

I en annan studie av Mleczek *et al.* [180] undersöktes åtta sorters *S. viminalis* och en sort *S. alba* avseende kapacitet att producera biomassa och ackumulera metallerna kadmium, koppar, kvicksilver, bly och zink. Studien kom fram till att de analyserade videväxternas biomassa, och total koncentration av metaller i individuella skott, varierade stort. Vidare var skillnaderna mellan kloner signifikant, vilket överensstämmer med Greger och Landbergs studie [99]. Ingen av klonerna i dessa studier uppnådde koncentrationskraven (se Tabell 3) för hyperackumulering, utan videväxter är endast högackumulerande.

Videväxterna som undersöktes i studien [180] fick växa på odlingsbar brunjord med ett övre lerlager vars genomsnittliga årliga pH-värde låg runt 5,3. De *Salix*-sorter med störst biomassa var *S. alba ssp. Chermesina* och *S. viminalis '1056'*. Den största *Chermesina*-individen blev över 6,3 m hög och hade en torrsvikt på ca 11 kg. Zink-, bly- och kopparkoncentrationen i skotten var runt 60, 6,8 respektive 5,9 mg/kg. Den största individen av *'1056'* blev över 4,5 m hög och hade en torrsvikt på nästan 7 kg. För denna underart var zink-, bly- och kopparkoncentrationen i skotten kring 54, 3,4 respektive 6,8 mg/kg.



(a) *Salix viminalis*. Från [181], CC BY 3.0.



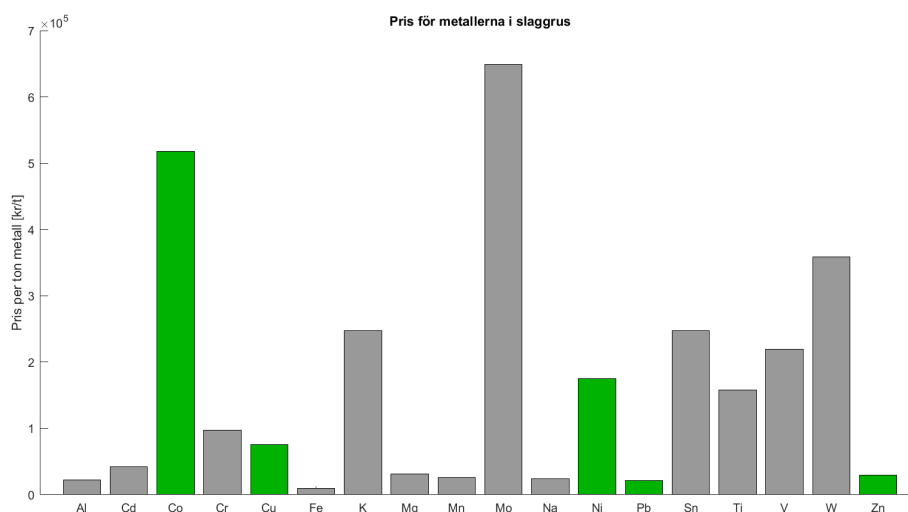
(b) *Salix alba*. Från [182], CC BY-SA 3.0.

Figur 21: *Salix*-träd.

3 Diskussion

3.1 Ekonomiskt värde i slaggruset

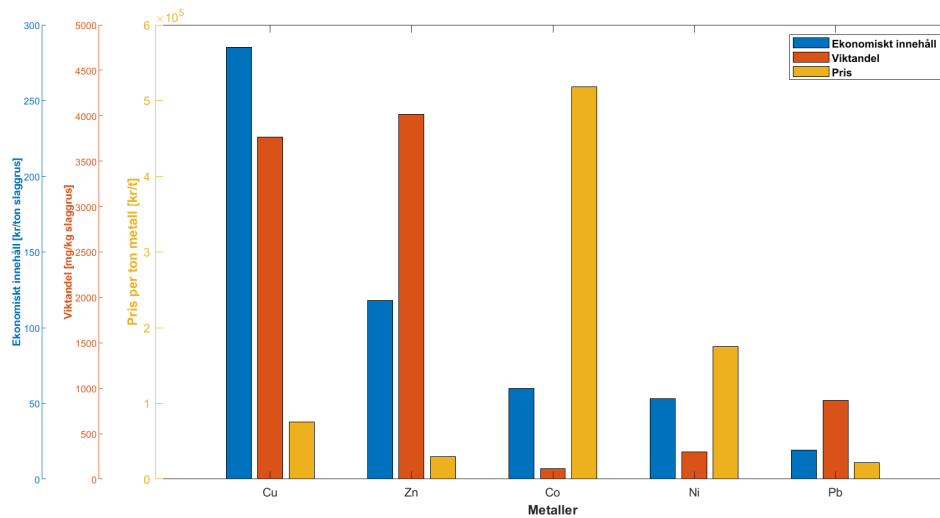
För att betrakta slaggruset ur en ekonomisk synvinkel måste dess värde definieras vilket lättast görs genom att dela upp slaggruset i dess kemiska beståndsdelar, det vill säga grundämnena. Dessa beskrevs och presenterades i avsnitt 2.1.2. För att beräkna det ekonomiska värdet för respektive grundämne i slaggruset användes priserna för grundämnena vilka presenteras i Figur 22. De exakta värdena och referenser visas i Bilaga B ihop med halten i slaggruset.



Figur 22: Förhållandet mellan priserna på metallerna i slaggruset i kr/t. De gröna staplarna är de valda metallerna i arbetet.

Figur 22 och Bilaga B visar att bland de högsta priserna finns molybden (648 750 kr/t) och kobolt (517 900 kr/t). Därefter kommer ämnena titan, nickel, vanadin, tenn och wolfram som alla har värden mellan 157 500 kr/t och 358 440 kr/t. Resterande ämnen har ett pris lägre än 97 246 kr/t. För de valda metallerna är priserna i kronor per ton; 175 263 för nickel, 75 854 för koppar, 29 298 för zink och 21 465 för bly.

Det ekonomiska värdet beräknas genom multiplikation av andelarna i slaggruset och priset per kilogram. Detta ger endast ett teoretiskt ekonomiskt innehåll i slaggruset och tar ej hänsyn till hur väl metallerna kommer att kunna utvinnas. Beräkningarna avser alltså att 100% av metallen kan utvinnas. Detta anses orimligt i praktiken men används som utgångspunkt för att kunna jämföra metallernas potentiella värden. Resultaten visas i Bilaga B samt grafiskt i Figur 23 för de fem valda metallerna. För de övriga metallerna visas detta längre ned i Figur 24.



Figur 23: Potentiellt ekonomiskt värde av koppar, zink, kobolt, nickel, och bly i slaggruset där ekonomiskt innehåll (blå), innehållsandel i slaggruset (orange) och pris på metallerna (gul) jämförs för vardera metall.

Från Figur 23 och Bilaga B går det att se att koppar har högst ekonomisk potential i slaggruset av de fem valda metallerna. Därefter kommer zink, följt av nickel och kobolt på en liknande nivå. Slutligen kommer bly vilken har en mycket lägre ekonomisk potential än de andra. Att bly hamnar långt ned i dessa jämförelser är väntat. Denna metall är bland dem som har lägst pris och, som beskrivits i avsnitt 2.2.7, vars efterfrågan minskar. Slaggrusets blyhalt är dessutom relativt låg och denna metall undersöks huvudsakligen för att se huruvida slaggruset kan renas från den till följd av dess giftighet.

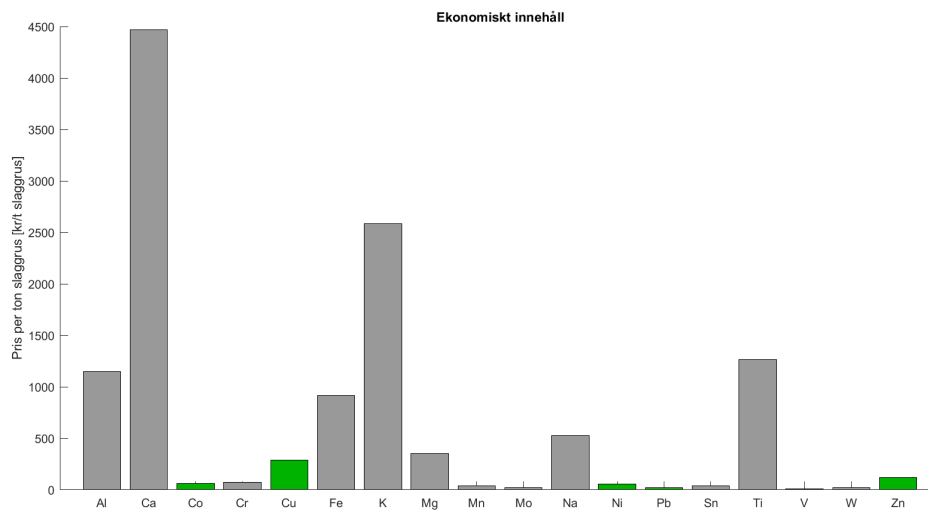
Den låga koncentrationen av nickel i slaggruset kompenseras något av det relativt höga priset på metallen, men sammantaget bidrar inte nickel med ett större inslag till slaggrusets sammanlagda ekonomiska värde. Kobolt är bland de metaller som har högst pris vilket kan ha sin grund i den höga efterfrågan i samband med små tillgångar, se Tabell 1. Det ekonomiska värdet för kobolt i slaggruset är dock begränsat på grund av den låga halten. Zink är den metall, av de fem utvalda, med störst koncentration i slaggruset. Trots detta är det inte denna som bidrar med högst ekonomiskt värde. Detta till följd av metallens låga pris. Priset på zink ligger bara strax över bly. Andelen koppar i slaggruset är nästan lika stor som zink men priset för metallen är ungefär tre gånger så högt som för zink och bly.

I efterhand konstateras valet av endast fem metaller otillräckligt för bedömning av fytoextraktionspotentialen av slaggrus. Målet var att ha ett fåtal metaller att fokusera på för att kunna göra noggranna analyser inom tidsramen för arbetet. Beskrivningar av valen gjordes i avsnitt 2.2 men arbetet saknar djupgående jämförelser med övriga metaller samt motivering till varför dessa inte skulle framhåvas istället. Valet baserades till viss del på vad för information som var tillgänglig. Särskild hänsyn togs till antalet växter som ackumulerar en viss metall.

Ytterligare aspekter som påverkade valet av metaller var innehållet i slaggruset. När metallerna valdes hade inriktning gjorts på en svensk anläggning. Senare under litteraturstudien användes värden på grundämnena enligt avsnitt 2.1.2 vilka ansågs vara mest representativa för nordiskt slaggrus. Hade denna information använts från början är det möjligt att metallerna som valts hade varit annorlunda. Halterna skiljer sig nämligen åt. Nickel- och zinkhalterna som analyserades i det tidiga skedet var mycket högre än dem i sammanställningen av de nordiska slaggrusen. Halterna av kobolt, koppar och bly var istället lägre.

Med fördel hade arbetet kunnat redogöra mer för metaller som har högre halt i slaggruset. Vid metallvalen togs det viss hänsyn till vad för typ av grundämne dessa är. Alkalimetaller (natrium och kalium) valdes bort eftersom de agerar annorlunda än andra metaller på grund av sin höga reaktivitet och benägenhet att bilda salter med andra joner [183]. Däremot hade arbetet kunnat innehålla analyser av aluminium, järn, kalcium, magnesium och titan. Dessa metaller finns i höga halter i slaggruset. Dessvärre finns det anledning att anta att kalcium och magnesium beter sig likt natrium och kalium eftersom även dessa är reaktiva med tendenser till saltbildning [183].

För att inkludera de övriga metallerna gjordes även beräkningar av det ekonomiska värdet för dessa. Från informationen i Figur 24 och Bilaga B kan det observeras att flertalet ämnen har högre priser och/eller viktandel och därmed bidrar till högre ekonomiskt innehåll i slaggruset än de fem utvalda metallerna. De framstående av dessa är aluminium, järn, kalcium, titan och kalium. Det är dock svårt att dra några slutsatser om i vilken utsträckning de kan tas till vara på från slaggruset. Återigen gjordes beräkningarna med premisen att all metall kan utvinnas ur slaggruset. I verkligheten är det troligtvis en mycket lägre grad av extraktion, vilket sänker det ekonomiska värdet ytterligare. Vad gäller den metall med högst ekonomiskt värde, alltså kalcium, nämndes det tidigare att det kan finnas särskilda svårigheter med att extrahera metallen. Under förutsättningarna att kalcium och de andra framstående metallerna ackumuleras på ett liknande sätt som de fem valda metallerna tyder detta på att de skulle kunna vara lika, om inte mer, aktuella att analysera till följd av deras höga ekonomiska innehåll. Emellertid hävdar Rosenkranz *et al.* [38] att det finns begränsad eller bristfällig information tillgänglig gällande ackumulering av flertalet ämnen.



Figur 24: Förhållandet mellan det potentiella ekonomiska innehållet av metallerna i slaggrus mätt i kr/t. De gröna staplarna är de valda metallerna i arbetet.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att av de valda metallerna är koppar den metall med högst ekonomisk potential och bly den med lägst. Vidgas blicken till övriga metaller i slaggruset framkommer fler metaller vilka skulle kunna analyseras för sin potential att ackumuleras i växter. Det är viktigt att ha i åtanke att den slutgiltiga ekonomiska potentialen för slaggruset är högst beroende av hur väl växterna kan extrahera metallerna ur slaggruset och hur väl de kan återvinnas därefter. Återigen tar det potentiella värdet inte hänsyn till detta, och vid eventuell implementering av tekniken kan resultaten bero på flera faktorer. Viktigt att nämna är att även om ekonomi till stor del styr potentialen av tekniken finns det andra anledningar än strikt ekonomiska till att extrahera metallerna. Särskilt om syftet är att uppnå cirkularitet gällande både avfall och metallåtervinning eller på andra sätt förbättra miljön. Utöver det ekonomiska värdet av metallerna i slaggruset kan det potentiellt finnas värde i själva slaggruset efter extraktion. Slaggruset förväntas vara renare efteråt och därmed öppna upp möjligheterna för att använda materialet inom fler användningsområden ty lägre risk för utlakning av metaller.

3.2 Jämförelse av växternas egenskaper

Fytoextraktionens potential grundar sig i hur väl metallerna kan extraheras. Detta beror på flera faktorer men framförallt valet av växter och deras egenskaper. Hur lämpliga de undersökta växterna generellt är för fytoextraktion ur slaggrus redogörs i följande avsnitt. Baserat på växturvalet från Bilaga C, och tillägget av två växter enligt avsnitt 2.4, har en sammanfattande tabell av växterna i litteraturstudien tagits fram (se Tabell 4 nedan). Tabellen har som mål att sammanfatta fördelar och nackdelar med de utvalda växternas i förhållande till fytoextraktion ur slaggrus. Växternas vetenskapliga namn och metallerna de extraherar visas också i tabellen. Bedömningarna har gjorts utifrån förutsättningarna att fytoextraktionen sker i ett nordiskt klimat och att slaggruset är producerat i Norden. Gällande klimatet har

därför växterna bedömts vara mer eller mindre passande beroende på hur väl de förhåller sig till det nordiska klimatet. En del av växterna trivs i varmare områden och kan således ha svårt för att växa i det kallare klimatet i Norden. Ytterligare bedömningar över växternas lämplighet för fytoextraktion ur slaggrus har baserats på följande:

- **pH** i ett odlingsmaterial är en avgörande faktor för växternas förmåga att växa. Växternas ideala pH-intervall har studerats och således placerats in i tabellen som fördel om det är över 6 och som nackdel om det är lägre än 6. Detta beror på att de högre pH-värdena liknar slaggrusets pH på 8-9,5 vilket kan innebära att substratet inte behöver modifieras lika mycket för att uppnå ett lämpligt pH, som för de lägre värdena.
- **Biomassa** är ytterligare en kritisk faktor för potentiell fytoextraktion av metaller från slaggruset. Detta eftersom ackumuleringskoncentrationen baseras på mängd metall per kilogram vävnad, vilket innebär att en större biomassa medför en större mängd ackumulerad metall ur slaggruset. Vad som anses som liten, medel eller stor biomassa är relativt. I arbetet har detta bedömts utifrån litteraturen och jämförelser mellan bilderna i avsnitt 2.4.
- **Odlingstid** är viktigt för effektiviteten av tekniken varpå en kortare tid anses mer fördelaktigt.

