

Livscyklusvurdering af deponeret affald

Erik Hansen m.fl.
COWI

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	7
INDLEDNING	9
BAGGRUND FOR PROJEKTET	9
FORMÅL MED PROJEKTET	10
BRUG AF PROJEKTRESULTATERNE	12
KVALITETSSIKRING	12
SAMMENFATNING OG KONKLUSION	13
DEL I (DELPROJEKT 1)	13
DEL II (DELPROJEKT 2)	15
AREALANVENDELSE OG RESSOURCEFORBRUG	17
SAMLET KONKLUSION	18
SUMMARY AND CONCLUSION	19
PART I (SUBPROJECT 1)	19
PART II (SUBPROJECT 2)	21
AREA USE AND RESOURCE USE	23
CONCLUSION	24
ANBEFALINGER	25
PROCESSER, SOM FINDER STED I DK	25
PERSPEKTIVERING	26
DEL I: LIVSCYKLUSVURDERING AF DEPONEREDE RESTPRODUKTER FRA AFFALDSFORBRÆNDING OG KRAFT- VARMEPRODUKTION	29
1 INDLEDNING - DEL 1	31
2 METODISKE OVERVEJELSER	32
2.1 KOBLING TIL LCAGAPS	32
2.2 MILJØPÅVIRKNINGER OG TIDSPERSPEKTIV	33
2.3 EMISSIONER FRA DEPONERINGSANLÆG OG METODER TIL AT OPGØRE DISSE	35
2.3.1 Miljøpåvirkningskategorier	35
2.3.2 Opgørelse af emissioner generelt og for de to udvalgte affaldsfraktioner	36
2.3.3 Hvilke miljøpåvirkninger giver deponering?	39
2.3.4 Eksisterende miljøpåvirkningskategorier	39
2.3.5 Miljøpåvirkninger fra deponeringsanlæg i det langsigtede perspektiv	40
2.3.6 Arealanvendelse	40
2.3.7 Ressourcetab – grundvand	41
3 AFGRÆNSNINGER AF VURDEREDE SYSTEMER	42
3.1 SYSTEM FOR AFFALDSFORBRÆNDING	43
3.2 SYSTEM FOR DANSK EL- OG KRAFTVARMEPRODUKTION	44

4	AFFALDSFORBRÆNDING	47
4.1	AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG	47
4.2	RESTPRODUKTER FRA AFFALDSFORBRÆNDING	47
4.3	BEHANDLING AF RØGRENSNINGSPRODUKT OG FASTLÆGGELSE AF GENNEMSNITSDEPONERINGSANLÆG	51
4.3.2	Teknikker til stabilisering af restprodukter	54
4.3.3	Fastlæggelse af gennemsnitsdeponeringsanlæg for behandlede røggasrensingsprodukter	55
4.4	BORTSKAFFELSE AF SLAGGER FRA FORBRÆNDINGSANLÆG	59
4.4.1	Vurdering af de mest sandsynlige bortskaffelsesmuligheder over de næste 10 år	60
4.4.2	Ændringer i slaggekvaliteten over de næste 10 år	61
4.4.3	Konklusion - Prognose over slaggernes fordeling mellem genanvendelse og deponering	62
4.4.4	Behandlingen og deponering af slaggerne	63
4.4.5	Deponeringsanlæg for slagge	64
4.5	ET DANSK GENNEMSNITSDEPONERINGSANLÆG FOR SLAGGE	65
5	DANSK EL- OG VARMEPRODUKTION	66
5.1	TEKNOLOGI TIL ENERGIFREMSTILLING	66
5.2	RESTPRODUKTER FRA KRAFTVÆRKER	66
5.3	BEHANDLING OG BORTSKAFFELSE AF RESTPRODUKTER FRA KRAFTVÆRKER	71
5.3.1	Deponeringsanlæg og opfyldninger	71
5.3.2	Fastlæggelse af gennemsnitsdeponeringsanlæg for flyveaske, slagge og forudskilt gips	72
5.4	OVERSIGT OVER GENNEMSNITSDEPONERINGSANLÆG	75
6	TIDSMÆSSIG OG TEKNOLOGISK AFGRÆNSNING	77
6.1	TIDSMÆSSIG AFGRÆNSNING	77
6.2	TEKNOLOGISK AFGRÆNSNING	77
7	INPUT OG OUTPUT FOR DE VURDEREDE SYSTEMER	79
7.1	INPUT OG OUTPUT FOR BEHANDLING OG DEPONI AF RESTPRODUKTER FRA AFFALDSFORBRÆNDING	79
7.1.1	Emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter fra affaldsforbrænding	82
7.1.2	Spildevandsrensning	84
7.2	INPUT OG OUTPUT FRA DEPONI AF RESTPRODUKTER FRA ENERGIPRODUKTION	86
7.2.1	Emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter fra energiproduktion	88
7.3	STOFTRANSPORT VED DEPONI	89
8	MILJØPÅVIRKNINGSPOTENTIALER	92
8.1	EMISSIONER OG MILJØPÅVIRKNINGSPOTENTIALER	93
8.2	PÅVIRKNINGSVURDERING	94
8.2.1	Eksisterende påvirkningskategorier for toksicitet	94
8.2.2	Deponeret toksicitet	96
8.2.3	Arealanvendelse	97
9	DATAINDSAMLING	99
9.1	REFERENCEENHED	99
9.2	ALLOKERING	99
10	OPGØRELSE AF DATA FOR DE VURDEREDE SYSTEMER	101

10.1	BEREGNINGSMODEL	101
10.1.1	<i>Restprodukter fra affaldsforbrænding</i>	101
10.1.2	<i>Modeller for emissioner fra restprodukter fra kraftvarme produktion</i>	107
11	MILJØPROFILER FOR EKSEMPLER	109
11.1	SAMMENLIGNING AF MILJØPROFILER FOR AFFALDS- FORBRÆNDING	109
11.2	SAMMENLIGNING AF EL-SCENARIER	113
12	KONKLUSION OG ANBEFALINGER - DEL I	117
	REFERENCER - DEL I	119
	DEL II: EMISSIONER FRA DEPONERINGSANLÆG PÅ LANG SIGT - LCA METODEUDVIKLING	123
13	INDLEDNING - DEL II	125
14	OMSÆTNING AF MATERIALER I DEPONERINGS- ANLÆG PÅ LANG SIGT	126
14.1	DEPONERINGSANLÆG - UDVALGTE KARAKTERTRÆK	127
14.1.1	<i>Definition af deponering/deponeringsanlæg</i>	127
14.1.2	<i>Deponeringslovgivning i EU og Danmark</i>	127
14.1.3	<i>Nyttiggørelse med deponeringslignende karakter</i>	131
14.1.4	<i>Forhold af betydning for perkolatdannelsen i deponeret affald</i>	131
14.1.5	<i>Vurdering af udviklingen af kildestyrken af miljøbelastningen fra et deponeringsanlæg med tiden</i>	134
14.1.6	<i>Berørte miljøer</i>	137
14.2	VURDERING AF MATERIALEGRUPPER	137
14.3	DEN VIDERE OMSÆTNING OG TRANSPORT AF MILJØFARLIGE PERSISTENTE KEMISKE STOFFER I DEPONERINGSANLÆG.	141
14.4	SAMMENFATNING	143
15	DEPONERINGSANLÆGS FREMTID I SAMFUNDET	145
15.1	BEFOLKNINGSUDVIKLINGEN	145
15.2	FREMTIDIGT DEPONERINGSBEHOV	146
15.2.1	<i>Affaldsmængder</i>	146
15.2.2	<i>Politisk prioritering og teknologiske muligheder</i>	148
15.2.3	<i>Scenarier</i>	149
15.2.4	<i>Sammenfatning</i>	151
15.3	FREMTIDEN FOR DEPONERINGSANLÆG	151
15.3.1	<i>Byggeri</i>	151
15.3.2	<i>Deponeringsanlæg som råstofdepoter</i>	152
15.3.3	<i>Nye deponeringsanlæg</i>	153
15.3.4	<i>Sammenfatning</i>	153
15.4	FREMTIDEN FOR DEPONERINGSANLÆG, SOM INDGÅR I INFRASTRUKTUREN	154
15.4.1	<i>Materialer og anlæg</i>	154
15.4.2	<i>Sammenfatning</i>	157
16	DEPONERINGSANLÆGS FREMTID I EN GEOLOGISK SAMMENHÆNG	158
16.1	TIDSBEGREBER I EN GEOLOGISK SAMMENHÆNG	158
16.2	MULIGE SCENARIER FOR GEOLOGISKE PROCESSERS BETYDNING FOR AFFALDSDEPONERING	163

16.2.1	Et 1.000 års perspektiv	163
16.2.2	Et glacialt perspektiv	167
16.2.3	Et "uendeligt" langt perspektiv	168
16.3	SAMMENFATNING	171
17	HVORDAN REGNES DER MED DEPONERING AF AFFALD I LCA?	173
17.1	VURDERINGSMETODE	173
17.1.1	Relevansen af at medregne affaldsdeponering i LCA	173
17.1.2	Sammenligning af miljøpåvirkninger i fremtiden med miljøpåvirkninger, der sker i dag	174
17.1.3	Forslag til vurderingsmetode	175
17.2	DE NYE PÅVIRKNINGSKATEGORIER	176
17.3	BEREGNING AF EFFEKTPOTENTIALER	178
17.4	NORMALISERINGSREFERENCER	179
17.4.1	Deponeret økotoxicitet	179
17.4.2	Deponeret Human Toksicitet	181
17.4.3	Overordnede konklusioner	183
17.4.4	Sammenligning med de "almindelige" normaliseringsreferencer	183
17.5	VÆGTNING	184
17.6	OPERATIONALISERING	185
17.6.1	Relevante stoffer og stofgrupper	185
17.6.2	Effektfaktorer	186
17.6.3	Beregninger i praksis	187
17.6.4	Fortolkning af resultater	188
	REFERENCER - DEL II	191

BILAG

Til Delrapport I

Bilag 1	Data for affaldsforbrænding
Bilag 2	Data for energiproduktion
Bilag 3	Data for transport
Bilag 4	Nye udvaskningsdata for slagge og restprodukter behandlet med VKI-processen
Bilag 5	Input og output fra deponi af ikke forbrændingseget affald

Til Delrapport II

Bilag 6	Grundlag for beregning af normaliseringsreferencer
---------	--

Forord

Som et led i den produktorienterede miljøindsats blev der fra 1991-1996 udarbejdet et dansk metodegrundlag for livscyklusvurdering, **UMIP, Udvikling af miljøvenlige industriprodukter**.

UMIP-metoden giver mulighed for at miljøvurdere en række udvalgte miljøpåvirkningspotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøpåvirkningspotentialer for et givet produkt fra "vugge til grav". Når det drejer sig om deponering af affald har UMIP-metoden, i lighed med andre metoder internationalt, kun regnet med den samlede mængde affald indenfor en række affalds-kategorier. Det vil sige, at der ikke har været mulighed for at beregne de potentielle miljøpåvirkninger som affaldet giver anledning til, f.eks. ved behandling og deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding og energiproduktion.

Formålet med projektet "Livscyklusvurdering af deponeret affald" har været at indsamle data og opstille en metode til beregning af miljøpåvirkningspotentialerne ved behandling og deponering af affald.

Projektet er udført i samarbejde mellem COWI, IPU, dk-TEKNIK, Tech-wise A/S og DHI med COWI som projektleder.

Projektet er delt i to delprojekter.

Del I "**Livscyklusvurdering af deponerede restprodukter fra affaldsforbrænding og kraft-varmeproduktion**" har haft til formål at beskrive og kvantificere miljøbelastningerne i livscyklusperspektiv i en periode på 100 år regnet fra nutiden og frem fra behandling og deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding og energiproduktion. Oprindeligt var deponering af udvalgte typer af ikke-forbrændingsegnet affald også omfattet af projektet, men denne type affald har vist sig at være for uensartet til opstilling af anvendelige modeller og standardberegninger for de første 100 år.

Delprojekt I er udført af Tomas S. Poulsen (projektleder indtil marts 2003), Erik Hansen, Ninkie Bendtsen, Marcus Müller (COWI) i samarbejde med Ole Hjelmar, Jette Bjerre Hansen (DHI), Stig Irving Olsen (projektleder fra marts 2003), Michael Hauschild (IPU/DTU) og Søren Varming, Helle Herk Hansen, Henriette Hassing (Tech-wise A/S).

Del II "**Emissioner fra affaldsdeponeringsanlæg på lang sigt - LCA metodeudvikling**" har haft til formål at beskrive miljøbelastningerne fra deponering af affald i et tidsperspektiv fra efter de 100 år og frem, principielt til det uendelige.

Delprojekt II er udført af Erik Hansen (projektleder), Susanne Skårup og Knud Christensen (COWI) i samarbejde med Anders Schmidt (dk-TEKNIK), Ole Hjelmar (DHI) og Michael Hauschild (IPU).

En følgegruppe har fulgt projektets fremdrift og resultater. Følgegruppen, som blev udpeget af Miljøstyrelsen bestod af følgende medlemmer: Mariane T. Hounum (formand), Povl Rasmussen, Jørgen G. Hansen og Lone Lykke

Nielsen (Miljøstyrelsen), Thomas H. Christensen og Thomas Astrup, Miljø og Ressourcer (DTU), Marianne Thorsen og Henrik Wejdling (DAKOFA), Allan Kjersgaard (RENOSAM), Anders Schmidt (dk-TEKNIK), Niels Remtoft og Jacob Simonsen (Kommunernes Landsforening), Allan Andersen (Danmarks Naturfredningsforening).

Projektet er gennemført i 2000-2003 og er finansieret af Miljøstyrelsens ***Program for Renere Produkter***.

Indledning

Baggrund for projektet

En livscyklusvurdering beskriver den samlede miljøbelastning fra et produkts forskellige faser i livsforløbet fra udvinding af råstoffer, produktion, brug og bortskaffelse af produktet samt transport gennem livsforløbet.

I mange metoder til livscyklusvurderinger, herunder UMIP-metoden¹, er det i dag muligt at udarbejde miljøprofiler for produkter. Disse udtrykkes ved en række miljøpåvirkningspotentialer, ressourceforbrug og arbejdsmiljøpåvirkningspotentialer. De miljøpåvirkningskategorier, som anvendes i UMIP fremgår af den nedenstående oversigt.

Miljøpåvirkningskategorier i UMIP

Drivhuseffekt
Stratosfærisk ozonnedbrydning
Fotokemisk ozondannelse
Forsuring
Næringssaltbelastning
Persistent toksicitet
Økotoxicitet
Human toksicitet
Affald til deponi:
- volumenaffald (ikke farligt)
- farligt affald
- slagge og aske
- radioaktivt affald

Som det ses er det således i dag ikke blot i UMIP-metoden, men også i andre LCA-metoder, at affald og restprodukter alene medregnes ud fra et rent mængde perspektiv, dvs. der tages højde for hvor store affaldsmængder, der skal deponeres i produkternes livscyklus. Deponering af fast affald er inkluderet som selvstændige påvirkningskategorier. Der tages derimod ikke højde for den giftighed, som affaldet repræsenterer, eller for det energi- og ressourceforbrug, som bortskaffelsen medfører.

Konsekvensen heraf er bl.a., at det i LCA-beregninger baseret på disse metoder er omkostningsfrit at anvende giftige materialer og stoffer, såsom tungmetaller i industriprodukter, såfremt disse giftige materialer og stoffer til slut havner i et deponeringsanlæg, frem for at blive direkte spredt i miljøet.

¹ UMIP, Udvikling af miljøvenlige industriprodukter.

Denne tilgang til håndtering af affaldsbortskaffelse beror på, at der ikke hidtil er udviklet modeller til opgørelse af ressource- og energiforbrug samt emissioner fra deponeringsprocesserne i et livscyklusperspektiv. Estimering af ressourceforbrug, energiforbrug og emissioner relateret til bortskaffelsen af materialer og produkter er kompliceret. Dels fordi emissionerne styres af komplekse biologiske, fysiske og kemiske processer. Dels fordi affaldsbortskaffelsen medfører forskellige emissioner og ressourceforbrug, afhængigt af hvilke bortskaffelsesteknikker, der anvendes. Det medfører, at de emissioner, ressource- og energiforbrug, der opstår som følge af behandling og deponering af affald ikke er omfattet, når den samlede miljøbelastning beregnes. Dette gælder bl.a. restprodukter fra affaldsforbrænding og energiproduktion, farligt affald og håndtering af ikke-forbrændingsegnet affald.

Denne rapport diskuterer og søger at komme med løsningsforslag til, hvordan de miljøpåvirkninger, som er knyttet til affald og restprodukter, der deponeres, kan medregnes i LCA.

Formål med projektet

Det primære formål med projektet er at udvikle metoder til opgørelse af produktspecifikke emissioner og forbrug fra affaldsbehandlingsprocesser, således at også deponering af affald repræsenteres ved miljøpåvirkningerne i stedet for blot som en mængde affald. Såvel i Danmark som internationalt synes der at være enighed om at emissioner fra deponeringsanlæg i LCA-sammenhæng bør vurderes i 2 perspektiver:

1. Hvad sker der de første 100 år?
2. Hvad sker der på langt sigt - i princippet uendelig langt sigt?

Behovet for at skelne mellem emissioner på kort og langt sigt beror på, at det dybest set er et politisk valg, hvor langt ud i fremtiden beslutningstagere ønsker at være ansvarlige for deres handlinger.

Uanset hvilket valg der træffes er det med dagens viden klart, at **væk** ikke eksisterer. Selvom affald og restprodukter anbragt i et deponeringsanlæg umiddelbart er **ude af øje** betyder dette ikke, at de også skal være **ude af sind**.

Hertil kommer, at muligheden for at forudsige, hvad deponeringsanlæg bliver udsat for fremover, bliver mindre og mindre jo længere frem i tiden, man kommer. De 100 år benævnes derfor ofte "foreseeable future".

Projektet er derfor udført som to delprojekter, hvor delprojekt 1 søger at kvantificere de aktuelle udledninger og ressourceforbrug gennem de første 100 år efter affaldet er blevet deponeret, mens delprojekt 2 mere har karakter af et fremtidsstudie, hvor materialers og deponeringsanlægs skæbne diskuteres i en uendelig tidshorisont.

For at kvantificere udledninger og ressourceforbrug i de første 100 år blev følgende delformål formuleret for delprojekt 1:

- at udvikle principperne for en beregningsmodel til estimering af produktspecifikke emissioner for affaldsfraktioner samt udarbejde eksempler på beregning af produktspecifikke emissioner.
- at gennemføre en datakortlægning for behandling og deponering af udvalgte affaldsfraktioner med henblik på, at data repræsenterer den gennemsnitlige miljøbelastning i Danmark. De udvalgte affaldsfraktioner er:
 - restprodukter fra affaldsforbrænding
 - restprodukter fra kraftværker
- at videreudvikle den eksisterende LCA-metode (UMIP) til at kunne repræsentere miljøpåvirkningerne fra deponeringsanlæg. I projektet er der foretaget en vurdering af, om de nuværende påvirkningskategorier er tilstrækkelige til beskrivelsen af de miljøpåvirkninger, der kommer fra deponering. Projektet har bl.a. vurderet om nye foreslåede påvirkningskategorier, som "deponeret human toksicitet", "deponeret økotoksicitet", "toksicitet i grundvand", "jordforurening" og "arealanvendelse" har relevans. Vurderingen af påvirkningskategorier tager afsæt i diskussioner og resultater fra UMIP, LCAGAPS² og internationale LCA-metoder.

Modellerne og metodeudviklingen i dette projekt tager udgangspunkt i eksisterende opgørelser og modeller, som er udarbejdet af COWI, Dansk Hydraulisk Institut (DHI), Institutet for Produktudvikling (IPU) og Tech-wise A/S.

Det skal bemærkes, at de udvalgte affaldsfraktioner kun udgør en lille del af det affald, som deponeres i DK. Oprindeligt var også ikke-forbrændingseget affald inkluderet, men denne type affald er for inhomogen til at det er muligt at udvikle generelt anvendelige modeller i LCA-sammenhæng. I projektet blev det derfor i stedet prioriteret at udvikle normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer for miljøpåvirkningerne på lang sigt.

I delprojekt 2 er der fokuseret på det lange sigt dvs. efter 100 år og i princippet til uendeligt.

Dette tidsperspektiv betyder, at rapporten på en række punkter får karakter af et fremtidsstudie, der vurderer forhold som:

- Forskellige stoffers og materialers langsigtede omsætning i og emission fra deponeringsanlæg.
- Deponeringsanlægs fremtid i samfundet.
- Deponeringsanlægs fremtid i en geologisk sammenhæng.

At tidsperspektivet rækker indtil uendeligt betyder, at der i princippet skal medtages alle emissioner og påvirkninger, der kan finde sted så længe der findes biologisk liv på jorden. I kraft af at solen på et tidspunkt et par milliarder år ud i fremtiden antages at svulme op, hvorved jorden først udtørres og herefter muligvis opluges helt af solen, er tidsperspektivet reelt

² EUREKA projektet EUROENVIRON 1296:LCAGAPS støttet af Erhvervsfremmestyrelsen

begrænset. Et par milliarder år ud i fremtiden er dog i de fleste sammenhænge meget længe og begrænsningen har næppe betydning for andre mekanismer end de geologiske påvirkninger, der er knyttet til kontinentalbevægelser.

Brug af projektresultaterne

Det samlede projekt åbner mulighed for at inkludere miljøpåvirkningerne ved deponering af affald i LCA-sammenhæng. For restprodukterne fra affaldsforbrænding og kraft-varmeproduktion er der skabt grundlag for en skelnen mellem et kvantitativt mål for emissioner, ressourceforbrug og arealanvendelse i løbet af de første 100 år og en indikation af de potentielle miljøpåvirkninger på længere sigt. Alle øvrige affaldsfraktioner kan repræsenteres ved de potentielle miljøpåvirkninger på lang sigt. Resultaterne kan bruges til at gøre livscyklusvurderinger af produkter, der bortskaffes ved affaldsforbrænding mere fuldstændige. Endvidere kan resultaterne anvendes til at udvide miljøvurderingen af dansk el- og varmeproduktion, og dermed optimere miljøvurdering af produktsystemer, hvori der indgår dansk el og varme. Projektet udgør således et supplement til elsektorens omfattende LCA-studie "livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme".

Projektet udgør samtidig et grundlag for det videre arbejde med metodeudvikling og beregning af produktrelaterede miljøpåvirkninger i de første 100 år fra andre affaldsfraktioner end dem, som er omfattet i nærværende projekt, nationalt såvel som internationalt.

Projektets resultater for de første 100 år er udarbejdet med henblik på at repræsentere et gennemsnit for danske forhold. Resultaterne kan derfor principielt ikke lægges til grund for en vurdering af betydningen af forskelle i geografisk placering og recipienter for behandlingsteknologier for restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg og deponeringsanlæg. Her vil det være nødvendigt med en mere detaljeret modellering end den foreliggende. Ved sammenligning mellem behandlingsteknologierne CO₂-stabilisering og Ferrox-stabilisering skal man endvidere være opmærksom på, at data i væsentligt omfang er baseret på resultater fra pilot-skala forsøg og udvaskningstest, som indikerer hvilke forventninger, der er til udvaskning af stoffer efter stabilisering med de pågældende teknologier. Der er således behov for en række forbehold ved eksakte sammenligninger.

Kvalitetssikring

Det er afgørende for anvendelsen af projektets resultater, at data er præsenteret i et overskueligt format og at alle forudsætninger, mellemregninger etc. er gennemskuelige for brugeren af data.

Kvaliteten af data er sikret ved hjælp af intern kvalitetssikring hos dataleverandørerne.

Det har været muligt at erstatte sparsomme eller ikke eksisterende data med kvalificerede estimater qua projektorganisationens forskellige faglige kompetencer. Specielt med henblik på modellering og vurderinger af fremtidige udvaskninger af stoffer fra deponeringsanlæg, har denne fremgangsmåde været relevant.

Sammenfatning og konklusion

I livscyklusvurderinger efter UMIP-metoden er deponering af affald, inklusive restprodukter fra forbrænding, hidtil opgjort udelukkende som en mængde affald i en af de 4 kategorier:

- volumenaffald (ikke farligt)
- farligt affald
- slagge og aske
- radioaktivt affald

Dette betyder, at der ikke tages hensyn til de potentielle miljøpåvirkninger deponering af affald medfører. Dette projekt har haft til formål at udvikle en metodik, som muliggør inddragelse af disse potentielle miljøpåvirkninger. Miljøpåvirkningerne fra deponering af affald stammer fra:

- Emissioner
 - fra det deponerede affald
 - fra processer relateret til drift m.m. af deponeringsanlægget (eksempelvis transport af affald til deponeringsanlæg, udgravning af celler)
- Ressourceforbrug relateret til f.eks. drift af deponeringsanlæg og behandling af restprodukter
- Beslaglæggelse af et areal

I forbindelse med livscyklusvurderinger er der såvel i Danmark som internationalt en vis enighed om, at emissioner fra deponeringsanlæg bør vurderes i 2 perspektiver:

1. Hvad der sker de første 100 år ("foreseeable future")
2. Hvad der sker på lang sigt – i princippet uendelig lang sigt

De to delprojekter, der er udført som en del af dette projekt omhandler henholdsvis ovenstående punkt 1 og 2.

Del I (del projekt 1)

Del I af denne rapport dækker delprojekt 1, som således omhandler en datakortlægning for behandling og deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding og restprodukter fra kraftvarmeproduktion. Desuden er der udviklet principper for beregning af produktspecifikke emissioner de første 100 år efter deponering samt principper for inddragelse af arealanvendelse som miljøpåvirkningskategori. I datakortlægning og beregningsprincipperne er udvaskningen fra forskellige genanvendelser af restprodukterne sidestillet med deponering. Oprindeligt var også deponering af ikke-forbrændingseget affald omfattet. Denne type affald viste sig imidlertid at være for uensartet til at udvikle generelle produktspecifikke modeller for emissioner fra deponier.

Modellerne og metodeudviklingen i dette projekt tager udgangspunkt i eksisterende opgørelser og modeller, som er udarbejdet af COWI, Dansk Hydraulisk Institut (DHI), Institutet for Produktudvikling (IPU) og Tech-wise A/S.

De miljøeffekter, som ikke har kunnet håndteres tilfredsstillende i den eksisterende metode er emissionerne af persistente toksiske stoffer samt arealanvendelse (som dog er repræsenteret ved en mængde deponeret affald). Det er derfor valgt, dels som en del af denne rapport at beregne produktspecifikke emissioner fra deponeringsanlæg de første 100 år og deres potentielle bidrag til toksiske effekter, dels at introducere to ny effekt kategorier - deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet - som tilsammen repræsenterer miljøeffekten af deponeringsanlægget i en længere tidshorisont. Disse effekt kategorier er udviklet og nærmere beskrevet i delprojekt 2 (jf. nedenfor). Desuden er det valgt at lade arealanvendelsen udtrykke ved det areal, som beslaglægges gange den tid, det er beslaglagt.

Datakortlægningen har derfor været fokuseret på emissioner af persistente toksiske stoffer, specielt metaller. Det er da også for metallerne, der forefindes data i denne forbindelse. De andre typer af forbindelser (især salte), hvor der er fundet tilgængelige data, er ikke vurderet at have væsentlige miljøpåvirkninger. Opgørelsen af emissioner fra deponerede affaldsfraktioner er primært foretaget ved modeludvikling, der bygger på en afstemning af teoretisk viden med faktiske observationer af perkolat fra deponeringsanlæg (hvis de findes) samt resultater af laboratorieudvaskningstests på de materialer, som er deponeret.

De stoffer, som medregnes for affaldsforbrænding er Cadmium (Cd), Crom (Cr), Kobber (Cu), Bly (Pb), Arsen (As), Nikkel (Ni) og Zink (Zn). For stofferne Aluminium (Al), Barium (Ba), Molybdæn (Mo), Antimon (Sb), Selen (Se) har det grundet manglende data for delprocesser ikke været muligt at gennemføre beregningen for hele systemet.

For energiproduktion er følgende stoffer medtaget: Cadmium (Cd), Crom (Cr), Arsen (As), Molybdæn (Mo), Selen (Se), Vanadium (V), Magnesium (Mg), Bly (Pb) og Zink (Zn).

Det vurderes, at de mest problematiske stoffer er inkluderet, men det kan ikke udelukkes at emissioner af andre stoffer kan give et væsentlig bidrag til miljøpåvirkningen. Under gennemførelsen af projektet har det vist sig, at den mængde af metallerne som udvaskes de første 100 år kun udgør en meget lille del (0,00006 – 0,2 %) af den mængde som restprodukterne indeholder. Den lille mængde viser sig dog ved et beregningseksempel at have en vis betydning for påvirkningskategorierne vedrørende toksicitet. Hvis en livscyklusvurdering omhandler et produkt, som indeholder et eller flere af de syv metaller, anbefales det derfor at inkludere udvaskningen de første 100 år ved hjælp af den udviklede model.

Der trækkes i stort omfang på de meget relevante resultater af to tidligere projekter, nemlig Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme, hvor restprodukter fra elektricitets- og varmeproduktion er opgjort, samt LCAGAPS, hvor der er udviklet en model for beregning af produktspecifikke emissioner fra affaldsforbrænding. Da resultaterne fra disse projekter har været tilgængelige, har det været muligt at begrænse datakortlægningen til et system, som omfatter behandling, transport og deponering af restprodukterne.

Data er opgjort som gennemsnitsscenarier for danske deponeringsanlæg, dvs. placering af deponeringsanlæg (kystnær), recipient, deponidybde, nedbørsmængder (og infiltration) er gennemsnitlige. Dette betyder, at der kan antages et gennemsnitligt forhold mellem den væske, der infiltrerer deponeringsanlægget, og den mængde stof som infiltreres (L/S-forhold), og data fra forcerede udvaskningstests kan anvendes.

De indsamlede data har udgjort baggrunden for udviklingen af et regneark, hvor det på baggrund af et materiales kemiske sammensætning er muligt at beregne emissioner og forbrug, såvel som resterende mængde persistente stoffer i deponi efter 100 år, ved forbrænding af materialet og behandling og deponering af restprodukterne.

For elektricitets- og varmeproduktion er der ligeledes på baggrund af de indsamlede data udarbejdet et regneark, hvor det på baggrund af en bestemt teknologisammensætning, kan beregnes hvilke emissioner og forbrug, der er relateret til behandling og deponi af restprodukterne.

Del II (delprojekt 2)

Del II af denne rapport dækker delprojekt 2, som beskriver, hvordan deponeringsanlæg efter de første 100 år kan give anledning til miljøpåvirkninger. Når det drejer sig om det lange tidsperspektiv, må det generelt forventes, at alle materialer, der tilføres deponeringsanlæg, givet tilstrækkelig fugtighed og tilstrækkelig lang opholdstid, vil kunne omsættes og nedbrydes, således at deres indhold af miljøfarlige persistente stoffer kan frigives. For alle materialer er det muligt at pege på mekanismer, der i princippet kan muliggøre dette.

I rapporten argumenteres det, at de giftige og persistente stoffer, der deponeres i dag, på et eller andet tidspunkt i fremtiden vil blive frigivet til miljøet og dermed have et potentiale for at påvirke miljø og sundhed for fremtidens generationer. Udledningen kan ske over en meget lang årrække med perkolat fra deponeringsanlæggene, men kan også ske mere pludseligt som følge af jordskælv, istider, eller anden form for erosion af deponeringsanlæg. Hertil kommer den spredning, der følger af at affaldsslagger og andre restprodukter genanvendt i f.eks. støjvolde og andre anlæg, kan blive fjernet på ny eller spredt i miljøet pga. samfundsudviklingen. I alle tilfælde vil deponeringsanlæggenes akkumulerede indhold af metaller og persistente stoffer blive frigivet og spredt i miljøet i større eller mindre omfang. Tidshorisonter for en komplet spredning af miljøfarlige kemiske stoffer fra deponeringsanlæg må påregnes at være af størrelsen tusinder til mange millioner af år, selvfølgelig afhængig af det enkelte stof og deponeringsanlæggets design og placering.

Status for vores viden om den fremtidige skæbne for persistente miljøfarlige stoffer i deponeringsanlæg er, at der er mange mekanismer, der kan eller vil bevirke en spredning af de miljøfarlige stoffer, der er deponeret. Det må derfor anses for sandsynligt, at en væsentlig del af de miljøfarlige stoffer, som i dag tilføres deponeringsanlæg, på et tidspunkt i fremtiden vil blive spredt i miljøet.

Effekten af denne spredning vil dog i mange tilfælde være vanskelig at forudse, da den afhænger af den fortynding, der finder sted i det enkelte

tilfælde og derfor reelt afhænger af de lokale forhold og de spredningsmekanismer, der får betydning i det enkelte tilfælde. Det er således vigtigt at understrege, at der for det enkelte deponeringsanlæg er tale om, at indholdet af miljøfarlige persistente stoffer repræsenterer et toksicitetspotentiale, der ikke nødvendigvis vil blive realiseret fuldt ud. Det er således ikke givet, at alle deponeringsanlæg med deres indhold af stoffer og materialer vil blive spredt fuldt ud til miljøet. Endvidere gælder, at selvom de miljøfarlige persistente stoffer udvaskes eller på anden måde spredes i miljøet, kan der ved spredningen ske en så kraftig fortynding, at der ikke er nogen giftvirkning forbundet med spredningen.

Hertil kommer den holdningsmæssige afvejning af, hvorvidt en påvirkning, der foregår en gang ude i fremtiden skal vægtes lige så højt som en påvirkning, der foregår i dag.

Det er derfor valgt at lade den potentielle toksicitet fra deponeringsanlæggene repræsentere ved de to nye miljøpåvirkningskategorier ”deponeret human toksicitet” og ”deponeret økotoksicitet” (med underkategorier i vand og jord og for human toksicitet også luft). De to miljøpåvirkningskategorier beregnes i princippet ligesom de øvrige miljøpåvirkningskategorier for toksicitet. Den faktiske påvirkning af miljøet vil variere med deponeringsanlæggets placering og den begivenhed, som forårsager frigivelsen. I beregningen af den deponerede toksicitet antages det, at hele deponeringsanlæggets indhold af toksiske stoffer frigives på en gang og at emissionen fordeles med 50% til vand og 50% til jord. I modsætning til den produktspecifikke modellering af emissionerne de første 100 år må det i det lange tidsperspektiv antages, at alle persistente stoffer i de deponerede materialer kan frigives. Dermed kan den deponerede toksicitet beregnes på baggrund af produktets/materialets indhold af sådanne stoffer. Dette betyder, at den deponerede toksicitet af alle produkter/materialer kan beregnes, inkl. de fraktioner af affald, som er udeladt i delprojekt 1, hvis indholdet af persistente toksiske stoffer kendes.

Kvantificeringen af de to miljøpåvirkningskategorier medfører, at beslutningstageren dels opnår et kvantitativt mål for problemets omfang og dels får mulighed for at tage stilling til hvilken vægt, denne miljøpåvirkning skal tillægges i forhold til de traditionelle miljøpåvirkningskategorier.

De nye påvirkningskategorier skal opfattes som en udvidelse af de eksisterende påvirkningskategorier for human og økotoksicitet i UMIP. Selvom der er indført 2 nye kategorier, er der således ikke tale om at human og økotoksicitet skal tillægges større betydning sammenlignet med de øvrige kategorier i UMIP såsom drivhuseffekt osv. Der er derimod tale om, at beregningen af toksicitet gøres mere dækkende end før, i kraft af at det nu er muligt at tage hensyn til, om der i forbindelse med produktion, brug eller bortskaffelse af produkter sker en deponering af persistente miljøfarlige kemiske stoffer, som rummer et potentiale for en giftvirkning, der kunne blive realiseret engang i fremtiden. I kraft af at deponeret human og økotoksicitet repræsenterer en mulig giftvirkning engang i fremtiden, mens almindelig human og økotoksicitet repræsenterer en giftvirkning, der finder sted i dag, er det anbefalet, at der generelt lægges større vægt på almindelig toksicitet end på deponeret toksicitet. Der er tillige givet et forslag til en fortolkningsprocedure, der er i overensstemmelse med denne anbefaling.

I rapporten er de nye påvirkningskategorier operationaliseret langt hen ad vejen. Dels er der udarbejdet normaliseringsreferencer for Danmark, og dels

gives der nogle nøgletal, der kan anvendes i beregningen af potentialet for de fraktioner, der havner på deponi efter at have været gennem et forbrændingsanlæg.

Normaliseringsreferencerne er udarbejdet på baggrund af massestrømsanalyser, suppleret med analyse af en række specifikke affaldsfraktioner, der er vurderet til at have et stort toksicitets potentiale. Gennem denne beregning af normaliseringsreferencerne dannes der et billede af, hvor store de potentielle emissioner er, ligesom det er muligt at identificere de vigtigste kilder til de enkelte normaliseringsreferencer.

Normaliseringsreferencerne viser, at for visse underkategorier, f.eks. human toksicitet via jord, er den deponerede toksicitet væsentligt højere end bidraget fra de "nuværende" emissioner (dvs. de emissioner, som er knyttet til nuværende aktiviteter i samfundet og som indgår i beregningen af human toksicitet og økotoksicitet i UMIP). For human toksicitet via luft er bidraget fra de "nuværende" aktiviteter til gengæld en faktor 10.000 større, mens der for human toksicitet via vand er tale om bidrag af samme størrelse fra "nuværende" emissioner og deponering.

For deponeret økotoksicitet tegner der sig det billede, at der deponeres et potentiale for økotoksiske effekter via vand, der er en faktor 10 større end det potentiale, der stammer fra "nuværende" aktiviteter. Den deponerede økotoksicitet via jord er til gengæld en faktor 1000 mindre, hvilket i al væsentlig skyldes det store bidrag fra bekæmpelsesmidler til den almindelige normaliseringsreference.

Det videre arbejde med de nye påvirkningskategorier kan tage flere retninger. Det virker oplagt at forsøge på at kortlægge betydningen af forskellige stoffer og stofgrupper på et mere detaljeret niveau, end det har været muligt i dette projekt. Et vigtigt element i dette er at udarbejde effektfaktorer for flere persistente stoffer, f.eks. bromerede flammehæmmere, idet dette er en forudsætning for at kunne foretage præcise beregninger. Når de nødvendige oplysninger er til stede, er beregningen til gengæld forholdsvis simpel, samtidigt med at der opnås et godt perspektiv på den langsigtede betydning af brugen af miljøfarlige persistente stoffer i konkrete industriprodukter sammenlignet med andre miljøpåvirkninger knyttet til produkterne.

Areal anvendelse og ressourceforbrug

Arealanvendelse og ressourceforbrug er kortfattet diskuteret i delprojekt 1.

Beslaglæggelsen af arealer til anlæg af deponier er en anden betydelig miljøpåvirkning fra deponier. Arealanvendelsen er operationaliseret ved varighed og areal af deponi ($m^2 \cdot \text{år}$). Det er ikke afklaret i dette projekt, hvorledes den kvalitative ændring af arealet skal repræsenteres i miljøpåvirkningskategorien, selvom dette aspekt er væsentligt for udviklingen af normaliseringsreferencer for arealanvendelse.

Ressourceforbrug ved deponering af affald relateres til etablering og drift af deponeringsanlægget samt forbrug ved f.eks. behandling af restprodukter.

Samlet konklusion

Ved en beregning af et eksempel har det vist sig, at de emissioner og forbrug, som er inkluderet qua de ny beregninger, spiller en rolle ved miljøeffekt-vurderingen. Selvom det er små mængder persistente stoffer, som emitteres gennem de første 100 år øger de potentialet for persistent toksicitet. De største forskelle ses dog ved, at de nye effektkategorier deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet dominerer miljøeffektpotentialet.

Det gennemførte projekt viser således, at UMIP-metoden i sin nuværende udformning udelader et væsentligt bidrag til miljøeffektpotentialet og det anbefales at introducere resultaterne i det nye LCAværktøj GaBi.

Samlet må det konkluderes, at der er tilvejebragt et grundlag for en kvantificering af miljøpåvirkningerne fra affaldshåndtering som udgør et operationelt alternativ til den hidtidige praksis, hvor affald er opgjort som en mængde. De udviklede modeller for de første 100 år samt normaliserings-referencer for deponeret toksicitet er dog specifikke for danske forhold, hvorfor det ikke umiddelbart vil være muligt helt at eliminere en mængde affald som påvirkningskategori. I det følgende anbefales, hvorledes de ny metoder vil kunne implementeres i LCA-arbejdet i Danmark.

Summary and conclusion

In life cycle assessments according to the EDIP –method (Environmental Design of Industrial Products), the deposit of waste, including residue products from incineration, has up till now been calculated only as an amount of waste in one of the four categories:

- bulky waste (not dangerous)
- dangerous waste
- slag and ashes
- radioactive waste

This means that potential environmental impacts caused by the deposit of waste have not been considered. The aim of this project is to develop a method that makes it possible to incorporate the potential environmental impacts. The environmental impacts from the deposit of waste derive from:

* Emissions

- from deposited waste
- from processes related to operation etc. of the deposit plant (e.g. transport of waste to deposit plant, digging of cells)

* Resource use related to e.g. operation of deposit plants and treatment of residue products

* Occupation of an area of land.

In Denmark as well as internationally, in connection with LCA there is a certain agreement that emissions from deposit plants should be evaluated from two different perspectives:

1. What will happen in the first 100 years ("foreseeable future")?
2. What will happen in the long term - in principle an indefinitely long term?

The two sub-projects, carried out as a part of this project, cover point 1. and 2. respectively.

Part I (Sub-project 1)

Part I of this report covers sub-project 1, which includes mapping of data for treatment and deposit of residue products from incineration and residues from combined power-heat production. Furthermore, principles for calculation of product specific emissions in the first 100 years after deposit as well as principles for incorporation of land use as an environmental impact category. In data mapping and in the calculation principles, the percolate from different methods of recycling of the residue products is addressed in parallel to deposit. Originally, the deposit of waste not suitable for incineration was included. However, this type of waste turned out to vary too much in order to develop general product specific models for emissions from waste deposits.

The models and the development of methods in this project are based on existing surveys and models developed by COWI, Danish Hydraulic Institute (DHI), the Institute for Product Development (IPU) and Techwise A/S.

The environmental effects, which have not been considered satisfactorily in the existing method, are the emissions of persistent toxic substances and land use (which is, however, represented by an amount of deposited waste). It has, thus, been decided both - as part of this report - to calculate product specific emissions from deposit plants in the first 100 years and their potential contribution to toxic effects, and to introduce to new effect categories - deposited human toxicity and deposited eco-toxicity - which, together, represent the environmental impact of the deposit plant in a longer perspective.

These effect categories are described further in sub-project 2 (see the following). Furthermore, it has been decided to let the land use be expressed by the occupied area of land multiplied by the time of occupation.

The data mapping has, thus, been focused on emissions of persistent toxic substances, especially metals. Data for metals are, indeed, available. The other types of compounds (especially salts) where accessible data has been found, have not been estimated to have any considerable environmental impacts. The survey of emissions from deposited waste fractions has primarily been made by method development based on a comparison of theoretical knowledge and actual observations of percolate from deposit plants (if they exist) and results of laboratory percolation tests on the deposited materials.

The substances included in waste incineration are Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Lead (Pb), Arsenic (As), Nickel (Ni) and Zinc (Zn). For the substances Aluminium (Al), Barium (Ba), Molybdenum (Mo), Antimony (Sb), Selenium (Se) it has not been possible to make the calculation for the entire system due to lack of data from sub-processes.

For energy production the following substances are included: Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Arsenic (As), Molybdenum (Mo), Selenium (Se), Vanadium (V), Magnesium (Mg), Lead (Pb) and Zinc (Zn).

It has been evaluated that the most problematic substances are included, but it cannot be excluded that emissions from other substances may contribute considerably to the environmental impact. During the completion of the project it has turned out that the amount of metals that are washed out during the first 100 years is only a very small part (0.00006-0.2%) of the amount that the residue products contain. By calculation, this small part, however, has some importance for the impact categories and their toxicity. If an LCA includes a product that contains one or several of the seven metals, it is recommended to include the leachate in the first 100 years by using the developed model.

To a large extent this project is based on the very relevant results of two previous projects, i.e. life cycle assessment of Danish electricity and power/heating, where residue products from electricity and heat production are listed, and LCAGAPS, where a calculation model for product specific emissions from waste incineration was developed. As the results from these projects have been available it has been possible to limit the data mapping to a

system, which includes treatment, transport and deposit of the residue products.

Data has been calculated as average scenarios for Danish deposit plants, i.e. location of the plant (near coasts), recipient, depth of deposit, precipitation (and infiltration) are average calculations. This means that an average ratio between the liquid that infiltrates the deposit plant and the amount of substance that is infiltrated (L/S relation) and data from intensified washout tests can be used.

The collected data are the basis of a worksheet, where it is possible to calculate emissions and consumption based on the chemical composition of a material, as well as remaining amount of persistent substances in deposit after 100 years, by incineration of the material and treatment and deposit of the residue products.

For the electricity and heating production a work sheet has also been elaborated, where, based on a specific technology composition, it can be calculated which emissions and consumption are related to treatment and deposit of the residues.

Part II (Sub-project 2)

Part II of this report covers sub-project 2, which describes how, after the first 100 years, deposit plants may cause environmental impacts. When it is a question of the long time perspective it should generally be expected that all materials added to deposit plants, given sufficient moisture and time, will be converted and decomposed so that their content of environmentally dangerous persistent substances can be released. For all materials it is possible to point at mechanisms that in principle can make this possible.

The report arguments that toxic and persistent substances deposited today will, sometime in future, be released to the environment and, thus, potentially impact the environment and health of future generations. The discharge may take place over several years with percolate from the deposit plants, but may also take place more suddenly as a result of earthquakes, Ice Ages or another form of erosion of the deposit plant. To this is added the dispersion resulting from the fact that waste slag and other residue products being reused in e.g. noise walls and other plants may be removed or spread in the environment to a larger or smaller extent. The accumulated content of metals and persistent substances in the deposit plants will be released and spread in the environment. The time horizons for a complete dispersion of environmentally dangerous chemical substances from deposit plants must be estimated to be thousand to many million years, depending of course on the substances involved and the design and location of the deposit plants.

Our knowledge today about the future destiny of persistent environmentally toxic substances in deposit plants is that there are many mechanisms that can or will cause a dispersion of deposited environmentally toxic substances. It should therefore be considered likely that an important part of the environmentally toxic substances which today are added to deposit plants will some time in the future be spread in the environment.

The effect of this dispersion will, however, in many cases be difficult to predict, as it depends on the dilution in each case and, thus, on local conditions and the dispersion mechanisms of relevance in each case. It should

therefore be noted that for each deposit plant, the content of environmental persistent substances represents a toxicity potential that will not necessarily come to its full effect. It is, thus, not evident that all deposit plants, with their content of substances and materials, will be spread entirely in the environment. Furthermore, that even though the environmentally toxic persistent substances are washed out or in some other way spread in the environment, dilution is so important that dispersion does not involve toxic effects.

To this should be added the subjective assessment of whether an impact, taking place sometime in the future, should be given the same weight as an impact taking place today.

It has thus been chosen to let the potential toxicity from the deposit plants be represented by the two new environmental impact categories "deposited human toxicity" and "deposited eco-toxicity" (with sub-categories in water and soil and for human toxicity also air). The two categories are in principle calculated like the other environmental impact categories relating to toxicity. The actual impact on the environment will vary with the location of the deposit plant and the event that causes the release. In the calculation of the deposited toxicity it is suggested the entire content of toxic substances of the deposit plant is released at the same time and that the emission is divided, 50% to water and 50% to soil. As opposed to the product-specific modelling of the emissions in the first 100 years, it should in the long perspective be assessed that all persistent substances in the deposited materials can be released. The deposited toxicity can, thus, be calculated on the basis of the product/material's content of such substances. This means that the deposited toxicity of all products/materials can be calculated, incl. the fractions of waste that are left out in sub-project 1, if the content of persistent toxic substances is known.

The quantification of two environmental impact categories causes that the decision maker partly has a quantitative target for the size of the problem and partly has the possibility to choose which importance this environmental impact should have compared to the traditional environmental impact categories.

The new impact categories should be considered an extension of the existing impact categories for human and eco-toxicity in EDIP. Even though two new categories have been introduced it is not the intention that they should have more importance compared to the other categories in EDIP, such as greenhouse effect, etc. On the contrary, the calculation of toxicity has a broader approach, because it is now possible to consider whether, in connection with production, use or destruction of products, is a deposit of persistent environmentally toxic chemical substances which will have a potential for a hazardous impact sometime in the future. Since deposited human toxicity and eco-toxicity represent a possible hazardous impact sometime in the future, whereas ordinary human toxicity and eco-toxicity represent a toxic impact taking place today, it is recommended that, generally, greater importance should be given to ordinary toxicity than to deposited toxicity. A proposal for an interpretation procedure has also been given, which is in accordance with this recommendation.

In the report the new impact categories are used to a large extent. Normalisation references have been elaborated for Denmark, and key figures

have been given that can be used in the calculation of the potential for the fractions placed in a waste deposit after having been treated in an incineration plant.

The normalisation references have been elaborated on the basis of mass flow analyses, supplemented by analysis of a number of specific waste fractions with a large toxicity potential. Through this calculation of the normalisation references, we may get an impression of how large the potential emissions are, and, further, it is possible to identify the most important sources for each normalisation reference.

The normalisation references show that for certain sub-categories, i.e. human toxicity in soil, the deposited toxicity is considerably higher than the contribution from the "present" emissions (i.e. the emissions which are related to present activities in the society and which are part of the calculation of human toxicity and eco-toxicity in EDIP). For human toxicity via air, the contribution from the "present" activities is on the other hand 10,000 times larger, whereas for human toxicity via water it is a question of contribution of the same size from "present" emissions and deposits.

For deposited eco-toxicity it appears that a potential for eco-toxic effects is deposited via water with a factor 10 times bigger than the potential deriving from "present" activities. As opposed to this, the deposited eco-toxicity via soil is a factor 1000 lower, mainly due to the large contribution from pesticides to the ordinary normalisation reference.

The future work with the new impact categories may take several directions. It seems obvious to try to illustrate the importance of different substances and substance groups at a more detailed level than it has been possible in this project. An important element in this work is to develop effect factors for several persistent substances, e.g. brominated flame retardants, as this is a prerequisite for precise calculations. When the necessary information is available, the calculation is relatively simple, and at the same time, as a useful perspective is obtained on the long term significance of the use of environmentally dangerous persistent substances in industrial products compared to other environmental impacts related to the products.

Land use and resource use

Land use and resource use are briefly discussed in sub-project 1.

The occupation of land for deposit plants is another considerable environmental impact. The use of land is listed by time and deposit area ($m^2 \cdot year$). It has not been solved in this project how the qualitative change of the site should be represented in the environmental impact category, even though this aspect is important for the development of normalisation references for land use.

The use of resources for waste deposit is related to establishment and operation of the deposit plant as well as consumption by e.g. treatment of residue products.

Conclusion

In the calculation of an example it turned out that the emissions and consumption included via the new calculations have an effect at the environmental impact assessment. Even though the amounts of persistent substances emitted during the first 100 years are small, they increase the potential for persistent toxicity. The largest differences are, however, that the new effect categories, deposited human toxicity and deposited eco-toxicity, dominate the environmental impact potential.

The project shows that the EDIP method in its present form leaves out a considerable contribution to the environmental impact potential, and it is recommended to introduce the results in the new LCA tool GaBi.

At the same time it should be concluded that a basis for a quantification of the environmental impacts from waste management has been provided, as an operational alternative to the practise so far where waste is calculated as an amount. The developed models for the first 100 years as well as normalisation references for deposited toxicity are, however, specific for Danish conditions, and it is not possible to entirely eliminate an amount of waste as an impact category. In the following it is recommended how the new methods could be implemented in the LCA work in Denmark.

Anbefalinger

Processer, som finder sted i DK

Der foreligger nu et metodegrundlag for at inddrage deponeringsanlægs miljøpåvirkninger i livscyklusvurderinger. Metoden er operationaliseret for DK for så vidt angår de første 100 år. Også i det længere tidsperspektiv kan der være forhold i udlandet, som ikke er inkluderet, eksempelvis deponering i mineskakter. Eftersom operationaliseringen ikke omfatter processer, som foregår i udlandet, er det endnu ikke muligt helt at afskaffe de fire affaldskategorier. Alligevel anbefales det at implementere metoden i Danmark og opdatere UMIP databasen med de ny data og miljøpåvirkningskategorier. Da UMIP databasen er konverteret til anvendelse i GaBi foreslås det, at udføre ændringerne i dette værktøj. Den model for beregning af emissioner de første 100 år fra deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding bør gøres tilgængelig på LCA-center's hjemmeside.

Restprodukter fra el- og varmeproduktion i DK kan med det ny grundlag medtages fuldstændig som deres bidrag til miljøpåvirkningskategorier. Ved et givet el-scenarie kan emissioner fra de deponerede restprodukter de første 100 år medtages for 9 metaller vedkommende og disses bidrag til persistent toksicitet kan beregnes. Desuden kan det for alle relevante metaller estimeres, hvor meget der bidrages til deponeret toksicitet såvel i de karakteriserede som i de normaliserede og vægtede miljøpåvirkningspotentialer.

Produkter, som forbrændes i DK kan nu ligeledes præsenteres fuldstændig ved deres bidrag til miljøpåvirkningskategorier, hvis produktets indhold af persistente toksiske stoffer kendes. For 7 metaller vedkommende kan emissionerne fra deponi de første 100 år bestemmes og bidrag til persistent toksicitet kan beregnes. Forbrug af hjælpestoffer til røggasrensning samt transport og entreprenørarbejde i forbindelse med deponeringen af restprodukterne kan også inkluderes. Alle øvrige metaller (undtaget kviksølv, som i høj grad forefindes i luftemissioner) kan antages primært at forefindes i restprodukterne fra forbrænding og således blive deponeret og medtaget som deponeret toksicitet. Dioxiner/dibenzofuraner dannet ved forbrændingen kan medtages som deponeret toksicitet. Det antages, at øvrige organiske stoffer destrueres ved forbrændingen.

Ikke forbrændingseget affald og andre produkter, som deponeres, vil ved deponeringen bevare indholdet af persistente, giftige stoffer. Da emissionerne af enkelt-stoffer fra disse produkter er afhængig af stoffernes egenskaber såvel som af det produkt stofferne indgår i, kan emissionerne de første 100 år ikke modelleres. Disse stoffers miljøpåvirkningspotentiale foreslås præsenteret ved deponeret toksicitet.

Samtlige deponerede affaldsfraktioner bidrager desuden til arealanvendelse, hvilket inkluderes som areal gange varighed.

Processer, som finder sted i udlandet

Metodegrundlaget kan også anvendes for affald i udlandet, men er indtil videre kun gjort operationelt for danske forhold. For både el- og varmeproduktion og for affaldsforbrænding i udlandet gælder andre forhold for behandling og deponering af restprodukter. Det er ikke muligt på baggrund af datakortlægningen for DK at estimere emissioner de første 100 år. Som for øvrige metaller i danske forbrændingsanlæg kan det antages, at metallerne primært vil forefindes i restprodukter. Hvis de deponerede restprodukters indhold af persistente stoffer kendes, er det muligt at beregne den deponerede toksicitet. Det samme gør sig gældende for direkte deponering af produkter (f.eks. ikke forbrændingsegnet affald) som er mere udbredt i andre lande end DK. De udviklede normaliseringsfaktorer er kun gældende for DK, hvilket betyder, at normaliserede og vægtede miljøpåvirkningspotentialer relateres til danske forhold. Dette tilsvarende praksis for andre ikke-globale påvirkningskategorier, hvor normaliseringsreferencen er en dansk PE for 1990.

Det vil sandsynligvis være muligt at estimere arealanvendelsen ved deponering med lidt baggrundsviden om deponeringsstrategier i det pågældende land. Men indtil et sådant arbejde er udført og normaliserings- og vægtningsfaktorer er udviklet, må arealanvendelsen for restprodukter deponeret i udlandet stadig opgøres som en mængde affald.

Perspektivering

Det udviklede metodegrundlag kan i princippet anvendes hvor som helst i verden, men er i dette projekt kun operationaliseret til danske forhold. Med henblik på at kunne præsentere miljøpåvirkningspotentialerne af deponering i udlandet er det først og fremmest nødvendigt at udvikle normaliseringsreferencer for forskellige lande og regioner. Men det er også påkrævet med en bedre vurdering af, hvorvidt deponeringen faktisk vil kunne give anledning til udvaskning, hvis der eksempelvis deponeres i minskakter. Indtil da kan miljøpåvirkningskategorierne deponeret toksicitet tages i anvendelse med de begrænsninger, at deponeringsanlæg antages at være ligesom i DK samt ved anvendelse af danske normaliseringsreferencer. Også påvirkningskategorien arealanvendelse vil forholdsvis let kunne udvikles for andre lande, hvis der indsamles viden om deponeringsanlæg i disse og denne viden giver mulighed for at udarbejde gennemsnitsdeponeringsanlæg for de pågældende lande.

Estimering af emissioner de første 100 år er en datatung opgave og vil kræve uforholdsmæssigt store ressourcer i betragtning af de ringe bidrag til persistent toksicitet. Det foreslås derfor udelukkende at lade deponi i udlandet være præsenteret ved deponeret toksicitet og arealanvendelse.

Forurening af grundvand, der senere skal anvendes som drikkevand kan påvirke menneskers sundhed og bør principielt indgå i den samlede vurdering af såvel human toksicitet som deponeret human toksicitet. Det må dog vurderes, at påvirkning af grundvandsressourcer, der kan udnyttes til drikkevand, i dag under danske forhold vil høre til undtagelsen for nye deponeringsanlæg. En operationalisering af påvirkningskategorien kræver, at der etableres en metode til at vurdere stoffernes skæbne i jord, specielt omkring udvaskning til grundvand og transport heri, samt at der efterfølgende beregnes en normaliseringsreference. Dette har ikke været muligt inden for

projektet budget- og tidsrammer, men foreslås at være et vigtigt element i den fremtidige udvikling og forbedring af UMIP-metoden.

Den foreslåede metode til kvantificering af påvirkningskategorien arealanvendelse omfatter kun to af de tre aspekter der normalt knyttes til denne påvirkningskategori, nemlig arealets størrelse og varigheden af arealanvendelsen. Den kvalitative ændring af arealet under og efter arealanvendelsen er indtil videre udeladt. Der arbejdes i internationale sammenhænge på at operationalisere arealanvendelse og en operationel metode til vurdering af den kvalitative ændring bør med tiden implementeres i UMIP.

Deponeret toksicitet er i dette projekt udviklet med 5 underkategorier, som næsten svarer til det antal underkategorier, der benyttes for vurdering af "nuværende" toksicitet (dvs. human toksicitet og økotoksicitet, som er knyttet til nuværende emissioner fra aktiviteter i samfundet og som indgår i beregningen af human toksicitet og økotoksicitet i UMIP). På trods heraf anses "nuværende" toksicitet vedblivende som vigtigere end deponeret toksicitet.

Det har derfor været overvejet, om det er praktisk muligt at begrænse antallet af underkategorier for deponeret toksicitet. Da effektpotentialet i forhold til de forskellige miljøer kan variere stærkt fra kemisk stof til kemisk stof, er det imidlertid umuligt at udelade enkelte underkategorier uden at der opstår væsentlige skævheder med hensyn til den giftighed, som tillægges de enkelte kemiske stoffer. Derfor anses det ikke for hensigtsmæssigt at mindske antallet af underkategorier.

Del I: Livscyklusvurdering af deponerede restprodukter fra affaldsforbrænding og kraft- varmeproduktion

1 Indledning - Del 1

Denne delrapport diskuterer konsekvenserne af, af giftige materialer og kemiske stoffer havner i affaldsdepoter og hvordan der kan tages hensyn til disse konsekvenser i LCA. Delrapporten er fokuseret på perioden op til 100 år.

Delrapporten er organiseret som følger:

- Kapitel 1 beskriver projektets baggrund og formål samt projektorganisation og målgruppe.
- Kapitel 2 beskriver de metodiske overvejelser vedrørende miljøvurdering af deponering.
- Kapitel 3 beskriver den overordnede afgrænsning for de systemer, som er vurderet i projektet.
- Kapitel 4 går i detaljer med behandling og deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding.
- Kapitel 5 omhandler en nærmere beskrivelse af håndtering og deponering af restprodukter fra dansk el- og varmeproduktion.
- Kapitel 6 omhandler den tidsmæssige og teknologiske afgrænsning af miljøvurderingen af miljøbelastningerne ved behandling og deponering af de udvalgte affaldsfraktioner.
- Kapitel 7 opsummerer input og output for de vurderede systemer.
- Kapitel 8 beskriver de miljøpåvirkningspotentialerne, der anvendes til at vurdere miljøbelastningen fra de vurderede systemer.
- Kapitel 9 redegør for dataindsamlingen for de vurderede systemer.
- I kapitel 10 er data opgjort og modellen for beregningen af miljøpåvirkningspotentialerne beskrives.
- Kapitel 11 eksemplificerer modellen for medregning af miljøbelastningen relateret til behandling og deponering af de udvalgte affaldsfraktioner.
- Afslutningsvis er delprojektets resultater og konklusioner samt videre anbefalinger beskrevet i kapitel 12. Bemærk at de samlede konklusioner og anbefalinger for begge delprojekter er beskrevet i starten af hovedrapporten.

Data fra opgørelsen af behandling og deponering af restprodukterne er vedlagt som bilag 1-5, det er placeret sidst i rapporten, efter Delrapport 2.

2 Metodiske overvejelser

Den centrale metodiske problemstilling ved vurdering af miljøbelastningen fra deponeringsanlæg er, at miljøbelastningen vil kunne fortsætte over hundreder måske tusinder af år. Reelt er der kun viden om miljøbelastningen i den første periode men vi kan lave ganske gode estimater for et stykke ud i fremtiden. Oftest vælges et afskæringspunkt ved omkring 100 år, der betragtes som den fremtid, vi maksimalt kan forudsige hvad angår håndteringen af deponeringsanlæggene og som i LCA-sammenhæng anvendes som default for et steady-state i organiske deponier. I DK angives i vilkår om sikkerhedsstilling en tidshorisont på ca. 30 år afhængig af amtets vurdering, men som beskrevet vælges det her pragmatisk at følge praksis i LCA. Således sondres mellem den miljøbelastning som optræder de første 100 år og den som forekommer i det resterende, i princippet uendelige, perspektiv.

For at kunne beskrive miljøbelastningen fra deponering af affaldsfraktioner så det kan anvendes i livscyklusvurderinger, er det nødvendigt at indsamle en række miljødata til at kvantificere emissioner og forbrug. I relation til deponering, vil data variere afhængig af, hvilke deponeringsanlæg der fokuseres på grundet de fysiske forskelle mellem de enkelte deponeringsanlæg med forskellig deponi højde, jordbund, nedbør, afværgeforanstaltninger, det deponerede affald etc. Der er derfor behov for en ensartet fremgangsmåde for, hvordan miljødata for deponeringsanlæg kan genereres, sådan at de er brugbare som grundlag i livscyklusanalyser, hvor behandlings- og deponeringsfasen medtages. Retningslinierne og principperne i denne fremgangsmåde beskrives i det følgende.

Efterfølgende reflekteres der i dette kapitel over, hvilke miljøpåvirkningskategorier, der er behov for med henblik på at kunne udtrykke miljøbelastningen fra et deponeringsanlæg, så denne kan indgå i miljøvurderingen. Dilemmaet er, at den forholdsvis beskedne udvaskning (som det vil fremgå senere), der kommer fra de fleste danske deponerede affaldsfraktioner for de fleste produkter kun vil medføre et beskedent bidrag til belastningen inden for de eksisterende miljøpåvirkningskategorier. Dette billede harmonerer således ikke med den generelle opfattelse af deponering som en miljøbelastende aktivitet og som udgørende en fremtidig risiko for forurening af grundvand og jord. Det undersøges derfor, i hvilket omfang der er behov for at definere nye miljøpåvirkningskategorier til at repræsentere problemerne ved deponeringsanlæg.

Generelt for de metodiske overvejelser gælder, at de er relevante i såvel internationalt som i nationalt dansk regi, selvom det er den danske situation der er dette projekts rammer.

2.1 Kobling til LCAGAPS

Dette projekt omfatter udelukkende deponeringssituationer. For at kunne inkludere hele et produktsaffaldsforløb, er et afgørende input at udvekslinger i forbindelse med affaldsforbrænding kan kvantificeres produktsspecifikt. I et internationalt projekt støttet af erhvervsfremmestyrelsen, "LCAGAPS", er der

udviklet en model for estimering af emissioner ved affaldsforbrænding ud fra den specifikke materialesammensætning af produktet (Erichsen & Hauschild, 2000). Modellen udregner fordelingen af produktets elementer (eksempelvis carbon (C) og metaller) i udledninger til luft og vand samt til restprodukter (røggasrensningsprodukter, flyveaske og slagge). I modellen tages hensyn til forskellige former for forbrændingsanlæg og røggasrenseteknologi. Sammensætningen af flyveasken og slaggen indgår ikke i enhedsprocesserne for affaldsforbrænding i UMIP-databasen, som den er i dag, og mængden af eventuelle røggasrensningsprodukter er heller ikke angivet. LCAGAPS udgør således den nødvendige yderligere detaljering af UMIP-databasens data for affaldsforbrænding. I nærværende projekt "LCA af udvalgte affaldsfraktioner til deponi" tages der udgangspunkt i fordelingen af produktets elementer til restprodukter efter forbrænding, og de enkelte stoffers skæbne følges ved restproduktbehandlingen og deponi. Resultaterne fra LCAGAPS projektet danner således udgangspunkt for dette projekts produktspecifikke modellering af restprodukterne fra affaldsforbrænding og dermed for koblingen af dette projekts resultater til forbrændingsenhedsprocesserne i UMIP-databasen.

I LCAGAPS blev der også udviklet modeller til beskrivelse af produktspecifikke emissioner fra deponeringsanlæg til husholdningsaffald (Nielsen & Hauschild, 1998; Nielsen et al., 1998). Resultaterne herfra kan ikke umiddelbart overføres til danske forhold da husholdningsaffald ikke længere deponeres i DK. Emissioner og udvaskningsforhold fra sådanne deponeringsanlæg er væsentlig forskellige fra deponeringsanlæg til restprodukter og ikke-forbrændingseget affald, primært fordi der foregår en aktiv nedbrydningsproces af det organiske stof i husholdningsaffald.

2.2 Miljøpåvirkninger og tidsperspektiv

Finnveden (1999) giver en oversigt over metodologiske overvejelser i forbindelse med håndtering af fast affald i LCA-sammenhæng. Det gælder overvejelser vedr. systemafgrænsning, allokering, tidsperspektiv og miljøvurdering (impact assessment). Disse aspekter diskuteres bl.a. også i Nielsen & Hauschild (1998) og i et forprojekt om estimering af produktspecifikke emissioner fra lossepladser med særligt fokus på husholdningsaffald, gennemført i 1998/1999 (Gabriel & Nielsen, 1998). På grundlag af forprojektet og LCAGAPS-projektet er der publiceret to artikler i International Journal of LCA, hvor modellen for deponeringsanlægget beskrives og edb modellen LCA-LAND præsenteres (Nielsen & Hauschild, 1998; Nielsen et al., 1998).

Afgrænsningen af et deponeringsanlæg mod miljøet bør foretages ved membranen/overgangen mellem deponeringsanlæg og jord og ved overgangen mellem toplag og atmosfære. Deponeringsanlægget bør opfattes som en del af det tekniske system dvs., at det som indgår i opgørelsen er emissioner fra deponeringsanlægget – stofstrømme der krydser grænsen mellem deponeringsanlæg og miljø. Tidsperspektivet for emissioner fra deponeringsanlæg er meget langt sammenlignet med andre processer i livscyklus. For at gøre emissionerne sammenlignelige med andre emissioner i livsforløbet må de integreres over et bestemt tidsforløb. De to vigtige spørgsmål her er: Hvilken tidsperiode er af interesse og hvad sker der med det resterende affald efter denne tidsperiode? Der er i litteraturen foreslået forskellige mere eller mindre arbitrære tidsperspektiver fra 15 år op til 500 år. Finnveden (1999) foreslår at definere tidsperspektivet ud fra, hvad der sker i deponeringsanlægget frem for på basis af år. Han deler i to tidsperioder; den overskuelige tidsperiode ("the surveyable time period") og den hypotetiske uendelige

tidsperiode ("hypothetical infinite time period"), hvor den første er defineret som den tid det tager at nå et pseudo steady state. Han foreslår dog at bruge 100 år som default, hvis det i den aktuelle situation ikke er muligt at estimere tidshorizonten for et pseudo steady state. Også Nielsen & Hauschild (1998) samt Bez *et al.* (1998) foreslår 100 år som grænsen for den overskuelige tidsperiode. I dette projekt vælges pragmatisk en afgrænsning ved 100 år. For den type deponeringsanlæg, som er omfattet af dette projekt er det væsentlig, at den initiale udvaskning er inkluderet (oftest mellem 30 og 75 år) men derudover betyder den præcise afgrænsning ikke særligt meget.

I den hypotetisk uendelige periode emitteres potentielt alt det der er tilbage i deponeringsanlægget efter 100 år. For restprodukter gælder det, at forskellige behandlingsmetoder ikke så meget ændrer på hvad der udledes, som de ændrer på tidsforløbet (dvs. forsinker emissionerne). I det uendelige tidsperspektiv er det muligt, at alle stoffer/materialer emitteres fra deponeringsanlægget. Nogle stoffer/materialer er naturidentiske eller omdannes til sådanne. Det gælder f.eks. mange byggematerialer og glas. I sådanne tilfælde er der ikke tale om egentlige emissioner.

Miljøvurderingen er vanskelig fordi emissionerne under den hypotetiske uendelige tidsperiode foregår over lang tid og langt ude i fremtiden, hvilket er afgørende for de koncentrationer, der forekommer i miljøet og dermed for de påvirkninger, der forårsages. I LCA behandles alle emissioner traditionelt som om de foregår på en gang, og der modelleres ikke resulterende koncentrationer – ikke blot for at undgå tidsperspektivet men også fordi den funktionelle enhed for LCA'en normalt er et produkt og opgørelsen derfor normalt kun omfatter en lille del af de samlede emissioner fra processen til omgivelserne. En overvejelse som bør indgå er, hvorvidt påvirkninger i fremtiden er mere eller mindre vigtige end nutidige påvirkninger, dvs. hvilken vægtning de skal have.

Når vi i denne sammenhæng skal vurdere, hvilke påvirkningskategorier, som er vigtige bør det overvejes, hvilke af deponeringsanlæggets egenskaber, som er af særlig betydning. Følgende må anses at have betydning for påvirkningsvurderingen:

- Emissioner foregår ved infiltration af vand i deponeringsanlægget og efterfølgende udvaskning til undergrund og grundvand og ultimativt marint miljø, eventuelt via opsamling og behandling i spildevandsrensning. Emissioner til luft forekommer fra deponeringsanlæg med omsætteligt organisk materiale eller deponeringsanlæg, hvor der er deponeret flygtige forbindelser – (disse deponeringsanlæg er tidligere modelleret i Nielsen og Hauschild, 1998 og Nielsen et al., 1998). Der kan eventuelt foretages gasopsamling og afbrænding.
- Infiltrationen af vand og den deraf følgende emission foregår meget langsomt.
- Emissionerne kan deles op i grupperne vist i tabel 2.1. På længere sigt end 100 år forventes de primært at bestå af persistente stoffer/materialer som metaller, dioxiner m.fl. De eneste påvirkninger disse emissioner forventes at bidrage til er toksicitet overfor mennesker eller økosystemer.
- Deponeringsanlægget beslaglægger et areal og ændrer eventuelt kvaliteten af dette.

- Deponeringsanlæggets etablering, drift, kontrol og efterbehandling medfører ressourceforbrug og emissioner.
- Transport af affald medfører ressourceforbrug og emissioner.

2.3 Emissioner fra deponeringsanlæg og metoder til at opgøre disse

2.3.1 Miljøpåvirkningskategorier

Som nævnt foregår emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter over meget lang tid og primært til undergrund og grundvand og via perkolat til ferskvand og havvand. Det skal dog bemærkes, at for tiden deponeres slagge og aske fra kraft-varme produktion oftest i kystnære deponeringsanlæg eller genanvendes til havneopfyld og emissioner er derfor direkte til marint miljø. I nedenstående tabel er der givet et overblik over de mulige emissioner fra alle typer deponeringsanlæg. Med henblik på at sikre, at der med det foreliggende forslag tages højde for alle typer af påvirkninger fra deponeringsanlæg, er det ligeledes vurderet, hvilke påvirkningskategorier emissionerne vil bidrage til, henholdsvis indenfor en kort og en lang tidshorisont.

Tabel 2.1 Oversigt over mulige emissioner og påvirkninger fra deponeringsanlæg og genanvendelse ved opfyldt. Vand omfatter også grundvand. Emissioner til vand og jord kan enten foregå direkte eller via opsamlings og rensning i spildevandsrensning. Toksicitet omfatter UMIP-påvirkningskategorierne human toksicitet, økotoksicitet og persistent toksicitet. Deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet er to nye påvirkningskategorier udviklet i dette projekt og er nærmere beskrevet i kapitel 8.

Mulige emissioner fra deponeringsanlæg	Recipenter	Påvirkningsvurdering 0-100 år	Påvirkningsvurdering > 100 år
Methan	Luft	Drivhuseffekt	-
NMVOC	Luft Vand Jord	Drivhuseffekt Ozonlagsnedbrydning Fotokemisk ozondannelse Toksicitet	-
Opløselige salte, kalk	Vand Jord	-	-
N- og P-holdige forbindelser	(Luft) Vand Jord	Næringssaltbelastning	-
Metaller	Vand Jord	Toksicitet	Deponeret human toksicitet Deponeret økotoksicitet
Dioxin, PAH, PCB m.m.	Vand Jord	Toksicitet	Deponeret human toksicitet Deponeret økotoksicitet
Phtalater	Vand Jord	Toksicitet	Deponeret human toksicitet Deponeret økotoksicitet

Som det fremgår af tabel 2.1. vurderes det, at de potentielle miljøpåvirkninger fra deponeringsanlæg de første 100 år kan vurderes ved hjælp af de eksisterende miljøpåvirkningskategorier. I det længere tidsperspektiv er derimod behov for udvikling af nye kategorier til beskrivelse af den potentielle toksiske påvirkning de deponerede stoffer kan give anledning til.

2.3.2 Opgørelse af emissioner generelt og for de to udvalgte affaldsfraktioner

Dette projekt omhandler udelukkende deponeringsanlæg til restprodukter fra affaldsforbrænding eller kraft- varmeproduktion. Det er derfor primært uorganiske stoffer, som emitteres fra deponeringsanlæggene, selvom det er vist, at de initiale perkolater fra deponeret slagge og aske fra affaldsforbrænding indeholder en del organisk stof (Hjelmar, 1991). Det kan heller ikke udelukkes, at eksempelvis flyveaske indeholder betydelige mængder af f.eks. dioxiner. I Hjelmar (2000) vurderes restprodukternes indhold af forskellige stoffer og det er et overskueligt antal af de emitterede stoffer, der vil give anledning til miljøpåvirkninger, primært 12 metaller.

