

Inverkan av vegetation och röttslam på tätskikt av flygaska vid efterbehandling av sandmagasin

Maria Greger, Clara Neuschütz och Karl-Erik Isaksson

**Inverkan av vegetation och rötslam på tätskikt av
flygaska vid efterbehandling av sandmagasin.**

**Influence of vegetation and sewage sludge on
sealing layer of fly ashes in post-treatment of mine
tailings impoundments**

Maria Greger¹, Clara Neuschütz¹ och Karl-Erik Isaksson²

¹Botaniska institutionen, Stockholms Universitet

²Boliden Mineral AB

Q6-627

Abstract

Metallläckage från anrikningssand minskar om sanden täcks över med flygaska och rötslam. Flygaska kan läggas ut året om, medan rötslam måste läggas ut under perioder med frost. För att minimera risken för rotpenetration bör tätskiktet ha ett penetrationsmotstånd över 2,5 MPa och inte innehålla rötslam. Vissa växtarters rötter kan luckra upp asktätskikt även med hög hårdhet. Etablerade växter kan minska läckage av näring och metaller, och växtarter med ett högt upptag av nitrat är särskilt fördelaktiga.

Sammanfattning

Gruvindustrins anrikningsverk producerar årligen 25 Mton anrikningssand som deponeras i omfattande magasin i naturen. När denna sand, som innehåller svavelrika mineraler, penetreras av syre och vatten börjar den vittra, varvid ett surt metallrikt lakvatten bildas. För att förhindra detta kan sanden täckas med ett tätskikt, samt ett skyddande täcksikt som möjliggör vegetationsetablering. Som övertäckningsmaterial kan flygaska och rötslam användas.

Föreliggande undersökning syftar till att ta reda på

- 1) hur tätskikt av flygaska med eller utan rötslam, samt täcksikt av rötslam, praktiskt kan läggas ut på anrikningssand i ett kallt klimat
- 2) hur övertäckningen bör konstrueras för att minimera riskerna för rotpenetration och läckage av näring och metaller
- 3) vilken vegetation som är mest lämplig

Detta har undersökts i fält- och växthusförsök med tätskikt av flygaska och rötslam belagda med täcksikt av rötslam i vilket olika växtarter har etablerats. Praktiskt utlägg har utförts på 0,3-1 ha stora försöksytor i fält i Boliden. Växtrötters förmåga att penetrera tätskikt och effekten av simulerade rotexudat på penetrationsmotståndet i härdad aska har undersökts. Läckage av näring och metaller från täcksikt av rötslam, i vissa fall med underliggande tätskikt, har studerats i fält samt från växthuslysimetrar. Olika växtarter har jämförts med avseende på deras påverkan på metall- och näringsläckage samt rotpenetration och uppluckring av härdad aska.

Projektet är ett samarbete mellan Stockholms Universitet och Boliden Mineral AB, och fältförsöken har utförts på Bolidengruvans sandmagasin Gillervattnet i Boliden samt i Garpenberg. Samarbete sker även med Iggesundspappersbruk, Skellefteå Kraft, Stora Enso Fors, Umeå Energi och Vattenfall, som producerat den aska som använts samt med Stockholm Vatten AB, som producerat rötslammet.

De viktigaste slutsatserna från dessa undersökningar är att:

Det är praktiskt möjligt att lägga ut tätskikt av aska på anrikningssand oavsett årstid tack vare askans snabba härdning. Slam kan däremot enbart läggas ut under vinterhalvåret. Utläggande av ett tätskikt på anrikningssanden leder till en höjning av vattenytan i sanden.

Täckning av anrikningssand med rötslam och/eller aska minskar metallläckage till grundvatten. Ju högre proportion rötslam täckningen innehåller desto mer N och P och mindre metaller tycks frisättas till grundvattnet. Dock avtar läckaget med tiden.

Växtetablering minskar generellt läckaget av metaller och näring, framför allt genom att minska mängden läckagevatten. På grund av stora mängder nitrat i rötslam är växtarter med ett högt upptag av nitrat att föredra för att minska kväveläckaget.

Vissa växtarter kan luckra upp ett asktätskikt även om det har härdat väl, och kan på så sätt påverka tätskiktets struktur. Uppluckringen leder till ökad nedbrytning av sekundära mineraler, som kan ha betydelse för tätskiktets stabilitet. Uppluckringen sker eventuellt i samband med utsöndring av sackarider från växternas rötter, vilket ökas i närvaro av flygaska.

En uppskattning av det penetrationsmotstånd som ett tätskikt behöver anläggas med för att förhindra rotpenetration har gjorts till 2,5 MPa. Inblandning av rötslam i tätskiktet ökar risken för rotpenetration. I och med att rötter kan orsaka uppluckring och sprickor i tunna tätskikt bör tätskiktet helst läggas ut med en tjocklek av 0,5 meter.

Nyckelord:

aska, anrikningssand, avloppsslam, läckagevatten, rotpenetration, rötslam, tätskikt, växter

Summary

Mining industry produces 25 Mton mine tailings yearly that are deposited in impoundments in the nature. When this sand, containing sulphur rich minerals, reacts with oxygen and water it starts to weather and acidic metal rich water is formed. To prevent this, the sand can be covered with a sealing layer and a protective cover layer with vegetation. As sealing and cover materials fly ashes and sewage sludge can be used.

The aim of this investigation was to find out:

- 1) how sealing layer of fly ashes with and without sewage sludge, and a cover with sewage sludge can be placed practically on mine tailings in a cold climate.
- 2) how such a cover should be constructed to minimize the risk of root penetration and leakage of nutrients and metals
- 3) which vegetation that is most suitable

This was investigated in field- and greenhouse tests with a sealing layer of fly ash and/or sewage sludge with a cover layer of sewage sludge in which different plant species were established. The practical application was performed in 0.3-1 ha plots at a mine tailings impoundments at Boliden.

The ability of plant roots to penetrate a sealing layer was investigated, as well as the effect of simulated root exudates on the penetration resistance in hardened ash. Leakage of nutrients and metals from cover layer of sewage sludge, in some cases with sealing layers beneath, was investigated in field and greenhouse lysimeters. Various plant species were compared on their ability to affect metal and nutrient leakage as well as root penetration and shattering of the hardened ashes.

The project was a cooperation between Stockholm University and Boliden Mineral AB, and the field tests were performed at the impoundment Gillervattnet in Boliden and in Garpenberg. Cooperating were also Iggesund Paperboard, Skellefteå Kraft, Stora Enso Fors, Umeå Energi and Vattenfall, all producers of ashes that were used, as well as Stockholm Vatten AB, which produced the sewage sludge.

The most important conclusions are that:

It is possible to apply a sealing layer of ashes on mine tailings independent of season due to the quick hardening process of the ashes. Sewage sludge can, on the other hand, only be applied when the tailings are frozen. The application leads to a rise in the ground water level in the tailings

Covering of mine tailings with sewage sludge and fly ash decreases the metal leakage. The higher proportion of sewage sludge in the cover layer the more N and P and less metals is released. The leakage decreases with time.

Plant establishment in general decreases the leakage of metals and nutrients, especially by decreasing the amount of leakage water. Because of great amounts of nitrate in sewage sludge plants with a high uptake of nitrate is to prefer to decrease the nitrogen leakage.

Some plant species can loosen up the surface of hardened fly ash, and in that way influence the sealing layer structure. This may lead to increased breaking down of secondary minerals, which can be important for the stability of the sealing layer. It is possible that excretion of sacharids from plant roots can increase shattering of ash, and that such exudation increases in the presence of ash.

Estimation of the resistance needed to avoid root penetration were made to ~2,5 MPa. Addition of sewage sludge increases the risk of root penetration of a sealing layer. Since roots can affect a thin sealing layer a thickness of approximately 0.5 meter is recommended.

Key words:

Ash, leakage water, mine tailings, plants, root penetration, sealing layer, sewage sludge.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	UPPGIFTER OM DE ANVÄNDA RESTPRODUKTERNA	2
2	PROJEKTGENOMFÖRANDE	5
2.1	ANVÄNDA RESTPRODUKTER	5
2.2	UTLÄGG AV TÄT- OCH TÄCKSKIKT	7
2.3	FÄLTFÖRSÖK	9
2.4	LABORATORIE- OCH VÄXTHUSFÖRSÖK	10
2.5	STATISTIK	14
3	RESULTAT OCH DISKUSSION	15
3.1	UTLÄGG AV TÄT- OCH TÄCKSKIKT	15
3.2	ROTPENETRATION	16
3.3	LÄCKAGE AV NÄRING OCH METALLER	22
4	SLUTSATSER	26
5	FRÅGESTÄLLNINGAR SOM KVARSTÅR	27
6	REFERENSER	28

APPENDIX

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Gruvindustrin är en av Sveriges viktigaste industrier och bidrar med 11,3 % till värdet av den nationella årliga exporten (Statistiska centralbyrån 2008a). I Europa är Sverige ledande när det gäller utvinning av järnmalm och står även för en betydande del av Europas produktion av basmetallerna koppar, zink och bly samt ädelmetallerna guld och silver (MiMi 2001). Dessvärre resulterar gruvbrytning och metallutvinning i produktion av en stor mängd restprodukter i form av finkornig anrikningssand, och varje år bildas 25 Mton anrikningssand (Höglund och Herbert 2004). Sanden deponeras i omfattande magasin i naturen, vilka kan uppnå flera kvadratkilometer. Sanden består ofta av mer eller mindre svavelinnehållande mineraler, som pyrit (FeS_2), vilket kan reagera med syre och vatten och bilda ett surt metallhaltigt läckagevatten. Uppkomsten av ett sådant läckagevatten kan förhindras genom att anrikningssanden täcks över med ett material som stänger ute syre. Dessutom bör den täckas för att förhindra erosion och att sanden sprids med vinden till omgivande miljö.

Vanliga metoder som används vid övertäckning av anrikningssand är s.k. våttäckning, där sanden täcks av vatten, eller s.k. torrtäckning, där ett tätskikt anläggs på sanden, ofta bestående av ett ca 50 cm tjockt, tätt packad finkornig morän, som sedan täcks av ett 1,5-2 m tjockt moränskikt. Både täckning med vatten och morän innebär omfattande kostnader och ingrepp i naturen. Det är därför av stor vikt att finna billigare metoder och nya materialresurser. Exempel på alternativa material är flygaska och rötslam. Flygaska har en stabiliserande, härdande förmåga med högt pH, och kan därmed fungera som tätskikt. Tätskiktet ska hindra genomträngning av syre, vatten och rötter till anrikningssanden, som annars kan vittra och orsaka frisättning av metaller samt sänkt pH. För att öka elasticiteten hos tätskiktet, och därmed motverka sprickbildning, kan rötslam blandas med askan innan kompaktering. Den höga halten organiskt material i slammet bidrar också till att syre konsumeras och förhindras att nå ned till anrikningssanden. Rötslam förväntas framförallt kunna fungera bra som material i ett tätskikt, som läggs ovanpå tätskiktet och skyddar det mot exempelvis frost, torka och mekaniskt slitage. Slammet innehåller höga halter växtnäringsämnen, som kväve, och har en god vattenhållande förmåga, och utgör därför även en bra grund för etablering av vegetation. Ett vegetationsskikt har en stabiliserande effekt på torrtäckningen, genom att det förhindrar erosion och troligtvis även läckage av näringsämnen. Frågan är vilken effekt växter, särskilt de med djupgående rötter, har på tätskiktet?

Föreliggande undersökning syftar till att studera

1. hur ett tätskikt av flygaska med eller utan rötslam på anrikningssand i ett kallt klimat praktiskt kan läggas ut
2. hur övertäckningen bör konstrueras för att minimera riskerna för rotpenetration och läckage av näring och metaller
3. vilken vegetation som är mest lämplig

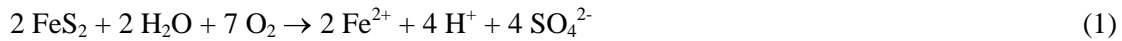
Detta har studerats i fält- och växthusförsök med tätskiktsblandningar av aska och rötat slam. Undersökningen är ett samarbete mellan Stockholms universitet och Boliden Mineral AB och har utförts på Bolidengruvans sandmagasin Gillervattnet i Boliden samt i Garpenberg. I projektet har även en rad producenter av flygaska ingått, samt Stockholm Vatten AB, som producerat rötslammet.

Det framtida målet är att få fram en fungerande täckningsmetod där flygaska och rötslam används och som förhindrar rötter och syre från att komma i kontakt med anrikningssanden.

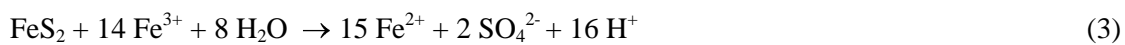
1.2 Uppgifter om de använda restprodukterna

1.2.1 Anrikningssand

Anrikningssand är finkornig och består till stor del av svavelrika mineral som pyrit (FeS_2). I kontakt med syre och vatten vittrar pyrit, varvid det bildas fria järnjoner och svavelsyra (Fe^{2+} , SO_4^{2-} och H^+) (reaktion 1), en reaktion som kan påskyndas av bakterier av släktet *Thiobacillus* (Ledin och Pedersen 1996):



Fortsatt oxidation av järnjonerna från tvåvärd till trevärd form (reaktion 2) orsakar ytterligare syrabildning och vittring av pyrit (reaktion 3) (Strömberg 1997).



Dessa vittringsprocesser resulterar i ett surt avrinningsvatten med pH-värden ned till 2-3 (Stoltz och Greger 2002), i vilket metaller lätt löser sig. Även andra metaller än järn kan frisättas genom oxidation av olika metallsulfider (reaktion 4).



Det översta skiktet i en deponi med anrikningssand, som inte täckts över, kommer med tiden att oxidera. I detta skikt frigörs sulfidbundna tungmetaller och rör sig nedåt tills de når ett djup med syrefria förhållanden, där de fälls ut och anrikas (Holmström m.fl. 1999). Om grundvattnet når upp till denna nivå kan läckaget av metaller bli omfattande. Läckagevatten från deponier med gruvavfall kan innehålla mycket höga metallhalter och ha stor negativ påverkan på omgivande vattendrag och ekosystem (Banks m.fl. 1997). Finkornigheten hos anrikningssand gör dessutom att den lätt sprids med vinden vid torr väderlek, om inte deponin täcks över.

1.2.2 Röt slam

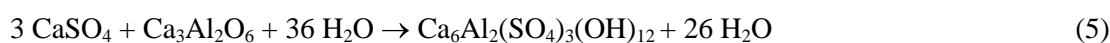
I Sverige produceras årligen ca 270 000 ton röt slam (TS) från 380 reningsverk (mindre reningsverk, dimensionerade för färre än 2000 personekvivalenter är ej inkluderade) (Statistiska centralbyrån 2008b). Slammet innehåller värdefulla växtnärsämnen, främst fosfor, kväve och mikronärsämnen, samt organiskt material. Men det kan även innehålla miljöfarliga tungmetaller och organiska miljöföroreningar. Dessutom är halterna av vissa näringsämnen låga, exempelvis av K, och näringsbalansen sned för växtodling.

Det råa slammet som producerats i reningsverket är fortfarande biologiskt aktivt och måste därför stabiliseras genom nedbrytning, för att undvika oönskade effekter och produkter. Detta sker i Sverige vanligtvis genom rötning, s.k. anaerob stabilisering, som ger röt slam och biogas. Slammet består av partiklar, sedimenterade substanser och patogener, som följer med avloppsvattnet, mikroorganismer från reningsprocessen samt metallhydroxider och metallfosfater från det kemiska fällningssteget och organiska nedbrytningsprodukter. Sammensättningen av olika komponenter i slammet är mycket varierande och nivåerna av Cd, Zn, Cu, and Pb (Eriksson 2001) och organiska substanser (Nilsson 1996, Nylund m.fl. 2002) i röt slammet kan vara höga.

1.2.3 Flygaska

Elementsammansättningen i flygaska varierar mycket beroende på vilket material som har förbränt och hur förbränningen har gått till. Flygaskor innehåller generellt höga halter av Si, Ca, Al, S samt ett antal tungmetaller (Steenari m.fl. 1999). Eftersom kvävet i askan avgas är askans kvävehalt mycket låg, och den eventuella ammoniakmängden, som finns kvar efter tillsats för reduktion av NO_x förmodas bortgå till luften ur askan p. g. a. askans höga pH-värde. De risker som förknippas med deponering av flygaska är främst läckage av tungmetaller samt salter från alkalimetaller (Wiles 1996).

