



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Bilaga till:

Passiva filterbarriärer – Vägledning

LENNART LARSSON
JAN ROGBECK
KARSTEN HÅKANSSON

Varia 586

LINKÖPING 2007



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **586**

Bilaga till:

Passiva filterbarriärer
– Vägledning

LENNART LARSSON
JAN ROGBECK
KARSTEN HÅKANSSON

LINKÖPING 2007

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--07/586--SE
Dnr SGI	1-0404-0286
Proj.nr SGI	12041

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	SORPTION	4
1.1	BEGREPPSDEFINITION	4
1.2	MODELLER FÖR SORPTION	4
1.3	SORPTION I JORD	7
1.4	SORPTION KNUTET TILL SPECIERING	7
1.5	FÖRSLAG TILL ENKLARE TEST AV ETT FILTERS SORPTIONSKAPACITET	9
2	UPPSKATTNING / BERÄKNING AV MAXIMALA FILTERVOLYMER	10
2.1	GENERELLA EKVATIONER	11
2.2	ICKE FARLIGT AVFALL (ICKE-FA).....	11
2.3	FARLIGT AVFALL (FA)	15
2.4	BIONEDBRYTNING AV ORGANISKA FÖRENINGAR (DOC). ICKE-FA SAMT FA.....	17
2.5	TEORETISKT FRAMTAGNA LAKDIAGRAM.....	20
2.5.1	<i>Icke-farligt avfall (Icke-FA)</i>	20
2.5.2	<i>Farligt avfall (FA)</i>	27
2.6	EXEMPEL PÅ BEHOV AV FILTERVOLYMER.....	34
3	FÖRSLAG TILL FILTERTYPER FÖR OLIKA FÖRORENINGAR	39
4	FÖRKLARINGAR	43

Bilaga till rapport:**PASSIVA FILTERBARRIÄRER**
Vägledning för dimensionering och konstruktion

1 SORPTION**1.1 Begreppsdefinition**

Sorption kan definieras som interaktion mellan ett ämne och ett fast material. Sorption kan antingen vara adsorption, absorption eller desorption. Adsorption innebär upptagning av förening på det fasta materialets yta medan absorption innebär att föreningen fullständigt upptas som en del av materialet, d.v.s. homogen upptagning och fördelning. Desorption innebär att ämnet lämnar det fasta materialet ut i materialets omgivning. Ofta används sorption enbart för ett materials upptagning av ett ämne. Sorptionsfilter baseras främst på adsorption. Rening av yt- eller grundvatten genom sorption innebär vanligtvis att föroreninghalten i vattnet reduceras genom sorption på filtermaterialets yta.

Adsorptionsmekanismer är i allmänhet indelade i fysikalisk adsorption, kemisorption och elektrostatisk adsorption. Vid fysikalisk adsorption verkar svaga Van de Waals krafter. Vid kemisorption agerar kemiska reaktioner som bildar en kemisk bindning mellan förening och ytmolekylerna hos fast matris. Med elektrostatisk adsorption binds joner via Coulombkrafter och detta är normalt detsamma som jonbyte.

Utöver sorption kan biologiska och kemiska vattenfasreaktioner utnyttjas i passiva sorptionsfilter. Målsättningen härvid är att sönderdela föroreningar (oorganiska/organiska) eller kemiskt omvandla omgivningen så att föroreningen (främst metaller men även vissa organiska föroreningar) blir mer svårlöslig (t.ex. genom pH förändring, förändring av redox status eller bildandet reaktiva fria radikaler).

1.2 Modeller för sorption

Nedan beskrivs två modeller för sorption. Presentation av mer sofistikerade kemiska modeller, som kan användas för att beskriva sorption (t.ex. ytkomplexmodeller och organiska komplexmodeller), har utelämnats. Den intresserade hänvisas till Gustavsson m.fl. (2007) som ger en bra och utförlig beskrivning av bl.a. sådana modeller.

Langmuirisotermen (ibland även kallad Langmuirekvationen) utvecklades ursprungligen för att beskriva adsorption av gasmolekyler på en yta. Senare arbeten har utvidgat modellen till att också beskriva sorption av ämnen i lösning på en fast yta. Modellen bygger på att det finns ett bestämt antal platser lediga för sorption per ytenhet. Vidare förutsätts att alla dessa platser är likvärdiga vad avser bindningsstyrka mellan det lösta ämnet och ytan. Sorptionen antas inte påverka ytans egenskaper och att endast ett lager av lösta ämnen kan fastna på ytan.

I praktiken visar det sig dock ofta att alla dessa förutsättningar kan ifrågasättas; bindningsstyrkan är ofta heterogen, till och med för homogena material. Denna heterogenitet beror dels på närvaro av olika funktionella grupper, dels på elektrostatiske effekter. Sorption av stora molekyler kan förhindra inbindning på närliggande platser på grund av platsbrist, även om ytan är homogen. Flera lager av ämnen kan bindas på ytan t.ex. genom att de som har en hydrofob och en hydrofil del orienterar sig gentemot ytan så att ämnen med andra egenskaper kan bindas in.

Freundlichisotermen är också en vanligt använd isoterm, vilken beskriver mängden sorberade ämnen som funktion av (jämvikts-)koncentration i lösningen enligt ekvation (1) nedan.

$$C_S = K \cdot C_L^N \quad (1)$$

C_S = koncentrationen av ämnet i den fasta fasen

C_L = koncentrationen av ämnet i den lösta fasen

K och N = konstanter

Om $N = 1$ i ekvation (1) övergår K till K_d . Detta är ett vanligt och förenklat sätt att uttrycka fördelning mellan halt i fast fas (t.ex. geologisk barriär, jord) och lösning.

Freundlichisotermen tar inte hänsyn till ändlig sorptionskapacitet vid höga halter i en lösning men är trots detta användbar både vid spårhalter och upp mot relativt höga halter. Det har gjorts försök att tolka Freundlichisotermen, t.ex. via konstanterna K och N med hjälp av termodynamiska data. En vanlig uppfattning är emellertid att den endast bör betraktas som en empirisk kurvanpassning.

Det finns omfattande litteratur som behandlar användningen av utvidgade Freundlichuttryck (d.v.s. där flera termer ingår i uttrycket) för uppskattning av metallers löslighet i jord. En bra sammanställning ges i Gustavsson m.fl. (2007).

Både K_d , som kan sägas vara ett specialfall av Freundlichisotermen, och andra sorptionsisotemer är starkt förenklade sätt att sammanfatta flera olika kemiska parametrar. Ytladdningen, det lösta ämnets förekomstform, konkurrens mellan olika joner och andra processer inkluderas i angreppssättet. K_d -konceptet har utsatts för kritik och det har hävdats att bättre modelleringsverktyg finns. Brady och Bethke (2000) hävdar att man med K_d överskattar hastigheten för en utbredning av en föroreningsplym, samtidigt som man å andra sidan underskattar tiden det tar för föroreningen att helt försvinna från matrisen. Detta beror troligtvis på att det i jorden finns olika typer av sorptionsplatser varav en del binder kraftigt medan andra binder betydligt svagare till materialet.

Andra författare (t.ex. Kinniburgh, 1986) menar att empiriska data visar att sorptionen kan beskrivas med en enda generell isoterm och att sådana är användbara särskilt om jorden består av olika ytor och om lösningen är komplex. Genom analys av sorptionskurvans utseende i experiment utförda från låga halter till nära mättnad (ingen ytterligare sorption sker), kan man få en uppfattning om andelen hårt bindande, i förhållande till löst bindande, sorptionsplatser.

Vid låga halter av ett ämne och låg belastning av dessa på filtret bör sorptionen grovt kunna beräknas med hjälp av K_d för ämnena. Värden för dessa finns t.ex. i riktvärden för

förorenad mark (NV Rapport 4639). Med låg belastning på filtret kommer dessutom sorptionsplatserna till stor del att utgöras av starka bindningar varvid risken för reversibla reaktioner blir liten. Dessa K_d -värden förutsätter konstant pH och konstant halt av konkurrerande ämnen. I annat fall kommer K_d -värdena att variera starkt för oorganiska ämnen. Därtill är dessa K_d -värden beroende av aktuellt material och ämne. I nämnda NV-rapport är K_d för organiska ämnen också beroende av andel organiskt innehåll i matrisen. Det kan här nämnas att Lundberg m.fl. (1994) visade att metallers K_d -värden kan vara starkt beroende av högt organiskt innehåll, vilket kan innebära viss inverkan även vid måttligt-lågt organiskt innehåll (se avsnitt 1.3 nedan). I NV-rapporten finns K_d angivet för generella riktvärden för jord, t.ex. Pb 1000 l/kg, Cd 30 l/kg. Vid högt organiskt innehåll uppmätte Lundberg motsvarande värden för en siltig sand med 16 % organiskt material och vid pH 7 till Pb 14680 l/kg och Cd 1730 l/kg.

Vid högre belastning av ett filter kommer K_d -konceptet att vara starkt missvisande. Platser på ytan som binder ämnen med specifika (starka) bindningar kommer att vara besatta och andra svagare bindningar kommer att dominera. Fortfarande kan dock även svagare bindningar medföra en retardation av ämnestransporten, men retardationen av kritiska ämnen kommer i högre grad att påverkas av konkurrens med andra ämnen i lösningen. Detta gäller främst gentemot huvudämnena i lakvattnet (klorid, sulfat, Na, K, Ca, Mg).

I princip bör man vara kritisk till att använda ”generella” K_d -värden. Dessa har uppkommit för att uppskatta utlakning av föroreningar vid en föroreningskälla i riktvärdesmodellen för ett värstafallscenario. Det kan i många fall ge en alldeles för hög löslighet av föroreningar (men det är sannolikt meningen eftersom man vill ge ett garanterat skydd för recipienter i riktvärdesmodellen).

Begränsning med K_d -värden beskrivs av Elert m.fl. (2006): ”Om jämviktsinställningen är snabb och reversibel samt ett linjärt förhållande råder mellan halt i fast fas och löst fas är det så kallade K_d -konceptet giltigt för de studerade förhållandena. Ett K_d -värde gäller strikt för en typ av förorening i kontakt med en viss typ av fast material under vissa givna kemiska betingelser. Om de kemiska betingelserna ändras kan K_d -värdet behöva justeras. K_d -konceptet är en kraftig förenkling av de ofta komplicerade processer som styr hur en förorening fördelar sig i marken.”

Observera att K_d -värden som finns i riktvärdesmodellen för förorenad mark (som egentligen inte är några riktiga K_d -värden) inte är detsamma som K_d -värden som används för spridning genom mark.

Elert m.fl. (2006) anger bl.a. följande:

”I modeller som beskriver utlakning och transport av föroreningar används K_d -värdet i två olika betydelser:

- för att beskriva utlakning eller lakbarhet av föroreningar i ett förorenat material (desorption från källan).
- för att beskriva fastläggning i samband med spridning av föroreningar med vatten till ett initialt opåverkat material. Här används K_d -värdet även för att beskriva effekten av den sekundära källterm, som fastläggningsprocessen orsakat, då halterna på längre sikt ånyo sjunker i plymens utbredningsområde.”

Elert m.fl. (2006) skriver vidare att:

”Enligt tidigare resonemang är det viktigt att vara medveten om att K_d -värden för ovanstående situationer skiljer sig åt. I denna rapport används K_d -värden framför allt för att beskriva utlakning från förorenad jord. Traditionellt i forskning och litteratur används K_d -värden för att beskriva sorption, inte utlakningsprocesser. För ett och samma ämne kan således olika K_d -värden behöva användas för olika delar av riskanalysen.”

Ytterligare diskussion och klargörande kring dessa aspekter ges i Gustavsson m.fl. (2007) samt i Berggren Kleja m.fl. (2006).

Slutligen, för passiva filterbarriärer gäller att sorptionskapaciteten måste ha en lång varaktighet. Det är därför vanskligt att dimensionera ett sådant enbart efter mätnad, vilket annars enkelt kan bestämmas som ett genombrott i filtret (utflödeskoncentrationen av aktuella ämnen närmar sig inflödeskoncentrationen). Flertalet bindningar mellan lösta ämnen och fast material utgörs av sorptionsplatser som fastlägger ämnena med svaga bindningar. Dessa kan lätt desorberas och det är därför inte helt relevant att ta hänsyn till sådana vid beräkningar av filtrets långsiktiga sorptionskapacitet. Å andra sidan är det skillnad mellan ämnen som förekommer i spårhalter och ämnen som förekommer i höga halter. Medan spårämnen lätt hittar specifika sorptionsplatser så länge belastningen är låg kommer ämnen med höga halter att ganska snart vara hänvisade till icke-specifika sorptionsplatser.

1.3 Sorption i jord

I en studie av sorptionskapaciteten i svenska jordar av Lundberg m.fl. (1994) utfördes kolonnförsök på ett antal svenska jordar. De karaktäriserades m.a.p. textur, finjordsinnehåll, pH, organiskt innehåll, katjonbyteskapacitet och oxalatlösligt järn. Bestämning av sorption gjordes både som skak- och kolonnförsök. Försöken visade att jord med höga halter organiskt material också hade högst sorptionskapacitet. Dessa jordar var också de som hade högst katjonbyteskapacitet. Av resultaten framgick vidare att K_d korrelerade både mot jordens pH, katjonbyteskapaciteten, samt den organiska halten.

I ett parallellt försök utsattes en siltig sand för ett ingångsvatten med pH 4,5 och halter på 50 ppb Cd, 300 ppb Cr, 600 ppb Cu och 800 ppb Pb. Halten av Mg var ca 1000 ggr högre, ca 800 ppm. Vid ett L/S > 50 var utflödeskoncentrationen fortfarande < 0,05 av inflödeskoncentrationen. Torvjord visade samma effekt. Koncentrationen av magnesium i utflödet var under hela försöket samma som inflödeskoncentrationen vilket innebär att ingen sorption av magnesium erhöles.

Gustavsson m.fl. (2003) utförde skakförsök på 14 olika jordar med vatten innehållande en förvald mix av metaller. Man fann att innehållet av organiskt material i jordarna var av central betydelse för sorption av Cu, Pb, Zn och Cd i ythorisonter i svenska jordar.

1.4 Sorption knutet till speciering

I en artikel av Roehl och Czurda (1997) var syftet att studera speciering (bestämning av metallers bindningsformer) i lera med hänsyn till dess sorptionskapacitet. Författarna hänvisade till den tyska deponilagstiftningen som angav att en geologisk barriärer ska finnas och att denna ska ha hög sorptionskapacitet. I lagstiftningen fanns emellertid inga

instruktioner om hur sorptionskapacitet skulle bestämmas. Roehl och Czurda menade att katjonbyteskapacitet inte är användbar, bl.a. eftersom den inte tar upp anjoner och neutrala föreningars bindning till materialet.

Vidare anser de att generella sorptionsisotermerna av den typ som beskrivits ovan, visserligen ger en idé om bindningarnas styrka men inte är tillräckligt precisa för att ange bindningsstyrkan. Deras angreppssätt byggde i stället på en speciering av metaller i materialet. Genom lakning enligt Tessier m.fl. (1979) med en metod ofta använd för karakterisering av jord och sediment, analyserade de bindningsstyrkan för metaller bundna till lera. Detta angreppssätt skiljer mellan:

- jonbytesbundna
- karbonatbundna eller pH-beroende bindning
- metaller bundna till oxider
- metaller bundna till organiska ämnen eller
- residualfraktion

Genom skakförsök utförda under fyra dygn med olika halter av bly och kadmium visade de att låga mängder tillförd metall gör att metallerna binds hårt till materialet, medan höga halter metall medför att en stor del av materialet binds genom jonbyte.

En nackdel med de utförda skakförsöken är att de är utförda under relativt kort tid. En inbindning är nämligen inte ett statistiskt förlopp. Ett ämne som initialt binds genom jonbyte till en yta kan, eftersom den har nära kontakt med ytan, reagera vidare och bindas på andra sätt. Det har t.ex. observerats att kadmium som sorberats till en karbonatyta (\Rightarrow svag bindning) kan diffundera in i materialet, vilket leder till att kadmium binds betydligt starkare. Roehl och Czurda gjorde även kolonnförsök under tidsperioder på mellan 43 och 520 dagar och dessa försök visade att de starkast bundna metallerna återfanns längst från tillförelsepunkten till kolonnen. De genomförda kolonnförsöken använde sig av mycket höga halter, dock något lägre halter än i skakförsöken (75 - 115 mg/l jämfört med skakförsökens 1-1000 mg/l).

I ett vanligt lakvatten från en deponi är det nästan alltid betydligt högre halter av vanligt förekommande ämnen som Na, K, Ca, Cl^- , SO_4^{2-} , Fe, Mn, TOC, än av t.ex. tungmetaller. Dessa makroämnen spelar en avgörande roll för sorptionen av ämnen som förekommer i lägre halter. De kan ha en direkt fysikalisk påverkan på vattenflöden genom utfällningar på filtermaterialets yta, eller genom att ytans struktur förändras t.ex. på grund av höga kloridhalter. Kemiskt har de en stor betydelse genom att de konkurrerar om särskilt specifika sorptionsplatser. Därför förordas ett delvis annorlunda upplägg för att bestämma sorptionskapaciteten. Den intresserade hänvisas till USACE (2001) samt till Berggren Kleja m.fl. (2006) som sammanfattar en del av detta forskningsfält och som också ger rekommendationer av några olika metoder att bestämma sorption.

Det ska tilläggas att ovanstående information är enbart baserad på enstaka nedslag i den internationella litteraturen, som för övrigt är mycket omfattande avseende tillvägagångssätt för att uppskatta sorptionskapacitet, initialt tillgängliga halter och förekomstformer. Tessier's metod, som är nämnd ovan, är ofta använd men också ofta kritiserad.

1.5 Förslag till enklare test av ett filters sorptionskapacitet

Inför val och utformning av passiv filterbarriär kan en första gallring av lämpliga material göras med hjälp av en enklare bestämning av sorptionskapaciteten. För att avgöra den mängd av ämnen som kommer att hållas bundna till materialet under en lång tid föreslås följande labbförsök utföras. Försöket kräver provtagning av lakvatten genererat i fullskala från aktuell deponi. Proverna kan tas som samlingsprov under den aktiva fasen. Observera, det bör klarläggas om lakvattnet är anaerobt eller aerobt. Om det är anaerobt och om hänsyn ska tas till eventuell mikrobiell nedbrytning måste provtagning samt det fortsatta försöket utföras under anaeroba förhållanden.

Totalhalterna i ett tilltänkt filtermaterial analyseras först som referensprov med avseende på de ämnen filtret avses att användas för. Filtermaterialet bör därtill laktestas för att avgöra totalinnehållets lakbenägenhet. Filtermaterialet (naturligtvis oanvänt) utsätts sedan för aktuellt lakvatten under en tid, t.ex. via kolonnförsök. Detta lakvatten kan eventuellt syntetiskt tillföras ökad mängd av just de ämnen som filtret avses att sorbera. Dessa ämnen kan då ges något högre halter än vad som ingår i det naturliga lakvattnet, t.ex. 10 ggr högre, men halterna bör inte närma sig halterna hos huvudbeståndsdelarna.

