

EINDRAPPORT

TNO-rapport
TNO-MEP – R 96/491

TNO Milieu, Energie
en Procesinnovatie

Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

Telefoon 055 - 549 34 93
Fax 055 - 541 98 37

Milieu-analyse verwerkingsmethoden van kunststofonderdelen van afgedankte auto's

Datum
december 1996

Auteur(s)
Drs. Ing. A.A.H. Roorda
Ir. E. Langerak
Ir. B.L. van der Ven

Projectnummer
26826

Trefwoorden
– LCA
– Integraal ketenbeheer
– afvalverwerking en autowrakken

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

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

© 1996 TNO

Bestemd voor
VROM
Directie afvalstoffen
t.a.v. Drs. H. Brands
Directie afvalstoffen IPC 645
Postbus 30945
2500 GX 's-Gravenhage

Het kwaliteitssysteem van TNO Milieu, Energie en
Procesinnovatie voldoet aan ISO 9001.

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie is een
nationaal en internationaal erkend kennis- en contract-
research instituut voor bedrijfsleven en overheid op
het gebied van duurzame ontwikkeling en milieu- en
energiegerichte procesinnovatie.



Nederlandse Organisatie voor toegepast
natuurwetenschappelijk onderzoek TNO

Op opdrachten aan TNO zijn van toepassing de
Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan
TNO zoals gedeponeerd bij de
Arrondissementsrechtbank en de Kamer van Koophandel
te 's-Gravenhage

Samenvatting

Ter onderbouwing van het toekomstige beleid ten aanzien van autowrakken en het daarmee samenhangende shredderstof, is een vergelijkende milieuanalyse van de verschillende verwerkingsmogelijkheden uitgevoerd. De studie is gericht op de verwerking van vier specifieke kunststoffracties.

Doelstelling van de studie is om antwoord te geven op de vraag welke verwerkingsroute's vanuit milieuoogpunt de voorkeur verdienen. Daarnaast is gekeken naar de kosten van de verwerkingsroutes.

Werkwijze

Afbakening

De vergelijkende studie heeft betrekking op de volgende kunststofonderdelen:

- bumpers
- stoelvulling
- dashboard
- banden

De bijbehorende verwerkingsprocessen zijn:

A. shredderen, gevolgd door:

1. verbranden
2. bijstoken in cementoven
3. back to feedstock/vergassen

A. demonteren, gevolgd door:

1. mechanische recycling tot regranulaat
2. produkthergebruik (banden)

De deelketen begint bij de fase van het vrijkomen van afgedankte personenauto, voorzover het de vier kunststofonderdelen betreft. De produktie en het gebruik van de personenauto behoren niet tot het onderzochte systeem. Het onderwerp van studie is dus niet een produktketen (of voortbrengingsketen) van begin tot eind. De vergelijkende analyse heeft betrekking op de totale mix van de vier kunststof-fracties, zoals deze vrij komen bij de gekozen referentie-auto. Andere auto-onderdelen zijn niet in beschouwing genomen.

Teneinde de verschillende verwerkingsroutes op een objectieve wijze te vergelijken, is gekozen voor de LCA-methodiek (levenscyclusanalyse) als analyse-instrument. Het specifieke kenmerk van de LCA-methodiek is dat vanaf de afdanking alle consequenties van de afdanking worden meegenomen in de beoordeling.

Samenstellingsgegevens

De gegevens van deze studie zijn in zekere zin representatief voor de auto's die afgedankt worden in de komende periode van vijf jaar. Uitgaande van de veronderstelling dat de gemiddelde levensduur van personenauto's ca. 13 jaar bedraagt, hebben de samenstellingsgegevens betrekking op de geproduceerde auto's in het tijdvak 1985 - 1990.

Deze studie is niet geëigend om in exacte zin antwoord te geven op de gestelde onderzoeksvragen. Het aantal variabelen is daarvoor te groot. De kunststofsoorten waarvan de vier onderdelen zijn gemaakt is namelijk afhankelijk van:

- het tijdvak waarin de auto's zijn ontworpen;
- het automerk;
- het type auto.

Het vaststellen van een "gemiddelde" kunststof samenstelling is dan ook niet zonder meer mogelijk. In deze studie is gekozen voor een samenstelling die vergelijkbaar is met de referentieauto, de Volvo 440. De gekozen referentieauto vertegenwoordigt dus niet de statistische gemiddelde auto, maar moet beschouwd worden als een niet-extreme keuze uit de verzameling van auto's.

Ook de elementaire samenstelling binnen een kunststofsoort kan aanzienlijk verschillen, door verschillend gebruik van additieven. De microsamenstelling van de kunststof is gekozen op grond van literatuurgegevens, aangevuld met specifieke gegevens van een kunststofleverancier.

Verwerkingsprocessen

Niet alleen de variatie in kunststoffen is groot, ook de verwerkingsprocessen lopen uiteen. Als model voor de AVI (afvalverbrandingsinstallatie) is gekozen voor een installatie die voldoet aan de nog niet van kracht zijnde de EU richtlijn (EU, 1994) t.a.v. rookgasreiniging.

Voor de beschrijving van de cementoven is aangenomen dat dit een gemiddeld 'nat' cementproces vertegenwoordigd. Als vergassingsproces is het VEBA proces als basis genomen.

Consequentie van de keuzen, ten aanzien van de materiaalsamenstelling en de verwerkingsprocessen, is dat het resultaat van deze milieuanalyse als indicatief moet worden beschouwd. Het is geen weergave van de gemiddelde werkelijkheid in Europa. Daarvoor is de werkelijkheid te complex.

Scenario aanpak

Deze studie is uitgevoerd middels verschillende scenario's. Aangezien de analyse betrekking heeft op de totale mix van onderdelen zijn steeds alle onderdelen betrokken bij een zevental scenario's. Deze scenario's zijn als volgt opgebouwd:

- A alle onderdelen worden geschedderd en verbrand in een AVI
- B1 demonteren en recyclen van de bumper, de overige onderdelen worden geschredderd en verbrand in een AVI
- B2 demonteren en recyclen van het dashboard, overige onderdelen zie: B1
- B3 demonteren en recyclen van de banden, overige onderdelen: zie B1
- B4 demonteren en recyclen van de stoelvulling, overige onderdelen: zie B1
- B5 Alle onderdelen worden gedemonteerd en gerecycled
- B6 Alle onderdelen worden verbrand in een cementoven
- B7 Alle onderdelen worden vergast

Bovendien is in een extra scenario uitgewerkt dat de milieu-effecten van het vernieuwen van het loopvlak beschrijft.

Op basis van deze scenario's zijn de resultaten tot stand gekomen.

Resultaten milieu-analyse

Recyclen versus verbranden

Uit de resultaten van de verschillende verwerkingsscenario's blijkt dat met het recyclen van de stoelvulling en het dashboard de meest gunstige resultaten worden behaald ten opzichte van verbranden. Ongeacht de kwaliteit van het regranulaat scoort recycling beter dan verbranding. Voor de overige onderdelen (bumpers en banden) geldt dat het regranulaat of de toepassing daarvan een bepaalde kwaliteit moet hebben. Aangenomen is dat deze kwaliteit gehaald kan worden met de huidige toepassingsmogelijkheden.

Vergassen en verwerking in de cementoven leveren lagere netto scores dan het verbranden in een AVI. Overheersend bij de bepaling van de netto scores is de omvang van de vermeden emissies. (bonus). Gelet op de betrouwbaarheid van de gebruikte modellen moet vergassen en verwerken in de cementoven als gelijkwaardig met verbranden beschouwd worden.

De resultaten van deze exercitie moet met grote voorzichtigheid worden geïnterpreteerd, omdat in de verwerkingsmodellen gewerkt is met een aantal aannames die zeer bepalend zijn voor de uiteindelijke resultaten.

In de onderstaande tabel is de rangorde aangegeven van de verwerkingsroutes naar aanleiding van de resultaten van de milieu-analyse.

Tabel 1.1 Rangorde verwerkingsmethode.

Onderdeel	Verbranden	Cementoven	Vergassen	Recyclen	Loopvlak vernieuwing
Band	--	(-)	(-)	+	++
Bumper	--	(-)	(-)	+	
Stoelvulling	--	(-)	(-)	+	
Dashboard	--	(-)	(-)	+	

+ = gunstige verwerkingsmethode; - = minder gunstige verwerkingsmethode

Resultaten kosten

Materiaalhergebruik

In de praktijk bepaalt de economische haalbaarheid in hoeverre demontage en hergebruik van materialen plaatsvindt. Dit hangt af van de kosten van het proces, de afzetmogelijkheden van materiaalfracties en eventuele verwijderingsbijdragen. De verwerking van onderdelen tot nieuwe grondstoffen bevindt zich in een opbouwfase. In Nederland bouwt de ARN aan de infrastructuur voor de inzameling en verwerking van materialen. De omvang van de materiaalstromen en de afzetmarkten

ontwikkelen zich. Daardoor is op dit moment beperkte informatie beschikbaar over de kosten en baten.

De demontagekosten zijn sterk bepalend voor de totale kostprijs van het recycling-proces. Bij banden bedraagt dit ca. 80% en voor de overige onderdelen meer dan 90% van de totale kosten.

De proceskosten hangen af van de schaalgrootte van het proces en de complexiteit van de bewerkingsstappen. Bij verwerking van materiaal met een vergelijkbare samenstelling als dashboards komen de proceskosten neer op ca. fl. 700,- per ton (kunststoffen uit koelkasten).

De transportkosten van inzamelpunt naar eindverwerker hangen af van de afstand en transportvolume. Deze kosten zijn voor alle routes vrijwel identiek en ondergeschikt (ca. fl. 20,-/ton).

Tabel 1.2 Kosten per ton voor de verschillende verwerkingsroutes.

Onderdeel	Verbranden	Verbranden cementoven	Vergassen	Recycling	Demontage- vergoeding ARN	Geschatte opbrengst
Bumpers	250	50	270	400	3820	600-1400
PUR	250	50	270	2600	5230	3000-4000
Dashboard	250	50	270	2700	-	1000-1500
Banden	250	50	270	325	1790	ca. 250

* de hoogte van de recyclingkosten hangt sterk af van de schaalgrootte van de verwerkingsplant. De in de tabel opgenomen bedragen zijn gebaseerd op de berekende zuivere demontagekosten en geschatte proceskosten van recycling.

** demontagevergoeding exclusief overige verwerkingskosten. ARN geeft aan dat de demontagevergoeding gebaseerd is op een gemiddelde per wrak en dat e.e.a. niet zondermeer voor mono-fracties gehanteerd kan worden (telefonisch contact Eggink d.d. 5 december 1996)

*** de geschatte opbrengst van de materialen is sterk afhankelijk van de marktwerking: grotere partijen met constante kwaliteit en regelmatige aanvoer brengen meer op dan kleinere partijen met wisselende kwaliteit en onregelmatige aanvoer.

Summary

Introduction

An environmental analysis has been carried out for the various treatment processes for plastic parts of auto wrecks. The results of the study are meant to support a process of policy making in the European context.

The goal of the analysis is to give an answer to the question which treatment process appears to be environmentally beneficial (or the least damaging). Furthermore, the costs of the treatment processes have been considered.

Approach

Four plastic parts have been studied, i.e. :

- bumpers
- seat-filler
- dashboard
- tyres

The treatment processes considered are :

- shredder, followed by:
 1. incineration
 2. fuel for cement kiln
 3. gasification
- dismantling, followed by:
 1. mechanical recycling
 2. product recycling (tyres).

The system to be studied starts with the discarded automobile. Production and use of the automobile are not part of the system. The analysis regards the four plastic parts of an automobile. Other materials and parts have not been considered.

Life Cycle Analysis (LCA) has been used as the instrument to measure the environmental impact of the various treatment processes. The relevant time period for the results is the next five years. Assuming an average life time of 13 years for an automobile, the relevant period for the specification of the automobile and the plastic parts is 1986-1991.

It is clear that the amount of variables with respect to the specification of the four plastic parts is very great. The specification varies per brand, per production period and even per type.

Within the scope of the study it is not possible to use real average figures (together with the variation of the figures). In this study, the Volvo 440 has been used as reference. This reference should not be considered as an average but as an example within the set of automobiles.

Within a plastic type, variations in composition are also present, which are caused by additives. In this study, figures have been based on a common specification of the plastic, from literature and from information by a supplier.

Not only the composition of the plastics varies, also the treatment processes are variable. For the incineration process, an hypothetical installation has been used, which meets the EU directive (1994).

For the cement kiln, a typical "wet" process has been selected. For the gasification process, the VEBA process has been selected.

A consequence of the variation in composition of the materials and in the treatment processes is that the results of this study should be regarded as indicative for the European reality.

Scenarios have been used to define the different treatment possibilities. The analysis is based on the treatment of the mix of the four parts. The scenarios are:

- A all parts are shredded and incinerated.
- B1 dismantling and material recycling of bumper; the other parts are shredded and incinerated.
- B2 as B1, for dashboard.
- B3 as B1, for tyres.
- B4 as B1, for seat-filling.
- B5 all parts are shredded and recycled.
- B6 all parts are shredded and treated in cement kiln
- B7 all parts are shredded and gasified
- B8 product recycling of tyre, other parts are incinerated.

Environmental Results

Material recycling of dashboard and seat-filler gives the lowest scores for the environmental impact. Regardless of quality of the secondary material, material recycling is better than incineration.

The other parts show the same results. However, a distinct quality of the secondary material is now needed to have lower environmental impact scores than with incineration. It is assumed that recycling meets these quality requirements. A recycling process for the tyre, in which in reality virgin material will be avoided, gives the highest benefits for the environmental impact.

Gasification and cement kiln give lower scores and therefore a better performance than incineration. However, the bonus scores caused by avoided emissions have a large effect on the final score. Due to the uncertainty of the process models used for gasification and cement kiln, both processes must be considered equal to incineration.

The table below shows the ranking on environmental performance of the treatment processes for the various parts.

Tabel 1.3 Ranking on environmental performance of treatment processes.

Automotive part	Incineration	cement kiln	Gasification	Recycling	Product recycling of tyre
Tyre	--	(-)	(-)	+	++
Bumper	--	(-)	(-)	+	
Seat fillers	--	(-)	(-)	+	
Dashboard	--	(-)	(-)	+	

+ = relatively good performance; - = less environmental performance

Costs Results

In practice, the economic feasibility of the recycling process is decisive. The economic feasibility depends on the costs of dismantling, the market for the secondary material and a potential waste fee.

The material recycling processes for plastic automobile parts are in an initial stage. Applications and markets for secondary materials are in development. Therefore, limited information is currently available.

Dismantling costs are the major contributor to the total costs of recycling. The dismantling costs for tyres are 80% of the total, (90% for the other parts).

Processing costs are strongly dependent on the scale of operation and the complexity of the processing steps. The evidence shows that treatment of a plastic material from refrigerators (which resembles dashboards) costs f 700.-- per ton (350 ECU/ton).

Transport costs are roughly the same for all scenarios and are a minor part of the total costs (approx. f 20.-- per ton).

Tabel 1.4 Costs per ton of automotive parts.

Automotive parts	Incineration	Cement kiln	Gasification	Recycling*	Dismantling compensation ARN**	Estimated benefits
Bumpers	250	50	270	400	3820	600-1400
PUR	250	50	270	2600	5230	3000-4000
Dashboard	250	50	270	2700	-	1000-1500
Tyres	250	50	270	325	1790	ca. 250

* The costs of recycling depend on the scale of the dismantling plant. The figures shown in the table represent the pure dismantling costs and the estimated process costs of recycling.

** The figures represent dismantling costs. All other costs of processing the materials are excluded. The Dismantling compensation is based on the dismantling of a mix of parts, not on individual parts.

*** The estimated benefits depend on the quality and homogeneity of automobile parts.

Inhoudsopgave

	Samenvatting.....	3
	Summary	7
1.	Inleiding	15
2.	Werkwijze	17
2.1	Onderzoeksveld	17
2.2	Analyse-instrument.....	18
2.3	Doelbepaling.....	19
2.3.1	Doelstelling	19
2.3.2	Doelgroep	19
2.3.3	Systeemafbakening	19
2.3.4	Functionele eenheid	20
2.3.5	Tijdsdomein	20
2.3.6	Geografie.....	20
2.3.7	Diepgang	21
3.	Beschrijving keten	23
3.1	Algemeen.....	23
3.2	Demontage.....	23
3.3	Shredderbedrijf.....	24
3.4	Afvalverbrandingsinstallatie (AVI).....	25
3.5	Productie van cement	26
3.6	Recycling van onderdelen voor materiaalhergebruik.....	27
3.7	Vergassen van kunststoffen.....	28
3.8	Produkthergebruik van banden.....	29
4.	Beschrijving onderdelen	31
4.1	Algemeen.....	31
4.2	Autoband	31
4.2.1	Samenstelling	31
4.2.2	Verwerking van banden tot rubbergranulaat.....	32
4.2.3	Toepassing	32
4.3	Bumpers.....	33
4.3.1	Samenstelling	33
4.3.2	Verwerking.....	33
4.3.3	Toepassing	33
4.4	PUR stoelvulling	34
4.4.1	Samenstelling	34
4.4.2	Verwerking.....	34
4.4.3	Toepassing granulaat.....	34
4.5	Dashboard.....	35
4.5.1	Samenstelling	35

	4.5.2 Verwerking	35
	4.5.3 Toepassing	36
5.	Resultaten Milieu-analyse	37
5.1	Algemeen	37
5.1.1	Presentatievorm	37
5.1.2	Concept van vermeden emissies	39
5.1.3	Kwaliteit van de vermeden materialen produkten	40
5.2	Resultaten	41
5.2.1	Resultaten van afzonderlijke onderdelen	41
5.2.2	Scenario A (referentie, alles verbranden)	45
5.2.3	Scenario B1 (bumper recycling)	47
5.2.4	Scenario B2 (dashboard recycling)	50
5.2.5	Scenario B3 (banden recycling)	53
5.2.6	Scenario B4 (stoelvulling recycling)	56
5.2.7	Scenario B5 (Alle onderdelen worden gedemonteerd en verwerkt)	58
5.2.8	Scenario B6 (Verwerking in cementoven)	59
5.2.9	Scenario B7 (vergassing)	61
5.2.10	Vergelijking vergassen, verbranden, verwerken in de cementoven en recyclen	62
5.2.11	Scenario B8 (loopvlakvernieuwing)	62
5.3	Gevoeligheidsanalyse	64
5.3.1	Algemeen	64
5.3.2	Recyclingsscenario's	65
5.3.3	Verbranding in een AVI	65
5.3.4	Verwerking in een cementoven	67
5.3.5	Vergassen	67
5.3.6	Loopvlakvernieuwing	68
5.3.7	Normalisatie gegevens	69
5.3.8	'Distance to target'-methodiek	69
5.3.9	Conclusie gevoeligheid	69
6.	Kosten	71
6.1	Afbakening	71
6.2	Materiaalrecycling	71
6.2.1	Autobanden	72
6.2.2	Bumpers	72
6.2.3	PUR-stoelvulling	73
6.2.4	Dashboard	73
6.2.5	Inschatting proceskosten recycling	74
6.3	Verbranden in AVI's	74
6.4	Verbranden in cementovens	74
6.5	Vergassing	75
6.6	Transportkosten	75

7.	Discussie en conclusie	77
7.1	Definitie onderdeelstelsel	77
7.2	Milieu-analyse verwerkingsscenario's	77
7.2.1	Verbrandings- en recyclingsscenario's	77
7.2.2	Overige scenario's	78
7.3	Kosten	79
7.3.1	Proceskosten	80
7.3.2	Personeel en overige kosten	80
7.3.3	Transportkosten	80
7.3.4	Materiaalopbrengsten	81
7.3.5	Vermijden kosten	81
7.3.6	Economische haalbaarheid	81
8.	Lijst van afkortingen	83
9.	Literatuur	85
10.	Verantwoording	87

Bijlagen:

Bijlage 1	Beschrijving LCA-methodiek
Bijlage 2	Beschrijving allocatiemodel van AVI
Bijlage 3	Beschrijving allocatiemodel cementoven
Bijlage 4	Beschrijving allocatiemodel vergassing
Bijlage 5	Procesbeschrijving voortbrengingsketens
Bijlage 6	Samenstellingsgegevens Kunststoffen
Bijlage 7	Gebruikte classificatiefactoren
Bijlage 8	Milieu-ingrepen voortbrengingsketens en verwerkingsprocessen van auto-onderdelen
Bijlage 9	Milieu-ingrepen tabellen en profielen verwerkingsscenario's
Bijlage 10	Genormaliseerde en gewogen milieuscores uitgesplitst in milieubelastende en bonusscores per scenario en onderdeel

1. Inleiding

Het milieubeleid kent vele deelterreinen. Zo wordt er sinds 1988 voor prioritaire afvalstromen specifiek beleid ontwikkeld. Autowrakken en shredderstof behoren tot deze categorie van afvalstoffen (VROM, 1992).

