MILJÖRIKTIG ANVÄNDNING AV ASKOR 1097

Alternativa konstruktionsmaterial på deponier

Vägledning

Thomas Rihm, Yvonne Rogbeck, Bo Svedberg Maria Eriksson

värmeforsk

Alternativa konstruktionsmaterial på deponier

Vägledning

Alternatives to Conventional Construction Materials on Landfills

Guide

Thomas Rihm
Yvonne Rogbeck
Bo Svedberg
Maria Eriksson

Q6-605

Projektet har finansierats av:

Avfall Sverige (projekt U 320)
Ecoloop AB
Svenskt Vatten (projekt 27-107)
Svenska Byggbranschens utvecklingsfond, SBUF (Projekt 11934)
Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning, SSVL
Statens geotekniska institut, SGI
Värmeforsk (projekt Q6-605)

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
Mars 2009
ISSN 1653-1248

Förord

Stora mängder material kommer att behövas för täckning av deponier. Det är viktigt ur resurssynpunkt att lämpliga avfall och andra alternativa material kan utnyttjas för ändamålet. Samtidigt får valet av konstruktion och material inte medföra oacceptabel påverkan på människors hälsa eller på miljön, vare sig på kort eller på lång sikt. I föreliggande vägledning beskrivs vilka överväganden som måste göras innan olika konstruktioner och material kan användas.

Projektet har kunnat genomföras tack vare medel från Avfall Sverige, Ecoloop AB, Svenskt Vatten, Svenska Byggbranschens utvecklingsfond (SBUF), Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning (SSVL), Statens geotekniska institut (SGI) och Värmeforsk.

Vägledningen har sammanställts av en projektgrupp bestående av Thomas Rihm, SGI; Bo Svedberg, Ecoloop AB; Maria Eriksson, NCC och Yvonne Rogbeck, SGI.

Till projektet har knutits en styrgrupp med representanter för finansiärerna och en referensgrupp med representanter för olika verksamhetsutövare och myndigheter. I grupperna har ingått: Jörgen Dahlin, Stora Enso; Anders Hedenstedt, Avfall Sverige; Mikael Johnsson, Avfall Sverige; Anders Lind, Svenskt Vatten; Bengt Lundin, Korsnäs; Claes Ribbing, Värmeforsk; Charlotta Andersson, SÖRAB; Thomas Borgert, Länsstyrelsen i Värmlands län; Raul Grönholm, SYSAV; Martin Holm, Länsstyrelsen i Västra Götalands län; Jan Kjellkvist, Södra; Kenneth Olsson, Skanska; Anna Persson, NCC; Håkan Rosqvist, NSR; Li Sundberg, Länsstyrelsen i Jönköpings län och Gustav Tham, Telge AB.

Projektgruppen vill rikta ett varmt tack till alla som på olika sätt bidragit till projektets genomförande.

Göteborg i mars 2009

Thomas Rihm
Projektledare

Abstract

Genom att använda avfall eller andra alternativa material i konstruktioner på deponier kan naturliga resurser sparas.

Den här rapporten utgör en vägledning som behandlar vilka mål och regler som styr utformningen av konstruktioner på deponier, vilka funktions- och miljökrav som gäller, allmänna förutsättningar för anläggningsarbeten som råder på en deponi, sluttäckningskonstruktionens utformning, materialparametrar, bedömningsmetodik för kontroll av miljökrav, beskrivning av olika material och kvalitetssäkring av konstruktioner och material från miljösynpunkt.

Sammanfattning

Deponering är en tillståndspliktig verksamhet. Konstruktioner som bottentätning och täckning måste ha godkänts av myndigheterna innan de utförs. Detta ställer krav på att kunskaper om de material som skall ingå i en konstruktion kan tas fram i god tid.

En konstruktion måste uppfylla de krav som ställs på dess funktion. En konstruktion får inte heller i sig själv orsaka oacceptabla miljöstörningar, t.ex. genom att föroreningar i material orsakar skador genom att människor eller djur kommer i kontakt med det eller genom att föroreningar sprids med vatten från det. En konstruktion måste således uppfylla såväl funktionskrav som miljökrav.

Till de funktionskrav som finns i lagstiftningen, främst förordningen om deponering av avfall, kommer krav på att konstruktionen skall vara fysiskt stabil och beständig.

Miljökonsekvenserna av en konstruktion är inte bara beroende av vilka material som använts utan också utformningen av konstruktionen, var i deponin konstruktionen förekommer och inte minst hur deponin är lokaliserad. Det är således den totala påverkan som konstruktionen ger upphov till som skall bedömas och inte de enskilda materialen. För att kunna utföra en sådan bedömning är det nödvändigt att materialleverantörerna i god tid kan lämna relevant information om sina material. Detta innefattar hydrauliska egenskaper, hållfasthet, beständighet, totalinnehåll och lakningsegenskaper.

När det gäller kontroll av att funktionskraven uppfylls finns som regel väl beprövade metoder. När det gäller kontrollen av att miljökraven uppfylls saknas dock en beprövad metodik. I den här rapporten rekommenderas att platsspecifika bedömningar utförs. Beträffande risker med direktkontakt, inandning av damm och gas samt intag av jord, bär eller växter, föreslås att Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenade områden används. Beträffande riskerna i samband med spridning via yt- och grundvatten föreslås att en bedömning görs med utgångspunkt från materialens lakningsegenskaper och omgivningens känslighet. Utlakningen från en konstruktion är en komplicerad process som påverkas av ett flertal faktorer. Därför föreslås att nya konstruktioner och konstruktioner med nya material testas i pilotskala och under så verklighetsnära förhållanden som möjligt innan användning i full skala.

I många fall är det svårt att kontrollera konstruktionens funktion efter det att den tagits i drift och i många fall är det omöjligt att i efterhand rätta till fel och brister. Det är därför av vital betydelse att både utförande och material kvalitetssäkras.

I den här rapporten behandlas vilka mål och regler som styr utformningen av konstruktioner på deponier, vilka funktions- och miljökrav som gäller, allmänna förutsättningar för anläggningsarbeten som råder på en deponi, sluttäckningskonstruktionens utformning, materialparametrar, bedömningsmetodik för kontroll av miljökrav, beskrivning av olika material och kvalitetssäkring av konstruktioner och material från miljösynpunkt.

Executive Summary

Before a landfill can be sited, an application for a permit from the authorities is required. Already in the application process the consequences concerning impact on human health and on the environment must be described, including descriptions of e.g. bottom liners and capping constructions. Since there is a long period of time between when the permit is given and when the capping will be carried out, it is common practice, either to postpone decisions concerning capping details, or to delegate the decisions to the supervisory authorities to be made at a later stage. All constructions must however be approved by the authorities before they can be carried out.

A construction must fulfil the demands for its function. For the capping this means that the percolation through it must be low, even in a long time perspective. A construction may not in itself cause adverse environmental effects, e.g. leaching of hazardous substances from the construction material. Thus, there are functional as well as environmental demands.

Beside the functional demands given in the Swedish legislation, notably in the ordinance on landfilling, the construction must be physically stable, also in a long time perspective. The materials in the construction must have sufficient strength, and may not change over time, e.g. due to degradation, which could lead to malfunction.

Demands on environmental behaviour can be divided into two parts. Humans and animals must be kept from direct contact with dangerous substances including dermal contact, inhalation of dust or gases and oral intake of soil, plants or berries. Secondly, dangerous substances may not be spread with surface or ground water to an extent that could lead to adverse effects on human health or on the environment.

The impact on the environment is not only depending of the materials being used, but also on the construction design, where in the landfill the construction is situated and, not least, how the landfill is located. It is therefore the over all impact caused by the construction at the specific site that has to be assessed, not the behaviour of the individual materials. To assess the impact it is however necessary that deliverer of materials can supply the constructor with the relevant information concerning the materials including:

- Hydraulic properties
- Sheer strength
- Durability
- Total content
- Leaching behaviour

There are often well known methods to control the function of a construction. It is more difficult to assess the environmental impact from the construction itself. In this report site specific assessments are recommended. To assess risks associated with dermal contact, inhalation of dust and gas and oral intake, a model for assessing limit values for

contaminated soil, presented by the Swedish Environmental Protection Agency, can be utilised. Concerning the risks associated with contamination of surface and ground water, it is suggested that the assessments should be based on leaching behaviour and the site specific conditions. The leaching behaviour of a construction under real conditions is difficult to estimate. It is therefore suggested that new constructions and constructions with new materials should be tested in pilot scale before they are used in full scale.

It is normally difficult to monitor the function of a construction when the capping is completed. Furthermore it is sometimes impossible to correct mistakes made in the construction design or building process. It is of vital importance that there is a good quality assurance system for the materials and for the building process.

This report aims at providing guidance concerning:

- Goals and legislation influencing the design of constructions on a landfill
- Functional and environmental requirements of constructions
- General conditions for construction work on a landfill site
- The capping construction design
- Material behaviour
- Methodology for assessing environmental behaviour of the construction
- A description of some plausible materials
- Quality assurance systems for constructions and construction materials

A few examples of capping constructions at specific sites are also given.

Key words: landfill, capping, material properties, environmental assessment

Innehållsförteckning

1 INLEDNING 1
1.1 BAKGRUND 1
1.2 MÅL OCH MÅLGRUPP 1
2 GEMENSAMMA FÖRUTSÄTTNINGAR 3
3 STYRANDE MÅL OCH REGLER 5
3.1 EU-DIREKTIV OCH EU- FÖRORDNINGAR 5
3.2 MILJÖMÅL 8
3.3 LAGSTIFTNING 10
4 DEPONINS TILLSTÅNDSPROCESS OCH LIVSCYKEL 15
5 FUNKTIONSKRAV 18
5.1 ALLMÄNT 18
5.2 KRAV PÅ MAXIMAL VATTENGENOMSTRÖMNING 19
5.3 KRAV TILL FÖLJD AV FRAMTIDA MARKANVÄNDNING 21
5.4 KRAV PÅ FYSISK STABILITET 21
5.5 BESTÄNDIGHET 23
6 MILJÖKRAV 24
6.1 ALLMÄNT 24
6.2 UTFASNINGSÄMNEN OCH PRIORITERADE RISKMINSKNINGSÄMNEN 24
6.3 FÖRORENINGAR I MATERIAL OVAN TÄTSKIKTET. 26
6.4 MATERIAL I TÄTSKIKTET 32
6.5 MATERIAL UNDER TÄTSKIKTET 34
7 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ANLÄGGNINGSARBETEN PÅ EN DEPONI 36
7.1 KRAV PÅ FRAMTIDA MARKANVÄNDNING 36
7.2 KRAV TILL FÖLJD AV MARKANVÄNDNING 37
7.3 AVFALL SOM UNDERLAG FÖR KONSTRUKTIONER 37
7.4 GEOHYDROLOGISKA FÖRUTSÄTTNINGAR 39
7.5 AVFALLSSKATT 40
8 SLUTTÄCKNINGSKONSTRUKTIONEN 43
8.1 ALLMÄNT 43
8.2 UTJÄMNINGSSKIKT 44
8.3 GASDRÄNERINGSSKIKT 45
8.4 TÄTSKIKT 46
8.5 DRÄNERINGSSKIKT 47
8.6 SKYDDSSKIKT 48
8.7 VEGETATIONSSKIKT 49
8.8 MATERIALSKILJANDE SKIKT 50
9 NÅGRA ANDRA KONSTRUKTIONER 51
9.1 KONSTGJORD GEOLOGISK BARRIÄR 51
9.2 BOTTENTÄTNING, DRÄNERANDE SKIKT OCH UPPSAMLINGSSYSTEM FÖR LAKVATTEN 51
9.3 INTERNA VÄGAR 51
9.4 LEDNINGSGRAVAR INOM DEPONIOMRÅDET 51
10 MATERIALPARAMETRAR 52

10.1 ALLMÄNT 52
10.2 NÄR SKALL MATERIALPARAMETRAR MÄTAS? 52

11 MILJÖBEDÖMNING 55

11.1 KONSTRUKTIONER INNE I DEPONIN SAMT BOTTENTÄTNING 55
11.2 TÄTSKIKT I SLUTTÄCKNINGEN 55
11.3 MATERIAL ÖVER TÄTSKIKTET I EN SLUTTÄCKNING 55
11.4 MATERIAL I KONSTGJORD GEOLOGISK BARRIÄR 65

12 KVALITETSSÄKRING AV MATERIAL OCH KONSTRUKTIONER FRÅN MILJÖSYNPUNKT 66

12.1 INLEDNING 66
12.2 ÖVERSIKTLIG BESKRIVNING AV STRATEGI 66
12.3 LEVERANTÖRENS KVALITETSSÄKRING 67
12.4 MATERIALTILLVVERKARENS KVALITETSSÄKRING 68
12.5 BESKRIVNING AV PRODUKT (PRODUKTBLAD) OCH PROVNINGSMETODER 70
12.6 RUTINER VID AVVIKELSER 74
12.7 VERIFIKATION AV EGENSKAPERNA I EN KONSTRUKTION 74
12.8 ARBETSMILJÖ OCH ÖVRIGA PLATSSPECIFIKA ÖVERVÄGANDEN. 79

13 UTFÖRANDE, KVALITETSSÄKRING AV KONSTRUKTIONER MED AVSEENDE PÅ FUNKTIONSKRAV 80

13.1 BYGGHANDLINGAR 80
13.2 KVALITETSSÄKRING 80
13.3 RELATIONSHANDLINGAR 82

14 MATERIAL / EXEMPEL 83

14.1 BEGRÄNSNINGAR 83
14.2 BOTTENASKA EXKLUSIVE SLAGGRUS 84
14.3 FILTERKALK 86
14.4 FLYGASKA (KOL- OCH BIOBRÄNSLEN) 89
14.5 GRÖNLUTSLAM 91
14.6 HYTTSTEN 93
14.7 JÄRNSAND 95
14.8 KROSSAD BETONG 97
14.9 KROSSAT GLAS 99
14.10 ..... L-D SLAGG 101
14.11 ..... FERROKROMSLAGG 102
14.12 ..... MASUGNSSLAGG / HYTTSAND 104
14.13 ..... FÖRORENADE JORDAR 105
14.14 ..... SLAGGRUS 106
14.15 ..... GJUTERISAND 108
14.16 ..... GUMMIKLIPP 111
14.17 ..... SAMMANSATTA OBUNDNA MATERIAL 114
14.18 ..... FLYGASKESTABILISERAT AVLOPPSSLAM, FSA 116
14.19 ..... FLYGASKESTABILISERAT GRÖNLUTSLAM, FSG 118
14.20 ..... SLAM FRÅN KOMMUNAL AVLOPPSRENING 120
14.21 ..... STENMJÖL (0-2 MM) 122

15 REFERENSER 124

Bilagor

A MALL FÖR MATERIALFAKTABLAD

B EXEMPEL, TVETA ÅTERVINNING, SÖDERTÄLJE

C EXEMPEL, KIKÅSTIPPEN, MÖLNDAL

D EXEMPEL, ESKILSTUNA AVFALLSANLÄGGNING

E EXEMPEL. FALU AVFALLSANLÄGGNING, VARGGÅRDEN

F REKOMMENDERADE HALTGRÄNSER FÖR KLASSNING AV FÖRORENADE MASSOR SOM FARLIGT AVFALL

G EXEMPEL PÅ PRÖVNINGSPLIKTIGA ANLÄGGNINGAR

H ÖVERSLAGSBERÄKNINGAR FÖR SLÄNTSTABILITET.

I FYSIKALISKA PARAMETRAR

J METODER FÖR MÄTNING AV UTLAKNING

K MILJÖKVALITETSKRITERIA SOM ANVÄNDS I MODELLEN FÖR PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENAD JORD

L GENERELLA RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENAD MARK

M MAXIMALA NIVÅER (EJ FASTSTÄLLDA) FÖR ANVÄNDNING AV AVFALL SOM KONSTRUKTIONSMATERIAL PÅ DEPONIER UTAN TILLSTÅND ELLER ANMÄLAN TILL MYNDIGHET ENLIGT NATURVÅRDSVERKET (2007C)

1 Inledning

Materialbehovet för olika konstruktioner i samband med deponering är mycket stort. Det finns därför ett stort intresse att kunna använda olika alternativa material. Genom en sådan användning kan flera fördelar erhållas. Materialen kan ofta anskaffas till en lägre kostnad. Om avfall kan användas istället för konventionella konstruktionsmaterial kan jungfruliga resurser sparas. Framför allt är materialbehovet för att sluttäcka deponier stort. En stor mängd deponier kommer att avslutas under de närmaste åren. Därför tar den här rapporten i huvudsak upp användning av material för sluttäckning. Problemställningarna är dock liknande för andra typer av konstruktioner, t ex bottentätningar.

1.1 Bakgrund

I och med att EG:s direktiv om deponering av avfall implementerades i svensk lagstiftning genom förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall ökade kraven på skyddande konstruktioner som skall finnas vid en deponi. I samband med detta har frågeställningar uppkommit om på vilka sätt man bäst kan uppfylla lagstiftningens krav. Klart är att kraven innebär att stora mängder material behöver användas samtidigt som det avfall som deponeras utgörs av material som kan användas för konstruktioner. I tillverkningsindustri uppkommer också olika restmaterial som skulle kunna användas.

Den yta som för närvarande upptas av deponier för kommunalt avfall uppgår till omkring 25 km2 (Hedenstedt och Rihm 2004). Därtill kommer olika deponier för industri- och gruvavfall. Under den närmaste framtiden bedöms ett årligt behov av 6 till 8 miljoner ton material behövas. I vissa län kan behovet av täckningsmaterial utgöra 20 till 40 % av den årliga ballastproduktionen Tillgången på traditionella material är ofta begränsad och de alternativa materialen utgör därför en potentiell resurs.

Vid bedömningar av användbarheten måste inte enbart deponeringsförordningens krav uppfyllas. Andra miljökrav, och krav på t.ex. stabilitet, måste också uppfyllas. Kraven gäller inte bara den färdiga konstruktionen. Alla moment i konstruktionsarbetet måste genomföras så att kraven på miljö, arbetsmiljö och beständighet uppfylls.

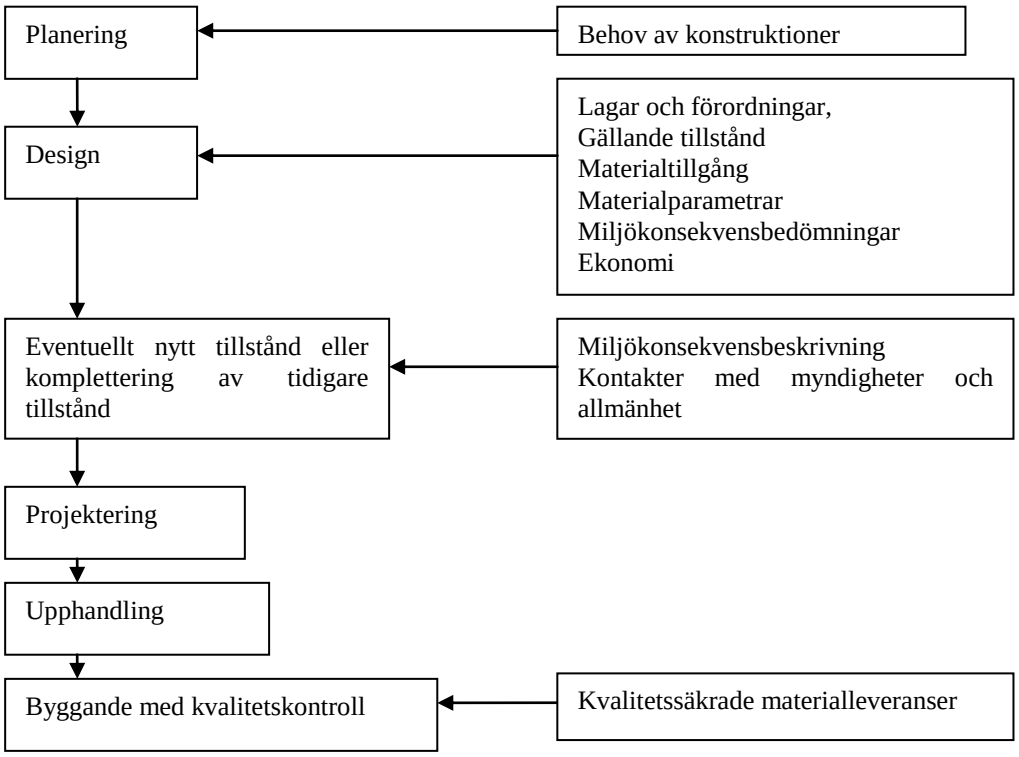
Varje deponi är vanligen unik i något avseende vad gäller t ex lokalisering eller den omgivande miljöns känslighet. Vid varje deponi måste man därför avgöra om lagens krav på miljöskyddsåtgärder är tillräckliga eller vilka ytterligare åtgärder som kan krävas. Det finns därför ett behov av en vägledning för hur man skall kunna avgöra när ett visst material eller en viss konstruktion kan användas och hur det skall användas för att uppnå bästa möjliga resultat med hänsyn taget till både miljö och naturresurser.

1.2 Mål och målgrupp

Rapporten är avsedd att utgöra en vägledning för hur alternativa material kan användas på deponier. Användning inom andra områden beskrivs i t.ex. av Vägverket (2007). Vägledningen bygger på de kunskaper som redan tagits fram. Målet är att skapa en större förståelse för de processer och bedömningar som behövs innan ett material kan

användas i en konstruktion på en deponi och ge översiktliga kunskaper om tänkbara material.

Den här vägledningen vänder sig till verksamhetsutövare för deponier, konsulter, entreprenörer och materialleverantörer som medverkar vid byggande av olika konstruktioner på en deponi. Den tar upp lagar, förordningar och andra krav, materialparametrar, design, miljökonsekvensbedömningar, byggande och kvalitetskontroll. De olika momenten framgår av figur 1.



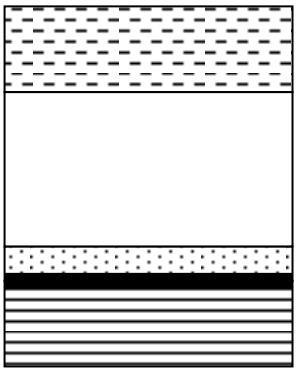
Figur 1. Planerings- och byggnadsprocessen

Figure 1. The planning and building process

2 Gemensamma förutsättningar

Den övergripande strategin bakom utformningen av skyddsåtgärder vid en deponi är att föroreningar skall läcka ut med så låg takt att inga oacceptabla olägenheter uppstår för människors hälsa eller för miljön. För att uppnå detta krävs ett antal konstruktioner. De viktigaste framgår av figur 2 och är:

- Sluttäckning. Sluttäckningen skall skydda mot att människor och djur kommer i direkt kontakt med avfallet och skall minska infiltrationen och därmed lakvattenbildningen efter driftfasen. För att fylla denna uppgift används vanligen flera olika skikt i en sluttäckningskonstruktion. Dessa beskrivs närmare i kapitlet om sluttäckningskonstruktionen.
- Dränerande materialskikt och insamlingssystem för lakvatten. Dessa har till uppgift att samla upp lakvattnet under driftfasen innan sluttäckningen färdigställts.
- Bottentätning. Bottentätningens uppgift är att förhindra att lakvattnet under drifttiden läcker ut till omgivningen.
- Geologisk barriär. Denna kan vara naturlig eller konstruerad. Dess uppgift är att utgöra en extra säkerhet genom att lägga fast, bryta ned, späda ut och fördröja en förorening.



Figur 2. Uppbyggnad av deponi

Figure 2. Landfill construction]

För att fullgöra sina uppgifter behöver man ställa krav på konstruktionerna. Dessa krav benämns i den här rapporten funktionskrav. Vissa funktionskrav finns i lagstiftningen,

t.ex. vattengenomsläpplighet. Andra funktionskrav är mera av generell natur. Exempelvis måste konstruktionen vara långsiktigt hållbar och får inte rasa. Funktionskraven behandlas närmare i ett eget kapitel.

De konstruktioner som skall byggas får i sig själva inte orsaka miljöproblem t.ex. genom att föroreningar lakar ut från själva konstruktionen eller genom att människor eller djur kan komma i kontakt med skadliga ämnen som ingår i konstruktionen. Sådana krav benämns i den här rapporten som miljökrav och behandlas närmare i ett eget kapitel.

Metoderna för att kontrollera att funktionskraven uppfylls är relativt väl utbyggda. Tyvärr har inte metoderna för att kontrollera att miljökraven uppfylls kommit lika långt. Tillsammans är funktionskrav och miljökrav avgörande för deponins miljökonsekvenser.

Deponier är tillståndspliktiga enligt Miljöbalken. Tillstånd kan endast ges om miljökonsekvenserna för deponin beskrivits och ekonomisk säkerhet bestämts enligt miljöbalken. (MB 15 kap. 34 § med hänvisning till 16 kap. 3 §) Konstruktioner kan därför inte byggas eller material användas om detta inte beskrivits i tillståndsansökan. Om nya konstruktioner eller material används krävs därför kompletterande tillstånd eller godkännande och byggprocessen måste därför ta hänsyn till beslutsprocessen och gällande beslut.

3 Styrande mål och regler

3.1 EU-direktiv och EU- förordningar

EU:s direktiv skall implementeras i svensk lagstiftning. Vid implementeringen finns möjligheter att i viss mån anpassa reglerna till svenska förhållanden så länge syftet med direktivet uppnås. EU:s förordningar gäller däremot direkt och skall endast översättas till svenska. Några av de viktigaste direktiven och förordningarna anges nedan.

3.1.1 EU:s avfallsdirektiv 2006/12/EG

I EU:s direktiv om avfall (2006/12/EG) framgår av artikel 3 att Medlemsstaterna skall besluta om lämpliga åtgärder för att främja

a) för det första, att avfall inte uppkommer och att avfall inte har skadliga egenskaper eller att mängden avfall och avfallets skadlighet begränsas.
b) för det andra, att avfall återvinns genom materialutnyttjande, återanvändning, regenerering eller andra processer som syftar till att utvinna sekundära råvaror, eller att avfall används som energikälla.

Om avfall kan användas som konstruktionsmaterial på deponier skall detta således prioriteras framför att avfallet deponeras, om användandet kan ske utan att det uppkommer oacceptabel påverkan på miljön.

3.1.2 EU:s avfallsdirektiv 2008/98/EG

Från och med 2008-12-12 gäller EU:s avfallsdirektiv 2008/98/EG som skall vara implementerat i nationell lagstiftning senast 2010-12-12. Även i det nya direktivet prioriteras materialåtervinning före övrig återvinning som i sin tur prioriteras före bortskaffande.

Med återvinning menas varje förfarande vars främsta resultat är avfall som har ett nyttigt ändamål, genom att det antingen vid anläggningen eller i samhället i stort ersätter annat material som i annat fall skulle ha använts för ett visst syfte eller förbereds för detta syfte

Med materialåtervinning menas varje form av återvinningsförfarande genom vilket avfallsmaterial upparbetas till produkter, material eller ämnen, antingen för det ursprungliga ändamålet eller för andra ändamål; det omfattar upparbetning av organiskt material men inte energiutvinning och upparbetning till material som skall användas som bränsle eller fyllmaterial.

Enligt det nya direktivet kan ett ämne eller ett föremål som uppkommer genom en produktionsprocess vars huvudsyfte inte är att producera detta endast betraktas som en biprodukt i stället för ett avfall om följande villkor är uppfyllda:

- Det skall vara säkerställt att ämnet eller föremålet kommer att fortsätta att användas
- Ämnet eller föremålet ska kunna användas direkt utan någon annan bearbetning än normal industriell praxis.
- Ämnet eller föremålet ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess.
- Den fortsatta användningen skall vara laglig, dvs. ämnet eller föremålet skall uppfylla alla relevanta produkt-, miljö-, och hälsoskyddskrav för den specifika användningen och inte leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa.

Direktivet anger också att visst specifikt avfall skall upphöra att vara avfall när det genomgått ett återvinningsförfarande, inbegripet materialåtervinning, och uppfyller specifika kriterier som utarbetats på följande villkor:

- Ämnet eller föremålet skall användas allmänt för specifika ändamål.
- Det ska finnas en marknad för eller efterfrågan på sådana ämnen eller föremål.
- Ämnet eller föremålet ska uppfylla de tekniska kraven för de specifika ändamålen och befintlig lagstiftning och normer för produkter.
- Användningen av ämnet eller föremålet kommer inte att leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa.

Speciella kriterier för när avfall upphör att vara avfall bör enligt direktivet övervägas åtminstone för t.ex. ballastmaterial, papper, glas, däck och textilier.

Om inga kriterier fastställts på gemenskapsnivå får medlemsstaterna med beaktande av tillämplig rättspraxis från fall till fall besluta om ett visst avfall har upphört att vara avfall. Sådana beslut skall anmälas till kommissionen.

Direktivet anger även att förberedandet av för återanvändning, materialåtervinning och annan återvinning av icke-farligt byggnads- och rivningsavfall ska öka till minst 70 % varvid också skall medräknas sådana fall där avfall används som fyllmaterial för att ersätta annat material.

Direktivet bedöms i viss mån kunna underlätta användandet av avfall som konstruktionsmaterial ur formell synvinkel. Det är dock för närvarande svårtsvårt att förutse vad tolkningar, nya kriterier och framtida praxis kommer att innebära.

3.1.3 EU:s vattendirektiv

EU:s direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (2000/60/EG) syftar till att hindra ytterligare försämringar och skydda och förbättra statusen hos akvatiska system, främja en hållbar vattenanvändning, eftersträva ökat skydd och förbättring av vattenmiljön, säkerställa en gradvis minskning av föroreningen av grundvattnet och att bidra till att mildra effekterna av översvämning och torka. De miljömål som direktivet tar upp berör främst yt- och grundvattenförekomster, dvs. avgränsade och betydande förekomster. Även ett dotterdirektiv, (2006/118/EG) om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämringar, syftar till att skydda vattenförekomster, speciellt grundvattenförekomster, men ibland kan texten tolkas så att den gäller grundvatten i allmänhet. Direktivet innehåller inte några preciserade bestämmelser men kan ändå ha en inverkan, bland annat på de svenska miljömålen.

3.1.4 EU:s direktiv om deponering av avfall

EU:s direktiv (1999/31/EG) har implementerats i svensk lagstiftning genom förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall. Här skall endast nämnas att den svenska lagstiftningen i en del fall är mera restriktiv än vad direktivet kräver.

3.1.5 EU:s förordning om långlivade organiska föroreningar

Vissa ämnen har bedömts medföra sådana risker att de regleras i en speciell EG-lagstiftning. Det rör sig om långlivade organiska föroreningar. Enligt europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 skall avfall som består av eller förorenats med sådana ämnen bortskaffas så att de långlivade organiska föroreningarna förstörs eller omvandlas på ett irreversibelt sätt så att återstående avfall och utsläpp inte uppvisar långlivade organiska föroreningars egenskaper. Huvudregeln är således att ämnena skall destrueras. Under vissa förutsättningar kan avfallen solidifieras eller stabiliseras och deponeras i deponier för farligt avfall eller deponeras utan föregående behandling i underjordsförvar.

Avfall som innehåller eller förorenats med långlivade organiska föroreningar får dock bortskaffas eller återvinnas på annat sätt under förutsättning att ämnena förekommer i en mängd som understiger följande koncentrationsnivåer:

Tabell 1. Koncentrationsnivåer under vilka avfall med långlivade organiska föroreningar (POP:s)får återvinnas.

Table 1. Limit values for recycling of waste with persistent organic pollutants (POP:s)

Ämne	Gräns för koncentrationsnivå
Polyklorerade dibenzo-p-dioxiner och dibenzofuraner (PCDD/PCDF)	15 ug/kg
Aldrin Klordan Dieldrin Endrin Heptaklor Hexaklorbensen Mirex Toxafen Polyklorerade bifenyler (PCB) DDT Klordekon Summan av alfa, beta och gamma-HCH Hexabrombifenyl	50 mg/kg

För tillämpliga beräkningsmetoder och standarder hänvisas till förordningen.

Svenska askor och slagger, även sådana från avfallsförbränning, ligger normalt med mycket god marginal under koncentrationsnivån för samtliga långlivade organiska föreningar. Driftstörningar i förbränningsprocesserna kan dock medföra förhöjda koncentrationer av dioxiner och dibenzofuraner. Skulle koncentrationsnivån 15 ug/kg överskridas får materialet endast deponeras eller användas som konstruktionsmaterial i en deponi för farligt avfall och då endast efter solidifiering eller stabilisering.

3.2 Miljömål

För att förbättra och systematisera miljöarbetet har Sveriges riksdag fattat beslut om 16 miljömål. Deponering av avfall är i hög grad en del av miljöarbetet och berörs av flera mål och delmål, främst målen beträffande giftfri miljö, grundvatten av god kvalitet och god bebyggd miljö.

3.2.1 Giftfri miljö

Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.

Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation. Miljökvalitetsmålet

Giftfri miljö bör i ett generationsperspektiv enligt regeringens bedömning innebära bl.a. följande:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll och deras påverkan på ekosystemen försumbar.
- All fisk i Sveriges hav, sjöar och vattendrag är tjänlig som människoföda med avseende på innehållet av naturfrämmande ämnen.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.
- Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.

3.2.2 Grundvatten av god kvalitet

Grundvattnet skall ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet ska nås inom en generation. Miljökvalitetsmålet Grundvatten av god kvalitet bör i ett generationsperspektiv enligt regeringens bedömning innebära bl.a. följande:

- Grundvattnets kvalitet påverkas inte negativt av mänskliga aktiviteter som markanvändning, uttag av naturgrus, tillförsel av föroreningar m.m.
- Det utläckande grundvattnets kvalitet är sådant att det bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.
- Förbrukning eller annan mänsklig påverkan sänker inte grundvattennivån så att tillgång och kvalitet äventyras.
- Grundvattnet har så låga halter av föroreningar orsakade av mänsklig verksamhet att dess kvalitet uppfyller kraven för god dricksvattenkvalitet enligt gällande svenska normer för dricksvatten och kraven på god grundvattenstatus enligt EG:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG).

3.2.3 God bebyggd miljö

Städer, tätorter och annan bebyggd miljö skall utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en god regional och global miljö. Natur- och kulturvärden skall tas till vara och utvecklas. Byggnader och anläggningar skall lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas. Detta innebär bland annat:

- Mark- och vattenområden är fria från gifter, skadliga ämnen och andra föroreningar.
- Naturgrus nyttjas endast när ersättningsmaterial inte kan komma i fråga med hänsyn till användningsområdet.
- Naturgrusavlagringar med stort värde för dricksvattenförsörjningen och för natur- och kulturlandskapet bevaras.
- Den totala mängden avfall och avfallets farlighet minskar.

- Avfall och restprodukter sorteras så att de kan behandlas efter sina egenskaper och återföras i kretsloppet i ett balanserat samspel mellan bebyggelsen och dess omgivning.

3.3 Lagstiftning

3.3.1 Miljöbalken

Den övergripande lagstiftningen utgörs av miljöbalken. Den skall tillämpas så att:

- människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan,
- värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas,
- den biologiska mångfalden bevaras,
- mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas, och
- återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.

Miljöbalkens andra kapitel innehåller allmänna aktsamhetsregler.

När frågor prövas om tillåtlighet, tillstånd, godkännande och dispens och när sådana villkor prövas som inte avser ersättning samt vid tillsyn enligt miljöbalken, är alla som bedriver, eller avser att bedriva, en verksamhet eller vidta en åtgärd skyldiga att visa att de förpliktelser som följer av andra kapitlet iakttas. Detta gäller även den som har bedrivit verksamhet som kan antas ha orsakat skada eller olägenhet för miljön. (MB 2 kap. 1 §.)

Av aktsamhetsreglerna framgår också att alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet är skyldiga iaktta de begränsningar och försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet människors hälsa eller miljön. Försiktighetsmåtten skall vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller för miljön. I samma syfte skall vid yrkesmässig verksamhet bästa möjliga teknik användas. (MB 2 kap. 3 §)

Vidare skall alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning. (MB 2 kap. 5 §)

Miljöbalkens andra kapitel är således styrande för de konstruktioner som inte omfattas av mera detaljerade regler i annan lagstiftning. Det gäller t.ex. miljökrav vid användning av material ovan tätskiktet på en deponi. Möjligheterna till återanvändning och återvinning skall utnyttjas men miljöbalken anger klart att det är verksamhetsutövarens ansvar att visa att konstruktionen är miljömässigt acceptabel och att erforderliga försiktighetsmått vidtas.

Övergripande regler för avfallshantering finns i miljöbalkens 15 kapitel.

En ansökan i ett ansökningsmål skall vara skriftlig. Den skall innehålla

- Ritningar och tekniska beskrivningar med uppgifter om förhållandena på platsen, produktionsmängd eller annan liknande uppgift samt användningen av råvaror, andra insatsvaror och ämnen liksom energianvändning,
- Uppgifter om utsläppskällor, art och mängd av förutsebara utsläpp samt förslag till de åtgärder som kan behövas för att förebygga uppkomsten av avfall,
- En miljökonsekvensbeskrivning och uppgift om det samråd som skett enligt 6 kap. 4 och 6 §§,
- Förslag till skyddsåtgärder eller andra försiktighetsmått samt de övriga uppgifter som behövs för att bedöma hur de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. iakttas,
- Förslag till övervakning och kontroll av verksamheten,
- I fråga om tillstånd att anlägga, driva eller ändra en verksamhet, en säkerhetsrapport i de fall det finns skyldighet att upprätta en sådan enligt lagen (1999:381) om åtgärder för att förebygga och begränsa följderna av allvarliga kemikalieolyckor, och
- En icke-teknisk sammanfattning av de uppgifter som anges ovan.

Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning för en verksamhet eller åtgärd är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som den planerade verksamheten eller åtgärden kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.

Innan en tillståndsansökan lämnas in skall den sökande samråda med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda.

Samrådet skall genomföras i god tid och i behövlig omfattning innan en ansökan om tillstånd görs och den miljökonsekvensbeskrivning som krävs enligt 1 § upprättas. Samrådet skall avse verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan samt miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning.

Före samrådet skall den som avser att bedriva verksamheten eller vidta åtgärden lämna uppgifter om den planerade verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning och utformning samt dess förutsedda miljöpåverkan. Uppgifterna skall lämnas till länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som särskilt berörs.

3.3.2 Avfallsförordningen (SFS 2001:1063)

I avfallsförordningen finns många av de viktigaste avfallsbegreppen definierade, bland annat vad som är en deponi och vad som är farligt avfall. I bilaga 1 till förordningen finns en förteckning över avfallskategorier. I bilaga 2 finns en förteckning (den så

kallade avfallslistan) över avfall som hör till kategorierna. I avfallslistan är farliga avfall markerade med asterisk.

Om ett avfall klassas som farligt avfall får detta mycket stora konsekvenser för hur avfallet skall provas och vilka gränsvärden som gäller för mottagning på deponier. Användning av farligt avfall som konstruktionsmaterial torde i första hand vara aktuellt för konstruktioner under sluttäckningens tätskikt i en deponi för farligt avfall, men de farliga egenskaper som gör att avfallet klassas som farligt avfall behöver inte utgöra några problem när avfallet ligger i en deponi eller ingår i en konstruktion. Vissa farliga avfall får därför under vissa omständigheter deponeras på en deponi för ickefarligt avfall och det finns inget juridiskt hinder att använda farligt avfall som konstruktionsmaterial på deponier för ickefarligt avfall om det kan ske utan oacceptabla risker. Det är därmed av vikt att känna till de egenskaper och regler som medför att ett avfall klassas som farligt avfall. Nedan ges en kort beskrivning av hur klassningen går till.

I bilaga 3 till avfallsförordningen finns en förteckning över egenskaper som gör att avfallet klassificeras som farligt.

Klassning av farligt avfall grundar sig på EU-direktivet om farligt avfall (91/689/EEC). I direktivet definieras avfall med utgångspunkt från dess ursprung, innehåll av farliga ämnen och farliga egenskaper. EU:s regler har införts i den svenska avfallsförordningen (SFS 2001:1063)

Enligt avfallsförordningen är farligt avfall sådant avfall som är markerat med asterisk i bilaga 2 till förordningen (vanligen benämnd avfallslistan) eller annat avfall som har en eller flera av följande egenskaper:

H1 Explosivt
H2 Oxiderande
H3 Brandfarligt eller mycket brandfarligt
H4 Irriterande
H5 Hälsoskadliga
H6 Giftigt
H7 Cancerframkallande
H8 Frätande
H9 Smittförande
H10 Fosterskadande
H11 Mutagent
H12 Ämnen och preparat som avger giftiga eller mycket giftiga gaser i kontakt med vatten, luft eller syra
H13 Ämnen eller preparat som på något sätt, efter omhändertagande, kan ge upphov till ett annat ämne, t ex. lakvätska som har några av de egenskaper som ovan uppräknats
H14 Eko-toxiskt

För en närmare beskrivning av de olika egenskaperna hänvisas till Avfallsförordningen.

Vid klassificering av farligt och icke-farligt avfall används följande arbetsgång:

1) Sammanställning av befintligt underlag
    i) Vilken verksamhet och process har genererat avfallet?
    ii) Vad består avfallet av?
    iii) Tillgängliga uppgifter om halter av olika ämnen
    iv) Vilka farliga egenskaper har avfallet?
2) Identifiering av tänkbar avfallskod i avfallsförordningen
    i) Om avfallet är markerat med asterisk är avfallet farligt
    ii) Om avfallet inte är markerat med asterisk är det ickefarligt
    iii) Om avfallet har så kallade dubbla ingångar, dvs. om det dels finns en kod för avfallet om det innehåller farliga ämnen och en annan om det inte innehåller farliga ämnen, får man gå vidare till steg 3.
3) Komplettering av data om avfallet
    i) Man måste med rimlig säkerhet kunna avgöra om avfallet innehåller farliga ämnen och i vilka halter. Provtagning och analyser av avfallet kan behövas. Ofta behöver man utnyttja kunskaper om processen och vilka farliga ämnen som kan förekomma när man avgör vilka ämnen som skall analyseras. Information om vilka ämnen som klassas som farliga och deras egenskaper kan hämtas från t ex. Kemikalieinspektionens klassificeringslista, säkerhets- eller varudeklarationsblad eller andra databaser.
4) Bedömning av om avfallet har någon av egenskaperna H1 – H14. Bedömning kan göras med utgånspunkt från:
    i) Bestämma koncentrationer av farliga ämnen i avfallet och jämföra mot gränsvärden
    ii) Analysera den farliga egenskapen (t ex. Bestämma flampunkt)
    iii) Om det inte är möjligt eller rimligt att ta fram de data som behövs kan man i vissa fall behöva använda ett kvalitativt resonemang.

En noggrann beskrivning av metodiken vid klassning har gjorts av Avfall Sverige, ”Vägledning. Klassificering av farligt avfall” (Mikaelsson och Christiansen 2004) I de fall avfallslistan inte ger klara besked blir dock klassningen enligt punkt 3 och 4 komplicerad och bör överlåtas på specialister.

För förorenade massor har Avfall Sverige tagit fram ”Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor” (Elert et al. 2007). En Tabell med Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall redovisas i bilaga F. Vägledning finns även på Naturvårdsverkets hemsida.

Eftersom t.ex. metallers toxicitet beror på i vilken förekomstform metallen finns, kan toxiciteten för olika material vara olika för olika även om metallkoncentrationen är densamma. Olika vägledningar måste därför tillämpas på olika typer av material. En vägledning för bedömning av askor, har tagits fram av Värmeforsk, Avfall Sverige m.fl. ”Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt avfallsförordningen” (Adler et al. 2004)

3.3.3 Förordningen (SFS 1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd

Av förordningen framgår att det krävs tillstånd enligt miljöbalken för att släppa ut eller lägga upp fast avfall. Även anläggningar som behövs för att bearbeta avfall så att de kan användas för konstruktionsändamål, t.ex. anläggningar för sortering eller kompostering, är normalt tillståndspliktiga. Tillstånd söks normalt hos länsstyrelsen. Vid större anläggningar måste tillstånd sökas hos miljödomstolen. För vissa mindre anläggningar räcker det med en anmälan till kommunal nämnd. I bilaga G redovisas en tabell med SNI-kod och prövningsnivå för några anläggningar som kan vara aktuella för deponering eller för bearbetning av avfall till material som kan användas som konstruktionsmaterial på deponier.

Även ändringar av verksamheter är tillståndspliktiga såvida ändringen inte är mindre och inte innebär att olägenhet av betydelse kan uppkomma för människors hälsa eller för miljön. En ändring skall dock alltid anmälas till tillsynsmyndigheten.

3.3.4 Förordningen (2001:512) om deponering av avfall

I denna förordning regleras de detaljerade kraven och funktionskraven på hur en deponi skall vara beskaffad. Här framgår t ex. vilka barriärer som skall finnas under deponin och vilket maximalt vattenflöde som får passera sluttäckningen och bottentätningen. Dessa krav behandlas tillsammans med bland annat stabilitetskrav under kapitlet funktionskrav.

3.3.5 Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:4) och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall.

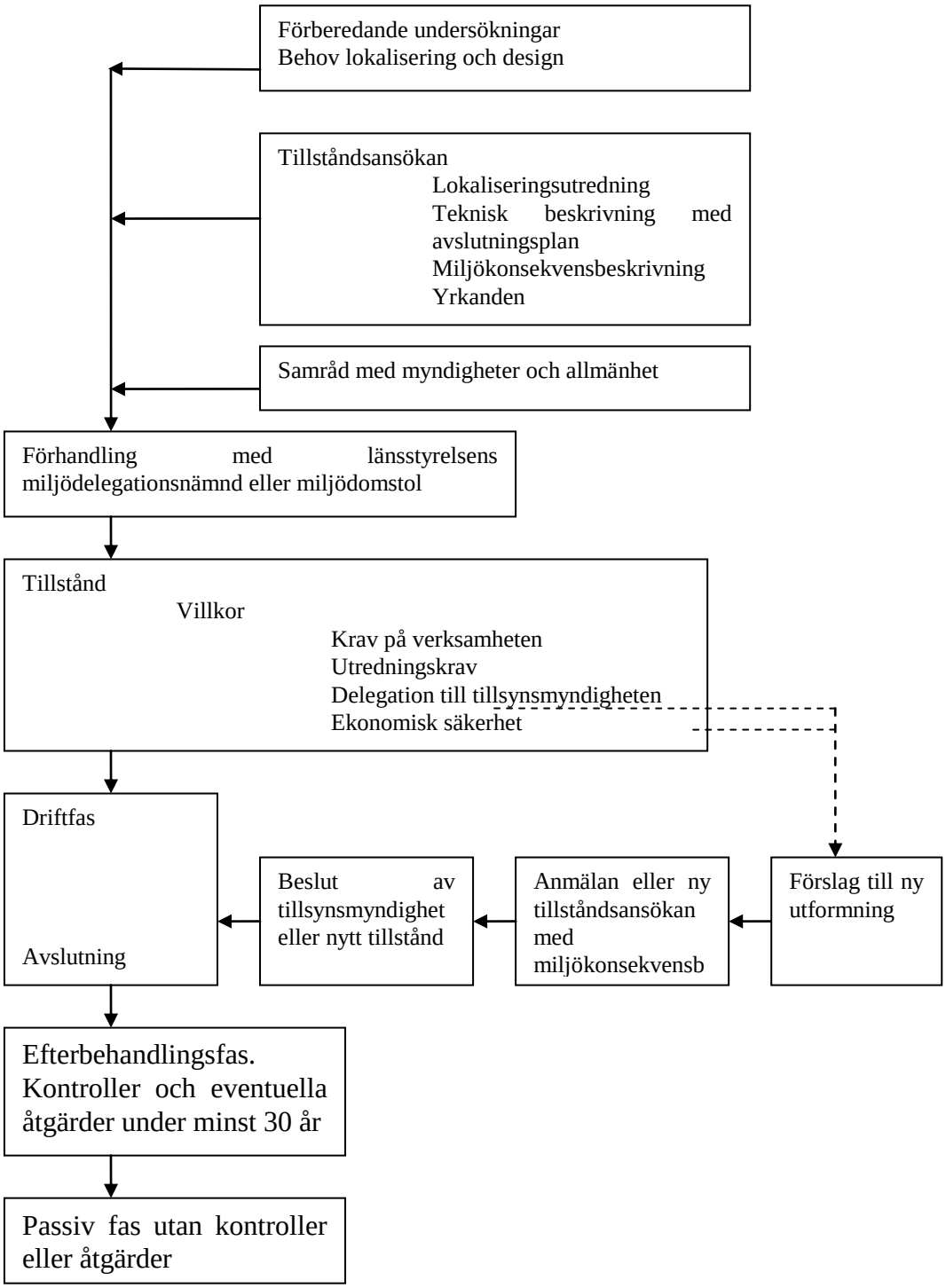
Föreskrifterna innehåller begränsningar av innehållet av brännbart och organiskt material i avfall som skall deponeras. Detta får normalt inverkan på bedömningen om ett material kan användas för konstruktioner under sluttäckningens tätskikt i en deponi. Detta beskrivs ytterligare under kapitlet miljökrav.