Analys av filterinnehåll, d.v.s. den fasta fasen, utförs efter att filtrets sorptionsegenskaper vid olika L/S säkerställts genom analys statistiskt tillräckligt antal prov av utströmmande lakvatten. Det förutsätts att filtrets hydrauliska funktion befunnits acceptabel för ändamålet. Om inte filtret nått mättnad under försökets gång kan kolonnen snittas och flera delar tas ut för provning av den fasta fasen. Totalhalten i fasta fasen analyseras på samma sätt som referensprovet. Den fasta fasen analyseras också m.a.p. lättillgängliga ämnen som sorberats på filtret. Skillnaden mellan totalhalt och lättillgänglig halt kan visa den del som långsiktigt binder till materialet.

En artificiell lösning med högre koncentrationer än det aktuella lakvattnet är att föredra för att försöken ska kunna genomföras med rimliga L/S-förhållanden. Vanligt vid försök av detta slag är att mättnad i filtret inte uppnås. Härav bör man eftersträva att kolonnen genomströmmas av vatten vars totala laddning väl överskrider jonbyteskapaciteten hos materialet. Eftersom målet är att bestämma filtrets kapacitet under givna förhållanden på lakvattnet och eftersom mätningarna utförs på filtret, kommer en *mättnad* av filtrets kapacitet inte att vara nödvändigt vid försöken. Det kan emellertid vara lämpligt att mäta volym och halt på det genomrunna vattnet för att ha kontroll på massbalansen över filtret.

Den finns några olika metoder som kan användas för att fastställa andelen lättillgängliga oorganiska ämnen. En metod användes av Roehl och Czurda (1997). Se även sekventiell lakning enligt Tessier m.fl. (1979) där materialet lakades med 1 molar natriumacetat vid pH 5. Vid behov kan extraktion utföras med komplexbildare t.ex. EDTA. Vid valet av lakmetod/extraktionsmetod bör man ta hänsyn till existerande standarder och hur beprövade metoderna är.

För att bestämma organiska lättillgängliga ämnen behövs andra uppsättningar av metoder. Om lakvattnet är mycket surt eller mycket basiskt kommer sorptionskapaciteten också att påverkas av en växande pH-front som passerar genom materialet. Sådana förändringar kan möjligen registreras i en kolonn. Det är i så fall skillnaden mellan totalhalt och lättillgänglig halt i de pH-påverkade delarna av kolonnen som avgör materialets långsiktiga sorptionskapacitet.

2 UPPSKATTNING / BERÄKNING AV MAXIMALA FILTERVOLYMER

För att kunna göra en bedömning inför val av lämpliga material till filterbarriärer samt uppskatta maximal volym av dessa filter kan det vara bra att först undersöka vilken teoretiskt maximal belastning av ämnen som filtret måste klara. I det följande ges en teoretisk konservativ beräkning där bland annat en relation mellan filterstorlek och deponityp kan erhållas. Med beräkningen kan även storleksordning av maximal mängd utlakade ämnen från deponi uppskattas vid olika teoretiska flöden genom deponimaterialet (d.v.s. vid olika L/S). Beräkningsmodellen kan omformas till t.ex. ett Excelprogram för enkel beräkning av funktionskraven.

Beräkningarna baseras på lakgränsvärden enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10)¹ för avfall som deponeras på deponier för icke-farligt avfall eller för farligt avfall. Avfall relaterat till det förra kallas nedan förenklat för Icke-FA och det senare för FA. Observera att beräkningarna inte gäller för icke-farligt avfall eftersom sådant avfall inte har några lakgränsvärden enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Beräkningarna baseras även på startvärden av lakvattenflöden, hydrauliska konduktiviteter och barriärtjocklekar som kan anses rimliga utifrån Förordning (2001:512) om deponering av avfall (SFS 2001:512), nedan kallad Deponeringsförordningen (SFS 2001:512).

Beräkningen har utgått från ett antal förenklade antaganden, enligt följande.

Sorptionskrav beräknas utifrån krav på geologisk barriär för deponi för Icke-FA och FA, med koppling till gränsvärdena i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) för Icke-FA resp. FA.

Beräkningarna utgår från att botten tätningen omvandlas till ett fullständigt icke-permeabelt material samt att lakvattnet istället passerar ett passivt sorptionsfilter. Den tid som vatten lakar avfallet samt passerar det passiva filtersystemet antas vara minst 50 år för deponi med Icke-FA och minst 200 år för deponi med FA.

Filterkraven utgår från samma sorptionskrav som ställs på den geologiska barriären. Bland annat baseras beräkningarna på att flödet genom deponimaterialet maximalt får vara 5 l/m²/år för FA (under 200 år) och 50 l/m²/år för Icke-FA (under 50 år). Detta resulterar i bestämning av de L/S som uppnås under dessa tider. Beräkningssättet möjliggör dock att bestämma utfallet oavsett vilket L/S som önskas gälla, dock endast upp till L/S 10. Begränsningen är satt så att lakvattnet inte får innehålla högre halter och inte generera högre ackumulerade utlakade mängder än de gränsvärden som anges i mottagningskriterierna (NFS 2004:10).

I avsikt att designa filter behövs dess teoretiskt maximala ämnesbelastning. I beräkningarna för flöde genom filter som ska motsvara flöde genom geologisk barriär används för barriären generellt maximalt tillåten hydraulisk konduktivitet ($< 1 \cdot 10^{-9}$ m/s). Orsaken är att det är då som ämnesbelastningen på barriär (eller alternativt filter) blir maximal.

¹ Naturvårdverkets föreskrifter (2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Det kan ställas ett antal reservationer mot nedan angivet beräkningssätt. Beräkningarna baseras på att Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) kan kopplas till de europeiska och svenska gränsvärdena för lakvatteninnehåll från avfall. Beräkningarna baseras bl.a. på den förenklade ansatsen att oavsett deponiyta kommer hydraulisk gradient, i form av befintlig vattenpelare i deponin, att var konstant under åren. Detta resulterar i att flödet ut från deponin och in i filtret blir konstant under årens gång. Det förutsätts vidare att allt deponerat material i deponin hela tiden kommer i kontakt med det lakande vattnet, oavsett deponins utformning. Därtill att dessa förutsättningar kan avspeglas med de laboratorielaktest och gränsvärden som föreskrivs i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Detta innebär troligtvis att nedanstående beräkningssätt är konservativt ansatt. De teoretiskt beräknade utlakade maximala mängderna är troligtvis avsevärt högre än vad som uppkommer reellt, inte minst eftersom kontinuerligt mättade förhållanden i hela deponin under 50 år eller 200 år kan ifrågasättas. Nedanstående beräkningssätt har ändå bedömts kunna användas som en grov uppskattning av storleksordningen av den geologiska barriärens (d.v.s. här filtersystemets) sorptionskapacitet för enskilda ämnen som teoretiskt måste uppnås.

Baserat på nedan angivet beräkningssätt ges i avsnitt 2.6 utfallet, d.v.s. maximalt nödvändiga filtervolym, för olika teoretiska scenarion.

2.1 Generella ekvationer

För deponins geologiska barriär ansätts följande parametrar och ekvationer:

Effektiv porositet i barriären:	n_e	
Barriärens konduktivitet:	k	m/s
Vattenpelares höjd totalt ovanför och i barriären (gradient):	h	m/m
Barriärens area mot ovanliggande vattenpelare:	a	m^2
Barriärens tjocklek:	d	m
Vattenflödet genom barriären, Q :	$Q = k \cdot h \cdot a$	m^3/s (Ekvation 1)
Vattenhastighet genom barriären, V :	$V = k \cdot h / n_e$	m/s (Ekvation 2)
Vattnets transporttid genom barriären, t :	$t = d / V = d \cdot n_e / (k \cdot h)$	s (Ekvation 3)

2.2 Icke farligt avfall (Icke-FA)

För Icke-FA ansätts att transporttiden för lakvattnet att passera en geologisk barriär är **minst 50 år** och barriären får ha en genomtränglighet (hydraulisk konduktivitet, k) **av högst $0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s** (d.v.s. $< 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s) samt att barriären ska vara **minst 1,5 m tjock** (d.v.s. > 1 m). Därtill får flödes hastigheten per ytenhet **inte överstiga 50 l/m²/år**.

Dessa krav, insatta i Ekvation 3 (ovan), ger förhållandet mellan den geologiska barriärens effektiva porositet och maximal vattenpelare ovanför och i barriären, enligt:

$$h = d \cdot n_e / (k \cdot t) = 1,5 \cdot n_e / (9,49 \cdot 10^{-10} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 50) = 1,0024 \cdot n_e \quad (\text{m})$$

Detta motsvarar linjen i diagram 1. Vattenpelarens höjd, h , är här begränsad av max 1,5 m tjocklek, minst 50 år samt max $0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s i hydraulisk konduktivitet. Emellertid, som anges ovan, finns ytterligare en begränsning. Maximala flödes hastigheten per ytenhet, nedan kallat p_{\max} , måste vara 50 l/m²/år.

$$h_{\max} = p_{\max} / (1000 \cdot k \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365) = 1,6707 \text{ (m)} \Rightarrow$$

$$n_{e \max} = 1,6707 / 1,0024 = 1,667$$

Ovan innebär att porositeten och maximala vattenpelarhöjden (d.v.s. maximala gradienten i deponin), med ansatta förutsättningar, är relaterade till varandra upp till porositetens teoretiska maxvärde (< 1), d.v.s. längs hela linjen i diagram 1. Med ett k -värde på högst $0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s är det dock rimligt att anta att den effektiva porositeten inte överstiger 0,2.

Linjen i diagram 1 kan ses så att förhållandet mellan effektiv porositet och vattenpelarhöjden är resultatet av en vattenhastighet som innebär att transporten av en vattenmolekyl tar 50 år (för Icke-FA) genom geologisk barriär, orsakat av ett flöde/ytenhet av $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$ och en konduktivitet av $0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s då barriären är 1,5 m tjock.

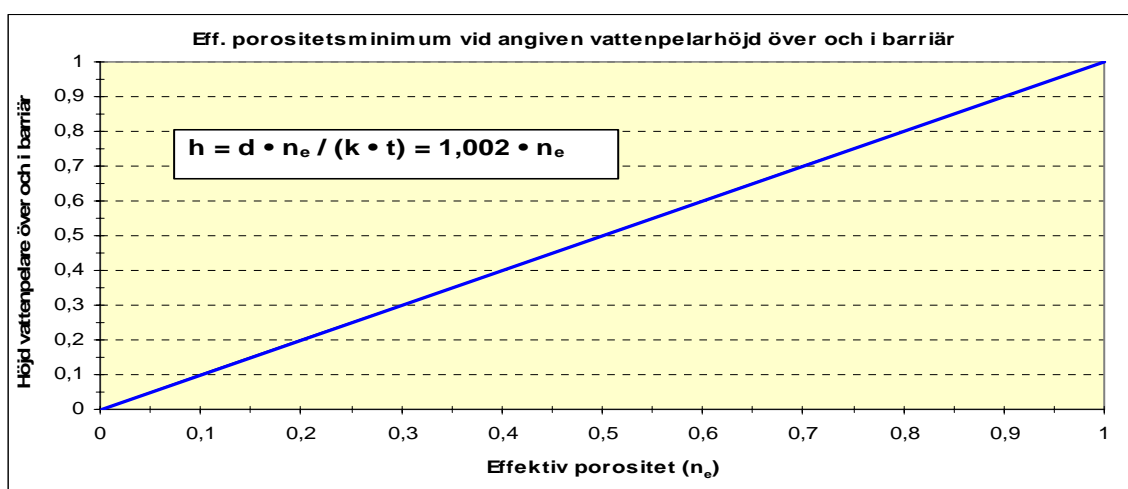


Diagram 1. Vattenpelarhöjd över och i barriär i förhållande till effektiv porositet, baserat på förbestämda krav (se text) för Icke-FA.

Enligt Ekvation 1 (ovan) är vattenflödet genom barriären beroende av barriärens horisontella yta, konduktivitet samt vattenpelarens höjd. Den maximala vattenvolym, L , som med Q_{\max} transporteras i barriären vid 50 år blir då (där k räknas i $\text{m}/\text{år}$):

$$L_{50\text{år}} = \text{År}_{\min} \cdot Q_{\max} = \text{År}_{\min} \cdot k \cdot h \cdot a =$$

$$= 50 \cdot 0,949 \cdot 10^{-9} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot h \cdot a = 1,496 \cdot h \cdot a \quad (\text{m}^3) \quad (\text{Ekvation 4})$$

En deponi med:

höjden:	H	(m)
ytan:	A	(m^2)
densiteten:	D	(ton/m^3)

har vikten W :

$$W = H \cdot A \cdot D \quad (\text{ton}) \quad (\text{Ekvation 5})$$

Detta ger att det L/S förhållande, d.v.s. förhållandet mellan lakvolym och det lakade materialet vikt, som genereras efter 50 år är:

$$L/S = 1,496 \cdot h \cdot a / (H \cdot A \cdot D) \quad (\text{m}^3/\text{ton}) \quad (\text{Ekvation 6})$$

I det fall barriärens yta (a) är densamma som deponins yta (A) fås:

$$L/S = 1,496 \cdot h / (H \cdot D) \quad (\text{m}^3/\text{ton}) \quad (\text{Ekvation 7})$$

Detta är det teoretiskt maximala L/S som barriären kommer att utsättas för under 50 år. I mottagningskriterierna (NFS 2004:10) ges kriterier för bl.a. Icke-FA och FA. Kriterierna innefattar bl.a. gränsvärden för valda ämnen avseende tillåtna maximalt utlakade halter vid L/S 0,1 samt tillåtna maximalt utlaka ackumulerade utlakade mängder vid L/S 10. Dessa bygger på tidigare framtagna EU-föreskrifter i vilka också ges gränsvärden vid L/S 2. I det följande har beräkningarna utgått från de generella gränsvärdena.

Eftersom lakvattenvolym per vikt deponimaterial (L/S) inte enbart motsvarar de tre L/S som nämnts ovan föreligger behov i de följande beräkningarna kunna erhålla värden på maximalt tillåtna halter och ackumulerade utlakade mängder över hela L/S-intervallet 0-10. Härav har gjorts anpassning av maximalt tillåtet ackumulerat utlakat i förhållande till L/S i valda delar av detta intervall (där L/S v.s. gränsvärdena ej kan approximeras till räta linjer), med hjälp av följande ekvation (vald enbart utifrån erfarenhetsmässigt grov anpassningspotential till lakkurvor, som dock kan anses acceptabel med föreliggande målsättning):

$$Y = a \cdot X / (b - X) \quad (\text{Ekvation 8})$$

där

Y = ackumulerat utlakat (mg/kg TS)

X = L/S (m³/ton)

a och b är konstanter, specifika för varje enskild kurvanpassning.

Konstanterna a och b kan matematiskt optimeras med statistiskt iterationsprogram, baserat på sk "Spline"-matematik (Pohl och Eriksson, 1978), så att ekvationen avspeglar optimal anpassning av kurva mellan angivna punkter. Detta exemplifieras i diagram 2 som visar gränsvärdena vid L/S 2 och L/S 10 för parametern "TS för lösta ämnen" för Icke-FA, värdet 0 vid L/S 0 samt optimal kurvanpassning till dessa punkter, där kurvan baseras på Ekvation 8 med konstanter specifika för denna kurva.

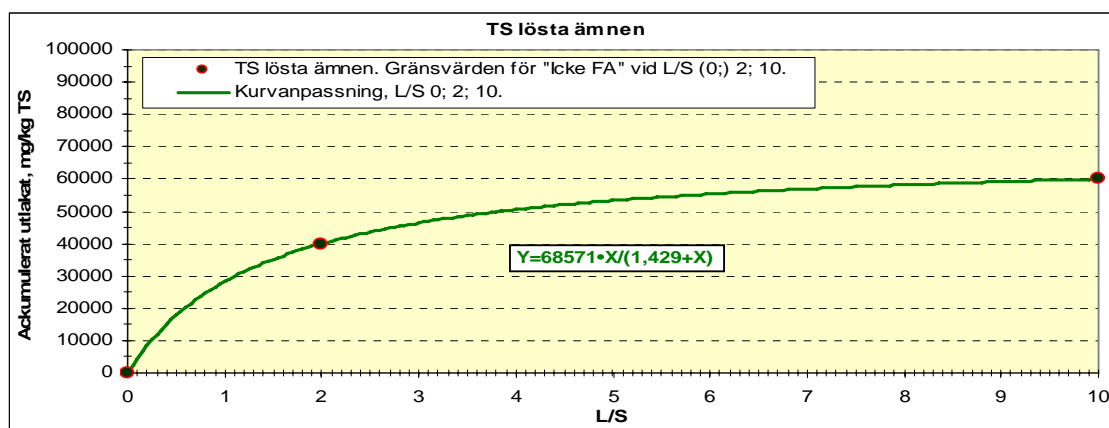


Diagram 2. Gränsvärden för parametern "TS för lösta ämnen" samt kurvanpassning med ekvationen $Y=aX/(b+X)$ till dessa värden.

För parametern ”TS för lösta ämnen” finns inget svenskt eller europeiskt gränsvärde vid L/S 0,1, däremot för alla övriga ämnen eller parametrar. Därtill, alla gränsvärden vid L/S 2 är tagna från den europeiska direktivet från vilket de svenska föreskrifterna utgår från. För att erhålla godtagbar kurvanpassning till givna punktmässiga gränsvärden behövs, för de flesta valda ämnena, att kurvanpassning optimeras dels för intervallet L/S 0 – L/S 2 (egentligen endast för intervallet L/S 0,1-2 men kurvanpassningen kräver minst tre punkter), dels för intervallet L/S 2 – L/S 10. Detta exemplifieras för antimon i diagram 3. Underlagsdata baseras här på antimons gränsvärden. Inlagd rät linje motsvarar maximalt utlakat, baserat på maximala tillåtna halten vid L/S 0,1. Den sistnämnda är inte anpassad till Ekvation 8 utan helt enkelt räta linjen mellan 0;0 och gränsvärdet 0,15 mg/l vid L/S 0,1 (vilket motsvarar 0,015 mg/kg TS vid L/S 0,1).

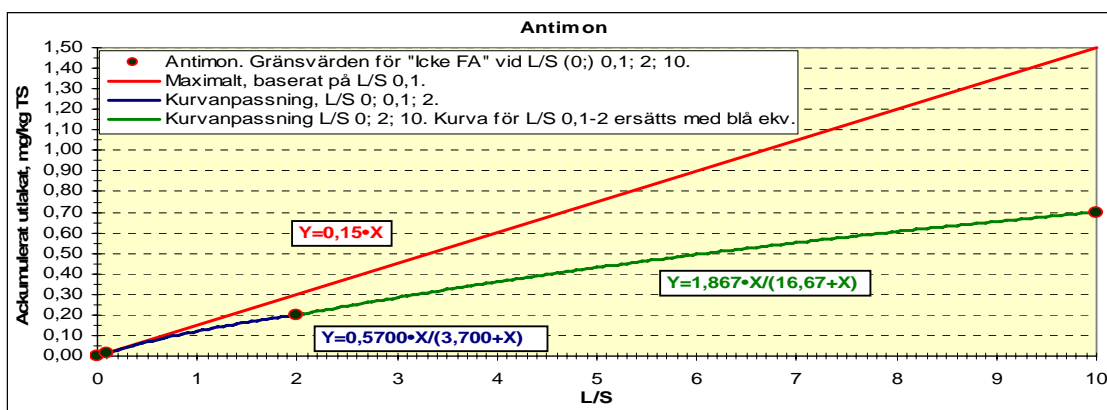


Diagram 3. Kurvanpassningar till gränsvärden, exemplifierat för antimon (Icke-FA).