Het verwerkingsproces van autowrakken is primair gericht op het terugwinnen van herbruikbare materialen. Belangrijkste component (in massa) is nog steeds het staalschroot. Als gevolg van de voortdurende wijzigingen van de nieuwe modellen, verandert op termijn ook de samenstelling van de autowrakken. Zo neemt het aandeel kunststoffen langzaam toe. Dit betekent dat de vraag, op welke wijze de kunststofonderdelen van de afgedankte auto's verwerkt moeten worden, relevant wordt.

Deze vraag speelt op dit moment binnen de EU, waarbij de mogelijkheid van een gemeenschappelijk beleid wordt onderzocht. De onderhavige studie dient ter ondersteuning van de Nederlandse inbreng in deze discussie. Met deze achtergrond heeft VROM opdracht gegeven een studie uit te voeren naar de verwerkingsmogelijkheden van een aantal kunststofonderdelen.

Het onderzoek moet antwoord geven op de volgende vragen:

- Welke verwerkingsroutes hebben vanuit de integrale milieu-afweging de voorkeur?
- Wat zijn de kosten (indicatie) m.b.t. de diverse verwerkingsroutes?

2. Werkwijze

2.1 Onderzoeksveld

De vergelijkende studie heeft betrekking op de volgende kunststofonderdelen:

1. bumpers
2. stoelvulling
3. dashboard
4. banden

De bijbehorende verwerkingsprocessen zijn:

shredderen, gevolgd door:

- 1 verbranden
- 2 bijstoken in cementoven
- 3 back to feedstock/vergassen

demonteren, gevolgd door:

- 1 mechanische recycling tot regranulaat
- 2 produkthergebruik (banden)

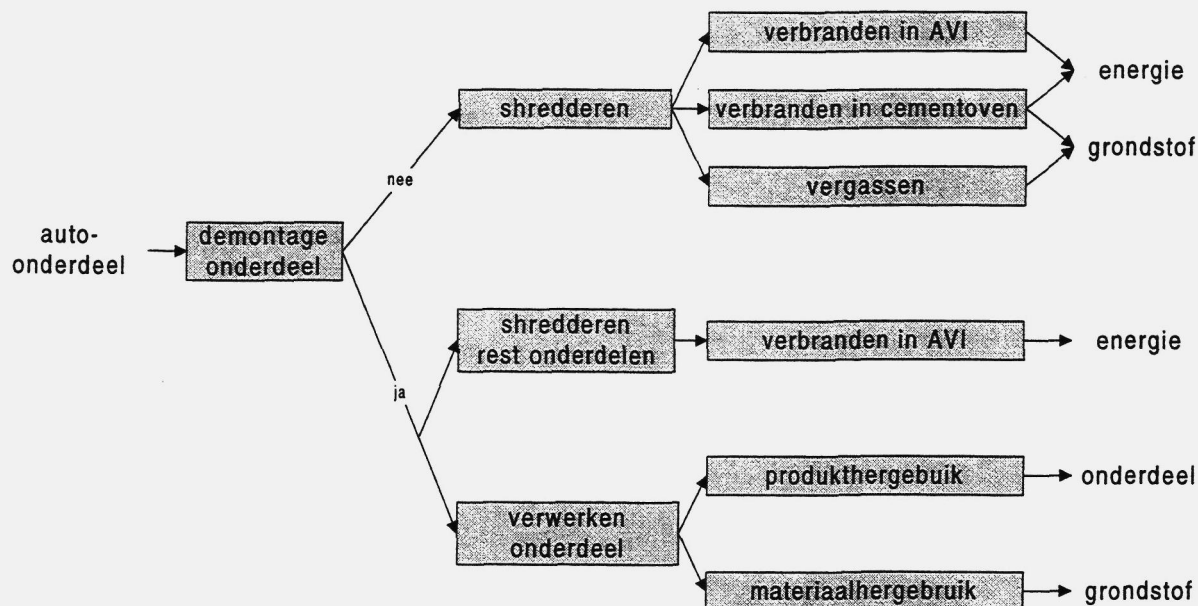
Combinatie van de verwerkingsroutes en de onderdelen leidt tot een matrix van de te onderzoeken mogelijkheden. Deze mogelijkheden kunnen niet als onafhankelijk van elkaar beschouwd worden.

Het totale veld van mogelijke verwerkingsroutes is weergegeven in figuur 2.1.

Voor deze analyse wordt het deel shredderstof, dat afkomstig is van de 4 onderdelen, apart gedefinieerd (b.v. bsdb stof). Verwerkingsvarianten kunnen nu worden gerealiseerd door middel van selectieve demontage van onderdelen en een vervolgketen van verwerkingsstappen. Demontage leidt tot een andere verwerkingsroute voor het gedemonteerde onderdeel. De niet gedemonteerde onderdelen blijven deel uit maken van het resterende shredderstof (b.v. het sdb stof).

Op deze wijze kunnen de verwerkingswijzen van de onderdelen in hun onderlinge samenhang vergeleken worden. In dit onderzoek zijn de volgende verwerkingsvarianten vergeleken:

- | | |
|----|--|
| A | alle onderdelen worden geshredderd en verbrand in een AVI. |
| B1 | demonteren en recyclen van de bumper, de overige onderdelen worden geshredderd en verbrand in een AVI. |
| B2 | demonteren en recyclen van het dashboard, overige onderdelen zie: B1. |
| B3 | demonteren en recyclen van de banden, overige onderdelen: zie B1. |
| B4 | demonteren en recyclen van de stoelvulling, overige onderdelen: zie B1. |
| B5 | Alle onderdelen worden gedemonteerd en verwerkt. |
| B6 | Alle onderdelen worden verbrand in een cementoven. |
| B7 | Alle onderdelen worden vergast. |
| B8 | Vervangen loopvlak van de band . |



Figuur 2.1 Overzicht van de verwerkingsmogelijkheden

2.2 Analyse-instrument

Teneinde de verschillende verwerkingsroutes op een correcte wijze te vergelijken, is gekozen voor de LCA-methodiek (levenscyclusanalyse) als analyse-instrument. Het specifieke kenmerk van de LCA-methodiek is dat de gehele voortbrengingsketen van het te beschouwen product in de beoordeling wordt meegenomen. In bijlage 1 is een nadere beschrijving van de methodiek opgenomen.

De uiteindelijke resultaten zijn verkregen door de milieu-ingrepen met behulp van classificatiefactoren te vertalen naar potentiële milieueffecten. Deze effecten zijn vervolgens genormaliseerd (relatieve bijdrage aan het totale effect, zie bijlage 1). De waarden die hieraan zijn toegekend zijn bepalend voor de resultaten. De gebruikte classificatiefactoren zijn gebaseerd op CML data (Heijungs et. Al, 1992), maar zijn deels gewijzigd en aangevuld. In bijlage 7 zijn de classificatiefactoren weergegeven zoals gebruikt binnen dit project. De normalisatiegegevens zijn opgenomen in bijlage 1. Vanwege het niet operationeel beschikbaar zijn van Europese factoren is gebruik gemaakt van Nederlandse normalisatiegegevens per hoofd van de bevolking, uitgezonderd de afvalaspecten die wel zijn toegesneden op de Europese situatie. De methode die gehanteerd is om de evaluatie uit te voeren, is gebaseerd op de huidige beleidsdoelen die in Nederland zijn geformuleerd in het milieubeleid. De maat voor de ernst van het thema is dan de afstand tussen de huidige situatie en de gewenste situatie (distance to target). Deze methodiek en de bijbehorende getallen is in bijlage 1 weergegeven.

Bij het toepassing van het analyse-instrument LCA zijn een aantal aannames gedaan. Overeenkomstig de LCA-methodiek, zijn deze keuzen beschreven in de paragraaf *doelbepaling*.

2.3 Doelbepaling

2.3.1 Doelstelling

Zoals reeds vermeld in de inleiding dient het onderzoek antwoord te geven op de volgende vragen:

- Welke verwerkingsroutes hebben vanuit de integrale milieu-afweging de voorkeur ?
- Wat zijn de kosten (indicatie) m.b.t. de diverse verwerkingsroutes ?

Duidelijk is dat de vraagstelling gericht is op de afdankfase. Het afgedankte produkt biedt zich aan, vervolgens rijst de vraag wat de optimale verwerkingsroute is voor de genoemde kunststof onderdelen.

Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen verwerking met energierterugwinning en verwerking met materiaal terugwinning.

2.3.2 Doelgroep

De initiatiefnemer en opdrachtgever van de studie is het Ministerie van VROM. Het resultaat van de studie is gericht op de EU en dient te worden gebruikt bij het onderbouwen van beleid.

2.3.3 Systeemaafbakening

Globale systeemaafbakening

Het onderwerp van studie is niet een produktketen (of voortbrengingsketen) van begin tot eind. De produktie en het gebruik van de auto behoren niet tot het systeem. De deeltketen begint bij de fase van het vrijkomen van het afgedankte produkt, **voorzover het de vier kunststofonderdelen betreft.**

Vervolgens worden er verschillende verwerkingsvarianten voor de kunststof onderdelen gedefinieerd.

De laatste schakel in de deeltketen van het kunststofonderdeel kent twee mogelijkheden: hetzij thermische verwerking van het onderdeel, hetzij opwerking tot een secundaire grondstof.

Het resultaat van deze analyse die uitgevoerd is met de bovenstaande keuzen moet als indicatief worden beschouwd. Het is geen weergave van de gemiddelde werkelijkheid in Europa. Daarvoor is de werkelijkheid te complex.

3. Beschrijving keten

3.1 Algemeen

In dit onderzoek zijn een aantal verwerkingsroutes gedefinieerd, zoals weergegeven in figuur 2.1. Het doel van deze ketenbeschrijving is een korte algemene beschrijving te geven van de processen die onderdeel uitmaken van de verwerkingsscenario's. Daarnaast zijn er per verwerkingsproces uitgangspunten vermeld die van belang zijn voor de resultaten en het interpreteren daarvan. Naast een beschrijving van de processen worden in dit hoofdstuk ook de bij het proces behorende uitgangspunten en aannames vermeld.

3.2 Demontage

De demontage van autowrakken geschiedt hoofdzakelijk in twee soorten bedrijven te weten:

- autodemontagebedrijven;
- autosloopbedrijven.

Bij autodemontagebedrijven is het primaire proces gericht op demontage van bruikbare auto-onderdelen/materialen. Waar mogelijk worden afvalmaterialen op materiaalsoort gesorteerd en logistiek verwerkt. Bij sloopbedrijven komen de inkomsten hoofdzakelijk uit de handel in schroot en deels uit de verkoop van onderdelen.

Welke onderdelen uiteindelijk van een auto gedemonteerd worden is afhankelijk van de vraag naar onderdelen en het soort autowrak. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen jonge schadevoertuigen en door ouderdom afgedankte wrakken. Van de jonge schadevoertuigen worden de verkoopbare onderdelen gedemonteerd, terwijl de demontage van onderdelen uit oude sloopvoertuigen voor producthergebruik maar minimaal is.

Vanwege eisen van de schroothandelaren, shredderbedrijven en de overheid worden in Nederland uit bijna alle wrakken de banden, accu's en een deel van de in de auto aanwezige vloeistoffen verwijderd,

De gedemonteerde onderdelen worden zo nodig verder ontmanteld en geselecteerd voor produkt- of materiaalrecycling dan wel als afval afgevoerd. Uiteindelijk wordt in Nederland van een gemiddeld autowrak, zo'n 200 kg aan onderdelen gedemonteerd (Roorda, 1995).

Na het demonteren van een aantal onderdelen worden de auto's bewerkt voor transport. Dit kan door de voertuigwrakken te persen, te pletten of te knippen.

In Nederland worden door de verwijderingsbijdrage en wetgeving relatief meer onderdelen verwijderd dan in de rest van Europa. In Europa worden van de vier

onderzochte onderdelen vooral de banden uit het wrak verwijderd. De overige onderdelen worden in het wrak achtergelaten en geshredderd, uitgezonderd een klein percentage onderdelen dat gedemonteerd wordt voor verkoop.

Uitgangspunten

Zoals uit de procesbeschrijving blijkt kan een deel van de onderdelen worden verkocht. In deze analyse zal echter geen rekening worden gehouden met de verkoop van onderdelen. Dat betekent dat alle onderdelen volgens de gedefinieerde verwerkingsscenario's worden verwerkt.

Daarnaast wordt aangenomen dat demontagegegevens uit het project Goes (Wassink, 1992) en FAT (1994) representatief zijn voor de gemiddelde auto en sloopbedrijf in Europa en dat er geen afvalstoffen vrijkomen bij de demontage van de onderdelen.

3.3 Shredderbedrijf

In een shredderinstallatie worden autowrakken in een hamermolen verkleind en vindt een scheiding plaats in drie hoofdgroepen te weten: ijzer en staal, non-ferrometalen en de niet-metalen. Hiervoor worden een aantal technieken gebruikt gebaseerd op soortelijk gewicht en magnetisme. Om de kwaliteit van de produkten te verbeteren worden bij de shredderinstallatie nog aanvullende handmatige en fysische scheidingen toegepast.

Deze scheidingsprocessen kunnen uitgebreid worden met Sink-float en Eddy-current processen waardoor de scheiding en derhalve ook de kwaliteit van shredderstroom wordt verbeterd, met de daarbij behorende hogere economische waarde. Kunststoffen en rubbers komen uiteindelijk terecht in het shredderstof, dat kan worden verbrand in verschillende soorten ovens.

Uitgangspunten

In deze studie zal uitgegaan worden van een gemiddeld Noord-Europees (Nederlands en Duits) shredderproces. Dit betekent dat er sprake is van een relatief hoog scheidingsrendement, zodat bijna alle plastics zich in het shredderstof zullen bevinden. In deze studie is uitgegaan dat 100 % van de kunststoffen uiteindelijk worden verbrand.

De energie die nodig is om een autowrak te shredderen bedraagt ongeveer 26,5 kWh/ton. Voor het shredderen van kunststoffen alleen is echter maar 5 kWh/ ton nodig. Aangezien deze studie is gericht op de verwerking van kunststoffen zal het energieverbruik voor het shredderen van kunststoffen worden aangehouden (Hartle, 1994).

3.4 Afvalverbrandingsinstallatie (AVI)

In AVI's wordt huishoudelijk en daarmee vergelijkbaar bedrijfsafval en grof afval verbrand. Via een trechter wordt het afval op het bewegend rooster gedoseerd (roosteroven) waar het verbrandt. Naast een transporterende functie zorgen de roosters voor luchtdistributie en het mengen van het afval. De rookgassen die bij de verbranding vrijkomen staan hun warmte af in een stoom- of waterketel. Vervolgens kan de stoom of water worden gebruikt om elektriciteit op te wekken en/of om deze energie als warmtebron te gebruiken.

Of de energie wordt gebruikt, en zo ja welke vorm, is afhankelijk van de grootte van de installatie en het land. In de Noord-Europese landen wordt in bijna alle installaties energie teruggewonnen, terwijl dit percentage in Zuid-Europese landen beperkt is. Gemiddeld wordt in Europa uit 80 % van het verbrande huisvuil op enigerlei wijze energie teruggewonnen. Dit zal waarschijnlijk de komende jaren aanzienlijk toenemen, vanwege de waarschijnlijke implementatie van nieuwe EU-richtlijn (EU, 1994) voor afvalverbrandingsinstallaties.

Na het passeren van de stoom- of waterketel, of direct na verbranding, worden de ruwe rookgassen gereinigd. Voor het reinigen zijn verschillen technieken mogelijk, afhankelijk van de gewenste reinigingsgraad voor bepaalde stoffen.

De meeste verbrandingslijnen zijn voorzien van een electrostatische stofafscheider (E-filter) waarmee 99% of meer van het vlieggas wordt gevangen als zogenaamde E-filteras. Voor het binden van zure componenten (voornamelijk HCl en SO₂) worden hoofdzakelijk 'wet scrubbers' toegepast. Om te voldoen aan de emissie-eis voor dioxinen worden zowel koolfilters als koolstofinjectie (gecombineerd met een doekfilter) toegepast.

De eventueel nageschakelde DeNO_x-installaties zijn zowel van het type SCR als SCNR. Bij een SNCR wordt ammoniak boven de vuurhaard ingespoten, terwijl bij een SCR-systeem de verwijdering van NO_x na de gaswassing plaatsvindt door de temperatuur van het gas te verhogen (ca. 300 °C) en vervolgens de ammoniak in te spuiten.

Binnen Europa bestaan grote verschillen tussen AVI's. Niet alleen qua verbrandingscapaciteit en techniek, maar ook wat betreft de rookgasreiniging. In Duitsland en Nederland wordt huisvuil verbrand in relatief grote AVI's, terwijl in landen als Frankrijk en Italië er een groot aantal kleine AVI's zijn opgesteld. De omvang van de verbrandingsinstallatie is gerelateerd aan de rookgasreinigingstechnieken die zijn toegepast; des te groter de AVI des te uitgebreider de rookgasreinigingsinstallatie (RGR). AVI's zonder enige vorm van rookgasreinigings- en verbrandingsinstallaties met alleen een stofvanger zijn gemiddeld gezien klein. RGR met natte wassers, DeNO_x-installaties en/of een actieve koolfilter zijn gebruikelijk bij de grote installaties.

De RGR-installaties wordt voornamelijk bepaald door de landelijke emissierichtlijnen met betrekking tot verbrandingsinstallaties. In Nederland zijn bijvoorbeeld de emissierichtlijnen voor NO_x een stuk scherper dan in andere EU-landen, met het

gevolg dat in Nederland de meeste AVI's uitgerust zijn met een DeNO_x installatie. De draft EU-richtlijn (EU, 1994) inzake emissierichtlijnen voor verbrandingsinstallaties zal bij implementatie het beeld van de AVI's in de EU verregaand veranderen. Verwacht wordt dat een groot deel van de kleine AVI's zullen verdwijnen, omdat de investeringskosten die gedaan moeten worden om te voldoen aan de draft EU-richtlijn te groot zullen zijn voor deze installaties. De toekomstige RGR installaties zullen dan te vergelijken zijn met de Nederlandse RGR technieken, de RGR-rendementen verschillen echter op een aantal punten (vanwege verschillen in richtlijnen).

Uitgangspunten

In deze studie wordt uitgegaan van een toekomstige situatie waarin het shredderstof gezamenlijk met huishoudelijk afval verbrand zal worden in installaties met een RGR die technisch gezien overeenkomt met de gemiddelde RGR-installatie in Nederland. Uitgangspunt daarbij is dat de gereinigde rookgassen exact voldoen aan de draft EU-richtlijn.

Een groot verschil tussen de Nederlandse emissiegrenswaarden en de Europese is dat in Nederland de NO_x-normen aanzienlijk lager zijn (70 ppm i.t.t. 200 ppm). Door dit verschil zal in Europa gemiddeld een geringer rendement noodzakelijk zijn ten aanzien van NO_x. Ook hiermee is in het verbrandingsmodel rekening gehouden.

Bij het verbranden van shredderstof in een AVI, gezamenlijk met het overige afval, zal een verdeelsleutel gehanteerd moeten worden om de specifieke bijdrage van het shredderstof aan de totale milieu-effecten van de verbranding te bepalen. TNO heeft hiervoor een allocatiemodel ontwikkeld (zie bijlage 2).

3.5 Produktie van cement

Cement wordt vervaardigd door kalksteen procesmatig te verbinden met diverse toeslagstoffen. Het gedolven kalksteen (mergel) wordt hierbij eerst gedroogd met rookgassen afkomstig van de klinkeroven. Bij het standaard "natte-cement" proces worden de minerale-grondstoffen (kalksteen, gips, ijzeroxide etc.) in natte vorm samen met de brandstoffen steenkool en olie in de oven gebracht.

Het toegepaste type steenkool bevat een relatief hoog asgehalte (55%) en is daarom behalve brandstof tevens een substantiële grondstof voor de cementproductie. Voor het cementproces wordt laagwaardige steenkool en olie ingezet met een hoog zwavelgehalte.

De eindprodukten van de cementoven zijn cementklinker en vliegas. De geproduceerde cementklinker wordt gebroken en gemalen. Het vliegas wordt afgescheiden uit het rookgas en wordt bij de gebroken klinker gevoegd. Dit mengsel van vliegas en klinker vormt samen de cement. Bij het cement productieproces treedt er dus geen (finaal) afval op en omdat er ook geen afvalwater wordt geloosd is er uitsluitend sprake van emissies naar de lucht.

Uitgangspunten

De gegevens representeren het 'natte proces'. Aangenomen wordt dat deze cementoven in grove lijnen de gemiddelde Europese situatie representeert en dat bij verbranden van plastics het cement van eenzelfde kwaliteit is, dan wanneer er olie en steenkool als brand- en grondstoffen worden ingezet.

Met het inzetten van plastics wordt een hoeveelheid olie en steenkool vermeden. TNO-MEP heeft een allocatiemodel ontwikkeld om de milieu-ingrepen ten gevolge van het verwerken van afvalstoffen in een cementproces te beschrijven. Dit model dient als basis voor de beschrijving van de milieu-ingrepen ten gevolge van het verbranden van de vier auto-onderdelen. Het model is beschreven in bijlage 3.