Ved beregningen af stoffernes påvirkningspotentiale vurderes det endvidere konservativt (primært af datamæssige årsager), at metallerne forefindes som den mest toksiske form på det tidspunkt, hvor organismer vil blive udsat for dem.

Emissionerne fra affaldsfraktioner, der deponeres i et depot kan principielt opgøres på 2 måder:

1. Rent teoretisk ud fra kendskab til affaldsfraktionernes sammensætning og den forventede omdannelse og videre skæbne i depotet.
2. Ved modeludvikling, der bygger på en afstemning af teoretisk viden (som angivet under 1.) med faktiske observationer af perkolat fra deponeringsanlæg (hvis de findes) samt resultater af laboratorieudvaskningstests på de materialer, som er deponeret.

Modeludviklingen i metode 2, er den mest præcise form for vurdering og har især værdi i forhold til de emissioner, der sker indenfor de første 100 år. Modeludviklingen forudsætter dog, at der findes pålidelige måledata.

Datagrundlaget for modeludviklingen for de undersøgte affaldsfraktioner i dette projekt varierer. Restprodukterne fra både affaldsforbrænding og kraftværker er rimelig velbeskrevet for de fleste indholdsstoffer som gennemsnit, hvorimod datagrundlaget for ikke forbrændingseget affald har vist sig for svagt til at gennemføre beregninger af emissioner herfra jf. bilag 5.

Resultater af udvaskningsforsøg som simulerer udvaskningen fra et deponeringsanlæg, og i nogle tilfælde også resultater af analyser af perkolat fra egentlige deponeringsanlæg udtrykkes ofte som funktion af væske/faststof-forholdet (L/S-forholdet, l/kg), som angiver forholdet mellem mængden af den infiltrerede væske og mængden af restprodukt i deponeringsanlægget. Hvis man vil sammenligne resultater af forskellige udvaskningstests (f.eks. kolonne- og batchudvaskningsforsøg) udført på samme materiale, er det mest hensigtsmæssigt at benytte L/S-forholdet, og hvis man ønsker at sammenligne resultater af udvaskningstests udført i laboratoriet med resultater af lysimeter tests eller egentlige feltobservationer, er det nødvendigt at angive resultaterne som funktion af L/S. Hvis man ønsker at beskrive udvaskningen som funktion af tiden eller blot som helhed over en periode på 100 år, vil der være behov for at kunne omsætte L/S-forholdet til tid.

Dette kan for et givet deponeringsscenario gøres som beskrevet i Miljøstyrelsen (2000a). Eksempel: for et 8 m højt deponeringsanlæg med en gennemsnitlig densitet på 1 t/m^3 og en årlig nettoinfiltration/perkolatdannelse på 150 mm vil en periode på 100 år (regnet fra fremkomsten af det første perkolat) svare til $L/S = 1,9 \text{ l/kg}$. Til at estimere den samlede emission over de første 100 år er der altså behov for data, der beskriver den akkumulerede udvaskning for $L/S = 0-1,9 \text{ l/kg}$.

Der findes ikke feltdata, dvs. data fra deponeringsanlæg, som kan beskrive udvaskningen/perkolat kvaliteten over et tidsrum på 100 år. I de fleste tilfælde er det på grund af manglende informationer heller ikke muligt at relatere observationer af perkolat kvaliteten fra deponeringsanlæg til et relevant L/S-forhold. I de tilfælde, hvor dette faktisk kan lade sig gøre, vil de pågældende L/S-forhold som regel være meget små, dels fordi den årligt gennemsvivende vandmængde generelt er lille sammenlignet med deponeringsanlæggets højde, dels fordi sådanne målinger kun har fundet sted i en begrænset årrække. Et

andet problem med anvendelse af perkolatdata fra deponeringsanlæg, såfremt sådanne skulle forefindes, er i denne sammenhæng, at de som regel ikke kan henføres til specifikke affaldstyper.

Situationen kan derimod i nogen grad beskrives ved hjælp af laboratorie-udvaskningstest, som simulerer udvaskningsforholdene i et deponeringsanlæg, hvilket er en ofte anvendt metode. Den bedste simulering vil normalt kunne opnås ved hjælp af kolonneudvaskningstests, som kan beskrive den akkumulerede udvaskning fra granulære materialer i intervallet $L/S = 0,1 - 10$ l/kg (og dermed også den akkumulerede udvaskning ved $L/S = 1,9$ l/kg) rimeligt godt - dog med forbehold for, at der er tale om en accelereret test, som ikke nødvendigvis tager hensyn til effekterne af mineralomdannelse og biologiske processer. I praksis ligger undergrænsen for anvendelsen af de noget simple batchudvaskningstests på granulære materialer ved $L/S = 2$ l/kg. Det er så tæt på $L/S = 1,9$ l/kg, at sådanne resultater godt kan siges hydraulisk set at repræsentere 100 år. Der er dog tale om en forenkling, som ikke tager hensyn til mineralomdannelse, biologiske processer, materialets struktur og risikoen for ændrede opløselighedsforhold som følge af disse processer. På den anden side findes der en del tilgængelige resultater af batchudvaskningstests udført ved $L/S = 2$ l/kg. Nogle af disse udvaskningsundersøgelser er udført på materialer, hvis tilstand er blevet ændret, for at de kan testes (f.eks. er glasplader og gipsplader blevet nedknust forud for testning). Dette vil i nogle tilfælde resultere i en voldsom overestimering af forureningspotentialet, mens det i andre tilfælde vurderes at ligge i nærheden af de virkelige forhold.

På baggrund af ovenstående anbefales det, at estimer af emissioner fra 0 - 100 år for de undersøgte affaldsfraktioner baseres på resultater af udvaskningstests i det omfang, at sådanne forefindes. Dette vil være en stærk forsimpning af de virkelige forhold, men det vurderes ikke muligt at gøre det bedre på det foreliggende grundlag. Et af de forhold, som der herved ikke tages højde for, er, at udvasknings-tests som regel udføres på separate affaldsfraktioner, mens affald ofte sammenblandes i forbindelse med deponering. Man får derfor ikke noget billede af den effekt, som en blanding af forskellige affaldstyper kan have på perkolat kvaliteten og udvaskningsprocessen i det hele taget. Denne effekt kan både være accelererende og bremsende (og i nogle tilfælde også ubetydelig). Samspilseffekter mellem affaldstyper vurderes dog primært at være relevante for deponering af ikke forbrændingseget affald, som ikke er medtaget i dette projekt. I det omfang, det er muligt, bør laboratorieresultaterne verificeres ved sammenligning med eventuelle relevante perkolatdata fra deponeringsanlæg.

I forbindelse med afgrænsning af systemerne for de undersøgte affaldsfraktioner, som er beskrevet senere i projektet, foretages der en nærmere bestemmelse af model-deponeringsanlæg for de undersøgte affaldsfraktioner, således at beregninger af L/S -forhold kan forholdes til et gennemsnitsdeponeringsanlæg, som er repræsentativt for de danske forhold (kapitel 4 og 5). Det skal også fremhæves, at det med henblik på at gøre emissionerne produktspecifikke er nødvendigt at kunne følge fordelingen af et bestemt stof i produktet, på dets vej gennem affaldsforbrænding til deponeret restprodukt og slagge og emissioner herfra. Et af hovedformålene med dette projekt er netop, at søge at estimere og modellere disse årsagssammenhænge.

2.3.3 Hvilke miljøpåvirkninger giver deponering?

Det er den generelle opfattelse, at deponering af affald er en miljøbelastende aktivitet som især påvirker jord og grundvand samt optager arealer. Med de eksisterende miljøpåvirkningskategorier fremtræder deponering dog sjældent som et væsentligt problem i LCA. Det er derfor blevet vurderet, hvorvidt eksisterende påvirkningskategorier i UMIP fyldestgørende kan beskrive de miljøpåvirkninger, som kan forekomme ved deponering af affald som f.eks. restprodukter fra affaldsforbrænding og kraft-varme produktion m.m. jf. tabel 2.1. For bl.a. at sikre, at der findes en kobling/vurderingskomponent mellem emissioner fra deponeringsanlæggene og miljøpåvirkninger er det vurderet, om der er behov for udvikling af nye miljøpåvirkningskategorier. Kapitel 8 giver også en beskrivelse af de foreslåede miljøpåvirkningskategorier.

2.3.4 Eksisterende miljøpåvirkningskategorier

I UMIP-metoden vurderes en funktionel enheds (dvs. en ydelse f.eks. for mælke emballage distribution af 1000 l mælk) påvirkning af miljøet i en række påvirkningskategorier. Det drejer sig om:

- Drivhuseffekt
- Stratosfærisk ozonnedbrydning
- Fotokemisk ozondannelse
- Forsuring
- Nærings saltbelastning
- Økotoxicitet
- Toksicitet for mennesker i miljøet (human toksicitet)
- Persistent toksicitet (for økosystemer og mennesker)
- En række ressourceforbrug
- En række forskellige affaldstyper (volumenaffald, farligt affald, radioaktivt affald, slagge og aske)

I tabel 2.1 gives et overblik over emissioner fra deponeringsanlæg, og på baggrund af denne oversigt vurderes det, at når det gælder emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter, er det kun persistente toksiske stoffer, som eventuelt ikke håndteres fyldestgørende i de nuværende UMIP-påvirkningskategorier. Kun de meget persistente og toksiske stoffer medtages som relevante over en lang tidshorison. De øvrige typer af stoffer forventes enten udvasket (eller emitteret på anden måde) eller nedbrudt i løbet af de første 100 år, eller må anses for ubetydelige i forhold til at forårsage miljøpåvirkninger på grund af en ringe toksisk virkning. De flygtige forbindelser forventes at være afdampet i løbet af de første 100 år. Opløselige salte er væsentligst sulfater og chlorider af Na, Ca og K. Disse er ikke egentlig giftige for hverken mennesker eller organismer i miljøet, men påvirker saltbalancen og kan derfor være skadelige i store mængder/koncentrationer. Det antages imidlertid, at stofferne ikke forekommer i høje koncentrationer, hverken ved drikkevandsindvindinger eller i overfladevand, og derfor ikke udgør en toksisk belastning. Når det drejer sig om nærings salte forventes de primært udvasket i de første 100 år og på længere sigt i så små koncentrationer, at nærings saltbelastningen er ubetydelig. Fra deponeringsanlægget i Vestskoven er der således set udledninger af Fosfor på < 1 mg/l varierende en smule over tid mens det for kvælstof-udledninger hurtigt er faldet fra en initial koncentration på 40-50 mg/l til 1 mg/l eller mindre efter 25 år (O. Hjelmars, 2004)

Miljøpåvirkningerne af emissioner fra det deponerede affald i løbet af de første 100 års deponering vurderes at kunne håndteres indenfor UMIP's påvirkningskategori persistent toksicitet. Kun grundvand eller overfladevand vurderes at være relevante recipienter, da restprodukter antages ikke at indeholde flygtige komponenter (i forbindelse med andre deponeringsanlægstyper kan luft være relevant og bør inddrages). Da det desuden antages, at jord under deponeringsanlæg er relativt inaktivt biologisk set og ikke vil kunne udgøre en forureningskilde for mennesker, vurderes også jord irrelevant som recipient. Desuden bidrager deponeringsanlæg til andre miljøpåvirkningskategorier ved etablering, drift osv. heriblandt ressourceforbrug og arealanvendelse.

2.3.5 Miljøpåvirkninger fra deponeringsanlæg i det langsigtede perspektiv

I forhold til andre processer i produkters livsforløb er den lange tidshorisont for emissionerne et ganske særligt træk ved deponeringsanlæg. Det betyder, at emissionerne på såvel kort som langt sigt typisk forekommer i så lave koncentrationer, at de som regel ikke i sig selv vil resultere i toksiske effekter fordi koncentrationerne ligger under tærskelværdien. På langt sigt kan der forekomme akkumulering af metaller i de øverste jordlag under deponeringsanlægget pga. ringe transport af disse stoffer. Som det diskuteres mere detaljeret i delprojekt 2 er der miljømæssigt tale om en ikke bæredygtig udvikling, da denne akkumulering har et potentiale for senere at påvirke øvrige dele af miljøet. Påregnet et uændret brugsmønster vil akkumuleringen fortsætte og kan måske med tiden give anledning til målbare koncentrationsstigninger i grundvand. Dette hænger sammen med, at alle tilbageholdelsesmekanismer så vidt vides er fuldt ud reversible, således at der reelt indstiller sig en dynamisk ligevægt i jordmiljøet. Hertil kommer, at geologiske og i mindre omfang også samfundsmæssige indgreb i depoter i fremtiden kan komme til at medføre pludselig spredning af depoters indhold i bestemte dele af miljøet varierende med påvirkningens art. Dermed er det langt fra givet, at der også i et langsigtet perspektiv altid er tale om koncentrationer under grænseværdierne. Miljøpåvirkninger fra deponeringsanlæg repræsenteres derfor i form af to nye miljøpåvirkningskategorier (Deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet) som er nærmere beskrevet i kapitel 8. Delprojekt 2 (Hansen et al., 2004) giver en mere detaljeret gennemgang af, hvordan disse påvirkningskategorier skal fortolkes.

2.3.6 Arealanvendelse

Arealanvendelse er en påvirkningskategori, som er af væsentlig betydning for deponeringsanlæg, men som dog ikke er speciel for disse. Normalt vil der ved vurderingen af arealanvendelse indgå følgende parametre:

- Arealets størrelse
- Varighed af ændring
- Kvalitetsændringen (ikke æstetisk men ud fra et biodiversitetssynspunkt)

Der er behov for at repræsentere arealanvendelse som påvirkningskategori, men udviklingen af metoder foregår sideløbende i andre fora og der er endnu ikke i særlig høj grad konsensus om metoder. Som beskrevet senere (afsnit 8.2.3) er arealanvendelse inkluderet som størrelse af arealet gange varigheden af arealændringen.

2.3.7 Ressourcetab – grundvand

Forbrug af ikke-fornybare sparsomme ressourcer, f.eks. olie anvendt ved anlæg af deponeringsanlæg, inkluderes som standard procedure i UMIP. Grundvand anses imidlertid i UMIP-metoden som en fornybar ressource og er derfor ikke normalt inkluderet i vægtningen.

Grundvandsressourcen har høj prioritet i Danmark og beskyttelsen af denne spiller en stor rolle ved anlæg af deponeringsanlæg. Det er derfor naturligt, at deponeringsanlægs påvirkning af ressourcen grundvand bør indgå i en vurdering af deponeringsanlæggenes miljøpåvirkning. Kvaliteten af grundvand som drikkevandsressource er imidlertid nøje forbundet med vandets indhold af forskellige kemiske stoffer og de fastsatte grænseværdier herfor, hvilket i høj grad allerede er inkluderet i miljøpåvirkningen ”human toksicitet”.

Det er desuden vanskeligt at afgrænse, i hvor stort omfang anlæggelsen af deponeringsanlæg reelt giver anledning til et ressourcetab, da deponeringsanlæg i DK skal anlægges kystnært. Det er derfor valgt at se bort fra dette potentielle ressourcetab og i stedet på sigt inkludere de potentielle påvirkninger af den menneskelige sundhed via indtagelse af perkolatpåvirket grundvand.

3 Afgrænsninger af vurderede systemer

Følgende affaldsbehandlingssystemer er omfattet af delprojektet vedrørende de første 100 år efter deponering:

- behandling og deponering af slagge og røggasrensingsprodukter fra **affaldsforbrændingsanlæg**;
- behandling og deponering af slagge og røggasrensningprodukter (flyveaske og afsvovlingsprodukter) **fra dansk el- og varmeproduktion**,

Affaldsbehandlingssystemet begynder efter forbrændingsanlæggets eller kraftværkets port og slutter med slutdeponering af restprodukterne. De udvalgte bortskaffelsessystemer er specifikke for danske forhold.

Affaldsstrategien 2005-2008 sigter mod at nedbringe mængden af affald til deponering mens affald til forbrænding og genanvendelse stiger. Dette medfører, at der må forventes et fald i deponering af forbrændingseget affald samt en relativ stigning i restprodukter fra affaldsforbrænding i takt med afviklingen af deponeringsanlæg for forbrændingseget affald. Dette gør det særlig relevant at få belyst miljøbelastningen ved deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding.

Hvad angår deponerede restprodukter (inkl. opfyldning) fra kraftværker, repræsenterer disse restprodukter en miljøbelastning for alle aktiviteter, som involverer et forbrug af el og kraftvarme. Tendensen for disse restprodukter er de senere år gået imod mere og mere genanvendelse og det er muligt at disse restprodukter med tiden udelukkende genanvendes. Da genanvendelse ved opfyld allerede er inkluderet anses dette dog ikke for at have væsentlig betydning for projektets resultater.

Behandling og deponering af ikke-forbrændingseget affald indgik oprindeligt i projektformuleringen, men det har vist sig for vanskeligt at generalisere og for upræcist at lave gennemsnitsbetragtninger for denne affaldsfraktion, jf. bilag 5. Denne fraktion dækker over en række forskellige materialer, der deponeres fordi de af den ene eller anden årsag er uønsket i affaldsforbrændingsanlæg. Fraktionen udgør en væsentlig del af den mængde, der deponeres i Danmark (1,2 mio. ton i 2002).

Data vedrørende in- og output i systemerne er baseret på danske forhold, men selve metoden for beregningen af emissionerne og miljøpåvirkningerne fra restproduktbehandlingen og deponeringsanlæggene kan anvendes til både danske og internationale forhold. Den udviklede excel-model er dog baseret på danske forhold for behandling af restprodukter og kan således ikke umiddelbart overføres til udenlandske deponeringsanlæg, hvor bl.a. principper for stabilisering, udformning af deponeringsanlæg m.v. er forskellige fra danske forhold.

Det er generelt for de nævnte affaldsbehandlingssystemer, at de ikke omfatter produktion af anlægsmateriel, men kun relaterer til input og output i forbindelse med etablering, drift og vedligehold af affaldsbehandlingssystemer og deponeringsanlæg samt intern og ekstern transport. Således er f.eks. fremstillingen og bortskaffelsen af pumper, rør m.m. som måtte indgå i de tekniske anlæg ikke omfattet, mens miljøbelastningen ved "udgravning" af depotceller er medregnet. Der er ikke inkluderet efterbehandling og kontrolforanstaltninger efter afslutning af deponeringsanlæggets aktiviteter.

Fremstilling af andet materiel som f.eks. gravemaskiner, lastbiler m.m. er heller ikke omfattet. Der fokuseres alene på energiforbrug, forbrug af hjælpestoffer og emissioner til jord, vand og luft samt affaldsfrembringelse ved f.eks. behandling/stabilisering af restprodukter, brug af transportmidlerne og deponering i deponeringsanlægget.

Til beregning af miljøbelastningen for transporten anvendes eksisterende data fra UMIP-databasen (1996).

Til beregning af miljøbelastningen ved brug af dansk el og kraftvarme er der anvendt data beregnet ud fra energikvalitet i projektet **Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme** (Anon, 2000).

I det følgende præsenteres de enkelte affaldssystemer.

3.1 System for affaldsforbrænding

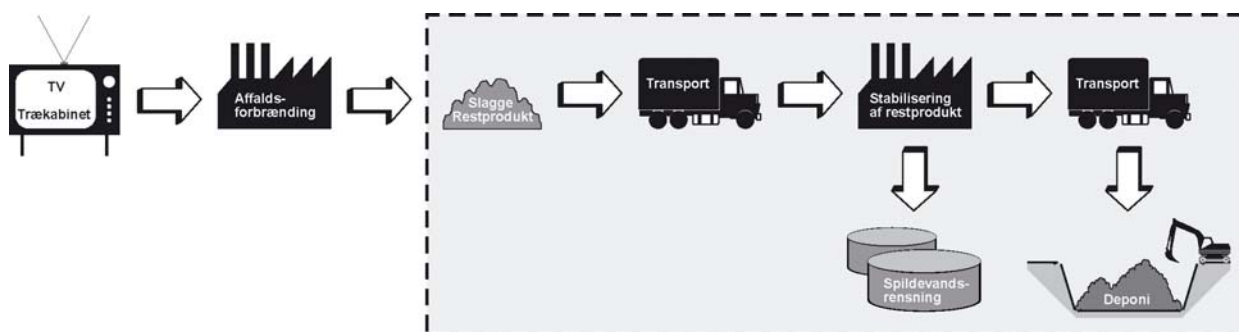
Ved affaldsforbrænding opstår følgende affaldsfraktioner, medtaget i figur 3.1 som restprodukter:

- slagge
- restprodukter fra røggasrensning
 - Vådt, semitørt og tørt afsvovlingsrestprodukt
 - Restprodukt fra dioxinfjernelse
 - Flyveaske fra elektro- og posefiltre

Systemafgrænsningen for affaldsforbrænding omfatter input og output relateret til:

1. Transport af restproduktet fra røggasrensning fra affaldsforbrænding til behandlingsanlæg, samt transport af slagge til modningspladsen.
2. Behandling af røggasrensningsprodukter ved stabilisering jvf. Ferroxi-metoden og VKI-/DRH-metoden (CO₂-stabilisering) samt modning af slagge. Her inkluderes miljøbelastningen ved spildevandsbehandling.
3. Transport af behandlet restprodukt fra behandlingsanlæg til deponi, samt transport af slagge fra modningsplads til deponi.
4. Deponering - emissioner (fx. udvaskning) i 100 år efter restproduktet er deponeret, etablering og drift ikke inkluderet.

Systemet som kortlægges er skitseret i den grå kasse i figur 3.1.



Figur 3.1. Affaldsforbrændingsanlæg, systemet i den grå kasse vurderes i projektet.

Den samlede transportdistance for henholdsvis restprodukter og slagge er antaget gennemsnitlig 100 km. Forbrug af hjælpestoffer (FeSO_4 og CO_2 til stabiliseringen er medtaget. Det samlede energiforbrug for stabilisering af restprodukter samt spildevandsbehandling er estimeret på baggrund af pilotforsøg. Forbrug i forbindelse med etablering og drift af selve deponeringsanlægget er ikke inkluderet for restprodukter og slagge fra affaldsforbrænding.

Input og output ved selve affaldsforbrændingen og input til røggasrensningen er ikke medtaget i dette projekt, men er et resultat fra LCAGAPS projektet og indgår derfor i beregningsmodellen. Det skal bemærkes, at røggasrensemetoder, som er inkluderet i LCAGAPS projektet kan ændres med tiden ligesom metoder til stabilisering/oparbejdning og deponering. På grund af projektets lange forløb tidsmæssigt, er de i projektet vurderede metoder til stabilisering allerede delvist forældede da de ikke anses for at være tilstrækkeligt egnede. Det anbefales derfor at opdatere viden om dette og evt. datagrundlag og beregningsmetoder med jævne mellemrum.

3.2 System for dansk el- og kraftvarmeproduktion

Ved produktion af el og varme på kraftværkerne opstår følgende affaldsfraktioner:

- Slagge
- Flyveaske
- Gips (afsvovlingsprodukt fra den våde afsvovlingsproces)
- TASP (tørt afsvovlingsprodukt)
- Bioaske (aske fra halm- og træfyrede anlæg)

De fleste restprodukter fra kraftværker genanvendes og de resterende deponeres uden, at restprodukterne har gennemgået en mellembehandling. I enkelte tilfælde deponeres gips stabiliseret med flyveaske, hvilket foregår ved en simpel blandeproces.

Flyveasken og afsvovlingsgipsen afsættes primært til cement- og gipsproduktion, og en mindre del sendes til deponi. TASP recirkuleres på kraftværket ved genindfyring sammen med brændslerne. Bioasken deponeres på kontrollerede deponeringsanlæg.

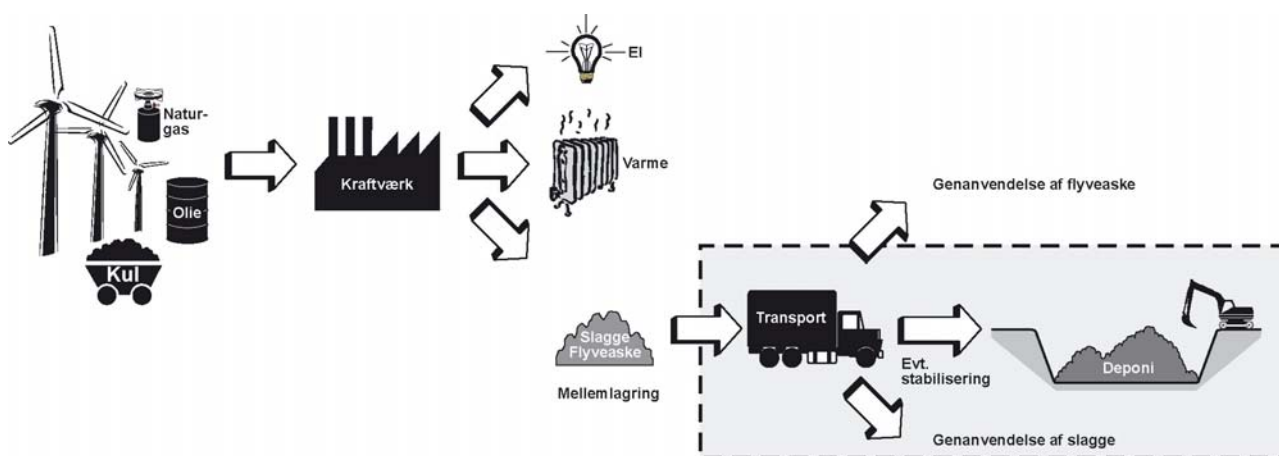
I dette projekt undersøges kun restprodukter i form af flyveaske og slagge samt bioaske, der deponeres som affald. Håndteringen af gips og TASP er

således udeladt, da disse dels genanvendes (gips) dels genindfyres. Eventuelle genanvendelsesprocesser for slagge og flyveaske til fx. bygge-og anlægsformål, udover genanvendelse ved opfyld, er ligeledes betragtet som neutrale da restprodukterne erstatter andre produkter.

Systemafgrænsningen for restprodukter fra kraftværker begrænses til at omfatte input og output relateret til:

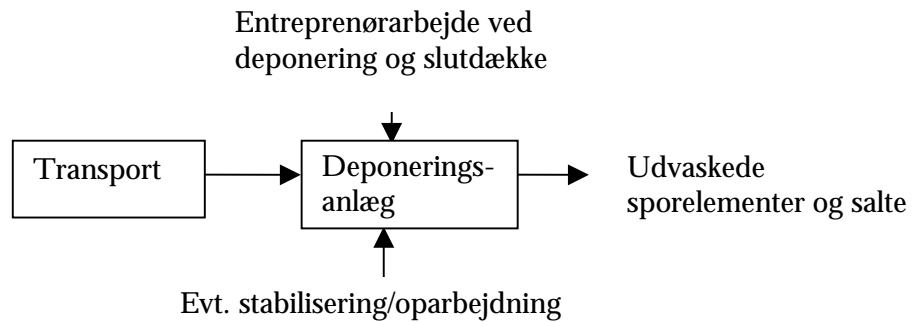
1. Transport af slagge og flyveaske fra kraftværket til deponi.
2. Deponering – transport og entreprenørarbejde ved deponering (dog ikke selve etablering af deponeringsanlæg) samt emissioner (fx. udvaskning) i 100 år efter restproduktet er deponeret.

Systemet er skitseret i den grå kasse i figur 3.2.



Figur 3.2. Energifremstilling, systemet i den grå kasse vurderes i projektet.

Restprodukterne opgøres pr. ton restprodukt deponeret og kobles til 1 kWh el og varme produceret. Restprodukter, der slutdeponeres er inkluderet (både egentlig deponering og opfyldning). Restprodukternes livscyklus begynder ved transport fra værket (askesilo, slaggebad m.v.). Dette medfører, at udtag af flyveaske og slagge samt mellemlagring m.v. er opgjort som en del af produktionen af el og varme. I restprodukternes livscyklus indgår derfor (figur 3.3) transport fra værket, entreprenørarbejde ved deponering (ikke etablering af deponeringsanlæg), mellembehandling dvs. stabilisering (såfremt det forventes foretaget i fremtiden) og udvaskede mængder fra depotet. Anvendelsen af restprodukter til industrielle formål er udeladt i dette projekt.



Figur 3.3 Flowdiagram for restprodukternes livscyklus.

Da restprodukterne er et affaldsprodukt fra produktion af el og varme bliver miljøpåvirkningerne udelukkende tilskrevet produktionen af el og varme, og der foretages ingen allokering af miljøpåvirkninger i forhold til restprodukterne.

Da miljøpåvirkningerne fra kraftværkernes restprodukter skal tilskrives produktionen af 1 kWh el og 1 kWh varme, indsamles der data for dansk produktion i et gennemsnitligt år, men samtidigt er det nødvendigt at foretage en allokering mellem samprodukterne el og varme. Denne allokering er meget følsom, da der er forskellige interesser indenfor branchen. I dette projekt er det dog besluttet, at man vil arbejde med energikvalitetsmetoden, hvor el har en større energikvalitet (exergi) end varme. Som en enkelt regneregul kan anvendes, at 1 kWh varme = 0,15 kWh el. Hele fordelingen ved samproduktionen bliver her tillagt varmen. Dette er også den metode, der er brugt i UMIP's dansk el 1992. I projektet Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme (Anon., 2000) vælges at præsentere resultaterne både ved allokering efter energikvalitetsmetoden og efter energiindhold (1kWh el = 1kWh varme), da det har betydning for de miljøbelastninger der knyttes til henholdsvis el- og varmeproduktionen. I energikvalitetsmetoden, som anvendes her, tilskrives elproduktionen en forholdsmæssig større miljøbelastning.

4 Affaldsforbrænding

I det følgende beskrives de vurderede affaldsteknologier, restprodukterne og deres videre behandling, det endelige deponeringsanlæg samt fastlæggelse af et modeldeponeringsanlæg som en gennemsnitsbetragtning.

4.1 Affaldsforbrændingsanlæg

Der er som sagt taget udgangspunkt i affaldsfraktioner fra de teknologier, som er anvendt i LCAGAPS-projektet (Erichsen & Hauschild, 2000). LCAGAPS omfatter principielt alle typer forbrændingsteknologier i Europa. I LCAGAPS er det ikke fundet nødvendigt at skelne mellem forskellige ovntyper mens røggasrensningen er inddelt i 7 klasser kombineret af partikelfjernelse, tør/semitør røggasrensning, våd røggasrensning, DeNO_x og dioxinfjernelse. I dag kan der findes flere teknologier og/eller hybrider af ovenstående og en senere opdatering af baggrunden kan være nødvendig.

4.2 Restprodukter fra affaldsforbrænding

Der opstår en række forskellige restprodukter ved affaldsforbrænding. I nedenstående tabel 4.1 ses en oversigt over de forskellige typer restprodukter fra affaldsforbrænding og de mængder, de typisk forekommer i, udtrykt som kg per ton forbrændt affald.

Slaggerne også kaldet bundasken udgør, som det fremgår af tabel 4.1, langt den største restproduktstrøm (250 – 400 kg/ton affald). I IAWG (1997) angives en gennemsnitlig slaggemængde på 300 kg/ton affald fra moderne affaldsforbrændingsanlæg. Slaggerne fremtræder som et meget inhomogent materiale, som, bl.a. afhængigt af afkølingsformen, kan forekomme som et granulat eller som større eller mindre klumper iblandet skrotmetal og eventuelt uforbrændt materiale.

Forhold som anlægstype (ovntype), affaldets sammensætning og energiindhold samt belastningsgraden på et anlæg m.v. kan påvirke udbrændingsgraden af slaggerne. I tabel 4.2 er angivet data for sammensætningen af slagge baseret på danske gennemsnitsdata.

Tabel 4.1 Typiske mængder af restprodukter produceret ved affaldsforbrænding (efter Hjelmar, 1998).

Type af restprodukt	Typisk produceret mængde (kg/ton forbrændt affald)
Slagger/bundaske	250 – 400
Ristegennemfald ¹⁾	5
Kedelaske	2 – 12
Economizeraske	ingen data
Flyveaske	10 – 30
Restprodukter fra rensning af sure røggasser:	
Tør proces ²⁾	20 – 50
Semitør proces ²⁾	15 – 40
Våd proces ³⁾	1 – 3

1) Kun data fra ét forbrændingsanlæg 2) Inklusive 10–30 kg flyveaske/ton affald

3) Tørvægt af slam fra rensning af afløbsvand fra scrubberen. Ved vådprocessen produceres også 0,3 – 0,5 m³ behandlet spildevand, som indeholder 8-15 kg calcium- og natriumklorid. Flyveasken forudskilles særskilt.

Kilder: Hjelmar et al. (1990), Ludvigsen & Hjelmar (1992), Rasmussen et al. (1993), Vehlow (1993), IAWG (1997).

Ristegennemfaldet udgøres af det affald, som under forbrændingen falder gennem risten. Det kan bestå af mere eller mindre brændbare affaldspartikler, men også af størknede metaller (f.eks. tin eller bly), som under forbrændingen smelter og siver ned gennem ristekonstruktionen.

Kedelaske er forholdsvis grove askepartikler, som udtages fra røggasstrømmen i eller umiddelbart efter selve kedlen. Den kan bl.a. indeholde udvendige belægninger af kedelrørene, som med regelmæssige mellemrum bankes løs. På de fleste danske forbrændingsanlæg ledes kedelasken sammen med slaggerne, idet den ofte tilledes den ryste-rende, som også benyttes til slaggerne.

Economizeraske består af noget finere askepartikler, som udskilles fra røggassen i den såkaldte economizer, som på nogle affaldsforbrændingsanlæg er installeret for at udvinde mest mulig varme fra røggassen, inden denne underkastes en egentlig rensning for partikler og sure luftarter. Economizerasken ledes normalt til flyveasken. Der findes ingen oplysninger om de (formentlig små) producerede mængder af economizeraske.

Flyveaske består af forholdsvis fine askepartikler, som følger med røggassen fra kedlen, og som udskilles i elektrofiltre eller posefiltre. På forbrændingsanlæg med vådscribberanlæg udskilles flyveasken opstrøms for scrubberen og fremkommer som en selvstændig restproduktstrøm (som dog i nogle tilfælde senere blandes med slammet fra rensning af spildevandet fra vådscribberen med henblik på deponering). På de fleste danske forbrændingsanlæg med tør eller semitør røggasrensning udskilles flyveasken ikke forud for rensningen for sure gasser, og den fremkommer derfor sammen med reaktionsprodukter m.v. som en del af røggasrensningsproduktet. Mængden af flyveaske kan variere en del fra anlæg til anlæg og er naturligvis svært at opgøre, når den forekommer som en del af røggasrensningsproduktet. Normalt vil flyveaskemængden svare til 10 – 30 kg/ton forbrændt affald. I IAWG (1997) angives en gennemsnitlig

flyveaskemængde på ca. 20 kg/ton affald fra moderne affaldsforbrændingsanlæg.

Rensning af røggassen for sure luftarter er en integreret del af moderne affaldsforbrændingsteknologi, og der produceres i dag **restprodukter fra rensning for sure luftarter** på alle danske affaldsforbrændingsanlæg. Mængde og egenskaber af restprodukterne afhænger af, hvilken procestype, der er installeret. De tre traditionelle hovedtyper af rensningsprocesser udgør i dag: tør, semitør og våd røggasrensingsprodukter, og de er nogenlunde ligeligt repræsenteret på danske affaldsforbrændingsanlæg. Der synes dog at være en tendens til en øget andel af våd røggasrensning.

Sammensætning af restprodukterne

I tabel 4.2 er sammensætningen af slagge, flyveaske og røggasrensingsprodukter vist.

Tabel 4.2. Sammensætning for restprodukter fra affaldsforbrænding

Stof	Enhed	Slagger (1)	Flyveaske (2)	Flyveaskeholdige røggasrensningsp rodukter fra tørre og semitørre processer (2)	Slam fra våd røggasrensning (uden flyveaske) (2)
O	g/kg	-	-	-	-
Si	g/kg	270	160	69	78
Ca	g/kg	71	107	230	150
Fe	g/kg	68	25	12	54
Al	g/kg	50	71	26	28
Na	g/kg	24	31	17	1,9
K	g/kg	12	36	23	3,9
C	g/kg	-	-	-	-
Mg	mg/kg	8500	15000	9400	75000
S	mg/kg	5700	26000	15000	4400
Ti	mg/kg	4600	8700	3300	2600
P	mg/kg	3000	-	-	-
Cu	mg/kg	2800	1200	710	1200
Zn	mg/kg	2300	28000	15000	31000
Cl	mg/kg	2100	74000	180000	36000
Pb	mg/kg	1600	11000	5400	11000
Ba	mg/kg	1400	1700	540	460
Mn	mg/kg	1100	1300	480	9100
Ag	mg/kg	-	55	22	-
As	mg/kg	12	130	170	89
B	mg/kg	-	-	-	-
Br	mg/kg	-	-	-	-
Cd	mg/kg	1,4	390	300	630
Co	mg/kg	-	51	9,6	9,8
Cr	mg/kg	330	650	180	240
Cs	mg/kg	-	-	-	-
F	mg/kg	-	-	-	-
Hg	mg/kg	<0,08	8	15	650
I	mg/kg	-	-	-	-
Mo	mg/kg	47	40	15	12
N	mg/kg	480	-	-	-
Ni	mg/kg	230	140	94	62
Sb	mg/kg	-	530	790	140
Se	mg/kg	-	14	8,2	-
Sn	mg/kg	210	1400	890	400
Sr	mg/kg	230	280	460	104
V	mg/kg	67	51	33	47

(1) Hjelmar et al. (1996), gennemsnit fra danske forbrændingsanlæg.

(2) Efter IAWG (1997), gennemsnit fra en række lande.

Forskellene mellem anlæg relateres primært til forskelle i renseteknologier. I Danmark drejer det sig om partikelfjernelse ved hjælp af elektrofilter eller posefilter, samt tør/semitør og våd røggasrensning. Den fordeling mellem de

forskellige teknologier som er anvendt i LCAGAPS projektet er fra 1992 og er angivet i tabel 4.3. I tabellen angives også de nyeste tal for røggasrensning fra 2000/2001 (Videnscenter for Affald, 2003; ISWA 2002). Det fremgår ligeledes af informationer fra Videnscenter for affald, at mere end 33% af affaldsforbrændingsanlæggene har indført dioxinrensning for at leve op til lovkravene. Som det fremgår af tabellen er der nogen forskel mellem de nyeste tal og dem, som er anvendt i LCAGAPS. Fordelingen mellem tør/semitør og våd er, før den nyeste information fra Videnscenter for affald tilkom projektet, estimeret til 47/53, hvilket er anvendt til estimering af udsivning fra deponeringsanlæg. Det vurderes, at dette kun giver anledning til små afvigelser i forhold til de seneste informationer. Hvad angår dioxinrensning udføres denne med aktivt kul, som afbrændes. Dioxinrensning har primært indflydelse på luftemissionen af dioxiner, som reduceres med henholdsvis 10 og 100 gange for tør/semitør og våd røggasrensning. Af denne årsag er modellen blevet tilrettet, således at halvdelen af de anlæg, som anvender vådrensning antages at anvendes dioxinrensning. Af afrundingsmæssige årsager anvendes en fordeling mellem tør/semitør og vådrensning på 46/54 til modellering af emissioner og restprodukter fra forbrændingsanlæg.

Tabel 4.3 Den procentvise fordeling på teknologier for røggasrensning i DK

Procentvis fordeling	1992	2000
Elektrofilter	61,3	
Posefilter	34,4	
Tør	17,8	10
Semitør	36,1	24,8
Våd	33,7	58,7
Dioxinrensning	0	> 33

4.3 Behandling af røggasrensingsprodukt og fastlæggelse af gennemsnitsdeponeringsanlæg

Over den næste 10-årige periode anses følgende behandlings- og bortskaffelsesmuligheder for at være relevante (år 2001):

Alternativ A: Deponeringsløsning

Alternativ A0: Midlertidig deponering af ubehandlede røggasrensingsprodukter i udvalgte deponeringsanlæg

Alternativ A1: Endelig deponering efter behandling in-situ med forceret udvaskning

Alternativ A2: Endelig deponering efter behandling i et anlæg baseret på VKI-metoden/DRH-metoden

Alternativ A3: Endelig deponering efter behandling i et anlæg baseret på Ferroxx-metoden

Alternativ B: Eksportløsning - Eksport til Norge eller Tyskland til genanvendelse eller endelig deponering

Alternativ C: Genanvendelse i Danmark

Alternativ C0: Genanvendelse af ubehandlet røggasrensningsprodukt
Alternativ C1: Genanvendelse efter stabilisering med VKI-metoden/DRH-metoden.
Alternativ C2: Genanvendelse efter stabilisering med Ferroxx-metoden.

4.3.1.1 Tidsperspektiv over de næste 10 år

Produktionen af røggasrensningsprodukter i Danmark antages at være omkring 60.000 tons per år i perioden til og med år 2004 (i affaldsstrategi 2005-2008 (Regeringen, 2003) præsenteres et tal på 73.800 allerede for år 2001), mens der i perioden 2005-2010 skal bortskaffes op til 80.000 t/år. (Tallene stammer fra Affald 21, hvor den nuværende produktion antages at være omkring 60.000 t/år, men vurderes stigende til ca. 80.000 t/år inden få år.) Halvdelen af de totale mængder røggasrensningsprodukter produceres i de sjællandske affaldsforbrændingsanlæg.

Tidsrummet 2000-2004

Siden slutning 1999 er der ikke deponeret røggasrensningsprodukter i Danmark. Alle røggasrensningsprodukter fra Danmark er blevet eksporteret til Norge eller Tyskland, hvor de slutdeponeres i en klippeø (Langøya) eller i mineskakter (alternativ B).

Umiddelbart vurderes det at være udelukket, at der igen tillades (midlertidig) deponering af ubehandlede røggasrensningsprodukter i Danmark (alternativ A0). Derudover anses det også for at være meget lidt sandsynligt, at der tillades genanvendelse af ubehandlede røggasrensningsprodukter (alternativ C0). Der er planlagt udarbejdet en handlingsplan, som på baggrund af en miljø- og samfundsøkonomisk analyse vil fastlægge den fremtidige håndtering af restprodukterne.

Alternativerne A0 og C0-C2 vurderes derfor ikke at være relevant i den nærmeste årrække.

I tidsrummet 2000 til og med 2004 anses det for at være mest sandsynligt, at røggasrensningsprodukterne fra danske forbrændingsanlæg eksportereres til slutdeponering i udlandet.

Tidsrummet 2005-2010

Det er ikke endeligt fastlagt hvordan røggasrensningsrestprodukterne skal håndteres i fremtiden. På tidspunktet for dette projekts udførelse (2001) kunne det forventes, at stabiliseringsmetoder udviklet på forbrændingsanlæggene i København og i Jylland og på Fyn ville muliggøre passiv deponering³ i Danmark. Dette er dog senere blevet vurderet ikke at være miljømæssigt og økonomisk optimalt, uden at der dog er fastlagt en ny strategi. . I Affaldsstrategi 2005-2008 er der indtil videre kun planlagt udarbejdet en handlingsplan for håndteringen af restprodukter (Regeringen 2003). De mest lovende processer omfatter høj-temperatur behandling af restprodukterne, men de miljømæssige aspekter er endnu usikre. Den følgende beskrivelse og efterfølgende dataindsamling er derfor baseret på den forventede udvikling da projektet blev udført i år 2001.

De igangværende udviklingsaktiviteter peger på et fællesanlæg til de jyske og fynske anlæg med en kapacitet på 35.000 t/år (med mulighed for at behandle

³ Passiv deponering, betyder at der ikke gøres noget aktivt for at reducere udsivning fra deponeringsanlægget. Dvs. der foretages ikke opsamling og rensning af perkolat.

op til 65.000 t/år), og et eller to anlæg til de sjællandske affaldsforbrændingsanlæg med en samlet kapacitet på knap 30.000 t/år.

Der arbejdes med følgende alternative behandlingsmetoder:

1. **In-situ stabilisering** af røggasrensningsprodukter vha. forceret udvaskning
2. Stabilisering i et behandlingsanlæg vha. kuldioxid (**VKI/DRH-metoden**)
3. Stabilisering i et behandlingsanlæg vha. jernsulfat (**Ferrox-metoden**)

In-situ stabilisering vil højst sandsynlig kun blive anvendt til stabilisering af allerede deponerede røggasrensningsprodukter på AV Miljø. Det vurderes umiddelbart, at metoden ikke vil accepteres af myndighederne til behandling af røggasrensningsprodukter, så snart VKI/DRH-metoden eller Ferrox-metoden er implementeret i fuldskala. Derfor er In-situ stabilisering ikke blevet vurderet som relevant behandlingsmetode i nærværende projekt.

VKI/DRH-metoden er den foretrukne metode for et anlæg i Jylland og på Fyn. Antages det, at de jyske og fynske forbrændingsanlæg behandler deres røggasrensningsprodukter (ca. 40.000 t/år efter 2005) i et fremtidigt fælles anlæg baseret på CO₂-stabilisering, er kun behandlingsmetoden for de sjællandske røggasrensningsprodukter usikker. I København arbejdes der p.t. med forskellige scenarier, hvor de 2 mest sandsynlige er følgende:

- et fælles anlæg baseret på Ferrox eller VKI-metoden (kapacitet af anlægget 30-40.000 t/år).
- to mindre anlæg baseret på hvert sin metode, VKI til Amagerforbrænding, Ferrox til Vestforbrænding (kapacitet af hvert anlæg på 15-20.000 t/år).

Der forudsættes i det følgende, at produktion af røgenreseprodukter fra de øvrige sjællandske forbrændingsanlæg bliver behandlet i det anlæg, som Amagerforbrænding og Vestforbrænding etablerer i fuldskala.

I tabel 4.4 er metoderne til behandling af røggasrensningsprodukter, som anses for at være sandsynligt fra år 2005 angivet.

Tabel 4.4. Metoderne til behandling af røggasrensningsprodukter

	VKI/DRH-metode (CO ₂ -stabiliseret)	Ferrox-stabiliseret
Scenarie 1:	ca. 40.000 t/år	ca. 40.000 t/år
Scenarie 2:	ca. 60.000 t/år	ca. 20.000 t/år
Scenarie 3:	ca. 80.000 t/år	0 t/år

Det vurderes ud fra igangværende overvejelser i forbindelse med opskalering af metoderne, at være mest sandsynligt, at scenarie 2 afspejler situation omkring behandling af røggasrensningsprodukter efter år 2005.

Scenarie 2 foreslås på den baggrund at være grundlaget for indsamling af data til behandling af røggasrensningsprodukter.

Ferroxprocessen vil således tage sig af 20.000 t/år røggasrensningsprodukter, der stammer fra den våde røggasrensningsproces øst for Storebælt.

VKI/DRH-metoden vil blive anvendt til behandling af ca. 40.000 t/år røggasrensningsprodukter fra Jylland og ca. 20.000 t/år tør/semitør røggasrensningsprodukter fra Sjælland. Fordelingen af våd og tør/-semitør røggasrenseprocessen på de jyske og fynske anlæg er ikke kendt.

De behandlede røggasrensningsprodukter vil slutdeponeres i danske deponeringsanlæg (passiv deponering).

4.3.2 Teknikker til stabilisering af restprodukter

Stabilisering/behandling af restprodukterne fra affaldsforbrændingen kan udføres ved brug af følgende metoder:

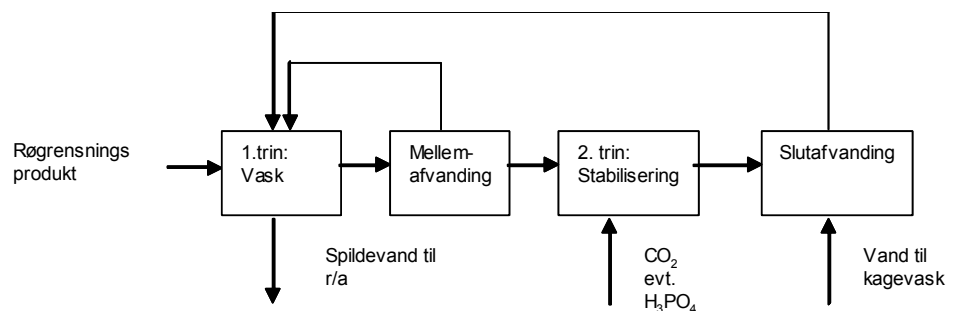
- VKI-metoden
- DRH-metoden
- Ferroxstabilisering (DTU metoden)

VKI-metoden

VKI-metoden er udviklet som en 2-trins proces. Behandlingsprocessen indledes med en vandig ekstraktion af letopløselige salte. Ved den efterfølgende mellemafvandning adskilles det vaskede røggasrensningsprodukt fra vaskevandet, der indeholder såvel opløste salte som en del opløste tungmetaller. Det vaskede røggasrensningsprodukt genopslemmes i processens andet trin, hvor der tilsættes kuldioxid og (for en yderligere stabilisering af specielt bly) fosforsyre eller en anden egnet fosforkilde (f.eks. syrebehandlet aske fra forbrænding af spildevandsslam). Det stabiliserede røggasrensningsprodukt slutaftvandes og kan deponeres eller genanvendes. Metoden kan anvendes med eller uden tilsætning af fosforsyre, og den kan også gennemføres som en 1-trinsproces.

Første indledende økonomioverslag over processens forbrug af driftsmidler (vand og kemikalier) tyder på, at det af økonomiske årsager kan være nødvendigt at reducere eller undlade tilsætning af fosforsyre. Tilsætning af fosfor er en bekostelig driftsomkostning, der kan have afgørende betydning for konkurrenceevnen af fosforsyre-varianten af processen VKI-metoden overfor DRH-metoden og Ferrox-metoden.

Et principielt procesdiagram for VKI-metoden er vist i figur 4.1.



Figur 4.1. Procesdiagram for VKI-metoden

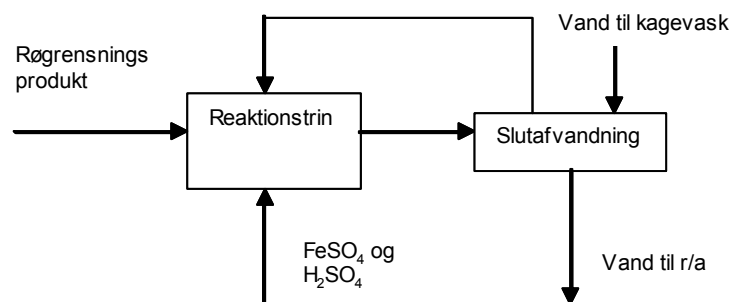
DRH-metoden

DRH-metoden er stort set identisk med kuldioxid-varianten af VKI-metoden, da den undlader tilsætning af fosforsyre under stabiliseringstrinnet. Idet det vurderes, at fosfor-tilsætning af økonomiske grunde vil minimeres eller undlades helt i en fuldskala-version af VKI-metoden, anses DRH-metoden og VKI-metoden i nærværende projekt for at være identiske.

Ferrox-metoden

Ferrox-metoden er udviklet som et-trins proces, hvor udvaskning af saltene og tilsætning af jernsulfat til det ubehandlede røgrensningsprodukt foregår i samme trin. Efter selve reaktionstrinnet afvandes det stabiliserede produkt.

Et principielt procesdiagram for Ferrox-metoden er vist i figur 4.2.



Figur 4.2. Procesdiagram for Ferrox-metoden.

Stabilisering af tørre og semitørre restprodukter ved brug af ferrox-metoden kræver væsentlig flere ressourcer end ved stabilisering af våde restprodukter. Det forventes p.t. at ferrox-metoden udelukkende vil blive anvendt på våde restprodukter, og der regnes derfor i nærværende kun med at ferrox-metoden anvendes til våde restprodukter.

Seneste udvikling

Det skal bemærkes, der i løbet af projektperioden er fremkommet en række højtemperaturprocesser til behandling af røggasrensningsprodukter. Nogle af disse processer, herunder Odda-processen, Watech-processen og CTE-processen, er p.t. ved at blive undersøgt nærmere af Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2003). Da der endnu ikke foreligger tilgængelige oplysninger om egenskaberne af og deponeringsbehovet for restprodukterne fra disse processer, har det ikke været muligt at inddrage dem i de opstillede scenarier.

4.3.3 Fastlæggelse af gennemsnitsdeponeringsanlæg for behandlede røggasrensningsprodukter

I forbindelse med udarbejdelsen af kriterier for accept af affald til deponering på forskellige typer deponeringsenheder i henhold til EU's deponeringsdirektiv (CEC, 1999, CEC, 2003) er der på europæisk plan gennemført en række vurderinger af risikoen for udsivning af perkolat og efterfølgende påvirkning af grundvandet. Disse beregninger tager udgangspunkt i nogle "typiske" scenarier, som over en periode på nogle hundrede år redegør for stofudvaskning, infiltration, opsamling, behandling og udsivning af perkolat

fra deponeringsanlæg af fastlagt størrelse. Der er også gjort forudsætninger om membransystemernes holdbarhed og effektivitet som funktion af tiden (Hjelmar et al., 2001, DHI & ECN, 2003). De pågældende scenarier skal beskrive hele EU-området, og der er derfor tale om en grov forsimpning i forhold til de faktiske forhold i de forskellige medlemslande. Arbejdet med at implementere de europæiske kriterier for accept af affald i deponeringsanlæg i national lovgivning, som skal være færdigt inden 16. juli 2004, pågår i øjeblikket.

Den danske implementering, som foretages af Miljøstyrelsen, forventes at omfatte en gentagelse af de europæiske risikoberegninger, men foretaget på nogle deponeringsscenarier, som er tilpasset danske forhold.

Det ville naturligvis være optimalt, hvis man i nærværende arbejde kunne have anvendt deponeringsscenarier, der var konsistente med disse tilpassede danske scenarier. På grund af de forskellige tidsforløb for de to aktiviteter har det desværre ikke kunnet lade sig gøre at foretage denne koordinering.

Det kan imidlertid anbefales, at de nye danske scenarier fra udviklingen af acceptkriterierne på lidt længere sigt indarbejdes i en opdatering af nærværende datagrundlag.

I det følgende diskuteres opbygning af et gennemsnitlig dansk deponeringsanlæg til røggasrensningsprodukter, herefter kaldet "modeldeponeringsanlæg". Som målsætning skal dette deponeringsanlæg bruges til at beskrive den gennemsnitlige miljøbelastning ved at deponere stabiliserede røggasrensningsprodukter i Danmark.

Beskrivelse af modeldeponeringsanlægget baseres på følgende:

- Nøgletal fra de tre udpegede landsdelsdeponeringsanlæg til røggasrensningsprodukter
- Bekendtgørelse om deponeringsanlæg (BEK nr. 650 af 29/06/2001)

BEK vil være af stor betydning for udformning af eksisterende og nye deponeringsanlæg til bl.a. røggasrensningsprodukter. Derfor vil deponering af røggasrensningsprodukter fremover være påvirket af denne BEK, men også af forhold fra eksisterende deponeringsanlæg, som stadig vil blive benyttet.

Følgende nøgletal fra de tre landsdelsdeponeringsanlæg anvendes til beskrivelsen af modeldeponeringsanlægget:

- Brutto- og nettonedbør
- Gennemsnitlig højde af indbyggede røggasrensningsprodukter
- Gennemsnitlig vægtfylde af indbyggede røggasrensningsprodukter
- Kravene til indretning af deponeringsanlæg i BEK har indflydelse på følgende:
- Placering af deponeringsanlægget
- Recipient

Nøgletal fra eksisterende landsdelsdeponeringsanlæg

Miljøministeriet/Landsplanafdelingen har udpeget følgende deponeringsanlæg som værende bedst egnede som landsdeldepoter for røggasrensningsprodukter:

- AV Miljø (Sjælland)
- Klintholm (Fyn)
- Glatved (Jylland)

Selvom det, som nævnt tidligere, ikke er fastlagt hvorledes restprodukter skal håndteres i fremtiden og det derfor er usikkert om disse deponeringsanlæg er relevante, karakteriseres de tre lokaliteter kort i det følgende skema:

Parametre	Klintholm I/S (1)	Reno Djurs I/S (Glatved) (2)	AV Miljø (3)
Adresse	Klintholm I/S Klintholmvej 50 5874 Hesselager (Fyn, syd for Nyborg)	Reno Djurs I/S Nymandsvej 11 8444 Balle (Jylland, Glatved ved Grenå)	AV Miljø Avedøreholmen 97 2650 Hvidovre
Beliggenhed	På østkysten af Fyn mod Storebælt	Ved østkysten af Djursland mod Kattegat	På sydsiden af Avedøre Holme ud til Køge Bugt
Nedbør	Brutto 600-620 mm/år.	Brutto 560 mm/år.	Brutto 585 mm/år
Geologi	Tidligere kalkgrav (moræneler område)	Kalk, sand- og stenholdigt område (delvis råstofudvinding)	Gammel havbund som er drænet (havbund, moræneler og kalk)
Hydrologi			
Primær recipient for evt. perkolat	Ferskvandsfyldte kalkgrave og Storebælt	Kattegat	Køge Bugt
Kapacitet Densitet 1 ton/m ³ TS	40.000 m ² , ca. 20.000 ton/år i 15 år. total 300.000 ton. Efter de 15 år forventes, der at kunne udvides til endnu 10-15 år.	30.000 m ² , 20.000 ton/år i 15 år =300.000 m ³ /år. Efter de 15 år forventes, der at kunne udvides til endnu 10-15 år.	10 ha, 560.000 m ³ i alt. Tilføres ca. 37.000 ton/år (Pladsen har en restlevetid for deponering af røggasrensningsprodukter på ca. 8-10 år).
Deponeringsanlæggets forventede indretning for stabiliserede røggasrensningsprodukter	<ul style="list-style-type: none"> passivdrift dvs. ingen plastmembran, ingen behandling af perkolat etc. slutafdækning af 1,2-1,5 m jord. Deponeringsanlæggets dybde fra bund til top er ca. 0-15 m. Røggasrensningsprodukter indbygges med en gennemsnitlig dybde på ca. 10 m 	<ul style="list-style-type: none"> passivdrift dvs. ingen plastmembran, ingen behandling af perkolat etc. slutafdækning af 1,2-1,5 m jord. Deponeringsanlæggets dybde fra bund til top er ca. 15m. Røggasrensningsprodukt er indbygges med en gennemsnitlig dybde på ca. 10 m 	<ul style="list-style-type: none"> passivdrift dvs. ingen plastmembran, ingen behandling af perkolat etc. slutafdækning af 1,2-1,5 m jord. Deponeringsanlæggets dybde fra bund til top er ca. 5-8m. Røggasrensningsprodukter indbygges med en gennemsnitlig dybde på 4 m
Udvaskningsdata som forefindes	<p>Klorid, As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn, dioxin, m.fl.</p> <ul style="list-style-type: none"> Stofkonc. i behandlet røggasrensningsprodukt (mg/kg TS) Gnst. konc. i perkolat (mg/l) Gnst. og max. stofkonc. i grundvand (mg/l) Konc. i kystzonen ud for Klintholm (µg/l) 	<p>Klorid, As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn, dioxin, m.fl.</p> <ul style="list-style-type: none"> Stofkonc. i behandlet røggasrensningsprodukt (mg/kg TS) Gnst. konc. i perkolat (mg/l) Gnst. og max. stofkonc. i grundvand (mg/l) Konc. i kystzonen ud for Kattegat (µg/l) 	<p>Klorid, tørstof, As, Cd, Cr, Pb, Hg, Zn, Mo.</p> <ul style="list-style-type: none"> Stofkonc. i spildevand og rensed spildevand fra in-situ udvaskning af røggasaffald samt for VKI- og Ferro-processen Konc. i kystzonen ud for Køge Bugt (µg/l) Udvaskning ved passiv drift (kg/år) Gnst. konc. i perkolat (µg/l) Gnst. og max. stofkonc. i grundvand (µg/l) Udledning til Køge Bugt (kg/år)
Kvalitative miljøvurderinger	<ul style="list-style-type: none"> Der kan ske øget støvemission og støj ved af- og pålæsning. Der vil ikke blive yderligere problemer m. affald, lugt eller skadedyr. 		<ul style="list-style-type: none"> Emission af CO₂ til luft, men begrænset. Emissionerne til luft er uproblematisk Ingen yderligere støjgener

Krav til affaldsdeponeringsanlæg fremsat i BEK

BEK og den gældende politik vedrørende kystnær placering, som er udtrykt i Miljøministeriets skrivelse af 27. december 1991 (Miljøministeriet, 1991), vil medføre, at affaldsdeponeringsanlæg til bl.a. røggasrensningsrestprodukter fremover placeres direkte op til den op til 3 km brede kystnærhedszone, dog maks. 5 km fra kysten. Deponeringsanlæg kan dog placeres tættere ved kysten, hvis afvandingen sker direkte til kysten.

Beskrivelse af "modeldeponeringsanlægget"

Ud fra de foreliggende data af de tre udpegede landsdeldepoter samt nye krav fremsat i BEK. og i cirkulæret vurderes et modeldeponeringsanlæg at kunne beskrives som følgende:

Nøgletal for modeldeponeringsanlægget

Parameter	
Placering af modeldeponeringsanlæg	kystnært (maks. 5 km fra kysten)
Recipient	Grundvand, derefter marin recipient
Deponidybde	12 m
Højde af indbyggede røggasrensningsprodukter	8 m
Årlig bruttonedbør	585 mm
Årlig nettonedbør (33 % af bruttonedbør)	195 mm
Vægtfylde af indbyggede røggasrensningsprodukter	1,2

Konsekvenser for udvaskning

Over en tidsperiode på 100 år vil nettonedbøren være på ca. 19,5 m. Med en gennemsnitlig fyldhøjde på 8 m og en vægtfylde på 1,2 kommer denne nedbør i kontakt med ca. 9,6 tons røggasrensningsprodukter. Den gennemsnitlige sammensætning af perkolatet i de første 100 år kan således estimeres ved kendskab til udvaskningsforsøg foretaget på røggasrensningsprodukter ved et L/S forhold på 2,0.

En egentlig genanvendelse af røggasrenseprodukter er ikke inkluderet og er ikke aktuel i de nuværende scenarier. Det antages, at udvaskningsforløbet fra diverse genanvendelsessituationer vil tilsvare en egentlig deponering, hvis dette bliver aktuelt.

4.4 Bortskaffelse af slagger fra forbrændingsanlæg

Over den næste 10-årige periode anses følgende bortskaffelsesmuligheder for værende relevante:

- **Alternativ 1:** Genanvendelse af slaggens metalliske (magnetiske) fraktion og deponering af restfraktionen, der ikke opfylder kvalitetskriterierne til genanvendelse.

- **Alternativ 2:** Genanvendelse af slaggens metalliske (magnetiske) fraktion i skrotvirksomheder, restfraktionen anvendes i anlægsprojekter iht. slaggens klassifikation.
- **Alternativ 3:** Stabilisering af slagge, der ikke opfylder de miljømæssige krav til genanvendelse, efterfulgt af genanvendelse iht. den stabiliserede slagges klassifikation.

Deponering af slagge (alternativ 1) har indtil nu kunne undgås i større udstrækning, idet slagge generelt har levet op til de miljømæssige og anlægstekniske krav der stilles ved genanvendelse. P.t. er alternativ 2 den mest udbredte bortskaffelse, således har op til 80% af slagge været genanvendt over de sidste år (60% direkte, 20% efter oparbejdning) og helt op til 87% i 2001.

Alternativ 3 bliver ikke praktiseret endnu. I forbindelse med de skærpede krav til slagge (Bek. 655 af 27. juni 2000) kan det tænkes, at stabiliseringsmetoder for slagge lignende dem omtalt i forbindelse med røggasrensingsprodukter, fremover vil vinde frem. Bek. 655 definerer anvendelsesmuligheder for 3 kategorier slagge. Slagge inddeles i kategorier baseret på dels faststofindhold af tungmetaller og dels indholdet af udvalgte sporelementer/tungmetaller og salte i eluatet (væskefasen) fra batchudvaskningsforsøg udført ved et væske/fastsstof-forhold (L/S) på 2 l/kg.

Ved at stabilisere slagge vil udvaskningsegenskaber forbedres, og således vil stabiliserede slagge kunne opfylde kravene til eluat-koncentrationerne fremsat i Bek. 655 med fortsat genanvendelse.

4.4.1 Vurdering af de mest sandsynlige bortskaffelsesmuligheder over de næste 10 år

Afsnittet stiller en prognose over den fremtidige genanvendelsesgrad for slagge baseret på en kort gennemgang af de miljømæssige og anlægstekniske krav til slagge ved genanvendelse og mulige ændringer i slagge kvaliteten over de næste 10 år.

Miljømæssige krav ved genanvendelse af slagge

Regeringens mål for restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg lægger op til, at genanvendelse af slagge under hensyntagen til grundvandet er foretrukket frem for deponering. Sigtelinien er 85% genanvendelse. De miljømæssige krav til anvendelse af slagge var hidtidig fastlagt i slaggebekendtgørelsen af 6. december 1983. Denne bekendtgørelse blev pr. 1. januar 2001 erstattet af den nye bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000.

I den nye slaggebekendtgørelse er grænseværdierne for faststofindholdet af sporelementer/tungmetaller (Pb, Cd og Hg) i slagge markant nedsat og der er introduceret grænseværdier for andre tungmetaller, for slagge, der ønskes anvendt frit uden restriktioner. Derudover er der introduceret krav til eluatkoncentrationerne af sporelementer og salte, bestemt ved udvaskningsforsøg på slagge. Slagge (og andre restprodukter) inddeles i 3 kategorier baseret på grænseværdier for tungmetaller, og indholdet af salte i slagge og i eluatet. Kategorierne bestemmer til hvilke formål slagge må genanvendes. Således er der forskellige krav til slagge for forskellige typer af bygge- og anlægsarbejde. Kravene til den kategori, hvor slagge må genanvendes til flest formål, er væsentligt skærpet i forhold til de tidligere krav. Miljøstyrelsen vurderer, at de slagge, som kan genanvendes, vil falde i

kategori 2 eller 3 som bl.a. omfatter veje, stier, pladser, ledningsgrave, ramper og støjvolde med fast belægning og 1 m jorddække (kategori 2) og veje, stier og ledningsgrave med tæt belægning og 1 m jorddække (kategori 3), hvilket betyder, at genanvendelsesmulighederne er blevet indskrænket i forhold til tidligere, hvor der kun var krav til faststofindhold af Pb, Cd og Hg, som de fleste slagger kunne overholde.

I henhold til den jordforureningslov, "Lov om forurennet jord, lov nr. 370 af 2. juni 1999, som trådte i kraft 1. januar 2000, skal alle matrikler, hvor der anvendes slagger i forbindelse med anlægsprojekter og lign. fra d. 1. januar 2001 registreres. Denne registrering vil formentlig medføre, at mange bygherrer (specielt private) vil fravælge genanvendelse af slagger for at undgå registrering af matriklen.

Tekniske krav ved genanvendelse af slaggerne i anlægsprojekter

Der findes tekniske krav (mekanisk styrke, partikelstørrelse, etc.) til genanvendelse af slaggerne i f.eks. vejprojekter. Kan disse krav til slaggerne ikke overholdes, vil det ikke være muligt at genanvende slagger uanset om slaggerne kan leve op til de miljømæssige krav eller ej.

4.4.2 Ændringer i slagge kvaliteten over de næste 10 år

I relation til miljøkravene

Der forudses to tendenser, der vil have indflydelse på slagge kvaliteten over de næste 10 år og dermed også på de potentielle miljøbelastninger ved deponering:

- Anlægstekniske ændringer på forbrændingsanlæg
- Ændringer i sammensætning af affald anvist til forbrænding.

Anlægstekniske ændringer på forbrændingsanlæg

Udskiftning af forbrændingsanlæggenes ældre roterovne med nye risteovne har vist sig at give ringere udvaskningsegenskaber for tungmetaller, specielt kobber (Crillesen, 2004). Det anses for sandsynligt, at flere roterovne bliver erstattet af risteovne fremover.

Ændringer i sammensætning af affald anvist til forbrænding

Affaldsstrategien 2005-2008 lægger op til, at miljøbelastende affaldsfraktioner som PVC, imprægneret træ og elektriske og elektroniske produkter fremover ikke må anvises til forbrænding. Det vil betyde, at indholdet af tungmetaller i slaggen må forventes at falde. Massestrømsanalyse for kobber og bly har vist, at 60 % af kobbermængden og 20-40% af blymængden, der tilføres deponeringsanlæg og forbrændingsanlæg, stammer fra elektronikprodukter. Elektronikbekendtgørelsen (nr. 1067 af 22. december 1998) forventes at flytte omkring 25.000 tons elektronikaffald fra forbrænding og deponering til genvinding, hvilket svarer til 40% af den mængde kobber, der i dag deponeres.

Stabiliseringsmetoder til slaggerne

Bek. 655 begrænser genanvendelsesmulighederne af slaggerne ved krav til udvaskning af tungmetaller og salte. For at forhøje andelen af genanvendelse af slaggerne, vil forbrændingsanlæggene muligvis begynde at stabilisere slaggerne med lignende metoder som det p.t. udvikles til røggasrensning-produkter. I bl.a. Tyskland tilsættes kuldioxid og fosforsyre til råslaggen for at reducere udvaskning af tungmetaller (svarende til de samme grundlæggende processer som anvendes i VKI-metoden til stabilisering af

røgningsrest-produkter). I Danmark er gennem de seneste år gennemført en del forsøg med slaggestabilisering (vask, forceret opløsning m.v.), men problemet er endnu ikke løst tilfredsstillende, idet det for mange slagger stadig er vanskeligt selv efter behandling at overholde kravene til kategori 2 i bekendtgørelse 655 af 27. juni 2000.

Stabilisering af slaggerne kan anses som en slags "end-of-pipe"-teknologi, men vurderes til at være en reel mulighed for øget genanvendelse i de tilfælde, hvor andre tiltag såsom afskæring af tungmetaller ved kilden i oplande til forbrændingsanlæggene, o. lign. ikke er tilstrækkelig til at sikre en høj genanvendelsesprocent af slaggerne.

Tekniske krav til genanvendelse

Det er angivet, at kildesortering af affald til forbrænding, især frasortering af glas og bygge- og anlægsaffald, medføre en reduktion i slaggens mekaniske styrke i forhold til tidligere.

Denne tendens kan medføre en reduktion af den genanvendte mængde slagge i visse typer anlægsprojekter, hvor der stilles krav til slaggenes mekaniske styrke.

4.4.3 Konklusion - Prognose over slaggenes fordeling mellem genanvendelse og deponering

Følgende forhold peger på, at en mindre mængde slagge genanvendes over de næste 10 år:

- Dårligere udvaskningsegenskaber af slaggerne som resultat af indførelse af flere risteovne.
- Ringere styrkeegenskaber af slaggerne
- Skærpelse af miljøkrav til genanvendelse af slagge
- Krav til registrering af anlægs- og byggeprojekter, hvor slagge indgår
- Følgende forhold peger på, at genanvendelse af den største del af slaggeproduktionen fortsat vil være muligt:
- Reduktion af tungmetaller i affaldsstrømmen til forbrændingsanlæg vha. kildesortering og andre tiltag for både salte og metaller.
- Introduktion af behandlingsprocesser til at forbedre slaggenes udvaskningsegenskaber
- Introduktion af procestekniske modifikationer på forbrændingsanlæg, der vil forbedre slagge kvaliteten.

Alene den store mængde af slagge produceret i Danmark resulterer i et økonomisk pres på forbrændingsanlæggene for at iværksætte forskellige tiltag til at sikre en fortsat genanvendelse af slagge. Forbrændingsanlæggene i Danmark er således begyndt at udarbejde slaggestrategier. Allerede i 2001 blev der opnået en genanvendelsesgrad på 87% og det vurderes derfor, at genanvendelsesgraden vil i årene op til 2010 ligge på omkring 85% svarende til den genanvendelsesgrad, der er sat som mål i affaldsstrategi 2005-2008.

I perioden 1996-2001 producerede de danske forbrændingsanlæg ca. 500.000 tons slagge pr. år. Slaggemængden antages at stige i takt med forøgelsen af affaldsmængden, der tilføres forbrændingsanlæggene. Indtil 2008 vurderes affaldsmængden til forbrændingsanlæggene og således slaggeproduktionen kun at stige ca. 1% (Regeringen 2003), således forventes det at der i 2010 stadig produceres ca. 500.000 t/år.

Baseret på ovennævnte prognose, antages 85% af slaggerne at blive genanvendt. Ved en gennemsnitsbetragtning over perioden 2000 til 2010 vil dette svare til en årlig mængde på ca. 425.000 tons.

15% af slaggerne antages at blive deponeret, svarende til gennemsnitlig ca. 75.000 tons om året i perioden 2000 til 2010.

Selvom der i princippet er to scenarier for slagge, nemlig genanvendelse og deponering, antages det, at udvaskningen fra slagge er uafhængig af disse scenarier og at de foreliggende data for udvaskning fra slagge fra deponeringsanlæg i Vestskoven er gældende for begge typer slutdisponering. Dette kan for genanvendelse af slaggen være konservativt, da der skal en overdækning på genanvendt slagge (f.eks. ved anvendelse af slaggen under asfalt el.lig.), men det har ikke været muligt i dette projekt at finde data for udvaskning ved genanvendelse af slagge.

Sammensætning af slaggerne vil med stor sandsynlighed ændre sig over de næste ti år. En prognose over den fremtidig sammensætning vil være behæftet med en stor usikkerhed. Det anbefales derfor, at basere dataindsamlingen på den nuværende sammensætning af slaggerne, der så kan revideres efter at forbrændingsanlæggenes tiltag til forbedring af slagge kvaliteten er slået i gennem.

4.4.4 Behandlingen og deponering af slaggerne

I det følgende er slaggerens miljøpåvirkninger kort beskrevet, og de er inddelt i to faser:

1. Oparbejdning og modning af råslaggen.
2. Deponering af slaggefraktionen, der ikke genanvendes.

Efter slaggen har forladt forbrændingsanlægget, bliver slaggen oparbejdet, og dette sker typisk på et sorteringsanlæg, hvor der foregår en magnetisk og en mekanisk sortering. Oparbejdning sker dels på de enkelte affaldsselskaber og dels hos afsætningselskaber. Miljøbelastningen ved sorteringen vil primært være relateret til forbrug af energi og transport.

På danske forbrændingsanlæg er det almindelig praksis, at slaggerne (før eller efter magnetisk frasortering) bliver sigtet for at frasortere indholdet af fine partikler (< 50 mm). Det er den fine fraktion (kaldet harpet slagge), som bruges i bygge- og anlægsarbejder. Harpet slagge udgør 75-90% af slaggerne.

