

Metodik för klassificering av H14-kriteriet i Avfallsförordningen

Sara Stiernström, Kristian Hemström, Ola Wik, Gunnar Carlsson och Magnus Breitholtz

Metodik för klassificering av H14-kriteriet i Avfallsförordningen

Förslag till biotestbatteri för klassificering av farligt
avfall

Ekotoxikologisk testning med bakterie, alg, kräftdjur
och fiskembryo

Methodology for classification of the H14 criterion according to the directive 2008/98/EC on waste

Proposal of a biotest battery for the classification of
hazardous waste

Ecotoxicological testing with bacterium, algae,
crustacean and fish embryo

Sara Stiernström¹, Kristian Hemström², Ola Wik², Gunnar Carlsson³
och Magnus Breitholtz¹

¹ Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap, Stockholms universitet.

² Statens Geotekniska Institut.

³ Sveriges Lantbruksuniversitet.

Q6-668

Abstract

This project yields new knowledge for the ecotoxicological assessment of ashes from combustion. An environmental relevant leaching method for the preparation of extract water is proposed. The extracted water samples from seven ashes were also tested in a novel test battery including a bacterium, microalgae, crustacean and fish. Our results underline the importance of combining chemical data with biological effect studies.

Sammanfattning

Avfall som kan ge ekotoxikologiska effekter ska klassificeras under kriteriet H14 ("Ekotoxisk") i avfallsförordningen. Hur detta ska gå till praktiskt finns det inom Europeiska Unionen idag inga tydliga riktlinjer för. Däremot finns en överenskommelse att ekotoxikologiska testsystem kan användas för klassificering samt karakterisering av inneboende egenskaper hos avfall.

Huvudsyftet med det aktuella projektet var att ta fram ett biotestbatteri (Mikrotox®, tillväxthämning med alg, utvecklingstest med ett kräftdjur samt sebrafiskembryotest) för bedömning av avfallsegenskapen H14. För att underlätta tolkningen av resultaten var en central förutsättning att de utvalda testmetoderna skulle uppfylla kraven på robusthet för t.ex. hög saltstyrka. Ett sekundärt syfte var att testa en ny lakmetod (kolonnstest med återcirkulation, ER-H metoden, istället för ett standardiserat skaktest) för att ta fram lakvatten till de akvatiska ekotoxicitetstesterna från fasta avfallsmatriser. Lakvattnet bör i så stor utsträckning som möjligt vara representativt för utgångsmaterialet, och det är önskvärt att laktestet som används fungerar för alla ämnesgrupper som kan orsaka toxiska effekter. Som ett första steg i att ta fram en relevant och praktisk användbar metodik för klassificering av avfall har sju askor från avfallsförbränning utvärderats.

Resultaten visar att testorganismerna som användes i de ekotoxikologiska metoderna fungerade väl för testning av samtliga lakvätskor, som i många fall hade t.ex. hög konduktivitet. Vidare har projektet visat att det är stor skillnad i känslighet mellan olika testorganismer och testvariabler. Kräftdjuret var överlag den känsligaste testorganismen, följt av fiskembryo, mikroalg och Mikrotox®. De subletala testvariablerna (kläckningstid och hjärtfrekvens i fiskembryo och larvutveckling i kräftdjur) var betydligt känsligare än de letala testvariablerna (t.ex. akut dödlighet i kräftdjur). Trots detta visade projektet att ingen enskild art eller testvariabel var mest känslig för alla askor, vilket visar att det krävs en kombination av arter – ett testbatteri – för att täcka upp den mångfald av toxiska effekter som en lakvätska från en komplex avfallsmatris kan orsaka. Ytterligare en fördel med de använda testmetoderna är att de kan användas både i samband med faroklassificering av avfallet och som underlag till platsspecifik riskbedömning av risken med att använda, eller behandla avfallet.

Resultaten visar också att kolonnlaktestet med återcirkulation, ER-H metoden, har potential att fungera för utlakning av oorganiska ämnen. Denna metod, utvecklad för utlakning av ickeflyktiga organiska föreningar, kan därför vara bättre lämpad än befintliga standardmetoder för beredning av eluat till akvatiska ekotoxicitetstester, fr.a. från komplexa avfall som innehåller både oorganiska och organiska ämnen/föreningar. Inom projektet utvärderades emellertid inte avfallsmatriser innehållande primärt organiska föreningar vilket bör göras i framtida studier. Hur askorna behandlas (åldring, lufttorkning etc.) innan de lakas kan påverka deras lakegenskaper, vilket i sin tur kan inverka på deras ekotoxiska egenskaper. Provbehandlingen bör därför tas i beaktande då ekotoxikologiska tester av avfall utförs och utvärderas. Lämpliga L/S- och pH-förhållanden behöver utredas vidare eftersom t.ex. pH har stor betydelse för förekomstform och därmed biotillgänglighet av metaller men även organiska ämnen.

Sammanfattningsvis rekommenderas en kombination av kemiska analyser och biologiska tester för bedömning av den inneboende faran hos en aska. Avslutningsvis rekommenderas också en försiktighet vid tolkning av resultaten utifrån beräkningsmodeller för att bedöma toxiciteten.

Nyckelord: biotestbatteri, aska, lakning, avfall, avfallsförordningen

Summary

Waste, including ashes that can cause ecotoxicological effects, should be classified under criterion H-14 in the Directive on Waste 2008/98/EC. The complex nature of ash production and the fact that it has a complex chemical composition makes ecotoxicological hazard and risk assessment of ashes based on mere chemical analysis insufficient. Biological test systems are thus indispensable tools to support the ecotoxicological characterisation and classification of the properties of ashes.

All living processes rely on water, and the main route for environmental contaminants to reach organisms and ecosystems, and ultimately exert a toxic effect, is via uptake from the water phase. Thus, to identify hazard or risk of solid matrices, it is relevant to assess the fraction of the contaminants that can be released (leach out) and to assess the ecotoxicological effect of this eluate. Eluates for subsequent ecotoxicological testing should be prepared with a leaching test able to produce an eluate representative for both the organic and inorganic constituents in the material. However, today there are no appropriate harmonized standard leaching methods for this purpose. There is thus a need for better leaching methods for preparation of eluates for ecotoxicological testing of complex waste materials.

The complex, and sometimes extreme, properties of ash eluates from combustion make the ecotoxicological characterisation difficult and give rise to both ethical and experimental challenges when designing the biotest battery. The organisms must for instance be relatively insensitive to high conductivity, since leachates from ashes often have high salinity. Also, since there is no such thing as “the most sensitive organism” to all kinds of pollutants and the environment we are set to protect is a collective term for all the animals and plants that surround us, we have to rely on a combination of organisms when we assess hazard or risk. In the present project we have combined several organisms to simulated “food-chain”.

Aim

The objectives of this study were (1) to develop a leaching procedure suitable for preparation of water extracts for ecotoxicity testing, and (2) to evaluate an ecotoxicological test battery for the characterisation of ashes.

Method

A leaching procedure developed for organic compounds was assumed to be more realistic than existing standard methods for preparation of eluates for ecotoxic tests from complex matrices. A modified version of a recirculation column test, the ER-H method, developed for leaching of nonvolatile organic compounds and validated for PAHs and CPs, was used in this study and compared with the batch test EN 14735 (Characterization of waste – Preparation of waste samples for ecotoxicity tests).

The ecotoxicological test battery included species representing different trophic levels; the bacterium *Vibrio fischeri* (Microtox®), a growth inhibition test with the micro algae *Pseudokirchneriella subcapitata* formerly known as *Selenastrum capricornutum*, a

larval development test with the copepod *Nitocra spinipes* and an embryo toxicity test with sebra fish (*Danio rerio*). These test species show a relatively low sensitivity to elevated salinity levels. This test battery can be used to test a wide variety of matrices (e.g. single chemicals, complex effluents, eluates and sediments), and therefore offers flexible solutions for testing of leachates with differing and difficult properties.

Both the ashes and their leachates were also analyzed chemically for organic and inorganic substances.

Conclusions

All the test organisms responded with distinct concentration-responses when exposed to different bottom/fly ash leachates. The larval development test with *Nitocra spinipes* was the overall most sensitive test. Despite that, the project demonstrated that no single species or endpoint were the most sensitive to all the ashes. This emphasizes the importance of using a battery of biotests when evaluating ecotoxicological effects of ashes. The observed toxicological effects were not possible to foresee with mere chemical analyses and literature ecotoxicological data, which shows the importance of using a combination of chemical and biological tests when evaluating the ecotoxicological effects of complex eluates.

The leaching of inorganic substances, when using the column leaching test developed for leaching of organic compounds, was largely in agreement with the leaching from the standardized batch test (EN 14735). In our opinion the column leaching test is in general more suitable for preparation of eluates used for ecotoxicological characterisation since standard leaching methods for wastes contain features that have been proven to be less suitable for leaching of hydrophobic organic compounds, e.g. end-over-end rotating or shaking and filtration.

The preparation of ashes (ageing, drying etc.) before leaching will affect the properties of the eluates. Clearly, this will influence their ecotoxicological properties. Sample treatment should therefore follow a fixed routine before the ecotoxicological tests with ashes are conducted and evaluated. For example, the role of pH in the leaching process must be understood, as well as its importance for the outcome of the ecotoxicity tests.

An important conclusion from this study was that to fully understand the hazard potential of the tested ashes, an integrated analysis of biological and chemical data is necessary.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	2
1.2	SYFTE OCH MÅLSÄTTNING MED PROJEKTET	4
2	MATERIAL & METODER	5
2.1	AVFALLSTYPER – URSPRUNG OCH BEHANDLING	5
2.2	KEMISK KARAKTERISERING	8
2.3	LAKTESTER	9
2.4	EKOTOXICITETSTESTER	12
3	RESULTAT	15
3.1	KEMISKA ANALYSER	15
3.2	EKOTOXICITETSTESTER	25
4	DISKUSSION	27
5	SLUTSATSER	32
6	REKOMMENDATIONER	34
7	REFERENSER	35

Bilagor

- A LARVUTVECKLING
- B FIGURER – SEBRAFISKEMBRYOTEST
- C JÄMFÖRELSEKVOT
- D METODIK FÖR KLASSNING MED AVSEENDE PÅ
EKOTOXIKOLOGISKA EGENSKAPER FÖR FARLIGT AVFALL
- E PRAKTISKA PROBLEM MED TESTMETODER FÖR BEREDNING AV
ELUAT TILL EKOTOXICITETSTESTERNA
- F ÅLDRINGSFÖRSÖK

1 Inledning

Naturvårdsverket (NV) har initierat ett projekt för framtagande av ett batteri med testmetoder för karakterisering av avfalls ekotoxicitet (egenskap H14) i Avfallsförordningen, där institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM, Stockholms universitet), har fått i uppdrag att ta fram ett förslag till testmetoder. För att kunna validera dessa testsystems användbarhet vid klassificering av avfall behöver de testas med ett antal olika avfallstyper. Intressenter från avfallsbranschen har i samarbete med NV, ITM och Statens Geotekniska Institut (SGI) låtit testa olika avfallsmatriser i detta projekt.

Testning av ett avfalls inneboende miljöfarliga egenskaper i s.k. ekotoxikologiska tester (biotester) ger ett svar på materialets biologiska effekt. Tidigare har man vid miljöfarlighetsbedömningen ofta utgått enbart från totalhaltsanalyser av enskilda ämnen. Problemet är att det är mycket svårt, eller omöjligt, att utifrån totalhaltsanalyser förutsäga miljöfarligheten hos en komplex blandning av ämnen som t.ex. avfall utgör. Orsaken till osäkerheten utgörs av att miljöstörande ämnen kan förekomma i olika former, vilka har olika biotillgänglighet och toxicitet, men också av att olika föreningar kan interagera med varandra på olika sätt (effekterna kan ta ut varandra eller ge en större effekt än var och en för sig).

Det är önskvärt att testmetoderna är standardiserade, men då det i dagsläget saknas just relevanta standardiserade testmetoder för salt- och brackvattenlevande kräddjur- och fiskar anser NV att ”vetenskapligt publicerade och vedertagna metoder” kan användas. Både kräddjurstestet och fiskyngeltestet som användes i projektet är dock under utredning för att bli standardiserade.

Det testbatteri som använts i projektet innefattar akvatiska organismer från olika trofinivåer (olika nivåer i en tänkt näringskedja):

- Bakterietest (standardiserad metod)
- Tillväxthämningstest grönalg (standardiserad metod)
- Kräddjurstest *Nitocra spinipes* akut test (standardiserad metod) och subkroniskt test (är under standardiseringsförfarande inom OECD)
- Fiskyngeltest (*Danio rerio*) (är under standardiseringsförfarande inom OECD/SIS)

Internationellt ingår även tester i terrestra system (landlevande organismer). Detta projekt har inte inkluderat terrestra system då det i dagsläget saknas kriterier för klassificering av blandningar som innehåller ämnen med riskfras R54 (giftigt för växter), R55 (giftigt för djur) och R56 (giftigt för marklevande organismer).

Testning i akvatiska system förutsätter att det fasta avfallet först lakas. Lakvattnet som sedan ska testas ska i så stor utsträckning som möjligt vara representativt för utgångsmaterialet, och det är önskvärt att laketestet som används fungerar för alla ämnesgrupper som kan orsaka toxiska effekter. I detta projekt har SGI använt ett kolonntest med återcirkulation och jämfört det med ett standardiserat en-stegs skaktest.

Inom ramen för avfallsdirektivets farokriterium, H14, utvärderas avfallets inneboende egenskaper, men man tar därmed inte hänsyn till hur avfallet kommer att hanteras. En riskanalys, då man även tar hänsyn till yttre omständigheter (exempelvis hur det hanteras, recipientens status etc.), kan sedan göras i varje enskilt fall utifrån den inneboende faran i avfallet.

1.1 Bakgrund

I Sverige infördes en ny avfallsförordning den första januari 2002 (SFS 2001:1063), vilken bl.a. innebär att avfall, som har s.k. dubbel ingång, ska klassificeras utifrån fjorton olika faroegenskaper (H1-14). Förordningen utgör den svenska implementeringen av EU-direktiv 91/689/EG om farligt avfall samt kommissionens beslut om ändring av avfallsförteckningen 2000/532/EG, K(2001)108 samt K(2001)106. Klassificeringssystemets komplexitet och avsaknaden av en officiellt sanktionerad vägledning gör det svårt för avfallsinnehavaren (producenten) att göra en korrekt klassificering av avfallet. Avfall som omedelbart eller på sikt innebär risk för en eller flera miljösektorer klassificeras enligt miljöfarlighetsegenskapen H14 ("Ekotoxisk"; bilaga 3 i ovan nämnda förordning). Såväl nationellt som på EU-nivå saknas i dagsläget emellertid närmare anvisningar för hur bedömning av H14 praktiskt ska gå till och behovet av en tydlig vägledning och standardisering är stor (Avfall Sverige, 2007).

Eftersom klassificeringen avgör hur avfallet får behandlas är det av största vikt att klassificeringen avseende miljöstörningar görs på ett korrekt och vetenskapligt vedertaget sätt. De standardiserade ekotoxikologiska tester (t.ex. RVF, 2003) som används i olika sammanhang kan vara behäftade med en del osäkerhetsfaktorer då de i allmänhet är utvecklade för att nyttjas vid bedömning av enskilda kemikalier. Förvisso bygger egenskaperna i bilaga 3 till Avfallsförordningen på samma principer som gäller för klassificering och märkning av kemiska produkter, men vissa modifieringar av de testmetoder som används där är sannolikt nödvändiga för t.ex. komplexa lakväschor från avfall.

Då avfall ofta är komplext sammansatta kan förfaringssättet med en farobedömning med utgångspunkt från totalanalys av ämnen (Avfall Sverige, 2007) upplevas opraktiskt eller ofta direkt missvisande ur miljösynpunkt (Vaajasaari, 2005). Exempelvis har det vid sedimentriskbedömning visats vara svårt att förutsäga giftighet utifrån kemisk analys av totalhalter eftersom det inte finns tydliga korrelationer mellan de kemiska substanser som analyseras och deras bidrag till den totala giftigheten (Abass et al., 2005; Bihari et al., 2005; Sundberg et al., 2005). Detta beror på att den kemiska analysen normalt endast utförs på ett mindre antal (~30) av alla de kemikalier (~50 000) som finns i miljön och som följaktligen kan ge effekter på levande organismer (Baudo et al., 1999). Då t.ex. avfallsdeponier tar emot en mängd antropogena kemikalier från olika källor måste faro- och riskbedömningar av sådana matriser ta hänsyn till komplexa blandningars giftighet (Eggen et al., 2004). Vidare är det svårt att avgöra om en förening är biologiskt tillgänglig enbart utifrån kemiska analyser (SNV, 1996). Eftersom biotillgänglighet, d.v.s. den faktiska dos av en kemikalie som en levande organism exponeras för, är något av en nyckelfaktor i ekotoxikologiska undersökningar av kemikalier (Escher and Hermens, 2004; Fent, 2004), så måste en adekvat riskbedömning av avfall eller andra

komplexa matriser baseras på undersökningar med biologiska testmetoder (McCauly et al., 2000). Detta är särskilt viktigt eftersom ett flertal faktorer, som t.ex. organisk halt och typ, partikelstorlek och form, vattenlöslighet, pH, salinitet, temperatur, kan påverka biotillgängligheten av en kemikalie i en komplex föroreningsblandning (Canada, 1999; van Leeuwen and Hermens, 1995). Även om många EU-länder idag tillämpar underlag som finns i bilagor/annex till det nya preparatdirektivet (1999/45/EG), vilket ger viss hjälp för bedömning av den summerade akuttoxiska effekten av enskilda ingående ämnen för akvatisk miljö, har behovet av att fokusera på kroniska och subkroniska testvariabler ökat markant under senare år (EC, 2003; EMEA, 2005; Breitholtz et al., 2006). Detta faktum skulle således kunna visa på betydelsen av känsligare testvariabler och därmed minska användandet av akuta tester vid klassificering av avfall enligt H14.

Som ett led i att utarbeta tydligare riktlinjer och ge vägledning för hur klassificering enligt H14 ska gå till genomfördes under 2007 en internationell utvärdering av ett antal ekotoxikologiska tester (Becker et al., 2007). Utvärderingen omfattade 67 olika laboratorier i 15 länder och var organiserat av BAM, FH Giessen-Friedberg och ECT GmbH. Tre olika typer av avfall undersöktes; en flygaska från en förbränningsanläggning vars huvudsakliga kontamineringskälla var tungmetaller, en förorenad jord med höga halter organiska ämnen (PAHer), samt avfall från ett förorenat träspånsmaterial innehållande höga halter av koppar och andra tungmetaller. Avfallen preparerades enligt CEN guideline 14735 (2005) innan de skickades till respektive lab och lakväschor (L/S 10) för akvatiska test framställdes enligt samma guideline. Resultaten från det använda ekotoxikologiska bastestbatteriet (akvatiska: algtest, *Daphnia* akut samt Mikrotox och terrestra; test med daggmack samt tester med två typer av växter) visade att avfallet från det förorenade träspånsmaterialet var det mest toxiska och den förorenade jorden minst toxisk. För de akvatiska testerna var *Daphnia* samt en av algerna de mest känsliga testerna, medan för de terrestra testerna var växterna känsligare än daggmacken. Generellt sett var de akvatiska testerna mer känsliga än de terrestra testerna (den känsligaste akvatiska organismen var känsligare än den känsligaste terrestra). I eluatet från det förorenade träspånsmaterialet var halten krom hög nog för att ge akut förgiftning på *Daphnia* vid utspädningar ner till 25 %. Geokemisk modellering av lakväschor ingående i samma ringtest (Postma et al., 2007) pekar på vikten av att välja en lakmetod som inte överskattar eller underskattar utlakningen. Även vissa testorganismers känslighet för makroämnen och spädningsmediets påverkan på utlakade ämnens biotillgänglighet kan ha avgörande betydelse för resultaten. Sammanfattningsvis visar undersökningarna att en kombination av biologiska tester och kemiska analyser krävs för att man ska kunna göra en adekvat ekotoxikologisk karakterisering av avfallet (Becker et al., 2007). Interkalibreringen ger dock ingen vägledning hur H14 ska tolkas i jämförelse till övriga H-kriterier och ger heller ingen vidare praktisk vägledning. Dessutom, eftersom alla testorganismer i ringtestet, utom bakterierna som används i Mikrotoxtestet, är sötvattenorganismer, skulle detta testbatteri inte vara lämpligt för avfallsmaterial som vid lakning skapar eluat med höga salthalter. Att jämföra resultaten mellan ringtestet och detta projekt kräver mer omfattande undersökningar än som rymts inom ramen för detta projekt.

1.2 Syften och målsättning med projektet

Huvudsyftet med det aktuella projektet var att ta fram ett vetenskapligt och i möjligaste mån standardiseringsmässigt grundat underlag till biotestbatteri för bedömning av avfallsegenskapen ”Ekotoxisk” (H14). För att underlätta tolkningen av resultaten ska de utvalda testmetoderna uppfylla kraven på robusthet för hög saltstyrka och pH. Ett sekundärt syfte var att utvärdera lämpligheten av en ny lakmetod (kolonntest med återcirkulation i.st.f. skaktest) för beredning av vattenextrakt till biotesterna, vilken bör fungera tillfredställande både med avseende på organiska och oorganiska föreningar/ämnen. För att kunna uppnå dessa syften hade projektet som mål att med fyra akvatiska testorganismer (bakterie, alg, kräftdjur och fisk) testa lakvätskor från sju askor (olika typer av slaggrus och flygaskor) och jämföra dessa resultat med data från kemisk analys av såväl organiska som oorganiska föreningar. Ett avslutande syfte var dessutom att försöka göra en integrerad analys av framtagna biologiska och kemiska data, för att kunna ge rekommendationer för hur avfall ska kunna klassificeras på ett vetenskapligt och relevant sätt.

2 Material & Metoder

2.1 Avfallstyper – ursprung och behandling

I detta projekt har sju olika askor (slaggrus och flygaskor) från förbränning genomgått lakning och ekotoxikologisk testning (se Tabell 1).

Tabell 1. Tabellen visar förkortningar, benämningar och ursprung av de testade askorna.

Table 1. The table shows abbreviations, type and origin of the tested ashes.

Förkortning	Benämning/Typ	Ursprung
A	Bottenaska (hushållsavfall)	Högdalen
B	Stabiliserad flygaska (hushållsavfall)	Högdalen
C	Färsk flygaska (hushållsavfall)	Högdalen
D	Flygaska (verksamhetsavfall)	Telge Återvinning AB
E	Blandaska - flyg och bottenaska blandat (verksamhetsavfall)	Telge Återvinning AB
F	Flygaska (rent biobränsle)	Brista
G	Åldrat slaggrus (hushållsavfall)	Tekniska Verken

Aska A – Bottenaska

Aska A kommer från Högdalens rostpannor för avfallsförbränning. Bränslet kan variera lite men består till största del (80 %) av hushållsavfall. Resterade del är verksamhetsavfall som mest består av plast, papper och returträ. Askan är en bottenaska som släkt i ett vattenbad och därefter lagrats i ca 3 månader. Provet togs från en schaktslänt som visuellt bedömts vara representativt. Bottenaskan har inte renats från metaller som Fe, Cu och Al, med provpunkten valdes så att mängden metaller större än 4 mm var låg.

Askan provbereddes samma dag som den ankom till SGI. Den siktades < 4 mm och partikelfraktioner > 4 mm krossades i käftkross tills > 95 % var < 4 mm. Den krossade fraktionen blandades med fraktionen som naturligt var < 4 mm. Ca 4 viktprocent var okrossbara fraktioner > 4 mm (mestadels plast och en del metallbitar) och plockades bort för hand. Neddelning av materialet till mindre portioner (till laktest och totalhaltsanalyser) gjordes med hjälp av spaltneddelare. Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 14,7 %, vilket motsvarar en fukthalt på 12,9 %.

Aska B – Stabiliserad/solidifierad flygaska från avfallsförbränning

Både Aska B och C är avfallsflygaskor, dvs. blandningar av vändschaktsaska före rökgasrening. Dessa askor är rökgasreningsprodukter från en våtskrubber där kalk tillsats för rening av rökgaser från S och Cl och där aktivt kol tillsats för rening från Hg och organiska föroreningar, jämte aska från elfilter efter scrubben.

Det stabiliserade flygaskan B, togs ut som en borrhärna från deponeringsplatsen Löt i Vallentuna kommun. Under hösten 2006 blandades färsk flygaska, lik Aska C (se nedan), med stabiliseringsmedel och vatten i förhållandena 40-17-43 (flygaska-stabiliseringsmedel-vatten) till en "slurry" som pumpades till en cell där det fick härda till en monolit. Stabiliseringsmedlet är en specialprodukt som i huvudsak består av finmalen masugnsslagg. Härdningen sker långsamt, ofta börjar den härda efter en dryg vecka och pågår under flera år. Stabiliseringsmedlet har valts så att monoliten inte blir för hård och spröd utan en mer seg monolit, i vilken inte kunnat påvisas några sprickor. Permeabiliteten vid 1 m:s vattentryck är ca 10⁻⁹ m/s. Då den stabiliserade produkten används för konstruktioner/anläggningsändamål är omgivningens permeabilitet, vid korrekt konstruktion, högre än detta, varvid lakvatten går genom detta material i stället för genom monoliten. Utlakning sker då främst från askkonstruktionens yta. I denna studie används laktester där partikelstorleken ska vara < 4 mm (se vidare kapitel 3.3) och borrhärnor från den stabiliserade flygaskan har därför krossats innan de lakats. Detta innebär en förändring av materialets fysikaliska egenskaper; vid minskad partikelstorlek ökar kontaktytorna från vilka utlakning kan ske. De kemiska förändringar av askan som sker vid stabiliseringen påverkas förmodligen inte av krossningen. Bestämning av utlakningen från den stabiliserade flygaskan med ett ytutlakningstest på en monolitisk provkropp hade förmodligen varit mer rättvisande mot stabiliseringen med tanke på hur den stabiliserade produkten används, d v s vid en riskbedömning. Klassificering enligt H14-kriteriet i Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) avser å andra sidan bestämning av avfallens inneboende fara, oberoende av användning, och inte den risk avfallet kan utgöra i specifika situationer. För sådana avfall som faller under rubriken "Avfall från fysikalisk eller kemisk behandling av avfall" (Bilaga 2 till avfallsförordningen och EWC 1902) framgår det att enbart monolitiska egenskaper (t.ex. solidifiering av ett avfall) inte anses vara skäl nog för att ett farligt avfall skall bedömas vara icke farligt. Det krävs att avfallens kemiska egenskaper skall ha ändrats för att för att det inte längre skall betraktas som farligt. För att bestämma den inneboende faran i enlighet med Avfallsförordningen bör man därmed testa det krossade materialet.

Borrproverna av den stabiliserade flygaskan förvarades i kylrum 4±2°C i ca en vecka innan provberedning. Tre av borrhärnorna krossades (med slägga och käftkross) och siktades < 4 mm. Materialet från de tre olika borrhärnorna slogs därefter samman till ett prov. Neddelning av materialet till mindre portioner (till laktest och totalhaltsanalyser) gjordes med hjälp av spaltmeddelare. Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 100 %, vilket motsvarar en fukthalt på 50 %. Då kolonnlaktest skulle utföras på det fuktiga materialet fick inte önskad mängd material plats i lakutrustningen (250 g TS) p.g.a. det höga vatteninnehållet. Materialet lufttorkades därför i 3 dagar. Under torkningen aggregerade materialet ihop något och siktades igen < 4 mm efter torkning. Material > 4 mm trycktes sönder. Efter torkning bestämdes vattenkvoten till

23,2 %, vilket motsvarar en fukthalt på 18,8 %. Alla laktester och totalhaltsanalyser utfördes på det lufttorkade provet.

Aska C – Färsk Flygaska

Den färska flygaskan är tagit från ett bulktrösk på Löt där askan har blåsts in torrt från en bulkbil. Lagringstiden från det att Askan producerats är mindre än en vecka i Högdalen och max en vecka i LÖT innan den skickats till SGI. På SGI förvarades flygaskan i kylrum 4 ± 2 °C i ca en vecka innan provberedning. Materialet siktades < 4 mm, men behövde inte krossas, utan aggregat > 4 mm trycktes sönder för hand. Neddelning av materialet till mindre portioner (till laktest och totalhaltsanalyser) gjordes med hjälp av spaltneddelare. Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 25,3 %, vilket motsvarar en fukthalt på 20,2 %. Det är förvånande att provet hade en så hög fukthalt och att det delvis hade agglomererat eftersom den var så pass färsk. Fukt har förmodligen sugits upp ur luft efter det att flygaskan svalnat men fukten har endast delvis kunnat påbörja kemiska härdnings- och mognadsprocesser. Provet reagerade nämligen som färskt genom att gas bildades när vatten tillsattes. Vattenkvoten bestämdes vid 3 tillfällen och var vid samtliga tillfällen ca 25 %. Det är därför osannolikt att bestämningen av vattenkvoten skulle vara felaktig. Vi finner ingen förklaring till att fukthalten var så hög som den var med tanke på askans ringa ålder. På Aska C utfördes utöver de ekotoxikologiska testerna även ett försök för att studera inverkan av åldring på utlakningen från materialet (se vidare Bilaga F).

Aska D – Flygaska

Flygaskan hade åldrats i > 3 år innan den ankom till SGI. Bränslet består till största del av verksamhetsavfall. Innan provberedning förvarades den i kylrum 4 ± 2 °C i ca 2 månader. Provberedningen utfördes på samma sätt som för Aska C (se ovan). Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 43,2 %, vilket motsvarar en fukthalt på 30,2 %.

Aska E – Blandaska

Askas är en blandning av flygaska (bl.a. Aska D) och bottenaska från samma anläggning. Blandaskan hade åldrats i > 4 år innan den ankom till SGI. Bränslet består till största del av verksamhetsavfall. Innan provberedning förvarades den i kylrum 4 ± 2 °C i ca 2 månader. Provberedningen utfördes på samma sätt som för Aska A (se ovan). Enbart ett spik plockades bort som okrossbar fraktion > 4 mm. Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 37,8 %, vilket motsvarar en fukthalt på 27,5 %.

Aska F – Flygaska Biobränsle

Flygaskan var inte befuktad innan den ankom till SGI. Den förvarades i kylrum 4 ± 2 °C i ca 3 veckor innan provberedning. Bränslet består till största del av biobränsle och askprovet uppfyller Skogsstyrelsens rekommendationer när det gäller innehåll av makronärings- och spårämnen vid askåterföring till skogsmark. Materialet var ett fint pulver, utan aggregat, och behövde inte siktas eller krossas. Vattenkvoten bestämdes till 0,03 %, vilket motsvarar en fukthalt på 0,03 %. Till materialet tillsattes Milli-Q-vatten tills en vattenkvot av 75 % (fukthalt 43 %) erhållits. Omrörning gjordes i 5 minuter i en

”degblandare” då blandningen bedömdes vara en homogen ”slurry”. Materialet förvarades sedan i en syradiskad teflonburk under kvävgasatmosfär i rumstemperatur. Under förvaringen härdade materialet till en hård klump. Efter 33 dygn togs materialet upp, lades i en påse, och då det var för fuktigt för att sikta krossades det med hammare tills allt material bedömdes vara < 4 mm. Vattenkvoten på det krossade materialet bestämdes till 68,7 %, vilket motsvarar en fukthalt på 40,7 %. På materialet utfördes ett kolonntest för ekotoxikologisk testning och skaktester för studier av inverkan av åldring på utlakningen (se vidare Bilaga F). Kolonntestet misslyckades däremot p.g.a. att materialet hade för låg permeabilitet och delade på sig då det genomströmmades med vatten (se vidare Bilaga E). Ett nytt försök med kolonntest gjordes efter att materialet hade lufttorkat i rumstemperatur i 9 dagar. Det kunde då packas lösare vilket möjliggjorde genomströmning med vatten. Vattenkvoten på det lufttorkade materialet bestämdes till 20,4 %, vilket motsvarar en fukthalt på 16,9 %.

