

Utformning av skyddsskikt – beständighet

Josef Mácsik, Christian Maurice, Tommy Edeskär, Åsa Erlandsson och Elisabeth Persson

Utformning av skyddsskikt

Beständighet

Construction of protection layer

Durability

Josef Mácsik, Christian Maurice, Tommy Edeskär, Åsa Erlandsson
och Elisabeth Persson

Projektnummer
Q9-714

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
Februari 2011
ISSN 1653-1248

Förord

Projektet utfördes i samarbete mellan Ecoloop AB, Ramböll och Luleå tekniska universitet (LTU). Arbetet genomfördes av Josef Mácsik (Ecoloop AB) med kunskap inom alternativa material, miljögeoteknik och erfarenhet från användning. Tommy Edeskär (LTU) har stått för kunskap avseende tjäle och frost och utfört tjälberäkningar och Christian Maurice har vidare stått för kunskap inom deponi, deponigas och metanoxidation. Elisabeth Persson (student vid Umeå Universitet) har utfört ett examensarbete parallellt detta projekt och har bidragit med en del av litteraturstudien med avseende på metanoxidation. Clara Neuschütz (Niras AB) har bidragit med kunskap inom växtetablering på deponier. Sven Knutsson (LTU) och Bo Svedberg (Ecoloop AB) har bistått med värdefull input avseende tjäle och struktur.

Projektet har finansierats av Värmeforsk och SSVL, Avfall Sverige, Ragnsells AB och Econova, Sundsvalls Energi och Luleå Kommun. Projektets styrgrupp har bestått av Claes Ribbing (Energiaskor), Birgitta Strömberg (Värmeforsk), Peter Flyhammar (Avfall Sverige), Christer Fält (SCA, Ortviken), Anna-Karin Norström (Sundsvalls Energi), Peter Åker och Lisbeth Almkvist (Luleå Kommun), Thomas Fägerman (Ragnsells AB) och Malin Asplund (Econova). Projektets referensgrupp har bestått av Lale Andreas (LTU) och Thomas Rihm (SGI).

Vår förhoppning är att rapporten ska kunna fungera som ett stöd för genomförande av demonstrationsprojekt med avseende på metanoxiderande skyddsskikt och bidra till en ökad användning av flera värdefulla anläggningsmaterial i skyddsskiktet.

2011-01-14

Abstract

Projektet har visat att alternativa material i kombination med morän i skyddsskiktet på deponier kan leda till bättre funktion med avseende på tjälnedträngning och metanoxidation. På deponier där nedbrytning av organiskt avfall fortfarande pågår minskar risken för tjälnedträngning tack vare värmebildning. Förekomst av organiskt material i skyddsskiktet bidrar också till oxidation av metan till koldioxid, den senare med ett 20 – 25 lägre växthusgaseffekt. Projektet indikerar att dimensionering med avseende på tjäle kan bidra till tunnare och lättare skyddsskiktskonstruktioner med bibehållen eller bättre tjälskydds- och metanoxiderationsfunktion. Tunnare konstruktion och alternativa material i skyddsskiktskonstruktioner minskar risken för sättningar och därmed bedöms bidra till att förlänga konstruktionens livslängd.

Sammanfattning

Sluttäckning av deponier utförs i syfte att minimera inläckage av vatten och syre till avfallet. Principen är att ”det som inte läcker in inte heller kan rinna ut”. Förutom vattentransport ska sluttäckningen bidra till att minimera utläckage av metan som bildas i deponier med organiskt avfall. Sluttäckningen ska dessutom utformas så att den ska fungera under hundratals år. Skyddsskiktets frysmotstånd är en viktig funktion som kan påverka sluttäckningskonstruktionens funktion och livslängd. Trots detta läggs idag relativt lite fokus på hur den utformas med avseende på tjäle och metanoxidation. Traditionellt består sluttäckningens skyddsskikt av en sandwichkonstruktion som inkluderar ett skydds- och växtetableringsskikt. Med genomtänkt materialval kan skyddsskiktet utformas så att det med god marginal kan skydda tätskiktet från tjäle.

Målsättningen med projektet är att visa att alternativa material kan fylla en viktig funktion i skyddsskiktet med avseende på metanoxidation och frysmotstånd. I projektet jämförs konventionellt skyddsskikt bestående av morän med skyddsskikt där morän kombineras med alternativa material.

Olika materials värmeledningsförmåga togs fram baserat på litteraturstudier och tidigare erfarenheter. Modellerings av frysmotstånd utfördes för fem befintliga deponiers skyddsskikt. Frysmotståndet jämfördes sedan med skyddsskikt som består av morän. En moräntäckning (finjordshalt < 30 %) på 1,2 m ger inte tillräckligt frysmotstånd vid en köldmängd på ca 600°dygn. Medelköldmängd 600°dygn i ett 30-årsperspektiv på motsvarar en linje mellan Karlstad och Gävle. Genom att ersätta 0,5 m morän med kompostjord, klarar skyddsskiktet drygt 2400°dygn även om moränkvaliteten inte uppfyller kriteriet på finjordshalt på > 30 %

För att uppskatta gasförlusterna genom tätskiktet samlades information om mängd deponerat avfall, uppsamling av deponigas, nedbrytningshastighet och gasbildningspotential från några deponier. Baserat på sammanställningen och en utförd litteraturstudie gjordes bedömningen att metanläckage genom skyddsskiktet till atmosfären pågår och fortsätter att pågå i flera decennier. Bedömningen är att det finns ett behov att utforma skyddsskiktet så att metan kan oxideras innan det når atmosfären.

Modellerings visar att skyddsskiktets fukthalt och en jämn porositet är viktiga egenskaper både vad gäller frysmotstånd och metanoxidationseffektiviteten. Metanoxidation bedöms inte begränsas av näringsämnen och organiskt material. Användning av alternativa material i skyddsskiktet bedöms kunna leda till tunnare skyddsskikt och att sluttäckningskostnaderna reduceras samtidigt som bättre funktion och längre livslängd på sluttäckningskonstruktionen kan uppnås. Metanoxidation i skyddsskiktet är temperaturberoende och litteraturstudier indikerar att så länge temperaturen överstiger 12°C påverkas inte metanoxideringsförmågan nämnvärt. Temperaturmätningar i en sluttäckningskonstruktion i Obbola, Umeå indikerar att värmen från nedbrytning av avfall i en deponi kan ge optimala temperaturförhållanden till en året runt effektiv metanoxidation i skyddsskiktet.

Målgrupp: deponiägare, konsulter, miljömyndigheter som hanterar sluttäckningsfrågor.

Sökord: deponi, skyddsskikt, termiska egenskaper, deponigas, metan, metanoxidation.

Executive Summary (2010-10-07)

Background

The aim of landfill closure constructions is to minimize water and oxygen transport into the waste. The general principle is that minimal water transport in to the waste minimizes leakage water production. The closure construction should also minimize the production rate and leakage of methane from landfills containing degradable organic wastes and it should also function properly in a “several hundred year perspective”. Traditionally a protection layer (landfill soil cover) is constructed as a sandwich construction, including a top plant colonization layer followed by a protection layer and a drainage layer. The aim of these layers is to protect the liners impermeable function. Landfills with degradable organic waste can generate methane and heat for decades. In landfills where no organic waste was disposed or where the degradation process is advanced, the soil covers are exposed to frost penetration. The permeability of some liner materials can increase ten to hundred folds if it is subjected to a few freezing thawing cycles. Thereby it is important that protection layer can function against frost penetration during a long time period, eg even after hundreds of years. In landfills where landfill gas generation occur, it is important that methane transport through the soil cover is slow in order to enhance methane oxidation in the cover and thereby minimize the methane emissions

Aim

The aim of this project is to show that the freezing index should be considered as a dimensioning factor when landfill covers are designed in Northern Sweden, and that industrial by-product combined with natural materials in the protection layer can provide good frost protective and methane oxidizing functions.

Method

Functional properties of a landfill cover soil are to withstand erosion, biological and chemical weathering, root penetration, differential settlement, freezing processes, drying etc. This study has a focus on frost resistance and methane oxidation potential as functional properties. Other functional properties of the landfill cover solutions in were considered to fulfill minimal requirements. Thermal properties and methane oxidizing potential were compared for landfill cover solutions composed of different materials.

Ground temperatures in the landfill soil cover are determined by the climate (air temperatures, wind etc, the cover soil's thermal properties and heat flow from the earth/landfill waste). Freezing index was derived from meteorological data between 1961-1962 and 1988-1989 (Vägverket, 2000), and is the number of negative ($T < 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) degree-days, the total of daily average temperatures below zero. Thermal properties of typical materials used in landfill protective layers were gathered from literature and experience. Five landfills, with different locations, landfill soil cover solutions were used in order to calculate how thermal properties can be used in order to dimension landfill cover solutions. The materials used were among others till with different fine contents, lime gravel, fiber clay, bottom ash, fly ash, organic matter, compost soil etc. The freezing index, F , was calculated for respectively cover solution consisting of different materials. Site specific freezing index for a 30 100 and 1000 year winter (F_{30} , F_{100} or F_{1000}) where calculated from SMHI data.

F_{DIM} , the ratio between the freezing index (F) of a protection layer and the site specific freezing index, (F_{30} , F_{100} or F_{1000}) where calculated for each cover solution and landfill site. $F_{DIM} = \frac{F}{F_{100}} \geq 1$ was chosen as functional requirement for landfill soil covers.

Landfills containing degradable organic matter generate heat and landfill gas. This process is expected to slow down progressively within decades after the closure of the landfill. Landfill gas generation is however expected to continue for decades. The need of methane oxidation in landfill cover layers were evaluated based on a literature study and information from five different landfills. Specific information was collected regarding the amount of waste landfilled, the waste categories, the amount of landfill gas collected, the landfill gas potential etc in order to estimate the potential gas emissions through landfill capping. The critical factors controlling methane oxidation were gathered from literature in order to identify the optimal conditions in the cover soil layer.

Temperature measurements were conducted in a cover soil profile at Obbola landfill, Umeå. Data were gathered between February 2008 and February 2010. These were compared with estimated frost depth penetration.

Freezing index and thermal properties were used to investigate how landfill cover soils can protect liner function at five different landfill locations.

Literature study

Literature study shows that water content and porosity are important parameters in both increasing the protection layers freezing resistance and the efficiency of methane oxidation. Further methane oxidation is not limited by nutrients and organic matter. The use of specific by-products in the protection layer can limit the thickness of the protection layer and thereby reduce cost and at the same time gives better function and a more durable solution. Important material properties in order to increase methane oxidation and design freezing index are:

- Material structure
 - High porosity
 - Low density
- Field capacity of ~ 50 %
- Durability to
 - degradation
 - compression

Tommy här skulle jag behöva en allmän diskussion om vad innehåll av finmaterial och organiskt material ger för termiska egenskaper.

Increasing the fine content in a material increases its freezing index, while till with low fine content is frost susceptible. A 1,2 m layer of till (with a fine content < 30 %) correspond barely to a design freezing index of 600 °day which is less than the mean freezing index in Karlstad and Gävle during 1961-1962 and 1988-1989 (30 year perspective). The design freezing index of a till with a fine content > 30 % has a design freezing index of 1100 °day which is comparable with the freezing index of Umeå. A protection layer, where 0,5 m till of the total of 1,2 m is replaced by 0,5 m of compost soil, has a design freezing index of 2400 °day. This value can be compared with the highest mean freezing index in Sweden, during 1961-1962 and 1988-1989, of about 2200 °day.

Modeling of soil cover

Calculation shows that the suggested protection layer at Sunderbyn land fill, with 0,1 m of top plant colonization layer, followed by 0,5 m composted soil layer and 1 m till layer is dimensioned in a 1000 year perspective, while a 2,1 m layer of till is dimensioned for a freezing index for 30 years, Table 1.

Table 1 Ratio between dimensioned design freezing index of protection layers at different landfills and site specific freezing index in 30, 100 respectively 1000-year perspective.

	$\frac{F}{F_{30}}$	$\frac{F}{F_{100}}$	$\frac{F}{F_{1000}}$
Sunderbyn, Luleå			
Solution 1 Compost, 0,1 m Compost soil, 0,5 m Till, 1 m	2,4	1,2	1
Solution 2 [#] Compost, 0,1 m Till, 2,1 m	1	0,5	0,4
Obbola, Umeå			-
Till, 0,5 m Compost soil /Fiber clay, 0,5 m Till, 0,2 m	4,1	1,8	-
Blåberget, Sundsvall			-
Compost, 0,1 m Compost soil, 0,5 m Till, 1 m	3,0	1,2	-
Dragmossen, Älvkarleby			-
Compost soil, 1 m Till, 0,5 m	7,5	1,9	-
Lilla Nyby, Eskilstuna			-
Compost Soil 1,2 m	4,9	1,4	-

[#] Traditional choice of materials

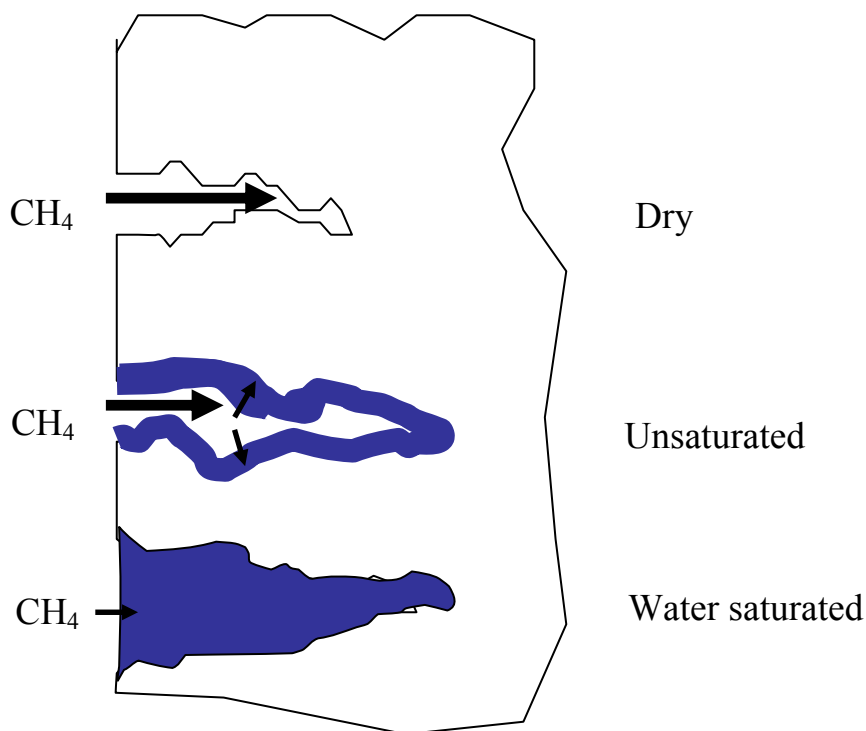
Methane oxidation

The information collected from the five landfills regarding the amount of organic waste landfilled and the amount of landfill gas collected was used to assess the gas emissions through landfill capping. Based on the calculation and a literature study, the methane leakage through the protection layer is expected to continue for decades. Landfill cover soil is suitable medium for methane oxidation. There is a need to enhance the use of the

protection layer as methane oxidation filter. The amount of methane leaking through the protection layer is limited in the cases where gas collection systems are installed.

Landfills containing huge volumes of decomposable organic waste have gas collecting system. However, with or without collection systems, the gas generation and emissions are expected to decrease successively. When the methane concentrations are too low to be burned, alternative methods are needed to take care of the low grade gas that can be still generated in large amounts. Methane oxidation is a way to minimize emission of methane when the volume gas produced is below the level where the collection system is sustainable.

The landfill soil cover can also fill a function to minimize methane emissions from hot spots. Methane oxidation is dependent of oxygen availability as it is an aerobic microbial process. A soil with high organic matter content has higher water retention capacity than a mineral soil and thereby also higher methane oxidation capacity. High flow velocity, high methane concentration and low temperature are limiting factors for effective methane oxidation. Methane oxidation will mainly occur at the depths of 35 - 70 cm. Unsaturated conditions are optimal for gas transport and even gas distribution in the pore. The organic content and nutrients have a positive effect on methane oxidation



Figur 1 Principiell bild av metantransport beroende av vattenmättnadsgrad i profilen.

If the soil cover is impermeable, the upper part should have an even porosity in order to drain away excess water so that methane could be distributed. Water saturated conditions result in a lock and gas flow will find other emission pathways. However if the soil cover is too porous gas flow will be high and the soil layer will dry out.

High content of organic matter and nutrients are not considered necessary in order to maximize methane oxidation.

Field measurement

Temperature measurements in Obola, Umeå show that at the depth of 0,5 m the lowest temperature is $> 10\text{ }^{\circ}\text{C}$. This is due to the cover soils good design freezing index and heat generation in the landfill (due to decomposition of organic matter). Under such temperature conditions, under otherwise optimal porosity, gas flow and water saturation conditions, methane oxidation is considered to be highly effective.

Conclusions

Increasing the thickness of a protection layer is one option to increase the layers resistance to frost, water transport, root penetration, erosion and drought. Through an active choice of material, with known geotechnical and thermal properties, the thickness of the protection layer can be estimated. At sites where the design freezing index is the ruling factor, in order to protect the liner layer, the design freezing index can be improved considerably despite thinner protective layer, by using materials with higher porosity and water content. The use of materials with lower density and a thinner construction will also lead to lower load on the landfill and thereby less settlement. This lead to a more durable construction as uneven settlement will alter cracks where water can be transported in to the landfill and landfill gas out into the atmosphere. Material in the protective layer with organic components such as sewage or fiber sludge will however contribute to an initial increase of the nutrient leakages. In Table 2 different materials effect on design freezing index, methane oxidation and nutrient release are summarized.

Huge volumes of material are needed to construct a landfill soil cover. The geotechnical and thermal properties of those materials are essential as the soil cover is expected to protect the liner material for a long time, i.e. for several hundred years. Soil cover on landfills containing organic waste should also be designed to effectively enhance methane oxidation.

Landfill gas is expected to be generated for decades in the swedish landfills. The larger landfills are equipped with collection systems for landfill gas while smaller sites are not. The effect of the closure should however be considered in any case as the gas emission pattern will be affected.

Natural soils geotechnical and thermal properties are well documented and there are empirical methods to classify frost susceptibility etc. Waste products are often used as construction materials in roads, landfill cover and harbor constructions etc. as these materials substitute natural soil materials. Waste materials geotechnical properties are often investigated. Though, thermal properties are often neglected, and landfill soil cover is an example where frost resistivity of the soil material is dimensioning factor.

Table 2 *Choice of material and its estimated effect on the landfill cover soils functions. The estimations are based on the materials physical parameters such as density, porosity, particle size distribution, thermal properties and content of organic matter.*

Material	Design freezing index	Methan oxidation	Leakage of nutrients	Vattentransport
Till	-	-	+/-	-
Sand	-	+/-	+/-	+
GBFS ¹				
0-31,5	+/-	-	+/-	+
Peat	+	+	+/-	+/-
Rock dust	+/-	+/-	+/-	-
Lime gravel	+/-	-	+/-	+
Mesa	+/-	+/-	+/-	-
Bottom ash	+/-	-	+/-	+
Fly ash	+	+/-	+/-	+
Fiber clay	+	+	-	+/-
Fiber sludge	+	+	-	-
Organic matter	+	+	-	-
Kompost soil	+	+	+/-	+/-
Green liquire	+	-	+/-	-
Tyre shreds	+	+/-	+/-	+

- negativ effekt, + positiv effekt, ± ingen effekt.

Mineral soils have low frost resistivity. By using waste materials such as ashes, composted soils instead of mineral soils the thickness of soil covers can be minimized. Experimental data on thermal properties of waste materials are lacking. Investigation and registration of geotechnical and thermal properties of different waste materials should be done.

Future investigation need

Several landfills are going to be closed during the next five to ten years. Measurements of collected landfill gas at Sunderbyns landfill indicate an increased volume by factor five after a cover layer of till was distributed over the landfill surface. This increase was due to compression and that emission pathways, cracks were tightened. Knowledge of how closure action effects methane production is limited.

¹ Granulated blast furnace slag.

Investigation of methane oxidation in a landfill soil cover should be done, where the following are investigated:

- Measurement of methane (CH_4) concentration and flows in different soil cover constructions
- Characterization of physical (geotechnical and thermal) and chemical properties of investigated soil cover materials
- Monitoring of the temperature and methane oxidation

The methane oxidation properties of soil cover where alternative materials are used should be studied, as well as the effect of the organic content, porosity, temperature, permeability, CH_4 concentration and flow and methane oxidizing bacteria on methane oxidation.

Key words: landfill, protection layer, thermal properties, landfill gas, Methane and methane oxidation.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SLUTTÄCKNING - FUNKTIONEN OCH KRITISKA FAKTORER	1
1.3	TILLSYN.....	2
1.4	DIMENSIONERING FÖR TJÄLE.....	2
1.5	ORGANISKT AVFALL PÅ DEPONIER – FÖREKOMST OCH NEDBRYTNING.....	3
1.5.1	<i>Uppsamling eller oxidation av deponigas.....</i>	<i>4</i>
1.6	BESKRIVNING AV FORSKNINGSOMRÅDET	4
1.7	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSOMRÅDET	6
1.8	MÅL OCH MÅLGRUPP	6
2	GENOMFÖRANDE.....	8
2.1	GENERELLT	8
2.2	TERMISKA EGENSKAPER, FRYSMOTSTÅND OCH KÖLDMÄNGD.....	8
2.3	METANPRODUKTION OCH METANOXIDATION	8
3	SKYDDSSKIKT OCH DESS FUNKTION.....	10
3.1	GENERELLT	10
3.2	TJÄLE.....	11
3.2.1	<i>Klimat- och termiska förutsättningar</i>	<i>11</i>
3.2.2	<i>Termiska och geotekniska materialegenskaper</i>	<i>12</i>
3.2.3	<i>Konventionell utformning av sluttäckning</i>	<i>14</i>
3.2.4	<i>Fallstudie tjäle</i>	<i>14</i>
3.2.5	<i>Dimensionering med avseende på tjäle.....</i>	<i>20</i>
3.2.6	<i>Fältmätningar i Obbola, Umeå.....</i>	<i>25</i>
3.3	DEPONIGAS OCH METANOXIDATION.....	26
3.3.1	<i>Generellt.....</i>	<i>26</i>
3.3.2	<i>Gasbildning och emissioner från deponier.....</i>	<i>28</i>
3.3.3	<i>Metanförbrukning genom skyddsskiktet.....</i>	<i>31</i>
3.3.4	<i>Metanoxidation i skyddsskiktet</i>	<i>39</i>
3.3.5	<i>Design, konstruktion</i>	<i>42</i>
3.3.6	<i>Bieffekter, N₂O.....</i>	<i>42</i>
3.3.7	<i>Beständighet eller nedbrytning.....</i>	<i>43</i>
4	RESULTATANALYS.....	45
4.1	GENERELLT	45
4.2	TERMISKA EGENSKAPER	45
4.3	METANOXIDATION	47
4.4	MATERIALVAL	49
4.5	FÄLTMÄTNINGAR	52
5	SLUTSATSER.....	53
6	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	54
7	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	56
7.1	TJÄLE/TERMISKA EGENSKAPER.....	56
7.2	DEPONIGAS	56
7.3	METANOXIDATION	56
8	REFERENSER	58

Bilagor A.1 – A.10

SKYDDSSIKTSUTFORMNING – TJÄLBERÄKNINGSMETODIK & BERÄKNINGAR

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Sluttäckning av deponier har uppgiften att bl.a. skydda deponin från inläckage av vatten och skydda omgivningen från bildning och läckage av lakvatten och deponigas. Läckage av lakvatten kan påverka närmiljön genom att föroreningar sprids till omgivande ytvatten, grundvatten och mark, medan läckage av deponigas, som är en stark växthusgas, påverkar luften och den globala miljön samt under ogynnsamma förhållanden kan medföra explosionsrisk. Beroende bl.a. på vilken typ av avfall som har deponerats dvs förekomsten av organiskt material, hur långt nedbrytningen har hunnit och deponins utformning kommer gasbildningen och värmeutvecklingen att se olika ut. Med rätt utformning kan täckskiktet fungera både som en barriär för gas och vatten samt ett filter för metangasen.

Ett av de funktionskrav som ställs vid sluttäckning är att hindra nederbördsvatten från att infiltrera det deponerade avfallet och därmed bidra till bildning av oönskade mängder förorenat lakvatten (Förordning 2001:512). För att kunna uppnå och bevara denna funktion under lång period - flera hundra år - ställs därför stora krav på sluttäckningskonstruktionen (Naturvårdsverket 2008; Avfall Sverige 2006, NFS 2004:5, Naturvårdsverket 2004).

Principer för utformningen av skyddsskiktet med avseende på tjälegenskaper, rotpenetration och möjligheten till etablering av växtlighet beskrivs i Naturvårdsverkets och Avfall Sveriges handböcker för deponering (Avfall Sverige, 2006; Naturvårdsverket, 2004; Lundgren, 1995).

Det är viktigt att notera att värme alstras i deponier med organiskt avfall och där nedbrytning och metanbildning sker. Detta skyddar tätskiktet effektivt från frost. Värmeproduktionen avtar dock med tiden i och med att det organiska materialet bryts ner. Därmed ökar betydelsen av skyddsskiktets frysmotstånd med tiden. Nedbrytnings- och metangasbildningstakten och därmed värmeutvecklingen i en deponi är dock svårförutsägbara i och med att det råder många osäkerheter vad gäller avfallets organiska metanbildningspotential, tillgång på vatten, syre mm. Det finns exempel på äldre deponier som producerar metan (och därmed värme) i skala som är svåra att förklara med dagens modeller.

1.2 Sluttäckning - funktionen och kritiska faktorer

Funktionen hos sluttäckningsåtgärden kan påverkas negativt om tät- drän och eller skyddsskiktets tekniska egenskaper förändras. Exempel på faktorer som kan förändra egenskaperna över tiden hos ingående material är:

- Differentialsättningar
- Rotpenetration
- Erosion (inre och yttre)
- Tjäle
- Fysikalisk påverkan av överlast

- Biologisk nedbrytning och kemisk vittring
- Jonbyte
- Torksprickor
- Gaskondens

Till följd av kraven i deponeringsförordningen (2001:512) om deponering av avfall kommer ett stort antal deponier att läggas ner. Nedläggning sker genom kvalitetssäkrad sluttäckning som beskrivs av Naturvårdsverket 2008. Sluttäckningen, som utgörs av en sandwichkonstruktion, har funktionen att hindra vatten- och syreinträngning in till avfallet. Sluttäckningskonstruktionen består av avjämnings-/gasdränerings-, tät-, dränerings- och skyddsskikt. Principen är att ”det som inte läcker in inte heller kan rinna ut”. Syrefria förhållanden kan bidra till att metaller binds hårdare till avfallet och risken för läckage minskar. Täckningen skall förhindra att eventuellt bildad gas läcker ut ens på lång sikt. Skyddsskiktet skall skydda tätskiktet mot frost, uttorkning, rotpenetration, erosion och mekanisk påverkan. Skada i tätskiktet kan medföra att stora volymer syrerikt vatten når avfallet vilket bidrar till lakvattenbildning.