3.3.6 Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Föreskrifterna innehåller regler för hur avfall som skall deponeras skall karaktäriseras och provas och vilka gränsvärden för innehåll av föroreningar som gäller för att avfallet skall få deponeras på en viss deponiklass. Föreskrifterna innehåller även vilka provningsmetoder och standarder som skall användas. Föreskrifterna får betydelse vid bedömningen av vilka konstruktionsmaterial som kan användas i konstruktioner under sluttäckningens tätskikt. Detta beskrivs ytterligare under kapitlet miljökrav.

4 Deponins tillståndsprocess och livscykel

En deponis tillståndsprocess och livscykel beskrivs översiktligt i nedanstående figur.



Figur 3. Schematisk figur av en deponis tillståndsprocess och livscykel

Figure 3. Procedure for optaining a permit and the live cycle for a landfill

Med utgångspunkt från behovet av deponering planerar deponiägaren för den kommande verksamheten. Olika lokaliseringsalternativ undersöks. Den ur miljösynpunkt bästa lokaliseringen skall väljas.

En tillståndsansökan lämnas till miljödomstolen eller länsstyrelsen beroende på verksamhetens omfattning. I ansökan skall en redogörelse för lokaliseringsutredningen lämnas tillsammans med en teknisk beskrivning som omfattar alla delar av verksamheten, inklusive avslutningsåtgärder. Till ansökan skall lämnas en miljökonsekvensbeskrivning som inte bara beskriver vilka föroreningar som kan uppkomma utan också vilken påverkan som föroreningarna kan ge upphov till. Deponiägaren måste således redan vid tillståndsansökan veta vilka konstruktioner som skall byggas och vilka material som skall användas. Innan ansökan lämnas in skall verksamhetsutövaren samråda med berörda myndigheter och allmänhet.

Vid lokaliseringen av en deponi måste man ta hänsyn till eventuella planer och planbestämmelser. Ofta är det lämpligt att utarbeta en detaljplan för den berörda deponin.

Eftersom deponering är en verksamhet som pågår under lång tid är det normalt svårt att förutse vilka konstruktionsmaterial som kan komma att användas. Dels kan tillgången på olika material förändras, dels kan materialegenskaperna förändras med tiden. Det är materialegenskaperna när deponin övergår i passiv fas, kanske 30 år efter att deponin avslutats, som är avgörande för konstruktionens funktion. När det gäller sluttäckning är det därför inte ovanligt att tillståndsansökan endast innehåller en preliminär avslutningsplan eller exempel på tänkbara avslutningsåtgärder. Den tillståndsgivande myndigheten kan då ställa som villkor att olika utredningar skall göras och att en slutlig avslutningsplan skall godkännas av tillsynsmyndigheten innan sluttäckningen får påbörjas.

Sammanfattningsvis måste de konstruktioner och material som avses användas vara godkända, antingen i tillståndet för anläggningen eller av tillsynsmyndigheten på delegation eller, om ett eventuellt utbyte av material kan anses vara en mindre ändring, genom anmälan till tillsynsmyndigheten. Det är därför viktigt att planeringen och utformningen av avslutningsåtgärder, inklusive materialval påbörjas i god tid.

Sedan tillstånd erhållits skall drift och avslutning ske i enlighet med tillståndet. Sedan deponin slutat ta emot avfall och sluttäckts vidtar en minst 30 år lång period då verksamhetsutövaren skall kontrollera deponins funktion och åtgärda eventuella brister. Eventuellt kan också lakvattenbehandlingen behöva fortsätta under viss tid. Om tillsynsmyndigheterna efter minst 30 år bedömer att alla krav är uppfyllda kan deponin gå över i en passiv fas utan kontroller. Verksamhetsutövarens ansvar upphör dock inte. Om olägenheter skulle uppstå i ett senare skede är verksamhetsutövaren skyldig att åtgärda detta oavsett hur lång tid som gått.

Kunskap om konstruktionernas utformning och ingående material är därför av största vikt. Materialleverantörer måste därför kunna redovisa materialegenskaperna på ett sätt

så att verksamhetsutövaren kan designa deponin så att både funktions- och miljökrav kan uppfyllas.

För deponier där avfall slutat att deponeras och där alla myndighetskrav uppfyllts före 2001 är deponeringsförordningen inte tillämplig. Miljöbalkens grundläggande aktsamhetsregler gäller dock alltid. Om olägenheter uppstår, eller befaras kunna uppstå, kan tillsynsmyndigheten dock alltid förelägga den forna verksamhetsutövaren att utföra åtgärder. Om verksamhetsutövare saknas kan föreläggandet riktas till markägaren. Vanligtvis begär tillsynsmyndigheterna en plan hur deponin kan avslutas, inklusive en bedömning av åtgärdernas miljökonsekvenser, och förelägger därefter verksamhetsutövaren att utföra lämpliga åtgärder.

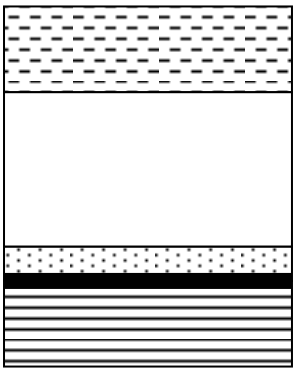
5 Funktionskrav

5.1 Allmänt

De konstruktioner som byggs på en deponi har som regel syftet att förebygga eller minska de negativa effekter deponering av avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön. Konstruktionerna skall förhindra att människor eller djur kommer i direkt kontakt med avfallet, att avfall sprids eller att föroreningar sprids via lakvatten eller gas.

Enligt förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall skall det under en deponi finnas en geologisk barriär, en bottentätning och ett dränerande materialskikt och ett uppsamlingssystem för lakvatten. Den geologiska barriären och bottentätningen kan finnas naturligt eller anläggas som en konstruktion. När deponin avslutas skall den förses med en sluttäckning.

Sluttäckningen består i praktiken av flera skikt eller lager och presenteras närmare i kapitlet om sluttäckningskonstruktionen.



Figur 4. Uppbyggnad av deponi

Figure 4. Landfill construction

Vattengenomströmningen genom en deponi är av central betydelse för de processer som kan leda till emissioner. Därför finns i lagstiftningen kvantitativa krav när det gäller:

- **Maximal vattengenomströmning**

I enstaka fall har funktionskravet på vattengenomströmning kompletteras med detaljerade krav på t.ex. skikttjocklekar.

Det är uppenbart att konstruktionernas skyddande funktion inte får äventyras av ras och skred.

- **Fysisk stabilitet, hållfasthet**

Enligt lagstiftningen skall risk för ras och skred beaktas men man har inte lagstadgat om vilka säkerhetsfaktorer som skall användas. Däremot finns allmänna råd från Naturvårdsverket angående lämpliga säkerhetsfaktorer. (Naturvårdsverket 2004)

- **Beständighet**

Den skyddande funktionen får inte försämras på ett oacceptabelt sätt t.ex. genom att material bryts ned, genom påverkan av sättningar eller erosion. Vanligtvis menar man med lång tidrymd i dessa sammanhang flera hundra år men lagstiftningen har inte angivit något visst antal år.

Det är viktigt att tänka på att funktionskraven gäller konstruktionen som helhet, inte de ingående materialen. Det är således utifrån kraven på konstruktionen som krav måste formuleras för de ingående materialen så att kraven på konstruktionen uppfylls.

Även andra funktionskrav kan vara aktuella. Bland annat måste man klargöra hur den framtida markanvändningen skall se ut och vilka funktionskrav denna ställer.

5.2 Krav på maximal vattengenomströmning

5.2.1 Allmänt

Krav på maximal vattengenomströmning finns i förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall. Kraven gäller dels den geologiska barriär som skall finnas under deponin, dels på bottentätning och sluttäckning.

5.2.2 Geologisk barriär

En geologisk barriär kan utföras enligt flera alternativ. I huvudsak skall en naturlig geologisk barriär eftersträvas.

Av förordningen om deponering av avfall framgår att en deponi skall vara så lokaliserad att allt vatten efter driftfasen och ej uppsamlat lakvatten under driftfasen passerar en geologisk barriär. Transporttiden för lakvattnet genom barriären får inte vara kortare än vad som framgår av tabell 2.

Tabell 2. Minsta genomströmningstid för geologisk barriär

Table 2. Minimum time for flow through a natural geological barrier

Deponi för	År
Farligt avfall	200
Icke-farligt avfall	50
Inert avfall	1

Om en deponi inte lokaliseras så att kraven på transporttider uppfylls, skall under deponin och på de sidor där vatten kan förorena mark eller vatten, barriären i fråga om genomtränglighet (permeabilitet) och tjocklek (mäktighet) ge ett skydd som är minst likvärdigt med effekten kraven enligt tabell 3.

Tabell 3. Alternativa krav på hydraulisk konduktivitet och mäktighet

Table 3. Alternative demands on hydraulic conductivity and layer thickness

Deponi för	Hydraulisk konduktivitet (m/s)	Mäktighet (m)
Farligt avfall	10^{-9}	5
Icke-farligt avfall	10^{-9}	1
Inert avfall	10^{-7}	1

Om det finns risk för att lakvatten svämmar över eller läcker vid sidan av den geologiska barriären skall det i lakvattnets strömriktning anläggas ett skydd mot att lakvattnet förorenar mark eller vatten. Skyddet skall innebära att lakvattnet tas omhand eller inte förorenar mark eller vatten i större utsträckning än vad som följer av kraven ovan.

5.2.3 Bottentätning

Dessutom skall deponier för farligt avfall och deponier för ickefarligt avfall under driftfasen vara försedda med en bottentätning, ett dränerande materialskikt och ett uppsamlingssystem för lakvatten. Tätningen, materialskiktet och uppsamlingssystemet skall konstrueras så att lakvatten inte läcker med mer än 5 liter per kvadratmeter och år från en deponi för farligt avfall och inte med mer än 50 liter per kvadratmeter och år från en deponi för ickefarligt avfall.

Insamlat lakvatten skall behandlas så att det kan släppas ut utan att utsläppet strider mot gällande bestämmelser om skydd för människors hälsa och miljön eller mot villkor som gäller för verksamheten.

5.2.4 Sluttäckning

Verksamhetsutövaren skall se till att en deponi som avslutas förses med sluttäckning. Sluttäckningen skall vara så konstruerad att mängden lakvatten som passerar genom täckningen inte överskrider eller kan antas komma att överskrida 5 liter per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall och 50 liter per kvadratmeter och år för deponier för icke-farligt avfall.

5.2.5 Undantag från geologisk barriär, bottentätning eller sluttäckning

En tillståndsmyndighet får i det enskilda fallet medge avsteg eller undantag från kraven vad gäller geologisk barriär, bottentätning eller sluttäckning om det kan ske utan risk för skada eller olägenhet för människors hälsa eller för miljön.

Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (Naturvårdsverket 2004) bör sökande i sådana fall genom ett väl underbyggt underlag visa att undantaget eller avsteget inte kommer att medföra någon risk för skada eller olägenhet. Underlag för prövning bör bestå av en noggrann analys av miljökonsekvenserna av ett beviljat undantag där en jämförelse bör ske med förekomsten av den aktuella skyddsåtgärden. Tillståndsmyndigheten bör göra en omsorgsfull bedömning mot bakgrund av deponeringsförordningens syfte. Att skyddsåtgärderna är praktiskt orimliga att genomföra bör inte ensamt utgöra skäl för avsteg eller undantag. Deponin bör då istället avslutas. Enbart risken för skada eller olägenhet för människors hälsa eller för miljön bör vara tillräckligt för att avsteg eller undantag inte skall medges. Avsteg bör kunna medges om annat likvärdigt skydd anläggs som ger samma skyddsnivå som den i förordningen föreskrivna skyddsåtgärden. Förordningen anger krav som ger en viss skyddsnivå. Det är skyddsnivån som är viktig att uppnå.

Det är den tillståndsgivande myndigheten som kan bevilja undantag eller avsteg. Tillsynsmyndigheten kan inte bevilja avsteg eller undantag.

5.3 Krav till följd av framtida markanvändning

Normalt bör den framtida markanvändningen planeras så att långsiktiga störningar på täckning och andra säkerhetsåtgärder minimeras. Ibland kan dock sluttäckta ytor behöva användas under längre eller kortare tid till exempel till uppställningsytor. Konstruktionen måste då anpassas till detta. Även den vegetation som planeras kan inverka på hur sluttäckningen utformas.

5.4 Krav på fysisk stabilitet

Olika konstruktioner måste vara uppbyggda av sådana material att inte ras eller skred uppkommer. En sluttäckning är uppbyggd av flera olika skikt och materialen måste ha tillräcklig hållfasthet. Friktionen mellan olika skikt måste vara sådan att glidning inte inträffar.

Risk för glidningar finns framför allt vid sluttäckningskonstruktioner med långa branta slänter. Som en första grov ansats kan man anta att slänten är oändligt lång.

Friktionsvinkeln för materialet och mellan olika material måste då vara större än släntvinkeln med tillägg för lämplig säkerhetsfaktor.

Säkerhetsfaktorn, förhållandet mellan mothållande och pådrivande moment/kraft, bör enligt Naturvårdsverket (2004) vara minst 1,5 beräknad med totalspänningsanalys och 1,35 beräknad med kombinerad analys vid en detaljerad utredning.

Tabell 4. Överslagsmässig uppskattning av erforderlig friktionsvinkel för material vid olika släntlutningar vid oändligt lång slänt

Table 4. Demand as a rule of thumb on friction angle for materials at different slopes of infinite length

Släntlutning	Släntvinkel (grader)	Erforderlig friktionsvinkel Säkerhetsfaktor 1,35*	Erforderlig friktionsvinkel Säkerhetsfaktor 1,5
1:4	14,0	19	21
1:3,5	15,9	21	23
1:3	18,4	24	27

*Enligt Naturvårdsverket (2004) baserat på skredkommissionens rekommendationer.

Ovanstående betraktelsesätt ger en konservativ bedömning av erforderlig friktionsvinkel. I verkligheten kommer materialet att få ett visst stöd från det horisontella underlaget vid släntfoten. Korta slänter blir därför stabilare än långa.

I Naturvårdsverkets handbok rekommenderas en största släntlutning på 1:3. Vid denna släntlutning uppkommer erfarenhetsmässigt sällan instabilitet i normalt avfall. Det betyder inte att det är riskfritt ur stabilitetssynpunkt för avfall med dålig hållfasthet eller för sluttäckningskonstruktioner. Stabiliteten måste således kontrolleras.

För att underlätta bedömningen av den fysiska stabiliteten har en vägledning för beräkning av deponiers stabilitet tagits fram av SGI. (Rogbeck et al. 2007) Här redovisas bland annat diagram med samband mellan släntlutning, släntlängd, säkerhetsfaktor och skjuvhållfasthet/friktionsvinkel för några typiska konstruktioner. Diagrammen redovisas även i bilaga H. Diagrammen baseras på att det använda materialet är fridränerande. För material som t.ex. olika typer av slam eller blandningar av slam och friktionsmaterial måste man beakta risken för att portryck kan byggas upp i materialet som försämrar hållfastheten. Om ett tätskikt av slam eller lera förses med ett skyddsskikt ökar portrycket till följd av att materialet komprimeras av den överliggande lasten och hållfastheten sjunker. Med tiden kommer vatten att pressas ut ur materialet och hållfastheten ökar då igen. Risken för instabilitet är därför ofta störst under byggnadsskedet. Även otillräckligt dimensionerade dräneringslager kan ge upphov till portrycksökningar.

Om bottenkonstruktionen görs tätare än sluttäckningen finns risk för en höjd grundvattennivå i deponin. Detta kan leda till ett utåtriktat vattentryck som kan orsaka instabilitet i sluttäckningskonstruktionen, speciellt vid deponins släntfot. Även stabiliteten i avfallsmassorna kan påverkas genom höjt portryck. Därför måste det finnas möjlighet att leda bort överskottsvatten så att inte farligt höga vattentryck uppstår.

5.5 Beständighet

Många konstruktioner på deponier måste vara beständiga över lång tid, helst flera hundra år. Detta gäller framför allt den geologiska barriären och sluttäckningen. Om organiska material ingår måste man beakta att det kan brytas ned och omvandlas av bakterier. Sannolikheten för, och konsekvenserna av, en sådan nedbrytning måste bedömas. Material som kan brytas ned är geosynteter av plast eller gummi eller materialblandningar med organiska slammer. Nedbrytningen kan medföra att hållfastheten försämras eller att den hydrauliska konduktiviteten ökar.

De flesta av dagens deponier innehåller stora mängder organiskt avfall vilket ger upphov till sättningar. För att en konstruktion skall vara beständig måste den därför i regel vara flexibel.

6 Miljökrav

6.1 Allmänt

De funktionskrav som beskrivs i kapitel 5 är i sig en form av miljökrav på deponin som helhet. I det här kapitlet behandlas den miljöpåverkan som själva konstruktionen i sig kan ge upphov till. De valda materialen i konstruktionen kan ge upphov till utlakning av olika ämnen. Konstruktionsarbetena kan medföra damning, lukt, buller mm. Det är således viktigt att alla moment som är förknippade med konstruktionen beaktas. Det kan även röra sig om tillverkning, bearbetning och transport av olika material. Även arbetsmiljörisker måste beaktas.

Valet av konstruktioner och material har också inverkan på hur naturliga resurser används. Normalt innebär en användning av alternativa material att naturliga resurser sparas. Detta måste också värderas när man skall avgöra om traditionella eller alternativa material skall väljas.

Om konstruktionen innehåller material som kan vara skadliga för människors hälsa eller för miljön måste man undersöka om dessa ämnen är, eller kan bli, tillgängliga. Olika exponeringsvägar måste undersökas:

- Damning
- Hudkontakt
- Oralt intag
- Avrinning till ytvatten
- Avrinning till grundvatten
- Gasavgång.
- Påverkan på andra organismer än människan.

Tillgängligheten måste undersökas för alla konstruktionens skeden

- Under byggnadstiden
- Brukstiden
- Vid eventuell reparation eller rivning av konstruktionen.

Andra störningar som konstruktionen kan medföra, framför allt under byggtiden är:
- Buller
- Lukt

6.2 Utfasningsämnen och prioriterade riskminskningsämnen

Kriterier för utfasningsämnen är framtagna mot bakgrund av vårt nationella miljömål för en giftfri miljö (Proposition 2000/01:65), och mot bakgrund av EU:s kemikalielagstiftning REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals) (Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den

18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier)

Giftfri miljö, delmål 3 handlar om utfasning av särskilt farliga ämnen enligt en angiven tidplan och omfattar:

- CMR-ämnen (cancerogen, mutagen eller reproduktionsstörande), kategori 1 och 2
- PBT/vPvB-ämnen (persistenta, bioackumulerande och toxiska/mycket persistenta och mycket bioackumulerande)
- Särskilt farliga metaller (kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar)
- Hormonstörande ämnen
- Ozonnedbrytande ämnen

Delmålet kommer på sikt även att omfatta hormonstörande, allergiframkallande och nervskadande ämnen, ämnen som är skadliga för immunsystemet samt andra ämnen som bedöms innebära motsvarande hot mot människans hälsa.

Giftfri miljö, delmål 4 handlar om fortlöpande minskning av hälso- och miljörisker med kemikalier som inte omfattas av delmål 3 om utfasning av särskilt farliga ämnen men som ändå är farliga. Hit hör alla övriga ämnen som omfattas av klassificering och märkning enligt Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2005:7), t.ex. ämnen medföljande egenskaper:

- Mycket hög akut giftighet
- Allergiframkallande
- Mutagen, kategori 3
- Hög kronisk giftighet
- Potentiell PBT/vPvB
- Miljöfarligt, långtidseffekter

Hit hör också alla ämnen som på grund av bristfälliga uppgifter inte klassificerats som hälso- och miljöfarliga idag men som kan komma att klassificeras när mer uppgifter kommer fram om dem. Till de farliga ämnena hör också sådana som uppvisar andra farliga egenskaper än de som täcks in av dagens klassificeringssystem. Farliga ämnen måste hanteras på ett sådant sätt att de inte leder till en exponering av människor och miljö som kan innebära risker eller leda till att halterna ökar i förhållande till bakgrundsnivåerna.

På Kemikalieinspektionens hemsida finns en prioriteringsguide där man kan se vilka ämnen som utgör utfasnings- och prioriterade riskminskningsämnen. I guiden finns närmare 4500 ämnen varav ca 2200 utgör utfasningsämnen.

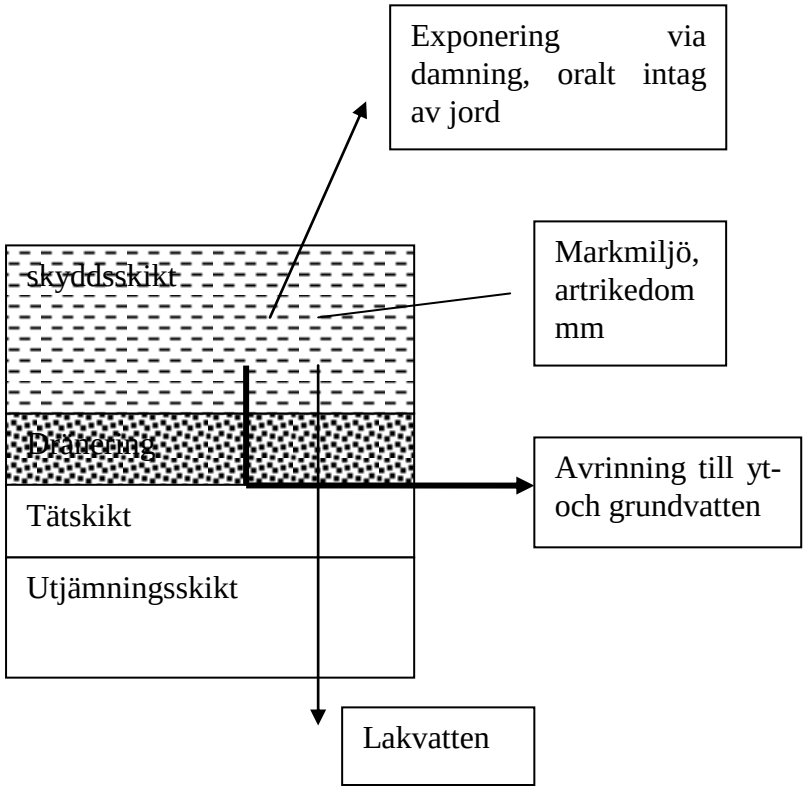
Den 20 januari 2009 trädde en ny EU-förordning (1272/2008) ikraft om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar, samt ändring och upphävande av

direktiven 67/548/EEG, 1999/45/EG och förordning (EG) nr 1907/2006. Förordningen kommer att implementeras successivt i Sverige. Ytterligare information finns på Kemikalieinspektionens hemsida.

För avfall som skall användas som konstruktioner fritt i samhället bör enligt Naturvårdsverket tillåtna nivåer för naturligt förekommande utfasningsämnen baseras på bakgrundsnivåer. Dessvärre saknas ofta kunskaper om sådana nivåer. För icke naturligt förekommande utfasningsämnen bör nivåerna baseras på att halten skall vara noll i avfallet.

För användning på deponier bör nivåerna baseras på risken utifrån deponiscenariet. De naturliga bakgrundshalterna är då inte styrande.

6.3 Föroreningar i material ovan tätskiktet.



Figur 5. Påverkan från material ovan tätskiktet

Figure 5. Impact from material over the sealing liner

Det finns inga föreskrifter för hur avfall eller förorenade massor får användas vid olika konstruktioner.

Naturvårdsverket avser dock att ta fram en handbok för när avfall bör kunna användas vid olika konstruktioner i samhället utan att behöva anmälas till myndighet eller tillståndsprövas. I handboken, som inte kommer att bli juridiskt bindande och som för närvarande finns i en remissversion (Naturvårdsverket 2007c), avser Naturvårdsverket även att redovisa när avfall kan användas generellt som konstruktionsmaterial på deponier utan risk. De preliminära maximala nivåer för användning som anges i handboken redovisas i bilaga M. Vid deponier gäller dock alltid anmälnings eller tillståndsplikt. Handboken får ses som ett klargörande att material som klarar angivna nivåer alltid bör kunna användas. Övriga material får prövas platsspecifikt.

Naturvårdsverket har tagit fram riktvärden för till vilka nivåer förorenade områden bör saneras så att risken för olägenheter eller skador på människors hälsa eller miljön kan anses vara acceptabel. (Naturvårdsverket 1996). Även ett avfallsupplag kan betraktas som ett förorenat område. Det finns därför anledning att göra vissa jämförelser med dessa kriterier. Man måste dock vara medveten om att kriterierna tagits fram med delvis andra förutsättningar än vad som gäller för deponier och kan därför inte användas utan förbehåll.

I rapporten ”Generella riktvärden för förorenad mark” (Naturvårdsverket 1996) anges riktvärden som:

- Gäller hela landet och är satta för att skydda människa och miljö
- Markerar den nivå som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter
- Är rekommendationer och ej juridiskt bindande
- Är beräknade så att spridning av förorening inte ger upphov till förorenat ytvatten eller grundvatten
- Gäller för halter i jordprover analyserade och i övrigt hanterade enligt de metoder som anges i rapporten
- Gäller för mineraljorden ovan grundvattenytan
- Gäller för halter i mark på lokalt begränsade områden, t ex en industrifastighet som har belastats med föroreningar från en punktkälla. De är inte avsedda för storskalig påverkan och inte heller för påverkan av luftburna diffusa föroreningar.
- Har beräknats med ett antagande om att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag
- Inte tar hänsyn till samvekanseffekter mellan föroreningar

Generella riktvärden utarbetades för tre olika typer av markanvändning, där exponeringsvägar och exponerade grupper samt skyddsvärdet för miljön varierade. De tre markanvändningarna var känslig markanvändning (KM), mindre känslig maranvändning med grundvattenuttag (MKM GV) och mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag (MKM). Fyra till sju exponeringsvägar beaktades för människa och för miljön togs hänsyn till effekter på området och i närbeläget ytvatten. De risknivåer för människa som användes vid beräkningen av riktvärdena var sådana som

användes av olika myndigheter i liknande sammanhang. För miljön gällde att markens funktioner skall upprätthållas och att alla former av liv i ytvatten skall skyddas.

Generella riktvärden utarbetades för 36 ämnen eller grupper av ämnen, metaller, persistenta organiska klorföreningar, lösningsmedel samt enkla och polycykliska aromatiska föreningar. Riktvärden beräknades enligt en modell som baseras på metoder och modeller använda i andra länder, framför allt från Nederländerna, USA, Kanada och Danmark. Modellen som tagits fram för beräkning kräver fysikaliska och kemiska data, data rörande utspädning i grundvatten, ytvatten och inomhusluft, data för olika exponeringsvägar samt toxicitetsdata för människa och miljö. Parametervärden valdes som bedömts vara anpassade till svenska förhållanden, men ingen heltäckande analys har gjorts av medelvärden och variationsbredden för de parametrar som ingår.

Naturvårdsverket tog också fram en beräkningsmodell för platsspecifika riktvärden för mark. I modellen kan olika parametrar varieras:

- Aktuella exponeringsvägar
- Exponeringstider
- Jordparametrar som densitet, halt organiskt kol, vattenhalt och porositet
- Områdets storlek
- Grundvattenbildning
- Utspädningsfaktorer
- Val av markkänslighet

Olika justeringar kan också göras för bakgrundsvärden, akuttoxicitet mm.

Modellen beräknar riktvärden, dels med hänsyn till hälsofaktorer, dels med hänsyn till miljöpåverkan (mark, ytvatten och grundvatten). Modellen väljer det lägsta av dessa riktvärden. I resultatet anges också om miljö eller hälsoaspekter varit styrande och vilka de viktigaste exponeringsvägarna är.

Modellen har nyligen reviderats. En utförlig beskrivning av modellen redovisas av Naturvårdsverket (2007 a). Med modellen har man tagit fram nya generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Dessa redovisas i bilaga L.

Det bör påpekas att de riktvärden som tagits fram inte utgör en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. Avfallsupplag är dock en nödvändig del av samhällets infrastruktur, och det är därför rimligt att deponier betraktas som förorenade områden som skall åtgärdas så att risken för skador på människors hälsa eller miljön kan anses vara acceptabel.

Riktvärdena har beräknats med viss försiktighet. Antagandet att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag är i de flesta fall mycket konservativt. Å andra sidan tas inte hänsyn till samverkanseffekter. Man får därför inte okritiskt tillämpa generella kriterier.

Ett stort arbete har lagts ned när det gäller att ta fram den bakgrundsinformation som behövs för att kunna beräkna platsspecifika riktvärden vid sanering av förorenade områden. När det gäller användning för konstruktionsändamål bedöms det därför lämpligt att använda beräkningsmodellen för att ta fram riktvärden med hänsyn till:

- Intag av jord
- Hudkontakt med jord/damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av växter

När det gäller påverkan på yt- och grundvatten utgår modellen från att koncentrationen av olika ämnen i porvattnet kan beräknas på grundval av totalinnehållet i den fasta fasen med hjälp av ett Kd-värde. Kd-värdet beskriver förhållandet mellan koncentrationen i den fasta fasen och koncentrationen i porvattnet. Det bör påpekas att Kd-värdena påverkas av en mängd faktorer, t.ex. pH och redoxpotential. Beräkningarna är således baserade på någon sorts medelvärde för förorenade jordar. Kd-värdena, och därmed beräkningsmodellen, kan därför inte användas för att beräkna värden för andra typer av material, t.ex. askor, avloppsslam eller betongkross utan att modifiera modellen.

Vid sluttäckning av deponier rör det sig i regel om stora ytor, i regel mellan 5 och 50 ha medan de generella riktvärdena gäller för halter i mark på lokalt begränsade områden, t.ex. en industrifastighet som har belastats med föroreningar från en punktkälla. Modellen är inte avsedd för storskalig påverkan. Storskalig påverkan bedöms i första hand inverka vid bedömningen av risker i samband med spridning av föroreningar via yt- och grundvatten. Detta visar sig också vid beräkningar med beräkningsmodellen. Vid större områden blir miljöeffekter för mark, grundvatten eller ytvatten styrande för riktvärdena, medan hälsoriskerna blir styrande för ett fåtal ämnen.

Sammanfattningsvis bedöms Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark lämplig att använda vid bedömningar som gäller oralt intag av jord, inandning av damm och gas samt hudkontakt.

När det gäller påverkan på yt- och grundvatten bör beräkningarna ta sin utgångspunkt i lakförsök på de material som skall användas. Den koncentration som erhålls i kolonnförsök vid L/S = 0,1 ger sannolikt den bästa uppskattningen av koncentrationen i porvatten som är i jämvikt med det material som skall användas. Spridnings- och spädningsberäkningar bör utföras med utgångspunkt från de geohydrologiska förhållanden som råder på den plats där materialen skall användas.

En stor svårighet är att det finns få resultat från lakförsök med organiska ämnen. Det finns inte heller någon standard för hur sådana lakförsök skall gå till. Om man vill använda material som kan laka ut organiska föroreningar bedöms det inte finnas någon annan möjlighet än att bygga en pilotanläggning som i så hög grad som möjligt efterliknar de tänkta förhållandena. Lakvätskan får samlas upp i lysimetrar och analyseras.

En annan svårighet är att lakförsöken sällan omfattar växtnäringsämnen, d.v.s. kväve och fosfor.

Med utgångspunkt från inverkan från större områden har kriterier utarbetats för deponering av inert avfall. Vid deponier för sådant avfall vidtas endast skyddsåtgärder i begränsad omfattning (inga krav på genomsläpplighet i täckningen och den geologiska barriären motsvarar 1 års strömning eller 1 m med en hydraulisk konduktivitet < 10^{-7}). Kriterierna har sin utgångspunkt i mätningar av vad som lakas ut från avfall och i att kriterier för dricksvatten skall klaras på ett visst avstånd från deponin, men tar inte hänsyn till andra känsliga organismer i markmiljön eller för spridning till ytvatten.

Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) grundar sig på ett EU-beslut av den 19 december 2002. (2003/33/EG). För att få deponeras på en deponi för inert avfall får lakningen högst uppgå till följande värden:

Figur 6. Gränsvärden för lakning avfall till inert deponi

Figure 6. Limit leaking values for waste to a landfill for inert waste

Beståndsdel	c_0 (L/S = 0,1 l/kg) mg/l	L/S = 10 l/kg mg/kg torrsubstans
Arsenik	0,06	0,5
Barium	4	20
Kadmium	0,02	0,04
Krom total	0,1	0,5
Koppar	0,6	2
Kvicksilver	0,002	0,01
Molybden	0,2	0,5
Nickel	0,12	0,4
Bly	0,15	0,5
Antimon	0,1	0,06
Selen	0,04	0,1
Zink	1,2	4
Klorid	460	800
Fluorid	2,5	10
Sulfat	1500	1000(*)
Fenolindex		1
DOC (**)	160	500
Torrsubstans för (***) lösta ämnen		4000

(*) Om avfallet överskrider dessa gränsvärden för sulfat kan det ändå anses överensstämma med mottagningskriterierna om utlakningen inte överskrider något av följande värden: 1500 mg/l som C_0 där L/S = 0,1 l/kg och 6000 mg/kg där L/S = 10 l/kg. I detta fall är gränsvärdet för torrsubstans för lösta ämnen inte tillämpbart.
(**) Om avfallet överskrider dessa gränsvärden för löst organiskt kol (DOC) vid dessa egna pH-värde kan det alternativt provas vid L/S = 10 l/kg och pH mellan 7,5 och 8,0. Avfallet kan anses uppfylla mottagningskriterierna för DOC om resultaten av denna undersökning inte överskrider 500 mg/kg. (Ett förslag till en metod utgående från prCEN/TS 14429 finns tillgängligt).
(***) Värdet för torrsubstans för lösta ämnen kan användas som alternativ till värdena för sulfat och klorid.

Totalinnehållet får inte överskrida följande värden:

Figur 7. Gränsvärden för totalinnehåll i avfall till deponi för inert avfall

Figure 7. Limit values (total content) for waste to a landfill for inert waste

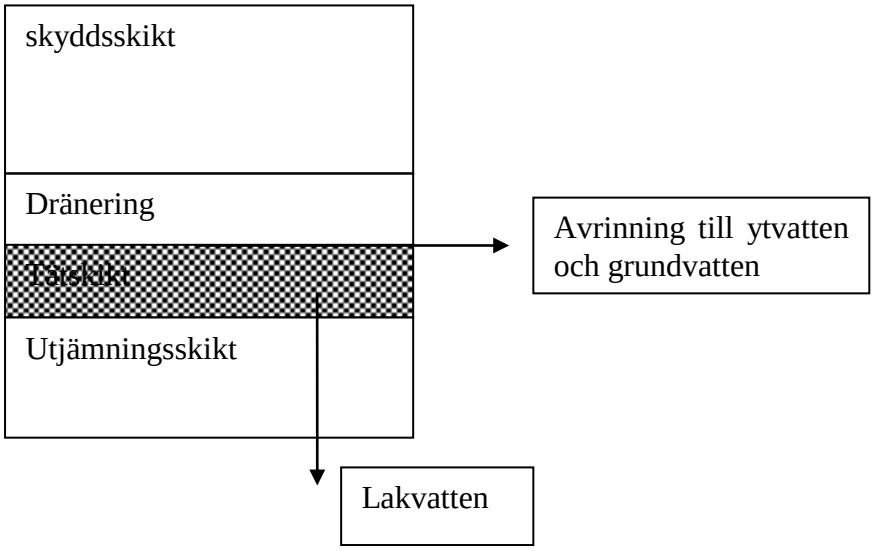
Parameter	Gränsvärde
TOC	3 %
BTEX	6 mg/kg
PCB (Polyklorinerade bifenyler) (7 kongener)	1 mg/kg
Mineralolja (C10 till C40)	500 mg/kg
Summa cancerogena PAH (benso(a)antracen, chrysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och dibens(a,h)antracen)	10 mg/kg torrsubstans
Summa övriga PAH (naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren och benso(ghi)perylen)	40 mg/kg torrsubstans

I speciella fall kan man få dispens för avfall som överskrider gränsvärdena med upp till tre gånger om man kan visa att det kan ske utan ytterligare risk för människors hälsa eller för miljön.

Gränsvärdena har beräknats med utgångspunkt från en tänkt deponi med viss utbredning och vissa avstånd har antagits till punkter där kravet på dricksvattenkriterierna skall vara uppfyllda. ”Modelldeponin” är 200 x 200m och dricksvattenkriteria skall vara uppfyllda 200 m nedströms deponin. Någon hänsyn till förorening av ytvatten tas inte.
Det finns således stora inskränkningar i tillämpligheten av ovan nämnda gränsvärden när det gäller att bedöma miljöpåverkan och hälsorisker.

Vare sig riktvärdesberäkningarna för förorenad mark eller mottagningskriterierna för inert avfall har några värden för kväve och fosfor. Vid användning av olika material ovan tätskiktet i en deponi måste även växtnäringsämnen och risken för övergödning beaktas.

6.4 Material i tätskiktet



Figur 8. Påverkan från material i tätskiktet.

Figure 8. Impact of material in the sealing liner

Tätskiktet kommer att ha låg hydraulisk konduktivitet. Den mindre mängd vatten som kommer att strömma genom tätskiktet kommer att perkolera genom avfallet ned till deponins bottentätning. Den största delen av vattnet som perkolerar genom skyddsskiktet kommer dock att avrinna längs tätskiktets yta. En viss mängd av de ämnen som kan finnas i tätskiktet kan lakas ut. Lakningen bedöms bli en form av ytutlakning och mängden som lakas ut bedöms normalt bli liten. Om tätskiktet är beständigt och den hydrauliska konduktiviteten är tillräckligt liten kommer diffusion att bli styrande för utlakningsprocessen.

Det finns olika metoder att mäta ytutlakning i laboratorium. Ingen av dem liknar emellertid de förhållanden som råder på ovansidan av ett tätskikt där ytan utsätts omväxlande för syre och vatten, där bakterier kan förekomma och nedbrytning ske. Dessutom är ju vattnet som avrinner på ytan påverkat av ovanför liggande material och har därmed andra egenskaper än de lakvätskor som används vid laboratorieförsök. Bra mätmetoder för utlakning ut tätskikt saknas således.

Några ytutlakningsförsök har utförts på Tätskikt av grönlutslam (Stenmark och Sundqvist 2006). Försöken gav dock inte några entydiga besked om lakningen var diffusionsstyrd eller ej.

Pilotförsök har utförts vid Atleverket i Örebro. Täckningskonstruktionen utgjordes av ett tätskikt av flygaskestabilisetat avloppsslam (FSA). Ovanför detta lades ett dräneringsskikt av glaskross, ett skyddsskikt av ”rena massor” och ett vegetationsskikt. Lysimetrar installerades såväl under tätskiktet som på ytan av tätskiktet samt i skyddsskiktet. Det vatten som avrinner på tätskiktet uppvisar höga halter av suspenderat material, kväve och BOD-7. Kloridhalter på omkring 1000 mg/l har uppmätts (Kempi 2007). Halterna är betydligt högre än vad som uppmätts i skyddsskiktet varför lakningen bedöms härröra från tätskiktet eller från nedbrytbara föroreningar i dränskiktet av glaskross. Högsta uppmätta halter av klorid i glaskross uppgår enligt Svensk glasåtervinning (Berg och Mann 2006) till 500 mg/l och medelvärdet till ca 60 mg/l. Lakningen härrör därför sannolikt från tätskiktet trots dess låga hydrauliska konduktivitet. Analysresultat har också redovisats av Tham och Andreas (2008) och återges i bilaga B. Dessa resultat indikerar att halterna på sikt sjunker mot acceptabla värden.

Resultaten visat att vatten som perkolerat genom skyddsskiktet och dräneras bort via dräneringsskiktet åtminstone inledningsvis kan ha höga föroreningshalter. Det är alltså nödvändigt att halterna av föroreningar i dränvattnet hålls under kontroll.

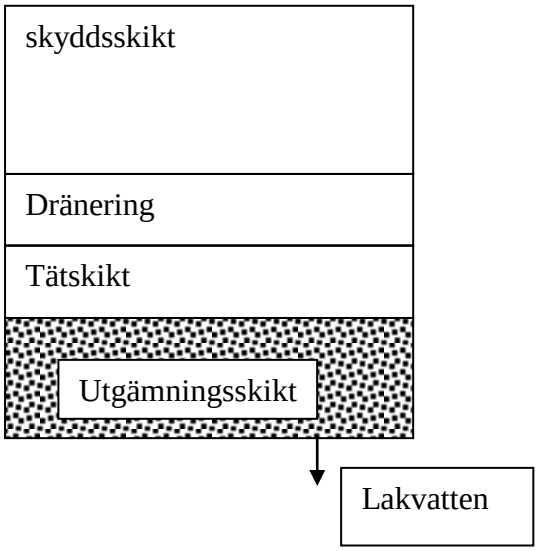
Problemställningen är mycket komplex. För att kunna prognostisera utlakningen från tätskikt rekommenderas att försök i pilotskala liknande det som utförts vid Atleverket utförs. Försöken bör efterlikna den planerade utformningen i så stor utsträckning som möjligt såväl beträffande tätskiktets sammansättning och utformning som ovanför liggande skikt.

Ett sätt att säkerställa att såväl funktionskrav som miljökrav uppfylls är att utforma tätskiktet som ett komposittätskikt bestående av t ex ett plastgeomembran ovan ett skikt med alternativa material. Detta bedöms ha flera fördelar:

- Tätskiktet blir mycket tätt. Den hydrauliska konduktiviteten bedöms understiga 5 mm per år
- Tätskiktet blir mindre känsligt för hål eller läckage i svetsar
- Tätskiktet blir mindre känsligt för sättningar än enbart ett tunt geomembran.
- Utlakningen från tätskiktet blir försumbar.
- Nedträngning av luft till det alternativa materialet förhindras. Därmed minskar risken för nedbrytning och beständigheten ökar.
- Tätskiktet blir mindre känsligt för variationen i ingående parametrar hos det alternativa materialet, blandnings- och utläggningsförhållanden

Kostnaderna för ett extra geomembran bedöms inte vara oskäliga med tanke på den kvalitetsvinst som erhålls. Om alternativa material skall användas i tätskiktet bör man överväga att utforma det som ett komposittätskikt, åtminstone till dess erfarenheter från pilotförsök visar att enbart det alternativa materialet kan användas på ett betryggande sätt när det gäller både funktions- och miljökrav.

6.5 Material under tätskiktet



Figur 9. Påverkan från material under tätskiktet

Figure 9. Impact from material under the sealing liner

Material som används i konstruktioner under tätskiktet i sluttäckningen kommer att vara utsatta för samma påverkan som övrigt avfall. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) som grundar sig på EU beslut 2003/33/EG finns det bestämmelser om vilka avfall som får deponeras på deponier för olika avfall. För farligt avfall och inert avfall liksom för vissa farliga och ickefarliga avfall som deponeras tillsammans på deponier för ickefarligt avfall, finns gränsvärden för hur mycket ett avfall får laka ut. Avsikten är att förhindra att föroreningar skall lakas ut och läcka genom bottentätning och geologisk barriär i sådan omfattning att det kan skada människors hälsa.

Det är rimligt att material som ingår i konstruktioner under tätskiktet i deponier uppfyller samma krav som ställs på det avfall som skall deponeras. Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd till Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (Naturvårdsverket 2007) bör dessa föreskrifter tillämpas på ickefarligt och farligt avfall som används för konstruktionsändamål under tätskiktet i deponin.

Ett undantag kan vara om konstruktionen i sig, t ex genom stabilisering eller ingjutning, förhindrar att utlakning sker, eller om man på annat sätt kan visa att risken för olägenhet eller skada inte kommer att öka till följd av den aktuella konstruktionen.

Enligt deponeringsförordningen 4 § skall avfall som deponerats ha genomgått en grundläggande karaktärisering. Avfallsproducenten skall se till att den grundläggande karaktärisering görs och att uppgifterna i dokumentationen är riktiga.

De avfall som används i konstruktioner bör således ha genomgått en grundläggande karaktärisering. Vid mottagningen bör dokumentationen kontrolleras. En kontroll behöver också ske av att mottaget material stämmer överens med dokumentationen.

Som huvudregel för material under tätskiktet bör gälla:

- Ickefarligt avfall bör kunna användas som konstruktionsmaterial på deponier för ickefarligt avfall. Provning av avfallens utlakning bedöms inte nödvändig.

- Ickefarligt avfall bör kunna användas som konstruktionsmaterial på deponier för farligt avfall. Provning av utlakningen bör utföras och lakningen bör understiga gränsvärdena för avfall som skall deponeras på deponi för farligt avfall.

- Farligt avfall bör kunna användas som konstruktionsmaterial i deponier för ickefarligt avfall under förutsättning att:
    - Provning av lakningen av det farliga avfallet utförs och att lakningen understiger de gränsvärden som gäller för farligt avfall som får deponeras på en deponi för ickefarligt avfall.
    - Provning utförs på det ickefarliga avfall som kan komma i kontakt med det farliga avfallet eller påverkas av det och att lakningen underskrider de gränsvärden som gäller för ickefarligt avfall som skall deponeras tillsammans med farligt avfall på en deponi för ickefarligt avfall.
    - Det ickefarliga avfallet inte är biologiskt nedbrytbart
    - Mängden TOC i det farliga avfallet inte överskrider 5 % och att pH>6.

- Farligt avfall bör kunna användas som konstruktionsmaterial i deponier för farligt avfall. Provning av utlakningen bör utföras och lakningen bör understiga de gränsvärdena för avfall som skall deponeras på deponier för farligt avfall.

