

Institutionen för fysik, kemi och biologi

Examensarbete 16 hp

**Kloridutlakning från flygaska
– möjligheten till en lokal hantering**

Emilia Bröms Axelsson

LiTH-IFM- Ex--14/2869--SE

Handledare: Karin S. Tonderski, Linköpings universitet

Examinator: Anders Hargeby, Linköpings universitet



Linköpings universitet

Institutionen för fysik, kemi och biologi

Linköpings universitet

581 83 Linköping



Institutionen för fysik, kemi och biologi

Department of Physics, Chemistry and
Biology

Datum/Date

2014-06-05

Språk/Language

Svenska/Swedish

Rapporttyp

Report category

Examensarbete
C-uppsats

ISBN

LITH-IFM-G-EX—14/2869—SE

ISRN

Serietitel och serienummer

Title of series, numbering

ISSN

Handledare/Supervisor Karin S. Tonderski

Ort/Location: Linköping

URL för elektronisk version

Titel/Title:

Kloridutlakning från flygaska - möjligheten till en lokal hantering

Chloride leaching from fly ash - The possibility of a local management

Författare/Author:

Emilia Bröms Axelsson

Sammanfattning/Abstract:

In Sweden, there are limits to how much leachable substances waste must contain in order to be deposited as hazardous waste. Fly ash from waste incineration often end up over the limit, mainly due to the chloride content. Fly ash is therefore often deposited abroad. The purpose of this study was to investigate the possibility to handle fly ash locally. To clarify how the law is applied, environmental reports and permit documents from ten waste sites with permission to deposit fly ash were studied. In addition, a literature study was made to review the state of knowledge regarding the treatments of fly ash. The treatment methods are numerous, but are at different levels of commerciality. Among the treatments available there are both physical, chemical, biological, electrical and thermal variants. Many of the treatments (except for carbonation and microbial bioleaching) results in chloride levels below the limits. Several are however unrealistically expensive or generate wastewater with high levels of chloride that would need further treatment. Three plants out of the ten holding permits to deposit fly ash, have exemptions from the limit for chlorides. It's however difficult to see a common reasoning for allowing exemptions. In several cases there are sensitive receiving waters downstream from the landfill. One reason to be dispensed despite this sensitivity, may be the guidance that EPA issued. It is not formulated any specific concerns relating to chlorides. One handles therefore often high levels of chloride in the leachate as a dilution problem, not a leaching problem.

Nyckelord/Keyword:

chloride leaching, fly ash treatment, environmental reports, Municipal Solid Waste Incinerator, permits, stabilization

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning/Abstract.....	1
2. Introduktion.....	2
2.1 Syfte.....	4
3. Metodik.....	4
3.1 Avgränsning av studien.....	4
3.2 Miljörapporter och tillståndsbeslut.....	4
3.3 Litteraturoversikt.....	5
4. Flygaskans egenskaper.....	6
5. Kloriders påverkan på miljön.....	8
6. Lagstiftningen.....	9
7. Behandlingstekniker för flygaska.....	11
7.1 Behandling för deponering.....	14
7.1.1 Cementbehandling.....	14
7.1.2 Tvättning med vatten.....	14
7.1.3 Tvättning med kemikalier.....	16
7.1.4 Förglasning.....	17
7.1.5 Rostning.....	17
7.1.6 Mikrobiell bioutlakning.....	18
7.1.7 Elektrokoagulation.....	19
7.1.8 Bambergmetoden.....	20
7.1.9 Karbonatisering.....	21
7.2 Behandling för återvinning/Att skapa produkter.....	22
7.2.1 Cement.....	22
7.2.2 Keramiskt material.....	23
7.2.3 Geopolymerer.....	24
7.3 Alternativ användning.....	25
7.3.1 Täckningsmaterial för gruvavfall.....	25
7.3.2 Utfyllnad av bergrum.....	26
8. Tillståndsbedömning för deponeringsanläggningar i Sverige.....	27
8.1 Dispens för gränsvärden och behandling av flygaskan.....	27
8.2 Recipienter och deras status.....	30
8.3 Bedömningar av miljöpåverkan.....	34
8.4 Berörda miljö kvalitetsmål.....	37
9. Samhälleliga & etiska aspekter.....	38
10. Slutsats.....	38
11. Tack.....	40
12. Referenser.....	40
13. Bilagor.....	45
Bilaga 1	
Bilaga 2	
Bilaga 3	
Bilaga 4	
Bilaga 5	

1. Sammanfattning

I Sverige finns det gränsvärden för hur mycket utlakningsbara ämnen avfall får innehålla för att kunna deponeras som farligt avfall. Flygaska från avfallsförbränning hamnar ofta över gränsen för vad som får deponeras, främst p.g.a. kloridinhållet, och askan deponeras därför bl.a. i Norge och Tyskland. Syftet med denna studie var att utreda möjligheten att hantera flygaska lokalt. För att klargöra hur lagstiftningen tillämpas har miljörapporter och tillståndsbeslut från tio avfallsanläggningar med tillstånd att deponera flygaska studerats. Dessutom har en litteraturstudie gjorts av kunskapsläget när det gäller behandling av flygaska för att motverka lakning av klorider. Behandlingsmetoderna är många, men har kommit olika långt i att anses som kommersiella. Bland behandlingarna finns både fysiska, kemiska, biologiska, elektriska och termiska varianter. Många av behandlingarna (med undantag för karbonatisering och mikrobiell bioutlakning) gör att gränsvärden för utlakning av klorider klaras. Många av behandlingarna är dock orealistiskt dyra eller genererar avloppsvatten med höga kloridhalter.

Av de tio anläggningar som innehar tillstånd till att deponera flygaska, så har tre även dispens för gränsvärdet för klorider. Utifrån den information som finns i tillståndsbesluten är det mycket svårt att se ett mönster vad gäller bedömningen av de enskilda fallen. I flera fall finns känsliga recipienter nedströms deponin. En anledning till att dispens ges trots denna känslighet kan vara den vägledning som Naturvårdsverket gett ut. Där formuleras inte någon specifik problematik kring klorider, utan andra ämnen är i fokus. Man behandlar därför ofta höga kloridhalter i lakvatten som ett utspädningsproblem, istället för ett utlakningsproblem.

Nyckelord: Avfallsförbränning, behandling av flygaska, kloridutlakning, miljörapporter, stabilisering, tillstånd.

Abstract

In Sweden, there are limits to how much leachable substances waste must contain in order to be deposited as hazardous waste. Fly ash from waste incineration often end up over the limit, mainly due to the chloride content. Fly ash is therefore often deposited abroad. The purpose of this study was to investigate the possibility to handle fly ash locally. To clarify how the law is applied, environmental reports and permit documents from ten waste sites with permission to deposit fly ash were studied. In addition, a literature study was made to review the state of knowledge regarding the treatments of fly ash. The treatment methods are numerous, but are at different levels of commerciality. Among the

treatments available there are both physical, chemical, biological, electrical and thermal variants. Many of the treatments (except for carbonation and microbial bioleaching) result in chloride levels below the limits. Several are however unrealistically expensive or generate wastewater with high levels of chloride that would need further treatment. Three plants out of the ten holding permits to deposit fly ash, have exemptions from the limit for chlorides. It's however difficult to see a common reasoning for allowing exemptions. In some of the ten cases there are sensitive receiving waters downstream from the landfill. One reason to be dispensed despite this sensitivity, may be the guidance that EPA issued. It is not formulated any specific concerns relating to chlorides. One handles therefore often high levels of chloride in the leachate as a dilution problem, not a leaching problem.

Keywords: chloride leaching, fly ash , fly ash treatment, environmental reports, Municipal Solid Waste Incinerator, fly ash stabilization, permits, stabilization.

2. Introduktion

Avfall som förbränns genererar stora mängder rökgaser. Dessa måste renas från föroreningar i form av partiklar och för miljön eller människan toxiska ämnen. Vid rökgasrening avskiljs en fast fas av aska, som inte har hamnat på botten av förbränningspannan, vilken benämns flygaska. Enligt en sammanställning av Sveriges förbränningsaskor, så producerades 151865 ton flygaska från avfallsförbränning under år 2006 (Engfeldt, 2007).

Enligt avfallsförordningen (SFS 2011:927) är flera typer av flygaska klassat som farligt avfall. Det gäller exempelvis flygaska från förbränning av olja, från emulgerade kolväten som används som bränsle, från samförbränning som innehåller farliga ämnen m.fl. (Bilaga 2). Alla flygaskor från förbränning av avfall och andra termiska processer klassas som farligt avfall. I januari 2005 trädde nya föreskrifter i kraft gällande hanteringen vid mottagning av avfall för deponering, och de innehåller så kallade mottagningskriterier (NFS 2004:10). Det innebär att avfall som ska deponeras inte får överskrida angivna maximala nivåer för utlakning av vissa ämnen för att klassificeras som antingen icke-farligt avfall, farligt avfall eller inert avfall. Enligt en undersökning av SGI (Svenska geotekniska institutet) riskerar 230 000-300 000 ton deponiavfall (d.v.s. ca 10-15 % av den totala mängden) att överstiga gränsvärdena för deponering av farligt avfall. Förorenade jordar, tillsammans med just flygaskor står för uppskattningsvis 85 % av det farliga avfallet som inte klarar haltgränserna för utlakning för att kunna deponeras. De

problematiska ämnena är bl.a. klorid, men även fluorid, molybden, zink, bly, nickel och krom. Höga nivåer av zink, bly, nickel och krom är lättare att behandla (genom en pH-justering som lakar ur dessa ämnen) än för höga halter av klorid, fluorid och molybden. Dessa ämnen kommer därför att skapa de största problemen vid deponering av flygaska framöver (Wadstein et al., 2005). Flygaskor från avfallsförbränning innehåller dessutom större mängder utlakande klorider än vad förbränning av exempelvis trä eller kol gör (Colangelo et al., 2012).

I dagsläget transporteras den flygaska som man inte får deponera i Sverige i stor utsträckning till Langöya i Norge, men även till Tyskland. Planen för Langöya är att fylla upp ett äldre kalkstensbrott och man utnyttjar förbränningsaskornas kalkhalt till att neutralisera avfallssyra som finns i det utfyllnadsmaterial man använder (Wadstein et al., 2005). Samma rapport anger även att man i Tyskland istället gör en stabiliserande behandling av flygaskor för att sedan fylla gruvhål i saltgruvor. Feuerborn et al. (2012) uppger också att flygaskor används i gruvindustrin, ostabiliserade eller blandade med bindemedel (oftast kalksten). Den används både som tätningsmaterial och som utfyllnadsmaterial när en gruva är uttjänt. Askan slammas upp i vatten innan den pumpas ner i håligheter för att sedan självhärda.

Enligt Avfall Sverige (2009) behövs alternativa lösningar, då transport till framförallt Norge är en tidsbegränsad lösning, främst p.g.a. kapaciteten hos mottagningsanläggningen. På Langöya räknar man med att ha fyllt upp kalkstensbrottet år 2025 (Samuelsson et al., 2013). Utifrån detta läge finns två strategier. Den ena är att behandla askorna för att minska utlakning av farliga ämnen och därmed klara gränsvärdena för vad askan får innehålla för att få deponeras. Många tekniker syftar till att reducera utlakningen av metaller och toxiska ämnen, men hur påverkas kloriderna av behandlingen? Den andra är att få dispens för gällande gränsvärden. Lagen tillåter dispens från de angivna gränsvärdena med upp till tre gånger så höga värden (NV 2005¹) (avsnitt 5). Eftersom beslut om tillstånd fattas av länsstyrelsen eller mark- och miljödomstolen (beroende på verksamhetens omfattning), är det ibland den enskilda länsstyrelsen som bedömer när dispens kan ges. Är verksamheten större ligger beslutet hos mark- och miljödomstolen. Underlag för denna bedömning är information om den närliggande omgivningen kring deponin, eventuella riksintressen som föreligger inom detta område, vilken recipienten är för utsläpp av både renat lakvatten (vatten som varit i kontakt med avfallet)

¹ NFS 2005:9, §§ 35a, b, c med senare ändring i NFS 2010:4, § 35b (NV 2010),

och eventuellt läckage av orenat lakvatten m.m. Eftersom det kan vara svåra bedömningar är det viktigt att klargöra på vilka grunder dispens har beslutats i enskilda fall, och om bedömningarna är likartade vid olika tillståndsgivande myndigheter.

Konsultföretaget Envima i Linköping genomför just nu en förstudie inför en tillståndsansökan för en deponi av förbränningsaskor och förorenade massor på en redan lokaliserad plats i Jönköpings län. Det är då värdefullt med en systematisk genomgång av hur problematiken kring de höga halterna av framför allt klorider har hanterats vid tillstånden för svenska anläggningar där flygaska deponeras.

2.1 Syfte

Det övergripande syftet med studien var att utreda möjligheten till en lokal hantering av flygaska från avfallsförbränning i Sverige. Ett av målen var att klargöra hur lagstiftningen har tillämpas i de fall deponier fått dispens för deponering av flygaska från avfallsförbränning med högre halter av klorider än gränsvärdet. Ytterligare en målsättning var att undersöka kunskapsläget när det gäller möjligheterna till behandling av flygaska, samt hur olika metoder påverkar möjligheten att klara gränsvärdet för innehållet av lakningsbar klorid.

3. Metodik

3.1 Avgränsning av studien

Kolförbränning ger inte samma problematiska mängder metaller och klorider i flygaskan som avfallsförbränning gör, vilket gör att denna flygaska inte klassas som farligt avfall. Av det skälet har inte denna typ av förbränningsaskor och liknande behandlats i detta projekt.

Avgränsning har istället gjorts till att omfatta askor från förbränning av avfall, där det kan bli problem med att få deponera askan utan vidare behandling.

3.2 Miljörapporter och tillståndsbeslut

Miljörapporter och tillståndsbeslut samlades in från avfallsanläggningar med tillstånd att deponera flygaska. Utgångspunkten var en sammanställning från Svenska Renhållningsverksföreningen, där det anges att 11 anläggningar är innehavare av tillstånd att deponera flygaska (RVF Utveckling, 2005). Dessa anläggningar, samt den aktuella länsstyrelsen där anläggningarna finns (bilaga 2), har kontaktats via e-post, med en förfrågan om att få tillgång till tillståndsbesluten (bilaga 3), samt de två senaste miljörapporterna. I det fall där anläggningarna inte givit någon respons under första veckan har länsstyrelsen i det aktuella

länet kontaktats via telefon. I det fall hänvisning getts vidare till exempelvis kommuner har dessa kontaktats via e-post eller telefon.

Tillståndsbesluten har granskats för att undersöka

- a) varför vissa anläggningar behöver dispens och andra inte.
- b) hur diskussionen om problematiken med klorider förts, och hur resonemang kring detta i så fall såg ut.
- c) om en känslighet hos recipienten diskuterats och i så fall med avseende på klorider eller annat?
- d) om det finns villkor eller dispenser med avseende på klorider, både vad gäller askans innehåll samt utgående lakvatten från deponin.
- e) om grundvattnet kvalitet eventuellt har påverkat beslut om dispens eller inte

Miljörapporterna har används för att se

- a) huruvida gränsvärden och villkor med avseende på klorider har uppfyllts. Både villkor för askans innehåll samt utsläpp av klorider har beaktats.
- b) vilka reningstekniker som används på de olika anläggningarna, samt eventuell behandling av askan.