Askans härdat när den blandas med vatten och den härdande egenskapen hos flygaskan beror på det höga innehållet av kalciumoxid (CaO) och kalciumsulfat (CaSO₄), och kan även påverkas av mängden reaktivt kisel (Sivapullaiah m.fl. 1998, Roszczynialski 2002). Reaktionen liknar den som sker då betong härdat och medför bildning av kristallina strukturer som portlandit (Ca(OH)₂) och ettringit (Ca₆Al₂(SO₄)₃(OH)₁₂ • 26 H₂O) (Steenari m.fl. 1999). Det första steget i härdningsprocessen är bildning av portlandit, och är förhållandena rätt, med ett pH över 10 samt tillgång till kalciumsulfat och kalciumaluminat, kan ettringit därefter bildas (reaktion 5) (Steenari m.fl. 1999):



Vid ett för lågt pH bildas i stället gips, vilket är en produkt som är mindre motståndskraftig mot läckage (NUTEK 1996). Härdningsprocessen har i laboratoriestudier visat sig ta omkring 24 timmar. Tillförsel av kalk ger en mer intensiv härdning, medan tillförsel av organiskt material, som rötslam, ökar denna tid (NUTEK 1996), troligtvis på grund av att detta material adsorberas till Ca(OH)₂-fraktionen i askan, vilket förändrar strukturen. Den slutliga hårdheten hos den härdade flygaskan tycks bero på härdningstid, omgivande temperatur och vattenmängd, (Xie och Xi 2001) och gynnas av kompaktering av materialet (Steenari m.fl. 1999), troligtvis eftersom kompaktering leder till bildning av större sammansatta strukturer (NUTEK 1996). Sämre härdningsförmåga och högre tungmetallinnehåll har observerats hos askor som är ofullständigt förbrända och därmed har hög kolhalt (Greger m.fl. 1995). Ofullständig förbränning undviks genom att sörja för rätt uppehållstid, temperatur och turbulens i förbränningsutrymmet.

Användandet av flygaska i tätskikt försvåras av den skiftande kvaliteten hos olika askor som därmed kan skilja sig betydligt från varandra vad gäller förmåga att härda. Härdningsförmågan kan dock till viss del beräknas i förväg med hjälp av laboratorieförsök. Termisk analys eller termogravimetrisk bestämning av kalkhalten anses kunna ge ett bra mått på olika materials förmåga att härda (Roszczynialski 2002), samt bestämning av mängden reaktivt kisel (Sivapullaiah m.fl. 1998). Låga kalkhalter kan åtgärdas med tillsats av kalk, medan det däremot inte är möjligt att höja halten reaktivt kisel.

1.2.4 Tätskikt

En torrtäckning med ett tätskikt kan förhindra vittring av syrabildande gruvavfall. Ofta används material med kapillära egenskaper, som alltså har en god vattenhållande förmåga. Modellberäkningar visar att vittring av avfallet kan reduceras med 90% om tätskiktet har en permeabilitet på 1×10^{-7} m/s och med 99,5% om permeabiliteten kan hållas så låg som 1×10^{-10} m/s (Naturvårdsverket 1993). Generellt ger en ökad vattenmättnadsgrad en bättre barriär mot gasdiffusion.

Flygaska och rötslam har uppmärksammats som tätskikt. Anledningen till att flygaska föreslagits som komponent i tätskikt är att den har en förmåga att härda och därmed bilda mycket hårda strukturer och ett skikt med en god bärighet. Härdningsförmågan varierar med olika askor och har visat sig vara särskilt stark hos CFB-askor (från panna med cirkulerande fluidiserande bädd) (NUTEK 1996). Ett problem med att använda flygaska som enda komponent i tätskikt är att permeabiliteten (genomsläpligheten) kan bli hög (Cokca och Yilmaz 2004), beroende bl. a. på sprickbildning (Palmer m.fl. 2000). En åtgärd för att minska permeabiliteten är att blanda in olika material som motverkar uppkomsten av sprickor, som t.ex. rötslam (SCC 2001). Rötslam kan dessutom bidra till konsumtion av syre genom nedbrytningsprocesser. Särskilt låg permeabilitet får man i avvattnat

rötslam, som genom hopprensning fått en minskad porstorlek och ökad densitet (SCC 2001). Ett skikt enbart bestående av rötslam har dock en låg hållbarhet och beständighet, vilket kan orsaka t.ex. sättningar. Därför har en blandning av rötslam och stabiliserande flygaska föreslagits vara den bästa lösningen (Mácsik m.fl. 2003). Från en studie av tätskikt av flygaska och rötslam rekommenderas en inblandning av 40-60 % rötslam i askan för att tätskiktet ska få tillräcklig permeabilitet, styrka och hållbarhet (Mácsik m.fl. 2003). Studier av tätskikts motståndskraft mot växande rötter har dock visat att med ökad mängd rötslam ökar risken för rotpenetration (Greger m. fl. 2006, Neuschütz m.fl. 2006). Anledningen tros vara en kombination av minskad densitet och pH, samt ökad tillgänglighet av näringsämnen.

1.2.5 Läckage

Eftersom ett tätskikt är till för att förhindra läckage av surt metallrikt vatten från gruvavfall så bör naturligtvis inte tätskiktet i sig föranleda läckage av metaller. I härdad aska har mängden metaller som är tillgängliga för läckage beräknats vara endast 10%, p.g.a. att metallerna är hårt bundna till kristallina strukturer (Wiles 1996). Inblandning av rötslam i flygaska tycks inte orsaka ökat läckage av metaller, förmodligen p.g.a. flygaskans höga pH som minskar lösligheten av många element (Planquart m.fl. 1999). Dessutom minskar även läckage av metaller orsakat av bakterien *Thiobacillus* med ökande pH (Villar och Garcia 2002). Vid hög alkalinitet (pH runt 12) kan dock läckaget av metaller öka igen, på grund av att metallerna binder till organiskt material som löser upp sig vid högt pH (Xiao m.fl. 1999). Även kväve påverkas av pH och kan vid högt pH omvandlas till ammoniak och avgå till luften i gasform (Hargreaves 1998, Stevens m.fl. 1998). Flygaska har i flera studier visat sig binda P effektivt då det blandats med slam (Fang m.fl. 1999). De ämnen som har hög läckagehastighet är Cl, SO₄-S, K, Na och C, medan Al, Fe, Mn och Se är hårt bundna i askan och därför lakas mycket långsamt (Eriksson 1996). Trots askans ofta höga pH kan den höga Ca-halten orsaka en kalkeffekt som initialt leder till minskat pH i läckagevattnet, som ett resultat av att salter från askan ersätter vätejoner i en marks mårager, som därmed frisätts. Klimatfaktorer, som frysning och upptining, kan ge ökat läckage från härdade askor (Stark 1979).

1.2.6 Rotpenetration.

Etablering av vegetation i ett tätskikt kan innebära att rötter tränger ner i det underliggande tätskiktet. Rötter skulle på så sätt kunna medverka till att syre diffunderar ner i anrikningssanden. Ett sätt att förhindra detta är att konstruera ett tillräckligt kompakt tätskikt eftersom rötters tillväxt snabbt minskar då tätheten i materialet ökar (Materechera m.fl. 1991, Clark m.fl. 1998). Ett penetrationsmotstånd över 2,0 MPa i odlingssubstratet anses vara problematisk för odling av gröda eftersom rötterna inte kan växa ned i substratet (Materechera m.fl. 1991). Rotens förmåga att penetrera jord ökar med rottillväxttryck samt rotdiameter (Misra m.fl. 1986a, Bengough och MacKenzie 1994). Rotpenetrering är beroende av sprickor eller bioporer från maskar eller nedbrutna rötter (Dexter 1986b, Nicoullaud m.fl. 1994). För att roten ska kunna växa ned i en spricka eller biopor måste utrymmet vara åtminstone lika stor som halva rotens diameter (Dexter 1986b). Finns inga sprickor eller porer kommer roten att ändra riktning och om detta inte är möjligt kommer rottillväxten att hämmas. Bildning och förlängning av celler minskas därmed, samtidigt som cellerna, särskilt i cortex, ökar i bredd, vilket ger roten en ökad tjocklek (Bennie 1991). Responsen liknar även den som orsakas av syrebrist, d.v.s. eten bildas vilket bidrar till en ökad andel aerenkymatisk vävnad i roten (He m.fl. 1996).

En starkt växande vegetation kan bidra till att fukt suges upp från tätskiktet som därmed riskerar att torkas ut. Uttorkning av tätskikt leder till en ökad risk för sprickbildning och därmed även möjligheter för rötter att växa ned. Det överliggande tätskiktet bör därför vara tjockt nog för att hålla fukten även under en längre tids torra. En hög näringshalt och tjocklek hos tätskikt kan också i sig motverka att rötter växer nedåt och därmed påverka rotpenetrationen (Stoltz och Greger 2006b).

2 Projektgenomförande

I detta projekt har vi fortsatt (Greger m. fl. 2006) att undersöka praktisk utläggning av tät- och täckskikt av flygaska och rötslam i fält, olika växtarters inverkan på läckage av näringsämnen och metaller och deras möjlighet att växa ned i asktätskikt, samt hur ett asktätskikt skall vara beskaffat för att minska rotpenetration. Fältundersökningen har varit förlagd till anrikningssand i Gillervattnet, Boliden, där färsk anrikningssand hade lagts ut strax innan tätskikten började läggas ut under år 2003. Dessutom har rotpenetration hos olika trädslag i fält i rutor med asktätskikt utlagda i Garpenberg 1998 undersökts. De kontrollerade växthusstudierna förlades till Botaniska institutionen, Stockholms universitet.

2.1 Använda restprodukter

2.1.1 Anrikningssand

Kemisk sammansättning av anrikningssanden från Boliden, dess innehåll av mineral samt sandens storleksfördelning kan ses i Tabell 1-3.

Tabell 1. Kemisk sammansättning i anrikningssand från Gillervattnet 2003. n=4-6, (Stoltz och Greger 2006a). Svavelhalten ligger normalt på 20-25% enligt Boliden Mineral AB.

Table 1. Chemical composition of the mine tailings at Gillervattnet 2003, n=4-6 (Stoltz och Greger 2006a). Sulphur content is according to Boliden Mineral AB 20-25%.

Element	Koncentration
% TS ±SD	
SiO ₂	24,7 ±0,05
Al ₂ O ₃	4,33 ±0,005
CaO	2,11 ±0,005
Fe ₂ O ₃	39,3 ±0,05
K ₂ O	0,503 ±0,0005
MgO	4,00 ±0,005
MnO ₂	0,0724 ±0,00005
Na ₂ O	0,311 ±0,0005
P ₂ O ₅	0,0687 ±0,0006
TiO ₂	0,285 ±0,0005
S	30,6 ±0,03
mg kg ⁻¹ TS ± SE	
As	1763 ±274
Cd	28 ±1
Cu	849 ±62
Fe *10 ³	284 ±7
Pb	1972 ±54
Zn	8361 ±340

Tabell 2. Mineralsammansättning i anrikningssand i Gillervattnet (röntgendiffraktionsanalys; Stoltz och Greger 2006a)

Table 2. Mineral composition of the tailings used (X-ray diffraction; Stoltz och Greger 2006a)

Dominerande	Mindre mängd	Spår av
Klorit	Glimmer	Amfibol
Talk	Na-rik plagioklas	Kalkopyrit
Kvarts	Dolomit	
Pyrit	Sfalerit	

Tabell 3. Partikelstorleksfördelning i sand från Gillervattnet. (Stoltz och Greger 2006a).

Table 3. The grain size distribution of the Gillervatten tailings. (Stoltz and Greger 2006a).

Partikelstorlek (mm)				
<0.063	0.063-0.125	0.125-0.25	0.25-0.5	>0.5
(%)				
30	34	26	9	1

2.1.2 Röt slam

Rötat slam som använts i fältundersökningen och laboratoriestudien kommer från Henriksdal-Sickla slamanläggning i Stockholm (Tabell 4). Upptagningsområdet är södra Stockholm i vilket ingår hushåll, industri, dagvatten m.m.

Tabell 4. Analys av röt slam från Sickla, Stockholm Vatten (2006).

Table 4. Analyses of sewage sludge from Sickla, Stockholm Vatten (2006)

Element	
%	
TS	27,6
Tot-P	3,8
mg kg ⁻¹ TS	
Cd	1,2
Co	9,6
Cr	20
Cu	390
Hg	0,8
Mn	170
Ni	22
Pb	24
Zn	530

2.1.3 Flygaska

Flygaskor som använts från olika anläggningar presenteras i Tabell 5. Askor som använts i fältförsöket är bibränsleflygaskor från förbränning i pannor med CFB (cirkulerande fluidiserande bädd) vid Skellefteå Krafts anläggningar i Hedensbyn och Lycksele samt Vattenfalls anläggning i Munksund. Askorna skiljer sig åt något med avseende på vilket material som har förbränts (se Tabell 5). En del av ovan nämnda askor har även ingått i laboratorieexperiment tillsammans med bibränsleaskor från Stora Enso Fors, avfallsaska från Umeå Energi samt skogsindustriaska från Iggesund.

Tabell 5. Anläggningar från vilka de olika flygaskorna kommer, samt kemisk analys av askor som använts i försöken

Table 5. Incineration facilities from which various fly ashes originates, and chemical analysis of ashes used in the experiments

Anläggning	Stora Enso Fors pappersbruk	Iggesund pappersbruk	Hedensbyn, Skellefteå Kraft	Munksund, Vattenfall	Umeå Energi	
Bränsle	Biobränsle	Bark	80% biobränsle 20% torv	91% biobränsle, 6% returkartong, 3% olja	Hushållsavfall	
Typ av panna	CFB*	Rosterpanna	CFB*	CFB*	Rosterpanna	Metod
pH	12.1	13.0	10.6	12.8	7.1	1
Konduktivitet (mS cm ⁻¹)	12.3	28.5	5.3	16.6	27.8	2
LOI (%)	9.0	18.2	7.2	6.4	15.2	3
Torrsubstans (TS) (%)	99.8	99.5	85.6	99.6	99.1	4
% of TS						
SiO ₂	39	12	34	35	22	5
Al ₂ O ₃	16	3	8	9	9	5
CaO	20	38	24	26	23	5
Fe ₂ O ₃	1.2	1.9	9.6	4.1	5.7	5
K ₂ O	4.1	10.1	4.2	5.5	3.6	5
MgO	1.8	4.1	2.7	3.9	2.3	5
Na ₂ O	2.5	0.8	1.7	2.0	4.4	5
P ₂ O ₅	1.7	3.4	2.0	2.6	1.2	5
mg kg ⁻¹						
As	4	<10	89	18	88	6
Cd	5	8	6	15	168	6
Cu	53	114	66	247	1150	7
Hg	0.03	0.17	0.37	0.41	9.22	8
Pb	32	44	56	168	3220	7
S	12300	23600	21000	10700	31300	7
Zn	1460	5850	1480	1880	28200	7

*CFB= cirkulerande fluidiserande bädd

1 InoLab WTW pH meter, Weilheim, Tyskland (SS ISO 10390)

2 Schott Handylab Multi 12, Mainz, Tyskland

3 Efter förbränning vid 1000°C

4 Efter torkning i 105°C i 24 timmar

5 ICP-AES (inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry), efter förbränning enligt ASTM D3682

6-8 Efter torkning i 50°C, förbränning enligt ASTM D3683, och analys med (6) ICP-SFMS (inductively coupled plasma sector field mass), (7) ICP-AES, eller (8) AFS (atomic fluorescence spectrometry)

2.2 Utlägg av tät- och täckskikt

2.2.1 Boliden

Under perioden 2003-2005 anlades tre försöksytor (A-C) på den del av Gillervattnet som vetter mot anrikningsverket i Boliden (Figur 1). För mer information, se Greger m. fl. (2006). Under 2006 lades ytterligare två ytor ut (D-E).

Yta A: Består av ett tätskikt av enbart flygaska med en tjocklek på ca 0,5 m. Ovanpå detta har rötslamsrutor lagts ut med 0,25 eller 0,5 m djup i vilka vegetation etablerats. Vissa delar av ytan har lämnats utan täckning för att underlätta provtagningen av tätskiktet.

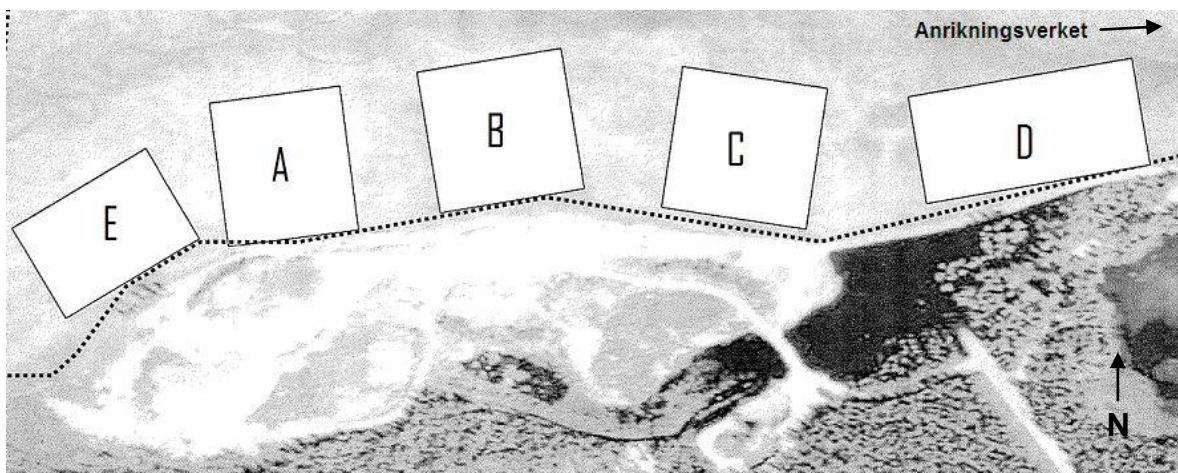
Yta B: Här har ett tätskikt lagts ut bestående av 70% flygaska och 30% rötslam (baserat på volym). På grund av svårigheter med aska/slam blandningen är ytan endast utbyggd till ca 0,3 ha. Skiktet är ca 0,5 m djupt. Ovanpå detta har en rötslamsruta lagts ut till ett skikt på 0,5 m djup för växtetablering. Utanför denna del av ytan har ett 1,0 m tjockt tätskikt med enbart aska lagts ut, vilket gör att ytan i dagsläget utgör ca 1 ha. Ytan har inte påförts något slutligt tätskikt med rötslam.