3.6 Recycling van onderdelen voor materiaalhergebruik

Het recyclingsproces van kunststoffen bestaat over het algemeen een drietal hoofdstappen (Wassink, 1992), te weten:

1. Het hakken van de onderdelen in kleine stukken (grinding).
2. Het schoonmaken van stukken kunststof.
3. Het opwerken en verder verkleinen van kunststoffen tot regranulaat.

Deze stappen hebben betrekking op het recyclen van kunststofonderdelen die uit één soort plastic bestaan. Zijn er nog verontreinigingen aanwezig als metaal, kit of andere kunststoffen dan zal de 'grinding'-stap uitgebreid moeten worden met een aantal scheidingsprocessen. De scheidingsstappen zijn afhankelijk van het type verontreiniging en het type kunststof, maar grofweg kan de volgende onderverdeling gemaakt worden.

1. Verkleinen; hierdoor worden verbindingen tussen de kunststof en de verontreiniging grotendeels verbroken (evt. cryogeen).
2. Grove scheiding van de stromen m.b.v. één of meer fysische scheidingstechnieken. Zoals: magnetisch scheiden, cycloneren, sink-floaten of windziften.
3. Verder vermalen van de hoofdstroom.
4. Het verder scheiden van de stromen totdat de gewenste zuiverheidsgraad bereikt is.

Nadat de benodigde scheidings- en opwerkingsprocessen zijn uitgevoerd is er een granulaat ontstaan dat weer ingezet kan worden als grondstof. Er zitten echter wel een aantal beperkingen aan de inzetbaarheid van het regranulaat. Door degradatie, vervuiling en het opwerkingsproces tot regranulaat treedt kwaliteitsverlies op, zodat het regranulaat veelal alleen inzetbaar is voor toepassingen met minder hoge kwaliteitseisen. In een aantal gevallen kan regranulaat worden bijgemengd met virgin materiaal, waardoor het regranulaat toch voor dezelfde toepassing kan worden gebruikt.

Uitgangspunten

De bumper en de stoelvulling bestaan in de referentie-auto uit één soort kunststof. Daarom wordt aangenomen dat deze onderdelen vrij zijn van verontreinigingen

(zoals kit, lakresten etc.). Dit betekent dat voor het recycleren van de kunststoffen tot regranulaat alleen de processtappen grinding, cleaning en opwerken worden uitgevoerd. De banden en het dashboard daarentegen zijn onderdelen waarvoor aanvullende scheidingsstappen nodig zijn om bruikbaar regranulaat te verkrijgen. De grove scheiding van de verschillende kunststoffen in het dashboard vindt plaats doormiddel van windziften en stralen en zorgt er vervolgens voor dat het ABS van de laatste resten PUR wordt ontdaan. Aangenomen is dat banden cryogeen worden vermalen, om zodoende het textiel, rubber en staal van elkaar te scheiden. In hoofdstuk 4 is per onderdeel aangegeven welke hoeveelheid energie nodig is om de kunststoffen te verwerken tot recyclaat en welke technieken daarvoor worden gebruikt.

Bij het recycleren treedt zowel kwaliteitsverlies als kwantiteitsverlies op. Het kwaliteitsniveau van het granulaat t.o.v. het virgin materiaal is moeilijk te bepalen. Alleen voor een beperkt aantal kunststoffen (van een goed gedefinieerde bron) zijn gegevens bekend over de kwaliteit van het regranulaat. Hoe deze kwaliteit bepaald is en of dit ook bruikbaar is voor deze studie is niet bekend. In praktijk zal de kwaliteit van een regranulaat liggen tussen een kwaliteit die gelijk is aan het maagdelijk materiaal en een kwaliteit waarbij het regranulaat niet als afvalstof kan worden beschouwd, maar ook niet kan worden gezien als een grondstof voor een nuttige toepassing.

3.7 Vergassen van kunststoffen

Het vergassen van plastics is een proces waarbij kunststoffen onder hoge druk, temperatuur en een zuurstofarme omgeving wordt omgezet tot gassen en lichte oliën. Deze componenten kunnen weer ingezet worden als grondstof en als brandstof.

Er zijn verschillende vergassingsprocessen bekend. In dit onderzoek is gewerkt met het VEBA vergassingsproces. In dit proces wordt het plastic eerst gedepolymeriseerd. Het condensaat van dit proces wordt ontdaan van HCl met alkalische stoffen, of wanneer het om organisch gebonden chloor gaat doormiddel van hydrolyse. De oliefractie die bij de hydrolyse vrijkomt is een eindprodukt van het vergassingsproces. Het depolymerisaat wordt samen met de gasfractie uit de hydrolysestap verwerkt in de VCC (VEBA combi-cracker), onder een druk van ca. 300 bar en ca. 470 °C. Dit proces resulteert in drie stroomfracties, namelijk:

- lichte oliefracties kunnen verwerkt worden als grondstof (syncrude);
- lichte koolwatersoffracties (E-gas) worden gereinigd en gebruikt als gas;
- restfractie met metalen, zouten en ander inert materiaal dat als toxisch afval.

Uitgangspunten

Door Sas et al. (1994) is het VEBA-proces kwantitatief beschreven. Deze beschrijving heeft als basis gediend voor deze studie. Het betreft echter een zeer

grove beschrijving, waarmee bij de interpretatie van de resultaten rekening mee moet worden gehouden.

3.8 Produkthergebruik van banden

De belangrijkste oorzaak van afdanking van banden is slijtage. Afhankelijk van het rijgedrag voldoet na een bepaald aantal km het profiel niet meer aan de wettelijke norm, terwijl de rubberconditie nog veelal van voldoende kwaliteit is. De levensduur van de band kan verlengd worden door een nieuw rubberprofiel aan te leggen op het loopvlak. Hiervoor wordt eerst het loopvlak de oude band opgeruwd en wordt er een nieuwe laag rubber met profiel omgelegd en bevestigd.

Uitgangspunten

Produkthergebruik is voor alle onderdelen toepasbaar. In dit onderzoek zal echter alleen worden ingegaan op de loopvlakvernieuwing van banden. Dit heeft als reden dat het slijten van een autoband intrinsiek is aan het gebruik van een auto, terwijl bij normaal gebruik het dashboard, de stoelvulling en de bumper een heel autoleven mee gaan.

Voor de overige onderdelen is het de vraag of bij de toepassing van een bumper, dashboard of stoelvulling, uit afgedankte voertuigen in een ander voertuig, wel een nieuw onderdeel wordt vervangen. Het vermoeden bestaat dat wanneer er geen onderdelen uit afgedankte auto's worden aangeboden de vervanging van beschadigde onderdelen drastisch zal afnemen. Voor oude auto's is het namelijk economisch niet interessant, en vaak ook niet mogelijk, om beschadigde onderdelen te vervangen door nieuwe onderdelen, met als resultaat dat de onderdelen niet meer vervangen zullen worden. Slechts voor een beperkt aantal voertuigen is het economisch interessant om de beschadigde onderdelen door nieuwe te vervangen. Bovendien is de produkthergebruiksoptie voor de onderdelen bumper, dashboard en stoelvulling buiten beschouwing gelaten, omdat het percentage vrijgekomen onderdelen dat in aanmerking komt voor produkthergebruik zeer beperkt is.

Het vervangen van het loopvlak heeft in de studie een milieu-impact die gelijk is aan de productie van een hoeveelheid rubber dat bij de loopvlakvernieuwing moet worden aangebracht en het rubber dat daarbij vrij komt. Feitelijk wordt dus de productie van rubber, staal en textiel vermeden, exclusief rubber profiel.

4. Beschrijving onderdelen

4.1 Algemeen

In Europa is een grote diversiteit aan personenauto's te vinden. Het aantal typen per merk is aanzienlijk. Niet alleen is er sprake van verschillen in uitvoering per merk en type, ook veranderd de auto in de tijd. Dit heeft aanzienlijk gevolgen voor de kunststofsamenstelling in de auto. Naast een verschil in soorten kunststof bestaan er ook grote verschillen in de samenstelling tussen de kunststofsoorten. De ene PP is de andere niet. Dit maakt het beschrijven van de onderdelen die in dit onderzoek worden geanalyseerd extra complex.

In deze studie is gekozen voor een samenstelling die vergelijkbaar is met de Volvo 440. De gekozen referentie-auto vertegenwoordigt dus niet de statistische gemiddelde auto, maar moet beschouwd worden als een niet-extreme keuze uit de verzameling van auto's. Dit is op kwalitatieve wijze geverifieerd.

Aanvullende informatie over de onderdelen is te vinden in bijlage 5 en bijlage 6, waar respectievelijk de voortbrengingsketens en elementaire samenstelling van de onderdelen in zijn beschreven.

4.2 Autoband

4.2.1 Samenstelling

Een autoband bestaat voornamelijk uit ge vulcaniseerd rubber. Voor de banden van personenauto's wordt synthetische rubber gebruikt. Om de buitenband te verstevigen wordt de band met textiel en staal draad 'gevoerd'. Het textiel kan zowel van nylon als polyester gemaakt. In deze analyse is uitgegaan van een textiel dat bestaat uit PET. Dit synthetisch rubber (SBR) is geproduceerd uit styreen en butadien. Hieraan kan een groot scala aan vulstoffen, weekmakers, additieven e.d. worden toegevoegd.

Aangenomen wordt de gemiddelde hoeveelheid aan banden in de auto overeenkomt met 29 kg band (Roorda, 1995). De macrosamenstelling van de rubber personenautoband is opgenomen in tabel 4.1.

Tabel 4.1 *Macrosamenstelling rubber personenautoband (Tiltmann, 1991; Hesseling et al., 1993).*

Stof	Gewicht [%]	Opmerking
Rubber	37	75 % (wgt) butadieen en 25 % styreen
Roet	24	
Olie/Hars	10	aangenomen: petroleum
Staaldraad	18	
Textiel	6	aangenomen: PET (polyester)
ZinkOxide	1,5	
Additieven	2,0	
Zwavel	1,5	

Over de precieze samenstelling van de toegepaste additieven, oliën en harsen is weinig bekend; dit vormt het domein van de fabrikant. Op basis van verschillende literatuurbronnen (Tiltmann, 1991; Hesseling et al., 1993) is een elementaire samenstelling van de banden berekend. De elementaire samenstelling van de band is weergegeven in bijlage 6

4.2.2 Verwerking van banden tot rubbergranulaat

Verwerking tot regranulaat vindt plaats via: malen, magneetafscheiding & textielverwijdering. Het recyclen van banden resulteert in drie fracties, namelijk: rubber, textiel en staal. Aangenomen is dat alle staal en textielresten uit het rubbergranulaat is verwijderd. Textiel en staal zijn nog wel verontreinigd met ongeveer 3 kg rubber per 29 kg banden.

Tabel 4.2 *Verwerkingsgegevens van een rubber personenautoband per ton band.*

Onderwerp	Hoeveelheid	Opmerking
Maalproces	50 kWh	zonder toepassing van stikstof (Tiltmann, 1991).
Magneetafscheiding	2 kWh	NOH, 1992
Windziften	5-10 kWh	NOH, 1992
Materiaalverlies/ton input	5%	veroorzaakt door onvolledige ontsluiting en scheiding m.b.v. windziften.
Kwaliteitsverlies		geen gegevens beschikbaar

4.2.3 Toepassing

Door de complexe samenstelling is herverwerking in basisgrondstoffen niet realiseerbaar. Op dit moment wordt het rubbergranulaat ingezet voor de productie van geluidsdempende matten en elastische tegels voor sport- en speelplaats.

4.3 Bumpers Samenstelling

De bumper van de Volvo 440 bestaat hoofdzakelijk uit gemodificeerd PP. Aan het PP, dat voor de bumper wordt gebruikt, wordt vaak talk toegevoegd. In tabel 4.3 is de macrosamenstelling van de bumper weergegeven. In bijlage 6 is de elementaire samenstelling weergegeven van gemodificeerd PP zoals door DSM (1996) gegeven. Het totale gewicht van voor- en achterbumper is gesteld op 10 kg (Wassink, 1992).

Tabel 4.3 Macrosamenstelling van een bumper.

Stof	Gewich %	Opmerking
gemodificeerd PP	90	DSM (1996)
talk	10	DSM (1996)
additieven	-	

4.3.2 Verwerking

Ongelakte bumpers kunnen na vermalen weer als regranulaat worden ingezet. Bij modernere auto's zijn de bumpers vaak gespoten. Deze coating dient bij herverwerking verwijderd te worden vanwege ontoelaatbaar kwaliteitsverlies. In de onderstaande tabel is uitgegaan van een ongelakte bumper, dit is een redelijke aanname daar het doel is de verwerking van auto's die ca. 5 tot 10 jaar geleden geproduceerd zijn.

Tabel 4.4 Verwerkingsgegevens van een bumper per ton bumper.

Onderwerp	Hoeveelheid	Opmerking
Energieverbruik maalproces	10-25 kWh	(TNO, 1994)
Materiaalverlies/ton input	0 %	in principe geen materiaalverlies
kwaliteitsverlies	10 %	zie opmerking onder toepassing

4.3.3 Toepassing

Proeven tonen aan dat het kwaliteitsverlies van bumpers, ook na ca. 8 jaar, slechts 10 - 15% is ten opzichte van de materiaaleigenschappen van maagdelijk materiaal.

4.4 PUR stoelvulling

4.4.1 Samenstelling

Het PUR-schuim in de zittingen is weinig verschillend tussen de verschillende modellen en merken auto's.

Tabel 4.5 Macrosamenstelling PUR voor stoelvullingen.

Stof	Gewicht [%]
PUR	100
additieven	-

4.4.2 Verwerking

- Stoelzitting opensnijden.
- PUR verwijderen.
- PUR verkleinen (snijden) tot regranulaat.
- PUR warm (150°) persen tot nieuwe produkten.

Tabel 4.6 Verwerkingsgegevens van PUR uit stoelvullingen per ton PUR.

Onderwerp	Hoeveelheid	Opmerking
Energieverbruik versnijden	10 kWh	TNO, 1994
Materiaalverlies/ton input	20%	80% van de aanwezige PUR kan verwerkt worden. (Logtenberg, 1996) Procesverliezen zijn nihil.
Kwaliteitsverlies	-	In principe geen kwaliteitsverlies (Logtenberg, 1996). Nieuwe toepassing met hogere dichtheid nodig.

4.4.3 Toepassing granulaat

Het PUR recycalaat kan worden gebruikt in geluidsdempende matten voor toepassing in auto's, plus andere mogelijkheden voor geluiddempend materiaal. Zie o.a. Brandrup (1995)

Overige informatie

Naast de genoemde verwerkingsmethode zijn ook andere recyclingsopties beschikbaar. Chemische recycling is waarschijnlijk te duur. In de praktijk wordt het PUR ook versneden met productie afval. Bij ca. 10% toevoegen aan primair materiaal kan nog voldaan worden aan de eisen voor nieuwe autostoelen.

4.5 Dashboard Samenstelling

Een dashboard is een complex samengesteld produkt. Om aan de eisen zoals duurzaamheid, uiterlijk en veiligheid te voldoen is het dashboard opgebouwd uit verschillende materialen. In de Volvo 440 bestaat het uit een ABS-schaal, PUR-schuimlaag en PVC-folie. Deze materialen zijn in dashboards uit de periode van de Volvo 440 zeer gebruikelijk.

Op basis van een schatting zijn de verhoudingen tussen de verschillende kunststoffen vastgesteld. De elementaire samenstelling van de verschillende kunststoffen is weergegeven in bijlage 6. Deze lijst van elementen is gedeeltelijk tot stand gekomen i.s.m. een kunststoffabrikant (DSM, 1996). Daarnaast zijn in bijlage 5 de procesbeschrijvingen van de ABS, PUR en PVC opgenomen, om zo een duidelijk beeld te schetsen inzake aannames en uitgangspunten.

Het totale gewicht van het dashboardcomponent bedraagt bij de Volvo 440 13 kg (Wassink, 1992).

Tabel 4.7 Macrosamenstelling van een dashboard.

Kunststof	Gewicht (%) kunststof	Gewicht (%) stof	Opmerking
ABS	95		
butadieen		15	DSM (1996)
styreen		53	DSM (1996)
acrylonitril		29	DSM (1996)
roet		1	DSM (1996)
versterking		2	10 % (gew.) in 20 % procent van de gevallen, DSM (1996)
PUR	4,5		Samenstelling en productie gelijk aan PUR stoelvulling
PVC	0,5		

4.5.2 Verwerking

Het vrijmaken van het ABS is een complexe opgave doordat de materialen gelamineerd zijn. In het Goes-project (Wassink et al., 1992) bereikte men buitengewoon goede resultaten door shredderen - drijf/zink scheiden - stralen. Het is de vraag of dit representatief is voor andere voertuigen. Bovendien is de demontage arbeidsintensief. Als referentie is gekozen voor een vergelijkbaar proces waarbij ABS/polystyreen uit koelkasten wordt teruggewonnen. Dit proces is ontwikkeld door TNO-MEP (TNO, 1995). Aangezien PUR en PVC in het dashboard een relatief klein aandeel uitmaken van totale dashboard en het niet rendabel is deze materialen te winnen, worden deze kunststoffen verbrand en blijft alleen het ABS over voor recycling.

Tabel 4.8 Verwerkingsgegevens van een dashboard per ton dashboard.

Onderwerp	Hoeveelheid	Opmerking
Scheidingsproces, incl. maaltappen	35-55 kWh	(NOH, 1992)
Materiaalverlies / ton ABS	ca. 10%	
Kwaliteitsverlies ABS	10 %	kwaliteitsverlies (ca 10 %) door enerzijds veroudering en anderzijds vermenging met kunststoffen (Wassink, 1992)

4.5.3 Toepassing

In het geval van het Goes-project werden zeer goede resultaten bereikt. De materiaaleigenschappen bedroegen ca. 90% van de eigenschappen van virgin materiaal. De vraag is in hoeverre deze eigenschappen ook op lange termijn met andere auto's gerealiseerd kunnen worden (afgezien van mogelijke economische belemmeringen door arbeidsintensieve demontage). Het ABS-granulaat kan voor verschillende toepassingen worden ingezet.

5. Resultaten Milieu-analyse

5.1 Algemeen

5.1.1 Presentatievorm

In hoofdstuk 2 (werkwijze) is uiteengezet dat als functionele eenheid is gekozen voor het mengsel van de vier kunststofonderdelen behorende bij een autowrak. De scenario's beschrijven de verschillende verwerkingsopties, daarbij gaat het voortdurend om de milieueffecten van de verwerking van het totale mengsel. Het nadeel van deze wijze van berekenen is dat de effecten van een verwerkingsmethode voor één onderdeel niet duidelijk zichtbaar zijn. Dit wordt gedeeltelijk opgevangen door bij de presentatie van de milieuprofielen (stavendiagrammen) een onderverdeling in de staven aan te geven. Bovendien zijn in hoofdstuk 5.2.1 de resultaten van de afzonderlijke onderdelen weergegeven.

De vorm van de presentatie en het verband tussen de hoofdtekst en de bijlagen verdient enige uitleg.

Milieuprofiel

In de hoofdtekst worden de resultaten gepresenteerd aan de hand van een staafdiagram (milieuprofiel). De staven representeren de score van een onderdeel of een scenario op het aangegeven milieuthema (in bijlage 1 is een nadere bespreking van de milieuthema's en de rekenwijze opgenomen).

De score is genormaliseerd (dat wil zeggen dat de berekende effectscore is uitgedrukt als een percentage van de totale score op dat thema (van alle bronnen!) in Nederland. Het voordeel van een dergelijke presentatie is dat deze score de dominante thema's zichtbaar maakt. De score is een maat voor de bijdrage van het systeem aan het betreffende milieuthema, hoe groter de score, hoe groter de milieubelasting.

Als verfijning zijn de genormaliseerde scores vermenigvuldigd met weegfactoren. Deze weegfactoren zijn gebaseerd op beleidsdoelstellingen van de thema's. De afstand tussen de huidige stand en de gewenste stand is een maat voor de belangrijkheid van dat thema (distance to target). In deze studie zijn Nederlandse weegfactoren gebruikt.

De staven kunnen in sommige gevallen een onderverdeling laten zien. In geval van een weergave van een scenario (b.v. figuur 5.1) is aangegeven hoe de staaf is opgebouwd uit de bijdragen van de vier onderdelen. Ook wordt gebruik gemaakt van een presentatie van een aantal staven naast elkaar (b.v. 4 staven per thema, zie figuur 5.3). Op deze wijze wordt zichtbaar gemaakt wat de invloed is van de kwaliteitsfactor (maat voor de waarde van de secundaire grondstof t.o.v. maagdelijke grondstof) op de resultaten.

Het milieuprofiel is opgebouwd uit *positieve* en *negatieve* scores. De reden is dat een deel van de verwerkingsprocessen aanleiding geven tot "vermeden emissies" elders. Zo wordt bij verbranding elektriciteit opgewekt. Aangenomen mag worden dat bij verbranding van deze kunststofonderdelen er elders bij de elektriciteitsopwekking brandstof wordt uitgespaard. Deze uitgespaarde emissies zijn als negatieve scores zichtbaar gemaakt. Gezien de grootte van de vermeden scores t.o.v. de belastende scores is het van belang om de positieve en negatieve score zichtbaar te maken. Op die manier kan een oordeel gevormd worden over de invloed van de aannames bij de vermeden concepten en daarmee met de betrouwbaarheid van het netto resultaat.