Aska G – Åldrat Slaggrus

Slaggruset härstammar från förbränning av avfall i rosterugn från Linköping, Tekniska Verken. Askan är en sorterad, 2-35 mm, omagnetisk fraktion. 14 ton aska placerades i en lysimeter (behållare med möjlighet att ta ut lakvatten i botten) utanför SGIs kontor i Linköping år 1993. Där utsattes den för väder och vind i 12 år och studerades med avseende på långtidsegenskaper av utlakning. 2005 grävdes den upp prover togs då ut i fyra lager med olika djup. Proverna har sedan dess arkiverats torkade i kylrum. Ett samlingsprov från nivå 3 (70 cm) användes i denna studie. Provberedningen utfördes på samma sätt som för Aska A (se ovan). Ca 4 viktprocent var okrossbara fraktioner > 4 mm (glas, plast och en del metallbitar) och plockades bort för hand. Vattenkvoten på det provberedda materialet bestämdes till 1,9 %, vilket motsvarar en fukthalt på 1,8 %.

2.2 Kemiska karakterisering

Alla askor skickades för analys av totalhalt av grundämnen (paket LMG-2), totalkväve och totalt oxiderbart kol (TOC) till ALS Scandinavia samt för semi-kvantitativ analys av organiska föreningar (screeninganalys av mindre flyktiga organiska föreningar) till Alcontrol. Askorna extraherades med Soxhlet-extraktion innan analys av organiska föreningar.

Lakvattnen skickades för analys av grundämnen (paket LV3-A), anjoner (klorid, fluorid, sulfat), TOC (kolonntester), DOC (skaktester), ammonium, nitrit, nitrat, BOD₇ samt COD_{Cr} till ALS Scandinavia. Lakvattnen analyserades semi-kvantitativt med avseende på organiska föreningar (omfattande screeninganalys av mindre flyktiga organiska föreningar) på Alcontrol. Lakvatten skickades för ekotoxicitetstester till SLU, avdelningen för avdelningen för patologi, farmakologi och toxikologi, samt till ITM, avdelningen för Akvatisk Miljökemi och Ekotoxikologi. Proverna skickades samma dag som lakttesterna avslutades och kylades eller frystes ej före transport. Flaskor med prover för ekotoxicitetstester och för analys av organiska föreningar täcktes med aluminiumfolie. Lakvattnet från kolonntest på Aska G skickades för analys av organiska föreningar först en vecka efter avslutat laktest. Under tiden förvarades det mörkt i kylskåp 4±2 °C.

Konduktivitet och pH mättes i lakvattnet efter avslutat laktest med konduktivitetmätare (CDM 210, Radiometer, Brønshøj, Danmark) och med pH-meter (PHM 210, Radiometer, Brønshøj, Danmark).

Förekomst av mikrobiell aktivitet i lakvattnet studerades efter avslutat laktest med hjälp av Petrifilm AC odlingsplattor (Petrifilm Aerobic Count Plate, 3M Microbiology, USA). 2×1 ml lakvatten applicerades på två odlingsplattor som sedan inkuberades i 72h i 30 °C. Förekomst/icke förekomst av röda kolonier noterades och dokumenterades.

2.3 Laktester

2.3.1 Val av metod

För beredning av vattenextrakt till de ekotoxikologiska testerna av avfall finns ett standardiserat skaktest beskrivet i SS-EN 14735:2005/AC:2006 (Characterization of waste - Preparation of waste samples for ecotoxicity tests). I detta test skakas provmaterialet (siktat och eventuellt krossat < 4 mm) med lakvätska i 24 h i ett L/S 10 förhållande (lakvätska/provmaterial), varefter lakvattnet filtreras genom ett 0,45 µm filter. Skaktest är en robust och beprövad metod för utlakning av oorganiska ämnen från askor. Skaktester har emellertid visat sig olämpliga för utlakning av organiska föreningar bl.a. p.g.a. att:

- 1) mycket partiklar frigörs vid skakningen vilket kan överskatta lakbarheten av partikulärt bundna organiska föreningar (Bergendahl, 2005)
- 2) lakvattnet filtreras efter skakningen. Stora förluster av hydrofoba organiska föreningar kan då ske p.g.a. adsorption till filtret (Hemström, 2007).

Då ekotoxikologiska tester ska utföras är det viktigt att metoden för beredning av eluat inte utesluter eller överskattar ämnen/föreningar som kan ge en toxisk effekt, vilket kan vara fallet för organiska föreningar i ovan nämnd standardmetod. I dagsläget finns inga standardiserade laktester för lakning av organiska föreningar, utan bara för oorganiska. Lakning av organiska föreningar ställer större krav på lakmetoden än lakning av oorganiska och för att utveckla ett laktest som i största möjliga mån är relevant för så många ämnesgrupper som möjligt är det därför rimligt att utgå från ett test som är utvecklat för organiska föreningar. I denna studie har en preliminär dansk standardmetod, ett kolonntest speciellt framtagna för lakning av ickeflyktiga organiska föreningar, använts (se Figur 2). Testet kallas ER-H metoden (*Equilibrium Recirculation column test for Hydrophobic organic compounds*) och är utvecklat av Gamst et al. (2007). ER-H metoden avser att bestämma jämviktskoncentrationen mellan fast och flytande fas (provmaterialet och lakvätskan) i det undersökta materialet. Metoden är utförligt beskriven och har validerats för utlakning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) i Hansen et al. (2004), Gamst et al. (2007), Hemström (2007) och Enell et al. (2008) samt för klorfenoler i Hemström (2007) och Persson et al. (2008). ER-H metoden har inte validerats med avseende på utlakning av oorganiska ämnen. En indikation om metodens tillämpbarhet för oorganiska ämnen kan fås genom jämförelse med standardiserade laktester, t.ex. skaktester. I Elert et al. (2008) gjordes en utvärdering av ett kolonntest med återcirkulation, likt ER-H metoden, på förorenad jord.

Skillnader i utlakning av metaller, i jämförelse med skaktest, var där sällan större än en faktor 2.

Den stabiliserade flygaskan, Aska B, var en monolit och skulle kunna testas med ett ytutlakningstest på en fast provkropp istället för med kolonn- och skaktest efter krossning. För att kunna jämföra resultaten från de olika askorna med varandra är det emellertid viktigt att samma metod använts vid beredning av lakvatten. Studier på eventuella skillnader i ekotoxiska effekter beroende på om monolitiska material krossats eller ej är däremot angeläget, men har inte rymts inte inom detta projekts budget.

2.3.2 Förbehandling

Askorna förvarades i kylrum 4 ± 2 °C när de inte användes. De provbereddes enligt beskrivning i kapitel 3.1.

Glaskolonnerna och glasflaskorna som användes i laktesterna diskades i maskin med Extran AP 12 (Merck, Tyskland) och syradiskades sedan i 1M HNO₃ i 24h. Därefter sköljdes de med destillerat vatten och sedan med aceton (p.a.). All utrustning, förutom 1- och 2-liters glasflaskor, glödgades sedan i 550°C i 2h för att bränna bort eventuella organiska föroreningar. 1- och 2-liters glasflaskorna sköljdes istället med heptan (p.a.). Allt material som kom i kontakt med askorna och lakvätskan var gjorda i antingen glas eller teflon för att minska adsorptionen och därmed förlusten av hydrofoba organiska föreningar till kontaktytorna.

2.3.3 Provuppställning

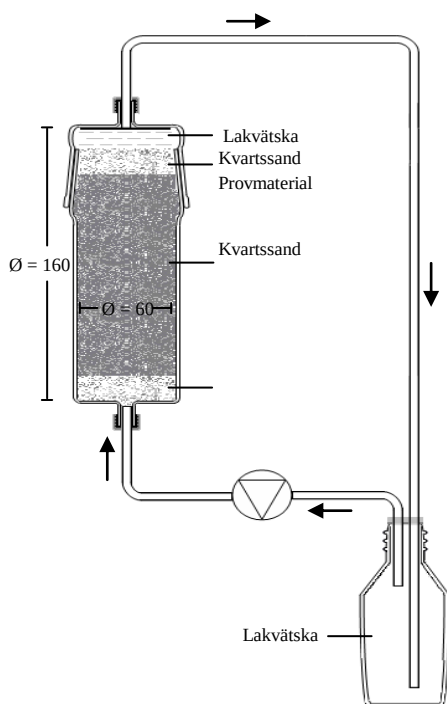
Alla askor lakades, om möjligt, med kolonnstest och lakvattnen analyserades kemiskt enligt beskrivning i kapitel 3.2 och med ekotoxicitetstester enligt beskrivning i kapitel 3.4. På lakvattnet från kolonnstest på Aska G, som kom in i slutskedet av projektet, gjordes inget zebrafiskembryotest. På tre askor, Aska B, F och G, utfördes parallellt med kolonnstester även skaktester enligt SS-EN 14735:2005/AC:2006. Lakvattnen från skaktesterna analyserades kemiskt, men ekotoxicitetstester utfördes enbart på lakvattnet från Aska B.

Vid kontakt med vatten kan gasbildning ske från askor vilket kan ställa till problem vid lakningen, fr.a. då kolonnstest används. Från Aska C alstrades så mycket gas att kolonnlakningstestet inte kunde utföras. Istället lakades denna enbart med skaktest med efterföljande kemisk analys och ekotoxicitetstester av lakvattnet.

2.3.4 Försöksuppställning

Vid lakning med ER-H metoden (se Figur 1), kortfattat, recirkuleras lakvattnet genom provmaterialet (siktat och eventuellt krossat < 4 mm), som packats i en glaskolonn, med en låg flödeshastighet vid ett konstant L/S-förhållande i sju dygn. Då förmodas de organiska föreningarna föreligga i jämvikt mellan provmaterialet och lakvattnet. Lakvattnet filtreras ej före analys utan en självfiltrering av lakvattnet sker då det recirkulerar genom provmaterialet, och de partiklar som mobiliseras anses vara mobila även under fältsituationer. Den analyserade halten i lakvattnet inkluderar både fritt lösta föreningar och föreningar bundna till partiklar i lakvattnet. I denna studie fick ER-H metoden modifieras något för att kunna generera så stora mängder lakvatten som

behövdes för de ekotoxikologiska testerna. Testet skalades upp från normalt L/S 0,5-2 till L/S 10 (250 g TS material och 2500 g lakvätska), vilket innebar att recirkulationstiden även fick förlängas från sju till 24 dagar och flödes hastigheten ökas något för att antalet recirkulationer skulle vara desamma. Lakvätskan består normalt av destillerat vatten innehållande 0,005 M kalciumklorid och 500 mg/l natriumazid. Natriumaziden är en biocid och tillsätts för att motverka mikrobiell tillväxt och nedbrytning av organiska föreningar. När lakvätskan skall testas med ekotoxicitetstester kan detta förfarande däremot inte tillämpas eftersom natriumaziden är toxisk. Förekomst av mikrobiell tillväxt undersöktes genom odling av lakvattnen på odlingsplattor efter avslutat laktest. Normalt används rör av rostfritt stål mellan pumpen och kolonnen i ER-H metoden. I denna studie har aggressiva material testats, flygaskor med väldigt högt pH och kloridhalt, och de rostfria rören har därför bytts ut till teflonslangar för att förhindra korrosion och eventuellt läckage av metaller från utrustningen till lakvattnet.



Figur 1. Kolonnlakningstest, ER-H-metoden, för uppskattning av jämviktsfördelningen mellan fast och flytande fas för ickeflyktiga organiska ämnen. Lakvätskan recirkuleras genom kolonnen, från botten till toppen.

Figure 1. The equilibrium distribution between the solid phase and the liquid phase for non-volatile substances in the column leaching test (ER-H method). Leachate is recirculated through the column, from bottom to top.

Skaktesterna utfördes i enlighet med SS-EN 14735:2005/AC:2006 förutom att en svag saltlösning, 0,005 M kalciumklorid, användes som lakvätska istället för rent vatten. Detta avsteg från standardmetoden gjordes för att lakvätskan skulle vara densamma som

i ER-H metoden. I skaktestet skakas provmaterialet (siktat och eventuellt krossat < 4 mm) med lakvätska i 24 h i ett L/S 10 förhållande (90 g TS provmaterial och 900 g vätska), varefter lakvattnet filtreras genom ett 0,45 µm filter. För att minska adsorption av eventuella organiska föreningar till lakustrutningens väggar utfördes lakningen i flaskor av glas istället för som normalt av plast. Inuti korkarna fanns en teflonpackning. Lakvattnet filtrerades genom ett 0,45 µm hydrofilt membranfilter av teflon (PTFE) för att minimera adsorption av eventuella organiska föreningar.

2.4 Ekotoxicitetstester

2.4.1 Mikrotox®

Den bioluminiserande bakterien *Vibrio fischeri* är en saltvattenbakterie. Bakterierna avger ljus som en reaktion på deras respiration. I ett Mikrotoxförsök® utsätts bakterierna för olika koncentrationer av lakvatten. Vid toxiska effekter, orsakade av lakvattnet, som leder till minskad respiration hos bakterierna minskar även ljusemissionen. Minskningen av ljuset mäts efter 5 och 15 minuter. Inhiberingen jämförs med ett kontrollprov. Skillnaden mellan kontrollprovet och det prov som undersöks ger en procentuell inhibering genom ett EC₅₀ värde (vid den koncentration som 50 % av bakterierna är inhiberade). Försöken utfördes enligt Mikrotox Manual 1992 vol. III (sid. 211-213, 265-268), Utgåva 1, *Modified Condensed Protocol for 100 % test*. Innan försöksstart justerades pH till 8.

2.4.2 Tillväxthämningstest med mikroalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*

Grönalgen *P. subcapitata* är en primärproducent som främst lever i sötvatten, men även i brackvatten. Vid toxicitetstestning mäts algernas fluorescens i en fluorometer, och man jämför fluorescensen från olika behandlingar med en kontroll där optimala tillväxtförhållanden råder. Lägre fluorescens betyder lägre tillväxt och att algerna ”mår” sämre. Ur koncentrations-effektsambandet kan EC₅₀ beräknas med statistiska metoder, dvs. de lakvattenkoncentrationer som ger 50 procents tillväxthämning. Inför varje teststart justerades pH på lakvattnen till ca 7. Testprotokollet följer svensk standard SS-EN-28692 med några modifikationer enligt ITM SOP 11b, 1995.

2.4.3 Tester med kräftdjuret *Nitocra spinipes*

Testorganism

N. spinipes är ett litet (0.6-0.8 mm) kräftdjur tillhörande gruppen harpacticoida hoppkräftor (Copepoda). *N. spinipes* förekommer runt om i hela världen och återfinns främst i bräckta vatten (tolererar 0-35 ‰ salthalt). De trivs bäst i anslutning till botten och sedimentpartiklar och har stor betydelse som föda för fiskar (särskilt i unga stadier) och andra makrobentiska organismer och kan därför anses ha stor betydelse för många akvatiska ekosystem. Normalt (vid 20°C) blir *N. spinipes* sexuellt mogen efter 10-12 dagar och har en total generationstid på 16-18 dagar. Efter 5-7 dagar har djuren gått igenom 6 nauplistadier (se Figur 1) och genomgår metamorfos till det första copepoditstadiet. Under de nästa 5-6 dagarna genomgår djuren ytterligare 5 copepoditstadier för att sedan bli vuxna (se Figur 2) individer (Abraham och Gopalan, 1975). De försöksdjur som använts i denna undersökning härstammar från Tvären, som

är en vik utefter Sörmlandskusten. Försöksdjuren har hållits som en isolerad laboratoriestam vid ITM sedan 1975.



Figur 2. Till vänster visas *Nitocra spinipes* 6 olika nauplistadier och till höger visas en fullvuxen hona med äggsäck.

Figure 2. The left figure shows *Nitocra spinipes* 6 different nauplii stages. An adult female with egg sack is shown in the right figure.

Spädningsmedium

Referens- och spädningsmediet som används i testningen med *N. spinipes* är ett naturligt bräckt vatten som hämtats utanför Askö utefter Sörmlandskusten. Saliniteten är ca 6,5 ‰ och pH ligger mellan 8,0 och 8,6. Mediet förbehandlades genom veckfiltrering (0,03 mm) och därefter upphettning till 80°C. Efter avsvälning filtreras mediet genom ett 1 µm GF/C filter.

Akuttoxicitetstest

Akuttoxicitetstesterna utfördes enligt Svensk Standard (SIS, 1991) och bestämmer vid vilken koncentration av lakvatten som 50 % av försöksdjuren dör efter 96 timmars exponering. Resultatet anges som 96hr-LC₅₀ och uttrycks som procent av det koncentrerade lakvattnet plus ett konfidensintervall (95 %), som beskriver konfidensgraden i bestämningen. I detta försök används fullvuxna individer som inte utfodras under testet. Innan försöksstart justerades pH till mellan 8,1 och 8,6 (samma som för spädningsmediet).

Subkroniskt larvutvecklingsstest (LDR- Larval Development Ratio)

Testerna utfördes enligt Breitholtz och Bengtsson (2001) med några undantag. Dagen innan försöksstart sattes ca 360 honor med äggsäck i 6 st glasskålar med 100 ml spädningsmedium samt en suspension av rödalgen *Rhodomonas salina* (5×10^7 celler/ml). Vid försöksstart fördelades nyfödda (inom 24h) djur slumpmässigt; ca 10 djur per replikat och 8 replikat per behandling/spädning i scintburkar. Burkarna undersöktes och antalet nauplier/burk noterades. Vattenbyte (70 %) samt matning (*Rhodomonas salina* 5×10^7 celler/ml) utfördes varannan dag. Djurens status undersöktes dagligen och efter 6 eller 7 dagar hade 50 % av djuren i kontrollen genomgått metamorfos till ett copepoditstadium och försöket avbröts. Andelen nauplier som nått ett copepoditstadium i behandlingarna beräknades samt procenten döda i varje

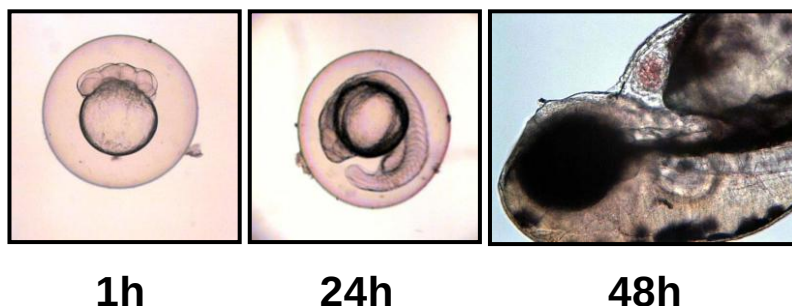
koncentration. Resultaten anges som ett NOEC värde (No Observed Effect Concentration). Innan försöksstart justerades pH till mellan 8,1 och 8,6 (samma som för spädningsmediet).

Salttest

Eftersom flera av lakvetskorna innehöll höga salthalter, testades olika koncentrationer av salt (0, 10, 1, 20, 25, 30 ‰) i ett LDR test. Anledningen var främst för att se vid vilken salthalt som man får en effekt på *N. spinipes* utan att först akklimatisera djuren i en högre salthalt. Testorganismerna erhålls från odlingar som går i ca 6,5 ‰.

2.4.4 Subkroniskt embryotoxicitetstest med sebrafisk

Sebrafisken (*Danio rerio*) är en liten karpfisk som finns naturligt i sötvatten i och kring Indien. Den har kommit att bli en populär laboratorieart, mycket på grund av dess korta generationstid och möjligheten att erhålla ägg i stora kvantiteter året runt. Flera standardiserade testmetoder har utvecklats där sebrafisken är användbar som modelldjur. Det test som använts i avfallsprojektet utgår från OECDs förslag till guideline "Fish Embryo Toxicity (FET) Test". Ett antal förändringar/tillägg till den av OECD föreslagna metodiken har gjorts bland annat tillägg av subletala testvariabler för att få en mer utförlig bild av den eventuella toxiska påverkan. Vuxna honor och hannar sattes ihop i akvarier dagen innan lek. På morgonen efter påbörjades leken i samband med att ljuset tändes och fick fortgå i 30 minuter innan äggen samlades in. Äggen sköljdes i rent vatten och exponerades sedan i en koncentrationsserie av lakvatskan i glasbägare. Efter exponering skedde en selektion av befruktade ägg varpå de placerades ut individuellt med 250 µL exponeringsvatten i brunnar i 96-hålsplattor. 16 individer per behandling användes. Vattnet som användes i försöket är ett standardiserat sötvatten enligt ISO (12890:1999) och består av avjoniserat vatten med inblandning av fyra salter. Detta uppkoncentrerades för att hålla samma salthalt som de olika lakvattnen. I varje försök ingick ett antal koncentrationer av lakvattnet, en kontroll med hög salthalt, en kontroll enligt ISO-standard samt en positiv kontroll med förväntade redan kända effekter. pH justerades där det krävdes för att hamna inom intervallet 7–8 samt att erhålla likvärdiga värden i alla testlösningar. Försöken utfördes med statisk exponering, dvs. lösningarna förnyades inte under försökens gång. Efter 24, 48 och 144 h observerades embryona i stereolupp med avseende på en rad letala, teratogena och subletala testvariabler, såsom spontan rörlighet, missbildningar i ögon och svans, grad av pigmentering, förekomst av ödem, hjärtfrekvens och kläckningstid. Resultaten anges som ett NOEC-värde för den mest känsliga testvariabeln.



Figur 2. Olika åldrar av sebrafiskembryon (*Danio rerio*)

Figure 2. Different life stages of sebra fish embryo (*Danio rerio*)

3 Resultat

3.1 Kemiska analyser

3.1.1 Totalhalter i ursprungsmaterialet (askorna)

Tabell 2 visar totalhalten av grundämnen i de sju askorna. Halten Fe och Cu var mycket högre i det åldrade slaggruset, Aska G, än i de övriga askorna, medan halten Pb var mycket högre i flygaskorna C och D än i de övriga askorna. Halten Cu och Pb var låg i bioaskan, Aska F (se Tabell 2).

Resultaten från de organiska analyserna på askorna presenteras i Bilaga G:4. Halterna analyserade organiska föreningar var inte anmärkningsvärda. Kvantifierbara halter av substansgruppen ftalater förekommer som väntat i samtliga askor (kontaminering kan förväntas). Substansgruppen klorbensener kvantifierades i flygaskor från avfallsförbränning, Aska B, C och D, och ett fåtal PAH-er kvantifierades i Aska C, D, E och F. Den totala mängden extraherat organiskt material var mindre än 10 mg/kg i alla askor utom i E, F och G. I Aska E var den totala mängden extraherat organiskt material 60 mg/kg och för Aska F och G var detektionsgränsen förhöjd till < 100 mg/kg TS (se Bilaga G:4). Ytterligare ett antal organiska ämnen har i låga halter identifierats och kvantifierats i screeninganalyserna (se Bilaga G:4).

3.1.2 Utlakade halter

Resultaten från de organiska analyserna av lakvattnen presenteras i Bilaga G:5 (kolonntester) och G:6 (skaktester). Av de föreningar som identifierats i ursprungsmaterialet har endast några enstaka kvantifierats i lakvattnen. Från Aska G kvantifierades Dietylhexylftalat i 1,3 µg/l i lakvattnet från kolonntestet och 1,7 µg/l i lakvattnet från skaktestet samt Di-n-butylftalat i 1,0 µg/l i lakvattnet från skaktestet. I lakvattnet från kolonntestet på Aska F kvantifierades dietylftalat i 1,5 µg/l och opolära alifatiska kolväten i 280 µg/l. Enstaka övriga organiska föreningar identifierades i screeninganalyserna, dock i låga halter. Skaktest utfördes på Aska F i en tilläggsbeställning för studier av effekter av åldring av askan på utlakningen (se Bilaga F). På lakvattnen i denna tilläggsbeställning gjordes emellertid inga organiska analyser, och jämförelse av utlakning av organiska föreningar mellan skak- och kolonntest för Aska F, där halten i lakvattnet var högst, kunde därför inte göras.

Mikrobiell aktivitet, röda kolonier på odlingsplattorna, observerades i lakvattnet från bottenaskan och slaggruset, Aska A och G, vilket kan ha påverkat eventuella organiska föreningarna i lakvattnen från dessa skor.

Tabell 3 visar de utlakade halterna av oorganiska ämnen samt DOC (skaktester), TOC (kolonntester), COD, BOD och Fenolindex i lakvattnet från de sju askorna. Lakvattnet från kolonntesterna är inte filtrerat före kemisk och ekotoxikologisk analys. Lakvattnet från skaktesterna är däremot filtrerat genom ett 0,45 µm hydrofilt membranfilter av teflon. Al-halten var hög i lakvattnet från bottenaskan, Aska A, Cu-halten hög i bottenaskan, Aska A, och i den färsk flygaskan, Aska C, Pb-halten hög i flygaskorna C och D vid jämförelse med de övriga testade askorna (se Tabell 3). Cl-halten var mycket

hög i flygaskorna B, C och D. Fe- och Cu-halten i lakvattnet från det ådrade slaggruset var relativt låg trots de höga halterna i ursprungsmaterialet.

Tabell 2. Totalhalter av grundämnena samt TS, LOI, TOC, och N_{tot} i de sju askorna.

Table 2. Total content of the elements in the 7 ashes. (TS= dry substance, LOI= Loss on ignition, TOC= Total Organic Carbon, N_{tot}= total amount of nitrogen)

		A	B	C	D	E	F	G
		Bottenaska	Stab. flygaska	Färsk Flygaska	Flygaska	Blandaska	Flygaska Biobränsle	Åldrat Slaggrus
Metaller	Enhet							
Al	mg/kg TS	53500	38500	39400	16500	44100	30000	48700
Ca	mg/kg TS	69000	230000	210000	274000	184000	144000	86500
Fe	mg/kg TS	34300	7620	11500	15000	33700	11300	115000
K	mg/kg TS	14400	17700	38400	15000	14600	56400	12500
Mg	mg/kg TS	9890	28100	12000	9170	12500	15000	10700
Mn	mg/kg TS	594	1360	677	836	930	5440	1220
Na	mg/kg TS	36100	26600	49200	16900	15800	11500	29500
P	mg/kg TS	3420	4710	5020	1510	2340	8420	4340
Si	mg/kg TS	284000	79000	65000	55200	149000	220000	211000
Ti	mg/kg TS	4390	9000	8150	2620	5920	1000	5270
As	mg/kg TS	48,8	33,9	98,3	201	142	< 3	38,2
Ba	mg/kg TS	898	579	1300	1040	1660	1270	1980
Be	mg/kg TS	1,22	1,68	0,712	0,86	1,88	< 0,6	1,69
Cd	mg/kg TS	7,32	50,6	66,1	55,5	14	8,14	4,65
Co	mg/kg TS	20,1	12,2	19,3	12,2	19,6	6,2	18,6
Cr	mg/kg TS	360	255	402	214	342	30,5	445
Cu	mg/kg TS	1690	403	2580	875	2700	59,9	4850
Hg	mg/kg TS	0,341	5,04	6,09	3,5	0,826	0,228	0,3
La	mg/kg TS	20,7	20,8	24,6	< 6	16,2	< 6	20,7
Mo	mg/kg TS	< 6	10,6	15,9	22,4	27,5	< 6	14,1
Nb	mg/kg TS	< 6	7,48	9,3	< 6	6,95	< 6	8,12
Ni	mg/kg TS	62,2	37,1	75,1	70,1	122	17,7	202
Pb	mg/kg TS	802	1060	2000	3470	1360	52,5	1120
S	mg/kg TS	5280	27100	30900	37300	25400	24800	6970
Sb	mg/kg TS	118	330	483	679	178	1,29	122
Sc	mg/kg TS	4,25	8,93	3,04	1,38	2,57	< 1	3,1
Se	mg/kg TS	2,07	5,37	4,24	4,6	4,86	1,62	1,71
Sn	mg/kg TS	242	314	452	367	388	2,19	106
Sr	mg/kg TS	222	319	390	285	361	492	306
V	mg/kg TS	33,6	126	27,7	22,3	57	21,6	36,5
W	mg/kg TS	< 60	< 60	< 60	< 60	< 60	< 60	< 60
Y	mg/kg TS	12,8	21,7	14	12,9	19,4	9,71	16,1
Zn	mg/kg TS	2690	5420	10100	9470	4360	1270	2550
Zr	mg/kg TS	225	151	120	74,9	169	158	200
TS	%	87,4	83,1	81,8	71,7	75,6	59,7	95,8
LOI	% TS	3,2	18,7	13,9	18,6	12,9	6,6	5,7
TOC	% TS	1	2,2	1	< 1	2,1	< 1	2
N-tot	% av TS	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	< 0,1	

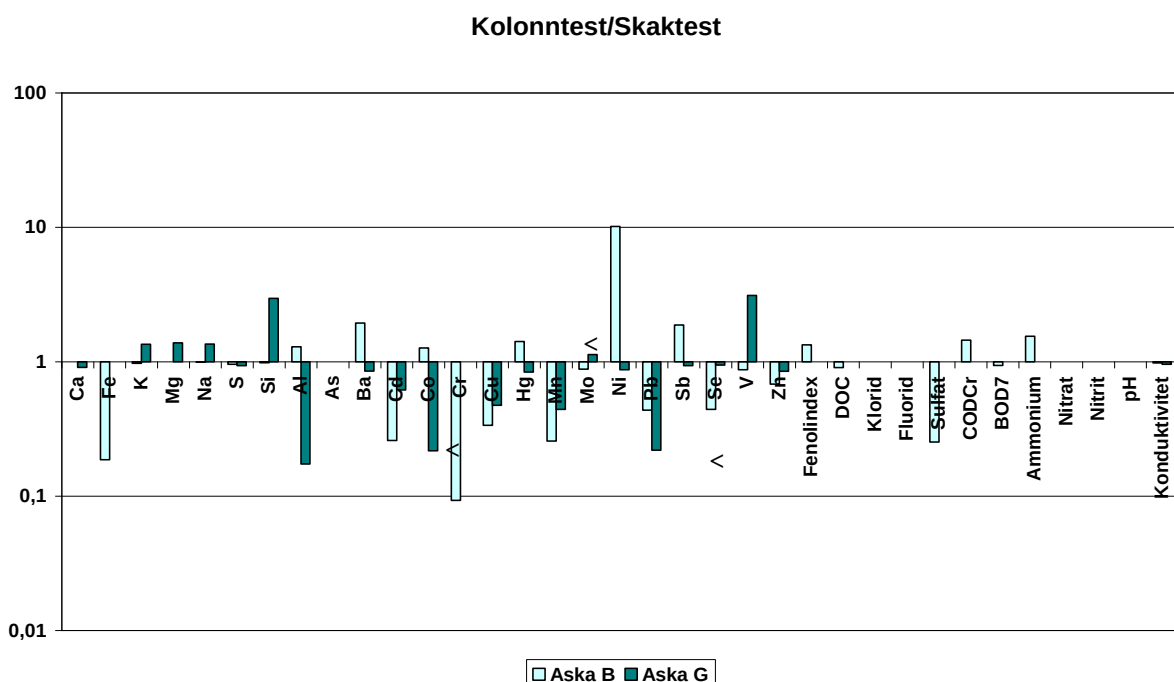
Tabell 3. Utlakade halter från de sju askorna (Se Tabell 1 samt stycke 3.1). Aska B, F och G lakades både med kolonn- och skaktest. Aska C lakades enbart med skaktest. L/S-kvoten var 10 l/kg i samtliga lakteter. Halter som överskrider de gränsvärden som anges i Naturvårdsverkets föreskrifter för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10, är markerade med olika färger. Gröna fält markerar halter som överskrider gränsvärdet för utlakning (L/S 10) för deponier för inert avfall, gula fält halter som överskrider gränsvärdet för deponier för samdeponi icke-farligt avfall/farligt avfall och röda fält halter som överskrider gränsvärden för deponier för farligt avfall. Observera att andra lakteter än det som föreskrivs i NFS 2004:10 (prCEN/TS 14405) använts i denna studie.

