



Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

www.mep.tno.nl

T 055 549 34 93
F 055 549 32 01
info@mep.tno.nl

TNO-rapport

R 2003/518

Conditionering bijzondere C2-afvalstoffen

Datum	december 2003
Auteurs	J.P. Brouwer, E. Mulder (TNO-MEP) L. Stax , V. Steenhof (DHV)
Projectnummer	34258
Trefwoorden	C2-afvalstoffen AVI-sproeidroogzout DTO-vliegas conditioneren wassen storten immobiliseren multicriteria-analyse
Bestemd voor	het Ministerie van VROM, DG Milieu

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

Samenvatting

In de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen (kortweg Regeling C-geconditioneerd) worden eisen gesteld aan de uitloging van metalen. Voor afvalstoffen met meer dan 20% zout worden tevens eisen gesteld aan de uitloging van zouten uit geconditioneerde afvalstoffen. Het conditioneren behelst doorgaans het binden van de afvalstof met hydraulische bindmiddelen. Voor C2 afvalstoffen met meer dan 20% zout is conditioneren, vanwege de geldende uitloogeisen, niet haalbaar. Behalve dat niet aan de uitloogeisen voor zouten kan worden voldaan, is het met de gebruikelijke technieken bij zeer hoge zoutgehalten überhaupt niet meer mogelijk om een goede binding te realiseren. Voor zover dat wel het geval zou zijn, wordt het risico van aantasting van het geconditioneerde stortlichaam door uitspoeling van zouten te hoog geacht. In dit rapport wordt een overzicht gegeven van relevante zoute C2 afvalstoffen waarvoor conditioneren niet mogelijk is en worden potentiële oplossingen geïnventariseerd en geëvalueerd.

De belangrijkste afvalstof in dit kader blijkt spreedroogzout van AVI's. Hiervan komt jaarlijks ongeveer 25 kton vrij. Deze hoeveelheid wordt grotendeels (al dan niet na voorbehandeling) in big bags gestort op C3 stortplaatsen, in een zogenaamd C2 compartiment. De rest wordt afgevoerd naar en toegepast in de Duitse zoutmijnen. Een andere zoute afvalstof is rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. De hoeveelheden hiervan zijn aanmerkelijk lager dan de hoeveelheden spreedroogzouten. Deze afvalstof wordt momenteel afgevoerd naar de Duitse zoutmijnen. Tenslotte is DTO vliegias een potentiële problematische afvalstof. Recentelijk wordt regelmatig de maximum eis van 20% zout overschreden, met name op grond van het sulfaatgehalte. DTO-vliegias wordt desondanks geconditioneerd; hiervoor is een tijdelijke ontheffing verleend.

Aan de hand van onderzoekservaringen en via berekeningen aan diffusiebepaalde uitloging zijn bovengrenzen afgeleid aan het maximale zoutgehalte dat mag achterblijven in de afvalstof na voorbehandeling om, na conditionering met hydraulische bindmiddelen, te kunnen voldoen aan de uitloogeisen van de Regeling C-geconditioneerd. Deze bovengrenzen komen er op neer dat de voorbehandelde (gewassen) afvalstof globaal nog maximaal 5% chloride, 15% sulfaat en 1% bromide mag bevatten. Deze bovengrenzen zijn niet bedoeld als harde eis, maar als vuistregel, met als uiteindelijke doel om te voldoen aan de uitloogeisen die de Regeling C-geconditioneerd stelt. Ze definiëren dus de randvoorwaarden waaraan een voorbehandelingstechniek zal moeten kunnen voldoen.

Door een geschikte voorbehandelingsmethode toe te passen, kan aan de afgeleide bovengrenzen worden voldaan. Wasprocessen zijn in staat chloride uit afvalstoffen te verwijderen tot het gewenste niveau. Dergelijke processen zijn voor andere dan de onderhavige afvalstoffen tot op productieschaal ontwikkeld en zijn snel te ont-

wikkelen voor de betreffende zoute afvalstoffen. Het zoute waswater kan, mits voldoende gereinigd van eventueel uitgewassen zware metalen, worden geloosd op brak of zout oppervlaktewater. Wel betekent dit dat binnenlandse afvalproducenten een dergelijke route alleen kunnen toepassen indien een wasproces op een kustlocatie wordt gebouwd, waar de zoute afvalstof van de betreffende producent naartoe zal moeten worden getransporteerd.

Voor de verwijdering van sulfaten zijn wasprocessen niet in alle gevallen inzetbaar; meestal zijn sulfaten aanwezig in relatief slecht oplosbare vorm (calciumsulfaat), waardoor deze niet door wassen zijn te verwijderen. Dit is het geval voor DTO-vliegias. In het rookgasreinigingsresidu van slibverbranding is het sulfaat wel in goed oplosbare vorm aanwezig (namelijk als natriumsulfaat), zodat wasprocessen daarvoor wel inzetbaar zijn.

Verschillende verwerkingsroutes voor de zoute afvalstoffen zijn geëvalueerd middels een multicriteria analyse. Het zoveel mogelijk voorkómen van het ontstaan van de zoute afvalstoffen heeft uiteraard de eerste voorkeur. Voor AVI-sproei-droogzouten bestaan mogelijkheden in de vorm van procesgeïntegreerde maatregelen, zoals het verwijderen van verontreinigingen uit relatief geconcentreerde zouthoudende afvalwaterstromen, waardoor deze als pekkel kunnen worden toegepast, maar deze kunnen het ontstaan van deze afvalstof niet voor 100% voorkomen (wel voor ongeveer 50%). Op basis van de gehanteerde beoordelingscriteria komt uit de evaluatie naar voren dat de huidige toepassing in Duitse zoutmijnen vanuit milieu oogpunt aanzienlijk beter scoort dan de andere huidige eindverwerkingsroutes (nl. voorbehandeld verpakken in big bags en storten in een C2-compartiment op een C3 deponie). Ook wassen in combinatie met lozing van het zoute waswater op brak of zout oppervlaktewater scoort redelijk goed; het gewassen residu kan worden geconditioneerd en vervolgens gestort. Daarbij dient evenwel aandacht te worden besteed aan het praktische, geografische probleem.

Een overzicht van huidige en mogelijk toekomstige verwerkingsroutes wordt gegeven in onderstaande tabel.

Afvalstof	Huidige verwerking	Mogelijk toekomstige verwerking
AVI-sproeidroogzout	Storten in big bags Toepassing in Duitse zoutmijnen	Procesgeïntegreerde maatregelen AVI Wassen en conditioneren (lozen waswater)
DTO vliegias	Storten in C2 deponie	Toepassing in Duitse zoutmijnen Storten met extra voorzieningen
Rgrr slibverbranding	Toepassing Duitse zoutmijnen	Wassen en conditioneren (lozen waswater) Storten met extra voorzieningen

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
1. Inleiding	7
2. Regelgeving en beleid	11
2.1 Regelgeving afvalstoffen	11
2.2 Beleid afvalstoffen	14
2.3 Beleid en regelgeving lozing (zout) afvalwater	15
3. Inventarisatie C2-afvalstoffen	19
3.1 Het conditioneren van C2 afvalstoffen	19
3.2 Overzicht zoute C2 afvalstoffen	20
3.2.1 Algemeen overzicht C2-afvalstoffen	20
3.2.2 Inventarisatie zoute afvalstoffen	22
3.2.3 Indeling zoute afvalstoffen	25
4. Ervaringen met immobilisatie van zouthoudende C2-afvalstoffen	27
4.1 Immobilisatietechnieken	27
4.1.1 Immobilisatie met hydraulische bindmiddelen	27
4.1.2 Verstoring van de hydratatie van hydraulische bindmiddelen	28
4.1.3 Overige immobilisatietechnieken	31
4.2 Onderzoeken naar de immobilisatie van zouthoudende afvalstoffen	34
4.2.1 Inleiding	34
4.2.2 Beschrijving onderzoekservaringen T2000 projecten	35
4.2.3 Overzicht ervaringen immobilisatie zoute afvalstoffen	38
4.3 Afleiding van bovengrenzen aan het zoutgehalte	44
4.3.1 Verstoring hydratatie	44
4.3.2 Uitloogcriteria	45
5. Inventarisatie behandelingsmethoden	51
5.1 Mogelijk toepasbare technieken	51
5.2 Wasprocessen	52
5.2.1 Algemeen	52
5.2.2 Inventarisatie wasprocessen	55
5.2.3 Verwerking uitgewassen zouten	63
5.2.4 Economische aspecten	66
5.3 Procesgeïntegreerde maatregelen	70

6.	Voorzieningen en maatregelen voor het storten van C2-afvalstoffen.....	73
6.1	Inleiding.....	73
6.2	Huidige praktijk.....	73
6.3	Risico's, maatregelen en risiconiveaus.....	74
6.4	Huidige werkwijze.....	74
6.5	Denken in risico's en in effecten	75
7.	Evaluatie.....	77
7.1	Routes	77
7.2	Criteria	80
7.3	Evaluatie verwerkingsroutes.....	83
8.	Conclusies en aanbevelingen	91
9.	Referenties	95
10.	Verantwoording	99
Bijlagen		
1	Grenswaarden voor uitlogging	
2	Voorontwerpen wasprocessen	
3	Voorbeelden van vergunningen voor het lozen van zoute afvalwaterstromen	
4	Beschrijving verwerkingsroutes	
5	Samenstelling en uitlogging zoute afvalstoffen	
6	Uitwerking van de stortroutes	

1. Inleiding

In Nederland is het algemene afvalstoffen beleid erop gericht om zo weinig mogelijk afvalstoffen te storten. Voor een aantal gevaarlijke afvalstoffen geldt momenteel een stortverbod, terwijl voor een aantal andere gevaarlijke afvalstoffen voornemens bestaan om in de toekomst een stortverbod in te stellen. Echter, te storten sterk uitloogbare gevaarlijke afvalstoffen (C2) waarvoor een stortverbod geldt mogen, onder bepaalde voorwaarden, wel zodanig worden behandeld dat ze als *geconditioneerde* gevaarlijke afvalstoffen kunnen worden gestort in een speciaal daarvoor ingericht compartiment van een stortplaats voor gevaarlijke afvalstoffen; de minimumstandaard is dan bijvoorbeeld storten na koude immobilisatie.

Voor het storten van geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen zijn in het kader van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen criteria opgesteld, welke zijn verwoord in de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen (Staatscourant 16 juli 2002, nr 133), kortweg de Regeling C-geconditioneerd. De behandeling bestaat in het algemeen uit een vorm van immobilisatie, waarbij de afvalstof met cement of anderszins wordt gebonden tot een vormgegeven product (blok), waarvan de uitloging van de relevante anorganische componenten beneden bepaalde maxima blijft. Aan het betreffende compartiment op de stortplaats worden speciale eisen gesteld met betrekking tot het beheer, waaronder de separate afvoer van percolaat.

Een deel van de C2-afvalstoffen kan echter niet zodanig worden geconditioneerd dat ze aan de gestelde (uitloog)criteria voldoen. Eén van de belangrijkste voorbeelden hiervan is sproeidroogzout van AVI's. De belangrijkste oorzaak voor het niet kunnen voldoen aan de gestelde criteria is de aanwezigheid van hoge gehalten sterk uitloogbare zouten. Het betreft voornamelijk chloride, bromide en sulfaat zouten. Volgens de Regeling C-geconditioneerd mogen afvalstoffen met minder dan 20% zouten, gedefinieerd als de som van Cl, Br en SO₄, worden geconditioneerd zonder dat er uitloogeisen gelden voor deze anionen. Voor afvalstoffen met meer dan 20% zouten gelden wel uitloogeisen voor de betreffende anionen. Doordat deze anionen in sproeidroogzouten in hoge gehalten aanwezig zijn (> 20%) kan niet aan de (uitloog)criteria voor geconditioneerde afvalstoffen worden voldaan. Daarnaast vormen de zouten een risico voor de duurzaamheid van het geconditioneerde materiaal, omdat de porositeit van het blok snel toeneemt wanneer de zouten oplossen en uitlogen, waardoor het blok uiteindelijk uiteenvalt.

Enkele AVI's maken geen gebruik van de Regeling. Zij bergen hun reststoffen al dan niet voorbehandeld in big bags op een (al dan niet eigen) C2-compartiment¹; zij kunnen niet aan de eisen voor geconditioneerde afvalstoffen voldoen, althans niet voor sproeidroogzout. Andere AVI's produceren geen sproeidroogzouten (bij-

¹ Het betreft de C2-compartimenten in Wijster (Essent), Hengelo (Twence), Weurt (ARN) en Nauerna (Afvalzorg).

voorbeeld omdat ze zout water mogen lozen) of hebben hiervoor een andere oplossing (toepassing in zoutmijnen in Duitsland).

Doel van dit project is:

mogelijke oplossingen aan te dragen voor zoute C2 afvalstoffen, welke als zodanig niet binnen het kader van de huidige regelgeving kunnen worden geconditioneerd.

Daarbij dient de aard en omvang van de problematiek te worden bepaald. Om deze doelen te bereiken wordt in dit project een inventarisatie gemaakt van gevaarlijke afvalstoffen welke niet zonder meer zodanig zijn te conditioneren, dat aan de (uitloog)eisen voor geconditioneerde afvalstoffen wordt voldaan. Mogelijke oplossingen kunnen worden gevonden in de vorm van toepasbare voorbehandelingstechnieken of (indien geen geschikte voorbehandelingstechnieken kunnen worden gevonden) het aanbrengen van extra voorzieningen op de stortplaats. Een voorbehandeling kan bijvoorbeeld bestaan uit het verwijderen van de betreffende probleemcomponenten (voornamelijk zouten) door wassen; daarbij dient wel te worden aangegeven hoe de verwijderde componenten vervolgens verder moeten worden verwerkt. Voor afvalstoffen waarvoor het niet mogelijk is om na voorbehandeling aan de eisen te voldoen, zal aangegeven worden in hoeverre voorbehandeling zal leiden tot reductie van de uitloging van de probleemcomponenten. Voor de betreffende afvalstoffen zal worden aangegeven welke maatregelen zouden kunnen worden getroffen om, indien ze toch worden gestort, een vergelijkbare of lagere milieubelasting te verkrijgen als geconditioneerde reststoffen welke wel aan de eisen voldoen.

In dit concept-eindrapport worden de resultaten van het project weergegeven. In hoofdstuk 2 wordt de relevante regelgeving besproken, teneinde het kader van dit project helder in beeld te krijgen. In hoofdstuk 3 wordt een inventarisatie van de relevante C2 afvalstoffen gegeven, waarvoor als zodanig conditioneren niet mogelijk is. Hoofdstuk 4 behandelt de ervaringen met immobilisatie van C2 afvalstoffen. Op basis van deze ervaringen worden de voorwaarden geformuleerd, waaronder conditioneren wel mogelijk is. Hieruit volgen de eisen aan mogelijk toepasbare voorbehandelingstechnieken, welke in hoofdstuk 5 aan de orde komen. Hoofdstuk 6 behandelt extra voorzieningen op stortplaatsen, welke in uiterste gevallen kunnen worden toegepast om vergelijkbare risico's op milieubelasting te bereiken als bij geconditioneerde afvalstoffen. Een evaluatie van verschillende mogelijke verwerkingsroutes wordt gegeven in hoofdstuk 7. In hoofdstuk 8 tenslotte worden de conclusies van het project verwoord en aanbevelingen gedaan.

Dit project is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Vrom, en is begeleid door een Begeleidingscommissie bestaande uit de volgende personen:

S. Heijblom, R. Eikelboom, Vrom

B. Kok, VVAV

J. Kroon, Twence

A. Smits, Essent Milieu

H. Arends, ARN

J. van Aalten, AVR

R. Bleijerveld en S. Hardenberg, VBM

O. Feenstra, Afvalzorg

R. Heijnsman, DCMR

2. Regelgeving en beleid

In dit hoofdstuk wordt een beknopt overzicht gegeven van de relevante nationale en Europese regelgeving op het gebied van afvalstoffen, alsmede van het nationale beleid, teneinde het kader van dit project helder in beeld te krijgen.

2.1 Regelgeving afvalstoffen

Afvalstoffen zijn in algemene zin gedefinieerd in artikel I van de Wet Milieubeheer en in de EU-kaderrichtlijn afval. In de EU-richtlijn storten, alsmede Bijlage II daarbij, en in artikel 1 van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen is aangegeven of een afvalstof al dan niet (met ontheffing) gestort mag worden; voor een aantal expliciet benoemde categorieën van afvalstoffen geldt een stortverbod. Afval dat wel mag worden gestort betreft niet herbruikbaar en niet brandbaar afval, alsmede gevaarlijke afvalstoffen die op geen enkele andere manier kunnen worden verwerkt.

Volgens de EU-richtlijn storten mag alleen afval dat is behandeld worden gestort. Daarbij wordt onder “behandeling” verstaan fysische, thermische, chemische of biologische processen, inclusief sorteren, waardoor de eigenschappen van het afval worden veranderd met als doel het volume te reduceren, de gevaarlijke aard van het afval te wijzigen, de bewerkbaarheid te verbeteren of grondstoffen terug te winnen. Overigens is behandeling niet nodig wanneer dat niet bijdraagt aan vermindering van de hoeveelheid afvalstoffen of de gevaren voor de volksgezondheid of het milieu.

De EU-richtlijn storten (Council directive 1999/31/EC on the landfill of waste van 26 april 1999, kortweg Landfill directive); deze richtlijn is door Nederland geïmplementeerd in de nationale regelgeving. Bij het storten van afvalstoffen is het van belang in welke categorie het afval valt. In genoemde richtlijn wordt namelijk onderscheid gemaakt in drie stortplaatsklassen, te weten voor gevaarlijke, voor niet-gevaarlijke en voor inerte afvalstoffen. In Nederland zijn alleen stortplaatsen voor niet-gevaarlijk afval en gevaarlijk afval van belang, omdat inert afval nauwelijks wordt gestort en er geen aparte stortplaatsen voor inert afval zijn. Daarbij komt, dat de stortplaatsen voor niet-gevaarlijke afvalstoffen in Nederland aan hetzelfde voorzieningenniveau voldoen als stortplaatsen voor gevaarlijk afval.

Met de invoering van de EU-richtlijn storten is de eerder gehanteerde Grenswaardennotitie vervallen. De nog relevante bepalingen betreffende het onderscheid tussen C2 en C3 afvalstoffen zijn opgenomen in bijlagen bij het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. C2 afvalstoffen mogen in Nederland alleen worden gestort op een C2-deponie, behoudens een aantal monodeponieën voor bepaalde afvalstoffen zoals AVI-reststoffen.

Annex II van de Landfill Directive beschrijft de acceptatiecriteria voor de verschillende stortplaatsklassen en moet vóór 16 juli 2004 worden geïmplementeerd. Uit-

loogcriteria nemen hierbij een voorname plaats in. De uitloogwaarden zijn beschreven aan de hand van uitloogproeven voor korrelvormige materialen. Uitloogwaarden voor monolitische afvalstoffen (geconditioneerde afvalstoffen!) moeten door de lidstaten zelf worden opgesteld.

Stortplaatsen voor niet-gevaarlijk afval mogen worden gebruikt voor huishoudelijk afval, niet-gevaarlijk afval dat voldoet aan bepaalde uitloogcriteria en gevaarlijk afval dat stabiel en niet-reactief is en waarvan het uitlooggedrag equivalent is aan dat van niet-gevaarlijk afval. De uitloogcriteria (schudproef of kolomproef) voor korrelvormige afvalstoffen worden vermeld in Beschikking 14473/02 van de Raad van de EU. Ook voor de acceptatie van afvalstoffen op een stortplaats voor inert afval zijn in Beschikking 14473/02 eisen geformuleerd aan de uitloogbaarheid, en tevens aan de stabiliteit.

Blijkens Annex II van de Landfill Directive moeten de lidstaten zelf (uitloog)eisen formuleren voor de acceptatie van monolitische gevaarlijke afvalstoffen. In Nederland is daartoe sinds 18 juli 2002 de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen van kracht. Hierin worden regels gegeven voor acceptatie van geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen voor gevaarlijk afval; de geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen dienen in een afzonderlijk compartiment van de stortplaats als blok te worden gestort. Er worden eisen gesteld aan de druksterkte (minimaal 1,0 MPa) en aan de uitloging gemeten in de diffusieproef (NEN 7345). Er zijn twee uitzonderingen met betrekking tot de uitloogcriteria:

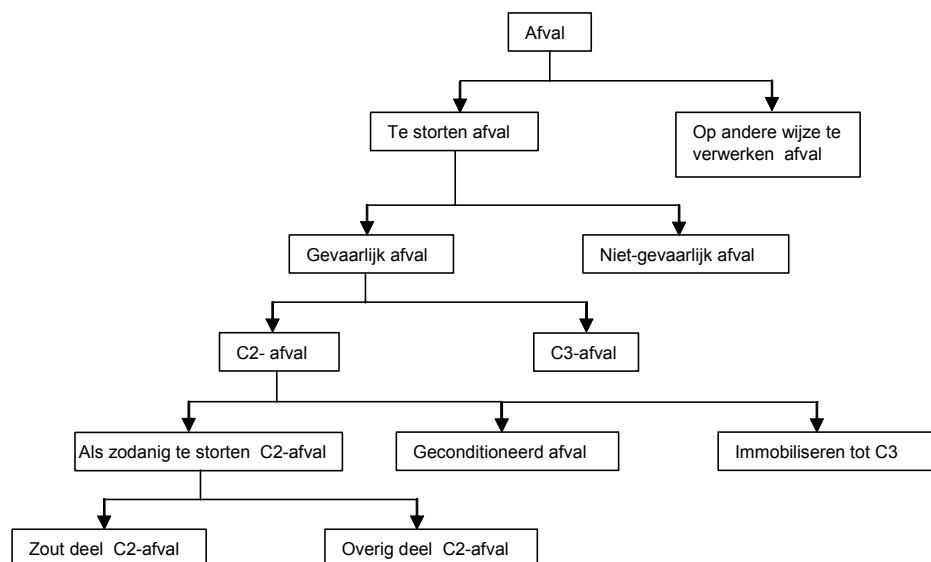
- de emissiewaarden voor Br, Cl en SO₄ mogen de grenswaarden overschrijden indien de te conditioneren afvalstof zonder toeslagstoffen niet meer dan 20% m/m van deze parameters bevat;
- in bijzondere omstandigheden mogen de uitloogeisen worden overschreden, voorzover het totaal van de te conditioneren afvalstoffen die de waarden overschrijden niet meer dan 10% m/m bedragen van de totaal vergunde capaciteit van het betreffende compartiment.

Of een afvalstof al dan niet gevaarlijk is, is vastgelegd in de Eural (Europese Afvalstoffenlijst). De Eural is sinds mei 2002 van kracht door implementatie van de Regeling Europese afvalstoffenlijst. In de Eural is een lijst opgenomen met een groot aantal afvalstoffen. De lijst bevat een omschrijving en een afvalstoffencode voor iedere afvalstof, alsmede een aanduiding of de afvalstof al dan niet gevaarlijk is. Een aantal afvalstoffen komt voor in complementaire categorieën. Dit betekent dat de afvalstof alleen als gevaarlijk wordt beschouwd wanneer deze gevaarlijke stoffen bevat boven bepaalde concentraties. Bevat een afvalstof met dezelfde omschrijving géén gevaarlijke stoffen boven bepaalde concentraties, dan wordt deze afvalstof in de complementaire categorie ingedeeld als niet-gevaarlijk. Deze complementaire categorieën zijn opgenomen omdat de afvalstoffen uit sommige productieprocessen sterk uiteen kunnen lopen in samenstelling.

- Met de invoering van de EU-richtlijn storten is het Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (BAGA) vervallen, en vervangen door de Eural.

De afvalstoffen regelgeving kan nu als volgt worden samengevat (zie figuur 2.1):

- Afval wordt gedefinieerd in de Wet Milieubeheer / EU-kaderrichtlijn afval;
- In Bijlage II EU-richtlijn storten / Artikel 1 Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen wordt aangegeven of een afvalstof al dan niet mag worden gestort;
- In de Eural wordt bepaald of een afvalstof al dan niet gevaarlijk is;
- Aan de hand van Tabel 1 in Bijlage I van het Besluit stortplaatsen en stortverboden wordt bepaald of een te storten gevaarlijke afvalstof een C2 of C3 afvalstof is;
- In de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen worden eisen geformuleerd aan de uitloging van geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen.



Figuur 2.1 Onderverdeling afvalstoffen [naar J. Kok, VVAV, 2003].

Voor C2 afvalstoffen bestaat, naast conditioneren, ook de mogelijkheid om te immobiliseren tot een C3 afvalstof. Het verschil tussen beide opties is, dat C3 afvalstoffen granulaire materialen zijn waarvan de uitloging in een kolomproef wordt bepaald, terwijl geconditioneerde afvalstoffen monolitische materialen zijn die op uitloging worden onderzocht in de diffusieproef.

Bij het opstellen van de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen is voor het zoute deel van AVI-reststoffen geconcludeerd dat de daarin beschreven conditionering voor de lange termijn onvoldoende garanties biedt en dat nader onderzoek gewenst is. Daarom is dit deel van het C2-afval in figuur 2.1 apart weergegeven.

2.2 **Beleid afvalstoffen**

In het kader van de Wet Milieubeheer is de minister van VROM verplicht om iedere vier jaar een afvalbeheer plan op te stellen. Dit Landelijk afvalbeheer plan (LAP) heeft betrekking op zowel gevaarlijk als niet-gevaarlijk afval en is van toepassing op de gehele afvalverwerkingketen. Ieder bestuursorgaan moet bij de uitoefening van een bevoegdheid met betrekking tot afvalstoffen rekening houden met het LAP.

Het LAP bestaat uit drie delen: het beleidskader, sectorplannen en capaciteitsplannen. Het beleidskader behandelt de hoofdlijnen van het beleid. In de sectorplannen worden die hoofdlijnen uitgewerkt voor specifieke (categorieën van) afvalstoffen. Daarbij wordt de minimumstandaard voor elke afvalstof weergegeven. In de capaciteitsplannen wordt aangegeven wat de benodigde capaciteit is voor het verwijderen van afvalstoffen door verbranden en storten.

Naast storten bestaan uiteraard ook andere mogelijkheden om afvalstoffen te verwerken, zoals in figuur 2.1 ook is aangegeven. Voor sterk uitloogbare gevaarlijke afvalstoffen is het beleid in de eerste plaats gericht op het terugwinnen van grondstoffen. In tweede instantie is het beleid gericht op vermindering van de uitloging, waardoor nuttige toepassing mogelijk wordt. Indien de uitloging zover kan worden teruggebracht dat wordt voldaan aan het Bouwstoffenbesluit, heeft nuttige toepassing als bouwstof de voorkeur. In derde instantie is het beleid gericht op vermindering van de uitloging om storten in de C2-deponie te vermijden, bijvoorbeeld door verwijdering van bepaalde stoffen. Dit kan ertoe leiden dat het uitlooggedrag zodanig verandert, dat er sprake is van een C3-afvalstof. Ook door immobilisatie kan de uitloging van sommige C2-afvalstoffen zodanig worden gewijzigd dat sprake is van een C3-afvalstof.

Sterk uitloogbare gevaarlijke afvalstoffen die op geen enkele wijze kunnen worden bewerkt, zijn C2 afvalstoffen en dienen te worden gestort op de C2-deponie. C2 afvalstoffen die in een hoeveelheid van meer dan 5000 ton per jaar vrijkomen mogen niet op de C2-deponie worden gestort, maar dienen na behandeling elders te worden gestort.

In het LAP is opgenomen dat voor sterk uitloogbare gevaarlijke afvalstoffen een andere verwerkingswijze dan storten dient te worden toegepast, indien de kosten daarvoor minder bedragen dan 150% van de stortkosten in de C2-deponie, ook als storten in de C2-deponie op basis van de hoeveelheid is toegestaan. Storttarieven voor de C2-deponie op de Maasvlakte bedragen minimaal € 370 per ton.

Twee belangrijke aanleidingen om tot de Regeling acceptatie geconditioneerde afvalstoffen te komen zijn het algemene beleid om de hoeveelheid te storten C2 afval te beperken, en het aangekondigde stortverbod voor onbewerkt AVI-vliegas.

2.3 **Beleid en regelgeving lozing (zout) afvalwater**

Naast bovenstaande regelgeving voor afvalstoffen is voor dit project tevens het beleid en de regelgeving over de lozing van afvalwater van belang, met name met betrekking tot de lozing van zouten via het afvalwater.

Het wettelijk kader voor het lozen van afvalwater wordt gegeven in de Wet verontreiniging oppervlaktewateren. Op grond van deze wet is het verboden om afvalstoffen, verontreinigende of schadelijke stoffen zonder vergunning in oppervlaktewater te brengen. Hoofduitgangspunt is de verontreiniging zoveel mogelijk te beperken, door implementatie van de stand der techniek. Er wordt onderscheid gemaakt tussen relatief onschadelijke componenten en schadelijke componenten.

Voor relatief onschadelijke stoffen, zoals de van nature in oppervlaktewater voorkomende stoffen chloride en sulfaat, wordt bij de vergunningverlening de zogenaamde Waterkwaliteitsaanpak gehanteerd. De mate waarin maatregelen ter beperking van de lozing van deze stoffen moeten worden genomen, is daarbij afhankelijk van de gewenste waterkwaliteit. Komt de waterkwaliteitsdoelstelling door de lozing in gevaar, dan dient te worden bezien welke maatregelen noodzakelijk zijn om de emissie terug te dringen.

Voor andere, meer schadelijke stoffen wordt de zogenaamde Emissie-aanpak gehanteerd. Deze aanpak houdt in dat, onafhankelijk van de waterkwaliteitsdoelstellingen, een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging te voorkomen. Hierbij wordt, afhankelijk van de eigenschappen van een stof, onderscheid gemaakt tussen lijst I stoffen (zwarte lijst, bijvoorbeeld cadmium en kwik) en lijst II stoffen (grijze lijst, bijvoorbeeld zink en koper). Voor de stoffen van lijst I geldt dat lozingen van de betreffende stoffen moeten worden beëindigd. Sanering aan de bron dient te geschieden door het toepassen van de beste bestaande technieken (bbt). Is een lozing dan nog onaanvaardbaar omdat het om hogere concentraties dan sporen gaat, dan kan dat leiden tot een lozingsverbod.

Voor lijst II geldt in principe ook een saneringsverplichting, en wel door toepassing van de best bestaande technieken volgens het alara-beginsel (= as low as reasonably achievable). Dit betekent dat voor elke stof in principe bekeken moet worden in hoeverre voorkomen kan worden dat die in het milieu terechtkomt. Is toepassing van de best bestaande techniek redelijkerwijs niet mogelijk, dan mogen de best uitvoerbare technieken (but) worden toegepast. Best uitvoerbaar wil zeggen dat rekening wordt gehouden met economische aspecten, dat wil zeggen uit oogpunt van kosten aanvaardbaar te achten voor een normaal renderend bedrijf. De eerder genoemde best bestaande technieken zijn die technieken, waarmee tegen hogere kosten een nog grotere reductie van de verontreiniging wordt verkregen.

In de vergunningen kan verder sprake zijn van een zgn. Waterbodemartikel. Daarin kan het bedrijf worden verplicht, bij gebleken verontreiniging van de waterbodem ten gevolge van de lozing door het bedrijf (bijvoorbeeld met zware metalen), om de vervuilde waterbodem te verwijderen.

Voorbeelden van vergunningen voor lozing van zoute afvalwaterstormen worden besproken in Bijlage 3. Een samenvatting wordt gegeven in tabel 2.1.

Tabel 2.1 Overzicht enkele vergunningen afvalwaterlozing.

	Eis Cl- gehalte	Eis SO ₄ - gehalte	Debiet	Afwatering op
Kisuma te Veendam	25 g/l 16 g/l	geen eis 17 g/l	2.570 m ³ /dag 1.600 m ³ /dag	Eems-Dollard (via VKA)
Nedmag te Veendam	29 g/l	0,45 g/l	13.200 m ³ /dag	Eems-Dollard (via VKA)
Avébé te Veendam	“laag”	geen eis	17.300 m ³ /dag	Eems-Dollard (via VKA)
CMF te Velsen Noord	10 g/l	geen eis	450 m ³ /dag	Noordzeekanaal
AVR-Avira te Duiven	30 g/l	2,5 g/l	geen eis	Riool
AVR te Rozenburg	geen eis	geen eis	geen eis	Nieuwe Waterweg
AVR te Rotterdam	geen eis	geen eis	geen eis	Oude Maas

Naast de in tabel 2.1 vermelde bedrijven zijn er nog tal van andere bedrijven die zout water lozen, onder andere in de voedings- en genotmiddelen industrie (productie van kaas, bacon, ham, visverwerking), bij elektriciteitscentrales en in de chemische industrie. Een belangrijke bron is de regeneratie van ionenwisselaars met hetzij NaCl of een combinatie van HCl en NaOH ten behoeve van waterontharding. Een (onvolledige) inventarisatie van bedrijven [Hanemaaijer en Schenkel, 1996] toonde aan dat jaarlijks minimaal 55.000 ton zout wordt geloosd; dit betreft voornamelijk NaCl.

Uiteraard gelden voor zware metalen wel strengere lozingseisen. Voor het lozen van afvalwater dat vrijkomt bij de behandeling van afvalstoffen is de Regeling lozingen afvalwater van rookgasreiniging van belang. Deze is gebaseerd op Europese richtlijn 2000/76/EG van het Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie. Deze geeft maximum gehalten van een tiental metalen, alsmede dioxinen en furanen. De concentratie eisen worden weergegeven in tabel 2.2.

Tabel 2.2 Eisen lozing afvalwater van rookgasreinigingsinstallaties.

Parameter	Grenswaarde
Hg	0,03 mg/l
Cd	0,05 mg/l
Tl	0,05 mg/l
As	0,15 mg/l
Pb	0,2 mg/l
Cr	0,5 mg/l
Cu	0,5 mg/l
Ni	0,5 mg/l
Zn	1,5 mg/l
Dioxinen	0,3 ng/l

Voor nieuwe lozingen rechtstreeks op de Noordzee zijn internationale verdragen (o.a. Oskar verdrag) en Europese richtlijnen (o.a. Lozing van gevaarlijke stoffen, 76/464/EEG) van belang. Voor lozingen op zee gelden enerzijds emissiegrenswaarden, die dienen te worden gerealiseerd door het inzetten van de best beschikbare techniek. Anderzijds gelden waterkwaliteitsdoelstellingen, waarbij geen relatie bestaat met in te zetten technieken voor de reductie van emissies. Er wordt onderscheid gemaakt tussen lijst-1 en lijst-2 stoffen. Lozing van lijst-1 stoffen (“zwarte lijst stoffen”, o.a. cadmium en kwik) dient geheel te worden voorkomen, terwijl lozing van lijst-2 stoffen (“grijze lijst stoffen”, o.a. arseen, chroom, lood, nikkel, koper, zink) zoveel mogelijk dient te worden voorkomen.

In principe lijkt er geen bezwaar tegen lozing van zouten als chlorides, bromides en sulfaten van Na, K en Ca op zee, mits voldaan wordt aan strenge eisen voor zware metalen e.d., en indien de concentraties van deze zouten niet boven die van het ontvangende oppervlaktewater komen.

3. Inventarisatie C2-afvalstoffen

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de in het kader van deze studie belangrijkste C2-afvalstoffen. Eerst zal, in 3.1, worden ingegaan op beperkingen bij het conditioneren, zodat duidelijk wordt over wat voor afvalstoffen het gaat. In 3.2. worden de gegevens over de relevante afvalstoffen gepresenteerd.

3.1 Het conditioneren van C2 afvalstoffen

C2 afvalstoffen zijn te storten gevaarlijke afvalstoffen die sterk uitloogbaar zijn. Het betreft vaste, anorganische afvalstoffen, die niet op een andere wijze te verwerken zijn [VROM, 2002]. Daarbij moeten de beheersmaatregelen en voorzieningen zodanig zijn, dat percolaatvorming wordt voorkomen en emissies naar de bodem verwaarloosbaar zijn.

C2 afvalstoffen ontstaan voor een belangrijk deel als gevolg van het gebruik van bepaalde grondstoffen, door voorgeschreven wettelijke regelgeving (zoals emissiebeperkende maatregelen), of door reiniging en verbranding van afvalstoffen. Bij C2 afvalstoffen die ontstaan bij verwerkingsprocessen voor afval is preventie nauwelijks mogelijk. De minimumstandaard voor C2 afvalstoffen verschilt per afvalstof. In algemene zin is de voorkeursvolgorde voor verwerking (zie ook 2.2):

- Terugwinnen van grondstoffen;
- Nuttige toepassing als vervanging van grondstoffen;
- Tijdelijk onbehandeld storten in afwachting van hoogwaardige verwijdering;
- Immobilisatie tot nuttig toepasbaar product;
- Immobilisatie tot C3 afvalstof;
- Conditioneren;
- Storten in een C2 deponie.

Deze studie richt zich op C2-afvalstoffen waarvoor conditioneren technisch moeilijk of niet uitvoerbaar is. Geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen zijn in de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen (in het vervolg kortweg aangeduid met Regeling C-geconditioneerd) gedefinieerd als “gevaarlijke anorganische afvalstoffen, die door menging met toeslagstoffen of andersoortige bewerkingen zijn omgevormd tot afvalstoffen met een beperkte uitloging en een duurzame vaste vorm, en die voldoen aan kwaliteitseisen en worden gestort in een compartiment”. In de praktijk komt conditioneren neer op een vorm van behandeling met hydraulische bindmiddelen.

De binding van afvalstoffen met hydraulische bindmiddelen kan sterk worden verstoord door de aanwezigheid van hoge gehalten zouten (chloriden, bromiden, sulfaten). Zowel de duurzame vormvastheid als de uitloging van het gebonden product worden hierdoor sterk beïnvloed. Hierop zal in 4.1 nader worden ingegaan. Afval-

stoffen die aanmerkelijk meer dan 20% zouten bevatten zijn hierdoor niet te binden, en dus ook niet te conditioneren (het al dan niet meer kunnen binden is overigens mede afhankelijk van de zoutsamenstelling, immers chloride beïnvloedt de binding op een andere manier dan sulfaat. In hoofdstuk 4 wordt een nadere specificering van de zoutsamenstelling voorgesteld).

Omdat chloride en bromide bij behandeling met hydraulische bindmiddelen niet of nauwelijks chemisch worden gebonden c.q. geïmmobiliseerd is het boven een bepaald zoutgehalte moeilijk om nog aan de uitlooeisen voor de componenten chloride en bromide te voldoen. Echter, binnen de Regeling C-geconditioneerd gelden voor afvalstoffen met minder dan 20% zouten (= de som van de gehalten Br, Cl en SO₄) geen uitlooeisen voor Br, Cl en SO₄. Afvalstoffen met meer dan 20% zouten moeten wel aan uitlooeisen voldoen, maar in de praktijk is het vaak onmogelijk om daaraan te voldoen.

Ook andere componenten, zoals zware metalen, kunnen de hydratatie van hydraulische bindmiddelen ernstig verstoren indien ze in hoge gehalten aanwezig zijn. Door toevoeging van additieven of verhoging van het bindmiddelgehalte zijn deze verstoringen in de regel goed te ondervangen en vormen ze geen belemmering bij het conditioneren van afvalstoffen¹. In dit project wordt daarom ingezoomd op afvalstoffen met hoge zoutgehalten.

3.2 Overzicht zoute C2 afvalstoffen

3.2.1 Algemeen overzicht C2-afvalstoffen

In het Informatiedocument Gevaarlijk Afval 1998-2000 worden bij C2 afvalstoffen die dienen te worden gestort vijf deelsectoren onderscheiden [VROM, 2002]:

- Rookgasreinigingsresiduen (LAP sectorplan 6);
- Vliegassen (LAP sectorplan 6);
- Metaalhoudende filterkoeken (LAP sectorplan 33);
- Jarosiet (*komt momenteel in Nederland niet meer vrij*);
- Overige C2-afvalstoffen (vnl. LAP sectorplan 32).

Deze indeling is weliswaar weinig specifiek, maar biedt wel een handvat om inzicht te krijgen in het totale aanbod aan te storten C2-afvalstoffen. Vliegassen en rookgasreinigingsresiduen komen voornamelijk vrij bij de verbranding van huishoudelijk en gevaarlijk afval, alsmede bij de verbranding van zuiveringsslib. Metaalhoudende filterkoeken ontstaan bij de verwerking van zuren en basen in ONO

¹ Afvalstoffen met meer dan 2% Ni, Pb, Cr moeten op grond van de C2-vergunning op een apart compartiment van de C2-deponie worden gestort om de mogelijkheid open te houden om in de toekomst metalen terug te kunnen winnen. Deze afvalstoffen mogen dus niet worden geconditioneerd. Deze eis is gebaseerd op het MJP-GA II, sectorplan 20.

installaties (Ontgiften, Neutraliseren en Ontwateren). Jarosiet ontstond in het verleden bij de productie van primair zink, en werd door de enige producent in Nederland op het eigen terrein opgeslagen/gestort. De overige C2-afvalstoffen komen in aanzienlijke geringere hoeveelheden vrij dan de andere categorieën.

Volgens het genoemde Informatiedocument kwam in het jaar 2000 in totaal 106 kton te storten C2 afval vrij bij ongeveer 100 ontdoeners, tegen 291 kton te storten C3 afvalstoffen bij ongeveer 200 ontdoeners. In 2000 werd in Nederland 79 kton C2 afvalstoffen definitief verwerkt, terwijl 27 kton werd uitgevoerd (er vond geen import plaats van C2 afvalstoffen). In tabel 3.1 wordt een overzicht gegeven van de ontwikkeling van de hoeveelheden te storten C2 afvalstoffen in de periode 1998-2000. Hieruit blijkt dat meer dan 90% van het definitief verwerkte C2 afval rookgasreinigingsresidu en vliegias betreft. De “overige C2 afvalstoffen” betreffen slechts enkele procenten van de totale hoeveelheid C2 afvalstoffen.

Tabel 3.1 Ontwikkeling aanbod te storten C2-afval per deelsector [VROM, 2002].

	Aanbod [kton]			Afvoer buitenland [kton]		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
Rookgasreinigingsresiduen	31,6	32,2	29,4	6,7	8,7	11,8
Vliegassen	50,2	66,7	60,7	1,0	15,5	15,6
Metaalhoudende filterkoeken	9,5	11,0	12,8			
Overig	3,7	6,8	3,4			
Totaal	94,9	116,6	106,3	8,3	27,8	27,4

Voor deze studie zijn met name de (droge) rookgasreinigingsresiduen en de vliegassen die vrijkomen bij de verbranding van afvalstoffen van belang, omdat daarbij de grootste problemen optreden met betrekking tot het conditioneren. Metaalhoudende filterkoeken worden, conform de minimumstandaard, hetzij gestort in de C2 deponie, hetzij na behandeling met hydraulische bindmiddelen gestort in een apart compartiment van een C3 stortplaats (= conditioneren). Bij het conditioneren daarvan treden geen specifieke problemen op. De overige C2-afvalstoffen worden al dan niet na bewerking gestort. Het betreft, zoals reeds opgemerkt, relatief kleine hoeveelheden afvalstoffen waarbij conditioneren in het algemeen geen specifieke problemen oplevert.

Omdat een belangrijk deel van de C2-afvalstoffen afkomstig is van AVI's wordt in tabel 3.2 een overzicht gegeven van de ontwikkeling van het aanbod AVI-reststoffen. Overigens, bij vergelijking met tabel 3.1 moet worden bedacht dat daarin alleen het *te storten* aanbod wordt weergegeven, niet de totaal geproduceerde hoeveelheden. Verder valt AVI-filterkoek in tabel 3.1 onder de rookgasreinigingsresiduen.

Tabel 3.2 Ontwikkeling aanbod AVI-reststoffen [bron: VVAV, 2002].

