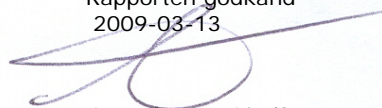


Nya lakvatten

Kemisk sammansättning och lämplig behandling

Christian Junestedt, Mats Ek, Åsa Stenmarck
B1834
Mars 2009

Rapporten godkänd
2009-03-13



Lars-Gunnar Lindfors
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitle
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet
Rapportförfattare Christian Junestedt, Mats Ek, Åsa Stenmarck	
Rapporttitel och undertitel Nya lakvatten - kemisk sammansättning och lämplig behandling	
Sammanfattning <p>Vid deponin Fläskebo utanför Göteborg har man sedan start år 2003 deponerat enligt nya förordningen, varför lakvatten från Fläskebo deponi kan anses vara av den typen vi kommer att se från deponier utan organiskt material. Fläskebo valdes därför ut som referensobjekt att jämföra med lakvatten från äldre deponier (Öman och Junestedt 2007).</p> <p>Det är tydligt att lakvatten från nyanlagda deponier kommer att ha en annan sammansättning än det från äldre deponier. Den minskade mängden organiskt material i deponin kommer främst att minska läckaget av löst organiskt material och ammoniumkväve. Viktigt är också att miljön i deponin inte längre kommer att vara anaerob, åtminstone inte i större delen. Följden av det är, förutom en minskad bildning av biogas, att metallerna i deponin inte längre kommer att bindas som sulfider. En större andel metaller kan därför återfinnas i lakvattnet.</p> <p>Övergången kommer på lång sikt att helt förskjuta fokus i lakvattenbehandlingen. Idag är det primära att minska mängden ammonium, och lättnedbrutet organiskt material. Bara i vissa fall krävs att mängden av tungmetaller minskas, och därför räcker oftast en biologisk behandling.</p> <p>För lakvatten från en nyanlagd deponi behövs ett biologiskt steg bara för en mycket känslig recipient, medan man kan behöva fälla ut tungmetaller oftare.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Nya, framtidens, lakvatten, Fläskebo, metaller, kväveminskning, lakvattenbehandling, organiskt material, deponering, avfallsfraktioner, sulfider, anaerob	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1834	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	2
1 Bakgrund.....	3
2 Avfallsbehandling.....	3
2.1 Deponering.....	4
2.2 Biologisk behandling.....	4
2.3 Sortering.....	5
2.4 Avfallsförbränning med energiutvinning.....	5
3 Metoder och genomförande.....	5
3.1 Litteraturstudie.....	5
3.2 Enkätundersökning och urvalskriterier.....	5
3.2.1 Beskrivning av utvalda deponier.....	6
3.3 Utgångspunkt och avgränsning vid val av parametrar.....	10
3.4 Fällningsförsök vid Fläskebo deponi.....	10
4 Resultat.....	10
4.1 Litteraturstudie.....	10
4.2 Kemisk sammansättning då och nu.....	10
4.2.1 Aktiva deponier med förändrat innehåll.....	10
4.2.2 Lakvatten från äldre deponier som avslutats och täckts.....	17
4.3 Lokal behandling anpassad till nya lakvatten.....	20
4.3.1 Dagens lakvattenbehandling.....	20
4.3.2 Morgondagens lakvattenbehandling.....	22
5 Slutsats.....	24
6 Referenser.....	25
Bilaga 1. Fällningsförsök i syfte att optimera den lokala behandlingen av lakvatten vid Fläskebo deponi.....	26
Bilaga 2. Litteraturstudie.....	30
Bilaga 3. Lakvattendata.....	32

Sammanfattning

Genom införandet av deponeringsdirektivet och förbudet mot deponering av organiskt material har sammansättningen av avfall till deponi förändrats, vilket också medfört en förändrad kemisk sammansättning i lakvatten från dessa deponier. Syftet med detta projekt har varit att belysa skillnader i kemisk sammansättning i lakvatten från äldre och nya deponier samt att diskutera hur man på ett hållbart sätt skall behandla de nya lakvattnen framöver.

Hur avfallet deponeras har stor vikt, vilket belysts i tidigare studier (Heindl et.al. 2007). Vad som däremot inte är klarlagt är hur man planerar att ta hand om lakvatten från nya deponier. Ofta leds lakvatten från den nya och gamla deponin till samma lakvattendamm, vilket i praktiken kommer att innebära en gradvis övergång till de nya förhållandena. Hur stor del lakvatten som kommer från den äldre deponin kommer till stor del att påverkas av hur och i vilken takt täckningen sker.

Under 2008 genomförde Avfall Sverige en enkätundersökning där man tillfrågade samtliga 160 kommunala deponier om planerad drift efter 2008-12-31. Av de tillfrågade var det 94 som planerade fortsatt drift och av dessa hade 17 redan anlagt eller planerat en yta avsedd för deponering enligt nya förordningen.

Vid deponin Fläskebo utanför Göteborg har man redan från start år 2003 bara deponerat enligt nya förordningen, varför Fläskebos lakvatten anses vara av den typen vi kommer att se från deponier utan organiskt material. Fläskebo valdes därför ut som referensobjekt att jämföra med lakvatten från äldre deponier (Öman och Junestedt 2007). I projektet har även ett par äldre deponier där man deponerat en relativt liten mängd organiskt material studerats. Dessutom har lakvatten från en sedan drygt tio år sluttäckt deponi ingått i jämförelsematerialet till det nya lakvattnet från Fläskebo.

Det är tydligt att lakvatten från nyanlagda deponier kommer att ha en annan sammansättning än det från äldre deponier. Den minskade mängden organiskt material i deponin kommer främst att minska läckaget av löst organiskt material och ammoniumkväve. Viktigt är också att miljön i deponin inte längre kommer att vara anaerob, åtminstone inte i större delen. Följden av det är, förutom en minskad bildning av biogas, att metallerna i deponin inte längre kommer att bindas som sulfider. En större andel av flera metaller kan därför återfinnas i lakvattnet.

Övergången kommer på lång sikt att helt förskjuta fokus i lakvattenbehandlingen. Idag är det primära att minska mängden ammonium, och lättnedbrutet organiskt material. Bara i vissa fall krävs att mängden av tungmetaller minskas, och därför räcker oftast en biologisk behandling.

För lakvatten från en nyanlagd deponi behövs ett biologiskt steg bara för en mycket känslig recipient, medan man kan behöva fälla ut tungmetaller oftare.

I rapporten diskuteras hur lakvattenbehandlingen kan behöva anpassas för att rena de nya lakvattnen.

Som en delstudie har fällningsförsök genomförts i syfte att optimera den befintliga behandlingen vid Fläskebo deponi, dock utan större framgång (Bilaga 1).

1 Bakgrund

Lakvatten är vatten som varit i kontakt med deponerat material, och som avleds från eller kvarhålls i en deponi. Det bildas till största delen av nederbörd som i olika grad lakar ut lösliga ämnen och partiklar ifrån deponerade massor. Den kemiska sammansättningen på lakvattnet och vilka volymer som bildas beror på flera faktorer, bland annat deponins storlek och utformning, avfallets sammansättning, hur avfallet deponeras, hur avfallet förbehandlats, hur snabbt deponin täcks, vilken täckningsmetod som nyttjas, deponins ålder, övrig verksamhet vid deponin såsom sortering, kompostering mm.

Omkring 90 procent av det avfall som deponeras omhändertas på upplag med någon form av lakvattenuppsamling. Under senare år har mellan 8 och 12 miljoner kubikmeter lakvatten samlats upp årligen. Målet är att allt lakvatten ska behandlas i direkt anslutning till deponin. Vid många anläggningar överförs lakvattnet till kommunala avloppsreningsverk. Dessa är emellertid inte alltid anpassade för lakvattnet. Vid ungefär 140 anläggningar i Sverige sker lokal lakvattenbehandling antingen som enda reningsmetod eller i kombination med avloppsreningsverk. De lokala behandlingsmetoderna utgörs främst av biologiska system och består till större delen av kombinationer av luftade dammar och biologisk rening (Avfall Sverige 2005).

Det primära syftet med de biologiska behandlingsanläggningarna för lakvatten är att avlägsna närsalter och syreförbrukande föreningar, men även specifika organiska föreningar och metaller avskiljs i olika utsträckning.

Trots att deponierna enligt förordningen ska täckas efterhand, och en täckt IFA deponi inte får ge mer lakvatten än 50 L/m², år, kommer deponierna under lång tid framåt att generera ett lakvatten som måste tas omhand.

Syftet med denna studie har varit att ge en bild av hur lakvatten från kommunala deponier kommer att se ut efter att förbudet mot deponering av organiskt material införts för att se hur dagens behandlingsteknik skall anpassas alternativt bytas ut för att klara att behandla morgondagens lakvatten.

2 Avfallsbehandling

I det följande kapitlet har statistiska data från Avfall Sverige använts. I detta underlag ingår de deponier som tar emot hushållsavfall. Den behandlade mängden hushållsavfall i Sverige uppgick år 2007 till 4 717 000 ton vilket är en ökning med 4,8 % jämfört med år 2006. Mängden hushållsavfall som gick till energiutvinning genom förbränning utgjorde knappt 47 % av den totala behandlade mängden. Det hushållsavfall som deponerades under år 2007 uppgick till 186 490 ton, vilket motsvarade endast 4 % av den totala mängden avfall samma år (www.avfallsverige.se). De deponerade mängderna utgörs främst av grovavfall och icke brännbart avfall. Deponiförbuden är effektiva och antalet anläggningar som begär dispenser från våra nationella deponeringsförbud som gäller organiskt och brännbart avfall minskar för varje år.

Trenden är att mängden avfall som går till deponi stadigt minskar och att den biologiska behandlingen och förbränningen ökar.

2.1 Deponering

I Tabell 1 redovisas avfallsslag som sannolikt kommer att deponeras i en nämnvärd omfattning framöver. Hushållsavfall är det avfallsslag där den största reduktionen skett under perioden. Det är också troligt att mängden hushållsavfall till deponi kommer att fortsätta att minska framöver på grund av en ökad förbränning, en ökad biologisk behandling samt genom större krav på utsortering av brännbart material. Även om mycket av det som deponerades tidigare inte var hushållsavfall så kommer de minskade mängderna hushållsavfall att påverka lakvattnets kvalitet i stor utsträckning. Det gäller främst för mängden organiskt material och därmed innehållet av kväve.

Både kommunalt och industriellt slam har minskat stadigt sedan 1998, vilket också kommer att vara fallet framöver då förbudet mot deponering av organiskt material infördes år 2005. Visserligen har man från många håll sökt och även fått dispens för deponering av slam efter år 2005, men dessa dispenser kommer stadigt att minskas. Det kan tilläggas att vissa undantag finns från dessa deponeringsförbud (NFS 2004:4) som t.ex. för vissa typer av slam.

Anledningen till den redovisade uppgången för fraktionerna bygg- och rivningsavfall tillsammans med icke branschspecifikt avfall beror också på en mer omfattande utsortering av brännbart material.

I Tabell 1 och 2 redovisas endast siffror till och med år 2006, vilket beror på att det inte går att få tag i data från Avfall Sverige med samma upplösning efter år 2006 (Hedenstedt Personligen).

Tabell 1. Sammanställning över avfall som deponerats vartannat år 1996-2006 (www.avfallsverige.se).

Avfallsslag till deponi	(kton)	1996	1998	2000	2002	2004*	2006
Hushållsavfall (inkl trädgårdsavfall)		1180	1065	873	765	361	226
Från energiutvinning		700	710	525	520	275	570
Från kommunal avloppsvattenrening		470	490	345	215	203	74
Från industriell avloppsvattenrening		205	210	180	95	38	32
Bygg- och rivningsavfall och ej branschspecifikt industriavfall		1935	1695	1805	1410	1060	1297

*2004 års värden skiljer sig från övriga redovisade år p.g.a. en annan dataupplösning.

2.2 Biologisk behandling

Den biologiska behandlingen av avfall utgörs av kompostering tillsammans med rötning och omfattar förutom hushållsavfall även park- och trädgårdsavfall, matavfall och avfall från slakterier (Tabell 2). Av tabellen framgår att den biologiska behandlingen ökar.

Tabell 2. Biologisk behandling av avfall år 2002-2006. (www.avfallsverige.se)

Behandling	(kton)	2002	2003	2004	2005	2006
Rötning		220	223	244	258	284
Kompostering		302	382	389	460	452
Total biologisk behandling		522	605	634	718	736
varav matavfall**		95	99	107	119	135
Total mängd hushållsavfall som behandlats biologiskt*		354	403	434	454	470

* Inkluderar 70 kton hemkompostering

** Matavfall är avfall som kommer från restauranger och storkök samt hushåll

2.3 Sortering

Större krav på ökad återvinning och utsortering av olika avfallsfraktioner medför i viss utsträckning att mängden avfall på sorteringsytor för avfall ökar. Periodvis kan avfallet bli liggande på sorteringsytan vilket kan påverka lakvattnet i de fall avrinningsvattnet leds till lakvattensystemet. Kravet på utökad utsortering medför också att avfallet ofta behandlas genom krossning och eller fragmentering vilket kan medföra en ökad andel partiklar i avrinningsvattnet. En tidigare studie visar att avrinningsvattnet från sorteringsytor för avfall ofta innehåller förhållandevis höga halter av såväl organiskt material som metaller till följd av en hög andel suspenderat material (Junestedt m.fl. 2003).

2.4 Avfallsförbränning med energiutvinning

Under 2007 gick drygt 47 % av det totala behandlade hushållsavfallet till avfallsförbränning med energiutvinning, vilket är en ökning med cirka 22 % jämfört med år 1998. Trenden är att förbränningen av avfall ökar. Detta medför att en större andel askor från avfallsförbränning deponeras, vilket i sin tur kan påverka sammansättningen i lakvatten från deponier med stor andel askor.

Om askan klassas som icke farligt avfall (utifrån analyserade totalhalter) får den deponeras på en deponi för icke farligt avfall utan föregående lakteter. Om askan däremot klassas som farligt avfall måste den genomgå lakteter innan deponering. Lakteter brukar innebära att gränsvärdet för klorid överskrids även för farligt avfall deponi vilket innebär att askan inte får deponeras överhuvudtaget. Det har gjort att askor från flera platser i Sverige idag läggs i ett gammalt kalkbrott utanför Oslo (Widengren Personligen).

