



CHALMERS



Naturbaserade lösningar för att återställa jordbruksmark i ett krigsdrabbat Ukraina

Kandidatarbete inom förorenade områden

Klara Backman
Fina Maria Bjönness
Karin Helmér
Caroline Rosell
Lovisa Stenson

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNAD (ACE)

Naturbaserade lösningar för att återställa jordbruksmark i ett krigsdrabbat Ukraina

Klara Backman, Fina Maria Bjönness, Karin Helmér, Caroline Rosell, Lovisa Stenson

Handledare: Yevheniya Volchko

Examinator: Jenny Norrman

Omslagsbild: © Carefulweb, CC BY-SA 2.0

Kandidatarbete 2025

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Avdelningen för geologi och geoteknik

ACEX11-VT25-33

Chalmers Tekniska Högskola

SE-412 96 Göteborg

Telefon +46 31 772 1000

Sammandrag

Ukrainas jordbruksmark är känd för sina svarta, bördiga jordar som länge varit en stor tillgång samt gjort landet till en ledande exportör av spannmål till både EU och resten av världen. Denna jord har skadats allvarligt av kriget, med bland annat föroreningar och markkompaktering, vilket hotar landets livsmedelsförsörjning och ekonomi. Traditionella saneringsmetoder är ofta kostsamma och långsamma, vilket ökar behovet av naturbaserade lösningar för en effektiv återställning. Denna litteraturstudie inventerar vanliga föroreningar efter krig samt undersöker tre naturbaserade saneringsmetoder: fytoexkludering, jordtillsatser och biosorption. Syftet med studien är att undersöka dessa metoder för att sanera krigsförorenad jordbruksmark i Ukraina. Studien för de naturbaserade lösningarna är baserad på PRISMA-metoden och använde slutligen 42 vetenskapliga källor. Resultaten presenteras i tabeller utifrån metodspecifika kriterier. Studien visar att fytoexkluderande grödor som raps, vete och korn effektivt kan minska upptag av tungmetaller som Cd och Pb, särskilt i kombination med jordtillsatser. Jordtillsatser, främst biokol, minskar tungmetallers rörlighet och biotillgänglighet i jorden, samt bedöms vara den mest lovande metoden för återställning av ukrainsk jord. Biosorption visar potential men kräver ytterligare forskning innan praktisk tillämpning. Slutsatsen är att kombinationen av fytoexkludering och jordtillsatser är mest lämplig för en effektiv rehabilitering av krigsförorenad jordbruksmark i Ukraina.

Abstract

Ukraine's agricultural land, known for its black soils, has long been an asset and made the country a leading exporter of grain to both the EU and globally. These soils have been severely damaged by the war, with soil contamination and compaction, threatening the nation's food security and economy. Traditional remediation methods are often costly and slow, which increases the need for nature-based solutions for effective remediation. This literature review identifies common war-related soil contaminants and examines three nature-based remediation methods: phytoexclusion, soil amendments (also called in situ stabilization), and biosorption. The aim of the study was to explore nature-based methods for remediating war-contaminated agricultural land in Ukraine. The study on nature-based solutions followed the PRISMA methodology and included 42 scientific sources. Results are presented in tables based on method-specific criteria. The study shows that phytoexcluders such as rapeseed, wheat and barley can reduce the uptake of heavy metals like Cd and Pb, especially when combined with soil amendments. Soil amendments, particularly biochar, reduces mobility and bioavailability of heavy metals in soil and is considered the most promising method for restoring contaminated Ukrainian soils. Biosorption shows potential but requires further research before practical application. The conclusion is that a combination of phytoexclusion and soil amendments is the most suitable approach for a nature-based rehabilitation of war-contaminated agricultural land in Ukraine.

Innehållsförteckning

Begreppslista	
1. Inledning.....	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.2 Syfte	1
1.3 Avgränsningar	1
2. Teoretisk bakgrund.....	2
2.1 Risk, föroreningskälla-transport-receptor	2
2.2 Organiska och oorganiska föroreningar	2
2.3 Markföroreningars olika faser.....	3
2.3.1 Fri fas	3
2.3.2 Gasfas	3
2.3.3 Löst fas	3
2.3.4 Partikelbunden fas	3
2.3.5 Förhållande mellan faserna.....	4
2.4 Transportvägar	4
2.5 Biotillgänglighet.....	4
2.6 Exponeringsvägar.....	5
2.7 Naturbaserade lösningar.....	5
2.7.1 Riskhanteringsstrategier och metoder för naturbaserade lösningar	5
2.7.2 Jordtillsatser.....	8
2.7.3 Biosorption	8
2.7.4 Fytoexkludering.....	9
3. Fallbeskrivning Ukraina	10
3.1 Jordbruk i Ukraina	10
3.2 Markförhållanden i Ukraina och intressanta områden	10
3.3 Föroreningar till följd av krig.....	12
3.4 Tungmetallers påverkan på Ukrainaspecifika grödor	13
4. Metod	14
4.1 PRISMA.....	14
4.1.1 Identifiera föroreningar.....	14
4.1.2 Identifiera remedieringsmetoder.....	14
4.1.3 Identifiera platsspecifika förhållanden.....	14
4.1.4 Informationssökning inom PRISMA	14
4.2 Analysmetod	16
4.3 Resultatutvärdering	16
5. Resultat	17
5.1 Resultat för fytoexkludering	17
5.2 Resultat för jordtillsatser	19

5.3 Resultat för biosorption.....	23
6. Diskussion	25
6.1 Utmaningar, begränsningar och osäkerheter.....	25
7. Slutsats.....	27
8. Källförteckning.....	28
9. Bilagor	34
Bilaga 1. Fytoexkludering.....	34
Bilaga 2. Jordtillsatser.....	36
Bilaga 3. Biosorption	49

Begreppslista

Bioremediering – Samlingsbegrepp för remedieringsmetoder och riskhanteringsstrategier som använder mikrober eller svampar för att bryta ned, stabilisera eller minska biotillgänglighet av föroreningar i mark (Drenning, 2021).

Diffundera – “Sprida sig åt skilda håll, undergå diffusion” (Nationalencyklopedin, u.å.a).

Advektion – ”Transport av ett ämne genom strömning av en fluid. Ett tydligt exempel på advektion är transport av föroreningar eller slam i en flod genom ett vattenflöde nedströms.” (ScienceDirect Topics, u.å.)

Fytoremediering – Samlingsbegrepp för remedieringsmetoder som använder växter, ibland i kombination med svampar eller lavar, fr att behandla mark (Drenning, 2021).

Katabolism – ”Processer i levande celler som leder till att näringsämnen bryts ned och energi utvinns” (Nationalencyklopedin, u.å.b).

Mikrob – Synonym för mikroorganism (Nationalencyklopedin, u.å.c). Används i denna kontext som samlingsnamn för mikroorganismer såsom bakterier, virus och svampar.

Petroleumkolväten – Benämning grupp av aromatiska och alifatiska kolväten som bildats från organiskt material (Sveriges Geologiska Undersökning [SGU], 2024). Produkter bestående av petroleumkolväten inkluderar bensin och diesel.

Remediering – ”Avgiftning av den yttre miljön, detsamma som avgiftning” (Nationalencyklopedin, u.å.d). Används i denna kontext som synonym för åtgärd inom marksanering.

Spetsad jord – Översatt från engelskans *spiked*. Avser i kontext av markföroreningar jord som artificiellt förorenats.

1. Inledning

Följande avsnitt ger en grundläggande insikt i rapportens omfattning och definierar syfte samt avgränsningar.

1.1 Bakgrund

Ukraina är känt för sina bördiga svarta jordar, som länge varit en av landets främsta tillgångar. Dessa jordar har gjort landet till en ledande exportör av spannmål till både EU och resten av världen. Det pågående kriget i Ukraina har medfört omfattande skador av jordbruksmarken, vilket utgör allvarliga problem för Ukrainas livsmedelproduktion och för den globala livsmedelsförsörjningen (Sytar & Taran, 2022). Krigsdrabbade områden har utsatts för bland annat markkompaktering från tunga krigsfordon, föroreningar från sprängladdningar och andra militära rester (Solokha m.fl., 2024). Detta leder till försämrad markkvalitet med risk för negativa konsekvenser på miljö och hälsa.

Problemet är akut eftersom dessa marker inte kan återgå till jordbruksproduktion omedelbart utan att potentiellt utsätta mänsklig hälsa och djurliv för risk. Traditionella saneringsmetoder såsom schaktning eller deponering av förorenade massor kan vara kostsamma och tidskrävande (Swartjes, 2011). Dessutom riskerar de traditionella metoderna att påverka bördigheten samt naturvärden för de sanerade jordarna negativt. Därför finns ett behov av metoder som kan påskynda återställningen utan att försämra markens kvalitet.

Naturbaserade metoder för sanering av mark kan bidra till att minska risker, samtidigt som miljö och ekosystem gynnas (Drenning, 2021). Att undersöka dessa metoder är tekniskt, ekonomiskt och politiskt relevant. För att återhämta Ukrainas ekonomi och säkerställa livsmedelproduktion krävs också en tidseffektiv återställning av jordbruksmarken. Problemet är även relevant ur ett globalt perspektiv, då förorenad jordbruksmark väcker frågan om naturbaserade metoder.

1.2 Syfte

Syftet är att genom en systematisk litteraturstudie skapa en kunskapsbas som ökar förståelse för vilka naturbaserade lösningar som är lämpliga för att återställa krigsdrabbad jordbruksmark i Ukraina. För att uppnå detta undersöks vilka typer av föroreningar som kan förväntas i mark efter en militär konflikt. Vidare görs en inventering av tre naturbaserade metoder som kan hantera föroreningar från krig. Effektivitet, applicerbarhet och tidsram diskuteras för respektive metod för att ge en indikation på hur snabbt krigsdrabbad mark kan tas åter i bruk. Slutligen presenteras rekommenderade metoder för att åtgärda jordbruksmark i Ukraina.

1.3 Avgränsningar

Projektet fokuserar på markföroreningar som uppstått direkt till följd av kriget i Ukraina och undersöker naturbaserade lösningar för att återställa förorenad jordbruksmark. Arbetet fokuserar i första hand på markkvalitet och berör endast metoder där marken kan bli lämplig för odling inom en kort tidsram. Avgränsningar har valts för att fokusera på lösningar som kan uppfylla dessa behov. Föroreningar från bekämpningsmedel eller radioaktiva ämnen såsom uran hanteras ej. Andra miljöproblem, såsom klimatförändringar eller utsläpp från industrier, hanteras inte i arbetet. Projektet hanterar ej övriga aspekter för att återställa jordbruket i Ukraina såsom infrastruktur, ekonomiska eller politiska faktorer.

2. Teoretisk bakgrund

Följande kapitel behandlar grundläggande information om samband och processer inom förorenade områden. Denna information används som underlag för att kunna bedöma vilka naturbaserade lösningar som lämpar sig för Ukraina-specifika förhållanden.

2.1 Risk, föroreningskälla-transport-receptor

Förorenade områden är starkt förknippade med negativa miljökonsekvenser och dålig inverkan på människans hälsa, men en förorening innebär inte nödvändigtvis en risk. För att en risk ska uppstå krävs det att en obruten kedja finns mellan föroreningskällan, transportvägen och receptorn (Naturvårdsverket, 2009a). Receptorn kan vara både människa och miljö. För att risken ska vara hög måste föroreningen nå receptorn i en tillräckligt hög koncentration. En risk kan också uppstå om en recipient utsätts för en låg koncentration av en svårnedbrytbar förorening över lång tid. Detta sker på grund av att en förorening ansamlas i recipienten, där koncentrationen ökar över tid. Denna process kallas ackumulering. För att eliminera risken måste kedjan därför brytas, se figur 1.



Figur 1. Samband i kedjan från förorening till receptor, med exempel för respektive del.

Föroreningskällan kan se ut på olika sätt. Källan kan till exempel innebära förhöjda halter av föroreningar i sjöar och vattendrag, sediment, byggnader, anläggningar eller mark (Naturvårdsverket, 2024). Förorening i mark behandlas i denna rapport.

2.2 Organiska och oorganiska föroreningar

Jord fungerar som en uppsamlingsplats för olika föroreningar. När dessa ansamlas kan de påverka jordens egenskaper negativt och försämra dess funktion. Föroreningar påverkar dess lämplighet för odling, samtidig som mänsklig hälsa kan påverkas, dessa kan delas upp i organiska och oorganiska föroreningar (Haokip m.fl., 2023). Organiska föroreningar består av kolbaserade ämnen som klorerade lösningsmedel, långlivade organiska föroreningar (POP) och oljeprodukter. Organiska ämnen är bundna till den organiska substansen i jorden genom absorption. Oorganiska föroreningar omfattar metaller samt salter som binder med lerpartiklar genom adsorption, fällning och jonutbyte.

Organiska föroreningar i jord är ett miljöproblem på grund av dess toxicitet och persistens. De kommer främst från oljeprodukter (oljehydrokarboner och PAHs), plast och bekämpningsmedel (POP, PFAS, PCB) och klorerade lösningsmedel (TCE) (Haokip m.fl., 2023). Dessa ämnen stör jordens biologiska, fysiska och kemiska processer, vilket påverkar näringscirkulationen samt biologisk mångfald negativt.

Metaller förekommer naturligt i jord genom geologiska processer, normalt i låga halter och uppnår sällan toxisk nivå. Mänskliga aktiviteter såsom gruvdrift, industri och gödsling ökar halter av tungmetaller i jord och påverkar växter samt organismer negativt (Haokip m.fl., 2023). Näringsämnen som koppar (Cu) och järn (Fe) behövs i små mängder. Tunga metaller som bly (Pb) och kvicksilver (Hg) saknar biologisk funktion, är giftiga samt svårnedbrytbara. Höga koncentrationer kan bromsa växters tillväxt och minska skörd.

2.3 Markföroreningars olika faser

Markföroreningar förekommer i olika faser, vilket påverkar dess spridning och lämpliga remedieringsmetoder. Föroreningar kan delas in i fyra primära faser: fri fas, gas fas, löst fas och partikelbunden fas (Sparrenbom m.fl., 2022). Varje fas har olika egenskaper och förhållanden som avgör hur föroreningarna beter sig i mark och grundvatten (Naturvårdsverket, 2018).

2.3.1 Fri fas

Den fria fasen innehåller föroreningar i ren, oblandad form. Det här gäller speciellt olika typer av organiska föroreningar (Swartjes, 2011). Kännetecknen för dessa är att de kan uppkomma i en svårlost vätskefas. Ämnen som är mycket svårslösliga i vatten kallas hydrofoba. Mer än hälften av de föroreningar som hittas i ytvatten, lakvatten, jord, sediment, slam och grundvatten är NAPL (*non-aqueous phase liquids*) (Sparrenbom m.fl., 2022). NAPL kan delas in i två olika grupper, de med densitet lägre än vatten, *light non-aqueous phase liquids* (LNAPL), och de med högre densitet, *dense non-aqueous phase liquids* (DNAPL). NAPL ämnen består vanligtvis av många olika ämnen och är alltså produkter som har komplexa sammansättningar.

Den första huvudgruppen LNAPL består av olika typer av petroleumkolväten (Sparrenbom m.fl., 2022). Vanligt förekommande LNAPL är exempelvis bensin, diesel, bränsleoljor och olika smörjoljor. Petroleumkolväten kan brytas ned av mikroorganismer till mindre farliga ämnen i jorden genom aerob och anaerob andning. Den andra huvudgruppen, DNAPL, består huvudsakligen av klorerade alifatiska kolväten (Sparrenbom m.fl., 2022). Dessa ämnen förekommer ofta i industrier, till exempel vid användning av lösningsmedel från metallindustrin och tvättvätska från kemtvättar. Det finns även oljetyper, exempelvis tunga bränsleoljor, kreosot och stenkoltjära, som har högre densitet än vatten. Även klorerade kolväten kan brytas ned med hjälp av mikroorganismer.

Föroreningars transport och spridning i mark och grundvatten är en komplex process eftersom NAPL löser sig dåligt i vatten. Det här innebär nödvändigtvis inte att ämnet är helt olösligt (Swartjes, 2011). Däremot kan även låga koncentrationer av dessa ämnen i vattnet innebära en fara för hälsa och miljö.

2.3.2 Gasfas

I gasfas förekommer föroreningar som ångor i markens luftfyllda porer. Flyktiga organiska föroreningar är exempel på ämnen som kan övergå till gasfasen. Dessa gasföroreningar kan diffundera genom mark och potentiellt nå atmosfären eller inomhusmiljöer, vilket kan utföra hälsorisker (Reible, 1999). Gastransport i marken kan även ske genom advektion. Diffusion drivs av koncentrationsgradienter medan advektion sker genom luftflöde, exempelvis vid förändringar i lufttryck eller temperatur (Reible, 1999). Föroreningar i gasfas kan vara svåra att hantera eftersom de snabbt kan sprida sig över stora områden.

2.3.3 Löst fas

I löst fas är föroreningarna lösta i markvattnet och kan transporteras genom infiltration, även kallad perkolation, till grundvattnet. Föroreningens löslighet i vatten avgör dess mobilitet och risk att spridas till vattenresurser. Ämnen som är lättlösliga i vatten, som vissa bekämpningsmedel och tungmetaller, har stor spridningspotential och kan förorena dricksvattenkällor (Reible, 1999).

2.3.4 Partikelbunden fas

För partikelbunden fas är föroreningarna bundna till markpartiklar. Det här kan ske genom adsorption där föroreningarna fäster vid ytan av jordpartiklar, eller genom absorption där de tränger in i partiklarna. Denna bindning påverkas av faktorer som markens pH, halt av organisk materialhalt och typen av

förorening. Tungmetaller och vissa organiska föreningar tenderar att adsorberas starkt till markpartiklar, vilket kan minska deras rörlighet men leda till långvarig kontaminering av jorden (Reible, 1999).

2.3.5 Förhållande mellan faserna

Föroreningar kan övergå mellan faser beroende på fysikaliska och kemiska faktorer. Exempelvis kan en förorening som ursprungligen är i bunden fast fas lösas upp i markvatten och därmed övergå till den lösta fasen (Reible, 1999). Från denna fas kan den sedan förorenera grundvatten eller avdunsta till gasfasen, faktorer som temperatur, pH, tryck och halt organiskt material i jorden påverkar dessa övergångar. Högre pH kan förstärka upplösningen av vissa metaller i vattenfas, medan en ökning av temperatur kan öka avdunstningen av flyktiga ämnen till gasfas.

2.4 Transportvägar

Transport från föroreningskällan till receptor kan ske genom olika mekanismer. De vanligaste mekanismerna är att föroreningen följer med det fasta material som det är bundet till, eller att föroreningen transporteras fritt i luft eller vatten genom att först frisätts (Törneman m.fl., 2009).

Växter kan ta upp föroreningar via sina rötter, deponering av jordpartiklar på växtens ytor eller genom att ta upp ångor via växtytan (Naturvårdsverket, 2009b). Det finns flera faktorer som styr hur mycket av föroreningarna som tas upp, när det gäller metaller styr exempelvis pH, redoxpotential, innehåll av organiskt material och lera. Upptag av organiska ämnen styrs i sin tur av växtens halt av organiskt kol. Transport till vatten såsom grundvatten och ytvatten sker då föroreningarna lakas ur jorden genom nederbörd eller bevattning, späds ut med porvatten och transporteras ned till grundvattnet.

2.5 Biotillgänglighet

Om ett ämne är hårt bundet i marken är det inte alltid tillgängligt för exempelvis absorbering. Den delen som är tillgänglig är den biotillgängliga fraktionen (Törneman m.fl., 2009). Fraktionen är tillgänglig för interaktion med biologiska system. Biotillgängligheten styrs i stort av hur hårt bunden en förorening är till sitt fasta material. Denna fastläggning ökar med tid, fenomenet kallas åldring och är när en förorening under lång tid har kontakt med det fasta materialet. Ett exempel på åldringsprocessen är att föroreningen transporteras in i materialet genom diffusion, blir bundet, transporteras till en mikropor och sedan inkapslas med organiskt material. Inkapslingen gör det svårare för föroreningen att frisättas. Åldringstiden varierar mellan olika ämnen och jordar, men är oftast mycket kortare än föroreningens nedbrytningstid i jorden. Processen är viktig då det blir möjligt att uppskatta hur lång tid ett ämne kan vara frisatt och tillgängligt. Det här gör det även möjligt att bedöma vid vilken tidpunkt som den biotillgängliga koncentrationen av ämnet är tillräckligt låg för att inte utgöra en risk.

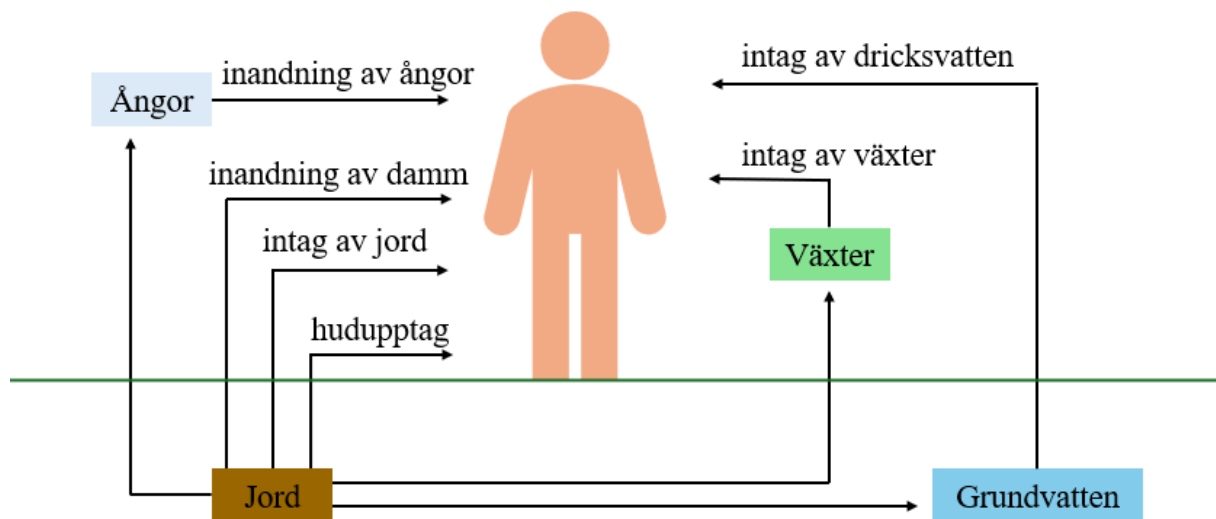
Ett ämne måste bli frisatt för att kunna bli biotillgängligt, de fastlagda delarna är inte biotillgängliga förens de har frisatts. Låg biotillgänglighet kan leda till att en oönskad mängd föroreningar lämnas kvar, då de inte tas bort på grund av att de är bundna (Törneman m.fl., 2009). Den andel av ämnet kan bli frisatt senare och skapa problemet med en hög koncentration, då det inte var tillgängligt när till exempel en rening av jorden utfördes.

En annan aspekt som studeras är bioåtkomlighet. Det finns spekulationer om att biotillgänglighet är detsamma som bioåtkomst, men bioåtkomst kan förklaras som den delen som kan bli biotillgänglig i framtiden. I (Riding m.fl., 2013) skriver författarna att ”ingen av de representerar (nödvändigtvis) den totala koncentrationen”. Detta innebär att det blir svårt att avgöra hur mycket förorening som faktiskt finns tillgänglig i marken vid olika tidpunkter, då mer kan bli biotillgängligt. Bioåtkomst tillsammans med att oönskade mängder föroreningar kan lämnas kvar till följd av låg biotillgänglighet, gör att det blir svårt att avgöra exakt hur mycket av en viss förening som kan tas upp från marken.

2.6 Exponeringsvägar

För att bedöma hälsorisker för människan från förorenade områden finns tre primära exponeringsvägar indirekt eller direkt från förorenad jord (Naturvårdsverket, 2009b). Dessa vägar är oral exponering i form av förtäring av växter eller vatten, intag av jord, och hudexponering via absorption av ämnen genom huden. Hudexponeringen sker vid kontakt med förorenad jord, men för att absorbera ämnet krävs det att ämnet först frisätts från jord- eller markmatriser. Exponering kan även ske via inandning av damm och ångor.

Hur mycket av ett ämne som tas upp i kroppen beror på ämnets biotillgänglighet, dess fysikaliska och kemiska egenskaper, vilka andra ämnen som finns i kroppen samt vad ämnet är bundet till om det förtärs (Törneman m.fl., 2009). Figur 2 illustrerar transportvägar från mark till människa.



Figur 2. Exponeringsvägar från förorening till människa

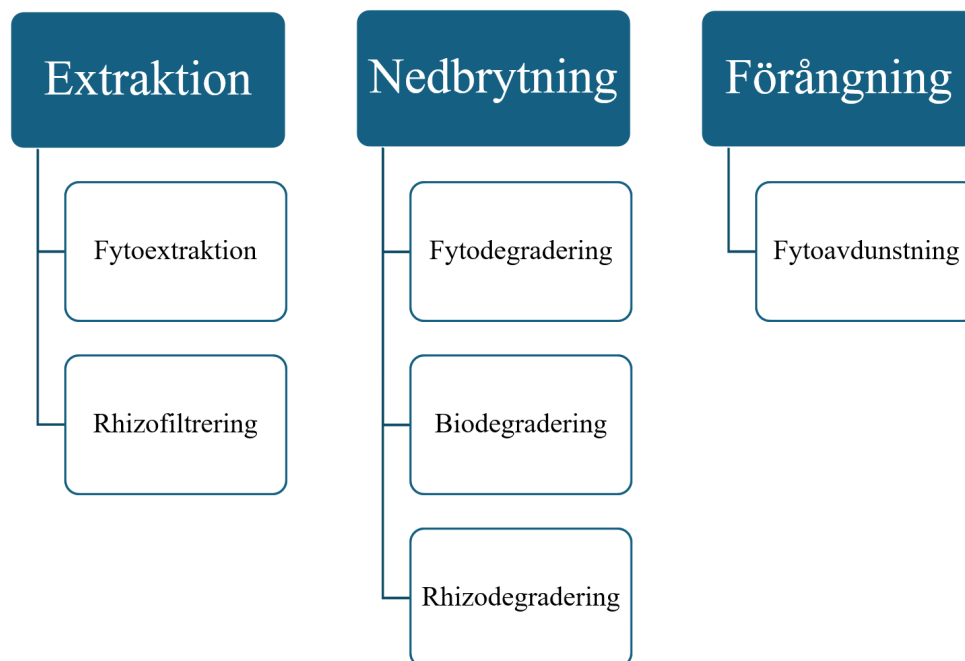
2.7 Naturbaserade lösningar

Naturbaserade lösningar är metoder som agerar i samspel med naturen på ett sådant sätt att samhällsliga utmaningar kan lösas effektivt, samtidigt som både mänsklig hälsa och ekosystem gynnas (International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2020). I kontexten av markföroreningar innebär naturbaserade lösningar metoder där ekosystem kan bevaras eller utnyttjas som del av remedieringsprocessen.

2.7.1 Riskhanteringsstrategier och metoder för naturbaserade lösningar

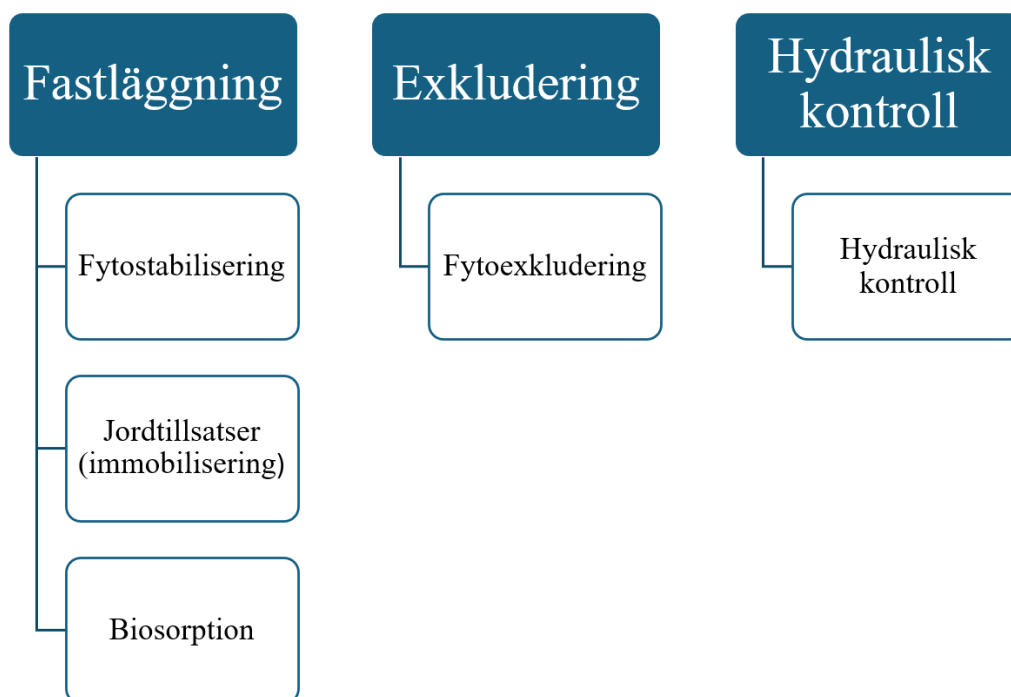
Föroreningar är oundvikliga i naturen, men det innebär inte nödvändigtvis att de utgör en risk. För att risken ska anses oacceptabel måste föroreningen resultera i en oacceptabel effekt på naturresurser, miljö eller hälsa (Naturvårdsverket, 2009a). För att minska risken behövs en insats för att bryta kedjan från föroreningskälla till transportväg till receptor. Detta kan ske genom olika strategier som fokuserar på olika delar av kedjan.

