UPPSALA
UNIVERSITET

Fytoremediering

Sanering av förorenad mark med hjälp av växter

Hannes Gröntoft

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, höstterminen 2014
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag
Förorenad mark är ett ökande problem i dagens samhälle. Dessa föroreningar har många olika ursprung; allt från naturligt förekommande farliga ämnen till utsläpp från tung industri.

För att motverka denna destruktiva utveckling har en rad olika saneringsmetoder utvecklats. Dessa kan delas upp i *ex-situ*-metoder där föroreningarna grävs upp och transporteras till en annan plats för rening, samt *in situ*-metoder där föroreningen behandlas på samma plast där den orsakar problemen. Både *ex-situ*- och *in-situ*-metoder har för och nackdelar. *Ex-situ* är snabbare och fungerar oberoende hur toxiska föroreningarna är men är dyrare och kan ha en omfattande påverkan på miljön. *In-situ* är mer miljövänligt och billigt, men kan ta lång tid och fungera inte på alla sorters föroreningar.

En *in-situ* metod är fytoremediering, som innebär att växter, eller mikroorganismer som lever i växters rotzon, används för att ta bort eller förhindra föroreningar från att spridas. Växter kan användas på många varierande sätt. De kan bland annat bryta ner föroreningar inuti sin vävnad, eller med hjälp av mikroorganismer i sin rotzon. De kan också användas för att ta upp och binda in föroreningar i sin biomassa, och på så sätt avlägsna föroreningarna från marken.

För att en växt effektivt ska kunna användas inom fytoremediering, krävs det att den har anpassade egenskaper för att kunna ta hand om föroreningar. Detta kan vara egenskaper som tålighet mot höga föroreningshalter, omfattande rotsystem eller hög tillväxtförmåga. Det är också viktigt att växten på något sätt kan interagera med föroreningen genom tillexempel metaboliserande och ackumulerande processer, eller bindandet av föroreningar i rotsystemet.

En växtfamilj som kan användas inom fytoremediering är *salix,* videväxter. Den har egenskaper att bland annat bryta ner petroleumrelaterade ämne, ackumulera tungmetaller och forskning pågår om ytterligare användningsområden. Då *salix* redan används inom bioenergiproduktion finns den redan på marknaden och kan dessutom generera vissa inkomster då den kan skördas efter avslutad sanering och omvandlas till bioenergi.

Inledning
Förorenad mark är inget nytt problem för människan och samhället. Naturliga processer är till viss del ansvariga då dessa kan skapa områden med naturligt höga halter av farliga grundämnen som tungmetaller och radon (Runnells et al., 1992), men framför allt är det olika former av mänsklig aktivitet som är den största bidragande faktorn (Cunningham et al., 1995). Sedan den industriella revolutionen har samhället förändrats och bruket av miljöfarliga ämnen har mångdubblats. Det ökade bruket har följts av ökade utsläpp, som inte enbart kommer från den tunga industrin, utan från samhället som helhet.

Jordbruken bidrar till de förorenade markerna med stora mängder bekämpnings- och konstgödningsmedel, industrin med kemikalier och metaller och allmänheten med avgaser och drivmedelsspill. Enligt inventeringar som naturvårdsverket lät genomföra under 2008, finns det ca 80 000 förorenade områden i Sverige (Andersson, 2012). Dessa områden är ofta gamla industritomter och bensinmackar som ursprungligen funnits i städers ytterområden. När sedan städerna växer och måste expandera för att nya bostadsområden skall byggas måste marken vara säker för de människorna som ska bo där. Dessutom krävs säkra rekreationsområden, lekplatser och parker i nära anslutning till dessa nya bostadsområden.

Kunskapen om hur olika miljögifter påverkar oss och vår miljö är fortfarande begränsad. Dock har viljan att försöka begränsa de effekter de har växt sig starkare. Detta syns bland annat i regeringens fjärde miljömål ”Giftfri miljö” som definieras ” *Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna*” (Naturvårdsverket, 2012)

I detta arbete undersöks olika metoder för hur sådana förorenade områden kan saneras och åter bli säkra för allmänheten att vistas i. Jag kommer ta upp traditionella metoder, som länge använts men framför allt gå djupare in på en ny metod som har börjat användas; fytoremediering. Detta är utnyttjandet av de egenskaper som växter och de mikroorganismer som lever i symbios med dessa växter har. Detta kan vara allt från direkta metaboliserande egenskaper till förmåga att kunna påverka vattenflöden och erosion. På detta sätt försöker man rikta naturens egna krafter till att nå våra mål med en säker miljö.

Jag kommer även undersöka ett särskilt växtsläkte nämligen *Salix spp*. Detta är ett släkte växter med gynnsamma egenskaper för användning inom just fytoremediering. *Salix* har förmågan att kunna ta upp stora mängder tungmetaller ur jorden, men kan också bryta ner en rad olika skadliga ämnen.

Min övergripande frågeställning i detta arbete är hur fytoremediering fungerar, samt under vilka förutsättningar man kan använda denna metod. Jag vill även undersöka växtfamiljen *salix* egenskaper och om dessa kan användas för fytoremediering här i Sverige

Behandling av ett förorenat område

För behandling av förorenade områden finns en mängd olika metoder och tillvägagångssätt att tillgå. Ingen av dessa metoder fungerar för alla situationer, då olika metoder har olika förutsättningar och begränsningar. Många olika faktorer påverkar, dels rena fysiska sådana, såsom vad området ska användas till, vilken typ av förorening det är frågan om och hur omgivande miljö ser ut. Men också sådana faktorer som finns i samhället, såsom de ekonomiska, juridiska och tidsmässiga har stort inflytande. Detta gör det viktigt att ordentligt utvärdera vilka faktorer som kommer påverka ett planerat saneringsprojekt, för att på så sätt hitta den metod som är bäst lämpad. (Naturvårdsverket, 2009a).

Om en efterbehandling skall gå att genomföra på ett lyckat sätt måste man först veta vilka mål man vill nå. För en mark som skall bebyggas med industri behöver man inte ställa samma höga krav som om man vill använda marken som jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2009a). För att kunna planera ett lämpligt tillvägagångsätt är det också viktigt att veta hur mycket en sanering får kosta och hur lång tid den får ta (Cunningham et al., 1995).