Andra egenskaper hos växterna som kan vara gynnsamt eller hämmande för fytoextraktionen nämns också i tabellen.

Tabell 4: Sammanfattning av litteraturstudie avseende växters mest för- eller ofördelaktiga egenskaper för att användas inom fitoextraktion ur slaggrus. Metaller inom parentes tas upp av växten men inte över gränsen för hyperackumulation.

Växtnamn	Metall	Fördelar	Nackdelar
Arabidopsis halleri ¹	Zn	Lämpligt klimat	Liten biomassa
Ashtonina excelsa	Co, Ni	Stor biomassa	pH<6, Ej lämpligt klimat, Lång tid
Baccaurea odoratissim	Co, Ni	Stor biomassa	pH<6, Ej lämpligt klimat, Lång tid
Bornmuellera tymphaea	Ni	Medelstor biomassa, pH>6	Ej lämpligt klimat
Brassica juncea ¹	Co, Pb Zn	Medelstor biomassa, Växer i Norden, Snabbväxande	
Brassica napus	(Zn), (Cu), (Ni), (Pb)	Medelstor biomassa, pH>6, Växer i Norden, Snabbväxande, Skörd flera ggr/säsong	Ej hyperackumulator
Cochlearia aucheri	Ni	pH>6	Liten biomassa, Ej lämpligt klimat
Glochidion sericeum	Co, Ni	Stor biomassa	pH<6, Ej lämpligt klimat, Lång tid
Linum usitatissimum L.	Cu	Medelstor biomassa, Växer i Norden Snabbväxande, Långa rötter	pH<6,
Noccaea caerulescens	Zn, (Pb)	pH>6, Växer i Norden	Liten biomassa
Noccaea goesingensis	Ni, (Zn)	pH>6, Lämpligt klimat	Liten biomassa
Noccaea tatrense ¹	Zn	Lämpligt klimat	Liten biomassa
Phyllanthus balgooyi	Ni, (Co)	Stor biomassa	pH<6, Ej lämpligt klimat, Lång tid
Salix alba	(Cu), (Pb), (Zn)	Stor biomassa, pH>6, Växer i Norden Snabbväxande, Skördas kontinuerligt	Ej hyperackumulator
Salix viminalis	(Cu), (Pb), (Zn)	Stor biomassa, pH>6, Växer i Norden Snabbväxande, Skördas kontinuerligt, Biobränsle	Ej hyperackumulator
Sesbania drummondii	Pb, (Cu), (Ni), (Zn)	Medelstor Biomassa, Brett pH-spann, Snabbväxande	Ej lämpligt klimat
Viola lutea calaminaria	(Pb), (Zn)	pH>6, Lämpligt klimat, flerårig	Ej hyperackumulator, Liten biomassa
Viola lutea westfalicia	(Pb), (Zn)	pH>6, Lämpligt klimat, flerårig	Ej hyperackumulator, Liten biomassa

1. pH-värden för dessa växter saknas.

Majoriteten av de växter som hittas i Tabell 4 är hyperackumulatörer av en eller flera metaller, och i annat fall nämns detta under nackdelar. Det är dock värt att nämna att de växter som studerats i detta arbete, och klassats som hyperackumulatörer, har tilldelats denna status utifrån de formulerade koncentrationskraven i Tabell 3. Om koncentrationsnivåerna definierats på ett annat sätt hade möjligen vissa av de utpekade hyperackumulatörerna inte uppnått kriterierna, och istället ansetts vara högackumulerande. Ett annat utfall hade varit att fler växter inkluderats i benämningen hyperackumulatör.

Att fokusera endast på användningen av hyperackumulatörer vid fytoextraktion kan alltså vara begränsande. Varför detta kan vara problematiskt är på grund av att vissa växter, som exempelvis *Salix*, kan ta upp och lagra en mindre mängd metall per kilogram vävnad än vad koncentrationskravet lyder. Detta gör att växten inte klassas som hyperackumulatör. Samma växt kan å andra sidan ha en stor biomassa, vilket resulterar i en högre total metallutvinning än för en hyperackumulatör med låg biomassa. Ett annat exempel är att en växt inte uppnår koncentrationskravet men växer snabbare än många hyperackumulatörer. En möjlighet som uppstår är att växten går att skörda flera gånger under en och samma säsong, vilket också kan resultera i en högre total metallutvinning. Ett exempel på en sådan växt är raps. Växten har vanligtvis ett upptag av zink som inte överstiger den gräns på 10 000 mg/kg som etablerats i arbetet. Trots detta anses raps vara en kandidat för ändamålet till följd av sin snabba tillväxttakt.

Vidare förekommer även stora skillnader i egenskaper mellan olika hyperackumulatörer. Vissa av dessa, som *B. juncea*, har särskilt snabb tillväxttakt medan *A. Excelsa* växer mycket långsamt. Hyperackumulatörer är med andra ord en mångfaldig grupp växter och tillväxthastigheter, samt andra egenskaper, kan variera mycket beroende på art, de specifika metaller som ackumuleras och miljöförhållanden som råder i växtmiljön. Således är det svårt att generalisera eller dra några tydliga slutsatser om hyperackumulatörer som grupp.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att klassificeringen *hyperackumulatör* inte nödvändigtvis är den mest avgörande faktorn för huruvida en växt besitter potential för fytoextraktion ur slaggrus eller inte. Växtgruppen förespråkas av många författare för ett lukrativt resultat men en sammanvägning av flera faktorer är att föredra för att erhålla en helhetsbild av fytoextraktionspotentialen.

3.3 Lämpliga växter för fytoextraktion av valda metaller

I följande avsnitt diskuteras de valda växterna och deras egenskaper ytterligare men utifrån möjligheten att extrahera de valda metallerna. Detta för att avgöra vilka växter som är mest lämpliga att använda för fytoextraktion ur slaggrus.

Gällande zink finns det bland urvalet flera växter som uppfyller koncentrationskravet för hyperackumulation. Dessa är *A. halleri*, *B. juncea*, *N. tatrense*, *N. caerule-scens* samt *V. calaminaria*. Alla dessa hyperackumulatörer har dessutom förmåga att växa i det nordiska klimatet, vilket är en fördel. Trots dessa fördelar som gynnar fytoextraktionspotentialen ur slaggrus, finns det även egenskaper som hämmar potentialen. En stor nackdel är växternas låga biomassa, med undantag för *B. juncea*. Trots hög ackumuleringsförmåga resulterar den låga biomassan som tidigare nämnts i att den totala extraherade metallmängden också blir låg. Utöver de nämnda hyperackumulatörerna av zink har även *B. napus* (raps) valts ut som en intressant växt att studera. Detta beslut baserades som nämnt på växtens höga tillväxttakt. Även raps trivs i nordiskt klimat samt har en medelstor biomassa.

Koppar är en metall som förväntas bli svår att extrahera inom norden. Detta beror på att majoriteten av dessa hyperackumulatörer finns i områden vars klimat skiljer sig markant från det nordiska. De flesta av dessa växter har hittats vid kopparbältet i Afrika. Den enda växten som hittades i detta arbete med förmågan att ackumulera tillräckligt höga kopparnivåer, och växa i nordiskt klimat, var *L. usitatissimum* (lin). Fördelen med lin är att det är en väletablerad växt på många ställen i världen. Lin trivs däremot bäst i jord med ett lågt pH, vilket är problematiskt i och med slaggrusets höga pH. Ytterligare ett problem är den höga halten koppar som finns i slaggruset. Som tidigare nämnt ackumulerar lin högst halt koppar då substratet innehåller en halt på cirka 600 mg/kg. Trots detta minskar biomassatillväxten då halterna överskrider 400 mg/kg i substratet. Kopparhalten i slaggruset har beräknats till 3763 mg/kg slaggrus vilket högst troligt kommer resultera i fytotoxiska effekter och som värst växtdöd. För att motverka dessa effekter kan slaggruset eventuellt blandas ut med jord eller dylikt för att minska metallkoncentrationen i det totala substratet.

De hyperackumulatörer som kartlagts för nicklextraktion ur slaggruset har stor geografisk spridning. *A. excelsa*, *B. odoratissim*, *G. sericeum* och *P. balgooyi* växer alla i ett tropiskt klimat i Sydostasien. Dessa träd ackumulerar väldigt höga nivåer av nickel i och med deras stora biomassa. Trots detta kommer dessa hyperackumulatörer bli svåra att tillämpa vid fytoextraktion av ett nordiskt slaggrus. Detta till följd av deras låga pH-intervall, långsamma tillväxttakt och varma klimatpreferens. Hyperackumulatörerna *C. aucheri* och *B. tymphaea* kan båda växa på serpentinska jordar i södra Europa där klimatet skiljer sig från det nordiska. *N. goesingensis* växer istället i centrala Europa vilket är mer likt det nordiska. *N. goesingensis* anses således vara bättre lämpad för fytoextraktion av nordiskt slaggrus. Denna växt har även en hög pH-tolerans vilket talar för dess potential. Växtens låga biomassa är dock en nackdel. I jämförelse med *N. goesingensis* har *C. aucheri* en liknande pH nivå medans *B. tymphaea* hade en något lägre. Trots detta har de båda låg till

medelstor biomassa.

Flera av de hyperackumulatörer som finns för kobolt tillhör *Phyllanthaceae*-familjen och ackumulerar flera metaller. Det gäller *A. excelsa*, *B. odoratissim*, *G. sericeum* och *P. balgooyi*. Alla dessa ackumulerar höga halter av både kobolt och nickel. Nackdelarna med nämnda hyperackumulatörer har tidigare diskuterats och svårigheter för användning av dem vid fytoextraktion ur slaggrus har konstaterats. En växt med potential att växa i ett nordiskt klimat är *B. juncea*. Även denna växt är multiackumulerande då den kan ackumulera höga halter kobolt, bly och zink. *B. juncea* kan dessutom växa i Sverige och har en medelstor biomassa. Dess pH-intervall är varierande och därmed är denna faktor svår att utvärdera. Värt att nämna är att de höga ackumuleringsvärden som presenterats i detta arbete har sitt ursprung i en studie utförd på Sri Lanka. Detta kan därför innebära skillnader vid fytoextraktion i ett nordiskt klimat.

Många av de växter som är listade som relevanta gällande fytoextraktion av bly från slaggruset kan växa i Sverige. Dessa växter är *B. juncea*, *N. caerulescens*, *S. alba*, *S. viminalis*, *V. calaminaria* och *V. westfalicica*, varav endast *B. juncea* är hyperackumulerande. Den enda av de studerade växterna som inte kan växa i nordiskt klimat är *S. drummondii*. Utöver klimatet har dock *S. drummondii* många fördelar som bland annat hyperackumulation och förmåga att växa i substrat med höga pH-värden. Växten har dessutom medelstor biomassa. Klimatet antas vara den enda begränsande faktorn för *S. drummondii*s förmåga att extrahera metaller i ett nordiskt klimat.

De studerade blyackumulerande växterna som kan odlas i det nordiska klimatet har, med undantag för *Salix*-arterna, en låg biomassa. Dessutom klassas varken *Salix* eller *Viola* som hyperackumulatörer i detta arbete. Trots detta anses det vara intressant att diskutera *Salix* potential till användning för fytoextraktion av både bly, koppar och zink. *Salix* har stor biomassa och snabbare tillväxt än många andra växter. Detta resulterar, trots en lägre ackumulering, i en stor total metallackumulering. Dessutom kan biomassan användas som en förnybar energikälla i bioenergiproduktion [179]. Ett problem som kan uppstå är att växten har svårt att växa i det förorenade substratet vilket, som tidigare nämnt, indikerar att slaggruset kan behöva blandas med något annat för att minska metallkoncentrationen.

Baserat på ovan finns det ett par växter som sticker ut från de resterande gällande dess potential till fytoextraktion av ett nordiskt slaggrus. De växter som blir mest relevanta att framhäva är de som kan odlas och överleva i ett nordiskt klimat. *B. juncea*, *B. napus*, *L. usitatissimum* och *S. viminalis (alba)* är fyra av de växterna som anses ha störst potential. Denna avvägning har baserats på de för- och nackdelar som tidigare nämnts i Tabell 4 och diskuterats i ovanstående stycken. Värt att

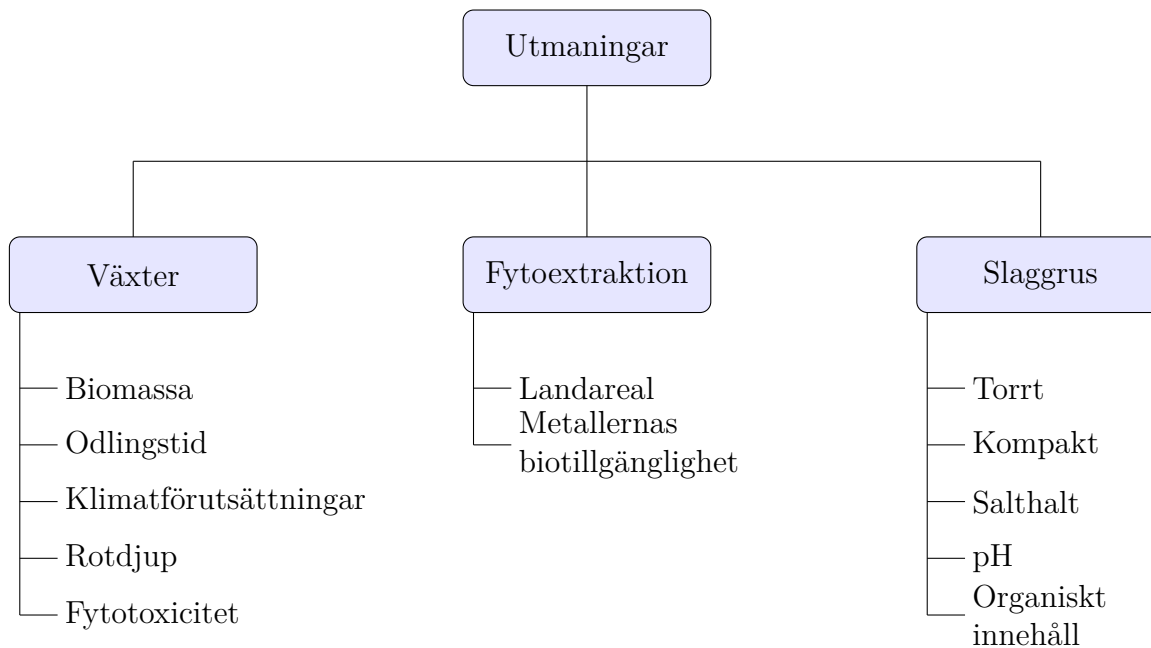
notera är att endast två av dessa är hyperackumulerande. Detta beror på att många hyperackumulatorer som studerats kräver ett varmare klimat. Detta problem hade kunnat lösas med hjälp av växthus.