Riskhanteringsstrategi A minskar risk genom att begränsa eller eliminera föroreningskällan. Detta görs huvudsakligen genom extraktion, nedbrytning eller förångning. Dessa är metoder där föroreningen antingen bryts ned i eller avlägsnas från marken (Drenning, 2021). Figur 3 redovisar samtliga huvudmetoder inom riskhanteringsstrategi A samt vilka metoder som faller under respektive huvudmetod.



Figur 3. Visualisering av olika metoder inom riskhanteringsstrategi A.

Riskhanteringsstrategi B avser att eliminera transportvägar från källa till receptor och därmed minska risk. Transportväg kan hindras eller uteslutas genom fastläggning, exkludering samt hydraulisk kontroll. Fastläggning innebär att genom olika medel minska föroreningens rörlighet i mark och därmed minska biotillgänglighet (Kumpiene m.fl., 2019). Se figur 4 för metoder under respektive huvudmetod. Metoder såsom fastläggning och exkludering innebär att föroreningar finns kvar i marken, men i en otillgänglig form (Cundy m.fl., 2013). Dessa föroreningar utgör ej en risk eftersom transportväg till receptor minimerats. Eftersom föroreningen finns bundna i marken måste dock hänsyn tas till markens framtida bruk, så att föroreningar inte oavsiktligt friläggas till följd av förändrade markförhållanden eller klimat.55



Figur 4. Visualisering av olika metoder inom riskhanteringsstrategi B.

Vilken riskhanteringsstrategi samt metod som bör väljas är starkt kopplat till jordens egenskaper samt den förorening som hanteras. Nedbrytning har visats effektiv för bland annat petroleumprodukter, PAHs

och sprängämnen såsom TNT (Drenning, 2021). Extraktion är en metod lämplig för metaller och vissa svårnedbrytbara ämnen, däremot krävs ofta lång tid för att uppnå önskat resultat. Även fastläggning och exkludering är metoder främst utnyttjade för metall-föroreningar.

Utifrån fallet Ukraina har tre metoder valts att studera vidare. Dessa är jordtillsatser, fytoexkludering och biosorption. Gemensamt för dessa metoder är att de kan appliceras inom en kortare tidsram än metoder inom nedbrytning eller extraktion (Cundy m.fl., 2013; Swartjes 2011). Detta möjliggör att grödor kan produceras antingen under eller kort efter remediering. Utvalda metoder infaller endast under riskhanteringsstrategi B där biosorption och jordtillsatser är metoder för fastläggning. Fytoexkludering faller under metoden exkludering. Tabell 1 redovisar definitioner för samtliga naturbaserade metoder inom riskhanteringsstrategi A respektive riskhanteringsstrategi B.

Tabell 1. Tabell över naturbaserade lösningar för riskhanteringsstrategi A respektive riskhanteringsstrategi B. Huvudsaklig källa är Drenning, 2021 med stödjande litteratur angiven när relevant. Övriga metoder avser samlingsbegrepp för mindre vanliga metoder som kan falla under antingen riskhanteringsstrategi A eller riskhanteringsstrategi B.

Riskhanteringsstrategi A	
Metod	Referens
Fytoextraktion	Drenning, 2021
Föroreningar tas upp och lagras i skördbara växtdelar som sedan kan avlägsnas för att ta bort föroreningen.	
Fytodegradering	Drenning, 2021
Föroreningar bryts ned med hjälp av växter som tar upp föroreningen och bryter ned den i växten.	
Biodegradering	Drenning, 2021; Swartjes, 2011
Föroreningar bryts ned med hjälp av mikrober eller svampar i marken.	
Rhizodegradering	Drenning, 2021
Föroreningar bryts ned med hjälp av växtenzymmer och mikrober i rotzonen runt en växt.	
Fytoavdunstning	Drenning, 2021
Växter tar upp föroreningar, omvandlar dem till mindre skadliga ämnen och släpper sedan ifrån sig de mindre skadliga ämnena genom transpiration.	
Rhizofiltrering	Drenning, 2021
Rotsystem hos växter tar upp föroreningar lösta i markvatten eller ytvatten.	
Riskhanteringsstrategi B	
Fytostabilisering	Drenning, 2021
Minskar biotillgänglighet av föroreningar genom att immobilisera föroreningar i rotzonen av växter	
Jordtillsatser (immobilisering)	Drenning, 2021; Kumpiene m.fl., 2019
Minskar biotillgänglighet och rörlighet av föroreningar genom organiska eller oorganiska tillsatser som blandas in i jorden.	
Fytoexkludering	Drenning, 2021
Marken odlas med växter som inte ackumulerar föroreningar i delar av plantan som skördas.	
Hydraulisk kontroll	Drenning, 2021
Process där växter och mikroorganismer tar upp och avdunstar vatten som därmed påverkar grundvattennivån samt hastighet och riktning av grundvattnets flöde.	
Biosorption	Verma m.fl., 2021
Mikrober används för att minska biotillgänglighet och rörlighet av föroreningar i jord.	

Övriga metoder	
Vermiremediering: Samlingsbegrepp för metoder där daggmaskar används för att ta upp eller immobilisera föroreningar.	Drenning, 2021
Mycoremediering: Samlingsbegrepp för metoder inom bioremediering där svampar används för att bryta ned, ta upp, stabilisera eller minska biotillgänglighet av föroreningar.	Drenning, 2021

2.7.2 Jordtillsatser

En naturbaserad lösning för att minska spridning av föroreningar i jord är användning av tillsatser som minskar biotillgänglighet hos föroreningar. Jordtillsatser verkar genom att binda tungmetaller och metalloider. Därmed minskar metallernas rörlighet och biotillgänglighet (Kumpiene m.fl., 2007). Processen vid vilken biotillgänglighet minskar kallas stabilisering och sker genom olika sorptionsprocesser. Sorptionsprocesser kan innebära att ämnet adsorberas till mineralytor. Studier har visat att järnoxider, fosfater och leror effektivt kan immobilisera dessa föroreningar och därmed minska risk för mänsklig hälsa och miljön (Kumpiene m.fl., 2019).

För att stabilisera jord är biokol och kompost två exempel på tillsatser. Biokol framställs av olika råmaterial genom en termisk process med begränsad tillgång till syre som kallas pyrolys. Resultatet är ett kolrikt material, vars kolhalt ökar med temperaturen. Kolhalten kan variera mellan 58 och 64% vid temperaturer mellan 300 och 700°C (Irfan m.fl. 2021). Biokol har en porös struktur och hög adsorptionsförmåga, som innebär att biokolet kan binda oorganiska föroreningar. Genom mekanismer som jonutbyte och utfällning kan biokol bidra till att immobilisera dessa ämnen i jorden.

Kompost är en annan vanligt förekommande jordtillsats. Den utgör ett stabiliserande humusämne som stimulerar jordens mikrobiella och enzymatiska aktiviteter, samtidigt som den ökar jordens organiska material och främjar växters tillväxt. När kompost och biokol kombineras kan de samverka för att effektivt binda tungmetaller och därmed minska dess rörlighet i jorden (Irfan m.fl. 2021).

2.7.3 Biosorption

Biosorption är ett samlingsnamn för kemiska processer som till exempel bioabsorption och bioadsorption (Verma m.fl., 2021). Vid hantering av tungmetallsföroreningar används mikrober för att anpassa de mikrobiella systemen så att de kan stå emot föroreningen. Tungmetallerna påverkar metabolismen i mikroberna som därefter påverkar metallens rörlighet i jord. Olika typer av mikrober är optimala i olika jordtyper och med olika föroreningar. Vissa organismer interagerar med jorden, andra med tungmetallerna. Det finns dock begränsningar för bioackumulering med mikrober, då tungmetallerna blir giftiga för organismerna vid för högt upptag, och katabolismen försämras. Mikrobiell bioremediering tar bort de skadliga tungmetalljonerna genom adsorbering eller absorbering. Mikroberna förändrar jonformen av de olika metallerna, det innebär att metallernas biotillgänglighet, löslighet och rörlighet ändras. Mikrober som används till bioremediering kan hämtas från både aeroba och anaeroba miljöer.

De vanligaste metoderna inom bioremediering är bioadsorption och bioabsorption på mikrobens cellyta (Verma m.fl., 2021). Kelation, komplexbildning, samspel, fastbindning, jonutbyte och mikroutfällning är de mekanismer som ingår i biosorption. Dessa mekanismer kan ske ensamma men också i kombination. Olika faktorer påverkar vilken effektivitet eller kapacitet en biosorbent har, det kan vara jonegenskaper, vilken tungmetall det är, miljön och klimatet. Det som påverkar mest i jord är temperatur och pH, som bör vara mellan 2,5 – 6,0 för att biosorptionen ska vara effektiv. Är pH värdet utanför optimala värden blir det ineffektivt att använda biosorption. För höga temperaturer skadar vanligtvis den aktiva bindningen av metaller. Ett undantag är dock jästsvampar vars process är mer effektiv vid högre temperaturer då interaktionen mellan metalljoner som binder dem ökar. Generellt är den optimala temperaturen för 20–35°C.

2.7.4 Fytoexkludering

Fytoexkludering är en metod inom fyto Remediering som utnyttjar växter som ackumulerar begränsade mängder föroreningar i växten. Exkludering av metaller kan ske antingen genom att växten inte ackumulerar föroreningar i ätbara delar, eller att växten begränsar upptag av föroreningar över hela växtmassan. Växter som exkluderar föroreningar kan avlas fram genom selektiv odling, men kloner av växter förekommer också (Drenning, 2021). Med fytoexkluderande växter kan den förorenade marken brukas och producera grödor säkra för konsumtion (Kidd m.fl., 2015). Kidd skriver att för områden med mycket höga koncentrationer av föroreningar att detta kan innebära att skördade exkluderande grödor fortfarande innehåller en farlig mängd föroreningar. Fytoexkludering kan också kombineras med andra metoder som minskar biotillgängligheten av föroreningar för att ytterligare minska koncentrationen föroreningar i växten.

3. Fallbeskrivning Ukraina

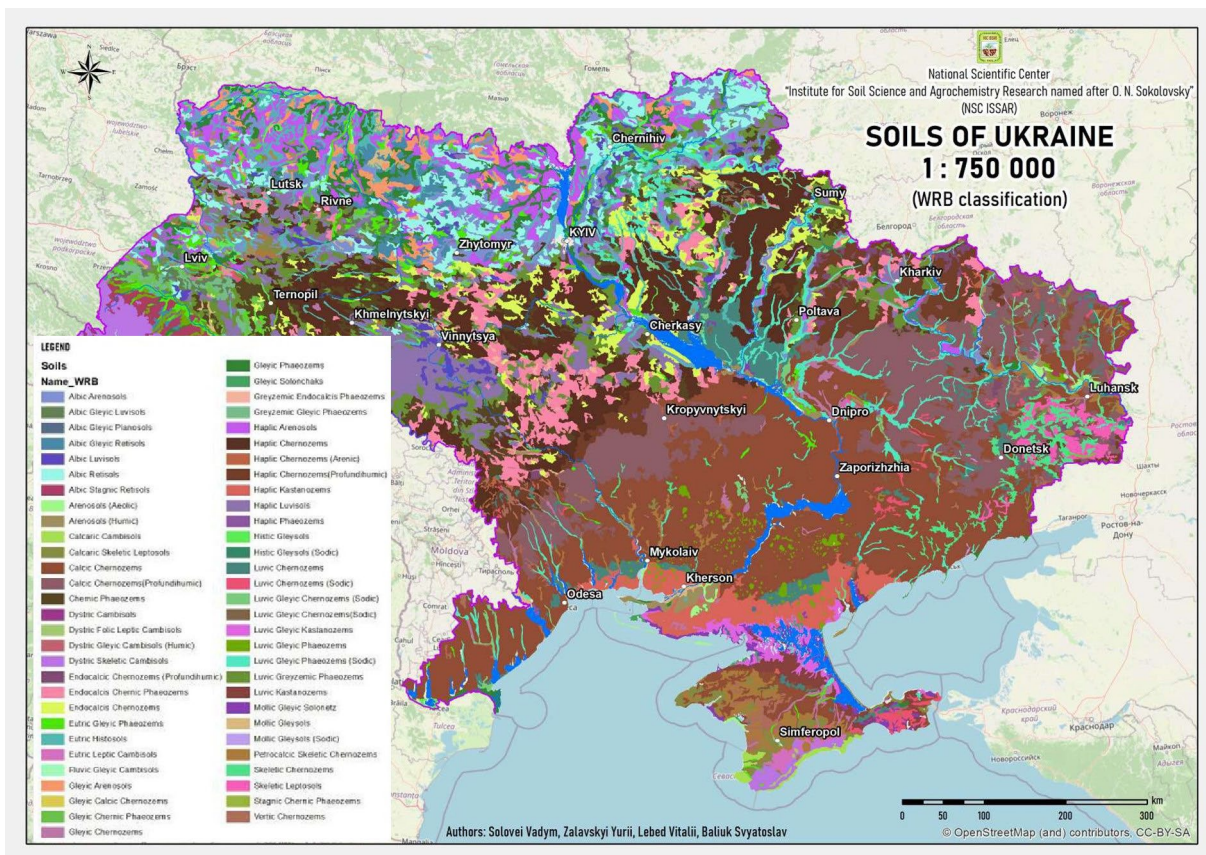
Följande kapitel handlar om jordbruksmark i Ukraina, hur den används, jordens egenskaper och hur jorden påverkats av krigsföring.

3.1 Jordbruk i Ukraina

Stora delar av Ukraina täcks av jordbruksmark, och är bland världens mest bördiga. I Ukraina odlas framför allt vete, majs och solrosor, men även korn, raps, sojabönor och potatis (State Statistics Service of Ukraine, 2023). Tillsammans med Ryssland står Ukraina för 30% av världens veteproduktion och stor mängd av det odlade vetet exporteras (Naturskyddsföreningen, 2022). Landet exporterar årligen vete för drygt 400 miljoner människor, jämfört med Ukrainas population på 40 miljoner, till länder runt om i världen. Ukraina står också för över 50% av världens solrosolja.

3.2 Markförhållanden i Ukraina och intressanta områden

Förhållandena för jordbruk i Ukraina är optimala med måttligt inlandsklimat, bra tillgång till vatten och solljus (FAO, 2020). Landet täcks till 2/3 av bördig jord, framför allt svartjord kallad tjernozem, se figur 5. Det finns 3 primära typer av landskap, skog, skog-stäpp och stäpp, se figur 6. Områden med stäpper är de som främst används till jordbruk, därefter skog-stäpp. Den bördigaste jorden finns i skog-stäpp områden.



Figur 5. 1 Jordtyper i Ukraina. Notera brunfärgade samt mörkgröna områden med tjernozem. (National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N Sokolovsky"[NSC ISSAR], 2025). CC-BY-SA



Figur 6. Landskapsområden i Ukraina. Notera stäpp och skog-stäpp i nordöstra Ukraina. (FAO, 2020). CC BY-NC-SA

Ett av de mest krigsdrabbade områdena är Charkiv-regionen som ligger i nordöstra Ukraina, se figur 7. Charkiv består precis som resterande Ukraina till största del av jordbruksmark av jordtypen tjernozem, specifika egenskaper finns angivna i tabell 2. Den mark som ej nyttjas till jordbruk består främst av skogsområden och bebyggelse (Bonchkovskiy m.fl., 2025). Då området angränsar till Ryssland har regionen under kriget utsatts för stora militära påfrestningar och marken har tagit mycket skada.

Charkiv-regionen har precis som resterande av Ukraina tempererat klimat med en årsmedeltemperatur på $+7,6-8,2^{\circ}\text{C}$ under 1946–2020, temperaturen i januari är $-4,7 \pm 5,3^{\circ}\text{C}$ och i juli $+20,6 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$. Årsnederbörden är omkring 560–600 mm.



Figur 7. Karta över Ukraina, notera Charkivs position (The Editors of Encyclopedia Britannica, 2025), Återgiven med tillstånd.

Tabell 2. Egenskaper hos förorenad tjernozem i Charkivregionen. Jordtexturer är översatta från engelskans silty clay (siltig lera), clayey loam (lerig lerjord) och sandy loam (sandig lerjord). (Solokha m.fl., 2024; Bonchkovskiy m.fl., 2025; Sytar & Taran, 2022).

Markegenskaper för förorenad tjernozem	
Temperatur	
Sommar	+20,6 ± 1,5
Vinter	-4,7 ± 5,3
Årsmedel	+7,6–8,2
pH	5,7–8,1
Övrigt	
Organiskt material (%)	2,2–8,3
Fosfor (P) mg/kg	16–45
Kalium (K) mg/kg	1–337,4
Organiskt kol (%)	3,86–14,27
Jordtyp / Jordtextur	Siltig lera, lerig lerjord, sandig lerjord

3.3 Föroreningar till följd av krig

Efter Rysslands fullskaliga invasion har jordbruksmarken påverkats drastiskt. Stora arealer jordbruksmark har blivit ockuperade, byggnader samt maskineri har förstörts och grödor har blivit stulna. Men det kvarvarande landet har också fått utstå krig och därmed påverkats för framtida jordbruk. Ukrainska myndigheter uppskattar bland annat att ungefär en tredjedel av landet behöver minröjas (Niecypor, 2023).

Där minor och bomber har detonerat, vilket är över stora delar av den odlade marken, finns kratrar kvar där föroreningarna sprider sig en bit utanför nedslagen. Området kring kratern kan delas upp i två zoner (Bonchkovskiy m.fl., 2025). Den bombturberade zonen är direkt påverkad av explosionen av ammunition, där det sker förändring i jordens struktur. Utanför den bombturberade zonen finns den kontaminerade zonen, som med största sannolikhet är kontaminerad med ammunition och sprängämnen. I Charkivregionen estimeras 4213 hektar (0,7%) av den odlade marken vara bombturberad, och omkring 26 000 hektar (4,4%) av den odlade marken estimeras vara kontaminerad. Bombningarna är en källa till föroreningar av metaller, och de som primärt uppnått farliga koncentrationer är kadmium (Cd), bly (Pb), nickel (Ni), koppar (Cu) och zink (Zn), se tabell 3.

I områden där strider på mark förekommit kan rester från krig leda till kontaminering av marken. Exempelvis kan kvarlämnade stridsfordon släppa ut farliga tungmetaller. Jordprover tagna i Charkivregionen visar att de största utsläppen från stridsfordon är av tungmetallerna bly (Pb), zink (Zn), kadmium (Cd) och koppar (Cu). Men även kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), magnesium (Mg) och järn (Fe) uppmättes i högre nivåer jämfört med prover tagna innan kriget (Solokha m.fl., 2024). Även ämnen som uran (U), TNT och RDX kan förväntas som följd av strid med ammunition. Andra mätningar har även uppmätt höga nivåer av tungmetaller såsom arsenik (As), barium (Ba), kvicksilver (Hg), strontium (Sr) och fosfor (P). Polycykliska aromatiska kolväten, PAHs, har också uppvisat högre nivåer i krigsdrabbade områden, jämfört med vad som är tillåtet i Ukraina (Babanina m.fl., 2024). Tabell 3 sammanställer förväntade föroreningar och koncentrationer i mark.

Tabell 3. Förväntade föroreningar i marken och förväntat värden i koncentration för respektive förorening. Intervall sammanställda enligt uppmätta koncentrationer från Solokha m.fl. (2024), Bonchkovskiy m.fl. (2025) samt Sytar och Taran, (2022).

Förväntade föroreningar		Koncentration innan förorening [mg/kg]	Koncentration efter förorening [mg/kg]
Primära	Bly (Pb)	0,80–4,76	4,35–472,89
	Zink (Zn)	0,02–1,63	12,11–170,43
	Kadmium (Cd)	0,15–1,10	0,22–5,95
	Koppar (Cu)	0,01–0,57	0,19–13,13
	Nickel (Ni)	0,65–1,43	0,19–3,03
Kan förekomma	Krom (Cr)	0,17–0,86	0,31–4,01
	Kobolt (Co)	0,01–1,26	0,38–4,88
	Järn (Fe)	1,00–3,77	5,28–151,08
	Magnesium (Mg)	-	-
	Uran (U)	-	-
	Arsenik (As)	-	-
	Barium (Ba)	-	-
	Kvicksilver (Hg)	-	-
	Strontium (Sr)	-	-
	Fosfor (P)	-	-
	TNT	-	-
	RDX	-	-
	PAHs	-	-

3.4 Tungmetallers påverkan på Ukrainaspecifika grödor

Utöver att potentiellt utgöra en risk för djur och människor om de tas upp i grödor, så har även tungmetaller påverkan på växternas tillväxt och skörd (Sytar & Taran, 2022). Höga koncentrationer av tungmetaller kan bidra till mutation av cellstruktur samt minskad fotosyntes i växternas celler. Bly, kadmium, krom och kobolt har visat sig bidra till dålig tillväxt hos majs. Bly påverkar fortplantningsförmågan, tillväxten och fotosyntesen i majs och vete genom att påverka viktiga enzymer vilket påverkar fröernas groning. Kadmium påverkar vetets groningsförmåga samt minskar näringsinnehållet i plantan, likaså gör nickel. Krom hämmar tillväxten av rötter och skott i vete. Därav innebär föroreningar i mark inte enbart en direkt risk för mänsklig hälsa, utan också en risk för att säkra framtida livsmedelsproduktion.

4. Metod

Grunden till detta arbete och dess resultat är PRISMA-metoden som är en etablerad metod för systematiska litteraturstudier. För PRISMA-metoden, som utgör resultatdelen, har endast Scopus används som databas. För avsnittet teoretisk bakgrund och allmän information har informationssökning huvudsakligen skett genom Scopus, Web of Science och Google Scholar. Organisationer och myndigheter har använts som källa där relevant.

4.1 PRISMA

Följande avsnitt behandlar hur PRISMA-metoden har använts och vilka arbetsprocesser som ligger bakom arbetet.

4.1.1 Identifiera föreningar

Föreningar relevanta till områden i Ukraina valdes ut med hjälp av sökningar i ovannämnda databaser, i det här fallet främst Scopus. Även föreningar relevanta till ammunition, sprängämnen och annat krigsavfall undersöktes. Sökord som användes i Scopus var bland annat 'war', 'pollution' och 'Ukraine'.

4.1.2 Identifiera remedieringsmetoder

Metoder att undersöka valdes genom att noga analysera de behov som finns i fallet av Ukraina. På grund av jordbrukets inverkan på Ukrainas ekonomi och Europas livsmedelssäkerhet behöver marken remedieras. Alla strategier innefattar transportvägar, detta på grund av begränsningen att undersöka tre metoder som tillhör riskhanteringsstrategi B. Därav valdes fokus på naturbaserade metoder som kan integreras eller samspela med jordbruket.

4.1.3 Identifiera platsspecifika förhållanden

Förväntat klimat i undersökta områden i Ukraina identifierades med hjälp av rapporter från Scopus, artiklar från olika myndigheter och data från internet. På samma sätt togs förväntade jordtyper och dess egenskaper fram. Alla källor granskades kritiskt utifrån relevans och upphovsman.

4.1.4 Informationssökning inom PRISMA

Informationssökningen inom PRISMA har enbart skett genom Scopus databas med hjälp av searchstrings. Searchstrings valdes med avseende på de tre metoderna som undersöks, samt med termer som specificerar sökningen enligt tidigare avgränsningar. Hur många träffar som varje searchstring gav var också en avgörande faktor för att kunna behålla ett arbete av genomförbar skala. Searchstrings som användes, antalet träffar, tillhörande metod och antal relevanta texter redovisas i tabell 4. För samtliga steg i urvalet av texter har dokumentation förts om vilka texter som uteslutits och vid vilket steg i processen.

Tabell 4. Sammanställning av searchstrings och antal texter som identifierades som del av PRISMA.

Naturbaserad lösning	Searchstring	Träffar (relevanta)
Jordtillsatser	Organic amendment AND pollution OR contam* AND soil AND remediation OR immobi* OR stabili* OR sorption	622 (21)
Biosorption	Biosorption AND microb* AND pollution OR contamina* AND soil	481 (15)
Fytoexkludering	(crop manage) OR (harvest manage) OR (crop rotation) AND (contaminated AND soil) OR polluted AND soil	65 (1)
	Excl* cultivar AND contam* OR pollut* AND soil	6 (4)
	Phyto AND exclusion AND pollution OR contam* AND soil AND remediation	31 (1)
	Phytoexclusion	15 (0)

Alla träffar undersöktes och samtliga abstract lästes för identifiering av relevanta texter. Detta utfördes i två omgångar. Varje abstract lästes först en gång av en person och kontrollästes sedan av en annan, alltså att ingen individ läst samma abstract två gånger. Detta gjordes i syfte att få fler perspektiv på samma text och genomföra ett opartiskt urval. För att enbart behålla relevanta texter behövde texterna uppfylla krav enligt tabell 5.

Tabell 5. Krav som var grund till vilka texter som sållades bort som del av PRISMA-metoden.

Krav för relevant källa
Läslig mängd sidor (<20 sidor)
Metoder och grödor relevanta för Ukrainas klimat
Föroreningar som utgör en risk samt är relevanta för krigsdrabbad mark i Ukraina
Använder metoderna jordtillsatser, fytoexkludering eller biosorption
Texten ska vara på engelska
Naturbaserade metoder
Texten ska vara specifik och med tydliga resultat med avseende på effekt på föroreningar i jord och/eller effektivitet

Efter de första två granskningstillfällena återstod cirka 200 texter. Dessa texter skumlästes och bedömdes igen utifrån kriterier i tabell 5 samt avgränsningar. Denna omgång innebar att metod och resultat lästes för att ytterligare bedöma textens relevans. Efter denna process återstod 108 relevanta källor. Två dubletter identifierades. De 108 texter som kvarstod lästes därefter komplett. För komplett läsning delades arbetet mellan olika medlemmar i gruppen. Två personer fokuserade på jordtillsatser, två på biosorption och en på fytoexkludering. Ingen individ eller grupp arbetade helt självständigt. Efter att de 108 texterna lästes grundligt kunde ytterligare texter sållas bort. Texterna som sållades bort under det sistnämnda steget var främst studier som inte bidrog till ett användbart resultat, litteraturstudier med mera. Andra anledningar var bland annat att undersökta växter inte var vanligt förekommande i Ukraina eller att markförhållanden skilde sig för mycket från profilen av förorenad tjernoze, exempelvis jordar med hög salthalt. Därefter återstod 42 källor som användes som resultatgrundande, dessa är de texter som anses relevanta i tabell 4.

4.2 Analyismetod

Data från relevanta källor samlades in, analyserades och tolkades utifrån relevanta föroreningar och frågeställningar. Sammanställning av data gjordes i tabellform med löpande beskrivning i text. För att göra information mer läslig delades resultatet in i olika tabell för jordtillsatser, fytoexkludering och biosorption respektive. Resultattabellerna utgår från en rad frågeställningar enligt tabell 6. Rubriker för de tre tabellerna för respektive metod skiljer sig något för att reflektera varje metods skillnader, det är i synnerhet under rubriken initial/slutgiltig biotillgänglighet/koncentration som tabellerna avviker från varandra. Tabellen för jordtillsatser redovisar värden för både jord och växter i slutgiltig koncentration, till skillnad från biosorption och fytoexkludering. På grund av att texterna redovisar resultaten på olika sätt varierar redovisade enheter och egenskaper. För sammanställda resultat från studerade texter se bilaga 1 för fytoexklusion, bilaga 2 för jordtillsatser och bilaga 3 för biosorption.

Tabell 6. Huvudrubriker tillhörande innehåll i resultattabell.

Föroreningar i mark	Markförhållanden	Växter / tillsatser använda	Metod	Skala/omfattning	Tidsram	Initial/slutgiltig biotillgänglighet/koncentration		Resultat	Referens
						[Vilka föroreningar fanns vid start?]	[Vilka föroreningar fanns kvar vid slut?]		
[Vilka föroreningar hanterar studien?]	[Jordegenskaper för aktuell jord.]	[Vilka tillsatser eller växter användes?]	[Vilken metod användes?]	[Hur utfördes undersökningen? Labb eller fält?]	[Hur lång tid tog det?]	[Vilka föroreningar fanns vid start?]	[Vilka föroreningar fanns kvar vid slut?]	[Resultat och eventuell effektivitet]	[Referens till artikeln]
[Nödvändig kontext eller annan relevant information.]									

För att tydligt redovisa resultat och metoder skapades en beslutsfattande tabell som redogör för de mest relevanta åtgärderna från undersökta texter. Som del av den beslutsfattande tabellen utfördes en jämförelse mellan jordtypen i experimentet och jordtypen tjernoze, för metoderna jordtillsatser och fytoexkludering. För biosorption gjordes ingen jämförelse då majoriteten av testerna utfördes i medium och inte i jord. Detta för att bedöma relevans för applicering av metoderna i Ukraina. Vid bedömningen togs åtta kriterier upp. Dessa var pH, temperatur, halt organiskt material, halt organiskt kol, fosfor, kalium, jordtextur och koncentrationer av förväntade föroreningar. Bedömningen gjordes genom att jämföra jordprov från analyserad studie med uppmätta egenskaper för förorenad tjernoze enligt tabell 2 och 3. För att jorden ska anses likna förorenad tjernoze behövde marken stämma in på 6 av 8 krav. Där en text ej redovisar relevanta jordegenskaper som krävs för rättvis bedömning antas att marken ej uppfyller krav för likhet med tjernoze.