Alla metoder som används kan delas in i två grupper, *Ex-situ* och motsatsen *in situ*.

Ex situ
Ex situ-behandlingar av förorenade områden är idag den vanligaste typen av efterbehandling i Sverige (Helldén et al., 2006; Naturvårdsverket, 2009a). Uttrycket betyder ”på annan plats” och innebär att man för bort det förorenade materialet för att behandla det på annan plats (Helldén et al., 2006).

Gemensamt för de flesta av *ex-situ* metoderna, är att det förorenade materialet måste föras till en behandlingsplats. Detta sker genom uppschaktning av förorenad jord och bortpumpning av förorenat vatten. Materialet behöver sedan behandlas och sedan återtransporteras. Dessa transporter sker ofta med lastbilar, något som bidrar till ytterligare miljöbelastning. Schaktning kan också vara ett stort problem, då det kan finnas en mängd objekt som kan hindra arbetet, såsom byggnader eller naturliga formationer som man helt enkelt inte vill gräva bort (National Research Council and Committee on *In Situ* Bioremediation, 1993).

Bortschaktningen av jordmassor och uppmuddring av bottnar kan även kraftigt påverka områdets ursprungliga miljö och naturtyper. Dessutom kan en mängd oanade problem uppstå när marken grävs upp. Dessa kan vara att tidigare stabila föroreningar i marken börja röra på sig och åter bli tillgängliga för omgivningen, att grundvattenförhållanden förändras och sprider lakvatten ut i omgivningen eller att problem med damm och buller uppstår (National Research Council and Committee on *In Situ* Bioremediation, 1993; Naturvårdsverket, 2009a)

Metoder
För de bortfraktade schaktmassorna finns en rad olika saneringsmetoder att tillgå för att separera, bryta ner eller kapsla in föroreningarna. Metoderna innefattar allt från filtreringar genom olika sorters filter, barriärer och jordtvättar där förorenade partiklar separeras från övrigt material, för att på så sätt reducera mängden förorenad jord. När föroreningarna sedan har koncentrerats i tillräckligt hög grad, kan de behandlas med olika destrueringsmetoder där föroreningarna förstörs genom bland annat förbränning och biologisk nedbrytning, eller säkras från att åter kunna spridas. En sådan säkring kan ske via deponering i en kontrollerad miljö med ringa risk för urlakning, eller genom kemiska processer som får föroreningar att anta stabila, icke lakbara former (Helldén et al., 2006)

In situ
In situ är motsatsen till *ex situ*, vilket innebär att föroreningar behandlas på platsen där den har sitt ursprung (Naturvårdsverket, 2009a). Metoderna skiljer sig från de inom *ex situ*-behandlingar genom att de är utformade med tanken att störa marken så lite som möjligt. Fördelen med ett sådant tillvägagångssätt är att området som behandlas bevaras intakt och därmed inte drabbas av de problem som ofta sker vid *ex-situ* sanering, i form av spridning av förorenat damm och urlakning (National Research Council (U.S.). and Committee on *In situ* Bioremediation, 1993).

Principen bakom *in situ* är att, genom olika metoder, förskjuta den jämvikt som en förorening ofta har skapat i marken. En förorening i jämvikt rör sig inte utan befinner sig i en stabil fas i jorden, där den tillexempel kan ha absorberats eller kemiskt bundits in i omgivande jordpartiklar. Denna jämnvikt måste brytas för att föroreningen ska kunna blir tillgänglig för olika nedbrytande processer (Swartjes, 2011). Framförallt utnyttjas biologiska system, som kan ta upp och bryta ner ämnen direkt i marken, men också en rad fysikaliska metoder

används. Olika metoder kan även kombineras för att på så sätt effektivisera och utöka enskilda metoders räckvidd och användningsområden (Hinchee et al., 1987; Lee et al., 1993).

Då *in situ*-behandlingar till mycket stor del utnyttjar biologiska processer, skapar detta en rad problem. Dessa processer är känsliga för olika omgivningsfaktorer, såsom temperatur, vattenhalt, syretillgång och näringshalt i marken (Cunningham et al., 1995). Dessutom kan höga halter av de kemikalier som ska saneras ofta ha en negativ effekt på de organismer som används. Detta då växter och mikroorganismer måste lägga mer energi på att överleva, något som leder till en långsammare tillväxt eller att vissa arter inte ens kan etablera sig. Alltför höga föroreningsnivåer kan också innebära att inget eller mycket lite liv kan existera med avstannande av biologiska processer som följd (National Research Council and Committee on *In Situ Bioremediation, 1993).*

Metoder
Metoderna som används inom *in situ* är mestadels baserade på biologiska processer, men en rad kemiska och fysiska processer förekommer också. Exempel på sådana processer är användandet av filterbarriärer som placeras i vattendrag eller grundvattenflöden och som filtrerar bort föroreningar ur det passerande vattnet. Ett annat exempel på sådana fysikaliska metoder är markventilering, där man genom att ändra trycket i jorden kan få lättflyktiga ämnen att bli mer rörlig och lämna jorden (Hinchee et al., 1987; Lee et al., 1993).

De vanligaste metoderna är dock behandling med olika mikroorganismer, så kallad bioremediering. Man låter föroreningar komma i kontakt med olika organismer, som då påbörjar en biologisk nedbrytning av det skadliga ämnet. Bioremediering innefattar användandet av olika svampar och växter. Då växter används kallas detta fytoremediering; en metod som börjat användas allt mer (Alexander, 1999).

Vad är fytoremediering?
Fytoremediering kan beskrivas som "the engineered use of plants *in situ* and *Ex-situ* for environmental remediation" (Suthersan, 2001). Uttrycket baseras på två delar; fyto: växt och remediation: engelska för läkning. I begreppet inkluderas alla de processer som bedrivs av växter och de organismer som lever i växters rhizosfär, som kan användas för att bryta ner, ackumulera, stabilisera och kontrollera spridning av föroreningar. Detta innebär att fytoremediering inte enbart behöver leda till att föroreningar avlägsnas från jorden eller bryts ner i växten, utan kan även betyda att de föroreningar som finns oskadliggörs genom att de ej längre kan påverka sin omgivning (Adams et al., 2000).