Mineraljord som skyddsskikt ger inte optimala förhållanden för metanoxiderande bakterier. Mineraljordar är i allmänhet mer dränerande och har en högre värmeledningsförmåga jämfört med jordar innehållande en organisk komponent och ger därför inte heller bra skydd mot tjälnedträngning. För svenska förhållanden och användning av mineraliska jordar måste ca en meters skyddsskikt ses som ett absolut minimum på grund av frostrisken (Avén, 1984).

Stora mängder material kommer att behövas vid sluttäckning av deponier. Det är viktigt ur resurssynpunkt att lämpliga restmaterial kan utnyttjas för ändamålet (Rihm et al. 2007). Samtidigt får valet av konstruktion och material inte medföra oacceptabel påverkan på människors hälsa eller på miljön, varken kort- eller långsiktigt. Funktionskraven som ställs vid sluttäckning av deponier kan klaras med restmaterial förutsatt att god material- och utförandekunskap finns. Exempel på deponi som har sluttäckts med restmaterial ges bl.a. av Tham & Andreas 2008, där avloppsslam, renade jordar, gjuterisand, kompost och bottenslagg från avfallsförbränning kunde återanvändas i konstruktionen.

1.3 Tillsyn

Materialvalet vid sluttäckning är viktigt eftersom täckningen ska fungera under flera hundra, kanske tusen år. En nedlagd deponi där avfallet härstammar från flera olika verksamheter och/eller hushållsavfall kan betraktas antingen som en pågående passiv miljöfarlig verksamhet (förvaringsfall) enligt 9 kapitlet MB eller som en nedlagd miljöfarlig verksamhet.

1.4 Dimensionering för tjäle

Tjäle kan påverka permeabiliteten, kornstorleksfördelningen, hållfastheten, släntstabiliteten och vattenhalten i skyddsskikt. Tjäle som når ner till tätskiktet kan också påverka tätskiktets funktion, som dess permeabilitet, tryckhållfasthet, vattenhalt

osv. Risker med schabloniserad tjäldimensionering är att fokus läggs på lagrens maktighet, och funktionen hos skyddsskiktets konstruktion glöms bort. Idag används ofta schablonvärden på tjälfritt djup, beräknade på naturliga jordar. Snabb överslagsberäkning visar att skiktjocklek på ca 1,5 m på skyddsskiktet kan vara underdimensionerade för exempelvis vissa moräner och då speciellt i ett flera hundra års perspektiv. Samtidigt kan motsvarande skiktjocklek med andra materialtyper i skyddsskiktet, exempelvis kompostjord med organiskt materialinnehåll, vara överdimensionerad. På motsvarande sätt kan onödigt högt organiskt innehåll i skyddsskiktet öka näringsläckaget, nedbrytningen, skötselbehovet, rotpenetrationen m.m.

Tjäldjupet beror på klimat- och markförhållanden. I deponier med organiskt avfall pågår nedbrytning och därmed värmeproducerande metanproduktion. Ju längre tid som temperaturen håller sig under noll grader desto djupare når tjälen.

Köldmängden, F – se ekvationen nedan - beskriver klimatförhållandet.

$$F = \sum_a (0 - T_d) , \text{ enheten är dygngrader, } ^\circ\text{d}.$$

Där T_d är medeltemperaturen för respektive dag. Köldmängden beräknas med hjälp av registrerade temperaturer. Vid dimensionering kan den största årliga köldmängden som registrerats under en 30- eller 100-års period (F_{30} eller F_{100}) användas eller statistiska metoder för extremvärdesbestämning av dimensionerandevinter.

Förutom köldmängden har markens frysmotstånd, i detta fall skyddsskiktets materialets egenskaper som dess värmeledningsförmåga (λ), värmekapacitet (c) och vatteninnehåll (vattenkvot) en avgörande betydelse för hur djupt tjälen når. Förutom köldmängd och markens termiska egenskaper påverkas tjäldjupet även av om marken är täckt med vegetation eller snö och om den i solbelyst eller är i skugga. Vid dimensionering av tjäldjupet för maximal tjälhedträngning antogs att deponiytan inte är snötäckt för att inte underdimensionera tjälskyddet.

Tjälberäkningsmetodiken som användes i rapporten är utförd enligt Stefans modell, som redovisas i Bilaga A1.

1.5 Organiskt avfall på deponier – förekomst och nedbrytning

Organiskt material deponerades i stor omfattning fram till 2005. Den 1 januari 2002 förbjöds deponering av utsorterat brännbart avfall enligt 9§ Förordningen 2001:512. Vidare förbjöds all deponering av organiskt avfall den 1 januari 2005 enligt 10§ Förordningen 2001:512. Syftet med förordningen var att förebygga och minska de negativa effekter deponering av organiskt avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön, särskilt när det gäller förorening av ytvatten, grundvatten, mark och luft, och på den globala miljön under en deponis livscykel.

Nedbrytning av organiskt material i deponier medför bland annat att det bildas metangas som är en stark växthusgas. Vid nedbrytningen produceras även värme. Metan sipprar sedan ut i atmosfären både som diffusa utsläpp genom tätskiktsskonstruktionen och genom punktkällor som sprickor, dräneringsledningar, brunnar etc. Bildning av deponigas är ett problem som bedöms avta med tiden i takt med att det lättnedbrytbara materialet i deponin bryts ner.

Nedbrytningstakten av organiskt material beror av materialets innehåll, dess vattenhalt och tillgången på syre. Vid optimala förhållanden för nedbrytning i en deponi kan en halveringstid på 7,7 år (IPCC, 2006) vara ett rimligt antagande, men nedbrytningstakten bedöms vara längre och variera beroende på hur tillståndet i deponin utvecklas. Detta innebär att även om det idag finns ett förbud mot att deponera organiskt avfall är inte deponigasfrågan löst. Nedbrytningen av tidigare deponerat organiskt material kommer sannolikt att pågå under många decennier, speciellt med tanke på att deponierna blir torrare med tiden.

1.5.1 Uppsamling eller oxidation av deponigas

En viktig faktor som kan minska läckaget av metan till atmosfären är effektiv uppsamling av deponigas och hantering av metangasen. Sluttäckningen bör därför kombineras med gasuppsamling och utformas så att ej uppsamlad deponigas ska kunna hitta en diffus transportväg där metanoxidation är möjlig. Deponigas utvinns uppskattningsvis ur hälften av det i Sverige lagrade avfallet, från ca 30 anläggningar (Wennström, 2010). Ett trettiotal andra deponier har gasinsamling och fackling av metan. Verkningsgraden på utvinning är svår att mäta men uppskattas till ca 60 %, (NV, 2004). Det finns ytterligare tusentals mindre deponier utan hantering av deponigas.

Sluttäckningskonstruktioner för deponier är oftast inte utformade med hänsyn till att gynna metanoxidation. Metanoxidation är en biologisk process där bakterier omvandlar syre och metan till koldioxid och vatten för egen bakterietillväxt samtidigt som värme alstras (Humer & Lechner, 2001; Maurice & Lagerkvist, 2004). Forskning har visat att skyddsskikt, med organiskt material i gränsskiktet där det finns tillgång till syre kan vara effektivt skydd mot metanemissioner (Huber-Humer, Röder & Lechner, 2009; Ait-Benichou et al., 2008; Fischer et al., 1999; Scheutz et al., 2008).

1.6 Beskrivning av forskningsområdet

Skyddsskiktets funktion är att skydda tätskiktet. Det är viktigt att skyddsskiktet uppfyller följande funktioner (Naturvårdsverket, 2004):

- inte bryts ner (biologisk/kemisk nedbrytning)
- isolerar mot värme och kyla,
- kan skydda mot uttorkning,
- kan ge fotfäste för växtlighet samtidigt som det motverkar etablering av vegetation med djupgående rötter

Tjäle dvs. frys- och upptiningscykler kan påverka en sluttäckningskonstruktion både på material- och strukturellnivå. Exempel på påverkan på materialnivå är nedbrytning/vittring, konsolidering/avvattning (slam/lermaterial). På strukturell nivå

påverkas materialskikt genom omlagring av material och kanalbildning, Viklander, 1997). Konsekvenserna av denna påverkan är t.ex. att tätskikt övergår till att bli permeabla eller att skyddsskiktet genomgår en differentiering av kornfördelning och/eller att kornfördelningen blir finare. I ett 100-årsperspektiv kan skyddsskiktet övergå till att bli tjälfarligt vilket kan orsaka stabilitetsproblem samtidigt som tätskiktet inte längre skyddas från frostpåverkan. Värmeutveckling från deponerat avfall kommer att avta med tiden vilket ökar risken för frostpåverkan i ett geologiskt perspektiv.

Tjälpåverkan på geologiska barriärmaterial, som t.ex. packad lera eller bentonitliners, innebär irreversibel nedsättning av täthetsfunktionen (Chamberlain och Gow, 1979, Kim och Daniel, 1992, Zimmie et al., 1992, Benson och Othman, 1993, Othman och Benson, 1993, Benson et al., 1995). Tätheten påverkas negativt redan efter 3-5 frys-/töcykler. Permeabiliteten ökar med 100-1000 ggr på grund av bildandet av sprickor/mikrosprickor och bildande av makroporer i tätskiktet. Frys-/töcykler påverkar även materialet i skyddsskiktet. Exempel på sådan påverkan är omlagring/materialtransport och tjällossningsproblematik som kan påverka stabiliteten, framförallt kan risken för plana glidytor i sluttäckningen öka, (Andersland och Landanyi, 2004).

En sluttäckning med väl fungerande tät- och skyddsskikt är en effektiv vattenbarriär. Sluttäckningen påverkar därmed gasbildningstakten i avfallet. Mindre vatten kommer att medföra att nedbrytningen bromsas upp. Gastransporten och emissionen kommer att påverkas på lång sikt när insamlingsbrunnarna stängs ned. Under optimala förhållanden är den bedömda halveringstiden ca 7,7 år. Avklingningen av metanproduktion är svår att förutsäga i och med att förhållandena i en deponi varierar i tid och rum.

Metanoxidation sker naturligt i marken vid en horisont med tillgång på både metan och syre. Tätskiktets effektivitet att oxidera metan varierar kraftigt beroende på markförhållanden (Fischer, Maurice & Lagerkvist, 1999). Markens porositet, vattenhalt och temperatur påverkar mikroorganismers förmåga att utvecklas och bryta ned metan (Maurice & Lagerkvist, 2003). Hög vattenmättnadsgrad i marken hindrar syretransporten i markprofilen, medan torka påverkar tillväxten av bakterier. Sprickor (torksprickor) kan bidra till konvektivt flöde av deponigas till atmosfären. Eftersom det bildas stora mängder metan i deponier finns det goda förutsättningar att mikrobiologisk metanoxidation kan utvecklas i skyddsskikt på deponier, förutsatt långsamma metantransporthastigheter dvs. diffusion. Den biologiska metanoxidationen är temperaturberoende och låga temperaturer medför att oxidationens intensitet minskar, (Börjesson, 1997, Kettunen et al., 2006, Einola et al., 2007). Metanemission som sker med konvektivt flöde är inte temperatur- utan lufttrycksberoende (Börjesson, 1997).

För att uppnå optimala förhållanden för metanoxiderande bakterier, och minimera konvektivt flöde genom skyddsskiktet, bör:

- Risken för uttorkning minimeras (t.ex. under varma sommardagar) vilket annars leder till att metan passerar snabbt tätskiktet utan att hinna oxideras. Halten organsikt material i övre delen av tätskiktet och vegetationen har exempelvis

visat sig kunna öka metanoxidationspotentialen, detta genom ett bra vattenhållande förmåga samt erbjuda ett lämpligt substrat för mikroorganismer.

- Syretillförseln höjas till marken genom t.ex. väl-dränerade markförhållanden nära ytan.
- Metanoxidationsskiktet skyddas mot tjäle. Metanoxidation är värmealstrande vilket innebär att den delvis kan självbevara sig mot frosten.

Utmaningen ligger i att:

1. låta syre diffundera ner i marken utan att låta metan passera förbi utan att den oxideras
2. hålla lagom fuktiga markförhållanden så att syre kan diffundera utan att bakterierna drabbas av torka (Huber-Humer & Lechner, 2003; Huber-Humer, 2004 ; Ait-Benichou et al., 2008).

Metanoxiderande bakterier är relativt okänsliga och kräver varken höga halter näringsämnen eller organiskt material för att etableras eller utvecklas. Det finns olika typer av metanoxiderande bakterier och vissa grupper kan utvecklas på relativt näringsfattiga substrat. Substratet och dess näringsinnehåll kommer dock att styra vilka bakteriegrupper som etableras och dominerar i markskiktet.

1.7 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Syftet med sluttäckning av deponier är att minimera lakvattenbildning. Sluttäckningens beständighet, dvs. hur länge den uppfyller sin funktion, är beroende av de material med specifika egenskaper som ingår i de olika skikten. Yttre påverkan som klimat (nederbörd, köldmängd mm), erosion, vittring, rotpenetration etc. och inre påverkan som nedbrytning, deponigasbildning, sättningar mm. kan påverka sluttäckningens funktioner. Det finns ett stort behov av vägledning om hur materialegenskaper kan användas för att dimensionera och utforma en sluttäckning. Detta aktuella projekt kommer att fokusera på dimensionering av skyddsskiktet med avseende på tjäle och metanoxidation.

Projektet kommer att bidra med att ge exempel på materialval och skiktjocklek för att optimera sluttäckningskonstruktionen med avseende på tjäle, organiskt innehåll och i de fall det är lämpligt metanoxidation.

1.8 Mål och målgrupp

Syftet med projektet baserat på litteraturstudie och erfarenheter från deponier är att visa hur en sluttäckningskonstruktions skyddsskikt kan dimensioneras med avseende på tjälskydd och metanoxidation.

Den övergripande målsättningen är att projektet ska tjäna som underlag för att vägleda aktörer. Detta görs genom att i projektet ta fram underlag för att:

- Optimera konstruktioners funktion (med avseende på tjäle och metanoxidation)
- Underlätta dimensionering (geoteknik, tjäle och metanoxidation)

- En framtida vägledning för utformning av skyddsskikt med avseende på tjäle, organiskt innehåll och metanoxidation.

Målgruppen för arbetet är deponiägare, entreprenörer, projektörer och miljömyndigheter.

2 Genomförande

2.1 Generellt

Arbetet utförs i form av en litteratursammanställning med avseende på tjäle, termiska egenskaper hos restprodukter, metanproduktion i avfallsmaterial och metanoxidation i skyddsskikt. Materialegenskaper som är viktiga för frysmotstånd och metanoxidation tas fram och diskuteras.

Klimatfaktorer som årsmedeltemperatur, köldmängd, snödjup och vinterns längd är viktiga klimatfaktorer som varierar stort i Sverige. Tjäldimensionering av ett skyddsskikt är viktig att beakta i Norrbotten medan den är av mindre betydelse i Skåne. Platsspecifika termiska egenskaper, frysmotstånd, köldmängd diskuteras därför för mellan och norra Sverige med exemplen Sunderbyns deponi (Luleå), Obbola (Umeå), Blåbergets deponi (Sundsvall) Dragmossens deponi (Älvkarleby) och Lilla Nyby (Eskilstuna). Platsspecifika metanemissioner och metanoxidation diskuteras Sunderbyns deponi (Luleå). Exempel på metanemissioner ges också från Slite avfallsanläggning (Gotland), Högbytorp deponi (Stockholm) och Må avfallsanläggning (Örnsköldsvik). Växtlighetens påverkan på skyddsskiktets funktion diskuteras i avsnittet *Förslag till fortsatta forskningsarbete*.

2.2 Termiska egenskaper, frysmotstånd och köldmängd

En sammanställning och bedömning av termiska egenskaperna hos olika materialtyper görs för morän, flygaskor, avloppsslam, pappersindustrins restprodukter som flygaska, fiber- och kalklera mm. Skyddsskiktets frysmotstånd hos ett konventionellt moränmaterial jämförs med ett skyddsskikt där en del av moränen är utbytt mot kompostjord.

De typfall som diskuteras i rapporten är Sunderbyns deponi (Luleå), Obbola industrideponi (Umeå), Blåbergets deponi (Sundsvall), Dragmossens deponi (Älvkarleby) och Lilla Nyby (Eskilstuna). För dessa deponier görs en sammanställning av de material som ingår i skyddsskiktet. Respektive materials termiska egenskaper används för att bedöma skyddsskiktets frysmotstånd. En överslagsmässig bedömning av köldmängd² görs för respektive lokal baserat på 30, 100 och i Luleås fall 1000 årsperspektiv.

2.3 Metanproduktion och metanoxidation

En bedömning görs av hur stora metanemissioner som förväntas läcka från svenska deponier till atmosfären. Gasdata från deponin i Sunderbyn (Luleå) användes i bedömningen tillsammans med data från deponierna i Slite (Gotland), Högbytorp (Stockholm), Må (Örnsköldsvik) och Storskogen (Oskarshamn). Metanoxidation i

² Köldmängd (F) är tidsintegralen av vinterns negativa lufttemperatur. Den utgör en förenklad beskrivning av vinterns temperatur ex på enhet är dygngrader.

skyddsskikt sker naturligt och omfattningen beror på förhållandena i skyddsskiktet. Baserat på litteraturstudie tas rekommendationer fram för materialval, dimensionering.

3 Skyddsskiktet och dess funktion

3.1 Generellt

Av NFS 2004:5 framgår att vid dimensionering av sluttäckning bör samtliga skikt, inklusive skyddsskiktet, redovisas med sina egenskaper och vad dessa betyder för att sluttäckningen skall kunna uppfylla uppställt perkolkationskriterium. Det är viktigt att göra en bedömning av skyddstäckningens funktion på deponin. Om det primär är att minska inläckage av vatten och skydda mot erosion eller om det också finns risk för att tjäle kan påverka skyddsskiktets funktion samt om det finns risk för utsläpp av deponigas från deponin. Hur skyddsskiktet utformas beror på vilka skyddsfunktioner som efterfrågas och vilka material som finns tillgängliga. Transport av material, användning av ändliga resurser, lakningsegenskaper termiska egenskaper, geotekniska egenskaper bör vägas in vid val av material till skyddsskiktet.

Klimatzonen för deponin är en viktig fråga ur tjälsynpunkt. Det är uppenbart att köldmängden varierar beroende var deponin ligger, från ca 100 dygngrader i Skåne till ca 2000 dygngrader i Norrbotten under de senaste 30-årens vintrar (Vägverket, 2001). Rekommendationer som redovisas i Naturvårdsverket, 2008 anger lagertjocklek och god dränering som strategi. Skydds- och dräneringsskikt med tjocklek på 1,5 m bedöms skydda mot erosion, rotpenetration och tjäle, se Tabell 3.1. Konsekvensen av att enbart fokusera på tjocklek är att skyddstäckningen riskerar att bli ineffektiv och/eller dyr. Funktionsbaserad bedömning och dimensionering baserad på termiska egenskaper hos skyddsskiktetsmaterial kan leda till bättre materialval. Detta i sin tur innebär ett aktivt materialval, val av lagerföljd och i många fall tunnare skikt och därmed lägre materialbehov.

Tabell 3.1 Kvalitetsrekommendationer för utförande av skyddstäckning, Naturvårdsverket (2008).

Table 3.1. Quality recommendations for performance of landfill cover, Naturvårdsverket (2008).

Funktion, typ eller egenskap	Rekommendation	Referens
Tjocklek	1,5 meter inklusive dräneringsskiktet AR	AR
Material	Naturmaterial och avfall för anläggningsändamål. Inblandning av avfall för anläggningsändamål med betydande föroreningsinnehåll får dock ingå med max. 40 viktsprocent. Biologiskt nedbrytbara material stabiliseras.	AR
Föroreningsinnehåll och utlakningsegenskaper	För avfall för anläggningsändamål bestäms föroreningsinnehåll och lakningsegenskaper	AR
Erosionsskydd	Ytan besås så snart som möjligt	AR
Beständighet	Det bör framgå hur länge skyddstäckningen bedöms vara beständigt samt behov av underhåll, utbyte eller reparation	HT

AR - allmänna råd, och HT - handbokstext.

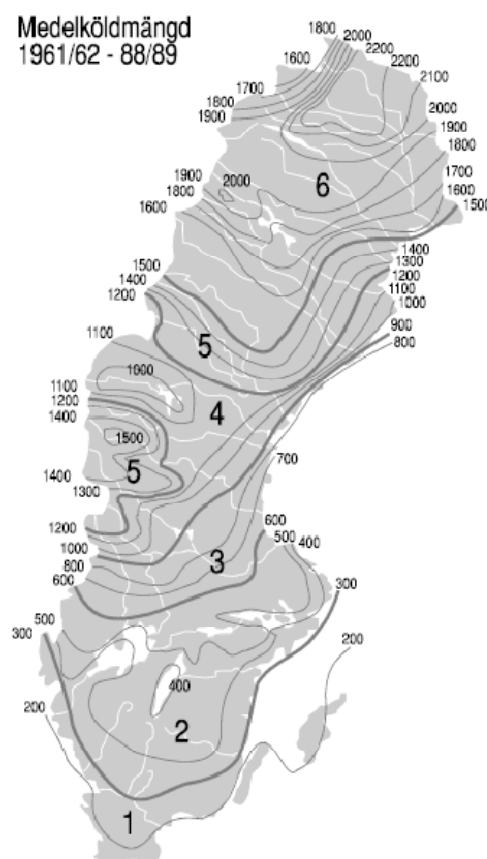
På motsvarande sätt kan materialval och lagerföljd bidra till funktionen metanoxidation. Faktorer som påverkar metanoxidation är fukthalt, permeabilitet, temperatur,

uppehållstid, distribution och flöde av O_2 och CH_4 (Benichou et al., 2009, Einola et al., 2009, Stern et al., 2007). Metanoxidation i skyddsskiktet leder till minskade utsläpp av växthusgaser. I vissa fall kan skyddsskiktet ta metan från luften, dvs en fälla/sänka för CO_2 som byggs in i organiskt material och mineraliseras (Benichou et al., 2009, Einola et al., 2009, Stern et al., 2007).

3.2 Tjäle

3.2.1 Klimat- och termiska förutsättningar

Frysning och tining av jord kan medföra skador i områden med kallt klimat. Jordens förmåga att bilda islinser, termiska förhållanden i markprofilen är viktiga faktorer som styr ojämn tjällyftning, deformationer, sprickbildning och kan orsaka nedsatt bärighet. Klimatfaktorer som har stor påverkan på tjäldjupet är årsmedeltemperatur, köldmängden i luften, snödjupet och vinterns längd. I Figur 3.1 redovisas medelköldmängden i Sverige för vintrarna 1961/62-1988/89 (Vägverket, 2000).



Figur 3.1 Medelköldmängder i Sverige för vintrarna 1961/62-1988/89 (Vägverket, 2000).

Figure 3.1 Average freezing index in Sweden for the period between 1961/62-1988/89 (Vägverket, 2000).

Skyddsskiktets förmåga att skydda tätskiktet från fryspåverkan är av intresse för att bevara tätskiktets barriärförmåga. Utförda studier har påvisat att redan vid 3-5 frys-tö-cykler påverkar ett tätskikt av jordmaterial negativt. Tätheten kan minska i storleksordningen 100-1000 ggr, (Kim och Daniel, 1997, Zimmie et al., 1992, Benson och Othman, 1993, Othman och Benson, 1993, Benson et al., 1995).

Skyddsskiktet är ett flerfassystem (fasta partiklar, vatten, luft) där värmeöverföringsegenskaperna förändras mellan ofruset och fruset tillstånd, vilket till största delen beror på att vatten övergår till is. De faktorer som spelar störst roll för tjäldjupet är skyddsskiktets värmeledningsförmåga och dess vatteninnehåll. Vatteninnehållet är betydelsefullt för tjäldjupet eftersom fasomvandlingen från vatten till is utgör den största delen i skyddsskiktets frysmotstånd. Värmeledningsförmågan påverkar hur mycket energi som är tillgänglig för fasomvandlingen. Vatteninnehållet påverkas av faktorer som porositet och kornstorleksfördelning (kapillaritet och fältkapacitet).

3.2.2 Termiska och geotekniska materialegenskaper

I Tabell 3.2 redovisas olika materials typiska värden på densitet (ρ), vattenkvot (w), vattenmättnadsgrad (S_r), värmekapacitet³ (C) och värmeledningstal⁴ (λ_{fr}) vid frysning. Materialens egenskaper är uppskattade utifrån litteratordata. Moräner är naturliga jordar och parametrarna är väl dokumenterade i Sverige. På motsvarande sätt finns det data på torv. Hyttsten och betong används bland annat som konstruktionsmaterial i vägar och även dessa materials tekniska och termiska egenskaper är väl dokumenterade (Vägverket 2004 & 2005). Alternativa material är generellt sparsamt dokumenterade med avseende på geotekniska och termiska egenskaper. Materialens termiska egenskaper bedömdes baserat på innehåll av mineral, organiskt material, densitet och porositet samt vattenmättnadsgrad. Det är viktigt att notera att variationer kan förekomma. Kompost kan innehålla olika mängder organiskt material, vatten, jordmaterial etc. vilket påverkar materialets frysmotstånd. Kompostjord och anläggningsjord valdes med en bestämd sammansättning och dessa materials parametervärden, se Tabell 3.2, räknades fram baserat på de ingående materialens termiska egenskaper. Den viktigaste parametern som påverkar ett materials termiska egenskaper är dess innehåll av vatten.

³ Värmekapacitet anger den energimängd som åtgår för att höja temperaturen hos en volymenhet material en grad.

⁴ Värmeledningstal anger den värmemängd som per sekund och meter leds genom materialet om temperaturen faller är 1 °C/m.