In de legenda van het milieu profiel is veel gebruik gemaakt van een 'hekje' (#) gecombineerd met de letter I, C of G. Deze aanduiding slaat op de verwerkingswijze van het onderdeel. Onderdelen met het voorvoegsel #I zijn verbrand in een AVI, #C heeft betrekking op onderdelen die verbrand zijn in de cementoven en #G geeft aan dat het onderdeel vergast is. De onderdelen die gerecycled zijn hebben het voorvoegsel *verw.*

Om reden van *transparantie* moeten de onderliggende gegevens ook gepresenteerd worden. Dat is in de bijlagen verwerkt.

In bijlage 1 is een uitleg gegeven van de LCA methodiek.

Vervolgens zijn in bijlage 5 en 6 basisgegevens gepresenteerd. Bijlage 5 beschrijft de processen in de voortbrengingsketens, terwijl in bijlage 6 de samenstellingsgegevens van de verschillende materialen zijn gegeven.

In bijlagen 2,3 en 4 zijn allocatiemodellen voor een aantal verwerkingsmethoden gegeven. Deze allocatiemodellen zijn noodzakelijk om het deel van de milieubelasting, afkomstig van het verwerkingsproces, dat aan het auto-onderdeel kan worden toegerekend, te bepalen. Kenmerk van de drie beschreven processen (verbranden, storten en cementoven) is immers dat het om een multi-input proces gaat. Er zijn meerdere inputstromen, terwijl de milieubelasting slechts bekend is voor het totale proces.

De keuzes van de processen in de voortbrengingsketen (bijlage 5), de samenstellingsgegevens (bijlage 6) en de allocatiemodellen (bijlagen 2,3 en 4), leiden tot concrete procesbeschrijvingen van de schakels in de verschillende verwerkingsmethoden (scenario's). Deze procesbeschrijvingen geven de hoeveelheden van de economische inputstromen, de economische outputstromen, de milieu-inputstromen (uitputting) en de milieu-outputstromen (emissies). Het totaal aan procesbeschrijvingen is in de orde van 2000 stuks. De presentatie van de afzonderlijke procesbeschrijvingen leveren een weinig overzichtelijk verhaal. Vandaar dat er voor gekozen is om de procesgegevens op een geaggregeerd niveau te presenteren. Dat is gedaan in bijlage 8. Deze bijlage geeft achtereenvolgens de volgende informatie:

- milieu-ingreptabel (geaggregeerd) van de verbranding, vergassing en cementoven;
- idem voor de voortbrengingsketen van: rubber, band, PUR, dashboard, bumper, ABS;
- idem voor 1MJ elektriciteit (UCPTE 88);
- milieuprofielen van rubber, band, PUR, dashboard, bumper en electriciteit.

Bij de ingreptabel staat in de eerste kolom de hoeveelheid emissie. In de volgende kolommen is de procentuele bijdrage van die ingreep aan de verschillende thema's aangegeven. Via deze tabellen kan snel bepaald worden welke stoffen verantwoordelijk zijn voor de themascore.

N.B. Het milieuprofiel wordt berekend uit de ingreptabel, door iedere ingreep te vermenigvuldigen met de bijbehorende classificatiefactor (factor die de bijdrage van een ingreep aan een milieuthema aangeeft).

In bijlage 7 zijn de classificatiefactoren opgenomen.

Bijlage 9 bevat de milieu-ingreptabellen van de verwerkingsscenario's. Hierin zijn dus de gegevens uit bijlage 8 verwerkt.

Tenslotte zijn in bijlage 10 de scores op de milieuthema's van alle onderzochte scenario's weergegeven. Deze score's komen overeen met de figuren van hoofdstuk 5.

5.1.2 Concept van vermeden emissies

In figuur 2.1 (hoofdstuk 2) is te zien dat de verwerkingsmethoden voor auto-onderdelen resulteren in verschillende produkten. In de onderstaande tabel zijn de verwerkingsprocessen nog eens weergegeven met de bijbehorende produkten.

Tabel 5.1 Verwerkingsprocessen auto-onderdelen.

Verwerkingsproces	Belangrijke milieu-ingrepen	Produkt(en)
verbranden in AVI	afval, emissies	elektriciteit (energie)
demontage	energieverbruik	gedemonteerde onderdelen
materiaalrecycling	afval, emissies	granulaat (grondstof)
vergassen	luchtemissies, energieverbruik	minerale oliefracties (grondstof)
cementoven	emissies	cement, elektriciteit (grondstof energie)
loopvlakvernieuwing	energieverbruik	band (produkt)

Door het verwerken van de auto-onderdelen worden verschillende producten geproduceerd, hierdoor wordt de produktie van maagdelijke grondstoffen uitgespaard en de daarbij bijbehorende milieu-ingrepen. Deze vermeden milieu-ingrepen vormen de vermeden emissies¹. In deze studie is ervoor gekozen om met dit concept van vermeden emissies te werken.

In de tekst zal meerdere malen gesproken worden over milieubelastende en bonus-scores. Milieubelastende scores (score > 0) zijn ongunstig voor het milieu. Bonus-scores zijn scores waar de vermeden emissies groter zijn, dan de feitelijke milieubelasting score (score < 0) en leveren dus milieuwinst op.

5.1.3 Kwaliteit van de vermeden materialen produkten

Toepassingsmogelijkheden van secundaire materialen (en daarmee vermeden emissies) zijn sterk afhankelijk van de kwaliteit van het materiaal. Het is bekend dat bij het recyclen van het materiaal de kwaliteit degradeert. Het gevolg is dat òf maagdelijk materiaal moet worden toegevoegd om aan dezelfde kwaliteitseisen te voldoen als de oorspronkelijke toepassing van het regranulaat òf een toepassing op een lager niveau in de cascade moet worden gezocht. In figuur 2.2 is zo'n cascade weergegeven van een tweetal bumpers.

Kwaliteit kan moeilijk gekwantificeerd worden. Een kwantificering is echter in principe noodzakelijk bij het toerekenen van de vermeden emissies. Een aantal mogelijkheden om deze kwaliteitsfactor te bepalen zijn:

- het percentage maagdelijk materiaal dat bijgemengd moet worden om een materiaal te krijgen dat dezelfde eigenschappen bezit als de oorspronkelijke toepassing van het materiaal;
- bepalen uit hoeveel stappen de cascade kan bestaan en het aantal niveaus dat een materiaal zakt in deze cascade te zien als maat voor kwaliteitsniveau;
- op basis van de ratio in kostprijs tussen het regranulaat en het maagdelijk materiaal;
- op basis van fysieke eigenschappen, zoals buigzaamheid, treksterkte etc;
- op basis van het aantal 'levens' dat theoretisch nog te gaan is na toepassing van het regranulaat.

Kwaliteitsfactor

Alle genoemde mogelijkheden om "kwaliteit" kwantitatief te bepalen zijn discutabel. In deze studie is voor de volgende benadering gekozen. In eerste instantie is de milieu-impact berekend in het geval er geen materiaal wordt vermeden (kwaliteit 0%). Het alternatief is om het resultaat te berekenen bij een volledige vervanging van maagdelijke grondstof (kwaliteit 100%). Dit betekent:

¹ Omdat ook grondstoffen worden vermeden is de term *vermeden emissies* misschien niet geheel correct; vermeden milieu-ingrepen zou dan beter zijn. Maar aangezien het concept van vermeden emissies een algemeen gebruikt term is, is deze benaming aangehouden.

Kwaliteit 0%	De kwaliteit van het regranulaat is te laag om in een nuttige toepassing te worden verwerkt, zodat er met deze kwaliteit geen materiaal wordt vermeden, maar er ook geen afvalstof ontstaat.
Kwaliteit 100%	De kwaliteit van het regranulaat is gelijk aan dat van het maagdelijke materiaal

In het geval dat het resultaat van het recyclen het onderdeel, bij kwaliteit 0%, slechter is dan het verbranden, kan een kwaliteitsfactor berekend worden waarbij de milieuscore van de 10 milieu-effecten¹ van beide opties (verbranden versus recyclen) gelijk is. Dit is het zogenaamde 'break-even'-punt. Vervolgens wordt bekeken of de kwaliteitsfactor waarbij het 'break-even'punt wordt bereikt praktisch haalbaar is.

Deze aanpak is niet van toepassing op scenario B6 t/m B9.

5.2 Resultaten

5.2.1 Resultaten van afzonderlijke onderdelen

Voorafgaand aan de scenariobeschrijvingen zijn in deze paragraaf de resultaten van de individuele onderdelen besproken. Deze beschrijving heeft een tweeledig doel. Ten eerste ontstaat inzicht in de opbouw van de scores van de beschreven scenario's. Ten tweede kan een doorsnede worden gemaakt waarin per onderdeel de scores op de verschillende verwerkingsroutes naast elkaar kunnen worden gezet.

In figuur 5.1 tot en met 5.4 zijn de grafieken weergegeven waarin de genormaliseerde resultaten per verwerkingsroute zijn gepresenteerd (functionele eenheid is één auto). Het betreffen bonusscores en milieubelastende scores. Samen vormen deze scores de netto genormaliseerde resultaten. Aangezien bij de beschrijvingen van de scenario's gebruik is gemaakt van gewogen scores (volgens de 'Distance to target'-methodiek) zijn de resultaten uit de grafieken niet direct te vertalen naar de scenarioresultaten. In bijlage 10 is de vertaalslag gemaakt van genormaliseerde scores naar gewogen resultaten.

Per onderdeel zijn de genormaliseerde en gewogen totaalscores ten gevolge van de verschillende verwerkingsroutes gepresenteerd. Deze totaalscores zijn berekend door de genormaliseerde en gewogen netto scores van een onderdeel op de 10 milieu-effecten te sommeren (de milieu-aspecten FW, TW en SW zijn hierin niet opgenomen).

¹ Hiermee worden de milieu-effecten bedoeld die ook in Heijungs et al. (1992) zijn opgenomen. De overige milieu-aspecten, te weten; finaal afval (FW), toxisch afval (TW) en radioactief afval (SW) zijn hier dus niet bij betrokken

In deze beschrijving is niet ingegaan op de achterliggende data die deze scores veroorzaken. Hiervoor wordt verwezen naar de scenariobeschrijvingen. Daarnaast wordt in paragraaf 5.5 een uitspraak over de gevoeligheid en betrouwbaarheid van de resultaten gedaan.

In de tabel 5.2 zijn de gewogen en de genormaliseerde totaalscores weergegeven van de verschillende onderdelen. De gegevens in de tabel moeten als indicatief worden gezien.

Tabel 5.2 Genormaliseerde en gewogen scores per onderdeel.

Verwerkingsroute	Band		Bumper		Dashboard		Stoelvulling	
	genorm.	gewogen	genorm.	gewogen	genorm.	gewogen	genorm.	gewogen
Loopvlakvernieuwing	-0.042	-0.058	-	-	-	-	-	-
Recyclen (100%)	-0.039	-0.050	-0.014	-0.020	-0.017	-0.027	-0.022	-0.032
Verbranden in Cementoven	-0.017	-0.014	-0.0074	-0.0096	-0.0091	-0.011	-0.0045	-0.0062
Verbranden in AVI	-0.0013	-0.0041	-0.0022	-0.0045	+0.0056	+0.012	+0.0029	+0.0022
Vergassen	+0.0013	+0.0033	+0.0002	+0.00109	+0.0003	+0.00149	+0.0003	+0.00096

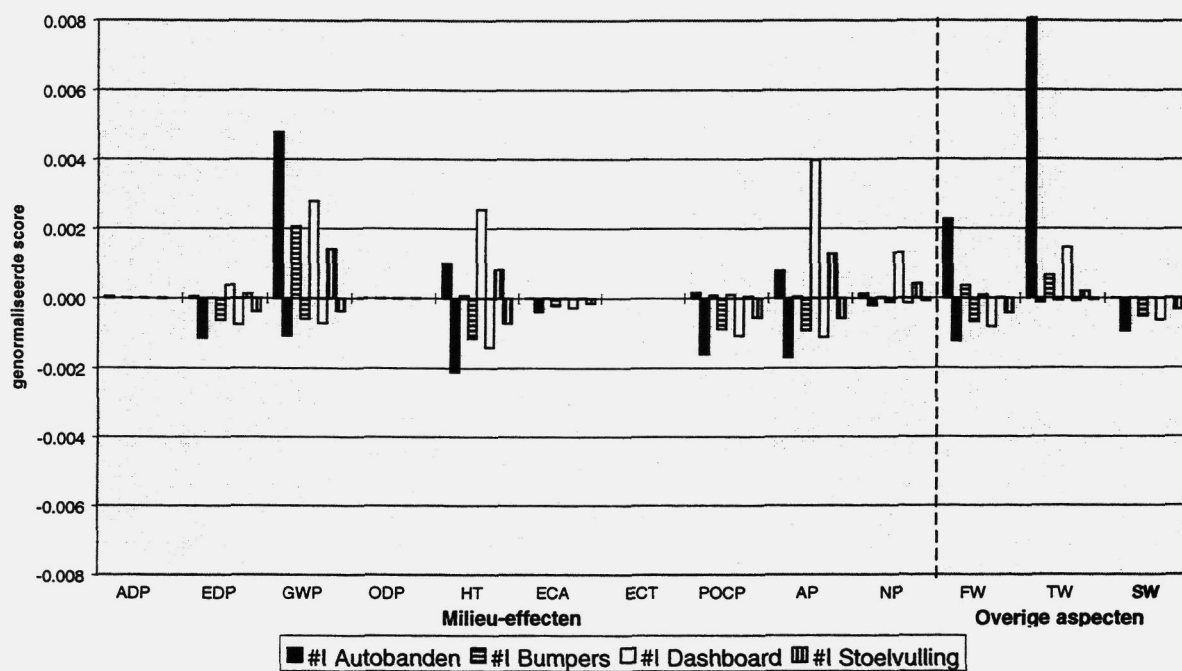
Resultaten

De scoringsvolgorde van de band en de bumper komt overeen met de volgorde in de tabel. Loopvlakvernieuwing scoort het best, gevolgd door recyclen. Op enige afstand volgen verbranden in de cementoven en verbranden in een AVI. Vergassen scoort bij deze onderdelen het minst gunstig.

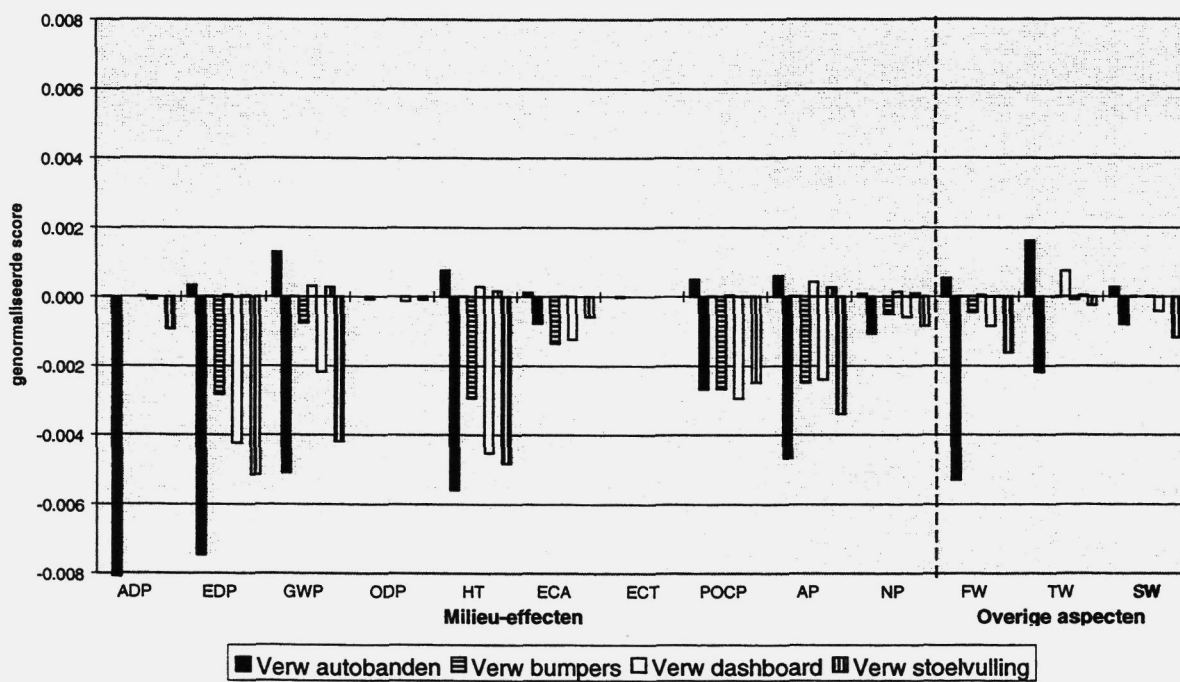
Voor het dashboard en de stoelvulling geldt ook dat het recyclen het gunstigste scoort, gevolgd door verwerking in de cementoven. Maar bij deze onderdelen scoort het vergassen gunstiger dan het verbranden.

In de tabel is ook te zien dat genormaliseerde en gewogen scores tot dezelfde rangorde leiden.

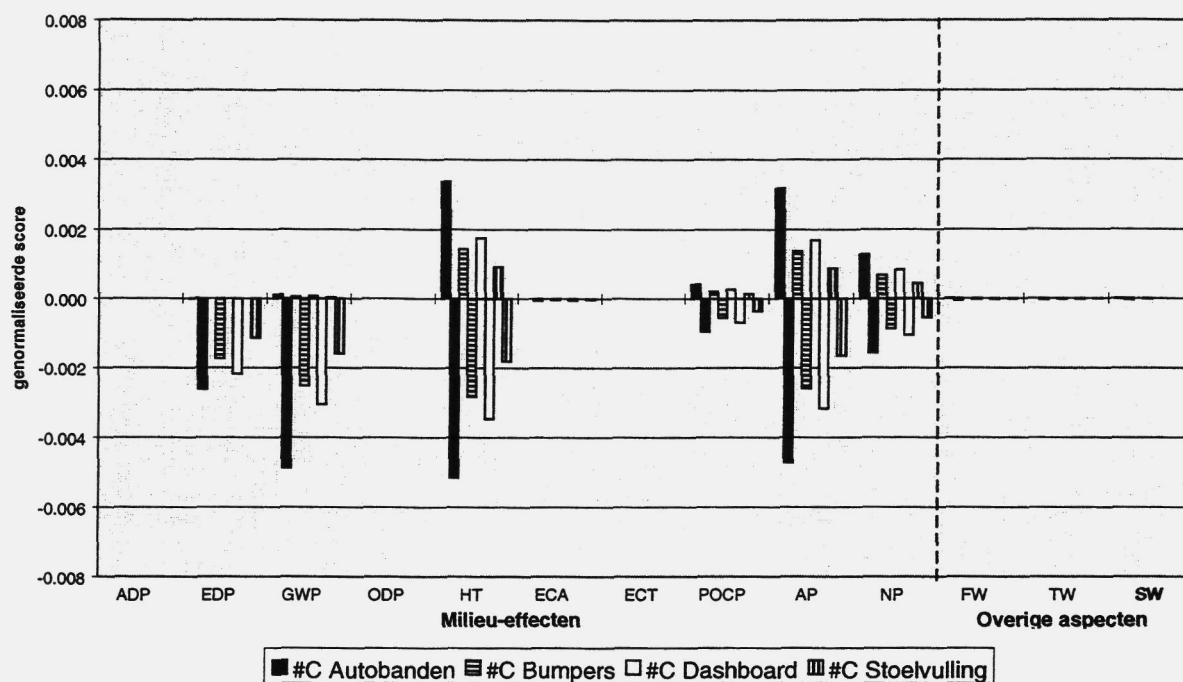
Aangezien in de bovenstaande tabel geen gevoeligheden zijn meegenomen zijn op basis van deze gegevens geen conclusies te trekken. Hiervoor wordt verwezen naar paragraaf 5.3 en hoofdstuk 7 (conclusies). Daarnaast is in bijlage 10 te zien hoe de resultaten zijn opgebouwd.



