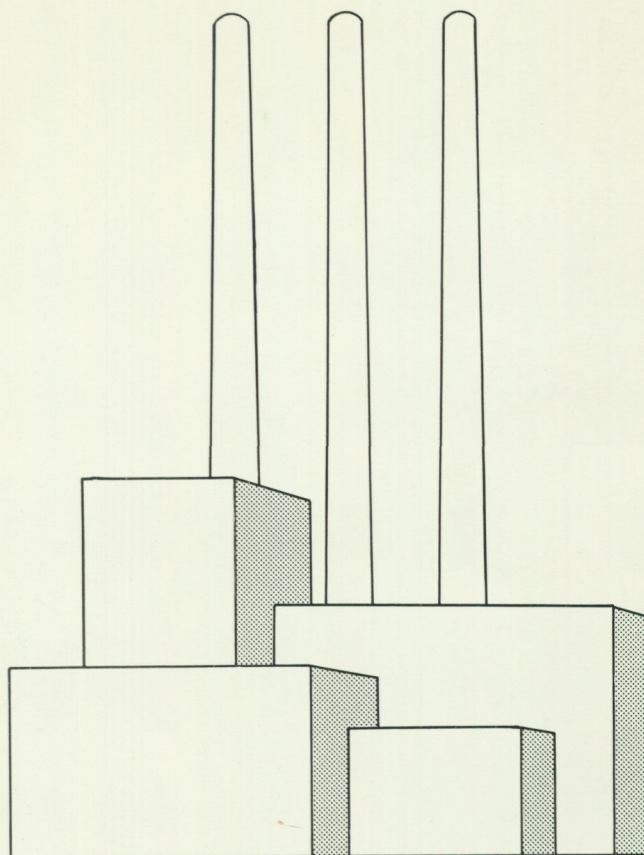




# SVERIGES GEOLOGISKA UNDERSÖKNING



## ENERGIKOMMISSIONEN

Hydrogeologiska synpunkter på  
deponering av restprodukter från  
koleldade kraftverk

sept 1977

HYDROGEOLOGISKA SYNPUNKTER PÅ DEPONERING AV  
RESTPRODUKTER FRÅN KOLELDADE KRAFTVERK

Rapport utarbetad på uppdrag av Energikommisionen,  
Grupp A - Säkerhet och miljö

Rapporten har sammanställts vid kvartär- och hydro-  
geologiska byrån av L Carlsson och A Carlstedt

September 1977

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning .....	I
1 Inledning .....	1
2 Spridning av föroreningar .....	3
2.1 Utlakning .....	3
2.2 Transport och fastläggning .....	4
3 Allmänna principer vid deponering .....	10
3.1 Deponering i inströmningsområde .....	11
3.2 Deponering i utströmningsområde .....	12
3.3 Utformning av deponeringen.....	13
3.4 Avledande av ytvatten .....	13
4 Deponering av aska och slagg .....	14
4.1 Restprodukter .....	14
4.1.1 Mängder .....	14
4.1.2 Sammansättning .....	14
4.1.3 Restprodukthantering .....	16
4.2 Utlakning av ämnen ur restprodukterna ....	17
4.2.1 Utlakning ur aska och slagg .....	17
4.2.2 Utlakning ur slammet .....	19
5 Transport och fastläggning .....	20
5.1 Utspädning .....	20
6 Slutsatser .....	25
7 Rekommendation till fortsatta studier .....	27
Referenser .....	28

## SAMMANFATTNING

Vid transport, utspädning och fastläggning av ämnen i lakvatten från restproduktdeponeringar är flera processer, sinsemellan beroende av varandra, verksamma. Dessa är antingen kemiska, fysikaliska eller biologiska. De mest verksamma anses vara:

- utspädning
- filtrering
- utfällning
- adsorption
- jonbyte
- mikrobiologisk nedbrytning

Den aktuella typen av föreningskälla, restprodukter från koleldade kraftverk, innehåller tungmetaller och andra toxiska ämnen, vilka till viss del är utlakningsbara. För att kunna kvantifiera föroreningsrisken har i denna rapport valts att genomföra beräkningar av vilken utspädning av tillförda föroreningar som behövs för att givna gränsvärden för grundvattnets lämplighet som dricksvatten inte skall överskridas. Utspädningsfaktorn är direkt relaterbar till viddeponeringsplatsen rådande hydrogeologiska förhållande.

Övriga verksamma processer är svåra att direkt kvantifiera. Man kan emellertid förutsätta att de medverkar, i vissa fall i mycket hög grad, t ex adsorption. Därav förstås att utspädningsfaktorn anger sämsta tänkbara resultat och att alla tillkommande faktorer endast verkar i positiv riktning.

Med utgångspunkt från detta resonemang kan en deponeringsmodell ställas upp.

Deponeringen av restprodukter från koleldade kraftverk kan ske inom ett område där viss infiltration av lakvatten är möjlig, t ex moränområden. Vidare bör deponeringen vara belägen så att en omättad zon finns i marken mellan grundvattenytan och deponeringen, eftersom adsorption, jonbyte, m fl processer är särskilt aktiva i denna zon.

För att under deponeringens initialskede inte alltför saltrikt lakvatten skall infiltrera i marken (utlakningen är störst i början), så bör ett högpermeabelt dräneringslager utläggas på marken under deponeringen. Därigenom kan dels det saltrika lakvattnet uppsamlas och renas i reningsverk, dels förhindras att ett förhöjt hydrostatiskt tryck på marken med ökad infiltration uppkommer. Successivt, då de initiella, höga halterna av ämnen i lakvattnet avtagit, kan reningen av lakvattnet upphöra och lakvattnet får infiltrera i marken. Därvid är det väsentligt att dels utlakningen gått så långt att utspädning och andra processer är tillräckliga för att sänka halterna under givna normer, dels att mängden lakvatten inte överstiger markens infiltrationskapacitet. Det senare regleras med tekniska åtgärder i deponeringen såsom kompaktering, utläggande av täckjordsskikt, vegetationsbeklädnad av deponeringsytan m m.

Sålunda torde det vara möjligt att genom noggranna studier av alla ingående parametrar i deponeringsmodellen finna lösningar som medför att man dels inte tillför grundvattnet ämnen så att gällande normer för tjänligheten överskrids, dels skall kunna lämna restproduktdeponeringarna att ingå i ett naturligt system efter avslutad verksamhet.

## 1 INLEDNING

Inom ramen för den av regeringen tillsatta energikommissionens arbete har uppdragits åt Sveriges geologiska undersökning (SGU) att lämna hydrogeologiska synpunkter på deponering av aska och slagg från fossila bränslen. Rapporten avser inte att anvisa precisa geografiska lägen för den aktuella typen av deponering utan snarare vilken hydrogeologisk miljö som är lämplig under vissa givna förutsättningar. Det exakta läget kan inte utses utan omfattande undersökningar, där alla inverkanse faktorer analyseras och sammanvägs till ett beslutsunderlag. I fig 1 visas, utan närmare kommentar, ett schema över vilket innehåll ett undersökningsprogram bör ha för att ett acceptabelt beslutsunderlag skall kunna anses föreligga.

Målsättningen vid all deponering bör vara att varken grund- eller ytvatten tillförs ämnen med lakvatten från deponeringarna, så att givna gränsvärden för användbarheten av dessa vatten överskrids, eller att miljön skadas.

Vidare torde det vara önskvärt att deponeringarna efter avslutad deponeringsverksamhet successivt skall kunna lämnas att utgöra en del av det naturliga systemet; några tekniska arrangemang för obestämd tid för att rena lakvatten skall inte behövas.