3.3 Litteraturoversikt

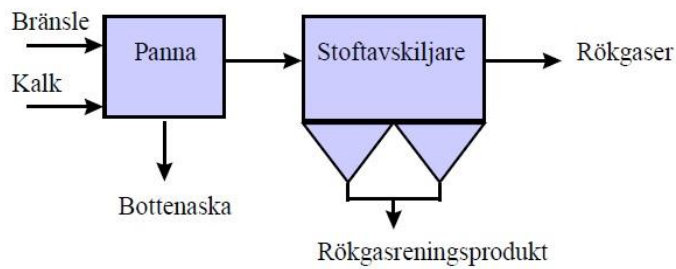
Litteratursökningen genomfördes med hjälp av Scopus för sökning av vetenskapliga artiklar i ämnet. Sökorden som användes var: "chloride AND stabilization AND fly ash" (65 träffar), och "chloride AND leaching AND fly ash" (206 träffar). För att få fler träffar som kunde leda mig vidare använde jag också UniSearch via Linköpings universitets bibliotek. Samma sökord gav 4390 respektive 6172 träffar. För att begränsa antalet träffar användes enbart tillvalet *Apply related words*, medan *Also search within the full text of the articles* valdes bort. Detta gav 166 respektive 381 träffar. Dessa gick relativt snabbt att sortera med hjälp av titeln som indikator på om artikeln hade en annan inriktning än min. Exempel är titlar som visade en inriktning på enbart metallutlakningsförsök, eller studier av mängden sulfater i lakvatten. När jag varit osäker på artikelns inriktning har jag läst artikelns abstract. Många av träffarna är publicerade på Science Direct, och via denna sida får man också förslag på relaterade artiklar inom samma ämne. Genom detta förfarande har många av artiklarna som sammanfattats nedan återfunnits. Jag har även via de lästa artiklarna funnit ytterligare källor genom att söka direkt på refererade författare och titlar. Efter en tids litteratursökning upptäckte jag förkortningen MSWI, som står för förbränningsrester från hushållsavfall eller kommunalt avfall. Detta

uttryck kombinerades med tidigare sökord i olika varianter vid vidare sökningar. Provade även att söka med ord som "*product*" och "*treatment*" i kombination med tidigare sökord, men fick bättre resultat vad gäller artiklar med inriktning på att göra produkter genom tidigare sökningar.

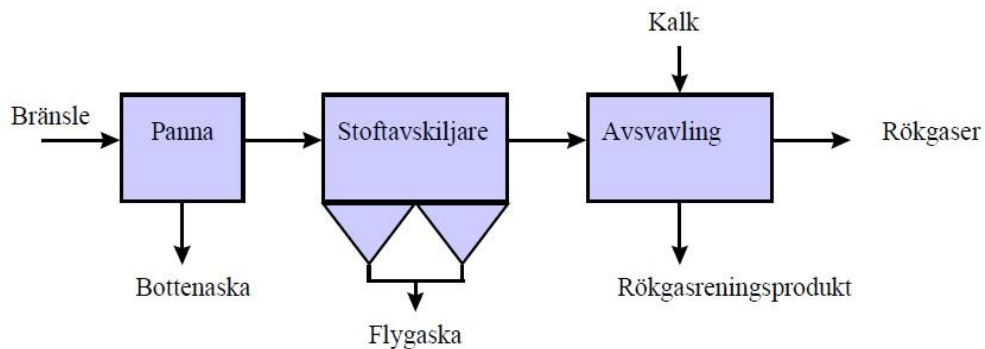
4. Flygaskans egenskaper

Flygaska är den aska som bildas vid förbränning men inte landar på botten utan måste renas bort ur de gaser som lämnar förbränningspannan. Man kan också skilja på flygaskan och en rökgasreningsrest, beroende på vilken teknik förbränningsanläggningen använder, och vad som förbränns (Hjalmarsson et al., 1999). I litteraturen används ibland enbart uttrycket rökgasreningsrest för en blandning av detta och flygaska, men de är egentligen åtskiljda restprodukter (Hjalmarsson et al., 1999, Zacco et al., 2014). För att reducera utsläpp av kväveoxider (benämnt NO_x) används ibland urea eller ammoniak, där den del som ej reagerat hamnar i flygaskan. Förutom kväveoxider kan det vid förbränning bildas andra problematiska ämnen som måste avskiljas eller omvandlas, exempelvis svaveloxider (benämnt SO_x). Om ingen avsvavling behövs, avskiljs flygaskan med en stoftavskiljare, och rökgasen släpps igenom utan vidare behandling (Fig. 1a). Förbränns något som bildar svaveloxidföreningar tas flygaskan ut med stoftavskiljare, medan kalkbehandling för avsvavling görs på resterande rökgas, varpå en rökgasreningsrest plockas ut (Fig. 1b). Man kan också tillsätta kalken direkt i pannan, vilket resulterar i en avskild förbränningsrest som är en blandning av flygaska och rökgasreningsrest (Fig. 1c). Vid avfallsförbränning sker ofta reningen i flera steg, där det finns en reaktor där så kallat additiv tillsätts för att avskilja klorider, fluorider, svavel och annat (Hjalmarsson et al., 1999). Ett additiv är ett tillsatsämne som reagerar kemiskt med ämnen i rökgasen. Exempel på additiv är bindemedel för att skapa cement, eller på annat sätt solidifiera rökgasreningsresten (Carlsson, B. & Söderström, K., 2002). Dessa ämnen hamnar i en rökgasreningsprodukt, som ofta blandas med övriga avskilda produkter (Hjalmarsson et al., 1999; Fig. 1d).

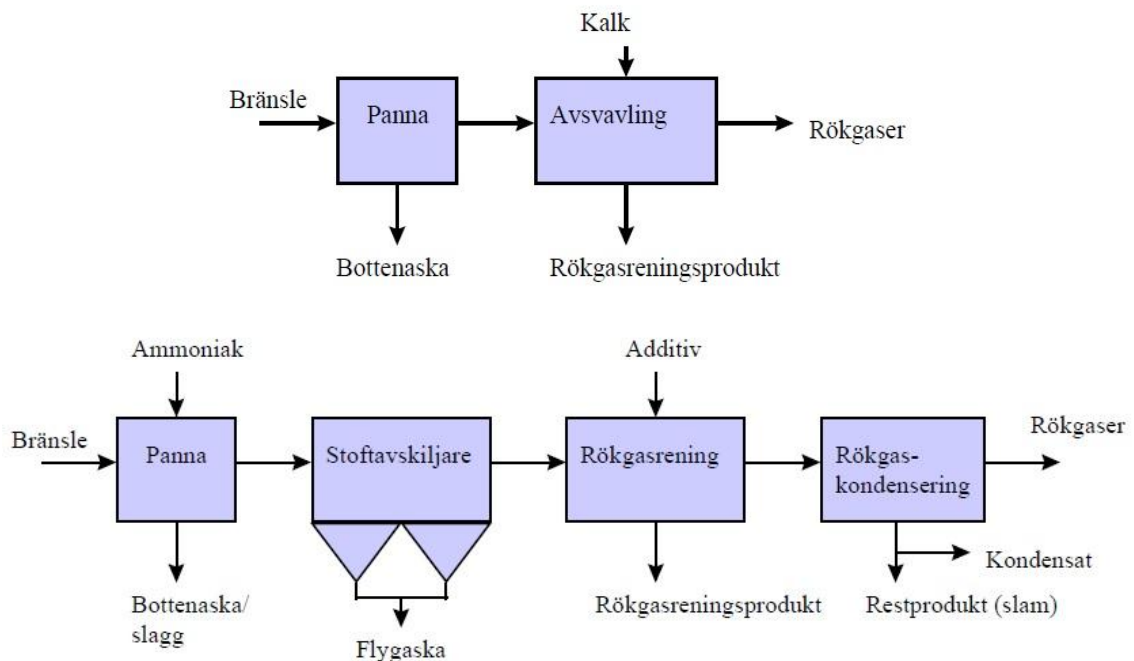
a)



b)



c)



d)

Figur 1. A). Stoftavskiljning utan avsvavling. B) Stoftavskiljning och avsvavling i olika steg. C) Avsvavling och stoftavskiljning tillsammans. D) Användning av additiv i reningen, där flygaska, rökgasreningsrest och slutligen ett slam avskiljs i olika steg. Bilder används med tillstånd från Hjalmarsson et al. (1999).

Flygaskans egenskaper varierar inte bara med vilka tillsatser som gjorts i reningen, var avskiljningen av askan eller rökgasreningsresten skett, och de förbränningsbetingelser som föreligger. De beror också på vad som förbränns. Förbränning av avfall ger givetvis en mer varierad sammansättning än förbränning av exempelvis kol.

Generellt har flygaska, och även rökgasreningsrester, ett högt tungmetallinnehåll, men där lösligheten hos metallerna skiftar. Exempelvis har bly en hög mobilitet och lakas därför lätt ur. Höga halter av klorider är också karaktäriserande för flygaska, samt en hög alkalinitet och en basisk reaktion vid kontakt med vatten (Carlsson, B. & Söderström, K., 2002, RVF Utveckling, 2002, Zacco et al., 2014). Rökgasreningsrester och askor från torra eller halvtorra reningsmetoder har en högre benägenhet att laka ur främst bly och klorider, men problematiken är tydlig även vid våt rening (RVF Utveckling, 2002).

5. Kloriders påverkan på miljön

I en rapport från SGI (Åkerlund et al., 2006) framhålls den främsta påverkan från klorider som en kvalitetsfråga. Gränsvärdet för tjänligt dricksvatten på 100 mg/l klorider (SLVFS, 2001) är satt utifrån kloridjonernas korrosiva egenskaper, men högre halter påverkar också smaken på vattnet (att jämföra med havsvatten om 3 % salthalt, vilket motsvarar 18 000 mg/l). Gränsvärdet för dricksvatten är med andra ord inte satt ur en hälsosynpunkt. En vattenlösning med hög halt klorid kan dock orsaka skada på metalledningar och därmed förhöjda metallhalter i vattnet. Man bedömer att en kloridhalt över 2500 mg/l kan ge sådana materialskador. Detta kan jämföras med gränsvärdet för deponering av flygaska som farligt avfall (15 000 mg/l, vid L/S=0,1, och 25 000 mg/l vid L/S=10; Tabell 2), med tanke på risken för ett eventuellt läckage av lakvatten från deponin.

Åkerlund et al. (2006) redovisar även andra negativa effekter av förhöjda kloridhalter i miljön. Växtlighet som utsätts för höga halter klorider i jorden kan påverkas negativt genom att saltet påverkar förmågan att ta upp vatten. Dessutom påverkas växternas vatten och näringsupptag av att jorden kan kompakteras vid en hög halt av natriumklorid (NaCl). Där utöver kan tillväxten hos växten minska till följd av minskad fotosyntes, skador kan uppstå på blad och barr, och frön får svårare att gro. Höjda halter NaCl i jord kan också öka urlakningen av vissa tungmetaller (bly, koppar och zink). Detta anses dock främst hänga samman med natriumjonen i saltet. Åkerlund et al (2006) påpekar dock att man tror att kloridkomplexbildning kan ha en betydelse för frigörandet av metallerna,

men detta hade man då ännu inte kunnat visa. Vad man däremot har kunnat visa är att höga kloridhalter påverkar jordens förmåga att adsorbera kadmium, ett ämne som är toxiskt för samtliga organismer. Exempelvis genom bildandet av svavelföreningar som verkar hämmande på vissa enzymer. Åkerlund et al. (2006) lyfter även de frågetecken som råder kring huruvida en hög kloridhalt kan bidra till bildandet av klororganiska föreningar i jord och vatten. Vissa ekotoxiska ämnen kan då vara relevanta, så som kloroform, trikloreten och tetrakloreten. Man har dock inte lyckats visa i vilken omfattning just dessa ämnen bildas i naturen.

6. Lagstiftningen gällande deponering av flygaska

Enligt Miljöbalkens 9 kapitel utgör deponering av flygaska en miljöfarlig verksamhet. I samma kapitel framgår också att miljöfarlig verksamhet ska prövas av mark- och miljödomstolen (tillståndsplikt A). Det finns dock ett bemyndigande om att länsstyrelsen i vissa fall ska vara prövningsmyndighet (tillståndsplikt B). Vilka verksamheter det gäller framgår av miljöprövningsförordningen. I de tillståndsbeslut som granskats i detta projekt, så har samtliga utom en ansökt om att deponera större mängder farligt avfall, och har därför omfattats av tillståndsplikt A.

Olika tillståndsplikter rörande deponering av farligt avfall:

a) 38 § Tillståndsplikt A och verksamhetskod 90.320 gäller för anläggning för deponering av farligt avfall, om den tillförda mängden avfall är större än 10 000 ton per kalenderår.

b) 39 § Tillståndsplikt B och verksamhetskod 90.330 gäller för anläggning för deponering av farligt avfall, om

1. den tillförda mängden avfall är större än 2 500 ton per kalenderår, eller
2. den tillförda mängden avfall som deponeras i anläggningen är större än 25 000 ton.

I Naturvårdsverkets författningssamling (NV, 2004) finns angivna gränsvärden för avfall som får deponeras på deponi för icke-farligt respektive farligt avfall (Tabell 1). Ett stabilt, icke-reaktivt farligt avfall som har en halt om max 5 % organiskt kol, samt övriga ämnen under de gränsvärden som gäller för en deponi för icke-farligt avfall får deponeras på densamma². Gränsvärdena gäller för utlakning under definierade förhållanden med en bestämd proportion vätska och aska i lakteter, d.v.s. hur mycket av ett ämne som går i lösning efter att avfallet utsatts för en

² NFS 2004:10, 28-30 §§ (NV, 2004)

viss mängd vatten. Man kan också använda sig av torrs substans (TS) för lösta ämnen när man formulerar villkor för innehållet av klorider och sulfater. TS för lösta ämnen innebär den torra rest man får av allt det som löst sig i lakvätskan, filtrerats ut med så kallat citronfilter (0,45 µm porstorlek³), och sedan förångats vid 105 °C. Man mäter alltså mängden torrt material för en viss mängd vatten. TS för lösta ämnen (kolumnen längst till höger i Tabell 1) mäts på salter. Motjonen till exempelvis kloridjonen finns därför kvar och bidrar till totalvikten. Betydligt högre halt tillåts därför vid denna typ av mätning.

Tabell 1. Gränsvärden för utlakning av klorider vid deponering av avfall (NV, 2004). L/S innebär förhållandet mellan vätska och fast material. Utlakade mängder som förångats uttrycks som torrs substans (TS).

Avfallsklass	(L/S = 0,1 l/kg) mg/l	(L/S = 10 l/kg) mg/kg TS	TS för lösta ämnen. (L/S = 10 l/kg) mg/kg torrs substans
Ikke-farligt avfall	8500	15 000	60 000
Farligt avfall	15 000	25 000	100 000

Avfall som ska deponeras ska genomgå en grundläggande karaktärisering, vilket ska genomföras av avfallsproducenten själv. Det innebär att man ska kunna redovisa exempelvis avfallets ursprung, vilken eller vilka behandlingar avfallet genomgått, avfallets sammansättning och utlakningsegenskaper, vilka säkerhetsåtgärder som kan behövas, om avfallet kan materialutnyttjas o.s.v. Man måste också ta hänsyn till att blandat avfall kan variera kraftigt. Beroende på om avfallet genereras regelbundet eller inte ställs det olika krav. Ett avfall som genereras regelbundet behöver inte genomgå samma typer av karaktärisering som ett som inte gör det. Man kan istället använda sig av den karaktärisering som är gjord på avfall som genomgått likvärdiga processer.

För avfall som genereras regelbundet ska utlakningsegenskaper hos avfallet bedömas utifrån gränsvärden för koncentrationen vid L/S 0,1 l/kg, och den ackumulerat utlakade mängden ämnen uttryckt i L/S 10 l/kg (Tabell 2). L/S är volymen vätska som används per kg fast material. I det fall ett avfall inte genereras regelbundet, så ska avfallets utlakningsegenskaper bedömas utifrån den ackumulerat utlakade mängden vid L/S 10 l/kg. Ackumulerad utlakningsmängd är den mängd av ett ämne man mäter upp efter en viss tid, enligt en standard för test av utlakning (Svensk standard SS-EN 12457-3).