Yta C: Här har ett skikt av rötslam lagts ut, med en tjocklek av 0,5 m. Denna yta uppgår till 0,5 ha. En mindre ruta av rötslam med ca 0,3 m djup lades på i vilken vegetation etablerades.

Yta D: Med anledning av de resultat som vattenprovtagningarna vid ytorna visade, beslutades 2006 om anläggning av en ny yta öster om C. På sanden lades ett 1 – 3 dm tjockt lager rötslam som täcktes av ett 1 m tjockt tätskikt bestående av flygaska, och slutligen ett ca 0,5 m tjockt tätskikt av rötslam.

Yta E: Med anledning av de resultat avseende hydraulisk konduktivitet som erhöles vid ett examensarbete som slutfördes 2006 anlades en mindre försöksyta väster om A. På anrikningssanden lades ett 0,5 m tjockt lager flygaska som kompakterades med vibroplatta varefter ytterligare 0,5 m flygaska påfördes och kompakterades.

Omgivande anrikningssand används som kontroll (referensyta).



Figur 1. Karta över området med de olika testytorna på Gillervattnet, Boliden.

Figure 1. Map of the area with the different test squares applied at Gillervattnet, Boliden.

2.2.2 Garpenberg

På Västra sandmagasinet i Garpenberg utformades ett försök inom projektet: "Efterbehandling och beskogning av gruvavfall i Garpenberg med hjälp av restprodukter från skogsindustrin" som ingick i Hedemora kommuns miljöåtgärd "Ekokraft", i slutet av 1990-talet. I en av testytorna har studier av rotpenetration utförts under 2007. Upplägg och provtagning beskrivs i Appendix.

2.3 Fältförsök

2.3.1 Rotpenetration

2.3.1.1 Boliden

I augusti 2007 studerades rotväxt i tät- och täcksikt som lagts ut under åren 2003-2004 på sandmagasinet i Gillervattnet. Med hjälp av grävmaskin grävdes diken i de rutor av rötslam som lagts på tätsikt av enbart flygaska (yta A i Figur 1), en blandning av flygaska och rötslam (70/30) (yta B) och av enbart rötslam (yta C). En vertikal profil under fyra rader av varje växtart i varje ruta bildades på så sätt, ända ned till anrikningssanden. Med hjälp av en cylindrisk jordprovtagare av metal togs prover (ca $1,3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3$) i täcksiktet 0-5 cm ovanför tätsiktet, och i tätsiktet var tionde centimeter ned. Tjockleken på tätsikten vid de grävda profilerna var vid provtagningstillfället ca 80 cm för tätsiktet av enbart flygaska, ca 50 cm för det av flygaska och rötslam, och ca 55 cm för det av enbart rötslam. Täcksikten av rötslam var 15-25 cm tjockt ovanpå tätsiktet av flygaska och ca 30 cm ovanpå tätsiktet av aska/rötslam. På tätsiktet av enbart rötslam kunde inte längre täcksiktet skiljas från det underliggande tätsiktet. Proverna lades i plastpåse och transporterades till laboratorium, där rötter skiljdes från substratet, sköljdes av och torkades i 105°C för bestämning av torrsvikt.

2.3.1.2 Garpenberg

I oktober 2007 grävdes ett dike i vardera ände av den försöksyta där träden haft den kraftigaste tillväxten. Täcksiktet i denna ruta bestod av fiberslam och kemsam (20/80 % TS viktsprocent) blandat med ovittrad anrikningssand (i volymproportionen 1:3). Täcksiktet hade ett djup av ca 35 cm. Tätsiktet av bioflygaska (Fors) hade härdat så bra att grävmaskinen inte kunde gräva ned igenom det. Prov av flygaskan togs med hammare och en metallcylinder (0.056 m i diameter) och analyserades för penetrationsmotstånd med en konpenetrometer. Då inga vertikala diken kunde göras ned i tätsiktet vältes istället den yttersta raden av träd i båda ändar av försöksytan så att rotutvecklingen kunde studeras. Trädens medelhöjd och stamdiameter mättes. De arter som studerades var (med medelhöjd i meter): *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner (6.5), *A. incana* (L.) Moench. (7.5), *B. pubescens* Erh. (4.5), *B. pendula* Roth (7), *Fraxinus excelsior* L. (4.5), *Larix decidua* Mill. (5), *P. abies* (3.5), *P. sylvestris* (2.5), *S. caprea* L. (2.5), och *S. viminalis* L. (5). Prover av täck- och tätsikt analyserades med avseende på pH och elektrisk konduktivitet i 5-6 replikat. Mer information finns i Appendix.

2.3.2 Läckage av näring och metaller

2.3.2.1 Grundvattenprovtagning

Miljörör för grundvattenkontroll och syresonder sattes under hösten 2004 ut på samtliga ytor i anrikningssandslagret, direkt under det applicerade tätsiktet. Ett problem uppstod dock med syresonderna då grund/porvattenytan inställde sig direkt under tätsiktet varvid syresonderna hamnade under vatten och på så sätt blev utslagna. De finns dock fortfarande kvar och om vattennivån sjunker kan de komma till bruk igen. De första proverna från grund/porvattenrören togs i maj 2005. Därefter har prov tagits ut 27 oktober 2005, 6 juni 2006 och 24 september 2008. Analyserna har utförts av Analytica AB.

Under hösten 2005 inleddes ett examensarbete av en studerande vid SLU, Umeå. Arbetet som omfattar 20 p har benämningen ”Bedömning av hydraulisk konduktivitet och homogenitet i tätsiktsprojektet på Gillervattnet” (Pallin 2006).

2.3.2.2 Porvattenprovtagning i rötslam

Syftet med detta försök var att studera effekten av olika typer av vegetation på porvattnets komposition i rötslam. Dessutom togs prover av porvatten i slam som legat ute under olika lång tid för att få reda på hur frisättandet av olika element ser ut i slam av olika åldrar, samt i skikt av olika tjocklek. Ett antagande bakom detta försök var att om mer närsalter och metaller frigörs från rötslammet till porvattnet är det också en större risk att dessa ämnen läcker ut till omgivningen.

Rötslam lades ut under hösten 2004 i form av 2 rutor a 65 x 15 m, med ett djup av 0,25 m respektive 0,5 m (på yta A i Figur 1). I juni 2005 och i maj 2006 lades sedan två nya rutor (40 x 15 m respektive 22 x 12 m) ut av nylevererat slam med en tjocklek av 0,5 m. Under juni 2005 samt juni 2006 såddes alla rutorna in med växter. Eftersom det visat sig vid etableringsförsöken att vegetationsetablering i slam enklast utförs genom sådd av gräs, eller genom att växter tillåts att spridas naturligt från omkringliggande områden valdes till denna studie två olika gräs, ogräs samt kontroll. Gräsen utgjordes av ett flerårigt snabbväxande gräs med djupgående rötter (rörflen) samt ett ettårigt gräs med ytliga rötter (vitgröe). Ogräset utgjordes av växter som tog sig in från omkringliggande områden via fröspridning. I kontrollrutorna hölls växter borta genom rensning för hand två gånger per år. Rutorna var 7 x 7 m stora och lades ut i tre replikat.

Porvattenprovtagare (MacroRhizon soil moisture samplers, Eijkelkamp, Holland) sattes ned i täckskikten av rötslam med 45° vinkling 20 cm under ytan i maj 2006. Prover av porvatten togs genom att en 30 ml spruta sattes med undertryck till en slang kopplad till provtagaren under 24 timmar. Detta gjordes i maj 2006 samt i oktober 2006. Försök gjordes även under sommaren att ta prov, men då det var en ovanligt torr sommar var det omöjligt att få ut tillräckligt med porvatten vid dessa tillfällen. Porvattenproverna lades i kylväska och transporterades till laboratorium där de analyserades för pH, konduktivitet samt innehåll av ammonium, nitrat och fosfat. Analyserna gjordes spektrofotometriskt vid 640 nm för ammonium och 220 nm för nitrat (Clesceri och Greenberg 1995) samt vid 880 nm för fosfat (Murphy och Riley 1962). Därefter lagrades proverna i kylrum tills de kunde analyseras för innehåll av Zn, med hjälp av atomabsorptionsspektrofotometri (VarianSpektrAA).

2.4 Laboratorie- och växthusförsök

2.4.1 Rotpenetration

2.4.1.1 Rotväxt i askor med olika penetrationsmotstånd

Flygaskor från fem olika förbränningsanläggningar användes i detta försök. Fakta om de olika askorna presenteras i Tabell 5. Genom att tillsätta olika mängd vatten till askorna kunde askskikt med olika hårdhet tillverkas. Flygaska och destillerat vatten blandades i 200 ml plastkrukor till en total mängd av 120 g i varje kruka. Krukorna täcktes över med plast och ställdes mörkt i rumstemperatur att härda. Två av askorna (Munksund och Umeå) blandades med vatten ett år innan försökets start (med 500 g kg⁻¹ och 650 g kg⁻¹) och inkluderades i försöket för att se om rotpenetrationen var högre i askor som härdats under en längre tid. Efter fem veckors härdning mättes pH (InoLab WTW, Weilheim, Germany) och elektrisk konduktivitet (Schott Handylab Multi 12, Mainz, Germany) efter att proverna lufttorkats, sållats (<2 mm) och blandats med vatten (5 delar vatten till 1 del aska baserat på volym) (Svensk standard SS ISO 10390). Penetrationsmotstånd mättes med hjälp av en konpenetrometer, där konen hade en vinkel av 30°, en diameter av 4,1 mm. Konen satt på en 30 mm lång och 3 mm bred metallcylinder kopplad till en mätare av aggregationsmotstånd. Penetrationsmotståndet beräknades utifrån den kraft som krävdes för att trycka ned konen 10 mm ned i substratet. För att bestämma torrdensitet och porositet blandades flygaska och vatten i samma proportioner som inför försöket, men i 50 ml plaströr. Efter 5 veckor mättes askornas volym, och vikt efter torkning i 105°C till konstant vikt. Porositet mättes efter beräkning av absorberat vatten i askan. Efter 11 veckors härdning tillsattes ett jordlager på askorna, bestående av 120 ml kvartssand (Baskarp Nr 95) och 40 ml lera. I jordlagret etablerades 4 olika växtarter: rörflen (*Phalaris arundinacea* L. cv Bamse), mjölkört (*Epilobium*

angustifolium L.), svartvide (*Salix myrsinifolia* Salisb. cv SWE 1), och tall (*Pinus sylvestris* L. cv Lilla Istad). Dessa växter har alla visat sig trivas bra vid fältförsöken. Rörflen och mjölkört etablerades från frön, svartvide från sticklingar och tall från 1 år gamla pluggplantor. I krukorna gjordes hål både i botten och vid överkanten av askskikten för att säkerställa en god dränering. På två av askorna (Munksund och Umeå) etablerades alla fyra växtarterna, medan endast rörflen och svartvide etablerades på de övriga tre askorna. Som kontroll användes krukor med enbart härdad aska täckt med jord, utan växter. Varje behandling sattes upp med tre replikat. Krukorna placerades i växthus med 18 timmars belysning av en styrka på minst $120 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, och en dag/natt-temperatur på $19^\circ\text{C}/17^\circ\text{C}$. Alla krukor vattnades med avjonat vatten två gånger i veckan och med näringslösning (25% Hoagland-lösning) en gång i veckan.

Växterna skördades efter fyra månader. De växter som växt på askor som härdats ett år i förväg tilläts växa i åtta månader. Med hjälp av ett rakblad skars rötterna av vid gränsen mellan jord och aska. Rötter funna i de olika skikten tvättades med avjonat vatten och torkades i 80°C i 48 timmar för bestämning av torrsvikt, och sparades för senare eventuell analys av metallinnehåll. Tre replikat av varje växtart torkades ytterligare 24 h i 105°C för att kontrollera att allt vatten hade lämnat proverna vid torkningen i 80°C . Torrsvikt analyserades även för den totala skottmassan i varje kruka. Från de askblandningar med högst och lägst andel flygaska togs prover som analyserades för pH och elektrisk konduktivitet. Penetrationsmotstånd mättes i alla askor, tre veckor efter att växterna hade skördats. Struktur hos askan studerades med hjälp av field-emission environmental scanning electron microscopy (FEI/Phillips XL30 ESEM-FEG). Rötternas anatomi studerades i ljusmikroskop (Olympus BX60). Från de askor som härdats längre och där växterna hade växt i åtta månader togs askprover från rhizofäraska och bulkaska. I dessa prover analyserades mineralförekomst med hjälp av en Bruker d8Advance X-ray diffractometer. För analys av diffraktionsmönster och kvalitativ och semi-kvantitativ mineralbestämning användes PDF2 databank (ICDD 2004) och ICSD databas (Inorganic Crystal Structure Database, Fachinformationszentrum, Karlsruhe, Germany).

2.4.1.2 Uppluckring av härdad aska

För att studera hur penetrationsmotståndet i härdad aska påverkas av olika substanser i rotexudat utfördes två laborieförsök. Principen för båda testen var att härdade flygaskor fick stå med vattenlösningar med olika substanser under ett antal veckor varefter penetrationsmotståndet i askorna analyserades med en konpenetrometer. I det första försöket (beskrivet i Neuschütz 2009) noterades mikrobiell tillväxt i några av behandlingarna. Antal bakterier uppskattades med hjälp av en mikroskopmetod; ”total count” i Bürker-kammare. Därför tillsattes i det andra försöket kvicksilverklorid (HgCl_2) (100 mg L^{-1}) till hälften av behållarna för att minska den mikrobiella aktiviteten (Xing 1997, Tuominen m.fl. 1994). I det första försöket användes blandningar av olika substanser, medan askorna i det andra försöket utsattes för lösningar med enskilda substanser. Andra skillnader mellan försöken är en längre härdningstid i försök 2, och att lösningarna byttes oftare. Försök 2 modifierades efter halva försökstiden. De första fyra veckorna användes 10 ml lösning till vardera aska, med en koncentration på 10 mM. Anledningen till den lägre koncentrationen jämfört med vad som använts i försök 1 (50 mM) var att skapa en miljö mer lik den som förekommer kring rötter (Drever och Stillings 1997). Efter halva tiden befarades dock att askorna behövde utsättas för starkare lösningar för att en effekt skulle kunna observeras inom den begränsade försökstiden. Därför ändrades koncentrationen till 50 mM (utom för kumarsyra som var svårlösning), och mängden lösning till 100 ml. Detaljer om försöken redovisas i Tabell 6.

Tabell 6. Använt material och uppställning av försök 1 och 2 om substansers effekt på penetrationsmotstånd i härdad aska

Table 6. Material and experimental set-up of the two experiments performed to study the effect of various substances on the penetration resistance of cured fly ash.