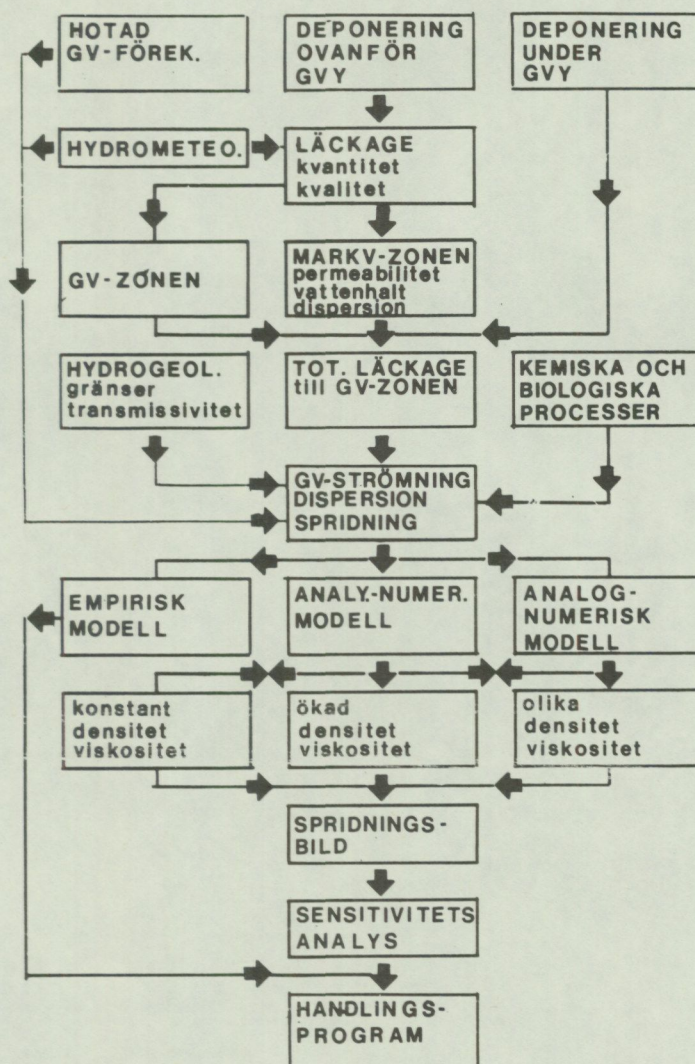


Fig 1 Schema över de parametrar som bör beaktas vid lokalisering av en deponering (efter Brereton och Wilkinson 1976).

## 2 SPRIDNING AV FÖRORENINGAR

Spridning av ämnen med grundvatten från en deponering innefattar ett flertal delförlopp som principiellt kan beskrivas som

- utlakning
- transport och fastläggning under transport till grundvattenförande avlagring
- transport, utspridning och fastläggning i grundvattnet

Flera av de mekanismer som är bestämmande för spridning och fastläggning är av likartad natur i de olika delförloppen. På åtskilliga punkter måste dock beaktas faktorer som är olika i de olika delförloppen.

### 2.1 Utlakning

Av den nederbörd som faller på en deponering kommer viss del att infiltrera i och perkolera vidare genom deponeringen. Olika ämnen i deponeringen kommer härvid att i varierande grad lakas ut och följa med det perkolerande vattnet till grundvattnet. Denna del av spridningsförloppet, utlakningen, innebär att mängden av olika ämnen i deponeringens porvatten förändras, utspäds, vilket i sin tur kan påverka jämviktsförhållandena mellan porvattnet och deponerat material. Det jämviktsförhållande som kan betecknas som stabilt bestäms av flera faktorer där bl a det deponerade materialets kemisk-fysikaliska egenskaper och perkolerad vattenmängd och vattenkemiska egenskaper är viktiga parametrar.

Vatten som härrör från en deponering benämnes vanligen lakvatten eller perkolat. För att en lakvattenproduktion från en deponering skall starta måste materialet i denna uppnå en viss vattenhalt, vilken motsvarar fältkapaciteten hos materialet. Fältkapaciteten är den vattenhalt upp till vilken en jordart (bergart) kan hålla vatten, utan att

perkolation till grundvattnet sker (Skoglund 1973). Därav förstås att en viss förskjutning uppkommer mellan tidpunkten för deponering och tidpunkten för första lakvattnets uppträdande.

Lakvattnets initiella halt av ett utlakat ämne kan då tecknas:

$$\frac{C_0}{C_{\max}} = \exp(-m/t) \quad (\text{Andersson och Nyberg 1976})$$

$C_0$  = halten av det aktuella ämnet i första lakvattnet

$C_{\max}$  = maximal halt av ämnet i fråga i deponeringen

$m$  = utlakningskonstant för samma ämne

$t$  = tiden

I figur 2.1a visar  $C_0$  som funktion av  $t$  för olika värden på utlakningskonstanten  $m$ . Lakvattnets halt av ett ämne följer det schematiska förlopp som visas i figur 2.1b; när lakvattenproduktionen börjar, stiger halten av utlakade ämnen mycket snabbt till ett maxvärde, för att sedan långsamt sjunka asymptotiskt mot ett lågt värde.

Om en deponering successivt mottager restprodukter, kommer koncentrationskurvan i princip att bli en summationskurva av sådana kurvor som visas i figur 2.1b. Därigenom kommer koncentrationsavtagandet från maxvärdet att ske långsammare. Således bör en deponering snarast möjligt byggas upp till slutlig höjd.

## 2.2 Transport och fastläggning

Om lakvatten från en deponering med förhöjda halter av olika ämnen infiltreras i marken under deponeringen, så sker detta antingen i markvattenzonen (omättade zonen) eller direkt i grundvattenzonen (mättade zonen) beroende på de hydrogeologiska förhållandena.

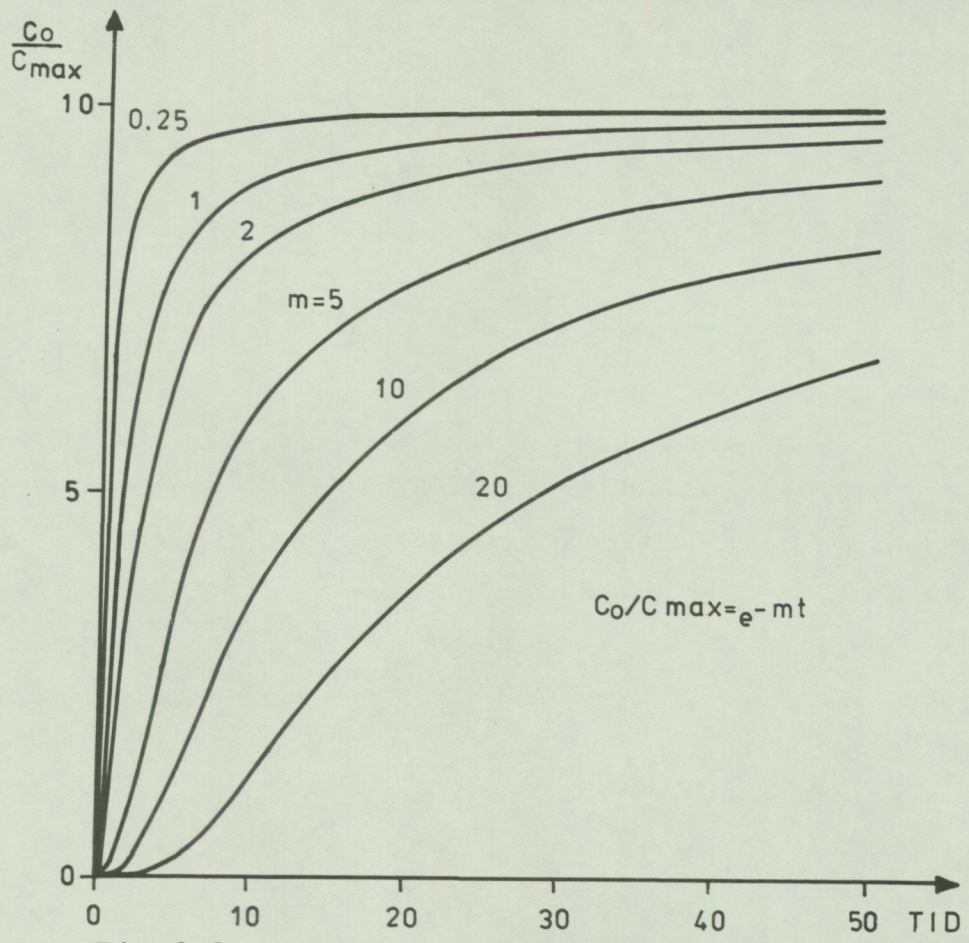


Fig 2.1a. Initialkoncentrationen som funktion av tiden  $t$  och utlakningskonstanten  $m$ .