Table 3. Amounts of metals, chloride, fluoride, sulfur and nitrogen in the leachates from the 7 ashes. Ash B, F and G were leached with both the batch- and the column-test. Ash C was only leached with the batch-test and ash A, D and E with the column-test. Green markings show levels that exceed the limit for leaching of inert waste (L/S 10) for landfills (Swedish EPA, NFS 2004:10). Yellow markings show levels that exceed the limit for landfills for non-hazardous/hazardous waste. Red markings show levels that exceed the limit for hazardous waste. Note that other leaching test than proposed in Swedish EPA, NFS 2004:10 (prCEN/TS 14405) is used in this study.

		A	B		C	D	E	F		G	
		Bottenaska	Stab. Flyaska		Färsk Flygaska	Flygaska	Blandaska	Flygaska Biobränsle		Åldrat Slaggrus	
		KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK
Validitetsparametrar	Enhet										
pH		10	10,8	10,8	12	12,1	12,1	11,9	12,4	6,8	6,8
Konduktivitet	mS/m	292	2387	2439	5540	4350	939	1108	1489	264	276
Metaller											
Ca	mg/l	436	1650	1650	4330	5260	450	95,6	373	610	673
Fe	mg/l	0,0102	0,0121	0,065	<0,008	<0,008	0,0043	<0,004	0,0095	<0,004	0,0048
K	mg/l	63,8	1390	1430	3640	1300	552	2710	2960	14,3	10,6
Mg	mg/l	0,344	<0,5	<0,5	<0,5	<2	<0,5	<0,5	<0,2	11,4	8,26
Na	mg/l	193	2100	2120	4240	1430	686	395	404	8,32	6,16
S	mg/l	266	211	221	131	323	6,56	1170	1020	375	401
Si	mg/l	0,832	5,27	5,36	0,303	<0,8	1,23	17,2	0,752	5,47	1,85
Al	µg/l	10100	795	616	8,81	5,65	813	848	21,1	28,2	163
As	µg/l	5,3	<10	<40	<20	<40	<10	<3	<1	2	<2
Ba	µg/l	70,5	1300	672	2710	915	3700	64,1	142	51,1	60
Cd	µg/l	0,141	<0,05	0,193	0,444	<0,1	<0,05	<0,05	<0,07	0,244	0,396
Co	µg/l	0,18	0,124	0,098	<0,1	<0,1	0,621	<0,05	0,157	0,555	2,56
Cr	µg/l	1,46	0,512	5,52	32,3	1,53	33,2	55,9	3,96	0,5	<0,5
Cu	µg/l	300	3,66	10,9	576	<2	11,2	<1	1,66	17,6	37,2
Hg	µg/l	0,0243	0,0304	0,0215	0,0775	<0,02	0,0204	<0,02	<0,02	0,02	0,0239
Mn	µg/l	1,1	0,49	1,91	0,569	0,458	2,81	0,232	4,04	64,5	146
Mo	µg/l	53,6	181	206	155	102	74,3	236	221	21,2	18,8
Ni	µg/l	3,24	14,2	1,4	30,1	<1	3,7	<0,5	0,51	12,8	14,7
Pb	µg/l	3,66	0,971	2,23	7350	15000	147	<0,2	4,91	0,2	0,911
Sb	µg/l	30,1	15,3	8,16	0,225	0,277	7,65	0,129	0,592	18,2	19,5
Se	µg/l	1,7	2,14	4,85	10,1	2,51	1,43	5,63	6,06	1,02	1,08
V	µg/l	5,83	17	19,5	9,72	0,627	2,23	25,8	1,5	1,03	0,331
Zn	µg/l	5,83	3,07	4,51	3820	1410	14,1	<2	10,4	47,4	55,9
Anjoner											
klorid	mg/l	470	7100	7100	16000	11000	1800	569	480	353	307
fluorid	mg/l	<0,20	<6,0	<6,00	<12,0	<3,00	<0,60	<1,20	<6,00	<0,60	<0,60
sulfat	mg/l	570	63	250	330	940	10	3080	2800	985	1070
Övriga											
ammonium	mg/l	1,4	1,3	0,843	27	8,62	0,99	0,024	*****	0,051	0,061
nitrat	mg/l	<0,50	<14,0	<14,0	<28,0	11	<2,00	0,75	*****	<0,11	4,7
nitrit	mg/l	<0,01	0,011	<0,50	1,14	31	3,9	0,31	*****	<0,01	<0,01
TOC/DOC	mg/l	15	17,5	19,4	2,3	8	10	<1	4	6	3
fenolindex	mg/l	0,007	0,008	0,006	0,009	0,268	<0,005	0,011	<0,005	<0,010	<0,005
CODCr	mg/l	33	162	112	46	56	72	18	*****	14	21
BOD7	mg/l	*****	74	79	6	<5	<5	<1	*****	<5	6

3.1.3 Kolonntest jämfört med skaktest

Figur 3 visar skillnaden i utlakade halter då lakningen på samma material utförts med kolonn- respektive skaktest. Skillnaden presenteras som kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i utlakade halter, kvoter > 1 innebär att utlakningen varit högre i kolonntestet och kvoter < 1 att utlakningen varit högre i skaktestet. Både kolonn- och skaktest utfördes på Aska B, F och G. I Figur 3 görs emellertid jämförelse mellan kolonn- och skaktest enbart för Aska B och Aska G. Aska F provbereddades olika inför kolonn- och skaktestet (se kapitel 3.1) vilket kan ha påverkat materialets egenskaper och därmed utlakningen. Aska F lufttorkades inför kolonntestet (men inte inför skaktestet) vilket har visat sig kunna ha stor inverkan på utlakningen av vissa ämnen (se Bilaga F). Förutsättningarna för utlakning skiljde sig därför åt mellan de båda försöken, och jämförelsen blir därför inte rättvisande.



Figur 3: Skillnad i utlakade halter mellan kolonn- och skaktest från Aska B och Aska G. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i utlakade halter, kvoter > 1 innebär att utlakningen varit högre i kolonntestet och kvoter < 1 att utlakningen varit högre i skaktestet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både kolonn- och skaktestet visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen kolonn- eller skaktestet markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i Figuren i detta fall.

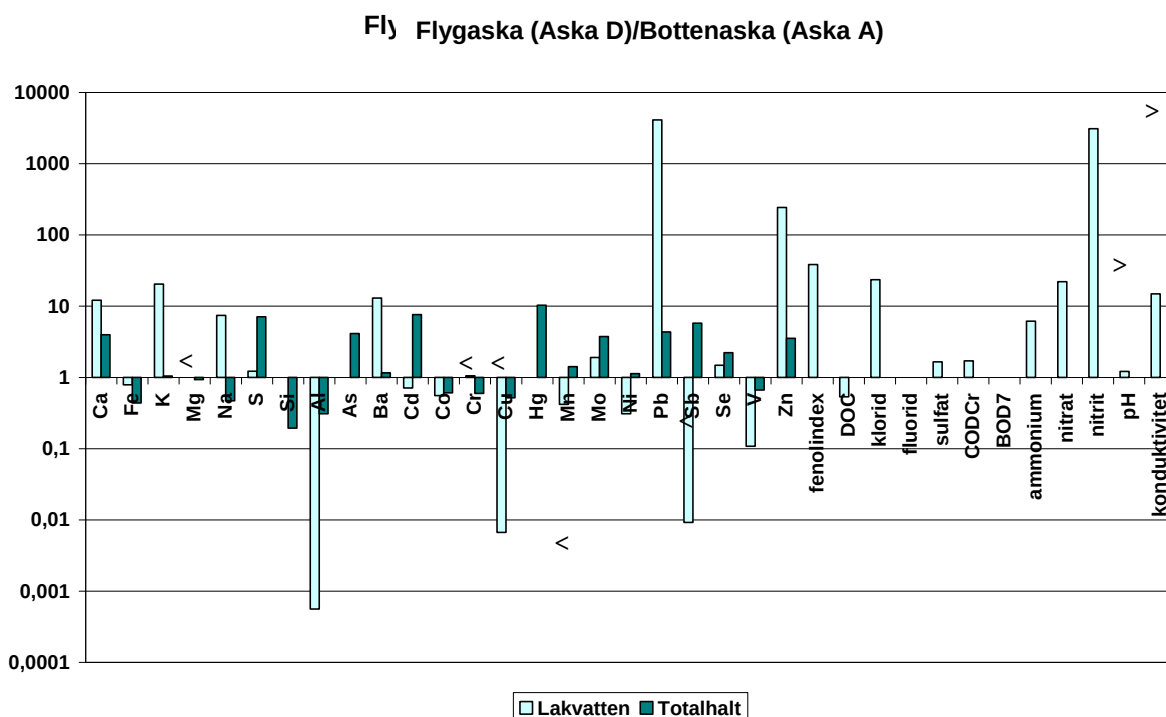
Figure 3. Differences in leached levels, between column- and batch tests from ash B and G. There are no differences in leached levels when the ratio is 1. A ratio bigger than 1 indicates higher levels in the column-test and a ratio less than 1 indicates higher levels in the batch-test. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the column- or the batch-test are marked with > or <. Light green=ash B, dark green=ash G.

Ett stort antal parametrar som kan påverka utlakningen skiljer sig åt mellan kolonn- och skaktest och det är välkänt att resultaten mellan testen ofta skiljer sig åt mer eller mindre. För de undersökta askorna i detta projekt var utlakningen i kolonn- och skaktesten relativt lika; skillnaden var mindre än en faktor 2 för en majoritet av de

analyserade ämnena och inte större än en faktor 10 för något ämne (se Tabell 3 och Figur 3). Generellt lakades det ut något mer i skaktestet än i kolonntestet. När det gäller utlakning av organiska ämnen var antalet identifierade och kvantifierade föreningar i båda lakvätskorna (från kolonn- respektive skaktest) så få att det inte går att utvärdera någon skillnad mellan de olika testmetoderna (se Bilaga G:5 och G:6). Summaparametrar som COD, BOD och DOC (TOC i kolonntestet eftersom lakvattnet ej filtrerats) är dock mycket likartade. För Aska B där båda lakvattnen undersökts med toxicitetstest var toxiciteten likartad med undantag för det subkroniska testet med *Nitocra* där lakvatten från skaktestet var mer toxiskt, se Tabell 4.

3.1.4 Flygaska jämfört med bottenaska

Figur 4 visar skillnaden (kvoter) mellan totalhalter och utlakade halter från en av flygaskorna, Aska D, och en av bottenaskorna, Aska A.



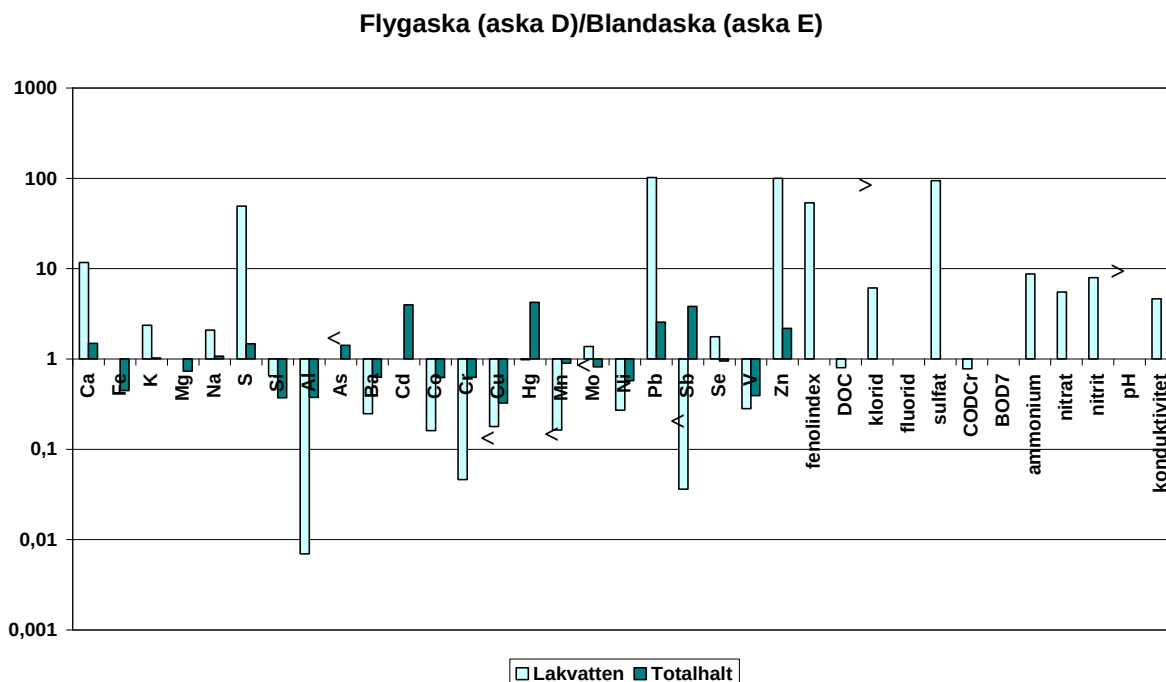
Figur 4: Skillnad i total- och utlakade halter mellan en flygaska, Aska D, och en bottenaska, Aska A. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i halter, kvoter > 1 innebär att halten var högre i flygaskan och kvoter < 1 att halten var högre i bottenaskan. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både flygaskan och i bottenaskan visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen flygaskan eller bottenaskan markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i figuren i detta fall.

Figure 4. Differences in total content of substances and leached levels, between column- and batch tests from ash D (fly ash) and A. (bottom ash). There are no differences in leached levels when the ratio is 1. A ratio bigger than 1 indicates higher levels in the column-test and a ratio less than 1 indicates higher levels in the batch-test. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the column- or the batch-test are marked with > or <. Light green=leached levels, dark green=total content.

Beräknad kvot för utlakningen av Al, Cu och Sb var betydligt högre från bottenaskan, medan utlakningen av bl.a. Pb, Zn, Cl och nitrit var betydligt högre från flygaskan.

3.1.5 Flygaska jämfört med blandaska

Blandaskan, Aska E, innehöll ca 20 % bottenaska och 80 % flygaska. Flygaskan i blandningen härstammar delvis från samma förbränningsanläggning som Aska D (se kapitel 3.1). Figur 5 visar skillnaden (kvoter) mellan totalhalter och utlakade halter i flygaskan, Aska D, och blandaskan, Aska E.



Figur 5: Skillnad i total- och utlakade halter mellan flygaska, Aska D, och blandaska, Aska E. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i halter, kvoter > 1 innebär att halten var högre i flygaskan och kvoter < 1 att halten var högre i blandaskan. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både flygaskan och i blandaskan visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen flygaskan eller blandaskan markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i figuren i detta fall.

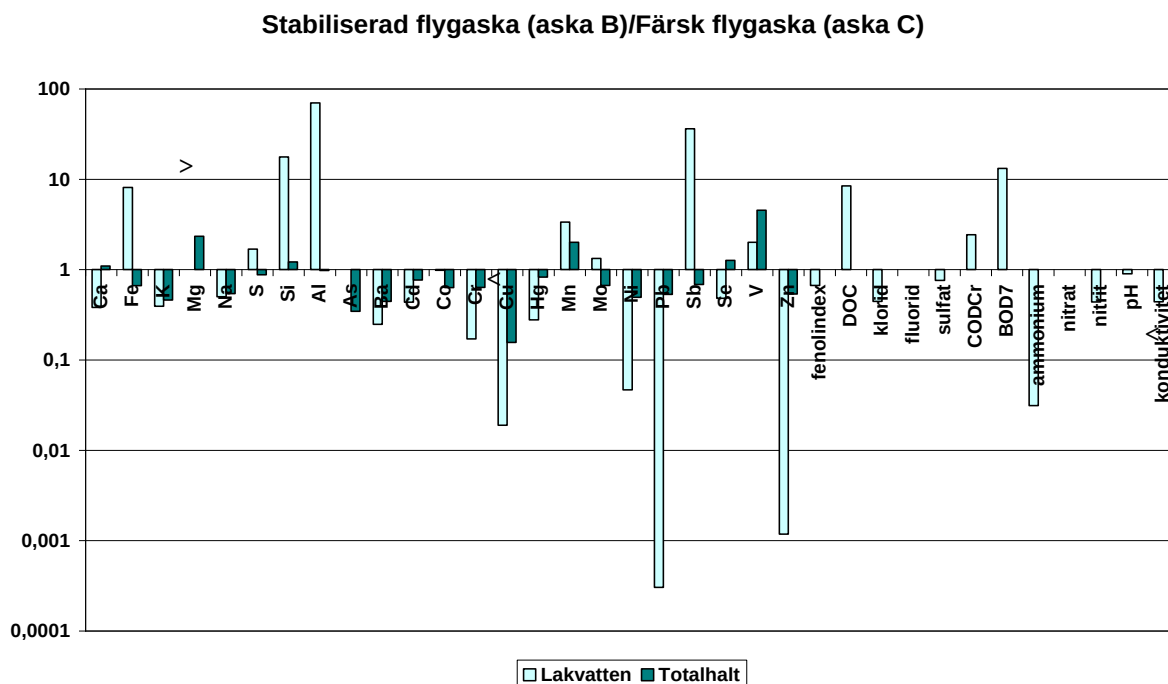
Figure 5. Differences in total content of substances and leached levels, between column- and batch tests from ash D (fly ash) and E (a mixed ash). There are no differences in leached levels when the ratio is 1. A ratio bigger than 1 indicates higher levels in the column-test and a ratio less than 1 indicates higher levels in the batch-test. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the column- or the batch-test are marked with > or <. Light green=leached levels, dark green=total content.

Den beräknade kvoten för utlakningen av Al, Cr och Sb var betydligt högre i blandaskan, medan kvoten för utlakningen av framförallt Pb, Zn, fenolindex och sulfat var betydligt högre i flygaskan.

3.1.6 Stabiliserad jämfört med ostabiliserad flygaska

Den färsk flygaskan, Aska C härstammar från samma förbränningsanläggning som den stabiliserade askan, Aska B (se kapitel 3.1). Figur 6 visar skillnaden mellan totalhalter

och utlakade halter i den färska flygaskan, Aska C, och den stabiliserade flygaskan, Aska B.



Figur 6: Skillnad i total- och utlakade halter mellan den stabiliserade flygaskan, Aska B, och den färska flygaskan, Aska C. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i halter, kvoter > 1 innebär att halten var högre i den stabiliserade flygaskan och kvoter < 1 att halten var högre i den färska flygaskan. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både den färska och den stabiliserade flygaskan visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen den färska eller stabiliserade flygaskan markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i figuren i detta fall.

Figure 6. Differences in total content of substances and leached levels, between column- and batch tests from ash B (stabilized fly ash) and C (fly ash). There are no differences in leached levels when the ratio is 1. A ratio bigger than 1 indicates higher levels in the column-test and a ratio less than 1 indicates higher levels in the batch-test. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the column- or the batch-test are marked with > or <. Light green=leached levels, dark green=total content.

Den beräknade kvoten för utlakningen av Cu, Ni, Pb, Zn och ammonium var betydligt högre i den färska flygaskan än i den stabiliserade flygaskan. Kvoten för utlakningen av Fe, Si, Al, Sb och DOC var däremot högre i den stabiliserade flygaskan. Flygaskorna har inte tagits vid samma tillfälle från förbränningsanläggningen, och totalhalten varierar något. Halterna var något högre i den färska flygaskan. Den stabiliserade flygaskan innehåller, utöver flygaska, även bindemedel (bl.a. masugnsslagg innehållande mycket Si-, Ca-, Al- och Mg-oxider) vilket kan späda ut tungmetallhalter i askan.

En reducering av utlakningen av bl.a. Cu, Ni, Pb och Zn, och ökning av utlakningen av Al och Sb, från Aska C observerades även i ett försök då den färska flygaskan, Aska C, blandades med vatten och fick åldras innan lakning (se vidare Bilaga F, Figur 1F), d.v.s.

effekter som liknar de som erhöles genom stabilisering. Vidare observerades att lufttorkning av Aska C, efter att den befuktats och åldrats, reducerade utlakningen av bl.a. Ba och Pb, och öka utlakningen av bl.a. S, Cr, Se och V (se vidare Bilaga F, Figur 2F). Den stabiliserade flygaskan, Aska B, hade lufttorkats innan lakning (se kapitel 3.1), men effekten av detta har inte studerats.

3.2 Ekotoxicitetstester

Tabell 4 visar att den inbördes ordning mellan olika ekotoxikologiska tester varierar från aska till aska. Generellt gäller dock, som väntat, att subkroniska test är känsligare än akuttoxiska. Subkroniska test med *N. spinipes* framstår som det generellt känsligaste testet medan Mikrotox® tydligt framstår som det minst känsliga av de test som använts. I Bilaga A finns figurer över utveckling och dödlighet för *N. spinipes*. I Bilaga B visas endast de figurer på de tester där embryotoxicitetsförsöken med sebrafisk var det känsligaste testet.

De ekotoxikologiska resultaten utläses i procent inblandning av lakvatten till spädningsmediet vid vilken en toxisk effekt observerats. Ett lågt procenttal (liten inblandning av lakvatten) visar på en hög toxicitet hos det undersökta lakvattnet. Följande testvariabler kan utläsas: EC_{50} , som betyder vid vilken koncentration som hälften av testorganismerna var påverkade (beroende på testvariabel, t.ex. utvecklingshastighet), LC_{50} som betyder vid vilken koncentration hälften av testorganismerna dog samt NOEC, som betyder No Observed Effect Concentration.

Table 4. The table shows validity parameters (pH, oxygen in % and salinity in ‰) for the leachates measured before test start and the results from the ecotoxicity tests. The results are presented as % of leachate mixed in the dilution medium. In parenthesis 95 % confidential limit. The following test parameters are presented: EC₅₀, concentration (dose) that affects designated (e.g. behavioral trait) of 50 % of a population, LC₅₀, concentration (dose) that kills 50 % of the population observed, NOEC, No Observed Effect Concentration. The concentrations were selected so that the salinity would not affect the test organism's negatively.

Table 4. The table shows validity parameters (pH, oxygen in % and salinity in ‰) for the leachates measured before test start and the results from the ecotoxicity tests. The results are presented as % of leachate mixed in the dilution medium. In parenthesis 95 % confidential limit. The following test parameters are presented: EC₅₀, concentration (dose) that affects designated (e.g. behavioral trait) of 50 % of a population, LC₅₀, concentration (dose) that kills 50 % of the population observed, NOEC, No Observed Effect Concentration. The concentrations were selected so that the salinity would not affect the test organism's negatively.

a= start värden.

b= pH justerades i de olika testerna, se material och metoder (3,4) för de olika arterna.

c= luftades i 30 minuter innan försöksstart av de olika ekotoxtesterna, gav syrehalt 130 %.

d= salthalten justerades upp till 6,5 ‰ samma som för mediet i testerna med *N. spinipes*.

e= inga gränser för det 95 % konf. intervallet erhöles.

f= luftades i 10 minuter innan försöksstart av de olika ekotoxtesterna, gav syrehalt 97 %.

4 Diskussion

Huvudsyftet med det aktuella projektet var att ta fram ett vetenskapligt och i möjligaste mån standardiseringsmässigt grundat underlag till biotestbatteri för bedömning av avfallsegenskapen ”Ekotoxisk” (H14), med avseende på akvatisk miljö. Genom lakning av sju olika asktyper samt ekotoxikologisk testning med bakterie, mikroalg, kräftdjur och fiskembryo, har projektet tydligt visat att detta syfte har uppnåtts. Samtliga testorganismer fungerade i huvudsak väl för testning av ofta svårhanterliga (t.ex. höga salthalter) lakvätskor. Koncentrationsintervallen i de olika ekotoxikologiska testerna valdes så att testorganismerna inte skulle påverkas negativt av saliniteten. Att välja lämpliga av testorganismer är dock mycket viktigt för att undvika falska positiva resultat eller svårighet att utvärdera testresultaten p.g.a. inverkan av sådana makroämnen som inte klassas som ekotoxiska (t.ex. Na, Cl, K, Ca). Brackvattenorganismer framstår som intressanta testorganismer genom deras robusthet mot sådana störande effekter medan utpräglade sötvattensarter framstår som mindre lämpliga. Vidare har projektet visat att det är stor skillnad i känslighet mellan olika testorganismer och testvariabler. Kräftdjuret *Nitocra spinipes*, som är en brackvattenart som tolererar upp till 35 ‰ salthalt, har överlag varit den känsligaste testorganismen, följt av fiskembryo och mikroalg. Mikrotox® har endast i ett fall genererat ett EC₅₀-värde under 90,9 % (Aska C). Hade detta test använts som enda biotest hade ingen av askorna klassats som toxiska, vilket visar på relevansen i att använda ett batteri av arter. De subletala testvariablerna (kläckningstid och hjärtfrekvens i fiskembryo och larvutveckling i kräftdjur) har överlag varit mycket känsligare än de letala testvariablerna (t.ex. akut dödlighet i kräftdjur). Även om *N. spinipes* överlag var den känsligaste testorganismen så visar våra resultat att det inte finns en enskild art som alltid är mest känslig, utan det krävs en kombination av arter – ett testbatteri – för att täcka upp den mångfald av toxiska effekter som en lakvätska från en komplex avfallsmatris kan orsaka. Det finns också ett stort värde av att testen omfattar såväl akuttoxiska som kroniska eller subkroniska effekter. Testorganismerna bör dessutom vara väl dokumenterade med avseende på kända akuttoxiska data för makro- och spårämnen eftersom detta kraftig underlättare en fördjupad analys av resultaten och en bedömning i förhållande till kemiska analysresultat för lakvätskan.

Ett sekundärt syfte med projektet var att utvärdera lämpligheten av en ny lakmetod (kolonntest med återcirkulation, ER-H metoden, istället för skaktest) för beredning av vattenextrakt till biotesterna, vilken bör fungera tillfredställande både med avseende på organiska och oorganiska föreningar/ämnen. Detta projekt har visat att ER-H metoden har potential att fungera för representativ bestämning av utlakning av oorganiska ämnen; för en majoritet av ämnena var det stor överensstämmelse mellan utlakningen från kolonntestet med återcirkulation och det standardiserade skaktestet (se Tabell 3 och Figur 3). Projektets budget medgav inte att några replikatlakningar utfördes. Omfattningen av den totala osäkerheten vid provberedning, lakning och analys, och dess inverkan på observerade skillnader mellan de olika lakmetoderna, har därför inte kunnat uppskattas. Den utvidgade mätosäkerheten (beräknad med en täckningsfaktor k=2) vid de kemiska analyserna av lakvattnen var mellan 10-40 % för de flesta metaller men för några ämnen uppgick den till >100 % (se t.ex. Mn i kolonntest från Aska B, Bilaga G:2). Därtill kan flera övriga osäkerhetskällor adderas; bl.a. fel vid provtagning,

provberedning och metodfel. Resultaten är därför bara indikationer om lakmetodernas prestation, och några definitiva slutsatser kan inte dras. I en studie av Elert et al. (2008), där ER-H metoden jämfördes med skaktest med avseende på utlakning av oorganiska ämnen från förorenade jordar, observerades skillnader mellan metoderna som var i storleksordningen en faktor 2. Detta är i likhet med observerade skillnader för en majoritet av ämnena i den här studien (se Figur 3). En faktor 2 kan betraktas som relativt låg i relation till den sammanlagda mätosäkerheten för respektive metod. Observerade skillnader i utlakning mellan lakmetoderna, som för vissa oorganiska ämnen var större än en faktor 2, kan utöver ovan nämnda osäkerheter bero på att det i kolonntester kan bildas mer reducerande förhållanden än i skaktester, att frisättningen av DOC och DOC-bundna metaller kan vara större i skaktester, samt att lakningen pågår under längre tid i kolonntester vilket ökar risken för mikrobiell tillväxt i lakvattnet.

De olika lakmetodernas tillämpbarhet med avseende på utlakning av organiska föreningar kunde inte utvärderas i projektet eftersom i princip inga av de analyserade organiska föreningarna kunde detekteras i lakvattnen (se kapitel 4.1.2). Tidigare studier har emellertid visat att ER-H metoden är bättre lämpad än skaktester för realistisk bestämning av utlakning av ickeflyktiga organiska föreningar (Enell et al., 2008; Hansen et al., 2004). Icke desto mindre, i detta projekt har det inte till fullo kunnat utvärderas huruvida kolonntestet med återcirkulation är bättre lämpat än skaktest för beredning av vattenextrakt till biotester eller inte, och det är därför angeläget att avfallstyper innehållande organiska föroreningar testas med de olika lakmetoderna i framtida studier. Fram till nu har ett antal metoder för att kunna uppskatta inneboende fara av förorenade material presenterats. Bland annat har Avfall Sverige presenterat en beräkningsmodell för sammanvägning av olika miljöfarliga ämnens bidrag för klassning av farligt avfall (Avfall Sverige, 2004, 2005, 2007a och 2007b). Avfallens farlighet bedöms med avseende på ekotoxicitet utifrån ett flödesschema och under antagandet att toxiska egenskaper för olika ämnen är additiva. En del av bedömningen bygger på en beräkningsmodell, som adderar miljöfarliga ämnens bidrag och genererar en farokvot (toxicitetsindex). Om denna kvot överstiger 1 bedöms avfallet som miljöfarligt. Modellen bygger på uppmätta totalhalter i avfall och bedömningar av vilken förekomstform och miljöfarlighet (biotillgänglighet) de analyserade ämnena har kan vara mycket kritiska. Då det aktuella projektet tagit fram totalhalter i sju olika ursprungsmaterial samt halter och ekotoxikologiska effekter i lakvätskorna från samma material, möjliggörs en utvärdering av modellens tillförlitlighet.

Modellen applicerades således på samtliga sju askor (ursprungsmaterialet), för att därmed se om denna strategi skulle kunna vara en framkomlig väg även för klassning de aktuella askorna. Beroende på val av beräkningsmodell skall antingen inga eller samtliga askor utom bioaskan (Aska A) skulle klassas som miljöfarliga (se Bilaga D). Naturvårdsverket rekommenderar den modell som är mer försiktig (Naturvårdsverket, 2008). I en jämförelse med resultaten från de ekotoxikologiska testerna som utförts på lakvätskor från ursprungsmaterialen verkar dock denna klassning kunna överskatta den inneboende faran för flera av askorna. Exempelvis visar modellen att bottenaskor från avfallsförbränning har en betydande inneboende fara (farokvot 2,1 till 3,5) medan toxicitetstesterna indikerar att askornas toxicitetsindex ligger nära eller under 1. Till exempel var det för det åldrade slagggruset (Aska G) inte statistiskt helt säkerställt att någon av testorganismerna påverkades negativt av lakvätskan. Det ska dock påpekas att

i subleta testet med *N. spinipes* påvisades en nedåtgående trend i larvutveckling i de lägre koncentrationerna (se Figur 10 Bilaga A). Detta är dock troligtvis resultatet av en artefakt, som antagligen kan hänföras till bakteriell aktivitet i provet. Det är dock uppenbart att en utvärdering av resultat från toxicitetstester kompliceras av risken för falsk positiv respons, d.v.s. att sådana ämnen som ej anses ha miljöfarliga egenskaper påverkar testets respons. Det är därför av stor vikt att testorganismerna är robusta och väl kända med avseende på känsligheten för sådana effekter.

Riskbedömning och farobedömning av ett material sker med olika utgångspunkter och kräver därför olika bedömningsmodeller.

Ett förslag till farobedömning har beskrivits i Bilaga D. Fortfarande återstår dock att standardisera kritiska parametrar för genomförandet av en farobedömning med laktest och efterföljande ekotoxikologiska tester i fråga om lämpligt L/S-förhållande och det pH vid vilket både laktest och ekotoxikologiska test bör genomföras. För de undersökta askorna förefaller förekomsten av organiska ämnen vara av försumbar betydelse för askornas miljöfarlighet vilket förmodligen gäller generellt för väl förbrända askor. En reservation får dock göras med avseende på dioxinförekomst där underlagsdata saknats och inte utvärderats.

