

Ministerie VROM, Dhr. C. Luttikhuizen
De Roever, Dhr. E. Spierings
Provincie Noord-Brabant, Mw. G. Caerteling

Moerdijk, 20 augustus 2001

Geachte heren, mevrouw

Op 2 januari 2001 heeft ATM een nieuwe de gehele inrichting omvattende vergunningsaanvraag in het kader van de Wet milieubeheer ingediend. Onderdeel van de Wm-aanvraag is het verwerken van gevaarlijk afval met behulp van een pyrolyse installatie. Het betreft hier een bestaande installatie waarin ATM haar intern vrijkomende sedimentstromen verwerkt. Nieuw in de Wm-aanvraag is dat ATM voornemens is ook afvalstoffen afkomstig van derden te gaan verwerken in de pyrolyse installatie. Voor een drietal stromen¹ heeft ATM een LCA studie laten uitvoeren om aan te tonen dat verwerking van deze stromen in de pyrolyse installatie minimaal gelijkwaardig is aan de in het Meerjarenplan gevaarlijke afvalstoffen II vastgelegde minimum standaard.

Op 13 juni heeft er over de Wm-aanvraag een gesprek plaats gevonden tussen mevrouw Caerteling van de provincie Noord Brabant, de heer Luttikhuizen namens het ministerie van VROM en de heer Spierings namens De Roever, de heren Droog, Mei en Karreman namens ATM en de heer Swieb namens Shanks. Tijdens dit gesprek kwam als eerste punt naar voren dat de heer Spierings uit de rapportages van de proefverwerkingen concludeert dat de milieuprestaties van de pyrolyse installatie slechter zijn dan die als uitgangspunten zijn genomen voor de vergunningaanvraag en LCA's. Het betreft hierbij de volgende onderwerpen: het energetisch rendement, de organische fractie van het pyro-residu, de productie van C₂ afvalstoffen en de kwaliteit van het pyrolysegas. Naar aanleiding van dit punt hebben wij een memo van De Roever² ontvangen, waarin is aangegeven waarop deze conclusie is gebaseerd. Op basis van de conclusie van De Roever heeft de heer Luttikhuizen aangegeven dat het ministerie van VROM bedenkingen heeft bij de in de LCA gebruikte uitgangspunten.

De heer Luttikhuizen heeft ATM uitgenodigd te reageren op deze bedenkingen. ATM heeft dit gedaan in een notitie van 27 juni 2001, die al informeel aan u is overhandigd en ook als bijlage bij deze brief is gevoegd.

Tevens heeft de heer Luttikhuizen de suggestie gedaan om TNO een aantal aanvullende LCA-berekeningen te laten uitvoeren naar de gevoeligheid van de LCA-vergelijking voor het energetisch rendement van de pyrolyse-installatie en voor mogelijke opties van thermische nabehandeling van het pyrolyseresidu. Dit is inmiddels uitgevoerd en het daarmee aangevulde LCA-rapport van TNO is eveneens als bijlage bij deze brief gevoegd.

Na de ontvangst van de concept-VVGB door ATM heeft hierover op 5 juli jl. een gesprek plaatsgevonden tussen ATM, het ministerie van VROM, De Roever en de provincie Noord-Brabant, waarin ATM haar eerste reactie op deze concept-VVGB heeft gegeven. In een eveneens bijgevoegde bijlage heeft ATM haar reactie op deze concept-VVGB verwoord.

Op grond van deze 3 bijlagen zijn wij van mening dat de uitkomsten van de uitgevoerde LCA-vergelijkingen, die gebaseerd zijn op de in het MJP-GAII voorgeschreven werkwijze en methodiek, nog overeind staan. Dit betekent

¹ Geleegde chemicaliën verpakkingen, oliehoudend afval en oliefilters

² Memo: beoordeling ATM; E. Spierings, d.d. 15 juni 2001

dat de doelmatigheid van de huidige pyrolyse-installatie voor GCV/verafval beter is dan de geldende minimumstandaard en voor oliehoudend afval gelijkwaardig is aan de geldende minimum-standaard.

Uit het overleg van 13 juni is ons echter duidelijk geworden dat de in de LCA-vergelijking gehanteerde weging van het hogere stortvolume beleidsmatig door het ministerie VROM niet (meer) wordt ondersteund en zwaarder telt. Op basis van dat gegeven is ATM in de notitie van 27 juni 2001 ook ingegaan op de bezwaren met betrekking tot de organische fractie en het hoge stortvolume van het pyrolyse-residu en op de reële mogelijkheden om door thermische nabehandeling van het pyrolyse-residu aan deze bezwaren tegemoet te komen. Deze thermische nabehandeling zou mogelijk bij ATM zelf uitgevoerd kunnen worden in de thermische grondreinigingsinstallatie. Er zijn echter ook externe opties voor thermische verwerking van het pyro-residu. TNO heeft in aanvulling op de huidige LCA-vergelijkingen deze opties voor thermische nabehandeling van het pyrolyse-residu doorgerekend. De uitkomsten daarvan zijn opgenomen in het bijgevoegde aangevulde LCA-rapport. De conclusie daarvan luidt dat de optie van thermische verwerking van het pyrolyseresidu in een cementoven of in de TRI, gevolgd door nuttige toepassing van het daaruit resulterende residu, de doelmatigheid van de pyrolyse-installatie verbeterd.

Ofschoon wij het standpunt hebben dat de huidige pyrolyse-verwerkingswijze reeds doelmatig is, kan ATM zich –gelet op de grote bezwaren die het ministerie van VROM heeft ten aanzien van het storten van het huidige pyrolyse-residu- de volgende werkwijze voor de toekomst voorstellen om het ministerie van VROM ten aanzien van hun bezwaren tegemoet te komen.

ATM gaat zich richten op het thermisch verwerken van het pyrolyse-residu, zoals beschreven in de notitie van 27 juni 2001. Op dit moment kunnen daarvoor nog geen definitieve uitvoeringswijzen worden aangereikt, daartoe is nader onderzoek nodig. Wel kan toegezegd worden dat uiterlijk per 1 januari 2003 ATM zal stoppen met het storten van het huidige pyrolyse-residu of zoveel eerder als mogelijk is. Tot die tijd heeft ATM de mogelijkheid nodig om de thermische verwerkingsmogelijkheden te onderzoeken en daadwerkelijk te realiseren.

Zoals bekend heeft ATM in mei van dit jaar een beperkte proef uitgevoerd met het nabehandelen van pyro-residu in de TRI. De eerste resultaten van deze proef zijn positief, de organische restfractie in het residu daalt tot nihil. Echter om een compleet beeld te krijgen met betrekking tot de mogelijkheden en consequenties van het nabehandelen van pyro-residu in de TRI is het noodzakelijk aanvullende en vooral langduriger proeven uit te voeren. ATM zal na het beschikbaar zijn van alle resultaten van de eerste proef nog dit jaar een verzoek indienen voor het uitvoeren van deze aanvullende proeven. Een verslag inclusief de resultaten van de reeds uitgevoerde proef zal hiervan onderdeel uitmaken. Indien de provincie, al dan niet onder voorwaarden, akkoord gaat met het uitvoeren van deze aanvullende proeven kunnen deze wat ATM betreft in de tweede helft van 2001 en de eerste helft van 2002 worden uitgevoerd.

Als naar verwachting op 1 januari de nieuwe Wm-vergunning van kracht wordt zal ATM, zodra dat technisch mogelijk blijkt en binnen het kader van de nieuwe Wm-vergunning mogelijk is, het pyro-residu nabehandelen in de TRI. Indien blijkt dat verwerking van pyro-residu niet binnen het kader van de nieuwe vergunning mogelijk is, zal ATM een wijzigingsvergunning aanvragen om het nabehandelen van het pyro-residu te legaliseren. Tot het inwerkingtreden van deze wijzigingsvergunning wordt het pyro-residu gestort dan wel vooruitlopend op de nieuwe vergunning (na toestemming van de provincie) nabehandeld in de TRI.

Als blijkt dat nabehandeling van het pyro-residu in de TRI niet mogelijk is zal ATM uiterlijk 1 januari 2003 stoppen met het storten van het residu. Om voorbereid te zijn op deze situatie zal ATM tevens de mogelijkheden onderzoeken en alle noodzakelijke voorbereidingen treffen om in dat geval externe thermische verwerking van het pyro-residu per 1 januari 2003 plaats te kunnen laten vinden. Waar nodig zal zorg worden gedragen voor de noodzakelijke exportvergunningen.