³ pers. comm. Christina Kindeberg, Alcontrol

Enligt regelverket kan dispens beviljas för angivna gränsvärden med upp till tre gånger så höga värden (NV, 2005 och 2010):

35 b § Dispens får medges för att deponera sådant avfall som överskrider de gränsvärden som anges i 22, 23, 26, 29, 30, 34 och 35 §§ och därvid får upp till tre gånger högre gränsvärden föreskrivas. [...]

Det innebär att så länge avfallet ligger inom vissa gränser vad gäller innehåll av organiskt kol och löst organiskt kol samt pH-värde, så kan dispens beviljas om bedömningen är att ingen ytterligare risk för människors hälsa eller miljön föreligger. Det krävs alltså hållbara argument för att högre halter av exempelvis klorider inte kommer att påverka omgivningen negativt. Det kan också i enskilda fall ges dispens direkt från tillsynsmyndigheten enligt förordningen om deponering av avfall:

15 a § Tillsynsmyndigheten får i det enskilda fallet ge dispens från föreskrifter om gränsvärden som meddelats med stöd av 15 §.

Tillsynsmyndigheten skall till Naturvårdsverket rapportera hur många dispenser som meddelas varje år.

Naturvårdsverket får meddela närmare föreskrifter om sådan dispens och rapportering. Förordning (2005:424).

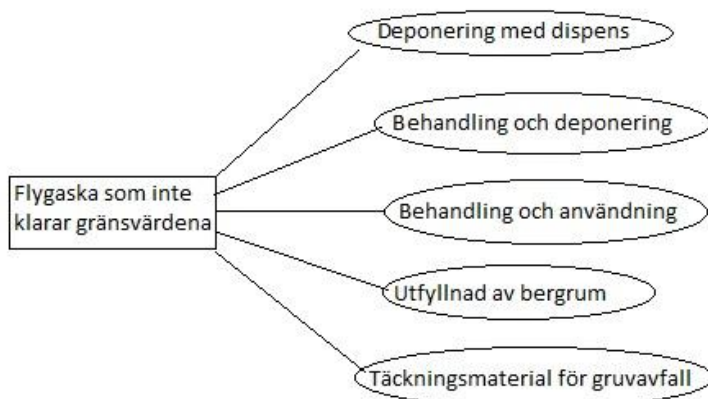
Alla de ämnen som Wadstein et al. (2005) angett som problematiska p.g.a. hög utlakning är det möjligt att få dispens för, med upp till tre gånger gränsvärdet (d.v.s. klorid, fluorid, molybden, zink, bly, nickel och krom). Dessutom finns en möjlighet att få dispens även för de övriga ämnen som det finns angivna gränsvärden för, d.v.s. arsenik, barium, kadmium, koppar, kvicksilver, antimon, selen, sulfat och DOC (löst organiska kol).

7. Behandlingstekniker för hantering av flygaska

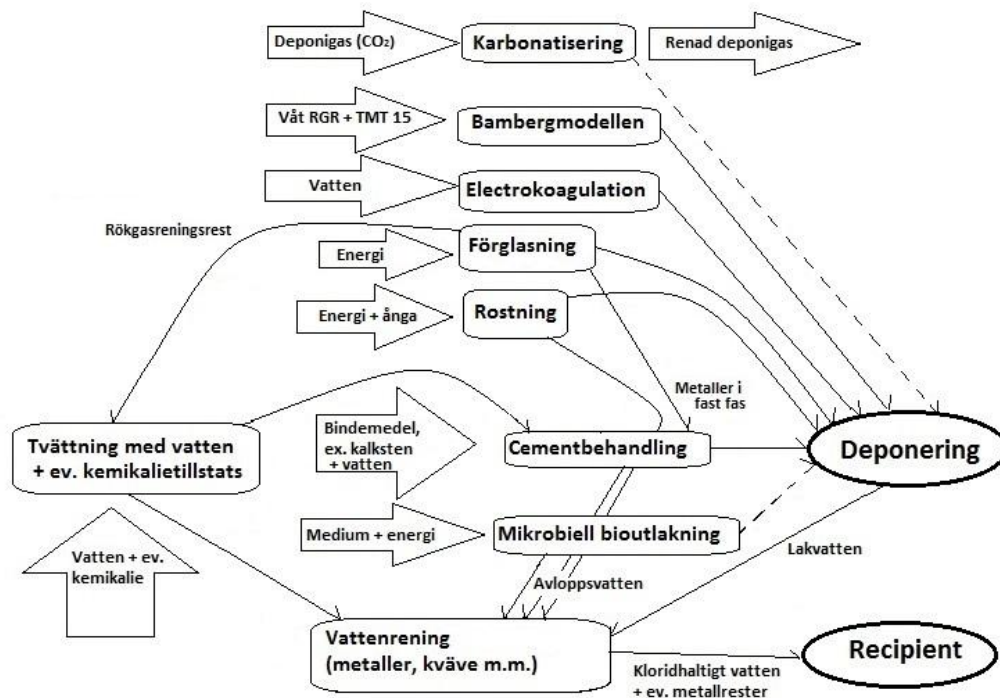
Skiftet från deponering av större mängder organiskt material, till deponering av större mängder oorganiskt material har bidragit till en förändring i utlakningsproblematiken (Modin et al., 2013). Nu är det inte längre näringsämnen och organiskt material som lakar ur i stor mängd, utan metaller. Salter är dock fortfarande ett problem. Metaller i lakvatten kan effektivt avskiljas ur lakvatten genom filtrering eller adsorption. Detta ger dock enbart en koncentration av metaller i form av sorptionsmaterial, jonbytarmassa eller rejekt från filtret. Denna massa kan förbrännas, varpå den största mängden metaller hamnar i rökgasreningensresten som sedan återigen deponeras. Man kan också direkt lägga den högkoncentrerade massan tillbaka på en deponi. Förutom att en

viss del metaller släpps ut till luften vid förbränningen, och att en viss del redan gått förlorad vid vattenreningen, så cirkuleras metallerna bara tillbaka till deponin. En tät och torr inneslutning i form av täckning, anses därför som det bästa sättet att hålla kvar metallerna i deponimassan. Även om viss lakning är oundviklig, så är alternativet med en aktiv utlakning med efterföljande avskiljning inte motiverat, enligt Modin et al. (2013).

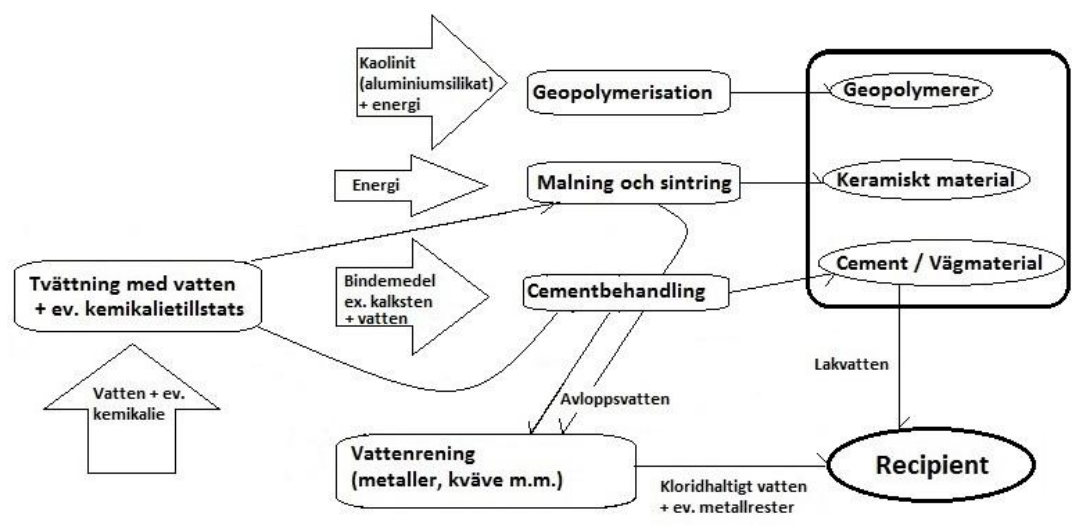
Om det inte ges dispens för askdeponering, finns det ett flertal tekniker för att minska mängden skadliga ämnen i flygaska, samt för att stabilisera askan från utlakning (Fig. 5). Mycket av den publicerade forskningen är inriktad på att laka ur metaller och klorider, men även på stabilisering av flygaskan för att istället minska lakningen. Tekniker kan delas in som fysikalisk, kemisk, elektrisk, biologisk eller termisk behandling (Fig. 6). Andra tekniker syftar till att skapa ett råmaterial som ska kunna användas istället för att deponeras, exempelvis som cement- eller vägmaterial (Fig. 7). På grund av den stora mängden flygaska (från alla typer av förbränning) som produceras i dagsläget, så anses den vara den femte största materialresursen i världen (Zacco et al., 2014).



Figur 5. Översikt över de olika möjligheter som finns för hantering av flygaska.



Figur 6. Behandlingsmetoder för att kunna klara gränsvärdena för deponering av flygaska. Större pilar visar insatsvaror som krävs i de olika processerna (boxar), TMT 15 är en fällningskemikalie och RGR är rökgasreningssrest. Mindre pilar visar vilka vägar man måste gå i de olika processerna, och streckad pil indikerar en osäkerhet gällande gränsvärdena för klorider. Cirklar visar slutstationerna.



Figur 7. Möjligheter att använda flygaska för att skapa material och produkter. Större pilar visar insatsvaror som krävs i de olika processerna (boxar), mindre pilar vilka vägar man måste gå, och slutprodukter alternativt slutstation är markerade med tjock ram.

7.1 Behandling för deponering

7.1.2 Cementbehandling

För att minska ett ämnes mobilitet, kan man antingen solidifiera det, d.v.s. innesluta ämnet fysiskt, eller stabilisera det, d.v.s. binda in ämnet kemiskt (RVF Utveckling, 2002). Cementbehandling innebär en kombinerad solidifiering och stabilisering av flygaska. Denna behandlingsmetod är den vanligaste i länder som t.ex. Danmark och Japan (RVF Utveckling, 2002), men har också blivit bland de vanligaste världen över (Zacco et al., 2014). Anledningarna är att cementbehandling är både simpelt, väl studerat och ger en stabil produkt. Vid cementbehandling så blandas en mix av vatten, aska och bindemedel, som sedan får härda i 14 dagar i rumstemperatur. De oorganiska egenskaperna hos flygaska från kommunala anläggningar för avfallsförbränning gör cementstabiliseringsprocesser lämpliga (Colangelo et al., 2012).

Enligt en rapport från Carlsson och Söderström (2002) så sker ingen större vattengenomströmning vid deponering av cementbehandlad aska. Det sker enbart en diffusion av ämnen genom den koncentrationskillnad som finns mellan materialet och det vatten som ansamlas i porer i materialet. Enbart det vatten som tar sig igenom sluttäckningen kommer att nå porerna och orsaka denna diffusion. Trots att metoden anses lämplig för flygaska, så framhåller Colangelo et al. (2012) att resultatet av behandlingen kan bli kraftigt påverkat av den höga halten klorider och sulfater som finns i askan. Det krävs därför en tvättbehandling av askan innan cementstabiliseringen för att få ner halten klorider och sulfater.

7.1.2 Tvättning med vatten

Det finns en mängd olika sätt att tvätta rökgasrester och flygaska (Carlsson & Söderström, 2002). Vid tvättning med enbart vatten får man enkelt bort det mesta av kloriderna, och i viss mån lösliga metaller. Men många tungmetaller förekommer som metallhydroxider, vilkas löslighet är pH-beroende. För att tvätta ur dessa på ett effektivt sätt krävs syratillsats. I ett försök att optimera tvättprocessen visade Aguiar del Toro et al. (2009) att en pH-sänkning (ner till pH 3) var det effektivaste sättet att mobilisera så mycket metaller och klorider som möjligt ur avfallsförbränningsaska. Trots att man på detta ganska enkla sätt kan minska mängden klorider och metaller i aska och rökgasrester, så får man svårigheter med rening av avloppsvattnet. Carlsson och Söderström (2002) menar att svårigheterna främst gäller rening av klorider från tvättvattnet, medan reningen av metaller är relativt enkel genom fällning till metallhydroxider och efterfällning med ytterligare

kemikalier (t.ex. TMT 15, ett trinatriumsalt som bildar stabila och nästan olösliga föreningar). Det finns dock förbränningsanläggningar i Danmark där man lett ut avloppsvattnet med den höga salthalten till havet utan några behandlingssteg efter tvättningen (RVF Utveckling, 2002). Frågan är om det påverkar de organismer som lever vid utsläppspunkten? I Sverige skulle ett utsläpp direkt till havet av avloppsvatten från rening av flygaska hamna i Östersjön. Östersjöns organismer är inte optimalt anpassade till det bräckta vattnet då de har sitt ursprung i antingen sötvattens- eller marina miljöer. En mycket lokal påverkan på salthalten skulle kunna utsätta dem för ytterligare stress (Bollner, 2001). En eventuell påverkan beror givetvis på utsläppets koncentration. Det är inte ens säkert att man kan uppnå en rening med så pass liten volym vatten att halten ens når upp i halten för bräckt vatten. Det krävs också ett mycket stort tillskott av utsläppta volymer för att påverka en så stor recipient. Det skulle därför vara troligt att tillskottet på klorider från rening av flygaska inte påverkar havets organismer nämnvärt.

Flera olika tvättprocesser finns, och forskning pågår för att effektivisera och optimera processerna. 3R-processen (3R=RökgasRening med Restprodukt) innebär att man återanvänder det tvättvatten som ingår i det första steget i den våta rökgasreningen. Detta vatten är surt, och kan därför extrahera metaller ur flygaskan. Askan kan sedan återföras till förbränningen, där dioxiner tillsammans med andra organiska ämnen destrueras. MR-processen (Multirecycling) går också ut på att få en koncentration av metallerna och avlägsna organiska ämnen (Carlsson & Söderström, 2002). Tvättning genom MR-processen sker i flera steg, där steg ett är en basisk reaktion vid pH 9-12, som extraherar natrium, kalium och sulfat. I steg två löser man ut tungmetallerna med saltsyra, och steg tre innebär utfällning och separation av dessa. Steg fyra är en tvättning med enbart vatten för att få bort kvarvarande salter, t.ex. klorider. Efter alla dessa steg behandlas flygaskan termiskt, då ett filter av aktivt kol fångar upp förångat kvicksilver. Detta kvicksilver kan sedan återvinnas (Strömberg, 2004). Återvinning av kvicksilver känns dock inte speciellt aktuellt eftersom avsikten är att minska användningen av detta så mycket som möjligt. Kviksilveret hamnar förmodligen bara på en deponi för farligt avfall.

Ett av problemet med tvättning är den ofta mycket stora vattenvolymen. Yang et al. (2012) genomförde ett försök för att optimera vattenmängden som används, för att få så effektiv urtvättning av klorider som möjligt med minsta möjliga volym vatten. Studien visade att flygaska bör tvättas med 20-25 l vatten per kg aska för att tvätta ut den största mängden klorider, och därmed minimera senare utlakning. Det mest effektiva vore

tvättning med 250-500 l vatten per kg aska, vilket dock vore alldeles för oekonomiskt. En tidigare studie (Aguiar del Toro et al., 2009) visade dock att ingen skillnad uppnås med avseende på ökad mobilitet för metaller och klorider genom att öka vattenvolymen från L/S 3:1 till L/S 20:1 (förhållandet mellan vätska och fast material), med undantag för koppar. Däremot kunde man se en minskad mobilitet av klorider och zink genom att öka vattenvolymen till 20 gånger askmängden. Ett optimum för utlakning av metaller och klorider såg man istället vid L/S 18:1. En ytterligare tidigare studie visade positiva resultat vid L/S förhållanden om 3:1 (Wilewska-Bien et al., 2007). I denna studie blandade man upp flygaskan med vatten, innan man filtrerade den för att få ut en kompakt filterkaka. Tvättvattnet recirkulerades sedan till nästa omgång flygaska, som fortfarande kunde tvätta ur klorider på ett effektivt sätt ett flertal gånger. En sammanvägning av ny använd vattenvolym och recirkulerad sådan, visade att man kunde komma ner till ett L/S om 0,4:1. Man noterade dock en hög mobilitet av antimon vid lakteter efter tvättningen, ett av de ämnen som anses problematiska för att klara gränsvärden för deponering av flygaska (Wadstein et al., 2005).