4.3 Resultatutvärdering

I resultatet besvaras om önskat resultat att återhämta jordbruket tillräckligt snabbt kan nås med hjälp av de utvalda strategierna. Effektiviteten av de naturbaserade lösningarna i miljön i Ukraina redovisas och tolkas. Vilka grödor som kan planteras i området redovisas också samt vilken metod som visar störst potential för applicering på förorenad tjernoze i Ukraina.

Resultat som presenteras i bilaga 1–3 har inte manipulerats eller ändrats från ursprunglig artikel. I särskilda fall där en studie undersökt flera metoder parallellt redovisas enbart de metoder som bedömdes vara effektiva. Detta redovisas i kommentarer under relevant resultat. Detsamma stämmer för beslutsfattande tabeller där ineffektiva metoder utesluts i syfte att enbart redovisa metoder med god applicerbarhet för fallet. För jordtillsatser redovisas, där möjligt, effektivitet som en procentsats som beskriver hur mycket biotillgänglig, extraherbar eller urlakningsbar koncentration av föroreningar har förändrats till följd av jordtillsatsen.

5. Resultat

Följande avsnitt presenterar resultat som framställts genom PRISMA-metoden för respektive remedieringsmetod. Tabellerna under detta avsnitt är beslutsfattande tabeller baserade på de fullständiga resultattabeller som finns under bilagor. För vidare läsning och analys av olika lösningar bör fullständiga tabeller under bilagor användas.

5.1 Resultat för fytoexkludering

Fytoexkluderande växter visar potential för användning av exkluderande växter inom remediering av områden förorenade med tungmetaller, se tabell 7. Kadmium (Cd) och bly (Pb) är de mest förekommande föroreningarna bland undersökta artiklar. Fytoexkludering är en metod som kan etableras snabbt och har också visats effektiv över längre tidsspann (Friesl-Hanl m.fl., 2009; Neu m.fl., 2020).

Tabell 7. Beslutsfattande tabell av relevanta studier och tillhörande resultat. För kolumnen föroreningskoncentration i jord är angivet värde total koncentration om inget annat anges.

Fytoexkluderande växter							
Trivial-namn	Sort	Veten-skapligt namn	Exkluderad förorening	Förorenings-koncentration i jord [mg/kg]	Markförhållande likt förorenad tjernozem [ja/nej]	Koncentration i växt	Referens
Auber-gine	Liaoqie No.3	Solanum melongena	Cd	Cd 2,88	Ja Spetsad jord.	[µg/kruka] Stjälk 62,97 ± 3,11 Blad 72,16 ± 8,52	Dai m.fl., 2021
				Cd 4,44		[µg/kruka] Stjälk 84,49 ± 7,94 Blad 153,3 ± 16,8	
				Cd 18,61		[µg/kruka] Stjälk 172,6 ± 18,3 Blad 243,7 ± 37,4	
Korn	Bodega*	Hordeum distichon ssp. L.	Cd, Pb	Pb <5,870 Zn <3,480 Cd <24,4	Nej	Utan tillsats: [mg/kg] År 1: Cd 0,06, Pb 0,37, Zn 81,5 År 2: Cd 0,06, Pb 0,38, Zn 76,2 Med tillsats: [mg/kg] År 1, tillsatt med lera: Cd 0,17, Pb 0,20, Zn 78,0 År 1, tillsatt med kalk: Cd 0,14, Pb 0,26, Zn 81,4 År 2 tillsatt med lera: Cd 0,05, Pb 0,19, Zn 59,9 År 2, tillsatt med kalk: Cd 0,06, Pb 0,21, Zn 60,5	Friesl-Hanl m.fl., 2009
	Salome*	Hordeum Vulgare	Cd, Pb	As 0,9 ± 0,5 Cd 1,1 ± 0,2 Pb 2,5 ± 1,2 Zn 8,7 ± 4,2	Nej	Utan tillsats: [mg/kg] As 1,0 ± 0,2, Cd 0,2 ± 0,0, Pb 0,3 ± 0,1, Zn 28,1 ± 1,5 Med tillsats: [mg/kg] As 0,8 ± 0,2, Cd 0,3 ± 0,1, Pb 0,1 ± 0,1, Zn 29,8 ± 1,6	Neu m.fl., 2020

Luddtätel*		Holcus lanatus L.	Cd	Cd <24,4	Nej	Med tillsats: [mg/kg] År 1, tillsatt med lera: Cd 0,55 År 1, tillsatt med kalk: Cd 0,62 År 2, tillsatt med lera: Cd 0,10 År 2, tillsatt med kalk: Cd 0,22	Friesl-Hanl m.fl., 2009
Majs	Yayu749	Zea mays L.	Cd	Cd 1,85 ± 0,05 As 118,71 ± 1,68 Pb 212,88 ± 1,40	Nej	[mg/kg] Cd 0,065 ± 0,000 As 0,232 ± 0,012 Pb 0,900 ± 0,050	Yang m.fl., 2021
	Yunrui62		As, Pb			[mg/kg] Cd 0,070 ± 0,005 As 0,158 ± 0,004 Pb 0,183 ± 0,029	
	Yunrui8		As			[mg/kg] Cd 0,125 ± 0,010 As 0,187 ± 0,025 Pb 0,733 ± 0,029	
Piplök	Ribentiegancongwang	Allium fistulosum L.	Cd	T1: Cd 1,0 T2: Cd 2,5 T3: Cd 5,0	Nej	[mg/kg] T1: Cd 0,08 T2: Cd 0,18 T3: Cd 0,26	X. Li m.fl., 2011
	Wuyeqi					[mg/kg] T1: Cd 0,10 T2: Cd 0,23 T3: Cd 0,43	
Sojaböna	Tiefeng 31	Glycine max L.	Cd	Cd 0,15	Nej	Cd 0,05 ± 0,02 mg/kg	Zhi m.fl., 2015
				Cd 0,75		Cd 0,12 ± 0,03 mg/kg	
				Cd 1,12		Cd 0,19 ± 0,01 mg/kg	
Svartkämpar*		Plantago Lanceolata L.	Cd	Pb <5,870, Zn <3,480, Cd <24,4, As <65,9; Cu <188	Nej	Med tillsats: [mg/kg] År 1, tillsatt med lera: Cd 1,3 År 1, tillsatt med kalk: Cd 1,7 År 2, tillsatt med lera: Cd 2,1 År 2, tillsatt med kalk: Cd 2,2	Friesl-Hanl m.fl., 2009
Raps	Visby*	Brassica napus L.	Pb	As 0,9 ± 0,5, Cd 1,1 ± 0,2, Pb 2,5 ± 1,2, Zn 8,7 ± 4,2	Nej	Utan tillsats: [mg/kg] As 0,9 ± 0,3, Cd 1,0 ± 0,1, Pb 0,4 ± 0,2, Zn 45,7 ± 1,3 Med tillsats: [mg/kg] As 0,3 ± 0,1, Cd 0,6 ± 0,1, Pb 0,8 ± 0,6, Zn 44,9 ± 0,9	Neu m.fl., 2020
Vete	Türkis*	Triticum aestivum L.				Utan tillsats: [mg/kg] As 1,9 ± 0,2, Cd 1,0 ± 0,1, Pb <mätbar nivå, Zn 32,5 ± 1,7 Med tillsats: [mg/kg] As 1,6 ± 0,2, Cd 1,2 ± 0,5, Pb <mätbar nivå, Zn 40,2 ± 5,0	

* En stabiliserande jordtillsats har använts parallellt med den undersökta fytoexkluderande växten.

För fytoexkluderande växter har studier visat att olika växtsorter inom samma art kan ha stor variation inom deras förmåga att ackumulera metaller (X. Li m.fl., 2011; Neu m.fl., 2020; Yang m.fl., 2021). Av denna anledning kan det vara aktuellt att inte enbart identifiera exkluderande växtsorter, utan även växtsorter med förmåga att ackumulera höga mängder föroreningar som bör undvikas (Kidd m.fl., 2015).

Immobilisering av föroreningar genom jordtillsatser påverkar också slutgiltiga koncentrationer i grödor där exkluderande sorter av växter används men med växlande resultat (Friesl-Hanl m.fl., 2009; Neu m.fl., 2020). Friesl-Hanl m.fl. (2009) visade generellt lägre metallkoncentrationer i skördade grödor från fält behandlade med jordtillsatser än obehandlade fält. Efter 5 år var Cd, Pb och Zn reducerat med 99% (extraherbar koncentration genom ammonium-nitrat, ANE). Ackumulad koncentration i skördad växt kunde inte konsekvent bekräfta reduktionen i extraherbar koncentration i jord. Neu m.fl. (2020) redovisade lägre koncentrationer As och Pb på fält behandlade med kalkmargel och fosfor, däremot var koncentrationer av Cd och Zn högre i växter skördade på behandlade fält. Fytoexkludering kan ses som mer effektivt där en insats för att minska biotillgänglighet också sker, dock med vissa osäkerheter. För optimal kombination av jordtillsatser och fytoexkludering bör därför utförande av respektive metod noga anpassas för aktuella markförhållanden.

Bland undersökta texter för fytoexkludering är raps, vete och korn de exkluderande växter med högst relevans till applicering i Charkiv-regionen. Relevanta växtsorter är bodega för korn (Friesl-Hanl m.fl., 2009), visby för raps och türkis för vete (Neu m.fl., 2020).

5.2 Resultat för jordtillsatser

I undersökt urval av studier har biokol, kompost och gödsel varit de mest förekommande jordtillsatserna, se tabell 8. Flera av de granskade artiklarna visar att organiska jordtillsatser som biokol, kompost och gödsel har en stabiliserande effekt på tungmetaller i förorenad jord. Resultat pekar på att dessa tillsatser kan minska tungmetallernas rörlighet och tillgänglighet genom olika mekanismer. Hänsyn bör tas till As och Cr som kan bete sig annorlunda jämfört med andra metaller som undersökts i resultatet. För As och Cr är ämnets biotillgänglighet starkt kopplat till vilken isotop som ämnet förekommer som i jorden (Piracha m.fl., 2023; Saleem m.fl., 2015). För en mer detaljerad sammanställning av resultat från undersökta texter, se bilaga 2.

Tabell 8. Beslutsfattande tabell för jordtillsatser. Effektivitet beskriver förändring i föroreningskoncentration i jord är angivet värde total koncentration om inget annat anges. Temperatur vid biokol anger temperatur som biokolet producerats vid. Avsaknad av temperatur vid biokol innebär att temperatur ej angetts i ursprunglig artikel. Konc. syftar på koncentration och tillgängligt avser biotillgängligt.

Jordtillsatser						
Tillsats	Sort	Immobiliserad förorening	Föroreningskoncentration i jord [mg/kg]	Markförhållande likt tjernozem [ja/nej]	Effektivitet	Referens
Biokol	Majshalm-biokol, 550°C	Pb, Cd, Cr	Pb 20, Cd 10, Cr 20	Nej	Tillgängligt: -79% Pb, -71,4% Cd, -78% Cr	Irfan m.fl., 2021
	Majsstjälk-biokol, 400°C	Cd, Zn	Extraherbar* Cd 0,6, Extraherbar* Zn 0,35	Nej	Extraherbar*: -60% Cd, +42,8% Zn	Majeed m.fl., 2021
	Rishalm-biokol, 400°C				Extraherbar*: -58,3% Cd, +34,3% Zn	
	Biokol från träflisor, 400°C	Zn	Zn 470	Nej	I porvatten: -45%	Beesly, m.fl., 2022
	Biokol från sågspån, 800°C	Pb	Pb 600	Nej	Konc. Vete: -30% Pb	Wang m.fl., 2024
	Biokol från vetestrå, 500°C	Cd	Cd 10	Ja	Tillgänglighet: -51% Cd	Rahim m.fl., 2024
	Biokol från Eukalyptus, 450°C	Cd	Cd 19,273, extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: -46,9% Cd	Yousaf m.fl., 2016
	Biokol från vetestrå, 450°C	Cd	Cd 24	Nej	Extraherbar**: -58,3% Cd	Rehman m.fl., 2018
	Biokol, 640°C	Cd	Extraherbar*** Cd 11,03	Nej	Extraherbar***: -66,4% Cd	

	Biokol, 420°C				Extraherbar***: -62,7% Cd	Sefidgar Shahkolaie m.fl., 2019
	Biokol + Kompost (SCB)	As, Cu, Pb, Zn	Tillgängligt: As 0,2, Cu 2,1, Pb 14, Zn 85	Nej	Tillgängligt: +530% As, -40% Cu, -81,3% Pb, -70,6% Zn	Baragaño m.fl., 2020
	Äppelträd biokol	Cd, Cu, Pb, Zn	Tillgängligt: Cd 0,6, Cu 4,2, Pb 4,0, Zn 75	Nej	Tillgängligt: -6,7% Cd, -34,5% Cu, -81,8% Pb, 0% Zn	Z. Zhang m.fl., 2020
	Biokol från risskal	Cd	Cd 50	Nej	Växttillgänglighet: -69% Cd	Bashir m.fl., 2019
	Biokol från vetestrå				Växttillgänglighet: -53,3% Cd	
	Bomullsstav- biokol				Växttillgänglighet: -50,3% Cd	
	Poppelträ- biokol, 525°C	Cu	Urlakningsbart Cu 27	Nej	Urlakningsbart: -81% Cu	Jones m.fl., 2016
	Poppelträ- biokol, 525°C + Järn(III)oxid				Urlakningsbart: -81% Cu	
	Majsrester- biokol	Hg	Hg 1	Nej	Bundet till organiskt material: -28,6% Hg	Y. Zhang m.fl., 2020
			Hg 4		Bundet till organiskt material: -35,7% Hg	
			Hg 6		Bundet till organiskt material: -35,5% Hg	
	Gibberellinsyra + Pressmud	Cr(VI)	Cr 12	Nej	Konc. i skott: -54,6% Cr Konc. i frön: -50,4% Cr	Saleem m.fl., 2015
	Gibberellinsyra		Cr 18		Konc. i skott: -12,5% Cr Konc. i frön: -23% Cr	
			Cr 24		Konc. i skott: -40,2% Cr Konc. i frö: -46,6% Cr	
	Pressmud	Cd, Zn	Extraherbar* Cd 0,6, Extraherbar* Zn 0,35	Nej	Extraherbar*: -40% Cd, +14,3% Zn	Majeed m.fl., 2021
		Cd	Tot. Cd 19,273, Extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: +2% Cd	Yousaf m.fl., 2016
		Cd	Cd 50	Nej	Växttillgänglighet: -46,8% Cd	Bashir m.fl., 2019
Kompost	Kompost	Pb, Cd, Cr	Pb 20, Cd 10, Cr 20	Nej	Tillgänglighet: -61% Pb, -42,6% Cd, -60,3% Cr	Irfan m.fl., 2021
	Kompost från växtrester	Zn	Zn 470	Nej	I porvatten: -37,5%	Beesly, m.fl., 2022
	Kompost + Biokol + nZVI (SCBN)	As, Cu, Pb, Zn	As 0,2, Cu 2,1, Pb 14, Zn 85	Nej	Tillgängligt: +270% As, -60% Cu, -87,5% Pb, -71,8% Zn	Baragaño m.fl., 2020
	Kommunal kompost från	Cd	Tot. Cd 1,45 Extraherbar: Cd 0,011	Nej	Extraherbar: -47,7% Cd	Al Mamun m.fl., 2023

	grönafvall + Urea		Tot. Cd 0,47 Extraherbar: Cd 0,008		Extraherbar: -61% Cd		
	Kompost av sågspån och djurgödsel + Urea		Tot. Cd 1,45 Extraherbar: Cd 0,011		Extraherbar: -75% Cd		
			Tot. Cd 0,47 Extraherbar: Cd 0,008		Extraherbar: -67% Cd		
	Kompost av biosolider och träflis	Pb	~1600	Nej	Tillgängligt: -14% Pb		Gómez m.fl., 2023
	Höns gödsel-kompost	Cd	Cd 10	Ja	Tillgängligt.: -34% Cd		
	Kompost	Cd	Tot. Cd 19,273, extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: -18,4% Cd		Yousaf m.fl., 2016
Green Waste kompost	Cu	Urlakningsbart Cu 27	Nej	Urlakningsbart: -81% Cu	Jones m.fl., 2016		
Kogödsel-kompost		Cd, Cu, Pb, Zn	Tillgängligt: Cd 0,6, Cu 4,2, Pb 4,0, Zn 75	Nej	Tillgängligt: -10% Cd, -71,4% Cu, -75% Pb, - 20% Zn	Z. Zhang m.fl., 2020	
Gödsel	Gårdsgödsel	Cd, Zn	Extraherbar* Cd 0,6, extraherbar* Zn 0,35	Nej	Extraherbar*: -35% Cd, +5,7% Zn	Majeed m.fl., 2021	
	Stallgödsel	As	As 60	Nej	Konc.: -52,3% As	Piracha m.fl., 2023	
			As 120		Konc.: -53,3% As		
			Konc.: -54,3% As				
			Konc.: -50% As				
	Stallgödsel	Cd	Tot. Cd 19,273, extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: +17,3% Cd	Yousaf m.fl., 2016	
	Stallgödsel	Cd, Pb, Zn	Cd 0,8, Pb 6,4, Zn 90	Nej	Extraherbar****: -1,3% Cd, -6% Pb, -24% Zn	Kwiatkowski , 2006	
	Höns gödsel	Cd	Tot. Cd 19,273, extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: 0% Cd	Yousaf m.fl., 2016	
	Gris gödsel	Cd	Cd 4,0	Nej	Extraherbar****: -33 till -50% Cd	Yao m.fl., 2017	
Ca-Mg-P-gödsel	Cd, Cu, Pb, Zn	Tillgängligt: Cd 0,6, Cu 4,2, Pb 4,0, Zn 75	Nej	Tillgängligt: -80% Cd, -88% Cu, -98,5% Pb, -98,7% Zn	Z. Zhang m.fl., 2020		
Fjäderfärgödsel	Cd	Cd 50	Nej	Växttillgängligt: -22,4% Cd	Bashir m.fl., 2019		
Gårdsgödsel				Växttillgängligt: -43% Cd			
Torv	Torv	Pb	Djup 0-5: Syrelösligt Pb 21 034 Djup 5-20: Syrelösligt Pb 22,7	Nej	Syralösligt Pb: - 35,6% Pb Vattenlösligt Pb: -27,1% Pb	Levonmäki m.fl., 2006	
	Torv	Cd, Pb, Zn	Cd 0,8, Pb 6,4, Zn 90	Nej	Extraherbar****: -3% Cd, -4% Pb, -22% Zn	Kwiatkowska , 2006	
Rekulturer	Extraherbar****: -23% Cd, -25% Pb, -25% Zn						

Brunkol					Extraherbar****: -13% Cd, -11% Pb, -24% Zn	
Benmjöl		Pb	Pb 109	Nej	Konc. i växt: -7% Pb	Popescu m.fl., 2023
Zeolit		Pb	Extraherbar*** Cd 11,03	Nej	Extraherbar***: -71,5% Cd	Sefidgar Shahkolaie m.fl., 2019
Kalk	Kalk	Pb	Pb 109	Nej	Konc. i växt: -5% Pb	Popescu m.fl., 2023
	Kalksten	Cd, Cu, Pb, Zn	Tillgängligt: Cd 0,6, Cu 4,2, Pb 4,0, Zn 75	Nej	Tillgängligt: -88,3% Cd, -85,7% Cu, -75% Pb, -100% Zn	Z. Zhang m.fl., 2020
Avfall från svampodling		Pb	Pb 600	Nej	Konc. Vete: -60% Pb	Wang m.fl., 2024
Leca		Pb	Extraherbar*** Cd 11,03	Nej	Extraherbar***: -49,3% Cd	Sefidgar Shahkolaie m.fl., 2019
Pimpsten					Extraherbar***: -51,9% Cd	
Bentonit					Extraherbar***: -56% Cd	
Nollvalenta järnanopartiklar (nZVI)		As, Cu, Pb, Zn	As 0,2, Cu 2,1, Pb 14, Zn 85	Nej	Tillgängligt: 0% As, +70% Cu, -25% Pb, -27% Zn	Baragaño m.fl., 2020
Avloppsslam		Cd	Tot. Cd 19,273, extraherbar** Cd 18,556	Nej	Tillgängligt: -16,3% Cd	Yousaf m.fl., 2016

*Extraherbar genom så kallad wet digestion med hjälp av svavelsyra och väteperoxid. **Extraherbar med AB-DTPA metod. ***Extraherbar med TCLP metod. **** Extraherbar med EDTA.

Irfan m.fl. (2021) diskuterar hur majshalm-biokol och kompost påverkar immobilisering av tungmetaller. De kom fram till att biokol var mer stabiliserande för Pb, Cd och Cr. Detta beror på biokolets höga adsorptionsförmåga och jonutbyte. Jämförelsevis minskade biokol tillgängligt Pb, Cd och Cr i den förorenade jorden med 79 respektive 71,4, och 78%. Medan komposten framhävde minskning för tungmetallerna med 61, 42,6, och 60,3%. Liknande resultat tar Rahim m.fl. (2024) fram där man jämför Cd immobiliserings effekten. De kom fram till en minskning av tillgängligt Cd i jorden med 51% för biokol av vetestrå och minskning med 34% för höns gödsel-kompost. Vidare kom Sefidgar Shahkolaie m.fl., (2019) fram till att biokol som genomgått pyrolys vid högre värme (640°C) var något mer effektiv på att minska andelen extraherbar Cd från jorden än biokolet med lägre temperatur (420°C).

Angående koncentrationer av tungmetaller i ätbara delar av växter undersöktes hur olika jordtillsatser påverkade växttillgängligt Cd (Bashir, m.fl., 2019). I studien jämfördes tre typer av biokol och två gödselmedel. Resultaten visar att risskal-biokol mest effektivt minskade Cd-halten i den ätbara delen i växten med 69%, medan det näst mest effektiva gödselmedlet, gårdsgödsel, visade en minskning på 43%.

I Baragaño m.fl., (2020) undersöktes tre kombinationer av jordtillsatser (SCB, SCBN och nZVI). Både SCB och SCBN minskade tillgängligheten för Cu, Pb och Zn, men ökade för As. Detta visas i tabell 8 genom att tillgängligheten för As ökade med 530 respektive 270%. Ökningen av biotillgänglig andel av As visar att denna tillsats är olämplig för områden med höga As-koncentrationer.

5.3 Resultat för biosorption

Resultat för biosorption visar på två olika typer av tillsatser, bakterier, svampar och även ett fall med biologisk modifierad vetealm redovisas, se tabell 9 nedan. Främst behandlas föroreningar av kadmium (Cd), men även några andra tungmetaller, då oftast i kombination.

Tabell 9. Beslutsfattande tabell för biosorption. Jämförelse med förorenad tjernozem redovisas ej då samtliga texter antingen utförde studier i andra medium än jord eller jorden inte kan liknas vid tjernozem.

Biosorption				
Tillsats	Vetenskapligt namn	Biosorberade föroreningar	Biosorberad mängd/koncentration	Referens
Bakterie	NBRI K24 (Enterobacter aerogenes)	Cr, Ni	Ni: 6h 18 mg/g torrsvikt Cr: 6h 16,5 mg/g torrsvikt	Kumar m.fl., 2009
	NBRI K3 (Rahnella aquatilis).		Ni: 6h 16,5 mg/g torrsvikt Cr: 6h 16,5 mg/g torrsvikt	
	Bacillus cereus Cd01	Cd2+	Biominaliseringsgrad (MR) Biosorptionsgrad (SR) 0,2 mmol/L MR: 21,56 % SR: 7% 0,5 mmol/L MR: 1 % SR: 5% 1,0 mmol/L MR: 4,18 % SR: 13,87 %	F. Li m.fl., 2018
	Burkholderia GN6 strain	Cd	Minskade med 10,32% i rötterna och 9,81% i själva växten	Shen m.fl., 2023
	Serratia marcescens	Pb, Cd, Cr	Pb: 0,0133 – 0,213 µg/g Cd: 0,097 – 0,1853 µg/g Cr: 0,105 – 1,176 µg/g	Cristani m.fl., 2012
	Sinorhizobium saheli, OS5 strain	Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Cr: 95,04%-85,24% Cu: 96,24%-87,57% Ni: 93,84%-84,4% Zn: 92,96%-88,92% Pb: 92,16%-80,26%	Oves m.fl., 2025
	CC22, CC24, CC30, CC33	Cu	Bioackumulerande kapacitet: CC33: Ökade till och med 150 mg/L av Cu, som mest 20 mg/g CC24: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 12,5 mg/g CC30: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 13 mg/g CC22: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 10 mg/g	Rojas-Tapias m.fl., 2011
	Enterobacter sp. strain ACP-1	As, Cd, Pb	Steril jord: As: -37,19% Cd: -42,84% Pb: -21,5% Icke-steril jord: As: -37,8% Cd: -49,84% Pb: -26,56%	Mondal m.fl., 2025
	Streptomyces sp. HU2014	Cr	-38,4% i skott -16,1% i rötter	Zhu m.fl., 2024
	R25 (Streptomyces)	Cd	1 mg Cd/L: 0,641 mg Cd/L, 4,868 mg Cd/g, 64%	Bagot m.fl., 2005
F. pinicola CCBAS 535 (basidimycete)	1 mg Cd/L: 0,409 mg Cd/L, 0,722 mg Cd/g, 41% 10 mg Cd/L: 4,388 mg Cd/L, 3,407 mg Cd/g, 44%			

Bakterie, aktino-bakterie, svamp	Bakterium ZAN-044, actinomucete R27, basidomycete Famitopsis pinicola	Cd	Biosorptionskapacitet: Fria celler 1 mg Cd/L ZAN-044: 58–69 % R27: 11–32 % F.pinicola: 40–48 % 10 mg Cd/L ZAN-044: Var ej effektivt vid denna koncentration. R27 och F.pinicola: Liknande procent som vid 1 mg Cd/L. Immobiliserade celler: 1 mg Cd/L ZAN-044: 16–68 % R27: 22 % F.pinicola: 28–30 % 10 mg Cd/L ZAN-044: 5–26 % R27: 40–52 % F.pinicola: 46–48 %	Lebeau m.fl., 2002
Bakterie, svamp	Arthrobacter LII och Trichoderma koningii 3Ag_0 strains	Cd	Mikrobiell biomassa utgjorde 3,4% av jorden, men tog upp 25% av det frigjorda kadmiumet,	Majewska m.fl., 2007
Svamp	T.harzianum	Cd	Koncentration Cd Upptag av Cd 1,54 mg/kg 0,018 µg/g 3,84 mg/kg 0,045 µg/g 9,6 mg/kg 0,07 µg/g 24 mg/kg 0,05 µg/g 60 mg/kg 0,085 µg/g 150 mg/kg 0,11 µg/g	Ghasemkheili m.fl., 2022
	Aspergillus tubungensis F12	Pb, Cr, Zn, Ni, Cu, Cd	Borttagningsgrad: Pb: 90,8% Cr: 64,5% Zn: 68,4% Ni: 12,9% Cu: 13,1% Cd: 6,9%	Tang m.fl., 2021
	Svampstam XK 10	Cd, Sb	Max effektivitet: Cd: 32,3 % vid pH 4 i 7 dagar Sb: 15,5%	He m.fl., 2023
Biologiskt modifierad vete		Cd	Biosorptionskapacitet 14,42 mg/g	Muhammad m.fl., 2021

Resultatet i den beslutsfattande tabellen visar på att alla undersökta mikrober visar någon typ av biosorberande kapacitet. Utifrån varierande relevans sett till hur studierna är utförda och vad för undersökning som har gjorts, så har tre olika metoder valts ut som mest relevanta. Dessa har studerats i jord och på växter förekommande i Ukraina. Relevanta metoder är bakterien *Burkholderia* GN6 strain, som minskade Cd-koncentrationen i raps med 10,32% i rötter och 9,81% i växtmassa ovan mark, under en månads experiment (Shen m.fl., 2023). Bakterien *Streptomyces* sp. HU2014, som minskade Cr(VI)-koncentrationen i vete med 38,4% i skott och 16,1% i rötter under ett 40 dagar långt experiment (Zhu m.fl., 2024). Slutligen anses svampen *T.harzianum*, som minskade koncentrationen av Cd i korn med ca 20% under ett två månader långt experiment (Ghasemkheili m.fl., 2022).

För biosorption redovisas ej huruvida studerad jord är lik förorenad tjernozem eller ej. Detta är eftersom en tydlig majoritet av de analyserade texterna utfört försök i syntetiska medium och inte i jord. Ingen av de artiklar som utförde försök för i jord biosorption uppfyllde krav vid jämförelse med tjernozem enligt tabell.

6. Diskussion

Bland undersökt urval av artiklar har metoderna jordtillsatser och fytoexkludering givit flest potentiella åtgärder för remediering av förorenad tjernozem. Metoden biosorption är mindre beprövad, särskilt gällande tillämpningar i fält. Nuvarande studier på biosorption är i huvudsak utförda i laboratorium. Där bakterier eller organismers potential för biosorption undersökts, snarare än dess påverkan på grödor. Det är därför viktigt att ha i beaktning hur testet utförts för att kunna bedöma om resultatet är tillförlitligt och om metoden är lämplig att använda. Vissa bakterier producerar organiska syror som kan frigöra otillgängliga tungmetaller i jorden, även där bakterien visar god förmåga att biosorbera föroreningar i laboratorium (Kumar m.fl., 2009). Därför är det nödvändigt att vidare studera biosorption och relevanta bakteriers egenskaper i fält. För optimalt resultat bör biosorption testas i aktuell jord.