Ovanstående växter har valts ut med avseende på egenskaper och potential för fytoextraktion ur ett nordiskt slaggrus. För att få en helhetsbild av metodens effektivitet och lönsamhet måste dock metallernas tillgänglighet och ekonomiska värde också diskuteras. Kombinerar denna information med de studerade växternas egenskaper kan ytterligare en slutsats dras. I avsnitt 3.1 presenterades det bland annat att koppar var den metall av de fem valda som hade högst ekonomiskt innehåll i slaggruset. Detta medför att koppar hade varit mest lönsam att extrahera utifrån pris. Fytoextraktion av koppar i ett nordiskt klimat är dock begränsat eftersom de ackumulerande växterna har varmare klimatpreferenser. Likaså gäller för kobolt och nickel. De sistnämnda metallerna har höga priser men de låga halterna i slaggruset reducerar det ekonomiska värdet. För blyackumulerare visade sig de flesta trivas i nordiskt klimat men ha mycket låg biomassa. Det ekonomiska värdet av bly i slaggruset var låg. Avvägningar behöver därför göras utefter syftet med extraktionen. Zink har inte särskilt högt ekonomiskt värde men är den metall med flest ackumulerare som kan växa i nordiskt klimat. Detta ger zink en hög sammanvägd potential. Växterna som rekommenderas för denna extraktion är *B. juncea*, *B. napus* och *S. viminalis*.

3.4 Utmaningar och potentiella optimeringar

Att kunna peka ut vilka växter och metaller som ska ingå i fytoextraktionsprocessen är inte nog för att bestämma dess potential. Till följd av att fytoextraktion av metaller från slaggrus är en relativt nyfunnen teknik med begränsad forskning har ett delmål med arbetet varit att fokusera på dess utmaningar. Eftersom slaggrusets innehåll och struktur skiljer sig från konventionell jord kommer tillsatser samt ändringar i innehåll och sammansättning behöva ske. Vidare är parametrarna beroende av varandra. Fytoextraktionen är bunden till både växterna och substratet, det vill säga slaggruset, för att vara så slagkraftig som möjligt. De största utmaningarna för fytoextraktion av metaller från slaggrus sammanfattas i Figur 25.

I kommande avsnitt diskuteras dessa utmaningar. Därutöver resoneras det kring eventuell optimering av tekniken, i huvudsak gällande klimatproblematik, behandling av bottenaskan samt tillsatser som kan göras för att förbättra slaggrusets egenskaper som odlingsmaterial.



Figur 25: Schematisk bild av utmaningarna för fytoextraktion av metaller från slaggrus. Ritad av Nils Larsson i Overleaf.

3.4.1 Växternas odlingstid, biomassa och klimatpreferenser

Genomgående i litteraturen konstateras hyperackumulatorernas odlingstid som ett hinder för fytoextraktionens effektivitet. Dessutom, eftersom metallutvinningshastigheten är begränsad, är det önskvärt med hög biomassa för att uppnå en hög metalextraktion. Som tidigare nämnt innebär en hög biomassa inte nödvändigtvis hög metallackumulering. En växt med lägre biomassa kan ackumulera en låg mängd metaller jämfört med sin biomassa men under en kortare tid vilket i slutändan kan gynna processen. Å andra sidan kan detta istället kräva en större markyta vilket inte är önskvärt med tanke på att behov av större yta medför högre kostnader för tekniken.

Eftersom arbetets syfte var att se över teknikens potential i ett nordiskt klimat anses växternas klimatpreferenser vara en begränsande faktor. Vissa av de växter som studerats i detta arbete förekommer i nordiska länder. Därtill finns flera studerade växter som växer i europeiska länder med ett klimat som är liknande, om något varmare, än det nordiska. Detta innebär att det finns förutsättningar för fytoextraktion ur slaggrus i ett nordiskt klimat. Dessvärre betyder inte överlevnad i ett nordiskt klimat att växterna frodas i det. Parametrar som tillväxttakt, biomassa och upptagningsförmåga kan påverkas. Både kyla och årstidsväxlingar utgör svårigheter för odlingen. Som nämndes i avsnitt 2.3.2 är också transpirationshastigheten beroende av klimatet.

Under litteraturstudien och de olika urvalen av växterna blev det tydligt att många

hyperackumulatorer eller högackumulerande växter främst hittas i varma eller tropiska klimatförhållanden. Detta berör frågor om var och hur processen ska ske. Arbetet fördjupar sig inte i dessa frågor men de är värda att nämna. En lösning för klimatproblematiken skulle kunna vara att frakta slaggruset till ett varmare land där odlingen sker. Det anses dock motverka syftet med att utveckla en miljövänlig teknik om det konstant kräver mycket transporter. Bättre lösningar bör omfatta att optimera den plats som finns tillgänglig närmare produktionen av slaggruset. För växter med hög metallupptagningsförmåga som endast växer under en säsong kan odlingen ske under lämplig växtsäsong under året vilka inte kräver anpassat klimat. För andra växter, exempelvis med hög upptagningsförmåga men varmare klimatpreferenser, kan det finnas skäl att skapa rätt förutsättningar. Odling i växthus kan därför vara aktuellt. Denna lösning öppnar upp möjligheten för att fler växter kan utnyttjas i ett nordiskt klimat. Växter från exempelvis familjen *Phyllanthaceae*, som ackumulerar nickel och kobolt i höga halter, skulle vara ett alternativ för detta.

Det tillkommer säkerligen mycket kostnader med växthus och det lär gå åt mycket energi för uppvärmning. Sverige är ett av många länder som omvandlar energin från avfallsförbränningen till el och värme [184], [18]. Förslagsvis kan delar av denna energi gå till uppvärmning av växthusen. Detta hade bidragit ytterligare till cirkulariteten av processen.

3.4.2 Slaggrusets höga salthalt

Gällande slaggrusets egenskaper har det konstaterats ha låg vattenhalt och hög salthalt. Detta indikerar att slaggrusodlingar kräver mer vatten än konventionell odling i jord. Emellertid finns det inte mycket forskning om salthaltens påverkan på hyperackumulatorer [38]. I en studie genomförd av Ashraf *et al.* [185] uppmärksammas även salthaltens och vattenbristens negativa inverkan på jordbruket, vilket ger belägg för ytterligare forskning. Det är dock viktigt att notera att även om hyperackumulatorer är användbara för att rena förorenade områden, är de inte nödvändigtvis lämpliga för jordbruk eller trädgårdsodling. Eftersom de har utvecklat en hög tolerans mot föroreningar kan de ha svårt att växa i frisk jord och kan vara mindre produktiva än andra växter i sådana miljöer. Diverse studier gällande återhämtning av nedbrutna jordar existerar dock [82]. En nedbruten jord innebär i princip förstörd mark som exempelvis en jord med minskad bördighet och biodiversitet [186]. Studierna beträffande dessa jordar har använt sig av halofyter vilket är växter som klarar av salthaltiga jordförhållanden samt biotiska och abiotiska stressförhållanden [82]. Moray *et al.* [41] menar på att det finns en signifikant korrelation mellan hyperackumulatorer och halofyter och att vissa gömfröiga växtfamiljer innehåller båda. Eftersom nästan hälften av hittills upptäckta hyperackumulatorer är gömfröiga växter ger detta incitament till att i framtiden eftersöka växter som både är hyperackumulatorer och halofyter för att förhoppningsvis upphäva effekten av

hög salthalt och vattenbrist i slaggrus.

3.4.3 Risken för fytotoxicitet

En annan stor utmaning är slaggrusets höga metallinnehåll och därmed risk för fytotoxicitet. Som redan nämnt är fytotoxicitet förmågan hos fytotoxiner att orsaka skada på växtlivet. Eftersom translokationen riskerar att drabbas av fytotoxicitet (och fytoextraktionen är beroende av denna funktion för att ackumulera metallerna) är detta ett problem. Då hyperackumulatorers translokationsförmåga sker via xylemet finns det enligt Rascio och Navari-Izzo [72] belegg för att denna förmåga står i direkt beroende till förbättrad xylembelastning för att vara så slagkraftig som möjligt. Förbättringen innebär ett överuttryck av de gener som kodar för transport-system som till exempel HMAs (*Heavy metal transporting ATPases*) vilket är ett slags protein. Detta innebär med andra ord att växtens kärlvävnad genmodifieras för att öka växtens resiliens mot fytotoxicitet vilket kan vara aktuellt för odling i slaggruset. Förslaget om HMA-överuttryck behandlar genmodifierade plantor vilket står utanför ramen av arbetet men bedöms vara värt att nämna för framtida forskning. Avseende slaggruset identifieras de olika metallerna som fytotoxiner, men slaggruset kan också innehålla andra potentiellt giftiga ämnen. Till följd av de extrema metallhalterna är det möjligt att hyperackumulatorerna inte klarar av att växa i slaggruset. Deras hypertoleranta förmåga kan gå förlorad eftersom det finns en viss gräns för hur mycket de klarar av. Således kan även hyperackumulatorerna drabbas av fytotoxicitet.

3.4.4 Slaggrusets pH

Fortsättningsvis utgör även slaggrusets pH, vilket är högre än för konventionella jordar, ett hinder. pH påverkar både växternas förutsättningar och metallernas biotillgänglighet. De valda växterna klarar av olika pH-värden men majoriteten av dem växer och ackumulerar bättre vid lägre pH-värden. För att skapa bättre extraktionsmiljöer kan slaggrusets pH behöva sänkas. pH-sänkning sker naturligt då slaggrus lagras vilket gör att längre lagring kan vara ett alternativ. Dessvärre gör detta att hela återvinningsprocessen blir mer tidskrävande men framförallt är det inte säkert att längre lagringstid definitivt resulterar i önskat pH. Dou *et. al* [184] diskuterar effekterna av lagring gällande en bottenaska med pH 12 som lagrats i 1,5-2 år vilken endast nådde ett pH mellan 8-8,5. Som nämnts tidigare uppnås ett sådant värde vanligen redan efter lagring i ett halvår. Detta betyder att längre lagring inte nödvändigtvis sänker pH avsevärt. Enligt Flyhammar *et al.* [24] och Astrup *et al.* [25] förväntas pH-förändringar framförallt ske tidigt under lagringsperioden. Att förbättra lagringsprocessen förefaller således mer fördelaktigt än att förlänga den. Samma författare menar på att slaggrusets pH kan sjunka snabbare om det lagras i luftad hög, det vill säga att lagringshögen vänds ett flertal gånger för att

exponera slaggruset för luft. Detta förbättrar karbonatiseringsprocessen.

3.4.5 Slaggrusets brist på organiskt material

Ytterligare en faktor som har inverkan på metallernas biotillgänglighet i konventionella jordar är jordens organiska material [187], vilket slaggruset till stor del saknar. Vidare konsekvenser av denna avsaknad, samt slaggrusets höga metallkoncentrationer, är att växttillväxten hämmas [6]. Ett förslag för att sänka pH, öka växttillväxten och metallernas biotillgänglighet i jorden är tillsats av gödselmedel [6]. Gödselmedlen kan vara av naturlig eller konstgjord karaktär samt ha olika syften. Önskvärt är att de är multifunktionella. Oavsett vilket slags ämne som adderas växterna måste tillsatsen ske i låga koncentrationer eftersom växtens vattenupptagningsförmåga annars riskeras att påverkas [6].

Ett annat förslag för att öka det organiska materialet vid odling i slaggrus är att blanda ut med avloppsslam. Detta redogörs för i en studie utförd av Antonkiewicz *et al.* [95] där fytoextraktionen av metaller från ett substrat bestående av bottenaska från ett kraftverk blandat med kommunalt avloppsslam undersöktes. Denna bottenaska skiljer sig från den som hanterats i detta arbete men har vissa liknande egenskaper. Båda har högt pH och är ett torrt och pudrigt material. I studien konstaterades avloppsslammet främja växtligheten eftersom det är en källa till kväve och organiskt kol. Det motverkar även problem med vinderosion av askan, vilket kan utgöra problem för bottenaska från kommunalt avfall om det är för torrt [18]. Resultatet visade i allmänhet en ökning av metallernas biotillgänglighet och i synnerhet en reducering av lakningsrisker till omgivningen, vilket ger belägg för blandning av slaggrus och avloppsslam [95]. Denna blandning är dessutom mer hållbar och bidrar till en mer cirkulär ekonomi.

3.4.6 Växternas rotdjup i slaggruset

Vidare är metallernas biotillgänglighet också beroende av växtrelaterade faktorer som växtrotsdjup och rotdensitet. Växternas rotdjup är avgörande för rotdensiteten och för hur stor mängd metall som kan ta sig in i växtrötterna [6]. Rotaldensiteten minskar med ökande djup, och de flesta växtrötter finns nära markytan. Att anpassa lagertjockleken av slaggruset utefter växternas rötter kan behöva göras. Dessvärre kan det innebära ett mycket tunnare lager än vad som krävs för att återvinna tillräckligt höga mängder metaller. Att bibehålla tunna lager men optimal mängd slaggrus kräver större yta än vad tjockare lager gör. Vidare, eftersom de flesta växter har grunda rötter, borde rötter på olika nivåer i slaggrusodlingen vara fördelaktigt för att utvinna så mycket metaller som möjligt.

Samodling av olika växtarter är ett alternativ till optimering. Samodlingen innebär varietation i både struktur och taxonomi [6]. Som nämnt ovan, kan en kombination

exempelvis vara växter som huvudsakligen använder sina djupa rötter för att ackumulera med hyperackumulatorer som mest verkar på markytan med mer ytliga rötter. Inom dagvattenforskning är det bevisat att en strukturellt varierad plantering är att föredra vid utformning av regnbäddar [188]. Bland annat eftersom de överlappande växtstrukturerna ovan jord samt de olika rotstrukturernas förmåga att komma åt den fukt som hölls i ett större antal porstorlekar och djup i jorden ökade. Detta resonemang kan eventuellt appliceras på slaggrusets metallhalter. En hämmande faktor för strukturell variation kan dock vara slaggrusets kompakthet. Vidare, om samodling sker, kan det som gynnar en viss hyperackumulator hämma eller inte påverka en annan. Alltså krävs en mer djupgående analys för att kunna anpassa efter givna förhållanden och växternas förutsättningar.

3.4.7 Optimering genom olika organismer

Diverse studier tyder på att fytoextraktionsprocessen effektiviseras genom att kombinera jorden med olika organismer och mikroorganismer som exempelvis arbuskulär mykorrhizasvamp (AM-svamp) [135], [189], [190]. Eftersom metallernas biotillgänglighet styrs av sammansättningen av organiska substanser utsöndrade från växtrötterna föreslås användning av dagmaskar i jorden [6]. Dagmaskar har visats påverka metallernas kemiska beteende i jorden genom olika metaboliska aktiviteter som exempelvis grävning och gjutning (vilket innebär maskarnas avföringsprocess) [6], [191]. Dagmaskar förbättrar även jordens textur, bördighet och växttillväxten [6]. Vidare kan olika slags gelliknande materia, innehållandes kemiska föreningar som $-COOH$ och CO , utsöndras under gjutningen. Denna gelmateria fungerar som kelerande ämnen.