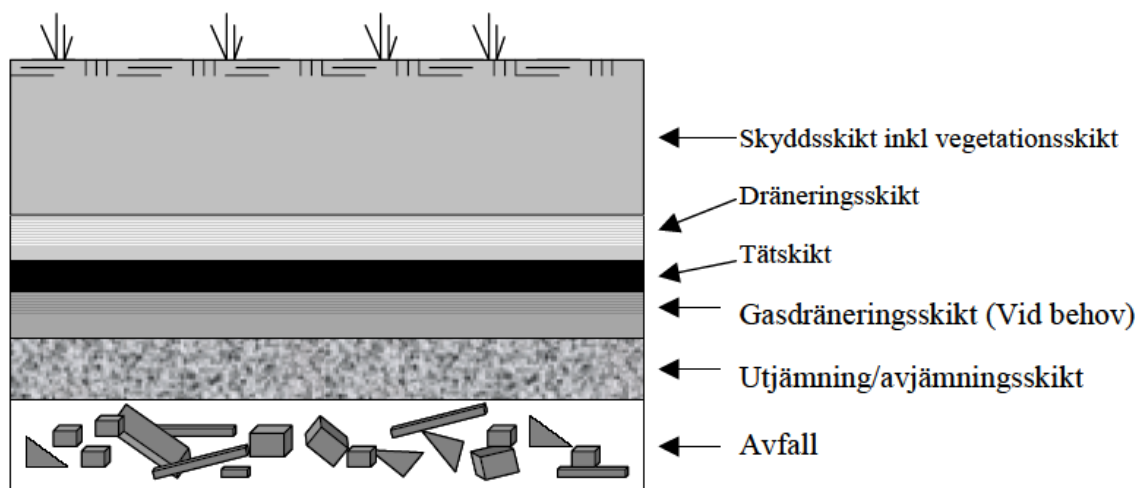
Tabell 3.2 *Materialegenskaper för material som ingick i fallstudiernas skyddsskikt, (Vägverket, 2001, Vägverket, 2004, Vägverket, 2005, Edeskär, 2006, SIG, 1991, Andersland och Ladanyi, 2004).*

Table 3.2 *Properties of protection layer material used in this study. (Swedish road administration 2001, 2004 & 2005, Edeskär 20056, SGI 1991 & Andersland and Ladanyi 2004).*

Material	ρ ton/m ³	ρ_s ton/m ³	Materialdata		C J/m ³ °C	λ_{fr} W/m°C
			w %	S _r %		
Grovkornig jord	1,8	2,8	10%	40%	8,99E-08	2,69
Blandkorning jord < 30 % finmaterial	1,9	2,8	13%	56%	7,67E-08	3,15
Blandkorning jord > 30 % finmaterial	1,7	2,8	20%	58%	5,38E-08	3,05
Hyttsten 0-31,5	1,2	2,7	6%	12%	4,34E-08	0,65
Betong	1,7	2,1	12%	63%	7,35E-08	2,20
Slaggrus	1,5	2,6	10%	29%	1,32E-08	0,30
Bottenaska	1,7	2,7	16%	55%	1,25E-08	0,50
Stenmjöl	1,7	2,7	20%	60%	4,21E-08	2,54
Kalkgrus	0,9	2,7	11%	13%	4,4E-08	0,65
Flygaska	1,7	2,7	30%	75%	1,08E-08	0,70
Mesa	0,6	2,7	30%	17%	1,07E-08	0,64
Torv H5, v=75 %)	1,0	1,5	1000%	100%	5,01E-06	0,80
Kompostjord	1,2	1,8	112%	89%	2,19E-08	2,25
Ecomull	0,6	1,2	100%	40%	1E-08	0,50
Växtbädd	0,6	1,2	112%	41%	6,93E-09	0,71
Fiberslam	0,9	1,2	120%	72%	1,42E-08	1,14
Fiberlera	1,2	1,8	112%	89%	2,19E-08	2,25
Grönlutslam	1,0	2,7	65%	50%	2,54E-08	1,65
Gummiklipp	0,6	1,1	1%	1%	2E-07	0,20
Skumglas	0,2	2,5	1%	1%		0,15

3.2.3 Konventionell utformning av sluttäckning

Enligt de rekommendationer som Naturvårdsverket ger i handbok 2004:02 utformas en sluttäckning enligt Figur 3.2. I denna utformning utgör skyddsskiktet och dräneringsskiktet tjälskyddet för tätskiktet.



Figur 3.2 Principutformning av sluttäckning (Naturvårdsverket, 2004)

Figure 3.2. Principle model of landfill covering, (Naturvårdsverket, 2004).

Naturvårdsverket rekommenderar att den totala tjockleken på skikten ovanför tätskiktet uppgår till minst 1,5 m. Det innebär i praktiken att dräneringslagret är ca 0,2 – 0,3 m och skyddsskiktet är 1,2 – 1,3 m. Rekommenderat materialval till skyddsskiktet är mineraljord. Den principutformning, dels tjockleken och dels materialvalet av sluttäckning som Naturvårdsverket rekommenderar är inte optimerad ur tjälskyddssynpunkt. Genom att använda material med högre fältkapacitet i skyddsskiktet kan tjälnedträngningen minskas. Frysmotståndet hos skyddsskiktet är en funktion av skyddsskiktets tjocklek och materialvalet. Användning av exempelvis kompostmaterial i skyddsskiktet kan bidra till att skyddsskiktets tjocklek kan minskas. Kompostmaterial kan även bidra till ökad metanoxidation.

3.2.4 Fallstudie tjäle

Material och klimat är två huvudfaktorer som är dimensionerande för tjälskyddet. Skyddsskiktets termiska egenskaper, porositet, vattenkvot och temperaturen i omgivningen är därmed av betydelse vid dimensionering av skiktets tjocklek. I Tabell xcl redovisas material som kan vara lämpligt i skyddsskikt

Materialval, se avsnitt 3.2.4.1 Materialval. För att visa hur materialval påverkar frysmotståndet hos ett skyddsskikt redovisas två typfall där moränjord används i hela skyddsskiktet i det ena fallet och där en del av moränen ersattes med kompost/anläggningsjord i det andra fallet. Här redovisas moränjord med två olika finjordshalt för att även visa kornstorlekens betydelse för frysmotståndet.

Fallstudier, se avsnitt 3.2.4.2 För att visa hur klimat påverkar dimensioneringen av frysmotståndet i skyddsskiktet redovisas platsspecifika typfall med olika materialval i skyddsskiktet. Typfallen är anpassade för att minimera tjälnedträngning, dvs maximera frysmotståndet. Följande lokaler valdes för att studeras vidare:

- Sunderbyns deponi, Luleå
- Obbola SCA industrideponi, Umeå
- Blåbergets deponi, Sundsvall
- Dragmossens deponi, Älvkarleby
- Lilla Nyby, Eskilstuna

Baserat på materialval i de fem typfallen utfördes kalkyl av respektive skyddsskiktets frysmotstånd. Frysmotståndet ställdes sedan i relation till platsens köldmängd på 30- (F_{30}), på 100- (F_{100}) och i Luleås fall även för på 200 (F_{200}) och på 1000-årsperspektiv (F_{1000}). Köldmängden F_{30} och F_{100} för respektive plats är:

- ca 1240 respektive 2430 °dagar för Sunderbyn, Luleå
- ca 900 respektive 2010 °dagar för Obbola, Umeå
- ca 700 respektive 1700 °dagar för Blåberget, Sundsvall
- ca 400 respektive 1650 °dagar Dragmossen, Älvkarleby
- ca 300 respektive 1000 °dagar Lilla Nyby, Eskilstuna

3.2.4.1 Materialval

Finjordshalt och innehåll av organiskt material påverkar skyddsskiktets frysmotstånd. Frysmotståndet hos skyddsskikt som är uppbyggt enbart av moränmaterial jämförs med skyddsskikt där en del av moränen har ersatts med kompostjord, se Tabell 3.2. Två olika moränkvaliteter användes, ett där finjordshalten var $> 30\%$ och ett där finjordshalten är $< 30\%$ se tabell 3.3. Frysmotståndet i dessa två typfall jämförs sedan med två motsvarande typfall där skyddsskiktets tjocklek på 1,2 m är bibehållen men 0,5 m av respektive moränskikt ersätts med 0,5 m kompostjord, se tabell 3.4. Dessa beräkningar relateras inte till en specifik deponi utan bedömningen av skyddsskiktets konstruktionens lämplighet görs utifrån vilken klimatzon den kan utföras utan risk för att tjäle når tätskiktet.

Tabell 3.3 Sluttäckningens skyddsskikt med enbart moränjord a) med $> 30\%$ finjordshalt och b) med $< 30\%$ finjordshalt.

Table 3.3 Protection layer with till, a) $> 30\%$ fines and b) $< 30\%$ fines.

Skikt	Materialval	Skikt tjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Kompostjord	-
2) Skyddsskikt	Morän (a. $> 30\%$ finjord, b. $< 30\%$ finjord)	1,2 m
3) Dräneringsskikt	Grus	0,3
4) Tätskikt	-	-

5) Avjämnings-/gasdränskikt	-	-
6) AVFALL	-	-

Tabell 3.4 Sluttäckningens skyddsskikt med anläggningsjord och a) morän med > 30 % finjordshalt och b) < morän 30 % finjordshalt.

Table 3.4 Protection layer with construction soil and a) till with > 30 % fines and b) till with < 30 % fines.

Skikt	Materialval	Skikt tjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Morän (a. > 30% finjord b. < 30 % finjord))	0,5
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord	0,5
3) Skyddsskikt	Morän (a. > 30% finjord b. < 30 % finjord))	0,2
4) Dräneringsskikt	Grus	0,3
5) Tätskikt	-	-
6) Avjämnings-/gasdränskikt	-	-
7) AVFALL	-	-

3.2.4.2 Fallstudier

Skyddsskiktets sammansättning beskrivs för respektive deponi. Skyddsskiktet på Lilla Nyby, Dragmossens deponi och Obbola är i dagsläget helt eller till delar sluttäckta, medan Sunderbyn och Blåbergets deponi kommer att avslutas under de närmaste fem åren. Restmaterial ingår i del av skyddsskiktet i samtliga deponier. Deponierna har olika förutsättningar med avseende på klimat. Lilla Nyby i Eskilstuna, Dragmossens deponi i Älvkarleby som ligger längst söderut av deponierna har helt annorlunda klimatförutsättningar än deponierna Umeå och Luleå. Nedan redovisas deponierna från norr till söder. För respektive deponi redovisas skyddsskiktets sammansättning och utformning och de olika skiktens tjocklek. Skyddsskiktets tjocklek varierar mellan > 2 m för Sunderbyns deponi, till 1,2 m för Lilla Nyby i Eskilstuna. Skyddsskiktets frysmotstånd jämförs sedan med en för 30-, 100- och i Luleås fall även 200- och 1000-årsperspektiv.

Luleå

Deponin är inte avslutad och terrassering och utläggning av avjämningskikt startades upp under 2008 och beräknas vara avslutad under 2010. I avjämningskiktet användes morän. Vilket tätskikts- och skyddsskiktsmaterial som kommer att användas bestäms senare. Skyddsskiktskonstruktion som föreslås i denna rapport är dimensionerad för att klara 1000-årsperspektiv, F_{1000} , och målsättningen är att optimera för metanoxidation genom att använda lokalt tillgängliga material, se Tabell 3.5. Deponin har uppsamling av deponigas och metan facklas av. Deponins utveckling vad gäller metanbildning beskrivs i avsnitt 3.3.3.3.

Tabell 3.5 Förslag på skyddsskiktets sammansättning på Sunderbyns deponi, Luleå.

Table 3.5 Protection layer with proposed material composition on Sunderbyns landfill, Luleå

Skikt	Materialval	Förslag Skiktjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Kompostjord	0,1
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord	1
3) Skyddsskikt	Morän (> 30% finjord)	0,5
4) Dräneringsskikt	Grus	0,2
5) Tätskikt	Plastmatta/bentonitmatta	0,02
6) Avjämnings-/gasdränskikt	Morän	0,5
7) AVFALL	-	-

Umeå

En provyta på ca 6000 m² av Obbola deponins totala yta har täckts med en experimentellt utformad sandwichkonstruktion. Avjämningskiktet består av finkornigt material, kalk och/eller byggavfall, se tabell 3.6. Tätskiktet är en mix av grönslutslam och stenmjöl, dräneringsskiktet är gummiklipp och skyddsskiktet är schaktmassor och kompost. Komposten tillverkades genom strängkompostering av en blandning av bl.a. returfiber från SCA, hästgödsel, träflis. Växtetableringsskiktet består av kompostjord där kompost har blandats med lämpliga schaktmassor. Försöksytan undersöks av Avdelningen för avfallsteknik vid Luleå Tekniska Universitet.

Tre mätsonder placerades i skyddsskiktet vertikalt och längs en profil ner över slänten, A, B, C där sond A längst ner vid deponins slänthot. Sönderna är två meter långa och mäter temperaturen på 0,05 m 0,50 m 1,00 m 1,50 m och 2,00 m räknat från ytan. Skyddsskiktets mäktighet efter kompression är ca 2 – 2,1 m och temperatursonderna på 2 m djup sitter i dräneringsskiktet. Lufttemperaturen mäts vid en fristående mätstuga i deponins slänthot. (Andreas & Lagerkvist, 2010).

Tabell 3.6 Sluttäckningskonstruktionens utformning på Obbola industrideponi, Umeå.

Table xc3 Protection layers material composition on Obbola landfill, Umeå

Skikt	Material	Skiktjocklek (m) Före/efter kompression
1) Växtetableringsskikt	Materialval	0,3/0,15
2) Skyddsskikt del 1	Morän	0,7/0,7
3) Skyddsskikt del 2	Kompost och fiberlera	0,7/0,5
4) Skyddsskikt del 3	Bioaska	0,7/0,7
5) Dräneringsskikt	Gummiklipp 0,5 m	0,5/0,3
6) Tätskikt	Grönslutslam stabiliserat med stenmjöl, packat i två skikt	0,5
7) Avjämningskikt	Kalk och bygg- och rivningsavfall	-

Sundsvall

Sluttäckning kommer att utföras under de närmaste fem – tio åren. Idag pågår det fortfarande ojämna sättningar. Sättningen är i storleksordning 0,5 m/år. Strategin är att sluttäcka efter att sättningarna har avstannat och att slutföra sluttäckningen i etapper med lokalt tillgängliga material. Stora infrastruktursatsningar i Sundsvalls närområde kommer att generera överskottsvolymer av schaktmassor. Idag komposteras och hanteras avloppsslam i syfte att kunna tillverka anläggningsjord till sluttäckningen av deponin. Utöver dessa material finns det tillgång till flygaska (tvättad), grönlutslam, mesa och fiberslam/fiberlera. I tabell 3.7 ges ett förslag på materialval.

Tabell 3.7 Förslag på materialsammansättning i skyddsskiktet på Blåbergets deponi, Sundsvall.

Table 3.7 Material choices in the covering layer on Blåbergets landfill, Sundsvall.

Skikt	Materialval	Skikt tjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Kompostjord	0,1
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord	1
3) Skyddsskikt	Morän (> 30% finjord)	0,5
4) Dräneringsskikt	Grus	0,2
5) Tätskikt	Ännu ej valt	-

Älvkarleby

Dragmossens deponi är ca 1 ha. En provyta på deponins topp har sluttäckts med FSA som tätskiktsmaterial, medan deponins slänter är sluttäckta med FSA och plastmatta som tätskikt och ett dräneringsskikt. I övrigt är skyddsskiktet utformat på samma sätt på hela deponiytan. Skyddsskiktet består av 0,5 m morän och ca 1 m anläggningsjord, se Tabell 3.8. Information om avfallets metanbildningspotential är inte känd.

Tabell 3.8 Förslag på skyddsskiktets sammansättning på Dragmossens deponi, Älvkarleby.

Table 3.8 Suggested material composition of the covering layer at Dragmossens landfill, Älvkarleby

Skikt	Material	Tjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Sådd	-
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord/kompost	1,0
3) Skyddsskikt	Återvunnen jord, morän	0,5
4) Dräneringsskikt	Slaggrus	0,2
5) Tätskikt	FSA + Plastmatta	0,3 ^{&}
6) Avjämningskikt	Flygaska	0,5
7) AVFALL		

[&] tjocklek efter kompression hos det utlagda tätskiktsmaterialet FSA.

Eskilstuna

På Lilla Nyby pågår sluttäckning sedan 2004/2005 med ca 0,5 – 1 ha per år. I dagsläget är det drygt 5 ha som är sluttäckt. Deponin terrasseras med flyg- och/eller blandaska

som avjämningslager. Flygaskastabiliserat avloppsslam (FSA) används som tätskiktsmaterial. På tätskiktet (FSA-skiktet) läggs det ut geotextil som materialskiljande skikt. Därefter läggs dräneringsskikt (krossat berg med en fraktion på 4 – 8/8 - 16 mm) ut med tillhörande geotextil. Skyddsskiktet läggs ut därefter. Den färdigställda ytan sås med gräs och underhålls därefter med klippning vid behov. Skyddsskiktets sammansättning och tjocklek redogörs i Tabell 3.9.

Tabell 3.9 Förslag på skyddsskiktets sammansättning på Lilla Nyby deponi, Eskilstuna.

Table 3.9 Suggested material composition of the covering layer at Lilla Nyby landfill, Eskilstuna.

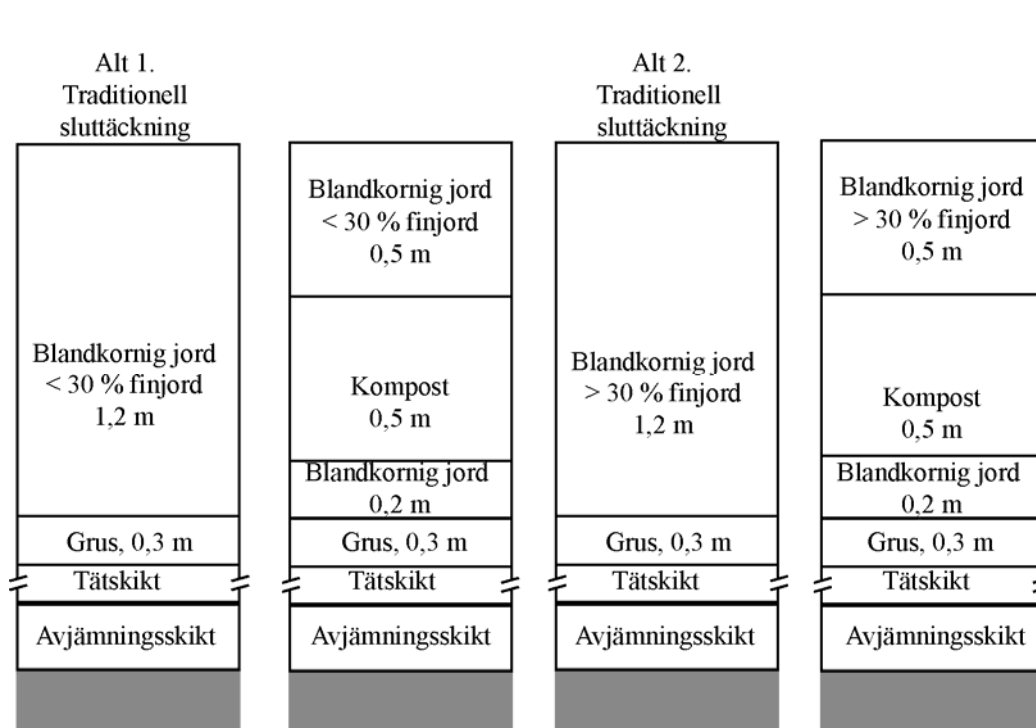
Skikt	Material	Tjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Kompostjord	0,2
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	0,5
3) Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	0,5
4) Dräneringsskikt	Grus	0,2
5) Tätskikt	FSA	0,45

3.2.5 Dimensionering med avseende på tjäle

Beräkningar har genomförts för sluttäckningskonstruktioner med något olika sammansättning i skyddsskiktet se figur 3.3. Sluttäckning med 1,2 m skyddsskikt och 0,3 m dräneringsskikt representerar en generaliserad sluttäckning enligt de rekommendationer som ges i Naturvårdsverket, 2004 som benämns traditionell täckning. Två olika typer av mineraljordar studerats för den traditionella täckningen:

- Blandkornig jord med < 30 % finjordsinnehåll (alternativ 1)
- Blandkornig jord med > 30 % finjordsinnehåll (alternativ 2)

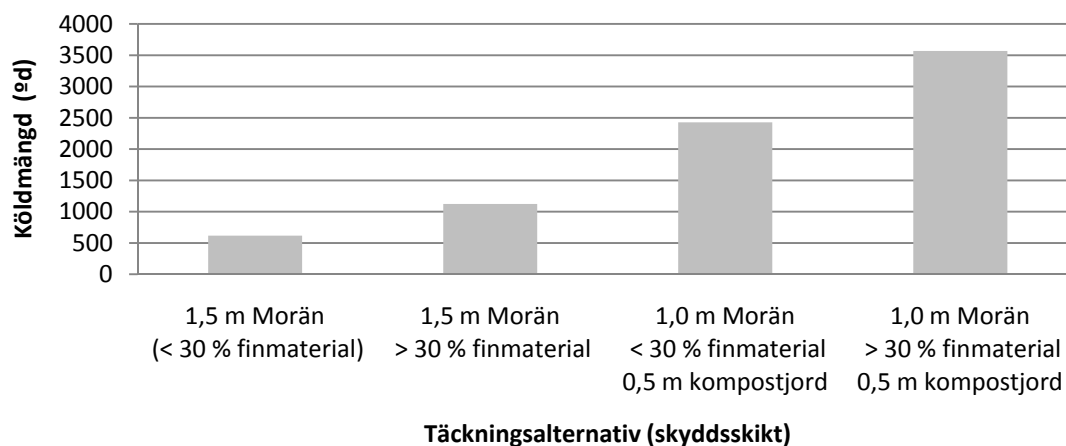
Materialegenskaperna för de blandkorniga mineraljordarna har hämtats från VVMB 2001:301. Figuren redovisar två fall där blandkornig jord med < 30 % respektive > 30 % finmaterial utgör mineraljorden i skyddsskiktet. Beräkningarna kompletterades med två andra lösningar, där 0,5 m av blandkornig jord ersattes med 0,5 m kompost, se figur 2 och i Bilaga A.2 & A.3.



Figur 3.3 Skyddsskikt med fyra olika materialalternativ som tjälberäkningarna utgår från.

Figure 3.3 Protection layer with four different material choices.

Köldmängd som respektive skyddsskikt/dräneringsskikt klarar innan frysfronten når tätskiktet redovisas i Figur 3.4. Frysmotståndet hos sluttäckningen ökar med ökande finjordshalt vilket beror på den högre vattenhållande förmågan hos finmaterial och därmed högre latent värme. Resultatet visar att enbart genom att välja en mineraljord med en bättre vattenhållande förmåga fördubblas den tjälisolerande förmågan från ca 600 kölldagar till 1100 kölldagar. Det motsvarar ungefär skillnaden i vinter mellan Karlstad och Umeå i ett 30-års vinterperspektiv. För att visa hur ett kompostskikt påverkar skyddsskitets mäktighet ur tjäldimensioneringssynpunkt har beräkningar genomförts där kompostmaterial har infogats i skyddsskiktet. Kompostmaterialet förutsätts i beräkningsexemplet bestå av låghumifierad torv med 75 % vattenmättnadsgrad och vara 0,5 m tjockt. Effekten av ett kompostskikt i skyddsskiktet har en stor tjälisolerande effekt för skyddsskiktet. Även i fallet med en blandkornig jord med låg innehåll av finmaterial i skyddsskiktet medför ett kompostskikt att skyddsskiktet klarar ett 30-års vinter i hela Sverige, dvs köldmängd på 2300 köldgrader. Att anlägga ett kompostskikt i skyddsskiktet ökar frysmotståndet 3-4 ggr i detta beräkningsexempel.

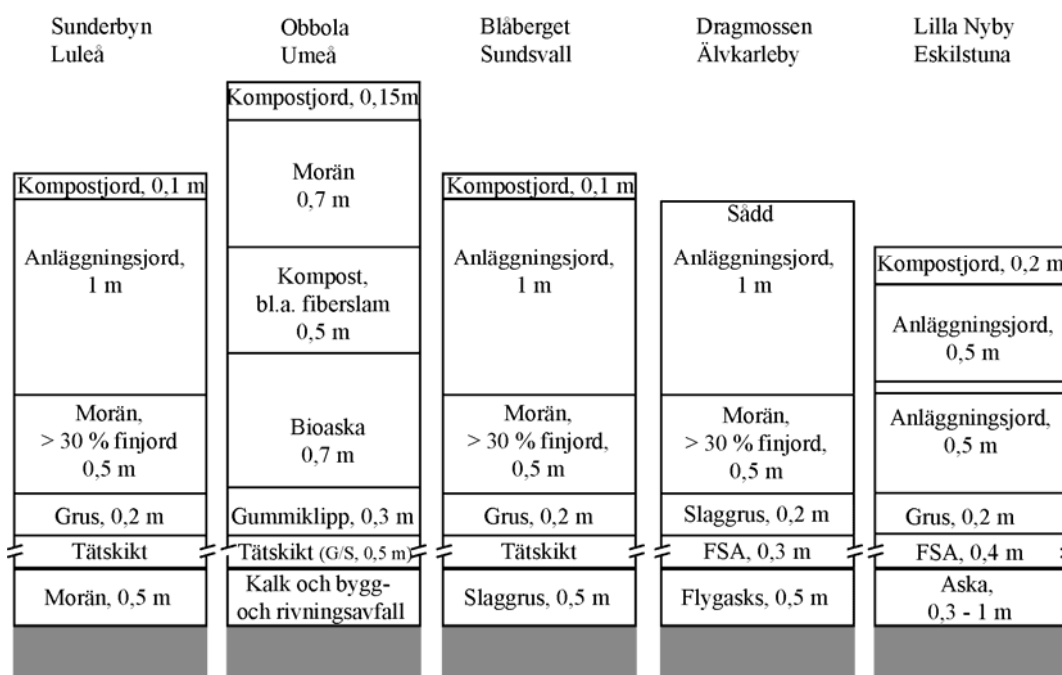


Figur 3.4 Frysmotståndet (graddagar) hos 1,5 m skyddsskikt redovisas för traditionell utformning av skyddsskikt enligt Naturvårdsverket, 2004 med en grovkornig (<30 % finmaterial) respektive finkornig morän (>30 % finmaterial), samt där 0,5 m kompostskikt ingår i skyddsskiktets konstruktion.