För att kunna göra en liknande bedömning av risken hos lakvätskorna (baserat på faktiskt utlakade halter relaterat till koncentrationen i lakvätskorna) utvecklades en egen modell. I denna modell jämförs akuttoxikologiska litteratordata (med en säkerhetsfaktor på 10, d.v.s. att LC_{50} -alt. EC_{50} -värden delas med 10, för att likna en nivå där subkroniska effekter att uppstå) för *Nitocra* och *Daphnia* avseende utlakade halter av grundämnen, ammonium, nitrit och nitrat (se Bilaga C). Modellen visar tydligt att Pb, Cu, Zn utgör viktiga föroreningskällor (dock i varierande grad) i de olika askorna (oavsett om det rör sig om flyg- eller bottenaska, se Figur 1C i Bilaga C). Även Al, nitrit och ammonium verkar kunna bidra med en toxisk effekt, men av mindre betydelse jämfört med andra ämnen. Precis som för Avfall Sveriges modell verkar dock även denna modell överskatta den inneboende risken för vissa av askorna (Aska A, C, D och E). Med detta menas att, utgår man bara på halter av Pb, Cu, Zn och Al i lakvätskorna från Aska A, C, D och E och jämför dessa med akuttoxikologiska data skulle alla testorganismerna dött i lägre koncentrationer än vad de ekotoxikologiska testerna visade (se Tabell 4). En trolig förklaring till detta är att de ämnen i lakvätskorna som stod för giftigheten inte var tillgängliga i de ekotoxikologiska testerna, exempelvis p.g.a. komplexbildning till löst organiskt material (Abass et al., 2005; Bihari et al., 2005). För lakvätskorna från Aska B och F underskattade däremot projektets kvotmodell den inneboende risken eftersom samtliga kvoter utom för K och Ca var lägre än 1 samtidigt som ekotoxicitetstesterna visade på mycket hög giftighet. Resultat från subkroniska test med *N. spinipes* indikerar att det i en farobedömning kan vara viktigt att ta hänsyn även till additiva effekter. Vidare verkar det som om Ca och K når höga toxiska nivåer i alla askorna. Det ska tilläggas att vid lakningen tillsätts en saltlösningen, ca 200 mg/L Ca, så delar av kalciumet i lakvattnet är tillsatts och kommer inte från askorna. Hur detta ska tolkas i en farobedömning med tanke på komplexbildningar med klorider och löst organiskt material och rådande biotillgänglighet, låter vi vara osagt. Rimligtvis kommer inte dessa grundämnen (Ca och K) att bedömas medföra grund för en betydande risk. Rent generellt gäller att eftersom biotillgängligheten (och därmed toxiciteten) i allra högsta grad är beroende av i vilken miljö många grundämnen (framförallt metaller)

befinner sig i, är det allmänt känt att pH, hårdhetsgrad och salinitet måste tas i beaktning vid riskbedömning av exempelvis metaller. Inom EU, men också i andra delar av världen, pågår således arbeten för att ta fram lämpliga modelleringsverktyg (t.ex. Biotic Ligand Model - BLM) för att bedöma toxicitet av metaller, där biotillgängligheten under olika miljöbetingelser är en central del i den slutgiltiga bedömningen (Di Toro et al., 2001). Även om det aktuella projektet fokuserat på en farobedömning av metallhaltigt avfall, kan många paralleller rörande nämnda biotillgänglighetsproblematik dras mellan faro- och riskbedömning, något som det aktuella projektet tydligt visat.

Trots risken för överskattning med farobedömningar som utgår ifrån jämförelser av data från toxicitetstestning av enskilda substanser och totalhalter av kända ämnen, visar projektet att för samtliga askor, finns det en viss överensstämmelse mellan effekter observerade i det ekotoxikologiska testbatteriet och uppmätta halter i ursprungsmaterialen och i lakvetskorna. Huruvida detta ska tolkas som att avfall kan klassificeras enligt H14 enbart utifrån enkla beräkningsgrunder eller ej är i dagsläget svårt att avgöra med befintlig kunskap. Såväl de använda beräkningsmodellerna som resultaten från de ekotoxikologiska testerna i detta projekt visar att flygaskorna överlag är giftiga och således kan orsaka skadliga ekotoxiska effekter i vattenmiljö. Däremot indikerar resultaten samtidigt att metallernas biotillgänglighet överskattas och därmed även den inneboende faran alltför mycket med beräkningsmodellerna. Detta får konsekvenser främst för bottenaskor och speciellt det åldrade slaggruset G. Det ska även poängteras att ingen av de andra askorna hade åldrats på samma sätt eller lika länge som Aska G. Därför vore det intressant att med samma strategi som använts i det aktuella projektet även studera vilken effekt åldring har på flygaskor. Stabiliseringen av flygaskan minskade dock toxiciteten hos tre av fyra testorganismer men för den känsligaste testorganismen (*Nitocra*) var giftigheten likartad i vattnet från skaktest (se jämförelse mellan Aska B och C, Figur 6 och i Tabell 4).

I denna studie har ett alternativt laktest (än befintlig standardmetod) för beredning av eluat till ekotoxikologiska tester presenterats. Som nämnts tidigare har laktestets (kolonntestet med återcirkulation) tillämpbarhet inte kunnat utvärderas till fullo inom projektets budget. I projektet har emellertid positiva indikationer avseende utlakning av oorganiska ämnen erhållits samt ett antal frågeställningar som är högst relevanta inför framtida studier av avfallslakvattens ekotoxiska egenskaper genererats (se kapitel 3.3.1. samt Bilaga D och E). Vidare studier behövs bl.a. på val av lakmetod för avfall innehållande både organiska och oorganiska eller enbart organiska föroreningar (t.ex. förorenade massor, tjärasfalt, PAH/dioxin-innehållande förbränningsaskor) eftersom lakmetodernas tillämpbarhet med avseende på organiska föreningar inte kunnat utvärderas i detta projekt. Att det finns ett behov av bättre lakmetoder än det standardiserade skaktestet (EN14735:2005AC:2006) för avfall innehållande organiska föroreningar framkom i det europeiska ringtestet där ett antal ekotoxikologiska tester utvärderades (Potsma et al., 2007). En av slutsatserna var att ekotoxicitetstester gjorda på eluat från en PAH-förorenad gasverksjord både kunde underskatta och överskatta materialets ekotoxicitet. Det var svårt att uppskatta den sammanlagda effekten på toxiciteten av de två processerna 1) frisättning av partiklar vid skakningen och 2) förluster av föroreningar vid filtrering (Postma et al., 2007). I början av 2008 antog det internationella standardiseringsorganet tre nya laktester (2 skaktester och ett kolonntest, ISO/TS 21268 - 1-3) som tekniska specifikationer (ej godkända som standardmetoder ännu) för lakning av jordar för efterföljande kemisk och ekotoxikologisk testning. Som alternativ till filtrering kan man i dessa tester istället centrifugera lakvattnet för att avskilja partiklar. Vissa material innehåller däremot partiklar som är svår-sedimenterade och mängden partiklar och partikulärt bundna föroreningar kan därför vara stor även efter centrifugering (se vidare Bilaga E). ER-H metoden erbjuder ett alternativt laktest där mobiliseringen av partiklar är liten och där det därför inte behövs någon avskiljning av partiklar från lakvattnet, med alla problem det kan medföra. Metoden är sedan tidigare endast utvärderad för ickeflyktiga organiska föreningar, men resultaten från detta projekt tyder på att ER-H metoden har potential att fungera bra för utlakning även av oorganiska ämnen. Innehåller det undersökta materialet däremot inga ämnen/föreningar som kan påverkas negativt av nötningen vid skakning och/eller vid partikelavskiljningsprocessen, filtrering eller centrifugering, kan skaktester vara en lämplig metod för beredning av eluat till efterföljande ekotoxicitetstester. Skaktester är robusta, enkla och snabba. I Bilaga D och E presenteras problem och osäkerheter rörande lakmetoderna, både för skaktest och för ER-H metoden, som bör beaktas inför framtida studier av ekotoxicitetstestning av avfall. Inte minst bör inverkan av mikrobiell nedbrytning av föroreningar i lakvattnet studeras vidare eftersom förekomst av mikrobiell aktivitet observerades i två av lakvattnen i denna studie (se vidare Bilaga E).

5 Slutsatser

Slutsatser som kan dras utifrån sammanställningen av resultaten är följande:

- Testorganismerna som användes i de ekotoxikologiska metoderna fungerade för testning av samtliga lakvätskor, som i många fall hade t.ex. hög konduktivitet. Men val av testorganismer kan utvecklas ytterligare.
- De ekotoxikologiska testerna kan användas både i samband med faroklassificering av avfallet och som underlag till platsspecifik riskbedömning av risken med att använda, eller behandla avfallet. De utvärderingsprinciper som skall tillämpas skiljer sig emellertid åt.
- Att utgå från kemiska totalhalter i ursprungsmaterial (innan lakning) för att bedöma fara kan överskatta den inneboende faran av askor, och rekommenderas inte som det enda verktyget för klassificering av askor. Olika metoder kompletterar varandra och breddar bedömningsunderlaget.
- God kunskap om testorganismernas känslighet för olika ämnen är en förutsättning för att analysera samband mellan uppmätta halter i lakvätskorna (av framförallt vissa sedan tidigare kända toxiska metaller) och effekter observerade i det ekotoxikologiska testbatteriet.
- Såväl den sammanvägda kvoten av miljöfarliga ämnen i ursprungsmaterialen som projektets kvotmodell för lakvätskorna visade att det åldrade slaggruset (Aska G) hade en betydande inneboende fara. Däremot visade de ekotoxikologiska testerna på lakvatten från Aska G låg giftig för testorganismerna. Detta exemplifierar att det finns en tydlig skillnad mellan att *indirekt* uppskatta fara utifrån total- eller urlakade kemiska halter och att *direkt* mäta fara med ekotoxikologiska tester hos komplexa lakvätskor från avfall.
- Pb, Cu, Zn var, som förväntat, viktiga föroreningskällor i askorna, om än i varierande grad. Biotillgängligheten i lakvätskorna förefaller vara mindre än 100%.
- Falska positiva resultat i förhållande till en farobedömning kan erhållas beroende på att även Al, Ca, K, nitrit och ammonium kan bidra med en giftig effekt.
- Ekotoxikologiska test bör utföras så att en fullständig dos-responskurva erhålls eftersom resultaten ibland kan vara svårtolkade.
- Flygaskorna var överlag giftigare än slaggruset, dock bör poängteras att ingen av flygaskorna åldrats under lika lång tid som slaggruset Aska G. Stabiliseringen av flygaskan minskade generellt sett toxiciteten något.
- För två utvalda och testade material var utlakningen av oorganiska ämnen relativt lika i skak- respektive kolonntestet med återcirkulation (ER-H metoden). Generellt lakade det ut något mer i skak- än i kolonntestet. Kolonntestet, som egentligen är utvecklat för bestämning av utlakning av icke-flyktiga organiska föreningar, har därmed potential att fungera tillfredställande även för oorganiska ämnen.

- Hur askorna behandlas (åldring, lufttorkning etc.) innan de lakas kan påverka deras lakegenskaper (se Bilaga F) vilket i sin tur kan påverka deras ekotoxiska egenskaper. Provbehandlingen bör därför tas i beaktande då ekotoxikologiska tester av avfall utförs och utvärderas. Lämpliga L/S- och pH-förhållanden behöver utredas vidare.
- Inom ramen för avfallsdirektivets farokriterium H14, utvärderas avfallets inneboende egenskaper men man tar således inte hänsyn till hur avfallet kommer att hanteras. En riskanalys, då man även tar hänsyn till yttre omständigheter (exempelvis hur det hanteras, recipientens status etc.), kan göras i varje enskilt fall utifrån en karakterisering av avfallets toxiska egenskaper med ekotoxikologiska tester.

6 Rekommendationer

- Vid karakteriseringar av askor från förbränning rekommenderas att använda både biologiska och kemiska tester.
- Eftersom flertalet av eluaten från askorna i projektet hade hög salinitet, rekommenderas salttåliga testorganismer i biotestbatteriet.
- Möjligheter att hantera falska positiva testresultat bör studeras ytterligare.
- Testorganismerna måste vara välstuderade med avseende på känslighet för olika ämnen.
- Ekotoxikologiska tester ska utföras så att fullständiga dos-responsförhållanden karakteriseras.
- En kombination av akuttoxikologiska och subkroniska tester kompletterar varandra och ökar testresultatens användbarhet.
- Vid användandet av beräkningsmodeller för att bedöma toxiciteten rekommenderas en försiktighet vid tolkningen av resultaten som utgår från kemdata och akuttoxikologiska resultat avseende enskilda ämnen.
- Vid beredning av eluat inför ekotoxikologisk karakterisering av avfall rekommenderas det att ett kolonntest används i första hand eftersom kolonntester, jämfört med skaktester, genererar ett lakvatten mindre påverkat av metodförhållandena. Framförallt är mobilisering av partiklar och partikelbundna föroreningar mindre då lakvatten genereras med ett kolonntest. Om det är känt att det enbart är metaller (eller andra ämnen mindre känsliga för filtrering) i avfallet som orsakar ekotoxikologiska effekter kan emellertid skaktester användas.
- Ett avfallslakvattens ekotoxikologiska effekter är beroende av hur eluatet bereds, och för att kunna göra en tillförlitlig klassificering av avfalls ekotoxiska egenskaper rekommenderas det därför att ytterligare studier görs på hur eluat ska beredas på bästa sätt. I denna studie har det belysts att hänsyn bör tas till bl.a. partikelmobilisering, pH, L/S-förhållande, mikrobiell aktivitet, kemisk jämvikt, material i provutrustning (Bilaga D och E) samt avfallets ålder och förbehandling (Bilaga F). Särskilt bör lämpliga pH-förhållanden och L/S-förhållanden utredas vidare.
- Det rekommenderas även att vidare studier görs på val av lakmetod för avfall innehållande både organiska och oorganiska eller enbart organiska föroreningar eftersom lakmetodernas tillämpbarhet med avseende på organiska föreningar inte kunnat utvärderas i detta projekt.

7 Referenser

- Abass, O., et al., 2005. Chemical and ecotoxicological assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon—contaminated sediments of the Niger Delta, Southern Nigeria. *Science of the Total Environment* 340, 123-136.
- Abraham, S. and Gopalan, U.K. 1975. Growth of an estuarine harpacticoid copepod *Nitocra spinipes* BOECK cultured in the laboratory. *Bulletin of Marine Science, University of Cochin* 2, 309-318
- Avfall Sverige, 2004. Rapport 2004:07. Vägledning Klassificering av farligt avfall, RVF Utveckling. ISSN: 1103-4092.
- Avfall Sverige, 2005. Rapport 2005:01. Vägledning vid klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen.
- Avfall Sverige, 2007a. Rapport 2007:01. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. ISSN: 1103-4092.
- Avfall Sverige, 2007b. Rapport F2007:03. Underlag för val av referenssubstans för zink inför klassning enligt Avfallsförordningen. ISSN: 1103-4092.
- Baudo, R., et al., 1999. In situ tests to assess the potential toxicity of aquatic sediments. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 2, 361-365.
- Becker, R., et al., 2007. Biologische Testverfahren zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Abfällen. Umwelt Bundes Amt. UBA-FB 206 33 302.
- Bergendahl, J., 2005. Batch leaching tests: Colloid release and PAH leachability. *Soil & Sediment Contamination* 14, 527-543
- Biesinger, K., Christensen, G., 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia-magna*. *Journal of the fisheries research board of Canada*. 29(12), 1691.
- Bihari, N., et al., 2005. PAH content, toxicity and genotoxicity of coastal marine sediments from the Rovinj area, Northern Adriatic, Croatia. *Science of the Total Environment* 366, 602-611.
- Breitholtz M., et al., 2008. Are individual NOEC levels safe for mixtures? A study on mixture toxicity of brominated flame-retardants in the copepod *Nitocra spinipes*. *Chemosphere* 72, 1242-1249.
- Breitholtz, M., et al., 2006. Ten challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63, 324-335.
- Breitholtz M., Bengtsson, B-E., 2001. Oestrogens have no Hormonal Effect on the Development and Reproduction of the Harpacticoid Copepod *Nitocra spinipes*. *Marine Pollution Bulletin* 42(10), 879-886.
- Di Toro, D. et al., 2001. Biotic Ligand Model of the acute toxicity of metals. 1. Technical bases. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(10), 2383-2396.
- Elert, M., et al., 2008. Föroreningsspridning - Tillämpning och utvärdering av metoder, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Kemakta, IVL, SGI, SLU och KTH
- Enell, A., et al., 2008. Laktest för ickeflyktiga organiska föroreningar – Utvärdering och rekommendationer, Rapport, Statens geotekniska institut.
- Environment Canada, 1999. Guidance Document on Application and Interpretation of Single-species Tests in Environmental Toxicology. Ottawa. ISBN: 0-660-16907-X.

- Escher, B.I., Hermens, J.L.M., 2004. Internal exposure: Linking bioavailability to effects. *Environmental Science & Technology*. 38, 455A-462A.
- Fent, K., 2004. Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology* 205, 223-240.
- Gamst J., et al., 2007. Determination of solute organic concentration in contaminated soils using a chemical-equilibrium soil column system. *Water, Air and Soil Pollution*, 183, 377–389.
- Hansen, J.B., et al., 2004, Leaching tests for non-volatile organic compounds – Developement and testing, Nordtest 1643-03.
- Hemström, K., 2007. Utvärdering av ett laktest för jordar kontaminerade med ickeflyktiga organiska föroreningar, Avdelningen för kemisk ekologi och ekotoxikologi Lunds universitet, Lund, pp. 1-53.
- ITM SOP 11 b, Test av avloppsvattens toxicitet – tillväxthämning av algkultur, 1995,02-09, Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholm universitet
- McCauly, D.J., et al., 2000. Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs. *Environmental Science & Policy* 133-144.
- Mikrotox Manual 1992 vol. III (sid. 211-213, 265-268), Utgåva 1, Modifierad Condensed protocol for 100% test.
- Naturvårdsverket, 2008. Sammanvägning av vissa farliga egenskaper i avfallsförordningen, Naturvårdsverkets hemsida access 2008-09-08.
- Persson, Y., et al., 2008. Use of a column leaching test to study the mobility of chlorinated HOCs from a contaminated soil and the distribution of compounds between soluble and colloid phases. *Chemosphere*, 71 (6), 1035-1042.
- OECD 2001a. Guidance Document on the Use of the Harmonised System for the Classification of Chemicals which are Hazardous for the Aquatic Environment.
- OECD 2001b. Guidance Document on Transformation/Dissolution of Metals and Metals Compounds in Aqueous Media.
- Potsma, J.F., et al., 2007. Ring test “Ecotoxicological properties of waste material”, Validation of NEN-EN 14735, Rapport projekt nr 202534, Grontmij, Amsterdam.
- RVF, 2003. Karakterisering av lakvatten med *Nitocra spinipes*, RVF Utveckling. ISSN 1103-4092.
- SIS, 1991. Vattenundersökningar - Bestämning av toxicitet hos kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret *Nitocra spinipes* Boeck - Statisk metod, akut toxicitet. Svensk standard SS 02 81 06.
- Skogsstyrelsen, 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring, MEDDELANDE 2:2008.
- SNV, 1996. Karakterisering av utsläpp från kemiindustrin, STORK - projekt. Naturvårdsverket Rapport 4621. ISSN 0282-7298.
- Sundberg, H., et al., 2005. A bio-effect directed fractionation study for toxicological and chemical characterization of organic compounds in bottom sediment. *Toxicological Sciences* 84, 63-72.
- Vaajasaari, K., Leaching and Ecotoxicity Tests as Methods for Classification and Assessment of Environmental Hazard of Solid Wastes. Pirkanmaa Regional Environment Centre. Tampere University of Technology, Helsinki, 2005, pp. 1-63.
- van Leeuwen, C.J., Hermens, J.L.M., 1995. Risk assessment of chemicals: An introduction. In: K. A. Publishers, (Ed.), Vol. ISBN: 0-7923-3740-9, Dordrecht.

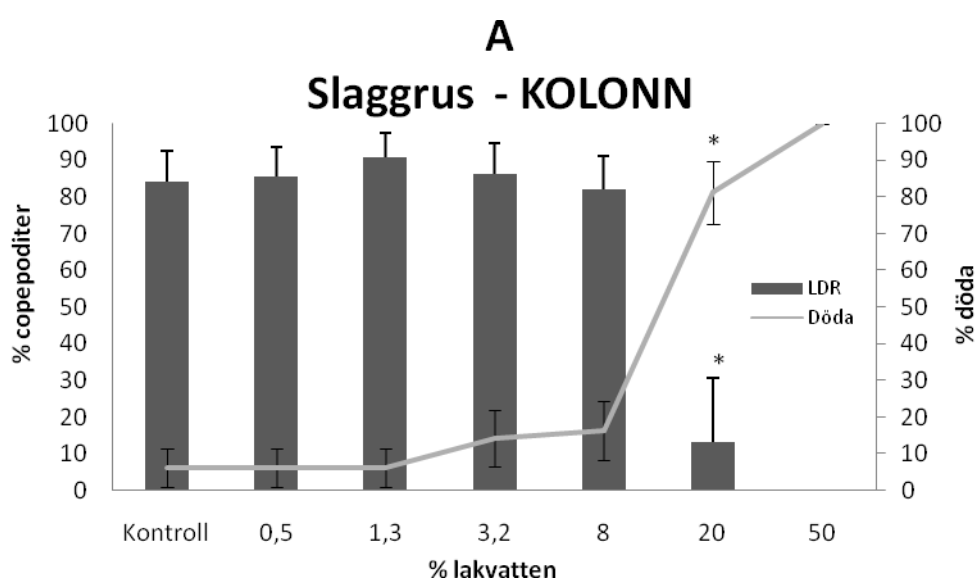
Bilagor

Bilaga A. Larvutveckling (LDR)

Nedan visas figurer (Figur 1A till 9A) från larvutvecklingstesterna med *Nitocra spinipes*. Observera att skillnader mellan behandlingar och kontroller endast anges med en asterisk (*) vid en signifikansnivå på 0,05. Salinitet under mediets salinitet (d.v.s 6,2 ‰) justerades upp till samma värde. Variationer i salinitet mellan olika behandlingar anges i samband med resultatfigurerna.

Aska A

Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från slaggrus som lakats med kolonntestet var 6,6–6,7 ‰. NOEC fastställets till 8 % inblandning av lakvatten (se Figur 1A).

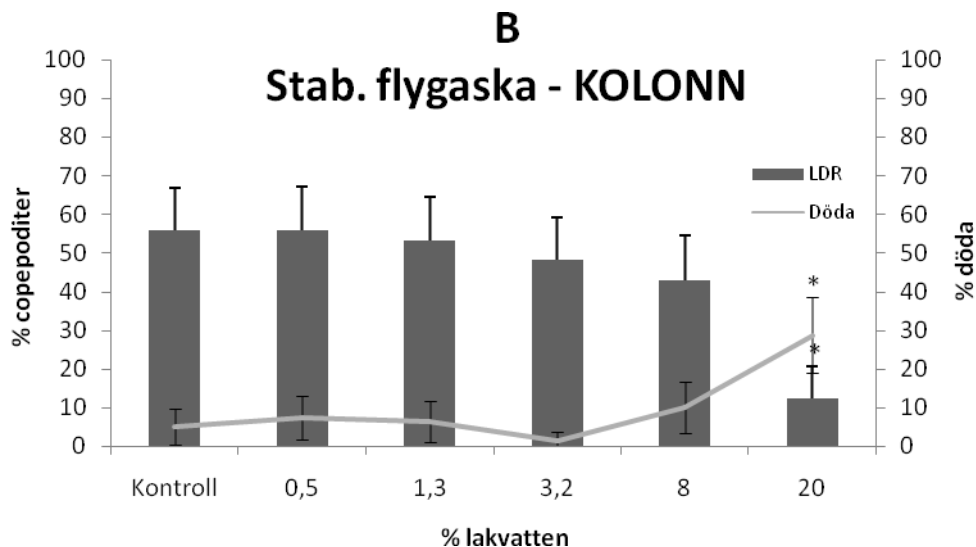


Figur 1A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakväska (0,5 – 50% inblandning) från slaggrus. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - * $p < 0.05$). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 1A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash A. The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - * $p < 0.05$). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska B

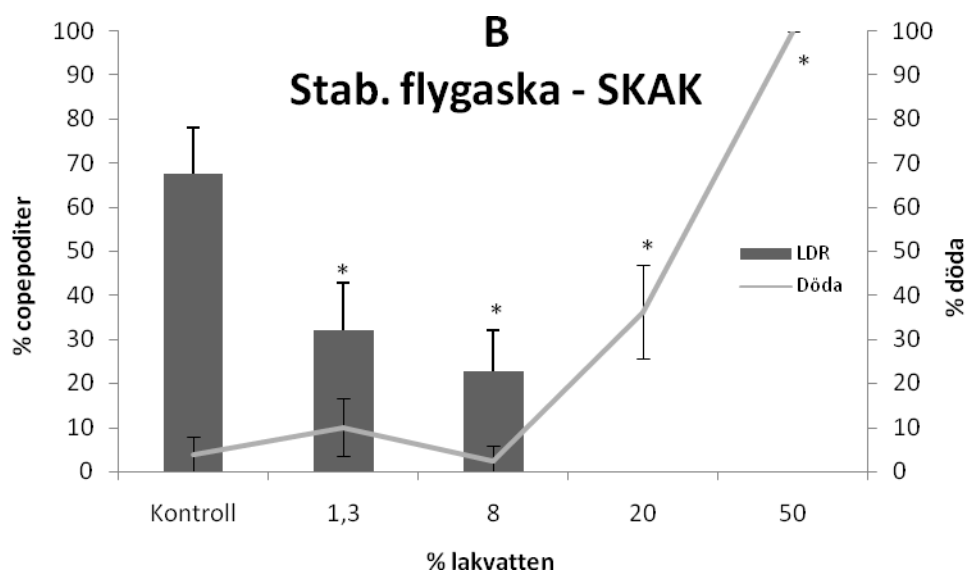
Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 20 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från den stabiliserade flygaskan som lakats med kolonntestet var 7,2–8,5 ‰. NOEC fastställets till 8 % inblandning av lakvatten (se Figur 2A).



Figur 2A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 7 dagar för lakväska (0,5 – 20% inblandning) från stabiliserad flygaska. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 2A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 7 days to leachate from ash B (column leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Saliniteten i de olika behandlingarna (1,3 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från den stabiliserade flygaskan som lakats med skaktestet var 6,9–9,0 ‰. NOEC fastställets till < 1,3 % inblandning av lakvatten (se Figur 3A).

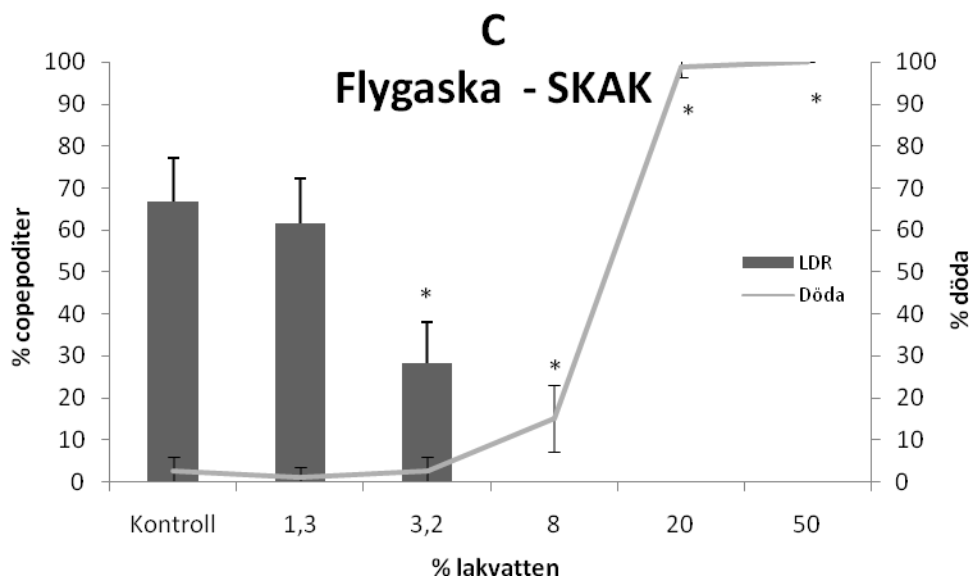


Figur 3A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakväska (1,3 – 20% inblandning) från stabiliserad flygaska. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 3A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash B (batched leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska C

Saliniteten i de olika behandlingarna (1,3 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från den ostabiliserade flygaskan som lakats med skaktestet var 6,9–17,2 ‰. Eftersom saliniteten i 50 % inblandning översteg 12 promille kan det inte uteslutas av djuren dog p.g.a. hög salthalt i den högsta koncentrationen. NOEC fastställets till 1,3 % inblandning av lakvatten (se Figur 4A).

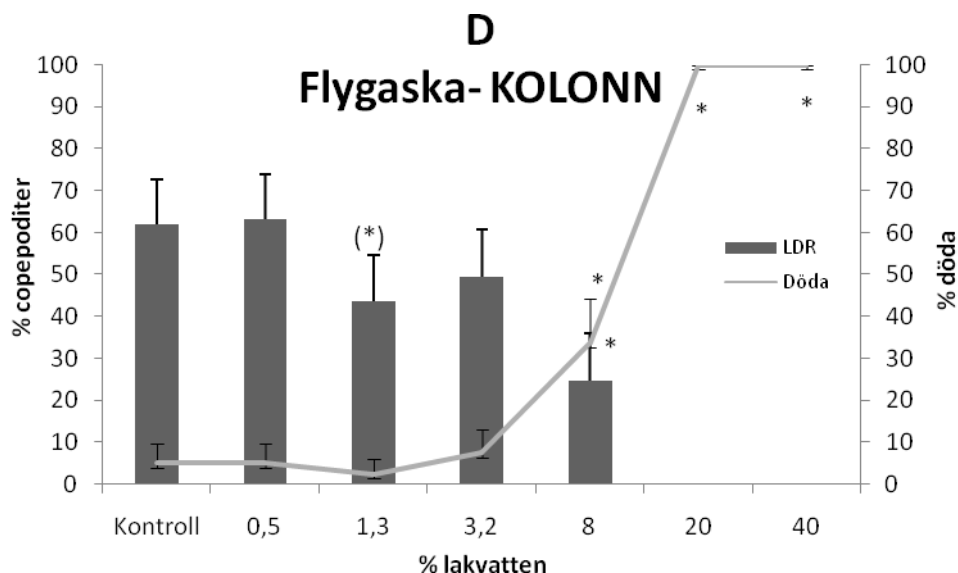


Figur 4A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakväska (1,3 – 50% inblandning) från den ostabiliserade flygaskan. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 4A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash C (batched leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska D

Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 40 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från flygaskan som lakats med kolonntestet var 5,2-10,9 %. NOEC fastställets till 0,5 % inblandning av lakvatten (se Figur 5A).