Los van het bovenstaande is ATM voornemens onderzoek te verrichten naar de mogelijkheid het pyro-residu zodanig na te behandelen dat het kan worden toegepast als bouwstof. Zoals in de Wm-aanvraag (hoofdstuk 7) is aangegeven is verglazing van het pyro-residu hiervoor de meest voor de hand liggende te onderzoeken techniek. Gezien het te verrichten onderzoek en de daarvoor noodzakelijke installatie is dit echter een mogelijke oplossing voor de langere termijn.

Indien het ministerie van VROM en de provincie Noord-Brabant zich kunnen vinden in een dergelijke aanpak, heeft ATM er geen bezwaar tegen als het ministerie van VROM deze werkwijze zou vastleggen in de verklaring van geen bedenkingen.

In de bijgevoegde notitie van 27 juni 2001, de reactie op de concept-VVGB en het aangevulde LCA-rapport zijn de inhoudelijke en onderbouwende achtergronden van deze brief beschreven.

Hoogachtend,

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Jack Droog', with a large, sweeping underline that extends to the right.

Afvalstoffen terminal Moerdijk B.V.
Jack Droog

Aan: C. Luttikhuizen – VROM/E. Spierings – De Roever/G. Caerteling – provincie Noord-Brabant

Van: ATM

Moerdijk, 18 augustus 2001

Reactie op paragraaf 5 (blz. 25-32) van de concept-VVGB: Pyrolyse-installatie

Op 5 juli jl. heeft bij bureau De Roever een gesprek plaatsgevonden tussen ATM en het ministerie van VROM, bureau De Roever en de provincie Noord-Brabant over dit deel van de concept-VVGB. Vooruitlopend op dit gesprek (en de concept-VVGB) had ATM al een notitie (27 juni 2001) aan betrokkenen gezonden waarin reeds op dit onderwerp werd ingegaan. In deze notitie zijn al een groot deel van de bezwaren van ATM tegen dit deel van de VVGB beschreven en onderbouwd, zodat die notitie als bijlage bij deze reactie is gevoegd, waarnaar in onderstaande tekst regelmatig verwezen wordt.

Zoals afgesproken in het overleg over dit onderwerp van 13 juni, heeft TNO een aantal aanvullende berekeningen uitgevoerd in het kader van de LCA-vergelijking voor GCV/verfafval en oliehoudend afval, die relevant zijn voor dit onderwerp. Deze berekeningen betreffen een gevoeligheidsanalyse ten aanzien van het energetisch rendement van de Pyro en de "LCA-gevolgen" van thermische nabehandeling van pyrolyseresidu. Deze LCA-berekeningen zijn als integraal nieuw TNO-rapport ook als bijlage bijgevoegd.

Onderstaand worden de bezwaren van ATM tegen dit deel van de VVGB, zoals reeds in bovengenoemd gesprek naar voren gebracht, schriftelijk bevestigd.

blz. 25: "ten onrechte gebruik van naam pyrolyse-installatie"

Zoals ook in onze notitie van 27 juni verwoord, is deze stelling strikt genomen juist. De Pyro van ATM is een vergassingsinstallatie, die echter als gevolg van de grote mate van zuurstofondermaat (er is slechts ca. 10% van de voor volledige verbranding noodzakelijke hoeveelheid zuurstof aanwezig), in het algemeen (literatuur over pyrolyse, zie notitie van 27 juni 2001) toch tot een pyrolyseproces wordt gerekend. Circa 90% van de in het afval aanwezige afval wordt niet in de Pyro maar in een andere installatie (TRI) verbrand. Wij zijn het daarom oneens met de conclusie dat de Pyro een verbrandingsinstallatie is.

ATM is van mening dat de Pyro moet worden gezien als een installatie voor nuttige toepassing. Dit is gebaseerd op het volgende gegeven. Bij een ca. 50%-50% voeding van GCV/verfafval en oliehoudend afval wordt van deze voeding 10% metaal teruggewonnen (overigens volledig afkomstig van het GCV/verfafval) voor nuttige toepassing en wordt van de voeding 10% gebruikt voor de interne warmteopwekking in de pyro en 34% gebruikt als brandstof in de TRI (pyrolysegas). 46% van de voeding moet definitief worden verwijderd (storten).

In het geval van thermische nabehandeling van het residu in een cementoven of in de TRI, gevolgd door nuttige toepassing van het dan resulterende TRI-residu wordt ook deze 46% nuttig toegepast. Deze laatste opties zijn niet onrealistisch, maar op dit moment nog onzeker.

In doelmatigheidstermen kan de pyro worden beschouwd als een (thermische) scheidingsinstallatie, waarin 10% van de gevoede afvalstoffen definitief wordt verwijderd (verbrand), 44% beschikbaar komt voor nuttige toepassing en 46% elders moeten worden verwerkt.

Blz. 27, aanvullende gegevens, knelpunt 1

Voor onze inhoudelijke reactie met betrekking tot de organische fractie en gehalte aan koolwaterstoffen verwijzen wij naar onze notitie van 27 juni 2001, paragraaf 2 (blz. 6 e.v.).

De conclusie in de concept-VVGB dat een thermische nabehandeling van het pyrolyseresidu een significant negatieve invloed heeft op de resultaten van de LCA-vergelijking, worden weerlegd door de gevoeligheidsanalyses van TNO. Zowel voor GCV/verfafval als voor oliehoudend afval scoren de varianten met thermische nabehandeling van het residu in een DTO en TRI niet slechter en de variant met nabehandeling in een cementoven zelfs significant beter dan de oorspronkelijke LCA-vergelijking (zie blz. 27 en 29 van het TNO-rapport).

Ook de eindconclusie dat bij vergroting van de doorzet het energierendement afneemt en de materialen onvoldoende gelegenheid krijgen om te pyrolyseren (dus meer organische fractie zullen behouden) wordt niet door de feiten bevestigd. Uit de beide rapportage's van de uitgevoerde proefverwerkingen blijkt de volgende doorzet(ontwikkeling) versus organisch stof en koolwaterstofgehalte van het residu:

Periode	Doorzet per droger	Organische fractie residu	CxHy in residu
Mei 1999 - Nov 1999 (fase 1 GCV/verfafval)	3,5 ton/uur	20%	5,7%
Nov 1999 - Aug 2000 (deels fase 2 GCV/ verfafval, deels alleen oliehoudend afval)	3,8 ton/uur	19%	4,1%
Aug 2000 - Feb2001 (fase 2 GCV/verfafval)	2,9 ton/uur	24%	5,4%

Opm.: Tot Januari 2000 had de Pyro 1 droger, sinds Jan 2000 2 drogers (volledig parallel draaiend)

Uit de tabel blijkt dat er geen sprake is geweest van een vergroting van de doorzet en blijkt geen significante variatie in het over de perioden gemiddelde gehalte van organische stof en koolwaterstoffen (CxHy).

Blz. 27, aanvullende gegevens, knelpunt 2

De conclusie met betrekking tot C3/C2 afval is gebaseerd op de gemeten uitloogwaarden van het pyrolyseresidu en het decanterresidu ("koolstof") zoals opgenomen in bijlage 2 van de tussenrapportage. Het betreft de gemeten uitloogwaarden sinds de opstart van de installatie, dus ook van de perioden voor en tussen de proefverwerkingen.

In de 231 gemeten uitloogwaarden voor het decanterresidu komt éénmaal een overschrijding van de C3 uitloogwaarde voor, namelijk voor zink in de analyse van augustus 1999. Het gemiddelde van de zink-uitloog (11 maal geanalyseerd) is echter 12 mg/kg, ruim lager dan de C3-grenswaarde van 40 mg/kg.

In de 595 gemeten uitloogwaarden voor het pyrolyseresidu komen 11 overschrijdingen voor, waarbij voor een aantal sprake lijkt te zijn van analyse-uitbijters; dit is echter niet meer na te gaan. De 11 overschrijdingen zijn "verdeeld" over 6 parameters (Cd, Mo, Co, Ba, Se en Br), zodat het incidentele overschrijdingen zijn (1 tot 3 overschrijdingen per 21 of 35 analyses). De gemiddelden van de uitgevoerde 21 of 35 analyses voor deze parameters voldoen alle ruim aan de C3-grenswaarde:

Parameter	Gemiddelde uitloogwaarde	C3-grenswaarde
Cd	0,06	0,2
Mo	1	3
Co	0,8	6
Ba	36	60
Se	<0,1	0,3
Br	79	160

Onze opmerking ten aanzien van uw conclusie is daarom dat het ongebruikelijk (en statistisch niet verantwoord) is om op basis van deze incidentele overschrijdingen (bij een gemiddeld "goede" waarde) deze afvalstroom niet als een C3 afvalstof te beschouwen.

