



Guidelines för deponigas (Landfill gas guidelines)

Sami Serti, Håkan Rosqvist

*"Catalyzing energygas development
for sustainable solutions"*

Guidelines för deponigas (Landfill gas guidelines)

Sami Serti, Håkan Rosqvist

Denna studie har finansierats av:

Energimyndigheten

Avfall Sverige AB

Eskilstuna Energi och Miljö AB

VAFAB Miljö AB

SÖRAB

MERAB

SYSAV

NSR

Biogas Systems AB

Niressa AB

MGE-teknik

SRV Återvinning

Citres AB

Rosqvist Resurs AB

EcoTopic AB

Rapporten finns också publicerad av:

Avfall Sverige Utveckling – Rapport D2013:02

© Svenskt Gastekniskt Center AB

Postadress och Besöksadress

Scheelegatan 3
212 28 MALMÖ

Telefonväxel

040-680 07 60

Telefax

0735-279104

E-post

info@sgc.se

Hemsida

www.sgc.se



Svenskt Gastekniskt Center AB, SGC

SGC är ett spjutspetsföretag inom hållbar utveckling med ett nationellt uppdrag. Vi arbetar under devisen "*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*". Vi samordnar branschgemensam utveckling kring framställning, distribution och användning av energigas och sprider kunskap om energigas. Fokus ligger på förnybara gaser från rötning och förgasning. Tillsammans med företag och med Energimyndigheten och dess kollektivforskningsprogram *Energigastekniskt utvecklingsprogram* utvecklar vi nya möjligheter för energigaserna att bidra till ett hållbart samhälle. Tillsammans med våra fokusgrupper inom *Rötning, Förgasning och bränslesyntes, Distribution och lagring, Kraft/Värme* och *Gasformiga drivmedel* identifierar vi frågeställningar av branschgemensamt intresse att genomföra forsknings-, utvecklings och/eller demonstrationsprojekt kring. Som medlem i den europeiska gasforskningsorganisationen GERG fångar SGC också upp internationella perspektiv på utvecklingen inom energigasområdet.

Resultaten från projekt drivna av SGC publiceras i en särskild rapportserie – *SGC Rapport*. Rapporterna kan laddas ned från hemsidan – www.sgc.se. Det är också möjligt att prenumerera på de tryckta rapporterna. SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll.

SGC ger också ut faktabroschyrer kring olika aspekter av energigasens framställning, distribution och användning. Broschyrer kan köpas via SGC:s kansli.

SGC har sedan starten 1990 sitt säte i Malmö. Vi ägs av EON Gas Sverige AB, Energigas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) och Öresundskraft AB.

Malmö 2013

Martin Ragnar
Verkställande direktör



Swedish Gas Technology Centre, SGC

SGC is a leading-edge company within the field of sustainable development having a national Swedish assignment. We work under the vision of “*Catalyzing energygas development for sustainable solutions*”. We co-ordinate technical development including manufacture, distribution and utilization of energy gases and spread knowledge on energy gases. Focus is on renewable gases from anaerobic digestion and gasification. Together with private companies and the Swedish Energy Agency and its frame program *Development program for energy gas technology* we develop new solutions where the energygases could provide benefits for a sustainable society. Together with our focus groups on *Anaerobic digestion, Gasification and fuel synthesis, Distribution and storage, Power/Heat and Gaseous fuels* we identify issues of joint interest for the industry to build common research, development and/or demonstrations projects around. As a member of the European gas research organization GERG SGC provides an international perspective to the development within the energygas sector

Results from the SGC projects are published in a report series – *SGC Rapport*. The reports could be downloaded from our website – www.sgc.se. It is also possible to subscribe to the printed reports. SGC is responsible for the publishing of the reports, whereas the authors of the report are responsible for the content of the reports.

SGC also publishes fact brochures and the results from our research projects in the report series *SGC Rapport*. Brochures could be purchase from the webiste.

SGC is since the start in 1990 located to Malmö. We are owned by EON Gas Sverige AB, Energigas Sverige, Swedegas AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) and Öresundskraft AB.

Malmö, Sweden 2013

Martin Ragnar
Chief Executive Officer



Författarnas förord

Projektet "Guidelines om deponigas" har utförts som ett samarbetsprojekt mellan Citres AB (Tekn. Dr. Sami Serti) och Rosqvist Resurs AB (Tekn. Dr. Håkan Rosqvist). Projektledare har varit Sami Serti. Som resurs till projektgruppen knöts Lotta Ek (EcoTopic AB). Kvalitetsgranskare för arbetet har varit Tekn. Dr. Martin Löfgren på Niressa AB.

Projektet inleddes i oktober 2012 och avslutades i maj 2013. Till projektet har en referensgrupp funnits knuten. Referensgruppen bestod av representanter från branschorganisationer, verksamhets-, myndighets-, leverantör-/entreprenörs- och konsultssidan. Dessa presenteras nedan;

Branschorganisationer

- SGC (Svenskt Gastekniskt Center AB): Martin Ragnar
- Avfall Sverige AB: Peter Flyhammar/Michael Kempfi

Verksamhetsutövare

- Eskilstuna Energi och Miljö AB: Magnus Jakobsson
- SRV Återvinning AB: Jenny Håkansson
- Vafab Miljö AB: Lisa Bergh
- Örebro kommun: Michael Kempfi
- Sörab: Rickard Cervin
- SYSAB: Bengt Håkansson
- NSR AB: Kjell Fredriksson

Myndigheter

- MSB (Myndigheten för samhällsskydd och beredskap): David Gårsjö

Leverantörer/entreprenörer

- Biogas Systems AB: Tony Zetterfeldt och Nils Engström
- MGE-Teknik AB: Bengt Granaas

Konsulter

- Niressa AB: Martin Löfgren
- EcoTopic AB: Lotta Ek

Författarna vill rikta ett tack till SGC och Avfall Sverige som genom både finansiering och aktiv medverkan i arbetet bidragit till att möjliggöra genomförandet av projektet. Stort tack också till referensgruppen för ett aktivt deltagande vid möten och kommentarer i samband med granskningen av denna rapport (MSB valde dock att enbart granska kap 2 och 10).

Sami Serti och Håkan Rosqvist



Summary

The main purpose of this report is to compile the knowledge and experiences of landfill gas into a readable, clear and useful guidance for different users. The guidelines for landfill gas are addressed to operators (owners and operators of waste facilities), government agencies, suppliers / contractors, consultants and others who have an interest in landfill gas. The guideline is meant to serve as a valuable source of knowledge for new employees in the industry, professionals, etc. who work on issues related to landfills. This guide does not replace the laws, ordinances and it should be considered as a source of guidance and advice to the users. It can also serve as the base and the educational material for e.g. courses, seminars, theme days, etc. along with simple exercises and field visits. This manual should be considered a living document and will be subject to periodic inventory and update.

The guidelines are based on a combination of different sources of information such as

- literary studies,
- reference group meetings,
- interviews with the operators of the landfill and
- field trips to plants.

To achieve guidelines with high relevance a number of waste facilities with extraction systems for landfill gas have been visited. Field visits were combined with interviews with operators and other relevant personnel. During the interviews issues regarding maintenance and operation of facilities were of particular interest and the experiences and challenges in the daily operation were emphasized.

The guidelines are written in different levels of detail to make the material clear and to help the reader quickly find the pieces of which he or she is interested. Each chapter begins with a list of bullet points stating the main topics covered in the chapter. This is followed by an initial description of the subject, divided into different sections describing the topic in closer detail. Special advices are clarified in separate boxes. Each section ends with a short summary in bullet points.

The second chapter deals with legislation and regulations relevant to landfill gas. The regulations concerning the management of landfills and landfill gas has developed as the problems with gas migration and greenhouse gas emissions have been identified. The need for control and regulation has also increased as the landfills that were previously outside the cities come closer due to the urban development. The section refers to aspects of the requirements for the management of landfill gas under the Landfill Directive and the subsequent Swedish law, where, for example, relevant sections of the Environmental Code are discussed. Example of other legislation concerned is the Law of flammable and explosive goods Ordinance (1998:901) on the operator's own inspection and Environment Act.

Chapter 3 describes the processes in a landfill that govern and affect landfill gas production. A landfill site reflects the society that existed when the deposit was made. This means that the waste in a landfill is composed of a heterogeneous mixture of different materials that have been added to the landfill at different times. What happens chemically and microbiologically in a landfill is affected by waste characteristics, deposition technology and the external influence of climatic factors such as precipitation. Chapter 3 lays the foundation for understanding the various



conversion phases a landfill passes, i.e. what happens to the landfilled organic waste in a waste deposit, and the characteristics of the different degradation steps. Pertinent phases described are aerobic phase, oxygen and nitrate-phase, anaerobic phase, methane-producing anaerobic phase and humus formation phase.

Chapter 4 discusses what landfill gas is, what factors influence the landfill gas composition and formation, also including a discussing hydrogen sulfide and associated problems. Furthermore, the factors influencing landfill gas such as landfill size and shape as well as waste composition and structure, and how it has been deposited, are discussed. The influence of other factors such as moisture content, temperature and pH are discussed in a concluding section discusses the problem of the presence of hydrogen sulfide in the landfill with various methods of purification and estimation of costs.

Chapter 5 describes various ways to estimate and calculate the amount of landfill gas generated in a landfill, that is, how landfill gas generation potential can be determined. This chapter explains the basic principles and formulas underlying the estimate of landfill gas generation and numerical models for estimating the landfill described. Furthermore, field trials designed to determine landfill gas generation potential, called pumping test, are described.

Chapter 6 summarizes different methods to detect and quantify landfill gas leakage as well as methods for estimating leakage of landfill gas to the atmosphere and the operation of a final cover from a landfill gas migration perspective. Methods described are as indirect, such as sight and odor observations, the use of infrared (IR) technology or geo-electrical to observe gas movement and other processes at depth in landfills. The direct methods are closed and open static chamber, flame ionization detector for field use (FID) and laser technology. The use of so-called tracer gas is also described.

Chapter 7 presents how the gas from landfills can be collected via a system for landfill gas collection. The emphasis is on the description of active collection systems where a system's various components are described and illustrated. The reader gets information about collection pipes, control station and fan and compressor station. An important element is the different techniques and configurations of gas extraction wells that have been developed over a long period of time. Also aspects of care and maintenance are discussed. The chapter also deals with different types of passive systems, which are not so common in Sweden at present.

Chapter 8 describes the various options for the utilization of the recovered landfill gas. The focus is primarily on the two most common options, i.e. heat production and electricity generation. Also more recent technologies that combine heat and power, such as the Stirling engine, as well as the production of upgraded landfill gas to vehicle fuel quality are discussed. Flaring of gas as an alternative ends the chapter and focus is on the aspects related to environmental and health risks.

Chapter 9 describes the environmental aspects related to landfill gas migration, locally, regionally and globally. Landfill gas is discussed in relation to other sources that contribute to the greenhouse effect, such as wetlands, rice paddies and burning of biomass, both in a global and national perspective. Local environmental impacts from landfill gas emission such as death of vegetation, gas fires



and gas explosions are described. Also threats to human health at the vicinity of landfill are discussed since landfill gas can for example bring high concentrations of carbon dioxide, hydrogen sulphide and mercury.

Chapter 10 discusses gas safety with regard to the risks involved with landfill gas management, in particular considering landfill gas explosions and the risk of adverse health effects. The chapter presents the landfill gas properties to provide an understanding of the associated risks, and workflow assessment of risks associated with landfill gas. Aspects covered are potentially explosive and gas movement in the landfill, transport mechanisms for gas, convection, diffusion and advection. Finally risk analysis in the context of landfill gas management and risk assessment under the so called checklist method is described and discussed.

In general, the service, works and goods for erecting a landfill gas extraction system has to be preceded by an awarding contract to a contractor in accordance with the Public Procurement Act (LOU) that regulates public procurement. This, in turn, means that the contracting entities, such as waste handling companies owned by the municipalities must comply with the act when they purchase supplies, services and public works. Depending on how the risks between the contract parties (waste handling companies/municipality and the contractor) is divided, there are several contract forms such as performance contract and design-build contract to base the tendering documents on. In chapter 11, the tender process and different contract forms are presented. The selected form of contract depends of the contract value as well as on how the needs can be fulfilled considering financial constraints. The tender process mainly consists of planning, tendering and follow up. The tender process itself may comprise activities such as invitation to tender, pre/post qualification questionnaire, bid bond, receipt of tender, withdrawal of offers, tender opening, evaluation of tenders, recommendation for award, letter of award.



Sammanfattning på svenska

Det huvudsakliga syftet med denna rapport är att sammanställa kunskap och erfarenheter kring deponigas till en lättbegriplig, överskådlig och användbar handbok som kan användas av olika avnämare. Handboken för deponigas riktar sig till verksamhetsutövare (ägare till och driftspersonal för avfallsanläggningar), myndigheter, leverantörer/entreprenörer (av deponigasuttagssystem), konsulter och andra som har ett intresse av deponigas. Handboken avser utgöra en värdefull kunskapskälla för nyanställda i branschen, intresserade, proffs, etc. som jobbar med frågor kring deponigas. Handboken ersätter inte lagar, förordningar och föreskrifter utan ska ses som vägledning och rådgivning för avnämare. Den kan även utgöra underlag och undervisningsmaterial för kurser, seminarier, temadagar, etc. tillsammans med enkla övningar och fältbesök. Handboken bör betraktas som ett levande dokument och därmed vara föremål för regelbunden inventering och uppdatering.

Handboken är baserad på en kombination av olika informationskällor så som

- litteraturstudier
- referensgruppsmöten
- intervjuer med verksamhetsutövare inom deponigas
- fältbesök på anläggningar

För att handboken ska vara högaktuell och förankrad i den dagliga verksamheten har också ett antal avfallsanläggningar med deponigasuttagssystem besökts. Fältbesöken kombinerades med intervjuer med verksamhetsutövare (driftspersonal, gasföreståndare, etc.). Intervjuerna tog bland annat upp frågeställningar kring skötsel och drift av anläggningar samt försökt fånga in erfarenheter och utmaningar, och hur dessa har lösts, på anläggningarna.

Handboken om deponigas är uppbyggd i olika detaljnivåer för att göra materialet överskådligt och för att läsaren snabbt ska hitta till de stycken som denne är intresserad av. Varje kapitel inleds med en punktlista över vilka huvudämnen som tas upp i kapitlet. Därefter följer en inledande beskrivning av ämnet. Fördelat på olika rubriker beskrivs sedan ämnet mer ingående. Tips och råd tydliggörs i separata rutor. Sist i varje kapitel sammanfattas kapitlet i punktform.

I kapitel 2 behandlas lagstiftning och andra regelverk relevanta för deponigas. Regelverket kring hantering av deponier och deponigas har växt fram i och med att problem med gasläckage och växtgasutsläpp har identifierats. Behovet av kontroll och reglering har också ökat i takt med att deponier som tidigare legat utanför bebyggelse kommit närmare genom städernas utbredning.

I kapitlet berörs aspekter på krav på hantering av deponigas enligt deponeringsdirektivet och efterföljande Svensk lagstiftning, där till exempel relevanta delar av miljöbalken diskuteras. Exempel på andra regelverk som berörs är Lagen om brandfarliga och explosiva varor, Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll och Arbetsmiljölagen.

I kapitel 3 beskrivs de processer i en avfallsdeponi som styr och påverkar deponigasproduktionen. En avfallsdeponi speglar det samhälle som fanns då deponeringen skedde. Detta innebär att avfallet i en deponi består av en heterogen blandning av olika material som har tillförts deponin vid olika tidpunkter. Vad som sker kemiskt och mikrobiologiskt i en avfallsdeponi påverkas av avfallsets karaktär,



deponeringsteknik och den yttre påverkan av klimatfaktorer som till exempel nederbörd.

Kapitel 3 lägger grunden för förståelsen av de olika omvandlingsfaser som en deponi genomgår, dvs vad som händer med deponerat organiskt avfall i ett avfallsupplag, och vad som kännetecknar de olika nedbrytningsstegen. De relevanta faser som beskrivs är aerob fas, syre- och nitratreducerande fas, anaerob fas, metanbildande anaerob fas och humusbildande fas (mättnadsfas).

Kapitel 4 diskuterar vad deponigas är, vilka faktorer som påverkar deponigasens sammansättning och bildning samt svavelväte och dess problematik. Vidare så diskuteras de faktorer som påverkar deponigasbildning som t.ex. deponins form och storlek samt avfallets sammansättning och struktur och hur det har deponerats. Påverkan av andra faktorer som fukthalt, temperatur och pH diskuteras i ett avslutande avsnitt såväl som problematiken kring förekomst av svavelväte, med olika metoder för rening och uppskattning av kostnader.

Kapitel 5 beskriver olika sätt att uppskatta och beräkna mängden deponigas som bildas i en deponi, det vill säga, hur gasbildningspotentialen i en deponi kan bestämmas. I kapitlet beskrivs de grundläggande principer och beräkningsformler som gäller för uppskattning av deponigasbildning och numeriska modeller för uppskattning av deponigas beskrivs. Vidare får läsaren ta del av fältförsök som syftar till att bestämma deponigaspotentialen, så kallad provpumpning.

Kapitel 6 går igenom olika metoder för att detektera och kvantifiera deponigasläckage, dels för att uppskatta läckage av deponigas till atmosfären, men också för att t.ex. kunna kontrollera funktionen hos en sluttäckning. Metoder som beskrivs är del indirekta som t.ex. syn och luktobservationer, nyttjande av värmekamera (IR-teknik) eller geoelektriska metoder för att observera gasrörelser och andra processer under mark. De direkta metoderna som beskrivs är t.ex. sluten och öppen statistisk kammare, flamjoniseringsdetektor för fältbruk (FID) och laserteknik. Även användande av så kallade spårgasmätningar beskrivs.

I kapitel 7 presenteras hur gasen från deponin kan omhändertas och hur den praktiskt kan samlas upp via ett gasuttagssystem. Tyngdpunkten ligger på beskrivning av aktiva uttagssystem där ett systems olika delar beskrivs och exemplifieras. Handboken tar upp uttagsledning, reglerstation och fläkt- respektive kompressorstation. En viktig del är de olika tekniker och utformningar av uttagsbrunnar som har utvecklats över en längre tid. Även aspekter som rör skötsel och underhåll diskuteras i kapitlet. Kapitlet behandlar även olika typer av passiva system, vilket inte är så vanligt i Sverige idag.

I kapitel 8 beskrivs olika alternativ för omhändertagande av utvunnen deponigas. Handboken går djupare in i användningsområdet värme- och elproduktion då dessa är de vanligast förekommande idag. Även nyare teknik som kombinerar värme och el, t.ex. stirlingmotorn beskrivs och aspekter kring framställning av fordonsgas diskuteras. Fackling som alternativ till omhändertagande avslutar kapitlet och fokuserar på aspekter som rör miljö- och hälsorisker.

I kapitel 9 beskrivs miljöaspekter relaterade till deponigasläckage, så väl lokalt, regionalt och globalt. Deponigas diskuteras i relation till andra källor som bidrar med växthusgaser till atmosfären som t ex våtmarker, risfält och förbränning av biomassa. Vidare så beskrivs lokal miljöpåverkan från deponigasläckage som t ex vegetationsdöd, gasbränder och gasexplosioner. Även hälsorisker med att vistas i



närheten av deponier med läckande deponigas pga t ex koldioxid, svavelväte och kvicksilver berörs.

I kapitel 10 diskuteras gassäkerhet med avseende på de risker som det innebär att hantera deponigas med tanke på explosionsrisk och negativa hälsoeffekter. I kapitlet presenteras deponigasens egenskaper för att ge en förståelse för vilka risker som är förknippade med den samt vilken arbetsgång som bör följas. Aspekter som berörs är explosionsrisk och gasers rörlighet i upplaget och transportmekanismer för gas; konvektion, diffusion och advektion. Avslutningsvis diskuteras riskanalys i samband med hantering av deponigas och en riskbedömning enligt checklistemetoden beskrivs.

Anläggandet av ett system för omhändertagande av deponigas från avfallsupplag föregås normalt av en upphandlingsprocess. Beroende på hur ansvaret mellan verksamhetsutövare (beställare/byggherre) och entreprenör fördelas skiljer man på olika entreprenadsformer. I kapitel 11 beskrivs upphandlingsprocessen samt upphandlings- och entreprenadsformer. Det finns olika upphandlingsförfaranden och vilket av dem som väljs beror till stor del på avtalets värde och hur det aktuella behovet kan tillgodoses med bästa affärsmässiga resultat. Generellt delas upphandlingsprocessen upp i planering, upphandling och avtalsperiod. Under planeringsskedet upprättas förfrågningsunderlaget som skall innehålla samtliga handlingar som gäller för upphandlingen. Själva upphandlingen innehåller tre centrala delar; anbudsöppning, tilldelningsbeslut och upprättande av kontrakt.



Innehåll

1	Bakgrund.....	14
1.1	Syfte och målgrupp	14
1.2	Metod	14
1.3	Disposition.....	16
2	Juridik och regelverk	17
2.1	Krav på hantering av deponigas enligt deponeringsdirektivet och efterföljande Svensk lagstiftning	17
2.2	Lagen om brandfarliga och explosiva varor.....	21
2.3	Miljöbalken	22
2.4	Övrig relevant lagstiftning, föreskrifter, förordningar, anvisningar, etc.....	24
3	Processer i en avfallsdeponi	28
3.1	Aerob fas.....	29
3.2	Anaerob fas.....	30
3.3	Humusbildande fas (mättnadsfas).....	33
4	Deponigas.....	35
4.1	Deponigasens sammansättning	35
4.2	Faktorer som påverkar deponigasbildning	36
4.3	Svavelväte.....	42
5	Uppskattning av deponigasbildning.....	46
5.1	Uppskattning av gasproduktion genom beräkningar	46
5.2	Fältförsök-provpumpning.....	50
5.3	Deponigasbildning.....	52
6	Mätmetoder för deponigas	55
6.1	Indirekta metoder – indikation på deponigas.....	55
6.2	Direkta metoder – mätningar av koncentrationer i deponigas	59
7	Gasuttagssystem	64
7.1	Aktiva gasuttagssystem.....	64
7.2	Passiva system – metanoxiderande skikt.....	76
7.3	Skötsel och underhåll.....	79
8	Omhändertagande av utvunnen deponigas	81
8.1	Avsättning av deponigas i Sverige	82
8.2	Värmeproduktion	82
8.3	Elproduktion	83



SGC Rapport 2013:262

8.4	Fordonsbränsle	84
8.5	Fackling.....	85
9	Miljö- och hälsoaspekter.....	88
9.1	Metan som växthusgas	89
9.2	Metanutsläpp i Sverige.....	89
9.3	Lokala miljö- och hälsoeffekter.....	91
10	Gassäkerhet	95
10.1	Explosionsrisk - gasers rörlighet i upplaget.....	95
10.2	Transportmekanismer för gas	100
10.3	Avgasningsdiken.....	101
10.4	Risakanalys.....	103
11	Upphandlings- och entreprenadsformer	111
11.1	Upphandlingsprocessen och förfrågningsunderlaget	111
12	Referenser.....	122
13	Bilaga 1 - Underlag vid besök på anläggningar	130



1 Bakgrund

Ett ökat intresse för deponigasfrågor, såväl hos deponiägare som i samhället i stort, har medfört att en handbok för deponigas har efterfrågats. Föreliggande handbok avser ge en aktuell bild av deponigasområdet. I detta inledande kapitel presenteras:

INNEHÅLL

- Handbokens syfte och målgrupp
- Metod
- Disposition

Detta kapitel syftar i huvudsak till att ge läsaren en bild av projektets betydelse samt den arbetsgång som tillämpats under projektets gång.

1.1 Syfte och målgrupp

Det huvudsakliga syftet är att sammanställa kunskap och erfarenheter kring deponigas till en lättbegriplig, överskådlig och användbar handbok som kan användas av olika avnämare.

Handboken för deponigas riktar sig till verksamhetsutövare (ägare till och driftspersonal för avfallsanläggningar), myndigheter, leverantörer/entreprenörer (av deponigasuttagssystem), konsulter och andra som har ett intresse av deponigas. Handboken ska tjäna om en värdefull kunskapskälla för nyanställda i branschen, intresserade, proffs, etc. som jobbar med frågor kring deponigas. Handboken ersätter inte lagar, förordningar och föreskrifter utan ska ses som en källa för vägledning och rådgivande åt avnämare.

Den skall också fungera som ett undervisningsmaterial i t ex kurser, seminarier, temadagar, etc. tillsammans med enkla övningar och fältbesök. Handboken ska betraktas som ett levande dokument och därmed vara föremål för regelbunden inventering och uppdatering.

1.2 Metod

Handboken basera på en kombination av olika informationskällor så som

- litteraturstudier,
- referensgruppsmöten,
- intervjuer med verksamhetsutövare inom deponigas,
- fältbesök på anläggningar, etc.

Litteraturstudier baserade på såväl nationell som internationell litteratur har utförts där lämpliga delar från den internationella litteraturen har anpassats till svenska förhållanden. Informationen från litteraturen har vidare byggts på med kunskap från referensgruppen t ex via referensgruppsmöten (se Figur 1-1).





Figur 1-1. Referensgruppsmöte hos Eskilstuna Energi och Miljö AB, på Lilla Nyby avfallsanläggning (Serti, 2013).

Som del i att handboken ska vara högaktuell och förankrad i den dagliga verksamheten har också avfallsanläggningar med deponigasuttagssystem besökts. Inom ramen för projektet har följande anläggningar besökts:

- Lilla Nyby avfallsanläggning (Eskilstuna Energi och Miljö AB),
- Sofielunds avfallsanläggning (SRV Återvinning AB),
- Atleverket och Venatippen (Örebro kommun),
- Albäcks avfallsanläggning (SYSAV),
- Filborna avfallsanläggning (NSR AB) och
- Rönneholm avfallsanläggning (MERAB).

Fältbesöken kombinerades med intervjuer med verksamhetsutövare (driftspersonal, gasföreståndare, etc.) för ovanstående anläggningar för deponigas. Intervjuerna tog bland annat upp frågeställningar kring skötsel och drift av anläggningar samt försökt fånga in erfarenheter och utmaningar (och hur dessa löstes) på anläggningarna. En checklista utarbetades och användes i samband med intervjuerna (se kapitel 13). Informationen från fältbesöken har inkorporerats i lämpliga avsnitt i handbokens utan angivande av anläggningsnamn, dvs de har anonymiserats. Stor fokus har lagts på praktiska och handfasta tips och råd som inte alltid går att finna i litteraturen. Naturligtvis har även författarnas egna erfarenheter och kunskaper använts i denna process.



1.3 Disposition

Handbokens disposition är enligt följande:

- I kapitel 2 beskrivs regelverket (lagar, förordningar, etc.) kring deponier och i synnerhet deponigas.
- I kapitel 3 läggs grunden för förståelsen för de olika omvandlingsfaser som en deponi genomgår, dvs vad som händer med deponerat organiskt avfall i ett avfallsupplag, och vad som kännetecknar de olika nedbrytningsstegen.
- I kapitel 4 presenteras vad deponigas är för något, vilka faktorer som påverkar deponigasens sammansättning och bildning samt aspekter kring svavelväte.
- I kapitel 5 beskrivs hur gasbildningspotentialen i en deponi kan bestämmas (genom teoretiska beräkningar, fältförsök eller en kombination av de två).
- I kapitel 6 beskrivs metoder för att detektera och mäta förekomsten av deponigas.
- I kapitel 7 presenteras hur gas från deponier kan omhändertas, dvs hur gasen praktiskt via t ex ett aktivt eller passivt gasuttagssystem kan samlas upp.
- I kapitel 8 diskuteras olika alternativ (t ex för värme- och elproduktion) för den omhändertagna deponigasen.
- I kapitel 9 presenteras översiktligt miljö- och hälsoaspekter relaterade till deponigas.
- I kapitel 10 presenteras deponigasens egenskaper för att ge en förståelse för vilka risker som är förknippade med den samt arbetsgång för bedömning av risker förknippade med deponigas.
- I kapitel 11 presenteras hur en upphandling kan ske (upphandlingsprocessen), från planering till kontraktsskrivning, samt olika entreprenadsformer.

Handboken om deponigas är uppbyggd i olika detaljnivåer för att göra materialet överskådligt och för att läsaren snabbt ska hitta till de stycken som denne är intresserad av. Varje kapitel inleds med en punktlista över vilka huvudämnen som tas upp i kapitlet. Därefter följer en inledande beskrivning av ämnet. Fördelat på olika rubriker beskrivs sedan ämnet mer ingående. Tips och råd tydliggörs i separata rutor. Sist i varje kapitel (med undantag för föreliggande kapitel) sammanfattas kapitlet i punktform.

I det fall det saknas en referens till foton, bilder, figurer och illustrationer i referenslistan (kapitel 12) avser det författarnas egna illustrationer.



2 Juridik och regelverk

Regelverket kring hantering av deponier och deponigas har växt fram i och med att problem med gasläckage och växtgasutsläpp har identifierats och fått större uppmärksamhet. Behovet av kontroll och reglering har också ökat i takt med att deponier som tidigare legat utanför bebyggelse kommit närmare genom städernas utbredning. Följande kapitel går igenom:

INNEHÅLL

- Krav på hantering av deponigas
- Lagen om brandfarliga och explosiva varor
- Miljöbalken
- Arbetsmiljölagen

Föreliggande kapitel gör inte anspråk på att fullständigt beskriva hela regelverket (lagar, förordningar, etc.) kring deponier och i synnerhet deponigas. Huvudsyftet är att belysa att regelverket inte enbart handlar om förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) utan att det även finns ett flertal andra lagar, föreskrifter, förordningar, bestämmelser, anvisningar, etc. som är relevanta för deponigas.

2.1 Krav på hantering av deponigas enligt deponeringsdirektivet och efterföljande Svensk lagstiftning

Kraven på hantering av deponigas styrs övergripande av Europeisk lagstiftning som är formulerad i Rådets direktiv (1999/31/EG) om deponering av avfall. Svensk lagstiftning och efterföljande regelverk är indelad i en hierarki med en övergripande förordning (deponeringsförordningen - SFS 2001:512) och med efterföljande allmänna råd (Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall -NFS 2004:5). För att förtydliga de allmänna råden har naturvårdsverket tagit fram en handbok (Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808)) där bland annat kraven på deponigashantering beskrivs och förklaras (Figur 2-1).





Figur 2-1. Hierarkin för lagstiftning som rör deponigashantering inom EU och nationellt i Sverige.

Kraven på deponier har skärpts sedan EU:s deponeringsdirektiv implementerades i svensk lagstiftning. Förordningen (2001:512) om deponering av avfall utfärdades den 7 juni 2001 och syftar till att förebygga och minska de negativa effekter deponering av avfall kan orsaka på människors hälsa och miljö. Förordningen gäller alla deponier som tagit emot avfall efter 1995 och som inte avslutats innan den 1 juli 2001. Dessa deponier skulle uppfylla kraven senast 31 december 2008. Naturvårdsverket har med stöd av förordningen beslutat om föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.



Delar av Rådets direktiv - 1999/31/EG

Åtgärder bör vidtas för att minska deponiers produktion av metangas, bland annat för att minska den globala uppvärmningen, genom minskad deponering av biologiskt nedbrytbart avfall och genom krav på införande av deponigaskontroll.

Så länge den behöriga myndigheten anser att en deponi kan medföra risk för miljön och utan att det påverkar någon gemenskapslagstiftning eller nationell lagstiftning såvitt avser innehavarens ansvar, skall huvudmannen för deponin vara ansvarig för övervakning och analys av deponigas och lakvatten från deponin samt för grundvattentillståndet i närområdet kring deponin i enlighet med bilaga III.

Lämpliga åtgärder skall vidtas för att kontrollera ackumulation och migration av deponigas (bilaga III).

Deponigas skall insamlas från alla deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall och deponigasen skall behandlas och utnyttjas. Om den insamlade gasen inte kan användas för energiproduktion, skall den facklas.

Insamling, behandling och användning av deponigas skall ske på ett sådant sätt att skador på eller försämring av miljön och risker för människors hälsa begränsas så mycket som möjligt.

Enligt § 25 i deponeringsförordningen (SFS 2001:512) ska en verksamhetsutövare se till att deponigas samlas in från deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall för deponering. Under deponins aktiva fas skall verksamhetsutövaren ta prover på och mäta deponigas. Den aktiva fasen innefattar enligt deponeringsförordningen den period som sträcker sig från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi till dess att deponeringen upphört och aktiva åtgärder för kontroll och utsläppsbegränsning inte längre behövs. Den aktiva fasen innefattar både driftfas och efterbehandlingsfas. Efterbehandlingsfasen varar i minst 30 år. Tillsynsmyndigheten kan även besluta om en förlängd efterbehandlingsfas (33 §).

Delar av Förordningen om deponering av avfall – SFS 2001:512

Deponigashantering

25 § Verksamhetsutövaren skall se till att deponigas samlas in från deponier som tar emot biologiskt nedbrytbart avfall för deponering. Naturvårdsverket meddelar närmare föreskrifter om insamling och omhändertagande av deponigas.

Provtagning och mätning

30 § Under deponins aktiva fas skall verksamhetsutövaren mäta deponins struktur, sammansättning och sättningsbeteende samt provta och mäta lakvatten, grundvatten, ytvatten och deponigas.



Delar av Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall – NFS 2004:5

Till 25 §

En bedömning av om åtgärder behövs för hantering av deponigasproduktionen samt erforderliga åtgärder för deponier som innehåller organiskt avfall bör baseras på en beräkning av den potentiella mängden metangas som uppskattas produceras från den aktuella deponin. Beräkningen bör utgå från allt biologisk nedbrytbart, såväl redan tillfört som kommande, avfall och mängd, typ, ålder samt gaspotential och nedbrytningshastighet bör beaktas. För att verifiera resultaten bör de teoretiska bedömningarna kompletteras med fältundersökningar t.ex. provpumpning. En individuell bedömning med utgångspunkt från aktuella förutsättningar bör alltid göras för att avgöra om gasinsamling skall ske.

En deponigasanläggning bör anläggas utan dröjsmål när avfallsmängderna och gasproduktionen så medger. En deponigasanläggning bör byggas ut för att ta hand om den producerade deponigasen i avfallsupplagets alla delar. Den bör byggas ut etappvis i takt med att de deponerade avfallsmängderna ökar och bör utformas för att ha en hög insamlingsgrad av producerad metan. En utvärdering bör ske regelbundet för att se om det finns behov av ytterligare utbyggnad eller förbättring av anläggningens effektivitet.

Deponigasanläggningen bör vidare utformas så att den har en hög tillgänglighet och gassystemet bör utformas så att insamlad metan inte läcker ut till luft.

Vid avslutning av en deponi bör en bedömning göras om det finns behov av deponigasinsamling på samma sätt som vid fortsatt drift. Det bör alltid övervägas om gasdräneringsskikt eller gasdräneringsledningar bör installeras omedelbart under sluttäckningen.

Deponier eller deponiceller som slutat ta emot avfall och som inte har försetts med sluttäckning bör förses med ett metanoxiderande skikt för att ta hand om utsläppande gas och förhindra avgång av metan om deponin inte har försetts med sluttäckning inom fem år. Detta bör gälla alla deponier oavsett om de har deponigasuttagssystem. Metanoxiderationspotentialen i valt material bör kunna visas antingen genom tidigare utförda försök eller genom egna försök.

Deponier som tar emot organiskt avfall måste samla in deponigas. Om det inte finns någon gas bör det dock inte vara nödvändigt att installera gasinsamlingssystem.

Metanoxiderande skikt som placeras på deponin i avvaktan på sluttäckning bör inte anses vara deponering om mäktigheten på skiktet understiger 0,5 m.

Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10, § 41) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, ska insamlad deponigas behandlas och nyttiggöras. Om insamlad gas inte kan användas för energiutvinning, ska den facklas eller hanteras på annat miljömässigt mer effektivt sätt.

I föreskrifterna (§ 42) står det att prover skall tas på deponigas och mätas vid representativa punkter och på ett sådant sätt att den kunskap som behövs för att bedöma deponins inverkan på miljön och människors hälsa erhålls. Uttag av metan, koldioxid och syre skall mätas varje månad. För andra gaser skall uttaget mätas regelbundet efter behov enligt sammansättningen av det deponerade avfallet. Gasutvinningssystemets effektivitet skall kontrolleras var sjätte månad.

Tillstånd och/eller gällande kontrollprogram för en deponi kan innehålla villkor om hur gasen ska hanteras. På detta sätt görs bedömningen för varje enskilt fall utifrån den specifika deponins innehåll och uppbyggnad.



När det gäller äldre deponier som inte omfattas av deponeringsförordningen finns vanligen också möjligheter för tillsynsmyndigheten att ställa krav på åtgärder. Naturvårdsverket kommer att vägleda mer om detta i vägledning om inventering och riskbedömning av gamla deponier.

2.2 Lagen om brandfarliga och explosiva varor

Lagen (2010:1011) om brandfarliga och explosiva varor även kallad LBE ställer krav på att anläggningar som hanterar brandfarlig vara skall söka tillstånd för hantering enligt den nämnda lagen. Relaterat till LBE finns förordning om brandfarliga och explosiva varor (SFS 2010:1075). Idag är deponigasanläggningar undantagna tillståndsplikt enligt LBE, under vissa förutsättningar (t ex om gasen används inom/för den egna verksamheten, om trycket i ledningarna är max 1 bar). Undantaget kommer dock att försvinna när de nya tillståndsföreskrifterna börjar gälla, med största sannolikhet 1 juli 2013.

Den som hanterar brandfarliga eller explosiva varor skall vidta de åtgärder och de försiktighetsmått som behövs för att förhindra brand eller explosion som inte är avsedd och för att förebygga och begränsa skador på liv, hälsa, miljö eller egendom genom brand eller explosion.

Kravet på utredning om risker återfinns i 7 §, LBE: Den som bedriver tillståndspliktig verksamhet enligt denna lag ska se till att det finns tillfredsställande utredning om riskerna för olyckor och skador på liv, hälsa, miljö eller egendom, som kan uppkomma genom brand/explosion orsakad av brandfarliga/explosiva varor samt om konsekvenserna av sådana händelser. Kravet är knutet till tillståndsplikten istället för till verksamhet som inrymmer en yrkesmässig hantering. Observera att lagstiftningen medvetet inte talar om "riskutredning" eller "riskanalys" eftersom dessa begrepp ofta blir föremål för diskussion. 7 § innebär helt enkelt att man ska utreda riskerna och konsekvenserna i den utsträckning det behövs.

Deponigas omfattas av lagen (LBE), som ställer kravet på den som hanterar den brandfarliga gasen. Tillståndsansökan omfattar bland annat en översiktlig beskrivning av anläggningen och dess delar, den mängd deponigas som förväntas hanteras inom anläggningen, vem som är föreståndare för hantering av brandfarlig vara, etc. Ansökan görs hos tillståndsmyndigheten i kommunen, i många fall räddningstjänsten. Tillstånd för drift av anläggningen ges vanligtvis efter det att myndigheternas representanter besökt anläggningen vid en så kallad avsyning.

Det finns idag inga specificerade minsta tillåtna avstånd för avslutade deponier, utan behövt minsta avstånd får bedömas från fall till fall.

Tillsyn enligt LBE utövas av räddningstjänsten. Tillsynsmyndigheten har rätt till tillträde och provtagning.