Efter frasortering af jernskrottet, oplagres slaggen i mindst en måned og op til et år på slaggemodningspladser, hvorefter slagge kvaliteten bliver analyseret. Under modningsperioden på åbne modningspladser sker en stabilisering af slaggens indhold af tungmetaller (karbonisering) og en volumenforøgelse pga. vandoptagelse. Modningen kan i nærværende projekt forudsættes at ske på pladser med aktiv drift d.v.s. der er tæt bund og eventuel udvaskede salte og

tungmetaller fra slaggerne i regnvandet opsamles og ledes til offentlig kloak eller naturlig recipient efter rensning på stedet. Mængden af perkolat⁴ fra slaggemodningspladsen vurderes at være forholdsvis lille, idet slaggerne optager/binder en del nedbør og derudover kun er opmaganiseret på modningspladsen i en kort overgangsperiode.

Den slaggefraktion, der ikke kan genanvendes efter modningen, transporteres videre til deponering.

4.4.5 Deponeringsanlæg for slagge

Ifølge affaldsstatistikken for 2002 (Miljøstyrelsen, 2003) blev der i 2002 produceret ca. 543.000 tons affaldsforbrændingsslagge i Danmark. Heraf er kun ca. 19.000 tons registreret som tilført deponeringsanlæg, mens 88.000 tons er registreret som tilført behandlingsanlæg, og 436.000 tons er vurderet tilført direkte til genanvendelse. Dette er et fald i deponeret slaggemængde fra et niveau på ca. 100.000 tons/år i perioden 1996-2000, hvor de producerede slaggemængder er nogenlunde konstante. Denne stigning i nyttiggørelsen af slagge kan umiddelbart virke overraskende, men skal bl.a. ses på baggrund af den midlertidige forhøjelse, som der i bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 gives af grænseværdierne for udvaskning af natrium, klorid og sulfat. Det forventes, at der i 2005 eller 2006 vil blive taget stilling til, om grænseværdierne generelt skal justeres. Det er derfor vanskeligt at forudsætte det fremtidige behov for deponering af slagge fra affaldsforbrænding, men det betragtes dog som mindre sandsynligt, at der indenfor det nærmeste årti vil opstå et behov for deponeringskapacitet for slagge, som overstiger ca. 100.000 tons/år – det vil formentlig være væsentligt mindre. Til gengæld må det antages, at en del af de slaggeanvendelseprojekter, som vil blive gennemført, vil have deponeringskarakter, og at de derfor, i hvert fald på længere sigt, kan vurderes på samme måde, som et deponeringsanlæg for slagge. På kort sigt vil der formentlig være betydelige forskelle i vandgennemstrømningen, som vil være størst for de deponerede slagge.

Med udgangspunkt i ovenstående, kan der skønnes følgende:

- Prognosen for det generelle deponeringsbehov fremover er meget usikker (Miljøstyrelsen, 2003), men de eksisterende deponeringsanlæg har formentlig tilstrækkelig resterende deponivolumen til deponering af slagge, således at etablering af nye affaldsdeponeringsanlæg i større stil sandsynligvis kan undgås.
- Eksisterende deponeringsanlæg, der opfylder fremtidige basale krav til placering, skal sandsynligvis gennemgå en opgradering af bundopbygning for at kunne opfylde deponibekendtgørelsen. Bundopbygningen skal opfylde kravene til 2 m ler med en permeabilitet på 10^{-10} m/s (eller tilsvarende).
- Fremtidig deponering af slagge vil ske i deponeringsanlæg placeret kystnært, dvs. som udgangspunkt 3-5 km fra kysten (medmindre kystnærhedszonen er reduceret til mindre end 3 km).

⁴ Perkolat er den væske, som fremkommer efter at infiltreret nedbør er strømmet gennem slaggen. Det indeholder efter gennemstrømningen typisk udvaskede salte og sporelementer/tungmetaller fra slaggen.

4.5 Et dansk gennemsnitsdeponeringsanlæg for slagge

Der er ikke udviklet et dansk gennemsnitsdeponeringsanlæg for slagge. I stedet er I/S Vestforbrændings slaggedeponeringsanlæg i Vestskoven, som blev anlagt i 1973, og som siden er blevet fulgt nøje med hensyn til mængde og sammensætning af perkolat, blevet anvendt som udgangspunkt for beregningerne. Disse data, som beskriver stofudvaskningen som funktion af væske-/faststofforholdet (L/S) over en periode på ca. 30 år, udgør et udsædvanligt omfattende grundlag for en beskrivelse af kildestyrken. Deponiet indeholder ca. 10.000 m³ af en blanding af slagge (ca. 85%) og flyveask (ca. 15%), det er opbygget som en bakke ovenpå terræn med en maksimal højde på 10 m over bundmembranen, der er lavet af PVC. Slaggeerne er overdækket med ca. 1 m råjord, som efterfølgende er blevet dækket af en naturlig bevoksning af græs og buske. Den årlige perkolatdannelse svarer til ca. 30% af nedbøren. Perkolatet fjernes løbende og analyseres mindst én gang årligt. I 2003 svarede den opsamlede perkolatmængde til $L/S = \text{ca. } 1.2 \text{ l/kg}$ (Hjelmar, 2004).

Det havde selvfølgelig været bedst, hvis der havde været data til rådighed for et deponeringsanlæg, som udelukkende indeholdt slagge. Samtidig kan det indvendes, at slaggesammensætningen, ikke mindst med hensyn til udbændthed, må antages at have ændret sig noget siden 1973 som følge af ændret sammensætning af det affald, som tilføres forbrændingsanlæggene, og som følge af ændret forbrændingsteknologi. Alternativet ville have været at anvende udvaskningsdata fra laboratorieundersøgelser af nyere slagge. Dette ville medføre, at langsomt forløbende mineralogiske, kemiske og biologiske processer ikke ville kunne medtages. Dataene fra Vestskoven er anvendt for at få disse effekter med i beregningsgrundlaget. Indholdet af flyveaske medfører nok, at udvaskningen af salte og måske også enkelte sporelementer overvurderes noget i forhold til det, der kunne forventes fra et rent slaggedeponi – det kan eventuelt betragtes som en sikkerhedsmargin i miljøvurderingen. Ændringerne i slaggesammensætningen med tiden er et problem, som altid vil være aktuelt, når man kigger på udvaskningsforløb over en længere årrække. Det vurderes dog at dette har begrænset betydning, især på længere sigt, da grundbestanddelene af slaggeerne ikke har ændret sig.

5 Dansk el- og varmeproduktion

I perioden 1998-2000 udarbejdede EnergiE2, Eltra, Elkraft system, Elfor og Elsam med deltagelse af Tech-wise, Københavns Energi, NESA og VEKS en livscyklusvurdering jævnfør UMIP-metoden for **Dansk el og kraftvarme** baseret på data for 1997 (Anon., 2000).

I livscyklusvurderingen for **Dansk el og kraftvarme** blev miljøpåvirkningen fra udvaskningen af stoffer fra deponi af restprodukterne fra energifremstillingen beregnet og miljøbelastningen udtrykt i form af de i UMIP-metoden eksisterende miljøpåvirkningspotentialer. Der er i nærværende projekt taget udgangspunkt i afgrænsning og data for emissioner og udvaskningsdata fra **Dansk el og kraftvarme**, men der beregnes nye miljøpåvirkningspotentialer eftersom der i nærværende projekt er indført flere toksicitetskategorier.

5.1 Teknologi til energifremstilling

I livscyklusvurderingen for **Dansk el og kraftvarme** er der indsamlet data for transmission og distribution af el og kraftvarme samt data for syv produktionsteknologier baseret på forskellige brændsler

- Kul
- Gas
- Olie
- Orimulsion (emulsion af bitumen og vand)
- Biomasse (træ, halm og affald)
- Vind
- Mikroanlæg (solceller, husstandsmøller og mikromotorer)

For en konkret beskrivelse af de enkelte produktionsteknologier og emissioner etc. herfra henvises til rapporten **Dansk el og kraftvarme** (Anon, 2000).

5.2 Restprodukter fra kraftværker

Restprodukter dannes primært i kul-, olie- og biomassefyrede anlæg.

Restprodukterne omfatter:

- Flyveaske
- Slagge
- Gips (forudskilt gipsafsvovlingsprodukt fra den våde afsvovlingsproces)
- TASP (tørt afsvovlingsprodukt)
- Filtergips
- Primærgips
- Bioaske (aske fra de halm og træfyrede anlæg)
- Bioslagge

Aske og slagge indeholder, i koncentreret form, de ikke-brændbare stoffer, som er tilstede i brændlerne og der kan være forskel på hvilke stoffer, som opkoncentreres i de to fraktioner.

Restprodukter som TASP, filtergips, primærgips (usalgbar del) og bioslagge medtages ikke i dette projekt, da TASP og filtergips genindfyres, den deponerede mængde primærgips (usalgbar del) er ubetydelig og bioslaggen tilbageføres til landbruget under iagttagelse af krav til indhold af tungmetal, PAH m.m.i bioaskebekendtgørelsen (BEK 39 af 20.januar, 2000). Indholdet af stoffer i bioslaggen kan principielt medføre udvaskning og/eller optagelse i planter men dette vurderes af mindre betydning i forhold til de øvrige restproduktfraktioner.

I tabel 5.1 ses produktionen af restprodukter fra kraftværker i de sidste tre år sammen med de mængder, der er gået til fyld og deponi.

Tabel 5.1 Produktion og anvendelse af flyveaske, slagge, forudskilt gips og bioaske i 1997, 1998 og 1999 (ELSAM, 2000a; Energi E2, 2000).

Enhed 1000 ton TS	Flyveaske			Slagge			Forudskilt gips			Bioaske		
	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
Samlet produktion	1158	917	788	152	121	78				27	6	3
Deponi	364	176	9	35	3	0				5	6	3
Fyld bkg. 568	34	10	43	111	81	23			-	-	-	-
Fyld kap. 5.	168	106	116	6	19	8			-	-	-	-
Til slutopfyldning	566	292	168	152	103	31			6	5	6	3
Til slutopfyldning (ex. fyld bkg. 568)	532	282	125	41	22	8			6	5	6	3

Sammensætning af restprodukterne

Restprodukterne flyveaske og slagge produceres i forbindelse med el – og kraftvarmeproduktion ved fyring med kul, olie og biobrændsel. Slagge er i denne rapport et udtryk for både bundasken, der udtages fra bunden i kedlen ved kulstøvsfyring og slagge, som er den faste forbrændingsrest fra ristefyrede anlæg. Flyveasken opsamles i kraftværkernes el- eller posefiltre. Kraftværker med afsvovlingsanlæg producerer endvidere afsvovlingsprodukter, hvor forudskilt gips fra den våde proces bliver behandlet i denne rapport.

Produktionen af restprodukter fra kraftværkerne og deres sammensætning er afhængig af en række forhold på kraftværket, som beskrevet efterfølgende.

Brændselssammensætningen d.v.s. bl.a. askeindholdet (den ikke brændbare del) og svovlindholdet er styrende for mængden af flyveaske, slagge og gips, der produceres, og brændslets indhold af sure og basiske elementer er af afgørende betydning for flyveaskens og slaggens egenskaber og sammensætning.

Sammensætningen af asken og dermed også egenskaberne er endvidere afhængig af de driftsmæssige forhold som temperaturer og iltoverskud. I kulstøvfyrede kedler fordeler asken sig typisk som 85 – 90 % flyveaske og 10 – 15 % slagge (bundaske).

Effektiviteten af partikelfilteret bestemmer mængden af flyveaske, der udskilles, og tilsvarende bestemmer effektiviteten af afsvovlingsanlægget mængden af gips, der produceres.

Gipsens egenskaber afhænger af bl.a. røggassens sammensætning, afsvovlingsgrader, temperaturforhold og af sammensætningen af absorbenten og procesvandet.

Der skal i projektet foretages en kortlægning af hvor store mængder af flyveaske, slagge og gips, der produceres pr. kWh el og varme ved forbrænding af de forskellige brændsler. Som eksempel kan der nævnes, at der for 1 kg kul (f.eks. fra Columbia) med et askeindhold på 12,8 % produceres følgende fraktioner:

- 108,8 gram tør flyveaske
- 14,7 gram slagge med 15 % vandindhold
- 6,4 gram tør grovaske
- 38,4 gram afsvovlingsgips med 10 % vand

I projektet regnes med en gennemsnitlig sammensætning af kul.

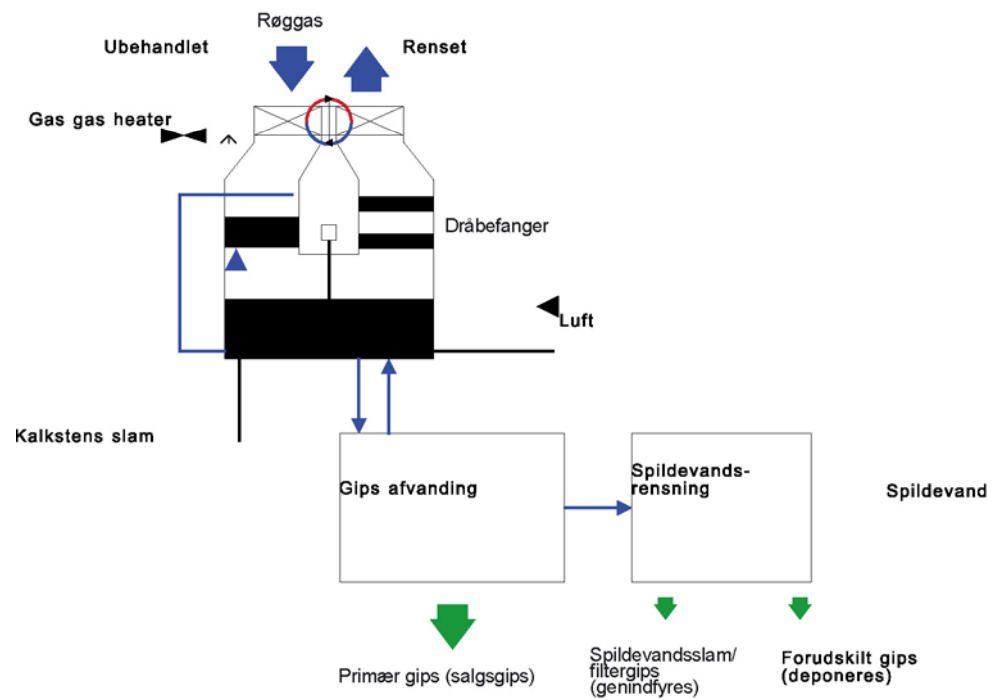
Flyveaske og slagge fra kul- og oliefyrede anlæg

Flyveaske består af kugleformede eller afrundede partikler, der udgør ca. 90 % af flyveasken. Flyveaske og slagge består hovedsagelig af oxider af Si, Al, Ca, Fe, Na, Mg, og K samt uforbrændt kulstof. Endvidere består flyveaske af en række tungmetaller, som er tilgængeligt for udvaskning under forskellige forhold. Tabel 5.2 viser flyveaskens middelindhold af forskellige stoffer og metaller samt disse elementers tilgængelighed vurderet ud fra udvaskningsforsøg.

Forudskilt gips (FUG)

Ved afsvovlings af røggassen er det primære formål at fjerne SO_2 . Der findes flere måder at gøre dette på. Den våde proces er den mest anvendte til røggasafsvovling fra kulfyrede kraftværker i Danmark i dag. I den våde proces føres den SO_2 -holdige røggas gennem en absorber, hvor der er kontakt mellem absorbentslurryen d.v.s. kalksten (CaCO_3). Kalksten og SO_2 omdannes til sulfid, der efterfølgende oxideres til sulfat. Ved processen dannes restproduktet afsvovlingsgips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Restproduktet skal afvandes og vaskes for derved at fjerne klorider i gipsen. Afvanding og tørring gør restproduktet mere håndterbart og salgbart. Dette restprodukt, kaldet primærgips, sælges til produktion af gipsplader, cement og lign. Kun hvis kvalitetskravene fra aftageren ikke kan overholdes deponeres primær gipsen, det drejer sig om meget begrænsede mængder, hvorfor det ikke indgår i denne vurdering.

Udover primærgips dannes der ved afvanding og spildevandsrensning også restprodukterne forudskilt gips (FUG) og filtergips, se figur 5.1.



Figur 5.1 Skitse over restproduktstrømme fra røggasrensning.

Forudskilt gips kan i dag ikke genanvendes, men deponeres, mens filtergips genindfyres i kedlen. Der pågår en del arbejde med at reducere mængden af FUG til deponering.

Restprodukter fra biomassefyrede anlæg

Fra almindelige ristefyrede halm og flisanlæg fremkommer to typer restprodukter: slagge og flyveaske. Slaggen udtages i bunden af kedlen og flyveaske fra pose- eller elektrofilter. Mindre værker benytter også typisk cykloner til at udskille flyveaske. Slaggen sendes via en kædeskraber til en askecontainer.

Bioasker og slagge indeholder, i opkoncentreret form, de ikke-brændbare stoffer, som er tilstede i brændslerne. Visse af stofferne opkoncentreres specielt i enten slagge eller flyveaske, og da denne analyse kun medtager miljøpåvirkninger fra den del af asken, som deponeres, vil vi koncentrere os om flyveaskens sammensætning.

Sammensætningen af restprodukterne for fremstillingen af el og kraftvarme er vist i tabel 5.2.

Tabel 5.2 Sammensætning af restprodukter fra kraftværker

Stof, mg/kg	Slagger (1)	Flyveaske (2) mg/kg	Forudskilt gips (3)	Bioaske (4)
Si		227000		71 g/kg
Ca		29000		26 g/kg
Fe	5,8 – 16	60000		2,5 g/kg
Al	g/kg	129000		2,8 g/kg
Na		4000		6,8 g/kg
K		18000		353 g/kg
Mg		12000		4,5 g/kg
S		3000		46 g/kg
Ti	1,0 – 9,0	7300		
P	g/kg	2000		15 g/kg
Cu		130	26,0 mg/kg	74 mg/kg
Zn		230	160 mg/kg	1115 mg/kg
Cl	14 – 250	260	1,16%	213 g/kg
Pb	mg/kg	99	24,0 mg/kg	60 mg/kg
Ba	8,0 – 400	950		
Mn	mg/kg	790		
Ag	0,04 – 1,0	0,3		
As	g/kg	100	22,0 mg/kg	
Cd	2,9 – 100	0,82	0,70 mg/kg	15 mg/kg
Co	mg/kg	56		
Cr	2100 mg/kg	150	53,0 mg/kg	27 mg/kg
Cs		6,6		
F	4,5 mg/kg	-	0,42%	
Hg	2,3 – 24	0,26	2,50 mg/kg	1,27 mg/kg
Mo	mg/kg	20	2,5 mg/kg	
N	0,03 – 1,0	-		
Ni	mg/kg	130	23,0 mg/kg	4,4 mg/kg
Sb		8,9		
Se	8,3 – 68	11	15,0 mg/kg	
Sr	mg/kg	610		
V		280	65 mg/kg	
W		4,4		
U	0 -0,03	9,1		
Th	mg/kg	19		
Ta	<5 – 5	1,2		
Sm	mg/kg	15		
Sc		34		
Ru	9,9 – 120	100		
La	mg/kg	73		
Be		16		
CaSO4	0,5 – 1,0		70,3%	
CaSO3	mg/kg			
CaCO3			10,7%	
MgO	8,5 – 56		0,151%	
K2O	mg/kg		0,014%	
Na2O			0,026%	
SO3			0,25%	
Organisk			0,52%	
Uopl. rest			17,9%	

- (1) Astrup, 1998. tabel 7.9.1 i Affaldsteknologi (red. Thomas Christensen)
- (2) MIL-1, Miljøeffekt ved energiproduktion MIL-1. Nordisk ministerråd, miljørapport 1986:1.
Middel/totalindhold af stoffer i flyvaske.
- (3) Fælleskemikerne, 1993, Sammensætning af primærgips, forudskilt gips og filtergips fra afsvovlingsanlægget VKE B3 (Elsam Esbjergværket, blok 3). Dog *: Tungmetalanalyser af forudskilt gips fra VKE3 (Elsam Esbjergværket blok 3), 1993. Siden 1993 er der sket en udvikling i sammensætningen af FUG således, at indholdet af gips er reduceret i forhold til de 70% fra 1993, men det indbyrdes forhold mellem sporstofferne er omtrent det samme.
- (4) Elsam, 2000b, Udvinning af kalium fra bioflyveaske, Slutrapportering PSO 1999. Gennemsnit af analyser af 3 prøver af bioflyveaske fra Enstedværket fra 1998. På Enstedværket fyres med halm og træflis, med ca. 16% træflis opgjort som energi.

5.3 Behandling og bortskaffelse af restprodukter fra kraftværker

Fremtiden for deponering af restprodukter er præget af den fortsat øgede afsætning af restprodukterne til industrielle formål. Alle markeder for restprodukterne er endnu ikke identificeret og derfor forventes genanvendelsesmængderne ikke at falde snarere tværtimod. Ved anvendelse af restprodukter i asfalt, cement, beton og gipsplader findes der ikke på nuværende tidspunkt et materiale som producenterne har råd til at substituere restprodukterne med.

Med den politiske målsætning om på sigt at afvikle kulfyring i Danmark vil restprodukt mængderne falde i de kommende år. I Danmark vil idriftsættelsen af Avedøreværkets blok 2 på gas/biomasse i år 2003 og udbygningen med flere biomassefyrede anlæg medføre, at produktionen af el og kraftvarme på nogle af de kulfyrede kraftvarmeverker vil falde, hvilket igen giver et fald i mængden af kulrestprodukter. Derimod kan der tænkes, at der vil komme en stigning i mængden af bioaske, der skal deponeres på kontrollerede affaldsdeponeringsanlæg.

Der arbejdes dog fortsat på anvendelse af alle restprodukterne og for bioflyveaske arbejdes med muligheden for at udvinde kalium heraf til gødning. Det vil kunne betyde et fald i mængden af restprodukter til deponering og en ændring i sammensætningen heraf.

Det er meget svært at vurdere, hvordan udviklingen indenfor restproduktområdet vil forløbe i bare de næste 5 år. Men det vurderes at behovet for at deponere restprodukter fra kulfyrede anlæg vil blive mindre.

5.3.1 Deponeringsanlæg og opfyldninger

Der skelnes mellem at deponere restprodukter fra kraftværker og at anvende disse restprodukter til et opfyldningsformål. Forskellen på deponeringsanlæg og opfyldninger er primært, at opfyldninger har til formål at opfylde et areal eller udbygge et havneområde, så arealet kan udnyttes til forskellige typer af virksomhed. Samtidigt er opfyldningerne afgiftsfritaget. Modsat er deponeringsanlæggenes primære formål at bortskaffe overskudsrestprodukter, og disse er afgiftspligtige.

I tabel 5.3 og 5.4 viser de deponeringsanlæg og de opfyldninger der i dag anvendes til flyveaske, slagge og gips fra kraftværker i Danmark. Tabellen indeholder også en opgørelse af deponeringsanlæggenes beliggenhed, den

gennemsnitlige lagtykkelse og de gennemsnitlige nedbørsmængder for området.

Tabel 5.3 Aktive restproduktdeponeringsanlæg i Danmark i år 2000

Deponeringsanlæg	Tilladelse til deponering	Beliggenhed	Lagtykkelse meter	Nedbør mm/år
Kruusesminde	Gips og flyvaske	Halskov, kystnært		503
Kollund	Flyveaske, slagge og gips	Åbenrå, 7 km fra kyst	20	889
Nordjyllandsværket	Flyveaske, slagge og gips	Aalborg, kystnært	6	601
Glatved v. Grenå	Flyvaske og slagge	Grenå, kystnært	20	614

Tabel 5.4. Igangværende opfyldningsprojekter i Danmark i år 2000

Opfyldninger	Tilladelse til opfyldning med:	Beliggenhed	Lagtykkelse meter	Nedbør mm/år
Køge Havn	Flyveaske	Køge, kystnært	8 meter	588
Esbjerg	Flyveaske	Esbjerg, kystnært		821
Ålborg Østhavn	Flyveaske	Ålborg		601

De fleste restprodukter fra kraftværker deponeres uden, at restprodukterne har gennemgået en mellembehandling. I enkelte tilfælde deponeres gips stabiliseret med flyveaske, hvilket foregår ved en simpel blanding. Deponeringsanlæggene og opfyldningerne etableres i dag kystnært og oftest ved at inddæmme et havareal. Der udlægges ingen membraner, men de færdigopfyldte arealer overdækkes med et lavpermeabelt dækmateriale for dels at forhindre støvflugt og for at mindske nedsvivningen.

Restprodukterne fra biomassefyrede værker d.v.s. bioasken deponeres på kontrollerede affaldsdeponeringsanlæg alt efter hvilke affaldsdeponeringsanlæg, der anvises af kommunen. Disse affaldsdeponeringsanlæg er typisk anlagt med både membran og perkolatopsamling og adskiller sig derved fra deponeringsanlæggene til flyveaske, gips m.v. Et eksempel på et affaldsdeponeringsanlæg af denne type er FASAN.

Bioaske fra nogen værker deponeres i plastic big-bags, mens det fra andre værker deponeres løst. Baggrunden for udtagning af asken i big-bags er, at der på et tidspunkt var forventninger om en genanvendelse af asken, som nødvendiggjorde udtagning i big-bags af hensyn til håndteringen.

I forbindelse med vurderingen af udvaskningen fra deponeret bioaske ses der bort fra, at asken er indpakket i plastik. I værste tænkelige tilfælde kan poserne blive revet op ved deponeringen hvorfor udvaskningsprocesserne vil sætte i gang på tilsvarende vis, som ved løst deponeret bioaske.

5.3.2 Fastlæggelse af gennemsnitsdeponeringsanlæg for flyveaske, slagge og forudskilt gips

I fremtiden forventes det som før nævnt, at en større mængde flyveaske og slagge afsættes pga. deres kvalitet. Den resterende del af flyveasken og -slaggen vil formentligt som i dag blive anvendt til opfyldningsprojekter, hvor havnearealer eller lignende udvides. Disse arealudvidelser vil foregå i kystnære områder. Til denne type opfyldningsprojekter vil der heller ikke i fremtiden,

blive anvendt membraner eller perkolatopsamling og -rensning. Der er ikke noget i forventet lovgivning, der vil ændre ved disse betragtninger.

Det er meget usikkert at skulle behandle fremtidens disponering af restprodukter, da der er en række usikre forhold. En vurdering af miljøpåvirkningerne fra deponering eller opfyldning med restprodukter, er baseret på de erfaringer og oplysninger som eksisterer i dag. Skal der defineres en type for fremtidens deponering eller opfyldning af restprodukter, vil der antageligt blive tale om en opfyldning med en lagtykkelse på mellem 10 og 15 meter. Da der både vil være behov for opfyldninger i Jylland og på Sjælland, hvor nedbørsforholdene er meget forskellige er der regnet med et landsgennemsnit for nedbøren. I året 1999 var den gennemsnitlige nedbør for Danmark på ca. 700 mm. Endvidere er der fastsat et udtryk for den gennemsnitlige fordampning fra kystnære arealer for at estimere nettonedbøren.

Etableringen af en opfyldning foretages ved at inddæmme et havareal. Ved opfyldning på denne måde er der en stor kontakt mellem kulrestprodukterne og havvand. Dette medfører, at der sker en større udvaskning af salte og metaller i etableringsfasen, end hvis der ikke blev foretaget en opfyldning i et vandfyldt område. Specielt kan det forventes, at krom i løbet af opfyldningens etableringsfase bliver udvasket i mængder, der svarer til det tilgængelige, d.v.s. hele den umiddelbare tilgængelige mængde, der udvaskes indenfor de første 100 år. Det vil derfor blive vurderet om etableringen vil have betydning for den samlede udvaskning over de første 100 år.

En yderligere fastsættelse af forudsætninger for fremtidens gennemsnitlige depot beror på en gennemgang af de data, der har været tilgængelige og nødvendige estimater.

Gennemsnits deponeringsanlæg for flyveaske, slagge og forudskilt gips

I det følgende diskuteres opbygning af et gennemsnitlig dansk deponeringsanlæg til flyveaske, slagge og gips. Som målsætning skal dette deponeringsanlæg bruges til at beskrive den gennemsnitlige miljøbelastning ved at deponere disse restprodukter i Danmark.

Beskrivelse af modeldeponeringsanlægget baseres på følgende:

- Nøgletal fra de aktive deponeringsanlæg/opfyldninger til flyveaske, slagge og gips
- Forventede udvikling inden for området

Følgende nøgletal fra de aktive deponeringsanlæg anvendes til beskrivelsen af modeldeponeringsanlægget:

- Den registrerede nedbør på depoterne
- Gennemsnitlig højde af de indbyggede restprodukter
- Gennemsnitlig vægtfylde af indbyggede restprodukter

De aktive deponeringsanlæg/opfyldninger er kort karakteriseret i tabel 5.3 og 5.4 ovenfor.

Implementering af BEK nr. 650 af 29/06/2001 samt det såkaldte kystnærhedsprincip (Miljøministeriet, 1991) medfører, at affaldsdeponeringsanlæg fremover placeres kystnært, dvs. direkte op til den op til 3 km brede kystnærhedszone, dog maks. 5 km fra kysten. Deponeringsanlæg kan dog placeres tættere ved kysten, hvis afvandingen sker direkte til kysten.

Ud fra de foreliggende data for de aktive deponeringsanlæg/opfyldninger samt nye krav fremsat i BEK. vurderes et modeldeponeringsanlæg for flyveaske, slagge og gips at kunne beskrives som følgende:

Nøgletal for modeldeponeringsanlægget

Parameter	Flyveaske	Slagge	Gips
Placering af modeldeponeringsanlæg	Kystnært/-Opfyldning i havneområde	Kystnært/-Opfyldning i havneområde	Kystnært
Recipient	Marin recipient	Marin recipient	Grundvand, dernæst marin recipient
Deponeringshøjde	10 m	10 m	10 m
Årlig bruttonedbør	700 mm	700 mm	700 mm
Årlig infiltration	200 mm	200 mm	200 mm
Vægtfylde af indbyggede restprodukter	1,0	1,0	1,0

Sammenhængen mellem deponeringshøjde, infiltration, tid, vægtfylde og l/s forhold ses af følgende ligning:

$$t = t_0 + (l/s) * d * H/I, \text{ hvor}$$

t: tid

t₀: tid hvor udvaskning starter

d: vægtfylde

H: højde af deponeret materiale

I: infiltration

En infiltration i det deponerede materiale på 200 mm/år giver således et (l/s) på 1,88, hvilket afrundes til 2.

Særlige forhold:

Ved opfyldninger i havnearealer sker der en opblanding af vand og deponeret materiale, som betyder, at der sker en større udvaskning af salte og metaller i etableringsfasen end ved en deponering/opfyldning der ikke sker i vand. Det er dog forudsat, at denne forøgede udvaskning ikke ændrer på den samlede udvaskning i løbet af de første 100 år.

Gennemsnitsdeponeringsanlæg for bioaske

I det følgende beskrives opbygning af et gennemsnitlig dansk deponeringsanlæg til bioflyveaske. Som målsætning skal dette deponeringsanlæg bruges til at beskrive den gennemsnitlige miljøbelastning ved at deponere disse restprodukter i Danmark.

Bioflyveaske deponeres på kontrollerede kommunale affaldsdeponeringsanlæg, som i fremtiden alle vil blive krævet anlagt med

membran og perkolatopsamling, hvorved de adskiller sig fra depoterne til flyveaske, slagge og forudskilt gips.

For en detaljeret beskrivelse af kontrollerede affaldsdeponeringsanlæg henvises til LCAGAPS projektet (Nielsen og Hauschild, 1998; Nielsen et al., 1998). Bioaske deponeres i separate celler på affaldsdeponeringsanlæggene. Udfra de foreliggende data for de aktive deponeringsanlæg/opfyldninger samt nye krav fremsat i BEK, vurderes en celle på et modeldeponeringsanlæg for bioaske at være som beskrevet efterfølgende:

- membran
- perkolatopsamling
- perkolatrensning på offentligt renseanlæg
- placeret kystnært.

Nøgletal for modeldeponeringsanlægget:

Parameter	Bioaske
Placering af modeldeponeringsanlæg	Kystnært
Recipient	Offentligt renseanlæg
Deponeringshøjde	10 m
Årlig bruttonedbør	700 mm
Årlig infiltration	200 mm
Vægtfylde af indbyggede restprodukter	1,0

Der regnes med at sækkene går i stykker ved deponeringen, således at udvaksningprocesserne starter samme tid for løst deponeret og sække-deponeret bioaske.

5.4 Oversigt over gennemsnitsdeponeringsanlæg

Der er fastlagt en række gennemsnitsdeponeringsanlæg for de forskellige deponerede fraktioner. Det drejer sig om følgende fraktioner:

- Behandlede røggasrenseprodukter (inkl. flyveaske) fra affaldsforbrænding
- Slagge fra affaldsforbrænding
- Flyveaske, slagge og forudskilt gips fra energiproduktion

Bioaske fra energiproduktion med biomasse forventes deponeret på almindelige kontrollerede deponeringsanlæg.

Nedenstående sammenfattes karakteristika for deponeringsanlæggene.

Parameter	Energiproduktion				Affaldsforbrænding
	Flyveaske	Slagge	Gips	Bioaske	Røggasrenseprodukter
Placering af modeldeponeringsanlæg	Kystnært/-Opfyldning i havneområde	Kystnært/-Opfyldning i havneområde	Kystnært	Kystnært	kystnært (maks. 5 km fra kysten)
Recipient	Marin recipient	Marin recipient	Grundvand, dernæst marin recipient	Offentligt renseanlæg	Grundvand, derefter marin recipient
Deponeringshøjde	10 m	10 m	10 m	10 m	8 m
Årlig bruttonedbør	700 mm	700 mm	700 mm	700 mm	585 mm
Årlig infiltration	200 mm	200 mm	200 mm	200 mm	195 mm
Vægtfylde af indbyggede restprodukter	1,0	1,0	1,0	1,0	1,2

En eventuel genanvendelse af røggasrenseprodukter fra affaldsforbrænding antages at give anledning til samme udvaskning som deponering. Det samme gør sig gældende for restprodukter fra kraft- varmeproduktion.

Slagge fra affaldsforbrænding bliver dels deponeret dels genanvendt. Det er antaget at de to scenarier giver anledning til samme udvaskning. I/S Vestforbrændings slaggedeponi i Vestskoven, som er fulgt med målinger siden oprettelsen, er anvendt som udgangspunkt for beregningerne

6 Tidsmæssig og teknologisk afgrænsning

6.1 Tidsmæssig afgrænsning

Den tidsmæssige afgrænsning for emissioner og miljøpåvirkninger fra behandling og deponering er 100 år gældende fra år 2000 til år 2100. En tidshorizont på 100 år er tillige valgt som default i UMIPs PC-værktøj. Emissioner der måtte forekomme efter de første 100 år behandles i Delprojekt II.

Den tidsmæssige afgrænsning for de forskellige behandlings- og deponeringsteknologier, som f.eks. VKI-metoden og Ferro-metoden er 10 år og skal revurderes senest i år 2010.

Det anslåede tidsperspektiv for miljøpåvirkningerne i projektet er 100 år, men der vurderes ikke at være grundlag for at angive affaldsbehandlings- og deponeringsløsninger i et længere tidsperspektiv end 10 år. Med udviklingen i lovgivning og forbrændingsteknologier vurderes 10 år at være en rimelig tidshorizont til vurdering af deponeret slagge. Data materialet bør således revurderes inden for de næste 10 år.

6.2 Teknologisk afgrænsning

De væsentligste teknologiske forhold som indgår i de vurderede systemer består i:

- metoder til restproduktbehandling inkl. spildevandsrensning
- forbrændingsteknologi (i LCAGAPS projektet)
- koncept for deponeringsanlæg (membraner, perkolatopsamling evt.)
- energiproduktion
- materialers sammensætning, det vil sige f.eks. type og indhold af blødgørere, stabilisatorer, tungmetaller m.m. i PVC og renhedsgraden i det kul, der indfyres.
- transportteknologi.

Forventede og kendte teknologiske ændringer inden for de næste 3 -5 år er inkluderet. Det er udelukkende inden for behandling og deponering af restprodukterne, at der forventes væsentlige ændringer. Inden for energiproduktionen, transport og affaldsforbrændingsteknologien er der ikke regnet med væsentlige ændringer, og der er derfor anvendt nutidige data herfor.

Ændres affaldets sammensætning kan dette give ændringer i restprodukterne fra affaldsforbrændingen, og kan resultere i en ændret emission fra deponeringsanlægget. For de forskellige materialer som sendes til deponi og forbrænding tages der udgangspunkt i deres typiske sammensætning, som den var i år 2000-2001.

Overordnet skønnes udviklingen i materialers sammensætning at gå i retning af færre tungmetaller og relativt flere organiske miljøfremmede stoffer. Samtidig forventes den samlede produktion af restprodukter fra affaldsforbrænding at stige som følge af, at større affaldsmængder sendes til forbrænding og at kravene til røggasrensning skærpes.

I forhold til deponering af ikke forbrændingseget affald er ændringer i materialer principielt proportionalt med udvaskningen/emissionen til miljøet set i et uendeligt perspektiv, da de alene nedbrydes og ikke gennemgår nogen form for behandling.

7 Input og output for de vurderede systemer

I de følgende afsnit 7.1 - 7.3 er givet en oversigt for input- og outputparametrene for de vurderede systemer. Data er mere detaljeret gengivet i bilag 1 og 2. Input- og outputparametrene opgøres i forhold til en mængde restprodukt da de enkelte produkter bidrag afhænger af produktets indhold af de forskellige stoffer. Hvorledes dette håndteres ved en produktspecifik modellering beskrives i afsnit 10.

Sammensætning af restprodukter er meget omfattende og indeholder målte værdier for op til 40 forskellige stoffer afhængig af hvilket restprodukt der er tale om. Heraf er hovedparten salte og metaller, hvoraf flere stoffer ikke har nogen væsentlig miljømæssig betydning. Der er derfor nogle stoffer som på forhånd vælges fra og ikke indgår i dataopgørelsen i kapitel 9.

Fælles for de vurderede systemer er, at der indgår transport med lastbil og at der anvendes energi til de forskellige processer (eksempelvis drift af deponeringsanlæg og behandling af restprodukter). Miljøbelastningerne ved transportarbejde og energiproduktion er baseret på allerede eksisterende data.

7.1 Input og output for behandling og deponi af restprodukter fra affaldsforbrænding

Ved affaldsforbrænding opstår der restprodukter i form af slagge, tørt restprodukt, semitørt restprodukt og vådt restprodukt samt flyveaske, som nærmere beskrevet i kapitel 4.

For affaldsforbrændingen er der indsamlet data for følgende systemer.

1. Sortering, modning og deponi af slagge inkl. spildevandsbehandling samt transport mellem processerne.
2. Ferrox-stabilisering af vådt restprodukt inkl. spildevandsbehandling, deponi samt transport mellem processerne.
3. VKI/DHR-stabilisering af vådt og tørt/semitørt restprodukt inkl. spildevandsbehandling, deponi samt transport mellem processerne.

Ud fra ovenstående systemer er der opstillet et gennemsnitsscenario for miljøbelastning ved behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding. Selve opstillingen af dette scenario er nærmere beskrevet i kapitel 4 om affaldsforbrænding.

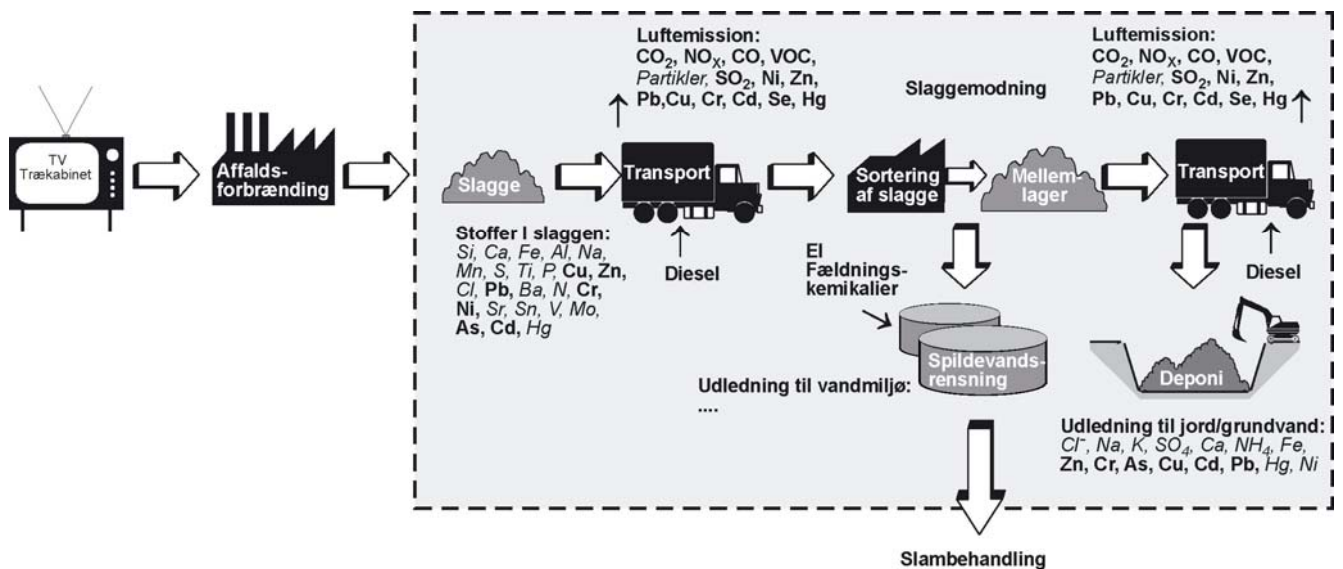
I figur 7.1 til 7.3 er input og output i form af råvarer, hjælpestoffer, samt emissioner fra processerne angivet ved navn. Data herfor fremgår af ***bilag 1 Data for affaldsforbrænding***. På figurerne er de input og output, som ikke indgår i miljøvurderingen af de forskellige systemer skrevet med kursiv. Rækkefølgen for stofferne på figurerne er ordnet efter faldende størrelse, f.eks. udgør CO₂ mængdemæssigt den største luftemission ved transport, hvorfor

CO₂ er nævnt først for luftemissioner ved transport. Det skal bemærkes, at et stof som udgør den største mængde ikke nødvendigvis er det mest miljøbelastende. Valg af emissioner som medregnes fra deponeringsanlægget er beskrevet i afsnit 7.1.2 og selve input og output fra spildevandsbehandlingen er beskrevet i afsnit 7.1.3. Hvilke miljøpåvirkninger de forskellige emissioner kan bidrage til er nærmere beskrevet i kapitel 8.

Ad. 1 Slaggemodning

Slaggemodningen omfatter magnetisk og mekanisk sortering af slaggen med en efterfølgende mellemlagring af slaggen. Ved mellemlagringen udvaskes der salte og tungmetaller med regnvandet. Det forurenede regnvand opsamles og ledes til rensning i offentligt rensningsanlæg før det udledes vandmiljøet.

Input og output for håndtering af slagge fra affaldsforbrændingen er vist i figur 7.1.

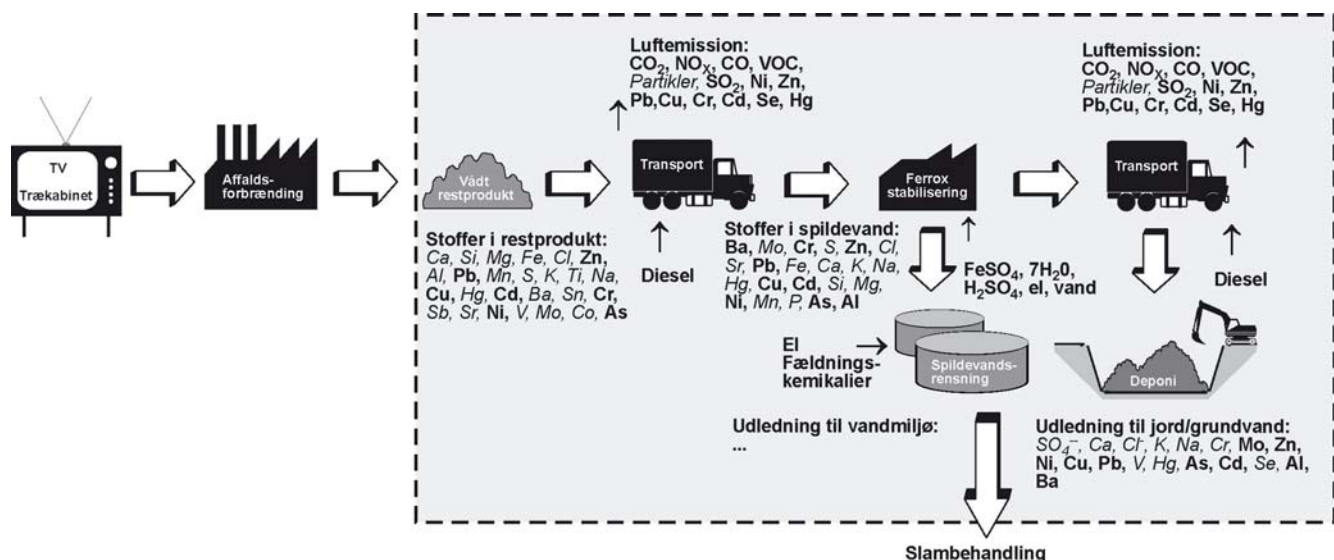


Figur 7.1 Håndtering af slagge fra affaldsforbrænding. Stoffer med fed skrift er dem som medtages i vurderingen.

Ad. 2. Ferroxx-stabilisering af vådt restprodukt

Stabilisering af det våde røggasrensingsprodukt med Ferroxx-metoden foretages ved tilsætning af jernsulfat. Ved stabiliseringen udvaskes en stor del af de letopløselige salte og metallerne stabiliseres. Det brugte procesvand gennemgår en spildevandsrensning som en del af stabiliseringsprocessen. Foregår stabiliseringen kystnært ledes det rensede spildevand ud i havet, og hvis stabiliseringen ikke ligger kystnært ledes det rensede spildevand til offentlig kloak.

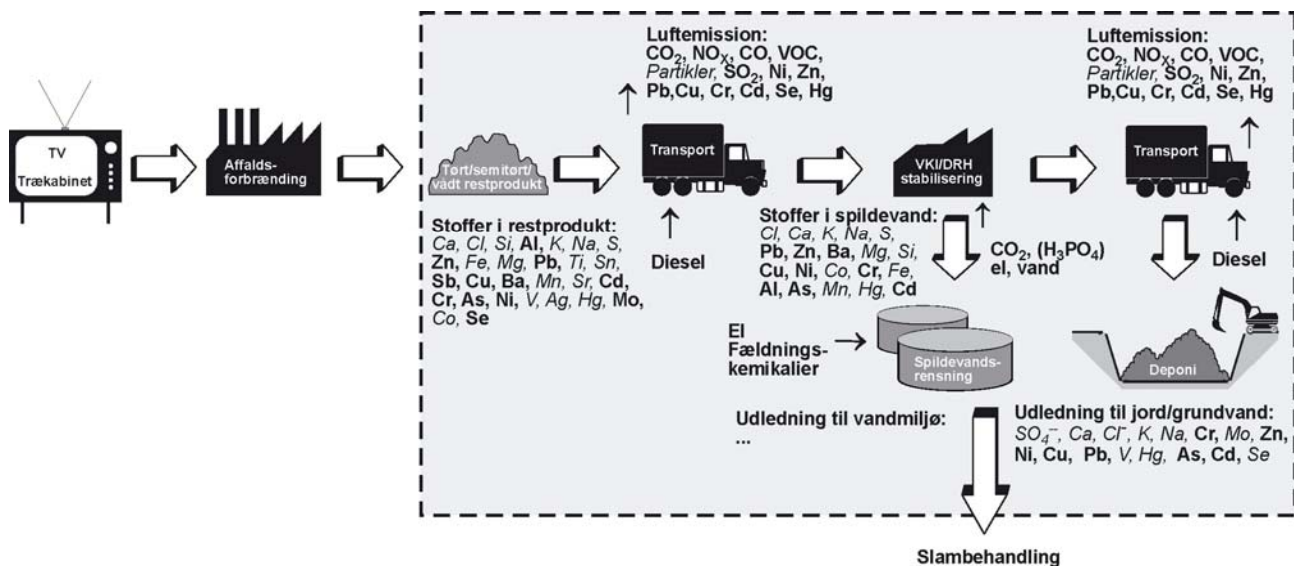
Input og output for systemet med stabilisering ved Ferroxx-metoden er vist i figur 7.2.



Figur 7.2. Håndtering og Ferrox-stabilisering af vådt røggasrensningsprodukt fra affaldsforbrænding. Stoffer med fed skrift er dem som medtages i vurderingen.

Ad. 3. VKI/DHR-stabilisering af vådt og tørt/semitørt restprodukt

Stabilisering af det våde røggasrensningsprodukt med VKI/DRH-metoden foretages ved tilsætning af kuldioxid, CO_2 . Ved stabiliseringen udvaskes en stor del af de letopløselige salte, og metallerne stabiliseres. Det brugte procesvand gennemgår en spildevandsrensning som en del af stabiliseringsprocessen. Foregår stabiliseringen kystnært ledes det rensede spildevand ud i havet, og hvis stabiliseringen ikke ligger kystnært ledes det rensede spildevand til offentlig kloak.



Figur 7.3. Håndtering og VKI/DRH-stabilisering af vådt og tørt/semitørt røggasrensningsprodukt fra affaldsforbrænding. Stoffer med fed skrift er dem som medtages i vurderingen.

7.1.1 Emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter fra affaldsforbrænding

Sammensætning af stoffer i restprodukter er meget omfattende og indeholder målte værdier for op til 40 forskellige stoffer afhængig af hvilket restprodukt der er tale om. Heraf er hovedparten salte og metaller, hvoraf flere stoffer ikke har nogen væsentlig miljømæssig betydning. Der er derfor nogle stoffer som på forhånd vælges fra og ikke indgår i dataopgørelsen i kapitel 9.

Emissionerne fra deponeringsanlæg af stabiliserede restprodukter er beskrevet ud fra udvaskningsforsøg foretaget på AV Miljø.

Der er foretaget udvaskningstest for vådt røggasrensingsprodukt/restprodukt blandet med flyveaske, som har gennemgået stabilisering ved brug af Ferroxx-metoden. Endvidere er der foretaget forsøg ved stabilisering af både vådt og tørt/semitørt røggasrensingsprodukt stabiliseret ved brug af VKI-metoden. I de angivne resultater for VKI-metoden, er data for vådt og tørt/semitørt restprodukt ikke adskilt. Der findes helt nye data, som er gengivet i Bilag 4. Disse data har det dog af tidsmæssige årsager ikke været muligt at inkludere i beregningsmetoden.

Emissionerne udvasket fra deponeringsanlæg til slagger er baseret på analyser af perkolat-opsamlinger fra et deponeringsanlæg med 85% slagger og 15% flyveaske (Hjelmar, 1996). Data er angivet i intervaller da de er observeret over en 30-årig periode fra 1973 – 2003, men nedenstående tabel dækker kun over de første 19 år.

Emissionerne ved udvaskningsforsøgene og perkolatanalyserne er vist i tabel 7.1. De stoffer, der medregnes som emission fra deponeringsanlægget i nærværende projekt er angivet i tabellens midterste rækker, og de stoffer som ikke medregnes er angivet i tabellens nederste rækker.

Stofferne, som medregnes udgør metallerne:

Cadmium (Cd), Crom (Cr), Kobber (Cu), Bly (Pb), Arsen (As),
Nikkel (Ni) og Zink (Zn).

Cd, Cr, Cu, Pb og As udgør tungmetaller/sporelementer, som anses for at have væsentlig betydning i forhold til økotoksikologiske påvirkninger i ferskvands- og marine recipienter og human toksiske påvirkninger i grundvand.

Ni og Zn udgør metaller/sporelementer, som anses for at bidrage i mindre grad med økotoksikologiske påvirkninger (primært på grund af den udvaskede mængde).

Tabel 7.1. Udvaskningsdata fra deponeringsanlæg. De komplette skemaer som er anvendt i videre beregninger er gengivet i bilag 1.

	Ferrox-metoden (1)	VKI-metoden (2)	Slagger (3)
	Vådt restprodukt og flyveaske	Vådt, tørt/semitørt restprodukt	
pH		10,3	8,7 - 10,5
Ledningsevne mS/cm		-	14.000 - 3.900
L/S forhold	2	0 - 2	
Stoffer som emitteres og som medregnes, mg/l.			
Al	0,237	-	
As	0,0094	0,002	0,005 - 0,025
Ba	0,152	-	
Cd	0,0011	0,0002	< 0,0001 - 0,001
Cr	0,0005*	0,12	< 0,001 - 0,08
Cu	0,0045	0,002	< 0,0005 - 0,21
Mo	0,770	-	
Ni	0,001	0,002	
Pb	0,036	0,001	< 0,0005 - 0,04
Zn	0,068	0,12	< 0,01 - 0,59
Sb	Ingen data	-	
Se	Ingen data	-	
Stoffer som emitteres, men ikke medregnes, mg/l.			
Cl			2.400 - 11.400
Ca			32 - 1.000
K			600 - 4.300
Na			2.800 - 7.300
Mg			
S			
P			
Si			
Sr			
Fe			< 0,01 - 0,76
Co			< 0,00005 - 0,003
Hg			
Mn			
SO4--			2.000 - 7.200
NH4			2,6 - 87
Ti			
Sn			
NMVOC			
Dioxin/furan			

(1) Ferrox-projektet - Statusrapport 2. Fase, februar 2000, Appendix; DTU, AV Miljø, I/S Amagerforbrænding, I/S Vestforbrænding, Ansaldo-Vølund A/S.

(2) A Process for treatment of residues from dry/semidry APC systems at MSW incinerators, VKI, Aug. 1997.

(3) Hjelmar, O. & Christensen, T.H. (1998): Deponering: udvaskningsdeponier. Kapitel 6.3 i Thomas H. Christensen (red.): Affaldsteknologi. Teknisk Forlag. København.

* Baseret på pilotforsøg

De stoffer som ikke medregnes udgør:

Aluminium (Al), Barium (Ba), Molybdæn (Mo), Antimon (Sb), Selen (Se), Chlor (Cl), Calcium (Ca), Kalium (K), Natrium (Na), Magnesium (Mg), Svovl (S), Phosphor (P), Silicium (Si), Strontium (Sr), Jern (Fe), Cobalt (Co), Kviksølv (Hg), Mangan (Mn), Sulfat (SO₄ --), Ammoniak (NH₄), Titan (Ti), Tin (Sn), Beryllium (Be), Vanadium (V), Sølv (Ag), ikke methanholdig flygtig organiske forbindelser (NMVOC) og Dioxin/furan.

Cl, Na, Ca og Sulfat er salte. Ved udledning af saltene til marine recipienter vil de ikke have en økotoksikologisk eller humantoksisk effekt. Derimod kan udledning til ferske recipienter påvirke vandkvaliteten ved at saltkoncentrationen ændres. Høje koncentrationer af salte i ferske recipienter kan have akut økotoksisk effekt på vandlevende organismer.

Saltene vil kunne opgøres som en engangsemission over 100 år. Dette vil give et forvrænget udtryk af den reelle emission, hvor saltene udvaskes løbende i lavere koncentration.

I forhold til LCA-studiet for DK-forhold vurderes der ikke at være behov for at opgøre udvaskning af salte fra restprodukterne idet emissionen udledes til marine recipienter og derved ikke bidrager til nogen miljøpåvirkning.

Ved LCA-studier af deponeringsanlæg med udvaskning til ferske recipienter bør salte opgøres og karakteriseringsfaktorer for Cl, Na, Sulphat, Ca, K udvikles. Dette forventes at være aktuelt i ikke kystnære europæiske lande. Det skal bemærkes, at der ikke i dag findes karakteriseringsfaktorer for saltene i UMIP.

Hg, Analyseresultater på restprodukter som ikke er stabiliseret viser at udvaskningen af Hg er under detektionsgrænsen. Hg bidrager til økotoksicitet og human toksicitet på lang sigt (> 100 år) men ikke på kort sigt (< 100 år).

Al, Ba, Mo, Sb og Se kunne bidrage i mindre grad til økotoksicitet men data har ikke været tilgængelige til at medtage disse stoffer.

Fe, Co, Ag, Mg, Ti, Be, Sr, Sn, V er ikke medtaget på grund af deres meget begrænsede udvaskning fra deponeringsanlægget de første 100 år eller deres begrænsede økotoksicitet og human toksicitet.

NVOC: Der findes udvaskningsdata for NVOC men der findes ikke data for enkeltstoffer/stofgrupper og estimering af bidrag fra enkeltstoffer kan ikke gennemføres. Denne udvaskning vil ikke kunne opgøres materialespecifikt og dermed føres tilbage til et produkt.

Dioxin/furan: Dioxin/furaner er endnu ikke blevet påvist i udvaskningstest, hvorfor de ikke umiddelbart opfattes som et emissionsproblem fra deponeringsanlæg.

7.1.2 Spildevandsrensning

Der er foretaget analyser af spildevandet fra stabilisering af røggasrensningsprodukter ved brug af FerroX-metoden og VKI/DRH-metoden.

Spildevandsanalyserne før rensning samt for udløb efter rensning til vandmiljøet er angivet i tabel 7.2. Den mængde, som tilbageholdes i slammet antages deponeret og medregnes derfor i den samlede deponerede mængde beregnet som forskellen mellem det initiale indhold og udløb efter rensning.

Tabel 7.2 Spildevandsanalyse fra Ferrox-metoden og VKI-metoden. Komplette skemaer findes i Bilag 1.

	Ferrox-metoden Vådt restprodukt og flyveaske		VKI-metoden Vådt, tørt/semitørt restprodukt	
	Indløb (før rensning) (1) mg/l	Udløb (efter rensning) mg/l	Indløb (før rensning) (1) mg/l	Udløb (efter rensning) mg/l
pH	11,0	-	10 - 12	-
Ledningsevne mS/cm	87	-		-
L/S forhold	4	-		-
Al	0,141	0,020	0,0174 - 0,029	0,020
As	0,013	0,040	0,0126 - 0,021	0,040
Ba	0,938	0,200	4,92 - 8,2	0,200
Cd	0,0046	0,005	0,00168 - 0,0028	0,005
Cr	2,54	0,010	0,0402 - 0,067	0,010
Cu	<0,004	0,029	0,156 - 0,26	0,029
Mo	2,72	-		-
Ni	<0,002	0,083	0,132 - 0,22	0,083
Pb	0,027	0,056	72 - 120	0,056
Zn	0,110	0,005	5,28 - 8,8	0,005
Sb		-		-
Se		-		-
Cl	36.800		18.6000 - 31.000	
Ca	2.500		6.180 - 10.300	
K	13.700		2.460 - 4.100	
Na	10.200		1.62 - 2.7	
Mg	1,5		2,76 - 4,6	
S	885		0,234 - 0,390	
P	< 0,2			
Si	3,0		0,72 - 1,2	
Sr	17			
Fe	<0,005		0,036 - 0,06	
Co	<0,0002		0,06 - 0,1	
Hg	0,0022		0,00102 - 0,0017	
Mn	<0,0012		0,0102 - 0,017	
SO4--				
NH4				
Ti				
Sn				
NMVOC				
Dioxin/furan				

(1) Anlæg til forceret udvaskning in-situ og rensning af vaskevand ved stabilisering af røggasrensningsrestprodukter i tilknytning til AV Specialdepot på AV Miljø, COWI september 2000.

7.2 Input og output fra deponi af restprodukter fra energiproduktion

Ved energiproduktion opstår der restprodukter i form af flyveaske, slagge, TASP, bioaske og afsvovlingsgips, som nærmere beskrevet i kapitel 5.2. TASP, og afsvovlingsgipsen sendes primært til genanvendelse og er derfor ikke med nærmere belyst. Bioaske genanvendes også delvist da der udvindes kalium herfra, men er medtaget da rester deponeres. Der er indsamlet data for håndtering og deponi af slagge, flyveaske og bioaske:

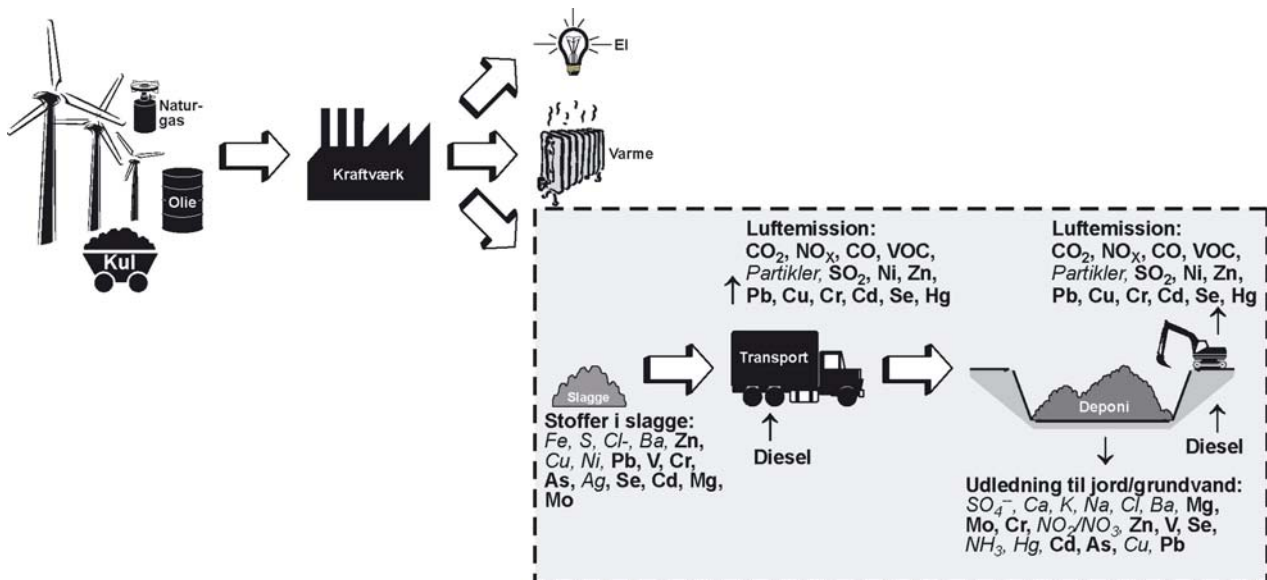
1. Transport og deponi af slagge inkl. spildevandsbehandling relateret til elproduktion.
2. Transport og deponi af flyveaske inkl. spildevandsbehandling relateret til elproduktion.
3. Transport og deponi af bioaske inkl. spildevandsbehandling relateret til elproduktion.
4. Transport og deponi af slagge inkl. spildevandsbehandling relateret til varmeproduktion.
5. Transport og deponi af flyveaske inkl. spildevandsbehandling relateret til varmeproduktion.
6. Transport og deponi af bioaske inkl. spildevandsbehandling relateret til varmeproduktion.

I figur 7.4 til 7.5 er input og output i form af råvarer, hjælpestoffer, samt emissioner fra processerne angivet ved navn. Data herfor fremgår af ***bilag 2 Data for energiproduktion***. På figurerne er de input og output, som ikke indgår i miljøvurderingen af de forskellige systemer skrevet med kursiv. Rækkefølgen for stofferne på figurerne er ordnet efter faldende størrelse, f.eks. udgør CO₂ mængdemæssigt den største luftemission ved transport, hvorfor CO₂ er nævnt først for luftemissioner ved transport. Det skal bemærkes, at et stof som udgør den største mængde ikke nødvendigvis er det mest miljøbelastende. Hvilke miljøpåvirkninger de forskellige emissioner kan bidrage til, er nærmere beskrevet i kapitel 8.

Ad. 1 og 4. Håndtering af slagge fra energiproduktion

Slaggen fra produktionen af el og kraftvarme sendes direkte til deponi uden nogen videre behandling.

Input og output for håndtering af slagge fra el- og kraftvarmeproduktion er vist i figur 7.4.

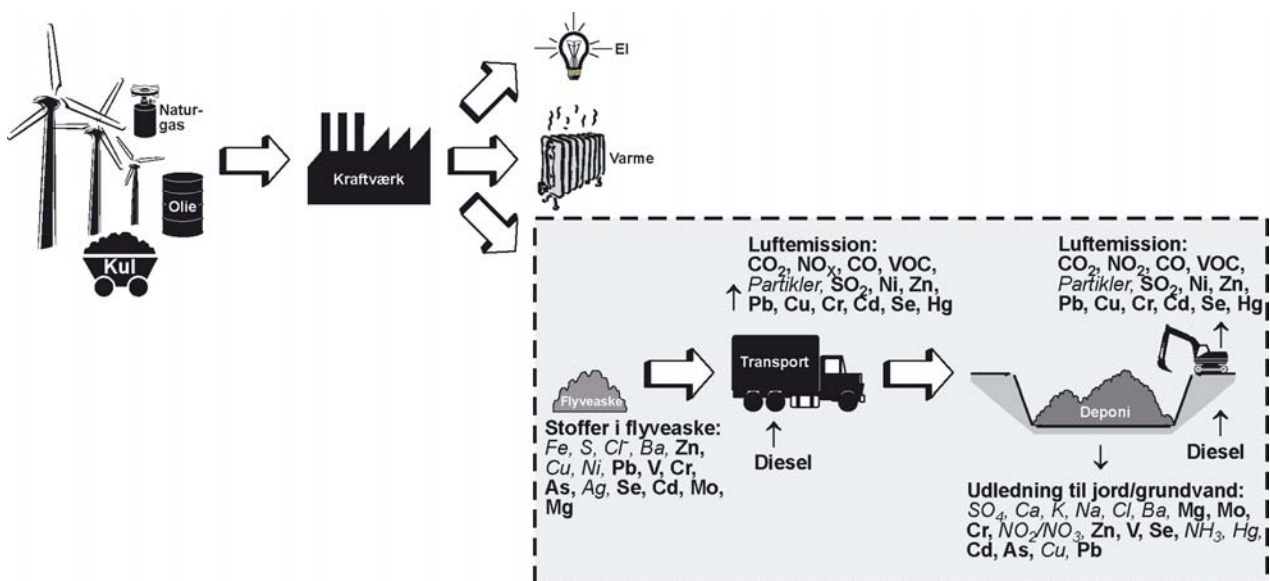


Figur 7.4. Deponi af slagge fra el- og varmeproduktion. Stoffer med fed skrift er dem som medtages i vurderingen.

Ad. 2 og 5. Håndtering af flyveaske fra energiproduktion

Flyveasken fra produktionen af el og kraftvarme sendes til deponi uden nogen videre behandling.

Input og output for håndtering af flyveaske fra el- og varmeproduktion er vist i figur 7.5.



Figur 7.5. Deponi af flyveaske fra el- og varmeproduktion. Stoffer med fed skrift er dem som medtages i vurderingen.

Bioaske håndteres som flyveaske, blot deponeres det på kontrollerede deponeringsanlæg, hvilket medfører at udledninger foregår til renseanlæg.

7.2.1 Emissioner fra deponeringsanlæg til restprodukter fra energiproduktion

Sammensætning af stoffer i slaggen og asken er meget kompleks og omfatter mange forskellige stoffer. Heraf er hovedparten salte og metaller, hvoraf flere stoffer ikke har nogen væsentlig miljømæssig betydning. Der er derfor nogle stoffer som på forhånd vælges fra og ikke indgår i dataopgørelsen i kapitel 9.

De danske el- og kraftvarmeselskaber har i en årrække fået udført udvaskningsforsøg med forskellige typer af restprodukter. Udvasning fra slagge og aske er meget kompleks at beskrive.

I projektet om LCA af dansk el og kraftvarme er der foretaget en beregning af udvaskede mængder fra askedepoter i 1997. Der er ved denne beregning arbejdet med en forudsætning om en deponeringstykkelse på 5 meter. Ved deponering i dag varierer lagtykkelserne mellem 3 og 22 meter. Endvidere har der været arbejdet med en infiltration på 0,2 m/år og en densitet på 1 kg/l. Tidshorisonter er beregnet ud fra de forskellige L/S forhold forsøgene er udført under og en tidshorison på 100 år svarer ud fra de ovenstående forudsætninger til et L/S forhold = 4. Udvasningen er beregnet ud fra udvaskningsforsøg (sekventielle batchforsøg eller kolonneforsøg) foretaget af DHI. I tabel 7.3 ses de udvaskede mængder efter 100 år for flyveaske, gips og bioaske. Resultaterne er sammenlignet med andre udvaskningsforsøg foretaget i 1999 med aske fra de samme tre værker. Denne vurdering viser, at udvaskningsresultaterne er repræsentative for udvasningen fra aske. Der er ikke fundet udvaskningsdata for forudskilt gips, men i stedet er anvendt udvaskningsdata for flyveaske iht. oplysninger fra Elsam Esbjergværket om, at udvasning fra flyveaske kan gøre det ud for den maksimale udvasning fra forudskilt gips.

Tabel 7.3. Udvasningsdata for den samlede udvasning over 100 år ved en deponeringstykkelse på 5 meter, en infiltration på 0,2 m/år og en densitet på 1 kg/l.

100 år	Klorid, Cl-	K	Ca	SO ₄ ²⁻	As	Cr	Mo	Se	V	Cd	Mg
Restprodukt	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton	g/ton
Gips	72,172	4,344	1858,4	4092,8	0,002	0,075	0,013	0,011	0,032	-	-
Flyvaske	-	-	-	-	0,344	4,583	4,165	0,21	1,75	-	-
Bioaske (halm)	12173,5	15260	2870	2870	0,000	0,313	7,335	0,131	1,723	0,003	2,372
Slagge											

Kilde: (Energ E2) og (VKI, 1993).

Perkolatet fra slaggen og flyveasken er alkalisk (basisk), og over en længere tidshorison vil udvasningen af alkalisk materiale og sur nedbør medfører, at pH gradvist sænkes. Dette forventes dog ikke at ændre udvaskningsforløbet draktisk, der skal dog alligevel tages højde for denne pH ændring i vurderingen af udvaskede mængder over 100 år.

Det første perkolat fra flyveaske, slagge og gips er domineret af SO₂⁴⁻, Na, K, Ca og Cl. I mindre mængder findes sporelementerne krom, molybdæn, selen, vanadium, arsen, som er de fem mest forventede sporelementer ved de pH forhold, der er gældende for deponerede restprodukter fra kraftværkerne.

Endvidere kan der forventes en udvaskning af bor, magnesium og barium, samt i endnu mindre koncentrationer zink, kobber, nikkel, rubidium, caesium og antimon. Indholdet af cadmium, kviksølv og bly er fundet i meget lave koncentrationer i perkolatet. På samme måde er indholdet af organisk materiale fundet at være forsvindende lille. (Hjelmar et al., 1986). Som det fremgår, er Cd desværre ikke analyseret i perkolat fra gips og flyveaske, men *udelukkende fra bioaske.

Stofferne som medregnes udgør metallerne:

Cadmium (Cd), Crom (Cr), Arsen (As), Molybdæn (Mo), Selen (Se), Vanadium (V), Magnesium (Mg), Bly (Pb) og Zink (Zn).

Tungmetallerne/sporelementerne Cr, Cd, As anses for at være af væsentlig betydning i forhold til økotoksikologiske effekter i ferskvands- og marine recipienter og human toksiske effekter i grundvand. Pb og Zn udvaskes i mindre mængder men kan have økotoksikologisk betydning. Sporelementerne Mo, Se, V og Mg anses for at bidrage i mindre grad med til økotoksicitet, og medtages primært på grund af den store udvaskede mængde.

De stoffer som ikke medregnes udgør:

Af de målte stoffer undlades Klorid (Cl⁻), Kalium (K), Calcium (Ca) og Sulfat (SO₄²⁻) i nærværende projekt. Ved udledningen af disse salte til marine recipienter vil saltene ikke have en økotoksikologisk eller human toksisk effekt. Derimod kan udledning til ferske recipienter påvirke vandkvaliteten ved at saltkoncentrationen ændres. Høje koncentrationer af salte i ferske recipienter kan have akut økotoksisk effekt på vandlevende organismer. Saltene vil blive opgjort som en engangsemission over 100 år og det vil være et forvrænget udtryk af den reelle emission, hvor saltene udvaskes løbende i lavere koncentration. I opgørelsen af salte bør der derfor kompenseres for koncentrationen i engangsemissionen.

I forhold til LCA-studiet for DK-forhold vurderes der ikke at være behov for at opgøre udvaskning af salte fra restprodukterne idet emissionen udledes til marine recipienter og derved ikke bidrager til nogen miljøpåvirkning.

Ved LCA-studier af deponeringsanlæg med udvaskning til ferske recipienter bør salte opgøres og karakteriseringsfaktorer for Cl, Na, Sulphat, Ca, K udvikles. Dette forventes at være aktuelt i ikke kystnære europæiske lande. Det skal bemærkes, at der ikke i dag findes karakteriseringsfaktorer for saltene i UMIP.

Kviksølv (Hg), Jern (Fe), Cobalt (Co), Sølv (Ag), Tin (Ti), Beryllium (Be), Strontium (Sr) og Tin (Sn) er der ikke analyseret for, men stofferne kan forekomme i slaggen og flyveasken fra el og kraftvarmeproduktion. Dette betyder selvfølgelig, at eventuelle miljøpåvirkninger fra emissioner af disse stoffer ikke kan kvantificeres.

7.3 Stoftransport ved deponi

Udvaskningen og dermed mobiliteten af sporelementerne er afhængig af forskellige geokemiske processer. De geokemiske processer, der primært vil kontrollere udvaskningen af sporelementer, er udfældnings/opløsningsprocesser, oxidation/reduktions processer og adsorptions/absorptionsprocesser. Ved beregning af udvaskede mængder fra depoter tages de geokemiske

processer ikke i betragtning, men der regnes derimod med, at sporelementerne ikke tilbageholdes af disse processer i de første 100 år depotet eksisterer.

Koncentrationen af forurenende komponenter fra deponerede restprodukter er endvidere afhængig af bl.a.:

- nettoinfiltrationen i området
- koncentrationen af komponenter i restprodukterne
- komponenternes fysiske og kemiske egenskaber
- jordens sammensætning f.eks. pH, indhold af organisk materiale m.v.
- vandets kemiske sammensætning.

Emissioner

Når vi i denne sammenhæng skal vurdere, hvilke påvirkningskategorier, som er vigtige bør det overvejes, hvilke af deponeringsanlæggets egenskaber, som er af særlig betydning. Følgende må anses at have betydning for påvirkningsvurderingen:

- Emissioner foregår ved infiltration af vand i deponi og efterfølgende udvaskning til jord og grundvand og ultimativt marint miljø (der ses bort fra deponeringsanlæg, hvor der udvikles gasser eller deponeringsanlæg, hvor der er deponeret flygtige forbindelser – disse er tidligere modelleret i Nielsen og Hauschild, 1998 og Nielsen et al., 1998)
- Infiltrationen af vand og den deraf følgende emission foregår meget langsomt
- Emissionerne forventes primært at bestå af persistente stoffer/materialer som metaller og evt. dioxiner
- De eneste påvirkninger emissionerne forventes at bidrage til er toksicitet overfor mennesker eller økosystemer
- Deponeringsanlægget anvender et areal og ændrer eventuelt kvaliteten af dette.