Senare studier har visat att ett L/S förhållande om 10:1 är det effektivaste, då det kan tvätta ur hela 93 % av de lösliga kloriderna. Detta krävde dock en värmeökning av vattnet till 90 °C, för att få även kalciumkloridhydroxid (en mer svårslöslig klorid) att gå i lösning. I rumstemperatur tvättades 79 % av kloriderna ur. Andelen lösta klorider kunde dock ökas till hela 97 % om man efter tvättningen luftade asklösningen, och därefter inneslöt den med koldioxid. Detta förklarades med att koldioxiden sänkte pH-värdet i lösningen, vilket fick ytterligare klorider att gå i lösning (Chen et al., 2012).

Colangelo et al. (2012) har uppnått positiva resultat vid tvättning med både 3:1, och 2:1 andelar vatten mot aska. Tvättning gjordes i ett steg med vattenvolymen mot askmängden 3:1, och i två steg med 2:1 vatten och aska. Lakteter utfördes efter stabilisering med bindemedel för att bilda cement (se vidare avsnitt 7.2.1), och kloridnivåerna hamnade under gränsen för icke-farligt avfall (med avseende på både italienska och svenska regelverk).

7.1.3 Tvättning med kemikalier

Kemisk utlakning har visat en hög effektivitet för att minska toxiciteten av askan när det gäller tungmetaller, men har flera nackdelar enligt Liao et al. (2014). Det bildas stora mängder avloppsvatten, som måste tas om hand. Man har heller ingen bra metod för att reducera kloriderna i avloppsvattnet, vilket också är ett problem. Dessutom har man svårt att

hålla jämna steg med all den flygaska som bildas och behöver behandlas (trots att detta var en av anledningarna till att kemisk behandling har ansetts som den kommersiellt mest optimala metoden). Problemen gäller användning av en mängd kemikalier, där de vanligaste är saltsyra, salpetersyra, fosforsyra, kalciumhydroxid, natriumhydroxid, EDTA (syntetiskt framställd syra), natriumsulfid och tiokarbamid (Liao et al., 2014). Det finns även flerstegsbehandlingar där man först tvättar ur salterna (bl.a. kloriderna) med vatten, sedan behandlar med kemikalier (Zacco et al., 2014). Då får man förstås ännu mer avloppsvatten att rena. Det finns även andra svårigheter med flertalet kemiska behandlingar (Carlsson, B. & Söderström, K., 2002). Vid fosfatstabilisering ökar exempelvis lösligheten av kadmium, och vid sulfidstabilisering kan svavelväte bildas, och dessutom kan de bildade metallsulfiderna lösas upp i syrerik miljö.

7.1.4 Förglasning

Förglasning är en metod som används i bland annat Japan (RVF Utveckling, 2002). Principen är att askan hettas upp till ca 1400 °C så att den smälter. Upphetningen kan delas in i två skilda varianter; elektrisk upphettning, som exempelvis användning av en ljusbåge (kallat plasma); eller bränsleförbränningsystem. Utöver detta finns möjligheten till upphettning med mikrovågor, som når smältning av flygaskan snabbare än andra konventionella metoder (Zacco et al., 2014). Upphettning med mikrovågor har dock visat sig ge ett material som ökar i vikt med tiden, p.g.a. absorption av vatten från luften (Chou et al., 2009).

Organiska ämnen som exempelvis dioxiner bryts ner så gott som fullständigt vid den kraftiga upphettningen. Flyktiga metallklorider i askan drivs av vid upphettning, medan de metaller som finns kvar solidifieras i det glasliknande material som bildas (Avfall Sverige, 2013). Behandling ger en slutprodukt med hög tålighet rent kemiskt tack vare kristalliseringen, enligt Liao et al. (2014). Den separation av metaller som uppnås vid behandlingen, leder dock till att ytterligare behandlingssteg måste användas för rökgaserna. Det vanligaste är en cementbehandling av den fasta fas med metaller som bildas. RVF Utveckling (2002) ansåg att förglasningsmetoden var orimligt kostsam, åtminstone för svenska förhållanden. Kostnaderna innefattar både energiförbrukning, kostnader för rening av de nya rökgaserna som bildas och kostnader för deponering av de två fasta faserna. Avfall Sverige (2013) samt Liao et al. (2014) lyfte även de fram att förglasningsmetoden inte är ekonomiskt hållbar.

7.1.5 Rostning

En annan typ av termisk process studerades av Chen et al. (2012), där

man använd sig av en så kallad rörugn för att rosta flygaska vid olika temperaturer för att avlägsna bland annat klorider. De flesta klorider är lösliga, medan kalciumkloridhydroxid är mer svårslöslig och därmed ofta finns kvar i behandlad flygaska. Genom upphettning får man även denna förening att gå i lösning, menar författarna. Effektivast rening fick man vid 1050 °C rostning i 3 h, då 17 % av kloriderna fanns kvar i flygaskan. Man använde sig även av vattenånga i rörugnen, vilken samlade upp exempelvis förångade metaller. Det kondenserade vattnet behöver därför renas efter behandlingsprocessen.

7.1.6 Mikrobiell bioutlakning

Wu & Ting (2006) har i en studie använt sig av mikroorganismers förmåga att omvandla fasta ämnen till lösliga, och därmed göra dessa extraherbara från askan. Detta förfarande kallas mikrobiell bioutlakning, och har studerats tidigare, med användning av olika organismgrupper. Det går ofta ut på att utnyttja enzymer hos mikroorganismer. Man har använt tre grupper av organismer för detta; heterotrofa och autotrofa bakterier, samt heterotrofa svampar.

Fördelen med att använda svampar för bioutlakning är att de kan tillväxa även vid högre pH (bättre för fasta avfall som är alkaliska/basiska), de ger en snabbare utlakning, samt har förmågan att utsöndra metaboliter som kan forma komplex med metalljoner, vilket skyddar cellerna från skada. Det är dock dyrare med heterotrofa svampar än autotrofa bakterier, p.g.a. det organiska kol som måste tillsättas för svamparnas tillväxt och syrautsöndring (Wu & Ting, 2006).

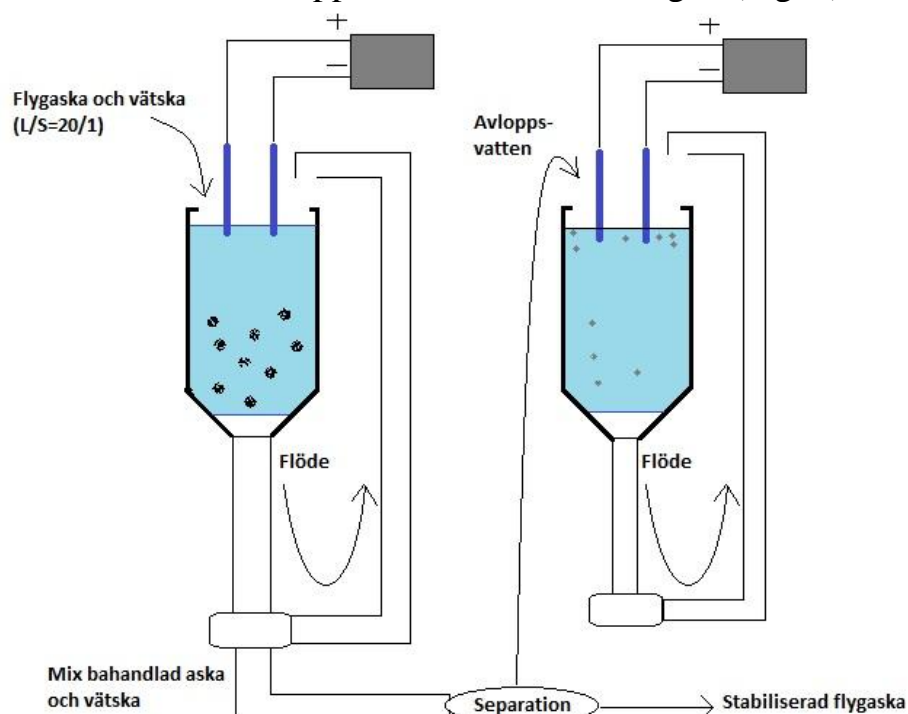
Studien visade att utlakningen var effektiv för flera metaller (aluminium, magnesium, zink, bly, koppar). Jämfört med kemisk utlakning hade svampen bättre effektivitet för utlakning av magnesium och zink, medan utlakningen för koppar var lägre för behandling med svamp. Inga resultat med avseende på klorider redovisas dock. Författarnas slutsats var att bioutlakning med hjälp av *A. niger* är ett alternativt till kemisk utlakning av hushållsavfallsaska när det gäller tungmetaller. Ställer man detta resultat mot de ämnen som enligt Wadstein et al. (2005) är bidragande till att gränsvärden överskrids vid utlakning från flygaska, så har man här en metod för att minska problemet med bly och zink. I en tidigare studie med den autotrofa bakterien *Thiobacilli thiooxidans* visades en utlakningsgrad på 80 % för kadmium, koppar och zink, men en mycket låg utlakning för bly. Inte heller här redovisas någon utlakningsgrad för klorider (Krebs et al., 2001).

Frågan är dock enligt min mening hur tids- och kostnadseffektiv denna metod är när enbart 1% volymvikt (1 g aska per 100 ml medium) aska

används vid behandlingen. Liao et al. (2014) pekar också på den stora tidsåtgången, som en stor nackdel med denna metod. Frågan är också hur mycket utrymme som krävs för denna typ av behandling? En biologisk behandling kan dock vara positiv ur den aspekten att endast medium behöver användas, men inga andra kemikalier. Däremot behöver man förmodligen tillföra en del värmeenergi för att effektivisera processen. Restprodukten blir avloppsvatten med höga halter av metaller som måste renas. Hur väl man lyckats laka ur klorider framgår inte, men då det är så pass lösligt kan man förmodligen anta att en stor del av kloriderna finns i det avloppsvatten som genererats. Detta innebär förstås att utlakningen av klorider vid deponering bör minska, och möjligen att gränsvärdet för dessa inte överskrida. Men som i flera tidigare fall bildas ett avloppsvatten som måste renas från både klorider och metaller.

7.1.7 Elektrokoagulationsteknik

Flertalet elektrokemiska processer har tidigare testats, där man utnyttjar redoxreaktioner för att binda tungmetaller till katoden. Nackdelen har främst varit att få en tillräcklig rening när metallhalten har sjunkit till låga nivåer (Zacco et al., 2014). Liao et al. (2014) presenterar en färsk studie, där man använder en elektrisk spänning för att skapa en helhetslösning när det gäller att minska andelen tungmetaller och klorider i flygaska, samt ta hand om avloppsvattnet efter tvättningen (Fig. 8).



Figur 8. En schematisk bild över tekniken för elektrokoagulation. L/S 20:1 innebär att en andel aska blandas med 20 andelar vätska. Pilarna visar flödets väg genom reaktortankarna. Den vänstra reaktorn är för behandling av flygaskan, medan den högra renar avloppsvattnet som uppkommer (rekonstruktion efter Liao et al., 2014).

Askan placerades i ett vattenbad med L/S 20:1 (förhållandet mellan vätska och aska) med en offer elektrod av aluminium. Mixen av flygaska och vatten värmdes till 50 °C under en timme, varefter den fick vila i fyra timmar. Vattnet tvättade ur stora delar av kloriderna, och gav en separation av tungmetaller från askan. En elektrisk spänning frisätter aluminiumjoner från offeranoden. Tillskottet av aluminiumjoner stabiliserar sedan tungmetallerna i askan (som är fria att reagera i lösningen), och det bildas en fast fas i form av Friedels salt. Den klorid som ingår i detta salt får svårt att lösa sig i vätska igen, och kan samtidigt absorbera metalljoner. Askan hårdnar (kristalliseras) och är stabiliserad. Det kloridhaltiga tvättvattnet separeras från den fasta fasen av kristalliserad aska. Askan kan sen deponeras, då lakteter visade att gränsvärdena inte överskreds (enligt gällande regler i Taiwan). Tvättvattnet leddes till en ny reaktortank med ytterligare offeranod. Kvarvarande metaller och klorider reagerade där med aluminiumjonerna från den nya offeranoden och bildade flockade partiklar. Vätgasen som bildades vid katoden hjälpte dessa partiklar att flyta till ytan, där de kunde avlägsnas. Man hade då minskat både halten tungmetaller och halten klorider i avloppsvattnet. Denna metod anser författarna vara effektiv för att rena avloppsvatten från både metaller och klorider. Hur man vidare hanterade de flockade partiklarna från den andra reaktortanken framgår dock inte.

Liao et al. (2014) anser sig ha löst problemet med för höga halter av tungmetaller och klorider i både askan och avloppsvattnet. Författarna lämnar problemet med att göra behandlingsmetoden kommersiell vidare studier att lösa. Gissningsvis kommer kostnaden för installationen av tankar för denna typ av teknik att vara begränsande för att få behandlingsmetoden att bli kommersiellt gångbar.

7.1.8 Bambergmetoden

En annan modell för behandling innan deponering är den så kallade Bambergkakan, eller Bambergmetoden, som också tillämpats i stor utsträckning i Sverige enligt RVF Utveckling (2002). Metoden utvecklades på 80-talet i staden Bamberg i Tyskland. Man renar vattnet från våt rökgasrening med en kemisk fällning. Kemikalien TMT 15 som används för ändamålet är organisk och sulfidbaserad. Slammet som bildas blandas med torr flygaska, vilket leder till en kemisk reaktion och temperaturökning. Tio timmar senare kan blandningen av det avsvalnade slammet och askan deponeras i form av en Bambergkaka. Man är dock fortfarande osäker på om flygaskan är stabiliserad eller solidifierad, då man inte kunnat redovisa den exakta kemiska reaktionen mellan askan och TMT 15 (RVF Utveckling, 2002). Lösligheten minskar dock för

metaller genom behandling med TMT 15, och det lakningsbara kloridnehållet minskar (Carlsson & Söderström, 2002).

Enligt Carlsson och Söderström (2002) så är Bambergmetoden en fungerande stabiliseringsmetod, så länge deponering eller förvaring inte sker i för tunna skikt av stabiliserad aska, och om Bambergkakan inte utsätts för vatten mer än i undantagsfall. Ett tunt skikt Bamberg kaka kan nämligen lätt tappa sin stabiliserande förmåga, vid för mycket kontakt med vatten. Stabiliserad aska i form av Bambergkakor bör därför skyddas från nederbörd så långt det är möjligt, speciellt om de är i tunnare skikt. Ytterligare en nackdel är att volymen avfall som måste deponeras nästan har tredubblats efter behandlingen (RVF Utveckling, 2002).

7.1.9 Karbonatisering

Förutom klorider så nämnde Wadstein et al. (2005) ämnen som bly, krom och zink bland de som anses problematiska vid utlakning från flygaska. Bly lakas normalt mest ut i början av deponeringen, då pH-värdet är som högst, medan zink lakar ut ju lägre pH-värdet blir (RVF Utveckling, 2002). Karbonatisering innebär att askan behandlas med koldioxid, vilket sänker pH-värdet, och får metallerna att bilda karbonatföreningar. I ett försök minskade mobiliteten av bly och zink med hela 100 gånger vid lakteter (RVF Utveckling, 2002). Man såg också att en hög koldioxidhalt (50 volymprocent) och en lång behandlingstid (40 dygn) gav det bästa resultatet vad gäller stabilisering av just zink och bly. Dessvärre var resultatet av försöket negativt med avseende på mobiliteten av krom och kadmium, där man tror att mobiliseringen av krom berodde på oxidation till den toxiska formen sexvärt krom under behandlingen. Karbonatisering bör därför ske i en reducerande miljö, och inte med hjälp av t.ex. rökgas från förbränningen, vilken innehåller ca 10 volymprocent syre.