Den som bedriver tillståndspliktig verksamhet enligt LBE ska utse en föreståndare för hantering av brandfarlig vara. Föreståndarens ska verka för att hanteringen sker säkert och uppfyller kraven i lagstiftningen om brandfarliga och explosiva varor. Det är därför lämpligt att följande ingår i föreståndarens uppgifter:

- anläggning är utförd och drivs enligt gällande föreskrifter och eventuella villkor i tillståndet,
- teknisk kontroll av anläggning utförs enligt gällande föreskrifter och villkor,
- anvisning finns för underhåll och drift av anläggning,



- anvisning för gassäkerheten finns (exempelvis Svenska Gasföreningens (numera Energigas Sverige) GASA),
- klassningsplaner finns och är aktuella. Klassningsplan beskrivs i §§ 4-7 i Statens räddningsverks (numera MSB) föreskrifter om explosionsfarlig miljö vid hantering av brandfarliga gaser och vätskor (SRVFS 2004:7). Huvudprincipen för klassningsförfarandet är att man delar in utrymmena i olika zoner beroende på hur de brandfarliga ämnena hanteras i utrymmet. De olika zonerna betecknas:
 - **Zon 0:** områden där explosiv gasblandning förekommer ständigt, långvarigt eller ofta
 - **Zon 1:** områden där explosiv gasblandning förväntas förekomma i begränsad omfattning vid normal drift.
 - **Zon 2:** områden där explosiv gasblandning inte förväntas förekomma vid normal hantering men om den ändå gör det, endast har kort varaktighet.
- beredskapsplaner finns och är aktuella,
- rutin för olycks- och tillbudsrapportering finns, samt att
- personalen har utbildning och kompetens för förekommande arbeten och erhåller den fortbildning som behövs.

Vidare åligger det föreståndaren att:

- följa utvecklingen inom sitt ansvarsområde och ta initiativ till säkerhetshöjande åtgärder,
- sköta företagets kontakter med räddningsnämnden inom sitt ansvarsområde,
- ansvara för driftsättning av ny eller ombyggd anläggning med beaktande av gällande regler angående försöksdrifttillstånd och drifttillstånd,
- avbryta verksamheten om anläggningen inte kan drivas på ett säkert sätt,
- rapportera till företagsledningen om aktiviteter inom sitt ansvarsområde, exempelvis genom årliga rapporter. Avvikelse rapporter, rapporter om ingripande i driften och rapporter om behov av åtgärder är exempel på rapporter som kan lämnas till företagsledningen.

Tillståndshavaren ska se till att föreståndaren ges de befogenheter och möjligheter som behövs för att han/hon ska kunna fullgöra sina uppgifter. Tillståndsmyndigheten ska godkänna föreståndare. Föreståndare i tillståndspliktig verksamhet med brandfarliga varor ska anmälas till tillsynsmyndigheten.

2.3 Miljöbalken

För att få anlägga och driva miljöfarlig verksamhet krävs tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken. Med miljöfarlig verksamhet avses all användning av mark, byggnader eller anläggningar som kan ge upphov till utsläpp till mark eller vatten eller till andra störningar för människor eller miljön (se 9 kap. 1 och 2 § miljöbalken). I bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd finns listor över de typer av miljöfarliga verksamheter som är tillståndspliktiga. Där finns också uppgift om vilken myndighet som prövar tillståndsansökan, mark- och miljödomstolen (beteckning A) eller länsstyrelsen (beteckning B) där besluten fattas av



en särskild miljöprövningsdelegation (MPD). I det fall det är MPD som prövar tillståndsansökan är det inte ovanligt att MPD i tillståndsbeslutet överlåter, med stöd av 22 kap. 25 § tredje stycket miljöbalken, helt eller delvis tillsynen till det lokala miljökontoret. I det fall de är mark- och miljödomstolen som prövar tillståndsansökan är blir länsstyrelsen tillsynsmyndighet.

Verksamheter som är tillståndspliktiga enligt miljöbalken är skyldiga att regelbundet genomföra periodisk besiktning. Denna omfattar genomgång av hur de villkor man har för verksamheten uppfylls.

Miljöbalkens införande i januari 1999 innebar ett utökat ansvar för verksamhetsutövare att själva bedriva ett förebyggande arbete. Det utökade ansvaret för verksamhetsutövaren innebär att, genom planering, ha kontroll över verksamheten för att minska påverkan på hälsa och miljö och kontrollera att verksamheten uppfyller gällande regler på miljöområdet.

Det är verksamhetsutövaren som ska visa att denne arbetar för att minska miljöpåverkan från sin verksamhet och har tillräcklig kunskap för att uppfylla miljöbalkens krav. I Miljöbalken kapitel 26 (Tillsyn), § 19 beskrivs det allmänna krav på egenkontroll som gäller för alla typer av verksamheter och åtgärder som omfattas av miljöbalkens regler. Detta innebär allt inom miljöbalkens område som inte har en försumbar effekt på hälsa och miljö.

§ 19 Den som bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som kan befaras medföra olägenheter för människors hälsa eller påverka miljön skall fortlöpande planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga sådana verkningar. Den som bedriver sådan verksamhet eller vidtar sådan åtgärd skall också genom egna undersökningar eller på annat sätt hålla sig underrättad om verksamhetens eller åtgärdens påverkan på miljön. Den som bedriver sådan verksamhet skall lämna förslag till kontrollprogram eller förbättrande åtgärder till tillsynsmyndigheten, om tillsynsmyndigheten begär det.

2.3.1 Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll

Förordningen om verksamhetsutövarens egenkontroll omfattar dem som yrkesmässigt bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt miljöbalkens kapitel 9 eller 11-14, tex verksamheten vid en avfallsanläggning.

6 § Verksamhetsutövaren skall fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt. Resultatet av undersökningar och bedömningar skall dokumenteras. Inträffar i verksamheten en driftstörning eller liknande händelse som kan leda till olägenheter för människors hälsa eller miljön, skall verksamhetsutövaren omgående underrätta tillsynsmyndigheten om detta.

Förordningen ställer vissa grundläggande krav på en verksamhetsutövare, där bl a följande ingår:

- Dokumenterad ansvarsfördelning och organisation.
- Rutiner ska finnas för kontroll av utrustning etc.,
- Dokumentation av egenkontrollen.
- Bedömning av de risker verksamheten kan medföra.
- Verksamhetsutövaren har en skyldighet att underrätta tillsynsmyndigheten vid händelser som kan leda till olägenheter för människors hälsa eller miljö.



2.4 Övrig relevant lagstiftning, föreskrifter, förordningar, anvisningar, etc.

Regelverket kring hanteringen av deponigas är omfattande. Som det inledningsvis nämndes är inte syftet med föreliggande kapitel att i detalj beskriva hela regelverket (lagar, förordningar, etc.) för deponigas. Utöver det som presenterats i avsnitt 2.1-2.3 finns det ytterligare relevant regelverk i form av lagstiftning, föreskrifter, förordningar, anvisningar, etc. som är aktuellt för hanteringen av deponigas. För en kortfattad information om regelverket hänvisas till Tabell 2-1.

Tabell 2-1. Urval av övrigt relevant regelverk som rör hantering av deponigas.

Regelverk	Kommentar
SÄIFS 1990:2 föreskrifter om hantering av brandfarliga gaser och vätskor i anslutning till vissa transportmedel	Dessa föreskrifter gäller hantering av brandfarliga gaser och vätskor i anslutning till vissa transportmedel
SÄIFS 1995:3 föreskrifter och allmänna råd om tillstånd till hantering av brandfarliga gaser och vätskor	I dess föreskrifter kan man få reda på om man behöver ha tillstånd för sina brandfarliga varor. Nya föreskrifter förväntas träda i kraft 1 juli 2013.
SRVFS 2004:7, Statens räddningsverks föreskrifter om explosionsfarlig miljö vid hantering av brandfarliga gaser och vätskor	SRVFS 2004:7 har utfärdats för att anpassa det svenska regelverket till de delar av Europaparlamentets och rådets direktiv 1999/92/EG om minimikrav för förbättring av säkerhet och hälsa för arbetstagare som kan utsättas för fara orsakad av explosiv atmosfär. Direktiv 1999/92/EG kallas även ATEX 137. Den handlar framför allt om man ska motverka risker med arbete i explosionsfarliga miljöer. Notera att direktiv 1999/92/EG ska inte förväxlas med Europaparlamentets och rådets direktiv, 1994/9/EG om tillnärmningen av medlemstaternas lagstiftning om utrustningar och säkerhetssystem som är avsedda för användning i explosionsfarliga omgivningar (även kallat ATEX 100-direktivet). Direktiv 1994/9/EG handlar om vilken utrustning som får användas i explosiv atmosfär inklusive krav angående provning, märkning och tillverkning av sådan utrustning. Direktiv 1994/9/EG har överförts till svensk lagstiftning genom Elsäkerhetsverkets föreskrifter (ELSÄK-FS 1995:6) om elektriska utrustningar för explosionsfarlig miljö (se även längre ner i denna tabell) och Arbetsmiljöverkets Arbetarskyddsstyrelsens kungörelse (AFS 1995:5) med föreskrifter om utrustningar för explosionsfarlig miljö (se även längre ner i denna tabell).
ELSÄK-FS 1995:6 (Elsäkerhetsverkets föreskrifter om elektriska utrustningar för	Föreskriften gäller elektriska utrustningar och elektriska skyddssystem avsedda för användning i explosionsfarlig miljö samt för komponenter som är avsedda att installeras i sådana utrustningar



SGC Rapport 2013:262

explosionsfarlig miljö)	eller skyddssystem.
Starkströmsföreskrifterna ELSÄK-FS 1999:5 Elsäkerhetsverkets föreskrifter om utförande och skötsel av elektriska starkströmsanläggningar samt allmänna råd om tillämpningen av dessa	I starkströmsföreskrifterna anges bl a vad som gäller för elektriska anläggningar i utrymmen med explosiv miljö.
Arbetsmiljölagen 1977:1160	I arbetsmiljölagen finns regler om skyldigheter för arbetsgivare och andra skyddsansvariga om att förebygga ohälsa och olycksfall i arbetet. Det finns också regler om samverkan mellan arbetsgivare och arbetstagare, till exempel regler om skyddsombudens verksamhet.
AFS 2001:1 Systematiskt arbetsmiljöarbete	I AFS 2001:1 är 8§ relevant för deponigas. <i>8§ Arbetsgivaren skall regelbundet undersöka arbetsförhållandena och bedöma riskerna för att någon kan komma att drabbas av ohälsa eller olycksfall i arbetet. När ändringar i verksamheten planeras, skall arbetsgivaren bedöma om ändringarna medför risker för ohälsa eller olycksfall som kan behöva åtgärdas. Riskbedömningen ska dokumenteras skriftligt. I riskbedömningen skall anges vilka risker som finns och om de är allvarliga eller inte.</i>
AFS 2003:3 Arbetsmiljöverkets föreskrifter om arbete i explosionsfarlig miljö.	Föreskriften gäller där någon i arbetet kan utsättas för fara orsakad av explosionsfarlig miljö i byggnader, lokaler, utrustningar eller andra tekniska anordningar och på arbetsplatser i övrigt där explosionsfarlig miljö kan förekomma.
AFS 2008:13 (Arbetsmiljöverkets föreskrifter om skyltar och signaler)	Föreskrifterna om skyltar och signaler innehåller krav på vilka skyltar och vilken typ av märkning och signaler som ska finnas på en arbetsplats. <i>1§, Dessa föreskrifter gäller skyltar, märkning och signaler för hälsa och säkerhet där arbete utförs.</i> <i>2§Arbetsgivaren, den som råder över ett arbetsställe eller den som anlitar inhyrd arbetskraft ska se till att arbetstagarna får fullständig och upprepad information och instruktion om de skyltar, den märkning och de signaler som används på arbetsplatsen.</i>
AFS 1995:05 Utrustningar för explosionsfarlig miljö	Föreskriften gäller utrustningar och skyddssystem för explosionsfarlig miljö samt för komponenter som är avsedda att installeras där.
AFS 1997:7 Arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter om	Föreskriften om gaser gäller för alla arbetsplatser där gas hantearas. Föreskrifterna ställer krav på riskbedömning. Arbeta med gas får ledas eller utföras endast av den som har tillräckliga kunskap-



SGC Rapport 2013:262

gaser	er om gasen, om de risker användningen kan medföra samt om hur de ska undvikas.
AFS 2011:19 kemiska arbetsmiljörisker	Föreskrifterna specificerar kraven på ett systematiskt arbetsmiljöarbete avseende kemiska risker. Där ingår skyldigheterna att undersöka och bedöma risker, vidta riskbegränsande åtgärder, planera olycksberedskap, ta fram dokument och märka behållare och rörledningar.
NFS 2006:6 Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning	<p>I NFS 2006:6 är 6§ relevant för deponigas.</p> <p><i>6§ Planen skall innehålla uppgifter om deponier som inte längre tillförs avfall eller som inte längre används för detta ändamål. För varje sådan deponi skall en bedömning av risken för olägenheter för människors hälsa eller miljön redovisas. För de deponier där kommunen har varit verksamhetsutövare skall planen även innehålla uppgifter om planerade och vidtagna åtgärder för att förebygga olägenheter för människors hälsa eller miljön.</i></p>
Plan- och bygglag 2010:900 (PBL)	<p>I PBL är 2 kap 5 § relevant för deponigas</p> <p><i>2 kap 5 §: Vid planläggning och i ärenden om bygglov eller förhandsbesked enligt denna lag ska bebyggelse och byggnadsverk lokaliseras till mark som är lämpad för ändamålet med hänsyn till</i></p> <p><i>1. människors hälsa och säkerhet, ...</i></p>
Svensk elstandard, Svenska Elektriska Kommissionen (SEK) Handbok 426	<p>Handboken avser klassning av explosionsfarliga områden, områden med explosiv gasatmosfär. Råd om hur klassningsplan skall utföras presenteras i handboken.</p> <p>I bilagor återfinns klassningsexempel, en sammanfattning av brännbara gasers och ångors egenskaper samt tabeller med data för brännbara gaser och ångor.</p>
SEK Handbok 427 Statisk elektricitet i explosionsfarliga områden	Handboken beskriver vad man kan göra för att minska risken för antändning och elstötar pga statisk elektricitet. Den behandlar de processer som oftast ger upphov till problem med statisk elektricitet. Vidare presenteras hur de elektrostatiska riskerna uppstår och vad som kännetecknar dem och ger särskilda rekommendationer för hur riskerna minskas.
Energigasnormer (EGN) 2011	<p>Det är det regelverk som alla företag följer på natur- och stads-gasdistributionsnäten i Sverige. I EGN ingår tolkningar av regelverk och standarder, tillsammans med branschpraxis.</p> <p>EGN gäller för distributionssystem för naturgas, gasol i gasfas och biogas med högst 4 bars tryck. Med distributionssystem avses markförlagda rörledningar, servis-ledningar samt gasinstallationer och gasapparater.</p>



SAMMANFATTNING

- Kraven på hantering av deponigas styrs övergripande av Europeisk lagstiftning som är formulerad i Rådets direktiv (1999/31/EG) om deponering av avfall.
- Svensk lagstiftning och efterföljande regelverk är indelad i en hierarki med den övergripande deponeringsförordningen (SFS 2001:512) och med efterföljande Naturvårdsverkets allmänna råd (NFS 2004:5).
- Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10, § 41) ska insamlad deponigas behandlas och nyttiggöras. Om insamlad gas inte kan användas för energiutvinning, ska den facklas eller hanteras på annat miljömässigt mer effektivt sätt.
- För att få anlägga och driva miljöfarlig verksamhet krävs tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken.
- Kraven på tillståndspliktiga anläggningar som hanterar brandfarlig vara skall finns i lagen (2010:1011) om brandfarliga och explosiva varor (även kallad LBE).
- Den som bedriver tillståndspliktig verksamhet enligt LBE ska utse en föreståndare för hantering av brandfarlig vara.



3 Processer i en avfallsdeponi

En avfallsdeponi speglar det samhälle som fanns då deponeringen skedde. Detta innebär att avfallet i en deponi består av en heterogen blandning av olika material som har tillförts deponin vid olika tidpunkter. Vad som sker kemiskt och mikrobiologiskt i en avfallsdeponi påverkas av avfallets karaktär, deponeringsteknik och den yttre påverkan av klimatfaktorer som till exempel regnmängder.

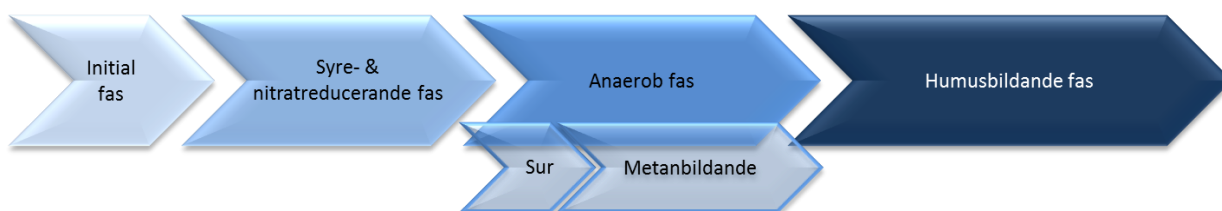
Föreliggande kapitel lägger grunden för förståelsen för de olika omvandlingsfaser som en deponi genomgår, dvs vad som händer med deponerat organiskt avfall i ett avfallsupplag, och vad som kännetecknar de olika nedbrytningsstegen.

INNEHÅLL

- En avfallsdeponis olika omvandlingsfaser
- Kännetecken för respektive nedbrytningsfas
- Deponigasens sammansättning och fasernas samband

Ett avfallsupplag består av avfall med olika ålder och sammansättning. Avfallet är en komplex blandning av både organiskt och oorganiskt material. De organiska föroreningarna kommer att brytas ner med olika hastighet och mekanismer för att sedan lakas ut eller förgasas. Nedbrytning av organiskt material antas i huvudsak ske med mikroorganismer. Det är möjligt, om än komplext, att förutse och beskriva de processer som sker i en avfallsdeponi. För överskådlighetens skull finns möjligheten att dela in processerna i olika omvandlingsfaser (nedbrytningsfaser) som en deponi genomgår (Figur 3-1). Fasernas utseende och karaktär beror på det avfall som finns i deponin.

Med anledning av att avfall är en komplex blandning av material blir konsekvensen den att upplaget kan befinna sig i olika faser på olika platser i deponin. Med andra ord utvecklas olika delar av deponin med olika hastigheter. Omvandlingsfaserna i en deponi bör i första hand betraktas som grova konceptuella modeller för att beskriva den kemiska och mikrobiella utvecklingen i upplaget (Bozkurt, 1997, 2000; Barlaz m fl., 1992; Öman, 1991; Farquhar och Rovers, 1973).



Figur 3-1. De olika omvandlingsfaserna (processerna) i ett avfallsupplag (Ek, 2013).

Omvandlingsfaserna kännetecknas och skiljs åt av de kemiska och mikrobiologiska reaktioner som sker i respektive nedbrytningsfas. Det är först i den anaeroba fasen som deponigas börjar produceras eftersom detta kräver syrefria förhållanden. Tillgången på de olika reaktionernas ingående ämnen avgör fasens utbredning i tid.



Gemensamt för de olika faserna är att icke löst organiskt material hydrolyseras till högmolekylärt organiskt löst material. Det senare hydrolyseras vidare till lågmolekylärt löst organiskt material. Det är främst lågmolekylärt löst material som kan brytas ned biologiskt under de olika faserna. I avsnitt 3.1-3.3 beskrivs de olika faserna närmare.

3.1 Aerob fas

Den aeroba fasen kan delas upp i en initial fas respektive en syre- och nitratreducerande fas. Dessa beskrivs närmare i avsnitt 3.1.1-3.1.2.

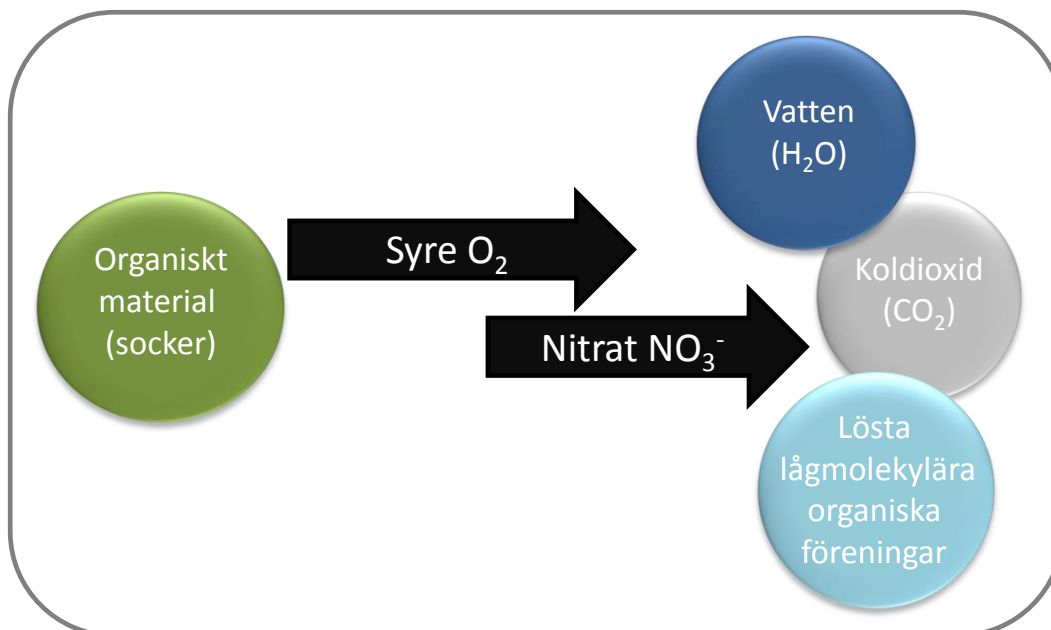
3.1.1 Initial fas

Den initiala fasen, som är att betrakta som en aerob fas, varar från det att deponeringen påbörjas tills dess att den biologiska nedbrytningen startar och accelererar. Under denna period är nedbrytningshastigheten mycket låg. Lakvatten genereras om den initiala fukthalten i upplaget är hög. Gas- och lakvattenemissionerna är låga under denna period. I detta steg avviker inte upplagsgasens sammansättning nämnvärt från den omgivande luftens. Den initiala steget är ganska kort, vanligtvis cirka en månad (Hoeks och Harmsen, 1980). Dock kan det ta månader eller mer än ett år innan nedbrytningshastigheten accelererar om avfall som läggs på deponin är frusen och/eller om deponeringen sker vintertid. Fördröjning i acceleration uppstår även om avfallet har en extremt låg fukthalt.

3.1.2 Syre- och nitratreducerande fas

Under den syre- och nitratreducerande fasen är den mikrobiella aktiviteten hög. Nedbrytningen av organiskt material börjar med syre (aerob respiration) som oxidationsmedel för att sedan fortsätta med nitrat (denitrifikation) (Figur 3-2). Vid förbrukning av syre och nitrat tjänar lösta lågmolekylära organiska föreningar (t ex socker) som kol- och energikälla. Syre i gasfas i avfallets porer och kanaler finns i begränsad omfattning, men syre kan också transporteras in i avfallet via gasflöde från närbelägen luft eller genom insipprande vatten. Buffertkomponenternas (syftar på material som reagerar/förbrukar syre) försvinnande bestäms av den hastighet med vilken syre transporteras in i deponin. Närvaron/frånvaron av syre är relaterad till uttrycket redox där måttenheten är pE. Höga pE-värden indikerar oxiderande förhållanden med god tillgång på syrgas medan låga pE-värden indikerar reducerande förhållanden, med frånvaro av syrgas





Figur 3-2. Schematisk illustration av syre- och nitratreducerande fasen (Ek, 2013)

Vid reduktion av syre kommer metaller att oxideras och bilda oxider, hydroxider eller fria joner, beroende på pH och redoxpotential. Buffertkapaciteten är inte helt förbrukad under denna fas, vilket medför att pH ligger runt 7-8. Redoxpotentialen kommer att vara omkring 100-600 mV i början av fasen för att sedan minska i takt med att syre förbrukas och mot slutet falla till cirka 0 mV. De huvudsakliga nedbrytningsprodukterna är vatten och koldioxid. Dessa biologiska nedbrytningsreaktioner är exoterma och temperaturer över 70°C har uppmäts.

Syre- och nitratreducerande steget är relativt kort i och med att syre och nitrat finns i begränsad omfattning i avfallet. Denna periods längd har rapporterats till att vara ca en vecka (Barlaz m fl., 1989b).

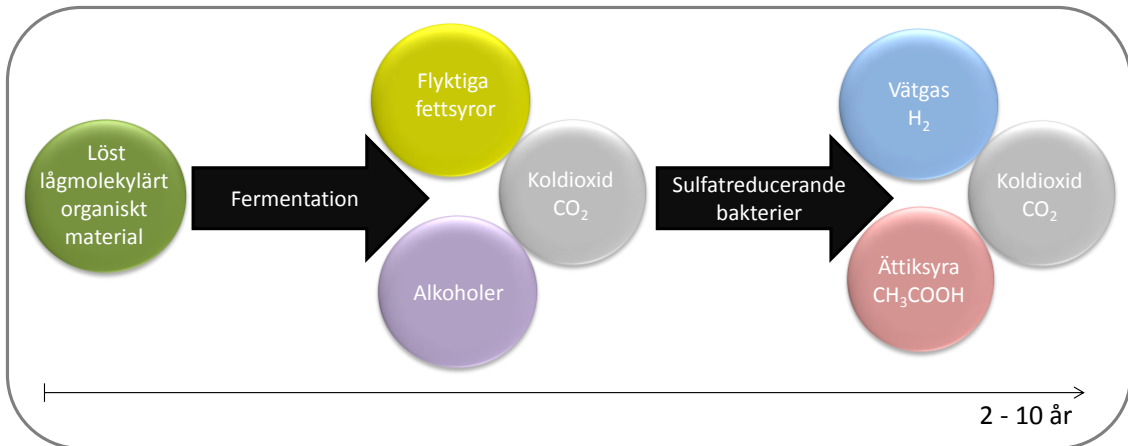
3.2 Anaerob fas

Likt den aeroba fasen (se avsnitt 3.1) kan den anaeroba fasen också delas upp i två omvandlingsfaser. Dessa är sur anaerob fas respektive metanbildande anaerob fas vilka beskrivs i avsnitt 3.2.1-3.2.2.

3.2.1 Sur anaerob fas

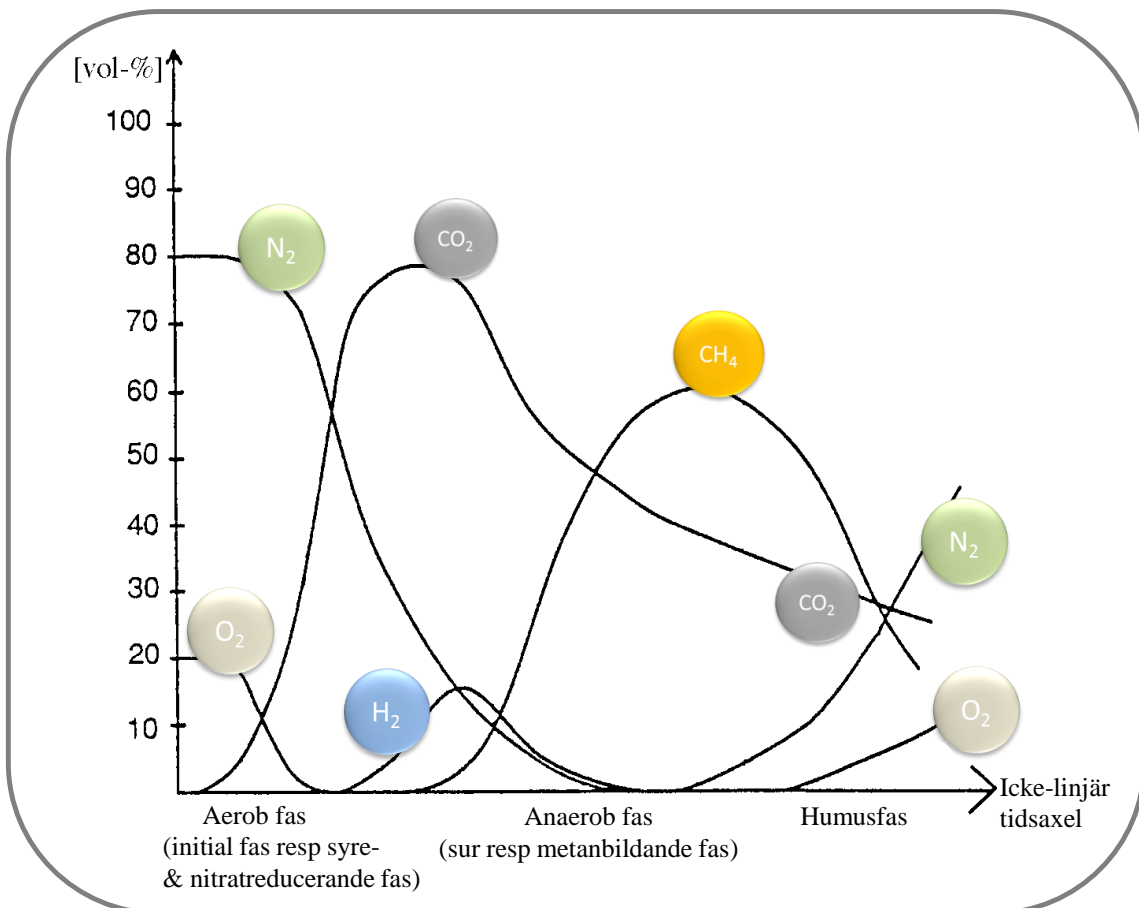
När denna fas inleds har allt syre och nitrat förbrukats. Redoxpotentialen kommer att sjunka till mellan -100 mV och -600 mV när sulfat reduceras (sulfatrespiration) och när organiskt material fermenteras (Farquhar och Rovers, 1973). Under denna fas fermenteras löst lågmolekylärt organiskt material till framför allt flyktiga fettsyror, alkoholer och koldioxid (Figur 3-3). Dessa komponenter omvandlas vidare till ättiksyra, vätgas och koldioxid. När sulfatreducerande bakterier reducerar sulfat till vätesulfid konsumerar de väte. Parallellt med detta kan sulfatreducerande bakterier konvertera ättiksyra och högre flyktiga fettsyror till koldioxid.





Figur 3-3. Schematisk illustration av den sura anaeroba fasen.

Under den sura anaeroba fasen når koldioxidkoncentrationen ett maximum (Figur 3-4). I takt med att halten kvävgas minskar så ökar produktionen av vätgas. Vätesulfiden som bildas vid reduktion av sulfat antas stå i jämvikt med metallsulfider.



Figur 3-4. Deponigassammansättning vid olika omvandlingsfaser (efter Farquhar och Rovers, 1973).

Ett annat utmärkande drag för denna fas är att pH sjunker. Produktionen av karboxylsyror orsakar att pH i lakvattnet faller till runt 4-5 och de organiska syror fungerar som pH-buffert. Flyktiga fettsyror följer med lakvattnet ut ur deponin. När

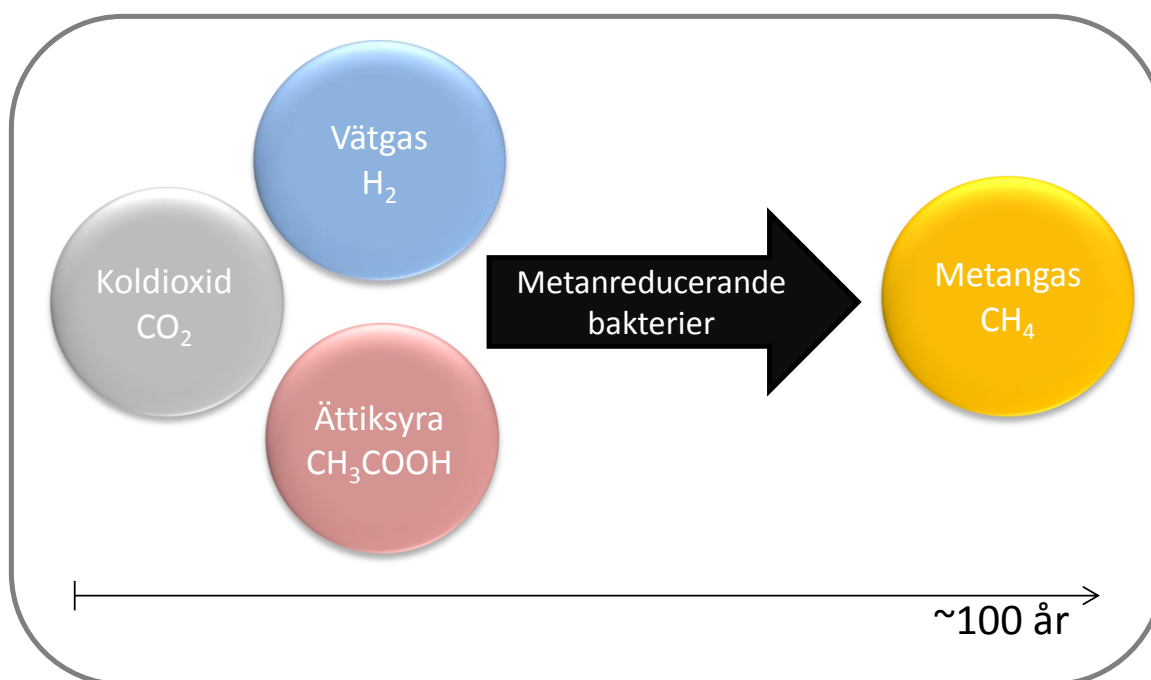


sura förhållanden väl utvecklats i upplaget ökar många metallers löslighet och en ökad metallkoncentration i lakvattnet kan förväntas. Det låga pH-värdet höjer också lakvattnets elektriska konduktivitet.

Längden på den sura anaeroba fasen kan antas vara ett par år (upp till 10 år) i verkliga upplag (Hoeks och Harmsen, 1980).

3.2.2 Metanbildande anaerob fas

Under denna fas förbrukar metanreducerande bakterier nedbrytningsprodukterna väte, koldioxid och ättiksyra från tidigare steg för att bilda metan. Också andra lågmolekylära ämnen, t ex myrsyra och metanol, kan användas som substrat av metanproducerande organismer. Under den aktuella fasen, som kännetecknas av metanproduktion, är metanhalten i deponigasen 50-65 volymprocent (Figur 3-4). Ett annat kännetecken för denna fas är att pH ökar till 7-8 som ett resultat av att fettsyror (organiska syror) koncentration minskar. Till skillnad från den sura anaeroba fasen buffras pH nu med bikarbonatsystemet. En positiv effekt av ett högre pH är att svavelföreningar kan reduceras till sulfider och falla ut. Följaktligen kommer koncentrationen av många metallföreningar att minska, då de har en tendens att bilda komplex med sulfider (och fällning kan ske).



Figur 3-5. Schematisk illustration av den metanbildande anaeroba fasen.

I detta steg har redoxpotentialen ungefär samma värde som i den sura anaeroba fasen. Mot slutet av det metanproducerande steget kommer hydrolys av cellulosa och hemicellulosa (hemicellulosa är ett allmänt namn för polysackarider) att öka. Vid slutet av metanfasen har ca 70 procent av cellulosa och hemicellulosa brutits ned (Given m fl., 1984; Richards m fl., 1991). Lignin å andra sidan är mer stabilt. Förhållandet mellan cellulosa och lignin kan användas som en indikation för nedbrytningsgrad i avfall. Den mikrobiella aktiviteten är ganska låg jämfört med den tidigare fasen. Tillväxhastigheten av metanproducerande bakterier är mycket



lägre än för syraproducerande bakterier (Barlaz m fl., 1992). Det återstående organiska materialet bryts ner sakta.

Längden av den metanbildande fasen är i storleksordningen hundra år (Harmen, 1983).

TIPS

Aktiviteter som t ex provpumpning, aktiv deponering, stora regn eller torka kan förändra tillståndet i deponin. Det kan t ex göra att syre tränger in i avfallet, vilket backar tillbaka processen. Detta kan visa sig genom att metangasproduktionen sjunker.

3.3 Humusbildande fas (mättnadsfas)

När substratet sakta blir svårnedbrytbart avtar den mikrobiella aktiviteten och produktionen av deponigas. När produktionen av deponigas minskar kan syre tränga in i deponin från omgivningen med hjälp av gasflöde eller nederbörd. Närvaron av syre i kombination med minskad mikrobiell aktivitet kommer att skapa aeroba zoner. Den oönskade effekten av detta är att redoxpotentialen ökar. Olika stabila föreningar, kallade humusämnen kommer sakta att produceras. Humusämnen har inte karakteriserats exakt men de består av högmolekylära organiska ämnen med flera hydroxy- och karboxylsyragrupper. Humusämnen bildar stabila komplex med flera metaller, vilket kan ommobilisera metaller som kolloider eller som lösta komplex i lakvattnet. Reducerade svavelföreningar, dvs metallsulfider, kan också oxideras av syre som diffunderar in i deponin och resultera i att metallerna blir rörliga återigen och kan transporteras ut ur deponin (Bozkurt, 2000). pH kan också sjunka p.g.a. sulfidoxidation eller om nederbörden som tränger in i upplaget är sur.

Även om humus anses som relativt stabilt kommer det i det långa loppet att brytas ned till enkla komponenter och frigöras med lakvatten och gas eller pga. erosion. Humusfasens längd kan vara mycket lång, kanske 1 000-1 000 000 år eller till nästa istid, då deponin kommer att förstöras av den framryckande ismassan. Under denna tid kan erosion av deponin bli en viktig transportmekanism.



SAMMANFATTNING

- Avfallsdeponier består av en heterogen blandning av avfall. Olika delar av deponin kan vara i olika nedbrytningsfaser.
- Omvandlingsfaserna i en avfallsdeponi kan delas upp i; aerob (initial resp syre- och nitratreducerande), anaerob (sur resp metanbildande) samt humusbildande fas.
- Hur lång tid den aeroba fasen pågår bestäms av tillgång på syre; närvarande i avfallet, intransporterad från omgivning via gasflöde eller insipprande via nederbörd.
- Under den sura anaeroba fasen har allt syre och nitrat förbrukats och istället drivs fasen av sulfat. Deponigasen domineras av koldioxid
- Metanreducerande bakterier bildar metan från vätgas, koldioxid och ättiksyra i den metanbildande anaeroba fasen. Deponigas är huvudsakligen en blandning av metan (CH_4) och koldioxid (CO_2) med en andel av ca 50% vardera.
- Under den humusbildande fasen ökar närvaron av syre på nytt och stabila humusföreningar bildas. Den humusbildande fasen kan pågå till nästa istid.
- Alla faser är starkt knutna till varandra och deponigasens sammansättning genom tiden förändras med varje fas.



4 Deponigas

I kapitel 3 beskrevs olika omvandlingsfaser om en deponi genomgår, dvs vad som händer med deponerat organiskt avfall, och vad som kännetecknar respektive nedbrytningsfas. I föreliggande kapitel presenteras vad deponigas är för något, vilka faktorer som påverkar deponigasens sammansättning och bildning samt svavelväte och dess problematik.

INNEHÅLL

- Deponigasens sammansättning
- Faktorer som påverkar deponigasbildning
- Aspekter kring svavelväte

Med deponigas avses gas som bildas i deponier under anaeroba, dvs syrefria, förhållanden genom mikrobiell nedbrytning av organiskt material. Typiskt dominerar deponigas av metan (CH₄) och koldioxid (CO₂), vilka båda är klimatpåverkande gaser.