Avseende mikroorganismer har en studie genomförd av Santana *et al.* [192] undersökt samspelet mellan dagmaskar och mykorrhizasvampar i en kopparhaltig sandig jord. Studien visade att denna kombination av organismer ökade växttillväxten. Dessutom resulterade detta i en ökning med 200% av kopparackumuleringen i växtens skott. Den studerade växten var *Canavalia ensiformis*. Detta kan vara aktuellt för eventuell framtida forskning om kopparextraktion.

Ytterligare optimering kan ske genom att introducera svampar till jorden eftersom metallernas biotillgänglighet ökar. Barea *et al.* [189] fastslår att en kombination av saprobiska svampar med växtreglerande substanser, så kallade *PGRs* på engelskan, kan förbättra fytoextraktionen. Vidare identifieras även autoktona svampar, till exempel *Trichoderma pseudokoningii*, som gynnsamma. Denna svamp sammanlänkar jorden direkt till växtrötterna vilket kan ha stor betydelse för bland annat metallernas biotillgänglighet. *T. pseudokoningii* antyds även spela roll i forskningen kring lämplig bioteknik för fytosanering av fast avfall från garverier vilket ger incitament till att testa på slaggruset.

Av Cao *et al.* [193] undersöktes effekten av svampen *Trichoderma atroviride* F6 på biomassatillväxten hos *Brassica Juncea* (L.) Coss. Odlingsförsöket utfördes på jord kontaminerad av kadmium, nickel och kadmium i kombination med nickel. Resultatet visade att växternas biomassa inokulerad med *T. atroviride* F6 blev 110%, 40%, och 170% större än de icke-inokulerade. I en annan studie genomförd av Wazny *et al.* [135] påvisades att användningen av växtstimulerande mikroorganismer, i synnerhet den endofytiska svampen *P. columnaris*, signifikant förbättrade fytoextraktionen av nickel hos *N. goesingensis*. Detta åstadkoms genom en ökning av tillväxttakten, således ökade nickelackumuleringen i växten. Ovan förda resonemang ger belägg för att introducera dessa mikroorganismer till slaggrusodlingen avseende nickelutvinningen och för framtida forskning.

3.4.8 Optimering genom kelerande ämnen

Som tidigare nämnts i avsnitt 2.3 kan tillsats av kelerande ämnen öka metallernas biotillgänglighet och ett exempel som avhandlats i arbetet EDTA. Utöver att förbättra växternas fytoextraktionspotential kan tillsats av kelerande ämnen bland annat gynna växternas tillväxt och klorofyllinnehåll samt förbättra det antioxidativa försvarssystemet [78]. EDTA kan öka växternas ackumulerings-, löslighets- samt transporteringsförmåga avseende metaller i och runt vävnaden [80]. Vidare stimulerar EDTA metallupptaget genom rötterna och främjar xylemets metallbelastning. Att EDTA främjar xylemets metallbelastning innebär med andra ord att EDTA ökar växtens motstånd mot fytotoxicitet [81], vilket, enligt ovan förda resonemang, anses vara aktuellt för slaggruset. Emellertid anses EDTA-tillskott vara problematiskt för växtmarker. Toxiska effekter kan påverka jordmikrober, markenzymaktiviteter och odlade växtarter. Sheoran *et al.* [6] poängterar även EDTA:s motståndskraft i naturen vilken innebär en risk om metaller urlakas vilket kan ha konsekvenser för bland annat grundvattnet. Beroende på var slaggruset odlas kommer möjligtvis detta inte vara ett problem då omgivningspåverkan inte bör beaktas.

Ett mer miljövänligt tillvägagångssätt är att till exempel använda citronsyra (CA) vilken visat sig förbättra metallernas biotillgänglighet avseende bly samtidigt som den, till skillnad från EDTA, är biologiskt nedbrytbar. Saleem *et al.* [78] fastslog även citronsyrans funktion för kopparackumulering, och menade på att en kombination av EDTA och CA var optimal med hänsyn också taget till växternas överlevnadsförmåga.

Studien genomförd av Ibrahim *et al.* [82] undersökte ytterligare en komponent i kombination med EDTA, det vill säga jasmonsyra (JA), vilken tillhör gruppen jasmonater [4]. Jasmonater är en slags växthormongrupp bestående av naturligt förekommande små organiska molekyler eller ämnen som, vid mycket låga koncentrationer, påverkar fysiologiska processer i växter [194], [195]. Exempel på andra ämnen tillhö-

rande jasmonater är det gasformiga ämnet metyljasmonat (MeJA) [196], [4], vilket används i Sverige för att bland annat skydda mot insektsangrepp [197], [198], [199]. Emellertid lär det inte förekomma någon insektsproblematik för slaggrusodlingen. Till skillnad från jord råder det lägre risk för ogräs och skadedjur i slaggrusodling [27].

Tillsatsen av JA har visats vara effektiv mot torra, höga salthalter och metalltoxicitet [82], vilka alla visats vara höga i slaggruset. I studien används JA för att minska de negativa effekterna på växttillväxt och de fysiologiska skadorna på växtceller orsakade av höga halter EDTA. Det rekommenderas att använda JA i kombination med en kelatinducerad fytoextraktionsteknik (EDTA), och medan EDTA tillsätts jorden sprayas JA direkt på växten. Enligt Sheoran *et al.* [6] bör EDTA tillsättas nära rotzonen en vecka innan skörd eller vid/under blomningstiden. Genom att dessa ämnen kombineras förbättras saneringseffektiviteten [82] och därmed också metallupptagningsförmågan. Eftersom metallernas biotillgänglighet identifierats som en stor utmaning för fytoextraktionen, i synnerhet i återvinningsbemärkelse ty ju högre halt metaller som kan extraheras desto effektivare och mer lönsam blir processen, kan EDTA-tillsatsen bli hög. Detta ger belägg för tillsats av JA. Emellertid är forskning om JA inom fytoextraktion begränsad [82] men författarna menar att: "För närvarande är JA av stort intresse på grund av dess multifunktionella defensiva egenskaper i växter mot många abiotiska och biotiska påfrestningar". Slutligen, eftersom EDTA stimulerar metallåtkomligheten för rötterna i slaggruset, blir också växterna automatiskt mer utsatta för fytotoxicitet. Om en icke-hyperackumulerande växt planteras som exempelvis har hög biomassa kan denna drabbas av toxiska effekter. JA är därför ett bra alternativ om en mer taxonomiskt varierad plantering sker.

3.4.9 Slaggrusodlingens yta och utformning

I början av diskussionen redovisades potentiell ekonomisk lönsamhet av att extrahera metaller från slaggrus. Andra viktiga ekonomiska aspekter är istället kostnader kring att använda tekniken. Själva fytoextraktionsprocessen anses som ett billigt alternativ. Så länge förutsättningarna är rätt för att växten ska kunna överleva och ackumulera så är troligtvis skötseln relativt billig att hålla igång jämfört med andra reningstekniker av slaggrus. Allt beror dock på hur hanteringen görs. Oavsett om odlingen sker utomhus eller i växthus, vilka växter som används och modifieringar som görs är det troligt att det ekonomiska värdet för fytoextraktion ur slaggrus är beroende av stor yta för att en tillräckligt hög mängd metaller ska kunna utvinnas. Utöver den huvudsakliga planteringen så lär det finnas storlekskrav på andra delar av hanteringen. Markkostnader kan därmed vara betydande inför implementering av tekniken.

Personlig kontakt skedde med diverse kommuner i Sverige. Från deras svar om kostnad för mark i industrisammanhang blev det tydligt att det inte går att jämföra svaren med varandra eller användas till vidare analys i detta arbete. Förutom att kommunerna har olika storlek har markens läge också betydelse. Det finns även mycket variation i värdering av marken eftersom kommunerna använder sig av olika förhållningssätt. För det första är detaljplanens möjligheter och kommunala bestämmelser avgörande. Andra parametrar som påverkar priset är markförutsättningar samt anläggningens utformning och ändamål. Vidare så beror priserna på vad som inkluderas såsom VA-teknik, el och tele.

Mer enhetligt bestämda värderingar finns tillgängligt via Skatteverkets riktvärden för mark för olika ändamål inom hela Sverige [200]. Dessa värden är betydligt lägre än vad som angavs av kommunerna själva och de ska enligt Skatteverket motsvara endast 75% av marknadsvärdesnivån vilket gör de ännu lägre. Dessa beräkningsgrunder kan fungera bra för att jämföra kommunerna med varandra. Däremot är de svårbedömda när det gäller diskussioner om markkostnader i sammanhanget fytoextraktion av metaller från slaggrus. Återigen är forskningen i ett så tidigt stadium att det heller inte går att definiera vad för områden eller utformning av anläggningar som vore mest optimalt för tekniken.

Avslutningsvis är ett förslag som kan nämnas gällande den stora ytan som krävs för fytoextraktionen att bygga odlingar på höjden. Kostnaden att uppföra eller underhålla byggnaden kan eventuellt bli hög men det kan vara gynnsamt eftersom det är ett mer effektivt sätt att utnyttja markytan. Detta kan även kopplas till tidigare diskussioner kring att anpassa odlingen utefter växternas rotdjup. Tunna lager kan bibehållas men i våningar ovanpå varandra där de relativt små rötterna nyttjas mest effektivt. Avseende substratets utformning, det vill säga slaggrusodlingen, föreslås en utblandning med jord. Detta för att möjliggöra för tidigare diskuterade optimeringsmöjligheter likt gödningsmedel, introducering av olika organismer och kelerande ämnen. Denna blandning dämpar även slaggrusets kompaktet och höga salthalt. Dessutom kan detta möjliggöra för bättre bibehållning av organiska ämnen och vatten. Avslutningsvis är det fördelaktigt om slaggrusodlingen kan implementeras med en taxonomisk variation med konstant eller reglerad bevattning.

4 Slutsats

Sammantaget är fytoextraktion av metaller från slaggrus en invecklad och relativt nyfunnen teknik där flera olika parametrar spelar in. Att tekniken har en stor miljömässig potential i och med dess hållbara sätt att ta tillvara på flera ändliga resurser är ett faktum. Det är svårt att dra en slutsats huruvida fytoextraktion är en effektiv metod som bör användas för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället. Till följd av bristen på forskning inom ämnet samt okunskap om det exakta ekonomiska värdet blir det komplicerat att föreslå lämpliga tillvägagångssätt för att implementera tekniken. Eftersom syftet med arbetet var att undersöka och kartlägga kapaciteten hos olika växter att extrahera specifika metaller ur nordiskt slaggrus har vissa slutsatser dragits kring detta.

De största utmaningarna som identifierades med fytoextraktion av metaller från slaggrus var växternas låga biomassa, långa odlingstid, grunda rottdjup och risk för fytotoxicitet. Vidare är slaggrusets egenskaper begränsande. Materialet är jämfört med jord mycket torrt och kompakt. Dessutom har slaggrus högre salthalt, pH och metallinnehåll medan det organiska innehållet är lägre. Sådana egenskaper påverkar metallernas biotillgänglighet för växterna och därmed fytoextraktionsförmågan. För själva processen är teknikens behov av stor yta en utmaning. Om fytoextraktionsprocessen sker i ett nordiskt klimat är även klimatförutsättningar för växterna en begränsande faktor. Detta eftersom många hyperackumulatorer eller högackumulerande växter generellt kräver ett varmare klimat.

Av de fem valda metallerna hade koppar högst ekonomiskt värde i slaggruset. Många andra metaller som inte valdes hade mycket högre ekonomiskt värde. Oavsett ekonomisk potential anses alla metallerna ha tillräcklig relevans för fortsatt forskning avseende fytoextraktion ur slaggrus. Det kan även finnas värde i att få ett renare slaggrus för att använda det exempelvis inom infrastruktur.

De växter som anses ha störst fytoextraktionspotential avseende nordiskt slaggrus är *B. juncea*, *B. napus*, *L. usitatissimum* och *S. viminalis (alba)*. Valet av vilka växter som är bäst lämpade för fytoextraktion beror inte bara på deras hyperackumulerande förmåga, utan flera faktorer spelar in. Baserat på en sammanvägning av metallernas ekonomiska värde och deras förekomst i slaggruset samt de tillgängliga växternas extraktionspotential och klimatpreferenser, rekommenderas *B. juncea*, *B. napus* och *S. viminalis* för att extrahera främst zink från slaggrus.

Sammanfattningsvis är fytoextraktionspotentialen beroende av interaktioner mellan slaggruset, metallerna och växterna. Det är svårt att avgöra huruvida fytoextraktion av metaller från slaggrus bör användas för rening av slaggrus och återinföring av metaller till samhället. Det krävs mer forskning inom ämnet, dels på vilka växter och metaller som är lämpliga att använda och dels på hur odlingsförhållandena skall

se ut. Faktiska experiment behöver utföras på slaggrus för att bättre förstå vad som är avgörande för en framgångsrik fytoextraktion. Avseende odlingsförhållandena krävs en djupgående analys av hur slaggruset kan optimeras som odlingsmaterial, exempelvis genom sänkning av pH. För högre ekonomisk lönsamhet rekommenderas att fokus läggs på metallerna aluminium, kalcium, järn, kalium, magnesium, natrium och titan. Det finns begränsad information om alla metallers potential att utvinnas ur slaggruset. Detta anses vara en av de viktigaste faktorerna för teknikens potential. Slutligen bör framtida forskning fokusera på hur tekniken kan effektiviseras och utformas för att kunna implementeras i samhället.

Litteraturförteckning

- [1] T. Craddock, “Plant in lava.” [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/plant%20in%20lava/detail/132_1376180
- [2] Nationalencyklopedin, “Fytoremediering,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/fytoremediering> (Hämtad: 2023-03-21).
- [3] P. Ahmad, C. A. Jaleel, M. A. Salem, G. Nabi, och S. Sharma, “Roles of enzymatic and nonenzymatic antioxidants in plants during abiotic stress,” *Critical Reviews in Biotechnology*, vol. 30, nr. 3, ss. 161–175, Sep. 2010. doi: 10.3109/07388550903524243
- [4] Y. Wang, S. Mostafa, W. Zeng, och B. Jin, “Function and Mechanism of Jasmonic Acid in Plant Responses to Abiotic and Biotic Stresses,” *International journal of molecular sciences*, vol. 22, nr. 16, Aug. 2021. doi: 10.3390/IJMS22168568
- [5] Nationalencyklopedin, “Biotisk,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/biotisk> (Hämtad: 2023-04-28).
- [6] V. Sheoran, A. S. Sheoran, och P. Poonia, “Factors Affecting Phytoextraction: A Review,” *Pedosphere*, vol. 26, nr. 2, ss. 148–166, Apr. 2016. doi: 10.1016/S1002-0160(15)60032-7
- [7] Nationalencyklopedin, “Kelatbildare,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kelatbildare> (Hämtad: 2023-04-28).
- [8] Nationalencyklopedin, “Kelat,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kelat> (Hämtad: 2023-02-10).
- [9] Nationalencyklopedin, “Ligand,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/ligand> (Hämtad: 2023-05-05).
- [10] Nationalencyklopedin, “Translokation,” 2023. [Online]. Tillgänglig: [https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/translokation-\(transport\)](https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/translokation-(transport)) (Hämtad: 2023-04-13).
- [11] Nationalencyklopedin, “Transpiration,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/transpiration> (Hämtad: 2023-04-28).