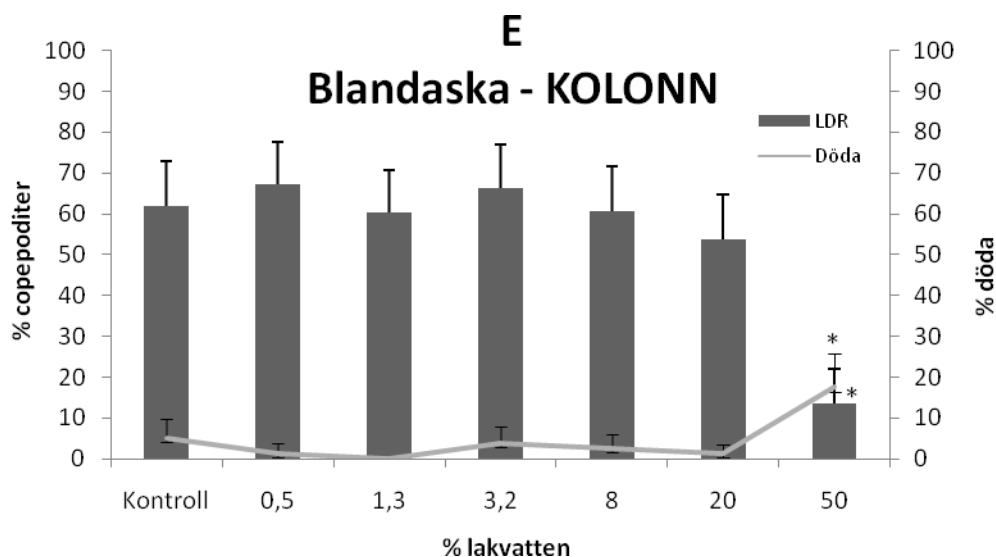


Figur 5A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakväska (0,5 – 50% inblandning) från ostabiliserad flygaska. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 5A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash D (column leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska E

Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från blandaskan som lakats med kolonntestet var 4,7-5,6 ‰. NOEC fastställets till 20 % inblandning av lakvatten (se Figur 6A).

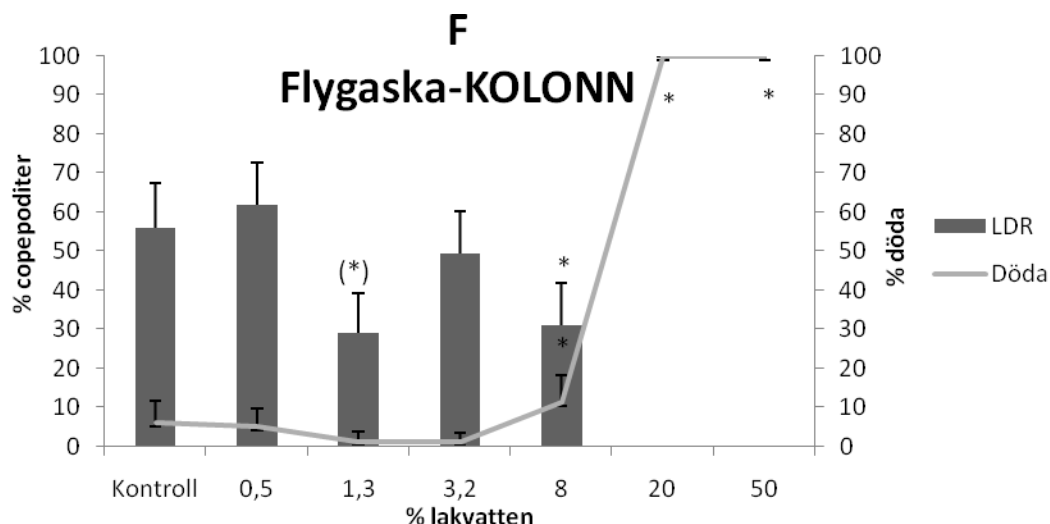


Figur 6A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakväska (0,5 – 50% inblandning) från blandaska. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 6A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash E (column leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska F

Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från träflisaskan som lakats med kolonntestet var 5,7-7,5 ‰. NOEC (No Observed Effect Concentration) fastställets till 8 % inblandning av lakvatten (se Figur 7A). Eftersom utvecklingshastigheten inte följde en obruten linje (utvecklingshastigheten var lägre i 1,3 % inblandning av lakvatten jämfört med 3,2 % och 8 %), sattes NOEC till 8 % för att undvika att överdriva toxiciteten.

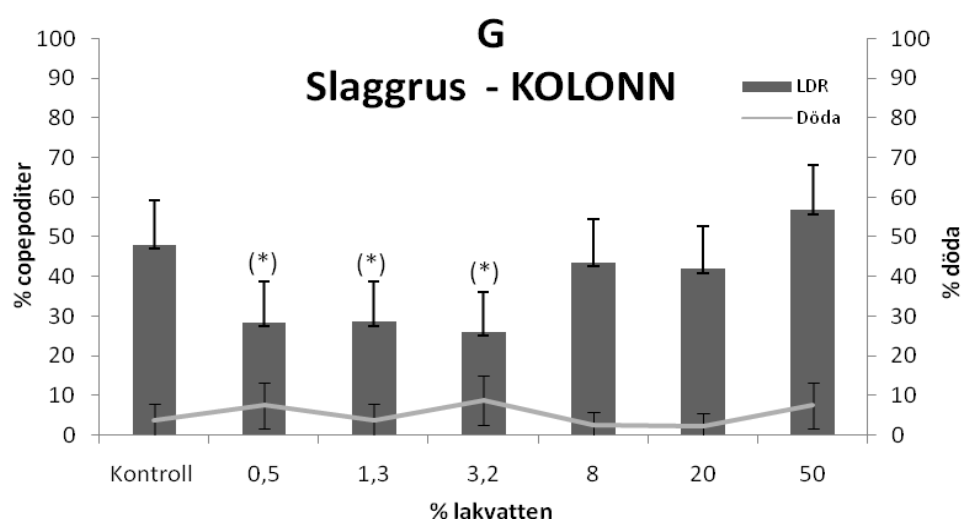


Figur 7A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för lakvätska (0,5 – 50% inblandning) från flygaskan. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 7A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from ash F (column leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Aska G

Saliniteten i de olika behandlingarna (0,5 % till 50 % inblandning av lakvatten) för lakvatten från slaggruset som lakats med kolonnstestet var 5,9-7,0 ‰. NOEC fastställets till större än 50 % inblandning av lakvatten (se Figur 8A). Det ska dock påpekas att den nedåtgående trenden i larvutveckling i de lägre koncentrationerna troligtvis är resultatet av en artefakt, som antagligen kan hänföras till bakteriell aktivitet i provet.

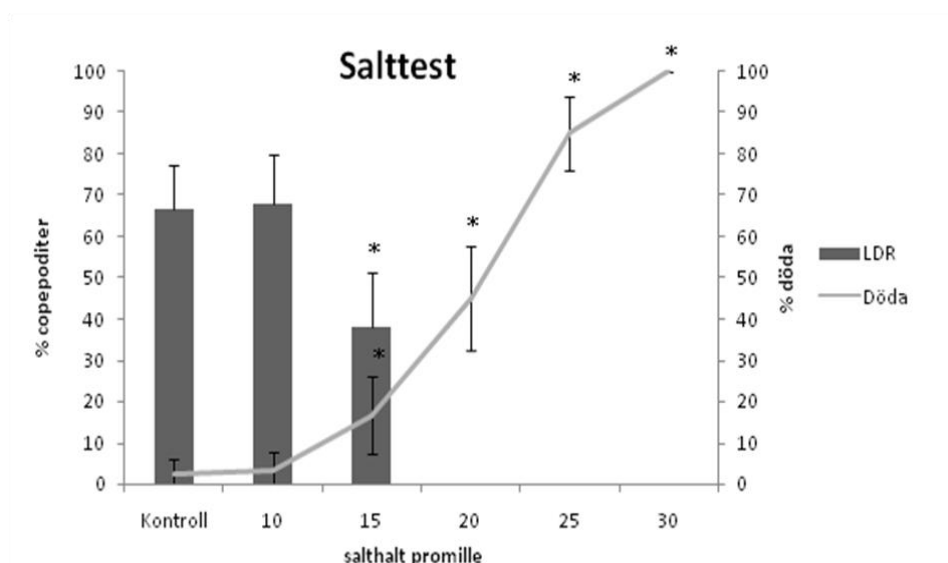


Figur 8A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 7 dagar för lakväska (0,5 – 50% inblandning) från de åldrade slaggruset. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 8A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 7 days to leachate from ash G (column leached). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Salttest

I larvutvecklingstestet med *N. spinipes*, som utan acklimatisering, exponerats för olika halter av salt visade signifikanta skillnader i utveckling och dödlighet (jämfört med kontrollen) vid 15 promilles salthalt och högre (se Figur 9A).



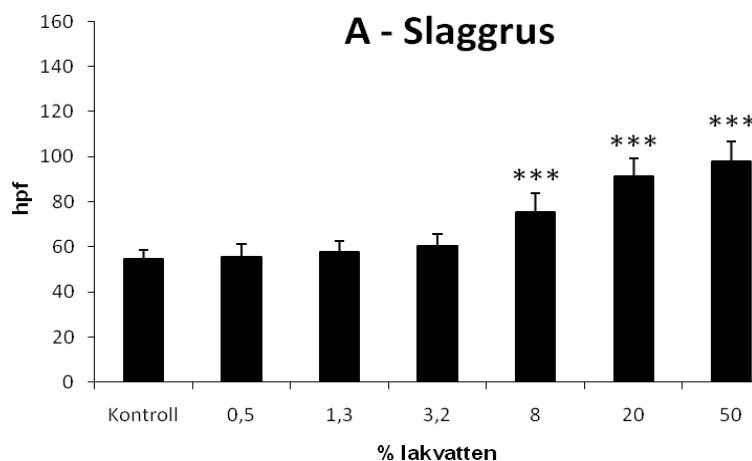
Figur 9A. Larval development ratio (LDR larvutveckling; mörkgrå staplar) och dödlighet (ljusgrå linje) hos juvenila *Nitocra spinipes* exponerade i 6 dagar för olika salthalter (0-30 promille). Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med en asterisk (2-sidig Kruskal-Wallis med efterföljande Mann-Whitney och Bonferroni-korrektion (p/n) - *p<0.05). Felstaplar indikerar medelvärdenas 95%-iga konfidensintervall.

Figure 2A. Larval Development Ratio (LDR, dark gray bars) and % dead (the line) for the juvenile *Nitocra spinipes* exposed in 6 days to leachate from different salinity levels (10,15,20,25,30 ‰). The y-axes to the right show % copepodites, the left y-axes show % dead and the x-axes show % leachate. Significant differences between treatments and the control is shown with a star (2 tailed Kruskal-Wallis test, Mann-Whitney and Bonferroni-correction (p/n) - *p<0.05). Error bars indicate the mean values with a 95 % confidential limit.

Bilaga B. Figurer – Sebrafiskembryotest

Sebrafiskembryotestet var det mest känsligaste för lakvatten A och C. De testvariabler som gav signifikanta skillnader jämfört med kontrollen och som var det känsligaste testet jämfört med de andra ekotoxtesterna visas nedan (Figur 1B och 2B).

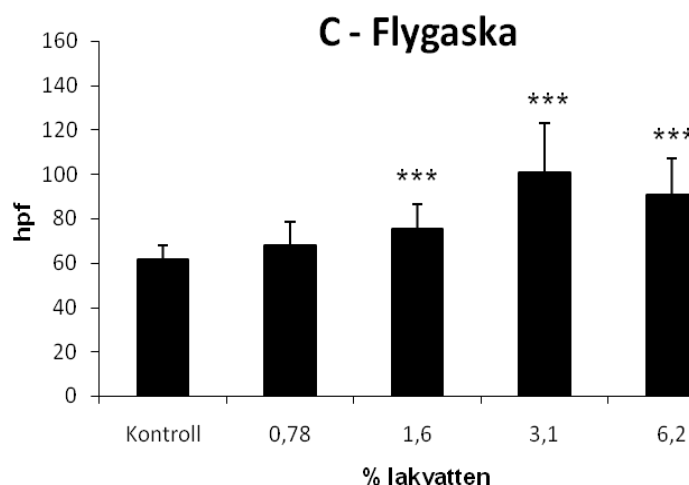
NOEC för kläckningstiden i sebrafiskembryotestet med Aska A fastställdes till 3,2 % inblandning av lakvätska (se Figur 1B).



Figur 1B. Kläckningstid i timmar efter befruktning (hpf) för sebrafiskembryon exponerade för lakvätska från slaggrus A med 0,5 – 50% inblandning. Staplar och felstaplar visar medelvärde med standardavvikelse. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med asterisker (*** $p < 0,001$; Dunnet's test).

Figure 1B. The hatching time in hours for the sebra fish embryo exposed to leachate from ash A. Bars and error bars show mean values with standard deviation. Significant differences between the control and the treatments are presented with stars (*** $p < 0,001$; Dunnet's test).

NOEC för kläckningstiden i sebrafiskembryotestet med Aska C, fastställdes till 0,78 % inblandning av lakvätska (se Figur 2B).



Figur 2B. Kläckningstid i timmar efter befruktning (hpf) för sebrafiskembryon exponerade för lakvätska från flygaska C med 0,78 – 6,2% inblandning. Staplar och felstaplar visar medelvärde med standardavvikelse. Signifikanta skillnader mellan specifika behandlingar och kontrollen visas med asterisker (***) $p < 0,001$; Dunnet's test).

Figure 2B. The hatching time in hours for the sebra fish embryo exposed to leachate from ash A. Bars and error bars show mean values with standard deviation. Significant differences between the control and the treatments are presented with stars (***) $p < 0,001$; Dunnet's test).

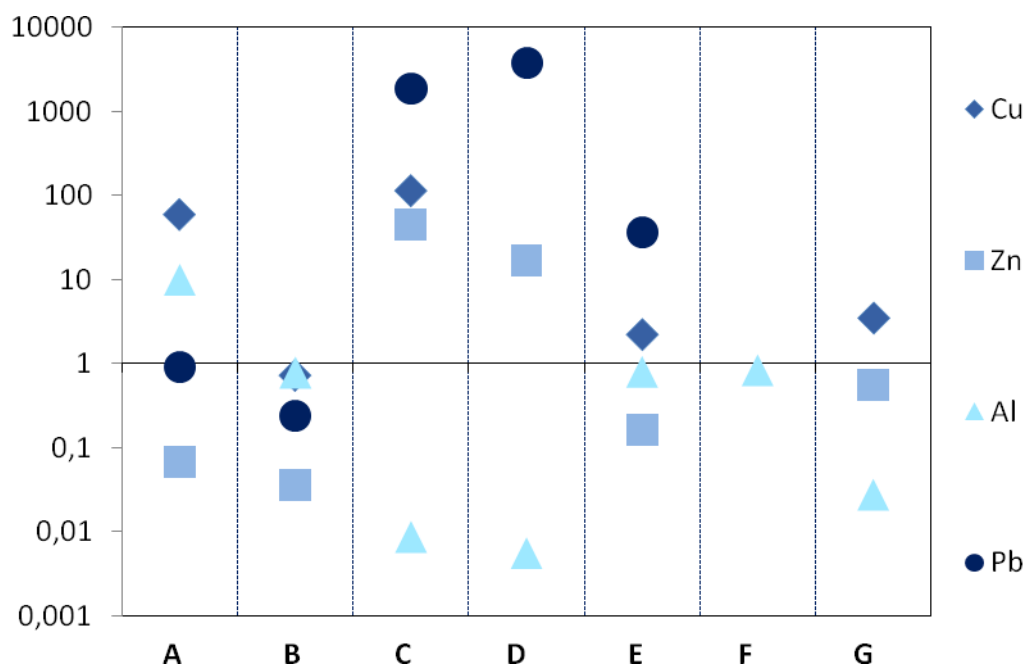
Bilaga C. Jämförelsekvot

I Tabell 1C till 7C visas jämförelsekvoter mellan uppmätta halter i lakvattnet jämfört med akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*. Om kvoten överstiger 1 (markerad med färg) anses ämnet kunna komma att påverka testorganismerna negativt. Kvoten beräknades enligt följande:

$$\text{Ämnet (mg/L)} / (\text{Akutvärdet}/10)$$

Akutvärdet delas med säkerhetsfaktorn 10 för att uppnå en nivå där subkroniska effekter kan uppkomma.

Resultaten från kemanalyser på utlakade halter från Askorna A till G visar att Pb, Cu, Zn och Al dominerar som föroreningskällor (dock i varierande grad, Se Tabell 2). Figuren som presenteras nedan (Figur 1C) visar tydligt att dessa metaller kan ha påverkat testorganismen *N. spinipes* negativt, då kvoten överstiger 1 i flera fall.



Figur 1C. Figuren presenterar en beräknad kvot utifrån den utlakade halten av metaller från askorna jämfört med akuttoxicitetsdata från *Nitocra spinipes* (se formeln ovan). X-axeln visar Askorna A till G och Y-axeln visar en logaritmisk skala. De metaller som presenteras var de dominerande metallerna (Cu, Zn, Al och Pb) i Askorna A till G. Om kvoten överstiger 1 anses ämnet kunna komma att påverka testorganismerna negativt utifrån jämförelser med akuttoxicitetsdata på *N. spinipes*.

Figure 1C. The figure present an estimated ratio between the metals leached out from the ashes compared with acute toxicity data for *Nitocra spinipes*. The x-axes show ratios from the ashes A to G. A ratio bigger than 1 indicate that the metal can cause negative effects on the test organism compared to the acute toxicity data on *Nitocra spinipes*.

Aska A

Tabell 1C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvätskan från Aska A samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,046	0,0046	0,000024	0,0053
Cu	0,050	0,0050	0,30	60
Cd	0,48	0,048	0,00014	0,0029
Zn	0,85	0,085	0,0058	0,069
As	3,5	0,35	0,0053	0,015
Co	4,5	0,45	0,00018	0,00040
Ni	6,0	0,60	0,0032	0,0054
Al	10	1,0	10	10
Fe	21	2,1	0,010	0,0049
Mn	70	7,0	0,0011	0,00016
K	450	45	64	1,4
Ca	580	58	436	7,5
Pb	0,040	0,0040	0,0037	0,92
Mg	720	72	0,34	0,0048
ammonium	70	7	1,4	0,20
nitrat	Ej gjorts		0,50	<
nitrit	Ej gjorts		0,010	<

Table 1C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash A and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes*.

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,050	0,0050	0,000024	0,0049
Cu	0,010	0,0010	0,30	300
Cd	0,065	0,0065	0,00014	0,022
Zn	0,10	0,010	0,0058	0,58
As				
Co	1,1	0,11	0,00018	0,0016
Ni	0,51	0,051	0,0032	0,064
Al	3,9	0,39	10	26
Fe	9,6	0,96	0,010	0,011
Mn	9,8	0,98	0,0011	0,0011
K	93	9,3	64	6,9
Ca	52	5,2	436	84
Pb				
Mg	180	18	0,34	0,019
ammonium	18	1,8	1,4	0,78
nitrat	366	37	0,50	0,014
nitrit	124	12	0,010	0,00081

Aska B

Tabell 2C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvatskan från Aska B (lakad med kolonn till vänster och med skak till högre) samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

Table 2C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash B and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes* (column method to the left and batch method to the right).

<i>N. spinipes</i>	Akut	Akut/10	Kemdata	Kvot		<i>N. spinipes</i>	Akut	Akut/10	Kemdata	Kvot
mg/l	48 h (mg/l)	48 h/10 (mg/l)	mg/l			mg/l	48 h (mg/l)	48 h/10 (mg/l)	mg/l	
Hg	0,046	0,0046	0,000030	0,0066		Hg	0,046	0,0046	0,000022	0,0047
Cu	0,050	0,0050	0,0037	0,73		Cu	0,050	0,0050	0,011	2,2
Cd	0,48	0,048	0,000050	0,0010	<	Cd	0,48	0,048	0,00019	0,0040
Zn	0,85	0,085	0,0031	0,036		Zn	0,85	0,085	0,0045	0,053
As	3,5	0,35	0,010	0,029	<	As	3,5	0,35	0,040	0,11
Co	4,5	0,45	0,00012	0,00028		Co	4,5	0,45	0,000098	0,00022
Ni	6,0	0,60	0,014	0,024		Ni	6,0	0,60	0,0014	0,0023
Al	10	1,0	0,80	0,80		Al	10	1,0	0,62	0,62
Fe	21	2,1	0,012	0,0058		Fe	21	2,1	0,065	0,031
Mn	70	7,0	0,00049	0,000070		Mn	70	7,0	0,0019	0,00027
K	450	45	1390	31		K	450	45	1430	32
Ca	580	58	1650	28		Ca	580	58	1650	28
Pb	0,040	0,0040	0,0010	0,24		Pb	0,040	0,0040	0,0022	0,56
Mg	720	72	0,50	0,0069	<	Mg	720	72	0,50	0,0069
ammonium	70	7	1,3	0,19		ammonium	70	7,0	0,84	0,12
nitrat	Ej gjorts		14		<	nitrat	Ej gjorts		14	
nitrit	Ej gjorts		0,011		<	nitrit	Ej gjorts		0,50	

<i>Daphnia</i>	Akut	Akut/10	Kemdata	Kvot		<i>Daphnia</i>	Akut	Akut/10	Kemdata	Kvot
mg/l	48 h (mg/l)	48 h/10 (mg/l)	mg/l			mg/l	48 h (mg/l)	48 h/10 (mg/l)	mg/l	
Hg	0,050	0,0050	0,000030	0,0061		Hg	0,050	0,0050	0,000022	0,0043
Cu	0,010	0,0010	0,0037	4		Cu	0,010	0,0010	0,011	11
Cd	0,065	0,0065	0,000050	0,008	<	Cd	0,065	0,0065	0,00019	0,030
Zn	0,10	0,010	0,0031	0,31		Zn	0,10	0,010	0,0045	0,45
As			0,010		<	As			0,040	
Co	1,1	0,11	0,00012	0,0011		Co	1,1	0,11	0,000098	0,00088
Ni	0,51	0,051	0,014	0,278		Ni	0,51	0,051	0,0014	0,027
Al	3,9	0,39	0,80	2,0		Al	3,9	0,39	0,62	1,58
Fe	9,6	0,96	0,012	0,013		Fe	9,6	0,96	0,065	0,068
Mn	9,8	0,98	0,00049	0,0005		Mn	9,8	0,98	0,0019	0,0019
K	93	9,3	1390	149,5		K	93	9,3	1430	154
Ca	52	5,2	1650	317		Ca	52	5,2	1650	317
Pb			0,0010			Pb			0,0022	
Mg	180	18	0,50	0,028	<	Mg	180	18	0,50	0,028
ammonium	18	1,8	1,3	0,72		ammonium	18	1,8	0,84	0,47
nitrat	366	37	14	0,38		nitrat	366	37	14	0,38
nitrit	124	12	0,011	0,00089		nitrit	124	12	0,50	0,040

Aska C

Tabell 3C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvatskan från Aska C samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,046	0,0046	0,000078	0,017	
Cu	0,050	0,0050	0,58	115	
Cd	0,48	0,048	0,00044	0,0093	
Zn	0,85	0,085	3,8	45	
As	3,5	0,35	0,020	0,057	<
Co	4,5	0,45	0,00010	0,00022	<
Ni	6,0	0,60	0,030	0,050	
Al	10	1,0	0,0088	0,0088	
Fe	21	2,1	0,0080	0,0038	<
Mn	70	7,0	0,00057	0,000081	
K	450	45	3640	81	
Ca	580	58	4330	75	
Pb	0,040	0,0040	7,4	1838	
Mg	720	72	0,50	0,0069	<
ammonium	70	7,0	27	3,9	
nitrat	Ej gjorts				
nitrit	Ej gjorts				

Table 3C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash C and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes*.

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,05	0,005	0,000078	0,016	
Cu	0,01	0,001	0,58	576	
Cd	0,065	0,0065	0,00044	0,068	
Zn	0,1	0,01	3,8	382	
As			0,020		<
Co	1,11	0,111	0,00010	0,00090	<
Ni	0,51	0,051	0,030	0,59	
Al	3,9	0,39	0,0088	0,023	
Fe	9,6	0,96	0,0080	0,0083	<
Mn	9,8	0,98	0,00057	0,00058	
K	93	9,3	3640	391	
Ca	52	5,2	4330	833	
Pb			7,4		
Mg	180	18	0,50	0,028	<
ammonium	18	1,8	27	15	
nitrat	365,8	36,58	28	0,77	<
nitrit	124,2	12,42	1,1	0,092	

Aska D

Tabell 4C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvatskan från Aska D samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,046	0,0046	0,000020	0,0043	<
Cu	0,050	0,0050	0,0020	0,40	<
Cd	0,48	0,048	0,00010	0,0021	<
Zn	0,85	0,085	1,4	17	
As	3,5	0,35	0,040	0,11	<
Co	4,5	0,45	0,00010	0,00022	<
Ni	6,0	0,60	0,0010	0,0017	<
Al	10	1,0	0,0057	0,0057	
Fe	21	2,1	0,0080	0,0038	<
Mn	70	7,0	0,00046	0,000065	
K	450	45	1300	29	
Ca	580	58	5260	91	
Pb	0,040	0,0040	15	3750	
Mg	720	72	2,0	0,028	<
ammonium	70	7	8,62	1,2	
nitrat	Ej gjorts				
nitrit	Ej gjorts				

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,050	0,0050	0,000020	0,0040	<
Cu	0,010	0,0010	0,0020	2,0	<
Cd	0,065	0,0065	0,00010	0,015	<
Zn	0,10	0,010	1,4	141	
As			0,040		<
Co	1,1	0,11	0,00010	0,00090	<
Ni	0,51	0,051	0,0010	0,020	<
Al	3,9	0,39	0,0057	0,014	
Fe	9,6	0,96	0,0080	0,0083	<
Mn	9,8	0,98	0,00046	0,00047	
K	93	9,3	1300	140	
Ca	52	5,2	5260	1012	
Pb			15		
Mg	180	18	2	0,11	<
ammonium	18	1,8	8,6	4,8	
nitrat	366	37	11	0,30	
nitrit	124	12	31	2,5	

Table 4C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash D and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes*.

Aska E

Tabell 5C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvatskan från Aska E samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,046	0,0046	0,000020	0,0044	
Cu	0,050	0,0050	0,011	2,2	
Cd	0,48	0,048	0,000050	0,0010	<
Zn	0,85	0,085	0,014	0,17	
As	3,5	0,35	0,010	0,029	<
Co	4,5	0,45	0,00062	0,0014	<
Ni	6,0	0,60	0,0037	0,0062	
Al	10	1,0	0,81	0,81	
Fe	21	2,1	0,0043	0,0020	
Mn	70	7,0	0,0028	0,00040	
K	450	45	552	12	
Ca	580	58	450	7,8	
Pb	0,040	0,0040	0,15	37	
Mg	720	72	0,50	0,0069	<
ammonium	70	7,0	0,99	0,14	
nitrat	Ej gjorts				
nitrit	Ej gjorts				

Table 5C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash E and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes*.

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot	
Hg	0,050	0,0050	0,000020	0,0041	
Cu	0,010	0,0010	0,011	11	
Cd	0,065	0,0065	0,000050	0,0077	<
Zn	0,10	0,010	0,014	1,4	
As			0,010		<
Co	1,1	0,11	0,00062	0,0056	<
Ni	0,51	0,051	0,0037	0,073	
Al	3,9	0,39	0,81	2,1	
Fe	9,6	0,96	0,0043	0,0045	
Mn	9,8	0,98	0,0028	0,0029	
K	93	9,3	552	59	
Ca	52	5,2	450	87	
Pb			0,15		
Mg	180	18	0,50	0,028	<
ammonium	18	1,8	0,99	0,55	
nitrat	366	37	2,0	0,055	<
nitrit	124	12	3,9	0,31	

Aska F

Tabell 6C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvätskan från Aska F (lakad med kolonn till vänster och med skak till högre) samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

Table 6C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash F and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes* (column method to the left and batch method to the right).

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot		<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,046	0,0046	0,000020	0,0043	<	Hg				
Cu	0,050	0,0050	0,0010	0,20	<	Cu				
Cd	0,48	0,048	0,000050	0,0010	<	Cd				
Zn	0,85	0,085	0,0020	0,024	<	Zn				
As	3,5	0,35	0,0030	0,0086	<	As				
Co	4,5	0,45	0,000050	0,00011	<	Co				
Ni	6,0	0,60	0,00050	0,00083	<	Ni				
Al	10	1,0	0,85	0,85		Al				
Fe	21	2,1	0,0040	0,0019	<	Fe				
Mn	70	7,0	0,00023	0,000033		Mn				
K	450	45	2710	60		K				
Ca	580	58	96	1,6		Ca				
Pb	0,040	0,0040	0,00020	0,050	<	Pb				
Mg	720	72	0,50	0,0069	<	Mg				
ammonium	70	7,0	0,024	0,0034		ammonium				
nitrat	Ej gjorts		0,75			nitrat				
nitrit	Ej gjorts		0,31			nitrit				

Ej gjord med Nitocra

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot		<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,050	0,0050	0,000020	0,0040	<	Hg	0,050	0,0050	0,000020	0,0040
Cu	0,010	0,0010	0,0010	1,0	<	Cu	0,010	0,0010	0,0017	1,7
Cd	0,065	0,0065	0,000050	0,0077	<	Cd	0,065	0,0065	0,000070	0,011
Zn	0,10	0,010	0,0020	0,20	<	Zn	0,10	0,010	0,010	1,040
As			0,0030		<	As			0,0010	
Co	1,1	0,11	0,000050	0,00045	<	Co	1,1	0,11	0,00016	0,0014
Ni	0,51	0,051	0,00050	0,0098	<	Ni	0,51	0,051	0,00051	0,010
Al	3,9	0,39	0,85	2,2		Al	3,9	0,39	0,021	0,054
Fe	9,6	0,96	0,0040	0,0042	<	Fe	9,6	0,96	0,0095	0,0099
Mn	9,8	0,98	0,00023	0,00024		Mn	9,8	0,98	0,0040	0,0041
K	93	9,3	2710	291		K	93	9,3	2960	318
Ca	52	5,2	96	18		Ca	52	5,2	373	72
Pb			0,00020		<	Pb			0,0049	
Mg	180	18	0,50	0,028	<	Mg	180	18	0,20	0,011
ammonium	18	1,8	0,024	0,013		ammonium	18	1,8	Finns ej	
nitrat	366	37	0,75	0,021		nitrat	366	37	Finns ej	
nitrit	124	12	0,31	0,025		nitrit	124	12	Finns ej	

Aska G

Tabell 7C. Tabell visar beräkningar av en jämförelsekvot mellan uppmätta ämnen i lakvätskan från Aska G (lakad med kolonn till vänster och med skak till högre) samt akuttoxicitetsvärden för *Daphnia* samt *N. spinipes*.

Table 7C. The table shows calculations of a ratio that compares measured substances in the leachate from ash G and acute toxicity values for *Daphnia magna* and *Nitocra spinipes* (column method to the left and batch method to the right).

<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot		<i>N. spinipes</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,046	0,0046	0,000020	0,0043	<	Hg				
Cu	0,050	0,0050	0,018	3,5		Cu				
Cd	0,48	0,048	0,00024	0,0051		Cd				
Zn	0,85	0,085	0,047	0,56		Zn				
As	3,5	0,35	0,0020	0,0057	<	As				
Co	4,5	0,45	0,00056	0,0012		Co				
Ni	6,0	0,60	0,013	0,021		Ni				
Al	10	1,0	0,028	0,028		Al				
Fe	21	2,1	0,0040	0,0019		Fe				
Mn	70	7,0	0,065	0,0092		Mn				
K	450	45	14	0,32		K				
Ca	580	58	610	11		Ca				
Pb	0,040	0,0040	0,00020	0,050	<	Pb				
Mg	720	72	11	0,16		Mg				
ammonium	70	7,0	0,051	0,0073		ammonium				
nitrat	Ej gjorts					nitrat				
Nitrit	Ej gjorts					nitrit				

<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot		<i>Daphnia</i> mg/l	Akut 48 h (mg/l)	Akut/10 48 h/10 (mg/l)	Kemdata mg/l	Kvot
Hg	0,050	0,0050	0,000020	0,0040		Hg	0,05	0,0050	0,000024	0,0048
Cu	0,010	0,0010	0,018	18		Cu	0,01	0,0010	0,037	37
Cd	0,065	0,0065	0,00024	0,038		Cd	0,065	0,0065	0,00040	0,061
Zn	0,10	0,010	0,047	4,7		Zn	0,1	0,010	0,056	5,6
As			0,0020			As			0,0020	<
Co	1,1	0,11	0,00056	0,0050		Co	1,11	0,111	0,0026	0,023
Ni	0,51	0,051	0,013	0,25		Ni	0,51	0,051	0,015	0,29
Al	3,9	0,39	0,028	0,072		Al	3,9	0,39	0,16	0,42
Fe	9,6	0,96	0,0040	0,0042		Fe	9,6	0,96	0,0095	0,0099
Mn	9,8	0,98	0,065	0,066		Mn	9,8	0,98	0,15	0,15
K	93	9,3	14	1,5		K	93	9,3	11	1,1
Ca	52	5,2	610	117		Ca	52	5,2	673	129
Pb			0,00020			Pb			0,00091	
Mg	180	18	11	0,63		Mg	180	18	8,3	0,46
ammonium	18	1,8	0,051	0,028		ammonium	18	1,8	0,061	0,034
nitrat	366	37	0,11	0,0030	<	nitrat	365,8	37	4,7	0,13
Nitrit	124	12	0,01	0,00081	<	nitrit	124,2	12	0,010	0,00081 <

Bilaga D. Metodik för klassning med avseende på ekotoxiska egenskaper för farligt avfall.