Door een goede homogenisatie van de residuvoorraad bij ATM en een meer toegespitste controle op het af te voeren residu kunnen deze incidentele overschrijdingen in de praktijk voorkomen worden. Een op de ingangscntrole gericht maatregelpakket is niet mogelijk vanwege 2 redenen. Vanwege praktische aspecten kan GCV/verfafval niet aan een daarop gerichte ingangscntrole onderworpen worden. Tevens is de relatie tussen de uitloogwaarden van het residu en een ingangscntrole (samenstelling) niet bekend en kan dus op basis van een ingangscntrole niet voorspeld worden wat de uitloogwaarden (kwaliteit) van het residu zal zijn.

Blz. 28, aanvullende gegevens, knelpunt 3

Het hier gestelde in de VVGB met betrekking tot de verschillende percentages te storten afval (48% in de LCA; 61% in de 2^e proefrapportage) berust op een (foutieve) vergelijking in de VVGB van droog residu met nat residu, waardoor verschillend berekende percentages met elkaar worden vergeleken.

Er zijn 2 verschillende manieren gebruikt om het percentage te storten restmateriaal te berekenen. Ten eerste (zoals in de LCA is gebeurd) het percentage: output aan droog restmateriaal (residu+koolstof) gedeeld door de input aan afval. Deze methode levert op dat in de LCA is uitgegaan van 48%, terwijl uit de proefverwerkingen 46% is gemeten.

De tweede manier (die in de VVGB is gebruikt) is om wel rekening te houden met het watergehalte van het residu en koolstof (terzijde merken wij op dat naar onze mening in dat geval ook de netto input aan water aan het proces zou moeten worden meegenomen). Dit levert als percentages op: de genoemde 61% in het geval van de proefverwerking en in het geval van de LCA: 59% (hiervoor zijn de cijfers: 3300 kg/uur droog residu met 560 kg/uur vocht + 280 kg/uur koolstof met 220 kg/uur vocht gedeeld door 7400 kg/uur afvalinput).

Voor beide rekenmethoden luidt de conclusie: vergelijkbare cijfers. Vergelijking van een percentage conform rekenmethode 1 met een percentage volgens rekenmethode 2 levert per definitie een verschil op, maar is een onjuiste vergelijking.

Met betrekking tot de keuze om in de LCA (en ook in de rapportage van de proefverwerking) uit te gaan van droge stoffen, het volgende.

Bij zowel de LCA-systematiek in het MJP-GAII als in het rapport emissieprofielen, is voor alle technieken (DTO, AVI, kolencentrale) voor de hoeveelheid te storten slakken en residu uitgegaan van de droge asrest van het te verwerken afval, terwijl slakken/residuen uit dergelijke verbrandingsinstallaties ook altijd in een waterbad worden gekoeld en bevochtigd (en in tonnage dus toenemen). Daarom is -uit oogpunt van vergelijkbaarheid- in de LCA pyro terecht van hetzelfde uitgegaan. Dit is ook weer toegepast t.a.v. de hoeveelheid te storten slakken/residu uit de DTO en de AVI zoals die in het LCA-rapport zitten. Uit oogpunt van vergelijkbaarheid dus een juiste keuze, mits het feitelijke vochtgehalte voor de verschillende residuen niet sterk van elkaar afwijkt. Hiervoor geldt dat bevochtiging van het pyrolyseresidu (ca. 20%) die wij uitvoeren uit oogpunt van voorkoming van stofoverlast (bij transport en op de stort), ook, om dezelfde reden, tot een ongeveer zelfde vochtgehalte gebeurt bij de DTO (volgens de AVR-

vergunningaanvraag uit 1994 wordt met bij koeling en bevochtiging van 16.500 ton slakken uit DTO-9 ca. 8000 ton water toegepast) en een AVI (AVI-slakken bevatten 15-20% vocht, zie bv. MER AVI-Moerdijk). Meenemen van het vochtgehalte zou in de onderlinge vergelijkingen dus niet tot een wezenlijk ander resultaat leiden.

Verder geldt dat bevochtiging van residuen (pyro, DTO of AVI) wel invloed heeft op te storten tonnen, maar nauwelijks op het stortvolume (vocht wordt opgenomen in het residu). Het stortvolume (stortoppervlak) is maatgevend in LCA-vergelijkingen (en overigens ook op stortplaatsen zelf).

Het aspect water-in en water-uit zit in de LCA als waterlozing van afvalwater uit de pyro (en andere technieken). Deze is in de LCA (zie bijlage 1.1) meegenomen met 2500 m³/jaar maar bedroeg in de proefperiode op jaarbasis: 12/7 maal 294 m³ = 504 m³. Een aanmerkelijk lagere waarde, die -indien structureel haalbaar- tot verbetering van de huidige LCA-scores voor de pyro zou leiden.

Met betrekking tot de opmerking in de VVGB dat de overige verwerkers van oliehoudende afvalstoffen de slibstromen (sediment) afvoeren naar een AVI of cementoven, merken wij op dat deze afvoermogelijkheid voor het oliehoudend afval dat ATM verwerkt niet mogelijk is voor een AVI op basis van het vlampunt en/of gehalte aan zware metalen en voor een cementoven op basis van deze parameters kritisch ligt.

Blz. 29, paragraaf 5.4.2, energie

Inhoudelijk wordt verwezen naar de notitie van 27 juni 2001, paragraaf 1 (blz 2 e.v.).

Aanvullend daarop merken wij op dat de verwijzing naar een doorzetverhoging als oorzaak van het vermeende lagere energierendement niet gebaseerd is op de feiten. In de 2^e fase van de proefverwerking was de doorzet juist lager dan in eerdere (fasen) van de proefverwerkingen (zie eerdere tabel). Volstrekt onjuist is de conclusie die getrokken wordt uit de in de VVGB vermelde metingen van het bureau Milieumetingen, namelijk dat die metingen een lagere energie-inhoud van het pyrolysegas zou bevestigen. Het is juist het tegendeel, de metingen van het bureau Milieumetingen (6,96% koolwaterstoffen, ofwel 137 g/Nm³), liggen goed in lijn met de waarde die in de oorspronkelijke LCA was gehanteerd (118 g/Nm³).

De opmerking in de VVGB over het energieverbruik ten behoeve van de productie van stikstof bij de minimumstandaard (oude VBI) is juist, maar is in de LCA-vergelijking niet meegenomen in de minimumstandaard (ondanks dat dit energieverbruik voordeel oplevert voor de Pyro), omdat dit energieverbruik in de LCA voor het MJP-GAII ook niet meegenomen was bij de oude VBI.

ATM komt op basis van haar energiebeschouwing in de notitie van 27 juni tot een energetisch rendement van 52% - 70%. In de oorspronkelijke LCA-vergelijking was uitgegaan van een energierendement van 64%. In de aanvullende berekeningen van TNO is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd ten aanzien van het energetisch rendement, waarbij ook de varianten zijn uitgerekend waarbij het energierendement 48% en 32% bedraagt. Hieruit blijkt dat de gevoeligheid van de resultaten hiervoor betrekkelijk gering is, in ieder geval niet relevant te zijn voor de conclusies van de LCA-vergelijking. Deze zijn dat in elke variant de Pyro voor GCV/verfaval beter scoort dan de minimumstandaard en dat voor oliehoudend afval de Pyro gelijkwaardig scoort aan de minimumstandaard.

De eindconclusie van de VVGB op dit punt is derhalve niet correct.

Blz. 30, verspreiding

Ook voor dit aspect wordt verwezen naar de notitie van 27 juni, paragraaf 4 (blz. 8).

Er is geen sprake van een sterk afwijkende samenstelling van het pyrolysegas ten opzichte van de in de LCA gehanteerde samenstelling. Echter de aanwezigheid van stoffen als aromatische koolwaterstoffen, PAK's en dioxines (alle volledig verbrandbare stoffen) in het pyrolysegas zijn niet direct relevant voor de LCA, omdat het pyrolysegas in de TRI wordt verbrand, daarmee verbranding van substituuut brandstof besparend. Het daaruit voortvloeiende emissieverschil van de TRI is wel relevant in de LCA en is daarin ook meegenomen. Het verschil in emissie van de TRI tussen wel of niet verbranden daarin van pyrolysegas is afgeleid van de sinds jaren uitgevoerde emissiemetingen (conform het BLA) aan de TRI. Daaruit is voor geen van de metingen (inclusief dioxines) een significante emissieverschil of daardoor veroorzaakte emissieoverschrijding zichtbaar als gevolg van het verbranden van pyrolysegas. Ook de onduidelijkheid die volgens de VVGB zou bestaan voor de diffuse emissies en emissie als gevolg van het onverbrand afblazen van pyrolysegas is een onterechte opmerking. Zowel in de aanvraag/LCA als in de rapportage van de proefverwerkingen zijn hiervoor gegevens aangeleverd. In tabelvorm samengevat:

CxHy-emissie (diffuus en afblazen)	VBI	Aanvraag	2 ^e proefverwerking meting	Provinciale meting
Op jaarbasis	26 ton	26,5 ton	16,1 ton	28,3 ton

Voor het in de VVGB genoemde slechtere resultaat op het thema verspreiding als gevolg van het slechtere energetische rendement verwijzen wij naar de uitkomsten van de gevoeligheidsanalyse van het LCA-rapport op dit punt.