- [12] Hydrogarden, “Perlit odlingsmedium.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.hydrogarden.se/produkter/odlingsmedium/perlit-vermakulit/perlit> (Hämtad: 2023-05-05).
- [13] Britannica, “Phloem,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/science/phloem> (Hämtad: 2023-05-05).
- [14] Nationalencyklopedin, “Serpentinit,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/serpentinit> (Hämtad: 2023-05-08).
- [15] Nationalencyklopedin, “Ultramafisk bergart,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/ultramafisk-bergart> (Hämtad: 2023-05-08).
- [16] Europeiska kommissionen, “A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe,” 2020. [Online]. Tillgänglig: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM%3A2020%3A98%3AFINnote={HÃdmtad:2023-02-03}>
- [17] Naturvårdsverket, “Avfallsmängder i Sverige,” 2022. [Online]. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avfall/avfallsmangder/> (Hämtad: 2023-02-03).
- [18] F. Neuwahl, G. Cusano, J. G. Benavides, S. Holbrook, och S. Roudier, “Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration,” European Commission, 2019.
- [19] I. Johansson, E. Sahlin, B. von Bahr, J. Björkmalm, och J. Todorovic Olsson, “Kritiska metaller i svenska avfallsaskor,” Avfall Sverige, 2014. [Online]. Tillgänglig: http://wasterefinery.se/media/2016/02/WR56_Slutrapport.pdf (Hämtad 2023-02-18).
- [20] K. Karlfeldt Fedje, “Metals in MSWI fly ash : problems or opportunities?” doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, Göteborg. ISBN 9789173853866 Jan. 2010. [Online]. Tillgänglig: <https://research.chalmers.se/publication/120763>
- [21] M. Arm et al., “Användning och modifiering av metallseparerat slaggrus-potential och matchning, AMOD,” Avfall Sverige, 2017. [Online]. Tillgänglig: <https://energiforsk.se/program/askprogrammet/rapporter/anvandning-och-modifiering-av-metallseparerat-slaggrus-2016-331/> (Hämtad: 2023-03-16).

- [22] M. Šyc et al., “Metal recovery from incineration bottom ash: State-of-the-art and recent developments,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 393, Jul. 2020. doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2020.122433
- [23] D. Blasenbauer et al., “Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe,” *Waste Management*, vol. 102, ss. 868–883, Feb. 2020. doi: 10.1016/J.WASMAN.2019.11.031
- [24] P. Flyhammar, D. Bendz, J. Hartlén, och R. Grönholm, “Lagring av slaggrus Slaggrusets åldrande-Förändringar av miljömässiga egenskaper,” Sysav Utveckling AB, Lund, 2004. [Online]. Tillgänglig: <http://docplayer.se/1938457-Lagring-av-slaggrus-slaggrusets-aldrande-forandringar-av-miljomassiga-egenskaper-ra.html> (Hämtad 2023-03-23).
- [25] T. Astrup et al., “Treatment and reuse of incineration bottom ash,” in *Environmental Materials and Waste: Resource recovery and Pollution Prevention*, 2016, kap. 24, ss. 607–645. [Online]. Tillgänglig: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B978012803837600024X> (Hämtad: 2023-05-02).
- [26] M. Arm, *Handbok Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten*. Linköping, Sverige: Statens geotekniska institut, 2006. [Online]. Tillgänglig: <http://swedgeo.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1299898&dswid=-6551> (Hämtad: 2023-03-07).
- [27] K. Karlfeldt Fedje, V. Edvardsson, och D. Dalek, “Fytosanering av slaggrus med hjälp av solrosor och raps,” Energiforsk, 2020. [Online]. Tillgänglig: <https://energiforsk.se/program/askprogrammet/rapporter/fytosanering-av-slaggrus-med-hjalp-av-solrosor-och-raps-2020-651/> (Hämtad: 2023-05-08).
- [28] K. Karlfeldt Fedje, V. Edvardsson, och D. Dalek, “Initial Study on Phytoextraction for Recovery of Metals from Sorted and Aged Waste-to-Energy Bottom Ash,” *Soil Systems*, vol. 5, nr. 3, s. 53, Aug. 2021. doi: 10.3390/SOILSYSTEMS5030053
- [29] OVAM, “Phytoremediation - Code of Good Practice,” OVAM, 2019. [Online]. Tillgänglig: <https://ovam-english.vlaanderen.be/soil-remediation-contamination> (Hämtad: 2023-05-08).
- [30] T. Dinh, Z. Dobo, och H. Kovacs, “Phytomining of noble metals – A review,” *Chemosphere*, vol. 286, Jan. 2022. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131805

- [31] S. Andersson, K. Karlfeldt, F. Och, och M. Wagner, “Lakning, zinkåtervinning och termisk behandling av avfallsflygaska Ask-tvätt och utvinning av zinkhydroxid i pilotskala samt fullskaliga förbränningsförsök av tvättad aska,” Energiforsk, 2016. [Online]. Tillgänglig: <https://energiforskmedia.blob.core.windows.net/media/22067/lakning-zinkatervinning-och-termisk-behandling-av-avfallsflygaska-energiforskrappport-2016-33.pdf> (Hämtad 2023-05-08).
- [32] Z. Ghori et al., “Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soil,” *Plant Metal Interaction: Emerging Remediation Techniques*, ss. 385–409, Jan. 2016. doi: 10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1
- [33] V. Hooda, “Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water,” *Journal of Environmental Biology*, vol. 28, nr. 2, ss. 367–376, Apr. 2007.
- [34] A. Corzo Remigio et al., “Phytoextraction of high value elements and contaminants from mining and mineral wastes: opportunities and limitations,” *Plant and Soil*, vol. 449, nr. 1, ss. 11–37, Mar. 2020. doi: 10.1007/s11104-020-04487-3
- [35] P. Flyhammar, “Kvalitetssäkring av slaggrus: Miljömässiga egenskaper,” Värmeforsk Service AB, Stockholm, Sverige, 2006. [Online]. Tillgänglig: <https://energiforsk.se/program/askprogrammet/tidigare-askforskning/> (Hämtad 2023-03-07).
- [36] M. Wahlström et al., “Utveckling av testmetod för slaggrus för faroklassificering av ekotoxiska egenskaper-HP14,” Energiforsk, 2022. [Online]. Tillgänglig: www.energiforsk.se (Hämtad: 2023-03-30).
- [37] R. Larsson, “Jords egenskaper,” Statens geotekniska institut, Linköping, 2008. [Online]. Tillgänglig: <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf> (Hämtad: 2023-03-02).
- [38] T. Rosenkranz, J. Kisser, W. W. Wenzel, och M. Puschenreiter, “Waste or substrate for metal hyperaccumulating plants — The potential of phytomining on waste incineration bottom ash,” *Science of The Total Environment*, vol. 575, ss. 910–918, Jan. 2017. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.144
- [39] Sveriges lantbruksuniversitet, “pH ,” 2021. [Online]. Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/miljoanalys/markinfo/markkemi/ph/> (Hämtad: 2023-04-20).
- [40] M. J. Pandian och D. Karthik, “Crop Water Stress Identification and Estimation: A Review,” in *2022 3rd International Conference on Electronics*

- and Sustainable Communication Systems (ICESC)*, 2022, ss. 1376–1379. [Online]. Tillgänglig: <https://ieeexplore.ieee.org/document/9885418/> (Hämtad: 2023-02-21).
- [41] C. Moray, E. W. Goolsby, och L. Bromham, “The Phylogenetic Association Between Salt Tolerance and Heavy Metal Hyperaccumulation in Angiosperms,” *Evolutionary Biology*, vol. 43, nr. 1, ss. 119–130, Mar. 2016. doi: 10.1007/S11692-015-9355-2/TABLES/3
- [42] National Minerals Information Center, “Copper Statistics and Information,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/copper-statistics-and-information> (Hämtad: 2023-02-16).
- [43] National Minerals Information Center, “Zinc Statistics and Information,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/zinc-statistics-and-information> (Hämtad: 2023-01-31).
- [44] Copper Alliance, “Copper Recycling,” 2022. [Online]. Tillgänglig: <https://copperalliance.org/resource/copper-recycling/> (Hämtad: 2023-02-16).
- [45] A. W. Worcester och J. T. O’Reilly, “Lead and Lead Alloys,” *Properties and Selection: Nonferrous Alloys and Special-Purpose Materials*, ss. 543–556, Dec. 1990. doi: 10.31399/ASM.HB.V02.A0001078
- [46] T. E. Norgate, S. Jahanshahi, och W. J. Rankin, “Assessing the environmental impact of metal production processes,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, nr. 8-9, ss. 838–848, 2007. doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2006.06.018
- [47] Sverige Geologiska Undersökning, “SGU – Kritiska råvaror,” Okt. 2020. [Online]. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/mineralnaring/kritiska-ravaror/> (Hämtad: 2023-02-14).
- [48] B. Venditti, “Which elements make up most of the Earth’s crust?” Dec. 2021. [Online]. Tillgänglig: <https://www.weforum.org/agenda/2021/12/abundance-elements-earth-crust/> (Hämtad: 2023-03-28).
- [49] Engineering and Mining Journal, “New Report Defines Mining’s Energy Intensity,” Maj 2021. [Online]. Tillgänglig: <https://www.e-mj.com/breaking-news/new-report-defines-minings-energy-intensity/> (Hämtad: 2023-03-28).
- [50] T. Zhang et al., “Cradle-to-gate life cycle assessment of cobalt sulfate production derived from a nickel–copper–cobalt mine in China,” *International*

- Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26, nr. 6, ss. 1198–1210, Maj 2021. doi: 10.1007/S11367-021-01925-X/FIGURES/6
- [51] M. Tao, X. Zhang, S. Wang, W. Cao, och Y. Jiang, “Life cycle assessment on lead–zinc ore mining and beneficiation in China,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 237, Nov. 2019. doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2019.117833
- [52] National Minerals Information Center, “Cobalt Statistics and Information,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/cobalt-statistics-and-information> (Hämtad: 2023-01-26).
- [53] National Minerals information Center, “Nickel Statistics and Information,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/nickel-statistics-and-information> (Hämtad: 2023-02-14).
- [54] National Minerals information Center, “Lead Statistics and Information,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/lead-statistics-and-information> (Hämtad: 2023-02-17).
- [55] Shanghai Metals Market, “Steel, Aluminum, Nickel, Rare earth, new energy, Copper Prices Charts and news.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/> (Hämtad: 2023-05-08).
- [56] BGR, “BGR.” [Online]. Tillgänglig: https://www.bgr.bund.de/DE/Home/homepage_node.html (Hämtad: 2023-05-08).
- [57] D. Bastian och M. Kern, “Preismonitor Februar 2023,” BGR, Hanover, Tyskland, 2023. [Online]. Tillgänglig: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Produkte/Preisliste/pm_23_02.pdf?__blob=publicationFile (Hämtad: 2023-04-25).
- [58] X. Bi et al., “Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China,” *Environment International*, vol. 32, nr. 7, ss. 883–890, Sep. 2006. doi: 10.1016/J.ENVINT.2006.05.010
- [59] P. Crook, *Cobalt and Cobalt Alloys*. ASM International, 1990.
- [60] A. L. Gulley, “One hundred years of cobalt production in the Democratic Republic of the Congo,” *Resources Policy*, 2022. doi: 10.1016/j.resourpol.2022.103007

- [61] J. R. Davis och ASM International Handbook Committee., “Nickel, cobalt, and their alloys,” *ASM Handbook*, s. 442, 2000.
- [62] J. R. Davis, *ASM Specialty Handbook, Copper and Copper Alloys*. USA: ASM International, 2001.
- [63] D. Sanjuan-Delmás et al., “Environmental assessment of copper production in Europe: an LCA case study from Sweden conducted using two conventional software-database setups,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 27, ss. 255–266, 2018. doi: 10.1007/s11367-021-02018-5
- [64] K. Islam, X. Vilaysouk, och S. Murakami, “Integrating remote sensing and life cycle assessment to quantify the environmental impacts of copper-silver-gold mining: A case study from Laos,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 154, s. 104630, Mar. 2020. doi: 10.1016/J.RESCONREC.2019.104630
- [65] Y. Li et al., “Copper stress-induced phytotoxicity associated with photosynthetic characteristics and lignin metabolism in wheat,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 254, s. 114739, Apr. 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ep.13979>
- [66] D. Linden och T. B. Reddy, *Handbook of Batteries*, 3e uppl. McGraw-Hill, 2002.
- [67] J. Kind, “Fytoremediering: Ett hållbart sätt att tillgängliggöra förorenad mark?” kandidatuppsats, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp, Sverige, 2012. [Online]. Tillgänglig: <https://stud.epsilon.slu.se/4584/>
- [68] A. Grzegórska, P. Rybarczyk, A. Rogala, och D. Zabrocki, “Phytoremediation—From Environment Cleaning to Energy Generation—Current Status and Future Perspectives,” *Energies*, vol. 13, nr. 11, s. 2905, Jun. 2020. doi: 10.3390/en13112905
- [69] Åtgärdsportalen SGF, “Fytosanering - fördjupning,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/fytosanering/fytosanering-fordjupn> (Hämtad: 2023-02-14).
- [70] A. van der Ent, A. J. Baker, R. D. Reeves, A. J. Pollard, och H. Schat, “Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction,” *Plant and Soil*, vol. 362, nr. 1-2, ss. 319–334, Jan. 2013. doi: 10.1007/S11104-012-1287-3/FIGURES/1
- [71] P. B. A. N. Kumar, V. Dushenkov, H. Motto och I. Raskin, “Phytoextraction: The Use of Plants To Remove Heavy Metals from Soils,” *Environ. Sci. Technol.*, vol. 29, ss. 1232–1238, 1995. doi: 10.1021/es00005a014

- [72] N. Rascio och F. Navari-Izzo, “Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?” *Plant Science*, vol. 180, nr. 2, ss. 169–181, Feb. 2011. doi: 10.1016/j.plantsci.2010.08.016
- [73] M. Bosiacki, T. Kleiber, och B. Markiewicz, “Continuous and Induced Phytoextraction — Plant-Based Methods to Remove Heavy Metals from Contaminated Soil,” *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*, ss. 575–612, Mar. 2014.
- [74] C. Keller och D. Hammer, “Alternatives for Phytoextraction: Biomass Plants versus Hyperaccumulators Influence of root activity on speciation and solubility of nutrients and metals in the rhizosphere View project Alternatives for Phytoextraction: Biomass Plants versus Hyperaccumulators,” *Geophysical Research Abstracts*, vol. 7, 2005. [Online]. Tillgänglig: <https://www.researchgate.net/publication/260348504>
- [75] C. Hipfinger, M. Laux, och M. Puschenreiter, “Comparison of four nickel hyperaccumulator species in the temperate climate zone of Central Europe,” *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 234, Mar. 2022. doi: 10.1016/J.GEXPLO.2021.106933
- [76] X. Yang, Y. Feng, Z. He, och P. J. Stoffella, “Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation,” *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, vol. 18, nr. 4, ss. 339–353, Jun. 2005. doi: 10.1016/J.JTEMB.2005.02.007
- [77] Nationalencyklopedin, “Rotzon,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.nes.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/rotzon> (Hämtad: 2023-02-10).
- [78] M. Saleem et al., “Individual and combined application of EDTA and citric acid assisted phytoextraction of copper using jute (*Corchorus capsularis* L.) seedlings,” *Environmental Technology & Innovation*, vol. 19, s. 100895, Aug. 2020. doi: 10.1016/J.ETI.2020.100895
- [79] Y. Chen, X. Li, och Z. Shen, “Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process,” *Chemosphere*, vol. 57, nr. 3, ss. 187–196, Okt. 2004. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2004.05.044
- [80] M. Hasan et al., “Assisting Phytoremediation of Heavy Metals Using Chemical Amendments,” *Plants 2019, Vol. 8, Page 295*, vol. 8, nr. 9, s. 295, Aug. 2019. doi: 10.3390/PLANTS8090295

