

4.5 Alternatieven voor de voorgenomen activiteit

4.5.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de diverse alternatieven toegelicht en wordt een vergelijking gemaakt tussen de voorgenomen activiteit en de verschillende alternatieven en uitvoeringsvarianten. De alternatieven voor de voorgenomen activiteit die in dit MER worden beschreven zijn:

- het nulalternatief
- het meestookalternatief
- diverse uitvoeringsalternatieven
- het meest milieuvriendelijk alternatief.

Bij het **nulalternatief** wordt de voorgenomen activiteit niet verwezenlijkt, waardoor het afvalhout van de ASI's vooralsnog naar Duitsland wordt geëxporteerd. Het nulalternatief komt overeen met de bestaande situatie, inclusief de verwachte ontwikkelingen. Dit betekent voor de totale inrichting:

- de DTO's 8 en 9 gaan uit bedrijf (hetgeen inmiddels is gerealiseerd)
- de overige installaties zijn in bedrijf, inclusief de EHA die naar verwachting over enkele jaren zal worden gerealiseerd.

Bij het **meestookalternatief** wordt de voorgenomen activiteit eveneens niet verwezenlijkt en wordt de biomassa meegestookt of bijgestookt in een (kolengestookte) elektriciteitscentrale.

De **uitvoeringsalternatieven** die in dit MER worden bekeken, zijn:

- varianten van thermische verwerking van de biomassa:
 - wervelbedverbranding
 - wervelbedvergassing
 - pyrolyse
- varianten van de rookgasreiniging:
 - SCR in plaats van SNCR
 - (semi-)droog systeem in plaats van natte wasser
 - E-filter in plaats van cycloon
 - extra doekfilter met actief kool-injectie (afvangen dioxines)
- hogere stoomparameters respectievelijk herverhitting van stoom (ter verbetering van het elektrisch rendement)
- aanvoer per schip

- mobiele breker op andere locatie
- aanvullende geluidsbeschermende maatregelen.

Het meest milieuvriendelijke alternatief (MMA) is een combinatie van de voorgenomen activiteit met de meest milieuvriendelijke elementen van de alternatieven. Hierbij wordt geen rekening gehouden met economische aspecten.

Nadat alle voor- en nadelen van de alternatieven en varianten zijn afgewogen kan het voorkeursalternatief worden vastgelegd. Dit is opgenomen in paragraaf 6.5, nadat eerst in paragraaf 4.5 en hoofdstuk 5 en 6 alle milieu-effecten en overige aspecten compleet in beeld zijn gebracht.

4.5.2 Het nulalternatief

Het nulalternatief beschouwt de situatie waarin de BEC-installatie niet zou worden gebouwd. De milieu-effecten van het nulalternatief komen overeen met de bestaande situatie plus de autonome ontwikkeling en worden gebruikt als referentie voor het in kaart brengen van de effecten van de voorgenomen activiteit en de uitvoeringsalternatieven. Zoals reeds gesteld betekent dit dat de volgende verbrandingsinstallaties in bedrijf zijn:

- roosterovens (RO's), Caustic water verbranding (CWT's) en de EHA
- alsmede de ASI, RVI en MED's.

In dit MER zal nog een alternatief worden onderzocht op milieu-effecten. Het betreft de momenteel vergunde situatie, dus de situatie dat ook de DTO's nog in bedrijf zijn, naast de hierboven genoemde installaties. Dit alternatief kan vervolgens tegen de voorgenomen activiteit worden afgezet: het realiseren van de BEC in plaats van de DTO's. Hiermee kunnen de milieu-effecten van beide installaties goed vergeleken worden.

4.5.3 Het meestookalternatief

In het LAP (hoofdstuk 11) wordt de voorkeur gegeven aan nuttige toepassing in de vorm van bij- of meestoken bij een conventionele, kolengestookte elektriciteitscentrale. Met een dergelijke centrale kunnen netto rendementen worden behaald van ruim 40%, dus beduidend hoger dan het verwachte rendement van de BEC (circa 27% netto). Het meestoken van biomassa in een kolencentrale stelt echter hoge eisen aan de biomassa. De biomassa moet vérgaand worden verkleind en stoorstoffen zijn niet acceptabel. Gezien de aard, samenstelling en afmeting van de voorziene biomassastromen voor de BEC is inzet in een centrale

niet gewenst. De aanwezigheid van verontreinigingen, zowel macro (ijzer, zand) als micro (chloride, zwavel) geven grote risico's op vervuiling, corrosie en storingen in de bedrijfsvoering van centrales. Dit wordt ook duidelijk onderkend in het LAP (paragraaf 11.3, blz. 125). Verkleinen en nog verder scheiden van met name B-afvalhout kost veel energie. Meestoken in kolencentrales is ook niet onbeperkt mogelijk: slechts een deel van de thermische input kan worden vervangen.

Het rendement van een centrale wordt bepaald door de stoomcondities. Hoe hoger de temperatuur (en druk), hoe hoger het rendement. De samenstelling van de biomassa die zal worden ingezet vereist relatief lage stoomtemperaturen (circa 450 °C) vergeleken met (kolen)centrales, om risico's op corrosie en vervuiling te vermijden. Een hoge stoomtemperatuur versnelt het risico op corrosie exponentieel en verhoogt daarmee de kans op ongeplande stilstand, met als resultaat een lagere beschikbaarheid. Dit is ook de reden waarom meestoken van deze biomassastromen bij kolencentrales, waar zeer hoge stoomcondities (temperaturen ruim boven 500 °C) worden gehanteerd, te veel risico's geeft. Bij voorkeur worden minder vervuilde afvalstoffen geselecteerd om de risico's voor de kolencentrales te beperken. Centrales zullen zeer huiverig staan ten opzichte van het meestoken van het voorziene brandstofpakket van de BEC. Stand-alone thermische verwerking is dan nog de enige nuttige toepassing die resteert voor de onderhavige biomassa.

Hoewel uit technische overwegingen meestoken in een kolencentrale niet waarschijnlijk lijkt zal toch worden aangegeven wat het verschil is in de milieu-effecten tussen meestoken en stand-alone verbranden. In tabel 4.12 zijn de belangrijkste verschillen (wat betreft milieu-invloeden) aangegeven. Uitgangpunt is dat de biomassa 80 MW_{th} input levert bij gelijke totale input, dus dat 80 MW_{th} minder aan kolen worden ingezet. Dit komt overeen met 25 ton biomassa per uur en een jaarlijkse input van 200 000 ton biomassa, met een gemiddelde stookwaarde van 11,15 MJ/kg. Bij de bepaling van het netto rendement van de kolencentrale is het hoge eigen verbruik voor de voorbereiding van de biomassa in rekening gebracht.

Bij een kolencentrale wordt veel meer vlieggas geproduceerd dan bodemas (verhouding 88% - 12%). De assen van de biomassa zullen in dezelfde verhouding ontstaan, opgemengd met de assen van de kolencentrale. Zowel de bodemas als de vlieggas van een kolencentrale worden nuttig toegepast (dus ook de assen van de biomassa, bij meestoken). De emissies van de kolencentrale zijn een gemiddelde verwachte waarde bij de kolencentrales van Nederland. In de tabel is tevens aangegeven waarop deze waarde is gebaseerd: hetzij het rendement van de afscheiding van de rookgasreiniging bij kolencentrales, hetzij een verwachte waarde op basis van metingen bij de centrales. Uitgegaan is van een kolencentrale met een DeNOx-installatie (die de NO_x-emissie regelt op 200 mg/m₀³) en een ROI (rende-

ment 92%). Stof wordt verwijderd met een E-filter. De verwachtingen van de emissies zijn gebaseerd op uitgebreide metingen bij kolencentrales.

In tabel 4.13 is voor beide opties aangegeven wat de jaarlijkse emissies zijn, alsmede de specifieke emissie per geproduceerde MWh.

Samengevat kan worden gesteld dat meestoken in een kolencentrale meer energie oplevert, maar dat de emissies van diverse componenten aanzienlijk toenemen, ook de specifieke emissie per GWh. Dit is een gevolg van de minder strenge eisen bij centrales. Vanwege de vele stoffen en de risico's op storingen in de bedrijfsvoering is meestoken technisch niet aan te bevelen.

In 2004 is bij alle kolencentrales van Nederland circa 740 kton biomassa meegestookt (KEMA, 2005). Het betreft allerlei soorten biomassa zoals houtpoeder, diermeel, gemalen rijstpellets en palmpitten, RZWI-slib, papierslib en dergelijke. Tevens is er vloeibare biomassa (bio-olie) meegestookt. Er worden strenge eisen gesteld aan de afmetingen en samenstelling (met name stoffen die de ketel kunnen vervuilen). Algemeen wordt een beperking gesteld aan het maximale gehalte mee te stoken biomassa, zijnde 10 tot 20% van de thermische input (afhankelijk van de centrale). Dit betekent dat het maximale potentieel aan biomassa meestoken in Nederland globaal 1000 – 2000 kton per jaar bedraagt.