Blz. 31, afvalstort

Ten aanzien van de hier in de VVGB vermelde percentages residu verwijzen wij naar ons bovenstaande commentaar op "blz. 28, knelpunt 3".

Verder merken wij hier op dat in de aanvraag wel een opgave is gedaan van de hoeveelheid te storten bevochtigd residu, zodat de genoemde "aanzienlijke toename" hiervan niet juist is.

Blz. 31, overige milieuthema's

Zoals hierboven al is aangegeven is niet de samenstelling van het pyrolysegas direct relevant voor de emissies, maar het emissieverschil dat eventueel ontstaat ten gevolge van de verbranding van pyrolysegas in plaats van (een gedeelte) substituuut brandstof in de TRI. Dit geldt ook voor de emissie aan NOx (en overigens ook SO2). Voor de NOx emissie van de TRI is niet het aanbod aan N2 en NOx (in het pyrolysegas en verbrandingslucht) de overheersende factor (aangeboden NOx kan in een verbrandingsproces zelfs teruggevormd worden in N2 en O2), maar de verbrandingsomstandigheden (vlamtemperatuur e.d.). Uit de emissiemetingen van NOx aan de TRI is geen significante invloed van het verbranden van pyrolysegas gemeten (geen verschil).

Voor de invloed van een slechter energierendement op de thema's smogvorming, verzuring en broeikas effect wordt weer verwezen naar de gevoeligheidsanalyse hiervan in het LCA-rapport.

Blz. 31, integrale beoordeling en conclusie

Op basis van deze reactie op de concept-VVGB, onze notitie van 27 juni 2001 en de aanvullende berekeningen in het LCA-rapport komen wij tot geheel andere conclusies dan de concept-VVGB.

1. Het energetisch rendement van de Pyro dat afgeleid kan worden uit de proefverwerkingen ligt tussen de 52% en 70%. De default waarde van de oorspronkelijke LCA-vergelijking was 64%, dus niet sterk afwijkend hiervan. Uit de aanvullende gevoeligheidsanalyse in het LCA-rapport met betrekking tot het energierendement blijkt een relatief gering negatief effect op de eindresultaten van de LCA-vergelijking.
2. Voor GCV/verferval is de conclusie van de LCA-vergelijking dat de Pyro in alle varianten duidelijk beter scoort dan de minimumstandaard.
3. Voor oliehoudend afval luidt de conclusie dat de Pyro gelijkwaardig scoort aan de minimumstandaard.
4. Hoofdzakelijk als gevolg van de koolstofvorming die optreedt in een pyrolyseproces scoort de Pyro slechter op het thema afvalstort en bevat het residu een relatief hoger gehalte brandbare fractie dan de vergelijkende minimumstandaards. Dit nadeel wordt opgeheven met een thermische nabehandeling van het pyrolyseresidu in de TRI, DTO of cementoven. De aanvullende LCA-berekeningen ten aanzien van een dergelijke thermische behandeling geven aan dat dit de LCA-eindresultaten voor nabehandeling in de TRI of DTO slecht beperkt beïnvloedt en in het geval van een cementoven verbetert.
5. De pyro moet worden gezien als een installatie voor nuttige toepassing. Indien uitwerking kan worden gegeven aan de optionele nabehandeling van het pyrolyseresidu in een cementoven of in de TRI, gevolgd door nuttige toepassing van het TRI-residu, bedraagt het percentage nuttige toepassing van de verwerkte afvalstoffen ca. 90%.

Aan: C. Luttikhuisen – VROM/E. Spierings – De Roever/G. Caerteling – provincie Noord-Brabant

Van: ATM

Moerdijk, 27 juni 2001

Pyrolyse-installatie ATM

Via het overleg van 13 juni jl. en het daaruit voortvloeiende memo (15 juni 2001) van de heer Spierings is aan de orde of de gegevens en cijfers van de uitgevoerde proefverwerkingen in de pyrolyse-installatie (Pyro) zoals opgenomen in de laatste tussenrapportage (30 maart 2001) een slechter beeld geven van de milieuprestaties van de Pyro dan zoals gepresenteerd in de aanvraag en de LCA-vergelijking. Tevens is daarmee aan de orde of de Pyro hierdoor als niet doelmatig moet worden aangemerkt.

In onderstaande notitie wordt eerst ingegaan op de inhoudelijke aspecten (zoals in het 15 juni memo aangegeven) van de vermeende discrepantie tussen de gemeten milieuprestaties en de uitgangspunten van de aanvraag/LCA. Daarna wordt ingegaan op de doelmatigheid van de Pyro en de mogelijkheden van verbetering daarvan.

Discrepantie tussen de tussenrapportage en aanvraag/LCA-uitgangspunten

Alvorens in te gaan op de verschillende inhoudelijke aspecten willen wij een aantal algemene opmerkingen maken die relevant zijn bij het beoordelen van meetgegevens en cijfers van de Pyro. De pyrolyse-installatie van ATM is een geheel nieuwe verwerkingstechniek voor afval (ATM kent geen ander pyrolyse-installatie voor enigszins vergelijkbaar afval in de wereld), zodat het niet mogelijk is om terug te vallen op historische gegevens, gegevens van derden of algemeen bekende gegevens. Overigens merken wij op dat de Pyro van ATM geen zuiver pyrolyseproces is (dat is strikt genomen een thermische behandeling met volledige uitsluiting van zuurstof), maar een vergassingsproces (grote ondermaat aan zuurstof); in het algemeen wordt dergelijke vergassing echter ook nog tot pyrolyse gerekend.

Het is –ook met betrekking tot het verzamelen van meetgegevens en procesinzicht- met recht pionieren (geweest), zodat het in dit stadium niet mogelijk is om op alle gestelde vragen met grote mate van zekerheid antwoord te kunnen geven. Dit komt ook omdat in het ontwikkelingstraject van deze nieuwe verwerkingstechniek de tot dusver uitgevoerde meetresultaten en proeven zelf weer meer gedetailleerde of verfijndere vragen oproepen. Er moet daarvoor gewerkt worden van grof naar fijn inzicht. Vanwege deze omstandigheden zijn de gemeten en vastgestelde cijfers, resultaten en inzicht in het proces soms nog slechts globaal en daardoor indicatief en zeker nog niet "wetenschappelijk final". Dat wil niet zeggen dat er geen conclusies getrokken kunnen worden of dat geen oordeel gevormd kan worden, maar wil slechts zeggen dat er een grotere mate van onzekerheid bestaat over pyrolyse dan over meer standaard of al langer toegepaste verwerkingstechnieken, waarover meer kennis bestaat. Hierover merken wij echter wel op dat ook ten aanzien van technieken als DTO, AVI's, cementovens e.d. en het afval dat daarin verwerkt wordt, de gegevens en uitgangspunten zoals opgenomen en toegepast in emissieprofielen (TNO, 2000) en LCA's (bv. van het MJP-GAIL) ook generiek en globaal van aard zijn en nauwelijks gedetailleerder dan voor de Pyro.

1. Energie

Een belangrijke reden om afval te verwerken in een pyrolyse-installatie (in plaats van de traditionele verbranding) is het hogere energierendement dat mogelijk moet zijn. Het energierendement is hier gedefinieerd als:

$$\frac{\text{netto nuttig toepasbare energie die uit het proces komt}}{\text{input aan energie}} \quad * 100\%$$

Bij thermische verwerkingstechnieken (zowel pyrolyse als verbranding) bestaat de input aan energie hoofdzakelijk uit de verbrandingswaarde van het te verwerken afval (het elektriciteitsverbruik en eventuele verbruik van hulpbrandstof liggen voor de verschillende technieken globaal op een zelfde niveau, zijn veel lager dan de warmte-inhoud van het afval en spelen daarom een ondergeschikte rol). De netto nuttig toepasbare energie kan vrijkomen in de vorm van elektriciteit stoom, productie van gedestilleerd water e.d. en in het geval van pyrolyse vooral als nuttig te gebruiken brandstof.

Ook voor de pyrolyse-installatie van ATM is –uitgezonderd elektriciteit voor pompen, ventilatoren etc. en een geringe hoeveelheid aardgas ten behoeve van het opstarten van de installatie– geen andere energiebron nodig dan de energie aanwezig in het afval.