	Productie [kton]				Aanbod deponie [kton]				Hergebruik [kton]			
	1999	2000	2001	2002	1999	2000	2001	2002	1999	2000	2001	2002
Rgr-zouten	20,3	27,2	25,4	26,0	20,3	20,6	20,8	21,1	0	6,0	4,6	4,9
Vliegias	93,4	81,4	79,4	81,1	46,7	24,0	44,0	46,6	40,8	55,7	35,6	34,5
Filterkoek	13,3	8,7	8,0	8,4	7,0	6,1	5,5	8,4	7,0	2,6	2,5	0

Geconstateerd wordt dat de productie gestaag toeneemt, terwijl de mogelijkheden voor hergebruik afnemen.

3.2.2 Inventarisatie zoute afvalstoffen

In het vervolg van deze inventarisatie wordt nader ingegaan op specifieke afvalstoffen met hoge zoutgehaltes, aangezien verstoringen bij het conditioneren voornamelijk daardoor worden veroorzaakt. Het betreft dus **afvalstoffen met meer dan 20% zout**, gedefinieerd als de som van het gehalte Cl, Br en SO₄. Deze vormen in het kader van de Regeling C-geconditioneerd de voor deze studie relevante afvalstoffen. Het betreft de volgende afvalstoffen:

- Sproeidroogzout AVI's (ook wel: droog rookgasreinigingsresidu¹);
- DTO vliegias;
- Overige rookgasreinigingsresiduen:
 - Droog rgrs slibverbranding.

Deze worden in het onderstaande nader besproken. Nadere gegevens over samenstelling en uitloging worden gegeven in bijlage 5.

Sproeidroogzout AVI's

Productie	27 kton per jaar, bij 5 AVI's (Essent, ARN, Twence, HVC en AVI-West).
Ontstaanswijze	Bepaalde AVI's ² , m.n. degenen die gelegen zijn aan zout of brak water, mogen de overblijvende zoute afvalwaterstroom van de natte rookgasreiniging lozen via het afvalwater. Andere AVI's produceren rookgasreinigingszouten in droge vorm, door de zoute afvalwaterstroom in te dampen in een sproeidroger door direct contact met heet rookgas uit de AVI.
Eural code	19.01.07

¹ Naast droog rgrs komt bij AVI's ook nat rgrs (oftewel filterkoek) vrij. Omdat hier slechts weinig zouten in zitten is deze afvalstof wel te conditioneren.

² AVR Duiven (hoewel deze AVI niet aan zout of brak water gelegen is), AVR Rozenburg, AVR Rotterdam, Gevudo, HVR, AZN.

Minimumstandaard LAP	Storten in big bags, al dan niet gemengd met andere afvalstoffen. Daarnaast zijn alle technieken die leiden tot volledige nuttige toepassing toegestaan.																		
Huidige verwerking	Storten in big bags, al dan niet gemengd met AVI-filterkoek en AVI-vliegas (ARN, HVC en AVI-West). Een deel wordt geëxporteerd naar Duitsland voor het opvullen van zoutmijnen (Twence, Essent).																		
Zouten	Sproeidroogzouten bevatten met name zeer hoge chlo-ridegehalten (veelal 40-50% of zelfs nog meer); som-mige sproeidroogzouten bevatten ook veel sulfaat, maar meestal niet meer dan 5%. Meestal is het chlori-de vooral aanwezig als calciumchloride, maar in sommige gevallen ook voor een belangrijk deel als na-triumchloride. Onderstaande gehalten zijn gemiddel-den voor vijf AVI's, met tussen haakjes de ranges waarbinnen de samenstelling kan variëren. Opgemerkt wordt dat de samenstelling per AVI behoorlijk kan verschillen, afhankelijk van het ontwerp van de rook-gasreiniging. In paragraaf 3.3.4 wordt ingegaan op de verschillen. <table><tr><td>Cl</td><td>440.000 mg/kg</td><td>(380.000-770.000)</td></tr><tr><td>Br</td><td>3.400 mg/kg</td><td>(1.900-8.800)</td></tr><tr><td>SO₄</td><td>44.000 mg/kg</td><td>(3.100-140.000)</td></tr><tr><td>Na</td><td>65.000 mg/kg</td><td>(5.100-290.000)</td></tr><tr><td>K</td><td>9.900 mg/kg</td><td>(2.600-17.000)</td></tr><tr><td>Ca</td><td>240.000 mg/kg</td><td>(33.000-350.000)</td></tr></table> Sproeidroogzout bevat soms ook zgn. cokes (= beladen actieve kool).	Cl	440.000 mg/kg	(380.000-770.000)	Br	3.400 mg/kg	(1.900-8.800)	SO ₄	44.000 mg/kg	(3.100-140.000)	Na	65.000 mg/kg	(5.100-290.000)	K	9.900 mg/kg	(2.600-17.000)	Ca	240.000 mg/kg	(33.000-350.000)
Cl	440.000 mg/kg	(380.000-770.000)																	
Br	3.400 mg/kg	(1.900-8.800)																	
SO ₄	44.000 mg/kg	(3.100-140.000)																	
Na	65.000 mg/kg	(5.100-290.000)																	
K	9.900 mg/kg	(2.600-17.000)																	
Ca	240.000 mg/kg	(33.000-350.000)																	

DTO-Vliegas

Productie	2,2 kton op 1 locatie [AVR, 2002], uit 2 verschillende lijnen
Ontstaanswijze	Elektrostatisch filter verbrandingsinstallatie voor chemisch afval
Eural code	19.01.13
Minimumstandaard LAP	Voor DTO vliegas is de minimumstandaard storten na koude immobilisatie. Daarnaast zijn technieken die leiden tot nuttige toepassing van vliegas ook toegestaan. Storten in big bags wordt niet toegestaan.
Huidige verwerking	Conform minimumstandaard (d.i. conditioneren, hoewel niet altijd voldaan wordt aan de Regeling C-geconditioneerd; voor DTO-vliegas geldt echter een tijdelijke ontheffing). Voor nieuwe verwerkingsroutes die niet tot 100% hergebruik leiden geldt dat het gehe-

	le resterende residu moet worden gestort volgens de minimumstandaard.
Zouten	De samenstelling kan behoorlijk variëren, met name het sulfaatgehalte. Door deze variaties voldoet de samenstelling soms wel en soms niet aan de 20%-eis uit de Regeling C-geconditioneerd. Onderstaande gegevens zijn afkomstig van VBM
	Cl 84.000 mg/kg (47.000-140.000)
	Br 5200 mg/kg (150-8100)
	SO ₄ 219.000 mg/kg (1.100-330.000)
	Na onbekend
	K onbekend
	Ca onbekend

Droog rgrrr verbranding zuiveringsslib

Productie	Jaarlijks komt ca. 1,5 kton vrij op 1 locatie (SNB)
Ontstaanswijze	De spui van de zure en de basische wasser worden gemengd en geneutraliseerd. Vervolgens wordt het waswater ingedikt, waardoor zoutkristallen uitkristalliseren en afgecentrifugeerd worden tot een zout met een droge stof gehalte van meer dan 95%.
Eural code	19.01.07*
Minimumstandaard LAP	Storten in big bags op C2 deponie
Huidige verwerking	Tot januari 2003 storten op C2-deponie; vanaf februari 2003 zoutmijnen in Duitsland.
Zouten	Het zout bestaat voornamelijk uit natriumsulfaat (85-95%) en verder uit ammoniumchloride, natriumchloride en calciumsulfaat. Het zout is voornamelijk verontreinigd met kwik (50-100 mg/kg) en bevat verder sporen lood, nikkel, koper en zink. Onderstaande gehalten zijn afkomstig van SNB (c.q. teruggerekend uit gegevens over zoutgehalten van SNB):
	Cl ~ 20.000 mg/kg
	Br niet aangetoond
	SO ₄ 580.000 – 660.000 mg/kg
	Na 280.000 – 320.000 mg/kg
	K ~ 1.000 mg/kg
	Ca 3.000 - 7.000 mg/kg

De conclusie uit bovenstaande is, dat sproeidroogzouten van AVI's qua hoeveelheid verreweg de belangrijkste afvalstof is ten aanzien van de probleemstelling in deze studie.

3.2.3 Indeling zoute afvalstoffen

Zoals uit de vorige paragraaf blijkt zijn er globaal drie typen afvalstoffen te onderscheiden waarbij zouten een probleem vormen bij het conditioneren. De samenstellingen van deze afvalstoffen zijn met betrekking tot de verwerkingsopties vooral onderscheidend ten aanzien van de componenten Cl, SO₄, Ca en Na/K. Daarom wordt in tabel 3.3 een overzicht gegeven van de variatie in de samenstelling ten aanzien van deze componenten. Het Br-gehalte bedraagt voor alle afvalstoffen 0,2-0,6%, en is niet onderscheidend.

Opgemerkt wordt dat sproeidroogzouten van verschillende AVI's nogal verschillen in samenstelling, waardoor de verwerkingsmogelijkheden in principe per AVI apart moeten worden bekeken. Om de evaluatie van de verwerkingsopties te structureren, worden de sproeidroogzouten verder ingedeeld in twee typen, sproeidroogzout type 1 en type 2. Type 2 bevat aanzienlijk meer sulfaat dan type 1. Binnen type 1 kunnen nog twee verschillende "sub-typen" worden onderscheiden (type 1a en 1b), op basis van met name de gehalten sulfaat en natrium, maar deze verdere indeling is voor de verdere evaluatie van weinig belang. Voor de volledigheid wordt ze toch vermeld in tabel 3.3.

Tabel 3.3 Indeling zoute afvalstoffen.

Afvalstof	Cl	SO ₄	Ca	Na	K	Hoeveelheid [kton/jaar]
Sproeidroogzout AVI, type 1a	35-60%	0,5-1%	25-30%	0.5-5%	0,5-2%	± 10
Sproeidroogzout AVI, type 1b	45-75%	1-5%	15-30%	5-30%	1-2%	± 10
Sproeidroogzout AVI, type 2	25-40%	10-40%	12-23%	10-16%	0,7-1,5%	± 5
DTO-vliegas	5-13%	15-33%	7-18%*	1-5%*	Onbekend	2,2
Rgrr rioolslibverbranding	2-3%	58-66%	0,3-0,7%	28-32%	< 0,1%	1,5

* Werkelijke waarden onbekend. Waarden betreffen schattingen, aannames:

1) voor Ca: SO₄ als CaSO₄, Cl voor 50% als CaCl₂

2) voor Na: Cl voor 50% als NaCl.

Bij sproeidroogzout type 1a bestaat het zout vooral uit calciumchloride, terwijl bij type 1b sprake is van een zeker aandeel natriumchloride, alsmede wat meer sulfaat dan type 1a. Sproeidroogzout type 2 bevat aanzienlijk meer sulfaat. Ook DTO-vliegas en rgrr van de rioolslibverbranding bevatten (zeer) veel sulfaat; DTO-vliegas bevat, op grond van de toegepaste rookgasreiniging, waarschijnlijk vooral calciumsulfaat (de werkelijke calcium gehalten zijn helaas onbekend), terwijl rgrr van de rioolslibverbranding vooral natriumsulfaat bevat.

Opgemerkt wordt, dat DTO-vliegas vergeleken met de overige clusters zeer hoge gehalten aan zware metalen bevat (zie bijlage 5).

4. Ervaringen met immobilisatie van zouthoudende C2-afvalstoffen

Op basis van beschikbare gegevens worden in dit hoofdstuk verbanden gelegd tussen het zoutgehalte van afvalstoffen (met name het chloride gehalte), de immobiliseerbaarheid en uitloging. Daarna worden criteria vastgesteld wanneer een zouthoudende afvalstof kan worden geconditioneerd. Eerst zal in 4.1 een beknopt algemeen overzicht worden gegeven van immobilisatietechnieken. In 4.2 zullen diverse onderzoeken naar immobilisatie van zouthoudende afvalstoffen in algemene zin worden besproken; in 4.3 zal de uitloging versus het zoutgehalte nader worden gekwantificeerd.

4.1 Immobilisatietechnieken

4.1.1 Immobilisatie met hydraulische bindmiddelen

Bij het conditioneren van C2-afvalstoffen wordt gebruik gemaakt van koude immobilisatietechnieken met hydraulische bindmiddelen (cementen), al dan niet in combinatie met additieven. Door toevoeging van water aan het bindmiddel treden hydratatiereacties op, waarbij de cementmineralen reageren tot een vaste structuur, waarin de deeltjes van de afvalstof aan elkaar zijn gekit. Als de vaste structuur dicht genoeg is, wordt het transport van verontreinigingen vanuit de afvalstof door uitloging belemmerd. Door inkapseling worden de verontreinigingen afgeschermd van contact met water. Naast dit puur fysische effect treden tijdens het hydratatieproces vele complexe chemische reacties op, waarbij veel verontreinigingen uit de afvalstof chemisch worden gebonden. Veel zware metalen bijvoorbeeld reageren tot hydroxides, welke slecht oplosbaar zijn. Hierdoor wordt de uitloogbaarheid sterk gereduceerd. Ook opname van verontreinigingen in de silicaatstructuur draagt bij aan het immobiliserend effect.

Er bestaan verschillende typen cement, zoals Portland cement, hoogovencement, calciumaluminaatcement en composietcement. Ook combinaties van cementklinker met puzzolane stoffen, zoals poederkoolvliegash, worden toegepast (o.a. in het genoemde composietcement). Ieder type cement vormt verschillende gehydrateerde fasen, waardoor het bindingsgedrag voor verontreinigingen verschillend is. Bij koude immobilisatie met cement worden naast cement veelal ook additieven toegepast. Additieven kunnen onder andere worden gebruikt om de verwerkbaarheid te verbeteren, de uitloging te beperken of de negatieve effecten van verontreinigingen op de hydratatie (bijvoorbeeld inhibitie van de hydratatie door zware metalen) te ondervangen. Veel gebruikte additieven zijn calciumhydroxide en waterglas. Door toevoeging van calciumhydroxide wordt de pH verhoogd en wordt vorming van hydroxides (metalen) gestimuleerd. Door toevoeging van waterglas (natriumsili-

caat) worden veel metalen geprecipiteerd als slecht oplosbare silicaten. Een nader overzicht van additieven wordt gegeven in [Mulder et al, 2002].

4.1.2 Verstoring van de hydratatie van hydraulische bindmiddelen

Om de geschiktheid van een immobilisatietechniek voor een bepaalde afvalstof te beoordelen moeten allereerst de karakteristieken van de betreffende afvalstof systematisch worden afgekaart. Op basis van ervaringen uit onderzoek en in de praktijk heeft VBM een aantal kritische parameters geïdentificeerd die in de praktijk bepalend zijn voor de receptuur en de toe te passen immobilisatietechniek. Bij VBM wordt op basis van de volgende parameters een hoofdingeling gehanteerd voor te immobiliseren afvalstoffen:

- droge stofgehalte;
- korrelgrootteverdeling;
- samenstelling;
- uitloogbaarheid;
- zuurgraad.

Het belang van deze eigenschappen is als volgt in te zien:

- Hoe hoger het vochtgehalte van een afvalstof, des te hoger zal het vereiste bindmiddelgehalte zijn om de vereiste sterkte kunnen behalen, aangezien de water-cementfactor daarbij van groot belang is. Het vochtgehalte kan desnoods omlaag worden gebracht door mengen met een droge afvalstof, wat in de praktijk onder andere wordt gerealiseerd bij het doseren van AVI-vliegas aan slibben (AVI-vliegas heeft, naast verhoging van het droge stof gehalte, ook een puzzolane werking).
- Hoe fijner de deeltjes, des te meer bindmiddel is nodig om de vereiste sterkte te behalen, omdat het specifieke oppervlak van de afvalstof groter is bij kleinere deeltjes. Menging met een geschikte grovere afvalstof kan leiden tot minder benodigd bindmiddel om de vereiste sterkte te bereiken.
- Door de aanwezigheid van versturende componenten kan de hydratatie van het bindmiddel verstoord worden. Sterk uitlogende componenten kunnen daarbij extra aandacht vergen om aan de uitloogeisen te voldoen.
- De uitloogbaarheid van de afvalstof zelf is van belang, omdat deze bepaalt in hoeverre specifieke componenten bij het immobiliseren gebonden moeten worden. Daardoor kan het nodig zijn het bindmiddelgehalte te verhogen ten opzichte van het bindmiddelgehalte dat nodig is om een goede fysische binding te bereiken. Ook kan het nodig of gewenst zijn om speciale additieven toe te voegen.
- De zuurgraad is van belang omdat hydraulische bindmiddelen een basisch karakter hebben. Zuren moeten dus geneutraliseerd worden.

VBM heeft op basis van de genoemde eigenschappen een indeling van afvalstoffen gemaakt in vier klassen:

- klasse I: Latent puzzolane stoffen (bijv. vliegassen, waaronder DTO-vliegas);
- klasse II: Poeders;
- klasse III: Slibben (bijv. galvanoslib);
- klasse IV: Natte rookgasreinigingsresiduen (bijv. filterkoek AVI's).

De door VBM toegepaste immobilisatierecepturen zijn gebaseerd op deze klasse-indeling. De klasse-indeling wordt gegeven in tabel 4.1. Wellicht ten overvloede: sproeidroogzouten van AVI's kunnen niet worden geconditioneerd en passen dus niet binnen deze klasse-indeling.

Tabel 4.1 Klasse-indeling afvalstoffen VBM.

Klasse I : Latent puzzolane stoffen	
Droge stof:	> 98% m/m
Korrelgrootte:	$D_{50} = 2 - 50 \mu\text{m}$
Samenstelling:	diverse zware metalen, diverse zouten
Uitloogbaarheid:	Zware metalen, molybdeen, bromide, chloride, sulfaat
Zuurgraad:	$5 < \text{pH} < 12$
Onderverdeling:	Klasse Ia: AVI-vliegassen Klasse Ib: A-cokes van AVI's Klasse 1c: DTO-vliegas (bevochtigd)
Klasse II : Poeders	
Droge stof:	> 80% m/m
Korrelgrootte:	$D_{50} = 1 - 20 \mu\text{m}$
Samenstelling:	Divers
Uitloogbaarheid:	zware metalen
Zuurgraad:	$5 < \text{pH} < 12$
Voorbeelden:	Koepelovenstof, metaalstof, fluorescentiepoeder
Klasse III : Slibben	
Droge stof:	30 – 60% m/m
Korrelgrootte:	$D_{50} = 10 - 50 \mu\text{m}$
Samenstelling:	Hoge gehalten metalen, chloriden
Uitloogbaarheid:	barium, cadmium, kobalt, molybdeen, nikkel, vanadium, wolfram, zink, chloride
Zuurgraad:	$4 < \text{pH} < 10$
Voorbeelden:	Pigmentslib, galvanoslib, metaalhydroxidefilterkoek
Klasse IV : Natte rookgasreinigingsresiduen (RGRR)	
Droge stof:	20 – 60% m/m
Korrelgrootte:	$D_{50} = 1 - 10 \mu\text{m}$
Samenstelling:	Hoge gehalten metalen
Uitloogbaarheid:	antimoon, cadmium, kwik, molybdeen, wolfram, bromide, chloride, sulfaat
Zuurgraad:	$6 < \text{pH} < 10$
Voorbeelden:	Nat AVI-RGRR, DTO-RGRR

Zoals gezegd kan door de aanwezigheid van verontreinigingen in de afvalstof verstoring van de hydratatie van het bindmiddel optreden. Daarbij moet in principe onderscheid worden gemaakt tussen effecten op de bindtijd, de vroege sterkte en de eindsterkte [Kema, 1996]. Ook effecten op de duurzaamheid zijn van groot belang; daarbij gaat het om lange termijn effecten, of effecten op de stabiliteit bij contact met water. Bekend is dat zouten¹ het hydratatieproces kunnen beïnvloeden. Zo kan calciumchloride bij lage gehalten de bindtijd versnellen, en zelfs zorgen voor een verhoging van de druksterkte [Sarabèr, 1995]. Boven 5% treedt echter verlaging van de druksterkte op. Sulfaat werkt als bindtijdvertrager, en kan bij hoge gehalten (> 5%) de binding verstoren en een negatief effect op de druksterkte hebben. In het algemeen kunnen hoge gehalten zouten het immobilisatieproces ernstig verstoren en de duurzaamheid van het product aantasten. Hierbij spelen meerdere mechanismen een rol [Lamers et al., 1999]:

- Chloriden en bromiden zijn grotendeels goed oplosbaar, waardoor ze in hoge mate beschikbaar zijn voor uitloging. Als gevolg van de sterke uitloging van grote hoeveelheden van deze componenten neemt de permeabiliteit van het materiaal snel toe en wordt het gevoeliger voor waterindringing. De stabiliteit en druksterkte nemen daardoor af.
- Hoge concentraties chloriden, bromiden en sulfaten werken als bindtijdvertrager, waardoor de verharding van het immobilisaat langzaam verloopt. Dit heeft een negatief effect op de duurzaamheid.
- De hoge concentraties chloriden en bromiden leiden tot een verhoging van de osmotische druk, en tot een versnelde vorming van zwellende componenten. Dit leidt tot interne spanningen bij bevochtiging van het immobilisaat, met grote kans op beschadiging (desintegratie van het materiaal, barsten, verlies van druksterkte). Zwellende componenten zoals ettringiet worden gevormd bij aanwezigheid van sulfaten
- Door de aanwezigheid van hoge gehalten chloriden treedt een sterk initieel warmte-effect op, waardoor de uitharding eveneens wordt verstoord en een minder sterk product wordt verkregen. Dit warmte-effect wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de oploswarmte van CaCl_2 , deze bedraagt 83 kJ/mol (afhankelijk van de hydraatvorm). Indien een afvalstof 50% CaCl_2 bevat en wordt gesuspenderd bij $\text{LS}=1$ l/kg bedraagt de adiabatische temperatuurstijging ongeveer 60°C (ordegrootte), wat redelijk overeenkomt met de waarnemingen.

De vraag dient zich aan of de negatieve effecten niet kunnen worden tegengegaan door toevoeging van additieven. Dit is echter niet eenvoudig, omdat er maar enkele zouten bestaan die slecht oplosbaar zijn. Sulfaten kunnen worden neergeslagen in de vorm van bariumsulfaat, of in ettringiet-achtige structuren. Chloride en bromide kunnen slechts in beperkte mate worden gebonden in de vorm van calciumalumi-naatzouten.

¹ Onder de term zouten worden in deze studie chlorides, bromides en sulfaten verstaan.

Ook andere componenten dan zouten, zoals zware metalen, kunnen de hydratatie van hydraulische bindmiddelen ernstig verstoren. Verstoring van de binding kan via verschillende mechanismen plaatsvinden:

- Adsorptie van de storende component op calciumhydroxide kristalkiemen, waardoor de kristalgroei wordt bemoeilijkt;
- Vorming van calciumcomplexen, waardoor de oplosbaarheid van Ca-ionen toeneemt en minder calciumhydroxide kristallen worden gevormd;
- Precipitatie van een onoplosbare verbinding op nog ongehydrateerde cementkorrels;
- Adsorptie van een storende component op het oppervlak van cementkorrels, waardoor een coating wordt gevormd.

Door toevoeging van additieven voor of samen met dosering van het bindmiddel kan de verstoring werking veelal worden tegengegaan. Een nadere beschrijving wordt gegeven in [Connor et al, 1996].

4.1.3 Overige immobilisatietechnieken

In 4.1.1 en 4.1.2 is aandacht geschonken aan immobilisatietechnieken op basis van hydraulische bindmiddelen (al dan niet met additieven), omdat die goed aansluiten bij de huidige praktijk. Er bestaan echter ook andere immobilisatietechnieken, waarvan enkele wellicht zonder verdere voorbehandeling geschikt zouden kunnen zijn voor de immobilisatie van zouthoudende afvalstoffen. In het onderstaande worden de perspectieven van enkele technieken kort besproken.

- Thermische immobilisatie. Door een materiaal te sinteren of te smelten wordt de uitloging van de meeste componenten fors gereduceerd. De structuur van het materiaal wordt door toepassing van deze technieken sterk verdicht. Chlorides vervluchtigen in dit soort processen uit de afvalstof, alsmede bepaalde zware metalen zoals kwik en cadmium, waardoor het probleem van deze componenten in feite wordt verplaatst. Bij de rookgasreiniging ontstaat immers opnieuw een zout rookgasreinigingsresidu; daarom worden thermische immobilisatieprocessen in dit rapport niet verder beschouwd.
- Vastlegging in mineralen, bijvoorbeeld gesubstitueerd ettringiet of complexe chloridezouten zoals $\text{Fe}(\text{OH})_{2,7}\text{Cl}_{0,3}$. Dergelijke zouten zijn slecht oplosbaar, waardoor de uitloogbaarheid slecht is. Uit evenwichtsberekeningen is gebleken dat dergelijke opties weinig kansrijk zijn, omdat in het algemeen een grote overmaat aan reactanten nodig is om voldoende reductie van de uitloging te krijgen [Versloot, 1996].

De immobilisatie met calciumaluminaatcement valt in wezen ook onder deze optie. Daarbij wordt Cl gebonden in de vorm van calciumchloro-aluminaat (Friedel's zout); dit ontstaat uit in eerste instantie gevormd ettringiet. Uit onderzoek met modelstoffen [Visser, 1999] is gebleken dat de vastlegging van zouten in gehalten boven 10% niet effectief is. Omdat in dit onderzoek afvalstoffen met meer dan 10% zout worden beschouwd, wordt vastlegging in mine-

ralen niet verder beschouwd. Bovendien zijn dergelijke cementen zeer duur (ongeveer € 300 per ton).

- Immobilisatie met zwavel. Zwavelimmobilisatie wordt in de USA en Polen toegepast voor de stabilisatie van afvalstoffen, waaronder vliegassen. In Nederland is zwavelimmobilisatie door TNO onderzocht voor rookgasreingsresiduen uit de baksteenindustrie. Conclusies waren dat een zeer dichte structuur nodig is om de indringing van water te beperken, vooral bij afvalstoffen met hoge zoutgehaltes (vanwege het hygroscopische karakter). Indien toch water indringt, wordt het materiaal namelijk snel beschadigd (barsten, desintegratie, verlies van sterkte). De techniek vergt nog behoorlijk veel ontwikkelingswerk vooraleer toepassing voor afvalstoffen met hoge zoutgehaltes technisch realiseerbaar zal zijn. Op korte termijn biedt deze techniek dus geen oplossing, maar op lange termijn zijn er wel perspectieven.
- Ook het gebruik van polymeren is in het verleden onderzocht. DSM heeft onderzoek verricht naar de immobilisatie van slib van de eigen afvalwaterzuivering met cement, waterglas en additieven als superplastificeerders [Christoffel, 1997]. De slibben bevatten niet veel zouten. Ook combinatie met AVI-vliegas en verontreinigde grond is onderzocht. De vormgegeven immobilisaten voldoen aan de eisen voor categorie 1 bouwstoffen; de gemeten uitloging wordt niet in het rapport vermeld. In een vervolgproject [Christoffel en Overhof, 2001] is onderzoek gedaan naar de immobiliserende werking van toegevoegde kunststoffen (copolymeer Hybrane, dendritische polymeren). De gedachte is dat het polymeer zowel een chemisch als een fysisch immobilisatie-effect te weegbrengt. De onderzochte polymeren blijken echter nauwelijks een immobiliserende werking te hebben; de uitloging van Cl en Br wordt in ieder geval niet verlaagd. Naast de onderzochte polymeren zijn vele andere soorten polymeren beschikbaar. Wellicht biedt toepassing van andere polymeren wel mogelijkheden. Er worden echter wel grote technische uitdagingen voorzien en veel ontwikkelingswerk. Immobilisatie met polymeren is overigens wel een dure techniek; polymeren kosten in het algemeen > € 1000 per ton.
- Tevens wordt gewezen op een aan immobilisatie verwante verwerkingstechniek, specifiek voor AVI-reststoffen, welke door enkele AVI's in Nederland wordt toegepast. Het betreft het mengen van AVI-reststoffen (vliegas, sproei-drogerzout en filterkoek) en het storten van het mengsel in een big bag. Door het puzzolane karakter van de AVI-vliegas treedt een zekere mate van verharding op. Het product is echter niet duurzaam vormvast en valt bij contact met water (d.i. bij volledige onderdompeling) uit elkaar. Het product moet nog steeds worden beschouwd als C2 afvalstof, en wordt dan ook als zodanig gestort op aparte compartimenten van stortplaatsen. In hoofdstuk 6 zal hierop nader worden ingegaan.

Conclusie is dat andere dan op hydraulische bindmiddelen gebaseerde immobilisatietechnieken op de korte termijn geen zicht bieden op een oplossing van de zoute afvalstoffen-problematiek. Op langere termijn zijn er voor enkele technieken wel perspectieven, zoals zwavelimmobilisatie en wellicht ook voor polymeren.

In het bovenstaande is ingegaan op alternatieven voor hydraulische bindmiddelen voor het binden van anionen in afvalstoffen. Er zijn ook alternatieven voor hydraulische bindmiddelen beschikbaar voor het binden van metalen in afvalstoffen. Deze alternatieven zijn niet geschikt voor het binden van anionen; er wordt vanuit gegaan dat de anionen vóór het immobiliseren worden verwijderd via wasprocessen. Voorbeelden zijn:

- Het Ferrox proces, speciaal ontwikkeld voor de immobilisatie van AVI-reststoffen. Hierbij wordt vlieg-as gewassen om de oplosbare zouten te verwijderen en vervolgens behandeld met een ijzersulfaat-oplossing. Daarna wordt het ijzer geoxideerd tot onoplosbaar ijzeroxide, door de oplossing te beluchten. Daarbij worden zware metalen geïmmobiliseerd. Een voordeel van het geïntegreerde wassen/immobiliseren is dat tijdens het wassen niet veel metalen in het waswater terecht zullen komen. Het immobilisatieproduct bestaat uit brokken en kan eventueel worden teruggevoerd in de verbrandingsoven, teneinde eventuele dioxines te vernietigen (in het geval van vliegasen). In dat geval wordt het uiteindelijke product gezamenlijk met de bodemas afgevoerd. Er zijn ervaringen op pilot schaal met vlieg-as en droog AVI-rookgasreinigingsresidu¹ ([Baun et al, 2003], [Lundtorp et al, 2002], [Jensen et al, 2002]). Zoute, sterk met zware metalen verontreinigde afvalstoffen kunnen met het proces worden behandeld. De vraag is, of de behandeling voor sproeidroogzouten van AVI's voldoende zal zijn om aan de Nederlandse uitlooeisen te kunnen voldoen, aangezien het product granulair is en dus met de kolomproef getoetst moet worden als C3-afvalstof. Mogelijk is alsnog een behandeling met cement nodig om een monolitisch product te vervaardigen; daarvoor is naar schatting slechts een paar procent cement nodig (een groot deel van de verontreinigingen is immers al chemisch geïmmobiliseerd, het gaat er dus vooral om een samenhangend product met enige sterkte te produceren). Volgens de ontwikkelaars is het proces waarschijnlijk toepasbaar voor Nederlandse sproeidroogzouten, maar er is wel onderzoek nodig om het daarvoor te ontwikkelen [persoonlijke communicatie T. Christensen met J.P. Brouwer].
- Een andere ontwikkeling is het VKI-proces, eveneens ontwikkeld voor de immobilisatie van AVI-reststoffen [Hjelmar et al, 2000]. Dit proces is ontwikkeld op pilot schaal. De reststoffen worden eerst gewassen om de oplosbare zouten te verwijderen en vervolgens behandeld met CO₂ en fosforzuur, met als doel de pH te verlagen en zware metalen om te zetten in slecht oplosbare fosfaten. Ook hierbij resteert een granulair immobilisaat, dat waarschijnlijk met cement moet worden nabehandeld, niet alleen om een monolitisch product te vervaardigen maar ook om de uitloging van componenten als Sb, Cd en Hg te ondervangen (deze componenten vormen immers geen onoplosbare fosfaten).

De conclusie is dat met name het Ferrox proces naar verwachting een oplossing kan bieden voor zoute C2-afvalstoffen. Wel is mogelijk alsnog een nabehandeling

¹ Dit Deense rookgasreinigingsresidu is niet hetzelfde als het Nederlandse sproeidroogzout. Er zitten aanmerkelijk minder zouten in.

met cement of andere hydraulische bindmiddelen nodig, maar de inschatting is dat slechts weinig bindmiddel vereist zal zijn (enkele procenten).

Het proces is qua opzet en waarschijnlijk ook qua kosten vergelijkbaar met een combinatie van wasprocessen met hydraulische bindmiddelen. Deze worden in hoofdstuk 5 verder uitgewerkt.

4.2 Onderzoeken naar de immobilisatie van zouthoudende afvalstoffen

4.2.1 Inleiding

In deze paragraaf worden onderzoeken naar de immobilisatie van zoute afvalstoffen met hydraulische bindmiddelen beschreven. Deze informatie is belangrijk voor de evaluatie van mogelijke voorbehandelingstechnieken. Op basis van in het verleden uitgevoerd onderzoek naar de immobilisatie van zouthoudende afvalstoffen kan immers een indruk worden verkregen van maximale zoutgehaltes die een afvalstof mag bevatten, opdat die succesvol kan worden geïmmobiliseerd. In overleg met de begeleidingscommissie bij dit project is daarbij de insteek gekozen, dat de voorbehandelde en vervolgens geconditioneerde afvalstof aan de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd dient te voldoen, ook ten aanzien van de uitloging van zouten. Dit betekent dat bij voorbehandeling van de zoute afvalstof niet alleen gekeken wordt naar het terugbrengen van het zoutgehalte tot beneden 20%.

Om de technische en economische haalbaarheid van voorbehandelingstechnieken voor zouthoudende afvalstoffen op voorhand te kunnen beoordelen, is het nodig globale relaties te kunnen leggen tussen samenstelling van de afvalstof, het bindmiddelgehalte bij conditioneren en de uitloging van zouten uit het immobilisaat. Om zulke verbanden te kunnen leggen, is het nodig gebruik te maken van onderzoekservaringen uit het verleden. Dergelijke gegevens zijn slechts in beperkte mate voorhanden.

De meeste openbare informatie komt uit onderzoeken van het T2000 programma, waarin diverse onderzoeken zijn uitgevoerd naar de immobilisatie van C2-afvalstoffen tot C3-afvalstoffen of zelfs tot bouwstoffen. Bij onderzoek naar de mogelijkheid om C3-afvalstoffen te maken, is in de onderzoeken vaak de kolomproef gebruikt; in een aantal onderzoeken zijn gegevens van diffusieproeven gerapporteerd (met name onderzoeken waarin de productie van bouwstoffen is onderzocht).

Daarnaast is informatie beschikbaar van onderzoek uitgevoerd door het RIVM, in de aanloop naar het opstellen van de Regeling C-geconditioneerd [RIVM, 1999]. Daarin is de uitloging van immobilisaten, vervaardigd uit diverse C2-afvalstoffen, gerapporteerd. Gegevens over bindmiddelgehalten en samenstellingen ontbreken

echter, zodat de bruikbaarheid van de data beperkt is. Wel kunnen schattingen van de gemiddelde samenstelling van bekende reststoffen worden gemaakt ten aanzien van zouten; de beschikbaarheden zijn namelijk wel gemeten (de beschikbaarheid is een maat voor de maximale uitloogbaarheid). Voor zouten zijn de beschikbaarheden meestal vrijwel gelijk aan de samenstelling.

VBM heeft data ter beschikking gesteld over de gemiddelde samenstelling en uitloging van een aantal klassen C2-afvalstoffen. Ook daarbij zijn geen gegevens over bindmiddelgehalte inbegrepen, maar wel de gemiddelde samenstellingen van de betreffende afvalstoffen. Echter, VBM heeft geen gegevens over de uitloging van zouten, omdat die op grond van de Regeling C-geconditioneerd niet hoeven te worden gemeten indien het zoutgehalte lager is dan 20%.

4.2.2 Beschrijving onderzoekservaringen T2000 projecten

In het zogenaamde T2000-programma zijn onderzoeken uitgevoerd naar de behandeling van prioritaire afvalstoffen. Daarbij zijn onder andere immobilisatietechnieken ontwikkeld. In de onderstaande beschrijving van onderzoeken uit het T2000 programma wordt met name ingegaan op beperking van de uitloging van zouten.

In een onderzoek van Kema [Sarabèr, 1996] naar de immobilisatie van AVI-vliegas was het doel het maken van granulaten (dus geen vormgegeven immobilisaat) die toegepast kunnen worden als kunstgrind (Provag procédé). Verschillende niet nader omschreven bindmiddelen zijn getest, onder andere calciumaluminaten. Een belangrijk aspect bleek ettringiet-vorming, vanwege de aanwezigheid van sulfaat in de vliegas. De producten voldeden niet aan de eis voor categorie 2 bouwstoffen uit het Bouwstoffenbesluit. Tevens waren er overschrijdingen voor de uitloogeisen voor C3-afvalstoffen voor Mo en in sommige gevallen voor Br en Se. Er is aanzienlijk meer dan 25% bindmiddel nodig. De kostprijs van het immobilisatieproces bedraagt ca. € 160 / ton vliegas. Een probleem dat bij immobilisatie met cement optrad, was de vorming van H_2 , waarschijnlijk door reactie van metallisch Al met OH^- .

De gebruikte vliegassen bevatten ruim 4% Cl (40 000 mg/kg), 500-2000 mg/kg Br en 90 000-110 000 mg/kg SO_4 .

In een tweetal onderzoeken door Kema ([Kema, 1995] en [Kema, 1996]) is de immobilisatie van vliegas en rookgasreinigingsresidu van de verbranding van gevaarlijk afval (DTO-vliegas en DTO-rgr) onderzocht (NB het betreffende droge rgr komt momenteel niet meer vrij). Beide afvalstoffen bevatten componenten die de hydratatie van cement verstoren, waardoor immobilisatie met hydraulische bindmiddelen wordt bemoeilijkt (Cl, SO_4 en zware metalen, vooral Pb en Zn). Het vliegas bevatte 64.000 mg/kg Cl en 150.000 mg/kg SO_4 , het rgr 99.000 mg/kg Cl en 5.000 mg/kg SO_4 , benevens 4.900 mg/kg Br. In de betreffende onderzoeken is getracht uit beide afvalstoffen immobilisatieproducten te vervaardigen die kunnen

worden toegepast als bouwstof. Daarbij zijn enkele standaardcementen beproefd, al dan niet in combinatie met additieven zoals calciumhydroxide.

Met rgrr zijn wel immobilisaten te maken, maar dit vergt veel bindmiddel (~ 50%); daarbij worden dan wel vrij hoge druksterktes gehaald (minimaal enkele MPa). De nat-droog bestandheid is redelijk. DTO-vliegas alleen hardt nauwelijks uit of expandeert ten gevolge van extreme ettringiet-vorming. Combinatie van DTO-vliegas met rgrr geeft betere resultaten. Uit diffusieproeven blijkt dat het immobilisaat geen geconditioneerde C2-afvalstof is (laat staan een bouwstof, zoals in het onderzoek werd beoogd) op grond van de componenten Cl en Br. De eisen uit de Regeling C-geconditioneerd voor zware metalen worden overigens wel gehaald.

De immobilisatie met calciumaluminaatcementen van droog reinigingsresidu en filterkoek, afkomstig van de verbranding van gevaarlijk afval, is onderzocht door Intron [Intron, 1996]. De gedachte was dat calciumaluminaten mogelijk slecht oplosbare zouten kunnen vormen met Cl en Br. In het onderzoek is aangetoond dat inderdaad een zekere (zij het beperkte) chemische binding van Cl is opgetreden. Voor rookgasreinigingsresidu wordt noch voor Cl noch voor Br voldaan aan de eisen voor geconditioneerde C2 afvalstoffen. Voor filterkoek wordt wel aan deze eisen voldaan, maar deze bevat dan ook veel lagere gehalten van deze componenten in het uitgangsmateriaal. (4.000 mg/kg Cl, 90 mg/kg Br, 17.000 mg/kg SO₄ tegenover 95.000 mg/kg Cl, 5100 mg/kg Br en 97.000 mg/kg SO₄ in het rgrr). De proefstukken waren onvoldoende bestand tegen nat-droog cycli.

De immobilisatie van AVI-vliegas en DTO-vliegas is onderzocht met een combinatie van waterglas en cement [Crossfield en Intron, 1996]. Uit het onderzoek blijkt dat chloride, bromide en sulfaat niet chemisch worden gebonden in waterglas systemen. Uit diffusieproeven met immobilisaten van beide afvalstoffen blijkt dat Cl, Br en SO₄ de normen voor geconditioneerde C2-afvalstoffen overschrijden.

Het AVI-vliegas bevatte 31.000 mg/kg Cl en 98.000 mg/kg SO₄, het DTO-vliegas 64.000 mg/kg Cl en 150.000 mg/kg SO₄.

In een vervolg op dit onderzoek is in een experimentele studie getracht Cl, Br en SO₄ in beide afvalstoffen te binden met calcium aluminaten [Vissers, 1999]. Immobilisatie van rgrr bleek niet mogelijk, er konden geen stabiele proefstukken worden vervaardigd. Met vliegas waren wel immobilisaten te vervaardigen, maar naast behoorlijke problemen met verwerkbaarheid en expansie voldoet de uitloging van Cl en SO₄ niet aan de eis voor geconditioneerde afvalstoffen. Br lijkt zelfs helemaal niet te worden gebonden. In het algemeen is in genoemd onderzoek geconcludeerd dat afvalstoffen met zoutgehalte beneden 10% wel te immobiliseren moeten zijn.

In het kader van een ander T2000 project is eveneens de immobilisatie van AVI-vliegas en DTO vliegas onderzocht, door middel van ettringiet vorming. Daarbij werd een combinatie van reststoffen gebruikt als bindmiddel (vnl. Poederkoolvliegas; IVU-FAR proces) [Kema, 2000]. Doel was een categorie 2 bouwstof te

maken. Dit is echter niet gelukt. De immobilisaten bezaten wel voldoende sterkte, maar de uitloging van Cl en Br overschreed de grenzen van het Bouwstoffenbesluit (voor DTO-vliegas tevens SO₄ en Mo). Bovendien werden voor Cl en Br de grenzen voor geconditioneerde afvalstoffen overschreden. Cl en Br worden niet in voldoende mate geïmmobiliseerd. Het AVI-vliegas bevatte 28.000 mg/kg Cl, 1.500 mg/kg Br en 65.000 mg/kg SO₄, het DTO-vliegas 65.000 mg/kg Cl, 7.500 mg/kg Br en 190.000 mg/kg SO₄.

Uit een evaluatie door TNO van een groot aantal koude immobilisatietechnieken met anorganische bindmiddelen [Alkemade, 1996] is gebleken dat de uitloging na immobilisatie van AVI-vliegas niet voldoet aan de grens voor C3-afvalstoffen voor Cl, Br, Mo en Cd, behalve indien de vliegas vooraf wordt gewassen. Volgens de aanbieders van de betreffende immobilisatietechnieken is voldoen aan de eisen voor C3-afvalstoffen echter wel haalbaar. De massatoename ten gevolge van additieven is meer dan 25% en kan oplopen tot 100%. De kosten bedragen € 50-85 per ton vliegas.