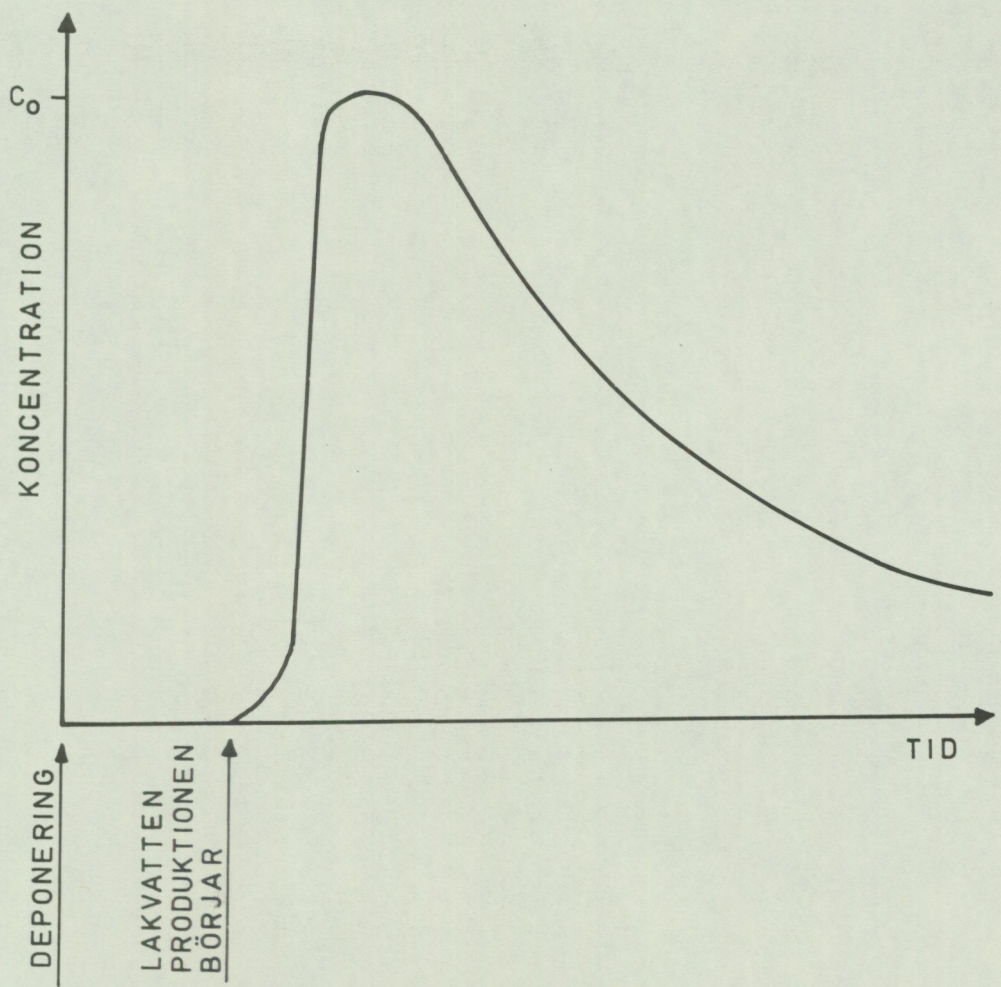


Fig 2.1b. Föroreningskoncentrationen som funktion av tiden.

Den principiella indelningen av en geologisk avlagring, med hänsyn till vatteninnehållet, framgår av figur 2.2a (efter Skoglund 1973). Från litteraturen är det känt att de hydrogeologiska förhållandena och kemiska, fysikaliska och biologiska processer i markvattenzonen spelar en väsentlig roll vid transport och rening av vatten med förhöjda halter av olika ämnen. Markens renande förmåga utnyttjas också vid t ex infiltration av avloppsvatten från fritidsbebyggelse (SNV 1971:2, 1974:15).

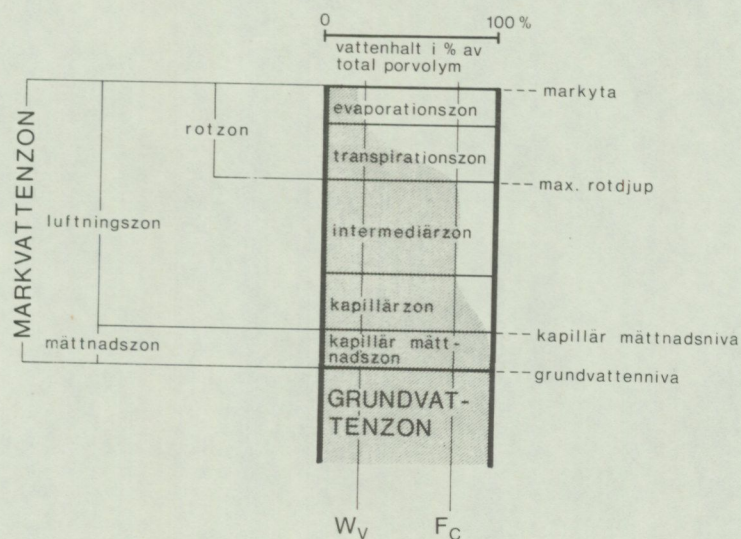


Fig 2.2a Inledning av en hypotetisk markprofil i markvattenzon och grundvattenzon samt vattenhaltens fördelning.

I den omättade zonen är vattnets rörelse riktad nedåt. Tillförda från deponeringen utlakade ämnen kommer under denna transport i första hand att fastläggas i marken genom olika processer sammanfattade under begreppet sorption. Storleken av denna sorptionsprocess beror av flera faktorer av vilka de viktigaste kan sägas vara

- markens kemiska och fysikaliska egenskaper
- vattnets kemisk-fysikaliska beskaffenhet

Termen sorption innefattar både adsorption och desorption.

Adsorption i ett system av fast material och lösning innebär att lösta ämnen i lösningen anrikas på fasta materialets ytor. Denna anrikning, adsorption, pågår till ämnets koncentration i lösning är i dynamisk jämvikt med ämnet adsorberat på ytorna. Vid jämvikt föreligger ett bestämt förhållande mellan ämnet i lösning och på fast fas. Förhållandet kan vara en funktion av ämnets koncentration i lösningen, lösningens koncentration och inbördes förhållande av andra ämnen, fasta materialets egenskaper etc.

I hög grad bestäms förhållandet av elektriska laddningar på det fasta materialets yta. Dessa laddningar kan ha uppkommit dels genom en syra-basreaktion (ex  $\text{Me}^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{MeO}^- + \text{H}^+$ ) eller också genom substitution av atomer i kristallgittret så att en atom av en viss valens ersatts av en atom med en annan valens, men med ungefär samma atomradie. Dessa laddningar kompenseras sedan genom adsorption av motsatt laddade joner.

Jämviktsförhållandet uttrycks oftast som sambandet mellan adsorberad kvantitet per enhetsvikt av fast material ( $q_e$ ) och ämnets koncentration i lösningen (C) vid jämvikt. Dessa sambandskurvor benämns adsorptionsisotermer och fastställs under konstanta temperaturförhållanden. Vanligtvis ökar adsorberad mängd med ökad koncentration på lösningen men i allmänhet ej i direkt proportion. Fig 2.2b återger några av de vanligaste formerna av adsorptionsisotermer.

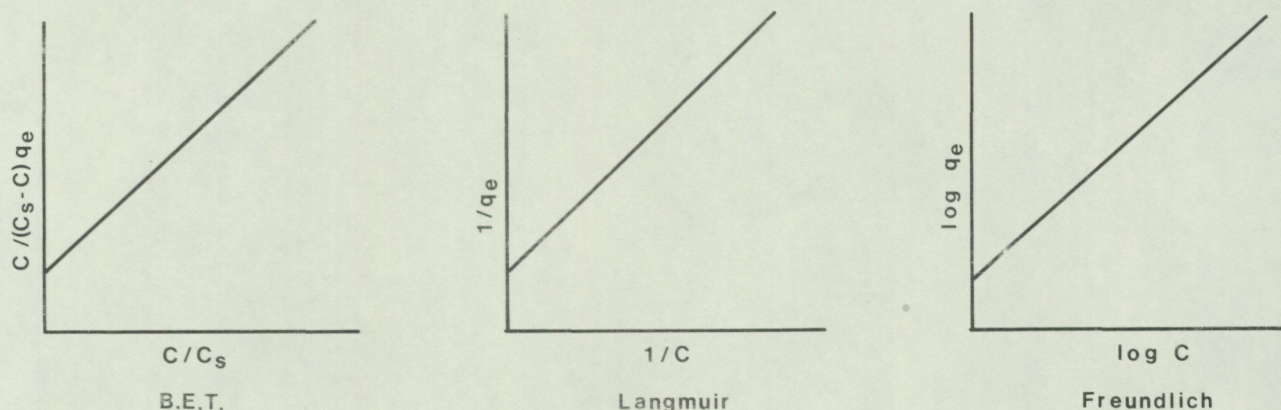


Fig 2.2b. Linjära former för grafisk framställning av adsorptionsisotermer (Weber Jr 1972).