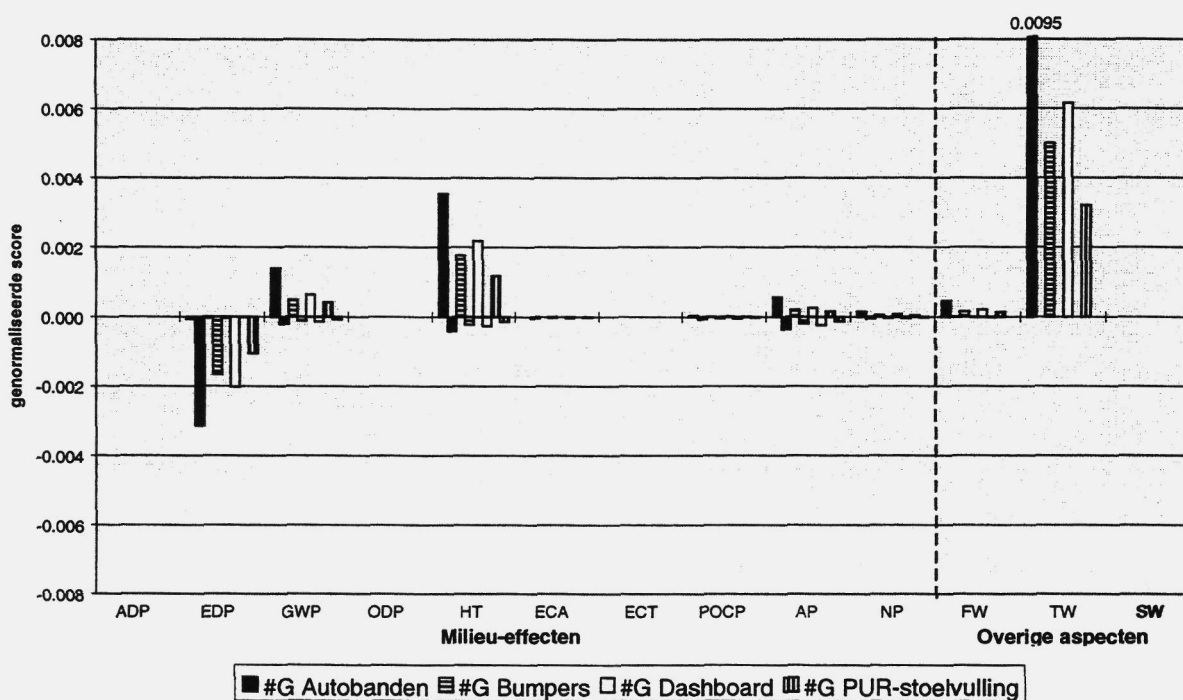
Figuur 5.1 Genormaliseerd milieuprofiel waarin de milieubelastende scores en bonusscores zijn weergegeven per onderdeel bij verbranding in een AVI



Figuur 5.2 Genormaliseerd milieuprofiel waarin de milieubelastende scores en bonusscores zijn weergegeven per onderdeel bij recycling (kwaliteit 100 %).



Figuur 5.3 Genormaliseerd milieuprofiel waarin de milieubelastende scores en bonus-scores zijn weergegeven per onderdeel bij verbranding in een cementoven.



Figuur 5.4 Genormaliseerd milieuprofiel waarin de milieubelastende scores en bonus-scores zijn weergegeven per onderdeel bij vergassing

5.2.2 Scenario A (referentie, alles verbranden)

Algemeen

In dit scenario worden de vier auto-onderdelen, samen met de rest van het auto-wrak, geshredderd tot shredderstof en vervolgens verbrand in de AVI. Het verbranden levert enerzijds milieu-effecten op door emissies en grondstofverbruik. Anderzijds wordt er bij het verbranden van plastics en rubber elektriciteit opgewekt. Electriciteitsopwekking in de E-centrale vermijdt verbruik van fossiele brandstoffen en de daarbij behorende milieu-ingrepen.

Resultaatbeschrijving

In figuur 5.4 is het gewogen milieu-profiel van scenario A weergegeven. De milieu-ingrepen ten gevolge van het verbranden geeft een nogal wisselend beeld. Elk onderdeel scoort op de verschillende milieuthema's zowel milieubelastend als milieu-ontlastend (bonusscore). In grafiek 5.4 zijn alleen de netto scores weergegeven.

Om enige richting te kunnen geven aan een totaalbeeld van de milieu-impact ten gevolge van het verbranden van de onderdelen is de 'distance to target' (DTT) methode toegepast op de 'klassieke' milieuthema's en niet op de afvalcategoriën FW, TW en SW.

In de figuur 5.5 is te zien dat scores op de milieuthema's versterking broeikaseffect (GWP) en het milieu-aspect TW (Toxic Waste) netto milieubelastend zijn. Dat betekent dat de bonusscores kleiner zijn dan belastende scores ten gevolge van verbranding. De GWP-score wordt voor alle vier de onderdelen bepaald door de uitstoot aan CO₂ en is sterk gerelateerd aan de stookwaarde van het materiaal. Het milieu-aspect TW (Toxisch afval) geeft een grote uitschieter te zien die voornamelijk afkomstig is van het verbranden van banden. Dit omdat een rubber ca. 2 % zwavel bevat wat bij verbranding wordt omgezet tot SO₂. Om deze SO₂ af te vangen wordt NaOH en kalk ingezet. Hierbij komt een relatief grote hoeveelheid reinigingsresidu vrij dat wordt aangemerkt als toxisch afval. Ook het gehalte aan Cl draagt door de vorming van HCl bij aan toxisch afval in de vorm van rookgas-reinigingsresiduen.

Voor de overige milieuthema's geldt dat een aantal onderdelen netto milieubelastend scoren en een aantal leveren netto een bonus. Dit is het geval voor de milieuthema's toxiciteit (HT), verzuring (AP) en vermesting (NP) en het milieuaspect finaal afval (FW).

De milieubelastende scores op verzuring, humane toxiciteit en vermesting wordt voornamelijk veroorzaakt door verbranding van het dashboard en de PUR stoel-vulling. Voor beide onderdelen geldt dat deze milieubelastende score hoofdzakelijk bepaald wordt door het relatief grote aandeel aan stikstof in het materiaal (PUR en ABS). Dit resulteert voornamelijk in een hoeveelheid NO dat niet helemaal wordt afgevangen in de DeNO_x-installatie.

De score op de humane toxiciteit (HT) wordt voornamelijk bepaald door het verschil tussen de hoeveelheden SO₂ en NO_x in het rookgas en de hoeveelheden SO₂ en NO_x die worden vermeden, ten gevolge van elektriciteitsopwekking.

Milieuthema's met een bonusscore in dit scenario, zijn: uitputting energiebronnen (EDP), aquatische toxiciteit (ECA) en fotochemische smogvorming (POCP). Daarnaast is er sprake van een bonus op het milieu-aspect radio-actief afval (SW). Dit betekent dat de vermeden emissies door opwekking van elektriciteit hoger scoren dan de milieuscore ten gevolge van het verbranden van het materiaal. Welke stoffen hieraan ten grondslag liggen is aangegeven in het milieuprofiel elektriciteitsopwekking.

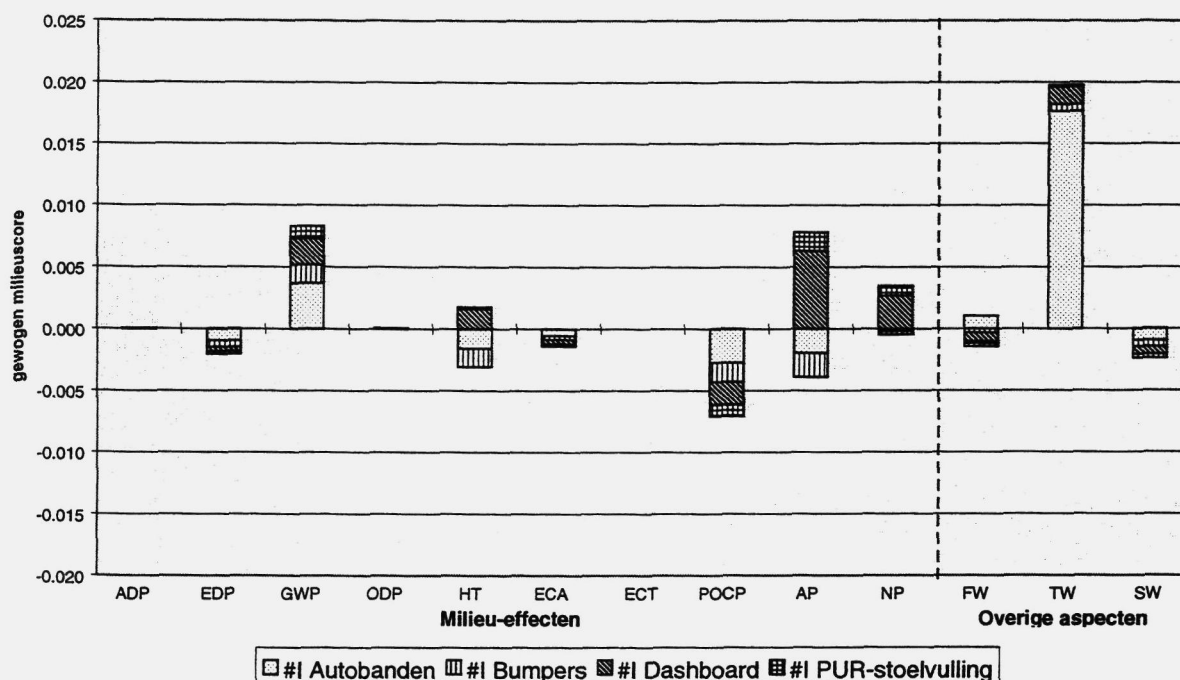
De totaalscore wordt bepaald door de afzonderlijke scores van een auto-onderdeel op de verschillende thema's te sommeren. In de onderstaande tabel is berekening van de totaalscore weergegeven.

Tabel 5.3 Berekening totaalscore van de verschillende onderdelen.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	totaal score
Autobanden	4,3E-5	-9,5E-4	3,7E-3	7,3E-5	-1,5E-3	-5,4E-4	0	-2,7E-3	-1,9E-3	-2,1E-4	-0,0041
Bumpers	3,2E-7	-5,4E-4	1,4E-3	2,7E-7	-1,5E-3	-3,0E-4	0	-1,5E-3	-1,9E-3	-2,4E-4	-0,0045
Dashboard	4,7E-6	-3,2E-4	2,0E-3	2,5E-6	1,5E-3	-3,6E-4	0	-1,8E-3	6,2E-3	2,6E-3	+0,012
PUR-stoelvulling	3,9E-8	-2,3E-4	1,0E-3	9,5E-9	1,4E-4	-1,8E-4	0	-9,4E-4	1,5E-3	7,9E-4	+0,0022
Tot. Milieuthema	4,8E-5	-2,0E-3	8,3E-3	7,6E-5	-1,3E-3	-1,3E-3	0	-7,0E-3	3,9E-3	3,0E-3	

Het resultaat van deze sommatie moet uiterst voorzichtig worden geïnterpreteerd en dient alleen als indicatie, omdat geen rekening is gehouden met de gevoeligheid van de resultaten. Uit de vergelijking van de totale milieu-score blijkt dat het verbranden van het dashboard het minst gunstig met een netto belastende score van 0,012. Deze totaalscore wordt voornamelijk bepaald door de milieubelastende scores op de milieuthema's verzuring en vermisting (AP en NP). Voor het verbranden van de stoelvulling geldt hetzelfde, alleen in mindere mate, waardoor netto score milieubelastend is (score 0,0022).

De autoband en bumper scoren vrijwel gelijk met ca. - 0,004. Het verbranden van de autoband heeft echter als ongunstig punt dat er een zeer grote hoeveelheid toxisch afval bij vrijkomt. In dit onderzoek wordt daarom alsnog gesteld dat het verbranden van de bumper ten opzichte van de overige onderdelen het minst gunstig is.



Figuur 5.5 Milieuprofiel gewogen volgens de DTT-methode, van scenario A

5.2.3 Scenario B1 (bumper recycling)

Algemeen

In dit scenario wordt de bumper gedemonteerd en gerecycled; de overige onderdelen worden samen met de rest van het autowrak geshredderd, waarna de kunststof fractie wordt gescheiden en verbrand.

Het demonteren van de onderdelen gebeurt handmatig en het energieverbruik bij demontage is dan ook verwaarloosd, evenals de milieu-ingrepen ten gevolge van de outillage. Vervolgens wordt de bumper verwerkt tot regranulaat, dat weer kan worden ingezet als grondstof, binnen de auto voorbrengingsketen of daarbuiten. Op deze wijze wordt de productie van maagdelijk materiaal vermeden.

Beschrijving resultaten

Figuur 5.6 toont de milieu-effecten van scenario B1, wanneer de kwaliteit van de het regranulaat op 100 % wordt gesteld. In figuur 5.7 zijn de resultaten weergegeven van een vergelijking tussen scenario A en scenario B1.

Uit figuur 5.6 blijkt dat verwerking van PP tot granulaat (kwaliteit 100 %) voor alle milieuthema's een gunstig resultaat heeft. Dat betekent dat de opbrengst van het PP dominant¹ is dan de milieubelastende milieu-ingrepen veroorzaakt door verwerken.

Figuur 5.7 zijn drie varianten van scenario B1 vergeleken met het verbrandingsscenario A. De drie varianten van B1 zijn:

- kwaliteitsfactor is 0 % (vermeden emissies door recycling worden niet meegenomen);
- kwaliteit is 100 % (kwaliteit granulaat = maagdelijk materiaal);
- kwaliteit BE, waarbij de totale milieu-impact gelijk is aan scenario A ('break-even-punt').

Kwaliteit 0 %

Figuur 5.7 geeft aan dat de score in de 'nul-variant' (kwaliteit 0 %) zowel minder milieubelasting als een kleinere bonus veroorzaakt ten opzichte van scenario A, door een minder grote impact t.g.v. verbranding (minder grote milieubelasting en minder elektriciteitsopwekking).

Opvallend is dat voor de thema's AP en NP geldt dat scenario A beter scoort dan dit scenario. De oorzaak hiervan ligt in het feit dat door PP wel te verbranden de score op AP en NP gedrukt worden (door de netto negatieve uitslag van PP op deze thema's). Deze bonus score vervalt echter bij het niet verbranden, waardoor het netto resultaat meer milieubelastend is.

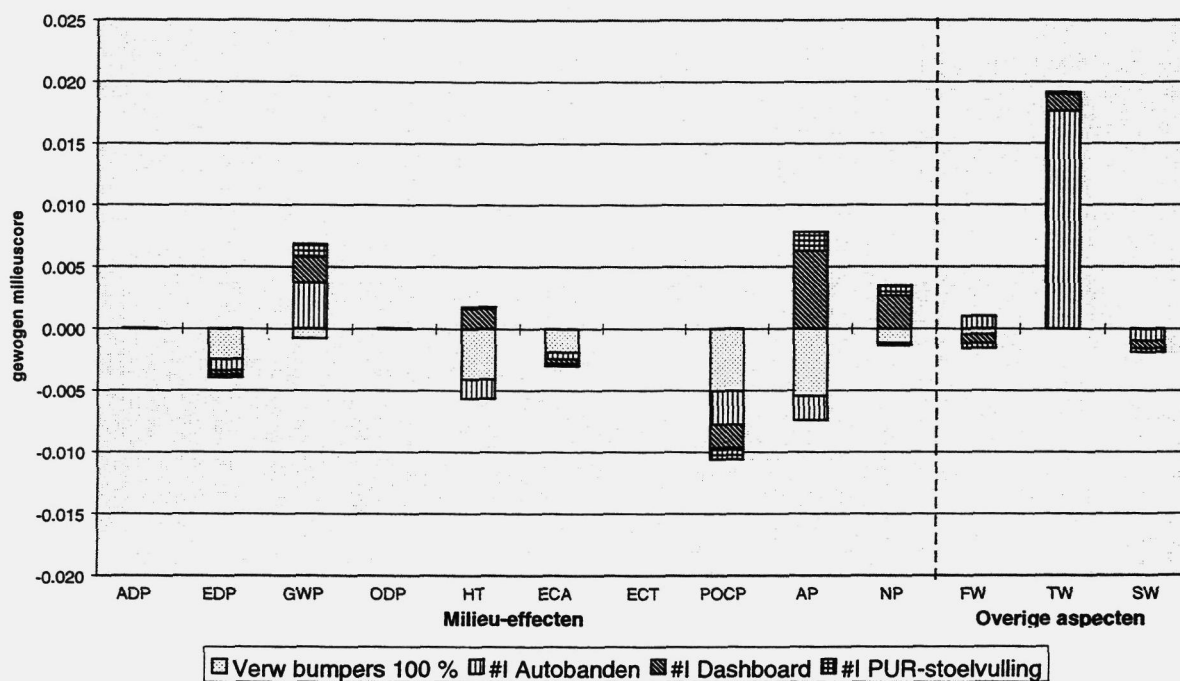
Kwaliteit 100 %

Wordt de kwaliteitsfactor echter op 100 % gesteld (zie: verw. bumper 100 % in de grafiek), dan is scenario B1 gunstiger dan scenario A.

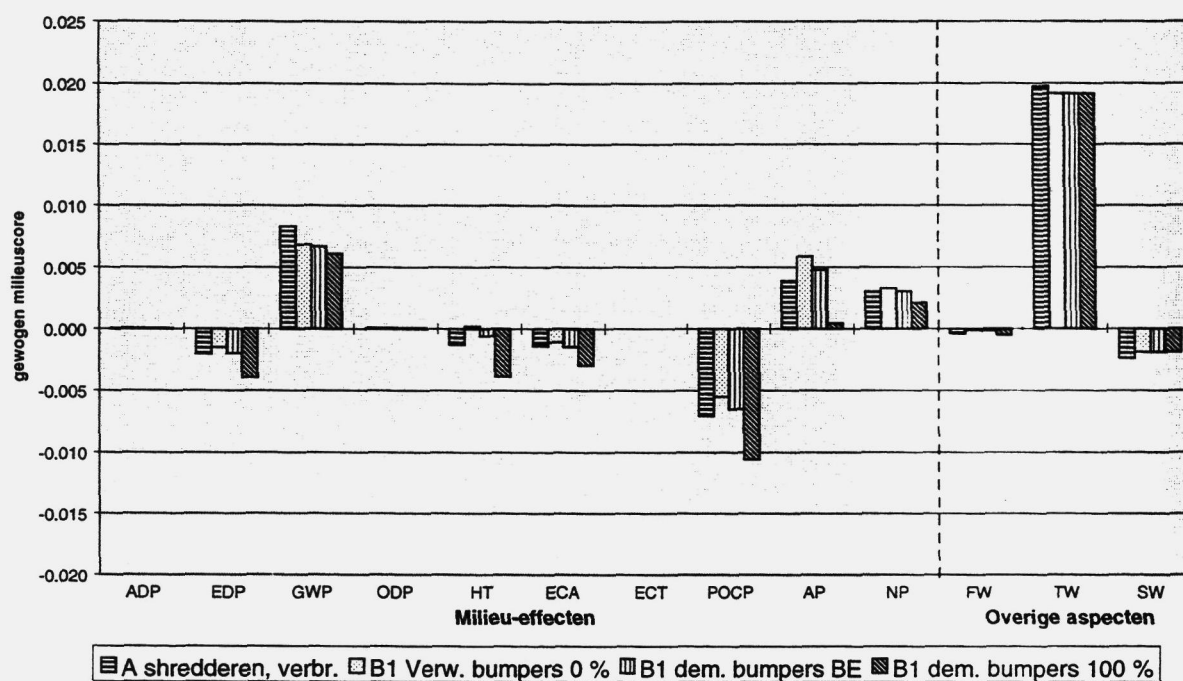
Kwaliteit BE (break-even)

Omdat de 'nul-variant' slechter scoort dan scenario A is bekeken bij welke kwaliteitsfactor het recyclen van het onderdeel een score heeft die gelijk is aan scenario A; dit bleek bij 20 % het geval te zijn. Met andere woorden, de kwaliteit (of de toepassing) van het secundaire materiaal moet minimaal 20 % van het virgin materiaal bedragen, wil het recyclen van PP milieukundig gunstiger zijn dan het verbranden. Bij dit percentage scoort de bumper echter niet beter op alle milieuthema's. Scoort scenario A op humane toxiciteit, aquatische toxiciteit, smogvorming, vermesting en verzuring beter of gelijk aan de 'break-even-variant' van scenario B1. Deze verschillen zijn echter minimaal, terwijl B1 beter scoort op het thema broeikaseffect. Gezien de relatief lage drempel van de kwaliteitsfactor (20%) mag aangenomen worden dat recycling van de bumper milieuvoordeel oplevert.

¹ De bonusscore zoals aangegeven in figuur 5.2 is het netto resultaat van het milieu-profiel van het verwerken van de bumper, dat betekent enerzijds positieve milieuscores ten gevolge van het verwerken en bonus door de vermeden emissies. Voor PP zijn de vermeden emissies op alle milieuthema's dus dominant.



Figuur 5.6 Milieuprofiel van scenario B1 (kwaliteit 100 %) gewogen volgens de DTT-methodiek



Figuur 5.7 Vergelijking milieuscore tussen Scenario A en drie varianten van Scenario B1

5.2.4 Scenario B2 (dashboard recycling)

Dit scenario beschrijft de situatie waarin het dashboard wordt gedemonteerd en gerecycled; de overige materialen worden verbrand. Aangenomen is dat van het dashboard alleen het ABS wordt gerecycled; het PUR en PVC worden alsnog verbrand, omdat het niet rendabel is deze twee kunststoffen te recyclen.