De immobilisatie van natte rookgasreinigingsresiduen van AVI's (filterkoeken), al dan niet in combinatie met AVI-vliegas, is door TNO onderzocht voor een aantal koude immobilisatietechnieken [VVAV, 1995]. Ook immobilisaten van (mengsels met) vliegas zijn bekeken, waaruit bleek dat voor vliegas Cl en Br overschrijding van de C3 norm kunnen geven. Met alleen filterkoek (42.000 mg/kg Cl, 180.000 mg/kg SO₄) is dit niet het geval; dat kan worden geïmmobiliseerd tot een C3 afvalstof (vliegas: 73.000 mg/kg Cl, 110.000 mg/kg SO₄). Bij één van de immobilisatie procédé's bleek de uitloging van Br en Mo echter te hoog (waardoor het filterkoek dus toch C2 afval bleef). Ook combinatie van vliegas en filterkoek geeft doorgaans overschrijdingen van de C3 eis voor Cl, Br en soms Cd en/of Mo. De kosten variëren nogal, maar bedragen gemiddeld ongeveer € 160-180 per ton rgr

De gecombineerde immobilisatie van vliegas en sproeidroogzout is onderzocht door Tauw [Tauw, 1993]. Het vliegas bevatte 54.000 mg/kg Cl en 12.000 mg/kg SO₄, het sproeidroogzout bevatte 370.000 mg/kg Cl en 20.000 mg/kg SO₄. Met een 50:50 mengsel van deze afvalstoffen zijn verschillende immobilisatieproducten vervaardigd. De uitloging is onderzocht in kolomproeven. De immobilisaten blijken niet te voldoen aan de uitloogeis voor C3 voor Cl, maar volgens de fabrikanten zou dat door aanpassing van de receptuur wel mogelijk zijn. De kosten bedragen ongeveer € 100-125 per ton mengsel. Ook zijn proeven gedaan met immobilisatie van alleen AVI-vliegas. Dit bleek wel te immobiliseren tot C3, hoewel Cl de grens C2 wel dicht naderde of in enkele gevallen overschreed. Ook Cd was in enkele gevallen kritisch.

In een onderzoek door Kema naar de verwerking van AVI-reststoffen bij Twence is een stabilisaat onderzocht in een diffusieproef [Lamers et al, 1999]. Het stabilisaat betreft een mengsel van AVI-vliegas, rookgasreinigingsresidu en slurry met ce-

ment. De beproefde monsters bleken niet bestand tegen contact met water. Wel zijn schattingen gemaakt van de uitloging in de diffusieproef, waaruit blijkt dat deze niet aan de eis voor geconditioneerde C2-afvalstoffen kan voldoen voor de componenten Cl en Br.

Met het zgn. Wesphix procédé kan filterkoek van AVI's worden geïmmobiliseerd tot een C3-afvalstof [Bunnik et al, 1998]. Het principe van dit procédé is, dat metalen worden vastgelegd in de vorm van fosfaten. Onbehandelde vliegias is niet te immobiliseren tot een C3-afvalstof, op grond van de uitloging van Br en Cl. Indien de vliegias wordt gewassen is het echter wel mogelijk om een C3-afvalstof te vervaardigen.

4.2.3 Overzicht ervaringen immobilisatie zoute afvalstoffen

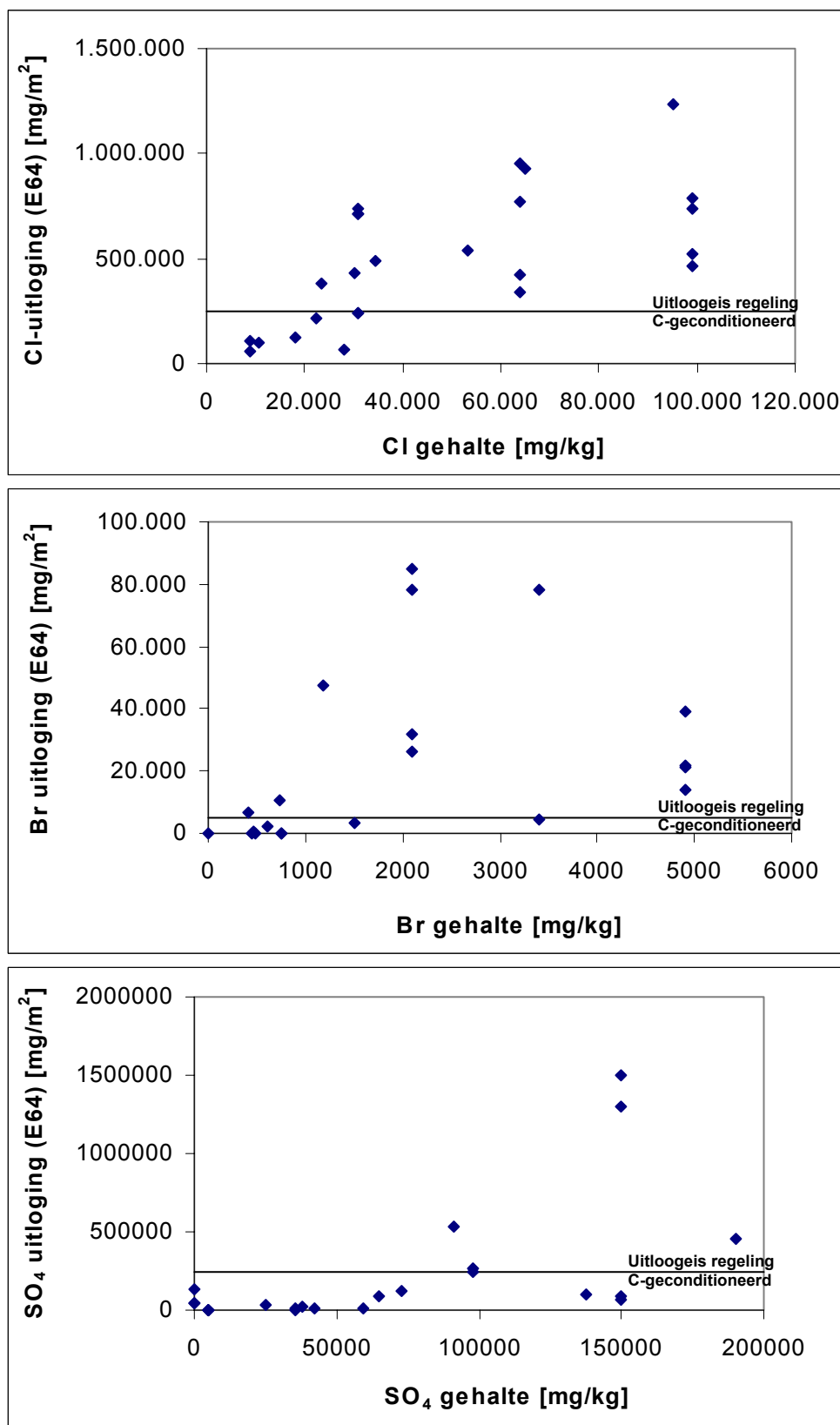
In tabel 4.2 worden de resultaten van diffusieproeven die zijn uitgevoerd in het kader van de onderzoeken uit T2000, alsmede uit het RIVM-rapport, samengevat. Het RIVM rapport vermeldt geen samenstellingsgegevens, maar wel de beschikbaarheid voor uitloging van de beproefde immobilisaten. Aangenomen is dat de beschikbaarheid voor anionen gelijk is aan de samenstelling. De waarden zijn gecorrigeerd door aan te nemen dat de massatoename ten gevolge van immobiliseren 40% bedraagt (20% bindmiddel en 20% water). Zoals reeds vermeld zijn de receptuurgegevens onbekend. De immobilisaten zijn vervaardigd op basis van door immobilisatiebedrijven aangedragen recepten.

De uitlogings- en samenstellingsgegevens uit de tabel zijn grafisch weergegeven in figuur 4.1. Omdat hierbij vele verschillende typen immobilisaten op basis van verschillende afvalstoffen en recepturen bij elkaar zijn geplaatst, is de spreiding groot. Desalniettemin geven deze figuren wel een globale indruk van de uitloging.

Tabel 4.2 Uitloging zouten uit immobilisaten, diverse onderzoeken.

Afvalstof	Referentie	Samenstelling afvalstof [mg/kg ds]			Uitloging immobilisaat, E64 [mg/m ²]			Indicatie receptuur
		Cl	Br	SO ₄	Cl	Br	SO ₄	
DTO rgrr	Kema, 1996	99.000	4.900	5.000	460.000	14.000	890	50% CEM II
	Intron, 1996	99.000	4.900	5.000	520.000	21.000	520	50% CEM III
DTO vliegass	Kema, 1996	64.000	< 2.100	150.000	740.000	39.000	940	25% CAC
	Intron, 1996	64.000	< 2.100	150.000	790.000	22.000	880	25% CAC+CEM I
					420.000	32.000	93.000	50% CEM II
					340.000	26.000	64.000	50% CEM II
					950.000	85.000	1.500.000	40% CEM I + waterglas
					770.000	78.000	1.300.000	23% CEM I + waterglas
AVI-vliegass	Kema, 2000	65.000	7.500	190.000	930.000	194.000	460.000	200% CaO + PKV
	Intron, 1996	31.000	~3.400	98.000	240.000	4.100	250.000	40% CEM I + waterglas
	Visser, 1999	31.000?	~3.400?	98.000?	240.000	78.000	270.000	23% CEM I + waterglas
					710.000	NA	137.000	25% CEM I + CAC
					710.000	NA	39.000	25% CEM I + CAC
					740.000	NA	39.000	25% CEM I + CAC
					69.000	3.100	84.000	200% CaO + PKV
Filterkoek AVI	Kema, 2000	28.000	1.500	65.000	3.299.000	47.500	538.000	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 1)	88.000*	48 000*	91.000*	1.235.000	10.700	126.000	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 3)	95.000*	11 000*	73.000*	125.000	141	313.000	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 4)	18.000*	140*	310.000*	219.000	327	463.000	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 6)	22.000*	330*	250.000*	541.000	6.540	220.000	Onbekend
AVI-vliegass + filterkoek	RIVM, 1999 (no 9)	53.000*	6500*	240.00*	1.231.000	2.370	28.400	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 33)	170.000*	2400*	25.000*	431.000	Onbekend	95.000	Onbekend
Galvanoslib+filterkoek	RIVM, 1999 (no 27)	30.000*	Onbekend	140.000*	382.000	Onbekend	11.900	Onbekend
Filterkoek + ONO-slib	RIVM, 1999 (no 28)	24.000*	Onbekend	43.000*	487.000	46	3.960	Onbekend
Metaalhydr mengsel + cake	RIVM, 1999 (no 29)	34.000*	46*	35.000*	99.800	151	22.800	Onbekend
Pigmentslib	RIVM, 1999 (no 30)	11.000*	151*	38.000*	110.000	47	13.300	Onbekend
	RIVM, 1999 (no 32)	9.000*	47*	36.000*	54.900	176	7.440	Onbekend
Filterstof Aluminiumsmelten	RIVM, 1999 (no 31)	9.000*	180*	59.000*	< 250.000	< 5.000	< 250.000	Onbekend
EIS C _{geconditioneerd}								

*: Geschat op basis van de beschikbaarheid in het immobilisaat.



Figuur 4.1 Uitloging van zouten vs. zoutgehalten in de afvalstof, voor immobilisaten op basis van verschillende typen afvalstoffen en recepturen (data uit tabel 4.2).

Uit tabel 4.2 en figuur 4.1 blijkt in ieder geval, dat afvalstoffen met meer dan 5 à 10% Cl weliswaar te binden zijn, maar dat de uitloging van Cl in de beschreven gevallen hoger is dan de uitloogeis voor Cl uit de Regeling C-geconditioneerd. Voor afvalstoffen met minder dan 20% zout is deze uitloogeis echter niet van toepassing, maar indien een zoute afvalstof voorbehandeld wordt, zal na conditioneren wel aan deze eisen moeten worden voldaan.

Gegevens van VBM betreffende uitloging van metalen worden vermeld in tabel 4.3; daarbij wordt de indeling van VBM volgens tabel 4.1 gebruikt. Voor een beschrijving van de klasse indeling, zie paragraaf 4.1.2 (tabel 4.1). Opgemerkt wordt dat de samenstelling van een afvalstof behoorlijk kan afwijken van de genoemde gemiddelde samenstellingen.

Tabel 4.3 Gegevens over uitloging en samenstelling geconditioneerde C2-afvalstoffen volgens de VBM-klassering, zie ook tabel 4.1 (bron: VBM, persoonlijke communicatie, 2003).

Component	Gemiddelde samenstelling [mg/kg]				Emissie diffusieproef (E64) [mg/m ²]				
	Klasse Ia	Klasse Ic	Klasse III	Klasse IV	Klasse Ia	Klasse Ic	Klasse III	Klasse IV	Eis E64
As	56	410	230	82	5	nb	1	4	50
Ba	820	180	360	340	173	nb	150	44	1.500
Cd	250	150	19	250	1	nb	0	1	5
Co	21	250	250	14	1	nb	1	1	60
Cr	170	990	14.000	170	106	nb	44	6	500
Cu	860	3.100	5.100	830	1	nb	365	20	500
Hg	7,8	14	7.900	1.200	0,01	nb	0,03	0,01	1
Mo	31	1.200	200	17	160	nb	165	58	900
Ni	74	2.200	6.200	120	2	nb	20	16	400
Pb	4.300	14.000	1.200	4.400	53	nb	19	57	1.000
Sb	640	650	200	321	16	nb	14	4	50
Se	59	6,6	8.900	210	6	nb	3	3	60
Sn	760	1.100	590	350	2	nb	1	1	50
V	67	980	5.900	120	5	nb	5	34	1.500
W	130	320	810	120	8	nb	8	5	250
Zn	13.000	30.000	50.000	13.000	43	nb	13	34	800
CN-complex	5.600	0	3 300	11	3	nb	163	11	220
CN-vrij	5	5	400	6.400	3	nb	3	2	20
F	25	130	150	210	481	nb	462	1.070	2.500
Cl	66.000	84.000	35.000	38.000		nb			
Br	1.100	5.200	710	380		nb			
SO ₄	16.000	220.000	30.000	19.000		nb			

nb = niet bekend

Klasse-indeling (zie ook tabel 4.1):

Klasse Ia: AVI-vliegassen

Klasse Ic: DTO-vliegass

Klasse III: Slibben

Klasse IV: Natte rookgasreinigingsresiduen

Aangezien alle componenten ruimschoots aan de uitlooeisen uit de Regeling C-geconditioneerd voldoen, kan (zeer globaal) worden gesteld dat indien de samenstelling van een afvalstof vergelijkbaar is met de gemiddelde samenstelling van de door VBM behandelde klassen, het mogelijk is de afvalstof te conditioneren.

Om nu op basis van deze gegevens in te kunnen schatten of een willekeurige afvalstof te conditioneren is, moet eerst worden bepaald in welke klasse de afvalstof fysisch en chemisch gezien valt (gelet op de deeltjesgrootte, het vochtgehalte e.d.) volgens de indeling uit tabel 4.1. Voor bijvoorbeeld gewassen sproeidroogzout zal dat klasse III of IV zijn. Vervolgens wordt de gemiddelde samenstelling van de afvalstof vergeleken met de gemiddelde samenstelling van de betreffende klasse volgens tabel 4.3. Op grond hiervan kan een ruwe inschatting worden gemaakt of de uitloging van de afvalstof na conditioneren voldoet aan de Regeling C-geconditioneerd (dit wordt onder tabel 4.4 verder uitgewerkt). Zo'n procedure is alleen toepasbaar voor de metalen, niet voor de zouten, omdat gegevens over de uitloging van zouten van de VBM-klassen ontbreken.

De uitloging van zouten hoeft immers niet getoetst te worden zolang het zoutgehalte beneden 20% ligt, en wordt dan ook niet gemeten. Echter, zoals in 4.2.1 reeds is aangegeven, wordt er in dit project vanuit gegaan dat een afvalstof, na voorbehandeling en conditioneren, wél moet voldoen aan de uitlooeisen voor anionen uit de Regeling C-geconditioneerd, ondanks dat het zoutgehalte na voorbehandeling onder de 20% zal liggen.

Bij verwijdering van de zouten uit de zoute afvalstoffen door bijvoorbeeld wassen zullen de gehalten zware metalen toenemen, indien de metalen zelf tijdens het wassen niet verwijderd worden. Om te bepalen of deze verhoging problemen zou kunnen opleveren met betrekking tot de uitloging uit de geconditioneerde afvalstof, is berekend hoe hoog de gemiddelde metaalgehalten zouden worden bij een volledige verwijdering van het oplosbare zout. In de meeste gevallen komt dit neer op verwijdering van het calciumchloride. Aangenomen is dat sulfaten niet verwijderd worden, behalve bij rgrr van de rioolslibverbranding, omdat sulfaat daar als goed oplosbaar natriumsulfaat aanwezig is (in de andere gevallen betreft het voornamelijk slecht oplosbaar calciumsulfaat). De aldus resulterende sulfaatgehalten zijn eveneens opgenomen in tabel 4.4.

Tabel 4.4 Gemiddelde metaalgehalten in zoute afvalstoffen na verwijdering van goed oplosbare zouten [mg/kg].

Component	Afvalstof				
	Sproeidroogzout type 1a	Sproeidroogzout type 1b	Sproeidroogzout type 2	DTO vlieg-as	Rgrr slib-verbranding
Antimoon	580	440	440	820	200
Arseen	36	110	31	520	150
Barium	130	240	150	230	
Cadmium	190	280	170	190	10
Chroom	20	54	24	1.300	50
Cobalt	7	12	1,1	320	20
Koper	610	840	570	3.900	400
Kwik	13	65	44	18	750
Lood	4.500	5.800	3.800	18.000	1.400
Molybdeen	23	15	10	1.500	400
Nikkel	11	17	13	2.800	
Seleen	19	16	6	8	
Strontium	700	490	320	180	
Tin	440	640	540	1.400	
Vanadium	8	13	16	1.200	
Zink	11.000	16.000	8.600	40.000	300
Sulfaat	28.000	88.000	40.000	280.000	0

Vet: Mogelijk problematisch hoge gehalten

Indien de samenstellingen van de 5 typen afvalstoffen uit tabel 4.4 worden vergeleken met de gemiddelde samenstellingen van klasse III en IV afvalstoffen volgens de VBM indeling, dan blijkt dat een aantal componenten de gemiddelde samenstelling van de VBM-klassen III en IV overschrijden. Echter, aangezien de gemiddelde emissies van de VBM-klassen liggen ruimschoots beneden de emissie eisen. Dit betekent dat wanneer een afvalstof een hogere concentratie bevat dan de gemiddelde concentratie in één van deze VBM-klassen, dat niet per sé hoeft te betekenen dat de uitloging te hoog zal zijn. Als ruwweg wordt aangenomen dat de uitloging lineair samenhangt met de samenstelling, kan worden geschat wanneer de uitloging de eisen wél zal overschrijden. Aangenomen is dat overschrijdingen kunnen optreden indien bij vergelijking van de samenstelling van een afvalstof met de VBM-klassen III en IV:

$$\frac{\text{gemiddelde emissie van de VBM – klasse}}{\text{eis emissie diffusieproef (E64)}} * \frac{\text{gemiddeld gehalte in afvalstof}}{\text{gemiddeld gehalte van de VBM – klasse}} \geq 0,2$$

Hierbij is een marge aangehouden, om de grote spreiding en onzekerheden te verdisconteren (noot: doel van deze exercitie is alleen om indicaties te krijgen over mogelijk kritische componenten, niet om de uitloging te voorspellen).

De componenten waarvoor voor beide klassen overschrijdingen optreden zijn vet weergegeven in tabel 4.4. Hieruit blijkt dat met name DTO vlieg-as vanwege de hoge gehalten antimoon, koper en molybdeen de uitlooeisen zal kunnen overschrijden. Deze laatste component zou ook een probleem kunnen worden bij rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Bij de andere afvalstoffen worden geen problemen verwacht met betrekking tot overschrijding van de uitlooeisen na conditioneren.

Ook het sulfaatgehalte na wassen in DTO-vlieg-as zal problemen kunnen geven, tenzij bijzondere wastechnieken worden toegepast om sulfaten te verwijderen; zie verder hoofdstuk 5.

4.3 Afleiding van bovengrenzen aan het zoutgehalte

Op basis van de beschrijving in 4.2 is reeds een indruk verkregen van zoutgehalten waarbij een afvalstof nog geconditioneerd kan worden. In deze paragraaf wordt een nadere onderbouwing gegeven van de bovengrenzen, waaraan een voorbehandelingsmethode moet kunnen voldoen, opdat de behandelde en geconditioneerde afvalstof kan voldoen aan de uitlooeisen uit de Regeling C-geconditioneerd. Het maximale zoutgehalte waarbij nog een acceptabel immobilisaat kan worden vervaardigd wordt bepaald door twee factoren, namelijk verstoring van de binding en de uitloging. Uiteraard is er een zekere samenhang tussen deze twee aspecten, omdat een sterke verstoring van de binding automatisch leidt tot hoge uitloging vanwege slechte structurele eigenschappen van het immobilisaat.

4.3.1 Verstoring hydratatie

Er bestaan enkele globale vuistregels voor beperking van de verstoring van de hydratatie van cement bij immobilisatie [Mulder et al, 2002]: maximaal 3% Cl ten opzichte van cement en maximaal 5% SO₄ ten opzichte van cement. Deze getallen kunnen worden omgerekend naar gehalten in de afvalstof indien een cementdosering bekend is. Bij 25% cement ten opzichte van de afvalstof zouden de maximaal toelaatbare gehalten in de afvalstof 0,75% Cl (= 7,5 g/kg) en 1,25% SO₄ (= 12,5 g/kg) bedragen. Gelet op ervaringen zoals o.a. beschreven in paragraaf 4.2 lijken deze grenswaarden erg laag, immers in de praktijk komen hogere gehalten voor waarmee toch een immobilisaat met goede eigenschappen vervaardigd kan worden. De genoemde gehalten gelden in principe voor bouwstoffen, waarbij het immobilisatieproduct aan hogere sterkte- en duurzaamheidseisen moet voldoen dan in het geval van geconditioneerde afvalstoffen. Afvalstoffen met 10% Cl konden blijkens tabel 4.2 wel degelijk worden geïmmobiliseerd, hoewel daarbij wel hoge bindmiddelgehalten of dure bindmiddelen nodig waren.

Volgens VBM zijn afvalstoffen met zoutgehalten tot 20% (overeenkomstig de eis uit de Regeling C-geconditioneerd) nog goed te immobiliseren. Zoals ook al uit

4.1.2 blijkt hebben chloride en bromide een ander effect op het verloop van de hydratatie dan sulfaat. Door afstemming van de receptuur (keuze type bindmiddel, toevoeging van additieven) kan worden omgegaan met verschillen in de verhoudingen van deze componenten.

4.3.2 Uitloogcriteria

De uitloging uit vormgegeven materialen bij volledig diffusiegecontroleerde uitloging kan theoretisch worden berekend uit de beschikbaarheid voor uitloging en de effectieve diffusiecoëfficiënt voor de betreffende component. De vergelijking hiervoor luidt

$$E = 2 \rho U \sqrt{\frac{D_{\text{eff}} t}{\pi}}$$

waarin E = emissie [mg/m^2]
 ρ = dichtheid van het materiaal [kg/m^3] ($\approx 2000 \text{ kg}/\text{m}^3$)
 U = beschikbaarheid van de betreffende component [mg/m^2]
 D_{eff} = effectieve diffusiecoëfficiënt [m^2/s]
 t = tijd [s]

Deze vergelijking wordt in de diffusieproef volgens NEN-7345 gebruikt om de emissie na 64 dagen (E64) te berekenen, en is dus toepasbaar voor het schatten van emissies uit zoute afvalstoffen (immers de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd zijn geformuleerd in termen van E64). In tabel 4.5 worden berekende waarden voor E64 als functie van de beschikbaarheid en de diffusiecoëfficiënt gegeven. Vanwege de grote getallen worden de emissies weergegeven in g/m^2 in plaats van mg/m^2 .

Tabel 4.5 Berekende emissies (E64) uit een vormgegeven materiaal als functie van de beschikbaarheid en de diffusiecoëfficiënt (aanname: dichtheid immobilisaat = $2000 \text{ kg}/\text{m}^3$).

Beschikbaarheid [$\text{mg}/\text{kg ds}$]	E64 [g/m^2]					
	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-10}$ m^2/s	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-11}$ m^2/s	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-12}$ m^2/s	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-13}$ m^2/s	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-14}$ m^2/s	$D_{\text{eff}} = 1,0 \cdot 10^{-15}$ m^2/s
1.000	53	17	5,3	1,7	0,53	0,17
5.000	270	84	27	8,4	2,7	0,84
10.000	530	170	53	17	5,3	1,7
50.000	2.700	840	270	84	27	8,4
100.000	5.300	1.700	530	170	53	17
500.000	27.000	8.400	2.700	840	270	84

Indien nu een schatting van de diffusiecoëfficiënt bekend is, kan bij een bepaalde beschikbaarheid van een component de waarde van E64 worden berekend c.q. af-

gelezen uit tabel 4.5. Deze kan worden vergeleken met de eis aan E64 uit de Regeling C-geconditioneerd. Uiteraard kan, omgekeerd, uit de eisen aan E64 uit de Regeling C-geconditioneerd, voor een bepaalde waarde van de diffusiecoëfficiënt de maximale beschikbaarheid worden uitgerekend, waarbij de uitloging in de diffusieproef nog net zal voldoen aan de eis. De eisen aan E64 zijn als volgt:

$$\begin{aligned} \text{Cl} &: E64 \leq 250 \text{ g/m}^2 \\ \text{SO}_4 &: E64 \leq 250 \text{ g/m}^2 \\ \text{Br} &: E64 \leq 5,0 \text{ g/m}^2 \end{aligned}$$

In de Regeling C-geconditioneerd is een uitzondering gemaakt voor afvalstoffen waarvoor het zoutgehalte lager is dan 20%. In dat geval gelden geen uitloogeisen voor Cl, SO₄ en Br. Echter in dit project wordt ervan uitgegaan dat een voorbehandelde zoute afvalstof wel aan deze uitloogeisen moet voldoen. Voor afvalstoffen met meer dan 20% zout is het praktisch vrijwel onmogelijk om aan de uitloogeisen te voldoen (men kan zich daarom afvragen wat überhaupt het praktische nut is van de uitloogeisen voor zouten uit de Regeling).

In tabel 4.6 worden enkele aldus berekende maximale waarden voor de beschikbaarheid gegeven voor Cl, SO₄ en Br als functie van de diffusiecoëfficiënt.

Tabel 4.6 Maximaal toelaatbare waarden voor de beschikbaarheid ($U_{\max}$) voor verschillende waarden van de diffusiecoëfficiënt (D_{eff}), op basis van uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

$D_{\text{eff}} [\text{m}^2/\text{s}]$	$U_{\max} [\text{mg/kg ds}]$	
	Br	Cl, SO ₄
$1,0 \cdot 10^{-9}$	30	1.500
$1,0 \cdot 10^{-10}$	94	4.700
$1,0 \cdot 10^{-11}$	300	15.000
$1,0 \cdot 10^{-12}$	940	47.000
$1,0 \cdot 10^{-13}$	3.000	150.000
$1,0 \cdot 10^{-14}$	9.400	470.000
$1,0 \cdot 10^{-15}$	30.000	1.500.000

Bij een zeer lage diffusiecoëfficiënt van $1 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$ is de aldus berekende maximale beschikbaarheid voor Cl en SO₄ meer dan 100% van de vaste stof! In dat geval zal de beschikbaarheid dus niet limiterend zijn, hoewel er wel een bovengrens zal zijn waarvoor dit geldt. Opgemerkt wordt nog, dat de beschikbaarheid niet gelijk hoeft te zijn aan het gehalte. Voor de componenten Cl en Br is de beschikbaarheid meestal wel gelijk aan het gehalte; voor sulfaat in veel gevallen ook, maar niet altijd. In diverse onderzoeken worden voor Cl en Br zelfs aanmerkelijk hogere waarden voor de beschikbaarheid gevonden dan het totaalgehalte, wat waarschijnlijk verklaard kan worden door een onvolledige ontsluiting bij de analyse van het totaalgehalte.

De vraag is nu of er in algemene zin (onder)afschattingen kunnen worden gegeven voor de diffusiecoëfficiënten van Cl, Br en SO₄, aan de hand waarvan maximale beschikbaarheden kunnen worden vastgesteld. De effectieve diffusiecoëfficiënt van een component in een immobilisaat hangt af van een aantal factoren, met name de structuur en samenstelling van de matrix. De vrije diffusiecoëfficiënten van Cl, SO₄ en Br in water bedragen ongeveer $1 - 2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Voor de uitloging uit immobilisaten is deze waarde te beschouwen als een maximum. Voor de meeste anorganische componenten is de effectieve diffusiecoëfficiënt uit een immobilisaat aanmerkelijk lager dan de waarde in vrij water, waardoor de uitloging vertraagd wordt. Dit komt enerzijds door fysische barrières bij de uitloging en anderzijds door chemische interacties met de matrix. Voor Cl en Br zijn dergelijke chemische interacties minimaal en bestaan er dus met name fysische belemmeringen, maar voor sulfaat kan de effectieve diffusiecoëfficiënt sterk worden verlaagd door chemische interacties. Ook het gehalte c.q. de beschikbaarheid van een component kan van invloed zijn op de waarde van de effectieve diffusiecoëfficiënt; bij lage gehalten vallen de effectieve diffusiecoëfficiënten vaak lager uit, omdat de binding dan beter is. Om enig gevoel te krijgen voor ordegroottes worden in tabel 4.7 waarden van effectieve diffusiecoëfficiënten zoals bekend uit diverse onderzoeken van TNO weergegeven.

Tabel 4.7 Gegevens effectieve diffusiecoëfficiënten (data TNO-MEP).

Nr	Beschikbaarheid (U) [g/kg]			D _{eff} [m ² /s]			Type materiaal
	Cl	Br	SO ₄	Cl	Br	SO ₄	
1			38			$4 \cdot 10^{-13}$	Immobilisaat (bouwstof)
2			9			$5 \cdot 10^{-13}$	Immobilisaat (bouwstof)
3	0,06		2	$8 \cdot 10^{-10}$		$5 \cdot 10^{-10}$	Immobilisaat (bouwstof)
4			12			$8 \cdot 10^{-12}$	Immobilisaat (bouwstof)
5	2,4	0,1	2	$2 \cdot 10^{-10}$	$6 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-11}$	Immobilisaat (bouwstof)
6			24			$5 \cdot 10^{-16}$	Immobilisaat (bouwstof)
7	0,13		10	$8 \cdot 10^{-14}$		$4 \cdot 10^{-16}$	Mortel
8			17			$2 \cdot 10^{-16}$	Mortel
9	2		12	$2 \cdot 10^{-13}$		$1 \cdot 10^{-15}$	Immobilisaat
10			6			$3 \cdot 10^{-15}$	Beton*
11	0,1		2,4	$1 \cdot 10^{-11}$		$5 \cdot 10^{-13}$	Betonproducten**
12	99	5	5	$2 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-15}$	Immobilisaat (afvalstof)
13	64	2	150	$5 \cdot 10^{-12}$	$8 \cdot 10^{-12}$	$2 \cdot 10^{-12}$	Immobilisaat (afvalstof)
14	65	8	190	$9 \cdot 10^{-12}$	$3 \cdot 10^{-11}$	$3 \cdot 10^{-13}$	Immobilisaat (afvalstof)
15	31		98	$1 \cdot 10^{-11}$		$2 \cdot 10^{-13}$	Immobilisaat (afvalstof)

* Gemiddelde van 40 metingen.

** Gemiddelde van 8 metingen.

De diffusiecoëfficiënten voor Cl en Br variëren tussen $8 \cdot 10^{-14}$ en $8 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$, en voor sulfaat tussen $2 \cdot 10^{-16}$ en $5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. De laagste waarden worden gevonden voor bouwstoffen (mortels, nrs 7 en 8) bij relatief lage beschikbaarheden. Voor

immobilisaten van afvalstoffen (nrs 12 - 15) met hoge beschikbaarheden van de betreffende componenten worden hogere waarden voor de diffusiecoëfficiënten gevonden: voor Cl en Br tussen $1 \cdot 10^{-12}$ en $3 \cdot 10^{-11}$, en voor SO_4 tussen $1 \cdot 10^{-15}$ en $2 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$. Het aantal data is vrij beperkt. Wel wordt in algemene zin opgemerkt dat de bindmiddelgehalten in het geval van de immobilisaten met afvalstoffen zeer hoog waren, wat leidt tot relatief lage diffusiecoëfficiënten (dichtere matrix, betere binding). Als minimumwaarden voor de effectieve diffusiecoëfficiënt worden daarom de volgende waarden aangenomen:

Br en Cl $D_{\text{eff}} > 1 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$,
 SO_4 $D_{\text{eff}} > 1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$.

Op grond van deze waarden voor de diffusiecoëfficiënten kunnen nu globaal de volgende bovengrenzen worden gesteld aan de beschikbaarheden (c.q. de gehalten) van zouten in afvalstoffen *na voorbehandeling*:

Cl	$U \leq 50 \text{ g/kg}$
Br	$U \leq 1 \text{ g/kg}$
SO_4	$U \leq 150 \text{ g/kg}$

Boven deze gehalten wordt het niet meer haalbaar geacht dat de afvalstof zodanig kan worden geconditioneerd, dat aan de uitlooeisen van de Regeling C-geconditioneerd kan worden voldaan. Op grond van tabel 4.2 en figuur 4.1 kan globaal worden gesteld dat de afgeleide bovengrenzen redelijk overeenkomen met de ervaringen uit de T2000 projecten en het RIVM rapport. Alleen voor Br lijken in enkele gevallen hogere gehalten toelaatbaar, tot 3 à 4 g/kg. In de meeste gevallen blijkt bij Br-gehalten boven 1 g/kg echter niet aan de uitlooeis te kunnen worden voldaan.

Overigens is het aardig om op te merken dat de afgeleide eisen neerkomen op een totaal zoutgehalte van 20%. Echter, een eis op basis van een totaal zoutgehalte is uiteraard niet onderscheidend ten opzichte van de individuele anionen, wat in dit kader wel degelijk van belang is.

In [Mulder et al, 2002] worden vergelijkbare eisen voorgesteld voor haalbaarheid van immobilisatie tot bouwstoffen:

Cl $U \leq 10 \text{ g/kg}$
 Br $U \leq 200 \text{ mg/kg}$
 SO_4 $U \leq 50 \text{ g/kg}$

Deze eisen zijn wat strenger dan de hier afgeleide waarden voor conditioneren, maar gelet op het feit dat ze gelden voor immobilisatie tot bouwstoffen lijken ze hoog in vergelijking met de afgeleide bovengrenzen voor conditioneren. Wel wordt opgemerkt dat de eisen voor bouwstoffen verdere onderbouwing behoeven.

Indien de afgeleide bovengrenzen aan de zoutgehaltes vergeleken worden met de zoute afvalstoffen volgens tabel 3.3, blijkt dat overschrijdingen van deze eisen voor de volgende onbehandelde afvalstoffen optreden:

Cl alle sproeidroogzouten

Br alle zoute afvalstoffen

SO₄ DTO vliegias en rgrr slibverbranding, mogelijk ook sproeidroogzout type 2

Sulfaat is dus niet in alle gevallen een probleem (zeker niet voor de meeste AVI-sproeidroogzouten), chloride en bromide vormen in bijna alle gevallen een probleem om aan de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd te kunnen voldoen.

5. Inventarisatie behandelingsmethoden

5.1 Mogelijk toepasbare technieken

Uit hoofdstuk 3 blijkt, dat de (verreweg) voornaamste probleemstof met meer dan 20% zout sproeidroogzout van AVI's is. Daarnaast komen ook kleinere hoeveelheden van enkele andere zoute afvalstoffen vrij. Door toepassing van een geschikte voorbehandelingstechniek dient het zoutgehalte van deze afvalstoffen te worden gereduceerd, zodat conditioneren mogelijk wordt. Uitgangspunt bij de selectie van toepasbare voorbehandelingstechnieken is, dat de uitloging van een zoute afvalstof met meer dan 20% zout na voorbehandeling dient te voldoen aan de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd, **ook aan de uitloogeisen voor anionen**. Dit gaat dus verder dan de eis dat het zoutgehalte lager dan 20% moet zijn. Zoals in hoofdstuk 4 is onderbouwd, dient de voorbehandelingstechniek hiertoe in staat te zijn anionen te verwijderen tot maximaal onderstaande niveaus:

Cl	$U \leq 50 \text{ g/kg}$
Br	$U \leq 1 \text{ g/kg}$
SO ₄	$U \leq 150 \text{ g/kg}$

Het blijft vooralsnog de vraag, in hoeverre de betreffende anionen verwijderd moeten worden om een economisch gezien optimale situatie te bereiken. Immers, lagere zoutgehalten dan de genoemde maxima leiden wellicht tot minder benodigd bindmiddel bij het conditioneren, maar ook tot grotere zoute waswaterstromen en hogere kosten voor de voorbehandeling. Ook is het mogelijk dat “dieper” verwijderen resulteert in een nuttig toepasbaar eindproduct, waaraan een economische waarde toegekend kan worden. Dit is dus een kwestie van economische optimalisatie.

Diverse technieken zouden kunnen worden ingezet om de zoutproblematiek aan te pakken. De voorkeur gaat uit naar technieken die op relatief korte termijn operationeel kunnen zijn, en die momenteel tenminste op pilot schaal zijn beproefd (op een schaal van ~ 0,1-1 ton/uur). Uiteraard spelen bij de beoordeling van een verwerkingsroute naast dergelijke technische factoren ook economische factoren en milieu aspecten een rol. Deze worden bij de evaluatie (hoofdstuk 7) meegenomen.

Als end-of-pipe technologie komen met name wasprocessen in aanmerking. Vanwege de goede oplosbaarheid van chloride zouten kunnen door het inzetten van wasprocessen oplosbare zouten worden verwijderd. De opgeloste zouten kunnen in principe worden teruggewonnen, of als oplossing worden geloosd. Deze technieken worden verder uitgewerkt in paragraaf 5.2. Echter, voor zoute afvalstoffen waarin (calcium)sulfaat het probleem is zullen aangepaste wastechnieken moeten worden toegepast.

Wel kan het voor sproeidroogzouten van AVI's nogal merkwaardig lijken om zout afvalwater van de AVI eerst in een sproeidroger in te dampen, en dan vervolgens

het daarbij ontstane sproeidroogzout weer op te lossen in een wasproces. Het wassen van sproeidroogzouten heeft alleen zin indien het wassen op een andere locatie wordt uitgevoerd (bijvoorbeeld aan de kust), omdat de AVI geen zout water mag lozen (wat bij alle sproeidroogzout producerende AVI's uiteraard het geval is).

Fysische scheidingsprocessen zouden een optie kunnen zijn indien het zout in aparte deeltjes geconcentreerd is en de zouthoudende deeltjes andere fysische eigenschappen (deeltjesgrootte, dichtheid) hebben dan de niet-zouthoudende deeltjes. Hoogstwaarschijnlijk is dit bij sproeidroogzouten en de andere relevante zoute afvalstromen niet het geval.

Naast end-of-pipe technieken kunnen ook procesgeïntegreerde maatregelen worden overwogen. Door de rookgasreinigingsinstallatie van een AVI aan te passen kan het ontstaan van een zoutprobleem wellicht worden voorkomen. Dit is o.a. bestuurd door Akzo Nobel Engineering, in opdracht van AVI Amsterdam [Akzo Nobel, 1995], en door Essent. Hierop wordt verder ingegaan in paragraaf 5.3.

5.2 Wasprocessen

5.2.1 Algemeen

Door een zouthoudende afvalstof te onderwerpen aan een wasproces, kunnen zouten uit de afvalstof worden verwijderd, met name de goed oplosbare chloride en bromide zouten. Door de hoge oplosbaarheid zijn dergelijke zouten goed te verwijderen. Een overzicht van de oplosbaarheden van diverse zouten (bij kamertemperatuur) wordt gegeven in tabel 5.1.

Tabel 5.1 Oplosbaarheden zouten in water (20°C, als anhydraat).

Zout	Oplosbaarheid in water [g/kg water]
NaCl	358
KCl	340
CaCl ₂	745
NaBr	905
KBr	646
CaBr ₂	1.420
Na ₂ SO ₄	194
K ₂ SO ₄	111
CaSO ₄	2,0

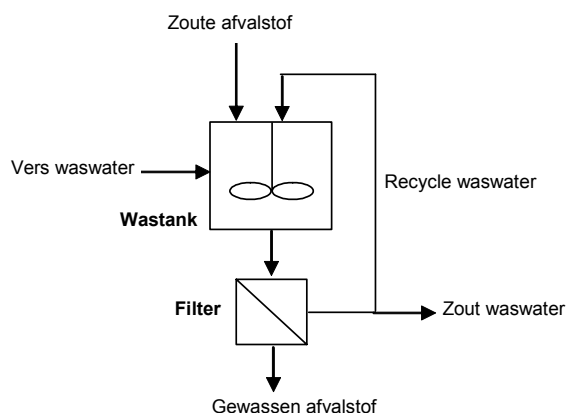
Uit tabel 5.1 blijkt al wel, dat sulfaten in combinatie met calcium lastig te verwijderen zullen zijn door wassen, vanwege de tamelijk lage oplosbaarheid van calciumsulfaat¹.

Bij het wassen van zoute afvalstoffen is het doel voornamelijk om zouten te verwijderen en andere componenten (vooral zware metalen) zoveel mogelijk in de vaste matrix te laten². Dit kan worden bereikt door beheersing van de pH tijdens het wassen, immers bij verhoogde pH (globaal tussen 9 en 12) zijn veel metalen zoals Cu, Pb, Cd en Zn slecht oplosbaar vanwege hydroxide vorming. Andere metalen zoals Mo en Se lossen juist goed op bij verhoogde pH; de keuze van de pH zal dus een compromis zijn. In sommige gevallen is de eigen pH van de afvalstof in water al voldoende hoog om het uitwassen van metalen te beperken en hoeft dus niet veel kalkmelk of natronloog te worden toegevoegd.

Een belangrijke parameter bij het wassen is de verhouding tussen de hoeveelheid waswater en de massa van de (droge) afvalstof, de LS-verhouding. Bij componenten waarvoor de oplosbaarheid beperkt is, geldt dat hoe hoger de LS-verhouding is, hoe meer van de betreffende component uitgewassen wordt. Omdat dit voor veel zware metalen geldt, is het zinvol te streven naar een zo laag mogelijke LS-verhouding, om het uitwassen van metalen te beperken. Uiteraard dienen geen oplosbaarheidsbeperkingen voor chloridezouten te worden opgelegd, maar in verband met eventuele opconcentrering van het zoute waswater ten behoeve van bijvoorbeeld terugwinning van zouten c.q. het gebruik als pekkel kan het wel gewenst zijn, om de chloride concentratie zo hoog mogelijk te houden. In principe kan een bijna verzadigde pekkel worden verkregen door gebruik te maken van een recycle (zie figuur 5.1). Om een goed contact tussen de wasvloeistof en de vaste stof mogelijk te maken is het noodzakelijk dat in de tank een minimale hoeveelheid water ten opzichte van de vaste stof aanwezig is, zodat een goed roerbare suspensie wordt verkregen. Door een recycle toe te passen kan de netto toegevoegde hoeveelheid vers waswater echter lager blijven. Indien het zoute waswater wordt geloosd, kunnen er echter eisen worden gesteld aan de maximale zoutconcentratie, om lokaal hoge concentraties in het ontvangende oppervlaktewater te vermijden. In dat geval heeft het toepassen van een recycle geen zin.

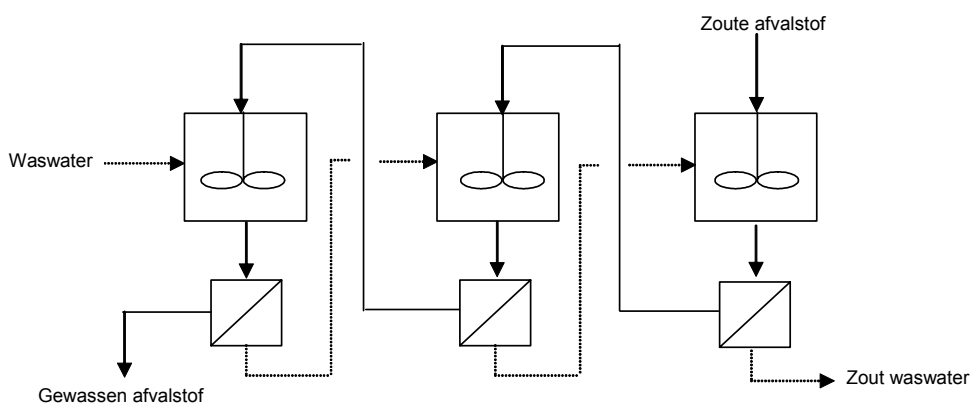
¹ Vanuit het perspectief van wasprocessen is de oplosbaarheid van calciumsulfaat laag, echter vanuit het perspectief van uitloging is de oplosbaarheid hoog.