7 Förutsättningar för anläggningsarbeten på en deponi

7.1 Krav på framtida markanvändning

Det ligger i deponeringsverksamhetens natur att en mängd föroreningar koncentreras på ett och samma ställe. Avsikten är att man skall ha så god kontroll som möjligt över föroreningarna. Detta innebär i sin tur att aktiviteter som kan innebära skador på skyddsanordningarna inte kan tillåtas. Det ligger också i deponeringsverksamhetens natur att det trots alla försiktighetsmått kan komma att läcka ut föroreningar från deponin. Utläckaget kan vara via lakvatten till yt- eller grundvatten eller via gasavgång till luften. Det föreligger således både ett behov att skydda skyddande konstruktioner från att skadas och att skydda människors hälsa och miljön. Detta innebär att:

- Byggnader normalt inte bör förekomma annat än vad som kan krävas för eventuell drift och kontroll av den avslutade deponin. Ventilation skall anordnas för att undvika att gas ansamlas i byggnaden. Byggnader för reglering av gasuttag eller andra byggnader där det kan finnas risk för gasansamling skall förses med gasvarnare
- Verksamheter som kan innebära schaktning, t ex ledningsdragning, fundament eller liknade skall normalt inte tillåtas. Om sådana verksamheter ändå måste utföras måste i varje enskilt fall åtgärder vidtas för att säkra skyddet av deponin

Det är således nödvändigt att införa restriktioner för området. Det bör inte förekomma någon annan användning än vad som kan klassas som mindre känslig (MKM). Det saknas idag lämpliga instrument för restriktioner och skydd. En möjlighet kan vara att förklara avslutade deponier som miljöriskområden.

Enligt 10 § miljöbalken skall Länsstyrelsen genom beslut förklara ett mark- eller vattenområde för miljöriskområde om det är så allvarligt förorenat att det med hänsyn till riskerna för människors hälsa och miljön är nödvändigt att föreskriva om begränsningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått. Vid förklaringen skall beaktas föroreningarnas hälso- och miljöfarlighet, föroreningsgraden, förutsättningarna för spridning och den omgivande miljöns känslighet.

När ett område förklaras som miljöriskområde skall länsstyrelsen besluta om inskränkningar i markanvändningen, eller om att vissa åtgärder som fastighetsägare eller någon annan vill vidta skall vara förenade med villkor, eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten. Sådana inskränkningar och sådan anmälningsplikt får avse grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära

- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

Länsstyrelsen får även besluta att sådana åtgärder inte får vidtas eller att fastighet inte får överlåtas förrän nödvändiga markundersökningar har utförts.

Länsstyrelsen skall ändra eller meddela nya villkor eller upphäva beslutet om miljöriskområde när ett miljöriskområde har efterbehandlats eller när föroreningarna där av någon annan orsak minskat så att meddelade villkor om inskränkningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått inte längre är nödvändiga.

Det förefaller rimligt att länsstyrelsen utnyttjar möjligheten att förklara deponier som avslutats som miljöriskområde för att kontrollera markanvändningen och förhindra att marken använd på olämpligt sätt i framtiden. Någon praxis på detta område finns emellertid inte.

7.2 Krav till följd av markanvändning

Som framgår av kapitel 7.1 måste markanvändningen begränsas. Enligt deponeringsförordningen skall dessutom verksamhetsutövaren under minst 30 år efter det att sluttäckningen färdigställts och godkänts kontrollera att skyddsåtgärderna uppfyller alla krav. Med hänsyn härtill och med hänsyn till vikten av att spara på naturresurser kan det vara rimligt att konstruktionsmaterial kan tillåtas innehålla en något högre halt av föroreningar än konventionella material även om de befinner sig ovanför sluttäckningens tätskikt.

Om en avslutad deponi avses användas som rekreationsområde, för energiskogsodling, för rening av lakvatten genom översilning eller något annat ändamål, måste riskerna för hur detta kan påverka det långsiktiga skyddet av deponin och konstruktionen utformas därefter.

7.3 Avfall som underlag för konstruktioner

Avfall kan vara mer eller mindre lämpligt som underlag för konstruktioner beroende på vilket avfall som har deponerats. Några synpunkter som bör beaktas är:

- Avfallet innehåller ofta nedbrytbart material vilket medför sättningar
- Avfallet är ofta heterogent vilket medför att sättningarna blir ojämna
- Vid nedbrytning av organiska material bildas deponigas som måste tas omhand/utnyttjas
- Eventuell gasbildning kan påverka konstruktioner genom t ex lyftning
- Avfallet innehåller ofta föremål som kan skada konstruktioner, t.ex. armeringsjärn
- Avfallet kan innehålla kemikalier eller andra ämnen som kan påverka konstruktionsmaterialen, t ex petroleumprodukter och lösningsmedel
- Avfallet är ofta fjädrande vilket kan medföra problem vid t ex packningsarbeten

7.3.1 Sättningar

Sättningar i avfall kan vara av flera slag. Elastiska sättningar uppkommer genom att avfallet fjädrar. Sådana sättningar uppkommer så fort avfallet belastas. Om lasten tas bort återgår avfallet till sitt ursprungsläge.

Sättningar kan också uppkomma genom omlagringar i avfallet. Sådana sättningar går inte tillbaka när lasten tas bort.

Sättningar kan också komma att uppstå till följd av att avfallet bryts ned. Nedbrytningstakten är relativt snabb för vissa avfall t ex matrester medan andra avfall bryts ned mycket långsamt t ex större stycken av trä.

7.3.2 Åtgärder för att undvika skador på grund av sättningar

För att minska risken för skador kan man vidta följande åtgärder:

Noggrann kompaktering. Genom kompakteringen sönderdelas och bearbetas avfallet och hålrummen minskar vilket ger mindre risk för senare omlagringar i avfallet

Avvakta med konstruktionsarbetet så att åtminstone lätt nedbrytbart material hinner brytas ned innan konstruktionsarbetet påbörjas. Nedbrytningen påskyndas om man kan uppnå goda förhållanden för nedbrytningen. För biologisk nedbrytning behövs bland annat vatten. Genom att försöka uppnå goda förhållanden för nedbrytning ökar också gasbildningen och det blir då lättare att utnyttja gasen. För deponier med kommunalt avfall kan det vara lämpligt att vänta omkring tio år eller längre innan sluttäckningen färdigställs. Under tiden kan det vara lämpligt att nederbörden får infiltrera i upplaget för att uppnå rätt fukthalt för biologisk nedbrytning.

Att avvakta med sluttäckningen innebär dock att tidpunkten för när deponin övergår i passiv fas och verksamhetsutövaren kan upphöra med aktiva kontrollåtgärder skjuts framåt. Det kan också innebära att lakvattenbehandlingen måste fortgå under längre tid. Under tiden måste verksamhetsutövaren ställa ekonomisk säkerhet för framtida åtaganden. Dessa förhållanden kan medföra väsentliga kostnader. Å andra sidan får verksamhetsutövaren längre tid på sig att anskaffa de mycket stora mängder material som behövs för en sluttäckning.

Om man har tillgång till material kan det vara lämpligt att under viss tid innan sluttäckningen utförs lägga upp detta i betydligt tjockare lager än den planerade sluttäckningen. Härigenom kompakteras avfallet genom överlasten. Överflödigt material schaktas bort innan sluttäckningen färdigställs. Nuvarande skatteregler kan dock missgynna denna metod. Avdrag för sluttäckningsmassor får göras först sedan materialet använts till sluttäckningen. Om materialet som behövs för överlasten inte betraktas som att det använts, utan som lager som skall användas, måste avfallsskatt, för närvarande 435 kr per ton (2009), erläggas. Återbetalning görs då inte förrän materialet använts i sluttäckningen.

Skador på grund av sättningar kan också undvikas genom att utjämningsskikt görs tillräckligt tjocka. Ledningar för gas och vatten läggs med större lutning än normalt så att risken för vattenlås och igensättningar minskar. Slänter läggs med tillräcklig lutning så att inte vatten blir stående på ytan även om mindre sättningar uppstår.

7.4 Geohydrologiska förutsättningar

Föroreningar och andra ämnen som finns i en deponi eller som används i konstruktioner kommer att läcka till omgivningen, antingen till grundvatten eller till ytvatten. Ämnena kommer att läggas fast, brytas ned och spädas ut under transporten. För att kunna bedöma dessa förlopp är det nödvändigt att de hydrogeologiska förhållandena är kända. Följande fakta behöver vara kända:

- Uppgifter om olika avrinningsområden
- Jordarterna inom området
- Grund- och ytvattennivåer

7.4.1 Avrinningsområden

Uppgifter behövs om deponins area och om areor på olika avrinningsområden, dels uppströms deponin och dels uppströms den eller de kontrollpunkter där effekter skall mätas. För att kunna beräkna utspädningsfaktorer behövs uppgifter om nederbörds- och avdunstningsförhållanden och om möjligt vattenflöden i bäckar och vattendrag.

7.4.2 Jordarter

Jordartsbestämningen ger en fingervisning om materialets hydrauliska konduktivitet. Ytterligare kunskap kan erhållas genom siktanalyser. För att bedöma grundvattenförekomst och strömning behövs kunskap om jordlagrens tjocklek och utbredning.

7.4.3 Grund- och ytvattennivåer

Genom inmätning av grundvatten- och ytvattennivåer kan grundvattenytans lutning beräknas. En brunnsinventering bör utföras och mätpunkter, peglar, anordnas för avläsning av ytvattennivåer. I de flesta fall behöver antalet observationspunkter kompletteras med ett antal grundvattenrör. Antalet mätpunkter bör vara så stort att en grundvattennivåkarta kan ritas upp. En grundvattennivåkarta kan ge uppgifter om grundvattnets strömningsriktning, skillnader i hydraulisk konduktivitet, var provtagningspunkter för grundvatten bör placeras mm.

7.4.4 Lakvattenbehandling

Normalt sett finns ett system för uppsamling och omhändertagande av lakvatten. Det normala bör vara att dessa anläggningar behålls till dess att det vatten som lämnar deponin inte längre behöver behandlas. I många fall bedöms anläggningarna behövas under relativt lång tid efter det att avslutningsåtgärderna påbörjats. Detta kan ge vissa möjligheter att använda material där urlakning sker under ett inledningsskede men sedan

avtar relativt snabbt med tiden. Det kan t.ex. gälla växtnäringsämnen i sluttäckningens skyddsskikt som skulle kunna ge upphov till övergödning. Dessa skulle under ett inledningsskede kunna behandlas i befintligt lakvattenreningssystem till dess utlakningen sjunkit till en acceptabel nivå.

Tiden som behövs till dess reningen kan upphöra skulle kunna skattas med hjälp av utlakningsförsök. Halten i lakvattnet kan beräknas som lutningen på tangenten till lakkurvan, där den ackumulerade mängden utlakat anges som funktion av L/S-kvot. Man kan således uppskatta vid vilken L/S-kvot man har en viss koncentration. L/S-kvoten kan sedan med hjälp av lagrets tjocklek, materialets densitet och mängden nyttig nederbörd räknas om till en tid. En mera utförlig beskrivning finns i avsnitt 10.2.

7.5 Avfallsskatt

Enligt lag (1999:673) om skatt på avfall skall skatt betalas för avfall som förs in till en anläggning där farligt avfall eller annat avfall till en mängd av mer än 50 ton per år slutligt förvaras (deponeras) eller förvaras under längre tid än tre år.

Med avfall jämställs annat material som förs in till en anläggning. Det saknar således betydelse ur skattesynpunkt om det material som förs in kan klassas som avfall eller inte.

Enligt 3 § utgår dock inte skatt när det gäller vissa anläggningar. Det gäller anläggningar där deponering eller förvaring sker uteslutande av:

- Jord, grus, lera, skiffer, kalkstoft, kalksten eller annan sten
- Bergrester från gruvindustriell verksamhet
- Avfallssand från gruvindustriell verksamhet och avfall från vattenrening vid sådan verksamhet samt järnhaltigt avfall från rökgasrening vid tillverkning av järnmalmspellets
- Radioaktivt avfall
- Vattenverksslam i slambassäng eller flytande avfall i vassbädd

Vissa material är också undantagna från skatt. Det gäller bland annat:

- Material som är avsett att användas för driften av en anläggning, eller som förs in till en sådan anläggning utan direkt samband med avfallshanteringen
- Avfall som är avsett att inom en anläggning
    - Behandlas genom kompostering eller reaktorbaserad rötning
    - Förbrännas
    - Användas för tillverkning av lagringsbart fast bränsle
    - Avvattnas
    - Renas under förutsättning att avfallet är flytande

Någon redovisning till skattemyndigheterna beträffande undantagna anläggningar och undantagna material behöver inte göras. Förutom undantagen finns möjligheter till avdrag för:

- Avfall som förts ut från anläggningen
- Avfall som använts för driften av anläggningen
- Avfall som inom en anläggning använts för konstruktionsarbeten eller för att där åstadkomma en miljösäker deponering eller förvaring, dock inte när materialet använts som mellantäckning.
- Avfall enligt 3 § (jord, grus, lera, skiffer, kalkstoft, kalksten eller annan sten bergrester från gruvindustriell verksamhet m fl.) som är avsett att inom anläggningen användas för sluttäckning, om det förvaras skilt från annat avfall.

Avfall som använts för driften av anläggningen tolkas mycket restriktivt. Det rör sig t.ex. om fordonsbränsle och kontorsmaterial. Material för användning i sluttäckning eller andra konstruktioner på deponin räknas inte hit.

De uppräknade rena materialtyperna (jord, grus, lera etc.) kan således lagras på en deponi utan att kostnader för skatt uppkommer. De införda materialen skall redovisas på skattedeklarationen men avdrag kan göras omedelbart.

För övriga material gäller att de måste ha använts i konstruktioner eller sluttäckning innan avdrag får göras. Det innebär att betydande skattekostnader kan uppkomma vid lagring av sådana material, särskilt om de behöver lagras under lång tid.

För övrigt får avdrag göras för ytterligare ett antal avfallsslag. Flera av dessa t ex grönlutslam och gjuterisand bedöms vara användbara för användning i sluttäckning. Andra material, t ex asbesthaltigt avfall bör absolut inte användas. Nedan redovisas dock alla de undantagna avfallsslagen.

1. Vatten eller stabiliserande ämnen som utanför anläggningen tillsätts aska
2. Förorenad jord från marksanering
3. Muddermassor från sanering och fördjupning av vattenområden
4. Avfall från sanering av upplag för farligt avfall
5. Slam från behandling av lakvatten där gips deponeras
6. Avfall från rening av kommunalt avloppsslam som förorenats på grund av verksamhet vid Falu koppargruva.
7. Asbesthaltigt avfall
8. Fluor- och svavelhaltigt avfall från rökgasrening vid tillverkning av järnmalmspellets.
9. Grönlutslam från kausticeringsprocesser
10. Returfiberavfall och avsvärtningsslam från upparbetning av returpappersamt askor från eldning av avsvärtningsslam
11. Slam från framställning av dikalciumfosfat, kalciukklorid och natriumfosfat
12. Kalciumflouridslam frånframställning av aluminiumflourid
13. Gipsslam från framställning av uppkolningsmedel
14. Elfilterstoft från framställning av råstål och råjärn
15. Slagger från metallurgiska processer
16. Stoft och slam från rening av gaser från framställning av råstål och råjärn

17. Oljehaltigt glödskalsslam
18. Metallhydroxidslam
19. Stoft och slam från rening av rökgaser och processvatten vid framställning av koppar, zink och bly.
20. Katodrester, blästerstoft, kolavfall samt stoft och slam från rening av rökgaser vid framställning av aluminium
21. Stoft och slam från rening av rökgaser från framställning av ferrolegeringar
22. Gjuterisand
23. Avfall från rensprocessen vid upparbetning av återvunnet glas
24. Biobränsleaska, vars halt av cesium-137 uppgår till minst fem kilobecqerel per kilogram och som förts in till en avfallsanläggning som uppfyller de krav som Statens Strålskyddsintitut fastlagt för deponering av sådan aska.

Avfallsskatten uppgår för närvarande 435 (2009) kr per ton. Den utgör ett starkt incitament till at använda massor på deponier eller i samhället i övrigt. Skatten inverkar också på kostnaderna för att lagra avfall som skall användas för sluttäcknings- och konstruktionsarbeten.

8 Sluttäckningskonstruktionen

8.1 Allmänt

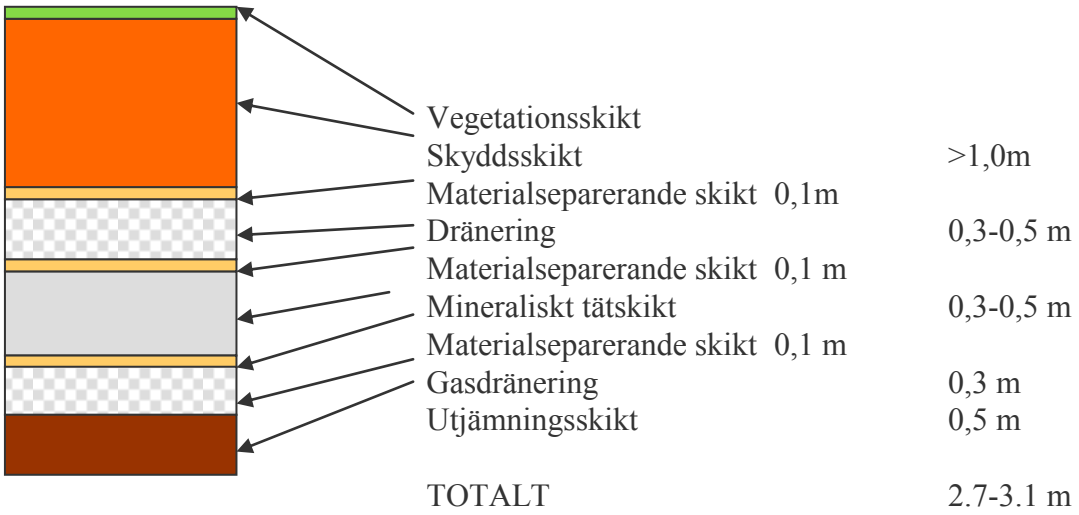
En sluttäckningskonstruktion består av flera olika skikt som fyller olika funktioner: nedifrån och uppåt kan följande lager förekomma

- Utjämningsskikt för att ge ett jämnt underlag för arbetet med tätskiktet, för att göra tätskiktet mindre känsligt för sättningar.
- Gasdräneringsskikt för att ta bort gastryck underifrån och för att samla in och nyttiggöra eller destruera deponigas
- Tätskikt för att hindra vatten och syre från att tränga in i deponin.
- Dräneringsskikt för att undvika att tätskiktet utsätts för vattentryck
- Skyddsskikt för att tätskiktet inte skall förstöras av erosion, frost eller oavsiktlig grävning m.m.
- Vegetationsskikt för att kunna etablera önskad vegetation.

Dessutom kan ett eller flera materialseparerande skikt ingå för att undvika att material från olika skikt blandas.

Ibland kan flera funktioner uppnås med ett och samma skikt. Ett utjämningsskikt av poröst material kan t.ex. samtidigt utgöra gasdräneringsskikt.

I figur 10 redovisas ett exempel på en sluttäckningskonstruktion.



Figur 10. Exempel på sluttäckningskonstruktion

Figure 10. Example of capping construction

8.2 Utjämningsskikt

Utjämningsskiktet har flera uppgifter. Det skall bland annat

- Tjäna som underlag för tätskiktet så att detta inte punkteras eller skadas på annat sätt
- Utjämna sättningar i underlaget så att inte oacceptabla töjningar, sprickor eller brott uppkommer i tätskiktet
- Tjäna som motvikt vid packning av mineraliska tätskikt på eftergivliga underlag (t ex hushållsavfall) så att tillräcklig packningsgrad och därmed tillräcklig täthet kan uppnås för tätskiktet.

Om det har tillräcklig genomsläpplighet för gas kan det även tjäna som gasdränerande skikt.

8.2.1 Tänkbara material i utjämningsskiktet

Konventionella material

- Sand och grus

Exempel på alternativa material

- Bottenaska där metaller sorterats bort
- Slaggrus
- Schaktmassor
- Grönlutslam (flacka partier utan risk för stabilitetsproblem)
- Blandningar av flygaska och avloppsslam
- Blandningar av flygaska och grönlutslam
- Lämpliga (behandlade) förorenade jordar

8.2.2 Utläggning av utjämningsskikt

Ju tjockare utjämningsskikt desto större säkerhet erhålles mot att tätskiktet skall skadas till följd av sättningar i avfallet. Vid deponier med hushållsavfall eller annat nedbrytbart avfall bör skiktet uppgå till minst 0,5 m. Om avfallet består av mycket heterogent material med risk för ojämna sättningar bör tjockleken ökas. Om avfallet består av inerta material eller om avfallet är ensartat så att ojämna sättningar ej behöver befaras kan skikttjockleken minskas.

Underlaget för ett tätskikt skall vara av sådan beskaffenhet att det inte skadar tätskiktskonstruktionen. Underlaget skall vara fritt från stenar och rötter.

Vid installation av syntetiska geomembran eller lergeomembran rekommenderas enligt SGF:s handbok ”Tätskikt i mark” (Carlsson et al. 1999) att underlaget skall vara avjämnat med en finkornig jord 0-4 mm. Alternativt används en geotextil som är dimensionerad så att inga grövre partiklar kan skada geomembranet.

Vid installation av tjockare tätskikt, t.ex. av naturliga eller bentonitblandade jordar behöver ovanstående krav på underlaget normalt inte uppfyllas. Ett materialskiljande lager eller geotextil mellan underlaget och tätskiktet kan dock behövas.

8.3 Gasdräneringsskikt

I deponier med organiskt nedbrytbart avfall bildas deponigas. Deponigasen består till ca 50 % av metan och ca 50 % koldioxid. Metan är en brännbar gas vars energi kan tas tillvara. Det är också en gas som påverkar växthuseffekten. Den är ca 20 gånger mer potent än koldioxid och det är därför viktigt att gasen tas omhand. I första hand bör gasens energiinnehåll tas tillvara, men om inte detta är möjligt måste gasen facklas. Med tiden avtar gasproduktionen. Mängden bildad deponigas sjunker och metangashalten minskar. Om det till följd av för låg metangashalt inte går att fackla gasen kan man genom metangasoxidation minska mängden metan som läcker ut till luften.

Deponigasen kan också påverka mineraliska tätskikt. Gasens tryck kan öppna sprickor i t ex lera och det finns risk att torksprickor uppstår.

Det är således viktigt att deponigasen kan samlas upp. Den gas som inte kan samlas upp i konventionella gasutvinningssystem med brunnar och dräner kommer att leta sig ut mot deponins periferi. Metan är lättare än luft och kommer därför att söka sig uppåt. Materialet i en deponi är dock ofta horisontellt skiktat. I hushållsavfall bidrar t ex plastpåsar och andra förpackningar till en sådan skiktning. Skiktningen tenderar att leda gasen horisontellt ut mot deponins slänter. Det är därför viktigt att man tar hänsyn till detta så att gasuppsamlingsskiktet täcker in hela upplaget.

Mycket ofta kan gasdräneringsskikt och utjämningsskikt kombineras. Detta förutsätter att utjämningsskiktet ät tillräckligt permeabelt för gas.

Om lämpligt material i tillräckliga mängder saknas kan man överväga att lägga dräner i stället för ett sammanhängande skikt.

Lyftkraften i gasen är betydande. Det finns flera exempel på att gas som bildats under lakvattenmagasin med botten av täta membran, som t ex HDPE, tryckt upp hela bottenkonstruktionen trots att membranet försetts med sandskikt på ovansidan som mottryck. Det är således viktigt att under sådana konstruktioner kunna leda bort gasen via ett gasdränerande skikt för att undvika bottenupptryckning.

8.3.1 Tänkbara material i gasdräneringsskiktet

Lämpliga material kan vara olika avfall med god gasdränerande förmåga. Brännbara material bör undvikas med hänsyn till risken för spridning av brand.

Konventionella material:

- Sand och grus
- Krossprodukter

Alternativa material

- Slaggrus
- Glaskross
- Krossad betong
- Schaktmassor av grovt grus

8.3.2 Utläggning av gasdräneringsskikt

Skiktet bör ha en tjocklek av minst 0,1 m. Överfarter med maskiner bör undvikas för att minska risken för nedkrossning. För spröda material läggs utjämningsskiktet på innan överfarter med maskin kan tillåtas. Om gasdräneringsskiktet läggs i anslutning till finkornigt material skall materialskiljande skikt läggas ut.

8.4 Tätskikt

Den tätande konstruktionen kan bestå av ett eller flera tätskikt.

Ofta dimensioneras tätskiktet så att det ensamt skall klara genomströmningskraven under förutsättning att det finns ett dränerande skikt ovanför som förhindrar att vattentryck på tätskiktet uppkommer. Detta uppfylls med viss marginal om tätskiktets hydrauliska konduktivitet är mindre än 10^{-9} m/s.

Tätskikten måste vara beständiga under lång tid. Med lång tid menar man vanlige flera hundra år.

8.4.1 Tänkbara material i tätskikt

Konventionella material

- Naturliga jordar (leror)
- Bentonitblandad sand
- GCL (Geosyntetiska lergeomembran, t ex bentonitmattor)
- Geomembran av t ex HDPE

Exempel på alternativa material

- Flygaskestabiliserat avloppsslam (FSA)
- Flygaskestabiliserat grönlutslam
- Bentoniblandat stenmjöl
- Gjuterisand (tillsats av ytterligare bentonit kan behövas).

8.4.2 Utläggning av tätskikt

Utläggning, och i förekommande fall tillverkning, av tätskikt sker enligt bygghandlingarna. Av anvisningarna skall i förekommande fall framgå:

- Krav på terrassens (utjämningsskiktets) yta
- Skiktets totala tjocklek
- Antal skikt som utläggningen skall ske med
- Krav på ingående material t ex vattenkvot
- Krav på hur och eventuellt hur länge materialen skall, eller får, lagras
- Hur blandningen skall ske och hur ingående mängder skall mätas

- Krav på färdig blandning t ex bentonithalt, vattenkvot
- Hur packning skall utföras
- Hur tätheten skall kontrolleras, t ex genom densitetsmätning
- Hur skarvning och genomföringar skall utföras.

Tätskiktets överyta bör ges en lutning av minst 1:20 och maximalt 1:3. Enligt Carlsson et al. (1999) bör ojämnheten för ytor som skall täckas med syntetiska geomembran eller lergeomembran inte överstiga 50 mm/m.

Innan utläggningen bör en plan för kvalitetssäkring utarbetas.

8.5 Dräneringsskikt

Dräneringsmaterialet måste vara tillräckligt genomsläppligt för att snabbt dränera bort vatten från tätskiktet. Annars kommer vattentrycket mot tätskiktet att orsaka ökad genomströmning. Kapaciteten måste också vara tillräcklig så att inte dränvattnet trycks uppåt och utåt vid släntfoten vilket kan medföra försämrad stabilitet eller erosion i skyddsskiktet.

I en sluttäckningskonstruktion bör minsta lutning vara 1:20 eller 5 %. Härigenom erhålls en viss säkerhet med tanke på att underlaget kan sätta sig.

Den hydrauliska konduktiviteten bör vara minst $1x10^{-4}$ m/s (vid aktuell överlast).

8.5.1 Tänkbara material i dräneringsskikt

Konventionella material
- Krossmaterial
- Naturgrus
- Geosyntetiska material

De syntetiska materialen består ofta av ett extruderat nät mellan två geotextiler.

Exempel på alternativa material
- Betongkross
- Glaskross
- Gummiklipp

8.5.2 Utläggning av dräneringsskikt

Skiktet bör ha en tjocklek av minst 0,2 m. Överfarter med maskiner bör undvikas för att minska risken för nedkrossning. För spröda material läggs skyddsskiktet på innan överfarter med maskin kan tillåtas. Om gasdräneringsskiktet läggs i anslutning till finkorniga material skall materialskiljande skikt läggas ut.

8.6 Skyddsskikt

Skyddsskiktet har flera uppgifter. Det skall skydda tätskiktet mot mekanisk påverkan, påverkan av frost och uttorkning och utgöra skydd mot rotpenetration. Det kan tillsammans med vegetationsskiktet utgöra ett metanoxiderande skikt.

Skyddsskiktets tjocklek bör bestämmas med hänsyn till de påfrestningar som täckningen bedöms utsättas för. Tätskiktet bör dock enligt Naturvårdsverket inte ligga närmare markytan än 1,5 m på grund av risken för rotpenetration.

För att minska risken för oacceptabla utsläpp till ytvatten som avleds ovanför tätskiktet måste hänsyn tas till mängden föroreningar som i de olika avfall som avses användas i skyddsskiktet. Biologiskt nedbrytbart avfall bör vara stabiliserat. Stabilisering kan ske genom t ex kompostering eller rötning. Vid en stabilisering bryts stora delar av det organiska materialet ned samtidigt som vattenhalten minskar och den vattenhållande förmågan ökar. Humusbildningen medför även att närsalter och metaller binds fastare till organiskt material och partiklar vilket minskar utlakningen av eventuella föroreningar. (Naturvårdsverket 2004)

Hur stor andel av olika typer av avfall som är lämpligt att använda i skyddsskiktet beror bland annat på möjlig miljöpåverkan samt vilka fördelar som kan uppnås. Ännu så länge finns endast begränsad erfarenhet av hur stora andelar som kan användas. Positiva effekter som minskad lakvattenbildning och ökad metanoxidation kan erhållas genom inblandning av t ex komposterat avfall. Med tanke på att dessa effekter inte har utvärderats i större omfattning anser Naturvårdsverket att det finns skäl att utifrån miljöbalkens försiktighetsprincip tills vidare inte blanda in mer än 40 viktsprocent av avfallsslag som innehåller betydande mängder närsalter, metaller eller organiska föroreningar (Naturvårdsverket 2004).

För en del material kan utlakningen av föroreningar vara stor i ett initialskede men minska med tiden. Även sådana material kan användas under förutsättning att föroreningarna kan tas omhand under en inledningsfas. Det förutsätter att ett godtagbart system för rening av lakvattnet finns eller kan anordnas. I många fall kommer befintliga system för lakvattenrening ändå att drivas vidare under viss tid efter det att deponin avslutats. I sådana fall kan avrinningen från sluttäckningen ledas till lakvattenreningen tills föroreningshalterna i det avrinnande vattnet är så låga att ingen oacceptabel miljöpåverkan föreligger.

Uppgifter om utlakade mängder från skydsskiktet är få. Som viss ledning för kväveläckage redovisas därför ett försök vid gryta avfallsanläggning i Västerås. (Thuresson och Veibäck 2005)

Föroreningar från avrinnande vatten från en 1000 m^2 stor försöksyta med ett skyddsskikt bestående av komposterat avloppsslam och aska från fastbränsleeldning och schaktmassor har uppmätts. Det komposterade slammet beräknades innehålla ca 40 ton kväve per hektar. Kväveläckaget från skyddstäckningen var initialt mycket högt. Inledningsvis steg totalkvävehalten till omkring 800 mg/l. Utlakningen av kväve under

det första året motsvarade 540 kg kväve per hektar. Efter bevattning av ytan som motsvarar nederbörd under ca 4 år var kvävehalten i vattnet nere i 12 mg/l Utlakningen motsvarade då ca 8 kg per ha och år. Som jämförelse kan nämnas att ett läckage av 4 – 16 kg kväve per hektar och år bedöms som höga förluster och bedöms motsvara vanligt förekommande förluster från åker i slättbyggd.

I samband med undersökningar i Österrike av metanoxidation uppmättes kvävehalter för lakvatten som passerat ett 0,4 m tjockt skikt av kompost av hushållsavfall och slam från avloppsreningsverk blandat med sand och 0,8 m tjockt skikt bestående enbart av kompost av hushållsavfall och slam från avloppsreningsverk. I inledningsskedet uppgick nitrathalten till 150 mg/l, ammoniumhalten var lägre än 10 mg/l och Kjelldahlkväve uppmättes till mindre än 500 mg/l. Efter sex månader hade halterna sjunkit till 60 mg/l, < 3 mg/l respektive < 100 mg/l. (Persson. 2007)

8.6.1 Tänkbara material i skyddsskikt

Konventionella material

- Naturliga jordar

Exempel på alternativa material

- Schaktmassor
- Lämpliga fraktioner av rivningsavfall
- Komposterat slam från avloppsreningsverk blandat med lämpligt friktionsmaterial
- Behandlad förorenad jord

8.7 Vegetationsskikt

Vegetationsskiktets uppgift är att tjäna som underlag för den växtlighet som måste etableras på upplaget. Utan vegetation kommer skyddsskiktet snabbt att erodera vilket kan medföra att tätskiktet förstörs. Vegetationen har också en positiv effekt på avdunstningen och minskar därmed även genomströmningen genom tätskiktet. Vegetationsskiktet tillsammans med de övre delarna av skyddsskiktet kan också utgöra ett metanoxiderande skikt.

8.7.1 Tänkbara material i vegetationsskikt

Konventionella material

- Anläggningsjord
- Naturlig jord

Alternativa material

- Komposterat avloppsslam

8.8 Materialskiljande skikt

Om lager med vitt skilda kornstorlekar läggs ovanpå varandra finns det risk för att det finkornigare materialet vandrar in i porerna hos det grövre materialet. Detta kan leda till att lagrens funktion försämras. Dränerande lager kan sätta igen och tätande lager kan bli mera genomsläppliga. Därför behövs ofta materialskiljande skikt. De kan bestå av naturliga material som sand. Det finns även geotextiler av olika slag. Med tanke på kravet på beständighet bör dock naturliga, icke nedbrytbara, material väljas i första hand.

Vid användning av naturliga material brukar man som tumregel räkna med att kornstorleken hos det grövre materialet inte bör vara större än 4 gånger så stor som kornstorleken hos det finkornigare materialet. Om skillnaden mellan materialen är stor, t.ex. lera och makadam, kan flera lager behövas för att erhålla en successiv övergång från finkornigt till grovkornigt material.

8.8.1 Tänkbara material i materialskiljande skikt

Konventionella material

- Geotextilier
- Sand och grus
- Krossmaterial

Exempel på alternativa material

- Stenmjöl
- Slaggprodukter

8.8.2 Utläggning av skyddsskikt

Geotextilier läggs enligt bygghandlingarna. Skikttjockleken vid materialskiljande skikt av sand eller grus är normalt 0,1 m vid utläggning med maskin. Tunnare skikt kan eventuellt läggas ut om avvikelser från skikttjockleken med säkerhet kan undvikas.

9 Några andra konstruktioner

9.1 Konstgjord geologisk barriär

Under deponier skall det enligt förordningen om deponering av avfall finnas en geologisk barriär. Kraven på barriären framgår av kapitel 5.

Om kravet på geologisk barriär inte kan uppfyllas genom naturliga förutsättningar får en konstgjord barriär anläggas. Den konstgjorda barriären skall vara minst 0,5 m tjock och i fråga om genomtränglighet och tjocklek ge ett skydd som är minst likvärdigt med de krav som gäller för en naturlig barriär.

Den geologiska barriären är avsedd att verka under mycket lång tid.

9.2 Bottentätning, dränerande skikt och uppsamlingssystem för lakvatten

Deponier för farligt och icke-farligt avfall skall vara försedda med en bottentätning, ett dränerande skikt som är minst 0,5 m tjockt och ett uppsamlingssystem för lakvatten. Den hydrauliska konduktiviteten i dräneringsskiktet bör vara minst $1x10^{-4}$ m/s (vid aktuell överlast).

Tätningen, materialskiktet och uppsamlingssystemet skall konstrueras så att lakvatten inte läcker med mer än 5 liter per kvadratmeter och år från en deponi med farligt avfall och inte mer än 50 liter per kvadratmeter och år från en deponi för icke-farligt avfall.

9.3 Interna vägar

Vid anläggning av interna (provisoriska) vägar under tätskiktet kan material användas som uppfyller kraven enligt mottagningskriterierna för den aktuella deponin och som hat tillräcklig hållfasthet. Exempel på alternativa material kan vara schaktmassor, behandlade förorenade massor, slaggrus och olika slaggprodukter. Gummiklipp och flis kan användas för kompaktorvägar. Man bör dock beakta att provisoriska vägar normalt inte ger möjlighet till skatteavdrag.

9.4 Ledningsgravar inom deponiområdet

För återfyllning av ledningsgravar för gasledningar, lakvattenledningar eller andra ledningar under tätskiktet inom deponiområdet kan alternativa material som slaggrus, slaggprodukter, glaskross, krossad betong eller andra lämpliga material användas.

10 Materialparametrar

10.1 Allmänt

Innan en konstruktion kan konstrueras och dimensioneras måste de olika ingående materialens egenskaper vara kända. För materialleverantörer är det viktigt att kunna tillhandahålla sådana uppgifter. Om inte konstruktören kan erhålla tillförlitliga uppgifter måste i regel materialen testas i laboratorium och/eller i fält.

Följande materialparametrar måste vara kända

- Materialets densitet behövs för att kunna beräkna de laster som konstruktionen medför
- Materialets skjuvhållfasthet behövs för att kontrollera risken för ras eller skred eller glidning mellan olika skikt
- Hydraulisk konduktivitet behövs för att kunna kontrollera genomströmningen, dvs. att genomströmningen är tillräckligt låg för tätskikt och tillräckligt hög för dräneringsskikt.
- Om materialet behöver packas för att uppnå tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet behövs optimal vattenkvot, dvs. vid vilken vattenkvot bästa packningsgrad uppnås.
- Torrdensitet vid optimal packning behövs för att kontrollera i fält att packningen utförts på rätt sätt så att tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet erhålls
- För att kunna bedöma risken för att människors hälsa skall påverkas på grund av inandning av damm, hudkontakt, oavsiktligt intag av jord m.m. eller om markmiljön påverkas behövs uppgifter om totalinnehållet av föroreningar i materialet.
- För att kunna bedöma eventuella risker för spridning av föroreningar via yt- eller grundvatten behövs uppgifter om utlakningen av föroreningar från materialet.

En genomgång av olika parametrar och hur de kan mätas redovisas i bilaga I.

10.2 När skall materialparametrar mätas?

Många materialparametrar ändras med tiden. Exempelvis har aska härdande egenskaper vilket medför att lagrad aska har andra utlakningsegenskaper än färsk. Grundregeln bör då vara att så långt det är möjligt bestämma utlakningen vid en tidpunkt som bäst motsvarar den verkliga konstruktionen. Lakvärden för aska bör därför normalt bestämmas på lagrad aska eftersom aska normalt lagras innan den används.

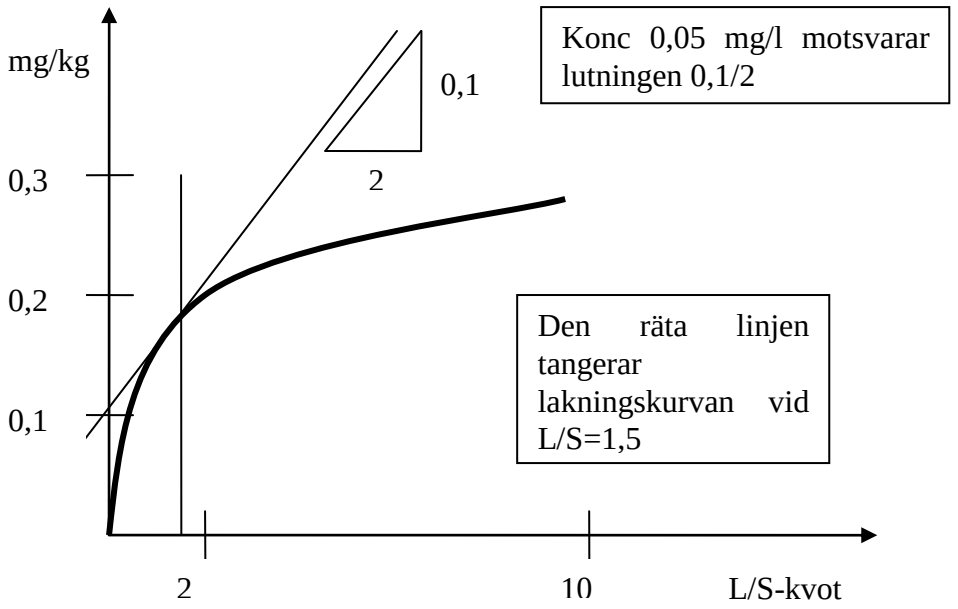
I många fall finns det möjlighet att samla upp och behandla utlakade föroreningar under ett inledande skede. I regel finns ju ett fungerande omhändertagande av lakvatten från själva deponin som kan användas. I sådana fall är det inte relevant att använda C_0 (utlakningen vid L/S=0,1) som kriterium för ett materials användbarhet. Istället bör man använda sig av den koncentration som motsvarar den L/S-kvot som råder när behandlingen upphör.

10.2.1 Utlakningskurvor och koncentrationer vid olika L/S-kvoter

Det finns ofta förutsättningar att under ett inledningsskede ta omhand och behandla vatten som avrinner från en sluttäckning. Man behöver då bedöma miljöpåverkan när omhändertagandet upphör. Man kan teoretiskt uppskatta föroreningskoncentrationer i utlakat vatten efter viss tid med utgångspunkt från utlakningsförsök.

Den ackumulerade mängden utlakat material kan ritas som en funktion av L/S-kvoten. Om utlakningen vid L/S=2 är 0,20 mg/kg och utlakningen vid L/S=10 är 0,28 ser kurvan ut enligt nedanstående figur.

Koncentrationen i lakvätskan vid en viss L/S-kvot representeras av kurvans lutning vid denna L/S-kvot. För att ta reda på vid vilken L/S-kvot lakvätskan har en viss koncentration kan man i diagrammet lägga in en rät linje med den lutning som svarar mot koncentrationen. Exempelvis kan en koncentration av 0,05 mg/l beskrivas av en linje med lutningen 0,1 mg/kg / 2.



Figur 11. Exempel på utlakningskurva.

Figure 11. Example of a leaching graph.

Vid den L/S-kvot där kurvan och den räta linjen har samma lutning, dvs. där den räta linjen vid en parallellförflyttning tangerar kurvan är koncentrationen vid utlakningen densamma som motsvarar den räta linjens lutning.

Tangenten till kurvan ser ut att ha denna lutning vid L/S = 1,5

Matematiskt kan förhållandet uttryckas som att koncentrationen är derivatan av utlakningsfunktionen med avseende på L/S-kvoten och går att beräkna matematiskt, men för överslagsberäkningar bör en grafisk lösning enligt ovan vara tillräcklig.

Tiden det tar innan en viss L/S-kvot uppnår då vatten passerar ett lager ges av ekvationen:

$$t = \frac{h\partial}{Q} L/S$$

Där:

h=lagrets tjocklek (m)
∂ =materialets torrdensitet (kg per kubikmeter)
Q är genomströmningen (kg per kvadratmeter och år)
L/S = L/S-kvoten

Om vi exempelvis har ett 2 m tjockt lager med torrdensiteten 1500 kg/m^3 behövs det således 2m * 1500 kg/m3 * 1,5 = 4500 kg vatten per kvadratmeter för att uppnå L/S = 1,5. Om den nyttiga nederbörden är 300 liter per kvadratmeter och år (0,3 ton per kvadratmeter och år) kommer det att dröja 4,5/0,3 = 15 år innan lakvattnets koncentration sjunkit till 0,05 mg/l

Det finns således möjligheter att utföra överslagsmässiga riskanalyser beträffande vilka halter som kan kvarstå i lakvattnet från en konstruktion efter driftfasen eller efter efterbehandlingsfasen. Det är dock viktigt att komma ihåg att förhållandena i ett laboratorium skiljer sig väsentligt från verkligheten. Det är därför viktigt att följa upp beräkningarna med mätningar i fält.

11 Miljöbedömning

11.1 Konstruktioner inne i deponin samt bottentätning

Material bör kunna användas för konstruktioner under förutsättning att:

- Materialet uppfyller de krav på hållfasthet, täthet, dränerande förmåga, beständighet eller andra egenskaper som krävs för konstruktionens funktion. Bottentätning och lakvattenuppsamlingssystem skall vara utformade så att kraven på genomströmning enligt deponeringsförordningen uppfylls.

- Materialet uppfyller de mottagningskriterier enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (2004:10) som gäller för avfall som skall deponeras på deponier för farligt avfall, icke-farligt avfall respektive inert avfall.

- Materialet får deponeras med hänsyn till innehållet av långlivade organiska föroreningar.

11.2 Tätskikt i sluttäckningen

Alternativa material bör kunna användas under förutsättning att:

- Materialet uppfyller de krav på hållfasthet och beständighet som krävs för att säkerställa tätskiktets funktion under lång tid. Med lång tid menas vanligen flera hundra år.

- Ytutlakningen undersökts i pilotskala som efterliknar den tänkta sluttäckningskonstruktionen, eller att materialet används som undre komponent i ett komposittätskikt

- Konstruktionen som helhet uppfyller deponeringsförordningens krav på genomströmning.

- Materialet får användas med hänsyn till innehållet av långlivade organiska föroreningar.

11.3 Material över tätskiktet i en sluttäckning

11.3.1 Allmänt

Materialen ovanför tätskiktet i en sluttäckning har till uppgift att skydda det. Det måste givetvis ha sådana hållfasthetsegenskaper att ras och skred inte inträffar. Utöver detta skall tätskiktet skyddas mot erosion, tjäle och rotnedträngning. Skyddets effektivitet i dessa hänseenden beror i de flesta fall mer av skiktens tjocklek än av dess fysiska egenskaper.

Vid material som skall användas över tätskiktet i en sluttäckning blir miljöbedömningen mera komplicerad. Materialet kommer att ligga nära markytan och en betydande mängd vatten kommer att perkolera genom det.

Generellt sett bör material ovanför tätskiktet i en sluttäckning kunna användas under förutsättning att:

- Materialet uppfyller de krav på hållfasthet och beständighet som krävs för att säkerställa materialskiktets funktion under lång tid.

- Materialet får användas med hänsyn till innehållet av långlivade organiska föroreningar.

- Totalhalterna av föroreningar underskrider de integrerade hälsoriskvärden som kan beräknas med hänsyn till intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ånga och intag av växter med Naturvårdsverkets modell för platsspecifika riktvärden för förorenad mark.

- Utlakningen ur materialet är sådan att miljökvalitetskriterierna för yt- och grundvatten vid aktuella POC (Point of Compliance, den punkt där kriterierna skall vara uppfyllda) inte överskrids.

Man kan diskutera om man även skall ta hänsyn till effekter i markmiljön. För en sluttäckt deponi bör det dock normalt räcka att vegetationsskiktet har sådana egenskaper att det lämpar sig för den vegetation som skall etableras.

Ett allvarligt problem är att data på lakning av organiska föreningar i princip saknas. Det saknas dessutom standarder för hur sådana lakförsök skall gå till. Anledningen till detta är att de halter som måste mätas är låga samtidigt som felkällorna vid försöken är många. Adsorption av ämnen till kolonnväggar eller slangar kan t ex ge felaktiga mätvärden. Utlösning av ämnen från materialen i försöksutrustningen kan också innebära felaktiga resultat.

Bedömningar av olika materials lämplighet som konstruktionsmaterial kan göras från flera utgångspunkter:

1) Man kan, med utgångspunkt från lagkrav, antaganden om platsspecifika förhållanden, kriterier för miljöpåverkan, säkerhetsfaktorer och olika utföranden på konstruktionerna försöka räkna fram vilka kriterier vad gäller olika materialparametrar som måste vara uppfyllda för att materialet skall kunna användas.

2) Man kan med utgångspunkt från ett materials egenskaper och en vald konstruktion kontrollera om konstruktionen uppfyller de krav som kan ställas

med hänsyn till gällande lagar och förordningar och med hänsyn till platsspecifika förhållanden, miljökriterier och stabilitet.