Kadmium (Cd) och bly (Pb) är de mest studerade tungmetallsföroreningarna i de analyserade texterna. Detta kan bero på att dessa föroreningar är ett utbredda miljöproblem orsakat av omfattande industrialisering, ohållbar urbanisering och intensiva jordbruksmetoder (Rahim m.fl., 2024). Kadmium är ett grundämne med betydande risker för både jordbruket och människors hälsa, vilket gör ämnet relevant i studier även utanför Ukraina. Andra tungmetaller som primärt förväntas i krigsdrabbad jord är zink (Zn), koppar (Cu) och nickel (Ni), dessa tre ämnen har dock undersökts i mindre utsträckning. Trots att dessa föroreningar är aktuella i förorenad tjernozem finns begränsad forskning på dessa ämnen gällande metoderna jordtillsatser, fytoexkludering och biosorption. Texter som behandlar PAHs, TNT eller RDX återfinns inte i någon utvald text.

Även bland de metaller som återfinns i högst grad under resultat, Cd och Pb, finns få texter som direkt kan jämföras med Ukrainas jordbruksmarker. Detta beror på att förorenad tjernozem har jordegenskaper som ofta skiljer sig från de i studerade texter. Föroreningshalterna i studerade texter stämmer ofta väl med förorenad tjernozem. Däremot avviker ofta tjernozem med en högre halt organiskt material, kalium eller fosfor. Eftersom hög halt organiskt innehåll i jord kan verka främjande för att immobilisera tungmetaller, kan de flesta metoder vars jord som fått 'nej' på överensstämming med tjernozem ändå vara relevanta. I detta fall ger PRISMA-metoden möjligheten att vidare undersöka specifika artiklars relevans.

Många studier utför experiment i växthus, där variationer i temperatur är begränsade jämfört med i fält. Trots att förhållanden i växthus ofta överensstämmer med sommartemperaturer i Ukraina är dygnsvariationen inte lika stor i jämförelse med fält. Detta är relevant i studier kring jordtillsatser och fytoexkludering. Dessutom är experiment i krukor ofta genomförda med liten jordvolym. En begränsad jordvolym försämrar förmågan att bedöma metodens effektivitet vid applicering i större skala då jordens sammansättning och föroreningskoncentration visar större variation i fält.

Studiernas tidsspann har varierat och många är under korta tidsintervall. Även om denna rapport undersöker korta tidsintervall kan försök på endast några dagar vara för korta. Detta gäller framför allt för biosorption och vissa jordtillsatser då resultatet inte blir applicerbart på en hel växtsäsong. Vissa tester har visat att mikrober slutar öka i effektivitet efter en viss tid och blir därefter statiska eller slutar ta upp metall. Därför blir det inte effektivt om mikrober behöver tillsättas ofta, eller om jorden måste bytas ut regelbundet. Testerna visar då inte heller hur påverkan blir på lång sikt och det blir svårt att dra slutsatser kring längre tidsintervall. En annan utmaning är att biosorptionsstudierna ofta kombineras med andra metoder och undersökningar, vanligtvis tillsammans med fyto Remediering. I praktiken finns även naturliga mikroorganismer i jorden som kan påverka de tillförda organismerna, vilket är en faktor som sällan behandlas i laboratoriestudier.

6.1 Utmaningar, begränsningar och osäkerheter

Eftersom temperaturen i Ukraina skiftar ganska kraftigt mellan sommar- och vinterhalvåret kan det medföra utmaningar kring tillämpandet av olika naturbaserade lösningar. Som nämnt ovan är många

tester utförda under kontrollerade förhållanden i växthus, ofta med en konstant temperatur och kontrollerad bevattning. Yttre påverkan som regn, vind och solexponering är till skillnad från testerna inte reglerade i verkligheten. Med detta i beaktning är det av intresse att vidare undersöka de föreslagna lösningar som prövats i fält, då dessa representerar ett resultat mer jämförbart med verklig applicering. Biosorption är den metod som visar störst osäkerhet med avseende på övergången från tester i laboratorium till fältförsök, då bakterier ofta kräver specifika förhållanden för optimal tillväxt.

Då kriget i Ukraina fortfarande pågår är det ej möjligt att förutse huruvida jordegenskaperna i Charkiv-regionen förändras ytterligare eller om nya föroreningar tillkommer. Nuvarande markförhållanden i förorenad tjernozeem kan därför visa sig inaktuella i framtiden. Om en saneringsåtgärd påbörjats och konflikter i området uppstår kan framsteg avbrytas och processen kan behöva startas om. Jorden måste även kontrolleras igen då föroreningskoncentrationerna kommer att öka och ursprungsläget förändras. I det nuvarande läget går det ej att säkerställa huruvida rekommenderade metoder är lämpliga för framtida bruk, om markförhållanden vid förorenad tjernozeem förändras avsevärt.

En annan faktor som bidrar till osäkerheter i resultat är åldring av föroreningar i jord. Många texter behandlar föroreningen som funnits i marken under en längre tid, i vissa fall hundratals år. Detta innebär att föroreningar åldrats i marken, vilket kan betyda en lägre biotillgänglighet än vid förorenad tjernozeem, där föroreningarna är förhållandevis unga. Huruvida förorenad tjernozeem beter sig som spetsad jord, där jorden förorenats under labbförhållanden, går ej att säkert avgöra.

Urvalet av texter genom PRISMA-metoden har också begränsningar. Flera potentiellt relevanta studier kan ha valts bort på grund av otydliga eller missvisande abstract. Mänskliga faktorer såsom trötthet och begränsad förkunskap vid litteratururvalet kan också bidra till en felaktig bortsortering. Dessutom exkluderades många texter på grund av fel miljö, till exempel texter som behandlar mark från gruvor. Däremot användes vissa texter med felaktig miljö i brist på texter med relevanta markförhållanden. Under arbetets gång har dock urval av texter dokumenterats noga med avseende på vilka som uteslutits. Detta är en grundläggande del av PRISMA och innebär att varje steg av arbetet kan kontrolleras i efterhand. PRISMA ger även goda förutsättningar att bygga vidare på arbetet och vidare undersöka naturbaserade metoder relevanta till Ukraina.

7. Slutsats

Fytoexkluderande växter är en beprövad strategi som kan utnyttjas i kombination med remedieringsåtgärder som minskar biotillgängligheten av föroreningar. Lämpliga grödor som exkluderar tungmetaller för fallet Ukraina kan vara korn, raps och vete. I valet av fytoexkluderande växt är inte endast art ett viktigt val utan även växtsort inom arten, då förmåga att ackumulera metaller varierar mellan växtsorter, även inom samma art. Fytoexkludering kan även kombineras med jordtillsatser för förbättrade resultat. Exkluderande växter kan snabbt etableras i förorenad mark och har visat sig begränsa ackumulering av metaller i grödor över fler växtsäsonger i fält.

Jordtillsatser är en väl undersökt remedieringsstrategi som visat sig effektiv för att minska rörlighet och biotillgänglighet av tungmetaller i förorenad jord. Bland de tillsatser som studerats framstår biokol som särskilt relevant för fallet Ukraina. Studier visar resultat där biokol överträffar andra tillsatser gällande immobilisering av tungmetaller som Pb, Cd och Cr. Biokol kan produceras från olika ursprung och även från restprodukter, och biokol som producerats genom pyrolys vid högre värme (500–700°C) har visat sig vara något mer effektiv än vid lägre temperaturer (300–500°C). Tillgång till råmaterial samt välstuderad effekt, gör biokol till ett relevant verktyg i framtida åtgärder för att återställa förorenad tjernozem.

Biosorption visar potential att minska biotillgänglighet av föroreningar i förorenad mark, däremot finns stora osäkerheter med denna metod. Majoriteten av studierna för biosorption utförs i medium utan likheter till markförhållanden i fält, och inte i förhållande till olika grödor. Därför behövs vidare efterforskning innan biosorption kan användas som en säker remedieringsåtgärd i större skala. Endast tre artiklar studerade påverkan av mikrober på föroreningskoncentrationer i växter relevanta för Ukraina, och gav positiva resultat vid biosorption. Dessa är tre möjliga lösningar, men de måste undersökas vidare innan applicering på jordbruksmarken i Ukraina. Tabell 10 visar föreslagna metoder för de tre olika naturbaserade lösningarna.

Tabell 10. Sammanfattning av valda metoder för de olika naturbaserade lösningarna.

Fytoexkluderande växter				
Trivialnamn	Sort	Vetenskapligt namn	Exkluderade föroreningar	Referens
Korn	Bodega	Hordeum distichon ssp. L.	Cd, Pb	Friesl-Hanl m.fl., 2009
Raps	Visby*	Brassica napus L.	Pb	Neu m.fl., 2020
Vete	Türkis*	Triticum aestivum L.		
Jordtillsatser				
Tillsats	Sort		Immobiliserade föroreningar	Referens
Biokol	Majshalm-biokol, 550°C		Pb, Cd, Cr	Irfan m.fl., 2021
	Biokol från vetestrå, 500°C		Cd	Rahim m.fl., 2024
	Risskal-biokol		Cd	Bashir m.fl., 2019
	Vetestrå-biokol			
	Bomullsstav-biokol			
Gödsel	Höns gödsel		Cd	Bashir m.fl., 2019
	Gårdsgödsel			
Biosorption				
Tillsats	Vetenskapligt namn		Biosorberade föroreningar	Referens
Bakterie	Burkholderia GN6 strain		Cd	Shen m.fl., 2023
	Streptomyces sp. HU2014		Cr	Zhu m.fl., 2024
Svamp	T.harzianum		Cd	Ghasemkheili m.fl., 2022

Bland de tre undersökta metoderna sticker jordtillsatser ut som den naturbaserade lösning som visar både många texter relevanta till fallet Ukraina, samt hög grad av effektiva lösningar. Jordtillsatser kan appliceras snabbt i fält och grödor kan odlas tätt efter remediering. I kombination med ett noga val av odlade växtsorter kan denna metod vara det första steget mot att återhämta jordbruksmarken i ett krigsdrabbat Ukraina.

8. Källförteckning

- Al Mamun, S., Lehto, N. J., Cavanagh, J., McDowell, R., Kellermann, L., & Robinson, B. H. (2023). Temporal changes in Cd sorption and plant bioavailability in compost-amended soils. *Soil Systems*, 7(4), 107. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040107>
- Bagot, D., Lebeau, T., Jezequel, K., & Fabre, B. (2005). Selection of microorganisms for bioremediation of agricultural soils contaminated by cadmium. In *Environmental Chemistry* (pp. 215–222). https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7_20
- Baragaño, D., Forján, R., Fernández, B., Ayala, J., Afif, E., Gallego, J. L. R., ... & García, J. (2020). Application of biochar, compost and ZVI nanoparticles for the remediation of As, Cu, Pb and Zn polluted soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(27), 33681–33691. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09586-3>
- Bashir, S., Zhu, J., Fu, Q., & Hu, H. (2019). Cadmium mobility and bioavailability in soil and its uptake by wheat: A review. *Chemosphere*, 222, 293–307. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125548>
- Beesley, L., Trakal, L., Hough, R., & Mitchell, K. 2022. Mobility and crop uptake of Zn in a legacy sludge-enriched agricultural soil amended with biochar or compost: insights from a pot and recirculating column leaching test. *Environ Sci Pollut Res* 29, 83545–83553. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21744-3>
- Bonchkovskyi, O., Ostapenko, P., Bonchkovskyi, A., Shvaiko, V. (2025). War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): Physical disturbances, soil contamination and land use change. *Science of The Total Environment*, 964, Artikel 178594. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178594>
- Carefulweb. (2008). *Ukraine. Flag colors* [Photograph]. Flickr. <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/2.0/?ref=openverse>
- Cristani, M., Naccari, C., Nostro, A., Pizzimenti, A., Trombetta, D., & Pizzimenti, F. (2011). Possible use of *Serratia marcescens* in toxic metal biosorption (removal). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(1), 161–168. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0539-8>
- Cundy, A., Bardos, R., Church, A., Puschenreiter, M., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Neu, S., Mench, M., Witters, N., & Vangronsveld, J. (2013). Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *Journal of Environmental Management*, 129, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.032>
- Dai, H., Wei, S., Twardowska, I., Zhang, Q. (2021). In search of the exclusion/low-accumulation mechanisms: Cadmium uptake and accumulation from soil by cultivated (*Solanum melongena* L.) and wild eggplants (*Solanum torvum* L.). *Journal of Cleaner Production* 323 129141. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129141>
- Drenning, P. (2021). Genre Remediation Options (GRO): A Literature Review (Part 1/2). *Chalmers University of Technology, Department of Architecture and Civil Engineering, Gothenburg, Sweden*. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36086.11849>
- FAO. 2020. *Overview of soil conditions of arable land in Ukraine – Study case for steppe and forest-steppe zones*. Budapest. <https://doi.org/10.4060/ca7761en>

- Friesl-Hanl, W., Platzer, K., Horak, O., Gerzabek, M. H. (2009). Immobilising of Cd, Pb, and Zn contaminated arable soils close to a former Pb/Zn smelter: a field study in Austria over 5 years. *Environ Geochem Health* 31:581-594. <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9256-3>
- Ghasemkheili, F.T., Ekelund, F., Liengard Johansen, J., Pirdashti, H., Ghadirnezhad Shiade, S.R., Fathi, A., & Kjoller, R. (2022). Ameliorative Effects of *Trichoderma harzianum* and Rhizosphere Soil Microbes on Cadmium Biosorption of Barley (*Hordeum vulgare* L.) in Cd-Polluted Soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22, p. 527-539. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00666-y>
- Gómez, M.E., Ferreyroa, G.V., Salazar, M.J., Pignata, M.L., & Rodriguez, J.H. 2023. *Effect of biosolid compost amended on Pb availability in soils cultivated with lettuce. International Journal of Environmental Science and Technology*, 21, 4251–4264. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05281-1>
- Haokip, I.C., Devi, M.H., Mishra, R., Kumar, D., Dey, P. (2023). Remediation of Polluted Soils for Managing Toxicity Stress in Crops of Dryland Ecosystems. I Naorem, A. & Machiwal, D. (Red.) *Enhancing Resilience of Dryland Agriculture Under Changing Climate*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-9159-2_15
- He, Y., Li, C., Sun, Z., Zhang, W., He, J., Zhao, Y., Xu, Z., & Zhao, W. (2023). *Penicillium* spp. XK10, Fungi with Potential to Repair Cadmium and Antimony Pollution. *Applied Sciences* 2023, 13(3), 1228; <https://doi.org/10.3390/app13031228>
- International Union for Conservation of Nature [IUCN]. (2020). *Global Standard for Nature-based Solutions* (First Edition). <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.08.en>
- Jones, S., Bardos, P., Kidd, P., Mench, M., de Leij, F., Hutchings, T., Cundy, A., Joyce, C., Soja, G., Friesl-Hanl, W., Herzig, R., Menger, P. 2016. *Biochar and compost amendments enhance copper immobilisation and support plant growth in contaminated soils*. *Journal of Environmental Management* 171, 101-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.024>
- Kidd, P., Mench, M., Álvarez-López, V., Bert, V., Dimitriou, I., Friesl-Hanl, W., Herzig, R., Janssen, J. O., Kolbas, A., Müller, I., Neu, S., Renella, G., Ruttens, A., Vangronsveld, J., & Puschenreiter, M. (2015). Agronomic practices for improving gentle remediation of Trace Element-Contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), 1005–1037. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.1003788>
- Kumar, K.V., Swivastava, S., Singf, N., & Behl, H.M. (2009). Role of metal resistant plant growth promoting bacteria in ameliorating fly ash to the growth of *Brassica juncea*. *Journal of Hazardous Materials*, 170(1), p. 51-57. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.132>
- Kumpiene, J., Antelo, J., Brännvall, E., Carabante, I., Ek, K., Komárek, M., Söderberg, C., & Wårell, L. (2019). In situ chemical stabilization of trace element-contaminated soil – Field demonstrations and barriers to transition from laboratory to the field – A review. *Applied Geochemistry*, 100, 335–351. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.003>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., & Maurice, C. (2007). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management*, 28(1), 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>
- Kwiatkowska, J. (2006). The effect of organic amendments on the phytoavailability of heavy metals in polluted soil. *Science of the Total Environment*, 366(2-3), 574-584. [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(06\)70141-0](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(06)70141-0)

- Lebeau, T., Bagot, D., Jézéquel, K., & Fabre, B. (2003). Cadmium biosorption by free and immobilised microorganisms cultivated in a liquid soil extract medium: effects of Cd, pH and techniques of culture. *Science of The Total Environment*, 291(1-3), p. 73-83. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01093-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01093-2)
- Levonmäki, M., Hartikainen, H., & Kairesalo, T. (2006). Effect of organic amendment and plant roots on the solubility and mobilization of lead in soils at a shooting range. *Journal of Environmental Quality*, 35(4), 1026–1031. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0354>
- Li, F., Wang, W., Li, C., Zhu, R., Ge, F., Zheng, Y., & Tang, Y. (2018). Self-mediated pH changes in culture medium affecting biosorption and biomineralization of Cd²⁺ by *Bacillus cereus* Cd01. *Journal of Hazardous Materials*, 358, p. 178-186. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.066>
- Li, X., Zhou, Q., Wei, S., & Ren, W. (2011). Identification of cadmium-excluding welsh onion (*Allium fistulosum* L.) cultivars and their mechanisms of low cadmium accumulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1773–1780. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0692-0>
- Irfan, M., Mudassir, M., Khan, M. J., Dawar, K. M., Muhammad, D., Mian, I. A., Ali, W., Fahad, S., Saud, S., Hayat, Z., Nawaz, T., Khan, S. A., Alam, S., Ali, B., Banout, J., Ahmed, S., Mubeen, S., Danish, S., Datta, R., . . . Dewil, R. (2021). Heavy metals immobilization and improvement in maize (*Zea mays* L.) growth amended with biochar and compost. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-97525-8>
- Majeed, A., Niaz, A., Rizwan, M., Imran, M., Alsahli, A. A., Alyemeni, M. N., & Ali, S. (2021). Effects of biochar, farm manure, and pressmud on mineral nutrients and cadmium availability to wheat (*Triticum aestivum* L.) in Cd-contaminated soil. *Physiologia Plantarum*, 171(4), 740–752. <https://doi.org/10.1111/ppl.13348>
- Majewska, M., Kurek, E., & Rogalski, J. (2007). Microbially mediated cadmium sorption/desorption processes in soil amended with sewage sludge. *Chemosphere*, 67(4), p. 724-730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.051>
- Mondal, S., Mondal, T., Pal, P., Mitra, S., Ghosh, S.K., Soren, T., & Maiti, T.K. (2025). Bioprotective mechanisms of *Enterobacter* sp. Against arsenic, cadmium, and lead toxicity and its potential role in soil bioremediation. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 13(2). Artikel 115432. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115432>
- Muhammad, H., Wei, T., Cao, G., Yu, S., Ren, X., Jia, H., Saleem, A., Hua, L., Guo, J., & Li, Y. (2021). Study of soil microorganisms modified wheat straw and biochar for reducing cadmium leaching potential and bioavailability. *Chemosphere*, 273, Artikel 129644. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129644>
- Nationalencyklopedin. (u.å.a). *Diffundera*. Hämtad 10 maj, 2025, från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/diffundera>
- Nationalencyklopedin. (u.å.b). *Katabolism*. Hämtad 10 maj, 2025, från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/katabolism?isSearchResult=true>
- Nationalencyklopedin. (u.å.c). *Mikroorganism*. Hämtad 10 maj, 2025, från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/mikroorganism>
- Nationalencyklopedin. (u.å.d). *Remediering*. Hämtad 10 maj, 2025, från <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/remediering>

National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N Sokolovsky" [NSC ISSAR]. (u.å.). *Soils of Ukraine 1:750 000* [Karta]. Hämtad 1 maj, 2025, från [Kartri - issar.com.ua](http://kartri-issar.com.ua)

Naturskyddsföreningen. (2022). *5 sätt som kriget i Ukraina påverkar klimat och miljö*
<https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/5-satt-som-kriget-i-ukraina-paverkar-klimat-och-miljon/>.

Naturvårdsverket. (2009a). *Riskbedömning av förorenade områden En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning* (Rapport 5977).
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5977-4.pdf>

Naturvårdsverket. (2009b). *Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning* (Rapport 5976). <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5976-7.pdf>

Naturvårdsverket. (2024). *Förorenade områden – ett problem för miljö och hälsa*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/fororenade-omraden/om-fororenade-omraden/>

Neu, S., Müller, I., & Dudel, E. G. (2020). Management of trace element-contaminated agricultural land by in situ stabilization combined with phytoexclusion over a three years crop rotation. *International Journal of Phytoremediation*, 22(10), 1059–1067. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1726869>

Oves, M., Qari, H.A., & Khan, M.S. (2023). Sinorhizobium saheli: Advancing Chromium Mitigation, Metal Adsorption, and Plant Growth Enhancement in Heavy Metal-Contaminated Environments. *Journal of Plant Growth Regulation*, 44, p. 168-187. <https://doi.org/10.1007/s00344-023-11123-8>

Piracha, M. A., Ashraf, M., Shahzad, S. M., Masood, S., Akhtar, N., Kausar, R., & Shakoor, A. (2023). Arsenic fractionation and speciation in different textured soils supplied with farmyard manure and accumulation by sunflower under alkaline calcareous conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(46), 103141–103152. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29659-3>

Popescu, S. M., Zheljzkov, V. D., Astatkie, T., Burducea, M., & Termeer, W. C. (2023). Immobilization of Pb in contaminated soils with the combination use of diammonium phosphate with organic and inorganic amendments. *Horticulturae*, 9(2), 278
<https://doi.org/10.3390/horticulturae9020278>

Rahim, H. U., Mian, I. A., Akbar, W. A., & Khan, K. (2024). Comparative efficacy of wheat-straw biochar and chicken-waste compost on cadmium contaminated soil remediation, reducing cadmium bioavailability and enhancing wheat performance under cadmium stress. *Journal of Agriculture and Food Research*, 15, 101005. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101005>

Rehman, M. Z. U., Rizwan, M., Ali, S., Sohail, M. I., Hussain, A., Qayyum, M. F., Khalid, H., Zeeshan, M., & Majid, N. (2018). Cadmium (Cd) concentration in wheat (*Triticum aestivum*) grown in Cd-spiked soil varies with the doses and biochar feedstock. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(21). <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4037-x>

Reible, D. (1999). *Fundamentals of environmental engineering*. CRC Press. ISBN: 978-1-56670-047-4

Riding, M. J., Doick, K. J., Martin, F. L., Jones, K. C., Semple, K. T., (2013). Chemical measures of bioavailability/bioaccessibility of PAHs in soil: Fundamental to application. *Journal of Hazardous Materials*, 261, 687-700. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.033>

- Rojas-Tapias, D. F., Bonilla, R. R., & Dussán, J. (2011). Effect of Inoculation with Plant Growth-Promoting Bacteria on Growth and Copper Uptake by Sunflowers. *Water Air & Soil Pollution*, 223(2), 643–654. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0889-3>
- Saleem, M., Asghar, H. N., Khan, M. Y., & Zahir, Z. A. (2015). Gibberellic acid in combination with pressmud enhances the growth of sunflower and stabilizes chromium(VI)-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14), 10610–10617. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4275-3>
- ScienceDirect Topics. (u.å.). *Advection – an overview*. ScienceDirect. Hämtad 13 maj 2025 från <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/advection>
- Sefidgar Shahkolaie, S., Baranimotlagh, M., Dordipour, E., Khormali, F. (2019). Effects of inorganic and organic amendments on physiological parameters and antioxidant enzymes activities in *Zea mays* L. from a cadmium-contaminated calcareous soil. *South African Journal of Botany. Volym (128)* Pages 132-140. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2019.10.007>
- Shen, S., Li, Y., Chen, M., Huang, J., Liu, F., Xie, S., Kong, L., & Pan, Y. (2023). Reduced cadmium toxicity in rapeseed via alteration of root properties and accelerated plant growth by nitrogen-fixing bacterium. *Journal of Hazardous Materials*, 449, Artikel 131040. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131040>
- Solokha, M., Demyanyuk, O., Symochko, L., Mazur, S., Vynokurova, N., Sementsova, K., & Mariychuk, R. (2024). Soil degradation and contamination due to armed conflict in Ukraine. *Land*, 13(10), 1614. <https://doi.org/10.3390/land13101614>
- Sparrenbom, C., Norrman, J., Fagerlund, F., Olofsson, B., Persson, K. M., Ericsson, L. O., Rosén, L. (2022). Grundvattenkvalitet och föroreningar. I C. Sparrenbom, H. Jeppsson (Red.), *Grundvattenboken* (s.451–496). Studentlitteratur. ISBN 9789144135922
- State Statistics Service of Ukraine. (2023). *Agriculture of Ukraine* (Statistical yearbook for 2022). Department on Agricultural and Environmental Statistics. https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2023/zb/09/S_gos_22.pdf
- Sveriges Geologiska Undersökning [SGU]. (2024, 29 januari). *Petroleumkolväten*. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/petroleumkolvaten/>
- Swartjes, F. A. (2011). *Dealing with Contaminated Sites*. Springer eBooks. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9757-6>
- Sytar, O., & Taran, N. (2022). Effect of heavy metals on soil and crop pollution in Ukraine – a review. *Journal of Central European agriculture*, 23(4), p.881-887 <https://doi.org/10.5513/JCEA01/23.4.3603>
- Tang, A., Lu, Y., Li, Q., Zhand, X., Cheng, N., Liu, H., & Liu, Y. (2021). Simultaneous leaching of multiple heavy metals from a soil column by extracellular polymeric substances of *Aspergillus tubingensis* F12. *Chemosphere*, 263, Artikel 127883. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127883>
- The Editors of Encyclopaedia Britannica. "Kharkiv". Encyclopedia Britannica, 25 Apr. 2025, <https://www.britannica.com/place/Kharkiv-Ukraine>. Hämtad 28 april 2025.
- Törneman, N., Cox, E. E., Durant, N. D., Azziz, C., & Bouwer, E. (2009) *Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden* (Rapport 5895). Naturvårdsverket.