Dette projekt omhandler udelukkende deponeringsanlæg til restprodukter fra en eller anden form for forbrænding. Det er derfor primært uorganiske stoffer, som emitteres fra deponeringsanlæggene, selvom det er vist, at de initiale perkolater fra deponeret slagge og aske fra affaldforbrænding indeholder en del organisk stof (Hjelmar, 1991). Det kan heller ikke udelukkes, at eksempelvis flyveaske indeholder betydelige mængder af f.eks. dioxiner. Det anses dog for sandsynligt, at det er et overskueligt antal af de emitterede stoffer, der vil give anledning til miljøpåvirkninger, primært forskellige metaller.

Det vil i nogle tilfælde være muligt at vurdere, hvilken tilstandsform forureningskomponenterne forefindes i, når de udledes fra deponeringsanlægget. Deres tilstandsform udenfor deponeringsanlægget er imidlertid styret af en række processer (udfældning, sorption, kompleksering og redox processer), og forholdene for disse vil være forskellige fra sted til sted. Det er derfor ikke muligt at give et generelt bud på hvilken tilstandsform, der vil være den dominerende i miljøet. Metallerne er derfor vurderet på baggrund af de karakteriseringsfaktorer, som allerede forefindes i UMIP. Disse karakteriseringsfaktorer er udarbejdet på baggrund af den mest toksiske form af metallet og giver således en konservativ vurdering.

Hvilke typer af miljøpåvirkninger drejer det sig om?

Den type stoffer, som emitteres vil primært have mulighed for at forårsage toksiske effekter i jordrecipienten, via grundvandet eller når stofferne ultimativt havner i det marine miljø.

For at etablere koblingen mellem emission og miljøpåvirkning er det nødvendigt at vurdere, hvorledes stofferne transporteres til recipienterne (skæbne i miljøet) samt at vurdere de toksiske effekter af stofferne. Da det drejer sig om et forholdsvis begrænset antal stoffer, vil dette være muligt indenfor UMIP-metodens påvirkningskategorier økotoksicitet og human toksicitet, hvis der etableres metoder til at vurdere stoffernes skæbne i jord herunder udvaskning til grundvand og transport heri. Da stoftransporten i jord er yderst kompliceret at modellere, og en gennemsnitsbetragtning er irrelevant pga. af de meget store lokale forskelle, er det valgt at vurdere stofferne som om de har effekt fra det øjeblik de emitteres fra deponeringsanlægget. Dette er en konservativ betragtning. Det antages ligeledes, at jordrecipienten fortrinsvis vil være dybere biologisk inaktive jordlag og at påvirkninger heri vil være ubetydelig i denne sammenhæng.

Sammenfattende opgøres således i dette projekt emissionerne af et begrænset antal metaller. Emissionerne fra deponeringsanlæg anvendes direkte i UMIP karakteriseringsmetoden for toksicitet til modellering af emissionernes potentielle påvirkning uanset deres skæbne i miljøet, og som om de optræder i deres mest toksiske form.

Det er ikke muligt på baggrund af det forhåndenværende datagrundlag, at vurdere i hvilket omfang de udeladte emissioner bidrager til toksiske påvirkninger. De stoffer, som medtages regnes normalt for at udgøre de mest toksiske metaller (når der ses bort fra at Cd ikke medtages i flyveaske og slagge fra kraft- varmeproduktion). Hg er heller ikke medtaget, men på grund af stoffet flygtighed regnes det ikke for at udgøre et problem i restprodukterne. Sb (antimon) er der også ved at være interesse omkring men dette stof er heller ikke medtaget. I de tilfælde, hvor de specifikke stoffer, som er udeladt indgår med en væsentlig andel i et produkt, vil der selvfølgelig være et bidrag, som ikke medregnes i det korte tidsperspektiv. Hvis der derimod indgår en blanding af stoffer i produktet, hvoraf flere er inkluderet i modellen, vil den konservative tilgang sandsynligvis kompensere for at der er udeladt enkelte stoffer.

8 Miljøpåvirkningspotentialer

I UMIP-metoden, som den er i dag, vurderes en ydelses påvirkning af miljøet i en række påvirkningskategorier. Det drejer sig om:

- Drivhuseffekt
- Stratosfærisk ozonnedbrydning
- Fotokemisk ozondannelse
- Forsuring
- Næringssaltbelastning
- Økotoksicitet
- Toksicitet for mennesker i miljøet (human toksicitet)
- Persistent toksicitet (for økosystemer og mennesker)
- En række ressourceforbrug
- En række forskellige affaldstyper (volumenaffald, farligt affald, radioaktivt affald, slagge og aske).

Det er vurderet, at de påvirkningskategorier, som på nuværende tidspunkt er udviklet i UMIP ikke fyldestgørende kan anvendes til at vurdere miljøpåvirkningerne af affaldsdeponering. Det har indledningsvist været drøftet om påvirkningskategorier som "forurenede jord" og "forurenede grundvand" skulle introduceres, men eftersom disse påvirkninger allerede er dækket af UMIPs nuværende påvirkningskategorier vedr. toksicitet, vurderes det ikke at bidrage til en bedre vurdering af de miljømæssige påvirkninger af deponering. Der er dog ikke udarbejdet nogen fordelingsmodel for nedrivning til grundvand, da det konservativt antages at alt hvad der forlader deponeringsanlægget vil passere via grundvand til marint miljø.

Viden om deponeringsanlægs skæbne på længere sigt er imidlertid så usikker, at det er vurderet relevant at introducere to nye påvirkningskategorier kaldet "deponeret økotoksicitet" og "deponeret human toksicitet", til at repræsentere den potentielle toksicitet af de stoffer, som er tilbage i deponeringsanlægget efter 100 år. Desuden udgør selve volumen af affald et problem p.g.a. det areal, der optages af deponeringsanlægget. Denne miljøpåvirkning kan repræsenteres som bidrag til påvirkningskategorien arealanvendelse, som er under stadig udvikling internationalt. Miljøpåvirkningerne fra et deponeringsanlæg kan således udtrykkes ved følgende påvirkningskategorier:

- UMIPs påvirkningskategorier når det drejer sig om de stoffer, som emitteres i løbet af de første 100 år og om ressourceforbrug.
- Deponeret toksicitet for de stoffer, som refterer i deponi efter 100 år.
- Arealanvendelse.

I afsnit 8.1 er de emissioner, som forekommer i de vurderede affaldsbehandlingssystemer kvalitativt relateret til hvilke miljøpåvirkningspotentialer de giver anledning til og i afsnit 8.2 giver en mere detaljeret beskrivelse af påvirkningspotentialerne toksicitet og arealanvendelse. De ressourceforbrug, som er relateret til f.eks. drift af deponeringsanlæg er ikke specifikt nævnt men indgår som forbrug af olie til transport eller som el-forbrug.

8.1 Emissioner og miljøpåvirkningspotentialer

I tabel 8.1 er de potentielle miljøpåvirkninger relateret til luftemissioner fra de vurderede affaldsbehandlingssystemer angivet. Emissionerne til luft, vil i projektet primært stamme fra:

- energiproduktion til energiforbrug ved restproduktbehandlingsprocessen og evt. til drift af pumper etc. på deponeringsanlægget
- forbrænding af drivmidler ved transport.
- selve restproduktbehandlingsprocessen.

Tabel 8.1. Miljøpåvirkningspotentialer for Luftemission

Miljøpåvirkningspotentiale	Luftemission
Drivhuseffekt	N ₂ O, CH ₄ , CO, CO ₂
Forsuring	NH ₃ , SO ₂ , HCl, NO _x
Fotokemisk ozondannelse	CO, CH ₄ , VOC
Næringssaltbelastning	NH ₃ , N ₂ O, NO _x
Human toksicitet	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, NO _x , N ₂ O, SO ₂ , CO, Cu
Persistent toksicitet	Dioxin, Hg, As, Sb, Cd, Se, Mo, Cu, V, Fe, Pb, Mn, Ni, Zn

I tabel 8.2 er de potentielle miljøpåvirkninger relateret til emissioner fra deponeringsanlæg til jord (grundvand og vandmiljø) angivet. Emissionerne fra deponeringsanlæg, via jord omfatter:

- udvaskning fra deponi til vandmiljø inkl. grundvand.

Tabel 8.2 Miljøpåvirkningspotentialer for emission til jord

Miljøpåvirkningspotentiale	Emission til jord
Drivhuseffekt	-
Forsuring	-
Fotokemisk ozondannelse	-
Næringssaltbelastning	N, P
Human toksicitet	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, Cu
Human toksicitet fra deponi	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, Cu
Økotoksicitet	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, Cu
Økotoksicitet fra deponi	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, Cu
Persistent toksicitet	Dioxin, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Se, V, Mo, F, Zn, Ni, Fe, Sb, Cu

I tabel 8.3 er de potentielle miljøpåvirkninger for direkte udledning til vandmiljø angivet.

Emissionerne direkte til vand stammer fra:

- udledning af rensed spildevand fra selve restproduktbehandlingsprocessen
- eventuel oprensning af perkolat fra deponeringsanlæg

Tabel 8.3 Miljøpåvirkningspotentialer for vandemission

Miljøpåvirkningspotentiale	Emission til vandmiljø
Drivhuseffekt	
Forsuring	NH ₃ , HCl
Fotokemisk ozondannelse	
Næringssaltbelastning	NH ₃ , NO _x
Human toksicitet	Hg,
Økotoksicitet	Cd, Hg, Se, Cu, Pb, Mo, As, Zn, Ni, Mn, V, Fe
Persistent toksicitet	Hg, Cd, Cu, Sb, Pb, Se, As, Mo, Zn, Ni, Mn, V, Fe, HCl, NO _x

8.2 Påvirkningsvurdering

8.2.1 Eksisterende påvirkningskategorier for toksicitet

Det er vurderet, at de toksiske miljøpåvirkninger i den korte tidshorisont kan håndteres indenfor UMIP's påvirkningskategori persistent toksicitet. Der er dog en række forhold vedrørende nedsivning til og transport i grundvand, som ikke er estimeret/modelleret i UMIP. Disse komplicerede forhold vedr. stoffernes skæbne gør vurderingen meget usikker, hvorfor det er valgt at vurdere emissionerne som om de udledes direkte til recipienten (grundvand eller overfladevand, jf. tabel 8.4).

Tabel 8.4: Skematisk fremstilling af hvilke recipienter, som er relevante for deponeringsanlæg i forskellige tidshorisonter.

Påvirkningskategori	0-100 år	100-∞ år
Økotoksicitet	Direkte til vand	Særskilt kategori. Vand, jord (metaller)
Human toksicitet	Direkte til vand og grundvand	Særskilt kategori. Vand, jord (metaller) evt. grundvand

Som indikeret i tabel 8.4 vurderes påvirkninger fra emissionerne de første 100 år først og fremmest at være relevante i vandmiljøer, dvs. overfladevand og grundvand. Som nævnt tidligere antages deponeringsanlæggene ikke at indeholde flygtige stoffer, hvorfor luft ikke er relevant som recipient. Da det desuden antages, at jord under deponeringsanlæg er relativt inaktivt biologisk set og ikke vil kunne udgøre en forureningskilde for mennesker, vurderes også jord irrelevant som recipient. For 0-100 år skal der således udelukkende beregnes påvirkningspotentiale for toksicitet over for mennesker i grundvand og overfladevand samt kronisk økotoksicitet i overfladevand. For 100-∞ beskrives proceduren i afsnit 8.2.2. Påvirkningspotentialer for toksicitet beregnes i UMIP ifølge nedenstående (Hauschild, 1996):

Påvirkningspotentialiet (EP) for stof *i* i delmiljø *c* beregnes ved multiplikation af karakteriseringsfaktoren (EF) og den udledte mængde (Q).

Det samlede påvirkningspotentialie for alle emissioner til delmiljø *c* beregnes ved at summere påvirkningspotentialerne for de enkelte stoffer.

Karakteriseringsfaktoren beregnes lidt forskelligt for økotoksicitet og toksicitet overfor mennesker. Ved toksicitet overfor mennesker beregnes karakteriseringsfaktoren for et stof som følger.

$$EF_c = f_c \times T_c \times I_c \times BIO \times HTF \quad , \text{ hvor}$$

f_c er fordelingsfaktoren, som udtrykker hvilken andel af det emitterede stof, der efter omfordeling når delmiljø *c*. Når det gælder deponi af ikke flygtige stoffer er f blot 1 fordi vi antager, at det som emitteres ender i den aktuelle recipient.

T_c er overførselsfaktoren, der anvendes som parameter for hvor effektivt stoffet overføres fra miljøet til menneske. For grundvand er denne faktor 1 fordi vandet drikkes direkte. For overfladevand antages, at udsættelse kun foregår ved spisning af fisk og skaldyr, som har optaget stoffet. T er derfor biokoncentrationsfaktoren i tilfælde af indirekte eksponering via føde.

I_c er indtagelsesfaktoren, som angiver hvor meget et menneske indtager af henholdsvis vand fisk og skaldyr pr. dag.

BIO anvendes som parameter for nedbrydeligheden af stoffet. For deponeringsanlæg antages, at kun persistente stoffer emitteres, dvs. BIO er 1. HTF er human toksicitetsfaktor, der anvendes som parameter for stoffets giftighed.

Når det gælder økotoksicitet indgår kun parametrene f_c , BIO og ETF, som er økotoksicitetsfaktoren.

Både HTF og ETF bestemmes som 1 divideret med de koncentrationer (eller dosis afhængig af eksponeringsvej for mennesker), der ikke giver anledning til effekter på henholdsvis mennesker og dyr. Mere detaljerede oplysninger om beregningsprocedurer kan findes i Hauschild (1996).

Nedenstående metode kan følges ved beregning af bidrag fra de enkelte emissioner fra et deponeringsanlæg til påvirkningskategorien persistent toksicitet (som indeholder bidrag til kronisk økotoksicitet i vand samt toksicitet for mennesker via vand og grundvand).

Økotoksicitet er den enkleste fordi kun ETF indgår foruden den emitterede mængde Q

$$EP = ETF * Q, \quad \text{hvor} \quad ETF = \frac{1}{PNEC_{wc}}$$

$PNEC_{wc}$ er Predicted No Effect Concentration, som er den koncentration der ikke forventes at give anledning til økotoksikologiske effekter i miljøet.

For human toksicitet skal der beregnes påvirkningspotentialer for både grundvand og overfladevand. For grundvand beregnes påvirkningspotentialiet som

$$EP = I * HTF * Q \text{ hvor } I = 2,86 \times 10^2 \text{ og } HTF = \frac{1}{HRD}$$

HRD er Human Reference Dosis, som er den dosis pr. kg legemsvægt, der ikke forventes at give anledning til toksiske virkninger i mennesker.

For overfladevand beregnes påvirkningspotentialt som

$$EP = I * T * HTF * Q \text{ hvor } I = 3,71 \times 10^4 \text{ og } T = BCF \text{ og } HTF = \frac{1}{HRD}$$

8.2.2 Deponeret toksicitet

Tidshorisonten efter de 100 år er omfattet af delprojekt 2. Når det drejer sig om den hypotetiske uendelige tidshorisont kan der kun gættes på deponeringsanlæggenes og dermed de deponerede stoffers og materialers skæbne. Vi ved imidlertid, at de deponerede persistente stoffer, som ikke allerede er emitteret i løbet af de første 100 år stadig findes i deponeringsanlægget og har potentiale for at blive emitteret. Da det drejer sig om stoffer som er persistente og derfor generelt uønskede i miljøet er det ønskværdigt at kunne præsentere stoffernes potentielle virkninger på miljøet. Det er derfor valgt at introducere nye påvirkningskategorier, kaldet "deponeret økotoksicitet" og "deponeret human toksicitet".

Som det fremgår af tabel 8.1 vurderes de relevante recipienter at være overfladevand og jord for økotoksicitet samt overfladevand, jord og grundvand for human toksicitet. De emitterede koncentrationer må antages at være så lave, at det kun er kroniske effekter, som er relevante. "Deponeret økotoksicitet" beregnes beregnes således på baggrund af kronisk toksicitet over for vandorganismer. Alt stof i deponi forventes at ende i vand og bionedbrydeligheden antages at være meget lav. Udtrykket til beregning af "deponeret økotoksicitet" er således for hvert enkelt stof:

$$EP = ETF * Q, \text{ hvor } ETF \text{ er bestemt på baggrund af kronisk økotoksicitet i vand. } Q \text{ er den mængde af stofferne som er tilbage i deponeringsanlægget.}$$

De samme antagelser gælder "deponeret human toksicitet". Påvirkningspotentialt for "deponeret human toksicitet" beregnes som vist ovenfor under den korte tidshorisont.

En nærmere beskrivelse af disse påvirkningskategorier gives i delprojekt 2 (Hansen et al., 2004).

Normalisering

I UMIP metoden anvendes, især af præsentationstekniske årsager, normalisering, hvor produktsystemets påvirkninger udtrykkes i forhold til den påvirkning en person har på den specifikke påvirkningskategori (i personækvivalenter). Beregningen af en persons påvirkning, den såkaldte normaliseringsreference, udføres ved en opgørelse af den totale belastning fra en region delt med det antal personer, der lever i regionen (og bidrager til at skabe belastningen). Normaliseringen bidrager til sammenligningen af påvirkningskategorierne ved at bringe dem på en fælles skala (personækvivalenter). For at kunne relatere de beregnede potentialer for påvirkningskategorierne human toksicitet i grundvand samt deponeret øko- og human toksicitet til de øvrige påvirkningskategorier, er det således nødvendigt også at have normaliseringsreferencer for disse påvirkningskategorier. Dette aspekt

indgik ikke i det oprindelige projekt, men er principielt nødvendigt for at gøre påvirkningskategorierne operationelle. Aktuelt findes der ikke normaliseringsreference for human toksicitet via grundvand. Denne har der ikke været ressourcer til at beregne i det nærværende projekt, men vi mener, at denne evt. kan udregnes på baggrund af data vedr. metaller, pestiicider og nitrat i jord og grundvand indsamlet af DGU.

Påvirkningskategorierne deponeret øko- og human toksicitet er nyskabelser. UMIP-normaliseringsreferencer for disse er beregnet i delprojekt 2 og gengivet nedenfor.

Effektpotentiale - deponeret human toksicitet	EP(hta-d) m3 luft	EP(htw-d) m3 vand	EP(hts-d) m3 jord
Normaliseringsreference (m3/capita/år)	7,78E+05	8,02E+04	2,29E+03

Effektpotentiale – deponeret økotoksicitet	EP(etwc-d) m3 vand	EP(etsc-d) m3 jord
Normaliseringsreference (m3/capita/år)	1,15E+07	5,26E+02

Vægtning

Der er i delprojekt 2 lagt op til en metode at vægte de nye påvirkningskategorier. Især påvirkningskategorierne vedr. den hypotetisk uendelige tidshorisont kræver væsentlige overvejelser vedr. bl.a. om der skal foretages en diskontering. Delprojekt 2 bidrager til en bedre forståelse af disse aspekter.

8.2.3 Arealanvendelse

Arealanvendelsen til deponeringen af en affaldsmængde repræsenterer et væsentligt miljøproblem i Danmark og lignende tætbefolkede lande, hvor det bliver stedse vanskeligere at finde arealer til deponeringsanlæg. Der er derfor et behov for at denne mængde indgår i miljøvurderingen. Arealanvendelse er af væsentlig betydning for deponeringsanlæg, men er dog ikke speciel for disse. Påvirkningskategorien omfatter nogle af de mest synlige effekter af humane aktiviteter. Der har været nedsat en arbejdsgruppe i SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), vedrørende bl.a. arealanvendelse og en række metodeforslag er præsenteret i Lindeijer *et al.* (2002). Der arbejdes således allerede internationalt på at udvikle metoder til at vurdere arealanvendelse i LCA. Arealanvendelse var også omfattet i Eureka-projektet LCA-GAPS (Weidema, 2001).

Der synes at være almindelig enighed (i SETAC) om, at karakteriseringen af arealanvendelse baseres på følgende parametre:

- Arealets størrelse
- Varighed af ændring
- Kvalitetsændringen (ud fra et biodiversitetssynspunkt)

Der er klart et behov for at kunne repræsentere arealanvendelse som påvirkningskategori, men udviklingen af metoder foregår sideløbende i andre fora og der er endnu ikke i særlig høj grad konsensus om metoder. Især kvalitetsbegrebet og kvantificeringen af kvalitetsændringen diskuteres. Det er derfor valgt ikke at lægge sig fast på en metode til kvantificering af kvalitetsændringen, men at tilpasse metoden på et senere tidspunkt når en vis

grad af international konsensus er nået. Indtil da repræsenteres arealanvendelsen ved produktet af det beslaglagte areal (m^2/kg) og varigheden af deponeringsanlægget (år), idet

Arealet udregnes ud fra

- en gennemsnitshøjde på 8 m og en massefylde på 1,2 t/m³ for restprodukter fra dansk affaldsforbrænding (se Afsnit 4.3.3), dvs. 0,15 m² pr. ton restprodukt.
- en gennemsnitshøjde på 10 m og en massefylde på 1.0 t/m³ for restprodukter fra danske elkraftværker (se Afsnit 5.3.2), ds. 0,1 m² pr. ton restprodukt

Varigheden sættes i begge tilfælde til 15 år som repræsenterer halvdelen af den tid der gennemsnitligt går fra et deponeringsanlæg indvies og til den sidste celle slutaftdækkes og deponeringsanlægget går tilbage til tidligere anvendelse

For deponering af restprodukter fra kraftværkerne skal det vurderes, hvorvidt der overhovedet er tale om arealanvendelse eller om der reelt indvindes havbund således at det nettoanvendelsen af landareal er nul. Det vælges her, ikke at medtage restprodukter, som anvendes til opfyld (jf. tabel 5.1 svarer dette til ca. 50%), i arealanvendelse.

Ved anvendelse af ovenstående kan arealanvendelsen således fastsættes til henholdsvis:

- 2,25 m²år per ton restprodukt fra affaldsforbrænding og
- 0,75 m²år per ton restprodukt fra el- og varmeproduktion.

Som nævnt afventer kvantificering af kvalitetsændringen international konsensus på dette område, men det skal bemærkes, at ud over en kvalitetsforringelse mens opfyldningen af depotet finder sted, kan der også være tale om en mere varig kvalitetsændring fra før deponeringsanlæggets etablering til efter dets afslutning. Dette må vurderes og kvantificeres i konkrete tilfælde før en typisk dansk situation kan defineres.

Der er ikke i dette projekt udviklet normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer for arealanvendelse. Størstedelen af det danske areal anvendes til menneskelige aktiviteter (landbrug, infrastruktur m.m.) og miljøpåvirkningen af de forskellige anvendelser er yderst forskellig afhængig hvilken konkret anvendelse arealet har. Det er derfor ikke meningsfuldt at udvikle en normaliseringsreference for arealanvendelse før kvalitetsaspektet kan kvantificeres.

9 Dataindsamling

9.1 Referenceenhed

Miljøbelastningen fra de valgte affaldsbehandlingssystemer opgøres i forhold til en referenceenhed, der udvælges så enheden passer til UMIP, således at det er muligt at koble data fra dette projekt til UMIP.

I UMIP PC-værktøjet (som nu er erstattet af det kommercielle GaBi som det danske referenceværktøj) er der udarbejdet enhedsprocesser for miljøudvekslingerne ved f.eks. afbrænding af 1 kg af et givent materiale f.eks. polypropylen og en række andre af de mest almindelige materialer. De udvekslinger, der er omfattet afbrændingen er røggasser, ressourcer samt dannelse af restprodukter. Det er herfra der skal bygges en bro til de miljøbelastninger der fremkommer ved deponering af de pågældende restprodukter, herunder udvaskning af stoffer fra deponeringsanlægget, ressourceforbrug og arealanvendelse.

Ud fra viden om stofindholdet i de enkelte materialer som bortskaffes, kan miljøudvekslingerne beregnes for et givent materiale. Derved bliver det muligt at generere materialespecifikke emissioner for affaldsbehandling og deponering. For at kunne foretage denne beregning kræver det, at miljøbelastningen opgøres på stofplan f.eks. bly, cadmium etc.

Referenceenhed for opgørelsen af emissionerne ved behandlingen og deponering af restprodukter er derfor **1 gram stof**, det vil sige skæbnen for 1 gram bly ved behandling og deponi følges. Restproduktets specifikke sammensætning før det behandles (stabiliseres) og før det deponeres skal beskrives, således at de givne emissioner f.eks. udvaskning af bly, kan følges tilbage til indholdet af bly i et givent materiale.

9.2 Allokering

Allokeringen består i at fordele miljøudvekslinger, som måtte være fælles for flere produkter.

Umiddelbart kan der være tale om allokering for:

- Fordeling af miljøudvekslingerne ved affaldsforbrændingen mellem forskellige indfyrede materialer, f.eks. plast, træ, aluminium etc., da behovet for røgrensning varierer afhængig af den røggas, der udvikles ved forbrænding af det specifikke materiale.
- Fordeling af miljøudvekslingerne ved behandling (stabilisering) af restprodukter i forhold til indgående stoffer (sammensætning). Det kan være at visse stoffer, f.eks. bly og cadmium kræver relativt flere ressourcer at stabilisere.

- Fordeling af miljøudvekslingerne mellem 1 kWh el og 1 kWh varme ved samproduktion af el og kraftvarme.

Allokeringssituationer er identificeret i forbindelse med indsamling af data og som udgangspunkt er det overvejet, hvorvidt allokeringen kan undgås. I de situationer, hvor det ikke har været muligt at undgå allokering, er allokerings-situationen og metoden for allokering beskrevet.

Med henblik på at kunne vurdere et produkts potentielle miljøbelastning ved behandling og deponering af affaldsfraktionerne, er emissioner og ressourceforbrug herfra fordelt på de materialer eller grundstoffer, produktet indeholder. Ud fra viden om sammenhængen mellem emissioner og indgående materialer, kan emissionerne for et vilkårligt produkt beregnes forudsat, at dets materialesammensætning kendes.

I projektet LCAGAPS er det kortlagt, hvorledes en lang række grundstoffer fordeles på luftemissioner og restprodukterne slagge og aske (før disse behandles (stabiliseres) og deponeres) for 7 forskellige affaldsforbrændings-teknologier. Ud fra kendskab til et materiales elementære stofsammensætning kan allokering af emissionerne fra deponeringen af de restprodukter, der opstår ved forbrænding af materialet ved brug af "modellen" fra LCAGAPS. Denne model anvendes derfor i nærværende projekt.

10 Opgørelse af data for de vurderede systemer

10.1 Beregningsmodel

I de foregående kapitler har der været fokus på at definere de systemer vi ønsker at vurdere. Dette indebærer bl.a. med udgangspunkt i nuværende danske forhold at definere, hvilke scenarier der skal indsamles og estimeres data for. Ligeledes er der indsamlet data for sammensætningen af de undersøgte affaldsfraktioner (ikke forbrændingseget affald (bilag 5), restprodukter fra affaldsforbrænding og restprodukter fra kraftvarmeproduktion) samt data vedrørende deponeringsanlæg og udvaskning fra to af disse fraktioner.

Med henblik på at estimere produktspecifikke emissioner fra affaldsdeponeringsanlæggene må der opstilles modeller, som baseres på årsagssammenhænge mellem de bortskaffede restprodukters materialesammensætning og emissioner fra deponeringsanlæggene. De indsamlede data vedrørende emissioner fra affaldsbehandlingen/deponeringsanlægget skal således relateres til de input, som tilføres deponeringsanlægget/behandlingsystemet. I nedenstående eksemplificeres modellen for restprodukter fra røggasrensningen ved affaldsforbrænding, mens principperne for de øvrige fraktioner kort gennemgås i de følgende afsnit.

10.1.1 Restprodukter fra affaldsforbrænding

I EUREKA-projektet EUROENVIRON 1296:LCAGAPS, støttet af Erhvervsministeriet (Erichsen & Hauschild, 2000) er der samlet tekniske data for affaldsforbrændingsanlæg. Disse data tjener som baggrund for opstillinger af modeller for affaldsforbrændingsanlæg som kan anvendes til opgørelser i livscyklusvurderinger. Der er defineret syv forskellige teknologiske løsninger.

Input til og output fra anlægget (også kaldet udvekslinger) består af henholdsvis forbrændingseget affald (produkter) og af emissioner til luft, røggasrensningsprodukt (herunder spildevand/slam), flyveaske og slagge. Udvekslingerne kan være procesafhængige eller de kan være produktafhængige. De procesafhængige udvekslinger, der er uafhængige af produktets sammensætning, fordeles ligeligt til de indgående produkter på baggrund af masse. For de produktafhængige udvekslinger opstilles modeller for affaldsforbrændingsanlægget som tager udgangspunkt i selve affaldets eller produktets sammensætning af grundstoffer. Modellerne opstiller relationer mellem materialerne/grundstofferne i affaldet og de resulterende mængder i de forskellige restfraktioner. Der kræves således en viden om mængden af de relevante stoffer i produktet.

I nærværende projekt er det formålet, at opstille modeller for den videre skæbne af de outputs fra affaldsforbrændingsanlægget, som ikke umiddelbart kan vurderes i LCA, dvs. de deponerede fraktioner (røggasrensningsprodukt, flyveaske og slagge). Hvad angår røggasrensningsprodukterne skelnes her

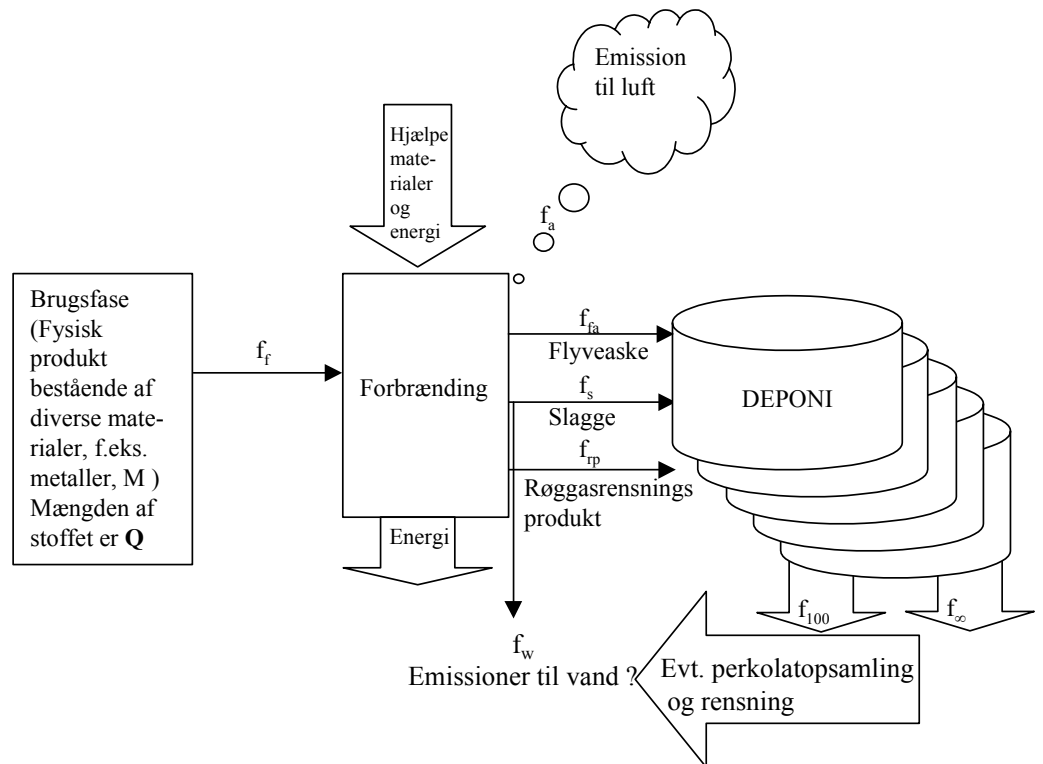
mellem tørre og semitørre på den ene side og våde røggasrensningsprodukter på den anden side.

Det antages, at de ændringer et produkt medfører i affaldssammensætning er marginal, dvs. at ændringer i et produkt ikke påvirker de basale egenskaber af restprodukterne.

Modellen

Figur 10.1 giver en skematisk illustration af de affalds- og stofstrømme som dette projekt har til formål at kvantificere når det gælder affaldsforbrænding. De parametre, som skal kvantificeres er i illustrationen angivet som fordelingsfaktorer (f_{xx}). Disse fordelingsfaktorer anvendes på stofniveau, dvs. de angiver, hvorledes et specifikt stof, eksempelvis kobber, fordeles sig i de forskellige affalds- og stofstrømme. Selve fordelingen af affaldet mellem forbrænding og andre bortskaffelsesmetoder er kun illustreret i figuren ved angivelse af den fraktion af affaldet som forbrændes (fordelingsfaktoren f_i). Denne fordeling antages at blive bestemt ved afgrænsningen af LCA'en og definition af bortskaffelsesscenerier. Som nævnt i ovenstående er der allerede i LCAGAPS udarbejdet en model for outputs fra affaldsforbrændingen, dvs. fordelingsfaktorerne f_a , f_{fa} , f_s , og f_{fp} er bestemt. For at opnå koblingen mellem produkt og emissioner fra deponeringsanlæg resterer således at bestemme fordelingsfaktorerne f_{100} og f_{∞} . Disse faktorer angiver udvaskningen af det specifikke stof fra deponeringsanlæg henholdsvis indenfor de første 100 år og i et uendeligt tidsperspektiv. Fordelingsfaktorerne er bestemt af udvaskningen og varierer afhængig af mange forskellige forhold, bl.a. hvilket restprodukt der er tale om. Der er således forskellige fordelingsfaktorer afhængig af, om det er slagge eller om det er vådt røggasrensningsprodukt, som deponeres. Forhold af betydning for udvaskningen er beskrevet mere indgående i kapitel 2.2, og input og output fremgår af kapitel 7.1.

Bestemmelsen af fordelingsfaktoren foretages på baggrund af en række standardscenerier for deponering. Forudsætningerne for disse scenarier fremgår af kapitel 4.3.



Figur 10.1 Skematisk illustration af de forhold, som beskrives i nærværende projekt

På baggrund af de opstillede scenarier og de indsamlede data om sammensætning af og udvaskning fra forskellige typer af restprodukter bestemmes eksempelvis fordelingsfaktoren $f_{fa,100}$ for udvaskning af metal M fra flyveaske de første 100 år, fra følgende forhold:

$$\text{Metal } M : f_{fa,100} = \frac{\sum_0^{100} Q_{M, \text{perkolat}}}{Q_{M, fa}}$$

hvor $Q_{M, fa}$ er den samlede mængde af metal M i flyveasken og $Q_{M, \text{perkolat}}$ er den udvaskede mængde af metallet i løbet af de første 100 år.

Der udarbejdes tabeller som for forskellige restprodukter angiver fordelingsfaktorerne for de relevante elementer. Disse tabeller fremgår af det følgende for de elementer, som er udvalgt i dette projekt.

Når fordelingsfaktorerne kendes, kan emissionen af metal M til vand beregnes ud fra følgende udtryk, under den antagelse, at også perkolat fra deponeringsanlæg ender i vand:

Emission af metal M til vand < 100 år = $Q_M \cdot x$ (andel til vand (f_w) + andel udvasket fra deponi ($f_{fa} \cdot x \cdot f_{fa100} + f_s \cdot x \cdot f_{s100} + f_{rp} \cdot x \cdot f_{rp100}$)).

Fordelingsfaktorer

Tabel 10.1 viser, hvorledes outputs fra affaldsforbrænding fordeler sig mellem restprodukter, slagge og spildevand/slam. Det antages i dette projekt, at hverken flyveaske eller slam deponeres særskilt men som en del af restprodukterne. Som det fremgår, har det ikke været muligt at beskrive alle

stoffer i restprodukterne, en mere detaljeret beskrivelse af dette findes i kapitel 7.

Tabel 10.1 Den gennemsnitlige fordeling af de udvalgte elementer i slagge og restprodukt (semitør/tør og våd i forholdet 1:2), samt i spildevand og slam fra våd proces. Den resterende mængde af elementerne emitteres til luft. (Erichsen & Hauschild, 2000)

Element	Enhed	Restprodukt	Slagge	Spildevand	Slam
Al	g/g Al input	-	-	-	-
As	g/g As input	0,571	0,426	0,0003	0,0022
Ba	g/g Ba input	-	-	-	-
Cd	g/g Cd input	0,777	0,200	0,0045	0,0355
Cr	g/g Cr input	0,100	0,890	0,0008	0,0088
Cu	g/g Cu input	0,077	0,922	0,0003	0,0011
Mo	g/g Mo input	-	-	-	-
Ni	g/g Ni input	0,090	0,890	0,002	0,0168
Pb	g/g Pb input	0,323	0,670	0,0001	0,0157
Sb	g/g Sb input	-	-	-	-
Se	g/g Se input	-	-	-	-
Zn	g/g Zn input	0,419	0,577	0,0001	0,0036

Til illustration af, hvorledes fordelingsfaktorerne beregnes er der beregnet fordelingsfaktorer for en gennemsnitlig deponering af stabiliseret røggasrenseprodukt fra affaldsforbrænding. Som repræsentation af en gennemsnitlig sammensætning af restprodukt er der anvendt oplysninger fra bl.a. IAWG, jf. tabel 4.2 i kap. 4.2. Det er antaget, at fordelingen mellem røggasrensningsprodukter fra den våde proces og tør/semitør proces i Danmark er ca. 2:1. Tabel 10.2 viser indholdet af de udvalgte metaller i det gennemsnitlige restprodukt og slagge.

Tabel 10.2 Sammensætningsdata for gennemsnitlig restprodukt (røggasrenseprodukter og flyveaske) og slagge.

Element	$Q_{\text{restprodukt}}$	Q_{slagge}
	mg/kg restprodukt	mg/kg slagge
Al	56000	50000
As	143	12
Ba	1313	1400
Cd	360	1,4
Cr	493	330
Cu	1037	2800
Mo	32	47
Ni	125	230
Pb	9133	1600
Sb	617	-
Se	12	-
Zn	23667	2300

Ved stabiliseringen af restproduktet anvendes forskellige teknikker, som giver anledning til emissioner til overfladevand (f), jf. kap. 4.3.2. Ved en antaget fordeling på ca. 1:2 mellem VKI-processen og Ferrox-processen emitteres stofferne i koncentrationer, som fremgår af tabel 10.3.

Tabel 10.3 Udledninger med processpildevand fra stabiliseringsprocessen

Element	$Q_{\text{spildevand}}$	$f_{w, \text{rp}}$
	mg/kg restprodukt	$Q_{\text{spildevand}}/Q_{\text{restprodukt}}$
Al	0,07	0,0000013
As	0,14	0,00098
Ba	0,7	0,00053
Cd	0,0175	0,000049
Cr	0,035	0,000071
Cu	0,1015	0,000098
Mo	-	-
Ni	0,2905	0,0023
Pb	0,196	0,000022
Sb	-	-
Se	-	-
Zn	0,0175	0,00000074

På samme måde er der emissioner fra slagge, som oftest deponeres midlertidigt på en slaggemodningsplads. I tabel 10.4 gives et overslag over udvaskningen herfra.

Tabel 10.4 Overslag over udvaskning fra slaggemodningsplads

Element	Q_{udvask}	$f_{w, s}$
	g/kg slagge	$Q_{\text{udvask}}/Q_{\text{slagge}}$
Al	-	-
As	-	-
Ba	-	-
Cd	0,000001	0,00071
Cr	0,00002	0,000061
Cu	0,0004	0,00014
Mo	-	-
Ni	0,00002	0,000087
Pb	0,0002	0,00013
Sb	-	-
Se	-	-
Zn	0,0006	0,00026

Når restprodukterne deponeres afhænger udvaskningen af en række forskellige forhold vedrørende deponeringsanlægget som det fremgår af kapitel 4. Der er foretaget en række antagelser vedrørende deponeringsanlægget, som beskrevet i kapitel 4.

Med udgangspunkt i disse antagelser kan det estimeres, at den samlede udvaskning af forskellige metaller fra deponi af restprodukter vil være som vist i tabel 10.5. Tabellen viser den samlede udvaskning fra deponi af flyveaske og restprodukter.

Tabel 10.5 Den samlede udvaskning af forskellige elementer fra stabiliseret restprodukt i løbet af de første 100 år i deponeringsanlæg.

Element	$Q_{\text{perkolat, rp}}$	$f_{100, \text{rp}}$
	mg/kg restprodukt	$Q_{\text{perkolat, rp}}/Q_{\text{restprodukt}}$
Al	-	-
As	0,005	0,00004
Ba	-	-
Cd	0,001	0,000002
Cr	0,275	0,0006
Cu	0,003	0,000003
Mo	-	-
Ni	0,002	0,00002
Pb	0,014	0,000001
Sb	-	-
Se	-	-
Zn	0,123	0,000005

Tilsvarende kan en tabel opstilles for udvaskningen fra slagge på deponeringsanlæg, jf. tabel 10.6.

Tabel 10.6 Den samlede udvaskning fra slagge de første 100 år efter deponering.

Element	$Q_{\text{perkolat, s}}$	$f_{100, s}$
	mg/kg slagge	$Q_{\text{perkolat, s}}/Q_{\text{slagge}}$
Al	-	0
As	0,02	0,0017
Ba	-	-
Cd	0,002	0,0014
Cr	0,03	0,000091
Cu	0,5	0,00018
Mo	-	-
Ni	-	-
Pb	0,04	0,000025
Sb	-	-
Se	-	-
Zn	0,4	0,00017

De viste tabeller fra tabel 10.1 til tabel 10.6 giver den nødvendige information til at beregne emissioner ved forbrænding af affald indeholdende de udvalgte elementer. I nedenstående eksemplificeres beregningen med Cadmium og til sidst vises en tabel med den samlede fordelingsfaktor fra forbrænding til emission.

Eksempel

Der anvendes et eksempel, hvor et batteri indeholdende 2,5 g Cadmium bliver bortskaffet ved forbrænding. Ved at multiplicere 2,5 med Cd's fordelingsfaktorer i tabel 10.1 beregnes det, at af de 2,5 g cadmium indfyret i forbrændingsanlægget havner 1,94 g i restproduktet, 0,5 g i slaggen, 0,0038 g i spildevand og 0,03 g i slammet, som antages deponeret med restproduktet. De resterende 0,0262 g emitteres til luft fra forbrændingsanlægget.

Ved stabilisering af restproduktet og modning af slaggen emitteres Cd til spildevand som angivet i tabel 10.3 og tabel 10.4. Ved multiplikation af indholdet i henholdsvis restprodukt og slagge med fordelingsfaktorerne i disse tabeller beregnes en udledning til spildevand på henholdsvis 0,000095 g Cd og 0,00036 g Cd fra stabilisering af restprodukt og slaggemodning.

Emissioner fra den gennemsnitlige deponering af restprodukterne og slaggen i løbet af de første 100 år er angivet i tabel 10.5 og tabel 10.6. Emissionerne fra det endelige deponi beregnes ved multiplikation af indholdet i restprodukt og slagge med fordelingsfaktorerne i disse tabeller til at være henholdsvis 0,000003 g Cd og 0,0007 g Cd fra restprodukter og slagge.

Når det antages, at den samlede mængde Cd, der emitteres ender i overfladevand, dvs. såvel spildevand direkte udledt til overfladevand som emissioner fra deponi, er den totale udledte mængde $0,0038+0,000095+0,00036+0,000003+0,0007 = 0,0049$ g Cd.

Emissionen af Cd kan nu indgå i påvirkningsvurderingen på lige fod med andre emissioner til vand i produktets livsforløbet, dvs. ved multiplikation med karakteriseringsfaktorerne for økotoksicitet og toksicitet for emissioner til vand. Den mængde cadmium, som reterer i deponeringsanlægget er den mængde som fordelte sig til slagge, restprodukt og slam ($0,5 + 1,94 + 0,03 = 2,47$ g Cd) minus den mængde som er udvasket i de første 100 år (0,0049 g) dvs. 2,465 g Cd. Denne mængde indgår i påvirkningsvurderingen via de nye påvirkningskategorier deponeret økotoksicitet og deponeret toksicitet som beskrevet i delprojekt 2.

De beregninger, som fører frem til den totale udledning er operationaliseret i et regneark med tilhørende manual, som kan downloades på LCA-centers hjemmeside. I dette regneark er det desuden muligt, hvis det ønskes, at ændre på scenarierne for f.eks. røggasrensning. Scenariet for deponering kan dog ikke ændres da der udelukkende er taget udgangspunkt i et dansk gennemsnitsscenario.

10.1.2 Modeller for emissioner fra restprodukter fra kraftvarmeproduktion

I forbindelse med livscyklusvurderingen af *Dansk el og kraftvarme* (Anon, 2000) er der gennemført indsamling af data for syv forskellige teknologier til fremstilling af el og kraftvarme. Som nævnt i kapitel 5 tages der i nærværende projekt udgangspunkt i afgrænsninger og data fra denne undersøgelse. Der er fokuseret på restprodukttyperne flyveaske, slagge, gips og bioaske. I forhold til affaldsforbrænding, er det nemmere at estimere de produktspecifikke emissioner, fordi produkterne kun er energi i form af enten el (kWh) eller varme (MJ). Input og output skal således kun allokeres mellem disse to produkter. Der er derimod knyttet andre vanskeligheder til vurderingen af el og kraftvarme bl.a. fordi der er mange forskellige produktionsmetoder for el og kraftvarme og der skal opstilles et scenarie for gennemsnitlig dansk el, jf. kapitel 5. Specielt er det meget usikkert at definere fremtidens deponering/opfyldning. Der er imidlertid gjort en række antagelser, bl.a. at der hovedsageligt vil blive anvendt opfyldninger og at der er anvendt et gennemsnitsdeponeringsanlæg. Ved opfyldning er der stor kontakt mellem restprodukt og vand, hvilket medfører en væsentlig større udvaskning i etableringsfasen. Det er dog vurderet, at den samlede udvaskning over de første 100 år ikke påvirkes heraf.

Ligesom for affaldsforbrænding er der også for kraftvarme produktion udviklet et regneark, som beregner emissioner og forbrug ved deponering af restprodukterne. Det er muligt i dette regneark at ændre scenariet for gennemsnitlig dansk el, men som default anvendes fordeling på produktionsteknologier som angivet i LCA af dansk el og kraftvarme (Anon, 2000). Data for emissioner og forbrug vedr. standard scenariet er gengivet i bilag 2.

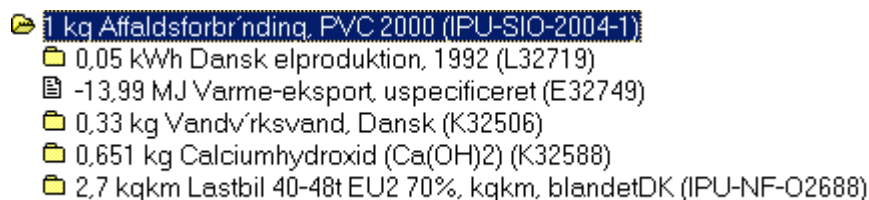
11 Miljøprofiler for eksempler

Til illustration af hvorledes resultaterne af projektet kan anvendes i praksis og hvilken betydning den ændrede vurdering af restprodukterne har, præsenteres her et eksempel på en beregning af affaldsforbrænding af et medicinsk PVC-produkt indeholdende små mængder bly- og zinkforbindelser som stabilisatorer. Desuden er betydningen af projektets resultater beregnet for et el-scenarie.

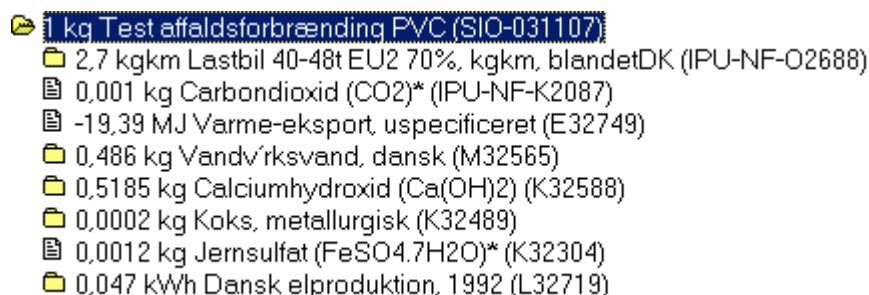
11.1 Sammenligning af miljøprofiler for affaldsforbrænding

Eksemplet anvender et produkt af PVC indeholdende 0,2% bly og 0,1% zink. Produktet indeholder desuden 35 % blødgører (DEHP). Der er regnet med en brændværdi på 16 MJ/kg for PVC og 40 MJ/kg for DEHP. Ved anvendelse af det regneark, som er udviklet i forbindelse med nærværende projekt, er emissioner og forbrug relateret til forbrænding af 1 kg af dette produkt, beregnet. Der er oprettet en proces i UMIP-PC værktøjet til beregning af miljøpåvirkningspotentialer for forbrændingen.

Beregningen af miljøpåvirkningspotentialer er sammenlignet med en beregning af miljøpåvirkningspotentialer fra en eksisterende proces i værktøjet (Affaldsforbrænding PVC, 2000) oprettet af dk-TEKNIK⁵, hvor det er ren PVC, der afbrændes. De to sammenlignede systemer vises i figur 11.1 og figur 11.2.



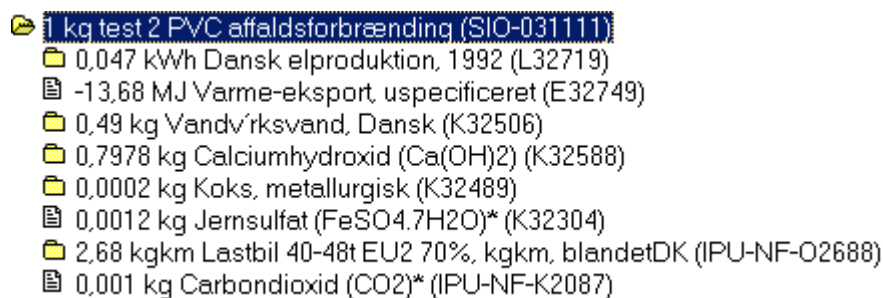
Figur 11.1 Procestræ for den eksisterende proces i UMIP-værktøjet, blot er der tilføjet transport i med henblik på sammenligningen med de øvrige forbrændingsprocesser.



Figur 11.2: Procestræ for processen baseret på model og data udviklet i dette projekt (inkl. blødgører).

⁵ Den eksisterende proces gav meget lavt udslag på drivhuseffekt, hvilket skyldtes, at CO₂ ikke var inkluderet som luftemission. Der blev derfor tilføjet en mængde emitteret CO₂, tilsvarende den ny beregning for ren PVC (1335, 99 g/kg PVC).

Afgrænsningen af de to systemer er ikke helt identisk idet der i den ny proces inddrages enkelte materialer anvendt i behandlingen af restprodukter og til dioxinrensning (jernsulfat, koks og CO₂) samt transport af restprodukter. Transporten er dog af hensyn til sammenligningen inkluderet i den eksisterende proces. Desuden er den eksisterende proces baseret på ren PVC. For at se betydningen af indholdet af blødgørere, er der desuden, igen ved anvendelse af det udviklede regneark, beregnet emissioner og forbrug for forbrænding af ren PVC (stadig indeholdende stabilisatorer som før nævnt). Systemet for denne proces ses i figur 11.3.



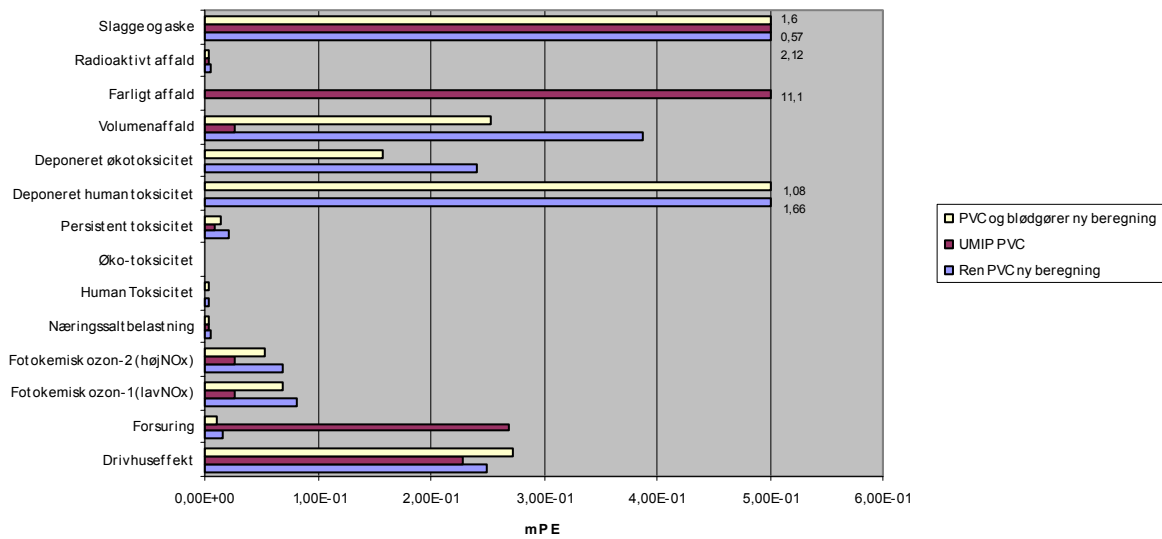
Figur 11.3 Procestræ for processen baseret på model og data udviklet i dette projekt for afbrænding af ren PVC.

Som det umiddelbart fremgår af systemerne ovenfor er der en smule højere energigenvinding for PVC med blødgørere end for de andre systemer, da brændværdien af blødgørere er højere end brændværdien for PVC.

I den ny metode anses det stadig for nødvendigt at angive den deponerede mængde som et udtryk for den arealanvendelse deponeringen udgør. Derfor optræder der, som det ses i de normaliserede og vægtede miljøpåvirkningspotentialer i figur 11.4 og figur 11.5, stadig en mængde affald.

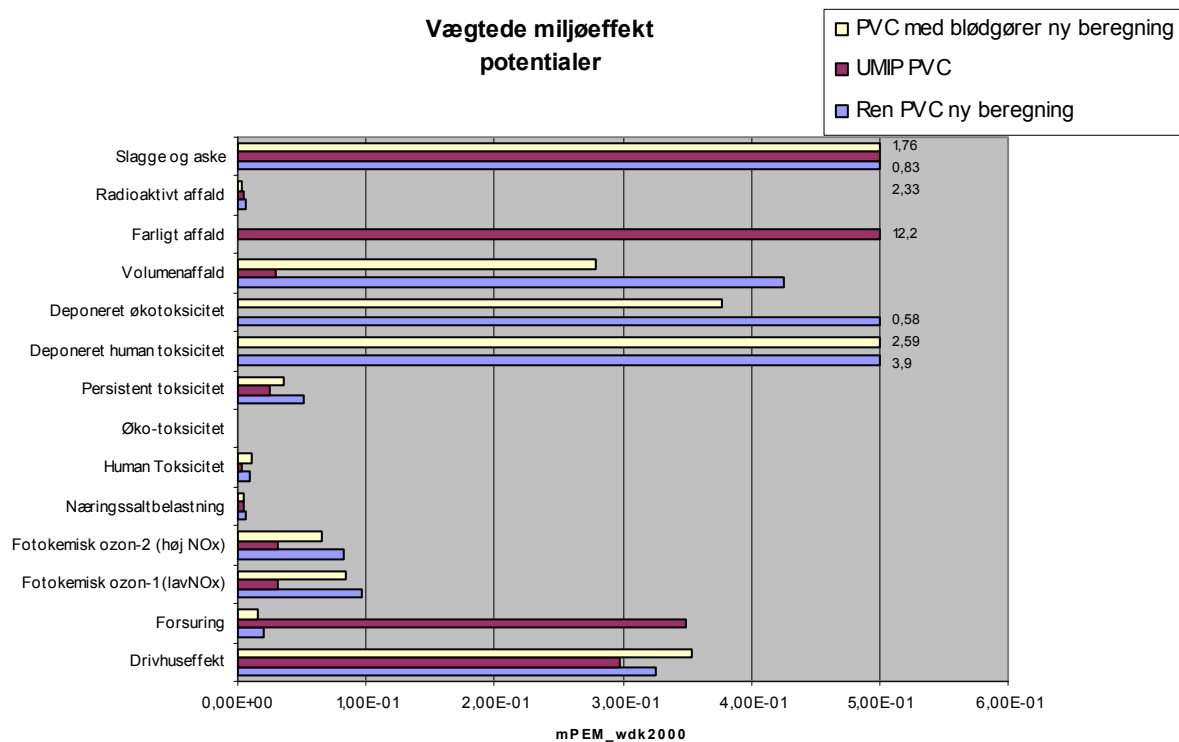
Figur 11.4 og figur 11.5 viser henholdsvis de normaliserede og de vægtede miljøpåvirkningspotentialer. De to nye påvirkningskategorier "deponeret human toksicitet" og "deponeret økotoksicitet" er beregnet efter principperne skitseret i denne rapport samt i delprojekt 2 rapporten (Hansen et al., 2004). Normalisering- og vægtningsfaktorer er præsenteret i sidstnævnte rapport. Som det fremgår af de to figurer er det for alle systemerne de deponerede mængder slagge, aske og restprodukt, som dominerer miljøpåvirkningspotentialerne. Som forklaret i afsnit 8.2.3 er arealanvendelse endnu ikke medtaget i de normaliserede og vægtede miljøpåvirkningspotentialer da normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer ikke er udviklet. De nye påvirkningskategorier deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet udgør også et stort miljøpåvirkningspotentiale, som selvfølgelig ikke optræder i den eksisterende proces. Der findes til gengæld farligt affald (som i processen er angivet som ca. halvdelen af den mængde fast restprodukt der produceres). I de ny beregninger er det valgt ikke at anvende farligt affald kategorien, da der med de nye påvirkningskategorier tages hensyn til farligheden af det deponerede affald.

Normaliserede miljøeffektpotentialer



Figur 11.4: Normaliserede miljøpåvirkningspotentialer for de tre systemer præsenteret i millipersonækvivalenter.

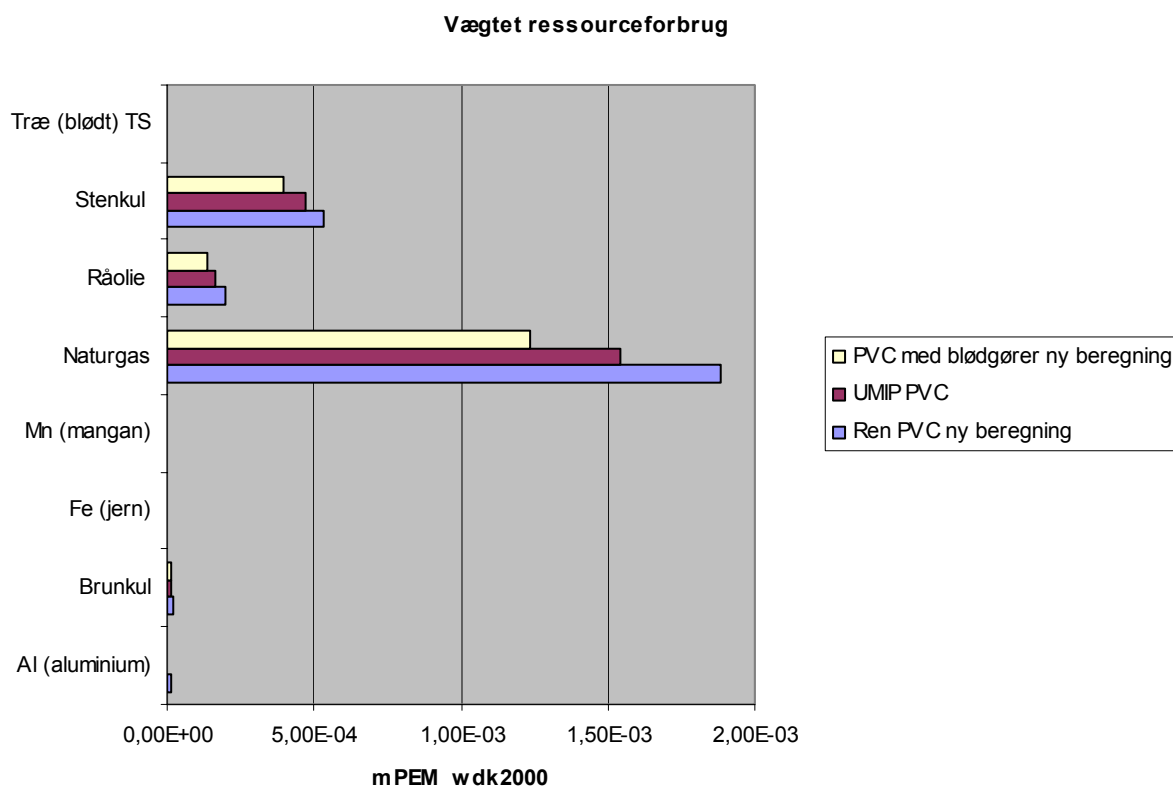
Af andre væsentlige forskelle ses, at påvirkningskategorierne vedrørende toksicitet alle er noget højere for de nye beregninger, hvilket især skyldes de forholdsvis små udledninger fra deponi, de første 100 år. Den forøgede påvirkning af fotokemisk ozondannelse, drivhuseffekt og human toksicitet kan kun forklares ved fremstillingen af kul, som anvendes ved dioxinrensning, hvilket er inkluderet i de nye beregninger. Den eksisterende beregning giver til gengæld en væsentlig øget påvirkning af forsuringspotentialet, hvilket hænger sammen med at der angives udledning af saltsyre (HCl) fra forbrændingen, mens der i den nye beregning antages udledning af klorid (Cl).



F

Figur 11.5 Vægtede miljøpåvirkningspotentialer for de tre systemer.

Ressourceforbruget i de tre sammenlignede systemer er præsenteret i figur 11.6. Da der ikke er forskel på billedet for de normaliserede og de vægtede ressourceforbrug er det valgt kun at præsentere de vægtede forbrug. Det fremgår, dels at ressourceforbruget som forventet er meget lavt, dels at det kan relateres til energiforbrug. Det overrasker lidt, at ressourceforbruget for den eksisterende beregning (UMIP PVC) ligger mellem de to ny beregninger. Dette skyldes, at ressourceforbruget i høj grad afspejler behovet for calciumhydroxid ved afsvøvlingsprocessen. Det er dog ikke helt klart, hvorfor forbruget af calciumhydroxid er mindre i den eksisterende beregning end i den ny beregning vedr. ren PVC, hvor forbruget er baseret på data fra LCAGAPS.



Figur 11.6 Det vægtede ressourceforbrug for de tre scenarier.

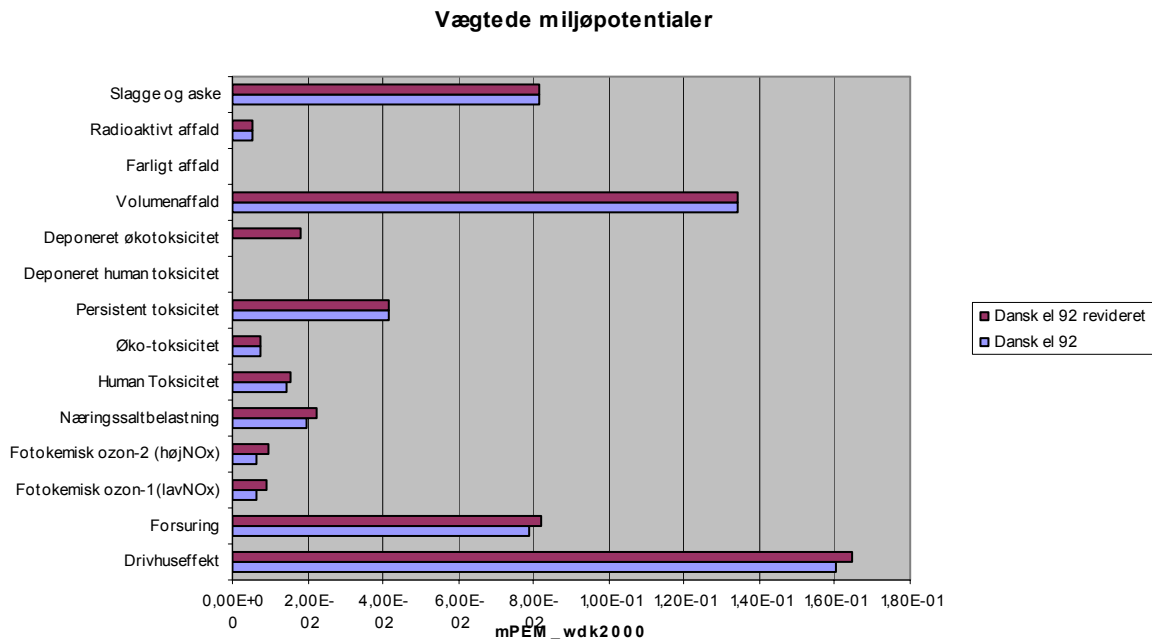
Resultaterne viser en tydelig forskel på miljøpåvirkningspotentialerne fra den eksisterende proces og fra de nye beregninger. Det er klart forventeligt, at toksicitetspotentialerne øges når der tages hensyn til udvaskningen af persistente stoffer fra deponeringsanlæg. Selvom det er forholdsvis små mængder, som udledes i de 100 år som inkluderes, er effekten alligevel påviselig i resultaterne. De virkelig store forskelle ses dog ved inkluderingen af de nye påvirkningskategorier deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet, som begge får en dominerende rolle i miljøprofilen. Det kan diskuteres om dette potentiale er for højt fordi der specielt for metallernes vedkommende kun er en mindre del af den deponerede mængde som er tilgængeligt for udvaskning, desuden kan det diskuteres om den nu udviklede normaliseringsreference er stor nok, da den udelukkende inkluderer det som deponeres i DK og udelader det danske producerede affald, som deponeres i udlandet. Den deponerede toksicitet er dog i et vist omfang også udtrykt i den eksisterende proces som farligt affald, som udgør det klart største vægtede miljøpåvirkningspotentiale. Endelig er der forskel i forsureningspotentialet som bør undersøges nærmere med henblik på en vurdering af den reelle emission af klor fra forbrændingsprocessen.

11.2 Sammenligning af el-scenarier

For at vise betydningen af at inddrage håndtering og deponering af restprodukter fra kraft- varmeproduktion er der beregnet et eksempel på el-produktion. Som udgangspunkt er anvendt UMIP-enhedsprocessen "Dansk elproduktion 1992". Grunden til at der ikke er anvendt en nyere proces er, at restprodukter og emissioner herfra allerede til en vis grad er inkluderet i de nyere el-scenarier. Det er derfor ikke muligt uden en nøje granskning af

processen at inkludere restprodukter uden en risiko for at medregne emissioner m.m. dobbelt.

Der beregnes inputs og outputs til produktion af 1 kWh el i 1992. I standardprocessen i UMIP databasen er håndtering og deponering af restprodukter kun inkluderet som en affaldsmængde. Med udgangspunkt i denne proces er håndtering og deponering af restprodukter inkluderet i en revideret proces. De data for håndtering og deponering af restprodukter, som er anvendt kan genfindes i bilag 2. I figur 11.7 ses de vægtede miljøeffekt-potentialer for de to scenarier "Dansk el 92" og "Dansk el 92 revideret".



Figur 11.7 Vægtede miljøeffektpotentialer for Dansk el 92 og Dansk el 92 revideret. I sidstnævnte er håndtering og deponering af restprodukter fra el-produktionen inkluderet.

Det er stadig valgt at præsentere den deponerede mængde restprodukter da vi ikke har udviklet en normaliseringsreference og en vægtningsfaktor for arealanvendelse.

Som det fremgår af figur 11.7, er den væsentligste forskel på de to systemer, at de deponerede restprodukters potentielle miljøeffekter efter 100 år er blevet inkluderet som deponeret toksicitet. I forhold til de øvrige miljøeffekter er denne dog kun af forholdsvis lille betydning, hvilket tyder på at de udledte metaller pr. kWh er forholdsvis beskedne. På figuren ses også en lille øgning i flere andre effektkategorier. Denne kan tilskrives bidraget fra transport og entreprenørarbejde i forbindelse med håndtering af restprodukterne.

Det var forventeligt, at udledningerne de første 100 år ville have været synlige i "Dansk el 92 revideret" som persistent toksicitet. Persistent toksicitet virker uforholdsmæssig stor i begge systemer og kan være lidt forkeret repræsenteret i de to systemer. Dette skyldes, der i UMIP processen er udledninger til vand af forholdsvis store mængder Zn og Ni og det er ikke helt klart hvorfra disse udledninger kommer og om de evt. skal repræsentere en udvaskning fra

restprodukter. Dette kan være årsagen til at der ikke ses større forskel i persistent toksicitet fra de to systemer.

Det er valgt ikke at præsentere ressourceforbrugene, da de eneste forskelle er en smule højere forbrug af råolie i "Dansk el 92 revideret" på grund af transporten.

Sammenfattende bidrager projektets resultater og metoder i forbindelse med kraft- varmeproduktion, primært til at belyse miljøbelastningspotentialet af det deponerede restprodukt længere ude i fremtiden.

12 Konklusion og anbefalinger – del I

Opgørelsen af restprodukter fra forbrænding har hidtil udelukkende været opgjort som en mængde affald til deponi uden hensyntagen til de miljøpåvirkninger, deponeringen af denne mængde affald medfører. Der er i dette projekt gennemført en omfattende opgørelse af emissioner samt vurdering af miljøpåvirkninger opstået fra restprodukter fra affaldsforbrænding og el/varme-produktion.

I nærværende rapport beskrives udelukkende de forventede emissioner i løbet af de første 100 år efter deponering. Det har vist sig, at det kun er et begrænset antal persistente stoffer, som forventes at have miljøpåvirkninger, primært metaller. Datatilgængeligheden vedrørende udvaskning er især også fokuseret på metaller. Det har kun været muligt at finde data for syv metaller for hele forløbet fra produktet indfyres i forbrændingsanlægget til metallerne emitteres fra deponeringsanlægget. Det drejer sig om metallerne: Arsen, Cadmium, Krom, Kobber, Nikkel, Bly og Zink. Dette betyder selvfølgelig at der er en række emissioner fra et som ikke inkluderes i beregningen af miljøpåvirkninger de første 100 år.

Under gennemførelsen af projektet har det vist sig, at den mængde af metallerne som udvaskes de første 100 år kun udgør en meget lille del (0,00006 – 0,2 %) af den mængde som restprodukterne indeholder. Den lille mængde viser sig dog ved et beregningseksempel at have en betydning for påvirkningskategorierne vedrørende toksicitet. De nye påvirkningskategorier deponeret human toksicitet og deponeret økotoksicitet introducerer dog en meget større ændring mellem den tidligere metode og den her udviklede. Det er derfor disse nye påvirkningskategorier som vil give det største bidrag til det samlede miljøpåvirkningspotentiale ved inddragelse af emissioner fra deponeringsanlægget. Det vurderes derfor at være af mindre betydning om alle metaller er medtaget i beregningerne af emissioner de første 100 år, selvom disse emissioner faktisk bidrager med et mindre miljøpåvirkningspotentiale.

På trods af, at de væsentligste effekter af deponerede materialer nu inkluderes, er det samlet set desværre ikke lykkedes helt at eliminere behovet for en opgørelse af den samlede mængde materiale til deponi i beregningseksemplet. Dette skyldes, at der stadig ikke er inkluderet andre metoder til at beskrive de miljøpåvirkninger anvendelsen af et areal til deponeringsanlæg medfører. Som det foreslås tidligere kan arealanvendelsen dog tages ind som et areal gange en varighed af deponeringsanlægget ud fra antagelser om typisk højde og varighed af danske deponeringsanlæg. Denne procedure inkluderer dog ikke aspekter vedrørende kvalitetsændringer men vil dog trods alt give et bedre billede end blot en mængde affald. Men i princippet er det nu muligt kun at præsentere deponerede materialer som en mængde til deponi samt ved deres bidrag til toksicitets potentialerne og til deponeret toksicitet potentialer.

Med baggrund i det udførte arbejde i projektet, kan det anbefales at der gennemføres en målrettet indsats for at introducere resultaterne af projektet i det nye LCA-værktøj GaBi.

Referencer – del I

Anon (2000). Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme. EnergiE2, Elkraft, Elsam, Elfor, Eltra m. fl.

BEK nr. 650 af 29/06/2001: Bekendtgørelse om deponeringsanlæg

Bek. 655 af 27. juni 2000: Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Bez, J., M. Heyde & G. Goldhan: Waste treatment in Product Specific Life Cycle Inventories. The International Journal of Life Cycle Assessment, 3 (2) 100-105, 1998.

CEC (1999): Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste..

CEC (2003): Council Decision 2003/33/EC of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II to Directive 1999/31/EC.

COWI, 2000: Anlæg til forceret udvaskning in-situ og rensning af vaskevand ved stabilisering af røggasrensningsrestprodukter i tilknytning til AV Specialdepot på AV Miljø, COWI september 2000.

Crillesen, K., 2004: Personlig kommunikation med Kim Crillesen, Vestforbrænding, marts 2004.

DHI & ECN (2004): Development of acceptance criteria for landfilling. Rapport til Miljøstyrelsen over modelarbejdet i TAC Subcommittee on the Landfill Directive

dk-TEKNIK, 1994: Aske fra halm-og flisfyrede værker til jordbrugsmæssig anvendelse.

Drivsholm, T., M. Holm-Pedersen, S. Skårup, N. Frees, S. Olsen, 2002: Produkters forbrug af transport. Systemanalyse. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 44, 2002.

ELSAM, 2000a: Personlig kommunikation med Niels Bo Poulsen

Elsam, 2000b; Udvinning af kalium fra bioflyveaske. Slutrapportering PSO 1999. J.nr. PD200000016 og FK-nr. 2000-3.026. Gennemsnit af analyser af 3 prøver af bioflyveaske fra Enstedværket fra 1998. På Enstedværket fyres med halm og træflis, med ca. 16% træflis opgjort som energi.

Energi E2, 2000: Personlig kommunikation med Nicolai Bech

Energi E2: Egne data fra analyser af drænvand fra Køge Havn (1997)

EP, 1995: Tungmetalfordeling ved halmfyring, EP, 13. oktober 1995

Erichsen, H. & Hauschild, M., 2000: Technical data for waste incineration – background for modelling of product specific emissions in a life cycle context. Technical University of Denmark, Department of Manufacturing Engineering, IPT-136-00.

Ferrox-projektet - Statusrapport 2. Fase, februar 2000, Appendix; DTU, AV Miljø, I/S Amagerforbrænding, I/S Vestforbrænding, Ansaldo-Vølund A/S

Finnveden, G., 1999: Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 26 (1999) 173-187.