Den halt som maximalt tillåts lakas ut vid L/S 0,1 skulle kunna anses som ett konservativt maximivärde för hela lakningen om inte gränsvärden för L/S 10 (och L/S 2) fanns. Ekvationen för linjen mellan L/S 0 – L/S 0,1 är:

$$Y = k \cdot X$$

(Ekvation 9)

Med hjälp av de ekvationer som härav erhålls, anpassade till gränsvärdena och deras mellanliggande intervall, kan ackumulerat utlakade mängder (och halter) beräknas för varje enskilt L/S som uppkommer. I följande avsnitt ges diagram för varje enskilt ämne och parameter för vilka det föreligger gränsvärden för deponi för Icke-FA och FA, därtill tabellerade värden på konstanten k (för Ekvation 9) samt för konstanterna a och b för varje enskild optimal kurvanpassning baserat på Ekvation 8.

Med hjälp av nämnda ekvationer kan nu, för varje erhållt L/S i varje enskilt deponifall, beräknas maximal mängd av varje enskilt ämne och parameter som barriären (alternativt filter) måste kunna sorbera.

Exempel: Maximal sorptionskapacitet hos en geologisk barriär med avseende på deponi för Icke-FA, exemplifierat för arsenik.

Som framgår av diagram 1 föreligger ett förhållande mellan effektiv porositet vattenpelarhöjd i deponin. I föreliggande exempel ansätts en porositet av 0,2 vilket bör kunna vara

acceptabelt då den hydrauliska konduktiviteten tillåts vara högst $0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s. Härav ansätts i detta exempel en vattenpelarhöjd av 0,2 m.

Enligt Ekvation 1 är vattenflödet genom barriären beroende av barriärens horisontella yta, konduktivitet samt vattenpelarens höjd. Låt maximalt vattenflöde genom barriären, Q_{\max} , motsvara det flöde då vattenpelarens höjd är 0,2 m (eff. porositet ansatt till 0,2, Diagram 1). Den maximala vattenvolym, L, som med Q_{\max} transporteras i barriären efter 50 år blir då (där k räknas i m/år) enligt Ekvation 4:

$$L_{50\text{år}} = 50 \cdot 0,949 \cdot 10^{-9} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 0,2 \cdot a = 0,30 \cdot a \quad (\text{m}^3)$$

Deponins höjd ansätts till 2 meter och densiteten $1,3 \text{ ton/m}^3$. Insättning i Ekvation 7 ger:

$$L/S = 0,30 / (H \cdot D) = 0,30 / (2 \cdot 1,3) = 0,115 \text{ m}^3/\text{ton} \quad (\text{Ekvation 10})$$

För just detta L/S ansätts att utlakningen för material av typen Icke-FA, kan approximeras med $Y = a \cdot X / (b + X)$, enligt Tabell 2, där Y är ackumulerat utlakat i mg/kg TS och X är L/S, samt att konstanterna a och b är 1,140 respektive 3,700. Härav erhålls att maximalt ackumulerat utlakat (Ack_{\max}) av arsenik efter 50 år enligt ovan är:

$$Ack_{\max} = 1,140 \cdot 0,115 / (3,700 + 0,115) = 0,0344 \text{ mg/kg TS} \quad (\text{Ekvation 11})$$

Låt deponiytan (A) vara $50\,000 \text{ m}^2$, densiteten (D) vara $1,3 \text{ ton/m}^3$, deponihöjden (H) vara 2 m. Härav fås att maximal mängd utlakat, M_{\max} (kg), av arsenik (As) efter 50 år är:

$$M_{\max} = A \cdot H \cdot D \cdot Ack_{\max} \quad (\text{kg}) \quad (\text{Ekvation 12})$$

$$M_{\max} = 50000 \cdot 2 \cdot 1,3 \cdot 1000 \cdot 0,0344 / 1000000 = 4,5 \text{ kg As}$$

Den geologiska barriären (alternativt filter) måste alltså bl.a. klara av att under 50 år ta hand om 4,5 kg arsenik.

Sammanfattningsvis, beräkningsgången för översiktlig beräkning av maximal mängd av enskilda ämnen som, genom utlakning från en Icke-FA deponi, måste omhändertas av en geologisk barriär blir enligt följande:

- 1/ Bestäm deponins yta (A), höjd (H) samt densitet (D).
- 2/ Beräkna L/S med Ekvation 7 (eller om så önskas eget alternativ).
- 3/ För varje önskat ämne, beräkna ackumulerat utlakat (Ack_{\max}) med hjälp av värden och ekvationer givna i Tabell 2, där Y är detsamma som Ack_{\max} och X detsamma som L/S.
- 4/ Beräkna maximal mängd utlakat, M_{\max} , med Ekvation 12.

2.3 Farligt avfall (FA)

Beräkningsgången är i detta fall i princip densamma som för Icke-FA (ovan).

För FA ansätts att transporttiden för lakvattnet att passera en geologisk barriär är **minst 200 år** och barriären får ha en genomtränglighet (hydraulisk konduktivitet, k) **av högst**

$0,949 \cdot 10^{-9}$ m/s (d.v.s. $< 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s) samt att barriären ska vara **minst 5,5 m tjock** (d.v.s. > 5 m). Därtill får flödes hastigheten per ytenhet **inte överstiga $5 \text{ l/m}^2/\text{år}$** .

Ekvation 1 – Ekvation 3 (ovan) ger följande förhållande mellan effektiv porositet i barriären (n_e) och vattenpelares höjd (h) totalt ovanför och i barriären (gradient):

$$h = d \cdot n_e / (k \cdot t) = 5,5 \cdot n_e / (0,949 \cdot 10^{-9} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 200) = 0,919 \cdot n_e \quad (\text{Ekvation 13})$$

Men detta styrs dessutom av villkoret att flödet / m^2 inte får överstiga $5 \text{ l/m}^2/\text{år}$.

Ekvation 1 ger: $h_{\max} = (Q / a)_{\max} / k_{\max}$

$$h_{\max} = 5E-3 / (0,949 \cdot 10^{-9} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365) = 0,1671 \quad (\text{m}) \quad (\text{Ekvation 14})$$

Vattenpelarens höjd i FA-fallet får alltså inte överstiga 0,1671 m, förutsatt att den hydrauliska konduktiviteten föreligger med sitt maximalt tillåtna värde.

Ekvation 13 och Ekvation 14 ger att den effektiva porositeten i sådant fall maximalt får vara:

$$n_{e \max} = 0,1671 / 0,919 = 0,1818 \quad (\text{Ekvation 15})$$

Ekvation 4 ger:

$$L_{200\text{år}} = 200 \cdot 0,949 \cdot 10^{-9} \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot 0,1671 \cdot a = 1,000 \cdot a \quad (\text{m}^3)$$

I det fall barriärens yta (a) är densamma som deponins yta (A), samt vattenpelarhöjden är maximal, fås att det L/S som genereras efter 200 år är (modifierad Ekvation 7):

$$L/S = 1,000 / (H \cdot D) \quad (\text{m}^3/\text{ton})$$

Framtagandet av ackumulerat utlakat (Ack_{\max}) görs på samma sätt som i Ekvation 11 men med den skillnaden att de i Tabell 3, angivna konstanterna och ekvationerna används för varje enskilt ämne. Därefter beräknas M_{\max} enligt Ekvation 12.

Exempel: Maximal sorptionskapacitet hos en geologisk barriär med avseende på deponi för FA, exemplifierat för arsenik.

För arsenik utlakat från deponi med höjden 2 m och densiteten $1,3 \text{ ton/m}^3$, fås maximalt att:

$$L/S = 1,000 / (H \cdot D) = 1,000 / (2 \cdot 1,3) = 0,3847 \quad (\text{m}^3/\text{ton})$$

Detta L/S ger, enligt Tabell 3, att utlakningen kan approximeras med (utifrån de generellt satta gränsvärdena):

$$Y = 3 \cdot X$$

där Y är detsamma som Ack_{\max} och X detsamma som L/S.

$$Ack_{\max} = 3 \cdot 1,000 / (2 \cdot 1,3) = 1,15 \quad (\text{mg/kg TS})$$

och om deponiytan sätts till 50 000 m² fås (se Ekvation 12):

$$M_{\max} = 50000 \cdot 2 \cdot 1,3 \cdot 1000 \cdot 1,15 / 1000000 = 149,5 \text{ kg As.}$$

En barriär/filter ska alltså klara att ta hand om teoretiskt maximalt 150 kg arsenik under 200 års drift.

Sammanfattningsvis, beräkningsgången för översiktlig beräkning av maximal mängd av enskilda ämnen som, genom utlakning från en FA deponi, måste omhändertas av en geologisk barriär (eller alternativt filter), blir enligt följande:

- 1/ Bestäm deponins yta (A), höjd (H) samt densitet (D).
- 2/ Beräkna L/S.
- 3/ För varje önskat ämne, beräkna ackumulerat utlakat (Ack_{\max}) med hjälp av värden och ekvationer givna i Tabell 3, där Y är detsamma som Ack_{\max} och X detsamma som L/S.
- 4/ Beräkna maximal mängd utlakat, M_{\max} , med Ekvation 12.

I avsnitt 2.6 ges olika beräkningsexempel avseende filtervolymen när den geologiska barriären ersätts med ett fullständigt tätt geomembran samt att lakvattnet, istället för att komma i kontakt med den geologiska barriären, tas omhand i filter.

2.4 Bionedbrytning av organiska föreningar (DOC). Icke-FA samt FA

Vid beräkning av filterbelastning av löst organiskt material (DOC) bör eventuellt hänsyn tas till att det lakade organiska materialet kan brytas ned med tiden i filtret. Det har inte gått att klargöra huruvida de europeiska och svenska gränsvärdena för DOC i lakvatten från deponerbart avfall har bestämts utifrån att DOC med tiden kan brytas ned. Nedan föreslagna hänsynstagande till nedbrytning vid beräkning av maximal belastning i filter utgår från att de svenska gränsvärdena för DOC inte har någon inneboende korrektion för nedbrytning.

Det lösta organiska materialet kan av naturliga skäl bestå av ett mycket stort antal olika föreningar med sinsemellan olika koncentrationer som varierar med tiden. Därtill har de olika föreningarna olika nedbrytbarhet. Detta genererar ytterst stort antal parametrar och ekvationer som ligger utanför målet med denna bilaga. Istället ansätts förenklat konservativt att nedbrytningshastighet hos allt löst organiskt material motsvaras av en förening med mycket låg nedbrytningshastighet, egentligen i princip lägst nedbrytningshastighet av alla de föreningar som teoretiskt kan tänkas uppkomma i lakvatten från deponi. Vidare ansätts att nedbrytningen av det adsorberade organiska materialet i ett filter kan approximeras med första ordningens nedbrytningsförlopp. Motsvarande ekvation, Ekvation 16, ger att nedbrytningsförloppet endast är beroende av aktuell koncentration samt föreningens halveringstid.

$$C_t = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (\text{d.v.s. } t = (-\ln(C_t / C_0)) / k) \quad (\text{Ekvation 16})$$

där C_t = koncentration vid tiden t
 C_0 = startkoncentration vid tiden $t = 0$
 k = nedbrytningskonstanten för första ordningens förlopp (tid^{-1})
 t = tidsintervallet som gått från $t = 0$

Då koncentrationen har halverats under tiden t motsvarar k den s.k. halveringskonstanten varvid $k = -\ln(1/2) / t_{1/2} = 0,693 / t_{1/2}$. Härav är halveringstiden $t_{1/2} = 0,693/k$.

Med Ekvation 16 kan koncentrationen av nedbrytbar förening vid tiden t räknas ut om startkoncentrationen samt halveringstiden för föreningen är känd. Emellertid, i utgående lakvatten från en deponi förändras koncentrationen med tiden (d.v.s. med L/S), exemplifierat i diagram 3. Detta innebär att koncentrationen in i filtret förändras med tiden och därmed belastningen på filtret.

I avsikt att nyttja ett förenklat synsätt delas tiden, som DOC sorberas och bryts ned i ett filter, in i hundra delperioder. Låt nedbrytningen enbart fokuseras på sorberat DOC i filtret. Betrakta filtervolymen som konstant över tiden, d.v.s. låt C_0 och C vara adsorberad mängd i filtret, och låt denna mängd vara densamma som ackumulerad utlakad mängd från deponin. Ansätt förenklat att den konservativt valda halveringstiden är den samma för alla delperioder. Låt alla delperioder sluta efter 50 år för Icke-FA och 200 år för FA samt summera alla delkoncentrationer uppkomna vid dessa slutår. Låt den totalkoncentration, och därmed motsvarande totalmängd, som är störst under någon av dessa delperioder bli styrande för design av filtret.

Observera att Ekvation 16 normalt används för att överslagmässigt beräkna mikrobiell nedbrytning av en förening. Sådan nedbrytning innefattar omvandling av föreningen till en annan förening, varvid halveringstiden motsvarar tiden under vilken hälften av denna förenings halt omvandlats till en annan organisk förening, s.k. intermediär. Denna nybildade organiska förening har i sin tur sin speciella halveringstid för omvandlandet till en annan intermediär. Det är endast i det sista nedbrytningssteget som, den i föregående nedbrytningssteg producerade, intermediären mineraliseras.

Även om en förening har en mikrobiell halveringstid på mindre än ett år kan det alltså ta många år innan ursprungsföreningen slutligen fullständigt mineraliserats. Ett filter som adsorberar en förening blir inte fullständigt av med sin belastning av DOC förrän alla ursprungsföreningar omvandlats till intermediärer samt alla bildade intermediärer fullständigt mineraliserats. Detta innebär att Ekvation 16 i föreliggande fall ska ses så att den motsvarar sammanlagt alla de delförlopp avseende nedbrytning av alla föreningar och bildade intermediärer fram till och med den slutliga mineraliseringen. Av detta följer att halveringstiden i Ekvation 16 inte är detsamma som vanlig halveringstid för föreningar utan istället en mycket längre halveringstid som motsvarar det totala mineraliseringsförloppet.

Hänsyn till total nedbrytning bör endast tas i det fall man kan bedöma att nedbrytning signifikant kan påverka ett filters totala belastning. För material som bedöms utgöra FA kan sådan hänsyn vara mer befogat än för Icke-FA, eftersom det förra fallet innefattar en längre period (200 år jämfört med 50 år).

Exempel: Förenklad beräkning av filtervolym för maximal sorption av DOC, utlakat från FA material.

Om inte annat anges används beräkningar beskrivna i tidigare avsnitt. Låt följande ingångsvärden gälla för detta exempel: deponiarea: 50 000 m²; deponihöjd: 2 m; deponidensitet: 1,3 ton/m³; barriärens effektiva porositet: 0,1818 (maxvärde); barriärens hydr. konduktivitet: 9,49•10⁻¹⁰ m/s samt lakkurva baserad på gränsvärdena för DOC från FA. Därtill antas att utlakat DOC från aktuell deponi har en halveringstid på 50 år i filtret. Låt slutligen filtervolymen vara konstant under alla år, d.v.s. C₀ och C motsvarar mängder.

Dela in tiden i 100 st 2 års perioder. Vid utgången av år 2 har 160 kg DOC maximalt lakats ut och L/S är då 0,00385 l/kg. Detta fås ur sambandet mellan L/S och linjens ekvation vid aktuellt L/S (Ekvation 11) samt omräknat till mängd DOC (Ekvation 12). Ansätt att mineraliseringen för dessa 160 kg behöver en lagfastid (tid under vilken mikroorganismerna ”förbereder sig” inför nedbrytningen) av 2 år. Insatt i Ekvation 16 ger att kvarvarande mängd i filtret, av dessa ursprungliga 160 kg DOC, efter år 4 år (d.v.s. efter 2 års mineralisering och 2 års lagfastid) är 156 kg enligt:

$$C_{2\text{år}} = 160 \cdot \text{EXP}(-0,693/50 \cdot 2) = 155,6 \text{ kg}$$

Efter denna inledande tid har alltså 4 kg fullständigt mineraliserats. Därtill har under de senaste två åren lakats ut ytterligare 160 kg. Ansätt konservativt att för varje delmängd som lakas ut under varje inledande delperiod behövs 2 års lagfastid. Härvid finns i filtret efter 4 år 316 kg (156+160 kg). Efter 6 år finns 467 kg (d.v.s. 151 kg kvar av utlakat från första delperioden plus 156 kg kvar av utlakat från andra delperioden plus 160 kg utlakat under den senaste delperioden, det sistnämnda ännu ej mikrobiellt påverkat utifrån den konservativa ansatsen av 2 års lagfastid för varje delmängd som lakas ut) o.s.v., se tabell 1. Beräkna alla delmängder för alla delintervall fram till och med år 200. Ta fram den maximala mängden under något av delintervallen. Denna mängd är då maximala belastningen i filtret under 200 års perioden.

Tabell 1. Beräkningsgång för tidsberoende DOC-mineralisering. Halveringstid 50 år.

Reell tid delperiodslut	2 år	4 år	6 år	-> -> ->	196 år	198 år	200 år
Mineraliseringstid (här för utlakningsintervallet 0-2 år)	0 år	2 år	4 år	-> -> ->	194 år	196 år	198 år
L/S	0,0038	0,0077	0,0115		0,377	0,381	0,385
Halt av DOC som lakas ut <u>under</u> <u>nedan givna delperiod:</u>	160 kg	160 kg	160 kg		143,1 kg	142,9 kg	142,7 kg
Utlakningsintervall	DOC efter nedbrytning av det som lakas ut under, den i vänsterkolumnen angivna, delperioden						
År 0-2	160 kg	156 kg	151 kg	-> -> ->	10,9 kg	10,6 kg	10,3 kg
År 2-4		160 kg	156 kg	-> -> ->	11,2 kg	10,9 kg	10,6 kg
År 4-6			160 kg	-> -> ->	11,5 kg	11,2 kg	10,9 kg
----				---	---	---	---
År 194-196					143,1 kg	139,2 kg	135,4 kg
År 196-198						142,9 kg	139,0 kg
År 198-200							142,7 kg
SUMMA	160 kg	316 kg	467 kg	-> -> ->	5077 kg	5081 kg	5085 kg

Maximala belastningen av DOC i filtret under något av intervallen blir 5085 kg som filtret då får designas utifrån. Utfallet beskrivs i diagram 4a, tillsammans med utfallet om ingen mineralisering ansätts ske. I diagram 4b ges för jämförelse utfallet med halveringstid 100 år.

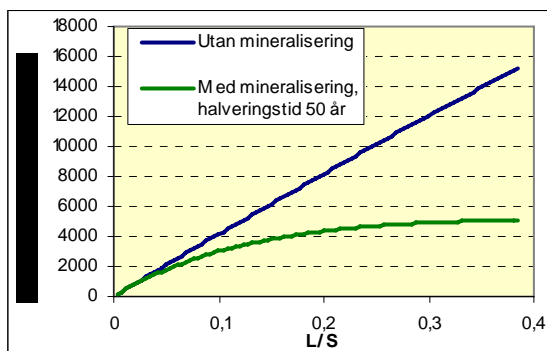


Diagram 4a. Belastning i filter, utan och med mineralisering, halveringstid 50 år.