3 Metoder och genomförande

3.1 Litteraturstudie

I ett tidigt skede av projektet genomfördes en litteraturstudie i syfte att finna vad som gjorts inom området ”nya” lakvatten. Litteratursökningen skedde huvudsakligen via ”Scopus abstract and citation database” (www.scopus.com) och i mindre utsträckning via ”Scirus” (www.scirus.com)

Följande sökord användes i olika kombinationer: Landfill, municipal, future, waste, solid waste, leachate, leaching, inorganic compounds, inorganics, ash, nitrogen.

3.2 Enkätundersökning och urvalskriterier

Vid urvalet av, för projektet intressanta, deponier nyttjades i ett första steg information som framkom genom en enkät genomförd av Avfall Sverige där deponier tillfrågades om framtida deponering. Deponier som svarade ja på frågan om tillstånd fanns för deponering efter 2008-12-31 samt de som anlagt en ny deponi som lever upp till deponeringsförordningen i ett så tidigt skede som möjligt var intressanta för detta projekt. Av de 160 deponier som svarade på enkäten kvarstod 17 efter denna första gallring. Viktigt vid det fortsatta urvalsarbetet av representativa framtida deponier var också att

lakvatten som uppkommer från den nya delen uppsamlas i en damm separerad från den äldre delen av deponin. Andra aspekter som påverkade urvalet var hur länge deponering vid den nya delen pågått samt ifall organiskt avfall deponerats mot dispens. Efter den andra urvalsomgången kvarstod endast ett fåtal deponier vilka uppfyllde rätt kriterier för detta projekt.

3.2.1 Beskrivning av utvalda deponier

Med utgångspunkt från Avfall Sveriges enkät valdes slutligen 4 deponier ut. Dessa analyserades med avseende på verksamhet och lakvattendata. Lakvattendata från ett knappt 20-tal äldre deponier jämfördes sedan med lakvattendata från dessa 4 deponier.

Tabell 3. Sammanställning över utvalda deponier (utdrag från miljörapporter för år 2007).

Deponi	Gärstad	Hagby	Löt	Fläskebo
Startår	1974	Sent 1940-tal	1995	2003
Avslutad	nej	1996	nej	nej
Sluttäckt	nej	2002	nej	nej
Deponiklass	Klass 2	Avslutad	Klass 2	Klass 2
Vattenflöden som leds till uppsamlingsdammen	Lakvatten från deponi, vatten från sorterings- och lagringsytor samt kondensat från indunstningsanläggning	Lakvatten från deponi	Lakvatten från deponi	Lakvatten från deponiceller
Lakvattenbehandling	Utjämningsmagasin/akvattendammar och våtmarksområde på ca 2,1 ha, samt översilningsyta. I den västra lakvattendammen sker luftning av vattnet.	Tre översilningsytor med efterföljande våtmark, metallfilter, polering i ett system av dammar och diken	Utjämningsbassäng Med luftning, damm där vattnet cirkuleras mellan en aerob och anaerob del, överstrilning torvfilter innan det rinner ut i skogsområde	Kemisk fällning, flockning, sedimentering, kontinuerligt kontaktfilter. Innan lakvattnet släpps ut i torv- och våtmarksområde passerar det ett kol- och torvfilter.
Behandlad volym lakvatten (m ³)	240 000	43 000	41 000	36 000
Deponerat dispensavfall (ton)	2364	0	2213	0
Dispensavfall /totalt (%)	9,3	0	2,4	0

3.2.1.1 Fläskebo – Deponi enligt nya deponeringsförordningen

En deponi där man deponerat enligt nya förordningen sedan start är deponin Fläskebo utanför Göteborg (drivs av Renova), vilket gjort att Fläskebo i denna studie fått stå modell för en modern deponi.

År 2003 påbörjades deponeringsverksamheten vid avfallsanläggningen Fläskebo. Deponin som drivs av Renova AB är planerad och projekterad efter de nya kraven i förordningen om deponering av avfall och klassas som en IFA (icke-farligt avfall) deponi. Under 2007 deponerades totalt drygt 43 000 ton. Den mängden bestod av drygt 6000 ton betong och sten (konstruktionsmaterial),

knappt 12 000 ton sorteringsrest, drygt 400 ton obrännbart verksamhetsavfall, knappt 22 000 ton fyllnadsmaterial och schaktmassor samt drygt 2 700 ton slaggrus för konstruktion.

Avfall som tas emot vid Fläskebo kontrolleras och vägs vid inleverans. Deponering sker därefter i olika avfallsceller beroende på typ av avfall. Det finns tre olika celler där avfallet deponeras, en för grovavfall och två för industriavfall.

Den 1 januari 2007 införde Renova ett nytt system för mottagning och kontroll på Fläskebo deponi vilket innebär att alla grundläggande karakteriseringar numera hanteras i ett datorsystem. Vid förfrågan från kund lämnas en grundläggande karakterisering in, utifrån den tas beslut om aktuellt avfall får deponeras på Fläskebo deponi. Vid invägning samt vid avlastning på deponin kontrolleras att avfallet överensstämmer med den grundläggande karakterisering avfallsmottagaren lämnat in.

På avfallsanläggningens område finns en lokal behandlingsanläggning för lakvatten. Lakvattnet från de två avfallscellerna leds till varsitt lakvattenmagasin varefter det leds vidare till reningsanläggningen. Det är bara deponicellerna som är kopplade till lakvattendammarna, dvs. endast lakvatten leds till dammarna.

Reningen omfattar kemisk fällning, flockning, sedimentering och filtrering genom kontinuerligt kontaktfilter. Innan lakvattnet släpps ut i befintligt torv- och våtmarksområde passerar det ett kol- och torvfilter.

Reningsanläggningen är flexibel för att just de behandlingssteg som är lämpade för det aktuella lakvattnet skall kunna utnyttjas. Anläggningen är sammansatt för att i första hand rena lakvattnet från partiklar, organiska ämnen och metaller.

3.2.1.2 Löt – äldre deponi med liten del organiskt material

Löt, som drivs av SÖRAB och ligger i Vallentuna kommun, är en anläggning för mottagning, sortering och behandling av högst 250 000 ton avfall per år. Under år 2001 utökades verksamheten till att även omfatta mottagning av 102 000 ton, mellanlagring, deponering av MKM och KM¹ massor och behandling av förorenad jord och blästersand. Behandlingen av detta avfall innefattar kompostering, termisk avdrivning och jordtvätt. Verksamheten utökades ytterligare under år 2007 att omfatta behandling och mellanlagring av 2500 ton impregnerat trä och mellanlagring av 10 000 ton el-avfall. Verksamheten omfattar också mellanlagring och deponering av avfall i celler, lokal behandling av lakvatten och utvinning av biogas.

Totalt togs nästan 157 000 ton avfall emot på anläggningen under 2007, varav ca 15 000 ton var hushållsavfall, ca 90 000 ton industriavfall, ca 600 ton asbest, ca 5500 ton biobrännslaska och flygaska från avfallsförbränning, ca 1 200 ton tryckimpregnerat trä och ca 44 300 ton var förorenade massor. Dessutom togs ca 27 000 ton konstruktionsmaterial emot på anläggningen. Totalt deponerades 2007 ca 93 000 ton av avfallet (inklusive specialceller).

På återvinningscentralen mottogs under året 95 082 kg elektronik (vitvaror, glödlampor, lysrör mm). 43 300 ton förorenade massor och nästan 1000 ton oljeslam togs emot, varav 25 300 ton behandlades genom kompostering och resterande mängd mellanlagrades i avvaktan på jordtvätt eller kördes till annan anläggning.

Lakvattnet samlas först upp i utjämningsmagasinet där det sedan 1999 finns en luftare. Till lakvattendammen leddes även avrinningsvatten från sorteringsyta fram till och med år 2006.

¹ MKM = mindre känslig mark, KM = känslig mark

Häriifrån pumpas vattnet in till den stora luftade dammen där vattnet cirkuleras mellan den aeroba och anaeroba delen. När tillräckligt låga ammoniumhalter uppnåtts pumpas lakvattnet till ett överstrilningsområde i skogen där det först passerar ett torvfilter innan det rinner ut i skogsområdet. När överstrilningsområdet är passerat kontrolleras lakvattnet innan det släpps ut i diket om det är godkänt. Är lakvattnet inte tillräckligt renat pumpas det istället tillbaka in i den luftade dammen.

Under 2007 pumpades ca 41 000 m³ lakvatten från utjämningsmagasinet till luftade dammen varifrån ca 36 000 m³ pumpades vidare till översilningsområdet. Efter inverkan av nederbörd och avdunstning blev totala volymen ut från anläggningen ca 58 000 m³.

3.2.1.3 Gärstad – äldre deponi med liten del organiskt material

Gärstad avfallsanläggning består av sex delområden. Verksamheter som bedrivs inom anläggningen är mottagning, behandling, utsortering, mellanlagring, långtidslagring och deponering av avfall. Även bränslen hanteras inom området.

Allt avfall som skall behandlas vägs in vid den kontroll- och vågstation som finns vid infarten. Vissa fraktioner av träbränslen, främst bark, behandlas genom sållning. I en kvarn krossas trä och sållningsresten från barksorteringen, vilket sedan blir bränsle i kraftvärmeverket. Mellanlagring sker av utsorterade avfallsfraktioner, träbränslen för energiproduktion, farligt avfall från hushåll och företag samt av metallhaltigt avfall och metallhydroxidslam från ytbehandlingsindustri. På deponiområdet behandlas oljeskadad jord genom kontrollerad kompostering. Deponering sker i princip endast av icke brännbart avfall som inte kan återanvändas eller återvinnas samt slagg och askor från förbränning.

År 2007 deponerades vid Gärstad 10 400 ton ej brännbart industri- och byggavfall, 10 200 ton energiaskor, 200 ton slam och annat avfall från vattenrening samt 4710 ton övrigt deponiavfall. Samma år deponerades också avfall på dispens varav drygt 2000 ton slam med organiskt innehåll, knappt 80 ton avfall från livsmedelsindustrin, 70 ton gallerrens från reningsverk, drygt 100 ton sandfångssand från reningsverk.

Under året lagrades balat hushållsavfall på deponiområdet. Lagret uppgick vid utgången av 2007 till 58 900 ton.

Omlastning av metallhydroxidslam och metallhaltigt avfall från lagringstält till deponi skedde en gång under året då ca 1 400 ton deponerades. Under 2007 behandlades ca 6 600 ton oljeskadad jord genom kontrollerad kompostering. Färdigbehandlad jord används som konstruktionsmaterial inom deponiområdet.

Lakvatten från avfallsanläggningen behandlas i en lokal behandlingsanläggning innan det avleds till recipient.

Lakvattnet består av vatten som har passerat genom deponerade massor, men också av vatten från sorteringsytor, lagringsytor för både avfall och träbränsle samt kondensat från indunstningsanläggning där tungt förorenade industrivatten behandlas.

Anläggningen består av två utjämningsmagasin/lakvattendammar och ett våtmarksområde på ca 2,1 ha samt tillhörande styr- och reglerutrustning. Sommaren 2007 togs också en översilningsyta i drift. I den västra lakvattendammen sker luftning av vattnet. Här finns också tre styrsärmar för att garantera vattnets uppehållstid. Total uppehållstid i dammarna bedöms till ca ett år. Från dammarna

pumpas vattnet vidare till våtmarken som består av sammanlagt nio delar, planterade med ett stort antal olika vattenväxter. I systemet renas lakvattnet främst från närsalter men också från metaller och organiska föreningar. Flera pumpstationer inom upplagsområdet möjliggör en selektiv pumpning av lakvatten från olika delområden. Ett övervakningssystem finns för bevakning och styrning av pumpar och nivåer i deponin och i reningssystemet.

Under året pumpades ca 240 000 m³ renat lakvatten från våtmarken till recipient.

3.2.1.4 Hagby – avslutad och sluttäckt deponi

Vid Hagby deponerades avfall från slutet av 1940-talet fram till 1996 då deponeringen upphörde. Deponin sluttäcktes år 2002 innan kraven på sluttäckning skärptes i och med införandet av deponeringsförordningen.

Idag består verksamheten, som drivs av SÖRAB, av den sluttäckta deponin samt en återvinningsanläggning där man under år 2007 mottog drygt 90 000 ton hushållsavfall varav 4 000 ton elavfall, 104 000 ton industriavfall samt knappt 22 000 ton trädgårdsavfall samt 3 700 ton borrhax som används som mineralkälla i komposten. Totala mängden farligt avfall (exklusive elektronikavfall) som togs emot för mellanlagring uppgick till knappt 900 ton samt knappt 1100 ton impregnerat trä.

Omlastning av hushållsavfall sker i omlastningsstation. Sortering av grov- och verksamhetsavfall sker på öppen asfalterad platta där även bränslefraktioner mellanlagras.

Process- och dagvatten från sorteringsplattan behandlas i sedimentationsbassäng och kross/torvfilter. Det behandlade processvattnet separeras från lakvattenanläggningen och avleds till Käppalaverket för vidare behandling.

Kompostering av trädgårdsavfall sker i form av strängkompostering på hårdgjord tät yta. På ytan flisas även grenar och kvistar till grönflis som sedan används som biobränsle.

Farligt avfall från småföretag tas emot i en särskild mottagning på anläggningen medan hushållens farliga avfall tas emot i miljöstation.

Biogas utvinns i deponin och energiceller och gasen leds till två panncentraler i Täby C där biogasen sedan utgör del av bränslet.

En våtmarksanläggning för lokal behandling av lakvatten togs i drift under sommaren år 2002. Behandlingsanläggningen består av tre parallella översilningsytor med en efterföljande våtmark, vilkas funktion framförallt är att nitrifiera/denitrifiera ammoniumkväve i lakvattnet. Efter passage i våtmarkerna pumpas vattnet till ett filter, beläget på deponis topp, där metaller filtreras bort, varefter lakvattnet poleras i ett system av dammar och diken innan det släpps till recipient. Recipient är Stora Värtan, när föroreningshalterna är lägre än provisoriska riktvärden. Annars släpps det behandlade lakvattnet till Käppala reningsverk.

3.2.1.5 Referensmaterial från tidigare undersökningar

De fyra deponierna som valts ut för vidare analys har jämförts sinsemellan med avseende på lakvattenkvalitet för ett antal parametrar. Deponierna har (vilket tidigare beskrivits) valts ut för att de var och en förväntas innehålla en mindre mängd organiskt material jämfört med genomsnittet

hos kommunala deponier. För att påvisa eventuella skillnader i lakvattens sammansättning mellan nya och äldre deponier jämförs de fyra deponierna med värden uppmätta i lakvatten från andra deponier. Data från de äldre deponierna utgörs av ett underlag baserat på knappt 20 tidigare undersökningar (Öman och Junestedt, 2007).