Net als in scenario B1 zijn, om de resultaten te illustreren, twee grafieken opgenomen. Figuur 5.8 representeert scenario B2, waarbij een kwaliteitsfactor van 100% is aangehouden. Figuur 5.9 laat de resultaten zien van scenario A en twee varianten van scenario B2. Deze varianten zijn:

- kwaliteit is 0 % (vermeden emissies worden door recycling worden niet meegenomen);
- kwaliteit is 100 % (kwaliteit van het regranulaat = virgin materiaal).

Kwaliteit 100 %

Het ABS, dat wordt vermeden, levert op alle milieuthema's een bonus op, wat inhoudt dat de vermeden ABS-productie dominanter is dan de milieu-belastende milieu-ingrepen ten gevolge van het recyclingsproces. In grafiek 5.8 is te zien dat het recyclen van ABS met name gevolgen heeft voor de totale impact van HT, POCP en AP. Naast het feit dat door het niet verbranden van ABS de emissie van verzurende, toxische en smogvormende stoffen niet plaatsvindt, is in het milieu-profiel van de voortbrengingsketen van ABS te zien (bijlage 8) dat het regranulaat ook nog eens een score op deze milieu-effecten vermijdt.

De versterking van het broeikaseffect is het milieuthema dat nog een duidelijke netto milieubelastende milieuscore heeft. In vergelijking met de impact van het verbranden van alle onderdelen is dit aanzienlijk afgenomen, maar de vermeden CO₂ uitstoot kan de emissies van CO₂ door verbranding niet compenseren. Daarnaast blijft de band verantwoordelijk voor de hoge score op het milieu-aspect toxisch afval (TW), ongeacht de gekozen kwaliteitsfactor van het regranulaat.

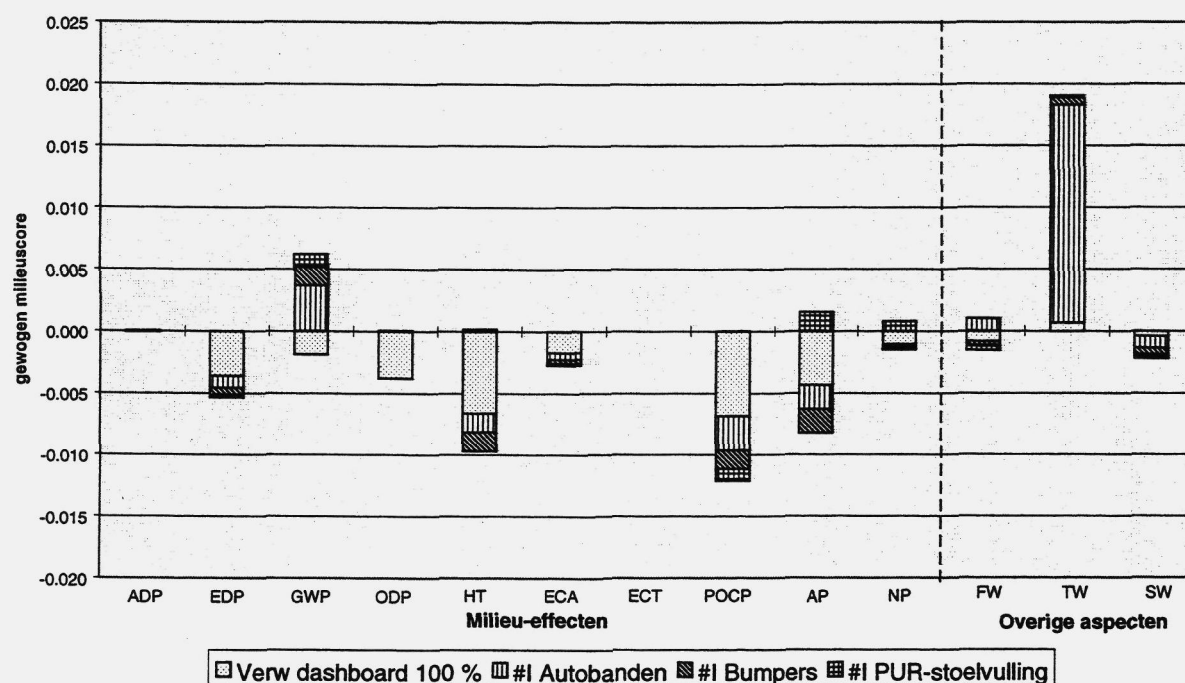
Kwaliteit 0 %

Het niet verbranden van het dashboard is dermate gunstig dat zelfs de som van de milieu-effecten (exclusief SW, TW en FW) in de situatie waar geen ABS wordt vermeden (kwaliteit 0%) gunstiger is dan scenario A (zie figuur 5.9). Elke nuttige toepassing van het ABS scoort dus, in het totaal gezien, gunstiger. Dit betekent niet dat de milieuscore op alle milieu-effecten afzonderlijk beter scoort. Op smogvorming, uitputting minerale energiedragers en ecotoxiciteit scoort de 'nul' variant minder goed. De verschillen zijn echter minimaal, terwijl dit scenario op verzuring en vermisting duidelijk beter scoort. Zodat met enige voorzichtigheid kan worden gesteld dat het recyclen van het ABS een gunstige keuze is.

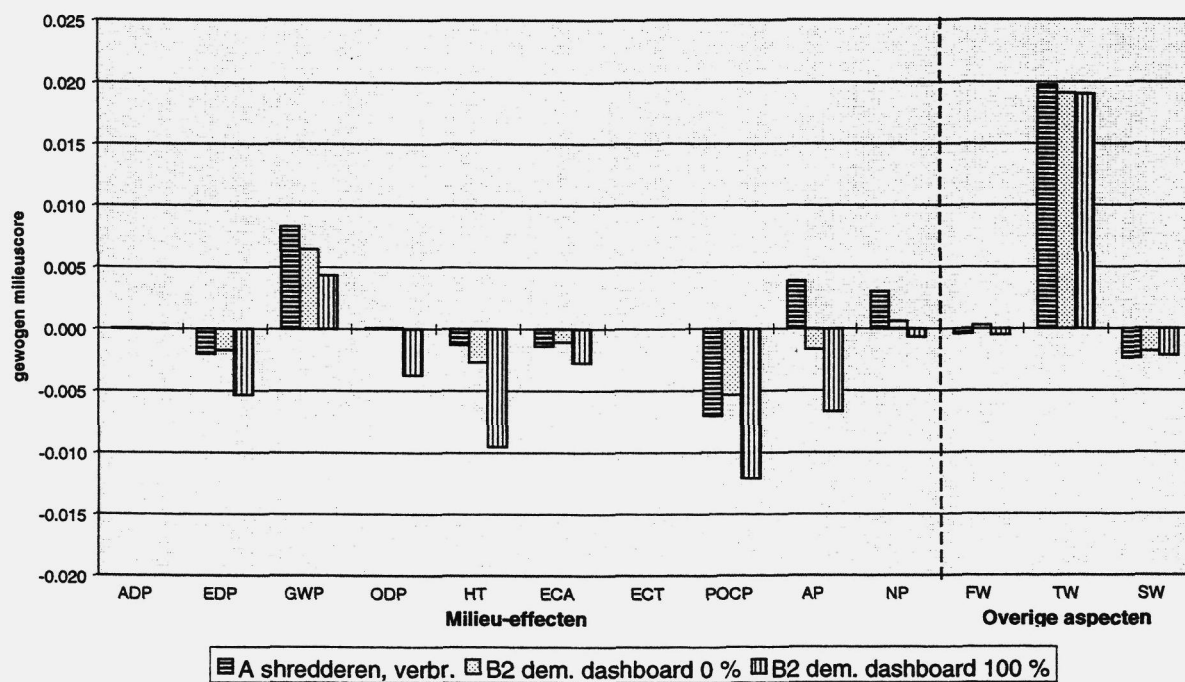
Kwaliteit

Uit de bovenstaande analyse blijft dat elke nuttige toepassing van het ABS-regranulaat de voorkeur heeft boven verbranding. Is er echter geen afzet te vinden,

omdat bijvoorbeeld de kwaliteit van het regranulaat te slecht is, dan kan er niet gesproken worden over een nuttige toepassing. In het project Goes (Wassink, 1996) is een kwaliteitsverlies van 20 % is gemeten. Voor dit regranulaat kan ook een afzetmarkt gevonden worden. Het recyclen van ABS is dus in alle gevallen gunstiger dan het verbranden.



Figuur 5.8 Milieuprofiel van scenario B2 (kwaliteit 100 %) gewogen volgens de DTT-methodiek



Figuur 5.9 Vergelijking milieuscore tussen Scenario A en drie varianten van Scenario B2

5.2.5 Scenario B3 (banden recycling)

Algemeen

In scenario B3 worden de banden gedemonteerd en gerecycled; de overige onderdelen worden in een AVI verbrand. Het recyclen van de banden levert drie stromen op, te weten: een rubber-, textiel- en staalfractie.

Het staal (18 %) van het staaldraad kan weer worden ingezet bij de staalproductie en als vermeden emissie wordt beschouwd. De rubberverontreiniging aan het staaldraad en de textielfractie (totaal 11 %) wordt in een AVI verbrand, evenals de textielfractie zelf (6%). 65 % van de massa van de band wordt gerecycled tot rubberregranulaat. Dit rubber bestaat dus naast de SBR ook uit roet, harsen, oliën en ander additieven.

Beschrijving resultaat

In figuur 5.10 is te zien wat de consequenties zijn van het recyclen van de autoband; figuur 5.11 geeft een vergelijking van drie varianten van scenario B3 ten opzichte van scenario A.

Figuur 5.10 geeft aan dat het verwerken van het rubber een aanzienlijke verbetering geeft in de milieu-score (kwaliteitsfactor is 100 %), deels veroorzaakt door het relatief grote gewicht van de band ten opzichte van de overige onderdelen (ca. 50 %). In bijlage 8 is het milieuprofiel weergegeven van de productie van rubber (inclusief additieven).

Opvallend is de score op het thema uitputting grondstoffen (ADP), welke voornamelijk afkomstig is van het vermijden van zink dat relatief schaars is. Daarnaast worden de vermeden milieuscores voornamelijk bepaald door verbranding van olie en nafta en het vrijkomen van koolwaterstoffen in de voortbrengingsketen van SBR (Styreen ButadieenRubber). Het verbranden van fossiele brandstoffen en het gebruik van olie voor de grondstoffen bij de productie van SBR en roet vermijdt een grote hoeveelheid (ca 95 %) minerale brandstoffen (zie. EDP), vergeleken met de vermeden emissies door electriciteitsopwekking in een AVI. Daarnaast spelen ook koolwaterstoffen, die tijdens de grondstofproductie vrijkomen, een rol.

In figuur 5.11 is scenario A vergeleken met drie varianten van B3. Deze varianten zijn:

- kwaliteitsfactor 0 % (er wordt geen materiaal vermeden);
- De kwaliteitsfactor waarbij er een break-even-punt is tussen scenario A en B3;
- kwaliteitsfactor 100 % (kwaliteit rubberregranulaat = virgin rubber).

De milieu-profielen van de varianten laten een beeld zien met grote uitschieters. Met name de milieuthema's uitputting van grondstoffen en brandstoffen (ADP) en (EDP) en het milieu-aspect toxisch afval (TW), bepalen het beeld.

Opvallend zijn de gevolgen van het niet verbranden van de band voor de hoeveelheid toxisch afval, doordat de rookgassen minder intensief gereinigd hoeven wor-

den en er dus minder reinigingsresidu wordt geproduceerd, ongeacht de kwaliteit van het granulaat. Daarnaast is de totale te verbranden vracht gehalveerd.

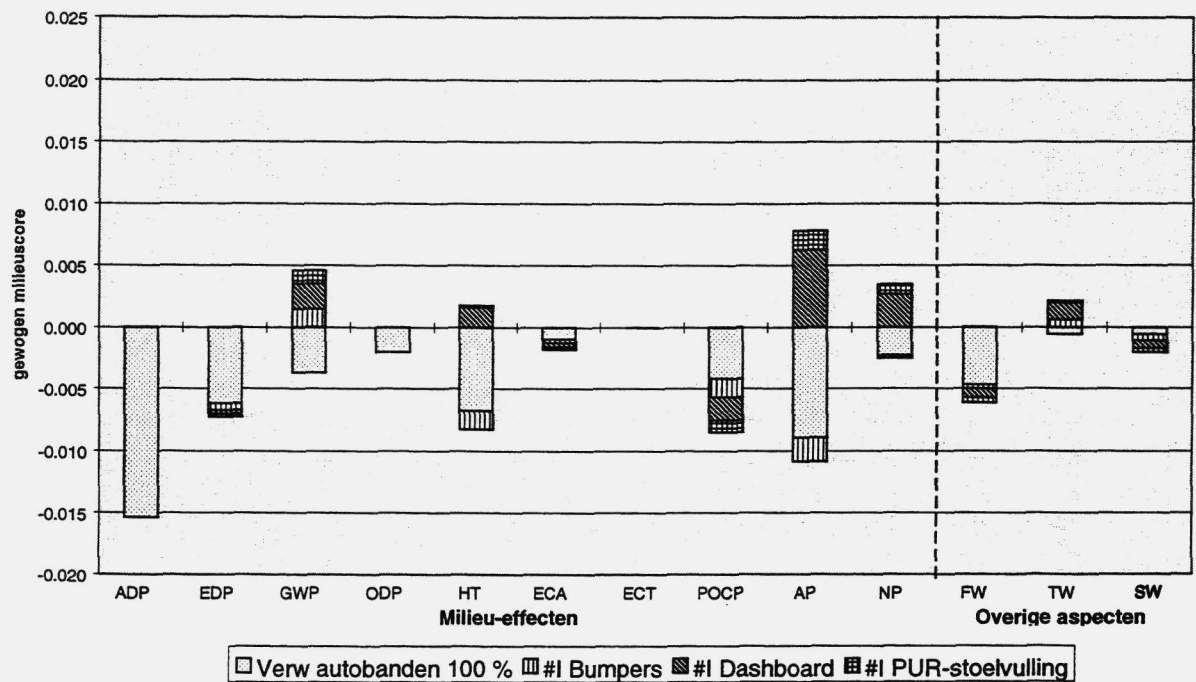
In de 'nulvariant' (er wordt geen rubber vermeden) is de totale score van de band op de milieuthema's (excl. FW, TW en SW) minder gunstig als scenario A, al komt dit dicht bij elkaar. De grote hoeveelheid toxisch afval (TW) dat vermeden wordt bij het niet verbranden geeft aanleiding om te stellen dat ook de score van de nulvariant beter is dan de verbrandingsvariant. In het kader van de consistentie is echter ook gekeken naar een kwaliteitsfactor waarbij de score van B1 gelijk is aan die van scenario A. Dit bleek het geval te zijn bij een kwaliteitsfactor van 5 %.

Kwaliteit van het granulaat

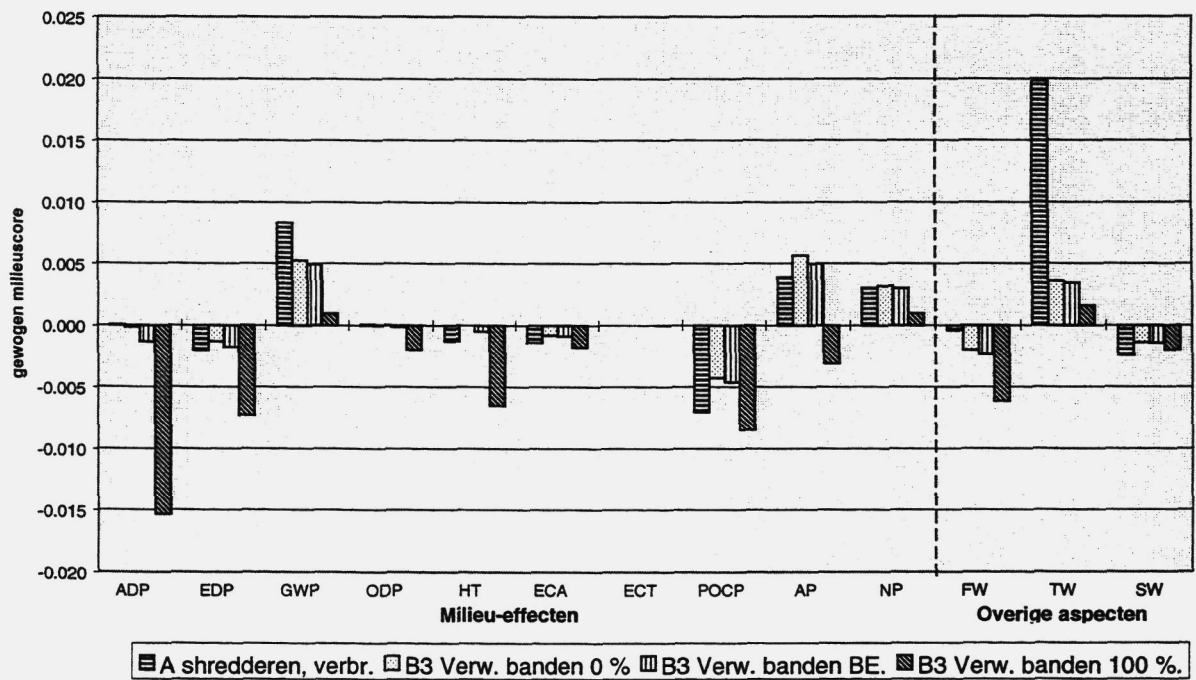
Er zijn geen gegevens bekend over de kwaliteit van bandenregranulaat t.o.v. de materiaalkwaliteit van rubber voor banden. Wel kan voor de produktie van nieuwe banden ca. 4 % bandenregranulaat worden ingezet.

Bij een mogelijke toepassing van het regranulaat in vloertegels mag aangenomen worden dat er rubber wordt vermeden, zodat daardoor het recyclen van banden vanuit milieukundig oogpunt gunstiger is dan het verbranden.

Bij de interpretatie van de gegevens moet gerealiseerd worden dat zink een grote rol speelt bij de berekening van de totaalscore. Dit metaal is als additief toegevoegd. Het is maar de vraag of dit metaal werkelijk wordt vermeden.



Figuur 5.10 Gewogen milieuprofiel volgens de DTT-methode van scenario B3 (kwaliteit 100 %)



Figuur 5.11 Vergelijking milieuscore tussen Scenario A en drie varianten van Scenario B3

5.2.6 Scenario B4 (stoelvulling recycling)

Algemeen

In dit scenario wordt de stoelvulling gedemonteerd en gerecycled, de overige onderdelen worden geshredderd en verbrand. In figuur 5.12 en 5.13 zijn de resultaten van dit scenario weergegeven.

Beschrijving van de resultaten

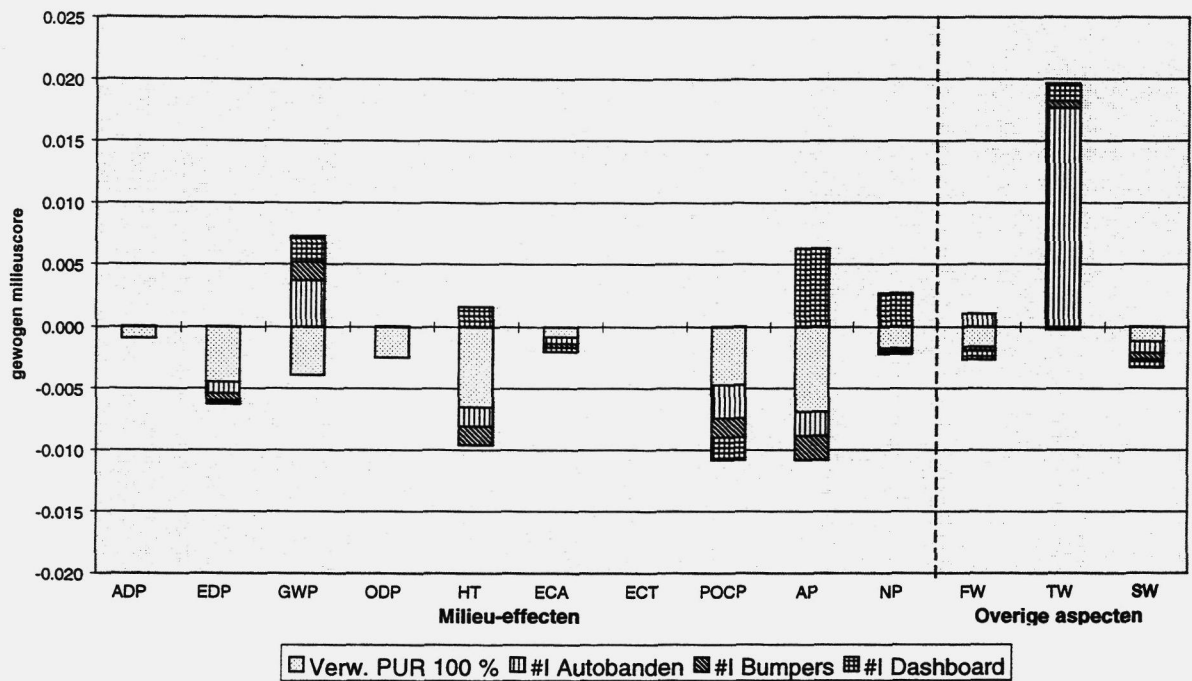
De voortbrengingsketen van PUR vraagt een grote hoeveelheid een minerale brandstoffen, die worden ingezet als grondstof (olie) en brandstoffen. Dit is terug te vinden in de EDP-score (zie figuur 5.8). Bovendien vraagt de productie van PUR relatief veel energie, dat ook bijdraagt aan de score op uitputting minerale brandstoffen (EDP), finaal afval (FW) in de vorm van mijnafval en radio-actief afval (SW). Het recyclen van PUR heeft grote gevolgen voor de scores op HT en AP, wat voornamelijk bepaald wordt door het vermijden van de uitstoot van SO₂ en NO_x.