Deze energie komt uit de koolwaterstoffen, oplosmiddelen, kunststoffen, (verf)harsen, poetsdoeken, hout etc. die in het GCV/verfval aanwezig zijn en de olie-achtige koolwaterstoffen die aanwezig zijn in het interne slibsediment.

Deze ingaande hoeveelheid energie komt vervolgens op een aantal wijzen in het pyrolyseproces vrij, zie de volgende energiebalans, die daaronder wordt uitgewerkt.



Daadwerkelijke meting van de energiebalans en het energierendement is niet eenvoudig. Dit wordt vooral veroorzaakt doordat de in het ingaande afval aanwezige hoeveelheid energie moeilijk meetbaar is. De methode om dit te doen is het regelmatig nemen van een representatief monster van de ingaande stroom en een bepaling van de calorische waarde van dit monster. Echter vanwege de aard van het GCV/verfval is een nauwkeurige en frequente monsternamen en meting niet mogelijk. Hierdoor is het op praktische gronden ook niet mogelijk om concrete of specifieke input-output relaties te leggen of de invloed van procesparameters, anders dan lange termijn gemiddelden.

Er zijn echter wel globale gegevens bekend over GCV/verfval (zoals ook in andere LCA's en emissieprofielen is gebruikt) en deze zijn daarom in de LCA en proefverwerkingsrapportage's gebruikt. Van het oliehoudende slibsediment is monsternamen en samenstellingsmeting beter mogelijk en zijn deze gegevens ook gebruikt. In bijlage 1 van de 2^e tussenrapportage (van 30 maart 2001) is de (in het slibsediment) gemeten en voor GCV/verfval gehanteerde samenstelling van de voeding aan de Pyro weergegeven.

Op basis van het koolwaterstoffengehalte van de voeding aan de Pyro is aldus uitgegaan van een calorische waarde van de voeding van ruim 11 MJ/kg.

Deze ingaande hoeveelheid energie komt vervolgens als volgt vrij. Ten eerste wordt een hoeveelheid energie in het proces zelf verbruikt voor de opwarming van het afval en het pyrolysegas en voor de verdamping van water e.d., kortom het op temperatuur blijven van het proces. Deze energiehoeveelheid kan via warmtetechnische berekeningen vrij nauwkeurig bepaald worden en is in het geval van de

proefverwerking met GCV/verfafval berekend op 20% van de energie-input. De wijze waarop dat gebeurt is door thermodynamisch te berekenen hoeveel warmte het in totaal kost om:

1. het ingevoerde afval op bedrijfstemperatuur (400°C) te brengen ($C_p \times \Delta T$);
2. het in het afval aanwezige water en koolwaterstoffen uit het afval te verdampen (verdamingswarmtes);
3. het pyrolysegas te verwarmen tot bedrijfstemperatuur (950°C) ($C_p \times \Delta T$).

Daarnaast zijn er warmteverliezen door warmte-uitstraling (via de wand van de pyrolysereactoren naar buiten), die ook vrij nauwkeurig zijn te berekenen. Deze verliezen bedragen 2% van de energie-input. In totaal dus 22% intern energieverbruik/-verlies.

De dan resterende energie komt vrij via de uitgaande produktstromen, namelijk via het residu en de koolstof die vanuit de pyro-decaners daaraan toegevoegd wordt en via het pyrolysegas.

De netto energiestroom uit de pyrolyse-installatie die nuttig toegepast wordt is het pyrolysegas. De energie die nog aanwezig is in het residu en koolstof (in de vorm van olie en organische stoffen) wordt niet nuttig gebruikt, want deze stroom gaat naar een stortplaats.

De energie die nog aanwezig is in het te storten restproduct (residu en koolstof) is ook een verliespost. Van deze afgevoerde afvalstroom zijn een groot aantal samenstellinganalyses bekend (zie 1^e blad van bijlage 2 van de 2^e tussenrapportage). Relevante parameters in dit verband zijn asrest, verteerbaar organisch en totaal KWS (koolwaterstoffen). Als –net zoals aangenomen ten behoeve van de calorische waarde van de voeding- de calorische waarde van het gestorte residu wordt gebaseerd op het koolwaterstofgehalte, dan verdwijnt 8% van de energie-input op de stortplaats. Een meer worst-case benadering (die overigens wel gerechtvaardigd kan worden uit oogpunt van de bij pyrolyse bekend optredende koolstofvorming in het pyrolyseproces, dit wordt verder in deze notitie beschreven) is gebaseerd op het verteerbaar organisch gehalte van het residu, zoals door ATM gemeten. Deze bedraagt over de 2^e proefperiode 24% (over de hele bedrijfstijd van de Pyro: 21%, een vergelijkbaar cijfer), hetgeen een (organisch) koolstofgehalte van 12% betekent. (In de analysesystematiek voor het verteerbaar organisch gehalte wordt het (organisch) koolstofgehalte gemeten en dit wordt vervolgens standaard met een factor 2 vermenigvuldigd om te komen tot het gehalte aan verteerbaar organisch materiaal). Met een koolstofgehalte van 12% (verbrandingswaarde koolstof 35 MJ/kg) bedraagt de calorische waarde van het residu dan 4,2 MJ/kg en verdwijnt 17% van de energie-input op de stortplaats. Een benadering van calorische waarde bepaling op basis van asrest-gehalte (dat over de gehele periode gemiddeld 67% bedraagt) lijkt ons niet mogelijk, omdat in de asrest-bepaling (gloeiverlies) een deel waterverlies (kristalwater e.d.) en een deel anorganisch verlies zit. Een vertaling naar calorische waarde is daarmee te onnauwkeurig.

Als deze wijze van bepaling van de energiebalans wordt gevolgd (energie-inhoud voeding minus intern energieverbruik minus energie-inhoud residu is gelijk aan energie-inhoud pyrolysegas), dan luidt de conclusie dat het energierendement van de Pyro tussen de 61% en 70% ligt. In de LCA-vergelijking was uitgegaan van een energie-rendement van 64%, een vergelijkbare waarde.

Dit zou bevestigd moeten worden met de 2^e meetmethode die gevolgd is om het energie-rendement te bepalen. Dit is gedaan via de metingen aan de nuttig toegepaste energiestroom: het pyrolysegas. Deze metingen zijn uitgevoerd door TAUW Milieu. Vanwege het feit dat dit gecompliceerde en kostbare metingen zijn, zijn er op het pyrolysegas in totaal 12 metingen uitgevoerd. De resultaten variëren onderling –hetgeen te verwachten is (moeilijke meting, fluctuerende procesomstandigheden en voeding)- maar niet zodanig dat de metingen als geheel geen redelijk goed gemiddeld beeld geven. Met betrekking tot de opmerking uit het memo van De Roever, namelijk dat de laatste 2 metingen van de 10 gerapporteerde metingen een lager koolwaterstoffengehalte aangaven, merken wij op het statistisch niet verantwoord vinden om bepaalde lage of hoge meetresultaten (bv. ten aanzien van koolwaterstoffen) buiten beschouwing te laten. Dit geldt temeer omdat in dezelfde proefperiode dat de ATM-metingen deze relatief lage waarden lieten zien, metingen van de provincie Noord-Brabant juist hoge koolwaterstoffengehaltes lieten zien. Niet vergeten moet worden dat deze metingen momentopnamen zijn over een betrekkelijk korte periode (enkele uren), wat ook een oorzaak is van onderlinge meetverschillen. ATM is daarom ook niet van mening, zoals wordt gesuggereerd in de memo van De Roever, dat de hoge concentraties van februari bepalend moeten zijn, maar is van mening dat uitgegaan moet worden van het

gemiddelde van **alle** metingen. Hierdoor ontstaat statistisch gezien het meest betrouwbare beeld (een grotere steekproef). Dit is daarom ook gebeurd.

De bepalende componenten voor de calorische waarde van het pyrolysegas zijn:

- koolwaterstoffen (C_xH_y ; gemeten in gehalten van >16 (maximum van het meetapparaat bij die meting) tot 260 g/m^3); een meting door de provincie kwam op een koolwaterstoffengehalte van ruim 6% (118 g/m^3), wat in lijn ligt met het gemiddelde van de ATM-metingen;
- waterstof (H_2 ; gemeten in gehalten van $3,1\%$ tot $8,7\%$)
- koolmonoxide (CO ; gemeten in gehalten van $2,2\%$ tot $5,6\%$)

De hieruit resulterende **gemeten** gemiddelde calorische waarde van het pyrolysegas is 7 MJ/Nm^3 (droog), terwijl de hoeveelheid pyrolysegas bepaald is op $4900 \text{ Nm}^3/\text{uur}$.