Fælleskemikerne, 1993, Sammensætning af primærgips, forudskilt gips og filtergips fra afsvovlingsanlægget VKE B3 (Elsam Esbjergværket, blok 3).

Hansen, E., A. Schmidt, O. Hjelmar, S. Skaarup, K. Christensen, 2004: Emissioner fra affaldsdepoter på lang sigt – LCA-metodeudvikling. Miljøstyrelsen.

Hauschild, M (ed.), 1996: Baggrund for miljøvurdering af produkter. Miljø- og energiministeriet, Miljøstyrelsen samt Dansk Industri.

Hedeselskabet, 1992; Reduktion af udvaskning af chrom og andre tungmetaller fra flyveaskedepoter.

Hjelmar, O., V. Pohjola, M. Reuss & M. Wahlström (1986): Landdeponering af restprodukter fra forbrænding af kul og tørv. Slutrapport for MIL-1 projektet. Miljøeffekter ved energiproduktion. Miljørapport 1986:1. Nordisk Ministerråd.

Hjelmar, O., Thomassen, H. & Højmark, H. (1990): Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding I. Udredning. Miljøprojekt nr. 146, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Hjelmar, O., 1991: Field studies of leachate from landfilled combustion residues. Presented at WASCON '91 Environmental implications of construction with waste materials. November 10-14, Maastricht, The Netherlands.

Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues. *Journal of Hazardous Materials*, 47, 345-368.

Hjelmar, O., Christensen, T. H. & Ludvigsen, K. (1996): Indledende undersøgelser af mulighederne for at klassificere restprodukter til nyttiggørelse. Rapport til Miljøstyrelsen. VKI, Institut for Miljøteknologi (DTU) og RGS 90 A/S, Hørsholm.,

Hjelmar, 1996, Affaldsteknologi (Tabel 6.3.3), Thomas H. Christensen
Hjelmar, O. & Christensen, T.H. (1998): Deponering: udvaskningsdeponier. Kapitel 6.3 i Thomas H. Christensen (red.): Affaldsteknologi. Teknisk Forlag. København.

- Hjelmar, O. (2000): Indledende note om restprodukter fra affaldsforbrænding. Baggrundsmateriale udarbejdet til dette projekt. DHI, Hørsholm.
- Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA, Vol. III, CISA, pp. 712-721.
- Hjelmar, O., 2004: Personlig kommunikation med Ole Hjelmar, DHI vand og miljø.
- IAWG: Chandler, A. J., Eighmy, T.T., Hartlén, J., Hjelmar, O., Kosson, D.S., Sawell, S.E., van der Sloot, H.A. & Vehlou, J. (1997): Municipal solid waste incinerator residues. Studies in Environmental Science 67, Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- ISWA, 2002: Energy from Waste, State of the Art Report, Statistics 4. Edition January 2002
- Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Stehen, B., 2002: Impact Assessment of Resources and Land Use. Chapter 2 in : Life cycle impact assessment: Striving towards best practice. Ed. H. Udo de Haes. SETAC publication 2002.
- Ludvigsen, K. & Hjelmar, O. (1992): Vurdering af slagge fra affaldsforbrændingsanlæg. Arbejdsnotat til Miljøstyrelsen udarbejdet af VKI.
- Miljøministeriet (1991): Skrivelse af 27. december 1991.
- Miljøstyrelsen, 2003: Affaldsstatistik 2002. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2003. Miljøministeriet.
- MKV, 1998:Fyringsforsøg på MKV efteråret 1998
- Nielsen, P.H. and Hauschild, M.: Product specific emissions from municipal solid waste landfills, 1. Landfill model. The International Journal of Life Cycle Assessment, 3(3), 158-168, 1998.
- Nielsen, P.H., Exner, S., Jørgensen, A-M. and Hauschild, M.: Product specific emissions from municipal solid waste landfills, 2. Presentation and verification of the computer tool LCA LAND. The International Journal of Life Cycle Assessment, 3(4), 225-236, 1998.
- Regeringen, 2003: Affaldsstrategi 2005-2008
- SK, 1999: Udvaskning af halmflyveaske. Notat fra Energi E2's brændselsafdeling april 1999.
- Van der Sloot et al, 1991; Comparison of different regulatory test procedures for waste materials and construction materials. Netherlands Energy Research Foundation, ECN, Petten.

Videnscenter for Affald, 2003: Personlig kommunikation med Nana Winkler.

VKI, 1992; Udvaskning af sporelementer, herunder specielt chrom, fra deponeret kulflyveaske.

VKI, 1993: VKI rapport "Stofudvaskning fra og kemisk karakterisering af siloaske og bassinaske fra Amagerværker, Avedøreværket og Asnæsværket", 1993.

VKI, 1997: A Process for treatment of residues from dry/semidry APC systems at MSW incinerators, VKI, Aug. 1997.

Weidema, B., 2001: Physical impacts of land use in product life cycle assessment – final report of the EUROENVIRON-LCAGAPS sub-project on land-use. IPL-033-01, Institut for Produktion og Ledelse, DTU, Lyngby.

Del II: Emissioner fra deponeringsanlæg på lang sigt - LCA metodeudvikling

13 Indledning - Del II

Denne delrapport diskuterer de langsigtede konsekvenser af, at giftige materialer og kemiske stoffer havner i deponeringsanlæg, og hvordan der kan tages hensyn til disse konsekvenser i LCA. Rapporten er fokuseret på perioden fra 100 år til uendeligt.

Dette tidsperspektiv betyder, at delrapporten på en række punkter får karakter af et fremtidsstudie, der vurderer forhold som:

- Forskellige stoffers og materialers langsigtede omsætning i og emission fra deponeringsanlæg.
- Deponeringsanlægs fremtid i samfundet
- Deponeringsanlægs fremtid i en geologisk sammenhæng

At tidsperspektivet i princippet rækker indtil uendeligt betyder, at der i princippet skal medtages alle emissioner og påvirkninger, der kan finde sted så længe, der findes biologisk liv på jorden. I kraft af at solen på et tidspunkt et par milliarder år ud i fremtiden antages at svulme op, hvorved jorden først udtørres og herefter muligvis opsluges helt af solen, er tidsperspektivet reelt begrænset. Et par milliarder år ud i fremtiden er dog i de fleste sammenhænge meget længe, og begrænsningen har næppe betydning for andre mekanismer end de geologiske påvirkninger, der er knyttet til kontinentalbevægelser.

14 Omsætning af materialer i deponeringsanlæg på lang sigt

I dette afsnit er foretaget en vurdering af, hvad der kan forventes at ske med forskellige materialer og deres bestanddele på langt sigt i deponeringsanlæg, forudsat at anlæggene lades uberørte. Der forudsættes således reelt, at den type påvirkning, som materialerne og deres bestanddele udsættes for, handler om kemisk-biologisk påvirkning, af den type som finder sted i et deponeringsanlæg, hvor den eneste udefrakommende påvirkning er nedsivende regnvand.

De typer af materialer der især påkalder sig interesse, når det handler om omsætning på lang sigt er materialer som i større eller mindre udstrækning kan karakteriseres som inerte, der i denne sammenhæng må forstås som nærmest uforanderlige. Det handler om materialer som:

- Polymerer, herunder både plast og gummi
- Glas herunder glasuld
- Lertøj, keramik o.lign., herunder tegl
- Metaller
- Slagger og lign. restprodukter fra termiske processer
- Sten og lign., herunder stenuld, kalk og gips

Herudover kan peges på materialer, som for tiden typisk deponeres og som generelt kan betegnes som svært nedbrydelige i naturen, selvom de ikke kan karakteriseres som inerte. Det handler om materialer som:

- Forurenet jord
- Tjære og tjærebaserede materialer
- Trykimprægneret træ

I de følgende afsnit er for disse materialegrupper kortfattet gennemgået hvad der vides om

- Indholdet af miljøfarlige persistente stoffer
- Under hvilke forhold materialet vil forblive upåvirket i en ubegrænset fremtid og er sådanne forhold realistiske i praksis.
- Hvilke mekanismer vil bidrage til nedbrydningen af materialet
- Hvad er tidshorisonten for en total nedbrydning af materialet
- Hvilke restprodukter kan antages at fremkomme ved nedbrydningen af materialet

Herefter er den videre skæbne for de dannede kemiske stoffer diskuteret.

Som det fremgår lægges vægten i denne rapport på materialegrupper, som er inerte eller svært nedbrydelige i naturen. Organiske materialer, som er hovedansvarlige for det organiske indhold i perkolat, vil dog ikke nødvendigvis være fuldt ud nedbrudte indenfor de første 100 år, og kan bidrage med organisk materiale i perkolatet i en lang periode herefter. Denne type emission

er ikke berørt i denne sammenhæng, da den i princippet ikke adskiller sig fra de emissioner, der finder sted i de første 100 år.

Indledningsvist er kort præsenteret lovgivningen og de væsentligste karaktertræk for deponeringsanlæg.

14.1 Deponeringsanlæg - udvalgte karaktertræk

14.1.1 Definition af deponering/deponeringsanlæg

Begrebet deponeringsanlæg dækker i denne rapport ethvert areal, hvor der sker en forventet permanent oplagring af affald og restprodukter. Det omfatter således både egentlige deponeringsanlæg, hvor formålet alene er at komme af med det pågældende affald, og forskellige former for opfyldning og anvendelser af affald/restprodukter, som klassificeres som genanvendelse. Udvaskningen af tungmetaller etc. ved denne form for genanvendelse af affald/restprodukter adskiller sig på langt sigt ikke væsentligt fra udvaskningen etc. fra de egentlige deponeringsanlæg. Det drejer sig typisk om restprodukter fra affaldsforbrænding og kulforbrænding, der anvendes/deponeres som fyld eller bundsikring/drænlag under veje, i dæmninger, i kunstige volde og bakker eller i havnemoler o.lign.

14.1.2 Deponeringslovgivning i EU og Danmark

Affaldsdeponering som sådan er reguleret på EU-plan af Deponeringsdirektivet /CEC, 1999/ fra 1999 og Rådets beslutning om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg /CEC, 2003/ fra 2002.

I Danmark er Deponeringsdirektivet implementeret med Deponeringsbekendtgørelsen /MST, 2001/, som trådte i kraft den 16. juli 2001, men som inden 16. juli 2004 forventes erstattet af en ny bekendtgørelse, som også implementerer ovennævnte Rådsbeslutning.

Deponeringsdirektivet er et såkaldt minimumsdirektiv, hvilket betyder, at de enkelte medlemslande i EU i forbindelse med den nationale implementering af Deponeringsdirektivet og Rådsbeslutningen kan fastsætte strengere (men ikke mindre strenge) krav, end de der er nævnt i Direktivet/Rådsbeslutningen.

I det følgende er der givet en forholdsvis detaljeret beskrivelse af de endnu ikke fuldt implementerede deponeringsregler i EU, da disse og deres kommende implementering i dansk lovgivning vil være af afgørende betydning for opbygning og drift af deponeringsanlæg de kommende årtier. Danske forhold er beskrevet på grundlag af den gældende lovgivning og den forventede færdiggørelse af implementeringen af EU-reglerne.

I EU's Deponeringsdirektiv defineres tre hovedtyper af deponeringsanlæg:

- Deponeringsanlæg for inert affald
- Deponeringsanlæg for ikke-farligt affald
- Deponeringsanlæg for farligt affald

Deponeringsdirektivet giver mulighed for på nationalt plan at etablere underkategorier af de tre hovedtyper af deponeringsanlæg. I

Deponeringsbekendtgørelsen er deponeringsanlæg for ikke-farligt affald således opdelt i deponeringsanlæg for mineralsk affald og deponeringsanlæg for blandet affald.

Muligheden for underopdeling giver de enkelte medlemslande, herunder Danmark, nogle frihedsgrader i forhold til fastlæggelse af nationale deponeringsstrategier. Deponeringsdirektivet selv omfatter ingen strategi for, hvad der på kortere eller længere sigt forventes (eller ønskes), at der skal ske med det deponerede affald. Der fokuseres i direktivet på at beskytte miljøet mod uacceptable påvirkninger, men ikke på at reducere det tidsrum, hvor denne beskyttelse vil være nødvendig.

De ovennævnte deponeringsanlæg er placeret på jordoverfladen og beregnet for granulært affald. For alle tre typer anlæg kan der desuden indrettes underjordiske deponeringsanlæg og deponeringsanlæg for monolitisk affald (monolitisk affald er affald, der forekommer i store blokke eller er udstøbt i større sammenhængende enheder). Disse anlægstyper vil primært være aktuelle for farligt affald, og underjordiske deponeringsanlæg vil næppe forekomme i Danmark.

Deponeringsanlæg for inert affald

Ved inert affald forstås affald, der ikke undergår signifikante fysiske, kemiske eller biologiske forandringer, og som har et indhold af organisk kulstof (TOC) på maksimalt 5 g/kg (gælder for Danmark /MST 2001/) eller 30 g/kg (Rådsbeslutning). Inert affald må hverken være opløseligt eller brændbart eller på anden måde fysisk eller kemisk reaktivt. Det må ikke være bionedbrydeligt, og det må ikke påvirke andet materiale, det kommer i berøring med, på en måde som kan medføre en forurening af miljøet eller skade menneskers sundhed. Affaldets totale udvaskelighed og indhold af forureningskomponenter samt perkolatets økotoxicitet skal være ubetydeligt og må specielt ikke kunne bringe kvaliteten af grundvand og overfladevand i fare.

Eksempler på affald, der generelt anses for at være inert, er glasaffald (EWC nr. 20 02 02 00), beton, mursten, tegl og keramik, jord og sten. Både i Rådsbeslutningen og Deponeringsbekendtgørelsen er der grænseværdier for såvel totalindhold som udvaskelighed af en række forureningskomponenter for affald, som ønskes placeret på et deponeringsanlæg for inert affald. I øjeblikket ligger de danske krav til udvaskning ca. 10 gange lavere end kravene i Rådsbeslutningen. I EU-direktivet er der ikke krav om bundmembran og perkolatopsamling, mens dette som udgangspunkt er påkrævet i den gældende danske bekendtgørelse, dog med mulighed for lempelse af kravet. De danske krav vil blive revideret i forbindelse med implementeringen af Rådsbeslutningen, men resultatet kendes endnu ikke.

Deponeringsanlæg for ikke-farligt affald

I deponeringsdirektivet er ikke-farligt affald defineret som affald, der ikke er omfattet af direktivet om farligt affald /CEC, 1991/ og de senere rettelser til dette. I den danske bekendtgørelse er ikke-farligt affald som nævnt opdelt i henholdsvis **mineralsk affald** og **blandet affald**.

Ved mineralsk affald forstås affald, der består af uorganisk, mineralsk materiale med et indhold af total organisk kulstof (TOC) på maksimalt 30 g/kg. Mineralsk affald må kun i begrænset omfang kunne opløses i eller reagere kemisk med vand /MST 2001/. Eksempler på affald, der typisk anses

for mineralsk, er kulflyveaske, slagge fra metalsmelteværker og jord fra vask af sukkerroer. Der henvises i øvrigt til /MST 2001/.

Ved blandet affald forstås affald, der består af en blanding af organisk og uorganisk affald, som ikke er omfattet af definitionen på farligt affald i den danske affaldsbekendtgørelse /MST, 2000d/.

I Rådsbeslutningen er der generelt ikke stillet krav til stofindhold og udvaskning fra affald, som ønskes accepteret på et deponeringsanlæg for ikke-farligt affald. Der er dog opstillet kriterier for stofudvaskning for stabilt, ikke-reaktivt farligt affald med et maksimalt TOC-indhold på 50 g/kg og en minimal pH-værdi på 6,0, som, hvis det overholder kriterierne, vil kunne accepteres på et deponeringsanlæg for ikke-farligt affald. Ikke-farligt affald, som accepteres i samme deponeringsanlæg, skal overholde de samme udvaskningskrav. Man kunne eksempelvis forestille sig, at behandlet (stabiliseret) røggasrensingsprodukt fra affaldsforbrænding vil kunne placeres på en sådan enhed.

Deponeringsbekendtgørelsen indeholder en liste med affaldstyper, som vil kunne accepteres på et deponeringsanlæg for mineralsk affald. Det drejer sig p.t. om kulbundaske, kul- og tørveflyveaske, glas (EWC nr. 17 02 02 00), gipsbaserede byggematerialer, affaldsforbrændingsslagger, jernskrot fra slagge og flyveaske fra biobrændsler. Listen omfatter også en række andre affaldstyper, som vil kunne accepteres på et deponeringsanlæg for mineralsk affald, hvis de overholder de ovennævnte krav til TOC-indhold.

Affald, som ønskes placeret på et deponeringsanlæg for blandet affald må ikke være defineret som farligt affald i henhold til Deponeringsbekendtgørelsen. Endvidere skal affaldstyper, som er egnede til deponering, og som kan karakteriseres som enten inert eller mineralsk affald, frasorteres med henblik på deponering på enheder for disse.

Der stilles ikke test-specifikke krav til affald, som ønskes accepteret på enheder for blandet affald. Både i deponeringsdirektivet og i Deponeringsbekendtgørelsen stilles der krav om bundmembran med opsamling og bortskaffelse af perkolat for deponeringsanlæg for ikke-farligt affald.

Både direktivet og bekendtgørelsen åbner mulighed for en reduktion af kravene til bundmembran og perkolatopsamling, såfremt det kan understøttes af en konkret risikovurdering.

Deponeringsanlæg for farligt affald: Farligt affald er defineret i EU-direktivet om farligt affald og det tilhørende affaldskatalog (EWC), som er implementeret i den danske affaldsbekendtgørelse /MST 2000d/. I henhold til Rådsbeslutningen skal farligt affald, som ønskes accepteret på et deponeringsanlæg for farligt affald, overholde en række krav til stofudvaskningen. Desuden må indholdet af TOC ikke overstige 60 g/kg (alternativt må glødetabet ikke overstige 10 %).

I Deponeringsbekendtgørelsen er der ingen krav til affald, som ønskes placeret på et deponeringsanlæg for farligt affald, udover at det skal være klassificeret som farligt affald. Både i EU's deponeringsdirektiv og Deponeringsbekendtgørelse stilles der krav om bundmembran og bortskaffelse af perkolat fra deponeringsanlæg for farligt affald.

Også for deponeringsanlæg for farligt affald giver både direktivet og bekendtgørelsen mulighed for en reduktion af kravene til bundmembranen og perkolatopsamling, såfremt det kan understøttes af en konkret risikovurdering. Det er dog næppe sandsynligt, at denne mulighed vil blive taget i anvendelse.

I tabel 14.1 ses en oversigt over de forskellige kategorier af deponeringsanlæg, som indtil nu er defineret i henholdsvis EU-lovgivning og dansk lovgivning.

Tabel 14.1 Sammenlignende oversigt over typer af deponeringsanlæg defineret i EU-lovgivningen og i dansk lovgivning.

Anlægstyper i henhold til EU's Deponeringsdirektiv og Rådsbeslutning		Anlægstyper i henhold til den gældende danske deponeringsbekendtgørelse
Hovedkategori	Underkategori	
Anlæg til inert affald	Anlæg til inert affald	Deponeringsanlæg for inert affald.
Anlæg til ikke-farligt affald	Anlæg til uorganisk affald med ringe indhold af organiske stoffer, som kan modtage stabilt, ikke-reaktivt farligt affald.	Deponeringsanlæg for mineralsk affald (der kan p.t. ikke placeres stabilt, ikke-reaktivt farligt affald på disse enheder).
	Anlæg til blandet ikke-farligt affald.	Deponeringsanlæg for blandet affald.
Anlæg til farligt affald	Overfladeanlæg til farligt affald..	Deponeringsanlæg for farligt affald.
	Underjordiske anlæg til farligt affald.	
Der kan i princippet opføres såvel underjordiske deponeringsanlæg som anlæg til placering af monolitisk affald for alle underkategorier af anlægstyper defineret i EU-reglerne..		

Nogle generelle træk ved såvel Deponeringsdirektivet som de danske deponeringsregler kan få stor indflydelse på den måde, affald i en deponeringsanlæg vil opføre sig på både på kortere og længere sigt, og på den trussel, de vil udgøre for det omgivende miljø.

For det første stilles der i Deponeringsdirektivet (og dermed også i den danske implementering heraf) krav om, at kun affald, som først har været underkastet en behandling, må deponeres. Behandling defineres i direktivet temmelig bredt som fysiske, termiske, kemiske eller biologiske processer, inklusive sortering, som ændrer affaldets karakter, så dets volumen eller farlighed reduceres, håndteringen lettes eller muligheden for genvinding forbedres.

For det andet stilles der i Deponeringsdirektivet krav om, at mængden af bionedbrydelig dagrenovation, som deponeres, over en årrække skal reduceres til 35% af den mængde bionedbrydelig dagrenovation, som blev produceret i 1995. Dette er på linje med, men mindre vidtgående end det forbud mod deponering af forbrændingseget affald, som siden starten af 1997 har været gældende i Danmark. En række andre europæiske lande har også på eget initiativ indført betydelige restriktioner af deponering af organisk affald.

Endelig har der gennem en årrække i dansk deponeringspolitik eksisteret en praksis om, at nye deponeringsanlæg skal placeres kystnært, således at der ikke skulle kunne opstå risiko for forurening af brugbare grundvandsressourcer.

14.1.3 Nyttiggørelse med deponeringslignende karakter

Nyttiggørelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder er reguleret af Miljøstyrelsens bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000. Her opdeles materialerne på grundlag af faststofindhold og stofudvaskning i tre forskellige kategorier, hvor materialer i kategori 1 kan anvendes uden restriktioner og materialer i kategori 2 og 3 kan anvendes med tiltagende grader af restriktioner, specielt med hensyn til overdækning og gennemsvivning af vand.

Bekendtgørelsen omfatter i øjeblikket bundaske og flyveaske fra kulfyrede kraftværker, slagge fra affaldsforbrænding og jord. Det er sandsynligt, at flere restprodukter efterhånden vil indgå. Udenfor bekendtgørelsens område og uden testbaserede kriterier finder der desuden en stor genanvendelse sted af bygningsaffald, f.eks. knust beton, til bygge- og anlægsformål.

Materialer i kategori 1 (som hovedsageligt omfatter visse typer ren eller kun svagt forurenede jord) kan siges at blive anvendt under forhold, der svarer til forholdene for et deponeringsanlæg for inert affald uden bundmembran. Anlægsarbejder udført med materialer i kategori 2 eller 3 vil stort set give samme miljøbelastning som hvis materialerne var placeret i et deponeringsanlæg for mineralsk affald. Der er ikke i bekendtgørelsen angivet regler for, hvordan materialerne skal håndteres i tilfælde af, at det anlæg, hvori de er anvendt, bliver renoveret eller nedlagt.

14.1.4 Forhold af betydning for perkolatdannelsen i deponeret affald

De seneste årtiers udvikling i affaldsbehandlingen i Danmark betyder sammen med den ovennævnte lovgivning om deponering, at fremtidens og til dels også nutidens deponeringsanlæg vil opføre sig meget anderledes end de "lossepladser", som eksisterede tidligere. Størstedelen af den indsamlede dagrenovation samt en række andre forbrændingsegne affaldsfraktioner tilføres i dag forbrændingsanlæg. I år 2002 blev kun 2 % af dagrenovationen deponeret, mens Miljøstyrelsens sigtelinie for 2008 er ingen deponering af dagrenovation /MST 2003d/. Ved affaldsforbrænding reduceres affaldsvolumenet væsentligt, og der dannes uorganiske restprodukter i form af slagge og flyveaske/røggasrensingsprodukter, som efterfølgende skal deponeres eller nyttiggøres, sidstnævnte ofte til formål med deponeringslignende karakter.

Mens et "traditionelt" deponeringsanlæg med et stort indhold af bionedbrydelig dagrenovation indenfor de første 50 – 100 år vil undergå en række forskellige faser, hvorunder det organiske, bionedbrydelige affald vil blive mineraliseret, vil fremtidens (og i væsentlig grad nutidens) deponeringsanlæg i langt mindre grad være præget af biologiske processer, og stabiliseringen vil fortrinsvis ske ved udvaskning af opløselige indholdsstoffer, eventuelt kombineret med mineralomdannelse som følge af påvirkninger fra det omgivende miljø (f.eks. karbonatisering eller oxidation). Mineralske affaldstyper, som er dannet ved høje temperaturer (for eksempel forskellige typer slagge), indeholder ofte mineraler, som ikke er termodynamisk stabile ved normale temperatur- og trykforhold, og som derfor med tiden vil omdannes til mere stabile former.

Det må dog forventes, at der selv i deponeringsanlæg indeholdende restprodukter fra affaldsforbrænding vil være tilstrækkeligt med biologisk omsætteligt organisk stof til at sikre, at der i en årrække efter deponeringen vil være aerobe og reducerende forhold i deponiets indre.

Den dannelse af gas (methan eller kuldioxid), som finder sted i et deponeringsanlæg for bionedbrydelig dagrenovation, vil være helt minimal i et moderne dansk anlæg (måske undtaget deponeringsanlæg for blandet affald med højt indhold af organisk stof). Derimod vil der under nogle omstændigheder (højt pH og tilstedeværelse af bl.a. aluminium) kunne dannes brint, hvilket vil bidrage til at skabe reducerende forhold i den første periode af deponeringsanlæggets eksistens.

Udvaskningsforløbet og perkolatdannelsen i et deponi afhænger af en række forhold, herunder specielt følgende:

- Sammensætningen af det affald, som er deponeret
- Indretning og drift af deponiet samt de klimatiske forhold, herunder specielt mængden af nedbør og temperaturen

Affaldets sammensætning vil være af afgørende betydning for udvaskningsforløbet. For de fleste stoffers vedkommende vil koncentrationsniveauet i starten af udvaskningsforløbet være højest for derefter gradvis at falde til et lavere niveau, efterhånden som stofferne fjernes med gennemstrømmende vand. Nogle komponenter, hvis opløselighed f.eks. kan afhænge af tilstedeværelsen af andre komponenter i affaldet, kan dog starte på et lavt niveau og siden tiltage i koncentrationsniveau, når de opløselighedshæmmende stoffer er udvasket. I de fleste tilfælde vil koncentrationsniveauet af disse stoffer dog også falde til et lavt niveau med tiden. Ændringer i det kemiske miljø, f.eks. fald i pH forårsaget af karbonatisering som følge af indtrængning af kuldioxid (f.eks. opløst i gennemstrømmende regnvand), iltning, mineralomdannelser mv. kan påvirke og øge eller reducere stofudvaskningen.

Indretningen og driften af et deponeringsanlæg spiller selvsagt en stor rolle for perkolatdannelsen og den deraf følgende emission af potentielt forurenende stoffer til omgivelserne på kort og langt sigt. Det er især affaldets kontakt med gennemstrømmende vand, som har betydning. Tilstedeværelsen af vand er en forudsætning for, at såvel stofudvaskning som biologisk omsætning og andre reaktioner kan forløbe.

Kontaktforholdene mellem vand og affald og gennemstrømningsforholdene, herunder også opsamling/behandling eller udstrømning af det dannede perkolat er bestemmende for effektiviteten af de reaktioner, som forløber, og for den efterfølgende borttransport af reaktionsprodukterne. Det har tidligere været almindeligt at foretage at foretage daglig afdækning med lerholdig jord og afsluttende overdækning med lavpermeable membraner, for derigennem at mindske vandmængden, som gennemstrømmer affaldet, og dermed perkolatmængden. Nu er der i hvert fald i Danmark en forståelse af, at det kan være fordelagtigt at sikre en betydelig gennemstrømning af det deponerede affald, i det mindste i deponeringsanlæggenes "aktive" periode, dvs. den periode, hvor systemerne til opsamling og behandling/ håndtering af perkolatet fungerer. Undtaget herfra er de eksisterende deponeringsanlæg for farligt affald, som er baseret på den højst mulige (og i princippet evige) isolation fra omgivelserne. Under danske forhold vil den naturlige infiltration

af nedbør gennem græsdaekket overjord typisk være af størrelsesordenen 200 – 300 mm/år.

Erfaringen viser dog, at såfremt der ikke bevidst satses på, at der sker vandgennemstrømning af alle dele af det deponerede affald, kan der forekomme tørre zoner i mange deponeringsanlæg. Tørre zoner kendes fx fra traditionelle deponeringsanlæg for blandet affald, da affaldet typisk udlægges og sammenpresses lagvist, og denne sammenpresning til tider er så effektiv, at de enkelte lag bliver vandstandsende og forhindrer tilførsel af vand til dele af det udlagte affald i kraft af, at det nedsivende perkolat ledes udenom.

Fremdriften i et udvaskningsforløb beskrives ofte som forholdet mellem den akkumulerede mængde vand (målt som volumen, f.eks. i liter eller m³), som er strømmet gennem en bestemt affaldsmængde og massen af denne affaldsmængde (målt som tørvægt, f.eks. i kg eller tons). Dette forhold benævnes ofte væske-/faststofforholdet (L/S), hvor L står for liquid (væske) og S står for solid (faststof). En af fordelene ved f.eks. at angive perkolatkvalitet som funktion af den ”normerede” parameter L/S er, at det (med en række forbehold) muliggør en sammenligning af resultater fra udvaskningssystemer, som fysisk set er meget forskellige, som f.eks. fuldskaladeponeringsanlæg og udvaskningstests udført i laboratorieskala. En anden fordel er, at når de fysiske forhold omkring et deponeringsanlæg er kendte, så kan en L/S-skala omregnes til en tidsskala ved hjælp af udtrykket:

$$t = (L/S) * d * H / I$$

hvor t er den tid, der er forløbet siden fremkomsten af det første perkolat, d er tørrumvægten af det deponerede affald, H er (gennemsnits)højden af deponeringsanlægget og I er den årlige nettoinfiltration af nedbør. Dette kan være nyttigt i forbindelse med fremskrivninger i tid af den forventede stofudvaskning fra et deponeringsanlæg. I tabel 2.2 ses nogle samhørende værdier af t og L/S for deponeringsanlæg med højderne 10 m og 20 m og nettoinfiltrationer af nedbør på henholdsvis 200 mm/år og 300 mm/år. Der er i alle tilfælde regnet med en tørrumvægt på 1,5 tons/m³.

Af tabellen fremgår det, at med de givne forudsætninger vil udvaskningen af affaldet i et deponeringsanlæg efter 100 år svare til en L/S-værdi på mellem 0,67 l/kg og 2 l/kg. Med de samme forudsætninger vil udvaskningen efter 10.000 år svare til en L/S-værdi på mellem 67 l/kg og 200 l/kg. En hurtigere udvaskning vil fremmes af en mindre anlægshøjde og/eller en større nettoinfiltration. Da det er vanskeligt at øge nettoinfiltrationen væsentligt, kan gennemstrømningen eventuelt øges ved at tilføre andet vand end nedbør eller ved at recirkulere allerede opsamlet perkolat.

Tabel 14.2 Samhørende værdier af tiden t og væske/faststof-forholdet L/S for deponier med forskellig højde og nettoinfiltration. Der er regnet med en tørrumvægt på 1,5 tons/m³.

t (år)	L/S (lit./kg)	I (mm/år)	H (m)	t (år)	L/S (lit./kg)	I (mm/år)	H (m)
10	0,13			10	0,07		
50	0,67			50	0,33		
100	1,3	200	10	100	0,67	200	20
1.000	13			1.000	6,7		
10.000	133			10.000	67		
10	0,2			10	0,1		
50	1			50	0,5		
100	2	300	10	100	1	300	20
1.000	20			1.000	10		
10.000	200			10.000	100		

14.1.5 Vurdering af udviklingen af kildestyrken af miljøbelastningen fra et deponeringsanlæg med tiden

Driften af et deponeringsanlæg kan generelt opdeles i 3 forskellige faser, som er relateret til håndteringen af perkolatet:

- Fase 1: Driftsfasen, hvor affaldet placeres i anlægget, og hvor perkolatet i de fleste tilfælde vil blive opsamlet og behandlet.
- Fase 2: Den aktive overvågningsfase, hvor der anvendes aktive miljøbeskyttelsessystemer herunder opsamling og behandling af det dannede perkolat.
- Fase 3: Den passive fase, hvor det ikke længere er nødvendigt at anvende aktive miljøbeskyttelsessystemer, og hvor anlægget i realiteten ikke længere kræver tilsyn og pasning.

Deponeringsanlæg, for hvilke en risikovurdering har godtgjort, at opsamling og behandling af perkolat ikke er nødvendig, vil ikke have perkolatopsamling i fase 1 og vil i øvrigt gå direkte fra fase 1 til fase 3, når der ikke længere modtages affald. Omvendt vil man for deponeringsanlæg, som er baseret på total isolation (indkapsling), i princippet aldrig nå frem til fase 3.

Ad fase 1

Varigheden af driftsfasen vil variere fra anlæg til anlæg, men vil vel typisk strække sig over et til flere årtier. I driftsfasen vil der i de fleste tilfælde ske opsamling og behandling af perkolat. Kun for deponeringsanlæg, hvor en risikovurdering på forhånd har vist, at perkolatet ved udsivning ikke udgør nogen uacceptabel belastning af miljøet (MST, 2001), kan bundmembranen udelades, så det dannede perkolat siver ud i omgivelserne.

Det opsamlede perkolat tilføres i dag typisk et kommunalt spildevandsrensingsanlæg, eventuelt efter en forbehandling. Den ændrede sammensætning af det deponerede affald hen imod en mere uorganisk karakter, vil tilsvarende ændre perkolatsammensætningen hen imod et lavt

indhold af bionedbrydeligt organisk stof og (i starten af udvaskningsforløbet) et højere indhold af uorganiske komponenter, herunder specielt salte.

Perkolatet kan indeholde miljøfremmede organiske stoffer i koncentrationsniveauer, som kan være problematiske, og som kræver behandling. Generelt vil de højeste koncentrationer af forureningskomponenter i perkolatet som tidligere nævnt forekomme i starten af udvaskningsforløbet, men om dette vil ske i fase 1 eller først i fase 2, afhænger af den specifikke situation, herunder hvorledes opfyldningen af deponeringsanlægget sker. I opbygningsfasen kan der ofte ske en fortynding af opsamlet perkolat med nedbør fra arealer, hvor der er etableret drænsystem, men endnu ikke er deponeret affald.

Ad fase 2

Varigheden af den aktive overvågningsfase, hvor perkolatet efter afslutningen af driftsfasen fortsat må opsamles og behandles ved hjælp af såkaldte aktive miljøbeskyttelsessystemer, dvs. systemer, som kræver pasning og tilsyn, og som i de fleste tilfælde også må tilføres energi, bør være kortest mulig.

Opsamlingen og behandlingen af perkolatet må fortsættes, indtil det har en sådan sammensætning, at det er acceptabelt i omgivelserne. Det har i en årrække været dansk deponeringspolitik, at affald kun skal kunne deponeres, hvis det kan sandsynliggøres, at perkolatet i løbet af en tidshorisont på 30 år vil få en sammensætning, så det kan accepteres i det omgivende grundvand /Christiansen et al, 1997/. På det tidspunkt, hvor perkolatet er acceptabelt i omgivelserne, siges affaldet ofte at have opnået "final storage quality".

Tidshorisonten på 30 år må nok siges at være temmelig optimistisk i forhold til de fleste eksisterende deponeringsanlæg, og en overholdelse af denne vil formentlig kræve en ret vidtgående forbehandling af affaldet før deponeringen og/eller en effektiv, accelereret udvaskning efter deponeringen (i fase 1 og/eller fase 2). Alle tiltag, som omfatter øget isolation af affaldet og dermed reduktion af gennemstrømningen af infiltreret nedbør, vil medføre en forlængelse af fase 2 for et deponeringsanlæg, dvs. en forlængelse af den periode, hvor deponeringsanlægget må anses for en direkte potentiel trussel mod det omgivende miljø.

Ad fase 3

Den passive fase, hvor der ikke længere kræves aktive miljøbeskyttende foranstaltninger, betegner i realiteten perioden efter, at et affaldsdeponeringsanlægget kunnet overlades til sig selv uden tilsyn og pasning. Såfremt kriteriet for afslutning af fase 2 er baseret på fluxbetragtninger (i modsætning til koncentrationsbetragtninger, se nedenfor), kan det i den passive fase være nødvendigt at anvende passive miljøbeskyttende systemer.

Sådanne systemer er i /Christiansen et al, 1997/ defineret som "indretningsselementer, der sikrer miljøet uden vedligeholdelse. Disse indretningsselementer kan være voldanlæg, lavpermeable bundmembraner, slutafdækninger, overfladedræn, beplantninger og lignende. Sådanne systemer må forventes at skulle være effektive i flere hundrede år."

Effektiviteten af passive miljøbeskyttende systemer over en længere periode vil naturligvis afhænge af, at deponeringsanlægget ikke forstyrres af menneskelig aktivitet eller udefra kommende naturfænomener i den pågældende periode.

Med det forholdsvis lave indhold af bionedbrydeligt organisk materiale i deponeret affald af nyere dato og de gældende begrænsninger af deponeringen af direkte opløseligt materiale, er det ikke sandsynligt, at interne sætninger som følge af volumenændringer vil spille nogen væsentlig rolle for den fysiske stabilitet af et deponeringsanlæg på langt sigt under danske forhold.

For et deponeringsanlæg, hvor miljøbeskyttelsen i fase 3 er baseret på passive systemer, vil det derfor ofte være nødvendigt at lægge nogle restriktioner på areal-anvendelsen over en meget lang periode. Under disse omstændigheder er det ikke usandsynligt, at sådanne deponeringsanlæg kan forblive intakte i adskillige hundrede år. For deponeringsanlæg, hvor der ikke er behov for passive miljøbeskyttende systemer, kan der være færre eller slet ingen restriktioner på arealanvendelsen.

Final storage quality og accept af perkolat i omgivelserne

Kriterierne for overgang fra aktiv til passiv drift af et affaldsdeponi og definitionen på final storage quality er ikke helt entydige, hverken generelt eller i dansk lovgivning/miljøpolitik. Det er således ikke specificeret, om betingelsen om, at perkolatet skal være acceptabelt i det omgivende grundvand eller det omgivende miljø, er baseret på fluxbetragtninger eller på koncentrationsbetragtninger.

Det første er mest sandsynligt og mest realistisk, mens det sidste selvfølgelig er det sikreste. Hvis indholdet af forureningskomponenter i det perkolat, som affaldet afgiver, har et koncentrationsniveau, som svarer til eller er acceptabelt i forhold til koncentrationsniveauet i det omgivende grundvand, så udgør perkolatet ikke nogen miljörisiko, og der er ikke behov for passive miljøbeskyttende foranstaltninger. Med mindre de er sat meget lavt, vil sådanne kriterier være stedspecifikke, da kvalitet og sårbarhed af grundvand (og overfladevand) kan variere fra sted til sted.

For kriterier baseret på fluxbetragtninger, dvs. belastningen af det aktuelle grundvandsområde eller den aktuelle overfladerecipient, spiller både perkolatets sammensætning og det volumetriske flow en rolle. Det vil i nogle tilfælde måske være muligt at reducere belastningen (fluxen) til et acceptabelt niveau ved hjælp af passive, miljøbeskyttende foranstaltninger, som i fase 3 begrænser gennemstrømningen af infiltrerende nedbør og dermed det volumetriske perkolatflow, også selv om koncentrationsniveauet i perkolatet i sig selv ligger væsentligt højere end det niveau, som anses for at være acceptabelt i det omgivende grundvand.

Også i dette tilfælde vil kriterierne være stedspecifikke, og man vil ydermere være nødt til at udpege et punkt eller en lokalitet (grundvand eller overfladevand) et stykke nedstrøms for deponeringsanlægget, hvor et omgivelsesrelateret vandkvalitetskriterium skal være overholdt. Dette kriterium kunne for samme lokalitet være det samme som det, der ville være gældende i det ovenstående tilfælde, hvor kravet alene er rettet mod perkolatkoncentrationen. Et sådant krav vil udspringe naturligt fra lovgivningen om kvalitet af grundvand og overfladevand.

Den her nævnte fremgangsmåde svarer principielt til de risikovurderinger, som ligger til grund for opstillingen af kriterier for accept af affald i henhold til Rådsbeslutningen /CEC, 2003/. For fluxbaserede kriterier for overgang til passiv drift af deponier vil det formentlig af sikkerhedsgrunde være

nødvendigt at supplere med nogle absolutte krav til koncentrationsniveauet af nogle potentielt miljøskadelige stoffer i perkolatet.

14.1.6 Berørte miljøer

Udvaskning vil stort set altid ske til de øverste grundvandslag. Under danske forhold skal nye deponeringsanlæg så vidt muligt anbringes kystnært, og vil normalt ikke blive placeret således, at der er mulighed for væsentlig påvirkning af grundvandsreservoirer, der er brugbare som drikkevandsressourcer. Dette betyder, at udvaskning fra deponeringsanlæg via de øverste grundvandslag altovervejende vil blive tilført enten det marine miljø eller ferskvandsmiljøer (åer og søer). Ferskvandsmiljøer er den naturlige recipient i alle tilfælde, hvor direkte afdræning til det marine miljø ikke er mulig. Påvirkning af grundvandsressourcer, der kan udnyttes til drikkevand vil i dag under danske forhold for nye deponeringsanlæg høre til undtagelsen.

Forholdene i Nordeuropa i øvrigt antages at svare nogenlunde til danske forhold med den væsentlige begrænsning, at deponeringsanlæg sjældent kan anbringes kystnært og derfor primært vil påvirke ferskvandsmiljøer.

14.2 Vurdering af materialégrupper

Polymerer

I plastmaterialer kan miljøfarlige persistente stoffer være anvendt som farvestoffer, stabilisatorer, flammehæmmere og blødgørere. Som farvestoffer og stabilisatorer er bl.a. anvendt tungmetaller. Organiske bromforbindelser anvendes som flammehæmmere og bromerede dioxiner optræder naturligt som forurening i små koncentrationer i disse sammenhænge. Klorerede paraffiner anvendes som blødgørere i fx PVC. Endvidere kan fx butyltinforbindelser og zinkforbindelser være anvendt som katalysatorer ved fremstilling af både plast og gummimaterialer.

Plast- og gummimaterialer er basalt set komplicerede organiske molekyler. Disse materialer er typisk ganske stabile overfor kemiske påvirkninger og angribes ofte kun af organiske opløsningsmidler og/eller stærke syrer og baser og ikke nødvendigvis ved stuetemperatur. Denne type påvirkninger burde ikke forekomme i almindelige deponeringsanlæg.

De må forventes at mørne og disintegrere, hvis de udsættes for varme eller solens ultraviolette stråler i længere tid. Ingen af disse påvirkninger vil dog have betydning inden i et deponeringsanlæg.

Nedbrydningsmekanismer, der dog ikke kan afvises på langt sigt, er simpel mørning grundet alder (ældning) muligvis kombineret med mikrobiologisk aktivitet. Fysisk ældning er et kendt fænomen hos plast og kendetegner den egenskab, at plasts evne til at klare en bestemt belastning mindskes med tiden /Jensen et al 2000/. Der foreligger dog så vidt vides indtil videre ingen sikker dokumentation af, at disse mekanismer kan tillægges betydning, når det handler om nedbrydning af plast i deponeringsanlæg.

I et forholdsvist nyligt studie udført for EU konkluderes følgende om PVC i deponeringsanlæg /ARGUS 2000/:

- Blødgjort PVC nedbrydes i deponeringsanlæg i kraft af, at blødgøreren (phthalater) frigives.

- Det er usikkert om og i hvilket omfang PVC-polymer angribes og nedbrydes i deponeringsanlæg. En enkelt prøve af PVC-folie udsat for påvirkning under aerobe thermophile betingelser (ca. 60 °C) viste tegn på påvirkning men det kunne ikke endeligt fastslås, om der var tale om mikrobiel eller temperatur påvirkning. Andre prøver viste ikke tegn på påvirkning.

Heller ikke for andre almindeligt forekommende plasttyper foreligger der viden, der dokumenterer at disse plasttyper er nedbrydelige i deponeringsanlæg. En undtagelse er dog de plasttyper, som er designet som biologisk nedbrydelige.

Et grundlæggende problem ved de undersøgelser, der hidtil er gennemført er at de repræsenterer polymerer, der i bedste fald har været deponeret omkring 25 år. Der er reelt ingen erfaring med polymerer, der har været opbevaret i deponeringsanlæg i flere hundrede år eller længere.

Som eksempel på en polymer, der bevisligt kan blive mange millioner år gammel, skal peges på rav. Rav er harpiks fra nåletræer, som er polymeriseret naturligt. Rav stammer hovedsageligt fra den øvre kridttid og det tidlige tertiær og vil typisk være 30 - 90 mio. år gammelt. Rav findes som primære aflejringer i sedimentære jordlag bl.a. sammen med brunkul. Rav kan dog også findes i sekundære aflejringer og som klumper skyllet i land på strande.

Nedbrydning er dog et velkendt fænomen for rav og er studeret ved Nationalmuseet. Både det miljø, hvor rav er fundet og opbevaringen har betydning for nedbrydningen af rav. Kun 4% af de rav genstande, der er fundet i moser viser tegn på kraftig nedbrydning, hvorimod dette er tilfældet for 40% af de genstande, der er fundet i tørre arkæologiske fund. Rav fundet i tør jord havde jævnlige tyk bleg farvet overflade skorpe, som knækkede og smulrede. Forsøg med rav prøver har vist, at både tilstedeværelsen af ilt og udtørring har betydning for nedbrydningen af rav /Shashoua, 2002/.

I den geologiske virkelighed skal både temperatur og tryk givetvist også tillægges betydning. I /Platt, 1997/ angives, at størsteparten af den ravmængde, der findes, stammer fra tertiærtiden, mens rav fra tidligere perioder - gælder Kridt, Jura, Trias tilbage til Carbon dvs. tilbage til ca. 345 mill. år før nu - forekommer væsentligt mere sparsomt og kun i ganske små stykker. Det virker logisk at antage, at både oxidation, erosion, tryk og varme skal tillægges betydning.

Konklusionen må være, at selvom der pt. ikke foreligger nogen dokumentation for, at der sker nedbrydning af polymerer i deponeringsanlæg, er det meget vanskeligt at forestille sig, at polymere materialer med tiden ikke vil blive nedbrudt grundet ældning kombineret med iltning, mikrobiologisk aktivitet m.m. givet den meget lange tidshorizont til rådighed. Denne konklusion anses for dækkende med hensyn til deponeringsanlæg for blandet affald såvel som andre typer deponeringsanlæg. Det må dog påregnes, at deponeringsanlæg med væsentlig biologisk omsætning og dermed højere temperaturer og syredannelse m.m. giver bedre betingelser for omdannelse af polymerer end fremtidige danske deponeringsanlæg, hvor brændbare materialer stort set er frasortet.

De præcise nedbrydningsprodukter er ikke kendt, men må antages at svare til almindelige nedbrydningsprodukter fra organisk materiale kombineret med

indhold af tungmetaller på ion form. I hvilket omfang kemiske stoffer som butyltinstabilisatorer og bromerede flammehæmmere og dioxiner vil kunne genfindes alternativt er nedbrudt vides ikke.

Glas

Glas kan indeholde tungmetaller som indholdsstoffer (fx bly i helkrystal og barium i halvkystal) og overfladebelægning på glas.

Glas vil naturligt smuldre i fugtige omgivelser i løbet af få tusinde år /Foug 1994/. I tørre omgivelser er der omvendt så vidt vides ingen grænser for holdbarheden på nær, at glas er et meget langsomt flydende materiale. Som eksempel kan nævnes, at gamle vinduesruder altid er tykkere i bunden end i toppen.

Tungmetaller indeholdt i glas, der smuldrer, må forventes at forekomme som kemiske forbindelser fx blyoxid og at være tilgængelige for udvaskning i takt med, at de kommer frem til overfladen.

Der kan ikke forventes at være væsentlig forskel på omsætningen af glas i danske versus andre nordeuropæiske deponeringsanlæg. Derimod er det muligt at det for meget tørre områder, fx ørkenområder, kan være relevant at regne med en nærmest ubegrænset levetid.

Lertøj, keramik o.lign.

Lertøj, keramik o.lign. vil indeholde tungmetaller i glasur, samt som farvestoffer i glasur.

Glasur må antages at opføre sig som glas, dvs. at smuldre i fugtige omgivelser givet tilstrækkelig tid, hvorved indholdet af tungmetaller må forventes at blive gjort tilgængelig for udvaskning.

Selve det brændte ler og keramikken må med tiden også forventes at smuldre. Tidshorizonten for denne forvittringsproces vil bl.a. afhænge af hvor godt materialet er brændt og tilstedeværelsen af fugt. Under tørre forhold vil genstande af god kvalitet sagtens kunne overleve i deponeringsanlæg i flere tusinde år. Lerkrukker kendes fra ca. 5500-6500 f.Kr. /Piggott 1961/ og kan således bevisligt overleve i min. 7000 år.

Metaller

Metaller dækker over såvel rene tungmetaller, fx bly, som tungmetaller anvendt som legeringselementer eller som forurening i jern og andre metaller.

Den vigtigste mekanisme til opløsning af metaller i deponeringsanlæg vil være korrosion, men også forekomst af syrer og baser kan have en betydning. Korrosion forudsætter normalt tilstedeværelsen af fugtighed og ilt, men kan også være en følge af mikrobiel reduktion af sulfat til sulfid og galvaniske reaktioner. Almindelig jordbundskorrosion kan forekomme, når metal har kontakt med blandede jordarter med forskelligt iltindhold som fx ler-sand el. blåler-rødder, hvilket bestemt vil være sandsynligt i deponeringsanlæg /Offer Andersen 1992/.

Korrosion er en mekanisme, der kan fungere for stort set alle metaller på nær de mest ædle såsom guld. Således er det tidligere dokumenteret, at metallisk bly, der efterlades i jord, langsomt vil gå i opløsning (dvs. på ionform).

Blyhagl forventes at blive fuldstændig opløst i løbet af 100-300 år /Adersen et al 1983/.

Samlet må vurderes, at der i alle typer af deponeringsanlæg såvel under aerobe som anaerobe forhold er mekanismer tilstede, der giver mulighed for korrosion og dermed opløsning af metaller.

Af situationer hvor metaller kan opbevares i en nærmest ubegrænset fremtid skal peges på tørre zoner i deponeringsanlæg. Hertil kommer anaerobe zoner med homogene jordtyper og beskedent sulfatindhold etc.

Slagger og lign. restprodukter

Denne type affaldsprodukter kan stamme fra affaldsforbrændingsanlæg, kulkraftværker o. lign anlæg for kulfyring samt metalsmelteværker, støberier og andre former for højtemperaturindustri.

De pågældende restprodukter vil typisk indeholde forskellige salte og sporelementer/tungmetaller samt typisk også dioxiner dannet ved afkølingen. Restprodukterne indeholder normalt også et stort indhold af silikater, og når det drejer sig om slagger etc. fra metalsmelteværker og støberier tillige metaloxider og andre metalforbindelser.

En stor del af indholdet af sporelementer/tungmetaller vil ofte være indlejret i silikatmatricen og vil derfor ikke umiddelbart være tilgængelig for udvaskning. Mange typer højtemperaturaffald er fra starten stærkt alkaliske, hvilket kan betyde, at perkolatet ved udvaskning i startfasen kan have et højt pH. Forsuring som følge af karbonatisering m.v. vil efterhånden sænke pH i perkolatet. Hvor hurtigt dette vil ske, afhænger dels af materialet selv og den eventuelle forbehandling, det udsættes for inden deponering, dels af hvorledes deponiet er udformet og drevet. Et højt pH kan medføre stor udvaskning af amfotere komponenter som f.eks. Pb og Zn, mens udvaskningen af andre komponenter som f.eks. Cd minimeres ved højt pH. Mange restprodukter har en bufferkapacitet, som sikrer, at pH-sænkningen foregår meget langsomt og i en lang årrække næppe vil falde under en værdi på 7 - 8.

Med tiden må forventes, at mange af disse restprodukter forvitrer og nedbrydes til lerlignende partikler. Dette gælder i hvert fald restprodukter fra affaldsforbrænding og kulafbrænding. Denne forvitring vil givetvis kunne øge den mængde sporelementer/tungmetaller, som er tilgængelig for udvaskning, men samtidig er det vist, at lerminerale dannet ved forvitring af affaldsforbrændingsslugger og flyveaske fra kulfyring, har en stærk adsorptionsevne for en række sporelementer/tungmetaller. Samlet må påregnes at en væsentlig del - men ikke nødvendigvis 100% - af sporelementerne/tungmetallerne med tiden vil være tilgængelig for udvaskning. Tidsperspektivet for denne udvikling skal tælles i tusinder af år. Størrelsen af den tilgængelige andel vil variere fra et materiale til et andet og fra en forureningskomponent til en anden.

Mht. dioxiner gælder, at denne type forbindelser er dannet på overfladen af andre partikler. Dioxiner er dermed 100% tilgængelige for udvaskning. Til gengæld har de så lave opløseligheder, at frigivelsen via udvaskning vil ske ekstremt langsomt, med mindre der er tale om partikulær transport.

Sten og lign.

Denne type materialer indeholder sjældent væsentlige mængder miljøfarlige persistente stoffer og vil derfor ikke blive diskuteret yderligere.

Forurennet jord

Forurennet jord, der tilføres deponeringsanlæg vil typisk være forurennet med tungmetaller og eller PAH-forbindelser. I hvilket omfang disse stoffer er tilgængelige for udvaskning afhænger af bindingsmekanismer i jord jf. afs. 2.3.

Tjære og tjærebaserede materialer

Af persistente forbindelser i tjære og tjærebaserede materialer skal peges på PAH-forbindelser. Undersøgelser af træ konserveret med kreosot og anvendt til havnekonstruktioner viser, at der kan ske en langsom udvaskning eller nedbrydning af de oprindelige komponenter. En undersøgelse af 9,5 år gamle pæle anvendt til bolværk viste at ca. 7% af det oprindelige indhold af kreosot var forsvundet., men det relative forhold mellem de målte kreosotkomponenter var uændret. En anden undersøgelse har vist, at 20% af det oprindelige indhold af kreosot var forsvundet indenfor det første år. En tredje undersøgelse fandt at inden for en periode på 4 år viste kun 1 ud af tre pæle tegn på mindsket indhold af kreosot. /Hansen et al, 1997/.

I takt med kreosot herunder PAH-forbindelserne udvaskes eller på anden måde forsvinder fra træet må påregnes at træet udsættes for råd og dermed nedbrydes. Dette påregnes også at gælde for andre tjærebaserede eller tjærebehandlede materialer.

Trykimprægneret træ

Trykimprægneret træ må i Danmark ikke føres til forbrænding, men skal opbevares i midlertidigt deponeringsanlæg, indtil der er udviklet metoder til destruktion af materialet. Det må dog påregnes, at trykimprægneret træ i andre lande vedblivende deponeres.

Trykimprægneret træ er konserveret med tungmetaller. I dag anvendes i Danmark hovedsageligt kobberforbindelser. Tidligere er tillige anvendt arsen- og kromforbindelser. Det vides, at disse tungmetaller langsomt udvaskes fra trykimprægneret træ. Undersøgelser har vist, at over en brugsperiode på 20-40 år vil der fra CCA-imprægneret træ (CCA = kobber, krom, arsen) blive udvasket ca. 25 % af både kobber-, krom- og arsenindholdet. For CC-midler (CC = kobber, krom) udvaskes tilsvarende 30-40 % /Hansen et al, 1997/.

Trykimprægneret træ er udsat for råd og nedbrydning i takt med, at de konserverende tungmetaller udvaskes. Trykimprægneret træ deponeret sammen med andet affald må derfor antages langsomt at blive nedbrudt. Undtagelsen vil være træ, der på grund af deponeringsanlæggets opbygning ligger i tørre zoner.

14.3 Den videre omsætning og transport af miljøfarlige persistente kemiske stoffer i deponeringsanlæg.

I det omfang at tungmetaller og andre miljøfarlige persistente kemiske stoffer er kommet på opløst form og dermed er frigjort fra de materialer, som de oprindeligt var indeholdt i, vil den videre omsætning i deponeringsanlægget altovervejende være styret af sorptions- og udfældningsmekanismer.

Sorption betegner de processer, hvor de kemiske stoffer binder sig til jordpartikler o.lign. med ionbindinger, mens udfældning dækker over dannelsen af tungtopløselige forbindelser. De præcise processer vil være afhængige af det aktuelle kemiske stof.

For både sorptions- og udfældningsprocesser gælder, at der er tale om dynamiske og formodentlig i princippet fuldt ud reversible processer, der styres af en balance mellem indholdet af det kemiske stof i jordvæsken og den mængde, der er bundet ved sorption henholdsvis udfældet. Disse balancer afhænger igen af faktorer, som indholdet af ler, sand og organisk stof, pH, redox-forholdene og andre mineraler og kemiske stoffer i jorden/affaldet.

Sulfid bindinger under anaerobe forhold er ekstremt tungtopløselige. Der er dog stadig tale om dynamiske og fuldt ud reversible processer. Kompleksbindinger med fx humusstoffer kan omvendt medføre en hurtigere udvaskning

Det overordnede resultat af disse processer er, at de kemiske stoffer meget langsomt vil bevæge sig gennem jorden/affaldet stærkt afhængig af de vandmængder, der i øvrigt transporteres gennem jorden. Hertil kommer betydningen af sprækkezoner.

Til illustration af de vandringshastigheder der er tale om kan nævnes, at nedsivningen af cadmium, som tilhører de relativt mobile tungmetaller, gennem 1 m jordsøjle (nuværende danske forhold) er anslået at vare ca. 1000 år /MST 1980/.

Bly, som normalt betragtes som meget lidt mobilt, må under danske forhold forventes, at bevæge sig meget langsomt i jord. Der er formodentlig typisk tale om hastigheder svarende til, at det varer flere tusinde år at passere 1 m jordsøjle. I sandede jorder med lavt humusindhold og lavt pH er bly dog meget mere mobilt end i lerede jorder med højt humusindhold og højt pH /MST 1998/.

Komplicerede organiske molekyler som PAH-forbindelser og dioxiner er meget dårligt opløselige i vand og må følgelig påregnes meget langsomt at bevæge gennem jorden/affaldet i lighed med de mindst mobile tungmetaller. At de rent faktisk bevæger sig dokumenteres fx af, at der er registreret dioxin i perkolat fra deponeringsanlæg /MST 2000b/.

For PAH-forbindelser vides, at der forekommer ældningsfænomener, der betyder, at PAH med tiden bindes hårdere til organisk stof og derfor i mindre grad er tilgængelig for omsætning. Opløsning af det organiske stof vil dog frigive PAH-forbindelserne på ny /Grøn & Andersen 2003/.

De lave vandringshastigheder, der således kendetegner tungmetaller og andre miljøfarlige persistente kemiske stoffer i jord, betyder at udvaskningen udstrækkes over en meget lang periode.

De resulterende koncentrationer af tungmetaller etc. i perkolat efter lange tidsperioder og dermed høje L/S-forhold (jf. tabel 2.2) kendes ikke med sikkerhed i dag. Et typisk resultat af danske udvaskningsforsøg er, at koncentrationen af tungmetaller etc. i perkolatet ved L/S større end 10 - 20 er mindsket til et niveau lavere end drikkevandskriterierne, men at der til gengæld kun er udvasket en meget beskedent del af det samlede indhold af

tungmetaller etc. i affaldet /Hjelmar 2004/. Et væsentligt problem ved udvaskningsforsøg som målestok for den fremtidige perkolatdannelse er dog, at udvaskningsforsøg generelt kun kan forventes at repræsentere udvaskningen af de ioner, der er bundet til overfladen af de deponerede materialer og dermed er umiddelbart tilgængelig for udvaskning og at udvaskningsforsøg kun i meget begrænset omfang kan afspejle naturlige mekanismer for nedbrydning af materialer i deponeringsanlæg som oxidation og forvitring.

Som en samlet vurdering, der udover nedbrydning af materialer også tager højde for sorptions - og udfældelsesmekanismer, skal her påregnes, at indholdet af tungmetaller etc. i perkolat fra deponeringsanlæg, der er flere hundrede år gamle eller ældre, i mange tilfælde vil være lavere end drikkevandskriterierne og måske nærme sig naturlige baggrundsværdier for indholdet i grundvand og andre ferskvandskilder. Det er dog på ingen måde givet at så lave koncentrationer i perkolat altid vil være tilfældet. Koncentrerede forekomster af tungmetaller kombineret med sprækkezoner i det deponerede affald kunne fx være en årsag til højere koncentrationer i perkolat.

Det bemærkes, at mens tungmetaller er grundstoffer og derfor unedbrydelige, kan persistente organiske stoffer som dioxiner og PAH-forbindelser i princippet nedbrydes givet de rette omstændigheder. Om dioxin kan dog kort siges, at alle nedbrydningsmekanismer på nær termisk nedbrydning synes at være ekstremt langsomme, samt at dioxin er registreret i naturligt ler, hvilket må opfattes som dokumentation af, at dioxin under de rette omstændigheder har evnen til at overleve i millioner af år /MST 2000b/. Om PAH-forbindelser kan generelt siges, at de under aerobe forhold klassificeres som let til svært nedbrydelige afhængig af hvilken forbindelse der kigges på, mens de under anaerobe forhold klassificeres som svært nedbrydelige, hvis der overhovedet sker nedbrydning /Jensen et al 1987/.

14.4 Sammenfatning

Deponeringsanlæg er på mange måder inhomogene og forholdene kan variere selv inden for det enkelte deponeringsanlæg. Under Nordeuropæiske forhold vil der være tilstrækkeligt vand i deponeringsanlæg til at muliggøre omsætningsprocesser samt dannelsen af perkolat. Omvendt kan der også forventes tørre zoner i mange deponeringsanlæg. I tørre zoner kan der ikke forventes væsentlig omsætning af hverken organisk materiale eller andre materialer.

Det må generelt forventes, at alle materialer, der tilføres deponeringsanlæg givet tilstrækkelig fugtighed og tilstrækkelig lang opholdstid vil kunne omsættes og nedbrydes, således at deres indhold af miljøfarlige persistente stoffer kan frigives. For alle materialer er det muligt at pege på mekanismer, der i princippet kan muliggøre dette. Det er dog i mange tilfælde ikke muligt på nuværende tidspunkt at præsentere dokumentation for at omsætningen faktisk finder sted.

Størst usikkerhed er knyttet til polymerer, idet det indtil videre for plastmaterialer såsom PVC trods flere undersøgelser ikke har været muligt at udvikle sikker dokumentation for at selve polymeren kan nedbrydes i deponeringsanlæg. Omvendt kan argumenteres for, at den praktiske erfaring med PVC og andre polymerer i deponeringsanlæg indtil nu har været så kort,

at det ikke er muligt at afvise, at der på sigt sker en simpel mørning og nedbrydning af materialet. Rav, der er en naturligt forekommende polymer, som kan overleve i naturen i mange millioner år, nedbrydes tilsyneladende også med tiden. Rav er dog samtidig en klar dokumentation af, at polymere materialer under de rette forhold kan overleve i mange millioner år.

I takt med at de forskellige materialer nedbrydes i deponeringsanlæg vil deres indhold af miljøfarlige persistente stoffer blive tilgængeligt for videre omsætning og udvaskning. Der er formodentlig ingen mekanismer, der forhindrer en komplet udvaskning, men der vil ske en tilbageholdelse og forsinkelse inden i deponeringsanlæg på grund af mekanismer som sorption og udfældning.

Tidshorizonten for komplet udvaskning af miljøfarlige kemiske stoffer fra deponeringsanlæg må påregnes at være af størrelsen tusinder til mange millioner af år, selvfølgelig afhængig af det enkelte stof og anlæggets design og placering. En naturlig konsekvens af den lange udvaskningsperiode er, at koncentrationen af disse stoffer i perkolatet fra deponeringsanlæg kan være lav og at koncentrationen i mange tilfælde - men ikke nødvendigvis altid - vil ligge under drikkevandskriterierne.

15 Deponeringsanlægs fremtid i samfundet

Et grundlæggende spørgsmål er, i hvilket omfang deponeringsanlæg vil være uberørte af den fremtidige samfundsudvikling. Menneskelig aktivitet har siden tidernes morgen skabt affald, som er blevet bortskaffet i en bunke eller et hul, som typisk er placeret i udkanten af bysamfundet. Aldrig for langt væk for det er upraktisk.

Og i takt med, at menneskerne er blevet flere, er vores bysamfund vokset. Først rundt om affaldsbunken og siden henover. Vi bor i dag ovenpå forfædrenes køkkenmøddinger.

15.1 Befolkningsudviklingen

Befolkningsudviklingen er central, idet den har betydning for

- de affaldsmængder der generes og skal bortskaffes, samt
- befolkningens ønske om at udnytte de arealer, hvor der er deponeret affald, til andre formål.

Grundlæggende må erkendes, at ethvert forsøg på at forudsige udviklingen i denne sammenhæng er at betragte som **et skud i tågen** givet de tidsperspektiver, der tales om. Den menneskelige race kan være uddød på grund af en menneskeskabt eller naturbetinget katastrofe (atomkrig el. kometnedslag). Menneskeracen kan også være vokset nærmest u hæmmet i antal begrænset alene af mangel på mad og andre basale ressourcer. Endelig kan man vælge at tro på, at antallet af mennesker stabiliserer sig på et niveau, der ikke afviger fundamentalt fra det niveau, der kendes i dag.

Den samlede befolkning på verdensplan i 2002 udgjorde ca. 6,2 mia. mennesker og forventes at komme op på ca. 9,1 mia. i 2050 /PBR 2002/. Dette estimat markerer dog en forventning om tydelig opbremsning i befolkningstilvæksten. Tilbage i 1994 blev den forventede befolkning i 2050 således estimeret til ca. 9,8 mia. mennesker /WRI 2003/. Det er skønnet, at jordens samlede befolkning vil stabilisere sig på mellem 10 og 12 milliarder i anden halvdel af det nye århundrede /Thulstrup **et al** 1999/.

Antages at der reelt opnås en stabilisering omkring et niveau på 10 - 12 mia. baseret på befolkningsprognoser frem til 2050 påregnes, at tilvæksten hovedsageligt finder sted i udviklingslande i Asien og Afrika. For Europa er estimeret et fald i befolkningsantallet. Et fald, der primært er knyttet til Øst- og Sydeuropa. /PBR 2002/.

Specielt for Danmark gælder, at Danmarks Statistik i 1999 lavede en fremskrivning af befolkningen indtil år 2100. Denne kilde kommer frem til et

befolkningstal på 5,692 mio i år 2100⁶. To alternative forløb kommer frem til hhv. 6,602 mio. og 4,732 mio. mennesker i Danmark i år 2100.⁷ /Danmarks Statistik 1999/.

Baseret på disse skøn og prognoser er der ikke belæg for at sige, at befolkningens størrelse i Europa herunder Danmark i fremtiden vil afvige væsentligt fra situationen som den kendes i dag. Det er dog væsentligt at være opmærksom på, at situationen i Europa i en meget lang periode fremover vil være under pres.

Der er dels tale om et eksternt pres kommende fra de store menneskemasser, der befinder sig tæt på Europa i Asien og Afrika og som drømmer om en bedre fremtid i det rige Europa.

Der er tillige tale om et internt pres kommende fra at Europas befolkning gennemsnitligt bliver ældre og at det uden en indvandring af kvalificeret arbejdskraft kan være svært at opretholde de velfærdssystemer, som findes i dag.

Heroverfor står det pt. stærke politiske ønske i befolkningerne i mange Europæiske lande om at begrænse indvandringen. Dette kombineret med den igangværende udvidelse af EU betyder givetvist, at Europa i en længere årrække fremover vil opføre sig indadvendt og acceptere et stagnerende og måske faldende befolkningstal.

På længere sigt er det dog logisk at forvente, at der vil ske en vis langsom udjævning i befolkningens koncentrationer i de forskellige dele af verden. Dette betyder at befolkningen i Europa på sigt vil stige på ny, og måske nærme sig den fordobling, der er forudsat på verdensplan. Kan befolkningens størrelse begrænses til denne fordobling er der for Europa tale om et niveau, der ikke nødvendigvis vil afvige fundamentalt fra det niveau, der kendes i dag.

15.2 Fremtidigt deponeringsbehov

Det fremtidige deponeringsbehov vil udover befolkningsudviklingen afhænge af affaldsmængderne, den politiske prioritering af affaldsbortskaffelsesmetoder og den teknologiske udvikling.

15.2.1 Affaldsmængder

Hidtil har affaldsproduktionen fulgt den økonomiske aktivitet og har endda i perioder været stigende. Den samlede udvikling i Danmark over perioden 1995-2001 peger i retning af et nogenlunde konstant forhold mellem væksten i affaldsmængderne og væksten i bruttonationalproduktet /MST 2003d/.

⁶ Det er sket ud fra antagelse om en fødselshyppighed (fertilitet) på 1,76 stigende til 1,782 i 2035, en middellevetid jævnt stigende indtil ca. 80 år for kvinder og knap 79 år for mænd i år 2040, og en nettoindvandring jævnt stigende indtil år 2010, hvorefter den holdes konstant på 15.085 personer pr. år.

⁷ Det lave tal er fremkommet ud fra antagelser om fremtidige uændrede niveauer for fertilitet, dødelighed og nettoindvandring i forhold til niveauerne i 1998. Ved det høje tal er tendenserne ført længere ud i fremtiden end i den første fremskrivning.

Dette gælder dog kun for affaldsmængderne som helhed. For affaldsmængder til deponering er i denne periode registreret et fald. Som det fremgår af tabel 15.1 er affaldsmængderne fra primære kilder reduceret med mere end 50 % i perioden, hvilket skyldes en væsentlig øget genanvendelse samt en delvis omlægning til andre energikilder end kul. Denne udvikling er også slået igennem på mængden af restprodukter fra kulafbrænding, som anvendes som fyld. Til gengæld viser mængden af restprodukter fra affaldsforbrænding en stigning, som bl.a. afspejler den generelle stigning i mængden af brændbart affald.

Tabel 15.1 Affaldsmængder deponeret eller anvendt til formål, der miljømæssigt kan ligestilles med deponering /MST 1998; MST 1999b; MST 2000e; MST 2001b; MST 2001c; MST 2003e/.

	Mængde (1000 tons)						
	196	197	198	199	200	201	202
Affald deponeret - primære kilder	2524	2103	1868	1472	1489	1317	1194
Slagge/aske og røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding 1)	576	557	540	619	583	609	672
Restprodukter fra kulafbrænding brugt som fyld	686	355	238	204	176	157	163
I alt	3786	3015	2646	2295	2248	2083	2029

1. Omfatter den totale mængde deponeret og genanvendt da genanvendelse normalt er begrænset til anlægsarbejder herunder opfyldningsformål. Mængden af røggasrensningsprodukter som i dag eksporteres til deponering i udlandet er her medregnet, da denne eksport ikke nødvendigvis vil være permanent.

Koblingen mellem affaldsproduktion og økonomisk aktivitet er væsentlig. Da den vestlige industrielle verden økonomisk er baseret på ideen om permanent økonomisk vækst indebærer denne kobling som resultat også en permanent stigning i affaldsmængderne.

I Danmark satses på at der kan opnås en afkobling mellem økonomisk vækst og affaldsmængder /MST 2003d/. En afkobling må påregnes at forudsætte både en væsentlig udvikling af produktionsteknologier såvel som en væsentligt forbedret genanvendelse. Elektronik og nanoteknologi er eksempler på områder, hvor det er muligt at forestille sig, at værdien af produkterne ikke har nogen sammenhæng med de materiale-mængder, der er involveret og dermed ultimativt de affaldsmængder, der opstår i produkternes livscyklus.

Udviklingen i mængden af affald til deponering viser, at en tilsigtet indsats kan skabe væsentlige ændringer. Der foreligger dog endnu ikke en dokumentation af, at en afkobling for hele affaldsområdet er mulig. Såfremt denne afkobling ikke er muligt, kan det vise sig at den reduktion i mængden af affald til deponering, der er opnået langsomt vil blive opvejet bl.a. af stigningen i mængden af restprodukter fra affaldsforbrænding.

Et afgørende problem i denne sammenhæng er, at råvarepriser generelt er lave sammenlignet med arbejds lønnen. Dette gælder generelt for den

industrialiserede verden. Og den løbende produktivetsforbedring på råvareområdet og løn- og prisudviklingen i øvrigt gør ikke forskellen mindre.

Det må forventes, at prisen på ikke-fornybare ressourcer såsom metaller vil stige efterhånden som tilgængeligheden mindske, men det har en lang tidshorisont. For de fleste råstoffer er der umiddelbart ikke udsigt til ressourcemangel /Lassen og Hansen 1998/, og der er derfor ikke udsigt til at prisen på råvarer - på kortere sigt dvs. indenfor 100 år - vil være en drivkraft i retning af affaldsminimering og øget genbrug.

På længere sigt er alle muligheder åbne. Det må forudses at visse ressourcer fx metaller bliver sparsomme og stiger i pris. Det kan samtidigt forventes, at det i betydeligt omfang vil lykkes at substituere disse ressourcer med andre mere rigeligt forekomne ressourcer. Det er fx i vidt omfang lykkedes at substituere kobber med aluminium til elektriske kabler. At der kan peges på mange vellykkede eksempler på substitution, er dog ikke det samme som, at substitution altid går let. Det er fx indtil videre ikke lykkedes at udvikle acceptable alternativer til blykabler og højspændingskabler til jord /NKT 97/.

15.2.2 Politisk prioritering og teknologiske muligheder

Dybest set er spørgsmålet om henvisning af affald til deponeringsanlæg versus anden behandling et spørgsmål om politisk prioritering. Her skal vurderes, at den prioritering af genanvendelse og affaldsforbrænding frem for deponering, der grundlæggende styrer affaldspolitikken både i Danmark og EU (der henvises til behandlingshierarkiet indenfor affaldsbehandling /Miljøstyrelsen 1999a/) bygger på 2 dominerende hensyn:

- Ønsket om at opnå den miljømæssigt set optimale affaldsbehandling.
- Begrænsede arealer egnede til deponeringsformål

Det sidstnævnte hensyn er typisk for lande og regioner med relativ høj befolkningstæthed, mens andre lande/regioner kan prioritere anderledes. Effekten af befolkningstætheden ligger i, at det er svært at finde plads til deponeringsanlæg i områder med høj tæthed, uden at det er til gene for nogen.

Selvom andre hensyn såsom økonomi måske kan tale til fordel for mere deponering, skal det her vurderes som højst usandsynligt, at der vil blive ændret ved den generelle prioritering. Dertil er de hensyn, som prioriteringen afspejler for betydningsfulde politisk set.

Den politiske prioritering har betydning for den indsats, der investeres i at fremme den teknologiske udvikling på de punkter, hvor udviklingen ikke sker af sig selv eller ønskes forstærket. Og selvom retningen ligger fast, vil styrken af indsatsen vedblivende kunne varieres.

Den succesfulde indsats, der er sket i Danmark, hvad angår genanvendelse af affald samt udfasning og substitution af miljøfarlige kemikalier såsom freonforbindelser og tungmetaller viser at potentialet for teknologiske forandringer såvel forandringer i adfærd er meget stort. Som hovedregel må gennemførelse af forandringer derfor anses for et spørgsmål om politisk vilje mere end et teknologisk problem.