<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/978-91-620-5895-1.pdf>

Verma, S., Bhatt, P., Verma, A., Mudila, H., Prasher., Rene, E. R., (2021). Microbial technologies for heavy metal remediation: effect of process conditions and current practices. *Clean Technologies and Environmental Policy* 25, 1485 – 1507. <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02029-8>

Wang, X., Chen, J., An, J., Wang, X., & Shao, Y. (2024). Comparison of the Effects of Different Organic Amendments on the Immobilization and Phytoavailability of Lead. *Sustainability*, 16(7), 2981. <https://doi.org/10.3390/su16072981>

Yang, N., Wang, Ho., Wang, Ha., Wang, Z., Ran, J., Guo, S. (2021). Screening maize (*Zea mays* L.) varieties with low accumulation of cadmium, arsenic, and lead in edible parts but high accumulation in other parts: a field plot experiment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28:33583–33598. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12958-y>

Yao, Y., Sun, Q., Wang, C., Wang, P., & Ding, S. (2015). Evaluation of organic amendment on the effect of cadmium bioavailability in contaminated soils using the DGT technique and traditional methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), 7959–7968. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5218-8>

Yousaf, B., Liu, G., Wang, R., Zia-Ur-Rehman, M., Rizwan, M. S., Imtiaz, M., Murtaza, G., & Shakoor, A. (2016). Investigating the potential influence of biochar and traditional organic amendments on the bioavailability and transfer of Cd in the soil–plant system. *Environmental Earth Sciences*, 75(5). <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5285-2>

Zhang, Y., Liu, M., He, X., Wang, X., & Li, Z. (2020). Effect of biochar on heavy metal bioavailability and soil properties: A review. *Science of The Total Environment*, 747, 143883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143883>

Zhang, Z., Wang, Z., Yu, H., & Zhang, Y. (2020). Remediation of heavy metal contaminated soils by biochar and its mechanisms: A review. *Chemosphere*, 251, 127309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127309>

Zhi, Y., He, K., Sun, T., Zhu, Y., Zhuo, Q. (2015). Assessment of potential soybean cadmium excluder cultivars at different concentrations of Cd in soils. *Journal of environmental sciences*, 35(2015) 108-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2015.01.031>

Zhu, H., Hu, L., Wang, Y., Mei, P., Zhou, F., Rozhkova, T., & Li, C. (2024). Effects of *Streptomyces* sp. HU2014 inoculation on wheat growth and rhizosphere microbial diversity under hexavalent chromium stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 276. Artikel 116313. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116313>

9. Bilagor

Bilaga 1. Fytoexkludering

Föreningar i mark	Markförhållanden	Växter / tillsatser använda	Metod	Skala/omfattning	Tidsram	Koncentrationer i skördad växt	Resultat	Referens
Cd, As, Pb	Jordprov: pH 6,78 ± 0,15; organiskt material 30,81 ± 0,58 g/kg, totalt N 0,48 ± 0,06 g/kg, totalt P 0,76 ± 0,08 g/kg, totalt Cd 1,85 ± 0,05 mg/kg, totalt As 118,71 ± 1,68 mg/kg, totalt Pb 212,88 ± 1,40 mg/kg, totalt Cu 59,02 ± 0,33 mg/kg, totalt Zn 169,21 ± 0,47 mg/kg Plats: Geju City, Kina. Medeltemperatur 16,4°C. Området har historia av gruvarbete och industri.	Majs (Zea Lays L.) av sorter Yayu749, Yunrui62 och Yunrui8	Hål gjordes i rader med 45 cm mellan varje hål och 65 cm mellan varje rad. 3 majsfrön såddes i varje hål. Bevattning skedde enligt vanliga normer.	Fältstudie, odlingar av storlek 5x3 meter	119 dagar	Koncentrationer i skördade majs, i sädeskorn: [mg/kg] Yayu749: Cd 0,065 ± 0,000 As 0,232 ± 0,012 Pb 0,900 ± 0,050 Yunrui62: Cd 0,070 ± 0,005 As 0,158 ± 0,004 Pb 0,183 ± 0,029 Yunrui8: Cd 0,125 ± 0,010 As 0,187 ± 0,025 Pb 0,733 ± 0,029	Extraktions effektivitet (%): Yayu749: Cd 0,69 ± 0,021 As 0,073 ± 0,003 Pb 0,045 ± 0,002 Yunrui62: Cd 0,896 ± 0,053 As 0,054 ± 0,003 Pb 0,037 ± 0,001 Yunrui8: Cd 0,904 ± 0,031 As 0,034 ± 0,002 Pb 0,030 ± 0,001	Yang m.fl., 2021
11 olika sorter av majs (Zea mays L.) undersöktes och resultat ovan redovisar endast de sorter som visade potential för användning inom fitoexkludering (Cd för Yayu749, As och Pb för Yunrui62, As för Yunrui8).								
Cd	Jordprov: pH: 5,70, organisk C 1,14%, organiskt N 0,11%, totalt N 0,89%, totalt P 0,35 mg/kg, totalt K 10,96 mg/kg Plats: Shenyang, Kina	Piplök (Allium fistulosum L.) av sorter Ribentiegangongwang och Wuyeqi	Jord spetsades till 3 olika Cd-koncentrationer, T1 (totalt Cd 1,0 mg/kg), T2 (totalt Cd 2,5 mg/kg) och T3 (totalt Cd 5,0 mg/kg). Därefter åldrades jorden i två månader. Därefter placerades 2,5 kg jord i krukor. Ingen gödsel användes.	Krukor placerade utomhus.	5 månader från maj till oktober, exklusive tid för åldring av jord	Koncentration Cd i ätbara delar (mg/kg) Ribentiegangongwang: T1: 0,08 T2: 0,18 T3: 0,26 Wuyeqi: T1: 0,10 T2: 0,23 T3: 0,43	Av totalt 25 undersökta sorter av pipplök var Ribentiegangongwang och Wuyeqi de enda som uppfyllde kravet av Cd <0,10 mg/kg i växten vid koncentration totalt Cd 1,0 mg/kg i jord (T1).	X. Li m.fl., 2011
Totalt 25 olika sorter av pipplök undersöktes, resultat ovan redovisar endast de sorter som identifierades som exkluderande. Ingen konkret analys av effektivitet utfördes. Pipplök är vanlig och mycket ätbar men är en perenn. Växter kan fortfarande anses vara en önskad gröda för fallet Ukraina men detta är viktigt att ha i åtanke.								
Cd	Jordprov: A: pH 6,5, totalt Cd 0,15 mg/kg B: pH 6,6, totalt Cd 0,75 mg/kg C: pH 6,0, totalt Cd 1,12 mg/kg Plats: Shenyang Station of Experimental Ecology (A), Fengcheng Qingchengzi Mining Area (B), Shenyang Zhangshi Irrigation Area (C). Plats B är förorenad på grund av fall från historiskt gruvarbete. Plats C är förorenad på grund av bevattning med Cd-förorenat vatten.	Sojaböna (Glycine max L.) av sort Tiefeng 31	Tre jordar med olika Cd-innehåll. Frön steriliserades och såddes därefter i krukor med 2,5 kg jord.	Krukor placerade utomhus. I Shenyang, Kina.	117 dagar, från 20 juni till 15 oktober	Biomassa och totalt Cd i skördad grodd A: Biomassa, torr 41,7 ± 0,03 g/kruka, Totalt Cd 0,05 ± 0,02 mg/kg B: Biomassa, torr 43,6 ± 0,01 g/kruka, Totalt Cd 0,12 ± 0,03 mg/kg C: Biomassa, torr 44,7 ± 0,02 g/kruka, Totalt Cd 0,19 ± 0,01 mg/kg	Enrichment factor (EF) och Translocation Factor (TF) B: EF 0,16 ± 0,07 TF 0,29 ± 0,12 C: EF 0,17 ± 0,11 TF 0,40 ± 0,15	Zhi m.fl., 2015
Totalt 5 sorter av sojaböna undersöktes, sorten som redovisas ovan var den enda som bedömdes vara exkluderande. Resultaten visade även att Cd koncentration förhindrade växternas upptag av mineraler genom att förhindra upptag av Mn och förhöjd ackumulering av Zn samt Fe. Enrichment Factor avser total Cd-koncentration i grodd dividerat med total Cd-koncentration i jord. Translocation Factor avser total Cd-koncentration i grodd dividerat med total Cd-koncentration i rötter.								

Cd, Pb, Zn	Jordprov: (djup 0–20 cm) pH 4,9, konduktivitiet 45,8. Sand 486 g/kg, silt 359 g/kg, lera 155 k/kg, organiskt C 2,6 g/kg, katjonbyteskapacitet 50 mmol/kg. Pb <5,870 mg/kg, Zn <3,480 mg/kg, Cd <24,4 mg/kg, As <65,9 mg/kg, Cu <188 mg/kg. Plats: Arnoldstein, Österrike. Platsen har historia av ett Pb/Zn smältverk som var aktivt i området under ungefär 500 år.	Växter: Korn (Hordeum distichon ssp. L.) - sorten Bodega och sorten Hellana Svartkämpar (Plantago lanceolata L.) Luddtätel (Holcus lanatus L.) Jordtillsatser: Gravel sludge kombinerad med röd lera (GS+RM) Kalksten (CA)	Mark uppdelad i fält: Kontroll utan tillsats (CO), GS +RM, CA Växelbruk bestående av: 2004–2005: Korn - sorten Bodega för alla utom CO-H där Hellana odlades 2006–2007: Svartkämpar 2007–2008: Luddtätel	Fältexperiment, fält i jord av storlek 2x2 meter	5 år	Koncentration föroreningar i kontrollfält (mg/kg): 2004, korn: [i sädeskorn] CO-H: Cd 0,22; Pb 0,52; Zn 102 CO-B: Cd 0,06; Pb 0,37; Zn 81,5 2005, korn: [i sädeskorn] CO-H: Cd 0,09; Pb 0,37; Zn 72,1 CO-B: Cd 0,06; Pb 0,38; Zn 76,2 2006, svartkämpar: CO-H: Cd 2,5 CO-B: Cd 2,5 2007, svartkämpar: CO-H: Cd 8,5 CO-B: Cd 11,2 2007, luddtätel: CO-H: Cd 0,50 CO-B: Cd 0,60 2008, luddtätel: CO-H: Cd 0,25 CO-B: Cd 0,27	Koncentration föroreningar i behandlade fält (mg/kg): 2004, korn: [i sädeskorn] GS+RM: Cd 0,17; Pb 0,20; Zn 78,0 CA: Cd 0,14; Pb 0,26; Zn 81,4 2005, korn: [i sädeskorn] GS+RM: Cd 0,05; Pb 0,19; Zn 59,9 CA: Cd 0,06; Pb 0,21; Zn 60,5 2006, svartkämpar: GS+RM: Cd 1,3 CA: Cd 1,7 2007, svartkämpar: GS+RM: Cd 2,1 CA: Cd 2,2 2007, luddtätel: GS+RM: Cd 0,55 CA: Cd 0,62 2008, luddtätel: GS+RM: Cd 0,10 CA: Cd 0,22	Korn: GS+RM: Växsort Bodega resulterade i Cd-koncentrationer i sädeskorn under MPC (<0,12 mg/kg) år 2004 och 2005. Pb-koncentration i sädeskorn var under MPC (<0,22 mg/kg) under 2004 och 2005. CA: Bodega resulterade i Cd-koncentrationer i sädeskorn under MPC (<0,12 mg/kg) år 2004 och 2005. Pb-koncentration i sädeskorn var under MPC (<0,21 mg/kg) endast år 2005. Svartkämpar: GS+RM: Endast GS + RM minskade Cd (slutkoncentration 1,25 mg/kg) till nära MPC (1,2 mg/kg). Luddtätel: Alla fält uppvisade Cd-koncentration i växten under MPC. Pb-koncentration minskades i luddtätel för alla behandlingar år 2008.	Friesl-Hanl m.fl., 2009
För att förtydliga delades kontrollfältet CO i två med respektive sorter Hellana och Bodega. Hellana odlades ej på övriga fält. Studien undersökte även växelbruk av samma växtarter och jordtillsatser men i stället med högackumulerande växtsorter. För svartkämpar och luddtätel redovisades koncentrationer som stapeldiagram i ursprunglig artikel; siffror redovisade ovan bör läsas som ungefärliga. Studien undersökte även röd lera. Det här redovisas ej då CA och GS+RM bedömdes vara mest effektiva. MPC avser högsta tillåtna koncentration (<i>Maximum Permitted Concentration</i>) enligt europeiska kommissionen 2001.									
As, Cd, Pb, Zn	Jordprov: 35% sand, 51% silt, 14% lera, pH 6,0 ± 0,1. Totala koncentrationer i mg/kg; As 0,9 ± 0,5, Cd 1,1 ± 0,2, Pb 2,5 ± 1,2, Zn 8,7 ± 4,2, organiskt C 2,7 ± 0,4 Plats: Freiberg, Tyskland. Området har historia av hundratals år av aktiva gruvor fram till år 1991.	Växt: Raps (Brassica napus L.) av sorten Visby Vete (Triticum aestivum L.) av sorten Türkis Korn (Hordeum vulgare L.) av sorten Salome Tillsats: Fosfor och kalkmargel kombinerat	Jorden behandlades med fyra omgångar av 0,4 kg kalkmargel per kvadratmeter och 0,04 kg P per kvadratmeter under varje år som studien varade. Raps odlades 2011/2012, vete 2012/13 och korn 2013/2014.	Fältstudie, åker av storleken 4000 kvadratmeter.	3 år	Totala koncentrationer i sädeskorn, obehandlad mark (mg/kg torr vikt): Raps: As 0,3 ± 0,1; Cd 0,6 ± 0,1; Pb 0,8 ± 0,6; Zn 44,9 ± 0,9 Vete: As 1,9 ± 0,2; Cd 1,0 ± 0,1; Pb <mätbare nivåer, Zn 32,5 ± 1,7 Korn: As 1,0 ± 0,2; Cd 0,2 ± 0,0; Pb 0,3 ± 0,1; Zn 28,1 ± 1,5	Totala koncentrationer i sädeskorn, behandlad mark (mg/kg torr vikt): Raps: As 0,9 ± 0,3; Cd 1,0 ± 0,1; Pb 0,4 ± 0,2; Zn 45,7 ± 1,3 Vete: As 1,6 ± 0,2; Cd 1,2 ± 0,5; Pb <mätbare nivåer, Zn 40,2 ± 5,0 Korn: As 0,8 ± 0,2; Cd 0,3 ± 0,1; Pb 0,1 ± 0,1; Zn 29,8 ± 1,6	Endast koncentrationer i sädeskorn av raps och korn uppfyllde alla aktuella EU-krav för djurfoder. Inga konkreta mått på effektivitet utfördes.	Neu m.fl., 2020
Studien undersökte även samma växter på fält behandlade med P och kalk separat. Ovan redovisas endast resultat från det fält där P och kalk kombinerades eftersom Neu m.fl. fastslog att kalkmargel och P var mest effektivt för att minska biotillgänglighet av föroreningar. Föreningenskoncentrationer avser hur mycket som ackumulerades i grain per år.									
Cd	Jordprov: pH 6,91; lera 20,3%, silt 42,9%, sand 34,1%, totalt N 1,69 g/kg, organiskt material 26,2 g/kg, tillgängligt K 16,8 mg/kg, tillgängligt P 17,4 mg/kg, totalt Cd 0,24 mg/kg Plats: Hanzhong City, Kina	Aubergine (Solanum melongena) av sorten Liaojie No.3 (SML)	Jord spetsades med CdCl ₂ 2,5H ₂ O till de tre koncentrationerna 2,88 (T1), 4,44 (T2) och 18,61 mg/kg Cd(T3). Naturligt förekommande koncentration av totalt Cd i kontrolljord (CK) var 0,24 mg/kg. 2kg jord placerades i krukor av storlek 25x15 cm.	Växthus, krukor	50 dagar	Koncentration av Cd i växt, opåverkad jord: [µg/kruka] CK: Stjälk 2,16 ± 0,29; blad 2,58 ± 0,53	Koncentration av Cd i växt, påverkad jord: [µg/kruka] T1: Stjälk 62,97 ± 3,11; blad 72,16 ± 8,52 T2: Stjälk 84,49 ± 7,94; blad 153,3 ± 16,8 T3: Stjälk 172,6 ± 18,3; blad 243,7 ± 37,4	Enrichment Factor: CK: Stjälk 1,91 ± 0,37; blad 1,52 ± 0,51 T1: Stjälk 4,78 ± 0,86; blad 3,45 ± 0,82 T2: Stjälk 4,64 ± 0,42; blad 6,37 ± 0,66 T3: Stjälk 2,52 ± 0,25; blad - 3,62 ± 0,34	Dai m.fl., 2021
Den spetsade jorden åldrades i 2 månader innan plantering.									

Bilaga 2. Jordtillsatser

Föreningar i mark	Markförhållanden	Tillsatser använda	Metod	Skala/omfattning	Tidsram	Initial biotillgänglighet/koncentration	Slutgiltig biotillgänglighet/koncentration	Resultat	Referens	
Cr	Jordprov: Sandig lerjord, Konduktivitet 1,41 dS/m, pH 7,5, <i>saturation percentage</i> 37,5 %, organiskt material 0,60 %, tillgängligt P 7,30 mg/kg, extraherbart K 129 mg/kg Plats: Ej angiven	Gibberellinsyra (GA): Ett tillväxthormon som förekommer naturligt i växter och frön. Pressmud (PRM): Organiskt material 12 %, pH 6,4, konduktivitet 3,1 dS/m, totalt P 0,8 %, totalt K 0,9 % Växt: Solros (<i>Helianthus annuus</i>)	Jorden spetsades med kaliumdikomat till Cr-koncentrationer av 12, 18 och 24 mg/kg samt en oförorenad kontrolljord utan tillsatser. GA och PRM tillsattes till jordprover separat och i kombination. GA tillsattes med koncentration 10 ⁻⁴ M per kruk, PRM tillsattes med koncentration 2,5% per kruk. Jorden åldrades i 2 veckor innan plantering. Försöket skedde i krukor i växthus med 10 kg jord var för respektive koncentration och kombination av tillsatser.	Växthus, krukexperiment	Minst 20 dagar, från plantering fram till växtmognad. Ospecificerad tidsram.	Totalt Cr i växt, obehandlad jord: [µg/g] Oförorenad kontrolljord: Skott 0,23, Solrosfrö 0,10 Cr 12 mg/kg: Skott; 15,7, Solrosfrö; 6,3 Cr 18 mg/kg: Skott; 22,2, Solrosfrö; 9,1 Cr 24 mg/kg: Skott; 27,3, Solrosfrö; 11,3	Totalt Cr i växt, förorenad jord: [µg/g] Cr 12 mg/kg +GA: Skott; 9,7, Solrosfrö; 3,26 Cr 18 mg/kg +GA: Skott; 16,85, Solrosfrö; 5,6 Cr 24 mg/kg +GA: Skott; 23,9, Solrosfrö; 8,7	Totalt Cr i växt, förorenad jord: [µg/kg] Cr 12 mg/kg +PRM: Skott; 6,6, Solrosfrö; 3,67 Cr 18 mg/kg +PRM: Skott; 12, Solrosfrö; 3,67 Cr 24 mg/kg +PRM: Skott; 16,33, Solrosfrö; 6,03 Cr 12 mg/kg +PRM+GA: Skott; 4,25, Solrosfrö; 1,9 Cr 18 mg/kg +PRM+GA: Skott; 8,4, Solrosfrö; 2,62 Cr 24 mg/kg +PRM+GA: Skott; 12,4, Solrosfrö; 5,60	Kombination av GA och PrM var mest effektiv och effektivare än tillsatserna separat. Behandling med GA och PrM motverkade Cr-stress och förbättrade solrosens tillväxt.	Saleem m.fl., 2015
Studien visade även att GA och PRM i kombination kan förbättra växternas tillväxt genom att stimulera cellförlängning och fotosyntes.										
Pb, Cd, Cr	Jordprov: Lerjord, pH 7,5; konduktivitet dS/m, organiskt material 1,12%, totalt N 0,21%, P 1,14 mg/kg, K 43,4 mg/kg, Pb 2,72 mg/kg, Cd 0,10 mg/kg, Cr 0,32 mg/kg	Majshalm-biokol (BC): pH 7,30, konduktivitet 0,15 dS/m, organisk C 40% Cd 0,29 mg/kg, Pb 3,20 mg/kg, Cr 0,26 mg/kg Kompost (CP): pH 7,19; konduktivitet 0,14 dS/m, organisk C 24% Cd 0,09 mg/kg, Pb 0,20 mg/kg, Cr ej detekterad Växt: Majs (<i>Zea Mays L.</i>)	Jorden spikades med Pb, Cd och Cr till koncentrationer på 20, 10 respektive 20 mg/kg. BC och CP tillsattes separat i doser om 0, 0,5, 1, 2 och 4 %. Majs planterades i krukor med 10kg jord av respektive tillsats.	Växthus, krukexperiment	60 dagar, repiterad 3 gånger	Tillgänglig koncentration i jord Pb: 18.26 mg/kg Cd: 9.33 mg/kg Cr: 18.47 mg/kg Koncentration i majsskott Pb: 2,58 mg/kg Cd: 1,95 mg/kg Cr: 2,95 mg/kg	Tillgänglig koncentration i jord: [mg/kg] BC0,5%: Pb 15,94 , Cd 8,07 , Cr 16,16 BC1%: Pb 12,04 , Cd 6,44 , Cr 12,26 BC2%: Pb 7,58, Cd 4,50, Cr 7,81 BC4%: Pb 3,82, Cd 2,67, Cr 4,04 CP0,5%: Pb 16,67 , Cd 8,67 , Cr 16,88 CP1%: Pb 14,25 , Cd 8,06 , Cr 14,47 CP2%: Pb 10,71 , Cd 6,87 , Cr 10,93 CP4%: Pb 7,13 , Cd 5,36 , Cr 7,34	Koncentration i majsskott [mg/kg] BC0,5%: Pb 2,32 , Cd 1,78 , Cr 2,18 BC1%: Pb 1,84 , Cd 1,49 , Cr 1,55 BC2%: Pb 1,27 , Cd 1,13 , Cr 1,08 BC4%: Pb 0,76 , Cd 0,72 , Cr 0,64 CP0,5%: Pb 2,41 , Cd 1,83 , Cr 2,01 CP1%: Pb 2,11 , Cd 1,61 , Cr 1,67 CP2%: Pb 1,71 , Cd 1,31 , Cr 1,27 CP4%: Pb 1,28 , Cd 0,98 , Cr 0,86	BC och CP immobiliserar Pb, Cd och Cr i jorden och minskar toxiciteten för majs. BC var mer effektivt än CP för att immobilisera metallerna och förbättra växttillväxt och jordkvalitet.	Irfan m.fl., 2021
BC framställdes i en muffelugn vid 550°C under begränsad syretillförsel. PH och konduktivitet för tillsatser bestämdes i en 1:10 suspension av biokol/kompost och vatten.										

Cd, Zn	Jordprov: Sandig lerjord. Sand 43,5%, silt 21,5%, lera 35%. Konduktivitet 0,78 dS/m, pH 7,91, katjonutbyteskapacitet 3,62 cmolc/kg, totalt N 0,023%, tillgängligt P 6,84 mg/kg, extraherbart K 118 mg/kg, extraherbart Zn 0,35 mg/kg, organiskt material 0,68% Plats: Pakistan	Gärds gödsel (FYM): pH 8,11, konduktivitet 2,36 dS/m Majsstjälk-biokol (MSB): pH 8,1, konduktivitet 2,16 dS/m Pressmud (PRM): pH 8,17, konduktivitet 2,42 dS/m Rishalm-biokol (RSB): pH 8,15, konduktivitet 2,29 dS/m Växt: Vete (<i>Triticum aestivum</i> L.)	Jorden spetsades med kadmiumklorid till en koncentration av 0,6 mg/kg Cd. Tillsatserna blandades i kadmiumförorenad jord (1% vikt/vikt) 12 dagar före sådd. Vete såddes i krukor med 15 kg av jord med respektive tillsats. Vete skördades efter växtmognad, 115 dagar efter sådd.	Växthus, krukor	115 dagar	Jord efter skörd Kontroll: Extraherbart Cd 0,52 mg/kg, extraherbart Zn 0,27 mg/kg Vete i Cd-kontaminerad jord Kontroll: Kornavkastning 32,33 g/kruka	Jord efter skörd [mg/kg] FYM: Extraherbart Cd 0,39, extraherbart Zn 0,37 MSB: Extraherbart Cd 0,24, extraherbart Zn 0,5 PRM: Extraherbart Cd 0,36, extraherbart Zn 0,4 RSB: Extraherbart Cd 0,25, extraherbart Zn 0,47	Vete i Cd-kontaminerad jord FYM: Kornavkastning 38,33 g/kruka MSB: Kornavkastning 54,33 g/kruka PRM: Kornavkastning 42,33 g/kruka RSB: Kornavkastning 51 g/kruka	Biokol från majsstjälkar minskade extraherbart Cd i jorden och förbättrade växternas näringstillgång. Tillsatsen minskade Cd i blad och korn, men ökade Zn.	Majseed m.fl., 2021
FYM och PRM erhöles från en mjölgård respektive sockerkvarn. Biokol tillverkades från majsstjälkar respektive risstrån genom pyrolys vid 400°C i 3 timmar. Extraherbart avser extraherbart genom så kallad wet digestion med hjälp av svavelsyra och väteperoxid										
Pb	Jordprov: Humus ytjord (0–5 cm djup): pH 4, syralösligt Pb (PbA) 21 034 mg/kg, DOC 952 mg/kg Mineraljord (5–20 cm djup): pH 4,3, syralösligt Pb 22,7 mg/kg, DOC 268 mg/kg Plats: Finland. Föreningarna är historiska då platsen var tidigare skjutbana.	Torv: fukthalt 50%, PbA 22 mg/kg, vattenlösligt Pb (PbW) 0,005 mg/kg Växt: Tallplanta, odlade på torvsubstrat	Mikrokosmerna, både med och utan tallplanter, bestod av grov mineraljord täckt med bly-förorenad humusjord. Ovanpå detta lades ett lager av oförorenad torv, mellan 1 och 3 cm tjockt. 8 st mikrokosmer totalt. I ett perkolationstest tvättades mikrokosmerna med destillerat vatten för att skölja bort PbW. Utskölningsbehandlingar utfördes dag 34 (L1) och 76 (L2).	Labrorie, mikroskosm-studie	Ca. 150 dagar, ytterligare mätning efter 3,5 år.	Kontroll (0 cm) PbA: Dag1+tallplanta; 26 mg/kg Dag77+tallplanta; 10,6 mg/kg Dag1; 26,9 mg/kg Dag77; 41,3 mg/kg PbW: Dag1+tallplanta; 6 mg/kg Dag77+tallplanta; 14 mg/kg Dag 1; 14 mg/kg Dag77; 7 mg/kg L1+tallplanta: Pb c 0,07 mg/L L2+tallplanta: Pb c 0,082 mg/L L1: Pb c 0,092 mg/L L2: Pb c 0,146 mg/L	PbA: Torvlager, med plantor 1cm - 11,3 mg/kg 2cm - 11,3 mg/kg 3 cm - 10,6 mg/kg Torvlager, utan plantor 1cm - 26,6 mg/kg 2cm - 26,8 mg/kg 3 cm - 30,3 mg/kg PbW: Torvlager, med plantor 1cm - 15,3 mg/kg 2cm - 6,8 mg/kg 3 cm - 5,9 mg/kg Torvlager, utan plantor 1cm - 5,1 mg/kg 2cm - 9,5 mg/kg 3 cm - 8,4 mg/kg	Pb koncentration: [mg/L] L1, med plantor 1 cm - 0,013 2 cm - 0,036 3 cm - 0,025 L2, med plantor 1 cm - 0,026 2 cm - 0,069 3 cm - 0,037 L1, utan plantor 1 cm - 0,015 2 cm - 0,018 3 cm - 0,016 L2, utan plantor 1 cm - 0,029 2 cm - 0,038 3 cm - 0,035	PbW låg under detektionsgränsen inom ICP-MS i mineraljorden i alla prover, men PbA ökade. Tillsats av torv minskade PbA i mineraljorden, särskilt i jord med växter, vilket tyder på att Pb togs upp av plantorna.	Levonmäki m.fl., 2006
Detektionsgräns inom ICP-MS sftar på den lägsta koncentrationen av ett grundämne som metoden på ett tillförlitligt sätt kan upptäcka, men inte nödvändigtvis mäta exakt. Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga. PbA avser syralösligt Pb, PbW avser vattenlösligt Pb.										
Cd, Pb, Zn	Jordprov: Lerig sand, pH 5,05, organiskt kol 6,62 g/kg	Rekulter: 180 g/kruka Brunkol: 140 g/kruka Torv: 390 g/kruka Stallgödsel: 630 g/kruka Växt: Råg (<i>Secale cereale</i>)	Jorden spikades till koncentrationer av tungmetaller (mg/kg jord): 90,0 (Zn), 60,4 (Pb) och 0,80 (Cd). 56,4 kg med förorenad jord sattes i krukor som grävdes ned i mark. Jordtillsatser blandades i respektive kruka enligt dos angiven i kolumn till vänster.	Fält, krukor	1 år	Kontroll Jord: [mg/kg] Cd 0,797 (2M HNO3) Cd 0,791 (EDTA) Pb 61,5 (2M HNO3) Pd 55,6 (EDTA) Zn 90,2 (2M HNO3) Zn 73,0 (EDTA) Cd upptag växt: [g/kruka] Rötter 0,68 Stjälk 0,83 Blad 0,15 Pb upptag i växt: [g/kruka] Rötter 10,8 Stjälk 5,78 Blad 3,34 Zn upptag växt: [g/kruka] Rötter 89,3 Stjälk 311 Blad 129	Rekulter Jord: [mg/kg] Cd 0,793 (2M HNO3) HNO3) Cd 0,612 (EDTA) Pb 60,8 (2M HNO3) Pb 41,6 (EDTA) Zn 80,5 (2M HNO3) Zn 55,0 (EDTA) Cd upptag växt: [g/kruka] Stjälk 0,43 Blad 0,11 Pb upptag växt: [g/kruka] Stjälk 3,23 Blad 1,38 Zn upptag växt: [g/kruka] Stjälk 181,5 Blad 80,3	Torv Jord: [mg/kg] Cd 0,785 (2M HNO3) Cd 0,769 (EDTA) Pb 56,7 (2M HNO3) Pb 53,2 (EDTA) Zn 79,7 (2M HNO3) Zn 57,0 (EDTA) Cd upptag växt: [g/kruka] Stjälk 0,54 Blad 0,10 Pb upptag växt: [g/kruka] Stjälk 3,23 Blad 1,38 Zn upptag växt: [g/kruka] Stjälk 181,5 Blad 84,5	Studien visar att Rekulter mest effektivt minskade jordens surhet och immobiliserade tungmetaller, särskilt kadmium (Cd), vilket resulterade i lägre metallinnehåll i växter. Effekten var mest märkbar för Cd, men även Pb och Zn påverkades.	Kwiatkowska, 2006

								Brunkol Jord: [mg/kg] Cd 0,757 (2M HNO ₃) Cd 0,688 (EDTA) Pb 54,4 (2M HNO ₃) Pb 49,4 (EDTA) Zn 79,5 (2M HNO ₃) Zn 55,5 (EDTA) Cd upptag växt: [g/kruka] Stjälk 0,53 Blad 0,11 Pb upptag växt: [g/kruka] Stjälk 3,26 Blad 1,49 Zn upptag växt: [g/kruka] Stjälk 150,3 Blad 78,5	Stallgödsel Jord: [mg/kg] Cd 0,753 (2M HNO ₃) Cd 0,781 (EDTA) Pb 55,7 (2M HNO ₃) Pb 52,4 (EDTA) Zn 79,3 (2M HNO ₃) Zn 55,5 (EDTA) Cd upptag växt: [g/kruka] Stjälk 0,47 Blad 0,10 Pb upptag växt: [g/kruka] Stjälk 3,55 Blad 2,10 Zn upptag växt: [g/kruka] Stjälk 169,5 Blad 83,6		
Ursprunglig artikel redovisar inte jordprovets egenskaper vid start. Bioackumuleringsindex (BI) användes för att utvärdera rörligheten och tillgängligheten av tungmetaller.											
Zn	Jordprov: pH 6, organiskt material 5,9 %, total Zn 470 mg/kg. Plats: Lanarkshire, Storbritannien Jorden historiskt förorenad med Zn genom zinkrikt slam 1994–1997. Totalt zink var 500 mg/kg och utbytbart zink 15 mg/kg efter att föroreningen upphörde år 1997.	Biokol från träflisor (BC): pH 9,9, OC 53 %. Biokolet producerades genom pyrolys vid 400 °C Kompost från växtrester (GWC): pH 7,8, OC 21 %, totalt Zn 153 mg/kg Växt: Korn (Hordeum vulgare) av sort Westminster spring barley Ärtor (Pisum sativum)	Den förorenade jorden blandades med tillsatser i följande koncentrationer: 1% biokol (BC1), 5% biokol (BC5), 1% kompost (GWCI) respektive 5% kompost (GWCS). En förorenad jord utan tillsatser var kontroll. Växtbehandlingarna bestod av antingen: (A) ingen växt, (B) korn eller (C) ärtor. Samtliga kombinationer av växter och tillsatser planterades i 3L krukor. Växthusets temperatur var 15–20°C.	Växthus, krukexperiment	Ca 100 dagar	Kontroll+A: Zn 2 mg/L (porvatten), lösligt organiskt C (DOC) 20 koncentration mg/L, pH 4,5 Kontroll+B: Zn 1 mg/L, DOC 25 mg/L, pH 5,5, Zn-innehåll i korn 31 mg/kg Kontroll+C: Zn 1,25 mg/L, DOC 22 mg/L, pH 4,8, Zn-koncentration i ärtor 71 mg/kg	BC1+A: Zn 1,9 mg/L, DOC 20 mg/L, pH 4,8 BC1+B: Zn 0,9 mg/L, DOC 38 mg/L, pH 5,4, Zn-koncentration i korn 46 mg/kg BC1+C: Zn 0,9 mg/L, DOC 38 mg/L, pH 5,4, Zn-koncentration i ärtor 62 mg/kg BC5+A: Zn 1,1 mg/L, DOC 19 mg/L, pH 4,9 BC5+B: Zn 0,5 mg/L, DOC 30 mg/L, pH 4, Zn-innehåll i korn 42 mg/kg BC5+C: Zn 0,75 mg/L, DOC 25 mg/L, pH 4,9, Zn-koncentration i ärtor 68 mg/kg	GWCI+A: Zn 1,9 mg/L, DOC 18 mg/L, pH 4,7 GWCI+B: Zn 0,8 mg/L, DOC 28 mg/L, pH 5,6, Zn-koncentration i korn 41 mg/kg GWCI+C: Zn 0,75 mg/L, DOC 20 mg/L, pH 4,8, Zn-koncentration i ärtor 86 mg/kg GWCS+A: Zn 1,25 mg/L, DOC 17 mg/L, pH 5,2 GWCS+B: Zn 0,7 mg/L, DOC 38 mg/L, pH 5,5, Zn-koncentration i korn 39 mg/kg GWCS+C: Zn 0,9 mg/L, DOC 25 mg/L, pH 5,4, Zn-koncentration i ärtor 67 mg/kg	Tillsats av biokol eller kompost minskade potentiellt utlakbart Zn, men Zn-koncentrationer i växter visade inte en statistiskt signifikant minskning för någon av tillsatserna i någon av växterna. Störst immobiliserande effekt fanns hos biokol.	Beesly, m.fl., 2022	
Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga. Zn i enhet mg/L avser Zn-koncentration i jordens porvatten.											