Figure 3.4 Freezing index of 1,5 m thick protection layer with coarse till (< 30 % fines) and with till (> 30% fines) in accordance with recommendations given in Naturvårdsverket, 2004, and cases where 0,5 m compost soil is used together with till.

Uppbyggnad av sluttäckningarna för respektive lokal redovisas nedan, se figur 3.5. I figurerna 3.6-3.10 redovisas resultatet från beräkningarna av den köldmängd som sluttäckningsutformningen i respektive lokal klarar utan att frysfronten når tätskiktet. Skyddsskiktets beräknade frysmotstånd och lokalens dimensionerande köldmängd för respektive lokal redovisas i Bilaga A.4 – A.9. För deponierna i Luleå, Umeå, Sundsvall, Älvkarleby och Eskilstuna har dimensionerande köldmängder för 30- och 100-årsvintrar uppskattats utifrån öppna källor, där F_{30} avser dimensionerande köldmängd från perioden 1961/62-1988/89 och F_{100} , F_{200} och F_{1000} är en uppskattning av dimensionerande vinter ur 100, 200 och 1000 års perspektiv baserat på Gärde och Knapp, 1988.

I nollalternativet användes 2 m tjockt moränmaterial och en 0,1 m växtetableringsskikt i skyddsskiktet. Nollalternativets frysmotstånd jämfördes med F_{30} – F_{1000} för Luleå. För de övriga typfallen beräknades skyddsskiktets frysmotstånd, dvs. den köldmängd som den är dimensionerad att klara utan att frost når tätskiktet och jämfördes med dimensionerande köldmängder för respektive lokal.

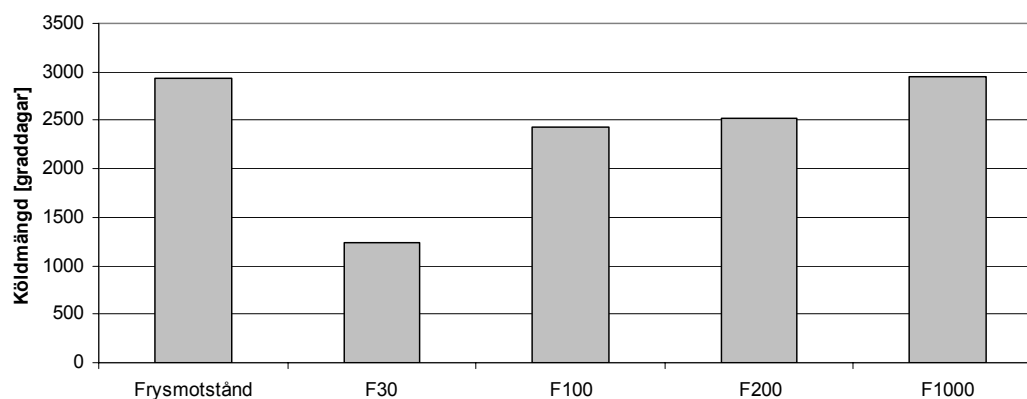


G/S = grönlutslam stabiliserat med stennmjöl

Figur 3.5 Sluttäckningskonstruktionernas utformning på deponierna Sunderbyn, Obbola (efter kompression), Blåberget, Dragmossen och Lilla Nyby.

Figure 3.5 Protection layer construction of Sunderbyn, Obbola (after compression), Blåberget, Dragmossen and Lilla Nyby landfills.

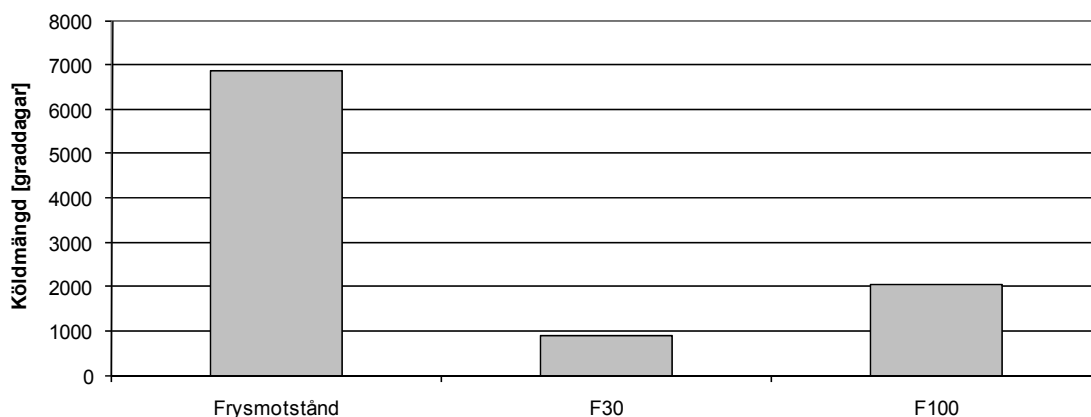
I figurerna 3.6-3.10 redovisas resultatet från beräkningarna skyddsskiktens frysmotstånd som jämförs med den dimensionerande köldmängden ur 30, 100-, 200- och 1000- års perspektiv. Resultaten visar att skyddsskikten har ett tillräckligt frysmotstånd ur 100-års perspektiv.



Figur 3.6 Frysmotstånd för föreslagen deponitäckning för Sunderbyn Luleå och platsens dimensionerade köldmängd F_{30} , F_{100} , F_{200} och F_{1000} .

Figure 3.6 Freezing index of the suggested landfill cover construction on Sunderbyn Luleå and site specific freezing index F_{30} , F_{100} , F_{200} and F_{1000} .

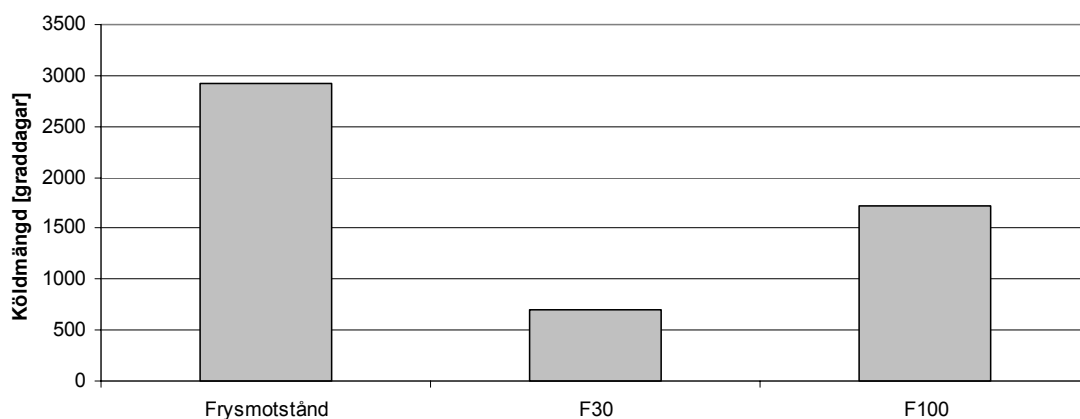
Resultatet visar att den föreslagna deponitäckningen i Luleå, Umeå, Sundsvall, Älvkarleby och Eskilstuna skyddar skyddsskiktet i ett överskådligt tidsperspektiv.



Figur 3.7 Frysmotstånd för föreslagen deponitäckning för Obbola Umeå och platsens dimensionerade köldmängd F_{30} och F_{100} .

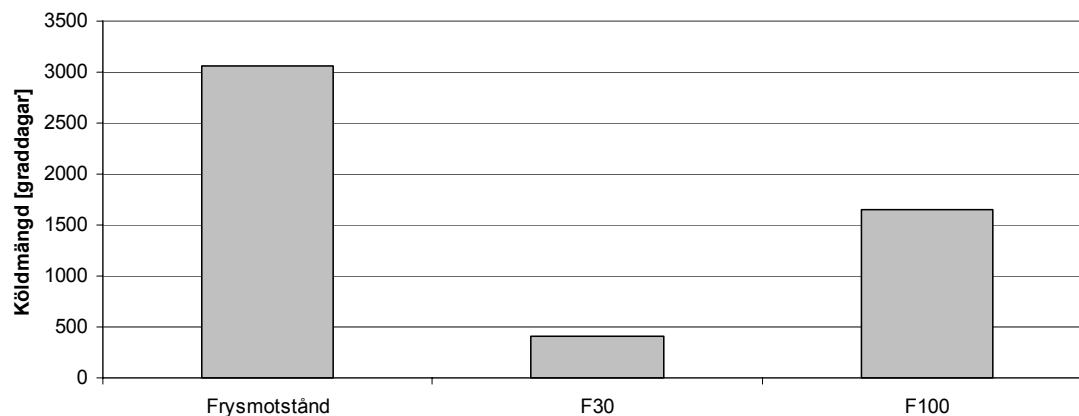
Figure 3.7 Freezing index of the suggested landfill cover construction on Obbola Umeå and site specific freezing index F_{30} and F_{100} .

Mätningarna i fält visar att tjälen under undersökningsperioden inte når längre än mellan 0,05-0,5 m i skyddsskiktet, se avsnitt 3.2.6 och Bilaga A.10. Konstruktionens frysmotstånd ligger på ca 4000°dagar även utan att dräneringsskiktets isoleringsförmåga räknas in.



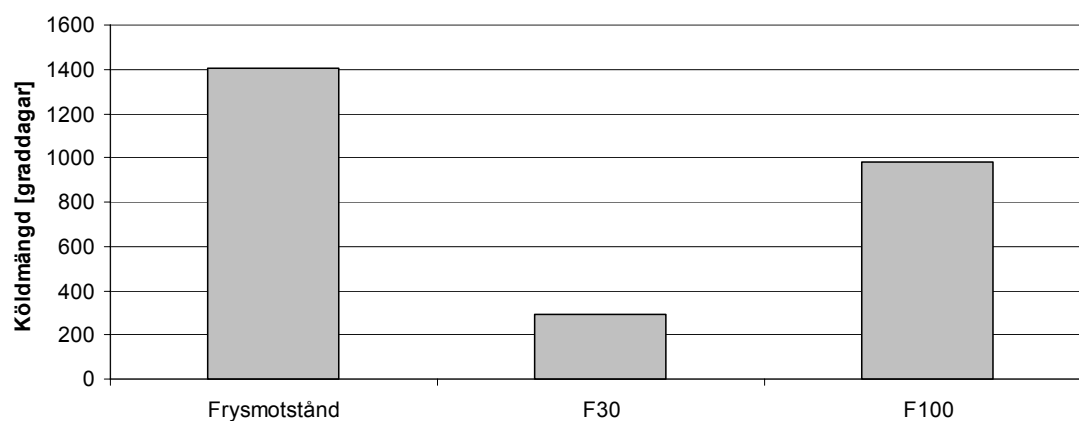
Figur 3.8 Frysmotstånd för föreslagen deponitäckning för Blåberget Sundsvall och platsens dimensionerade köldmängd F_{30} och F_{100} .

Figure 3.8 Freezing index of the suggested landfill cover construction on Blåberget, Sundsvall and site specific freezing index F_{30} and F_{100} .



Figur 3.9 Frysotstånd för föreslagen deponitäckning för Dragmossen, Älvkarleby och platsens dimensionerade köldmängd F_{30} och F_{100} .

Figure 3.9 Freezing index of the suggested landfill cover construction on Dragmossen, Älvkarleby and site specific freezing index F_{30} and F_{100} .



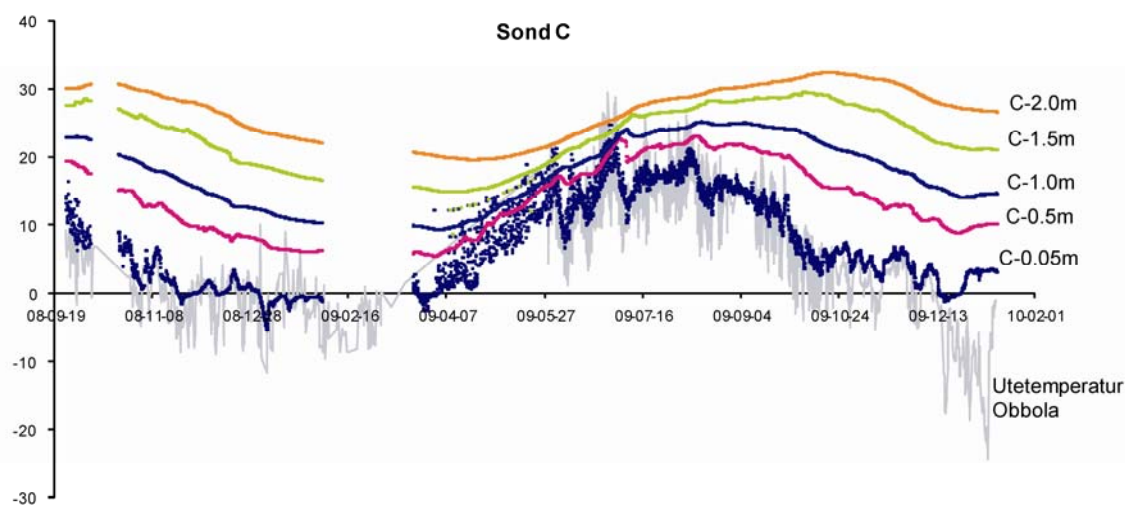
Figur 3.10 Frysotstånd för föreslagen deponitäckning för Lilla Nyby, Eskilstuna och platsens dimensionerade köldmängd F_{30} och F_{100} .

Figure 3.10 Freezing index of the suggested landfill cover construction on Lilla Nyby, Eskilstuna and site specific freezing index F_{30} and F_{100} .

3.2.6 Fältmätningar i Obbola, Umeå

Mätningarna som utfördes i Umeå visar att temperaturen i sluttäckningsprofilen ökar med djupet (Lagerkvist & Andreas, 2010). Klimatfaktorernas betydelse minskar med djupet i och med att deponin alstrar värme. Bidragande till värmeutvecklingen kan även

vara biologiska nedbrytningsprocesser i skyddsskiktet, dvs både nedbrytning av organiskt material i komposten (slammet) och metanoxidation Andreas, 2010. Det kan konstateras att nollgrader når enbart några centimeter i skyddsskiktsprofilen, se bilaga A.10. På 0,5 m djup pendlar temperaturen mellan ca 5 °C som lägst under vintertid och runt 15 °C som årsmedeltemperatur. Temperaturen redovisas för 0,05 m, 0,5 m, 1,0 m, 1,5 m och 2,0 m. På 2 m djup är årsmedeltemperaturen runt 25 °C. I figur 3.11 redovisas uppmätt data mellan september 2008 och februari 2010. Temperatursonderna A och B redovisas i Bilaga A.10.



Figur 3.11 Uppmätt temperatur i sluttäckningsprofilen i släntkrön av deponin (Lagerkvist & Andreas, 2010).

Figure 3.11 Measured temperatures in the landfill cover profile on the crest of the landfill, Obbola, Umeå (Lagerkvist & Andreas, 2010).

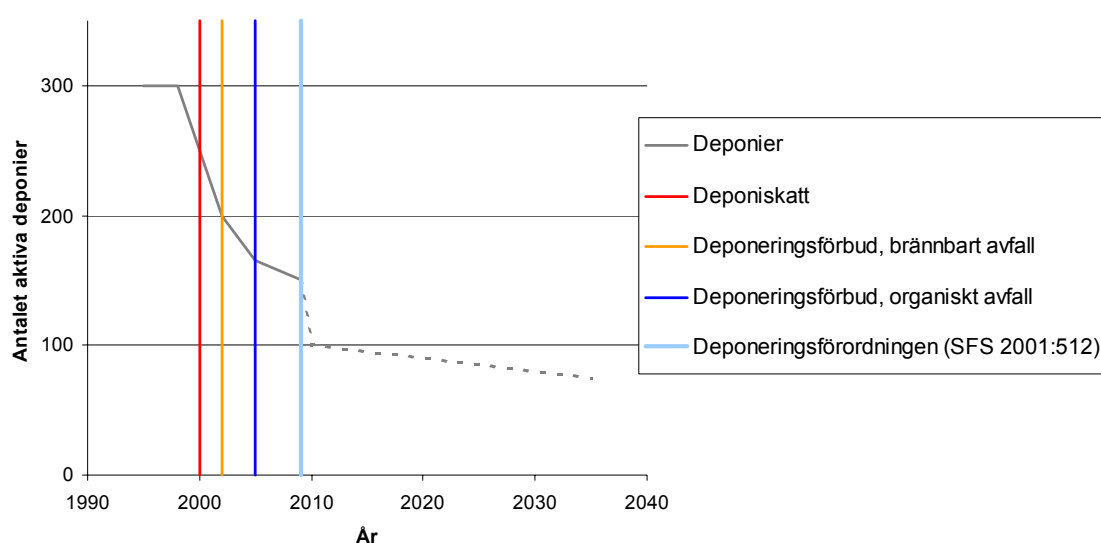
Förekomsten av metan i skyddsskiktet förklaras med emissioner av deponigas genom tätskiktet och förhållanden i skyddsskiktet tyder på en förbrukning av CH_4 vilket troligtvis sker genom metanoxidation, (Lagerkvist & Andreas, 2010).

3.3 Deponigas och metanoxidation

3.3.1 Generellt

Förordningen 2001:512 förbjöd deponering av utsorterat brännbart avfall (9 §) efter den 1 januari 2002 och deponering av organiskt avfall (10 §) efter den 1 januari 2005. Syftet med förordningen var att förebygga och minska de negativa effekter deponering av organiskt avfall kan orsaka på människors hälsa och på miljön, särskilt när det gäller förorening av ytvatten, grundvatten, mark och luft, och på den globala miljön under en deponis hela livscykel.

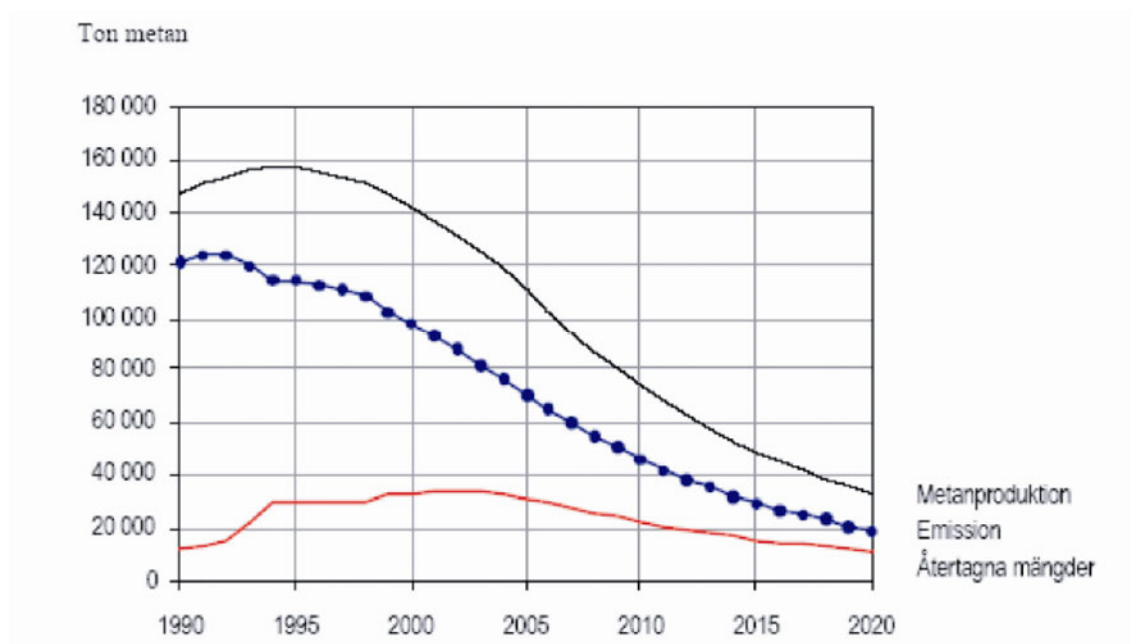
Införandet av bl.a. deponiskatt och förbud av deponering av brännbart avfall och organiskt material ledde till att avfallsmängden minskade. Antalet deponier som tog emot avfall från kommunerna minskade från ca 300 under 1994 ca 160 under 2008, se figur 3.12. Denna minskning kommer att fortsätta i och med minskade avfallsmängder till deponierna och tack vare att deponeringsförordningen (SFS 2001:512) gäller fullt ut sedan den 1 januari 2009. Antalet deponier som planerar fortsatt drift efter 2010 är ca 90 stycken. Ett stort antal deponier kommer att sluttäckas. Nyttjande av traditionella material vid sluttäckning kan därmed lokalt och under en kortare period utgöra stor andel av det samhällets totala materialbehov, (Engström & Ulwan, 2005). Det finns risk för att materialbrist leder till att fel sorts material nyttjas i sluttäcknings-konstruktioner.



Figur 3.12 Antalet aktiva kommunala deponier.

Figure 3.12 Sum of active landfill in use owned by municipalities.

Enligt prognos över utsläpp av växthusgaser (NV rapport 5393, 2004 och 2008) bedömdes metanutsläppen minska med 65 % från 1990 fram till 2010. Prognosen baseras på en insamlingsgrad på 60 % av producerad deponigas på de deponier som samlar in deponigas. Prognosen bygger på antagandet att insamlingsgraden ökar med tiden. Ungefär sextio aktiva anläggningar och ca tio nedlagda deponier utvann deponigas under 2005. Totalt bedöms ca 340 GWh utvinnas. Utöver denna facklas gas motsvarande ca 70 GWh bort. Enligt Avfall Sverige Utvecklings rapport U2009:11 uppnås sällan en högre uppsamling än mellan 50 till 75 %. Det är sedan 2005 förbjudet att lägga organiskt avfall på deponi men eftersom nedbrytningen tar mycket lång tid så kommer utvinning av biogas från befintliga deponier att fortsätta i ett flertal år framöver, Figur 3.13. Brist på vatten brukar anses vara en starkt bidragande orsak till den långsamma nedbrytningen och det kan ta upp till 30-50 år innan ”all” utvinningsbar gas är utvunnen.



Figur 3.13 Beräknad metanbildning (metanproduktion) och emission utifrån uppskattad minskning av, till deponier, tillfört organsikt material (Naturvårdsverket (2001).

Figure 3.13 Calculated production of methane and methane emissions based on estimated reduction of organic material in landfills, Naturvårdsverket (2001).

I Sverige finns många äldre, nedlagda deponier som utgör risk för betydande miljöpåverkan. Naturvårdsverket uppskattar att antalet nedlagda deponier uppgår till fler än 4000. Även gamla deponier bör räknas som miljöfarlig verksamhet om utsläppen från dessa fortsätter. Det bör noteras att förordningen inte tillämpades på deponier där verksamhetsutövaren före den 16 juli 2001 har slutat lägga avfall på deponin och har vidtagit de åtgärder som i övrigt krävts för att avsluta den.

3.3.2 Gasbildning och emissioner från deponier

3.3.2.1 Generell bakgrund

Deponigas består främst av metan och koldioxid, vilket gör den till en potent växthusgas, en arbetsmiljörisk samt en hälsofara. Både koldioxid och metan verkar som växthusgaser och bidrar till den globala uppvärmningen genom att absorbera den infraröda strålning som annars skulle stråla ut i rymden. Koldioxidhalten i atmosfären uppgår idag till 388 ppm, och ökar med ca 0,0056 ppm per år. (CO2UNTER, 2010) Metan utgör dock en större miljöbelastning i detta fall. Trots sin, jämfört med koldioxid, låga koncentration i atmosfären ger den ett betydande bidrag till den globala uppvärmningen, beroende på att den absorberar infraröd strålning mycket mer effektivt än koldioxid och har en längre uppehållstid i atmosfären (Scheutz et al., 2009). Sett ur ett hundraårsperspektiv är dess effekt som växthusgas ungefär 25 gånger större än för koldioxid. Man räknar med att avfallssektorn står för 18 % av de globala antropogena

metanutsläppen. I Europa och USA står avfallsdeponier för 22 respektive 23 % av metanemissionerna. Den globala atmosfäriska koncentrationen av metan har ökat från 715 ppb före industrialiseringen, till dagens 1774 ppb.

Deponigasen kan även orsaka problem av mer lokal karaktär (Fischer et al., 1999). Bland annat innehåller den komponenter som kan orsaka luktolägenheter, förorena grundvattnet och vara skadlig för vegetationen. Deponigasens metaninnehåll gör den till ett problem ur arbetsmiljösynpunkt också. Metan är inte en giftig gas, men brandfarlig och explosiv, och hanteras den inte på rätt sätt finns en olycksrisk för den personal som arbetar på deponin och dess närområde. Gasen kan vandra långa sträckor i permeabla lager i marken. Gasen kan dras in i byggnader som står på mark där deponigas vandrar på grund av ”skorstenseffekten” (Lewis-Michl et al., 1998). Då luften inuti byggnaden är varmare än omgivningen, och det finns vägar för denna varmare luft att ta sig ut i övre delarna av byggnaden, stiger denna varmare luft och skapar ett lägre tryck i källare och bottenvåning, än i omgivningen. Finns då spricker eller andra öppningar i konstruktionen kan gas dras in. Ventilationssystem brukar dessutom skapa ett visst undertryck i byggnader, vilket ger samma effekt. (Wengströms, 2010). I byggnader kan en explosiv gasblandning uppstå som kan antändas vid gnistbildning. Metan är explosivt vid koncentrationer runt 5-15 % i luften (Wilhelm, 1996).

Även koldioxid kan utgöra en arbetsmiljörisk (Fischer et al., 1999). Om koncentrationen i luften blir för hög kan den ersätta syre i andningssystemet och orsaka kvävning. Vid en koncentration på 5 % utgör den en direkt livsfara. Flera dödsolyckor där människor kvävts av koldioxid i anknytning till deponier har skett på grund av att gas läckt in och ackumulerats i slutna underjordiska lokaler där ventilationen är dålig. Eftersom det oftast endast är metanhalten som mäts, ej koldioxidhalten, i byggnader nära deponier finns risk för att alltför höga halter förblir oupptäckta.

Deponigasens innehåll av aromatiska kolväten utgör inget större problem i jämförelse med andra källor till dessa utsläpp, men vissa av dessa föreningar, speciellt bensen, kan vara cancerframkallande och förekommer i sådana koncentrationer att de kan vara skadliga för dem som arbetar vid deponin (Fischer et al., 1999). Det finns dock väldigt få studier där man tittat på gasens inverkan på deponiarbetarnas hälsa.