3.3 Utgångspunkt och avgränsning vid val av parametrar

I denna studie har det kemiska innehållet i de olika deponiernas lakvatten jämförts med avseende på allmänkaraktäriserande parametrar och metaller. Några specifika organiska parametrar har inte analyserats. Skälet till detta är att det i detta projekt inte ansågs meningsfullt med den typen av analys i de nya lakvattnen med en mindre andel organiskt material. Uppmätta halter av olika organiska parametrar i lakvatten från äldre deponier visar på en stor variation i förekomst och dessutom generellt sett mycket låga halter. Ofta ligger uppmätta halter nära gränsvärdet för analysen. Det ska dock understrykas att det fortsättningsvis finns anledning att bevaka specifika organiska föreningar också i nya lakvatten även om detta låg utanför fokus i denna studie. Koncentrationer uppmätta i de nya lakvattnen har jämförts med lakvattenanalyser från knappt 20 tidigare undersökningar av det kemiska innehållet i äldre deponier (Öman och Junestedt, 2007).

3.4 Fällningsförsök vid Fläskebo deponi

Fällningsförsök har genomförts som en delstudie i detta projekt med syftet att fälla ut i första hand metallerna nickel (Ni) och koppar (Cu) från Fläskebos lakvatten till en nivå under satta riktvärden för behandlat utgående lakvatten.

Resultaten redovisas i Bilaga 1 till denna rapport.

4 Resultat

4.1 Litteraturstudie

Den genomförda litteratursökningen gav ett magert resultat med vald sökprofil. De referenser som återfanns och som var relevanta för denna studie sammanfattas i Bilaga 2 till denna rapport.

4.2 Kemisk sammansättning då och nu

4.2.1 Aktiva deponier med förändrat innehåll

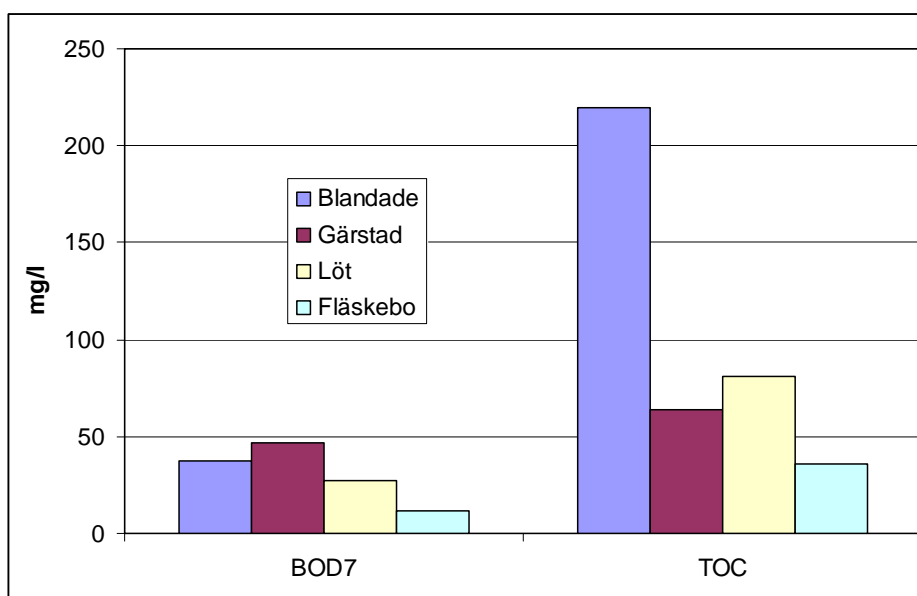
I denna del av rapporten jämförs de förändringar man teoretiskt kan vänta sig i lakvattnet när sammansättningen av det deponerade materialet förändras, med utvecklingen i några deponier som är på väg mot de nu gällande deponeringsreglerna. Jämförelsen görs i huvudsak parametervis. Med statistiska metoder som MVA, Multivariat Analys, kan man se mer komplicerade samband mellan flera parametrar (Modin m.fl. 2008). Lakvattendata för deponierna Gärstad, Löt och Fläskebo är

hämtade från miljörapporten från år 2007 för respektive deponi. De data som använts representerar ett ej behandlat lakvatten.

4.2.1.1 Organiskt material

Med minskad deponering av organiskt material bör möjligheterna minska betydligt för utlakning av organiska ämnen. Med en lägre andel biologiskt nedbrytbart material i deponin och i lakvattnet kommer också den biologiska aktiviteten att minska. Det betyder att den aeroba fasen i deponins nedbrytning förlängs, eftersom det syre som diffunderar in i deponin inte längre kommer att förbrukas helt vid nedbrytning av organiskt material. Med tillräckligt låg halt organiskt material kommer deponin aldrig att bli helt anaerob.

Figur 1 visar halten av organiskt material i lakvatten från några deponier med olika halt av deponerat organiskt material.



Figur 1. Jämförelse mellan halterna av organiskt material i lakvatten från olika deponier.

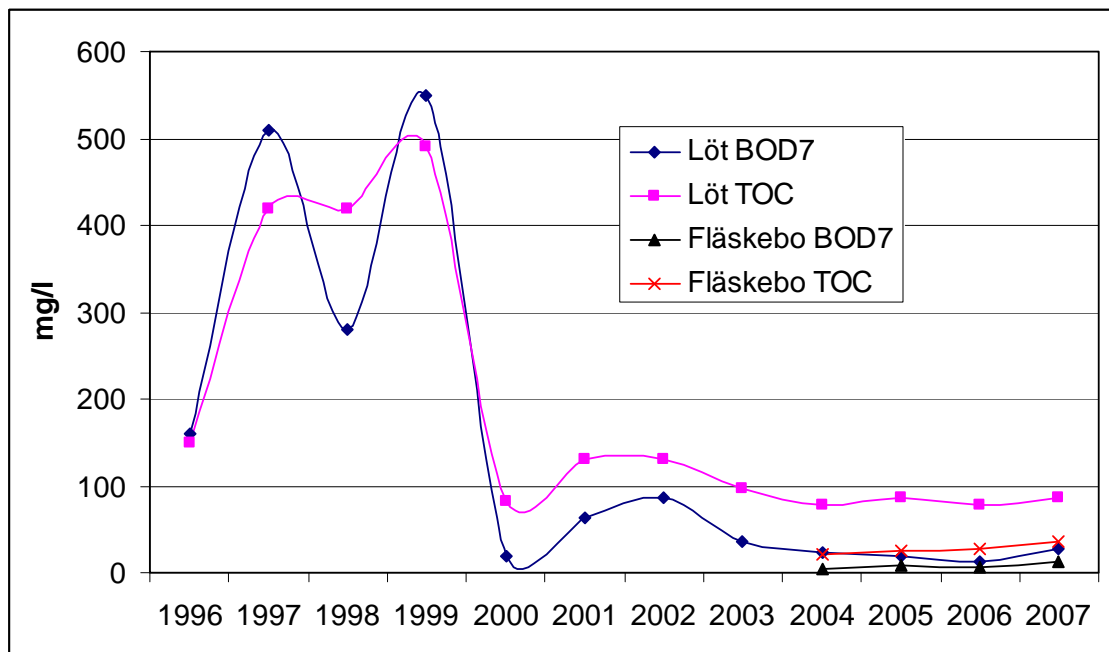
Blandade står för äldre deponier med ofta hög halt av organiskt material, lakvattnen är provtagna i slutet av 1990-talet. Gärstad och Löt är relativt nyanlagda deponier med redan från början en mindre andel organiskt material, medan Fläskebo från starten har följt de nya deponeringsreglerna. Data för dessa tre lakvatten är medelvärden för 2007.

Det är uppenbart från figuren att halten av totalt organiskt material (TOC) avspeglar vad som deponerats, mindre organiskt material i deponin minskar mängden TOC (eller COD) i lakvattnet. För BOD är bilden annorlunda. Det beror troligen på att i de äldre deponierna är den anaeroba processen aktiv i större delen av deponin, och nästan allt organiskt material som kan brytas ner biologiskt (~BOD) hinner också brytas ner innan det lämnar deponin med lakvattnet. I deponier med liten mängd organiskt material är den mikrobiella aktiviteten mycket lägre, och förhållandevis större del av BOD kan lakas ut.

Lakvattnet från Fläskebo (= morgondagens deponi) har låga halter av både BOD och TOC. COD analyseras normalt inte i Fläskebos lakvatten, då både kvicksilver och kromat används vid analysen.

För att ändå jämföra med COD-värden från äldre deponier kan man räkna med att COD är ungefär 3 x TOC, alltså ca 100 mg/l i Fläskebos lakvatten 2007.

Figur 2 visar halten av BOD och TOC i lakvatten från deponierna i Löt och Fläskebo.



Figur 2. Utveckling av halten av organiskt material i lakvatten från två deponier.

För Löt, där man började deponera 1995, syns tydligt hur utlakningen av organiskt material var stor de första åren, för att sedan sjunka drastiskt. Andelen organiskt i deponerat material var ganska konstant fram till och med 2001, för att därefter minska tydligt. Trots det minskade halterna i lakvattnet redan år 2000. Vi tolkar det som att det tog några år att nå stabila anaeroba förhållanden med stor produktion av biogas, och alltså låga resthalter organiskt i lakvattnet. Den nivå man hamnar på efter de första 4-5 åren skulle då särskilt för TOC bestämmas av mängden organiskt material i deponin, förutsatt anaeroba betingelser. Det är alltså där man ser skillnaden mellan Löt med låg halt organiskt i deponin och ”gamla deponier”, med knappt 100 respektive ca 220 mg TOC/l (se Figur 2).

Vid Fläskebo började man deponera år 2003, men här kan man inte vänta sig motsvarande utveckling eftersom det troligen inte blir anaerobt i deponin. Trots det har halten under de fyra första åren bara varit 28 mg TOC/l som medelvärde, beroende på den väldigt begränsade mängden deponerat nedbrytbart organiskt material.

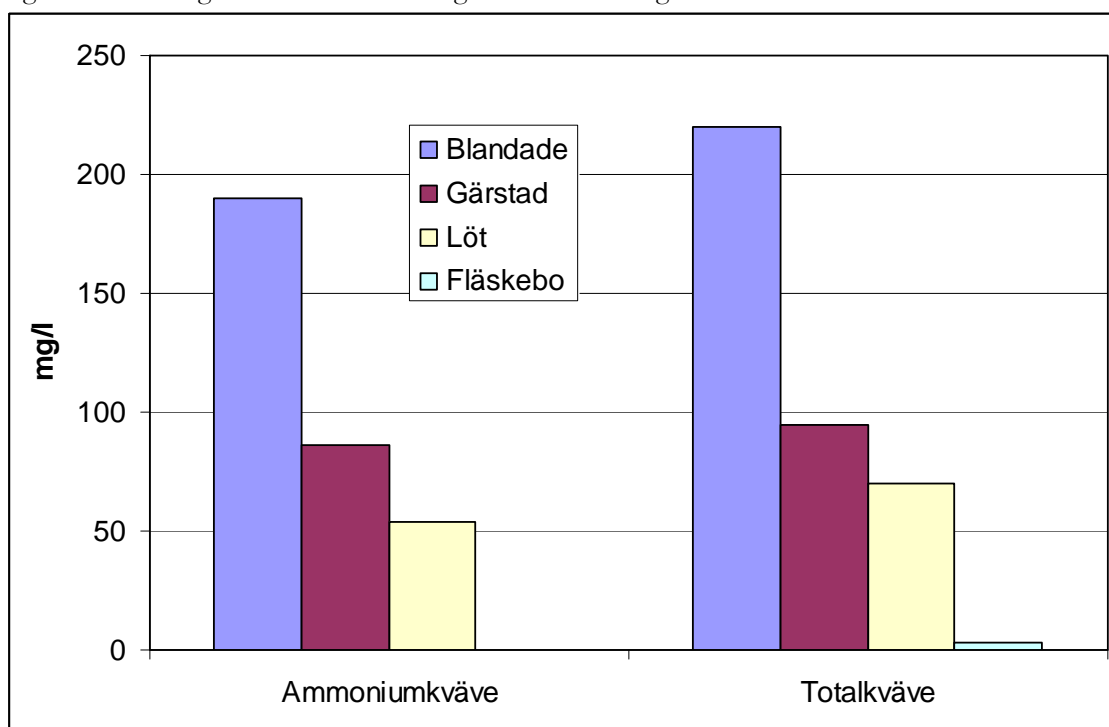
När det gäller enskilda, miljöstörande organiska föreningar som man finner i låga halter i äldre lakvatten är det inte helt självklart hur halterna kommer att bli i morgondagens lakvatten. De här föreningarna borde tillföras deponin i mycket mindre mängder, eftersom de normalt är en beståndsdel i annat organiskt material. Å andra sidan kommer de föreningar som ändå hamnar i deponin med annat material att ha mindre organiskt material att adsorberas till, och lättare lakas ut.

Eftersom de här föreningarna normalt förekommer i halter nära detektionsgränsen i äldre lakvatten är det också svårt att notera en skillnad. Detta sammantaget gjorde att ingen analys av specifika organiska föreningar genomfördes inom ramen för detta projekt.

4.2.1.2 Kväveföreningar

Lakvatten från äldre deponier innehåller höga halter av kväveföreningar, främst ammonium (NH_4^+). Kvävetts ursprung är i kommunala deponier till största delen proteiner, dvs. en del av det organiska materialet. Det innebär att en minskad mängd deponerat organiskt material i stort kommer att betyda minskade mängder kväveföreningar. Stora mängder har tidigare kommit från hushållsavfall och slam från kommunal avloppsrening. Deponeringen av dessa har enligt tabell 1 (sidan 4) minskat kraftigt.

Figur 3 visar mängd och sammansättning av kväveföreningar i olika lakvatten.



Figur 3. Kväveföreningar i lakvatten från deponier med olika mycket organiskt material.

Även här ser man tydligt den förväntade nergången. Halten av ammoniumkväve i Fläskebos lakvatten var bara 0,3 mg/l, och syns inte i figuren. Skillnaden mellan totalkväve och ammoniumkväve är organiskt bundet kväve och nitrat/nitrit. Normalt innehåller äldre lakvatten mycket låga halter av nitrat på grund av den reducerande atmosfären i deponierna. Kvoten mellan nitratkväve och ammoniumkväve i lakvatten från äldre deponier är ca 0,002, medan den för Fläskebos lakvatten är ca 2. Det är ett tydligt tecken på att förhållandena i lakvattnen i framtiden kommer att vara mer oxiderande. Visserligen är Fläskebos deponi fortfarande ung, men detta visar återigen att med en mycket låg halt organiskt material är det troligt att man inte kommer att få anaeroba betingelser, utom möjligen mycket lokalt.