4.1 Deponigasens sammansättning

Förenklat beskrivs deponigas ofta som en blandning av metan (CH₄) och koldioxid (CO₂) med en andel av ca 50% vardera. Koldioxidhalten kan dock vara betydligt lägre vilket beror på att koldioxiden löser sig i lakvattnet och ingår i deponins buffertsystem. Detta resulterar i en högre metanhalt i deponigasen. Resultat från mätningar på svenska upplag omfattar ett intervall om 35-60% metan men har också visat sig vara så lågt som ett fåtal procent. De lägre metanhalterna kan förklaras av låg metanproduktion beroende på torrt eller väl nedbrutet avfall och pga stort luftinläckage i gasuttagssystemet. Det finns även små mängder av framförallt svavelväte och ammoniak i gasen. Gasen kan innehålla föroreningar som kvicksilver och klorerade kolväten. Tabell 4-1 visar generell deponigassammansättning från svenska deponier. Procentsiffrorna är mycket approximativa och varierar väsentligt mellan olika deponiupplag.

Tabell 4-1 Typiskt innehåll i deponigas (torr gas)

Gaskomponent	Mängd
Metan	40-60 vol-%
Koldioxid	30-40 vol-%
Kväve	5-20 vol-%
Svavelväte	10-1000 ppm
Klor	250 mg/Nm ³
Diklormetan	400 mg/Nm ³
Tetrakloretan	233 mg/Nm ³
Freon 12	118 mg/Nm ³



Deponigasen är vanligtvis lukt- och färglös vilket beror på de höga halterna av metan och koldioxid som är lukt- och färglösa gaser. Svavelväte, organiska svavel-föreningar och estrar gör att nyupplagt avfall ibland är illaluktande.

Metanhalten i deponigasen varierar beroende på avfallets innehåll av organiskt material, var i upplaget mätningen görs och i vilken nedbrytningsfas det organiska materialet befinner sig i. Uppgifter visar på att i den mest produktiva fasen kan så mycket som 50-79 % metan uppmätas (Bozkurt, 1997). Deponigasens *sammansättning* (se även avsnitt 4.2) beror framför på:

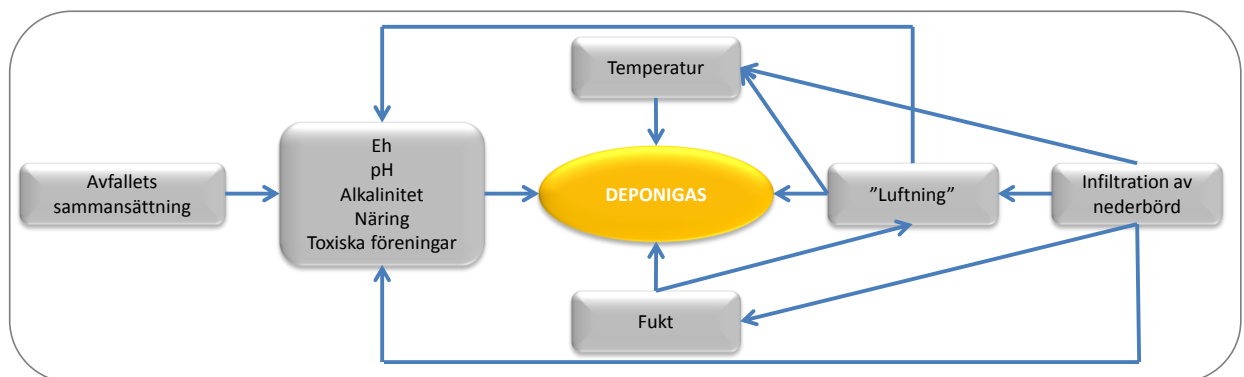
- avfallets innehåll av organiskt material,
- förekomst av toxiska ämnen,

men även på andra faktorer av vilka kan nämnas:

- hur avfallet är sorterat i deponin,
- hur upplaget är konstruerat samt
- i vilken fas nedbrytningen i avfallet befinner sig i.

4.2 Faktorer som påverkar deponigasbildning

Deponigas påverkas av flera faktorer än den anaeroba nedbrytningen av organiskt avfall. *Mängden* deponigas som kan bildas i ett avfallsupplag beror på avfallets mängd och sammansättning. Den bildade gasens *sammansättning* beror på avfallets typ och struktur, upplagsteknik och upplagets miljö. Mellan dessa faktorer finns ett komplext beroende. Figur 4-1 visar schematiskt de faktorer som påverkar gasbildning i avfallsupplag samt kopplingar mellan dessa faktorer.



Figur 4-1. Faktorer som påverkar gasbildning i upplag samt kopplingar mellan dessa faktorer (efter Farquhar och Rovers, 1973).

De faktorer som beskrivs närmare i avsnitt 4.2.1-4.2.7 är:

- Avfallsupplagets form och storlek
- Upplagsteknik och kompaktering
- Avfallets sammansättning och struktur
- Näringsämnen och toxiska ämnen i deponin
- Fukthalt
- Temperatur
- Upplagets pH-värde



4.2.1 Avfallsupplagets form och storlek

En deponi som är mycket utbredd och grund får svårt att hålla konstant temperatur vilket kan leda till att nedbrytningshastigheten i de delar av upplaget där temperaturen är suboptimal minskar eller avstannar helt. På en utbredd och grund deponi ökar syrets möjlighet att tränga ned i avfallet vilket hämmar bildningen av deponigas då bakterierna kräver en syrefri miljö. För att en stabil anaerob nedbrytning skall ske behövs mäktiga avfallslager, minst 6-8 m. Ett täckskikt på deponin kan verka positivt då möjligheten till syreinträngning minskar och temperaturvariationerna jämnas ut. Emellertid kan ett täckskikt resultera i att fukthalten i deponin minskar vilket kan ha en negativ påverkan på deponigasbildningen. Detta är under förutsättning att avfallet har låg vattenhållande kapacitet. En deponi som innehåller huvudsakligen bygg- och rivningsavfall har lägre vattenhållande kapacitet än en deponi som också innehåller hushållsavfall. I Figur 4-2 illustreras en deponi (Lilla Nyby i Eskilstuna) som är utbredd och mäktig i fyllningshöjd. Deponigasproduktionen har inte noterats minskats pga att en yta om ca 10 ha hittills har sluttäckts.



Figur 4-2. Deponin Lilla Nyby i Eskilstuna med delvis sluttäckning utmärkt (Eskilstuna Energi och Miljö AB, 2012).

En täckning reduceras möjligheten för syre att tränga in i avfallet, vilket kan öka deponigasproduktionen. Dock finns för få sluttäckta deponier med gasuttagssystem för att man ska kunna dra långtgående slutsatser om sluttäckningens påverkan på deponigasbildningen.

TIPS

En nedsatt deponigasproduktion kan bero på flera orsaker. Några som nämns ofta är att organiskt avfall slutat deponeras, att gasuttagssystemet havererat pga ålder, bristande underhåll eller sättningar i deponin samt att sluttäckning förändrat förhållandet i deponin (fukt, luftinträngning, temperatur, mm).



4.2.2 *Upplagsteknik och kompaktering*

Innan avfallet placeras på deponin kan det förbehandlas med hjälp av en rad mekaniska och kemiska processer för att de bästa förutsättningarna ska kunna uppnås. Genom att sönderdela eller mala avfallet ökar den aktiva ytan och tillgängligheten för nedbrytning i det organiska materialet ökar. En hög sönderdelningsgrad gör det också lättare att få en jämn fuktspridning i avfallet. Nackdelen med metoden är att den kan vara alltför effektiv, vilket resulterar i en mycket snabb gasbildning. Detta ställer höga krav på planering för att gasen ska kunna omhändertas och inte gå till spillo. Vissa typer av avfall kan också tvättas för att laka ur specifika, ofta miljöfarliga, ämnen.

Genom att kompaktera avfallet kan gasproduktionen påverkas. En löst packad deponi medför att mängden tillgängligt syre i avfallet är stor, vilket fördröjer produktionen av deponigas. Motsatt effekt fås av tätt packat avfall. Den inledande aeroba fasen i nedbrytningsprocessen kan förkortas genom att nyupplagda områden på deponin fylls och packas/kompakteras snabbt. En nackdel är den minskade möjligheten för nederbörd att infiltrera vilket leder till sjunkande fukthalt i upplaget. Daglig täckning med täta material som lera kan ge lokala vattensamlingar i upplaget som hindrar bildad gas från att transporteras genom upplaget.

4.2.3 *Avfallets sammansättning och struktur*

Mängden deponigas som produceras beror av avfallets innehåll av organiskt material. Ju högre halt av organiskt material, det vill säga ju fler antal kolatomer per volymsenhet av enskilda ämnen i substratet desto mer metan och koldioxid kan produceras. Hushållsavfall, slam, trädgårdsavfall, restprodukter från jordbruket och organiskt industriavfall ger störst deponigasmängd. För gamla deponier kan det vara svårt att hitta information om vilken typ av avfall som deponerats. Har man dock en indikation om under vilken tid som deponin varit aktiv kan det ge bra underlag för efterforskningar eftersom deponin speglar samhället under den aktiva perioden.

TIPS

Hushållsavfall är lättillgängligt organiskt avfall som ger deponigasproduktion inom en relativt kort tid. Därmed sagt så innebär det inte att deponier utan hushållsavfall inte producerar deponigas. Trä och plast kommer också att ge upphov till deponigas om än senare än hushållsavfall och över ett betydligt längre tidsperspektiv.

4.2.4 *Näringsämnen och toxiska ämnen i deponin*

För att de mikroorganismer som styr nedbrytningsprocesserna ska vara aktiva krävs tillgång på näringsämnen. En rad näringsämnen måste finnas närvarande, främst fosfor och kväve och i mindre mängder exempelvis barium, järn, kalcium, kobolt, magnesium, nickel och sulfat. Mikroorganismerna hämmas av toxiska ämnen som kan förekomma i deponin. Om avfallet exempelvis innehåller metaller över vissa koncentrationer kan de metanbildande bakterierna slås ut och deponigasproduktionen påverkas negativt (Lewering, 1986). Exempel på toxiska ämnen och halter återges i Tabell 4-2. Ur källan till tabellen framgår det tyvärr inte i vilket form föreningarna föreligger. En god vattentransport verkar koncentrationsutjäm-



nande och motverkar de negativa effekterna toxiska ämnen medför. I nedbrytningsprocessen sker reducering av sulfat som ger produkten vätesulfid. Det är en illaluktande, giftig gas som bland annat orsakar korrosion. Vätesulfiden hämmar de metanbildande bakterierna och sulfatreducerande bakterier. Aspekter kring svavelväte presenteras i 4.3.

Tabell 4-2. Koncentrationer då deponigasbildning hämmas.

Ämne	Toxisk halt
Cyanid	>0,05-0,1 kg/m ³
Kloroform	>0,02-0,1 kg/m ³
Koppar	>0,05-0,1 kg/m ³
Krom	>0,05-0,1 kg/m ³
Nickel	>0,1-0,2 kg/m ³
Sulfat	>0,2-0,3 kg S/m ³

4.2.5 Fukthalt

Fukthalten har en viktig påverkan på gasproduktionen i flera avseenden. Mikroorganismernas aktivitet är beroende av vatten som transporterar näringsämnen och

pH-buffrande ämnen som i sin tur kan verka koncentrationsutjämnande pH. Även toxiska ämnen späds ut av vatten. Gasproduktion initieras redan vid en fukthalt på 10%-vikt. Vad gäller dess optimum uppger olika källor olika intervall. De mest frekvent rapporterade intervallen är 30-40%-vikt samt 50-60%-vikt. En ökad fukthalt, dock ej över 60%, leder därför till ökad biologisk aktivitet och därmed också ökad gasproduktion. En hög fukthalt i nyupplagt avfall resulterar i en snabbare start av deponigasbildningen och detta kan uppnås genom bevattning av upplaget.

Fukthalten i upplaget kommer bland annat från fukt i avfallet, vatten som bildas i nedbrytningsprocesser och infiltrerande regn-, yt- eller grundvatten. I deponier i drift finns en strävan att leda bort lakvattnet vilket medför att fukthalten i deponin ofta är låg och ojämn med omväxlande torra och fuktiga regioner. För en god deponigasbildning bör fukthalten inte understiga 20% eller överstiga 60% (Hartz och Ham, 1983; Bozkurt, 1997).

En hög fukthalt i upplaget motverkar att syre tränger in i avfallet, vilket är positivt då bildningen av deponigas kräver anaeroba förhållanden. En åtgärd för att uppnå högre fukthalt i avfallet är recirkulering av lakvatten (i Sverige tillämpas detta numera på ett fåtal deponier). På så sätt kan etableringstiden för den aktiva metanbildningsfasen förkortas genom att bakterier och näring från ett område i aktiv metanbildande fas tillförs nedbrytningsprocessen. Lakvatten som tas från ett område på deponin som befinner sig i sur fas kan med fördel recirkuleras till områden med gammalt upplagt avfall. Det gamla avfallet befinner sig i ett sådant tillstånd att



dess buffrande kapacitet neutraliserar lakvattnet. Lakvattnet aktiverar nedbrytningen i upplaget och ökar på så sätt produktionen av deponigas i det gamla avfallet.

TIPS

Under regniga perioder, vanligtvis vår och höst, ökar fukthalten i deponin vilket hämmar gasuttaget. En orsak är att om vattennivån i deponin är hög kan gasbrunnar delvis täppas igen. Dessutom missgynnas mikroorganismerna som producerar metangas om avfallet blir vattenmättat.

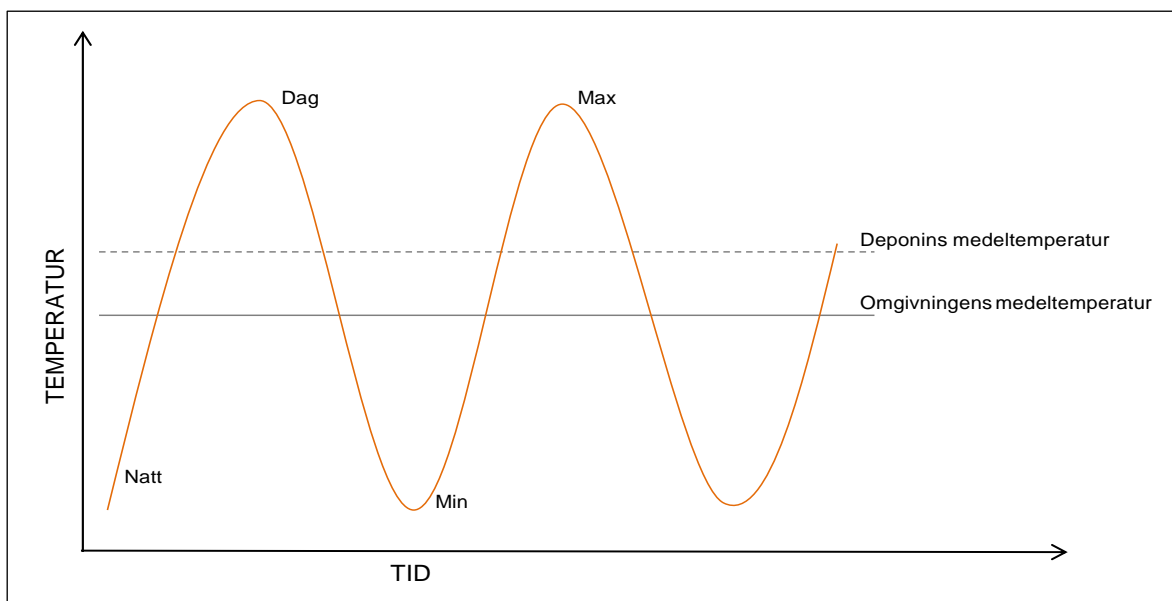
4.2.6 Temperatur

Temperaturen i upplaget har stor inverkan på gasproduktionens hastighet då den mikrobiologiska aktiviteten är temperaturberoende. Vid en ökning av temperaturen på 10-15 C fördubblas nedbrytningshastigheten av organiskt material vilket innebär att även gasproduktionshastigheten ökar med motsvarande siffra. Denna ökning sker för temperaturer upp till ca 44 C. Därefter sker en avklingning av gasproduktionshastigheten till dess att nya mikroorganismer har hunnit anpassa sig till de höga temperaturerna. De nya mikroorganismerna resulterar inte i att gasproduktionen ökar till nya toppnivåer utan snarar att den kommer igång igen och bibehålls vid de högre temperaturerna.

Temperaturen i upplaget beror på omgivningens temperatur i luften och marken, vilket innebär att de ytligaste delarna utsätts för temperaturvariationer i större grad än djupare liggande delar som har en jämnare temperaturkurva. Temperaturen beror också på i vilken nedbrytningsfas avfallet befinner sig i och således också på de faktorer som i sin tur påverkar nedbrytningen exempelvis avfallets sammansättning etc.

Årstiderna har en påverkan på omgivningens och markens temperatur men endast i ytan på deponin. I Figur 4-3 illustreras deponins temperatur i förhållande till omgivningens över dygnet. Bilden ser i princip ut densamma över årstiderna också men med en större skillnad mellan deponins medeltemperatur och omgivningens medeltemperatur. Ett täckskikt på deponin verkar temperaturutjämnande och ger ett visst frostskydd.





Figur 4-3. Deponins temperatur över dygnet.

Svenska avfallsupplag håller normalt en temperatur kring 30-35 C vilket kan jämföras med den optimala temperaturen för gasproduktion som är 37-44 C. En temperaturökning ökar gasproduktionen och nedbrytningshastigheten upp till cirka 37-44 C. Vid temperaturer över dessa värden minskar nedbrytningshastigheten gradvis för att helt avstanna då temperaturen överstiger cirka 70 C. Motsvarande undre gräns gäller för temperaturer under 10-15 C. Inom de olika temperaturområdena är olika mikroorganismer verksamma vid nedbrytningen av organiskt material samt omvandlingen av det till metan. Tabell 4-3 redovisar de tre temperaturintervall som nämns i litteraturen (Kotze m fl., 1969; Bogardus, 1984; Rees, 1984; Andersson, 1990).

Tabell 4-3. De tre temperaturintervallen förknippade med anaerob nedbrytning av organiskt material.

Intervall	Temperatur
<i>Termofila området</i>	större än 44 C
<i>Mesofila området</i>	20-44 C men kring 37 C som optimum
<i>Psykrofila området</i>	mindre än 20 C

4.2.7 Upplagets pH-värde

Under metanbildningsfasens början kommer syraproducerande bakterier dominera och de metanbildande bakterierna hinner inte bryta ned bildade organiska syror vilket medför att pH sjunker i upplaget och nedbrytningsprocessen hämmas. Detta kan leda till att deponin konserveras i en sur fas under lång tid och metaller frigörs i stora mängder till deponins lakvatten. Syrorna konsumeras så småningom och metanbakteriernas aktivitet tilltar och metanbildningen blir stabil.

Sura förhållanden kan också uppstå i upplaget om metanbakteriernas aktivitet avtar på grund av yttre hämmande faktorer, exempelvis för låg fukthalt eller tem-



peratur. Den buffrande förmågan avtar och organiska syror ackumuleras åter vilket får till följd att pH sjunker i upplaget. De metanbildande bakterierna blir mindre effektiva om pH sjunker under 6 och processen kan då övergå till konserverad sur fas till dess att pH stiger igen. Enligt Bozkurt (1997) är ett optimalt pH-värde i avfallet 6,8-7,2 för metanproduktion. Avfallet som deponeras kan innehålla starkt surt eller basiskt avfall vilket gör att pH-värdet varierar lokalt i upplaget. Upplagets pH-värde kan också sjunka om sur nederbörd infiltrerar upplaget eller då koldioxid löser sig i vatten, vilket sker kemiskt enligt:



Formel 4-1

TIPS

Vid beskrivningar av deponiprocesser antas normalt att upplaget är homogent och poröst vilket i praktiken innebär att nedbrytning sker överallt och samtidigt i deponin. Emellertid ser inte verkligheten ut så utan en deponi är ett heterogent system. I vissa områden sker nedbrytning av organiskt material och därmed deponigasproduktion medan det knappt någon meter bort inte förekommer någon gasproduktion. Om inte de rätta förhållandena (med avseende på fukt, temperatur, etc.) utvecklas kommer dessa sk inaktiva delar av deponin att förbli passiva.

4.3 Svavelväte

4.3.1 Bildning

Svavelväte (H_2S) bildas när organiskt material innehållande svavel bryts ner i syrefri miljö. Svavelväte är korrosivt på de flesta metaller och reaktiviteten ökar med ökad koncentration, förhöjt tryck, förhöjd temperatur samt vid närvaro av vatten. I högre koncentrationer är svavelväte även extremt toxiskt och orsakar andningsförlamning, vi varnas dock tidigt av dess karakteristiska lukt (SGC 214, 2010).

Deponigas innehåller ofta högre halter svavelväte jämfört med rötad gas. Deponigasen sammansättning varierar kraftigt mellan olika deponier och kan också variera kraftigt mellan olika delar av samma deponi. Orsaken till variation i sammansättning på deponigas från samma deponi beror på vilken typ av avfall som deponerats på den aktuella etappen, på hur gammal den är och omständigheter för biologisk nedbrytning. I flera deponier har man noterat att relativt ungt avfall tenderar att uppvisa höga halter av svavelväte. I många fall kan den höga halten av svavelväte bero på att man har deponerat gips tillsammans med organiskt avfall.

TIPS

Problem med höga nivåer svavelväte kopplas ofta ihop med förekomsten av gips i deponin. Vissa löser detta genom att ha separata gipsceller i deponin.



4.3.2 Metoder för reduktion av svavelväte

Svavelväte kan tas bort samtidigt som koldioxid med till exempel absorptions- eller membranteknik. För att förhindra korrosion nedströms i processen vill man dock oftast reducera svavelväte tidigt i processen. Det finns ett flertal metoder att välja mellan, en vanlig metod är t.ex. att använda aktivt kol. Nedan beskrivs några olika reningsmetoder kortfattat. (SGC 214, 2010; Purenviro, 2012)

Aktivt kol och special impregnerat kol

Aktivt kol fungerar som en katalysator för oxidation av svavelväte till elementärt svavel. Genom att impregnera aktivt kol med kemikalier optimeras materialets egenskaper och reningen blir mer kostnadseffektiv. Priset på impregnerat kol varierar kraftigt beroende på omfattningen av absorptionen. Vid rening av svavelväte kan bland annat salterna kaliumkarbonat och kaliumjodid användas. När materialet är mättat måste det bytas ut.

Torr skrubbing

Torr skrubbing är en ofta använd metod för rening av svavel som bygger på reaktion med järnoxid. Varumärken är till exempel Sulfa-Treat® och Sulfur-Rite®, vilka utgör skyddade ickeregnerativa reaktionsmedia. Gasen får flöda över mediet och svavelväte reagerar med järnoxid och bildar järnpyrit. Konstruktion av utrustning beror på deponigasflödet och aktuella koncentrationer. Anläggningen är enkel att använda och kräver lite tillsyn. Man kan med fördel installera en dubbel uppsättning av skrubbar, så att den kan alterneras genom påverkan.

Adsorption

Ett alternativ för reduktion av svavelväte är adsorption med SOXSIA®. SOXSIA® står för Sulphur Oxidation and Siloxane Adsorption och är en katalysator för adsorption av siloxaner samtidigt som svavelväte tas bort genom reaktion med järnoxid. Järnoxid regenereras med inert gas vid 20 – 50 °C. Därefter tillförs en liten mängd syre, upp till 0,2 %. Om deponigasen naturligt innehåller syre sker reaktionen spontant. Det svavel som bildas i fast form stannar i adsorptionsmaterialets porer. När adsorptionsmaterialet är mättat på svavel byts det ut och avsvavlas, varefter filtret kan användas igen.

Skrubbing med lut

Skrubbing med lut är en välkänd och allmänt använd metod för att avlägsna svavelväte, i en enstegsprocess kan halter upp till under 100 ppm renas. Reningen bygger på en process där deponigas passerar motströms genom en skrubber med natriumhydroxidlösning (NaOH).

Våt skrubbing med amin-aldehyd

Detta är en metod som använder en vattenlöslig blandning av amin-aldehyd där lösningen doseras i gasströmmen varefter vätska och gas separeras i ett filter. Kontakttiden mellan vätskan och gasen är avgörande för ett bra resultat. Det kan också finnas vissa utmaningar i samband med separationen av vätska och gas efter reaktionen.



Redox – våt process

Denna metod är baserad på en flytande lösning innehållande järn som bidrar till en redoxprocess och bildar elementärt svavel. Metoden har en mycket hög grad av rening, i princip upp till 100%. Driftskostnaderna för denna teknik är låg, men installationskostnader är mycket höga för små volymer.

4.3.3 Kostnader för reduktion av svavelväte

Reduktion av svavel från deponigas innebär ofta höga kostnader, framförallt i samband med höga halter och stora flöden. Svavelhalter kan naturligtvis spädas ut med luft för att nedbringa koncentrationen men den totala mängden svavel som skall tas bort förblir den samma. Vid val av metod är det viktigt att utvärdera kostnaderna mot de miljömässiga och ekonomiska vinsterna. I Tabell 4-4 sammanställs exempel på kostnader för rening av svavelväte i små anläggningar.

Tabell 4-4. Exempel på kostnader för rening av svavelväte i små anläggningar (efter Purenviro, 2012)

<i>Teknik</i>	<i>Reningskapacitet (Kg H₂S/dag)</i>	<i>Ungefärlig investering- skostnad (kSEK)</i>	<i>Ungefärlig driftskostnad per Kg H₂S (kSEK)</i>
Aktivt kol och special impregnerat kol	Uppgift saknas	350	120 - 240
Torr skrubbing	25 - 150	350	60
Lut-skrubbing	Uppgift saknas	1 000	25 - 75
Våt skrubbing med aminaldehyd kondensat.	< 25	400	90
Redox – våt process	> 150	6 000	3



SAMMANFATTNING

- Med deponigas menas gas som bildas i avfallsupplag under anaeroba förhållanden genom mikrobiell nedbrytning av organiskt material
- Produktion av deponigas påverkas av deponins utformning, avfallets sammansättning och struktur, näringsämnen och toxiska ämnen, fukthalt, temperatur, pH och samverkande faktorer
- Finfördelning av avfall påskyndar gasproduktionen
- Ju mer lätt nedbrytningbart organiskt avfall desto större deponigasproduktion
- För höga halter toxiska ämnen kan slå ut de nedbrytande bakterierna och hämma deponigasproduktionen
- En fukthalt på 20-60 % gynnar gasproduktionen. Lakvatten kan recirkuleras för att få igång gasbildningen.
- Gasbildningen gynnas av en jämn temperatur kring 37°C, vilket underlättas av att deponin täcks
- Vid pH < 6 hämmas bakterierna i deponin och gasbildningen avklingar. Gynnsamt pH ligger mellan 6,8 och 7,2.
- Avfall som innehåller svavel (t.ex. gips) bidrar till att svavelväte bildas när organiskt material bryts ner i syrefri miljö.
- Det finns ett flertal metoder för att rena deponigas från svavelväte. En del metoder innebär höga kostnader.



5 Uppskattning av deponigasbildning

Med kapitel 3 och 4 som grund bör den naturliga frågan att ställa sig vara **Hur mycket gas kan en deponi producera?** I föreliggande kapitel beskrivs hur gasbildningspotentialen i en deponi kan bestämmas.

INNEHÅLL

- Uppskattning av gasproduktion genom beräkningar
- Uppskattning av gasproduktion genom fältförsök
- Gasbildningens utveckling

Hur mycket gas en deponi uppskattas kunna producera utgör underlag bl a för om och hur gasen ska omhändertas (mer om detta presenteras i kapitel 7). Gasproduktionen kan uppskattas genom teoretiska beräkningar, fältförsök eller en kombination av de två. Det finns ett flertal olika gasberäkningsmodeller att tillgå på marknaden, men förutsättningarna för att uppnå ett bra resultat är de samma oavsett beräkningsmetod. Kvaliteten på ingående data är mycket viktig och bestämmer hur tillförlitligt det beräknade resultatet är. Fältförsök med provpumpningar ger en bild av hur gasproduktionen ser ut just vid tillfället och på den plats där provet utförs.

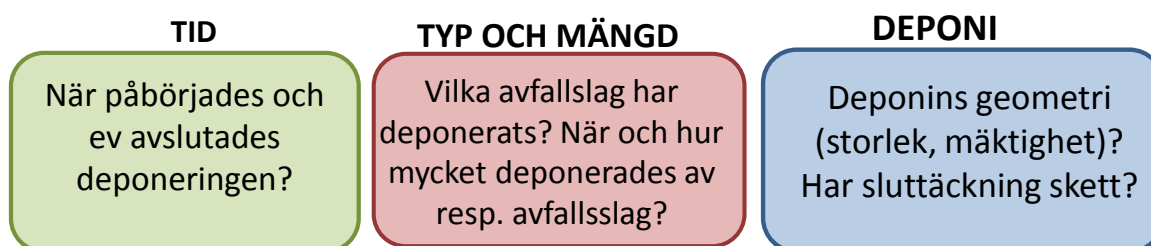
5.1 Uppskattning av gasproduktion genom beräkningar

5.1.1 Information som behövs för att utföra en gasberäkning

Kvalitén på en gasberäkning är direkt beroende av kvalitén på de ingående data som används. Oavsett hur eller vem som utför en gasberäkning så behövs indata för beräkningen och information. För att kunna göra en uppskattning av gasproduktionen i deponin krävs bl a kännedom om vilka avfallsslag samt vilka mängder som har deponerats under årens lopp samt hur deponin är utformad. Följande indata är viktiga (vilka också sammanfattas översiktligt i (Figur 5-1):

- Avfallstyper och mängder per år från deponins driftstart till planerat driftslut. Dessa uppgifter är absolut nödvändiga.
- Avfallsets sammansättning beroende på avfallstyp.
- Deponins geometri (storlek, volym, höjd) från, företrädesvis, en ritning.
- Var och hur har deponering skett genom åren.
- Driftstart och planerat driftslut av deponin.
- Data från gasutvinning, provpumpning, gastester eller iakttagelser av gas.
- Hur har sluttäckning utförts (om sådan har skett)? Hur stor del och vilken del av deponin har sluttäckts?
- Data om vattensituationen i deponin.
- Iakttagelser av annat som kan vara relevant? Ett exempel på detta kan vara om det har skett bränder på deponi, vilket reducerar den organiska mängden avfall i deponin samtidigt som mängden oorganiskt material (aska) ökar.





Figur 5-1. Urval av frågor att besvara för att möjliggöra gasberäkningar.

Om frågorna ovan kan besvaras utan alltför stora fel i uppskattningarna finns förutsättningar för att genomföra en tillförlitlig gasberäkning. Med detta sagt så betyder det inte att man bara kan stoppas in data i en "svart låda" som gör beräkningen, och att det resultat som kommer ut går att lita på. För att få ut ett tillförlitligt resultat krävs kompetens att bedöma hur mycket den specifika deponins förutsättningar påverkar gasbildningen. Detta kräver en bedömning av många fler komponenter som t ex upplagets form och storlek, upplagsteknik, näringsämnen och toxiska ämnen, fukthalt, temperatur och pH-värde.

TIPS

Om data saknas görs en uppskattning av de biologiska avfallsslagen ex. hushållsavfall, slam, trädgårdsavfall, slakteriavfall etc. utifrån intervjuer med personer som skötte driften av deponin, gammalt kartmaterial, provgrävningar i tippen, etc. Avfallet speglar det aktiva samhället under tiden då det deponerades. Genom att uppskatta, via t ex kommunens arkiv, hur många personer/hushåll deponin betjänade möjliggörs en uppskattningarna om avfallsmängder och sammansättning.

Om uppgifter om avfallsslagens TS-halt (torrsubstanshalt) och VS-halt (andel organisk halt) saknas kan standardvärden används. Dessa finns normalt fördefinierade i de olika beräkningsmodellerna.

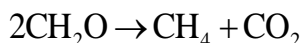
Gasberäkningarna kan också kompletteras med en sk känslighetsanalys vilket innebär att indata (dess storlek) varieras för att utvärdera dess betydelse på resultatet.

Det är inte ovanligt att samma indata i olika gasberäkningsprogram ger skiftande resultat. En förklaring till detta är användarens avsaknad av kompetens och erfarenhet vilket gör att fördefinierade data (t ex TS- och VS-halt) används utan att anpassas efter de specifika förhållanden som råder för den aktuella deponin. Vidare finns risken att fel antaganden om nedbrytningsförhållanden i deponin görs. Som regel kan man säga att det krävs en betydande kompetens om deponering i stort för att göra korrekta bedömningar så att gasberäkningens resultat blir tillförlitligt. Det finns både leverantörer av gasuttagssystem och konsulter som erbjuder tjänsten att utföra gasberäkningar om kompetensen inte finns inom det egna företaget (verksamhetsutövaren).

5.1.2 Beräkning av gasproduktion

Att beräkna gasproduktion och gasuttagmöjligheter ur en deponi är en komplex uppgift där avfallets sammansättning, ålder, nedbrytningsförutsättningar mm ska vägas samman. Den anaeroba nedbrytningen av organiskt material brukar generellt sett illustreras med summaformeln (Formel 5-1):





Formel 5-1

men är betydligt mer komplicerad än så. Som nämnts tidigare påverkas nedbrytningen av flera olika faktorer som i sin tur kan påverka varandra. Buswell och Muller (1952) utvecklade ett uttryck med vars hjälp det är möjligt att uppskatta mängden gas, under förutsättning att avfallens kemiska sammansättning är känd. Detta uttryck modifierades senare av Richard m fl. (1991). Fördjupning i ämnet hänvisas till de nämnda källorna och Senior och Kasali (1990).

Det finns två huvudlinjer när det gäller gasberäkningar; de som beräknar en deponis totala gasmängd och de som beräknar en deponis gasproduktion fördelat över tiden. Av förståeliga skäl är den andra typen mer användbar som underlag för investering i gasuttagssystem eftersom en uppskattning om hur mycket gas som i dagslägen gått förlorad erhålls.

Det finns flera olika uttryck som tar hänsyn till tidsaspekten. Ett av dessa är det som presenterades av Tabasaran år 1976 (Tabasaran, 1976). Hans ekvation ges i Formel 5-2:

$$G_a = G_e(1 - e^{-kt})$$

Formel 5-2

där G_a är ackumulerad gasmängd till och med år t (Nm^3/ton), G_e är gasbildningspotentialen (Nm^3/ton), k är nedbrytningskonstant ($1/\text{år}$) vilken är ett mått på hur snabbt materialet bryts ner och t är tiden i antal år (år). Ett annat sätt att beräkna gasproduktionen är genom den så kallade Scoll Canyon-modellen (Formel 5-3) (Anonym, 1989):

$$Q = L_0 R (e^{-kt_{\text{slut}}} - e^{-kt})$$

Formel 5-3

där Q är metangasproduktionen ($\text{m}^3/\text{år}$), L_0 är den potentiella metangasproduktionen (m^3/ton), R är medelvikten av mottaget avfall per år ($\text{ton}/\text{år}$), k är metanbildningskoefficienten ($1/\text{år}$), t är tid sedan första deponeringen (antal år), t_{slut} är tid sedan avslutad deponering (antal år).

En fördel med den senare modellen (Formel 5-3), jämfört med den förra modellen (Formel 5-2), är att den enkelt kan beräkna gasproduktionen för ett visst år och ta hänsyn till hur länge deponering pågått och när den avslutades.

Som bekant kan organiskt avfall bestå av olika typer av material. Därför dela materialet in i olika fraktioner beroende på huruvida det är lätt- medel- eller svårnedbrytbart. Detta innebär att tre olika k -värden (nedbrytningskonstanter) användas i modellerna. Nedbrytningskonstanten kan uttryckas som hur snabbt ett material bryts ner. Det finns ett förhållande mellan nedbrytningskonstanten och halveringstiden varför ett materials nedbrytningshastighet ibland, populärvetenskapligt, uttrycks i termen av halveringstid. Halveringstid är den tid efter vilken hälften av en given mängd av ett material har brutits ned.

5.1.3 Modeller för gasberäkningar

De två formlerna Formel 5-3 och Formel 5-2 ligger till grund för de beräkningsprogram som utvecklats och förfinats och används i praktiken idag. Programmet kan användas för att bedöma aktuell gasproduktion i deponin samt för att göra framtidsprognoser. Resultatet bidrar till en större förståelse för gasproduktionsutvecklingen i ett upplag. Nyttan för en verksamhetsutövare ligger i att se hur gasbild-



ningen förändras över tiden. Resultaten kan också användas i kommunikationen med tillsyns-/tillståndsmyndigheter.

Vid jämförelse av olika beräkningsprogram (modeller) för bedömning av deponigasproduktion är en vanlig slutsats att det inte finns en given modell att föredra framför en annan. Alla modeller har sina styrkor och svagheter. Utfallet från olika modeller kan skilja sig markant åt, trots att samma indata används i alla modeller. Denna slutsats drogs bland annat i en litteraturstudie av Oonk (2010) över flertalet olika modeller för uppskattning av gasproduktion från deponier. Scharff och Jacobs (2006) kom i en studie av sex olika modeller fram till slutsatsen att uppskattningar av gasproduktionen från de olika modellerna varierade avsevärt. Variationen var mellan 40 % och 570 % av det framräknade värdet på gasproduktionen utifrån resultat från mätningar av gasemissionen. Tolkningen och appliceringen av modellresultaten bör således ske med försiktighet då utfallet omgärdas av en hög osäkerhet vars omfattning kan vara svår att fastställa. Nedan presenteras två modeller som är kommersiellt tillgängliga internationellt och som förekommer frekvent i litteraturen, LandGem och GasSim (Bergström och Fråne, 2011). I Sverige är LaGas[®] vanligt förekommande. Exempel på resultat från gasberäkning med LaGas[®] illustreras i Figur 5-2 (Serti, 2010). Det ska inte uppfattas som att dessa modeller, bara för att de nämns i föreliggande dokument, är bättre eller sämre än andra modeller på marknaden.

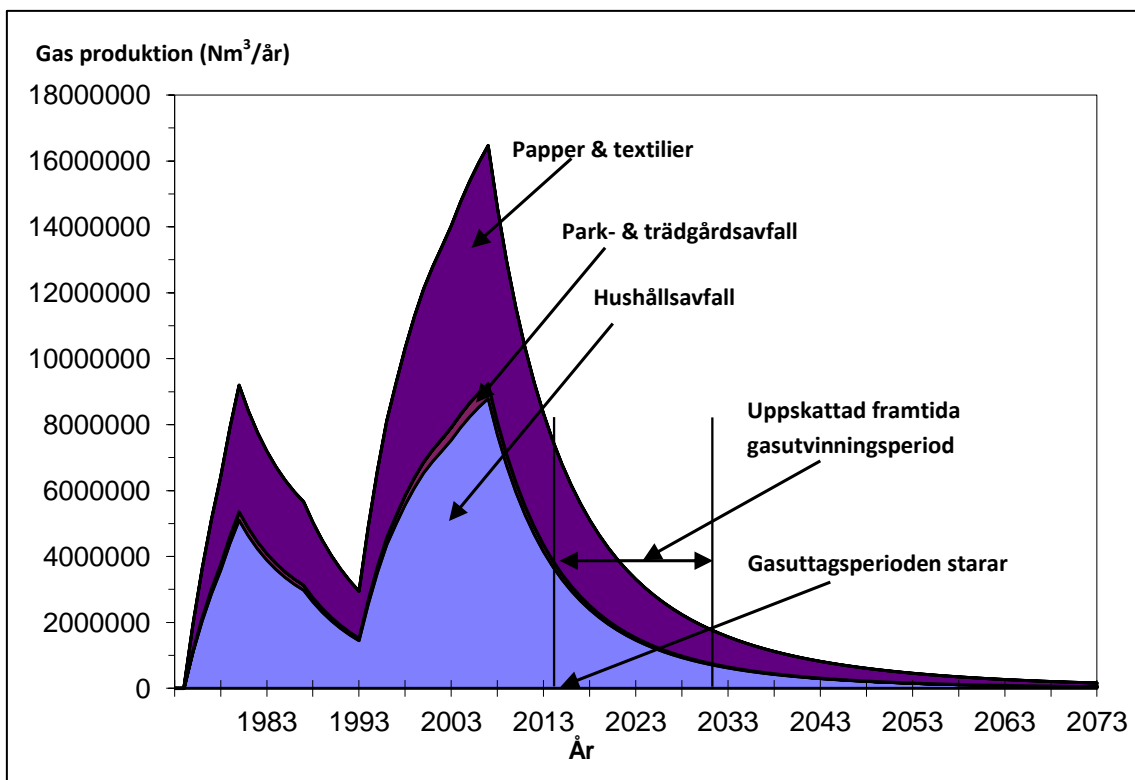
LandGEM

Landfill Gas Emissions Model (LandGEM), framtagen av amerikanska naturvårdsverket US-EPA, är den mest använda modellen för beräkning av metangasproduktion från deponier i USA. LandGEM är standardmodell i branschen och syftar till att rapportera metanemissioner och beräkna gaspotentialen från deponier. Den senaste versionen av LandGEM (v. 3.02) släpptes 2005. Programvaran finns att ladda ned utan kostnad via Internet.