3.3.2.2 Lagstiftning om organiskt avfall

Sedan 2005 råder förbud mot deponering av organiskt avfall i Sverige, och sedan 2002 råder förbud mot deponering av brännbart avfall (Naturvårdsverket, 2009). Syftet med förbuden är att öka resurshushållningen genom källsortering och energi- och materialåtervinning av avfall, samt att minska miljöproblemen som uppstår kring avfallsdeponier i form av bland annat lakvatten och deponigas. Det finns dock dispenser som innebär att en del organiskt och brännbart avfall fortfarande läggs på deponi, bland annat tillåter man deponering av organiskt och/eller brännbart avfall om det saknas tillräcklig behandlingskapacitet för det eller om det leder till ökad lagring eller ökade transporter. Dispenserna har dock minskat och deponeringsförbuden är på god väg att uppfyllas. År 2002 medgavs dispenser för deponering av sammanlagt 1 592 000 ton

avfall, vilket kan jämföras med 2008 då mängden var 381 000 ton. Dispenserna utnyttjas dessutom sällan heller till fullo.

Vad som gäller för avfallsdeponering regleras i miljöbalken, förordning 1998:899 om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, avfallsförordning 2001:1063 samt förordning 2001:512 om deponering av avfall. Gällande hantering av deponigas framgår i sistnämnda förordning, 25 §, att ”verksamhetsutövaren skall se till att deponigas samlas in från deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall för deponering”. Vidare finns bestämmelser i naturvårdsverkets föreskrifter 2004:10 om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall; Insamling och omhändertagande av deponigas. Där framgår av 41 § att ”insamlad deponigas skall behandlas och nyttiggöras. Om insamlad gas inte kan användas för energiutvinning, skall den facklas eller hanteras på annat miljömässigt mer effektivt sätt”.

3.3.2.3 Gasbildningsproblematiken

Deponigas består främst av metan och koldioxid (Fischer et al, 1999). Koldioxid kan utgöra omkring 20-50 % av gasen. Den uppstår vid både aerob och anaerob nedbrytning av organiskt material, samt kan avges i mindre mängder även från askor och industriavfall. Deponigasens metanhalt ligger på runt 30-60 %. Därutöver innehåller gasen mellan 100 och 200 olika organiska spårämnen som utgör ungefär 1 % av dess volym. Detta är produkter av kemiska och biokemiska reaktioner som sker i avfallet – olika oxiderade kolföreningar; alkoholer, ketoner, estrar, organiska syror, furaner och svavelföreningar. De kan också vara föroreningar av antropogent ursprung som deponerats med avfallet, såsom halogenerade kolväteföreningar.

Utöver de lagkrav som nämndes i inledningen har Naturvårdsverket utarbetat förslag till riktlinjer, som innebär att alla nedlagda upplag med en större volym än 200 000 m³ avfall ska förses med deponigassystem. Dock kan undantag medges om det genom en förundersökning och eventuell provpumpning kan visas att uttag av deponigas ej är möjlig. Befriade från krav på förundersökning och provpumpning är även:

- Deponier där både hushållsavfall deponerats från färre än 10 000 personer och mindre än 3000 ton per år, räknat som femårs medelvärde, och där industriavfall i form av organiskt slam eller livsmedelsavfall ej deponerats.
- Deponier där allt deponerat hushållsavfall och organsikt industriavfall har destruerats genom öppen avfallsförbränning
- Deponier som lagts ned tidigare än 1965.

Även i Naturvårdsverkets handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen 2001:512 om deponering av avfall finns en del vägledning om när man bör anlägga ett gasinsamlingssystem. Enligt handboken ska bedömningen göras baserad på beräkningar av den potentiella mängd metangas som kan avges från deponin. Denna beräkning bör utgå från allt organiskt material som deponerats. Mängd, ålder, typ och gasbildningspotential bör beaktas. Sedan bör resultaten kompletteras med fältundersökningar, till exempel provpumpning. En tabell över olika avfallsmängder och

driftstider har tagits fram för bedömning av olika situationer, se Tabell 3.10. Denna är baserad på normala avfallsdeponier där hushållsavfall är det vanligast förekommande biologiskt nedbrytbara avfallet, med ett tillskott från papper i industriavfall.

Tabell 3.10. Riktlinjer för avfallsmängder och deponigasuppsamling (Naturvårdsverkets 2004:2).

Table 3.10 Limit values for landfilled waste and required landfill gas collection system.

Avfall År	1000 ton/år	3000 ton/år	5000 ton/år	10000 ton/år
5 år	Ej behov av gasinsamling	Ej behov av gasinsamling	Ej behov av gasinsamling	Utred
10 år	Ej behov av gasinsamling	Ej behov av gasinsamling	Utred	Gasinsamling
20 år	Ej behov av gasinsamling	Utred	Utred	Gasinsamling
40 år	Ej behov av gasinsamling	Utred	Gasinsamling	Gasinsamling

3.3.3 Metanförluster genom skyddsskiktet

3.3.3.1 Mätningar och mängder

Det finns ett antal metoder för att mäta metanavgången från avfallsdeponier. Mätningar behöver göras för kartläggning av metanemissionerna och utgör ett underlag för miljövärdering av deponier då man planerar emissionsbegränsande åtgärder för deponin på både kort och långt sikt. För mätning används framför allt olika typer av fjärranalys, vilket innebär att man mäter egenskaper hos objekt utan att vidröra eller påverka dem (Avfall Sverige, 2009). Det finns många olika metoder för att mäta metankoncentrationen i luft, och i kombination med en spårgas kan man mäta metanavgången för hela deponier med relativt god noggrannhet.

Befintliga metoder kan delas upp i tre kategorier; Metoder för upptäckt av punktutsläpp, konzentrationmätning, metoder för kvantifiering av läckagestorlek samt metoder för områdesmätning, både läckagedetektering och kvantifiering. Nedan ges exempel på några olika mätmetoder. Vilken som är mest lämplig för mätning av metanavgången varierar och måste anpassas till rådande förutsättningar i det specifika fallet.

Kammarmetoder

Mätning med statiska eller dynamiska kammare är en fältmetod som kan användas för att uppskatta mängden utsläppt metan från ett avfallsupplag (RVF, 2004). Metoden är tillämplig till exempel då man vill få en uppfattning om effekten av ett anlagt täckskikt eller oxidationsskikt vid sluttäckning, eller då man vill mäta metangasavgången från äldre gräsbevuxna avfallsupplag.

För mätning med statiska kamrar använder man kärl som placeras på ett avjämnat underlag. Dessa är täta överallt utom mot markytan, där de trycks eller skruvas ned något. Genom en nål som sticks in genom kammarens tak tas gasprover ut ett antal gånger under ett bestämt tidsintervall. Gasproverna analyseras sedan. Den erhållna mängden metan omräknas sedan till metanflöde per yta, med hänsyn till kammarens volym, bottenarea, rådande tryck- och temperaturförhållanden och aktuella tidsintervall. Mätning måste ske på ett antal punkter för att ge en bild av hur mycket metangas som avges från ytan. En fördel med kammarmetoderna är att de kan användas även på ytor som inte är plana, såsom slänter. Dock kan det vara tekniskt svårt att utföra mätning om lutningen är alltför brant, eller på vegetationsklädda ytor. Det är även en mycket arbetsintensiv metod.

Flamjonisering

Flamjonisering kan användas för att detektera punktutsläpp på deponier (Avfall Sverige, 2009). Gasblandningen som ska mätas sugas in i ett instrument som hålls ovanför ytan. Arealen som ska undersökas genomsöks i stråk som är 25-50 m ifrån varandra, och i områden där förhöjda halter registreras genomsöks ett förfinat rutnät. Det finns handburna sådana instrument som levereras med GPS, för samtida positionsbestämning

IR-detektorer

Även dessa kan användas för detektering av metan över deponiytor. Detta är en relativt billig metod. Detektorerna kan placeras på terränggående fordon, och mätningen kan kombineras med GPS-bestämning. IR-mätningar ger information om var temperaturen på ytan är förhöjd, vilket indikerar att gas avgår. Metoden kan också genomföras från flygplan, men blir då dyrare.

Spårgasmetoden

Detta är en metod som ofta används för mätning av metangasemissioner från hela deponier. En spårgas, till exempel SF₆, med känt flöde släpps ut på deponin och koncentrationen av gasen i plymen från utsläppet beräknas sammanfalla med utsläppet av metan.

3.3.3.2 Teoretiska beräkningar, modeller

Det finns ett antal matematiska samband som kan användas för att räkna fram gasbildningen i ett avfallsupplag. En utbredd metod är IPCC:s modell för skattning av metanavgång från deponier (SCB, 2005). Denna baserar sig på mängden deponerat avfall samt avfallets gasbildningspotential. För de beräkningar som genomförs inom ramen för detta projekt användes Tabasarans formel, där metan anses uppstå som en exponentiellt avtagande funktion, se formeln nedan. Den ackumulerad gasmängd fram till ett visst år räknas fram på detta sätt (Lagerkvist, 2001). Den beräknade ackumulerade gasmängden kan sedan jämföras med den verkliga uppmätta gasmängden.

$$G_a = G_e * (1 - e^{-ka}) \text{ där}$$

$$G_a = \text{Ackumulerad gasmängd tom år } a \text{ [Nm}^3\text{/ton]}$$

G_e = Gasbildningspotential [Nm^3/ton]

k = nedbrytningskonstant = $\ln(2)/t_{1/2}$ [$1/\text{tidsenhet}$] (halveringstid)

$t_{1/2}$ = halveringstid (nedbrytningshastighet)

a = tid [antal år]

I beräkningarna korrigeras gasbildningspotentialen beroende på avfallstyp. Avfallets halt nedbrytbart organiskt kol (DOC - Degradable Organic Carbon) är faktorn som bestämmer gasbildningspotentialen. Data som används kommer från en uppskattning av avfallsmaterialens DOC-halt utifrån samband mellan avfallsstatistik och uppmätt metanavgång gjord för IPCCs modell (SCB, 2005).

Gasbildningspotentialen är normaliserad för hushållsavfall och hushållsavfall har korrigeringsfaktor 1. Mängden avfall omräknas med hjälp av dessa faktorer till en ”ekvivalent hushållsavfall”. Nedan anges korrigeringsfaktorer för olika avfallssorter:

Avfallssort	Korrigeringsfaktor för G_e
Hushållsavfall	1
Parkavfall	0,83
Slam	0,35
Industriavfall	0,64
Bygg- och rivningsavfall	0,19

Bedömning av den ackumulerade gasmängden för en deponi spelar avfallets halveringstid och avfallets gasbildningspotential stor roll. Halveringstiden ligger vanligtvis inom intervallet 5-10 år, vilket ger ett k på mellan 0,14 och 0,07. Gasbildningspotentialen varierar beroende på hur stor mängd nedbrytbart organiskt kol som finns i avfallet. Värdet på G_e har väldigt stor betydelse för vilket resultat man får av beräkningarna och kan ligga mellan 50 och 300 Nm^3/ton (Lagerkvist, 1996). De teoretiska beräkningarna anger potentialen och redan här råder det stor osäkerhet i och med att avfallet är inhomogent sammansatt. Därtill kommer faktorn att i en deponi varierar förutsättningarna från de optimala och därmed varierar nedbrytningstakten (halveringstiden).

3.3.3.3 Metanemissioner

Uppgifter om deponerade avfallsmängder och uppsamlad gas från fem deponier har använts för att ta fram värden på G_e och k . I figurerna 4 – 8 jämförs den teoretiskt bildade årliga gasmängden med den mängd gas som har kunnat samlas upp per år. Det bör noteras att ett uppsamlingssystem aldrig kan samla in all gas som bildas i en deponi. Den lucka som uppstår mellan grafen över uppsamlad gasmängd och teoretiskt bildad gas indikerar förlust genom läckage till atmosfären eller att gasen på andra sätt undgått uppsamlingssystemet. En väl fungerande anläggning samlar vanligen upp ca 30-70% av bildad gas (Avfall Sverige, 2009). Efter sluttäckning bedöms andelen som samlas in kunna stiga upp till 90 %.

Det finns många faktorer att ta hänsyn till när den teoretiska gasbildningen med utvinningsstatistiken jämförs. Det går sällan, ens vid helt sluttäckta deponier, att sätta ett direkt samband mellan insamlad gasmängd och total mängd bildad gas i avfallet. Detta kan bero på driftstörningar, läckage i gasuppsamlingssystemet, läckage genom dräneringssystem genom sprickor etc. En avtagande kurva över insamlad gasmängd kan i många fall bero på problem med till exempel kondensvatten eller igensatta brunnar (Zetterfeldt, 2010). Tillkomsten av nya brunnar och dräner i deponin kan i många fall ge en ökande utvinning. I vissa fall används gasen för energiförsörjning och levereras till nyttjare som inte har ett jämnt behov av energi och gasuttaget har därmed i vissa fall anpassats därefter (Ögren, 2010). Stora årsvariationer bidrar till att det i många fall är svårt att se några tydliga samband.

Värdet på G_e får väljas utifrån hur stor andel av gasen som samlas in, mellan 30 och 70 %. Även konstanten för halveringstiden (k), kan vara svår att bestämma. Lutningen på kurvan över uppsamlade gasmängder står inte i direkt proportion till hur mycket gas som bildas i avfallet utan kan även bero på exempelvis att uppsamlingssystemet fungerar allt sämre. Värdet på k har dock inte lika stor inverkan på resultatet som G_e . En bedömning kan göras utifrån utseendet på kurvorna över uppsamlade gasmängder. En brant lutning indikerar att avfallet bryts ner snabbare.

Hur kurvorna över teoretiskt bildad gasmängd ser ut vid de olika deponierna, med G_e och k justerade utifrån ovanstående, redovisas för:

- Slite, Gotland Figur 3.14
- Högbytorp, Figur 3.15
- Må, Örnsköldsvik avfallsanläggning, Figur 3.16
- Storskogens avfallsanläggning, Oskarshamn, Figur 3.17
- Sunderbyns deponi, Luleå, Figur 3.18

Beräkningsgången av den teoretiska kurvan som redovisas i figurerna 3.14 – 3.18, är att för respektive år summeras gasbildningen som tidigare deponerat avfall ger upphov till. G_e och k justeras i formeln för att gasbildnings- och gasutvinningskurvan passar varandra, dvs (1) att lutningen är den samma och (2) att utvinningen är ca 60% av gasbildningen. De värden på G_e och k som på detta sätt bedömts som rimliga redovisas i tabell 3.11.

Antaganden:

G_e bedöms ligga mellan 50 och 300 m³ gas/ton avfall.

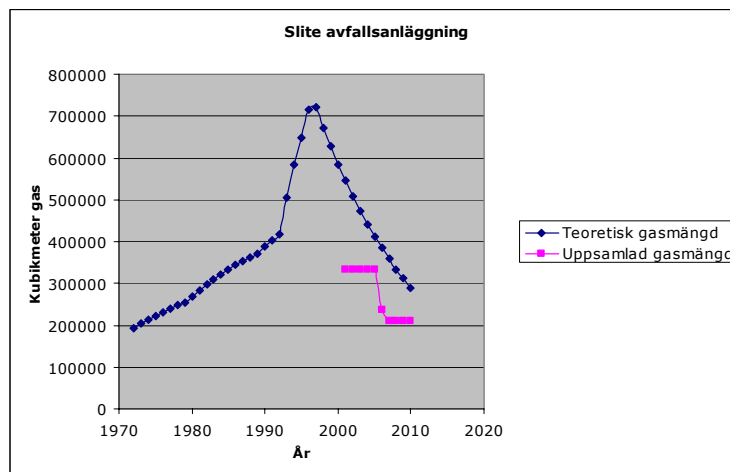
Halveringstiden bedöms ligga mellan 5 och 15 år

I fallet Sunderbyn, ökade mängden uppsamlad deponigas efter att avjämningslager bestående av >1 m siltig morän har lagts ut över deponiytan. Därmed kan inte k bedömas utifrån kurvans lutning. I fallet Sunderbyn antogs en halveringstid på 10 år.

Osäkerhet:

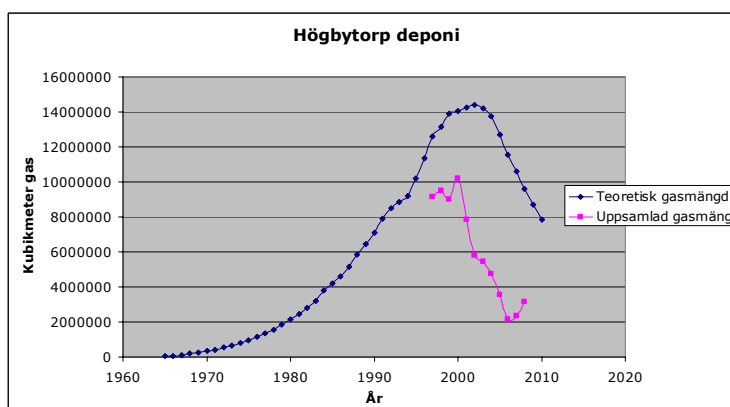
- Stor osäkerhet vad gäller mängden och kvalitén på avfallet som deponerades före 1990-talet.

- Fraktioner som t.ex. industriavfall, verksamhetsavfall kan variera mycket från år till år och mellan olika lokaler (industrispecifika värden på korrigeringsfaktorn).
- Störningar av nedbrytningsprocesserna, t.ex. på grund av för torrt avfall eller för lågt pH-väde, kan fördröja eller periodvis förhindra gasbildningen. Det är därför inte säkert att första ordningens teori är tillämplig vid beräkningar av gasbildningen.
- Problem med gasutvinning kan tolkas felaktigt som en minskande gasbildning
- Investeringar i gasutvinningssystemet kan tolkas felaktigt som en ökad gasbildning.



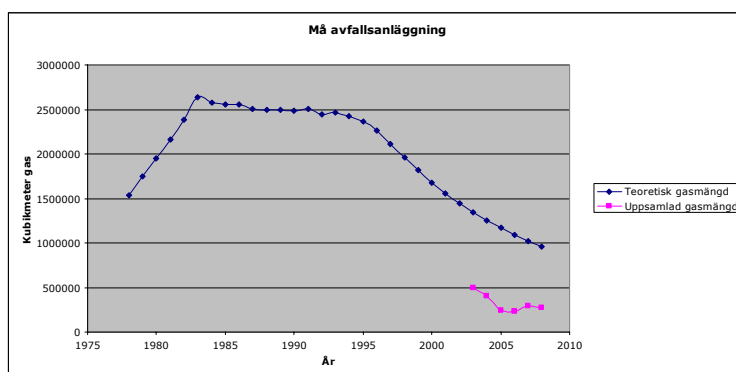
Figur 3.14 Teoretiskt bildad samt uppsamlad gasmängd, Slite avfallsanläggning

Figure 3.14 Estimated landfill gas generated and collected volume landfill gas at Slite.



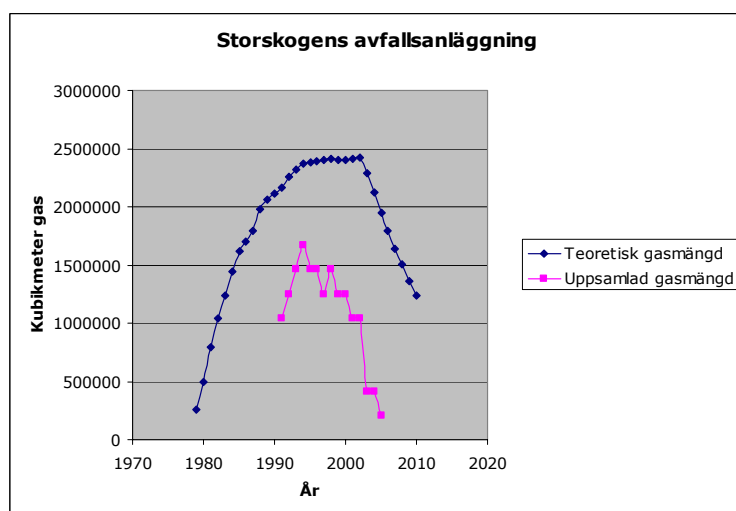
Figur 3.15 Teoretiskt bildad samt uppsamlad gasmängd, Högbytorp deponi

Figure 3.15 Estimated landfill gas generated and collected volume landfill gas at Högbytorp.



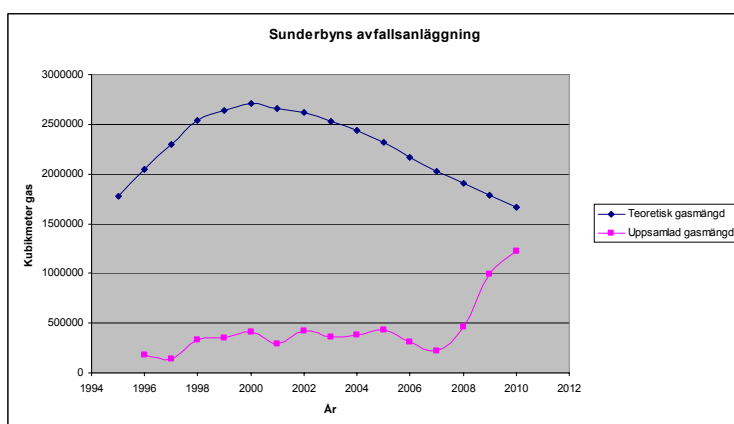
Figur 3.16 Teoretiskt bildad samt uppsamlad gasmängd, Må avfallsanläggning

Figure 3.16 Estimated landfill gas generated and collected volume landfill gas at Må.



Figur 3.17 Teoretiskt bildad samt uppsamlad gasmängd, Storskogens avfallsanläggning

Figure 3.17 Estimated landfill gas generated and collected volume landfill gas at Storskogen.



Figur 3.18 Teoretiskt bildad samt uppsamlad gasmängd, Sunderbyns avfallsanläggning

Figure 3.18 Estimated landfill gas generated and collected volume landfill gas at Sundbyberg.

Det är viktigt att notera att direkt överföra resultat från en deponi till en annan. Förhållandena är deponiunika. Förutsättningarna för gasbildning är olika även om samma avfallssort och mängd finns deponerat. Detta beror på hur avfallet har behandlats, kompakterats, lagts upp, täckts. Därtill kommer olikheter hos själva avfallet, till exempel skillnader på industriavfallet i en tipp och en annan. Nedan visas de värden på G_e och k som utifrån ovanstående kriterier verkat rimliga för de olika deponierna.

Tabell 3.11. Bedömda värden på gasbildningspotential (G_e) och halveringstid (k) baserat på jämförelse mellan IPCC-modellens resultat och mängden uppsamlad gas för respektive deponi.

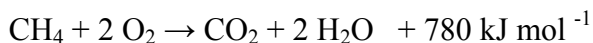
Table 3.11. Estimated potential to generate landfill gas and the rate of reaction constant based on IPCC 2006 for the studied landfills.

Anläggning	G_e	k
Slite	200	0,07
Högbytorp	250	0,1
Må	200	0,14
Storskogen	200	0,1
Sunderbyn	200	0,07

De redovisade beräkningarna av producerad gas enligt IPCC, 2006 och de uppsamlade gasmängderna under perioden 1990 till 2010 indikerar att det råder stor osäkerhet om hur länge gasbildning kommer att pågå. Emissioner genom täcksiktet bedöms kunna fortgå så länge deponigas bildas.

3.3.3.4 Metanoxidation

Oxidation av metan till koldioxid äger rum varhelst i biosfären där metan och syrgas finns tillgängliga samtidigt.



I ett metanoxiderande skikt uppstår denna blandning då metan bildas genom processer i avfallet och syrgas flödar in från den omgivande luften, vilket ger möjlighet för metanoxiderande bakterier att utvecklas. Deras aktivitet beror på närvaron av tillräckliga koncentrationer av både metan och syrgas, och därför tenderar de att endast finnas i smala horisontella band, då deras spridning hindras av sjunkande syrgaskoncentrationer nedåt i lagret och sjunkande metankoncentration uppåt. Generellt sett äger metanoxidation rum ned till 30-40 centimeters djup, med störst aktivitet ungefär mellan 15 och 20 centimeter ned i marken.

Deponigasflödet genom skyddsskiktet varierar mellan deponier beroende bl.a. på dess utformning, mängden avfall som har deponerats, förekomsten av en deponigasinsamling, osv. För en och samma deponi fluktuerar gasflödet pga. gasbildningstakten som minskar med tiden, säsongen, fukthalten i skyddsskiktet, variationer i lufttrycket, tjäle i marken, förekomsten av sprickor, osv. Bogner et al., 1997 uppskattade metanflöden mellan 200 och 300 g CH₄ m⁻² d⁻¹ vilket motsvarar gasbildningen i en 20 m djup deponi under de första 10-15 åren. I äldre deponier bedöms gasflöden ligga kring 80 g CH₄ m⁻² d⁻¹.

3.3.4 Metanoxidation i skyddsskiktet

3.3.4.1 Förutsättningar (fukt, temperatur, värme, näringsämnen)

Metanoxiderande bakterier, eller metanotrofer, utnyttjar metan som energikälla. Många arter och genrer har identifierats under åren och år 1995 hade 136 olika arter identifierats och nya upptäcks fortfarande (Scheultz et al 2009a). Det som karakteriserar metanotrofer är deras förmåga att genom användning av enzymet monooxygenas, kunna oxidera metan till metanol. Reaktionen fortgår sedan via formaldehyd och format till koldioxid och vatten.

Metanoxiderande bakterier kan delas upp i grupper. Den ena, typ I, föredrar lägre koncentration av metan och hög, nästan atmosfärisk, koncentration av syrgas. Denna har en långsammare oxidationshastighet än den andra typen, typ II, som föredrar högre metanhalter, men lägre syrehalt. Vilken typ av bakterie som dominerar beror på förhållandena på platsen; för typ I är metanhalten begränsande för oxidationshastigheten, för typ II är det syrehalten som styr, (Scheutz et al 2009a).

De flesta metanotrofer är strikt aeroba och livnär sig enbart på metan (sk obligata). Metanotrofer är obligata aerober men kan oxidera metan även vid väldigt låga syrekoncentrationer. Syrgaskoncentrationer mellan 0,45 % och 20 % har visat sig räcka för maximal oxidationshastighet för både typ I- och typ II-bakterier. Ofta är syrets förmåga att tränga ner genom skiktet en begränsande faktor för metanoxidationen i ett deponitäck, och därför är materialets sammansättning, partikelstorlek och porositet viktiga. Förekomsten av icke nedbrutet organiskt material i täcksskiktet är en syresänka som begränsar metanoxidationen.