² In sommige wasprocessen wordt juist gestreefd naar het uitwassen van bepaalde metalen, en wordt een verlaagde pH toegepast (zie verder de beschrijvingen in 5.2.2).



Figuur 5.1 Eenstaps wasproces met recycle.

Een hoog wasrendement kan worden bereikt door meerstaps tegenstroomwassen. Daarbij wordt het wasproces in meerdere tanks in serie uitgevoerd, en wordt het waswater in tegengestelde richting door het proces gevoerd als de vaste stof (het schoonste waswater komt dan in contact met het minst vervuilde vaste stof). In figuur 5.3 is als voorbeeld een 3-staps tegenstrooms wasproces weergegeven. Eventueel kan daarbij ook recycling van waswater over de laatste (of meerdere) wastank(s) worden toegepast, om een zo hoog mogelijke chloride concentratie te krijgen in het waswater.



Figuur 5.2 Driestaps tegenstroom wasproces.

Wasprocessen worden meestal uitgevoerd in geroerde tanks. Indien meertraps was- sen wordt toegepast moet het vaste residu tussen de stappen gescheiden worden van het waswater, bijvoorbeeld via hydrocyclonen.

De vloeistof/vaste stof scheiding is een belangrijk onderdeel van een wasproces. Door filtratie kan de gewassen vaste stof worden gescheiden van het waswater.

Problemen kunnen optreden indien de gewassen afvalstof veel fijne deeltjes bevat; het filter kan dan dichtslaan. Filtratie van fijne deeltjes vergt dure apparatuur (vacuümband filters). Met name bij het wassen van sproeidroogzouten kan op voorhand worden verwacht dat de filtratie een kritische stap zal zijn, vanwege de te verwachten fijnheid van het gewassen residu. Dit kan worden ondervangen door een voldoende groot filter te kiezen, waardoor de laagdikte van de koek beperkt blijft tot enkele mm. Een goede afstemming van het filteroppervlak op de capaciteit van de wastanks is daarbij belangrijk. Bij hoge zoutconcentraties in het waswater is zoutvorming door verdamping tijdens het filtreren een aandachtspunt. Door nawassen met schoon waswater op het filter wordt dit ondervangen (nawassen is nodig om het aanhangende zouthoudende waswater uit het gewassen materiaal te verwijderen).

5.2.2 Inventarisatie wasprocessen

Diverse wasprocessen zijn inmiddels ontwikkeld c.q. zijn momenteel in ontwikkeling voor verwijdering van zouten uit verschillende afvalstoffen. In het onderstaande worden enkele processen besproken. Daarbij wordt ook ingegaan op de perspectieven voor toepassing van de geïdentificeerde problematische C2-afvalstoffen.

1. Afvalzorg

Principe

Het wasproces is ontwikkeld voor verwijdering van chloride en bromide uit AVI-reststoffen. Metalen dienen zoveel mogelijk achter te blijven in de vaste matrix. Het proces bestaat uit een tweetraps tegenstroom wassing met pH-sturing (pH = 11-12), met tussen de wastanks vast-vloeistof scheiding door middel van hydrocyclonen. Ontwatering geschiedt met behulp van een filterpers. Het chloride gehalte ligt na wassen in de ordegrootte van enkele grammen per kg (waarde voor AVI-vliegas), bij een overall LS van ongeveer 10 l/kg. Bij het wassen wordt brak grondwater gebruikt. Het zoute waswater wordt na een conventionele fysisch-chemische reiniging geloosd op het Noordzeekanaal, en voldoet aan de eisen van de Regeling lozingen afvalwater van rookgasreiniging (zie tabel 2.2). Het metaalhoudende slib van de afvalwaterzuivering wordt samen met het wasresidu verwerkt in de bouwstof.

Doel van het proces is, om het gewassen residu te gebruiken voor het maken van een cementgebonden bouwstof met een beton-achtige kwaliteit en niet verlaging van de stortcategorie. De bouwstof dient wel een behoorlijk gehalte aan de gewassen reststof te bevatten (bijvoorbeeld meer dan 50%), omdat anders eigenlijk geen sprake is van immobilisatie maar eerder van verdunning.

Stand van de techniek

In 2001 is een pilot plant gebouwd met een (ontwerp)capaciteit van 10 kton per jaar. Op pilot schaal is met name ervaring opgedaan met het wassen van vliegas en

filterkoek van AVI's, en in beperkte mate ook met sproeidroogzouten van AVI's. In onderzoeksprojecten is het gelukt categorie 1 bouwstoffen te maken met hoge gehalten gewassen materiaal; op pilot plant schaal wordt hier momenteel onderzoek naar gedaan. In de toekomst zal meer aandacht worden besteed aan het zoeken naar toepassingen voor de bouwstof.

Economie

De economie van het proces wordt momenteel nog door Afvalzorg geëvalueerd; de totale kosten komen waarschijnlijk op € 150-200 per ton (mondelinge informatie Afvalzorg).

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Met AVI-sproeidroogzouten is volgens Afvalzorg een bouwstof te maken, in combinatie met vliegas. Er zijn enkele wasproeven op pilot-schaal uitgevoerd. Technische problemen bij het wassen zijn met name te verwachten met betrekking tot de filtratie, maar deze problemen zijn oplosbaar door toevoeging van c.q. gezamenlijke behandeling met AVI-vliegas, zoals uit de proeven is gebleken.

De uitloging van zouten (Cl, Br) uit bouwstoffen vervaardigd met gewassen sproeidroogzout, zoals gemeten met de kolomproef, voldeden niet aan de eisen volgens het Bouwstoffenbesluit. Daarbij zijn echter twee opmerkingen te plaatsen: 1) de instellingen van het wasproces bij de proeven waren niet optimaal: het eind-Cl gehalte was 26 g/kg, dit kan lager; 2) in een diffusieproef zou de uitloging lager zijn geweest dan in een kolomproef (de diffusieproef is de aangewezen proef voor een vormgegeven bouwstof; de kolomproef geeft een overschatting).

Concluderend lijken de perspectieven om een categorie-1 bouwstof te maken met gewassen sproeidroogzout in combinatie met AVI-vliegas dus goed. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het wassen van sproeidroogzouten goede technische perspectieven biedt als voorbehandeling voor conditioneren.

2. TNO-MEP (1)

Principe

Het wasproces is ontwikkeld voor AVI-vliegas. Het betreft een twee- of driestaps tegenstroom wasproces. Doel van het proces is voornamelijk zoutverwijdering, en verwijdering van enkele problematische metalen (voornamelijk Zn en Cd) middels een "lichte wassing". Overige metalen dienen zoveel mogelijk in de matrix achter te blijven. Dit wordt bereikt door pH sturing (pH ~ 4) en een lage LS van 2 l/kg. Bij deze condities wordt een eind-chloride gehalte bereikt van 6 g/kg. Het gewassen residu wordt ontwaterd in een filterpers. Beoogd wordt toepassing van het gewassen residu als bouwstof.

Stand van de techniek

Het proces is ontwikkeld op pilot schaal (~ 100 kg/uur, 1996). Naar oplossingen voor het zoute waswater is niet gekeken.

Economie

De kosten bedragen voor vlieggas ongeveer € 100 per ton, inclusief de benodigde kapitaalskosten en kosten voor het storten van residuen van de waswaterreiniging. Daarbij is aangenomen dat het gewassen vlieggas kan worden toegepast voor vervaardiging van een bouwstof, en om niet kan worden afgezet.

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Het proces is niet zonder meer geschikt voor sproeidroogzouten. Het is waarschijnlijk niet mogelijk een bouwstof te vervaardigen met gewassen sproeidroogzout indien alleen een lichte wassing plaatsvindt. Ook indien het doel conditioneren is, is de effectiviteit van een lichte wassing twijfelachtig. Bovendien is toepassing van een verlaagde pH in dat geval niet zinvol; het beste is dan immers om de metalen zoveel mogelijk in de vaste matrix achter te laten. Dit betekent dat dit proces onder de beschreven condities niet geschikt is als voorbehandelingstechniek voor zoute afvalstoffen.

3. TNO-MEP (2)*Principe*

Het betreft een éénstaps wasproces dat is ontwikkeld voor rookgasreinigingsresidu uit de baksteenindustrie. Dit residu bestaat uit niet-omgezet calciumcarbonaat en calciumsulfaat, verontreinigd met fluoride en enkele zware metalen. Doel van het wasproces is het calciumsulfaat om te zetten in calciumcarbonaat, onder toevoeging van natronloog en CO₂ doorvoer. Onder deze condities kan sulfaat grotendeels (> 80%) worden uitgewassen, omdat het wordt omgezet in (goed oplosbaar) natriumsulfaat. Natriumsulfaat kan in zuivere vorm uit het waswater worden teruggewonnen in een aparte kristallisatie stap; onduidelijk is of dit economisch aantrekkelijk is. Het gewassen residu kan worden gebruikt als grondstof in de baksteenproductie.

Stand van de techniek

Het proces is recentelijk ontwikkeld op laboratorium schaal (2003).

Economie

Over de economie van het proces zijn momenteel nog geen gegevens bekend.

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Wellicht is het proces toepasbaar op andere afvalstoffen met hoge calciumsulfaatgehaltes, zoals DTO-vlieggas. Het onderzochte rookgasreinigingsresidu uit de baksteenindustrie bevat lang niet zulke hoge gehalten aan zware metalen en chlorides als DTO-vlieggas. Door de hoge pH worden de zware metalen waarschijnlijk slechts beperkt uitgewassen. Wel zullen oplosbare zouten in oplossing gaan en de eventuele terugwinning van natriumsulfaat verstoren. Dit zou kunnen worden ondervangen door een aparte wasstap voor te schakelen, waarin de goed oplosbare zouten worden uitgewassen vóór de sulfaatverwijderingsstap.

4. Techform

Principe

De Zwitserse firma Techform heeft een wasproces ontwikkeld dat is geïntegreerd in de AVI. Het vliegas wordt gewassen met waswater van de natte rookgasreiniging (zowel zuur/neutral als basisch), met aansluitend selectieve terugwinning van opgeloste metalen (Zn, Cd, Pb, eventueel Hg). Bij het wassen reageert sulfaat uit het waswater met calcium uit de vliegas tot gips (in de referentiesituatie ontstaat gips bij de waswaterbehandeling, door toevoeging van kalkmelk, en komt dus in filterkoek terecht; het totale afvalvolume is dan hoger). Fijnregeling van de pH bij het wassen gebeurt door middel van toevoeging van zoutzuur. Tijdens de zgn. inertiseringsfase van het proces wordt ettringietvorming gestimuleerd; doel hiervan is secundaire ettringietvorming te voorkomen (het gewassen product wordt met cement gestabiliseerd en dan is ettringietvorming schadelijk. Waarschijnlijk wordt niet al het gips in de inertiseringsfase omgezet. In de hierop volgende stabiliseringsfase wordt de pH nogmaals bijgesteld, om de uitloogbaarheid van zware metalen te beperken en slib uit de afvalwaterzuivering (wat in deze stap toegevoegd wordt) te neutraliseren. Door de pH goed te regelen is de filterbaarheid van de gewassen as goed. Het gewassen product wordt gefiltreerd en nagewassen op een vacuümbandfilter en tenslotte naar een filterpers gevoerd waardoor een eind droge stofgehalte van 70% mogelijk is. Metalen worden uit waswater verwijderd via ionenwisselaars of vloeistofextractie en in de vorm van sulfaat-zouten vermarkt. Het zoute water wordt geloosd.

Stand van de techniek

Het proces wordt in Zwitserland op productieschaal toegepast (1 unit, daarnaast 1 pilot unit). Nieuwe methoden voor metaalterugwinning uit het waswater zijn in de ontwikkelingsfase. Er is geen aandacht besteed aan verwerking van het vrijkomende zoute waswater.

Economie

De kapitaalskosten bedragen volgens Techform ongeveer 2 € per ton verbrand huisvuil, terwijl de variabele kosten ongeveer 6 € per ton verbrand huisvuil bedragen (exclusief personeelslasten). Omgerekend komt dit overeen met ongeveer 400 € per ton vliegas. Dit bedrag is inclusief kosten voor immobilisatie van het gewassen residu (cement, toeslagstoffen) en berging op een stortplaats. Daar staan nog wel opbrengsten tegenover van (voornamelijk) het teruggewonnen zink van ca. € 10 per ton vliegas. De kosten per ton zijn hoog, wat onder andere komt door het dure proces voor de terugwinning van zink.

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Het proces van Techform is speciaal ontwikkeld voor vliegassen en is afgestemd op de Zwitserse situatie. Als apart proces voor verwerking van sproeidroogzouten of andere zoute afvalstoffen zijn de perspectieven gering. Technisch gezien zou het proces mogelijk samen met AVI-vliegas perspectieven kunnen bieden. Echter,

hierbij wordt de opmerking geplaatst dat wassen van sproeidroogzout bij de AVI waar het geproduceerd wordt weinig zinvol lijkt, omdat het ontstaat doordat zout afvalwater van de AVI eerst in een sproeidroger wordt ingedampt. Het vervolgens weer oplossen van het sproeidroogzout in een wasproces lijkt op z'n zachtst gezegd inefficiënt. Wassen heeft alleen zin indien het geschiedt op een andere locatie dan de AVI zelf, waar het zoute waswater wel geloosd mag worden.

5. AVI Amsterdam

Principe

Momenteel wordt door AVI Amsterdam een wasproces ontwikkeld voor wassen van het eigen sproeidroogzout. Het wasproces is gebaseerd op het gebruik van zuur waswater uit de gaswassers. Aangezien het sproeidroogzout van de betreffende AVI een hoog zuurneutraliserend vermogen heeft (anders dan sproeidroogzouten van andere AVI's!) wordt het zure waswater op deze wijze in twee stappen geneutraliseerd. Het wasproces is zodanig dat een 15% CaCl_2 oplossing wordt verkregen. De toepassing hiervoor is nog niet volledig duidelijk, maar waarschijnlijk is het geschikt als wegzout. Het mag in ieder geval worden geloosd. Het gewassen residu wordt ontwaterd op een vacuümbandfilter. Het residu bevat een hoog sulfaatgehalte en wordt gestort. Verwacht wordt dat conditioneren geen problemen met betrekking tot uitloogbaarheid op zal leveren.

Stand van de techniek

Momenteel is een wasstraat voor één van de vier verbrandingslijnen gebouwd (capaciteit: 300 kg/uur).

Economie

Details over de economie zijn niet bekend c.q. confidentieel, maar er zijn duidelijke economische voordelen aan te geven, namelijk de besparing op natronloog voor neutralisatie van afvalwater en de (sterke) reductie van het storten volume. Wel is dure apparatuur nodig (vacuümbandfilter).

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Het proces is uiteraard geschikt voor het sproeidroogzout van de AVI Amsterdam. Het is mogelijk ook toepasbaar voor sproeidroogzouten van andere AVI's, maar daarbij wordt aangetekend dat die in het algemeen een lager zuurneutraliserend vermogen hebben, waardoor het gebruik van waswater uit de gaswassers gelimiteerd is.

6. EIC

Principe

De Zwitserse firma EIC heeft een driestaps wasproces voor AVI-vliegas ontwikkeld, waarbij zure condities worden toegepast. Metalen worden uit het waswater verwijderd door hydroxideprecipitatie en naar de zinkindustrie afgezet (filterkoek).

Waswater wordt (in de Zwitserse situatie) geloosd, inclusief zouten. Er is geen aandacht besteed aan verwerking van het vrijkomende zoute waswater.

Stand van de techniek

Het proces wordt op 2 locaties in Zwitserland op productieschaal toegepast.

Economie

Economische gegevens zijn niet voorhanden, maar uit een document van Techform is op te maken dat de variabele kosten ongeveer 25% hoger zijn dan het Techform proces, en dus op € 400 per ton vliegass zouden uitkomen (inclusief immobiliseren en storten).

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Het proces is met name ontwikkeld voor vliegassen en is afgestemd op de Zwitserse situatie. Als apart proces voor verwerking van sproeidroogzouten of andere zoute afvalstoffen zijn de perspectieven gering. Technisch gezien zou het proces mogelijk samen met AVI-vliegass perspectieven kunnen bieden, echter hierbij de opmerking dat wassen van sproeidroogzout bij de AVI waar het geproduceerd wordt weinig zinvol lijkt.

7. Aluminium Hardenberg

Principe

Aluminium Hardenberg heeft in het verleden een wasproces ontwikkeld voor filterstof dat vrijkomt bij het smelten van aluminium. Dit proces omvat onder andere een wasstap, waarin chlorides uit het filterstof worden gewassen. De oplossing wordt ingedampt, totdat NaCl en KCl uitkristalliseren. Er blijft een CaCl₂ pekkel over, welke geschikt is voor toepassing als boorspoeling in de off-shore industrie. Het NaCl/KCl-mengsel is inzetbaar binnen de eigen fabriek. Het gewassen residu bevat nog veel kalk en wordt gebruikt in de eigen rookgasreiniging. Daarbij loopt het zoutgehalte op tot hoge waarden ($\pm 35\%$ Cl). Na een tweede keer wassen wordt gepoogd het gewassen residu te verkopen aan de cementindustrie.

Stand van de techniek

Proefinstallatie (1,5 kton per jaar, 1998). Onbekend of het wasproces nog steeds operationeel is.

Economie

De investering bedroeg € 1, 2 miljoen, de variabele kosten € 400.000 bij een capaciteit van 1,5 kton per jaar. De kosten komen daarmee naar schatting op € 400 à 500 per ton (dit is inclusief het indampen van de zouten). Tegenvallers hebben voor hogere kosten gezorgd dan voorzien. Er waren bijvoorbeeld enkele problemen met ammoniakvorming (hoge pH, aanwezigheid ammoniumzouten) en waterstofvorming (hoge pH, aanwezigheid metallisch Al). Door de kleine schaal vallen de kapitaalslasten per ton hoog uit.

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Waarschijnlijk is het proces toepasbaar voor sproeidroogzouten. Het secundaire filterstof bevatte meer dan 30% zouten (vnl. Cl), welke in één stap konden worden verwijderd. Het apart uitkristalliseren van NaCl en KCl is echter niet haalbaar, omdat het filterstof van Aluminium Hardenberg hoge gehalten van deze componenten bevat (60 g/kg Na, 35 g/kg K).

8. Ferrox proces (TU Denmark / Babcock & Wilcox)*Principe*

Het Ferrox proces is speciaal ontwikkeld voor de immobilisatie van AVI-reststoffen. Vliegass wordt in één stap gewassen om de oplosbare zouten te verwijderen en vervolgens behandeld met een ijzersulfaatoplossing. Daarna wordt het ijzer geoxideerd tot onoplosbaar ijzeroxide, door de oplossing te beluchten. Daarbij worden zware metalen geïmmobiliseerd. Een voordeel van het geïntegreerde wassen/immobiliseren is dat tijdens het wassen niet veel metalen in het waswater terecht zullen komen. Het immobilisatieproduct bestaat uit brokken en kan eventueel worden teruggevoerd in de verbrandingsoven, teneinde eventuele dioxines te vernietigen (in het geval van vliegassen). In dat geval wordt het uiteindelijke product gezamenlijk met de bodemas afgevoerd.

Stand van de techniek

Er zijn ervaringen op pilot schaal met vliegass en droog AVI-rookgasreinigingsresidu¹ ([Baun et al, 2003], [Lundtorp et al, 2002], [Jensen et al, 2002]). Daarbij zijn batches van 200 kg verwerkt.

Economie

Volgens de ontwikkelaars is een ruwe schatting voor de kosten voor behandeling van Nederlands sproeidroogzout ca. € 70 per ton [persoonlijke communicatie T. Christensen en J.P. Brouwer, 2003]. Waarschijnlijk moet nog 2-5% cement aan het gewassen residu worden toegevoegd. Indien ook kosten worden berekend voor storten worden de totale kosten ongeveer €170 per ton (voor sproeidroogzouten).

Toepasbaarheid voor problematische zoute afvalstoffen

Volgens de ontwikkelaars is het proces waarschijnlijk toepasbaar voor Nederlandse sproeidroogzouten, maar er is wel onderzoek nodig om het daarvoor te ontwikkelen. De vraag is, of de behandeling voor sproeidroogzouten van AVI's voldoende zal zijn om aan de Nederlandse uitlooeisen te kunnen voldoen, aangezien het product granulair is en dus met de kolomproef getoetst moet worden als C3-afvalstof. Waarschijnlijk is alsnog een behandeling met cement nodig om een monolitisch product te vervaardigen; daarvoor is naar schatting slechts een paar procent cement nodig (een groot deel van de verontreinigingen is immers al chemisch geïmmobili-

¹ Dit Deense rookgasreinigingsresidu is niet hetzelfde als het Nederlandse sproeidroogzout. Er zitten aanmerkelijk minder zouten in.

seerd, het gaat er dus vooral om een samenhangend product met enige sterkte te produceren).

Uit bovenstaande beschrijvingen blijkt, dat er inmiddels verschillende wasprocessen zijn ontwikkeld voor verschillende doeleinden en op basis van verschillende filosofieën. De processen worden samengevat in tabel 5.2. Algemeen kan worden gesteld dat het chloridegehalte door toepassing van een wasproces eenvoudig kan worden gereduceerd tot minder dan 20% Cl; verwacht wordt dat door een juist procesontwerp het mogelijk is om afvalstoffen met tientallen procenten zout terug te wassen tot minder dan 10 g/kg Cl. In die zin kan wassen dus een oplossing zijn voor de zoutproblematiek. Hoewel nog niet op praktijkschaal is ontwikkeld is de verwachting dat een wasproces voor AVI-sproeidroogzouten technisch gezien binnen een termijn van enkele jaren kan worden ontwikkeld. Ook voor het verwijderen van sulfaten zijn technische oplossingen op lab-schaal beschikbaar (proces TNO-MEP 2), maar deze zijn nog niet onderzocht voor DTO-vliegias en ook voor andere afvalstoffen nog niet op grote schaal of pilot schaal gedemonstreerd. Het verdient aanbeveling nader onderzoek te doen naar dit soort opties voor DTO-vliegias; dit vergt wel meer ontwikkelingswerk dan een wasproces voor de verwijdering van chloride zouten.

Het wasproces kan los worden gezien van het conditioneren, maar kan er ook mee worden geïntegreerd, zoals in het Ferrox proces.

Schaalvergroting en/of het aanpassen van het proces voor verwerking van een andere afvalstof is niet per definitie eenvoudig, zoals blijkt uit de ervaringen van Aluminium Hardenberg en Afvalzorg. Bij sproeidroogzout zijn onder andere (technische) problemen te verwachten met de filtratie. Indien gekozen wordt voor een beperkte uitwassing van zouten is dat wellicht minder van belang; nawassen op het filter is dan niet nodig en de gewassen afvalstof hoeft niet zo droog mogelijk te worden.

Tabel 5.2 Overzicht wasprocessen en inschatting toepasbaarheid.

Proces	Status	Onderzochte afvalstoffen	Toepasbaarheid voor afvalstoffen*					Opmerkingen t.a.v. toepasbaarheid
			1	2	3	4	5	
Afvalzorg	Proefinstallatie (50 T/dag)	AVI-vliegas AVI-filterkoek	+	+	+/-	-	+/-	Ontwikkeld voor karakteristiek type sproeidroogzout (basisch). Uitwassen van metalen heeft geen zin, omdat het doel hier niet is een bouwstof te maken. Bedoeld voor verwijdering sulfaat Doel van het proces is vooral winning metalen uit vliegas (hier niet van toepassing). Doel van het proces is vooral winning metalen uit vliegas (hier niet van toepassing). Kristallisatie van NaCl/KCl is hier waarschijnlijk niet haalbaar
AVI-Amsterdam	Proefinstallatie (0,3 T/uur)	Sproeidroogzout	+/-	+/-	+	-	-	
TNO-MEP (1)	Pilot (0,1 T/uur)	AVI-vliegas	-	-	-	-	-	
TNO-MEP (2)	Lab-schaal	RGR baksteenproductie	-	-	-	+/-	+/-	
Techform	Productie	AVI-vliegas	-	-	+/-	-	-	
EIC	Productie	AVI-vliegas	-	-	-	-	-	
Aluminium Hardenberg	Proefinstallatie (1999)	Filterstof aluminium smelten	+/-	+/-	-	-	-	
Ferrox	Pilot schaal (200 kg batches)	AVI-vliegas, rookgas-reinigingsresidu	+	+	-	-	+/-	

- * 1 sproeidroogzout type 1a
 2 sproeidroogzout type 1b
 3 sproeidroogzout type 2
 4 DTO vliegas
 5 rookgasreinigingsresidu slibverbranding

Wel wordt nogmaals opgemerkt dat het wassen van sproeidroogzouten bij de AVI, waar het geproduceerd wordt door indampen van afvalwater, niet erg efficiënt lijkt.

5.2.3 Verwerking uitgewassen zouten

Bij het wassen ontstaat een oplossing met hoog zoutgehalte. Voor de verwerking van het zoute waswater bestaan verschillende opties:

- **Lozen van het zoute waswater op brak oppervlaktewater / op zee.** In het algemeen kan een zoute afvalwaterstroom alleen worden geloosd op brak oppervlaktewater. Zoals blijkt uit paragraaf 2.3 wordt voor zouten door het bevoegd gezag de zgn. waterkwaliteitsaanpak gehanteerd, wat betekent dat ruimshartig wordt omgegaan met componenten als Cl, SO₄, Ca, Na en K bij lozing op brak water. Uiteraard zullen wel de zware metalen verwijderd moeten worden tot lage niveaus, wat met bekende fysisch-chemische technieken kan worden gerealiseerd. Rechtstreeks lozen op zee kan overigens moeilijk liggen in verband met internationale verdragen. In een onderzoek naar wassen van AVI-reststoffen door ECN [Cnubben et al, 1997] is gepoogd een verantwoording voor lozing op zee te vinden door de samenstelling van het waswater te verge-

lijken met de samenstelling van Noordzeewater; onbekend is of een dergelijke onderbouwing door het bevoegd gezag is/wordt geaccepteerd. In algemene zin lijkt het lozen van chloride, bromide en sulfaat op zee niet op milieuhygiënische bezwaren te stuiten. Wel dient kritisch te worden gekeken naar andere componenten in het waswater (zware metalen), deze moeten zoveel mogelijk uit het waswater worden verwijderd.

Voor AVI's die niet zijn gevestigd in de buurt van brak water is in het verleden al eens het idee geopperd om de geproduceerde sproeidroogzouten te vervoeren naar de locatie van Akzo Nobel in Delfzijl en het daar op te slurryen/op te lossen, verontreinigingen uit het waswater te verwijderen en de zoutoplossing te spuien op zee [Lamers et al, 1999]. Dit is in feite ook een wasproces. Uiteraard zou iets dergelijks ook op een andere locatie kunnen worden overwogen, bijvoorbeeld een locatie in de buurt van een immobilisatieplant, waar de verdere verwerking van het gewassen residu dan plaats kan vinden (immobiliseren of conditioneren).

Voor het lozen van afvalwater worden lozingsheffingen in rekening gebracht. Uit informatie van Afvalzorg blijkt dat de kosten daarvoor verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de overige kosten voor het wassen (zie verder bijlage 2).

- **Berging in zoutcavernes.** In het verleden is deze optie in overweging genomen voor het bergen van boorspoeling met boorgruis van de NAM [Mulder en Feenstra, 1999]. Het voordeel van bergen in zoutcavernes kan zijn, dat de vloeistof nuttig kan worden aangewend voor rendementsverbetering van de pekewinning (verdringing van pek). Wel bestaat dan de mogelijkheid dat de wasvloeistof zich mengt met de te winnen pek, wat op bezwaren kan stuiten vanwege verandering van de samenstelling van de te winnen pek. Immers, bij de winning van NaCl zal men liever geen CaCl_2 in de pek krijgen; bij de winning van magnesium is dit minder een probleem (daar zit al veel CaCl_2 in de pek en wordt CaCl_2 als bijproduct gewonnen). Ook hoge gehalten sulfaten zijn ongewenst, omdat die in de verdampers voor problemen kunnen zorgen (scaling van het verdamperoppervlak, waardoor het verdampingsproces uiteindelijk stilvalt). Verwacht wordt echter dat bij wassen van de voor dit project relevante zoute afvalstoffen sulfaten niet in hoge gehalten in het waswater zullen voorkomen. Uiteraard dienen de gehalten zware metalen laag te zijn; exacte eisen zijn echter niet geformuleerd.

In het geval van de NAM is berging in zoutcavernes door de provincie Groningen geblokkeerd, omdat het gruis in de boorspoeling bariet bevatte en daardoor als een gevaarlijke afvalstof werd aangemerkt. In Nederland is geen ervaring opgedaan met berging van boorgruis in zoutcavernes, maar uit een project in Duitsland (DOW in Ohrensen) blijkt dat deze optie technisch uitvoerbaar is. Vanwege de locaties van de zoutwinning (noord- en oost Nederland) kan dit voor de sproeidroogzouten van één of twee AVI's een optie zijn, indien het wassen bij de AVI zelf wordt gedaan. Een andere mogelijkheid is om een ge-

zamenlijke wasplant voor een aantal AVI's in een gebied waar zout wordt gewonnen te plaatsen. Het gewassen residu moet dan wel worden geconditioneerd en dus naar een immobilisatieplant worden getransporteerd.

Wel is het zo dat in Nederland zowel de politiek als het bevoegd gezag niet welwillend staan tegenover dit soort oplossingen. Berging in zoutcavernes wordt op grond hiervan niet beschouwd als een op korte termijn haalbare optie, maar kan op langere termijn wellicht perspectief bieden. Daarvoor is wel nader onderzoek nodig, om een verdere onderbouwing van de gevolgen te kunnen geven.

- **Terugwinnen van zouten.** Sproeidroogzout bevat (meestal) voornamelijk calciumchloride; dit kan worden teruggewonnen in de vorm van pekkel. Eventueel kunnen natrium- en kaliumzouten door kristallisatie worden verwijderd. Volledig indampen kost veel energie en is daarom een dure techniek, maar calciumchloride wordt vooral toegepast als pekkel, zodat volledig indampen niet nodig is. Toepassingen zijn te vinden in de vorm van nat wegeenzout, als sproeimiddel voor stuifgevaarlijke stoffen en als boorspoeling. Calciumchloride heeft een zekere marktwaarde, echter het aanbod van CaCl_2 op de Nederlandse markt is groter dan de vraag en overschotten worden momenteel al geloosd op zee, zodat de perspectieven voor winning uit AVI-reststoffen matig zijn.

Bij natstrooien voor gladheidsbestrijding wordt gebruik gemaakt van een 16% CaCl_2 oplossing (of van een 20% NaCl oplossing), welke vlak voor het strooien wordt toegevoegd aan droog zout (NaCl) in een verhouding 2:5. Volgens DWW zijn er nog geen samenstellingseisen geformuleerd aan calciumchloridepekels. Voor droog strooizout (NaCl) wordt geëist dat het zout minimaal 97% NaCl bevat en maximaal 4% vocht. Het totaalgehalte aan zware metalen mag niet hoger zijn dan 15 ppm (som As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn). Voor CaCl_2 bestaan dergelijke eisen nog niet. Voor een evaluatie zou kunnen worden vastgehouden aan de eisen voor zware metalen in droog zout, dwz in totaal 15 ppm in een 16% CaCl_2 oplossing. De totale marktvraag aan CaCl_2 voor strooizout is niet bekend, maar indien aangenomen wordt dat uit AVI-sproeidroogzouten ongeveer 10 kton CaCl_2 zou kunnen worden gewonnen en er per jaar 100 g CaCl_2 per m^2 wegoppervlak kan worden toegepast ($\sim 0,35 \text{ kg/m}^2$ strooizout totaal; één strooibeurt vergt 20 g/m^2), kan becijferd worden dat deze hoeveelheid voldoende is voor meer dan 10 000 km (snel)weg. Dit geeft aan dat de afzet als pekkel voor strooizout bij volledige opwerking van sproeidroogzouten moeilijk zal worden. Sproeidroogzouten bevatten in het algemeen niet veel NaCl en KCl ; dit zal voor nuttige toepassing waarschijnlijk wel verwijderd moeten worden.

In het bovenstaande is voornamelijk ingezoomd op sproeidroogzouten van AVI's, waar bij het wassen een calciumchloride oplossing vrijkomt. Bij het

rookgasreinigingsresidu van SNB is sprake van natriumsulfaat, wat door omkristalliseren eveneens zou kunnen worden teruggewonnen. Ook sulfaat uit DTO vlieggas zou kunnen worden teruggewonnen in de vorm van natriumsulfaat. Net als voor calciumchloride geldt, dat de markt voor natriumsulfaat verzadigd is, en dat een daadwerkelijke afzet moeilijk te vinden zal zijn.

De conclusie is dat het lozen van de (gereinigde) zoutoplossing op brak oppervlaktewater of op zee momenteel het meeste perspectief biedt. Voor de binnenlandse AVI's betekent dit dat wassen alleen zin heeft indien het uitgevoerd op een locatie aan de kust, en dat het sproeidroogzout dus getransporteerd moet worden. Winning van CaCl_2 lijkt momenteel gezien de markt niet opportuun, maar kan in de toekomst wellicht perspectief bieden.

5.2.4 Economische aspecten

Uit de beschrijvingen van de wasprocessen blijkt, dat de beschikbare informatie over de economie van de wasprocessen summier is. De gegevens die er zijn, zijn toegespitst op specifieke toepassingen, en niet één op één vertaalbaar naar andere situaties. Om beter zicht te krijgen op de economische aspecten van wasprocessen voor behandeling van de gedefinieerde clusters van zoute C2-afvalstoffen, zijn voor de verschillende clusters voorontwerpen voor wasprocessen gemaakt. Deze voorontwerpen zijn gebruikt voor het maken van schattingen van de investering en van de productiekosten, voor verschillende uitgangssituaties. Uiteraard brengt dit bepaalde onzekerheden met zich mee, omdat voor het maken van voorontwerpen aannames moeten worden gemaakt die niet op voorhand op basis van praktijkgegevens of experimentele data kunnen worden gevalideerd. Voor elk type zoute afvalstoffen is een aantal cases doorgerekend.

Sproeidroogzouten AVI's

Voor de sproeidroogzouten van AVI's is uitgegaan van een wasproces op een centrale locatie nabij de kust. Het wassen kan zowel decentraal bij de AVI geschieden als centraal. Echter landinwaarts gelegen AVI's hebben geen mogelijkheid om zout water te lozen (anders zouden ze immers geen sproeidroogzout produceren), terwijl de installaties nabij brak of zout water die desondanks sproeidroogzout produceren kennelijk geen vergunning voor het lozen hebben. Dit betekent dat een centrale installatie de enige realistische optie is voor een wasproces waarbij het waswater wordt geloosd.

Er worden twee opties beschouwd: een wasplant voor ieder type sproeidroogzout afzonderlijk (dus voor type 1a, type 1b en type 2), en een wasplant voor alle typen gezamenlijk. Het wasproces zelf kan flexibel genoeg worden ontworpen om de variaties in de samenstelling van de sproeidroogzouten op te vangen, zodat in principe met één centrale wasplant kan worden volstaan. De afvalstoffen kunnen in dat geval ladingsgewijs worden gevoed. Er zijn dan uiteraard wel extra voorzieningen nodig voor opslag. Door toch de twee opties apart te beschouwen kan een indruk

worden verkregen van het effect van de verschillen tussen de zouten en van de schaalgrootte op de economie van de processen.

De verwerkingskosten zullen per cluster verschillen, voornamelijk vanwege verschillen in het gehalte oplosbaar materiaal (een hoger gehalte oplosbaar materiaal betekent immers: minder gewassen materiaal conditioneren en storten). Verdere verschillen hangen onder andere af van de bestemming van het zoute waswater. Voor de verwerking van het zoute waswater bestaan twee opties, te weten terugwinnen van CaCl_2 als 16% pekkel, en lozen op brak oppervlaktewater of op zee. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat er bij terugwinning van CaCl_2 geen opbrengsten zijn uit de productverkoop, aangezien de markt hiervoor (over)verzadigd is. Dit betekent dat er economisch gezien geen verschillen tussen beide opties zijn, behalve wanneer ten behoeve van de terugwinning van CaCl_2 extra zuiveringsstappen moeten worden ingezet; de terugwinningsoptie valt dan duurder uit. Daarom wordt ten behoeve van de voorontwerpen alleen uitgegaan van de optie lozen. Aangenomen wordt dat de Cl-concentratie in het te spuien waswater gelijk is aan die in zeewater (20 g/l), wat kan worden bereikt door verdunning voor lozen. Dit komt ongeveer overeen met de vergunningen van bedrijven die zout water lozen op oppervlaktewater (zie hoofdstuk 2). Voor verwijdering van zware metalen uit het waswater wordt aangenomen dat standaard fysisch-chemische technieken worden ingezet; deze zijn meegenomen in de kostenberekeningen. Nawassen van het gewassen materiaal op het filter is in alle gevallen nodig. Door de hoge concentratie van de aanhangende pekkel moet deze zo goed mogelijk uit het gewassen residu worden verwijderd.

Behalve het wasproces zelf is ook het conditioneren in de kostenberekening meegenomen, in de vorm van vaste kosten per ton gewassen materiaal, alsmede transportkosten van de AVI naar de centrale locatie (aanneem: 5 € per ton) en de stortbelasting (14 € per ton). Zowel voor een wasplant per afzonderlijk cluster als voor een gezamenlijke wasplant voor de clusters worden de volgende cases beschouwd:

- eenstaps wassen, eind Cl-gehalte $\approx 15\%$. Hierbij is bij conditioneren naar schatting 100% bindmiddel nodig ten opzichte van het droge wasresidu.
- tweestaps wassen, eind Cl-gehalte $\leq 2,5\%$ Cl. Hierbij is bij conditioneren naar schatting 75% bindmiddel nodig ten opzichte van het droge wasresidu.

De achtergrond van deze varianten is dat bij terugwassen tot 15% Cl wordt voldaan aan de 20%-norm uit de Regeling C-geconditioneerd (waarin dan een veiligheidsmarge van 5% is ingebouwd), terwijl bij terugwassen tot 2,5% Cl wordt voldaan aan de afgeleide bovengrens en kan worden voldaan aan de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

Het daadwerkelijk regelen van een wasproces op een eind-zoutgehalte van 15% zal in de praktijk niet eenvoudig zijn, maar is wel mogelijk. Door gebruik te maken van een waswater-recycle kan een bijna verzadigde wasvloeistof worden verkregen. Door bijsturing van het waswaterdebiet kan het gewenste eind-zoutgehalte

worden bereikt. Het nauwkeurig regelen van het eind-zoutgehalte is echter niet nodig.

De afvalwaterzuivering bestaat uit sulfideprecipitatie van zware metalen (haalbare eindconcentraties 0,1-1 mg/l), neutralisatie met zoutzuur, coagulatie/flocculatie met ijzerchloride en polyelectrolyet, en filtratie over een zandbed. De precipitaten worden toegevoegd aan het gewassen residu en gezamenlijk daarmee geïmmobiliseerd (eenzelfde aanpak wordt door Afvalzorg gehanteerd in hun wasproces).

De uitwerking van de voorontwerpen wordt gegeven in bijlage 2, inclusief een overzicht van alle kosten. Een overzicht van de resultaten van de kostenberekeningen wordt gegeven in tabel 5.3. De nauwkeurigheid van deze cijfers wordt geraamd op 50%.

Tabel 5.3 Overzicht kostenberekeningen wassen sproeidroogzouten.

Case	Intensiteit waspro- ces	Clustering	Schaalgrootte [kton/jaar]	Investering [M€]	Kosten wassen per ton [€/ton]	Kosten incl. conditioneren en transport [€/ton]
1	Eenstaps (15% Cl)	Aparte plant per cluster				
		a. Sproeidroogzout type 1a	10	2,8	81	230
		b. Sproeidroogzout type 1b	10	2,9	83	230
		c. Sproeidroogzout type 2	5	2,3	110	330
2	Tweestaps (2,5% Cl)	Aparte plant per cluster				
		a. Sproeidroogzout type 1a	10	3,1	90	170
		b. Sproeidroogzout type 1b	10	3,2	95	180
		c. Sproeidroogzout type 2	5	2,4	130	275
3	Eenstaps (15% Cl)	Gezamenlijke plant alle sproeidroogzouten	25	4,1	56	215
4	Tweestaps (2,5% Cl)	Gezamenlijke plant alle sproeidroogzouten	25	4,9	65	150

De kosten voor het wassen worden vooral bepaald door kapitaalslasten ten gevolge van de benodigde investering. De belangrijkste kostenpost daarbij is het benodigde vacuümbandfilter. De totale verwerkingskosten worden voor 40-65% bepaald door de kosten voor het conditioneren en storten van het residu. De totale kosten, inclusief transport en kosten voor het conditioneren, bedragen bij toepassing van een tweestaps proces globaal 150-250 € per ton $\pm$ 50%.

Voor sproeidroogzout type 2 zijn de kosten voor het wassen hoger dan voor sproeidroogzout type 1a en 1b. De voornaamste reden is de kleinere schaal, immers wassen op grotere schaal biedt kostenvoordelen. Dit blijkt ook uit het feit dat gezamenlijke wasplant resulteert in lagere kosten per ton. Verder blijft bij sproeidroogzout type 2 aanmerkelijk meer residu over dat moet worden geconditioneerd en gestort.

De totale kosten voor zoutverwijdering tot 15% blijken aanmerkelijk hoger dan de kosten voor zoutverwijdering tot 2,5%. Bij verwijdering tot 2,5% blijft minder

residu over dat moet worden gebonden en gestort. De geconditioneerde residuen voldoen in beide gevallen aan de (samenstellings)eisen uit de Regeling C-geconditioneerd, echter bij wassen tot 15% Cl zal niet kunnen worden voldaan aan de uitloogeisen.

Omdat er nog weinig ervaring is met het wassen van sproeidroogzouten dient er rekening mee te worden gehouden dat het proces verder ontwikkeld moet worden in R&D projecten, alvorens tot realisatie van een installatie kan worden overgegaan. Specifieke aandachtspunten voor onderzoek zijn de relatief lage dichtheid (hoe suspenderen/roeren) en de filtratie.

DTO vliegias

Bij deze afvalstof is niet chloride maar (calcium)sulfaat het probleem. Omdat het (calcium)sulfaat slecht oplosbaar is, is een totaal ander type wasproces nodig dan voor de AVI-sproeidroogzouten, waarbij het om goed oplosbare chloride zouten gaat.

Door de slechte oplosbaarheid is sulfaat niet simpelweg door wassen te verwijderen. De enige mogelijkheid is chemische omzetting in bijvoorbeeld calciumcarbonaat. Een dergelijke techniek is door TNO op laboratoriumschaal ontwikkeld voor verwijdering van (calcium)sulfaat uit rookgasreinigingsresidu uit de keramische industrie (proces TNO-MEP 2 uit paragraaf 5.2.2). Echter met DTO vliegias is geen enkele ervaring opgedaan. Door de zeer hoge metaalgehalten in DTO vliegias is onduidelijk wat de perspectieven voor een dergelijk proces zijn; deze metaalgehalten veroorzaken enerzijds problemen met het waswater, en vergen anderzijds aandacht bij het conditioneren (Nb de metaalgehalten zullen door het uitwassen van oplosbare bestanddelen hoger zijn dan in droge vliegias. Bovendien is het gewassen residu door het wasproces vochtig).

Geconcludeerd wordt dat voor deze afvalstof momenteel geen wastechnologie voorhanden is.