Hierop gebaseerd bedraagt het energierendement van de Pyro 52% , een lagere waarde dan de eerder vastgestelde $61\%-70\%$. In dat geval zou in het residu 26% van de energie-input aanwezig zijn.

Over de waarde van het energierendement bepaald uit de meting aan het pyrolysegas (de 52%) kan nog het volgende opgemerkt worden. Voordeel van deze meting is dat deze meetmethode op zich waarschijnlijk nauwkeuriger is dan de benadering via de energiebalans. Nadeel van de pyrolysegasmeting is dat het een aantal momentopnamen zijn (dus een korte steekproefperiode in relatie tot de gehele bedrijfstijd), terwijl de benadering via de energiebalans wel een beeld over de gehele bedrijfstijd geeft.

Onze eindconclusie is echter wel dat (rekening houdend met alle genoemde onzekerheden en onnauwkeurigheden) de beide methoden elkaar bevestigen en dat uitgegaan kan worden van een gemiddeld energierendement van de pyrolyse-installatie van 52% tot 70% .

Ter vergelijking de traditionele thermische verwerkingsmethoden voor vergelijkbaar afval (verbranding in een AVI of DTO) hebben een energierendement (in de vorm van elektriciteit stoom, gedestilleerd water e.d.) van 15% tot maximaal 35% .

Wij zijn het daarom niet eens met de stelling uit het memo van De Roever dat het energierendement van de Pyro hoogstens gelijkwaardig scoort. In vergelijking met andere thermische technieken is het energetisch rendement van de Pyro duidelijk beter.

Zoals afgesproken is aan TNO gevraagd om een gevoeligheidsanalyse ten aanzien van de LCA uit te voeren met betrekking tot het energierendement, waarbij de LCA-uitkomsten getoetst zullen worden aan een 25% hoger en een 25% en 50% lager energierendement dan de in de basis LCA gehanteerde 64% energierendement.

Een andere vraag die zich voordoet is of door een betere processturing of -controle het energierendement verder verhoogd kan worden. Hiervoor is het belangrijk om het mechanisme dat leidt tot energierendement bij pyrolyse in ogenschouw te nemen. Het energierendement van pyrolyse ontstaat doordat de in het te verwerken afval aanwezige energiedragers bij het proces vrijkomen als een nuttig toe te passen brandstof. In het geval van de Pyro zijn de in het afval aanwezige energiedragers: oplosmiddelen, olie, kunststoffen en overige organische stoffen, die zoveel mogelijk moeten vrijkomen als pyrolysegas en zo min mogelijk in het residu aanwezig moeten blijven. De intern in het pyrolyseproces verbruikte energie die nodig is om het proces in stand te houden (dat wil zeggen het afval te verhitten tot een bepaalde eindtemperatuur) is een vast gegeven.

De belangrijkste procesparameter waarop de huidige Pyro wordt gestuurd is de eindtemperatuur van het verwerkte afval. Blijkbaar is het gestelde daarover in de aanvraag en tussenrapportage, namelijk een eindtemperatuur van 250°C - 500°C , nog onduidelijk. Deze temperatuurrange moet niet worden beschouwd als in te stellen setpoints, maar als de waarden waarbinnen de eindtemperatuur in de praktijk **kan** fluctueren als gevolg van procesvariaties of -verstoringen.

De eindtemperatuur van het afval wordt voor alle omstandigheden gestuurd op een niveau van ca. 400°C , dus niet gestuurd op basis van de soort voeding. Deze bedrijfstemperatuur is redelijk goed beheersbaar en stabiel. Fluctuaties naar boven (tot 500°C) en beneden (tot 250°C) treden eigenlijk alleen op als gevolg van een sterk variërend watergehalte van het afval (bv. veel of juist weinig watergedragen verfafvalstoffen aanwezig) en zijn afwijkingen van het normale niveau die dan worden bijgestuurd.

Een veel lagere bedrijfstemperatuur is niet gewenst uit oogpunt van een goede verdamping van alle koolwaterstoffen uit het afval.

Een veel hogere eindtemperatuur van het afval dan 400°C is niet mogelijk, omdat dat tot kapotstoken van de metalen transportwormen zou leiden. Op 400°C zorgt het in de transportwormen liggende afval nog voor voldoende koeling van deze transportwormen, waardoor deze voldoende sterk blijven. Bij een veel hogere eindtemperatuur (bv. 600° of meer) is dat niet meer het geval. De verblijftijd van het afval in de pyrolysereactoren is ongeveer 1 uur, wat betrekkelijk lang is.

Er is geen indicatie dat bij deze eindtemperatuur van 400°C niet alle aanwezige energiedragers (olie, oplosmiddelen, kunststoffen, harsen) uit het oorspronkelijke afval richting dampfase overgaan door verdamping en ontleding, zodat hiervoor een hogere eindtemperatuur of langere verblijftijd vrijwel geen positieve invloed heeft op het energierendement. In deze dampfase (dus in de dampruimte van de pyrolysereactoren) heerst als gevolg van alle optredende reacties een temperatuur van 850°C tot 1000°C (deze hoge temperatuur in de dampruimte van de pyrolysereactoren is de reden waarom de transportwormen –zoals hierboven beschreven- gekoeld moeten worden met ca. 400°C afval).

Wat nu optreedt –en dat is inherent aan pyrolyse, vanwege het tekort aan zuurstof- is ontleding van de in de dampfase aanwezige grote-keten-koolwaterstoffen in kleinere ketens (methaan, ethaan etc.) en tevens –en dat is relevant voor het energierendement en het organisch gehalte van het residu- ontleding van koolwaterstoffen (C_xH_y) in waterstof (H₂) en koolstof (C). Het waterstof is terug te vinden in het pyrolysegas, maar het koolstof (vaste stofdeeltjes) slaat voor een zeer groot deel neer in het residu en in de condensatietank van de installatie, van waaruit het met decanters ook bij het residu komt.

Deze koolstofvorming is een bekend, maar onvermijdelijk optredend fenomeen bij pyrolyse en is het gevolg van het ontbreken van voldoende zuurstof om alle koolstofverbindingen om te zetten in CO₂, CO, etc. Uit de literatuur¹ is bekend dat deze koolstofvorming (carbonisering) begint bij een pyrolysetemperatuur van ca. 380°C.

Verder is voor de koolstofvorming het zgn. Boudouard-evenwicht bepalend:



Dit evenwicht verschuift naar rechts bij toenemende temperatuur.

Uit dezelfde literatuur blijkt dat bij proeven met pyrolyse van huisvuil het koolstofgehalte in het residu bij een temperatuur van tussen 400°C en 800°C een niveau bereikte van 18 – 20 % en dat dit koolstofgehalte bij temperaturen tussen 800° en 1000°C daalde naar ca. 13 %. Dit laatste temperatuurniveau heerst in de dampfase van de Pyro, waar deze reactie plaatsvindt. Een veel hogere temperatuur is technisch niet mogelijk.

Volgens de literatuur speelt verblijftijd een ondergeschikte rol in de koolstofvorming en mag van verlenging van de verblijftijd in het temperatuurtraject zoals in de Pyro heerst nauwelijks een hogere pyrolysegasproductie verwacht worden.

Dit betekent in theorie dat het voorkomen van het optreden van koolstofvorming eigenlijk uitsluitend mogelijk is als de pyrolysetemperatuur erg laag blijft, minder dan 380°C in de dampfase, dus aanmerkelijk lager dan de huidige 800° - 1000°C. Er is dan echter eerder sprake van een droogproces dan van een pyrolyseproces, wat gepaard gaat met een veel lagere efficiency, slechtere uitbrand en procestechnische problemen zoals teervorming (verstopping en aangroei) en het niet meer wegreageren van zuurstof (veiligheidsrisico). Van dergelijke lage temperatuur pyrolyseprocessen zijn geen referenties te vinden en moet dan ook niet als een realistische optie worden gezien.

Een mogelijkerwijs wel meer reële optie die onderzocht kan worden ter verbetering van het energierendement is om te bezien of het koolstofhoudende residu als brandstof kan worden ingezet in een (apart) verbrandingsproces. Aan de inzet van de koolstofstroom als brandstof of product is in de afgelopen periode wel aandacht besteed (zie 2^e tussenrapportage van 30 maart 2001) zonder nog

¹ "Pyrolyse von Abfällen" (Karl J. Thome-Kozmiensky)

" Pyrolysis and Gasification of Waste (Juniper)

resultaat op te leveren, maar is zeker nog niet volledig onderzocht. Of een dergelijke optie, gelet op de calorische waarde van het residu, energetisch gunstig uitpakt en of de chemische verontreinigingen van de stroom (zware metalen, kwik, e.d.) geen belemmeringen daarbij zijn, zouden onderwerpen zijn van een dergelijk onderzoek.