Det saknas i dagsläget fullständiga vägledningar från svenska miljömyndigheter för hur ett avfall skall klassificeras som farligt avfall. Branschorganisationen Avfall Sverige har publicerat fyra olika aktuella vägledningar rörande hur klassificering skall utföras baserat på kunskap om ingående kemiska ämnen (Avfall Sverige 2004, 2005, 2007a och 2007b). Vägledningarna baseras i huvudsak på det system som tillämpas för att klassificera kemiska produkter och som för svenska förhållanden är implementerat i Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2005:7). Principen är att man förutsätter att toxiciteten från olika ämnen är additiv och kan summeras. Den första vägledningen ger en generell beskrivning hur en sådan klassificering kan genomföras medan de senare inriktats mot två speciella avfallstyper, askor respektive förorenade jordmassor. Tydliga problem med den metod som tillämpas i dessa vägledningar är svårigheter med:

- att identifiera den förekomstform som analyserade (grund)ämnena i verkligheten har i avfallet,
- bristen på data om toxiska egenskaper för ämnena som kan finnas i avfall, samt
- den samlade effekten som en blandning av dessa ämnen ger.

Naturvårdsverket har under projektets gång också gett ut en vägledning för klassificering (Naturvårdsverket, 2008) som i huvudsak är identisk med Avfall Sverige, 2007a. Det som skiljer Naturvårdsverkets vägledning är att man (enligt försiktighetsprincipen) rekommenderar en justering med hänsyn taget till det metalliska grundämnets andel av den klassificerade förekomstformen (föreningen). Behovet med en sådan justering kan ifrågasättas. I realiteten är det metalljonernas toxicitet som klassificeras och en bindande klassificering baserad på enbart halten av metalljonen är också implementerad för ett antal metaller (t.ex. Pb, Cd, Hg, As) i Kemikalieinspektionens föreskrifter KIFS 2005:5 (Klassificeringslistan).

Det europeiska systemet för klassificering av kemiska produkter genomgår nu en revidering och anpassning till GHS som utarbetats inom FN och innebär en harmonisering på global nivå av olika klassificeringssystem för kemiska ämnen, produkter och godstransporter (KemI:s hemsida). Principerna och praktiken i nuvarande svensk kemikalielagstiftning och GHS är dock mycket likartad och bindande klassificering och märkning GHS kommer inte att gälla fullt ut förrän 2015.

D.1 Klassificering av askorna baserat på askans totalhalt.

Som tidigare konstaterats är innehållet av organiska ämnen lågt och de uppmätta förekomsterna av organiska ämnen i askorna ger obetydligt bidrag vid en klassificering. Högst bidrag tycks förekomsten av ftalater och hexaklorbensen kunna medföra (den senare klassificerad med hänsyn taget till Bilaga IV till förordning (EG) nr 1195/2006). Bidraget är dock försumbart i förhållande till förekomsten av miljöfarliga metaller i askorna och berörs därför inte närmare. I Tabell 1D, samt Figur 1D redovisas den beräknade klassificeringen enligt (Avfall Sverige, 2005) respektive (Avfall Sverige, 2007a) baserad på innehållet av grundämnena. Det underlag som använts redovisas i Tabell 2D samt 3D och för en djupare beskrivning hänvisas läsaren till den refererade litteraturen. Vid en bedömning enligt vägledningen för askor (Avfall Sverige, 2005) klassificeras ingen av askorna som farligt avfall. Vid en bedömning enligt vägledningen för jordmassor (Avfall Sverige, 2007a) utgör samtliga askor farligt avfall utom bioaskan F. Zink svarar för det dominerande

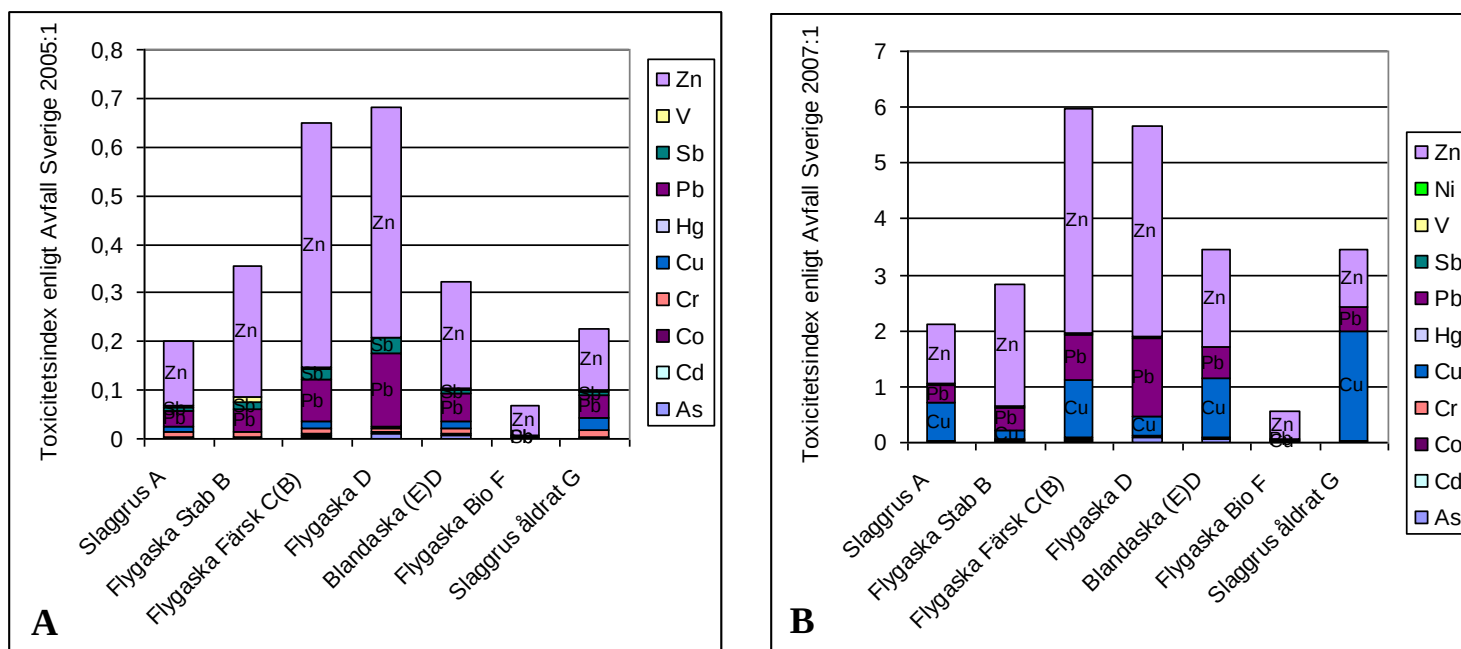
toxicitetsbidraget. Det har nyligen tagits fram särskilda rekommendationer rörande förekomstform för Zn i aska (Avfall Sverige, 2007b) där det föreslås att den form som normalt förväntas förekomma i åldrad aska (franklinit) inte bidrar till askans miljöfarlighetsklassning. Om det vid klassificeringen enligt Avfall Sverige 2007a tas hänsyns dessa rekommendationer samt de rekommendationer som gäller för Cr^I i askor bedöms heller inte den stabiliserade flygaskan B kunna utgöra farligt avfall.

Tabell 1D. Beräknat underlag och klassificering av farligt avfall enligt (Avfall Sverige, 2005) respektive (Avfall Sverige, 2007a).

Table 1D. The total sum of toxicity according to Avfall Sverige report 2005:1 (ashes) and 2007:1 (soils), and classification according to Avfall Sverige report 2007:3 (ashes).

	Slaggrus A	Flygaska Stab B	Flygaska Färsk C(B)	Flygaska D	Blandaska (E)D	Flygaska Bio F	Slaggrus åldrat G
Summa toxicitet enligt Avfall Sverige rapport 2005:1 (askor)	0,20	0,36	0,65	0,68	0,32	0,07	0,23
Klassning	-	-	-	-	-	-	-
Summa toxicitet enligt Avfall Sverige rapport 2007:1 (jordmassor)	2,12	2,82	5,98	5,67	3,46	0,56	3,46
Klassning motsvarande	R52 53	R52 53	R52 53	R52 53	R52 53	-	R52 53
Modifierad för Zn och Cr enligt Avfall Sverige rapport 2007:3 (askor)	1,11	0,70	2,01	1,92	1,77	0,06	2,51
Klassning motsvarande	R52 53	-	R52 53	R52 53	R52 53	-	R52 53

¹ Cr klassificeras med mer försiktiga kriterier för askor än för jordmassor eftersom man antar att andelen som förekommer i den mest toxiska formen Cr^{IV} är högre i askor än i jordmassor.



Figur 1D. Figuren redovisar toxicitetsindex för ekotoxiska effekter för askor beräknat enligt Avfall Sveriges vägledning för klassificering av farligt avfall rörande askor **A**) och jordmassor **B**). Ett totalt toxicitetsindex som överskrider 1 innebär att askan skall klassificeras som farligt avfall.

Figure 1D. The figure shows toxicity-index for the ecotoxicological effects of the ashes, calculated according to Avfall Sverige guide line on classification of hazardous waste. Figure to the left, **A**, is for ashes and figure **B** to the right for soils. A toxicity-index that exceeds 1 means that the ash should be classified as hazardous.

Tabell 2D. Dataunderlag som använts för att beräkna en farlighetsklassificering enligt (Avfall Sverige, 2005) respektive (Avfall Sverige, 2007a). Markerade fält anger sådana modellsubstanter där uppgifterna om miljöfarlighetsklassificering varit oklara och där aktuella uppgifter hämtats från Kemikalieinspektionens föreskrifter KIFS 2005:5 (Klassificeringslistan) och anpassats till de principer som angetts i (Avfall Sverige, 2005).

Table 2D. The calculations in the table are made according to Avfall Sverige, 2005 and Avfall Sverige 2007a. Marked squares indicate a model substance where the classification on environmental effects were uncertain. This data can be downloaded from Swedish chemical agenesis on rules, see KIFS 2005:5 (The classification list). The data were than transformed to the same principles used in the report from Avfall Sverige, 2005.

mg/kg TS	Klassgränser enligt Avfall Sverige rapport 2005:1 (askor)					Klassgränser enligt Avfall Sverige rapport 2007:1 (jordmassor)		
	Modellsubstans	Riskfras	Gräns	molkvot	Gräns	Modellsubstans	Riskfras	Gräns
Al								
Ca								
Fe								
K								
Mg								
Mn								25000
Na								
P								
Si								
Ti								
As	Arseniktrioxid	R 50 53	25000	1,32	18934	Arseniktrioxid	R 50 53	2500
Ba	Bariumoxid		-			Bariumsalter utom bariumsulfat		-
Be								
Cd	Kadmiumoxid	R 50 53	25000	1,14	21885	Kadmiumsulfat	R 50 53	2500
Co	Kobolt(II,III)oxid	R 50 53	25000	1,27	19662	Koboltoxid	R 50 53	2500
	Krom(III,VI)oxid 50%						R50	
Cr	CrVI	R50 53*2	50000	1,69	29545	Krom(III,VI)oxid 10% CrVI	53*10	25000
			25000					
Cu	Koppar(II)oxid	R 50	0	1,25	199717	Kopparsulfat	R 50 53	2500
Hg	Kvicksilver(II)oxid	R50 53	25000	1,08	23153	Kvicksilver oorganiskt	R 50 53	2500
La	Lantan(III)oxid	-	-					
Mo	Molybden(VI)oxid	-	-			Molybden(III)oxid		-
Nb			25000					25000
Ni	Nickel(II)oxid	R 53	0			Nickel(II)oxid	R 53	0
Pb	Bly(II)oxid	R50 53	25000	1,08	23208	Bly(II)oxid mfl	R 50 53	2500
S								
Sb	Antimontrioxid	R51 53	25000	1,20	20883	Antimontrioxid	R 51 53	25000
Sc								
Se								
Sn								
Sr								
V	Vanadin(V)oxid	R51 53	25000	1,78	14004	Vanadin(V)oxid	R 51 53	25000
W	Volfram(VI)oxid	-	-					
Y								
Zn	Zink(II)oxid	R50 53	2500	1,24	2008	Zinkklorid	R 50 53	2500
Zr								

Det bör också nämnas att den uppslutningsmetod som i projektet använts för bestämning av halten av metaller i askorna kan ge betydligt högre halter för ett antal metaller (t.ex. Cr och Sb) än den metod som rekommenderas för jordmassor (7 M salpetersyra, Avfall Sverige, 2007a). Skillnaden mellan klassificering enligt och (Avfall Sverige, 2007a) beror nästan helt på olika tolkning av vilken grad av ekotoxicitet som skall anses motivera en klassificering som farligt avfall. I det fallet avviker (Avfall Sverige, 2005) kraftigt från de rekommendationer som Naturvårdsverket angivit (Naturvårdsverket 2008).

Tabell 3D. Sammanvägning av toxicitet för ämnen som föranleder klassificering som farligt avfall för fasta askprover enligt (Avfall Sverige, 2005) respektive (Avfall Sverige, 2007a), se tabell 1D för beräkningsunderlag.

Table 3D. A contexture of the toxicity for substances that leads to classifications on hazardous waste for solid samples of ashes according to Avfall Sverige 2005 and Avfall Sverige 2007a, see table 1D for the calculations.

	Klassgränser enligt Avfall Sverige rapport 2005:1 (askor)							Klassgränser enligt Avfall Sverige rapport 2007:1 (jordmassor)						
	Slaggrus A	Flygaska Stab B	Flygaska Färska C(B)	Flygaska D	Blandaska D(E)	Flygaska Bio F	Slaggrus åldrat G	Slaggrus A	Flygaska Stab B	Flygaska Färska C(B)	Flygaska D	Blandaska D(E)	Flygaska Bio F	Slaggrus åldrat G
As	2,6E-03	1,8E-03	5,2E-03	1,1E-02	7,5E-03	1,6E-04	2,0E-03	2,0E-02	1,4E-02	3,9E-02	8,0E-02	5,7E-02	1,2E-03	1,5E-02
Cd	3,3E-04	2,3E-03	3,0E-03	2,5E-03	6,4E-04	3,7E-04	2,1E-04	2,9E-03	2,0E-02	2,6E-02	2,2E-02	5,6E-03	3,3E-03	1,9E-03
Co	1,0E-03	6,2E-04	9,8E-04	6,2E-04	1,0E-03	3,2E-04	9,5E-04	8,0E-03	4,9E-03	7,7E-03	4,9E-03	7,8E-03	2,5E-03	7,4E-03
Cr	1,2E-02	8,6E-03	1,4E-02	7,2E-03	1,2E-02	1,0E-03	1,5E-02	1,4E-02	1,0E-02	1,6E-02	8,6E-03	1,4E-02	1,2E-03	1,8E-02
Cu	8,5E-03	2,0E-03	1,3E-02	4,4E-03	1,4E-02	3,0E-04	2,4E-02	6,8E-01	1,6E-01	1,0E+00	3,5E-01	1,1E+00	2,4E-02	1,9E+00
Hg	1,5E-05	2,2E-04	2,6E-04	1,5E-04	3,6E-05	9,8E-06	1,3E-05	1,4E-04	2,0E-03	2,4E-03	1,4E-03	3,3E-04	9,1E-05	1,2E-04
Pb	3,5E-02	4,6E-02	8,6E-02	1,5E-01	5,9E-02	2,3E-03	4,8E-02	3,2E-01	4,2E-01	8,0E-01	1,4E+00	5,4E-01	2,1E-02	4,5E-01
Sb	5,7E-03	1,6E-02	2,3E-02	3,3E-02	8,5E-03	6,2E-05	5,8E-03	4,7E-03	1,3E-02	1,9E-02	2,7E-02	7,1E-03	5,2E-05	4,9E-03
V	2,4E-03	9,0E-03	2,0E-03	1,6E-03	4,1E-03	1,5E-03	2,6E-03	1,3E-03	5,0E-03	1,1E-03	8,9E-04	2,3E-03	8,6E-04	1,5E-03
Zn	1,3E-01	2,7E-01	5,0E-01	4,7E-01	2,2E-01	6,3E-02	1,3E-01	1,1E+00	2,2E+00	4,0E+00	3,8E+00	1,7E+00	5,1E-01	1,0E+00
Σ	0,20	0,36	0,65	0,68	0,32	0,07	0,23	2,1	2,8	6,0	5,7	3,5	0,6	3,5

D.2 Klassificering av askornas eluat baserat på toxicitetstest

De standardiserade test som finns för att bereda lakvätskor från fasta material för senare karakterisering med toxicitetstest utgår i allmänhet från ett L/S-förhållande på ca 10 (100 g/l), se Bilaga E samt (Avfall Sverige, 2007a). Det är också det L/S förhållande som utnyttjats i detta projekt. Lakning vid L/S 10 erbjuder många fördelar. De provmängder som lakas blir tillräckligt stora för att betydande problem med inverkan från matrisens heterogenitet undviks och samtidigt erhålls lätt tillräckligt stora mängder lakvatten för att för att olika typer av ekotoxiska och kemiska tester och analyser skall kunna genomföras. Dessutom finns det sedan tidigare ofta befintlig kunskap om lakning av en mängd olika material eftersom L/S 10 även tillämpas för karakterisering av avfall.

Den högsta dos av ett kemiskt ämne i vattenlösning som kan föranleda klassificering som akut ekotoxisk - R52 - är 1000 ggr lägre (100 mg/l) (OECD, 2001a, KIFS, 2005:7). Högre grad av akut klassificering sker i steg om tiopotenser R51 – 10 mg/l och R50 – 1 mg/l. Eftersom metaller - och speciellt essentiellt sådana – svårigen klassificeras med avseende på långsiktig miljöfara baserat på test av egenskaperna nedbrytbarhet och bioackumulerbarhet (Avfall Sverige, 2004; 2005, OECD, 2001b) finns även en möjlighet att på basis av kroniska toxicitetstest karakterisera långsiktig miljöfara – R53 - med en dos om 1 mg/l som gräns.

OECD har publicerat rekommendationer för hur lakning skall genomföras inför klassificering av de ekotoxiska egenskaperna av svårslösliga metalliska föreningar (OECD, 2001b). Metoden bygger på att ämnet stegvis lakas med L/S-förhållanden (i OECDs dokument används beteckningen "load") som motsvarar 100, 10 och 1 mg/l dvs L/S 10 000, 100 000 och 1 000 000. Laktesterna utförs med enkla skaktest på partiklar som inte bör överstiga 1 mm samt med buffertlösningar för att erhålla pH-intervall (5,5-8,5) och salinitet som kan motsvara naturliga förhållanden. Tiden för lakning varierar från 24 timmar vid L/S 10 000 till 28 dygn vid L/S 1 000 000. Kinetiken i upplösningen undersöks genom att halten av löste metalljon undersöks med bestämda tidsintervall. Den halt av metalljoner som slutligen erhålls i lakvätskan jämförs sedan med kända toxicitetsdata för att se om det finns anledning att klassificera metallföreningen som ekotoxisk. Variationen i L/S används för att graden av miljöfarlighet skall kunna bestämmas.

Endast enstaka organiska ämnen har identifierat vid analys av lakvätskorna och askornas toxicitet verkar helt domineras av förekomsten av lösliga metallföreningar. Samma utgångsprinciper för lakning som OECD rekommenderar för klassificering av svårslösliga metallföreningar (OECD, 2001b) bör därför kunna tillämpas även för de material som undersökts i denna rapport. Vid klassificering av farligt avfall är behovet av att gradera farligheten av mindre betydelse än för klassificering av kemiska ämnen och det skulle därför kunna vara lämpligt att använda endast ett L/S förhållande. En viktig skillnad i förhållande till OECDs rekommendationer är dock att L/S-förhållandet i föreliggande studie skiljer med minst en faktor 1000. Det innebär att de flesta från ekotoxicitetssynpunkt viktiga metallerna kommer ha koncentrationer i laklösningen vid L/S 10 som kan vara upp till 1000 ggr större än om lakförsöken skulle ha utförts enligt OECD:s rekommendationer. Å andra sidan anger OECD att lakförsöken kan behöva utföras även vid betydligt lägre pH - ned till pH 5,5 - än vid askornas egna pH. För många av de från ekotoxicitetssynpunkt viktiga metallerna (Cu, Pb, Zn) innebär det en betydligt större utlakad halt med en faktor på upp till 1000 ggr eller mer. I föreliggande fall vill vi dock utföra tester på lakvätskan istället för att jämföra analyserade halter med kända toxicitetsdata. Ekotoxikologiska tester på lakvätskan kan dock normalt inte utföras vid så låga pH utan vid betydligt högre pH 7-8 vilket innebär att en lakning vid pH 5,5

blir olämpligt om lakväsken skall undersökas med ekotoxikologiska tester. Det kan också vara viktigt att i sammanhanget ta hänsyn till ämnen som kan störa toxicitetsundersökningarna genom att ge falska positiva resultat. Enligt Bilaga C framstår Ca, K och Al som potentiellt viktiga sådana. Även Na, och andra joner som påverkar saliniteten i lakväsken blir viktiga från den synpunkten. Dessa ämnen är relativt okänsliga för pH-förändringar men framför allt Ca kan relativt andra toxiska metaller få en ökad betydelse vid högre L/S-tal. Inalles innebär dessa komplikationer det svårt att översätta resultaten från föreliggande lakundersökningar till de förutsättningar OECD anger för klassificering av svårslösliga metallföreningar.

Följande modell – inspirerad av kapitel 7 i (OECD, 2001a) - föreslås för bedömning av det lakade materialets och lakväsken toxicitet i toxicitetstest:

1. Testning
 - 1a. Materialet lakas vid lämpligt L/S förhållande och pH för att motsvara en klassificering med riskklass R52-53 (100 mg/l) med en lämplig säkerhetsfaktor. Vilka dessa är kvarstår fortfarande att fastställa och möjligen kan flera olika laktest behöva genomföras.
 - 1b. Akutotoxicitet undersöks på tre olika trofinivåer med lämpliga testorganismer.
 - 1c. Subkronisk toxicitet undersöks på två olika trofinivåer om det är av intresse att få ett mått på långsiktig miljöfara.
2. Klassificering baseras på testresultat för den känsligaste organismen
 - 2a. Om akut toxicitet EC_{50} registreras i den utspädda lakväsken eller vid högre utspädning klassificeras materialet miljöfarligt med R52
 - 2b. Om akut toxicitet EC_{50} registreras vid en utspädning av lakväsken till 10% eller vid högre utspädning klassificeras material som miljöfarligt med R51
 - 2c. Om akut toxicitet EC_{50} registreras vid en utspädning av lakväsken till 1% eller högre utspädning klassificeras material som miljöfarligt med R50.
 - 2d. Om subkronisk toxicitet NOEC registreras vid en utspädning av lakväsken till 1% eller högre utspädning klassificeras material som miljöfarligt med R53. Subkroniska test är enklare än kroniska test, och här kan eventuellt även en särskild säkerhetsfaktor behöva tillämpas.

Om ovanstående modell tillämpas för de ekotoxikologiska testresultat som redovisats i tabell 4 (huvudrapporten) erhålls de resultat som redovisas i tabell 4D.

Tabell 4D. Tabellen redovisar uppmätt toxicitet (procent utspädning) samt för respektive aska toxicitetsindex för medeltoxicitet för samtliga test eller den minsta av de akuta respektive kroniska testen. Med index avses 100%/(procent utspädning). Medeltoxiciteten har beräknats som en ekvivalent akuttoxicitet där de subkroniska testerna har viktats ned med en faktor 10 (se även Bilaga C). Dessutom redovisas en klassificering av lakväsken baserat på den respons som erhållits i laktestet och den modell som föreslagits i texten.

Table 4D. The table shows measured toxicity (percent dilution), toxicity-index and mean toxicity for the different ashes in the different toxicity tests.

Klassning av toxicitet för lakväska ²	A	B		C (B)	D	E (D)	F	G	
	<i>Slaggrus</i>	<i>Stabiliserad flygaska</i>		<i>Färs flygaska</i>	<i>Flygaska</i>	<i>Blandaska</i>	<i>Flygaska biobränsle</i>	<i>Äldrat slaggrus</i>	
	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	KOLONN	<i>Faktor max/min</i>
Mikrotox - bakterie	> 91	> 91	> 91	20	> 91	> 91	> 91	> 91	> 5
Akuttoxicitet - kräftdjur	> 121	38	40	22	16	78	21	> 100	> 8
Tillväxthämning - alg	> 80	> 20	> 20	3	11	> 80	59	95	> 32
LDR - kräftdjur	8	8	< 1,3	1,3	0,5	20	8	> 50	> 100
Embryotoxicitet - fisk	3,2	12,5	12,5	0,78	10	50	25	Ej Körd	64
Summerat medeltoxicitetsindex	< 1,2	< 1,4	< 2	7,6	< 2,2	< 0,5	1,0	< 0,5	<15
Minsta akuta toxicitetsindex	< 1,3	5	5	33	9	1,3	5	1,1	30
Minsta subkroniska toxicitetsindex	31	13	>77	128	200	5	13	< 2	<100
Preliminär klassificering av lakväsken med hjälp av toxtestresultat.	(R52)	R52	R52-(53)	R51-53, N	R52-53	R52	R52	(R52)	

² Klassning med avseende på skadliga effekter för miljön baserat på akuttoxikologiska data

R52	> 100 procent utspädning	Kortsiktig miljöfarlighet baserat på Akuttox EC ₅₀
R51	>10 procent utspädning	Kortsiktig miljöfarlighet baserat på Akuttox EC ₅₀
R50, N	> 1 procent utspädning	Kortsiktig miljöfarlighet baserat på Akuttox EC ₅₀
Klassning med avseende på skadliga långtidseffekter för miljön baserat på data från test för subkronisk toxicitet		
R53	> 1 procent utspädning	Långsiktig miljöfarlighet baserat på subkronisk toxicitet NOEC

Med tanke på den osäkerhet som råder kring det korrekta valet av pH och L/S vid lakningen får inte resultatet i av klassificeringen i tabell 4 ses som en fastställd slutbedömning för respektive aska. Några viktiga erfarenheter kan dock dras. Den låga känsligheten i toxicitetstesten för utspädda lösningar (ofta anges inte med säkerhet att toxiciteten överskrider 100% utspädning) gör det svårt att säkert fastställa en klassificering som miljöfarligt R 52 eller icke miljöfarligt. Liknande problem kan uppstå vid utspädningsgränsen 1% där toxicitetstesten kan ha låg känslighet (d.v.s. det kan inte fastställas säkert om toxicitet överskrider eller underskrider 1% utspädning).

För att underlätta jämförelsen med andra sätt att beräkna toxiciteten kan också ett

toxicitetsindex Ti beräknas som $Ti = \frac{100\%}{\%utspädning}$ med följande klassgränser:

$Ti_{akut} > 1$ klassificering R52

$Ti_{akut} > 10$ klassificering R51

$Ti_{akut} > 100$ klassificering R50

$Ti_{subkron} > 100$ klassificering R53

Resultaten av sådana beräkningar redovisas i Tabell 4D och Figur 2D. I Figur 2D kan toxicitetsprofilen för den undersökta uppsättningen av askor (d.v.s. hur toxiciteten varierar mellan olika askor) analyseras. Profilen är tämligen likartad om toxicitetsindex baseras på data från samtliga ekotoxikologiska test eller enbart från det mest känsliga akuta testet. Skillnaden mellan högsta och minsta toxicitetsindex för askorna är också likartad, ca en faktor 15 respektive 30, se Tabell 4D. Däremot ser toxicitetsprofilen annorlunda ut om toxicitetsindex baseras på kronisk toxicitet som också uppvisar en högre kvot mellan den mest toxiska och den minst toxiska askan, > 100 ggr. I samtliga fall hör bottenaskor från avfallsförbränning som lagrats under en längre tid (>4 år för Aska E och >12 år för Aska G) till de askor som uppvisar lägst toxicitet och ej stabiliserade flygaskor från avfallsförbränning (Aska C och D) de som uppvisar högst.