Rookgasreinigingsresidu slibverbranding

De omvang van deze stroom is relatief gering (1,5 kton per jaar), zodat het apart bouwen van een wasplant relatief duur zal zijn. In principe is het mogelijk om deze stroom te wassen in dezelfde centrale plant als de clusters 1, 2 en 3, waardoor schaalvoordeel kan worden behaald en de kosten beperkt kunnen blijven. Het belangrijkste verschil met de clusters 1, 2 en 3 is dat niet chloride, maar (goed oplosbaar) natriumsulfaat moet worden verwijderd. In de kostenberekeningen wordt ervan uitgegaan dat deze stroom inderdaad gewassen wordt in een centrale plant die tevens wordt gebruikt voor sproeidroogzouten van AVI's. Omdat na het wassen (nog) minder residu overblijft dan bij de sproeidroogzouten zal de filtratiestap waarschijnlijk geen bottleneck zijn. Er worden, naar analogie van de sproeidroogzouten, twee cases beschouwd:

- eenstaps wassing, eind SO_4 -gehalte $\approx 15\%$. Hierbij is naar schatting 100% bindmiddel nodig ten opzichte van het droge wasresidu.

- tweestaps wassing, eind SO_4 -gehalte $\leq 5\%$. Hierbij is naar schatting 100% bindmiddel nodig ten opzichte van het droge wasresidu.

Voor het toerekenen van de investeringskosten van de centrale plant aan deze stroom wordt er vanuit gegaan, dat 7% van de totale on-stream tijd gebruikt wordt voor het wassen van deze stroom. Dit percentage van de investering wordt dus toegerekend aan rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Bovendien is een extra investering nodig voor extra opslagfaciliteiten, maar deze is in verhouding tot de totale investering slechts gering.

Het waswater wordt geloosd. Aangenomen wordt dat de overall LS-verhouding in alle gevallen dusdanig is, dat de SO_4 -concentratie in het waswater gelijk is aan 20 g/l (dit komt ongeveer overeen met de bekende lozingsvergunningen).

Tabel 5.4 Overzicht kostenberekeningen wassen rgr SNB.

Case	Intensiteit wasproces	Schaalgrootte [kton/jaar]	Toegerekende investering [M€]	Kosten wassen per ton [€/ton]	Kosten incl. conditioneren en transport [€/ton]
1	Eenstaps (15% SO_4)	1,5	0,28	105	180
2	Tweestaps (2,5% SO_4)	1,5	0,34	119	160

De totale kosten (inclusief conditioneren en transport) van eenstaps en tweestaps wasprocessen verschillen niet veel, en bedragen ruwweg 150-180 € per ton. Dit komt redelijk overeen met de kosten voor sproeidroogzouten. De geconditioneerde afvalstoffen voldoen aan de (samenstellings)eisen voor zouten uit de Regeling C-geconditioneerd. Bij terugwassen tot 15% sulfaat zal het geconditioneerde residu waarschijnlijk net niet voldoen aan de uitlooeisen uit de Regeling C-geconditioneerd (het sulfaat is immers in goed oplosbare vorm aanwezig), terwijl bij terugwassen tot 2,5% sulfaat daar wél aan zal worden voldaan.

5.3 Procesgeïntegreerde maatregelen

In het voorgaande is met name ingegaan op de optie om de zoute afvalstoffen te behandelen door wassen. Dit is dus een end-of-pipe maatregel. Indien mogelijk zal de voorkeur worden gegeven aan procesgeïntegreerde maatregelen, dat wil zeggen: door aanpassing van de rookgasreinigingsinstallatie te voorkomen dat überhaupt zoutproblemen ontstaan.

In het navolgende wordt alleen ingegaan op de mogelijkheden voor sproeidroogzouten voor AVI's.

Essent is momenteel bezig met een onderzoek naar de terugwinning van CaCl_2 uit de rookgasreiniging. Door relatief eenvoudige aanpassingen (pH regeling, FeCl_3 toevoeging, bezinken) wordt een schone 11-12% CaCl_2 oplossing verkregen, welke

mogelijk afgezet kan worden als wegzout. Niet al het zout kan op deze manier worden teruggewonnen, echter de hoeveelheid sproeidroogzout zal naar verwachting wel drastisch worden beperkt tot zo'n 60% van de huidige hoeveelheid. Gelet op de marktsituatie (paragraaf 5.2.3) is het echter de vraag of de afzet van CaCl_2 wel perspectief biedt. Kwantitatieve kostengegevens zijn helaas niet beschikbaar. Wel zullen de kosten aanmerkelijk lager zijn dan de kosten voor een wasproces.

Akzo heeft diverse procesgeïntegreerde opties bestudeerd voor **AVI Amsterdam** [Galavazi, 1999]. Opgemerkt wordt dat AVI Amsterdam $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in de sproeidroger injecteert, waardoor een afwijkend sproeidroogzout ontstaat ten opzichte van andere AVI's. De volgende opties zijn overwogen:

- Geen kalkmelk in de sproeidroger injecteren, en uit het effluent van de tweede wasser Na_2SO_4 winnen. Vervolgens:
 - Pekel uit de eerste wasser indikken, of:
 - Zouten uit de sproeidroger oplossen en zuiveren
- Geen kalkmelk in de sproeidroger injecteren, en uit het effluent van de tweede wasser CaSO_4 winnen (door toevoeging van $\text{Ca}(\text{OH})_2$). Vervolgens:
 - Pekel uit de eerste wasser indikken, of:
 - Zouten uit de sproeidroger oplossen en zuiveren.

Conclusie uit de studie was dat het oplossen en zuiveren van de zouten uit de sproeidroger de enige bruikbare optie is; dit is dus eigenlijk niet echt een procesgeïntegreerde maar een end-of-pipe oplossing (uiteindelijk is op basis hiervan het wasproces van AVI Amsterdam ontwikkeld, zie 5.2). Deze optie zou een investering vergen van globaal 2 tot 3,5 M€. De kosten per ton rookgasreinigingsresidu komen daarmee globaal op 30 tot 55 € per ton.

Een ander idee kan zijn om het zoute water uit de afvalwaterzuivering niet te sproeidrogen, maar anderszins op te concentreren. In een indirect verhitte verdamper zouden de zouten kunnen worden geconcentreerd c.q. gekristalliseerd. Het zoute water is immers redelijk vrij van metalen; in de "normale" procesvoering wordt sproeidroogzout door het directe contact met de hete rookgassen in de sproeidroger verontreinigd. Dit kost wel aanmerkelijk meer energie dan de huidige methode van sproeidrogen. Een zekere mate van warmte-integratie zou kunnen worden bereikt via indirecte warmtewisseling van het afvalwater met de hete rookgassen, hetzij door verdamperbuizen in contact te brengen met heet rookgas dat nu naar de sproeidroger gaat, hetzij door de productie van lage druk stoom met behulp van het hete rookgas, waarbij de geproduceerde stoom vervolgens in de zoutwater verdamper wordt gecondenseerd. Dit komt neer op een uitbreiding van de ketel van de AVI. Indirecte warmtewisseling vergt wel een behoorlijke ombouw van de AVI met bijbehorende investering en zal leiden tot een toename van de energieconsumptie. Er wordt dan wel een vrij schoon vast zout geproduceerd.

6. Voorzieningen en maatregelen voor het storten van C2-afvalstoffen

In dit hoofdstuk wordt beknopt ingegaan op het storten van C2-afvalstoffen. Indien andere verwerkingsopties technisch niet haalbaar zijn, kunnen stortroutes een achtervangfunctie vervullen. Een nadere uitwerking wordt gegeven in bijlage 6.

6.1 Inleiding

Voor het storten van afvalstoffen zijn het Stortbesluit bodembescherming alsmede het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen de belangrijkste handvat voor het vaststellen welke (bodembeschermende) voorzieningen en maatregelen van toepassing zijn. In Nederland wordt onderscheid gemaakt in onder andere C2- en C3-afvalstoffen en de overige afvalstoffen.

De afvalstoffen waarover dit rapport gaat worden deels in Nederland gestort. Dit deel van het rapport richt zich uitsluitend op deze C2-afvalstoffen. Uitgangspunt hierbij is dat de C2-afvalstoffen conform de principes van isoleren, beheersen en controleren worden gestort.

Het isoleren heeft in dit geval betrekking op meerdere eigenschappen. De belangrijkste eigenschap is de hoge zoutlast van de afvalstoffen. Daardoor kan percolaat ontstaan met een hoge zoutlast als er water in de stort komt. Dit is te voorkomen door het afval zo droog mogelijk te bergen.

Isolatie kan op drie niveau worden gerealiseerd:

- Macroniveau: de stortplaats wordt voorzien van isolerende constructies;
- Mesoniveau: opslaan van het te storten materiaal in big bags;
- Microniveau: mengen van materiaalstromen en uit laten harden (immobilisatie).

Uiteraard kunnen hierbij ook mengvormen van bovenstaande varianten toegepast worden.

6.2 Huidige praktijk

Op dit moment worden C2-afvalstoffen gestort in Nederland. Begin jaren '90 is in de toenmalige Grenswaardennotitie vastgelegd dat deze afvalstoffen droog gestort en droog gehouden moeten worden. Daarom wordt altijd gebruik gemaakt van big bags. Deze big bags worden elders gevuld en naar de stortplaats getransporteerd, of (indien de AVI de stort zelf beheert) vanuit een bulkauto gevuld in het stortlichaam. Bij Twence worden de big bags overigens vanuit een bulkauto drukloos gevuld in het stortlichaam.

Op de stortplaats worden ze in het C2-compartiment geplaatst. Daarbij brengt men rond de big bag zand aan. Dit zand zorgt er voor dat de big bag stabiel staat. In een aantal gevallen wordt nu reeds om de big bag nog een extra buitenzak geplaatst.

De onderafdichting bestaat uit een combinatieafdichting. Dit is de constructie zoals die sinds het van kracht worden van het Stortbesluit in 1993, voorgeschreven is. De big bag is daarmee een aanvullende maatregel ten opzichte van het storten van reguliere afvalstoffen.

De bovenafdichting van C2-stortplaatsen zal eveneens een combinatieafdichting zijn. Hier is geen verschil met C3-compartimenten of met reguliere stortplaatsen.

De C2-afvalstoffen worden zowel los in de big bag gestort alsook gemengd met andere stoffen. Daardoor kan een mechanisch stabiel mengsel worden verkregen. Ook kan dit tot doel hebben om de uitloging te verkleinen en/of de mechanische stabiliteit te verhogen. In het voorgaande deel van dit rapport is dit al beschreven qua processen en technieken.

6.3 Risico's, maatregelen en risiconiveaus

In bijlage 6 van dit rapport is een analyse opgenomen van de faalmogelijkheden die kunnen optreden bij het storten van C2-afvalstoffen. Voor elk van deze faalmogelijkheden, zijn voorzieningen en maatregelen beschreven die genomen kunnen worden om het risico voor de bodem te verkleinen. Daarmee wordt een risiconiveau bereikt dat lager is dan de huidige stortpraktijk.

Op dit moment ontbreekt het aan voldoende informatie om deze risiconiveaus goed te kunnen kwantificeren. Dat betekent dat het risiconiveau van de huidige werkwijze evenmin gekwantificeerd is.

De vergelijking met de route naar de Duitse zoutmijnen is in de risicobeschouwing niet meegenomen. De vergelijking qua risico's daarmee is op dit moment niet goed te onderbouwen.

6.4 Huidige werkwijze

De risico's van het storten van C2-afvalstoffen die in dit rapport zijn beschreven, zijn goed bekend bij de exploitanten. Hun werkwijze is er op gericht om de risico's tot een minimum te beperken. Hiervoor zijn maatregelen getroffen. Dit zijn maatregelen die betrekking hebben op het vullen en plaatsen van de big bags, alsmede maatregelen voor het ontwerp en inrichting van de stortplaats.

Deze maatregelen zijn als uitgangspunt gehanteerd bij de uitgevoerde risicoanalyse. Opgemerkt moet worden dat een risicoanalyse zich per definitie richt op om-

standigheden die fout kunnen gaan (maar niet per definitie fout zullen gaan). Daardoor kan al lezend het beeld ontstaan dat de stortactiviteit risicovol is, risicovoller dan in de praktijk wordt ervaren. Dit beeld is onjuist en moet afgezet worden tegen de praktijkervaringen. Die ervaringen laten zien dat de risico's beperkt zijn.

6.5 Denken in risico's en in effecten

C2-afval wordt gestort met bekende technieken. De risico's voor de bodem kunnen, mits goed wordt gewerkt, als laag worden beoordeeld. Echter, indien zich een probleem voor doet wat leidt tot bodemverontreiniging, zijn de effecten groot. De effecten zijn ook moeilijk beheersbaar, juist door de sterke uitloging van het C2-afval. Termijnen waarop ingegrepen zal worden, zijn dan lang.

In dat opzicht onderscheidt C2-afval zich van andere afvalstromen die gestort worden. Dit kan een argument zijn om, ondanks lage risico's, te denken in termen van effecten die niet mogen optreden.

In dat licht gezien kan het nuttig zijn om een actievere vorm van beheer in de nazorgfase te hebben. Daarbij staat het functioneren van de bovenafdichting voorop. Systemen zoals een actief systeem voor controle van de bovenafdichting kunnen daarbij overwogen worden.

7. Evaluatie

In de voorgaande hoofdstukken zijn mogelijke verwerkingsopties voor zoute C2-afvalstoffen aan de orde gekomen. In dit hoofdstuk worden de verschillende mogelijkheden via een multi-criteria analyse vergeleken en wordt een prioriteitsvolgorde vastgesteld per type afvalstof.

7.1 Routes

In de evaluatie worden de nieuwe integrale verwerkingsroutes voor zoute C2-afvalstoffen onderling met elkaar vergeleken. Tevens worden ze afgezet tegen de huidige verwerkingsroutes. Er zijn drie nieuwe verwerkingsroutes geïdentificeerd, evenals een viertal 'huidige verwerkingsroutes'. Daarnaast wordt een tweetal stortvarianten met extra voorzieningen meegenomen in de evaluatie. Deze stort-routes worden niet gezien als gelijkwaardig met de andere nieuwe verwerkingsroutes, omdat ze, strikt genomen, niet passen in het Europese stortbeleid. In de Europese Stortrichtlijn zijn geen stortvarianten opgenomen met extra voorzieningen. Niettemin kunnen extra beveiligde stortplaatsen een achtervangfunctie vervullen, als de andere verwerkingsroutes geen uitkomst bieden, technisch of milieuhygiënisch gesproken.

Alle bovengenoemde verwerkingsroutes worden in deze paragraaf kort besproken, waarbij de belangrijkste kenmerken ten behoeve van de evaluatie aan de orde komen. Een uitgebreide beschrijving van alle routes wordt gegeven in bijlage 4. De routes worden per type afvalstof geëvalueerd, daarom worden eventuele verschillen in toepasbaarheid voor verschillende typen afvalstoffen in de beschrijvingen aangestipt.

Huidige verwerkingsroutes:

0. Conditioneren, hoewel daarbij niet aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd wordt voldaan. Dit is alleen van toepassing voor DTO-vliegass; formeel voldoet DTO-vliegass niet aan de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd, vanwege het te hoge sulfaatgehalte (> 20%). De overschrijding van de normen is van vrij recente oorsprong. Desalniettemin wordt het DTO-vliegass toch geconditioneerd; hiervoor is een tijdelijke ontheffing van het Bevoegd Gezag van toepassing.
1. Storten in big bags, op een apart compartiment voor C2-afvalstoffen van een reguliere stortplaats voor gevaarlijke afvalstoffen. Deze route wordt momenteel toegepast voor een deel van de AVI-sproeidroogzouten (AVI-West, HVC). Het storten vindt in het algemeen plaats op een stortplaats in de nabijheid van de AVI.
De afvalstoffen worden los gestort in de big bags, welke worden gestapeld op een combinatie-onderafdichting en van boven afgedekt. Zoals blijkt uit hoofd-

stuk 6 worden weliswaar IBC maatregelen getroffen, maar is de faalkans niet nul. Dit betekent dat er een risico bestaat op lokaal hoge emissies van zware metalen en zouten; los daarvan zijn er, bij goed functioneren van de bags, geen emissies. Doordat de afvalstoffen los worden gestort, zal bij falen een zichzelf versterkend faalmechanisme kunnen optreden (toenemende instabiliteit door oplossen van steeds meer zouten).

Hoewel deze route aan de huidige regelgeving voldoet, is ze niet in overeenstemming met het toekomstige afvalstoffenbeleid, immers Nederland zal moeten aansluiten bij het Europese beleid waarbij maxima worden gesteld aan de uitloging van (al dan niet geconditioneerde) afvalstoffen. Deze route wordt niet geëvalueerd voor DTO vliegias en rookgasreinigingsresidu van slibverbranding, omdat de route niet in overeenstemming is met de minimumstandaard voor deze stoffen.

2. Mengen met AVI-vliegias, en het mengsel storten in big bags op een apart compartiment voor C2-afvalstoffen van een reguliere stortplaats voor gevaarlijke afvalstoffen. Deze route wordt momenteel toegepast voor een deel van de AVI-sproeidroogzouten (ARN). Het storten vindt in het algemeen plaats op een stortplaats in de nabijheid van de AVI.

Door de toevoeging van AVI-vliegias treedt een zekere mate van uitharding op, waardoor de kans op uitloging wordt verlaagd (zie ook hoofdstuk 6). Echter, de producten zijn bij contact met water niet duurzaam vormvast: ze verliezen hun samenhang bij contact met water (d.i. bij volledige onderdompeling, zoals bijvoorbeeld in een diffusieproef). Wel zal bij een beperkte bevochtiging, waarbij het materiaal intact blijft, een reductie van de uitloging optreden. Verder zal de faalkans ten opzichte van route 1 niet afnemen, omdat immers meer zakken gevuld moeten worden (aannemende dat bij route 1 de overige AVI-reststoffen niet in big bags worden gestort maar bijvoorbeeld worden geconditioneerd, conform de minimumstandaard).

Hoewel deze route aan de huidige regelgeving voldoet, is ze niet in overeenstemming met het toekomstige afvalstoffenbeleid, immers Nederland zal moeten aansluiten bij het Europese beleid waarbij maxima worden gesteld aan de uitloging van (al dan niet geconditioneerde) afvalstoffen. Deze route wordt niet geëvalueerd voor DTO vliegias en rookgasreinigingsresidu van slibverbranding, omdat de route niet in overeenstemming is met de minimumstandaard voor deze stoffen.

3. Toepassing in Duitse zoutmijnen. Deze route wordt momenteel toegepast voor een deel van de AVI-sproeidroogzouten (Twence, Essent) en voor rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Het materiaal moet hiertoe over een grote afstand worden getransporteerd (ongeveer 600-700 km). De zoutmijnen vormen geologisch stabiele lagen en er vinden geen emissies plaats naar het milieu (ook niet op lange termijn). Wel is er in de toekomst waarschijnlijk sprake van een afname van de vraag naar afvalstoffen voor deze toepassing.

Mogelijke toekomstige verwerkingsroutes:

4. Wassen van de C2 afvalstof. Deze route is technisch toepasbaar voor de sproeidroogzouten van AVI's, en voor rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Het betreft nog geen bewezen techniek, maar de verwachting is dat deze techniek wel op een termijn vanuit hooguit enkele jaren ontwikkeld kan zijn.
Aangenomen wordt dat de afvalstof wordt verwerkt in een tweestaps wasproces op een centrale locatie nabij de kust, alwaar het zoute waswater na reiniging wordt geloosd op brak of zout oppervlaktewater. Doordat het afvalwater altijd restsporen opgeloste metalen zal bevatten betekent dit dat er wel een emissie naar het oppervlaktewater plaatsvindt.
De gewassen afvalstof wordt geconditioneerd en gestort. Deze route is in overeenstemming met de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd.
5. Wassen van de C2 afvalstof in een tweestaps wasproces op een centrale locatie, en opwerking van het zoute waswater tot een verkoopbaar product (CaCl_2 voor toepassing als wegzout). Deze route is alleen toepasbaar voor de sproeidroogzouten van AVI's. De afzetbaarheid van het CaCl_2 wordt overigens gezien als een onzekere factor.
Doordat altijd restsporen zware metalen in de pekkel aanwezig zijn zal toepassing van de pekkel als wegzout een emissie naar de bodem tot gevolg hebben. Het blijkt dat deze emissie de totale emissie van deze route (dus inclusief de emissie door uitloging van geconditioneerde residu) voor een zeer belangrijk deel bepaalt. Bij lozing van het afvalwater i.p.v. toepassing als pekkel zou deze emissie in het brakke oppervlaktewater plaatsvinden, zie route 4.
De gewassen afvalstof wordt geconditioneerd. Deze route is in overeenstemming met de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd.
6. Procesgeïntegreerde maatregelen ter beperking van de productie van zoute afvalstoffen. Deze route is alleen toepasbaar voor de sproeidroogzouten van AVI's.
In deze verwerkingsroute wordt, door procesgeïntegreerde maatregelen in de AVI, 50% van het zout afgescheiden in de vorm van zuivere pekkel (meer is technisch niet haalbaar). De overige 50% van het zout moet echter alsnog worden verwerkt. In de evaluatie wordt enerzijds aangenomen dat dit op de conventionele wijze geschiedt in big bags (case 6a, via route 2), en anderzijds door wassen (case 6b, via route 4). Verder geldt, net als bij route 5, dat, doordat er altijd restsporen zware metalen in de pekkel achterblijven, toepassing van de pekkel als wegzout een emissie naar de bodem tot gevolg zal hebben, welke de totale emissie voor een zeer belangrijk deel bepaalt.
Afhankelijk van de gekozen verwerkingsroute voor het resterende zout is deze route al dan niet in overeenstemming met het toekomstige afvalstoffenbeleid, waarbij storten in big bags zal worden ontmoedigd (via route 2 niet; via route 4 wel).

Deze route is alleen toepasbaar voor de sproeidroogzouten van AVI's.

Achtervang routes

7. Storten in big bags op een compartiment met extra voorzieningen ten opzichte van route 1. Door de extra voorzieningen neemt de faalkans af, en wordt aangenomen dat een extra beschermingsniveau wordt bereikt (hoewel in formele zin niet aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd wordt voldaan).
8. Als zodanig (dwz zonder verdere voorbehandeling) conditioneren en storten op een compartiment met extra voorzieningen. Om dit technisch mogelijk te maken is het nodig dat de zoute afvalstof opgemengd wordt met andere afvalstoffen (anders kan geen vormvast gebonden product worden vervaardigd). Hoewel deze route aan de huidige regelgeving voldoet, is ze niet in overeenstemming met het toekomstige afvalstoffenbeleid, waarbij storten in big bags zal worden ontmoedigd. Wel wordt aangenomen dat deze route een dusdanig beschermingsniveau biedt, dat sprake is van een equivalente milieubelasting als onder het regiem van de Regeling C-geconditioneerd (hoewel in formele zin niet aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd wordt voldaan).

7.2 Criteria

De in 7.1 genoemde acht routes worden per type afvalstof beoordeeld. Om de verschillende routes te evalueren wordt een multi-criteria analyse uitgevoerd. Daarbij worden de routes beoordeeld op verschillende aspecten, waarbij punten worden toegekend aan technische criteria en milieucriteria. Economische gegevens worden niet meegewogen, maar de geschatte totale kosten worden wel voor iedere route vermeld. De evaluaties worden alleen uitgevoerd voor die technieken die voor een bepaald type afvalstof ook daadwerkelijk toepasbaar zijn; toepasbaarheid van de techniek is dus feitelijk een harde randvoorwaarde.

Bij multi-criteria analyses dienen keuzes te worden gemaakt ten aanzien van het gewicht dat aan de verschillende beoordelingscriteria wordt toegekend. Dergelijke analyses zijn vooral nuttig voor een vergelijking van verschillende opties ten aanzien van een bepaald deelaspect (bijvoorbeeld milieu). De weging van deelaspecten ten opzichte van elkaar blijft altijd in enige mate arbitrair.

De gehanteerde criteria worden hieronder toegelicht.

A. Technische criteria

1. Stand van de techniek. Is de techniek ontwikkeld op laboratoriumschaal, pilot plant schaal of praktijkschaal? Indien de techniek nog niet tot op praktijkschaal is ontwikkeld, is er dan perspectief dat dit op een vrij korte termijn (maximaal enkele jaren) kan gebeuren?

2. Robuustheid van de technologie. Vergt toepassing van de technologie langdurige nazorg? Zijn de risico's op falen hoog of laag? Zijn de consequenties bij falen meer of minder ernstig?

B. Milieu criteria

3. Is de route in overeenstemming met het toekomstige afvalstoffenbeleid, waarbij storten in big bags zal worden ontmoedigd? Zo niet, is het beschermingsniveau van de stortplaats in overeenstemming met de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd?

4. Energieverbruik van de totale opwerkingsroute (inclusief transport). Is het totale energieverbruik in MJ per ton hoog of laag ten opzichte van andere routes?

In het algemeen zijn de transportkosten bepalend voor het energieverbruik, omdat de beschouwde processen niet zeer energie intensief zijn.

5. Emissies naar water en naar bodem. Zijn de emissies, vergeleken met de andere routes, hoog of laag?

Er wordt onderscheid gemaakt tussen emissies naar bodem en emissies naar oppervlaktewater. Het betreft hier emissies door uitloging en door lozing van waswater en percolaatwater. Probleem bij dit criterium is dat het om veel verschillende componenten gaat, die onderling moeilijk te vergelijken zijn. Na reiniging van waswater zijn de emissies van metalen, in absolute zin, naar verwachting laag. Er zijn met name grote verschillen tussen de routes in de emissies van zouten naar water, maar in geval van lozing op brak water is dat voor het milieu niet bezwaarlijk te noemen omdat zouten in brak water van nature voorkomen.

Voor de meeste toepassingen zijn geen kwantitatieve emissie gegevens voorhanden. Wel worden oriënterende berekeningen van de ordegrootte van de emissies uitgevoerd, om een kwalitatieve vergelijking van verschillende routes mogelijk te maken (zie bijlage 4).

6. Storthoeveelheid. Is de totale hoeveelheid die moet worden gestort/geloosd hoog of laag ten opzichte van de geproduceerde hoeveelheid afvalstof? Dit criterium wordt beoordeeld op basis van het te storten volume, niet de massa. Bij de te storten hoeveelheid wordt de hoeveelheid bindmiddel die wordt toegevoegd meegeteld. Eventueel toegevoegd AVI-vliegass wordt hierbij NIET meegeteld, omdat dat anders ook wordt gestort. Het ruimtebeslag van een wasinstallatie wordt overigens niet meegewogen, omdat dit verwaarloosbaar is ten opzichte van de totale stortvolumina (naar schatting is het benodigde oppervlak voor een wasplant voor AVI-sproeidroogzouten kleiner dan het oppervlak dat een stortplaats voor één jaarproductie inneemt, te weten ongeveer 1000 m²).

7. Hoeveelheid bindmiddel. Is veel of weinig bindmiddel (cement) nodig voor conditioneren?

Het gebruik van cement blijkt bij immobilisatie voor een belangrijk deel de totale milieubelasting te veroorzaken [Mulder et al, 2002]. Redenen hiervoor zijn de energie-intensieve productie en, mede daardoor, de grote bijdrage aan de uitstoot van broeikasgassen, verzurende componenten e.d.

De productie van cement kost 2900 MJ/ton [VNC, 1996]. Bij toepassing van 20% cement komt dit neer op 580 MJ/ton afvalstof. Het energieverbruik van transport van afvalstoffen ligt in dezelfde ordegrootte, daarom worden deze aspecten met evenveel punten beoordeeld.

C. Economische gegevens

8. Prijs/kosten. Zowel de vaste als de variabele kosten per ton spelen een rol. De hoogte van de benodigde investeringen vertaalt zich in de vaste kosten. De totale kosten (= som vaste en variabele kosten) is daarom de onderscheidende factor.

Zoals reeds vermeld wordt ten behoeve van de evaluatie van de routes een multicriteria analyse gemaakt. Daarbij worden voor elk van de genoemde criteria punten toegekend. Een hoog puntenaantal betekent dat de route gunstig scoort ten aanzien van het betreffende aspect.

De puntenverdeling wordt als volgt opgebouwd:

TECHNISCHE CRITERIA

Stand der Techniek	20, 40 of 60 punten (20 voor lab, 40 voor pilot, 60 voor praktijk)
Robuustheid	0 tot 40 punten (0 voor weinig robuust, 40 voor robuust)
Totaal technische criteria	100 punten maximaal

MILIEUCRITERIA

In overeenstemming met toekomstig beleid	0, 20 of 30 punten (0 voor niet, 20 voor niet maar wel hoog voorzieningenniveau, 30 voor wel)
Energieverbruik	0 tot 10 punten (0 voor hoog, 10 voor laag)
Emissies naar bodem	0 tot 15 punten (0 voor hoge emissies, 15 voor lage emissies)
Emissies naar water	0 tot 10 punten (0 voor hoge emissies, 10 voor lage emissies)
Totale hoeveelheid te storten (v/v)	0 tot 25 punten (0 voor alles storten, 25 voor niets storten)
Bindmiddel	0 tot 10 punten (0 voor veel bindmiddel, 10 voor geen)
Totaal milieu criteria	100 punten maximaal

ECONOMISCHE CRITERIA

Prijs/kosten	Niet aan de hand van punten, maar een absolute vergelijking van totaalkosten
--------------	--

Korte toelichting op de keuze voor deze punten toekenning:

- Milieucriteria en technische criteria worden apart gewogen. Beide aspecten kunnen 100 punten krijgen (wat niet wil zeggen dat ze onderling ook even zwaar gewogen zouden moeten worden; het zijn verschillende aspecten).
- Het al dan niet in overeenstemming zijn met het toekomstige afvalstoffen beleid wordt erg belangrijk geacht in de eindafweging, daarom is de maximale score op dit aspect hoog.
- Emissies naar bodem worden tamelijk zwaar meegeteld, evenals de hoeveelheid uiteindelijk te storten afval. Deze criteria vormen belangrijke aspecten in deze studie. Emissies naar water worden minder sterk meegewogen, omdat het met name om emissies van zouten naar brak water gaat; deze worden niet bezwaarlijk geacht.
- Het energieverbruik is voor alle routes in absolute zin laag, daarom wordt geen al te groot gewicht toegekend aan dit criterium.
- Het gebruik van bindmiddel wordt vrij belangrijk gevonden. Uit LCA-studies blijkt dat bij immobilisatieprocessen het gebruik van cement een groot deel van de milieubelasting in de keten bepaalt.

7.3 Evaluatie verwerkingsroutes

De basisgegevens ten behoeve van de evaluatie van de verwerking van **sproeidroogzouten van AVI's** worden gegeven in tabel 7.1 (voor nadere toelichting, zie bijlage 4). Technisch gezien zijn acht geïdentificeerde routes voor deze afvalstof toepasbaar (alleen route 0 niet).

e basisgegevens ten behoeve van de evaluatie van **DTO-vliegas** worden gegeven in tabel 7.2. Voor deze afvalstof zijn de routes 1, 2, 4, 5 en 6 niet toepasbaar. Dit betekent dat geen van de nieuwe routes op korte termijn toepasbaar is, met uitzondering van de achtervangroutes 7 en 8.

Verder ontbreken uitlooggegevens van DTO-vliegas. Daarom is de beoordeling van emissies feitelijk gebaseerd op die van de AVI-sproeidroogzouten.

De basisgegevens ten behoeve van de evaluatie van **rookgasreinigingsresidu van de verbranding van slib** worden gegeven in tabel 7.3. Voor deze afvalstof zijn de routes 1, 2, 5 en 6 niet toepasbaar. Verder ontbreken uitlooggegevens van rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Daarom is de beoordeling van emissies feitelijk gebaseerd op die van de AVI-sproeidroogzouten.

De scores worden per type afvalstof gegeven in de tabellen 7.4 tot en met 7.6. De resultaten worden in het onderstaande beknopt besproken.

AVI-sproeidroogzouten

Opvallend is de hoge score van route 3 (toepassing in Duitse zoutmijnen), voor zowel technische als milieu aspecten. Eén van de redenen waarom deze route zo

goed scoort, is dat dit niet wordt gezien als storten maar als nuttige toepassing. De te storten hoeveelheid afval is dus 0%. Verder zijn er helemaal geen emissies en wordt geen bindmiddel gebruikt. Weliswaar kost deze methode relatief veel energie door de grote transportafstanden (inclusief de bijbehorende uitstoot e.d.), maar de energiecomponent wordt in de beoordeling niet zeer zwaar meegewogen, omdat andere facetten belangrijker worden geacht.

Eveneens hoog scoort de combinatie procesgeïntegreerde maatregelen met wassen (case 6b), met name op milieu aspecten. Deze route is nog niet volledig ontwikkeld, maar kan naar schatting op een termijn van enkele jaren operationeel zijn. De kosten van deze route zijn relatief laag. Overigens zou, op basis van deze resultaten, nog een andere variant kunnen worden voorgesteld, namelijk procesgeïntegreerde maatregelen in combinatie met afvoer van het alsnog geproduceerde zout naar de Duitse mijnen.

Ook de wasroutes 4 en 5 scoren redelijk hoog. Bij gebruik van pekkel (route 5) waarin altijd nog sporen zware metalen zitten zal een diffuse emissie naar de bodem op zal treden. In geval van route 4 zal deze emissie plaatsvinden naar water; deze emissie zijn even zwaar meegeteld. Ten gevolge van deze emissies zullen mogelijk (geringe) hoeveelheden milieubezwaarlijke metalen als kwik en cadmium worden geëmitteerd. Het verdient aanbeveling om bij de verdere ontwikkeling van deze wasroutes er naar te streven om deze metalen ‘vast te houden’ in het residu, en te voorkomen dat ze in het waswater/de pekkel terechtkomen. Indien ze in het residu achterblijven, worden ze immers in de conditioneringstap vastgelegd, en kan er hooguit een beperkte emissie van deze metalen ontstaan op de stortplaats.

De huidige stortvarianten (route 1 en 2) scoren relatief laag. Dit komt onder andere doordat de emissies naar de bodem ten opzichte van de andere varianten vrij negatief worden beoordeeld, de robuustheid laag is beoordeeld en de afvalstof volledig moet worden gestort. Bij de beoordeling van de emissies is een kanttekening op zijn plaats, namelijk dat deze emissies alleen optreden bij falen van de voorzieningen. Inschattingen omtrent de emissies in de praktijk zijn zeer lastig, zo niet onmogelijk, te maken en kunnen alleen in kwalitatieve zin worden beschouwd.

Van de achtervangroutes scoort route 7 (big bags met extra voorzieningen) hoger dan route 8 (opmengen en conditioneren), omdat bij route 7 geen bindmiddel nodig is. De emissies zijn bij beide routes gelijkwaardig ingeschat.

DTO-vliegias

Voor DTO-vliegias zijn, naast de huidige verwerkingsroute, slechts drie opties technisch realiseerbaar: toepassing in de Duitse zoutmijnen, of storten met extra voorzieningen c.q. alsnog conditioneren. Mogelijk kunnen in de toekomst wel technieken ontwikkeld worden waarmee sulfaten verwijderd kunnen worden (bijvoorbeeld chemische omzetting van calciumsulfaat in natriumsulfaat en calcium-

carbonaat). Omdat deze technieken nog niet ontwikkeld zijn, zijn ze niet meegenomen in deze evaluatie.

Ook voor DTO vliegasscoort toepassing in de Duitse zoutmijnen hoog. Deze route wordt momenteel overigens niet daadwerkelijk toegepast; DTO-vliegass wordt geconditioneerd, ondanks het te hoge zoutgehalte. Hiervoor is een tijdelijke onthefing verleend. Het te hoge zoutgehalte wordt veroorzaakt door sulfaat, waarvan het gehalte in de loop van de tijd is gestegen tot boven de 20%.

Van de achtervangroutes scoort route 7 (big bags met extra voorzieningen) wat hoger dan route 8 (opmengen en conditioneren), omdat bij route 7 geen bindmiddel nodig is. De emissies zijn bij beide routes gelijkwaardig ingeschat.

Rookgasreinigingsresidu slibverbranding

Voor deze afvalstof zijn vier opties technisch realiseerbaar: toepassing in de Duitse zoutmijnen, wassen, of storten met extra voorzieningen c.q. alsnog conditioneren. Na toepassing in Duitse mijnen scoort wassen hoger dan de achtervangroutes 7 en 8, vooral omdat formeel kan worden voldaan aan de Regeling C-geconditioneerd. Ook wordt minder materiaal gestort.

Tabel 7.1 Gegevens evaluatie verwerking sproeidroogzouten.

	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
Route toepasbaar?	nee	ja	ja	ja	ja	ja	ja	Ja	ja	Ja
A. Technische criteria										
Stand techniek		fullscale	fullscale	fullscale	pilot	pilot	lab+prakt	lab+pilot	-	-
Robuustheid (op basis van faalkans*effect)		middel	middel	hoog	hoog	hoog	middel	hoog	hoog	hoog
B. Milieu criteria										
In overeenstemming met toekomstig beleid?	nee	nee	nee	ja	ja	ja	nee	ja	nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau als C-geconditioneerd	nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau als C-geconditioneerd
Energieverbruik [MJ/ton]										
- transport	50	50	1600	400	400	400	200	200	50	400
- proces	0	0	0	70	70	70	40	40	0	0
- totaal	50	50	1600	470	470	470	240	240	50	400
Emissies										
- bodem	middel	middel	middel	geen	laag	hoog	hoog	hoog	laag	laag
- water	geen	geen	geen	geen	middel	geen	geen	middel	geen	geen
Stortheveelheid										
- % m/m t.o.v. oorspronkelijk (incl. bindm.)	100%	330%*	0%	80%	80%	80%	60%	50%	100%	150%
- % v/v (incl. bindmiddel e.d.)	100%	330%*	0%	35%	35%	35%	60%	20%	100%	80%
Bindmiddel voor conditioneren (% t.o.v. oorspronkelijke hoeveelheid afvalstof)	0%	0%	0%	20%	20%	20%	0%	10%	0%	30%
C. Economische criteria										
Indicatie kosten [€ per ton]	120 ± 10	130 ± 25	110 ± 10	160 ± 25	170 ± 25	170 ± 25	100 ± 25	110 ± 25	160 ± 25	130 ± 25

* Inclusief vliegias, ketelas en water.

Tabel 7.2 Gegevens evaluatie verwerking DTO-vliegas.

	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
Route toepasbaar?	ja	nee	nee	ja	nee	nee	nee	nee	ja	ja
A. Technische criteria										
Stand techniek	fullscale			fullscale					-	-
Robuustheid (op basis van faalkans*effect)	middel			hoog					hoog	hoog
B. Milieu criteria										
In overeenstemming met toekomstig beleid?	nee			ja					nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau	nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau
Energieverbruik [MJ/ton]										
- transport				1600					50	50
- proces				0					0	0
- totaal				1600					50	50
Emissies										
- bodem	middel			geen					laag	laag
- water	geen			geen					geen	geen
Stortheveelheid										
- % m/m t.o.v. oorspronkelijk (incl. bindm.)	125%			0%					100%	150%
- % v/v (incl. bindmiddel e.d.)	100%			0%					100%	80%
Bindmiddel voor conditioneren (% t.o.v. oorspronkelijke hoeveelheid afvalstof)	25%			0%					0%	30%
C. Economische criteria										
Indicatie kosten [€ per ton]	120 ± 25			120 ± 10					160 ± 25	130 ± 25

Tabel 7.3 Gegevens evaluatie verwerking rookgasreinigingsresidu slibverbranding.

Route toepasbaar?	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
A. Technische criteria										
Stand techniek	nee	nee	nee	ja	ja	nee	nee	nee	ja	ja
Robuustheid (op basis van faalkans*effect)				fullscale	pilot				-	-
				hoog	hoog				hoog	hoog
B. Milieu criteria										
In overeenstemming met toekomstig beleid?				ja	ja				nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau	nee, maar vergelijkbaar beschermingsniveau
Energieverbruik [MJ/ton]										
- transport				1600	400				400	400
- proces				0	70				0	0
- totaal				1600	470				400	400
Emissies										
- bodem				geen	laag				laag	laag
- water				geen	middel				geen	geen
Stortheveelheid										
- % m/m t.o.v. oorspronkelijk (incl. bindm.)				0%	30%				100%	150%
- % v/v (incl. bindmiddel e.d.)				0%	10%				100%	80%
Bindmiddel voor conditioneren (% t.o.v. oorspronkelijke hoeveelheid afvalstof)				0%	10%				0%	30%
C. Economische criteria										
Indicatie kosten [€ per ton]				120 ± 10	160 ± 25				160 ± 25	130 ± 25

Tabel 7.4 Scores multicriteria analyse AVI-sproeidroogzouten.

	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
Toepasbaar?	Nee	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Stand techniek		60	60	60	40	40	40	30	20	20
Robuustheid		10	10	40	30	30	20	30	30	30
Totaal technisch		70	70	100	70	70	50	60	50	50
I.o.m. toekomstig beleid?		0	0	30	30	30	0	30	20	20
Energieverbruik		10	10	0	5	5	10	5	10	5
Emissies bodem		5	5	15	10	0	0	10	10	10
Emissies water		10	10	10	0	10	10	0	10	10
Stort		0	-5	25	15	15	10	20	0	5
Bindmiddel		10	10	10	5	5	10	5	10	0
Totaal milieu		35	25	90	65	65	40	70	60	50
Indicatie kosten (€/ton)		120 ± 10	130 ± 25	110 ± 10	160 ± 25	170 ± 25	100 ± 25	110 ± 25	160 ± 25	130 ± 25

Tabel 7.5 Scores multicriteria analyse DTO-vliegias.

	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
Toepasbaar?	Ja	Nee	Nee	Ja	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja
Stand techniek	60			60					20	20
Robuustheid	20			40					30	30
Totaal technisch	80			100					50	50
I.o.m. toekomstig beleid?	0			30					20	20
Energieverbruik	10			0					10	10
Emissies bodem	5			15					10	10
Emissies water	10			10					10	10
Stort	5			25					0	5
Bindmiddel	0			10					10	0
Totaal milieu	30			90					60	55
Indicatie kosten (€/ton)	120 ± 25			120 ± 10					160 ± 25	130 ± 25

Tabel 7.6 Scores multicriteria analyse rookgasreinigingsresidu slibverbranding.

	Route 0	Route 1	Route 2	Route 3	Route 4	Route 5	Route 6a	Route 6b	Route 7	Route 8
Toepasbaar?	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja	Nee	Nee	Nee	Ja	Ja
Stand techniek				60	40				20	20
Robuustheid				40	30				30	30
Totaal technisch				100	70				50	50
I.o.m. toekomstig beleid?				30	30				20	20
Energieverbruik				0	5				10	10
Emissies bodem				15	10				10	10
Emissies water				10	0				10	10
Stort				25	15				0	5
Bindmiddel				10	5				10	0
Totaal milieu				80	65				60	55
Indicatie kosten (€/ton)				120 ± 10	160 ± 25				160 ± 25	130 ± 25

8. Conclusies en aanbevelingen

In deze studie is een overzicht gegeven van de problematiek rond zoute afvalstoffen in het licht van de Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen. De belangrijkste afvalstof in dit kader is sproeidroogzout van AVI's. Een andere (aanmerkelijk kleinere) stroom is rookgasreinigingsresidu van slibverbranding. Ook DTO-vliegas is in dit kader van belang, maar vormt mogelijk een tijdelijk probleem; bij reductie van het sulfaatgehalte zal deze afvalstof minder dan 20% zout bevatten, zodat geen uitlooeisen worden gesteld aan de uitlogging van zouten en de afvalstof kan worden geconditioneerd (wat feitelijk de huidige praktijk is).