De eindconclusies met betrekking tot het aspect energie zijn als volgt:

1. Qua energierendement scoort de Pyro duidelijk beter dan verbrandingstechnieken (AVI, DTO)
2. De uitgangspunten van de LCA voor het energierendement (64%) wordt bevestigd door de rapportage van de proefverwerkingen (energierendement: 52% - 70%)
3. Verbetering van het energierendement in de Pyro zelf door optimalisatie van de temperatuur en/of verblijftijd is nauwelijks mogelijk; het is een te onderzoeken optie is om te bezien of energieopwekking uit het residu/koolstof in een verbrandingsinstallatie een overall-verbetering van het energierendement oplevert.

2. Organische fractie en koolwaterstoffen

Allereerst een opmerking naar aanleiding van de vragen over de meetmethoden voor organisch verteerbaar en gloeirest. In de grenswaardennotitie wordt inderdaad de gloeirest methode gehanteerd om vast te stellen of een afvalstof anorganisch is. Volgens informatie van VBM (stortplaats) wordt in de praktijk (in ieder geval bij de VBM en de C2-deponie echter gewerkt met een bepaling van het verteerbaar organisch. Hiertoe heeft de VBM een analysemethodiek ontwikkeld die door de bevoegde gezagen akkoord is bevonden. De resultaten van deze meting van en door de VBM voor het pyrolyseresidu geven een gehalte aan van minder dan 10%. ATM heeft een eigen meetmethode voor het gehalte aan organisch verteerbaar, die feitelijk neerkomt op een meting van het (organisch) koolstof gehalte dat vermenigvuldigd met een factor 2 het verteerbaar organisch gehalte oplevert. Deze huismethode van ATM was vooral bedoeld om de procesfluctuaties te controleren (mate van uitbrand van het afval) en niet als absolute waarde.

Uit alle cijfers blijkt duidelijk dat de Pyro slechter scoort op het gebied van de hoeveelheid te storten residu. In de afgevoerde residu stroom, waaraan ook de koolstofstroom is toegevoegd, is als gemiddelde een asrestgehalte van 67% en een verteerbaar organisch gehalte van 24% gemeten. Op zich is dit resultaat in de uitgevoerde LCA-vergelijking meegenomen (10% voor GCV/verfafval en 30% voor oliehoudend afval meer stortvolume), maar ontegenzeggelijk geldt dat een thermische behandeling in een verbrandingsoven zal resulteren in een in grootte-orde 10% - 30% lagere hoeveelheid te storten afval. Opgemerkt wordt dat ook na verbranding een substantiële hoeveelheid te storten residu overblijft. Zoals hierboven beschreven wordt als belangrijkste oorzaak van het relatief hoge gloeiverlies de optredende koolstofvorming in het residu gezien. Op zich zal ook de in vergelijking met verbranding relatief lage eindtemperatuur van het pyrolyseproces een rol spelen, maar de indruk bestaat dat dit slechts een ondergeschikte rol speelt. Een belangrijke indicatie hiervoor is dat in het pyrolyseresidu geen kunststoffen meer worden aangetroffen, terwijl die als grof geshredderde stukken in de voeding aanwezig zijn en deze als het moeilijkst "uitstookbaar" moeten worden beschouwd.

De koolstofvorming in pyrolyseresiduen is een fenomeen dat ook in de pyrolyse-literatuur algemeen wordt beschreven en separate thermische nabehandeling (verbranding) van de vaak pyrolyse-cokes genoemde residuen maakt van vele pyrolyse-ontwerpen onderdeel uit (zie bv. het bekende Siemens Schwell-Brenn Verfahren voor huisvuil).

In lijn met de bovenstaande discussie over de mogelijkheid tot verbetering van het energierendement, is thermische nabehandeling van het pyrolyseresidu, een realistische optie om aan de bezwaren van het grotere stortvolume tegemoet te komen. Omdat pyrolyse inherent deze koolstofvorming in zich heeft en dus niet kan oplossen, zal deze thermische nabehandeling moeten bestaan uit een aparte verbrandingsstap (volledige oxydatie).

Hiervoor zijn in de situatie van ATM een aantal mogelijkheden denkbaar:

1. het toevoegen van een verbrandingsstap voor het residu in de pyrolyse-installatie zelf;
2. het bij ATM thermisch nabehandelen van het residu in de thermische grondreinigingsinstallatie (TRI);

3. het verbranden van het residu in een externe verbrandingsinstallatie (cementoven, energiecentrale, AVI of DTO);
4. een thermische immobilisatiestap (smeltproces).

Omdat mogelijkheid 1 en 2 in beginsel en qua uitvoeringsprincipe dezelfde oplossing zijn, wordt voor de ATM-interne oplossing voorlopig uitgegaan van verwerking in de TRI.

Mogelijkheid 4 is een optie waaraan binnen ATM onderzoek wordt gedaan, maar die qua potentie en praktische uitvoering voorlopig als een lange termijn optie moet worden gezien, die niet op korte termijn aan de orde zal zijn. Deze zal daarom hier niet verder worden meegenomen.

Zoals afgesproken in het overleg op 13 juni is aan TNO gevraagd opties 2 en 3 uit te werken ten behoeve van de LCA-vergelijking.

Bepalend voor de praktische mogelijkheden en de milieuhygiënische doelmatigheid van deze thermische nabehandelingsstappen is uiteraard de samenstelling van het residu. Hierbij zijn de belangrijkste parameters: de calorische waarde van het residu, de mate van massareductie (gloeiverlies), de macrosamenstelling en de in het residu aanwezige microverontreinigingen. Hiervan zijn de globale gegevens in onderstaande tabel weergegeven.

Parameter	Pyrolyseresidu
calorische waarde (MJ/kg)	4-7
gloeiverlies (%)	30-35
Macrosamenstelling asrest	
Al ₂ O ₃ (%)	6
SiO ₂ (%)	41
CaO (%)	12
TiO ₂ (%)	10
Fe ₂ O ₃ (%)	10
BaO (%)	6
Totaal (%)	85
Microverontreinigingen	
Hg (mg/kg)	4
Cd (mg/kg)	38
Zware metalen (mg/kg) (m.n. Zn, Pb, Cu)	13000

Deze samenstellinggegevens leiden tot de volgende voorlopige conclusies met betrekking tot de genoemde thermische nabehandelingsopties:

1. Verwerking in de TRI als ander materiaal dan grond past qua macrosamenstelling en microverontreinigingen binnen het huidige vergunningskader. Wel is de calorische waarde een factor 3 tot 4 hoger dan die van sterk verontreinigde grond en materialen (met 1,5% olie en 10% humus), waardoor de warmtehuishouding in de installatie anders ligt (meer warmte afkomstig uit het afval en minder bijstoken van olie). Dit is gunstig voor het overall-energierendement, maar vereist wellicht installatietechnische aanpassingen (meer koeling e.d.).
2. Recentelijk heeft er een beperkte proefverwerking in de TRI plaatsgevonden met pyrolyse-residu, waaruit bij een (lagere dan voor grond gebruikelijke) doorzet van 10-15 ton/uur dit geen onoverkomelijk probleem gaf. Overigens bestaat de mogelijkheid om de calorische waarde van pyrolyseresidu op het niveau van verontreinigde grond te brengen door het bijmengen van gereinigd residu. Uit deze proefverwerking lijkt verwerking van pyrolyseresidu in de TRI procestechnisch mogelijk. Het asrestgehalte van de na de TRI-behandeling resulterende residu was >99%, terwijl het oliegehalte <100 mg/kg bedroeg, dat wil zeggen dat sprake was van een volledige uitbrand van het residu. Gelet op de beperkte omvang van de proef (te weinig materiaal) kon een massabalans niet opgesteld worden, zodat geen inzicht bestaat in het opgetreden gloeiverlies. Van de samenstellingsanalyses en met name de uitloogwaarden van het behandelde residu zijn op dit moment nog geen gegevens bekend. Voor de bestemming van het na de TRI-

behandeling resterende residu wordt uitgegaan van 2 mogelijkheden: definitieve verwijdering op een stortplaats (C3) in Nederland of nuttige toepassing in vormgegeven bouwstoffen (beton e.d.) of als bouwstof (mijnbouw) in Duitsland. Op basis van de macrosamenstelling van (de asrest van) het residu zijn deze laatste mogelijkheden realistisch denkbaar.

3. Voor de verwerkingsmogelijkheden in een externe verbrandingsinstallatie lijkt verwerking in een energiecentrale niet realistisch gelet op de daarvoor lage calorische waarde, hoge asrest en gehalten aan microverontreinigingen. Ook verwerking in een Nederlandse AVI is geen realistische optie vanwege de daarvoor hoge gehalten aan zware metalen, die boven de voor AVI's geldende acceptatiecriteria liggen (met oog op de slakkwaliteit). Verwerking in een cementoven (op basis van de asrestsamenstelling is er mogelijkheid voor materiaalhergebruik), DTO of buitenlandse verbrandingsinstallatie zijn realistische opties.