Författarna föreslog att karbonatisering kan ske med hjälp av deponigas, som innehåller ca 50 volymprocent koldioxid och resten mestadels metan. Genom att leda deponigasen genom ett filter med flygaska, skulle man få en rening av deponigasen och samtidigt en karbonatisering av askan. Försök av det här slaget har gjorts med positivt resultat (Ecke et al., 2003). Man måste dock ta med i beräkningen att syror bidrar till nedbrytning av kalcit, vilken är nödvändig för att hålla den karbonatiserade flygaskan stabil genom sin buffrande förmåga. Vid deponering av karbonatiserad flygaska så har med andra ord koldioxid en negativ inverkan på flygaskan, då koldioxid som löser sig i vatten bildar kolsyra. Följden blir en ökad mobilitet av metaller. Karbonatiserad flygaska som utsattes för cirka två tredjedelar av normal mängd

nederbörd, uppskattades ha en kalcitnedbrytning om 0,13 mm per år (RVF Utveckling, 2002, Ecke et al., 2003). Innan en deponi sluttäcks, så utsätts den oundvikligen för nederbörd. Detta skulle dock kunna minimeras genom att exempelvis ha tak över den deponerade askan. Frågan i det läget blir hur praktiskt och ekonomiskt gångbart detta skulle vara?

Trots den positiva effekten på en del problematiska metaller, och dessutom ett sätt att använda växthusgasen koldioxid till någonting, så löser karbonatiseringen inte problemet med utlakning av klorider. Lösligheten var i stort sett densamma före och efter karbonatisering, varför klorider förväntas laka ur i hög grad under många hundra år vid deponering av karbonatiserad flygaska (RVF Utveckling, 2002, Ecke et al., 2001).

7.2 Behandling för att skapa produkter

7.2.1 Cement

Colangelo et al. (2012) använde tre olika bindemedel för att skapa en aska som skulle kunna användas som material till vägbyggen. Skillnaden gentemot cementbehandling för deponering, är att kraven på cementens tryckhållfasthet och styrka är högre när den ska användas som vägmaterial. Man behöver uppnå ett bra resultat med maximum 20% bindningsmedel och 80% aska i cementtillverkningen för att få ett ekonomiskt hållbart resultat. De tre bindningsmaterial som användes var pozzolanisk cement, kalksten och slagg. Skillnaden mellan aska från avfallsförbränning och kolförbränning (vilket är vanligare att man använder som råmaterial), är att den förra har för låg pozzolanisk aktivitet. Pozzolaner är ett samlingsnamn som används för olika naturliga kisel- eller aluminiummaterial som används som bindemedel i cement. En hög pozzolanisk aktivitet är positivt för materialets egenskaper som cementmaterial. Aska från avfallsförbränning har sällan speciellt höga halter av tungmetaller, vilket brukar kunna vara ett problem när man strävar efter att använda askor för cementtillverkning. Undantaget är bly, koppar och zink, där just bly och zink påverkar askans egenskaper negativt när det gäller användningen som byggnadsmaterial.

Vid tester för användning av den stabiliserade askan som basmaterial för vägmaterial, visade det sig att tryckhållfastheten/styrkan i materialet ökade för varje tvättning. Kalksten visade sig vara det bästa bindningsmaterialet i studien. Det visade sig också vara små skillnader mellan olika typer av aska från olika delar av landet. Detta är enligt min

mening positivt då det visar på en viss flexibilitet när det gäller att kunna utnyttja flygaskan.

Vid användning av otvättad aska, gav det ett material med tillräckligt bra egenskaper för det tilltänkta användningsområdet. Detta gällde när man använde 20 % bindningsmedel och 80 % aska, vilket var målet. Men här kvarstår självfallet problematiken med ett avloppsvattnet med höga halter av klorider. Tvättad aska med samma mängd bindningsmedel gav ett material med egenskaper som överträffade kravet. Författarna menade att vidare studier skulle kunna optimera mängden bindningsmedel, med hänsyn till utlakningseffekterna, vilka inte får påverkas negativt.

Författarna pekade dessutom på en ekonomisk vinst även vid användning av förtvätt och stabilisering eftersom man undviker kostnaden för att lägga askan på deponi för farligt avfall. Med i beräkningen var också det ekonomiska värde råmaterialet får när det kan användas som vägmateriäl. Författarna tog dock inte upp kostnader för reningen av det avloppsvatten med stora mängder klorider och sulfater som bildas vid tvättningen. Frågan kvarstår således huruvida man fortfarande uppnår ett ekonomiskt positivt resultat om man tar med denna rening i beräkningen.

7.2.2 Keramiskt material

De Casa et al. (2007) genomförde en studie av en flerstegsbehandling av flygaska, där man fick en slutprodukt som går att återanvända. Man använde sig av tvättning, malning och sintring (en process där partiklar sammanfogas till en fast struktur under uppvärmning, dock under smältpunkten) av flygaska från förbränning av hushållsavfall. Tidigare studier och förslag finns för att termiskt behandla flygaska från hushållsavfallsförbränning, anses för dyrt då man behöver komma upp i ca 1300 °C för smältningen (se avsnitt 7.1.4). Sintring är en mindre kostsam teknik än smältning, enligt författarna.

Eftersom man avsåg att använda askan som keramiskt material efter behandlingen, så har redan tidigare studier visat att en tvättning av askan innan upphettningen ger bättre egenskaper hos råmaterialet. Författarnas avsikt var att undersöka om alla dessa steg (tvättning, malning och sintring) av flygaska kunde ge ett fysiskt, mekaniskt och miljömässigt hållbart råmaterial för keramiska produkter.

Tvättningen minskade mängden klorider, sulfater och alkalimetaller. Efter tvättningen torkades askan vid 105°C, innan malning. Tvättad och malen flygaska klarade de italienska (och svenska) gränsvärdena vid laktester med avseende på metaller. Man noterade även en avsevärd

minskning av kloridhalten i den tvättade askan, men uppgav inte mängderna vid lakttesterna. Den malda askan gav ett material med högre hållfasthet och styrka än om man använde omald. Man sänkte också den optimala sintringstemperaturen från 1210 till 950-1140 °C, även om materialets stabilitet ökade med stigande temperatur. Tvättad aska gav också ett material med mindre vattenhållande porer. Tvättad och malen aska gav ännu färre och mindre porer, och en jämnare densitet än den som endast tvättats. De Casa et al. (2007) pekade på att det kostar relativt lite att lägga till det extra malningssteget, och att man kanske rent av gör en vinst på det ökade ekonomiska värdet av råmaterialet. Författarna ansåg dock att avdunstning av metaller vid sintringen utgör tekniska svårigheter som måste ses över innan metoden är färdig för industriell användning. Några nyare studier har inte hittats i denna litteratursökt.

7.2.3 Geopolymerer

Försök har genomförts av bl.a. Lancelotti et al. (2009), där man jämfört användning av metakaolin och flygaska från avfallsförbränning, för att skapa så kallade geopolymerer. Man vill både få ett användningsområde för askan och skapa en produkt. Geopolymerer är uppbyggda av oorganiska komponenter och är mycket hållbara och hårda, precis som stenar. Metakaolin är behandlad kaolinit, ett vattenhaltigt mineral bestående av aluminiumsilikat. Kaolinit bildas när fältspathaltiga bergarter, som exempelvis granit och gnejs, vittrar. Fältspat är silikat, d.v.s. kisel och syre, i förening med en eller flera metaller. I det här fallet aluminium, natrium, kalium eller kalcium.

Man använde en kommersiell kaolinit i försöket, en aluminiumsilikatälla som används i keramikindustrin och som inte är speciellt dyr. Man använde sig också av flygaska från rening med elektrofilter och textilfilter. Vid tillredning av den pasta som skulle bli geopolymerer, användes 20 % aska. Pastan fick först vila i 24 timmar i rumstemperatur, och därefter i 24 timmar i 50 °C. Lakttester genomfördes, där lakningen av klorider hade minskat med 16 %, vilket enligt författarnas mening är ett mycket gott resultat (flera prover visade på ännu bättre kvarhållande förmåga av klorider). Metallutlakningen hamnade under gränsen för deponering av icke-farligt avfall i Italien, och även under gällande svenska värden (Tiberg, 2010). Kvaliteten på själva geopolymeren varierade dock mellan de olika askorna. Flygaska från elektrofilter gav ett mer poröst material, medan flygaska från textilfilter gav ett med betydligt mindre porer. Porer ger ett svagare material, varför de bör undvikas i möjligaste mån. Lancelotti et al. (2009) ansåg dock resultatet mycket lovande, även om man samtidigt trodde att andelen aska inte kan ökas nämnvärt över 20 %. Att ingen förbehandlande tvätt av askan behövdes

var dock positivt, eftersom man spar in mycket vatten och därmed inte heller behöver någon behandling av avloppsvatten.

7.3 Alternativ användning

7.3.1 Täckningsmaterial för gruvavfall

HIFAB/Envipro undersökte på uppdrag av Avfall Sverige möjligheten att utnyttja flygaska från avfallsförbränning för efterbehandling på deponier av gruvavfall med högt sulfidinnehåll, där man vill utnyttja flygaskans neutraliseringskapacitet (Avfall Sverige, 2009b). Bakgrunden till detta uppdrag låg i den stora mängden gruvavfall som produceras varje år (58 miljoner ton).

Svavelhaltiga avfall från gruvindustrin innehåller sulfid, vilket är en stabil form i berggrunden, men oxideras vid kontakt med syre och vatten. Den svavelsyra som då bildas ökar lösligheten av de metallrester som finns i gruvavfall. Dessa kan då effektivt lakas ur till omgivande miljö. För att förhindra oxideringen av sulfiden, så förvaras avfallet under vatten eller täcks av ett finkornigt jordlager, exempelvis lera.

Behovet av täckningsmaterial för gruvavfall uppgick år 2008 till 2500 hektar. Försök med flygaska som täckning pågick redan då rapporten skrevs. Författaren tror att askan ska kunna stoppa avfallets kontakt med syre och vatten, bidra till neutralisering av bildad svavelsyra och dessutom binda upp metaller med hjälp av de alkaliska ämnen som lakas ur askan. Man såg också möjligheten att blanda in flygaska i det översta lagret av gruvavfallet, som en förstärkning av avfallets egen neutraliseringsförmåga. Vid användning av flygaska som täckningsmaterial måste man dock beakta att anläggningar för gruvavfall kan komma att bedömas som riskanläggningar. Författaren trodde dock att en sådan anläggning ändå får en sådan klassificering, exempelvis p.g.a. risker med dammkonstruktioner.

Laboratorieförsök visade att de neutraliserande egenskaperna kom bäst till nytta då gruvavfallets överyta blandades med flygaskan (Avfall Sverige, 2009b). Trots att en stor del av kalkinnehållet lakades ur tidigt, så ansåg författaren att den kvarvarande kapaciteten skulle förhindra syrabildning och metallutlakning under en lång tidsperiod. Extrapolerar man vattenmängden som använts i försöket mot verkliga förhållanden, så borde askan som blandats in i gruvavfallet ha önskade egenskaper under 100-1000 år. Detta kan tyckas som ett osäkert tal, och dessutom en ganska låg undre gräns, men med tanke på mängden flygaskor som bildas vid förbränning, så kommer det inte vara några problem att tillföra ny

aska till gruvavfallet. Frågan är bara hur länge högen kan växa, och hur stora mängder klorider som hinner laka ur under tiden. För som författaren påpekade, så innebär den höga kloridhalten i flygaskan ett problem även i detta fall. Laboratorieförsöket visade att lakning av mängden klorider var för hög jämfört med mottagningskriterierna. För ovittrade prover landade testvärdena på mellan 13200 -14100 mg/kg (L/S=10), medan mottagningskriterierna är 800 mg/kg för inert avfall. Dessutom noterades för vissa prover för höga halter av sulfat, fluorid, molybden och zink, samt svagt förhöjda nivåer av antimon, selen, krom, koppar och nickel. Även om detta inte gällde prover från alla de gruvor man samlat in prover ifrån, så är detta enligt min mening ett problem för en lyckad användning av flygaska som täckningsmaterial.

7.3.2 Utfyllnad av bergrum

Avfall Sverige gav också i uppdrag att utreda möjligheten till utfyllnad av bergrum (Avfall Sverige, 2009a) med flygaska som ett alternativ, liknande Tysklands hantering av askan. Det finns i dagsläget flera anläggningar även i Sverige som utnyttjar bergrum för förvaring av flygaska. Beroende på platsval och ändamålet med verksamheten så lyder den under lite olika lagar. Men oavsett om verksamheten bedöms som underjordsförvar eller utfyllnad av hålighet under markytan, så prövas den som en miljöfarlig verksamhet. Skillnaden är att det senare ses som ett nyttiggörande av askan, medan det första ses som en deponering (Avfall Sverige, 2009a). Rent juridiskt måste man dock kunna visa på nyttigheten i att fylla upp avsett bergrum, och att flygaskan är ett lämpligt utfyllnadsmaterial. Enligt Avfall Sverige (2009a) ligger ofta svårigheten i just denna bevisning, då exempelvis risken för allvarliga sättningsskador eller kollapsar ovan mark om man inte fyller igen hålrummet är inte överväldigande stor. Bergrum anses som stabila under mycket långa tidsperspektiv, förmodligen 1000 år.

Avfall Sverige (2009a) pekar på en viss risk kopplat till icke utfyllda bergrum och grundvattnets strömning, men de största riskerna för påverkan är redan när bergrummet tar sin form och pumpning i berggrunden sker. Viss pumpning av grundvatten sker även när askor deponeras i bergrum, för att hålla vattennivån på en lämplig nivå. För hög eller för låg nivå kan störa utfyllnaden och härdningen av askan. När deponeringen ska avslutas, och ett bergrum är tillräckligt uppfyllt, så dränks askan i vatten. På grund av risken för vätgasbildning får inte deponeringen ske för snabbt. Metalliskt aluminium som finns i askan behöver oxideras på ytan, för att undvika den vätgasbildning som kan ske när askan kommer i kontakt med vatten och syre. Det krävs därför kontrollerad ventilation av bergrummet för att hålla vätgasnivån på en

riskfri nivå. Explosionsrisken är som störst kring öppningar i anläggningen, så som exempelvis ventilations- och fyllnadshål. Vid en av de svenska anläggningarna uppstod en sådan explosion, vilken orsakade anläggningsskador, men inte några ovanjordsskador (Avfall Sverige, 2009a).

Avfall Sverige (2009a) menar att om man jämför en deponi ovan jord med deponering i ett bergrum, så är för det första yteffektiviteten högre i ett bergrum. Man kan bygga mer på höjden än på en deponi ovan mark. Arean som utsätts för vattengenomströmning är därför också lägre i en deponi under markytan och lakvattenbildningen blir därför också mindre. Man måste dock ta hänsyn till den eventuellt påverkade tillgången på grundvatten när pumpning sker, eftersom det kan finnas konkurrerande intressen. Rening av pumpvattnet kan också behövas om bergrumsanläggningen inte har havet som recipient. Man påpekar också svårigheten för tillsynsmyndigheten att avgöra vilka de långsiktiga riskerna är. Det man då frågar sig är om man kan begära en riktig och väl avvägd bedömning, när förutsättningarna för värderingen inte är kända? Kan man bedöma om det finns några betydande risker om 1000, eller 10 000 år? Avfall Sverige (2009a) påpekar i sin rapport att tidshorisonter som landar bortom nästa förväntade istid är orimliga att värdera. Man påpekar dock också att dessa långsiktiga bedömningar även gäller en ovanjordsdeponi, men att en deponi i berggrunden har bättre skydd mot externa krafter än en ovanjordsdeponi. Det krävs därför också mindre nyttjande av naturresurser som annars kan krävas vid tätning av en ovanjordsdeponi.