Tabel 4.12 Vergelijking stand-alone verbranden versus meestoken in een kolencentrale
Thermische input biomassa 80 MW_{th} (200 000 ton op jaarbasis)
Emissies op basis van droog, 6 vol% O₂

kenmerken	stand-alone BEC	meestoken
netto rendement	27%	38% (inclusief voorbereiding)
vereiste voorbereiding	nihil: verbruik < 1% van E-productie	uitgebreid: verbruik 10% van E-productie door biomassa
jaarproductie E door biomassa	173 GWh	243 GWh
vlieggasproductie	1000 – 5000 ton/jaar (afvoer naar deponie)	10 000 – 31 000 (nuttig toepasbaar)
bodemasproductie	10 000 – 30 000 ton/jaar (nuttig toepasbaar)	1000 – 4000 (nuttig toepasbaar)
verwachte emissies – uitgedrukt in mg/m ₀ ³ – droog, 6% O ₂ ¹⁾		
NO _x	97	200 instelpunt DeNOx
CO	45	200 ervaring centrales
NH ₃	4,5	1 ervaring centrales
SO ₂	7,5	24 verwijderingsrendement 92%
stof	3	5 normale waardes centrale
HCl	3	15 verwijderingsrendement 95%
HF	0,3	0,45 verwijderingsrendement 95%
zwarte metalen	0,15	0,15 verwijderingsrendement >99%
Cd	0,015	0,015 verwijderingsrendement >99%
Hg	0,015	0,1 verwijderingsrendement 85%
dioxines/furanen ng/m ₀ ³	0,015	< 0,01 geen vorming van dioxines

1) de emissie bij 6 vol% O₂ (zoals bij centrales gemeten) is 1,5 maal de emissie bij 11 vol% (zoals in tabel 4.7a aangegeven)

Tabel 4.13 Vergelijking jaaremissies en specifieke emissies stand-alone versus meestoken van nominaal 200 000 ton biomassa (stookwaarde 11,15 MJ/kg) per jaar

	jaarlijkse emissies (ton/jaar)		emissies in kg/MWh	
	BEC	meestoken	BEC	meestoken
CO ₂	145 600	145 600	842	600
NO _x	91	187	0,53	0,77
CO	42	187	0,24	0,77
NH ₃	4,2	1	0,024	0,004
SO ₂	7	22	0,041	0,092
stof	2,8	5	0,016	0,019
HCl	2,8	14	0,016	0,058
HF	0,28	0,42	0,002	0,002
	kg/jaar		kg/GWh	
zware metalen	140	140	0,81	0,57
Cd	14	14	0,081	0,06
Hg	14	93	0,081	0,38
dioxines + furanen	0,000014	< 0,000009	0,000081	< 0,000038

4.5.4 Uitvoeringsalternatieven

In deze paragraaf worden de hierboven genoemde (in paragraaf 4.5.1) technische uitvoeringsalternatieven vergeleken met voorgenomen activiteit. Alle voor- en nadelen van de alternatieven worden geïnventariseerd, waarbij ook wordt ingegaan op de technische en economische aspecten van de alternatieven. Tevens wordt aangegeven waarom voor de voorgenomen activiteit is gekozen. In hoofdstuk 6 wordt nader ingegaan op de specifieke milieugevolgen van de alternatieven die milieutechnische voordelen bieden.

4.5.4.1 Variant op de thermische verwerking: wervelbedverbranding

Algemeen

De thermische verwerking van biomassa kan ook plaatsvinden in een wervelbedoven. Bij een wervelbedoven wordt de brandstof gedoseerd in een bed van inert materiaal (veelal fijn zand). Dit zandbed wordt door luchtinjectie in een wervelende beweging gehouden. Deze beweging is vergelijkbaar met die van een kokende vloeistof. Men maakt onderscheid tussen het stationaire wervelbed of "Bubbling Fluidized Bed" (BFB) en het circulerend wervelbed of "Circulating Fluidized Bed" (CFB). Bij het BFB zijn de deeltjesgrootte en de luchtsnelheid

zodanig gekozen dat het bed gaat zweven. Bij het CFB wordt het bedmateriaal en de brandstof door een hogere gassnelheid gedeeltelijk uit de reactor geblazen, waarna met behulp van een nageschakelde cycloon het bedmateriaal van de rookgassen wordt gescheiden en in de reactor teruggevoerd. Beide typen kunnen zowel onder atmosferische als onder verhoogde druk worden bedreven. Bij kleinere installaties wordt veelal voor BFB gekozen, grotere installaties zijn gebaseerd op CFB. De milieu-effecten zijn gelijkwaardig. Bij een capaciteit van 80 MW_{th} wordt veelal gekozen voor een atmosferisch CFB.

Vergelijking wervelbed versus roosteroven

De wervelbedtechniek kent enkele voordelen ten opzichte van de roosteroven:

- er wordt een goede menging verkregen tussen brandstof en bedmateriaal, waardoor de verbranding goed beheersbaar is en zeer volledig kan zijn. Het bedmateriaal heeft een grote warmtecapaciteit en geeft daardoor een meer gelijkmatige verbranding
- een wervelbed is meer flexibel voor de brandstofsamenstelling: een grotere range aan stookwaarde kan worden verwerkt
- de primaire emissies van NO_x zijn wat lager, door de lagere verbrandingstemperatuur in het bed. Door toevoeging van additieven in het bed kunnen de emissies van SO₂ en HCl ook reeds (gedeeltelijk) worden verminderd
- roosters vereisen wat meer onderhoud, met name slijtage van de roosterstaven.

Vergeleken met een roosterverbranding zijn er ook nadelen te noemen:

- de brandstof moet voldoen aan specifieke eisen, met name wat betreft de afmetingen en de aanwezigheid van zogenaamde stoorstoffen. Dit betekent dat er een uitgebreide voorbereiding/verkleining moet plaatsvinden. Stoorstoffen als ferro en non-ferro metalen, stenen en dergelijke moeten worden verwijderd omdat deze de afvoer van het wervelbed zullen verstoppert. Wervelbedden zijn uitstekend geschikt voor goed gedefinieerde brandstoffen die geen grotere delen bevatten. Dit is hier zeker niet het geval
- bij een variabel brandstofpakket bestaan er grote risico's op sinteren en/of samenklonteren van brandstofdelen en bedmateriaal. Indien de brandstof zowel alkalimetalen als chloride bevat, in wisselende samenstelling (hetgeen het geval is), kunnen al bij lage temperaturen samenklonteringproblemen ontstaan, die een stop noodzaken voor schoonmaakwerkzaamheden
- de stofconcentraties aan de ingang van de rookgasreiniging zullen hoger zijn dan bij een roosteroven, zeker bij een CFB. Dit geeft meer reststoffen (vliegas). Verhouding vliegas/bodemas is bij een roosteroven circa 15 : 85, bij een wervelbed circa 40 : 60
- het eigen elektrisch verbruik van een CFB is hoger dan bij een rooster, aangezien de bedweerstand dient te worden overwonnen.

Enkele andere aspecten van beide technieken, die soms als voordeel voor de wervelbedoven worden genoemd, zijn:

- bij een wervelbed is theoretisch een hoger rendement mogelijk. Dit is echter alleen het geval indien de luchtvermaat lager gekozen kan worden of indien de stoomparameters kunnen worden verhoogd. Gezien het brandstofpakket dat moet worden verwerkt zal bij een wervelbedoven niet afgeweken worden van de parameters voor een roosteroven, zodat de bruto rendementen vrijwel gelijk zullen zijn voor beide opties. Ook het toepassen van een externe warmtewisselaar bij het wervelbed (de zogenaamde "Fließbett-kühler") is af te raden gezien de ervaringen met corrosieproblemen bij installaties die vergelijkbare brandstoffen verwerken. De vereiste voorbereiding bij een wervelbed verbruikt veel energie, zodat het netto rendement mogelijk zelfs lager komt te liggen
- de kwaliteit van de slakken is bij een wervelbed beter omdat de uitbrand beter is. Bij een goed ontworpen roosteroven kunnen echter ook vergelijkbare percentages onverbrand worden bereikt (minder dan 1%). Een mogelijk nadeel van het wervelbed is de lagere verbrandingstemperatuur waardoor er mogelijk minder zware metalen vervluchtigen en de kwaliteit van de slakken op dit gebied slechter wordt.

Bij wervelbedverbranding zijn de vorming en primaire emissies van enkele componenten afwijkend van de waarden die bij roosterverbranding optreden. Bij een wervelbed ontstaat meer vlieg-as: een verhouding van 60% vlieg-as versus 40% bodemas is aangehouden (afhankelijk van type wervelbed). Voorts zal bij een wervelbed de hoeveelheid bodemas relatief groter zijn, door spui en verversen van het bedzand. De uiteindelijke emissies naar de lucht zullen echter gelijk zijn, met de voorgestelde natte rookgasreiniging.

In tabel 4.14 is een overzicht gegeven van de specifieke milieuvverschillen tussen wervelbedverbranding en roosterverbranding, zoals hierboven toegelicht.