Att använda sig av växter för att lösa problem är ingen ny metod. Länge har man använt växter för att dränera sumpmarker, för att kunna använda denna mark som jordbruksmark (Suthersan, 2001). Med tiden har även fokus kommit att läggas på växters nerbrytande egenskaper, något som bland annat används för att rena avloppsvatten från kväve och andra näringsämnen (Gersberg et al., 1986). Det är dock först på senare år som denna typ av metoder har börjat utnyttjas på områden som tidigare renats med hjälp av *ex situ*-metoder (Suthersan, 2001).

Till skillnad från många av de mer konventionella metoderna som idag används, till exempel termisk och kemiska behandlingar, är inte fytoremediering skadlig för jordens struktur och fertilitet (Greger and Landberg, 1999). Jämfört med andra metoder är den dessutom billig att använda, då den har få och låga driftkostnader, där de största utgifterna ligger i plantering,

gödsling och underhåll av växterna (Suthersan, 2001). Utöver detta är den energieffektiv då den energin som krävs för att driva processerna enbart kommer direkt från solen (Salt et al., 1995).

Vilka växter passar?

Alla växter är inte lämpade för att användas vid fytoremediering. De växter som används har genomgått ett antal tester för att avgöra om de har egenskaper som går att använda och i så fall på vilket sätt. Några av de egenskaper man undersöker är: tålighet, rotsystemets storlek, nedbrytande eller ackumulerande egenskaper, transport inne i växten och tillväxtförmåga.

Tålighet

Växten måste vara tålig mot de föroreningar den är tänkt att användas mot. Det är inte lämpligt att använda sig av växter som dör redan vid låga koncentrationer av den aktuella föroreningen. De växter som har anpassat sig till höga halter av föroreningar har gjort detta på olika sätt. Ett sätt är exkludering. Då känner växten igen och motverka att ett farligt ämne en tas upp i vävnader via rötterna (Fitter and Hay, 2002). En sådan växt kan inte användas till att reducera mängden förorening, såvida inte det finns nedbrytande mikroorganismer i dess rotsystem, men den kan användas för att stabilisera mark och förhindra erosion. Andra växter har anpassat sig genom att kunna ta upp och bearbeta föroreningar istället. Egenskaper som kan används när man inte bara vill hindra föroreningar från att spridas, utan få bort den helt och hållet.

I områden med höga koncentrationer av föroreningar, så kallade ”hot spots”, är marken ofta så giftig att inget liv kan etablera sig där, inte ens särskilt tåliga växter. Detta kan vara platser med höga koncentrationer av bensin, dieselolja eller ogräsbekämpningsmedel. En lösning på detta problem kan vara att kombinera *ex situ*-metoder med fytoremediering. Genom att schakta bort dessa ”hot spots” och sedan behandla dessa med lämpliga *ex situ*-metoder, kan sedan resterande föroreningar på området behandlas med växter (Schnoor et al., 1995).

Rotsystemets storlek

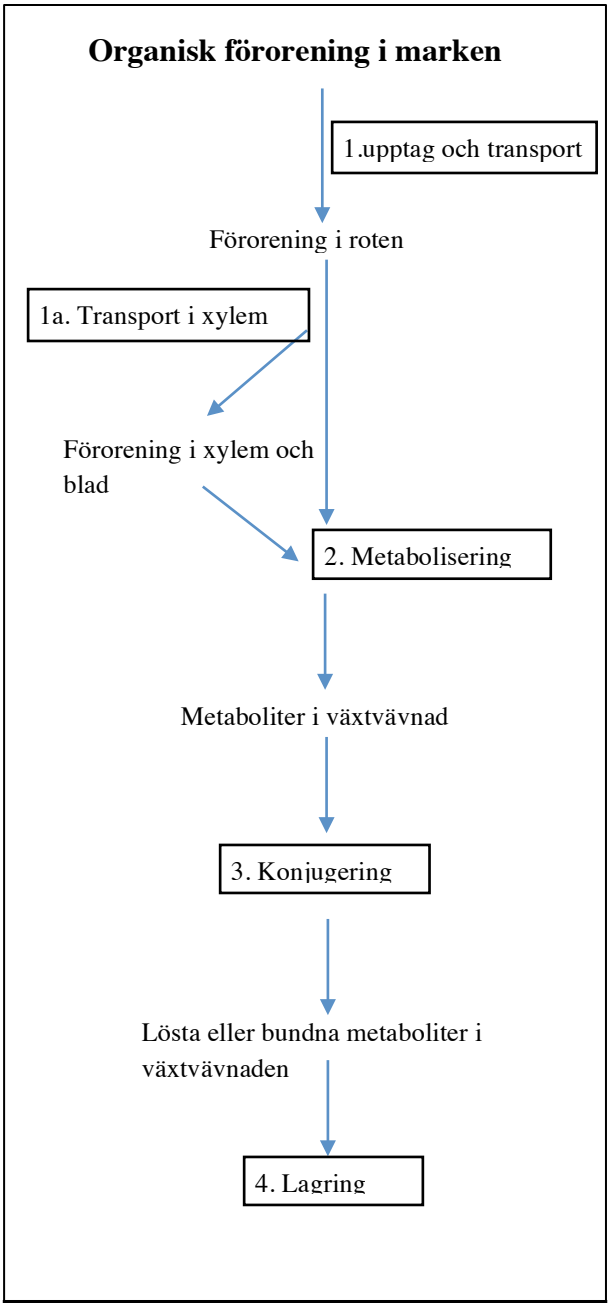
De flesta metoder inom fytoremediering bygger på att växter skall ta upp eller bryta ner föroreningar med sitt rotsystem. Detta innebär i sin tur att en växt med ett stort rotsystem också får ett stort upptagningsområde som den kan påverka dessa föroreningar i (Adams et al., 2000). Med ett stort rotsystem följer också en stor rhizosfär. Detta har betydelse då flera av de nedbrytande processerna inte är kopplade till själva växten, utan till de mikroorganismer som lever i växtens rotsystem (Banks et al., 2003).

Viktigt är också hur djupt rötterna når, då detta begränsar hur djupa föroreningar växten kan användas på. Detta begränsar metodens effektivitet eftersom långt från alla föroreningar ligger på sådana djup att en växt, som annars skulle vara lämplig, kan användas (Adams et al., 2000).