Dit aspect leidt dus tot vrijwel dezelfde oplossingsrichting als die geldt voor verbetering van het energierendement. De conclusie is dat een thermische nabehandeling van het residu tegemoet kan komen aan het bezwaar van het grotere stortvolume van het pyrolyseresidu en wellicht zelfs volledig nuttig hergebruik van het residu mogelijk maken. Hierbij is er in beginsel een ATM-interne verwerkingsmogelijkheid via de TRI en zijn er externe verwerkingsmogelijkheden.

3. C2-afvalstoffen

Zoals beschreven in onze notitie (van 11 juni jl.) ten behoeve van het gevoerde overleg op 13 juni moet het pyrolyseresidu gelet op het gemiddelde en het totaal aan analyses ruimschoots beschouwd worden als een C3-afvalstof, waarbij echter wel beperkt en incidenteel een aantal maal de C3-grenswaarde is overschreden. Door een goede homogenisatie van de residuvoorraad bij ATM en een meer toegespitste controle op het af te voeren residu kunnen deze incidentele overschrijdingen in de praktijk voorkomen worden. Een op de ingangscntrole gericht maatregelenpakket is niet mogelijk vanwege 2 redenen. Vanwege praktische aspecten kan GCV/verval niet aan een daarop gerichte ingangscntrole onderworpen worden. Tevens is de relatie tussen de uitloogwaarden van het residu en een ingangscntrole (samenstelling) niet bekend en kan dus op basis van een ingangscntrole niet voorspeld worden wat de uitloogwaarden (kwaliteit) van het residu zal zijn. Opgemerkt wordt dat een thermische nabehandeling van het residu (zowel een positieve als negatieve) invloed kan hebben op de uitloogwaarden van het dan resterende residu. Hierover is slechts proefondervindelijk iets te zeggen.

4. Kwaliteit pyrolysegas

In een pyrolyse-installatie is –per definitie– sprake van onvolledige verbranding. Zoals al eerder opgemerkt is de pyrolyse-installatie van ATM geen zuiver pyrolyseproces, dat wil zeggen met 100% uitsluiting van zuurstof, maar een vergassingsproces (grote ondermaat aan zuurstof). Er treden een groot aantal reacties op: gedeeltelijke oxydatiereacties, ontleding en de-polymerisatie van koolwaterstoffen, ontleding van koolwaterstoffen in waterstof en koolstof, maar ook (her)vorming van bepaalde koolwaterstoffen (ook PAK's en dioxinen). Uit diverse GC-scans van het ATM-pyrolysegas zijn honderden verschillende koolwaterstoffen aangetoond. Het voorkomen van het ontstaan van deze stoffen in de Pyro is dus principieel niet mogelijk en heeft geen relatie met de voeding, de procesomstandigheden of procesfluctuaties. Het voorkomen van het ontstaan of vernietigen van deze koolwaterstoffen is alleen mogelijk door middel van volledige oxydatie (verbranding in aanwezigheid van voldoende zuurstof). Bij ATM gebeurt dat in de naverbrander van de TRI. Deze is daarop ontworpen, omdat dezelfde koolwaterstoffen (waaronder met name ook PAK's en dioxinen) ook bij het grondreinigingsproces zelf –en dan in grotere hoeveelheden– vrijkomen en ontstaan. Hierop vindt controle plaats door middel van de regelmatige emissiemetingen (conform Besluit Luchtverontreiniging Afvalverbranding en in de toekomst conform de Regeling verbranden gevaarlijk afval). Bij deze emissiemetingen aan de TRI zijn geen overschrijdingen geconstateerd.

Doelmatigheid van de pyrolyse-installatie

In het memo van De Roever wordt geconcludeerd dat de pyrolyse-installatie als niet doelmatig wordt aangemerkt, omdat de gemeten milieuprestaties slechter zouden zijn dan eerder aangenomen. Bovenstaand hebben wij trachten aan te geven dat deze conclusie op een onjuiste interpretatie van de informatie en gegevens is gebaseerd. Wij krijgen echter ook de indruk dat deze conclusie voor wat betreft GCV/verafval niet gebaseerd is op een vergelijking met de huidige daarvoor geldende minimum-standaard, maar op vergelijking met andere thermische technieken (AVI, DTO).

Voor de doelmatigheidsbeoordeling van de Pyro in het kader van het MJP-GAII moet onderscheid gemaakt worden in de 2 verschillende afvalstromen die in de Pyro worden verwerkt, omdat voor deze 2 afvalstromen in het MJP-GAII verschillende minimum-standaarden zijn gedefinieerd.

1. Voor de door ATM aangevraagde interne en externe oliehoudende vaste afvalstoffen is de minimum-standaard: verwerking in een TRI (na slibscheiding) of verbranding in een DTO of cementoven. De in het MJP-GAII genoemde mogelijkheid van verbranding in een AVI is voor deze afvalstroom niet van toepassing in verband met het te hoge zware metalen gehalte van deze afvalstroom (deze liggen boven de voor AVI geldende acceptatienormen). Hetzelfde geldt voor een energiecentrale, maar dan op basis van het hoge asrest en de microverontreinigingen.
2. Voor het metaalhoudende GCV/verafval is de minimum-standaard: spoelen in een VBI gevolgd door verbranding van de restfracties.

Het eindoordeel met betrekking tot de doelmatigheid van de pyrolyse-installatie (Pyro) spitst zich toe op een 2-tal vragen:

1. Is het energierendement van de Pyro beter dan die van de minimum-standaard en zo ja weegt dit dan op tegen het slechtere stortvolume van de pyro;
2. Is het hogere organisch stof gehalte van het pyroresidu (in vergelijking met residuen van verbranding) en de daardoor resulterende grotere hoeveelheid niet überhaupt een belemmering voor het storten van dit materiaal.

Het eerste deel van de eerste vraag hebben wij met ja kunnen beantwoorden. Het tweede deel van vraag 1 en vraag 2 zijn beleidsmatig van aard en/of een kwestie van weging.

Omdat de conclusie van deze notitie is dat de oorspronkelijke uitgangspunten van de LCA nog steeds overeind staan, zijn wij van mening dat –uitgaande van de LCA-wegingsfactoren die gebaseerd zijn op het MJP-GAII- de doelmatigheid van de huidige pyrolyse-verwerking tenminste gelijkwaardig is aan de geldende minimum-standaarden.

Echter in het overleg van 13 juni jl. is duidelijk aangegeven dat het ministerie van VROM op beleidsmatige gronden aan de weging van het hogere stortvolume meer gewicht gaat geven.

In die situatie gaat ATM feitelijk uit van een stortverbod voor het huidige pyro-residu en richt zich op thermische nabehandeling van dit residu, waarvoor –zoals in deze notitie is aangegeven- reële mogelijkheden bestaan die aan de huidige stortbezwaren tegemoet kunnen komen

Met het oog hierop is aan TNO gevraagd de LCA-vergelijking voor de Pyro uit te breiden met de optie van thermische nabehandeling van het residu. Dit zal tegemoet komen aan verlaging van het gehalte organisch en het grotere stortvolume en wellicht nuttig hergebruik van de dan resterende residuen mogelijk maken, waardoor storten helemaal voorkomen kan worden. Tevens kan (gelet op de energie-inhoud van het residu) thermische nabehandeling waarschijnlijk plaatsvinden zonder het betere energierendement van de Pyro teniet te doen.

Met name de potentiële optie van thermische nabehandeling in de TRI en nuttige toepassing van het daarna resterende residu in vormgegeven bouwstof of in de mijnbouw of de optie van verwerking in een cementoven, vergroot de doelmatigheid van de pyrolyse-verwijderingswijze substantieel. In beide opties is het voor de nabehandeling extra energieverbruik beperkt en ontstaat in het geheel geen te storten afvalstof.

Voor de beide genoemde afvalstromen fungeert de Pyro dan als voorbereiding in de hele verwijderingsketen, die de volgende functies vervult:

- verwerking en volumereductie van een moeilijk verwerkbaar, divers verpakte afvalstroom (GCV/verfafval);
- terugwinning van de metaalfractie uit het afval;
- grote mate van nuttig hergebruik van energie.

Alternatieven voor deze verwijderingswijze van GCV/verfafval (cryogene VBI en mogelijk in de toekomst DTO) in Nederland hebben qua capaciteit en doelmatigheid geen mogelijkheden of voordelen ten opzichte van de Pyro.