4.2.1.3 Metaller och andra grundämnen

I detta avsnitt beskrivs resultat för de metaller och grundämnen där man funnit en skillnad mellan nya och gamla deponier. Mängden metaller som kommer att hamna på morgondagens deponier bestäms inte direkt av deponiförordningen. Graden av återvinning av metaller har större betydelse,

men en del metaller som tidigare kom med hushållsavfall kommer i framtiden inte att hamna på deponierna. Samtidigt kan man säga att frånvaro av organiskt material i sig innebär en ökad andel metaller i deponin, förutsatt inga förändringar i återvinning. Sammantaget är det svårt att förutse hur mängden av olika metaller kommer att ändras i deponierna.

För många av de intressanta tungmetallerna är det dock inte så mycket mängden, utan de kemiska förhållandena i deponin som bestämmer utlakningen. En faktor för utlakning av metaller är pH. I en klassisk äldre deponi har man en sur fas i början, när organiska syror, som ättiksyra, bildas under anaeroba betingelser. Då kan en del metaller frigöras, men den här perioden är normalt kort. Syrorna omvandlas anaerobt till metan i deponigasen, och pH stiger till omkring 7. Det minskar utlösningen av mer metall. Samtidigt leder den anaeroba miljön till att sulfat (SO_4^{2-}) i avfallet reduceras till sulfid (S^{2-}). Det innebär att många av tungmetallerna binds effektivt som sulfider som till största delen sitter kvar i deponin.

Att man inte har den här anaeroba miljön och därmed möjlighet till bildning av metallsulfider i nya deponier styrks av att man har 10 gånger högre halter av sulfat i Fläskbos lakvatten jämfört med äldre lakvatten. Så mycket mer sulfat har antagligen inte deponerats i Fläskbo, skillnaden bör bero på att sulfat i de äldre deponierna har reducerats till sulfider, som stannar kvar. Analyserna visar också att allt svavel i Fläskbos lakvatten är i form av sulfat.

Det bör alltså vara dels olika rörlighet vid olika redox-potential i sig, dels lösligheten av sulfider som bestämmer halterna av tungmetaller i lakvattnet. Tabell 4 visar lösligheten för ett antal metallsulfider. Värdena varierar beroende på källa, men här presenteras data från Gunnar Hägg, Allmän och oorganisk kemi.

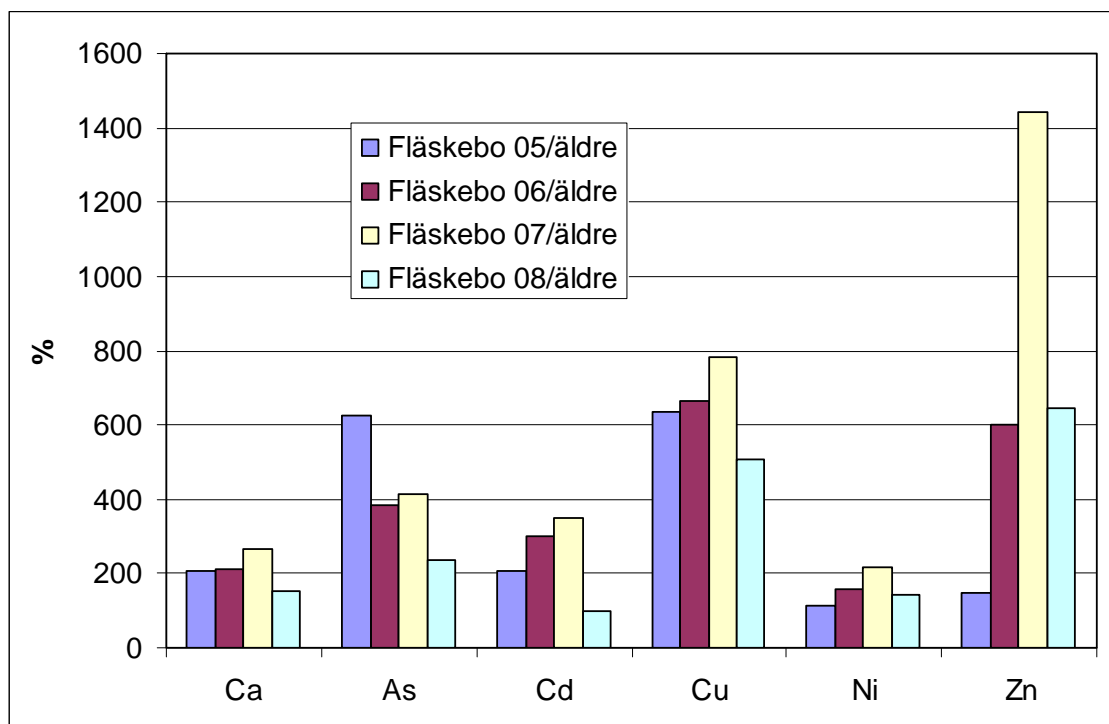
Tabell 4. Löslighetsprodukten (mol^2/l^2) för några metallsulfider (produkten av koncentrationen av metalljoner och sulfidjoner i lösning i jämvikt med metallsulfid).

Sulfid	mol^2/l^2	Sulfid	mol^2/l^2	Sulfid	mol^2/l^2
HgS	10^{-52}	CdS	10^{-26}	NiS	10^{-20}
CuS	10^{-36}	ZnS	10^{-25}	FeS	10^{-17}
PbS	10^{-28}	CoS	10^{-22}	MnS	10^{-13}

Halten av sulfidjoner ökar med stigande pH, och därmed minskar också jämviktshalten av metaller med stigande pH. Alla metallsulfiderna har dock ungefär samma pH-beroende. Ju lägre löslighetsprodukt, dess lägre halt av fri metalljon kan man vänta sig i ett lakvatten med ett överskott av sulfider. Det betyder omvänt att halten av dessa metaller bör vara högre i morgondagens lakvatten, jämfört med i äldre, anaeroba lakvatten.

Hur stämmer då de här teorierna med analysdata från det enskilda fallet Fläskbo? Halterna av olika metaller i lakvattnen beror förstås förutom totala mängder och löslighetsförhållanden av mängden lakvatten från deponin. Sådana utspädningsförhållanden har vi inte kunnat ta hänsyn till här, men större skillnader i halter indikerar ändå skillnader i utlösning. Resultaten kan till viss del bero på skillnader i utspädning av lakvattnet. I detta fall tyder dock det mesta på att utspädningen är av underordnad betydelse då halten för en rad metaller är lägre i lakvattnet från Fläskbo (Figur 6) och andra samtidigt högre (Figur 4). Skillnaderna beror snarare (vilket också belyses i detta kapitel) på vilka kemiska förhållanden som råder i deponin.

Figur 4 visar förhållandet mellan några metallhalter i Fläskbos lakvatten olika år och medianvärdet för halten i äldre lakvatten.

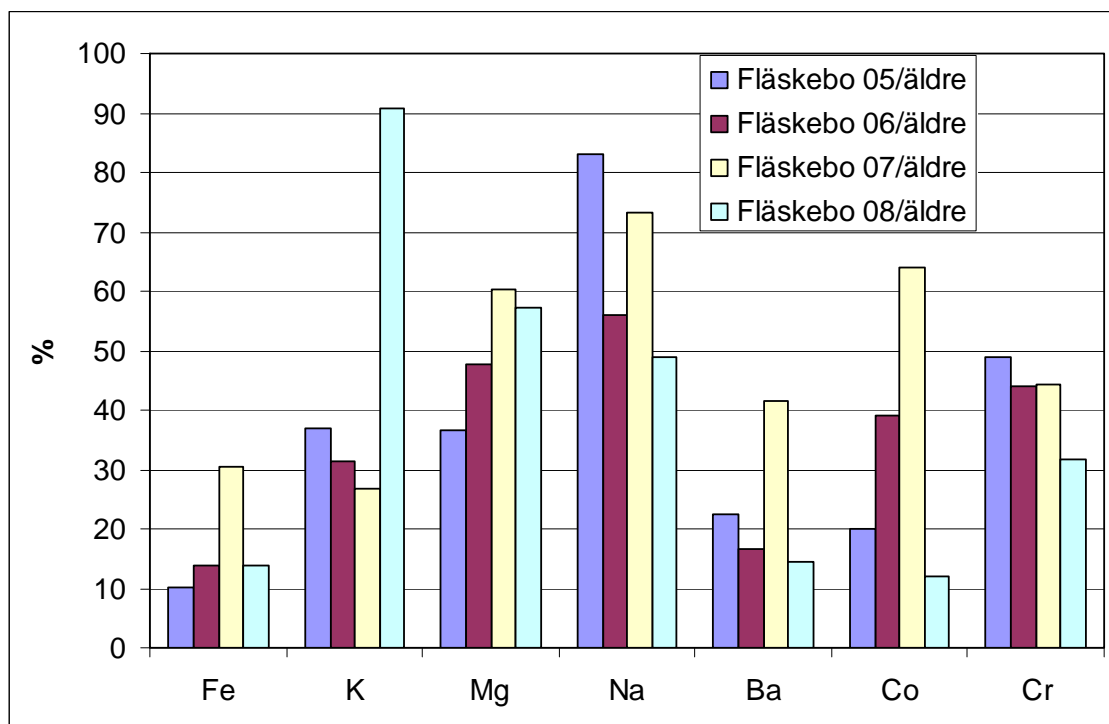


Figur 4. Metaller med relativt hög halt i Fläckebos lakvatten, procent av medianhalten i äldre blandade deponiers lakvatten.

Figur 4 visar att särskilt Cu och Zn under de här fyra åren har återfunnits i betydligt högre halter i Fläckebos lakvatten än medianhalten i äldre lakvatten som analyserats tidigare. Halterna är ca 6 gånger högre, eller ca 70 respektive 300 $\mu\text{g}/\text{l}$. Halten av Cd har varit ca 2 gånger högre än i de flesta äldre lakvatten. Alla dessa sulfider är mycket svårslösliga, och man kan vänta sig högre halter när sulfider inte längre bildas i deponin. NiS har en högre löslighetsprodukt än ZnS (Tabell 4), och halten utan sulfidbildning i Fläckebos lakvatten är bara ca 1,5 gånger halten i gamla lakvatten.

Ca finns i minst 1 000 gånger högre halter än de andra metallerna i figur 4, och halten påverkas troligen främst av pH och karbonathalt. Halten av arsenik är ca 4 gånger högre än i äldre lakvatten. Både As_2S_3 och andra svårslösliga sulfider kan bildas under anaeroba förhållanden, men viktigare för den ökade halten är antagligen att As under mer oxidativa förhållanden kan föreligga som AsO_4^{3-} , som inte fälls ut så lätt. Ur miljösynpunkt är det negativt med högre utlösning, men å andra sidan är den oxiderade formen mindre toxisk.

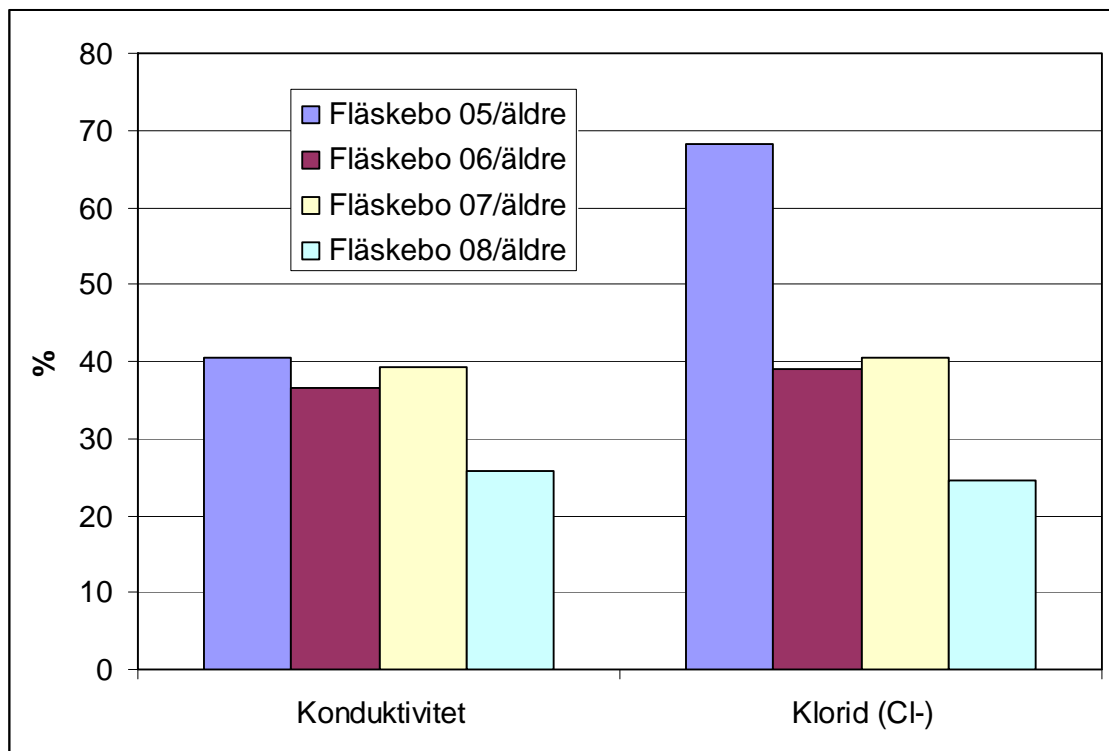
Figur 5 visar förhållandet mellan de metaller som haft lägre halter i Fläckebos lakvatten jämfört med klassiska lakvatten.



Figur 5. Metaller med relativt låg halt i Fläskebos lakvatten, procent av medianhalten i äldre blandade deponiers lakvatten.