Tabel 4.14 Vergelijking roosterverbranding versus wervelbedverbranding

kenmerken	roosterverbranding	wervelbedverbranding
netto rendement	27%	27% (of lager) bij gelijke stoomparameters
vereiste voorbereiding	nihil: verbruik < 1% van E-productie	uitgebreid: verbruik 10% van E-productie door biomassa
jaarproductie E door biomassa	173 GWh	173 GWh (of lager)
vlieggasproductie (ton/jaar)	1000 - 5000 (afvoer naar deponie)	6000 - 21 000 (afvoer naar deponie)
bodemasproductie (ton/jaar)	10 000 - 30 000 (nuttig toepasbaar)	5000 - 14 000 (nuttig toepasbaar)
verwachte primaire emissies vóór RGR – voor zover er verschillen bestaan		
stof (mg/m ³)	1000 - 4000	circa 10 000
NO _x (mg/m ³)	300 - 500	100 - 200

Samengevat kan worden gesteld dat de directe verschillen op milieugebied zeer gering c.q. verwaarloosbaar zijn: het rendement is gelijk (bij dezelfde stoomparameters) en ook de emissies zijn hetzelfde (na rookgasreiniging). Een goede uitbrand kan ook bij een goed ontworpen roosteroven worden bereikt. Bij het (zeer variabele) brandstofpakket dat moet kunnen verwerkt heeft de wervelbedoptie een aantal nadelen die doorslaggevend zijn bij de keuze: er moet een zeer uitgebreide en flexibele voorbereiding en verkleining worden toegepast en de risico's op verstoppingen en sintering in het wervelbed als gevolg van stoffen zijn groot. De ervaringen bij enkele recent gebouwde installaties bevestigen dit duidelijk. Vanwege de vele extra risico's wordt wervelbedverbranding dan ook niet als een reëel alternatief gezien en daarom in dit MER niet verder uitgewerkt, mede omdat er geen essentiële verschillen in milieu-effecten zijn.

4.5.4.2 Variant op de thermische verwerking: wervelbedvergassing en bijstoken

Algemeen

Het vergassen van biomassa is een thermische verwerkingstechniek die relatief recent is doorontwikkeld. Vergassen van kolen wordt echter reeds lang toegepast. Bij vergassen wordt de brandstof met behulp van een "ondermaat" aan zuurstof omgezet. Doordat onvoldoende zuurstof beschikbaar is, wordt de brandstof slechts gedeeltelijk omgezet in oxides. Het resulterende gas (syngas of stookgas genoemd) bestaat voornamelijk uit een mengsel van CO₂, H₂, CH₄ en H₂O, met daarnaast ook componenten als CO, NH₃, HCN, H₂S en COS.

Tevens ontstaan veel hogere koolwaterstoffen: de teerfractie. De elementen stikstof en zwavel worden dus niet ongezet in de oxides NO_x en SO_2 zoals bij verbranding. Vergassing kan plaatsvinden met lucht of met zuurstof (c.q. verrijkte lucht). De samenstelling en stookwaarde van het geproduceerde syngas is afhankelijk van diverse factoren, zoals de hoeveelheid (en concentratie) van de toegevoerde zuurstof, de samenstelling en het vochtgehalte van de biomassa en dergelijke. Bij vergassing met lucht van natte biomassa is de stookwaarde slechts 2 tot 4 MJ/m_0^3 , bij vergassen met zuivere zuurstof en droge biomassa kan de stookwaarde tot boven 15 MJ/m_0^3 oplopen.

Vergassen kan in diverse types reactoren plaatsvinden, zoals vastbedreactoren en wervelbedreactoren, maar bijvoorbeeld ook in trommelovens. Bij vergassing op wat grotere schaal (vanaf enkele tientallen MW_{th}) wordt veelal gebruik gemaakt van een circulerend wervelbed, analoog aan de hierboven beschreven wervelbedverbranding.

Het ontstane syngas kan op diverse manieren verder worden toegepast:

- direct bijstoken in een energiecentrale (of vergelijkbaar): toepassing als stookgas
- afkoelen en reinigen, en vervolgens als brandstof inzetten voor een gasmotor of gasturbine
- afkoelen en opwerken tot grondstof voor de chemische industrie (bijvoorbeeld methanolproductie): toepassing als syngas.

In de praktijk blijkt de ontstane teerfractie voorsnag onoverkomelijke problemen te geven bij het afkoelen en reinigen van het syngas. Diverse (proef)installaties hebben dit aangetoond, onder andere de vergasser bij de Amercentrale. Alleen toepassing als stookgas en direct bijstoken in een kolencentrale kan als bewezen techniek worden beschouwd en wordt dan ook toegepast, zij het op beperkte schaal. Bij verbranden van het stookgas worden de niet-geoxideerde verontreinigingen (zoals HCN en COS) verder omgezet naar “normale” verbrandingsproducten, dus NO_x en SO_2 .

Vergelijking vergassing met verbranding

Bij vergelijking van vergassen (en vervolgens bijstoken in een centrale) met verbranden kan het volgende worden opgemerkt:

- het energetisch rendement van vergassen is hoger dan verbranden. Het rendement van het vergassingsproces op zich bedraagt circa 95%. Bijstoken in een moderne kolencentrale met hoge stoomparameters kan een totaal bruto rendement geven van 40-45%
- het eigen verbruik van een vergasser is aanzienlijk, mede door de vereiste voorbereiding van de biomassa. Hierdoor komt het netto rendement lager uit. Voor de nieuwe installatie in Ruien (België) wordt door de bedrijver een overall rendement genoemd van 34% (Electrabel, 2005)

- bij vergassing komen diverse giftige tussenproducten vrij, zoals CO en HCN. Dit vergt extra veiligheidsvoorzieningen tijdens de bedrijfsvoering, zoals extra analysers.

De uiteindelijke verschillen in milieu-effecten tussen (rooster)verbranding en wervelbedvergas-sing zijn in tabel 4.15 opgenomen. De verschillen zijn in feite vergelijkbaar met de verschillen tussen verbranden en meestoken, omdat het stookgas wordt verbrand in de vuurhaard van de kolencentrale en vervolgens gereinigd in de bestaande rookgasreiniging. Dit geldt ook voor de jaarlijkse emissies en de relatieve emissies per MWh. Ook nu is er uitgegaan van een kolen-centrale voorzien van SCR-DeNOx, E-filter en ROI.

Samengevat: vergassen van biomassa en vervolgens het stookgas bijstoken in een kolen-centrale levert meer energie op: het netto rendement van de variant vergassen/bijstoken is naar verwachting 34%, stand-alone geeft circa 27% netto. De jaaremissies van vrijwel alle vervuulende componenten nemen echter aanzienlijk toe, ook de specifieke emissie per GWh worden groter. Dit is een gevolg van de minder strenge eisen bij centrales. Vanwege de vele stoorstoffen die zich in de biomassa bevinden en de risico's hierdoor in zowel het wervelbed als in de kolenketel, is meestoken technisch niet aan te bevelen.

Tabel 4.15 Vergelijking roosterverbranding versus wervelbedvergassing en bijstoken in een kolencentrale (verwerking van 200 000 ton biomassa/jaar met een stookwaarde van 11,15 MJ/kg)

kenmerken	roosterverbranding	vergassing en bijstoken
netto rendement	27%	34%
vereiste voorbereiding	nihil: verbruik < 1% van E-productie	uitgebreid: verbruik 10% van E-productie door biomassa
jaarproductie E door biomassa	173 GWh	218 GWh
vliegaspductie	1000 - 5000 ton/jaar (afvoer naar deponie)	6000 – 21 000 (nuttig toepasbaar)
bodemasproductie	10 000 – 30 000 ton/jaar (nuttig toepasbaar)	5000 – 14 000 (nuttig toepasbaar)
verwachte emissies naar de lucht - droog, 6% O ₂		
NO _x	97	200 instelpunt DeNOx
CO	45	200 ervaring centrales
NH ₃	4,5	1 ervaring centrale
SO ₂	7,5	24 verwijderingsrendement 92%
stof	3	5 normale waardes centrale
HCl	3	15 verwijderingsrendement 95%
HF	0,3	0,45 verwijderingsrendement 95%
zware metalen	0,15	0,15 verwijderingsrendement >99%
Cd	0,015	0,015 verwijderingsrendement >99%
Hg	0,015	0,1 verwijderingsrendement 85%
dioxines/furanen ng/m ₀ ³	0,015	< 0,01 geen vorming van dioxines

Tabel 4.16 Vergelijking jaaremissies en specifieke emissies, verbranden versus vergassen en bijstoken

	jaarlijkse emissies (ton/jaar)		emissies in kg/MWh	
	rooster-verbranding	vergassen en bijstoken	BEC	vergassen en bijstoken
CO ₂	145 600	145 600	842	669
NO _x	91	187	0,53	0,86
CO	42	187	0,24	0,86
NH ₃	4,2	1	0,024	0,004
SO ₂	7	22	0,041	0,086
stof	2,8	5	0,016	0,021
HCl	2,8	14	0,016	0,043
HF	0,28	0,42	0,002	0,009
	kg/jaar		kg/GWh	
zware metalen	140	140	0,81	0,643
Cd	14	14	0,081	0,064
Hg	14	93	0,081	0,429
dioxines + furanen	0,000014	< 0,000009	0,000081	< 0,000043