Voor deze afvalstoffen zijn geen immobilisatietechnieken voorhanden, waarmee zij zonder voorbehandeling kunnen worden geconditioneerd volgens de Regeling C-geconditioneerd. Om een afvalstof zodanig te kunnen immobiliseren dat wordt voldaan aan de uitlooeisen (in plaats van de eis van maximaal 20% zout) is de inschatting dat de afvalstof maximaal 5% Cl en 15% SO₄ mag bevatten. Deze inschatting is gebaseerd op gegevens uit in het verleden uitgevoerde onderzoeken. Om deze gehalten te bereiken is toepassing van een voorbehandelingstechniek nodig, in de vorm van een wasproces. Het gewassen residu kan geconditioneerd worden, waarbij voldaan kan worden aan de uitlooeisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

Wasprocessen zijn inzetbaar voor verwijdering van chloride en goed oplosbare sulfaten. Slecht oplosbare sulfaten kunnen niet met wasprocessen worden verwijderd, zodat wassen voor DTO-vliegas (waar juist deze slecht oplosbare sulfaten het probleem vormen) geen technisch haalbare optie is. Wel kan een alternatieve methode worden overwogen, te weten sulfaatverwijdering door chemische omzetting van calciumsulfaat in natriumsulfaat en calciumcarbonaat, maar deze methode is nog conceptueel en niet op laboratoriumschaal onderzocht voor DTO-vliegas.

Het wassen van AVI-sproeidroogzouten kan op een centrale locatie aan de kust worden uitgevoerd. Landinwaarts gelegen AVI's hebben geen mogelijkheid om zout water te lozen (anders zouden ze immers geen sproeidroogzout produceren), terwijl AVI's nabij brak of zout water die desondanks sproeidroogzout produceren geen vergunning voor het lozen van zout water hebben. Dit betekent dat een (centrale) installatie aan de kust de meest realistische optie is voor een wasproces waarbij het waswater wordt geloosd. Voor een centrale installatie zullen de kosten per ton lager zijn dan aparte installaties, omdat schaalvoordelen kunnen worden behaald. Voor het lozen zal het waswater gereinigd moeten worden van zware metalen; hiervoor zijn nationale en internationale regelgeving en verdragen van belang. Op basis van ervaringen van Afvalzorg met het wassen van AVI reststoffen lijkt het met conventionele zuiveringstechnieken haalbaar om te kunnen voldoen aan de relevante lozingsnormen.

Optioneel kan calciumchloride worden teruggewonnen; in dat geval is ook decentraal wassen bij de AVI een optie, echter in dat geval wordt sterk de voorkeur gegeven aan directe winning van schone pekkel via procesgeïntegreerde maatregelen. Voor het terugwinnen van calciumchloride bestaan geen rooskleurige verwachtingen met betrekking tot de afzetbaarheid.

Voor het verder ontwikkelen van wasprocessen zijn proeven op pilot schaal nodig. Behalve het wasproces zelf verdient het conditioneren van het gewassen residu de aandacht.

Uit de evaluatie blijkt dat toepassing in de Duitse zoutmijnen vanuit milieuoogpunt een goede optie is, voornamelijk omdat er zeer weinig tot geen risico is op verspreiding van verontreinigingen gedurende geologische tijdsperioden. Wel wordt de kanttekening gemaakt dat het voorkomen van het ontstaan van afvalstoffen in algemene zin de voorkeur heeft. Het volledig voorkomen van het ontstaan van sproeidroogzouten blijkt echter technisch niet mogelijk; wel kan gedeeltelijk worden voorkomen. Voor zouten dient alsnog een verwerkingsmethode te worden ontwikkeld. Inzetten van wasprocessen is hiervoor een reële mogelijkheid. Een aandachtspunt is hierbij wel het ‘vasthouden’ van de aanwezige zware metalen in het residu, waardoor een emissie van deze metalen naar bodem of water wordt voorkomen (of in ieder geval beperkt).

Deze studie leidt tot de volgende aanbevelingen:

- Nader onderzoek naar de mogelijkheden om procesgeïntegreerde maatregelen bij AVI's door te voeren, om de productie van sproeidroogzout in te perken. Het beperken van het ontstaan van zoute afvalstoffen heeft de voorkeur boven end-of-pipe oplossingen, zoals wasprocessen.
- Nader onderzoek naar de mogelijkheden om een wasproces te ontwikkelen voor sproeidroogzouten en rookgasreinigingsresidu van de slibverbranding. Hierbij dient niet alleen naar technische aspecten te worden gekeken, maar ook naar organisatorische en logistieke aspecten (centrale plant, transport, lozen waswater). Onderzocht dient te worden onder welke condities de gewassen afvalstof inderdaad kan voldoen aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd.
- Onderzoek naar de geschiktheid van het FerroX proces. Dit is een proces gebaseerd op een wasstap, waarbij ijzersulfaat wordt toegevoegd tijdens het wassen om de metalen te binden. Het is daarbij wel nodig achteraf alsnog enkele procenten cement toe te voegen om een monoliet te vervaardigen.
- Nader onderzoek naar de mogelijkheid om het sulfaatgehalte in DTO-vliegas te reduceren door aanpassingen in de DTO-installatie. Indien dit niet haalbaar blijkt, wordt aanbevolen om nadere studie te doen naar de mogelijkheid om DTO-vliegas onder verzwaarde condities te conditioneren en/of te storten.
- Voor een nadere onderbouwing van de milieu-effecten van de verschillende routes wordt geadviseerd om een vergelijkende studie op LCA-niveau uit te voeren. De in deze verkennende studie gebruikte multi-criteria analyse geeft inzicht in de voornaamste verschillen tussen de beschouwde routes, maar op

een voornamelijk kwalitatieve wijze. Overigens zal, net als bij de multi-criteria analyse, de interpretatie van de resultaten van een kwantitatieve LCA studie in zekere mate subjectief zijn, indien de scores op verschillende thema's moeten worden vergeleken.

9. Referenties

Akzo Nobel Engineering, Nuttige toepassing RGR-zouten AVI-Amsterdam, Document nr. 1.917.156, september 1995

Alkemade, M.M.C., Beoordeling van koude en thermische immobilisatietechnieken voor verwerken van AVI-vliegas, TNO-MEP R 96/168, 1996 (vertrouwelijk)

Aluminium Hardenberg (?), Recycling van rookgasreinigingsresidu (RRR), Novem projectnummer 351650/4810, 1997

Afval Overleg Orgaan, Afvalverwerking in Nederland – Gegevens 2001, rapportnr. AOO 2002-06, 2002

Afval Overleg Orgaan, Milieueffectrapport landelijk afvalbeheerplan – Achtergronddocument A1: balansen, reststoffen en uitloging

AVR, Milieujaarverslag 2001, Locatie Rozenburg, 2002

Baun, D.L., Bergfeldt, B., Mogensen, E.P.B., Vehlow, J., Christensen, T., The leaching quality of bottom ashes containing co-sintered APC-residues, Proceedings of the 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials (Wascon), San Sebastián, June 2003

Bunnik, J.J., Duijn, C.G.S., Weber, J.J., Verwerking van AVI-vliegas en filterkoek van de NV Huisvuilcentrale Noord-Holland met behulp van het Wes-Phix proces en wassen, Duos Engineering BV, 1998

Christoffel, A.R., Immobilisatie van bepaalde DSM-reststoffen met gecalcineerd IAZI-slib en cement als bindmiddelen, DSM Research rapport nr 14021, 1997

Christoffel, A.R., Overhof, L.F.A.G., Copolymeer/vliegas gemodificeerde cement-immobilisatie van slibben en verontreinigde grond, DSM Research rapport 16646, 2001

Cnubben, P.A.J.P., Comans, R.N.J., van der Sloot, H.A., Geelhoed-Bonouvrie, P.A., Geusebroek, M., Zoutverwijdering uit rookgasreinigingsresiduen, ECN-C—97-017, 1997

Conner, J.R., Chemical fixation and solidification of hazardous wastes, Van Nostrand Reinhold, 1997

Crosfield, Intron, Immobilisatie van AVI-vliegas en Chemie-vliegas met behulp van silicaat/cementsystemen, Intron rapport 96179, 1996

Deliège, E.J.M., Nijdam, D.S., van Veen, W., Steketee, J., LCA AVI-vliegas: studie naar de milieu-effecten van verschillende be- en verwerkingsmogelijkheden voor AVI-vliegas, Rijkswaterstaat rapport W-DWW-2000-003, 1999

Galavazi, R.J.M., Nuttige toepassing RGR-zouten AVI-Amsterdam, Akzo-Nobel Engineering doc.no. 1.917.156, 1995

Hjelmar, O., Birch, H., Hansen, J.B., Further development of a process for treatment of APC residues from MSW incinerators, Proceedings of Waste Materials in Construction Conference (Wascon), Harrogate, June 2000

Intron, Iwaco, Lafarge, Immobilisatie van droge rookgasreinigingsresidu en filterkoek afkomstig van de verbranding van chemisch afval met behulp van calcium-aluminaatcementen, Intron rapport 96075, 1996

Jensen, D.L., Christensen, T.H., Lundtorp, K., Treatment of waste incinerator air-pollution-control residues with FeSO_4 : Laboratory investigation of design parameters, Waste Management & Research 20 p80-89, 2002

Kema, De toepassing van commerciële cementen ten behoeve van immobilisatie van residuen van de verbranding van gevaarlijk afval, Rapport AVR Chemie-ENCI-Intron-Kema, Kema rapport 54008-KET/R&B 96-4110, 1996

Kema, Literatuurstudie naar de invloed van diverse componenten op de hydratatie van cement, Kema rapport KET/R&B 95-4039, 1995 (Vertrouwelijk)

Kema, Waste-to-waste immobilisatie van geselecteerde reststoffen via het IVU-FAR process, Kema rapport 98570173-KPS/MEC 99-6587, 2000

Lamers, F.J.M., Eymael, M.M.Th., Mulder, E., Gewassen AVI-vliegas als vulstof in beton – economische haalbaarheid, Kema rapport 58118-KST/MAT 97-2503, 1997

Lamers, F.J.M., Vissers, J.L.J., Noe, H.S., Afzetmogelijkheden fijnkorrelige reststoffen AVI Twente, Kema rapport 560398-KST/MAT 99-6552, 1999 (vertrouwelijk)

Lundtorp, K., Jensen, D.L., Sørensen, M.A., Christensen, T.H., Mogensen, E.P.B., Treatment of waste incinerator air-pollution control residues with FeSO_4 : Concept and product characterization, Waste Management & Research, 20 p69-79, 2002

Mulder, E., Brouwer, J.P., Sarabèr, A.J., Koude immobilisatie – Aanzet tot de ontwikkeling van een kennis- en beoordelingssysteem, TNO-MEP rapport 2002/234, 2002

Mulder, E., Feenstra, L., Reststoffen die vrijkomen bij boringen: nuttige toepassing in perspectief, TNO-MEP rapport R 99/066, 1999

Mulder, E., Grotenboer, G.J., Fijman, W.J., Zijlstra, R.K., Evaluatie van het werkingsproces voor het filterstof van Aluminium Hardenberg, TNO-MEP rapport, 1998

Neeleman, B.C., Lamers, F.J.M., Een LCA voor AVI-vliegas – Onderzoek naar de uitvoerbaarheid, Rijkswaterstaat rapport W-DWW-97-006, 1997

Saraber, A.J., Opwerking AVI-vliegas met anorganische bindmiddelen tot een granulair immobilisaat, Kema rapport 54022-KET/R&B 96-4140, 1996 (vertrouwelijk)

Tauw, Immobilisatie vliegas en rookgasreinigingsresidu AVI-Amsterdam, concept-eindrapportage, Tauw 3285790, 1993

Van Brakel, H., Vissers, J.L.J., Eindrapportage immobiliseren van cotrellstof (Kema receptuur), Kema rapport 53749-KET/R&B 94-4683, 1994 (Vertrouwelijk)

Vega, E., Bleijerveld, R., van Vliet, H.P.M., Koude immobilisatie van straalgrit residu op basis van het Multifix proces, Rapport T2000, 1995

Vega, E., Bleijerveld, R., van Vliet, H.P.M., Koude immobilisatie van zuurteer op basis van het Multifix proces, Rapport T2000, 1995b

Versloot, P., Immobilisatie van droge rookgasreinigingsresidu en filterkoek afkomstig van de verbranding van chemisch afval met behulp van calciumaluminaatcementen, Intron rapport 96075, 1996

Vissers, G., Immobilisation using calcium aluminate cement-Development to semi-practice level, Rapport Vissers Infra en Milieu BV, 1999.

VNC, Beton en Milieu, Antwoord op de meest gestelde vragen, 1996

VROM, Informatiedocument gevaarlijk afval 1998-2000, Publicatiereeks afvalstoffen nr 2002/58, DG Milieubeheer, 2002

VVAV, Haalbaarheid immobilisatietechnologieën voor AVI-rookgasreinigingsresiduen, VVAV, 1995

VVAV, VROM, Monitoring reststoffen van verbranding van afval en zuiverings-slib, jaarverslag 2000

de Wilde, P.G.M., Milieuhygiënische kwaliteit en beoordeling van vormgegeven afvalstoffen in relatie tot storten, RIVM rapport 771401#, 1999

10. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

Ministerie van VROM, DG Milieu
Postbus 30945
2500 GX Den Haag

Namen en functies van de projectmedewerkers:

E. Mulder Projectleider
J.P. Brouwer Wetenschappelijk medewerker, 1^e auteur

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed:

DHV Milieu en Infrastructuur bv
Postbus 1076
3800 BB Amersfoort
Contactpersoon: L. Stax

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

december 2002 – december 2003

Ondertekening:



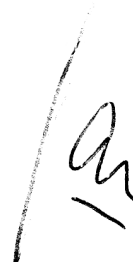
J.P. Brouwer
Eerste auteur

Gecontroleerd door:



E. Mulder
Projectleider / coördinator

Goedgekeurd door:



A.E. Jansen
Afdelingshoofd

Bijlage 1 Grenswaarden voor uitlogging

Grenswaarde geconditioneerde afvalstoffen – emissies diffusieproef 64 dagen (Regeling acceptatie geconditioneerde gevaarlijke afvalstoffen op stortplaatsen).

Component	Emissiewaarde [mg/m ²]	Component	Emissiewaarde [mg/m ²]
As	50	Se	60
Ba	1.500	Sn	50
Cd	5	V	1.500
Co	60	W	250
Cr	500	Zn	800
Cu	500	Br	5.000
Hg	1	Cl	250.000
Mo	900	CN-complex	220
Ni	400	CN-vrij	20
Pb	1.000	F	2.500
Sb	50	SO ₄	250.000

Grenswaarde C2/C3 afvalstoffen, emissies kolomproef LS = 1 l/kg (Besluit stortverbod afvalstoffen).

Component	Uk [mg/kg ds]	Component	Uk [mg/kg ds]
As	9	Se	0,3
Ba	60	Sn	6
Cd	0,2	V	20
Co	6	W	0,5
Cr	30	Zn	40
Cu	10	Br	160
Hg	0,1	Cl	50.000
Mo	3	CN-totaal	5
Ni	10	CN-vrij	3
Pb	25	F	280
Sb	0,8	SO ₄	50.000

Grenswaarden acceptatie gevaarlijke afvalstoffen (korrelvormig) op stortplaatsen voor ongevaarlijke afvalstoffen (Beschikking van de Raad van de Europese Unie i.v.m. Council Directive 1999/31/EC on the Landfill of Waste). Emissies en concentraties.

Component	E _{LS=2} mg/kg ds	E _{LS=10} mg/kg ds	C ₀ mg/l	Component	E _{LS=2} mg/kg ds	E _{LS=10} mg/kg ds	C ₀ mg/l
As	0,4	2	0,3	Se	0,3	0,5	0,2
Ba	30	100	20	Sn			
Cd	0,6	1	0,3	V			
Co				W			
Cr	4		2,5	Zn	25	50	15
Cu	25		30	Br			
Hg	0,05	0,2	0,03	Cl	10.000	20.000	7.000
Mo	5	10	3,5	CN-complex			
Ni	5	10	3	CN-vrij			
Pb	5	10	3	F	60	150	40
Sb	0,2	0,7	0,15	SO ₄	10.000	20.000	7.000

Grenswaarden acceptatie gevaarlijke afvalstoffen (korrelvormig) op stortplaatsen voor gevaarlijke afvalstoffen (Beschikking van de Raad van de Europese Unie i.v.m. Council Directive 1999/31/EC on the Landfill of Waste).

Component	E _{LS=2} mg/kg ds	E _{LS=10} mg/kg ds	C ₀ mg/l	Component	E _{LS=2} mg/kg ds	E _{LS=10} mg/kg ds	C ₀ mg/l
As	6	25	3	Se	4	7	3
Ba	100	300	60	Sn			
Cd	3	5	1,7	V			
Co				W			
Cr	25	70	15	Zn	90	200	60
Cu	50	100	60	Br			
Hg	0,5	2	0,3	Cl	17.000	25.000	15.000
Mo	20	30	10	CN-complex			
Ni	20	40	12	CN-vrij			
Pb	25	50	15	F	200	500	120
Sb	2	5	1	SO ₄	25.000	50.000	17.000

Bijlage 2 Voorontwerp wasprocessen

Algemene toelichting

De beschikbare economische gegevens van de in 5.2 geïnventariseerde wasprocessen zijn niet eenduidig. Er bestaan behoorlijke verschillen over wat wel en wat niet in de gegevens is meegenomen. Bovendien zijn de kostengegevens betrokken op andere afvalstoffen, en daarom niet rechtstreeks bruikbaar voor kostenschatting van het wassen van sproeidroogzouten. Om zicht te krijgen op de economische aspecten van wasprocessen voor sproeidroogzouten zijn daarom voorontwerpen van wasprocessen gemaakt, aan de hand waarvan kostenberekeningen zijn uitgevoerd. Daarbij is de volgende procedure gevolgd:

- De volumina van de wastanks zijn geschat aan de hand van aangenomen LS-verhoudingen en verblijftijden in de tanks. De plant draait 2000 uur per jaar.
- Er is uitgegaan van filtratie op een vacuümbandfilter. Om continue operatie mogelijk te maken moet het filter met zelfde verblijftijd werken als de wastank. De aangenomen laagdikte van de filterkoek is 3 mm; hieruit is het benodigde filteroppervlak te berekenen.
- Aan de hand van het Prijzenboekje Webci zijn de kale apparaatkosten bepaald. Voor de wastanks is uitgegaan van geroerde cilindrische ketels voorzien van propeller roerders met bovenaandrijving. Ook randapparatuur zoals transportschroeven, opslagvaten, pompen en dergelijke zijn meegerekend.
- De som van de “kale apparaatkosten” is de Purchased Equipment Costs of PCE. Om de totale investering te berekenen zijn de volgende toeslagfactoren gebruikt:
 - De directe kosten (piping, installatie, instrumentatie, elektrisch, bouwrijp maken van de locatie) bedragen 125% van de PCE. De som van de PCE en directe kosten is de Physical Plant Costs (PPC);
 - Over de PPC wordt 10% Contingency gerekend. Het totaal is de Fixed Capital Investment (FCI);
 - Tenslotte wordt 18% over de FCI gerekend voor start-up en werkkapitaal. Dit resulteert in de Total Capital Investment (TCI).
- Om nu de kosten per ton ingenomen materiaal uit te rekenen wordt onderscheid gemaakt tussen vaste en variabele kosten. Vaste kosten zijn de kapitaalskosten ten gevolge van de investering (afschrijving, rente), personeelskosten, kosten voor onderhoud en verzekeringen. Deze worden als volgt gerelateerd aan de investeringen:
 - Onderhoudskosten bedragen 3% van FCI;
 - Arbeidskosten zijn voor alle ontwerpen geschat op 50 k€ per jaar voor een operator, en nog eens 45 k€ per jaar voor supervisie en overhead kosten (inclusief lab-kosten). Echter, voor de gezamenlijke plant zijn de kosten 2 keer zo hoog (totaal 190 k€ per jaar);
 - Voor verzekeringen en belastingen wordt 3% van de FCI gerekend;
 - Afschrijvingen en rente bedragen 15% van de PPC

- Variabele kosten betreffen chemicaliën, elektriciteit, water e.d. Hiervoor worden de volgende tarieven gerekend (bron: Webci Prijzenboekje en Chemicals Weekly):
 - Elektriciteit 0,08 € per kWh;
 - Water 0,25 € per m³;
 - NaOH-oplossing 250 € per ton;
 - HCl-oplossing (30%) 200 € per ton;
 - NaHS 600 € per ton;
 - FeCl₃ 300 € per ton;
 - Poly-electroliet 170 € per ton.
- Het subtotaal van de genoemde vaste en variabele kosten is de Direct Production Costs (DPC). Hierover wordt een toeslag van 25% gerekend voor zaken als sales en R&D. Dit resulteert in de totale jaarlijkse productie kosten.

De beschreven methode wordt veel toegepast voor het maken van “engineering estimates” in de procesindustrie. De nauwkeurigheid wordt in het algemeen geschat op 35%. Voor de goede orde: kosten voor de bouw en inrichting van de plant zijn hierbij inbegrepen via de hierboven vermelde opslagfactoren voor de investering.

Voorontwerp Sproeidroogzouten - Case 1: Eenstaps wasproces, terugwassen tot 15% CI

Aangenomen is dat het gewassen residu na filtratie 50% vocht bevat. Het benodigde bindmiddelgehalte is 100% ten opzichte van het droge wasresidu.

	Type 1a	Type 1b	Type 2	Gezamenlijk
Ontwerpgegevens				
Capaciteit [kton/jaar]	10	10	5	25
Wasresidu [% van ingangsmat], ds-basis	49%	47%	73%	53%
Wasresidu [kton/jaar], ds basis	4,9	4,7	3,7	13
LS wastank [l/kg]	10	10	10	10
Verblijftijd wastank [min]	6,4	7,2	5,2	6,6
Volume wastank [m ³]	5,3	6,0	2,2	14
Oppervlak filter [m ²]	116	125	53	241
Elektriciteit [kWh/jaar]	120.000	120.000	60.000	300.000
Water [m ³ /jaar]	250.000	250.000	40.000	700.000
Investering				
Kosten wastank [k€]	45	50	35	70
Kosten filter [k€]	720	760	410	1.110
Kosten overige apparatuur [k€]	180	180	180	215
Totale kosten apparatuur (PCE) [k€]	945	990	625	1.395
PPC [k€]	2.130	2.220	1.770	3.140
FCI [k€]	2.340	2.440	1.940	3.450
<i>Totale investering [k€]</i>	<i>2.760</i>	<i>2.880</i>	<i>2.290</i>	<i>4.070</i>
Variabele kosten				
Elektriciteit [k€/jaar]	63	63	10	175
Water [k€/jaar]	10	10	5	24
Chemicaliën [k€/jaar]	23	22	5	50
Overigen [k€/jaar]	7	7	6	8
<i>Totaal variabele kosten [k€/jaar]</i>	<i>102</i>	<i>101</i>	<i>25</i>	<i>255</i>
Vaste kosten				
Onderhoud [k€/jaar]	70	75	60	100
Personeel (incl. supervisie, overhead) [k€/jaar]	95	95	95	190
Afschrijvingen en rente [k€/jaar]	310	325	205	460
Verzekeringen, belastingen [k€/jaar]	70	75	60	105
<i>Totaal vaste kosten [k€/jaar]</i>	<i>545</i>	<i>565</i>	<i>415</i>	<i>855</i>
Directe productiekosten	650	665	440	1115
Overige kosten	160	165	110	280
Totale jaarlijkse kosten [k€/jaar]	810	860	550	1.390
Totale jaarlijkse kosten [€/ton]	81	83	110	56

Naast de kosten voor het wassen zelf worden andere kosten gemaakt. Deze worden gegeven in onderstaande tabel. Korte toelichting met betrekking tot de transportkosten en de stortkosten:

- het afval moet naar de centrale installatie worden getransporteerd, aanname transportafstand = 150 km;
- aangenomen wordt dat de geconditioneerde afvalstof in de directe nabijheid van de centrale wasplant kan worden gestort;
- de kosten van cement zijn inclusief transport naar de conditioneringsplant;
- de kosten voor storten zijn inclusief stortbelasting. Deze bedraagt € 13,47 per ton voor gevaarlijk afval, en voor niet-gevaarlijk afval dat een volumieke massa heeft groter dan 1,1, en € 81,65 per ton voor niet-gevaarlijk afval dat een volumieke massa heeft kleiner dan 1.1. Hier wordt uitgegaan van het lage tarief; samen met overige kosten bedraagt het aangenomen totale tarief dan 65 € per ton;
- kosten voor lozing van afvalwater zijn niet meegerekend, omdat deze verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de overige kosten (minder dan 0,08 € per inkomende ton afval; informatie van O. Feenstra, Afvalzorg). Dit komt vooral omdat er geen CZV/BZV in het waswater zit.

Kostenoverzicht sproeidroogzouten case 1: Terugwassen tot 15% Cl.

	Type 1a	Type 1b	Type 2	Gezamenlijk
Gegevens				
Ingangsmateriaal [ton/jaar]	10.000	10.000	5.000	25.000
Transport	150 km	150 km	150 km	150 km
Te conditioneren residu [ton/jaar] (ds basis)	4.900	4.700	3.700	13.000
Te conditioneren residu [ton/jaar] (natte basis)	9.800	9.400	7.400	27.000
Bindmiddelen voor conditioneren [ton/jaar]	4.900	4.700	3.700	13.000
Storten [ton/jaar]	15.000	14.000	11.000	40.000
Waswater lozen [m ³ /jaar]	250.000	250.000	40.000	700.000
Kosten (bedragen in [k€/jaar])				
Wassen	810	860	550	1.390
Transport	75	75	38	190
Bindmiddelen (80 €/ton)	390	375	295	1.040
Overige kosten conditioneren (5 €/ton)	49	47	37	135
Storten (65 €/ton, incl. belasting)	960	915	720	2.600
Waswater lozen (0,02 €/m ³)	5	5	0,8	14
Totale kosten	2.290	2.280	1.640	5.370
Totale kosten [€/ton]	230	230	330	215

Voorontwerp Sproeidroogzouten - Case 2: Tweestaps wasproces, terugwassen tot 2,5% CI

Aangenomen is dat het gewassen residu na filtratie 50% vocht bevat. Het benodigde bindmiddelgehalte is 75% ten opzichte van het droge wasresidu.

	Type 1a	Type 1b	Type 2	Gezamenlijk
Ontwerpgegevens				
Capaciteit [kton/jaar]	10	10	5	25
Wasresidu [% van ingangsmat], ds-basis	28%	30%	56%	35%
Wasresidu [kton/jaar], ds basis	2,8	3,0	2,8	8,7
LS wastank [l/kg]	10	10	10	10
Verblijftijd wastank [min]	7,8	8,1	7,2	7,8
Volume wastank [m ³]	6,5	6,7	3,0	16
Oppervlak filter [m ²]	120	133	86	278
Elektriciteit [kWh/jaar]	210.000	210.000	105.000	515.000
Water [m ³ /jaar]	345.000	325.000	58.000	900.000
Investering				
Kosten wastanks [k€]	100	100	75	155
Kosten filter [k€]	735	790	585	1.170
Kosten overige apparatuur [k€]	225	225	180	345
Totale kosten apparatuur (PCE) [k€]	1.060	1.115	840	1.670
PPC [k€]	2.385	2.455	1.885	3.760
FCI [k€]	2.625	2.700	2.075	4.135
<i>Totale investering [k€]</i>	<i>3.100</i>	<i>3.185</i>	<i>2.445</i>	<i>4.875</i>
Variabele kosten				
Elektriciteit [k€/jaar]	17	17	8	41
Water [k€/jaar]	88	81	15	225
Chemicaliën [k€/jaar]	33	29	8	70
Overigen [k€/jaar]	8	8	6	9
<i>Totaal variabele kosten [k€/jaar]</i>	<i>145</i>	<i>135</i>	<i>35</i>	<i>350</i>
Vaste kosten				
Onderhoud [k€/jaar]	80	80	60	125
Personeel (incl. supervisie, overhead) [k€/jaar]	95	95	95	190
Afschrijvingen en rente [k€/jaar]	345	365	275	545
Verzekeringen, belastingen [k€/jaar]	70	80	60	125
<i>Totaal vaste kosten [k€/jaar]</i>	<i>590</i>	<i>620</i>	<i>495</i>	<i>945</i>
Directe productiekosten	735	755	530	1335
Overige kosten	184	190	135	330
Totale jaarlijkse kosten [k€/jaar]	920	945	665	1.670
Totale jaarlijkse kosten [€/ton]	90	95	130	65

Kostenoverzicht sproeidroogzouten case 2: Terugwassen tot 2,5% Cl.

	Type 1a	Type 1b	Type 2	Gezamenlijk
Gegevens				
Ingangsmateriaal [ton/jaar]	10.000	10.000	5.000	25.000
Transport	150 km	150 km	150 km	150 km
Te conditioneren residu [ton/jaar] (ds basis)	2.800	3.000	2.800	8.700
Te conditioneren residu [ton/jaar] (natte basis)	5.600	6.000	5.600	17.000
Bindmiddelen voor conditioneren [ton/jaar]	2.100	2.200	2.100	6.500
Storten [ton/jaar]	7.700	8.300	7.700	24.000
Waswater lozen [m ³ /jaar]	345.000	325.000	58.000	900.000
Kosten (bedragen in [k€/jaar])				
Wassen	900	950	650	1.400
Transport	75	75	38	190
Bindmiddelen (80 €/ton)	170	180	170	520
Overige kosten conditioneren (5 €/ton)	28	30	28	87
Storten (65 €/ton, incl. belasting)	500	535	500	1.560
Waswater lozen (€/m ³)	7	7	1	18
Totale kosten	1.680	1.780	1.390	3.780
Totale kosten [€/ton]	170	180	275	150

Kostenoverzicht rookgasreinigingsresidu slibverbranding.

	15% eind Cl	2,5% eind Cl
Gegevens		
Ingangsmateriaal [ton/jaar]	1.500	1.500
Transport	150 km	150 km
Te conditioneren residu [ton/jaar] (ds basis)	480	240
Te conditioneren residu [ton/jaar] (natte basis)	960	480
Bindmiddelen voor conditioneren [ton/jaar]	480	180
Storten [ton/jaar]	1.400	660
Waswater lozen [m ³ /jaar]	10.000	13.000
Kosten (bedragen in [k€/jaar])		
Wassen	160	180
Transport	11	11
Bindmiddelen (80 €/ton)	3,8	1,4
Overige kosten conditioneren (5 €/ton)	1,2	2,4
Storten (65 €/ton, incl. belasting)	91	43
Waswater lozen (€/m ³)	0,2	0,3
Totale kosten	267	238
Totale kosten [€/ton]	180	160

Bijlage 3 Voorbeelden van vergunningen voor het lozen van zoute afvalwaterstromen

Kisuma Chemical BV te Veendam (WVO Vergunning DNN 1997 / 9915)

Dit bedrijf produceert hydrotalciet, en loost een viertal procesafvalwaterstromen op het Eems-Dollardestuarium via de Veenkoloniale Afvalwaterleiding (VKA). Twee van deze stromen bevatten zout: de zgn. Hoog-chloride stroom bevat 25 g/l Cl (debiet maximaal 2570 m³/dag), de zgn. Hoog-sulfaat stroom bevat 16 g/l Cl en 17 g/l SO₄ (debiet maximaal 1600 m³/dag). Deze stromen komen vrij als waswater bij de productie van hydrotalciet respectievelijk magnesiumhydroxide.

De vergunning legt eisen op aan de concentraties zink, aluminium en onopgeloste bestanddelen, en daarnaast CZV en N. In de beschikking worden geen eisen aan de gehalten chloride en sulfaat (en daarnaast magnesium, calcium, natrium) genoemd, en ook niet de plicht om deze componenten te meten. De motivering is, dat de “achtergrondwaarden van het ontvangende water, mede gelet op de aard van de stoffen, van dien aard zijn dat vanuit waterkwaliteitseisen geen nadere eisen noodzakelijk zijn” (conform de Waterkwaliteitsaanpak). De uiteindelijke lozing vindt plaats via het lozingswerk van Nedmag Industries, waar deze parameters worden geregistreerd ten behoeve van de vrachtmonitoring.

In de vergunning is overigens wel de verplichting opgenomen om onderzoek te doen naar efficiënt water(her)gebruik.

Nedmag Industries te Veendam (WVO Vergunning DNN 96 / 5233)

Nedmag produceert producten die gebaseerd zijn op magnesium componenten. Het hoofdproduct is doodgebrand magnesiumoxide, wat wordt gevormd uit gebrand dolomiet en magnesiumchloride pekkel. Het dolomiet wordt geïmporteerd uit België, terwijl magnesiumchloride in eigen beheer wordt gewonnen. Andere producten zijn magnesiumhydroxide, caustic magnesiumoxide, magnesiumchloride pekkel, magnesiumchloride flakes en magnesiumsulfaat.

Bij Nedmag komt een calciumchloride houdende afvalwaterstroom vrij. Het afvalwater wordt via de Veenkoloniale Afvalwaterleiding (VKA) geloosd op het Eems-Dollardestuarium. Door de vergunningverlener is bij het opstellen van de vergunning de Waterkwaliteitsaanpak gehanteerd voor de geloosde zouten. Binnen het kader van best uitvoerbare technieken is het terughouden van zouten (magnesiumchloride, calciumchloride, natrium en kaliumzouten) niet haalbaar gebleken. Verder is gelet op de verstoring van de verhouding kationen, aangezien door de lozing een overschot Ca²⁺-ionen in het ontvangende milieu ontstaat (met bovendien risico's op vorming van neerslagen als calciumcarbonaat, calciumfosfaat en calciumsulfaat; de kans hierop wordt echter gering geacht). Ook de verstoring van de natuurlijke verhouding Na⁺/K⁺ is beoordeeld. De conclusie was dat de verstoring ruimschoots binnen de grenzen van de natuurlijke variatie valt.

In de vergunning worden geen eisen gesteld aan de lozing van zouten. Het afvalwater bevat 45 g/l CaCl₂ en 0,45 g/l sulfaat, bij een vergund debiet van 550 m³ per uur.

Avébé te Foxhol (WVO Vergunning DNN 1999/786)

Avébé produceert aardappelzetmeel, bijproducten van de aardappelzetmeelfabricage en derivaten van aardappelzetmeel. In het afvalwater van Avébé komen voornamelijk zetmeel, zetmeelderivaten en anorganische zouten voor. Andere voorkomende stoffen zijn vlokmiddelen, reinigingsmiddelen, ketel- en koelwatertoevoegingen en epichloorhydrine. Zetmeel, zetmeelderivaten en vlokmiddelen behoren tot de categorie overige verontreinigingen en worden met behulp van de best uitvoerbare technologie uit het afvalwater verwijderd (de AWZI wordt gezien als b.u.t.). Bij een neutralisatiestap in één van de deelprocessen ontstaat zout waswater. In de vergunning worden geen eisen gesteld aan het zoutgehalte van afvalwater; voor zouten wordt de Waterkwaliteitsaanpak gehanteerd. Gezien de lage zoutgehalten wordt gesteld dat er geen negatieve gevolgen zijn voor het ontvangende oppervlaktewater.

CMF te Velsen-Noord (2002/6344)

De vergunning bevat eisen aan de concentraties van zware metalen, alsmede stikstof, dioxines en onopgeloste bestanddelen. Het maximum debiet bedraagt 450 m³/dag. De concentratie in het geloosde water mag maximaal 10 g/l Cl bedragen (20 g/l Cl indien op een diepte van minimaal 10 m beneden NAP wordt geloosd). Het debiet moet continu worden gemeten, en er moeten regelmatig analyses op de genoemde componenten worden uitgevoerd.

Bijlage 4 Beschrijving verwerkingsroutes

In deze bijlage worden de routes die in hoofdstuk 7 worden geëvalueerd beschreven. De voornaamste gegevens welke dienen voor de evaluatie worden hierbij samengevat, gelet op de in 7.2 aangegeven evaluatie criteria. Beschrijvingen worden gegeven per route, waarbij voor iedere route eventuele verschillen tussen de clusters worden aangestipt.

Route 1: Storten in big bags (huidige route)

Beschrijving

De afvalstof wordt los gestort in big bags. De big bags worden op de stortplaats op elkaar gestapeld, waarbij zowel aan de bovenkant als aan de onderkant een combinatie-onderafdichting wordt toegepast (= minerale afdichtingslaag plus folie). Stabilisatie van de stort vindt plaats door het inwassen van zand tussen de bags.

Toepasbaarheid

Deze route is in principe toepasbaar voor alle geïdentificeerde zoute afvalstoffen, maar wordt in de praktijk alleen voor sproeidroogzout toegepast (voor de andere afvalstoffen is de minimumstandaard volgens het LAP anders). De inzetbaarheid is 100%, dat wil zeggen dat de vrijkomende hoeveelheid van een afvalstof volledig via deze route kan worden verwerkt. Uiteraard hangt dit wel samen met de beschikbaarheid van stortlocaties.

Stand van de techniek

Deze route wordt in de praktijk toegepast voor sproeidroogzout van twee AVI's.

Robuustheid techniek

Doordat de afvalstoffen onbewerkt worden gestort is de nazorg eeuwigdurend, en moet rekening worden gehouden met een zekere faalkans (zie hoofdstuk 6 en bijlage 6).

Uitlooeisen

Deze route is niet in overeenstemming met toekomstig beleid, omdat het storten in big bags ontmoedigd zal worden.

Energieverbruik

Het energieverbruik is grotendeels gekoppeld aan het transport naar de stortplaats. Voor het geval van AVI-sproeidroogzouten is de transportafstand in het algemeen klein (aanneame: 20 km). Bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik daarmee op 52 MJ/ton (NB dit getal dient enkel voor rangschikking van de verschillende routes).

Storthoeveelheid

De afvalstof wordt volledig gestort.

Emissies

De emissies bij deze route zijn zeer lastig in te schatten. Emissies kunnen in principe alleen optreden bij falen. Enkel ten behoeve van rangschikking van de routes wordt een ruwe schatting gemaakt van de emissies. Daartoe wordt aangenomen dat per honderd jaar 1% van het gestorte materiaal in contact komt met water, dat geheel uitspoelt naar de bodem. De uitloging kan worden geschat aan de hand van resultaten van kolomproeven van sproeidroogzouten (hoewel de beschikbare data slechts beperkt zijn, zie bijlage 5). Aangenomen wordt (arbitrair) dat bij falen een LS van 1 l/kg wordt bereikt. Dit leidt tot onderstaande emissies voor AVI-sproeidroogzouten (voor DTO-vliegias en rookgasreinigingsresidu van slibverbranding ontbreken helaas gegevens).

Ruwe schatting orde grootte emissies door uitloging sproeidroogzouten – route 1.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]
Antimoon	0,039	Seleen	0,00076
Arseen	0,0010	Strontium	0,061
Barium	0,16	Tin	0,0024
Cadmium	0,20	Vanadium	0,00093
Chroom	0,0017	Wolfraam	0,0048
Cobalt	0,0016	Zink	10
Koper	0,24		
Kwik	0,0051	Bromide	14
Lood	5,4	Chloride	2.200
Molybdeen	0,0028	Fluoride	0,075
Nikkel	0,0021	Sulfaat	3,5

Er treden geen rechtstreekse emissies op naar oppervlaktewater (aangenomen wordt dat de big bags in de exploitatiefase volledig dicht zijn, en er dus geen verontreinigingen uit de big bags in het percolaat terechtkomen).

Bindmiddel

Bij deze route wordt geen bindmiddel toegepast.

Kosten

De kosten worden geraamd op 120 € per ton, inclusief stortbelasting en materiaal-kosten voor de big bag (bron: informatie Afvalzorg), alsmede transportkosten.

Route 2: Storten in big bags, toevoegen van AVI-vliegas (huidige route)*Beschrijving*

De afvalstof wordt gemengd met AVI-vliegas en andere AVI-reststoffen, en gestort in big bags. Door de toevoeging van vliegas treedt een zekere uitharding op. Bij langdurig contact met water (volledige onderdompeling), is het materiaal niet vormvast, echter de kans dat een dergelijke situatie in de praktijk optreedt, is niet realistisch.

De big bags worden op de stortplaats op elkaar gestapeld, waarbij zowel aan de bovenkant als aan de onderkant een combinatie-onderafdichting wordt toegepast (= minerale afdichtingslaag plus folie). Stabilisatie van de stort vindt plaats door het inwassen van zand tussen de bags.

Toepasbaarheid

Deze route is in principe toepasbaar voor alle geïdentificeerde zoute afvalstoffen, maar wordt in de praktijk alleen voor sproeidroogzout toegepast (voor de andere zoute afvalstoffen is de minimumstandaard volgens het LAP anders). De inzetbaarheid is 100%, dat wil zeggen dat de vrijkomende hoeveelheid van een afvalstof volledig via deze route kan worden verwerkt. Uiteraard hangt dit wel samen met de beschikbaarheid van stortlocaties.

Stand techniek

Deze route wordt in de praktijk toegepast voor sproeidroogzout van twee AVI's.

Robuustheid techniek

Doordat de afvalstoffen onbewerkt worden gestort is de nazorg eeuwigdurend (zoals bij alle stortvarianten), en moet rekening worden gehouden met een zekere faalkans (zie hoofdstuk 6 en bijlage 6). De faalkans zal, door het bindende effect van de toegevoegde vliegas, lager zijn dan voor route 1.

Uitlooeisen

Deze route is niet in overeenstemming met toekomstig beleid, omdat het storten in big bags ontmoedigd zal worden.

Energieverbruik

Het energieverbruik is grotendeels gekoppeld aan het transport naar de stortplaats. Voor het geval van AVI-sproeidroogzouten is de transportafstand in het algemeen klein (aanne: 20 km). Bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik daarmee op 52 MJ/ton (NB dit getal dient enkel voor rangschikking van de verschillende routes).

Stort

Het materiaal wordt volledig gestort. Omdat AVI-vliegas wordt toegevoegd is het te storten volume groter dan de oorspronkelijke hoeveelheid zoute afvalstof. Daar-

bij wordt wel opgemerkt, dat AVI-vliegas sowieso voor een groot deel in geconditioneerde vorm op stortplaatsen belandt.

Emissies

De emissies bij deze route zijn zeer lastig, zo niet onmogelijk, in te schatten. Emissies kunnen in principe alleen optreden bij falen. Enkel en alleen ten behoeve van rangschikking van routes wordt een ruwe schatting gemaakt van de emissies, analoog aan route 1. Daartoe wordt aangenomen dat per honderd jaar 0,5% van het gestorte materiaal in contact komt met water, dat geheel uitspoelt naar de bodem (dit is dus een factor 2 minder dan route 1). De uitloging kan worden geschat aan de hand van resultaten van kolomproeven van sproeidroogzouten (hoewel de beschikbare data slechts beperkt zijn, zie bijlage 5). Aangenomen wordt (arbitrair) dat bij falen een LS van 1 l/kg wordt bereikt, en dat de uitgeloopte hoeveelheden ondanks de nazorgmaatregelen in de bodem terechtkomen. Dit leidt tot onderstaande emissies voor AVI-sproeidroogzouten (voor DTO-vliegas en rookgasreinigingsresidu van slibverbranding ontbreken helaas gegevens).

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging sproeidroogzouten – route 2.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]
Antimoon	0,019	Seleen	0,00038
Arseen	0,0005	Strontium	0,031
Barium	0,08	Tin	0,0012
Cadmium	0,10	Vanadium	0,00047
Chroom	0,0009	Wolfraam	0,0024
Cobalt	0,0008	Zink	5,0
Koper	0,12		
Kwik	0,0026	Bromide	7,0
Lood	2,7	Chloride	1.100
Molybdeen	0,0014	Fluoride	0,038
Nikkel	0,0011	Sulfaat	1,7

Er treden geen rechtstreekse emissies op naar oppervlaktewater (aangenomen wordt dat de big bags in de exploitatiefase volledig dicht zijn, en er dus geen verontreinigingen uit de big bags in het percolaat terechtkomen).

Bindmiddel

Bij deze route wordt geen bindmiddel toegepast, anders dan AVI-vliegas.

Kosten

De totale kosten worden geraamd op 130 € per ton (bron: informatie ARN).