As	<p>Jordprov: (Från opåverkad jord)</p> <p>Sandig jord (S): Sand 61,5%, silt 16,3%, lera 22,2%, organiskt material 0,23%.</p> <p>pH 7,8, konduktivitet 0,28 dS/m, total As 1,65 mg/kg, vattenlöslig As 0,57 mg/kg</p> <p>Lerig jord (L): Sand 37,6%, silt 33,5%, lera 31,4%, organiskt material 0,62%.</p> <p>pH 7,9, konduktivitet 0,53 dS/m, total As 2,36 mg/kg, vattenlöslig As 0,06 mg/kg</p> <p>Lerjord (C): Sand 32,3%, silt 31,8%, lera 35,9%, organiskt material 0,76%</p> <p>pH 8,2, konduktivitet 0,64 dS/m, total As 3,85 mg/kg, vattenlöslig As 0,04 mg/kg</p>	<p>Stallgödsel (FYM): pH 8,01, totalt N (%) 0,27, totalt P (%) 0,21, totalt K (%) 0,80, C/N-kvot 25,85, totalt Cu mg/kg 7,45, totalt Fe (mg/kg) 1470, totalt Zn (mg/kg) 48,80, totalt Mn (mg/kg) 48,60, totalt As (mg/kg) 2,35</p> <p>Växt: Solros (Helianthus annuus)</p>	<p>De 3 opåverkade jordproverna spetsades till 2 olika koncentrationer av As-nivåer i labb, 60 mg/kg respektive 120 mg/kg. FYM tillsattes i respektive jord (S, L, C) i 4 koncentrationer (0, 20, 35, 50 g/kg jord). Försöket utfördes enligt en fullständig randomiserad design med tre replikat av varje typ.</p>	Laboratorie	150 dagar	<p>Resulterande As-koncentrationer i mark och solros, jord utan tillsatser: [mg/kg]</p> <p>As 60 mg/kg jord:</p> <p>S: As(V) 27,85 mg/kg, As(III) 1,8 mg/kg, Solrosfrö; 0,46 As mg/kg</p> <p>L: As(V) 8,64 mg/kg, As(III) 0,89 mg/kg, Solrosfrö; 0,3 As mg/kg</p> <p>C: As(V) 2,1 mg/kg, As(III) 0,65 mg/kg, Solrosfrö; 0,18 As mg/kg</p> <p>As 120 mg/kg jord:</p> <p>S: As(V) 53,6 mg/kg, As(III) 3,1 mg/kg, Solrosfrö; 0,82 As mg/kg</p> <p>L: As(V) 18,06 mg/kg, As(III) 1,63 mg/kg, Solrosfrö; 0,44 As mg/kg</p> <p>C: As(V) 4,5 mg/kg, As(III) 0,92 mg/kg, Solrosfrö; 0,3 As mg/kg</p>	<p>Resulterande As-koncentrationer i mark och solros, jord med tillsatser: [mg/kg]</p> <p>As 60 mg/kg jord:</p> <p>S+FYM20; As(V) 24,12, As(III) 2,06, Solrosfrö; 0,38 As</p> <p>L+FYM20; As(V) 6,39, As(III) 1,1, Solrosfrö; 0,27 As</p> <p>C+FYM20; As(V) 1,35, As(III) 0,72, Solrosfrö; 0,24 As</p> <p>S+FYM35; As(V) 22,44, As(III) 2,13, Solrosfrö; 0,34 As</p> <p>L+FYM35; As(V) 5,05, As(III) 1,3, Solrosfrö; 0,32 As</p> <p>C+FYM35; As(V) 1,1, As(III) 0,83, Solrosfrö; 0,18 As</p> <p>S+FYM50; As(V) 21,05, As(III) 2,37, Solrosfrö; 0,28 As</p> <p>L+FYM50; As(V) 4,12, As(III) 1,39, Solrosfrö; 0,26 As</p> <p>C+FYM50; As(V) 0,98, As(III) 0,98, Solrosfrö; 0,16 As</p>	<p>Resulterande As-koncentrationer i mark och solros, jord med tillsatser: [mg/kg]</p> <p>As 120 mg/kg jord:</p> <p>S+FYM20; As(V) 44,54, As(III) 3,85, Solrosfrö; 0,48 As</p> <p>L+FYM20; As(V) 13,32, As(III) 2,12, Solrosfrö; 0,42 As</p> <p>C+FYM20; As(V) 3,22, As(III) 1,16, Solrosfrö; 0,26 As</p> <p>S+FYM35; As(V) 41,05, As(III) 4,12, Solrosfrö; 0,63 As</p> <p>L+FYM35; As(V) 10,7, As(III) 2,56, Solrosfrö; 0,28 As</p> <p>C+FYM35; As(V) 2,86, As(III) 1,31, Solrosfrö; 0,23 As</p> <p>S+FYM50; As(V) 36,32, As(III) 5,15, Solrosfrö; 0,45 As</p> <p>L+FYM50; As(V) 8,26, As(III) 3,01, Solrosfrö; 0,3 As</p> <p>C+FYM50; As(V) 2,26, As(III) 1,39, Solrosfrö; 0,20 As</p>	<p>FYM minskade As rörlighet i jorden och dess upptag i solrosor, särskilt i S. FYM var effektivt i alla testade koncentrationer för att minska ackumulering av As i växtdelar, men 50 g/kg var mest effektiv.</p>	Piracha m.fl., 2023
Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga.										

Cd	<p>Jordprov: Pukekohe-jord (PJ): pH 6,0, total Cd 1,45 mg/kg Extraherbara koncentrationer (genom 0,05 M kalciumnitrat): [mg/kg] Cd 0,011 ± 0,13, Cu 0,13 ± 0,02, Zn 0,38 ± 0,06, Ni 0,090 ± 0,012, Fe 0,65 ± 0,20, Al 0,82 ± 0,020 Levin-jord (LJ): pH 6,5, total Cd 0,47 mg/kg Extraherbara koncentrationer (genom 0,05 M kalciumnitrat): [mg/kg] Cd 0,008 ± 0,002, Cu 0,12 ± 0,01, Zn 0,18 ± 0,02, Ni 0,014 ± 0,002, Fe 0,51 ± 0,04, Al 0,49 ± 0,04 Plats: Nya Zealand</p>	<p>Kommunal kompost från grönavfall (MK): pH 7,4, katjonbyteskapacitet 45 cmole/kg, C 21 %, N 2,3 %, Cd 0,70 mg/kg Kompost av sågspån och djurgödsel(SK): pH 7,0, katjonbyteskapacitet 47 cmole/kg, C 21 %, N 1,6 %, Cd 0,45 mg/kg N i form av urea (N)</p>	<p>MK eller SK tillsattes i respektive jord till en koncentration på 2,5 %. Jorden inkuberades i tre olika temperaturer (19 °C, 30 °C, och 30 °C) för respektive kombination av tillsats och jordprov. Extra kväve tillsattes som i form av urea (0,6 g/kg jord). Inkubering skedde över 1 år.</p>	<p>Växthus, krukexperiment</p>	<p>1 år</p>	<p>Extraherbart Cd: [mg/kg] LJ, vecka 1 T19 - 0,018 T30+N - 0,019 LJ, vecka 10 T19 - 0,025 T30+N - 0,039 LJ, vecka 30 T19 - 0,009 T30 - 0,004 T30+N - 0,011 LJ, vecka 49 T19 - 0,008 T30 - 0,012 T30+N - 0,018 PJ, vecka 1 T19 - 0,042 T30 - 0,041 PJ, vecka 10 T19 - 0,061 T30 - 0,061 T30+N - 0,081 PJ, vecka 30 T19 - 0,025 T30 - 0,025 T30+N - 0,039 PJ, vecka 49 T19 - 0,021 T30 - 0,021 T30+N - 0,044</p>	<p>Extraherbart Cd, PJ: [mg/kg] Vecka 1: PJ+MK+T19; 0,023 PJ+MK+T30; 0,025 PJ+MK+T30+N; 0,027 PJ+SK+T19; 0,021 PJ+SK+T30; 0,019 PJ+SK+T30+N; 0,021 Vecka 10: PJ+MK+T19; 0,36 PJ+MK+T30; 0,038 PJ+MK+T30+N; 0,05 PJ+SK+T19; 0,033 PJ+SK+T30; 0,03 PJ+SK+T30+N; 0,037 Vecka 30: PJ+MK+T19; 0,025 PJ+MK+T30; 0,018 PJ+MK+T30+N; 0,035 PJ+SK+T19; 0,013 PJ+SK+T30; 0,017 PJ+SK+T30+N; 0,023 Vecka 49: PJ+MK+T19; 0,015 PJ+MK+T30; 0,022 PJ+MK+T30+N; 0,023 PJ+SK+T19; 0,017 PJ+SK+T30; 0,016 PJ+SK+T30+N; 0,011</p>	<p>Extraherbart Cd, LJ: [mg/kg] Vecka 1: LJ+MK+T19; 0,012 LJ+MK+T30; 0,010 LJ+MK+T30+N; 0,010 LJ+SK+T19; 0,009 LJ+SK+T30; 0,010 LJ+SK+T30+N; 0,008 Vecka 10: LJ+MK+T19; 0,014 LJ+MK+T30; 0,015 LJ+MK+T30+N; 0,018 LJ+SK+T19; 0,012 LJ+SK+T30; 0,012 LJ+SK+T30+N; 0,014 Vecka 30: LJ+MK+T19; 0,004 LJ+MK+T30; 0,004 LJ+MK+T30+N; 0,008 LJ+SK+T19; 0,005 LJ+SK+T30; 0,002 LJ+SK+T30+N; 0,005 Vecka 49: LJ+MK+T19; 0,004 LJ+MK+T30; 0,004 LJ+MK+T30+N; 0,007 LJ+SK+T19; 0,004 LJ+SK+T30; 0,002 LJ+SK+T30+N; 0,006</p>	<p>Extraherbart Cd ökade mellan vecka 2 och 10, men minskade därefter. Vid vecka 49 låg Cd-halten i kompostjordar på 23–89% av kontrollen, med störst minskning vid 30°C med extra N.</p>	<p>Al Mamun m.fl., 2023</p>
<p>T-19 = Inkuberad vid 19 °C, T-30 = Inkuberad vid 30 °C, T-30+N = Inkuberad vid 30 °C med tillsatt urea-kväve. Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga.</p>										

<p>Pb</p>	<p>Jordprov: Förorenad jord: pH 7,59, organiskt material 29,8%, total C 17% Pb: 2030 ± 10 mg/kg As: 19,5 ± 2,7 mg/kg Cr: 33,3 ± 0,9 mg/kg Ni: 13,6 ± 0,6 mg/kg Cd: <1 mg/kg Ca 1,46 ± 0,02 %, K 2,08 ± 0,01 %, Mg 0,73*(10⁻³) ± 3*(10⁻³) % Jord bestående av 34,80 ± 0,68 % silt 2-20 µm, 30,32 ± 0,48 % silt 20-50 µm, 34,9 ± 1,2 % sand. Öförorenad kontrolljord: Pb: 18,1 ± 3,0 mg/kg As: 7,76 ± 4,05 mg/kg Cr: 26,8 ± 6,8 mg/kg Ni: 14,9 ± 0,1 mg/kg Cd: <1 mg/kg Ca 1,66 ± 0,02 %, K 1,98 ± 0,03 %, Mg 0,77*(10⁻³) ± 3*(10⁻³) % Jord bestående av 0,66 ± 0,25 % lera, 0,63 ± 0,008 % silt 2-20 µm, 0,20 ± 0,006 % silt 20-50 µm, 16,9 ± 1,2 % sand. Plats: Bouwer, Argentina. Området har en historik av tidigare fabrik för batteri-återvinning.</p>	<p>Kompost av biosolider och träflis(C): pH: 6,5-6,7 Konduktivitet (mS cm⁻¹): 1,2-2,4 Totalt C (%): 23-27 Totalt N (%): 1,5-2,0 C/TN: 12-19 Ca (%): 1,4-1,5 Mg (%): 0,6 Na (%): <0,1 Totalt K (%): 0,5-0,8 Totalt P(%): 1,3-1,4 Växt: Sallad (Lactuca sativa)</p>	<p>Förorenad jord blandades med steril sand för att minska Pb-koncentration till ~1600 mg/kg Pb i den förorenade jorden. Studerade jordprover var förorenad jord (PbSo), förorenad jord med 10% kompost (PbCo_C) samt öförorenad kontrolljord (CoSo). Samtliga prover inkuberades vid 23-27 °C under 40 dagar innan sallad såddes. Jord placerades i krukor med 2,5 kg jord där sallad såddes.</p>	<p>Växthus, krukeexperiment</p>	<p>57 dagar, exklusive tid för inkubering av jord</p>	<p>Öförorenad jord CoSo: [mg/kg] Före inkubering: Biotillgängligt Pb 16,30 ± 0,40, utbytbart Pb 16,30 ± 0,40, Pb känsligt för förändring av pH < mätbara nivåer, Pb bundet till Fe och Mn oxider < mätbara nivåer, Pb bundet till organiskt material < mätbara nivåer, resterande Pb 3,86 ± 0,16 Efter inkubering: Biotillgängligt Pb 14,59 ± 0,33, utbytbart Pb 14,59 ± 0,33, Pb känsligt för förändring av pH < mätbara nivåer, Pb bundet till Fe och Mn oxider < mätbara nivåer, Pb bundet till organiskt material < mätbara nivåer, resterande Pb 0,98 ± 0,07 Pb-koncentration i salladsblad: 4,1 ± 0,5 mg/kg</p>	<p>Förorenad jord utan tillsats PbSo: [mg/kg] Före inkubering: Biotillgängligt Pb 391,3 ± 3,6, utbytbart Pb 74,9 ± 1,7, Pb känsligt för förändring av pH 316,3 ± 5,2, Pb bundet till Fe och Mn oxider 286,4 ± 8,5, Pb bundet till organiskt material 105,8 ± 2,3, resterande Pb 1255,5 ± 2,7 Efter inkubering: Biotillgängligt Pb 363,1 ± 9,5, utbytbart Pb 60,27 ± 0,82, Pb känsligt för förändring av pH 303 ± 10, Pb bundet till Fe och Mn oxider 321,5 ± 6,2, Pb bundet till organiskt material 108,0 ± 1,8 resterande Pb 1231 ± 1,9 Pb-koncentration i salladsblad: 12,7 ± 1,4</p>	<p>Förorenad jord med kompost PbSo_C: [mg/kg] Före inkubering: Biotillgängligt Pb 335 ± 15, utbytbart Pb 55,07 ± 0,66, Pb känsligt för förändring av pH 279 ± 15, Pb bundet till Fe och Mn oxider 435 ± 34, Pb bundet till organiskt material 182 ± 11, resterande Pb 983 ± 60 Efter inkubering: Biotillgängligt Pb 339 ± 42, utbytbart Pb 40,60 ± 0,30, Pb känsligt för förändring av pH 298 ± 42, Pb bundet till Fe och Mn oxider 500,2 ± 6,1, Pb bundet till organiskt material 287,3 ± 3,0, resterande Pb 909 ± 33 Pb-koncentration i salladsblad: 6,7 ± 0,2</p>	<p>Resultaten visade att inkuberingsprocessen ledde till förändringar i jordens fördelning av Pb (PbSo). Jordtillsatsen (PbSo_C) bidrog till att minska biotillgänglighet genom att Pb blev bundet i organiskt material samt i Fe och Mn oxider. Även om biotillgänglighet minskade bedömdes resulterande koncentration Pb i sallad vara för hög (>6,7 mg/kg) för att inte innebära risk vid konsumtion.</p>	<p>Gómez m.fl., 2023</p>
<p>Komposten producerades genom kompostering av 1:1 biosolider och träflis. Komposten vändes var tredje dag under en period av sex månader och hölls vid temperatur >55 °C.</p>										
<p>Pb</p>	<p>Jordprov: Sandig lerjord (djup 0-20 cm) Sand 47%, silt 48,2% lera 4,8% pH 6,2, katjonbyteskapacitet 17,9 mmol, total Pb 109 mg/kg Plats: Canning, Nova Scotia, Kanada Föroreningarna är historiska.</p>	<p>Oorganiska: [mg/kg] Benmjöl: P 42,740, Ca 88,444, Mg 1597, Na 2217, K 185, Mn < mätbar nivå Zeolit: P 424, Ca 16,680, Mg 6042, Na 3553, K 1991, Mn 178 Kalk: - Träaska: P 3918, Ca 73,544, Mg 8592, Na 744, K 6983, Mn 10,577 Organiska: Slam: P 7533, Ca 8823, Mg 1601, Na 407, K 978 Biokompost: P 3336, Ca 3560, Mg 893, Na 180, K 1102 Trädgårdskompost: P 3624, Ca 7168, Mg 2514, Na 440, K 3344 Torv: P 115, Ca 2048, Mg 1039, Na 451, K 51 Diammoniumfosfat (DAP): Växt: Morot (Daucus carota L.), sort Red Core Chantenay</p>	<p>Varje tillsats blandades med jorden i antingen en låg eller hög dos av respektive tillsats. Plastkrukor fylldes med 2 kg jord med respektive tillsats där 10 morotsfrön (Daucus carota L. Red Core Chantenay) såddes. Växterna gödslades med 2 g/kg kaliumklorid och 1,25 g/kg ammoniumnitrat. Efter 10 dagar gallrades plantorna till 6 per kruka. Temperatur i växthus: dagtid 22-25 °C, nattetid 18-19 °C. Dosering: [t/ha] Benmjöl (låg 10, hög 100), Zeolit (låg 10, hög 100), Kalk (låg 5, hög 10), träaska (låg 10, hög 20) Slam (låg 26, hög 130), biokompost (låg 29, hög 116), trädgårdskompost (låg 29, hög 116), torv (låg 3, hög 6, enhet kubikfot per 4 kvadratmeter), DAP (låg 0,25 enhet g/kg jord, hög 1,25 enhet mg/kg)</p>	<p>Växthus, krukor</p>	<p>78 dagar</p>	<p>Koncentration i växt (TC) och upptag i växt (TU) för kontrolljord: Pb TC 1,16; Pb TU 2,66</p>	<p>Koncentration i växt (TC) och upptag i växt (TU) för Pb: [mg/kg] Benmjöl (hög) + DAP (hög): Pb TC 1,08, Pb TU 2,06 Kalk (hög) + DAP (hög): Pb TC 1,08-1,12, Pb TU 2,82 Zeolit: Pb TC 1,79, Pb TU 1,79 Slam (hög) + DAP (låg): Pb TC 1,12, Pb TU 8,39 Torv (hög) + DAP (låg): Pb TC 1,12-1,27, Pb TU 8,35 Biokompst (hög) + DAP (låg): Pb TC 1,41, Pb TU 8,19 Gårdkompost (hög) + DAP (låg): Pb TC ca 1,3, Pb TU 5,17</p>	<p>Benmjöl (hög) + DAP (hög): Mest effektivt för att minska Pb-upptag Kalk (hög) + DAP (hög): Näst bäst effektivitet Zeolit: Mycket låg Pb TU utan DAP Slam (hög) + DAP (låg): Högsta Pb-upptag - låg effektivitet Torv (hög) + DAP (låg): Näst högst Pb-upptag Biokompost (hög) + DAP (låg): Också mycket hög Pb TU Gårdkompost (hög) + DAP (låg): Medelhög effektivitet</p>	<p>Popescu m.fl., 2023</p>	
<p>För förtydning, blandades alla redovisade tester förutom kontrolljord med antingen hög eller låg dos DAP.</p>										

Pb	Jordprov: Lerjord, djup 0–20 cm pH 8,05, organiskt material 52,54 g/kg, totalt N 1,43 g/kg, tillgängligt N 30,26 mg/kg, katjonbyteskapacitet 13,56 cmol/kg, Pb 17,12 mg/kg. Plats: Xinxiang, Kina	Avfall från svampodling (MW): pH 8,49, organiskt material 647,13 g/kg, Pb 14,09 mg/kg, BET-yta 6,9 m ² /g, porvolym 0,02 cm ³ /g, medel pordiameter 11,61 nm Biokol från sågspån (SB): pH 9,88, organiskt material 443,74 g/kg, Pb 30,98 mg/kg, BET-yta 174,85 m ² /g, porvolym 0,1139 cm ³ /g, medel pordiameter 2,61 nm Växt: Vete	Jorden spikades till en Pb koncentration på 600 mg/kg. Sex behandlingar användes: (1) Kontroll utan bly eller organiskt material (CK), (2) 600 mg/kg bly utan tillsats (Pb), (3) Majsstrå 3 g/kg + bly (MS + Pb), (4) Höns gödsel 6 g/kg + bly (CM + Pb), (5) Svampavfall 150 g/kg + bly (MW + Pb), (6) Biokol från sågspån 50 g/kg + bly (SB + Pb). Varje kruka (10 kg jord) blandades med blylösning, tillsatser samt gödsel (urea, superfosfat, kaliumsulfat), och fick stå 7 dagar för jämvikt. Därefter såddes 30 vetefrön per kruka, som gallrades till tio efter groningen.	Laboratorie, krukexperiment	Ej specificerat.	Pb-halt i kontroll-jord: [mg/kg] CK: Total Pb i jord: Övervintring 17, Blomning 20, Mognad 19 Pb-halt i stam och löv: Övervintring 2, Blomning 2, Mognad (i sädeskorn) 0,1 Pb: Total Pb i jord: Övervintring 670, Blomning 670, Mognad 630 Pb-halt i växt: Övervintring 6, Blomning 7, Mognad (i sädeskorn) 1	Pb-halt i förorenad jord [mg/kg] MW: Total Pb i jord: Övervintring 450, Blomning 480, Mognad 480 1 växt: Övervintring 4, Blomning 9, Mognad (i sädeskorn) 0,4 SB: Total Pb i jord: Övervintring 650, Blomning 700, Mognad 670 1 växt: Övervintring 5, Blomning 8, Mognad (i sädeskorn) 0,7	MW+Pb och SB+Pb minskade utbytbar Pb och ökade andel oxiderbart Pb samt andelen restformer. Detta tyder på att Pb kan ha omvandlats till mindre tillgängliga former av Pb till följd av högre totalt organiskt kol, pH och katjonbyteskapacitet i jorden.	Wang m.fl., 2024	
Biokol från sågspån producerades vid 800°C. Studien testade även två andra jordtillsatser, dessa redovisas ej ovan då de bedömdes öka biotillgänglighet. Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga.										
Cd	Jordprov: pH 7,10, elektrisk ledningsförmåga 0,33 dS/m, organisk kolhalt 0,33 %, CaCO ₃ -halt 15 %, initial blyhalt 0,03 mg/kg. Jorden kontaminerades artificiellt till en Cd-nivå av 10 mg/kg för experimentet.	Vetestrå biokol (BC): pH 7,8, elektrisk ledningsförmåga 0,15 dS/m, organisk kolhalt 31 %, blyhalt försumbar. Höns gödsel-kompost (C): pH 6,9, elektrisk ledningsförmåga 0,14 dS/m, organisk kolhalt 44 %, blyhalt försumbar. Växt: Vete	Fem behandlingar användes: kontroll, 1,5 % och 2,5 % biokol, och 1,5 % och 2,5 % kompost. Jorden, kontaminerad med 10 mg/kg Cd, blandades med biokol. Respektive kompost och användes i individuella krukor (3 kg jord per kruka). Vete såddes med 8 frön per kruka och gallrades till 4 per kruka efter 15 dagar.	Växthus, krukexperiment	3 månader	Kontroll av Cd-halt Jord: 9,2 mg/kg Skott: 16,8 mg/kg Immobiliserings-effektivitet: 0%	Biotillgänglig Cd-halt i jord: Biokol Jord: BC1,5%; 7 mg/kg, BC2,5%; 4,9 mg/kg Skott: BC1,5%; 11,2 mg/kg, BC2,5%; 8,8 mg/kg Immobiliserings-effektivitet: BC1,5%; 26%, BC2,5%; 48%	Biotillgänglig Cd-halt i jord: Kompost Jord: C1,5%; 7,5 mg/kg, C2,5%; 6,6 mg/kg Skott: C1,5%; 13,6 mg/kg, C2,5%; 10,9 mg/kg Immobiliserings-effektivitet: C1,5%; 22%, C2,5%; 37%	Biokol och kompost minskade signifikant (p ≤ 0,05) Cd-koncentrationen i jorden. Störst minskning sågs med 2,5 % biokol (4,9 mg/kg), följt av 2,5 % kompost (6,0 mg/kg), 1,5 % biokol (7,1 mg/kg) och 1,5 % kompost (7,5 mg/kg), jämfört med kontrollen (9,5 mg/kg). Liknande effekter observerades i vetets skott.	Rahim m.fl., 2024
Torkat vetestrå tillverkades i ugn vid en temperatur på 500 °C i 2 timmar. Efter att ugnens temperatur sjunkit till rumtemperatur, extraherades biokolen. Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga.										
Cd	Jordprov: Lerjord, pH 7,52, organiskt material 0,69 %, SP 34 %, konduktiviteten 3,37 dS/m, K 1,45 ± 0,04 mmol/L Totalt Cd 0,623 mg/kg, AB-DTPA extraherbart Cd 0,044 mg/kg	Biokol från Eucalyptus(BC): Dosering 241,24 g/kruka Pressmud (PrM): Dosering 212,02 g/kruka Stallgödsel (FM): Dosering 259,16 g/kruka Kompost (Cmp): Dosering 201,15 g/kruka Höns gödsel (PM): Dosering 278,61 g/kruka Avloppsslam (SS): Dosering 636,07 g/kruka Växt: Vete (<i>Triticum aestivum</i> L.)	Jorden spikades med Cd till koncentrationer av totalt Cd 19,273 mg/kg, AB-DTPA extraherbar Cd 18,556 mg/kg. Jorden åldrades i 45 dagar innan tillsatser applicerades. Behandlingar applicerades till varsin kruka enligt dosering i kolumn till vänster. De sex behandlingarna (PrM, FM, BC, Cmp, SS och PM) samt en kontroll applicerades med 2 % organiskt kol före sådd.	Växthus, krukor	120 dagar, exklusive tid för åldring av jord	Kontroll Tillgängligt Cd i jord: 9,8 mg/kg Ackumulering av Cd i vete: Skott; 17,04 mg/kg, Korn; 4,8 mg/kg	Tillgängligt Cd i jord [mg/kg] PrM: 10 FM: 11,5 BC: 5,2 Cmp: 8 SS: 8,2 PM: 9,8	Koncentration Cd i vete [mg/kg] PrM: Skott; 21,54, Korn; 5,33 FM: Skott; 25,32 mg/kg, Korn; 6,07 BC: Skott; 7,67, Korn; 2,43 Cmp: Skott; 15,02, Korn; 4,58 SS: Skott; 18,22, Korn; 4,86 PM: Skott; 20,09 Korn; 5,16	BC minskade Cd med 43,82 % och var mest effektivt för att minska Cd i både jord och växter. FM och PrM bedömdes inte minska tillgängligt Cd.	Yousaf m.fl., 2016
Biokol framställdes genom långsam pyrolys under syrebegränsade förhållanden från Eucalyptus saligna trä (C 46,3, N 0,03 %) vid 450 °C. Ursprunglig artikel presenterade resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga. Extraherbart innebär extraherbar med AB-DTPA metod.										