	Försök 1	Försök 2
Askor	Bioaska: Fors, Munksund Avfallsaska: Umeå	Bioaska: Munksund Avfallsaska: Umeå
Mängd aska till 1 L vatten vid härdning (g TS)	Fors och Munksund: 620 Umeå: 780	Munksund: 625 Umeå: 750
Storlek cylindrisk provkropp (höjd x diameter i mm)	20 x 40	15 x 100
Askans härdningstid (dagar)	7	54
Lösningar	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utan lösning 2. Avjonat vatten 3. Salpetersyra (HNO₃) 4. Mix av organiska syror (citrat, glukolat, malat, oxalate, succinat, ättiksyra) 5. Mix av aminosyror (alanin, aspartat, cystein, glycerin, glutamat, glutamin, histidin, lysin, metionin, fenylalanin, prolin, serin, treonin, tyrosin) 6. Mix av monosackarider (D(-) fruktos och D(-)glukos) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utan lösning 2. Avjonat vatten 3. Avjonat vatten + HgCl₂ 4. Fenol (kumarsyra) 5. Fenol (kumarsyra) + HgCl₂ 6. Citrat 7. Citrat + HgCl₂ 8. Oxalat 9. Oxalat + HgCl₂ 10. D(-)fruktos 11. D(-)fruktos + HgCl₂ 12. D(-)glukos 13. D(-)glukos + HgCl₂ 14. Sackaros 15. Sackaros + HgCl₂
Koncentration i lösningar (mM)	Lösning 3-6: total concentration 50 mM (dvs 7 mM av vardera organisk syra, 3,5 mM av vardera aminosyra, och 25 mM av vardera monosackarid)	Lösning 4-5: 1 mM (svårösligt) Lösning 6-15: Vecka 1-4: 10 mM, vecka 5-8: 50 mM
Mängd lösning	50 ml	Vecka 1-4: 10 ml Vecka 5-8: 100 ml
Tid med lösning (dagar)	70 (10 veckor)	56 (8 veckor)
Tillfällen då ny lösning tillsattes	Dag 1 samt 24	Dag 14, 28 samt 42
Antal replikat	3	5
Totalt antal behållare	54	150

2.4.1.3 Sackarider i rotexudat

Då uppluckringsförsöken gav indikationer om att sackarider kan ha en effekt på askors penetrationsmotstånd undersöktes utsöndringen av sackarider från rörflen (*Phalaris arundinacea* cv. Bamse), samt svartvide (*Salix myrsinifolia*). Rörflen hade vid tidigare försök visat en hög tolerans mot, samt förmåga att luckra upp härdad aska. I ett första försök användes två askor: en bioaska från Munksund och en avfallsaska från Umeå, bägge två härdade till två olika hårdheter ("hård": 650 g kg⁻¹, och "porös": 500 g kg⁻¹). Askorna härdades i 200 ml plastkrukor under 3 veckor. En "kontroll" tillverkades genom att ta samma volym lera och täcka den med ett nylonfilter (med 25 µm porstorlek för att undvika att rötterna växte ned i leran). Växter odlades upp i krukor fyllda med perlit (Pull Norway B.V., Norge) under 6 veckor. Ett nylonfilter (med 1 mm porstorlek så att rötter kunde växa igenom) hade placerats kring perliten, varvid växterna lätt kunde flyttas över till askorna, och även

lyftas av då rotexudatet skulle samlas in. Växterna odlades ovanpå askorna i 11 dagar, och vattnades under den tiden var tredje dag med avjonat vatten. Rotexudat samlades därefter in genom att växten i nylonfiltret lyftes av askan; de rötter som växte nedanför filtret doppades i 20 ml avjonat vatten under 10 sekunder. Vattnet filtrerades därefter omedelbart (0,45 µm sprutfilter) och hölls upp i eppendorfrör som frystes i flytande kväve, och förvarades därefter i -80°C. Torrsvikt hos rötter som doppats i lösningen, samt skott, analyserades efter torkning i 105°C i 24 timmar. Koncentration av D-fruktos, D-glukos och sukros i lösningarna analyserades efter 4 gångers koncentrerings genom frystorkning. En spektrofotometrisk metod användes, enligt Boehringer-Mannheim Manual (1980).

I ett andra delförsök jämfördes utsöndringen av sackarider från rörflen med den från svartvide (*Salix myrsinifolia*, klon SWE1), en växt som till skillnad mot rörflen visat sig undvika att växa ned och luckra upp hårdad aska. En bioflygaska från Munksund användes, som hade hårdats 2,5 år tidigare (500 g kg⁻¹). Innan försöket mortlades och siktades askan (<2 mm) för att bli riktigt poröst. Som kontroll användes sand (<2 mm). Växterna odlades upp i perlit under 12 veckor. Fyra dagar innan de fördes över till aska eller sand doppades perlit med rötter ned i 0,5% NaClO under 1 minut för att minska mängden mikroorganismer på rötterna, därefter i autoklaverat vatten (3 x 1 minut). Askorna och sanden ställdes av samma anledning under UV-ljus i två dygn. Växterna odlades på askor eller sand under åtta dagar. Därefter lyftes växterna av, och rötter som växt nedanför perliten doppades i 20 ml avjonat vatten under 60 sekunder (på långsam skak: 140 rpm). Vätskan filtrerades omedelbart (0,2 µm) och frystes i flytande kväve innan lagring i -80°C. Torrsvikt hos rötter som doppats i lösningen, samt skott, analyserades efter torkning i 105°C i 24 timmar. Koncentration av sackarider analyserades med HPLC av ackrediterat laboratorium (Eurofins Environment Sweden AB).

2.4.2 Läckage av näring och metaller

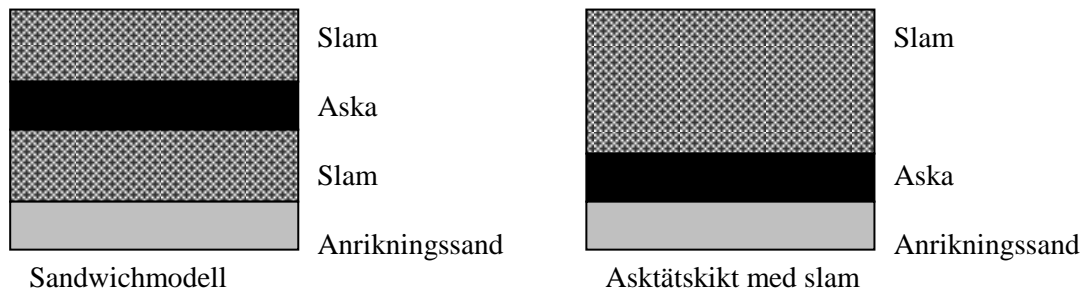
2.4.2.1 Effekt av växter på läckage

Läckage av N, P, Cd, Cu och Zn studerades från behållare (1 liter) med rötslam i två försök vars uppställning tidigare har beskrivits i Greger m.fl. (2006) och Neuschütz (2009). Syftet var i det ena försöket att ta reda på hur närvaron av växter påverkar läckage av näring och metaller från rötslam, med eller utan underliggande lager av bioflygaska och anrikningssand. I det andra försöket jämfördes effekten av fyra olika växtarter (korgvide, mjölkört, rörflen och tall) på läckaget av näring och metaller från rötslam utan närvaro av flygaska eller anrikningssand. Bägge försöken pågick i 2,5 månader, och i det första försöket togs prover av läckagevatten vid tre tillfällen, medan allt läckagevatten samlades in i det andra försöket.

2.4.2.2 Rötslam eller aska i direkt anslutning till anrikningssanden

Vid provtagning av grundvatten i anrikningssand under olika typer av tätskikt på Gillervattnet, har indikationer kommit om att metallhalterna är lägre då rötslam ligger i direkt kontakt med anrikningssanden jämfört med om flygaska gör det. Därför sattes ett växthusförsök upp där två olika täckningsmetoder testades, enligt Figur 2.

Materialerna lades i lådor av transparent polypropylen (volym 3 liter) med hål på ena kortsidan, under den övre ytan av anrikningssand. Innanför hålen satt ett filter av polyamid med maskvidd 25 µm (Sintab Produkt AB, Oxie, Sverige) samt ett lager med glasull. I hälften av behållarna såddes rörflen för att studera effekten av en växt i de bägge modellerna. Dessutom gjordes en behandling med enbart anrikningssand. Fyra replikat av varje behandling användes. Lådorna vattnades tre gånger i veckan med en bestämd mängd vatten som ökades under försökets gång för att ge tillräcklig mängd lakvatten. En gång varannan vecka samlades lakvattnet in, vägdes och analyserades för pH och konduktivitet och hölls upp i burkar med salpetersyra (5 µl ml⁻¹) för lagring i kyl tills analys av metaller kunde genomföras. Metaller (Cd, Cu, Zn) analyserades med atomabsorptionspektrofotometri (Varian SpektrAA). Försöket pågick i 12 veckor. Vid avslut mättes biomassa hos växterna, och vattenhalt i de olika materialerna. Försöket beskrivs även av Neuschütz och Greger (2008).



Figur 2. Schematisk skiss av dels "sandwich"-modellen med rötslam/flygaska/rötslam, samt en modell där aska ligger mot anrikningssanden och täcks av rötslam

Figure 2. Picture of the „sandwich“ model with sewage sludge/fly ash/sewage sludge, and a model where fly ash is in direct contact with the mine tailings, covered with sewage sludge.

2.4.2.3 Vattenupptag i olika typer av växter

En växt som snabbt formar ett rotsystem med hög förmåga att ta upp vatten bör också ha en större förmåga att förhindra ett initialt läckage av näring och metaller från nyutlagt rötslam. I detta försök mättes upptag av vatten hos de fyra växtarter som använts i läckageförsöken, under en period av 2,5 månader. Korgvide, mjölkört, rörfilen och tall odlades i rötslam i krukor på övertäckta fat där utrunnet vatten samlades och kunde tas upp av växten. Tre gånger i veckan vattnades krukorna med en mängd destillerat vatten som anpassades för varje växts behov. Mängden tillsatt vatten noterades, och mängden utrunnet vatten vägdes innan varje vattning för att se hur mycket växterna tagit upp sedan föregående vattning. Åtta replikat användes. Växternas biomassa och slammets vattenhalt mättes.

2.4.2.4 Kvävepreferens hos olika typer av växter

Växter tar upp kväve i huvudsak som ammonium eller nitrat, men även i form av organiskt kväve (Marschner 1995). Olika växter är anpassade till olika typer av jordar, och har ibland en preferens för en viss form av kväve. Kort efter att rötslam har lagts ut förekommer kväve till stor del som organiskt bundet eller i form av ammonium (Smith och Tibbett 2004). Det tar dock inte lång tid innan ammoniumkväve börjar omvandlas till nitratkväve, vilket har en hög lakbarhet. Därför är det bra om de växter som etableras kan ta upp kväve både som ammonium och nitrat.

I detta test undersökte vi vilken kväveform som fyra olika växtarter föredrar, genom att mäta hur mycket av ammonium- respektive nitratkväve som försvann från odlingsmediet. Korgvide, mjölkört, rörfilen och tall sattes i en modifierad 1 % Hoaglands näringslösning innehållande 60 μM av ammonium-N och 60 μM av nitrat-N. Sex replikat användes. Vid tidpunkterna 0; 0,5; 1,5; 3; 6; 21 och 27 timmar togs vattenprover som analyserades för ammonium- och nitratinnehåll. Eftersom pH kan variera i rötslam utfördes försöket två gånger med olika pH vid start, först med pH ställt till 5,6 och därefter till 7,0. Vid avslut mättes pH i lösningarna samt mängden vatten och växternas biomassa. För utförligare beskrivning av försöket se Neuschütz (2009).

2.5 Statistik

Statistiska analyser utfördes med hjälp av dataprogrammet Statistica version 8.0 (StatSoft Inc 2007). Data från försök med flera behandlingar analyserades med ANOVA, och skillnader mellan behandlingarna togs fram med hjälp av Tukey Honestly Significant Differences (HSD-test) vid en nivå där $p < 0,05$. För att analysera ej normalfördelade data användes Kruskal-Wallis ANOVA samt Spearman Rank Order Correlation test.

3 Resultat och diskussion

3.1 Utlägg av tät- och tätskikt

3.1.1 Utläggning

Utläggning av aska fungerade bra oavsett årstid på den kvicksandslika anrikningssanden. Orsaken är den snabba härdningen av askan som trots temperaturberoendet ändå sker med tillräcklig hastighet för att tätskiktet skall vara körbart inom ca ett dygn. Det förelåg inte några problem med hopfrysning av askan under transport. Däremot härddar aska som fuktats innan transport ihop inom ett dygn, och bör därför läggas ut direkt vid framkomst, och inte läggas på mellanlagring bredvid deponin. Slammet å sin sida kunde enbart läggas ut under perioder med frost, då anrikningssanden var frusen, eftersom sanden annars inte bär en pistmaskin och en pistmaskin inte kan köra i slammet. Blandning av aska och slam kunde däremot inte åstadkommas under dessa perioder eftersom det inte gick att blanda aska med fruset rötslam. Blandningen av slam och aska har i projektet genomförts med traktordriven jordfräs på en plan blandningsyta där aska och rötslam lagts ut i två lager för att sedan blandas samman genom fräsning. För att detta förfarande skall fungera krävs att det är möjligt att lägga ut materialet i jämna skikt. Genom att slammet fryser ihop under vintern är det omöjligt att åstadkomma ett jämnt lager, och dessutom är det svårt att slå sönder de hopfrusna slamklumparna så att det sker en blandning.

Vid utläggning av aska under vintertid kunde mindre fläckar av ohärdad aska erhållas p. g. a. snö som kapslats in, vilket också gjorde att det blev gropar i tätskiktet när snön smälte. Dessa fläckar härdade senare när snön smälts och kompletterande material tillförts. Några hållfasthetsproblem hos tätskiktet har inte observerats med anledning av detta. Andra fältförsök med tätskikt av flygaska har visat att en säsongs frostpåverkan inte ger någon ökad permeabilitet för vatten (Palmer m.fl. 2000). Istället minskade genomsläpligheten, vilket tyder på att härdningsprocessen i tätskiktet fortfarande pågår under hela säsongen. Påverkan av frost på cementstabiliserad flygaska har visat sig minska ju högre hållfastheten är hos materialet, och är hållfastheten tillräckligt hög inträffar inga frostsador alls (Lundgren 1995).

3.1.2 Funktion

Det konstaterades att anläggandet av ett tätskikt på anrikningssanden, i enlighet med tidigare antaganden ledde till en höjning av vattenytan i sanden. De syresonder som installerades direkt under tätskiktet på ytorna A, B och C (Figur 1) hamnade samtliga under vatten.

Resultaten av de inledande vattenprovtagningarna indikerade att metallhalten i vattnet under ytorna B och C, med ett tätskikt som innehöll organiskt material, var lägre än under yta A (Tabell 10). Mot bakgrund av detta anlades yta D med ett skikt organiskt material (rötslam) närmast anrikningssanden och ett tätskikt av enbart flygaska. Det är för närvarande en för kort tid för att några slutsatser skall kunna dras.

Ett tätskikt på 0,5 m kan vara i tunnaste laget, i och med att tjälen vanligtvis går ned ca 0,5 m, och rötter noterades vid 0,25 m djup då rötslam var inblandat, varför utbyggnaden av yta B skedde med ett tätskikt på 1,0 m, vilket också blev fallet med ytorna D och E.

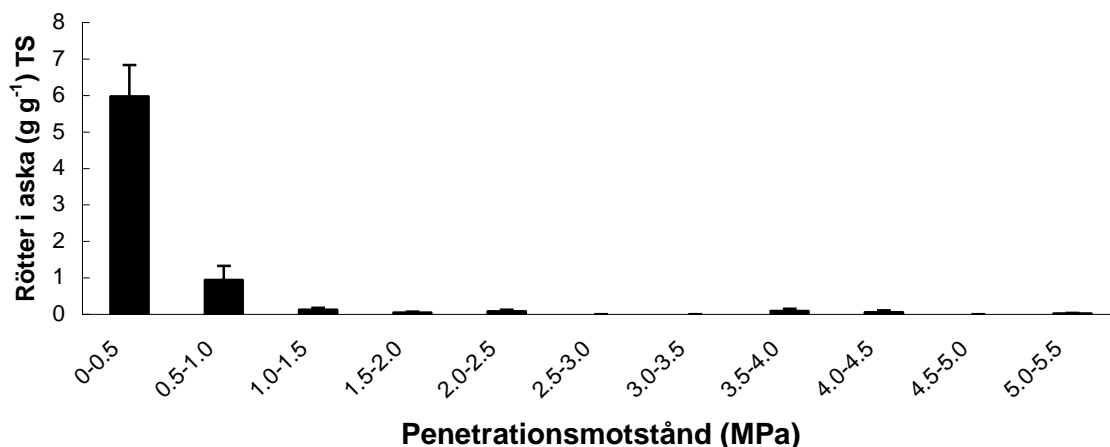
Resultaten från ett examensarbete som gjordes 2005 och 2006 indikerade att tätskiktet hade en hydraulisk konduktivitet som inte motsvarade de värden som uppnåts i laborieförsök (Pallin 2006). En anledning kan vara att den provtagningsmetod som användes kan ha medfört att sprickbildning uppkom i de cylindrar som togs ut för mätningarna. En annan kan vara att den kompaktering som skedde vid utläggningen inte var tillräcklig. Mot bakgrund av detta anlades yta E för att möjliggöra en provtagning av en yta som kompakterats med vibrator. Någon provtagning av denna yta har ännu inte skett.

3.2 Rotpenetration

3.2.1 Material och konstruktion

Vid observationer i Garpenberg framgick det att ett tätskikt av flygaska kan förhindra rotväxt över en tidsperiod av åtminstone ett decennium (se Appendix). Där hade 13 olika träarter odlats i 8-9 år och nått en höjd på upp till 8 meter och ingen rotväxt ned i askskiktet kunde noteras. Flygaskan från Stora Fors Enso hade härdat väl och bildat ett skikt som var till och med för hårt för grävmaskinen att gräva ned i. Penetrationsmotståndet i mindre stycken som transporterats till laboratorium var 4,3 MPa ($\pm 0,9$ (SE)) i medeltal ($n=5$), med 7,0 MPa som maximalt värde. Dessa värden kan antas vara underskattade då penetrationsmotstånd i mindre aggregat är lägre än i större (Misra m.fl. 1986b). Tätskiktets pH låg runt 8,3 medan täcksiktet hade ett pH som ökade från 7,5 vid ytan till 7,8 ovan tätskiktet. Även konduktiviteten ökade med djupet, från runt 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ vid ytan till ca 580 $\mu\text{S cm}^{-1}$ längst ned i täcksiktet och ca 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ i tätskiktet. Rötterna hade bildat täta mattor som bredde ut sig åt sidorna i nedre delen av det ca 35 cm tjocka täcksiktet.

I växthus användes fem olika flygaskor och fyra olika växtarter för att få fram ett värde på vilket penetrationsmotstånd som krävs för att stoppa växande rötter. Försöket visade att rötter har en förmåga att växa ned i porösa askor även om askan har ett relativt högt pH och hög elektrisk konduktivitet. Däremot minskade rotväxten drastiskt i askor då penetrationsmotståndet översteg 1.0 MPa (Figur 3).