Rötterna har även betydelse för att stabilisera jordar och skydda dessa mot erodering. De kan också användas för att förhindra vattengenomströmning och därmed urlakning (Franzluebbers, 2002).

Nedbrytande eller ackumulerande egenskaper
Många av metoderna inom fytormediering bygger på processer som bryter ner föroreningar eller binder in dessa i växtvävnaden eller i dess rhizosfär. För att detta ska kunna ska måste växten eller de mikroorganismer som lever i växtens rhizosfär ha de egenskaper som krävs för den specifika föroreningen.

Omhändertagandet av en förorening kan ske på olika sätt och beror främst på om den är organiska eller oorganisk, då detta kommer avgöra om den kan brytas ner eller ej. Vid nedbrytning av organiska föroreningar, använder sig växter av den så kallade grön levermodellen. Detta är när nedbrytning sker inne i växten, med liknade metaboliska steg som i en mänsklig lever (figur 1). Föroreningen tas upp i växten, där den sedan metaboliseras med hjälp av olika enzym, till mindre toxiska metaboliter samt till CO_2 och CH_4 (Alexander, 1999). Detta kan ske via en mängd olika reaktioner, bland annat genom oxideringar och reduktioner. Metaboliter som inte bryts ner till enkla kolföreningar konjugeras och blir därmed mer vattenlösliga, detta för att reducera toxiciteten ytterligare, samt göra det enklare för växten att transportera metaboliterna i sina ledningsvävnader. Sista steget i processen är lagring av metaboliterna, något som kan ske på åtminstone tre olika sätt; lagring i vakuoler, lagring i apoplasten eller genom kovalenta bindningar till cellväggen (Burken, 2004).



Figur 1. Grön levermodellen. Föroreningar tas upp i växten via rötterna och metaboliseras till mindre toxiska föreningar samt CO_2 och CH_4. De metaboliter som inte redan är vattenlösliga konjugeras. Metaboliterna lagras sedan i växtvävnaden. Omritad efter Alexander (1999)

Det är inte alla föroreningar som är nedbrytbara och detta gäller framför allt tungmetaller och andra oorganiska ämnen som inte kan omvandlas till CO_2 eller CH_4. Däremot kan många av dessa ämnen fortfarande tas upp av växter och ackumuleras i dess vävnad (Alexander, 1999). Detta kan ske då vissa växter har utvecklat tolerans mot höga halter av tungmetaller. Denna tolerans fungerar olika i olika växter och för olika metaller. Några exempel är; produktion av komplexbildande ämnen i cellerna, som binder till och förhindrar tungmetallen att reagera med andra ämnen; förvarandet av tungmetallerna i organeller eller celler där är inga viktiga metaboliska processer sker, tillexempel i vakuoler eller löv som sedan fälls; samt lagrandet i lågt metaboliserande celler där metallen fångas upp (Brookes et al., 1981; Verkleij and Schat, 1990).

Effektiv transport inom olika delar av växten
För att en ackumulerande växt skall kunna användas effektivt inom fytoremediering bör det som ackumulerats inte ansamlas i rotsystemet, då det är svårt och kostnadsineffektivt att ta upp rötterna. Därför är det viktigt att de aktuella kemikalierna transporteras till stam och blad, för att på så sätt göra det lätt att skörda och transportera bort föroreningarna (Greger and Landberg, 1999)

Tillväxtförmåga
Många av de växter som är anpassade till att leva i förorenade miljöer har utvecklat förmåga att kunna bryta ner föroreningar. Detta görs ofta som en avvägning mot tillväxt, då energi måste läggas på dessa processer istället. Detta gör dem små, buskiga och med en långsam tillväxt. I vissa av de metoder som använd inom fytoremediering spelar detta ingen roll, eftersom tillexempel nedbrytning fortfarande kan ske i en liten växt. I de metoder som bygger på ackumulation av föroreningar i växtens biomassa är detta dock en nackdel, då en låg biomassa innebär mindre utrymme för lagring av föroreningar (Kumar et al., 1995).

Processer inom fytoremediering
Inom fytoremediering finns som tidigare nämnts, ett antal olika metoder och tillvägagångssätt (figur 2). Olika metoder används beroende på vilket mål man vill uppnå, vilka växter man använder och vilken förorening man vill sanera. Eftersom tekniken i sig är relativt ung lär nya metoder så småningom utvecklas, men i dagsläget är följande de vanligaste:

Fytoextraktion
Denna metod använder sig av växters förmåga att ackumulera föroreningar i sin biomassa. På detta sätt förflyttas föroreningen från marken till växten, som sedan skördas. Det skördade materialet tas från platsen och behandlas på lämpligt sätt eller deponeras på en säker plats (Cunningham et al., 1995). Fördelen med en sådan metod är att man får en mycket mindre totalmassa att ta hand om än om marken skulle grävas upp och behandlas i sin helhet (Adams et al., 2000).

Fytodegradering
Metoden bygger på växters förmåga att ta upp föroreningar ur jorden och sedan metabolisera dessa ämnen till icke skadliga metaboliter i sin vävnad (figur 1). En växt som ofta använts är poppelhybriden *Populus deltoides x nigra DN34*. Denna har en förmåga att bryta ner växtskyddsmedlet Atrazine till ofarliga metaboliter (Burken and Schnoor, 1997). Då växten bryter ner föroreningen på plats behöver man därmed inte skörda denna, som man behöver vid fytoextration. Fytodegradering kan därmed pågå så länge växten finns kvar på platsen.

Rhizodegradering
Till skillnad från fytodegradering utnyttjas här istället de mikroorganismer som finns i växtens rhizosfär för att bryta ner och omvandla föroreningarna till icke toxiska ämnen. Detta sker genom att växter utsöndrar substrat, som sockerarter och alkoholer, genom sina rötter som i sin tur stimulerar tillväxt av nedbrytande mikroorganismer (Suthersan, 2001).