Et afgørende problem er dog, at forandringer typisk vil have konkurrencemæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser - i hvert fald på kortere sigt. Af disse årsager er det tvivlsomt om et lille land, som Danmark selv kan gennemføre de forandringer (som fx råvareafgifter og materialestandardisering), der kunne være nødvendige for at afkoble forbindelsen mellem affaldsmængder og økonomisk vækst. En succesfuld afkobling vil med overvejende sandsynlighed kun kunne gennemføres som en fælles international indsats.

De bedste argumenter for at tro på et succesfuldt internationalt samarbejde om en afkobling på længere sigt skal findes i følgende udviklingstendenser:

- At en stigende befolkning globalt set vil forstærke behovet for at mindske mængden af affald til deponering for at spare plads.
- En fremtidig mere udbredt mangel på ressourcer lægger op til en væsentligt forbedret indsamling og genanvendelse af ressourcer.
- Den indsats der i disse år sker med at substituere miljøfarlige kemiske stoffer såsom tungmetaller, vil på sigt lede til en form for *afgiftning* af samfundet og mindsket forurening (bl.a. af jord), der betyder, at visse affaldstyper fx overskudsjord fra bygge- og anlægsarbejder samt måske også forbrændingsslagger i fremtiden kan være mindre forurenede og derfor i større grad kan genanvendes frit uden begrænsninger og i mindre omfang skal deponeres.

Hvad angår udviklingen på kortere sigt skal umiddelbart vurderes, at det næppe er sandsynligt, at der på internationalt plan vil kunne opnås enighed om de nødvendige virkemidler til at opnå en succesfuld afkobling mellem affaldsmængder og økonomisk vækst. Dermed må vedblivende regnes med stigende affaldsmængder, hvilket kan medføre at mængden af affald til deponering i Danmark vil stige på ny.

15.2.3 Scenarier

Til illustration af de udviklingsperspektiver, der kan være tale om, er i tabel 3.2 opstillet en række regneeksempler, der kan vise deponeringsbehovet over en periode på 1000 år under forskellige antagelser.

1. Nuværende affaldsmængde til deponering mindskes med 1% årligt de første 100 år og stagnerer herefter de næste 900 år
2. Nuværende affaldsmængde til deponering fastholdes de næste 1000 år
3. Nuværende affaldsmængde til deponering stiger med 2% årligt de første 100 år og stagnerer herefter de næste 900 år
4. Nuværende affaldsmængde til deponering stiger med 2 % de første 300 år og stagnerer herefter de næste 700 år.

Tabel 15.2 Akkumuleret arealkrav til deponering i Danmark set over 1000 år - regne eksempler.

	Enhed	Scenarie 1)			
		1	2	3	4
Affaldsmængde år 2002 2)	1000 tons	2000	2000	2000	2000
Akkumuleret affaldsmængde efter 1000 år	1000 tons	795.000	2.000.000	13.900.000	647.000.000
Akkumuleret arealkrav	Km ²	53	133	924	43.100
Akkumuleret arealkrav i % af Danmarks areal på ca. 43.000 Km ²	%	0,12	0,31	2,1	100

- Der er i alle scenarier antaget en massefylde af det deponerede affald på 1,5 tons/m³, og en gennemsnitlig fyldhøjde på 10 m. Øvrige forudsætninger er som angivet i teksten.
- Jf. tabel 15.1.

De viste eksempler illustrerer tydeligt betydningen af koblingen mellem den økonomiske vækst og væksten i affaldsmængder og vigtigheden af at opnå en afkobling. Det er indlysende, at hvis der regnes med uændret eller stigende affaldsproduktion i den næste million år, vil det samlede behov for deponeringskapacitet i Danmark svare til, at hver m² af Danmarks areal kan være fyldt op en eller flere gange.

Disse regneeksempler skal i øvrigt alene opfattes som regneeksempler. Der er så mange parametre, der kan påvirke fremtiden i denne sammenhæng, at det reelt er umuligt at vurdere hvilket scenarie, der bedst repræsenterer fremtiden, eller om fremtiden overhovedet er dækket af de angivne scenarier.

Relevansen i at præsentere disse scenarier ligger dog i, at det kan diskuteres hvilken grad af fortynding af emissioner fra deponeringsanlæg, det er forsvarlig at regne med på lang sigt, når der tages i betragtning, hvor lang en tidsperiode udvaskningen af persistente miljøfarlige stoffer må antages at være udstrakt over. Den lange udvaskningsperiode betyder dog samtidig - jf. afs. 15.3 - at koncentrationen af disse stoffer i perkolatet fra deponeringsanlæg kan være lav og at koncentrationen i mange tilfælde - men ikke nødvendigvis altid - vil ligge under drikkevandskriterierne.

I en sådan diskussion vil det også være nødvendigt at overveje spørgsmålene, om fremtidens deponeringsanlæg vil blive placeret oven på eller ved siden af hinanden. Der henvises i denne sammenhæng til diskussionen om deponeringsanlæg som råvaredepoter (jf. afs. 15.3.2 - 15.3.3).

15.2.4 Sammenfatning

Fremtidens deponeringsbehov bestemmes af flere tendenser der delvist modvirker hinanden:

- Der må påregnes vedblivende at ske en øgning i befolkningmængden, globalt set. Det forventes at denne stabiliserer sig på et niveau, der er på det dobbelte af i dag. De kortsigtede tendenser for befolkningmængden i Europa lyder på stagnation og tilbagegang. Det må dog antages, at den globale tilvækst på sigt også vil smitte af i forhold til Europa.
- Erfaringer viser, at væksten i affaldsmængder er nogenlunde konstant i forhold til den økonomiske vækst målt som bruttonationalproduktet.
- En effektiv afkobling af forholdet mellem vækst i affaldsmængder og den økonomiske vækst kræver et internationalt samarbejde.
- De drivkræfter der kan motivere et sådant samarbejde kan formodentlig på længere sigt findes i behovet for at spare på både arealressourcer og råvareressourcer.
- Indsatsen med at udfase brugen af giftige tungmetaller etc. vil på sigt for visse affaldstyper betyde, at mindre affald skal deponeres i deponeringsanlæg.

Deponeringsbehovet er reelt mindsket væsentligt i Danmark i de senere år. Denne reduktion vil dog med tiden formodentlig blive delvist opvejet af stigningen i andre affaldstyper såsom mængden af restprodukter fra affaldsforbrænding. På længere sigt vurderes det som sandsynligt, at der vil ske en stagnation i affaldsmængderne til deponering.

15.3 Fremtiden for deponeringsanlæg

15.3.1 Byggeri

Deponeringsanlæg er gennem tiderne blevet placeret i byernes udkant. Med udbygning af byerne blev der bygget ovenpå gamle deponeringsanlæg. Der er intentioner i retning af at bygge på gamle, ofte forurenede erhvervsgrunde i byerne fremfor at udvide byernes areal /Erhvervs- og Bypolitisk Udvalg 2000/, /Miljø- og Energiministeriet 2000/. Det er sandsynligt, at ideen om ikke at inddrage jomfrueligt land også fremover vil betyde byggeri på lukkede deponeringsanlæg.

Gasudvikling fra gamle deponeringsanlæg er et af de tekniske problemer, der har hæmmet interessen for at udnytte gamle deponeringsanlæg til byggeformål. Dette vil være et mindre problem fremover, i hvert fald i Danmark, pga. forbudet mod permanent deponering af brændbart materiale, hvilket primært skyldes ønsket om at udnytte energiindholdet i det organiske stof fremfor at deponere dette /Miljøstyrelsen 1999a/. Også på EU-plan går udviklingen i retning af at begrænse deponeringen af bionedbrydeligt affald. I denne sammenhæng beror udviklingen bl.a. på ønsket om at mindske produktionen af drivhusgasser /Rådets direktiv 1999/31/EF/.

Ingen kontrollerede deponeringsanlæg i Danmark er endnu endelig nedlagt, og det kan ikke med sikkerhed siges, hvornår dette vil ske. På den anden side må påregnes, at dette sker før eller siden. Spørgsmålet er så, om der vil blive bygget ovenpå disse deponeringsanlæg. Dette spørgsmål skal utvivlsomt besvares med et klart både/og.

Med en befolkningstilvækst, der på sigt kan gå i retning af en fordobling (jf. afs. 15.1) vil byerne vokse arealmæssigt i forhold til i dag. Men ønsket om så vidt muligt at friholde jomfrueligt landareal vil givetvis medføre, at byerne fortættes. Derfor vil de deponeringsanlæg, der i dag ligger i god afstand fra byområder formentlig få lov til at ligge relativt uberørte også i en nærmest ubegrænset fremtid. I denne vurdering skal dog tages forbehold for en mulig fremtidig udbygning af sommerhusområder, som evt. kunne finde sted på arealer anvendt til kystnære deponeringsanlæg.

I de tilfælde, hvor byerne vokser rundt om tidligere deponeringsanlæg står valget mellem at udnytte disse deponeringsanlæg til rekreative områder i byerne eller at bebygge anlægsarealerne. Selvom bebyggelse kun vil finde sted, når det gennem målinger er dokumenteret, at der ikke vil ske uacceptabel påvirkning af det omgivende miljø, vil det i givetvist i mange tilfælde blive vurderet som acceptabelt at bebygge deponeringsanlæggene. Med denne vurdering er taget hensyn til:

- At det ikke er utænkeligt, at der vil blive stillet blødere miljøkrav i byområder, som i forvejen påvirkes fra mange andre kilder.
- At den udvaskning af miljøfarlige persistente stoffer, der vil finde sted fra deponeringsanlæg vil være meget langstrakt, således at koncentrationerne af disse stoffer i perkolatet ikke nødvendigvis overskrider drikkevandskriterierne.
- At det for deponeringsanlæg, som frigives til at passe sig selv, ikke er noget problem, at bundmembranerne perforeres af pælefundering.

Affald, der tages op af gamle deponeringsanlæg i forbindelse med byggeri, må påregnes tilført nye deponeringsanlæg. Det skal ikke udelukkes, at der kan blive sjusket, således at opgravet affald i nogen tilfælde ender som fyld i et hjørne af bygge pladsen. De miljømæssigt vigtigste konsekvenser af byggearbejdet vil dog givetvist være følgende:

- At der tilføres ilt til det deponerede materiale hvorved omsætningsprocesserne og udvaskningen accelereres.
- At store dele af arealet udstyres med vandspærrende belægning såsom asfalt, hvilket mindsker perkolatdannelsen og forsinker udvaskningen.

15.3.2 Deponeringsanlæg som råstofdepoter

Et interessant udviklingsperspektiv, som med mellemrum dukker op, er påpegnings af, at deponeringsanlæg kan være en af fremtidens råstofressourcer især hvad angår metaller. I takt med at de koncentrerede forekomster af mineraler på verdensplan opdages og udnyttes og produktionsteknologien gøres stadigt mere effektiv, bliver det koncentrationsniveau, hvor det er økonomisk rentabelt at udnytte mineralforekomster stadigt mindre. Det må forventes, at den økonomisk rentable koncentration på et tidspunkt vil være sænket så meget, at det kan betale sig at udvinde metaller fra tidligere deponeringsanlæg herunder special deponeringsanlæg for forbrændingslagge etc.

Perspektivet er reelt integreret i det cellesystem, der typisk benyttes i moderne deponeringsanlæg. Her er tankegangen, at homogent affald fx batterier bør deponeres særskilt for at gøre det lettere i fremtiden at grave affaldet op påny i takt med, at der udvikles økonomisk rentable metoder for nyttiggørelsen af affaldet.

Den begrænsende faktor for udnyttelsen af gamle deponeringsanlæg i den sammenhæng vil givetvist være de gener, der er forbundet med at grave gamle deponeringsanlæg op. Opgravning af gamle deponeringsanlæg vil således næppe blive accepteret i byområder og områder af landskabelig værdi. Hertil kommer, at en sådan operation formodentlig kun er interessant for meget store deponeringsanlæg.

Opgravningen vil resultere i en stor mængde overskudaffald, som skal gendeponereres. Dette kan fx ske i det oprindelige deponeringsanlæg. De miljømæssigt vigtigste konsekvenser af opgravningen vil formentlig være følgende:

- At der tilføres ilt til det deponerede materiale, hvorved omsætningsprocesserne og udvaskningen accelereres.
- At de efterspurgte metaller fjernes fra affaldet og derfor ikke vil blive udvasket eller spredt til miljøet som følge af deponeringen.

15.3.3 Nye deponeringsanlæg

Tendensen i planlægning og -indretning for deponeringsanlæg er etablering af cellesystemer og diverse former for special deponeringsanlæg og dermed større og mere komplicerede anlæg, der kan gøre det muligt at udnytte det deponerede affald som en råvareresource i fremtiden (jf. afs. 15.3.2). Størrelsen og specialiseringen af disse anlæg vil komme til at være en afvejning i forhold til transportafstande. Et vigtigt perspektiv er, at det kun i begrænset omfang vil være hensigtsmæssigt at bygge oven på eksisterende anlæg, når der skal etableres ny deponeringskapacitet, da man hermed gør det vanskeligt at udnytte det oprindelige affald.

Forudsat at affaldsmængderne til deponering kan fastholdes på det nuværende eller et lavere niveau og der dermed undgås en væsentlig stigning er der næppe umiddelbart grund til at betragte arealkravet til deponeringskapacitet som skræmmende. Det er derimod på ingen måde et ønskværdigt perspektiv, at koblingen mellem vækst i affaldsmængder og økonomisk vækst vil fortsætte i flere århundreder (der henvises til afs. 15.2.3).

15.3.4 Sammenfatning

Det forventes, at deponeringsanlæg beliggende relativt tæt ved byområder vil være udsat for, at byerne vokser rundt om dem og tillige i et vist omfang også henover dem. At tidligere deponeringsanlæg bebygges kan både accelerere og hæmme udvaskningen fra denne. For andre deponeringsanlæg gælder, at de vil blive liggende uberørte i det omfang, de ikke udnyttes som råvaredepoter. Hensynet til at kunne udnytte deponeringsanlæg som råvaredepoter kan være et styrende element i udformningen af deponeringsanlæg i fremtiden og kan betyde at det ikke er hensigtsmæssigt at placere nye deponeringsanlæg ovenpå gamle deponeringsanlæg.

15.4 Fremtiden for deponeringsanlæg, som indgår i infrastrukturen

15.4.1 Materialer og anlæg

Udvalgte materialer udnyttes og genanvendes i dag i udstrakt grad i infrastrukturen. Det er en praksis, som må forventes at fortsætte, idet denne praksis mindsker behovet for egentlig deponeringskapacitet og mindsker forbruget af materialer som sand og grus.

De materialer, som udnyttes og genanvendes, omfatter især:

- Uforurennet og let forurennet overskudsjord fra bygge- og anlægsarbejder som anvendes til alle former for opfyldningsformål.
- Tegl og beton, som knuses og anvendes til bundsikring og bæremateriel i veje /Phil 1998/.
- Slagger fra forbrændingsanlæg, som anvendes til opfyldning og bundsikring i mindre veje og i forbindelse med fx mark- og vindmølleveje, underlag ved svinestalde, maskinhuse etc. /Phil, 1998; Boddum & Skaarup, 1998/.
- Kulflyveaske fra kraftværker, som anvendes som opfyld i forbindelse med større veje, havne, dæmninger osv. /ELSAM m.fl. 1987/.
- Havnesedimenter, som ofte anvendes til opfyldning og landvinding i havneområder.

Den forventede udvikling, hvad angår centrale anlægstyper, er beskrevet i det følgende:

Veje og parkeringspladser

Veje har gennem tiden været meget stationære. Veje oprindeligt anlagt for 1.000 år siden eksisterer endnu og nye veje er igennem årene typisk blevet lagt langs gamle markskel og eksisterende stier og veje.

Denne tendens er dog brudt med motorveje, motortrafikveje og lign. større vejanlæg, som på grund af særlige krav til bl.a. plads og kurveforløb lægges i helt nye traceer. Udbygning af denne type anlæg vil dog typisk ske som en udvidelse af de eksisterende anlæg.

I dag **nedlægges** kun stumper af veje. Det sker typisk i forbindelse med anlæggelse af omfartsveje, hvor en mindre del af den gamle vej nedlægges for at forhindre gennemkørsel. De gamle veje i øvrigt vil næppe blive nedlagt, fordi de sikrer udkørsel fra ejendomme og forbindelse til det øvrige vejnet. Flere og flere små stier og veje pløjes dog allerede i dag op til fordel for marker /Miljø Info 2000/. I det omfang, disse veje har indeholdt slagger fra forbrændingsanlæg el. andet, vil dette hermed reelt være spredt i miljøet.

Vejbelægninger (asfalt) forventes at have en gennemsnitlig holdbarhed på ca. 10-12 år /Miklos 1998/, og vil derfor blive fornyet med jævne mellemrum. De dybere liggende lag skiftes kun sjældent ud. Det sker typisk ved bæreevnesvigt eller hvis de drænende lag falder sammen, så de mister evnen til at dræne. Det sker typisk i våde/lavtliggende områder. Den nye jordforureningslov (nr. 370 af 02/06/1999 med ikrafttrædelse 1.januar 2000) vil sandsynligvis betyde, at de sammenfaldne lag forbliver under vejen som jordfyld og et nyt drænende lag lægges på. Der er kun meget få eksempler på

veje, hvor de dybere liggende lag er blevet renoveret. Det gælder vigtige veje på omkring 100 år. I det omfang, hvor der sker udskiftning af materialer, må forventes at slagge og aske etc. som ikke genanvendes vil blive ført til et nyt deponeringsanlæg. Ved selve udskiftningsarbejdet må dog påregnes et vist diffust spild af materialer til omgivelserne. Herudover må regnes med at de anvendte affaldsprodukter udsættes for en langsom udvaskning. Interessant ved denne udvaskning er, at veje er placeret over hele landarealet og ikke kun i kystområder, som det tilstræbes i Danmark for egentlige deponeringsanlæg.

Det samme gælder for veje i byområder, som typisk gemmer forsyningsledninger (vand, spildevand, el, gas) og som tilbagevendende brydes op pga. ledningsarbejder (jf. nedenstående afsnit om ledningsgrave).

En grundlæggende forudsætning for opretholdelse af vejnettet på længere sigt er dog, at landtransport også i fremtiden vil være domineret af hjulet. Det mest revolutionerende alternativ vil være transport via luften med familie- eller enkeltmands helikoptere/raketter. Et sådant alternativ ville i princippet gøre veje overflødige. Om end ingen kan vide, hvad fremtiden vil bringe, kan det umiddelbart vurderes, at et sådant alternativ nødvendigvis vil være energimæssigt dyrere end transport på hjul, da der med helikoptere/raketter også skal bruges energi på at overvinde tyngdekraften. Det må derfor vurderes som logisk at antage, at landtransport via hjul og dermed vejanlæg også i fremtiden vil spille en væsentlig rolle. Dette understøtter en antagelse om, at det eksisterende vejnet vil blive opretholdt i en måske ubegrænset fremtid - i hvert fald lokalt og i tyndere befolkede områder.

Når der lægges op til at skelne mellem lokal versus regional og langtransport og tyndere befolkede områder versus tættere befolkede områder hænger sammen med, at det bestemt ikke kan afvises, at der med tiden udvikles andre transportløsninger for regional og langtransport såvel som bytransport end bilen, som den kendes i dag. Der eksperimenteres allerede i dag med andre transportformer, f.eks. Ruffen. Disse vil ændre vejtypen og behovet for veje. Som allerede nævnt er transport på længere afstande et oplagt fokusområde for nye transportsystemer. Dvs. som erstatning for de større veje. Dette kan sammenlignes med, at trafikbelastningen på de centrale Europæiske motorveje allerede i dag er høj og tilsyneladende forsat vokser. Det er vanskeligt og dyrt at lave nye transportkorridorer, ikke mindst på grund af miljøkrav. Derfor er det naturligt at kigge efter nye løsninger. Inertien i vores nuværende bil system er dog stor og en grundlæggende ny løsning som Ruffen, der både kræver særlig infrastruktur samt at mange enkeltpersoner anskaffer et nyt køretøj, kræver tid at indføre. At indføre et sådanne systemer til langtransportformål i Europa kræver konsensus på EU-niveau. Her skal vurderes, at nye transportsystemer ligger minimum 50 år frem i tiden. Igen gælder, at de teknologiske problemer næppe er den største forhindring. Det handler primært om hvorvidt den politiske vilje til forandringer er til stede. Dette gælder også, hvis der snakkes om ændringer af transportsystemer i byområder, selvom disse kan indføres hurtigere, da international konsensus ikke er nødvendig.

Ved nedlæggelse af veje, hvor affaldsprodukter er anvendt som fyld etc. må forventes, at størsteparten af affaldsmængden vil blive lagt i et nyt deponeringsanlæg. En del vil dog uundgåeligt blive spredt i miljøet. For deponeret affald som flyttes gælder igen at tilførsel af ilt må påregnes at accelerere nedbrydningsprocesser og udvaskning.

Parkeringspladser er en form for vejanlæg, som normalt ikke bør opfattes som stationære, da de typisk er en del af bystrukturen og vil blive ændret eller flyttet i takt med at byens struktur forandres dvs. i forbindelse med nedrivninger og nybyggeri, nye veje etc. Miljøkonsekvenserne vil være som angivet ovenfor under veje.

Ledningsgrave

Ledningsgrave bliver jævnligt brudt op; enten for at vedligeholde ledninger/rør eller for at lægge nye ledninger/rør. Et forsigtigt skøn over levetiden af kloakledninger er ca. 50 år. Under arbejdet med ledningsgrave kan man i bedste fald sortere det optagne materiale, så det kan tilbagelægges i samme lag som før opgravningen. Men materialet vil i nogen grad blive blandet rundt, og noget materiale vil blive efterladt over jorden omkring ledningsgraven og blive ført til nyt deponi som blandet affald.

Havne

Havne og havnemoler har i årevis været brugt som deponeringsanlæg for kulflyveaske og brugte byggematerialer. De fleste havne ændres løbende typisk ved at de bliver udvidet og tilpasset nye opgaver. De fleste havne der ligger tæt op til byer vil opleve, at byen vokser henover over havnen, der igen udvider sig ved landvinding. Dette er en tendens, som følger af befolkningstilvækst. Havne arealer bliver til byområder, og de tidligere moler bebygges og kloakeres.

Miljøkonsekvenserne heraf er, at noget af materialet graves op og deponeres/spredes, mens hovedparten vil blive liggende. Hertil kommer at det deponerede materiale nu i stigende grad udsættes for vandrette grundvandsstrømme fra baglandet i modsætning til de gamle moler, der ofte mest var udsat for lodret infiltration gennem belægningen. Grundvandstrømmene vil medføre en langsom udvaskning af det deponerede materiale. Denne udvaskning sker primært til havmiljøet.

Nogle havne er allerede i dag overflødiggjort pga. broer. Det gælder især trafikhavne placeret i større afstand fra byområder. Disse havne vil sandsynligvis få lov til at forfalde på stedet. Som eksempel fra Danmark kan peges på færgehavnene Halskov og Knudshoved, der er gjort overflødige af Storebæltsbroen. Det vil tage 30-50 år før spunsvæggene rustet /Reinholt 2000/. Konsekvensen må antages at være en langsom spredning af de deponerede materialer i havmiljøet.

Havne kan betragtes som samfundets organiserede overgang mellem aktiviteter på land og aktiviteter på vand. Dermed er det også vanskeligt at forestille sig at der ikke altid vil være havne, om end deres specifikke opgaver og funktioner naturligt vil variere med udviklingen i samfundet i øvrigt.

Dæmninger

Væsentlige dæmningsanlæg kendes i Danmark mest fra større tog- og vejarbejder. I Danmark er dog også tidligere bygget store dæmninger især i Sønderjylland som beskyttelse af lavtliggende områder i forhold til havet. Fra udlandet kendes dæmninger til landindvinding (Holland), vandkraftanlæg, samt langs floder for at undgå oversvømmelser. Bygget ordentligt bør dæmninger kunne "holde i århundreder" /Bøeg Larsen 2000/. Men der er eksempler på kollaps af dæmninger, hvor disse har skullet bygges op igen.

Diskussionen af miljøkonsekvenser knyttet til brugen af affaldsprodukter i dæmninger har mange ligheder med diskussionen af veje, havne m.m. Mange

dæmningsanlæg må påregnes vedligeholdt, så længe det overhovedet er praktisk muligt (gælder især dæmninger til beskyttelse mod oversvømmelse). Øvrige dæmninger holdes ved lige, så længe det er teknologisk relevant (gælder fx dæmninger til trafikformål og vandkraftanlæg). Med tiden må påregnes at nogen dæmninger kan blive nedlagt og de brugte affaldsmaterialer ført til nyt deponeringsanlæg, idet omfang de ikke spredes direkte i miljøet. Herudover påregnes en langsom udvaskning af de miljøfarlige persistente stoffer fra det deponerede materiale. Hvor hurtigt denne udvaskning finder sted vil være stærkt afhængig af den enkelte dæmnings konstruktion.

Andet

Af andre anvendelser skal her fokuseres på skibakker og støjvolde og diverse andre anvendelser såsom underlag ved svinestalde, maskinhuse etc. Skibakker er normalt et rekreativt element placeret noget uden for byen, mens støjvolde er et element i bystrukturen. Hvis en kommende byudvikling ikke berører skibakken kan denne i princippet blive stående til evig tid, mens støjvoldene kan blive fjernet, hvis dette anses for hensigtsmæssigt ud fra udviklingen i bystrukturen.

Underlag for bygninger må anses for relativt kortsigtede anvendelser, der mere eller mindre indbyder til at det udlagte materiale spredes i miljøet når bygningerne engang fjernes.

I det omfang de pågældende deponeringsanlæg ikke fysisk forandres må påregnes en langsom udvaskning af de miljøfarlige persistente stoffer fra det deponerede materiale.

15.4.2 Sammenfatning

Udnyttelse og genanvendelse af affaldsprodukter i infrastrukturen vil i de fleste tilfælde betyde en langsom opblanding og spredning af disse affaldsprodukter ud i det omgivende miljø. Hvor hurtigt denne spredning finder sted afhænger af, i hvilket omfang det enkelte anlæg udsættes for omlægninger. Der må regnes med at enkelte anlæg kan forblive uberørte i en nærmest ubegrænset fremtid, mens andre anlæg graves op pga. forandringer i infrastrukturen. Disse forandringer vil variere fra velkendte ændringer i bybilleder pga. nedrivninger og nybyggeri der kan betyde ledningsgrave, støjvolde og parkeringspladser o. lign. til den indførelse af nye transportmidler, der kan finde sted i fremtiden.

16 Deponeringsanlægs fremtid i en geologisk sammenhæng

Også den geologiske udvikling må forventes at kunne påvirke deponeringsanlæg. I dette afsnit er vurderet i hvilket omfang, der bør regnes med at deponeringsanlæg vil være uberørte af den fremtidige geologiske udvikling og den skæbne, der kan forventes for de deponerede materialer ved forskellige former for sandsynlige geologiske og hydrogeologiske påvirkninger.

For at forstå tidshorizonten uendelig lang tid i en geologisk sammenhæng er der givet et kort resume af dele af den geologiske udvikling i Danmark og de afgrænsede områder. Der er her bl.a. lagt vægt på at beskrive samspillet mellem geologiske strukturer, der er mange millioner år gamle, og helt nutidige geologiske processer.

Det understreges, at der er tale om meget forskelligartede geologiske processer med vidt forskellige tidshorisonter, og det er ikke forsøgt at give et fuldstændigt dækkende billede af de enkelte geologiske emner. Vurderingen giver heller ikke et fuldstændigt billede af de geologiske processers betydning på langt sigt, alene af den grund, at der til stadighed bliver publiceret nye forskningsresultater om den geologiske udvikling i Danmark og det Nordeuropæiske område.

16.1 Tidsbegreber i en geologisk sammenhæng

For at få et forhold til tidsbegrebet i en geologisk sammenhæng, er der først set på nogle tidsintervaller bagud i tiden og de geologiske hovedtræk.

Fra nutiden til 1.000 år tilbage

Dette er den historiske tid, hvorfra der findes skriftlige kilder og rester om et organiseret samfund. Af geologiske processer, der ville kunne påvirke deponeringsanlæg i Danmark kan primært peges på kysterosion og stormfloder. Et oplagt eksempel på kysterosion er situationen ved Mårup kirke i Vendsyssel. Kirken er på grund af sin beliggenhed nu truet af kysterosion, således at man må antage, at den styrter i havet, hvis der ikke sker en betydelig kystsikring.

Vedr. stormfloder viser gamle kort, at der i 1634 er forsvundet store landarealer i marskområdet på grund af stormfloder i den sydvestlige del af Jylland /Larsen 2003/.

10.000 år tilbage

Perioden dækker den postglaciale tid, og geologien i denne periode er stærkt præget af afsmeltningen af isen fra den sidste istid (Weichel). Den geologiske betegnelse for perioden er Holocæn. De væsentligste tektoniske aktiviteter efter afsmeltningen af isen har været isostasi (hævning eller sænkning af jordskorpen) og eustasi (ændring af verdenshavenes vandvolumen).

GeologiskNyt **GEOLOGISK TIDSTAVLE**

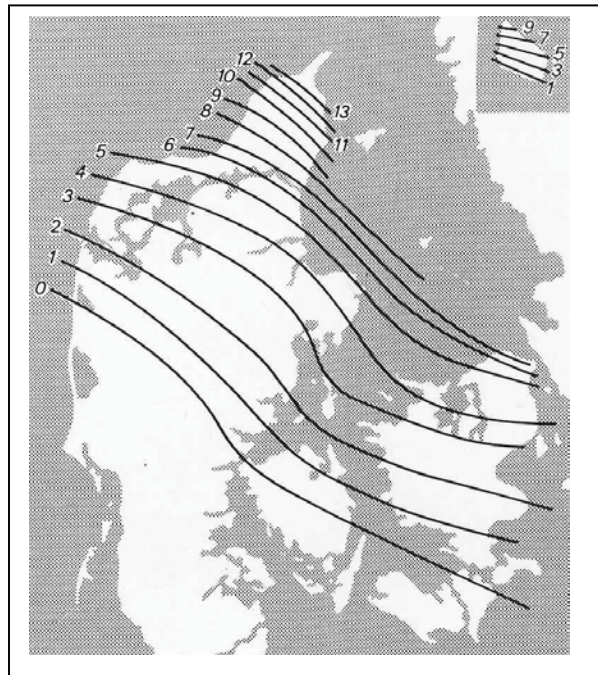
Tid	Æra	Periode	Epoke/stadie	Udvikling/begivenheder	
År før nu 10.000 115.000 130.000	Kænozoikum	Kvartær	Holocæn	Nutid Postglacial	Havniveaændringer i Danmark
			Pleistocæn	Weichsel(I)	De første spor af mennesker i Danmark
Eem					
Saale(I)					
Holstein					
Elster(I)					
Cromer					
Menap(I)					
Waal					
Ebronn(I)					
Tegelen					
Prätiegelen(I)					
Tertiær		Pliocæn	Første menneske-forløbere		
		Miocæn		Øvre	
				Mellem	
				Nedre	
		Oligocæn		Øvre	
				Mellem	
				Nedre	
		Eocæn		Øvre	Pattedyrene bliver talrige
	Mellem	Aflejringer af moler på Fur og Mors			
	Nedre	Den Alpine bjergkædefoldning			
Paleocæn	Selandien	Nordamerika og Europa adskilles og			
	Danien	Nordatlanten dannes Dinosaurerne uddør			
Mesozoikum	Kridt	Øvre	Udbredte kalkaflejringer, bl.a. skrivekridt i Danmark		
		Nedre	De første dækfrøede planter		
	Jura	Øvre	Organiske aflejringer fra denne periode er grundlaget for størstedelen af den olie og gas, der indvindes i Nordsøen		
		Mellem	De første fugle		
		Nedre	Dinosaurerne bliver udbredte		
	Trias	Øvre	De første pattedyr		
		Mellem			
		Nedre			
	Perm	Øvre	Udbredte saltaflejringer i Danmark og Nordtyskland		
		Nedre			
Palæozoikum	Carbon	Store kulforekomster i Nordeuropa Hercynisk bjergkædefoldning i Mellemeuropa Nøgenfrøede planter De første krybdyr			
			Devon	De første padder	
	Silur	Øvre		De første landplanter og land-leddyr	
		Mellem	Kaledonsk bjergkædefoldning		
		Nedre			
	Ordovicium	Øvre	De første hvirveldyr		
		Mellem			
Kambrium	Øvre	Mange forsteninger			
	Mellem				
Prækambrium	Livets opståen				
		Jorden dannes			

Tidsskalaen er
ikke lineær.
4600

Figur 16.1 Geologisk tidstavle /Nielsen & ElmStrøm 1993/

Efter den første afsmeltning af isen, var Danmark landfast med England og Skåne. På grund af den kraftige afsmeltning af isen fra det Nordskandinaviske område blev verdenshavets volumen kraftigt forøget. På grund af det kraftigt forøgede vandvolumen i verdenshavene blev den nordlige del af Jylland dækket af hav, da den isostatisk landhævning efter aflastningen af isens belastning på jordskorpen ikke kunne følge med eustasjonen. Det bevirkede, at en del af Vendsyssel blev dækket af hav (stenalderhavet, i geologiske termer "Littorinahavet").

Senere har den isostatisk landhævning i Vendsyssel bevirket at stenalderhavets bund nu ligger i op til 13 m over det nuværende havniveau i den nordlige del af Vendsyssel.



Figur 16.2 Den isostatisk landhævning i Danmark efter Littorinahavet (meter) /Nielsen & Nielsen 1978/.

I det skandinaviske område er de højeste marine spor - strandvolde og kystklinter - fundet i Nordsverige. Den nuværende isostatisk landhævning langs Bottomhavets nordlige kyster er på ca. 10 mm om året.

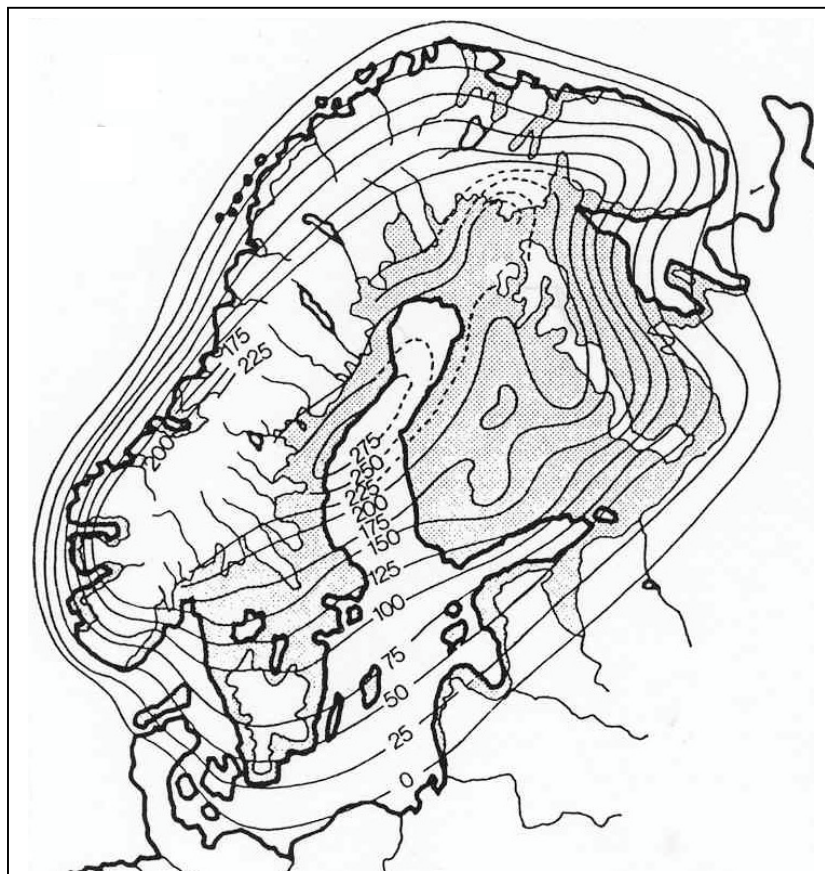
Kvartærperioden

Kvartærperioden er karakteriseret ved hyppige nedisninger afbrudt af varme perioder - mellemistider - den geologiske term er interglacial. Kvartærperioden strækker sig over ca. 2 mio år.

Der er i Danmark påvist spor af 4 istider, og den sidste (Weichsel) nåede ikke at dække hele landet, men nåede sin maksimale udbredelse til hovedopholdslinien, der strakte sig fra Bovbjerg ved den jyske vestkyst til Viborg og herfra sydpå til Padborg. Linien er betegnet som hovedopholdslinien.

I den seneste mellemistid (Eem-interglacial) og den tidligere mellemistid (Holstein-tiden) bredte havet sig bl.a. ind over dele af det nuværende Jylland mellem Tønder og Esbjerg og området omkring den vestlige del af Limfjorden.

En istid er bl.a. kendetegnet ved en kraftig ophobning af ismasser omkring polerne. Ved den sidste istid (Weichel) har man beregnet, at vandstanden i verdenshavene var ca. 120 - 140 m lavere i end i dag /Nielsen & Nielsen 1978/.



Figur 16.3 Landhævning i Skandinavien efter istiden (meter) /Königsson & Frängsmyr, 1980/.

Tiden før kvartærperioden

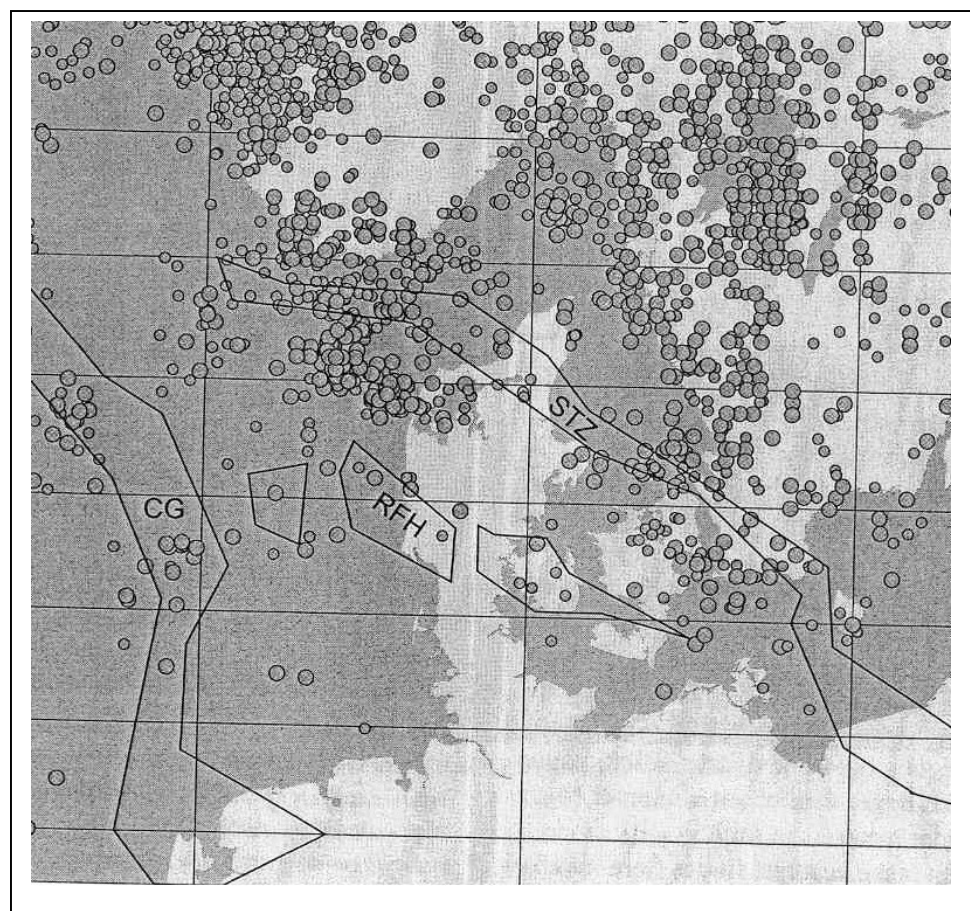
Perioden før istiderne kaldes Tertiærtiden, og kan deles op i 2 hovedafsnit:

- Den ældre del, der kaldes Paleocenet, og som består af Danienkalk og fede lertyper; de finkornede sedimenterne er aflejret i et havområde, hvor de tilgrænsede landområder har været lave. I denne periode fandt en markant pladetektonisk (jf. afs. 16.2.3) begivenhed sted, idet den østlige rotation af den afrikanske plade stoppede, og havbundsudbredningen blev forøget i Nordsøområdet.
- Den yngre del af Tertiæret er præget af den alpine bjergkædefoldning, som i Europa beror på, at den afrikanske plade støder sammen med den europæiske plade, og som også bevirkede at det skandinaviske område mod øst blev hævet, mens der mod vest skete store indsynkninger i Nordsøbassinet.

Danmark kom således til at ligge i et tektonisk aktivt område der i den første del af perioden er dækket af hav, mens der i den sidste del af perioden domineres af store flodbassiner, som bl.a. har aflejret "Ribe-Formationen" der i de seneste år er kortlagt som et særdeles ydedygtigt grundvandsresservoir./Friborg & Thomsen 1999/.

Danmarks geologiske opbygning er i hovedtrækket bestemt af sedimentation fra det skandinaviske område. Det danske område ligger i Det norsk-danske Bassin, som mod øst er afgrænset af Sorgenfrei-Tornquist zonen, der strækker sig fra Bornholm og mod nordvest til Sydnorge. Sorgenfrei-Tornquist zonen afgrænser således Danmark mod det Fennoskandiske Skjold. Zonen vurderes som en aktiv brudzone.

Det norsk-danske Bassin har siden Perm (286 - 235 mill. år) været afgrænset til Det tyske Bassin af Ringkøbing-Fyn Højderyggen. I den yngre del af Perm (Zechstein) er der aflejret stensalt ved inddampning.



Figur 16.4 Sorgenfrei-Tornquist zonen og jordskælv registreret i og omkring Danmark /Gregersen & Schmidt 2001/.
STZ = Sorgenfrei-Tornquist zonen; RFH=Ringkøbing-Fyn højderyggen;
CG= Central Graben
Stor cirkel: Styrke > 2,5; Lille cirkel: Styrke < 2,5.

Nord for Ringkøbing-Fyn Højderyggen er der på grund af saltets lavere massefylde udviklet saltdiapirer (betegnes nogle steder som salthorste). Udviklingen af salthorstene er sandsynligvis initeret af forkastninger under

saltet. Det er således en salt diapir, der er grunden til, at der ved Mønsted ved Viborg findes højtliggende skrivelag, der har været udnyttet kommercielt.

I forbindelse med planerne om at indføre kernekraft i Danmark, blev salt diapirerne undersøgt med henblik på muligheden for at udnytte dem til deponering af højradioaktivt affald. Planerne blev ikke til noget men en enkelt salthorst, Tostrup salthorst ved Lovns Bredning syd for Limfjorden, anvendes nu som lager for naturgassen fra Nordsøen, således at der kan trækkes på lagrene i forbindelse med perioder med højt gasforbrug.

16.2 Mulige scenarier for geologiske processers betydning for affaldsdeponering

De følgende geologiske delprocesser vurderes på forskellig vis at kunne påvirke deponeringsanlæg:

- Kyst- og floderosion
- Tektonik (jordskælv)
- Glaciale påvirkninger
- Pladetektonik - (kontinenternes forskydning etc.)
- Generelle forvittrings- og erosionsprocesser

Disse processer er i det følgende vurderet med udgangspunkt i 3 forskellige tidsperspektiver:

- 1000 års perspektivet
- Det glacielle perspektiv
- Det uendelige perspektiv

For hvert af disse tidsperspektiver er vurderet, hvilke konsekvenser de sandsynlige geologiske processer kan have på deponeret affald.

16.2.1 Et 1.000 års perspektiv

Med baggrund i de anførte eksempler, der dækker den hidtidige historiske periode i Danmark, vurderes, at deponeringsanlæg i et 1.000 års perspektiv kan påvirkes af følgende geologiske processer:

- Erosion.
- Tektonik

Erosion

Kysterosion kan under danske forhold være en vigtig geologisk proces i forhold til deponeringsanlæg på både kort og langt sigt. I andre lande ville man givetvist tillægge erosion i forbindelse med floder og vandløb samt oversvømmelser tilsvarende stor betydning. Her er valgt at fokusere udelukkende på kysterosion som den vigtigste nuværende erosionsproces i Danmark.

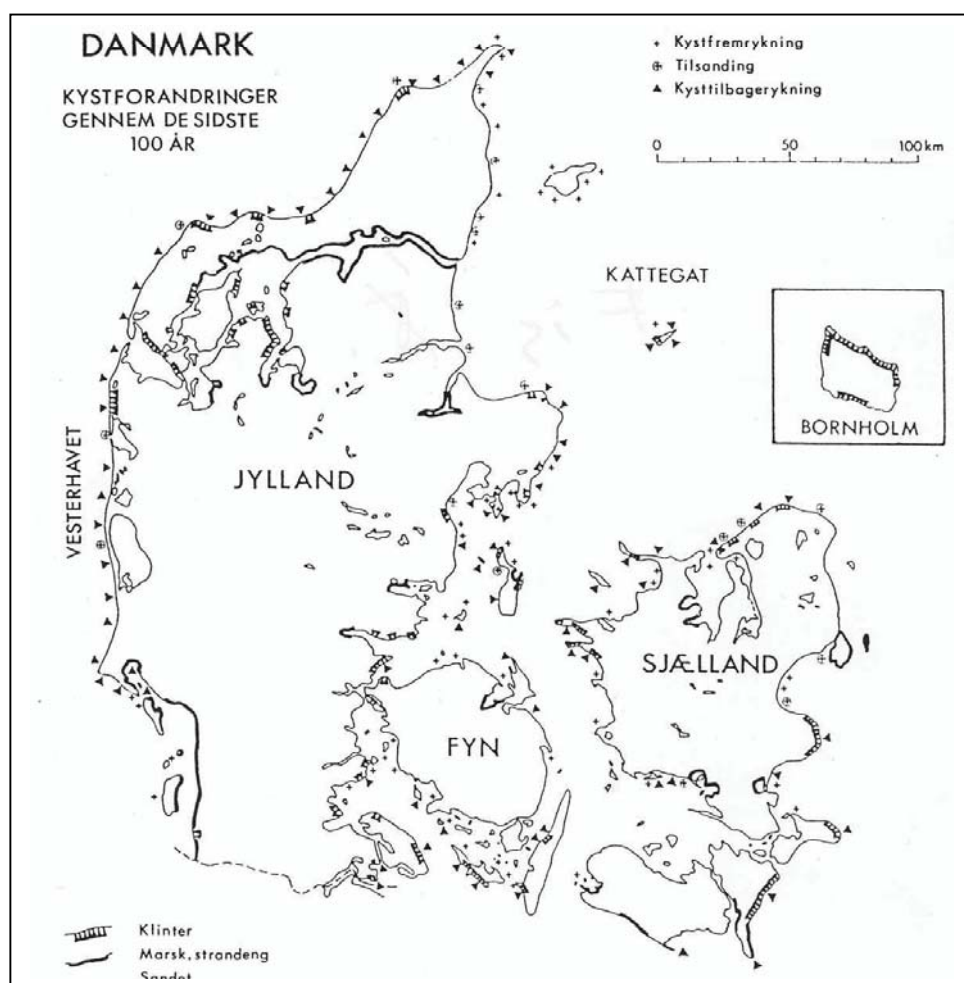
Erosion af deponeringsanlæg som følge af oversvømmelse er ikke normalt under danske forhold, men vil kunne finde sted bl.a. i central Europa som følge af kraftige regnskyl. Af andre områder med tilbagevendende oversvømmelser kan nævnes Bangladesh. For udsatte områder er oversvømmelser ofte en jævnlige (til tider årlige) tilbagevendende begivenhed.

Materiale, der eroderes væk fra deponeringsanlæg vil blive aflejret på jorden eller blive ført videre med ferskvand til det marine miljø.

Deponeringsanlæg skal i Danmark så vidt muligt placeres kystnært for at forebygge påvirkning af vigtige grundvandsreservoirer. Hermed bliver deponeringsanlæg også mere udsat for kysterosion.

Der sker for tiden en lille havspejlsstigning på 1-2 mm om året. Denne stigning har fundet sted siden den "lille istid", som er betegnelsen for kuldeperioden i årene ca. 1350 - 1880 og skyldes en afsmeltning af isen ved polerne i tiden efter 1880 /Nielsen & Nielsen 1978/.

Havspejlsstigningen vil medvirke til en øget erosion på kysterne. Dette betyder, at der ved vurdering af sikkerhedsmarginer ved planlægningen af deponeringsanlæg ved kysterne bør tages hensyn til havspejlsstigningen.



Figur 16.5 Kystforandringer i Danmark gennem de sidste 100 år /Dansk Geologisk Forening 1985/

På grund af den isostatiske indsynkning i den sydvestlige del af Danmark, vil effekten af havspejlsstigningen være særligt kritisk i denne del af landet, når man ser på deponeringsanlæg i en længere tidshorisont (1.000 år).

Udover den beskrevne effekt, bør der medregnes en evt. havspejlsstigning på grund af drivhuseffekten, der bevirker en afsmeltning af is ved polerne. En anden effekt af en opvarmning vil være at verdenshavens volumen udvides, hvilket forstærker effekten af afsmeltningen ved polerne.

Dette betyder, at kysterrosionens effekt på kystnære deponeringsanlæg kan få reel betydning inden for en overskuelig tidshorisont (1.000 år).

Der er via endnu upublicerede geologiske undersøgelser fra Aarhus Universitet beregnet en kysttilbagetrækning omkring Nr. Lyngvig i Vendsyssel på ca. 200 m over en 200 års periode. Kysttilbagetrækningen er i dette eksempel beregnet til ca. 0,6 m om året i perioden 1800 - 1960. Efter 1960 er der sket en øgning i kysterrosionen, så den nu ligger på omkring 1,2 m om året.

Effekten af kysterrosion vil stedvis blive forstærket på grund af tektonisk indsynkning ved f.eks. Nr. Lyngvig og Skagen, som er dokumenteret ved geologiske undersøgelser /Lykke-Andersen et al 1996b/.

En almen teori om følgevirkningerne om drivhuseffekten er, at den kan give anledning til et mere ustabilt vejr med kraftige storme. Kraftige storme vil således forstærke effekten af havspejlstigningen på kystnære deponeringsanlæg.

Konsekvensen af en direkte erosion på et kystnært deponeringsanlæg, vil i princippet være en spredning af det deponerede materiale i kystzonen, der afhængigt af kystnære strømme vil blive spredt langs kysten i nærheden af deponeringsanlægget. At et deponeringsanlæg begraves i havbunden under et sedimentlag på grund af landsænkning medfører ikke nødvendigvis spredning af det deponerede materiale og miljøfarlige persistente stoffer heri. Det er selve kysterrosionen, mens landsænkningen finder sted, der medfører en spredning af de deponerede materialer i miljøet.

Det må anses for teknisk muligt at forebygge kysterrosion af et deponeringsanlæg, dels ved at forebygge kysterrosion med hølper o.lign., dels ved at beskytte selve deponeringsanlægget mod erosion, fx ved delvis indstøbning i beton.

Tektonik i det danske område

Der rapporteres årligt om 2 - 10 jordskælv i Danmark med en styrke på 1,5 - 4,5 på Richterskalaen (styrken på Richterskalaen er en størrelse, der beskriver energiudladningen af det enkelte jordskælv, og som er uafhængigt af observationsstedet). Styrken varierer generelt fra -2 til -3 for de helt små lokale jordskælv og op til ca. 8,5 for de størst kendte jordskælv på verdensplan. Betydningen af jordskælv i forhold til deponeringsanlæg er, at jordskælv kan medføre at volde og membraner sprækker og at affaldet derved udsættes for erosion.

Det kraftigste jordskælv i Danmark, man har kendskab til, skete i 1841 i området ved Fur og Salling. Jordskælvets styrke var nok til, at skorstene blev beskadiget og i nogle kirker fik hvælvingerne revner. Typisk vil Richter-tal på 4,5-5 give mindre lokale skader, mens tal på 5,5-6 giver betydelig skade på fx bygninger /Bondesen 2001/.

Jordskælvne findes i 2 områder - i Nordsjælland og ud i Kattegat - hvor de findes i Sorgenfrei-Tornquist Zonen og i et område fra Thy der strækker sig

ud i Skagerak dvs. den centrale nordvestlige del af det danske bassin (se figur 4.4).

For Thy-Skagerak området gælder, at jordskælvene i dette område ligger i den centrale del af det Norsk-Danske bassin og ikke kan relateres til Sorgenfrei-Tornquist zonen. Jordskælvene optræder her i dybe og gamle forkastninger i dybder ned til 40 km. Nogle af jordskælvene optræder i dybder på 30 - 40 km.

Udover de 2 jordskælvområder er der bl.a. registreret et jordskælv i Oslo Fjord, der kunne mærkes i det nordlige Danmark. Jordskælvet, som fandt sted i 1904 havde en magnitudo på omkring 6,5 /Bondensen 2001/.

Der er tillige påvist postglacial tektonik i Midtjylland i et område omkring Give - Brande, som ligger vest for hovedopholdslinien. Der er påvist en hævnings af området ved Give på 0,8 mm/år og en sænkning på 0,4 mm/år sydøst for Brande. Forfatterne tolker tektonikken som resultat af, at forkastninger fra Zechstien stadig er aktive og skriver således "**Vi føler os overbeviste om, at den form for tektonisk aktivitet, som er fundet i Brande-området ikke blot er et lokalt fænomen**" og videre skriver de "**Det er nærliggende at forvente, at Tertiær og Kvartær reaktivering af forkastninger også har fundet sted i andre dele af de gamle strukturelle hovedstrøg**" /Lykke-Andersen et al 1996a/.

Der er tillige påvist sænkning ved Skagen, der således ikke stemmer overens med det generelle billede af isostatisk hævnings af Vendsyssel. Landsænkningen i Skagensområdet ligger i størrelsesordenen på 1 mm/år og er allerede nu begyndt at give problemer med saltvandsindtrængning i kloakkerne. Den præcise årsag til sænkningen er endnu ikke kendt. /Lykke-Andersen et al 1996b/.

Landsænkninger i den størrelse, der her er tale om kan ikke umiddelbart opfattes som et problem i forhold til deponeringsanlæg, selvom det på sigt kan betyde, at de deponerede materialer kommer til at ligge under grundvands-spejlet. Landhævninger kan reelt vise sig som et større problem i og med, at de hævdede arealer kan være mere udsat for erosion fx i forbindelse med istider (jf. afs. 16.2.2).

Salttektonik

I det danske område er der udviklet salt diapirer nord for Ringkøbing-Fyn højderyggen. Saltet er aflejret i Zechstein, der er den sidste periode i Perm. Saltet er rest af en inddampningsserie bestående hovedsageligt af stensalt. På grund af saltets lavere massefylde og plasticitet er det flydbart, når det udsættes for belastning af de ovenliggende lag. Saltet flydning initeres ved forkastninger og der dannes i starten saltpuder som senere udvikles til diapirer (også nogle steder benævnt som salthorste).

I sammenligning med kysterosionens processer har saltstrukturenes bevægelser en anden tidsskala. Der er f.eks. beregnet opadstigende bevægelser af salt diapirer ved:

- Mønsted - over de sidste 17.000 år har den årlige stigning ligget på 0,2 - 0,3 mm, hvilket vil svare til 2 - 3 m siden afslutningen af den sidste istid.
- Samsø - her har der i de sidste 5.000 år været en årlig hævnings på 0,3 mm på grund af den underliggende salttektonik.

Ved andre strukturer er der beregnet væsentligt lavere flydningshastigheder.

Ved Voldumstrukturen, som ligger mellem Århus og Randers Fjord, som er en saltpude, har bevægelsen siden sen Kridt ligget på 0,003 mm om året, dvs. en stigning siden sidste istid på 3 cm.

Under de nuværende klimatiske forhold, må der forventes en ubetydelig effekt af salttektonikken, idet saltet opløses af grundvandet.

16.2.2 Et glacialt perspektiv

Vurderingen af deponeringsanlæg i glacialt perspektiv tager udgangspunkt i, at den periode, som vi lever i nu (Holocæn), kan betragtes som en mellemistid. I et geologisk tidsperspektiv er den kvartære periode karakteriseret ved hyppige klimasvingninger. De klimamæssige variationer, der kendetegner perioden, skyldes sandsynligvis variationer i jordens bane om solen og hældningen af rotationsaksen i forhold til solen. Teorien er ikke ny, men blev udviklet af Milankovitch i 1920'erne og 1930'erne /Pedersen 2003/. Den nuværende geologiske viden om den sidste istid viser, at man ikke kan opfatte nedisningen som én lang kold periode, men at der i istiden har været korte varme perioder (interstadialer), hvor isen har været bortsmeltet og der har været vegetation /Seidenkrantz & Knudsen 1992/.

En ny istid vil betyde, at de eksisterende kapper af is ved polerne udvider sig. På grund af ophobning af is ved polerne vil vandstanden i verdenshavene falde, så kysterosionen, der vurderes som en vigtig risiko for deponeringsanlæg i et 1.000 års perspektiv, ikke mere vil have betydning, da deponeringsanlæg oprindeligt anlagt som kystnære deponeringsanlæg nu vil være placeret langt fra kysten.

Forskellen i det eustatiske havniveau fra en mellemistid til en istid er angivet til mindst 50 m /Seidenkrantz & Knudsen 1992/. Andre steder er der foreslået en ændring til 120 - 140 m under det nuværende havspejl /Nielsen & Nielsen 1978/.

Når der er ophobet store ismængder i det Nordskandinaviske område vil isen begynde at flyde og borteodere materialer og indarbejde materialer i isen. Effekten på deponeringsanlæggene vil afhænge af deres placering i terrænet. Et deponeringsanlæg, der ligger i en tidligere udgravning som f.eks. en tidligere råstofgrav eller i et indsynket område vil være mindre eksponeret for erosion og oparbejdning i isen. Omvendt vil et deponeringsanlæg liggende højt i terrænet - fx et anlæg udformet som en bakke - være udsat for større erosion. Ved erosionen vil dele af deponeringsanlægget blive indarbejdet i isen. Ved en senere afsmeltning af isen vil det deponerede materiale blive spredt i miljøet, dels som smeltevandsaflejrings sedimentter, og dels som dele af affaldet, som aflejres direkte.

Udover den direkte erosion må der antages at optræde andre glaciale fænomener som f.eks. flydejordsprocesser, som vil bevirke, at et deponeringsanlæg kan gå i stykker og blive spredt lokalt til lavere liggende områder, hvis dette er muligt.

Herudover gælder, at under en nedisning, som kan foregå i flere etaper, vil der i perioderne uden is sandsynligvis blive dannet en arktisk ørken uden væsentlig vegetation. Et sådant landskab er naturligt meget udsat for erosion. Hertil kommer betydningen af kraftige storme, som kendes fra den sidste istid

dokumenteret ved vindslebne sten på afblæsningsflader og dannelse af indlandsklitter.

Det er oplagt, at i det øjeblik det beskyttende lag i form af jordoverdækning er fjernet fra deponeringsanlæg af isen, vil storme være i stand til at sprede det deponerede materiale over store områder. Hvorvidt materialet spredes diffust eller blæses sammen i indlandsklitter er vanskeligt at forudse. Der vil sandsynligvis være tale om en kombination.

Salttektonik

På grund af dannelse af permafrost under en nedisning, vil det cirkulerende grundvand ikke længere være i stand til at opløse det opadstigende salt. Det bevirker at terrænet, om end langsomt vil blive hævet. I forbindelse med dannelse og fremrykning af indlandsis, vil denne proces blive forstærket, da isens isostatisk belastning, vil øge flydningshastigheden af saltet.

Under et isfremstød, vil det hævede materiale være eksponeret for isens erosion. Efter afsmeltningen af isen og fjernelse af permafrosten, vil saltet igen kunne opløses af det cirkulerende grundvand, og terrænet over salt diapiren vil indsynke.

Ved en del af salt diapirer i Danmark er der således mindre søer og moser, der er tolket som et resultat af opløsning af saltet efter permafrostens ophør efter sidste istid.

16.2.3 Et "uendeligt" langt perspektiv

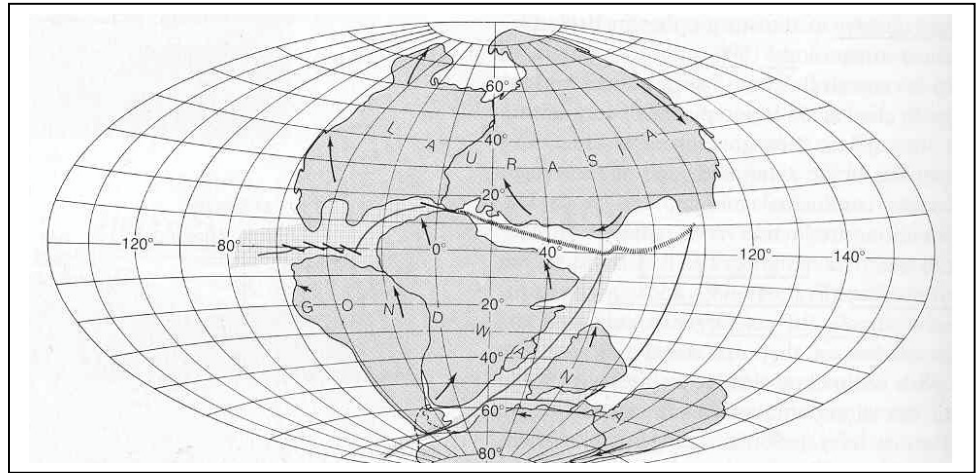
Et uendeligt langt tidsperspektiv er selvsagt i en geologisk sammenhæng et meget langt tidsperspektiv.

Det er selvsagt svært at give et realistisk bud på den fremtidige udvikling i et langsigtet perspektiv udover en nedisning, og der må nødvendigvis være tale om kvalificerede gætterier, der bygger på kendte geologiske mekanismer. Vigtige mekanismer er landhævninger og pladetektonik set i sammenhæng med generelle forvittrings- og erosionsprocesser.

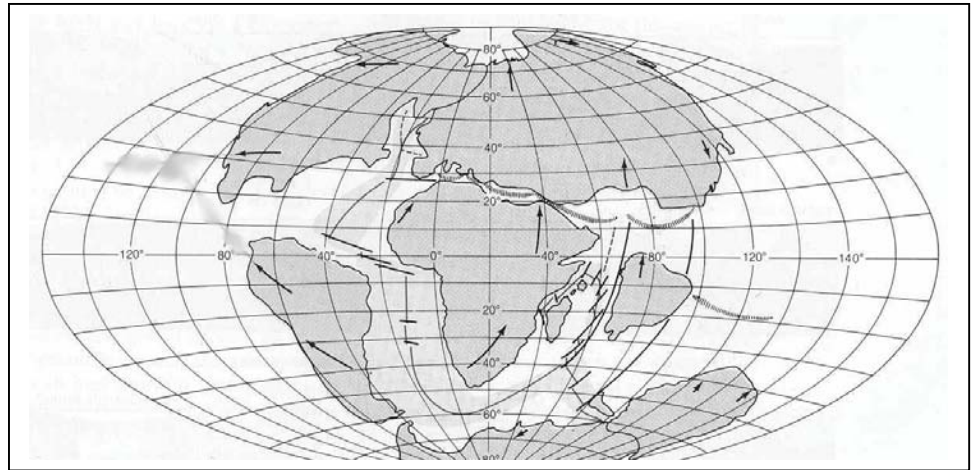
Landhævninger bevirker, at havbund løftes til landarealer. Store dele af Europa inkl. Danmark er tidligere havbund.

Pladetektonikken beskriver kontinenternes forskydning, dannelsen af bjergkæder og dannelse af ny havbund. Kontinenternes bevægelser beror på, at jordskorpen er opdelt i en række plader, som styres af magnastrømme i jordens indre. Pladerne både flytter sig og drejer sig forhold til hinanden. Der, hvor 2 plader mødes, vil den ene plade skyde sig ind under den anden med det resultat, at der dannes bjergkæder. Således er Himalaya dannet ved, at den indiske plade presser sig op i Asien, mens Alperne skyldes, at den afrikanske plade presser sig op i Europa. Modsat sker der en løbende udvidelse af Atlanterhavet og der dannes ny havbund ved, at der strømmer magna op langs en sprækkezone (den Midatatlantiske Ryg), der går ned gennem hele Atlanterhavet og tværs hen over Island. Et resultat er, at afstanden mellem Europa og Afrika på den ene side og Nord- og Sydamerika på den anden side langsomt bliver større. Hertil kommer, at de eksisterende plader kan blive brudt op i mindre, som flytter sig selvstændigt. Som eksempel skal peges på Østafrika øst for Rift Valley, som med tiden forventes at rive sig løs fra selve Afrika (jf. figur 16.6-16.9).

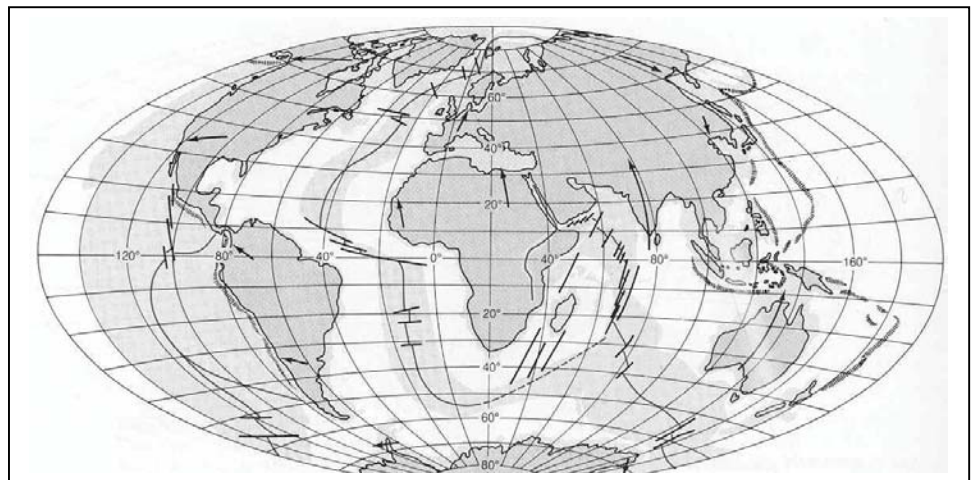
Nedenstående figurer viser kontinenternes formodede beliggenhed fra 180 mio. år siden til i dag.



Figur 16.6 Et forslag til kontinenternes placering ved slutningen af Trias perioden for ca. 180 mio. år siden. /Press & Siever, 1978/



Figur 16.7 Et forslag til kontinenternes placering ved slutningen af Kridttiden for ca. 65 mio. år siden. /Press & Siever, 1978/

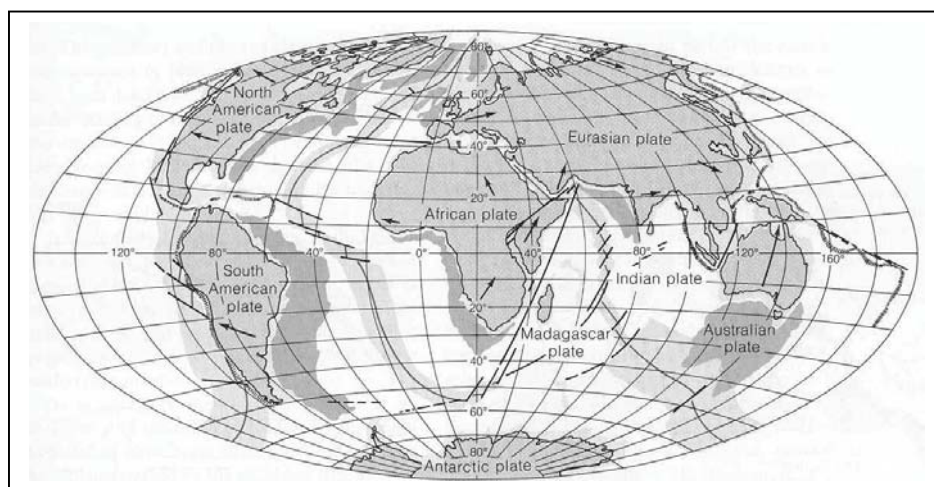


Figur 16.8 Kontinenternes placering i dag. /Press & Siever, 1978/

Ved den igangværende kontinentalforskydning af den Nordamerikanske plade hen over Stillehavets havbund og den fortsatte åbning af Atlanterhavet, vil man forvente en indsynkning i Nordsøbassinet. Herudover betyder pladetektonik relativt lidt for Nordeuropa, da der tilsyneladende er tale om en samlet Euro-asiatisk plade, og den nærmeste kollisionszone findes i Middelhavsområdet i mødet mellem den afrikanske og den eurasiske plade.

Ved en samtidig pladetektonisk drift af den afrikanske plade mod den europæiske plade, må der forventes yderligere løft af det alpine område. På baggrund af satelлитdata er beregnet at den afrikanske kontinentalplade presses ned under Europa med en hastighed på 25 mm pr. år.

Nedenstående figur viser et bud på, hvorledes kontinenterne kan tænkes at være placeret, hvis kontinentalforskydningen fortsætter som i dag.



Figur 16.9 Kontinenternes placering, som den kunne se ud om 50 mio. år /Press & Siever, 1978/.

Erosion river ned, hvad der er bygget op med landhævninger og pladetektonik. Vind, sol og frost kombineret med plantevækst og dyreliv kan få bjerge til at smuldre, og vand, der falder som regn, transporterer materialer i form af grus, sand og ler fra landjorden via vandløb og floder ud til havene, hvor de sedimenterer. Vand i form af vandløb og floder er en stærk erosionsmekanisme i sig selv, når det skærer sig igennem landskabet og skaber kløfter, der med tiden udvides til brede floddale. Tidsperspektivet for at danne disse store floddale er mange mio. år /Press & Siever, 1978/

Set i forhold til deponeringsanlæg betyder disse mekanismer, at i det uendelige tidsperspektiv vil intet deponeringsanlæg være beskyttet mod erosion.

I forbindelse med landhævninger, vil deponeringsanlæg begravet dybt i havbunden kunne eksponeres på ny. Som eksempel skal peges på, at dele af Midtjylland i tertiærtiden pga. omfattende landhævning har været udsat for en erosion på 200 m, hvilket bl.a. ses ved, at der ligger brunkul i FASTERHOLDTOMRÅDET tæt på terræn.

Pladetektoniske bevægelser må forventes primært at have betydning for deponeringsanlæg liggende i kollisionszoner, dvs. i de zoner hvor kontinental- og/eller oceanplader støder ind i hinanden. Den umiddelbare konsekvens for

deponeringsanlægget må antages at afhænge af, hvor tæt deponeringsanlægget befinder på jordoverfladen:

- For deponeringsanlæg meget tæt på jordoverfladen gælder, at anlægget må forventes at vil blive presset i stykker og tilbageværende miljøfarlige persistente stoffer vil blive eroderet ud af deponeringsanlæggene og spredt i miljøet.
- For deponeringsanlæg noget under jordoverfladen og overlejret af andre materialeglag må regnes med, at deponeringsanlægget vil blive presset ind i omgivende jordmasser og reelt indarbejdet i bjergmassiver. Ved denne proces vil deponeringsanlæggets materialer blive udsat for metamorfose og afhængig af temperatur og tryk kunne blive opsmeltet. Tungmetaller vil således blive oparbejdet i denne proces og der vil kunne dannes mineralforekomster, som man kender og udnytter i dag.

Herudover betyder pladetektoniske bevægelser, at de klimatiske forhold for alle deponeringsanlæg må påregnes at kunne blive forandret i tidens løb. De deponeringsanlæg, der blev etableret i tørre og varme zoner på jorden kan blive flyttet til kolde og regnfulde zoner og omvendt.

Der er dog mange spørgsmål, som formodentlig kun fremtiden vil kunne besvare. Det kan ikke vides, i hvilken grad kontinentpladerne vil fortsætte med at presse sig ind under hinanden - om bevægelsen går i stå eller skifter retning på et tidspunkt eller fortsætter indtil den ene plade er helt forsvundet. Det vides heller ikke i hvilket omfang de enkelte plader kan brydes op i mindre plader. Disse spørgsmål har betydning for, om der må regnes med, at alle deponeringsanlæg før eller siden nødvendigvis bliver ødelagte eller, om mange deponeringsanlæg kan antages at kunne bestå nærmest uberørte til evig tid.

Andre grundlæggende spørgsmål, som der ikke umiddelbart gives svar på, omfatter spørgsmålet om mennesker vil bevare oplysninger om placeringen og indholdet af gamle deponeringsanlæg i en ubegrænset fremtid og i givet fald evner og vil forsøge at forebygge erosion i en ubegrænset fremtid, hvilket evt. kan gøres ved at opgrave gamle deponeringsanlæg udsat for erosion, og gendepone materialet? Vil der overhovedet være mennesker tilstede på jorden i en ubegrænset fremtid?

16.3 Sammenfatning

Det kan konkluderes, at der er mange geologiske mekanismer, der på sigt vil kunne erodere et deponeringsanlæg og sprede indholdet af anlægget mere eller mindre diffust i miljøet. Med et tidsperspektiv som det glaciære har den nuværende placering af lande og regioner betydning. Her kan vurderes, at under danske og Nordeuropæiske forhold vil især følgende mekanismer være relevante:

- Kyst- og floderosion
- Istider

I Sydeuropa og i andre dele af verden vil istider formodentlig have mindre betydning. Til gengæld kan jordskælv og pladetektonik efterfulgt af generelle forvittrings- og erosionsmekanismer herunder også kyst- og floderosion have væsentlig betydning.

I det uendelige tidsperspektiv betyder pladetektoniske bevægelser, at ingen lande og regioner nødvendigvis er placeret og ser ud som i dag. I dette tidsperspektiv er intet deponeringsanlæg beskyttet mod erosion. Omvendt er det ikke sikkert, at alle deponeringsanlæg nødvendigvis vil blive eroderet. Hertil kommer, at mennesker kan vælge at forebygge erosion af deponeringsanlæg i en ubegrænset fremtid, forudsat at mennesker overhovedet er tilstede i denne fremtid og evner at bekymre sig om deponeringsanlæg etableret i forfædrenes tid.

17 Hvordan regnes der med deponering af affald i LCA?

17.1 vurderingsmetode

17.1.1 Relevansen af at medregne affaldsdeponering i LCA

Status for vores viden om omsætning af materialer i deponeringsanlæg, og de påvirkninger som deponeringsanlæg kan udsættes for i samfundet såvel som fra geologiske påvirkninger er, at der er mange mekanismer, der kan og vil bevirke en spredning af de miljøfarlige stoffer, som er deponeret og vil blive deponeret. Det må derfor anses for sandsynligt, at en væsentlig del af de farlige stoffer, som i dag tilføres deponeringsanlæg på et tidspunkt i fremtiden vil blive spredt i miljøet.