Route 3: Toepassing in Duitse zoutmijnen (huidige route)*Beschrijving*

In diverse Duitse zoutmijnen worden afvalstoffen gebruikt voor opvulling van de cavernes na zoutwinning (voor diverse Duitse zoutmijnen bestaat een opvulplicht). De afvalstof wordt gemengd met opgepompte mijnslurry, en teruggepompt in de mijngang. Diverse Nederlandse afvalstoffen worden op deze wijze in Duitsland verwerkt.

De zoutmijnen bevinden zich in geologisch stabiele lagen, zodat er geen grond is om te veronderstellen dat er kans bestaat op emissies naar het milieu, ook niet op zeer lange termijn.

Toepasbaarheid

Deze route is in principe toepasbaar voor alle clusters. De inzetbaarheid is 100%, dat wil zeggen dat de vrijkomende hoeveelheid van een afvalstof volledig via deze route kan worden verwerkt. Wel zal op termijn de behoefte aan de inname aan afvalstoffen afnemen.

Stand techniek

Deze route wordt in de praktijk toegepast voor sproeidroogzout van één AVI, alsmede rookgasreinigingsresidu van slibverbranding.

Robuustheid techniek

Doordat de afvalstoffen in een stabiele geologische omgeving worden gebracht, is de faalkans zeer gering gedurende zeer lange perioden.

Uitlooeisen

Deze route is in overeenstemming met toekomstig Europees beleid.

Energieverbruik

Het voornaamste energieverbruik is gekoppeld aan het transport naar de mijnen. Voor alle afvalstoffen is de transportafstand minimaal 600 km. Bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik daarmee op 1560 MJ/ton (NB dit getal dient enkel voor rangschikking van de verschillende routes).

Stort

Het materiaal wordt volledig geborgen, er blijven geen residuen over. Het bergen in de mijnen wordt niet gezien als storten maar als nuttige toepassing.

Emissies

Door de geïsoleerde ligging zijn emissies naar het milieu afwezig.

Bindmiddel

Bij deze route wordt geen bindmiddel toegepast.

Kosten

De kosten worden geraamd op 110 € per ton (bron: informatie Twence). De voornaamste kosten betreffen transport; deze zijn hoger naarmate de productielocatie van de afvalstof verder van de Duitse grens afligt.

Route 4: Wassen zoute afvalstoffen, lozen zout waswater (toekomstige route)*Beschrijving van de route*

De zoute afvalstoffen worden gewassen, waarbij de zouten via het waswater uit de afvalstof worden verwijderd. Het zoute waswater wordt fysisch-chemisch gereinigd en geloosd op brak of zout oppervlaktewater. Deze optie is met name interessant voor de sproeidroogzouten van AVI's (zie verder onder Toepasbaarheid). Het wassen kan zowel decentraal bij de AVI geschieden als centraal, bijvoorbeeld op een locatie aan de kust. De keuze is afhankelijk van de situatie, immers landinwaarts gelegen AVI's hebben geen mogelijkheid om zout water te lozen (anders zouden ze immers geen sproeidroogzout produceren), terwijl de installaties nabij brak of zout water die desondanks sproeidroogzout produceren kennelijk geen vergunning voor het lozen hebben. Dit betekent dat een centrale installatie de enige realistische optie is voor een wasproces waarbij het waswater wordt geloosd. Zoals uit hoofdstuk 5 blijkt maakt het voor de totaalkosten niet uit of relatief diep wordt gewassen of juist minder diep, mits er een reductie van het bindmiddelgehalte voor conditioneren van het gewassen residu tegenover het dieper wassen staat. Daarom wordt in deze evaluatie uitgegaan van diep wassen in een tweestaps wasproces.

Toepasbaarheid

Wasprocessen zijn toepasbaar voor sproeidroogzouten van AVI's (zie ook de voorontwerpen in paragraaf 5.3). Ook voor rookgasreinigingsresidu zijn wasprocessen toepasbaar, hoewel wassen daarvan in feite neerkomt op het bijna volledig oplossen van de afvalstof. Voor DTO-vliegas zijn wasprocessen niet toepasbaar, omdat daarbij niet chloridezouten maar (calcium)sulfaat het belangrijkste zoutprobleem vormt. Calciumsulfaat is niet met een eenvoudig wasproces te verwijderen. Een mogelijke optie is chemische omzetting van calciumsulfaat in calciumcarbonaat tijdens het wassen, echter die techniek is nog nauwelijks ontwikkeld, zodat uitspraken over de effectiviteit van deze route tamelijk speculatief zijn. Bovendien wordt betwijfeld dat het gewassen residu zodanig is te conditioneren, dat het voldoet aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd (zie paragraaf 4.2.3).

Stand techniek

Wastechnieken voor diverse afvalstromen zijn ontwikkeld tot productieschaal. Voor sproeidroogzouten van AVI's zijn processen ontwikkeld tot semi-praktijkschaal.

Robuustheid techniek

Het wasproces zelf is een robuuste techniek. Uiteraard kunnen er wel technische problemen optreden (bijvoorbeeld verstoppingen door aankoeking van zouten), maar de problemen zijn oplosbaar en de technische risico's zijn niet hoog. Er blijft een gewassen residu over, dat alsnog geconditioneerd wordt. Zoals voor alle stortvarianten geldt dat hiervoor eeuwigdurende nazorg nodig is, echter ten

gevolge van de behandeling met bindmiddelen wordt de faalkans niet hoog ingeschat.

Uitlooeisen

De uitlozing voldoet aan de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

Energieverbruik

Het energieverbruik van deze route betreft zowel transport als het proces zelf, waarbij het transport de overhand heeft. Voor transport van het zout naar de centrale installatie wordt een afstand van 150 km aangenomen; bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik daarmee op 390 MJ/ton (NB dit getal dient enkel voor rangschikking van de verschillende routes). Aangenomen wordt dat de gewassen afvalstoffen ter plekke worden geconditioneerd en gestort. Het energieverbruik voor het wasproces wordt ruwweg geschat op 20 kWh per ton, d.i. 72 MJ per ton. Hieruit blijkt dat het transport het grootste aandeel in het energieverbruik vormt.

Stort

Doordat een fiks deel van de zouten wordt uitgewassen blijft slechts 35% m/m van de oorspronkelijke afvalstof (droge stof basis) over om te worden gestort. Deze moet echter wel worden behandeld met bindmiddel, en is bovendien vochtig. Hierdoor komt de totaal te storten hoeveelheid naar schatting op 80% m/m (ongeveer 35% v/v) van de hoeveelheid oorspronkelijk geproduceerde afvalstof (doordat de volumieke massa toeneemt tengevolge van het conditioneren na wassen is het stortvolume relatief verlaagd).

Emissies

Emissies naar water bestaan vooral uit de geloosde zouten uit het wasproces. Omdat lozing plaatsvindt op brak oppervlaktewater en de zouten inert zijn, wordt dit niet als schadelijk voor het milieu beschouwd, mits aan een aantal randvoorwaarden wordt voldaan (zoutconcentraties niet te hoog, strenge eisen aan gehalten zware metalen). De emissies naar water worden geschat op grond van een LS-verhouding van 10 l/kg bij het wassen, waarbij de concentraties aan zware metalen (Hg, Cd, As, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn) juist voldoen aan de Regeling lozingen afvalwater van rookgasreiniging. Voor een aantal zware metalen worden geen eisen gesteld; voor oxy-anionische metalen die niet goed worden verwijderd via sulfiderprecipitatie wordt (arbitrair) uitgegaan van een concentratie van 1 mg/l (Sb, Mo, Se, V, W). Voor kationische metalen wordt een concentratie van 0,5 mg/l aangenomen (Ba, Co, Sr, Sn). Het uitwassen van Cl op basis van het vereiste eind-Cl gehalte van 2,5 g/kg. De uitwassing van Br is hiermee evenredig. De uitwassing van SO₄ en F wordt geschat op grond van hun beperkte oplosbaarheid.

Ruwe schatting ordegrootte emissies naar water – route 4, sproeidroogzouten.

Component	Schatting emissie naar water [g/ton]	Component	Schatting emissie naar water [g/ton]
Antimoon	10	Seleen	10
Arseen	1,5	Strontium	5
Barium	5	Tin	5
Cadmium	0,5	Vanadium	10
Chroom	5	Wolfraam	10
Cobalt	5	Zink	15
Koper	5		
Kwik	0,3	Bromide	3.000
Lood	2	Chloride	450.000
Molybdeen	10	Fluoride	2
Nikkel	5	Sulfaat	20.000

Emissies door uitloging vanuit het geconditioneerde stortlichaam zijn zeer lastig te schatten. Een (zeer) voorzichtige schatting kan worden gemaakt, door de uitloging evenredig te veronderstellen aan de samenstelling. Hiertoe is gebruik gemaakt van gegevens van VBM over de gemiddelde samenstellingen van klassen van afvalstoffen en gemiddelde uitloging van die klassen (in termen van E64, gemeten in diffusieproeven), zie ook paragraaf 4.2.3. Dit geeft de emissie uit vormgegeven materialen, gemeten in de diffusieproef. Deze E64 moet nog worden vertaald naar een emissie in de praktijksituatie. Hiertoe wordt gebruik gemaakt van de methode beschreven in [de Wilde en Aalbers, 1999]. Weliswaar is deze methode niet door Vrom gebruikt bij het opstellen van de Regeling C-geconditioneerd, maar met de methode kan wel een ordegrootte schatting worden gemaakt van de emissie, rekening houdend met factoren als bevochtiging, veroudering e.d. Benadrukt wordt dat het doel enkel is om een schatting te maken ten behoeve van de rangschikking van diverse routes, en niet het maken van een nauwkeurige voorspelling van de uitloging.

De aldus berekende emissies worden in onderstaande tabel weergegeven per ton uitgangsmateriaal (er is dus rekening gehouden met de reductie van de massa ten gevolge van wassen). De emissies zijn berekend per 100 jaar, zodat een (kwalitatieve) vergelijking met routes 1 en 2 mogelijk is. Voor de anionen is aangenomen dat juist wordt voldaan aan de uitloogeisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging – route 4, sproeidroogzouten.

Component	Schatting emissie per 100 j [mg/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [mg/ton]
Antimoon	2,2	Seleen	0,011
Arseen	0,19	Strontium	
Barium	5,3	Tin	0,14
Cadmium	0,051	Vanadium	0,20
Chroom	0,073	Wolfraam	0,50
Cobalt	0,039	Zink	2,1
Koper	3,6		
Kwik	$2,4 \cdot 10^{-5}$	Bromide	500
Lood	7,8	Chloride	25.000
Molybdeen	27	Fluoride	250
Nikkel	0,12	Sulfaat	25.000

Bindmiddel

Het residu dat na wassen overblijft, wordt geconditioneerd door behandeling met een bindmiddel. Aangenomen wordt dat op droge stof basis 50% bindmiddel nodig is. Omdat de massa van het gewassen residu slechts 35% van de oorspronkelijke massa bedraagt, is dus per ton geproduceerde afvalstof 18% bindmiddel nodig.

Kosten

De kosten bedragen ongeveer 150 € per ton, inclusief kosten voor transport en conditioneren (zie paragraaf 5 voor de resultaten van de economische evaluatie).

**Route 5: Wassen zoute afvalstoffen, opwerken zout waswater
(toekomstige route)***Beschrijving van de route*

De zoute afvalstoffen worden gewassen, waarbij de zouten via het waswater uit de afvalstof worden verwijderd. Het wasproces wordt zodanig uitgevoerd dat het zoute waswater na fysisch-chemische reiniging kan worden afgezet als verkoopbaar product. Net als route 4 geldt dat deze route met name van belang is voor sproeidroogzouten van AVI's, waarbij het product bestaat uit calciumchloride pekel.

Anders dan route 4 is het bij deze route wel degelijk een optie om decentraal te wassen (dat wil zeggen: bij de AVI zelf). Hiermee wordt bespaard op transportkosten, maar het nadeel is wel dat het schaalvoordeel van de wasinstallatie afwezig is. Ten behoeve van de kostenschatting wordt daarom uitgegaan van een centrale plant.

Net als voor route 4 wordt uitgegaan van diep wassen in een tweestaps wasproces.

Toepasbaarheid

Wasprocessen zijn toepasbaar voor de clusters 1, 2 en 3 (sproeidroogzouten van AVI's), zie ook de voorontwerpen in paragraaf 5.3, en de bespreking bij route 4.

Stand techniek

Wastechnieken voor diverse afvalstromen zijn ontwikkeld tot productieschaal. Voor sproeidroogzouten van AVI's zijn processen ontwikkeld tot semi-praktijkschaal.

Robuustheid techniek

Het wasproces zelf is een robuuste techniek. Uiteraard kunnen er wel technische problemen optreden (bijvoorbeeld verstoppingen door aancoeking van zouten), maar de problemen zijn oplosbaar en de technische risico's zijn niet hoog. Wel bestaat het risico dat het geproduceerde calciumchloride niet afgezet kan worden, bijvoorbeeld indien de gehalten zware metalen te hoog zijn. In dat geval moeten mogelijk nieuwe reinigingstechnieken ontwikkeld worden, om zware metalen tot ppb-niveau te verwijderen.

Er blijft een gewassen residu over, dat alsnog geconditioneerd wordt. Zoals voor alle stortvarianten geldt dat hiervoor eeuwigdurende nazorg nodig is, echter ten gevolge van de behandeling met bindmiddelen wordt de faalkans relatief niet hoog ingeschat.

Uitlooeisen

De uitlooging voldoet aan de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd.

Energieverbruik

Het energieverbruik van deze route betreft zowel transport als het proces zelf, waarbij het transport de overhand heeft. Voor transport van het zout naar de centrale installatie wordt een afstand van 150 km aangenomen; bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik daarmee op 390 MJ/ton (NB dit getal dient enkel voor rangschikking van de verschillende routes). Aangenomen wordt dat de gewassen afvalstoffen ter plekke worden geconditioneerd en gestort. Het energieverbruik voor het wasproces wordt ruwweg geschat op 20 kWh per ton, d.i. 72 MJ per ton. Hieruit blijkt dat het transport het grootste aandeel in het energieverbruik vormt.

Stort

Doordat een fiks deel van de zouten wordt uitgewassen blijft slechts 35% m/m van de oorspronkelijke afvalstof (droge stof basis) over om te worden gestort. Deze moet echter wel worden behandeld met bindmiddel, en is bovendien vochtig. Hierdoor komt de totaal te storten hoeveelheid naar schatting op 80% m/m (ongeveer 35% v/v) van de hoeveelheid oorspronkelijk geproduceerde afvalstof (doordat de volumieke massa toeneemt tengevolge van het conditioneren na wassen is het stortvolume relatief verlaagd).

Emissies

Omdat het waswater wordt opgewerkt tot een in principe verkoopbaar product (calciumchloride pekkel) vindt geen emissie naar oppervlakte water plaats. Emissies door uitloging vanuit het geconditioneerde stortlichaam zijn zeer lastig te schatten. Er wordt uitgegaan van dezelfde schatting als route 4. Wel vindt een additionele emissie plaats, doordat het calciumchloride product ondanks de opzuivering niet helemaal vrij zal zijn van zware metalen. Aangenomen wordt dat de concentratie van alle zware metalen in de pekkel 0,1 mg/l bedraagt; een dergelijke concentratie is voor de meeste metalen haalbaar met conventionele zuiveringstechnieken (voor Hg zal een wat lagere concentratie gehaald worden). Bij toepassing als nat strooizout komt deze emissie volledig in de bodem terecht. Netto wordt ongeveer 4 l water per kg afvalstof gebruikt, zodat de emissie per metaal neerkomt op 0,4 g/ton. Dit betekent dat de emissie via dit mechanisme de uitloging uit het stortlichaam volledig overheerst.

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging – route 5.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [mg/ton]
Antimoon	0,40	Seleen	0,40
Arseen	0,40	Strontium	0,40
Barium	0,40	Tin	0,40
Cadmium	0,40	Vanadium	0,40
Chroom	0,40	Wolfraam	0,40
Cobalt	0,40	Zink	0,40
Koper	0,40		
Kwik	0,20	Bromide	3.000
Lood	0,41	Chloride	450.000
Molybdeen	0,43	Fluoride	1
Nikkel	0,40	Sulfaat	10.000

De emissie is ten gevolge van de toepassing sterk verspreid.

Bindmiddel

Het residu dat na wassen overblijft wordt geconditioneerd door behandeling met een bindmiddel. Aangenomen wordt dat op droge stof basis 50% bindmiddel nodig is. Omdat de massa van het gewassen residu slechts 35% van de oorspronkelijke massa bedraagt, is dus per ton geproduceerde afvalstof 18% bindmiddel nodig.

Kosten

De kosten bedragen 100 € per ton, inclusief kosten voor transport en conditioneren (zie paragraaf 5 voor de resultaten van de economische evaluatie). Opbrengsten van calciumchloride zijn waarschijnlijk zeer gering, vanwege de overproductie van calciumchloride bijproducten in de industrie.

Route 6: Procesgeïntegreerde maatregelen (toekomstige route)*Beschrijving van de route*

Door het aanpassen van de rookgasreinigingsinstallatie kan de productie van zoute afvalstoffen gedeeltelijk worden voorkomen. Deze route is alleen van belang voor sproeidroogzouten van AVI's. Bij de andere afvalstoffen worden vooralsnog geen mogelijkheden gezien om de geproduceerde hoeveelheden zoute afvalstof drastisch te verminderen door aanpassing van het proces.

Door opschoning van de zoute waterstromen in de AVI via technieken als precipitatie, coagulatie en bezinking kan een relatief schone en geconcentreerde (11%) calciumchloride oplossing worden verkregen (het is overigens de vraag of dit wel hoog genoeg is voor afzet als nat strooizout).

Er blijft echter wel een reststroom over van ongeveer 50-60% van de oorspronkelijke hoeveelheid sproeidroogzout, welke alsnog gesproeidroogd moet worden en vervolgens verder verwerkt (informatie dhr. C. ten Duis, Essent).

Toepasbaarheid

Met name voor sproeidroogzouten typen 1a en 1b. Voor sproeidroogzout type 2 is de toepasbaarheid twijfelachtig, omdat sprake is van een mengsel van calcium-(hydr)oxide en calciumchloride (zie ook [Akzo Nobel Engineering, 1995]). Voor DTO –vliegass en rookgasreinigingsresidu van slibverbranding worden vooralsnog geen mogelijkheden gezien.

Stand techniek

Essent heeft een lab-schaal onderzoek afgerond, en is momenteel (oktober 2003) bezig met onderzoek op pilot schaal. De gebruikte technieken zijn allemaal bewezen, echter er is nog wel onderzoek nodig naar beperking van de concentraties zware metalen en de afzetbaarheid van het product c.q. de mogelijkheid om de pekels te kunnen lozen.

Robuustheid techniek

De technische risico's zijn niet groot. Wel bestaat het risico dat het geproduceerde calciumchloride niet afgezet kan worden, bijvoorbeeld indien de gehalten zware metalen te hoog zijn. In dat geval kan het alsnog worden geloosd op zee, echter in dat geval zullen (afhankelijk van de locatie van de AVI) hogere transportkosten resulteren, immers het zout moet dan in oplossing worden afgevoerd.

Uitloogeisen

Bij toepassing van deze optie komt nog steeds ongeveer 60% van de oorspronkelijke hoeveelheid sproeidroogzout vrij. Indien wordt aangenomen dat deze hoeveelheid via één van de bestaande routes wordt verwerkt, nl. storten in big bags en toevoegen van vliegass, kan worden geconcludeerd dat dit niet in overeenstemming is met toekomstig beleid, omdat het storten in big bags ontmoedigd zal worden. Echter indien wordt gekozen voor een alternatieve methode kan aan de eisen van

de Regeling C-geconditioneerd worden voldaan. Als alternatief zal het wassen van de afvalstof worden beschouwd.

Energieverbruik

Doordat minder sproeidroogzout wordt geproduceerd hoeft een kleinere hoeveelheid afvalstoffen te worden getransporteerd naar de stortlocatie. In totaal is voor transport (afstand: 150 km) ongeveer 195 MJ per ton oorspronkelijk geproduceerd sproeidroogzout nodig. Aangenomen wordt dat het energieverbruik van het proces verwaarloosbaar is ten opzichte van het transport.

Stort

Aangenomen wordt dat 50% van de huidige productie nog steeds moet worden verwerkt. Indien deze wordt verwerkt via route 2 wordt dus 50% van de oorspronkelijke hoeveelheid gestort (case 6a). Indien het restant wordt verwerkt via route 4 blijft 40% m/m te storten over, ofwel 18% v/v (case 6b).

Emissies

Vooralsnog wordt aangenomen dat de 50% sproeidroogzout die nog steeds wordt geproduceerd via één van de bestaande routes wordt verwerkt, en wel

A. via storten in big bags en toevoegen van vliegashoudstof (case 6a), of

B. via wassen (case 6b)

De emissies naar de bodem komen voor case 6a overeen met 50% van de emissies volgens route 2, en voor case 6b met 50% van de emissies volgens route 4. Daarnaast zullen afhankelijk van de toepassing van het sproeidroogzout meer emissies optreden, omdat in de pekels altijd restantsporen zware metalen aanwezig zullen zijn. Bij toepassing als wegzout komen deze volledig in de bodem terecht. Indien, analoog aan route 5, wordt aangenomen dat de concentratie van alle zware metalen in de pekels 0,1 mg/l bedraagt komt de emissie bij toepassing als nat strooizout volledig in de bodem terecht. Netto wordt ongeveer 4 l water per kg afvalstof gebruikt, zodat de emissie per metaal neerkomt op 0,4 g/ton, oftewel 0,2 g per ton oorspronkelijk sproeidroogzout. Dit betekent dat de emissie via dit mechanisme de uitloging uit het stortlichaam grotendeels overheerst.

Ook wanneer voor een alternatieve verwerkingsmethode wordt gekozen, bijvoorbeeld storten in big bags met extra voorzieningen, blijft deze laatste conclusie gehandhaafd. De geschatte emissies veranderen hierdoor niet.

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging en toepassing van de pekkel – route 6.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]
Antimoon	0,21	Seleen	0,20
Arseen	0,20	Strontium	0,20
Barium	0,20	Tin	0,20
Cadmium	0,21	Vanadium	0,20
Chroom	0,20	Wolfraam	0,20
Cobalt	0,20	Zink	2,7
Koper	0,26		
Kwik	0,10	Bromide	1.500
Lood	1,6	Chloride	230.000
Molybdeen	0,20	Fluoride	0,55
Nikkel	0,20	Sulfaat	5.000

Er treden geen rechtstreekse emissies op naar oppervlaktewater (aangenomen wordt dat de big bags in de exploitatiefase volledig dicht zijn, en er dus geen verontreinigingen uit de big bags in het percolaat terechtkomen).

Bindmiddel

Het sproeidroogzout dat nog steeds vrijkomt moet nog steeds worden behandeld / geconditioneerd. Aangenomen wordt dat het restant hetzij in big bags wordt gestort, zodat geen bindmiddel nodig is (case 6a), hetzij wordt gewassen, waarbij voor het residu ongeveer 10 % m/m bindmiddel t.o.v. de oorspronkelijke hoeveelheid nodig is (case 6b).

Kosten

De kosten voor de technische maatregelen zelf zijn laag. Helaas zijn geen economische gegevens voorhanden; aangenomen wordt dat met de kapitaalskosten en chemicaliën enkele tientallen € per ton kost (zeg 25 € per ton). Daarnaast moet nog steeds 50% worden gestort; indien dit volgens route 2 gebeurt, komt dat neer op een kostenpost van 75 € per ton oorspronkelijk geproduceerd sproeidroogzout (case 6a), en indien dit volgens route 4 gebeurt € 85 per ton (case 6b). Een ruwe schatting leidt nu tot een totale kostenpost van 100 € per ton (ordegrootte) voor case 6a, en 110 € per ton voor case 6b.

**Route 7: Storten in big bags, met aanvullende voorzieningen
(achtervang route)***Beschrijving van de route*

De afvalstof wordt los gestort in big bags, welke op elkaar worden gestapeld. In vergelijking met route 1 worden echter aanvullende voorzieningen getroffen, zoals een extra folie.

Toepasbaarheid

Deze route is voor alle vijf clusters van zoute afvalstoffen toepasbaar.

Stand techniek

De beschreven techniek is gebaseerd op een werkwijze die normaal gesproken wordt toegepast bij het storten van afvalstoffen. Daarbij worden in stortplaatsen ook wel varianten toegepast die parallellen hebben met deze route. Echter, precies zo'n constructie als beschreven, is nu niet bekend. Qua uitvoering lijkt dit echter geen probleem te zijn zodat gesproken kan worden van een techniek conform de huidige uitvoeringspraktijk.

Robuustheid techniek

De faalkans zal niet nul worden. De gevolgen van falen van een voorziening worden ingeperkt ten opzichte van route 1 en 2 door toepassen van extra voorzieningen zoals een extra folie. Daardoor neemt de kans op een emissie af. De faalkans van de voorziening is daardoor kleiner dan bij de 'normale' stortplaats. Nazorg van de stortplaats blijft evenwel noodzakelijk (net als bij elke andere stortplaats).

Uitlooeisen

Deze route voldoet niet aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd, echter door de extra voorzieningen wordt wel een equivalent beschermingsniveau bereikt.

Energieverbruik

Het energieverbruik wordt voornamelijk bepaald door transport. De transportafstand is gering (aanname: 20 km). Bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) komt het energieverbruik op 52 MJ/ton.

Stort

Bij deze optie wordt de afvalstof volledig gestort.

Emissies

Emissies door uitloging zijn zeer lastig in te schatten. Als ruwe aanname wordt gesteld dat door de extra voorzieningen de emissies naar de bodem een factor 10 zullen afnemen ten opzichte van route 1. Dit leidt tot onderstaande schattingen van de emissies door uitloging voor de AVI-sproeidroogzouten (voor de andere afvalstoffen ontbreken helaas gegevens).

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging sproeidroogzouten – route 7.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]
Antimoon	0,0039	Seleen	0,000076
Arseen	0,00010	Strontium	0,0061
Barium	0,016	Tin	0,00024
Cadmium	0,020	Vanadium	0,000093
Chroom	0,00017	Wolfraam	0,00048
Cobalt	0,00016	Zink	1
Koper	0,024		
Kwik	0,00051	Bromide	1,4
Lood	0,54	Chloride	220
Molybdeen	0,00028	Fluoride	0,0075
Nikkel	0,00021	Sulfaat	0,35

Er treden geen rechtstreekse emissies op naar oppervlaktewater (aannee: de big bags zijn in de exploitatiefase volledig dicht, er komen dus geen verontreinigingen uit de big bags in het percolaat).

Bindmiddel

Bij deze route wordt geen bindmiddel gebruikt.

Kosten

De kosten zullen hoger zijn dan bij de routes 1 en 2. De mate van kostenverhoging per ton, wordt bepaald door de vorm van de stort en de aard van de aanvullende voorziening. Dit zal normaal gesproken een bandbreedte betekenen van meerkosten die varieert van enkele procenten tot zo'n 15 à 20%. De geschatte kosten komen daarmee op ongeveer 160 € per ton.

Route 8: Immobiliseren en storten (achtervang route)*Beschrijving van de route*

De afvalstof wordt geïmmobiliseerd, hoewel daarbij niet wordt voldaan aan de eisen van de Regeling C-geconditioneerd. Om een goede binding te krijgen wordt de afvalstof vóór conditioneren opgemengd met andere, zoutarme afvalstoffen. Dit betekent voor de hier beschouwde afvalstoffen een “verdunding” met een factor 5 tot 10.

Toepasbaarheid

Onder de voorwaarde dat mengen met andere afvalstoffen mogelijk is, is deze route voor alle typen afvalstoffen toepasbaar.

Stand techniek

Voor enkele relevante zoute afvalstoffen zijn wel laboratoriumonderzoeken uitgevoerd (zie hoofdstuk 4), maar deze route is nog niet systematisch onderzocht in het kader van de Regeling C-geconditioneerd. De route is wel snel te ontwikkelen tot praktijkschaal (receptuurontwikkeling).

Robuustheid techniek

Ten opzichte van de “aanvaarde” manier van storten (nl. onder het regiem van de Regeling C-geconditioneerd) is deze route neutraal. Er is sprake van eeuwigdurende nazorg, echter de risico's op falen worden niet erg groot geacht, omdat de afvalstoffen gebonden zijn tot vormvaste materialen.

Uitlooeisen

Met deze route kan worden voldaan aan de uitlooeisen van de Regeling C-geconditioneerd, echter opmengen van afvalstoffen is niet toegestaan. Men kan echter beargumenteren dat in dit geval het opmengen functioneel is, omdat anders geen vormgegeven immobilisaat kan worden vervaardigd. Sproeidroogzouten van AVI's zullen minimaal een factor 3 moeten worden “verdund” om aan de 20%-eis te kunnen voldoen, en een factor 10 à 20 om aan de uitlooeisen ten aanzien van zouten te kunnen voldoen.

Energieverbruik

Het energieverbruik wordt voornamelijk bepaald door transport naar een stortplaats voor geconditioneerde afvalstoffen. In vergelijking hiermee zal het energieverbruik van het proces relatief laag zijn. Bij een verbruik van 260 MJ/(ton.100 km) en een transportafstand van 150 km komt het energieverbruik op 390 MJ/ton.

Stort

De afvalstof wordt voor 100% gestort. Bijgemengde afvalstoffen worden hierbij niet opgeteld, omdat die anders op dezelfde wijze worden gestort. Wel dient rekening te worden gehouden met bindmiddel. Indien wordt aangenomen dat de hoe-

veelheid bindmiddel evenredig wordt toegerekend aan de zoute afvalstof, dan zal ongeveer 30% bindmiddel nodig zijn ten opzichte van het uitgangsmateriaal. In totaal wordt dan 150% m/m van de oorspronkelijke hoeveelheid afvalstof gestort; door de reductie in de dichtheid komt dit neer op 70 v/v%.

Emissies

De emissies kunnen (zeer) voorzichtig worden geschat, door de aanname dat de emissies voor zware metalen en de anionen SO_4 en F overeenkomen met die voor de routes 4 en 5, en voor de anionen Cl en Br juist overeenkomt met de eisen uit de Regeling C-geconditioneerd wanneer die worden vertaald naar praktijkuitloging. Dit leidt tot onderstaande schattingen van de emissies door uitloging voor de AVI-sproeidroogzouten (voor de andere afvalstoffen ontbreken helaas gegevens).

Ruwe schatting ordegrootte emissies door uitloging – route 8.

Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]	Component	Schatting emissie per 100 j [g/ton]
Antimoon	5,0	Seleen	6,0
Arseen	5,0	Strontium	5,0
Barium	150	Tin	150
Cadmium	0,50	Vanadium	150
Chroom	50	Wolfraam	25
Cobalt	6,0	Zink	80
Koper	50		
Kwik	0,10	Bromide	500
Lood	100	Chloride	25.000
Molybdeen	91	Fluoride	250
Nikkel	40	Sulfaat	25.000

Bindmiddel

De afvalstof wordt gemengd met andere afvalstoffen, waarna bindmiddel wordt toegevoegd. Indien wordt aangenomen dat de hoeveelheid bindmiddel evenredig wordt toegerekend aan de zoute afvalstof, dan zal ongeveer 25% bindmiddel nodig zijn.

Kosten

De kosten zijn even hoog als “normaal” conditioneren, dat wil zeggen ongeveer 130 € per ton (inclusief afvalstoffenbelasting, transport e.d.).

Bijlage 5 Samenstelling en uitloging zoute reststoffen

Gemiddelde samenstelling in mg/kg ds.

	Sproeidroogzouten AVI's					DTO- vliegias	Rgrr SNB
	AVI 1	AVI 2	AVI 3	AVI 4	AVI 5		
Sb	170	150	80	100	210	650	20
As	15	4,7	23	22	15	410	< 15
Ba	32	41	100*	38	69	180	
Cd	59	49	46	73	82	150	< 1
Cr	5,1	6,5	24*	7,2	11	990	5
Co	2,0	2,0	1,5*	5,0	0,51	250	2
Cu	210	130	180	150	270	3.100	40
Hg	4,0	3,0	19	3,9	21	14	75
Pb	1.400	1.100	1.100	1.300	1.800	14.000	140
Mo	11	2,1	2,0*	6,0	4,7	1.200	< 5
Ni	3,0	3,2	4,0*	5,6	6,1	2.200	40
Se	5,1	5,4	< 50*	8,5	2,9	6,6	onbekend
Sr	210	190	150*	130	150	140	onbekend
Sn	110	130	110	160	260	1.100	onbekend
V	1,0	3,6	3,0*	4,0	7,8	980	onbekend
W	11	8,0	7,0*	140	6,1	320	onbekend
Zn	3.400	3.000	2.900	4.000	4.100	30.000	30
Br	5.800	2.600	2.700*	2.500	2.700	5.200	onbekend
Cl	470.000	420.000	510.000	560.000	350.000	84.000	onbekend
SO ₄	7.800	8.300	44.000*	20.000	19.000	220.000	260.000
F	34	65	54*	780	31	130	350 – 2.000
Ca	260.000	280.000	320.000	180.000	230.000	onbekend	5.000
Na	9.900	50.000	16.000*	140.000	130.000	onbekend	300.000
K	8.000	7.700	14.000*	10.000	10.000	onbekend	< 1.000

*: Één meting.

Uitloging kolomproef $LS = 1$ in mg/kg ds.

	Sproeidroogzouten AVI's					DTO- vliegass	Rgrr SNB
	AVI 1	AVI 2	AVI 3	AVI 4	AVI 5		
Sb	3,8			4,0	0,20		
As	0,015			0,19	0,083		
Ba	18			14	35		
Cd	23			17	5,4		
Cr	0,080			0,25	0,27		
Co	0,031			0,30	0,021		
Cu	11			38	22		
Hg	0,85			0,18	0,0031		
Pb	500			570	710		
Mo	0,25			0,31	0,89		
Ni	0,057			0,36	0,11		
Se	0,027			0,13	0,059		
Sr	0,28			12	51		
Sn					0,090		
V	0,023			0,16	0,042		
W	0,070			0,89	0,12		
Zn	830			1.200	480		
Br	1.700			1.000	1,8		
Cl	200.000			230.000	200		
SO ₄	160			540	0,66		
F	5,6			9,5	0,018		

Bijlage 6 Uitwerking van de stortroutes

IBC-principe bij storten

De C2-afvalstoffen waarover dit rapport gaat worden deels in Nederland gestort. Dit deel van het rapport richt zich uitsluitend op deze C2-afvalstoffen. Uitgangspunt hierbij is dat de C2-afvalstoffen conform de principes van isoleren, beheersen en controleren worden gestort.

Het isoleren heeft in dit geval betrekking op meerdere eigenschappen. De belangrijkste eigenschap is de hoge zoutlast van de afvalstoffen. Daardoor kan percolaat ontstaan met een hoge zoutlast als er water in de stort komt. Dit is te voorkomen door het afval zo droog mogelijk te bergen.

Isolatie kan op drie niveaus worden gerealiseerd:

- Macroniveau: de stortplaats wordt voorzien van isolerende constructies;
- Mesoniveau: opslaan van het te storten materiaal in big bags (droog storten en droog houden);
- Microniveau: mengen van materiaalstromen en uit laten harden (immobilisatie).

Uiteraard kunnen hierbij ook mengvormen van bovenstaande varianten toegepast worden.

Faalmogelijkheden van IBC-voorzieningen

Inleiding

In deze paragraaf wordt gekeken welke faalmogelijkheden er te onderscheiden zijn. Dat betekent automatisch dat de nadruk ligt op zaken die mis kunnen gaan. Al lezend zou zo de indruk kunnen ontstaan dat er veel mis gaat. Op basis van onze eigen kennis, ondersteund door interviews met medewerkers van ARN en Afvalzorg moet opgemerkt worden dat het feitelijk risiconiveau relatief laag is. De beschreven maatregelen, dragen bij aan het verder verlagen van risico's.

Twee principes

Voor het huidige storten van C2-afvalstoffen zijn, grosso modo, twee principes te onderscheiden:

- Losse C2-afvalstoffen in big bags op een combinatie-onderafdichting;
- Geïmmobiliseerde¹ C2-afvalstoffen in big bags op een combinatie-onderafdichting.

Qua IBC-principes zijn hier weinig verschillen. Verschillende faalmogelijkheden kunnen optreden. Deze faalmogelijkheden kunnen, al dan niet op termijn, invloed hebben op de werking van de IBC-voorzieningen. In deze paragraaf zijn de ver-

¹ Onder geïmmobiliseerd wordt in dit geval verstaan: het product dat ontstaat door het mengen met andere stoffen. Voor de eenvoud van begrip wordt in dit geval deze term gebruikt.

schillende faalmogelijkheden beschreven. Voor elke faalmogelijkheid is een of meer compenserende maatregelen gegeven. Zo mogelijk is per faalmogelijkheid een inschatting van de faalkans te maken. De faalmogelijkheden worden uiteindelijk uitgewerkt tot faalscenario's.

De volgende faalmogelijkheden zijn beschouwd:

1. Mechanische stabiliteit;
2. Falen van de lining van de big bag;
3. Ontstaan van stortgassen;
4. Monitoring van percolaat;
5. Falen van de folie van de onderafdichting;
6. Falen van de combinatie-onderafdichting;
7. Falen van de combinatie-bovenafdichting.

Elke faalmogelijkheid is geordend weergegeven in een foutenboom. De foutenboom ordent de gebeurtenissen die op kunnen treden. Daardoor ontstaat inzicht wat het kritisch pad is. Ook ontstaat zo een beeld voor de risico's. Dit beeld is niet verder getalsmatig ingevuld. Vaak ontbreken goede gegevens. Daardoor is getalsmatige vergelijking van de verschillende faalmogelijkheden vooralsnog moeilijk binnen de context van deze studie.

Mechanische stabiliteit

De stabiliteit van C2-afvalstoffen die ongebonden in een big bag worden gestort, wordt enerzijds ontleend aan de sterkte van de big bag. Anderzijds zorgt het zand waarmee de big bag wordt ingewassen voor stabiliteit.

Als er water bij de C2-afvalstoffen komt, zal oplossing van zouten zorgen voor verplaatsing van massa. Daardoor kunnen holle ruimten ontstaan in de stort. Door de holle ruimten neemt de stabiliteit af. Dit kan leiden tot het falen van meer big bags. Zo ontstaat een zichzelf versterkende faalmogelijkheid.

Geodelft [1996] heeft onderzoek gedaan naar de stabiliteit van een stortvak op de stortplaats Nauernasche Polder. Aanleiding was het falen van een aantal big bags. In de big bags bevond zich niet geïmmobiliseerd C2-afval (RGRR, AVI-vliegass). Er is gerekend met een verzadiging van 60% van de poriën.

Geodelft concludeert dat als 50% van de big bags nat is er nog geen stabiliteitsproblemen voor de stort zijn. Daarbij wordt dan wel verondersteld dat de natte big bags zich gelijkmatig verdeeld over de stort bevinden. Afglijding via een glijcirkel zal dan niet plaatsvinden. Ook squeezing (wegdrukken van onderliggende lagen) wordt niet verwacht op te treden als minder dan 50% van de big bags nat zijn.

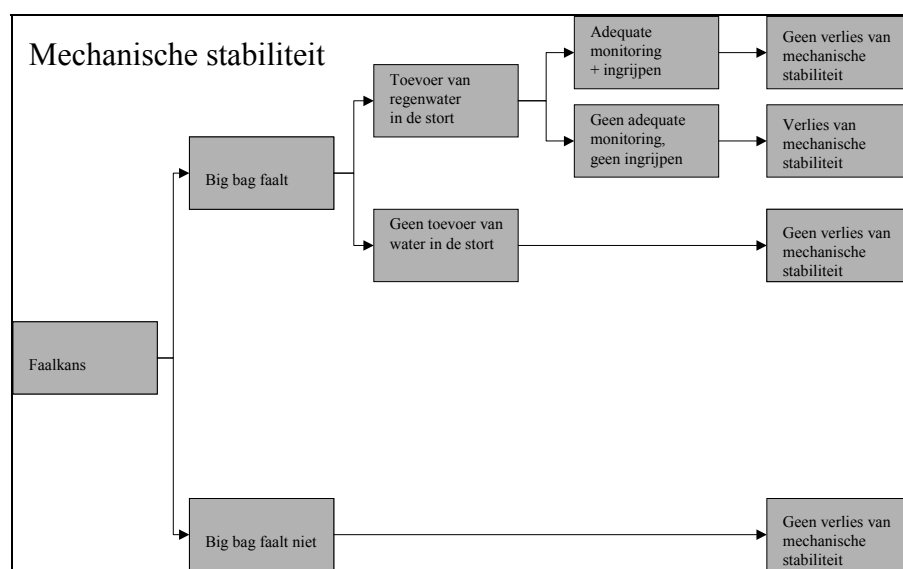
Uit het onderzoek van Geodelft mag afgeleid worden dat mits adequate monitoring voorhanden is, lekkage snel genoeg wordt onderkend om stabiliteitsproblemen te voorkomen.

Compenserende maatregel

Een compenserende maatregel is het immobiliseren tot een vormgegeven stof. Dit zal uitspoeling van zouten aanzienlijk vertragen en bijdragen aan het vergroten van de mechanische stabiliteit.

Strikt genomen lijkt er niet direct aanleiding te zijn tot compenserende maatregelen, anders dan adequate monitoring. Op het moment dat een aanzienlijk aandeel van de big bags lekt, zullen ingrijpende maatregelen getroffen moeten worden. Destijds is op Nauernasche Polder gewerkt met een tussenafdichting van folie. Uit de bewaking van de percolaathoeveelheid en –kwaliteit blijkt dat dit goed werkt (mondelinge informatie heer Scharff van Afvalzorg).

Net als bij reguliere stortplaatsen het geval is, zal een afgewerkte stortplaats in de nazorgfase, regelmatig visueel beoordeeld worden. Dan kunnen stabiliteitsproblemen aan het licht komen. Naar verwachting wordt dit dan waargenomen als laagtes in de stort.



Faalkans

De faalkans is gekoppeld aan de faalkans van de lining van de big bag en de faalkans van de bovenafdichting. De faalkans van een eventuele tussenafdichting is gelijk aan de faalkans van een reguliere folie. Verder speelt de faalkans van de organisatorische maatregelen (de monitoring en de beoordeling van de monitoringsresultaten) hierbij een rol.

Falen van de lining van de big bag

Als de lining van de big bag faalt, kan C2-afval oplossen. Er ontstaat water met een hoge zoutlast en de mechanische stabiliteit van de stort neemt (plaatselijk) af. Voorwaarde is dan wel dat er water toe kan treden tot het C2-afval. Als de lining faalt en er is een goed werkende bovenafdichting aanwezig, zal de falende lining onopgemerkt blijven.

Als de lining faalt in de periode dat de stortplaats nog in exploitatie is, zal dit door de monitoring opgemerkt worden.

In het verleden is ervaring opgedaan met falende linings van big bags.

Globaal drie oorzaken kunnen gegeven worden voor het falen van de lining tijdens de exploitatiefase:

- Vullen van de big bag met **te warm afval**: door te warm afval in de big bag te doen, kan de lining beschadigd raken. Door controle op de temperatuur van het afval, kan dit voorkomen worden. In TNO [2002] wordt een hittebestendigheid van 130 °C voorgesteld.
- Het **vulproces** van de big bag: door het vulproces kan de binnenzak (de lining) losraken van de buitenzak. Daardoor wordt de rek van de binnenzak gebruikt en is er kans op scheuren. Bij controle blijkt [TNO, 2002] dat bij circa 6% van de met slurrie afge vulde big bags scheuren in de binnenzak ontstaan. Ook is gebleken dat soms verkeerde big bags geleverd worden. Door een verkeerd type big bag af te vullen, is de kans op beschadiging extra groot.
- Beschadiging tijdens de **handling** van de big bags. Hierdoor wordt de big bag beschadigd door bijvoorbeeld materieel.