8. Tillståndsbedömning för deponeringsanläggningar i Sverige

De flesta miljörapporter som granskats i detta projekt är från 2012 och 2013. Undantaget är miljörapporter från de tre anläggningar där man inte längre deponerar flygaska. För jämförelsens skull har miljörapporter från tidigare år använts (från den tiden då flygaska fortfarande deponerades) från dessa tre anläggningar. Den äldsta av dessa är från 2007. Av de elva anläggningar som angivits som innehavare av tillstånd i rapporten från RVF utveckling (2005), så har endast tio tillstånd att deponera flygaska. En av dessa tio anläggningar har aldrig utnyttjat sitt tillstånd. Denna anläggning har därför uteslutits i vidare sammanställningar.

8.1 Dispens för gränsvärden och behandling av flygaskan

Av de nio anläggningar som innehar tillstånd för deponering, så har tre av dessa dessutom dispens för gränsvärdena för klorider, med upp till tre gånger utlakningsmängden. Anläggning 8 har dessutom samma typ av dispens för sulfater. Anläggningarna 1, 4, 6 och 7 har fått beslut om

prövotid för villkoren för utsläppsgränser (3-5 år). I något fall har även förlängd prövotid beslutats. En tolkning till varför detta är så pass vanligt, är att man vill ge möjligheten för anläggningen att prova sig fram bland aktuella reningstekniker för lakvatten, för att se vilken typ av rening som kan ge godkända halter av de olika ämnen som måste begränsas. Man ger också utrymme för spelrum angående vilket typ av värde som ska användas som villkor, L/S=01, L/S=10 eller TS för lösta ämnen. Detta i enlighet med Naturvårdsverkets vägledande dokument om lakvatten (2008). Där rekommenderas kunskap om mängd- och haltvariationer under åtminstone ett helt år för att kunna bedöma lämpliga utsläppsvillkor och reningsteknik. Beskrivning av de olika anläggningarnas reningsmetoder för lakvattnet finns i bilaga 4. Observera att inga anläggningar har någon typ av rening med avseende på klorider.

Av de nio tillståndsinnehavande anläggningarna har tre någon form av behandling av askan. Det är okänt om någon förbehandling sker av askan utanför anläggningen (exempelvis om tvättning sker efter förbränning, i de fall där förbränning inte sker på anläggningen). I alla fall utom ett framgår det att askan härrör från avfallsförbränning, vilket ofta sker direkt på anläggningen. I det sista fallet framgår det inte vad som förbränts. I vissa fall har det varit svårt att utläsa om anläggningen klarat sina gränsvärden för klorider eller ej. Antingen då bilagor saknats i miljörapporten, eller inga siffror angivits. För någon anläggning anges att ett uppmätt värde för klorider i lakvatten varit högt, men inte om det är under gränsvärdet eller ej (Tabell 2).

Tabell 2. De svenska anläggningarna med tillstånd för deponering av flygaska, eventuell dispens för askans innehåll av klorider enligt (NFS 2005:9 samt NFS 2010:4), metod för behandling av askan, samt om de klarar samtliga av sina gränsvärden. År för tillståndet är för aktuell verksamhet (exempelvis om anläggningen sökt för utökad verksamhet eller liknande), och finns årtal i parentes så har slutliga villkor för verksamheten fastställts.

Anläggning	Dispens	Behandling	Klarar gränsvärden för askkvalitet	Tillstånd år (slutliga villkor)
1	Nej	Nej	Ja	2000 (2003)
2	Ja	Nej	Ja	2002
3	Nej	Nej	Nej**	2006
4	Nej	Ja, metallutvinning från flygaskan	Ja***	2006 (2012)
5	Ja	Ja, stabilisering i silopark och solidifiering genom karbonatisering	Ja	2008
6	Nej	Ja, solidifiering genom cementstabilisering	Ja	2005 (2010)
7	Nej	Nej	Osäkert	2007 (2012)
8	Ja*	Nej	Ja	2006
9	Nej	Nej	Osäkert	2002

*År 2005 deponerades 6978 ton flygaska som farligt avfall. Flygaskans innehåll av klorider överskred gränsvärdena för klorid. TS för lösta ämnen används som mätmetod, vilket var enda alternativet för att understiga gränsen. Miljö- och hälsoskyddsnämnden bedömer att detta inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa och miljön, dock utan vidare motivering angiven i dispenstillståndet.

**Överskred värdet för bly

***Använder lakvattnet i interna processer.

Alla tre anläggningar som behandlar sin aska klarar gränsvärdet för klorider i askan (Tabell 2). Dock så använder anläggning 4 sitt lakvatten i interna processer. Vilka halter av klorider som förekommer i lakvattnet framgår därför inte. Av de anläggningar som inte genomför någon behandling av sin aska så klarar tre gränsvärdena, en gör det inte (dock gäller det inte klorider, utan bly), och osäkert råder för de sista två. Man skulle dock nästan kunna förutsätta att ett överskridande hade varit tydligt angivet. En av anläggningarna som innehar dispens för gränsvärdena för klorider i askan, fick det efter en grundläggande karaktärisering av

flygaskan som de mottar på anläggningen. Detta eftersom den visade att kloridhalterna var för höga för gällande gränsvärden. Myndigheten valde med andra ord att höja gränsvärdet istället för att begära bättre stabilisering av askan. Detta visar enligt min mening att man hellre anpassar sig till flygaskans karaktär än försöker förändra den.

I fallet för anläggning 5, där stabilisering görs men anläggningen ändå innehar en dispens, så framgår anledningen till dispensen i tillståndsansökan. Bolaget ansåg att nuvarande standardiserade lakteter inte stämmer överens med verkliga förhållanden. Vid lakteter måste den stabiliserade askan (som har en sammansatt struktur) finfördelas. Detta frigör mycket av de inneslutna kloriderna, och till viss del även tungmetaller. Bolaget ansåg därför att i väntan på lakteter för monolitiska (sammansatta) material så borde dispens beviljas, vilket det också gjordes i tillståndet.

Vid samma anläggning (5) så uppgav man att allt lakvatten från det område där askan deponeras tas om hand och används i stabiliseringsprocessen för färsk aska. På så vis behövs ingen rening av lakvattnet från detta område. Man anger inte om det någonsin blir något överskottsvatten, exempelvis vid perioder med väldigt mycket nederbörd eller liknande, och vad man i så fall gör med lakvattnet i en sådan situation. Kanske har man tillräcklig kapacitet för att ta hand om allt vatten, så inget släpps ut till recipient från detta område? Detta skulle i så fall kunna vara en modell för andra deponier att ta efter.

8.2 Recipienter och deras status

En del i bedömningen av huruvida en anläggning ska få dispens eller ej är deponins lokalisering. Prövningsmyndigheten måste bedöma om denna kan ge en ökad risk för människors hälsa eller miljön, om dispens skulle beviljas. För att försöka tolka prövningsmyndighetens bedömningsgrund, har en sammanfattning av deponiernas recipienter gjorts (Tabell 3). Enligt klassningar av VISS (Vatteninformationssystem) så har ingen av recipienterna en allt igenom god status. Observera dock att i vissa fall så har nästkommande vattendrag fått användas, då den direkta recipienten inte finns med i VISS. Det kan exempelvis vara frågan om en mycket liten bäckfåra. Många av recipienterna har problem med den kemiska statusen, men det vanligaste är då problem med halten kvicksilver. Åtgärdsprogram för recipienterna p.g.a. problem med klorider är ovanligt, men förekommer (i form av restriktioner för vägsaltning). Då flödet i själva recipienten inte finns angivet i miljörapporterna, så är det svårt att bedöma om volymen utsläppt vatten har en betydande påverkan på recipienten eller inte. Detta skulle kunna vara angivet i de olika

tillståndsansökningarnas miljökonsekvensbeskrivningar (MKB), vilka inte samlades in i denna studie. Ett nästa, naturligt steg vore att studera dessa för att se hur en eventuell påverkan på recipienterna har lyfts fram. Endast i ett fall (anläggning 6) diskuteras recipientens flöde, som i det fallet periodvis är lågt.

Tabell 3. Status (enligt VISS) för recipienter för utsläpp av renat lakvatten från nio deponier där flygaska deponeras. Recipient som inte uppnår god ekologisk status är gråmarkerade. I viss fall har nästkommande vattendrag nedströms använts (markerade med asterisk). Anläggningar med dispens för gränsvärden av klorider är markerade med grått.

Anläggning	Typ av recipient	Uppmätt flöde till recipient (m ³ /år)	Klassificering enligt VISS	Kommentar
1	Via bäck* till älv**	86 000	**Ekologisk - God Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God (varierar längs älven)	*nyligen påbörjad övervakning, ingen status än
2	Ej aktuellt	Inget vatten har pumpats ut från bergrummet	-	Askan deponeras i bergrum
3	Sjö	143 000	Ekologisk - Måttlig Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	
4	Bäck och två år	193 000	*Ekologisk - Otillfredställande Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	*Angiven status är för en å dit alla vattendragen leder, då de inte finns med i VISS
5	Två bäckar och därefter en sjö*.	Lakvatten används i processer inom anläggningen. Bolaget uppger dock att risk för oönskat utsläpp kan ske vid bräddning.	*Ekologisk - Otillfredsställande till God (olika delar av sjön) Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	Nedströms deponin finns ett Natura 2000-område. Uppger inte om något överskottsvatten i processerna någonsin bildas.

6	Åkerdike*, vidare till en å**.	Volym ej angiven	*Ekologisk - God Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	**Ån som diket leder till hyser sårbara Natura 2000-arten flodpärlmussla, samt starkt hotade Natura 2000-arten målarmussla. Inget lakvattenutsläpp om flödet i bäcken understiger 10 m ³ /h (spädningsfaktor om minst 1:3).
7	Å	230 000	Ekologisk - Måttlig Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - Uppnår ej god	
8	Älv*	Volym ej angiven	Ekologisk - Måttlig Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	*Närliggande mätpunkt
9	Myrmark med diffus bäckfåra, därefter älv*	2-5 m ³ /h (ut till recipient). Totalmängd ej angiven	* Ekologisk - God Kemisk - Uppnår ej god Exkl. kvicksilver - God	

SGU har gett ut bedömningsgrunder för grundvatten (2013) (Tabell 4), medan riktlinjer för ytvatten finns i Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2008:1). Klassificeringen i VISS (Tabell 3) är grundade på NFS 2008:1. Samtliga anläggningar som redovisar sin uppmätta värden använder dessa för att kommentera kloridhalten i sina yt- och grundvattenprover som tas kring anläggningen. Alla anläggningar tar prover, men en del uppger inte varken mätvärden eller klass. De mätvärden som finns angivna på både grundvatten och utgående vatten till recipient finns i bilaga 5.

Tabell 4: SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten.

Klassindelning enligt bedömningsgrunder	Klorider (mg/l)
1 - mycket låg	<5/20
2 - låg	20–50
3 - måttlig	50–100
4 - hög	100–300
5 - mycket hög	≥300
Riktvärde	100

Av de anläggningar som uppgett mätvärden för sitt närliggande grundvatten så har det högst angivna värdet används för att klassa grundvattnet (Tabell 5).

Tabell 5: Anläggningarnas klassning för grundvatten enligt SGU:s bedömningsgrunder. Streck innebär att värden ej finns angivet i miljörapporten, även om prover tagits. Den eller de provpunkter som uppvisat högst klassning är angiven i tabellen. Anläggningar med dispens är markerade i grått. För detaljer om provpunkterna se Bilaga 5.

Anläggning	Klass	Anläggning	Klass
1	Hög	6	Hög
2	-	7	>Måttlig*
3	-	8	Mycket hög
4	Mycket hög	9	Hög
5	-		

*Uppger att en provpunkt ligger över gränsen för tjänligt dricksvatten, men ej exakt värde eller klass.

Flera av anläggningarna anger inte vare sig värden eller klassning på sitt grundvatten. I vissa fall kommenteras att saltnivåerna har ökat i årets

prover eller liknande, men vidare information är utesluten eller finns i bilagor som ej bifogats. Det har i något fall begärts kompletteringar som ej inkommit inom tidsramen för studien. Sammantaget verkar det dock som om många anläggningar ligger högt eller mycket högt med avseende på kloridhalten i grundvatten. Av de fem anläggningar som angivit sin nivå så ligger samtliga högt eller mycket högt (Tabell 5). Eftersom det enbart är en av anläggningarna med dispens för klorider som har angett klassen på sitt grundvatten, så är det svårt att säga om de skulle ligga högre än anläggningar utan dispens. I fall 2 deponeras askan i ett bergrum, vilket borde göra att tydliga bedömningar av grundvattnet är av högsta intresse i miljörapporten. Någon sådan information har alltså inte uppgetts (Tabell 5).

8.3 Bedömningar av miljöpåverkan

Till sin hjälp har myndigheterna bl.a. två rapporter från Naturvårdsverket, dels *Lakvatten från deponier* (Naturvårdsverket, 2008) och dels *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet för sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 2007) vid bedömning av eventuell miljöpåverkan. Förstnämnda dokument är till för att öka kunskapen om lakvattens karaktärer, samt vägleda i bedömningen av risker för människors hälsa och miljön vid tillståndsprovningar av deponier. Myndigheter behöver exempelvis kunna bedöma mängd- och haltvariationer under året för att kunna fastställa utsläppsvillkor för verksamheten, samt vilken reningsteknik som är den bästa möjliga (Naturvårdsverket, 2008). Det andra dokumentet innehåller information som hjälper provnings- och tillsynsmyndigheter att bedöma tillståndet i en recipient samt dess känslighet. Det finns även en handbok från IVL Svenska miljöinstitutet, *Handbok för lakvattenbedömning, Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag* (Öman et al., 2000). Denna handbok kan vara till hjälp både för provnings- och tillsynsmyndigheterna, och för företagen själva, när de ska välja lämpligt sätt att karaktärisera sitt lakvatten på.

Förutom de gränsvärden som gäller för askans innehåll av klorider, så används Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och riktlinje (Tabell 4) för lämplig nivå av klorider i det renade lakvatten som utgår från anläggningarna. Villkor som styr hur hög kloridhalten får vara, samt om några eventuella överskridanden tillåts får föreskrivas.

Av de anläggningar som medverkar i denna studie, så har alla som ansökt om dispens beviljats detta. Av de nio anläggningar som tidigare diskuterats, så har man, enligt tillståndsbesluten, i fem fall på något sätt nämnt eller argumenterat kring klorider (alternativt salter) under

tillståndsprocessen. För anläggning 3, 6, 7 och 9 har klorider däremot inte nämnts. I något fall (anläggning 5) har man efterfrågat ytterligare information om den tilltänkta deponins lokalisering, samt att få fler alternativ presenterade. Detta för att kunna utröna huruvida den bästa platsen är vald med avseende på recipient och omgivande miljö som kan påverkas av verksamheten. Beslut i det fallet beviljades på grunden att anläggningen som helhet är gammal och har prövats för utökad verksamhet många gånger. Man ansåg därför att ytterligare utredningar inte behövde göras.

I de fyra fall där man faktiskt diskuterat klorider, så har detta sett mycket olika ut. För anläggning 1 uppgav man att med utgångspunkt i uppmätta värden på befintligt lakvatten, så behövdes en spädning med sex gånger för att få tjänligt dricksvatten (d.v.s. maximalt 100 mg/l klorider). I övrigt nämndes inga problem med utsläpp av lakvatten med avseende på klorider eller salter.