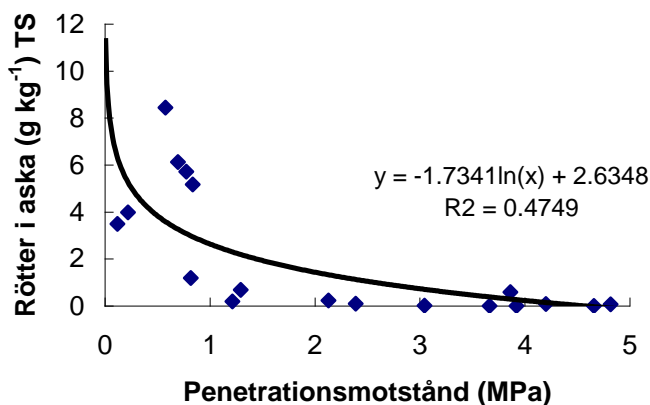
Figur 3. Biomassa av rötter i lager av flygaska med olika penetrationsmotstånd. Grafen sammanfattar data från 154 krukor med 5 olika flygaskor i vilka 4 olika växtarter odlades under 4, alternativt 8 månader (+ standardfel).

Figure 3. Biomass of roots in layers of fly ash with varying penetration resistance. The graph summaries data from 154 pots with 5 different fly ashes, in which 4 different plant species had been grown for 4, or 8 months (+ standard error).

Förmågan att växa ned i askan skiljde sig dock åt mellan arterna, samtidigt som pH och härdförmodlign förmåga hos de olika askorna skiljde sig åt. Medan tall och mjölkört generellt hade en mycket låg rotväxt ned i askorna, hade rörlfen en hög tolerans och förmåga att växa ned, och medan aska från Skellefteå och Umeå gav ett lågt penetrationsmotstånd gick aska från Fors och Munksund att härda mycket bra. Om endast rörlfen på aska från Munksund analyseras, får man ett resultat som liknar det sammantagna, men där det är möjligt att infoga en funktion till de plottade värdena (Figur 4). Används en logaritmisk kurva och man som antagande har att en rotväxt av mindre än 1 g rötter per kg aska är riskfritt, får man ut ett minsta penetrationsmotstånd på $\sim 2,6$ MPa. Vilken gräns man ska sätta för hur mycket rötter som kan tolereras i askan kan diskuteras, liksom utseendet på kurvan. En logaritmisk kurva är förmodligen något för flack och ger därmed ett högre värde jämfört med om den

vore brantare. Men det faktum att hårdheten i askan kan minska med tiden, vilket skedde i växthusförsöket, gör att en viss säkerhetsmarginal bör läggas på vid konstruktion av tätskiktet.

Dessutom kan penetrationsmotståndet variera med djupet i ett askskikt, något som inte var möjligt att analysera i detta försök. I vissa fall var ytan av askskiktet uppluckrad och hade ett lägre motstånd än askan nedanför. Rotväxten i detta mer porösa skikt korrelerades då med en högre hårdhet (den nedanför) än de egentligen växte i. Mängden rötter var dock i dessa fall mycket liten, och påverkade slutresultatet endast marginellt. Detta är dock något som bör beaktas vid tolkning av resultaten och vid eventuella fortsatta försök.



Figur 4. Biomassa av rörlensrötter i flygaska (bioflygaska från Munksund) med olika penetrationsmotstånd.

Figure 4. Biomass of roots of reed Canary grass in layers of fly ash (biofuel fly ash from Munksund) with varying penetration resistance.

Analys av mineralinnehållet i den uppluckrade askan i närheten av rötterna visade att andelen kalcium-rika mineraler hade minskat jämfört med i bulkaskan (Tabell 7). Detta var fallet både i bioflygaskan och avfallsflygaskan, och tyder på att rötterna har orsakat en vittring av materialet.

Tabell 7. Proportion av mineral i aska som har luckrats upp av rötter (rhizosfäraska), samt i bulkaska efter att rörlen växt ovanpå askan under 8 månader. En bioflygaska (Munksund) och en avfallsflygaska (Umeå) användes (n=3). Alla värden för rhizosfäraskan (med undantag för kalcit i avfallsflygaskan) skiljer sig signifikant ($p < 0,05$) från bulkaskan.

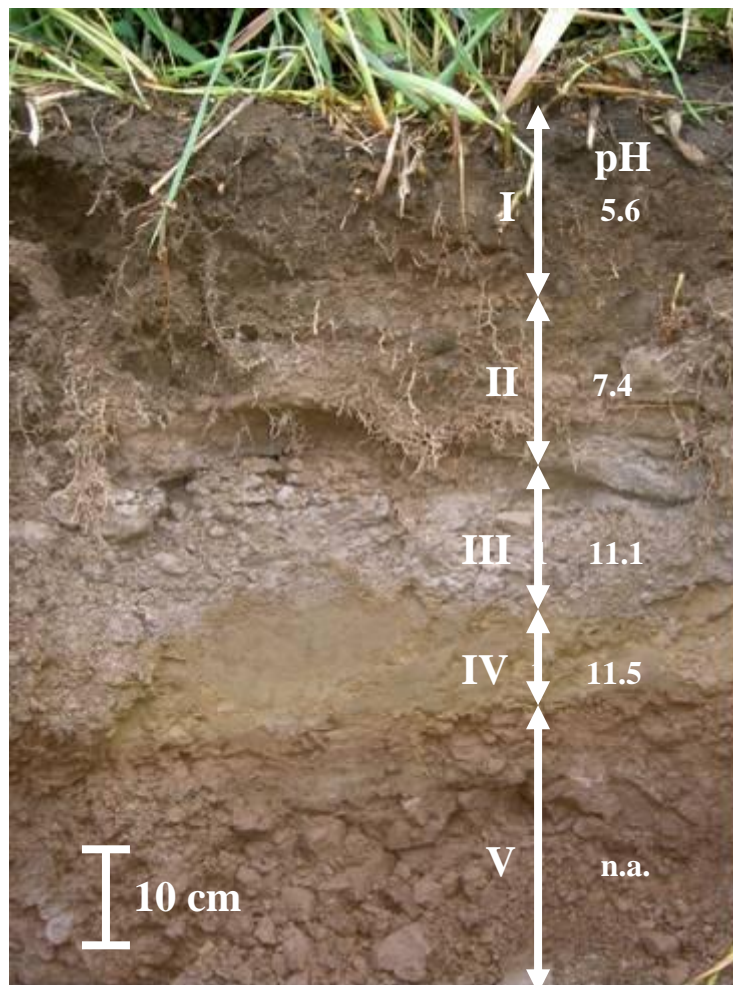
Table 7. Proportion of minerals in fly ash that has been affected by growing roots (rhizosphere ash) in bulk ash, after growth of reed Canary grass on top of the ash for 8 months. One biofuel fly ash (Munksund) and one waste fly ash (Umeå) were used (n=3). All rhizosphere values (except calcite in the waste fly ash) differ significantly ($p < 0.05$) from the bulk ash.

	Bioflygaska		Avfallsflygaska	
	Rhizosfäraska	Bulkaska	Rhizosfäraska	Bulkaska
Kvarts (SiO ₂)	23,0	7,7	28,0	13,3
Albit (NaAlSi ₃ O ₈)	13,0	5,3	16,7	8,0
Mikroklin (KAlSi ₂ O ₈)	6,0	9,0	3,7	7,7
Kalcit (CaCO ₃)	52,5	67,0	41,6	44,3
Apatit (Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH, F, Cl))	5,5	11,0		
Gips (CaSO ₄ · 2 H ₂ O)			7,0	26,7

Härdad aska som läggs utomhus påverkas på många sätt, och en vittringsprocess är att förvänta sig även utan biologisk påverkan, särskilt vid en minskning i pH, som kan orsaka nedbrytning av lösliga

sekundära mineral (Steenari m.fl. 1999). Det är troligt att rötternas aktivitet orsakar en påskyndad vittringsprocess. Någon skillnad i pH kunde dock inte ses vid analys av rhizosfäraska jämfört med bulkaska. Effekter av rötter på aska som beror på utsöndring av organiska ämnen från växten diskuteras under 3.2.2 *Val av vegetation*.

Vid fältförsöket i Boliden påträffades också porösa övre skikt (ca 10 cm) av askan (i yta A), i vilket stora mängder rötter växte. Askan hade inte härdat fullständigt. Efter grävning med grävskopa noterades tydliga skiktbildningar i tätskiktet som bestod av enbart flygaska (Figur 5). Under det porösa övre skiktet återfanns ett ljusgrått skifferliknande skikt (5-15 cm), som följdes av rödbrun mer homogen aska ända ned till anrikningssanden. Under det skifferliknande skiktet kunde inga växtrötter noteras (Figur 6). Penetrationsmotstånd mättes ej i skiktet. Analys av pH visade att det övre porösa skiktet fått ett markant lägre pH än den underliggande askan.

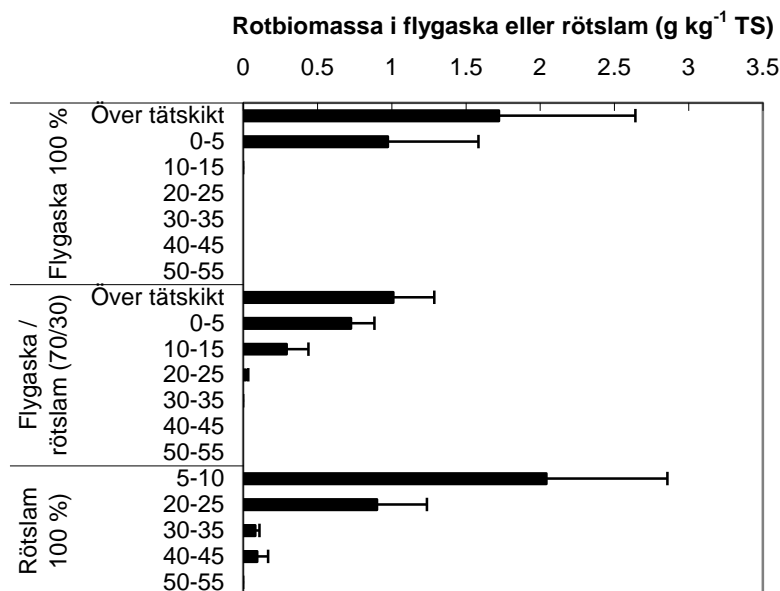


Figur 5. Tätskikt gjort av bioflygaska 4 år efter utlägg och 3 år efter täckning med rötslam (lager I) och etablering av växter (rörflen). pH-värden i varje lager är angivna (n.a. = ej analyserat) (n=3). Foto: Clara Neuschütz.

Figure 5. Sealing layer made of biofuel fly ash 4 years after construction and 3 years after covering with biosolids (layer I), and establishment of vegetation (reed Canary grass). pH values of each layer are given (n.a. = not analyzed) (n=3). Photo: Clara Neuschütz.

I yta B där rötslam hade blandats in i tätskiktet kunde rötter observeras längre ned i tätskiktet (Figur 6). Även i detta tätskikt hade olika skikt bildats, men inte lika tydligt som då enbart flygaska använts. Dessa observationer bekräftar vad tidigare försök i växthus har visat, nämligen att en ökad

inblandning av rötslam i ett tätskikt av flygaska också ökar risken för rotpenetration (Neuschütz m.fl. 2006, Greger m.fl. 2006). Detta beror troligtvis på den ökade mängden av näringsämnen, minskad hårdhet samt minskat pH med ökad inblandning av rötslam. Tätskiktet av enbart rötslam hade sjunkit ihop och formade tillsammans med ett pålagt tätskikt av rötslam ett homogent skikt med en total tjocklek av drygt 50 cm. Här kunde rötter noteras ned till 10 cm ovan anrikningssanden (Figur 6). En hög grundvattenyta gjorde att den nedre delen av rötslammet var vattenmättad, vilket troligtvis hindrade rötterna från att växa ned i sanden.



Figur 6. Biomassa av rötter i olika djup (i cm) av tätskikt konstruerade av enbart flygaska eller rötslam, eller, en blandning av de två materialen, 4 år efter utlägg och 3 år efter täckning med rötslam och etablering av växter (rörflen) ($n=4$, + standardfel). Rotväxt analyserades även i tätskiktet av rötslam ovanför (0-5 cm) tätskiktet med flygaska. Skiktet av enbart rötslam avser rotväxt 5 cm från ytan och nedåt.

Figure 6. Root biomass at various depth in sealing layers of fly ash, biosolids, or a mixture of them two. The sealing layers were constructed 4 years earlier, and covered with biosolids 3 years earlier, when also plants (reed Canary grass) were introduced ($n=4$, +SE). Root growth was analyzed in the cover or sewage sludge on top of (0-5 cm above) the sealing layers containing fly ash. In the cover of only sewage sludge roots were analyzed from 5 cm below the surface and downwards.

Vilken tjocklek ett tätskikt bör ha för att förhindra rotpenetration är således beroende av hur väl askan hårdnar, och hurvida andra material blandas in. Studier av rotväxt i tätskikt som legat längre tid är nödvändiga för att kunna säkerställa detta. Även tjockleken och kompositionen av tätskiktet är viktigt för hur rötter växer ned i det underliggande tätskiktet. Stoltz och Greger (2006b) föreslår att tillgång av näring och vatten i tätskiktet kan vara avgörande för om rötter kommer att tränga ned i tätskikt eller inte. De observerade mindre rotväxt i tätskikt under tätskikt av näringsrikt rötslam, än under tjockare skikt av näringsfattig morän. I naturliga jordar har växters maximala rotdjup visat sig öka med minskad tillgång till vatten och organiskt material (Schenk och Jackson 2002). Dobson och Moffat (1995) drar efter en genomgång av litteraturen slutsatsen att rotpenetration av tätskikt på avfallsdeponier kan undvikas även på lång sikt, med ett tätskikt på 1,5 m och ett underliggande tätskikt med en torrdensitet av $1,8 \text{ g cm}^{-3}$ och ett penetrationsmotstånd på 2,0-2,5 MPa. Det maximala rotdjupet för de flesta träd är mellan 1 och 2 meter, med ca 90% av rotmassan förlagd till de översta 0,6 m (Dobson och Moffat, 1995).

Huruvida utlägg av rötslam under tätskiktet av flygaska kan öka rotpenetration eller inte kan vi inte ge svar på i dagens läge. Denna typ av täckning (yta D i Figur 1) har legat för kort tid i fält, och i växthuset försöket på 12 veckor där läckage studerades från en sådan tre-skiktstäckning ("sandwich") hade inga rötter växt ned i askan. På längre sikt är det möjligt att rotväxt kan stimuleras ned genom askskiktet, om sprickor uppstår i askan och rötter på så sätt kommer ned till det mer näringsrika slamskiktet där under. En rot som växer ned i en spricka i ett askskikt som är lagt direkt på anrikningssanden möter troligtvis mindre fördelaktiga förhållanden, jämfört med om rötslam finns tillgängligt under askan.

3.2.2 Val av vegetation

Växternas förmåga att bilda rötter i askan visade sig variera stort mellan olika arter. Låg förmåga att växa ned visade exempelvis svartvide, mjölkört, gran och tussilago. En hög förmåga att växa ned hade framförallt energigräset rörflen. Detta är ett gräs med en relativt hög anpassningsförmåga till olika typer av jordar och tolerans mot vattenmättade förhållanden (Venendaal m.fl. 1997). Tvåhjärtbladiga växter (eudikotyledoner) har framhållits ha en större förmåga att växa ned i kompakterad jord i och med att de har tjockare rötter, vilket ger ett ökad axiellt tillväxttryck (Materechera m.fl. 1993). Å andra sidan har enhjärtbladiga (monokotyledoner) fler och tunnare rötter som har större chans att hitta porer i jorden att växa ned i (Dexter 1986a). I fältförsöket i Boliden observerades stora mängder rötter från rörflen i det porösa övre skiktet av asktätskiktet, medan endast enstaka rötter från gran, björk och svartvide kunde noteras. Från tidigare studier har även tall visat en hög förmåga att ta sig ned i kompakterade tätskikt av flygaska (Greger m.fl. 2006) och morän (Stoltz och Greger 2006b). Arter som har en hög tolerans mot låga syrenivåer, t.ex. al, har visat sig kunna växa ner djupare i tätskikt än andra (Hutchings m.fl. 2001), och bör därför undvikas. Genom att ha en hög vattenmättnad i tätskiktet kan rotväxt av många växtarter undvikas.

De observationer av porös aska som förekom i anslutning till rötter av rörflen ledde till hypotesen att denna växt kan utsöndra något som luckrar upp askan. När substanser som är vanliga i rotexudat tillsattes olika askor kunde i det första försöket endast en effekt av en mix av fruktos och glukos noteras (Neuschütz 2009) (Tabell 8).

Tabell 8. Penetrationsmotstånd i flygaskor efter 10 veckors behandling med olika lösningar. Två bioflygaskor användes, samt en avfallsflygaska. Behandlingar som skiljer sig signifikant ($p < 0,05$) från varandra har olika bokstäver ($n=3$, \pm standardfel) (från Neuschütz 2009).