Cd	<p>Jordprov: Djup 0–20 cm, lera 6,0%, silt 76,8%, sand 17,2% pH 5,3; katjonbyteskapacitet 5,79 cmol/kg, organiskt material 2,74% Totalt Cd 0,215 mg/kg, totalt Zn 130,8 mg/kg, totalt Pb 19,04 mg/kg, totalt Cu 64,43 mg/kg Plats: Nanjing City, Kina</p>	<p>Grisgödsel Växt: Vete (<i>Triticum aestivum</i>), majs (<i>Zea mays</i>)</p>	<p>Jorden spikades med kadmiumklorid till en Cd-koncentration på 4,0 mg/kg. Grisgödsel blandades med jorden till 7 olika koncentrationer (0, 5,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0; 80,0) samt en kontrolljord utan gödsel eller tillsatt Cd (CK). Samtliga prover äldrades i rumstemperatur under 12 månader innan plantering. Vete respektive majs odlades i krukor med 0,75 kg av respektive jord.</p>	Växthus, krukor	6 veckor, exklusive tid för åldring av jord	<p>Biotillgängligt Cd i jord [mg/kg] CK: Vete: HAC - 0,05; CaCl2 - 0,0; EDTA - 0,1 Majs: HAC - 0,0; CaCl2 - 0,0; EDTA - 0,1 0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,5; CaCl2 - 0,4; EDTA - 3,9 Majs: HAC - 3,3; CaCl2 - 0,3; EDTA - 4,0</p>	<p>Biotillgängligt Cd i jord: [mg/kg] 5,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,1; CaCl2 - 0,3; EDTA - 3,6 Majs: HAC - 3,1; CaCl2 - 0,3; EDTA - 3,7 10,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,1; CaCl2 - 0,25; EDTA - 3,7 Majs: HAC - 2,8; CaCl2 - 0,2; EDTA - 3,5 20,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,1; CaCl2 - 0,25; EDTA - 3,4 Majs: HAC - 2,3; CaCl2 - 0,2; EDTA - 3,0 40,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,0; CaCl2 - 0,2; EDTA - 3,5 Majs: HAC - 2,3; CaCl2 - 0,2; EDTA - 3,0 60,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 2,3; CaCl2 - 0,1; EDTA - 3,5 Majs: HAC - 2,1; CaCl2 - 0,15; EDTA - 2,5 80,0 mg/kg grisgödsel: Vete: HAC - 1,9; CaCl2 - 0,2; EDTA - 2,7 Majs: HAC - 1,7; CaCl2 - 0,1; EDTA - 2,0</p>	<p>Jämförelse mellan Cd-koncentrationer i skördad växt: Tillsats med 80,0 g/kg grisgödsel resulterade i 57% lägre Cd-koncentration i skördad vete och 69% lägre Cd-koncentration i skördad majs jämfört med 0,0 g/kg tillsatt grisgödsel. Jämförelse mellan biotillgängligt Cd i jord: Tillsats med 80,0 g/kg grisgödsel resulterade i ~25% (vete) respektive ~50% (majs) mindre biotillgängligt Cd i jord jämfört med 0,0 g/kg grisgödsel, för EDTA. HAC och CaCl2 visade procentuellt mindre skillnader men visade tydligt samband mellan minskande biotillgängligt Cd och ökad tillsats av grisgödsel.</p>	Yao m.fl., 2017
Cd tillgänglighet mättes med DGT-teknik och fyra traditionella metoder, inklusive jordlösning och tre kemiska extraktionsmetoder (HAc, EDTA, CaCl2).									
Cd	<p>Jordprov: Sand 63,5%, silt 12,0%, lera 24,5%. pH 7,8, konduktivitet 7,3, organiskt material 0,53 % Tillgängligt Ni 0,27 mg/kg, Tillgängligt Cd 0,03 mg/kg, Tillgängligt Cu 0,46 mg/kg, Tillgängligt Zn 0,87 mg/kg, Tillgängligt Fe 0,96 mg/kg Plats: Pakistan</p>	<p>Biokol från vetestrå (WSB): Organiskt C 47%, pH 10,21, konduktivitet 2,62, Total Cd 1,08 mg/kg, Total Zn 152 g/kg, Total Fe 110 g/kg, totalt Ni 106 g/kg Växt: Vete</p>	<p>Biokol tillsattes i Cd-förorenad jord i koncentrationerna 0, 1 och 2 %. Vete planterades i krukor med 8 kg jord blandad med respektive koncentration av biokol. Temperaturen i växthus var 27 ± 5 °C och relativ luftfuktighet mellan 58–65%.</p>	Växthus, krukor	123 dagar	<p>Kontroll Jord: Extraherbart Cd 24 mg/kg jord Växt: Totalt Cd i skott; 15 mg/kg, Cd-upptag i skott; 88 µg/kruka Totalt Cd i sädeskorn; 1,2 mg/kg, Cd-upptag i sädeskorn; 6,3 µg/kruka</p>	<p>Koncentrationer av totalt och biotillgängligt Cd i behandlad jord: WSB1%: Jord: Extraherbart (biotillgängligt) Cd 12 mg/kg Växt: Totalt Cd i skott; 8 mg/kg, Skott Cd-upptag; 77 µg/kruka Totalt Cd i sädeskorn; 0,23 mg/kg, Cd-upptag i sädeskorn; 1,9 µg/kruka WSB2%: Jord: Extraherbart (biotillgängligt) Cd 10 mg/kg Växt: Totalt Cd i skott; 7 mg/kg, Skott Cd-upptag; 77 µg/kruka Totalt Cd i sädeskorn; 0,18 mg/kg, Cd-upptag i sädeskorn; 1,2 µg/kruka</p>	<p>WSB vid 2% var mest effektiv och minskade tillgängligt Cd i jorden med 60,19%.</p>	Rehman m.fl., 2018
Material pyrolyserades vid 450°C i 2 timmar utan syre. Cd-upptag avser koncentration i växt * respektive växts torra biomassa. Ursprunglig artikel presenterar resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga. Artikeln refererar till AB-DTPA-extraherbart Cd som biotillgängligt Cd.									

Cd	<p>Jordprov: Siltig lera, pH 7.2, CEC 19,8 cmol/kg, OC 1,8%, Cd 150 mg/kg</p> <p>Jorden var inte naturligt förorenad, Cd tillsatt i labb till motsvarande koncentration som har funnit i jorden</p>	<p>Biokol 640 °C (B11): pH 8.3, OC 30,5%</p> <p>Biokol 420 °C (B12): pH 7.4, OC 38,4%</p> <p>Zeolit (Z): pH 8.2</p> <p>Leca (LE): pH 11,5</p> <p>Pimpsten (P): pH 7.2</p> <p>Bentonit (BE): pH 8.1</p> <p>Växt: Majs (<i>Zea mays</i> L.)</p>	<p>Ett inkubationsförsök utfördes i helt randomiserad design med B11, B12, BE, P, LE och Z som tillsatser. Respektive tillsats tillsattes med 1% och 5% till jorden. Behandlad och obehandlad jord (kontroll) packades i plastkrukor med 5 kg jord i tre replikat.</p> <p>Efter inkubationen togs ≤2 mm prover för att mäta Cd:s biotillgänglighet.</p>	Växthus, krukor	3 månader inkubering, skörd efter 90 dagar, ca 9 månader	<p>Kontroll Extraherbart Cd i jord: 11,03 mg/kg</p> <p>Cd 121,1 mg/kg torrsvikt (rot), Cd 28.27 mg/kg torrsvikt (blad);</p>	<p>Behandlad jord: Extraherbart Cd i jord B11: 1%; 4.72 mg/kg, 5%; 3,71 mg/kg B12: 1%; 5.28 mg/kg, 5%; 4.11 mg/kg Z: 1%; 5.25 mg/kg, 5%; 3,14 mg/kg LE: 1%; 7.16 mg/kg, 5%; 5.59 mg/kg P: 1%; 6,64 mg/kg, 5%; 5.31 mg/kg BE: 1%; 9,69 mg/kg, 5%; 4.85 mg/kg</p>	<p>Behandlad jord: Koncentration Cd i Växt B11: 1%; Cd 92,66 mg/kg (rot), Cd 17,29 mg/kg (blad); 5%; Cd 84,4 mg/kg (rot), Cd 12,73 mg/kg (blad) B12: 1%; Cd 94,1 mg/kg torrsvikt (rot), Cd 14,01 mg/kg torrsvikt (blad); 5%; Cd 85,2 mg/kg (rot), Cd 12,22 mg/kg (blad); Z: 1%; Cd 88,5 mg/kg (rot), Cd 12,71 mg/kg (blad); 5%; Cd 83,73 mg/kg (rot), Cd 8,06 mg/kg (blad); LE: 1%; Cd 103,74 mg/kg (rot), Cd 15,71 mg/kg (blad); 5%; Cd 93,96 mg/kg (rot), Cd 14,08 mg/kg (blad) P: 1%; Cd 99,9 mg/kg (rot), Cd 18,52 mg/kg (blad); 5%; Cd 94,51 mg/kg (rot), Cd 14,87 mg/kg (blad); BE: 1%; Cd 91,7 mg/kg (rot), Cd 21,26 mg/kg (blad);, 5%; Cd 85,67 mg/kg (rot), Cd 13,09 mg/kg (blad);</p>	<p>Jordtillsatser minskade Cd koncentrationen i blad och rötter med 24–71% och 14–30%, jämfört med obehandlad jord. Den mest effektiva tillsatsen var 5% Z som uppvisade lägst biotillgänglighet och lägst Cd-koncentration i växtvävnader.</p>	Sefidgar Shahkoliae m.fl., 2019
Biokolen i studien framställdes genom pyrolys av rishalm vid två olika temperaturer och tider (420°C i 2 timmar och 640°C i 30 minuter) under syrefattiga förhållanden. Extraherbart förorening avser extraherbart med TCLP metod.										

As, Cu, Pb, Zn	<p>Jordprov: pH 7,93 As 633,4 mg/kg Cu 1,707 mg/kg Pb 5,112 mg/kg Zn 3,739 mg/kg Katjonutbyteskapacitet: 5,62 cmol/kg Fosfor 1,74 mg/kg Plats: Spanien, Langreo Föreningarna är historiska då platsen var en fabrik för tillverkning av gödsel under 50 år fram till år 1997.</p>	<p>Kompost (C): Tillverkad från djurgödsel blandad med växtröster. Biokol (B): Tillverkad av trärester. Nollvalenta järnanopartiklar (nZVI): 14–18% Fe(0), 2–6% magnetit, pH 11–12 Sand (kontroll) (SS) Växt: Senap (Brassica juncea L.)</p>	<p>Förorenad jord blandades med sand (SS), sand och nZvi (SSN), biokol och kompost (SCN), biokol och kompost och nZvi (SCBN). Förorenad jord utan tillsatser användes som kontroll (S). Andelen sand i SS och SCBN var 20%. Andelar jord och tillsatser i SCB och SCBN var 15% kompost, 5% biokol och 80% förorenad jord. Slutligen adderades 2% nZvi till SNN och SBCN.</p> <p>Senap planterades i respektive kombination av tillsatser i krukor i växthus. Temperatur i växthuset var 13 ± 4 °C. Prover togs efter 15 dagar och 75 dagar.</p>	Växthus, krukor	75 dagar	<p>Jordegenskaper i kontrolljord (S): 15 dagar: pH 7,99 Konduktivitet 91,57 ± 7,12 Totalt N (TN) < mätbara nivåer, totalt C 25,83 ± 1,37, totalt P (TP) 2,11 ± 0,10 Tillgängliga ämnen: [mg/kg] As 0,2; Cu 2,1; Pb 14; Zn 85 75 dagar: pH 8,03 ± 0,05, konduktivitet 80,44 ± 23,39, TN < mätbara nivåer, totalt C 22,66 ± 2,05, TP 3,13 ± 0,75 Tillgängliga ämnen: [mg/kg] As 0,2; Cu 2,0; Pb 16; Zn 85</p>	<p>15 dagar: SS: pH 7,73 mg/kg, konduktivitet 68,57 mg/kg, TC 16,33 mg/kg, P 3,19 mg/kg Tillgängligt: As 0,2 mg/kg, Cu 1,5 mg/kg, Pb 17 mg/kg, Zn 70 mg/kg SSN: pH 8,02 mg/kg, konduktivitet 197,1 mg/kg, TC 16,43 mg/kg, P 1,46 mg/kg Tillgängligt: As - 0,1 mg/kg, Cu - 3,3 mg/kg, Pb - 12 mg/kg, Zn - 68 mg/kg SCB: pH 8,84 mg/kg, konduktivitet 2,321 mg/kg, TN 3,0 mg/kg, TC 142,1 mg/kg, P 308,9 mg/kg Tillgängligt: As - 10,5 mg/kg, Cu - 0,7 mg/kg, Pb - 2 mg/kg, Zn - 18 mg/kg SCBN: pH 8,89 mg/kg, konduktivitet 2,11 mg/kg, TN 2,9 mg/kg, TC 100 mg/kg, P 212,4 mg/kg Tillgängligt: As 5,0 mg/kg, Cu 1,4 mg/kg, Pb 2,0 mg/kg, Zn 20 mg/kg</p>	<p>75 dagar: SS: pH 8,14 mg/kg, konduktivitet 93,53 mg/kg, TC 17,36 mg/kg, P 3,51 mg/kg Tillgängligt: As 0,4 mg/kg, Cu 2,4 mg/kg, Pb 14 mg/kg, Zn 69 mg/kg SSN: pH 8,03 mg/kg, konduktivitet 174,33 mg/kg, TC 16,16 mg/kg, P 1,41 mg/kg Tillgängligt: As 0,2 mg/kg, Cu 3,4 mg/kg, Pb - 12 mg/kg, Zn 62 mg/kg SCB: pH 9,04 mg/kg, konduktivitet 1,706 mg/kg, TN 3,1 mg/kg, TC 108,5 mg/kg, P 272,1 mg/kg Tillgängligt: As 10,8 mg/kg, Cu 1,2 mg/kg, Pb 3,0 mg/kg, Zn 25 mg/kg SCBN: pH 8,97 mg/kg, konduktivitet 1,405 mg/kg, TN 2,46 mg/kg, TC 76,7 mg/kg, P 162,6 mg/kg Tillgängligt: As 5,7 mg/kg, Cu 0,8 mg/kg, Pb 2,0 mg/kg, Zn 24 mg/kg</p>	<p>Kombination av nZVI och organiska tillsatser (SCBN) gav bäst resultat, med god metallimmobilisering och förbättrade jordegenskaper för växttillväxt. SCB minskade tillgänglighet av Cu, Pb och Zn men ökade As. Tillsats av nZVI sänkte As men ökade Cu något.</p>	Baragaño m.fl., 2020
SSN = SS + nZVI, SCB = C + B, SCBN = C + B + nZVI.										

<p>Cd, Cu, Pb, Zn</p>	<p>Jordprov: pH 4,8. Djup 0–20 cm, katjonbyteskapacitet 9,62 cmol/kg, organiskt material 36,9 mg/kg, tillgängligt P 15,5 mg/kg, totalt Cd 1,12 mg/kg, total Cu 371 mg/kg, totalt Pb 223 mg/kg, totalt Zn 667 mg/kg Plats: Qingyuan, Kina Historiska föroreningar då jorden är kontaminerad av avloppsvatten sedan 1990-talet.</p>	<p>Kalksten (LS): pH 7,7, CEC 9,8 cmom/kg, organiskt material 34,6 g/kg Ca-Mg-P-gödsel (Pcm): pH 7,1, CEC 10,3 cmom/kg, organiskt material 35,6 g/kg Kogödsel-kompost (CMC): pH 5,4, CEC 9,3 cmom/kg, organiskt material 36,9 g/kg Äppelträd biokol (BC): pH 5, CEC 9,8 cmom/kg, organiskt material 38,3 g/kg Växt: Sallad (<i>Lactuca sativa</i> L.)</p>	<p>8 kg jord lades i plastkrukor och fick stå i 6 veckor före försöket. 10 salladsfrön planterades i varje kruka, och plantorna tunnades till 5 per kruka efter groningen. Jorden och plantorna analyserade för tungmetaller efter skörd (50 dagar).</p>	<p>Laboratorie, platskrukor</p>	<p>50 dagar</p>	<p>Kontroll Tillgängligt Cd: 0,6 mg/kg Koncentration Cd växt: Skott - 5,8 mg/kg, Rot - 14,4 mg/kg Tillgängligt Cu: 4,2 mg/kg Koncentration Cu växt: Skott - 40 mg/kg, Rot - 480 mg/kg Tillgängligt Pb: 4,0 mg/kg Koncentration Pb växt: Skott - 175 mg/kg, Rot - 190 mg/kg Tillgängligt Zn: 75 mg/kg Koncentration Zn växt: Skott - 1020 mg/kg, Rot - 1080 mg/kg</p>	<p>Jord LS: Tillgängligt Cd: 0,07 mg/kg, Tillgängligt Cu: 0,6 mg/kg, Tillgängligt Pb: 1 mg/kg, Tillgängligt Zn: 0 mg/kg Pcm: Tillgängligt Cd: 0,12 mg/kg, Tillgängligt Cu: 0,5 mg/kg, Tillgängligt Pb: 0,06 mg/kg, Tillgängligt Zn: 1 mg/kg CMC: Tillgängligt Cd: 0,54 mg/kg, Tillgängligt Cu: 1,2 mg/kg, Tillgängligt Pb: 1 mg/kg, Tillgängligt Zn: 60 mg/kg BC: Tillgängligt Cd: 0,56 mg/kg, Tillgängligt Cu: 2,75 mg/kg, Tillgängligt Pb: 2,55 mg/kg, Tillgängligt Zn: 75 mg/kg</p>	<p>Växt LS: Koncentration Cd växt: Skott - 0,8 mg/kg, Rot - 1,0 mg/kg Koncentration Cu växt: Skott - 20 mg/kg, Rot - 150 mg/kg Koncentration Pb växt: Skott - 10 mg/kg, Rot - 60 mg/kg Koncentration Zn växt: Skott - 80 mg/kg, Rot - 90 mg/kg Pcm: Koncentration Cd växt: Skott - 1,0 mg/kg, Rot - 0,8 mg/kg Koncentration Cu växt: Skott - 15 mg/kg, Rot - 80 mg/kg Koncentration Pb växt: Skott - 20 mg/kg, Rot - 35 mg/kg Koncentration Zn växt: Skott - 90 mg/kg, Rot - 100 mg/kg CMC: Koncentration Cd växt: Skott - 4,0 mg/kg, Rot - 7,0 mg/kg Koncentration Cu växt: Skott - 20 mg/kg, Rot - 280 mg/kg Koncentration Pb växt: Skott - 15 mg/kg, Rot - 75 mg/kg Koncentration Zn växt: Skott - 100 mg/kg, Rot - 200 mg/kg BC: Koncentration Cd växt: Skott - 4,5 mg/kg, Rot - 10,8 mg/kg Koncentration Cu växt: Skott - 20 mg/kg, Rot - 470 mg/kg Koncentration Pb växt: Skott - 50 mg/kg, Rot - 160 mg/kg Koncentration Zn växt: Skott - 550 mg/kg, Rot - 640 mg/kg</p>	<p>Extraherbar mängd Cd, Cu, Pb och Zn minskade 89,3 %, 86,2 %, 75,8 % och 99,9 % respektive i LS-behandlingen, och med 82,1 %, 86,7 %, 86,7 % och 99,2 % i Pcm-behandlingen, jämfört med CK. Jämfört med CK var Pcm och LS-behandlingarna mest effektiva för att minska metallkoncentrationerna i skott (minskning med 54,0–95,6 % för Pcm och 48,9–95,8 % för LS).</p>	<p>Z. Zhang m.fl., 2020</p>
<p>Ursprunglig artikel presenterar resultat i stapeldiagram, siffror ovan bör ses som ungefärliga.</p>										

Cd	Jordprov: Cd 50 mg/kg, (0–15 cm), Plats: Pakistan	Fjäderfärgödsel (<i>Poultry Manure</i>) (PM) Pressmud (PrMd) Gärdsödsel (<i>Farmyard Manure</i>) (FYM) Risskal-biokol (RHB) Vetestrå-biokol (WSB) Bomullstav-biokol (CSB) Växt: Vete (<i>Triticum aestivum</i> L.)	Jorden spikades med Cd 50 mg/kg, genom kadiumsulfat. Inkuberades vid rumstemperatur. Krukorna fylldes med 12 kg jord och 2% jordförbättringsmedel tillsattes. 7 behandlingar (Kontroll + tillsatser) i 3 upprepningar Första odling var 2 grödor (vete och ris). Efter första odling siktades jorden till 11,5 kg per krukka. Andra odling (vete av sort Galaxy).	Laboratorie, krukor	45 dagar inkubering	Kontroll (CC): [mg/kg] Tillgängligt Cd 19,73 Cd i skott 8,13 Cd i spannmål 3,59	Koncentrationer i jord med tillsatser: [mg/kg] PM: Tillgängligt Cd 15,31, Cd i skott 4,80, Cd i spannmål 0,84 PrMd: Tillgängligt Cd 10,49, Cd i skott 3,55, Cd i spannmål 0,68 FYM: Tillgängligt Cd 11,33, Cd i skott 2,94, Cd i spannmål 0,31 RHB: Tillgängligt Cd 6,12, Cd i skott 1,25, Cd i spannmål 0,12 WSB: Tillgängligt Cd 9,21, Cd i skott 2,78, Cd i spannmål 0,48 CSB: Tillgängligt Cd 9,80, i Cd i skott 2,98, Cd i spannmål 0,56	Jord som behandlats med RHB visade lägst nivåer av tillgängligt Cd i jorden (69 % lägre än CC) och minskade även Cd halten i växtdelarna mest. Studien visar att RHB har en långvarig positiv effekt för att minska växters upptag av Cd och förbättra tillväxte i förorenad jord.	Bashir m.fl., 2019
Studien undersökte långtidseffekterna av organiska jordförbättringsmedel i kadmiumförorenad jord vid odling av vete (<i>Triticum aestivum</i> L.). Tillgängligt Cd avser kadmium i jorden som är växttillgängligt, mätning genom AB-DTPA.									
Cu	Jordprov: Sandig lerjord, djup 0–25 cm pH 7, urlakningsbar Cu 27 mg/kg torr jord Plats: Gironde County Saint Médard d'Eyrans, Frankrike Föreningarna är historiska och platsen var tidigare impregneringsanläggning för trä där kopparsulfat användes.	Biokol producerad från poppelträ (BC2): pH 10, Biokol producerad från poppelträ + 20% järn(III)oxid (BC3): pH 10 Biokol producerades genom pyrolys vid 525°C. Green waste kompost (C): pH 8. Gjord från grönt avfall och sandig jord. Växt: Solros (<i>Helianthus annuus</i> L.)	Biokol testades i koncentrationer av 1% och 3% för respektive biokol, kompost testades i koncentrationer av 2%. Samtliga koncentrationer testades separat samt som biokol i kombination med kompost. Först utfördes inkubering av jordproverna med tillsatser. Därefter planterades solrosor i krukor med 750g jord av respektive kombination av jordtillsatserna samt kontrolljorden. Krukor placerades i växthus med temperatur <26°C. Urlakningstest utfördes före inkubering, efter inkubering och efter skörd av solrosor.	Växthus, krukeexperiment i Spanien	7 veckor	Kontrolljord utan tillsatser: Urlakningsbart Cu [mg/kg torr vikt] Före inkubering: 27 Efter inkubering: 21,8 Efter skörd: 4,5	Urlakningsbart Cu: [mg/kg torr vikt] BC2 (3%): Före inkubering <5, efter inkubering <5, i växt efter skörd <1,5 BC3 (3%): Före inkubering <5, efter inkubering <5, i växt efter skörd <1 C (2%): Före inkubering ~7, efter inkubering ~5, i växt efter skörd <1 BC2 (3%) + C (2%): Före inkubering <5, efter inkubering <5, i växt efter skörd <1 BC3 (3%) + C (2%): Före inkubering <5, efter inkubering <5, i växt efter skörd <1,5	BC2: Mest effektiv för att immobilisera Cu. C: Minst effektiva behandlingen men reducerade ändå urlakningsbart Cu med 47% vid 1% koncentration i jord. BC3(3%)+C(2%): Resultade i lägsta Cu-koncentration i biomassa av solros.	Jones m.fl., 2016
Studien undersökte även en tredje tillsats som ej redovisas ovan då den är patenterad och producerades av ett företag som inte är aktivt år 2025. Som förtydligande togs jordprover i Frankrike men krukeexperimentet skedde i Spanien. Resultat i ursprunglig artikel presenterades som stapeldiagram och siffror presenterade ovan bör därav ses som ungefärliga.									

Hg	<p>Jordprov: Svartjord (djup 0–20 cm) pH 6,79 Organiskt material 13,18 g/kg Kationbyteskapacitet 27,64 cmol/kg Totalt N 1,41 g/kg Totalt P 0,68 g/kg Kviksilver 0,579 mg/kg Plats: Harbin, Kina</p>	<p>Biokol av majsrester: pH 9,57 Organiskt material 227,20 g/kg Kationbyteskapacitet 18,40 cmol/kg Organiskt material 227,20 g/kg Biokol producerades genom förkolning i ugn vid 400°C under 6 timmar. Växt: Spemat (Spinacia Oleracea L.)</p>	<p>Jorden spetsades med kviksilver(I)klorid till koncentrationerna 0, 1, 4 och 6 mg/kg. Biokol var tillsatt i koncentration av 7%. Spemat planterades i krukor fyllda med 2 kg jord av respektive Hg-koncentration samt biokol. Temperatur i växthus var 18±5°C och jordens fuktighet hölls vid 70%-80%.</p>	<p>Växthus, krukeexperiment</p>	<p>40 dagar</p>	<p>Koncentrationer Hg i kontrolljord (0% biokol): [mg/kg] Hg 0 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,01; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,01; Hg bundet till organiskt material 0,06; Hg bundet till Fe och Mn oxider 0,07; kvarvarande Hg 0,2 Hg 1 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,03; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,03; Hg bundet till organiskt material 0,35; Hg bundet till Fe och Mn oxider 0,3; kvarvarande Hg 0,4 Hg 4 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,055; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,06; Hg bundet till organiskt material 0,7; Hg bundet till Fe och Mn oxider 0,7; kvarvarande Hg 1,1 Hg 6 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,14; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,13; Hg bundet till organiskt material 1,55; Hg bundet till Fe och Mn oxider 1,55; kvarvarande Hg 2,7</p>	<p>Koncentrationer Hg i jord med biokol (7%): [mg/kg] Hg 1 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,035; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,03; Hg bundet till organiskt material 0,25; Hg bundet till Fe och Mn oxider 0,25; kvarvarande Hg 0,6 Hg 4 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,07; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,04; Hg bundet till organiskt material 0,45; Hg bundet till Fe och Mn oxider 0,5; kvarvarande Hg 1,2 Hg 6 mg/kg: Hg bundet till karbonater 0,15; vattenlösligt och utbytbar Hg 0,08; Hg bundet till organiskt material 1,0; Hg bundet till Fe och Mn oxider 1,05; kvarvarande Hg 2,9</p>	<p>Jämförelse av Hg-koncentration i spematblad mellan jord utan och med biokol: Vid tillsatts av 7% biokol minskade Hg i spematblad med ~40–75% där den största skillnaden fanns i högst förorenad jord (Hg koncentration 6 mg/kg). Tillsatsen av 7% biokol ökade total Hg i jord men minskade Hg i spemat. Detta på grund av att Hg stabiliserades till mindre biotillgängliga former (Hg bundet i Fe och Mn oxider samt kvarvarande Hg).</p>	<p>Y. Zhang m.fl., 2020</p>
<p>Studien undersökte även flera lägre koncentrationer av biokol, detta redovisas ej ovan då studien fastslog att 7% var den mest effektiva koncentrationen. Biokolet framställdes från rester kvar på åkrar efter en skörd av majs. Ursprunglig artikel presenterade resultat som stapeldiagram, siffror presenterade ovan bör ses som ungefärliga.</p>									