GasSim

GasSim är framtagen av Golder Associates och bygger på två beräkningsprinciper för att beskriva anaerob nedbrytning i deponier. Den första är en multifasmodell och den andra är en modell uppbyggd på liknande sätt som LandGEM. Formlerna för gasberäkningar som används i GasSim är skyddade av tillverkarna och kan därför inte redovisas i denna rapport. En demo-version finns att ladda hem från Internet men den fullständiga versionen tillhandahålls av Golder Associates.





Figur 5-2. Exempel på resultat från gasberäkning med LaGas® (Serti, 2010).

Ännu en gång förtjänas det att poängtera att tillförlitligheten hos ett resultat från en gasberäkning beror på de indata som används och på de bedömningar som görs kring den specifika deponins förutsättningar. Gasberäkningarna tar t ex inte hänsyn till deponibränder eller kraftig yttre påverkan, vilket ställer ytterligare krav på att den som utför beräkningarna har kompetens att göra korrekta bedömningar.

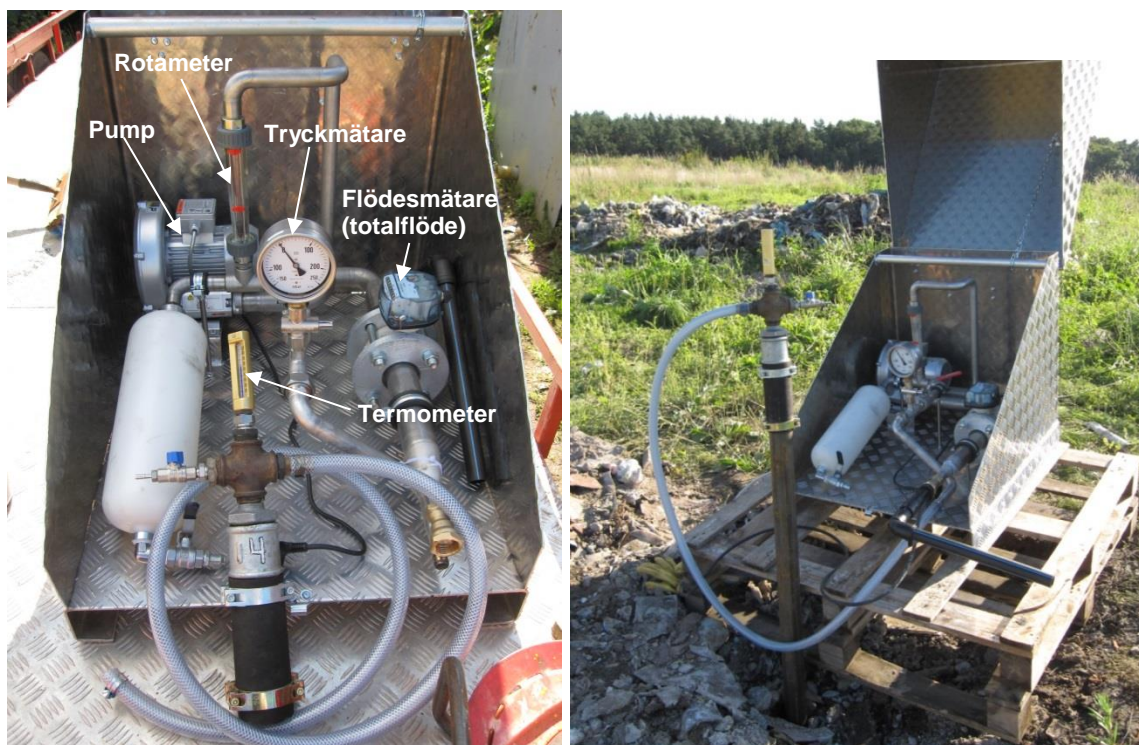
5.2 Fältförsök-provpumpning

För att få en konkret bild av den aktuella gasproduktionen kan provpumpningar i deponin göras. Provpumpning innebär att ett antal gasbrunnar anläggs i deponin varefter deponigas pumpas ut och flöde och sammansättning analyseras. Antalet provbrunnar bör därför anpassas efter upplagets storlek och deponihistorik så att ett representativt urval av provpumpningsplatser görs. Antalet gasbrunnar är naturligtvis också en kostnadsfråga. Det är viktigt att komma ihåg att en deponi i regel består av en mycket heterogen blandning av avfall. Det innebär att gasproduktion kan ske väldigt lokalt och variera kraftigt beroende på var provpumpning sker. Om en provbrunn t ex sätts i ett område med inert avfall kommer det inte att ge någon deponigas, medan en brunn en liten bit därifrån, där det finns organiskt avfall, kan ge stora gasflöden.

För att försäkra sig om att den gas som utvinns är den som nyligen bildats (och inte kommer från en gasficka) och för att erhålla ett värde på gasproduktionen från det område som brunnen tar gas ifrån skall provpumpningarna pågå som ett långtidstest, dvs under en längre period ca 8-15 veckor. Provpumpning kan även utföras som ett korttidstest (ca 3 dygn) men ger ett mindre tillförlitligt resultat. En provpumpning i sig kan förändra tillståndet i deponin genom bl a tillförsel av syre vilket gör att resultaten kan bli skeva. Därför rekommenderas att provpumpning görs



under en längre tid. Några av de parametrar som bör registreras är gasens sammansättning (generellt mäts metan, koldioxid, svavelväte och syre) temperatur och flöde. Analys av gasens sammansättning görs med portabelt gasinstrument. Flödet avläses med rotameter som indikerar momentant flöde. Justering av gasflöde under provpumpning utförs på indikation av rotameter. Analys och avläsning av nämnda parametrar bör ske åtminstone en gång per dag under perioden som provpumpning pågår. Figur 5-3 illustrerar provpumpningsutrustningen kopplad till en anlagd gasbrunn.



Figur 5-3. Provpumpning av deponigas (Serti, 2010).

Provpumpning, som enskild informationskälla, ger ingen uppfattning om hur gasbildningen varit tidigare eller hur den kommer att utvecklas i framtiden. Ett eventuellt högt/lågt gasflöde som uppmätts i en enskild brunn bör dock inte ses som ett representativt värde för hela deponiområdet med hänsyn till bl a att det var lokalt samt att tidpunkten då testet utfördes förmodligen skedde i angränsning till den mikrobiella aktivitetens topp/botten och att den har börjat avta/öka sedan dess. Resultatet från en provpumpning i en enskild brunn visar den lokala gasbildningen och det går alltså inte alltid att dra några slutsatser om gasbildningen i hela deponin. En provpumpning tillsammans med lokalkännedom och erfarenhet kan ge en bättre uppfattning och tippens historia och framtid. Metodens styrka är dock att den kan och bör användas för att verifiera och komplettera teoretiska deponigasberäkningar.



TIPS

Glöm inte att provpumpningsutrustningen (pump, kompressor) behöver el vilket betyder att elkabel på flera hundra meter kan behövas.

Det är viktigt att gasbrunne tätas noggrant vid deponiytan (mellan brunnen och avfallet) så att inte luft sugas in i brunnen.

Gasbrunnen bör spolras innan den tas i bruk om den består av ett spetsigt stålrör som ansluts med grävskopa som tryckte ner röret (se även avsnitt 7.1.1).

5.3 Deponigasbildning

Hushållsavfall är den avfallsfraktion som har det högsta innehållet av organiskt material vilket gör att det också bildar mest deponigas under nedbrytningen. Även slam, trädgårdsavfall, restprodukter från jordbruket och organiskt industriavfall har högt innehåll av organiskt material. Kolet i dessa typer av avfall är lättillgängligt för de metanproducerande mikroorganismerna.

Den största gasbildningen sker de första åren efter deponeringen då aktiviteten är som störst hos de metanbildande bakterierna. Halveringstiden för materialet varierar från ett par månader till decennier beroende på om materialet är lätt-, medel- eller svårnedbrytbart, och på ett antal yttre faktorer som, till exempel, temperatur och fukthalt. Deponigasproduktion är av storleksordningen 10-20 m³ per ton hushållsavfall de första åren efter det att gasproduktionen har startat. Gasproduktionen avtar med tiden men fortsätter under lång tid även då deponin är avslutad och kan pågå upp till 100 år (Harmsen, 1983). Om gasproduktionen forceras med hjälp av olika åtgärder blir perioden för gasproduktionen betydligt kortare. Tidsperspektivet påverkas av avfallets typ och av de omgivningsfaktorer som beskrivits tidigare i rapporten.

För att kunna beräkna hur mycket gas som kan bildas måste mängden organiskt material i avfallet vara känd. Andelen kol i hushållsavfall är ca 40% vilket teoretiskt innebär att 1 ton hushållsavfall kan ge upphov till ca 800 m³ deponigas. Vid uppskattningen har Formel 5-1 och allmänna gaslagen (vid NTP) nyttjats. Vid antagandet att metanhalt är 50%, vilket är ett rimligt antagande, bildas det därmed 400 m³ metangas per färskviktston avfall. Emellertid omvandlas inte allt kol i avfallet till deponigas. Fram till och med den metanproducerande fasen har ca 70% av hemicellulosa och cellulosa brutits ned (Barlaz et al., 1989a). Resten kan betraktas som den svårnedbrytbara fraktionen. Om ca hälften av det totala kolinnehållet i avfall antas omvandlas till deponigas innebär det att det bildas ca 200 m³ metangas/ton upplagt avfall vilket ligger i linje med de värden som nämns i litteraturen (NSR, 1991; Persson, 1982). I Figur 5-4 illustreras två olika sorters avfall, lätt- respektive svårnedbrytbart avfall.





Figur 5-4. Lättnedbrytbart avfall (till vänster) respektive svårnedbrytbart avfall (till höger) (Serti, 2003, 2010).

Amerikanska studier som bygger på antaganden att hälften av den tillgängliga organiska substansen omvandlas under den tid det är ekonomisk att utvinna gas anger den producerade gasmängden till 160-250 m³/ton avfall (Bogner och Scott, 1995; NSR, 1991). Då hänsyn togs till alla förluster som sker anges den utvinningsbara gasmängden till 13-47 m³/ton avfall och år. I Naturvårdsverket (1993b) anges den totala gasmängden till 300-430 m³/ton avfall.

Vid ett 20-tal avfallsupplag har beräkningar utförts varvid den utvinningsbara gasmängden uppskattats till 6-9 m³/ton och år (SFVF, 1993; Nilsson m fl., 1994). Den uttagbara gasmängden har vid ett antal provpumpningar i andra undersökningar uppmätts till 2-60 m³/ton och år (Mårtenson, 2002).

TIPS

En tumregel vid uppskattning av den utvinningsbara gasmängden från svenska deponier med hushållsavfall är 5 m³/ton och år.



SAMMANFATTNING

- Gasbildningspotentialen i en deponi kan uppskattas genom gasberäkningar, fältförsök med provpumpning eller en kombination av de två.
- Kvalitén på en gasberäkning beror på kvalitén på ingående data som används.
- Huvudinformationen som behövs för en gasberäkning är när deponeringen påbörjades och avslutades, vilka avfallsslag som deponerats, när och hur mycket som deponerats av resp. avfallsslag.
- Gasberäkningar kan användas för att bedöma aktuell gasproduktion i deponin samt för att göra framtidsprognoser.
- Fältförsök genom provpumpning ger en bild av gasbildningen vid den specifika platsen och den specifika tidpunkten då provet görs. Provpumpning ger ingen uppfattning om hur gasbildningen varit tidigare eller hur den kommer att utvecklas i framtiden.
- En teoretisk gasberäkning och provpumpning kan komplettera varandra.
- En tumregel vid uppskattning av den utvinningsbara gasmängden från svenska deponier med hushållsavfall är $5 \text{ m}^3/\text{ton och år}$.



6 Mätmetoder för deponigas

För att uppskatta läckage av deponigas till atmosfären, eller för att kunna kontrollera funktionen hos en sluttäckning, finns olika metoder för att detektera och kvantifiera förekomsten av deponigas. Föreliggande kapitel går igenom olika metoder för att detektera och mäta gas.

INNEHÅLL

- Indirekta metoder för indikation på gasförekomst
- Direkta metoder för mätning av till exempel metan

Mätmetoder för deponigas kan delas in i *indirekta* och *direkta* metoder. Indirekta metoder innebär att gasförekomst endast indikeras medan direkta innebär att koncentrationer i deponigasen kan mätas, till exempel metan och koldioxid. De direkta metoderna ger alltså inte bara en information om att det finns gas utan också en uppskattning av koncentrationer som kan räknas om till mängder.

Gasflödet vid en deponi kan växla mycket snabbt och är i de flesta fall svårt att detektera och framför allt svårt att kvantifiera. Deponier är mycket heterogena formationer, till stor del beroende på den stora variationen i det avfall som har deponerats under deponins livslängd. Dessutom kan växlingar i gasflöden vid deponier bero på snabba lufttrycksskillnader, som under passerandet av ett lågtryck, ett vindtryck på en deponi eller förändringar i grundvattennivå. Lufttryck och vindtryck kan förändras på timmar medan vattennivåförändringar tar dagar. Gasrörelse kan också uppstå då gastryck byggs upp vid mer tätta delar i en deponi.

6.1 Indirekta metoder – indikation på deponigas

I avsnitt 6.1.1-6.1.4 beskrivs olika typer av indirekta metoder, syn- och luktoobservationer, IR-teknik, gastryck på djupet samt geoelektriska metoder.

6.1.1 Syn- och luktoobservationer

Ett bra första steg är att gå omkring på deponin och observera ytan, så kallad okulärbesiktning, och samtidigt söka efter platser där det luktar deponigas. Vid okulärbesiktning kan till exempel missfärgningar på markytan eller påverkan på vegetation observeras (se Figur 6-1). Metan, koldioxid eller kväve luktar inte i sig, men deponigasen innehåller oftast andra ämnen som bildas vid nedbrytningsprocesserna i avfallsmassorna och som ger en karakteristisk lukt. Metoden är subjektiv men syn- och luktoobservationer är en snabb, relativt billig och enkel första indikator för att styra fortsatta undersökningar.





Figur 6-1. Exempel på växtlighet som påverkats av deponigasläckage (Gryta avfallsanläggning, 2012).

6.1.2 Gastryck på djupet

Ett sätt att konstatera gasförekomst är att observera gastrycket en bit ner i deponin. Om det finns tillgång till rör som går en bit ner under markytan, t ex rör för grundvattenobservationer eller gasbrunnar som inte är i drift kan dessa användas för observation av gastryck på djupet. I Figur 6-2 visas en observation vid Albäcksdeponin i Trelleborg som tydligt visar att det finns ett relativt högt gastryck en bit ner i deponin.



Figur 6-2. Konstaterande av ett tydligt gastryck med hjälp av en silikonhatt som anbringats på ett grundvattenrör på Albäcksdeponin i Trelleborg, Sysav (Foto: Staffan Salö, Sysav Utveckling AB).



6.1.3 IR-teknik

Möjligheten att utnyttja IR-teknik (värmekamera) för detektering av deponigasläckage är relativt ny och fortfarande under utveckling. Hypotesen vid användande av IR-teknik är att varm deponigas värmer upp markytan som emitterar IR-strålning till atmosfären, vilket innebär att varma områden samt områden med fluktuerande temperatur tolkas som indikation på gasförekomst. Även direkta observationer av flödande gas kan göras med hjälp av värmekamera (Figur 6-4). Mätningar med handhållen värmekamera är en billig metod som fungerar bäst under årstider då omgivningstemperaturen inte är för hög. I Figur 6-3 visas ett exempel på en värmekamera och i Figur 6-4 exempel på resultat av mätningar.



Figur 6-3. Exempel på värmekamera.

IR-detektor kan även användas från terränggående fordon eller vara flygburet. För närvarande utvecklas teknik för små radiostyrda flygburna farkoster, så kallade drönare eller UAV (unmanned aerial vehicle), vilket medför mer kostnadseffektiva och flexibla mätningar. För positionering kan mätningar kombineras med GPS-bestämning. En möjlig felkälla vid mätning med IR-teknik är det faktum att temperaturskillnader kan bero på ytskiktets förmåga att absorbera solstrålning.





Figur 6-4. Resultat med värmekamera. Gasläckage ur rör på Filbornadeponin i Helsingborg (SGC Rapport 203, 2009).

6.1.4 Geoelektriska metoder (resistivitet)

Gasrörelser i deponier, på djupet och vid ytan, drivs huvudsakligen av koncentrationsskillnader och/eller av tryckskillnader. Under senare år har den geoelektriska metoden resistivitet utvecklats för detektering av gasrörelser i deponier (SGC Rapport 266, 2012). Vid en resistivitetsundersökning mäter man markens förmåga att leda elektrisk ström. Markens resistivitet mäts med hjälp av korta pulser av likström som skickas via ett elektrodpar i galvanisk kontakt med marken, samtidigt som spänningsfallet mäts över ett annat elektrodpar. Under senare år har resistivitetmetoden utvecklats och numera mäter man i 3D och vid behov kan man mäta över tid och på så sätt registrera förändringar med tiden, vilket bland annat medför att man har kunnat visa att det går att indirekt detektera gasrörelser under mark (Rosqvist et al., 2011).

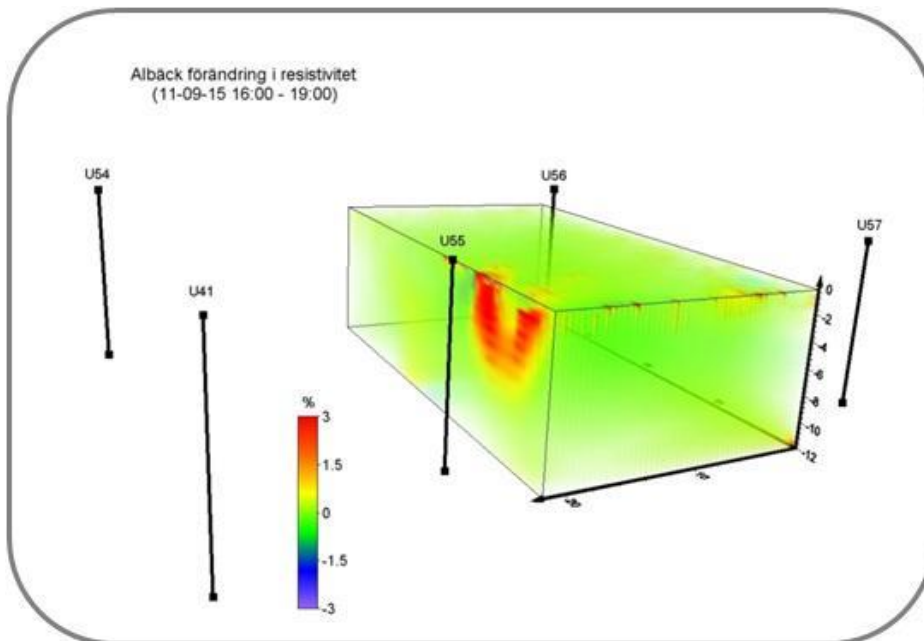
Datainsamlingen är helt automatiserad och kan fjärrstyras med hjälp av trådlös kommunikation mellan datorer. I Figur 6-5 visas en uppställning för mätningar med resistivitet i 3D över en yta som är cirka 400 m².





Figur 6-5. Uppställning för resistivetsmätningar i 3D. De rödgula plastbanden visar linjerna för resistivetsmätningarna.

I Figur 6-6 visas resultat av resistivetsmätningar i 3D på Albäcksdeponin i Trelleborg (SYSAV). Gasrörelser kring gasbrunn U55 illustreras som en röd zon som sträcker sig från ytan ner till några meters djup. Under tiden som mätningarna pågick (ca två veckor) manipulerades uttaget av gas ur brunn 55U genom att flödet slogs på och av upprepade gånger.



Figur 6-6. Resultat av resistivetsmätningar i 3D som visar gasrörelser kring gasbrunn U55 som en röd zon som sträcker sig från ytan ner till några meters djup.

6.2 Direkta metoder – mätningar av koncentrationer i deponigas

I avsnitt 6.2.2-6.2.5 beskrivs fyra typer av direkta metoder; statiskammarmetoden (sluten och öppen), Flamjoniseringsdetektor (FID), Laser samt spårgasmätningar.



6.2.1 Sluten statisk kammare

I en sluten statisk kammare som placeras på deponiytan mäts förändringen i gas-koncentrationen över tiden, oftast pågår mätningar under mindre än en timme. För att kunna upprätta en resultatkurva tar man under denna mätperiod tre luftprover som analyseras. Trots att metoden är tidskrävande och arbetsintensiv är det den vanligaste metoden för mätning av deponigas. Metoden kan mäta små koncentrationsförändringar och påverkas inte av omgivningsfaktorer som till exempel vind. Utrustning för sluten statisk kammare kan vara väldigt enkel, i princip en vanlig spann med en förseglad öppning där luftprov kan tas. Vid provtagning tar man tre luftprover i glasvialer med hjälp av en spruta för att senare analyseras proverna i en gaskromatograf. Kammaren förseglas under mätningarna till markytan med våt lera för att förhindra gasläckage. Den linjära ökningen av metankoncentration i de tre luftprover som tagits vid olika mättillfälle används sedan för att beräkna metanflödet från markytan.



Figur 6-7. Provtagning av luft ur statisk kammare med hjälp av en spruta.

6.2.2 Öppen statisk kammare

Metan- och koldioxidflöden kan mätas med öppna statiska kammare, se Figur 6-8. För metanmätningar kopplas kammaren till en mobil FID (flame ionization detector) som kan programmeras till att kontinuerligt registrera mätningar med bestämda tidsintervall, till exempel en gång per minut under tio minuter. Kammaren på bilden i Figur 6-8 är också utrustad med två öppna rör (5 mm i diameter), som kontinuerligt kopplar samman kammaren med atmosfären och därmed kompenseras för eventuella tryckskillnader, utan att allt för mycket metan läcker från kam-



maren. Metanflödet kan sedan beräknas från ökningen i metankoncentration i kammaren över tid (SGC Rapport 266, 2012).



Figur 6-8. Öppen statisk kammare (University of Hamburg, Institute of Soil Science, Project MiMethox).

6.2.3 Flamjoniseringsdetektor för fältbruk (FID)

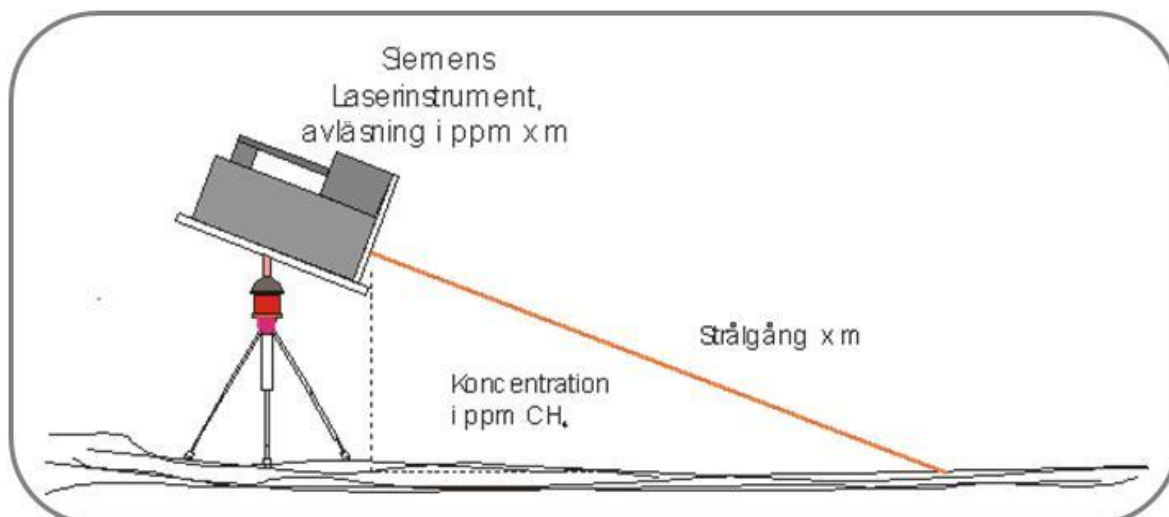
Flamjoniseringsdetektor (FID) för fältbruk används för mätning i en eller flera punkter på en deponi. Metoden ger utslag på flera kolväten och kan därför inte skilja på metan från andra källor. Metodiken bygger på en användning av ett relativt billigt standardinstrument som är enkelt och snabbt att använda, men som är känslig för vind.

FID är ett instrument där gasblandningen som skall mätas sugas in i instrumentet genom ett munstycke som hålls cirka 5 cm ovanför ytan där man vill mäta. Systematiska mätningen kan till exempel ske i parallella linjer över en deponiyta. Någon heltäckande mätning erhålls inte men genom att strukturerade mätningar i områden där förhöjda halter uppmäts kan mätningen bli tillfredsställande. Om förhöjda halter registrerats kan ett förfinat rutnät genomsökas i det aktuella området. Handburna instrument säljs kommersiellt. Vid mätningar kan en GPS för samtidig positionsbestämning användas (Rapport SGC 203, 2009).

6.2.4 Laser

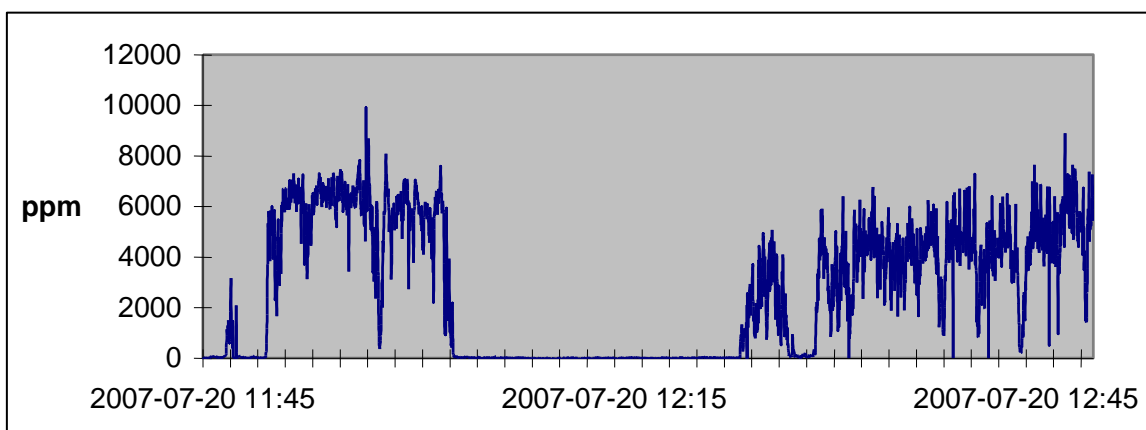
Handhållen lasermätning bygger på ett så kallat backscattersystem, som arbetar med en infraröd laser (1651 nm) där laserstrålen sänds ut och återreflekteras från en bakgrundsytta, och registrerar på så sätt den ackumulerade koncentrationen av metangas utmed laserstrålens strålgång. Gaskoncentrationen mäts i enheten $ppm/m \times m$ vilket innebär att lasern ger ett medelvärde av koncentrationen utmed den aktuella mätsträckan från lasern till bakgrundsytta och tillbaka (SGC Rapport 203, 2009).





Figur 6-9. Uppställning med laserinstrument för långtidsmätning (SGC Rapport 203, 2009).

Mätmetoden kan vara antingen läcksökning eller fast uppställd långtidsmätning (Figur 6-10). Läcksökning innebär att man aktivt söker läckagekällan genom horisontell skanning för att indikera förekomst av gasemissioner. Långtidsmätning utförs genom att instrumentet är stationärt riktat mot samma utsläppspunkt, till exempel en spricka i en sluttäckning, under en längre tid för att åskådliggöra tidsmässiga skillnader i metanflödet. I Figur 6-10 visas resultat av en långtidsmätning som sträckte sig över en timme, där tydliga variationerna i metanläckage illustreras.



Figur 6-10. Exempel på resultat från långtidsmätning med laser som visar variationer i gasemissionen med perioder med höga till inga ppm-värden vilket kan indikera variationer i metaproduktionen (SGC Rapport 203, 2009).

6.2.5 Spårgasmätningar

Spårgasmetoden TCT (Time Correlation Tracer) kombinerar FTIR spektroskopi (Fouriertransformerad infraröd absorptionspektroskopi) med en spårgas av känt flöde som släpps ut på bestämda platser. En känd mängd spårgas släpps ut och mäts tillsammans med metanhalten i plymen på läsidan av deponin. Vanligtvis används svavelhexafluorid eller lustgas vilka bägge är starka växthusgaser. Metoden, som ger ett mått på hela deponins utsläpp, kan störas av andra näraliggande källor och av ojämn vind. Metoden baserar sig på spårgasutsläpp från deponiytan i kombination med koncentrationsmätningar med god noggrannhet och tidsupplös-



ning på stort avstånd från deponin, i den emissionsplym som vind och emissioner ger. Spårgasutsläppet simulerar det läckande metanflödet från deponin och bygger på ett antagande att spårgasen sprids i plymen på samma sätt som metanet. Genom att mäta koncentrationen av metan respektive spårgas på stort avstånd i vindplymen från avfallsanläggningen kan metanemissionen bestämmas.

SAMMANFATTNING

- Mätmetoder för deponigas kan delas in i två typer; indirekta och direkta.
- Att observera missfärgningar på markytan eller iakttäta vegetationsdöd och att lukta sig till deponigas är det enklaste och kostnadseffektiva sättet att få en indikation på deponigasförekomst.
- Den vanligaste typen av mätning av metankoncentration i deponigas görs med en sluten statisk kammar.
- Resistivitetsmätningar är en indirekt metod för att indikera gasförekomst under mark.



7 Gasuttagssystem

I tidigare kapitel lades grunden för förståelsen för bl a vad deponigas är, vad som påverkar dess bildning, hur gasbildningspotentialen kan bestämmas och hur den kommer att utvecklas över tiden, etc. I föreliggande kapitel presenteras hur gasen från deponin kan omhändertas, dvs hur gasen praktiskt via t ex ett aktivt eller passivt gasuttagssystem kan samlas upp.

INNEHÅLL

- Etablering av gasuttagssystem
- Aktiva gasuttagssystem
- Passiva gasuttagssystem
- Skötsel och underhåll

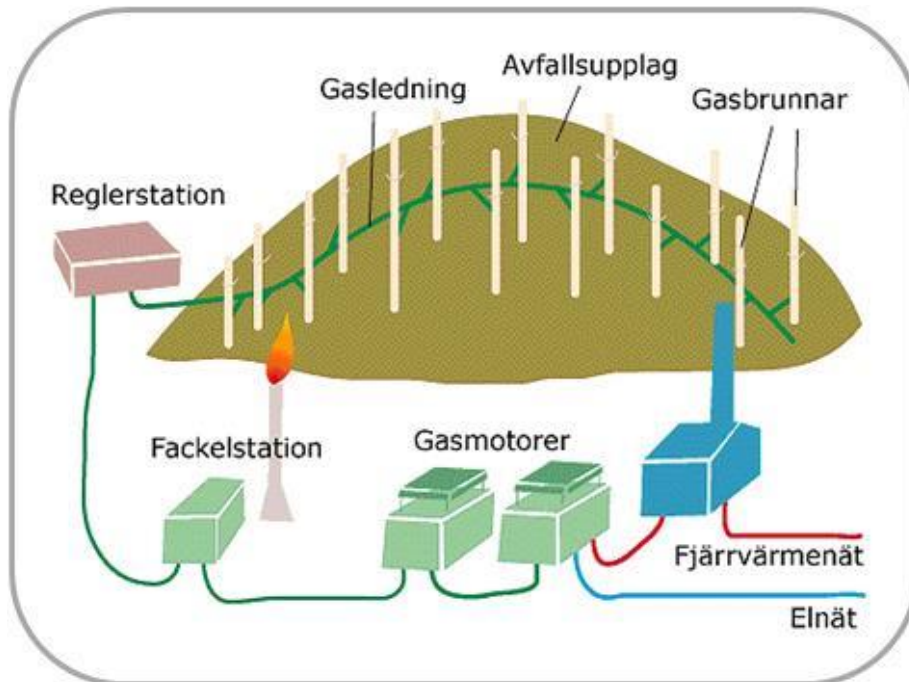
Vilket sätt som lämpar sig bäst för att ta ut deponigasen och hantera den på från respektive deponi föregås av ett antal beslut. Som exempel kan nämnas att ett investeringsbeslut kräver en bedömning om gasbildningspotentialen och en utredning som visar om deponins placering är tillräckligt gynnsamma för investeringen. Generellt finns det två huvudalternativ. Den ena syftar till att omhänderta/behandla gasen medan den andra avser att inte vidta några åtgärder. Den förra åtgärden kan i sin tur bestå av alternativen att utvinna gasen med hjälp av ett aktivt gasuttagssystem eller ett passivt gasuttagssystem som t ex ett metanoxiderande skikt. Ett aktivt gasuttagssystem används då energin i gasen avses utnyttjas främst för värme- och/eller elproduktion. Såväl de passiva som de aktiva systemen syftar, direkt eller indirekt, till att reducera deponigasens miljöpåverkan och säkerställa gassäkerheten inom och kring avfallsanläggningen/deponin.

7.1 Aktiva gasuttagssystem

Ett sätt att omhänderta deponigas som annars skulle ha läckt till atmosfären är att anlägga ett vertikalt eller ett horisontellt (eller en kombination av båda) gasuttagssystem i deponin. En anläggning för uttag av deponigas består av följande delar (exempelvis EPA, 2013; Environment Agency, 2004; RVF, 1996), vilket schematiskt illustreras i Figur 7-1:

- Uttagsanordning (vertikala gasbrunnar eller horisontella dräner)
- Ledningar (uttags- och samlingsledningar)
- Regleranordningar (reglerstation)
- Samlingsledningar
- Avvattningsanordning
- Fläkt-/kompressorstation
- Fackla





Figur 7-1. Illustration över system för deponigasutvinning (Serti, 2009).

I avsnitt 7.1.1-7.1.4 beskrivs de olika delarnas funktion och plats i systemet. Fackla presenteras dock i avsnitt 8.5.

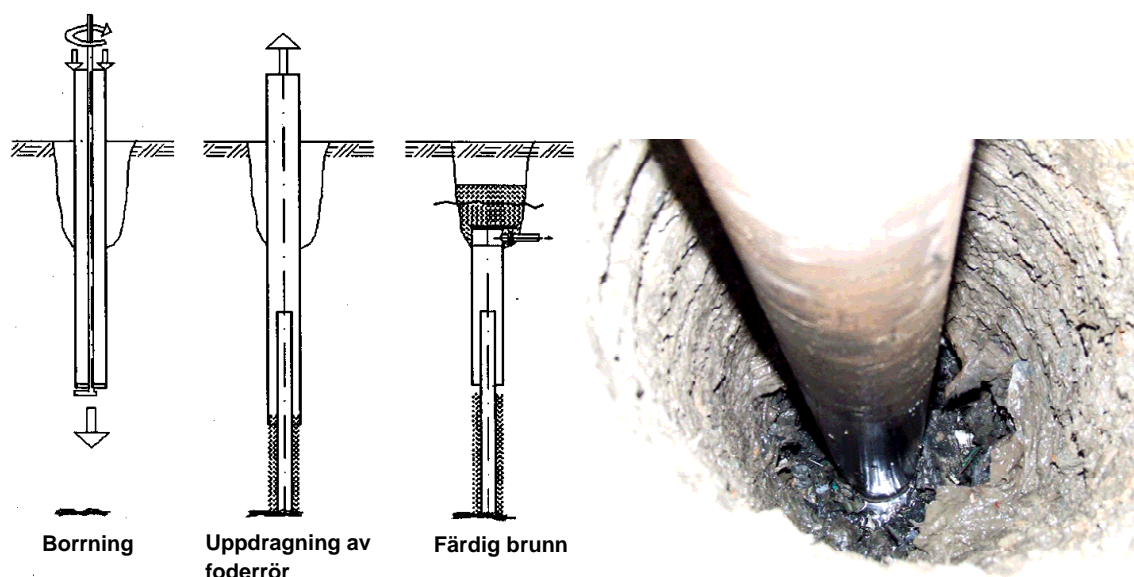
7.1.1 Uttagsanordning

Valet av gasuttagsanordningar står mellan vertikala gasbrunnar och horisontella dräner. Det finns även olika tekniker för att etablera vertikala gasbrunnar. I avsnitt 7.1.1 beskrivs vertikala borrarade och tryckta gasbrunnar och i avsnitt 7.1.2 presenteras horisontella gasdräner.

Vertikala borrarade och tryckta brunnar

Anläggande av sk borrarade gasbrunnar i en deponi sker stegvis (se högra bilden i Figur 7-2). Som ett första steg borrar själva hålet. Som nästa steg placeras det perforerade röret i hålet (se vänstra fotot i Figur 7-2). Som tredje steg fylls rörets utsida, dvs mellan röret och avfallet, med filtermaterial som kan bestå av rörgravsmaterial (sand och makadamliknande material av varierande kornstorlek). Det perforerade röret kan bestå av stålrör eller plaströr.





Figur 7-2. Vänster: Schematisk illustration av anläggande av borrhade gasbrunnar (Naturvårdsverket, 1993). Höger: Vertikalt stålrör i borrar avfall.

Det finns huvudsakligen tre olika tekniker för att borra i avfall; ODEX-, skruv- och kärnborrning. ODEX-borrning (se vänstra bilden i Figur 7-2 samt i Figur 7-3) är en väl etablerad teknik och det traditionella sättet att borra på. Metoden används även inom andra områden så som vid anläggande av grundvattenbrunn, och är kostnadseffektiv. Vid borrning djupare än ca 20 m kan det dock vara olämpligt pga att det kan bli svårt att få upp borrhöret.



Figur 7-3. ODEX-borrning i deponi (Serti, 2010, 2012).

Skrubborrning (se Figur 7-4) är mest vanligt förekommande tekniken utomlands men används även i Sverige i samband med installation av gasbrunnar. Skrubborrning lämpas sig bäst när avfallet är homogent. Vid kärnborrning (se Figur 7-4) används en skopa (liknar en tunna) med tändar som borrar sig ner i avfallet. När skopa fyllts med avfall lyfts den och avfallet skaks loss från skopan på deponiytan. Kärnborrning, liksom ODEX-borrning, lämpar sig väl för blandat avfall. Metodens svagheter är att den är kostnads- och tidskrävande.