Med rätt typ av bakterie kan man utveckla en hög oxidationskapacitet i ett skikt. Metanoxidationen i ett täcksskikt påverkas dock av många faktorer. De specifika klimatförhållandena och övriga förutsättningarna på platsen för deponin har således stor betydelse för oxidationshastigheten.

Temperaturen är en viktig faktor. De flesta metanotrofa bakterierna är mesofiler, det vill säga växer bäst vid 25-35° C, men oxidation kan ske ända ner till 1° C. Då temperaturen är 10° C eller lägre är det metanotrofer av typ I som dominerar. Såsom med alla biologiska processer innebär dock en lägre temperatur också en lägre reaktionshastighet. Einola et al. (2007) och Einola et al. (2008) visade att metanoxidation sker även i deponier i kallt klimat och att den kan fungera som metod att behandla metanemissioner från deponier.

Även fukthalten har stor inverkan på mikroorganismernas förmåga att bibehålla sin aktivitet, eftersom vatten är ett transportmedium för både näringsämnen och restprodukter från bakteriernas metabolism. För låg vattenhalt kan leda till uttorkning och att metanoxidationen stannar av. Den biologiska aktiviteten går ned samtidigt som gastransporten sker snabbare då den öppna porvolymen är stor. Metanoxidationen återställs efter att marken återfuktas, dock efter en viss fördröjningsperiod. För hög fukthalt kan också försämra oxidationen, eftersom den molekylära diffusionen i vatten

är långsammare än i luft. Att gaserna måste diffundera i vätskefasen leder till drastiskt minskad tillgång på både metan och syrgas, och därmed minskad metanoxidation. Mättade marker leder till bildandet av ett lock och en lateral gastransport. En optimal fukthalt innebär en effektiv gasdiffusion samtidigt som fukthalten är nog hög för att uppnå en hög bakterieaktivitet. Vilken fukthalt som är optimal beror i sin tur på flera andra faktorer, bland annat på skiktets struktur, dess porstorlek. En optimal fukthalt anses ligga mellan 10-20 viktprocent. I Sverige (liksom i det tempererade europeiska klimatet) bedöms den största begränsningen vara att fukthalten i marken är för hög under nederbördsrika perioder och att metanoxidationen kommer att vara optimal under varmare och torrare perioder. Fukthalten bedöms ha en större påverkan den totala metanoxidationen än andra begränsningar relaterade till substratet.

Metanemissioner genom skyddsskiktet är ofta ojämna med stora spatiala variationer. Detta innebär en hög belastning på begränsade ytor. Czespiel et al. (1996) visade t.ex. att 50 % av metanemissioner sker på mindre än 5 % av deponiytan. Andra forskare har visat att mer än 50 % av metanemissionerna sker genom sprickorna (Bergamaschi et al., 1998). För att uppnå en så jämn gastransport som möjligt föredras material med hög andel större porer samtidigt som de har hög vattenhållningsförmåga. Därför är t.ex. kompost ett populärt material i metanoxidationsskiktet.

Flera studier visar att metanoxidationens effektivitet påverkas av syrehalten i marken och att den minskar när syrehalten sjunker under 1-3 %. I skyddsskiktet kommer syrehalten i marken att vara den begränsande faktorn för metanoxidation. I lerrika täckskikt som byggs för att minska vattenperkolation kommer oxidationsfronten att vara nära markytan. Detta innebär att den utsetts tidvis både för torka och vattenmättade förhållanden.

I samband med laboratorieundersökningar har EPS (exopolymeric substances) visat sig inhibera metanoxidation. EPS bildas av bakterier som under lång tid exponeras för höga metanhalter och stänger igen porerna. Regelbunden luftning av kolonnerna var tillräckligt för att eliminera problemen med EPS. EPS är först och främst ett problem som uppstår vid laboratorieundersökning och EPS har inte orsakat några problem i storskaliga fältförsök förutom där mycket höga gasflöden förekom (hot spots). Vid äldre deponier kommer gasflöden att vara begränsade vilket innebär även det mindre risker för att EPS skulle bildas (Gelber et al., 2006, Huber-Humme, 2004).

Det finns även ett flertal substanser som verkar hämmande på metanoxidationen, till exempel difluormetan, diklormetan och metylfluorid. Många pesticider har negativ verkan på bakteriernas aktivitet.

3.3.4.2 Material och kapacitet

Metanoxidationskapaciteten påverkas av materialet som finns i deponins övre markskikt. Många undersökningar har gjorts för att mäta metanoxidationskapaciteten i olika material. Många studier har genomförts med hjälp av inkubations- och kolonnförsök i laboriemiljö. De vanligaste materialen som har testats är lerig jord,

sandig lera, silt, kompostrester och matjord, se Tabell 3.12. I vissa försök har materialet hämtats från deponier. Jorden från deponiskyddsskikt kan visa höga metanoxiderationsnivåer ($> 200 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Inkubationsförsök är vanligast då de är relativt enkla att genomföra, billiga och de yttre faktorerna kan lätt kontrolleras. Jämfört med kolonnförsök är nackdelen med inkubationsförsök att de inte kan visa effekten av en lång tids exponering för deponigas. Gastransporten i marken kan inte heller studeras i inkubationstester. (Scheutz et al., 2009a).

Resultaten från inkubationsförsök kan inte jämföras med kolonnförsök eftersom försöksuppställningarna är olika. På motsvarande grad är det svårt att prediktera skyddsskiktets förmåga att oxidera metan i fält. Försöken kan dock ge indikation om olika materials benägenhet att kunna bidra till metanoxidation.

En genomgång av över ett 40-tal experiment genomförda under de senaste 20 åren visar att de flesta tester gjordes med sandiga material som innehöll 2-5 % organiskt material och vid relativt höga metanhalt (över 5 %). Generellt har metanoxiderationsnivåer mellan $100 - 150 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ rapporterats, se Tabell 3.12. De högsta rapporterade nivåerna ligger mellan 200 och $250 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Man bör dock uppmärksamma att de flesta försöken pågår under några veckor eller månader och att det inte finns några studier där ett skyddsskikt har följts upp under flera år.

Tabell 3.12 Exempel på resultat från kolonnförsök med avseende på metanoxiderationskapacitet hos olika sluttäckningsmaterial.

Table 3.12. Example of methane oxidation capacities of different landfill cover soil materials based on column tests.

	Fukt %	Organiskt material %	Metanoxidation $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Referens
Lerig jord	9,4	3,1	93 – 120	Stein och Hettiaratchi (2001)
Matjord	10	4,7	99	Stein och Hettiaratchi (2001)
Grov sand			166	Kightley et al (1995)
Sandig lera	16,5	3,4	230	De Visser et al (1999)
Lerjord	16,5	2	98	De Visser et al (1999)
Lerjord och halm	16,5	2	144	De Visser et al (1999)
Lerjord och sockerbetesblad	16,5	2	82	De Visser et al (1999)
Sand	21	7	90-210	Humer och Lechner (2001a)
Sandig lera	22	5	75,6	Humer och Lechner (2001a)
Avloppsslam, fiberslam, sand (4:2:4)	57	14	31,4	Kettunen et al 2006
Avloppsslam, fiberslam, bark (4:2:4)	164	64	25,7	Kettunen et al 2006
Kompost (60 v)	85	24	400	Humer och Lechner (2001a)
Kompost (20 v)	82	29	212	Humer och Lechner (2001a)
Avloppsslamkompost, flis, mogen	96	26	180	Humer och Lechner (2001a)
Avloppsslamkompost, flis, färsk	85	30	33	Humer och Lechner (2001a)
Kompost, flis (1:1)	68	56	161	Scheutz et al (2009b)
Kompost, sand (1:1)	30	10	-31	Scheutz et al (2009b)
Kompost, sand (1:5)	14	3	29	Scheutz et al (2009b)

3.3.5 Design, konstruktion

I Österrike har fem deponier tillfälligt täckts för en period av 20 år med ett metanoxiderande skikt bestående av kompostmaterial. Syftet är att det metanoxiderande skiktet skall ta hand om gasen som bildas i deponin tills gasutvecklingen har stannat av och deponin kan sluttäckas. Täckningen består av 50 cm grus och 1,2 m mogen slamkompost med träflis som strukturmateriäl (Huber-Hummer, 2004).

Utveckling av en metanoxiderande flora i ett deponiskikt antas ske stegvis när metanhalten är högre än 1 %. I ett första steg utvecklas typ I-bakterier. Dessa växer snabbt men är beroende av kvävehalten (oorganiskt) i marken. I ett andra steg minskar metanoxideringskapaciteten, troligtvis pga. att kväve blir begränsande för typ I-bakterier. Efter några veckor kan metanoxideringen återhämta sig och nå en jämvikt, den här gången främst orsakad av kvävefixerande typ II-bakterier som är oberoende av kvävehalten i marken. De Visscher et al. (1999) har visat att kvävestress är fördelaktig för typ II-bakterier jämfört med typ I.

3.3.6 Bieffekter, N_2O

Kvävehalten är en faktor som inverkar på bakteriernas aktivitet. Det har visat sig att höga halter av oorganiskt kväve antingen kan stimulera eller hämma metanoxideringen, beroende på typ av kväve, metankoncentration, pH och vilken bakterie som finns närvarande. Typ II-bakterier kan fixera kväve från luften och kommer därför att dominera när kvävehalterna är låga. Fixering av atmosfäriskt kväve är dock inte fördelaktig ur energisynpunkt. För hög kvävehalt har en hämmande inverkan på enzymet som bakterierna använder vid omvandlingen av metan till metanol. Gödsling av deponitäckan, som ibland sker för att främja tillväxt av vegetation på dessa, kan alltså både ha en hämmande eller främjande effekt på metanoxideringen. Höga halter av både nitrat och nitrit kan inhibera metanoxideration. De båda bakterietyperna påverkas dock olika och mekanismen bakom inhibitionen är oklar.

Både förekomsten av oorganiskt kväve (ammonium och nitrat) och halten dessa ämnen förekommer i påverkar metanoxideringsprocessen. Höga ammoniumhalter i marken minskar metanoxideringskapaciteten då ammonium konkurrerar med metan. Halter mellan 10 och 40 mg N kg⁻¹ i jord har visat sig hindra metanoxideration på ett betydande sätt. Samtidigt har man visat att ammoniumbaserade gödsel förbättrar metanoxideration då metanotrofa bakterier behöver kväve för att utvecklas. En C/N-kvot lika med 4 behövs vid kolassimilation och celltillväxt.

N_2O , som är en potent växthusgas, bildas vid samoxideringen av metan och ammonium (Bogner et al., 1999; Mandernack et al., 2009; Börjesson och Svensson 1997; Zhang et al., 2009). Dock har få studier genomförts där N_2O -emissioner undersökts. Bogner et al 1999 visade att de högsta N_2O -halterna förekom i botten på skyddsskiktet under semiaeroba förhållanden. N_2O -bildning bedöms vara försumbar i ett globalt perspektiv (Bogner et al., 1999; Rinne et al 2005; Mc Bain et al., 2005). I vissa specifika fall, vid höga kväve- och fukthalter där semiaeroba förhållanden råder, kan N_2O genereras i

betydande mängder. Avloppsslam är ett material där dessa förhållanden kan förekomma (Börjesson och Svensson, 1997).

(Zhang, He, & Shao, 2009) rapporterar samoxidationen av metan och ammonium i täckskiktet som en betydande källa för kväveoxider. De hittade ett samband med metanemissioner från deponierna som undersöktes. Väl syresatta täckskikt gjorda av grövre sandigt material visade sig minska emissioner av kväveoxider då nitrifikation hindras. Zhang et al. (2010) har även visat hur sura sandiga jordar med låga organiska halter orsakar lägre kväveoxidemissioner

3.3.6.1 Vegetationens roll

Rotpenetration är positiv för metanoxidation då den jämnar ut vatteninfiltration och skapar substrat för metanotrofer vilket har visats då beväxt jord har högre metanoxideringskapacitet än samma jord utan vegetation (Hilger et al 2000, Maurice et al., 2001). Vegetation kan dock konkurrera om syret i markprofilen. Rötter utvecklas företrädesvis i de svagare delarna av markskiktet (Mooney et al., 2007; Neuschütz, 2009). Ett tillräckligt näringsinnehåll i det övre markskiktet kan även minska rotpenetrationen genom täckskiktet (Stoltz och Greger, 2006). Växtligheten kan annars tränga relativt djupt i marken för att hitta näring. Undersökning av metanoxiderande skikt har visat att bristen på syre i de djupare delarna av markprofilen hindrar rotpenetrationen (Huber-Hummer och Lechner, 2003; Huber-Hummer, 2004).

3.3.7 Beständighet eller nedbrytning

Forskningsresultaten har visat att metanoxidation påverkas positivt i material som är porösa, grova, och ofta med höga halter organiskt material. Därför har billiga material som keramik och kompostrester (från avloppsslam, trädgårdsavfall och hushållsavfall) undersökts för utformning av metanoxiderande skikt. Väl förmulnad kompost har visat sig vara ett lämpligt material. En risk är dock att komposten inte är mogen nog och att en del av syret konsumeras i komposten vilket minskar metanoxideringspotentialen. Wilshusen et al. (2004) rapporterar en metanoxideringstakt som stabiliserar sig kring $100 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ efter att ha varit upp till 5 gånger högre i början på experimenten. Blandningar av avloppsslam eller fiberslam tillsammans med träflis har visat sig vara ett bra substrat (Huber-Hummer, 2004; Kettunen et al., 2006).

Porösa material tillåter syret att tränga djupare i marken vilket minskar effekterna som en sjunkande lufttemperatur kan orsaka. Biokompost har även fördelen att kunna binda nederbörden och vissa studier pekar på att 90 % av nederbörden (i klimat med årliga nederbördsnivåer mellan 500 och 1000 mm) kan fångas och evapotranspireras från skyddsskiktet. Vid höga metanoxideringsnivåer kan dock vatteninfiltrationen öka något pga. att metanoxidation genererar vatten och att rotpenetrationen begränsas av metantransporten (Huber-Hummer och Lechner, 2003; Huber-Hummer, 2004).

Vilken typ av material som ska användas i ett metanoxiderande skikt på en deponi måste alltså anpassas efter de specifika förhållandena kring denna: deponins innehåll, metanavgång, temperatur och andra klimatförhållanden för att få en utifrån förutsättningarna mest effektiv bakteriekultur i skiktet.

Som det framgår av avsnitten före ställs det krav på skyddstäckningens funktion. Materialen i skyddsskiktet kommer att ändra geotekniska egenskaper genom kompaktion, rotpenetration, nedbrytning av ingående organiskt vatten, mm. Metanoxidation bedöms kunna pågå under decennier, beroende på de förhållanden som råder i deponin. Värmeutvecklingen i deponin under nedbrytningsprocesserna och vid oxidation av metan i skyddsskiktet medför tjäle är inte ett allvarligt problem under nedbrytningsfasen. För att maximera det metanoxiderande förhållandet i skyddsskiktet behövs det vatten och syre. Enligt Maurice and Lagerkvist (2003) kommer inkubationen av metanoxiderande bakterier att ta upp till några veckor under normala förhållanden dvs för material som innehåller några % organiskt material, inte har värmebehandlats (steriliserats) eller uppvisar extrema pH-värden. För detta behövs det permeabelt material som håller vatten. Vattenhållningen behöver ligga på ca 50 % av fältkapaciteten. A-skiktet måste kunna behålla permeabilitet och vattenhållande kapacitet.

4 Resultatanalys

4.1 Generellt

Om tjälen passerar skyddsskiktet finns stor risk att tätskiktets funktion påverkas. Tätskiktet ska fungera under en längre tid, under hundratals år. Därmed är det viktigt att skyddsskiktet är anpassat så att även en 100-årsvinter kan passera utan problem. Ur metanoxidationssynpunkt är det viktigt att metantransporten igenom skyddsskiktet är långsam och att syre och vatten finns tillgängligt för oxidation.

4.2 Termiska egenskaper

Material

Ett materials frysmotstånd bestäms bland annat av dess densitet (skrym- torr- och kompaktdensitet), kornens mineralsammansättning, porvolym, vattenmättnadsgrad. Högre finjordshalt ger generellt lägre torrdensitet, högre porositet och högre fältkapacitet. Detta leder till att finjordshalt är en viktig faktor som styr ett materials termiska egenskaper. Vid sluttäckning krävs det därför information om materialegenskaper som bl.a. densitet, porositet, fältkapacitet förutom dess termiska egenskaper. Frysmotståndet hos en sluttäckningskonstruktion med morän i skyddsskiktet kan variera stort beroende på dess finjordshalt. Finjordshalt $> 30 \%$ eller $< 30 \%$ kan avgöra om en konstruktion klarar medelköldmängden i Karlstad för vintrarna 1961/62-1988/89, (Vägverket, 2000). Genom att ersätta en del av den traditionellt använda moränen med exempelvis anläggningsjord (med komposterat organiskt material) kan skyddsskiktets frysmotstånd höjas avsevärt. Skyddsskiktets frysmotstånd kan höjas tre till fyra gånger genom att ersätta 0,5 m morän med 0,5 m kompostjord. Genom att nyttja kompostjordar i skyddsskiktetslagret ökas konstruktionens frysmotstånd, vilket kan leda till att konstruktionens mäktighet kan minskas dvs. den sammanlagda mängden material i skyddsskiktet minskas samtidigt som funktionen att skydda mot tjäle förbättras. Då moränmaterial kombineras med kompostjord blir kvaliteten på moränjordens finhalt mindre viktig. Det bör tas med att ett materials frysmotstånd kan förändras med tiden om materialet konsolideras, torkar ut, vattenmätas mm.

Det finns idag en brist i underlagsinformation för många materials tjälegenskaper, främst värmeledningstal, vattenkvot och portal. Det gäller även i viss mån för mineraljord där både kornkurva och ingående mineral behöver bestämmas från fall till fall. Om materialparametrarna är väl kända kan mer sofistikerade tjälberäkningsmodeller som till exempel modifierad Stefan-Berggrens formel användas.

Klimat

Köldmängden beskriver hur många frostdygn som förekommer under en viss tid i en specifik region. Medel köldmängden varierar från ca 100 – 200 °d i Skåne till > 2000 °d i Norrland. Lokaliseringen av en deponi är därmed avgörande vid dimensionering av skyddsskiktets frysmotstånd. Eftersom det krävs bara några frys- och tiningscyklar för

att drastiskt höja tätskiktets permeabilitet bör den dimensionerande köldmängden för 30- och 100-årsvintrar tas fram. En 100-årsvinter (F_{100}) bedöms ha 2 – 3 gånger högre köldmängd än en 30-årsvinter (F_{30}). En 1000-årsvinter ger ca 30 % högre köldmängd än en F_{100} .

Intressant ur en tjäldimensioneringssynpunkt är vilken köldmängd som ska ansättas som dimensionerande. Med tanke på att Naturvårdsverket, 2004 anger ett flera hundra års perspektiv ur dimensioneringssynpunkt är det rimligt att den dimensionerade köldmängden åtminstone bör ses i hundraårsperspektiv än som medelköldmängd de senaste 30 åren vilket normalt ansätts i den svenska anläggningsbranschen.

Deponi

En deponi bör utformas så att funktionskraven klarar minst 100-års perspektiv (F_{100}). Ett 100-års vinter i norra Norrland har ca 30 % större köldmängd än en normalvinter. Ur detta perspektiv bör utformningen optimeras för att på ett materialeffektivt sätt klara att skydda tätskiktet mot tjälpåverkan. Resultaten från tjälberäkningarna visar att de studerade alternativa sluttäckningsalternativ klarar F_{100} .

Tabell 4.1 F_{DIM} , dvs kvoten mellan skyddsskiktets beräknade frysmotstånd och lokalens köldmängd på 30-, 100- respektive 1000-års perspektiv.

Table 4.1 F_{DIM} for 30, 100 and 1000 year perspectives

	<u>Frysmotstånd</u> <u>F_{30}</u>	<u>Frysmotstånd</u> <u>F_{100}</u>	<u>Frysmotstånd</u> <u>F_{1000}</u>
Sunderbyn, Luleå			
Kompostjord, 0,1 m Anläggningsjord, 0,5 m Morän, 1 m	2,4	1,2	1
Sunderbyn, Luleå (Moränalternativ)			
Kompostjord, 0,1 m Morän, 2,1 m	1	0,5	0,4
Obbola, Umeå (efter kompression)			-
Växtbädd 0,15 m Schaktmassor (Morän) 0,7 m Fiberlera/Kompost 0,5 m Bioaska 0,7 m Gummiklipp 0,3 m	7,7	3,3	-
Blåberget, Sundsvall			-
Kompostjord, 0,1 m Anläggningsjord, 0,5 m Morän, 1 m	3,0	1,2	-
Dragmossen, Älvkarleby			-
Anläggningsjord, 1 m Morän, 0,5 m	7,5	1,9	-
Lilla Nyby, Eskilstuna			-
Anläggningsjord 1,2 m	4,9	1,4	-

Kvoten mellan det frysmotstånd som skyddsskiktet har (F) och köldmängden som skyddsskiktet utsätts för relaterat till en specifik region under 30 år (F_{30}), 100 år (F_{100})

respektive 1000 år (F_{1000}) ger en indikation om skyddsskiktets dimensioneringsgrad, dvs vid $F_{DIM} = \frac{F}{F_{30}} = 1$ är skyddsskiktet dimensionerad för 30-års vinter. Värden under 1 indikerar att konstruktionen är underdimensionerad medan värden över 1 indikerar att konstruktionen är överdimensionerad. Den planerade skyddsskiktetskonstruktionen på Sunderbyns deponi, med 0,1 m växtetableringsskikt, 0,5 m kompostjord och 1 m morän, är dimensionerad för ett 1000-års perspektiv, se Tabell 4.1. Det kan också noteras att om med enbart morän i skyddsskiktet behövs det 2,1 m täckning för att dimensionera för F_{30} . Som är baserat på medelköldmängden i Luleå för vintrarna 1961/62-1988/89, (Vägverket 2000).

För de övriga deponierna finns det enbart resultat för 100-års perspektiv. Dessa resultat indikerar på att skyddsskikten på samtliga fyra deponier är överdimensionerade med avseende på frysmotstånd för F_{100} .

Dimensionerande köldmängd

Enligt direktivet för konstruktioner (Council Directive 89/106/EEC, 2004) definieras en konstruktions beständighet som den tidsrymd under vilken trots förutsägbara processer behålls hela konstruktionens karakteristiska funktioner på en nivå som motsvarar ställda funktionskrav. Funktionskravet på sluttäckningen är att infiltrationen av vatten ska begränsas. Förutsägbara processer (exempelvis nedbrytning) som kan förutses styrs av exempelvis temperatur och temperaturvariation (frys- och tiningscyklar) kemisk eller biologisk påverkan, erosion, korrosion, åldring, vittring, mekanisk last mm.

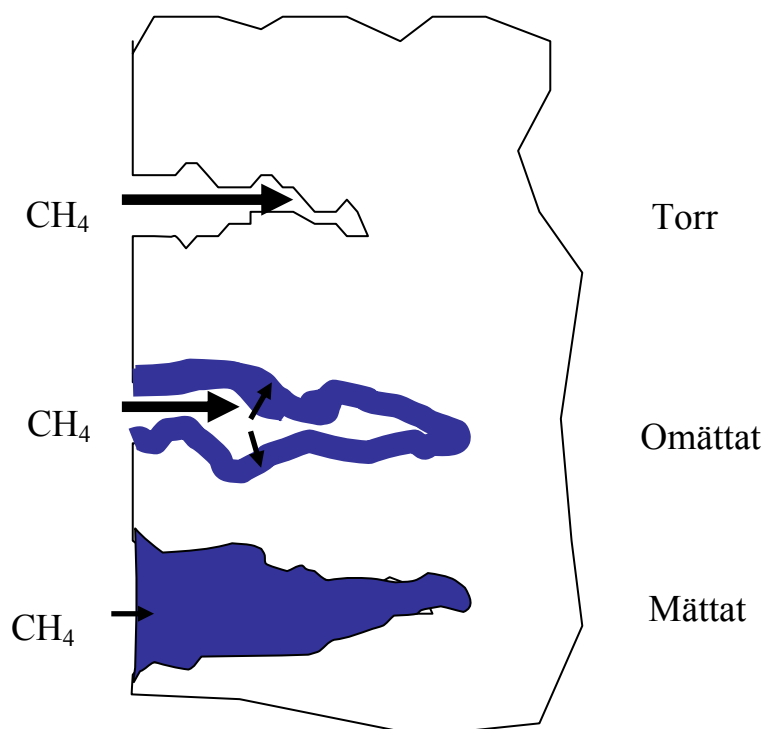
Upprepade frys- och tiningscyklar kan försämra lerors permeabilitet. Skyddsskiktet bör därför utformas så att tätskiktet kan skyddas under konstruktionens livslängd. Sluttäckningen är konstruerad för att fungera under hundratals år. Därmed är det av intresse att diskutera vilken dimensionerande köldmängden som ska väljas.

Skyddsskikt med mineraljordar dimensioneras enbart med tjocklek. Tjocka lager av morän behövs för att dimensionera skyddsskiktet så att den klarar F_{30} (30-års vinter). Tjock skyddsskiktetslager med material som har hög densitet ökar risken för ojämna sättningar i avfallet. Därmed kan tätskiktets funktion påverkas negativt. Genom användning av anläggningsjord, kompostjord etc kan skyddsskiktet enkelt dimensioneras för 100-års vinter (F_{100}) med tunnare skyddsskiktetskonstruktion. Tabell 4.1 visar att skyddsskiktet kan enkelt dimensioneras för F_{100} . Idag råder det stor osäkerhet över olika materials termiska egenskaper och hur dessa påverkas av konsolidering uttorkning etc. Förslaget är därför att F_{100} används som dimensionerade köldmängd.

4.3 Metanoxidation

Skyddsskiktet kan utformas så att det gynnar metanoxidation utan att det äventyrar tätskiktets övriga funktioner som vatten- och gasbarriär. Gasbildningstakten och gasmängderna som behöver omhändertas i skyddsskiktet efter sluttäckningen bedöms generellt vara begränsade och avtagande med tiden. Större deponier med stora mängder organiskt material är redan idag utrustade med ett gasutvinningssystem som kommer att kunna fortsätta fungera så länge det finns tillräckligt med gas. När gasmängderna är för små för att motivera en aktiv utvinning kan metanoxidation bli en lämplig lösning.