Förutom adsorptionen i marken kan också följande processer sägas vara verksamma för fastläggning av föroreningar (Matthess 1972, Stiff och Young 1976, Glower et al 1976, Mather och Bromley 1977)

- filtrering
- utfällning
- jonbyte
- mikrobiologiska processer

I grundvattnet kommer tillförda utlakade ämnen att spridas med grundvattnet i dess flödesriktning. De fastläggande processerna, ovan beskrivna, inverkar på föroreningstransporten så att en fördröjning gentemot vattnets transport-hastighet erhålls. I flertalet fall fås en total fastläggning av föroreningarna, vilket innebär att ingen transport kan spåras på ett visst avstånd från föroreningskällan. Detta avstånd ökar med tiden om en kontinuerlig tillförsel äger rum.

I samband med transporten och fastläggningen kan viss möjlighet finnas att exempelvis tungmetaller kan ingå i organiska komplexa föreningar som gentemot markmaterialet uppvisar ringa adsorptionsbenägenhet och således kan spridas längre sträckor med grundvattnet.

Strömningen i grundvattnet är laminär, vilket innebär att tillförda föroreningar transporteras i strömbanor bestämda av rådande hydrogeologiska förhållanden. Genom varierande flödes hastigheter i porsystemet inom den grundvattenförande formationen kommer dock en initiiellt skarp gräns mellan tillförd förorening och grundvatten att utjämnas såväl längs flödesbanan som tvärs densamma. En bidragande faktor till denna utjämnning är, speciellt vid låga flödes hastigheter, diffusionen. Den utjämnande mekanismen benämns dispersion och storleken av densamma beror i första hand på grundvattnets flödes hastighet och det grundvattenförande mediets inre struktur. Dispersionen uttrycks vanligen med en dispersionskoefficient  $D_L$  längs grundvattenflödet och  $D_T$  tvärs detta. Båda dessa koefficienter kan uttryckas som

$$D = \alpha \cdot u$$

där  $u$  = grundvattnets flödes hastighet

$\alpha$  = dispersiviteten, konstant för given formation

Engelska och svenska undersökningar har från sandsten respektive grusavlagringar givit värden på  $\alpha$  av 0.2 - 1.6 m vid undersökningar med radioaktiva spårämnen (Oakes och Edworthy 1976, Carlsson 1970). Förhållandet  $\frac{D_L}{D_T}$  anges i litteratur till 5 - 20 (Brereton och Wilkinson 1976).

Utjämnningen eller spridningen tillsammans med fastläggningen medför att tillförda ämneskoncentrationer i grundvattnet successivt utspäds i varierande grad.

### 3 ALLMÄNNA PRINCIPER VID DEPONERING

För att i möjligaste mån minska riskerna för spridning av föroreningar från en deponering bör redan vid planeringen av deponeringen de båda grundläggande faktorerna, val av deponeringsplats och utformning av deponeringen, beaktas.

Vid val av deponeringsplats kan arbetet bedrivas enligt olika modeller. Terrängen kan indelas i s k inströmnings- och utströmningsområden för grundvatten (Gustavsson 1968). Med dessa definitioner förstås områden där nybildning av grundvatten sker, respektive områden där utströmning av grundvatten sker. I inströmningsområdena ligger grundvattenytan någon eller några meter under markytan (markvattenzonen är utbildad), medan den i utströmningsområdena ligger mycket nära eller i markytan (markvattenzonen saknas). Allmänt kan sägas, att höjdområden utgör inströmningsområden, medan sänkor utgör utströmningsområden. Sjöar är t ex utströmningsområden.

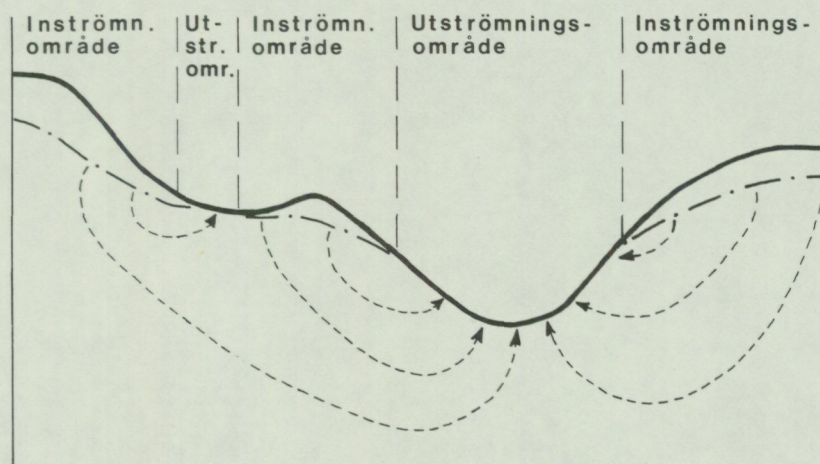


Fig 3 Terrängens indelning i inströmnings- och utströmningsområden, grundvattenytans läge och grundvattnets strömningsmönster.

I figur 3 åskådliggörs hur ett terrängsavsnitt principiellt kan indelas i inströmnings- respektive utströmningsområden, samt grundvattnets strömningsmönster.

### 3.1 Deponering i inströmningsområde

Vid deponering inom ett inströmningsområde, figur 3.1, förläggs deponeringen ovanför grundvattenytan, vilket möjliggör för lakvatten från deponeringen att infiltrera i markvattenzonen och så småningom nå ner till grundvattenzonen. Storleken av transporten i markvattenzonen och grundvattenzonen styrs av hydrogeologiska faktorer, t ex vattenhållsförhållanden, permeabilitet (genomsläpplighet), akviferens (grundvattenförande lagrets) mäktighet och utbredning, gradienten (lutningen) på grundvattenytan och markvattenzonens mäktighet.



Fig 3.1 Schematisk ritning över deponering i inströmningsområde.

### 3.2 Deponering i utströmningsområde

Vid deponering i ett utströmningsområde sker ingen infiltration av lakvatten till underliggande mark p g a att man har en uppåtriktad grundvattenrörelse under deponeringen (fig 3.2). Detta gäller under förutsättning att inte deponeringarna byggs upp till en sådan höjd, att det hydrostatiska trycket i deponeringen blir högre än det hydrostatiska tryck, som råder i marken under deponeringen. Lakvattnet kommer därför att blandas med uppströmmande grundvatten och avrinna som utgående dräneringsvatten från deponeringen. Detta vatten måste i allmänhet renas, innan det kan släppas vidare till recipient.

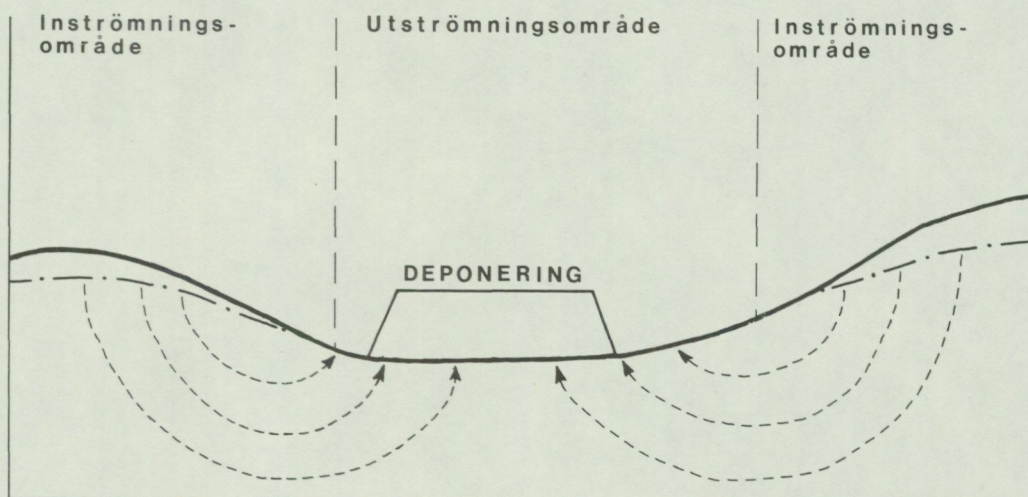


Fig 3.2 Schematisk ritning över deponering i utströmningsområde.