- [81] U. Kanwal et al., “EDTA ameliorates phytoextraction of lead and plant growth by reducing morphological and biochemical injuries in *Brassica napus* L. under lead stress,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21, nr. 16, ss. 9899–9910, Maj 2014. doi: 10.1007/S11356-014-3001-X
- [82] O.H.M. Ibrahim, E.F. Ali och M.A. Eissa, “Jasmonic Acid and EDTA-Enhanced Cd and Pb Phytoextraction by the Halophytic Plants Quail Bush [*Atriplex lentiformis* (Torr.) S. Wats],” *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, vol. 22, ss. 1434–1445, Jan. 2022. doi: 10.1007/s42729-021-00743-2
- [83] A. Emmanuel, “The Role of EDTA on Heavy Metals Phytoextraction by *Jatropha gossypifolia* Grown on Soil Collected from Dumpsites in Ekiti State Nigeria,” *British Journal of Environment and Climate Change*, vol. 2, nr. 2, ss. 153–162, Jan. 2012. doi: 10.9734/BJECC/2012/1291
- [84] Nationalencyklopedin, “Xylem,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/xylem> (Hämtad: 2023-02-14).
- [85] M. Petruzzello, “Xylem,” Okt. 2022. [Online]. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/science/xylem> (Hämtad: 2023-03-31).
- [86] Britannica ImageQuest, “Corkscrew willow xylem (SEM).” [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/132_1420960 (Hämtad: 2023-04-18).
- [87] K. Dueck, “How Many Plants Are In The World?” *A-Z animals*, [Online], Jan. 2023. Tillgänglig: <https://a-z-animals.com/blog/how-many-plants-are-in-the-world/> (Hämtad: 2023-02-09).
- [88] R. D. Reeves et al., “A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements,” *New Phytologist*, vol. 218, nr. 2, ss. 407–411, Apr. 2018. doi: 10.1111/NPH.14907
- [89] Z. U. R. Farooqi, M. M. Hussain, M. A. Ayub, A. A. Qadir, och P. Ilic, “Potentially toxic elements and phytoremediation: Opportunities and challenges,” *Phytoremediation: Biotechnological Strategies for Promoting Invigorating Environments*, ss. 19–36, Okt. 2021. doi: 10.1016/B978-0-323-89874-4.00020-0
- [90] A. Baker och R. Brooks, “Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements, A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry,” *Ecol. Phytochem. Biorecovery*, vol. 1, ss. 81–126, Jan. 1989.
- [91] N. Verbruggen, C. Hermans, och H. Schat, “Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants,” *New Phytologist*, vol. 181, nr. 4, ss. 759–776, Mar. 2009. doi: 10.1111/J.1469-8137.2008.02748.X

- [92] U. Krämer, “Metal Hyperaccumulation in Plants,” *Annual Review of Plant Biology*, vol. 61, nr. 1, ss. 517–534, Maj 2010. doi: 10.1146/annurev-arplant-042809-112156
- [93] J. Wang et al., “Optimization of NPK fertilization combined with phytoremediation of cadmium contaminated soil by orthogonal experiment,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 189, s. 109997, Feb. 2020. doi: 10.1016/J.ECOENV.2019.109997
- [94] J. He, R. Kumar, T. Kan, och V. Strezov, “A state-of-the-art review of the fate of heavy metals and product properties from pyrolysis of heavy-metal(loid)-enriched biomass harvested from phytoextraction,” *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 42, nr. 1, Jan. 2023. doi: 10.1002/ep.13979
- [95] J. Antonkiewicz et al., “Phytoextraction of heavy metals after application of bottom ash and municipal sewage sludge considering the risk of environmental pollution,” *Journal of Environmental Management*, vol. 306, s. 114517, 2022. doi: 10.1016/j.jenvman.2022.114517
- [96] L. Shi et al., “Modeling phytoremediation of heavy metal contaminated soils through machine learning,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 441, ss. 339–353, Jan. 2023. doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2022.129904
- [97] C. Blok, A. Baumgarten, R. Baas, G. Wever, och D. Lohr, “Analytical Methods Used With Soilless Substrates,” *Soilless Culture: Theory and Practice Theory and Practice*, ss. 509–564, Jan. 2019. doi: 10.1016/B978-0-444-63696-6.00011-6
- [98] E. Fasani, “Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals,” in *Plants and Heavy Metals*, A. Furini, Ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012, ss. 55–74. ISBN 978-94-007-4441-7
- [99] M. Greger och T. Landberg, “Use of willow in phytoexfraction,” *International Journal of Phytoremediation*, vol. 1, nr. 2, ss. 115–123, 1999. doi: 10.1080/15226519908500010
- [100] S. S. Dhiman et al. , “Phytoremediation of metal-contaminated soils by the hyperaccumulator canola (*Brassica napus* L.) and the use of its biomass for ethanol production,” *Fuel*, vol. 183, ss. 107–114, Nov. 2016. doi: 10.1016/j.fuel.2016.06.025
- [101] A. Francis, B. E. Lujan-Toro, S. I. Warwick, J. A. Macklin, och S. L. Martin, “Update on the Brassicaceae species checklist,” *Biodiversity Data Journal*, vol. 9, ss. 1–13, Mar. 2021. doi: 10.3897/BDJ.9.E58773

- [102] M. Petruzzello, “List of plants in the family Brassicaceae,” Jan. 2022. [Online]. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/topic/list-of-plants-in-the-family-Brassicaceae-2004620> (Hämtad: 2023-03-02).
- [103] Nationalencyklopedin, “Korsblommiga växter,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/korsblommiga-v%C3%A4xter> (Hämtad: 2023-03-02).
- [104] Nationalencyklopedin, “Sareptasenap,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/sareptasenap> (Hämtad: 2023-03-03).
- [105] Y. Feng et al., “Ectopic expression of SaNRAMP3 from *Sedum alfredii* enhanced cadmium root-to-shoot transport in *Brassica juncea*,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 156, ss. 279–286, Jul. 2018. doi: 10.1016/J.ECOENV.2018.03.031
- [106] Royal Botanic Gardens Kew, “*Brassica juncea* (L.) Czern.” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:60442520-2> (Hämtad: 2023-03-03).
- [107] Nationalencyklopedin, “Ruderatmark,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/ruderatmark> (Hämtad: 2023-03-03).
- [108] S. Alker, V. Joy, P. Roberts, och N. Smith, “The Definition of Brownfield,” *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 43, nr. 1, ss. 49–69, Jan. 2010. doi: 10.1080/09640560010766
- [109] S. R. Weerakoon och S. Somaratne, “Phytoextractive potential among mustard (*Brassica juncea*) genotypes in Sri Lanka,” *J. Sci. (Bio. Sci.)*, vol. 38, nr. 2, ss. 85–93, 2009.
- [110] W. Jiang, D. Liu, och W. Hou, “Hyperaccumulation of lead by roots, hypocotyls, and shoots of *Brassica juncea*,” *Biologia Plantarum*, vol. 43, nr. 4, ss. 603–606, Dec. 2000. doi: 10.1023/A:1002804100215/METRICS
- [111] K. Soratana, “Comparison of Zinc Accumulating Efficiency between *Brassica juncea* Coss. and *Brassica chinensis* Linn,” *Journal of Scientific Research*, Jan. 2003. [Online]. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/242386853_Comparison_of_Zinc_Accumulating_Efficiency_between_Brassica_juncea_Coss_and_Brassica_chinensis_Linn

-
- [112] Britannica ImageQuest, "Indian Mustard (*Brassica juncea*)." [Online]. Tillgänglig: https://cdn-quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/132/132_1225/132_1225667-W.jpg (Hämtad: 2023-04-17).
- [113] S. Gorton, "Brassica juncea." [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/brassica%20juncea/detail/118_838528 (Hämtad: 2023-04-18).
- [114] N. Cattlin, "Brown Mustard (*Brassica juncea*)." [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/brassica%20juncea/detail/139_1961012 (Hämtad: 2023-04-18).
- [115] Nationalencyklopedin, "Raps," 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/raps> (Hämtad: 2023-03-21).
- [116] Britannica, "Rapeseed," 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/plant/rapeseed-plant> (Hämtad: 2023-03-21).
- [117] Jordbruksverket, "Odlingsvägledning Höstraps," Jordbruksverket, 2021. [Online]. Tillgänglig: <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/ovr279.html>
- [118] L. Marchiol, S. Assolari, P. Sacco, och G. Zerbi, "Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil," *Environmental Pollution*, vol. 132, nr. 1, ss. 21–27, Nov. 2004. doi: 10.1016/J.ENVPOL.2004.04.001
- [119] N. Fletcher och M. Ward, "Brassica napus." [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/brassica%20napus/detail/118_840579 (Hämtad: 2023-04-18).
- [120] Britannica ImageQuest, "Field with rapeseed (*Brassica napus*) for the production of vegetable oil and biodiesel." [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/brassica%20napus/detail/321_1755342 (Hämtad: 2023-04-18).
- [121] U. Svedberg och J. Feildberg, *Våra vilda blommor*. Stockholm, Sverige: Prisma, Apr. 2000.
- [122] T. Mandáková, V. Singh, U. Krämer, och M. A. Lysak, "Genome Structure of the Heavy Metal Hyperaccumulator *Noccaea caerulea* and Its Stability on Metalliferous and Nonmetalliferous Soils," *Plant Physiology*, vol. 169, nr. 1, s. 674, Sep. 2015. doi: 10.1104/PP.15.00619

- [123] Royal Botanic Gardens Kew, “*Noccaea caerulescens* (J.Presl & C.Presl) F.K. Mey.” [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:287737-1#synonyms> (Hämtad: 2023-03-26).
- [124] SLU Artdatabanken, “Backskärvfrö.” [Online]. Tillgänglig: <https://artfakta.se/naturvard/taxon/noccaea-caerulescens-220607> (Hämtad: 2023-03-24).
- [125] R. D. Reeves, “Hyperaccumulation of trace elements by plants,” in *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. Dordrecht, Tyskland: Springer, 2006, kap. 2, ss. 25–52.
- [126] S. L. Brown, R. L. Chaney, J. S. Angle, och A. J. M. Baker, “Zinc and Cadmium Uptake by Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* Grown in Nutrient Solution,” *Soil Science Society of America Journal*, vol. 59, nr. 1, ss. 125–133, Jan. 1995. doi: 10.2136/SSSAJ1995.03615995005900010020X
- [127] B. H. Robinson, M. Leblanc, D. Petit, R. R. Brooks, J. H. Kirkman, och P. E. Gregg, “The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils,” *Plant and Soil*, vol. 203, nr. 1, ss. 47–56, Jun. 1998. doi: 10.1023/A:1004328816645/METRICS
- [128] Britannica ImageQuest, “Alpine pennycress (*Noccaea caerulescens*).” [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/noccaea%20caerulescens/detail/132_1339217 (Hämtad: 2023-04-18).
- [129] Nationalencyklopedin, “Karpaterna,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/karpaterna> (Hämtad: 2023-03-24).
- [130] R. D. Reeves och R. R. Brooks, “European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc,” *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 18, nr. 3, ss. 275–283, 1983. doi: 10.1016/0375-6742(83)90073-0
- [131] S. Martos, S. Busoms, L. Pérez-Martín, M. Llugany, C. Cabot, och C. Poschenrieder, “Identifying the Specific Root Microbiome of the Hyperaccumulator *Noccaea brachypetala* Growing in Non-metalliferous Soils,” *Frontiers in Microbiology*, vol. 12, s. 985, Maj 2021. doi: 10.3389/FMICB.2021.639997/BIBTEX
- [132] V. Bert, I. Bonnin, P. Saumitou-Laprade, P. De Laguérie, och D. Petit, “Do *Arabidopsis halleri* from nonmetallicolous populations accumulate zinc and cadmium more effectively than those from metallicolous populations?” *New Phytologist*, vol. 155, nr. 1, ss. 47–57, Jul. 2002. doi: 10.1046/j.1469-8137.2002.00432.x

- [133] M. N. Honjo och H. Kudoh, “Arabidopsis halleri: a perennial model system for studying population differentiation and local adaptation,” *AoB Plants*, vol. 11, nr. 6, Dec. 2019. doi: 10.1093/AOBPLA/PLZ076
- [134] W. W. Wenzel och F. Jockwer, “Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps,” *Environmental Pollution*, vol. 104, nr. 1, ss. 145–155, Jan. 1999. doi: 10.1016/S0269-7491(98)00139-0
- [135] R. Wazny et al., “Phytohormone based biostimulant combined with plant growth promoting endophytic fungus enhances Ni phytoextraction of *Noccaea goesingensis*,” *Science of The Total Environment*, vol. 789, s. 147950, Okt. 2021. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.147950
- [136] S. He, Z. He, X. Yang, och V. C. Baligar, “Mechanisms of Nickel Uptake and Hyperaccumulation by Plants and Implications for Soil Remediation,” *Advances in Agronomy*, vol. 117, ss. 117–189, Jan. 2012. doi: 10.1016/B978-0-12-394278-4.00003-9
- [137] Nationalencyklopedin, “serpentinserien,” 2023. [Online]. Tillgänglig: https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/serpentinserien?fbclid=IwAR0gvsg8t2_uLw05iY3918J17YJOWcJO2RVPjEl4aXqbNzdokyd3WQH0_Mc (Hämtad: 2023-03-28).
- [138] M. Andersson, M. Carlsson, A. Ladenberger, G. Morris, M. Sadeghi, och J. Uhlbäck, “Geokemisk atlas över Sverige,” 2014. [Online]. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/mineralnaring/geokemisk-kartlaggning/geokemisk-atlas/> (Hämtad: 2023-04-13).
- [139] R. D. Reeves och A. J. M. Baker, “Studies on Metal Uptake by Plants from Serpentine and Non-Serpentine Populations of *Thlaspi goesingense* Halacsy (Cruciferae),” *The New Phytologist*, vol. 98, nr. 1, ss. 191–204, Maj 1984. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1984.tb06108.x>
- [140] Lefnaer. S, “*Noccaea goesingensis*,” 2015. [Online]. Tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Noccaea_goesingensis_sl11.jpg (Hämtad: 2023-04-21).
- [141] Nationalencyklopedin, “Skörbjuggsörter,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/sk%C3%B6rbjuggs%C3%B6rter> (Hämtad: 2023-03-28).
- [142] R. D. Reeves, “Nickel and Zinc Accumulation by Species of *Thlaspi* L., *Cochlearia* L., and Other Genera of the Brassicaceae,” *Source*, vol. 37, nr. 2, ss. 309–318, 1988.