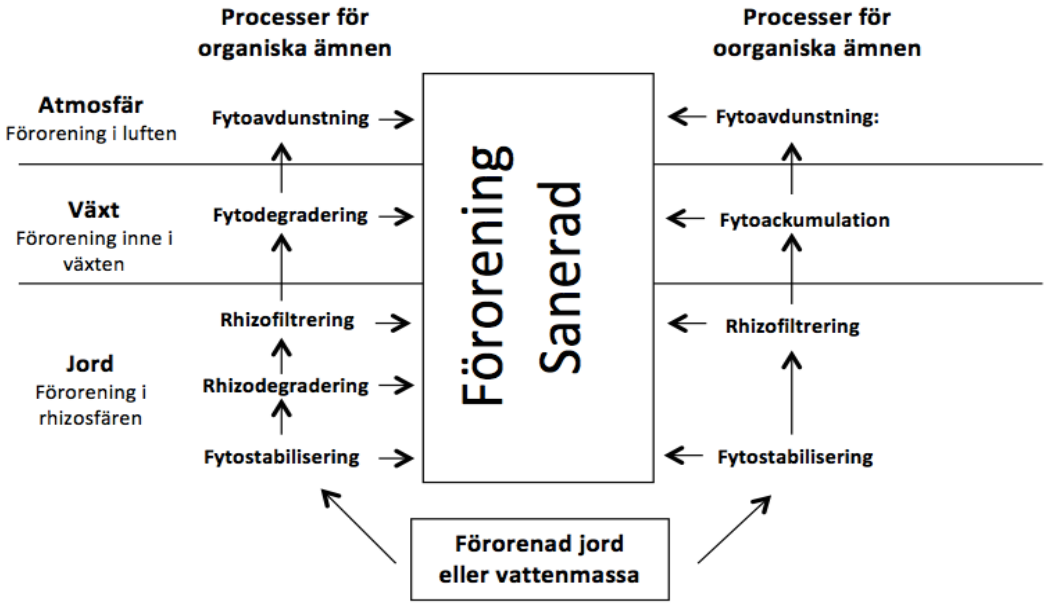
Rhizofiltrering
Denna metod skiljer sig från fytodegradering genom att den är riktad mot att rena vatten. Renandet sker genom att föroreningar avlägsnas via upptag i växten eller nedbrytning i växternas rhizosfär. Via planterandet av anpassade vattenväxter kan detta ske direkt i

förorenade dammar och vattendrag, men förorenat vatten kan också ledas om för bevattning av växter på land. (Suthersan, 2001)

Fytostabilisering
Fytostabilisering innebär att föroreningar förhindras från att spridas från ett förorenat område. Det kan ske genom att man förhindrar att den förorenade marken eroderas av vind och vatten genom att bilda barriärer som håller kvar jorden på det förorenade området. Man kan också förhindra föroreningar att spridas genom att dessa binds in till växternas rötter, genom att bilda komplex mellan roten och föroreningen (Suthersan, 2001).

Fytoavdunstning
Vissa ämnen kan efter att de tagits upp av växten avges i gasform, via transpiration, till atmosfären, där den sedan kan brytas ner genom tillexempel fotokemiska reaktioner. På vägen genom växten kan i många fall föroreningen metaboliternas till mindre giftiga föreningar. När sådan teknik används är det viktigt att det ämne som transpireras, inte i sig är farligt för omgivningen. Det är också viktigt att man inte bara flyttar föroreningen från en plats till en annan, då detta kan leda till mer skada än nytta (Adams et al., 2000).

Hydralisk kontroll
Hydralisk kontroll är en metod som kan användas för att kontrollera grundvattenflödena i marken. Dessa flöden är ofta en spridningsväg för föroreningar, som är lösta i vattnet och som därmed kan spridas över stora ytor (Naturvårdsverket, 2009b). Genom plantering av växter med högt vattenupptag och djupa rotsystem kan man suga upp vattnet i ett område dit vatten från omgivningen då kommer strömma. På så sätt kan man förskjuta vattenflöden och därmed även föroreningarna som finns i vattnet mot områden där dessa kan renas. Dessa föroreningar blir då tillgängliga för nedbrytande processer i antingen växten eller dess rihizosvär (Adams et al., 2000; Hong et al., 2001).



Figur 2. Olika processevägar för föroreningar inom fytoremediering. Omritad efter Suthersan (2001)

Salix

Salix eller videsläktet som de heter på svenska, förekommer naturligt i hela världen förutom i Australien (Hollsten et al., 2013). Det består av ca 400 olika arter, varav 24 är naturligt förekommande i Sverige. Dessa växer över hela landet och omfattar en rad mer eller mindre allmänt kända arter såsom olika videarter, pilar och sälg. De inbördes skillnaderna är mycket stora och arterna varierar i storlek mellan allt från små låga buskar till stora träd. Karakteristiskt för alla arter inom släktet är dock att de ofta bildar hybrider med varandra, något som gett upphov till en mängd olika underarter (Naturhistoriska riksmuseet, 1997).

Salix har länge använts och varit viktig för människan, som har hittat en rad olika användningsområden för den. Ett exempel på detta är utvinnandet av medicin från sälgens bark, där acetylsalicylsyra ($C_9H_8O_4$), den aktiva substansen i en mängd värktabletter, förekommer naturligt (Naturhistoriska riksmuseet, 1997). Ett annat exempel är de skånska pilvallarna. Dessa planterades under 1700-talet på det skånska slättlandskapet, där de fick en rad olika funktioner. I det trädfattiga landskapet fungerade de både som läplanteringar för att skydda jordbruksmarken från erosion och gav samtidigt ett viktigt tillskott av eldningsvirket, material till korgflätning och annat hantverk, djurfoder och konstruktionsmaterial (Länsstyrelsen, 2013).

I takt med industrialisering och modernisering av jordbruket, tappade *salix* sin roll som nyttoväxt, men på senare tid har man åter börjat finna nytta med arten. Nu har dock fokus lagts på ett ekonomiskt perspektiv. I takt med att marknaden för grön energi växt har även behovet av olika biobränslen ökat och det är för denna marknad *salix* åter har börjat odlas. Salixklonerna *S. viminalis* och *S. dasyclados* (figur 3) är mycket snabbgroende och kan ge en biomassa på 35 ton per år och hektar (Greger and Landberg, 1999). Detta gör dem väl lämpad att använda till odling av energiskog, då snabb biomassaproduktion är viktigt. Med tiden har det också visat sig att *salix* är lämpliga inom fytoremediering (Hollsten et al., 2013).

Figur 3. Salix viminalis och S. dasyclados. Från lakeshorewillows.com, med tillstånd från upphovsrättsinnehavaren.