Table 8. Penetration resistance of fly ash samples after 10 weeks of treatment with different solutions. Two types of biofuel ash were used, and one type of waste ash. Letters indicate significant differences ($p < 0.05$) between treatments ($n=3$, \pm SE)(from Neuschütz 2009).

	Bioflygaska (Fors)	Bioflygaska (Munksund)	Avfallsflygaska (Umeå)
Utan lösning	9.9 \pm 1.1 ^a	5.0 \pm 0.5 ^b	2.3 \pm 0.3 ^{ab}
Vatten	8.5 \pm 0.7 ^{ab}	7.5 \pm 0.9 ^{ab}	2.5 \pm 0.2 ^{ab}
Salpetersyra	9.0 \pm 0.8 ^{ab}	8.5 \pm 1.0 ^a	3.4 \pm 0.3 ^a
Organiska syror	9.6 \pm 0.5 ^a	8.0 \pm 0.5 ^{ab}	2.7 \pm 0.3 ^{ab}
Aminosyror	8.8 \pm 0.7 ^{ab}	9.6 \pm 0.5 ^a	3.0 \pm 0.4 ^{ab}
Fruktos + glukos	5.7 \pm 0.8 ^b	6.2 \pm 0.7 ^{ab}	1.6 \pm 0.2 ^b

Då lösningarna inte hölls sterila kan det röra sig om en indirekt effekt av mikroorganismer som utnyttjat det tillsatta sockret, och i sin tur utsöndrat andra substanser som kan ha påverkat penetrationsmotståndet i askorna. Förekomst av bakterier noterades i liknande hög grad i lösningar med aminosyror, organiska syror och sackarider, men denna analys säger ingenting om vilken typ av bakterier det rör sig om eller hur aktiva de är. På bioflygaskorna var pH signifikant lägre i alla lösningar (pH 10,0-11,3 på Fors och 9,8-10,6 på Munksund) jämfört med då enbart vatten hade använts (pH 11,6 på Fors och 10,8 på Munksund), medan det inte var några skillnader i pH i lösningar

på avfallsaskan. Då inte sackarid-blandningen orsakade en större pH-sänkning än andra tillsatser beror uppluckringen sannolikt inte av detta.

I det andra uppluckningsförsöket (*Försök 2*) kunde ingen uppluckrande effekt av fruktos eller glukos skönjas, tvärtom orsakade de ett högre penetrationsmotstånd i aska från Umeå efter avslut jämfört med kumarsyra och sackaros (Tabell 9). Tillsats av citronsyra orsakade en grumlig lösning, vilket tydde på uppluckring, något som dock inte avspeglade sig i penetrationsmotståndet. Askan från Munksund blev mycket hård, medan askan från Umeå hade ett lågt penetrationsmotstånd, som minskade under försökets gång. Tillsats av HgCl_2 gav inga skillnader i behandlingarnas effekt på penetrationsmotståndet. Tyvärr kunde inte mängden mikroorganismer analyseras i detta försök, men ingen synlig tillväxt hade skett, till skillnad från vad som var fallet i försök 1.

Tabell 9. Penetrationsmotstånd av en bioflygaska och en avfallsflygaska efter 8 veckor i försök 2 (utan tillsats av HgCl_2). Behandlingar som skiljer sig signifikant ($p < 0,05$) från varandra har olika bokstäver ($n=3$, \pm standardfel).

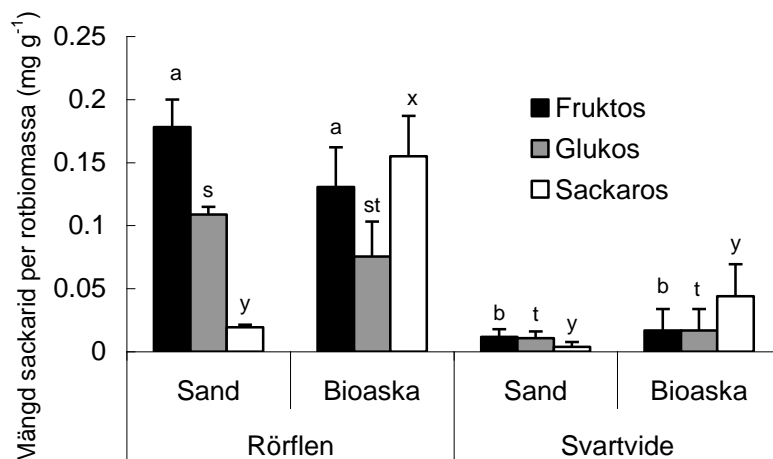
Table 9. Penetration resistance of biofuel fly ash and waste fly ash samples after 8 weeks of treatment (without addition of HgCl_2). Letters indicate significant differences ($p < 0.05$) between treatments ($n=3$, \pm SE).

	Bioflygaska (Munksund)	Avfallsflygaska (Umeå)
Utan lösning (före start)	8.2 \pm 0.6 ^a	1.3 \pm 0.1 ^a
Vatten	10.5 \pm 0.9 ^a	0.5 \pm 0.0 ^{bcd}
Kumarsyra	9.9 \pm 0.5 ^a	0.4 \pm 0.0 ^{cd}
Citronsyra	11.1 \pm 0.6 ^a	0.9 \pm 0.2 ^{abc}
Oxalsyra	10.5 \pm 0.5 ^a	0.5 \pm 0.1 ^{bcd}
Fruktos	10.9 \pm 0.4 ^a	1.0 \pm 0.1 ^{ab}
Glukos	10.5 \pm 1.1 ^a	1.1 \pm 0.1 ^a
Sackaros	9.4 \pm 1.1 ^a	0.4 \pm 0.1 ^d

Försöken tyder på att vissa substanser kan påverka penetrationsmotståndet i härdad aska. Effekten tycks dock vara liten då askorna har fått härda ordentligt (Försök 2, Tabell 9). Att blandningen av fruktos och glukos gav en uppluckrande effekt i Försök 1 men inte som enskilda substanser i Försök 2 kan bero på att askorna inte hade härdat klart i Försök 1, och att sackariderna i det fallet försämrade förhållandena för en fortsatt härdning, alternativt på att det funnits en skillnad i mikrobiell aktivitet. Varför vatten, kumarsyra, oxalsyra och sackaros orsakade en minskning i penetrationsmotstånd i avfallsflygaska under Försök 2, medan oxalsyra, fruktos och glukos inte gjorde det kan vi inte svara på.

När det gäller utsöndring av sackarider (fruktos, glukos, sackaros) från rötter noterades en ökning kunde ingen ökning då rörflen växte emot avfallsflygaska (Umeå) jämfört med en bioflygaska (Munksund) eller lera (kontroll) (Neuschütz 2009). Däremot kunde ingen ökning ses då rörflen växte mot askor härdade till en hög hårdhet, jämfört med då de var mer porösa. Vid en annan undersökning har ett ökat mekaniskt motstånd observerats leda till en ökad utsöndring av rotexudat, vilket i sin tur ledde till ökad mängd mikroorganismer i rhizosfären (Ikeda m.fl. 1997).

I jämförelse med svartvide utsöndrade rörflen mer sackarider vid kontakt med en porös bioflygaska (Munksund) (Figur 7). Detsamma gällde när växterna växte mot sand (kontroll). Rörflen hade vid tidigare studier visat sig ha en större förmåga att växa ned i härdad aska jämfört med svartvide. Kontakt med askan stimulerade utsöndring av sackaros, men inte fruktos eller glukos (Figur 7, Neuschütz 2009). Om det är så att sackarider kan bidra till en uppluckring av härdad aska bör således växter med en hög sackaridutsöndring undvikas.



Figur 7. Mängd sackarider i rotexudat från rörflen och svartvide som växt mot sand eller porös bioflygaska ($n=3$, + standardfel). Staplar som skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från varandra har olika bokstäver (a-b för fruktos, s-t för glukos och x-y för sackaros).

Figure 7. Amount of saccharides in root exudate from reed Canary grass and dark-leaved willow that had grown towards sand or a porous biofuel fly ash ($n=3$, +SE). Bars with different letters (a-b for fructose, s-t for glucose, and x-y for sucrose), differ significantly ($p<0.05$) from each others.

3.3 Läckage av näring och metaller

3.3.1 Material och konstruktion

Provtagning av grundvatten under tätskikt som konstruerats av enbart aska (yta A), en blandning av flygaska och rötslam (70:30 baserat på volym) (yta B) eller enbart rötslam (yta C) indikerar att mer metaller frigörs ju mer aska som använts (Tabell 10). När det gäller näring är trenden den motsatta, med ökad koncentration av N och P ju mer rötslam som ingår i tätskiktet. I de flesta fall minskade koncentrationen av olika element i vattnet med tiden. En utökad analysserie skulle dock behövas för att verifiera resultaten.

Några skillnader i metallhalter kunde dock inte säkerställas då en tre-skiktstäckning ("sandwich") jämfördes med en två-skiktstäckning i ett småskaligt växthusförsök (Tabell 11) (Neuschütz och Greger 2008). Bägge täckningsmodellerna minskade dock halterna av metaller kraftigt jämfört med om anrikningssanden lämnats utan täckning. Från de behållare som även innehöll vegetation (rörflen) minskade mängden läckagevatten något, medan växterna inte hade någon påverkan på läckage av metaller. Trots att det härdade skiktet av flygaska var mycket tunt (2 cm) kunde det effektivt förhindra rotväxt, troligtvis beroende på att det hade härdats väl. Penetrationsmotståndet i askskikten var mellan 2,6 och 5,0 MPa.

I det växthusförsök där härdad aska krossats innan den lades i behållarna orsakade växter höga metallhalter i läckagevattnet (då anrikningssand fanns tillgänglig under askan) (Greger m.fl. 2006). I dessa behållare hade också rötter växt ned genom askan in i anrikningssanden och orsakat torrare förhållanden. Därmed ökade troligtvis vittringen av sanden och metaller kunde frigöras. I behållare där endast rötslam eller rötslam och aska förekom hade växterna inte denna effekt, och inte heller där rötslam låg direkt ovanpå anrikningssand utan närvaro av flygaska. Flygaskan orsakade en ökad tillväxt hos växterna, vilket kan ha bidragit till uttorkningseffekten. Närvaro av aska ledde dock till ett minskat metallupptag i växterna, vilket dock också skulle kunna bero på en ökad tillväxt och därmed ökad utspädning av ackumulerade metaller i växten. Kombinationen av växt och aska ledde också till låga halter av ammonium- och nitrat-N i läckagevattnet.

Tabell 10. Analys av vatten i grundvattenrör från yta A, B, C med tätskikt av flygaska, rötslam eller en blandning av bägge materialen. Proverna är tagna 2005 05, 2005 10, 2006 06 samt 2008 10. (n=1).

Table 10. Analysis of water in ground water from trial A, B, C with sealing layers of fly ash, sewage sludge, or a mixture of the two. The samples were collected in 2005 05, 2005 10, 2006 06 and 2008 10. (n=1).

	Yta A Flygaska				Yta B Flygaska och rötslam (7:3)				Yta C Rötslam			
	2005-05	2005-10	2006	2008	2005-05	2005-10	2006	2008	2005-05	2005-10	2006	2008
mg l ⁻¹												
Ca	345	489	217	–	483	393	395	400	535	427	203	500
K	2110	3540	2050	–	267	157	117	–	67	82	39	–
Mg	30	55	57	–	103	9	21	2	158	196	72	0,5
Na	493	817	419	–	242	198	184	–	180	154	70	–
S	1270	1850	1120	–	778	490	695	438	1010	1350	803	595
P	–	–	116	–	–	–	208	–	–	–	765	–
N	20	13	9	–	110	31	16	–	210	490	646	–
µg l ⁻¹												
Fe	134000	43	92	–	8400	5	17	482	375	6090	56	450
As	2740	87	14	–	172	307	92	15	85	377	127	108
Cd	10	7	–	–	1,4	< 5	< 3	25	< 1	< 0,4	< 0,2	0,4
Cu	1310	70	1,3	–	166	65	2,2	48	1,1	3,5	< 0,5	0,5
Zn	6610	5100	124	–	1850	601	10	705	21	65	5,4	8
Pb	2650	9	6	–	130	188	10	2	3	9,3	2	0,2
Mn	2030	3260	640	–	2620	61	20	–	1900	1280	312	–
pH		7,2	–	–	9,3	9,3	–	6,7	–	8,5	–	7,2
Konduktivitet		14,3	–	–	2,9	2,9	–	3,0	–	7,3	–	2,5

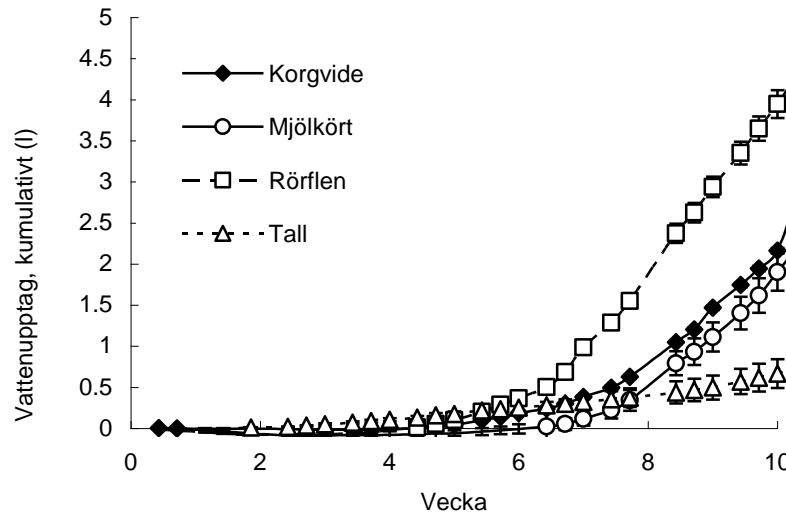
Tabell 11. Läckagevattenmängd, pH och koncentration av metaller i lakvatten insamlat under vecka 10-12, från behållare med anrikningssand med eller utan två olika övertäckningar och med och utan energigräset rörlan. Övertäckningarna bestod antingen av bioflygaska (Fors) täckt med rötslam ("aska") eller ett treskiktsslag med rötslam täckt av bioflygaska och överst rötslam ("sandwich") (n=4, ±SE). Behandlingar med skilda bokstäver (a-b) skiljer sig signifikant (p<0,05) från varandra (från Neuschütz och Greger 2008).

Table 11. Amount of leachate, pH and concentration of metals in leachate collected during week 10-12 from containers with mine tailings with or without two different covers and with or without reed Canary grass. The covers consisted of either biofuel fly ash (Fors), covered with sewage sludge ("aska"), or a three layer cover with sludge/ash/sludge ("sandwich") (n=4, ±SE). Significant (p<0.05) differences between treatments have different letters (a-b) (from Neuschütz and Greger 2008).

Täckning	Vattenmängd ml	pH	Cd µg l ⁻¹	Cu µg l ⁻¹	Zn mg l ⁻¹
Utan täckning	475 ± 30 ^{ab}	4,86 ± 0,02 ^b	223 ± 36 ^a	1605 ± 257 ^a	39,63 ± 10,43 ^a
Aska	632 ± 22 ^a	6,80 ± 0,05 ^{ab}	31 ± 5 ^b	252 ± 8 ^b	0,36 ± 0,20 ^b
Aska + växt	126 ± 39 ^b	7,27 ± 0,10 ^{ab}	8 ± 5 ^b	256 ± 23 ^b	0,05 ± 0,03 ^b
Sandwich	634 ± 2 ^{ab}	7,33 ± 0,01 ^a	5 ± 2 ^b	326 ± 17 ^b	0,12 ± 0,01 ^b
Sandwich + växt	410 ± 59 ^{ab}	7,12 ± 0,07 ^{ab}	19 ± 11 ^b	316 ± 51 ^b	0,70 ± 0,19 ^b

3.3.2 Val av vegetation

En jämförelse av fyra olika växtarter gjordes med avseende på deras effekt på läckage från rötslam, utan underliggande lager av flygaska och anrikningssand, varvid stora skillnader kunde påvisas. Medan en långsamt växande tall hade liten förmåga att minska både mängden läckagevatten och halterna av näring och metaller i det, kunde de mer snabbväxande arterna rörfilen, korgvide och mjölkört effektivt minska både mängd och koncentrationer i läckagevattnet (Neuschütz 2009). Högst vattenupptag och förmåga att minska läckage hade energigräset rörfilen (Figur 8).



Figur 8. Kumulativ mängd upptaget vatten av fyra olika växtarter odlade i rötslam under 10 veckor. Mängden evaporerat vatten från kontrollbehållare utan växt är subtraherat ($n=8$).

Figure 8. Cumulative amount of water taken up by four different plant species grown in sewage sludge during 10 weeks. The amount of evaporated water from pots without plants has been subtracted ($n=8$).