4.5.4.3 Variant op de thermische verwerking: pyrolyse

Algemeen

Pyrolyse is een thermische techniek die recent vooral wordt toegepast om olie uit biomassa te produceren, op kleine schaal. Bij pyrolyse wordt er in het geheel geen lucht of zuurstof aan het proces toegevoegd. De biomassa valt uiteen door de temperatuur van het proces: pyrolyse vindt plaats bij temperaturen tussen de 400 en 800 °C. De producten van pyrolyse zijn een brandbaar gas (vooral bestaande uit hogere koolwaterstoffen) en een vast restmateriaal dat voornamelijk uit koolstof bestaat. De verhouding van beide producten hangt sterk af van de temperatuur, de verblijftijd in de reactor, de samenstelling van de biomassa en dergelijke. Een deel van het gas zal bij afkoeling naar kamertemperatuur een dikke vloeistof vormen (pyrolyse-olie genoemd). De energetische inhoud van de biomassa verdeelt zich over de beide restproducten. Afhankelijk van het proces kan 80% van de energie in de gassen c.q. in de olie terecht komen, echter in het ongunstige geval zal het vaste restmateriaal tot 70% van de totale energie-input bevatten. Om het proces op gang te brengen en in stand te houden dient er warmte te worden toegevoegd. Dit kan in de vorm van aardgas, maar ook door het verbranden van een deel van het geproduceerde gas of het restmateriaal (ECN, 2005).

Naast de productie van pyrolyse-olie kunnen de producten ook gebruikt worden om elektriciteit op te wekken. Zowel het geproduceerde gas als het vaste restmateriaal kan direct worden verbrand in een ketel. Daarnaast zijn er veel processen in ontwikkeling om de beide producten eerst te vergassen en vervolgens toe te passen als stookgas of syngas. In dat geval kan pyrolyse gezien worden als een voorbereidingsstap voor een vergasser: de vergassing zal sneller en beter plaatsvinden. Dit is vooral van belang om brandstoffen te verwerken die moeilijker direct om te zetten zijn, zoals rubber banden.

Geen van de gecombineerde pyrolyse/vergassingsprocessen kunnen als grootschalig, commercieel bewezen worden beschouwd. Alleen toepassing op kleine schaal komt momenteel voor.

Vergelijking pyrolyse met verbranding

Zoals gesteld is pyrolyse in feite een voorbereiding ten behoeve van vergassing. Alleen pyrolyseren en vervolgens de ontstane producten verbranden in een ketel is een omslachtige manier van verwerken die geen rendementsverbetering oplevert ten opzichte van directe verbranding in een ketel (zoals besproken in paragraaf 4.5.3: meestook-alternatief). Dit principe wordt dan ook niet toegepast ten behoeve van energieopwekking.

Indien de reactieproducten via vergassing verder worden omgezet (in stookgas) is de uiteindelijke milieuvergelijking tussen pyrolyse (plus vergassen) en verbranding geheel te vergelijken met de vergelijking tussen (direct) vergassen en verbranden, zoals hierboven gegeven.

Samengevat: pyrolyse is een proces dat niet grootschalig wordt toegepast en vooralsnog als niet-bewezen techniek wordt gezien. Het is wel veelbelovend voor de omzetting van biomassa in biodiesel. Voor een biomassacentrale is pyrolyse een wat omslachtige manier om de biomassa voor te bewerken, met uiteindelijk dezelfde milieu-effecten die optreden bij direct meestoken in een centrale, dan wel vergassen en bijstoken in een centrale. Deze varianten zijn al behandeld. Pyrolyse zal dan ook niet verder worden behandeld in het vervolg van dit MER.

4.5.4.4 Variant op de rookgasreiniging: SCR in plaats van SNCR

Algemeen

NO_x kan ook gereduceerd worden met behulp van selectieve katalytische reductie (SCR). De reactie tussen NO_x en NH₃ (ammoniak), met vorming van N₂ en H₂O, vindt dan plaats op een katalysator en kan bij een veel lagere temperatuur plaatsvinden: van 200 °C tot 350 °C. De

huidige types katalysatoren hebben al bij lagere temperaturen een goede activiteit zodat een voldoende omzetting (80 tot 90%) goed is te behalen. SCR kan op diverse plaatsen in de installatie worden ingezet, maar in de praktijk is het vereist dat het vliegase en de zure componenten grotendeels zijn verwijderd. Vliegase bevat te veel metalen die de katalysator vergiften en verstopen, de zure componenten (vooral SO_2) kunnen corrosie en/of afzettingen van zouten veroorzaken indien de SCR bij relatief lage temperaturen wordt bedreven. SCR wordt dan ook algemeen aan het eind van de rookgasreiniging geïnstalleerd, hoewel tegenwoordig ook "low dust" SCR weer in beeld komt, maar dan bij hogere temperaturen (boven 300°C). De SCR wordt dan direct na een stofafscheider geplaatst, op het juiste temperatuurniveau.

Vergelijking SCR versus SNCR

Toepassing van een SCR kent diverse voor- en nadelen ten opzichte van SNCR. De voordelen zijn:

- de omzetting van de NO_x is wat beter. Algemeen wordt aangenomen dat met SCR een reductie tot 50 à 60 mg/m_0^3 mogelijk is, waarbij de ammoniakslip beperkt blijft tot enkele mg/m_0^3 . Wel moet gezorgd worden voor een goede verdeling van de rookgassen en van de dosering van de ammoniak om deze slip beperkt te houden
- er is geen overmaat ammoniak benodigd. Op een katalysator is het verbruik vrijwel stoichiometrisch en wordt alle NH_3 benut. Bij SNCR is de stoichiometrie zeker 2 (of meer). Een deel van de NH_3 wordt geoxideerd (vooral bij te hoge temperaturen), een deel slijpt door (vooral bij lagere temperaturen). Het doorgeslipte deel wordt echter in de natte wasser uitgewassen en kan worden teruggewonnen middels een ammoniakstripper. Het netto verbruik is globaal $2 \cdot$ stoichiometrisch.

Nadelen van SCR zijn:

- er is een veel uitgebreidere installatie nodig, met aanzienlijk hogere investeringskosten
- ook de overige bedrijfsvoeringskosten zijn hoger. Een SCR heeft een grote drukval, wat een groter E-verbruik van de zuigtrekventilator tot gevolg heeft. Daarnaast moet er bij een SCR, die aan het eind van de RGR is geïnstalleerd, herverhitting plaatsvinden waarvoor een aanzienlijke hoeveelheid aardgas of olie (fossiele CO_2 -productie) is benodigd. Eventueel kan wel gebruik worden gemaakt van HD-stoom, maar dit verlaagt de elektriciteitsproductie weer aanzienlijk hetgeen ook ongewenst is.

Een nadeel van SNCR dat soms wordt genoemd is een lokaal hogere CO -emissie, op momenten dat er extra ammonia in de ketel moet worden gedoseerd (bijvoorbeeld bij verstoringen van het verbrandingsproces). In de vergunningaanvraag wordt hierop nader

ingegaan (tabblad 4, extra toelichting bij paragraaf C.1.1 - Emissies van chemische componenten).

In tabel 4.17 is een overzicht gegeven van de belangrijkste kenmerken en kentallen van beide technieken. Tabel 4.18 geeft de totale kosten voor beide principes, alsmede de kosteneffectiviteit voor de NO_x -reductie.

Beide systemen voldoen aan de emissie-eisen. Bij toepassing van SCR is de emissie van NO_x mogelijk iets lager. Daarentegen zal SCR meer grondstoffen verbruiken (wel minder ammonia, maar meer aardgas en elektriciteit). De investeringskosten en jaarkosten zijn beduidend hoger bij SCR. Dit komt vooral tot uitdrukking in de kosteneffectiviteit van de NO_x -verwijdering (op basis van een afschrijvingstermijn van 15 jaar met 8% rente). Deze is berekend op basis van een reductie van 350 naar $70 \text{ mg/m}_0^3 \text{ NO}_x$.