För de här metallerna är det antagligen inte sulfidbildning som bestämmer halterna. CoS har lägre löslighetsprodukt än NiS, men tycks ändå ha lägre halt i Fläskebos lakvatten utan sulfidbildning. Övriga metallsulfider har högre löslighetsprodukt. Cr^{3+} bildar i första hand $\text{Cr}(\text{OH})_3$ med löslighetsprodukten 10^{-30} . Den lägre halten i Fläskebos lakvatten kan delvis bero på något högre pH. Fe kommer i högre utsträckning att förekomma som Fe^{3+} i Fläskebos mer syrerika vatten, och därmed kunna bindas som fosfat, FePO_4 så länge det finns fosfat tillgängligt. Närvaron av Fe^{3+} i en deponi har i tidigare studier visat sig ha betydelse för minskat utläckage av vissa metaller då dessa exempelvis kan komplexbildas till FeOOH (Östman 2008). För Ba kan den högre halten av sulfat innebära utfällning av BaSO_4 .

Na och K har inga svårslösliga salter i de här koncentrationsområdena, och halterna är snarare beroende av hur mycket främst aska som har deponerats, och mängden lakvatten. Figur 6 visar också att Fläskebos lakvatten har haft en klart lägre salthalt generellt än vad som är normalt från äldre deponier.



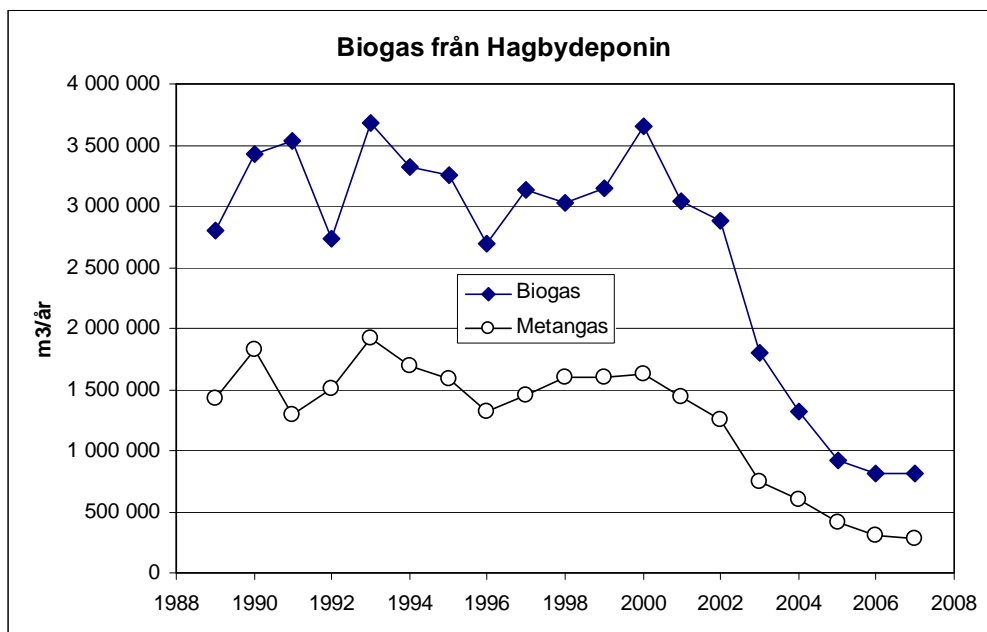
Figur 6. Konduktivitet och kloridhalt i Fläskebos lakvatten, procent av medianvärden i äldre blandade deponiers lakvatten.

En lägre salthalt i lakvattnet är en fördel när vattnet ska släppas till en liten inlandsrecipient. I Fläskebos fall beror den lägre salthalten antagligen på att man inte har deponerat aska där, men man kan vänta sig en liknande trend för de flesta nyare deponier då hushållsavfallet inte deponeras.

4.2.2 Lakvatten från äldre deponier som avslutats och täckts

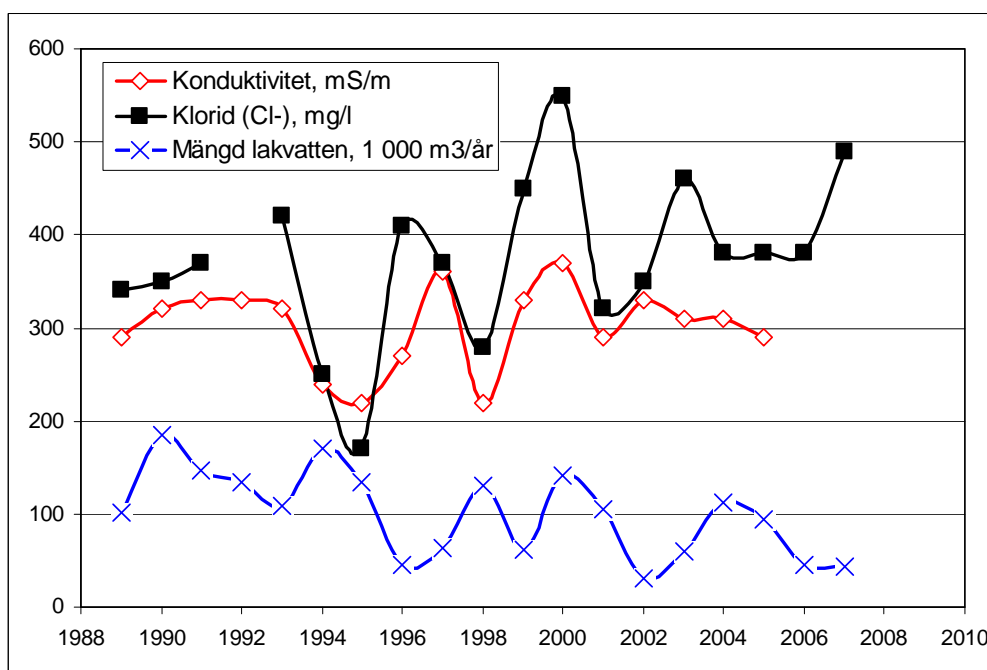
En annan typ av morgondagens lakvatten är det som kommer från avslutade deponier med från början hög halt organiskt material. Här har vi som exempel tittat på lakvatten från Hagbydeponin utanför Stockholm.

Deponering pågick från slutet av 1940-talet fram till 1996. 2002 var deponin helt täckt. Figur 7 visar att mängden biogas som man tog ut ur deponin inte minskade på åtminstone 5 år efter att man slutat deponera, det är alltså en lång eftersläpning i nedbrytningen av organiskt material. Först när deponin var färdigtäckt ser man en kraftigt minskad produktion/uttag av biogas. Det kan bero på sättet att ta ut biogasen, det görs med ett visst undertryck, och med tätare täckning kommer mindre luft in och det krävs ett större undertryck för att få ut gas. Det kan också bero på att innehållet i åtminstone övre delen av deponin blir torrare, och att nedbrytningen därmed stannar av.



Figur 7. Uttag av biogas och metan från Hagbydeponin. Man slutade deponera 1996 och sluttäckningen var klar 2002.

Lakvattnets sammansättning har också följts under den här perioden. Som vid de flesta deponier är det analyserade lakvattnet inte bara det äkta perkolatet, utan det har fram till år 2006 påverkas också mer eller mindre av en del dagvatten.

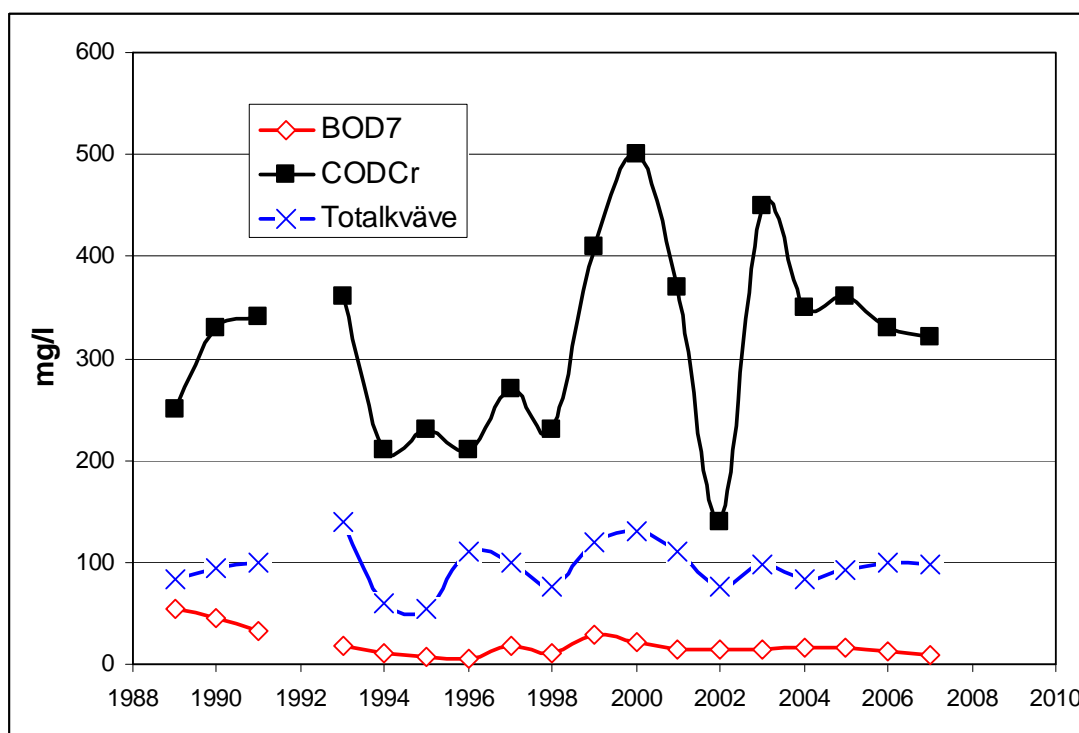


Figur 8. Lakvattenflöde och salthalt från Hagbydeponin.

Kurvorna för klorid och konduktivitet följer som väntat varandra bra. Oftast ser man också att vid låga lakvattenmängder är salthalten hög, men det stämmer inte alla år. Det kan bero på att lakvattenflödet har varit ovanligt högt eller lågt just vid de tillfällen man tagit prov för analyser. Lakvattenmängderna 2006 och 2007 motsvarar ca 90 l/m², år. Då var de flesta dagvatten bortledda, men det är ändå betydligt mer än de 50 l/m², år som nya deponier ska nå ner till. Skälet är att deponin startades och avslutades innan de kraven införts, och särskilt botten tätningen är inte utformad enligt de nya reglerna.

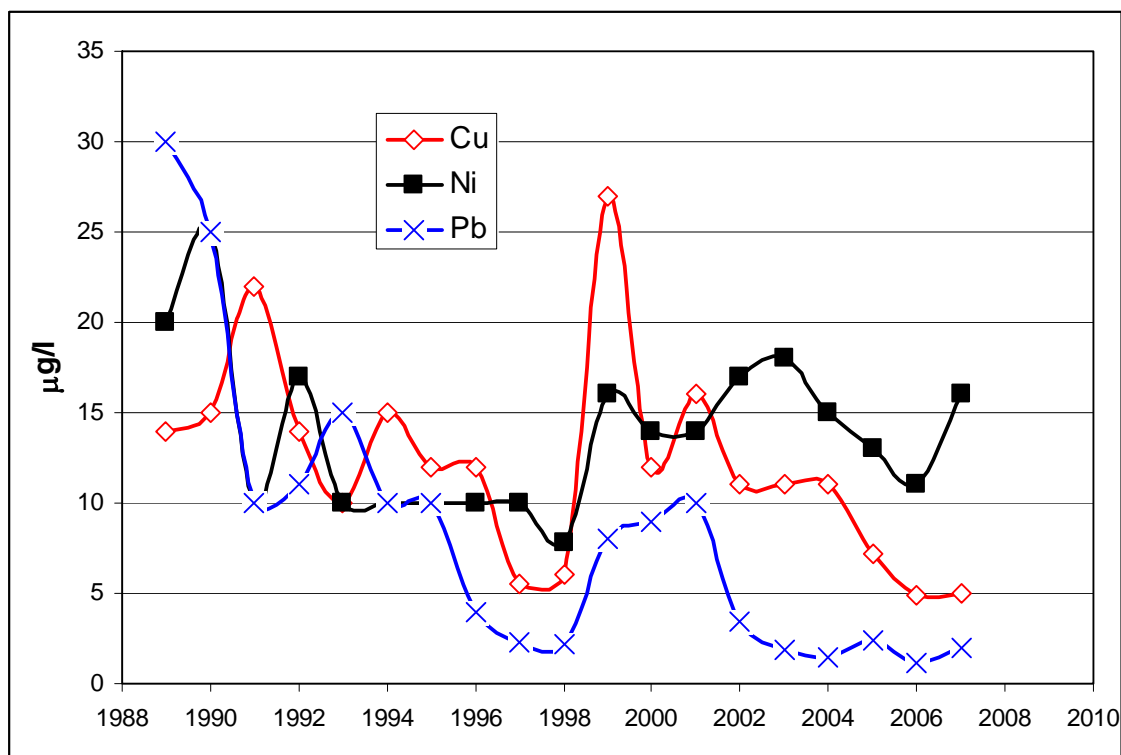
Den stora variationen i lakvattenflöde förvånar, då regnmängderna inte alls varierat så mycket. Det aktualiserar i alla fall frågan om man ska jämföra halter i lakvattnet olika år, eller uttransporterade mängder per år. Båda kommer att vara behäftade med ganska stora fel då analys av de flesta parametrar inte sker så ofta, och halterna varierar mycket mellan olika prover. Här har vi valt att visa halter, främst för att de är lättare att jämföra med data från andra lakvatten.

Figur 9 visar hur halten av organiskt material och kväve i lakvattnet.



Figur 9. Halterna av organiskt material och totalkväve i hagbys lakvatten. Manlutade deponera 1996 och täckningen var klar 2002.

Det syns ingen dramatisk skillnad i halter över de 20 åren. Ett undantag är möjligen halten av BOD som var högre innan man slutade deponera 1996. Figur 10 visar halterna av några tungmetaller under samma period.



Figur 10 Halterna av koppar (Cu), nickel (Ni) och bly (Pb) i Hagbys lakvatten. Man slutade deponera 1996 och täckningen var klar 2002.

Här kan man efter sluttäckning ana en nedgång i halten av koppar och bly, medan halten av nickel inte visar någon tendens att sjunka.

4.3 Lokal behandling anpassad till nya lakvatten

4.3.1 Dagens lakvattenbehandling

Lakvatten från äldre deponier karakteriseras av relativt låg halt av lättnedbrutet organiskt material (BOD), men betydligt högre halt av relativt stabilt organiskt material (COD minus BOD). Huvuddelen är humusliknade ämnen, fulvosyror, som förekommer naturligt i stor mängd. En liten del är potentiellt miljöstörande ämnen av olika slag. De förekommer i mycket låga halter i lakvattnet, och är troligen till stor del bundna till fast material i deponin.