Förmågan att minska koncentrationen av näring och metaller i läckagevattnet varierade något beroende på element; medan rörfilen mest effektivt kunde minska nitrathalterna i läckagevattnet var korgvide något mer framgångsrik när det gällde fosfathalter (Neuschütz 2009). En förklaring kan ligga i skiljande förmåga att utnyttja olika former av kväve. Medan rörfilen och mjölkört kunde ta upp både nitrat och ammonium från en näringslösning, hade korgvide och tall ett högre upptag av ammonium (Neuschütz 2009). Eftersom läckage av nitrat är ett av de företrädande problemen vid utlägg av rötslam (Stehouwer m.fl. 2006) bör växter med en god förmåga att utnyttja denna kväveform etableras. Detta är ofta växter som etablerar sig tidigt på en störd mark, och har god förmåga att anpassa sig till olika miljöer (Min m.fl. 2000). För att få en snabb växtetablering bör något snabbväxande gräs introduceras. Däremot kan en senare naturlig succession vara av nytta genom att olika arter kan komplettera varandra i upptag av olika näringsämnen och metaller. Att låta arter etablera sig självmant ökar troligtvis sannolikheten för att få in växter som är anpassade till de näringsförhållanden som råder.

Vid analys av porvatten i rötslam som lagts ut i fält kunde dock inga skillnader mellan olika vegetationstyper fastslås (Neuschütz och Greger 2008). Istället tycktes säsongen när proverna togs och åldern på slammet spela en större roll (Tabell 12). Medan pH och ammonium- och fosfathalter var högst i nyutlagt slam, hade halterna av nitrat en tendens att öka med tiden.

Tabell 12. pH och koncentration av näring i porvatten insamlat vid två tillfällen under år 2006: vår (31 maj) och höst (3 oktober), i rötslam som lagts ut årligen under 2003 till 2006 och därefter såtts in med rörlan. Rötslammet lades ut i en tjocklek av 50 cm på ett tätskikt av enbart bioflygaska vid Boliden ($n=3$, $\pm SE$). Prover med skilda bokstäver (a-b) skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från varandra.

Table 12. pH and nutrient concentrations in pore water samples taken at two occasions in 2006: spring (31 May) and autumn (3 October), from sewage sludge applied annually during 2003 to 2006, and planted with reed Canary grass. The sludge was applied as a 50 cm deep protective cover on top of a sealing layer of biofuel fly ash at Boliden ($n=3$, $\pm SE$). Significant ($p<0.05$) differences between treatments have different letters (a-b).

Parameter	År då slammet lades ut	Tidpunkt för provtagning	
		Vår 2006	Höst 2006
pH	2003	5,6 ^{ab}	5,5 ^{ab}
	2004	5,8 ^{ab}	4,3 ^b
	2005	6,5 ^{ab}	5,0 ^b
	2006	8,1 ^a	6,7 ^{ab}
Ammonium ($\text{mg L}^{-1} \text{NH}_4\text{-N}$)	2003	2 ± 0 ^b	1
	2004	293 ± 12 ^a	33 ± 2 ^{ab}
	2005	136 ± 70 ^{ab}	25 ± 20 ^b
	2006	412 ± 85 ^a	50 ± 9 ^{ab}
Nitrat ($\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$)	2003	185 ± 84 ^{ab}	53
	2004	893 ± 75 ^{ab}	1854 ± 553 ^a
	2005	401 ± 182 ^{ab}	790 ± 252 ^{ab}
	2006	18 ± 5 ^b	829 ± 71 ^{ab}
Fosfat ($\text{mg L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$)	2003	0,14 $\pm 0,03$ ^{ab}	0,04
	2004	0,14 $\pm 0,01$ ^{ab}	0,05 $\pm 0,01$ ^b
	2005	0,16 $\pm 0,05$ ^{ab}	0,06 $\pm 0,01$ ^b
	2006	1,06 $\pm 0,50$ ^a	0,15 $\pm 0,06$ ^{ab}

4 Slutsatser

De viktigaste slutsatserna från dessa undersökningar utförda i fält med tät- och täcksikt med tjocklekar på ca 0,25-1,0 m, samt småskaliga växthusförsök, kan sammanfattas enligt följande:

1) Praktiska erfarenheter om hur tätskikt av flygaska med eller utan rötslam på anrikningssand kan läggas ut i ett kallt klimat:

- Tack vare askans snabba härdning är det möjligt att lägga ut tätskikt av aska på anrikningssand oavsett årstid. Slam kan däremot enbart läggas ut under perioder då sanden är frusen.
- Utläggande av ett tätskikt på anrikningssanden leder till en höjning av vattenytan i sanden.

2) Hur övertäckningen bör konstrueras för att minimera riskerna för rotpenetration och läckage av näring och metaller:

- Rötslam bör inte ingå i ett asktätskikt eftersom det ökar risken för rotpenetration.
- Rotpenetration kan till stor del förhindras om tätskiktet konstrueras med ett penetrationsmotstånd över 2,5 MPa.
- Bildning av hårdare skikt i tätskikt av aska med en lägre förmåga att härda kan bidra till att stoppa rotväxt.
- En ökad mängd rötslam i tätskiktet ger ett ökat läckage av näring, men kan ge ett minskat läckage av metaller. Med tiden minskade halterna av flertalet element i grundvattnet i anrikningssanden, oavsett täckningsmaterial.
- Växter minskar generellt läckage av näringsämnen och metaller.

3) Vilken vegetation som är mest lämplig:

- Växter med en snabb förmåga att etablera sig och med ett högt vattenupptag är fördelaktiga för att minska mängden bildat läckagevatten.
- För ett minskat kväveläckage är växter som har ett högt upptag av nitrat att föredra framför de som främst tar upp ammonium. Exempel på växter med högt nitratupptag är rörfilen och mjölkört, medan t.ex. tall och korgvide föredrar ammonium om det finns tillgängligt.
- Vissa växtarter kan luckra upp ett asktätskikt även om det har härdat väl med ett penetrationsmotstånd upp till ~5 MPa, och skulle på så sätt långsamt kunna påverka tätskiktet. Rörfilen är ett exempel på en sådan växtart. Uppluckringen leder till ökad nedbrytning av sekundära kalcium-rika mineraler, som kan ha betydelse för askans stabilitet. Det finns indikationer på att uppluckringen sker efter utsöndring av sackarider från växtrötter, vilket tycks öka i närvaro av flygaska.

Sammanfattningsvis tyder dessa resultat på att rotpenetration kan förhindras om tätskiktet konstrueras av enbart flygaska, utan inblandning av rötslam, med ett penetrationsmotstånd över 2,5 MPa. Ett tjockt täcksikt som kan erbjuda näring och vatten till växterna bidrar till att förhindra rotpenetration, samt val av växter som inte har förmågan att luckra upp härdad aska. Mer kunskap om hur trädrötter påverkar skiktet på längre sikt är dock önskvärd. För att undvika läckage av metaller bör skikten vara tillräckligt tjocka för att inte torka ut eller tillåta rotpenetration (förslagsvis minst 0,5 m). Det initiala läckaget av kväve från rötslammet kan vara högt, men kan begränsas om ett snabbväxande gräs introduceras. Det totala läckaget från hela systemet bör utvärderas ytterligare.

5 Frågeställningar som kvarstår

Hur kan den faktiska tätheten i de olika tätskikten bestämmas utan att strukturen förstörs? Skulle georadar kunna vara en lämplig icke-destruktiv metod?

Den reduktion av lösta metaller som kunnat observeras under ytorna med organiskt material i tätskiktet, är den en tillfällighet eller finns det en kemisk förklaring?

När det gäller rotpenetration är det värdefullt om man kan komma fram till att ett tätskikt på 0,5 m är tillräckligt. Kan ett tjockare tätskikt kompensera för ett tunt tätskikt? Det innebär att materialbehovet för tätning halveras, vilket är det som är begränsat, medan material till tätskiktet är mer tillgängligt.

Hur påverkas vittring av anrikningssanden och frigörelse av metaller om flygaska harvas ned i det översta sandskiktet, och sedan täcks med ett kompakt tätskikt?

Hur förändras materialen med tiden? Processer som orsakar skiktbildning och påverkar tjockleken på skikten kan ha betydelse för om rötter kommer att växa genom tätskiktet eller inte. Hur påverkar tjälskador tätskiktets funktion?

Korrelationen mellan penetrationsmotstånd och standardiserade hållfasthetstest av härdad flygaska bör tas fram. Detta för att underlätta bedömningen av en härdad askas lämplighet som tätskikt.

Hur ser rotväxten ut ned i aska på längre sikt? Kan tjocktillväxten hos en rot orsaka sprickbildning? Effekten av fler växtarter på uppluckring av härdad aska bör undersökas.

Vilken effekt har mykorrhiza på askans hårdhet, och på läckage av näring och metaller?

Hur mycket näring och metaller läcker från systemet som helhet? Resultaten tyder på att stora mängder kväve kan läcka från röttslammet. Frågan är hur det binds i underliggande lager av flygaska och anrikningssand.

6 Referenser

- Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R-T., Iversen, E. R. och Banks, S. B. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology* 32: 157-174, 1997.
- Bengough, A.G. och Mackenzie, C.J. Simultaneous measurement of root force and elongation for seedling pea roots. *Journal of Experimental Botany* 45: 95-102, 1994.
- Bennie, A. T. P. Growth and Mechanical Impedance. I: (red) Waisel, Y. and Eshel, A. *Plant Roots – The Hidden Half*. Marcel Deccer Inc, New York, USA. s 393-416, 1991.
- Boehringer-Mannheim. *Methods of Enzymatic Food Analysis*, 1980.
- Clark, R. B., Alberts, E. E., Zobel, R. W., Sinclair, T. R., Miller, M. S., Kemper, W. D. och Foy, C. D. Eastern gamagrass (*Tripsacum dactyloides*) root penetration into and chemical properties of claypan soils. *Plant and Soil* 200: 33-45, 1998.
- Clesceri, L. S. och Greenberg, A. E. (red). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Eaton, A. D, 1995.
- Cokca, E. och Yilmaz, Z. Use of rubber and bentonite added fly ash as a liner material. *Waste Management* 24: 153-164, 2004.
- Dexter, A. R. Model experiments on the behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted sub-soil. II. Entry of pea and wheat roots into sub-soil cracks. *Plant and Soil* 95: 135-147, 1986a.
- Dexter, A. R. Model experiments on the behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted sub-soil. III. Entry of pea and wheat roots into cylindrical biopores. *Plant and Soil* 95: 149-161, 1986b.
- Dobson, M. C. och Moffat, A. J. A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. *Waste Management and Research* 13: 579-600, 1995.
- Drever, J.I. och Stillings, L.L. The role of organic acids in mineral weathering. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects* 120: 167-181, 1997.
- Eriksson, J. Härdade vedaskors upplösning i skogsjord. Ramprogram askåterföring. Sydkraft, NUTEK, Vattenfall. Rapport 1996:50, Sverige, 1996.
- Eriksson, J. Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket rapport 5148, 2001.
- Fang, M., Wong, J. W. C., Ma, K. K. och Wong, M. H. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. *Bioresource Technology* 67: 19-24, 1999.
- Greger, M., Hamza, K. och Perttu, K. Recirculation of Waste Products from Forest Industry – A Prestudy. Svenska avfallsforskningsrådet. AFR-report 68, 1995.
- Greger, M., Neuschütz, C. och Isaksson, K-E. Flygaska och rötslam som tätskikt vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering. *Värmeforsk. Report 959*. (In Swedish). Stockholm, Sweden. 2006.
- Hargreaves, J. A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Review. *Aquaculture* 166: 181-212, 1998.
- He, C., Finlayson, S. A., Drew, M. C., Jordan, W. R. och Morgan, P. W. Ethylene Biosynthesis during Aerenchyma Formation in Roots of Maize Subjected to Mechanical Impedance and Hypoxia. *Plant Physiology* 112: 1679-1685, 1996.
- Holmström, H., Ljungberg, J., Ekström, M. och Öhlander, B. Secondary copper enrichment in tailings at the Laver mine, northern Sweden. *Environmental Geology* 38: 327-342, 1999.
- Hutchings, T. R., Moffat, A. J. och Kemp, R. A. Effects of rooting and tree growth of selected woodland species on cap integrity in a mineral capped landfill site. *Waste Management and Research* 19: 194-200, 2001.

- Höglund, L. O. och Herbert, R. (red), Lövgren, L., Öhlander, B., Neretnieks, I., Moreno, L., Malmström, M., Elander, P., Lindvall, M. och Lindström, B. MiMi - Performance Assessment - Main report. MiMi Rapport 2003:3, Sverige, 2004.
- ICDD (International Center for Diffraction Data). The Powder Diffraction File, PDF-2. PA, 2004.
- Ikeda, K., Toyota, K. and Kimura, M. Effects of soil compaction on the microbial populations of melon and maize rhizoplane. *Plant and Soil* 189: 91-96, 1997.
- Ledin, M. och Pedersen, K. The environmental impact of mine wastes – Roles of micro-organisms and their significance in treatment of mine wastes. *Earth-Science Reviews* 41: 67-108, 1996.
- Lundgren, T. Sluttäckning av avfallsupplag. Naturvårdsverket, rapport 4474. Stockholm, Sverige, 1995.
- Mácsik, J., Rogbeck, Y., Svedberg, B., Uhlander, O. och Mossakowska, A. Linermaterial med aska och rötslam – Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskiktmaterial. Värmeforsk rapport 837, Sverige, 2003.
- Marschner, H. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2:a uppl. Academic Press, London, UK, 1995.
- Materechera, S. A., Dexter, A. R. och Alston, A. M. Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. *Plant and Soil* 135: 31-41, 1991.
- Materechera, S. A., Alston, A. M., Kirby, J. M. och Dexter, A. R. Field evaluation of laboratory techniques for predicting the ability of roots to penetrate strong soil and of the influence of roots on water sorptivity. *Plant and Soil* 149: 149-158, 1993.
- MiMi Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall. Årsrapport 2001 för MISTRA-programmet MiMi, Sverige, 2001.
- Min, X., Siddiqi, M.Y., Guy, R.D., Glass, A.D. M. och Kronzucker, H.J. A comparative kinetic analysis of nitrate and ammonium influx in two early-successional tree species of temperate and boreal forest ecosystems. *Plant, Cell and Environment* 23: 321-328, 2000.
- Misra, R. K., Dexter, A. R. och Alston, A. M. Maximum axial and radial growth pressures of plant roots. *Plant and Soil* 95: 315-326, 1986a.
- Misra, R.K., Dexter A.R. och Alston, A.M. Penetration of soil aggregates of finite size. I. Blunt penetrometer probes. *Plant Soil* 94:43-58. 1986b.
- Murphy, J. och Riley, J. P. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36, 1962.
- Naturvårdsverket. Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning – metaller och surt vatten på drift. Naturvårdsverket, rapport 4202. Stockholm, Sverige, 1993.
- Neuschütz, C. Phytostabilization of mine tailings covered with fly ash and sewage sludge. Doktorsavhandling. Botaniska institutionen, Stockholms universitet, Stockholm Sverige, 2009.
- Neuschütz, C. och Greger, M. Vegetationsetablering i rötslam vid efterbehandling av sandmagasin. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport 2008-14. Svenskt Vatten AB, Stockholm, Sverige, 2008.
- Neuschütz, C., Stoltz, E. och Greger, M. Root Penetration of Sealing Layers of Fly Ash and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality* 35: 1260-1268, 2006.
- Nicoullaud, B., King, D. och Tardieu, F. Vertical distribution of maize roots in relation to permanent soil characteristics. *Plant and Soil* 159: 245-254, 1994.
- Nilsson, C. Organiska miljöföroreningar i slam. Bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser. Naturvårdsverket, rapport 4673. Stockholm, Sverige, 1996.
- NUTEK Biobränsleaskors innehåll och härdningsegenskaper. Ramprogram askåterföring. NUTEK, Vattenfall, Sydkraft. Rapport 1996:28. Sverige, 1996.
- Nylund, K., Haglund, M., Berggren, D., Kierkegaard, A., Allan, A., Asplund, L. och de Witt, C. Bromerade flamskyddsmedel i avloppsslam – analyser från 50 reningsverk i Sverige. Naturvårdsverket rapport 5188, Stockholm, Sverige, 2002.