Tabel 4.17 Kenmerken en effecten van SCR, vergeleken met SNCR

kenmerken	SNCR	SCR
locatie	in ketel	aan einde installatie, herverhitting nodig
werktemperatuur	circa 900 °C	200 – 350 °C
NH_3 -verbruik	> 2 x stoichiometrie	stoichiometrisch
onderdelen installatie	– opslag ammonia (25%) – doseersysteem ammonia – sproeiers op 3 niveaus in ketel	– opslag ammonia (25%) – gas/gas warmtewisselaar – aardgasbrander (oliebrander) – doseersysteem ammonia – SCR reactor + katalysator
drukval	Nihil	circa 4000 Pa
verwachte emissies en verbruiken		
NO_x -emissie*	60 – 70 mg/m_0^3	50 – 60 mg/m_0^3
NH_3 -slip*	50 – 100 mg/m_0^3 na ketel < 5 mg/m_0^3 in schoorsteen	< 5 mg/m_0^3 (bij goed ontwerp)
aardgasverbruik	nihil	120 m_0^3/h
netto verbruik ammonia	160 kg/h	80 kg/h
verbruik E	100 kW	300 kW

* alle concentraties op 11 vol% O_2 , droog

Tabel 4.18 Kosten SCR versus SNCR (alle bedragen in EUR)

kosten	SNCR	SCR
totale investeringskosten	2.000.000	6.000.000
jaarkosten ammonia (25%)*	128.000	64.000
jaarkosten aardgas*	-	384.000
jaarkosten onderhoud en bedrijfsvoering (5% van investering)	100.000	300.000
jaarkosten E-verbruik*	23.000	100.000
afschrijving (15 jaar, 8% rente)	234.000	701.000
totale jaarkosten	490.000	1.550.000
kosten per ton verwijderde NO _x	1.250	4.000

* de jaarkosten zijn gebaseerd op de volgende eenheidsprijzen:

- ammonia (25%): 100 EUR/ton
- aardgas: 0,40 EUR/m³
- elektriciteit: 36 EUR/MWh

en berekend over 8000 vollasturen

Samenvattend kan gesteld worden dat toepassing van SCR slechts een zeer geringe extra emissiereductie geeft (maximaal circa 14 ton NO_x/jaar). Hiertegenover staan diverse nadelen, zoals extra energie- en aardgasverbruik (en veel hogere kosten). Ook bestaat het risico van hogere NH₃-slip bij tail-end SCR (zoals hier het geval is), zodat de zure emissie per saldo zelfs toeneemt. SNCR heeft dan ook de voorkeur, zowel milieutechnisch als om economische redenen.

4.5.4.5 Variant op de rookgasreiniging: (semi-)droog in plaats van natte water

Algemeen

De laatste jaren wordt meer en meer overgegaan op de toepassing van een droog of een semi-droog systeem om de zure componenten uit de rookgassen te verwijderen. De ontwikkeling van deze technieken is zodanig dat veel nieuwe installaties worden uitgerust met een droog systeem. Voor zover bekend zijn alle biomassacentrales die de laatste jaren in Duitsland zijn gebouwd uitgerust met een droog systeem. Hiermee is zonder problemen aan de Europese richtlijnen te voldoen.

Bij een droog systeem wordt een absorbens (meestal calciumhydroxide) in de rookgassen geblazen, met de rookgassen gemengd en vervolgens afgescheiden op een doekfilter. Eventueel wordt een reactorvat gebruikt, echter dit is niet vereist mits een goede menging wordt gerealiseerd (statische menger). Bij een semi-droog systeem wordt het absorbens eerst opgelost alvorens in te blazen. In dat geval is er wel een reactorvat (sproeiabsorber) benodigd omdat het water moet verdampen alvorens het doekfilter wordt bereikt. Semi-droge systemen worden steeds minder toegepast omdat met een droog systeem hetzelfde resultaat wordt verkregen, met minder kosten en problemen. Indien nodig wordt actief kool toegevoegd om koolwaterstoffen, dioxines/furanen en eventuele vluchtige metalen (kwik) mede af te scheiden. Bij diverse biomassa-installaties in Duitsland is gebleken dat de dioxine- en kwikemissies ook kunnen worden gehandhaafd zonder actief kool-dosering.

Het toepassen van een droog systeem is vooral interessant om afvalwater te vermijden. Indien geen afvalwater mag worden geloosd (zoals momenteel bij alle installaties die niet nabij de kust zijn gelegen) is een droog systeem zeker interessant, vergeleken met een natte wasser. Bij AVR mag afvalwater echter geloosd worden (na fysisch/chemische behandeling), zodat dit voordeel hier niet meeweegt.

Vergelijking droog systeem versus natte wasser

Toepassen van een droog systeem heeft zowel voor- als nadelen. Voordelen van een droog systeem boven een natte wasser zijn:

- het systeem is wat eenvoudiger
- de investeringskosten zijn lager
- er ontstaat geen afvalwater. Dit is vooral een groot voordeel indien er geen afvalwater mag worden geloosd
- vlieggas kan eventueel gelijktijdig worden afgescheiden op doekfilter.

Nadelen van een droog systeem zijn:

- de verwijdering van de zure componenten is minder, vergeleken met een natte wasser
- het verbruik van chemicaliën (absorbens) is hoger: stoichiometrie circa 1,5. Bij een natte wasser is de stoichiometrie vrijwel 1
- er worden in totaal meer reststoffen geproduceerd
- met een droog systeem kan NH_3 niet worden afgevangen. Dit betekent dat er **geen** SNCR kan worden toegepast: de NH_3 -slip is te hoog om aan de emissie-eis te voldoen. Er moet worden overgegaan op SCR, met alle (economische) nadelen van dien (zoals hierboven besproken).

In tabel 4.19 is een overzicht gegeven van de belangrijkste kenmerken van beide principes. Tabel 4.20 geeft de totale kosten voor beide systemen. Hierbij zijn de meerkosten voor SCR in plaats van SNCR niet vermeld, maar deze moeten in feite wel worden meegenomen. Beide systemen voldoen aan de BVA-emissie-eisen en BAT van BREF-WI.

Tabel 4.19 Kenmerken (semi-)droog, vergeleken met een natte wasser

kenmerken	natte wasser	droog systeem
werktemperatuur	60 °C	200 → 140 °C
chemicaliënverbruik	stoichiometrisch	circa 1,5 * stoichiometrie
onderdelen installatie	– 2- of 3-traps wasser – circulatiepompen etc. – afvalwaterbehandeling – chemicaliënopslag en -dosering – extra stofafscheiding (cycloon)	– doekfilter – absorbens opslag en dose-ring
extra drukval	circa 2000 Pa	--
verwachte emissies*, reststoffen en verbruiken		
SO ₂	5 mg/m ₀ ³	10 - 15 mg/m ₀ ³
HCl	2 mg/m ₀ ³	5 mg/m ₀ ³
HF	0,2 mg/m ₀ ³	0,5 mg/m ₀ ³
verbruik NaOH (100%)	40 kg/h (wordt als 20% ingezet)	--
verbruik kalkhydraat	20 kg/hr	--
verbruik absorbens (inclusief AK)	--	125 kg/h
verbruik AK	5 kg/hr	--
productie reststoffen	circa 150 kg/h filterkoek circa 280 kg/h vliegask**	circa 260 kg/h residu circa 280 kg/h vliegask**
verbruik E (inclusief ventilatordeel)	300 kW	100 kW

* alle concentraties op 11 vol% O₂, droog

** beide systemen uitgerust met cycloon voor stofscheiding: 20% van vliegask in de reststoffen. Zie ook tabel 4.22

Tabel 4.20 Kosten natte water versus droog systeem (alle bedragen in EUR)

kosten	natte water	droog systeem
totale investeringskosten	6.000.000	4.000.000
<i>jaarkosten chemicaliën c.q. absorbens</i>	<i>192.000</i>	<i>173.000</i>
jaarkosten afvoer reststoffen	460.000	475.000
jaarkosten onderhoud en bedrijfsvoering	300.000	200.000
jaarkosten E-verbruik	86.000	29.000
afschrijving (15 jaar, 8% rente)	701.000	467.000
totale jaarkosten	1.740.000	1.344.000
kosteneffectiviteit t.o.v. SO ₂ (EUR/ton)	6.300	5.000

kosten:	chemicaliën (NaOH 20%, calciumoxide)	100 EUR/ton
	absorbens	180 EUR/ton
	afvoer reststoffen	110 EUR/ton (vliegaf, residu)
		180 EUR/ton filterkoek
	elektriciteit	36 EUR/MWh

Samengevat kan gesteld worden dat een natte water milieutechnisch voordelen heeft (minder emissies, minder reststoffen, daarentegen wel afvalwater) maar dat een droog systeem economisch iets aantrekkelijker is. Gezien de locatie van AVR gaat de voorkeur uit naar een nat systeem.

4.5.4.6 Variant op de Rookgasreiniging: E-filter in plaats van (multi-)cycloon

Algemeen

In het voorgenomen alternatief wordt uitgegaan van een cycloon (of multicycloon) om de stof/vliegaf af te scheiden. Met een cycloon kan een afscheidingsrendement worden verkregen van slechts circa 80%. Dit betekent dat er nog een flink deel van de stof niet wordt afgevangen. Bij inzet van een (2-velds) E-filter kan er een afscheiding van circa 99% verkregen worden. In beide gevallen wordt er nog niet voldaan aan de emissie-eisen voor stof (zie tabel 4.16). In de nageschakelde natte water wordt het stof in beide gevallen verder verwijderd tot, naar verwachting, circa 2 mg/m³. De uiteindelijke stofemissie wordt dus niet verbeterd.