Vidare är halten av kväve bundet i form av ammonium hög, liksom oftast också salthalten och därmed konduktiviteten. Halterna av olika tungmetaller är måttliga, i nivå med de i kommunalt avloppsvatten. Vattnen kan vara akuttoxiska, men det beror oftast på olika reducerade föreningar, och toxiciteten minskar snabbt vid luftning.

De här egenskaperna har lett fram till dagens lokala lakvattenbehandling. Den vanligaste varianten är en bassäng för utjämning av flöde och koncentration, och därefter någon typ av biologisk behandling. Bassängen är ofta luftad för att undvika lukt, och är därmed början på den biologiska processen. Här sker också en viss sedimentering av partiklar (t.ex. metallsulfider), särskilt om inte hela volymen är luftad.

I en luftad bassäng bryts en del organiskt material ner, och en del ammonium oxideras till nitrat. För att få en fullständig nitrifikation, och därmed möjlighet till långtgående minskning av utsläppta kväveföreningar, har man ofta ett särskilt biologiskt steg med högre slamhalt och därmed snabbare behandling. Det sker oftast i en satsvis biologisk reaktor, SBR, eller i någon typ av aktivslambehandling (AS). Både ger möjlighet till både aerob (luftad) oxidation av organiskt material och ammonium, och anoxisk (utan fritt syre) reduktion av nitrat till kvävgas. Reduktionen kräver en tillsats av någon typ av billig kolkälla, eftersom lakvattnet inte innehåller tillräckligt mycket i förhållande till kvävet.

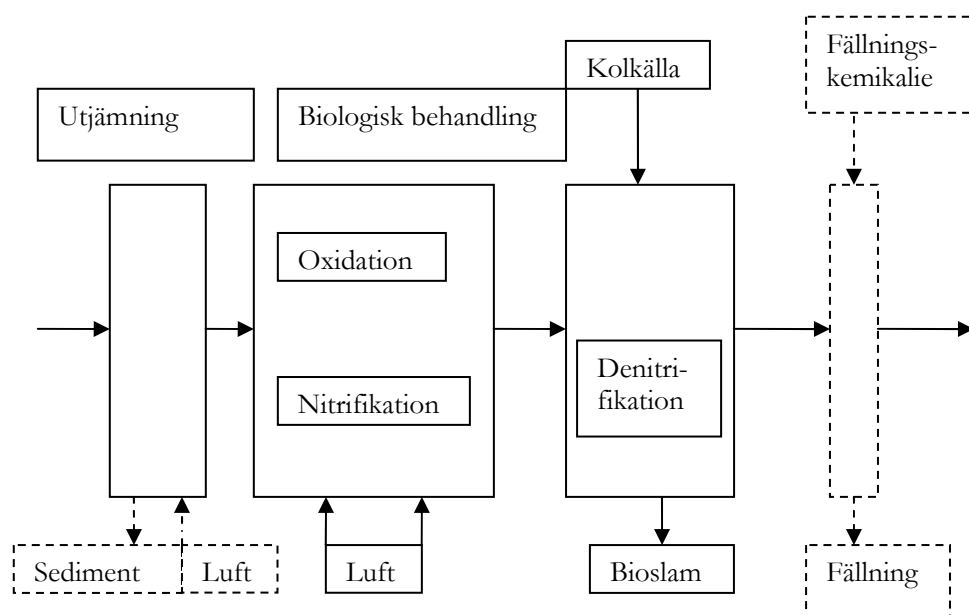
I det biologiska steget blir man av med de flesta toxiska ämnen. Antingen oxideras de och bryts ner, eller så adsorberas de till bioslammet. Även en del av metallerna kommer att bindas in i slammet, men normalt i lite mindre omfattning än i normal kommunal avloppsrening. Skillnaden beror antagligen på komplexbindning till fulvosyror.

Det förekommer också olika typer av filter, med eller utan föregående fällning. Fällningen kan vara för att fälla ut en del organiskt material, men oftast för att minska mängden tungmetaller.

Det man inte alls kommer åt med de här metoderna är den höga salthalten. De enda tekniskt rimliga, men dyra, metoderna att avskilja salt (till stor del natriumklorid) är genom filtrering med omvänd osmos (RO) eller med indunstning. Indunstning används i Sverige bara vid Rödjorna utanför Skara, där man har en ovanligt känslig recipient. Någon fullskalig RO-anläggning för lakvatten finns inte i Sverige, men väl på många ställen på kontinenten.

Det vanliga sättet att komma undan problemen med höga salthalter till en liten inlandsrecipient är att låta det behandlade lakvattnet passera en våtmark. Där späds salterna (och allt annat) ut, och man får ytterligare rening av kväve och fosfor, samt fastläggning av partiklar och lipofila föreningar på dessa.

Sammanfattningsvis bör en effektiv behandling av dagens typiska lakvatten se ut ungefär som i figur 11.



Figur 11. Väsentliga delar i en effektiv rening av dagens lakvatten

I Europa och speciellt Tyskland använder man sig ofta av en kombination av biologisk behandling och RO-filtrering för att behandla lakvatten. Det är energikrävande och dyrt, inte minst för att man får en ganska stor volym koncentrat från RO-filtreringen. Inklusivt omhändertagande av detta kostar behandlingen i Tyskland ofta 200 – 250 kr/m³ lakvatten och mycket energi. Att gå så långt anses inte motiverat i Sverige med bättre tillgång till vatten.

4.3.2 Morgondagens lakvattenbehandling

Den direkta följden av minskad deponering av organiskt material blir förstås att lakvattnen innehåller mindre mängd organiskt material. Det skulle tala mot biologisk behandling i framtiden. Men biologin är redan idag mest till för avgiftning och kväverening, så det behöver inte innebära minskat behov av biologi.

Samtidigt kommer allt organiskt kväve förstås från organiskt material, och det mesta från proteiner. Allt tyder på att kvävehalten i lakvattnen kommer att minska mer än halten av organiskt material. Det betyder att inte heller det skälet till biologisk behandling kommer att vara avgörande i framtiden.

Den biologiska behandlingen har som sagt också funktionen att avlägsna toxicitet och en del tungmetaller. De toxiska ämnena är oftast organiska föreningar, och en del förändras eller bryts ner biologiskt medan andra bara adsorberas till bioslammet. I morgondagens lakvatten kommer det inte att bildas mycket bioslam, så adsorptionen kommer inte att ha så stor betydelse. Av samma skäl kommer inte mycket av tungmetallerna att bindas till bioslam.

Det betyder att ett biologiskt steg bara skulle behövas för att ta bort små mängder BOD och eventuella toxiska föreningar som kan finnas i låga halter. Hur mycket av sådana föreningar som kommer att finnas i morgondagens lakvatten har man ännu ingen säker uppfattning om, men det är troligt att halterna minskar då de flesta kommer från organiskt material.

Det dominerande biologiska steget i dagens behandling skulle alltså minska till ett litet luftat steg för att oxidera en del organiskt material. Det kan också vara motiverat att oxidera de små mängderna ammonium till nitrat. Låga halter av nitrat kommer att reduceras naturligt i de flesta recipienter, medan även låga halter av ammonium verkar både syreförbrukande och eutrofierande. På grund av den låga slamtillväxten kan det vara fördelaktigt att utforma steget med ett suspenderat bärarmaterial, så att det blir ett mycket kompakt steg med väldigt liten slambildning. Alternativt kan en luftad utjämningsbassäng räcka.

Ut från det luftade steget skulle man ha ett vatten med högre halter av en del tungmetaller än idag, och kanske fortfarande en del lipofila oönskade föreningar. Båda kategorierna bör kunna fällas ut, antingen som hydroxidslam vid högre pH, eller som sulfider om man kräver lägre resthalter. Lipofila föreningar fäster på det bildade slammet. I och med att lakvattnet innehåller mindre mängd fulvosyror bör eventuella problem med komplexbindning av tungmetaller minska.

Trots det har fällningsförsök med lakvatten från Fläskebo visat att det är svårt att komma ner till riktigt låga resthalter av särskilt Ni och Cu med fällning, se bilaga 1. Skälet är antagligen fortfarande någon typ av komplexbindning (Bendz m.fl. 2004).

Ett sätt att i princip komma ner till mycket låga resthalter av metaller är genom jonbyte. Att man inte använder jonbyte för dagens lakvatten beror på den allmänt höga salthalten. En jonbytare skulle till största delen ta upp metaller som finns i högre halter, men inte har någon negativ

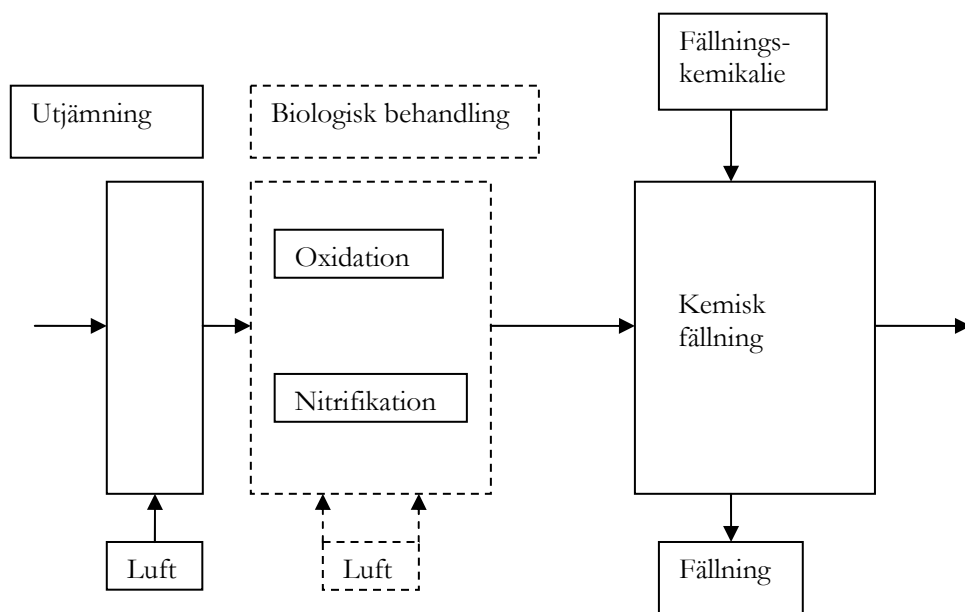
miljöeffekt. Det ger en låg kapacitet och stora mängder eluat från regenereringen. Kan det kanske ändå bli mer intressant för morgondagens lakvatten med lägre salthalter?

Medianvärdet för mängden positivt laddade joner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ och NH_4^+) i äldre lakvatten är ca 50 mekv./l, medan det i Fläskebos lakvatten är ca 35 mekv./l. Samtidigt är halterna av de flesta viktiga tungmetallerna högre i Fläskebos vatten. Det borde något öka möjligheterna att använda jonbytare, även om förhållandet mellan olika metaller fortfarande är ogynnsamt. Om man emellertid ser bara på Ca^{2+} och Mg^{2+} , som i och med att de är tvåvärda kommer att konkurrera mest med tungmetallerna, så är läget annorlunda. De står för ca 13 mekv./l i äldre lakvatten, men ca 20 mekv./l i Fläskebos lakvatten. Om vattnet i Fläskebo är representativt betyder det att jonbyte fortfarande inte är något realistiskt alternativ.

Återstående möjligheter att avskilja mer tungmetaller är med omvänd osmos (RO) eller indunstning. Båda metoderna kan ge mycket låga resthalter, men kräver dyr och avancerad utrustning och stora energimängder. Det är ur total miljösynpunkt inte motiverat att sätta in så mycket resurser på att ytterligare sänka metallhalterna efter en normal fällning.

Den totala salthalten, och däribland kloridhalten, är klart lägre i Fläskebos lakvatten än i de flesta äldre lakvatten, men det beror troligen mest på om och hur man deponerar askor, och behöver inte vara representativt. Det här är ett typiskt exempel på att något som kan göras för att undvika problemet är betydligt billigare än att åtgärda ett uppkommet problem. Lättlakade askor bör alltså inte deponeras där salthalten i lakvattnet kan bli ett problem för recipienten. Att förbehandla askan eller välja rätt deponi är betydligt billigare än att sänka salthalten i lakvattnet med RO eller indunstning.

Figur 12 visar hur behandling av morgondagens lakvatten kan se ut.



Figur 12. Morgondagens behandling av lakvatten?

Det biologiska steget blir betydligt mindre, och kräver mycket mindre energi för luftning. Slamproduktionen blir liten i det biologiska steget. Normalt finns inget skäl att sätta till en extern kolkälla för denitrifikation.

Fällningssteget bör bli standard. Om man fäller som hydroxider eller sulfider bestäms av aktuella halter och hur recipienten ser ut.

Vid alla äldre deponier som fortsätter enligt den nya förordningen kommer man under många år att ha en blandning av äldre och senare lakvatten. Totalmängden och de flesta halter bör minska med tiden, så en redan byggd lokal behandling kommer att ha gott om kapacitet. Med tanke på luftningsenergin kan man med tiden minska den luftade volymen i biologin. Behovet av denitrifikation kommer att minska långsamt. Samtidigt kommer behovet av fällning av tungmetaller gradvis att öka. Det kan säkert i många fall vara mer resurseffektivt att arbeta med olika linjer för behandling av de två lakvattnen under en viss tid.

Vid val av metod för lokal behandling av lakvatten bör man inte bara se till avskiljningsgrad utan även ställa frågan om hur långt man ska rena. Att vidta tillräcklig försiktighet vid beaktandet av recipient och god status är naturligtvis prioriterat och viktigt. Därför är det rekommenderat att man betraktar aktuell recipient och de eventuella konsekvenser ett utsläpp kan medföra från fall till fall, genom att exempelvis genomföra en effektmodelleringsstudie. Vidare så rekommenderas också att man vid valet och utformningen av behandling även iakttar en helhetssyn. Vid val av behandlingsmetod bör man beakta hur långt man ska rena, det vill säga ifall det finns en gräns för när miljöbelastningen i form av insatskemikalier, energi och andra resurser blir större än effekten av behandlingen.

5 Slutsats

Det är tydligt att lakvatten från nyanlagda deponier kommer att ha en annan sammansättning än det från äldre deponier. Den minskade mängden organiskt material i deponin kommer främst att minska läckaget av löst organiskt material och ammoniumkväve. Viktigt är också att miljön i deponin inte längre kommer att vara anaerob, åtminstone inte i större delen. Följden av det är, förutom en minskad bildning av biogas, att metallerna i deponin inte längre kommer att bindas som sulfider. En större andel av flera metaller kan därför återfinnas i lakvattnet.