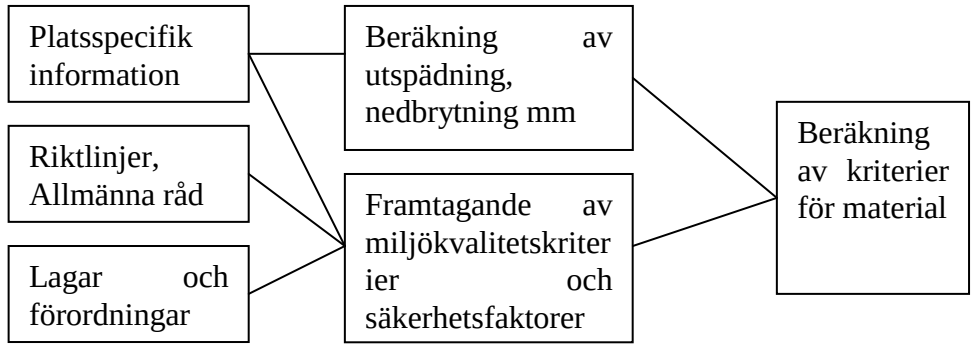
Vid det första angreppssättet är sannolikt de platsspecifika förutsättningarna och konstruktionsalternativen så olika att det är svårt att bestämma några generella kriterier för olika material. Några exempel skulle ändå kunna ge viss vägledning om lämpliga material. Sannolikt måste ändå en kontroll utföras enligt angreppssätt nr 2.

Angreppssätt nr 2 bedöms ge en säkrare bedömning eftersom färre antaganden behöver göras. Å andra sidan blir varje bedömning platsspecifik och går inte att använda generellt. Även här borde dock ett antal olika exempel ge vägledning om lämpliga material.

Man kan konstatera att oavsett vilket angreppssätt man väljer måste miljöbedömningen baseras på platsspecifika förhållanden för att bli meningsfull.

Även om miljö och säkerhet är avgörande faktorer får ekonomin inte glömmas bort. Kostnaderna för den valda lösningen bör jämföras med kostnader för alternativa lösningar. Är kostnader och besparingar vid olika alternativ rimliga med hänsyn till de miljöfördelar och nackdelar som alternativen medför?

11.3.2 Förslag till arbetsgång vid framtagning av kriterier för material



Figur 12. Schematisk bild av arbetsgång vid beräkning av platsspecifika kriterier för alternativa material.

Figure 12. Principle for assessing site specific criteria for alternative materials

Platsspecifika faktorer

I arbetet med att ta fram platsspecifika faktorer bör ingå att:

- Upprätta en karta eller gör antagande om grundvattnets strömning
- Bestämma vilken eller vilka som är anläggningens recipienter
- Ta fram vilka speciella krav och skyddsvärden som kan finnas för recipienterna
- Bestämma vilka miljökvalitetskriterier som skall vara uppfyllda
- Bestämma points of compliance (POC) där miljökvalitetskriterier skall vara uppfyllda
- Bestämma storlek på deponin och på tillrinningsområdena för olika POC
- Bestämma/anta lutningar på konstruktioner
- Ta fram nederbörds och avdunstningsdata för de olika tillrinningsområdena
- Bestämma eller göra antagande om deponins framtida markanvändning
- Bestämma eller göra antagande om framtida markanvändning av intilliggande områden.

Framtagande av miljökvalitetskriterier och säkerhetsfaktorer

Som utgångspunkt för de värden som skall gälla för yt- och grundvatten vid olika POC föreslås samma värden användas som i modellen för platsspecifika riktvärden förorenad mark om inte något annat kan anses riktigare. Dessa kompletteras och justeras med hänsyn till recipienternas krav och skyddsvärden. Justeringarna måste i många fall göras utifrån en allmän bedömning. De faktorer som bedöms påverka valet av kvalitetskriterier liksom de bedömningar som görs dokumenteras.

Som utgångspunkt för värden på innehåll av olika ämnen som har inverkan på hälsan vid oralt intag, hudkontakt, inandning föreslås de värden som kan räknas fram med Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden vid sanering av förorenade områden. Ingångsvärdena till modellen anpassas till bestämd eller antagen markanvändning, exponeringstider m.m.

Som utgångspunkt för säkerhetsfaktorer föreslås Naturvårdsverkets handbok, som grundar sig på skredkommissionens anvisningar, användas. Dessa kan justeras med hänsyn till markanvändningen i området, risken för människor vid ras eller skred samt beroende på kostnader och möjligheter att reparera uppkomna skador.

Beräkning av utspädning, nedbrytning mm.

I första hand föreslås att utspädning beräknas med utgångspunkt från deponins och de olika tillrinningsområdenas arealer.

När det gäller grundvattenströmning kommer de flesta föroreningar att sorberas och desorberas till partiklar vilket leder till att föroreningstransporten blir utdragen i tiden vilket i sin tur kan leda till att utspädningen blir större. Om man vill tillgodoräkna sig denna effekt kan beräkningar utföras med olika datormodeller. En förutsättning är att sorptions och desorptionsprocesserna kan beskrivas, dvs. att K_d värden (som beskriver förhållandet mellan ett ämnes koncentration i den fasta fasen och koncentrationen i

vätskefasen) är kända. Även utlakningsförloppet, d.v.s. hur snabbt utlakningen avtar kommer i detta fall att få betydelse för hur hög den maximala koncentrationen kommer att bli i en viss punkt nedströms deponin. För de flesta icke nedbrytbara föroreningar bedöms effekten på koncentrationerna på grund av deponin bli måttliga. Däremot bedöms transporthatigheten av föroreningen minska kraftigt. För nedbrytbara ämnen medför det att nedbrytningsprocesserna kan verka under längre tid innan föroreningen når fram till en viss punkt. Därigenom kan koncentrationerna av nedbrytbara föroreningar minska dramatiskt.

Beräkning av kriterier för material

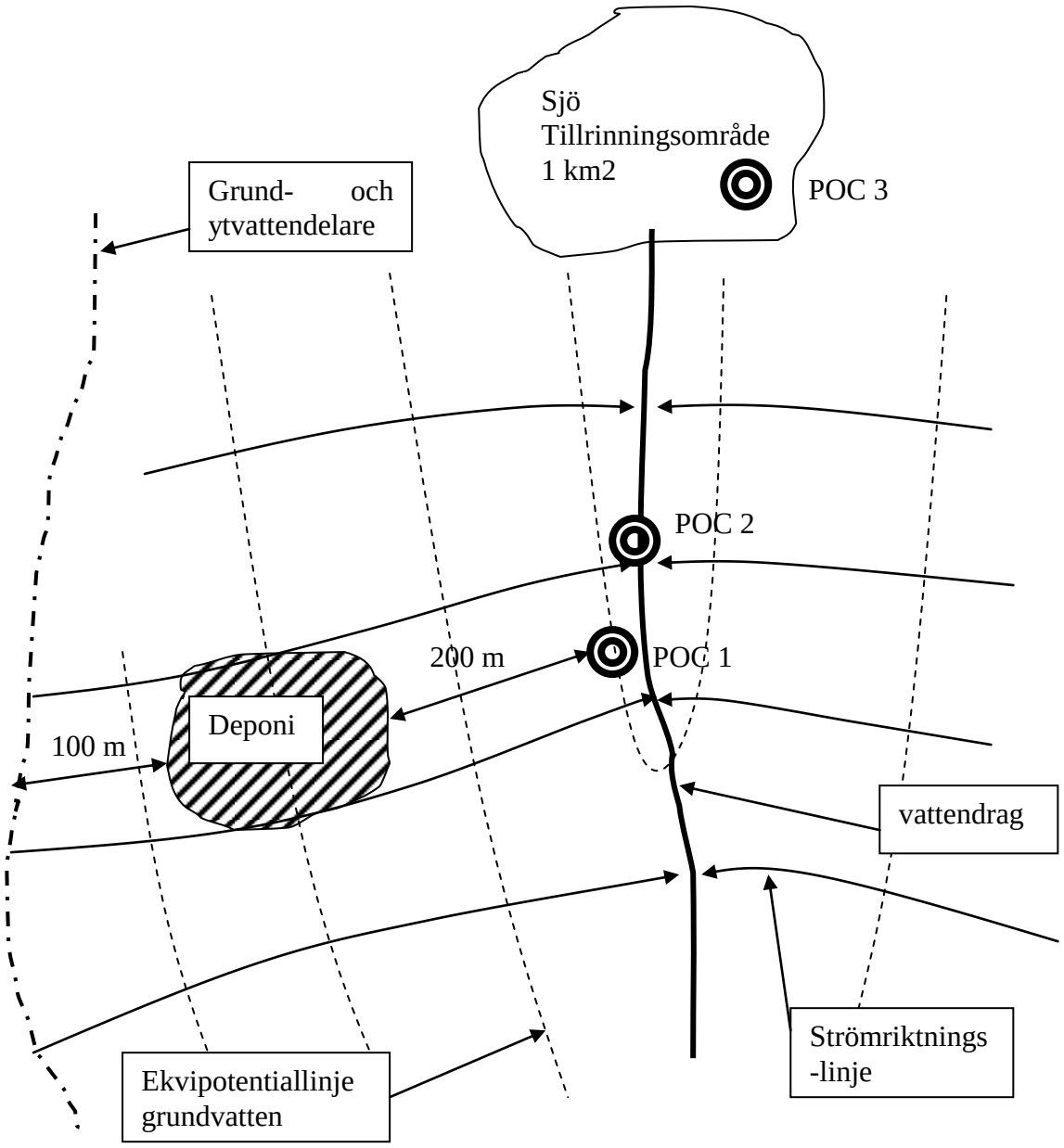
Med ledning av släntlutningar, släntlängder och säkerhetsfaktorer beräknas vilka friktionsvinklar eller vilken skjuvhållfasthet som krävs för stabilitet. Överslagsmässigt kan diagrammen i bilaga H användas.

Med utgångspunkt från miljökriterier och utspädningsfaktorer kan kriterier för lakvärden (C_0)beräknas.

Som nämnts tidigare utgör bristen på bra provningsmetoder för organiska material ett stort problem. Om bedömningar behövs för att avgöra om framräknade kriterier för organiska ämnen överskrids eller inte, rekommenderas därför tills vidare att provytor utförs där förhållandena liknar den planerade sluttäckningen så mycket som möjligt, och att avrinnande vatten provtas och analyseras.

Kriterier för totalinnehåll av föroreningar som kan medföra hälsoskador genom oralt intag, hudkontakt, inandning av damm beräknas med hjälp av Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenade områden

11.3.3 Beräkningsexempel



Figur 13. Beräkningsexempel. Karta över ett område med deponi utvisande grundvattnets ekvipotentialkurvor och grundvattnets strömningsriktning.

Figure 13. Example of map showing groundwater flow

Givna förutsättningar:

En ca 200 x 200 m stor deponi med ca 30 m långa slänter i lutning 1:3 är belägen ca 5 km från en tätort i moränsluttning ned mot ett vattendrag. Avståndet till vattendraget är ca 200 m. Avståndet till grundvattendelaren som sammanfaller med ytvattendelaren är 100 m. Tillrinningsområdet för vattendraget uppströms POC2 är ca 100 ha och tillrinningsområdet till sjön är ca 10 km2. En brunn finns nedströms deponin intill vattendraget. Några övriga skyddsvärda objekt har inte identifierats. Nederbörden uppgår till ca 600 mm per år och avdunstningen till ca 300 mm.

Platsspecifika faktorer:

Grundvattnets strömning har bedömts genom mätning av grundvattennivåer i rör och brunnar samt nivåer i vattendraget.
Grundvattnet och vattendraget nedströms deponin samt sjön bedöms utgöra recipienter.
Inga speciella skyddsvärden föreligger.
Som points of compliance väljs brunnen (POC1), vattendraget nedströms upplaget (POC2), och sjön (POC3)
Deponin är ca 4 ha.
Tillrinningsområdet uppströms brunnen är ca 200 X 500 m = ca 10 ha
Tillinningsorådet för vattendraget uppströms POC2 är 100 ha
Sjöns tillrinningsområde är ca 1000 ha
Släntlutningar bedöms utföras med lutning 1:3
Deponin bedöms efter avlutning användas som strövområde i begränsad omfattning
Omgivande mark bedöms användas för skogsbruk

Lagar och allmänna råd.
Som utgångspunkt för bedömningar väljs kvalitetskriterier enligt riktvärdesmodellen för förorenad jord. Som utgångspunkt för säkerhetsfaktorer används Naturvårdsverkets handbok och skredkommissionens rekommendationer.

Miljökvalitetskriterier och säkerhetsfaktorer
Något behov av att justera kritiska värden bedöms inte föreligga.
Vistelse för barn och vuxna bedöms med stor säkerhetsmarginal understiga 50 dygn per år.
Risken för att skador på människor skall uppstå vid eventuellt ras eller skred bedöms vara obetydlig. Om ras skulle inträffa bedöms inte något snabb utläckage till ytvatten inträffa och möjligheterna till att åtgärda eventuella skador bedöms vara goda. Säkerhetsfaktorn bedöms kunna reduceras från 1,35 till 1,2.

Utspädningsfaktorer

Med utgångspunkt från ovanstående förutsättningar blir:

Utspädningen till POC1 = 10 ha / 4 ha = 2,5
Utspädningen vidPOC2 = 100 ha / 4 ha = 25
Utspädningen vid POC3 = 1000 ha / 4 ha = 250

Kriterier (exempel arsenik)

Riktvärdesmodellens kvalitetskriterier (Bilaga K) väljs som utgångspunkt för beräkning av materialkriterier:

Miljökvalitetskriterium för grundvatten (DWG) =.5 ug/l
Miljökvalitetskriterium för ytvatten (Ccrit) = 0,3 ug/l

Med hänsyn till de spädningsfaktorer som beräknats för de olika POC som föreligger kan kriterier för lakningen beräknas.(C0, dvs. utlakningen vid L/S = 0,1)
Krav för lakning L/S = 0,1för POC1 blir 2,5 x 5 = 12,5 ug/l
Krav för lakning L/S = 0,1för POC2 blir 0,3 x 25 = 7,5 ug/l
Krav för lakning L/S = 0,1för POC3 blir 0,3 x 250 = 75 ug/l

För beräkning av värden baserade på risker vid intag av jord, hudkontakt med jord/ damm. Inandning av damm, inandning av ånga och intag av växter används riktvärdesmodellen med scenario MKM. Samtliga exponeringsparametrar sätts till 50 dag/år. Andelen inomhusvistelse sätts försiktigtvis till 0,1 även om inomhusvistelse inte planeras inom området.

Modellen ger med ovanstående ingångsvärden att maximal halt för arsenik (integrerat hälsoriskvärde) blir 4,1mg/kg. Intag av växter blir den dominerande faktorn. Värdet för arsenik justeras sedan upp till 10 mg/l för att värdet inte skall bli orealistiskt med hänsyn till naturligt förekommande bakgrundshalter.

Beräkningarna kan ytterligare förfinas genom att någon matematisk modell, t ex Landsim används för att beräkna utspädningsfaktorer. Då måste även Kd för aktuellt ämne och aktuell jordart vara kända.

Om det utlakade vattnet kan tas omhand under en inledningstid kan man upprätta en kurva över ulakningen som funktion av L/S-värdet. Med hjälp av den kan man beräkna vid vilken L/S-kvot lakningen blir acceptabel. L/S-kvoten kan omsättas till en tid.

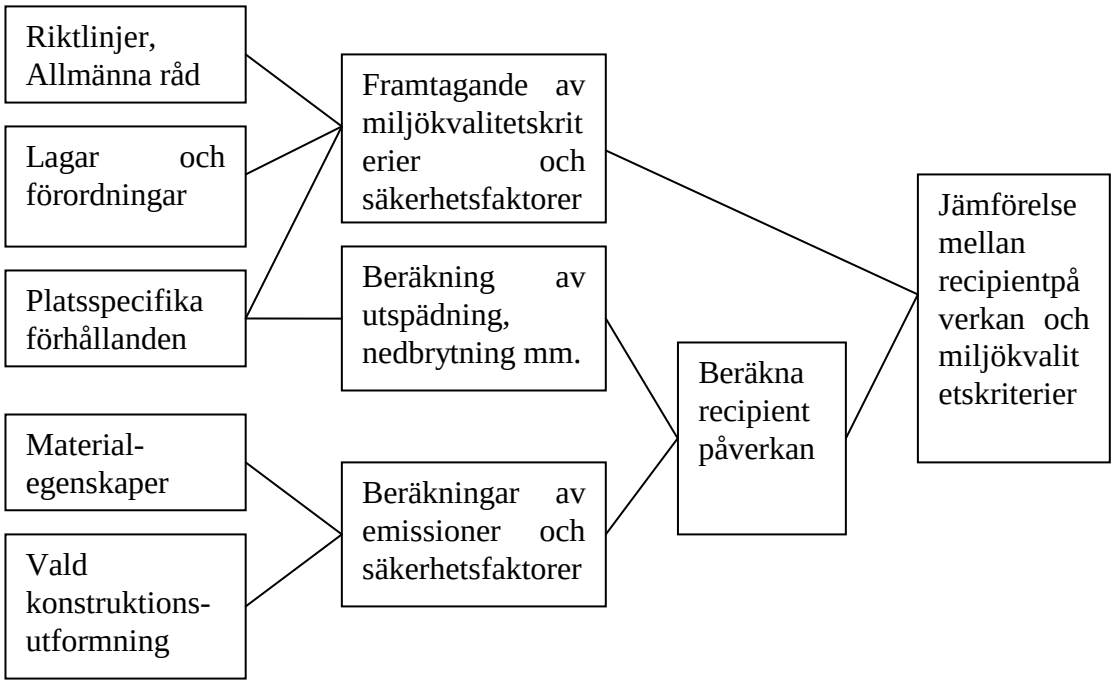
Om ett lager är 1,5 m tjockt och materialet har en torrdensitet på 1,5 ton/m3 och om nederbörd - avdunstning uppgår till 300 mm/år (0,3 ton/m2och år)krävs

1,5 ton/m3 x 105 m / 0,3 ton/m2 och år = 7,5 år för att uppnå L/S=1 och 15 år för att uppnå L/S=2

Om hänsyn skall tas till miljöeffekter i marken är miljökriteriet enlig riktvärdesmodellen 40 mg/kg.

Krav på minsta friktionsvinkel för materialet uppskattas ur lämplig figur i bilaga H till 23 grader.

11.3.4 Förslag till arbetsgång vid kontroll av material



Figur 14. Schematisk bild av arbetsgång vid kontroll av alternativa material.

Figure 14. Principle for checking alternative materials.

Platsspecifika förhållanden

Platsspecifika förhållanden tas fram på samma sätt som vid framtagning av kriterier enligt ovan. Skillnaden är att fler förutsättningar är kända.

Lagar riktlinjer och allmänna råd

Även dessa tas fram på samma sätt som vid framtagning av kriterier.

Materialegenskaper

Materialegenskaper som måste vara kända är:

Densitet
Skjuvhållfasthet/friktionsvinkel
Hydraulisk konduktivitet
Lakningsegenskaper vid L/S 0,1 (men gärna även lakning vid L/S=2 och L/S=10)
Innehåll av långlivade organiska ämnen
Om organiska ämnen behöver kontrolleras rekommenderas att provytor byggs och att avrinnande vatten provtas och analyseras.

Vald konstruktionsutformning

Konstruktionens utformning, t ex vilka skikt som skall ingå och aktuella släntlutningar är i det här fallet kända.

Framtagning av kvalitetskriterier och säkerhetsfaktorer

Säkerhetsfaktorer tas fram på samma sätt som vid framtagning av kriterier. För ytvatten kan användas olika bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag eller lokala rekommendationer från vattenvårdsförbund eller liknande. För grundvatten kan dricksvattennormer vara en utgångspunkt. Tabeller för olika jämförelser finns bland annat i ”Metodik för inventering av förorenade områden” (Naturvårdsverket 1999) och ”Bakgrundshalter i mark” (Naturvårdsverket 1997). Kvalitetskriterierna bör i största möjliga utsträckning ta hänsyn till de lokala förhållandena.

Beräkningar av emissioner och säkerhetsfaktorer

Med ledning av släntlutningar, släntlängder och hållfasthetsparametrar beräknas säkerheten mot ras och skred för den valda konstruktionen.

Emissioner till grund och ytvatten beräknas med utgångspunkt från nederbörd och avdunstning samt utlakningsegenskaper(C_0).

Beräkningar av utspädning

Utspädning beräknas på grundval av storleken på deponin och storleken på tillrinningsområdena till valda POC.

Beräkna recipientpåverkan.

Med utgångspunkt från emissioner och utspädning kan mängder och koncentrationer i recipienten beräknas.

Jämförelse mellan recipientpåverkan och miljökvalitetskriterier.

Totalhalt, koncentrationer och mängder i recipienter jämförs med framtagna kvalitetskriterier.

11.4 Material i konstgjord geologisk barriär

En konstgjord geologisk barriär skall uppfylla samma skyddsnivå som en naturlig. Den konstgjorda geologiska barriären bör därför inte medföra större utlakning från det i barriären ingående materialet än vad som skulle varit fallet om det varit en naturlig barriär. Normalt bör således inte avfall användas i en konstgjord geologisk barriär om lakningen från avfallet är större än från naturliga material.

12 Kvalitetssäkring av material och konstruktioner från miljösynpunkt

12.1 Inledning

För att kunna kvalitetssäkra en konstruktion eller ett konstruktionsmaterial måste man visa att kvaliteten på ingående råmaterial inte avviker från uppställda (interna) krav och att blandning eller annan bearbetning kan genomföras utan oacceptabla variationer i kvaliteten.

Vidare måste materialens olika egenskaper beskrivas så att en konstruktion kan designas. Det gäller dels fysikaliska parametrar som hållfasthet, hydraulisk konduktivitet m.m. som behövs för att kravet på ett beständigt skydd av en deponi skall uppnås, dels kemiska parametrar, t.ex. materialets innehåll av olika ämnen och dess lakbarhet, som behövs för att visa att materialen i sig själva inte ger upphov till oacceptabla miljörisker. Detta gäller inte bara när materialet ingår i den aktuella konstruktionen utan också t.ex. vid transporter och vid byggnation. Inte minst måste arbetsmiljöaspekter beaktas.

Påverkan på konstruktionen är komplex. Därför behöver i regel konstruktionen testas under så verklighetstrogna förhållanden som möjligt.

Strategin för kvalitetssäkring bör syfta till att

- Användare, leverantörer, konsulter och andra, så långt det är möjligt, skall undvika oförutsedda konsekvenser av användning av aktuella material.
- Skapa förtroende och trygghet för användarna av materialen

12.2 Översiktlig beskrivning av strategi

Nedanstående strategi följer i princip avfallets/materialets väg kronologiskt, dvs. från dess uppkomst via lagring transport, bearbetning/förädling, transport till anläggningsplatsen och byggnation till färdig konstruktion. För att kvalitetssäkringen av den slutliga konstruktionen skall kunna genomföras krävs kunskaper om förhållanden beträffande olika parter:

1. Leverantören/avfallslämnaren
1.1. Leverantörens råvaror
1.2. Leverantörens processer
1.3. Leverantörens möjlighet att kvalitetssäkra avfallen

2. Materialtillverkare
2.1. Kvalitetskontroll av inkommande avfall/material
2.2. Materialtillverkarens processer (för framställning av önskat material)
2.3. Beskrivning av produkt (Produktblad) och provningsmetoder

2.3.1. Byggnadstekniska data
2.3.1.1.Densitet
2.3.1.2.Hållfasthet
2.3.1.3.Hydraulisk konduktivitet
2.3.1.4.Kornstorlek
2.3.1.5.Packningsegenskaper
2.3.2. Miljödata
2.3.2.1.Totalinnehåll
2.3.2.2.Lakningsegenskaper
2.3.2.3.Beständighet
2.3.2.4.Biologisk nedbrytning
2.3.2.5.Kemisk nedbrytning
2.3.2.6.Arbetsmiljö
2.3.2.7.Damning
2.3.2.8.Ev. gasavgång
2.4. Rutiner vid avvikelser
2.5. Verifiering av egenskaper i konstruktioner
2.5.1. Lämpligt försöksförfarande
2.5.2. Parametrar som skall mätas
2.5.3. Utvärdering och dokumentation

3. Entreprenör/beställare/myndighet
3.1. Plats- och konstruktionsspecifika bedömningar
3.1.1. Modeller för hälso- och miljörisker på grund av totalinnehåll
3.1.2. Modeller för hälso- och miljörisker på grund av utlakade ämnen
3.2. Aspekter på arbetsmiljö

12.3 Leverantörens kvalitetssäkring

12.3.1 Leverantörens råvaror

Kunskaper om leverantörens råvaror kan ge viktiga indikationer dels på det levererade materialets byggnadstekniska egenskaper, dels på vilka ämnen som kan ge upphov till föroreningar. Om leverantörens råvaror är av mindre komplicerad natur kan det vara möjligt att bedöma byggnadstekniska egenskaper och föroreningsrisker utan provtagning och analys av materialen. Uppgifter kan finnas i varuinformationsblad eller andra dokument.

Man bör om möjligt skaffa sig kunskap om

- Råvarornas huvudsakliga beståndsdelar
- Eventuellt ingående farliga ämnen
- Om råvarorna varierar i kvalitet och om leverantören kontrollerar och registrerar avvikelser i kvaliteten.

I vissa fall är leverantörens råvaror inte entydigt definierade. Vid t.ex. avfallsförbränning utgörs råvaran av avfall som är en föränderlig blandning av alla

tänkbara ämnen och produkter. I sådana fall krävs en mera frekvent och noggrann kvalitetskontroll av det material som leverantören levererar.

12.3.2 Leverantörens processer

Leverantörens processer kan vara mer eller mindre kontinuerliga. Det är viktigt att ha kännedom hur processerna kan påverka det levererade materialets kvalitet. Materialet kan variera till följd av t.ex. uppstarts- eller avslutningsprocesser eller byte av råvaror. Ibland är sådana variationer periodiska (t.ex. dygn, vecka, månad) i andra fall föranledda av väl planerade händelser (t ex. planerade underhållsstopp). I vissa fall kan förändringar av materialet orsakade av oplanerade driftstopp. Andra faktorer som kan påverka egenskaperna är lagringssätt och lagringstid. Materialen kan t.ex. behöva lagras skyddade från nederbörd. Vissa material, framför allt askor, hårdnar med tiden och beroende på vilken behandling och användning materialen skall få kan både min- och maxtider för lagring bli aktuella.

Man bör om möjligt skaffa sig kunskap om:

- det finns variationer i processerna som kan påverka kvaliteten på leverantörens material
- lagringssätt eller lagringstid har betydelse för kvaliteten
- sådana variationer kan orsaka oacceptabla kvalitetsvariationer.

12.3.3 Leverantörens möjlighet att kvalitetssäkra materialet

Omfattningen av leverantörens kvalitetssäkring får anpassas till risken för variationer av materialkvaliteten. I vissa fall kan det vara tillräckligt med en initiell provtagning av och analys eller enbart en beskrivning baserad på leverantörens råvaror. Om det finns risk för kvalitetsvariationer bör man om möjlighet skaffa sig kunskap om:

- Leverantörens möjlighet att förutse och upptäcka kvalitetsvariationer
- Om man kan skapa rutiner så att material med oacceptabel kvalitet kan avskiljas och undantas från leverans

Leverantörens rutiner för att kontrollera råvaror och processer samt rutiner vid avvikelser bör vara dokumenterade.

12.4 Materialtillverkarens kvalitetssäkring

12.4.1 Kvalitetskontroll av inkommande avfall/material

Omfattningen av tillverkarens kontroll av inkommande material blir beroende av hur väl leverantören kan kvalitetssäkra sina material. I bästa fall, om leverantören har tillräckligt goda rutiner för kvalitetskontroll behövs bara kontroll av leverantörens leveransdokument. I andra fall kan materialtillverkaren behöva utföra:

- Grundläggande karaktärisering av materialet (initiell noggrann provtagning, provning och analys av materialets innehåll och egenskaper)
- Val av nyckelparametrar (parametrar lämpliga att mäta för att kontrollera om avfallet har förändrats i förhållande till grundläggande karaktäriseringen)
- Överensstämmelseprovning. (periodisk provtagning och analys av nyckelparametrar för att upptäcka förändringar av materialet)

När det gäller farligt avfall är ovanstående undersökningar obligatoriska och det är avfallslämnarens skyldighet att se till att de utförs. För ickefarligt avfall som skall användas för sluttäckning eller andra konstruktioner kan samma tillvägagångssätt användas. De parametrar som skall undersökas väljs mot bakgrund av befintliga kunskaper om materialet och eventuella analyser av miljöstörande ämnen kompletteras med undersökningar av byggnadstekniska parametrar.

12.4.2 Materialtillverkarens processer (för framställning av önskat material)

Vid kvalitetssäkringen beskrivs materialtillverkarens processer för framställning av det aktuella materialet. Processerna kan exempelvis utgöras av sortering, siktning, blandning eller inblandning av tillsatser. Precis som när det gäller leverantörerna gäller det att beskriva processerna och identifiera om:

- Det finns variationer i processerna som kan påverka kvaliteten på materialet
- Lagringssätt eller lagringstid har betydelse för kvaliteten
- Om sådana variationer orsakar oacceptabla kvalitetsvariationer.
- Det finns möjlighet att förutse och upptäcka kvalitetsvariationer
- Man kan skapa rutiner så att material med oacceptabel kvalitet kan avskiljas och undantas från vidare leverans

12.4.3 Slutkontroll av producerat material

När materialet är färdigt för utleverans görs en slutkontroll. Slutkontrollen utförs för såväl byggnadstekniska som miljörelaterade parametrar och kan utgöras av såväl okulär besiktning som provtagning, analys och utvärdering. Provtagning utförs enligt en provtagningsplan. Planen bör omfatta samma moment som en provtagningsplan för provtagningen av till en deponi inkommande farligt avfall:

1. Uppgifter om provtagningsplatsen och administrativa uppgifter
2. Ansvar och berörda parter (Vilka ansvarar för att proven tas, analyseras och kontrolleras)
3. Provtagningens syfte (t.ex. att halter i materialet överensstämmer med angivelserna i produktblad)
4. Identifiering av provningsparametrar (analyser)
5. Bakgrundsinformation om avfallet
6. Hälsa och säkerhet (för provtagaren)
7. Val av provtagningsstrategi (Slumpmässig provtagning bör eftersträvas)
8. Eventuell förbehandling av avfallet före provtagning
9. Typ av prov; enskilda prov eller samlingsprov

10. Antal prov (inkl. antal delprov) samt provtagningsfrekvens
11. Provtagningspunkternas placering
12. Val av provtagningsteknik och provtagningsutrustning
13. Provhantering och provbehållare

Ytterligare tips beträffande provvolymer mm finns i Avfall Sveriges handbok ”Drift vid deponeringsanläggningar” som kostnadsfritt kan laddas ned från Avfall Sveriges hemsida.

12.5 Beskrivning av produkt (Produktblad) och provningsmetoder

För att kunden skall designa sin konstruktion och för att kunden skall kunna få förtroende för det material som materialtillverkaren levererar måste produkten beskrivas. Det gäller såväl byggnadstekniska som miljömässiga data. Dessutom måste framgå hur kvalitetssäkringen genomförts. Det innebär att hela kedjan från leverantörens råvaror till materialtillverkarens processer och slutkontroll måste beskrivas. Det är lämpligt att sammanfatta detta i ett produktblad. Alla detaljer kan kanske inte beskrivas i produktbladet, men kunden bör kunna få tillgång till alla detaljer vid förfrågan.

Nedan anges ett antal parametrar som beskriver materialet. De har indelats i byggnadstekniska data och miljödata.

12.5.1 Byggnadstekniska data

Densitet

Densiteten behövs för att beräkna de laster som materialet ger upphov till. I första hand bör en dimensionerande densitet anges, dvs. skrymdensiteten vid den vattenhalt som materialet kan komma att få i en konstruktion.

Hållfasthet

För deponier kommer materialen ofta att appliceras i lutande skikt. Skjuvhållfastheten måste då vara känd så att man kan kontrollera att glidningar i eller mellan olika skikt inte uppkommer. För finkorniga material kan skjuvhållfastheten bestämmas med direkta skjuvförsök (ca 1500 kr per prov (2008)). Skjuvförsöken bedöms behöva utföras för två eller tre olika konsolideringstryck och eventuellt under såväl dränerade som odränerade förhållanden. För reaktiva material som härdar kan provkroppar behöva framställas som sedan kan provas med enaxliga tryckförsök eller med triaxialförsök. Kostnaden för inpackning i hylsa till bestämd densitet ligger kring 400 kronor. Enaxliga tryckförsök kostar mellan 400 och 600 kronor beroende på provdiameter. Triaxialförsök kostar omkring 6000 kr per styck. (prisnivå 2008)

Hydraulisk konduktivitet

För att kunna beräkna vattengenomströmningen i materialet behövs kunskap om vattengenomsläppligheten, den hydrauliska konduktiviteten. Den hydrauliska konduktiviteten är intressant även om materialet inte är avsett att användas som tätskikt

eller som dränering. Den kan ändå påverka vattengenomströmningen genom den totala konstruktionen. Vattengenomströmningen genom den slutliga konstruktionen beräknas ofta med olika dataprogram som då behöver värden för den hydrauliska konduktiviteten för alla i konstruktionen ingående material. För friktionsmaterial (grovkorniga materiel typ sand och grus) kan den hydrauliska konduktiviteten bestämmas med permeameter (2500 – 3000 kr per prov). För kohesionsmaterial (finkorniga material typ lera och silt) kan den bestämmas med CRS-försök (2000 – 2500 kr per prov) (prisnivåer från 2008).

Kornstorlek

För enklare fall kan det räcka med att ange största och minsta partikelstorlek på samma sätt som för t.ex. krossmaterial. I andra sammanhang kan det vara värdefullt att redovisa en kornkurva. En siktanalys 60 – 0,06 mm kostar ca 700 kr utan tvättsiktning och ca 800 kr med tvättsiktning. Siktning 60 – 0,002 mm med tvättsiktning och sedimentationsanalys kostar ca 1600 kr (2008).

Packningsegenskaper.

För att erhålla täta lager är det viktigt att materialet packas maximalt. Man behöver då i laboratorium ta reda på vid vilken vattenkvot som materialet bör packas, vilken densitet som då kan uppnås och vilken hydraulisk konduktivitet som materialet har vid den aktuella densiteten. Packningsarbetet i fält kan sedan kontrolleras genom mätning av densiteten. Man måste observera att resultaten endast gäller för det material eller den materialblandning som verkligen provats. Om exempelvis ett ballastmaterial i en blandning byts ut mot ett annat med annan densitet, kornstorleksfördelning eller kornform måste nya försök göras på blandningen.

Tjälfarlighet

Tjälfarligheten kan bestämmas genom okulär besiktning (ca 125 kr per prov) eller med bestämning av finjordshalt (ca 400 kr per prov).(prisnivåer från 2008)

Reaktiva material

Vissa material kan vara reaktiva. Flygaskor har ofta en sådan kemisk sammansättning att de får härdande egenskaper. Andra material kan vara lättlösliga och bidra till att hållfastheten minskar med tiden. Vilka provningsmetoder som skall användas får avgöras från fall till fall beroende på materialets egenskaper. En god allmän kunskap om vilka ämnen som kan vara reaktiva är därför nödvändig. När i tiden som provtagning och analys sker och hur länge de reaktiva processerna pågått kan vara avgörande för vilka resultat som erhålls vid undersökningar av byggnadstekniska egenskaper.

12.5.2 Miljödata

Totalinnehåll

Materialets huvudsakliga beståndsdelar ger ofta upplysningar om materialets karaktär och beständighet och bör därmed anges. Totalhaltsanalysen bör vara anpassad för materialet. Metoder som SS-EN 13656 och SS-EN 13657 innebär en uppslutning i koncentrerade syror (HF, HNO_3, HCl respektive kungsvatten) rekommenderas i mottagningskriterierna för deponi, NFS 2004:10. För askor och slagg rekommenderas metoder som kombineras med en smälta typ ASTM D3682 med en syrauppslutning.

Miljöstörande ämnen kan även i mycket låga koncentrationer vara skadliga för människors hälsa eller miljön. Man kan få ledtrådar om sådana ämnen ingår med utgångspunkt från material/ avfallsleverantörens uppgifter om innehåll och processer eller genom erfarenhet från liknande material. Utan sådana ledtrådar kan olika former av breda screeninganalyser vara aktuella. Uppgifter om totalinnehållet kommer till användning när man skall beräkna vilka mängder av materialet som en människa kan exponeras för genom direkt kontakt (inandning av damm eller gaser, oralt eller dermalt intag) om exponeringen kan vara skadlig.

Lakningsegenskaper

Utlakningen av olika ämnen till vatten kan bestämmas genom skakförsök (motsv. EN 12457:3) eller perkolationsförsök (motsvarande CEN 14405). Vid skakförsök skakas en blandning av materialet och avjoniserat vatten i vissa proportioner. Proportionerna anges genom L/S-kvoten (liquid/solid), dvs. volymen vatten som använts dividerat med vikten av det fasta materialet i torrt tillstånd. Vanligen görs skakförsöken vid L/S-kvoterna 2 och 10 l/kg. Sedan materialet skakats en bestämd tid mäts halterna av olika ämnen i vattenfasen. Sedan beräknas vikten av det utlakade ämnet och resultatet anges som den utlakade mängdens vikt dividerad med det torra materialets ursprungsvikt (mg/kg torrsubstans.)

Vid perkolationsförsök fylls en kolonn med det material som skall provas och avjoniserat vatten pumpas sakta in genom kolonnen underifrån. L/S-kvoten anger volymen vatten som pumpats genom kolonnen dividerat med det fasta materialets torrvikt.

Genom att utföra försöken vid olika L/S-kvoter kan man få en uppfattning om huruvida utlakningens förlopp är snabbt eller långsamt.

Lakförsöken används för att bedöma hur mycket föroreningar som kan spridas när materialet genomströmmas av vatten och vilka koncentrationer som kan uppkomma i omkringliggande yt- och grundvatten och om dessa koncentrationer kan vara skadliga.

Priset på tvåstegs skaktest samt analyser av de ämnen som krävs vid deponering av farligt avfall ligger på ca 5000 kr. Perkolationstest med uttag av två till tre vatten (vanligen vid L/S = 0,1, 2 och 10) kostar omkring 9 000 – 12 000 kr inklusive analyskostnader på vattnen (prisnivåer från 2008).

Det finns standardiserade laktester för metaller och vissa oorganiska ämnen. Lakning av organiska ämnen är betydligt mer komplicerad men metoder för PAH-utlakning håller på att standardiseras.

Vilka ämnen som ska analyseras i lakvattnet får bestämmas med utgångspunkt från de kunskaper om materialen som finns tillgängliga. Laboratorierna har ofta paket för analys enligt deponikriterierna (NFS 2004:10) som kan vara lämpliga att använda.

Beständighet

Kontroll av beständighet är i första hand aktuellt när ett material skall användas som tätskikt. Materialet kan t.ex. innehålla organiskt material som kan brytas ned eller lösligt material som kan gå i lösning och som kan innebära att tätheten i materialet går förlorad. Förhållandena i tätskikt är vanligen anaeroba (syrefria). När det gäller material med organiskt innehåll kan nedbrytningen under anaeroba förhållanden testas genom att materialet stängs in i en syrefri behållare varefter produktionen av metan och koldioxid mäts. För att simulera åldring av sådana material kan man först göra en utlakning vid lämplig L/S-kvot innan försöket startas. Härigenom kan man undersöka om biologiska processer kan starta när koncentrationen av ämnen som lakats ut sjunker. L/S-kvoten kan kopplas till hur lång tid det tar innan vattenmängden passerat ett lager med viss tjocklek.

Reaktiva material

Som nämnts ovan kan olika ämnen i ett material reagera med varandra eller med ämnen i andra material som de kommer i kontakt med. Exempel på sådana reaktioner är ammoniakavgång vid blandning av aska och slam och svavelvätebildning när svavelhaltiga material blandas med organiska nedbrytbara material. Höga eller låga pH-värden hos ett material är ett tecken på ett reaktivt material. Liksom när det gäller provning av byggnadstekniska data är det nödvändigt med god kunskap om olika kemiska ämnen för att kunna förutse när olika reaktioner kan uppstå. Provningsmetoderna får avpassas från fall till fall beroende materialens egenskaper.

12.5.3 Arbetsmiljö

Om det finns risk för att materialet kan få konsekvenser för arbetsmiljön bör detta klart anges.

Damning

Om materialet dammar bör åtgärder, t ex bevattning, för att minska damningen anges. Det kan gälla både vid transporter och vid utläggning av materialet. Restriktioner kan

behövas, t.ex. att materialet inte bör läggas ut vid torr och blåsig väderlek. Krav på partikelfilter i maskiner kan också vara aktuellt.

Gasavgång

Vid vissa arbetsmoment kan gasavgång uppkomma. Ett exempel är då aska blandas med slam från avloppsreningsverk. Askan förorsakar en pH-höjning i slammet varvid ammonium övergår i ammoniak som avgår i gasform. Även när materialet läggs ut kan ammoniak avgå i samband med blöt väderlek. Restriktioner när det gäller väderlek och vindriktning kan vara aktuella.

12.6 Rutiner vid avvikelser

Avvikelser kan t.ex. bestå av:

- Material från leverantörerna uppfyller inte uppställda krav
- Dokument från leverantören saknas eller är ofullständiga
- Materialtillverkarens kvalitetskontroll av inkommande avfall (t.ex. mätinstrument) fungerar inte
- Materialtillverkarens processer förändras (t.ex. blandningsförhållanden, ny utrustning)
- Kraven vid slutkontroll uppfylls inte.

Vid avvikelser skall en avvikelserapport upprättas. Rutiner skall finnas till vem avvikelserapporten lämnas och vem som kar ansvar att vidta de åtgärder som krävs. Det skall finnas rutiner för hur materialet skall hanteras (t. ex återsändas till leverantören, deponeras eller behandlas på lämpligt sätt så att kraven uppfylls) Det skall även finnas rutiner för att kontrollera och dokumentera att beslutade åtgärder verkligen vidtagits.

12.7 Verifikation av egenskaperna i en konstruktion

De förhållanden som råder i en konstruktion för sluttäckning är komplicerade och svåra att efterlikna i laboratorium. Täthet som mäts i små provkroppar i laboratorium kanske aldrig uppnås i fält på grund av makrosprickor. Utlakning av olika ämnen kan vara annorlunda i fält än i laboratorium eftersom lakvätskan i fält inte utgörs av destillerat eller avjonat vatten mm. Därför är det i det flesta fall lämpligt att testa den aktuella konstruktionen i pilotskala. Testerna kan innefatta:

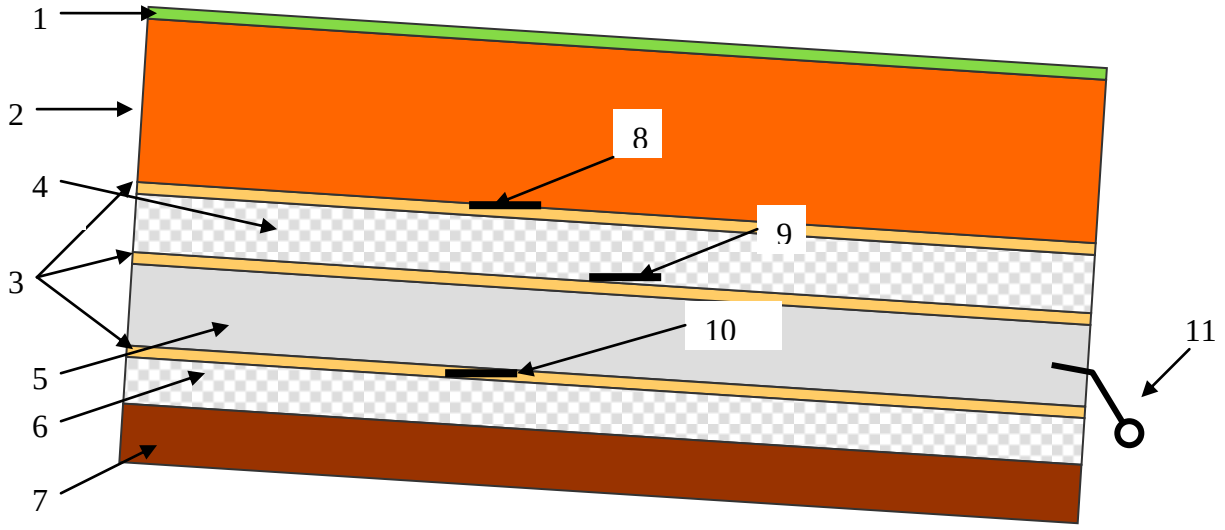
- Vattengenomströmning
- Beskaffenhet på avrinnande vatten
- Hanterbarheten av olika material
- Packningsresultat
- Lämpligt förfarande vid utförandet

Det kan vara lämpligt att samråda med tillsynsmyndigheten innan försöken inleds. Härigenom kan tillsynsmyndighetens synpunkter beaktas och försöken utformas så att de ger svar på de frågeställningar som myndigheten han ha.

12.7.1 Lämpligt försöksförfarande

Konstruktionen byggs upp som en försöksyta med förhållanden så lika den framtida applikationen som möjligt. Ytan bör vara så stor att randeffekter kan undvikas. En yta av 5 x 5 m får anses vara ett minimum. I princip är det bättre ju större försöksyta man bygger.

Normalt rekommenderas att ytor på deponier inte bör ha brantare lutning än 1:3 och inte flackare lutning än 1:20. Försöksytorna bör i regel vara i lutning 1:20 eller något brantare. Flacka sluttlutningar ger normalt högre genomströmning än branta.



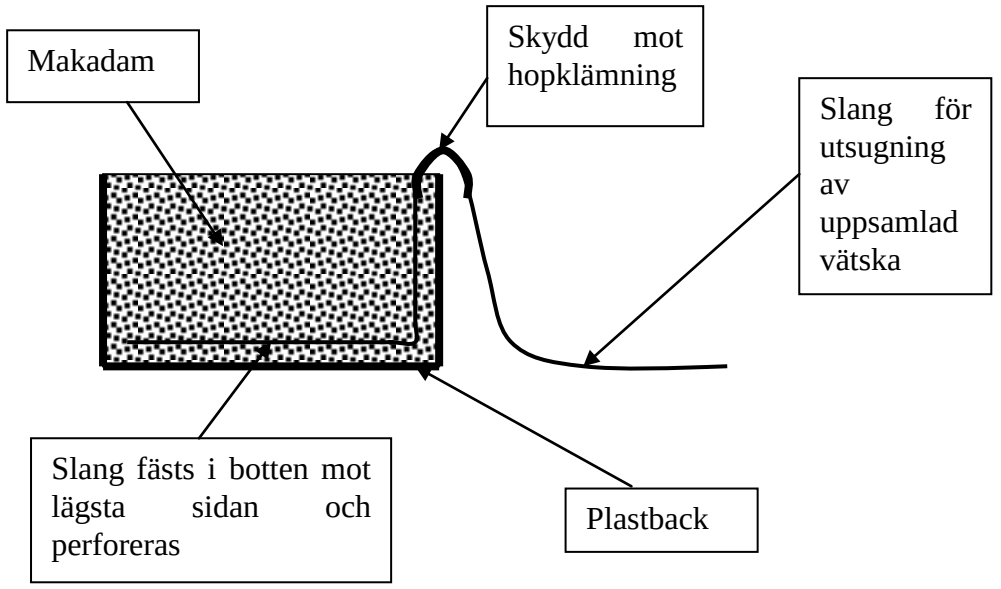
1. Vegetationsskikt
2. Skyddsskikt >1,0m
3. Materialseparerande skikt 0,1m
4. Dränering 0,3-0,5 m
5. Mineraliskt tätskikt 0,3-0,5 m
6. Gasdränering 0,3 m
7. Utjämningsskikt 0,5 m
8. Lysimeter för att mäta mängden genom, och utlakningen från vegetations- och skyddsskikt
9. Lysimeter för att mäta mängden genom och utlakningen från vegetations- och skyddsskikt, samt materialseparerande skikt och dräneringsskikt.
10. Lysimeter, främst för att mäta genomströmningen av tätskiktet
11. Uppsamlingsanordning och ledning för att samla upp vatten som avrinner ovanpå tätskiktet.