### 3.3 Utformning av deponeringen

Utformning av deponering bör i första hand syfta till att minska vattenomsättningen i deponeringen. Detta innebär att minsta möjliga vattenmängd skall ges möjlighet att infiltrera samtidigt som också så litet vatten som möjligt får tillföras marken och grundvattnet. Infiltrationen nedbringas genom att deponeringen täcks med lämpligt tätande lager och deponeringen utformas så att nederbördsvattnet i största möjliga mån åtgår till evapotranspirationen eller avrinner som ytvatten. Genom att en deponering utplaceras på tätt underlag, naturligt eller artificiellt (Nilsson 1977, Pederssen 1977), minskas vattenläckaget till grundvattnet från densamma. Perkolat från deponeringen kan istället vid behov uppsamlas via ett dräneringssystem mellan tätningsskiktet och avfallet och vid behov omhändertagas för rening.

### 3.4 Avledande av ytvatten

Vid utformning av deponeringar gäller att sidotillrinning av ytvatten till deponeringarna skall hållas vid ett minimum t.ex genom anläggande av avskärande diken.

## 4 DEPONERING AV ASKA OCH SLAGG

### 4.1 Restprodukter

Vid förbränning av kol erhålls restprodukter i form av aska och slagg från pannor, flygaska från elektrofilter för rökgasrening samt slam från skrubberanläggningar för avsvavling av rökgaserna.

#### 4.1.1 Mängder

Enligt Statens naturvårdsverk (SNV 1977) produceras vid ett kraftverk av storleken 1 000 MW per år 0,02 - 0,025 Mton aska och slagg, 0,2 - 0,25 Mton flygaska samt 0,5 Mton slam vid en svavelhalt i kolet på 3%.

#### 4.1.2 Sammansättning

Aska, slagg samt flygaska består huvudsakligen av olika oxider och då främst kvarts ( $\text{SiO}_2$ ) och aluminiumoxid ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) samt till mindre del av järnoxid ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), magnesiumoxid ( $\text{MgO}$ ), kalciumoxid ( $\text{CaO}$ ), natriumoxid ( $\text{Na}_2\text{O}$ ) och kaliumoxid ( $\text{K}_2\text{O}$ ).

Slammet från rökgasavsvavlingen består huvudsakligen av kalciumsulfat ( $\text{CaSO}_4$  (gips)) och kalciumsulfid ( $\text{CaSO}_3$ ).

Förutom dessa huvudkomponenter innehåller restprodukterna tungmetaller. Halten av dessa metaller växlar för olika kolkvaliteer. I tabell 4.1.2 redovisas tungmetallhalter i restprodukter från olika kolkvaliteer. Som jämförelse visas också WHO:s normer (1971) för tungmetallhalten i dricksvatten.

Tabell 4.1.2 Tungmetallinnehållet, angivet i ppm, i restprodukter från några olika kolkvalitéer.

Referens	SNV 1977		Brown et al 1976	WHO 1970
Ämne	Aska och slagg från kol med höga metallhalter	låga metallhalter	Flygaska från engelskt kol	WHO:s normer för dricksvatten
Arsenik, As	100	7	27	0.05
Kadmium, Cd	117	0.06	5	0.01
Kobolt, Co	310	8		
Krom, Cr	2 200	480	120	0.05
Koppar, Cu	800	320	210	0.05
Mangan, Mn	790	210	0.08	0.05
Molybden, Mo	24	8	23	
Nickel, Ni	640	32		
Bly, Pb	150	5	110	0.1
Selen, Se	69	0.4	5	0.01
Vanadin, V	1 120	15		
Zink, Zn	2 100	27	130	5

Av tabellen framgår att tungmetallhalterna i restprodukter väsentligt överstiger de normer som uppställts av WHO för dricksvatten. En utlakning och transport av tungmetallinnehållet i restprodukterna till grund- eller ytvatten, vilka används för vattenförsörjningsändamål, skulle således kunna göra dessa otjänliga.

Slammets innehåll av tungmetaller torde vara väsentligt lägre än i askan och slaggen. I litteraturen har uppgifter som tyder på detta återfunnits (Slack and Potts 1973):

Cd 0.004 ppm  
 Cr 0.01 "  
 Zn 0.04 "  
 Ni 0.22 "

#### 4.1.3 Restprodukthantering

Huruvida några återanvändningsområden för de producerade restprodukterna kan återfinnas är för närvarande oklart. Utomlands sker emellertid viss återanvändning till exempel som utfyllningsmaterial i schakter (Rohrman 1971, Brown et al 1976). Beträffande slagg från avsvavlingsanläggningar har möjligheterna till återanvändning tidigare utretts, SNV 1974:8. Därvid konstaterades, att avsättningsmöjligheterna var små och att deponering sannolikt var enda alternativet.

Markbehovet för deponering av hela restproduktproduktionerna vid ett 1 000 MW kraftverk blir enligt tabell 4.1.3:

Tabell 4.1.3

Material	Vikt Mton	Densitet ton/m <sup>3</sup>	Deponeringshöjd m	Areal i m <sup>2</sup>	
				År 1	År 10
Aska och slag	0.275	1	10	27 500	275 000
Slam	0.5	1.4	4	90 000	900 000

De i tabellen angivna värdena på densitet respektive deponeringshöjd har hämtats från SNV 1974:8 och SNV 1977 och dessutom har förutsatts att de olika produkterna deponeras separat.

#### 4.2 Utlakning av ämnen ur restprodukterna

##### 4.2.1 Utlakning ur aska och slagg

Uppgifter i litteraturen om utlakning av tungmetaller från aska, slagg och flygaska förekommer mycket sparsamt. I England har dock laboratorie- och fältundersökningar utförts (Brown et al 1976) av metallutlakning från flygaska.

De utförda lakningsförsöken visar, att kvaliteten på lakvatten från en viss typ av flygaska är relativt oberoende av deponeringsmaktigheten. Mängden lakvatten befanns dock vara beroende av dels maktigheten, dels den ursprungliga vattenhalten hos askan.

Halterna av utlakade ämnen avtar med mängden genomrunnet vatten (jfr avsnitt 2.1). I tabell 4.2.1 redovisas resultat från denna undersökning från lakning av aska med en initialvattenhalt av 10% (w/w). Som jämförelse har tabell 4.2.1 kompletterats med WHO:s normer för tillåtna halter i dricksvatten av tungmetaller och vissa andra ämnen.

I kolaskan är grundämnena till största delen bundna i form av silikater och således kan förväntas att den i ringa grad är upplöslig i vatten. Danska undersökningar (Colliander 1976) visar att urlakningen med "syntetiskt" regnvatten ger perkolat vars halter av tungmetaller understiger WHO:s normer för dricksvattenkvalitet. Successivt som utlakning eller vattenutbyte äger rum sjunker dock perkolatets pH och efter ett antal år kan pH ha ändrats så kraftigt att en större mängd tungmetaller kan utlakas. Teoretiskt skulle det för en 5 m hög deponering med 600 mm:s årlig infiltration av regnvatten ta 150 000 år (Colliander 1976) innan risken inträffar.

Tabell 4.2.1 Resultat av utförda lakningsförsök med flygaska (Brown et al 1976)

Ämne	Halt i torraska ppm	Halt i perkolat, ppm vid olika relativ mängd genomrunnet vatten				WHO (1971) ppm
		P	2P	3P	4P	
pH		11.1	11.5	11.9	11.7	
Arsenik	90	0.5	0.4	0.15	0.06	0.05
Kadmium	10	<0.01	<0.01	<0.01	<0.00	0.01
Krom	110	9	4	2	0.9	0.05
Koppar	160	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.05
Järn	54 000	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.01
Bly	280	0.06	<0.05	<0.05	<0.05	0.01
Mangan	700	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.05
Molybden	16	25	5	1.4	0.5	0.05
Selen	5	0.6	0.2	0.1	0.08	0.01
Zink	1 300	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	5
Klorid	550	1 900	420	100	30	200
Sulfat	11 000	2 500	1 200	740	430	250
TDS (total salthalt)		7 900	3 300	1 800	1 100	

Som framgår av tabell 4.2.1 har vid de utförda lakningsförsöken en reduktion av bl a tungmetallhalterna uppmätts. Även om halterna i det först uppsamlade lakvattnet var relativt höga, så har halterna i de flesta fall vid provtidens slut minskat till i nivå med WHO:s normer för dricksvatten.