Övergången kommer på lång sikt att helt förskjuta fokus i lakvattenbehandlingen. Idag är det primära att minska mängden ammonium, och lättnedbrutet organiskt material. Bara i vissa fall krävs att mängden av tungmetaller minskas, och därför räcker oftast en biologisk behandling.

För lakvatten från en nyanlagd deponi behövs ett biologiskt steg bara för en mycket känslig recipient, medan man kan behöva fälla ut tungmetaller oftare. Det är emellertid inte säkert att mängden tungmetaller kommer att öka i lakvattnet. Dels kom säkert en stor andel till deponin med material som inte längre deponeras (främst hushållsavfall), dels kommer all utlakning att minska i och med snabbare och tätare täckning av deponierna.

För de flesta deponier kommer man att se en gradvis övergång från den äldre typen av lakvatten till den nya. Man börjar deponera enligt nya regler, men den äldre delen av deponin kommer att ge det klassiska lakvattnet under lång tid framöver. Hur lakvattnet bör behandlas under de kommande åren bestäms av många faktorer. Olika täckning och grad av inläckage i den gamla delen bestämmer hur länge man måste behandla för ammonium. Förhållandet mellan de två flödena avgör också om det är bäst att behandla dem var för sig eller gemensamt.

I en tidigare studie har man visat att lakvattnets kvalitet kan påverkas av avrinningsvatten från hårdgjorda ytor inne på deponin (Junestedt m.fl. 2003). Av de deponier som studerats i detta projekt är det endast Gärstad där övriga avrinningsvatten leds till lakvattendammen. De kemiska analyserna av lakvattnet från Gärstad avviker emellertid inte i jämförelse med de övriga studerade lakvattnen, vilket gör att det inte går att dra slutsatsen att det skulle vara påverkat.

6 Referenser

Litteratur

- Avfall Sverige (2008) Minskad mängd organiskt avfall på deponi. Effekt på redox-förhållanden, nedbrytning av organiskt material och utlakning av redox-känsliga ämnen. Rapport D2008:01.
- Bendz, D., Öberg, K., Flyhammar, P. (2004). Reducering av utlakning från rökgasreningsprodukt Rapport 2 Röt slam som reaktiv barriär och Bambergaska – Lysimeterförsök. SYSAV Utveckling AB.
- Hall, D. H., Drury, D., Gronow, J. R., Rosevear, A., Pollard, S. J. T. and Smith, R. (2006). Estimating Pollutant Removal Requirements for Landfills in the UK: I. Benchmark Study and Characteristics of Waste Treatment Technologies. *Environmental Technology*, Volume 27, Issue 12, December, pages 1309 – 1321.
- Heindl, A., Lenz, N. and Heuss-Abichler, S. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1 - 5 October 2007.
- Junestedt, C. m.fl. (2003) Karakterisering av utsläpp – Jämförelse av olika utsläpp till vatten. Rapport B-1544, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Modin, H., van Praagh, M. och Persson, K.H.: ”Kvalitet i nya deponiers lakvatten – resultat från Renovas deponi Fläskebo”. *Vatten* 64:4 (2008) 283-290.
- Öman, C., Junestedt, C. (2008) Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste management* 28, 1876-1891. www.elsevier.com/locate/wasman
- Östman, M. (2008) Ageing Landfills –Development and Processes. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Internet

- Evonik, <http://www.tmt15.com/en/faq.html>, 2009-03-05
- <http://www.avfallsverige.se/m4n>, 2009-03-05
- <https://smp2.naturvardsverket.se/>, 2009-03-05
- <http://www.scirus.com/>, 2009-03-05
- <http://www.scopus.com/scopus/home.url>, 2009-03-05

Personliga meddelanden

- Hedenstedt Anders, 2009. Avfall Sverige, Malmö.
- Sofia Widengren, 2009. Renova AB, Göteborg.

Bilaga 1. Fällningsförsök i syfte att optimera den lokala behandlingen av lakvatten vid Fläskebo deponi

Bakgrund

Fällningsförsök genomförts som en delstudie. Syftet har varit att fälla ut i första hand metallerna nickel (Ni) och koppar (Cu) från Fläskebos lakvatten till en nivå under satta riktvärden för behandlat lakvatten.

Analys av lakvatten från Fläskebo uppvisar generellt sett låga halter, speciellt beträffande halten organiskt material (mätt som TOC) och närsalter, medan halten av vissa tungmetaller är högre än i äldre lakvatten. Detta har lett fram till valet av lokal behandlingsmetod där man nyttjar kemisk fällning. Inledningsvis pH-justeras lakvattnet till omkring pH 9 innan man tillsätter järnsulfat som fällningskemikalie. Därefter tillsätts flockningsmedel före sedimentering och filtrering genom kontinuerligt kontaktfilter. Innan lakvattnet släpps ut i befintligt torv- och våtmarksområde passerar det ett kol- och torvfilter.

Försöken i denna studie har i första hand inriktats på att fälla ut metaller som sulfider genom tillsats av en organisk sulfid, TMT15®;

”Under reducerande förhållanden och vid tillgång på svavel kan tungmetallkationer fällas ut som sulfidmineral genom komplexbildning. Dessa sulfidmineral är svårslösliga i en reducerande miljö. Benägenheten hos Ni, Zn, Cd, Pb och Cu att bilda svårslösliga sulfidkomplex i reducerande miljöer är väldokumenterad. Lakbarheten för koppar och nickel kan öka genom komplexbindningar med lösta organiska substanser” (Bendz m.fl. 2004).

Övriga fällningskemikalier som testats är FeSO₄, PIX 111 (FeCl₃) och en oorganisk sulfid (Na₂S*8 H₂O). Enligt litteraturen så används TMT15® i första hand för att reducera halten kvicksilver (Hg) i olika industriella avloppsvatten, primärt skrubbevatten från rökgasreningsanläggningar. TMT15® ska enligt uppgift även fungera som fällningskemikalie för andra tungmetaller, exempelvis Cu och Ni. Det allmänna tillvägagångssättet vid metallutfällning med hjälp av TMT15® är att man i ett första steg tillsätter NaOH för att justera pH till omkring 8, 5 – 9, varefter TMT15® tillsätts. Därefter tillsätts vanligen järnklorid för att hjälpa till att flocka fällningen och för att reducera eventuell kvarvarande sulfid. Till sist brukar ytterligare flockningsmedel tillsättas innan fällningen till sist avskiljs (<http://www.tmt15.com/en/faq.html>).

Genomförande och resultat

Samtliga försök har genomförts på IVL:s laboratorium med 200 ml lakvatten från Fläskebos grovavfallscell. All inblandning av kemikalier har skett till glasbägare under kraftig omrörning. Strävan har varit att hålla tiden för omblandning så kort som möjlig, cirka 1 min. Därefter har omrörningen skruvats ned så att all fällning hållits i rörelse under flockningsfasen, cirka 10 min. Omrörningen har sedan stängts av och fällningen sedimenterat/sjunkit under cirka 10 min, varefter

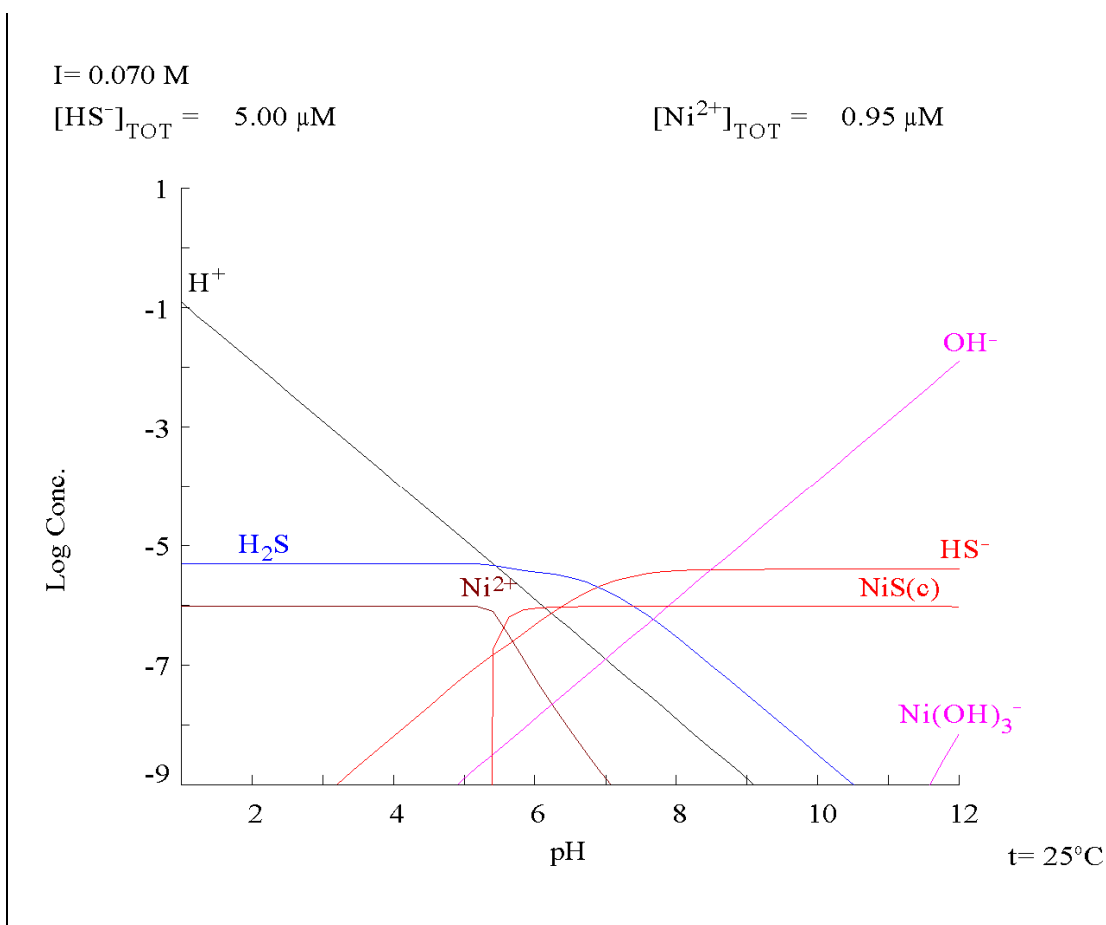
klarfasen dekanterats till 100 ml syradiskade plastflaskor som sedan omgående skickats iväg för analys. Genomförda försök anges i Tabell 1.

Tabell Bi 1. Sammanställning över genomförda fällningsförsök och kostnad per m3 (SEK).

Försök	Kemikaliedosering till 200 mL lakvatten	pH start	pH slut	Kostnad (m3)
1	0.5 mL TMT (15-%ig) + 0.5 mL H ₂ SO ₄ (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7.3	8.9	76
2	2 mL TMT (15-%ig) + 1.5 mL H ₂ SO ₄ (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7.3	8.9	290
3	3 mL FeSO ₄ + 2 mL NaOH (1M) + 1 mL Sedipur (1:200)	7.3	8.8	13
4	1,2 µL NaOH (1M) + 1 mL TMT (15-%ig) + 1,2 mL FeCl ₃ (1:10)	7.3	8.3	141
5	0.1 mL NaOH (1M) + 0.06 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0.54 mL Sedipur (1:400)	7.3	8.9	1.5
6	0.1 mL NaOH (1M) + 0.6 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0.54 mL Sedipur (1:400)	7.3	9.2	9.0
7	0.1 mL NaOH (1M) + 0.6 mL TMT (15-%ig) (1:10) + 0.34 mL FeCl ₃ (1:10)	7.3	6.9	8.7
8	0.1 mL NaOH (1M) + 0.1 mL TMT ₁₅ (1:10) + 1 mL FeCl ₃ (1:10) + 1 mL NaOH (1M) + 0.6 mL Sedipur (1:400)	7.3	9.3	4.4
9	0.1 mL NaOH (1M) + 1 mL TMT ₁₅ (1:10) + 1 mL FeCl ₃ (1:10) + 0.9mL NaOH (1M) + 0.6 mL Sedipur (1:400)	7.3	9.0	17
10	1 mL FeCl ₃ (1:10) + 1,2 mL NaOH + 0.6 mL Sedipur (1:400)	7.3	9.3	3.1
11	1 mL NaOH (1M) + 41 mg Na ₂ S*8H ₂ O + 1 mL FeCl ₃ (1:10) + 0.6 mL Sedipur (1:400)	7.3	9.0	42
12	0.15 mL NaOH (1M) + 4.1 mg Na ₂ S*8H ₂ O + 0.1 mL NaOH (1M) + 0.1 mL FeCl ₃	7.3	9.1	15

Försök 1-4 genomfördes primärt för att hitta rätt nivå för de olika kemikalierna. Fler försök än de som anges i Tabell 1 genomfördes, men i dessa fall ansågs det inte intressant att gå vidare med en analys då en otillräcklig fällning registrerades.

Fällningsförsöken har genomförts efter stökiometriska beräkningar och enligt anvisningar beskriven i litteraturen. pH-diagram som beskriver löslighet för olika specier vid olika pH-värde har till viss del nyttjats som underlag för försöken. Dessa har tagits fram med hjälp av datorprogrammen HYDRA och MEDUSA (I. Puigdomenech, Oorganisk kemi, KTH, www.kemi.kth.se/medusa). Exempel för systemet Ni²⁺ och HS⁻ visas i Figur 1.



Figur Bi 1: Lösligheten för Ni^{2+} vid tillsats av en viss mängd svavel (HS^-).

Molariteten för Ni som angivits i Figur Bi 1 överensstämmer med koncentrationen i lakvattnet från Fläskebo. Enligt diagrammet så faller Ni som NiS vid en mindre tillsats av S (i detta fall $5 \mu\text{M}$) redan vid pH 5-6.

Tabell Bi 2. Resultat från fällningsförsöken.