Figur 15. Exempel på olika lager och anordningar i en försöksyta.

Figure 15. Example of area for testing of a capping construction

För täta material kan det ta mycket lång tid innan vattnet har perkolerat igenom tjocka lager. Om man är intresserad av att analysera innehållet i lakvatten från sådana material kan man behöva utföra provytor med tunnare skikt än vad man avser att använda under verkliga förhållanden för att man skall kunna erhålla resultat inom rimlig tid.

Lysimetrarna bör vara flera stycken så att man får säkrare mätningar. De kan bestå av plastbackar fyllda med makadam och försedda med ledningar för tömning. Tömning sker genom sug med vakuumpump.

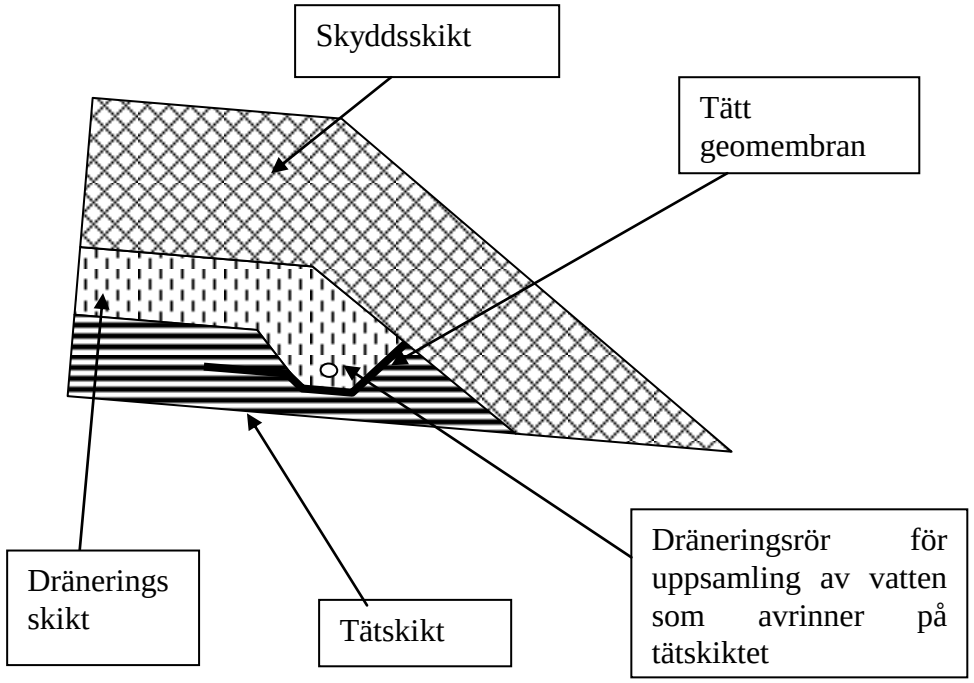


Figur 16. Principskiss för lysimeter av plastback.

Figure 16. Example of a lysimeter built from a plastic box

Lysimetrarnas funktion kan testas genom att vatten först pumpas in i lysimetern och sedan sugs ut igen. Igensättning eller hoptryckning eller brott på slangen kan då upptäckas.

Under tätskiktet kan ett alternativ till flera mindre lysimetrar vara att utföra en stor lysimeter av t.ex. HDPE som täcker nästan hela provytan. Vattenmängderna som passerar tätskiktet är ju i regel små och det kan vara svårt att få tillräckligt stora vattenmängder för mätning och eventuell provtagning och analys från små lysimetrar.



Figur 17. Exempel på anordning för uppsamling av vatten som avrinner ovanpå tätskiktet

Figure 17. Example of collecting water from above the sealing liner

12.7.2 Parametrar som bör mätas

Nederbörd. Nederbörden mäts för att se hur mycket vatten som tillförs försöksytan. Nederbörden bör mätas på plats eftersom den kan skilja sig åt från närmaste nederbördsstation på grund av lokala förhållanden. Man bör komplettera med temperatur, vindhastighet och vindriktning. Mätningarna bör ske dagligen.

Genomströmmat vatten genom vegetations- och skyddsskikt. (punkt 8 fig. 15) Nederbörden, mängden genomströmmat vatten genom skyddsskiktet, är ett mått på evapotranspirationen (den del av nederbörden som inte bildar lakvatten, bland annat på grund av avdunstning och växters upptag och transpiration). Provtagning och analys av vattnet visar utlakningen från materialet i vegetationsskikt och skyddsskikt. Om dräneringsskiktet och eventuella materialseparerande skikt består av material som inte lakar, t.ex. makadam, kan det räcka med provtagning och analys av vatten från lysimetrar ovanpå tätskiktet (punkt 9, figur 15).

Vertikal strömning genom dräneringsskiktet. (punkt 9, figur 15) Provtagning och analys och vattenmängd ger en uppfattning om dräneringslagrets bidrag till utlakningen av föroreningar.

Avrinning från tätskiktet. (punkt 11, figur 15) Provtagning och analys av vattnet ger uppgifter om den totala utlakningen från vegetationsskikt, skyddsskikt, dräneringsskikt, eventuella materialskiljande lager och tätskikt.

Strömning genom tätskiktet. Vattenmängden genom skiktet ger besked om kravet på konstruktionen vad gäller vattengenomströmning uppfylls (50 liter per kvadratmeter och år för deponier gör farligt avfall och 5 liter per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall). Provtagning och analys av detta vatten är vanligen mindre intressant eftersom det kommer att fångas upp av deponins lakvattensystem.

Kemiska parametrar

Vika ämnen som ska analyseras i vattnen från lysimetrarna får bestämmas med utgångspunkt från de kunskaper om materialen som finns tillgängliga. Några allmänna rekommendationer ges nedan:

Tabell 5. Allmänna rekommendationer för lämpliga analyser

Table 5. Rekommendations for parameters to analyce

Material	**Lämpliga analyser**
Askor	Metaller inklusive antimon, klorider, sulfater
Slam från avloppsreningsverk	Ammoniumkväve, totalkväve, metaller
Krossmaterial av tegel, betong mm	Metaller, eventuellt inkl Cr(VI)
Förorenad jord från bensinstationer	Alifater, BTEX, aromater, PAH, MTBE, Bly
Stålslagg	Metaller inkl vanadin samt huvudbeståndsdelar t.ex. Ca och Mg, sulfater och ev. klorider.

Rent allmänt är det ofta en god idé att analysera med avseende på klorider. Kloridjonen är lättrörlig vilket innebär att den är användbar för olika utspädningsberäkningar.

12.7.3 Utvärdering och dokumentation

Uppbyggnaden av försöksytan måste dokumenteras. Bland annat bör anges:

- Lagerföljd
- Ytornas lutning
- Utläggningsmetod
- Om och i så fall hur materialet packats
- Packningsgrad
- Problem vid hanteringen vid såväl god som dålig väderlek
- Damning
- Körbarhet
- Material som fastnar kletar eller klumpar ihop sig
- Lysimetrarnas konstruktion och yta
- Eventuella tester av lysimetrar

På samma sätt som när det gäller slutkontroll av producerat material bör en provtagningsplan upprättas för provtagning och analys av vatten från lysimetrarna som bör ingå i dokumentationen.

I övrigt rekommenderas att dagbok förs vid försöken där allt som kan påverka resultaten noteras.

På grundval av de vattenmängder och de koncentrationer som uppmätts i lysimetrarna kan totalt utläckande mängder från den planerade konstruktionen och koncentrationer i recipienter beräknas.

12.8 Arbetsmiljö och övriga platsspecifika överväganden.

Det är inte bara riskerna på grund av den färdiga konstruktionen som måste bedömas. Även riskerna vid utförandet av konstruktionen måste beaktas, särskilt då risker vid hudkontakt, med damning och eventuell gasavgång. Även lukt kan ge upphov till olägenheter. Bedömningarna kan leda till krav på utbildning av personal och skyddsutrustning. Arbetet kan behöva begränsas till viss väderlek (t.ex. inte för torrt och blåsigt, inte för blött, inte vid vissa vindriktningar).

13 Utförande, kvalitetssäkring av konstruktioner med avseende på funktionskrav

13.1 Bygghandlingar

Konstruktionerna på en deponi kan utföras av verksamhetsutövaren i egen regi eller av entreprenörer. Det är vanligt att delar av konstruktionen, t.ex. utjämningsskiktet utförs av verksamhetsutövaren, medan mera komplicerade delas som tätskikt och dränerande skikt läggs ut på en eller flera entreprenader. Oavsett vem som utför de olika momenten bör bygghandlingar upprättas för att beskriva utformningen och utförandet av deponikonstruktionen.

En bygghandling bör innehålla:
plan
typsektioner och sektioner i längs- och tvärled
detaljer över speciellt viktiga konstruktionsdelar
sluntlutningar
kravspecifikationer för ingående material
arbetsbeskrivning
kravspecifikationer för utförande

En mängdförteckning enligt AMA-systemet bör upprättas som underlag för en entreprenad. Mängdförteckningen kan kombineras med material- och arbetsbeskrivning.

13.2 Kvalitetssäkring

När en konstruktion väl är på plats kan det vara svårt att kontrollera funktionen. Än svårare kan det vara att åtgärda fel och brister. Kvalitetssäkring av material och utförande är därför nödvändigt. Själva säkringen av kvaliteten, dvs. att konstruktionen utförts enligt uppställda specifikationer, kan göras på flera sätt. Ofta ligger en så kallad egenkontroll till grund för denna vilket betyder att leverantören/utföraren genomför kontrollen och dokumenterar den. Egenkontrollen ingår normalt i någon form av kvalitetsledningssystem som leverantören byggt upp. Ofta följer kvalitetsledningssystemet internationell standard, vanligen ISO 9001. Även om leverantören är certifierad enligt ISO 9001 innebär inte det en garanti för att avtalad kvalitet utförs, men det innebär att systemet för uppföljningen av kvaliteten uppfyller standardens krav.

Utöver egenkontrollen utför beställaren kontroll. Denna blir ofta i form av stickprov och omfattar normalt även granskning av protokoll och dokument som ligger till grund för leverantörers och entreprenörers egenkontroll.

All kontroll dokumenteras och ingår i den egenkontroll som verksamhetsutövaren är skyldig att utföra enligt miljöbalken 26 kap. 19 § och förordningen (SFS 1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll.

För att kvalitetssäkra material och utförande, framförallt när det gäller tätskiktet, bör en kontrollplan upprättas. Den kan ingå i bygghandlingen eller utgöra ett separat dokument och kan med fördel omfatta såväl egenkontroller som beställarens kontroller. Kontrollplanen bör i förekommande fall beskriva relevanta delar av momenten mottagning, lagring, bearbetning/blandning, utläggning, packning och kontroll. Av kontrollplanen måste framgå:

Vad som skall kontrolleras och vilka parametrar som skall mätas
Med vilka metoder som kontrollerna och mätningarna skall utföras
I vilken omfattning mätningar och kontroller skall utföras
Vem som skall utföra mätningarna och kontrollerna
Kriterier för godkännande.

Transporten kan påverka vissa material, och krav kan behöva ställas på att materialet ska transporteras täckt för att skyddas mot väder och vind. Vissa material kan separera vid transport och kornstorleken
kan därför variera mellan de övre och nedre delarna av massorna, vilket i vissa fall kan behöva
beaktas. Förutom nämnda moment i kontrollplanen kan krav i bygghandlingen således behöva ställs på transporten.

Vid mottagning av material på byggarbetsplatsen bör en kontroll göras av att det specificerade materialet erhållits. För certifierade produkter eller produkter med bestyrkta egenskaper kan en förenklad mottagningskontroll utföras. För andra material kan kontroll göras av tekniska och miljömässiga egenskaper för att verifiera att materialet är det förutsatta. Kontrollen kan utföras av kritiska egenskaper som t.ex. kornstorleksfördelning, vattenkvot eller andra relevanta parametrar beroende på typ av material och applikation.

Hur materialen ska hanteras på plats regleras bland annat av arbetsmiljölagstiftningen. Det är framförallt vid utläggning av materialet som problem kan uppstå. De material som ska användas måste ha kontrollerats ur t.ex. damningssynpunkt så att inte problem ur arbetsmiljösynpunkt eller miljösynpunkt (omgivning) uppstår på arbetsplatsen och att inte närliggande egendom förstörs. Själva arbetsutförandet kan också styras så att damning eller annan påverkan minimeras. För vissa material måste skyddsutrustning användas vid utläggning. I vissa fall utförs blandning av material på arbetsplatsen och det är då viktigt att en beskrivning görs av hur materialet ska blandas och att det följs upp så att blandningen utförs på det sätt som beskrivits vilket gäller t ex slam/aska blandningar. Väderleksförhållandena kan också påverka utförandet vilket bör beaktas beroende på hur känsligt materialet är för t.ex. nederbörd, köld eller värme. Av bygghandlingen bör tydligt framgå under vilka förhållanden som arbetet får utföras och vilka kriterier som skall tillämpas beträffande när arbetet måste avbrytas.

Lämpligt packningsförfarande varierar stort mellan olika typer av alternativa material. Det är därför viktigt att känna till hur det specifika materialet fungerar. För vissa

material som är likartade naturliga jordmaterial så kan traditionellt packningsförfarande ske med hänvisning till lämpliga packningstabeller t ex enligt Anläggnings-AMA. För andra material som t ex bottenaska ska tunga utrustningar undvikas, så att inte nedkrossning sker. Järnsand bör också packas med stor försiktighet eftersom packningen tenderar att leda till en fysisk nedbrytning. Rätt vattenkvot vid packningen är väsentlig för att uppnå erforderligt packningsarbete.

För att verifiera att kraven på tekniska och miljömässiga egenskaper uppfylls, så bör kontroll i fält utföras i relevant omfattning. Det kan också finnas krav på kontrollåtgärder i tillståndet för deponin. Uppföljning av hydraulisk konduktivitet kan ske genom mätning i lysimetrar eller mätningar på upptagna provkroppar. Vid utläggningsarbeten behövs dock som regel snabba resultat och det vanligaste alternativet är mätning av packningsgrad och jämförelse med hydraulisk konduktivitet i laboratorium vid motsvarande packningsgrad. Tekniska egenskaper kan kontrolleras som direktkontroll av uppnådda egenskaper eller som uppföljning av konstruktionen under längre tid. De tekniska egenskaperna kan ofta kontrolleras på liknande sätt som för traditionella material, t.ex. kan kontroll av lagertjocklekar och antal överfarter utföras. Densiteten i fyllningen kan kontrolleras med olika metoder som t ex vattenvolymeter. Den vanligaste metoden i fält är någon form av nukleär densitetsmätare.

Funktions- och miljökraven på en konstruktion är i regel lagstadgade. Det är viktigt att entreprenören förstår att fel eller brister som uppstår under arbetet kan medföra att lagkraven inte kan uppfyllas och kan då inte kompenseras med ett billigare pris, utan fel och brister måste rättas till. Om det inte är möjligt måste arbetet göras om.

I byggskedet är det många aspekter som bör beaktas. För ytterligare information hänvisas till olika befintliga handböcker. Dessa kan ta upp enskilda material eller avse andra tillämpningar än deponier, men principerna kan modifieras för deponibyggande. Några exempel på handböcker är: ”Tätskikt i mark” som tar upp syntetiska geomembran, lergeomembran och naturliga leror (SGF 1999), ”Flygaskestabiliserat avloppsslam (FSA) som täckskiktsmaterial vid sluttäckning av deponier” (Carling et al. 2007), ”Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten. Handbok” (Arm 2006), ”Flygaska i mark- och vägbyggnad. Grusvägar. Handbok” (Munde et al. 2006)

13.3 Relationshandlingar

När konstruktionen utförts bör relationshandlingar upprättas. I relationshandlingarna bör det framgå vilket material som använts, vilka egenskaper det har, placering i konstruktionen, mäktighet o dyl.

14 Material / Exempel

14.1 Begränsningar

I det här kapitlet beskrivs några exempel på tänkbara material och tänkbar användning av materialen. Beslut om användning av materialen måste fattas för varje enskilt fall baserat på platsspecifika bedömningar.

Exempel på olika parametrar anges. Dessa är endast till för att ge en grov uppfattning om materialets egenskaper och kan inte användas för beslut om användning eller dimensionering. Sådana beslut måste tas på grundval av uppgifter från aktuell materialleverantör. I vissa fall har inte parametrar kunnat anges. Tabellrutorna har då lämnats tomma men ändå tagits med för att läsaren själv skall kunna fylla i egna erfarenhetsvärden.

14.2 Bottenaska exklusive slaggrus

Bottenaskor från förbränning av kol, trä och skogsavfall har använts i väg- och anläggningsbyggnad till exempel som fyllningsmaterial i vägar och ledningsgravar.

14.2.1 Råvara/tillverkning

Bottenaskan bildas i samband med förbränning av kol, trä och biobränsle för energiproduktion. Vid förbränning av hushålls- och industriavfall brukar den förädlade produkten kallas slaggrus. Årligen genereras ca 300 000 ton bottenaska från förbränning av kol, trä och biobränsle i Sverige.

14.2.2 Materialegenskaper

Egenskaperna hos olika bottenaskor varierar med bränslet och typ av förbränning. Förbränning i en panna med cirkulerande eller fluidiserande bädd ger ett lätt, sandliknande material som ofta kallas för pannsand, medan en rosterpanna ger ett grövre slaggliknande material. De flesta bottenaskor är lättare och sprödare än sand och grus, men har ungefär samma permeabilitet.

Tabell 6. Exempel på fysikaliska parametrar för bottenaska

Table 6. Example of physical properties for bottom ash

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	0,8-1,7
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	0,7-1,7
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	13-33
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	10^{-8} - 10^{-4}
Tjälfarlighet		

Tabell 7. Exempel på kemiska parametrar för bottenaska från trädbränsle

Table 7. Examples of chemical properties for bottom ash from wood

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1 (mg/l)	Utlakning vid L/S=10 (mg/kg)
Bly	140	0,014	0,023
Kadmium	3,17		0,003
Kvicksilver	0,08		0,003
Arsenik	23		0,05
Koppar	312	0,0014	0,01
Zink	1380	0,0017	0,065
Krom	167	0,0028	0,45
Nickel	37	0,00068	0,006
Klorid	0,10	9,65	442
Sulfat		7,8	898

Källa: Databasen allaska

14.2.3 Användningsområden

I en deponi bedöms bottenaskor kunna användas i utjämningsskiktet, vid utbyggnad av interna vägar och i ledningsgravar. Över deponins sluttäckning bör endast bottenaskor från kol- trä- och torveldning användas och då endast där materialet skyddas från nederbörd och vattengenomströmning, t ex i vägkroppar under tät beläggning.

Bottenaska kan användas i många andra geokonstruktioner. Beroende på förbränningstyp är askan lämplig i obundna väglager, eller som fyllningsmaterial i ledningsgravar. I flera sammanhang kan bottenaskan bidra till en lättare konstruktion genom sin låga densitet.

Bottenaska från avfallsförbränning skall sorteras med avseende på metaller innan användning.

14.2.4 Övrigt

Transport och övrig hanterig av bottenaskor skall ske så att damning undviks, t ex genom att askan befuktas.

14.3 Filterkalk

14.3.1 Råvara/tillverkning

Årligen genereras ca 50 000 ton filterkalk vid kalkbränning i Sverige. Filterkalken är det material som samlas upp i rökgasfilter och består till största delen av kalciumkarbonat, $CaCO_3$.

Bränd kalk framställs genom att man hettar upp krossad och sorterad kalksten till ca 1000 grader i en roter- eller schaktugn. Kalkstenen ($CaCO_3$) förvandlas då till kalciumoxid, dvs. bränd kalk (CaO) och koldioxid (CO_2).

Bränd kalk används vid tillverkning av järn och stål, vid anrikning av sulfidmalm, vid cellulosatillverkning samt för rening av bruks- och avloppsvatten. Kolkraftverkens rökgaser renas också med bränd kalk.

14.3.2 Materialegenskaper/undersökningar

Filterkalken har en dominerade kornstorlek på 0-1 mm. Egenskaperna kan variera något beroende på vilken typ av ingående råsten som används. Färgen på materialet varierar från vitt till grå-brunt beroende på typ av ingående sten. Materialet kan anses som luktfritt och homogent. Tas materialet direkt från rökgasfiltret är materialet torrt och damning kan då uppstå. Befuktas materialet minskar damningen avsevärt. Vid tillsats av vatten kan svag värmeutveckling förekomma. Flödet av materialet kan anses som konstant.

Tabell 8. Exempel på fysikaliska parametrar för filterkalk

Table 8. Example of physical parameters for filter lime

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m³	
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt)	ton/m³	1,9
Torrsubstans, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	15
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$< 6 \times 10^{-10}$
Tjälfarlighet		

Under 2005/2006 har laboratorieförsök på filterkalk utförts samt fältförsök där mätningar skett på provytor bestående av olika konstruktioner av filterkalk.

I laboratorieförsöken, undersöktes den hydrauliska konduktiviteten, hållfastheten, utlakningen och beständigheten. Fältförsöken utfördes för att verifiera kalkens hanterbarhet samt dess täthet.

Sammanfattningsvis visar laboratorieresultaten att filterkalken är mycket tät, förutsatt att den packas. Enaxliga tryckförsök visar att packad filterkalk har mycket hög hållfasthet (över 20.000 kPa). Filterkalkens elastisitetsmodul är mycket hög, vilket innebär att sprickor kan uppstå vid mindre deformationer t.ex. sättningar. Huruvida sådana sprickor kan självläka är oklart (men inte otänkbart). Utlakning (skakförsök, SS-EN 12457-3) enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10) har utförts i syfte att se hur filterkalken skulle klassificeras enligt dessa kriterier. Resultatet visar att några metaller, med liten marginal, överskrider kriterierna för avfall till inert deponi, medan utlakning av klorid och sulfat ligger betydligt över nämnda kriterier.

Tabell 9. Exempel på kemiska parametrar för Filterkalk 0-1 mm

Table 9. Example of chemical parameters for filter lime

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly	38		0,393
Kadmium	1,2		0,002
Kvicksilver	0,01		0,001
Arsenik	1,8		0,006
Koppar	5		0,011
Zink	170		0,09
Krom	18		0,86
Nickel	16		2,3
Klorid	4300		3600
Sulfat			
Antimon	0,5		0,0009
Vanadin			0,017

Källa: MinBas (2005)

14.3.3 Användningsområden

I deponikonstruktioner bedöms filterkalken kunna användas för terrassering och som utjämningsskikt, som delmaterial i tätskikt och som delmaterial i skyddsskiktet.

Mot bakgrund av den låga hydrauliska konduktiviteten som uppmätts i laboratoriet samt resultat från fältförsök, bedömdes två packade skikt av filterkalk med överliggande dränering komma att ge en genomströmning som är mindre än stipulerade 50 liter per m² och år och därmed skulle kunna användas som tätskikt i sluttäckningen. Med tanke på risken för sprickor samt kalkhaltiga materials tendens att vittra vid påverkan av surt regn bör filterkalk som tätskikt användas endast på underlag som inte är sättningskänsliga eller i kombination med något annat material i ett komposittätskikt.

Figur 18. Terrassering med filterkalk från Nordkalk i Köping, Västmanlands län.

Figure 18. Terracing with filter lime

14.4 Flygaska (kol- och biobränslen)

Flygaskor från förbränning av kol, trä- och skogsavfall har använts länge i väg- och anläggningsbyggnad till exempel som bär- och förstärkningslager i grusvägar och industriytor. Detta sker till exempel i Uppsala, Södermanlands och Västmanlands län och i Finland.

14.4.1 Råvara/tillverkning

Årligen genereras ca 300 000 ton flygaska i samband med förbränning av kol- och biobränslen för energiproduktion i Sverige.

14.4.2 Materialegenskaper

Utmärkande för flygaskor är dess härdande egenskaper som varierar beroende på bränsle, typ av förbränning och lagring av askan. Egenskaper hos produkter baserade på flygaska kan optimeras genom tillsats av vatten och bindemedel (cement, Merit, kalk).

14.4.3 Användningsområden

I deponier bedöms flygaska kunna användas som utjämningsskikt. Flygaska från biobränslen kan ingå i olika blandningar med t.ex. avloppsslam eller grönlutslam i tätskikt.

Flygaska kan användas för att förbättra funktionen hos många olika konstruktioner. Egenskaper som hög hållfasthet och god frostbeständighet gör att produkter baserade på flygaska till exempel kan användas för att öka bärförmågan och förbättra tjälegenskaper hos vägar och industriytor, Materialets härdande egenskaper och låga permeabilitet gör det dessutom lämpligt att använda för olika typer av jordförstärkningsåtgärder.

Användning av flygaska bör alltid ske över grundvattenytan med god marginal samtidigt som god avvattning av konstruktionen skall tillgodoses. Föroreningsrisken förknippad med användning av flygaska baserad på kol- och biobränslen kan normalt betraktas som obetydlig eller ringa under förutsättning att materialet ej används i ytan (risk för damning). Utförande med produkter baserade på flygaska skiljer sig från hanteringen av sand och grus framför allt med avseende på hållfasthetsutveckling, damning och känslighet för nederbörd. Med kunskap om dessa aspekter är produkten enkel att hantera.

Tabell 10. Exempel på fysikaliska parametrar för flygaskor från kol- och biobränslen.

Table 10. Example of physical parameters for fly ash from coal and bio fuels

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	0,8-1,7
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	0,7-2
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	30-60
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$10^{-9} – 10^{-7}$
Tjälfarlighet		

Tabell 11. Exempel på kemiska parametrar för flygaska från biobränsle

Table 11. Example of chemical properties for fly ash from bio fuels.

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1 (mg/l)	Utlakning vid L/S=10 (mg/kg)
Bly	94		0,043
Kadmium	10,2		0,0022
Kvicksilver	0,34		
Arsenik	61		0,13
Koppar	140		2,03
Zink	1160		0,44
Krom	65		0,02
Nickel	42		0,22
Klorid	6600		3860
Sulfat			30300
Mo			1,98
Antimon			0,0089

Källa: Databasen Allaska

14.5 Grönlutslam

14.5.1 Råvara/tillverkning

Vid produktion av sulfatmassa används kalk vid tillverkning av kokvätska. Kalken bränns först i en så kallad mesaugn. Den brända kalken får därefter reagera med en lut som kallas grönlut. Vid reaktionen bildas ny koklut benämnd vitlut samtidigt som den brända kalken (CaO) ombildas till mesa ($CaCO_3$).

Mesan återtas och bränns ånyo i mesaugnen. Processen är uppbyggd så att kalk och lutar skall kunna återanvändas i största möjliga utsträckning. All kalk reagerar dock inte med grönluten. Den oreagerade resten består av kalkgrus och mesa som stöts ut ur kalkens kretslopp. Utstött kalkgrus och mesa håller normalt en torrhalt av 60-90 %.

Vid kokning av vedmassan löses vedämnen (främst lignin) ut ur veden och cellulosafibern friläggs. Utlöst lignin och kokvätska i blandning kallas svartlut. Svartluten separeras från cellulosafibern i en tvätt och därefter indunstas luten till ca 70 % torrhalt. Svartluten används som bränsle i sodapannan varvid vedämnen bränns upp och de organiska kokkemikalierna tillsammans med vissa obrännbara vedämnen bildar en så kallad smälta. Smältan löses i tvättvatten (svaglut) från kausticeringen i den bildade luten som benämns grönlut. Grönluten innehåller olösliga sotrester som separeras från grönluten och denna rest kallas grönlutslam.

14.5.2 Materialegenskaper

Grönlutslam är ungefär lika finkornigt som lerig silt. Det är därför ett mycket tjälfarligt material. Obehandlat grönlutslam har mycket hög vattenkvot och måste därför avvattnas. Den hydrauliska konduktiviteten kan vara omkring 10^{-9} m/s, men slammet har låg skjuvhållfasthet. Det används därför lämpligen i blandningar med andra material, t.ex. aska. Se även kapitlet om flygaskestabiliserat grönlutslam, FSG.

Grönlutslam kan ha olika halt av mesa och TS-halten kan variera beroende på hur det avvattnas. Generellt sett kan sägas att grönlutslam kan variera mycket från bruk till bruk.

Grönlutslam innehåller höga halter av krom, nickel och zink jämfört med vad som får förekomma i avloppsslam för jordbruksändamål.

Tabell 12. Exempel på fysikaliska parametrar för grönlutslam

Table 12. Example of physical properties for green liquor sludge

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	0,9
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3	1,3 – 1,5
Torrsubstanshalt, TS	%	35-50
Optimal vattenkvot	%	25
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$1*10^{-9} – 4*10^{-8}$
Tjälfarlighet		Mycket tjälfarligt

Källa: Gustafsson och Wiberg (1998)

Tabell 13. Exempel på totalinnehåll och lakningsegenskaper för grönlutslam

Table 13. Exaple of total content an leaching properties for green liquor sludge

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly	66,5		<0,0027
Kadmium	6,4		0,00023
Kvicksilver	<0,04		<0,0001
Arsenik	0,3		<0,0045
Koppar	95,1		<0,0045
Barium	408		0,012
Zink	1350		<0,0027
Krom	111		0,019
Nickel	92		0,0053

Källa: Johansson (2000)

14.5.3 Användningsområden

Grönlutslam bedöms kunna användas i sluttäckningskonstruktioner inom flacka områden eller om den blandas med andra material så att tillräcklig hållfasthet uppnås. Då kan askan användas i utjämningsskikt och i tätskikt under förutsättning att tillräcklig täthet uppnås. Det kan vara svårt att uppnå tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet för att klara en deponis krav på maximal genomströmning. Som undre skikt i ett komposittätskikt bedöms blandningar med grönlutslam fungera väl.

14.6 Hyttsten

Hyttsten är marknadsnamnet för luftkyld masugnsslagg som är en restprodukt från järnframställning. Materialet har använts som anläggningsmaterial utomlands och i Sverige under mycket lång tid och betraktas i många europeiska länder som ett traditionellt material. Sedan 2005 finns det en svensk teknisk beskrivning för användning av hyttsten i vägkonstruktioner (Vägverket 2005)

14.6.1 Råvara/tillverkning

Vid tillverkning av råjärn i masugn används de tre råvarorna järnmalm, kol/koks och kalksten. Koks utgör bränsle och kalksten fungerar som slaggbildare. Under processens gång bildas förutom råjärn s.k. masugnsslagg och båda materialen tappas ur ugnen för vidare förädling. Slaggen kan kylas på två sätt, vilket ger två olika material – hyttsten och hyttsand. Hyttsten uppstår vid långsam avkylning i luft som ger en kristallin slagg som kan krossas och siktas till olika fraktioner. Om slaggen istället kyls snabbt i vatten blir resultatet ett finkornigt amorft material, s.k. hyttsand. Det genereras cirka 400 000 ton masugnsslagg per år i Sverige.

14.6.2 Materialegenskaper

Den kemiska sammansättningen hos masugnsslagg påverkas av järnmalmskvaliteten och slaggbildaren. På grund av den kontrollerade tillverkningsprocessen är korttidsvariationen i egenskaper mycket liten. Svensk hyttsten liknar krossat berg till utseendet, men har några avvikande egenskaper. Framför allt har hyttsten porösare korn än bergkross, vilket ger mindre värmekonduktivitet (= bättre tjälisolering) och sämre beständighet mot mekanisk påverkan. På grund av cementerande reaktioner i finmaterialet kan ett hyttstenslager få ökande styvhet och bärförmåga med tiden. Svavelhalten är högre i hyttsten än i krossat berg, vilket motiverar lagring en viss tid före användandet.

Den högre svavelhalten kan inledningsvis medföra utlakning av svavel i form av svavelföreningar, bl.a. sulfat. Samtidigt som svavel oxideras till sulfat produceras en viss mängd syra på grund av att vätejoner frigörs. Dessa neutraliseras dock av hyttstenens höga buffertkapacitet och ger därför ingen försurande effekt. Svavellukt från hyttsten kan förekomma. Hyttsten bedöms, ur miljöpåverkanssynpunkt, i stort sett användas som naturlig ballast.

Tabell 14. Exempel på fysikaliska parametrar för Hyttsten

Table 14. Example of physical properties for blast furnace slag

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	1,8-2,1
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	1,5-2,0
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	5-7
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	
Tjälfarlighet		

14.6.3 Användningsområden

Med hänsyn till svavelinnehållet måste risken för svavelvätebildning beaktas vid användning i anslutning till organiskt avfall. Tänkbara användningsområden är utjämningsskikt i deponier utan organiskt avfall, som obundet material i vägkonstruktioner, till exempel som material till skyddslager och förstärkningslager och till ledningsgravar. Bäst utnyttjas egenskaperna i ett förstärkningslager. Olagrad hyttsten ska inte användas inom skyddsområden för vattentäkter, mindre vattendrag eller begränsade vattenområden så att materialet kommer att ligga i stillastående vatten eftersom problem med svavellakning kan uppstå. På grund av sin pH-buffrande förmåga kan hyttsten i bearbetad form användas som filtermaterial för att absorbera fosfor och metaller.

14.7 Järnsand

Järnsand är benämningen på den granulerade slagg som faller från kopparsmältverket i Rönnskär. Namnet kommer av det faktum att dess huvudsakliga beståndsdel är ett järnsilikat (fayalit). Granulerad slagg från Rönnskär har sedan början av 1970-talet använts i väg- och anläggningsbyggnad som bär- och förstärkningslager i Västerbotten.

14.7.1 Råvara/tillverkning

I Sverige produceras järnsand endast vid Boliden Mineral AB:s smältverk i Rönnskär. Produktionen motsvarar ca 260 000 – 270 000 ton per år av vilket huvuddelen används för väg- och anläggningsobjekt. Råvarorna utgörs av kopparkoncentrat och kvartssand som utgör slaggbildare. Driften är kontinuerlig vilket garanterar en begränsad variation i såväl slaggens som slutproduktens sammansättning. Slaggen är kvalitetssäkrad för användning i vägar och andra geokonstruktioner.

14.7.2 Materialegenskaper

Järnsand är ett väl förglasat järnsilikat (fayalit) som innehåller små mängder av kalcium, zink och svavel. Förutom av järn och zink domineras dess metallinnehåll av koppar, krom och molybden vilka tillsammans utgör mindre än en 2 vikts-% av slaggen. Eftersom järnsanden är väl förglasad är lakningen av spårämnena låg och de risker som på grund av lakning av järnsand i vägkroppar uppkommer för miljön och människors hälsa bedöms som obetydliga. Järnsanden är ett ensgraderat material – en svartskimrande sand i fraktionen 0,5-3 mm. Utmärkande från teknisk synpunkt är dess värmeisolerande förmåga och låga kapillära stighöjd. Dess bärförmåga (styvhet) är emellertid begränsad vilket innebär att den inte kan ligga särskilt högt upp i vägkroppar.

14.7.3 Användningsområden

I en deponi bedöms järnsanden kunna användas i utjämningsskikt, materialskiljande skikt, för interna vägar eller som utfyllnad i ledningsgravar. Den bedöms även kunna användas som delskikt i skyddstäckningen men bör inte användas i skyddstäckningens översta delar. Järnsand har dränerande egenskaper vilket gör den användbar som material i ledningsbäddar särskilt om dessa är utsatta för frost.

Den vanligaste typen av användning av järnsand i övrigt är i vägars förstärknings- och skyddslager. Dess begränsade bärighet (styvhet) innebär att det måste kombineras med mer bärkraftiga material i vägens överbyggnad. Järnsandens isolerande och kapillärbrytande förmåga tas bäst tillvara i det s.k. skyddslagret. Beroende av kraven på den väg som byggs, finns det möjligheter att järnsanden kan ersätta delar eller hela förstärkningslagret.

Järnsand bör packas med stor försiktighet eftersom detta tenderar att leda till en fysisk nedbrytning av de relativt spröda slaggkornen. Packning kan visserligen öka lagrets styvhet något men även en liten nedkrossning försämrar både dess värmeisolerande och dess kapillärbrytande förmåga.

Tabell 15. Exempel på fysikalisaka egenskaperr för järnsand

Table 15. Example of physical properties for iron sand

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m^3	2,0
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m^3	2,0-2,3
Torrsubstanshalt, TS	%	97
Optimal vattenkvot	%	11
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	34-43
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$2*10^{-6} – 5*10^{-6}$
Tjälfarlighet		

Tabell 16. Exempel på totalinnehåll och lakningsegenskaper för järnsand

Table 16. Example of total content and leaching properties for iron sand

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly		<0,01	0,20
Kadmium		<0,005	<0,005
Kvicksilver		<0,001	<0,01
Arsenik		<0,01	0,02
Koppar		0,04	0,29
Zink		0,10	2
Krom		<0,005	<0,01
Nickel		0,02	0,24
Klorid		56	18
Sulfat			
Antimon		0,05	0,20
Selen		<0,005	<0,02

14.8 Krossad betong

Krossad betong har använts utomlands i många år som ballast i betongbeläggningar och i obundna väglager. I Sverige har det använts som obundet material i belagda vägar sedan 1990-talet och sedan 2004 finns det en allmän teknisk beskrivning för krossad betong i vägkonstruktioner (Vägverket 2004).

14.8.1 Råvara/tillverkning

Den betong som är aktuell för krossning och användning som konstruktionsmaterial uppkommer antingen som restmaterial vid produktion av betong och betongvaror eller vid rivning av betongkonstruktioner. Man kan därför tala om restbetong eller rivningsbetong. I båda fallen kan materialet krossas och siktas till önskvärd kornstorlek. Rivningsbetong som av naturen är ett heterogent material förädlas genom en noggrann sortering där lätta partiklar såsom trä, plast och papper frånskiljs med luft och där magnetiska partiklar såsom armering avskiljs med magneter. Det genereras cirka 40 000 ton restbetong varje år i Sverige. Mängden rivningsbetong beror av rivningsaktiviteten och har uppskattats till mellan 0,3 och 3 miljoner ton per år.

14.8.2 Materialegenskaper

Egenskaperna hos krossad betong är beroende av ursprungsbetongen, användningsområdet för den ursprungliga konstruktionen, krossningen och rensningen. En betong med hög tryckhållfasthet och liten föroreningsgrad ger i krossad form ett material av god kvalitet, i vissa fall bättre än krossat berg. En del betongmaterial kan med tiden uppvisa efterbindande egenskaper (cementeringseffekt), vilket ökar styvheten och stabiliteten i materialet.

Tabell 17. Exempel på fysikaliska parametrar för krossad betong

Table 17. Example of physical parameters for crushed concrete

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	1,8-2,0
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	kg/m3	
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	8-12
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$10^{-6} – 10^{-5}$
Tjälfarlighet		

14.8.3 Användningsområden

I deponier bedöms krossad betong kunna användas i utjämnings- och skydsskikt samt även i dräneringsskikt om den hydrauliska konduktiviteten är tillräckligt hög.

Vid användning av rivningsbetong ovan tätskiktet bör det styrkas genom skriftligt intyg, som upprättats vid planeringen av rivningsarbetet, att materialet inte är förorenat av miljöbelastande ämnen såsom PCB, PAH, asbest, kvicksilver eller andra metaller. För restbetong med ballast av berg bedöms inte någon särskild miljökarakterisering behövas.

Ren, krossad betong kan användas som obundet material i vägkonstruktioner, till exempel som material till skyddslager och förstärkningslager. Materialets efterbindande egenskaper tas bäst tillvara om det används i ytor som är belastade med tung trafik och om det läggs i lager om minst 15 cm tjocklek, till exempel i förstärkningslager.

Figur 19. Krossning av betong.

Figure 19. Crushing of concrete

14.9 Krossat glas

14.9.1 Råvara/tillverkning

Krossat glas uppkommer bland annat vid svensk glasåtervinnings insamling av glasförpackningar. Inkommande glas siktas. Particklar >10 mm går till glastillverkning. Partiklar < 10 mm uppkommer som en rest.

14.9.2 Materialegenskaper

Materialet består i huvudsak av glasskärv. Med glaset följer vissa beståndsdelar som i huvudsak härrör från förbrukade förpackningar, t ex. rester av pappers- och plastettiketter och av metall- och plastkapcyler. Likaså förekommer spår av före detta innehåll som häftat vid förpackningens innerytor och av andra material som tillförts glasinsamlingen genom felkast av konsumenterna.

Tabell 18. Exempel på fysikaliska parametrar för krossat glas

Table 18. Example of physical parameters for crushed glass

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	1,7
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	1,13-1,7
Torrsubstanshalt, TS	%	97
Optimal vattenkvot	%	
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader	36 (torrt material)
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$4*10^{-5}$-$1,5*10^{-3}$
Tjälfarlighet		

Källa: Berg och Mann (2006)

Tabell 19. Exempel på utlakning från krossat glas (Insamlat förpackningsglas)

Table 19. Leaking parameters from crushed glass (From packaging)

	C0 mg/l	L/S=10 mg/kg
Arsenik	0,019	0,03
Barium	0,140	0,37
Kadmium	0,00082	0,002
Krom, total	0,0043	0,01
Koppar	0,11	0,14
Kvicksilver	0,0013	0,002
Molybden	0,14	0,19
Nickel	0,014	0,02
Bly	0,0024	0,01
Antimon	0,011	0,01
Selen	0,0097	0,02
Zink	0,10	1,08
Fluorid	63	2,04
Klorid	59	44
Sulfat	10,8	26
DOC	86	61

Källa: Berg och Mann (2006)

14.9.3 Användningsområden

Krossat glas bedöms kunna användas i dräneringslager, kringfyllning av dräneringar och gasdräner. Om glaset innehåller rester av innehållet från förpackningar kan lakvattnet behöva tas omhand under ett inledningsskede (1 - 3 år bedöms rimligt vid en skikttjockek på 0,3 m).

Glaskross är skarpkantat och skall därför inte användas i direkt anslutning till tunna geomembran.

14.10 L-D slagg

14.10.1 Råvara/tillverkning

LD-slagg bildas av slaggbildande tillsatser (bränd kalk/dolomit) samt uppoxiderade ämnen (kisel, järn fosfor m fl.) under blåsning av järnet till stål i en LD-ugn. Vid Oxelösund uppkommer ca 160 000 ton årligen. Produktnamnet för LD-slagg är LD-sten.

14.10.2 Materialegenskaper

LD-slagg består huvudsakligen av kalk (45 %), järnoxid (24 %), kiseloxid (12 %), magnesiumoxid (8%), manganoxid (4%) och aluminiumoxid (2 %).

LD-slagg är till skillnad från masugnsslagg inhomogen och instabil på grund av oreagerad kalk. Den kan därför lätt sönderdelas eller omvandlas i kontakt med fukt. Sönderfallet är svår kontrollerat och kan ge en ganska stor volymökning. Vanligtvis sker sönderfallet under första året, när slaggen är lagrad i hög. Exempel finns dock där fasomvandlingar efter tio år givit upphov till volymökningar med upp till 30%.

Tabell 20. Exempel på kemiska parametrar för LD-sten 0-7 mm

Table 20. Example of chemical properties for L-D Slagg

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly	1		0,022
Kadmium	0,6		0,0005
Kvicksilver	0,1		0,0002
Arsenik	3		<0,01
Koppar	36		<0,01
Zink	5		0,031
Krom	1770		0,06
Nickel	8,6		0,013
Klorid			
Sulfat			
Vanadin	15400		0,13
Antimon			<0,01

14.10.3 Användningsområden

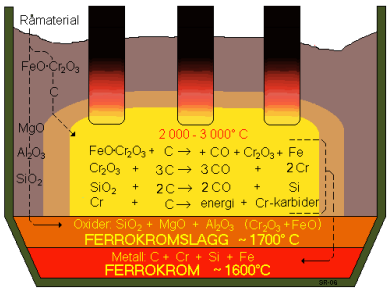
LD slaggen bedöms främst kunna användas som utjämningsskikt.

14.11 Ferrokromslagg

Slagg från tillverkningen av ferrokrom (råvara för framställning av legerat stål, t.ex. rostfritt stål) har sedan början av 1990-talet använts i väg- och anläggningsbyggnad som bär- och förstärkningslager i Sverige och Finland.

14.11.1 Råvara/tillverkning

I Sverige produceras ferrokromslagg vid Vargön Alloys AB anläggning i Vargön. Årligen genereras där ca 125 000 ton slagg för användning inom väg- och anläggningsobjekt. Råvarorna utgörs av krommalm, kvartsit och koks där malmen innehåller de metaller som erfordras, kvartsiten utgör slaggbildare (ibland tillsammans med magnesit och bauxit) medan koks fungerar som reduktionsmedel och bränsle. En bra produktion av ferrokrom är beroende av att ferrokromslaggens sammansättning varierar mycket lite. Detta är grunden till en ferrokromslagg med små variationer i sammansättning och egenskaper. Ferrokrom och ferrokromslagg tillverkas med bästa tillgängliga teknik (BAT) för miljön. Tillverkningen är kvalitets- och miljösäkrad enligt ISO 9001 och 14001.



Figur 20. Tillverkningsprocess för ferrokrom och ferrokromslagg

Figure 20. Process for ferrochrome and slag

14.11.2 Materialegenskaper

Utmärkande för ferrokromslagg från teknisk synpunkt är dess relativt höga styvhet (god bärighet) i en packad markkonstruktion. Materialet är något tyngre än motsvarande naturmaterial och är väl dränerande med en relativt låg kapillär stigförmåga. Det är också beständigt mot nötning. Ferrokromslagg är ett stabilt och icke vittrande material. Materialet läcker lite metaller och salter. Trots att det innehåller höga kromhalter motsvarar utlakningen den för naturliga jordmaterial. Den låga utlakningen beror på materialets mineralogiska sammansättning, som är spinell, forsterit, en glasfas, samt helt eller delvis reducerad kromit. En väl styrd tillverkningsprocess ger en likartad sammansättning trots variationer av råmaterial, vilket säkerställer materialets goda egenskaper.

Tabell 21. Exempel på fysikaliska egenskaper för ferrokromslagg

Table 21. Example of physical parameters for ferrochrome slag

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	2,4-2,6
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3	1,75-2,55
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	2,5-3,0
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$7*10^{-5} – 1*10^{-3}$
Tjälfarlighet		

14.11.3 Användningsområden

I en deponi bedöms materialet kunna användas i ujämningsskiktet och vid dräneringsskikt i bottenkonstruktioner. Med tanke på krominnehållet bör materialet undvikas ovan tätskiktet.