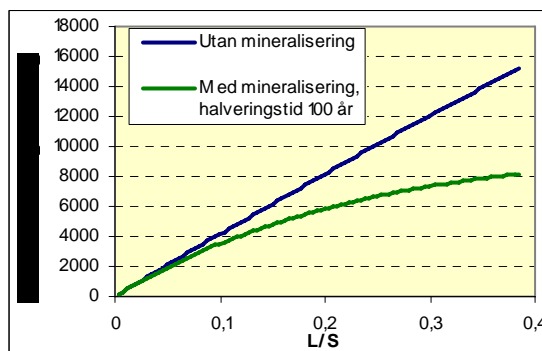


Diagram 4a. Belastning i filter, utan och med mineralisering, halveringstid 100 år.

2.5 Teoretiskt framtagna lakdiagram

2.5.1 Icke-farligt avfall (Icke-FA)

I tabell 2 ges framräknade konstanter för lakkurvor (inklusive i vissa fall laklinjer) inom olika L/S-intervall för enskilda ämnen som motsvarar varje ämnes lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). I tabellen redovisas därtill de underliggande ekvationer, innehållande dessa konstanter, som resulterar i lakkurvorna. Lakkurvorna presenteras efter tabellen i form av diagram för varje enskilt ämne och baseras på fallet Icke-FA, d.v.s. på gränsvärden för lakvatten från icke-farligt avfall och farligt avfall som avses att deponeras på en deponi eller deponicell för icke-farligt avfall. I tabell 2 motsvarar X aktuellt L/S och Y mängden ackumulerat utlakat vid aktuellt L/S.

Tabell 2. Ekvationskonstanter för angivna ekvationer under olika L/S intervall för acceptabel anpassning till gällande gränsvärden för ämnen gällande för Icke-FA. X motsvarar aktuellt L/S och Y mängden ackumulerat utlakat vid aktuellt L/S.

Ämne	L/S intervall	Använd ekvation	Konstant a	Konstant b	Konstant k
Arsenik	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,30
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1,140	3,700	-
"-	2-10	$Y = k \cdot X$	-	-	0,20
Barium	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	20
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	114,0	5,600	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	240,0	14,00	-
Kadmium	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,30
"-	0,1-2	$Y = k \cdot X$	-	-	0,30
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1,200	2,000	-
Krom tot	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	2,5
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	19,04	7,520	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	16,00	6,000	-
Koppar	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	30
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	40,71	1,257	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	66,67	3,333	-
Kvicksilver	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,03
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	0,2848	9,394	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	0,8000	30,00	-
Molybden	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	3,5
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	16,62	4,648	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	13,33	3,333	-
Nickel	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	3
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	28,52	9,410	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	13,33	3,333	-
Bly	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	3
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	28,52	9,410	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	13,33	3,333	-
Antimon	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,15
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	0,5700	3,700	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1,867	16,67	-
Selen	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,2
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1,140	5,600	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	0,6000	2,000	-
Zink	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	15
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	141,91	9,353	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	66,67	3,333	-
Klorid	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	8500
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	23070	2,614	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	17142	1,429	-
Fluorid	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	40
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	227,9	5,974	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	240,0	6,000	-
Sulfat	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	7000
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	33241	4,648	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	26667	3,333	-
DOC	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	250
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1504,9	5,920	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1105,5	3,818	-
TS lösta ämnen	0-0,1	$Y = a \cdot X / (b - X)$	68571	1,429	-
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	68571	1,429	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	68571	1,429	-

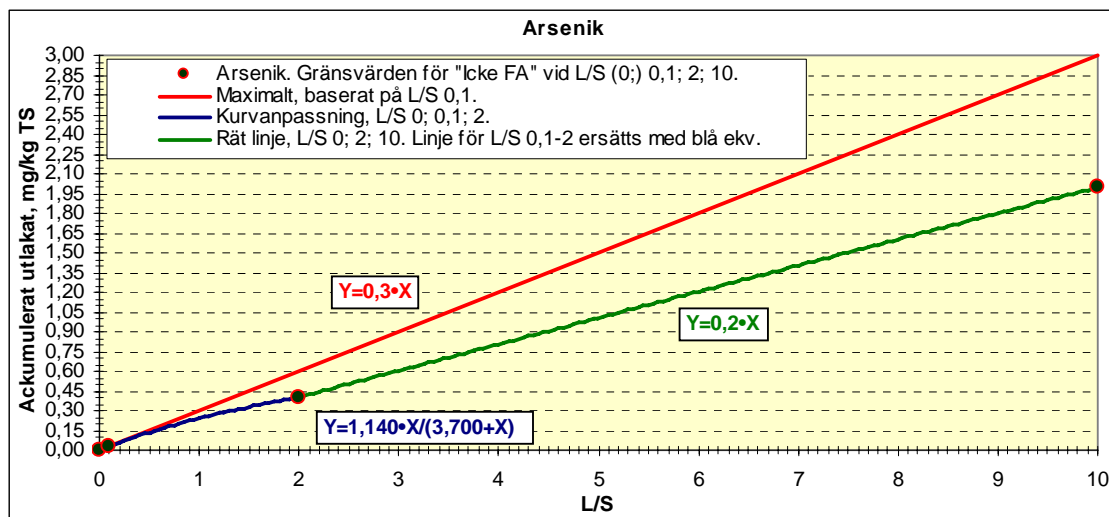


Diagram A1. Arsenik. Icke-FA.

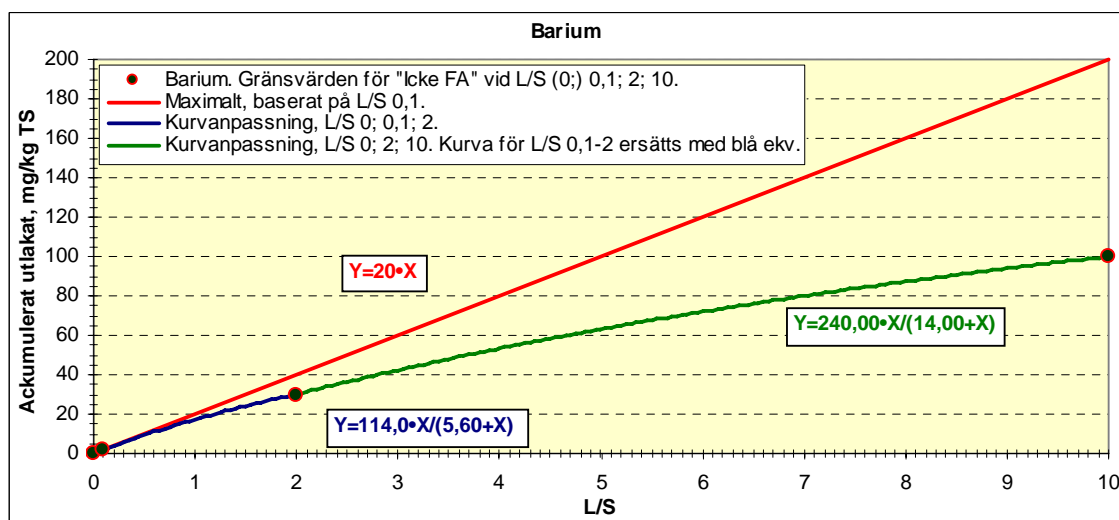


Diagram A2. Barium. Icke-FA.

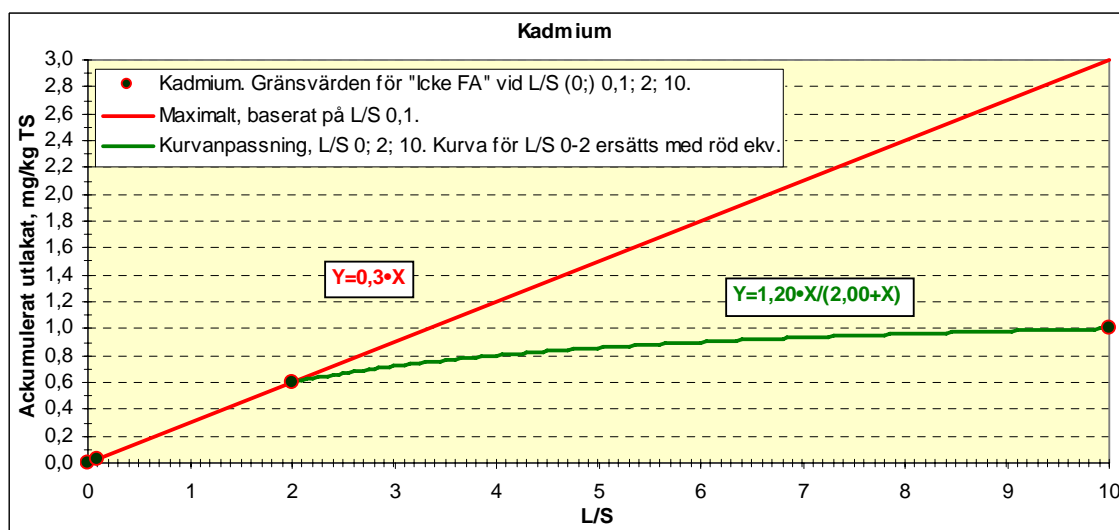


Diagram A3. Kadmium. Icke-FA.

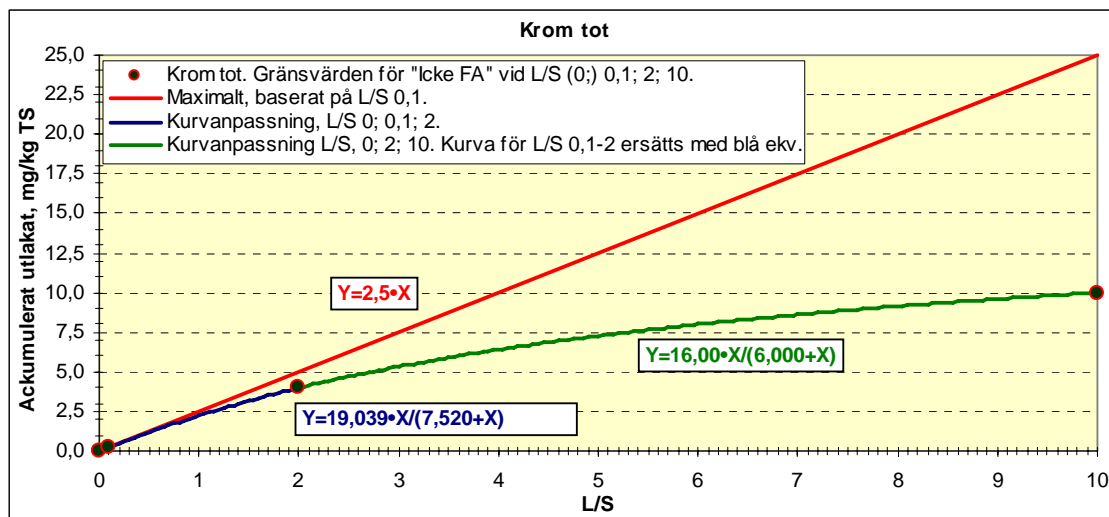


Diagram A4. Krom tot. Icke-FA.

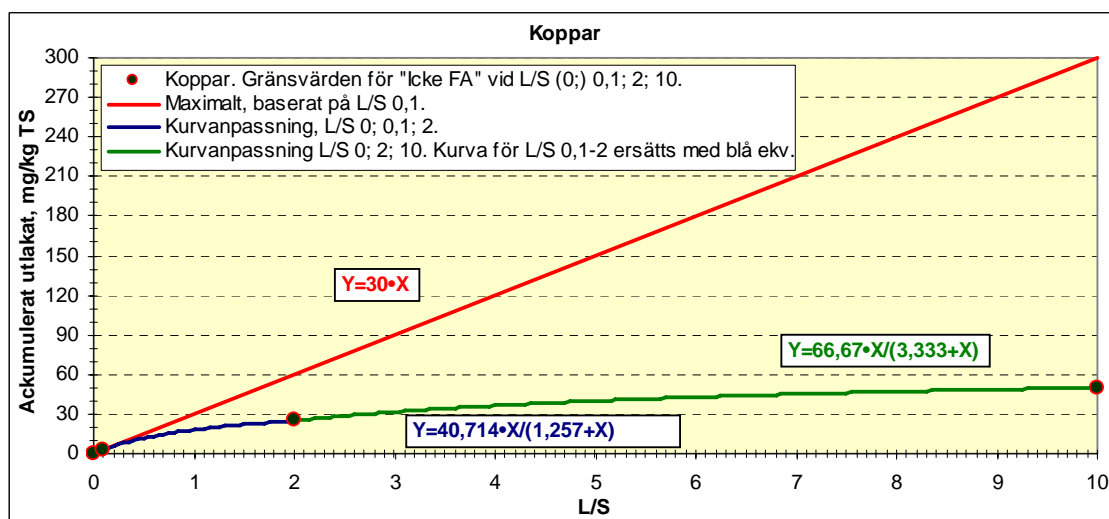


Diagram A5. Koppar. Icke-FA.

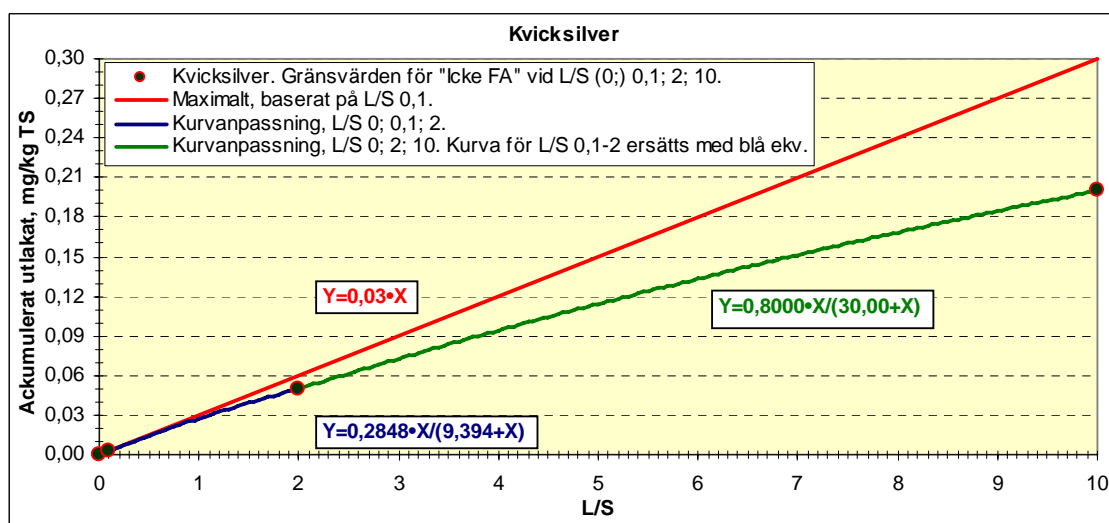


Diagram A6. Kvicksilver. Icke-FA.

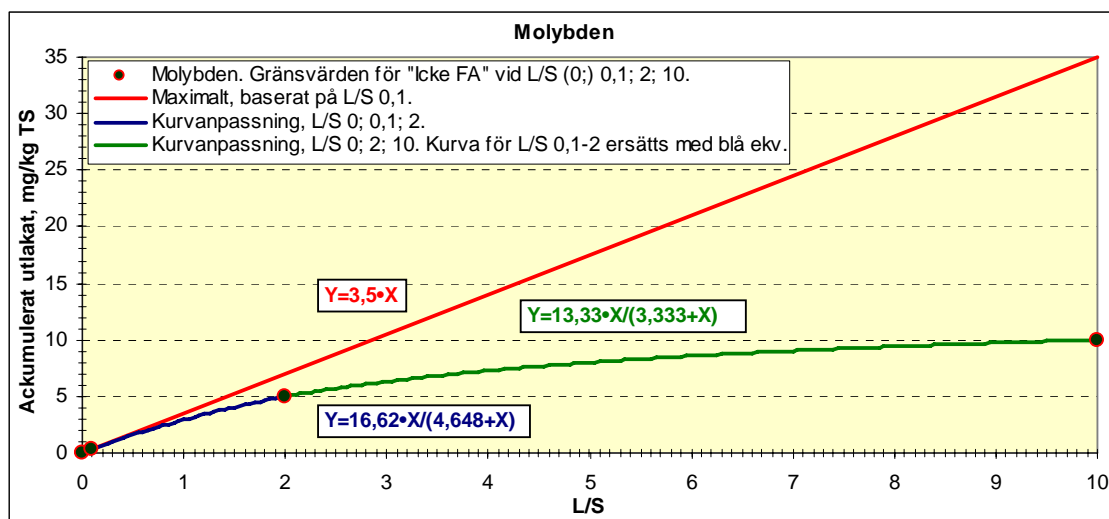


Diagram A7. Molybden. Icke-FA.

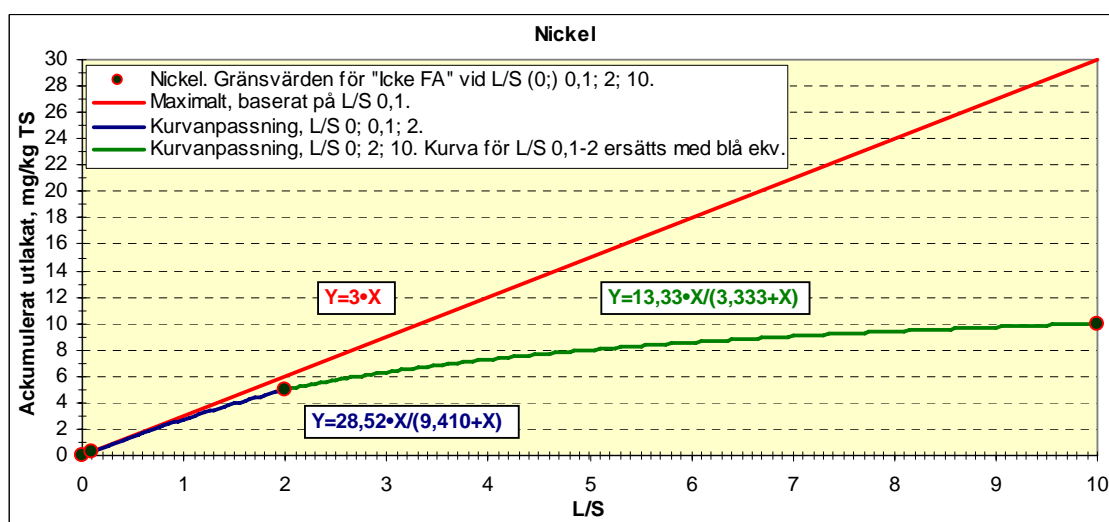


Diagram A8. Nickel. Icke-FA.