Brown et al 1976 redovisar också fältförsök med gruslager under provbehållarna med aska. Lakvattnet samlades upp efter passage av grusbädden. Vid dessa försök konstaterades:

- en fördröjning av koncentrationsmaximat i perkolatet
- ett lägre koncentrationsmaximum
- adsorption av vissa ämnen, t ex krom

Lösligheten av tungmetaller är beroende av bl a pH-värdet (Pedersen 1977) i deponeringen. Ju högre pH-värde desto lägre löslighet. I en deponering av aska och slagg är miljön vanligen basisk ( $\text{pH} > 7$ ) beroende på innehållet av kalcium- och natriumoxid. I stället för tungmetallutlakningsrisken är saltutlakningen (sulfater och klorid) en större risk som bör uppmärksammas (Colliander 1976).

#### 4.2.2 Utlakning ur slammet

Föroreningsrisken från en slamdeponering har, som tidigare nämnts, undersökts av Statens naturvårdsverk (SNV 1974:8). Därvid konstaterades att utlakning av kalciumsulfat kan förväntas, då dettas löslighet är förhållandevis stor, upp till 3 000 ppm. Kalciumsulfitens löslighet är ca 1/100 del av kalciumsulfatets, ca 30 ppm.

Beträffande utlakning av tungmetaller och andra toxiska ämnen, så lämnas i SNV 1974:8 denna fråga öppen. Emellertid antas att dessa ämnen förekommer i svårlöslig form, tack vare att höga pH-värden i slammet råder. Detta förhållande gör att ämnena är svårutlakade.

## 5 TRANSPORT OCH FASTLÄGGNING

Under avsnitt 2.2 listades de faktorer som anses vara väsentliga för markens egenförmåga att ta hand om tillförda föroreningar. Vilka av de angivna faktorerna som är mest verksamma vid den aktuella typen av föroreningskälla är svårt att säga. Adsorption och jonbyte, jondiffusion, är processer, som anses mycket aktiva vid fastläggningen av tungmetaller och andra ämnen (Dept of Environ 1975, Mather och Bromley 1977, Young et al 1976). Omfattande lysimeterförsök pågår vid Dept of Environment, England, för att utreda dessa frågor (Black et al 1976). Under alla omständigheter är det svårt att kvantifiera betydelsen av dessa processer. Däremot görs i det följande en beräkning över utspädningens inverkan på tillförda ämnen i grundvatten i hydrogeologiskt olika miljöer.

### 5.1 Utspädning

Fig 5.1a visar en modell av en deponering i ett inströmningsområde, som ligger till grund för en mycket förenklad beräkning av den rent hydrauliska utspädningen i grundvattnet av ett tillfört ämne.

Deponeringen separeras av den omättade zonen (markvattenzonen) från den mättade (grundvattenzonen). Flödets riktning genom den omättade zonen antas vara vertikal och genom den mättade horisontell.

Vidare antas att ett stationärt tillstånd råder, d v s konstant tillskott av lakvatten av en viss sammansättning till grundvattnet.

Detta antagande kan göras därför att den omättade zonen mellan deponeringen och grundvattnet har en utjämnande effekt på intermittent infiltration av lakvatten, vilket förorsakas bl a av nederbördens säsongmässiga variationer eller punktvisa tillskott av deponerat material (Oakes 1976).

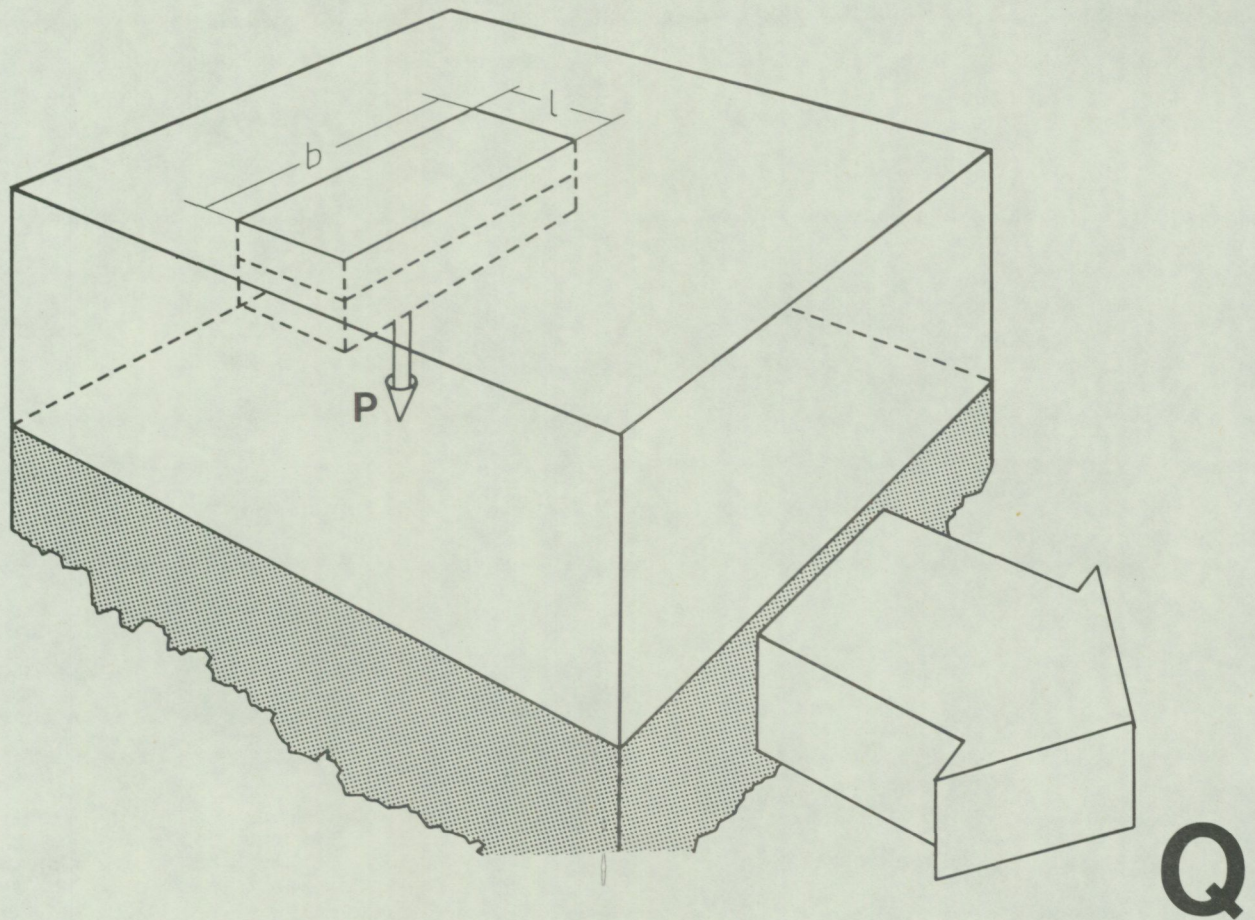


Fig.5.1a Deponeringsmodell för beräkning av utspädningsfaktorn.

Ett lakvatten från en deponering som når grundvattnet kommer attspädas ut. Storleken av utspädningen beror på grundvattenflödets storlek och till vilket djup blandning sker. Här antas att fullständig blandning sker, d v s i hela det grundvattenförande lagret.

Från deponeringen i figur 5.1a infiltrerar  $P$  mm/år i underliggande mark. Koncentrationen i lakvattnet av ett ämne är  $C$  mg/l. Totala mängden av detta ämne som tillförs grundvattnet är  $P \cdot l \cdot b \cdot c$  mg/år. Om grundvattnet rör sig med en hastighet av  $u$  m/år och grundvattenförande lagrets tjocklek är  $s$  m, så kan koncentrationen ( $C_{gw}$ ) av ämnet ifråga i grundvattnet under deponeringen tecknas

$$C_{(gw)} = \frac{P \cdot l \cdot b \cdot C}{P \cdot l \cdot b + u \cdot b \cdot s} = \frac{P \cdot C}{P + \frac{u \cdot s}{l}} \dots \dots \text{ekv (1)}$$

Utspädningsfaktorn  $d$  definieras som förhållandet mellan koncentrationen av ett ämne i grundvattnet under deponeringen och koncentrationen av samma ämne i det lakvatten som lämnar deponeringen.

Därav erhålls:

$$d = \frac{C_{gw}}{C} = \frac{P \cdot C}{(P + u \cdot s/l) C} = \frac{P}{P + u \cdot s/l} \dots \dots \text{ekv (2)}$$

Faktorn  $u \cdot s$  i ekv (2) är ett yttryck för de hydrogeologiska förhållandena på deponeringsplatsen. För att erhålla ett värde på  $u \cdot s$  måste man känna till eller uppskatta ett värde på permeabiliteten,  $k$ , och på tjockleken,  $s$ , hos det grundvattenförande lagret och på gradienten,  $I$ , grundvattenytans lutning. För svenska förhållanden kan de i tabell 5.1 angivna värdena anses vara representativa genomsnittsvärden.