- [143] R. Govaerts, E. Nic Lughadha, N. Black, R. Turner, och A. Paton, “The World Checklist of Vascular Plants, a continuously updated resource for exploring global plant diversity,” *Scientific Data*, vol. 8, nr. 1, Dec. 2021. doi: 10.1038/S41597-021-00997-6
- [144] Europeana, “Cochlearia aucheri Boiss.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.europeana.eu/en/item/853/NHMUKXBOTXBM000582867> (Hämtad: 2023-05-08).
- [145] V. Chardot, S. T. Massoura, G. Echevarria, R. D. Reeves, och J. L. Morel, “Phytoextraction potential of the nickel hyperaccumulators *Leptoplax emarginata* and *Bornmuellera tymphaea*,” *International Journal of Phytoremediation*, vol. 7, nr. 4, ss. 323–335, Okt. 2005. doi: 10.1080/16226510500327186
- [146] Royal Botanic Gardens Kew, “*Bornmuellera tymphaea* (Hausskn.) Hausskn.” [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:279180-1> (Hämtad: 2023-03-31).
- [147] Europeana, “*Bornmuellera tymphaea* (Hausskn.) Hausskn.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.europeana.eu/en/item/11616/OPENUPXSPECIMENSXRBGEXUKXE00438357> (Hämtad: 2023-04-25).
- [148] GBIF, “Phyllanthaceae,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.gbif.org/species/8807> (Hämtad: 2023-03-03).
- [149] Britannica, “Dicotyledon,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.britannica.com/plant/dicotyledon> (Hämtad: 2023-03-07).
- [150] Royal Botanic Gardens Kew, “Phyllanthaceae Martinov,” Mar. 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:77126817-1/general-information> (Hämtad: 2023-03-02).
- [151] J. Mesjasz-Przybylowicz, W. Przybylowicz, A. Barnabas, och A. van der Ent, “Extreme nickel hyperaccumulation in the vascular tracts of the tree *Phyllanthus balgooyi* from Borneo,” *New Phytologist*, vol. 209, nr. 4, ss. 1513–1526, Mar. 2016. doi: 10.1111/NPH.13712
- [152] A. van der Ent et al., “Nickel biopathways in tropical nickel hyperaccumulating trees from Sabah (Malaysia),” *Scientific Reports*, vol. 7, Feb. 2017. doi: 10.1038/SREP41861
- [153] A. van Der Ent, R. Mak, M. D. De Jonge, och H. H. Harris, “Simultaneous hyperaccumulation of nickel and cobalt in the tree *Glochidion cf. sericeum*

- (Phyllanthaceae): elemental distribution and chemical speciation OPEN,” *Scientific Reports*, Jun. 2018. doi: 10.1038/s41598-018-26891-7
- [154] Royal Botanic Gardens Kew, “*Ashtonia excelsa* Airy Shaw.” [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:339503-1#publications> (Hämtad: 2023-03-25).
- [155] Royal Botanic Gardens Kew, “*Baccaurea odoratissima* Elmer.” [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:339657-1> (Hämtad: 2023-03-28).
- [156] P.C. van Welzen and P.I. Forster, “*Ashtonia*.” [Online]. Tillgänglig: https://www.nationaalherbarium.nl/Euphorbs/specA/Ashtonia.htm#Ashtonia_excelsa (Hämtad: 2023-03-30).
- [157] R. M. A. P. Haegens, “Taxonomy, Phylogeny, and Biogeography of *Baccaurea*, *Distichirhops*, and *Nothobaccaurea* (Euphorbiaceae),” *Blumea. Supplement*, vol. 12, nr. 1, ss. 1–218, Jan. 2000.
- [158] A. van der Ent et al., “Herbarium X-ray fluorescence screening for nickel, cobalt and manganese hyperaccumulator plants in the flora of Sabah (Malaysia, Borneo Island),” *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 202, ss. 49–58, Jul. 2019. doi: 10.1016/J.GEXPLO.2019.03.013
- [159] G. M. Diggs, B. L. Lipscomb, och R. J. O’Kennon, *Illustrated Flora of North Central Texas 1*. Botanical Research Institute, Texas., 1999.
- [160] S. V. Sahi, N. L. Bryant, N. C. Sharma, och S. R. Singh, “Characterization of a Lead Hyperaccumulator Shrub, *Sesbania drummondii*,” *Environmental Science & Technology*, vol. 36, nr. 21, ss. 4676–4680, 2002. doi: 10.1021/es020675x
- [161] M. Israr, A. Jewell, D. Kumar, och S. V. Sahi, “Interactive effects of lead, copper, nickel and zinc on growth, metal uptake and antioxidative metabolism of *Sesbania drummondii*,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 186, nr. 2-3, ss. 1520–1526, Feb. 2011. doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2010.12.021
- [162] Wikimedia Commons, “*Sesbaniadrummondii*Plant,” 2005. [Online]. Tillgänglig: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:SesbaniadrummondiiPlant.jpg> (Hämtad: 2023-05-08).
- [163] A. Jenkins, “*Sesbania drummondii* (Rydb.) Cory,” 2020. [Online]. Tillgänglig: [https://identify.plantnet.org/the-plant-list/species/Sesbania%20drummondii%20\(Rydb.\)%20Cory/data](https://identify.plantnet.org/the-plant-list/species/Sesbania%20drummondii%20(Rydb.)%20Cory/data) (Hämtad: 2023-04-25).

- [164] Nationalencyklopedin, “Lin,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/lin> (Hämtad: 2023-03-07).
- [165] M. Saleem et al., “Flax (*Linum usitatissimum* L.): A Potential Candidate for Phytoremediation? Biological and Economical Points of View,” *Plants*, vol. 9, nr. 4, s. 496, Apr. 2020. doi: 10.3390/PLANTS9040496
- [166] Royal Botanic Gardens Kew, “*Linum usitatissimum* L.,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:544772-1> (Hämtad: 2023-03-07).
- [167] M. Saleem et al., “Appraising growth, oxidative stress and copper phyto-extraction potential of flax (*Linum usitatissimum* L.) grown in soil differentially spiked with copper,” *Journal of Environmental Management*, vol. 257, s. 109994, Mar. 2020. doi: 10.1016/J.JENVMAN.2019.109994
- [168] W. Broadhurst, “*Linum usitatissimum*.” [Online]. Tillgänglig: https://quest-eb-com.eu1.proxy.openathens.net/images/search/Linum%20usitatissimum/detail/132_1209673 (Hämtad: 2023-04-23).
- [169] V. Gei et al., “A systematic assessment of the occurrence of trace element hyperaccumulation in the flora of New Caledonia,” *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 194, nr. 1, ss. 1–22, Aug. 2020. doi: 10.1093/BOTLINNEAN/BOAA029
- [170] H. Bothe och A. Słomka, “Divergent biology of facultative heavy metal plants,” *Journal of Plant Physiology*, vol. 219, ss. 45–61, Dec. 2017. doi: 10.1016/j.jplph.2017.08.014
- [171] Vårdguide - PictureThis, “*Viola lutea* (*Viola lutea*) Vårdguide - PictureThis.” [Online]. Tillgänglig: https://www.picturethisai.com/sv/care/Viola_lutea.html (Hämtad: 2023-04-19).
- [172] J. P. Bizoux, F. Brevers, P. Meerts, E. Graitson and G. Mahy, “Ecology and conservation of belgian populations of *Viola calaminaria*, a metallophyte with restricted geographic distribution,” *Belgian Journal of Botany*, vol. 137, nr. 1, ss. 91–104, 2004. [Online]. Tillgänglig: <https://www.jstor.org/stable/20794541?seq=9>
- [173] M. Jędrzejczyk-Korycińska, A. Rostański, och E. Małkowski, “Accumulation of zinc and lead in selected taxa of the genus *Viola* L.” *Acta biologica Cracoviensia: Series botanica*, vol. 44, ss. 49–55, Jan. 2002. [Online]. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/259172588_Accumulation_of_zinc_and_lead_in_selected_taxa_of_the_genus_Viola_L

- [174] E. Wilfried, *FID Biodiversitätsforschung: Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft*. Münster, Tyskland: Universitätsbibliothek J. C. Senckenberg, 1968.
- [175] San Martin. G, “Viola calaminaria,” 2011. [Online]. Tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Viola_calaminaria.jpg (Hämtad: 2023-04-25).
- [176] Geolina, “Galmeiveilchen bleikuhlen,” 2004. [Online]. Tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Galmeiveilchen_bleikuhlen.JPG (Hämtad: 2023-04-25).
- [177] I. D. Pulford och C. Watson, “Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review,” *Environment International*, vol. 29, nr. 4, ss. 529–540, Jul. 2003. doi: 10.1016/S0160-4120(02)00152-6
- [178] R. Hollsten, O. Arkelöv, G. Ingelman, KanEnergi Sverige AB., S. Larsson, K. Gustafsson och G. Lindblad, *Handbok för Salixodlare*, 2a uppl. Jordbruksverket, 2013. [Online]. Tillgänglig: <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/handbok-for-salixodlare.html> (Hämtad: 2023-02-21).
- [179] D. Hammer, A. Kayser, och C. Keller, “Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials,” *Soil Use and Management*, vol. 19, nr. 3, ss. 187–192, Sep. 2003. doi: 10.1111/J.1475-2743.2003.TB00303.X
- [180] M. Mleczek et al., “Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 34, nr. 9, ss. 1410–1418, Sep. 2010. doi: 10.1016/j.biombioe.2010.04.012
- [181] Wikimedia Commons, “*Salix viminalis* Korb-Weide,” 2015. [Online]. Tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Salix_viminalis_Korb-Weide.jpg (Hämtad: 2023-04-25).
- [182] Wikimedia Commons, “*Salix alba* ’Tristis’” [Online]. Tillgänglig: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Salix_alba_%27Tristis%27_02_by_Line1.jpg (Hämtad: 2023-04-25).
- [183] P. Atkins, L. Jones, och L. Laverman, *Chemical Principles The Quest for Insight*, 7e uppl. W.H. Freeman & Company, 2016.
- [184] X. Dou et al., “Review of MSWI bottom ash utilization from perspectives of collective characterization, treatment and existing application,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 79, ss. 24–38, 2017. doi: 10.1016/J.RSER.2017.05.044

- [185] M. Ashraf, M. Ozturk och H. Athar, *Salinity and Water Stress*. Dordrecht, Nederländerna: Springer Netherlands, 2009.
- [186] J. Maximillian, M. Brusseau, E. Glenn, och A. Matthias, “Pollution and Environmental Perturbations in the Global System,” *Environmental and Pollution Science*, ss. 457–476, 2019. doi: 10.1016/B978-0-12-814719-1.00025-2
- [187] X. Zhao, J. C. Joo, och J. Y. Kim, “Evaluation of heavy metal phytotoxicity to *Helianthus annuus* L. using seedling vigor index-soil model,” *Chemosphere*, vol. 275, s. 130026, Jul. 2021. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130026
- [188] J. Yuan, N. Dunnett, och V. Stovin, “The influence of vegetation on rain garden hydrological performance,” *Urban Water Journal*, vol. 14, nr. 10, ss. 1083–1089, Nov. 2017. doi: 10.1080/1573062X.2017.1363251
- [189] Firdaus-e-Bareen, M. Shafiq, och S. Jamil, “Role of plant growth regulators and a saprobic fungus in enhancement of metal phytoextraction potential and stress alleviation in pearl millet,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 237-238, ss. 186–193, Okt. 2012. doi: 10.1016/J.JHAZMAT.2012.08.033
- [190] M. Manzoor, I. Gul, J. Kallerhoff, och M. Arshad, “Fungi-assisted phytoextraction of lead: tolerance, plant growth-promoting activities and phytoavailability,” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, nr. 23, ss. 23788–23797, Aug. 2019. doi: 10.1007/S11356-019-05656-3/TABLES/2
- [191] W. Dandan, L. Huixin, H. Feng, och W. Xia, “Role of earthworm-straw interactions on phytoremediation of Cu contaminated soil by ryegrass,” *Acta Ecologica Sinica*, vol. 27, nr. 4, ss. 1292–1298, Apr. 2007. doi: 10.1016/S1872-2032(07)60030-4
- [192] N. A. Santana et al., “Earthworms and mycorrhization increase copper phytoextraction by *Canavalia ensiformis* in sandy soil,” *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 182, s. 109383, Okt. 2019. doi: 10.1016/J.ECOENV.2019.109383
- [193] L. Cao et al., “*Trichoderma atroviride* F6 improves phytoextraction efficiency of mustard (*Brassica juncea* (L.) Coss. var. *foliosa* Bailey) in Cd, Ni contaminated soils,” *Chemosphere*, vol. 71, nr. 9, ss. 1769–1773, Apr. 2008. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.01.066
- [194] I. Yamaguchi et al., “Plant Hormones,” *Comprehensive Natural Products II*, vol. 4, ss. 9–125, Mar. 2010. doi: 10.1016/B978-008045382-8.00092-7

- [195] Y. Su, S. Xia, R. Wang, och L. Xiao, “Phytohormonal quantification based on biological principles,” *Hormone Metabolism and Signaling in Plants*, ss. 431–470, Apr. 2017. doi: 10.1016/B978-0-12-811562-6.00013-X
- [196] Nationalencyklopedin, “Växthormoner,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/hormoner/v%C3%A4xthormoner> (Hämtad: 2023-04-06).
- [197] Sveriges lantbruksuniversitet, “Plantor av barrträd kan bli bättre på självförsvar,” 2021. [Online]. Tillgänglig: <https://www.slu.se/ew-nyheter/2021/11/plantor-av-barrtrad-kan-bli-bättre-pa-självforsvar/> (Hämtad: 2023-04-06).
- [198] Skogssällskapet, “Metyljasmonat – ett smart alternativ för att skydda plantor mot snytbaggar.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.skogssallskapet.se/forskning/alla-projekt/projekt/2015-02-20-metyljasmonat---ett-smart-alternativ-for-att-skydda-plantor-mot-snytbaggar.html> (Hämtad: 2023-04-06).
- [199] Sveriges lantbruksuniversitet, “Växthormonet metyljasmonat skyddar barrträdsplantor mot snytbaggar i mer än ett år.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.slu.se/ew-nyheter/2021/1/vaxthormonet-metyljasmonat-skyddar-barrtradsplantor-mot-snytbaggar-i-mer-an-ett-ar/> (Hämtad: 2023-04-06).
- [200] Skatteverket, “Se beräkningsgrund för taxeringsvärden.” [Online]. Tillgänglig: <https://www7.skatteverket.se/portal/fastighet-seberakningsgrund/> (Hämtad: 2023-04-06).
- [201] Shanghai Metal Market, “calcium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=calcium&type=price> (Hämtad: 2023-04-27).
- [202] London Metal Exchange, “LME Steel HRC NW Europe (Argus),” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.lme.com/en/Metals/Ferrous/LME-Steel-HRC-NW-Europe-Argus#Trading+day+summary> (Hämtad: 2023-04-25).
- [203] Shanghai Metal Market, “potassium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/Other-Minor-Metals/201102250280> (Hämtad: 2023-05-09).
- [204] Shanghai Metals Market, “magnesium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=magnesium&type=price> (Hämtad: 2023-04-25).