De vermeden score op POCP door het verwerken van PUR berust op een stelpost, namelijk de emissie van propeen bij de productie van polypropeenglycol, waardoor conclusies op basis van deze score moeilijk te maken zijn. De milieu-aspecten FW en SW worden bepaald door de electriciteitsopwekking. FW daarentegen, scoort hoog vanwege de grote hoeveelheid rookgasreinigingsresiduen.

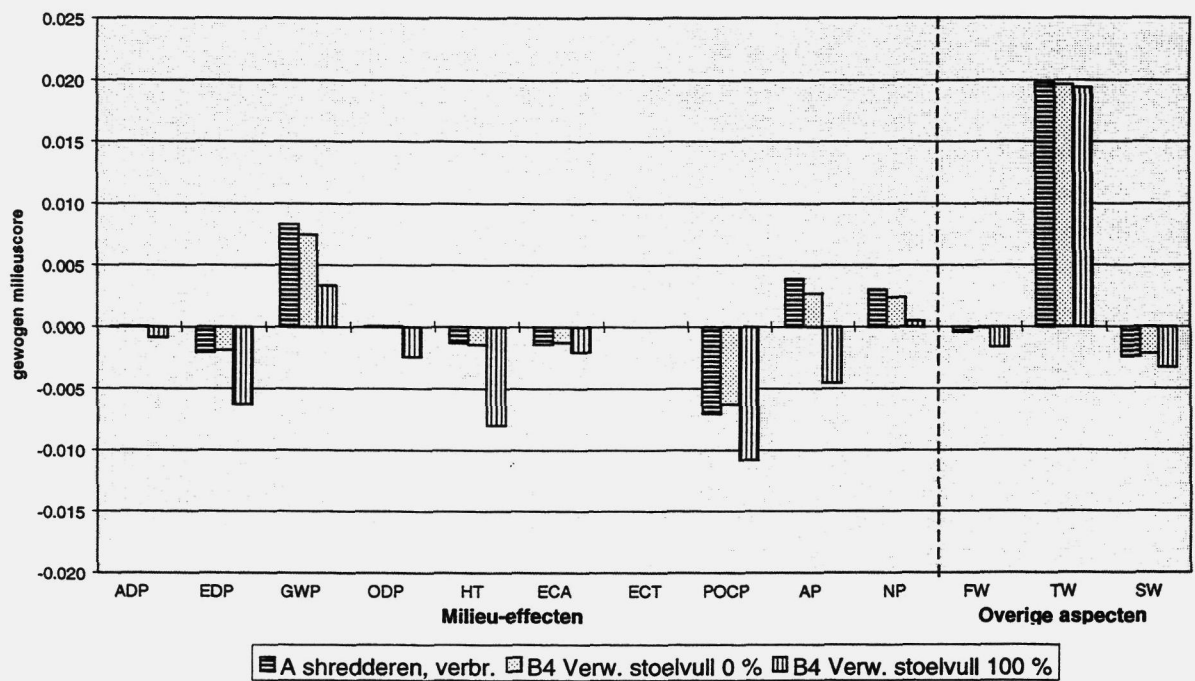
In figuur 5.12 is uitgegaan van de situatie waarbij PUR voor 100 % wordt vermeden. Aangezien PUR-recycalaat niet gelijkwaardig is aan virgin PUR is dit een overschatting van de praktijksituatie. Uit de analyse blijkt echter dat zelfs wanneer er emissies vermeden worden (kwaliteitsfactor 0 %), dat dan de milieuscore min of meer gelijk is aan het verbranden van de materialen (figuur 5.13).

Kwaliteit van het regranulaat

Elke nuttige toepassing is minimaal even gunstig als het verbranden van PUR, en aangezien PUR nuttig toegepast kan worden is het recyclen te prefereren. PUR-recycalaat wordt namelijk ingezet als isolatiemateriaal in de vorm van matten. Daarnaast kan PUR-regranulaat voor 20 % na chemische omzetting worden bijgemengd bij de bereiding van PUR (Resina Chemie, 1996).



Figuur 5.12 Gewogen milieuprofiel volgens de DTT-methodiek van scenario B4 (kwaliteit 100 %)



Figuur 5.13 Vergelijking milieuscore tussen Scenario A en drie varianten van Scenario B4

5.2.7 Scenario B5 (Alle onderdelen worden gedemonteerd en verwerkt)

Dit scenario beschrijft de situatie waarin alle onderdelen worden gedemonteerd en gerecycled.

Aangezien het bepalen van de kwaliteitsfactor van het granulaat discutabel is, is uitgegaan van een gelijke kwaliteitsfactor voor alle onderdelen (in dit geval 100 %).

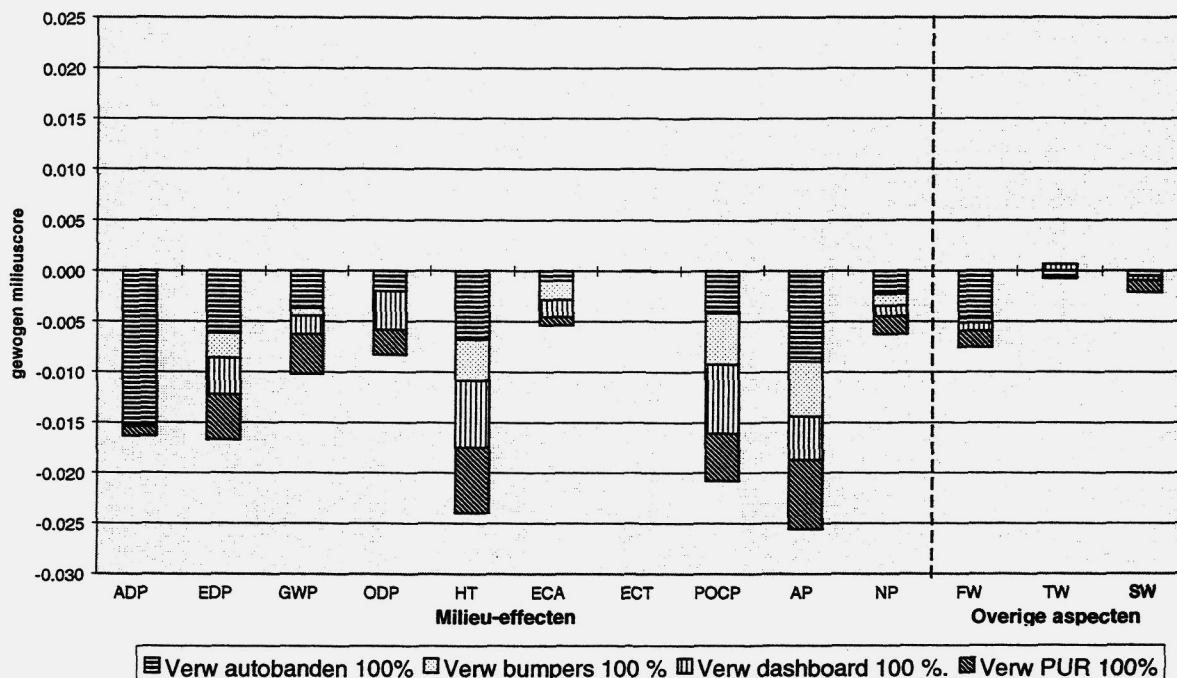
In de onderstaande figuur is te zien dat het recyclen van de band een groot deel van de vermeden emissies bepaald. Vooral op het thema grondstofuitputting en finaal afval (FW) is de band dominant, vanwege het zink dat hierin zit verwerkt, wat mijnafval oplevert bij ontginning en aanspraak maakt op een relatief kleine zinkvoorraad. Daarnaast scoort de band hoog vanwege het relatief grote gewicht van de band ten opzichte van de overige onderdelen (ca. 50 %).

Uit de vergelijking blijkt dat de score op de milieuthema's uitputting grondstof (ADP), uitputting minerale brandstoffen (EDP), humane toxiciteit (HT), fotochemische smogvorming (POCP) en verzuring (AP) terug te voeren is op de winning en verbranden van fossiele energiedragers.

Uit een sommatie van de scores van een onderdeel op de verschillende milieuthema's, blijkt dat, uitgaande van één auto dat de band het best scoort (-0,05), gevolgd door de stoelvulling (-0,032), het dashboard (-0,027) en de bumper (-0,020).

Hieruit kan geconcludeerd worden dat als er een onderdeel voor verbranding in aanmerking zou komen, het de bumper zou zijn. Dit onderdeel scoort namelijk het best bij verbranding en het minst goed bij verwerking.

Een vergelijking tussen dit recyclingsscenario en het verbrandingsscenario A leert dat het recyclen van de onderdelen op alle milieuthema's beter scoort, uitgezonderd radio-actief afval (SW).



Figuur 5.14 Recyclen van de kunststoffen

5.2.8 Scenario B6 (Verwerking in cementoven)

Algemeen

Het inzetten van plastics in een cementoven vermijdt, al naar gelang de samenstelling van de kunststof, de inzet van een hoeveelheid minerale grondstoffen, olie en steenkool. Welke emissies in dit scenario worden vermeden, wordt grotendeels bepaald door het asgehalte en de stookwaarde van de kunststof en de elementaire samenstelling van de kunststof. In bijlage 3 is beschreven hoe deze allocatie plaatsvindt.

In figuur 5.15 zijn de gewogen resultaten weergegeven.

Beschrijving resultaten

In bijlage 8 is duidelijk terug te vinden hoeveel olie en hoeveel steenkolen er vermeden worden. Banden hebben een hoog asgehalte vergeleken met de overige kunststoffen, waardoor een grotere hoeveelheid steenkool worden vermeden. Uit de gegevens blijkt echter dat dit steenkool (mijnafval) een ongeschikte rol speelt bij het vermijden van emissies. Olie daarentegen is voor meer dan 80 % verantwoordelijk voor de effecten op alle milieuthema's

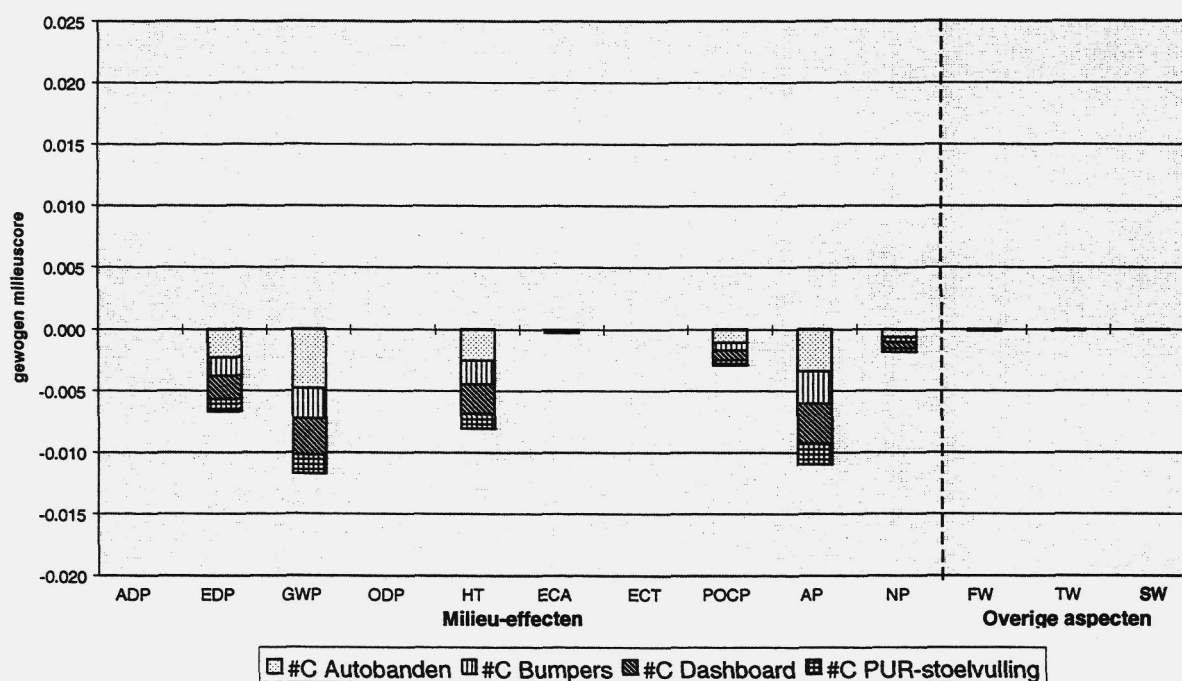
De belangrijkste vermeden milieu-effecten zijn uitputting minerale brandstoffen (EDP), versterking broeikaseffect (GWP), humane toxiciteit (HT) en verzuring (AP).

De bonusscores op verzuring en humane toxiciteit wordt vooral veroorzaakt door NO_x en SO_2 . Dit is opvallend omdat de bijvoorbeeld de band bij verbranding een grote hoeveelheid SO_2 emitteert. Deze emissie is echter minder dan wanneer er een olie ingezet zou worden, zodat het resultaat netto milieuwinst oplevert. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat de keuze van de vermeden olie bepalend is voor de resultaten. Zou namelijk een schone olie gebruikt worden, dan ziet de resultaten er totaal anders uit. En zouden de bonussen wel eens in milieu-belastingen kunnen veranderen.

De bonusscores op de uitputting van minerale grondstoffen (EDP) en versterking broeikaseffect, worden ook veroorzaakt door de het vermijden van olie.

Opvallend is dat er wel kolen worden ingezet, maar dat de hoeveelheid vermeden mijnafval nihil is. Dit komt door het feit dat de ingezette kolen zijn gedefinieerd als afval dat bij de kolenproductie vrijkomt. Daarom worden er geen milieu-ingrepen, afkomstig van de winning, aan toegekend.

Uitgaande van de olie en kolen die gedefinieerd zijn, levert het inzetten van de onderdelen in een cementoven op alle milieuthema's een netto bonusscore op. De totaalscore¹ van de banden, dashboard en bumper is respectievelijk -0.014, -0.011 en -0.96. De stoelvulling scoort minder gunstig met -0.0062. Met enige voorzichtigheid kan dus ook gesteld worden dat bumper, dashboard en band in aanmerking komen voor verwerking in de cementoven.



Figuur 5.15 Resultaten van de verwerking in de cementoven

¹ Zie voor de berekenwijze van de totaalscore scenario A

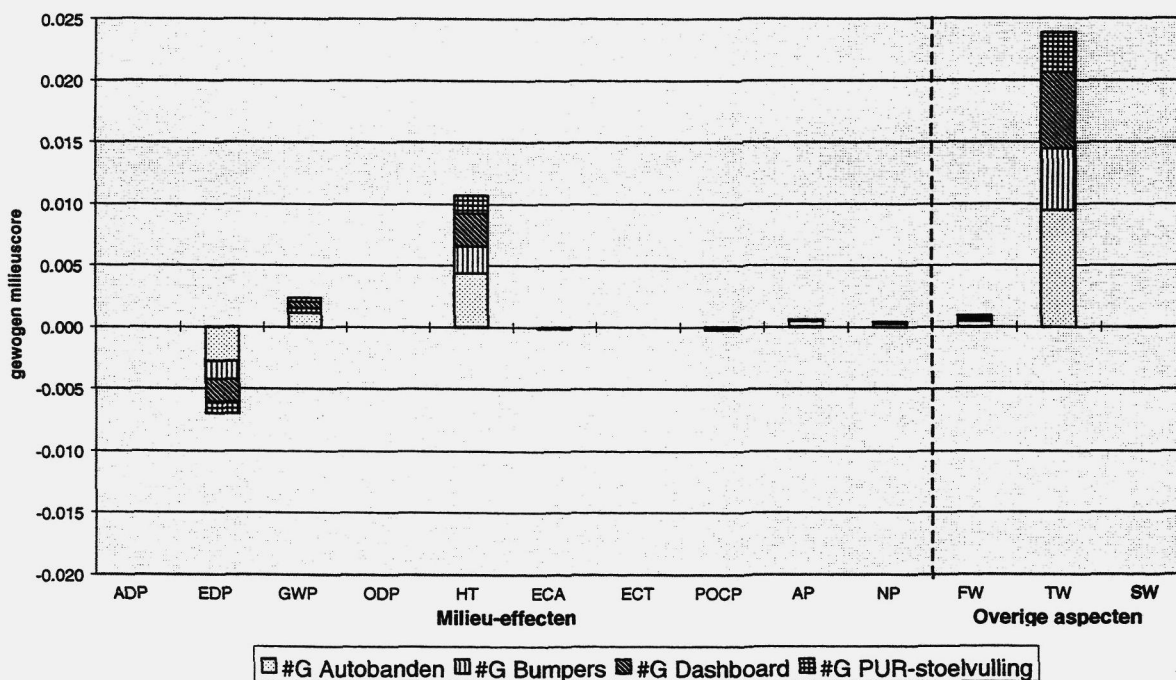
5.2.9 Scenario B7 (vergassing)

In bijlage 8 is in een tabel weergegeven wat de in- en outputs zijn van het vergassingsproces, wanneer deze gevoed wordt met de vier auto-onderdelen. Daarnaast zijn de vermeden fracties (olie, gas en vergassingsresidu) ook in deze tabel weergegeven.

De scores op de verschillende thema's wordt voornamelijk bepaald door het gewicht van het onderdeel in combinatie met de lower-heating-value (LHV) van de kunststoffen waaruit de onderdelen zijn samengesteld. Vandaar dat er geen spectaculaire verschillen tussen resultaten van de onderdelen te zien zijn. Wel opvallend zijn de uitschieters op de thema's HT, EDP en op het milieu-aspect TW. Deze milieuthema's domineren de impact van het vergassingsproces.

De bonusscore op EDP is een gevolg van het vermijden van winning en productie van minerale oliën en gassen. De score op humane toxiciteit wordt voornamelijk veroorzaakt door zware metalen die zich in de residufractie bevinden, bij verbranding van deze fractie vrijkomen en naar de lucht geëmitteerd worden. Ook de Toxische afvalfractie (TW) wordt bepaald door dit vergassingsresidu.

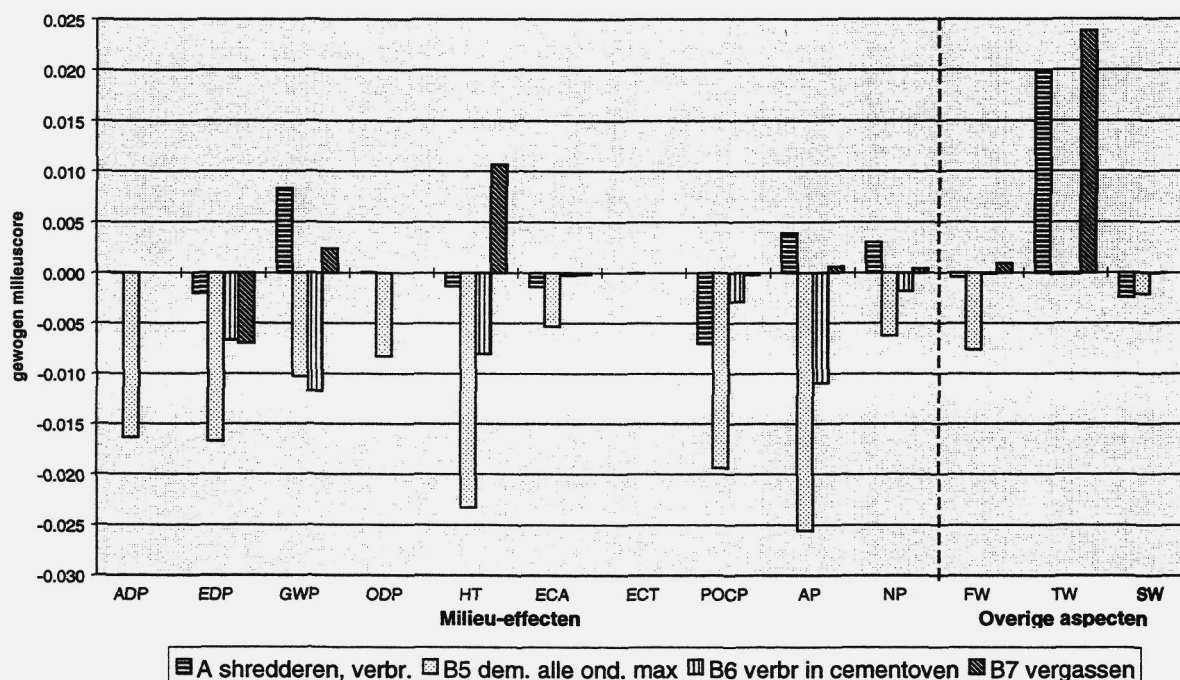
Op basis van het gebruikte vergassingsmodel is het niet verantwoord om conclusies te trekken ten aanzien van welk onderdeel het meest geschikt is om te vergassen. De toerekening van stoffen is niet voldoende uitgewerkt (zie hiervoor de gevoeligheidsanalyse). Deze resultaten hebben dan ook alleen tot doel een idee te geven in welke ordegrootte het vergassen scoort op de milieuthema's.