Figur 7-4. Olika borrhörtekniken för etablering av vertikal gasbrunnar. Skruvborrning: övre höger och vänster samt nedre vänster. Kärnborrning: nedre höger. (Landfill Gas Management System & Landfill Gas-To-Energy Project, 2013).

Ett alternativ till att borra brunnar är att trycka ner dem i deponin. En stor fördel med denna metod är att ett hål i avfallet inte behöver förborras eftersom stålroren som kopplas ihop till gasbrunnar är spetsiga i den änden som trycks ned i avfallet.





Figur 7-5. 2-tums (5 cm) stålrör med spetsade ändar för att trycktas som vertikala gasbrunnar (Serti, 2010).

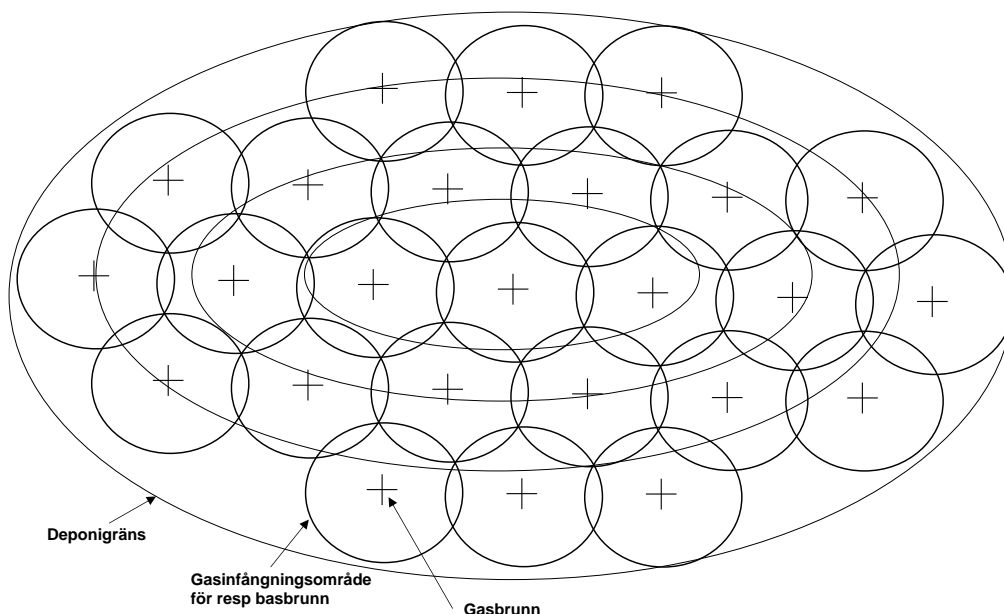
Rören trycks ned med hjälp av skopan på en grävmaskin. En fördel är att proceduren för att etablera en gasbrunn är kort. En risk med att trycka ner gasrören är att de fastnar på ett hårt material i deponin så som betong eller metall. Lösningen blir då att välja ett nytt ställe att etablera gasbrunnen på. Till skillnad från gasbrunnar anlagda mha ODEX-och/eller kärnborrning, som kan ha en diameter på flera decimeter (ibland upp till 60 cm) är de tryckta stålrörens diameter ca 2 tum (vilket är ca 5 cm).



Figur 7-6. Spetsade perforerade stålrör som tryck med grävmaskin ner i deponin (Serti, 2010).

Varje gasbrunn består av flera ihopkopplade rör där antalet rör bestäms beroende på deponins storlek, deponerat avfallsslag, hur mycket avfallet har packats och mäktighet på platsen. Vertikala brunnar anläggs vanligtvis när deponin nått sin fulla höjd. Detta innebär att de normalt inte driftsätts förrän avfallet deponerats färdigt. Vertikala brunnar har fördelen av att vara driftsäkrare än horisontella dräner (se avsnitt 0). När en deponi sluttäcks kan man välja att antingen täcka gasbrunnarna eller att ytterligare förlänga dem så att de går att nå från ytan.





Figur 7-7. Schematisk situationsplan för gasbrunnar (notera att brunnarna läggs i linje så att gasledningarna från flera gasbrunnar kan läggas i samma dikesschakt) (Serti, 2013).

TIPS

Dokumentera placeringen av gasbrunnarna. En deponi rör på sig även efter det att deponeringen avslutats vilket gör att etablerade gasbrunnar kan förflyttas både i sid och höjddled.

Gasbrunnar placerade i utkanten av deponin ger mindre deponigas. Detta beror troligtvis på att syre sugas in i deponin via slänterna och motverkar den anaeroba metanbildningen. Ett sätt att motverka detta är att täcka slänterna.

Infångningsradien av gas för respektive gasbrunn är 20-30 m vilket betyder att avståndet mellan brunnarna (från brunn till brunn) är ca 50 m.

Perforering i gasbrunnarna bör starta någon meter under deponiytan för att inte riskera suga in luft från atmosfären samt sluta minst en meter från deponibotten för att reducera risken för att suga in lakvatten som står på deponibotten. Detta innebär att i de upplagsområden som vertikala gasbrunnar anläggs bör ha en mäktighet av minst 4 m. Tätning, företrädesvis med bentonitsand eller lera, bör också ske mellan röret övre del och avfallet för att reducera insugning av luft.

Tryckta brunnar bör spolas innan de tas i drift.

Om deponering av avfall sker över vertikala gasbrunnar försvåras möjligheten att komma åt dem ifall de kräver underhåll.

Om en gasbrunn ger lägre metanhalt och/eller gasflöde kan en lösning vara att tillfälligt stänga ner den tills nedbrytningen i deponin kommit igång igen. Slutar en gasbrunn helt att fungera är en lösning att anlägga en ny brunn.

Horisontella dräner

Horisontella dräner anläggs samtidigt som deponin är i drift, dvs samtidigt som avfall fortfarande deponeras i upplaget. Detta betyder att rören läggs horisontellt över avfallet varefter fortsatt deponering sker över dränerna för att efter ytterligare



en tid lägga nya dräner högre upp. I Sverige är det ovanligt att anlägga horisontella gasdräner i avslutade deponier men utomland är det ett vanligt förfarande. En nackdel med horisontella dräner är att om och när de förlorar sin funktion, t ex pga att de klämts ihop, är de att betrakta som förlorade ty man bör i möjligaste mån undvika att schakta i deponi. Schakt i deponin medför att avfallet exponeras för syre vilket i sin tur hämmar den anaeroba nedbrytningen (deponigasbildning) samt att föroreningars mobilitet, pga oxidation, kan öka kraftigt. En gasdrän som förlorat sin funktion brukar generellt ersättas/kompletteras med borrade vertikala gasbrunnar. Centrumavståndet, dvs det horisontella avståndet, mellan gasdräner är 15-25 m.



Figur 7-8. Horisontella gasdräner (Referens till vänstra bilden: NSR Helsingborg. Referens till högra bilden: Townsend, 2007).

Omhändertagande av deponigas via dräner bör ske först när minst ca tre meter avfall har lagts på dem, annars finns det en risk att luft sugas in i dränerna. En svaghet med horisontella gasdräner är att lakvatten har en tendens att samlas i dem samt att de kläms ihop pga ovanliggande tryck eller går sönder pga differentiella sättningar i deponin. Gasdräner är komplement till vertikala gasbrunnar och har med fördel använts i sk bio-celler innehållande utsorterat och ibland förbehandlat biologisk nedbrytbart avfall.

7.1.2 Uttagsledning

Gasuttagsledning är de ledningar som förbinder gasbrunnarna med regleranordningarna. Varje gasbrunn förses med en enskild uttagsledning, sk "muff" (Figur 7-9).





Figur 7-9. Gasbrunn med inkopplad uttagsledning (Biogas Systems AB, 2013).

Ledningarna grävs ned i avfallet, i förekommande fall med rörgravsmaterial kring dem, oftast läggs i gemensamma ledningsstråk, eller diken (Figur 7-10). Genom att vertikala gasbrunnar anläggs utmed en gemensam linje, (se även Figur 7-7), underlättas placeringen av flertal uttagsledning i samma ledningsstråk/-dike. Med anledning av att gasledningar är flexibla kan det inte utseslutats att de kan klämmas ihop vilket i sin tur kan påverka gasuttaget ur deponin negativt.



Figur 7-10. Gasuttagsledningar i gemensamma ledningsstråk/-dike (Biogas Systems AB, 2013).



TIPS

När gasbrunnar ansluts till gasledningar är det viktigt att lägga en ring av gasledning intill gasbrunnen för att parera för rörelser i deponin. Genom att det finns extra gasledning intill gasbrunnen kan avfallet i deponin röra sig utan att kopplingen dras ur gasbrunnen.

7.1.3 Reglerstation

Varje ledning från respektive gasbrunn är ansluten till en reglerventil för styrning av gasuttaget från brunnen. Samtliga ventiler är placerade i en reglerstation. Detta är att föredra då varje brunn är individuell och kommer att ge olika gasmängder och gaskvalitéer. Genom intrimning av systemet med avseende på metanhalt, gasflöde och undertryck kan gasutvinningen optimeras.



Figur 7-11. Urval av reglerstationer (Övre vänster: Lilla Nyby i Eskilstuna (Serti, 2010). Övre vänster: Filborna i Helsingborg (Rosqvist, 2013) och regulatorer, insidan av en reglerstation (Nedre vänster: Vafab i Västerås. Nedre höger: Tveta i Södertälje. (Serti, 2012, 2003).

I äldre gasuttagssystem är det inte ovanligt att ett flertal gasbrunnar är kopplade till en gemensam samlingsledning där reglering också sker manuellt i sk reglerbrunnar (se Figur 7-12).





Figur 7-12. Illustration av reglerbrunnar (Höger och mitten: Lilla Nyby i Eskilstuna (Eskilstuna Energi och Miljö AB, 2005). Vänster: Szczecin i Polen (Serti, 2010)).

Ett alternativ till manuell reglering av ventilerna är automatisk reglering. Valet mellan manuell eller automatisk reglering beror bla på val av redundans, antal brunnar, personaltillgång, kunskap, säkerhetsaspekter, uppföljning, avsättning för gasen, etc. Automatiskt övervakningssystem (Figur 7-13) ger en samlad och detaljerad bild över deponigasläggningens produktion och status. Med tanke på att systemet kan logga flöden, metanhalter mm kontinuerligt erhålls bättre information än när loggning sker manuellt t ex varje vecka, månad eller kvartal. Detta besparar verksamhetsutövaren resurser och tid men riskerar samtidigt att viktig kunskap kring regleringen går förlorad. Det senare är naturligtvis en nackdel men skall ses i ljuset av att ett automatiskt övervakningssystem inte kräver specifik kompetens när det gäller reglering/styrning. Emellertid kan automatisk styrning medföra säkerhetsrisker eftersom kompetensen hos personal som sköter och ansvarar för anläggningen försämras. Samtidigt kan också systemet betraktas som säkerhetshöjande i och med att personal inte behöver "klättra" ner i gamla betongsbrunnar. Antalet gasbrunnar är en viktig faktor att beaktas vid val av system då det tar längre tid för en person att manuellt reglera ju fler brunnarna är. Möjligheten att kombinera manuella och automatiska styrning finns också. Analysen kan ske automatiskt medan justeringen kan ske manuellt. Som det inledningsvis nämndes i detta kapitel är en grundläggande fråga vid val av system vad syftet med uttagssystemet är. Om syftet med ett uttagssystem är att minska emissionerna och öka gassäkerheten kan ett automatiskt system starkt ifrågasättas.



Figur 7-13. Illustration av automatiska övervakningssystem för deponigas (Höger: Lilla Ny by i Eskilstuna (Serti, 2013). Vänster: Vafab i Västerås (Serti, 2012)).



En samlingsledning förbinder reglerstationen och fläkt-/kompressorstation. Denna ledning förläggs med fall till en lågpunkt där kondenserad vattenånga avskiljs och uppsamlas. I ledningarna sker en avkyllning av gasen och vatten kondenserar. Gasen som sugs ur en deponi har en temperatur på 15-30°C och är vanligtvis vattenmättad (Rvf, 1991; Naturvårdsverket, 1993). Kondensatvattnet samlas upp i sk kondensatfällor som i princip består av tankar som placeras i lågpunkter på ledningarna.



Figur 7-14. Urval av Kondensatbrunnar (Övre vänster och höger: Lilla Nyby i Eskilstuna (Eskilstuna Energi och Miljö AB, 2005)). Nedre vänster: Filborna i Helsingborg (Rosqvist, 2013). Nedre höger: Högbytorp i Upplands-Bro (Serti, 2005)),

Om inte kondensatvattnet avleds uppstår vattenansamlingar, så kallade vattenlås, i ledningarna vilket minskar möjligheten att suga ut gas från upplaget. För att minska fukthalten i själva deponigasen kan man även använda ett avfuktningfilter.

TIPS

När en deponi rör på sig kan gasledningarna formas till s k "svanhalsar". I dessa förvridna ledningar är risken stor att vatten blir stående och försvårar eller förhindrar gastransport. En lösning är att blåsa luft i ledningarna. Dock innebär detta att syre förs in i avfallet, vilket kan påverka gasproduktionen.



7.1.4 Fläkt-/kompressorstation

Från samlingsledningen leds gasen vidare till en fläktstation, som ibland kallas pump- eller kompressorstation (se Figur 7-15). Detta är den centrala delen i gasutvinningsanläggningen i vilken det undertryck som erfordras för utsugning av gasen från deponin och det övertryck som behövs för överföring av gasen till extern användning alstras. Skulle det vara för lite undertryck tenderar deponigas att läcka ut till omgivningen. Skulle det däremot vara för kraftigt undertryck i rören är risken överhängande att luft sugas in i deponin och metangasproduktionen avtar och övergår till koldioxidproduktion. Därför är det viktigt att varje anläggning trimmas in utifrån sina specifika förhållanden och förutsättningar.



Figur 7-15. Pump-/kompressorstation (Vänster: Lilla Nyby i Eskilstuna (Serti, 2008). Höger: Vafab i Västerås, 2012)). Notera de inkapslade/ljudisolerade kompressorerna i det högra fotot.

Hur mycket gas, uttryckt i procent av den producerade, som kan samlas upp beror på ambitionsnivån. Om det finns möjligheter för avsättning av gasen är naturligtvis ambitionen att omhänderta 100%. Trots att uttagssystemet avser att täcka hela deponin är det inte ovanligt att det uppstår sk "döda zoner" dit uttagssystemet inte når (se tex Figur 7-7). Inte sällan uppstår det situationer där försök till optimering (framför allt manuell sådan) av uttagssystemet vid deponin kanter/slänter resulterar i att luft från omgivningen också sugas in i deponin vilket medför lägre deponigasproduktion. Om 80% av gasen lyckas samlas in får det anses som högst tillfredsställande. Som en tumregel används en infångningsgrad på 60-80% vid ett välfungerande system men verkligheten på deponier med äldre uttagssystem kan vara betydligt lägre. Här är det dock viktigt att veta hur mycket 100% motsvara i deponigasproduktion samt hur det resultat erhöles. Baseras siffran på provpumpning (se även kapitel 0) som i sin tur baseras på ett fåtal gasbrunnar varefter en extrapolering för hela deponin gjordes eller baseras siffran på en teoretisk beräkning eller en kombination av bägge dessa ansatser? Oavsett vilken ansats som används är det viktigt att vara medveten om osäkerheten i erhållna resultat. Risken är annars att man tror att ens insamlingsgrad är mycket låg (fast den verkligheten är hög) eller att man invaggas i en falsk säkerhet att ens insamlingsgrad är nära 100% (eftersom det som samlas in överensstämmer med det beräknade värdet).

Alternativ för avsättning av utvunnen gas presenteras och diskuteras i kapitel 8.



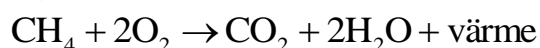
7.2 Passiva system – metanoxiderande skikt

Metanoxidation är ingen ny företeelse utan förekommer naturligt och antropogent på olika platser i naturen. Naturlig metanoxidation sker t ex i sjösediment, träsk, våtmarker och jordar och antropogent i läckande naturgassystem, vattentäckta risfält och på ytan av avfallsdeponier. I över 40 år har det varit känt att bakterier kan oxidera metan (Davies och Whittenbury, 1970).

Litteraturen och erfarenheterna från utlandet inom detta område är omfattande, främst vetenskapliga publikationer men det finns även handböcker inom området. Föreliggande handbok gör inte anspråk på att vara heltäckande men som exempel kan det nämnas att i december 2008 publicerade Österreichische Verein für Altlastenmanagement (Austrian Association for Management of Contaminated Sites) dokumentet "Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten" (Technical Guideline for Biocovers). Guidline'en utarbetades av en arbetsgrupp bestående av forskare, ingenjörer, verksamhetsutövare och myndighetsrepresentanter och innehåller bl a erfarenheter från fullskalaförsök av metanoxiderande täckskikt på deponier, val av material i skiktet, utformning av skiktet, etc. Ett annat exempel är att The Department of Environment, Climate Change and Water NSW (DECCW) i Sydney, Australien, publicerade år 2010 en handbok kring hur ett metanoxiderande täckskikt bör utformas, anläggas, underhållas, etc. (NSW Government, 2010).

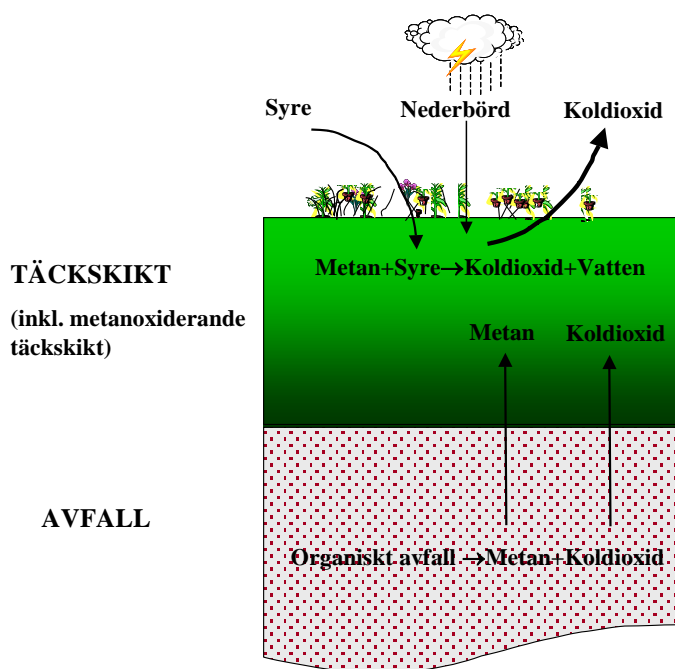
Det finns inte så stor erfarenhet av anlagda/installerade fullskaliga passivsystem i Sverige men det är vanligare i bl a Danmark, Tyskland, Österrike, Schweiz, m fl. Ett urval av svenska erfarenheter är Börjessons rapport (1997), i vilken ett metanoxiderande täckskikt bestående av gammalt avloppsslam på en cell inom Högbytorp och Hagby undersöktes och metanoxidationsanläggningen på deponin inom Nolängen avfallsanläggning (som arrenderas av Ragn-Sells AB) i Bengtsfors (AvfallSverige.se, 2013a). Allt eftersom deponiernas gasproduktion minskar och det inte längre är ekonomiskt försvarbart att omhänderta deponigasen så förutspås passiva system bli allt mer intressanta i Sverige också.

Om gasbildningspotentialen och deponins placering bedöms för låg respektive avlägsen för ett aktivt gasuttagssystem kan ett sk metanoxiderande täckskikt användas som en behandlingsteknik. Generellt gäller att behovet av ett metanoxiderande täckskikt finns på alla avfallsupplag där det finns potential för metangasbildning. Tekniken bygger på att metanemissioner från deponier reduceras i täckskiktet genom att metan oxideras till koldioxid och vatten enligt Formel 7-1 (se även Figur 7-16):



Formel 7-1





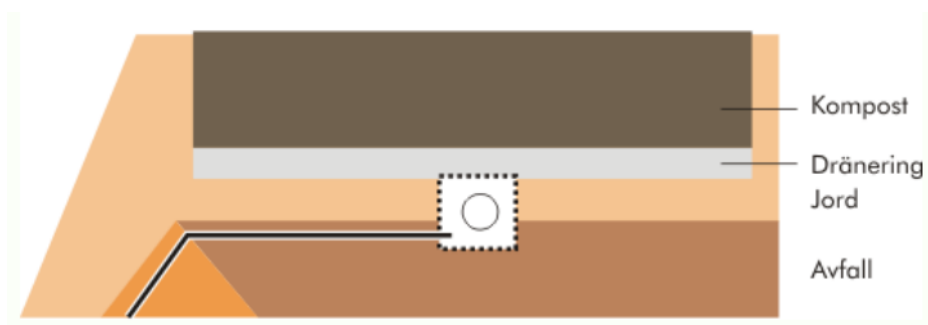
Figur 7-16. Illustration av metanoxidation i täckskikt.

Det metanoxiderande skiktet kan byggas upp kring en stabil matris som utgör skiktets grundstomme och kompletteras sedan med andra material. En grov mineraljord så som grov sand och grus är en bra bas för att bygga upp täckskiktet och för utvecklingen av bakteriepopulationen i skiktet. Det grövre materialet sprider också ut gasen över hela skiktet. Hastigheten för metanoxidation gynnas även av ett material med ett högt organiskt innehåll, där en hög halt av organiskt innehåll fungerar som bärare för mikroorganismer. Det är viktigt att materialet har en vattenhållande kapacitet så att metan kan lösas i vattnet så att bakterierna kan tillgodogöra sig metan varefter oxidationsprocessen kan ske. Många kompostmaterial (matjord, komposterat avloppsslam) är ett lämpligt material. Täckskiktet bör ha en tjocklek av ca en meter för att säkerställa plats för oxidationszonens utbredning.

Det har uppskattats att storleken på metanoxidation i täckskikt, som har beaktats men inte konstruerats optimalt med hänsyn till metanreduktion, på avfallsupplag är ca 10-30% av det totala metangasflödet. Täckskiktet bör utformas utifrån de specifika förhållanden som råder vid deponin. För att uppnå maximal metanoxidation ska hänsyn tas till främst materialens sammansättning och omgivningens egenskaper. Notera att metoden inte kräver någon processteknisk utrustning eller sekundär behandling av gasen då gasen behandlas naturligt och lokalt i täckskiktet. Denna teknik kan användas separat för behandling av metan eller som komplement till ett gasuttagssystem. Ett metanoxiderande skikt kan även anläggas på såväl en icke-sluttäckt som sluttäckt deponi då det finns ett flertal olika tekniker för att få ut gasen genom ett täckskikt. Ett exempel på detta illustreras i Figur 7-17. Detta sätt att anlägga metanoxiderande skikt kallas för Bio-window (fritt översatt blir det biofönster) vilket innebär att ett antal Bio-windows placeras på deponiytan genom vilka gas leds och metan oxideras. Arean för resp Bio-window beror bl.a. på gasproduktionen och varierar från storleksordning tiotal kvadratmeter till ett par hundra kvadratmeter. Det är inte ovanligt att den sammanlagda ytan för det meta-



noxiderande skiktet är en fjärdedel till halva deponiytan. Metanoxidationsskiktet på deponin inom Nolängen avfallsanläggning uppgår till en tredjedel av deponiytan. Centrumavståndet mellan de vertikala schaktbrunnarna för gas är 100 m och respektive schaktbrunn är ca 3 meter djup (ca 120 m³) och ligger under ett tätskikt bestående av LLPDE-duk (AvfallSverige.se, 2013a).



Figur 7-17. Illustration Bio-window (AvfallSverig, 2013b).

Även på deponin inom Klintholms avfallsanläggningen, som drivs av det kommunala avfallsbolaget Klintholm I/S, användes Bio-windows (AvfallSverige 2113b). Antal och yta på Bio-window är 10 st respektive 30x14 m (450 m²) per st, totalt motsvarande 11% av den totala deponiytan på ca 4 ha. Det metanoxiderade skiktet byggdes i samband med att deponin sluttäcktes år 2008–2009.

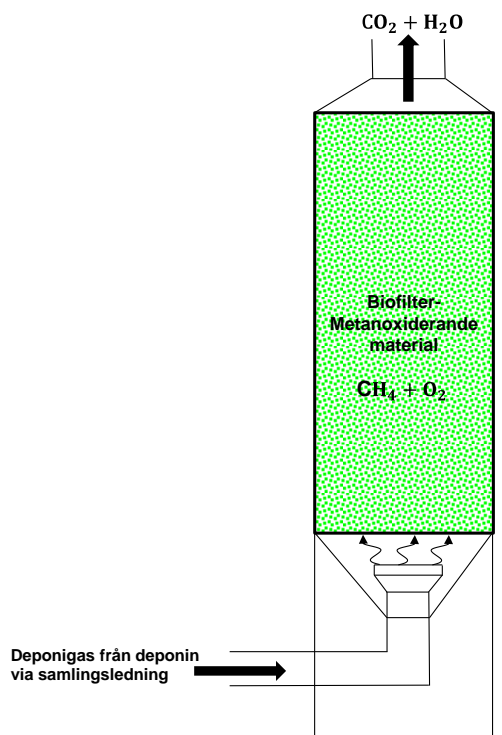
Som ett alternativ kan också det metanoxiderande skiktet koncentreras till enbart en plats på deponin och behöver således inte spridas över flera Bio-windows. Om deponin inte är täckt med ett tätskikt kan också oxidationsfiltret läggas över hela deponiytan (se Figur 7-18).



Figur 7-18. Vänster: metanoxiderande skikt koncentrerat till ett område på deponin (Serti, 2013). Höger: utläggning av metanoxiderade skikt bestående av kompost över en hel deponi som saknar tätskikt (UN, 2011).

Det metanoxiderande skiktet behöver inte nödvändigtvis placeras på deponin. Ett alternativ till detta är att placera det metanoxiderande skiktet i en silo genom vilken deponigasen tillåts transporteras (Figur 7-19). Deponigasen i sin tur kan samlas upp via uttagsledningar om kopplas till en samlingsledning. Samlingsledningen kopplas till silon. Denna ansats är att fördröja om det tex redan finns ett aktivt gasuttagssystem installerat men som avses tas ur drift pga att det inte längre är ekonomiskt lönsamt.





Figur 7-19. Metanoxiderande skikt förlagt i en silo (Serti, 2013).

TIPS

Om metanoxidation ska användas som komplement till ett aktivt gasuttagssystem kan gasbrunnarna t ex täckas med kompostmaterial.

7.3 Skötsel och underhåll

När ett aktivt gasuttagssystem etableras ska leverantören av systemet tillhandahålla verksamhetsutövaren drift- och skötselinstruktioner för den specifika anläggningen. Det är av största vikt att dessa skötselråd införs i rutinerna eftersom ett eftersatt underhåll kan orsaka nedsatt funktion hos gasuttagssystemet. Att kontrollera statusen på gasuttagssystemet kontinuerligt för att se gasens kvalitet och flöde ger bra kunskap dels om systemet och dels om deponin. Fel på gasuttagssystemet kan identifieras tidigare genom att verksamhetsutövaren har kunskap om vilka värden som bör förväntas. På verksamhetssidan är det föreståndaren för hantering av brandfarlig vara som ska verka för att hanteringen av gas sker säkert och uppfyller kraven i lagstiftningen (se även kapitel 210). En anläggning får tas i drift efter det att myndighetens representant(er) besökt anläggningen vid en sk avsyning. Det är värt att poängtera att drift- och skötselinstruktionerna från leverantören inte ersätter gällande regelverk som verksamhetsutövaren har att förhåll sig till. Aspekter kring juridik och regelverk presenteras i kapitel 2.

Gasuttagssystem är konstruerade för en viss last och därför är det viktigt att följa riktlinjer om vad som kan göras på en deponi. Exempel på aktiviteter som kan skada ett gasuttagssystem är framförelse av tunga fordon och tillfälligt placerade högar av avfall eller andra massor.



Gasbrunnar och gasledningar som täckts av avfall eller täckskikt är svåra att hantera och reparera. I många fall rekommenderas därför att nya brunnar etableras.

SAMMANFATTNING

- Gasuttagssystemen delas upp i aktiva och passiva. Ett aktivt gasuttagssystem används då man vill omhänderta och behandla gasen. Ett passivt gasuttagssystem används för att minska den negativa miljöpåverkan.
- Ett aktivt gasuttagssystem består av uttagsanordning (vertikala gasbrunnar och/eller horisontella dräner), uttagsledningar (gasledningar), regleranordningar (reglerstation), samlingsledningar, avvattningsanordning och en fläkt- eller kompressorstation
- Det går att välja antingen manuellt eller automatiskt regler och/eller övervakningssystem.
- Ett passivt gasuttagssystem är t ex ett metanoxiderande skikt. Genom att t ex täcka deponin med kompostliknande material oxideras metangasen till koldioxid och vatten.
- Ett gasuttagssystem ska alltid ha instruktioner för den specifika anläggningen. Detta tillhandahåller leverantören av systemet.



8 Omhändertagande av utvunnen deponigas

Om och när en verksamhetsutövare bestämt sig för att omhänderta deponigasen genom att installera ett aktivt gasuttagssystem följer nu frågan "Vad ska man göra med den utvunna deponigasen?".

INNEHÅLL

- Deponigas till värmeproduktion
- Deponigas till elproduktion
- Deponigas som drivmedel för fordon
- Fackling av deponigas

Det finns två huvudsakliga sätt att utnyttja den utvunna gasens energiinnehåll, som värme eller el. Ett tredje alternativ kan vara att tillverka fordonsgas av deponigas, men det finns endast ett fåtal anläggningar runt om i världen och än så länge inte någon anläggningar i Sverige. Om man inte kan utnyttja energin i deponigasen återstår endast fackling som ett alternativ att omhänderta den uppsamlade deponigasen, se Figur 8-1.



Figur 8-1. Alternativ för omhändertagande av uppsamlad deponigas.

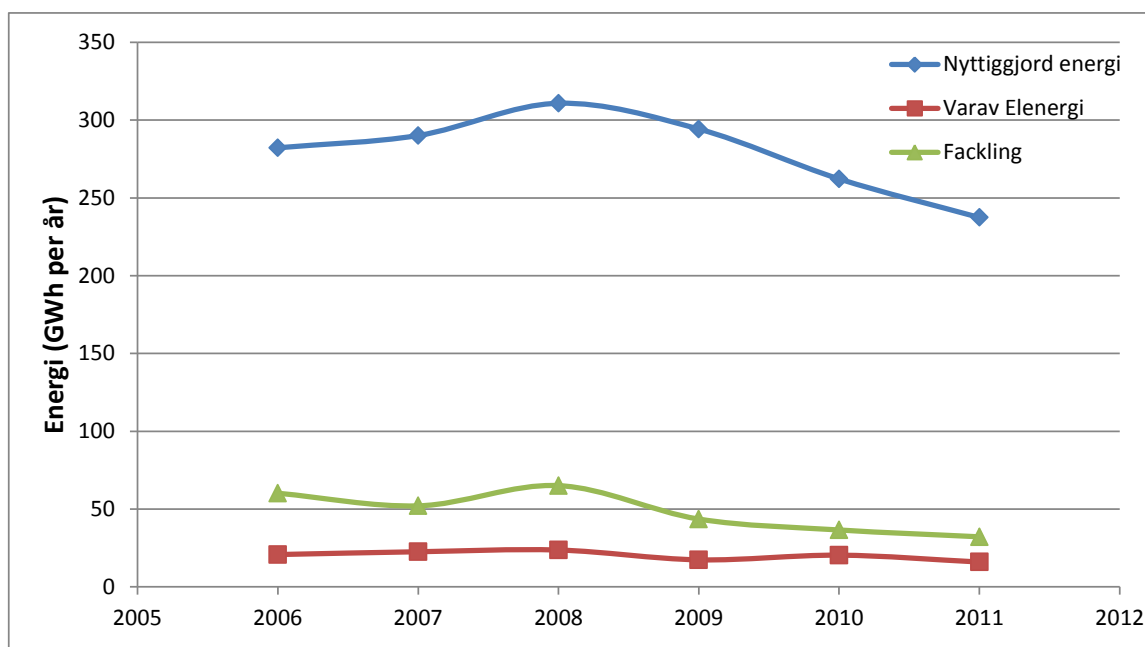
Det alternativ som passar bäst för varje specifik deponi beror på flera faktorer. Om det finns avsättning för gasen inom området där deponin finns så är uppvärmning ofta ett enkelt alternativ. Samma sak gäller om man kan leverera värme till det lokala fjärrvärmenätet. Elproduktion är också välbeprövat, men har haft och har i nuläget sämre tekniska och ekonomiska förutsättningar än värmeproduktion. Ny teknologi är under utveckling och under senare tid har en demonstrationsanläggning för produktion av el och värme med hjälp av en stirlingmotor etablerats på Rönneholmanläggningen i Eslöv (MERAB). Internationellt sker det ett omfattande utvecklingsarbete för att möjliggöra uppgradering av deponigas till fordonsbränsle. I Sverige har man ännu inte lyckats utveckla tekniken så att en investering kan bli lönsam. Att fackla gasen innebär att man minskar deponigasens bidrag som växt-husgas genom att metan förbränns och koldioxid bildas.



8.1 Avsättning av deponigas i Sverige

Under senare år har energiutvinning av deponigas klingat från ett toppvärde 2008 på över 310 GWh per år till ett värde under 240 GWh per år 2011 (Avfall Sverige 2012). För närvarande samlas deponigas upp på minst 57 deponier i Sverige. På 12 av dessa deponier produceras el och på 11 stycken facklas deponigasen utan energiutvinning (Flyhammar, 2013). I Figur 8-2 illustreras hur energiutvinningen av deponigas har förändrats under åren 2006 till 2011.

Av Figur 8-2 framgår det att endast en liten del av deponigasen utvinns som elenergi, mellan cirka 16 och 24 GWh per år, vilket motsvarar 6 till 8 procent av den nyttiggjorda energin. Följaktligen kan det konstateras att över 90 procent av den utvunna energin ur deponigas används för värmeproduktion. Den energimängd som facklas har halverats, från cirka 60 GWh/år 2006 till drygt 30 GWh/år 2011, vilket innebär att andelen facklad gas har minskat från cirka 17 procent till cirka 12 procent av den totalt omhändertagna deponigasen under perioden.



Figur 8-2. Energiutvinning ur deponigas åren 2006 till 2011 (Svensk Avfallshantering 2012, Avfall Sverige).

8.2 Värmeproduktion

Förutsättningar för att producera värme av deponigas beror till viss del på deponins placering. Är deponin lokaliserad i anslutning till en anläggning kan gasen utnyttjas genom att försörja de byggnader som finns på anläggningen. Detta är en relativ enkel och kostnadseffektiv metod att utnyttja gasen på. Den viktigaste förutsättningen är att användaren finns inom ett rimligt avstånd och att gasutnyttjandet är jämnt över större delen av året.

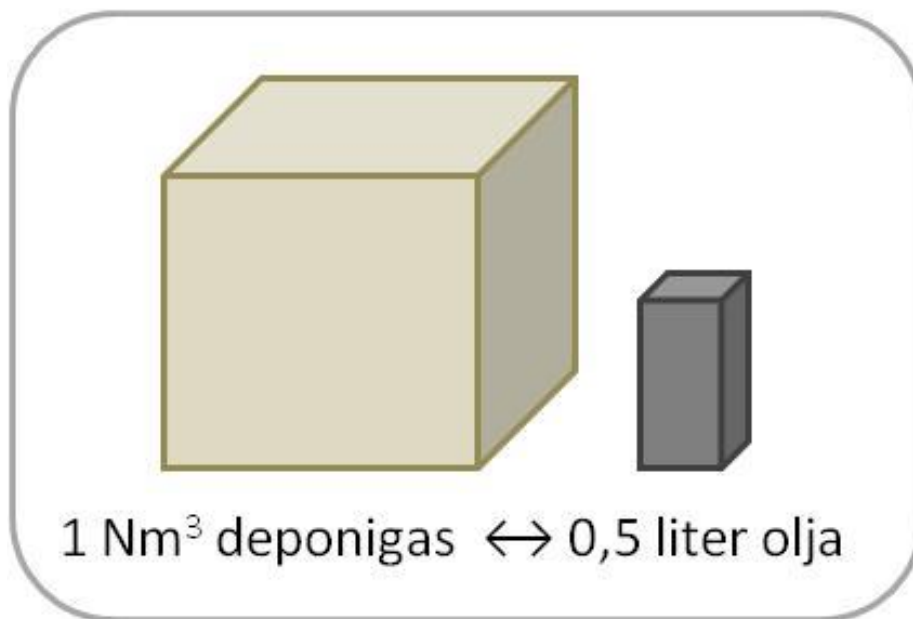
TIPS

Har man överskott av värme eller inte kan leverera till fjärrvärmenätet kan ett alternativ vara att värma upp deponins lakvattendamm.



Deponigasen kan även producera värme som levereras till det fjärrvärmenät som finns utbyggt i stora delar av Sverige. Vid leverans till fjärrvärmenätet är det naturligtvis deponins placering i förhållande till nätet som styr om det är ett intressant alternativ. Värmeenergin produceras i en konventionell panna, oftast en ombyggd oljepanna, med gasbrännare.

Energiinnehållet i deponigas beror på halten metan. I normalfallet ligger energiinnehållet på 4,5-5,5 kWh/Nm³. Detta innebär att energimängden i 1 Nm³ deponigas motsvarar 0,5 liter eldningsolja (Figur 8-3).



Figur 8-3. Översättning mellan deponigas och olja.

8.3 Elproduktion

Vid en lokalisering långt från potentiella värmeanvändare framstår alternativet med produktion av elektricitet som användbart. Elen produceras med en gasturbin, en elmotor, eller med en Stirlingmotor. Emellertid bör det påpekas att hittills har elproduktion med deponigas i många fall inte varit ekonomiskt lönsamt i Sverige. I ett framtidsscenario med stigande elpriser kan det dock inte uteslutas att elproduktion från deponigas kan bli lönsamt.

8.3.1 Kombinerad el- och värmeproduktion – Ny teknik med Stirlingmotor

Stirlingmotorn kan användas för värme- och elproduktion även om metanhalten i deponigasen är låg, ner till så låga nivåer som under 30 procent. Det är dock svårt att få ekonomi i en investering. Den enda existerande anläggningen i Sverige etablerades under 2012 på Rönneholmsanläggningen i Eslöv (MERAB) med hjälp av statligt stöd för att möjliggöra investeringen. De två stirlingmotorerna hos MERAB (Figur 8-4) har en effekt på 9 kW vardera och levererar 120 MWh el per år.