Vergelijking E-filter met cycloon

De voordelen van een E-filter op een rij:

- het afscheidingsrendement is hoger
- er wordt meer vlieggas afgescheiden (en er ontstaat minder filterkoek). Indien de vlieggas nuttig kan worden toegepast (hetgeen nog onderzocht moet worden) is dit een voordeel.

De nadelen van een E-filter:

- een E-filter is aanzienlijk duurder
- het benodigde oppervlak is veel groter
- de bedrijfsvoering is complexer, (veel) meer risico op storingen.

In tabel 4.21 is weer een vergelijking gegeven tussen beide technieken. Behalve de investeringskosten zijn er slechts geringe verschillen in de bedrijfsvoeringskosten tussen E-filter en cycloon. De kosten zijn dan ook niet verder uitgewerkt.

Samengevat: de milieugevolgen zijn vrijwel gelijk voor beide technieken, de stofemissie is na de natte water gelijk voor beide opties. Een E-filter is economisch niet te verkiezen, zodat uitgegaan wordt van een cycloon.

Tabel 4.21 Vergelijking E-filter met (multi-)cyclonen voor stofafscheiding

kenmerken	(multi-)cycloon	E-filter
werktemperatuur	150 – 400 °C	180 – 300 °C
onderdelen installatie	– 1 of meerdere cyclonen – afvoer en opslag vlieggas	– E-filter zelf – HS-voorziening – afvoer en opslag vlieggas
drukval	circa 2000 Pa	circa 500 Pa
verwachte emissies*, verbruiken en kosten		
stofemissies na filter/cycloon	200 – 600 mg/m ₀ ³	15 – 30 mg/m ₀ ³
stofemissies schoorsteen	2 mg/m ₀ ³	2 mg/m ₀ ³
vlieggasproductie	circa 280 kg/uur	circa 360 kg/uur
filterkoek	circa 150 kg/uur	circa 70 kg/uur
verbruik E	100 kW (extra drukval)	50 kW
investeringskosten	500.000 EUR	2.000.000 EUR

* alle concentraties op 11 vol% O₂, droog

4.5.4.7 Variant op de Rookgasreiniging: extra doekfilter met actief kool-injectie in plaats van actief kool-injectie vóór de natte wasser

Algemeen

Om eventueel gevormde dioxines te verwijderen uit de rookgassen wordt in het basisontwerp uitgegaan van het doseren van actief kool (AK) in het rookgaskanaal voor de natte wasser. Door de menging van deze AK met de rookgassen en vervolgens opname in het circulerende waswater worden eventueel gevormde dioxines afgevangen. Het verwijderingsrendement van deze techniek bedraagt 90% of hoger. Als alternatief kan worden overgegaan op het inzetten van een doekfilter, waarbij de AK voor het doekfilter wordt gedoseerd. De AK wordt gerecirculeerd omdat het adsorptievermogen erg hoog is en hierdoor een betere laag op het filterdoek kan worden verkregen. Bij installaties waar veel dioxines worden gevormd (vooral AVI's) is dit de standaard techniek. Bijkomend voordeel is dat ook fijn stof en zware metalen goed worden afgevangen. In verband met de veiligheidsaspecten zal de AK worden opgemengd met een inert materiaal, hetgeen de brandbaarheid sterk reduceert. Hierdoor wordt de werking van AK niet beïnvloed.

Vergelijking extra doekfilter met AK-injectie, versus AK-injectie in de natte wasser

De voordelen van een extra doekfilter zijn:

- de afscheiding van dioxines zal nog beter zijn
- ook de afscheiding van fijn stof (en aanhangende zware metalen) zal eveneens verbeteren.

Toepassing van een doekfilter kent ook nadelen, die vooral economisch zijn:

- de drukval van de installatie neemt toe, resulterend in extra E-verbruik
- ook het overige E-verbruik wordt wat hoger
- de extra investeringskosten zijn aanzienlijk en ook de jaarlijkse kosten nemen toe, met name als gevolg van extra onderhoud
- de bedrijfsvoering wordt wat complexer, meer risico op storingen en extra stilstand-risico's.

Bij toepassing van een cycloon gevolgd door een doekfilter zullen de reststoffen van beide stofafscidders gezamenlijk worden opgeslagen en afgevoerd.

De voor- en nadelen zijn naast elkaar gezet in tabel 4.22.

Samengevat kan gesteld worden dat een extra doekfilter aanzienlijke milieuvoordelen biedt omdat diverse zwarte lijst stoffen beter worden afgescheiden. Ondanks de economische nadelen wordt het toepassen van een doekfilter met actief kool-injectie toch opgenomen in het MMA en voorkeursalternatief (zie verder ook paragraaf 6.4 en 6.5).

Tabel 4.22 Vergelijking extra doekfilter en dosering AK in natte wasser

kenmerken	AK-dosering in natte wasser	extra doekfilter
locatie	dosering voor wasser	tussen cycloon en wassers
onderdelen installatie	alleen opslag en dosering AK	– doekfilter – opslag en dosering AK – recirculatie en afvoer van AK
extra drukval	--	circa 2000 Pa
verwachte emissies*, reststoffen en verbruiken		
stof	2 mg/m ₀ ³	1 mg/m ₀ ³
dioxines	0,01 ng/m ₀ ³	0,005 ng/m ₀ ³
som zware metalen	0,1 mg/m ₀ ³	0,05 mg/m ₀ ³
Hg	0,01 mg/m ₀ ³	0,005 mg/m ₀ ³
Cd + TI	0,01 mg/m ₀ ³	0,005 mg/m ₀ ³
productie reststoffen	circa 280 kg/uur vliegias circa 150 kg/uur filterkoek (inclusief AK)	circa 370 kg/uur vliegias (inclusief AK) circa 70 kg/uur filterkoek
extra verbruik E	--	100 kW
kosten		
extra investeringskosten	--	3.000.000 EUR
extra jaarkosten		600.000 EUR

* alle concentraties op 11 vol% O₂, droog

4.5.4.8 Hogere stoomparameters of herverhitting stoom

De installatie beoogt een zo hoog mogelijk energetisch rendement te realiseren, maar met als voorwaarde een voldoende hoge bedrijfszekerheid van de installatie. Het rendement van de installatie is direct gekoppeld aan de toegepaste stoomtemperatuur: hogere stoomtemperaturen (en -drukken) geven een hoger rendement en dus meer E-opbrengst, bij dezelfde input. Nadeel van hoge stoomparameters is echter dat de risico's op problemen met corrosie en ketelvervuiling aanzienlijk toenemen. Hierdoor kan de beschikbaarheid afnemen en wordt er per saldo niet meer (of zelfs minder) E geproduceerd.

Gestreefd wordt dus naar een optimaal rendement, met een maximale beschikbaarheid en minimale bedrijfsrisico's. Uitgegaan wordt van circa 60 bar en 450 °C. Dit zijn parameters die ook in Duitsland algemeen worden gebruikt bij BEC's. De invloed van de stoomparameters op het rendement is tijdens het voorontwerp nader onderzocht. In tabel 4.23 is dit verband aangegeven. Tevens is in de tabel opgenomen de optie om stoom te herverhitten: in dat geval wordt stoom met een hoge druk en een relatief lage temperatuur geproduceerd. Nadat het eerste deel van de turbine is gepasseerd wordt de afgekoelde stoom weer herverhit (bij circa 35 bar). Zoals uit de tabel blijkt geven hogere stoomparameters (al dan niet met herverhitting) een forse verbetering van het rendement. Dit lijkt ook economisch interessant, ondanks de hogere investeringskosten (zie tabel).

Tabel 4.23 Verband tussen stoomparameters respectievelijk herverhitting en rendement

optie	stoomparameters (circa)	bruto rendement (circa)	E-productie bruto (MWh/jaar)	wijziging in investeringen (*10 ⁶ EUR)
1	40 bar, 400 °C	28 %	174 000	- 2,5
2 (basis)	60 bar, 450 °C	30 %	186 000	basis
3	80 bar, 480 °C	31,5%	195 000	+ 1,5
4	100 bar, 520 °C	33 %	204 500	+ 4,5
5	100 bar, 450 °C en herverhitting (op circa 35 bar)	32,5%	201 500	+ 6

Zoals gesteld kan de bedrijfsvoering wijzigen indien er hogere stoomparameters worden gekozen. Met name de beschikbaarheid kan worden beïnvloed. Ook de onderhoudskosten kunnen mogelijk toenemen. Andere parameters die de installatie beïnvloeden zullen naar verwachting niet wijzigen. De invloed van beide parameters is eveneens onderzocht. Indien de beschikbaarheid met 5% afneemt wordt er op jaarbasis evenveel elektriciteit geproduceerd (bij vergelijking van optie 3 met optie 2). Bij 100 bar en 520 °C moeten bovendien flink wat hogere investeringen gedaan worden omdat de ketel extra moet worden beschermd (met nikkel bekleden): zie tabel. Het economische beeld kan zelfs negatief omslaan indien de verkeerde keuze van de stoomparameters wordt genomen.