Huvudmålet med konstruktionen bör vara att undvika att gasutsläppen sker på ett okontrollerat sätt, koncentrerad runt ett fåtal ”hot spots”. Metanoxidation gynnas av en jämn gastransport (över ytan och tiden) i en fuktig jord. Gastransporten och oxidation är optimal i omättade förhållanden då gasen snabbt tränger i porerna innan den löser sig i vattenfilmen som finns runt partiklarna där bakterierna finns, se figur 4.1. En måttlig halt organsikt material (ca 10 %) och näringsämnen har en positiv effekt på oxidationsresultatet.



Figur 4.1 Principiell bild av metantransport beroende av vattenmättnadsgrad i profilen.

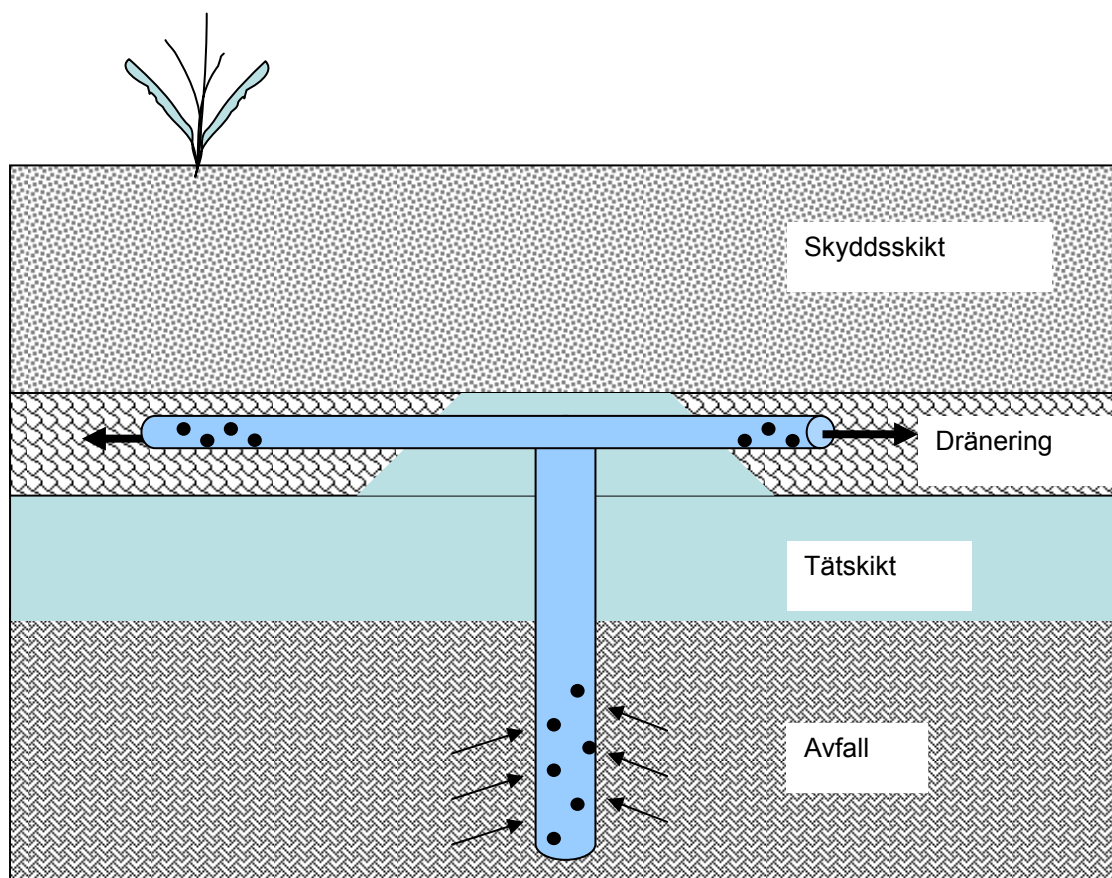
Figure 4.1 Theoretical methane transports in soil depending on the degree of saturation.

Skyddsskiktets primära roll bör därför vara att jämnt fördela gasen som bildats under tätskiktet. Dräneringslagret kan fungera som ett första steg för att sprida gasen över större ytor. För att uppnå en jämn fördelning av gasen i övre delen av skyddsskiktet bör materialen som används i konstruktionen ha en jämn porositet. Om materialet är för tätt kommer regniga perioder att bilda ett lock och gasen att söka sig till preferentiella utvägar. Syret kommer också att ha svårt att tränga ner i markprofilen. Om materialet är för poröst kommer gastransporten att ske för fort och det finns risk att vissa delar av tätskiktet torkar ut.

Metanoxidation genererar värme som kan leda till uttorkning av marken. Material med god vattenretentionsförmåga är därför att föredra för att undvika uttorkning. Metanoxiderande bakterier är autotrofa och vissa av dem kan binda kväve från luften även om dessa växer långsammare än andra typer. Höga halter organsikt material och

närings ämnen bedöms inte vara nödvändiga för att uppnå optimala förhållanden för metanoxidation.

Metanoxidation är temperaturkänslig och kommer att avstanna när temperaturen är för låg. Under den kalla perioden av året kommer värmen som genereras av oxidationen tillsammans med värmen som finns i deponin och deponigasen att upprätthålla oxidationen. Om temperaturen sjunker trots allt och marken börjar frysa kommer oxidationen att stanna av tillfälligt tills temperaturen höjs igen. Figur 4.2 visar hur man skulle kunna utforma täcksiktet och gasdräneringen för att gynna metanoxidationen.



Figur 4.2 Förslag till utformning av gasfördelningssystemet i skyddsskiktet. Tätskiktet förstärks runt brunnen som transporterar gasen genom det traditionella tätskiktet.

Figure 4.2 Possible design of the gas distribution system in the protection layer. The sealing layer is reinforced around the well that transports gas through the impermeable layer.

4.4 Materialval

Materialegenskaper som är viktiga för metanoxidation och för att öka frysmotståndet hos skyddsskiktet är:

- Struktur hos materialet i konstruktionsdelen (skyddsskiktet)

- Hög porositet
- Låg densitet
- Fältkapacitet på ca 50 %
- Beständighet
 - nedbrytning
 - kompression

Vid konstruktion av skyddsskikt ligger fokus ofta på skyddsskiktets tjocklek. Stora volymer massor krävs för att skydda tätskiktet från frost, erosion, rotpenetration, uttorkning, vattentransport etc. Genom aktivt val av skyddsskiktsmaterial kan skyddsskiktets funktion dimensioneras för att höja frysmotståndet och/eller förbättra möjligheten till metanoxidation. Det krävs > 2 m moräntäckning för att uppnå samma frysmotstånd som 1,5 m morän/anläggningsjord ger. Tunnare skikt och lägre densitet ger mindre last och därmed lägre sättningar. Material med organiskt innehåll kan dock bidra till ökat näringsläckage från skyddsskiktet. Det bör noteras att näringsläckage från organiskt material, som slam kompost bedöms avta med tiden.

I Tabell 4.2 ges det exempel på olika material och dess effekt med avseende på frysmotstånd, metanoxidation och näringsläckage. I Tabellen ges också bedömd effekt på vattentransport, uttorkning, erosion och rotpenetration.

Tabell 4.2 *Material och dess bedömda effekt i en skyddsskiktsskonstruktion. Bedömningen baseras på materialens tekniska egenskaper som densitet, porositet, kornstorleksfördelning, termiska egenskaper, organiskt innehåll.*

Table 4.2 *Choice of material and its estimated effect on the landfill cover soils functions. The estimations are based on the materials physical parameters such as density, porosity, particle size distribution, thermal properties and content of organic matter.*

Material	Frysmotstånd	Metanoxidation	Läckage av näringsämnen
Morän	-	-	+/-
Sand	-	+	+/-
Hyttsten 0-31,5	+/-	+	+/-
Stenmjöl	+/-	-	+/-
Kalkgrus	+/-	+/-	+/-
Mesa	+/-	-	+/-
Bottenaska	+/-	+	+/-
Flygaska	+	+/-	+/-
Grönlutslam	+	-	-
Torv	+	+	+/-
Fiberlera	+	-	-
Fiberslam	+	-	-
Växtbädd	+	+	-
Organiskt material	+	+	-
Kompostjord (färs)	+	+	-

Kompostjord (välkomposterat)	+	+	+/-
Gummiklipp	+	+/-	+/-

- negativ effekt, + positiv effekt, ± ingen effekt.

4.5 Fältmätningar

Resultaten från fältmätningarna Obbola, Umeå tyder på att det deponerade avfallet alstrar värme. Temperaturen under tätskiktet ligger på ett årsmedelvärde på ca 25 °C. Den förväntade temperaturen under tätskiktet vid frånvaro av en värmekälla är ca 2 °C vilket motsvarar årsmedeltemperaturen. Skyddsskiktets termiska resistens samverkar med värmeutvecklingen i avfallet. Därmed är det inte möjligt att enkelt utvärdera skyddsskiktets frostresistens. Skyddsskiktet bedöms vara dimensionerat för frostmotstånd >F100 även efter att nedbrytningen har avstannat helt, dvs ingen värmeutveckling sker i avfallet.

Det kan konstateras att i detta specifika fall är temperaturförhållandena optimala för metanoxidation. Skyddsskiktet i Obbola är uppbyggt (nerifrån) av 0,2 m morän, 0,5 m fiberlera/fiberslam och högst i profilen ligger 0,5 m morän. Metanoxidationens effektivitet är inte känd i detta aktuella fall. Temperaturer > 12 °C, som råder i detta fall på nivå > 0,5 m bidrar dock till att oxidationseffektiviteten kan bli mellan 80 – 100 %, Einola et al. (2009), förutsatt att gasflödet är lågt, < 10 m³ per hektar/timme. Oxidationens effektivitet minskar mot ytan i och med att temperaturen sjunker.

5 Slutsatser

För att optimera skyddsskiktets frysmotstånd och metanoxidationskapacitet krävs det att material med hög porositet, låg densitet, hög fältkapacitet används och att konstruktionsdelen är beständigt mot nedbrytning och kompression. Morän och mineraljordar har förhållandevis hög densitet, låg porositet och låg vattenkvot. Det finns en uppenbar risk att ett skyddsskikt bestående av morän inte klarar ett hundraårsperspektiv norr om Mälardalen. Anläggningsjord tillverkad av bl.a. torv, väl komposterat organiskt material mm, är exempel på material som kan nyttjas i skyddsskikt för att öka konstruktionsdelens frysmotstånd och metanoxidationskapacitet.

Beräkningar utförda i projektet visar att skikt av anläggningsjord i skyddsskiktet höjer frysmotståndet samtidigt som skyddsskiktets mäktighet kan minskas. Eftersom en deponikonstruktion ska utformas så att funktionskraven klarar ett flera hundra års perspektiv är det uppenbart att anläggningsjord eller motsvarande behövs i skyddsskiktet. Den största effekten av att använda anläggningsjord fås på platser där den dimensionerande köldmängden är stor, dvs där frysmotståndet är dimensionerande för skyddsskiktets tjocklek. Genom användning av anläggningsjord kan även kravet på moränens finjordshalt släppas. Tunnare skyddsskikt leder till bättre resurshållning mindre transporter och bättre ekonomi.

Metanbildning i deponier kommer att fortsätta under många decennier tills den har avstannat "helt" även om deponering av organsikt material är förbjuden idag. Skyddsskiktet kan utformas så att det gynnar metanoxidation utan att det försämrar skyddsskiktets primära funktion. Material som innehåller måttliga halter organsikt material, binder fukt och kan användas som substrat av metanoxiderande bakterier är att föredra för att öka metanoxidationskapaciteten.

En genomgång av olika materials termiska egenskaper visar att flertalet alternativa material har positiva termiska egenskaper för att kunna nyttjas i skyddsskiktskonstruktioner. För platsspecifik dimensionering behövs dock bättre dataunderlag för både mineraljordar och alternativa material.

Miljömyndigheters fokus på ytvatten, grundvatten och mark bör kompletteras med metanutsläpp till atmosfären. Konstruktionens beständighet är en annan viktig faktor som bör beaktas eftersom upprepade frys- och töcykler kan leda till att tätskiktets täthetsfunktion går förlorad.

6 Rekommendationer och användning

Sluttäckning av deponier fyller en viktig funktion, ”*inget vatten in inga föroreningar ut*” och ska fungera under lång tid. Sluttäckningens funktion att minimera inläckage äventyras om skyddsskiktet inte har tillräckligt frysmotstånd. Denna risk är uppenbar norr om Mälardalen och ökar norrut. Vid dimensionering av skyddsskiktets tjocklek bör skyddsskiktets materialens termiska egenskaper beaktas.

Deponier producerar inte bara lakvatten utan även metangas. Skyddsskikt bör därför utformas så att metanoxidation premieras. Material som behövs till ett skyddsskikt bör väljas både utifrån geotekniska, termiska och metanreducerande egenskaper. Om materialval och dimensionering av skyddsskiktet sker utifrån dessa egenskaper skapas förutsättningar för att uppnå önskad funktion, minska materialanvändning och transporter. Genom att sammanställa behovet av täckningsmaterial, tillgång på material och dess kvalitet, kan sluttäckningsprojektet inriktas på mer konkreta åtgärder avseende planering, logistik, hanteringen av jord- och schaktmassor och teknik för återvinning av alternativa material. För detta register behöver deponiägaren utreda och belysa följande frågeställningar:

- Efterfrågad funktion
- Troliga leverantörer av material (infrastruktursatsningar, täkter, producenter etc.)
- Materialegenskaper beskrivet med i bl.a. geotekniska och termiska egenskaper
- Dimensionering av skyddsskiktets tjocklek
- Materialbehov för deponin (baserat på dimensionering)
- Kritiska materialflöden och logistiken för dessa
- Beskrivning av logistik, transporter, hantering, markanvändning och återvinning

Geotekniska och termiska egenskaper hos material som ska användas i skyddsskikt är viktiga för att kunna dimensionera skyddsskiktets utformning och mäktighet. Med hjälp av underlagssammanställningen kommer sluttäckningens täthetsfunktion och livslängd att sättas i fokus. I de fall där tjäle är dimensionerande kan skyddsskiktets tjocklek minskas med hjälp av bättre materialval. Detta kan leda till minskade transporter och lägre materialkostnad.

Gasbildning kommer att fortsätta många decennier framöver i Sverige. Större deponier är utrustade med insamlingssystem för deponigas och sluttäckning av dessa kommer att resultera i en ökad utvinningsgrad då läckage till atmosfären minskar. Deponin i Sunderbyn är ett exempel på hur gasinsamling ökar när deponin börjar täckas. I framtiden kommer dock gasmängderna att minska och göra hela den aktiva insamlingen olönsamt. Vid det läget kan metanoxidation i skyddsskiktet bli en möjlig lösning.

Vid mindre deponier där det inte finns någon gasinsamling idag kommer sluttäckningen att leda till att den passiva diffusa gastransporten genom täckskiktet upphör. Detta

innebär att gasen kommer att leta sig andra vägar och sippra ut i högre halter vid färre utsläppspunkter genom ledningsgravar, sprickor osv. Högre halter och högre flöde innebär mindre chans att en naturlig oxidation sker innan metanet når atmosfären. Det kan även innebära ökade arbetsmiljörisker om de sluttäckta deponierna används för olika industriella ändamål. Gasmängderna behöver inte vara stora för att orsaka olyckor och tillbud i trånga utrymmen där gasen kan samlas. Därför bör risken för utsläpp av deponigas hanteras i samband med att deponierna sluttäcks. Oxidationsytor kan anläggas över hela deponin eller i avgränsade delar av deponi i form av metanoxidaionsfilter dit gasen leds. Dimensioneringen av dessa är platsspecifik och beror främst på den kvarvarande gasbildningspotentialen.

De ekonomiska förutsättningar för åtgärder beror mycket på olika deponiers lokalisering och exploateringstrycket i området. Där marken är dyr kan det vara lönsamt att gräva upp deponierna, utvinna attraktiva fraktioner som metaller och den brännbara fraktionen och på så sätt eliminera gasbildningspotentialen. Återstående material kan även användas i anläggningsändamål.

7 Förslag till fortsatt forskningsarbete

7.1 Tjäle/termiska egenskaper

Jords termiska egenskaper, porositet och vattenkvot är väl dokumenterade och det finns empiri vad gäller klassning i tjälfarlighetsklasser etc. Alternativa material används idag som konstruktionsmaterial i allt större utsträckning och ersätter jordmaterial i väg-hamnkonstruktioner, vid sluttäckning av deponier mm. Användningen är ofta utredd ur teknisk och miljöteknisk synpunkt. Samtidigt saknas det mätdata/underlag vad gäller termiska egenskaper hos dessa material. Termiska egenskaperna hos en konstruktion, som exempelvis hos sluttäckningskonstruktion på en deponi, kan vara dimensionerande. Flertalet alternativa material har bättre termiska egenskaper, dvs är mer isolerande, än jordmaterial. Morän i skyddsskiktet är ett exempel på material som till delar kan ersättas med lämpliga alternativa material. Konstruktionens mäktighet kan minskas med bibehållen eller bättre isolerande funktion. Bättre dataunderlag vad gäller alternativa materials termiska egenskaper kan motiveras av att material och materialtransporter sparas. Därför finns det idag ett behov att utreda lämpliga alternativa materials typiska parametervärden som porositet, vattenkvot, vattenmättnadsgrad, termiska egenskaper etc. Baserat på erhållna värden och övrig erfarenhet för respektive material kan sedan konstruktionen dimensioneras bättre.

7.2 Deponigas

Det finns flertalet deponier som kommer att sluttäckas under de närmaste åren. Mätning av den totala gasemissionen från en deponi är en svår uppgift. Mätningar från bl.a. Sunderbyns deponi i Luleå visar att mängden deponigas som samlas upp ökade med faktor fem genom utläggning av avjämningskikt som tätar till sprickor och andra diffusa läckagemöjligheter för deponigasen till atmosfären. Kunskapen om hur sluttäckning kan påverka deponigasbildningen är begränsad. Information om gasinsamling vid deponier är begränsad och dess kvalitet varierar. När nya deponietapper tas i bruk ökar mängden insamlad gas likväl som när ytan täcks. Det är svårt att bedöma om orsaken är att gasbildningen avtar eller att t.ex. icke fungerande brunnar minskar mängden gas som samlas in. Därför är osäkerheten i modellerna som räknar fram gasmängderna i svenska deponier mycket osäkra och behöver förbättras.

7.3 Metanoxidation

Genom uppföljning av en deponi med gasinsamlingssystem, där sluttäckning görs med kombinerad gasutvinning och passiv metanoxidation i skyddsskikt kan ny kunskap erhållas. Följande punkter kan ingå i ett uppföljningsprojekt:

- CH_4 koncentrationer karteras innan deponin åtgärdas, emissionen kvantifieras och flöden modelleras.
- Deponin följs upp under och efter sluttäckning, CH_4 koncentrationer karteras och emissionen kvantifieras.

- Analys av i skyddsskiktet ingående materials kemiska och fysikaliska egenskaper, mognadsgrad hos eventuellt komposterat material följs upp.
- Modifiering för att anpassning efter lokala förutsättningar (tillgång på material och lokala förutsättningar)

Hur väl ett metanoxidaionsfilter fungerar under den kalla delen av året har inte studerats i full skala i Sverige. Det skulle vara värdefullt att bygga och följa upp ett sådant filter under verkliga förhållanden. Undersökning av metanoxidaionskapacitet hos olika alternativa material, relaterat till porositet, temperatur, vattenkvot, metankoncentration, flödes hastighet samt kontroll av metanoxiderande bakterier (antal) är av stort intresse.

Teknik som kan ta hand om låga metanhalter som regenerativ oxidation kan enligt litteraturen kunna vara lämpliga för deponigas. Tekniken och dess förutsättningar bör undersökas vidare. Regenerativ termisk oxidation är en metod som utnyttjas för bland annat rening av flyktiga organiska ämnen i låga koncentrationer (RVF, 2001). För deponigas kan tekniken användas inte enbart för destruktion, utan även för att utvinna energi i form av hetvatten eller ånga, som även kan konverteras till el. Då metanhalten i gasen med tiden sjunker upphör möjligheten att använda gasen i en motor eller panna, men med en regenerativ termisk oxidationsprocess kan den utan energitillsats användas i ytterligare 30 år. Metoden kan användas vid så låga metankoncentrationer som 0,5 %. I processen utnyttjas regenerativ värmewäxling för att värma upp den ingående gasen. Energin från förbränningsluften lagras i något medium och avges sedan till ingående luft. Det speciella med processen är att förbränningen sker vid så pass låg koncentration, vilket gör att tekniken kan utnyttjas även då metanhalten i deponigasen sjunkit. Innan halten har blivit så pass låg kan gasen spädas ut. Det är dock ovanligt att metoden används för deponigas.

8 Referenser

- Ait-Benichou S., Jugnia L-B, Greer Charles W, Cabral Alexandre R.. 2009. Methanotrophs and methanotrophic activity in engineered landfill biocovers. *Waste Management*, Volume 29, Issue 9, Pages 2509-2517
- Andersland, O. B., och Ladanyi, B. 2004. *Frozen Ground Engineering*. John Wiley & Sons, New York, ISBN 0-471-61549-8
- Avén S. 1984 *Handboken Bygg, Geoteknik*, Liber Förlag, Stockholm. ISBN 91-38-06077-9
- Avfall Sverige 2009. ”Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier”, Avfall Sverige utveckling, rapport U2009:11. ISSN:1103-4092
- Avfall Sverige. 2006 *Deponihandboken*
- Benson, C. H., Abichou, T. H., Olson, M. A., & Bosscher, P. J., 1995. Winter effects on the hydraulic conductivity of compacted clay, *J. Geotech.*, 121(1), 69-79.
- Benson, C. H., och Othman, M. A., 1993. Hydraulic conductivity of compacted clay frozen and thawed in situ, *J. Geotech. Eng.*, 119(2), 276-294.
- Bergamaschi, P., Lubina, C., Konigstedt, R., Fischer, H., Veltkamp, A.C. & Zwaagstra, O. (1998) Stable isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^2\text{D}$) of methane from European landfill sites. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 103, 8251–8265.
- Bogner J., Meadows M. & Czepiel P. (1997) Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. *Soil Use and Management*, 13, 268–277.
- Bogner, J., Spokas, K. & Burton, E. (1999) Temporal variations in greenhouse gas emissions at a midlatitude landfill. *Journal of Environmental Quality*, 28, 278–288.
- Börjesson G. 1997. Methan Oxidation in Lanfill Cover Soils. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria* 44.
- Börjesson G. & Svensson, B. (1997) Nitrous oxide release from covering soil layers of landfills in Sweden. *Tellus B*, 49, 357–363.
- Chamberlain, E. J., & Gow, A. J., 1979. Effect of freezing and thawing on the permeability and structure of soils, *Eng. Geol.* 13, 73-92.
- CO2UNTER, <http://co2unting.com> 16/4 2010
- Czepiel P., Mosher B., Harriss R., Shorter J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. & Lamb. B. (1996a) Landfill CH₄ emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods. *Journal of Geophysical Research*, 101, 16711–16719.
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P. & Van Cleemput O. (1999) Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*, 33, 1854–1859.
- Einola J., Sormunen K, Lensu A, Leiskallio A, Ettala M, Rintala J. 2009. Methane oxidation at a surface-sealed boreal landfill. *Waste Management*, Volume 29, Issue 7, Pages 2105-2120

- Einola, J.-K.M., Sormunen, K.M., Rintala, J.A. (2008). Methane oxidation in a boreal climate in an experimental landfill cover composed from mechanically-biologically treated waste. *Science of the Total Environment* 407 (1), pp. 67-83.
- Einola, J.-K.M., Kettunen, R.H., Rintala, J.A. (2007) Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biology and Biochemistry*
- Engström H. och Ulwan Å. 2005. Sluttäckning av avfallsdeponier ur ett nationellt perspektiv – Traditionella material eller restprodukter – miljömässiga och ekonomisk konsekvenser. Examensarbete. Uppsala Universitet.
- Fischer, C., Maurice, C. & Lagerkvist, A. 1999. Gas emission from Landfills. An Overview of issues and research needs. Naturvårdsverket. ISSN: 1102-6944
- Gärde, T. och Knapp, P. E., 1988. Bearbetning av köldmängder för 12 orter i Sverige. Examensarbete 1988:012E, Högskolan i Luleå.
- Guidance Paper F,(concerning the Construction Products Directive - 89/106/EEC) 2004. Durability and the construction products directive. - <http://www.be.no/beweb/prodfor/produkt/GP/GPF.pdf>
- Hilger, H.A., Wollum, A.G. & Barlaz, M.A. (2000) Landfill methane oxidation response to vegetation, fertilization, and liming. *Journal of Environmental Quality*, 29, 324–334.
- Huber-Humer M, Röder S., Lechner P. (2009) Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, Volume 29, Issue 7, Pages 2092-2104.
- Huber-Humer (2004) Abatement of Landfill Methane Emissions by Microbial Oxidation in Biocovers Made of Compost. Doctoral Thesis, 2004
- Huber-Humer M. & Lechner P. (2003) Effect of methane oxidation on the water balance of the landfill cover and the vegetation layer. In: *Proc. Sardinia '03. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Humer M. & Lechner P. (2001a) Microorganisms against the greenhouse effect – suitable cover layers for the elimination of methane emissions from landfills. In: *Proc. of the Solid Waste Association of North America, 6th Annual Landfill Symposium*, San Diego, CA.
- IPCC, 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5.
- Kettunen, R.H., Einola, J.K.M. & Rintala, J.A. (2006) Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water Air and Soil Pollution*, 177, 313–334.
- Kightley, D., Nedwell, D.B. & Cooper, M. (1995) Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 592–610.
- Kim, W-H., och Daniel, D. E., 1997. Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay, *J. Geotech. Eng.* 118(7), 1083-1097.
- Lagerkvist A. och Andreas L. (internt PM 2007-08-31 Luleå Tekniska Universitet.