- [205] Shanghai Metal Market, “molybden price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=molybden&type=price> (Hämtad: 2023-04-25).
- [206] Shanghai Metal Market, “sodium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=sodium&type=price> (Hämtad: 2023-04-25).
- [207] Shanghai Metal Market, “titanium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=titanium&type=price> (Hämtad: 2023-04-25).
- [208] Shanghai Metals Market, “vanadium price,” 2023. [Online]. Tillgänglig: <https://www.metal.com/search?keyword=vanadium&type=price> (Hämtad: 2023-04-25).
- [209] A. van der Ent et al., “Abnormal concentrations of Cu-Co in: *Haumaniastrum katangense*, *Haumaniastrum robertii* and *Aeolanthus biformifolius*: Contamination or hyperaccumulation?” *Metallomics*, vol. 11, nr. 3, ss. 586–596, Mar. 2019. doi: 10.1039/c8mt00300a
- [210] Royal Botanic Gardens Kew, “Kew.” [Online]. Tillgänglig: <https://www.kew.org/> (Hämtad: 2023-04-28).
- [211] R. D. Reeves och R. R. Brooks, “Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining areas of Central Europe,” *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, vol. 31, nr. 4, ss. 277–285, Jan. 1983. doi: 10.1016/0143-1471(83)90064-8
- [212] P. Rotkittikhun et al., “Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand,” *Environmental Pollution*, vol. 144, nr. 2, ss. 681–688, Nov. 2006. doi: 10.1016/J.ENVPOL.2005.12.039
- [213] B. Lange et al., “Copper and cobalt accumulation in plants: a critical assessment of the current state of knowledge,” *New Phytologist*, vol. 213, nr. 2, ss. 537–551, Jan. 2017. doi: 10.1111/NPH.14175
- [214] R. S. Boyd och M. A. Davis, “Metal tolerance and accumulation ability of the Ni hyperaccumulator *Streptanthus polygaloides* Gray (Brassicaceae),” *International Journal of Phytoremediation*, vol. 3, nr. 4, ss. 353–367, 2001. doi: 10.1080/15226510108500064

A Bilaga

Följande tabeller visar den kemiska sammansättningen av slaggrusprover 1-9 (inklusive dubbelprov) från nio nordiska förbränningsanläggningar från [36]. Tabell A1 innehåller ämnen presenterat procentuellt i deras oxidformer och Tabell A2 ämnen mätt i mg/kg. Medelvärde, median och standardavvikelse är beräknade och presenteras efter grundämnen i respektive tabell.

Tabell A1: Kemiska sammansättningen för nio olika slaggrus (med dubbelprov) mätt i % samt medelvärde μ , median η och standardavvikelse σ för respektive ämne.

Ämne	1-1	1-2	2-1	2-2	3-1	3-2	4-1	4-2	5-1
SiO_2	43.8	44.8	41.7	41.1	36.2	35.7	36.8	34	39.6
Al_2O_3	10.5	10.8	8.65	8.86	11.0	10.8	11.7	11.0	8.98
CaO	10.9	10.3	17.7	17	17	15.8	14.9	14.1	14.7
Fe_2O_3	16.4	15.4	14.3	13.2	10.4	10.6	15.2	14.6	15.5
K_2O	1.47	1.46	0.831	0.9	1.45	1.34	1.35	1.32	1.06
MgO	1.86	1.88	1.93	1.9	2.02	1.93	1.71	1.59	2.29
MnO	0.15	0.171	0.151	0.153	0.158	0.157	0.170	0.187	0.271
Na_2O	2.74	2.81	2.7	2.71	2.36	2.29	2.43	2.28	4.25
P_2O_5	0.904	0.957	0.811	0.824	1.37	1.40	1.15	1.28	0.886
TiO_2	1.69	1.63	1.29	1.22	1.50	1.44	1.19	1.12	1.23
	5-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2	9-1	9-2
SiO_2	40.0	39.5	41.1	47.6	43.8	46.4	44.7	35.3	3.9
Al_2O_3	9.26	9.65	10.3	7.47	6.88	10.5	10.2	9.12	10.1
CaO	14.2	14.3	15.1	15.8	14.3	17	16.6	14.4	15.9
Fe_2O_3	15.1	12.6	13.1	14.5	13.6	16	15.5	15.8	17
K_2O	1.04	1.44	1.54	1.08	1.03	1.32	1.27	1.34	1.38
MgO	2.3	1.83	1.95	1.63	1.49	2.13	2.09	1.63	1.82
MnO	0.245	0.151	0.1466	0.141	0.144	0.196	0.182	0.169	0.189
Na_2O	4.24	2.52	2.67	2.30	2.12	3.48	3.68	3.28	3.62
P_2O_5	0.981	0.981	1.02	0.716	0.756	0.940	0.874	1.21	1.27
TiO_2	1.24	1.17	1.24	1.05	0.922	1.92	1.86	1.17	1.22
	Medelvärde, μ			Median, η			Standardavvikelse, σ		
SiO_2	38.7			40.55			9.55		
Al_2O_3	9.77			10.2			1.27		
CaO	15.0			15.0			1.97		
Fe_2O_3	14.4			14.9			1.84		
K_2O	1.26			1.33			0.211		
MgO	1.89			1.88			0.227		
MnO	0.174			0.164			0.0351		
Na_2O	2.92			2.71			0.676		
P_2O_5	1.01			0.949			0.213		
TiO_2	1.34			1.24			0.277		

alla prover mäts i % torrsubstans om inget annat nämns

Tabell A2: Kemiska sammansättningen för nio olika slaggrus (med dubbelprov) mätt i mg/kg samt medelvärde μ , median η och standardavvikelse σ för respektive ämne.

Ämne	1-1	1-2	2-1	2-2	3-1	3-2	4-1	4-2	5-1
As	24	21	29	29	15	17	18	17	22
Ba	3200	3240	1680	1580	2170	2120	2130	1940	2290
Be	2	2	4	3	2	2	5	2	0.833
Cd	3.02	2.15	4	4	8	4	11	10	5
Co	325	268	34	54	396	92	134	88	99
Cr	977	1170	637	723	580	533	928	751	987
Cu	3960	4490	3700	2580	2560	2610	3410	8230	3670
Hg	0.05	0.132	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Mo	45	177	15	13	16	14	19	21	54
Nb	14	14	10	9	19	12	18	10	11
Ni	470	988	175	137	166	187	351	310	440
Pb	934	928	931	910	769	755	864	831	1860
S	2560	2710	5510	5180	8060	8580	3940	4180	4070
Sb	98	95	76	71	88	100	81	80	113
Sc	4	5	3	3	5	4	3	3	5
Se	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Sn	140	134	144	195	163	185	196	220	147
Sr	310	315	536	490	353	357	340	315	398
Tl	0.183	0.185	0.0945	0.0898	0.182	0.162	0.203	0.174	0.155
U	3	3	2	2	2	2	2	2	2
V	59	61	61	61	45	40	40	38	53
W	113	115	41	39	24	19	20	22	38
Y	16	16	11	11	12	13	11	12	15
Zn	3100	3620	3270	2950	5410	5120	5420	6090	4540
Zr	282	274	241	237	240	322	173	162	194
	5-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2	9-1	9-2
As	29	32	31	27	27	39	39	19	20
Ba	2350	1620	1770	1800	1620	2880	2490	1420	1620
Be	0.5	1	2	1	1	0.5	2	2	2
Cd	5	6	3	9	3	6	5	3	2
Co	107	46	64	45	39	73	58	96	69
Cr	831	517	553	720	679	890	1130	465	578
Cu	3240	5520	4150	1960	2150	7290	3370	2720	2120
Hg	0.05	0.05	0.0845	0.05	0.0938	0.05	0.05	0.651	0.05
Mo	36	28	34	19	17	23	25	11	12
Nb	11	13	14	11	10	16	15	12	13
Ni	441	390	173	196	226	242	254	116	141
Pb	1650	848	484	544	558	842	901	537	411
S	3980	2640	2780	6520	6390	5210	5170	5240	5030
Sb	123	63	58	59	54	104	95	66	63
Sc	5	5	5	4	3	4	4	5	4
Se	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Sn	176	158	117	67	68	141	141	177	169
Sr	420	308	326	342	318	409	370	311	348

Tl	0.135	0.172	0.176	0.131	0.124	0.124	0.145	0.194	0.191
U	1	2	2	2	2	2	2	2	2
V	54	56	57	51	47	65	60	41	46
W	37	60	65	66	69	75	88	91	94
Y	14	25	28	11	10	14	15	11	11
Zn	4740	3650	3900	2950	2890	4380	3690	3330	3220
Zr	197	148	205	175	193	339	265	200	220

	Medelvärde, μ	Median, η	Standardavvikelse, σ
As	25.3	25.5	7.26
Ba	2106.7	2030	553.0
Be	1.9352	2	1.158
Cd	5.176	4.5	2.695
Co	115.94	80.5	104.1
Cr	758.3	721.5	214.8
Cu	3762.8	3390	1724.9
Hg	0.597	0.05	0.0222
Mo	32.2	20	38.04
Nb	12.9	12.5	2.81
Ni	300.17	234	206.15
Pb	864.28	845	368.0
S	4875	5100	1748.3
Sb	82.6	80.5	20.4
Sc	4.11	4	0.832
Se	2	2	0
Sn	152.1	152.5	40.2
Sr	364.8	345	64.4
Tl	0.157	0.167	0.0339
U	2.055	2	0.416
V	51.9	53.5	8.70
W	59.8	62.5	31.6
Y	14.2	12.5	4.88
Zn	4015	3670	994.6
Zr	225.94	212.5	53.79

B Bilaga

Grundämnena i slaggrus med deras respektive priser samt ekonomiska värde i slaggruset. Viktandelen är framtagen enligt avsnitt 2.1.2 och det ekonomiska värdet enligt diskussion 3.1. Vad för prisinformation som är hämtad och från vilken källa visas i bilagan.

Tabell B1: Grundämnena i slaggruset med deras respektive viktandelar, priser och ekonomiskt innehåll i slaggruset.

Grundämne	Viktandel [mg/kg]	Pris [kr/t]	Datainsamling	Källa	Ekonomiskt värde av slaggruset [kr/t]
Al	51682.4	22200	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	1147
As ²	25.2800	-	-	-	-
Ba ²	2106.67	-	-	-	-
Be ¹	1.93517	-	-	-	-
Ca	107204	41700	Calcium 98.5% 28/4-23	SMM[201]	4470
Cd ¹	5.17611	-	-	-	-
Co	115.944	517900	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	60
Cr	758.278	97246	Genomsnitt 2018-2022 SMM	BGR[57]	74
Cu	3762.78	75854	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	285
Fe	100563	9105	21/3-23	LME[202]	916
Hg ¹	0.0597444	-	-	-	-
K	10435.9	247500	Potassium 21/3-23	SMM[203]	2583
Mg	11380.7	30797	Magnesium 9990 FOB CHINA 21/3-23	SMM[204]	350
Mn	1345.84	26200	Genomsnitt 2018-2022 SMM	BGR[57]	35
Mo	32.1667	648750	Molybdenum strip 21/3-23	SMM[205]	21
Na	21629.5	24225	Sodium 21/3-23	SMM[206]	524
Nb ¹	12.8889	-	-	-	-
Ni	300.167	175263	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	53
P ²	4422.48	-	-	-	-
Pb	864.278	21465	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	19
S ²	4875.00	-	-	-	-
Sb ²	82.6111	-	-	-	-
Sc ¹	4.11111	-	-	-	-
Se ¹	2.00000	-	-	-	-
Si ²	180742.2	-	-	-	-
Sn	152.111	246976	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	38
Sr ²	364.778	-	-	-	-
Ti	8025.28	157500	Titanium plate 21/3-23	SMM[207]	1264
Tl ¹	0.156683	-	-	-	-
U ¹	2.05556	-	-	-	-
V	51.9444	219750	Vanadium 21/3-23	SMM[208]	11
W	59.7778	358440	Genomsnitt 2018-2022 FERROALLOYNET	BGR[57]	21
Y ¹	14.2222	-	-	-	-
Zn	4015.00	29298	Genomsnitt 2018-2022 LME	BGR[57]	118
Zr ²	225.900	-	-	-	-
				Totalt:	12002

¹ Bortvalda på grund av låg halt i slaggruset

² Bortvalda på grund av bristfällig prisdata eller icke-metall

C Bilaga

Tabell C1 visar tidigt sammanställd information om växtarter och dess upptagsförmåga av de valda metallerna. Övrig litteraturstudie baseras på tabellen varpå urval har gjorts utefter ackumuleringsförmåga eller lämplighet att användas vid fytoextraktion ur slaggrus i ett nordiskt klimat. Koncentrationen anges i mg/kg (torrsubstans) i samtliga växtdelar ovan jord om inget annat nämns. De fetmarkerade är de arter som inkluderats i urvalet till den djupare litteraturstudien.

Tabell C1: Grundläggande sammanställning över växtarter som ackumulerar höga mängder Co, Cu, Ni, Pb och Zn, inkl. koncentrationen i växterna efter extraktion samt länder som de växer i.

Växtnamn	Metaller	Koncentration [mg/kg]	Växtspridning
<i>Aeollanthus biformifolius</i>	Cu	2600 - 13 700 [209]	Afrika [210]
<i>Alyssum wulfenianum</i>	Pb, Zn	860 (max), 2500 (max) [211]	Österrike, Italien, Jugoslavien [210]
Arabidopsis (Cardaminopsis) halleri	Zn	13 620 (max) [125]	Östeuropa [132]
<i>Armeria maritima</i> var. <i>Halleri</i>	Pb	1600 (max) [125]	Tyskland [125]
Ashtonia excelsa	Ni, Co	8100, 1500 (blad) [158]	Borneo [154]
Baccaurea odoratissima	Ni, Co	4400, 690 (medel blad) [158]	Öar i Sydostasien [155]
Bornmuellera tymphaea	Ni	5595 [145]	Grekland [145]
Brassica júncea	Pb	10 300, 103 500 (rötter) [71]	Introducerad över hela världen [210]
Brassica Napus	Zn	1300, 6000 (rötter) [118]	Introducerad över hela världen [210]
<i>Buddleja asiatica</i>	Pb	2190, 1770 (rötter) [212]	Sydostasien [210]
Cochlearia aucheri	Ni	11 500 - 17 600 [142]	Turkiet [142]
Glochidion sericeum	Ni Co	1602 (blad), 1059 (floem) 482 (blad), 1354 (floem) [153]	Malaysia [153]
<i>Haumaniastrum robertii</i>	Co, Cu	4304 (medel), 662 (medel) [209]	Zaire [213]
Linum usitatissimum L.	Cu	1000 [167]	Introducerad över hela världen [210]
Noccaea (Thlaspi) goesingensis	Ni	6380 - 12400 (blad) [139]	Europa [139]
Phyllanthus balgooyi	Ni	150 000 (sav), 45 000 (vävnad) 6000 (blad) [151]	Borneo och Filipinerna [151]
<i>Polygala umbonata</i>	Pb	21 670 [212]	Thailand [212]
Salix Viminalis	Zn	2695 (blad), 570 (stjälk) [179]	Europa, Nordamerika, norra Asien [210]
Sesbania drummondii	Pb	50 000, 60 000 (rötter) [160]	Södra USA, Centralamerika [210]
<i>Spermacoce mauritiana</i>	Pb	28 370 (blad), 78 330 (rötter) [212]	Sydamerika, Afrika, Sydostasien [210]
<i>Streptanthus polygaloides</i>	Ni Co	12 200 (max) 1530 (max) [214]	Kalifornien [214]
Thlaspi (Noccaea) caerulescens	Zn Pb	43 710 (max) 2740 (max) [125]	Europa [125]
<i>Thlaspi (Noccaea) praecox</i>	Zn	15 500 (max) [125]	Bulgarien [125]
<i>Thlaspi (Noccaea) rotundifolium</i>	Pb	8200 (max), 1620 (medel)	Österrike, Italien [210]
subsp. <i>cepaefolium</i>	Zn	17 300 (max), 5620 (medel) [211]	
Thlaspi (Noccaea) tatrense	Zn	20 100 (max) [125]	Slovakien [125]
<i>Viola calaminaria</i>	Zn	10 000 (max) [125]	Belgien, Tyskland [125]

*Framgår ej i referens om koncentrationen är max- eller medelvärde

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK
CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Gothenburg, Sweden

www.chalmers.se



CHALMERS