Den vanligaste typen av användning av ferrokromslagg är vid vägbyggnad särskilt i vägars förstärkningslager, men kan också användas i obundna bärlager i överbyggnaden. Ferrokromslaggen har en låg, men ändå påtagligt värmeisolerande förmåga vilket innebär att den kan vara fördelaktig som tjälisolerande skikt i det s.k. skyddslagret. Den risk för förorening som ferrokromslagg ger vid vägbyggnad är generellt obetydlig. Ferrokromslaggen behöver därför inte ligga över grundvattenytan men liksom för andra typer av restprodukter bör den undvikas i omedelbar närhet av vattentäkter. Ferrokromslaggens nötningsbeständighet medför att den kan användas i bitumenbundna slitlager (asfaltbeläggning) Andra användningsområden är alla typer av bärande fyllningar (dock ej s.k. lätta fyllningar).

14.12 Masugnsslagg / Hyttsand

14.12.1 Råvara/tillverkning

Råvaran till Hyttsand är masugnsslagg. Snabbkyls (granuleras) den smälta masugnsslaggen i vatten, erhålls en lätt glasig sandliknande produkt, som kallas Hyttsand. Hyttsand får genom sin glasiga (amorfa) struktur andra egenskaper jämfört med den luftsvalnade slaggen (hyttsten).

14.12.2 Materialegenskaper

Den mest intressanta egenskapen hos hyttsanden är att den har s.k. latenta bindningsegenskaper, vilket innebär att den efter malning och aktivering, t.ex. med kalk, hårdnar ungefär som vanlig cement.

Tabell 22. Exempel på fysikaliska egenskaper för hyttsand

Table 22. Example of physical parameters for blast furnace slag, "hyttsand"

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	ton/m3	1,45
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	0,9-1,1
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	
Tjälfarlighet		

Vid hantering skall damning undvikas. Damm kan irritera slemhinnor och ögon. Fina glasstickor kan tränga in i huden och orsaka irritation.

14.12.3 Användningsområden

Olika typer av utfyllnader, speciellt där lätta och starka konstruktioner behövs.

14.13 Förorenade jordar

Förorenade jordar kan variera både vad gäller kornstorlekssammansättning och föroreningsinnehåll. Det är därför inte möjligt att ge någon närmare beskrivning av hållfasthetsparametrar eller föroreningskoncentrationer. Ofta kan dock förorenade jordar användas i utjämningsskikt. Om jorden har behandlats eller om den från början haft låga föroreningskoncentrationer kan det vara möjligt att använda den även ovan tätskiktet. En förutsättning är att noggrann provtagning och analys utförts och att föroreningskällan är entydigt fastställd så att man vet att inga andra föroreningar än de som kontrollerats kan förekomma.

14.14 Slaggrus

Slaggrus är avfallsbranschens namn på förädlad bottenaska från förbränning av hushålls- och industriavfall i en rosterpanna. Det har använts i många år som väg- och anläggningsmaterial i Danmark, Nederländerna och andra europeiska länder. I Sverige har det under de senaste tio åren utförts en handfull objekt med slaggrus, till exempel i gator och parkeringsytor, huvudsakligen i Skåne.

14.14.1 Råvara/tillverkning

Årligen genereras ca en halv miljon ton bottenaska i samband med förbränning av hushålls- och industriavfall för energiproduktion i Sverige. På vissa anläggningar förädlas askan regelbundet till slaggrus. Förädlingen innebär bland annat att magnetiska partiklar i askan sorteras bort och att den lagras en viss tid utomhus. Ibland siktas finare och grövre partiklar bort.

14.14.2 Materialegenskaper

Slaggrus ser ut som gråsvart sandigt grus och har liknande fysikaliska/geotekniska egenskaper. Materialet är något lättare än grus och har dessutom bättre isolerande egenskaper på grund av sitt låga värmeledningstal.

Tabell 23. Exempel på fysikaliska parametrar för slaggrus

Table 23. Example of physical parameters for sieved bottom ash from waste incineration

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	1,4-1,8
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3	1,2-1,8
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	14-20
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader	35-38
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$10^{-7} – 10^{-5}$
Styvhetsmodul	Mpa	45-140
Glödförlust	Viktsprocent vid 550 grader	2,6-5
Tjälfarlighet		

Källa: Handbok. Slaggrus i väg och anläggningsarbeten. (Arm 2006)

Tabell 24. Exempel på totalinnehåll och lakning av miljöstörande ämnen

Table 24. Example of total content for sieved bottom ash from waste incineration

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10 (mg/kg)
Bly	180-7200		0,002-0,22
Kadmium	1,8-24		0,001-0,012
Kvicksilver			
Arsenik	5,6-76		0,011-0,10
Koppar	1100-15400		0,39-16
Zink	1480-8460		0,017-0,64
Krom	30-1100		0,005-0,78
Nickel	33-925		0,01-0,22
Klorid			
Sulfat			
Antimon	87-89		0,2-0,8

Källa: Handbok. Slaggrus i väg och anläggningsarbeten. (Arm 2006)

14.14.3 Användningsområden

De ovan nämnda egenskaperna innebär att slaggrus kan ersätta grus och sand och i vissa fall krossat berg i olika anläggningsarbeten. I deponier är slaggruset mycket väl lämpat för terrassering och för användning i utjämningsskiktet. Under förutsättning at finkornigt material siktats bort är det även lämpligt som gasdräneringsskikt. Över sluttäckningens tätskikt bör det endast användas där konstruktionen skyddar från vattengenomträngning, t ex i en vägkropp under tät beläggning.

Utanför deponier bör konstruktioner med slaggrus alltid utföras med någon typ av hårdgjord yta eller beläggning, samt över grundvattenytan med god marginal samtidigt som god avvattning av konstruktionen tillgodoses. Damning bör undvikas.

14.15 Gjuterisand

14.15.1 Råvara/tillverkning

Gjuterier använder sand bunden med olika bindemedel vid tillverkning av formar, som bildar gjutgodsets ytterkonturer, samt kärnor, som skapar håligheterna i godset. Bassanden är i huvudsak av kvarts-/fältspatstyp och utvinns till största delen kring sydvästra delarna av Vättern och Vänern, alternativt från Norge importerad olivinsand. I mindre omfattning används ren kvartssand eller importerad sand av typen kromit eller zirkon. Sandens medelkornstorlek är i storleksordningen 0.20 – 0,35 mm. Den sand som lämnar ett specifikt gjuteri är mycket enhetlig med små variationer vad gäller kornstorlek och innehåll.

Gjuterisanden kan i princip uppdelas efter typen av bindemedel som används. Två huvudkategorier finns:

- Sand bunden med bentonit
- Sand bunden med organiska eller oorganiska bindemedel, ca 1 – 3 %

Ungefär 60 – 98 % av gjuterisanden återanvänds internt hos gjuterierna. Resterande mängder som per år uppgår till ca 200 000 ton lämnar gjuteriet och ersätts med jungfrulig sand.

Hälften av gjuterisanden innehåller bentonit i halter mellan 5 – 11 % (beroende på gjuteriets formningsutrustning).

Gemensamt för i stort sett all gjuterisand är att innehållet av metallföroreningar är mycket lågt. I olivinsand förekommer nickel i mineralmatrisen och på motsvarande sätt innehåller kromitsand krom. Dessa metaller är dock mycket hårt bundna i mineralet varför de inte lakar ut.

I gjuterisand med bentonithalter över 6 % är tätheten normalt tillräckligt för att sanden skall uppfylla kraven för tätskikt på deponier. (1.) (3.) Erfarenhetsmässigt har det visat sig att gjuterisanden kan användas som den faller från gjuterierna och ges god kompaktering utan någon extra tillsats av vatten. (2.)

I vissa fall krävs någon form av befuktning för att förhindra damning.

14.15.2 Materialegenskaper

Tabell 25. Exempel på fysikaliska parametrar för gjuterisand

Table 25. Example of physical parameters for foundry sand

Parameter	Material			
	Bentonit-bunden sand	**Vattenglas-bunden sand[1]**	**Resol-esterbunden sand[2]**	**Furan-bunden sand[3]**
Torrdensitet, g/cm^3	1,53 - 1,57	1,53 - 1,59	1,52	1,55 - 1,67
Fukthalt, %	1	1	1	< 1
Packningsgrad, %	88 - 90	94 - 98	94	95 - 100
Modul, E_{vd} (MPa)	15 - 20	25 - 30	25 - 30	25 - 30
Ytlig bärighet, kPa	-	200 - 400	-	200 - 400
Maximal torrdensitet vid tung laboratorieinpackning, kg/m^3	1.74			
Torrsubstans, TS, %	99 - 100	99	99	>99
Optimal vattenkvot, %	13 - 15	10 - 15	10 - 15	10 - 15
Hydraulisk konduktivitet, m/s	10^{-11} - 10^{-8}	10^{-8} - 10^{-5}	10^{-8} - 10^{-5}	10^{-8} - 10^{-5}
Aktiv bentonithalt, %	6 - 8	0	0	0
Kapillär stighöjd, m	< 1	0,2 – 0,4	0,2 – 0,4	0,2 – 0,4
Tjälfarlighetsklass	l	ll	l	L
Friktionsvinkel, grader (torrt material)	35 - 40	30 - 35	30 - 35	30 - 35

Källa: Swerea Swe-Cast AB

Anm.

1. Sand bunden med 3 % vattenglas + esterhärdare
2. Sand bunden med ca 2,5 % resolharts + esterhärdare
3. Sand bunden med ca 1 % furfurylalkoholbaserat harts + syrahärdning

14.15.3 Användningsområden

Gjuterisand med bentonit bedöms kunna användas som tätskikt. Ytterligare inblandning av bentonit eller vatten kan behövas för att erhålla tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet. Eventuellt kan enklare form av befuktning krävas för att förhindra damning.

Gjuterisand utan bentonit bedöms kunna användas som inblandning i kompost vid jordtillverkning.(Gustafsson och Nayström 2005)

Båda typerna av gjuterisand bedöms kunna användas som fyllnadsmaterial i täckskikt.

14.15.4 Utläggning

Utläggningen är känslig för regn. Vid regn bör därför utläggningen avbrytas och exponerade ytor skyddas med pressningar eller på annat sätt. Bäst resultat har erhållits med oscillerande eller statisk packning. Vibrerande packning har däremot givit upphov till sprickbildning. Det är viktigt att utjämningsskiktet görs med tillräcklig tjocklek så att packningen kan göras mot ett så stumt underlag som möjligt.

Bentonit bör inte svälla utan mottryck. Efter utläggningen bör materialet därför så snart som möjligt täckas med minst 30cm av annat material. Om bentoniten får svälla fritt uppnås inte rätt hydraulisk konduktivitet. Dessutom kan glidytor med låg hållfasthet utbildas med risk för ras och skred i slänter som följd.

14.15.5 Miljöbedömningar

Omfattande studier finns gjorda kring gjuterisandens innehåll av eventuella föroreningar och dess lakbarhet. Användbarheten av gjuterisanderna finns även dokumenterade från fullskaliga användningar. Ytterligare material kan erhållas från Swerea SweCast AB. www.swereaswecast.se

.

14.16 Gummiklipp

14.16.1 Råvara/tillverkning

Gummiklipp består av fragmenterade däck och kan levereras i olika fraktioner.

14.16.2 Materialegenskaper

Som anläggningsmaterial är gummiklipp:

- Lätt
- Dränerande
- Tjälisolerande

Tabell 26. Exempel på fysikaliska egenskaper hos gummiklipp

Table 26. Physical properties for shredded tyres

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	ton/m3	0,45 (lös, obelastad lagring)
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader	17 -29 (blött material)
Hydraulisk konduktivitet	m/s	0,03 – 0,08
Styvhetsmodul	Mpa	
Glödförlust	Viktsprocent vid 550 grader	
Tjälfarlighet		

Källa: Westerberg och Mácsik (2001)

Tabell 27. Exempel på totalinnehåll och lakning av gummiklipp

Table 27. Chemical properties for shredded tyres

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly	<10		0,0084
Kadmium	<2		0,00008
Kvicksilver			<0,00002
Arsenik	<10		0,0022
Koppar	32		0,0057
Barium			
Zink	174		1,31
Krom	<2		0,003
Nickel	<2		0,004

Källa: Westerberg och Mácsik (2001)

Mera detaljerade uppgifter om innehåll och lakning har beskrivits av Westerberg och Mácsik (2000) Nämnas kan att innehållet av 16 cancerogena PAH uppgick till 24 mg/kg TS och innehållet av övriga PAH uppgick till 38 mg/kg TS, vilket är över gränsen för känslig markanvändning men under gränsen för icke känslig markanvändning enligt naturvårdsverket.

14.16.3 Användningsområden

I deponier har gummiklipp ofta använts vid provisoriska vägar, speciellt som transportvägar för kompaktorer. Det har också använts för uppsamling av deponigas i gasdräner. Det har också använts som dränerande material vid täckningar. Gummi är ett nedbrytbart material och detta måste beaktas både när det gäller en konstruktions beständighet och de problem med sättningar som kan uppstå på lång sikt när materialet bryts ned. Eftersom bständigheten inte är väsentlig vid bottentätningar bedöms gummiklipp väl lämpat som dräneringslager i en bottenkonstruktion.

Gummiklipp har använts sedan 1970-talet som ett anläggningsmaterial, främst i Nordamerika, som lättfyllnads- och dräneringsmaterial i olika tillämpningar med goda erfarenheter. Materialet är välundersökt i laboratoriestudier och vid uppföljning av fältobjekt och anläggningserfarenheterna är goda.

Gummiklipp används som funktionellt lager (dränering och/eller tjälisolering) eller som fyllnadsmaterial (främst lättfyllnads- och motfyllnadsmaterial). Inom hästsportsanläggningar har de elastiska egenskaperna utnyttjats för att minska belastningen på hästarnas leder.

I Sverige har materialet använts som lättfyllnads- och tjälisoleringsmaterial i vägar och körplaner och i ridbanor (paddockar). I norden har även gummiklipp använts i travbanor och som lättfyllnadsmaterial i bullervallar.

Ur anläggningsperspektiv är gummiklipp lätt att använda. Konventionella maskiner kan användas för alla konstruktionsmoment. Banddrivna fordon är dock att föredra vid utläggning. Materialet kan användas året om utan särskilda åtgärder eftersom det inte tjälar ihop.

Ur miljösynpunkt är användning av gummiklipp fördelaktigt ur ett miljösystemanalysperspektiv jämfört med de konventionella material som gummiklipp ersätter. Om EUs deponeringskriterier för klassificering av avfall används är gummiklipps lakningsegenskaper att betrakta som inerta. Uppföljning av konstruktioner med gummiklipp visar också att lakningen från gummiklipp är försumbar. (Westerberg och Mácsik 2001).

14.16.4 Övrigt

Vid användning av gummiklipp i deponier bör man beakta brandrisken.

14.17 Sammansatta obundna material

Sammansatta obundna material, SAM, är ett koncept för frågor kring materialegenskaper och logistik, när avfall skall utnyttjas som anläggningsprodukt. Grundlösningen är densamma för alla materialslag. Efter bearbetning går restprodukten vidare som råvara till produktion av konventionella anläggningsprodukter inom den ordinarie ballastindustrin.

14.17.1 Råvara/tillverkning

Konceptet bygger på att restprodukter först undersöks och bearbetas till komponenter innan de går vidare i tillverkningsprocessen. Beskrivningen inriktas på fyra grupper av restprodukter:

- Returasfalt
- Returbetong (t. ex. krossad betong)
- Metallslagger (t. ex. hyttsten)
- Energiaskor (t. ex. slaggrus).

Materialen bereds och förvaras efter förutsättningarna, antingen på anordnade mellanlager eller på platser där materialen uppstår. Efter behövlig mognadstid och frånskiljning av material för annan hantering krossas återstoden till önskad gradering. Därefter samkrossas eller blandas komponenten med berg, vilket kan ske på platser där konventionella ballastprodukter tillverkas.

14.17.2 Materialegenskaper

Sammansatta material är tänkta för samma funktioner som konventionella obundna material. SAM är namnet på kvalitetssäkringen som garanterar fullgoda egenskaper. Bonusmöjligheter finns om tillskotten anpassas så att komponenternas inneboende egenskaper kommer till sin rätt, t ex naturlig gradering, partikelhårdhet eller sammanhållande förmåga.

14.17.3 Användningsområden

På deponier kan användningsområdena för sammansatta material variera beroende på materialegenskaper och föroreningsinnehåll. Främst bedöms sammansatta material komma till användning vid vägkonstruktioner och utbyggnad av uppställnings- och sorteringsytor. Beskrivningar av användning har genomförts av bland andra Tyllgren (2006 och 2008).

SAM-produkterna, kan användas i alla överbyggnadsfunktioner för obundna material, från bärlager och nedåt i väg- och anläggningskonstruktioner utan några tekniska restriktioner. Konventionell bergkross och SAM-produkter är sinsemellan utbytbara.

Figur 21. SYSAVs sorteringsanläggning för bottenaska på Spillepeng i Malmö.

Figure 21. Sorting equipment at the Spillepeng landfill.

14.18 Flygaskestabiliserat avloppsslam, FSA

Flygaska uppkommer vid förbränning av bland annat träbränsle (Bioaska). Med avloppsslam avses här rötat slam som uppkommer vid avloppsreningsverk. Avloppsslammet har låg hydraulisk konduktivitet men dålig hållfasthet. Flygaskan har normalt god bärighet men för hög hydraulisk konduktivitet. Genom att blanda de båda materialen kan både tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet och tillräckligt god hållfasthet erhållas för att blandningen skall kunna utnyttjas som tätskikt. Om inblandningen av flygaska är för hög blir materialet inte tillräckligt tätt. Materialet kan då istället användas i skyddsskiktet. Produktionen av bioaska uppgår till ca 300 000 ton per år och produktionen av avlopsslam uppgår till omkring 240 000 ton. Bioaskan produceras i huvudsak under den kalla årstiden. Flera rapporter har skrivits om FSA, band annat Mácsik et al. (2006), Carling et al. (2006), Mácsik et al. (2007 a och b) och Ländell (2009).

14.18.1 Råvara/tillverkning

Tillverkning av FSA sker med blandningsförhållande som utvärderas och bedöms i laboratorieförsök. Exempel på TS hos flygaska är 10 – 100 % och hos avloppsslam 24 – 33 %. Andelen avloppsslam och flygaska i FSA-blandningen bör ligga mellan 40 – 60 %. Samtliga värden är materialspecifika, dvs. ändras från fall till fall och skall bestämmas utifrån utförda laboratorieförsök.

Blandning kan ske med skopblandare, exempelvis Alu-skopa. Materialen vägs in skopvis. Tre till fyra blandningar bedöms behövas. Blandningskvaliteten bedöms bli god. Metoden är driftsäker och bedöms ha en kapacitet av 100 – 130 ton/dag.

Blandning kan också göras med tvångsblandare vilken har en bedömd kapacitet på 100 – 300 ton/dag. Respektive material vägs in kontinuerligt vid inmatning från respektive behållare. Grävare med skopa behövs för inmatning. Skopblandare kan användas för att förblanda slam och aska för att minska risken för igensättningar i utrustningen.

Ett annat alternativ är att använda skopblandare och stjärnsikt (bedömd kapacitet 150 – 180 ton/dag). Eventuellt kan även trumsikt användas. Blandningen bedöms då behöva köras minst två gånger genom sikten.

För att blandningen skall bli beständig är det viktigt att askan har ett högt pH-värde.

14.18.2 Materialegenskaper

Den hydrauliska konduktiviteten bedöms ligga mellan 10^{-10} – 10^{-9} m/s vilket är tillräckligt tätt för att kravet på en maximal genomströmning av 50 liter per kvadratmeter och år. Hållfastheten kan vara låg i ett initialskede, ned till ca 5 kPa har uppmätts. Efterhand som askan hädar och komprimering sker ökar hållfastheten. Efter 30 dygn har 19 – 25 kPa uppmätts. Blandningens höga pH-värde och höga halter av klorider medför att eventuell biologisk nedbrytning av materialet går mycket långsamt Under förutsättning att materialet används i tillräckligt tjocka konstruktioner (> 0,5 m) bedöms FSA ha en beständighet av samma storleksordning som syntetiska geomembran.

Utlaknigen, i första hand av kväve, fosfor och klorider kommer att ske som ytutlakning. Utlakningan kan under ett inledningsskede vara hög och det kan vara lämpligt att samla upp det avrinnande vattnet. Efter några år bedöms dock utlakningen inte utgöra några stora problem.

Tabell 28. Exempel på fysikaliska parametrar för FSA

Table 28. Example of physical parameters for FSA

		Färsk	Efter 30 dgr
Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3		
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3		
Torrsubstanshalt, TS	%		
Optimal vattenkvot	%	1,2	1,2
Porositet	%		
Skjuvhållfasthet	kPa	4-18	19-25
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$10^{-10} – 10^{-9}$	
Tjälfarlighet			

14.18.3 Användningsområden

FSA bedöms främst komma till användning som tätskikt. Hållfastheten är trots tillsatsen av flygaska begränsad och FSA rekommenderas till ytor flackare än 1:5. Erfarenheterna av utlakning är ännu begränsad. FSA bedöms dock kunna användas utan problem som undre tätande skikt i en komposittätning. En sådan komposittätning ger en utomordentligt tät och säker konstruktion.

FSA kan också tillverkas med en högre andel flygaska. Då uppfylls sannolikt inte kravet på täthet. En sådan blandning kan användas som utjämningsskikt.

14.18.4 Utläggning av FSA

Skikt av FSA tål inte överfart av maskiner. Avfallet läggs ut och packas lätt med grävmaskin. Med tiden kommer skiktet att packat av egenvikten av ovanför liggande skyddsskikt varvid materialet komprimeras och tätheten ökar. Det är viktigt att man vid utläggningen kompenserar för komprimeringen. Skiktets tjocklek efter komprimering bör uppgå till minst 0,5 m.

Vid blandning och utläggning avgår ammoniak. Luktproblem kan uppstå främst vid fuktig väderlek.

Damning kan uppstå vid hantering av flygaskan.

14.19 Flygaskestabiliserat grönlutslam, FSG

Grönlutslam uppkommer vid tillverkning av pappersmassa. Grönlutslammet har relativt låg hydraulisk konduktivitet men också låg hållfasthet. Hållfastheten kan ökas genom inblandning av flygaska.

14.19.1 Råvara tillverkning

Vid tillverkning är det viktigt att hitta rätt TS-halter och rätt inblandad mängd flygaska. Blandningsförhållandena är ungefär 30 - 40 % flygaska, 60 - 70 % grönlutslam. Den flygaska som testats måste vara färsk vid blandningen. Eventuellt kan en mindre mängd lagrad flygaska ingå om andelen färsk flygaska är tillräckligt stor. Helst bör askan transporteras torr i silo/bulk. Om den skall vattenbeljutas bör detta ske mindre än 2 – 4 timmar innan blandning. Blandningen bör sedan lagras övertäckt, sannolikt 2 – 5 veckor. Vid kortare lagringstid finns risk för att tillräcklig hållfasthet inte uppnås. Vid för lång lagringstid finns risk att materialet klumpar ihop och smular sig vilket ger för hög hydraulisk konduktivitet

14.19.2 Materialegenskaper

Den hydrauliska konduktiviteten i laboratorium har uppmätts till som bäst $2* 10^{-9}$ m/s vilket innebär att dräneringen ovanför tätskiktet måste vara väl fungerande om ett flöde genom tätskiktet mindre än 50 liter per kvadratmeter och år skall klaras. Å andra sidan finns möjligheten att tätheten i fält och när blandningen härdat längre tid kan förbättras.

Materialet har inte testats med avseende på egenskaper vid frysning och tining.

Tabell 29. Exempel på fysikaliska parametrar för flygaskestabilisertr grönlutslam (FSG).

Table 29. Example of physical parameters for green liquor sludge stabilised with fly ash (FSG)

		Färsk	Efter 28 dagar
Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3		
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3		
Torrsubstanshalt, TS	%		
Optimal vattenkvot	%		
Porositet	%		
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	6-24 kPa	23-80 kPa
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$6*10^{-9} – 3*10^{-8}$	$2*10^{-9} – 1*10^{-8}$
Tjälfarlighet			

14.19.3 Användningsområden

FSG bedöms främst komma till användning som tätskikt eller del av tätskikt. Erfarenheterna av genomströmning och utlakning är ännu begränsad. FSG bedöms dock utan problem användas som undre tätande skikt i en komposittätning. En sådan komposittätning ger en utomordentligt tät och säker konstruktion.

FSG bedöms också kunna användas som utjämningsskikt.

14.19.4 Utläggning av FSG

Det är viktigt att blandningsförhållandena kontrolleras noga och att materialet får ligga och börja härda innan det läggs ut. Erfarenheterna av packning i fält är begränsade. Materialet bedöms behöva packas flera gånger med skopan när det läggs ut. Överfarter med maskiner bör inte ske förrän skyddsskiktet lagts på.

14.20 Slam från kommunal avloppsrening

14.20.1 Råvara/tillverkning

Sverige har strax över 2000 kommunala avloppsreningsverk. De behandlar hushållsspillvatten och motsvarande vatten, samt varierande volym dag- och dränvatten.

Sverige har idag långtgående villkor för utsläpp av avloppsvatten. Villkoren uttrycks vanligtvis som gränsvärden för koncentrationer i det behandlade avloppsvattnet. Typiska gränsvärden uttryckta i mg per liter vatten är: För organiskt material (BOD7) 10-15 mg/l, fosfor 0,3-0,5 mg P/l och för kväve 10-15 mg N/l.

Avloppsreningsverken producerar omkring 240 000 ton slam (torrsubstans) årligen. Slammet innehåller cirka 7 000 ton fosfor, som skulle kunna användas som gödningsmedel på jordbruksmark och ersätta en del av den handelsgödselfosfor som används idag.

14.20.2 Materialegenskaper.

Slam från avloppsreningsverk har låg hållfasthet. Slammet är rikt på kväve och fosfor. Det innehåller därutöver föroreningar i form av bland annat metaller. På grund av risk för övergödning och på grund av föroreningsinnehållet finns bestämmelser för hur mycket slam som får spridas på åkermark. Det finns också gränsvärden för föroreningsinnehållet.

Lakningen från skikt eller andra konstruktioner som innehåller en stor andel slam är mindre väl känd. Undersökningar visar att utlakningen i ett inledningsskede kan bli mycket hög men att den avtar med tiden.

14.20.3 Användningsområden

Enligt uppställda miljömål bör fosforn från slammet i första hand användas för gödsling av åkermark. Föroreningar i slammet medför dock allt slam inte kan återföras till jordbruket.

På grund av slammets låga hållfasthet används inte slam utan inblandning av andra material i konstruktioner Slammet kan användas tillsammans med flygaska i tätskikt, tillsammans med andra material i skyddsskiktet eller vid tillverkning av jord för vegetationsskikt

Erfarenheterna av utlakning ur skikt av materialblandningar med slam från avloppsreningsverk är ännu relativt begränsad, men flera fullskaleförsök har genomförts ibland annat Gävle, Eskilstuna och Stockholm. Dessa material bedöms dock utan problem kunna användas som komponent under tätande skikt i en komposittätning. En sådan komposittätning ger en mycket tät och säker konstruktion.

Om slammet skall blandas in i skyddsskiktet måste det först stabiliseras genom noggrann kompostering. Vid stabiliseringen bryts organiskt material ned. Närsalter och metaller binds fastare till organiskt material och partiklar Ännu så länge finns det begränsade erfarenheter av inblandning av slam och andra organiska material i skyddsskiktet. Enligt Naturvårdsverkets handbok 2004:2 bör därför inte material som innehåller betydande mängder närsalter eller organiska föroreningar blandas in med mer än 40 viktsprocent.

14.21 Stenmjöl (0-2 mm)

Stenmjöl uppkommer som en rest vid krossning av berg. Materialet omfattar normalt kornstorlekar mellan 0 och 2 mm.

14.21.1 Materialegenskaper

Tabell 30. Exempel på fysikaliska parametrar för stenmjöl

Table 30. Example of physical parameters for quarry dust

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	1,8-2,0
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3	
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	6-10
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader eller kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	$3*10^{-7} – 6*10^{-7}$
Tjälfarlighet		ja

Tabell 31. Exempel på kemiska parametrar för stenmjöl (Stenungsund)

Table 31. Example of chemical parameters for quarry dust (Stenungsund)

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly	18		0,0012
Kadmium	1		0,0005
Kvicksilver	0,02		0,001
Arsenik	20		0,0032
Koppar	5		0,012
Zink	57		
Krom	8		0,04
Nickel			0,015
Klorid			6,8
Sulfat			
Antimon			0,0009
Vanadin			0,0083

14.21.2 Användningsområden

Stenmjöl lämpar sig väl som skyddsskikt i anslutning till geomembran. Det kan också användas som materialseparerande skikt.

Stenmjöl blir med tillsats av bentonit mycket tätt. 4 till 8 % tillsats kan behövas.

Stenmjöl är ingen enhetlig produkt. Den varierar från anläggning till anläggning beroende bland annat på bergart och maskinell utrustning. Det är därför viktigt att kontrollera att materialet inte förändras efter det att man bestämt bentonittillsats och packningsförhållanden. Om materialet förändras måste nya laboratorieförsök utföras.

15 Referenser

Adler, Peter; Haglund, Jan-Erik; Sjöblom, Rolf, (2004) 2004. Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt Avfallsförordningen, Värmeforsk Askprogrammet, rapport 886, även Avfall Sverige rapport 05:01.

ALLASKA, Databas inom VÄRMEFORSKs delprogram Miljöriktig användning av askor, http://www.askprogrammet.com/BakgrundALLASKA.shtm

Arm, Maria (2006) Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten. Handbok. SGI Information 18:5.

Berg, Thomas och Mann, Håkan. (2006), Glasprodukt 0-10 mm. Kvalitetsspecifikation – lakning enligt NFS 2004:10. Svensk Glasåtervinning 2006-05-02.

Bjurström, Henrik; Ilskog Elisabeth; Berg Magnus, (2003). Askor från biobränslen och blandbränslen – Mängder och lvalitet. Statens energimyndighet ER 10:2003.

Carling Maria; Märta Ländell, Håkansson Karsten; Myrhede Elke, (2006). Täckning av deponier med aska och slam – erfarenheter från tre fältförsök. Svenskt Vatten Utveckling/VA-Forsk rapport 2006-08

Carling, M; Håkansson, K; Mácsik, J; Mossakowska, A; Rogbeck Y, 2007. Flygaskestabiliserat avlopsslam (FSA) som tätskikt vid sluttäckning av deponier. svenskt Vatten Utveckling rapport Nr 2007-10

Carlsson, Bo; Nilsson, Göran; Rogbeck, Yvonne, Rogbeck, Jan; Rosén, Bengt; Sundvall, Ola, (1999), Tätskikt i mark, Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer, SGF rapport 1:99

Elert, Mark; Söderberg, Sara; Jones, Celia. (2007), Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Avfall Sverige Rapport 2007:01

Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/12/EG om avfall

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område

Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG om avfall och upphävande av vissa direktiv

Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den 18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach)

EU, Rådets direktiv 1999/31/EG om deponering av avfall

EU, Rådets beslut om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid deponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG

Gotthardsson, Ulf: Täthet i bentonitbunden överskottssand. Gjuteriföreningsskrift Nr. 980217

Gustafsson, Malin; Wiberg, Karolina (1998). Geoteknisk och miljöteknisk karaktärisering av restprodukter från pappers- och massaindustrin. Användning inom mark- och anläggningsområdet. Institutionen för geoteknik, Chalmers tekniska högskola, Examensarbete 1998:7.

Gustafsson, Ingela; Nayström, Peter. Kaskad - Kaskadrecirkulering av restprodukter genom kompostering, Slutrapport. Svenska Gjuteriföreningens Service AB 2005.

Hargelius, Kristina, Ramböll Sverige AB. Personlig kommunikation.

Hedenstedt, Anders; Rihm, Thomas (2004), Avfallsanläggningar med deponering, statistik 2003, RVF Rapport 2004:13

Johansson, Stig (2000) Grönlutslam som tätskikt, Institutionen för Väg och Vattenbyggnad, avdelning Geoteknik, 2000:280 CIV.

Kempi, Mikael, Atleverket, Örebro 2007. Personlig kommunikation

KIFS 2005:7, Kemikalieinspektionens föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter.

Ländell Märta; Carling Maria; Håkansson Karsten; Myrhede Elke; Svensson Bo, (2009). Uppföljning av provytor med tätskikt av FSA, Gärstad deponi och Sofielunds deponi. Svenskt Vatten Utveckling rapport 2009-2

Mácsik Josef; Maurice Christian; Mossakowska Agnes; Eklund Caroline, (2006). Pilotförsök med flygaskestabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt. Svenskt Vatten Utveckling/VA-Forsk rapport 2006-07

Mácsik Josef; Maurice Christian; Mossakowska Agnes; Eklund Caroline; Erlandsson Åsa, (2007a). Uppföljning – Kontroll av tätskiktskonstruktionen på Dragamossens deponi. Svenskt Vatten Utveckling rapport 2007-09

Mácsik Josef; Carling Maria; Håkansson Karsten; Rogbeck Yvonne; Mossakowska Agnes, (2007b). Flygsakstabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskicktsmaterial vid sluttäckning av deponier – en vägledning. Svenskt Vatten Utveckling 2007-10

Mikaelsson, Helen; Christiansen, Jessica, (2004), Vägledning. Klassificering av farligt avfall, RVF Utveckling rapport 2004:07

MinBas (2005) Materialdatabas deponier, pilotversion 2005-05-02. MinBas projekt 2,1, delprojekt 2,13. Deponier

Munde, Hanna; Svedberg, Bo; Macsik, Josef; Maijala, Aino; Lahtinen, Pentti; Ekdahl, Peter; Néren, Jens. Flygaska i mark- och vägbyggnad. Grusvägar. Handbok. (2006) SGI Information 18:4

Naturvårdsverket 1996: Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning Efterbehandling och sanering. Naturvårdsverket rapport 4638.

Naturvårdsverket 1997, Bakgrundshalter i mark, Naturvårdsverket rapport 4640.

Naturvårdsverket 1999, Metodik för inventering av förorenade områden, Naturvårdsverket rapport 4918.

Naturvårdsverket 2004: Handbok med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)

Naturvårdsverket 2007a: Riktvärden för förorenad mark, Remissversion 2007-10-19.

Naturvårdsverket 2007b: Handbok 2007:1 med allmänna råd till Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (2004:10)

Naturvårdsverket 2007c: Handbok 2007:xx med Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Utkast.

Naturvårdsverket 2008: Tabell över generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverkets webbplats, www.naturvardsverket.se

NFS 2004:10: Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Nordbäck, Johan; Wahlström, Margareta och Jensen, Dorthe, (2004), Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord. Varia 545, SGI.

Persson, Per-Erik, VAFAB, Personlig kommunikation

Rogbeck, Jan; Bengtsson, Per-Evert; Larsson, Rolf; Rogbeck, Yvonne; Westberg, Gunnar, (2007), Deponiers stabilitet. Vägledning för beräkning. SGI Information 19, 2007

RVF 2001. Försök med tätning och täckning av avfallsupplag genom användning av fiberslam, gjuterisand, slaggranulat och slaggrus. RVF Utveckling Rapport 01:7,

SFS 1998:899 Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd

SFS 1998:901 Förordning om verksamhetsutövares egenkontroll

SFS 1999:673 Lag om skatt på avfall

SFS 2001:512 Förordningen om deponering av avfall

SFS 2001:1063 Avfallsförordningen

Stenmark, Åsa; Sundqvist, Jan Olov, (2006), Användning av täta oorganiska restprodukter som tätskikt i deponier. IVL rapport B1665.

Tham, Gustav; Andreas, Lale (2008). Utvärdering av fullskaleanvändning av askor och andra restprodukter vid sluttäckning av Tveta Återvinningsanläggning, Värmeforsk rapport 1064.

Thuresson, Anna; Veibäck, Frida (2005), Utlakning från sluttäckning av avfallsupplag där aska, komposterat slam och schaktmassor utnyttjats i konstruktionen. RVF Utvecklingssatsning Deponering rapport nr 1:2005.

Travar, Igor (2006), Environmental Impact of Ashes Used i a Landfill Cover Construktion. Licentiate Thesis, Luleå University of Thecnology, Department of Civil engineering, Division of Waste Science and Thecnology.

Tyllgren, Per (2006). Sammansatta obundna material för väg- och anläggningsbyggande. Teknisk beskrivning. SBUF 11496/11675

Tyllgren, Per (2008). Slaggrus för sammansatta obundna material i väg- och anläggningsbyggande. Handbok. Värmeforsk 1054/Avfall Sverige 2008:06

Vinnova 2003. Inledande laboratorieförsök AIS 32. Vinnova 2003-03-14

Vägverket (1999). Användning av restprodukter i vägbyggnad. Publ. 1999:161, Vägverket, Borlänge

Vägverket, (2004), Krossad betong i vägkonstruktioner, VV Publ 2004:11 (som utgör ett tillägg till ATB VÄG).

Vägverket 2005. Luftkyld masugnsslagg – hyttsten – i vägkonstruktioner**.** Publ 2005:39

Vägverket 2007. Alternativa material i väg- och järnvägsbyggnad. VV Publ 2007:110. Vägverket. Borlänge

Westerberg, Bo; Mácsik, Josef (2001) Laboratorieprovning av gummiklipps miljögeotekniska egenskaper. Luleå Tekniska Universitet, Institutionen för väg-och vattenbyggnad, Avdelningen för Geoteknik, Teknisk rapport 2001:2.

Bilagor

A Mall för materialfaktablad

Materialets namn

Råvara/tillverkning
En kort beskrivning hur materialet uppkommer eller tillverkas. Tillgängliga volymer eller produktionskapacitet

Materialegenskaper
Allmänna egenskaper som färg, lukt, konsistens mm
Kortfattad karakteristik samt tabell med materialvärden:

Tabell 32. Exempel på tabell för materialvärden

Table 32. Example of table for physical properties

Maximal torrdensitet vid tung laboratoriestampning	kg/m3	
Skrymdensitet (spann vid olika packning och med normal vattenhalt	Kg/m3	
Dimensionerande skrymdensitet	Kg/m3	
Torrsubstanshalt, TS	%	
Optimal vattenkvot	%	
Porositet	%	
Skjuvhållfasthet	Grader/kPa	
Hydraulisk konduktivitet	m/s	
Tjälfarlighet		

Tabellen kan i förekommande fall kompletteras med kornkurvor.

Tabell 33. Exempel på tabell för totalinnehåll och lakningsegenskaper (Relevanta ämnen som anges i NFS 2004:10 samt övriga ämnen vid behov)

Table 33. Example of table for total content and leaching properties (Relevant substances according to Swedish EPA, NFS 2004:10)

Ämne	Totalinnehåll (mg/kg)	C_0, Utlakning vid L/S=0,1	Utlakning vid L/S=10
Bly			
Kadmium			
Kvicksilver			
Arsenik			
Koppar			
Barium			
Zink			
Krom			
Nickel			
Klorid			
Sulfat			
Molybden			
Antimon			
Selen			
Fluorid			
DOC			
Torrsubstans för lösta ämnen			
Totalkväve			
Ammoniumkväve			

Lämplig användning
Typ av konstruktion, typ av skikt.

Handhavande

Lagring
Lämpliga transportfordon
Maskiner för utläggning
Packning

Kvalitetskontroll
Parametrar
Utrustning

Kort redogörelse för hur materialet kvalitetssäkrats och var ytterligare information finns tillgänglig.

B Exempel, Tveta Återvinning, Södertälje

B.1 Allmänt

Sluttäckning av ask- och hushållsdeponin på Tveta Återvinningsanläggning omfattar 5,5hektar. Fyra ha utgörs av provytor försedda med lysimetrar med noggrann kontroll. Dessutom har ett 1,5 ha stort område av en askdeponi sluttäckts. Totalt har ca 200 000 ton material omsatts, varav 70 % utgörs av askor, 20 % slam och 10 % kompost.

Den principiella utformningen framgår av nedanstående figur.

Figur 22. Principiell utformning av täckning vid Tveta avfallsanläggning

Figure 22. Capping construction at Tveta landfill site.

Flera typer av ytor har prövats:

- yta med reaktiv flygaska
- yta med blandad flyg- och bottenaska (med och utan bentonit)
- åldrad bottenaska med tillsats av bentonit
- kombination av ovan med två-skiktslager

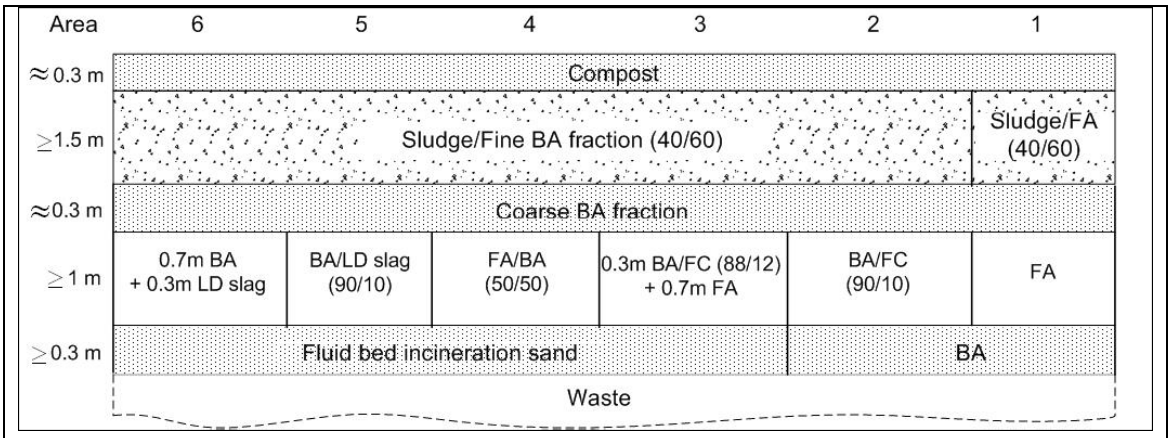
- yta med aska – slam
- yta med aska – andra slaggprodukter

B.2 Råvaror

Flygaskan utgörs av aska från avfallsbaserade bränslen
Bottenaskan är en biobaserad aska från samförbränning
Avlopsslam kommer frånavloppsreningsverket i Södertälje.
Slaggprodukter,LD-Slagg

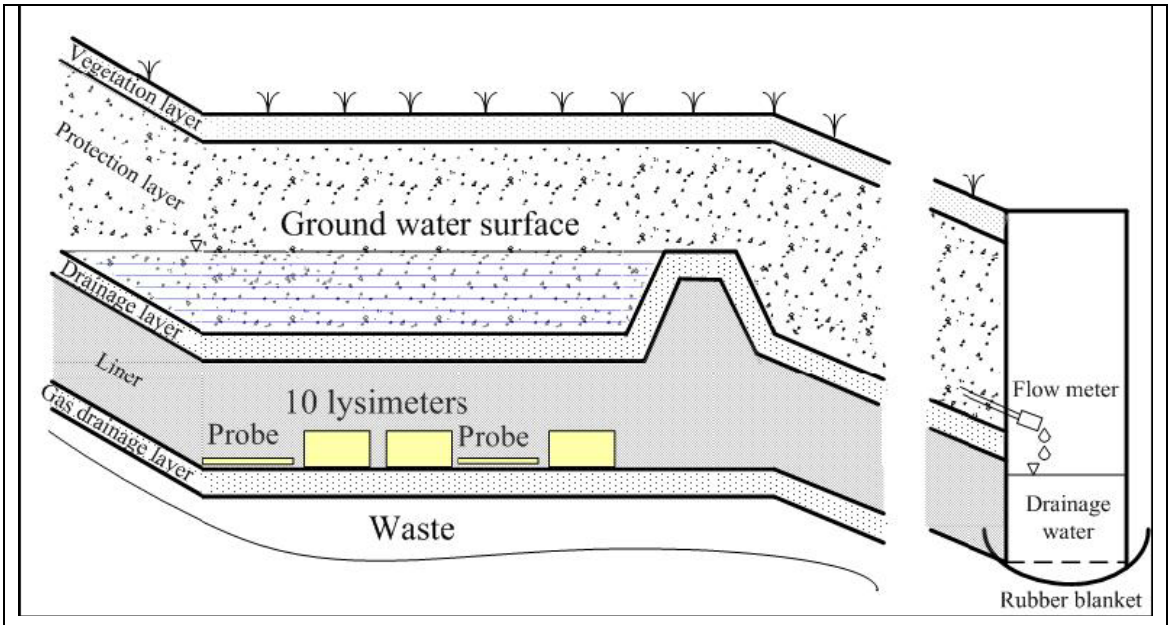
B.3 Konstruktion

Testytorna har utformats enligt följande



Figur 23. Testytornas utformning. BA=bottenaska, FA=flygaska, FC Friedland lera (Travar 2006)

Figure 23. Design of the landfill cover test area at the Tveta landfill. BA = Bottom ash; FA = Fly ash; FC = Friedland clay. (Travar 2006)



Figur 24. Sektion genom platå i täckningen. (Travar 2006).

Figure 24. Cross section of the landfill cover at the plateau of the slope. (Travar 2006)

Utformning Dimensionering

Sluttäckningen omfattar fyra hektar på en avslutad hushållsdeponi uppdelad på sex ytor med olika materialsammansättningar och ett hektar på en delvis avslutad askdeponi.

Materialen är först testade i lab-skala dels har askornas kornstorleksfördelning undersökts genom siktning och dels har laktester utförts i syfte att få fram material som inte genererar nytt lakvatten. Undersökningarna har gjorts dels som enskilda material och dels som blandningar.

Askorna kan användas dels som enskilt som ren flygaska men också i blandningar såväl färska som gamla askor. Funktionskravet kan uppnås med att reaktivera äldre askor. På en yta har även en Ca-bentonit blandats in.

Underst läggs ett avjämningskikt som också syftar till att avleda gaser. Cirka 1-1,5 meter ner i avfallet ligger ett gasinsamlingssystem bestående av horisontella dräner. En geotextilduk läggs ovanpå innan tätskiktet läggs ut. Det består av två skikt, ett undre med reaktiv flygaska och ett övre med en blandning av flyg- och bottenaska. Syftet är att en sand-wichkonstruktion lättare kompenserar för sättningar och återläks.

B.4 Tillstånd

Tillstånd för nyttjandet av askor i sluttäckningen har lämnats av miljödomstolen och miljööverdomstolen 2000 respektive 2002.

B.5 Utförande

Tätskiktet packas med vibrerande vält. Volymviktsbestämningar görs med ett prov per 1000 m2. Inga tillsatser av vatten görs utan askan håller en tillräcklig god fuktighet för att packningen ska fungera.

Ovanpå tätskiktet läggs ett dräneringslager med syfte att avleda så mycket regnvatten som möjligt. Materialet består av upparbetad slagg från sam- eller avfallsförbränning. Slaggen renas från metaller och oförbränt och siktas i två fraktioner. Den grova fraktionen läggs som dräneringsskikt och täcks med en geotextil. Materialet packas ej.

Skyddsskiktet består av bl. a. finfraktionen från den siktade slaggen och blandas med avvattnat, rötat slam. Den organiska andelen i skyddsskiktet överskrider ej 30 % varvid skiktet får en permeabilitet av högst 10-5 m/s. Skiktet får då en optimal fukthållande funktion som gynnar växtlighet och bidrar till så stor avdunstning som möjligt. Skiktets tjocklek är ca 1,5 meter för att hindra frost att nå ner till tätskiktet. Ovanpå skyddsskiktet läggs ett tunt lager kompostgjord eller renade jordmassor.

Hittills har drygt 200 000 ton material används för sluttäckning på detta vis och består uteslutande av upparbetade restprodukter så när som på geotextildukar för att särskilja materialen.