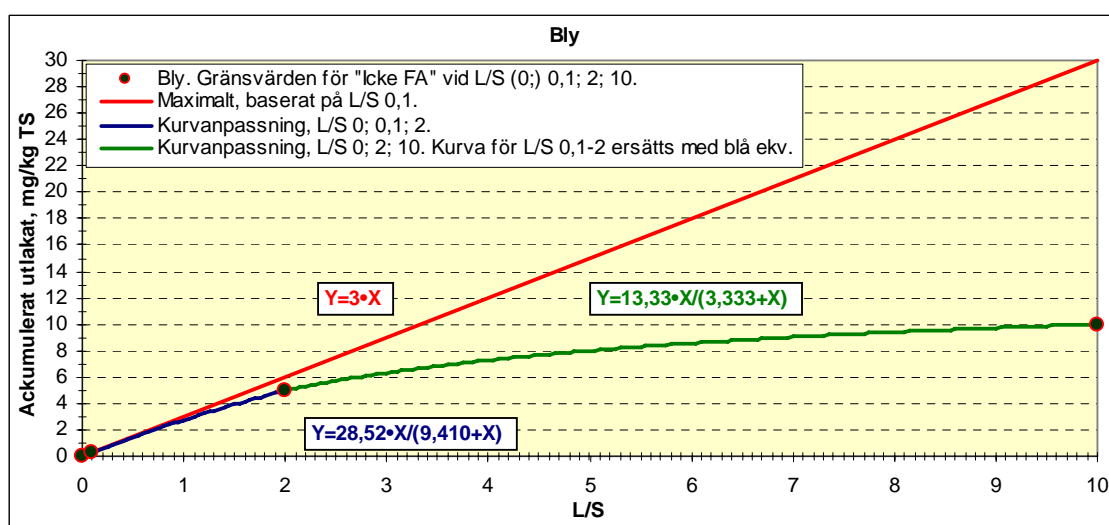


Diagram A9. Bly. Icke-FA.

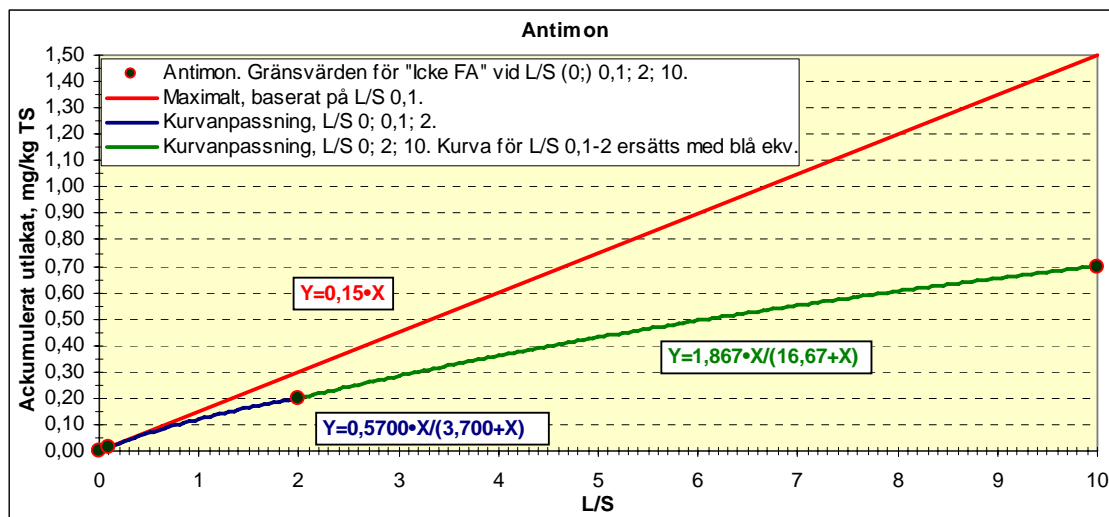


Diagram A10. Antimon. Icke-FA.

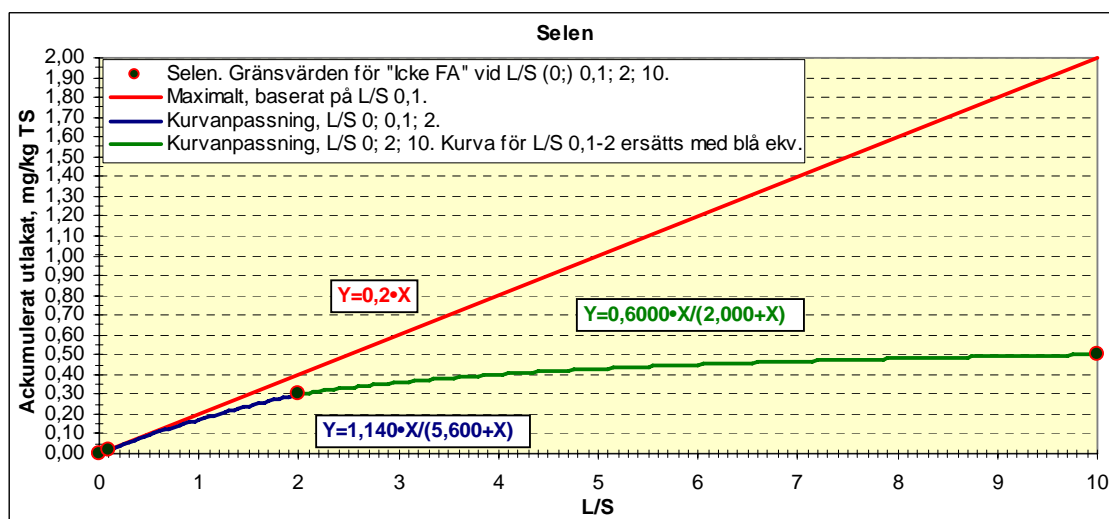


Diagram A11. Selen. Icke-FA.

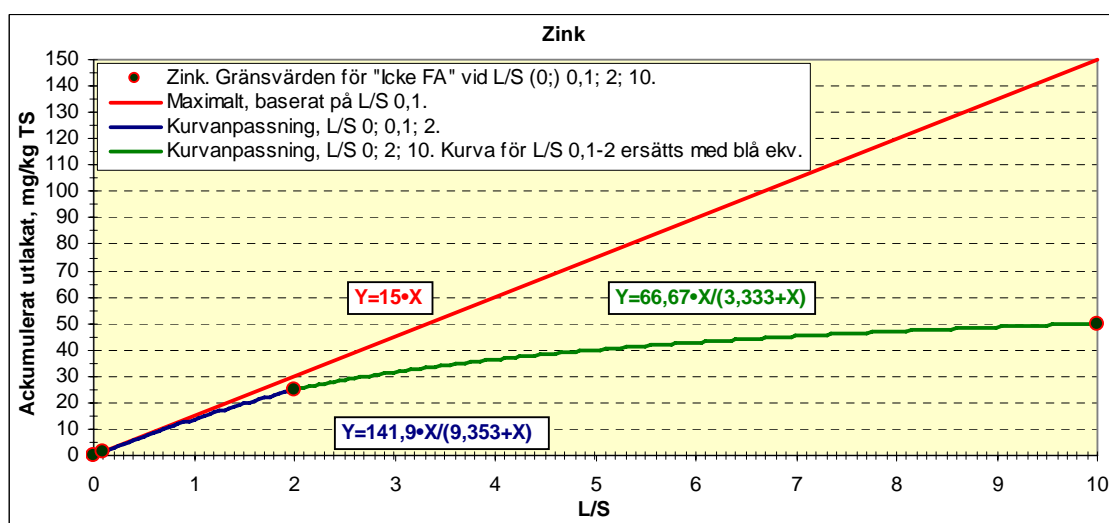


Diagram A12. Zink. Icke-FA.

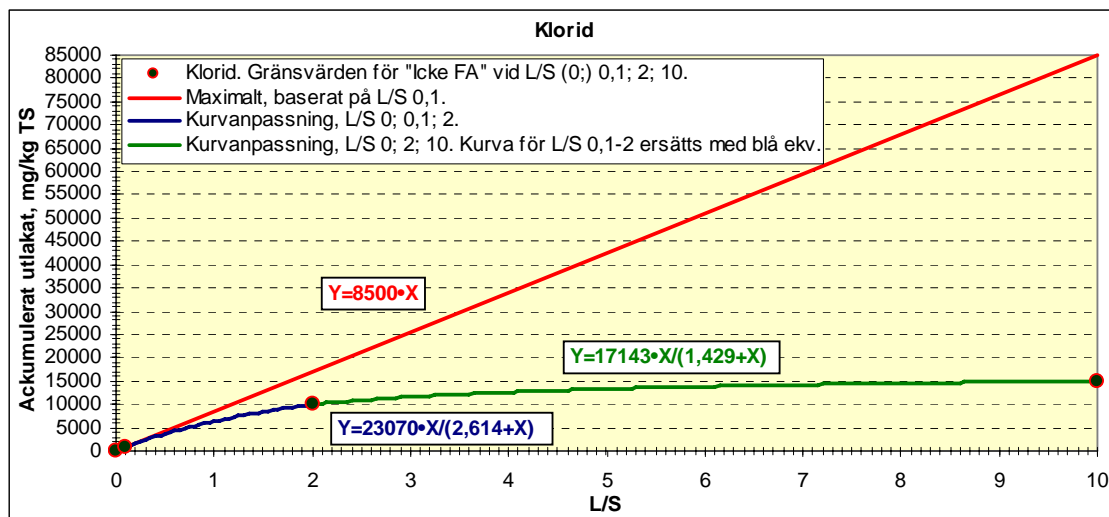


Diagram A13. Klorid. Icke-FA.

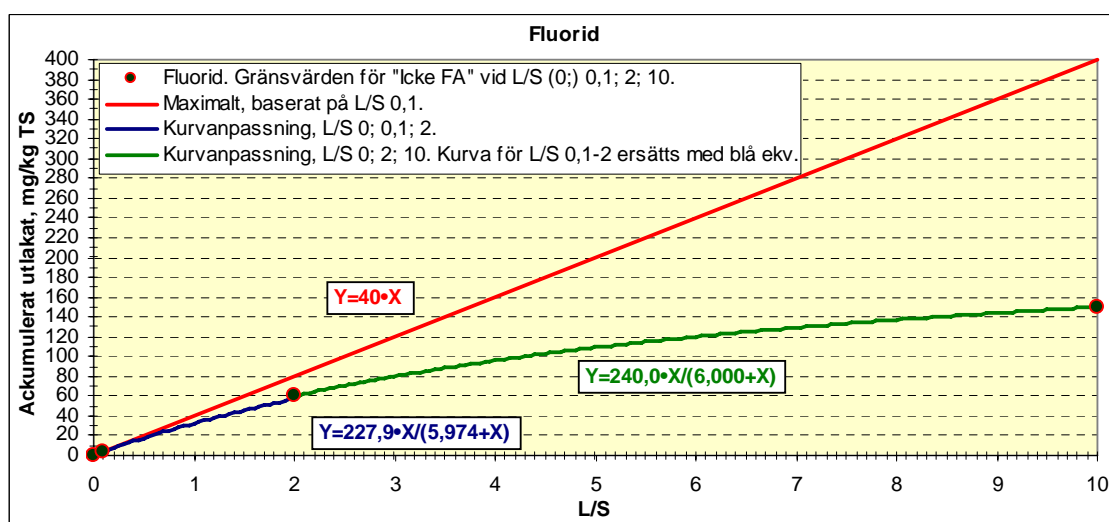


Diagram A14. Fluorid. Icke-FA.

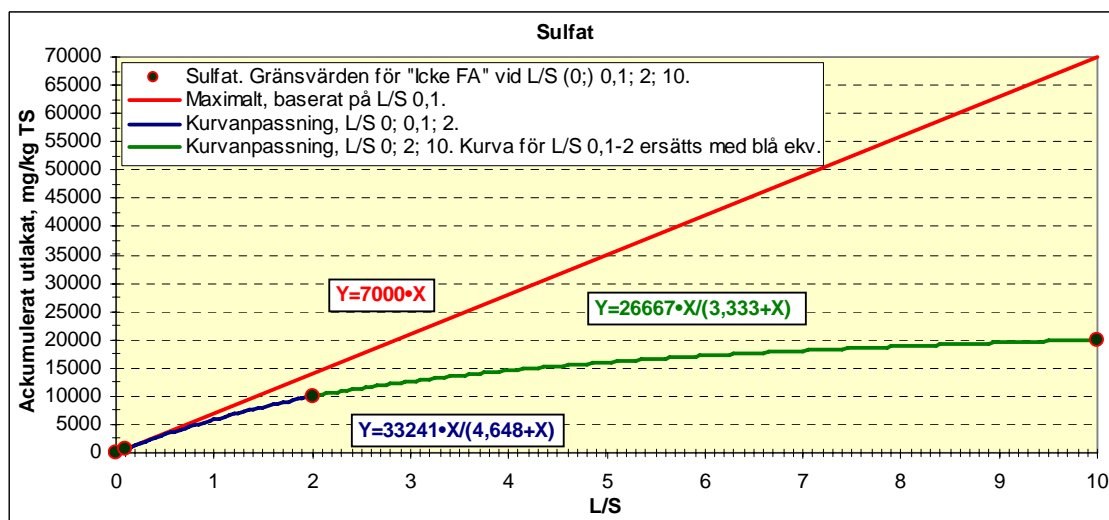


Diagram A15. Sulfat. Icke-FA.

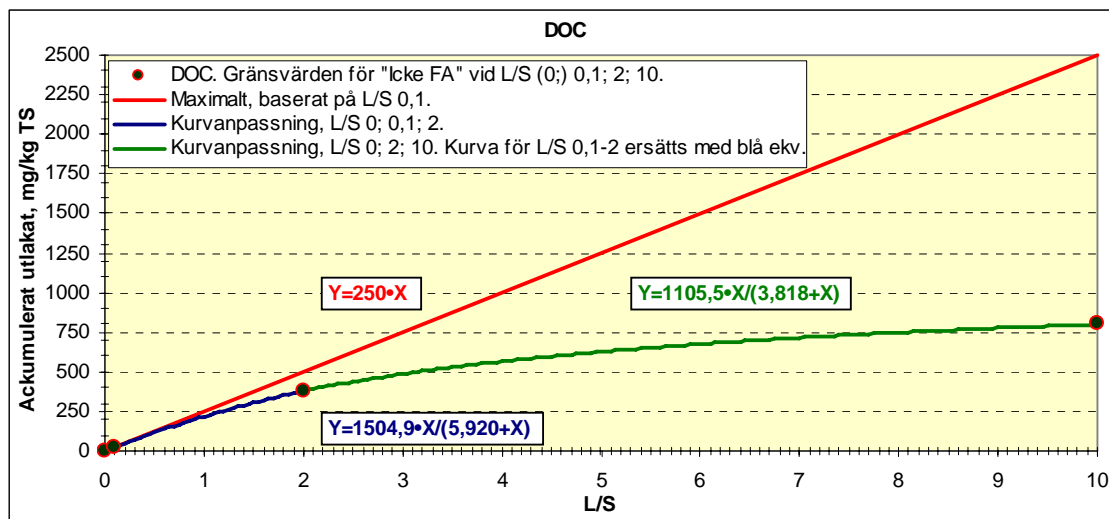


Diagram A16. DOC. Icke-FA.

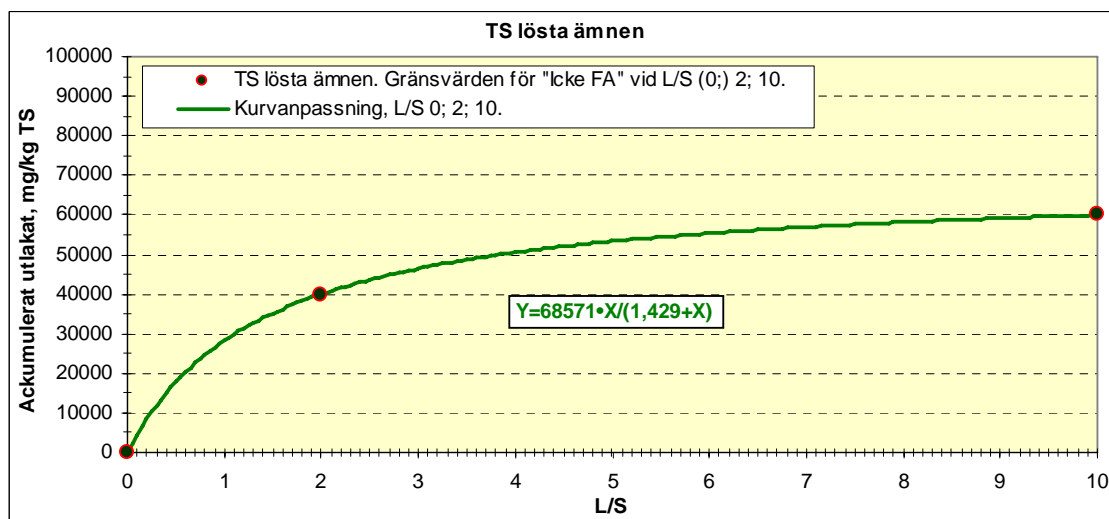


Diagram A17. TS lösta ämnen. Icke-FA.

2.5.2 Farligt avfall (FA)

I tabell 3 ges framräknade konstanter för lakkurvor (inklusive i vissa fall laklinjer) inom olika L/S intervall för enskilda ämnen som motsvarar varje ämnes lakgränsvärden i mot-tagningskriterierna (NFS 2004:10). I tabellen redovisas därtill de underliggande ekvationer, innehållande dessa konstanter, som resulterar i lakkurvorna. Lakkurvorna presenteras efter tabellen i form av diagram för varje enskilt ämne och baseras på fallet FA, d.v.s. på gränsvärden för enskilda ämnen i lakvatten från farligt avfall som avses att deponeras på deponi för farligt avfall.

Tabell 3. Ekvationskonstanter för angivna ekvationer under olika L/S intervall för acceptabel anpassning till gällande gränsvärden för ämnen gällande för FA. X motsvarar aktuellt L/S och Y mängden ackumulerat utlakat vid aktuellt L/S.

Ämne	L/S intervall	Använd ekvation	Konstant a	Konstant b	Konstant k
Arsenik	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	3
"-	0,1-2	$Y = k \cdot X$	-	-	3
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	120,0	38,01	-
Barium	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	60
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	569,9	9,397	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	600,0	10,00	-
Kadmium	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	1,7
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	24,10	14,07	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	6,000	2,000	-
Krom tot	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	15
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	142,6	9,409	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	127,3	8,182	-
Koppar	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	60
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	81,43	1,257	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	133,3	3,333	-
Kvicksilver	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	0,3
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	2,848	9,392	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	8,002	30,01	-
Molybden	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	10
"-	0,1-2	$Y = k \cdot X$	-	-	10
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	34,29	1,429	-
Nickel	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	12
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	114,0	9,398	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	53,33	3,333	-
Bly	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	15
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	141,9	9,353	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	66,67	3,333	-
Antimon	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	1
"-	0,1-2	$Y = k \cdot X$	-	-	1
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	8,000	6,000	-
Selen	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	3
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	11,40	3,700	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	8,615	2,308	-
Zink	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	60
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	342,3	5,606	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	288,0	4,400	-
Klorid	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	15000
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	37268	2,384	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	28333	1,333	-
Fluorid	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	120
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1135,3	9,353	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	800,0	6,000	-
Sulfat	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	17000
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	89750	5,180	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	66667	3,333	-
DOC	0-0,1	$Y = k \cdot X$	-	-	320
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1824	5,599	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	1371	3,714	-
TS lösta ämnen	0-0,1	$Y = a \cdot X / (b - X)$	112000	1,200	-
"-	0,1-2	$Y = a \cdot X / (b - X)$	112000	1,200	-
"-	2-10	$Y = a \cdot X / (b - X)$	112000	1,200	-

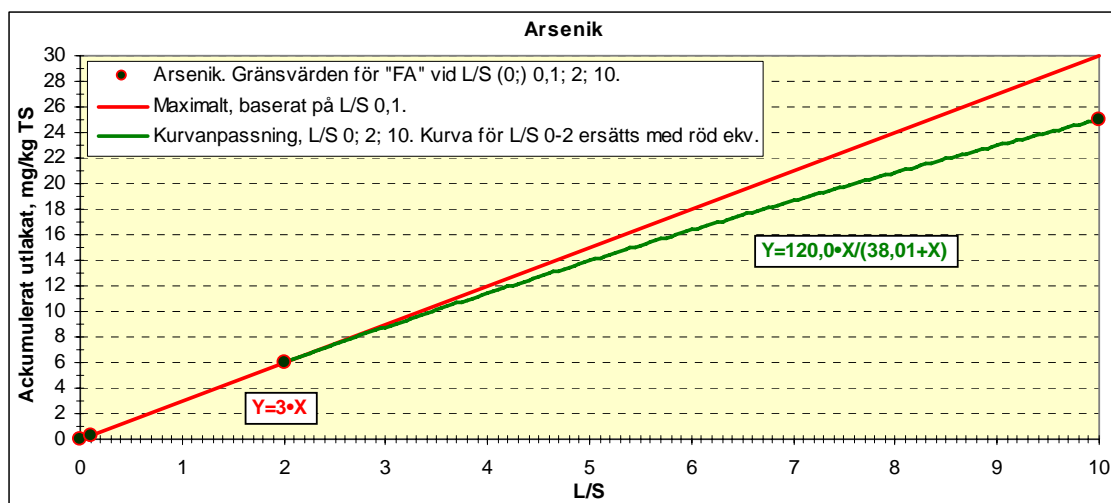


Diagram A18. Arsenik. FA.