In de fase van de nazorg, kan door verlies van de mechanische stabiliteit (bijvoorbeeld veroorzaakt door één lekkende big bag), beschadiging optreden aan andere big bags. Dit veronderstelt dan wel dat er ook een falende bovenafdichting is.

Compenserende maatregel

De volgende compenserende maatregelen zijn denkbaar (in de exploitatiefase):

- **Hoge temperatuur**: aangepaste controle op de temperatuur van de afvalstoffen.
- **Vulproces**: gewijzigd vulproces om het percentage big bags met scheuren tot een minimum te reduceren. Elke big bag zal voor het vullen gecontroleerd moeten worden teneinde zeker te weten dat het juiste type wordt afgevuld.
- Beschadiging tijdens **handling**: analyseren van het proces van handling en op basis daarvan de werkinstructies zo nodig wijzigen.
- Door het aanbrengen van een **extra beschermende laag** om de big bags wordt, bij eventueel falen van de lining een extra zekerheid geboden. De big bags wordt daartoe ingepakt in een waterdichte folie. Dit principe wordt toegepast bij het storten van C2-afvalstoffen op de stortplaats 'Nauernasche Polder'. Dit principe zal bijdragen aan het verhogen van de zekerheid. Punt van aandacht is de controle op de feitelijke waterdichtheid van deze folie na het toepassen. Kwaliteitscontrole is daarmee belangrijk.

Voor de nazorgfase zijn de volgende maatregelen denkbaar:

- **Monitoring van het percolaat**: dit wordt nu reeds voorgesteld. De intensiteit bepaald de snelheid waarmee ingegrepen wordt.
- **Monitoring van de bovenafdichting**: door monitoring van de bovenafdichting, kunnen beschadigingen vastgesteld worden. Zo wordt intrede van water tegen-

gegaan. Deze vorm van monitoring is een normaal onderdeel van de nazorgmaatregelen.

Faalkans

Op basis van onderzoek door TNO [2002] wordt de faalkans van de lining ingeschat op 6% van de afgevulde zakken.

De faalkans van de extra beschermende laag die aanvullend om een big bag wordt aangebracht, wordt gelijk gesteld aan de faalkans van een folie.

In [TNO 2000] op basis van onderzoek naar het falen van folies bij stortplaatsen een gemiddelde grootte van een lekkage in een folie te berekenen in relatie tot de kans van aantreffen. Dit betreft dan een faalkans voor dikke HDPE-folies van 2 mm. Deze kans is natuurlijk anders voor dunnere folies (0,5 tot 1 mm).

Ontstaan van stortgassen

Als er stortgassen (kunnen) ontstaan, is dit een risico voor het functioneren van de stortplaats. Er zijn geen structurele metingen bekend voor dit soort afvalstoffen. Voor het ontgassen van een stortplaats zijn beproefde technieken voorhanden. Deze technieken kunnen hier ook toegepast worden.

Metallisch aluminium en zink kunnen bij contact met basische oplossingen in zuurstofloze condities onder H₂-vorming oplossen. Dit wordt ook wel eens in uitloogproeven met verbrandingsresiduen geconstateerd. Basische oplossingen kunnen ontstaan door contact van bijvoorbeeld vliegassen met water (mondelinge informatie J.P. Brouwer, TNO). Voorwaarde is derhalve dat water toe kan treden tot de afvalstoffen.

Er is geen literatuuronderzoek of praktijkonderzoek gedaan naar het ontstaan van stortgassen. Derhalve kan het ontstaan van waterstof niet worden uitgesloten.

Compenserende maatregel

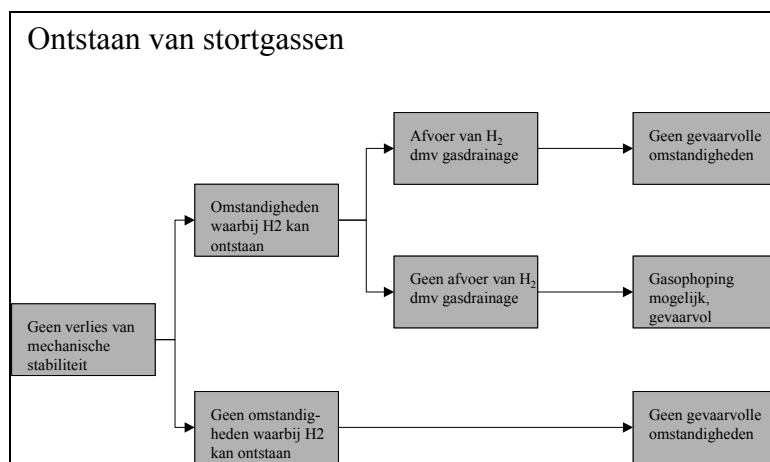
De compenserende maatregel is het aanbrengen van gasdrainage. Dit is altijd aan te bevelen. Het Stortbesluit bodembescherming schrijft voor dat gasdrainage aangebracht dient te worden. Deze voorschriften moeten derhalve ook voor C2-compartimenten gevolgd worden¹.

Per stortplaats zal getoetst moeten worden of daadwerkelijk stortgas ontstaat. Hierop zal het monitoringprogramma afgestemd moeten worden qua frequentie en qua te onderzoeken parameters.

Faalkans

Geen afwijkingen ten opzichte van een C2-stortplaats met daarin maatregelen (macro/meso/micro) ten aanzien van isolatie.

¹ Mededeling van de heer Smits van Essent is dat er een uitspraak is van de Raad van State die zegt dat voor een bepaalde stortplaats het niet verplicht is om een drainage voor stortgas aan te brengen.



Monitoring van percolaat

Als de zoutlast van het percolaat toeneemt, is dit een indicatie voor het falen van een of meerdere big bags. Op dat moment moet vastgesteld gaan worden welke big bag heeft gefaald. Op het moment van constateren start het proces om herstel tot stand te brengen.

Een goede berekening maken met welke belastingen rekening gehouden moet worden is vrijwel ondoenlijk.

Zoals eerder vermeld in dit hoofdstuk, heeft Afvalzorg in het verleden te maken gehad met lekkende big bags. Hiervoor zijn inmiddels passende maatregelen genomen. Het door de lekkende big bags belaste percolaat geeft inzicht in de mate waarin verontreinigingen ontstaan. Ook kan zo inzicht worden verkregen in de hoeveelheid massa die via het percolaat wordt afgevoerd.

Kwaliteit schoon percolaat: 0 mg Chloride per liter (aannahme om het rekenen eenvoudig te maken)

- Kwaliteit verontreinigd percolaat: 10.000 mg Chloride per liter (op basis van voorbeeld gegevens van Afvalzorg).
- Gemiddeld neerslagoverschot: 300 mm/jaar (= 25 mm/maand).
- Monitoring frequentie: maandelijks.
- Aantal falende big bags: 1.
- Oppervlakte big bag aan de bovenzijde: 2 m².
- Totaal oppervlakte stortvak: 5.000 m².
- Kwaliteit van het percolaat door verdunning: $10.000 \text{ mg/l} * (2/5.000) = 4 \text{ mg/l}$.
- Maximale vracht gedurende één maand: $2 \text{ m}^2 * 25 \text{ mm} * 10.000 \text{ mg/l} = 0,5 \text{ kilo chloride}$.

De aangenomen percolaatkwaliteit is aangenomen als zijnde lekkage van één big bag. Niet zeker is of dat juist is.

Deze vracht blijft ontstaan totdat de wateraanvoer is gestaakt. Als er meerdere big bags falen, zal de vracht groter zijn. De verdunning wordt minder en de kwaliteit

van het percolaat is dan slechter. Er is in de berekening geen rekening gehouden met het eerst verzadigen van het C2-afval met water.

Compenserende maatregel

Verkleining van de stortvakken. Beperking van de storthoogten. Hogere frequentie van monitoring.

Faalkans

De faalkans waar in dit geval mee gerekend kan worden is de faalkans van het wel of niet goed monitoren. Dit is een organisatorische maatregel. Voor organisatorische maatregelen wordt veelal een standaardfaalkans aangehouden [CPR 18^E, 1999].

Falen van de folie van de onderafdichting

Het is mogelijk dat de folie van de onderafdichting faalt. Oorzaken kunnen liggen in fouten bij de aanleg, onbemerkte fouten tijdens het storten of eventuele andere oorzaken. Het resultaat is dat (met zout belast) water door de folie komt.

De fouten bij aanleg kunnen worden voorkomen door voordat de aannemer zand op de folie aanbrengt, een visuele inspectie te doen op beschadigingen. Ook dienen dan alle lassen gecontroleerd te worden. Falen dat wordt veroorzaakt door scherpe delen, lijkt niet waarschijnlijk bij het verwerken van big bags. Een big bag heeft geen scherpe delen. In het toe te passen zand zullen ook geen scherpe delen aanwezig behoren te zijn.

Andere oorzaken kunnen zijn een foutieve plaatsing van de big bags of het doorboren van een folie met een rijplaat. Deze oorzaken zullen normaliter direct opgemerkt worden.

Het water zal pas in de ondergrond komen als zowel de bovenafdichting faalt (in de fase van nazorg), een of meerdere big bags falen én de onderafdichting faalt.

Geohydrologische isolatie

In geval er sprake is van geohydrologische isolatie, kan door het falen van de onderafdichting water in de stort komen. Door middel van het drainagesysteem kan dit water afgevoerd worden (zolang de drainage werkt).

Compenserende maatregel

Een compenserende maatregel kan zijn het aanbrengen van een tweede folie onder de afdichting. Bij falen van de eerste folie, neemt de tweede folie de functie over. De faalkans neemt af waarbij overigens nu niet eenduidig is vast te stellen of de faalkans evenredig afneemt.

Wel is duidelijk dat als de folies direct op elkaar liggen, watertransport tussen de folies moeilijk wordt. Door de druk van het stort op de folies, liggen ze immers strak op elkaar gedrukt. Plaatsen waar dan watertransport kan plaatsvinden met enige relevantie zijn bijvoorbeeld lassen. Ook dan mag verwacht worden dat de hoeveelheden watertransport nog klein zijn.

Faalkans

De faalkans van folie is gebaseerd op [TNO 2000]. In dit rapport is op basis van literatuuronderzoek vastgesteld dat bij goede folies gemiddeld 10 lekken per ha aanwezig zijn. Dit varieert van 2 tot 100 lekken. De gemiddelde lekgrootte is $30,3 \text{ mm}^2$ per lek.

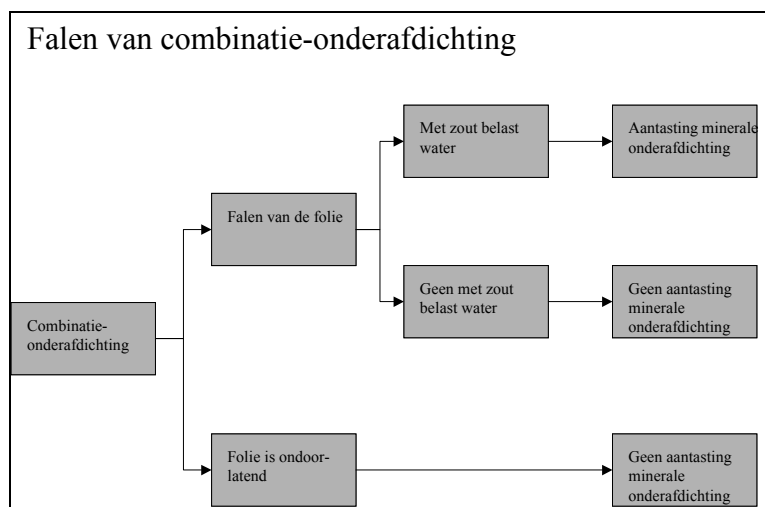
Falen van de combinatie-onderafdichting

De combinatie-onderafdichting kan falen door meerdere scenario's. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in het falen van de folie en het falen van de minerale laag. Het falen van de folie van de onderafdichting is al beschreven. Voor het falen van de minerale afdichting, kan uitgegaan worden van aanleg van een normale minerale afdichting. Oorzaken liggen in voor de hand liggende oorzaken die terug te voeren zijn op onvoldoende controle op materialen en verwerking daarvan. Hier wordt verder niet op ingegaan.

Bij falen van de folie, zal met zout belast water (aannemende dat er zout water op de onderafdichting staat!) via de lekkages in de folie, op de minerale afdichting komen. Door de zouten kan kationenuitwisseling (natrium wordt dan vervangen door calcium) optreden. De isolerende werking van de minerale afdichting neemt daardoor af [Alterra, 2001]. De resterende mate van isolatie is niet berekend en zal per geval vastgesteld moeten worden.

Op basis van [Alterra, 2001] kan hier een inschatting van worden gemaakt. [Boels 2003] laat zien dat minerale afdichtingen tot een veelvoud van de nu gebruikelijke dikte aangelegd moeten worden om ook na aantasting de vereisten isolerende werking te bereiken. Aangenomen mag worden dat, vanwege de hoge zoutlast, een falende folie uiteindelijk zal leiden tot een minerale laag die doorstroming qua snelheid vertraagd maar niet tegenhoudt.

Voor het falen van de onderafdichting door zettingverschillen, wordt aangenomen dat dit conform een reguliere stortplaats is. Dit wordt daarom niet verder beschouwd.



Compenserende maatregel

Als compenserende maatregel kan een extra folieafdichting worden aangelegd. Deze folie wordt aanvullend op de combinatieafdichting aangelegd. Diverse constructies zijn denkbaar.

Het Stortbesluit schrijft voor dat een combinatieafdichting aangelegd moet worden of een gelijkwaardig alternatief.

De minerale laag kan ‘intrinsiek veilig’ worden ontworpen [Boels, 2003]. Dat houdt in dat de dimensionering van de minerale laag gebeurt op basis van de aanname dat er maximale kationenuitwisseling plaatsvindt.

Faalkans

De faalkans van de combinatieafdichting wordt in belangrijke mate gestuurd door de faalkans van de folie. Vervolgens zal de minerale afdichting een verminderde isolerende werking hebben. De mate waarin dit gebeurd zal uitgerekend moeten worden.

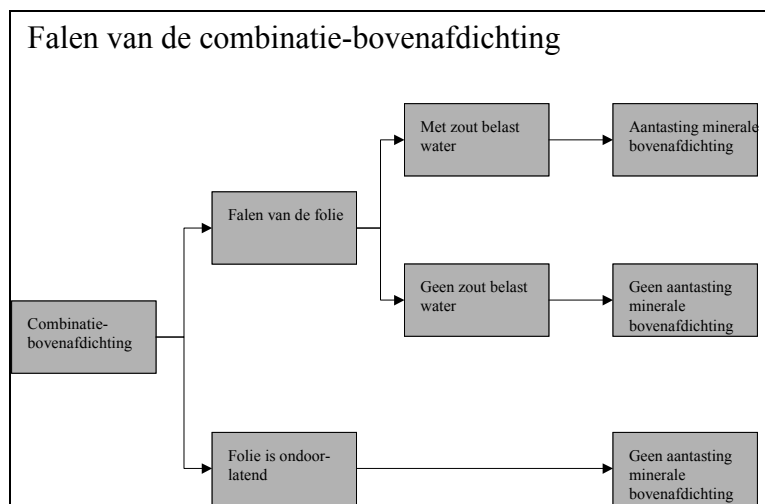
Hiervoor wordt geen faalkans ingeschat.

Falen van de combinatie-bovenafdichting

Het falen van de combinatie-bovenafdichting is qua mechanisme gelijk aan het falen van de onderafdichting. Het verschil is echter dat op de bovenafdichting geen water zal staan met een hoge zoutlast. Verder is inmiddels onderkend dat toepassing van bouwstoffen met een hoge zoutlast in de bovenafdichtingsconstructie vermeden moet worden of dat er op zijn minst bij het ontwerp van de constructie rekening mee gehouden moet worden. Derhalve wordt er van uit gegaan dat zo iets niet zal gaan gebeuren in de toekomst. Kationenuitwisseling zal daardoor op termijn niet of nauwelijks relevant optreden.

Aangezien er nog geen C2-compartimenten van een bovenafdichting zijn voorzien (dat zal in de toekomst natuurlijk wel gaan gebeuren), wordt aangenomen dat dan passende maatregelen genomen worden om eventuele aantasting van de minerale laag door kationenuitwisseling via de steunlaag, tegen te gaan [Alterra/TNO, 290,

DHV 2003]. Aandachtspunt bij kationenuitwisseling is de constructie van de teen van de bovenafdichting. De invloed van bijvoorbeeld percolaat op de bovenafdichting moet bij het ontwerp worden meegenomen.



De eisen volgens het Stortbesluit stellen dat een bovenafdichting van 200 mm water, minder dan 20 mm mag doorlaten.

Zetting zal, gelet op de aard van de C2-afvalstoffen, een probleem zijn dat zeer beperkt zal zijn voor de bovenafdichting.

Compenserende maatregel

Door het toepassen van een tweede folie kan de faalkans worden verkleind. De minerale laag kan intrinsiek veilig worden ontworpen. Verder zijn er technische oplossingen om het mechanisme van kationenuitwisseling uit te sluiten.

Faalkans

De faalkans van de bovenafdichting wordt gelijk gesteld aan de faalkans van de folie. Bij eventuele toepassing van een tweede folie, kan deze kans evenredig worden verkleind.

Aanvullende maatregelen en voorzieningen

Aanvullende maatregelen en voorzieningen zijn denkbaar om de eerder beschreven faalmogelijkheden te voorkomen of om de effecten van falen te beperken. De volgende maatregelen zijn nader beschreven:

1. Lekdetectiesystemen;
2. Kleinere stortcompartimenten;
3. Herstel van een falende big bag;
4. Zorgsysteem;
5. Aanvullende constructies voor de onderafdichting.

Lekdetectiesystemen

Door lekdetectiesystemen toe te passen, kan vroegtijdig worden ingegrepen bij het falen van een afdichtingsconstructie. In deze beschouwing wordt uitgegaan van het toepassen van een lekdetectiesysteem in de bovenafdichtingsconstructie. De reden is dat de nu in gebruik zijnde C2-compartimenten niet achteraf nog kunnen worden voorzien van een lekdetectiesysteem. Dit alternatief wordt daarom niet verder beschouwd.

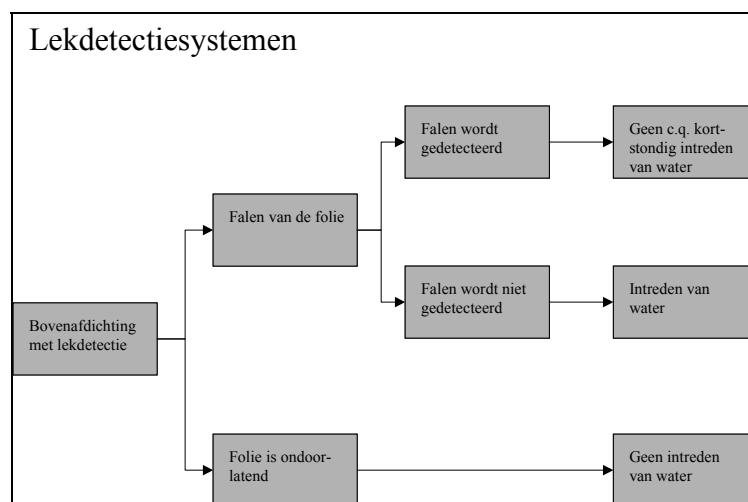
Het meest bekende lekdetectiesysteem maakt gebruik van geo-elektrische principes. Op een isolerende laag (folie, in dit geval) wordt een spanningsverschil aangebracht tussen de boven- en de onderzijde. Bij lekkage, wordt er een stroom gemeten. Op deze wijze kunnen plaats en globale grootte van de lekkage worden vastgesteld. De snelheid van detectie is afhankelijk van het aantal metingen dat wordt verricht. Desgewenst kan dat continu gebeuren [TNO, 2000].

Een geo-elektrisch systeem werkt niet in zeer droge grond. Evenwel is aardvochtige grond (veldcapaciteit) voldoende om het systeem te laten functioneren.

Op en onder de folie worden stroomleidingen aangebracht. Als deze leidingen beschadigd zijn, werkt het systeem (deels) niet meer. Het falen van leidingen kan worden vastgesteld.

Het systeem is afhankelijk van periodieke controle en van menselijk ingrijpen bij geconstateerd falen.

De invloed van het hygroscopisch effect van zout op de noodzakelijke aardvochtige bodem is nu niet bekend.



Compenserende maatregel

Het dubbel uitvoeren van leidingen lijkt geen zinvolle maatregel. De meest kritische factor is de menselijke factor. Aanvullend (periodiek) toezicht daarop kan nuttig zijn. Onderbrengen in een zorgsysteem zal de kans op falen verkleinen. Bij

een falen van een leiding, kan vervanging plaatsvinden. De leidingen liggen immers in de bovenafdichting.

De aanbevelingen in [TNO, 2000] moeten bij een eventuele toepassing van dit systeem, overgenomen worden.

Faalkans

Mits goed beheerd, zal een geo-elektrisch systeem goed werken. De effectiviteit is afhankelijk van menselijk beheer. Dit zal derhalve via een zorgsysteem geborgd moeten worden. Doordat gewerkt wordt met een systeem waarbij falen van de afdichting direct zichtbaar is, moet de faalkans van het zorgsysteem als zeer laag worden ingeschat. Het niet opmerken van falen lijkt onwaarschijnlijk, zeker als wordt gewerkt met visualisatie van de metingen op een beeldscherm. Storingen van het systeem zelf, zijn merkbaar.

Kleinere stortcompartimenten

Door stortcompartimenten te verkleinen wordt, per compartiment, de kans van falen verkleind. Sneller kan geconstateerd worden dat ingrijpen noodzakelijk is. De falende big bag kan sneller gelokaliseerd worden.

Om goed te kunnen werken bij het plaatsen van de big bags is een minimum omvang van het stortcompartiment noodzakelijk. Op basis van praktijkervaring geeft Afvalzorg mondeling aan dat een compartiment bij voorkeur groter is dan $\frac{3}{4}$ hectare. Bij kleinere stortcompartimenten zijn aanvullende kosten onvermijdelijk voor de inzet van extra materieel.

Compenserende maatregel

Tussenaafdichting. Door het aanbrengen van tussenaafdichtingen kunnen compartimenten gedurende het storten worden verkleind.

Verder is het overigens niet noodzakelijk om precies te weten waar een falende big bag zit als de bovenafdichting wordt hersteld c.q. als er een tussenaafdichting wordt aangebracht.

Faalkans

De faalkans van een stortcompartiment neemt evenredig met de grootte af. Aangezien er dan meerdere compartimenten ontstaan, neemt daarmee de faalkans weer toe. De beheersbaarheid van een kleiner stortcompartiment is beter dan een groot compartiment. De risico's zijn van een vergelijkbaar niveau.

Herstel van een falende big bag

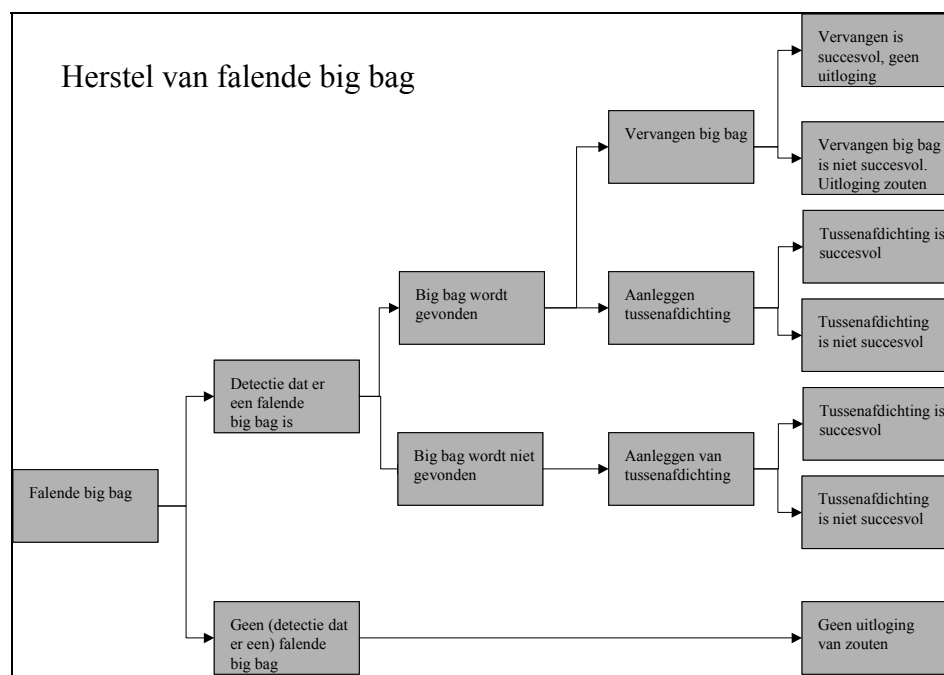
Als een falende big bag wordt geconstateerd, zal herstel plaats moeten vinden. Ten eerste moet de falende big bag worden gevonden. Vervolgens moet deze big bag worden vrijgemaakt. Dit kan inhouden dat bovenliggende lagen big bags verwijderd moeten worden. Dit zal (grotendeels) handmatig moeten gebeuren om beschadigingen zoveel mogelijk te vermijden.

De beschadigde big bag moet verwijderd worden. Zo mogelijk wordt de big bag opnieuw verpakt. Daarna wordt de big bag (of een andere big bag) teruggeplaatst in

de stort. De oorspronkelijke situatie wordt hersteld. Daarbij kan klink van de afvalstoffen optreden.

Het vrijgraven is een moeilijk controleerbaar proces dat makkelijk kan leiden tot beschadiging van andere big bags. Momenteel is geen goed beschreven praktijkervaring beschikbaar.

Bovenstaande situatie kan zich voordoen tijdens de exploitatiefase én tijdens de nazorgfase. In het laatste geval kan het natuurlijk moeilijker zijn om de betreffende big bag te vinden. Ook zal in zo'n geval de bovenafdichting opgemaakt moeten. De ervaringen van Afvalzorg geven aan dat dit openmaken wordt afgeraden. Overigens zal in zo'n geval sprake zijn van een lekkende bovenafdichting (anders was dit probleem niet ontstaan). Ervaringen van Afvalzorg geven aan dat het openen van de bovenafdichting zoveel mogelijk vermeden moet worden. Afvalzorg houdt als lijn aan dat de droge opslag wordt hersteld door middel van een tussenafdichting of reparatie van de bovenafdichting. In dat geval is het niet noodzakelijk om de falende big bag precies te lokaliseren.



Compenserende maatregel

Niet vrijgraven maar een tussenafdichting plaatsen (in de exploitatiefase).

Niet vrijgraven maar herstel van de bovenafdichting.

Faalkans

De faalkans kan in dit geval beter uitgelegd worden als een slaagkans voor herstel. Er is sprake van succesvol herstel als de falende big bag is hersteld én er geen nieuwe beschadigingen zijn opgetreden. Deze slaagkans lijkt erg klein, de faalkans bij herstel is derhalve groot, echter niet nu te kwantificeren.

Tussenaafdichting

De faalkans van een tussenaafdichting kan gelijk worden gesteld aan de faalkans van een folie.

Zorgsysteem

Bij de bovenstaande beschreven faalmogelijkheden is in een aantal gevallen sprake van maatregelen (menselijk handelen). Zo zal monitoring uitgevoerd moeten worden en moeten de resultaten op een juiste wijze worden geïnterpreteerd. Ook zal de bovenafdichting tijdig geïnspecteerd moeten worden en ook hierbij moeten de resultaten goed worden geïnterpreteerd. Dit zijn vormen van menselijk handelen die bepalend zijn voor het verkrijgen van een goed resultaat.

In de industriële veiligheid wordt voor menselijk handelen een faalkans conform de faalkans voor zorgsystemen gehanteerd (CPR 18^E). Door het invoeren van controles, kan deze faalkans worden verkleind. Zo zal het werken met zorgsystemen bijdragen aan het verkleinen van de faalkans.

Onderdelen van zo'n zorgsysteem zijn in ieder geval:

- Aanleg van voorzieningen, controle van materialen.
- Het plaatsen van big bags inclusief het inwassen met zand.
- Periodieke controles van de stortplaats.
- Monitoring en de interpretatie van de resultaten.
- Ingrijpen bij falen van voorzieningen.
- Nazorg van de stortplaats.

Veel maatregelen zullen al uitgewerkt zijn in werkvoorschriften. Die vormen de basis voor een zorgsysteem.

Compenserende maatregelen

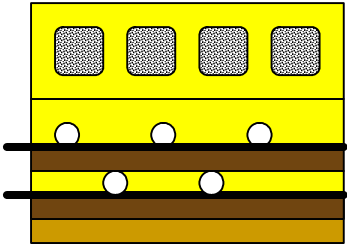
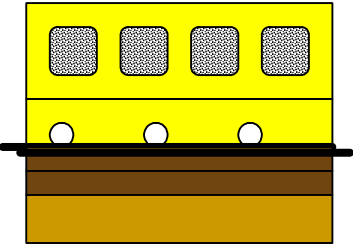
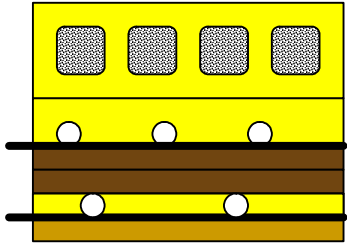
Werkvoorschriften van alle kritische werkzaamheden deel uit laten maken van een kwaliteitszorgsysteem.

Faalkans

De faalkans van zorgsystemen wordt ingeschat conform de [CPR 18^E 1999].

Aanvullende constructies voor de onderafdichting

In de onderstaande figuur zijn enkele mogelijke constructies weergegeven en kort voorzien van commentaar.

		
Systeem A: Dubbele combinatieafdichting. De combinatieafdichting is dubbel uitgevoerd. Daarbij wordt de minerale afdichting in plaats van twee direct op elkaar liggende lagen, aangelegd in twee gescheiden lagen. De totale hoeveelheid mineraal materiaal is gelijk aan de reguliere constructie. Extra zijn de tweede folielaag en de tweede drainagelaag met drainage-systeem.	Systeem B: Dubbele folieafdichting. De folies worden direct op elkaar gelegd. Faalkans voor lekkage is daardoor aanzienlijk kleiner. Door de dubbele folie wordt de kans op aantasting van de minerale laag ook aanzienlijk kleiner. Watertransport tussen de folies zal minimaal zijn doordat de folies in nauw contact met elkaar liggen.	Systeem C: Extra folie met extra drainagelaag. Een extra folie is onder de minerale afdichting aanwezig. Daarop ligt een drainagelaag. Deze laag zorgt voor afvoer van eventueel water. Tevens beschermt de drainagelaag tegen de mechanische invloeden tijdens de aanleg van de minerale afdichting.

Figuur 1 Compenserende maatregelen voor het falen van de onderafdichting.

Compenserende maatregelen

Voor deze constructie is redelijkerwijs geen aanvullende compenserende maatregel zinvol. De constructie is zelf al een compenserende maatregel.

Faalkans

De faalkans van de genoemde constructies is ten opzichte van de normale combinatieafdichting kleiner. In welke mate de faalkans kleiner is, hangt af van de constructie. De constructie volgens systeem B lijkt, op basis van een algemene beschouwing, de laagste faalkans te hebben doordat het watertransport tussen de folielagen minimaal is.

Extra voorzieningen zoals een drainagelaag (zie bij systeem A en C) maken de beheersbaarheid bij eventuele lekkage groter. Daardoor kan bij een eventuele lekkage percolaat worden afgevoerd. Daarmee is de feitelijke faalkans óók afhankelijk van de constructie van de stort (hoe zit de afwatering in elkaar).

Scenario's voor de stortroute

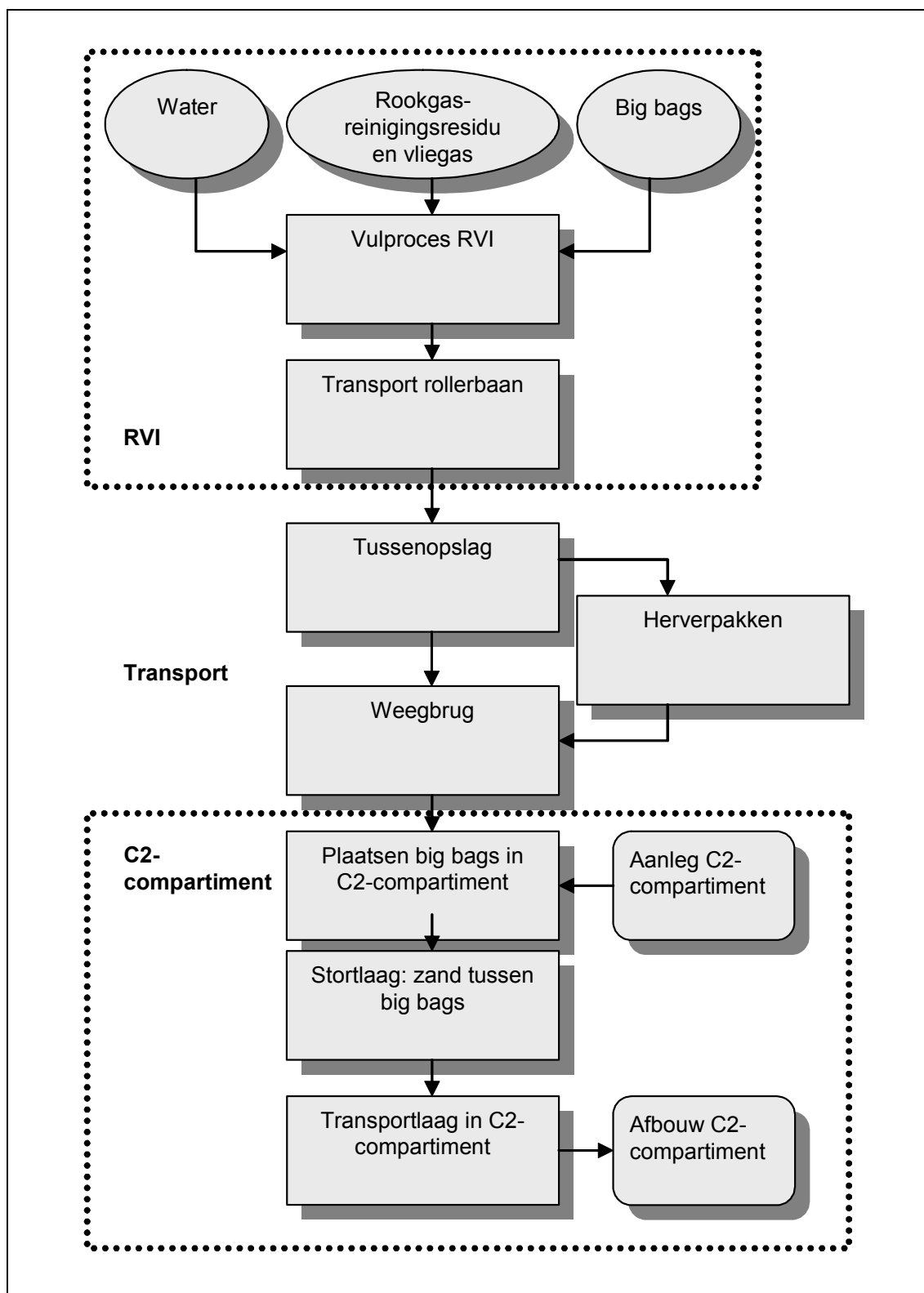
Inleiding

De bovenstaande faalmogelijkheden kunnen zich voordoen in allerlei combinaties. Die combinaties zijn mede afhankelijk van de voorzieningen die aanwezig zijn. Zo zal de aanwezigheid van een lekdetectiesysteem leiden tot andere faalmogelijkheden dan wanneer een combinatie-bovenafdichting aanwezig is. Daarbij moet verder

onderscheid worden gemaakt in de periode van storten en de periode van nazorg. Een aantal logische combinaties van voorzieningen en omstandigheden is uitgewerkt. Zo'n uitgewerkte combinatie is een scenario genoemd. De scenario's zijn geselecteerd op basis van een inschatting van de kans op voorkomen.

Een scenario kan uitgewerkt worden in foutenbomen. Daarmee worden de gebeurtenissen geordend weergegeven. Ook ontstaat zo inzicht in de faalkansen die op kunnen treden.

Het verwerkingsproces in hoofdlijnen is in de volgende figuur weergegeven [Glas, 2002].



Figuur 2 Verwerkingsstappen (naar: Glas, 2002).

Scenario 1: Combinatieafdichting en big bags

Korte beschrijving van het scenario

In big bags wordt C2-afval gestort. Dit C2-afval is geïmmobiliseerd tot vormvast materiaal. De stortplaats is voorzien van een combinatie-onderafdichting en van een bovenafdichting. De bovenafdichting wordt aangebracht zodra een compartiment vol is. Tot die tijd zal water in het stortcompartiment komen. De lining van de big bag is dan de enige bescherming tegen water. Er zal in de periode van exploitatie verontreinigd percolaat ontstaan als de lining van de big bag beschadigd wordt. In de nazorgfase is de bovenafdichting de primaire bescherming tegen infiltratie van water.

Scenario 1 is een scenario dat nu veelal de praktijk is.

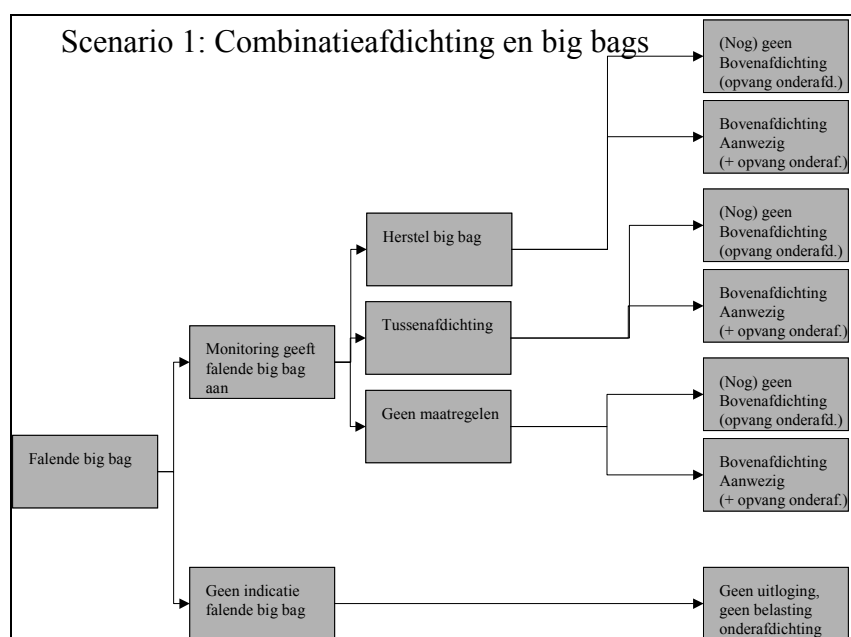
Scenario 2: Lekdetectiesysteem en big bags

Korte beschrijving van het scenario

Het verschil met scenario 1 is dat het compartiment uiteindelijk wordt voorzien van een lekdetectiesysteem.

Tijdens de exploitatiefase is de lining van de big bags de enige bescherming tegen het water. Dit is analoog aan scenario 1.

In de nazorgfase zijn er verschillen. Dan zal het lekdetectiesysteem het functioneren van de bovenafdichting bewaken. Bij een eventueel falen, kan ingegrepen worden.

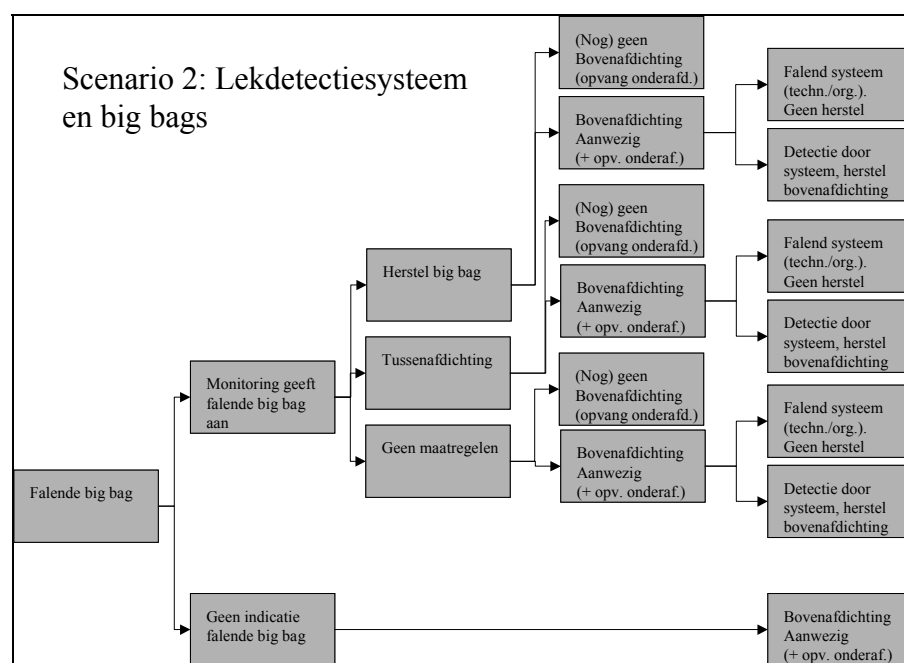


Scenario 3: Stortplaats met aanvullende constructie van de onderafdichting

Korte beschrijving van het scenario

De stortplaats wordt voorzien van een extra constructie in de onderafdichting. De werkzaamheden qua storten en beheer zijn gelijk aan de voorgaande scenario. De kans op een lekkage die in de bodem terecht komt, is kleiner dan met een reguliere combinatieafdichting.

Daarbij bieden de systemen A en C (zie figuur 1) de mogelijkheid om lekkage van het bovenliggende systeem van de onderafdichting vast te kunnen stellen. Voor systeem B is dat niet het geval. Hier zit geen drainagesysteem tussen de vloeistofdichte lagen.



Scenario 4: Conditioneren en storten

Korte beschrijving van het scenario

Dit scenario is qua uitvoering gelijk aan scenario 1. Het verschil is dat de te storten afvalstoffen, geconditioneerd zijn. De consequentie daarvan is dat door uitspoeling bij een eventuele lekkage, de mechanische stabiliteit minder zal worden aangetast.

De concentraties aan opgeloste zouten in het percolaat zal naar verwachting minder groot zijn dat bij niet geconditioneerde afvalstoffen. Desalniettemin mag verwacht worden dat een lekkage toch goed vastgesteld kan worden in het percolaat.

Gebruikte informatie

Alterra/TNO, Functionele levensduur van minerale afdichtingsmaterialen en kunststoffen in vloeistofdichte eindafwerkingen van stortplaatsen, Alterra-rapport 290, 2001

Boels, Levensduur van minerale materialen, 2003, paragraaf 2.21 in 'Bouwstoffen-besluit', uitgave van Weka

CPR, Guidelines for quantitative risk assessment, CPR18E, (Paarse Boek), 1999

DHV, Toepassing van bitumenemulsie als diffusieremmende constructie tussen minerale afdichting en AVI-bodemas, mei 2003

Geodelft, Stabiliteitsonderzoek vak 16A van de stortplaats Nauerna, 1996

Glas H., Positionering van de ARN verwerkingsmethode voor rookgasreinigingsresidu en AVI-vliegas ten opzichte van in ontwikkeling zijnde regelgeving, 2002

Grontmij, Saneringsplan Nauernasche Polder, 1995

Grontmij, Verwerking RGR-residuen, handboek, 1995

Grontmij, De stortbaarheid van big bags, C2-compartiment ARN BV, 1994

Royal Haskoning, Berekening risicobedrag voor nazorgstortplaatsen, een toelichting 2003

TNO-MEP, Beoordeling van de gelijkwaardigheid van de toepassing van Geologger als dichte eindafwerking van een stortplaats, 2000

TNO-Product Testing & Consultancy, Beoordeling van het verpakkingsproces voor de opslag van afvalstoffen, 2002