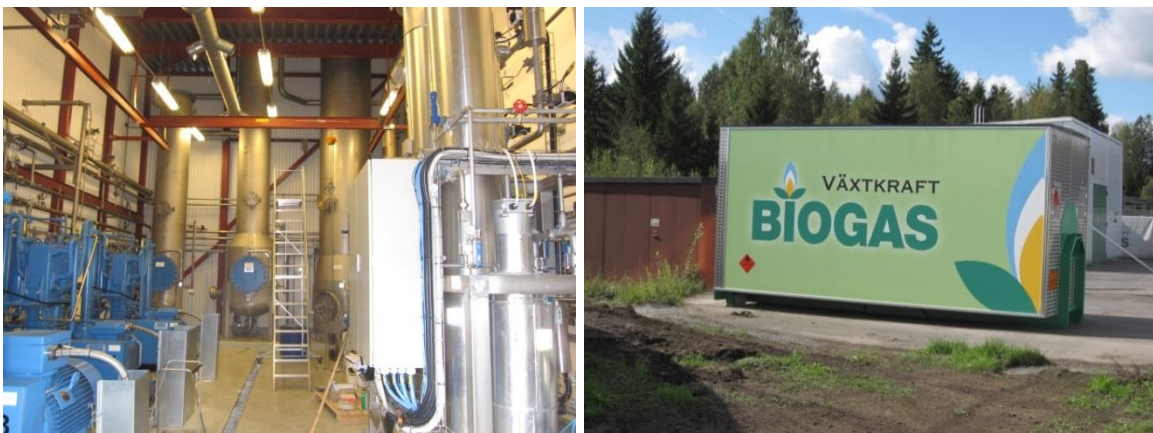




Figur 8-4 .Stirlingmotorer på Rönneholmsanläggningen (MERAB 2012).

8.4 Fordonsbränsle

Under förutsättning att upplaget är av sådan omfattning att gas kan framställas i stor mängd finns, som ett alternativ, uppgradering av deponigas till fordonsbränsle (Figur 8-5), det vill säga till samma kvalitet som naturgas. Detta kräver en rening av gasen till nästan 100 % metan, på samma sätt som rötad biogas renas. I detta fall kan den uppgraderade gasen användas direkt som fordonsbränsle eller levereras till det naturgasnät som finns etablerat i vissa delar i landet. Ett alternativt distributionssystem för uppgraderad gas är frakt med lastbil till tankställen för naturgas/biogas (Figur 8-5).



Figur 8-5. Uppgraderingsanläggning för rötgas till fordonsgaskvalitet (till vänster) och s k lastväxlarflak för transport av fordonsgas (till höger) (Serti, 2011).



Vid uppgradering avfuktas deponigasen, renas från icke önskvärda kolväten och slutligen tvättas koldioxidinnehållet ur. Den återstående metangasen komprimeras, odöriseras och kan sedan matas in i naturgasnätet. Dessa anläggningar är kapitalkrävande och bör arbeta med stora gasmängder för att kunna bli lönsamma. I rapport SGC 214 (2010) finns en genomgång av befintliga tekniker för uppgradering av deponigas till naturgaskvalitet.

8.5 Fackling

Ett fjärde alternativ är att den utvunna gasen enbart förbränns i en gasfackla för att minska den negativa miljöpåverkan från upplaget. Vid fackling utvinns visserligen ingen energi, men utsläppen av metan minskar eftersom metanet förbränns till koldioxid och vatten. Detta alternativ är motiverat när det inte finns någon avsättning för energin i gasen.

I de flesta fall har deponier med energiutvinning även en fackla för att ta hand om deponigasen under de perioder då energiproduktionen av någon anledning står stilla. I Figur 8-6 visas några olika typer av facklor.



Figur 8-6. Olika typer av facklor (Vänster: Gryta, Västerås. Mitt: Högbytorp, Upplands-Bro. Vänster: Tveta, Södertälje) (Serti, 2012, 2005, 2003).

8.5.1 Miljö- och hälsorisker på grund av fackling

Förutom huvudkomponenterna metan och koldioxid innehåller deponigas även kvävgas och ett stort antal organiska spårämnen (så som svavel-, klor- och fluorföreningar) i varierande koncentrationer beroende bl a på vilka avfallsslag som har deponerats. Gasen kan också innehålla metaller så som bly, kadmium, kvicksilver och zink. Vid förbränning av deponigas i en gasfackla kan det bildas aldehyder (t ex formaldehyd). Dessa bildas på grund av ofullständig förbränning eller i de kalla partierna i flammen (<700°C). Det finns också ett antal mekanismer som kan gynna den potentiella bildningen av dioxiner och furaner i facklan. Några av fak-



torerna är till exempel kombinationen av låg turbulens, temperatur och syretillförelse. Dessa parametrar kan också gynna bildningen av polycykliska/aromatiska kolväten (PAH). Dessa ogynnsamma förhållanden kan uppstå i en öppen flammas periferi. Andra gaser som bildas vid förbränning är NO_x och CO. Även cancerogena föreningar så som bensen och vinylklorid existerar i rökgaser från flammans. Emellertid ligger emissionerna för cancerframkallande ämnen under gränsvärden rekommenderade av WHO (dvs Världshälsoorganisationen). I Tabell 8-1 presenteras ett antal problem som kan uppstå lokalt, regionalt och globalt vid förbränning av deponigas (Eden, 1993; Frost, 1997; Stoddart et al., 1997).

Tabell 8-1. Hälso- och miljöproblem från fackling av deponigas.

Nivå	Problem	Föreningar
Lokalt	Explosion	CH ₄ , H ₂
	Hälsa (människans)	VOC, CO, NO _x , SO ₂
	Lukt	VOC, H ₂ S (*)
	Värme och brännskador	Flamma, rökgaser
Regionalt	Fotokemisk luftförorening	VOC, NO _x
	Sur nederbörd	Svavelföreningar, NO _x , HCl, HF
Globalt	Stratosfärisk ozonnedbrytning	CFC, HCFC
	Global uppvärmning	CH ₄ , CO ₂ , CFC

* Kan möjligen vara ett resultat av ofullständig fackling.

SAMMANFATTNING

- Vad man ska använda utvunnen deponigas till beror till stor del på mängden deponigas som utvinns och deponins placering.
- Alternativen för avsättning av energin i deponigas är värmeproduktion eller elproduktion.
- I Sverige används över 90 procent av energiåtervunnen deponigas till värme, resten går till el.
- Värmeproduktion är den mest lönsamma avsättningen om närliggande byggnader har uppvärmningsbehov eller om man kan ansluta till ett fjärrvärmenät.
- En ny teknik för kombination av värme- och elproduktion är Stirlingmotorn. Det finns en demonstrationsanläggning i Sverige.
- Än så länge finns det inte någon anläggning i Sverige som uppgraderar deponigas till fordonsgas, det vill säga till naturgaskvalitet.
- Fackling av deponigas minskar dess negativa miljöpåverkan, men nackdelen är att energin inte tas tillvara. Cirka 12 procent av utvunnen deponigas facklas bort i Sverige.





9 Miljö- och hälsoaspekter

De faktorer som drivit på regelverket kring deponigas har ofta sitt ursprung i de effekter som deponigasen har på vår omvärld; såväl lokalt, regionalt som globalt. I följande kapitel behandlas följande:

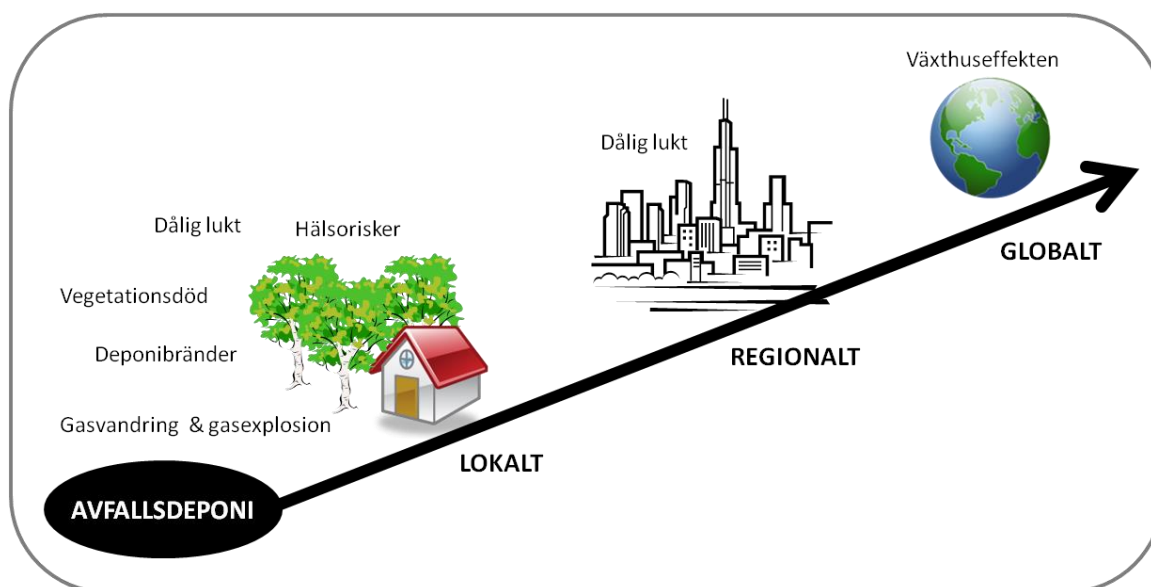
INNEHÅLL

- Metan som växthusgas
- Metanutsläpp i Sverige
- Lokala miljöeffekter av metanutsläpp

Växthusgaser bidrar till att öka jordens temperatur och metan är en mer potent växthusgas än koldioxid. Beträktat över ett 20-, 100- respektive 500-årsperspektiv är metan 72, 25 respektive 7,6 gånger mer potent, uttryckt i Global-warming potential (GWP) än koldioxid (IPPC, 2007). Ett annat GWP-värde för metan, sett över 100-årsperspektiv, som ofta använts i litteraturen är 21. Denna siffra härrör från IPCC (1995) men reviderades om till 23 i IPCC (2007).

Metanutsläpp sker naturligt från många olika källor, t ex från våtmarker. De utsläpp som beror på mänskliga aktiviteter kommer bl a från jordbruk, industriprocesser och el- och värmeproduktion. (EPA, 2013).

I Figur 9-1 illustreras schematiskt med vilka aspekter deponigas påverkar miljön lokalt, regionalt och globalt. Lokala miljöeffekter i direkt anknytning till deponier är bl a dålig lukt, vegetationsdöd, deponibränder och gasexplosioner. Stora utsläpp av koldioxid, svavelväte och andra föroreningar som kan följa med gasen kan också innebära hälsorisker för närboende. Även på lite längre avstånd kan deponigas orsaka dålig lukt framförallt på grund av svavelväte i gasen. I ett globalt perspektiv är det tillskottet av växthusgaserna metan och koldioxid som har en negativ effekt på miljön.

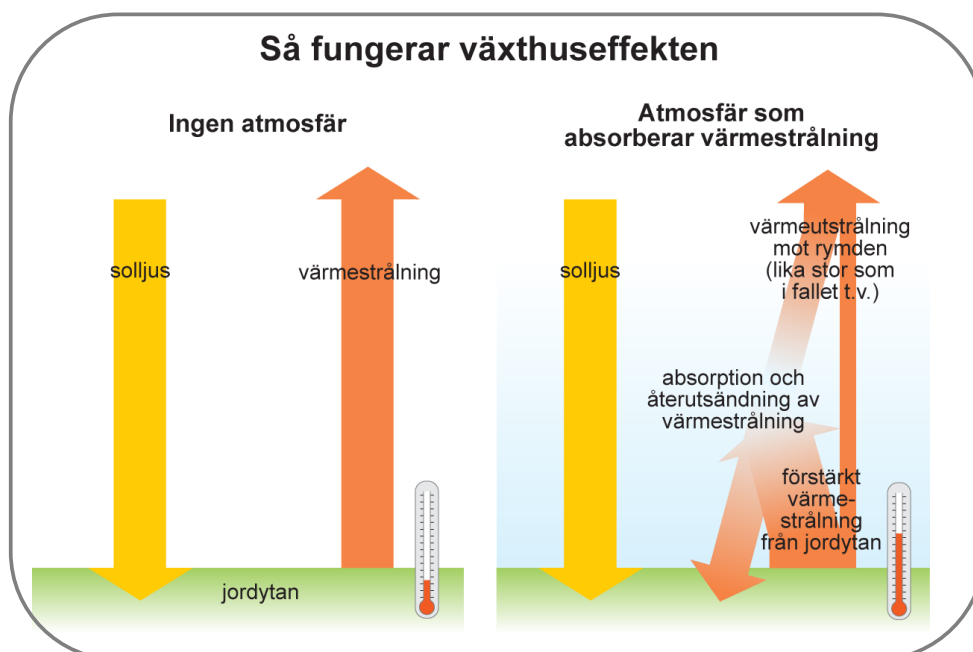


Figur 9-1. Deponigasens påverkan på lokal, regional och global nivå.



9.1 Metan som växthusgas

Den vanligaste effekten som deponigas (i huvudsak metan och koldioxid) förknippas med är växthuseffekten. Växthuseffekten innebär att långvågig, infraröd strålning, som lämnar jorden till viss del, fångas upp i atmosfären av olika gaser och där omvandlas till värme. Detta är ett naturligt fenomen och det är tack vare denna effekt som jordens medeltemperatur är behaglig (Millich, 1999). Utmaningen idag är att människans utsläpp har förstärkt denna effekt. Figur 9-2 illustrerar atmosfärens förmåga att värma upp jorden genom att släppa igenom solstrålning men inte värmestrålning. Detta kan jämföras med hur ett växthus fungerar, därav namnet växthuseffekt.



Figur 9-2. Illustration av växthuseffekten (Commonswikimedia, 2011).

En grov uppskattning är att mängden globala metanemissioner från fast avfall (avfallsupplag) är 5-70 miljoner ton/år, vilket motsvarar omkring 4% (medelvärde) av den totala mängd emissioner av metan till luft på jordklotet. Detta kan jämföras med t ex risodlingar, idisslare och nedbrytning av organiskt material i våtmarkers anaeroba miljö som bidrar med ca 20%, 15% respektive 25% av de totala metanutsläppet (Börjesson m fl., 1999; Bogner et al., 1997; SOU, 2000).

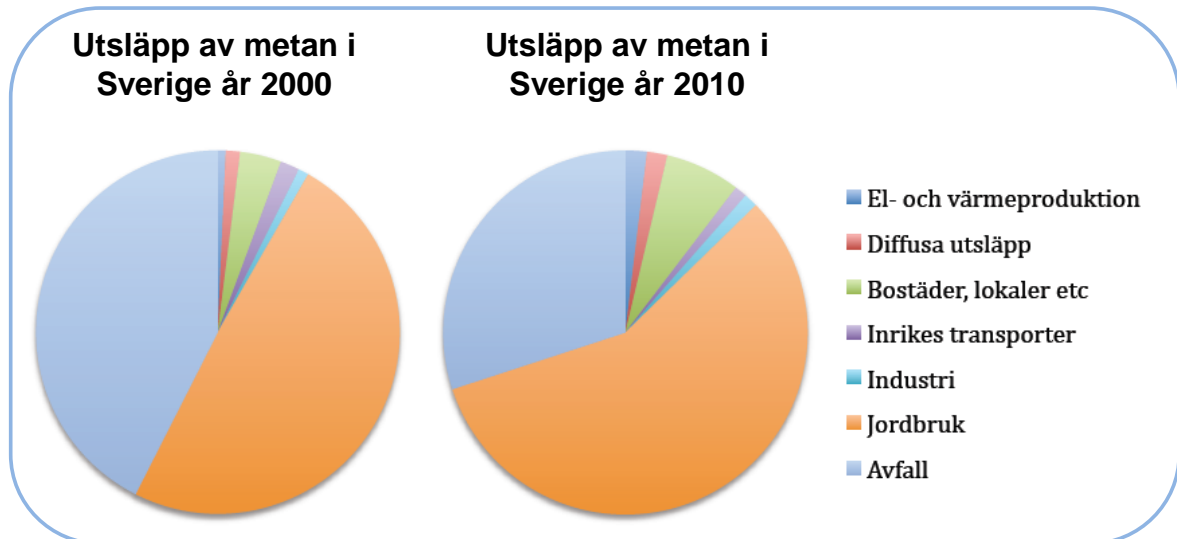
9.2 Metanutsläpp i Sverige

Det är möjligt att lindra deponiers miljöpåverkan. Utvecklingen i Sverige under 90-talet är ett tydligt exempel på detta. Mellan åren 1990-1998 sjönk metanemissionerna från svenska avfallsupplag med ca 30 procent tack vare ökat uttag av deponigas för energiändamål och som ett resultat av minskade mängder avfall som deponerats (SOU, 2000; Forsgren, 2001). I Bernes (2007) konstateras det att svenska deponier svarar för 30 % av metanutsläppen och är den största antropogena källan till metanutsläpp efter jordbruket.

Ett sätt att jämföra olika växthusgasers bidrag till växthuseffekten är att räkna om utsläppen till koldioxidekvivalenter. Denna metod används bl a för att visa den po-



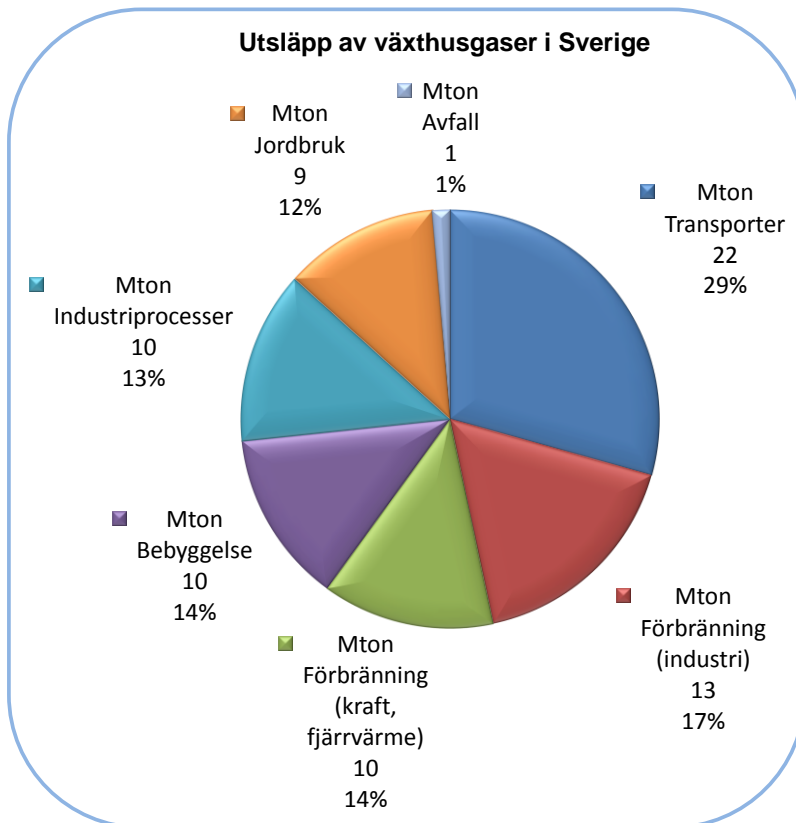
sitiva utveckling som har fortsatt under 2000-talet. År 2000 uppskattades det att avfallssektorn bidrog med metanutsläpp som motsvarar 2706 kton CO₂-ekvivalenter i Sverige. Motsvarande siffra för det svenska jordbruket var 3131 kton CO₂-ekvivalenter (Figur 9-3). År 2010 hade de prognoserade metanutsläppen från deponier minskat till 1578 kton CO₂-ekvivalenter, medan nivån för jordbruket var oförändrad (Naturvårdsverket, 2011).



Figur 9-3. Fördelning av metanutsläpp per sektor i Sverige år 2000 resp. 2010 (Naturvårdsverket, 2011).

Om samtliga gaser som bidrar till växthuseffekten från respektive sektor beaktas blir fördelningen annorlunda, framförallt med tanke på sektorer som bidrar med stora mängder koldioxid. Omräknat till koldioxidekvivalenter visar Figur 9-4 hur mycket olika sektorer bidrar till växthuseffekten. Deponier och avfall står då endast för en liten del i jämförelse med till exempel transporter och förbränning (SOU, 2000; Environ, 2002).





Figur 9-4. Antropogena utsläppskällor för växthusgaser omräknade till koldioxidekvivalenter (SOU, 2000; Environ, 2002).

Ett annat miljöproblem förknippat med deponigas är dess innehåll av VOC vilket betyder flyktiga organiska kolväten (Volatile Organic Compounds). VOC bidrar till nedbrytning av atmosfärens ozonlager. (Ciccioli, 1993).

9.3 Lokala miljö- och hälsoeffekter

9.3.1 Deponibränder

Förutom att deponigas kan röra sig till omgivningen och utgöra en explosionsrisk kan den även orsaka deponibränder. Okontrollerade bränder direkt på upplag kan leda till utsläpp av nya toxiska ämnen som kan ha framförallt lokal och regional inverkan på miljö och hälsa. Deponibränder kan t ex initieras av biologiska och kemiska processer som kraftigt ökar temperaturen lokalt i deponin. Spårämnen med miljöstörande effekter som främst har uppmärksamats är halogenerade och aromatiska kolväten och metaller (SFVF, 1993). Deponibränder skapar även arbetsmiljöproblem och kan medföra stora kostnader. I Figur 9-5 illustreras två deponibränder.





Figur 9-5. Deponibrand på två olika deponier (Vänster: Waste Management World, 2013. Höger: brand i Reginadeponin i Regina, Saskatchewan, Canada i augusti 2011 (cbc, 2011)).

9.3.2 Vegetationsdöd

De växter som förknippas med avfallsupplag är de så kallade kväveindikerande växterna så som t ex hundkex, hallon och brännässlor (Umeå kommun, 2010). Deponigas kan skada rotsystemet på buskar och träd som etablerats på avfallsområdet. Vegetationsdöd nära avfallsupplag beror huvudsakligen på syrebrist i växternas rötter. Syrebrist orsakas indirekt av deponigaserna metan och koldioxid. Atmosfärisk koldioxid är vanligtvis en begränsande faktor för fotosyntesen och därmed nödvändig för växter. Vanligtvis är koncentrationen av koldioxid i jorden mellan 0,04 och 2 %. I ytskiktet av deponier är det dock vanligt med högre koncentrationer. Vid höga halter (>20%) av koldioxid i jorden, kan koldioxid vara direkt toxiskt för växternas rötter även om tillräckligt med syre finns tillgängligt (Christensen och Kjeldsen m fl, 1995). En tänkbar förklaring till detta är att koldioxid ersätter syret i rötterna vilket gör att syrebrist uppstår. Figur 9-6 visar exempel på vegetationsdöd på kväveindikerande växter.



Figur 9-6. Vänster: vegetationsdöd och kväveindikerande växter (Ulricehamn, 2013). Höger: vegetationsdöd (Gryta avfallsanläggning i Västerås. Vafab Miljö AB, 2013).

9.3.3 Hälsorisker

Koldioxid

Ur hygienisk synpunkt kan både metan och koldioxid i höga halter vara bedövande. För koldioxid gäller ett gränsvärde på 0,5% (RVF, 1995). Vid koldioxidhalter upp till 2% kan koldioxiden verka stimulerande på andningen. Högre halter ger emellertid huvudvärk, svimning och medvetslöshet. Koldioxid är tyngre än luft vil-



ket innebär att höga koldioxidhalter kan uppstå när deponigas migrerar och samlas i slutna utrymmen, speciellt vid marknivån.

Svavelväte

Svavelväteföreningar, främst svavelväte (H_2S) och metylmerkaptan (CH_3SH), är den största orsaken till deponigasens karaktäristiska lukt av ruttna ägg. Svavelväteinnehållet i deponigas är oftast så lågt att faran för förgiftning är liten vid inandning av diffust utläckande gas men det kan orsaka huvudvärk och illamående (Atsdr, 2013). Dock kan människor detektera svavelväte i mycket små koncentrationer. Vid en svavelvätehalt i luften på 0,01 – 0,2 ppm kan luktsinnet börja detektera svavelväte, vid 1 ppm upplevs en svag men klart märkbar lukt och vid 3 – 5 ppm känns en tydlig lukt av svavelväte. Vid 20 – 30 ppm känns en stark obehaglig lukt och vid 30 – 150 ppm kan lukten övergå till sötaktig. Vid 150 – 300 ppm sker förlamning av luktsinnet. Arbetarskyddsstyrelsens föreskrift om hygiensiska gränsvärden för svavelväte anger ett nivågränsvärde till 10 ppm och ett takgränsvärde till 15 ppm (Afs, 2011).

Halten svavelväte i deponigas kan dock variera inom ett brett område i olika delar av upplaget. Det är värt att notera att deponigas i vissa fall uppvisat koncentrationer av svavelväte som väl överstiger 20 000 ppm.

Svavelväte är också en brandfarlig gas som i blandning med luft är explosionsfarlig, dock vid höga halter mellan 4,3-45,5 volym-% (Linde Gas, 2007).

Kvicksilver

Från avfallsupplag avgår även kvicksilver i gasform. Undersökningar av deponigas har visat påvisbara halter av kvicksilver. Halten av kvicksilver visar tydliga samband med meteorologiska faktorer så som vindhastighet, vindriktning och temperatur. Enligt mätningar uppskattas läckaget i storleksordningen till ca 1 kg Hg/år och avfallsupplag (RVF, 1991). Emissioner av denna storleksordning är troligtvis inte aktuell idag.



SAMMANFATTNING

- Metan är en ca 23 gånger så potent växthusgas som koldioxid.
- Globalt bidrar deponigasutsläpp till växthuseffekten och avfallsdeponier står för ca 4 procent av det totala globala metanutsläppet.
- Cirka 30 procent av metanutsläppen, men endast 1 procent av utsläpp av växthusgaser i Sverige kommer från avfallsdeponier.
- Lokalt kan deponigas orsaka vegetationsdöd, gasbränder, gasexplosioner och dålig lukt.
- Även regionalt kan deponigas påverka miljön negativt, framförallt pga lukt av svavelväte.
- Hälsoriskerna med att vistas/bo i närheten av deponier med läckande deponigas kan vara allvarliga. Deponigas kan till exempel leda till huvudvärk, illamående och medvetlöshet.



10 Gassäkerhet

Att hantera deponigas medför stora risker med tanke på deponigasens explosionsrisk och risk för negativa hälsoeffekter. I föreliggande kapitel presenteras deponigasens egenskaper för att ge en förståelse för vilka risker som är förknippade med den samt arbetsgång för bedömning av risker förknippade med deponigas.

INNEHÅLL

- Explosionsrisk
- Transportmekanismer för gas
- Avgasningsdiken
- Riskanalys

Trots att det organiska innehållet i avfall har minskat drastiskt sedan deponeringsförbudet för utsorterat brännbart och organiskt nedbrytbart avfall infördes innehåller ett stort antal av dagens avfallsdeponier fortfarande mycket organiskt avfall som har en kvarstående gasbildningspotential. Det är lätt att invaggas i en falsk säkerhet att deponigasproduktion inte behöver följas upp på samma sätt som tidigare. Även om deponering av organiskt material i princip har upphört kan riskerna lokalt öka vid aktiviteter på deponin som t ex sluttäckningsarbeten, som kan resultera i att gasen tar nya vägar. Riskerna kan också öka i takt med ökat exploateringstryck på områden med närhet till nedlagda deponier. Det förtjänas att nämnas att trots att deponering av organiskt avfall i princip har upphört sker fortfarande deponering av bygg- och rivningsavfall samt industriavfall som kan ge upphov till deponigas över långa tidsperspektiv (100 år).

En verksamhetsutövare (deponiägare) har det största ansvaret för de skador som deponin kan orsaka, varför en relevant och viktig fråga att hantera i det sammanhanget är gassäkerheten på deponin.

Föreliggande kapitel inleds med en beskrivning av deponigasens explosionsrisk och olika transportmekanismer för gasen. Därefter presenteras metoder för att genomföra riskanalyser. För tekniska system (inom tex petroleumindustrin) finns väl etablerade metoder för vad en riskanalys ska innehålla och hur en sådan bör genomföras. En mer generell beskrivning av genomförande av riskanalys beskrivs varefter fokus kommer att läggas på den sk "checklistemetoden" (grovanalys utvecklad för förhållanden vid svenska deponier) utvecklad via ett utvecklingsprojekt av Avfall Sverige (Avfall Sverige, 2010, 2012).

10.1 Explosionsrisk - gasers rörlighet i upplaget

En farhåga med producerad metangas i deponier är att den kan migrerar (transporteras) horisontellt långa sträckor och därmed utgöra en risk för gasolyckor (Ward, 1997). På grund av att kompaktering av avfall normalt sker i horisontella lager har upplag en högre horisontell permeabilitet (genomsläpplighet) än vertikal. Då gasen är lätttröglig kan detta medföra att gas letar sig ut från upplaget via dräneringar och kanaler med explosionsrisk i omgivningen som följd. Risker är speciellt uttalad vintertid med anledning av att ett sk tjällock som kan uppkomma i markens översta skikt vilket försvårar gasavgång genom markytan på deponin. I avfallet kan i vissa fall nästan 40 gånger större gasflöden transporteras i horisontal led



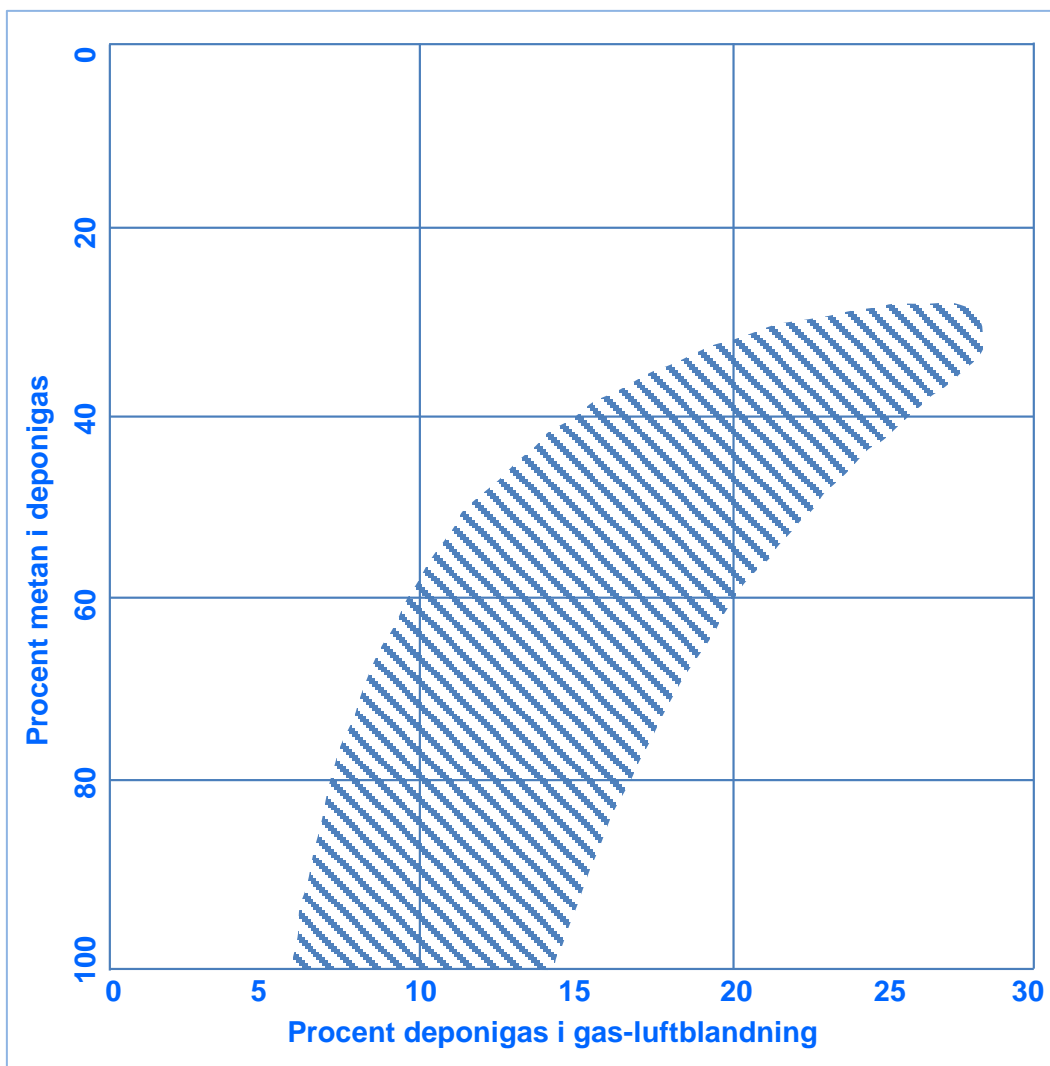
än i vertikal led (Bozkurt och Neretnieks, 1997). I Figur 10-1 illustreras effekterna efter en olycka i Vadstena pga metan (naturgas) som ansamlats i marken.



Figur 10-1. Olycka 1987 i Vadstena pga naturgas (metan) som ansamlats i marken (Föredrag av David Gårsjö, MSB).

Metan är en brandfarlig gas vilket innebär att den kan antändas inom vissa koncentrationer i blandning med luft. Vid gasläckage i slutna rum kan det uppstå en explosiv gasblandning. Deponigasen är brännbar och explosiv på grund av den höga halten metan samt innehållet av vätgas. Deponigas är en energirik gas, ca 4,5-5,5 kWh/Nm³ när metaninnehållet är ca 45-55%. Metans nedre explosionsgräns är 5 volymsprocent och dess övre explosionsgräns är på 15 volymsprocent vid inblandning i luft. Denna gräns förskjuts dock beroende på förhållandet mellan vätgas och koldioxid. Den lägsta antändningsenergin för metan är 0,29 milliJoule och metans termiska tändtemperatur är 340 C. Deponigasens explosionsområde framgår av Figur 10-2 (Rvf, 1995). Deponigasen kan dessutom genom sitt innehåll av koldioxid orsaka kvävning. Incidenter där deponigas har trängt in i hus och byggnader genom sprickor i husgrunden och orsakat explosions- och kvävningsolyckor finns rapporterade (Christensen m fl., 1995; USACE, 1984; EPA 1991).





Figur 10-2. Deponigasens explosionsområde (RVF, 1995).

Genom åren har det skett många bränder/explosioner som har kunnat härledas till deponigas. Ett urval av exempel på incidenter presenteras i Tabell 10-1 (ATSDR, 2001).

Tabell 10-1. Ett urval av incidenter i USA pga deponigas (ATSDR, 2001).

Årtal	Incident
1999	En åttaårig flicka fick brännskador på armar ben när hon lekte på en lekplats i Atlanta. Området var känt sen tidigare som en plats för illegal dumpning av avfall.
1994	En kvinna som spelade fotboll i en park som byggdes på en gammal deponi i Charlotte i norra Carolina fick allvarliga brännskador i samband med en explosion från metangas.
1987	Migration av deponigas från en deponi misstänks ha orsakad en explosion i ett hus i Pittsburgh, Pennsylvania.
1984	Deponigas migrerade till och förstörde ett hus nära en deponi i Akron, Ohio. Tio hus i omgivningen fick evakueras.



1983	En explosion förstörde ett bostadshus tvärs över gatan från en deponi i Cincinnati, Ohio. Mindre personskador rapporterades.
1975	Deponigas ackumulerades i en kulvert/ledning, som löpte genom en deponi i Sheridan, Colorado, för dagvatten. En explosion inträffade när flera barn som lekte i kulverten tände ett ljus. Samtliga barn fick allvarliga skador.
1969	Metangas migrerade in i ett förråd i en militärförläggning från en intilliggande deponi i Winston-Salem, North Carolina. En cigarett som tändes resulterade i en explosion. Tre män miste livet och ytterligare fem fick allvarliga skador.

Även i Sverige finns det incidenter som kan härledas till deponigas. Ett exempel är incidenten i Spelhagen i Nyköping.



Figur 10-3. Den "bortglömda" deponin i kvarteret Spelhagen i Nyköping gör sig påmind i en artikel i Södermanlands Nyheter fredagen den 20 juni 2003 (SN, 2003).

Den 28 mars 2003 utbröt en brand på sex ställen i ett lager tillhörande N A Svenssons Byggvaruhus vid Spelhagen i Nyköping. Lagret höll på att byggas om till butik. I samband med branden antändes ett lager med frigolit.





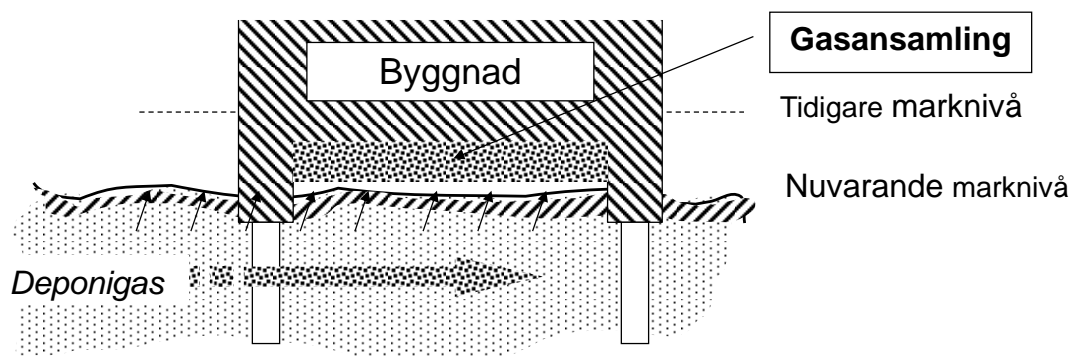
Figur 10-4. Till vänster: brandskadade frigoelitblock. Till höger: eldslågor som svedde väggar och kablage in mot kontorsdelen (Serti, 2003).

Den tändande gnistan kom från en vinkelslip som användes för att kapa armeringsjärn för gjutning av golvplattan. Branden fick ett våldsamt förlopp och byggnaden hade troligen blivit helt övertänd om inte personalen kvickt hade ingripit. Det som dock antändes först var gas som sipprat upp ur marken. Undersökningar visade att det var deponigas från rester från de soptippar som förr i tiden fanns på områdena vid Spelhagen, Kungshagen och Brandholmen.

Enligt Nyköpings kommuns avfallsplan har det inom Spelshagenområdet funnits en avfallsdeponi för blandavfall. Denna deponi etablerades troligen i slutet av 1800-talet och avslutades i slutet av 1950-talet! Ytan på denna deponi är ca 18 ha och avfallets mäktighet ca 3 m.

Med hänsyn till den tid som har förflutit sedan deponering av avfall upphörde inom kvarteret Spelhagen borde gasproduktion varit låg inom området. Gasproduktion avklingar normalt relativt snabbt efter det att deponering av organiskt avfall upphör.

Undersökningar visade att (med hänsyn till den låga halten organiskt avfall) på att gasen troligen inte bildats i marken direkt under NA Svenssons fastighet. Sannolikt härrörde gasen från andra närliggande markområden. Som nämndes tidigare kan deponigas förflytta sig horisontellt långa sträckor och utgöra risker för fastigheter som ligger flera hundra meter från den plats där gasen uppstår. I detta aktuella fall hade gas ackumulerats i de fickor som bildats under grundplattan p.g.a. kraftiga sättningar i mark (se Figur 10-5).



Figur 10-5. Illustration av varifrån gasen härrör (Serti, 2011)



Ett omfattande åtgärdsprogram som syftade till att gassäkra NA Svenssons fastighet utarbetades och implementerades. Åtgärderna byggde i huvudsak på att ventilerade bort deponigas med hjälp av ventilationskanaler. Detta innebär att man skapade "skorstenar" som reducerade trycket lokalt i marken och därmed underlättade för avledning av gas till atmosfären på ett säkert sätt.