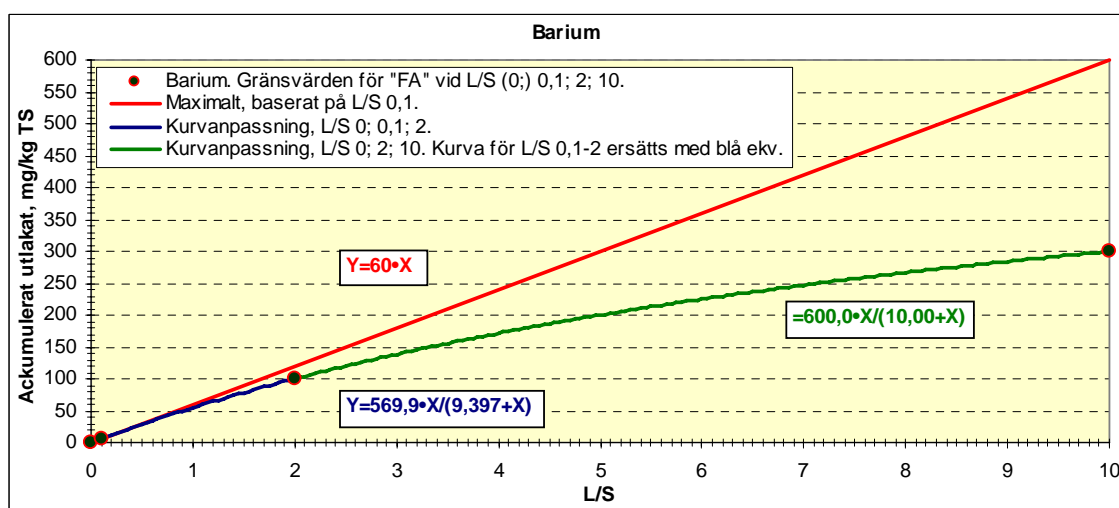


Diagram A19. Barium. FA.

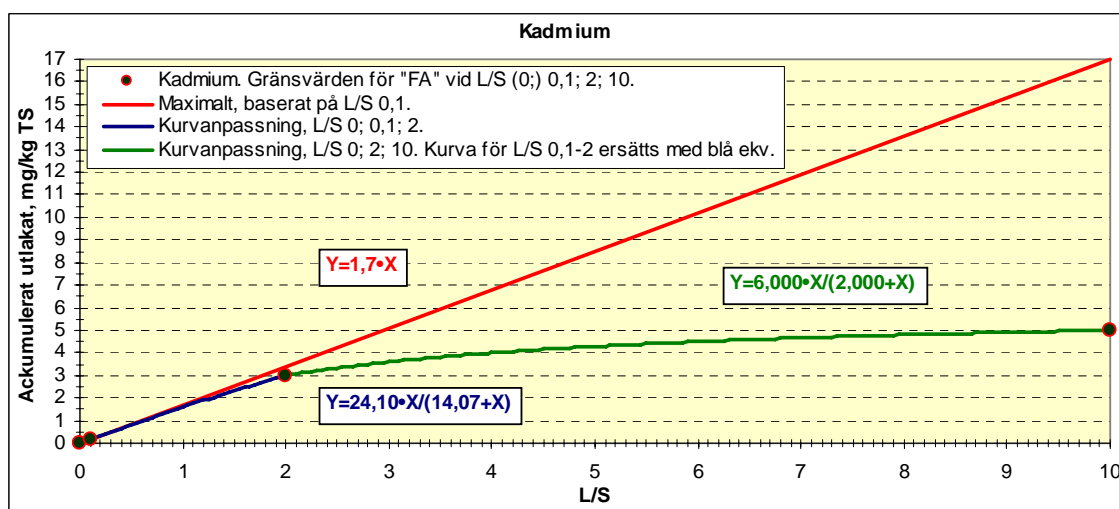


Diagram A20. Kadmium. FA.

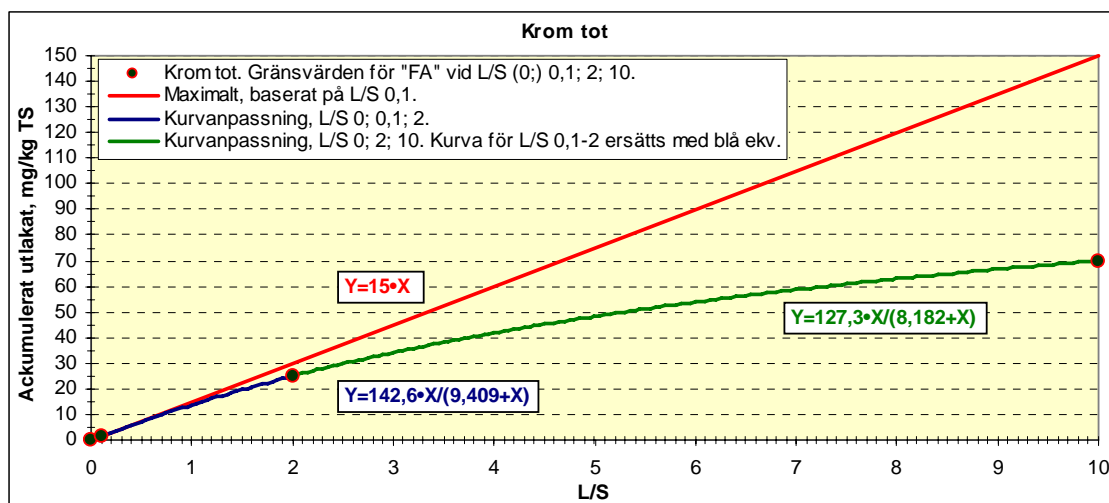


Diagram A21. Krom tot. FA.

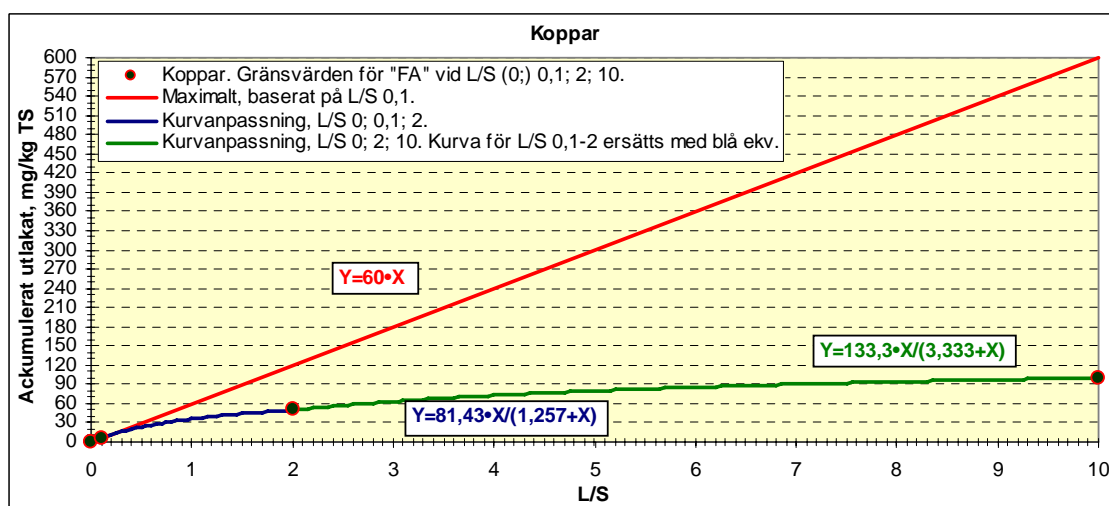


Diagram A22. Koppar. FA.

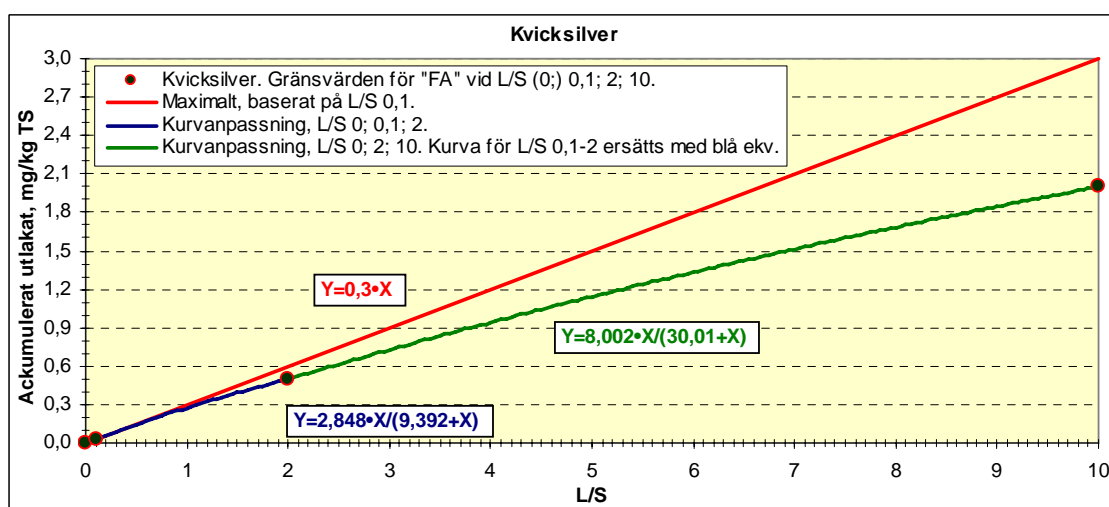


Diagram A23. Kvicksilver. FA.

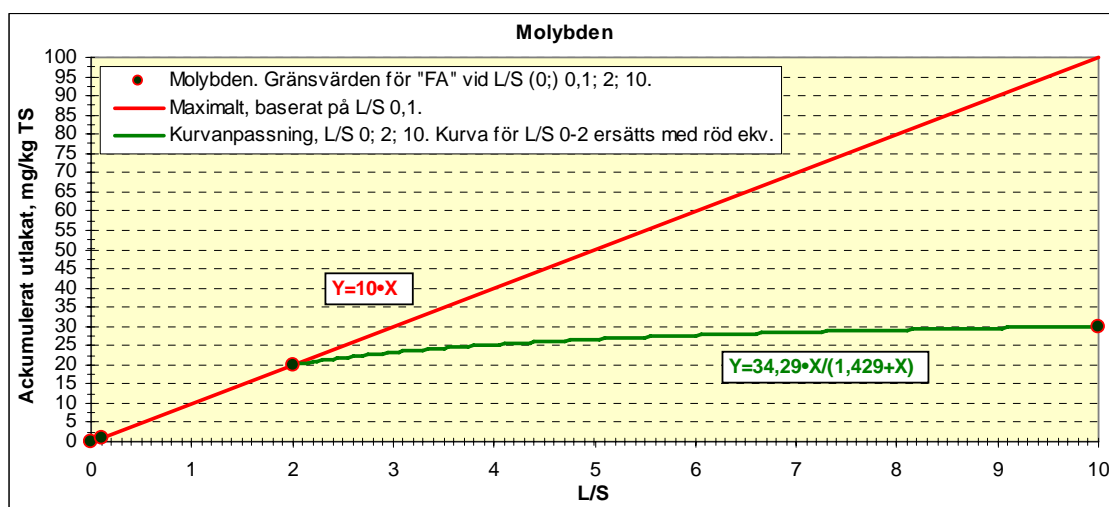


Diagram A24. Molybden. FA.

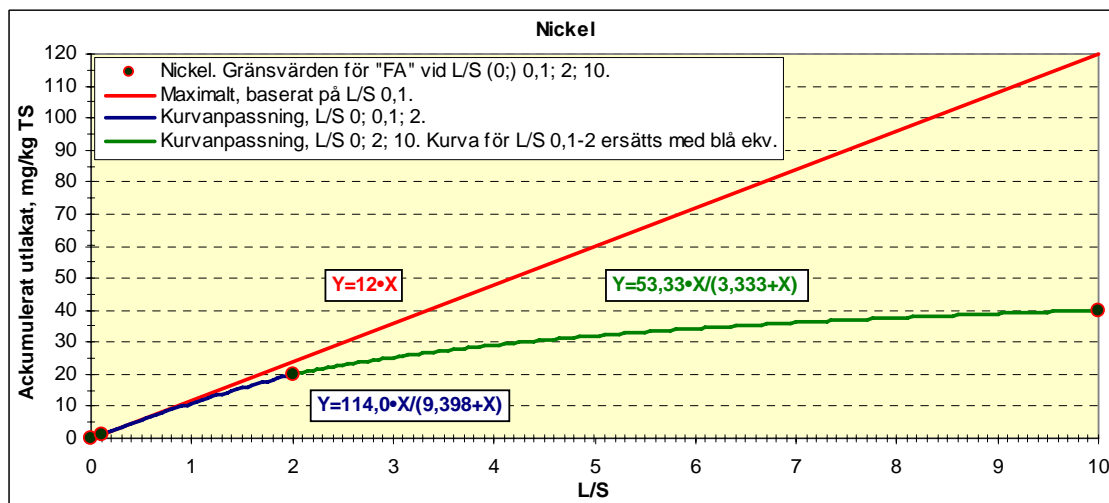


Diagram A25. Nickel. FA.

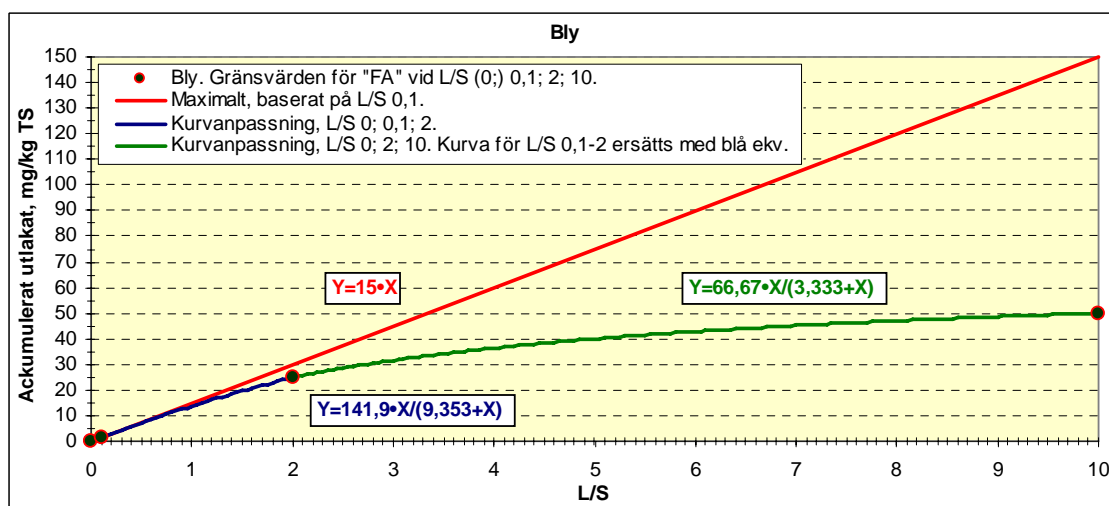


Diagram A26. Bly. FA.

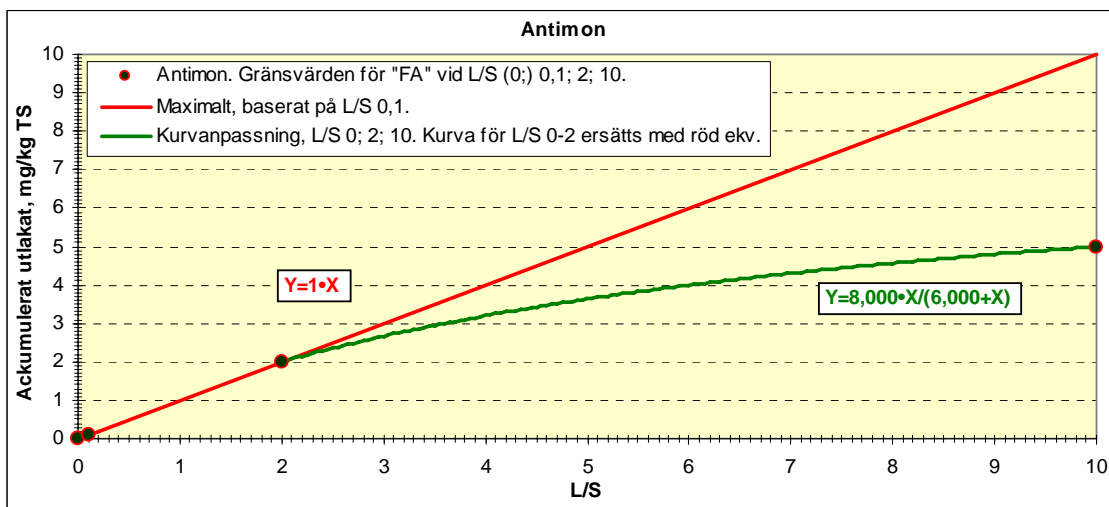


Diagram A27. Antimon. FA.