Vid anläggning 4 har grundvattnet kring den befintliga deponin visat sig vara påverkat av läckande lakvatten genom förhöjda kloridhalter. Kommunen förslog ett gränsvärde för klorider om 3000 mg/l i utsläppt lakvatten till recipient, vilket Fiskeriverket tyckte var för högt. Anläggningen ansökte om dispens för klorider och bly (med upp till tre gånger gränsvärdet), men fick istället provisoriska riktvärden i enlighet med kommunens (samt bolagets egna) förslag. Troligtvis finns en relativt hög grad av utspädning inblandat när lakvattnet släpps till recipient, men det är inget som lyfts fram i diskussionen i tillståndet. Detta skulle kunna vara lyft i miljökonsekvensbeskrivningen, vilken inte har begärts in under denna studie. Slutgiltigt villkor blev 3000 mg/l klorider vid utsläpp till recipient. Det här är också den enda anläggning som har ett föreskrivet villkor kring kloridhalten i utgående lakvatten.

Anläggning 8 har som tidigare nämnts dispens för gränsvärdet för klorider och sulfater i askan, och man använder sig av TS för lösta ämnen för att klara gränsvärdena. Villkoren är med andra ord anpassade efter karaktäriseringen av askan. Ingen vidare argumentation för den högre halten klorider eller sulfater framgår av tillståndsbeslutet. Man har enbart angivit att någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljön inte bedöms föreligga. Även detta skulle kunna vara lyft i miljökonsekvensbeskrivningen, som alltså inte studerats. Tre gånger gränsvärdet i det här fallet innebär en lakbar saltmängd om 300 000 mg/kg torrs substans (eftersom man mäter TS för lösta ämnen på salter, och inte bara klorider).

I några av tillståndsbesluten så har den ekologiska statusen på omkringliggande områden eller planerad recipient diskuterats. I två av fallen (5 och 6; Tabell 3) diskuterades lämpligheten att verksamheten kommer till stånd, på grund av förekommande Natura 2000-områden. I fallet 5, så handlade det om närhet till ett sådant område nedströms deponin. Fiskeriverket yrkade i tillståndsprocessen på villkor om att bräddning till bäcken som var planerad recipient inte fick förekomma, då det område som kunde påverkas är alltför känsligt. Man ville också se att verksamhetens planerade rening av lakvatten inte skulle belasta recipienten med avseende på suspenderat material, olja, tungmetaller, organiska miljögifter i skadliga halter. Klorider nämndes dock inte i detta sammanhang. Länsstyrelsen i sin tur påpekade också känsligheten med avseende på det Natura 2000-område som ligger nedströms deponin. Nedströms finns också viktiga grundvattentäkter som genererar dricksvatten till mycket stora arealer. Man sade också i sitt yttrande att "Grundvattnet runt deponin [...] är redan påverkad av t.ex. klorider från deponier och avfallsverksamheter på [...]" (Länsstyrelsen i Stockholm, Mål nr M 1664-07) anläggning 5. Länsstyrelsen ansåg därför att verksamheten skulle medföra en alltför stor risk med dessa mycket stora skyddsvärden i närheten. Man pekade på problemet med förorenat dricksvatten så väl som ökad utlakning av metaller i jorden. Länsstyrelsen lyfte också problemen kring att man inte vet säkert vilken negativ påverkan höga kloridnivåer kan ha för bildandet av klororganiska föreningar. I ansökan redovisades enbart påverkan av salter på efterföljande recipient, en mycket stor sjö, men inte på de bäckar som är primära recipienter till deponin. Man hade dessutom uteslutit påverkan från alla andra områden av anläggningen än det man sökte utökad verksamhet för. Detta ifrågasattes av Fiskeriverket som ansåg att det inte går att bedöma påverkan med hjälp av den informationen. I domen uppger miljödomstolen att olägenheter bör kunna begränsas "genom att ett tillstånd förenas med omfattande villkor om skyddsåtgärder såsom villkor till förhindrande av yt- och lakvattenläckage" (Mark- och miljödomstolen, Mål nr M 1664-07). I de föreskrivna villkoren bortsåg man dock från Fiskeriverkets önskan om ett villkor mot bräddning, trots att det föreligger stor föroreningsrisk av orenat lakvatten om bräddning utförs, även om allt lakvatten ingår i processer på anläggningen (Tabell 3). Det är inte troligt att lakvattnet användes i processerna p.g.a. de diskussioner som förts kring klorider. Av tillståndet att döma så var detta tanken från början.

I fallet med anläggning 6 finns det en slutrecipient (d.v.s. inte primärrecipienten) som hyser den sårbara Natura 2000-arten

flodpärlmussla, samt starkt hotade Natura 2000-arten målarmussla. Miljönämnden i kommunen där anläggningen finns ifrågasatte starkt under beslutsprocessen valet av recipient med anledning av detta. Man ansåg att avledning till avloppsreningsverket, efter rening på anläggningen till betydligt lägre halter än de åtagna, skulle vara mest lämpligt. Domen fastslår att bolaget åtagit sig att genomföra ett antal åtgärder för att inte förorena något yt- eller grundvatten. Dock så har senaste mätningar visat hög kloridhalt på grundvattnet kring anläggningen (Tabell 5). Man föreskrev att avledning av lakvatten till reningsverket får ske enbart vid risk för behov av bräddning, med hänsyn till bäckens känslighet. Ingenstans i denna diskussion pratar man om klorider, utan nämner istället metaller som det största problemet för förorening. Man tog upp bäckens låga flöde som ett potentiellt problem, även om bolaget själv yrkar på en positiv effekt för de organismer som finns i bäcken, då ett tillskott av renat lakvatten kan öka flödet i bäcken. Dock föreslog bolaget själv ett villkor om att inget lakvattenutsläpp får ske om flödet är lägre än 2 l/s i bäcken, vilket också blev ett gällande villkor i domen. Fortfarande så nämns inte klorider som ett problem, trots det tidvis låga flödet i recipienten.

Att man i flera fall verkar anpassa villkoren för vilken aska som får deponeras, samt för vilken kloridhalt utgående lakvatten får ha efter kloridnivåerna snarare än tvärtom, kan bero på den vägledning som Naturvårdsverket (2008) gett ut. Där beskriver man visserligen klorider som en av de parametrar man bör undersöka i lakvatten, men under rubriken miljöpåverkan nämns inte klorider som ett av de mest problematiska ämnena. Fokus ligger istället på utsläpp av näringsämnen och metaller. Naturvårdsverket (2008) påpekar dock att utspädning (beroende av flödet) och känslighet hos recipienten måste vara avgörande för vilka parametrar och riktvärden som ska fastställas. Exakt hur denna hänsyn har beaktats i de fall som ingår i denna rapport är oklart, speciellt som flera recipienter har presenterats som känsliga. För exempelvis anläggning 5 så beviljades dispens för högre gränsvärde för klorider, trots närhet till Natura 2000-område. Förmodligen ansåg man att en högre kloridhalt skulle vara ett problem för dricksvattenkvaliteten, men inte ett toxiskt problem.

8.4 Berörda miljö kvalitetsmål

Flera av Sveriges miljömål är påverkade av deponiverksamhet. Aktuella miljömål är främst Grundvatten av god kvalitet, Giftfri miljö och Levande sjöar och vattendrag. Giftfri miljö berörs främst av utlakning av metaller som kommer ut i miljön. Levande sjöar och vattendrag berörs av detsamma, medan grundvattnets kvalitet är direkt berört av kloridutsläpp.

Naturvårdsverkets (2014) bedömning är att det inte är möjligt att nå miljömålet för grundvatten till år 2020.

Salter påverkar grundvattnets kvalitet, samtidigt som de fräter sönder vattenledningar (Naturvårdsverket, 2014). Saltning av vägar, avlopp och lakvatten bidrar till den totala kloridhalten i grundvattnet (Naturvårdsverket, 2010). Under 2006-2008 låg 10 % av landets grundvattentäkter över nivån relativt hög halt, enligt grundvattnets bedömningsgrunder för tillståndsklassning. Av de anläggningar som medverkar i denna rapport, så klarar ingen gränsen för vad som räknas som tjänligt dricksvatten (100 mg/l) i alla sina provpunkter för grundvatten. Fyra anläggningar misslyckas i en provpunkt. Tre anläggningar har inga uppgifter om detta i sina miljörapporter, och resterande två klarar inte gränsen för tjänligt dricksvatten i flertalet av sina mätpunkter (se bilaga 5). Av de anläggningar som innehar dispens för gränsvärdet på klorider i aska som får deponeras, så uppger två av anläggningarna ingen uppgift kring halter i grundvattnet, medan den tredje uppger hög eller mycket höga halter i många provpunkter.

9. Samhälleliga & etiska aspekter

Eftersom lagstiftningen idag förhindrar stora mängder av flygaska att deponeras inom landet på grund av framförallt kloridhalterna som lakas ur, så får vi en hantering där dessa förbränningsaskor körs till andra länder, främst Norge. Att hitta lokala lösningar för behandling och omhändertagande av flygaska, istället för att transportera till andra länder, skulle innebära minskade transporter, och samtidigt öka antalet arbetstillfällen. Möjligheterna till hantering av flygaska lokalt skulle därför kunna vara positivt ur ett samhällsperspektiv.

Man kan också se ovan nämna samhälleliga perspektiv ur en etisk vinkel. Att hantera sitt avfall inom landets egna gränser, eller kanske till och med lokalt där avfallet uppstår, är att föredra ur ett etiskt perspektiv. Det bidrar till en mer hållbar utveckling kring avfallshantering. Exempelvis genom optimering av processer för att minska användning av vatten, vilket också minskar andelen avloppsvatten som måste renas. Det är också en sporre i arbetet för återvinning av flygaska som material och utveckling av nya behandlingssätt för minskad miljöpåverkan av lakvatten. Genom att hitta pålitliga sätt för att stabilisera avfall minskar också riskerna vid eventuella läckage av orenat lakvatten.

10. Slutsats

Inga självklara mönster kring tillståndsgivning och beviljande av dispens för gränsvärden går att utläsa utifrån sammanställningen i denna rapport.

Det som däremot går att utläsa är att höga kloridhalter hanteras främst som ett utspädningsproblem, snarare än ett reningsproblem. Det verkar vara relativt lätt att få både tillstånd och dispens, även om det finns exempelvis känsliga områden i närheten eller som slutrecipient. I fallen 5 och 6 diskuterades närliggande Natura 2000-områden, vilka inte verkar ha varit avgörande för utgången. I fall 5 tilläts dispens och ett villkor om att tillåta bräddning av orenat lakvatten, vilket gick emot Fiskeriverkets begäran. Det verkar inte heller vara avgörande för fallets utgång vilken kvalitet grundvattnet runt tänkt lokalisering har. I fallet 4, så tilläts ett villkor om 3000 mg/l klorider i utgående vatten från deponin, trots påverkan på grundvattnet i närheten av deponin. Riktvärdet från Naturvårdsverket ligger på 100 mg/l (Tabell 4), alltså dricksvattennivå. Dock så ska det tilläggas att ingen annan anläggning har ett villkor för kloridhalten i utgående lakvatten från deponin. Man kan alltså se det som att den påverkan av klorider man tidigare sett ifrån deponin ändå har tagits på allvar. För fallet 5 uppmärksammade man dock också en påverkan av klorider på grundvattnet, men i det fallet förskrevs inget villkor. I fallet 1 konstaterade man att det krävdes en spädning av utgående vatten med sex gånger för att få tjänligt dricksvatten, men inget speciellt villkor kring kloridutsläpp föreskrevs i det fallet heller.

Ett flertal tekniker för stabilisering av flygaska finns tillgängliga, andra är på frammarsch men kan inte anses som kommersiella ännu. Trots tillgängligheten använder få stabilisering av askan (enbart tre av tio anläggningar med tillstånd). Enligt RVF Utveckling (2002) så används Bambergmetoden i stor utsträckning i Sverige. Ingen av de anläggningar som ingår i denna rapport uppger att den modellen används. Å andra sidan är uppgifter kring behandlingen av askan mycket knapphändig i flera fall. Det skulle mycket väl kunna vara så att Bambergmetoden eller andra kemiska modeller används i delsteg vid stabiliseringen, utan att detta framgår tydligt. Stabiliseringsprocesserna är nämligen mycket knapphändigt beskrivna i miljörapporterna och tillstånden.

Av vad som går att utläsa, så klarar de som behandlar sin aska gränsvärdena för klorider i askan oftare (procentuellt sett) gentemot de som inte gör det. Underlaget för en sådan slutsats är dock tunn i det här fallet, då enbart tre anläggningar har behandling, och sex har det inte. Därtill så är det inte tydligt angivet i två fall om anläggningen verkligen klarat sina gränsvärden. Men ser man utifrån de vetenskapliga artiklar som presenterats i denna rapport, så verkar det finnas goda möjligheter att behandla flygaskan på ett sådant sätt att utsläppen av klorider minskar. En positiv slutsats, inte enbart för de som avser söka tillstånd för deponering av flygaska, men också för miljön och en hållbar utveckling.

En alternativ användning för askan istället för att deponera den är också tänkbar och i många fall möjlig, exempelvis för framställning av produkter, som t.ex. geopolymereer eller cement. Att använda flygaska som täckningsmaterial för gruvavfall är inte helt utan svårighet i dagsläget. Kanske kan man hitta vägar för att minska utlakning av salter och metaller, utan att för den skull göra förfarandet oekonomiskt? Att använda askan för att fylla ut bergrum är inte heller utan problem. Med tanke på att vi i dagsläget riskerar att inte nå upp till våra miljömål för grundvattnets kvalitet till år 2020 (Naturvårdsverket, 2014), så bör tillräckliga försiktighetsmått vidtas vid denna typ av användning. Som tidigare nämnts uppstår problematiken med påverkat grundvatten redan vid exploatering av berggrunden. Att placera flygaskan i hålrum som ändå inte används kan därför vara en god idé. Detta eftersom askan i många fall är bättre skyddad från yttre påverkan som leder till oönskade utsläpp, än placering ovan mark. Självklart måste man väga in problem med transporter och annat som kan uppstå i och med avståndet mellan förbränningsanläggningen och bergrummet. Antalet bergrum är dessutom inte oändliga, men det är inte heller antalet lämpliga platser för en ovanjordsdeponi.

11. Tack

Tack riktas till alla de avfallsanläggningar som bidragit med underlag till denna rapport. Utan ert samarbete hade denna rapport inte varit möjlig. Stort tack riktas också mot Anders Johansson på Envima i Linköping som gett mig del i förstudien som detta projekt är en del i. Jag vill också tacka Thomas Törnroth på samma företag, för att ha gett mig möjligheten att göra mitt examensarbete i samarbete med företaget. Tack också till min handledare Karin Sundblad Tonderski, för hennes handfasta vägledning i mitt projekt, och hennes engagemang i resultatets kvalitet. Jag vill också uppmärksamma Christina Kindeberg på Alcontrol för hennes hjälp med att reda ut begreppen. Ett sista tack också till mina oerhört hjälpsamma granskare utanför akademiens värld. Ert bidrag till rapportens kvalitet och utformning har varit ovärderlig.

12. Referenser

Aguiar del Toro, M., Calmano, W & Ecke, H. (2009) *Wet extraction of heavy metals and chloride from MSWI and straw combustion fly ashes*. Waste management 29 (2009), 2494-2499.

Avfall Sverige (2009a) Deponering eller utfyllnad av bergrum med RGR. Rapport F2009:05. Avfall Sverige Utveckling, Malmö.

Avfall Sverige (2009b) *Möjligheter att använda rökgasreningsrester vid efterbehandlingen av deponier med sulfidhaltiga gruvavfall*. Rapport över laboratorieförsök. Rapport F2009:06. Avfall Sverige Utveckling, Malmö.