- Pallin, A. Bedömning av hydraulisk konduktivitet och homogenitet i tätskiktprojektet på Gillervattnet. Examensarbete i markvetenskap, Institutionen för skogsvetenskap, Umeå, SLU, Stencilserie nr 121, 2006.
- Palmer, B. G., Edil, T. G. och Benson, C. H. Liners for waste containment constructed with class F and C fly ashes. *Journal of Hazardous materials* 76: 193-216, 2000.
- Planquart, P., Bonin, G., Prone, A. och Massiani, C. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *The Science of the Total Environment* 241: 161-179, 1999.
- Roszczyński, W. Determination of pozzolanic activity of materials by thermal analysis. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* 70: 387-392, 2002.
- Statistiska centralbyrån. Sveriges Officiella Statistik. Statistiska meddelanden HA 22 SM 09 01. Utrikeshandel, export och import av varor.
http://www.scb.se/Statistik/HA/HA0201/2009M02D/HA0201_2009M02D_SM_HA22SM0901.pdf, 2008a.
- Statistiska centralbyrån. Sveriges Officiella Statistik. Statistiska meddelanden MI 22 SM 08 01. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006.
http://www.scb.se/statistik/MI/MI0106/2006A01A/MI0106_2006A01A_SM_MI22SM0801.pdf, 2008b.
- SCC Scandiaconsult Sverige AB. Slam i mark- och anläggningsbyggande. Avvattnat vattenverks- och avloppsslam. Utredning: Tätskikt i deponier. Rapport nr 21, Stockholm Vatten, Sverige, 2001.
- Schenk, H. J. och Jackson, R. B. The global Biogeography of Roots. *Ecological Monographs* 72: 311-328, 2002.
- Sivapullaiah, P. V., Prashanth, J. P., Sridharan, A. och Narayana, B. V. Technical note: Reactive silica and strength of fly ashes. *Geotechnical and Geological Engineering* 16: 239-250, 1998.
- Smith, M. T. E. och Tibbett, M. Nitrogen dynamics under *Lolium perenne* after a single application of three different biosolids types from the same treatment stream. *Bioresource Technology* 91: 233-241, 2004.
- Stark, N. Plant ash as a natural fertilizer. *Environmental and Experimental Botany* 19: 59-68, 1979.
- StatSoft, Inc. STATISTICA (data analysis program), version 8.0. www.statsoft.com, 2007.
- Steenari, B.-M., Schelander, S. och Lindqvist, O. Chemical and leaching characteristics of ash from combustion of coal, peat and wood in a 12 MW CBF – a comparative study. *Fuel* 78: 249-258, 1999.
- Stehouwer, R., Day, R.L. och Macneal, K.E. Nutrient and trace element leaching following mine reclamation with biosolids. *Journal of Environmental Quality* 35:1118-1126, 2006.
- Stevens, R. J., Laughlin, R. J. och Malone, J P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1119-1126, 1998.
- Stockholm Vatten. Miljörapport. Stockholm, Sverige, 2006.
- Stoltz, E. och Greger, M. Cottongrass effects on trace elements in submersed mine tailings. *Journal of Environmental Quality* 31: 1477-1483, 2002.
- Stoltz, E och Greger, M. Release of metals and As from various mine tailings by *Eriophorum angustifolium*. *Plant and Soil* 289: 199-210, 2006a.
- Stoltz, E. och Greger, M. Root penetration through sealing layers at mine deposit sites. *Waste, Management and Research* 24: 552-559, 2006b.
- Strömberg, B. Weathering kinetics of sulphidic mining waste: An assessment of geochemical processes in the Aitik mining waste rock deposits. AFR-rapport 159. Doktorsavhandling, Institutionen för kemi, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm Sverige, 1997.
- Tuominen, L., Kairesalo, T. och Hartikainen, H. Comparison of Methods for inhibiting Bacterial Activity in Sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 60: 3454-3457, 1994.

-
- Venendaal, R., Jørgensen, U. och Foster, C. A. European energy crops: A synthesis. *Biomass and Bioenergy* 13 (3): 147-185, 1997.
- Villar, L. D. och Garcia Jr, O. Solubilization profiles of metal ions from bioleaching of sewage sludge as a function of pH. *Biotechnology Letters* 24: 611-614, 2002.
- Wiles, C. C. Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials* 47: 325-344, 1996.
- Xiao, C., Ma, L.Q. och Sarigumba, T. Effects of soil on trace metal leachability from papermill ashes and sludge. *Journal of Environmental Quality* 28: 321-333, 1999.
- Xie, Z. och Xi, Y. Hardening mechanisms of an alkaline-activated class F fly ash. *Cement and Concrete Research* 31: 1245-1249, 2001.
- Xing, B. The effect of the quality of soil organic matter on sorption of naphthalene. *Chemosphere* 35: 633-642, 1997.

Tätskikt av flygaska effektiv barriär mot nedväxande rötter

Rapport från studie av rotpenetration av asktätskikt vid Västra sandmagasinet, Garpenberg.

Clara Neuschütz och Maria Greger, Botaniska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.

Sammanfattning

På Västra sandmagasinet i Garpenberg lades år 1998 ett antal försöksytor ut med syftet att undersöka lämpligheten hos restprodukter från skogsindustrin som täckmaterial på anrikningssand. Av flygaska från Stora Fors Enso AB konstruerades ett tätskikt, medan olika blandningar av fiberslam och anrikningssand lades ut som täckskikt, i vilka 13 olika träarter planterades under de två efterföljande åren. Samma flygaska användes även vid ett antal större ytor på Ryllshyttmagasinet, täckta med olika tjocka lager av fiberslam, där växter tilläts etablera sig naturligt. För att studera hur rötterna hos träden och de naturligt spridda växterna växt ned mot tätskiktet av aska, vilket därmed skulle kunna påverka tätskiktets funktion, gjordes år 2007 en grävning i en av de rutor där träden haft starkast tillväxt på Västra sandmagasinet, samt en av rutorna på Ryllshyttmagasinet. Studien visar att flygaskan effektivt hindrat rötterna från att växa ned. Inte ens de träarter som haft en mycket god tillväxt i täckskiktet, t.ex. klibbal, gråal och vårtbjörk med höjder på 7-8 m, hade lyckats växa ned i tätskiktet, trots att täckskiktet där inte var tjockare än ca 35 cm. Den använda flygaskan hade härdat mycket bra och format ett hårt tätskikt med ett penetrationsmotstånd på över 4 MPa. Denna aska bedöms därför vara lämplig att använda som material i tätskikt på anrikningssand, där rötter ska förhindras att växa ned.

Bakgrund

För att utvärdera hur restprodukter från skogsindustrin kan användas som täckmaterial på gruvavfall lades år 1998 ett antal försöksrutor ut med blandningar av olika produkter på Västra sandmagasinet vid Garpenberg. Detta gjordes i ett samarbete mellan Boliden Mineral AB, Högskolan Dalarna, Hedemora kommun, Stora Enso Fors AB, Länsstyrelsen Dalarna och Naturvårdsverket och utgjorde en del av ekokraft-projektet "Efterbehandling och beskogning av gruvavfall i Garpenberg med hjälp av restprodukter från skogsindustrin". För mer information om projektet hänvisas till Hellman (2001).

Som tätskikt lades ett ca 30 cm tjockt lager av flygaska på anrikningssanden. Ovanpå detta skikt lades ett vid utläggningen ca 45 cm tjockt täckskikt av olika blandningar av fiberslam, kemslam, anrikningssand, kompost och flygaska, utformat som ett randomiserat blockförsök med tre replikat. I de olika rutorna planterades under åren 1999 och 2000, 13 olika träarter med 20 replikat av varje, för att studera hur de kan etablera sig, samt hur de påverkar materialen de växer i.

För att studera syrgaspenetration genom olika tjocka tät-och täcksikt lades år 2001 även ett antal större rutor (0,5 ha vardera) ut på Ryllshytttemagasinet sydväst om Garpenberg. Tätskikten konstruerades av flygaska i varierande tjocklek (0-50 cm), och täcksikten utgjordes av fiberslam (20-120 cm). En av ytorna såddes in med gräs och klöver, de övriga lämnades till naturlig etablering av växter från omgivningen.

I oktober 2007 utfördes en grävning av Boliden AB och Stockholms universitet i en av rutorna på vartdera magasinet, för att se om växtrötter trängt ned i tätskiktet av aska. Rutan som valdes på Västra sandmagasinet (nr 7) var en av de rutor där flest trädarter haft en god tillväxt, och hade en täcksiktblandning av blandslam och ovittrad anrikningssand (s.k. cykloniseringsand) i proportionen 1:3 baserat på volym. Blandslammet bestod av fiberslam och kemsam (20/80 % TS viktsprocent). Vid Ryllshytttemagasinet valdes en ruta ut med 50 cm tjockt tätskikt av flygaska, och 90 cm tjockt täcksikt av fiberslam (ruta B).

Material och metod

Västra sandmagasinet

Med hjälp av grävmaskin grävdes ett dike i östra samt västra änden av ruta nr 7. Då flygaskan i tätskiktet hade härdat mycket väl fanns det ingen möjlighet att gräva ned i tätskiktet med den typ av grävmaskin som fanns tillgänglig. Den yttre raden av träd vältes åt sidan för att öka möjligheten att studera rotsystemen. Trädens höjd i raden uppskattades samt diameter av stammen 10 cm ovan marken mättes med ett skjutmått. De arter som växte vid provtagnings-dikena var (höjd i m/stamdiameter i cm): ask (4-5/3-4), glasbjörk (4-5/3-9), gran (2-5/2-4,5), gråal (7-8/4-9), klibbal (6-7/4-8), korgvide (2-8/1-4), lärk (5/2,5-5), sälg (2-3/1-3), tall (0,5-4/1-5) och vårtbjörk (7/3-7).

Prover av askan hackades loss med hammare och ett jordprovtagingsrör i metall med diametern 5,8 cm och penetrations-motståndet i dessa prover mättes med hjälp av en konpenetrometer där kraften av att pressa ned konen (30° total vinkel) 10 mm uppmättes. Askproverna förvarades fram till mätningen i slutna plastpåsar i rumstemperatur i ca 2 månader. Prover av täcksiktet togs vid 1, 10, 20, 35 cm från ytan, och av tätskiktet hackades ytliga bitar loss. I dessa prover mättes pH (InoLab, WTW, Weilheim, Tyskland) och konduktivitet (Schott Handylab Multi 12, Mainz, Tyskland) efter transport till laboratorium. Proverna mortlades, siktades <2 mm, lufttorkades under 72 h och blandades sedan med avjoniserat vatten i proportionen 1:5 baserat på volym (Svensk Standard SS-ISO 10 390). Proverna skakades under 5 minuter och fick sedan stå i 5 timmar innan de analyserades. Antal replikat var 5-6 stycken.

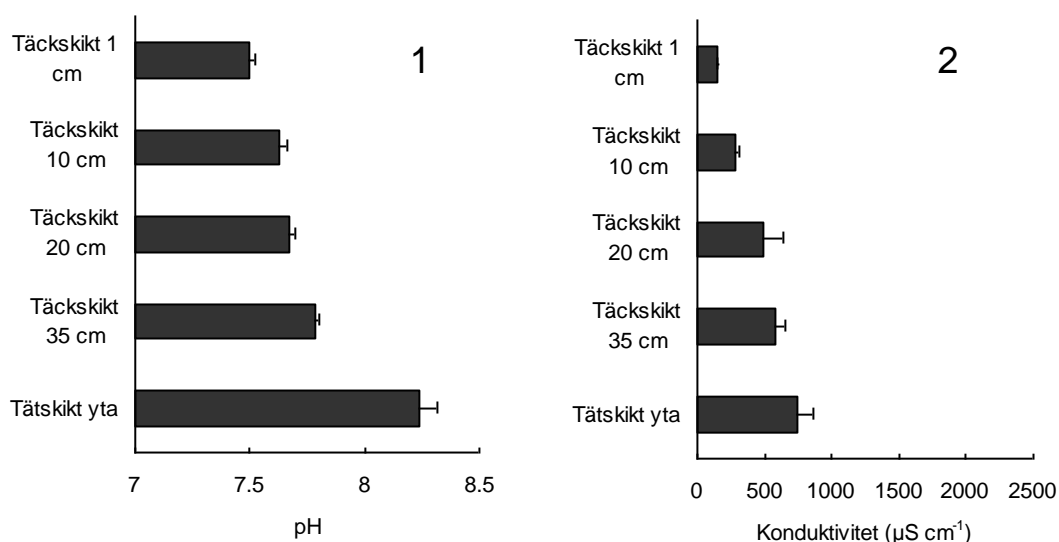
Ryllshytttemagasinet

Ett ca 2 meter brett dike grävdes ca 1,5 meter in vid den västra kanten av ruta B, som bestod av ett täcksikt av fiberslam, ovanpå ett tätskikt av flygaska. Tjockleken på täcksiktet var vid grävningen ca 85 cm. Även här var tätskiktet för hårt för att gräva ned i. Prover av täcksiktetsmaterial togs vid djupen 10, 40 och 80 cm, samt av ytan av tätskiktet, och behandlades på samma sätt som beskrivits ovan. Endast 1-2 replikat togs av varje prov.

Resultat

Västra sandmagasinet

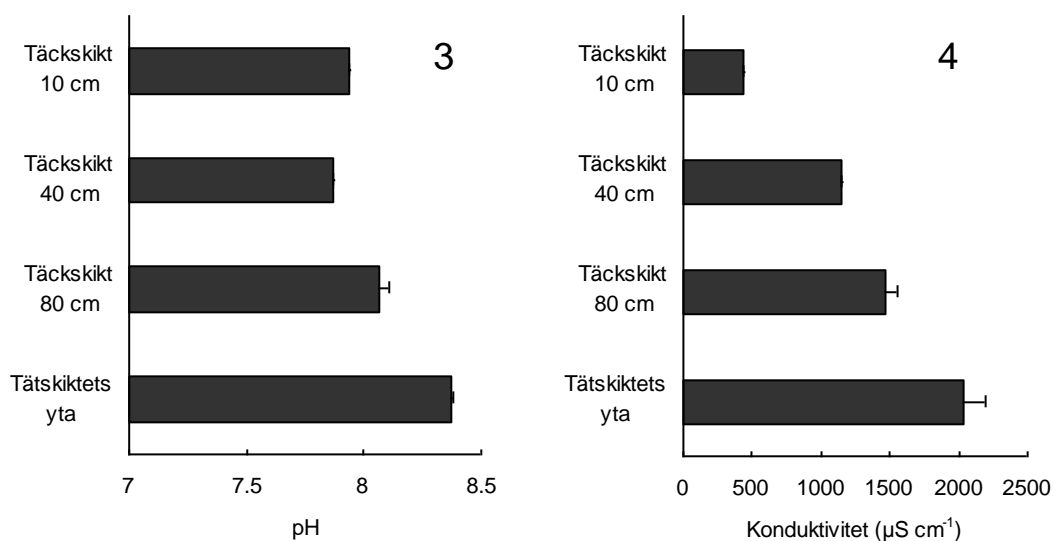
Inte något av träden hade växt ned i askan. Istället hade välvuxna träd en tät rotmatta över askskiktet, med stor utbredning åt sidorna. Detta trots att täckskiktet endast var ca 35 cm tjockt och flera av trädarterna nått en höjd av upp till 8 m och stamdiametrar på upp till 9 cm. Askan hade härdat mycket väl och uppvisade ett penetrationsmotstånd på 4,3 MPa ($\pm 0,9$ (SE)) i medeltal ($n=5$), med 7,0 MPa som maximalt värde. Dessa värden kan antas vara i underkant, då mindre provstycken lätt faller sönder vid denna typ av analys. Ett bättre mått på penetrationsmotståndet skulle kunna fås genom en analys i fält på det intakta tätskiktet. Tätskiktets pH låg runt 8,3 medan täckskiktet hade ett pH som ökade från 7,5 vid ytan till 7,8 ovan tätskiktet (Figur 1). Även konduktiviteten ökade med djupet, från runt 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$ vid ytan till ca 580 $\mu\text{S cm}^{-1}$ längst ned i täckskiktet och ca 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ i tätskiktet (Figur 2).



Figur 1 och 2. pH och konduktivitet i täck- och tätskikt vid olika djup i ruta nr 7 på Västra sandmagasinet. Staplarna visar medelvärden från 6 mätningar, + standardfel.

Ryllshyttmagasinet

Vegetationen i fiberslammet dominerades av olika mållor (*Chenopodiaceae*), gråbo (*Artemisia vulgaris*) och tussilago (*Tussilago farfara*). Rötter återfanns ända ned till tätskiktet, men utan att tränga ned i askan. Även här hade flygaskan i tätskiktet härdat mycket väl, men p.g.a. för små provstycken blev mätningen av penetrationsmotståndet otillförlitlig. Tätskiktets pH (Figur 3) var liknande det vid Västra sandmagasinet (Figur 1), medan täckskiktets pH var högre, vilket var väntat då ingen anrikningssand var blandad i fiberslammet. Konduktiviteten var högre än i rutan på Västra sandmagasinet (Figur 4 och 2).



Figur 3 och 4. pH och konduktivitet i täck- och tätskikt vid olika djup i ruta B på Ryllshyttmagasinet. Staplarna visar medelvärden från 1-2 mätningar, + standardfel.

Slutsatser

- Tätskikten av flygaska från Stora Enso Fors AB har effektivt fungerat som spärr mot växande rötter. Inga rötter från något av de 13 trädslagen, eller de naturligt etablerade växterna observerades i askan, trots att träden nått en höjd på ca 8 m, med stamdiametrar på 9 cm.
- Flygaskan hade härdat mycket väl och visade vid mättillfället upp ett penetrationsmotstånd på över 4 MPa.
- Det höga mekaniska motståndet antas vara orsaken till den förhindrade rotväxten, eftersom studier av kompakterad jord visat att rötter förhindras växa då det mekaniska motståndet överstiger ca 2 MPa (Materechera m.fl. 1991).
- Konduktivitet och pH i tätskiktet var i sig inte så pass höga att de tros ha förhindrat nedväxt av rötter.

Tackord

Vi vill tacka alla aktörer i projektet för att vi fick utföra studien på de redan utlagda rutorna, och är särskilt tacksamma mot Boliden AB för att de bistod med grävmaskin, och Anders Lindström vid Högskolan Dalarna för information om projektet.

Referenser

Hellman, H. Slutrapport för projektet "Efterbehandling och beskogning av gruvavfall i Barpenberg med hjälp av restprodukter från skogsindustrin". BERGAB, 2001.

Materechera, S.A. Dexter, A.R och Alston, A.M. Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. Plant and Soil 135: 31-41, 1991.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB

101 53 Stockholm

Tel 08-677 25 80

Fax 08-677 25 35

www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker

Fax 08-677 25 35