För att följa upp att funktionskravet uppnås ligger lysimeterar i den undre delen av tätskiktet. Här loggas fukthalt, vattenmängder, temperatur, gaser och sättningar. Sluttäckningsskikten är så uppbyggda att av den totala årsnederbörden når 25 % av nederbörden dräneringsskiktet ovan tätskiktet och avleds som dränvatten till en uppsamlingsbrunn för kontroll innan vattnet går ut till närliggande recipient.

B.6 Erfarenheter

- Askor uppvisar goda långtidsegenskaper genom att bilda monolitisk struktur och olika metamorfoser bl.a. omvandling till lermineral
- God tillgång på askor, ca 1 Mton askor produceras per år i landet
- Såväl gamla som färska askor kan användas (reaktivering) och bestäms av pH-värdet
- Användning av konventionell entreprenadutrustning
- Lätt att reparera skikten om stora sättningar uppstår
- Utläggning av skikten kan begränsas till torra perioder
- Prövningstillstånd för användning av restprodukter är tidsödande p g a dålig kunskap om materialens fördelar
- Svårt att på kort sikt visa att funktionskravet blir uppfyllt.
- Luktproblem uppstår i samband med utläggning och blandning av rötat slam

Tabell 34. Hydraulisk konduktivitet i tätskikt

Table 34. Hydraulic conductivity in the sealing liner

Provyta	1	2	3	4	6
Mätperiod	04-03-07-11	04-03-07-11	05-09-07-11	05-09-07-11	05-09-07-11
K (l/m^2*år)	22	2,6	2,0	7,7	1104

Vid Tveta har mätningar gjorts på kvaliteten på det vatten som perkolerat genom skydsskiktet och avbördas via dräneringslagren. Eftersom det finns få sådana mätningar redovisas dessa nedan.

Tabell 35. Koncentrationer av ämnen i vatten från dräneringsskiktet. (mg/l)

Table 35. Concentrations of substances in the water from the drainage layer (mg/l)

Provyta	1	2	4
pH	7,5	7,8	7,1
N-tot	410	790	450
NH_4-N	190	3,4	150
TOC	120	350	320
Cl	8300	1600	8200
S	560	1800	
As	0,024	0,085	0,047
Ba	0,140	0,193	0,120
Cd	0,0013	0,0063	0,0082
Cr-tot	0,0071	0,017	0,028
Cu	0,51	4,4	2,3
Hg	0,000081	0,00017	0,00024
Mo	0,210	2,3	0,320
Ni	0,320	0,300	0,400
Pb	0,011	0,150	0,071
Sb	0,035	0,100	0,074
Se	0,330	0,730	0,350
Zn	1,46	5,56	2,8

En noggrann beskrivning av olika konstruktioner vid Tveta har gjorts av Tham, och Lale (2008).

C Exempel, Kikåstippen, Mölndal

C.1 Allmänt

Mölndals stad håller på att sluttäcka Kikås avfallsdeponi. Som tätskikt använder man både alternativa material och lera beroende på tillgång. Totalt skall drygt 30 ha skall sluttäckas fram till 2018.

C.2 Material

Tidigare har en blandning av fiberslam från Klippan Papper AB och flygaska Använts. För närvarande används en blandning av Grönlutslam och flygaska.

Flygaskan kommer från värmeverket i Mölndal där man främst eldar torv. För blandningen används färsk aska som är befuktad. TS-halten är omkring 85 %.

Grönlutslammet kommer från Södra Cell, Värö Bruk AB och har en TS-halt som varierar mellan 48 – 62 %.

C.3 Tillverkning/förberedelser

Täckning med aska och grönlutslam sker under vinterhalvåret då färsk aska kan erhållas från Mölndal Energi. Blandningen utförs med hjälp av en hjullastare och kompostblandare av typen Ducker med tre skruvar. Blandningsförhållandet är ca 30% flygaska och 70% grönlutslam.

Tillstånd finns idag för sluttäckning av halva den yta som skall täckas, dvs. ca 15 hektar. För säkerhets skull skall även bentonitmatta användas för att säkerställa att genomströmningen blir mindre än 50 mm per år.

C.4 Erfarenheter

För bästa resultat bör inte askan lagras längre än 2 – 4 timmar efter det att den vattenbegjutits. Bäst är om askan kan lagras torrt i bulk/silo. Vid längre lagringstid bildas korn i askan som ökar den hydrauliska konduktiviteten. TS-halten i askan bör överstiga 85 %.

Grönlutslammet bör ha en TS-halt på 48 – 55 % för att härdningsprocessen skall bli tillräckligt stor och kravet på skjuvhållfasthet kunna uppfyllas men får inte vara högre för att inte materialet skall bli sprött.

Laboratorietester visar att materialets skjuvhållfasthet ökar från 6 – 24 kPa efter 3 – 4 timmar till mellan 23 – 33 kPa efter 28 dagar.

Försök visar att flygaskan och grönlutslammet bör blandas, lagras övertäckt och därefter läggas ut och packas med skopan på deponin.

För närvarande prövas nya ufällningskemikalier vid fällningen av grönlutslammet och nya laboratorie- och pilotförsök planeras. För att minska risken för att materialet härdar för mycket och blir sprött testas också att blanda in omkring 10 % organiskt material (fibermassa). Preliminära försök indikerar att en hydraulisk konduktivitet på mellan $1*10^{-9}$ och $2*10^{-9}$ m/s kan erhållas och att aska-slamblandningens plasticitet förbättras.(Hargelius 2008)

D Exempel, Eskilstuna avfallsanläggning

D.1 Råvaror

Deponin täcks med en blandning av flygaska och rötat slam från avloppsreningsverk. Flygaskan kommer från kraftvärmeverket i Eskilstuna där endast biobränslen eldas. Det rötade avloppsslammet kommer från reningsverket i Eskilstuna. Eftersom såväl värmeverket som avloppsreningsverket och deponin drivs av Eskilstuna Energi och Miljö har man kontroll över både råvaror, tillverkning och utläggning.

För dräneringslager används krossprodukter 8 – 16 mm från en bergtäkt i anslutning till deponin.

För utjämningsskikt används såväl färsk som tidigare deponerad bottenaska samt andra inerta restmaterial.

D.2 Tillverkning förberedelser

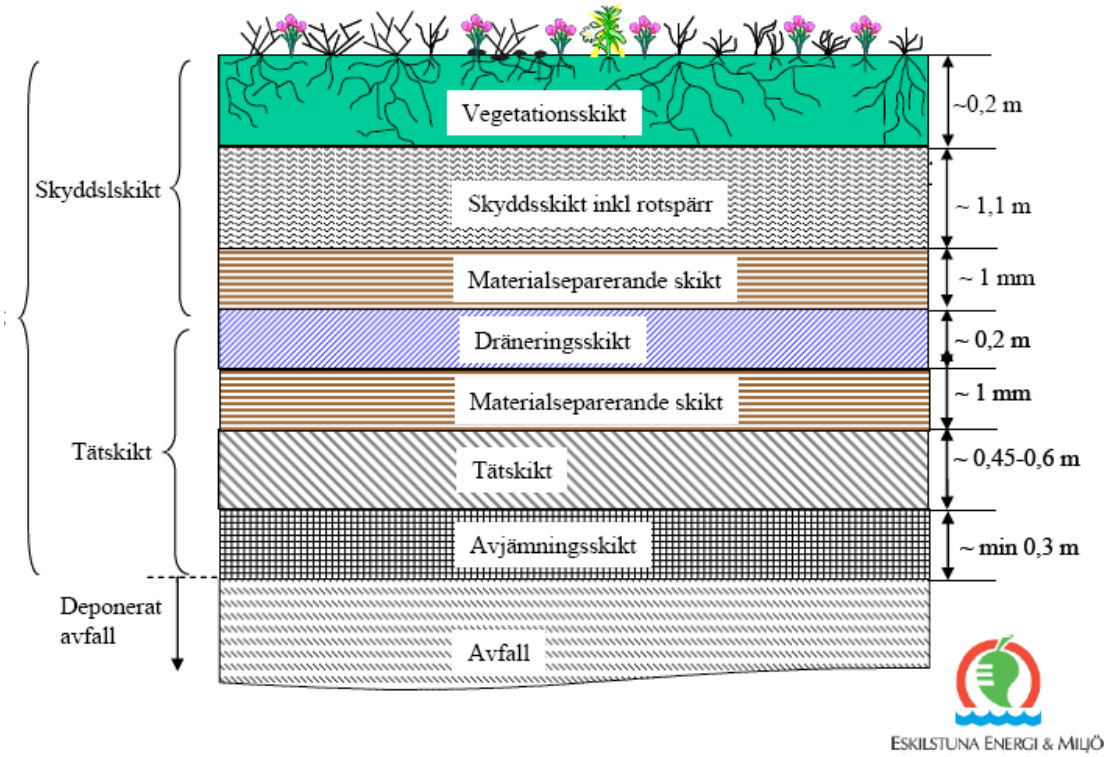
Flygaska och slam blandas först med hjullastare med vanlig skopa. Genom att skopan är försedd med våg kan materialen blandas med rätt förhållanden. Grundläggande för blandningsförhållandet är de olika materialens TS-halter, vilka kontrolleras kontinuerligt innan blandning.

Materialen blandas sedan med en Alu-skopa. Skopan är något modifierad med längre tungor på valsarna för att få bästa blandning. Materialen blandas tre gånger innan det är klart för utläggning.

Blandning sker kontinuerligt under året vid tjänlig väderlek. En del av FSA-materialet kommer således att lagras upp till ett halvt år innan det läggs ut. Material som lagras länge blandas en sista gång strax innan utläggning.

D.3 Konstruktion

Konstruktionen framgår av följande figur



Figur 25. Täckningskonstruktionen i Eskilstuna

Figure 25. Construction of capping at the landfill in Eskilstuna

D.4 Utförande

FSA-materialet läggs ut i ca 5 m breda våder. Innan våden läggs ut utförs en mindre stödvall vid vådens kortsida för att öka stabiliteten. Materialet läggs ut med grävmaskin och packas lätt med skopan. Så snart som möjligt efter att materialet lagts på plats läggs en vävd geotextil över materialet. Geotextilen tjänstgör som materialseparerande skikt mot ovanför liggande dräneringslager men skyddar också mot at FSA-materialet torkar ut på ytan. Vådens bredd bestäms av grävmaskinens räckvidd och geotextilens bredd.

Ovanpå geotextilen läggs dräneringsskikt varpå ytterligare en geotextil läggs innan skyddsskiktet och vegetationsskiktet påförs. Genom att materialen läggs ut i våder kan alla lager läggas ut utan att maskiner behöver gå på materialen.

Innan en ny våd läggs ut i anslutning till en gammal viks geotextilen över FSA-materialet undan och torkat material grävs bort för att skarven skall bli tät.

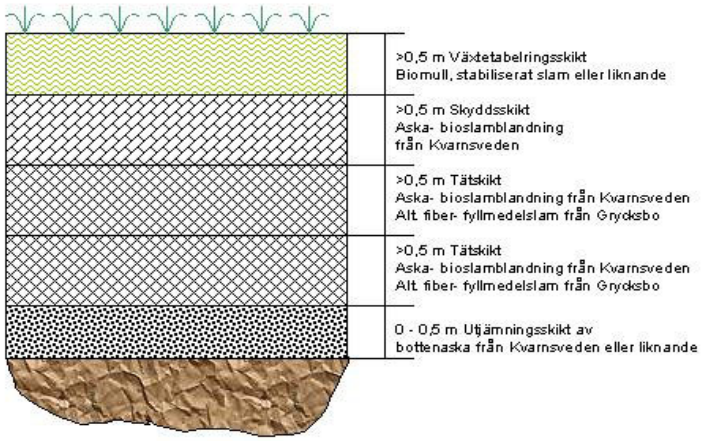
FSA-skiktet läggs ut från maj till november/december.

E Exempel. Falu avfallsanläggning, Varggården

E.1 Utförande sluttäckning

Sluttäckningen utförs successivt i etapper. Syftet med en successiv sluttäckning är att minska infiltrationen av nederbördsvatten på de delar av deponin där inga ytterligare avfallsmängder kommer att tillföras. Genom denna åtgärd kommer bildningen av lakvatten att minska från denna del av deponin, vilket i sin tur medför en minskad föroreningstransport till omgivande yt- och grundvatten.

Etapperna indelas i sektioner med en yta av vardera ca 2000 m2, vilket motsvarar ca en månads produktion av täckningsmaterial från skogsindustrin. Utifrån sluttäckningsförsök som utförts under år 2001/2002 används följande uppbyggnad av sluttäckningen, se principskiss nedan.



Figur 26. Principiell uppbyggnad av sluttäckning

Figure 26. Construction of capping at Varggården landfill site, Falun

Utformningen av de olika täckningslagren bygger på erfarenheter som STORA ENSO erhållit vid täckningar som genomförts under en 15-års period på gruvavfallsupplagen vid Galgberget och Ingarvet i Falun.

För att förhindra risken för metallutläckage från gruvavfallet har målet vid dessa täckningar varit att förhindra att syre kan tränga in i avfallet. Således har målet varit att uppnå ett så tätt tätskikt som möjligt med minimal risk för syreinträngning. Mot bakgrund av detta har inget dräneringslager anlagts ovanpå tätskiktet p g a att detta skulle kunna riskera att fukt och syre kan ansamlas i ett sådant lager och skulle kunna påverka tätskiktets funktion så att en nedbrytningsprocess av den organiska andelen av tätskiktet påskyndas. Detta skulle innebära att täckningens funktion försämras och risk finns för att sprickbildningar uppstår.

Kriterierna vid utformningen av sluttäckningen av deponin för hushållsavfall vid Falu avfallsanläggning har varit att med ett så effektivt utnyttjande av materialen som möjligt bygga upp en täckning som klarar deponiförordningens krav på en maximal genomströmning av 50 l/m^2 och år, vilket bedömts motsvara en hydraulisk konduktivitet på ca $5x10^{-9}$ m/s.

Det totala skyddsskiktet består av ca 0,5 m aska- bioslamblandning från Kvarnsveden samt ett växtetableringsskikt på ca 0,5 m. Då skiktet med aska-bioslam från Kvarnsveden uppvisat en täthet på $1,3x10^{-9}$ m/s innebär det att det vatten, som inte kan tas upp av växtligheten i det översta växtetableringsskiktet, bedöms till stor del komma att avrinna från ytan av det översta lagret av skyddsskiktet med aska-bioslam. Genom detta kan risken för vattenbelastning på tätskikten minskas.

Med bakgrund av erfarenheter från arbetena vid Galgberget och Ingarvet så har bedömning gjorts att de föreslagna täckningsmaterialen visar att funktionskravet enligt deponiförordningen på 50 l/m^2 och år kan uppnås med den föreslagna uppbyggnaden av täckningsskikten.

E.2 Permeabilitet

Valet av täckningsmaterial, i form av restprodukter från skogsindustrin, har sin bakgrund i de goda erfarenheter som erhållits från täckningarna av gruvavfallet vid Galgbergs- och Ingarvsmagasinet. Dessa täckningar har pågått under 15 år och många analyser och undersökningar har gjorts som visar materialens egenskaper.

STORA ENSO har tagit ut kolvprover på tätskikten vid Galgberget och Ingarvet och testat den hydrauliska konduktiviteten. På de prover som tagits ut under åren 1997-2000 har permeabiliteten legat mellan $1,64*10^{-9}$ m/s och $2,69*10^{-9}$ m/s, d v s funktionskravet i deponiförordningen kan uppnås med god marginal.

Inför sluttäckningsförsöken vid Falu avfallsanläggning gjordes laboratorietester på det material som skulle användas. Testerna visade att den hydrauliska konduktiviteten på aska- bioslamblandningen var $1,3*10^{-9}$ m/s och på fiber- och fyllmedelsslam $2,9*10^{-10}$ m/s (från slamhög direkt vid fabrik) respektive $3,7*10^{-11}$ m/s (slamhög som lagts upp vid Falu avfallsanläggning för användning i försöken). Resultaten visar således att materialen uppfyller funktionskravet i deponiförordningen.

Fältprovtagningar genomfördes vid ett sluttäckningsförsök. En delyta , uppvisade vid provtagningarna en medelpermeabilitet på $2{,}0*10^{-8}$ m/s till $9{,}6*10^{-9}$ m/s. Dessa värden motsvarar således inte den permeabilitet på ca $5*10^{-9}$ m/s som krävs för att uppnå funktionskravet. Dessa värden kan dock, genom de felkällor som finns, antas vara bättre än vad analyserna visar. Orsaken till detta är att vid provtagningarna rörs provet om och det blir därför inte helt ostört. Ytterligare felkällor är den mekaniska påverkan som materialet utsätts för vid provtagningen, vilket gör att sprickor kan uppstå som bidrar till att genomsläppligheten blir större än om provet hade varit ostört.

Vid sluttäckningsförsöket gjordes delvis samma materialleveranser till både den kommunala deponin som till täckningen av Ingarvsmagasinet. STORA ENSO uppmärksammade vid ett tillfälle att en leverans från Kvarnsveden inte uppfyllde de permeabilitetskrav som ställs vid Ingarvsmagasinet. Materialleveransen innehöll för mycket fibrer. Detta kan vara en förklaring till att permeabilitetsanalyserna vid fältprovtagningen uppvisade värden som inte riktigt motsvarar kraven.

E.3 Materialens långsiktiga funktion

Uppföljningar av den långsiktiga funktionen hos materialen har gjorts vid STORA ENSO:s täckningar, bl a vid Galgbergsupplaget. Här påbörjades sluttäckning år 1989. År 2000 genomförde STORA ENSO en provtagning på en sluttäckt yta (hade täckts år 1990) för att undersöka hur materialet i tätskiktet förändrats efter 10 år. Vid dessa analyser kunde konstateras att torrhalten i det övre tätskiktet förändrats från 38,3% till 37,4% och i det underliggande tätskiktet var torrhalten densamma efter 10 år (41,6%).
Analyser på askhalten gjordes även. I det övre tätskiktet var askhalten år 1990 56,4% och år 2000 var motsvarande 43,2%, en viss förändring av materialet hade således skett. Analyserna visar dock att ingen nedbrytning skett av organiskt material.
Permeabilitetsprover togs även på tätskikten år 2000. Dessa visade $1{,}1*10^{-9}$ m/s för det övre tätskiktet och $9*10^{-10}$m/s för tätskiktet under. Tätskikten uppfyller fortfarande, efter 10 år, kravet i förordningen.

STORA ENSO har även utfört fältbesiktningar för att kontrollera eventuell rotpenetration ner i tätskikten. Det har då kunnat konstateras att inga trädrötter verkar vilja söka sig ned i tätskiktet.

Erfarenheter från Galgberget och Ingarvet visar också på att inga problem har uppmärksammats vad gäller tjäle, åldring eller sättningar. Materialen är förhållandevis homogena och innehåller inte enbart organiskt material, vilket medför att de bedöms som relativt beständiga och stabila.

E.4 Läckage av näringsämnen och andra föroreningar

Varannan månad utför STORA ENSO mätningar av totalkväve i Syrabäcken nedströms Galgbergsmagasinet, vilket sluttäckts med samma material som planeras att utnyttjas på deponin vid Falu avfallsanläggning.
Galgbergsmagasinet omfattar en yta på ca 18 ha. Flödet ut från magasinet mäts också en gång varannan månad. Vid en jämförelse mellan de totalkvävehalter som lakar ut ifrån

Galgbergsmagasinet och de totalkvävehalter som erhölls vid Falu avfallsanläggning kan konstateras att halterna ut från Galgbergsmagasinet är ca 10 ggr lägre än i lakvattnet från dagens deponiområde. Täckningsmaterialens bidrag till kvävebelastningen bedöms således som liten.

Inga större fosformängder har kunnat konstateras ut från Galgbergsmagasinet. Detta orsakas troligen av det höga kalciuminnehållet i materialet. Vid en provtagning i slutet av 1990-talet uppmättes en totalfosforhalt ut från magasinet på 0,03 mg/l. Sätts detta i relation till fosforhalterna i lakvattnet från dagens deponi så är halten ut från Galgberget betydligt lägre.

Laktester har utförts på aska-bioslamlandningen från Kvarnsveden. När resultaten jämförs med de gränsvärden som finns i NFS 2004:10 om kriterier för mottagning av avfall vid deponier, så framgår bl. a. att halterna av kadmium, koppar, kvicksilver, nickel, bly, zink etc. ligger inom ramen för det som kan tillåtas att föras till en deponi för icke-farligt avfall.

Som framgår av figur 18.1 i så kommer tätskiktet att befinna sig ca 1m under markytan, d v s under de ca 0,5 m tjocka skyddsskiktet av aska- bioslamblandning från Kvarnsveden och det ca 0,5 m tjocka växtetableringsskiktet.
Tätskiktets avstånd till markytan har bedömts vara tillräckligt för att undvika rotpenetration.

E.5 Utläggning

Innan täckningen utförs avlägsnas eventuell vegetation i form av busk/sly och slänterna avjämnas. Därefter påförs ett utjämningsskikt av bottenaska från Kvarnsveden. För att få ett så bra underlag som möjligt läggs utjämningsskiktet ut så tjockt att en jämn yta utan gropar erhålls. Då utjämningslagret har lagts ut påförs det första lagret av tätskikt av aska/bioslam från Kvarnsveden alternativt fiber- fyllmedelslam från Grycksbo till en tjocklek av minst 0,5 m. Innan utläggning av tätskiktet kontrolleras utjämningslagrets jämnhet och lutning. Utläggningen sker i våder om ca 10 meters bredd. Tätskiktet packas därefter med bandmaskin. Då lagret packats påförs nästa lager, som packas på samma sätt som det första.

För materialen gäller att vattenkvoten bör ligga nära 40 % för att uppnå en optimal packning. Tätskiktets yta kontrolleras med avseende på jämnhet, lutning och packningsgrad innan skyddsskiktet får läggas ut.

Då de tre lagren av tätskikt-/skyddsskiktsmaterial packats läggs vegetationsskiktet ut.

Täckningsarbetena sker kontinuerligt. De delar av deponin som kommer att tillföras avfall framtill utgången av år 2008, planeras att sluttäckas med samma metod som beskrivits ovan. Sättningsmätningar av denna del av deponin kommer att påbörjas i och med att avfall har slutat att tillföras området. Utifrån dessa mätningar kan bedömningar göras när det är lämpligt att påbörja sluttäckningen av denna del av deponin. Innan

sluttäckningsåtgärder startas på denna del, kommer kontakt tas med tillsynsmyndigheten.

E.6 Kontroll

En löpande anläggningskontroll sker. Ytan som skall täckas delas in i delytor om 20x50 meter och inom varje delyta kontrolleras densitet och vattenkvot i 5 punkter med isotopmätare. Vid avvikelser på densitet och vattenkvot större än tillåtet skall ytterligare packning ske och en ny omgång mätningar utföras. Kvarstår avvikelsen tas ett kolvprov ut för bestämning av permeabiliteten i laboratorium. Är då permeabiliteten större än $6*10^{-9}$ m/s skall översta 20 cm av skiktet skrapas av och motsvarande mängd nytt material läggas ut och packas.

E.7 Vegetationsskikt

Ett växtetableringsskikt på ca 0,5 m kommer att påföras ovanpå skydds- och tätskikten. Två olika typer av sammansättningar kommer att användas för att få erfarenheter av vilken materialtyp som är bäst för resterande täckningsarbeten på deponin. På en del av försöksytan kommer kompostmaterial från Fågelmyra återvinningsanläggning att användas och på en annan del kommer en blandning av lika delar kompostmaterial från Fågelmyra och fiberhaltigt slam från Stora Enso Fors att läggas ut. Fiberhaltigt slam från Fors kartongbruk har tidigare använts för växtetablering vid Ryllshyttans sandmagasin i Garpenberg med lyckat resultat liksom vid sluttäckningen av Hamre avfallsdeponi, Hedemora kommun.

F Rekommenderade haltgränser för klassning av förorenade massor som farligt avfall

Tabell 36. Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall

Table 36. Limit values recommended by the Swedish Association for Waste Management for polluted soil considered not to be hazardous waste

Metaller	**FA-gräns (mg/kg TS)**
Antimon	10 000
Arsenik	1 000
Barium	10 000
Bly	2 500
Kadmium lättlösligt*	100
Kadmium icke lättlösligt*	1 000
Kobolt lättlösligt*	100
Kobolt icke lättlösligt*	2 500
Koppar	2 500
Krom VI	1 000
Krom totalt	10 000
Kvicksilver, oorganiskt	1 000
Kvicksilver, organiskt	500
Molybden	10 000
Nickel lättlösligt*	100
Nickel icke lättlösligt*	1 000
Vandin	10 000
Zink	2 500
Organiska ämnen	
Fenoler	10 000
Klorfenoler (ej pentaklorfenol)	2 500
Pentaklorfenol	1 000
Klorbensener (ej HCB)	2 500
Hexaklorbensen	50
Flyktiga halogenerade kolväten	1 000
BTEX	1 000
Alifatiska kolväten C6-C10	1 000
Alifatiska kolväten C10-C16	10 000
Alifatiska kolväten C16-C35	10 000
Aromatiska kolväten C8-C10	1 000
Aromatiska kolväten C10-C35	1 000
Naftalen	2 500
Cancerogena PAH	100
Övriga PAH	1 000
PCB-7	10**
Dioxin	0,015
Bekämpningsmedel A	50
Bekämpningsmedel B	250
Bekämpningsmedel C	1 000
Övriga ämnen	
Cyanid (lättlöslig)	1 000

* lättlöslig resp icke lättlöslig avser högre resp lägre löslighet än 1 mg/l
** baseras på antagandet att PCB-7 utgör 20% av det totala innehållet av PCB-föreningar där FA-gränsen för PCB-tot är
50 mg/kg TS

Bekämpningsmedel A: POP-förordningen
WHO:s klass Ia för akut toxicitet
Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista I
Bekämpningsmedel B: WHO:s klass Ib och II för akut toxicitet
Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista II
Bekämpningsmedel C: Övriga bekämpningsmedel.

G Exempel på prövningspliktiga anläggningar

Tabell 37. SNI-kod och prövningsnivå A=Miljödomstolen B=Länsstyrelse C=Kommunal nämnd.

Table 37. Code and permitting authority. A=Environmental Court, B=regional authority, C=local authority.

. Anläggning	Kod	Prövnings-nivå
Anläggning för sortering av annat avfall än farligt avfall, om den hanterade avfallsmängden är större än 10 000 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte sortering av avfall för byggnads- eller anläggningsändamål.	90.70	B
Anläggning för sortering av annat avfall än farligt avfall, om den hanterade avfallsmängden är större än 1 000 ton per kalenderår. Anmälningsplikt enligt denna beskrivning gäller inte om verksamheten är tillståndspliktig enligt 90.70.	90.80	C
Anläggning för att genom mekanisk bearbetning återvinna annat avfall än farligt avfall, om den hanterade avfallsmängden är större än 10 000 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte 1. krossning, siktning eller motsvarande mekanisk bearbetning av avfall för byggnads- eller anläggningsändamål, eller 2. om verksamheten är tillståndspliktig enligt 90.240.	90.100	B
Anläggning för att genom mekanisk bearbetning yrkesmässigt återvinna annat avfall än farligt avfall, om verksamheten inte är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt 90.100, 90.240, 90.250 eller 90.260.	90.110	C
Användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, och där föroreningsrisken inte endast är ringa.	90.130	B
Användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, och där föroreningsrisken är ringa.	90.140	C
Anläggning för biologisk behandling av annat avfall än farligt avfall, om den tillförda mängden avfall är större än 100 000 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte 1. park- och trädgårdsavfall, eller 2. om verksamheten är tillståndspliktig enligt 90.240.	90.150	A
Anläggning för biologisk behandling av annat avfall än farligt avfall om den tillförda mängden avfall är större än 500 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte 1. park- och trädgårdsavfall, eller 2. om verksamheten är tillståndspliktig enligt 90.150 eller 90.240.	90.160	B
Anläggning för biologisk behandling av annat avfall än farligt avfall, om 1. den tillförda mängden annat avfall än park- och trädgårdsavfall är större än 10 ton	90.170	C

per kalenderår, eller 2. den tillförda mängden park- och trädgårdsavfall är större än 50 ton per kalenderår. Anmälningsplikt enligt denna beskrivning gäller inte om verksamheten är tillståndspliktig enligt 90.150 eller 90.160.		
Anläggning för deponering av annat avfall än inert eller farligt avfall, om den tillförda mängden avfall är större än 100 000 ton per kalenderår.	90.290	A
Anläggning för deponering av annat avfall än inert eller farligt avfall, om den tillförda mängden avfall är större än 2 500 ton per kalenderår, om verksamheten inte är tillståndspliktig enligt 90.290.	90.300	B
Anläggning för deponering av inert avfall eller annat avfall än farligt avfall, om verksamheten inte är tillståndspliktig enligt 90.290 eller 90.300.	90.310	B
Anläggning för deponering av farligt avfall, om den tillförda mängden avfall är större än 10 000 ton per kalenderår.	90.320	A
Anläggning för deponering av farligt avfall, om 1. den tillförda mängden avfall är större än 2 500 ton per kalenderår, och 2. verksamheten inte är tillståndspliktig enligt 90.320	90.330	B
Anläggning för deponering av farligt avfall, om verksamheten inte är tillståndspliktig enligt 90.320 eller 90.330.	90.340	B
Anläggning för att återvinna eller bortskaffa avfall som består av uppgrävda förorenade massor från den plats där anläggningen finns, om 1. anläggningen finns på platsen under högst en tolvmånadersperiod, och 2. verksamheten inte är tillståndspliktig enligt någon av beskrivningarna i 90.300-90.340.	90.370	C
Anläggning för att återvinna eller bortskaffa annat avfall än farligt avfall enligt något av de förfaranden som anges i bilagorna 4 och 5 till avfallsförordningen (2001:1063), om den mängd avfall som tillförs anläggningen är större än 100 000 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte om verksamheten är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt någon av beskrivningarna i 90.30, 90.40, 90.70-90.110, 90.130- 90.170, 90.200-90.310, 90.370 eller 90.375.	90.410	A
Anläggning för att återvinna eller bortskaffa annat avfall än farligt avfall enligt något av de förfaranden som anges i bilagorna 4 och 5 till avfallsförordningen (2001:1063), om den mängd avfall som tillförs anläggningen är större än 500 ton per kalenderår. Tillståndsplikt enligt denna beskrivning gäller inte om verksamheten är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt någon av beskrivningarna i 90.30, 90.40, 90.70-90.110, 90.130- 90.170, 90.200-90.310, 90.370, 90.375 eller 90.410.	90.420	B
Anläggning för att återvinna eller bortskaffa annat avfall än farligt avfall enligt något av de förfaranden som anges i bilagorna 4 och 5 till avfallsförordningen (2001:1063), om verksamheten inte är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt någon av beskrivningarna i 90.30, 90.40, 90.70-90.110, 90.130-90.170, 90.200-90.310, 90.370, 90.375, 90.410 eller 90.420.	90.430	C

H Överslagsberäkningar för släntstabilitet.

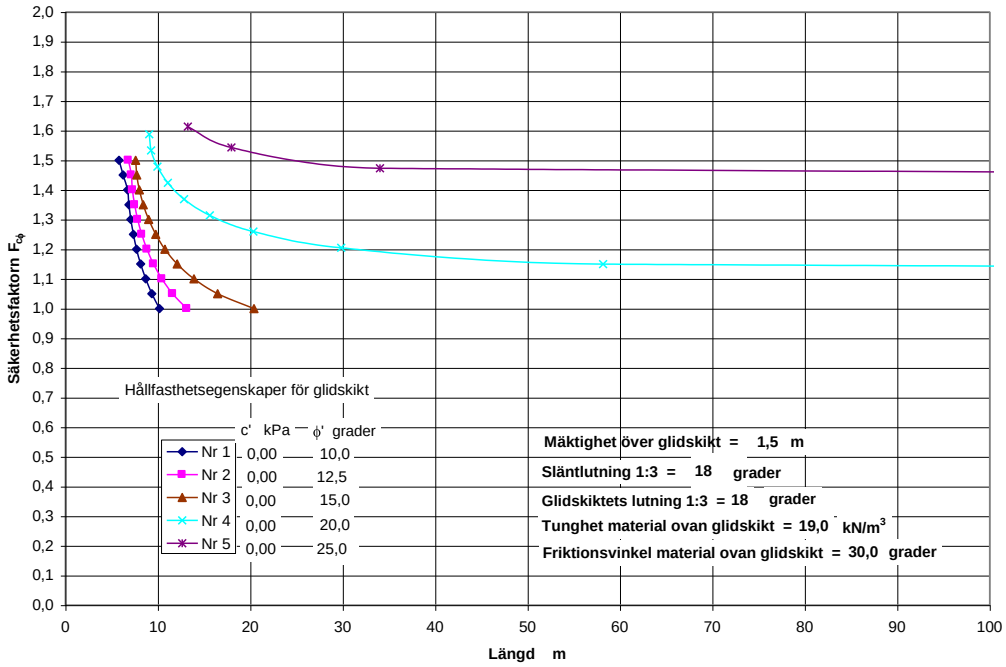
För överslagsberäkningar av vilka släntlängder som kan tillåtas för ett visst material och en viss släntlutning har diagram tagits fram av SGI. (Rogbeck et al. 2007) för några typiska konstruktioner med en viss tjocklek på täckskiktet, mark- och glidytans lutning, det täckande skiktets tunghet ovan glidskiktet och dess friktionsvinkel. Diagrammen är baserade på SGI:s beräkningsmodell för stabilitet i deponislänter och de ger en överslagsmässig maximal släntlängd vid givna förutsättningar. De kurvor som redovisas i diagrammen motsvarar olika hållfasthetsegenskaper i glidskikten En avläsning i diagrammet vid säkerhetsfaktor 1,35 (på y-axeln) ger en överslagsmässig släntlängd (på x-axeln) som kan tillåtas för ett specifikt material med dess inre hållfasthet eller en kombination av två specifika material med den hållfasthet som kan påräknas i kontaktytan mellan dessa. Efter en preliminär uppskattning med hjälp av diagrammen måste en noggrannare beräkning göras för att kontrollera att andra alternativ inte ger en kortare tillåten släntlängd. Diagrammen gäller under förutsättning att materialet är detsamma (eller jämförbart ur materialteknisk synvinkel) i hela täckskiktet.

För de fall där diagrammen inte motsvarar den aktuella konstruktionen finns ekvationer som kan användas i ”Deponiers släntstabilitet. Vägledning för beräkning”.(Rogbeck et al. 2007)

Exempel på användning av diagrammen
Som exempel kan tas en deponislänt med ett tätskikt av en bentonitmatta med natriumbentonit med hållfasthetsparametrarna friktionsvinkel ϕ' =15° och kohesion c'=0 kPa och med 1,5 meters sluttäckning. Från figur 27 och figur 30 kan utläsas att med en säkerhetsfaktor av 1,35 kan tillåtas en maximal släntlängd på ca 9 meter för släntlutning 1:3 respektive knappt 20 m för släntlutning 1:4. Diagrammen visar också att en släntlutning på närmare 1:5 måste användas för att få en släntlängd kring 50 m vilket motsvarar en deponihöjd av 10 m. Vid sluttäckning med 2,0 m och i övrigt samma förhållanden som ovan blir tillåten släntlängd något längre.

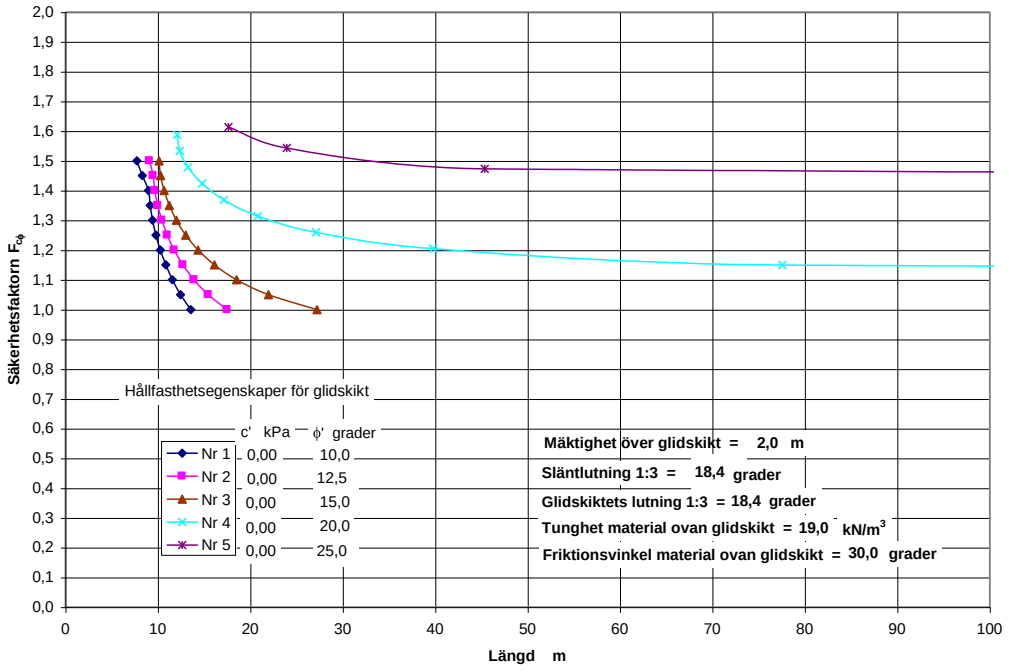
Exemplet gäller för en GCL av natriumbentonit men många andra syntetiska geomembran har liknande friktionsvinklar mot sand och ännu lägre mot geotextiler. Exemplet visar dels släntlutningens stora betydelse, dels att de tillåtna släntlängderna ofta blir mycket begränsade och därmed inte aktuella för verkliga fall.

I de redovisade diagrammen har antagits att de massor som överlagrar tätskiktet består av fridränerande material. Om annat material används, som t ex avloppsslam, måste detaljerade beräkningar utföras där man för varje enskilt fall fastställer aktuella hållfasthetsparametrar och portryckets betydelse. Från kurvorna i diagrammen kan avläsas att vid ökande krav på säkerhetsfaktor blir tillåten släntlängd mindre och mindre. Diagrammen kan även användas för att se vilken säkerhetsfaktor en planerad utformning skulle få.



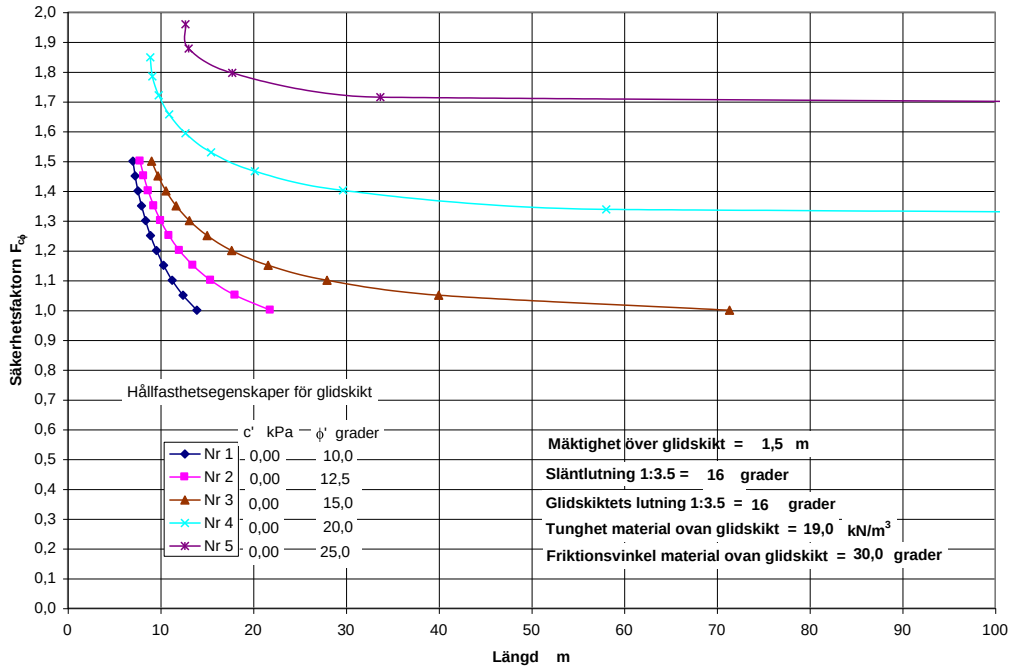
Figur 27. Diagram för överslagsmässig bedömning av tillåten släntlängd vid släntlutning 1:3 och fyllningsmäktighet över glidskikt 1,5 m. Vid slutlig dimensionering måste noggrannare beräkningar utföras. Angivna hållfasthetsegenskaper är brottvärden <u>utan</u> pålagda säkerhetsmarginaler.

Figure 27. Diagram for checking safety factor for slopes.



Figur 28. Diagram för överslagsmässig bedömning av tillåten släntlängd vid släntlutning 1:3 och fyllningsmäktighet över glidskikt 2,0 m. Vid slutlig dimensionering måste noggrannare beräkningar utföras. Angivna hållfasthetsegenskaper är brottvärden <u>utan</u> pålagda säkerhetsmarginaler.

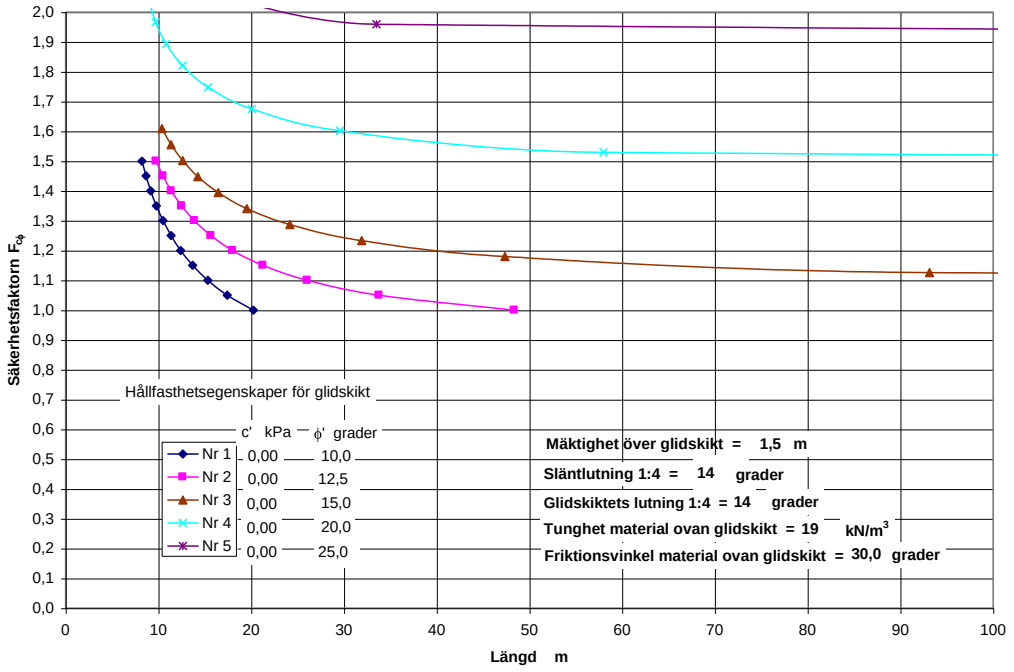
Figure 28. Diagram for checking safety factor for slopes.



Figur 29. Diagram för överslagsmässig bedömning av tillåten släntlängd vid släntlutning 1:3,5 och fyllningsmäktighet över glidskikt 1,5 m. Vid slutlig dimensionering måste noggrannare beräkningar utföras. Angivna hållfasthetsegenskaper är brottvärden utan pålagda säkerhetsmarginaler

Figure 29. Diagram for checking safety factor for slopes.

.

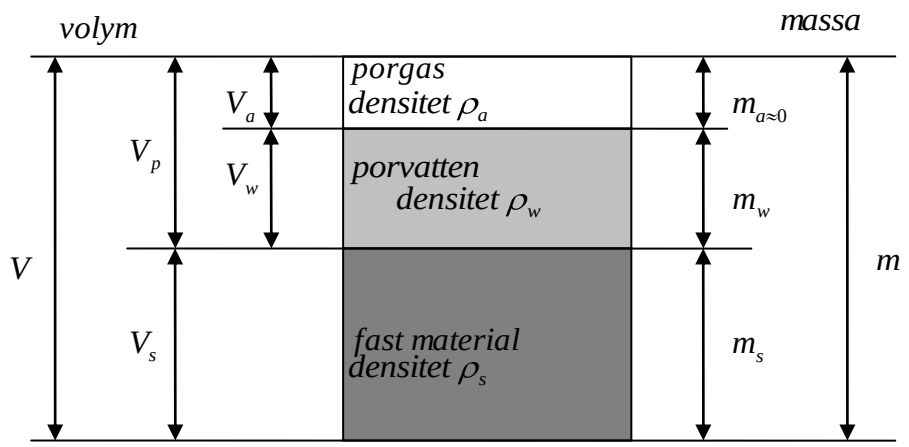


Figur 30. Diagram för överslagsmässig bedömning av tillåten släntlängd vid släntlutning 1:4 och fyllningsmäktighet över glidskikt 1,5 m. Vid slutlig dimensionering måste noggrannare beräkningar utföras. Angivna hållfasthetsegenskaper är brottvärden utan pålagda säkerhetsmarginaler.

Figure 30. Diagram for checking safety factor for slopes.

I Fysikaliska parametrar

Många materialparametrar beskriver förhållande mellan de olika faserna massa och volym. Vid beskrivningen av parametrarna har beteckningar enligt figuren nedan använts.



Figur 31. Förhållanden mellan olika materialparametrar

Figure 31. Relationships between various physical properties

I.1 Densitet/tunghet

Densitet eller tunghet behövs bland annat för att kunna beräkna belastningar vid t ex stabilitetsberäkningar, Densitet kan anges på flera sätt:

Korndensitet ρ_k är förhållandet mellan kornens massa m_k och volym, V_k. $\rho_k = \frac{m_k}{V_k}$

Kompaktdensitet ρ_s är förhållandet mellan den fasta fasens massa m_s och volym, $\rho_s = \frac{m_s}{V_s}$

Torrdensitet $\rho_d = \frac{m_s}{V}$ är förhållandet mellan den fasta fasens massa och den totala volymen vid aktuell vattenkvot och porositet

Skrymdensitet ρ är förhållandet mellan den totala massan m och den totala volymen V,

$$\rho = \frac{m}{V}$$

I.2 Vattenkvot, vattenhalt och torrsubstanshalt

Vattenkvoten används framför allt vid packningsarbeten. Hur väl ett material låter sig packas är normalt beroende av vilken vattenkvot materialet har.

Vattenkvoten w är förhållandet mellan vattnets massa m_w och den fasta fasens massa m_s, $w = \frac{m_w}{m_s}$

Ibland används även vattenhalt som är förhållandet mellan vattnets massa m_w och den totala massan m, vattenhalt $= \frac{m_w}{m}$

Vanligare är att man använder torrsubstanshalten TS som är förhållandet mellan den fasta fasens massa m_s och den totala massan m, $TS = \frac{m_s}{m}$

Vid blandningsförhållanden mellan olika material anges vanligen att blandningen avser viktsprocent TS, dvs. förhållandet räknat på den fasta fasens massa i de ingående materialen. För att kunna blanda olika material och erhålla rätt vattenkvot måste man således veta såväl materialens totala densitet ρ och någondera av torrsubstanshalt TS, vattenkvot w eller vattenhalt.