I Stora drag var åtgärderna följande:

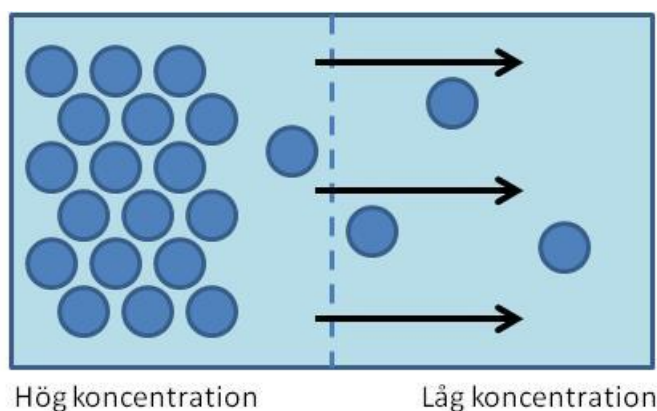
- Etablering av gasdränerande dike som "inringade" fastigheten. Detta för avluftning av ytterligare tillförd gas utifrån.
- Etablering av tryckavlastande brunnar innanför det inringande diket för att avlasta området innanför gasdräneringsdiket.
- Utföra gasdränering inom det drabbade området i byggnaden så att den gas som finns under den drabbade ytan effektivt ventileras bort.
- Besiktning av fastigheten med avseende på kontroll av hålrum, riskstråk. Som del i detta föreslogs säkerhetsåtgärder och ett kontrollprogram upprättades.
- Samråd kommunens räddningstjänst och miljökontor initierades omgående.

10.2 Transportmekanismer för gas

Det finns i princip tre olika transportprocesser som beskriver gastransporten (Bozkurt, 2000). De är *diffusion*, *konvektion* och *advektion*. För att ge läsaren en förståelse för de faktorer som påverkar gasmigration presenteras de tre transportprocesserna översiktligt nedan.

10.2.1 Diffusion

Diffusion är en irreversibel (dvs enkelriktad och oåterkallelig) process där gas transporteras från ett område med hög koncentration till ett område med lägre koncentration (Figur 10-6). Diffusion strävar efter att utjämna koncentrationsskillnader. Diffusionens hastighet beror bl a av materialets (avfallets, markens, etc.) porositet, porstruktur, fukthalt etc. Exempelvis sker diffusion av gas 10 000 gånger snabbare i ett omättat system (med system menas t ex avfallet och/eller omgivande mark) jämfört med fullständigt vattenmättat system.

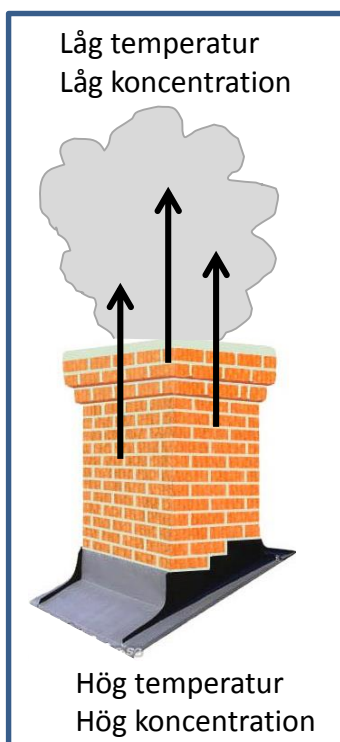


Figur 10-6. Illustration av diffusion; transport från hög till låg koncentration.



10.2.2 Konvektion

Konvektion syftar på gasrörelser som uppkommer p g a densitetsskillnader som i sin tur beror av temperatur- eller koncentrationsskillnader. Denna process kan illustreras med den s k skorstenseffekten (Figur 10-7), dvs när temperaturen är högre i avfallet än i omgivningen tenderar gasen att migrera uppåt.



Figur 10-7. Illustration av konvektion; sk skorstenseffekt.

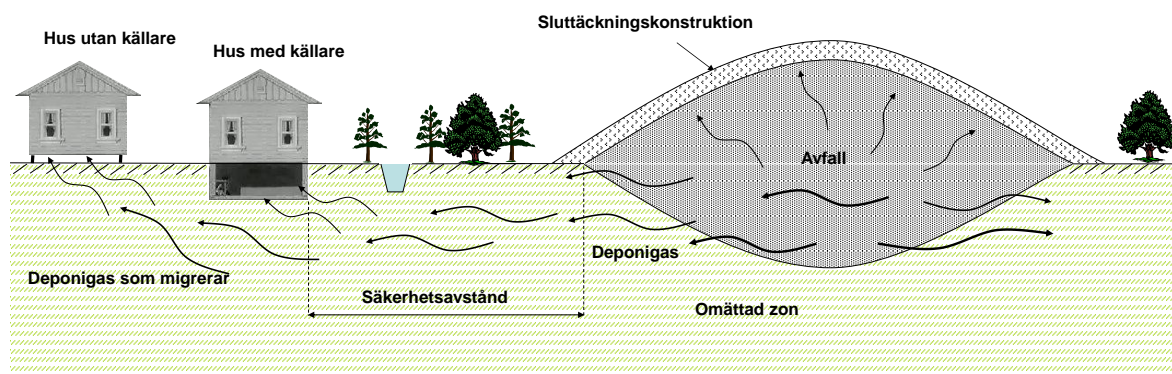
10.2.3 Advektion

Advektion styrs av tryckskillnader, där gasen strävar från det högre trycket till det lägre trycket. Ett annat och kanske lite mer *populärvetenskapligt* sätt att uttrycka advektion på är att referera till det naturliga flödet som uppkommer p g a gravitationen. En viktig parameter som påverkar storleken på denna transportmekanism är avfallets/markens permeabilitet (dvs genomsläpplighet). Det är värt att notera att permeabilitet beror enbart av avfallet/marken och är oberoende av vilket fluidum (typ av gas, vätska, etc.) som strömmar. En annan minst lika viktig parameter som påverkar advektion är tryckgradienten.

10.3 Avgasningsdiken

Som nämnts tidigare är farhågan att deponigasen migrera från deponin och transporteras vidare (via t ex ledningar, ledningsgravar, kabelrör) in i hus och byggnader (Figur 10-8). I ett slutet utrymme kan gasen ansamlas i avsaknad av ventilation och resultera i en brännbar gas-luft-blandning med negativa konsekvenser (t ex brand, explosion) som följd. Deponigasinträngningen in i byggnader sker på samma sätt som när radon tränger in i byggnader.





Figur 10-8. Illustration av deponigas som migrerar från deponin till omgivningen inkl. angränsande byggnader (Serti, 2010)

Deponigas kan röra sig långa sträckor längs kulvertar, dag- och spillvattenledningsstråk, sprickor i mark etc. Ett sätt att förhindra att gasen migrerar till omgivningen är att anlägga sk "lerproppar", vilket kan betraktas som anlagda vertikala geologiska barriärer. Dessa barriärer kan dock ha en tendens att torka ut med tiden och tappa sin tätande egenskaper. Då lera torkar bildas sprickor genom vilka gas kan migrera (Figur 10-9). Det är dock inte möjligt att endast stänga in deponigas med en tät barriär, eftersom det bildas övertryck som slutligen kommer att tränga igenom barriären. Gasen måste därför även avledas.

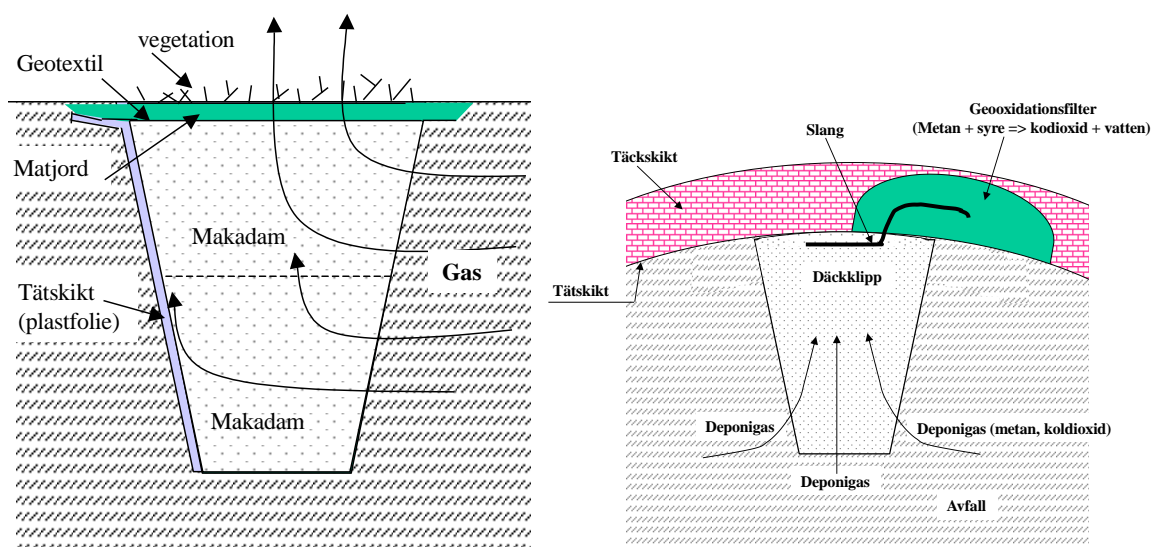


Figur 10-9. Illustration av anlagd lera att tjäna som botten tätning men som har torkat ut (Serti, 2004).

Ett annat och mer framgångsrikt sätt är att anlägga sk "dränkistor" med visst avstånd från varandra utmed ledningen. Dränkistor är dränerande material (ex singel eller grus/makadam) som anläggs runt ledningen och upp till marknivå. Då gasen följer minsta motståndets lag kommer den att migrera uppåt likt en skorstenseffekt. I sammanhanget kan det nämnas att singel är ett vanligt material kring ledningar och skulle därmed enbart behöva kompletteras upp till marknivå på ett fåtal platser utmed ledningen. Detta kan visualiseras som ett kulvertsystem där nedstigningsbrunnarna är fyllda med singel upp till markytan.



I Figur 10-10 presenteras ett förslag på hur gas kan hindras från att migrera horisontellt fram till befintliga och/eller framtida byggnader och VA-ledningssystem. Metoden bygger på "skorstenseffekten" vilket innebär att gasen dräneras i sk avgasningsdiken. Tekniken kan med fördel användas både i och kring deponier. På dikets ena sida, den som ligger närmast fastigheten, kan ett tätskikt (t ex plast-/gummimaterial), med avseende på gastransport, läggas som en skyddsåtgärd för att ytterligare försäkra sig om att gasen inte fortsätter att röra sig horisontellt. Tekniken kan också användas på deponier (temporärt täckta resp. sluttäckta deponier) men då behövs inget tätskikt på dikets ena sida. I Figur 10-10 (höger) illustreras hur gas via ett passivt system kan omhändertas genom en sluttäckt deponi.



Figur 10-10. Schematisk figur över ett gasdräneringsdike (Serti, 2011)

Ovanpå fyllningsmaterialet läggs ett mäktigt matjordsskikt för att stimulera gräsväxt på diket (vänstra bilden i Figur 10-10). Mellan dikets olika fyllningsmaterial, dvs mellan matjord och makadam föreslås att ett poröst materialeseparerande skikt, sk geotextil, läggs för att förhindra att matjordsskiktet penetrerar ner i det underliggande makadamsskiktet.

Ytterligare en fördel med det översta skiktet i gasdräneringsskiktet, matjordsskiktet, är att det kan konstrueras som ett metanoxiderande skikt (högra bilden i Figur 10-10) vilket finns beskrivet i kapitel 7.2.

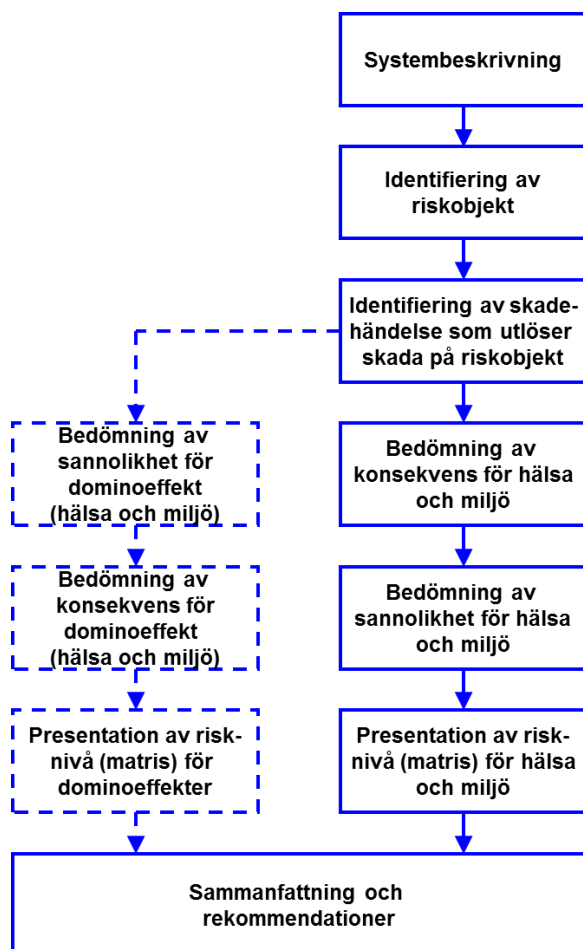
10.4 Riskanalys

Risker ingår medvetet eller omedvetet i all verksamhet. För den som bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt miljöbalkens kapitel 9 eller 11-14, t ex verksamheten vid en avfallsanläggning, är det ett lagkrav att genomföra en bedömning av vilka risker verksamheten medför.

Som det nämndes inledningsvis i detta kapitel finns det för tekniska system (inom t ex petroleumindustrin) ett antal standardiserade metoder för riskanalyser. För sådana system utförs riskanalysen som en sk tvåstegsraket, där det första steget är kvalitativt och det andra steget är kvantitativt. Som ett första steg utförs en sk *grov riskanalys* för deponigas avseende liv och hälsa för tredje man. Grov-



analysens huvudsakliga syfte är att identifiera de övergripande riskobjekten (t ex delar av gasuttagssystem), sannolikhet och konsekvens för olika riskobjekt och riskscenarier, samt att utröna vilka riskobjekt som behöver studeras närmare. De olika momenten som normalt ingår i den grova riskanalysen illustreras i Figur 10-11.



Figur 10-11. Metodik för den grova riskanalysen (Serti, 2011)

Grovanalysen utgår från de olika verksamheter som bedrivs på och i anslutning till deponiområdet som bedöms som relevanta. Alla dessa verksamheter behöver inte innebära en påtaglig risk för tredje man utan huvudsyftet med den övergripande verksamhetsbeskrivningen är att beskriva pågående verksamheter inom och i anslutning till deponin. Därefter väljs de verksamheter som bedöms utgöra riskobjekt att studeras närmare. Efter presentationen av riskobjekten presenteras de *faktorer* som kan tänkas påverka dem. Därefter presenteras de *scenarier* som avses bedömas. Som ett underlag för bedömningen redovisas också frekvensen för de olika faktorerna.

Med detta som grund uppskattas och värderas risken semi-kvalitativt som en sammanvägning av sannolikhet och konsekvens för de olika riskobjekten. Resultatet presenteras i en matris där de olika riskobjekten placeras ut baserat på bedömda konsekvenser och sannolikheter för respektive riskobjekt.



Om grovanalysen visar att en eller flera av de studerade riskobjekten behöver utredas ska det ske i en mer *detaljerad teknisk riskanalys* (kvantitativ analys). En anledning till att riskobjekt behöver utredas vidare i en teknisk riskanalys är att risken inte är acceptabel vilket i sin tur kan hänföras till, exempelvis, att osäkerheten är stor och detaljerad information krävs för att göra en vederhäftig bedömning eller att riskreducerande åtgärder troligtvis är nödvändiga för att få ner risken till acceptabel nivå.

Olika tillvägagångssätt för att bedöma risker kan i princip delas in i två etablerade huvudkategorier, konsekvensbaserade respektive probabilistiska metoder. Oavsett vilken ansats som väljs är det viktigt att analysen är processbaserad, vilket innebär att riskbedömningen baseras på olika *dimensionerade scenarier*. Scenarioanalys kan betraktas som beskrivningar av olika realistiska eller tänkbara fall/händelser samt så kallade "worst-case" som kan ske. Detta kan också kombineras med så kallad händelseträdsanalys, dvs. analys av alternativa konsekvenser av en given önskad händelse. Vidare kan beskrivningarna kompletteras med CFD-simuleringar (Computational Fluid Dynamics) av hur gasen rör sig, från emissioner (ex från en brand) som illustrerar hur olika stora emissioner sprider sig. Beskrivningarna kan och bör även kompletteras med tryck- och explosionsberäkningar av ex olika stora gasläckage som visar vilka konsekvenser ett eventuellt läckage kan komma att medföra. Risken kan sedan uttryckas i termer av individrisk och samhällsrisk. Individrisk motsvarar risken för att en individ skall omkomma inom eller i närheten av ett system. Samhällsrisk innebär den sammanlagda risken för alla personer som utsätts för en risk, även om detta bara sker vid enstaka tillfällen.

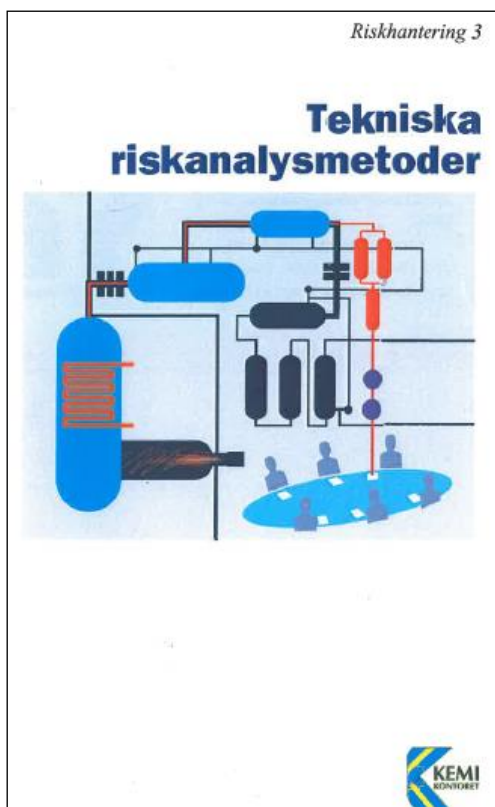
TIPS

Med anledning av att deponigas kan tränga undan luft i brunnar och ledningar skall inspektionsbrunnar hållas låsta. Vid nedstigning i brunnar, t.ex. för mätningar eller reparationer, måste minst två personer närvara. Vid gasarbete ska gasvarnare användas.

Mer om riskanalyser och dess innehåll återfinns i:

- Länsstyrelsens faktablad nr 4:2003 "Riktlinjer för riskanalyser som beslutsunderlag", faktabladet september 2006 "Riskhantering i detaljplaneprocessen..." som utarbetats av Länsstyrelserna i Skåne län, Stockholms län och Västra Götalands län samt Brandförsvarets generella kravspecifikation för riskanalyser i detaljplaner samt med särskild hänsyn till 2 kap. 4 § i Lag (2003:778) om skydd mot olyckor.
- Räddningsverkets handbok i kommunal riskanalys samt Räddningsverkets Handbok för riskanalys (2003, ISBN 91-7253-178-9).
- Kemikontoret, Tekniska riskanalysmetoder, 2001 (se även Figur 10-12).



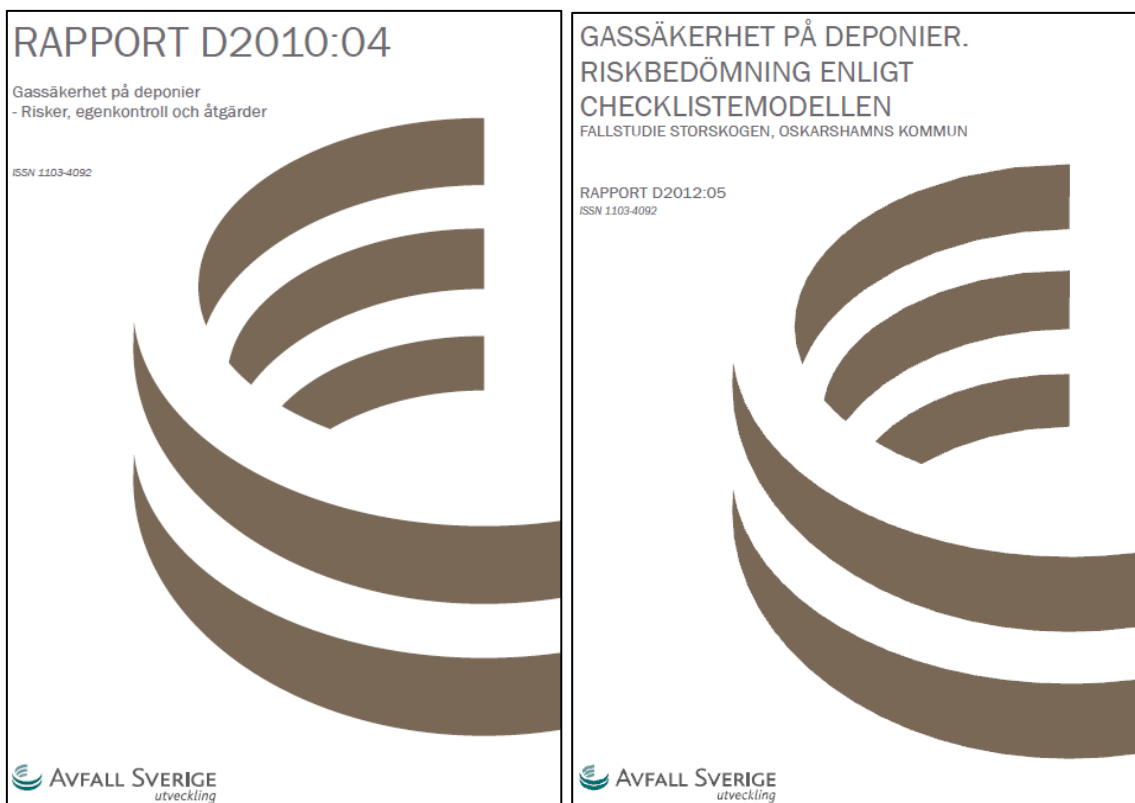


Figur 10-12. Framsidan till rapporten Tekniska riskanalysmetoder, Riskhantering 3, framtagen av Kemikontoret.

10.4.1 Riskbedömning enligt checklistemetoden

Den sk checklistemetoden har utvecklats via utvecklingsprojekt av Avfall Sverige (Avfall Sverige, 2010, 2012) och mycket av föreliggande avsnitt bygger på de två rapporterna. Checklistemetoden är i första hand att betrakta som en arbetsgång, ett verktyg, för verksamhetsutövaren att genomföra riskbedömning i syfte att lyfta frågan om gassäkerhet. Metoden är anpassad till förhållanden på svenska avfallsupplag.





Figur 10-13. Två rapporter (Avfall Sverige, 2010, 2012) ang gassäkerhet framtagna av Avfall Sverige

Checklista kan betraktas som ett systematiserat insamlande, genomgång och värdering av data som underlag för bedömning av risker förknippade med gas från en deponi. Analysen är kvalitativ. Den innehåller en förteckning över generella riskkällor som är kända vilket blir till hjälp vid identifieringen av de specifika riskkällorna i det enskilda fallet. Checklistan säkerställer att bedömningen har utförts på en fastställd miniminivå. Riskbedömningen enligt checklistemetoden görs i steg vilka kort beskrivs nedan:

1. En "brutto-checklista" enligt nedanstående tas fram. Förslag till checklista presenteras i Tabell 10-2.

Tabell 10-2. Bruttochecklista.

Underlagsmaterial	
Dokument	Information
Översiktskartor:	Visar deponins utbredning, topografi, omgivningen kring deponin.
Flygbilder, aktuella och historiska:	Visar deponins utbredning, under olika perioder av uppbyggnaden.
Geologiska kartor:	Ger viktig information för att kunna beräkna möjligheter för gastransport i marken och bedöma om risk finns för gasen att migrera i materialet.
Grundvattenkartor:	Uppgifter om de hydrologiska förhållandena på platsen ger viktig information kring omät-



SGC Rapport 2013:262

	tade/mättade zoner och möjlighet för gasmigration. Det är viktigt att känna till och kunna mäta och studera förändringar i grundvattennivå över tiden i området där gas antas kunna migrera.
Miljöbeslut/-tillstånd:	Miljötillstånd ger viktigt information om nuläget samt även historiken kring deponeringen av avfall.
Miljörapport:	Tidigare miljörapporter kan ge god information om deponerade mängder och fraktioner samt uppgifter om när deponering skett. Med hjälp av denna information kan producerade gasmängder uppskattas.
Situations-, dispositions- och deponeringsplaner:	Kan exempelvis visa var och när olika avfallsfraktioner deponerats på deponin, hur ett eventuellt gassuttagssystem är utformat och utbrett, profiler över avfallets mäktighet etc.
Ledningskartor och beskrivning av yt-, ren-, spill- och lakvattensystem:	Beskriver och visar ledningsstråk i mark på deponin och vid avfallsanläggning och omgivning.
Byggnadsbeskrivningar m m:	Byggnaders utformning ger underlag för bedömningen om gas kan migrera in i byggnaden.
Uppgifter om angränsande verksamheter:	Avståndet till angränsande verksamheter har stor betydelse vid bedömning av risk för gasmigration.
Detaljplaner:	Ger information om området och om framtida planer på verksamheter i omgivningarna.
Drifrutiner för deponigassystemet:	Info om löpande skötsel, hur fel åtgärdas och förhindras etc.
Instruktioner för gasföreståndare, befattningsbeskrivning, kompetens:	Har företaget kompetens att hantera gasfrågor?
Manualer för reglerstationer:	Har leverantörer lämnat relevant info? Används denna info?
Klassningsplaner:	Vilka anläggningar är klassade, zonindelning, etc.
Typritningar för utformning av gasbrunnar, gasledningar, reglerstationer, vattenlås m m som ingår i gasuttagssystemet:	Underlag för bedömning av installationernas lämplighet och om anläggningen byggts efter anvisningarna.
Sluttäckningsplaner:	Ger info om hur möjligheterna till gasavledning beaktats i avslutningen av deponin.

Ovanstående är en s k bruttolista. Efter genomgång av tillgängligt underlag kan en mer platsspecifik checklista tas fram. Nedan redovisas de typer av kontrollpunkter som bör identifieras med stöd av framtaget underlagsmaterial.



SGC Rapport 2013:262

Kontrollpunkter	
Typ av kontroll	
Deponiytan, slänter:	Kontroll av brister i deponitäckning, sprickor, gropar, läckagepunkter, konstruktion enligt godkänd plan?
Gasbrunnar:	Täthet, sättningar, vattenlås etc. Konstruktion enligt typritning?
Uppsamlingsledningar för gas, kopplingsbrunnar:	Samlas gas i foderrör, brunnar etc, finns avluftning, är brunnen byggd så att avluftning är möjlig? Konstruktion enligt typritning?
Reglerstationer:	Gas i själva rummet? Ledningars täthet/konstruktion? Avluftning? Konstruktion, kan gas ventileras ut? Klassning av el-utrustning? Varningsskyltar? Klassningsplan godkänd, uppsatt aktuell?
Kompressorstation:	Se ovan
Aktiva lakvattenledningar, brunnar:	Gastransport med vattnet? Samlas gas i brunnen? Finns gasvattenlås på ledningarna?
Avvattningsbrunnar på gasuttagssystemet:	Se ovan.
Brunnar, ledningar som tagits ur drift:	Se ovan. Fråga om anläggningarna ska finnas kvar eller tas bort för att eliminera en risk?
Utgående gas-, el- och va-ledningar:	Kopplings- och anslutningsbrunnar närmast deponin. Kontroll enligt ovan.
Byggnader i anslutning till deponin, inkommande ledningar:	Behovet bedöms efter genomgång av underlag (närhet, lednings-sträckningar, markförhållanden, erfarenheter)
Övrigt	

2. Checklistan anpassas till aktuell anläggning (d v s den görs om till en platspecifik lista),
3. Underlagsinformation samlas in,
4. En "riskanalysgrupp" bildas. Analysgruppen bör bestå av personer med erfarenheter från olika perioder av verksamheten samt utomstående personer med kunskaper om gassäkerhet,
5. Checklistan går igenom med analysgruppen,
6. Om nödvändigt så genomförs fältbesök. Besök i fält, mätningar/indikering av gasläckage och gasförekomst i ledningar, brunnar, byggnader etc,
7. Sammanställning av resultat med förslag till kompletterande undersökningar, åtgärder, uppföljning och eventuellt behov av framtagande av en mer detaljerad riskanalys.



Här kan det även nämnas att den s k checklistemetoden har tillämpats på en verklig deponi, Storskogens avfallsanläggning i Oskarshamn (Avfall Sverige, 2012). Praktikfallet tyder på att checklistemetoden för riskbedömningar av avfallsdeponier från gassäkerhetssynpunkt är en arbetsmodell som fungerar väl som en första preliminära undersökning för att synliggöra osäkerheter och föreslå riskreducerande åtgärder.

Den standardiserade checklistan bedöms som användbar som första steg för att höja medvetenheten om gassäkerhetsfrågorna på anläggningen och skapa ett underlag för beslut om akuta och långsiktiga åtgärder. Med hjälp av arbetsmodellen bedöms vidare verksamhetsutövaren uppfylla vissa minimikrav enligt gällande lagstiftning beträffande egenkontroll, systematiskt arbetsmiljöarbete samt hantering av brandfarliga och explosiva varor. Egenkontroll bygger på att verksamhetsutövaren via ett kontrollsystem ska kunna visa att tillräcklig kontroll finns för att hantera risker och infria lagar, förordningar, villkor och övriga åtaganden.

SAMMANFATTNING

- Även om deponering av organiskt material i princip har upphört kan riskerna med gas lokalt öka. Gas kan leta sig ut från upplaget via dräneringar och kanaler med explosionsrisk i omgivningen som följd.
- Deponigas är en energirik gas, ca 5 kWh/Nm³ när metaninnehållet är ca 50%. Metans nedre explosionsgräns är 5 volymsprocent och dess övre explosionsgräns är på 15 volymsprocent vid inblandning i luft.
- De tre transportprocesserna som beskriver gastransporten är diffusion, konvektion och advektion.
- Ett sätt att förhindra att gasen migrerar till omgivningen är att anlägga vertikala geologiska barriärer (t ex av lera). Ett annat sätt är att anlägga avgasningsdiken som också kan kompletteras med ett metanoxiderande skikt.
- För en verksamhet som är tillstånds- eller anmälningspliktig enligt miljöbalken är det ett lagkrav att genomföra en bedömning av vilka risker verksamheten medför.
- En riskanalys kan göras i två steg. Första stegat avser en kvalitativt grov riskanalys och andra steget avser en kvantitativ teknisk riskanalys.
- Checklistemetoden bedöms som användbar som första steg för att höja medvetenheten om gassäkerhetsfrågorna på anläggningen och skapa ett underlag för riskreducerande åtgärder.



11 Upphandlings- och entreprenadsformer

Anläggandet av ett system för omhändertagande av deponigas från avfallsupplag föregås normalt av en upphandlingsprocess. Beroende på hur ansvaret mellan verksamhetsutövaren (beställare/byggherre) och entreprenör fördelas skiljer man på olika entreprenadsformer. I detta kapitel beskrivs:

INNEHÅLL

- Upphandlingsprocessen
- Upphandlings- och entreprenadsformer

Att installera ett gasuttagssystem kan vid en första anblick förefalla relativt enkelt. Det är inte ovanligt med uttryckt som: ”det handlar ju bara om att trycka ner ett par perforerade rör, koppla på en slang och koppla in en fläkt/pump och sen suga ut gasen”. Den tekniska utmaningen ska förvisso inte överskattas då det idag finns väl etablerade tekniska lösningar men samtidigt behöver ett antal viktiga beslut fattas på vägen. För att fatta besluten behövs relevant underlag. Som tidigare nämnt är gasbildningspotentialen, och dess utveckling över tiden, från deponerat avfall i en deponi en central aspekt att utvärdera. I kapitel 5 beskrivs hur gasbildningspotentialen i en deponi kan uppskattas. Mängden gas som kan produceras i deponin utgör underlag bl a för om och hur gasen ska omhändertas. Detta kommer att påverka gasuttagssystemets omfattning vilket i sin tur kommer att påverka investeringskostnaden, etc. I kapitel 7 presenteras olika tekniker för omhändertagande av deponigas, såväl aktiva som passiva system. I samband med omhändertagande av gasen behöver också avsättningsmöjligheterna för gasen beaktas. Dessa presenteras och diskuteras i kapitel 8. Dessa utredningar (underlag) kan utarbetas av verksamhetsutövare, konsult och av entreprenör/leverantör beroende på kompetens. Det är inte ovanligt att en verksamhetsutövare tar hjälp av konsulter för detta men det blir också vanligare att entreprenörer/leverantörer utför dessa tjänster.

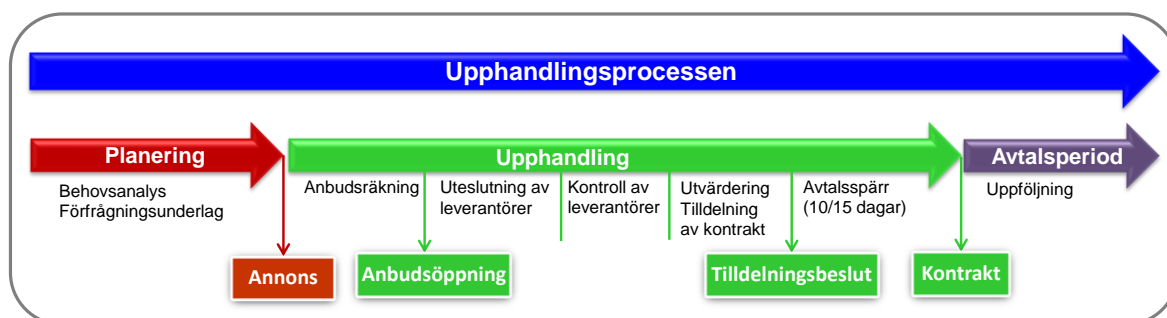
Under förutsättning att underlaget avseende gasbildningspotentialen och dess utveckling över tiden, avsättningsmöjligheterna för gasen, etc. finns framtaget och har kommunicerats med tillsyns-/tillståndsmyndigheten återstår i princip upphandling av entreprenör/leverantör för anläggande av gasuttagssystem. Underlag för anbud som en verksamhetsutövare tillhandahåller en leverantör inför en upphandling (d v s förfrågningsunderlag) utformas olika beroende på val av entreprenadsform. Föreliggande kapitel gör inte anspråk på att fullständigt beskriva detaljer kring upphandlingsprocessen, lagen om offentlig upphandling (LOU), entreprenadsavtal, entreprenadsrätt, etc. utan huvudsyftet är att meddela grundläggande kunskaper i upphandlings- och entreprenadsformer.

11.1 Upphandlingsprocessen och förfrågningsunderlaget

Det finns olika upphandlingsförfaranden och vilket av dem som väljs beror till stor del på avtalets värde och hur det aktuella behovet kan tillgodoses med bästa affärsmässiga resultat. Upphandlingsprocessen ser olika ut beroende på vilket förfarande som väljs. I detta avsnitt beskrivs upphandlingsprocessen generellt och är den som gäller för offentlig upphandling som regleras av lagen (2007:1091) om offentlig upphandling (LOU).



Upphandling av deponigasuttagsystem sker nästan uteslutande under tröskelvärdena med anledning av att tröskelvärdet för byggentreprenader är 47 438 500 kronor (SFS 2011:1575) vid offentlig upphandling och det är sällan en entreprenad avseende deponigasuttagsystem i Sverige överskridet detta belopp. Detta tröskelvärde gäller från och med 1 januari 2012 och till och med 31 december 2013). Upphandlingsprocessen kan delas upp i olika skeden vilka åskådliggörs i Figur 11-1.



Figur 11-1. Illustration av upphandlingsprocessen (efter Fryksdahl och de Jonge, 2012).

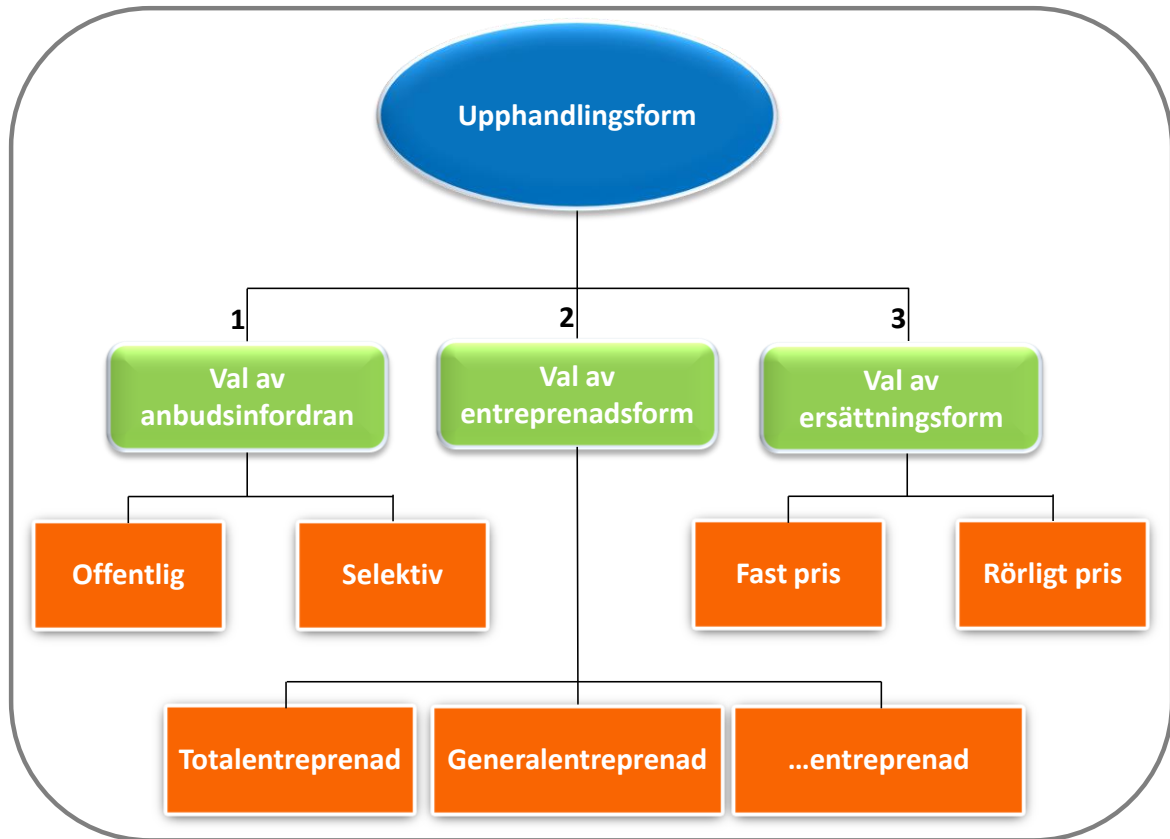
11.1.1 Planering

I huvudsak omfattas planeringsfasen av att definieras behoven, identifiera olika upphandlingsförfaranden och principer för tilldelning av avtal samt utarbeta ett förfrågningsunderlag.

Som det inledningsvis i detta kapitel nämndes förutsätts det att behovet redan har identifierats, vilket omfattar anläggandet av ett gasuttagsystem för omhändertagande av deponigas.

När det gäller upphandlingsform (i princip val av anbudsinfordran, entreprenadsform och ersättningsform) för projektet finns det olika val vilka illustreras i Figur 11-2 (Figur 11-2 är generell och oberoende av om upphandlingen sker över/under tröskelvärdena).





Figur 11-2. Val av upphandlingsform (Serti, 2013).

Det finns olika upphandlingsförfarande beroende på om kontraktsvärdet är över eller under tröskelvärdet (Liman, 2007).