Greger och Landberg (1999) har i sin forskning kommit fram till att klonerna *S. viminalis* och *S. dasyclados* har många gynnsamma egenskaper. De har en hög ackumuleringsfaktor, dock ej hyperackumulerande, med hög specificitet bland annat för tungmetallerna Cd, Zn och Cu. Detta gör att *salix* kan användas selektivt för att ta upp dessa tungmetaller ur jorden in i växten, utan att utarma jorden på viktiga näringsämnen. Den har också ett effektivt transportsystem från rot till skott av de ackumulerade ämnena, något som gör det enkelt att skörda växterna och på så sätt få bort nämnda tungmetaller från platsen. Detta i kombination med dess höga biomassaproduktion gör *salix* väl lämpad att använda som fytoextraktor av vissa tungmetaller.

Hur kan *salix* användas?

Salix som jordbruksmarksförbättrare

Kadmium är en giftig tungmetall som idag orsakar stora problem i jordbruket, där den tas upp av grödorna och gör dessa otjänliga som människoföda (Berndes, 2003). Även i den tjänliga födan som produceras i Sverige är det ofta förhöjda halter av kadmium. Särskilt utsatt är veteproduktionen eftersom veteplantan lätt tar upp och lagrar kadmiumet i sitt frö, som sedan skördats och hamnar i den mänskliga näringskedjan (Williams and David, 1976).
Det har visat sig att ca 39 % av det dagliga intaget av just kadmium kommer från svenska veteprodukter (Kemikalieinspektionen, 2012).

Mycket av kadmiumet i det svenska vetet kommer från den konstgödsel som spridits på åkrarna. Genom åren har kadmiumnivåerna byggts upp och i vissa fall har dessa blivit så höga att det är olämpligt att odla på sådan konstgödslad mark (Berndes, 2003). En lösning på detta problem kan vara odlandet av *salix*. Genom att plantera energiskog på åkermarken kan man sänka kadmiumhalterna via fytoackumulation. Efter några år kan energiskogen skördas och användas som bränsle i tillexempel fjärrvärmeverk samtidigt som marken kan återgå till att användas i jordbruksändamål och jordbrukaren får ut en viss ekonomisk kompensation (Berndes, 2003; Hasselgren, 2008).

Salix som nedbrytare av petroleumrelaterade föroreningar

Ett annat användningsområde där *salix* har visat sig vara användbar är i nedbrytandet av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Dessa finns i fossila bränslen och är en typisk restprodukt vid förbränning av organiskt material eller efter läckage av petroleumprodukter såsom bensin eller dieselolja. Platser som är förorenade med PAHer kan vara tillexempel gamla bensinmackar, bilverkstäder eller bangårdar, platser det finns många av i Sverige (Svenska Petroleum Institutet, 2010). PAH tas lätt upp i människokroppen där den kan orsaka mutationer av arvsmassan som eventuellt leder till cancer (EPA, 2008).

I försök planterades *salix* i PAH-förorenad jord och fick växta under en period av tre år. Resultatet av undersökningen visade på mycket hög fytodegradering, med nedbrytningsnivåer på ett medel över 98%, av PAH och andra petroliumrelaterade kolväten. Detta visar på att *salix* kan användas för att effektivt bryta ned denna typ av föroreningar (Cunha et al., 2012).

Salix som renare av avloppsslam och dagvatten

Slam hämtat från reningsverk har länge varit eftertraktat som åkergödsel då det innehåller stora mängder organiska näringsämnen. Till skillnad från konstgödsel är det också mycket billigt, då det är en restprodukt som reningsverken vill bli av med. Det stora problemet med avloppsslam är dock att det ofta innehåller höga halter av tungmetaller och andra farliga ämnen, samt dess ursprung från human avföring som innebär en ökad risk för spridning av

patogena bakterier. Detta har gjort att användandet av slammet som gödning av gröda avsedd för konsumtion har blivit kraftigt reglerat, och ofta anses som olämpligt då det finns en risk att skadliga ämnen tas upp och sprids i näringskedjan (European Commission, 2008).

För att få användning av slammet har försök gjorts med att gödsla energiskogsplanteringar och sedan undersökt metallupptag och eventuella näringsläckage (Kutera and Soroko, 1994; Nielsen, 1994). En fördel med detta är att *salix* är en gröda som ej används för matproduktion, vilket minskar spridandet av eventuella patogener till människor. Försöken visade på goda resultat, utan läckage av varken näringsämnen eller tungmetaller. Samtidigt hade de förhöjda tungmetallvärdena ingen nämnvärd negativ påverkan på biomassaproduktionen, som snarare visade sig öka av den näringsrika gödningen. Höga halter av olika tungmetaller kunde också hittas i den aska som blev kvar efter förbränning av biomassan (Kutera and Soroko, 1994; Nielsen, 1994)

Diskussion

Ingen idag existerande metod för behandling av förorenad mark fungerar för alla situationer, utan det gäller att alltid kompromissa och hitta en lösning för varje given situation. Man måste utvärdera den förorenade platsen, titta på de enskilda faktorer som kan påverka olika metoder, samt ställa upp vilka mål man vill åstadkomma. Därefter kan man väga olika metoder som skulle kunna användas mot varandra, för att slutligen hitta en metod som förhoppningsvis kan ge de resultat man vill ha. En situation kan vara sådan att inget val finns, utan en sorts teknik måste får företräde, men oftast finns det val.

För- och nackdelar med *ex situ-* och *in situ*-metoder

Ex situ-teknikens största fördelar är att det i de flesta fall går snabbt att få bort föroreningarna från den plats som ska saneras. Detta är bra när man snabbt måste få bort en förorening, tillexempel för vidare exploatering, eller om föroreningen utgör ett akut hot. Det är också en fördel att den här tekniken fungerar på många olika typer av föroreningar, oavsett mängd och toxicitet. Dess största nackdelar är dock den kostnad detta för med sig. Uppschaktning av jordmassor kräver mycket arbete och kostar också i form av miljöpåverkan och energiåtgång. Även andra nackdelar som går hand i hand med grävandet förekommer, tillexempel risk att föroreningar sprids via bland annat damm och vattenläckage

Problem ligger också i hur det uppgrävda materialet behandlas. Termisk destruering som är en vanligt förekommande metod att sanera förorening, är mycket energikrävande och ger utsläpp i form av koldioxid, även om rökgaserna renas. Ett anat vanligt behandlingssätt är deponering av det förorenade materialet. På detta sätt får man kontroll över föroreningarna, men lite görs för att lösa själva problemet. Dessutom krävs det vid deponering att ny ren jord ersätter den jord som har deponerats och som måste grävs ut från en orörd och ren plats.