Bilaga 3. Biosorption

Föroreningar i mark	Markförhållanden	Tillsatser använda	Metod	Skala/omfattning	Tidsram	Biosorberad förorening	Resultat	Referens	
Cr, Ni	<p>Jordprov: Jord med flygaska (FA): pH 6,68-9,44 Konduktivitet 7,4 ± 0,3 dS/m Katjonbyteskapacitet 1,2 ± 0,1 cmol/kg Total N 0,02 ± 0,0 mg/kg Total P 0,05 ± 0,0 mg/kg Organiskt C 1,2 ± 0,1 mg/kg Zn 4210 ± 198 mg/kg Mn 68 ± 2, Cr 41 ± 2 mg/kg Ni 212 ± 11 mg/kg Plats: Uttar Pradesh, Indien</p> <p>Trädgårdsjord (GS): pH 7,53-7,62 Konduktivitet 1,3 ± 0,3 dS/m Katjonbyteskapacitet 1,6 ± 0,1 cmol/kg Total N 1,5 ± 0,1 mg/kg Total P 0,1 ± 0,0 mg/kg Organiskt C 1,5 ± 0,1 mg/kg Zn 637 ± 28 mg/kg Mn 113 ± 4 mg/kg Cr 35 ± 1 mg/kg Ni 23 ± 1 mg/kg Plats: Lucknow, Indien</p>	<p>NBRI K24 (Enterobacter aerogenes) NBRI K3 (Rahnella aquatilis) Växt: Senap (Brassica Juncea L.)</p>	<p>Bakteriestammar isolerades från jordprov, placerades på agar-medium och 50mg/L av tungmetaller i form av kaliumdikromat och Nickel (II) klorid-hexahydrat tillsattes. Agarplattorna inkuberades i 35°C i 48h. Olika koncentrationer av Cr och Ni undersöktes för att bedöma resistansen hos bakterierna. Koncentrationerna var på 100, 200 eller 400 mg/L. Det gjordes också en kontroll utan metaller. Bakterierna lades sedan ned i en fosfatbufferlösning och delades därefter upp i 1mL prover som gjordes till pellets genom centrifugering med 800 varv/min i 20 min. Sedan delades de upp i eppendorftuber och löstes upp i Milli-Q vatten. Proverna inkuberades i 2, 4 eller 6h. Cellerna skördades igen genom centrifugering.</p>	Laboratorium, agarplatta	2h, 4h eller 6h	<p>Biosorption efter tid: [mg/g torrsvikt] Nickel NBRI K3 100 µg/ml: 2h: 1, 4h: 2, 6h: 3 200 µg/ml: 2h: 3,5 4h: 7, 6h: 4 400 µg/ml: 2h: 11 4h: 13, 6h: 12 NBRI K24 100 µg/ml: 2h: 1,5, 4h: 3, 6h: 2 200 µg/ml: 2h: 7, 4h: 7,5 6h: 8 400 µg/ml: 2h: 14, 4h: 17 6h: 18 Krom NBRI K3 100 µg/ml: 2h: 2 4h: 3 6h: 4 200 µg/ml: 2h: 8 4h: 6,5 6h: 9 400 µg/ml: 2h: 14,5 4h: 12,5 6h: 16,5 NBRI K24 100 µg/ml: 2h: 3 4h: 3 6h: 4,5 200 µg/ml: 2h: 5 4h: 6 6h: 7 400 µg/ml: 2h: 14,5 4h: 12,5 6h: 16,5</p>	<p>NBRI K24 gav bäst resultat vid 6h för Ni vid 400 µg/ml Ni: 6h 18 mg/g torrsvikt NBRI K3 gav bäst resultat vid 6h för Cr vid 400 µg/ml Cr: 6h 16,5 mg/g torrsvikt Efter 6h avstannar biosorptionen.</p>	Kumar m.fl., 2009	
<p>Studien fann även att måttlig tillsatts av FA är fördelaktig för jordens kvalitet och tillväxten för planter. Dock innehåller FA höga koncentrationer tungmetaller. Fosfatsolubisering utförs även i detta test, det betyder att öka lösligheten av fosfat i ett givet lösningsmedel. En slutsats som gjordes kopplat till biosorption var att ju högre koncentration tungmetall det var desto högre var biosorptionen och att längre tid än 6h inte ökade upptaget. När bakterierna tillsätts i jord vid odling av senap ökar ackumuleringen av metallen i växten. Värden från resultat bör ej ses som exakta då de avlästes från stapeldiagram.</p>									
Cd	-	Tillsats av biologiskt modifierad vetealm (BMWS)	<p>Adsorptionsförsök genomfördes genom att blanda en kadmiumlösning med 100 mg biosorbenter. Lösningens koncentrationer var 2,5; 5, 10, 15, 20, 30 och 40 mg/L. Lösningens pH-värde justerades till 5,0±0,05. Tuberna med lösning placerades i en horisontell shaker på 150 rpm i 8 h med en temperatur på 30 grader C. Koncentrationen av Cd mättes med en flamm atomabsorptionsspektrofotometer och biosorptionskapaciteten och procentuell minskning av Cd räknades ut med olika ekvationer.</p>	Laboratorium	8 h för adsorption	<p>Initial Cd koncentration A: 2,5 mg/L B: 5 mg/L C: 10 mg/L D: 15 mg/L E: 20 mg/L F: 30 mg/L G: 40 mg/L</p>	<p>Cd removal: A: 87% B: 83% C: 81% D: 80% E: 78% F: 76% G: 70%</p>	<p>Maximal biosorptionskapacitet i BMWS var 14,42 mg/g, jämfört med WBC på 6,2 mg/g och WS på 4,20 mg/gorption capacity på 14,42 mg/g.</p>	Muhammad m.fl., 2021
<p>Jämförelse mellan biologiskt modifierad vetealm (BMWS) med icke modifierad vetealm (WS)/vetealms biokol(WBC).</p>									

Cd	-	Bakterium ZAN-044, actinomycete R27, basidomycete Fomitopsis pinicola	Jämförde fria celler med immobiliserade celler i ett liquid soil extract eller syntetiskt rikt medium. Tre olika pH testades, 5, 6 och 7, och Cd koncentrationerna var på 1 och 10 mg/L. Bakterierna odlades på två olika sätt. De odlades i suspension i mediet vilket är de fria cellerna, samt i alignatkulor som sedan lades i medierna, de här var de immobiliserade cellerna. De olika bakteriestammarnas biosorption mättes vid olika tidpunkter beroende på mikrob, 3 dagar för ZAN-044, 5 dagar för actinomycete R27 och 10 dagar för F.pinicola.	Laboratorium	2-3, 5 eller 10 dagar beroende på mikrob.	Initial Cd koncentration: 1 mg Cd/L 10 mg Cd/L	Cd borttagning (specifik biosorption): Fria celler: 1 mg Cd/L ZAN-044: 5,4-6,0 mg Cd/g R27: 1,0-2,5 mg Cd/g F.pinicola: 0,5-1,0 mg Cd/g 10 mg Cd/L ZAN-044: 2,0 mg Cd/g R27: 7,0-33 mg Cd/g F.pinicola: 12-21 mg Cd/g Immobiliserade celler: 1 mg Cd/L ZAN-044: 0,2-0,5 mg Cd/g R27: 0,2 mg Cd/g F.pinicola: 0,3 mg Cd/g 10 mg Cd/L ZAN-044: 1,0-1,25 mg Cd/g R27: 2,0-3,0 mg Cd/g F.pinicola: 2,4-2,75 mg Cd/g	Biosorptionskapacitet: Fria celler 1 mg Cd/L ZAN-044: 58-69 % R27: 11-32 % F.pinicola: 40-48 % 10 mg Cd/L ZAN-044: Var ej effektivt vid denna koncentration. R27 och F.pinicola: Liknande procent som vid 1 mg Cd/L. Immobiliserade celler: 1 mg Cd/L ZAN-044: 16-68 % R27: 22 % F.pinicola: 28-30 % 10 mg Cd/L ZAN-044: 5-26 % R27: 40-52 % F.pinicola: 46-48 %	Lebeau m.fl., 2002
Studien jämförde tillväxtkinetiken mellan de valda mikrobkulturena och sedan biosorptionen för fria och oröriga celler i alignatkulor. Tillväxtkinetik (<i>Growth kinetics</i>) avser den hastighet antalet celler i ett definierat system förändras. De kulorna som hade de oröriga cellerna biosorberade en liten mängd Cd som inte ger relevanta siffror. Enheten mg Cd/l avser hur mycket Cd som biosorberats i volym och kulturmedium. Cd/g avser mängd Cd som absorberats per gram biomassa i torrsvikt. Slutsats var att förutsättningar i jorden kan avgöra vilken av mikroberna som är bäst lämpad där, och att testet utfördes i ett flytande medium med full tillgänglighet av Cd, vilket inte är fallet naturligt i jord, men även att de fria cellerna var bäst. Vissa värden av specifik biosorption och biosorptionskapacitet är avlästa kan ej ses som exakta.									
Cd	SL jord pH 6,5±0,1 <u>CEC (meq 100/g)</u> Na+ 0,28 K+ 0,62 Mg2+ 3,51 Ca2+ 3,51 Total C (g/kg) 8, total N (g/kg) 0,7 <u>Jordtyp (%)</u> Sand 58, silt 24, lera 18 Total Cd (mg/kg) 1,0±0,3 <u>Contents of Cd fractions (% av total Cd)</u> <i>Soluble and exchangeable</i> 4±4,0 <i>Bound to Fe and Mn oxides</i> 26±9,2 <i>Bound to organics</i> 43±12,1 <i>Residual</i> 2±24,4 <u>Number of microorganisms (cfu/g jord)</u> <i>Oligotrophs</i> 2,5 * 10 ⁵ ± 0,8 * 10 ⁶ s <i>Copiotrophs</i> 2,4 * 10 ⁶ ± 0,9 * 10 ⁹ <i>Funghi</i> 1,3 * 10 ³ ± 0,6 * 10 ³ SS Jord pH 6,7±0,1 <u>CEC (meq 100/g)</u> Na+ 0,13 K+ 0,38 Mg2+ 0,96 Ca2+ 36,93 Total C g/kg 13, total N g/kg 1,6 <u>Jordtyp (%)</u> Sand 55, silt 27, lera 18	Arthrobacter LII och Trichoderma koningii 3Ag_0 strains	PIGS (Partitioning in Geobiochemical Systems), koncentration Cd bestämdes med en atomabsorptionsspektrofotometer. Både rotfri steriliserad jord (RF) och rotfri steriliserad jord med glukos (RFG) studerades.	Laboratorium	48 h	-		Mikrobiell biomassa utgjorde 3,4% av jorden, men tog upp 25% av det frigjorda Cd. Uptagningsförmåga var bättre då glukos var tillsatt.	Majewska m.fl., 2007

	Total Cd (mg/kg) 5,2±1,0 Andelar av Cd fraktioner (% av total Cd) Soluble and exchangeable 9±5,6 Bound to Fe and Mn oxides 73±3,7 Bound to organics 9±1,5 Residual 9±1,5 Number of microorganisms (efu/g jord) Oligotrophs $1,1 \cdot 10^7 \pm 0,3 \cdot 10^7$ Copiotrophs $4,7 \cdot 10^7 \pm 0,3 \cdot 10^5$ Fungi $0,9 \cdot 10^4 \pm 3,0 \cdot 10^4$								
Cd 2+	-	Bacillus cereus Cd01	Bakterien bacillus cereus CD01 odlades i Luria Bartani LB medium. Tre olika koncentrationer av Cd ²⁺ användes (0; 0,2; 0,5 och 1,0 mmol/L). Bakteriekulturen fick växa i 75 h och pH mättes under tiden. Mängden Cd ²⁺ som adsorberades mättes, och de mätte det som adsorberats till cellytan (extracellulärt) och det som bioackumulerats (intracellulärt). Det här mättes vid olika tidpunkter. De har även studerat biomineralisering.	Laboratorium	72h för kultivering	3 olika koncentrationer användes. Även en kontroll på 0 mmol/L. 0,2 mmol/L 0,5 mmol/L 1,0 mmol/L	Vid 72 h 0,2 mmol/L Extra: 0,00119 mmol Intra: 0,000354 mmol 0,5 mmol/L (ca) Extra: 0,0018 mmol Intra: 0,0009 mmol 1,0 mmol/L Extra: 0,0125 mmol Intra: 0,0025 mmol	Biomineraliseringsgrad (MR) Biosorptionsgrad (SR) 0,2 mmol/L MR: 21,56 % SR: 7% 0,5 mmol/L MR: 1 % SR: 5% 1,0 mmol/L MR: 4,18 % SR: 13,87 %	F. Li m.fl., 2018
Extracellulär tog upp mer än intracellulär oavsett vilken koncentration av Cd ²⁺ det var. Värdena vid 0,05 mmol/L och intra på 1,0 mmol/L är avlästa från diagram kan ej ses om exakta. Även värdena på 0,5 mmol i resultat är avlästa.									
Cd	Jordprov: Organiskt material: 0,23% Alkaline N: 83,7 mg/kg Tillgängligt K: 123,3 mg/kg P: 1,21 mg/kg pH: 4,8 lera: 9,56% silt: 33,36% sand: 57,08% Sandig lerjord Cd: 0,23 mg/kg	Burkholderia GN6 strain	Fyra olika sorters krukor förbereddes, en utan tillsats av Cd och GN6, en med endast GN6, en med endast Cd och en med både Cd och GN6. Av varje kruka fanns 6 uppsättningar. Steriliserade rapsfrön tillsattes till varje kruka och läts växa i en månad.	Laboratorium, krukor	En månad	Initial koncentration Root: ca 150 mg/kg Leaf: ca 130 mg/kg	Koncentration efter försök Rot: 135 mg/kg Blad: 115 mg/kg	Pot Culture experiment: Rot: 10,32% Blad: 9,81%	Shen m.fl., 2023
Testet utfördes på raps. Bakteriestammen kunde i sig inte ta upp större mängder Cd från jorden, men motverkade Cd-ackumulering i växt. Koncentrationen är avläst från diagram.									

Pb, Cd, Cr	Syntetiskt odlingsmedium med pH 6.5 Spetsad jord.	Serratia marcescens	De olika metallerna inkuberades i 120 min i ett synthetic culture medium (SCM). Biomassa togs i intervaller från 5 ml medium, som centrifugerades och gjordes till pellets. Pelletsen tvättades sedan i destillerat vatten. Atomic absorption spectroscopy (AAS) gjordes på pelletsen, de togs var 5 min i 60 min och var 10 min i 120 min. De förvarades sedan i PET behållare och frystes i -20°C för att stoppa metabolismen. Klumpar av 500 µl medium och rengöringsvatten lades i HNO ₃ (70% v/v) i 4 h medan bakteriepelletsen lades i 1 ml av HNO ₃ (70% v/v) över en natt. Därefter mineraliserades testerna i en mikrovågsugn. Efter det i en glas volumetrisk kolv med ultrarent vatten. Koncentrationen av de olika metallerna avgjordes i en grafitugn med en ihålig katodlampa med ett element och en Vrian PSD samplers, med hjälp av Zeeman-effektens bakgrundskorregering.	Laboratorium, SCM.	120 min	Pb: 0,025 mg/ml Cr: 0,45 mg/ml Cd: 0,100 mg/ml	Pb 0,25 mg/ml Serratia m. pellets: 10 min: 0,013 µg/g 60 min: 0,213 µg/g 120 min: 0,164 µg/g Tvättvatten: 120 min: 1,49 µg/ml I SCM, startar på MIC för alla metaller (0 min): 10 min: 23,4 µg/ml 40 min: 3 µg/ml 60 min: 10,3 µg/ml Cd 0,100 mg/ml Serratia m. pellets: 10 min: 0,182 µg/g 20 min: 0,185 µg/g 120 min: 0,097 µg/g Tvättvatten: 20 min: 16,58 µg/ml 120 min: 10,20 µg/ml I SCM, startar på MIC för alla metaller (0 min): Konstant ökning till och med 120 min där det slutar på 93 µg/ml Cr 0,045 mg/ml Serratia m. pellets: 60 min: 0,176 µg/g 120 min: 0,105 µg/g Tvättvatten: 120 min: 3,1 µg/ml I SCM, startar på MIC för alla metaller (0 min): 0 min: 45 µg/ml 60 min: 14 µg/ml 120 min: 26,5 µg/ml	Pb: 0,0133 – 0,0133 µg/g Cd: 0,097 – 0,1853 µg/g Cr: 0,105 – 1,176 µg/g	Cristani m.fl., 2012
MIC avser för Minimum Inhibitory Concentration vilket är den minsta koncentrationen där tillväxten av en bakterie påverkas negativt. I detta test används sub-MIC vilket är en koncentration som är mindre än MIC. Slutsats var att bakterien är en relativt effektiv och billig metod när det kommer till Pb borttagning.									
Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	pH 7, 32°C	Sinorhizobium saheli, OS5 strain	Batch equilibrium method, experimenten gjordes med konstant volym i ett metalljonssystem. En konisk flaska med kapacitet på 250 ml innehöll 100 ml metalljonslösning som exponerades med 1 gram bakteriell biomassa under 72 h i en skakande inkubator på 120 rpm, därefter centrifugerades blandningen och metalljonerna och biomassan alienerades genom centrifugering på 5000 rpm under 20 minuter.	Laboratorium	72 h+20 min	Initial metallkoncentration (mg/L) A: 25 B: 50 C: 75 D: 100 E: 125 F: 150	Metal removal % Cr A: 95,04; B: 83,71; C: 91,45; D: 89,74; E: 86,6; F: 85,24 Cu A: 96,24; B: 95,12; C: 92,87; D: 90,04; E: 88,45; F: 87,57 Cd A: 92,76; B: 91,44; C: 88,91; D: 85,35; E: 82,76; F: 80,24	Ni A: 93,84; B: 92,96; C: 91,05; D: 88,9; E: 87,32; F: 84,24 Zn A: 92,96; B: 91,64; C: 91,45; D: 90,35; E: 90,6; F: 88,92 Pb A: 92,16; B: 89,78; C: 87,18; D: 85,57; E: 83,06; F: 80,26	Oves m.fl., 2025
Jonkoncentration mättes med en atomabsorptionsspektrofotometer.									

Cu, kolväten	<p>Jordprov: Organiskt material 15,15±0,21%.</p> <p>Katjonbyteskapacitet 8,26±1,81 cmol/kg.</p> <p>pH: 5,95±0,07.</p> <p>Fosfor: 13,6±0,70 mg/kg</p> <p>Svavel: 12,6±0,7 mg/kg</p> <p>Konduktivitet: 0,69±0,20 dS/m</p> <p>Järn: 134,5±16,2 mg/kg.</p> <p>Koppar: 1,85±0,07 mg/kg.</p> <p>Fosfor, Svavel, Järn och koppar är totalt.</p>	CC22, CC24, CC30, CC33	Bakteriestammarna placerades på plattor med LB medium i 24 timmar. Därefter centrifugerades de vid 10 000 varv per minut i 5 min. Därefter rensades stammarna i 0,85% NaCl. OD600 anpassades till 0,200 och sedan centrifugerades det igen. Pelletsen sänktes i 1,0; 37,5; 75 och 150 µg/mL Cu (II) med pH5. De inkuberades i 6 timmar. Därefter centrifugerades det igen, mediet och den översta vätskan analyserades för kopparinnehåll genom AAS.	Laboratorium	6h	Tre koncentrationer användes: 37,5 mg/L 75,0 mg/L 150 mg/L	Biosorption av koppar Mängd koppar 37,5 mg/L: [mg/g] CC22: 7 CC24: 7,5 CC30: 6,8 CC33: 9 75,0 mg/L: [mg/g] CC22: 10 CC24: 12,5 CC30: 13 CC33: 14 150 mg/L: [mg/g] CC22: 10 CC24: 12,5 CC30: 13 CC33: 20	Bioackumulerande kapacitet: CC33: Ökade till och med 150 mg/L av Cu, som mest 20 mg/g CC24: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 12,5 mg/g CC30: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 13 mg/g CC22: Slutade öka efter 75,0 mg/L, som mest 10 mg/g	Rojas-Tapias m.fl., 2011
Bakterierna framtagna från kolväte- och tungmetallförorenad jord. Redovisade värden bör ej ses som exakta då de avlästes från diagram.									
As, Cd, Pb	<p>Innan ympning (steril jord) pH 6,12±0,07 Carbon exchange capacity (meq/100gm) 7,52±0,41 Konduktivitet (ms/cm) 0,309±0,007 Organiskt kol (%) 0,83±0,07 Tillgängligt N (mg/kg) 657,8±14,51 Tillgängligt P (mg/kg) 142±6,42 Tillgängligt Kalium (K) (mg/kg) 620±20,81 Efter ympning (steril jord) pH 6,13±0,02 Carbon exchange capacity (meq/100gm) 8,77±0,12 Konduktivitet (ms/cm) 0,385±0,009 Organiskt kol (%) 0,85±0,04 Tillgängligt N (mg/kg) 863,66±18,78 Tillgängligt P (mg/kg) 165,1±5,99 Tillgängligt K (mg/kg) 754,66±9,52 Innan ympning (icke steril jord) pH 6,18±0,06 Carbon exchange capacity (meq/100gm) 7,49±0,55 Konduktivitet (ms/cm) 0,311±0,006 Organiskt kol (%) 0,74±0,04 Tillgängligt N (mg/kg) 663,92±12,73 Tillgängligt P (mg/kg) 143,66±4,05 Tillgängligt K (mg/kg) 635,66±3,28 Efter ympning (icke steril jord) pH 6,21±0,05 Carbon exchange capacity (meq/100gm) 8,97±0,11 Konduktivitet (ms/cm) 0,321±0,008</p>	Enterobacter sp. (strain ACP-1)	Både steril och icke steril jord förorenades med As, Cd och Pb, med 3 krukor av varje typ, och förvarades i rumstemperatur i 30 dagar med konstant fuktighet. 10 ml av bakteriesuspension tillsattes. Efter 30 dagar filtrerades bakterierna bort och därefter uppmättes hur mycket av metallerna som försvunnit m.h.a centrifugering av jorden.	Laboratorium, krukor	30+30 dagar	Initial koncentration As: 50 mg/kg Cd: 10 mg/kg Pb: 100 mg/kg	-	Procentuell minskning Sterile soil As: -37,19% Cd: -42,84% Pb: -21,5% Icke steril jord: As: -37,8% Cd: -49,84% Pb: -26,56% (efter 30 dagar)	Mondal m.fl., 2025

	Organiskt kol (%) 0,90±0,02 Tillgängligt N (mg/kg) 868,7±5,27 Tillgängligt P (mg/kg) 129,3±1,74 Tillgängligt K (mg/kg) 857,66±11,34								
Jord använd i studien spetsades.									
Cd	Jordprov: Sandig lera från kornfält (djup 0-30 cm). Luftorkad jord silades i 4mm, det blandades sedan med perlite i 1:1:1 förhållande. I olika krukor tillsattes <i>Trichoderma harzianum</i> och naturligt förekommande mikroorganismer från kornfältet. Olika förhållanden i olika krukor. Varierande mängd Cd i olika krukor användes. Cd: 0, 1,54; 3,84; 9,6; 24; 60 eller 150mg/kg. <i>T.harzianum</i> och naturligt förekommande mikroorganismer blandades också i jorden. Även steriliserad jord användes som kontroll i de 4 varianterna. Varianterna var utan mikrobiota, med <i>T.harzianum</i> , de naturliga mikroorganismerna och <i>T.harzianum</i> med de naturliga organismerna. De 4 varianterna testades med de 7 mängderna av Cd.	<i>T.harzianum</i>	28 olika varianter (4x7) av blandningar odlades korn i. Alla varianter utfördes tre gånger. Totalt 84 krukor. Jorden förbereddes genom att vetekliets vattenhalt korrigerades och att det sedan steriliserades. <i>T.harzianum</i> placerades i polypropenpåsarna som vetekliet steriliserats i. Därefter inkuberades det i 25°C i 10 dagar. CdCl2 mixades med i jordblandningen så att de 7 olika mängderna av Cd uppnåddes. De väntade i 4 veckor för Cd och jorden att interagera tillräckligt. Svampen mixades med 6g vetekli med en köksmixer och samma gjordes med en utan svamp. Den lufttorkade jorden mixades ned i krukorna, detta för att ympa de naturligt förekommande mikroorganismerna, samma mängd medium användes även i resterande krukor. Växthus hade naturligt ljus och temperatur 23-27°C.	Växthus	2 månader	0 mg/kg 1,54 mg/kg 3,84 mg/kg 9,6 mg/kg 24 mg/kg 60 mg/kg 150 mg/kg	Biosorberad koncentration Cd 1,54 mg/kg Tri+Rhi: 0,01 µg/g 3,84 mg/kg Tri+Rhi: 0,034 µg/g 9,6 mg/kg Tri+Rhi: 0,06 µg/g 24 mg/kg Tri+Rhi: 0,075 µg/g 60 mg/kg Tri+Rhi: 0,08 µg/g 150 mg/kg Tri+Rhi: 0,11 µg/g Enbart det bästa värdet vid koncentrationerna representeras ovan	Jorden med enbart <i>T.harzianum</i> var mest effektiv vid alla koncentrationer av Cd	Ghasemkheili m.fl., 2022
Fyra olika kombinationer testas och de odlar korn. Slutsatsen var att kombinationen <i>t.harzianum</i> och naturliga organismer visade lägst upptag vid alla koncentrationer Cd. Värden för resultat bör ej ses som exakt då de är avlästa från diagram.									
Hexavalent krom Cr(VI)	CK (kontroll jord) Totalt N (g/kg) 1,33 Totalt P (g/kg) 1,09 SOC (mg/kg) 50,45 Olsen-P (mg/kg) 167,11 NH4+ (mg/kg) 39,25 NO3- (mg/kg) 36,36 pH 8,3 TCr (mg/kg) 17,11 CCr (jord med Cr(VI)) TN (g/kg) 1,34 TP (g/kg) 1,20 SOC (mg/kg) 50,54 Olsen-P (mg/kg) 187,20 NH4+ (mg/kg) 38,00 NO3- (mg/kg) 51,59 pH 8,13 TCr (mg/kg) 19,36 S(jord med HU2014) TN (g/kg) 1,50 TP (g/kg) 1,23 SOC (mg/kg) 50,83 Olsen-P (mg/kg) 206,42 NH4+ (mg/kg) 32,88 NO3- (mg/kg) 46,29 pH 7,98 TCr (mg/kg) 17,70 SR(jord med Cr(VI) och HU2014)	<i>Streptomyces</i> sp. HU2014	HU2014 blandades i jord 1:100g. Totalt 24 krukor med 1 kg jord i varje varav 4 kontrolljord, 4 jord med tillagd Cr(VI), 4 jord inokulerat med HU2014 och 4 jord med tillagd Cr(VI) samt inokulerad HU2014. 15 grodda frön placerades i varje kruka. Krukor placerades i växthus i 7 dagar vid 25C. Krukor innehållande Krom bevattades med 30 mg Cr(VI)/L varannan dag medan övriga krukor vattnades med lika stor mängd destillerat vatten. Efter 10 dagar upphörde bevattning med Cr-lösning.	Laboratorium, krukor	40 dagar		TCr (Total Cr) minskning -38,4% i skott och -16,1% i rötter	TCr content CCr: 60 mg/kg (skott), 275 mg/kg (rötter) SCR: 45 mg/kg (skott), 240 mg/kg (rötter)	Zhu m.fl., 2024

	Totalt N (g/kg) 1,43 Totalt P (g/kg) 1,49 SOC (mg/kg) 50,85 Olsen-P (mg/kg) 226,95 NH4+ (mg/kg) 37,43 NO3- (mg/kg) 69,05 pH 8,30 TCr (mg/kg) 23,55								
Pb, Cr, Zn, Ni, Cu, Cd	Jordprov togs från översta lagret av ett risfält. Även andra grödor odlades på detta fält, vilka specificeras ej.	EPS utsöndrat från A. tubungensis F12 och enbart A. tubungensis F12.	En metallblandning på 3L skapades innehållande 100mg/L av Cd(II), Cr(III), Ni(II), Pb(II) och Zn(II) i 3,5 kg jord. Detta blandades i 5h med ultraljud. EPSen gjordes om till ett puder för enklare hantering. Adsorptionsexperimentet utfördes genom att 100mL av metalllösningen blandades med 0,2g/st av F12 pellets. Adsorberad metall som mättes i supernatanten efter centrifugering vid 39°C och 150 varv/min. Detta gjordes tre gånger. Med EPS utfördes det på samma sätt men med modifikationer. En dialyspås användes med 5mL EPS lösning. Destillerat vatten användes som kontroll.	Laboratorium	4h	100 mg/L av vardera tungmetallen.	Adsorption (mg/g) Pb: 50,9 Cr: 32,4 Zn: 31 Ni: 6,6 Cu: 6,3 Cd: 3,4	Borttagningsgrad: Pb: 90,8% Cr: 64,5% Zn: 68,4% Ni: 12,9% Cu: 13,1% Cd: 6,9%	Tang m.fl., 2021
EPS=Extracellular polymeric substances, EPS adsorberade signifikant en större mängd än pellets. Supernatant avser klar vätska som är kvar efter centrifugering, separerad från fast material.									
Cd, Sb	Sb: 11 753 ± 176,1 mg/kg Cd: 64,3 ± 5,5 mg/kg pH runt 6,24 svagt sur jord 3 kulturmedium användes.	Svampstammen XK 10	Tre medium användes: 1) Martin's solid medium 2) PDB 3) PDA I en e-kolv lades 1mL av sporsuspension lades till 49mL av PDB medium pH6 i 28°C 120 varv/min 0-7 dagar. Det mättes varje 24 h genom torr vikt och de stannade när biomassan slutade att öka.	Laboratorium	0-7 dagar	Cd: 0, 0,1; 0,5; 2 mM Sb: 0, 0,1; 0,5; 2 mM	Ju större koncentration av Cd desto bättre resultat. Sb borttagning var som mest effektiv vid 1 mM och avstannade vid 4mM	Max effektivitet: Cd 32,3 % vid pH 4 i 7 dagar Sb: 15,5%	He m.fl., 2023
Cd	Flytande jordextrakt användes för att simulera en jordlik miljö.	ZAN-044 (Bacillus R25 och R27 (Streptomyces) F. pinicola CCBAS 535 (basidimycete) P. aeruginosa	Bakterierna tillsattes i både ett syntetiskt medium och det flytande jordextraktet. Det syntetiska mediet användes enbart för kontroll av vid vilka koncentrationen bakterierna hade tillväxt.	Laboratorium	10 dagar för F. pinicola 5 dagar för streptomyces R25	1 eller 10 mg Cd/l	Specificeras enbart hur mycket som togs bort, se resultat.	De två mikroberna nedan hade bäst resultat. mg Cd/l är hur mycket som biosorberats från mediet, mg Cd/g är den specifika biosorptionen F.pinicola 1 mg Cd/l: 0,409 mg Cd/l, 0,722 mg Cd/g, 41% 10 mg Cd/l: 4,388 mg Cd/l, 3,407 mg Cd/g, 44% R25 1 mg Cd/l: 0,641 mg Cd/l, 4,868 mg Cd/g, 64%	Bagot m.fl., 2005