Tabell 5.1

Akvifer	Mäktighet (s) m	Permeabilitet (k) m/s	Gradient I	U S (k · I · s) m <sup>2</sup> /s
Morän	5	10 <sup>-6</sup> - 10 <sup>-8</sup>	2 · 10 <sup>-1</sup>	10 <sup>-6</sup> - 10 <sup>-8</sup>
Silt	2	10 <sup>-4</sup> - 10 <sup>-6</sup>	10 <sup>-1</sup>	2 · 10 <sup>-5</sup> - 2 · 10 <sup>-7</sup>
Sand	10	10 <sup>-2</sup> - 10 <sup>-0</sup>	10 <sup>-2</sup>	10 <sup>-3</sup> - 10 <sup>-5</sup>
Grus	10	10 <sup>0</sup> - 10 <sup>-2</sup>	10 <sup>-2</sup>	10 <sup>-1</sup> - 10 <sup>-3</sup>
Urberg	100	10 <sup>-6</sup> - 10 <sup>-8</sup>	2 · 10 <sup>-2</sup>	2 · 10 <sup>-5</sup> - 2 · 10 <sup>-7</sup>

Permeabilitetsvärden för olika jordarter har hämtats från Byggeforskningens informationsblad B7:1972 och för berggrunden från Carlsson och Carlstedt 1977 och Carlsson och Olsson 1977 (under publ). Gradienten  $I$  och vatten-

förande mäktigheten har erfarenhetsmässigt bedömts. För den kristallina berggrunden har (Carlsson och Olsson 1977) visats att signifikativt bättre genomsläpplighet kan förväntas ned till ca 100 m under markytan än på djup under 100 m.

Ekvation (2) har använts för att beräkna, figur 5.1b, vilken utspädning som kan förväntas vid deponering i hydrogeologiskt olika miljöer. Vid beräkningarna har antagits olika storlekar på deponeringarna (l) liksom olika storlekar på lakvattenmängden (infiltrationen) i marken under deponeringen (P). Värdena på l har valts med utgångspunkt från de i tabell 4.1.3 angivna deponeringsarealerna.

Värdena på P, 300 och 100 mm, torde representera storleksordningen av naturlig infiltration av nederbörd, medan 10 mm är ett värde som kan erhållas med rätt deponeringsteknik. Undersökningar som tyder på detta har gjorts inom ramen för Ranstadsprojektet av Vattenbyggnadsbyrån och LKAB-AB Atomenergi.

Diagrammet visar alltså i vilken geologisk miljö en deponering av en viss storlek kan placeras för att erhålla en önskad utspädningsgrad i grundvattnet av infiltrerat lakvatten. (Ex För att erhålla 100 ggr utspädning av 100 mm lakvatten från en deponering där  $l = 165$  m bör deponeringen placeras på sandig akvifer.)

Vidare kan utläsas från diagrammet (och ekv (2)) att om så stor utspädning som möjligt skall erhållas under givna hydrogeologiska förutsättningar, bör deponeringens längsta axel (l så litet som möjligt) läggas vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning.

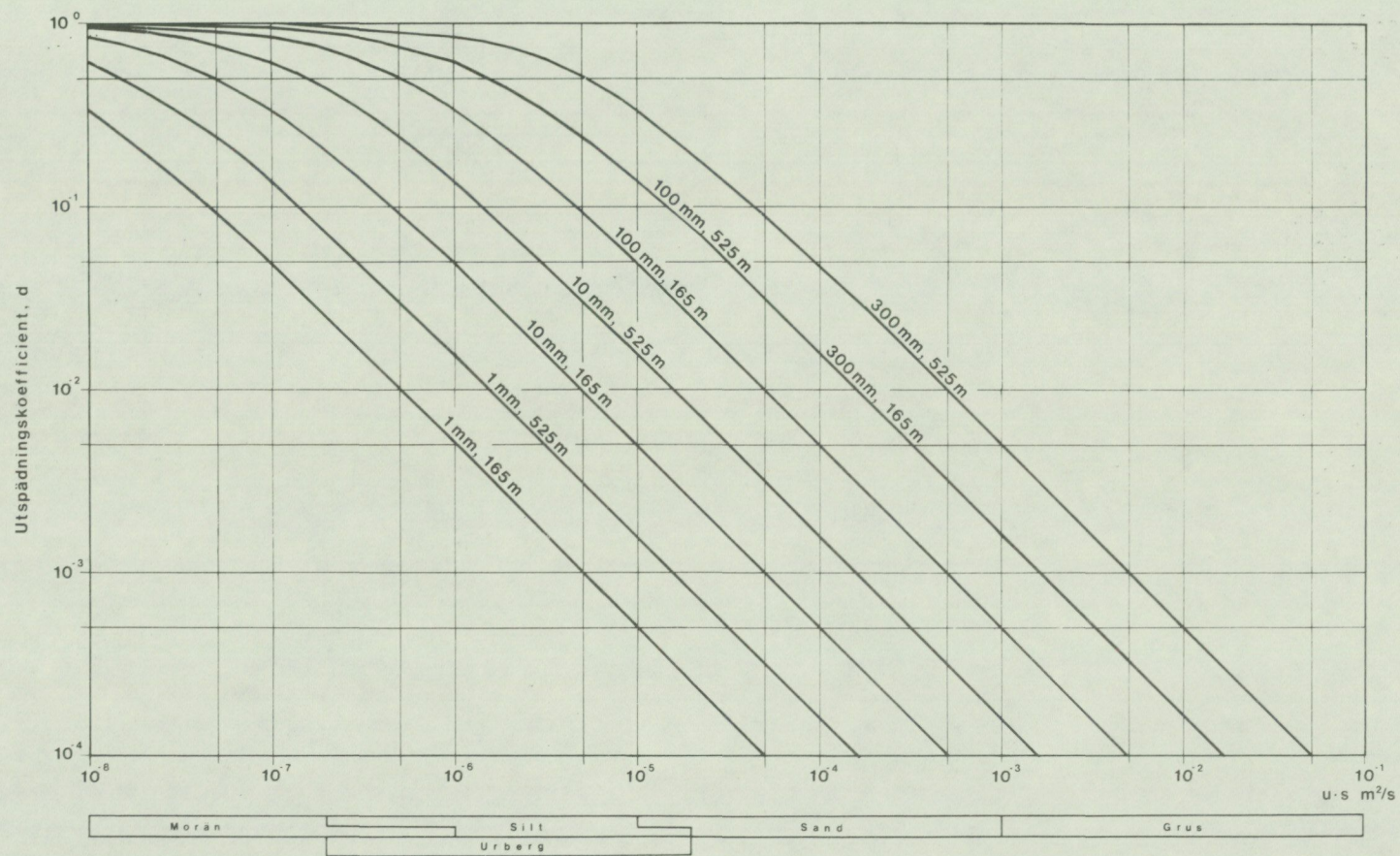


Fig 5.1b Utspädningsfaktorn som funktion av infiltrerad vattenmängd, deponeringsstorlek och hydrogeologisk miljö.

## 6 SLUTSATSER

Bedömningsunderlaget beträffande miljöeffekter av hantering av restprodukter från koleldade kraftverk är förhållandevis litet. De resultat och erfarenheter, som kunnat återfinnas i litteraturen, tyder på att spridningen av föroreningar från denna typ av deponering är tämligen begränsad.

I föreliggande rapport har olika faktorer som inverkar vid föroreningsspridning belysts. Enkla beräkningar har gjorts av vilken utspädning som kan förväntas av lakvatten från en deponering i hydrogeologiskt olika miljöer. Dessa beräkningar antyder, att deponering av restprodukterna kan göras i en miljö där permeabiliteten är låg, men ändå viss infiltration är möjlig, t ex moränområden. Genom att lägga ett högerpermeabelt dräneringslager mellan naturlig mark och deponeringen, fig 6, så kan lakvatten från deponeringen i initialskedet (höga halter utlakade ämnen, jfr fig 2.1b) samlas upp för rening i reningsverk.