Ämne	Enhet	Fläskebo lakvatten	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Rikt-värde
As	$\mu\text{g/l}$	2,5	2,2	2,0	<1	2,0	2,0	2,0	<1	<3	<2	<2	<2	<1	10
Cd	$\mu\text{g/l}$	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	1
Co	$\mu\text{g/l}$	1,3	0,73	0,8	2,0	3,2	0,7	0,6	1,9	1,1	1,5	0,9	1,2	0,899	
Cr	$\mu\text{g/l}$	3,6	2,3	2,5	1,8	<0,9	2,8	2,5	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	<0,9	10
Cu	$\mu\text{g/l}$	35	39	41	25	5,5	32	38	14	10	10,1	17	4,7	15	15
Mo	$\mu\text{g/l}$	57	53	52	33	38		50	19	31	36	23	47	51	
Ni	$\mu\text{g/l}$	56	55	54	49	55	57	52	48	59	59	59	63	65	
Pb	$\mu\text{g/l}$	1,2	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	1,5	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	0,6	0,6	5
V	$\mu\text{g/l}$	1,8	0,3	0,5	0,3	0,2		0,7	0,8	0,2	<0,2	0,3	0,3	0,3	
Zn	$\mu\text{g/l}$	64	40	42	52	5,7	45	36	25	<4	6,9	<4	7,0	18	100

Av Tabell Bi 2 framgår att det inte i något av försöken var möjligt att komma ner under satta riktvärden för nickel (Ni) och att det bara i hälften av fallen var möjligt att komma under riktvärdet för koppar. Försök 8 och 9 är de mest lovande försöken med hänsyn tagen till ekonomi och miljö (inre och yttre). Alla metaller undantaget Ni och Cu klarar de satta riktvärdena i samtliga försök, vilket de även gör med den befintliga behandlingen vid Fläskebo.

I försök 4 satsades 100 ggr mer TMT15® mot det stökiometriska behovet för att se om det överhuvudtaget gick att få någon effekt med tillsats av den organiska sulfiden. Detta försök var inte avsett att gå vidare med i full skala, men det gav information om att det gäller att avväga för och nackdelar med hur långt man ska rena av ekonomiska och miljömässiga skäl. Man bör såklart noggrant överväga hur långt man är beredd att gå för att uppnå ett visst resultat. Stor kemikalieförbrukning innebär inte bara en hög kostnad, utan också en miljöbelastning vid framställningen.

För att utreda skillnaden i effekt mellan en organisk och oorganisk sulfid med avseende på utfällning av metaller genomfördes även försök med hydratiserad natriumsulfid ($\text{Na}_2\text{S}\cdot 8\text{H}_2\text{O}$). I försök 11 satsades lika mycket svavel som i försök 9. Skillnaden mellan de två försöken är liten för de flesta metaller, men reduktionen av koppar var dubbelt så hög i försöket med den oorganiska sulfiden.

Nackdelen med Na_2S är risken för bildning av svavelväte vid lägre pH. Av resultaten att döma skulle den mindre doseringen av Na_2S (försök 12) vara tillräcklig för att klara gränshalten för Cu. För att undvika lukt av svavelväte borde förhållandet $\text{FeCl}_3/\text{Na}_2\text{S}$ vara något högre än i försök 11 och 12.

Diskussion/slutsats

Inte i något av försöken har Ni reducerats tillräckligt för att nå en nivå under riktvärdet för behandlat lakvatten. Faktum är att Ni-halten i stort sett inte påverkats alls. Cu-halten däremot har i hälften av försöken fallts ut till en nivå under satt riktvärde.

Varför vare sig Cu eller Ni faller ut i en större utsträckning kan förklaras av att dessa metaller ingår som komplex i lakvattnet från Fläskebo och således inte reagerar som förväntat.

Vid utformningen av riktvärde(n) bör man alltid utgå från recipientens känslighet, men även ta med i beräkningen hur långt man ska rena sett ur ett helhetsperspektiv. Det betyder att man vid bedömningen även bör väga in för- och nackdelar med satsade resurser (energi, kemikalier etc.) som krävs för att rena vattnet till en viss nivå.

Eftersom försöken har visat att det är svårt att nå uppsatta gränsvärden med kemisk fällning återstår egentligen bara behandling med omvänd osmos (RO) eller indunstning. Båda metoderna är mycket energikrävande och har höga investeringskostnader. På grund av de stora resurser som måste användas med de här extrema behandlingsmetoderna så är den totala miljöbelastningen antagligen högre än med den befintliga behandlingen.

Bilaga 2. Litteraturstudie

I en tysk studie har man undersökt det fasta avfallet och lakvattnet vid ett antal deponier för ickefarligt avfall med små mängder deponerat organiskt material ($\text{TOC} \leq 3\%$). Fem avfallsceller innehållandes avfall med lågt organiskt innehåll studerades tillsammans med 3 celler med en mix av blandat hushållsavfall och avfall med låg andel organiskt material. Lakvattnen från cellerna undersöktes under en period av 15 månader där man tog ut prover och analyserade ett antal parametrar var tredje månad. Totalt togs 73 lakvattenprov från cellerna med låg andel organiskt material och 86 prover från de mixade cellerna.

I studien slår man fast att lakvatten från de studerade cellerna med låg halt organiskt material genererar ett lakvatten med mycket små mängder av ekotoxikologiska parametrar och att lakvattnet uppfyller kriterier satta för behandling i kommunala avloppsreningsverk i Tyskland. Detta innebär i dessa fall att ingen förbehandling krävs innan lakvattnet skickas till avloppsreningsverk.

Vidare har man kommit fram till att det finns risk för läckage av några enstaka metaller och organiska föreningar från deponier där $\text{TOC} \leq 3\%$, men att detta problem bör kunna minimeras genom att deponera avfall med hydroxid- och oxidskikt i botten av deponin och högt laddade eller lakbara avfall överst (Heindl m.fl. 2007).

I rapport D2008:01 utgiven i Avfall Sveriges regi har man studerat tre olika avfallssorter – en CCA-förorenad jord, en bottenaska från avfallsförbränning och ett restavfall som till stor del bestod av byggnadsavfall. Syftet med studien var att se hur stor andel av TOC (Total Organic Carbon) som motsvaras av organiskt lättnedbrytbart kol samt att se hur stor effekt halten organiskt material har för utlakningen av redox-känsliga element i en deponi.

I studien slår man fast att en betydande del, cirka 60 % av TOC, i samtliga avfallssorter består av icke reaktivt eller elementärt kol. I undersökningen visar man också att låga halter av organiskt kol leder till mobilisering av koppar och krom, medan det omvända gäller för arsenik och bly. Generellt utlakas ämnen som till dominerande del är bundna till reducerbart material i högre grad vid högre halt organiskt material, medan det omvända gäller för ämnen som i huvudsak är bundna till oxiderbart material. Detta betyder bland annat att ämnen som är bundna till sulfider lakar ut i högre grad vid en mindre andel deponerat organiskt material.

En av slutsatserna man kommer fram till är att det behövs utredas ytterligare vilken betydelse materialens fysiska egenskaper såsom porositet och permeabilitet har samt att pH och närvaron av olika ligander kan påverka mobiliteten.

I en studie genomförd vid Cranfield University har man undersökt vad de nya avfallsdirektiven får för konsekvenser för efterbehandlingstiden vid deponier. Data inhämtades från litteraturen för att beskriva vilka egenskaper olika avfallsfraktioner har efter att de genomgått förbehandling. Modeller sattes upp för att beskriva hur lång efterbehandlingstid dessa avfallsfraktioner förväntas ha efter att de deponerats. I rapporten anges som exempel att efterbehandlingstiden för exempelvis klorid kan uppgå till 40 år och bly till 240 år beroende på hur avfallet förbehandlas och hur deponin utformats. I studien undersöktes ett antal olika förbehandlingsmetoder för avfall. En av slutsatserna i studien är att avfallet bör genomgå någon form av stabilisering innan det deponeras för att klara en efterbehandlingstid på några decennier. I annat fall krävs enligt studien en efterbehandlingstid på hundratals år för vissa parametrar (Hall, m.fl. 2006).

I en studie som bedrivits vid Lunds Tekniska Högskola har man undersökt möjligheten att använda multivariat teknik (MVA) för att påvisa samband mellan olika parametrar i lakvatten. Studieobjekt har varit deponin Fläskebo där man sedan start år 2003 deponerat enligt den nya avfallsförordningen. Konsekvenserna av ett torrare, vattenomättat avfall innehållandes en liten mängd organiskt material verkar enligt studien vara att man dels får ett saltare lakvatten, dels ett lakvatten som är mer beroende av avfallens inneboende alkalinitet. Trots att halten organiskt material är lågt i förhållande till äldre deponier så verkar det ändå ha en betydelse för utlakningen av Cu och Cd, och eventuellt för Cr enligt samma studie. Vidare slår man fast att en del av de lösliga salterna (Cl, Na, K, konduktivitet och salinitet) visar samma variation enligt den testade metodiken. I studien har man hittat flera intressanta samband och resultaten visar att MVA metoder har stor potential när det gäller att hantera lakvattendata. Främst för att man med denna metodik kan urskilja den mest väsentliga informationen om lakvattnets parametrar (Modin m.fl. 2008).

Monica Östman har i sin doktorsavhandling undersökt vad som sker då syre tränger in i avslutade deponier och hur detta påverkar det deponerade materialet och dess lakningsegenskaper. I studien jämfördes ett artificiellt åldrat avfall med ett opåverkat dito för att undersöka förändrade förhållanden beträffande metallbindningsformer, katjonbyttkapacitet och förmågan att binda Cu^{2+} -joner. Hur förändringar i koncentrationen av löst organiskt material i den akvatiska fasen påverkas av luftning analyserades också.

För att simulera avfallens åldrande då luft sakta tränger in i deponin lät man luft passera (luftflöde 9 ml/min) genom kolonner innehållandes 2 kg avfall vardera. Luftningen pågick under 14 månader vid 20 °C.

Det artificiellt åldrade avfallet visade på en ökad katjonbyttkapacitet och en ökad förmåga att binda Cu^{2+} -joner. Kolonnförsöken visade också att såväl de åldrade avfallet som det opåverkade avfallet hade en god förmåga att binda metaller. Det åldrade avfallet visade på en minskad andel löst organiskt material och således en mindre mängd metalltransporterande ligander. Vidare fann man att metallers stabilitet i avfallet kontrolleras av pH och redox-potential och av det organiska materialets innehåll. Stabilisering av organiskt material till humusliknande ämnen och bildandet av laddade oxidskikt med god metallbindningsförmåga kommer att ha en stor betydelse för framtida oxidering av deponier.

En av slutsatserna i avhandlingen är att det finns två vägar att gå när det gäller hur man ska handskas med avslutade deponier framöver.

Ett sätt kan vara att fortsätta som idag och då tillåta en långsam anaerob nedbrytning av det organiska materialet och då samtidigt samla upp metangasen som bildas för att minimera miljöpåverkan. Detta kommer då att medföra att man är tvungen att kontrollera och sköta deponin så länge som metangas produceras.

Ett annat sätt att sköta deponin är, enligt författaren, att driva på nedbrytningen av det organiska materialet genom forcerad oxidation, vilket då kommer att avsluta metanproduktionen. Detta kommer i så fall att tillfälligtvis ge en ökad utlakning av metaller som på sikt kommer att upphöra. Efter att oxidationen är genomförd och avslutad kommer metallerna att bindas som karbonater, hydroxider eller bundna till laddade oxidskikt så länge som pH hålls kring 7,5. Skulle pH sjunka så kommer metallerna istället att bindas till det stabiliserade organiska materialet (Östman 2008).

Bilaga 3. Lakvattendata

Ämne / Prov	Enhet	Medelvärde klassiska blandade	Median klassiska blandade	Gärstad 2007	Löt 2007	Hagby 2007	Fläskebo 2007
Allmän karakterisering				Medelprov*	medelvärde	medelvärde	medelvärde
pH	-	7.7	7.7		7.4		8
Konduktivitet	mS/m	850	740		300		290
Suspenderad substans	mg/l	142	28		29	15	8.5
Glödningsrest GF/A	mg/l	140.0	10.0				
BOD₇	mg O ₂ /l	53	37	47	27	9	12
COD_{Cr}	mg O ₂ /l	700	580			320	
BOD/COD		0.08	0.06				
TOC	mg/l	250	220	65	86	97	36
DOC (0,45 µm)	mg/l	230	190				31
POC	mg/l	8.6	1.8				
DOC/TOC		0.9	0.9				0.86
POC/TOC		0.1	0.1				
Salinitet	Promille	3.5	2.2				<1
Klorid (Cl-)	mg/l	1200	690	2200	500	490	280
Sulfat (SO₄ 2-)	mg/l	230	98				990
Fluorid (F-)	mg/l	3.4	0.5				0.2
Alkalinitet	mekv/l						3.5
Vätekarbonat (HCO₃-)	mg/l	170	33				210
Ammoniumkväve	mg/l	270	190	86	54	91	0.3
N-Kjeldahl	mg/l	310	230				
N-Nitrit+nitrat (N-NO₂ - + N-NO₃ -)	mg/l	3.70	0.40		5.5	2	0.5
Totalkväve	mg/l	300	220	95	70	98	3.2
N-Ammonium / N-Totalt		0.90	0.86	0.91	0.77		0.09
P-Fosfat (P-PO₄ 3-)	mg/l	0.90	0.50		0.2	0.06	

Ämne / Prov	Enhet	Medelvärde klassiska blandade	Median klassiska blandade	Gärstad 2007	Löt 2007	Hagby 2007	Fläskebo 2007
				Medelvärde*	medelvärde	medelvärde	medelvärde
Totalfosfor	mg/l	1.40	1.40	0.28	0.73	0.3	0.03
Färg	mg Pt/l						47
Turbiditet	FNU						6
AOX	µg/l						190
Metaller							
Ca	mg/l	150	150				400
Fe	mg/l	5.4	3.6	22	1.71		1.1
K	mg/l	480	220				59
Mg	mg/l	63	63				38
Na	mg/l	600	410				300
S	mg/l	100	34				310
Al	µg/l	260	220				450
As	µg/l	8.1	1.3	3.5	12	4	5.4
Be	µg/l						
Ba	µg/l	300	200				83
Cd	µg/l	0.3	0.2	0.6	0.17	<0,12	0.7
Co	µg/l	10	10				6.4
Cr	µg/l	32	18	6.6	27	14	8
Cu	µg/l	19	11	11	23	5	86
Hg	µg/l	0	0	<0,05	0.06	<0,13	<0,13
Mn	µg/l	1400	840	980	780		1700
Ni	µg/l	41	34	23	13	16	73
Pb	µg/l	6.4	3.1	4.3	15	2	5.3
Zn	µg/l	96	45	54	85	23	650

* Ett flödesproportionellt samlingsprov per vecka tas ut, fryses och slås samman till kvartalssamlingsprov.