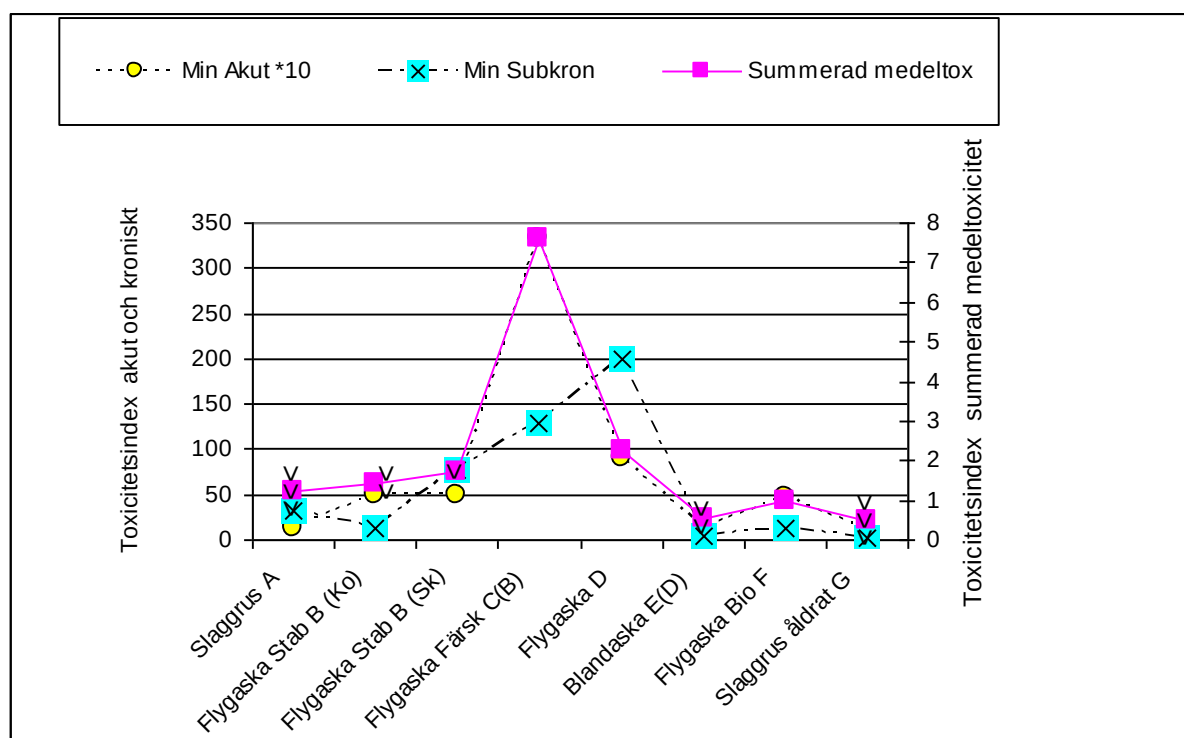
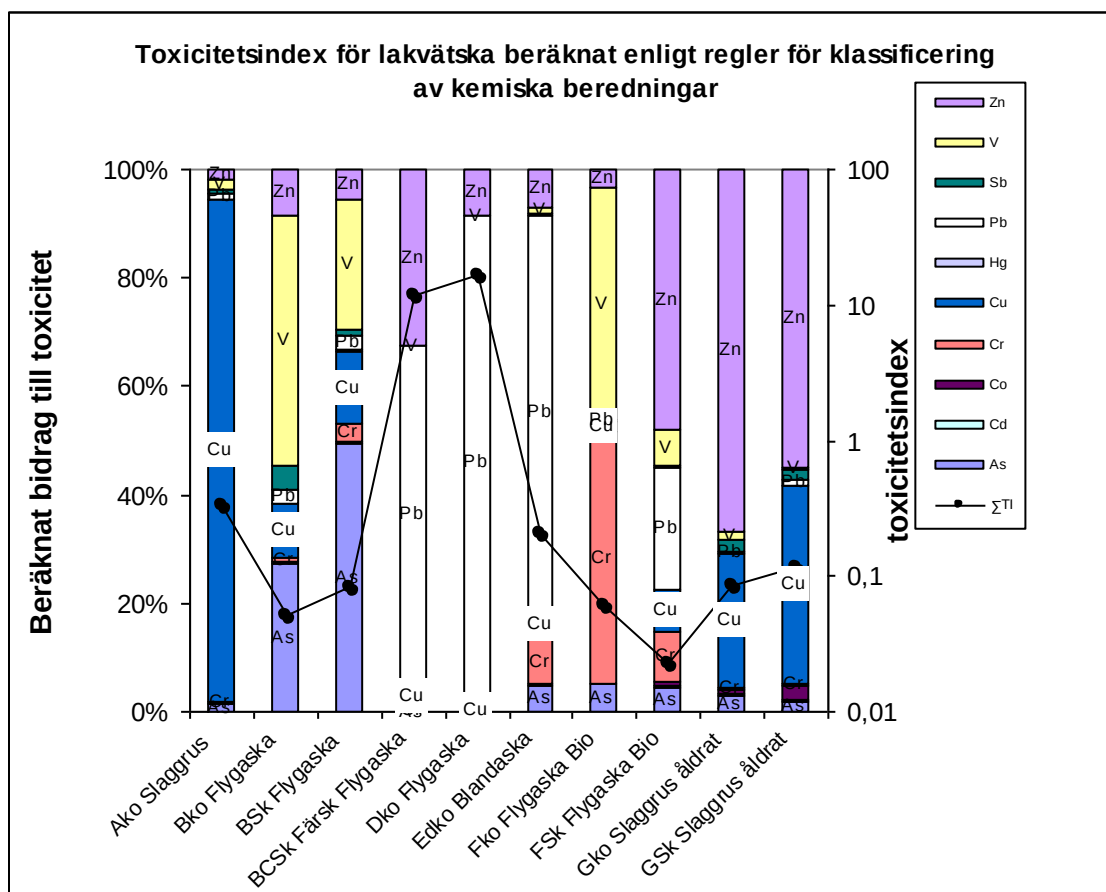


Figure 2D. Figuren redovisar toxicitetsindex för respektive aska som medeltoxicitet för samtliga test eller den minsta av de akuta respektive kroniska testen. Med index avses 100 % /(procent utspädning enligt Tabell 4D). Värden för minsta akut toxicitet har skalats upp med en faktor 10 för att underlätta en jämförelse av toxicitetsprofilen för olika askor. Medeltoxiciteten har beräknats som en ekvivalent akuttoxicitet där de subkroniska testerna har viktats ned med en faktor 10 (se även Bilaga C). Pilar vid respektive medeltoxicitet anger antalet test där toxiciteten ej kunnat kvantifieras utan anges som större än ett värde.

Figure 2D. The figure shows toxicity-index for the 7 ashes with mean toxicity for all the ekotoxicity tests. The x-axes show toxicity-index for acute (round dots) and chronic (x) tests. The y-axes show toxicity-index for the sum of the mean toxicity (square).

Medan akuttoxikologiska och sammanvägda toxicitetsindex tycks indikera att en åldrad flygaska (Aska D var minst 3 år gammal) får lägre toxicitet uppvisar subkroniska toxicitetsdata ingen någon sådan trend. Toxicitetsprofilerna skiljer sig från den toxicitetsprofil som erhålls vid en klassificering baserat på totalhalter i den fasta askan, Figur 1D. I det senare fallet är det Aska F bioaskan som uppvisar den lägsta toxiciteten medan Aska E och G hör till de mer toxiska askorna. Gemensamt är dock att flygaskor från avfallsförbränning uppvisar den högsta toxiciteten. Lakvätskornas toxicitet kan utvärderas på ytterligare ett sätt genom att man tillämpar modellen om additiva toxiska egenskaper som normalt används för klassificering av kemiska produkter på lakvätskorna. Utgångspunkten är dock de kända de klassgränser som tillämpas för klassificering av kemiska ämnens akuttoxicitet samt toxicitetsdata för testorganismerna *Nitocra* och *Daphnia* som presenterats i Bilaga C. I det senare fallet har datasetet kompletterats med data för blyjoners toxicitet för *Daphnia* 0,34 mg/l LC₅₀ (LC₅₀ 48 h *Daphnia* PbCl₂: 0,45 mg/l, Biesinger och Christensen, 1972). Toxicitetsindex T_i (eller jämförelsekvot) beräknas enligt samma principer som i Bilaga C med utgångspunkt från akutvärdet utan säkerhetsfaktor eftersom detta utgör grunden för klassificering med avseende på farligt avfall. Beräkningarna för lakvätskornas sammanlagda toxicitet presenteras i tabell 5D till 7D.

Toxicitetsindex beräknat med utgångspunkten för de klassgränser som tillämpas för klassificering av kemiska ämnens akuttoxicitet redovisas i Figur 3D. Den beräknade toxiciteten varierar kraftigt från aska till aska med de ostabiliserade flygaskorna från avfallsförbränning (Aska C och E) som de mest toxiska och flygaskan från biobränsle (Aska F) som den minst toxiska. Toxicitetsprofilen mellan olika askor är likartad med den som erhålls baserat på klassificering av askornas totalhalt av metaller, se Figur 1D, men spannet mellan den mest toxiska och minst toxiska är mycket större - skillnaden är ca 1000 ggr. Endast eluatet från flygaskorna motsvarar en klassificering som ekotoxiskt beroende på den höga lakbarheten för bly.

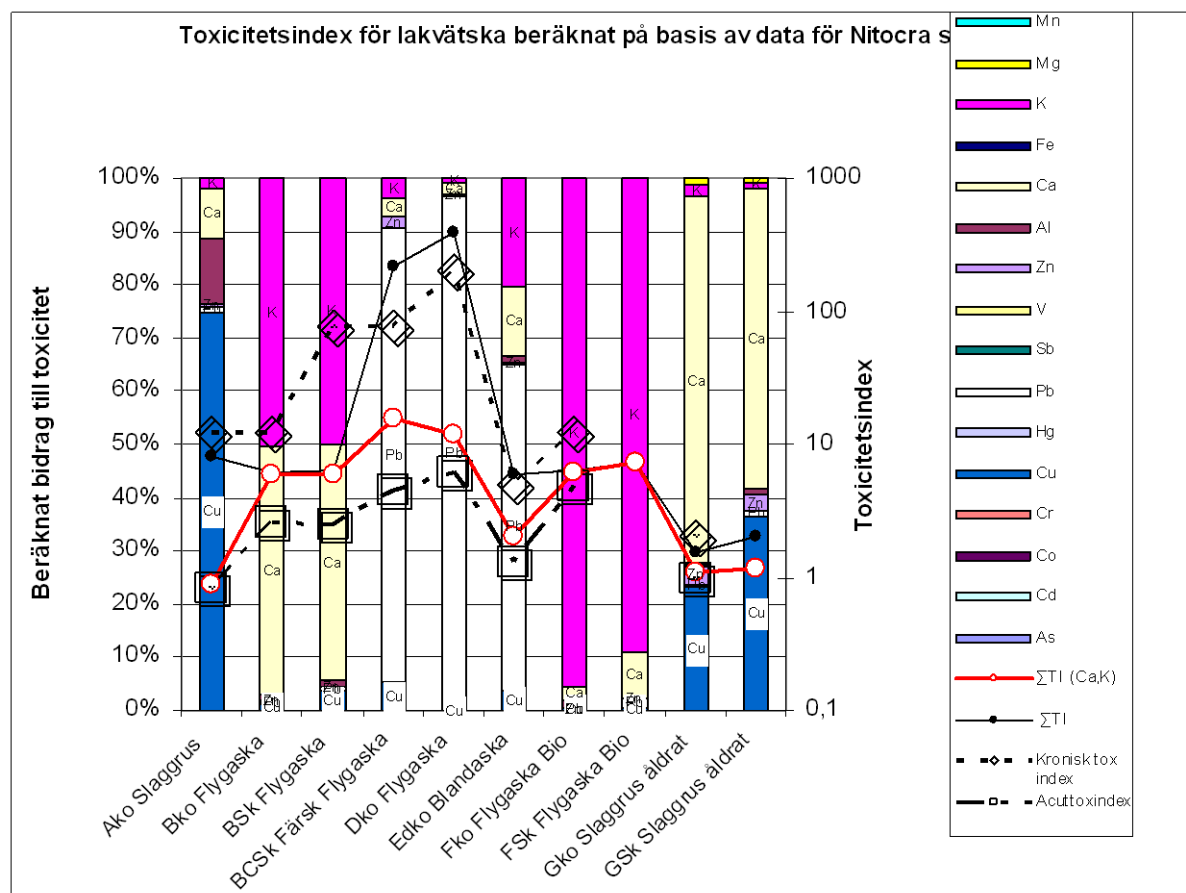


Figur 3D. Sammanlagt toxicitetsindex Σ -Ti för eluat från respektive aska och typ av lakförsök (Sk=skak och K=kolonn) beräknat på basis av klassgränser för klassificering av kemiska produkter (se även Tabell 5D). Olika ämnens bidrag till den sammanlagda toxiciteten anges i stapeldiagrammen.

Figure 3D. Total toxicity-index Σ -Ti for the leachate from the 7 ashes, both from column (K) and batch (Sk) leaching, calculated according to levels for chemical products (see Table 5D). The contribution from different substances is shown in the bars.

Toxicitetsindex beräknat på basis av kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *N. spinipes* redovisas i Figur 4D. Bidraget från ammonium är försumbart i förhållande till övriga ämnen och har därför inte tagits med i redovisningen, se Tabell 6D. Den beräknade toxiciteten varierar kraftigt från aska till aska med de ostabiliserade flygaskorna från avfallsförbränning (Aska C och E) som de mest toxiska och det långtidsåldrade slaggruset från avfallsförbränning (Aska G) som den minst toxiska. Toxicitetsprofilen mellan olika askor skiljer sig därmed från den i Figur 3D och är mer lik den som erhålls baserat på en sammanvägd medeltoxicitet för samtliga genomförda test, se Figur 2D, men spannet mellan den mest toxiska och minst toxiska är mycket större - skillnaden är ca 250 ggr. Även jämfört med de toxiska effekter (akuttoxicitetsindex) som registrerats med akuttest med *Nitocra* på eluaten är spannet betydligt större, se Figur 4D. Dessa skillnader kan förklaras av att biotillgängligheten för toxiska metaller som Cu och Pb är begränsad vid de pH där toxtestet genomförts (pH 8,2 – 8,5) genom att de binder till löst organiskt material (DOC). Sådana effekter har genom preliminära geokemiska modelleringar (ej redovisade här) kunnat simuleras för Aska G och är dokumenterade även i (Postma et al., 2007). Responsen i ett

toxicitetstest kan därmed helt komma domineras av ”falsk”³ positiv respons från ämnen som Ca och K. En beräkning av toxicitetsindex enbart baserat på Ca och K ($\Sigma\text{-Ti (Ca,K)}$) ger också en toxicitetsprofil som stämmer relativt väl överens med uppmätt akuttoxicitetsindex, se Figur 4D.



Figur 4D. Sammanlagt toxicitetsindex $\Sigma\text{-Ti}$ för eluat från respektive aska och typ av lakförsök (Sk=skak och Ko=kolonn) beräknat på basis av kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *Nitocra spinipes* (se även Tabell 6D). Olika ämnens bidrag till den sammanlagda toxiciteten anges i stapeldiagrammen. I figuren redovisas även toxicitetsindex baserat på resultaten från ekotoxikologiska test med *Nitocra spinipes* för respektive eluat (se även Tabell 4D).

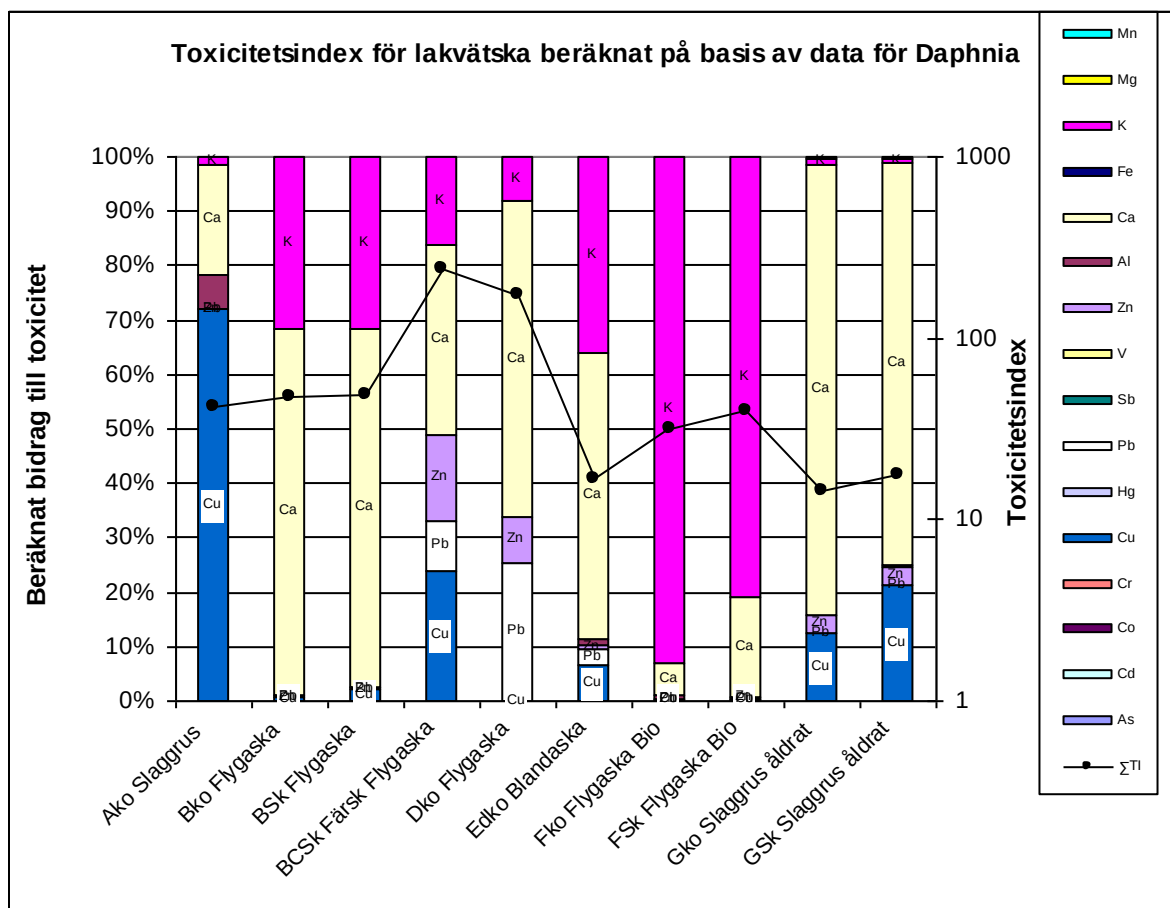
Figure 4D. Total toxicity-index $\Sigma\text{-Ti}$ for the leachate from the 7 ashes, both from column (K) and batch (Sk) leaching, calculated on substance specific acute toxicity values for *Nitocra spinipes* (see table 6D). The contribution from different substances is shown in the bars. The figure also shows toxicity-index based on the results from the ecotoxicity tests with *Nitocra spinipes* with the leachates (see table 4D).

Däremot ger ett toxicitetsindex baserat på subkroniska ekotoxikologiska test med *Nitocra* en toxicitetsprofil som stämmer relativt väl överens beräknat totalt akut toxicitetsindex ($\Sigma\text{-Ti}$) både vad gäller spann mellan högsta och lägsta registrerade toxicitet och profilens utseende, se Figur 4D. Stora avvikelser föreligger främst för det färska slaggruset (Aska A) och den stabiliserade flygaskan (Aska B Skak) som lakats med skaktest. I det senare fallet kan man spekulera i om skaktestet kan generera en betydande mängd fina partiklar som inte avskiljs vid filtrering ($0,45 \mu$) och som påverkar testorganismen negativt. I vilket fall verkar ett

³ Med falsk respons menas i detta sammanhang respons från ämnen som inte skall klassificeras som ekotoxiska men som trots detta vid de höga halter som kan förekomma i lakvätskor från askor påverkar testorganismen.

subkroniskt test genom sin större känslighet (och därmed också större utspädning) kunna generera bättre mått på förekomsten av ”farliga” ämnen.

Toxicitetsindex beräknat på basis av kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *Daphnia* redovisas i Figur 5D. *Daphnia* förefaller vara än mer känsligt för falsk positiv respons än *Nitocra*. Några utförda ekotoxikologiska test att utvärdera emot saknas dock.



Figur 5D. Sammanlagt toxicitetsindex Σ -Ti för eluat från respektive aska och typ av lakförsök (Sk=skak och Ko=kolonn) beräknat på basis av kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *Daphnia* (se även tabell 7D). Olika ämnens bidrag till den sammanlagda toxiciteten anges i stapeldiagrammen.

Figure 5D. Total toxicity-index Σ -Ti for the leachate from the 7 ashes, both from column (K) and batch (Sk) leaching, calculated on substance specific acute toxicity values for *Daphnia* (see table 7D). The contribution from different substances is shown in the bars.

Tabell 5D. Toxicitetsindex Ti för lakväschor baserad på klassgränser för klassificering av kemiska produkter.**Table 5D.** Toxicity-index Ti for the leachates based on levels for classification of chemical products.

Ti	A	B	b	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G	Klass gräns	Eluat	A	B	B	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G
Ämne	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK	(mg/l) ⁴	Halt	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK
Al												µg/l	10100	795	616	8,81	5,65	813	848	21,1	28,2	163
Ca												mg/l	436	1650	1650	4330	5260	450	95,6	373	610	673
Fe												mg/l	0,0102	0,0121	0,065	<0,008	<0,008	0,0043	<0,004	0,0095	<0,004	0,0048
K												mg/l	63,8	1390	1430	3640	1300	552	2710	2960	14,3	10,6
Mg												mg/l	0,344	<0,5	<0,5	<0,5	<2	<0,5	<0,5	<0,2	11,4	8,26
Mn												µg/l	1,1	0,49	1,91	0,569	0,458	2,81	0,232	4,04	64,5	146
As	5E-3	1E-2	4E-2	2E-2	4E-2	1E-2	3E-3	1E-3	2E-3	2E-3	1	µg/l	5,3	<10	<40	<20	<40	<10	<3	<1	2	<2
Ba												µg/l	70,5	1300	672	2710	915	3700	64,1	142	51,1	60
Cd	1E-4	5E-5	2E-4	4E-4	1E-4	5E-5	5E-5	7E-5	2E-4	4E-4	1	µg/l	0,141	<0,05	0,193	0,444	<0,1	<0,05	<0,05	<0,07	0,244	0,396
Co	2E-4	1E-4	1E-4	1E-4	1E-4	6E-4	5E-5	2E-4	6E-4	3E-3	1	µg/l	0,18	0,124	0,098	<0,1	<0,1	0,621	<0,05	0,157	0,555	2,56
Cr	1E-3	5E-4	6E-3	3E-2	2E-3	3E-2	6E-2	4E-3	5E-4	5E-4	1	µg/l	1,46	0,512	5,52	32,3	1,53	33,2	55,9	3,96	0,5	<0,5
Cu	3E-1	4E-3	1E-2	6E-1	2E-3	1E-2	1E-3	2E-3	2E-2	4E-2	1	µg/l	300	3,66	10,9	576	<2	11,2	<1	1,66	17,6	37,2
Hg	2E-5	3E-5	2E-5	8E-5	2E-5	2E-5	2E-5	2E-5	2E-5	2E-5	1	µg/l	0,0243	0,0304	0,0215	0,0775	<0,02	0,0204	<0,02	<0,02	0,02	0,0239
Mo												µg/l	53,6	181	206	155	102	74,3	236	221	21,2	18,8
Ni	3E-3	1E-2	1E-3	3E-2	1E-3	4E-3	5E-4	5E-4	1E-2	1E-2	1	µg/l	3,24	14,2	1,4	30,1	<1	3,7	<0,5	0,51	12,8	14,7
Pb	4E-3	1E-3	2E-3	7E+0	2E+1	1E-1	2E-4	5E-3	2E-4	9E-4	1	µg/l	3,66	0,971	2,23	7350	15000	147	<0,2	4,91	0,2	0,911
Sb	3E-3	2E-3	8E-4	2E-5	3E-5	8E-4	1E-5	6E-5	2E-3	2E-3	10	µg/l	30,1	15,3	8,16	0,225	0,277	7,65	0,129	0,592	18,2	19,5
Se												µg/l	1,7	2,14	4,85	10,1	2,51	1,43	5,63	6,06	1,02	1,08
V	6E-3	2E-2	2E-2	1E-2	6E-4	2E-3	3E-2	2E-3	1E-3	3E-4	1	µg/l	5,83	17	19,5	9,72	0,627	2,23	25,8	1,5	1,03	0,331
Zn	6E-3	3E-3	5E-3	4E+0	1E+0	1E-2	2E-3	1E-2	5E-2	6E-2	1	µg/l	5,83	3,07	4,51	3820	1410	14,1	<2	10,4	47,4	55,9
NH ₄												mg/l	1,4	1,3	0,843	27	8,62	0,99	0,024		0,051	0,061
NO ₃												mg/l	<0,50	<14,0	<14,0	<28,0	11	<2,00	0,75		<0,11	4,7
NO ₂												mg/l	<0,01	0,011	<0,50	1,14	31	3,9	0,31		<0,01	<0,01
Σ Ti	3E-1	5E-2	9E-2	1E+1	2E+1	2E-1	9E-2	2E-2	8E-2	1E-1												
Klass	-	-	-	R51	R51	-	-	-	-	-												

4 Metallerne förutsätts förekomma i sin mest toxiska oorganiska form.

Tabell 6D. Toxicitetsindex *Ti* för lakvåtskor baserad på kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *Nitocra spinipes*.**Table 6D.** Toxicity-index *Ti* for the leachates based on known substance specific acute toxicity values for *Nitocra spinipes*.

<i>Ti</i>	A	B	B	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G	LC50	Eluat	A	B	B	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G
Ämne	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK	(mg/l)	Halt	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK
Al	1E+0	8E-2	6E-2	9E-4	6E-4	8E-2	8E-2	2E-3	3E-3	2E-2	10	µg/l	10100	795	616	8,81	5,65	813	848	21,1	28,2	163
Ca	8E-1	3E+0	3E+0	7E+0	9E+0	8E-1	2E-1	6E-1	1E+0	1E+0	580	mg/l	436	1650	1650	4330	5260	450	95,6	373	610	673
Fe	5E-4	6E-4	3E-3	4E-4	4E-4	2E-4	2E-4	5E-4	2E-4	2E-4	21	mg/l	0,0102	0,0121	0,065	<0,008	<0,008	0,0043	<0,004	0,0095	<0,004	0,0048
K	1E-1	3E+0	3E+0	8E+0	3E+0	1E+0	6E+0	7E+0	3E-2	2E-2	450	mg/l	63,8	1390	1430	3640	1300	552	2710	2960	14,3	10,6
Mg	5E-4	7E-4	7E-4	7E-4	3E-3	7E-4	7E-4	3E-4	2E-2	1E-2	720	mg/l	0,344	<0,5	<0,5	<0,5	<2	<0,5	<0,5	<0,2	11,4	8,26
Mn	2E-5	7E-6	3E-5	8E-6	7E-6	4E-5	3E-6	6E-5	9E-4	2E-3	70	µg/l	1,1	0,49	1,91	0,569	0,458	2,81	0,232	4,04	64,5	146
As	2E-3	3E-3	1E-2	6E-3	1E-2	3E-3	9E-4	3E-4	6E-4	6E-4	3,5	µg/l	5,3	<10	<40	<20	<40	<10	<3	<1	2	<2
Ba												µg/l	70,5	1300	672	2710	915	3700	64,1	142	51,1	60
Cd	3E-4	1E-4	4E-4	9E-4	2E-4	1E-4	1E-4	1E-4	5E-4	8E-4	0,48	µg/l	0,141	<0,05	0,193	0,444	<0,1	<0,05	<0,05	<0,07	0,244	0,396
Co	4E-5	3E-5	2E-5	2E-5	2E-5	1E-4	1E-5	3E-5	1E-4	6E-4	4,5	µg/l	0,18	0,124	0,098	<0,1	<0,1	0,621	<0,05	0,157	0,555	2,56
Cr												µg/l	1,46	0,512	5,52	32,3	1,53	33,2	55,9	3,96	0,5	<0,5
Cu	6E+0	7E-2	2E-1	1E+1	4E-2	2E-1	2E-2	3E-2	4E-1	7E-1	0,05	µg/l	300	3,66	10,9	576	<2	11,2	<1	1,66	17,6	37,2
Hg	5E-4	7E-4	5E-4	2E-3	4E-4	4E-4	4E-4	4E-4	4E-4	5E-4	0,046	µg/l	0,0243	0,0304	0,0215	0,0775	<0,02	0,0204	<0,02	<0,02	0,02	0,0239
Mo												µg/l	53,6	181	206	155	102	74,3	236	221	21,2	18,8
Ni	5E-4	2E-3	2E-4	5E-3	2E-4	6E-4	8E-5	9E-5	2E-3	2E-3	6	µg/l	3,24	14,2	1,4	30,1	<1	3,7	<0,5	0,51	12,8	14,7
Pb	9E-2	2E-2	6E-2	2E+2	4E+2	4E+0	5E-3	1E-1	5E-3	2E-2	0,04	µg/l	3,66	0,971	2,23	7350	15000	147	<0,2	4,91	0,2	0,911
Sb												µg/l	30,1	15,3	8,16	0,225	0,277	7,65	0,129	0,592	18,2	19,5
Se												µg/l	1,7	2,14	4,85	10,1	2,51	1,43	5,63	6,06	1,02	1,08
V												µg/l	5,83	17	19,5	9,72	0,627	2,23	25,8	1,5	1,03	0,331
Zn	7E-3	4E-3	5E-3	4E+0	2E+0	2E-2	2E-3	1E-2	6E-2	7E-2	0,85	µg/l	5,83	3,07	4,51	3820	1410	14,1	<2	10,4	47,4	55,9
NH4	2E-2	2E-2	1E-2	4E-1	1E-1	1E-2	3E-4		7E-4	9E-4	70	mg/l	1,4	1,3	0,843	27	8,62	0,99	0,024		0,051	0,061
NO3												mg/l	<0,50	<14,0	<14,0	<28,0	11	<2,00	0,75		<0,11	4,7
NO2												mg/l	<0,01	0,011	<0,50	1,14	31	3,9	0,31		<0,01	<0,01
Σ Ti	8	6	6	220	390	6	6	7	2	2												
Klass	R52	R52	R52	R50	R50	R52	R52	R52	R52	R52												
Σ Ti Ca,K5	0,9	6	6	15	12	2	6	7	1	1												

5 Toxicitetsindex beräknat enbart för det bidrag som fås från Ca och K.

Tabell 7D. Toxicitetsindex *Ti* för lakvåtskor baserad på kända ämnesspecifika akuta toxicitetsvärden för *Daphnia*.**Table 6D.** Toxicity-index *Ti* for the leachates based on known substance specific acute toxicity values for *Daphnia*.