Dezelfde overweging geldt voor de optie herverhitten (optie 5): de extra investeringen worden nog hoger en de installatie wordt aanzienlijk complexer, met extra risico's op storingen.

Op basis van de ervaringen in Duitsland en de adviezen van leveranciers lijkt het onverstandig om hogere stoomparameters in te zetten, met als doel een hogere jaarproductie aan elektriciteit. Doordat de beschikbaarheid zeer waarschijnlijk afneemt is er per saldo geen milieuvoordeel te behalen, in de vorm van meer E-productie.

4.5.4.9 Aanvoer per schip

Bij aanvoer van grote hoeveelheden brandstof/biomassa is aanvoer per schip te overwegen. Een aanzienlijk deel van de brandstof is afkomstig van de ASI in Utrecht: circa 50 000 ton/jaar. Dit deel zou per schip kunnen worden aangevoerd. Voor de overige stromen lijkt aanvoer per schip niet realistisch vanwege de geringe afstand (afvalhout van de ASI komt van dezelfde locatie) of omdat het kleinere stromen betreft, van wisselende locaties. Voor de berekening van de milieu-effecten is een vergelijking gemaakt tussen de emissies van CO₂, NO_x en fijn stof, tussen vrachtwagens enerzijds en binnenvaartschepen anderzijds. Uitgegaan is van een transportafstand van 90 km (Utrecht-Rozenburg). In tabel 4.18 zijn de specifieke emissies per ton-km weergegeven (Royal Haskoning, 2004). De cijfers gelden voor het jaar 2000. De cijfers zijn onder andere gebaseerd op gegevens van het RIVM. Op basis hiervan is een inschatting gemaakt van de emissies van beide opties. Hierbij is verondersteld:

- transport in 10 tons trucks, dan wel
- transport in kleine binnenvaartschepen
- geen voor- en natransport bij scheepstransport (hetgeen wel het geval is)
- afstand zowel over de weg als over water is 90 km
- totaal transport van 50 000 ton per jaar.

De resulterende jaaremissies zijn eveneens gegeven in tabel 4.24.

Tabel 4.24 Specifieke emissies en jaaremissies van vrachtauto's en binnenvaartschepen

component	CO ₂ (gram/ton km)	NO _x (gram/ton km)	stof (gram/ton km)
10 tons truck	123	1,3	0,05
27,3 tons truck	68	0,8	0,026
klein binnenschip (550 ton)	40	0,6	0,03
groot binnenschip (5500 ton)	12	0,18	0,009
	CO₂ ton/jaar	NO_x ton/jaar	stof ton/jaar
jaaremissie 10 tons trucks	1100	12	0,45
jaaremissie kleine schepen	360	5,4	0,27

Transport per binnenvaartschip vergt grote aanpassingen in de infrastructuur van de locaties, zowel wat betreft laden als lossen als het transport van en naar de begin- en eindbestemming. Economische overwegingen en berekeningen geven aan dat transport per schip pas interessant wordt bij grotere afstanden. Waar zich het omslagpunt bevindt is afhankelijk van meerdere factoren zoals de jaarhoeveelheid, de afstanden voor voor- en na-transport, de dichtheid van de biomassa en dergelijke. Door AVR is een inventarisatie uitgevoerd van de kosten van beide manieren van transport. De resultaten hiervan zijn in tabel 4.25 weergegeven. Hoewel de cijfers alleen indicatief kunnen worden gebruikt, blijkt toch dat beneden 200 km het transport per truck (as) economisch interessanter is.

Tabel 4.25 Transportkosten schip en truck als functie van afstand en soortelijk gewicht (EUR/ton)

	afstand 100 km	afstand 200 km	afstand 300 km	afstand 500 km
per as (s.g. 0,3)	12	14	20	23
over water (s.g. 0,3)	16	16	19	19
per as (s.g. 0,5)	7	8	12	14
over water (s.g. 0,5)	10	10	12	12
per as (s.g. 1,0)	4	4	12	14
over water (s.g. 1,0)	5	5	7	7

Samengevat: transport per schip geeft minder emissies van enkele belangrijke componenten. De totaal te behalen reductie (uitgedrukt in jaarvrachten) zijn relatief gering vergeleken met de schoorsteen-jaarvrachten (zie tabel 4.7a). Daarentegen vergt scheepstransport aanzienlijke extra voorzieningen en investeringen en zijn de kosten hoger bij de korte transportafstanden die gelden voor bij project.

4.5.4.10 Aanvullende geluidsbeschermende maatregelen, mobiele breker op andere locatie

Om de geluidsemissies te reduceren zijn diverse geluidsbeschermende maatregelen mogelijk. Een van de mogelijke opties is de mobiele breker op een andere locatie op te stellen zodat de geluidsemissie in met name westelijke richting (Rozenburg) kan worden gereduceerd. Andere geluidsreducties die mogelijk zijn, zijn bijvoorbeeld zwaardere gebouwisolatie, extra omkastingen van pompen en dergelijke.

De invloed van deze extra maatregelen wordt in hoofdstuk 6 nader toegelicht, in relatie tot de uitgevoerde geluidsberekeningen voor de huidige situatie en het nulalternatief. De kosten voor extra maatregelen zijn op voorhand moeilijk in te schatten.

4.5.5 Uit te werken uitvoeringsalternatieven

Van de hierboven toegelichte uitvoeringsvarianten zullen er een aantal verder worden uitgewerkt in hoofdstuk 5. Het betreft de volgende alternatieven:

- meestoken in kolencentrale
- vergassen en gas bijstoken in kolencentrale
- extra doekfilter met actief kool-injectie
- hogere stoomparameters (verbeteren rendement)
- vervoer per schip van een deel van de brandstof
- maatregelen ter reductie van de geluidemissie.

De overige alternatieven hebben milieutechnisch geen voordeel en zijn ook technisch of economisch niet interessant. Het betreft:

- wervelbedverbranding
- pyrolyse (als voorbewerking bij vergassen)
- SCR (in plaats van SNCR)
- droog RGR-systeem in plaats van nat systeem
- E-filter (in plaats van cycloon).

4.6 Het meest milieuvriendelijke alternatief

Het meest milieuvriendelijke alternatief (MMA) is een samenvoeging van die elementen uit de uitvoeringsalternatieven die de beste mogelijkheden voor de bescherming van het milieu bieden. Van de alternatieven die in hoofdstuk 6 zullen worden uitgewerkt (zie hierboven onder paragraaf 4.5.5.), worden opgenomen in het MMA:

- extra doekfilter met actief kool-injectie
- hogere stoomparameters
- vervoer per schip van een deel van de brandstof
- maatregelen ter reductie van de geluidemissie.

De alternatieven:

- meestoken in een centrale
- vergassen en vervolgens bijstoken,

worden **niet** als MMA gezien daar deze varianten voor AVR niet realistisch zijn. Dit zijn in feite ook referentie-alternatieven. Het enige milieuvoordeel van deze varianten is een hoger rendement. Daartegenover staan aanzienlijk hogere emissies van vrijwel alle van belang zijnde componenten. Ook de emissies per geproduceerde kWh zijn bij deze opties veelal beduidend hoger dan bij stand-alone verwerken in de BEC: zie tabellen 4.13 respectievelijk 4.16. Op grond hiervan wordt geconcludeerd dat deze varianten geen MMA zijn.

N.B. In de alternatieven is geen overweging gemaakt betreffende de mogelijkheid tot product- of materiaal-hergebruik van de biomassastromen. Bij de inzet van de brandstoffen is het uitgangspunt dat alleen niet-herbruikbare, brandbare stromen in aanmerking komen voor toepassing in de BEC. De biomassa is niet geschikt voor materiaal-hergebruik in de houtindustrie vanwege de macro-vervuilingen (zand, ijzer en dergelijke). Toepassing als brandstof is dan nog de enige nuttige toepassing die resteert. Dit zal ook een onderdeel zijn van de acceptatieprocedure (in de vooracceptatiefase: zie paragraaf 4.3.8). Hergebruik is dan ook geen reëel alternatief voor dit initiatief en kan dus ook niet in het MMA worden opgenomen.

4.7 Het voorkeursalternatief

De voorgenomen activiteit zal worden uitgebreid met een doekfilter met actief kool-injectie, teneinde stof en dioxines (nog) verder af te scheiden. De overige varianten die in het MMA zijn genoemd, worden niet opgenomen in het voorkeursalternatief. Dit wordt nog nader toegelicht in hoofdstuk 6.