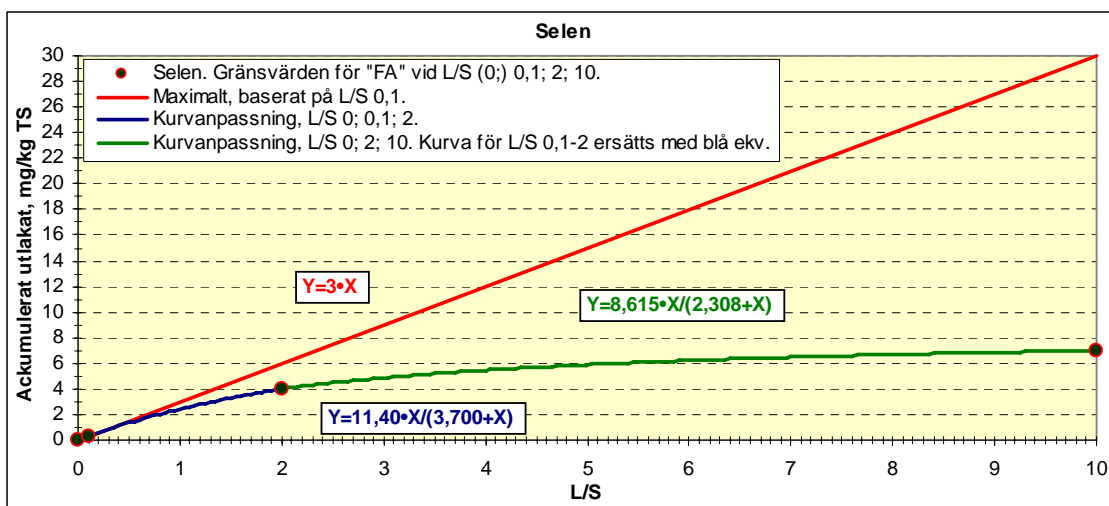


Diagram A29. Selen. FA.

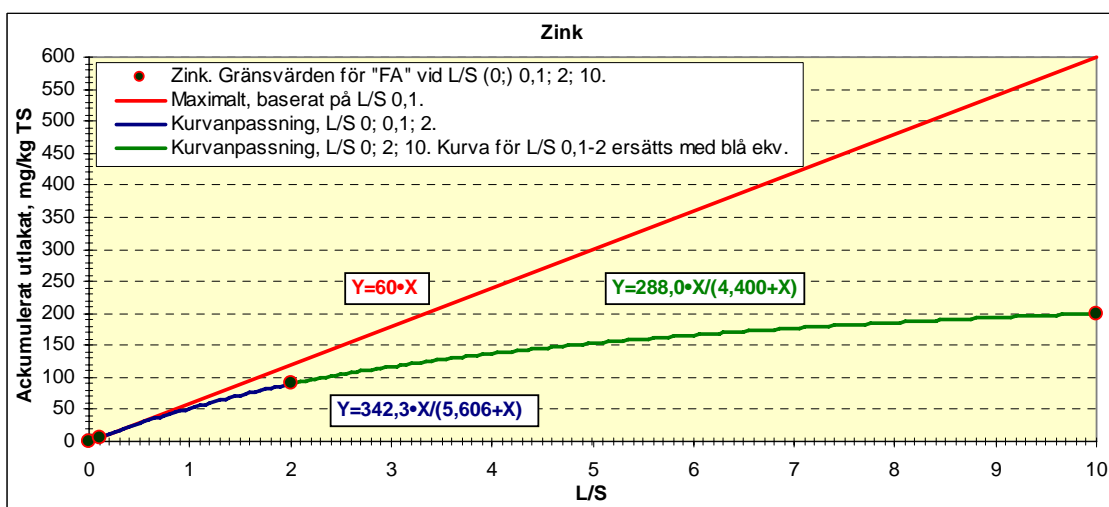


Diagram A30. Zink. FA.

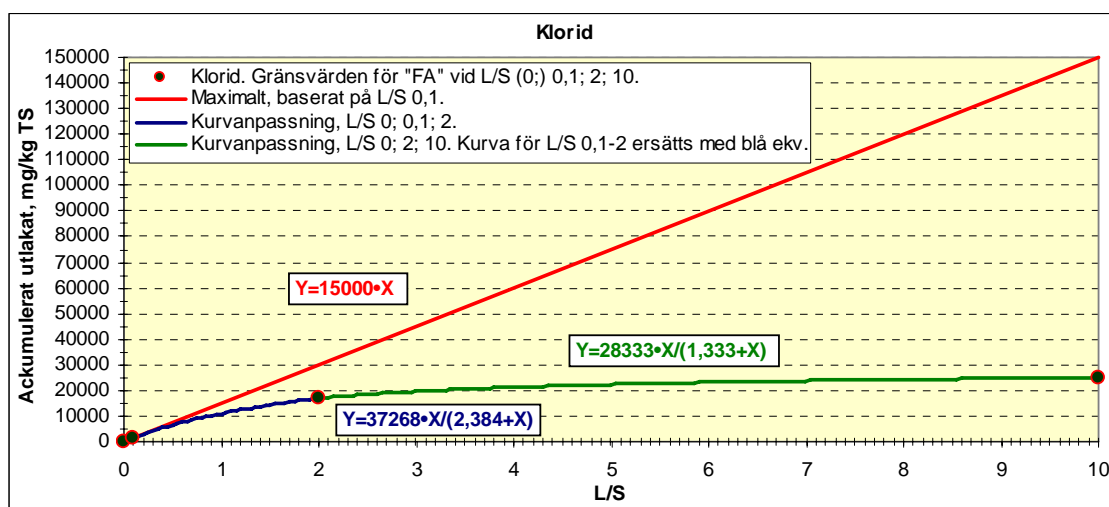


Diagram A31. Klorid. FA.

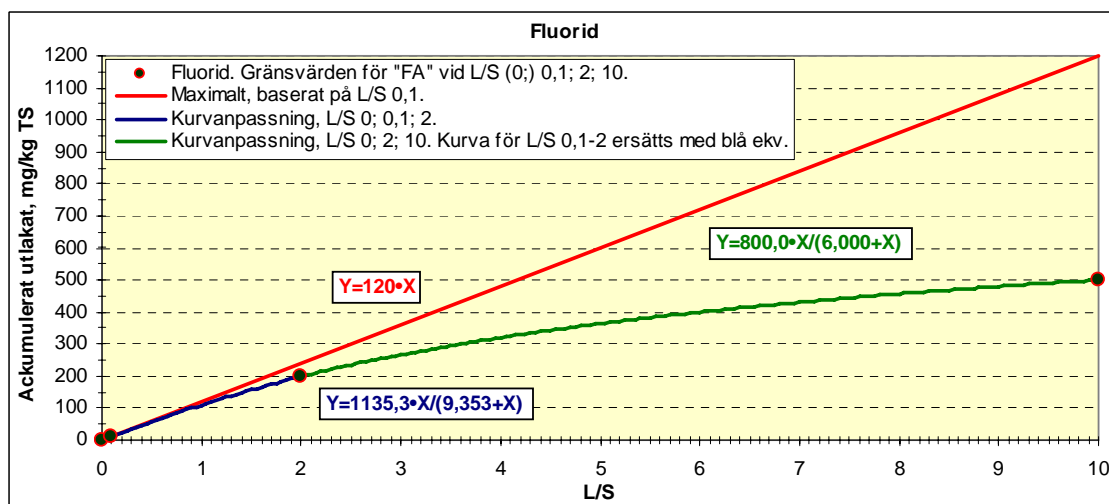


Diagram A32. Fluorid. FA.

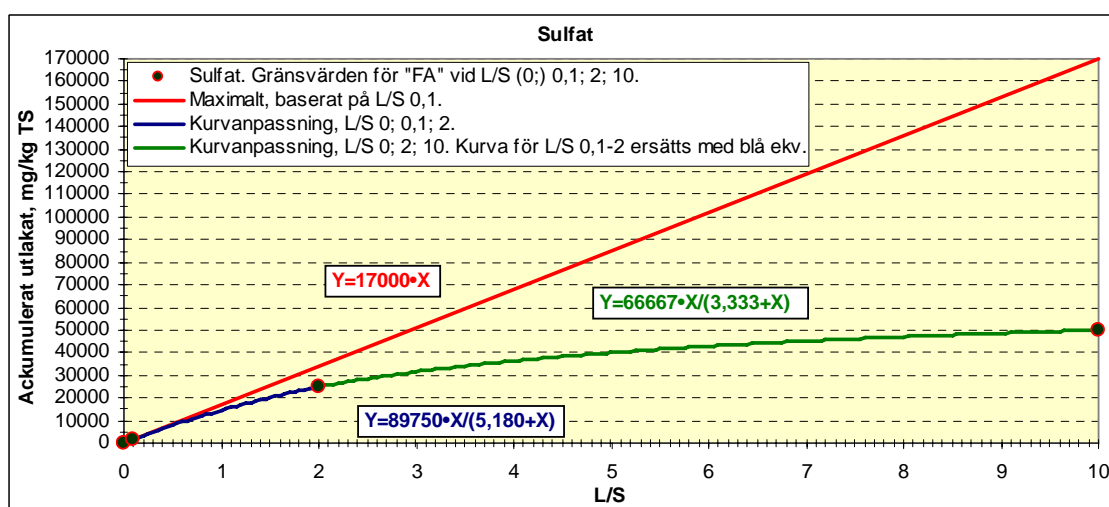


Diagram A33. Sulfat. FA.

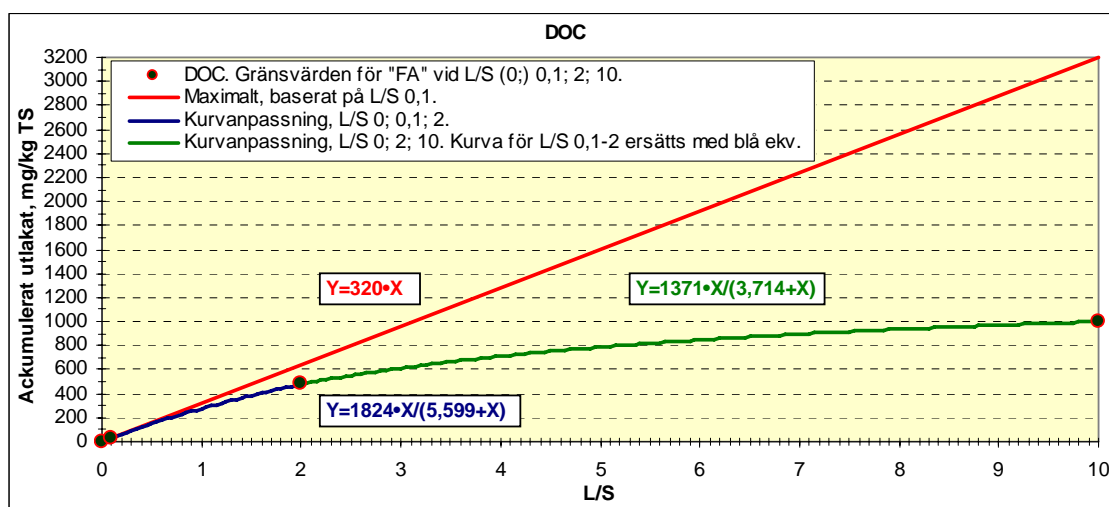


Diagram A34. DOC. FA.

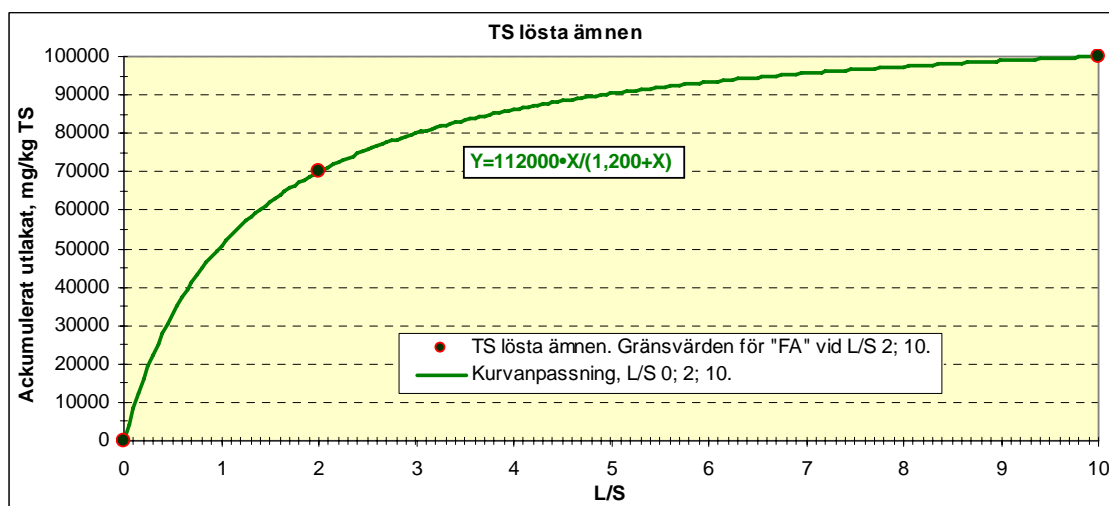


Diagram A35. TS lösta ämnen. FA.

2.6 Exempel på behov av filtervolym

I det följande ges beräkningar av filtervolym.

Det förutsätts att den maximala lakvattenvolym som kan beräknas rinna igenom den geologiska barriären, kopplad till icke-FA- eller FA deponi, istället tillåts rinna igenom det passiva filtersystemet. Av fundamental betydelse för beräkning av filtervolym är då vilket L/S som kan uppkomma vid 50 år respektive 200 år vid icke-farligt avfalls deponi respektive farligt avfallsdeponi. I det följande ges några teoretiska enkla beräkningsexempel. Beräkningarna gäller för en deponi med fullständig tät botten där lakvattnet tar vägen genom det passiva filtret. Vidare gäller att den volym lakvatten som passerar filtret motsvarar den maximala volym som i annat fall skulle passera den geologiska barriären.

Beräkningsgången är i princip följande. Först beräknas ett teoretiskt L/S motsvarande 50 år eller 200 år, baserat på de hydrologiska krav som ställs i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512). När väl L/S beräknats relateras detta L/S till de maximalt utlakade

mängder som tillåts för respektive deponityp, utifrån de gränsvärden som ges i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Dessa mängder sätts därefter i relation till maximalt teoretisk adsorptionskapacitet för det passiva filtersystemet.

Härur kan beräknas den filtervolym (eller vikt om så önskas) som den passiva filterbarriären teoretiskt och konservativt måste ha för att uppfylla dessa krav. Därtill kan i beräkningsgången ansättas önskade andelar av maximalt utlakade mängder vid nämnda L/S för varje enskilt ämne. Detta kan till exempel motsvara andel av gränsvärdet för varje enskilt ämne vid det uträknade L/S (t.ex. baserat på laboratoriestudier av det specifika materialet) samt även andelar av inkommande lakvattenföroreningar som filtret ska klara. I det sistnämnda fallet kommer alltså filtersystemet att tillåtas släppa ifrån sig delar av de i inkommande lakvatten innehållande mängderna (d.v.s. andel av de utlakade ackumulerade mängderna upp till angivet L/S).

Beräkningarna avser endast den volym vatten som skulle passerat den geologiska barriären om den inte bytts ut mot en helt tät barriär. Detta ger begränsningar i de använda L/S värdena i nedanstående beräkningar. Dessa L/S värden begränsar i sin tur maximalt tillåten ackumulerad utlakad mängd av enskilt ämne.

Observera att beräkningarna enbart tar hänsyn till de ämnen som det föreligger gränsvärden för i lakvattnen enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Ett deponilakvatten kan innehålla signifikanta halter, och över tiden betydande mängder, av andra ämnen som det inte föreligger gränsvärden för i nämnda referens, men som ändå sannolikt kan utgöra konkurrens i själva sorptionssteget. Det kan få till följd att nedan ansatta höga värde på sorptionskapacitet motsvarande 4 vikt-% i realiteten bara blir en bråkdel. I så fall kommer nödvändig filtervolym att behöva ökas i motsvarande grad.

Utifrån den i kapitel 2 (denna bilaga) beskrivna beräkningsmodellen kan teoretiska filtervolymerna uppskattas för de olika deponityperna. Detta exemplifieras i tre scenarion i det följande.

Scenario 1 (extremfall Icke-FA):

Ansätt följande för beräkningarna:

- Allt som lakas ut från deponin motsvarar vad som finns i utgående lakvatten till filtersystemet samt att detta innehåll omhändertas av filtersystemet under 50 år.
- Deponi Icke-FA.
- Deponiarea, deponidjup och deponidensitet: 50 000 m², 2 m, resp. 1,3 ton/m³.
- Geologiska barriärens eff. porositet och hydrauliska konduktivitet: 0,2 resp. 9,49·10⁻¹⁰ m/s.
- Maximalt teoretiskt flöde och minimitid för genomströmning: 50 l/m²/år samt 50 år.

Utfall:

I detta Icke-FA fall visar det sig att reellt flöde blir ca 1/10-del av vad som maximalt teoretiskt (geohydrologiskt) tillåts (enligt Deponeringsförordningen (SFS 2001:512)). Reellt flöde blir 6 l/m²/år (begränsas av rimlig porositet och krav på konduktiviteten, för vidare information hänvisas till avsnitt 2.2 i denna bilaga). Sammantaget ger detta att efter 50 år har L/S 0,12 uppnåtts. Antag maximal sorptionskapacitet på ett filter som enbart sorberar katjoner (förutsätts gälla under hela den passiva drifttiden) vara 4 vikt-% samt ansätt densiteten hos sådant filter till 1,5 ton/m³. Detsamma ansätts gälla för ytterligare ett filter

som enbart sorberar anjoner samt detsamma för ytterligare ett filter som enbart sorberar DOC. I det senare fallet ansätts därtill en halveringstid för fullständig mineralisering av DOC i filtret till 50 år.

Utifrån dessa förutsättningar, samt baserat på maximalt tillåtna utlakade halter och ackumulerade utlakade mängder enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10) för Icke-FA, erhålls att den filtervolym som måste tas fram för att klara maxkraven för katjonerna blir i storleksordningen ca 20 m^3 , för anjonerna nästan $4\,000 \text{ m}^3$ och för DOC ca 45 m^3 . Detta kan sättas i relation till själva deponivolymen som är $100\,000 \text{ m}^3$. Den härav beräknade teoretiska filtervolymen som krävs i detta teoretiska fall motsvarar alltså ca 4 % av det deponerade materialet.

Som nämnts ovan kan angreppssättet anses vara starkt konservativt. Det bedöms ha mycket liten sannolikhet att alla enskilda ämnen, som har lakgränsvärden, skulle lakas ut med värden som motsvarar gränsvärdena upp till L/S 0,12. Om man istället ansätter att utlakningen för var och en av de enskilda ämnena (som har gränsvärde i lakvatten) är x % av maximalt (maximalt = gränsvärde) så blir även filtervolymerna x % av ovan maximalt angivna volymer. Dock, vad som gör utfallet mindre konservativt är att beräkningarna baseras på en generell filterkapacitet av 4 vikt-%. Om filtermaterialet ska vara baserat på billiga naturmaterial är nog sådan kapacitet orealistiskt hög i ett reellt lakvattenfall. Generellt kan samma aspekter läggas på nedanstående scenarion.

Scenario 2 (extremfall FA):

Ansätt samma förutsättningar som ovan med följande förändringar:

- Deponi FA
- Geologiska barriärens eff. porositet: 0,182 (maximalt teoretiskt värde, Ekvation 15).
- Maximalt flöde och minimitid för genomströmning: $5 \text{ l/m}^2/\text{år}$ samt 200 år.

Utfall:

Detta ger att efter 200 år har L/S 0,38 uppnåtts. Maximal sorptionskapacitet på de olika filtren samt DOC:s halveringstid för mineralisering sätts vara samma som i exempel 1.