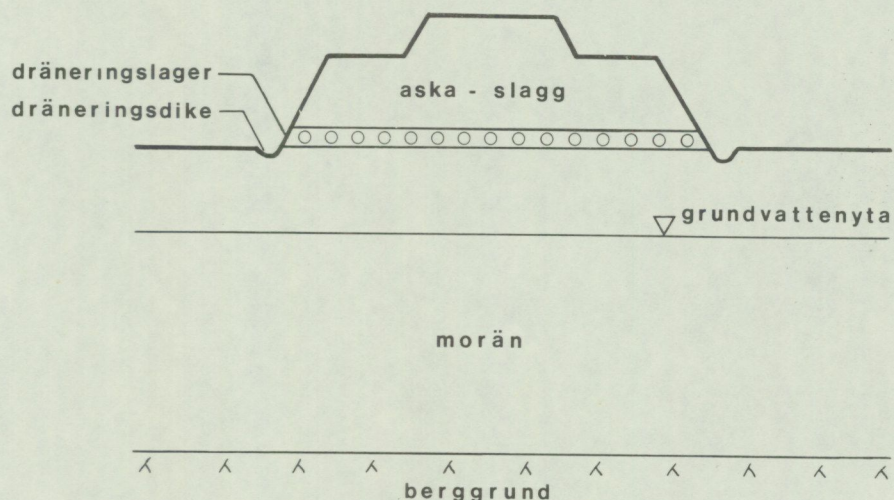


Fig 6 Principskiss över uppläggning av deponering av restprodukter från koleldade kraftverk.

Successivt som halten utlakade ämnen avtar, så kan lakvattnet tillåtas infiltrera i marken, där förutom utspädningen adsorption, jonbyte, jondiffusion m fl processer medverkar till att ytterligare sänka halterna av tillförda ämnen. Även pH-förändringar i deponeringen som förändrar villkoren för utlakning måste beaktas så att en ökad utlakning med tiden förhindras.

Mängd och sammansättning på det lakvatten som tillåts infiltrera och de tekniska åtgärder som måste vidtagas för att nå rätta proportioner, måste bli föremål för ingående studier för varje deponerings- och lokaliseringsalternativ enligt figur 1. En dimensionerande faktor av icke oväsentlig art är i detta sammanhang tillgången på lämpligt täckjordsmaterial.

En deponeringsmodell där restprodukterna läggs på ett tätt underlag och täcks så att så litet nederbördsvatten som möjligt infiltrerar i deponeringen är i och för sig tänkbar. På grund av de arealer och volymer som det är fråga om torde emellertid svårigheter uppstå med att finna naturliga områden med både täta jordarter (leror) och de nödvändiga täckmassorna. Vidare bedöms det som mindre troligt att man, trots noggrannhet, ska kunna förhindra viss infiltration av nederbördsvatten i deponeringen och uppbyggande av tryck i denna som medför perkolation av lakvatten till underliggande mark.

Tillgången på täckjord kan även ur andra synpunkter än rent hydrogeologiska bedömas bli en dimensionerande faktor, eftersom sannolikt viss radonavgång från deponeringarna kan förväntas. Detta kan minskas genom att deponeringarna täcks med ett jordskikt.

Huruvida restprodukter från koleldade kraftverk även i ett långsiktigt perspektiv, t ex med beaktande av nästa istid och därmed sammanhängande utspridning av de deponerade restprodukterna, skall betraktas som en miljörisk, så måste slutsatsen bli att några risker ur hydrogeologisk synpunkt inte kan förutses.

## 7 REKOMMENDATION TILL FORTSATTA STUDIER

För att ett bättre bedömningsunderlag skall finnas än vad som nu är fallet är det av vikt att undersökningar snarast igångsättes, för att utreda hur restprodukter från koleldade kraftverk lämpligast tas om hand, för att minsta möjliga inverkan på miljön skall erhållas.

Undersökningarna bör omfatta

- utlakning av ämnen ur deponeringar av aska och slagg samt slam
- transport och fastläggning av ämnen i marken
- utveckling av numeriska modeller för deponering och förorenings-spridning
- deponeringsteknik

och bör utföras dels som laboratorieförsök, dels som fältförsök i geologiskt och hydrogeologiskt olika miljöer.

Resultaten av dessa undersökningar är nödvändiga för att kalibrera de modeller, med vilkas hjälp bästa möjliga deponeringsalternativ kan väljas.

## REFERENSER

- Andersson, L, och Nyberg, F, 1976: Modellering av laknings- och infiltrationsförlopp. Inst för vattenbyggnad, avd för VA-teknik samt vattenkemi. KTH, Stockholm.
- Brereton, N R, och Wilkinson, W B, 1976: Flow mechanisms covering the movement of a pollutant in a groundwater system. Conference on Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection. Reading.
- Brown, J, Ray, N J, och Ball, M, 1976: The disposal of pulverized fuel ash in water supply catchment areas. Water Research, Vol 10.
- Carlsson, L, 1970: Metoder för praktisk bestämning av grundvattnets strömhastighet. Del III. Fältförsök vid Gårdsryd, Nybro, Kalmar län. Chalmers tekniska högskola, inst för VA-teknik publ B 70:1.
- Carlsson, A, och Olsson, T, 1977: Permeabilitetens variation i det svenska urberget (manuskript).
- Carlsson, L, och Carlstedt, A, 1977: Estimation of transmissivity and permeability in Swedish bedrock. Nordic Hydrology, 8, 1977. Köpenhamn.
- Colliander, B, 1976: Rapport over den fysisk-kemiske sammansaetning af flyveaske og slagge stammende fra el-produktion, specielt med henblik på deponeringen af asken. Konzept till rapport till miljøstyrelsen, Århus, febr 1976.
- Dept of Environment, 1975: Programme of research on the behaviour of hazardous wastes in landfill sites. DOE Research Management Division, London.
- Golwer, A, Matthess, G, och Schneider, W, 1976: Groundwater contamination by heavy metals leached from waste deposits. Conference on Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection. Reading.

- Gustavsson, Y, 1968: The influence of topography on groundwater formation. Wenner-Gren Center Int Symp Ser Vol 11. Stockholm.
- Mather, J D, och Bromley, J, 1977: Research into leachate generation and attenuation at landfill sites (manuskript). Inst of Geol Sci, London, Harwell Laboratory, Didcot.
- Matthess, G, 1972: Hydrogeologic criteria for the self-purification of polluted groundwater. Int geol congr Section II. Montreal.
- Nilsson, K, 1977: Vattenskydd vid avfallsupplag - tillämpningsexempel från sydvästra Skåne. Vatten 2. Lund.
- Oakes, D B, och Edworthy, K J, 1976: Field measurements of dispersion coefficients in the United Kingdom. Conference on Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection. Reading.
- Oakes, D B, 1976: Use of idealized models in predicting the pollution of water supplies due to leachate from landfill sites. Conference on Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection. Reading.
- Pedersen, S D, 1977: Tilførsel af forurening fra forbrændningsaffald. Vandkvalitetsinstituttet. Hørsholm, Danmark.
- Rohrman, F A, 1971: Analyzing the effect of fly ash on water pollution. Power.
- Skoglund, E, 1973: Markvattenmagasinets storlek och variationer i olika delar av det mellansvenska landskapet. Rapport 3:11, inst för kuturteknik, sekt för lantmäteri. KTH, Stockholm.
- Slack, A V, och Potts, J M, 1973: Disposal and use of by-products from flue gas desulfurization processes. Introduction and overview. Manuskript presenterat vid U S Environmental Protection Agency Flue Gas Desulfurization Symposium. New Orleans.

- Statens institut för byggnadsforskning, 1972: Permeabilitet och kapillaritet. Byggnadsforskningens informationsblad B 7:1972.
- Statens naturvårdsverk, 1971: Vattenskyddsfrågor vid fritidsbebyggelse. SNV 1971:2. Stockholm.
- 1974: Svavel från rökgasrening - en värdefull råvara eller ett deponeringsproblem. SNV 1974:8. Stockholm.
  - 1974: Små avloppsanläggningar - rening av spillvatten från enstaka fastigheter. SNV 1974:15. Stockholm.
  - 1977: Hälsa- och miljöeffekter vid utnyttjande av fossila bränslen. Stockholm.
- Stiff, M J, och Young, C P, 1976: Factors affecting the transport of pollutants within and away from landfill sites. Conference on Groundwater Quality, Measurement, Prediction and Protection. Reading.
- Weber, JR, W J, 1972: Physicochemical processes for water quality control. Wiley - Interscience, New York 1972.
- World Health Organization, 1971: International Standards for Drinking-Water. Geneva.
- Young, C P, Hall, E S, och Oakes, D B, 1976: Nitrate in groundwater-sites on the chalk near Winchester, Hampshire. Water Research Centre, Technical report TR 31.