In situ-metoder och framför allt fytoremediering, har en stor fördel i att platsen där saneringen utförs i stort bevaras intakt. Metoderna är riktade mot att vara miljömässigt hållbara, ha en låg energiåtgång och att en liten påverkan på sin omgivning. Vid användandet av växter finns det många inhemska arter som kan använda. Detta gör det lättare att vinna acceptans hos allmänheten, något som underlättar när sanering av en plats planeras samt att påverkan på den omgivande naturen sannolikt kommer bli mindre.

Dock finns det även nackdelar med fytoremediering som främst handlar om tidsåtgång och användningsområden. Metoderna är ofta tidskrävande, då de är känsliga för en rad olika

faktorer i sin omgivning och kan ej fungera optimalt när dessa faktorer, av olika anledningar, är ur fas. Detta kan vara faktorer som tillexempel låg temperatur, tillgång till näring och vatten eller exponering för påfrestningar och slitage från väder och mänsklig påverkan. Mängden av påverkande faktorer gör det svårt att bestämma tidsåtgång och effektivitetgrad, då små förändringar i miljön kraftigt kan påverka dessa. Fytoremediering kan också vara känsligt för höga halter av de ämnen som ska brytas ner, och därmed förhindras att användas i områden med höga föroreningshalter. Då dessa processer också kräver kontakt med det som den ska bryta ner, begränsar detta också metodernas användbarhet, då det blir svårt att behandla djupt liggande föroreningar.

Framtiden för fytoremediering

Fytoremedieringens har en ljus framtid. I takt med ökad kunskap om vilka växter som kan användas för att bryta ner olika föroreningar har också möjligheterna att använda olika fytoremedieringsmetoder ökat. Den stora mängden av förorenade platser som uppskattas finnas i Sverige, ca. 80 000, torde omfatta en mängd lämpliga platser där fytoremediering kan användas effektivt. Detta kan vara platser som inte ska användas inom den närmaste tiden och därmed kan tas i anspråk av planteringar.

Intressanta metoder där fytoremediering använts i stadsplanering har också börjar framträda. En sådan metod är att designa marksaneringen på ett sådant sätt att den samtidigt kan användas som park. Med rätt val av växter kan man åstadkomma både ett estetiskt tilltalande och funktionellt landskap samtidigt som marken saneras och föroreningar inte sprids. På så sätt kan området som saneras även användas, något som kan vara en fördel vid tillexempel sanering av urbana områden, där man vill att allmänheten ska kunna vistas.

Att fytoremediering är en biologisk metod är även det något som talar för dess fortsatta utveckling. Detta då genmodifiering och andra förädlingstekniker både kan ge växter nya egenskaper och förbättra de som redan finns. Sådana metoder skulle kunna utnyttjas till att optimera växter och göra deras svagheter mindre framträdande. Detta genom att få dem att överleva i högre koncentrationer av föroreningar och få dem att bryta ner förordningar mer effektivt. Det skulle också kunna anpassa växter att kunna användas på ett bredare spektrum av föroreningar, och på så sätt ge fytoremediering de fördelar som krävs för att konkurrera ut mindre miljömässigt hållbara metoder.

***Salix* framtid inom fytoremediering**

Som enskild växtfamilj är förutsättningarna för *salix* inom fytoremediering goda. Det har redan visat sig att rätt användning av *salix* kan rena mark från en mängd organiska och oorganiska föroreningar. Ytterligare forskning pågår dessutom, där man undersöker ytterligare situationer där denna familj kan användas.

Då *salix* redan är etablerad som gröda på marknaden, finns det plantor i produktion som är lätt att få tag på. Att man kan kombinera ett fytoremedieringsprojekt med *salix*, med en ekonomisk inkomst, i form av energiskogsproduktion, borde göra både fytoremediering och *salix* till ett attraktivt val för långsiktig rening av förorenad mark. *Salix* framtid inom fytoremediering bör således vara ljus och eftersom fytoremediering troligtvis också kommer vinna en större plats bland saneringsteknikerna, bör användandet av *salix* också öka.

Tack
Jag vill tacka min handledare Jan Örberg för den vägledning han givit mig i skrivandet av detta arbete och inte någonsin gav upp.

Jag vill också tacka Ella Franzén Anna Runsö och Johannes van den Weghe allt den tid och arbete de lagt ner i läsande och kommenterande

Referenser

Adams, N., Dawn, C., Madalinski, K., Rock, S., Willson, T., Pivetz, B., 2000. Introduction to phytoremedation (No. EPA/600/R-99/107). National Risk Management Research Laboratory, Washington D.C.

Alexander, M., 1999. Biodegradation and bioremediation, 2. ed. ed. Academic, San Diego, Calif.

Andersson, U., 2012. Efterbehandling av förorenade områden [WWW Document]. Naturvårdsverket. URL http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Klimat/Goda-exempel-LIP-och-KLIMP/Hallbara-stader/Vara-ansvarsomraden-inom-hallbara-stader/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/ (accessed 4.16.13).

Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgängliga metode (No. 5637), 2006.

Banks, M.K., Mallede, H., Rathbone, K., 2003. Rhizosphere Microbial Characterization in Petroleum-Contaminated Soil. Soil Sediment Contam. Int. J. 12, 371–385. doi:10.1080/713610978

Berndes, G., 2003. Energiskog - flera flugor i en smäll [WWW Document]. Miljöportalen. URL http://www.miljoportalen.se/mark/markanvaendning/energiskog-flera-flugor-i-en-smaell (accessed 4.21.13).

Brookes, A., Collins, J.C., Thurman, D.A., 1981. The mechanism of zinc tolerance in grasses. J. Plant Nutr. 3, 695–705. doi:10.1080/01904168109362872

Burken, J.G., 2004. Uptake and Metabolism of Organic Compounds: Green-Liver Model, in: McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L. (Eds.), Phytoremediation. John Wiley & Sons, Inc., pp. 59–84.