De som gäller över tröskelvärdena är:

Öppen upphandling

Upphandlingen annonseras i "Europeiska Gemenskapernas officiella tidning" (EGT) och i den elektroniska databasen "Tenders Electronic Daily" (TED). Anbudstiden är minst 52 dagar. Alla leverantörer har rätt att lämna anbud.

Selektiv upphandling

Denna form av upphandling är ett tvåstegsförfarande. Som första steg annonseras upphandling. I annonsen preciseras kraven som ställs på leverantören för att han ska bli godkänd samt hur leverantören kan styrka sin förmåga. Av de leverantörer som klarar kvalificeringen väljer beställaren ut, ett i förväg, angivet antal leverantörer. I nästa steg får dessa leverantörer ut förfrågningsunderlaget och kan sedan lämna anbud. Bara anbud från de utvalda leverantörerna får prövas och ingen förhandling får ske.

Förhandlad upphandling

Även här gör beställaren först ett urval av leverantörerna. Till skillnad från selektiv upphandling får beställaren förhandla med en eller flera av leverantörerna.



De som gäller under tröskelvärdena är:

Förenklad upphandling

Anbud ska begäras in genom att upphandlingen annonseras ut i allmänt tillgänglig elektronisk databas eller på annat sätt som leder till effektiv konkurrens. Ingen leverantör får avvisas. Förhandling får ske med leverantörerna i samband med anbudsutvärderingen.

Urvalsupphandling

Annonsering skall ske i en elektronisk databas som är allmänt tillgänglig. Alla leverantörer som vill har rätt att ansöka om att få lämna anbud. Beställaren bjuder sedan in vissa leverantörer att lämna anbud. Denna upphandlingsform påminner om selektiv upphandling fast med skillnaden att annonsering inte sker i EGT utan på samma sätt som förenklad upphandling.

Direktupphandling

Direktupphandling får användas om upphandlingens värde uppgår till 284 631 SEK, motsvarande 15% av tröskelvärdet för varor och tjänster, eller om det råder speciella omständigheter så som att det är mycket bråttom, på grund av orsaker som man inte kunnat förutse, etc.

Olika entreprenadsformer så som general-, totalentreprenad, etc. presenteras närmare i avsnitt 11.2.

TIPS

Notera att det avgörande inte är beteckningen på entreprenadformen utan det avtalsmässiga innehållet som definierar omfattningen av entreprenörens åtagande.

De olika *ersättningsformerna* är i huvudsak fast pris (med respektive utan indexreglering) och löpande räkning. Löpande räkning innebär att beställaren erlägger betalning till entreprenören enligt entreprenörens verifierade självkostnad för arbetstid, material, arbetsledning mm samt ett entreprenörarvode. Självkostnaden inklusive arvodet kallas också för entreprenörens *å-priser*. Andra ersättningsformer kan baseras på löpande räkning med tak eller incitament. Taket innebär att ersättningen maximeras. Vid incitament får entreprenören en bonus om den verkliga kostnaden blir mindre än ett överenskommet riktvärde. På motsvarande sätt reduceras arvodet om riktvärdet överskrids.

Behovsidentifieringen i kombination med val av upphandlingsform har resulterat i ett antal aspekter på entreprenaden avseende deponigasuttagssystem som i nästa steg ska formuleras till krav och önskemål i ett *förfrågningsunderlag*.

Förfrågningsunderlaget är det underlag för anbud som beställaren tillhandahåller en leverantör inför en upphandling. Förfrågningsunderlaget ska innefatta samtliga handlingar som gäller för upphandlingen. Det är värt att poängtera att det är de uppgifter som anges i förfrågningsunderlaget som skall stå till grund för anbuden och *inte* anbudsgivarnas uppfattning om verkligheten.



Förfrågningsunderlaget ska utformas så att de gemenskapsrättsliga principerna inte bryts. För all offentlig upphandling gäller fem grundläggande principer (Fryksdahl och de Jounge, 2012):

1. Principen om icke-diskriminering.
2. Principen om likabehandling.
3. Principen om transparens.
4. Proportionalitetsprincipen.
5. Principen om ömsesidigt erkännande.

I korta ordalag innebär ovanstående principer att det ska framgå vad beställaren avser att upphandla och att alla leverantörer ska få samma information vid samma tillfälle. Alla leverantörer ska behandlas lika och ingen leverantör ska favoriseras.

Förfrågningsunderlaget ska vara begripligt och innehålla alla krav på depognigasuttagssystemet med tillhörande kringutrustning som ska upphandlas. Vidare ska det vara så klart och tydligt att en leverantör kan förstå vilka krav som ställs och hur utvärderingen ska ske. Stor vikt ska läggas på att förfrågningsunderlaget är fullständigt och tydligt. De krav som ställs ska kunna verifieras av leverantören (via dokument, att leverantören intygar att kravet är uppfyllt, beskrivning av hur kravet ska uppfyllas vid avtalsstart, etc.).

Ett förfrågningsunderlag ska innehålla minst:

1. Krav på leverantören (ekonomisk ställning, teknisk och yrkesmässig kapacitet, kvalitetslednings- och miljöledningssystem, förteckning över utförda uppdrag, etc.).
2. Tekniska specifikationer (notera att teknisk specifikation inte får innehålla hänvisning till ursprung, tillverkning, varumärke etc. om detta kan leda till att vissa företag gynnas eller missgynnas).
3. Utvärderingsgrunder (beskrivning av vilken tilldelningsgrund och vilka tilldelningskriterier som ska användas. Det ekonomiskt mest fördelaktiga anbudet eller det anbud som har lägst pris?).
4. Kommersiella villkor (beskrivning av avtalsvillkoren så som avtalsperiod med angivande av eventuell förlängningsmöjlighet, avtalshandlingar med inbördes rangordning, pris och prisjustering, betalningsvillkor, överlåtelse av rättigheter och skyldigheter, ansvarsförsäkring, hävning, tvistlösning, etc.).
5. Administrativa bestämmelser

TIPS

- Ange hur tilldelningskriterierna viktas och/eller rangordnas. Illustrera gärna hur utvärderingsmodellen fungerar praktiskt.
- Simulera utvärderingsmodellen för att säkerställa att rätt resultat uppnås.
- Krav och villkor bör formuleras så att anbudsprövningen kan göras på ett relativt enkelt sätt, vara möjliga att kontrollera, utvärdera och följa upp.
- Till ett förfrågningsunderlag kan även bifogas en checklista över de dokument som ska bifogas till anbudet och ett separat anbudsformulär som innehåller samtliga krav som ska besvaras.



AF AMA (Administrativa Föreskrifter, Allmän Material- och Arbetsbeskrivning) är ett dokument som har tagits fram inom branschen och kontinuerligt reviderats som underlag för framställning av administrativa föreskrifter för upphandling. AMA innehåller förslag till tekniska lösningar som är gemensamt framtagna i branschen. Dokumentet baseras på beprövade byggmetoder och får ofta utgöra underlag vid projektering samt ibland på bygget vid utförande av detaljlösningar som projektörerna hänvisar till i AMA. AMA består av koder, rubriker och texter kring arbetets utförande.

Administrativa föreskrifter AF AMA baseras på AB och ABT (Allmänna Bestämmelser för utförande respektive för totalentreprenader). Det finns också Råd och Anvisningar, RA, med kommentarer och förtydligande kring texterna i AMA. AF AMA utges av Svensk Byggtjänst.

Här kan även NLM 10 nämnas vilket avser Allmänna bestämmelser för leverans med montage av maskiner samt annan mekanisk, elektrisk och elektronisk utrustning inom och mellan Danmark, Finland, Norge och Sverige.

TIPS

Att beakta vid framtagning av upphandlingsunderlag för ett gasuttagssystem:

Om underlaget görs väldigt strikt och beskriver ett gasuttagssystem på detaljerad nivå lämnas lite utrymme för entreprenörernas egna förslag om tekniska lösningar. Om upphandlingsunderlaget, å andra sidan, är väldigt grovt kan en utvärdering av inkomna förslag bli väldigt svår eftersom förslagen kan vara väldigt olika.

Har förfrågningsunderlag utformats på ett sätt som möjliggör för innovativa lösningar? Om möjligt ge anbudsgivaren viss frihet att själv komma med förslag på lösningar.

Identifiera vilka leverantörerna är på marknaden. Kan leverantörerna på marknaden uppfylla uppställda behov?

11.2 Upphandlings- och entreprenadformer

I detta avsnitt beskrivs upphandlings- och entreprenadsformer. Dessa är tillämpliga för byggbranschen och därmed också på installation av gasuttagssystem då ett sådant projekt är att betrakta som ett byggprojekt.

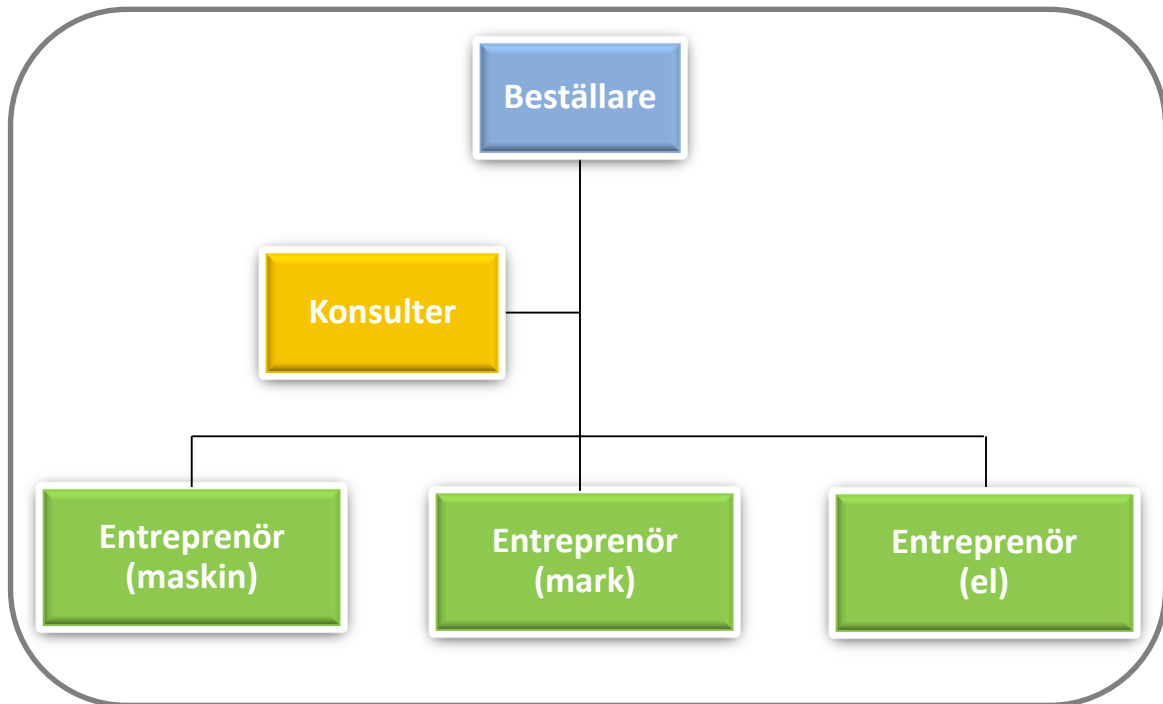
Beroende på entreprenadform så läggs allt ansvar på en huvudpart, som i sin tur filtrerar arbete och ansvar vidare, eller så delas ansvaret upp på olika entreprenörer för varje delmoment. I entreprenadsammanhang används begreppen utförandeentreprenad, totalentreprenad, delad entreprenad, generalentreprenad och samordnad generalentreprenad som beteckningar på olika entreprenadformer. Ibland kallas de tre sista för upphandlingsformer. De olika formerna förekommer mer eller mindre renodlade och gränserna mellan dem är i praktiken ofta flytande. I verkligheten förekommer det förstås ett antal olika kombinationer. Nedan beskrivs olika entreprenadsformer.

Delad entreprenad

Vid delad entreprenad upphandlar beställaren de olika delentreprenaderna var och en för sig (Figur 11-3). De olika entreprenörerna blir därmed sidoentreprenörer i förhållande till varandra. Beställaren har samordningsansvaret (se t ex AB 04,



kap 3 § 9) och varje entreprenör ansvar gentemot beställaren. Förutom att beställaren har tagit på sig rollen som samordnare svarar beställaren också för projektering, kontakt med myndigheter, etc. Denna form av entreprenad ställer krav på stort kunnande och erfarenhet hos beställaren. En fördel med delad entreprenad är att beställaren får större kontroll över ekonomin, vilka entreprenörerna som utför arbeten, etc. Emellertid kan konflikter uppstå och problemen kan vara komplexa med svåra gränsdragningar mellan flera olika ansvarsområden. Det är inte ovanligt att gränsdragningen mellan de olika entreprenörerna inte är tydlig varför risken för att saker "trillar mellan stolarna" ökar för beställaren.



Figur 11-3. Delad entreprenad (Serti, 2013).

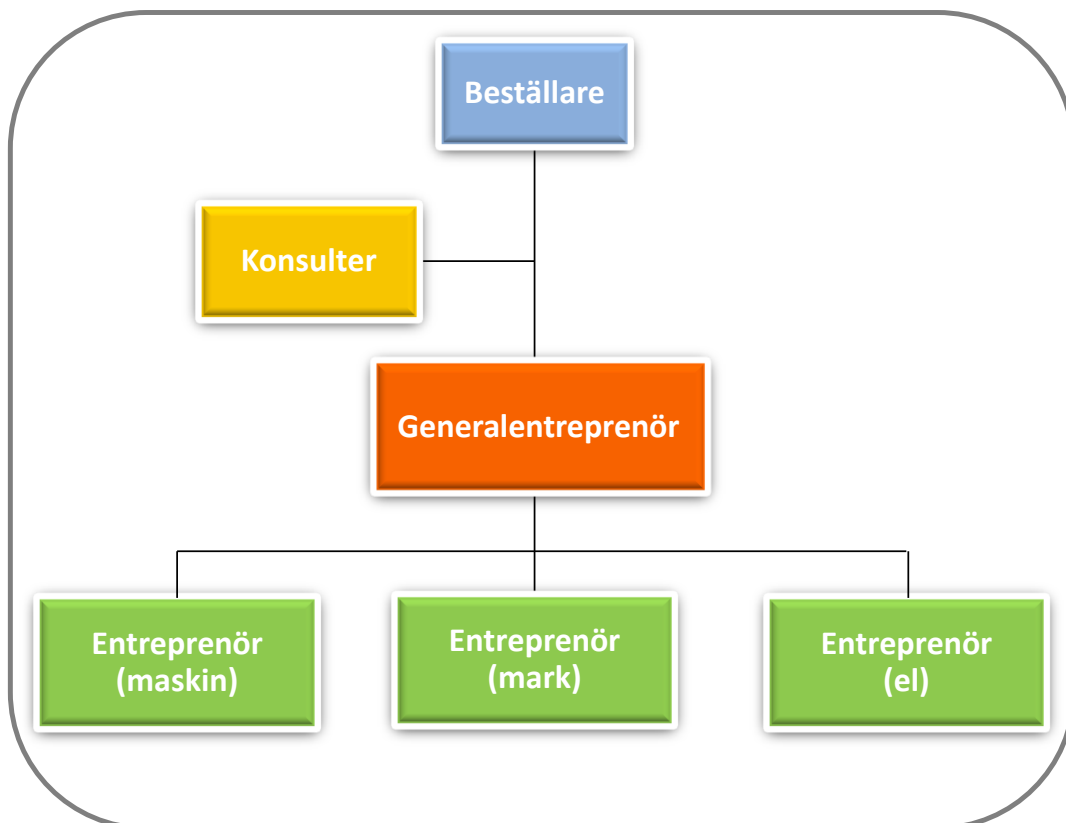
Det förekommer att beställare överlåter samordningsansvaret till en av entreprenörerna. Entreprenören som övertar samordningsansvaret kallas för huvudentreprenör.

Generalentreprenad

Vid generalentreprenad handlar beställaren upp hela entreprenaden av en generalentreprenör (GE) som sedan i sin tur upphandlar ett antal underentreprenörer (UE) (Figur 11-4). Generalentreprenören ansvarar för sig själv och för underentreprenörer gentemot beställaren. Generalentreprenören ansvarar för samordningen och även för en del hjälpmedel som krävs. Detta betyder att beställaren har en enda avtalspart vilket i sin tur innebär att beställarens kontroll blir mindre samtidigt som en del av risken för att saker "trillar mellan stolarna" övergår på generalentreprenören. Med kunskapen om att generalentreprenören pressar underentreprenörers priser bör beställaren kunna pressa priset mot generalentreprenören.

Beställaren ansvarar för projekteringen och bygghandlingarna samt ser till att alla papper är i sin ordning och klara.





Figur 11-4. Generalentreprenad (Serti, 2013).

En generalentreprenad kan vara både en utförandeentreprenad eller en totalentreprenad.

Samordnad generalentreprenad

Samordnad generalentreprenad är en kombination av delad entreprenad och generalentreprenad. Beställaren handlar först upp entreprenörer inom olika fackområden (t ex mark, el, etc.) på samma sätt som vid delad entreprenad. Sedan överlåter beställaren upphandlingen (avtalen) av underentreprenaderna till en av entreprenörerna. Därmed blir denne generalentreprenör och de övriga entreprenörerna blir underentreprenören till denne. Generalentreprenören ansvarar sedan ensam gentemot beställaren såväl för sina egna arbeten som för underentreprenörernas.

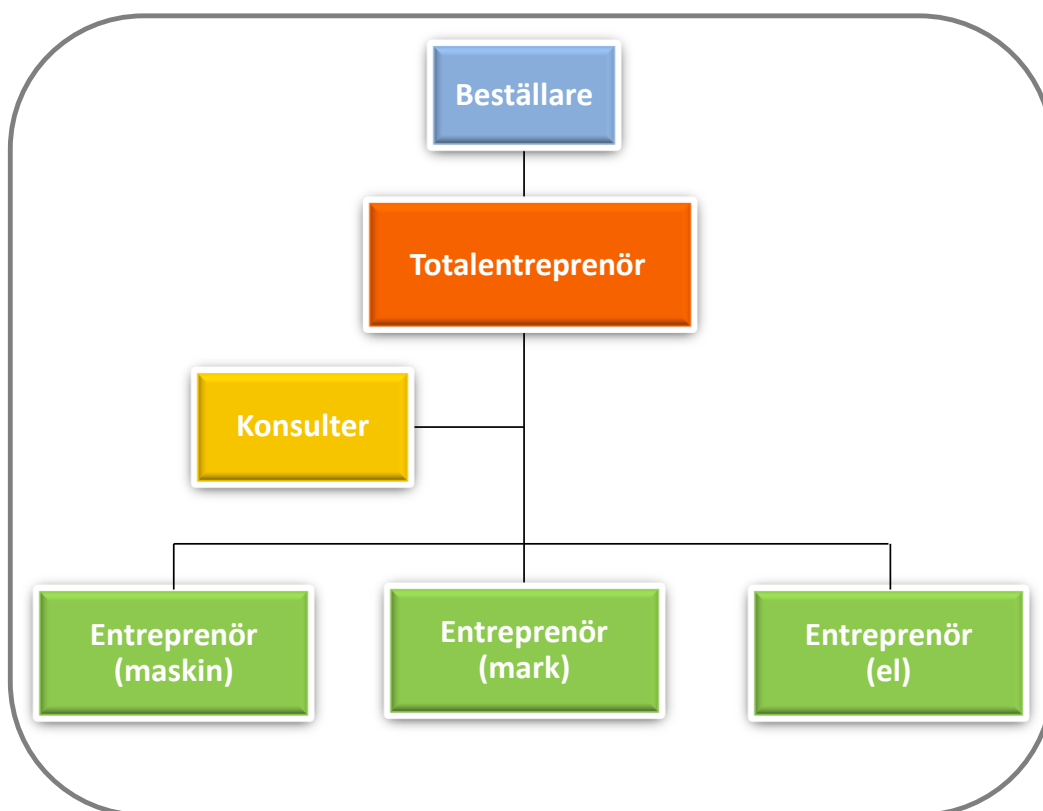
TIPS

Den samordnade generalentreprenaden bör undvikas då den inte är entreprenörvänlig upphandlingsform. Varken generalentreprenören eller underentreprenörerna får välja sina avtalsparter. Detta riskerar att leda till nackdelar även för beställaren.



Totalentreprenad

Vid totalentreprenad träffar beställaren avtal med endast en entreprenör (totalentreprenör) (Figur 11-5). Entreprenören utför projekteringen samt svarar för utförande av entreprenaden. Totalentreprenören anlitar vanligen i sin tur konsulter och underentreprenörer. Det hela sköts av en entreprenör som samordnar och har hand om de olika momenten i entreprenaden utan att kunden behöver lägga sig i mer än nödvändigt. Totalentreprenörens uppgift är att leverera den funktion som beställaren har beställt. Som underlag lämnar beställaren ifrån sig enklare handlingar, där krav på den tänkta funktionen framgår, men inte exakt hur något skall vara. Beställaren brukar formulera sina mål i funktionella termer varefter entreprenören försöker lösa de funktionella kraven med tekniska lösningar. Med anledning av detta kallas entreprenadsformen ibland också för funktionsentreprenad.



Figur 11-5.Totalentreprenad (Serti, 2013).

En totalentreprenör försöker alltid att hitta de billigaste lösningarna för att uppnå beställarens önskade funktion. Om det går fel någonstans är det totalentreprenören som får ta hela ansvaret givet att beställaren avtalat om funktionerna och vad som händer om dessa inte uppfylls.



TIPS

Det är viktigt att känna till att det är beställarens ansvar att entreprenören vet vad som gäller, vad beställaren är ute efter och att alla detaljer är avklarade och formulerade i avtal innan entreprenaden startar. Då samma term kan betyda olika saker är det viktigt att beställaren ser till att tydligt specificera vad som förväntas ingå i entreprenaden.

ABT 06 – Allmänna bestämmelser för totalentreprenader avseende byggnads-, anläggnings- och installationsarbeten är avsedda att användas vid totalentreprenader.

Utförandeentreprenad

En utförandeentreprenad kännetecknas av att beställaren svarar för projekteringen, d v s tar fram beskrivningar och bygghandlingar såsom ritningar. Därefter upphandlas en entreprenör som åtar sig att utföra arbetet som framgår av handlingarna. Här tar beställaren det största ansvaret för entreprenaden. Beställaren måste se till att säkra bygglov, om ett sådant är nödvändigt, och måste själv ta in offerter från entreprenörer som ska utföra de olika delarna av entreprenaden (eller åtminstone engagera sig övergripande i projektet i händelse av att t ex en konsult anlitas för att sköta anbudsprocessen). En fördel med denna entreprenadsform är att beställaren troligtvis kommer billigare undan genom att beställaren kan förhandla varje avtal för sig. Emellertid ska inte den tid och energi som en beställare lägger ner på att sköta avtal med olika parter underskattas.

Om entreprenören anlitar underentreprenörer kallas denne normalt generalentreprenör. Beställaren blir då ansvarig för konstruktionen och entreprenören enbart för att utförandet blir i linje med av beställaren tillhandahållna handlingar.

TIPS

Det standardavtal som gäller för utförandeentreprenader är AB 04 - Allmänna bestämmelser för byggnads-, anläggnings- och installationsentreprenader.



SAMMANFATTNING

- Det finns olika upphandlingsförfaranden och vilket av dem som väljs beror till stor del på avtalets värde och hur det aktuella behovet kan tillgodoses med bästa affärsmässiga resultat.
- Upphandlingsprocessen kan delas upp i olika skeden; planering, upphandling och avtalsperiod.
- Under planeringsskedet upprättas förfrågningsunderlaget som skall innehålla samtliga handlingar som gäller för upphandlingen.
- Själva upphandlingen innehåller tre centrala delar; anbudsöppning, tilldelningsbeslut och upprättande av kontrakt.
- Upphandling av deponigassystem sker nästan uteslutande under de så kallade tröskelvärdena. För upphandling under tröskelvärdena används förenklad, urvals-, eller direktupphandling.
- I entreprenadsammanhang används begreppen utförandeentreprenad, totalentreprenad, delad entreprenad, generalentreprenad och samordnad generalentreprenad som beteckningar på olika entreprenadformer.
- Val av entreprenadform beror bland annat på projektets storlek och beställarens kompetens och organisation.



12 Referenser

AB 04, Allmänna bestämmelser för byggnads-, anläggnings- och installationsentreprenader. Byggnadets Kontraktskommitté.

ABT 06 – Allmänna bestämmelser för totalentreprenader avseende byggnads-, anläggnings- och installationsarbeten är avsedda att användas vid totalentreprenader.

Afs 2011:18. Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden. 2011.

Anderson J. G., Treatment of Wastes by Composting, In: Microbiology of landfill sites, ed. Senior E., pp. 59-80, 1990.

Anonym, Manager of landfill operations training course, Silver Spring, SWANA, 1989.

Avfall Sverige, 2010. Gassäkerhet på deponier - Risker, egenkontroll och åtgärder. ISSN 1103-4092, Rapport D2010:04, 2010.

Avfall Sverige, 2012. Gassäkerhet på deponier, Riskbedömning enligt checklistemodellen, Fallstudie Storskogen, Oskarshamns kommun. Rapport D2012:05, ISSN 1103-44092, 2012.

AvfallSverige.se.

<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/deponigas/metanoxidation-paa-deponier/konstruering-av-anlaeggning/erfarenheter-och-exempel/exemplet-nolaengen/>. 2013a

AvfallSverige.

<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/deponigas/metanoxidation-paa-deponier/konstruering-av-anlaeggning/erfarenheter-och-exempel/exemplet-klintholm/>. 2013b.

Barlaz M. A., Ham R. K. och Schaefer D. M., Mass Balance Analysis of Decomposed Refuse in laboratory Scale Lysimeters, Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol. 115, No. 6, pp. 1088-1102, 1989a.

Barlaz M. A., Schaefer D. M. och Ham R. K., Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 55, pp. 55-65, 1989b.

Barlaz M. A., Ham R. K. och Schaefer D. N., Microbial, Chemical and Methane Production Characteristics of Anaerobically Decomposed Refuse with and with-



out Leachate Recycling, Waste Management and Research, Vol. 10, pp. 257-267, 1992.

Benjaminsson, J., Johansson, N., och Karlsvärd, J. Deponigas som fordonsbränsle. Rapport SGC 214, 2010.

Bergström, S. och Fråne, A. Uppskattning av framtida gaspotential i två skånska deponier – Fallstudier av Filborna, Helsingborg och Albäck, Trelleborg. Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet, 2011.

Bernes, C (2007). En ännu varmare värld – Växthuseffekten och klimatets förändringar. Naturvårdsverket.

Biogas Systems AB. Tony Zetterfeldt, 2013.

Bogardus E. R., Should You Recover Landfill Gas?, BioCycle, Vol. 25, No. 48, 1984.

Bogner J. och Scott P., Landfill methane emissions: guidance for field measurement, Final report to International Energy Agency Expert Working Group on Landfill Gas, Published by Luleå Technical University, Sweden, 1995.

Bogner J., Meadows M. och Czepial P., Bidirectional fluxes of methane between landfills and the atmosphere: landfills as sources and sinks, Soil Use and Management, 1997.

Bozkurt S. och Neretnieks I., Transport and Degradation Processes in Landfills Literature Survey, AFR-report 168, Swedish Environmental Protection Agency, September 1997.

Bozkurt S. (numera Serti), Assessment of the Long-Term Transport Processes and Chemical Evolution in Waste Deposits, Ph.D. Thesis, Department of Chemical Engineering and Technology/Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, TRITA-KET R126, ISBN 91-7170-614-3, 2000.

Buswell A. M. and Mueller H. F. "Mechanics of Methane Fermentation", Journal of Industrial Engineering Chemistry, Vol. 44, No. 3, pp. 550, 1952.

Börjesson G., Methane Oxidation in Landfill Cover Soils, Department of Microbiology, Uppsala, 1997.

Börjesson G., Danielsson Å. och Svensson B., Methane fluxes from Swedish landfills, AFN, Naturvårdsverket, AFR-rapport 263, ISSN 1102-6944, 1999.



Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Landfill emissions and environmental impact: an introduction, In: Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, 1995.

Ciccioli P., VOC and air pollution. In: Chemistry and Analysis of volatile organic compounds in the environment, Bloemen H.Y.Th. and Burn J. (Eds.), USL di Reggio Emilia, 1993.

Davies S. L. och Whittenbury R., (1970) Fine structure of methane and other hydrocarbon-utilising bacteria, Journal of General Microbiology 61, sid 227-232.

Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Division of Health Assessment and Consultation. November 1, 2001.

Eden R., Toxic Emissions from Different Types of LFG Burners. Proceedings of the 4th International Landfill Symposium, Sardinia, pp. 635-646, 1993.

Environ. www.environ.se. 2002.

Environment Agency, Guidance on the management of landfill gas. September 2004.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. Air emissions from municipal solid waste landfills: background information for proposed standards and guidelines. EPA-450/3-90/011a. March 1991.

EPA Landfill Methane Outreach Program Project Development Handbook. United States Environmental Protection Agency, 2013.

Eskilstuna Energi och Miljö AB, www.eem.se, 2005

Eskilstuna Energi och Miljö, 2012.

Farquhar G. J. och Rovers F. A., Gas production During Refuse Decomposition, Water, Air and Soil Pollution, Vol. 2, pp. 483-495, 1973.

Flyhammar P, kommunikation via e-post. 2013.

Forsgren A., Analys av utsläpp av växthusgaser, Naturvårdsverket, PM 2001-12-12, 2001.



Frost, 1997. Frost R.C., Pearson J.E. and Campbell D.J.V., Landfill Gas Flaring. Proceedings of the 5th International Landfill Symposium, Sardinia, pp. 585-592, 1997.

Fryksdahl A. och De Jounge M. Upphandlingsreglerna, en introduktion. Konkurrensverket, ISBN 978-91-88566-09-6, september 2012.

Given P. H., Spackman W., Painter P. C., Rhoads C. A. och Ryan N. J., The Fate of Cellulose and Lignin in Peats: An Laboratory Study of the Input to Coalification, Organic Geochemistry, Vol. 6, pp. 399-407, 1984.

Gårsjö D. Metangas på deponier. Med utgångspunkt i lagen om brandfarliga och explosiva varor, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap, 20090303, 2009.

Harmsen J. "Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip", Water Res., Vol. 17, pp. 699-705, 1983.

Hartz K. E och Ham R. K., Moisture Level and Movement Effects on Methane Production Rates in Landfill Samples, Waste Management and Research, Vol. 1, pp. 139-145, 1983.

Hoeks J. och Harmsen J., Methane Gas and Leachate from Sanitary Landfills, In Research Digest , ed. Schierbeek E. W., ICW, Wageningen, pp. 132-139, 1980.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Second Assessment Report, 1995.

IPPC, 2007. "Global Warming Potentials". Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. 2007. Retrieved 2012-05-24.

Kotze J. P., Thiel P. G. och Hattingh W. H. J., Anaerobic Digestion II. The Characterization and Control of Anaerobic Digestion, Water Res., Vol. 3, pp. 459-494, 1969.

Lag (2007:1091) om offentlig upphandling.

Landfill Gas Management System & Landfill Gas-To-Energy Project. Bath City Government, USA. Cityofbath.com. 2013.

Lewering R., Gasbildning och gasutvinning, TRAAB (Trestadsregionens Avfallsaktiebolag), 1986.



Liman L-O, Entreprenad- och konsulträtt. Svensk Byggtjänst AB, ISBN 978-91-7333-241-5, Lund 2007.

Linde Gas, Aga. Säkerhetsdatablad Svavelväte, kyld under tryck. Version: 1.1, 2007.

Millich L., The role of methane in global warming: where might mitigation strategies be focused? Global Environmental Change, Vol. 9, sid. 179-201, 1999.

Mårtenson J. SITA Sverige AB, 2002.

Naturvårdsverket, Omhändertagande av deponigas – underlag för riktlinjer, Rapport 4157, ISBN/ISSN 91-620-4157-6, 1993.

Naturvårdsverket, Deponigasgenerering, Rapport 4158, ISBN/ISSN 91-620-4158-4, 1993b.

Naturvårdsverket. National inventory report 2011 Sweden. 2011.

Nilsson P., Åkesson M. och Bramryd T., Biogas från deponiceller - optimerad metangasutvinning genom styrd avfallsuppläggning, Samordnad deponigas - FUD, Lägesrapport 4, SYSAV, Spillepeng, RVF-rapport 1994:7, ISSN 1103-4092, ISRN RVF-94/7-SE, 1994.

NSR, Omhändertagande av deponigas av miljöskäl, Nordvästra Skånes renhållningsaktiebolag, Förstudie, 1991.

NSW Government. The Department of Environment, Climate Change and Water NSW (DECCW). Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system. 2010.

Oonk H. Literature Review: Methane from landfills. Methods to quantify generation, oxidation and emissions. Oonkay, The Netherlands, April 2010.

Persson B. L., Gasbildning i avfallsupplag – förstudie, probleminventering jämte förslag till åtgärder, inklusive eventuellt nyttiggörande, FOU Avfall, Kommunförbundet, ISBN 91-7344-317-4, Stockholms Elitoffset, 1982.

Purenviro, 2012. Presentation vid deponiasseminarium arrangerat av Avfall Sverige. Örebro, 2012.



Rees J. F., Optimisation of Methane Production and Refuse Decomposition in Landfill by Temperature Control, J. Chem. Technol. Biotechnol., Vol. 30, pp. 458, 1984.

Richards B. K., Cummings R. J., White T. E. and Jewell W. J., Methods for Kinetic Analysis of Methane Fermentation in High-Solids Biomass Digesters, Biomass and Bioenergy, Vol. 1, No. 2, pp. 65-73, 1991.

Rosqvist, H., Leroux, V., Dahlin, T., Svensson, M., Lindsjö, M., Månsson, C-H, and Johansson S., Mapping landfill gas migration using resistivity monitoring. Waste and Resource Management 164: 3-15, 2011.

RVF (Renhållningsverksföreningen), Deponigas driftserfarenheter, RVF-rapport 1991:7, 1991.

RVF (Renhållningsverksföreningen), Säkerhet för deponigasanläggningar, RVF-rapport 1995:7, ISSN 1103-4092, ISRN RVF-95/7-SE, 1995.

RVF (Renhållningsverksföreningen), Deponigas – Teknik och produktion vid svenska anläggningar idag, RVF-rapport 1996:7, ISSN 1103-4092, ISRN RVF-96/7-SE, 1996.

Sekretesslagen (1980:100).

Senior E. and Kasali G. B. "Landfill Gas", In: Microbiology of landfill sites, ed. Senior E., CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 113-158, 1990.

Serti S., Riskanalys för deponigas vid deponier. Föredrag på Miljödagarna 2009, 18, 19 & 20 november 2009 med fokus på miljörett, förorenad mark och avfallshantering. Ibceuroforum, Stockholm, 2009.

Serti S. Sieraków landfill, Szczecin – assessment of landfill gas production. Citres AB, 2010.

SFS 2011:1575. Tillkännagivande (2011:1575) av tröskelvärden vid offentlig upphandling.

SFVF (Stiftelsen för Värmeteknisk Forskning), Deponigasteknik – en sammanställning av teknik, erfarenheter och utveckling, 1993.

SGC Rapport 203. Ljungberg, S-Å., Meijer, J-E., Rosqvist, H., Mårtensson, S-G. Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier, 2009.



SGC Rapport 266. Rosqvist, H., Johansson, S., Dahlin, T., Svensson, M., Månsson, C-H., Leroux, V., Lindsjö, M. Karaktärisering av deponier samt detektering av deponigas med geofysiska metoder, 2012.

Sharff H. and Jacobs J. Applying guidance for methane emission estimation for landfills. Waste manage., Vol. 26, p 417-429, 2006.

SN. Södermanlands Nyheter. Fredagen den 20 juni 2003.

Stoddart et al., 1997. Stoddart J., Zhu M., Staines J., Rothery E. and Lewicki R., Experience with Halogenated Hydrocarbonsremoval from Landfill Gas. Proceedings of the 5th International Landfill Symposium, Sardinia, pp. 489-498, 1997.

SOU, Klimatkommitténs slutbetänkande Förslag till svensk klimatstrategi, SOU 2000:23, sid. 121-291, 2000.

Tabasaran O., Übernehmungen zum problem deponigas, Mull und Abfall, No. 7, 1976.

Townsend T.G., Gas Collection Strategies for Bioreactor Landfills: Issues for Developed and Developing Countries. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida. In: Bioreactor Landfill Workshop US EPA National Risk Management Laboratory and World Bank, November 13, 2007.

UN, United Nations Framework Convention on Climate Change. Supporting documents. Supporting documents on Clean Development Mechanism (CDM). Methane oxidation layer (MOL) for solid waste disposal sites, 2011.

Umeå kommun, Avfallsplan 2020 Bilagor, 2010.

USACE. 1984. U.S. Army Corps of Engineers. Landfill gas control at military installations, Prepared by R.A. Shafer. Publication Number CERL-TR-N-173. January 1984.

Vafab Miljö AB, Lisa Bergh, 2013.

wikimedia commons.

http://commons.wikimedia.org/wiki/File:S%C3%A5_fungerar_v%C3%A4xthuseffekten.png. 2011.

www.atsdr.cdc.gov. <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/landfill/html/ch3.html>. 2013.



www.cbc.ca.

<http://www.cbc.ca/news/canada/saskatchewan/story/2011/08/17/sk-landfill-fire-110817.html>. 2011

www.epa.gov. <http://epa.gov/climatechange/ghgemissions/gases/ch4.html>. 2013.

www.ulricehamn.se.

http://www.ulricehamn.se/ulh_templates/Information.aspx?id=963. 2013.

www.waste-management-world.com. <http://www.waste-management-world.com/articles/print/volume-11/issue-4/Features/understanding-landfill-fires.html>. 2013.

Öman C. "Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag", IVL Report B1017, 1991.

Österreichische Verein für Altlastenmanagement. Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten. Wien, April 2008.



13 Bilaga 1 - Underlag vid besök på anläggningar

Företag:	
Datum:	
Person:	
Deponi:	
Potential för deponigas	
Har man beräknat/uppskattat potentialen för deponigas? Har man jämfört med verklig produktion?	
Har man koll på mängder avfall, vilken typ av avfall och när de deponerades.	
Mått på deponin; yta, höjd, volym	
Kvantitet och kvalitet på deponigas	
Teknisk beskrivning - uttagssystem	
Typ av brunnar – antal - ålder	
Horisontella dräner	
Ledningar	
Avvattning	



Regler och gaspumpstation	
Fackla	
Teknisk beskrivning - Passiv system	
Teknik för energiuttag	
Värme	
El	
Skäl till val av teknik	
Investeringar	
Genomförda de senaste fem åren	
Planerade	
Erfarenheter och problem med drift	
Brunnar / dräner	
Ledningar	



Avvattning	
Regler och gaspumpstation	
Energiutvinning	
Speciellt: Svavelväte	
Annat	
Skötsel och drift	
Finns driftsrutiner	
Vilken typ av daglig/vecko tillsyn, skötsel, drift	
Andra rutiner – vecka, månad, år?	
Säkerhet och risk	
Några incidenter?	
Några nya åtgärder vidtagna under de senaste åren	



Juridik – Följa lagstiftning och rapportera till myndigheter	
Hur håller man sig uppdaterad på lagstiftning och andra regler	
Emissionsdeklaration – Vad rapporterar man	
Emissionsdeklaration – Vem sköter det	
Ekonomi	
Budget; Drift, personal, underhåll, investering	
Övrigt	