Utifrån dessa teoretiska förutsättningar, samt baserat på maximalt tillåtna utlakade halter och ackumulerade utlakade mängder enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10), erhålls att den filtervolym som måste tas fram för att klara maxkraven för katjonerna blir i storleksordningen nästan 190 m^3 , för anjonerna ca $24\,800 \text{ m}^3$ och för DOC ca 85 m^3 . Detta kan sättas i relation till själva deponivolymen som är $100\,000 \text{ m}^3$. Den härav beräknade teoretiska filtervolym som krävs i detta teoretiska fall motsvarar ¼-del av det deponerade materialet!

Som nämnts ovan bör den maximala sorptionskapacitet som använts i ovanstående teoretiska beräkningar (4 vikt-%) bedömas som hög. Framför allt gäller detta enkla, relativt billiga, filter samt inte minst i förhållande till klorid (svårt att hitta enkla, billiga sorbenter) och det är just lakgränsvärdena för anjonen klorid (och sulfat) som orsakar de teoretiskt stora filtervolymerna. Om istället en halverad sorptionskapacitet (2 vikt-%) ansätts gälla för filter som ska sorbera klorid (2 vikt-% är sannolikt fortfarande för högt för enkla filter i förhållande till klorid) så erhålls dubblerad filtervolym, d.v.s. motsvarande ca halva deponivolymen!

Förutsatt att man enbart kan förlita sig på passivt filtersystem under den passiva fasen samt att filtersystemet ska ha kapacitet att kunna ta hand om halter och mängder motsvarande maximala gränsvärden enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10), och att filtervolymer inte ska vara orimligt stor bör det alltså vara teoretiskt omöjligt att uppnå fullständig rening av lakvatten från deponier.

På samma sätt som för scenario 1 så förutsätter beräkningarna att innehållet i lakvattnen upp till det L/S som genererats vid 200 år har de halter och mängder som maximalt får laka ut från det deponerade materialet. Angreppssättet är starkt konservativt. Om man istället ansätter att utlakningen för var och en av de enskilda ämnena (som har gränsvärde i lakvatten) är x % av maximalt (maximalt = gränsvärde) så blir även filtervolymerna x % av ovan maximalt angivna volymer.

Vad som inte beaktats i beräkningarna och som kan generera potential för behov av ökad filtervolym är t.ex. att konkurrerande joner som inte har gränsvärden (Na, K etc) inte har tagits hänsyn till. Därtill kan andra faktorer få stor betydelse för behov av filtervolym som t.ex. att filtret med tiden sätts igen, att kanalbildning uppstår eller redox, pH etc. förändras.

Scenario 3 (halter och mängder från filtersystem motsvarar utlakat från lera):

Ovanstående beräkningar utgår från de utlakade halter och ackumulerade utlakade mängder som gäller vid de L/S som motsvarar 50 år och 200 år för respektive deponityp, baserat på gränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Därtill utgår beräkningarna från att inga föroreningar lämnar filtersystemet under 50 år resp. 200 år. Nedan ges ett alternativt fall. Detta utgår från att halter och ackumulerade utlakade mängder som lämnar filtret hypotetiskt får vara > 0 samt motsvara vad en geologisk barriär i form av inert material, t.ex. lera, skulle kunna laka ut. Utlakningen ansätts ske under ovan nämnda tider med vattenflöden genom barriären motsvarande nämnda L/S.

Utfall:

Utgångspunkten i detta scenario är att filtersystemet tillåts släppa ifrån sig mängder av ämnen som motsvaras av vad en geologisk barriär i form av lera laka ut. Leran antas laka ut motsvarande gränsvärdena för inert avfall. Därtill att utlakningen från deponin motsvarar gränsvärdesnivå för Icke-FA respektive FA. Det som behöver tas omhand av filtret är mängddifferensen mellan gränsvärdena för respektive typavfall och inert avfall.

Jämförelse mellan gränsvärden för utlakat vid L/S 0,1 för inert avfall och Icke-FA motsvarar ett rakt medelvärde av ca 87 vikt-% (för sulfat och klorid blir värdena 79 vikt-% resp. 95 vikt-%), d.v.s. gränsvärdena för oorganiska ämnen för icke-farligt avfall innefattar ca 13 vikt-% de mängder som motsvaras av inert avfall. Om den geologiska barriären skulle tillåtas laka ut motsvarande gränsvärden för inert avfall och detta skulle alternativt kunna appliceras på ett filter, d.v.s. filtret tillåts släppa ifrån sig mängder motsvarande gränsvärdena för inert avfall, blir filtervolymminskningen endast ca 1/10-del. Det skulle alltså fortfarande behövas stor filtervolym, ca 9/10-delar av vad som tidigare beräknades för Icke-FA.

Om samma jämförelse med gränsvärdena för inert avfall görs med gränsvärdena för FA vid L/S 0,1 får man i medel att ca 1/30-del av de då utlakade mängderna motsvarar inert avfall (för sulfat och klorid blir värdena 91 vikt-% resp. 97 vikt-%). Detta skulle alltså ge ännu mindre reduktion av filtervolymer.

Beräkningarna visar alltså att det är ett fåtal ämnen, speciellt sulfat och klorid, som ger mycket stort bidrag till totala teoretiska filtervolymen. Om man tillåter att filtersystemet får släppa ifrån sig halter och mängder motsvarande lakgränsvärden för inert avfall erhålls ändå ingen markant sänkning av teoretiskt beräknad total filtervolym.

Vad som istället bör vara avgörande för filtervolymerna är storleken på andel utlakat från deponin, jämfört med gränsvärdena. Gränsvärdena för de mängder som maximalt tillåts lakas ut av klorid och sulfat, oavsett om det gäller Icke-FA eller FA, motsvarar ca 98 vikt-% bidrag av den totala mängd av ämnen som det finns gränsvärden för. Om utlakningen endast är 50 vikt-% av vad som maximalt tillåts på respektive deponi, speciellt avseende sulfat och klorider, blir behovet av filtervolym i motsvarande grad reducerat.

Vilka halter och mängder av utlakat klorid och sulfat som i realiteten kan komma att gälla är okänt men kapitel 3 i föreliggande rapport indikerar att de kan bli avsevärda (speciellt klorid). De kommer naturligtvis att variera och indikation i det platsspecifika fallet avseende potentiell andel utlakat i förhållande till gränsvärdena kan fås utifrån den grundläggande karakteriseringen, beskriven i mottagningskriterierna (NFS 2004:10).

Sammantaget kan konstateras att beräkningarna ovan indikerar att det teoretiskt kan föreligga situationer när det, ur filtersynpunkt, blir utrymmesmässigt orimligt att klara av gällande deponikrav. Detta förutsatt att lakvattnen ska renas med filtersystem som har sorptionseffektivitet kring 4 vikt-%. Denna antagna effektivitet är troligtvis i högsta laget för anjoner som klorid. En lägre effektivitet kräver ännu större filtervolym.

Därtill har ingen hänsyn tagits till filtervolym som därutöver kan behövas för konkurrens i sorption från övriga ämnen som kan föreligga i lakvatten från deponier, men som inte har lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10).

Det kan alltså bli designmässigt orimligt att uppfylla eventuella krav av att ett passivt filtersystem ska fastlägga samtliga urlakade föroreningar under hela den passiva fasen. Detta är till mycket stora delar orsakat av gällande gränsvärden för klorid och sulfat samt om krav ska gälla att filtersystemen inte får lämna ifrån sig signifikanta halter och mängder av dessa ämnen.

Även om lakgränsvärden för inert avfall skulle accepteras i utgående lakvatten från det passiva filtersystemet så blir det ändå ingen avsevärd minskning i teoretiskt filtervolymbehov. Avgörande för filtervolym bör istället vara om avsevärt mindre av klorid och sulfat lakas ut i varje enskilt fall, jämfört med gränsvärdena för respektive avfall. Som diskuteras i kapitel 7 i rapporten kan en utväg vara att under deponins aktiva fas påskynda utlakningen. Om man i stället skulle tillåta att betydande halter och mängder får lämna filtersystemet under den passiva fasen kan detta behöva baseras på platsspecifik riskbedömning och ev. riskvärdering. Detta gäller särskilt om någon betydande recipient finns inom rimligt avstånd nedströms deponin.

3 FÖRSLAG TILL FILTERTYPER FÖR OLIKA FÖRORENINGAR

I tabell 4 presenteras ett urval av ämnen, förslag på lämpliga filtertyper, samt känslighet för pH och syre. Lämpliga filtertyper syftar på kategorierna partikelfilter, filter för nedbrytning och sorption. Ämnena är valda utifrån följande:

Ämnen klassificerade som prioriterade enligt Ramdirektivet för vatten, ämnen definierade enligt rådets beslut (2003/33/EG) till deponeringsdirektivet (1999/31/EG) i enlighet med mottagningskriterierna (NFS 2004:10), gränsvärden för dricksvatten enligt föreskrift från Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30) samt ämnen definierade i NV rapport 4638 ”Generella riktvärden för förorenad mark”.

Undantaget är ämnen som endast förekommer i Livsmedelsverkets föreskrifter och där anledningen till gränsvärdet beror på tekniska och estetiska aspekter. Dessa ämnen beskrivs i vägledningen till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (främst: aluminium, kalcium, magnesium och mangan).

Tabell 4. Urval av ämnen, förslag på lämplig filtertyp, känslighet för pH och syre.
 ”Lämplig filtertyp” syftar på kategorierna partikelfilter, filter för nedbrytning och sorption.

Legend: X = god effekt; (X) = måttlig effekt; i e = ”ingen” effekt; ? = svårbedömd effekt

OORGANISKA ÄMNEN						
Ämnen/parametrar	CAS-nummer	Partikel-filter	Filter för nedbrytning	Sorption	Filtrets känslighet för pH	Filtrets känslighet för syre
Antimon	7440-36-0	(X)	i e	X	X	(X)
Arsenik	7440-38-2	X (om Fe)	i e	X	(X)	
Barium	7440-39-3		i e	X	i e	i e
Bly (och dess föreningar, WFD)	7439-92-1	X	i e	X	X	i e
Bor	7440-42-8	i e	i e	(X)	X	i e
Järn	7439-89-6	X	i e	(X)	(X)	X
Kadmium (och dess föreningar, WFD)	7440-43-9	(X)	i e	X	X	X
Kobolt	7440-48-7	(X)	i e	X	X	(X)
Koppar	7440-50-8	X	i e	X	X	X
Krom (III)	7440-47-3	X	i e	(X)	(X)	(X)
Krom (VI)	7440-47-3	i e	i e	(X)	X	X
Krom	7440-47-3	X	i e	(X)	X	X
Kvikksilver (och dess föreningar, WFD)	7439-97-6	(X)	i e	X	(X)	X
Molybden	7439-98-7	i e	i e	X	X	i e
Natrium	7440-23-5	i e	i e	i e	i e	i e
Nickel (och dess föreningar, WFD)	7440-02-0	(X)	i e	X	X	X
Radon	10043-92-2	i e	? Sönderf.	?	i e	i e
Selen	7782-49-2	i e	i e	?	?	?
Tritium	10028-17-8	i e	? Sönderf.	i e	i e	i e
Vanadin	1314-62-1	X	i e	X	(X)	?
Volfram	7440-33-7	X	i e	X	X	i e
Zink	7440-66-6	(X)	i e	X	X	(X)
Ammonium		i e	X	?	X	X
Bromat	8044-71-1	?	?	?	?	?
Fluorid	16984-48-8	i e	i e	X	X	i e
Klorid		i e	i e	i e	i e	i e
Nitrat	14797-55-8	i e	(X) upptag	i e	i e	(X)
Nitrit	14797-65-0	i e	X	i e	X	X
Sulfat	14808-79-8	i e	i e	i e?	i e	(X)
Cyanider komplex		?	?	(X)	X	?
Cyanider fri	57-12-05	i.e.	?	(X)	X	?

ORGANISKA ÄMNEN						
Ämnen/parametrar	CAS-nummer	Partikel-filter	Filter för nedbrytning	Sorption	Filtrets känslighet för pH	Filtrets känslighet för syre
Fenol/fenoler/Fenolindex	108-95-2/- /-	(X)-i e; pKa + med ökat antal kol	X-(X); pKa	X-i e; pKa	X; pKa	Nedbrytning: X O ₂ +
Kresoler	-	X-i e; pKa + med ökat antal kol	X-(X); pKa	X-i e; pKa	X; pKa	Nedbrytning: X O ₂ +
Klorfenoler	-	X-i e; pKa	X-i e; pKa. + med minskad % klor	X-i e; pKa	X; pKa	Nedbrytning: X O ₂ +
Klorbensener	-	(X)-i e; f(Kd), + med ökad % klor	(X)-i e; + med minskad % klor	(X)-i e; f(Koc), + med ökad % klor	i e	Nedbrytning: (X) O ₂ Högklor: - Lågklor: +
PCB tot	1336-36-3	X	i e	X-(X)	i e	i e
Klorerade alifater, <C5	-	i e	X-i e; + med minskad % klor (C ₂ -alken anaerobt:VC)	(X)-i e	i e	Nedbrytning: X-i e O ₂ Höglör: - Lågklor: + (mineraliser. bl.a. VC)
Klorerade alifater, >C4	-	(X)-i e; f(Kd), + med ökad % klor och antal kol	(X)-i e; - med ökad % klor o ökat antal kol Hög % klor med måttligt antal kol: ev. + anaerob attack	X-(X); f(Koc), + med ökad % klor o ökat antal kol	i e	Nedbrytning: (X)-i e O ₂ Höglör: - Lågklor: +
Bromerade alifater < C3	-	i e	X-i e; + med minskad % brom	(X)-i e	i e	Nedbrytning: X O ₂ Höglör: - Lågklor: +
Bromkloralifater < C3	-	i e	X-i e; + med minskad % halogen	(X)-i e	i e	Nedbrytning: X O ₂ Höglör: - Lågklor: +
Ftalater	-	(X)-i e; f(Kd), + med ökat antal kol	X-(X) (i e)	X-i e; + med ökat antal kol	(X)-i e; pKa	Nedbrytning: X O ₂ +
Nitrotoluener	-	i e	(X)-i e (kan ev. ge tox. intermed.)	(X)	?	Nedbrytning: låg % nitro: + O ₂ . Hög % nitro => (aerob)-anaerob-aerob
Bromerade difenyletrar	-	X	i e	X-(X)	i e	i e
Dioxin (TCDD-ekv)	-	X	i e	X-(X)	i e	i e
PAH	-	X-(X); + med ökat antal kol	X-i e; - med ökat antal kol	X-(X); + med ökat antal kol	i e	Nedbrytning: X O ₂ +

BTEX	-	(X)-i e	X-(X)	(X)-i e	i e	Nedbrytning: X O ₂ +
Mineralolja C ₁₀₋₄₀	-	X-i e; + med ökat antal kol	X-i e - med ökat antal kol	X-(X); + med ökat antal kol	i e	Nedbrytning: X O ₂ +
Akrylamid	79-06-1	i e	(X)	X-(X)	?	Nedbrytning: X O ₂ +
Epiklorhydrin	106-89-8	i e	(X)-i e + låga halter	X-(X)	?	i e
Alifater	-	X-i e; + med ökat antal kol	X-i e + C10-20 - med ökat antal kol	X-(X); + med ökat antal kol	i e	Nedbrytning: X O ₂ +
Aromater (enkelringade)	-	(X)-i e; + med ökat antal kol	X-i e - med ökat antal kol och ökat antal alkylgrupper	X-(X) (i e); + med ökat antal kol	i e	Nedbrytning: X O ₂ +
MTBE	1634-04-4	i e	(X)-i e	(X)-i e	i e (?)	Nedbrytning: X O ₂ +
Bekämpningsmedel	-	Ämnes-specifikt - med ökad löslighet	X-i e Ämnes-Specifikt	X-i e Ämnes-Specifikt	X-i e Ämnes-specifikt; pKa-beroende för svaga org. syror	Nedbrytning: X O ₂ : + låg-halogenarat - hög-halogenarat
Tetraetylbly	78-00-2	X	i e	(X)-i e	i e	i e
Tributyltenn-föreningar	-	X-(i e) f(pH, motjoner etc) Vanligtvis oladdade => X	i e	X-i e f(av bl.a. pH, salthalt, motjoner)	X pH och motjoner bildar variation av komplex och egenskaper	(X)-i e TBT kan eventuellt naturligt oxideras => löslighet och laddning förändras
DOC	-	i e (gäller ej extrema pH)	X	X	X pKa-beroende löslighet för svaga org. syror	Nedbrytning: X O ₂ +
TOC (exklusive DOC)	-	X	(X)-i e	(X)-i e	i e	Nedbrytning: X O ₂ +

4 FÖRKLARINGAR

<i>Aerobt:</i>	Syrerikt. Aeroba processer kräver syrerika förhållanden.
<i>Affinitet:</i>	"Dragningskraft" mellan ämnen eller mellan ämnen och material.
<i>Alkalinitet:</i>	En vätskelösnings (vanligtvis vattens) förmåga att neutralisera vätejoner (d.v.s. att tåla surt tillskott utan att själv minska pH, d.v.s. dess förmåga att buffra).
<i>Anaerobt:</i>	Syrefattigt.
<i>Anjon:</i>	Negativt laddad jon.
<i>Buffring (kemiskt):</i>	En lösnings förmåga att motstå pH-förändring då antingen syra eller bas tillsätts.
<i>Bäddvolym:</i>	En bäddvolym lakvatten = filterbäddens volym.
<i>Elektronacceptorer:</i>	Ämnen som tar upp elektroner som frigörs under nedbrytning av organiskt material.
<i>Elektronondonator:</i>	Ämnen (vanligtvis organiskt material) som avger elektroner under ämnenas nedbrytning.
<i>Hydraulisk konduktivitet:</i>	Värde på hur lätt vatten kan röra sig genom ett materials porer och sprickor.
<i>Hydrofil:</i>	Vattenlösligt.
<i>Hydrofob:</i>	Fettlösligt, d.v.s. skyr vatten.
<i>Hydrolys:</i>	Hydrolys är en kemisk reaktion eller process i vilket ett ämne reagerar kemiskt med vatten.
<i>Isoterm:</i>	Beskrivning av jämviktsförhållande, t.ex. kan förhållandet mellan halten i fast fas och halten i lösning kan beskrivas som en matematisk funktion eller ekvation.
<i>Jonbyte:</i>	I filtersammanhang: Utbyte av joner mellan en lösning av joner (vanligtvis vatten) och filtermaterialet.
<i>Katjon:</i>	Positivt laddad jon.
<i>L/S:</i>	Förhållandet mellan vikt vatten som lakat ett material och materialets vikt (kg/kg).
<i>Låghumifierad:</i>	Material, t.ex. torv, med högt fiberinnehåll (kan innehålla rötter och växtdelar), låg andel nedbrutet innehåll, d.v.s. låg grad av förmultning.
<i>Minerogen:</i>	Brukar ibland förenklat beteckna jord som uteslutande består av mineraler. Strikt definitionsmässigt: Beteckning av mineralbaserad jord innehållande mindre än 20 vikt-% humus/ organiskt. Motsats är organogen jord vilken innehåller mer än 20 vikt-% humus.
<i>Perkolering:</i>	Genomströmning.
<i>Redox:</i>	Förhållande mellan oxidativa och reduktiva förhållanden. Högt redox = hög syrehalt, aeroba förhållanden. Lågt redox = låg/ringa syrehalt, anaeroba förhållanden.
<i>vikt-% eller v-%:</i>	Viktprocent.
<i>v-‰:</i>	Viktpromille.
<i>vol-%:</i>	Volymprocent.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se