Avfall Sverige (2013) *Återvinning av metaller från avfallsaska*. Rapport U2013:07. Avfall Sverige Utveckling, Malmö.

Bollner, T. (2001) *Organismer i Östersjön har det inte lätt*. Biologi, miljövetenskap. Östersjöstiftelsen. Hämtad 2014-05-07 från ostersjostiftelsen.se/projekt/329-organismer-i-ostersjon-har-det-inte-latt

Carlsson, B. & Söderström, K. (2002) *Hantering av rökgasreningsrest (RGR) från avfallsförbränning*. Rapport 2002:01, Svenska Renhållningsverkföreningen, Malmö.

Chen, W-S., Fang-Chih, C., Yun-Hwei, S., Min-Shing, T. & Chun-Han, K. (2012) Removal of chloride from MSWI fly ash. *Journal of Hazardous Material*, 237-238, 116-120.

Chou, S-Y., Lo, S-L., Hsieh, C-H. & Chen, C-L. (2009) Sintering of MSWI fly ash by microwave energy. *Journal of Hazardous Materials*, 163:357–362.

Colangelo, F., Cioffi, R., Montagnaro, F., & Santoro, L. (2012). Soluble salt removal from MSWI fly ash and its stabilization for safer disposal and recovery as road basement material. *Waste Management*, 32(6), 1179-1185.

De Casa, G., Mangialardi, T., Paolini, A. E., & Piga, L. (2007). Physical-mechanical and environmental properties of sintered municipal incinerator fly ash. *Waste Management*, 27(2), 238-247.

Ecke, H., Menad, N. & Lagerkvist, A. (2001) Treatment-oriented characterization of fly ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Journal of Material Cycles and Waste Management*.

Ecke, H, Menad, N. & Lagerkvist, A. (2003) Carbonation of MSWI fly ash and the impact on metal mobility. *Journal of Environmental Engineering*, 435.

Engfeldt, C. (2007) *Aska från energiproduktion - producerad och använd mängd aska i Sverige 2006*. Svenska EnergiAskor, Stockholm.

Feuerborn, H-J., Müller, B. & Walter, E. (2012) *Use of Calcareous Fly Ash in Germany*. Proceedings of the International Conference, “Eurocoalash 2012”, Thessaloniki, Greece, September, 25–27, 2012. Hämtad 2014-05-19 från http://www.evipar.org/innet/files/EUROCOALASH2012/Docs/slides/03_Feuerborn_et_al_EUROCOALASH2012-paper.pdf

Hjalmarsson, A-K., Bjurström, H. & Sedendahl, K. (1999) *Handbok för restprodukter från förbränning*. Handbok restprodukter, Fjärrvärmeföreningen, ÅF-Energikonsult Stockholm AB.

Krebs W., Bachofen R. & Brandl H. (2001) Growth stimulation of sulfur oxidizing bacteria for optimization of metal leaching efficiency of fly ash from municipal solid waste incineration. *Hydromet- allurgy* 59:283–290

Lancellotti, I., Kamseu, E., Michelazzi, M., Barbieri, L., Corradi, A., & Leonelli, C. (2010). *Chemical stability of geopolymers containing municipal solid waste incinerator fly ash*. *Waste Management*, 30(4), 673-679.

Liao, W., Yang, R., Kuo, W. & Huang, J. (2014) The application of electrocoagulation for the conversion of MSWI fly ash into nonhazardous materials. *Journal of Environmental Management*, 137, 157–162.

Modin, H., Persson, K.M. & Praagh, M. (2013) *Framtidens deponier – En torr historia?* Rapport D2013:01, Avfall Sverige Utveckling, Malmö.

NV (2007) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet för sjöar och vattendrag*. Handbok 2007:4, Bilaga A. Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (2008) *Lakvatten från deponier*. Rapport 8306. Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (2010) *Klorid i grundvattnet*. Naturvårdsverket, Stockholm. Hämtad <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorersida/?iid=79&pl=1>. Senast uppdaterad 2010-06-08

NV (2014) *Miljömål - Grundvatten av god kvalitet*. Naturvårdsverket, Stockholm. Hämtad <http://miljömål.se/grundvatten>. Senast uppdaterad 2014-03-28

NV (2004) *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av*

avfall. Naturvårdsverkets Författningssamling NFS 2004:10, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (2005) Naturvårdsverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2005:9. Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (2008) Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Naturvårdsverkets Författningssamling NFS 2008:1, Naturvårdsverket, Stockholm

NV (2010) Föreskrift om ändring i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2010:4. Naturvårdsverket, Stockholm.

RVF Utveckling (2002) *Karbonatstabilisering av flygaska från avfallsförbränning*. Rapport 2002: 05. Svenska Renhållningsverksföreningen och RVF Service AB, Malmö

RVF Utveckling (2005) *Kartläggning av behandlingsverksamheter för farligt avfall i Sverige – metoder och mängder*. Rapport 2005:20, Renhållningsverksföreningen, Malmö.

Samuelsson, P-O., Magnusson, G., Bengtsson, H., Seland, M. & Karlsson, M. (2013) *Miljögifter och muddring*. Slutrapport från temagrupp 3.6. Rapport 2013:69. Hav möter Land, Länsstyrelsen Västra Götalands län

SFS (2001) Avfallsförordningen. Svensk författningssamling 2001:1063.

SGU - Sveriges geologiska undersökning (2013) *Bedömningsgrunder för grundvatten*. Rapport 2013:01. ISBN 978-91-7403-193-5

SLVFS (2001) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30, Livsmedelsverket, Uppsala.

Strömberg, B (2004) *Rening av flygaska*. TPS 2004:7, Forskning och utveckling, Svensk fjärrvärme, Stockholm.

Tiberg, C. (2010) Stabilisering av aska med geopolymerer. Svenska Energiaskor AB, Stockholm. Publicerad 2010-03-04. Hämtad från http://www.energiaskor.se/nyhet_4%20mars%2010_stabilisering%20av

%20aska%20med%20geopolymerer.html

VISS - Vatteninformationssystem. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/>

Wadstein, E., Håkansson, K., Tiberg, C. & Suèr, P. (2005) *Kritiska deponiavfall – som inte klarar gränsvärden för att deponeras på deponi för farligt avfall*. Varia 555, Statens geotekniska institut, Linköping.

Wilewska-Bien, M., Lundberg, M., Steenari, B-M. & Theliander, H. (2007) Treatment process for MSW combustion fly ash laboratory and pilot plant experiments. *Waste Management*, 27, 1213-1224.

Wu, H., & Ting, Y. (2006). Metal extraction from municipal solid waste (MSW) incinerator fly ash - chemical leaching and fungal bioleaching. *Enzyme and Microbial Technology*, 38(6), 839-847.

Yang, R., Liao, W. & Wu, P. (2012). Basic characteristics of leachate produced by various washing processes for MSWI ashes in taiwan. *Journal of Environmental Management*, 104, 67-76.

Zacco, A., Borgese, L., Gianoncelli, A., Struis P. W. J., R., Depero E., L. & Bontempi, E. (2014) Review of fly ash inertisation treatments and recycling. *Environ Chem Lett*, 12:153–175.

Åkerlund, E., Wadstein, E., Rosqvist, H. & Frogner K. P. (2006) *Hälso- och miljörisker vid deponering av avfall som lakar höga halter av klorid och sulfat- en förstudie*. Varia 564. Statens geotekniska institut, Linköping, 2006.

Öman, C., Malmberg, M. & Wolf-Watz, C. (2000) *Handbok för Lakvattenbedömning - Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*. IVL Svenska miljöinstitutet, Stockholm.

13. Bilagor

Bilaga 1. Avfallskoder (SFS 2011:927) och benämning på de avfallstyper som kan beröras i fallet för flygaska och rökgasreningrester. Flera avfallskoder har en likadan benämning.

Avfallskod	Benämning på avfallstyp
10 - Avfall från termiska processer	
10 01 04*	Flygaska och pannaska från oljeförbränning.
10 01 13*	Flygaska från emulgerade kolväten som används som bränsle.
10 01 16*	Flygaska från samförbränning som innehåller farliga ämnen.
10 01 18*	Avfall från rökgasrening som innehåller farliga ämnen.
10 04 04*	Stoft från rökgasrening
10 05 03*	
10 06 03*	
10 03 19*	Stoft från rökgasrening som innehåller farliga ämnen
10 08 15*	
10 09 09*	
10 10 09*	
10 14 01*	Kvicksilverhaltigt avfall från rökgasrening
19 01 - Avfall från förbränning eller pyrolys av avfall	
1 9 01 05*	Filterkaka från rökgasrening.
19 01 06*	Vattenhaltigt flytande avfall från rökgasrening och annat vattenhaltigt flytande avfall
19 01 07*	Fast avfall från rökgasrening
19 01 13*	Flygaska som innehåller farliga ämnen

Bilaga 2. Avfallsanläggningar och myndigheter som bidragit med material till denna rapport.

Djupdalens avfallsanläggning (Renhållningsverket), Värmlands län
Sydkraft Öst-Värme AB, Bergrum 7, Länsstyrelsen Östergötland
Målserums avfallsanläggning, Västerviks kommun
Hovgårdens avfallsanläggning, Uppsala kommun
Högbytorps avfallsanläggning, Ragn-Sells
Hässleholm miljö AB (Vankiva), Hässleholm kommun
Gryta avfallsanläggning (Västmanlands avfallsbolag), Västmanlands län
Dåvamyrans deponeringsanläggning, Umeva, Norrbottens län
Kiruna deponi/återvinningscentral, Tekniska verken i Kiruna AB
Brändkläppens avfallsupplag, Bodens kommun
Skedala AFA (Brogården), Hallands län

Bilaga 3. Mål kopplade till de ingående anläggningarna i denna studie.

- Mål nr M 1664-07, Mark- och miljödomstolen, Nacka tingsrätt
- Mål nr M 1571-07, Mark- och miljödomstolen, Nacka tingsrätt
- Mål nr M 1944-09, Miljödomstolen, Växjö tingsrätt
- Mål nr M 28110-05, Miljödomstolen, Stockholms tingsrätt
- Mål nr M 204-01, Miljödomstolen, Växjö tingsrätt
- Mål nr M 119-01, Miljödomstolen, Umeå tingsrätt
- Diarienummer 2006-1164, Miljö- och hälsoskydds nämnden, Umeå kommun
- Mål nr M 322-99, Miljödomstolen, Vänersborgs tingsrätt
- 551-8691-10, Miljöprövningsdelegationen, Länsstyrelsen Norrbotten
- Mål nr 4726-04, Miljödomstolen, Växjö tingsrätt
- 551-6318-06, Miljöprövningsdelegationen, Länsstyrelsen Halland

Bilaga 4. Beskrivning av anläggningarnas reningssystem för rening av lakvatten. Beskrivningarna baseras helt på anläggningarnas egna uppgifter i miljörapporterna. De är därför mycket olika mängd information.

Anläggning	Beskrivning av lakvattenrening
1	Leds till utjämningsmagasin, sedan en våtmarksanläggning bestående av en luftningsbassäng och fyra våtmarksbassänger med vassväxter
2	Vatten som pumpas från bergrummet ska passera oljeavskiljare (rening från opolära alifatiska kolväten). Inget vatten har pumpats från bergrummet
3	Lakvatten pumpas till en luftningsbrunn och därefter till ett sandfilter för partikelavskiljning. Vattnet leds sedan till ett jonbytarfilter och ett torvfilter (torv och krossmaterial). Via uppsamlingsdamm leds vattnet vidare till en gemensam rening för allt lakvatten från anläggningen, i en biodamm med luftning. Därefter leds vattnet ut i en våtmark
4	Dräneringsledningar i deponins botten, leds till lakvattenbehandling.
5	Allt förorenat vatten som uppstår inom farligt avfall-deponin används i stabiliseringsprocessen för behandling av askan. Det framgår inte om något överskott av processvatten någonsin uppstår, och hur detta i så fall behandlas.
6	Förbehandlas genom långtidsluftning och sedimentering innan det leds till en SBR-anläggning med efterföljande sandfilter för kväve- och fosforrening.
7	Dräneringssystem bestående av lakvattendiken och schaktbrunnar med pumpning, luftat utjämningsmagasin, pumpstationer med flödesmätare, och överföringsledning till lakvatten-reningsverket. Under 2013 har avrinnande vatten från klass 1-deponin samlats upp och tillförts oljestationens ultrafilter- och jonbytaranläggning (rening av metaller). Därefter leds allt med övrigt lakvatten till reningsverket.
8	Lakvatten leds via täckdiken till en lakvattendamm med biologisk rening (luftning och sedimentering), pumpas vid behov till reningsverk.
9	Först via utjämningsbassäng, sedan luftning, sedimentering, partikelfilter, kemiska adsorptionsfiltermedier (metallreducering) och torvfilter (slutpolering). Leds sedan till närliggande myrmark för sekundär fastläggning av metaller m.m.

Tabellorientering bilaga 5: Alla miljörapporter innehåller inte samma typ eller mängd av information, varför en del tabellrutor behöver läsas med viss flexibilitet. Detta då de inte alltid är direkt jämförbara med andra anläggningars information.

Bilaga 5. Uppmätta värden i yt- och grundvatten, samt utgående vatten till recipient. Klassningen enligt SGU:s bedömningsgrunder. Yt- och grundvattenprovpunkter är placerade i eller intill deponiområdena. Över 100 mg/l är hög halt, över 300 mg/l är mycket hög halt (se utförligare beskrivning i Tabell 4). Här presenteras de fem sista anläggningarna. De fyra första presenteras i bilaga 3.

Anläggning	Grundvatten (mg/l)	Ytvatten (mg/l)	Klorider i utsläpp till recipient (mg/l)	Kommentar
1	3,1-103,5 på (fyra mätpunkter, medelvärden)	7,1-92,5 (fyra mätpunkter, medelvärden)	Min: 591, Medel: 7310,0*, Max: 740,0 Svagt ökande trend	*Medelvärdet 731,0?
2	Ingen uppgift	Ingen uppgift	Inte aktuellt	Inget vatten har pumpats ut från bergrummet 2013
3	Ingen uppgift	Ingen uppgift	Ingen uppgift. Dock anges i miljörapporten att inga avvikande värden har uppmätts i jämförelse med tidigare år.	
4	45-795 (fyra mätpunkter) 48-210 (fyra brunnar)	12-2100 på sex provpunkter.	1996 (årsprov*) 2100 (årsmedel)	*Årsprovet på utsläpp från reningsverket (provpunkt A1) är framräknat flödesproportionerligt ur resultatet på månadsproverna.
5	Ingen uppgift	180 och 360, (medel: 270) Ökande trend	Ingen uppgift	
6	0,32-370 (fyra mätpunkter) 1-11 (fyra brunnar)	15-308 (tio mätpunkter**)	Ingen uppgift	**Högsta mätvärdet för år i en mätpunkt runt kontorsplan, maskinhallar och återvinningscentralen. Det skulle därför kunna vara påverkat av vägsaltning.

7	Ingen uppgift*	Ingen uppgift. Men man anger låga halter av klorider i de uppmätta provpunkterna, med ett undantag. Man bedömer att den förhöjda halten beror på halkbekämpning av närliggande väg.	90 670 kg klorid från allt lakvatten har belastat reningsverket	* uppger att alla mätningar klarar gränsen för tjänligt dricksvatten, utom en provpunkt, vilken ska utredas.
8	Höga eller mycket höga kloridhalter i fyra provpunkter. Ytterligare en provpunkt visar en ökande trend	Ingen uppgift. En av provpunkterna visar högre kloridhalt än föregående år.	Ingen uppgift	
9	1-250 (tre provpunkter)	2,2-41	490-1400 (fem mätpunkter)	Omfattande ombyggnationer och utbyte av utrustning gjorts i lakvattenreningssystemet