Mekanismerne bag denne spredning er flere. Som gennemgået i de foregående kapitler må forudses, at både udvaskning, samfundsmæssige forandringer og geologiske forandringer kan have en betydning.

Ren udvaskning uden at deponeringsanlægget påvirkes af andre mekanismer er nok den mekanisme, der har mindst betydning. Selvom koncentration af tungmetaller etc. i perkolat efter lange tidsperioder ikke kendes med sikkerhed i dag, må forventes at udvaskningen af tungmetaller etc. er udstrakt over så langt et tidsforløb, at de resulterende koncentrationer i perkolat er lave og i mange tilfælde - men ikke nødvendigvis altid - lavere end drikkevandskriterierne.

Samfundsmæssige forandringer kan påvirke deponeringsanlæg og medføre, at materialer anbragt i deponeringsanlæg i et vist omfang spredes i miljøet. Dette har især betydning for restprodukter såsom forbrændingsslagger og kulflyveaske, der udnyttes og genanvendes i infrastrukturen herunder vej- og havneanlæg, støjvolde m.m. Ved forandringer eller simpelt forfald af disse anlæg må påregnes, at restprodukterne med deres indhold af tungmetaller etc. i større eller mindre omfang spredes i miljøet.

Geologiske forandringer vil givetvist omfatte de mekanismer, der medfører de største påvirkninger. Kyst- og floderosion, istider, jordskælv, pladetektonik samt andre erosionsmekanismer kan på forskellig vis bidrage at ødelægge deponeringsanlæg og sprede det deponerede affald i miljøet. I det uendelige tidsperspektiv er intet deponeringsanlæg beskyttet mod erosion. Mennesker kan dog selvfølgelig vælge at forebygge erosion af deponeringsanlæg i en ubegrænset fremtid, forudsat at mennesker er tilstede i denne fremtid og evner at bekymre sig om deponeringsanlæg etableret i forfædrenes tid.

Effekten af denne spredning af miljøfarlige kemiske stoffer vil dog i mange tilfælde være vanskelig at forudse, da den afhænger af den fortynding, der finder sted i det enkelte tilfælde og derfor reelt afhænger meget stærkt af de lokale forhold og de spredningsmekanismer, der har betydning i det enkelte tilfælde. Det må antages, at den påvirkning, der reelt finder sted, kan variere

fra en meget koncentreret påvirkning med store effekter til en meget svag og i praksis betydningsløs påvirkning.

Det må derfor anses for logisk at konkludere, at deponering af miljøfarlige kemiske stoffer repræsenterer et potentiale for en miljøeffekt engang i fremtiden, som i princippet kan være dagen i morgen såvel som om flere hundrede mio. år. De rigtigt store påvirkninger, som fx er knyttet til istider, ligger dog formodentlig mindst et par hundrede år frem i tiden, mens kyst- og floderosion ligger fra få hundrede til mange millioner år ud i fremtiden.

Selvom miljøeffekten først finder sted engang i fremtiden repræsenterer denne effekt konsekvenserne af et valg foretaget af producenter i dag. Væsentligt er at der tale om et valg. Producenterne kunne vælge anderledes. De kunne vælge at sammensætte produkter uden brug af persistente miljøfarlige stoffer såsom tungmetaller eller at undgå driftsmidler eller produktionsprocesser, hvorved der opstår persistente miljøfarlige stoffer som affald.

Det må derfor anses for relevant, at miljøkonsekvenserne af dette valg kan beskrives og medregnes i LCA.

17.1.2 Sammenligning af miljøpåvirkninger i fremtiden med miljøpåvirkninger, der sker i dag.

Spørgsmålet om en påvirkning, der foregår ud i fremtiden, skal vægtes lige så højt som en spredning, der sker i dag er bl.a. et spørgsmål om, hvor længe det deponerede affald kan opfattes som et deponeringsanlæg og dermed som efterladenskaber for menneskelig aktivitet og hvornår anlægget reelt er integreret i miljøet. Her skal foreslås den definition, at deponeringsanlægget først kan betragtes som en naturlig del af miljøet i det øjeblik, det ikke længere er muligt med sikkerhed at udpege enkeltdele som efterladenskaber af menneskelig aktivitet.

Så længe man kan genkende menneskeskabte materialer (fx et stykke PVC) er der tale om efterladenskaber af menneskelig aktivitet. Er materialerne derimod nedbrudt og spredt diffust i miljøet eller har været udsat for mineralogiske processer giver det ingen mening at tale om efterladenskaber af menneskelig aktivitet længere.

Om en miljøpåvirkning, der finder sted engang ud i fremtiden, skal vægtes lige så højt som en miljøpåvirkning, der foregår i dag, er dog i praksis også et holdningsmæssigt spørgsmål. De to hovedlinier i argumentationen omkring dette spørgsmål kan sammenfattes som følger:

1. Enhver generation er ansvarlig for at ordne sine egne problemer, og det er ikke acceptabelt at efterlade problemerne til kommende generationer. Hertil kommer risikoen for at fremtiden vil mangedoble problemets omfang fx ved at forurening spredes over et stort areal, med heraf følgende store omkostninger til oprydning.
2. Vi skal træffe de valg, der her og nu giver mest miljø for pengene. Det er derfor reelt at vægte udgifterne afhængigt af hvor langt ud i fremtiden de indtræffer. En forsigtig diskonteringsrate på 3% p.a. betyder reelt, at alle udgifter, der ligger længere ud i fremtiden end ca. 50 år, er ligegyldige. Derfor er der ingen grund til at inddrage miljøpåvirkninger, der ligger længere ud i fremtiden, i beslutningsprocessen. Hertil kommer at fremtiden kan medføre en

teknologisk udvikling, der vil gøre det lettere og billigere at løse forureningsproblemerne end i dag.

Det er indlysende, at den første type argumentation fører frem til, at emissioner fra deponeringsanlæg på uendelig langt sigt i princippet skal tillægges stort set samme vægt som emissioner, der finder sted i dag. Tilsvarende fører den anden type af argumentation frem til, at det er overflødigt at beskæftige sig med emissioner fra deponeringsanlæg på langt sigt.

Det er ikke muligt ud fra neutrale ikke-holdningsbaserede argumenter, at identificere en klar logisk vægtning mellem en miljøpåvirkning, der finder sted i dag versus en påvirkning der finder sted i fremtiden. Som beskrevet i det følgende er derfor valgt at foreslå en metodeløsning, som giver mulighed for at tilgodese begge ovennævnte synspunkter, som i denne sammenhæng må påregnes at repræsentere yderpolerne.

Diskussionen er afslutningsvist taget op på ny i afsnit 5.6.4 - fortolkning af resultater, hvor forfatterens anbefalinger til fortolkning af resultater er præsenteret.

17.1.3 Forslag til vurderingsmetode

Med baggrund i den erkendelse, at der på mange måder er tale om et holdningsmæssigt valg, som skal træffes af beslutningstageren, er her valgt at pege på den metodeløsning, at der defineres 2 nye påvirkningskategorier:

1. Deponeret humantoksicitet
2. Deponeret økotoxicitet

Begge disse kategorier repræsenterer den giftvirkning, som kunne komme til udfoldelse en gang i fremtiden i takt med at materialerne i deponeringsanlægget nedbrydes og de miljøfarlige kemiske stoffer gøres tilgængelige for udvaskning eller at anlægget i øvrigt påvirkes på en måde således at dets indhold af miljøfarlige kemiske stoffer frigives til miljøet.

I og med at der er tale om potentialer er underforstået, at de miljøfarlige kemiske stoffer ikke nødvendigvis vil blive frigivet fra alle deponeringsanlæg, eller at de ikke nødvendigvis vil blive frigivet på en måde, der gør at de optræder i miljøet i en koncentration, der medfører registrerbar miljøpåvirkning.

At den deponerede toksicitet opgøres som separate påvirkningskategorier, som det står beslutningstageren frit for at tillægge betydning eller ej, giver den fordel, at det reelt overlades til beslutningstageren at træffe det dermed forbundne politiske valg.

Det skal dog understreges, at de nye påvirkningskategorier skal opfattes som en udvidelse af de eksisterende påvirkningskategorier for human og økotoxicitet i UMIP. Selvom der er indført 2 nye kategorier er der således ikke tale om, at human og økotoxicitet som helhed skal tillægges større betydning sammenlignet med de øvrige kategorier i UMIP såsom drivhuseffekt osv.

I forhold til den nuværende LCA-metodepraksis, hvor de potentielle miljøpåvirkninger på langt sigt af deponering af miljøfarlige kemiske stoffer reelt glemmes giver det her præsenterede forslag til metodeløsning den fordel, at disse miljøpåvirkninger nu kvantificeres hvilket medfører at beslutningstageren dels opnår et kvantitativt mål for problemets omfang og dels tvinges til at tage stilling til om denne miljøpåvirkning skal tillægges betydning eller ej.

17.2 De nye påvirkningskategorier

I UMIP-metoden er påvirkningskategorien "human toksicitet" defineret som aggregering af tre underkategorier, som dækker luft henholdsvis vand og jord. Tilsvarende tages der med påvirkningskategorien "økotoksicitet" hensyn til både vand og jord. Tilsvarende skal her foreslås, at påvirkningskategorien "deponeret human-toksicitet" defineres som summen af følgende tre underkategorier:

- Deponeret human toksicitet til luft ("hta-d")
- Deponeret human toksicitet til vand ("htw-d")
- Deponeret human toksicitet til jord ("hts-d")

mens påvirkningskategorien "deponeret økotoksicitet" defineres som summen af følgende to underkategorier:

- Deponeret økotoksicitet til vand (kronisk) ("etwc-d")
- Deponeret økotoksicitet til jord (kronisk) ("etsc-d")

De 2 nye påvirkningskategorier supplerer således de eksisterende påvirkningskategorier for sundhed og økosystemer. Dette afspejles også i benævnelsen af de nye underkategorier, hvor der er tilføjet et "-d", der angiver at der er tale om emissioner til deponi.

Den eneste forskel i forhold til de eksisterende kategorier er, at det for deponeret toksicitet er valgt at se bort fra den akutte påvirkning af akvatiske økosystemer (i UMIP benævnt "etwa"). I den originale UMIP-metode er denne påvirkningskategori rettet mod at identificere udledninger, der har en akut effekt på lokale økosystemer tæt på en producent, og er derfor kun af marginal relevans, når det drejer sig om en vurdering af potentielle effekter, der ligger langt ude i fremtiden. Udeladelse af dette element vil med stor sandsynlighed ikke have en væsentlig indflydelse på konsekvenserne af en LCA.

Er antallet af underkategorier for stort?

At der anvendes næsten samme antal underkategorier som for vurdering af "nuværende" toksicitet (dvs. human toksicitet og økotoksicitet, som er knyttet til nuværende emissioner fra aktiviteter i samfundet og som indgår i beregningen af human toksicitet og økotoksicitet i UMIP) kunne opfattes, som at deponeret toksicitet anses for lige så vigtig som "nuværende" toksicitet. Dette er ikke tilfældet (jf. afs. 17.6.4) og det har været overvejet, om det var praktisk muligt at begrænse antallet af underkategorier for deponeret toksicitet. Som det imidlertid fremgår af resultaterne for beregning af normaliseringsreferencerne for deponeret toksicitet (jf. afs. 17.4), vil udeladelse af enkelte underkategorier have stor betydning for den giftvirkning, der tillægges de enkelte kemiske stoffer, da effektpotentialer i forhold til de forskellige miljøer kan variere stærkt fra stof til stof. Fx er kviksølv det eneste kemiske stof, som regnes at have et effektpotentialer via luft.

Deponeret human toksicitet via grundvand

Udvaskning af persistente toksiske stoffer fra deponier til grundvand kan påvirke menneskers sundhed og bør derfor i princippet være et element i den samlede vurdering af deponeret human toksicitet, selvom det må vurderes (jf. afs. 14.1.6), at påvirkning af grundvandsressourcer, der kan udnyttes til drikkevand, vil i dag under danske forhold for nye deponeringsanlæg høre til undtagelsen. Det har dog ikke været muligt i projektet at operationalisere denne effekttype.

Principperne for eksponerings- og effektvurdering af human toksicitet via grundvand er beskrevet i /Hauschild & Wenzel, 1998/, men der er ikke foretaget en beregning af relevante effektpotentialer. For at effekttypen skal være operationel i vurderingen kræves det, at der etableres en metode til at vurdere stoffernes skæbne i jord, specielt omkring udvaskning til grundvand og transport heri, samt at der efterfølgende beregnes en normaliseringsreference.

Dette er en forholdsvis arbejdskrævende opgave, som ikke har kunnet gennemføres indenfor projektets budget- og tidsrammer. Jord er f.eks. meget inhomogen og udvaskningen fra/gennem jord kan variere meget indenfor relativt korte afstande. Der vil også være stor forskel på grundvandspejlets dybde, om der er flere grundvandsmagasiner, hvor langt der er til kysten, osv. En beregning af, hvor stor en koncentrationsforøgelse, der vil være resultatet af at deponere en vis mængde toksiske og persistente stoffer, vil derfor skulle baseres på en forholdsvis avanceret modellering.

Operationalisering af denne effektkategori foreslås derfor at være et (vigtigt) element i den fremtidige udvikling og forbedring af UMIP-metoden, idet man dog skal være opmærksom på, at en vurdering med stor sandsynlighed vil være mere usikker end vurderingen af human toksicitet og økotoksicitet.

Indtil der kan foretages en kvantitativ vurdering er det derfor kun muligt at holde følgende overordnede elementer i en vurdering for øje:

- På en kort og mellemlang horisont (op til tusind år eller mere) vil udvaskningen fra deponier til grundvand være af marginal betydning for menneskers sundhed. Baggrunden for denne overordnede vurdering er dels, at udvaskningshastigheden må anses for at være meget langsom for stort set alle relevante stoffer, og dels at danske deponier anbringes i områder, hvorfra der ikke udvindes grundvand.
- I en uendelig tidshorisont vil hele deponiets indhold af toksiske stoffer blive udledt til omgivelserne, enten via en langsom udvaskning eller på grund af jordskælv, istid eller lignende. I det første tilfælde vil der eventuelt kunne opstå målelige koncentrationer, der kan påvirke menneskers sundhed, hvis de bliver eksponeret. I de andre tilfælde vil indholdet af toksiske stoffer blive omfordelt i miljøet og vil med den ændrede fordeling (herunder via jord til grundvand) kunne påvirke menneskers sundhed på samme måde, som hvis udledningen fandt sted til de samme delmiljøer i forbindelse med f.eks. produktion af et givet produkt.

17.3 Beregning af effektpotentialer

Beregningen af effektpotentialer vil i princippet ske som for UMIP-metoden i dag, d.v.s. at de mængdemæssige bidrag fra enkeltstoffer multipliceres med effektfaktoren for det pågældende stof, hvorefter der summeres for hvert delmiljø:

$$EP_{hum,m} = \sum_i^n EQF_{i,m} \times m_i$$

hvor $EP_{hum,m}$ er effektpotentialet for en påvirkningskategori (her human toksicitet) forårsaget af exponering via delmiljøet m (vand, jord eller luft).
 $EQF_{i,m}$ er effektfaktoren for stoffet i for eksponering i det pågældende delmiljø.
 m_i er udledningen af stoffet i (i vægtenhed)

Til de nye påvirkningskategorier knytter der sig nogle specielle forhold og antagelser:

Det påregnes, at toksicitetseffekter, der er knyttet til deponering af persistente stoffer reelt set alene forekommer i et tidsperspektiv, der er længere end 100 år. Hvad der måtte forekomme i et tidsperspektiv kortere end 100 år vurderes som marginalt og stort set betydningsløst.

De effektpotentialer, som knyttes til de nye effektkategorier skal så vidt muligt afspejle de påvirkninger af miljøet, som finder sted ved frigivelsen af de toksiske stoffer fra deponeringsanlæg på længere sigt. Påvirkningen af miljøet vil i variere med anlæggets placering og den begivenhed, som forårsager frigivelsen, men i den praktiske beregning af effektpotentialet antages det som basisscenarie, at hele deponeringsanlæggets indhold af toksiske stoffer frigives på en gang.

Den diskussion af mulige begivenhedsforløb for deponeringsanlæg, der er foretaget i de foregående kapitler viser, at der reelt kan forekomme en lang række forskellige forløb, som varierer fra udvaskning til istider og andre former for erosion.

De berørte miljøer vil i alle tilfælde være jord og vand. Den præcise fordeling mellem jord og vand kendes ikke og kan næppe forudses. Her skal foreslås, at belastningen regnes med 50% til jord og 50% til vand, idet denne fordeling også er anvendt i beregningen af normaliseringsreferencerne.

Vedrørende effektfaktorer henvises til afsnit 17.5.2.

17.4 Normaliseringsreferencer

17.4.1 Deponeret økotoksicitet

De beregnede normaliseringsreferencer for deponeret økotoksicitet (vand-akut (etwa-d); vand-kronisk (etwc-d); jord-kronisk (etws-d)) vist i tabel 17.1.

Grundlaget for beregningerne fremgår af bilag 6.

Tabel 17.1. Normaliseringsreferencer for deponeret økotoksicitet.

Stof - stofgruppe	Kilde	Deponimængde ton/år	Effektpotentiale – deponeret økotoksicitet	
			EP(etwc-d) m ³ vand	EP(etws-d) m ³ jord
Nikkel	Diverse (massestrøm)	955	3,20E+11	3,34E+08
Kviksølv	Diverse (massestrøm)	0,6	2,40E+09	3,18E+07
Cadmium	Diverse (massestrøm)	18,5	1,11E+12	2,04E+08
Bly	Diverse (massestrøm)	1550	1,55E+12	7,75E+07
Arsen	Diverse (massestrøm)	63,5	6,03E+10	1,05E+08
Arsen	Træimprægnering	16	1,52E+10	2,64E+07
Kobber	Diverse (massestrøm)	5600	3,50E+13	5,60E+08
Chrom	Diverse (massestrøm)	3250	1,09E+12	1,63E+08
Chrom	Træimprægnering	20	6,70E+09	1,00E+06
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Forurennet jord	0,14	8,19E+10	4,55E+06
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bildæk	0,03	1,56E+10	8,66E+05
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bioaske	0,001	4,30E+08	2,39E+04
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Kreosot i træ	32,5	1,95E+13	1,08E+09
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Asfalt	0,46	2,76E+11	1,53E+07
Dioxin (I-TEQ)	Slagge/aske	0,00007	9,17E+10	4,91E+06
Total			5,91E+13	2,61E+09
Antal personer i DK	5166000			
Normaliseringsreference (m ³ /capita/år)			1,14E+07	5,06E+02

Den relative fordeling mellem de forskellige bidrag fremgår af tabel 17.2.

Tabel 17.2. Procentvise bidrag til normaliseringsreferencen for deponeret økotoksicitet

Stof - stofgruppe	Kilde	EP(etwc-d) %	EP(etsc-d) %
Nikkel	Diverse (massestrøm)	0,5	12,8
Kviksølv	Diverse (massestrøm)	0,0	1,2
Cadmium	Diverse (massestrøm)	1,9	7,8
Bly	Diverse (massestrøm)	2,6	3,0
Arsen	Diverse (massestrøm)	0,1	4,0
Arsen	Træimprægnering	0,0	1,0
Kobber	Diverse (massestrøm)	59,2	21,4
Chrom	Diverse (massestrøm)	1,8	6,2
Chrom	Træimprægnering	0,0	0,0
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Forurennet jord	0,1	0,2
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bildæk	0,0	0,0
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bioaske	0,0	0,0
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Kreosot i træ	33,0	41,5
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Asfalt	0,5	0,6
Dioxin (I-TEQ)	Slagge/aske	0,2	0,2
Total		100,0	100,0

Som det fremgår af de to tabeller, kommer de vigtigste bidrag til kronisk økotoksicitet i vand fra kobber og kreosot i imprægneret træ. De to bidrag udgør tilsammen mere end 90%, mens de resterende få procent kommer fra tungmetallerne. Et lignende billede ses for akut økotoksicitet i vand.

De væsentligste bidrag til kronisk økotoksicitet i jord kommer også fra diverse kobberkilder samt kreosot. I denne påvirkningskategori giver nikkel, cadmium og arsen også et signifikant bidrag, mere end 4% for hvert stof.

17.4.2 Deponeret Human Toksicitet

I tabel 17.3 er vist de beregnede normaliseringsreferencer for deponeret human toksicitet via jord (hts-d), vand (htw-d) og luft (hta-d). Grundlaget for beregningerne fremgår af bilag 6.

Tabel 17.3. Normaliseringsreference for deponeret human toksicitet

Stof - stofgruppe		Deponimængde	Effektpotentiale – deponeret human toksicitet		
			ton/år	EP(hta-d)	EP(htw-d)
	Kilde		m3 luft	m3 vand	m3 jord
Nikkel	Diverse (massestrøm)	955	0,00E+00	9,07E+06	7,16E+07
Kviksølv	Diverse (massestrøm)	0,6	4,02E+12	6,60E+10	4,86E+07
Cadmium	Diverse (massestrøm)	18,5	0,00E+00	2,59E+10	5,18E+07
Bly	Diverse (massestrøm)	1550	0,00E+00	2,02E+11	7,75E+07
Arsen	Diverse (massestrøm)	63,5	0,00E+00	1,17E+09	4,13E+09
Arsen	Træimprægnering	16	0,00E+00	2,96E+08	1,04E+09
Kobber	Diverse (massestrøm)	5600	0,00E+00	4,76E+10	1,40E+07
Chrom	Diverse (massestrøm)	3250	0,00E+00	2,93E+10	2,28E+09
Chrom	Træimprægnering	20	0,00E+00	1,80E+08	1,40E+07
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Forurennet jord	0,14	0,00E+00	2,18E+07	1,23E+02
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bildæk	0,026	0,00E+00	4,16E+06	2,34E+01
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bioaske	0,0007	0,00E+00	1,15E+05	6,45E-01
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Kreosot i træ	32,5	0,00E+00	5,20E+09	2,93E+04
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Asfalt	0,46	0,00E+00	7,35E+07	4,14E+02
Dioxin (I-TEQ)	Slagge/aske	0,00007	0,00E+00	3,60E+10	5,90E+05
Total			4,02E+12	4,13E+11	7,72E+09
Antal personer i DK	5166000				
Normaliseringsreference (m3/capita/år)			7,78E+05	8,00E+04	1,49E+03

I tabel 17.4 er vist den procentvise fordeling af bidragene.

Tabel 17.4. Procentvise bidrag til normaliseringsreferencen for human toksicitet

Stof - stofgruppe	Kilde	EP(hta-d) %	EP(htw-d) %	EP(hts-d) %
Nikkel	Diverse (massestrøm)	0,00	0,00	0,93
Kviksølv	Diverse (massestrøm)	100,00	15,97	0,63
Cadmium	Diverse (massestrøm)	0,00	6,27	0,67
Bly	Diverse (massestrøm)	0,00	48,76	1,00
Arsen	Diverse (massestrøm)	0,00	0,28	53,46
Arsen	Træimprægnering	0,00	0,07	13,47
Kobber	Diverse (massestrøm)	0,00	11,52	0,18
Chrom	Diverse (massestrøm)	0,00	7,08	29,47
Chrom	Træimprægnering	0,00	0,04	0,18
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Forurennet jord	0,00	0,01	0,00
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bildæk	0,00	0,00	0,00
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Bioaske	0,00	0,00	0,00
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Kreosot i træ	0,00	1,26	0,00
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	Asfalt	0,00	0,02	0,00
Dioxin (I-TEQ)	Slagge/aske	0,00	8,72	0,01
Total		100,00	100,00	100,00

Som det fremgår af de to tabeller, tegner der sig følgende billede af de enkelte fraktioners vigtighed:

Deponeret toksicitet via luft (hta-d): Kviksølv er den eneste bidragsyder indenfor denne kategori. Årsagen til dette er, at en udledning fra deponier vil ske til vand og jord (50/50), og at et stof derfor skal kunne fordampe for at give et bidrag. Kun kviksølv er vurderet til at kunne fordampe i en grad, der kan påvirke menneskers sundhed via luft.

Deponeret toksicitet via vand (htw-d): I denne påvirkningskategori dominerer bly med omkring 50% af det samlede bidrag, men også kviksølv, kobber, cadmium og dioxin giver signifikante bidrag.

Deponeret toksicitet via jord (hts-d): I denne påvirkningskategori er arsen dominerende med 2/3, mens chrom tegner sig for den største del af det resterende bidrag.

17.4.3 Overordnede konklusioner

De nye påvirkningskategorier og dertil hørende normaliseringsreferencer giver et interessant overblik over de samlede mængder af deponeret toksicitet og økotoksicitet og kilderne til disse.

Når man ser på kilderne til den deponerede økotoksicitet er det interessant at bemærke, at kreosot i sveller og master er en meget væsentlig bidragsyder med hensyn til både jord- og vandbelastning. Mængden af PAH i kreosot er så stor, at andre PAH-bidrag, f.eks. fra bildæk, bioaske mv. bliver insignifikante i denne sammenhang.

Med hensyn til belastning via vand er kobber den anden dominerende bidragsyder. Det har ikke været muligt indenfor projektet at gå i detaljer med oplysningerne i den massestrømsanalyse, der ligger til grund for beregningen, f.eks. hvilke produkttyper der rent faktisk ender på deponi og hvorfor, men en sådan viden vil både kunne anvendes i et fremadrettet arbejde og i en opdatering af normaliseringsreferencen.

Det er klart, f.eks. fordi kobber er på listen over uønskede stoffer, at Miljøstyrelsen er opmærksom på nogle af de miljømæssige problemer, der er knyttet til kobber i affaldskredsløbet. Den mængde, der vil blive deponeret i fremtiden, kan derfor forvente at blive mindre som følge af en fokuseret indsats på f.eks. elektronikskrot-området, men bliver formodentlig ikke så lille, at den deponerede kobber ikke vil udgøre et potentielt problem med hensyn til økotoksiske effekter på meget langt sigt.

Med hensyn til deponeret økotoksicitet via vand er kobber også en vigtig bidragsyder, sammen med arsen, nikkel og cadmium. Heller ikke her har det været muligt at gå i detaljer med kilderne på en mere detaljeret måde.

Når det drejer sig om deponeret human toksicitet er det metallerne, der udgør den største belastning, om end der tegner sig et lidt diffust billede. Kviksølv er den eneste bidragsyder via luft; bly, kobber kviksølv og cadmium er sammen med dioxin de vigtigste bidragsydere via vand, og arsen og chrom de vigtigste bidragsydere via jord.

Dette betyder, at der ikke kan peges på en produktrettet strategi, hvor der kan opnås en mindre belastning i alle (eller mange) påvirkningskategorier ved at fokusere på et enkelt (eller få) produktområder. Til gengæld betyder det diffuse billede også, at det har været relevant at have et bredt fokus for både renere teknologi og renere produkt-indsatserne, simpelthen fordi der også i virkelighedens verden er en lang række bidragsydere til fremtidens problemer.

17.4.4 Sammenligning med de "almindelige" normaliseringsreferencer

Nye normaliseringsreferencer for vurdering af "nuværende" toksicitet (dvs. human toksicitet og økotoksicitet, som er knyttet til nuværende emissioner fra aktiviteter i samfundet og som indgår i beregningen af human toksicitet og økotoksicitet i UMIP) er netop udviklet. Der henvises til /Christensen/ og /Tørslev/. En sammenligning mellem disse referencer og de her præsenterede normaliseringsreferencer for deponeret toksicitet viser nogle store forskelle i deres størrelsesordner. Disse forskelle har dog en naturlig forklaring, som beskrevet i det følgende.

Human toksicitet

For bidraget til human toksicitet via luft (hta og hta-d) er der en forskel i størrelsesordenen 10^4 , med den "almindelige" normaliseringsreference som den største. Årsagen til dette er, at den deponerede toksicitet antages kun at blive udledt til vand og jord (50/50), og det er derfor kun fordampelige stoffer (læs: kviksølv), der vil kunne give anledning til eksponering via luft.

For bidraget til human toksicitet via vand (htw og htw-d) er de to normaliseringsreferencer af samme størrelsesorden. I praksis betyder det, at de årlige udledninger af tungmetaller og dioxin fra diverse aktiviteter inkl. rensningsanlæg og atmosfærisk nedfald sammen med udledninger af overfladeaktive stoffer er lige så belastende som den deponerede toksicitet, hvor bly og andre metaller udgør mere end 80% af det samlede bidrag.

For bidraget til human toksicitet via jord (hts og hts-d) er den deponerede toksicitet en faktor 10 større end toksiciteten af de "almindelige" udledninger. For den deponerede toksicitets vedkommende er det arsen fra diverse kilder, incl. imprægneret træ, der er hovedkilden, og alene dette bidrag overstiger i størrelse det samlede bidrag fra udbringning af slam med overfladeaktive stoffer plus atmosfærisk nedfald af tungmetaller og dioxin. Der er altså tale om ganske betydelige mængder giftige stoffer, der deponeres.

Økotoksicitet

For økotoksicitet via vand er normaliseringsreferencen for deponeret økotoksicitet en faktor 15 større end normaliseringsreferencen for almindelig økotoksicitet /Tørsløv/. De dominerende årsager til denne forskel er bidraget fra kobber samt kreosot i træ, idet disse elementer ikke er medtaget i den almindelige normaliseringsreference.

For økotoksicitet via jord er normaliseringsreferencen til gengæld en faktor 1000 mindre end for den almindelige økotoksicitet. Her er den væsentligste forskel, at bekæmpelsesmidler ikke indgår i den deponerede økotoksicitet, mens det er en meget væsentlig faktor i almindelig terrestrisk økotoksicitet.

17.5 Vægtning

Sluttrinnet i UMIP-metoden er en vægtning af de normaliserede resultater. Vægtningsfaktoren beregnes for hver påvirkningskategori som forholdet mellem påvirkningspotentialet i et referenceår og i et målsætningsår, og afspejler de politisk fastsatte reduktionsmål for en given påvirkningskategori.

På affaldsområdet findes der en lang række målsætninger i oplægget til Regeringens Affaldsstrategi 2005-2008 /MST 2003d/. Det er imidlertid ikke muligt uden en meget stor arbejdsindsats at beregne, hvor stor en reduktion i deponeret toksicitet og økotoksicitet, som målsætningerne vil forårsage. Årsagen til dette er, at Regeringens Affaldsstrategi fokuserer på affaldsfraktioner og ikke de enkeltkomponenter i affaldet, som giver anledning til miljø- og sundhedsbelastningen. Der skal med andre ord laves en detaljeret analyse af indholdet af belastende stoffer i hver enkelt fraktion som følge af nye regler for udsortering, samtidigt med at størrelsen af disse fraktioner skal estimeres.

Som et surrogat for en vægtningsfaktor beregnet efter de ovenstående retningslinier foreslås det at anvende mere overordnede "målsætninger" eller aktuelle resultater.

Som en indikator for de politiske målsætninger kan bruges at den danske implementering af EU's deponeringsdirektiv forventes at medføre nedlukning af 40-60 af de i dag ca. 150 bestående anlæg inden 2009. Hvis det antages, at der lukkes 50 anlæg, vil vægtningsfaktoren således blive $150/100 = 1,5$. Denne vægtningsfaktor afspejler udviklingen fra nu og til 2009, og er derfor ikke helt i tråd med de vægtningsfaktorer, der ellers anvendes i UMIP.

En lidt højere vægtningsfaktor fremkommer, hvis man sammenligner mængden af deponeret affald i 1993 og 2001, henholdsvis 2,5 mio tons og 1,4 mio tons. Disse tal kan inter- og ekstrapoleres til, at der blev deponeret 2,36 mio tons i 1994 (referenceåret for opdateringen af UMIP's metodegrundlag) og der kan forventes at blive deponeret 0,98 tons i 2004, der er det nye målsætningsår i UMIP. Med disse to tal bliver vægtningsfaktoren for deponeret toksicitet og økotoksicitet 2,4.

Det anbefales at bruge den sidstnævnte vægtningsfaktor, indtil der eventuelt kan gennemføres en mere præcis analyse af de forventede resultater af Regeringens Affaldsstrategi. Det skal dog understreges, at der i denne vægtningsfaktor er antaget, at sammensætningen af det deponerede affald er uændret i perioden fra 1994 til 2004, og at det alene er mængderne, der reduceres. Dette er en sandhed med mange modifikationer, idet en del fraktioner sikkert ikke vil blive ændret væsentligt med hensyn til vægt og sammensætning, mens andre fraktioner helt eller næsten helt vil indgå på anden måde i affaldshåndteringen. Vægtningsfaktoren skal derfor først og fremmest anvendes i beregningerne som en indikation af, at affaldsområdet, herunder giftige stoffer på deponi, rent faktisk har en stor politisk bevågenhed.

17.6 Operationalisering

17.6.1 Relevante stoffer og stofgrupper

En række mere eller mindre velkarakteriserede stoffer og stofgrupper er relevante at medtage i beregningen af de nye påvirkningskategorier. I den nedenstående tabel 17.5 er angivet, i hvilken forbindelse, de enkelte bidragsydere er relevante.

Tabel 17.5. Relevante stoffer i en vurdering af deponeret økotoksicitet og human toksicitet.

Stof/Stofgruppe	I restprodukt fra energiproduktion	I restprodukt fra affaldsforbrænding	I produkter, der deponeres direkte
Cadmium	x	x	x
Chrom	x	x	x
Kviksølv	x	x	x
Bly	x	x	x
Kobber	(x)	x	x
Jern	(x)	x	x
Nikkel	(x)	x	x
Zink	(x)	x	x
Arsen	(x)	x	x
Dioxin	x	x	
PAH	(x)	x	x
"Andre" persistente og giftige stoffer			x

Tabellen skal forstås på den måde, at et "(x)" indikerer, at bidraget med stor sandsynlighed er af mindre betydning og fravær af en markering betyder, at oplysninger om tilstedeværelse af stofferne i den pågældende fraktion med meget stor sandsynlighed ikke vil kunne findes. Hvis der findes viden om deres eksistens og mængder, skal dette naturligvis indgå i beregningerne, ligesom det vil være naturligt at lade denne viden indgå som et element i UMIP-databasen.

Udover de deponeringssituationer, der er nævnt i tabel 17.5 vil det for alle grundstoffer også være relevant at overveje indholdet i restprodukter fra mine- og ekstraktionsprocesser.

For dioxin og PAH er det tillige relevant at overveje indholdet i restprodukter fra alle former for forbrændingsprocesser herunder ildebrande.

17.6.2 Effektfaktorer

Effektfaktorer for de kemiske stoffer, der indgår i beregningen af normaliseringsreferencerne fremgår af tabel B6-5 og B6-6 i bilag 6. For andre metaller og en del andre stoffer er disse faktorer angivet i UMIP-bøgerne /Hauschild & Wenzel, 1998/, ligesom de findes i den mest opdaterede version på LCA Centers hjemmeside, www.lca-center.dk.

For "andre persistente og giftige stoffer" vil det dog ofte ikke være muligt at finde de ønskede effektfaktorer. I sådanne tilfælde er må de beregnes efter de retningslinier, der findes i /Hauschild og Wenzel, 1998/.

17.6.3 Beregninger i praksis

Beregningen af bidrag til de nye påvirkningskategorier adskiller sig ikke fra beregningen af andre påvirkningskategorier. I praksis er der dog den forskel, at de gamle påvirkningskategorier er inkluderet i diverse LCA-værktøjer som UMIP-LCV, SimaPro og – i løbet af 2003 – også i GaBi.

Det kræver derfor en ekstra indsats, før der kan opnås resultater for de nye påvirkningskategorier.

Indtil de nye påvirkningskategorier er inkluderet i diverse LCA-værktøjer, anbefales det at foretage beregningerne i et regneark. Dette er forholdsvis simpelt, idet det primært er et modelleringsproblem at beregne, hvor store mængder af de relevante stoffer, der deponeres.

Overordnet er modelleringen eksemplificeret i beregningen af normaliseringsreferencen, f.eks. ved beregningen af bidraget fra kreosot i imprægneret træ (jf. bilag 6).

Tabel 17.6. Fordeling i metaller i forskellige fraktioner efter affaldsforbrænding (M. Grinderslev, dk-TEKNIK, pers. komm.)

Metal	Fordeling i fraktioner efter forbrænding					Redegjort for
	Slagge	Flyveaske	Luft	Spildevand	Slam	
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	
Cadmium	200	770	10	2,25	17,75	100
Chrom	890	100	5,2	0,4	404	100
Bly	670	320	2,3	0,05		99
Kviksølv	10	185	309	2	400	91
Kobber	922	76,5	0,8	0,15	0,55	100
Jern	986,9	13	0,1			100
Nikkel	890	90	10,6	1	8,4	100
Zink	577	419	2,5	0,05	1,8	100
Arsen	426	571	2,25	0,15	1,1	100

I praksis er det naturligvis nødvendigt, at de stoffer, der bidrager til kategorierne, rent faktisk indgår i en LCA-opgørelse. Dette er kun tilfældet i begrænset grad, blandt andet fordi opgørelser i UMIP-databasen vedrørende restprodukter, slagge og aske fra diverse forbrændingsprocesser ikke på nuværende tidspunkt er karakteriseret med hensyn til indhold af tungmetaller og dioxin. I det følgende gives der derfor nogle grundlæggende data, der kan anvendes til at estimere bidrag fra metaller, der går gennem et affaldsforbrændingsanlæg.

I /Erichsen og Hauschild, 2000/ er de produktspecifikke emissioner af en lang række metaller samt kulstof, chlor og svovl til slagge og flyveaske, spildevand/slam og luft beregnet for forskellige affaldsforbrændings- og rensningsteknologier. Denne rapport er i 2003 blevet anvendt som grundlag for at udarbejde et gennemsnit for metal-emissioner fra forbrænding i danske

affaldsforbrændingsanlæg. Disse er imidlertid endnu ikke indarbejdet i UMIP-databasen, og de gengives derfor i tabel 17.6.

Som et eksempel på anvendelse af tallene i tabel 17.6 vil forbrænding af et kilo nikkel i produkter medføre, at der deponeres 890 g med slagge og 90 g med flyveaske, i alt 980 g.

Metaller, dioxiner og PAH findes også i restprodukter fra energiproduktion, baseret på fossile brændsler og biobrændsler. Det præcise indhold er ikke blevet opgjort i dette projekt, men kan eventuelt beregnes på baggrund af oplysninger i de massestrømsanalyser, der er brugt ved beregningen af normaliseringsreferencerne, samt oplysninger fra deltagerne i projektet "Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme".

For "Andre persistente og giftige stoffer" foreslås den grundlæggende antagelse at være, at de omdannes ved forbrændingsprocessen og derfor ikke deponeres med slagge og flyveaske. Luftbårne emissioner som følge af forbrændingen indgår ikke i de nye påvirkningskategorier, men skal ideelt set være en del af beregningerne af de gamle kategorier.

I det omfang de ovenstående metaller, PAH og "Andre persistente og giftige stoffer" indgår i produkter, der deponeres direkte, skal hele den deponerede mængde indgå i beregningerne. Det vanskeligste element i dette er måske at modellere produkternes fordeling på genbrug, genanvendelse, affaldsforbrænding og deponering. Den nødvendige viden kan i visse tilfælde fremskaffes gennem affaldsstatistikker o.l., men vil ofte skulle baseres på diverse antagelser. Disse kan ikke generaliseres, men det vil ofte være hensigtsmæssigt at gennemføre en følsomhedsanalyse, der belyser vigtigheden af de valgte antagelser.

17.6.4 Fortolkning af resultater

De nye påvirkningskategorier skal opfattes som en udvidelse af de eksisterende påvirkningskategorier for human og økotoksicitet i UMIP. Selvom der er indført 2 nye kategorier er der således ikke tale om at human og økotoksicitet skal tillægges større betydning sammenlignet med de øvrige kategorier i UMIP såsom drivhuseffekt osv. Der er derimod tale om, at beregningen af toksicitet gøres mere dækkende end før, i kraft af at det nu er muligt at tage hensyn til, om der i forbindelse med produktion, brug eller bortskaffelse af produkter sker en deponering af persistente miljøfarlige kemiske stoffer, som rummer et potentiale for en giftvirkning, der kunne blive realiseret engang i fremtiden.

Hensigten med at medtage disse påvirkningskategorier i UMIP-metoden, er at minimere de miljøproblemer, der efterlades til vores efterkommere og andre biologiske organismer, der måtte bebo jorden i fremtiden, og som er forårsaget af de valg, der i dag og i fremtiden træffes ved produktion, brug og bortskaffelse af produkter.

I kraft af at deponeret human og økotoksicitet repræsenterer en mulig giftvirkning engang i fremtiden, mens almindelig human og økotoksicitet repræsenterer en giftvirkning, der finder sted i dag, skal det anbefales, at der generelt lægges større vægt på almindelig toksicitet end på deponeret toksicitet.

Dette kan fx opnås ved at bruge følgende forslag til fortolkningsprocedure:

- Deponeret human og økotoksicitet skal altid vurderes i sammenhæng med almindelig human og økotoksicitet.
- Er den almindelig human eller økotoksicitet af samme størrelse (\pm faktor 10) eller større end deponeret human eller økotoksicitet er det tilladeligt at se bort fra deponeret human eller økotoksicitet tox.
- Er deponeret human eller økotoksicitet væsentligt større (mere end faktor 100) end almindelig human eller økotoksicitet, bør deponeret human eller økotoksicitet tillægges afgørende vægt i vurderingerne og der kan evt. ses bort fra almindelig human eller økotoksicitet.
- Er deponeret human eller økotoksicitet kun begrænset større (i intervallet 10 - 100 gange større) end almindelig human eller økotoksicitet bør begge former for toksicitet inddrages i vurderingerne.

Denne procedure kan følges uanset om der vurderes ud fra normaliserede data eller vægtede data.

Referencer – Del II

- Adersen, H., S.S. Jørgensen, H.F. Pedersen og M.Willems, 1983: ***Blyforurening omkring flugtskydningsbaner***. Miljøprojekt nr. 48. Miljøstyrelsen.
- Andersson, M & N.Quistgaard, 2002. ***Håndtering af imprægneret træaffald***. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 38, 2002. Miljøstyrelsen.
- ARGUS 2000. ***The behaviour of PVC in Landfill***. European Commission DGXI.E.3.
- Boddum, J. K. & J. Skaarup, 1998. ***Genanvendelse af forbrændingslagger i veje***. Dansk Vejtidskrift nr. 12, 1998 s. 27-29.
- Bondesen, E., 2001. ***Danske jordskælv - en rystende historie***. Geologisk nyt 6 side 36-39, 2001.
- Bøegh Larsen, P., 2000. Personlig kommunikation med Per Bøegh Larsen, COWI, juli 2000.
- CEC, 1999. ***Rådets direktiv 1999/31/EF af 26. april 1999 om deponering af affald***. EF-tidende nr. L 182 af 16/07/1999 S. 0001 - 0019.
- CEC, 2003. ***Council Decision 2003/33/EC of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II to Directive 1999/31/EC***.
- Christiansen, C., I. Grevy, L.M.Johannessen, S. Clausen, P.L.Winther, T.H.Christensen & P.L.Bjerg, 1997. ***Vurdering af lossepladsers overgang fra aktiv til passiv miljøbeskyttelse***. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 70/1997, Miljøstyrelsen.
- Christensen, F.M. & L.Hoffmann. ***Human Toxicity***. In: Stranddorf H, L.Hoffmann, A. Schmidt A (eds.): ***Update on impact categories, normalisation and weighting in LCA - Selected EDIP97-data*** LCA Technical Report. Miljøstyrelsen (under publicering).
- COWIconsult, 1985a. ***Forbrug og forurening med arsen, chrom, cobalt og nikkel***. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7/1985. Miljøstyrelsen.
- COWIconsult, 1985b. ***Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark***. COWIconsult for Miljøstyrelsen, januar 1985.
- COWIconsult, 1992. ***Forstudie til livscyklusanalyse inden for transportsektoren***. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr.47/1992.
- C-RES. Center for Restprodukter. ***Nyhedsbrev***. 6.juni 2000.
- Dansk Geologisk Forening, 1985. Årsskrift for 1984.
- Danmarks Statistik, 1998. ***Miljøstatistik 1998***. December 1998.

Danmarks Statistik, 1999. **Befolkningsudviklingen frem til år 2100**. Statistiske efterretninger. Befolkning og valg. 1999:15, 7.december 1999.

Press, F. & R.Siever, 1978. **Earth**. Second edition. W.H.Freeman and Company, San Francisco.

ELSAM, ELKRAFT, Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen. **Flyveaske som fyldmateriale**. 1987.

Erhvervs- og Bypolitisk Udvalg - delbetænkning - april 2000. **Erhvervsliv i byerne - et debatoplæg**

Erichsen, H & M. Hauschild , 2000. **Technical data for waste incineration. Background for modeling of product-specific emissions in a life cycle assessment context**. IPT-136-00, DTU, Lyngby.

Friborg, R. og S. Thomsen; 1999. **Ribe formationen - et nyt grundvandsmagasin**. Geologisk nyt 6/99 s. 14-15.

Fougt, J., 1994. Personlig oplysning fra Laboratorieforsker Jørgen Fougt, Holmegårds Glasværk, København, oktober 1994.

Hallam, B, 2000. **Affaldsstatistik 1998**. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3/2000.

Hansen MT (uden år). **Separation og genanvendelse af aske fra biobrændselsanlæg**. Rapport til Miljøstyrelsen (under publicering).

Hansen OC, H. Færgemann, S. Møller, L.K. Andersen, C. Poll, 1997. **Træbeskyttelsesmidler og imprægneret træ**. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 57, 1997. Miljøstyrelsen.

Hauschild, M. & H. Wenzel, 1998, **Environmental Assessment of Products Volume 2 - Scientific background**. First edition. Chapman & Hall, London.

Hjelmar, O. , 2004. Personlig oplysning fra Ole Hjelmar, DHI, Hørsholm, marts 2004.

Hoffmann, L., M. Grinderslev, C. Helweg, J.O. Rasmussen, 2002. **Massestrømsanalyse af chrom og chromforbindelser**. Miljøprojekt Nr. 738, 2002. Miljøstyrelsen.

Gregersen, S & K. Schmidt, 2001. **Tektonik i Danmark. Sorgenfri-Tornquist Zonen**. Geologisk Nyt 1 side 16-17, 2001.

Grøn, C & L. Andersen, 2003. **Human Bioaccessibility of Heavy Metals and PAH from Soil** Environmental Project No. 840, the Danish Environmental Protection Agency.

IARC, 1996. **IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 65. Printing processes and printing inks, carbon black and some nitro compounds**. International Agency for Research on Cancer, WHO, Geneva.

Jaqueline A.F., H. Hjuler, C. Grøn, H.P. Dybdahl, K. Broholm, P. Østfeldt, 2002. **Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark**. Miljøprojekt Nr. 728, 2002. Miljøstyrelsen.

Jensen, A.A. & P. Blinksbjerg, 2000. RefLab Miljøprojekt. **Baggrundsdokument for fastsættelse af emissionsgrænseværdi for PAH i luft**. Miljøstyrelsens Referencelaboratorium, dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ.

Jensen, B., J. Johansen, K. Karbæk, P. Kjærsgård, A.B.Rasmussen, T.B. Rasmussen, 2000. **PlastTeknologi**. Erhvervsskolernes forlag, Odense.

Jensen, S.K., M. Nielsen, H. Riber, J. Skaarup, 1987. **Nedbrydelighed af miljøfremmede organiske stoffer**. Udredningsrapport U1. Lossepladsprojektet, LTH, DTH, Lyngby.

Institut for Fremtidsforskning. **Ny Økonomi**. Brief fra Fremtidsorientering 2/2000. (www.cifs.dk/scripts/artikel.asp?id=83&fo=200002)

Kriech, A.J., J.T.Kurek, L. Osborn, G.R. Blackburn (uden år). **Extraction and analysis of asphalt pavement core samples: detection of coal tacer derived species using chemical and biological methods**. Asphalt Institute. www.asphaltinstitute.org/airresea/extanal.htm.

Königsson, L-K & T.Frängsmyr, 1980. **Istid - nutid - istid**. Forlaget Centrum.

Larsen, F., 2003. **Tønders Historie** www.dentist.dk/toender.htm.

Lassen, C, S. Løkke, L.A. Andersen, 1999. **Brominated flame retardants. Substance flow analysis and assessment of alternatives**. Environmental Project No. 494, Miljøstyrelsen.

Lassen, C. & E. Hansen, 1998. **Økologisk råderum for brug af ikke-fornybare ressourcer. Metodeudvikling**. Miljøprojekt nr. 387, Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.

Lykke-Andersen et al, 1996a. **Tektonik og landskabsdannelse I Midtjylland**. Geologisk Tidsskrift - 1996, hæfte 3.

Lykke-Andersen et al, 1996b: **Geotechnical and geological aspects of differential subsidence in the Skaw Pit, Denmark**. XII Nordic Geotechnical Conference in Reykjavik, Proceedings NGM-96.1, 339-346.

Miklos, P., 1998. **Genbrug overgår naturen**. Dansk Vejtidskrift nr. 12 1998 s. 40-41.

Miljø Info. 22.årgang nr. 4, 25.februar 2000.

Miljø- og Energiministeriet, 2000. **Landsplanredegørelse 2000. Lokal identitet og nye udfordringer**. Marts 2000.

MST, 1980. **Cadmiumforurening - En redegørelse om anvendelse, forekomst og skadevirkninger af cadmium i Danmark**. Miljøministeriet

MST, 1989. **Forbrug af og forurening med bly i Danmark**. Miljøprojekt 105. Miljøstyrelsen.

- MST, 1993. **Forbrug af og forurening med cadmium i Danmark**. Miljøprojekt 213. Miljøstyrelsen.
- MST, 1996a. **Massestrømsanalyse for kobber**. Miljøprojekt nr. 323. Miljøstyrelsen.
- MST, 1996b. **Massestrømsanalyse for nikkel**. Miljøprojekt nr. 318. Miljøstyrelsen.
- MST, 1996c. **Massestrømsanalyse for kviksølv**. Miljøprojekt nr. 344. Miljøstyrelsen.
- MST, 1996d. **Massestrømsanalyse for bly**. Miljøprojekt nr. 327. Miljøstyrelsen.
- MST, 1997. **Træbeskyttelsesmidler og imprægneret træ**. Arbejdsrapport nr. 57/1997. Miljøstyrelsen.
- MST, 1998. **Waste Statistics 1996**. Environmental review No. 4/1998. Miljøstyrelsen.
- MST, 1999a. **Affald 21**.
(<http://www.mst.dk/199908publikat/87%2D7909%2D432%2D1/indhold.htm>)
- MST, 1999b. **Affaldsstatistik 1997**. Orientering nr. 1/1999. Miljøstyrelsen.
- MST, 1999c. **Affald i Danmark**. Miljø-Tema nr.20 1999.
- MST, 2000a. **Massestrømsanalyse for cadmium**. Miljøprojekt nr. 557. Miljøstyrelsen.
- MST, 2000b. **Substance Flow Analysis for Dioxin**. Environmental Project No. 570. Danish Environmental Protection Agency.
- MST, 2000c. **Depotredøgørelse om affaldsdepotområdet 1999**. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 5/2000. Miljøstyrelsen.
- MST, 2000d. **Bekendtgørelse nr. 619 af 27. juni 2000 om affald (med senere ændringer)**. Miljø- og Energiministeriet.
- MST, 2000e. **Affaldsstatistik 1999**. Orientering nr. 17/2000. Miljøstyrelsen.
- MST, 2001. **Bekendtgørelse om deponeringsanlæg**. Bek nr. 650 af 29/06/2001. Miljø- og Energiministeriet.
- MST, 2001b. **Waste Statistics 1998**. Environmental review No. 2/2001. Miljøstyrelsen.
- MST, 2001c. **Affaldsstatistik 2000**. Orientering nr. 14/2001. Miljøstyrelsen.
- MST, 2003a. **Massestrømsanalyse for bly 2000**. Miljøprojekt nr. 789. Miljøstyrelsen.
- MST, 2003b. **Massestrømsanalyse for kviksølv 2001**. Miljøstyrelsen (Rapport endeligt godkendt - påregnes publiceret som miljøprojekt).

- MST, 2003c. **Substance Flow Analysis for Dioxin**. Environmental Project No. x. Danish Environmental Protection Agency. (Draft of april 2003).
- MST, 2003d. **Affaldsstrategi 2005-2008**. Miljøstyrelsen.. (<http://www.mst.dk/affald/01010300.htm>).
- MST, 2003e. **Affaldsstatistik 2002**. Orientering nr. 1/2003. Miljøstyrelsen.
- Møller, S., 2003. Personlig kommunikation med Susanne Møller, Miljømærkesekretariatet, dk-TEKNIK, Gladsaxe, 1. juli 2003.
- Nielsen, B.L. & D. Elmstrøm, 1993. **Den geologiske tidsinddeling** Geologisk Nyt 2, 1993.
- Nielsen, J. & N. Nielsen, 1978. **Kystmorfologi**. Geografforlaget, København.
- NKT. 1997. Brev fra NKT Cables – Power Cables Division, underskrevet af Bo Svarrer Hansen, til Miljøstyrelsen dateret 1997-10-16 vedrørende anvendelsesbegrænsninger for bly.
- Offer Andersen, K., 1992. **Metallurgi for ingeniører**. Akademisk Forlag.
- Olesen, A., 1998. **Fremtidens økonomi, forbruger og detailhandel**. Artikel fra Fremtidsorientering nr. 3/1998. (<http://www.cifs.dk/scripts/artikel.asp?id=45&1ng=da>)
- Phil, K. A., 1998. **Status for genanvendelse i vejsektoren**. Dansk Vejtidskrift nr. 12 1998 s.9-12.
- PBR 2002. **2002 World Population Data Sheet**. Population Reference Bureau. Washington, USA.
- Platt, G., 1997. **The oldest fossiliferous amber?** Of 15. September 1997. (<http://www.gplatt.demon.co.uk/oldest.htm> - read 17/11 2003)
- Pedersen, K., 2003. **Milankovitch-teorien - istidens astronomiske forklaring** Geologisk Nyt 2 side 26-29, 2003.
- Piggott, S. (ed.), 1961. **Kulturens Kilder**. Gyldendal, København.
- Reinholt, J., 2000. Personlig kommunikation med Jens Reinholt, COWI, juni 2000.
- Seidenkrantz, M.-S. & K.L.Knudsen, 1992. **Klimasvingninger omkring en istid - og i nutiden**. Geologisk Nyt 3 side 14-16, 1992.
- Shashoua, Y, 2002. **Degradation and inhibitive conservation of Baltic amber in museum collections**. Nationalmuseet. Department of conservation. København.
- Simonsen, F, M. Stavnsbjerg, L.M.Møller, T.Madsen , 2000. **Brominated flame retardants; toxicity and ecotoxicity**. Miljøprojekt Nr. 568, Miljøstyrelsen.
- Thulstrup, J., C. Bauer, S. Levine og L.H. Madsen,1999. **Danskerne 2000. På vej mod et nyt årtusinde**. Institut for Konjunktur-Analyse

Tørsløv J. **Ecotoxicity**. I: Stranddorf H, Hoffmann L, Schmidt A (eds.): **Update on impact categories, normalisation and weighting in LCA - Selected EDIP97-data**. LCA Technical Report. Miljøstyrelsen (under publicering).

RI 2003. **Population Growth - Stabilization**. World Resources Institute. USA. (www.wri.org/wr-98-99/popgrow.htm)

Data for affaldsforbrænding

Data for affaldsforbrænding er primært indsamlet ved oplysninger fra affaldsselskaber og resultater fra udvaskningsforsøg af forskellig oprindelse. Selve affaldsforbrændingsanlægget og output herfra er ikke medtaget i nedenstående i det der henvises til Erichsen & Hauschild, 2000.

Energi - og kemikalieforbrug

1) Kemikalieforbrug:

Forudsætninger:

Restprodukter (ST/T) produceret på Fyn og i Jylland stabiliseres vha. CO ₂ -tilsætning (svarende til VKI-proces)	15000 tons/år
Restprodukter (V) produceret på Fyn og i Jylland stabiliseres vha. CO ₂ -tilsætning (svarende til VKI-proces)	30000 tons/år
Restprodukter (ST/T) produceret på Sjælland stabiliseres vha. CO ₂ -tilsætning (svarende til VKI-proces)	25000 tons/år
Restprodukter (V) produceret på Sjælland stabiliseres vha. FeSO ₄ -tilsætning (svarende til Ferrox-proces)	15000 tons/år
	85000 tons/år

Ca. Nøgletal til forbrug af kemikalier:

Ferrox-process:	100 kg FeSO ₄ pr. Tons V restprodukt
VKI/DRH-process:	50 kg CO ₂ pr. Tons ST/T restprodukt
	25 kg CO ₂ pr. Tons V restprodukt

Kemikalieforbrug (beregnet for et gennemsnitlig ton restprodukt behandlet i DK):

	Forbrug pr. Tons restprodukt
FeSO ₄ *7H ₂ O	18 kg/ton
CO ₂	32 kg/ton

2) Energiforbrug:

Baseret på skøn ud fra erfaring med pilotforsøg:

ca. **27 kWh/ ton restprodukt**

Nedenfor følger i tabellerne 1-4 henholdsvis udvaskningsdata for slagge, vådt restprodukt og tørt-semitørt restprodukt samt den gennemsnitlige udvaskning og fordelingsfaktorer for, hvorledes metallerne fordeler sig i de forskellige fraktioner.

Tabel 1: Udvaskningsdata for slagge. #I/T betyder at der ikke er tilgængelige data. (1) Hjelmar et al. (1996), gennemsnit fra danske forbrændingsanlæg. (2) Data fra Århus Kommunele Værkers slaggemodningsplads. (3) Overslag over udvaskning pr. kg deponeret slagge baseret på modningstid på 1 år, nettonedbør 400 mm/år samt en højde af slaggelag på 2 m. (4) Baseret på I/S Vestforbrændings slaggedeponi i Vestskoven: Gennemsnitlig målt perkolatkoncentration ved L/S = 0.83 omregnet til et L/S=2 svarende til den total stofstrøm over 100 år.

	Sammensætning af slagge (1)	Enhed	Spildevand fra slaggemodningsplads til offentlig kloak (2)	Enhed	Tungmetaludledning fra slaggemodningsplads (3)	Enhed	Udvaskning fra slagge fra deponi (4)	Enhed	Fordelingsfaktor til spildevand $f_{w,s}$	Fordelingsfaktor for emission fra deponi $f_{100,s}$
pH			9				9			
L/S forhold							2			
Al	50	g/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg		mg/kg	#I/T	0,00
As	12	mg/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg	0,02	mg/kg	#I/T	0,001666667
Ba	1400	mg/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg	#I/T	mg/kg	#I/T	#I/T
Cd	1,4	mg/kg	5	microg/l	0,001	mg/kg	0,002	mg/kg	0,000714286	0,001428571
Cr	330	mg/kg	100	microg/l	0,02	mg/kg	0,03	mg/kg	6,06061E-05	9,09091E-05
Cu	2800	mg/kg	2000	microg/l	0,4	mg/kg	0,5	mg/kg	0,000142857	0,000178571
Mo	47	mg/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg	#I/T	mg/kg	#I/T	#I/T
Ni	230	mg/kg	100	microg/l	0,02	mg/kg	#I/T	mg/kg	8,69565E-05	#I/T
Pb	1600	mg/kg	1000	microg/l	0,2	mg/kg	0,04	mg/kg	0,000125	0,000025
Sb	-	mg/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg	#I/T	mg/kg	#I/T	#I/T
Se	-	mg/kg	#I/T	microg/l	#I/T	mg/kg	#I/T	mg/kg	#I/T	#I/T
Zn	2300	mg/kg	3000	microg/l	0,6	mg/kg	0,4	mg/kg	0,00026087	0,000173913

Tabel 2: Udvaskningsdata for vådt restprodukt. #I/T betyder at der ikke fandtes tilgængelige data. (2) Efter IAWG (1997), gennemsnit fra en række lande. (3) Udvaskningstest ved L/S 2,0 (CEN test 2 steps) på røggasrensningsprodukter stabiliseret ved CO₂-tilsætning (Kilde: A Process for treatment of residues from dry/semidry APC systems at MSW incinerators, VKI, Aug. 1997). (4) Udvaskningstest ved L/S 2,0 på flyveaske (Kilde: Ferroxx-projektet - Statusrapport 2. Fase, februar 2000, Appendix; DTU, AV Miljø, I/S Amagerforbrænding, I/S Vestforbrænding, Ansaldo-Vølund A/S). (5) Udvaskning i mg pr kg deponeret Ferroxx stabiliseret V restprodukt (Udledning på Cr er baseret på sidste tal fra pilotforsøg præsenteret af DTU/Vølund på teknikermøde d. 23. Jan. 2001 på VF).

	Flyve- ske (2) mg/kg	Proces- spildevand fra stabilise- ringsproces koncentra- tion (efter rensning) mg/l	Proces- spildevand fra stabilise- ringsproces massestr- øm (efter rensning) mg/kg	Udvaskning fra deponi (VKI- stabiliseret) (3) mg/kg	Udvaskning fra deponi - koncentration (Ferrox- stabiliseret) (4) µg/l	Udvaskning fra deponi - Massestrøm (Ferrox- stabiliseret) (5) mg/kg	Fordelingsfaktor til spildevand for vådt restprodukt <i>mg i spildevand/mg i restprodukt</i>	Fordelings- faktor emission fra deponi fra vådt restprodukt, gennemsnit	Fordelings- faktor emission fra deponi VKI- stabiliseret	Fordelings- faktor emission fra deponi Ferrox- stabiliseret
pH				10,3						
L/S forhold			3,5	0-2						
Al	71000	0,020	0,07	#I/T	237	0,474	9,85915E-07	#I/T	#I/T	6,67606E-06
As	130	0,040	0,14	0,002	9,4	0,0188	0,001076923	5,84615E-05	1,53846E-05	0,000144615
Ba	1700	0,200	0,7	#I/T	152	0,304	0,000411765	#I/T	#I/T	0,000178824
Cd	390	0,005	0,0175	0,0002	1,1	0,0022	4,48718E-05	2,22222E-06	5,12821E-07	5,64103E-06
Cr	650	0,010	0,035	0,12	x	1	5,38462E-05	0,000635897	0,000184615	0,001538462
Cu	1200	0,029	0,1015	0,002	4,5	0,009	8,45833E-05	3,61111E-06	1,66667E-06	0,0000075
Mo	40	#I/T	#I/T	#I/T	770	1,54	#I/T	#I/T	#I/T	0,0385
Ni	140	0,083	0,2905	0,002	1	0,002	0,002075	1,42857E-05	1,42857E-05	1,42857E-05
Pb	11000	0,056	0,196	0,001	36	0,072	1,78182E-05	2,24242E-06	9,09091E-08	6,54545E-06
Sb	530	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T
Se	14	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T
Zn	28000	0,005	0,0175	0,12	68	0,136	0,000000625	4,47619E-06	4,28571E-06	4,85714E-06

Tabel 3: Udvaskningsdata for tørt-semitørt restprodukt. #I/T betyder at der ikke er fundet tilgængelige data. (2) Efter IAWG (1997), gennemsnit fra en række lande. (3) Udledning efter rensning i behandlingsanlæggets interne rensanlæg iht. følgende: Udledning forudsætter overholdelse af BEK. 921 (udledning til marin recipient), tallene er underlagt grå skygge; hvor parameter ikke er anført i BEK. 921 estimeres udledning baseret på erfaringer fra perkolatrensning på AV Miljø (for Cd er kravet i BEK 921 højere end observeret i procesvand fra pilotforsøgene; derfor er Cd-koncentrationen estimeret ud fra erfaringer fra pilotforsøgene). (4) Udledning i mikrogram pr. kg stabiliseret røggasrensningsprodukt baseret på at stabiliseringsprocessen arbejder med et L/S forhold på ca. 3,5. (5) Udvaskningstest ved L/S 2,0 (CEN test 2 steps) på røggasrensningsprodukter stabiliseret ved CO₂-tilsætning (Kilde: A Process for treatment of residues from dry/semidry APC systems at MSW incinerators, VKI, Aug. 1997).

	Flyveaskeholdige røggasrensningsprodukter fra tørre og semitørre processer (2) mg/kg	Processpildevand fra stabiliseringsprocesser (3) mg/l	Processpildevand fra stabiliseringsproces - massestrøm (4) mg/kg	Udvaskning fra deponi (CO ₂ -stabiliseret)(5) mg/kg	Fordelingsfaktor til spildevand for tørt/semitørt restprodukt	Fordelingsfaktor emission fra deponi fra tørt/semitørt restprodukt
pH		9		10,3		
L/S forhold			3,5	2		
Al	26000	0,020	0,07		2,69231E-06	0
As	170	0,040	0,14	0,002	0,000823529	1,17647E-05
Ba	540	0,200	0,7	#I/T	0,001296296	#I/T
Cd	300	0,005	0,0175	0,0002	5,83333E-05	6,66667E-07
Cr	180	0,010	0,035	0,12	0,000194444	0,000666667
Cu	710	0,029	0,1015	0,002	0,000142958	2,8169E-06
Mo	15		#I/T	#I/T	#I/T	#I/T
Ni	94	0,083	0,2905	0,002	0,003090426	2,12766E-05
Pb	5400	0,056	0,196	0,001	3,62963E-05	1,85185E-07
Sb	790	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T
Se	8,2	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T	#I/T
Zn	15000	0,005	0,0175	0,12	1,16667E-06	0,000008

Tabel 4: Den gennemsnitlige udvaskning fra restprodukter samt de beregnede fordelingsfaktorer anvendt til beregning af udvaskning per funktionel enhed

	Sammensætning af restprodukt fra våd proces mg/kg	Sammensætning af restprodukt fra tør/semitør mg/kg	Gennemsnitligt indhold i processpildevand fra stabiliseringsproces (efter rensning) mg/kg restprodukt	Gennemsnitlig emission fra deponi mg/kg restprodukt	fordelingsfaktor til spildevand våd proces $f_{w, rpV}$	fordelingsfaktor til spildevand tør/semitør proces $f_{w, rpST}$	fordelingsfaktor for emission fra deponi våd proces $f_{100, rpV}$	fordelingsfaktor for emission tør/semitør proces $f_{100, rpST}$
Al	71000	26000	0,07	#/T	0,00000099	0,00000269	#/T	0,00000000
As	130	170	0,14	0,005	0,00107692	0,00082353	0,00005846	0,0000118
Ba	1700	540	0,70	#/T	0,00041176	0,00129630	#/T	#/T
Cd	390	300	0,02	0,00055	0,00004487	0,00005833	0,0000022	0,0000007
Cr	650	180	0,04	0,275	0,00005385	0,00019444	0,0006359	0,0006667
Cu	1200	710	0,10	0,003	0,00008458	0,00014296	0,0000036	0,0000028
Mo	40	15	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T
Ni	140	94	0,29	0,002	0,00207500	0,00309043	0,0000143	0,0000213
Pb	11000	5400	0,20	0,013	0,00001782	0,00003630	0,0000022	0,0000002
Sb	530	790	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T
Se	14	8,2	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T	#/T
Zn	28000	15000	0,0175	0,122696	0,000000625	1,16667E-06	4,47619E-06	0,0000080

Data for energiproduktion

Data for energiproduktion er indhentet i forbindelse med projektet LCA af dansk el og kraftvarme samt i forbindelse med nærværende projekt.

I nedenstående præsenteres resultaterne for henholdsvis kul, FUG (forudskilt gips) og bioaske. Resultaterne er beregnet i henhold til en enhed på henholdsvis g/kWh el og g/kWh varme, hvor fordelingen af emissioner m.m. er beregnet i forhold til energikvalitet.

Restprodukter fra kulfyrede anlæg

I nedenstående tabel 1 og 2 angives emissioner og forbrug relateret til transport af restprodukter fra kulfyrede anlæg.

Tabel 1. Data relateret til emissioner fra transport af flyveaske+slagge fra kraftværk til deponi/opfyldning.

Emissioner til luft				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
dioxin	7,9969E-17	g/kWh el	1,41122E-17	g/kWh varme
CO	6,57393E-05	g/kWh el	0,000011601	g/kWh varme
CO2	0,0104686	g/kWh el	0,00185	g/kWh varme
CH4	8,331E-07	g/kWh el	1,47017E-05	g/kWh varme
SO2	1,82256E-05	g/kWh el	3,21628E-06	g/kWh varme
NOX	0,00014991	g/kWh el	2,64548E-05	g/kWh varme
N2O	3,19876E-08	g/kWh el	5,64513E-08	g/kWh varme
NH3	3,06773E-05	g/kWh el	5,64487E-09	g/kWh varme
NMVOG			5,41365E-06	g/kWh varme
Emissioner til overfladevand				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Al	1,22577E-13	g/kWh el	2,16313E-14	g/kWh varme
Fe	1,76207E-12	g/kWh el	3,10953E-13	g/kWh varme
Mn	1,22577E-13	g/kWh el	2,16313E-14	g/kWh varme
Ni	1,22577E-14	g/kWh el	2,16313E-15	g/kWh varme
Zn	1,22577E-14	g/kWh el	2,16313E-15	g/kWh varme
COD	3,11585E-08	g/kWh el	5,49855E-09	g/kWh varme
BOD	1,55792E-08	g/kWh el	2,74928E-09	g/kWh varme
Affald (gipsslam o.lign)				
Affaldstype	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Uspec. Slagge & aske, energi	7,80034E-06	g/kWh el	1,37653E-06	g/kWh varme
Uspec. Slam	1,94325E-11	g/kWh el	3,42926E-12	g/kWh varme
Uspec. Volumenaffald	7,02315E-08	g/kWh el	1,23938E-08	g/kWh varme
Uspec. Radioaktivt affald	3,8745E-13	g/kWh el	6,83736E-14	g/kWh varme
Uspec. Slagge & aske, forbrænding	3,67857E-07	g/kWh el	6,4916E-08	g/kWh varme
Uspec. Industriaffald	9,65931E-07	g/kWh el	1,70458E-07	g/kWh varme
Mineralsk affald	6,85487E-06	g/kWh el	1,20968E-06	g/kWh varme
Uspec. Kemikalieaffald	5,29694E-07	g/kWh el	9,3475E-08	g/kWh varme
Uspec. Gummi	2,87888E-05	g/kWh el	5,08038E-06	g/kWh varme
Uspec farligt affald	4,48093E-14	g/kWh el	7,90752E-15	g/kWh varme

Tabel 2: Forbrug relateret til transport af restprodukter fra kulfyrede anlæg til deponi/opfyldning.

Ressourcer (råvarer/materialer, hjælpestoffer)				
Navn	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Brunkul, brændsel	9,4807E-10	g/kWh el	1,67306E-10	g/kWh varme
Stenkul, rå, brændsel	2,1074E-07	g/kWh el	3,71893E-08	g/kWh varme
Naturgas, brændsel	0,000192256	g/kWh el	3,39276E-05	g/kWh varme
Stenkul, ren, brændsel	1,52677E-05	g/kWh el	2,6943E-06	g/kWh varme
Uspec biomasse, TS, brændsel	4,92885E-10	g/kWh el	8,69796E-11	g/kWh varme
Råolie, brændsel	0,00320445	g/kWh el	0,00056549	g/kWh varme
Råolie, råmateriale	7,9969E-06	g/kWh el	1,41122E-06	g/kWh varme
Opdæmmet vand	0,00390728	g/kWh el	0,000689519	g/kWh varme
Uspecificeret vand	0,00065451	g/kWh el	0,000115501	g/kWh varme
Natriumchlorid	4,36221E-07	g/kWh el	7,6902E-08	g/kWh varme
Overfladevand	4,27514E-08	g/kWh el	7,54437E-09	g/kWh varme
Grundvand	2,09482E-06	g/kWh el	3,69674E-07	g/kWh varme
Ler	9,34754E-08	g/kWh el	1,69496E-08	g/kWh varme
Fe (jern)	2,61731E-07	g/kWh el	4,61879E-08	g/kWh varme
Al (aluminium)	2,49269E-07	g/kWh el	4,39887E-08	g/kWh varme
U (uran)	8,11434E-11	g/kWh el	1,43194E-11	g/kWh varme
Mn (mangan)	1,55792E-09	g/kWh el	2,74928E-10	g/kWh varme
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	6,34254E-07	g/kWh el	1,11927E-07	g/kWh varme

I tabel 3 præsenteres data for udvaskning fra deponi af restprodukter fra kulfyrede anlæg.

Tabel 3: Udvaskning fra deponi/opfyldning af restprodukter fra kul fyrede anlæg.

Emissioner til overfladevand (efter evt. internt renseanlæg)				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Al				
As	0,0000004	g/kWh el	0,0000001	g/kWh varme
Ba	0,0000009	g/kWh el	0,0000002	g/kWh varme
Cd	0,0000005	g/kWh el	0,0000001	g/kWh varme
Cr	0,0000119	g/kWh el	0,0000021	g/kWh varme
Cu	0,0000001	g/kWh el	1,05E-08	g/kWh varme
Fe				
Hg	0,0000007	g/kWh el	0,0000001	g/kWh varme
Mg	0,0000257	g/kWh el	0,0000045	g/kWh varme
Mn				
Mo	0,0000209	g/kWh el	0,0000037	g/kWh varme
Ni		g/kWh el		
Pb	0,000000034	g/kWh el	6,06E-09	g/kWh varme
Sb				
Se	0,0000018	g/kWh el	0,0000003	g/kWh varme
Zn	0,0000029	g/kWh el	0,0000005	g/kWh varme
V	0,0000022	g/kWh el	0,0000004	g/kWh varme
SO4	0,0099388	g/kWh el	0,0017539	g/kWh varme
Ca	0,0048401	g/kWh el	0,0008541	g/kWh varme
Na	0,0010433	g/kWh el	0,0001841	g/kWh varme
K	0,0014681	g/kWh el	0,0002591	g/kWh varme
Cl	0,0002443	g/kWh el	0,0000431	g/kWh varme
B	0,0000612	g/kWh el	0,0000108	g/kWh varme
NO2+NO3	0,0000037	g/kWh el	0,0000007	g/kWh varme
NH3	0,0000013	g/kWh el	0,0000002	g/kWh varme

Forudskilt gips

Forudskilt gips repræsenterer kun en lille del af den gips som produceres og er den del som ikke genanvendes. I tabel 4-6 er resultaterne for FUG præsenteret. Emissionerne fra deponeret forudskilt gips udledes til overfladevand da depoterne ligger kystnært. Der er ingen rensning før udledning/nedsivning og det er et passivt deponi uden membran og uden perkolat opsamling.

Tabel 4: Data for emissioner fra transport af forudskilt gips fra kraftværker til deponi/opfyldninger + entreprenørarbejde ved deponering (IKKE etablering af depot).