- Lagerkvist, A. 2001. Landfill Technology. Luleå tekniska universitet. ISSN: 1402 – 1536
- Lagerkvist, A. 1996. Kompendium i upplagsteknik 1996. Tekniska högskolan i Luleå. Rapport 96:02.
- Lewis-Michl, E., Kallenbach, L., Geary, N.S, Melius, J.M., Ju, C.L., Orr, M.F. & Forland, S.P. 1998. Investigation of Cancer Incidence and Residence Near 38 Landfills with Soil Gas Migration Conditions: New York State 1980-1989. Bureau of Environmental and Occupational Epidemiology. Final Report for ATSDR Grant #H75/ATH298290-01
- Lundgren, T. (1995). Sluttäckning av avfallsupplag, Krav, material, utförande och kontroll.
- Maurice & Lagerkvist 2004 Assessment of methane oxidation capacity of soils. Waste Management and Research. 2004 ; vol. 22, nr. 1, s. 42-48.
- Maurice, C. (2001) Bioindication and Bioremediation of Landfill Emissions. Doctoral Thesis, Lulea University of Technology 2001:29, Department of Environmental Engineering, Division of Waste Science and Technology.
- Mandernack, K. W., Mills C. T., Johnson, C. A., Rahn, T., and Kinney C. (2009). The $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ values of N_2O produced during the co-oxidation of ammonia by methanotrophic bacteria, Chemical Geology 267, 96–107.
- McBain, M.C., Warland, J.S., McBride, R.A., Wagner-Riddle, C. (2005) Micrometeorological measurements of N_2O and CH_4 emissions from a municipal solid waste landfill Waste Management and Research 23 (5), pp. 409-419
- Mooney, S.J., Foot, K., Hutchings, T.R., Moffat, A.J. (2007). Micromorphological investigations into root penetration in a landfill mineral cap, Hertfordshire, UK. Waste Management 27 (9), pp. 1225-1232.
- Neuschütz, C. 2009. Phytostabilization of mine tailings covered with fly ash and sewage sludge. Doctoral thesis. Stockholm university.
- Naturvårdsverket. 2009. Uppföljning av deponeringsförbuden 2008 och 2009. Rapport 5996. ISSN:0282-7298.
- Naturvårdsverket 2008. Kvalitetssäkring av bottenkonstruktion och sluttäckning i en deponi. Vägledning till 32 och 37 §§ i deponeringsförordningen (2001:512) rapport 5909.
- Naturvårdsverket 2004 Deponering av avfall, Handbok 2004:2. Handbok med allmänna råd 2004:2.
- NFS 2004:5. Naturvårdsverkets författningssamling, 2004. Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall.
- Othman och Benson 1993 Othman, M. A., och Benson, C. H., 1993. Effect of freeze-thaw on the hydraulic conductivity and morphology of compacted clay, Canadian Geotechnical J. 30, 236-240.
- Prognoser över utsläpp av växthusgaser – Delrapport 1 i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till Kontrollstation 2004
- Prognoser för utsläpp och upptag av växthusgaser – Delrapport 1 i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till Kontrollstation 2008

- Rinne, J., Pihlatie, M., Lohila, A., Thum, T., Aurela, M., Tuovinen, J-P., Laurila, T. & Vesala, R. 2005. N₂O emissions from a municipal landfill. *Environmental Science and Technology*, 39, 7790–7793.
- Rihm T., Rogbeck Y. Svedberg B. & Eriksson M. 2009 Alternativa konstruktionsmaterial på deponier – Vägledning
- RVF, 2004. Metanemission på deponi – mätning med statiska kamrar. Svenska renhållningsverksföreningen. Rapport nr 2 2004. ISSN: 1403-8617.
- SGI, 1991. Termiska egenskaper i jord och berg. SGI I12, Linköping.
- SCB 2005. Bilaga 1 till Slutrapport för STEM projekt nr P10856-4 ”Metan från avfallsupplag i Sverige” ”Metan från avfallsdeponier: En jämförelse av IPCC:s modell med mätdata”. Chalmers tekniska högskola.
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H. A., Huber-Humer, M., and Spokas, K. (2009a) Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions *Waste Management & Research*, 27: 409–455
- Scheutz, C., Pedersen, G.B. & Kjeldsen, P. (2009b) Biodegradation of methane and halocarbons in simulated landfill biocover systems containing compost materials. *Journal of Environmental Quality*, in 38, 1363–1371.
- Scheutz C., Bogner J., Chanton J.P., Blake D., Morcet M., Aran C., Kjeldsen P.. 2008. Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. *Waste Management*, Volume 28, Issue 10, Pages 1892-1908.
- Stein, V.B. & Hettiaratchi, J.P.A. (2001) Methane oxidation in three Alberta soils: influence of soil parameters and methane flux rates. *Environmental Technology*, 22, 101–111.
- Stern J. C., Chanton J, Abichou T, Powelson D, Yuan L, Escoriza S, Bogner J. 2007. Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, Volume 27, Issue 9, Pages 1248-1258.
- Stoltz, E. and Greger, M. (2006). Root penetration through sealing layers at mine deposit sites. *Waste Manage Res* 24: 552–559
- Vägverket. 2000. Vägunderhåll 2000, VV. publ. 2000:67, Borlänge.
- Vägverket, 2005. Luftkyld masugnsslagg –hyttsten– i vägkonstruktioner. VV publ. 2005.39, Borlänge.
- Vägverket, 2004. Krossad betong i vägkonstruktioner. VV publ. 2004:11, Borlänge.
- Vägverket, 2001. Beräkning av tjällyftning. VV publ. 2001:101, Borlänge.
- Vägverket, 2001. Projektering och byggande av enskilda vägar. VV publ. 2001:09, Borlänge.
- Wennström (2010). www.melica.se/metox.
- Viklander P. 1997. Compaction and thaw deformation of frozen soil: permeability and structural effects due to freezing and thawing. Doctoral thesis, Luleå University of Technology; 1997:22.

- Wilhelm, V. 1996. Safety Aspects of the Planning, Construction and Operation of Landfill Gas Plants. i Landfilling of Waste: Biogas (ed av Christensen, T., Cusso, R & Stegmann, R.) E & FN Spon London. ISBN: 0 419 194 00.
- Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A. & Stein, V.B. (2004b) Long-term behaviour of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. *Waste Management*, 24, 643–653.
- Tham G. och Andreas L. 2008. Utvärdering av fullskaleanvändning av askor och andra restprodukter vid sluttäckning av Tveta Återvinningsanläggning. *Avfall Sverige RAPPORT 2008:09*.
- Zetterfeldt, Tony. Värmekollektor. Telefonsamtal 7/4 2010
- Zhang, H.-H., He, P.-J., Shao, L.-M. (2010). Ammonia volatilization, N₂O and CO₂ emissions from landfill leachate-irrigated soils *Waste Management* 30 (1), pp. 119-124.
- Zhang, H., He, P., and Shao, L. (2009). N₂O emissions at municipal solid waste landfill sites: Effects of CH₄ emissions and cover soil. *Atmospheric Environment* 43, 2623–2631.
- Zimmie, T. F., La Plante, C. M., & Bronson, D. 1992. The effects of freezing and thawing on the permeability of compacted clay landfill covers and liners, *Proc. Of the Mediterranean Con. on Environmental Geotechnology*, ed. M. A. Usmen och Y. B. Acar, Balkema, Rotterdam, 213-217.
- Ögren, Eine. Närvärmechef Övik energi AB. Telefonsamtal 27/4 2010

Bilagor

Skyddssiktsutformning – Tjälberäkningsmetodik & beräkningar

Nedan redovisas tjälberäkningsmetodiken som användes i rapporten för att beräkna frysmotståndet i skyddsskiktet, samt underlagsdata för beräkningen av frysmotstånd för respektive fall.

A.1 Tjälberäkningsmetodik

För beräkning av maximalt tjäldjup har den sk. Stefans ekvation använts. Stefans ekvation baseras på följande antaganden:

- Temperaturen i ofruset material är konstant (0 °C)
- Temperaturen på markytan T_s är konstant under hela vintersäsongen (°C)
- Materialet har den frusna värmeledningen λ_f (W/m,K)
- Materialet har den effektiva latent värmeinnehållet L' (J/m³)
- Värmekapaciteten i fruset material är försumbar
- Temperaturfördelningen i jorden från markyta till tjälgränsen är linjär

Stefans ekvation används vanligen för att bestämma dimensionerande tjäldjup eftersom antagandena överskattar tjäldjupet något.

Baserat på ovanstående antaganden kan tjäldjupet z (m) bestämmas enligt:

$$z = \sqrt{\frac{2\lambda_f}{L'} \int T_s dt}$$

Integralen $\int T_s dt$ utgör köldmängden F . Om integralen omfattar hela vintersäsongen (F_{dim}) kan maximalt tjäldjup beräknas. Stefans lösning kan då skrivas som:

$$z = \sqrt{\frac{2\lambda_f}{L'} F_{\text{dim}}}$$

Den köldmängd som åtgår för att frysa ett homogent lager eller ett flerskiktssystem benämns frysmotstånd. För att beräkna maximalt frysmotstånd i ett flerskiktssystem införs materialparametern M_C för varje lager:

$$M_C = \frac{2\lambda_f}{L'}$$

En materialmodell byggs upp enligt följande:

Lager **Fdim**

1	F ₁	MC ₁	λ ₁
2	F ₂	MC ₂	λ ₂
...			
n	F _n	MC _n	λ _n

För ett flerskiktat system med avseende på de termiska egenskaperna λ_f och L' kommer det totala frysmotståndet (dimensionerande köldmängden F_{max}) utgöra summan av de individuella lagrens frysmotstånd enligt:

$$F_{\max} = \sum_{i=1}^n F_1 + F_2 + \dots F_n$$

Frysmotståndet för lager 1 beräknas enligt:

$$F_1 = \frac{d_1^2}{M_{C1}}$$

Frysmotstånd för lager n beräknas enligt:

$$F_n = \frac{\left(\sum_{i=1}^n \frac{d_i \lambda_n}{\lambda_i} + \frac{d_{i+1} \lambda_n}{\lambda_{i+1}} + \dots + \frac{d_{n-1} \lambda_n}{\lambda_{n-1}} + d_n \right) - \left(\sum_{i=1}^n \frac{d_i \lambda_n}{\lambda_i} + \frac{d_{i+1} \lambda_n}{\lambda_{i+1}} + \dots + \frac{d_{n-1} \lambda_n}{\lambda_{n-1}} \right)}{M_{Cn}}$$

Om

$$F_{\dim} \leq F_{\max}$$

tränger inte tjälen genom det aktuella flerskiktssystemet.

A.2 Traditionell skyddsskiktetskonstruktion, nollalternativ

Traditionell skyddsskiktetskonstruktion med två alternativ blandkornig jord med a) > 30 % finjordshalt och b) < 30 % finjordshalt.

Skikt	Materialval	Skiktjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Kompostjord	-
2) Skyddsskikt	Blandkornig jord (a. $> 30\%$ finjord, b. $< 30\%$ finjord)	1,2 m
3) Dräneringsskikt	Grus	0,3

Beräkning av skyddsskiktets dimensionerande frysmotstånd. Alternativ a) blandkornig jord > 30 % finmaterial.

b)		Frysmotstånd °d
F1	63290683	733
dx	2,2	
Fx2	150736231	
Fx	116950176	
F2	33786056	391
F1+F2	97076739	1124

Beräkning av skyddsskiktets dimensionerande frysmotstånd, b) blandkornig jord < 30 % finmaterial.

a)		Frysmotstånd °d
F1	63290683	438
dx	2,2	
Fx2	150736231	
Fx	116950176	
F2	33786056	179
F1+F2	97076739	617

A.3 Skyddsskiktsskonstruktion med anläggningsjord

Skyddsskiktsskonstruktion med anläggningsjord och två morän alternativ a) > 30 % finjordshalt och b) < 30 % finjordshalt.

Skikt	Materialval	Skiktthjocklek (m)
1) Växtetableringsskikt	Morän (a. > 30% finjord b. < 30 % finjord))	0,5
2) Skyddsskikt	Anläggningsjord	0,5
3) Skyddsskikt	Morän (a. > 30% finjord b. < 30 % finjord))	0,2
4) Dräneringsskikt	Grus	0,3

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd med anläggningsjord och a) blandkorning jord > 30 % finmaterial och b) blandkorning jord < 30 % finmaterial.

a)		Frysmotstånd, °d	b)		Frysmotstånd, °d
F1	10987966	127	F1	6565374	76
dx	0,16		dx	0,16	
Fx2	198932		Fx2	201720	
Fx	11691		Fx	12374	
F2	187241	2	F2	189346	2
dy	2,06		dy	2,02	
Fy	1758075		Fy	1050460	
Fy3	2,25E+08		Fy3	1,29E+08	
F3	2,23E+08	2584	F3	1,28E+08	1484
dz	1,49		dz	1,5	
Fz4	76039846		Fz4	76845634	
Fz	2140714		Fz	2140714	
F4	73899132	855	F4	74704919	865
F1+F2+F3+F4	3,08E+08	3568	F1+F2+F3+F4	2,1E+08	2427

A.4 Sunderbyns deponi, Luleå – traditionellt materialval– Dimensionerad för ca F_{30}

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d	L'	Mc	λ_{fr}
1	Växtetablering	Kompostjord	0,1	205128000	2,19254E-08	2,25
2	Skyddsskikt	Morän > 30 % finjord	2,1	113220000	5,38E-08	3,05
3	Dräneringsskikt	Grus	0,3	59940000	8,99E-08	2,69

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd.

Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	456091	5,3
dx	0,14	
Fx2	55986411	
Fx	340899	
F2	55645513	644
F1+F2	56101604	
dy	2	
Fy	55986411	
Fy3	92894919	
F3	36908507	427
F1+F2+F3	93010111	
dz	2	
Fz4	57701331	
Fz	43499800	
F4	14201530	164
F1+F2+F3+F4	107211642	1241

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd $F_{30} - F_{1000}$ Luleå. Sluttäckningen är dimensionerad för F_{30} .

Deponitäckning	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
F_{30}	1241	1,00
F_{100}	2430	0,51
F_{200}	2516	0,49
F_{1000}	2950	0,42

A.5 Sunderbyns deponi, Luleå – Dimensionerad för F_{1000}

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d	L'	Mc	λ_{fr}
1	Växtetablering	Kompostjord	0,1	205128000	2,19E-08	2,25
2	Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	1	99900000	1E-08	0,50
3	Skyddsskikt	Morän > 30 % finjord	0,5	113220000	5,38E-08	3,05
4	Dräneringsskikt	Grus	0,2	59940000	8,99E-08	2,69

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd.

Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	456091	5,3
dx	0,02	
Fx2	104391835	
Fx	49388	
F2	104342447	1208
F1+F2	104798538	
dy	6	
Fy	720564306	
Fy3	840949142	
F3	120384836	1393
F1+F2+F3	225183374	
dz	6	
Fz4	420712810	
Fz	393790317	
F4	26922493	312
F1+F2+F3+F4	252105867	2918

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd och $F_{30} - F_{1000}$ för Luleå.
Sluttäckningen är dimensionerad för F_{1000} .

	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
Deponitäckning	2918	
F_{30}	1241	2,35
F_{100}	2430	1,20
F_{200}	2516	1,16
F_{1000}	2950	0,99

A.6 Obbola, Umeå – Dimensionerad för > F₁₀₀

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d [#]	L'	Mc	λfr
1	Växtetablering	Växtbädd	0,3/0,15	1998000	2E-07	0,20
2	Skyddsskikt	Morän > 30 % finjord	0,7/0,7	99900000	1E-08	0,5
2	Skyddsskikt	Fiberlera	0,7/0,7	205128000	1,98E-08	2,03
3	Skyddsskikt	Bioaska	0,7/0,7	79920000	1,25E-08	0,50
4	Dräneringsskikt	Gummiklipp	0,5/0,3	1998000	2E-07	0,20

[#] Före och efter kompression

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd, a) innan kompression och b) efter kompression.

a)			b)		
Beräkning		Frysmotstånd °d	Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	16271321	188	F1	4067830	47
dx	0,0908907		dx	0,0454453	
Fx2	62488255		Fx2	55513306	
Fx	1493547		Fx	373387	
F2	60994708	706	F2	55139919	638
F1+F2	77266029		F1+F2	59207750	
dy	3,2068759		dy	3,0226057	
Fy	520263738		Fy	462191817	
Fy3	772179879		Fy3	627750870	
F3	251916141	2916	F3	165559053	1916
F1+F2+F3	329182171		F1+F2+F3	224766803	
dz	0,9635271		dz	0,8687570	
Fz4	221164397		Fz4	196683013	
Fz	74196481		Fz	60318725	
F4	146967916	1701	F4	136364288	1578
F1+F2+F3+F4	476150087		F1+F2+F3+F4	361131091	
dw	0,6654108		dz	0,6275028	
Fw	6784121		Fz4	4297006	
Fw5	2211644		Fz	1966830	
F5	4572477		F4	2330176	
F1+F2+F3+F4+F5	826176056	9562	F1+F2+F3+F4+F5	592295900	6855

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd och F₃₀ – F₁₀₀ för Umeå.

	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
Deonitäckning	6855	
F ₃₀	894	7,7
F ₁₀₀	2060	3,3

A.7 Sundsvall – Dimensionerad för $> F_{100}$

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d	L'	Mc	λ_{fr}
1	Växtetableringsskikt	Kompostjord	0,1	205128000	2,19E-08	2,25
2	Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	1	99900000	1E-08	0,5
3	Skyddsskikt	Morän > 30 % finjord	0,5	113220000	5,38E-08	3,05
4	Dräneringsskikt	Grus	0,2	59940000	8,99E-08	2,69

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd.

Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	456091	5
dx	0,02	
Fx2	104391835	
Fx	49388	
F2	104342447	1208
F1+F2	104798538	
dy	6	
Fy	720564306	
Fy3	840949142	
F3	120384836	1393
F1+F2+F3	225183374	
dz	6	
Fz4	420712810	
Fz	393790317	
F4	26922493	312
F1+F2+F3+F4	252105867	2918

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd och $F_{30} - F_{100}$ för Sundsvall.

	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
Deponitäckning	2918	
F_{30}	701,9	4,16
F_{100}	1723	1,69

A.8 Älvkarleby– Dimensionerad för $> F_{100}$

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d	L'	Mc	λ_{fr}
1	Växtetablerings	Anläggningsjord (Ecomull)	1	1998000	2E-07	0,2
2	Skyddsskikt	Morän > 30 % finjord	0,5	82251000	7,67E-08	3,15
3	Dräneringsskikt	Slaggrus	0,2	45621000	1,32E-08	0,3

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd.

Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	4995000	58
dx	16	
Fx2	3450819559	
Fx	3241931452	
F2	208888108	2418
F1+F2	213883108	
dy	2	
Fy	182101906	
Fy3	232211118	
F3	50109212	580
F1+F2+F3	263992320	3055

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd och $F_{30} - F_{100}$ för Älvkarleby.

	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
Deponitäckning	3055	
F_{30}	408,1	7,5
F_{100}	1650	1,9

A.9 Eskilstuna– Dimensionerad för $> F_{100}$

Skyddsskiktets utformning

Lager	Funktion	Material	d	L'	Mc	λ_{fr}
1	Växtetableringsskikt	Kompostjord	0,2	2,05E+08	2,19E-08	2,2
2	Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	0,5	99900000	1E-08	0,5
3	Skyddsskikt	Anläggningsjord (Ecomull)	0,5	79920000	1,25E-08	0,5
4	Dräneringsskikt	Grus	0,2	59940000	8,99E-08	2,7

Beräkning av skyddsskiktets beräknade frysmotstånd

Beräkning		Frysmotstånd, °d
F1	1824365	21
dx	0	
Fx2	29614998	
Fx	197551	
F2	29417447	340
F1+F2	31241812	
dy	1	
Fy	23691999	
Fy3	87185956	
F3	63493958	735
F1+F2+F3	94735770	
dz	6	
Fz4	377742983	
Fz	352255728	
F4	25487255	295
F1+F2+F3+F4	120223025	1391

Deponitäckningens dimensionerade köldmängd och $F_{30} - F_{100}$ för Eskilstuna.

	Köldmängd, °d	Dimensioneringsgrad
Deponitäckning	1391	
F_{30}	289,6	4,8
F_{100}	978	1,4

A.10 Temperaturmätning, Obbola, Umeå

Temperatursonderna är utplacerade i släntfot, (sond A), släntmitt (sond B) och släntkrön (sond C).

Temperatursond A (Lagerkvist & Andreas, 2010)

Temperatur, °C	Nivå under profilen				
	C-0.05m	C-0.5m	C-1.0m	C-1.5m	C-2.0m
Min	-4,38	5,69	9,13	13,56	17,63
Max	26,42	23,25	25,69	28,38	30,38
Medel	8,5	16,01	18,60	22,10	24,50

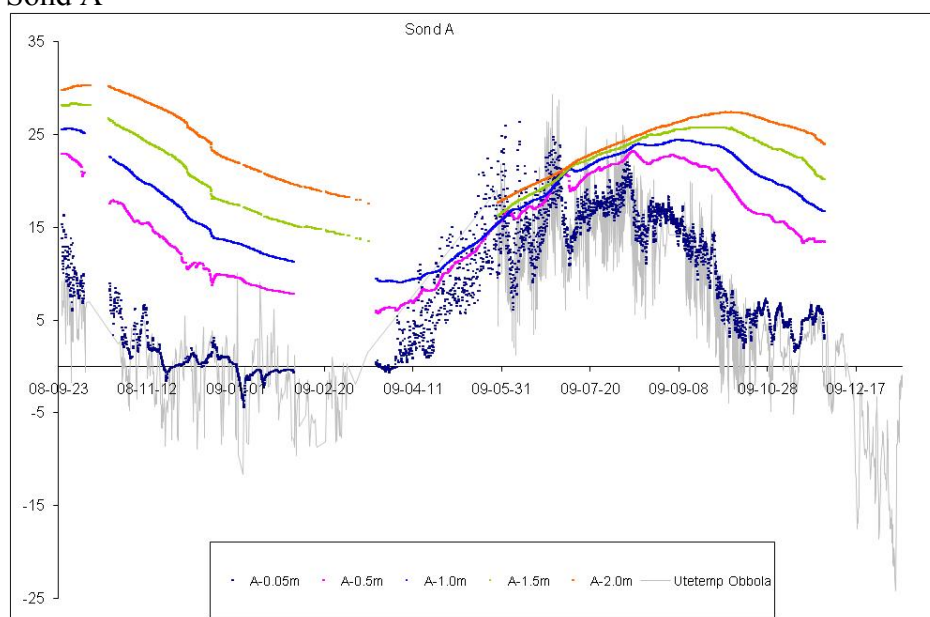
Temperatursond B (Lagerkvist & Andreas, 2010)

Temperatur, °C	Nivå under profilen				
	C-0.05m	C-0.5m	C-1.0m	C-1.5m	C-2.0m
Min	-2,75	8,38	11,69	17,06	20,44
Max	21,94	24,88	26,00	30,35	32,48
Medel	8,06	16,82	19,78	24,88	27,92

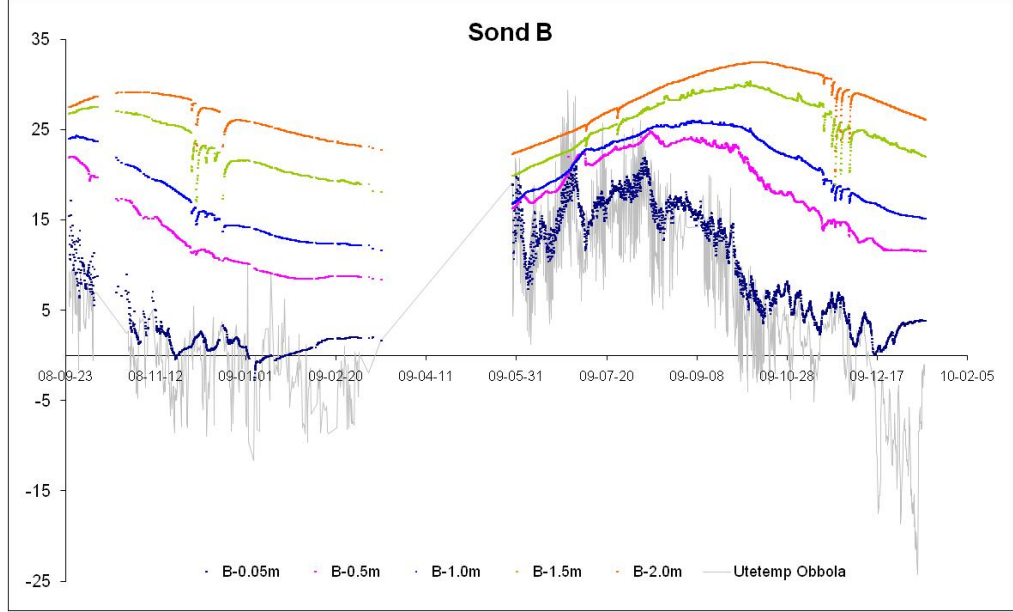
Temperatursond C (Lagerkvist & Andreas, 2010)

Temperatur, °C	Nivå under profilen				
	C-0.05m	C-0.5m	C-1.0m	C-1.5m	C-2.0m
Min	-5,38	5,56	8,31	8,72	19,63
Max	24,74	23,13	25,15	29,56	32,47
Medel	7,35	14,18	18,09	23,22	26,95

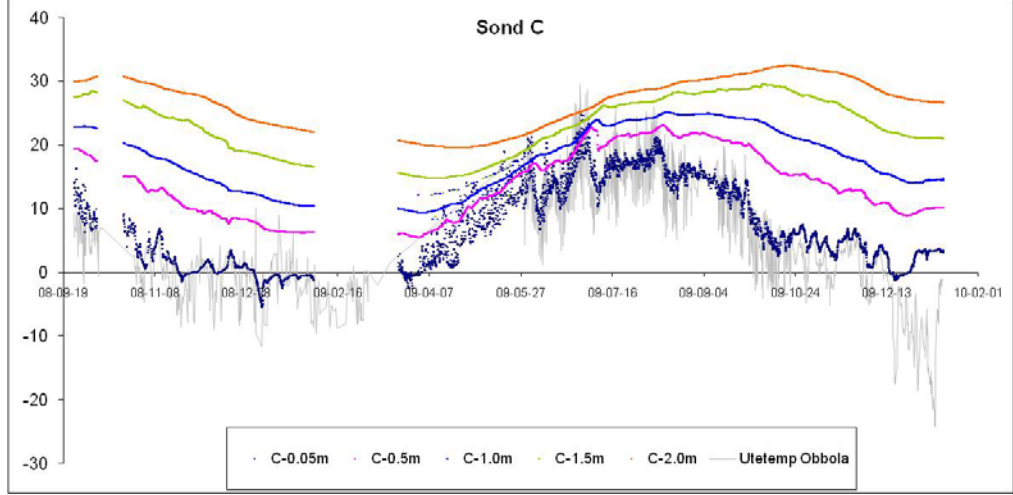
Sond A



Sond B



Sond C



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