BIJLAGE 4.1 PLATTEGRONDEN VAN DE LOCATIE ROZENBURG

- Tekening 362-010 General lay-out inrichting, indicatie locatie BEC en opslag - A3
- Tekening 362-003 Impressie van de nieuwe BEC (aanzicht vanuit zuid-west) - A3

LEWY TERREIN

VOPAK TERMINAL TER

SINT-LAURENSHAVEN

Kerr McGee

Main entrance

Parking area contractor

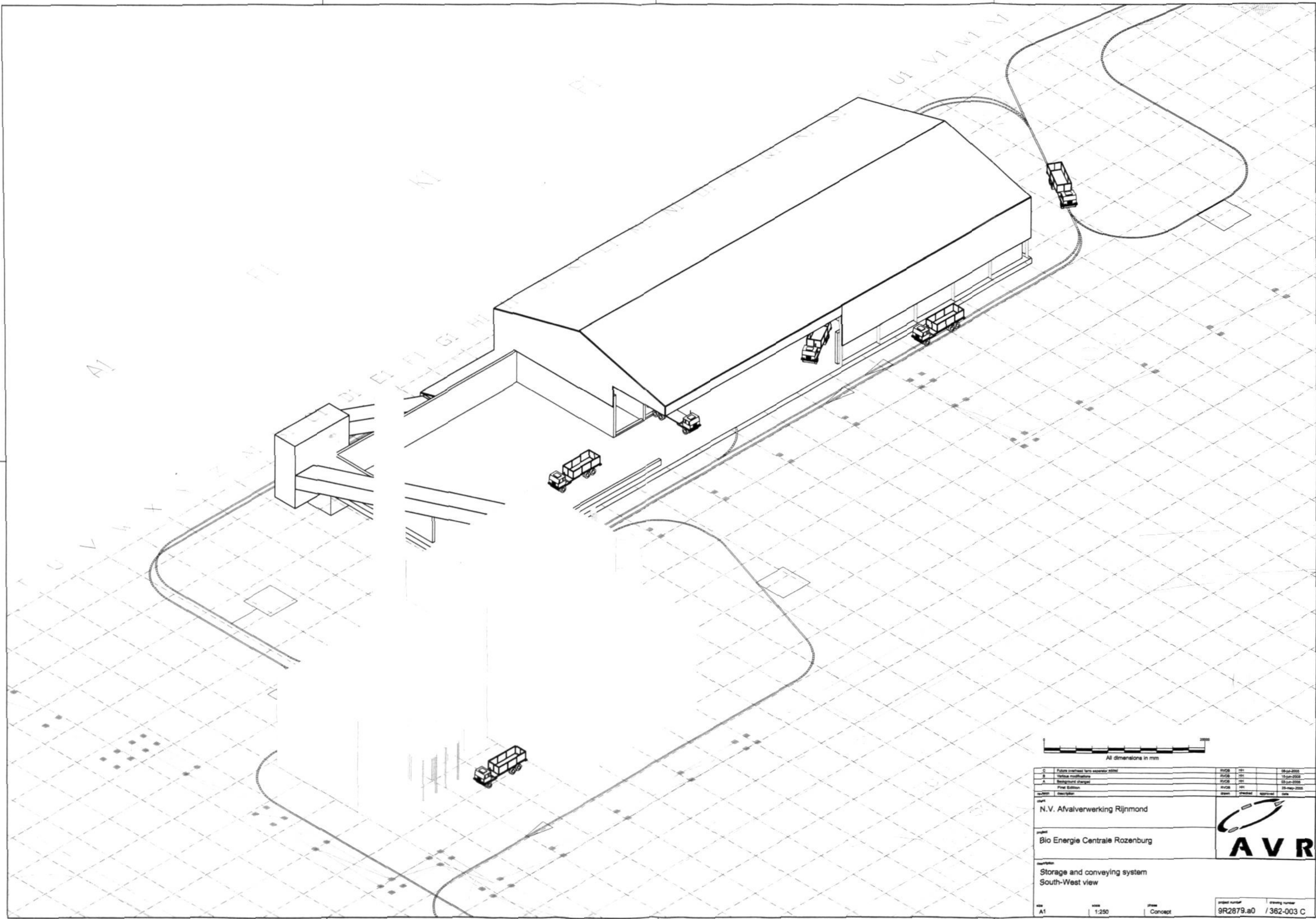
Legend

- A Biomass storage area
- B B&C area
- C Contractor area

A	Fire fighting utilities added		RVD8	HH		07-jul-2005
	First Edition		RVD8	HH		06-jul-2005
revision	description		drawn	checked	approved	date
client			 AVR			
N.V. Afvalverwerking Rijnmond						
project						
Bio Energie Centrale Rozenburg						
description						
General lay out						
size			scale		phase	
A3			1:3000		Tender	

project number	drawing number
9R2879.a0	/ 362-010 A

0 300.000
All dimensions in mm



0	Future investment form separator added	RVDG	NH	15-jul-2008
1	Yellow modification	RVDG	NH	15-jul-2008
2	Background changed	RVDG	NH	25-jul-2008
3	First Edition	RVDG	NH	25-jul-2008
4	Final Edition	RVDG	NH	25-jul-2008
5	Drawn	checked	approved	date
client N.V. Afvalverwerking Rijnmond project Bio Energie Centrale Rozenburg description Storage and conveying system South-West view				
size	scale	draw	project number	drawing number
A1	1:250	Concept	9R2879.a0	/362-003 C

BIJLAGE 4.2 OVERZICHT TE VERWERKEN BIOMASSASTROMEN

biomassasoort	Euralcode	sectorplan LAP	minimumstandaard
afval van plantaardige weefsels	02 01 03	2*	nuttige toepassing, tenzij nuttige toepassing niet mogelijk is, of slechts tegen substantieel hogere kosten
afval van bosbouw	02 01 07	2	nuttige toepassing, zie hierboven
niet elders genoemd afval uit land-, tuinbouw, aquacultuur en bosbouw	02 01 99	2	nuttige toepassing, zie hierboven
voor consumptie of verwerking ongeschikt materiaal (afval van voedings- en genotmiddelenindustrie e.d.)	02 03 04	2	nuttige toepassing, zie hierboven
schors en kurkafval uit houtverwerking	03 01 01	2	nuttige toepassing, zie hierboven
afval uit houtverwerking (zaagsel, spaanders, hout etc.)	03 01 05**	2	nuttige toepassing, zie hierboven
schors en houtafval uit pulp/papierproductie	03 03 01	2	nuttige toepassing, zie hierboven
niet elders genoemd afval (van houtverwerking etc.)	03 03 99	2	nuttige toepassing, zie hierboven
houten verpakking	15 01 03	14	nuttige toepassing
hout uit bouw & sloopaafval	17 02 01**	13	nuttige toepassing
niet gecomposteerde fractie van huishoudelijk en soortgelijk afval	19 05 01	2	nuttige toepassing
niet-gecomposteerde fractie van plantaardig afval	19 05 02	2	nuttige toepassing

biomassasoort	Euralcode	sectorplan LAP	minimumstandaard
afgekeurde compost	19 05 03	2	nuttige toepassing
papier en karton uit mechanische afvalverwerking	19 12 01	2	nuttige toepassing, zie hierboven
hout uit mechanische afvalverwerking (niet-gevaarlijk)	19 12 07**	13	nuttige toepassing
overige (incl. mengsels) uit mechanische afvalverwerking (= huidige 10-60 fractie)	19 12 12**	13	onduidelijk, volgens sectorplan is nuttige toepassing af te leiden, maar in praktijk veelal verwijdering
gescheiden ingezamelde houtfracties (stedelijk afval) (snoeihout)	20 01 38**	9	materiaalhergebruik, nuttige toepassing van de houtfractie uit groenafval met hoofdgebruik als brandstof is eveneens toegestaan
biologisch afbreekbaar afval	20 02 01	9	onduidelijk

noot:

- * sectorplan 2 = procesafhankelijk industrieel afval (waaronder plantaardig afval en grondtarra)
- ** deze afvalstoffen zijn volgens de Eural-indeling complementair, dat wil zeggen worden – afhankelijk van de verontreinigingsgraad – als gevaarlijk afval aangemerkt. De voorgenomen installatie wordt (echter) uitsluitend benut voor verwerking van niet-gevaarlijke stromen

Hieronder is een overzicht gegeven conform de NTA 8003-codering (NTA-8003: Nederlandse Technische Afspraak "classificatie voor biomassa voor energietoepassing" voor de genoemde biomassastromen).

omschrijving	NTA-code	omschrijving/toelichting
gebruikt hout (B-hout)	150-serie	alle typen (mengsels van) gebruikt hout, echter geen geïmpregneerd hout (181 –189): 151 mengsel gebruikt hout 159 overig gebruikt hout 160-serie onbehandeld hout 170-serie geverfd/verlijmd hout 190-serie hout uit verwerking (o.a. hout uit compostering)
hout uit compostering	192	zeefoverloop compostering
park/plantsoenhout	105	snoeihout

In de toekomst kunnen ook andere, zuivere biomassastromen worden verwerkt. Hierbij kunnen in principe alle biomassastromen in aanmerking komen die volgens de NTA-8003 als zuivere biomassa zijn gedefinieerd. Deze mogelijke (groepen van) biomassastromen zijn hieronder vermeld.

omschrijving	NTA-code	omschrijving/toelichting
gras en stro	200-serie	alle soorten (mengsels van) gras en stro
reststoffen uit voedings- en genotmiddelenindustrie	510-serie 520-serie	alleen vaste stromen zoals doppen, pitten, schillen etc.
GFT	600-serie	alle soorten GFT-afval