I.3 Porositet

Porositeten betecknar porvolymens andel av den totala volymen:

$n = \frac{V_p}{V}$ (uttrycks vanligen i procent)

Porositeten kan vara viktig att känna till t ex. när man skall bedöma vilken inblandning av bentonit som behövs i ett tätskikt eller när man beräknar den verkliga vattenhastigheten genom ett material.

I.4 Hydraulisk konduktivitet och porositet

Hydraulisk konduktivitet behövs för att kunna beräkna vattenflöde, transporthastighet och transporttid genom ett material. Vattenströmning genom ett material beräknas vanligen med Darcy's lag:

q=kI

där q är vattenflödet (m^3 per m^2)
I är den hydrauliska gradienten
k är en materialkonstant benämnd hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten beskriver ett materials förmåga att släppa igenom vatten. Ofta används något oegentligt begreppet permeabilitet eftersom detta är ett mått på ett materials förmåga att släppa igenom en vätska vilken som helst. Ofta är det underförstått att man avser att vätskan är vatten. Den hydrauliska konduktiviteten är av helt avgörande betydelse när man skall beräkna hur mycket vatten som strömmar genom ett tätskikt eller när man beräknar vilken kapacitet ett dränerande skikt har.

Den hydrauliska konduktiviteten kan bestämmas på laboratorium eller i fält. Den kan också överslagsmässigt beräknas med utgångspunkt från materialets kornfördelning.

För att kunna beräkna vattnets transporthastighet behöver man känna porositeten. Porositeten η är förhållandet mellan porvolymen V_p

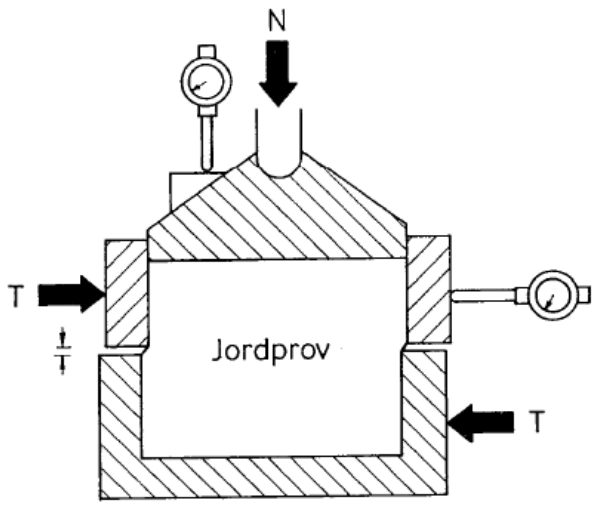
Och den totala volymen V, $\eta = \frac{V_p}{V}$ (dimensionslös)

Eftersom vattenflödet endast kan ske i porerna blir transporthastigheten v beräknas som $v = \frac{q}{\eta} = \frac{kI}{\eta}$ (m/s)

I.5 Friktionsvinkel

Friktionsvinkeln är ett mått på ett materials inre friktion eller på den friktion som kan utbildas mellan två skikt. Friktionsvinkeln behövs när man skall beräkna stabiliteten vid olika släntlutningar. Friktionsvinkeln används för friktionsmaterial som t ex. grus och sand och vid materialkombinationer som t ex sand och plastmembran.

Friktionsvinkeln kan bestämmas i laboratorium med band annat skjuvbox. Skjuvboxförsök är relativt enkla att utföra. Skjuvspänningen τ i en horisontell yta och normalkraften N mäts. Friktionsvinkeln kan sedan beräknas ur sambandet $\tau = \sigma_N^{'} \tan\phi'$

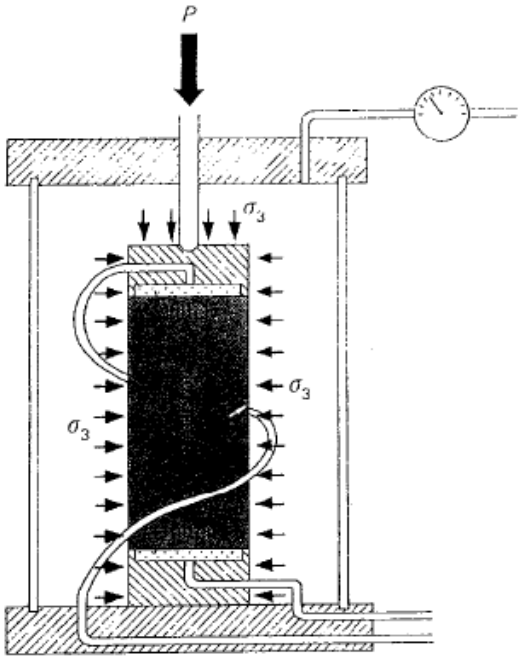


Friktionsvinkeln kan också bestämmas med triaxialförsök som beskrivs under rubriken skjuvhållfasthet.

I.6 Skjuvhållfasthet

Till skillnad från sand och grus finns för material som t ex. lera krafter som håller samman materialkornen, så kallad kohesion. För sådana material används skjuvhållfasteheten, vanligen betecknad τ , för att beräkna stabiliteten.

Skjuvhållfastheten kan bestämmas med triaxialförsök. Provet omges av ett tunt gummimembran och placeras i en cell. Provet utsätts för en allsidig spänning genom att cellen fylls med vätska under ett visst tryck. Spänningen i axialled regleras genom en tryck- eller dragraft i stämpelskaftet som löper genomcellens lock. Provet kan när så önskas dräneras genom filterstenar vid provets båda ändytor. Porvattentrycket kan regleras. Efter eventuell konsolidering för önskat spänningstillstånd belastas provet till brott



I.7 Beständighet mot anaerob nedbrytning

Test av beständighet mot anaerob nedbrytning kan ske genom att materialet placeras i en tät syrefri flaska varefter produktionen av gaser (metan och koldioxid) mäts.

J Metoder för mätning av utlakning

J.1 Inledning

Ämnen som lakar ur material som används ovanför tätskiktet i en deponi kan ha inverkan på omgivande miljö. Om ett material innehåller ämnen som kan påverka miljön negativt behöver därför laktester utföras för att ta reda på hur mycket av ämnena som kan lakas ut och i vilken takt det sker.

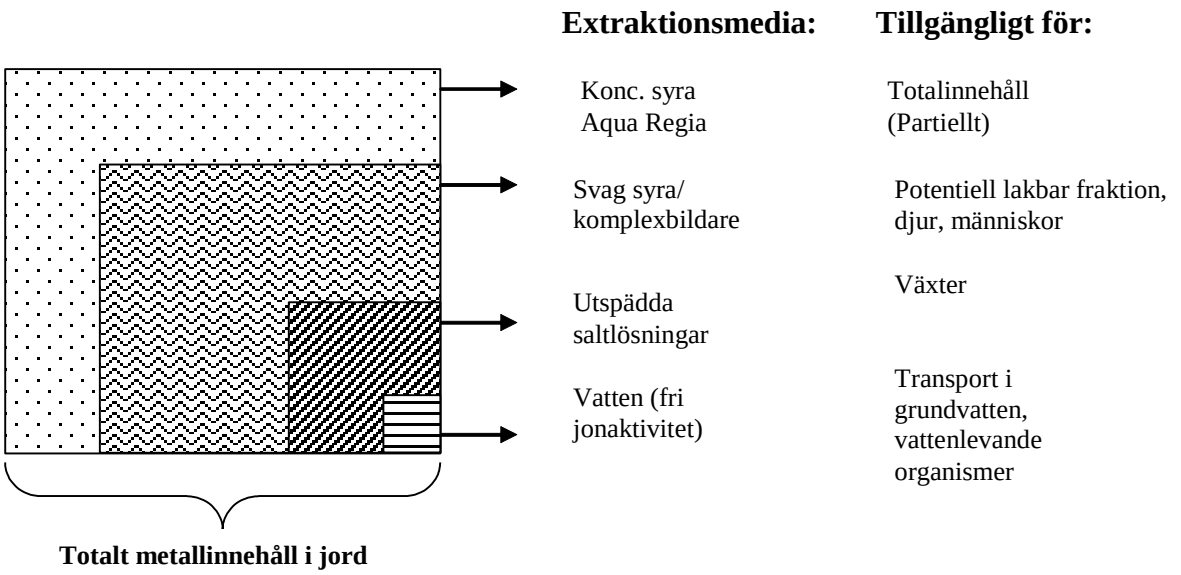
För farligt avfall och för inert avfall finns gränsvärden för utlakningen av vissa ämnen, främst metaller. Enligt naturvårdsverkets allmänna råd bör gränsvärdena innehållas för material som används under tätskiktet i dessa deponier.

Metoder för utlakning av vattenlösliga ämnen ur fasta material har utvecklats inom olika områden utifrån specifika frågeställningar och förutsättningar. Inom jordbruket finns t. ex. metoder för att bedöma olika jordars näringsvärde i termer av lösliga närsalter och spårämnen. För utlakning av föroreningar har laktester använts främst för riskbedömning vid användning av restprodukter och för bedömning av avfall.

Avsikten med laktester är att bedöma lakbarheten i vatten av skadliga ämnen ur ett fast material samt att bedöma utlakningsbeteendet. Resultaten används bland annat för att göra en bedömning av konsekvenserna för miljön vid användning av restprodukter vid t. ex. vägbygge, eller vid konstruktioner på en deponi, då ett vatten (vanligtvis regnvatten) infiltrerar materialet och det uppkomna lakvattnet sprids.

I avfallstesten undersöks vanligen lakbeteendet i en testmiljö som liknar naturliga förhållanden, där själva materialets egenskaper styr lakmiljön (t. ex. pH). I vissa fall används också pH-justerat vatten för att efterlikna sur nederbörd. Detta gäller oavsett om lakningen görs med skaktest eller i kolonn. Om man modifierar lakmediet ytterligare för att starta en process eller påskynda en simulering av naturlig variation hat testet övergått till vad som brukligt kallas extraktionstest. Skillnaden mellan laktest och extraktionstest är dock inte helt klar och väldefinierad.

Totalhalter bestäms ofta genom en extrem form av extraktion, där starka syror används. En stor del av metallerna i jord extraheras ut i en totalhaltsanalys, inklusive metaller som troligen aldrig kommer att påverka miljön. Sammanhanget mellan de olika testerna illustreras i figur 32



Figur 32. Genom att laka med olika vätskor fås en uppfattning om hur tillgängligt metallerna i jorden är för olika processer. Ovanstående skiss ger en grov uppfattning om förhållandena. Från (Nordbäck m. fl., 2004)

Figure 32. Through leaching tests with different liquids the mobility of metals can be assessed. (Norbäck et al. 2004)

Det finns flera olika utlakningsmetoder. Några av dem framgår nedan

Tabell 38. Översikt över laktester.

Table 38. Overview of leaching tests

Laktest	Metod	Typ	Huvudsaklig användning
Rekommenderade standardtester			
Perkolationstest	SIS-CEN/TS 14405	Vattenlakning i kolonn, L/S 0,1 – L/S 10 l/kg	Lakning från förorenad område Kd för källtermen Gränsvärde mottagningskriterier deponi
Perkolationstest	ISO/DIS 21268-3	Vattenlakning i kolonn, L/S 0,1 – L/S 10 l/kg	Utkast till standard, som ovan men anpassad för jord (kalciumkloridlösning istället för vatten)
Tvåstegs skaktest	SS-EN 12457-3	Vattenlakning skaktest, L/S 2 och L/S 10 l/kg	Lakning från förorenad område Kd för källtermen Gränsvärde mottagningskriterier deponi
Enstegs skaktest	SS-EN 12457-1, 2, 4	Vattenlakning skaktest, L/S 2 *eller* L/S 10 l/kg	Ersätter EN 12457-3 när den inte fungerar, t ex vid hög vattenhalt.
Enstegs skaktest	ISO/DIS 21268-1 och 2	Vattenlakning skaktest, L/S 2 *eller* L/S 10 l/kg	Utkast till standard, som ovan men anpassad till jord (kalciumkloridlösning istället för vatten).
Adsorptionstester			
Kd	OECD 106	Skaktest med ren jord och vatten med tillsatta metaller	Fastläggning utanför förorenad område Material till sorptionsfilter
Kd	ASTM D 4646-03	Skaktest med förorenat vatten och ren jord/ filtermaterial	Material till sorptionsfilter Fastläggning utanför förorenad område
Tester för solida material			
Diffusionstest	NEN 7345	Ytutlakning av monolit (gjuten kropp) med pH-justerat (pH 4) vatten.	Lakning från stabiliserad jord
Diffusionstest	framtida EN metod?	Ytutlakning av monolit (utan pH justering).	Lakning från stabiliserad jord Ev framtid för mottagningskriterier för deponi
Diffusionstest	NVN 7347	Ytutlakning från granulära material	Lakning från lera

Tabell 39. Översikt över extraktionstester

Table 39. Overview of extraction tests

Extraktionstest	Metod	Typ	Huvudsaklig användning
Tillgänglighetstest	NT ENVIR 003	Provet finmals. Lakvatten justerad till pH 7 och pH 4. L/S >100 l/kg	1) Totalt potentiellt tillgänglig mängd metaller.
Oxiderad tillgänglighetstest	NT ENVIR 006	Som ovan, med tillsats av oxidationsmedel	2) Totalt potentiellt tillgänglig mängd metaller för reducerande prov (t ex sulfidhaltiga).
pH-statisk lakning	prEN 14997	Laktest där pH justeras kontinuerligt	Förutsäger utlakning av metaller vid pH-ändring Grundläggande karakterisering till deponi Tolkning styrande processer
pH-statisk lakning	prCEN/TS 14429	Skaktest där pH justeras initialt	Förutsäger utlakning av metaller vid pH-ändring Grundläggande karakterisering till deponi Tolkning styrande processer
ANC	EN standard planerad för 2007	Skaktest med olika tillsatser av syra	Förutsäger ev. pH ändringar Krav vid deponering farligt avfall
Sekventiell extraktion	Ej standardiserad	Serie av skaktester med allt mer aggressiva lösningar	Uppskattar metallers association till jordens olika beståndsdelar
Biotillgänglighet	se underlagsrapport 2		

J.2 Laktester med vatten

Laktester med vatten är avsedda för att ge en realistiskt bild av den utlakning som kan förväntas i en verklig situation. Testerna är dock förenklade för att ge upprepningsbara och pålitliga resultat.

Perkolationstest och skaktest används för jämförelse mot gränsvärdena för mottagning vid deponier (NFS, 2004:10) och redovisning av resultat har anpassats för detta. För första kolonnvattnet (L/S 0,1 L/kg[1]) är gränsvärdet satt för koncentrationen (milligram förorening per liter lakvätska). Detta är den koncentration som skall motsvara koncentrationen i porvatten. Vid utökade vattenmängder (L/S 2 och 10[1]) redovisas istället den ackumulerade mängden utlakad

förorening, eller med andra ord hur mycket förorening som lakats ut från provet per kilogram prov. Eftersom vattenmängderna har ökat för att nå L/S 2 och 10, är inte koncentrationen av metall i vattnet något som lätt går att jämföra med förhållandena i fält. Dock är måttet relevant för hur mycket metall som totalt har lämnat provet.

När vatten används som lakvätska styrs vattnets sammansättning av det fasta materialet som provas. Det är alltså jorden/fyllnadsmassorna och dess föroreningar som har det avgörande inflytandet på lakvattensammansättningen. I verkligheten kan lakvätskan avvika från detta, till exempel genom att regn är något surt eller att vattnet som strömmar genom den förorenade jorden är påverkade av kemiska förhållanden uppströms.

J.3 Vatten eller svag saltlösning som lakvätska

I laktesterna som beskrivs ovan är den vanliga lakvätskan destillerat eller avjoniserat vatten. Detta vatten innehåller mycket lite joner (har mycket låg jonstyrka). Att använda avjoniserat vatten förenklar proceduren och ökar reproducerbarheten i resultatet.

En del av testerna har utvecklats för restprodukter och avfall. Många avfall har så hög lakning att den lilla mängd "extra" joner som löses ut av avjoniserat vatten inte spelar någon roll för resultatet. Jord påverkas något mer, eftersom den tillgängliga jonpoolen är mindre än för avfall. I verkligheten innehåller lakvatten alltid joner, antingen det är regnvatten eller grundvatten och dessa påverkar utlakningen. Därför används ibland en bakgrundselektrolyt för laktester på jord. Bakgrundselektrolyten består av avjoniserat vatten med tillsats av en låg mängd ämnen som är vanliga i naturvatten. Som exempel föreskrivs 0,01 M kalciumklorid i utkasten till laktest för jord enligt ISO/DIS 21268-1. Lakning blir högre när t.ex. kalciumklorid har tillsats till lakvattnet. Detta orsakas i huvudsak av två processer: 1) katjoner (som t.ex. kalcium (Ca^{2+})) kan konkurrera med tungmetalljoner om jordpartiklarnas ytor, och 2) anjoner (som t.ex. klorid (Cl^-)) kan bilda komplex med metalljoner och öka deras löslighet.

Ämnena som används som bakgrundselektrolyt påverkar utlakningen, vilket är viktigt att komma ihåg om värden jämförs med varandra eller med gränsvärdena för mottagning vid deponi. Gränsvärdena för avfall är baserade på laktest med endast vatten.

J.4 Lakning som funktion av L/S- kvot

Utlakning från ett förorenad område beror i huvudsak på den förorenade jorden själv, mängden genomströmmande vatten och vattnets sammansättning. L/S kvoten är den enskilt viktigaste faktorn. Genom att beskriva utlakningen utifrån laboratorie- och pilotstudier som funktion av L/S kan utlakningsförloppet i en verklig situation uppskattas. I ett laktest är dock förloppet alltid förenklat och mycket påskyndat jämfört med verkligheten.

L/S kvot används för att definiera mängden lakvätska i förhållande till mängden material som lakas. L är den totala vattenmängd som vid given tidpunkt varit i kontakt med materialet och S är vikten av det genomströmmade materialet. För laktester uttrycks detta i liter/kg, vilket är ekvivalent med m^3/ton.

Om jordens genomströmningsförhållanden är kända kan L/S-skalan omsättas till en tidsskala. För ett lågpermeabelt skikt kan tiden som L/S-värdet motsvarar räknas fram med hjälp av Darcy's lag.

Under förutsättning att vatten alltid finns tillgängligt på skiktets ovansida är den vattenmängd per ytenhet som skall passera skiktet

$$Q = L/S * H * \rho_d$$

Och tiden detta tar

$$t = \frac{Q}{q} = \frac{L/S * H * \rho_d}{kI}$$

där
L/S = Lakvätskans vikt / vikt av fast fas
H = skiktets tjocklek (m)
ρ_d = materialets torrdensitet
k= materialets hydrauliska konduktivitet (m/s)
I = Den hydrauliska gradienten över skiktet.

För mera permeabla skikt blir den nyttiga nederbörden begränsande:

$$t = \frac{L/S * H * \rho_d * 1000}{N}$$

Där N = nyttig nederbörd (mm/år)

För att ge en känsla av sambandet mellan tider och L/S kvot finns några exempel uträknade i nedanstående figur, där massornas mäktighet och infiltrationen varierats (ytan faller bort i sammanhanget). Infiltration på 300 mm/år är normal nettonederbörd i Mellansverige, 50 mm/år täthetskravet vid en deponi för icke farligt avfall och 5 mm/år täthetskravet vid en deponi för farligt avfall. Det första vattnet från perkolationstest brukar ha ett L/S förhållande på 0,1 L/kg, vilket svarar mot en utlakningstid på 0,3-600 år. Det lägsta L/S-värde som används vid skaktest är 2 L/kg. Detta L/S-värde svarar mot en utlakningstid på 7-12000 år.

Detta illustrerar en begränsning med utlakningstestet, särskilt om utlakningstestet är ett skaktest där man bara kan få information om L/S 2 och högre.

Tabell 40. Exempel på samband mellan L/S och tid för olika mäktighet och infiltration. Torrdensitet (d) är satt till 1 t/m3

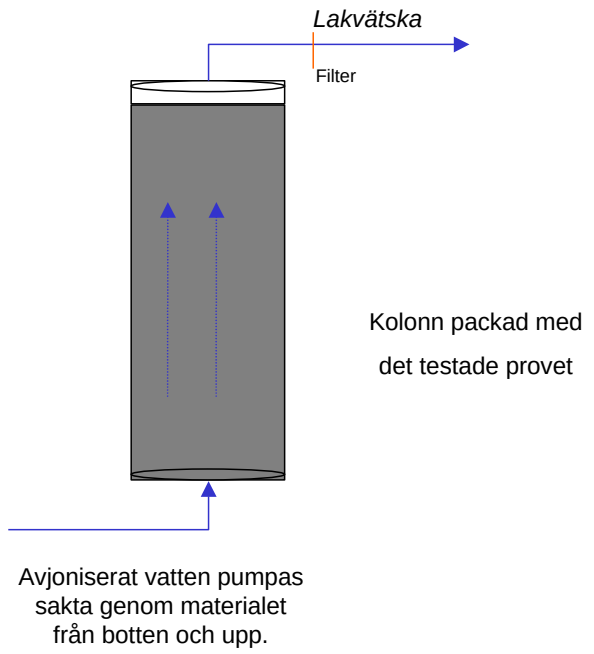
Table 40. Example of relationship between L/S and time for different thicknesses and infiltration rates. (Dry density = 1 ton/m3)

Mäktighet m	Infiltration mm/år	L/S L/kg	Tid år
1	300	0,1	0,3
1	300	2	7
1	300	10	33
1	50	0,1	2
1	50	2	40
1	50	10	200
1	5	0,1	20
1	5	2	400
1	5	10	2000
3	300	0,1	1
3	300	2	20
3	300	10	100
3	50	0,1	6
3	50	2	120
3	50	10	600
3	5	0,1	600
3	5	2	12000
3	5	10	60000

J.5 Perkolationstest SS-CEN/TS 14405

I perkolationstest (tidigare benämnd kolonntest) låter man avjoniserat vatten sakta infiltrera genom en kolonn som packats med testmaterialet. Vattnet pumpas in från botten i kolonnen för att undvika kanalbildning i materialet. Testet beskriver utlakningsförloppet på kort och medellång sikt och ger en god uppfattning om sammansättning och variationer från första lakvattnet vid låga L/S-kvoter upp till L/S10.

Vid perkolationstest krossas provet till rätt partikelstorlek och lakas i en kolonn där L/S-kvoten ökas kontinuerligt genom att avjoniserat vatten sakta pumpas in från botten av kolonnen. Kolonnens storlek anpassas efter materialets partikelstorlek. Två kolonnstorlekar tillåts: en mindre kolonn med diameter 5 cm för material med partikelstorlek mindre än 4 mm och en större kolonn med diametern 10 cm för material med partikelstorlek mindre än 10 mm. Enligt standarden ska 7 lakvätskefraktioner tas ut vid L/S kvoten 0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5 och 10 liter/kg för analys. Avsteg med mindre antal lakvätskefraktioner förekommer ofta.



Figur 33. Perkolationstest

Figure 33. Percolation test

Vid perkolationstest pumpas avjoniserat vatten från botten genom kolonnen för att minska risken för kanalbildningar. Filtrerat vatten tas ut och analyseras vid bestämda L/S-kvoter

Tabell 41. Perkolationstest CEN/TS 14405

Table 41. Percolation test CEN/TS 14405

Perkolationstest (CEN/TS 14405)	
Material som standarden är avsett för	Oorganiska avfall och annat material som kan krossas. Exempel: bottenaskor, blästersand, slagg och pelleterat material Ej lämpligt för material som vid packning ger en täthet på mindre än $1x10^{-8}$ m/s samt på självhärdande material som t. ex. vissa flygaskor och lera
Provberedning för avfall	Neddelning enligt SS-ISO 11464 Liten kolonn: Provet krossas så att minst 95% har en partikelstorlek på högst 4 mm Stor kolonn: Provet krossas så att minst 95% har en partikelstorlek på högst 10 mm
Rekommenderad provberedning för jord	Okrossbart material som stenar > 4 mm siktas bort och resterande material testas. Eftersom detta påverkar materialets vikt rekommenderas att bortsiktade stenar vägs och för eventuell hänsyn vid tolkningen.
Gränsvärden relaterad till denna test	Grundläggande karakterisering av avfall, krav enligt mottagningskraven för deponering, NFS 2004:10. Gränsvärden finns för L/S 0,1 (C_0) och L/S 10 vid deponi för inert avfall och farligt avfall samt för samdeponi icke farligt/ farligt avfall.
Förorenad jord	Som underlag för beräkning av platsspecifika riktvärden med avseende på utlakning till vatten genom t. ex. beräkning av K_d-värden. Toxicitetsbedömning utifrån halter i C_0 vatten. För att bedöma deponiklass enl. NFS 2004:10 för uppgrävda massor.
Provmängd	Minst 2,5 kg vid användning av mindre kolonn. För grövre material används större kolonn och då krävs minst 10 kg.
Tidsåtgång	1-2 månader
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den utlakade vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller, klorid, sulfat, totalfosfor, fosfat, totalkväve och ammoniumkväve samt några organiska ämnen som DOC (löst organiskt kol) och fenolindex.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Utlakad ackumulerad mängd/kg testat prov vid given L/S-kvot. Standarden anger uttag av lakvatten vid 7 L/S –kvoter men det är vanligt att man endast tar ut lakvatten vid färre tillfällen

J.6 Perkolationstest ISO/DIS 21268-3

Det internationella standardiseringsorganet ISO, arbetar med att inkludera laktesterna i ISO-familjen också. ISO/DIS 21268-3 är ISO:s motsvarighet till EN:s perkolationstest ovan, anpassat för jord och jordliknande material. DIS står för Draft International Standard, dvs. standarden är i skrivande stund inte accepterad .(ISO/DIS 21268-3,).

Vid perkolationstest enligt ISO/DIS 21268-3 används kalciumklorid ($CaCl_2$) som lakvätska. Detta gör att utlakning kan bli något högre än för motsvarande EN test (se avsnitt J.3 om inflytande av jonstyrka).

J.7 Tvåstegs skaktest EN 12457 - 3

Skaktest med tvåstegslakning är en förenklad laktest som är billigare och snabbare än perkolationstest. Resultatet från tvåstegs skaktest och perkolationstest är ofta samstämmigt men för vissa ämnen och material (t.ex. för ämnen som är löslighetskontrollerade) kan skillnaderna vara stora. Skaktestet används bl.a. som överensstämmelseprovning för att kontrollera att deponiavfallets lakningsegenskaper inte förändrats. För att använde det som överensstämmelseprovning enligt NFS 2004:10 krävs att man testat materialet med både perkolationstest och skaktest i den grundläggande karakteriseringen. Skaktester ger information om vad som skulle kunna laka ut vid en given situation när vatten och fastfas har en L/S-kvot på 2 l/kg respektive 10 l/kg. Metoden passar för de flesta material som kan krossas (EN 12457-3,).

Testet anger utlakbarhet eller tillgänglighet av olika ämnen under rådande testförhållanden. Testet ger däremot ingen information om sammansättning hos det första lakvattnet, som uppkommer i t.ex. en deponi och inte heller information om förväntat porvatten.

Metoden innebär att ett krossat prov med partikelstorlek mindre än 4 mm skakas (skonsam skakning i vändapparat) med avjoniserat vatten i två steg. I första steget skakas provet i 6 timmar vid L/S-kvot 2 l/kg. I andra steget fortsätter skakningen med nytt avjoniserat vatten där L/S-kvot 8 l/kg, i 18 timmar. Den ackumulerade L/S-kvoten blir 10. Efter filtrering analyseras de två lakvattnen för respektive L/S-kvot. Innehåller materialet mycket vatten från början, t.ex. slam, kan man endast laka vid L/S =10 l/kg och då används EN 12457-2.

Tabell 42. Tvåstegs skaktest EN 12457-3

Table 42. Leaching test EN 12457-3

Tvåstegs skaktest (EN 12457-3)	
Material som standarden är avsett för	Oorganiska avfall och annat material som kan krossas. Exempel: bottenaskor, pelleterat material, slam och slag.
Provberedning för avfall	Neddelning enligt SS-ISO 11464. Provet krossas så att minst 95% har en partikelstorlek på högst 4 mm.
Rekommenderad provberedning för jord	Okrossbart material som stenar > 4 mm siktas bort och resterande material testas. Eftersom detta påverkar materialets vikt rekommenderas att bortsiktade stenar vägs och tas hänsyn till vid tolkningen.
Gränsvärden relaterad till denna test	Överensstämmelseprovning av avfall, krav enligt mottagningskraven för deponering, NFS 2004:10.
Förorenad jord	För att bedöma deponiklass enl. NFS 2004:10, för uppgrävda massor Som underlag för beräkning av platsspecifika riktvärden med avseende på utlakning till vatten genom t.ex beräkning av K_d-värden.
Provmängd	Minst 2 kg.
Tidsåtgång	Testtiden är 24 timmar, vattenanalystid normalt ca 2 veckor.
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den utlakade vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller, klorid, sulfat, totalfosfor, fosfat, totalkväve och ammoniumkväve samt några organiska ämnen som DOC (löst organiskt kol) och fenolindex.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Utlakad ackumulerad mängd/kg testat prov vid given L/S-kvot, L/S 2 och L/S 10.

J.8 Enstegs skaktest EN 12457 - 1, 2 och 4

För material som innehåller mycket vatten redan från början, t.ex. slam, kan man endast laka vid L/S 10. Det blir då en enstegslakning som följer standarden för EN 12457-2. Lakningen sker i ett steg, vilket gör att resultatet från enstegslakning vid L/S 10 inte är helt ekvivalent med resultatet för tvåstegslakning vid L/S 10. Entegslakning kan även göras vid L/S 2 (EN 12457-1, 2 och 4).

J.9 Enstegs skaktest ISO/DIS 21268-1 och 2

Precis som för perkolationstestet (avsnitt J.6) är också en ISO-standard för skaktester på jord under framtagande (ISO/DIS 21268-1, ISO/DIS 21268-2). De nya ISO-förslagen är bearbetningar av EN 12457-1 och 2 för granulära material.

Också för skaktest på jord enligt ISO/DIS 21268 (liknande som för perkolationstest) är lakvätskan en svag kalciumklorid-lösning istället för regnvatten som används i EN 12457 ovan.

J.10 K_d-tester

Fördelning mellan jord och vatten beskrivs ofta med fördelningskoefficienten K_d. K_d är koncentrationen i jord delad med koncentrationen i vatten och uttrycks i L/kg.

Här redovisas två standarder för mätning av K_d.

J.11 Sorption på jord OECD 106

OECD:s riktlinje 106 är avsedd för att testa K_d-värdens beroende av jordegenskaper som organiskt innehåll, lerhalt och pH. En lösning med förorening tillsatt skakas tillsammans med olika jordar för att detaljera de experimentella förhållandena. Sedan görs en screeningtest för sorption på 5 jordar. Till sist bestäms sorptionsisotermen. För de fall där sorptionsisotermen är linjär eller nära linjär i relevanta koncentrationers intervall kan ett Kd-värde bestämmas utifrån lutningen på sorptionsisotermen[2].

Hela testförfarandet är för stort för att riktlinjen ska gå att följa i sin helhet för riskbedömning av förorenad mark. Själva testförfarandet kan dock användas för att analysera ett platsspecifikt K_d-värde, alltså ett mått på sorption av förorening till jord, till exempel nedströms ett förorenat område.

Tabell 43. Kd-värden OECD 106, 2000

Table 43. Kd test OECD 106, 2000

Kd-värden (OECD 106, 2000)	
Material som standarden är avsett för	Adsorptions- och desorptionsstudier på jord, ta fram fördelningskonstanter.
Rekommenderad provberedning för jord	Lufttorkad prov siktas < 2mm (ISO 10381-6). Eftersom detta påverkar materialets vikt rekommenderas att bortsiktade stenar vägs och tas hänsyn till vid tolkningen.
Lakvätskan	Ämnen som ska testas lösta i 0,01 M $CaCl_2$.
Gränsvärden relaterad till denna test	Inga gränsvärden.
Förorenad jord	För att få fram K_d-värden som underlag för beräkning av retention av förorening i mark.
Provmängd	T. ex. 20 g TS.
Tidsåtgång	Testtiden beror på när jämvikt nås, normalt omkring 2 dygn.-Tid för analys av lakvattnet tillkommer.
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den återstående vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller samt icke-volatila organiska ämnen som t. ex. PCB.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Adsorptionskoefficient K_d i cm^3/g. Data för Freundlich sorptionsisoterm om hela riktlinjen följs.

[1] Termen Kd kan vara något missvisande i detta sammanhang, eftersom teorin kopplad till Kd värdet förutsätter en linjär sorptionsisoterm, som i praktiken inte finns. OECD riktlinje 106 detaljerar bestämning av Freundlich adsorption koefficient. En diskussion av sorptionsisotermer går för långt för denna rapport, och läsaren hänvisas till C A J Appelo och D Postma, 1996. Geochemistry, groundwater and pollution. A. A. Balkema, Rotterdam.

J.12 Sorption från vatten ASTM D 4646 - 03

ASTM D 4646-03 är avsedd för att utvärdera olika sorptionsmaterial för rening av ett specifikt lakvatten. Lakvattnet från t.ex. en deponi skakas med fasta material och mängden förorening som återstår i vattnet mäts.

Tabell 44. Kd-värden ASTM D 4646-3

Table 44. Kd test ASTM D 4646-3

Kd värden (ASTM D 4646 - 03,)	
Material som standarden är avsett för	Sorption av förorenade lakvatten på alla "lösa" material.
Provberedning enligt standard	Lufttorkad prov siktas < 2mm. Grövre partiklar krossas (ej malning) tills de är < 2mm.
Rekommenderad provberedning för jord	Okrossbart material som stenar > 2 mm siktas bort och resterande material testas. Eftersom detta påverkar materialets vikt rekommenderas att bortsiktade stenar vägs och tas hänsyn till vid tolkningen.
Lakvätskan	Lakvatten från t.ex en deponi.
Gränsvärden relaterad till denna test	Inga gränsvärden
Förorenad jord	För att få fram K_d-värden som underlag för beräkning av platsspecifika riktvärden.
Provmängd	5-70 g TS. L/S 20 L/kg TS.
Laktid	24 timmar
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den återstående vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller samt icke-volatila organiska ämnen som t ex PCB.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Icke-jämvikt 24 h fördelningskoefficient (K_d) i mL/g

J.13 Diffusionstest

Diffusionstest är främst intressant för jordar där utlakningen är diffusionsstyrd, som t ex täta leror och stabiliserade/solidifierade jordar. Detta kallas också ytutlakningstest, eftersom lakningen av metaller relateras till den exponerade ytan, snarare än till vikten på provet. Resultaten visas alltså ofta i mg/m^2. Tre tester diskuteras. De första två är för monolitiska material, dvs. material som förekommer i sammanhängande provkroppar som t ex cementstabiliserad jord. Det tredje är för granulära material, dvs. prov som består av korn och aggregat, som t.ex. lerjord.

J.14 Diffusionstest för monolit, NEN 7345

I diffusionstestet undersöks ytutlakningen av en större provkropp nedsänkt i lakvätska. Vätskan byts och analyseras vid fastställda tidpunkter. NEN 7345 är en holländsk standard som mäter den kumulativa utlakningen under 64 dagar. Metoden är anpassad för monolitiska (gjutna kroppar) och mycket täta material. Metoden används vid diffusionsstyrd utlakning, där uttransporten genom diffusion dominerar över uttransport av flöde genom materialet (NEN 7345).

Tabell 45. Diffusionstest NEN 7345

Table 45. Diffusion test NEN 7345

Diffusionstest (NEN 7345)	
Material som standarden är avsett för	Monolitiska och mycket täta material som man kan tillverka en provkropp av. Exempel: stabiliserande flygaskor, packat slam, asfalt, vissa pelleterade material. Ej lämpligt för friktionsjordar och granulära askor.
Provberedning för avfall	Prov i lämplig storlek gjuts eller sågas fram.
Rekommenderad provberedning för jord	Stabiliserad jord görs i lagom stor monolitform alternativt sågas fram.
Gränsvärden relaterad till denna test	Gränsvärden finns inte för denna test. Inom EU:s deponilagstiftning har nationerna möjligheten att ta fram egna gränsvärden utifrån tester för monolitiska material. Sverige deltar i sådant arbete men har hittills angett att samma gränsvärden som gäller för granulära material ska gälla för monoliter.
Förorenad jord	Om nationella gränsvärden införs: För att bedöma deponiklass enl. NFS 2004:10, för uppgrävda täta massor. Som underlag för beräkning av platsspecifika riktvärden med avseende på utlakning till vatten, speciellt för stabiliserade jordar.
Provmängd	Två ostörda prover där det ena har en yta på minst 75 cm^2
Tidsåtgång	Testtiden är 64 dygn, vattenanalystid normalt ca 2 veckor
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den utlakade vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller, klorid och sulfat samt några organiska ämnen som DOC (löst organiskt kol) och fenolindex. Eftersom lakvätskan är surgjord med salpetersyra är nitrat inte lämplig att analysera.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Utlakad mängd/m^2 testat prov uttaget vid given tid. Utlakningsmekanismerna utvärderas. Utlakningen på längre sikt kan beräknas om lakningen från materialet är diffusionstyrd.

J.15 Ny europeisk standard för monoliter

En ny europeisk standard för monolitisk lakning för avfall diskuteras. Den liknar i mycket testet som beskrivs ovan, men har tre utpekade faser: först en avsköljningsfas,

sedan en jämviktsfas, och till sist mätning av den tidsberoende utlakningen, som i NEN 7345. En preliminär standard väntas under 2006.

J.16 Diffusionstest för granulära material, NVN 7347

För granulära material där diffusion begränsar lakningen kan NVN 7347 användas [NVN 7347, #222]. Provet läggs i en behållare och ett lager med glaspärlor läggs ovanpå för att förhindra vattenströmning. Behållaren med prov placeras i en behållare med vatten och vattnet byts ut regelbundet. Metaller diffunderar då ut ur provet och in i vattnet.

För att korrekt tolka detta test måste också tillgängligheten för metallerna mätas

Tabell 46. Diffusionstest för granulära material

Table 46. Diffusion test for granular material

Diffusionstest [NVN 7347, #222]	
Material som standarden är avsett för	Granulära material där lakning är diffusionsstyrd. Exempel: lerjord.
Rekommenderad provberedning för jord	Neddelning enligt SS-ISO 11464.
Gränsvärden relaterad till denna test	Gränsvärden finns inte för denna test.
Förorenad jord	Som underlag för beräknande av platsspecifika riktvärden med avseende på utlakning till vatten, speciellt för täta leror.
Provmängd	ca 1 kg
Tidsåtgång	Testtiden är 64 dygn, vattenanalystid normalt ca 2 veckor.
Följande parametrar är lämpliga att mäta i den utlakade vätskan	Oorganiska ämnen såsom metaller, klorid och sulfat samt några organiska ämnen som DOC (löst organiskt kol) och fenolindex.
MÄTS OCH REDOVISAS SOM:	Utlakad mängd/m^2 testat prov uttaget vid given tid. Utlakningsmekanismerna utvärderas. Utlakningen på längre sikt kan beräknas om lakningen från materialet är diffusionstyrd.

K Miljökvalitetskriteria som används i modellen för platsspecifika riktvärden för förorenad jord

Observera att nedanstående miljökvalitetskriterier inte kan användas för bedömning av grundvatten eller sjövatten utan endast som utgångspunkt för beräkningar av riktvärden

Tabell 47. Miljökvalitetskriteria som används i Naturvårdsverket modell för beräkning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark

Table 47. Criteria used in the Swedish EPA model for assessing limit values for contaminated soil

Miljökvalitetskriterier	Grundvatten	Sjövatten	Markmiljö
Ämne	DWG mg/l	C_{crit} µg/l	E_{MKM} mg/kg
Antimon	0,0025	0,05	40
Arsenik	0,005	0,3	40
Barium	0,35	10	300
Bly	0,005	0,5	400
Kadmium	0,0015	0,02	20
Kobolt	0,005	0,2	25
Koppar	0,05	1	170
Krom tot	0,025	0,3	150
Krom (VI)	0,025	0,3	10
Kvicksilver	0,0005	0,005	10
Molybden	0,035	0,2	150
Nickel	0,01	1	100
Silver	0,05	0,015	15
Vanadin	0,03	0,5	200
Zink	0,1	4	400
Cyanid total	0,025	1	120
Cyanid fri	0,025	1	8
Fenol	0,1	10	40
Kresol (2-)	0,1	10	15
Monoklorfenol (2-)	0,015	6	5
Diklorfenol (2,4-)	0,009	2	5
Triklorfenol (2,4,5-)	0,02	2	5
Triklorfenol (2,4,6-)	0,02	2	5
Tetraklorfenol (2,3,4,6-)	0,02	0,4	5
Pentaklorfenol	0,0045	0,4	5
Klorbensen	0,15	3	15
Diklorbensen (1,2)	0,5	3	15
Diklorbensen (1,4)	0,15	3	15
Triklorbensen (1,2,4)	0,01	0,4	10
Tetraklorbensen (1,2,4,5)	0,0003	0,4	2
Pentaklorbensen	0,002	0,007	2
Hexaklorbensen	0,0005	0,01	2

Diklormetan	0,01	20	30
Dibromklormetan	0,025	2,5	30
Bromdiklormetan	0,025	2,5	3,0E+01
Triklormetan	0,025	2,5	30
Koltetraklorid	0,002	12	30
1,2-dikloretan	0,0015	10	30
1,2-dibrometan	0,0005	10	30
1,1,1-trikloretan	1	10	30
Trikloreten	0,005	10	30
Tetrakloreten	0,005	10	30
Dinitrotoluen (2,4)	0,006	2	0,5
PCB-7	1,00E-06	0,0002	0,6
Dioxin (TCDD-ekv)	2E-10	1E-08	0,002
Naftalen	0,00E+00		15
Acenaftalen	0,00E+00		15
Acenaften	0,00E+00		15
Antracen	0,00E+00		15
Fluoren	0,00E+00		15
Fenantren	0,00E+00		15
Fluoranten	0,00E+00		15
Pyren	0,00E+00		15
Benso(ghi)perylen	0,00E+00		15
Benso(a)antracen	0		15
Krysen	0,00E+00		15
Benso(b)fluoranten	0		15
Benso(k)fluoranten	0		15
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0		15
Dibenso(a,h)antracen	0		15
Benso(a)pyren	0		15
PAH L	0,01	2,4	15
PAH M	0,002	0,1	40
PAH H	0,00005	0,003	10
Bensen	0,0005	10	50
Toluen	0,35	10	50
Etylbensen	0,15	10	50
Xylen	0,25	10	50
Alifat C_5-C_6	0,1	5	200
Alifat C_6-C_8	0,1	6	200
Alifat C_8-C10	0,1	3	500
Alifat C10-C12	0,1	6	500
Alifat C12-C16	0,1	60	500
Alifat C16-C35	0,1	60	1000
Aromat C_8-C10	1,0E-01	10	50
Aromat C10-C16	1,0E-02	2,4	15
MTBE	0,04	100	8
Inget ämne			

L Generella riktvärden för förorenad mark

De riktvärden som tagits fram baserat på den reviderade modellen för förorenad mark och uppdaterade data redovisas i nedanstående tabell.

Tabell 48. Generella riktvärden för förorenad mark (mg/kg TS, tabellen publicerad första gången 24 oktober 2008 (Naturvårdsverket 2008)

Table 48. Limit values for contaminated soils, first published 2008-10-24. (Naturvårdsverket 2008)

Ämne	KM	MKM	Kommentar
Antimon	12	30	
Arsenik	10	25	
Barium	200	300	
Bly	50	400	
Kadmium	0,5	15	
Kobolt	15	35	
Koppar	80	200	
Krom totalt	80	150	Om halt Cr VI är mindre än 1%
Krom (VI)	2	10	Anm 2
Kvicksilver	0,25	2,5	
Molybden	40	100	
Nickel	40	120	
Vanadin	100	200	
Zink	250	500	
Cyanid total	30	120	
Cyanid fri	0,4	1,5	Anm 2
Summa fenol och kresoler	1,5	5	Anm 2
Summa klorfenoler (mono - penta)	0,5	3	Anm 2
Summa mono- och diklorbensener	5	15	Anm 1,2
Triklorbensener	1	10	
Summa tetra- och pentaklorbensener	0,5	2	
Hexaklorbensen	0,035	2	
Diklormetan	0,08	0,25	Anm 1,2
Dibromklormetan	0,5	2	Anm 1,2
Bromdiklormetan	0,06	1	Anm 1,2
Triklormetan	0,4	1,2	Anm 1,2

Koltetraklorid (Tetraklormetan)	0,08	0,35	Anm 1,2
1,2-dikloretan	0,02	0,06	Anm 1,2
1,2-dibrometan	0,0015	0,025	Anm 1,2
1,1,1-trikloretan	5	30	Anm 1,2
Trikloreten	0,2	0,6	Anm 1,2
Tetrakloreten	0,4	1,2	Anm 1,2
Dinitrotoluen (2,4)	0,05	0,5	Anm 2
PCB-7	0,008	0,2	PCB-7 antas vara 20% av PCB-tot
Dioxin (TCDD-ekv WHO-TEQ)	0,00002	0,0002	Inkluderar även dioxinliknande PCB
PAH L	3	15	PAH med låg molekylvikt
PAH M	3	20	PAH med medelhög molekylvikt
PAH H	1	10	PAH med hög molekylvikt
Bensen	0,012	0,04	Anm 1,2
Toluen	10	40	Anm 1,2
Etylbensen	10	50	Anm 1,2
Xylen	10	50	Anm 1,2
Alifat >C5-C8	12	80	Anm 1,2
Alifat >C8-C10	20	120	Anm 1
Alifat >C10-C12	100	500	Anm 1
Alifat >C12-C16	100	500	
Alifat >C5-C16	100	500	Summa av alifatfraktioner ovan
Alifat >C16-C35	100	1000	
Aromat >C8-C10	10	50	
Aromat >C10-C16	3	15	
Aromat >C16-C35	10	30	
MTBE	0,2	0,6	Anm 1,2

Anm 1 Ämnen som i stor utsträckning kan förekomma i porluft. Kompletterande analyser av markluft och inomhusluft rekommenderas.
Anm 2 Ämnen som i stor utsträckning kan förekomma i mark- eller grundvatten. Kompletterande analyser av mark- och grundvatten rekommenderas.

M Maximala nivåer (ej fastställda) för användning av avfall som konstruktionsmaterial på deponier utan tillstånd eller anmälan till myndighet enligt Naturvårdsverket (2007c)

Tabell 49. Preliminära maximala nivåer för avfall som får användas som konstruktionsmaterial utan tillstånd eller anmälan till myndighet (naturvårdsverket 2007c)

Table 49. Preliminary limit values for using waste as a construction material on landfills without notice to or permission from the authorities.

Ämne	Halter i mg/kg TS	Utlakning C0 L/S=0,1 l/kg (mg/l)	Utlakning L/S=10 l/kg (mg/kg)
Bly	200	0,095	0,33
Kadmium	1,5	0,004	0,01
Kvicksilver	1,8	0,001	0,01
Arsenik	10	0,051	0,44
Koppar	80	0,19	0,64
Zink	250	0,76	2,6
Krom, total	80	0,055	0,26
Nickel	70	0,19	0,62
Klorid	-	6200	11000
Sulfat	-	2900	8500

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

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED STATENS ENERGIMYNDIGHET

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

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35