Emissioner til luft				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
dioxin	1,23E-21	g/kWh el	2,17E-22	g/kWh varme
CO	1,37E-09	g/kWh el	2,42E-10	g/kWh varme
CO2	2,02E-07	g/kWh el	3,56E-08	g/kWh varme
CH4	1,59E-11	g/kWh el	2,80E-12	g/kWh varme
SO2	3,23E-10	g/kWh el	5,71E-11	g/kWh varme
NOX	2,79E-09	g/kWh el	4,93E-10	g/kWh varme
N2O	4,91E-12	g/kWh el	8,67E-13	g/kWh varme
NH3	4,91E-13	g/kWh el	8,66E-14	g/kWh varme
HCl	3,01E-13	g/kWh el	5,30E-14	g/kWh varme
NM VOC	5,91E-10	g/kWh el	5,41365E-06	g/kWh varme
Emissioner til overfladevand (efter evt. internt renselanlæg)				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Al	1,88E-18	g/kWh el	3,32E-19	g/kWh varme
Fe	2,70E-17	g/kWh el	4,77E-18	g/kWh varme
Mn	1,88E-18	g/kWh el	3,32E-19	g/kWh varme
Ni	1,88E-19	g/kWh el	3,32E-20	g/kWh varme
Zn	1,88E-19	g/kWh el	3,32E-20	g/kWh varme
COD	6,01E-13	g/kWh el	1,06E-13	g/kWh varme
BOD	3,01E-13	g/kWh el	5,30E-14	g/kWh varme
Affald (gipsslam o.lign)				
Affaldstype	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Uspec. Slagge & aske, energi	1,50E-10	g/kWh el	2,65E-11	g/kWh varme
Uspec. Slam	2,98E-16	g/kWh el	5,26E-17	g/kWh varme
Uspec. Volumenaffald	3,07E-11	g/kWh el	5,42E-12	g/kWh varme
Uspec. Radioaktivt affald	5,95E-18	g/kWh el	1,05E-18	g/kWh varme
Uspec. Slagge & aske, forbrænding	5,65E-12	g/kWh el	9,96E-13	g/kWh varme
Uspec. Industriaffald	1,52E-11	g/kWh el	2,68E-12	g/kWh varme
Mineralsk affald	1,08E-10	g/kWh el	1,90E-11	g/kWh varme
Uspec. Kemikalieaffald	8,34E-12	g/kWh el	1,47E-12	g/kWh varme
Uspec. Gummi	4,42E-10	g/kWh el	7,80E-11	g/kWh varme
Uspec farligt affald	6,88E-19	g/kWh el	1,21E-19	g/kWh varme

Tabel 5: Forbrug relateret til fra transport af forudskilt gips fra kraftværker til deponi/opfyldninger + entreprenørarbejde ved deponering.

Ressourcer (råvarer/materialer, hjælpestoffer)				
Navn	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Brunkul, brændsel	1,46E-14	g/kWh el	2,57E-15	g/kWh varme
Stenkul, rå, brændsel	5,76E-11	g/kWh el	1,02E-11	g/kWh varme
Naturgas, brændsel	3,71E-09	g/kWh el	6,54E-10	g/kWh varme
Stenkul, ren, brændsel	2,40E-10	g/kWh el	4,24E-11	g/kWh varme
Uspec biomasse, TS, brændsel	7,57E-15	g/kWh el	1,34E-153	g/kWh varme
Råolie, brændsel	6,19E-08	g/kWh el	1,09E-08	g/kWh varme
Råolie, råmateriale	1,23E-10	g/kWh el	2,17E-11	g/kWh varme
Opdæmmet vand	6,15E-08	g/kWh el	1,09E-08	g/kWh varme
Uspecificeret vand	1,26E-08	g/kWh el	2,23E-09	g/kWh varme
Natriumchlorid	8,41E-12	g/kWh el	1,49E-12	g/kWh varme
Overfladevand	6,56E-13	g/kWh el	1,16E-13	g/kWh varme
Grundvand	3,22E-11	g/kWh el	5,67E-12	g/kWh varme
Ler	1,80E-12	g/kWh el	3,18E-13	g/kWh varme
Fe (jern)	4,89E-12	g/kWh el	8,64E-13	g/kWh varme
Al (aluminium)	4,81E-12	g/kWh el	8,49E-13	g/kWh varme
U (uran)	1,28E-15	g/kWh el	2,25E-16	g/kWh varme
Mn (mangan)	2,45E-14	g/kWh el	4,33E-15	g/kWh varme
Calciumcarbonat (CaCO ₃)	1,15E-11	g/kWh el	2,02E-12	g/kWh varme

Tabel 6: Udvaskning fra deponi/opfyldning af FUG.

Emissioner til overfladevand (efter evt. internt renselanlæg)				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
As	2,42E-09	g/kWh el	4,28E-10	g/kWh varme
Ba	2,81E-07	g/kWh el	4,96E-08	g/kWh varme
Cr	2,17E-07	g/kWh el	3,83E-08	g/kWh varme
Mg	4,13E-07	g/kWh el	7,28E-08	g/kWh varme
Mo	5,3E-07	g/kWh el	9,35E-08	g/kWh varme
Pb	2,95E-09	g/kWh el	5,21E-10	g/kWh varme
Se	1,81E-08	g/kWh el	3,19E-09	g/kWh varme
Zn	3,27E-08	g/kWh el	5,77E-09	g/kWh varme
V	6,71E-08	g/kWh el	1,18E-08	g/kWh varme
SO4	0,000309	g/kWh el	5,45E-05	g/kWh varme
Ca	0,000104	g/kWh el	1,84E-05	g/kWh varme
Na	2,4E-05	g/kWh el	4,23E-06	g/kWh varme
K	1,34E-05	g/kWh el	2,37E-06	g/kWh varme
Cl	2,99E-06	g/kWh el	5,27E-07	g/kWh varme

Bioaske

Data for udvaskning fra bioaske stammer fra forsøg udført på flyveaske fra Enstedværket, dvs. aske fra halm og træflis-afbrænding (ca. 16% træ, opgjort som energi). I tabel 7-9 ses resultaterne for bioaske.

Tabel 7: Bioflyveaske: transport til deponi samt entreprenørarbejde (aflæsning) i forbindelse med deponering. Her er IKKE medtaget etablering af deponi.

Emissioner til luft				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
dioxin	5,83E-19	g/kWh el	1,03E-19	g/kWh varme
CO	6,15E-07	g/kWh el	1,09E-07	g/kWh varme
CO2	9,95E-05	g/kWh el	1,76E-05	g/kWh varme
CH4	7,25E-09	g/kWh el	1,28E-09	g/kWh varme
SO2	1,56E-07	g/kWh el	2,76E-08	g/kWh varme
NOX	1,36E-06	g/kWh el	2,41E-07	g/kWh varme
N2O	2,33E-09	g/kWh el	4,11E-10	g/kWh varme
NH3	2,33E-10	g/kWh el	4,11E-11	g/kWh varme
HCl	1,48E-10	g/kWh el	2,61E-11	g/kWh varme
NMVOC	2,81E-07	g/kWh el	4,96E-08	g/kWh varme
VOC	1,05E-13	g/kWh el	1,86E-14	g/kWh varme
Uspec. Metaller	2,96E-11	g/kWh el	5,22E-12	g/kWh varme
Uspec partikler	1,27E-07	g/kWh el	2,24E-08	g/kWh varme
Cd (cadmium)	4,45E-18	g/kWh el	7,86E-19	g/kWh varme
Uspec. Org. Forbindelser	1,51E-15	g/kWh el	2,67E-16	g/kWh varme
Cu (kobber)	2,42E-16	g/kWh el	4,28E-17	g/kWh varme
Hydrogencarboner (HC)	8,57E-08	g/kWh el	1,51E-08	g/kWh varme
As (arsen)	4,28E-17	g/kWh el	7,56E-18	g/kWh varme
Cr (chrom)	7,17E-17	g/kWh el	1,27E-17	g/kWh varme
Uspec. Tungmetal	4,21E-20	g/kWh el	7,43E-21	g/kWh varme
Uspec. Aldehyd	7,55E-16	g/kWh el	1,33E-16	g/kWh varme
Hg (kviksølv)	3,59E-17	g/kWh el	6,33E-18	g/kWh varme
Pb (bly)	1,17E-16	g/kWh el	2,07E-17	g/kWh varme
Se (Selen)	3,28E-16	g/kWh el	5,79E-17	g/kWh varme
Zn (zink)	1,18E-15	g/kWh el	2,08E-16	g/kWh varme
V (vanadium)	1,99E-15	g/kWh el	3,51E-16	g/kWh varme
Ni (nikkel)	8,32E-17	g/kWh el	1,47E-17	g/kWh varme
PAH	1,76E-18	g/kWh el	3,11E-19	g/kWh varme
Emissioner til overfladevand (efter evt. internt renseanlæg)				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Al	8,93E-16	g/kWh el	1,58E-16	g/kWh varme
Fe	1,28E-14	g/kWh el	2,27E-15	g/kWh varme
Mn	8,93E-16	g/kWh el	1,58E-16	g/kWh varme
Ni	8,93E-17	g/kWh el	1,58E-17	g/kWh varme
Zn	8,93E-17	g/kWh el	1,58E-17	g/kWh varme
Upec. Stof	1,07E-15	g/kWh el	1,89E-16	g/kWh varme
SS	1,43E-09	g/kWh el	2,52E-10	g/kWh varme
Cl (chlorid)	3,09E-10	g/kWh el	5,44E-11	g/kWh varme
Uspec. Metaller	1,48E-10	g/kWh el	2,61E-11	g/kWh varme
NO3-N	1,22E-11	g/kWh el	2,15E-12	g/kWh varme
Uspec N	2,96E-11	g/kWh el	5,22E-12	g/kWh varme
DOC	2,30E-15	g/kWh el	4,05E-16	g/kWh varme
NH4-N	2,49E-11	g/kWh el	4,40E-12	g/kWh varme
Sr (strontium)	4,46E-15	g/kWh el	7,88E-16	g/kWh varme
SO4	2,12E-10	g/kWh el	3,74E-11	g/kWh varme
Uspec olie	4,04E-15	g/kWh el	7,14E-16	g/kWh varme

Uspec opløst stof	8,96E-13	g/kWh el	1,58E-13	g/kWh varme
Phenol	5,74E-17	g/kWh el	1,01E-17	g/kWh varme
Hydrogencarboner (HC)	5,91E-10	g/kWh el	1,04E-10	g/kWh varme
Uspec salt	1,13E-13	g/kWh el	2,00E-14	g/kWh varme
COD	2,96E-10	g/kWh el	5,22E-11	g/kWh varme
Fluorid (F-)	2,68E-15	g/kWh el	4,73E-16	g/kWh varme
BOD	1,48E-10	g/kWh el	2,61E-11	g/kWh varme
Vand	1,42E-09	g/kWh el	2,50E-10	g/kWh varme
H+ (hydrogenioner)	8,87E-10	g/kWh el	1,56E-10	g/kWh varme
Affald (gipsslam o.lign)				
Affaldstype	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Uspec. Slagge og aske, energi	7,40E-08	g/kWh el	1,31E-08	g/kWh varme
Uspec. Slam	1,42E-13	g/kWh el	2,50E-14	g/kWh varme
Uspec. Volumenaffald	1,77E-08	g/kWh el	3,13E-09	g/kWh varme
Uspec. Radioaktivt affald	2,82E-15	g/kWh el	4,98E-16	g/kWh varme
Uspec slagge og aske, forbr.	2,68E-09	g/kWh el	4,73E-10	g/kWh varme
Mineralsk affald	5,09E-08	g/kWh el	8,98E-09	g/kWh varme
Uspec kemikalieaffald	3,93E-09	g/kWh el	6,94E-10	g/kWh varme
Uspec gummi	2,10E-07	g/kWh el	3,70E-08	g/kWh varme
Uspec farligt affald	3,26E-16	g/kWh el	5,76E-17	g/kWh varme
Uspec industriaffald	7,17E-12	g/kWh el	1,27E-12	g/kWh varme

Tabel 8. Forbrug relateret til transport af bioaske

Ressourcer (råvarer/materialer, hjælpestoffer)				
Navn	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Uspec vand	6,21E-06	g/kWh el	1,10E-06	g/kWh varme
Natriumchlorid	4,14E-09	g/kWh el	7,30E-10	g/kWh varme
Overfladevand	3,11E-10	g/kWh el	5,50E-11	g/kWh varme
Grundvand	1,53E-08	g/kWh el	2,69E-09	g/kWh varme
Ler	8,87E-10	g/kWh el	1,56E-10	g/kWh varme
Brunkul, brændsel	6,91E-12	g/kWh el	1,22E-12	g/kWh varme
Stenkul, rå, brændsel	3,32E-08	g/kWh el	5,85E-09	g/kWh varme
Calciumcarbonat	5,58E-09	g/kWh el	9,85E-10	g/kWh varme
Naturgas, brændsel	1,82E-06	g/kWh el	3,22E-07	g/kWh varme
Opdæmmet vand	2,90E-05	g/kWh el	5,12E-06	g/kWh varme
Fe	2,39E-09	g/kWh el	4,22E-10	g/kWh varme
Stenkul, ren, brændsel	1,13E-07	g/kWh el	2,00E-08	g/kWh varme
Råolie, brændsel	3,05E-05	g/kWh el	5,38E-06	g/kWh varme
Al	2,36E-09	g/kWh el	4,17E-10	g/kWh varme
Råolie, råmateriale	5,83E-08	g/kWh el	1,03E-08	g/kWh varme
U	6,02E-13	g/kWh el	1,06E-13	g/kWh varme
Uspec biomasse, TS, brændsel	3,59E-12	g/kWh el	6,34E-13	g/kWh varme
Mn	1,16E-11	g/kWh el	2,04E-12	g/kWh varme

Tabel 9. Udvaskning fra deponi af bioaske. Udledning er til renselanlæg og L/S forhold svarer til 5 i stedet for 2, dvs. udvaskning kan forventes at være mindre end angivet i tabel 1 en.

Emissioner til overfladevand (efter evt. internt renselanlæg)				
Emission	Mængde	Enhed	Mængde	Enhed
Cd	1,56E-07	g/kWh el	2,76E-08	g/kWh varme
Cr	2,33E-08	g/kWh el	4,11E-09	g/kWh varme
Cu	4,66E-08	g/kWh el	8,22E-09	g/kWh varme
Hg	0	g/kWh el	0	g/kWh varme
Ni	2,33E-08	g/kWh el	4,11E-09	g/kWh varme
Pb	9,32E-09	g/kWh el	1,64E-09	g/kWh varme
Zn	5,54E-07	g/kWh el	9,78E-08	g/kWh varme
Cl	8,88E-03	g/kWh el	1,57E-03	g/kWh varme
K	1,10E-02	g/kWh el	1,94E-03	g/kWh varme
P	2,02E-04	g/kWh el	3,56E-05	g/kWh varme
S	5,70E-04	g/kWh el	1,01E-04	g/kWh varme

Samlede inputs og outputs fra energiproduktion

I nedenstående er anvendt en gennemsnitsscenarie for el- og varmereproduktionen, hvor fordelingen af teknologier er som følger:

Biobrændsel	1%
Kul	65%
Naturgas	17%
Olie	17%

Nedenfor vises opgørelse for 1 kWh el:

Inventory data sheet for handling and disposal of slag, flyash and cleaning products from 1 kWh electricity produced in Denmark

Transport

Mængde	Enhed	Transportform
7,83E-02	kgkm/kWh el	lastbil >16 t, landevej
8,75E-03	kgkm/kWh el	lastbil > 16 t, bytrafik
2,88E-02	kgkm/kWh el	lastbil > 16 t, motorvej

KUL udgør 0,65
BIO udgør 0,01

Entreprenørarbejde

7,18E-12	kg diesel/kWh el	Gasolie forbrændt i dieselmotor lille
6,43E-11	kg diesel/kWh el	Diesel forbrændt i dieselmotor, lille

Emissioner fra deponi

Emission	Totalt emitteret	Enhed	til overfladevand	til renseanlæg	Rest i deponi
Al	0	g/kWh el	0	0	0,000924703
As	6,66E-08	g/kWh el	6,65755E-08	0	3,88E-02
Ba	4,34269E-06	g/kWh el	4,34269E-06	0	0,44393063
Cd	1,56E-09	g/kWh el	0	1,5649E-09	3,62E-04
Cr	3,33E-06	g/kWh el	3,32589E-06	2,329E-10	5,97E-02
Cu	4,6581E-10	g/kWh el	0	4,6581E-10	0,059514618
Fe	0		0	0	23,1771491
Hg	0		0	0	0,000127946
Mg	6,38E-06	g/kWh el	6,37817E-06	0	4,50E+00
Mn	0		0	0	0,296373489
Mo	8,14E-06	g/kWh el	8,14423E-06	0	7,73E-03
Ni	2,329E-10	g/kWh el	0	2,329E-10	0,054038226
Pb	4,56E-08	g/kWh el	4,55544E-08	9,3162E-11	4,16E-02
Sb	0		0	0	0,003338891
Se	2,72E-07	g/kWh el	2,71745E-07	0	4,34E-03
Zn	4,82E-07	g/kWh el	4,7626E-07	5,5431E-09	1,05E-01
V	1,02E-06	g/kWh el	1,0186E-06	0	1,08E-01
Ca	0,0016093	g/kWh el	0,0016093	0	0,006977226
Na	0,00036977	g/kWh el	0,00036977	0	0,001875936
K	0,000316944	g/kWh el	0,000206974	0,00010997	0,116261655
P	2,0196E-06	g/kWh el	0	2,0196E-06	0,004951745
Cl	0,000134896	g/kWh el	4,60764E-05	0,00008882	0,070208565
SO4	0,004760448	g/kWh el	0,004760448	0	-0,00476045
S	5,6993E-06	g/kWh el	0	5,6993E-06	0,015185846

Inputs og outputs for 1 kWh varme:

Inventory data sheet for handling and disposal of slag, flyash and cleaning products from 1 kWh heat produced in Denmark

Transport

Mængde	Enhed	Transportform
0,011728	kgkm/kWh varme	Lastbil landevej
0,001547	kgkm/kWh varme	lastbil > 16 t, bytrafik
0,005077	kgkm/kWh varme	lastbil >16 t, motorvej

KUL udgør	0,65
BIO udgør	0,01

Entreprenørarbejde

1,27E-12	kg diesel/kWh varme	Gasolie forbrændt i dieselmotor, lille
1,13E-11	kg diesel/kWh varme	Diesel forbrændt i dieselmotor, lille

Emissioner fra deponi

Emission	Total mængde	Enhed	til overfladevand	til renseanlæg	Rest i deponi
Al	0		0	0	0,005243446
As	6,77803E-09	g/kWh varme	6,77803E-09	0	2,20E-01
Ba	7,4724E-07	g/kWh varme	7,4724E-07	0	2,517729749
Cd	2,761E-10	g/kWh varme	0	2,761E-10	2,06E-03
Cr	6,09904E-07	g/kWh varme	6,09863E-07	4,1101E-11	3,39E-01
Cu	8,2201E-11	g/kWh varme	0	8,2201E-11	0,33756931
Fe	0		0	0	131,446762
Hg	0		0	0	0,000729329
Mg	1,15232E-06	g/kWh varme	1,15232E-06	0	2,55E+01
Mn	0		0	0	1,680851064
Mo	1,42575E-06	g/kWh varme	1,42575E-06	0	4,39E-02
Ni	4,1101E-11	g/kWh varme	0	4,1101E-11	3,07E-01
Pb	8,05775E-09	g/kWh varme	8,04131E-09	1,644E-11	2,36E-01
Sb	0		0	0	0,01893617
Se	6,70727E-08	g/kWh varme	6,70727E-08	0	2,46E-02
Zn	6,973E-08	g/kWh varme	6,87518E-08	9,782E-10	5,97E-01
V	2,02694E-07	g/kWh varme	2,02694E-07	0	6,13E-01
Ca	0,000283994	g/kWh varme	0,000283994	0	4,84E-02
Na	6,52804E-05	g/kWh varme	6,52804E-05	0	1,27E-02
K	5,59156E-05	g/kWh varme	3,65096E-05	0,000019406	6,61E-01
P	3,564E-07	g/kWh varme	0	3,564E-07	2,81E-02
Cl	2,38166E-05	g/kWh varme	8,1426E-06	0,000015674	3,99E-01
SO4	0,000840106	g/kWh varme	0,000840106	0	-8,40E-04
S	1,0058E-06	g/kWh varme	0	1,0058E-06	8,61E-02

Data for transport

Til beregning af miljøbelastningen for transporten i forbindelse med energiproduktion anvendes eksisterende data fra UMIP-databasen version 2.11. Transportdistancen fastlægges ud fra et gennemsnit for distancen fra forskellige anlæg i landet, hvor restproduktet opstår frem til de tilhørende relevante behandlingssteder og deponeringsanlæg. For restprodukter fra affaldsforbrænding er der fastsat en gennemsnitlig transport distance på 100 km og resultatet gives i kg km som kan indføres direkte i LCA-værktøjer.

Erfaringer viser at en væsentlig del af miljøbelastningen ved transport stammer fra emissioner ved forbrænding af brændstof under transporten og til dels fra dæk. Forbruget af hjælpemidlerne smøre-/motorolie, sprinklervæske etc. udgør en mindre betydning af de samlede potentielle miljøbelastninger ved transport.

Ved forbrænding af brændstof (benzin, diesel etc.) udledes der en række emissioner til luft herunder:

- Kuldioxid, CO_2 ,
- Kulmonoxid, CO,
- Kvælstofoxider, NO_x,
- Svovldioxid, SO_2 ,
- Kulbrinte, HC, og let flygtige organiske kulbrinter, VOC
- Partikler
- Methyl tertiær butyl ether, MTBE
- Tungmetaller, Zn, Ni, Pb, Cu, Cr, Cd, Hg

Kuldioxid, CO_2

CO_2 dannes i forholdsvis store mængder ved alle former for forbrænding. CO_2 er en drivhusgas, som bidrager til drivhuseffekten.

Kulmonoxid, CO

CO dannes ved ufuldstændig forbrænding af bl.a. benzin og diesel. CO bidrager til drivhuseffekt, fotokemisk ozondannelse samt toksicitet. Vedrørende toksicitet så er CO selv i mindre mængder giftig over for levende organismer idet CO påvirker centralnervesystemet og kan medfører åndedrætsproblemer samt forgiftning.

Kvælstofoxider, NO_x (NO, NO₂) og N₂O

NO_x dannes ved forbrænding af bl.a. diesel og benzin. Ved iltning af NO i atmosfæren dannes NO₂. NO og NO₂ bidrager til næringsbelastning, forsurening, fotokemisk ozondannelse og toksicitet. Lattergas, N₂O, bidrager til drivhuseffekt og næringsbelastning.

Svovldioxid, SO_2

SO_2 dannes ved forbrænding af brændsler som indeholder svovl bl.a. benzin og diesel. SO_2 bidrager til forsurening og toksicitet.

Kulbrinte, HC, inkl. let flygtige organiske kulbrinter, VOC

Kulbrinterne stammer fra uforbrændt brændstof. Specielt de let flygtige organiske kulbrinter (VOC) bidrager til fotokemisk ozondannelse, drivhuseffekt og toksicitet.

Partikler

Partiklerne udgør hovedsageligt uforbrændte kulstofforbindelser og askepartikler og stammer fra ufuldstændig forbrænding af bl.a. diesel, benzin og smøre-/motorolie, men især fra diesel. Partiklerne bidrager til toksicitet. Partiklerne er ofte meget små og kan trænge langt ned i lungerne ved indånding og gøre skade. Der kan tillige være bundet andre giftige stoffer til partiklerne, som kan gøre skade.

Der er udarbejdet foreløbige karakteriseringsfaktorer for partikler som indikerer et meget væsentligt bidrag fra disse. Da partikler imidlertid ikke er indregnet i normaliseringsreferencen kan human toksicitet få uforholdsmæssig stor betydning i de normaliserede og vægtede resultater, såfremt de foreløbige faktorer anvendes.

Methyl tertiær butyl ether, MTBE

MTBE er et let vandopløseligt stof i benzin, som er svært nedbrydeligt. MTBE kan trænge ned i grundvandet. Stoffet har en lav akut giftighed, mens der er usikkerhed om langtidseffekterne.

Tungmetaller (zink (Zn), nikkel (Ni), kobber (Cu), krom (Cr), cadmium (Cd), kviksølv (Hg) og bly (Pb))

Emission af tungmetaller ved transport er blevet væsentligt reduceret gennem udfasning af bly i benzin, og er nu begrænset til at udgøre spormetaller i brændstoffet (Drivsholm, 2000). Tungmetallerne forekommer kun i små mængder, men da de har giftvirkninger over for mennesker og økosystemer, så bør deres bidrag i gram opgøres.

Ovennævnte emissioner bør oplyses i opgørelsen og deres potentielle bidrag til miljøpåvirkningerne beregnes. Der anvendes samme miljøpåvirkninger som for andre produkters miljøvaredeklarationer.

Til beregningen af emissioner ud fra forbrug af brændstof findes der en række emissionsnøgletal. Den anvendte kilde til emissionsberegningen skal som minimum oplyses evt. angives i tabel, hvis der er plads. Emissionsnøgletal kan fx. hentes fra værktøjer som f.eks. TEMA (Trafikministeriet, 2000) eller UMIP (Miljøstyrelsen, 1999).

Støj, vibrationer og lugt ved transport udgør tillige væsentlige miljøpåvirkninger, specielt i beboede områder. Disse parametre bør overvejes indraget i miljøprofilen for transportydelse. Der er i dag ikke international konsensus om metoder til opgørelse af disse påvirkninger i livscyklusvurderinger. For støj er der opstillet en metode for beregningen af støjpåvirkningen ved transport i Miljøstyrelsens konsensus projekt for LCA. Der er udviklet en regnearksmodel, som kan beregne generende støj fra vejtransport udtrykt i "persontimer" eller personsekunder (Nielsen og Laursen, 2000). Støj er ikke taget med i forslaget til miljøvaredeklaration for brevpost, eftersom der ikke er international konsensus om støjberegningsmetoden.

En uddybende beskrivelse af miljøpåvirkninger ved godstransport er beskrevet i (Drivsholm et al. 2002). Rapporten beskriver bl.a.:

- Direkte emissioner såsom udstødningsgasser (CO_2 , NO_x , CO , VOC , partikler, SO_2 , CH_4 , N_2O , O_3 , PAH, tungmetaller), slidprodukter fra dæk , belægnings på bremses og koblinger samt vejbelægnings (PAH, tungmetaller), oliespild, sprinklervæske.
- Indirekte emissioner, fx fra produktion og distribution af brændsel (som direkte emissioner), produktion og bortskaffelse af transportmidler, anlæg af veje, jernbaner m.v.
- Støj.

Nye udvaskningsdata for slagge og restprodukter behandlet med VKI-processen

Parameter	Slagger fra 3 danske forbrændingsanlæg 2002. Kolonneudvaskningstests: L/S = ca. 0-2 l/kg			Restprodukter behandlet ved VKI-processen: Kolonneudvasknings-tests for L/S = ca. 0 - 2 l/kg	
	A	D	E	Semitørt CO2	Flyveaske* CO2
Klorid	710	950	1800	1600	2000
Sulfat	1800	1500	1500	4400	4400
Ca	390	410	130	1500	1200
Mg	< 0,26	< 0,3	< 0,19		
Na	920	830	1800	750	1200
K	190	320	570	660	1100
Al	36	72	180	0,97	0,77
As	0,0045	0,0052	0,0091	< 0,019	0,02
Ba	0,066	0,11	0,027	0,1	0,2
Cd	< 0,0002 0,0005	< 0,0002 0,0001	< 0,0002	0,003	0,006
Co	0	< 6	< 0,00017		
Cr	0,0022	0,0014	< 0,0016	0,73	6,3
Cu	0,64	0,091	0,3	< 0,008	< 0,008
Fe	< 0,01 0,0000	< 0,026 0,0000	< 0,0088		
Hg	< 5	< 6	< 0,00004	< 0,0008	< 0,004
Mn	< 0,0008	0,0023	0,0014		
Mo				1,9	2,1
Ni	0,0090	< 0,0023	0,0077	< 0,0042	< 0,007
Pb	< 0,0004	< 0,0015	0,00091	0,014	0,041
Sb	0,035	0,063	0,079		
Se	0,0058	0,0066	0,021		
Zn	< 0,0024	< 0,0052	0,012	< 0,04	< 0,04
DOC	50	28	110		

Udvaskede stofmængder i mg/kg for L/S = ca. 0-2 l/kg.

Kilder: Egne data, DHI, 2003.

*: Flyveaske fra vådprocessen, uden slammet fra vandrensningen.

Input og output fra deponi af ikke forbrændingseget affald

Ikke forbrændingseget affald er en blanding af forskellige udtjente materialer, der er deponeret. Materialerne har samme fysiske og kemiske substans som da de blev produceret i modsætning til restprodukterne, som er et biprodukt fra forbrændingsprocesser.

En materialespecifik opgørelse af ikke forbrændingseget affald kan beskrives ved at opgøre emissionerne fra deponering for de enkelte materialer, som ikke forbrændingseget affald består af. Det vil sige, at der f.eks. udarbejdes et datasæt for deponering af materialegruppen sten/beton/glas, et for træ, et for plast etc. I tilfælde, hvor det er muligt kan materialerne specificeres yderligere, f.eks. til gasbeton, armeret beton etc.

Denne metode er den eneste anvendelige hvis emissionerne fra deponeringsanlægget skal kunne føres tilbage til bestemte materialer. Ulempen ved at definere udvaskning/emissioner i forhold til det enkelte materialer er at det i overvejende grad vil være en teoretisk øvelse, som ikke vil kunne håndtere forskellige omsætningsforløb i forskellige miljøer.

Emissioner fra deponi af ikke-forbrændingseget affald

Generelt gælder, at ikke-forbrændingseget affald overvejende udgøres af bygge- og anlægsaffald samt i mindre grad erhvervsaffald. Herudover er der fra husholdninger og andre kilder primært tale om glas, keramik og porcelæn.

Omsætteligheden og emissionspotentialet fra de materialer, der indgår i affaldsfraktionen varierer meget. Som fraktionen er defineret i det foregående, består den overordnet af hærdede mineralske materialer og fibre fra sten/beton, mineraluld, tagpap, letomsættelige organiske stoffer fra træ, pap, organiske kemiske polymere forbindelser, jern/metal og salte fra gipsplader.

De forventede emissioner fra disse materialer uddybes i det følgende:

Omsætteligheden og emissionspotentialet for ***hærdede mineralske materialer*** fra sten/beton/glas, mineraluld og tagpap:

- langsom nedbrydning (senere end 100 år) af hærdede mineralske materialer fra gasbeton, tegl, beton og glas med et meget begrænset toksisk potentiale

Omsætteligheden og emissionspotentialet for ***letomsættelige organiske stoffer*** fra træ og pap:

- organiske materialer som træ, pap vil bidrage med emission af COD, ammoniak og diverse organiske materialer til perkolat. Den altovervejende del af denne emission vil finde sted indenfor de første 100 år

- Det er muligt, at der er tilstrækkeligt med organiske materiale i depotet til, at der kan opstå et anaerobt miljø og dannelse af methan til luft.

Omsætteligheden og emissionspotentialt for **tungmetaller** fra træ, jern- og metal, plast, og gipsplader:

- tungmetaller i træ fra trykimprægning, fra jern og metal, fra gipsplader og fra plast som tilsætningsstoffer eller pigment vil kun i marginalt omfang emitteres de første 100 år. Tungmetallerne nedbrydes ikke men kan omdannes til andre forbindelser.

Omsætteligheden og emissionspotentialt for **organiske kemiske forbindelser** fra plast, træ og evt. pap og papir:

- Organiske kemiske forbindelser fra plast, lim, biocider og øvrige tilsætningsstoffer vil indenfor de første 100 år dels blive emitteret som stofferne i sig selv eller blive nedbrudt på linie med andet organisk materiale. Disse stoffer kan ikke umiddelbart identificeres ud fra affaldsfraktionens sammensætning men kræver en vurdering af de mest anvendte organiske kemiske forbindelse i plast, spånplader, krydsfiner, pap og papir.

Omsætteligheden og emissionspotentialt for **PAH og olie** fra tagpap og mineraluld:

- omsætning af tjære fra tagpap vanskeligt at forudse
- gradvis nedbrydning af begrænset mængde olierest i mineraluldsprodukter

Omsætteligheden og emissionspotentialt for **salte** fra gipsplader:

- opløsning af salte i gipsplader afhænger af deponeringsanlæg infiltration.

Ved tør opbevaring forventes omsætningen at vare længere end de første 100 år.

Metoder til at vurdere emissioner

Emissionerne fra materialer, der deponeres i et depot for ikke-forbrændingseget affald kan principielt vurderes på 2 måder:

1. Rent teoretisk ud fra kendskab til de materialernes sammensætning og den forventede omdannelse og videre skæbne i depotet. Det er den type vurdering, som forventes gennemført i delprojekt 2, som handler om emissioner på langt sigt.
2. Ved modeludvikling, der bygger på en afstemning af teoretisk viden (som angivet under 1.) med faktiske observationer af perkolat fra deponeringsanlæg (hvis de findes) samt resultater af laboratorieudvaskningstests på de materialer, som er deponeret. Det er denne type vurdering, der forventes gennemført i delprojekt 1 for restprodukter fra forbrændingsanlæg etc.

Modeludviklingen i metode 2, er den mest præcise form for vurdering og har især værdi i forhold til de emissioner, der sker indenfor de første 100 år. Modeludviklingen forudsætter dog, at der findes pålidelige måledata.

Datagrundlaget for modeludviklingen for ikke-forbrændingseget affald er forholdsvis begrænset, og det vil være nødvendigt at foretage nogle

omfattende forenklinger, hvis der skal kunne gennemføres beregninger af emissioner for ikke-forbrændingseget affald.

På baggrund af ovenstående skal det anbefales, at estimater af emissioner fra 0 – 100 år for deponeret ikke-forbrændingseget affald baseres på resultater af udvaskningstests i det omfang, at sådanne forefindes. Dette vil være en grov forsimpning af de virkelige forhold, men det kan næppe gøres bedre på det foreliggende grundlag. Et af de forhold, som der herved ikke tages højde for, er, at udvasknings-tests som regel udføres på separate affaldsfraktioner, mens affald ofte sammenblandes i forbindelse med deponering. Man får derfor ikke noget billede af den effekt, som en blanding af forskellige affaldstyper kan have på perkolat kvaliteten og udvaskningsprocessen i det hele taget. Denne effekt kan både være positiv og negativ (og i nogle tilfælde også ubetydelig). I det omfang, det er muligt, bør resultaterne verificeres ved sammenligning med eventuelle relevante perkolatdata fra deponeringsanlæg, som trods alt måtte eksistere.

Det anbefales endvidere, at der opnås konsensus om et typisk deponerings-scenarie, dvs. et model-deponi med tilhørende nettoinfiltration m.v. Der foreligger bl.a. danske laboratorieudvaskningsdata (fra kolonne- og/eller batchudvaskningstests) for følgende ikke-forbrændingsegete materialer:

- knust beton
- knust vinduesglas
- knuste gipsplader
- forskellige former for forurenede jord
- "inert affald" bestående af en blanding af ovenstående samt andet keramisk affald
- shredderaffald (kan måske være svært at spore tilbage til produktet)

For PVC-plast og måske også trykimprægneret træ findes der i EU-kommissionen og i udlandet visse oplysninger om deponerings- og udvaskningsegenskaber, som muligvis vil kunne anvendes til en estimering af emissionerne fra disse. Dette kan undersøges nærmere ved litteratursøgning.

Følgende affaldstyper forventes der ikke at kunne fremskaffes brugbare udvaskningsdata, hvorfor en mere teoretisk baseret estimation vil være nødvendig:

- tagpap
- jern/metal
- mineraluld

Det skal bemærkes, at der for de fleste af de affaldstyper, som der foreligger udvaskningsdata for, primært er fokuseret på udvaskning af uorganiske forureningskomponenter, herunder specielt salte og sporelementer/tungmetaller samt i nogle tilfælde organiske samleparametre såsom NVOC o.lign.

Dette skyldes især manglen på egnede metoder til bestemmelse af udvaskningen af organiske stoffer. Eventuelle estimeringer af udvaskningen af specifikke organiske komponenter kan derfor baseres på de pågældende affaldstypers totalindhold af disse komponenter sammenholdt med affaldets og stoffernes generelle egenskaber.

Grundlag for beregning af normaliseringsreferencer

B6.1 INDLEDNING

Det er en forudsætning for at kunne håndtere de nye påvirkningskategorier i UMIP, at der er udarbejdet en normaliseringsreference, hvorved der kan opnås et indtryk af den relative størrelse af påvirkningspotentialerne.

Beregningen af en normaliseringsreference for de nye påvirkningskategorier følger den samme fremgangsmåde som ved beregningen af normaliseringsreferencen for andre påvirkningskategorier i UMIP-metoden.

Grundlæggende beregnes en normaliseringsreference ved at summere de årlige bidrag fra de stoffer, der bidrager til den pågældende påvirkningskategori:

$$\text{Normaliseringsreference} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_i}{N} \quad \left[\frac{\text{påvirkningspotentiale}}{\text{capita}} \right]$$

hvor: m_i er den udledte mængde af stoffet i ("udledt" = "deponeret")
 EF_i er ækvivalensfaktoren for stoffet i
 N er antallet af personer i det relevante geografiske område

For de nye påvirkningskategorier er der tale om deponerede udledninger, der eventuelt vil blive aktuelle på langt eller meget langt sigt. Dette ændrer dog ikke ved det overordnede princip, og heller ikke ved, hvordan bidrag til påvirkningskategorien beregnes i selve opgørelsen. Det skal også bemærkes, at de anvendte ækvivalensfaktorer er de samme som dem, der anvendes i vurderingen af de hidtidige påvirkningspotentialer.

Normaliseringsreferencen beregnes ideelt på baggrund af indholdet af specifikke (miljøfarlige, sundhedsskadelige, persistente) stoffer i de materialetyper/affaldsfraktioner, der bidrager til de nye påvirkningskategorier:

- Polymerer, herunder både plast og gummi
- Glas herunder glasuld
- Lertøj, keramik o.lign., herunder tegl
- Metaller
- Slagger og lign. restprodukter fra termiske processer
- Sten og lign., herunder stenuld, kalk og gips
- Forurenede jord
- Tjære og tjærebaseerede materialer
- Trykimprægneret træ

Denne fremgangsmåde er meget tidskrævende, hvis der overhovedet kan skaffes de nødvendige oplysninger. I stedet er det valgt at bruge mere overordnede opgørelser, primært massestrømsanalyser, hvor der allerede er

taget stilling til en lang række af de elementer, der naturligt vil være i en beregning af denne art. Massestrømsanalyserne er suppleret med specifikke opgørelser af en række elementer, der som udgangspunkt har været betragtet som potentielt vigtige bidragsydere.

Det skal bemærkes, at hvert af elementerne i beregningen er behæftet med en forholdsvis stor usikkerhed. En opgørelse med udgangspunkt i en massestrømsanalyse har naturligvis som minimum den samme usikkerhed, som gælder for den basale reference, og de mere specifikke opgørelser har en usikkerhed, der mindst er af samme størrelsesorden.

I det følgende gives der for hvert af de pågældende materialer/fraktioner et overblik over de tre elementer: Indhold, samlet deponimængde og ækvivalensfaktorer for human toksicitet og økotoksicitet.

B6.2 POLYMERER, HERUNDER BÅDE PLAST OG GUMMI

Langt de fleste af de polymermaterialer, der anvendes i dag, vil blive betragtet som forbrændingseget affald og må derfor ikke deponeres. De vigtigste undtagelser fra denne hovedregel er halogenerede plasttyper (først og fremmest PVC og PVDC) og andre plasttyper, hvor der er anvendt halogener som flammehæmmere (først og fremmest bromerede flammehæmmere). En tredje undtagelse er gummidæk, hvor der i dag ikke er genanvendelses- eller forbrændingskapacitet til hele affaldsmængden, og hvor en betydelig del derfor må deponeres.

Plast

For PVC og PVDC's kan indholdet af tungmetal i stabilisatorer og pigmenter udgøre et væsentligt bidrag til normaliseringsreferencen. Både bly og cadmium, der antages at være de væsentligste bidragsydere, er imidlertid medtaget i normaliseringsreferencen gennem mere overordnede massestrømsanalyser, og skal derfor ikke også medtages her. Det bemærkes, at massestrømsanalyserne også omfatter forbrug af tungmetaller i andre plasttyper, og at der i beregningerne ikke skelnes mellem, om tungmetallerne deponeres i en plast-matrix eller som restprodukter/slagge fra affaldsforbrænding.

For plasttyper, hvor der anvendes bromerede flammehæmmere, må det påregnes at disse på et eller andet tidspunkt vil blive frigivet. Basisplasten, f.eks. ABS (acrylonitril-butadien-styren) eller PC (polycarbonat), er meget stabil og det er derfor relevant at antage, at nedbrydningen først vil finde sted på langt sigt. Gruppen af bromerede flammehæmmere har meget forskellige fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber, og vil derfor også have meget forskellige påvirkningspotentialer. Der er ikke i UMIP-metodens datagrundlag beregnet effektfaktorer for hverken toksiske eller økotoksiske påvirkninger, og de bromerede flammehæmmere er derfor heller ikke medtaget i beregningen af relevante normaliseringsreferencer, hverken i UMIP eller det nærværende projekt.

Forbruget af bromerede flammehæmmere med færdigvarer i Danmark var i 1997 på 320-660 tons. Tetrabrombisphenol A (TBBPA) og derivater deraf tegnede sig for omkring halvdelen af forbruget, og forbruget af disse stoffer er stigende. De mest kontroversielle stofgrupper, polybromerede diphenyler

(PBB) og polybromerede diphenylethere (PBDE), tegnede sig for henholdsvis ca. 1% og ca. 12% af forbruget med færdigvarer. Der er sket et markant skift væk fra PBDE i dansk produktion og i dele af de importerede varer. Der findes kun en meget begrænset viden om, hvorledes stofferne spredes til miljøet. Modelberegninger tyder på, at den væsentligste kilde til spredning af bromerede flammehæmmere i miljøet er fordampning fra de produkter, hvori de indgår. Der sker ingen genanvendelse af materialer indeholdende bromerede flammehæmmere /Lassen *et al.*, 1999/. Hovedparten af de bromerede flammehæmmere må således forventes enten at ende på et (dansk) deponi, eller at blive eksporteret til forbrænding eller deponering.

De potentielle toksikologiske og økotoxikologiske effekter er beskrevet i Miljøprojekt Nr. 568 /Simonsen *et al.*, 2000/. Som nævnt tegner der sig ikke et entydigt billede af stofgruppen, idet nogle stoffer vides at have et stort potentiale for at forårsage uønskede påvirkninger på mennesker og/eller miljø, andre stoffer vides at være betydeligt mindre belastende, mens der for resten mangler informationer til at foretage en vurdering. De kritiske effekter for påvirkning af mennesker er for nogle af stofferne kræft og reproduktionsskader, og med det signifikante forbrug, der er skitseret ovenfor, er det således sandsynligt, at stofgruppen som helhed vil udgøre et synligt bidrag til normaliseringsreferencen. Det foreslås derfor, at der som led i det videre arbejde med at forbedre UMIP-metoden udarbejdes effektfaktorer for bromerede flammehæmmere. Disse effektfaktorer skal naturligvis indgå i en "normal" LCA, men skal også anvendes til at gøre normaliseringsreferencen mere præcis.

For alle øvrige plasttyper regnes der som nævnt med, at de ikke ender på deponi i et omfang, der berører normaliseringsreferencen i nævneværdig grad, og der ses derfor bort fra disse i beregningen.

Gummi

For gummis vedkommende udgør bildæk med indhold af først og fremmest PAH men eventuelt også stabilisatorer et potentielt bidrag til normaliseringsreferencen. I 1997 blev 13% af de indsamlede dæk deponeret, svarende til 5.200 tons /MST, 1999a/.

Der er to kilder til PAH i bildæk. Dæk indeholder i størrelsesordenen 10-40% carbon black, der ofte indeholder små mængder PAH fra produktionsprocessen. Forureningsniveauet angives meget forskelligt. Indholdet af benzo(a)pyrene (BaP), der er referencestoffet i de fleste PAH-vurderinger, angives således ifølge /IARC, 1996/ til at være 1,2-9,6, 1,4-3,1 og 0,9-28 i tre forskellige undersøgelser af *furnace* black som er den type carbon black, der anvendes i bildæk. I beregningen af normaliseringsreferencen er der taget udgangspunkt i en svensk analyse af urenheder i *furnace black*, citeret efter /IARC, 1996/. Tabel B1-1 viser minimum- og maksimumsværdier i analyserne, gennemsnit (der anvendes i beregningen), potens (TEQ-ækvivalenter) i relation til benzo(a)pyren (efter /Jensen & Blinksbjerg, 2000/), samt samlet bidrag fra de enkelte stoffer i mg BaP-ækvivalenter pr. kg carbon black.

TABEL B6-1. INDHOLD AF PAH I CARBON BLACK I BILDÆK, DER DEPONERES I DANMARK (MG BaP-ÆKVIVALENTER/KG DÆK).

	Min	Max	Gennemsnit	Potens (TEQ)	mg BaP-eq/kg
Phenanthrene	0,9	15	7,95	0,001	0,00795
Fluoranthene	4,5	72	38,25	0,01	0,38
Pyrene	26	240	133	0,001	0,133
Benzo(ghi)fluoranthene	7,2	72	39,6	0	0
Cyclopenta(cd)pyrene	6,6	188	97,3	0	0
Chrysene	0,1	1,3	0,7	0,01	0,007
Benzo(b)fluoranthene	0,4	18	9,2	0,1	0,92
Benzo(j)fluoranthene	0,4	18	9,2	0	0
Benzo(k)fluoranthene	0,4	18	9,2	0,1	0,92
Benzo(e)pyrene	0,9	19	9,95	0	0
Benzo(a)pyrene (BaP)	0,9	28	14,45	1	14,45
Perylene	0,1	3,5	1,8	0	0
Indeno/1,2,3-cd)pyrene	2	43	22,5	0,1	2,25
Benzo(ghi)perylene	14	169	91,5	0,01	0,915
Coronene	14	169	91,5	0	0
Total PAH-eq (BaP)					19,99

Det samlede bidrag til deponeret toksicitet og økotoksicitet fra 5.200 tons bildæk med et anslået gennemsnitsindhold på 25% carbon black bliver således:

$$5.200 \text{ tons} * 25\% * 20 \text{ mg BaP-ækvivalenter/kg} = 26 \text{ kg BaP-ækvivalenter}$$

Bildæk indeholder også procesolie, der blandt andet anvendes som blødgører i mængder omkring 10% af dækkenes vægt. Procesolierne er såkaldte HA-olier (højaromatiske olier), der indeholder 3% eller mere af polycykliske aromatiske forbindelser. Disse kan ikke umiddelbart specificeres nærmere, men ifølge den tyske bilindustri udgør PAH i størrelsesordenen 1/1000 af det totale PCA-indhold (polycykliske aromater), hvilket med andre ord er på ppm-niveau /Møller, 2003/. Set i lyset af den ringe betydning af PAH i den samlede normaliseringsreference er det valgt at se bort fra bidraget fra procesolier.

Bidraget fra bildæk omfatter således alene de 26 kg BaP-ækvivalenter fra carbon black.

B6.3 GLAS HERUNDER GLASULD

Som nævnt tidligere kan mere specielle glastyper som hel- og halvkrystalglas indeholde blyforbindelser, der på langt sigt kan blive udvasket. Den væsentligste kilde til deponeret human og økotoksicitet antages at være konusglas fra fjernsyn og PC-monitorer, der indeholder blymonoxid. Dette

bidrag er medtaget under ”metaller”, idet det indgår som et element i massestrømsanalysen for bly, der ligger til grund for beregningen af bidraget fra dette stof.

B6.4 LERTØJ, KERAMIK O.LIGN., HERUNDER TEGL

Denne type produkter kan indeholde forskellige tungmetaller i glasuren og i de farvestoffer, der anvendes i glasur. Produkttyperne er omfattet af relevante massestrømsanalyser og bidraget til normaliseringsreferencen er medtaget som beskrevet under ”Metaller”.

Metaller

Som det fremgår af Delrapport IIs **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** og **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**, udgør bidraget fra metaller en væsentlig del af normaliseringsreferencen for alle påvirkningskategorier. Bidraget er primært beregnet på baggrund af oplysninger om deponimængder fra diverse massestrømsanalyser, og har derfor de samme usikkerheder indbygget. De foreliggende data fremgår af tabel B6-2.

TABEL B6-2. OVERSIGT OVER MASSESTRØMSANALYSER, DER ER ANVENDT I BEREGNINGEN

Kemisk stof	År	Deponeret mængde			Reference
		i Danmark tons/år	i udlandet tons/år	i alt tons/år	
Arsen ¹⁾	1982	57-70	-	57 - 70	COWIconsult 1985a
Bly	1985	1800 - 4300	-	1800 - 4300	MST 1989
	1994	1800 - 3600	-	1800 - 3600	MST 1996d
	2000	1100 - 2000	200 - 300	1300 - 2300	MST 2003a
Cadmium ²⁾	1980	31	?	31	MST 1980
	1990	24	?	24	MST 1993
	1996	12 - 25	0,4 - 1,0?	12,4 - 26	MST 2000a
Kobber	1992	3800 - 7400	-	3800 - 7400	MST 1996a
Chrom ³⁾	1982	870 - 1420	-	870 - 1420	COWIconsult 1985a
	1999	3000 - 3500	?	3000 - 3500	Hoffmann <i>et al</i> , 2002
Kviksølv ⁴⁾	1982/83	1,7 - 2,9	4,6 - 7,5	6,3 - 10,4	COWIconsult 1985 b
	1992/93	2,3 - 4,5	2,5	4,8 - 7,0	MST 1996c
	2001	0,4 - 0,8	2,0 - 2,9	2,4 - 3,7	MST 2003b
Nikkel ³⁾	1982	150 - 620	-	150 - 620	COWIconsult 1985a
	1992	610 - 1300	-	610 - 1300	MST 1996b
Dioxin	1998/99	38 - 420	28 - 220	66 - 640	MST 2000a
	2000/02	5 - 127	55 - 413	60 - 540	MST 2003c

Noter

1. Eneste foreliggende opgørelse for arsen. Udført som screeningsanalyse og derfor i princippet usikker. Den dominerende kilde er kulaske som er rimelig konstant. Bidrag

fra trykimprægneret træ er ikke med i opgørelsen, men behandles særskilt i afsnit B1-9. Derfor anses den samlede opgørelse for rimelig pålidelig også for nutidige forhold.

2. I alle årene er foregået en eksport af støv fra røggasrensning fra Stålvalseværket. Dette støv eksporteres officielt til genvinding af især zink. Støvet indeholder tillige 4-5 tons cadmium. Det er usikkert om dette cadmium er genvundet eller reelt blot deponeret i udlandet som restprodukt fra zinkgenvindingen.
3. Den ældste opgørelse fra 1982 er udført som screeningsanalyse og er derfor i princippet usikker. Den nyeste opgørelse må anses for væsentlig mere pålidelig.
4. Forskelle i eksport fra opgørelse til opgørelse beror især på hvilke affaldstyper, der tillades deponeret i tyske saltminer.

Foruden de usikkerhedsmomenter, der er angivet i noterne til tabel B1-2, er der i beregningen en yderligere række faktorer, der har indflydelse på det samlede resultat. Disse diskuteres i de følgende afsnit.

Referenceår

Ideelt burde der altid anvendes det samme referenceår for alle bidrag til normaliseringsreferencen. Mere præcist er idealmålet at udarbejde en normaliseringsreference for 1994, hvorved de nye påvirkningskategorier bedst muligt kan sammenlignes med de ”gamle” kategorier, for hvilke der findes normaliseringsreferencer for 1994.

Massestrømsanalyser for diverse metaller og andre stoffer udkommer imidlertid kun med forholdsvis lange mellemrum. Det betyder, at for nogle metaller er der kun udarbejdet en enkelt analyse, og der er derfor heller ikke mulighed for at extra- eller interpolere de tilgængelige informationer.

Samtidigt er der en tendens til at de deponerede metalfraktioner bliver mindre med årene. De vigtigste årsager til dette er begrænsninger i anvendelsen af metaller som kviksølv, cadmium og bly, og øget genanvendelse af disse og andre metaller som f.eks. kobber. Jo ældre datakilder, der anvendes, jo større bliver normaliseringsreferencen. Det er derfor valgt at bruge den nyeste information hvor muligt, idet dette giver det mest præcise beregningsgrundlag for de belastninger, der vil finde sted i en overskuelig fremtid.

Gennemsnitsværdier

I alle massestrømsanalyser opereres der med skønnede intervaller. Spredningen på disse intervaller kan være en faktor 10 eller mere, hvilket giver et godt udtryk for den usikkerhed, der er i denne type analyser.

I den nærværende beregning er det valgt at bruge middelværdien af det interval, der angives i massestrømsanalyserne. Ved at bruge denne værdi sikres det, at resultatet med stor sandsynlighed er i den rigtige størrelsesorden, hvilket overordnet set regnes for at være tilfredsstillende for denne type af miljøpåvirkninger. I diskussionen af den samlede normaliseringsreference diskuteres valget yderligere, idet det i den forbindelse er muligt at målrette diskussionen mod det eller de stoffer, der bidrager mest.

Deponeringssted

En del af de metaller samt det meste dioxin, der deponeres, eksporteres til andre lande. Dette er for eksempel tilfældet for kviksølv, der eksporteres til specialdeponier i Tyskland og Norge.

Da normaliseringsreferencen principielt beregnes på baggrund af oplysninger af deponerede mængder i Danmark, er det valgt at udelade de eksporterede mængder fra beregningen. Situationen kan dog hurtigt ændre sig, således at det ikke vil være muligt at eksportere de pågældende fraktioner, og at man i stedet må etablere egnede deponier i Danmark. Hvis dette bliver tilfældet, vil nogle normaliseringsreferencer ændre sig markant, for human toksicitet via luft med en faktor 5 og via vand med en faktor 2, mens normaliseringsreferencerne for økotoksicitet ikke ændrer sig væsentligt.

B6.5 SLAGGER OG LIGN. RESTPRODUKTER FRA TERMISKE PROCESSER

De vigtigste bidragsydere til deponeret human- og økotoksicitet er indholdet af metaller. Disse er inkluderet i massestrømsanalyserne, og indgår derfor ikke på som et selvstændigt element. For at få en præcis mængdevurdering henvises der til de originale undersøgelser, hvor det er muligt at differentiere mellem forskellige bidrag, herunder bidrag fra restprodukter fra termiske processer.

Dioxiner

Dioxiner i slagge og restprodukter er også medtaget i normaliseringsreferencen, men bidrager kun marginalt (< 0,02%) til effektpotentialerne med de anvendte effektfaktorer.

PAH

Slagge og aske, specielt fra biomasse- og affaldsforbrænding, indeholder også polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). På baggrund af opgørelser af deponerede mængder bioaske (11.600 tons) og deres indhold af forskellige PAH-indhold fra forskellige varmekværker /Hansen, under publicering/ kan følgende estimat for deres bidrag til normaliseringsreferencen opstilles (jf. tabel B1-3). Estimatet bygger på en fordeling mellem bundaske, cyclonaske og filteraske på henholdsvis 75%, 10% og 15%, og i beregningerne er der anvendt de højeste værdier, der er målt for de respektive fraktioner. Foruden de viste værdier er der fundet yderligere en række PAH'er, som ikke er medtaget, da der ikke er fundet TEQ-værdier for disse. Samlet set vurderes beregningen at give en indikation af størrelsesordenen for bidraget.

TABEL B6.3 ESTIMAT FOR PAH-BIDRAG FRA BIOASKE I MG BaP/TONS ASKE

	Bundaske	Cycklonaske	Filteraske	Potens (TEQ)	mg BaP-eq/tons
	mg/t	mg/t	mg/t	g BaP-eq/g	
Phenanthrene	179	2764	5135	0,001	1,2
Fluoranthene	111	2248	4403	0,01	9,7
Pyrene	207	940	719	0,001	0,4
Benzo(b)fluoranthene	7,3	346	513	0,1	11,7
Benzo(a)pyrene (BaP)	20,3	69	81	1	34,3
Indeno/1,2,3-cd)pyrene	4,2	101	157	0,1	3,7
Benzo(ghi)perylene	48	128	271	0,01	0,9
Total PAH-eq (BaP)					61,8

Med et deponivolumen på 11.600 tons og et indhold af BaP-ækvivalenter på ca. 62 mg/tons er den samlede mængde BaP-ækvivalenter altså i størrelsesordenen 0,7 kg årligt. Dette bidrag er negligibelt i forhold til andre kilder, og der er derfor ikke gjort forsøg på at udarbejde en mere præcis opgørelse, hverken i relation til aske fra biomasseanlæg eller fra affaldsforbrænding.

B6.6 STEN OG LIGN., HERUNDER STENULD, KALK OG GIPS

Er ikke medtaget i beregningen, da der ikke er kendskab til et indhold af persistente miljø- og sundhedsfarlige stoffer, der kan bidrage til normaliseringsreferencen.

B6.7 FORURENET JORD

Jord, der er forurenede med tjærestoffer (PAH) og/eller tungmetaller, skal enten renses eller deponeres. I perioden 1996-1999 blev der bortskaffet jord fra i alt 1470 lokaliteter, varierende fra 260 lokaliteter i 1996 til 465 lokaliteter i 1998. For 1999 foreligger der oplysninger om den mængde, der fra 357 lokaliteter blev deponeret på kontrollerede lossepladser og specialdeponier, nemlig 136.448 tons (MST, 2000c). Dette tal antages i de videre beregninger at være repræsentativt, idet det bemærkes, at der vil være store variationer fra år til år ligesom det må forventes, at bidraget til normaliseringsreferencen fra denne type aktivitet bliver mindre med årene, efterhånden som der er ryddet op på de forurenede grunde.

Det antages endvidere i beregningerne, at jorden kun er forurenede med PAH. Omkring 70% af alle lokaliteter er forurenede med olie og tjærestoffer, f.eks. benzin- og servicestationer, olieoplag, autoværksteder, o.l. (MST, 2000c), og det er derfor rimeligt at antage, at bidraget til normaliseringsreferencen fra tungmetaller i forurenede jord er af mindre betydning i denne sammenhæng. Denne antagelse bekræftes af, at hvis al jord var forurenede med kviksølv i en koncentration, der svarer til afskæringskriteriet (3 mg/kg), vil dette give et

kviksølvbidrag på 409,5 kg. Set i forhold til at andre kilder bidrager med anslået 300 tons, vil inkludering af kviksølv (og andre tungmetaller) kun give et meget marginalt bidrag til normaliseringsreferencen.

I beregningen er anvendt afskæringskriteriet i Miljøstyrelsens liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord. Afskæringskriteriet angiver det niveau, hvorover der skal foretages fuldstændig afskæring fra jorden, så befolkningen ikke udsættes for den forurenede jord. Det er antaget, at alt PAH er benzo(*a*)pyren med en afskæringsværdi på 1 mg/kg. Det skal bemærkes, at denne værdi er en minimumsværdi, og at koncentrationen på enkelte lokaliteter kan være væsentligt højere, op til 5 mg/kg, ligesom flere kommuner og amter har fastsat egne afskæringsværdier. Århus Kommune har således en værdi for "let forurenede jord" på 2,0 mg/kg for benzo(*a*)pyren

Den valgte værdi giver imidlertid den rigtige størrelsesorden på bidraget, og deponering af PAH-forurenede jord giver kun et mindre bidrag til normaliseringsreferencerne under alle omstændigheder, idet blandt andet PAH i kresosot bidrager væsentligt mere.

B6.8 TJÆRE OG TJÆREBASEREDE MATERIALER

Tjære og dermed også tjærebaserede materialer indeholder store mængder PAH og kan dermed bidrage signifikant til normaliseringsreferencerne for deponeret toksicitet og økotoksicitet.

I /Jaqueline *et al.*, 2002/ peges der på følgende produkttyper, der er relevante i denne sammenhæng:

- Stenkulstjære
 - o Vejtjære og tjærebrændt asfalt
 - o Tagpap
 - o Imprægneret træ
 - o Fiskegarn
- Olieprodukter
 - o Bitumen og vejasfalt
 - o Bitumen og tagpap
 - o Træbjære

Stenkulstjære

Frem til 1976 har tjære været anvendt som klæbemiddel i bitumen til asfaltproduktion. Ældre veje blev ofte renoveret ved en overfladebehandling bestående i oversprøjtning med varm tjære eller bitumen og tilførsel af småsten. Vejtjæren blev opblandet med kresotolie, anthracenolie samt evt. bitumen, 15-85%. Ældre vejmateriale kan indeholde 10% PAH eller mere, men i beregningen af normaliseringsreferencerne er det antaget, at den asfalt, der deponeres, er udlagt efter 1976 og derfor indeholder mere beskedne mængder PAH.

Tjære har været anvendt i produktion af tagpap indtil 1920, hvorefter bitumen er blevet anvendt i stigende grad. Der er ikke fundet oplysninger om den mængde tagpap, der deponeres, men det antages at mængden er marginal i forhold til asfalt. Tagpap indgår derfor ikke i beregningen af normaliseringsreferencen.

Anvendelse af tjære i imprægnering af træ er beskrevet i afsnit 0. Fiskegarn antages ikke at udgøre et væsentligt bidrag til deponeret toksicitet på grund af den ringe mængde.

Olieprodukter

PAH-indholdet i råolie varierer med oliens oprindelse og geologiske alder, men vil typisk være i størrelsesordenen 10%. Indholdet af benzo(a)pyren er ca. 1000 mg/l.

Råolie anvendes bl.a. til fremstilling af bitumenprodukter, der igen anvendes til produktion af asfalt, tagpap, gummi, isolering af el-kabler og imprægnering af diverse materialer. Mere end 80% anvendes i vejbygning og vejvedligeholdelse /Jaqueline *et al.*, 2002/, og det er derfor kun denne andel, der medtages i normaliseringsreferencen.

Der blev i 2000 produceret 886.000 tons asfaltaffald i Danmark. Af disse blev 14.400 tons deponeret, mens resten blev genbrugt eller genanvendt. Asfalten indeholder 5-8% bitumen og resten stenmaterialer (tilslag).

Bitumen består af et utal af kulbrinter, alkaner, cycloalkaner, aromater, heteroaromater inklusive PAH-forbindelser, svovlforbindelser og små mængder nikkel og vanadium. PAH-indholdet i bitumen er 100-1000 gange lavere end indholdet i kultjære. Benzo(a)pyren findes i koncentrationer fra 0,5-27 mg/kg.

PAH-indholdet i danske asfaltprøver kan i al væsentlighed relateres til brug af vejtjære og bitumen. I prøver af asfalt, der er udlagt før 1969 lå PAH-indholdet (total af 16 PAH-forbindelser) i skærvemastik fra 100 mg/kg – 2500 mg/kg, mens indholdet i pulverasfalt lå mellem 2340 – 10340 mg/kg. I asfalt udlagt efter 1969 var totalindholdet af 16 PAH i skærvemastik mellem 14 og 68 mg/kg, og i pulverasfalt mellem 76 og 730 mg/kg /Kriech *et al.*/.

Beregning af bidraget til normaliseringsreferencerne er behæftet med en del usikkerhed på grund af en række antagelser:

- Udlægningsåret kendes ikke. Der er regnet med, at den asfalt, der deponeres, er udlagt efter 1970 og derfor har et PAH-indhold i den lave ende i forhold til tidligere asfaltbelægninger. Dette kan give en væsentlig underestimering af indholdet, også fordi gamle asfaltbelægninger i stigende bliver genanvendt eller genbrugt.
- Fordelingen mellem skærvemastik og pulver asfalt kendes ikke. Der er regnet med en 50/50 fordeling.
- PAH-indholdet varierer. Det er valgt at tage gennemsnittet af laveste og højeste værdi, d.v.s . 41 mg/kg for skærvemastik og 403 mg/kg for pulverasfalt, hvilket giver en samlet gennemsnitsværdi på 222 mg PAH/kg asfalt.
- Fordelingen på forskellige PAH-forbindelser kendes ikke. Det er valgt at antage at PAH-totalen har en toksisk ækvivalensværdi på 0,119 kg BaP-ækvivalenter/kg total PAH /Christensen og Hoffmann, under

publicering/.

Med disse forudsætninger kan det samlede bidrag fra deponering af asfalt beregnes til

17400 tons * 222 mg PAH/kg* 0,119 kg BaP-TEQ/kg PAH = 460 kg BaP-TEQ

B6.9 TRYKIMPRÆGNERET TRÆ

Som nævnt tidligere kan det med rimelighed antages, at de metaller (chrom, kobber og arsen) og kreosot, der tidligere er blevet anvendt til trykimprægning af træ, vil blive frigivet efterhånden som træet bliver nedbrudt. Nedbrydningstiden vil på de fleste depoter være væsentligt længere end 100 år, og normaliseringsreferencen skal derfor i princippet omfatte disse udledninger.

Det trykimprægnerede træ anbringes ganske vist på specialdeponi med henblik på senere genanvendelse, og det er derfor muligt, at udledningerne slet ikke vil finde sted. Da normaliseringsreferencen udregnes på basis af de nuværende forhold, for eksempel at trykimprægneret træ rent faktisk deponeres, er det valgt at medtage bidraget fra trykimprægneret træ i den udstrækning, det er muligt at finde data.

Estimater for de fire væsentligste forureninger beskrives i de følgende afsnit.

Chrom

Kromindholdet i trykimprægneret træ, der ender på deponi, angives i /Hoffmann *et al.*, 2002/ med en ”-”, d.v.s. at det ikke indgår i massebalancen. I rapporten foretages dog to beregninger af de forventede mængder chrom (samt kobber og arsen) fra affald af trykimprægneret træ. De to fremskrivninger viser en deponeret mængde i størrelsesordenen 20 ton/år, hvilket er uden praktisk betydning i forhold til de store mængder chrom, der deponeres med andre typer af affald.

Kobber

Trykimprægneret træ antages i /Lassen *et al.*, 1996/ at blive deponeret på kontrolleret losseplads, om end mindre mængder på tidspunktet for analysen lev brændt på forbrændingsanlæg. Kobber i trykimprægneret træ er derfor indeholdt i beregningen under ”Metaller”.

Arsen

I den ældre massestrømsanalyse for arsen (MST, 1985) indgår ikke, at trykimprægneret træ med indhold af arsen deponeres. Baggrunden for dette er, at på tidspunktet for analysen havde trykimprægneret træ i Danmark ikke nået den alder, hvor det har udtjent sin funktion og derfor skal bortskaffes.

I /Hoffmann *et al.*, 2002/ indgår en beregning af arsenindholdet i trykimprægneret træ, der bortskaffes. Det estimeres, at den samlede mængde arsen i trykimprægneret træ var ca. 10 ton/år i perioden 1990-95, stigende til

20 ton/år i 2000 og 40 ton/år i 2007. Som et repræsentativt tal for beregningerne vælges 20 ton/år, hvilket giver et lidt for højt estimat for den aktuelle normaliseringsreference, mens det underestimerer bidraget fra arsen i perioden fra 2000 og frem.

Det anslås i rapporten, at 80% af det chromholdige træ vil blive deponeret, og en lignende antagelse for arsen anvendes i dette projekt. Samlet set er der således tale om et ekstra bidrag (ud over det fra massestrømsanalysen) på 16 ton arsen pr. år, hvilket giver et signifikant bidrag til deponeret human toksicitet via jord fra denne fraktion alene.

Kreosot

Betydningen af kreosot-imprægneret træ, der deponeres, kan kun bestemmes med forholdsvis stor usikkerhed. I /Hansen *et al.*, 1997/ findes et estimat for mængden af kreosot, der indgik i produkter i Danmark i 1992, nemlig 110 tons. Denne mængde blev importeret, idet der på dette tidspunkt var indført et forbud mod kreosot-imprægnering i Danmark. I den samme rapport har det angiveligt ikke været muligt at estimere mængden af kreosot, der bortskaffes sammen med sveller og master, der har været hovedprodukterne for anvendelse af kreosot.

I /Andersson & Quistgaard, 2002/ anslås det, at der i perioden fra 2000 til 2010 skal bortskaffes ca. 112.000 tons kreosotbehandlede master og sveller fra NESAs, SEAS og Banestyrelsen, svarende til 11.000 tons pr. år. I rapporten angives et kreosotindhold mellem 15 og 75 vægtprocent ved enden af produkternes levetid, og den årlige mængde kreosot, der deponeres vil med disse forudsætninger ligge mellem 1.650 og 8.250 tons.

Kreosot indeholder en lang række aromatiske forbindelser, herunder PAH'er, men fordelingen mellem de mindst 16 forskellige PAH-stoffer, der er fundet i kreosot, varierer meget /Hansen *et al.*, 1997/. I tabel B1-4 er mængden af benzo(a)pyren ækvivalenter beregnet på baggrund af ækvivalensværdier fra /Jensen & Blinksbjerg, 2000/ for en mindre del af stofferne. Der er regnet med et gennemsnitsindhold, beregnet efter oplysninger i /Hansen *et al.*, 1997/, hvorefter minimum- og maksimumindholdet er beregnet efter oplysningerne i /Andersson & Quistgaard, 2002/.

Som det ses af tabel B1-4, ligger det beregnede indhold af PAH mellem 6,5 og 32,5 tons per år. I beregningen af normaliseringsreferencen er det valgt at bruge det største tal, idet dette i sig selv kun dækker en del af bidraget fra kreosot. For eksempel er kun en mindre del (< 50%) af indholdet (w/w) af potentielt toksiske stoffer i kreosot inkluderet i beregningen, og mængden af sveller og master er også undervurderet, idet det kun er sjællandske mængder, der er inkluderet i Andersson & Quistgaards estimat. Det vurderes samlet, at det givne estimat for kreosot opfylder den overordnede målsætning om at finde den rigtige størrelsesorden for belastningen.

TABEL B6.4 BENZO(A)PYREN ÆKVIVALENTER (BAP (G/KG)) SAMT BEREKNING AF DEN TOTALE MÆNGDE BAP-ÆKVIVALENTER, DER DEPONERES OM ÅRET MED KREOSOTBEHANDLET TRÆ.

	Min (g/kg)	Max (g/kg)	Gennemsnit	Potens (TEQ)	g BaP-eq/kg
Phenanthrene	57	210	133,5	0,001	0,1335
Fluoranthene	22	100	61	0,01	0,61
Benz(a)anthracene	10	10	10	0,1	1,00
Pyrene	11	85	48	0,001	0,048
Benzo(a)pyrene (BaP)	0,3	4	2,15	1	2,15
Methylphenanthrener	20	20	20	0	0
Total PAH-eq (BaP)					3,94
Total kreosot (kg) 1650000 8250000					
Total PAH (kg BaP-eq) 6503 32517					

B6.10 EFFEKTFAKTORER

I beregningen af normaliseringsreferencen er der anvendt de samme effektfaktorer, som der anvendes ved beregningen af de ”normale” bidrag til toksicitet og økotoksicitet. Effektfaktorerne er vist i de nedenstående tabeller.

TABEL B6.5 EFFEKTFAKTORER TIL BEREGNING AF BIDRAG TIL ØKOTOKSICITET

Stof - stofgruppe	Effektfaktorer - Økotoksicitet (m ³ /g)					
	Via jord			Via vand		
	jord	vand, kronisk	vand, akut	jord	vand, kronisk	vand, akut
Nikkel	7,00E-02	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	6,70E+02	6,70E+01
Kviksølv	5,30E+00	4,00E+03	0,00E+0 0	5,30E+00	4,00E+03	2,00E+03
Cadmium	2,20E+00	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,20E+05	1,20E+04
Bly	1,00E-02	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	2,00E+03	2,00E+02
Arsen	3,30E-01	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,90E+03	1,90E+02
Kobber	2,00E-02	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,25E+04	1,25E+03
Chrom	1,00E-02	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	6,70E+02	6,70E+01
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	6,67E+00	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,20E+06	1,20E+05
Dioxin (I-TEQ)	1,50E+04	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	2,80E+09	2,80E+08

TABEL B6-6 EFFEKTFAKTORER TIL BEREGNING AF BIDRAG TIL HUMAN TOKSICITET

Stof - stofgruppe	Effektfaktorer - Human toksicitet (m ³ /g)					
	Via jord			Via vand		
	jord	vand	luft	jord	vand	luft
Nikkel	1,50E-01	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,90E-02	0,00E+0 0
Kviksølv	8,10E+01	1,10E+05	6,70E+06	8,10E+01	1,10E+05	6,70E+06
Cadmium	5,60E+00	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	2,80E+03	0,00E+0 0
Bly	1,00E-01	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	2,60E+02	0,00E+0 0
Arsen	1,30E+02	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	3,70E+01	0,00E+0 0
Kobber	5,00E-03	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,70E+01	0,00E+0 0
Chrom	1,40E+00	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	1,80E+01	0,00E+0 0
PAH (benz(a)pyren-TEQ)	1,80E-03	0,00E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	3,20E+02	0,00E+0 0
Dioxin (I-TEQ)	2,80E+09	2,80E+08	1,80E+04	0,00E+0 0	0,00E+00	0,00E+0 0

Effektfaktorer for andre relevante stoffer, der ikke indgår i normaliseringsreferencen, kan eventuelt findes i /Hauschild og Wenzel, 1998/ eller på LCA Centers hjemmeside, www.lca-center.dk. Hvis de ikke findes der, kan de beregnes efter de retningslinier, der findes i samme reference.

B6.11 OPSUMMERING – GRUNDLAG FOR BEREGNING AF NORMALISERINGSREFERENCER

Normaliseringsreferencerne er beregnet ud fra massestrømsanalyser, kombineret med analyse af specifikke fraktioner, der ikke er indeholdt i massestrømmene. Det vurderes, at langt de fleste potentielt vigtige bidrag er medtaget i referencerne, med bromerede flammehæmmere som en undtagelse.

For de bromerede flammehæmmere findes der ganske vist en massestrømsanalyse, der giver et skøn over de mængder, der deponeres i dagens Danmark, men der er endnu ikke udarbejdet de effektfaktorer, der er nødvendige for at kunne skønne det samlede bidrag fra denne stofgruppe. Det skal dog også fremhæves, at der er en del aktivitet omkring plast med bromerede flammehæmmere med henblik på både at kortlægge bortskaffelsesveje mere præcist og eventuelt at øge genanvendelsen.

Når den manglende viden om stoffernes potentielle effekter er etableret, vil det være forholdsvist simpelt at beregne effektfaktorer og efterfølgende også bidrag til normaliseringsreferencen. Med en skønnet deponeringsmængde på mere end 300 tons/år skal stofgruppen som helhed være mere end fem gange mere økotoksisk end bly for at give et bidrag, der er mere end to procent til de

økotoksikologiske referencer. En lignende overslagsberegning kan kun vanskeligt lade sig gøre for bidrag til human toksicitet, idet fordelingen af bidrag er mere inhomogen i disse påvirkningskategorier.