<i>Ti</i>	A	B	B	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G	LC50	Eluat	A	B	B	C (B)	D	E (D)	F	F	G	G
Ämne	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK	(mg/l)	Halt	KOLONN	KOLONN	SKAK	SKAK	KOLONN	KOLONN	KOLONN	SKAK	KOLONN	SKAK
Al	3E+0	2E-1	2E-1	2E-3	1E-3	2E-1	2E-1	5E-3	7E-3	4E-2	3,9	µg/l	10100	795	616	8,81	5,65	813	848	21,1	28,2	163
Ca	8E+0	3E+1	3E+1	8E+1	1E+2	9E+0	2E+0	7E+0	1E+1	1E+1	52	mg/l	436	1650	1650	4330	5260	450	95,6	373	610	673
Fe	1E-3	1E-3	7E-3	8E-4	8E-4	4E-4	4E-4	1E-3	4E-4	5E-4	9,6	mg/l	0,0102	0,0121	0,065	<0,008	<0,008	0,0043	<0,004	0,0095	<0,004	0,0048
K	7E-1	1E+1	2E+1	4E+1	1E+1	6E+0	3E+1	3E+1	2E-1	1E-1	93	mg/l	63,8	1390	1430	3640	1300	552	2710	2960	14,3	10,6
Mg	2E-3	3E-3	3E-3	3E-3	1E-2	3E-3	3E-3	1E-3	6E-2	5E-2	180	mg/l	0,344	<0,5	<0,5	<0,5	<2	<0,5	<0,5	<0,2	11,4	8,26
Mn	1E-4	5E-5	2E-4	6E-5	5E-5	3E-4	2E-5	4E-4	7E-3	1E-2	9,8	µg/l	1,1	0,49	1,91	0,569	0,458	2,81	0,232	4,04	64,5	146
As	5E-5	1E-4	4E-4	2E-4	4E-4	1E-4	3E-5	1E-5	2E-5	2E-5	100	µg/l	5,3	<10	<40	<20	<40	<10	<3	<1	2	<2
Ba												µg/l	70,5	1300	672	2710	915	3700	64,1	142	51,1	60
Cd	2E-3	8E-4	3E-3	7E-3	2E-3	8E-4	8E-4	1E-3	4E-3	6E-3	0,065	µg/l	0,141	<0,05	0,193	0,444	<0,1	<0,05	<0,05	<0,07	0,244	0,396
Co	2E-4	1E-4	9E-5	9E-5	9E-5	6E-4	5E-5	1E-4	5E-4	2E-3	1,1	µg/l	0,18	0,124	0,098	<0,1	<0,1	0,621	<0,05	0,157	0,555	2,56
Cr												µg/l	1,46	0,512	5,52	32,3	1,53	33,2	55,9	3,96	0,5	<0,5
Cu	3E+1	4E-1	1E+0	6E+1	2E-1	1E+0	1E-1	2E-1	2E+0	4E+0	0,01	µg/l	300	3,66	10,9	576	<2	11,2	<1	1,66	17,6	37,2
Hg	5E-4	6E-4	4E-4	2E-3	4E-4	4E-4	4E-4	4E-4	4E-4	5E-4	0,05	µg/l	0,0243	0,0304	0,0215	0,0775	<0,02	0,0204	<0,02	<0,02	0,02	0,0239
Mo												µg/l	53,6	181	206	155	102	74,3	236	221	21,2	18,8
Ni	6E-3	3E-2	3E-3	6E-2	2E-3	7E-3	1E-3	1E-3	3E-2	3E-2	0,51	µg/l	3,24	14,2	1,4	30,1	<1	3,7	<0,5	0,51	12,8	14,7
Pb	1E-2	3E-3	7E-3	2E+1	4E+1	4E-1	6E-4	1E-2	6E-4	3E-3	0,34	µg/l	3,66	0,971	2,23	7350	15000	147	<0,2	4,91	0,2	0,911
Sb												µg/l	30,1	15,3	8,16	0,225	0,277	7,65	0,129	0,592	18,2	19,5
Se												µg/l	1,7	2,14	4,85	10,1	2,51	1,43	5,63	6,06	1,02	1,08
V												µg/l	5,83	17	19,5	9,72	0,627	2,23	25,8	1,5	1,03	0,331
Zn	6E-2	3E-2	5E-2	4E+1	1E+1	1E-1	2E-2	1E-1	5E-1	6E-1	0,1	µg/l	5,83	3,07	4,51	3820	1410	14,1	<2	10,4	47,4	55,9
NH4	8E-2	7E-2	5E-2	2E+0	5E-1	6E-2	1E-3		3E-3	3E-3	18	mg/l	1,4	1,3	0,843	27	8,62	0,99	0,024		0,051	0,061
NO3	1E-3	4E-2	4E-2	8E-2	3E-2	5E-3	2E-3		3E-4	1E-2	366	mg/l	<0,50	<14,0	<14,0	<28,0	11	<2,00	0,75		<0,11	4,7
NO2	8E-5	9E-5	4E-3	9E-3	3E-1	3E-2	3E-3		8E-5	8E-5	124	mg/l	<0,01	0,011	<0,50	1,14	31	3,9	0,31		<0,01	<0,01
Σ <i>Ti</i>	40	50	50	200	200	20	30	40	10	20												
Klass	R51	R51	R51	R50	R50	R51	R51	R51	R51	R51												
Σ <i>Ti</i> Ca,K6	9	47	47	122	115	15	31	39	12	13												

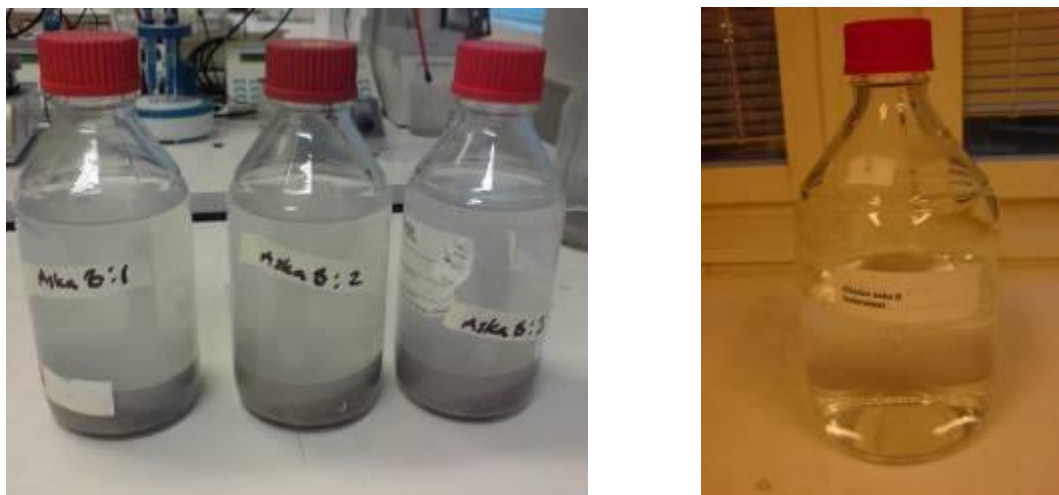
6 Toxicitetsindex beräknat enbart för det bidrag som fås från Ca och K.

Bilaga E. Praktiska problem med testmetoder för beredning av eluat till ekotoxicitetstesterna

I denna studie föreslås ett lakningsförfarande som anses vara bättre lämpat än tillgängliga standardiserade lakteter för utlakning av både organiska och oorganiska föreningar/ämnen och därmed för beredning av eluat till ekotoxicitetstester. Att utföra en full utvärdering av laktetets tillämpbarhet för beredning av eluat till ekotoxicitetstester, och de antaganden som gjorts, har däremot inte rymts inom denna studie och återstår att göra. Nedan beskrivs kortfattat en del av de praktiska utmaningar som komplicerar valet av testmetod, och som bör tas i åtanke i framtida studier då eluat till ekotoxicitetstester ska beredas.

Partiklar i lakvattnet

Lakvattnet innehåller i regel mycket partiklar efter ett skaktest (stor nötning av materialet och mobilisering av partiklar vid skakningen i 24 h) och en separering av vätska/partiklar krävs. Lakvattnet i ER-H metoden perkolerar med ett långsamt flöde och det sker i princip ingen nötning av materialet och mobiliseringen av partiklar är liten. Vid återcirkulation av lakvattnet genom materialet sker även en viss självfiltrering av mobiliserade partiklar. I ER-H metoden behövs därför ingen avskiljning av vätska/partiklar efter avslutat lakttest. Figur 1E visar lakvattnet från skaktest (efter sedimentering i 20 min men före filtrering) och kolonntest från Aska B, stabiliserad flygaska.



Figur 1E: Lakvatten från Aska B, stabiliserad flygaska, från skaktest (till vänster) och från ER-H metoden (till höger). Lakvattnet efter skakning är grumligt och innehåller mycket partiklar som avskiljs genom filtrering före analys. Lakvattnet från ER-H metoden är klart och filtreras ej för analys.

Figure 1E. The figure to the right show leachate from ash B, the stabilized bottom ash, that was leached with the column method. The same ash, leached with the batch test is presented in the left figure. Leachate from the batch test is muddy before being filtered and analyzed. Leachate from the column test is not filtered before being analyzed.

I skaktestet som använts i detta projekt, SS-EN 14735:2005AC:2006, ska partiklar och vätska avskiljas genom filtrering genom ett 0,45 µm membranfilter, gärna av teflon eller nylon. Filtringen har fördelen, enligt metodbeskrivningen till ovan nämnt skaktest, att

ett flertal biotester, som kan påverkas av suspenderat material i testlösningen, kan utföras. Filtrering av lakvattnet innebär å andra sidan en risk att hydrofoba organiska föreningar går förlorade p.g.a. adsorption av dessa föreningar till filtermaterialet. I en nytgiven (2008) teknisk specifikation (ej standardmetod ännu) för beredning av eluat till kemisk och ekotoxikologisk testning från jordar med skaktest, ISO/TS 21268-2, kan centrifugering användas som ett alternativ till filtrering för avskiljning av partiklar i lakvattnet. Problem med förlust av föreningar till filtermaterialet frångås då. Innehåller lakvattnet svårsedimenterade partiklar kan det å andra sidan vara svårt att avskilja partiklarna, och partikulärt bundna föroreningar, med centrifugering. I en studie (Elert et al., 2008) där skaktestet beskrivet i ISO/TS 21268-2 jämfördes med ER-H metoden för bestämning av utlakning av PAH:er från förorenade jordar var halterna 40-180 gånger högre i lakvattnet från skaktesterna (centrifugerat) än i lakvattnet från ER-H metoden (ej centrifugerat). Figur 2E visar lakvatten från en förorenad jord, med hög organisk halt, lakad med både skaktestet beskrivet i ISO/TS 21268-2 och med ER-H metoden.



Figur 2E: Samma material, förorenad jord med hög organisk halt, lakad med olika metoder; skaktest med efterföljande centrifugering samt ER-H metoden. Mobiliseringen av partiklar var mycket högre i skaktestet och partiklarna var sedan svåra att avskilja genom centrifugering. Analyserade halter av PAH:er var mycket högre i lakvattnet från skaktestet.
Källa: Elert et al., 2008.

Figure 2E. The figures show the same material (soil with high organic content) leached with two different methods. Batch leached soil is shown in the left figure and column leached (ER-H) in the right figure. More particles were leached out from the batch test, and there were difficulties separating them in the centrifugation part. Analyzed levels of PAH were higher in the leachate from the batch method (Elert et al., 2008).

Val av material i lakutrustningen

Hydrofoba organiska föreningar kan adsorbera till lakutrustningens väggar och storleken på adsorptionen är beroende av vilket material som används. Minst är adsorptionen till glas och rostfritt, medan den är något större till teflon (Enell et al., 2008) och väldigt stor till plast. Utrustning av glas och rostfritt är alltså att föredra vid lakning av organiska föreningar. Vid lakning av oorganiska föreningar bör material av rostfritt stål undvikas p.g.a. risken för att metaller släpper från materialet och kontaminerar lakvattnet. Risken för läckage ökar då pH är lågt och/eller kloridhalten hög. Eftersom en målsättning i projektet varit att laktestet som använts för beredning av vattenextrakt för ekotoxicitetstestning ska fungera så bra som möjligt för utlakning av både organiska

och oorganiska föreningar/ämnen har bara material gjort av glas och teflon använts i lakutrustningen.

Mikrobiell aktivitet i lakvattnet

I kolonntesterna på slaggrusen observerades mikrobiell aktivitet i lakvattnet efter avslutat laktest (se Figur 3E). Mikrobiell aktivitet kan innebära att det förekommer nedbrytning av organiska föreningar vilket kan minska toxiciteten av lakvattnet. Alternativt kan det bildas nedbrytningsprodukter som är mer toxiska än ursprungsföreningarna vilket kan öka toxiciteten av lakvattnet. Mikrobiell aktivitet sänker syrgashalten i lakvattnet (om mikroorganismerna är aeroba) vilket kan ställa till problem i efterföljande ekotoxicitetstester. Är syrgashalten för låg måste lakvattnet luftas innan testerna påbörjas. Luftningen kan påverka den kemiska sammansättningen på lakvattnet och därmed eventuellt dess toxicitet. Sänkt syrgashalt under själva lakningen påverkar även redox-potentialen vilket i sin tur kan påverka utlakningen av metaller. För att undvika mikrobiell aktivitet kan en biocid tillsättas lakvätskan i ett laktest. Detta är däremot bara tillämplbart då det endast ska göras kemisk karakterisering, och inte biotester, på lakvattnet. Mikrobiell aktivitet skulle kunna reduceras genom att laktestet utförs i lägre temperatur än i rumstemperatur. Detta är å andra sidan svårt att genomföra i praktiken på många laboratorier. Förekomst av mikrobiell aktivitet i lakvattnet är alltså svårt att undvika och dess effekt på lakvattnets toxicitet svår att uppskatta. Det finns därför ett behov av vidare studier på detta ämne, t.ex. med hjälp av tillsats och spårning av radioaktivt märkta föreningar.



Figure 3E: Petrifilm AC odlingsplatta efter inkubation med lakvatten från Aska A, slaggrus. Röda kolonier indikerar förekomst av mikrobiell aktivitet i lakvattnet.

Figure 3E. Red colonies indicate microbial activity in the leachate (ash A).

Gasutveckling från provmaterialen

Från avfall kan det ibland förekomma gasutveckling, t.ex. vätgasutveckling då vatten kommer i kontakt med metalliskt aluminium i materialet. Är gasutvecklingen stor kan laktest inte utföras p.g.a. risk att lakutrustningen sprängs. Är gasutvecklingen måttlig kan skaktest utföras eftersom producerad gas utan problem kan släppas ut regelbundet. Kolonntest med återcirkulation kan däremot bara utföras på material utan eller med liten gasutveckling. Lite gas är hanterbart och kan släppas ut då och då från toppen av kolonnen (se Figur 4E). En omkonstruktion av ER-H lakutrustningen borde vara möjlig så att producerad gas (måttliga mängder) kan ta sig ut på egen hand.



Figur 4E: Liten gasutveckling från Aska B, stabiliserad flygaska.

Figure 4E. Some gas developed in the column test with ash B.

För låg permeabilitet

Har provmaterialet för låg permeabilitet är det svårt att genomströmma det med vätska vilket kan ställa till problem vid kolonntester; materialet kan dela på sig (se Figur 5E). Material med låg permeabilitet kan däremot lakas med skaktest.



Figur 5E: Delning av materialet vid kolonnlakning med Aska F, flygaska träflis. Efter ompackning med lufttorkat material (packades lösare) kunde däremot kolonntest utföras.

Figure 5E. The material from ash F was separated in the column method. This was solved by repacking the column lighter.

Kemisk jämvikt

Både ER-H metoden och skaktester avser att mäta jämviktskoncentrationen mellan fast och flytande fas (prvmaterialet och lakvätskan) vid ett bestämt L/S-förhållande. Gamst et al. (2007) testade när jämvikt uppnåddes i ER-H metoden för vissa PAH:er, och fann att en skenbar jämvikt, acceptabelt nära absolut jämvikt, inställt sig efter 7 dygns recirkulationstid (ca 1 recirkulation av lakvätska genom systemet per dygn). Hur uppskalningen av ER-H metoden som gjorts i denna studie påverkar huruvida jämvikt nås i systemet eller ej har inte kunnat testas inom projektets budget. Utgångspunkten för uppskalningen har varit att antalet recirkulationer av lakvätska genom systemet skulle vara ungefär densamma som i Gamst et al. (2007), Hansen et al. (2004) och Hemström (2007). När jämvikt nås för andra ämnesgrupper än PAH:er i ER-H metoden har inte heller testats inom projektet men är angeläget i framtida studier.

Bilaga F. Åldringsförsök

Aska C och F var färskas vid ankomst till SGI. Som en tilläggsbeställning till projektet från Svenska Energiaskor studerades inverkan av åldring på utlakningen från dessa askor. Till askorna tillsattes Milli- Q- vatten tills en vattenkvot av 77 % erhållits (fukthalt 43,5 %) för Aska C och 75 % (fukthalt 42,9 %) för Aska F. Omrörning gjordes i 5 minuter i en "degblandare" då blandningen bedömdes vara en homogen slurry (se Figur 1F). Askorna delades sedan upp, genom "alternate showeling", i olika syradiskade behållare och lagrades olika länge innan de togs upp, krossades och lakades med skaktest enligt beskrivning i kapitel 3.3.4. Lakvattnen analyserades med avseende på grundämnen, fenoler, DOC, klorid, fluorid och sulfat av ALS Scandinavia. Delproverna från Aska C förvarades i exikator med konstant luftfuktighet i provkroppar för geoteknisk stabilisering av jord, och delproverna från Aska F i teflonburkar under kvävgasatmosfär. Lagringen utfördes i rumstemperatur. Under lagringen härdade askorna till en hård klump. Efter lagringen togs materialen upp, lades i en påse, och krossades med hammare och för hand tills allt material bedömdes vara < 4 mm (se Figur 1F). Materialen var för fuktiga för att sikta. Vid krossning blottas nya reaktiva ytor i materialet. För att studera om utlakningen påverkas av om ytorna är färskas eller inte lagrades ett par prover ytterligare efter krossning, innan lakning. Innan omlagringen sprayades lite Milli- Q -vatten över det krossade materialet så att de färskas materialytorna kunde reagera ytterligare. Omlagringen skedde i kvävgasatmosfär. För att studera inverkan av lufttorkning på utlakningen från askorna lufttorkades två delprover från Aska C i sex dygn efter lagring och krossning, innan lakning. I Tabell 1F visas hur länge de olika delproverna lagrades innan lakning.



Figur 1F: Flygaska blandades med vatten i degblandare och lagrades sedan i syradiskade behållare. Askan blev monolitisk under lagringen och krossades med hammare innan lakning. Vissa delprover lagrades ytterligare efter krossning, innan lakning.

Figure 1F. The fly ash was mixed with water and stored in an acid washed container. The ash became monolithic during storage and had to be crossed before being leached.

Tabell 1F: Lagringstid i dygn för de olika delproverna samt vattenkvot/fukthalt då lakttesterna utfördes. Vid omlagring togs proverna upp, krossades med hammare och för hand, sprayades med lite Milli- Q- vatten och lades sedan i burkar under kvävgasatmosfär. Vid lufttorkning krossades proverna för hand och lades sedan att lufttorka utspridda på en bricka.

Table 1F. The table shows storage time in days for the different samples and water-ratio/moisture when the tests were performed. The samples were crossed and sprayed with some milli-Q-water before re-stored in a container with nitrogen gas atmosphere. The air dried samples were crossed and spread on a tray.

Aska C					
Delprov	Lagring	Omlagring	Lufttorkning	Total lagring	Vattenkvot/fukthalt
1	21	11	-	32	71,8 / 41,8
2	32	-	-	32	72,8 / 42,1
3	84	13	-	97	76,0 / 43,0
4	84	13	-	97	77,9 / 43,8
5	97	-	-	97	71,1 / 41,6
6	97	-	-	97	70,8 / 41,5
7	84	13	6	103	16,5 / 14,2
8	97	-	6	103	16,4 / 14,1
Aska F					
1	21	12	-	33	76,7 / 43,4
2	33	-	-	33	68,7 / 40,7
3	85	13	-	98	70,5 / 41,3

Tabell 2F visar de utlakade halterna (vid L/S 10 l/kg) från de olika delproverna från Aska C, och Tabell 3F visar de utlakade halterna (vid L/S 10 l/kg) från de olika delproverna från Aska F.

Tabell 2F: Utlakade halter från Aska C efter lagring olika lång tid samt från den färska askan. L/S-kvoten var 10 l/kg i samtliga laktester.

Table 2F. Leached levels from ash C and from the after different storage time (fresh up to 97 days). The L/S-ratio was 10 L/kg in all samples.

Delprov		1	2	3	4	5	6	7	8	
Lagring		Färsk	21+11	32	84+13 A	84+13 B	97 A	97 B	84+13	97
Lufttorkning									6	6
Validitetsparametrar	Enhet									
pH		12,0	11,6	11,6	11,3	11,3	11,3	11,3	9,9	9,6
Konduktivitet	mS/m	5540	4636	4460	3840	4060	4010	3970	4510	4600
Metaller										
Ca	mg/l	4330	1910	1750	2260	2380	2360	2320	2800	3250
Fe	mg/l	<0,008	0,0125	0,0138	0,0112	0,0087	0,0111	<0,004	<0,004	0,0046
K	mg/l	3640	2130	1910	2730	2910	2830	2770	2810	3210
Mg	mg/l	<0,5	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	1,94	2,14
Na	mg/l	4240	2390	2200	3160	3460	3300	3240	3340	3810
S	mg/l	131	3,79	3,14	3,52	4,19	4,94	2,86	304	347
Si	mg/l	0,303	0,546	0,488	0,849	0,934	0,844	0,852	1,55	1,73
Al	µg/l	8,81	140	168	4280	4820	4390	4340	847	959
As	µg/l	<20	<20	<20	<30	<40	<50	<50	<20	<20
Ba	µg/l	2710	9030	9610	18300	19400	19400	18900	263	349
Cd	µg/l	0,444	<0,05	<0,05	1,95	2,09	1,48	1,06	1,32	3,62
Co	µg/l	<0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Cr	µg/l	32,3	36,1	29,2	18,8	23	18,2	19,1	618	639
Cu	µg/l	576	53,3	52,3	24,2	23,9	30,4	32,3	4,77	7,88
Hg	µg/l	0,0775	0,0255	0,0344	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0527	0,0972
Mn	µg/l	0,569	2,02	1,58	2,1	1,89	0,71	0,757	0,883	0,775
Mo	µg/l	155	85,3	78,8	99,3	110	107	110	378	426
Ni	µg/l	30,1	3,69	1,96	0,779	<0,5	<0,5	<0,5	0,797	0,526
Pb	µg/l	7350	235	215	88,4	95,8	99,5	96,6	1,71	1,53
Sb	µg/l	0,225	9,75	10,4	54,9	63,3	54,1	54,3	26,2	28,1
Se	µg/l	10,1	0,548	0,524	0,375	0,375	0,406	0,37	15,1	16,5
V	µg/l	9,72	0,308	0,388	0,488	0,552	0,564	0,636	9,2	9,15
Zn	µg/l	3820	134	127	92,5	102	87,1	85,4	18,5	23,3
Anjoner										
Cl	mg/l	16000	12000	13000	12000	12900	12200	12100	10200	11900
F	mg/l	<12,0	<6,00	<6,00	<6,00	<6,00	<6,00	<6,00	<15	<15
SO4	mg/l	330	<40,0	<40,0	<40,0	<40,0	<40,0	<40,0	<100	<100
Övriga										
DOC	mg/l	2,3	6	5	4	3	2	2	25,7	34,2
Fenoler	mg/l	0,009	0,008	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,025	0,037

Tabell 3F: Utlakade halter från Aska F efter åldring olika lång tid. L/S-kvoten var 10 l/kg i samtliga lakteter.

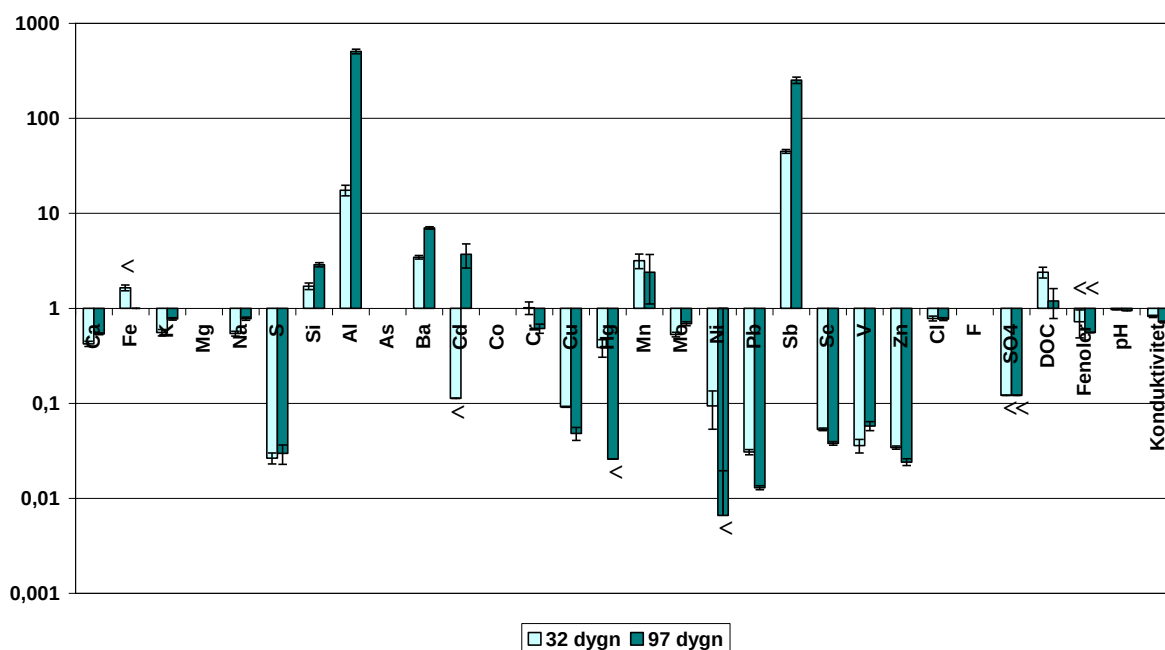
Table 3F. Leached levels from ash C and from the after different storage time. The L/S-ratio was 10 L/kg in all samples.

Delprov Lagring Lufttorkning		1 21+12	2 33	3 85+13
Validitets Parametrar	Enhet			
pH		12,3	12,4	12,4
Konduktivitet	mS/m	1225	1489	1232
Metaller				
Ca	mg/l	368	373	78,6
Fe	mg/l	0,0097	0,0095	<0,004
K	mg/l	3010	2960	2410
Mg	mg/l	<0,2	<0,2	<0,2
Na	mg/l	434	404	377
S	mg/l	1050	1020	914
Si	mg/l	0,863	0,752	3,61
Al	µg/l	17,3	21,1	107
As	µg/l	<2	<1	<3
Ba	µg/l	151	142	76
Cd	µg/l	<0,07	<0,07	<0,06
Co	µg/l	<0,05	0,157	<0,05
Cr	µg/l	8,61	3,96	13,2
Cu	µg/l	1,52	1,66	<1
Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02
Mn	µg/l	4,73	4,04	4,89
Mo	µg/l	227	221	197
Ni	µg/l	<0,5	0,51	<0,5
Pb	µg/l	4,96	4,91	2,31
Sb	µg/l	0,223	0,592	<0,1
Se	µg/l	6,47	6,06	5,9
V	µg/l	1,67	1,5	5,16
Zn	µg/l	8,95	10,4	3,48
Anjoner				
Cl	mg/l	500	480	523
F	mg/l	<6,00	<6,00	<1,20
SO ₄	mg/l	2800	2800	2440
Övriga				
DOC	mg/l	4	4	1
Fenoler	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005

Omlagringen hade liten effekt på utlakningen. Utlakningen var ungefär densamma från delprovet som krossats efter 21 dygn och sedan lagrats ytterligare 11/12 dygn (Aska C/F) som från delprovet som lagrats i 32 dygn innan krossning. Detsamma gällde för delproverna som krossats efter 84/85 dygn (Aska C/F) och sedan lagrats i ytterligare 13 dygn jämfört med delproverna som lagrats i 97/98 dygn (Aska C/F) innan krossning (se Tabell 2F och 3F). Utlakningen påverkades däremot av lagringstiden. Från Aska C var

det för många ämnen stor skillnad i utlakade halter efter lagring jämfört med utlakningen från den färska askan, och för vissa ämnen blev skillnaden större med längre lagringstid. I Figur 2F visas skillnaden i utlakning mellan den färska och askan åldrad i totalt 32 respektive 97 dygn.

Åldrad flygaska (aska C)/Färsk flygaska (aska C)



Figur 2F: Skillnad i utlakade halter mellan flygaska, Aska C, efter och innan åldring. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i halter, kvoter > 1 innebär att halten var högre i lakvattnet från den åldrade flygaskan och kvoter < 1 att halten var högre i den färska flygaskan. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både den färska och åldrade flygaskan visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen den färska eller åldrade flygaskan markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i Figuren i detta fall. Staplarna visar medelvärden och standardavvikelser av kvoterna för delproverna som åldrats 21 + 11 och 32 dygn (n=2) respektive 84 + 13 och 97 dygn (n=4).

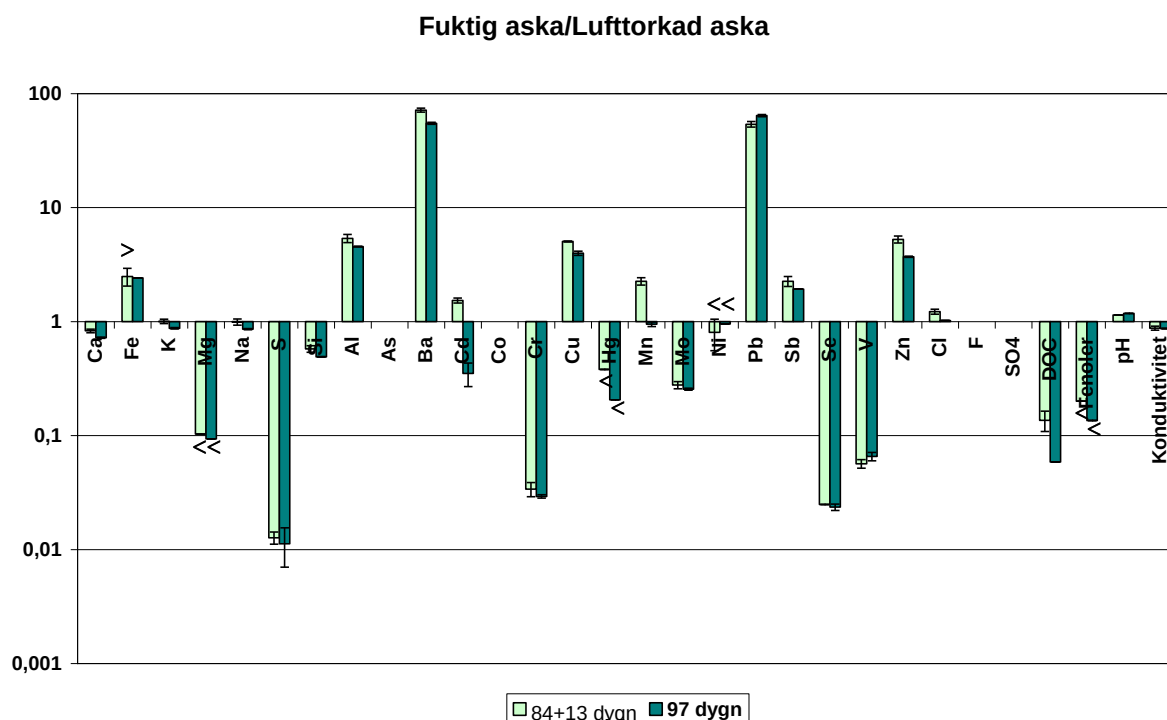
Figure 2F. Differences in leached out levels in ash C, before and after aging. A ratio higher than 1 indicate that there is no differences in leached levels. A ratio higher than 1 indicate that the level was higher in the aged ash and a ratio under 1 indicate that the leached level was higher in the fresh ash. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the aged or the fresh ash are marked with > or <. The bars show mean values and standard deviation for the ratios of the samples that have been aged 21 + 11 and 32 days (n=2, light green bars), and also 84 +13 and 97 days (n=4, dark green bars).

Utlakningen av fr.a. S, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V och Zn minskade betydligt efter lagring av Aska C, medan utlakningen av fr.a. Al och Sb ökade jämfört med den färska askan. Lagringstidens längd påverkade fr.a. utlakningen av Al, Cd, Hg, Ni, Pb och Sb (se Figur 2F).

Aska F lakades inte före lagring och jämförelse med den färska askan kan därför inte göras. Lagringstiden påverkade däremot utlakningen av vissa ämnen. Utlakningen av bl.a. Si, Al, Cr och V var högre i askan som lagrats i totalt 98 dygn jämfört med askan

som lagrats i totalt 33 dygn, medan utlakningen av bl.a. Ba, Cu, Pb, Sb och Zn var lägre (se Tabell 3F).

Lufttorkning i sex dygn hade stor inverkan på utlakningen. I Figur 3F visas skillnaden i utlakade halter mellan delproverna från Aska C som lagrats totalt 97 dygn, före och efter lufttorkning.



Figur 3F: Skillnad i utlakade halter från flygaska, aska C, åldrad 84+13 respektive 97 dygn, före och efter att askan lufttorkats i sex dygn. Figuren visar kvoter där 1 innebär att det inte är någon skillnad i halter, kvoter > 1 innebär att halten var högre i lakvattnet från den fuktiga flygaskan och kvoter < 1 att halten var högre i den lufttorkade flygaskan. Ämnen där halten var under detektionsgränsen i både den fuktiga och lufttorkade flygaskan visas inte i diagrammet. Ämnen där halten var under detektionsgränsen för antingen den fuktiga eller lufttorkade flygaskan markeras med en > eller < symbol i diagrammet. Kvoten kan alltså vara större respektive mindre än den som visas i figuren i detta fall. Staplarna visar medelvärden och standardavvikelser av kvoterna för delproverna som åldrats 84 + 13 dygn (n=2) respektive 97 dygn (n=2).

Figure 3F. Differences in leached out levels in ash C, aged in 84 + 13 days and aged in 97 days before and after the ash had been air dried in 6 days. A ratio higher than 1 indicate that there is no differences in leached levels. A ratio higher than 1 indicate that the level was higher in the moist ash and a ratio beneath 1 indicate that the leached level was higher in the air dried ash. Substances beneath detection limit for both testes are not show here. Substances beneath the detection limit in either the moist or the dried ash are marked with > or <. The bars show mean values and standard deviation for the ratios of the samples that have been aged 84 + 13 days (n=2, light green bars), and 97 days (n=4, dark green bars).

Utlakningen av fr.a. S, Cr, Se, V och DOC ökade efter lufttorkning av askan, medan utlakningen av fr.a. Ba och Pb minskade. Vid lufttorkningen kan bl.a. karbonatisering och oxidering av askan ske vilket påverkar dess egenskaper.

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

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35