Burken, J.G., Schnoor, J.L., 1997. Uptake and Metabolism of Atrazine by Poplar Trees. Environ. Sci. Technol. 31, 1399–1406. doi:10.1021/es960629v

Cunha, A.C.B. da, Sabedot, S., Sampaio, C.H., Ramos, C.G., Silva, A.R. da, 2012. Salix rubens and Salix triandra Species as Phytoremediators of Soil Contaminated with Petroleum-Derived Hydrocarbons. Water. Air. Soil Pollut. 223, 4723–4731. doi:10.1007/s11270-012-1228-z

Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnol. 13, 393–397. doi:10.1016/S0167-7799(00)88987-8

EPA, 2008. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Environmental Protection Agency Office of Solid Waste, Washington D.C.

European Commission, 2008. Environmental, economic and social impacts on the use of sewage sludge on land. Draft summary report 1. Assessment of existing knowledge. Report from the European Commission. (No. DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r). Brussels.

Fitter, A., Hay, R., 2002. 6 - Toxicity, in: Environmental Physiology of Plants (Third Edition). Academic Press, London, pp. 241–284.

Franzluebbers, A.J., 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. Soil Tillage Res. 66, 197–205. doi:10.1016/S0167-1987(02)00027-2

Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R., Goldman, C.R., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. Water Res. 20, 363–368. doi:10.1016/0043-1354(86)90085-0

Greger, M., Landberg, T., 1999. Use of Willow in Phytoextraction. Int. J. Phytoremediation 1, 115–123. doi:10.1080/15226519908500010

Hasselgren, K., 2008. Omsättning av metaller i Salixodling gödslad med slamkompost.

Helldén, J., Juvonen, B., Liljedahl, T., Broms, S., Wiklund, U., 2006. Åtgärdslösningar: erfarenheter och tillgängliga metoder (No. 5637). Naturvårdsverket, Stockholm.

Hinchee, R.E., Downey, D.C., Coleman, E.J., 1987. Enhanced Bioreclamation, Soil Venting and Ground-Water Extraction: A Cost-Effectiveness and Feasibility ComparisonN. Proc. APINWWA Conf. Pet. Hydrocarb. Subsurf. Environ. 147–164.

Hollsten, R., Arkelöv, O., Ingelman, G., 2013. Handbok för salixodlare. Jordbruksverket, Jönköping.

Hong, M.S., Farmayan, W.F., Dortch, I.J., Chiang, C.Y., McMillan, S.K., Schnoor, J.L., 2001. Phytoremediation of MTBE from a Groundwater Plume. Environ. Sci. Technol. 35, 1231–1239. doi:10.1021/es001911b

Kemikalieinspektionen, 2012. Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten (No. 12/12). Sundbyberg.

Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., 1995. Phytoextraction: The Use of Plants To Remove Heavy Metals from Soils. Environ. Sci. Technol. 29, 1232–1238. doi:10.1021/es00005a014

Kutera, J., Soroko, M., 1994. The use and treatment of wastewater in willow and poplar plantations, in: Aronsson, P., Perttu, K. (Eds.), Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewaters and Sludges: A Biological Purification System□: Proceedings of a Study Tour, Conference and Workshop in Sweden, 5-10 June 1994. Swedish Universety of Agricultural Sciences, Uppsala, p. English.

Länsstyrelsen, 2013. Pilevallar [WWW Document]. Länsstyrelsen.se. URL http://www.lansstyrelsen.se/blekinge/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/Pages/Pilevallar.aspx (accessed 4.25.13).

Lee, M., SWINDOLL, Lee, M., Swindoll, C.M., 1993. Bioventing for in situ remediation / Bioventilation pour la restauration des sols in situ. Hydrol. Sci. J. 38, 273–282. doi:10.1080/02626669309492674

National Research Council, Committee on In Situ Bioremediation, 1993. In Situ Bioremediation□: When Does It Work? National Academies Press, Washington, D.C.

Naturhistoriska riksmuseet, 1997. Salix L [WWW Document]. Den Virtuella Floran. URL www.http://linnaeus.nrm.se/ (accessed 4.16.13).

Naturvårdsverket, 2009a. Att välja efterbehandlingsåtgärd- En vägledning från övergripande till mätbara åtgärdsmål (Myndighetsrapport No. 5978). Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2009b. Riktvärden för förorenad mark modellbeskrivning och vägledning. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2012. Giftfri miljö [WWW Document]. Miljömål.se. URL http://xn--miljml-mua8k.se/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/ (accessed 5.2.13).

Nielsen, K.H., 1994. Sludge fertilization in willow plantations, in: Aronsson, P., Perttu, K. (Eds.), Willow Vegetation Filters for Municipal Wastewaters and Sludges: A Biological Purification System□: Proceedings of a Study Tour, Conference and Workshop in Sweden, 5-10 June 1994. Uppsala.

Runnells, D.D., Shepherd, T.A., Angino, E.E., 1992. Metals in water. Determining natural background concentrations in mineralized areas. Environ. Sci. Technol. 26, 2316–2323. doi:10.1021/es00036a001

Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I., 1995. Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. Nat. Biotechnol. 13, 468–474. doi:10.1038/nbt0595-468

Schnoor, J.L., Light, L.A., McCutcheon, S.C., Wolfe, N.L., Carreia, L.H., 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. Environ. Sci. Technol. 29, 318A–323A. doi:10.1021/es00007a002

Suthersan, S.S., 2001. Natural and Enhanced Remediation Systems. CRC Press LLC, Boca Raton.

Svenska Petroleum Institutet, 2010. Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar.

Swartjes, F.A., 2011. In Situ Remediation Technologies, in: Dealing with Contaminated Sites. Springer Netherlands, pp. 949–977.

Verkleij, J.A.., Schat, H., 1990. Mechanisms of metal tolerance in higher plants, in: Shaw, J. (Ed.), Heavy Metal Tolerances in Plants: Evolutionary Aspects. CRC Press, Florida, pp. 179–193.

Williams, C.H., David, D.J., 1976. The Accumulation in Soil of Cadmium Residues From Phosphate Fertilizers and Their Effect on the Cadmium Content of Plants. Soil Sci. 121, 86–93. doi:10.1097/00010694-197602000-00004