Figuur 5.16 Verwerken van de auto-onderdelen in het VEBA vergassingsproces

5.2.10 Vergelijking vergassen, verbranden, verwerken in de cementoven en recyclen

Een vergelijking is gemaakt tussen het verbrandingsscenario, het vergassingscenario, het cementovenscenario en het recyclingsscenario waarbij alle onderdelen worden gerecycled met een kwaliteit die overeenkomt met maagdelijk materiaal. De resultaten van deze vergelijking is weergegeven in figuur 5.17. De zwaarte van milieuthema's volgens de 'distance to target'-methode is zeer bepalend voor de eindscore, omdat de dominante milieu-thema's tussen de scenario aanzienlijk verschillen. Wordt deze vergelijking echter wel gemaakt, dan blijkt dat de verwerking door middel van recycling, waarbij de kwaliteit van het regranulaat 100 % is, het best scoort op alle thema's, uitgezonderd op de versterking van het broeikas effect (GWP) (totaalscore recyclen is -0,141). Daarna volgt de cementoven met een totaalscore van -0,042 en de verwerking in de AVI met +0,0043. De resultaten van de vergassingsinstallatie zijn weinig betrouwbaar. Het gebruik van deze module leidt tot een overschatting van milieubelasting (zie scenario B7). In de gevoeligheidsanalyse zal hierover een uitspraak worden gedaan.



Figuur 5.17 Vergelijking tussen het verbranden in een AVI, vergassen en verwerken in een cementoven

5.2.11 Scenario B8 (loopvlakvernieuwing)

Algemeen

Dit scenario beschrijft de situatie waarin voor het loopvlak wordt vernieuwd. Hiervoor wordt 20 % van het rubber verwijderd. Milieubelastende ingrepen zijn

afkomstig van de produktie van rubber voor de loopvlakvernieuwing. Doordat de produktie van de band (inclusief staal en textiel) wordt vermeden levert dit bonus-scores op. Het rubber dat vrijkomt bij het vervangen van het loopvlak kan worden ingezet voor de rubber recycling. Het betreft namelijk relatief schoon rubber; zonder staal en zonder textiel.

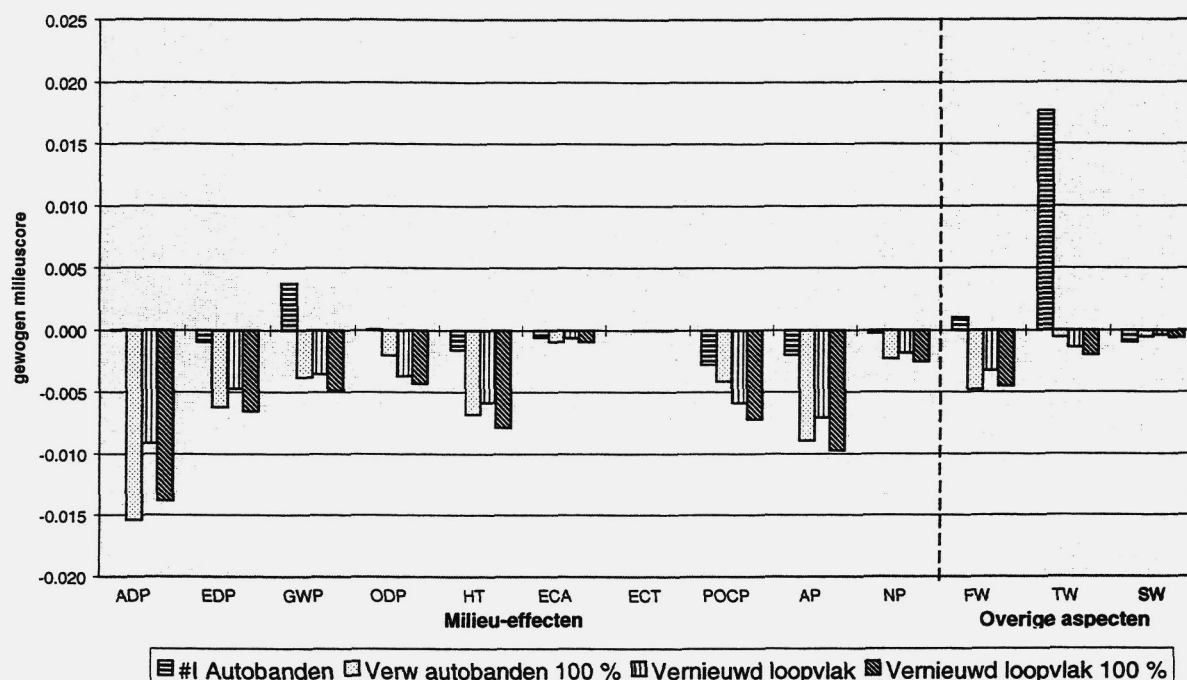
Beschrijving van de resultaten

De grafiek, die in dit scenario wordt gepresenteerd, is anders opgebouwd dan de grafieken in de vorige scenario's. In dit scenario is namelijk alleen de band geanalyseerd. Vandaar dat de grafiek de volgende resultaten laat zien:

- het verbranden van de band;
- het recyclen van de band (kwaliteit 100 %);
- het vernieuwen van het loopvlak waarbij de rubberresten geen vermeden emissies opleveren;
- het vernieuwen van het loopvlak waarbij de resten worden gerecycled (kwaliteit 100 %).

De score van het verbranden is duidelijk minder gunstig op alle milieuthema's. Vooral op het milieu-aspect TW wordt erg hoog gescoord ten opzichte van de overige verwerkingsroutes.

Het recyclen van de band levert een score op die ongeveer gelijk is aan loopvlakvernieuwing. Hierbij dient te worden opgemerkt dat bij recycling uitgegaan is van een kwaliteit van het granulaat dat overeenkomt met virgin rubber (kwaliteit 100 %). In de praktijk zal dit percentage echter niet behaald worden, terwijl bij de loopvlakvernieuwing de band wel op hoogwaardige wijze wordt ingezet. De score op de verschillende milieuthema's is vanuit dat oogpunt gezien het meest betrouwbaar.



Figuur 5.18 *Vergelijking tussen het vernieuwen van het loopvlak, het verbranden en het verwerken in een cementoven*

5.3 Gevoeligheidsanalyse

5.3.1 Algemeen

De resultaten van de studie zijn onderhevig aan onzekerheden. Zowel de data die gebruikt worden als de methodische aannames zijn debet aan deze onzekerheden. Om enige uitspraak te kunnen doen over de betrouwbaarheid van de resultaten is in deze paragraaf een kwalitatieve gevoeligheidsanalyse uitgewerkt.

Per verwerkingsroute is gekeken naar de aannames die zijn gedaan en welke impact deze aannames hebben op de resultaten. Het gaat daarbij om aannames ten aanzien van de verschillende verwerkingsroutes en vermeden emissies (ingrepen) die daaruit voortvloeien. De kwalitatieve analyse wordt ondersteund door een beperkte hoeveelheid kwantitatieve gegevens die uitersten weergeven waarbinnen de werkelijke resultaten zich zullen bevinden; de randvoorwaarden van deze studie in ogenschouw genomen. Hiertoe worden de milieubelastende ingrepen losgekoppeld van de bonusingrepen, zodat inzicht ontstaat in de opbouw van de data en de bijbehorende onzekerheid ten aanzien van de resultaten.

Deze analyse richt zich alleen op de verschillende verwerkingsroutes en niet op de verschillende scenario's. In bijlage 10 zijn echter wel alle scenario's opgenomen, waarin ook de milieubelastende en bonusscore op onderdeelniveau.

5.3.2 Recyclingsscenario's

In tabel 5.4 zijn de geaggregeerde gegevens weergegeven van (scenario B5 waarin alle onderdelen worden gerecycled) uitgesplitst in milieubelastende, bonus en netto scores. In bijlage 10 zijn deze gegevens nog eens per onderdeel weergegeven. Uit de tabel 5.4 blijkt dat de milieubelastende scores relatief laag zijn op alle milieuthema's en dat de netto scores voornamelijk worden bepaald door de bonusscores ten gevolge van de vermeden ingrepen door materiaalrecycling. Dat betekent dat de onzekerheid voornamelijk bepaald wordt door de kwaliteit van regranulaat en de toepassing.

Als systeemgrens is gekozen voor de waardering van het regranulaat als vervanger van maagdelijke grondstof. De vermeden emissies behorende bij de uitgespaarde grondstoffen zijn volledig toegerekend (als bonus) aan de verwerking van de kunststofonderdelen. De vraag is echter hoeveel maagdelijk materiaal vervangen kan worden met de secundaire grondstof. Deze "vervangingsverhouding" is in deze studie weergegeven met de kwaliteitsfactor.

Tabel 5.4 Genormaliseerde en gewogen scores van het recyclen van de vier materialen bij een kwaliteitsfactor van 100 %.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Genormaliseerde score													
Totale belasting	1.01E-05	0.0004	0.0019	3.88E-07	0.0012	0.0001	0.0000	0.0006	0.0013	0.0003	0.0006	0.0024	0.0003
Totale bonusscore	-0.0164	-0.0187	-0.0122	-0.0003	-0.0179	-0.0039	-1.61E-05	-0.0108	-0.0129	-0.0030	-0.0082	-0.0025	-0.0024
Netto score	-0.0164	-0.0192	-0.0103	-0.0003	-0.0166	-0.0038	-1.61E-05	-0.0102	-0.0116	-0.0027	-0.0076	-0.0001	-0.0021
Wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
Gewogen nettoscore	-0.0164	-0.0167	-0.0103	-0.0083	-0.0233	-0.0053	-2.25E-05	-0.0194	-0.0256	-0.0062	-0.0076	-0.0001	-0.0021

Uit de resultaten blijkt dat wanneer de kwaliteitsfactor, hoger is dan 0 -20% er sprake is van een milieuvoordeel van recycling t.o.v. verbranden. Dit is een relatief lage drempel. Aangezien bij drie van de vier onderdelen (bumper, dashboard en stoelvulling) additieven geen significante rol spelen bij de resultaten, kan met redelijke zekerheid worden aangenomen dat dit milieuvoordeel ook aanwezig is. Voor de banden geldt echter dat zink aanzienlijk meetelt in de totaalscore, zodat de betrouwbaarheid van de kwaliteitsfactor, waarbij het break-even punt wordt bereikt, kleiner is. Omdat bij de band sprake is van een lage kwaliteitsfactor, mag aangenomen worden dat, gekeken naar de toepassingsmogelijkheden, het recyclen van de band gunstiger is dan het verbranden.

5.3.3 Verbranding in een AVI

In tabel 5.5 zijn de genormaliseerde resultaten weergegeven van de verbrandingsroute.

Tabel 5.5 Genormaliseerde en gewogen scores ten gevolge van het verwerken van de mix van onderdelen in een AVI.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Genormaliseerde score													
Totale belasting	4.856E-05	0.0006	0.0111	2.558E-06	0.0045	1.66E-05	0	0.0004	0.0061	0.0019	0.0027	0.0201	8.601E-06
Totale bonusscore	0.0000	-0.0029	-0.0028	0	-0.0054	-0.0010	0	-0.0041	-0.0043	-0.0006	-0.0031	-0.0003	-0.0024
Totale netto score	0.0000	-0.0024	0.0083	2.558E-06	-0.0009	-0.0010	0	-0.0037	0.0018	0.0013	-0.0004	0.0198	-0.0024
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
Gewogen netto score	0.0000	-0.0020	0.0083	0.0001	-0.0013	-0.0014	0	-0.0071	0.0039	0.0030	-0.0004	0.0198	-0.0024

Elektriciteitsopwekking:

De resultaten van deze studie zijn gebaseerd op energieopwekkingsgegevens in Europa uit 1988. Aangenomen mag worden dat sindsdien, door milieumaatregelen, de milieu-ingrepen van de elektriciteitsopwekking zijn afgenomen. De resultaten geven dus een overschatting van de vermeden emissies. Wanneer deze aanname wordt gereflecteerd op de resultaten, zijn de huidige vermeden emissies een overschatting van de werkelijke situatie. Daardoor geven de berekende resultaten een gunstiger beeld dan de praktijksituatie.

AVI-model:

Er is uitgegaan van een AVI die voldoet aan de toekomstige emissierichtlijnen van de EU. In de huidige situatie zal een gemiddelde AVI milieubelastender zijn, waardoor de berekende scores een te gunstig beeld geeft.

Concluderend leidt de berekening ten opzichte van de praktijk tot gunstigere resultaten. Hoe groot deze afwijking is, is niet exact aan te geven.

5.3.4 Verwerking in een cementoven

De belangrijkste themascore's zijn EDP, GWP, AP en HT. Uit tabel 5.6 blijkt dat de nettoscore zeer sterk wordt beïnvloed door de vermeden emissies (de bonus). Belangrijke bijdragen aan de vermeden emissies leveren de besparing aan energiedragers in de vorm van steenkool en olie.

Tabel 5.6 Genormaliseerde en gewogen scores van de verwerking van een mix van onderdelen in een cementoven.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
genormaliseerde score													
Totale belasting	0.00 ^E +00	1.59E-05	0.0003	0	0.0075	5.487E-06	0	0.0010	0.0072	0.0032	1.708E-05	1.651E-06	1.314E-05
Totale bonusscore	0.0000	-0.0077	-0.0120	0	-0.0133	-0.0002	0	-0.0026	-0.0121	-0.0040	-0.000106	-7.83E-05	-4.72E-05
Netto score	0.0000	-0.0076	-0.0117	0	-0.0057	-0.0002	0	-0.0015	-0.0050	-0.0008	-8.89E-05	-7.66E-05	-3.4E-05
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-2.75E-06	-0.00665	-0.01174	0	-0.0080	-0.0002	0	-0.0029	-0.0109	-0.0018	-8.89E-05	-7.66E-05	-3.4E-05

In de beschrijving van scenario B6 is al aangegeven dat het vermijden van hoog-zwavelige olie verantwoordelijk is voor een groot aandeel van de totaalscore. Deze vermeden emissie is dominant, maar tegelijkertijd ook onderhevig aan grote onzekerheid. In de analyse is uitgegaan van olie met een zeer hoog zwavelgehalte. In een cementoven worden echter ook minder zwavelhoudende oliën gebruikt. Kortom het gebruikte allocatiemodel is weliswaar representatief voor een productiemethode, maar de variatie in toegepaste energiedragers (en met name de milieu-belasting die drukt op deze energiedragers) is groot. Het is goed denkbaar dat de bonusscore een spreiding van 50 tot 100% vertoond. Dat betekent dat de cementoven vergelijkbaar wordt met de AVI.

5.3.5 Vergassen

De resultaten van vergassingsscenario bevat de grootste onzekerheden. De resultaten zijn gebaseerd op een zeer grove benadering. Niet alleen de grofheid van het model maakt het moeilijk de resultaten te interpreteren, ook een principieel allocatieverschil tussen het vergassingsmodel en het cement en AVI allocatiemodel bemoeilijkt de vergelijking. In de laatste twee modellen worden namelijk emissies zoveel mogelijk op basis van samenstellingsgegevens toegerekend. In het vergassingsmodel is echter deze relatie niet opgenomen, doordat procesgegevens ontbreken.

Tabel 5.7 Genormaliseerde en gewogen scores door de verwerking van de mix van onderdelen in een VEBA vergassingsinstallatie.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
genormaliseerde score													
Totale belasting	0	-1.46E-04	0.0029	0	0.0087	8.95E-06	0	0.0001	0.0012	0.0003	0.000971	0.0238	7.65E-06
Totale bonusscore	0	-0.0079	-0.0005	0	-0.0010	-0.0001	0	-0.0002	-0.0009	-0.0001	-2.08E-05	0	0
Netto score	0	-0.0080	0.0024	0	0.0076	-0.0001	0	-0.0001	0.0003	0.0002	0.00095	0.0238	7.65E-06
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	0.00E+00	-0.00698	0.00240	0	0.0107	-0.0001	0	-0.0002	0.0006	0.0004	0.00095	0.023843	7.65E-06

De auto-onderdelen zijn 'schoner' dan de procesinputs waarop het model is gebaseerd. Dit leidt tot een ongunstig beeld. Vooral de milieu-ingrepen door het verbranden van het vergassingsresidu bepaalt voor een aanzienlijk deel de totale milieu-impact, door vrijgekomen zware metalen. Deze metalen zijn echter niet of in zeer beperkte mate terug te vinden in de vier auto-onderdelen. De belangrijkste score's zijn die van de thema's EDP, HT. Bij die thema's speelt de bonusscore een belangrijke rol. Deze score wordt voornamelijk bepaald door de waardering van de inzetbaarheid van de vergassingsproducten (syngas, syncrude, etc.).

Twee soorten van onzekerheid spelen een rol, te weten de onzekerheid omtrent de vergassingstechnologie (deze is nog in ontwikkelingsstadium) en de onzekerheid van de waarde van de vergassingsproducten (kwaliteit van vermeden producten). Bij een lage waardering van de vermeden emissies, wordt het profiel van vergassing vergelijkbaar met de AVI.

5.3.6 Loopvlakvernieuwing

De betrouwbaarheid van dit scenario is aanzienlijk groter dan de overige verwerkingsroutes. In dit geval wordt namelijk werkelijk de produktie van rubber, staal en textiel vermeden, inclusief alle additieven. Ook de kwaliteitsfactor levert geen grote onzekerheid op, omdat de toepassing van de materialen ongeveer gelijk is aan die van maagdelijk materiaal en dus 100 % nadert.

Tabel 5.8 Genormaliseerde en gewogen scores door de verwerking van de banden uit één auto middels loopvlakvernieuwing.

	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
genormaliseerde score													
Totale belasting	0.0047	0.0021	0.0013	2.061E-05	0.0014	0.0002	4.952E-06	0.0007	0.0012	0.0003	0.0013	0.0006	0.0002
Totale bonusscore	-0.0185	-0.0096	-0.0062	-0.0002	-0.0070	-0.0009	-1.94E-05	-0.0044	-0.0056	-0.0014	-0.0058	-0.0026	-0.0006
Netto score	-0.0138	-0.0075	-0.0048	-0.0001	-0.0056	-0.0006	-1.44E-05	-0.0038	-0.0044	-0.0011	-0.0045	-0.0020	-0.0006
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-0.0138	-0.0065	-0.0048	-0.0043	-0.0078	-0.0009	-2.02E-05	-0.0072	-0.0097	-0.0025	-0.0045	-0.0020	-0.0006

5.3.7 Normalisatie gegevens

De normalisatiegegevens voor de 10 milieu-effecten hebben betrekking op de Nederlandse situatie. Dit leidt tot onzekerheid. Betrouwbare Europese normalisatiegegevens zijn op dit moment niet beschikbaar. Aangenomen mag worden dat de normalisatiedata in absolute zin anders zijn voor de Europese situatie, maar dat de verhouding tussen de milieuthema's min of meer gelijk is. In deze studie worden dan ook geen uitspraken gedaan op basis van absolute resultaten. De normalisatiegegevens van de drie afvalaspecten (FW, TW en SW) zijn echter wel aangepast, omdat de Nederlandse gegevens op deze aspecten aanzienlijk afwijken.

5.3.8 'Distance to target'-methodiek

De gebruikte 'Distance to target'-methode (DTT) is gebaseerd op Nederlandse beleidsdoelstellingen. Daarnaast zijn de beleidsdoelstellingen niet te vertalen naar alle milieu-thema's.

Deze twee aspecten hebben beide een negatieve impact op de betrouwbaarheid van de resultaten. Aan de andere kant vormt deze wegingsmethode een goede mogelijkheid om de verschillende milieu-thema's te vergelijken en om zo een uitspraak te kunnen doen over de voorkeur ten aanzien van verwerkingsroutes.

Om de gevoeligheid van de DTT-methodiek inzichtelijk te maken is in paragraaf bijlage 5.2.1 een vergelijking gemaakt tussen genormaliseerde en gewogen resultaten. Hieruit bleek dat de weging niet tot andere conclusies leidt. Daarnaast zijn in bijlage 10 per scenario zowel de genormaliseerde als de gewogen resultaten opgenomen, met het doel de transparantie te vergroten.

5.3.9 Conclusie gevoeligheid

Uit deze gevoeligheidsanalyse komt naar voren dat de berekende milieu-effecten van de verwerking in een cementoven en de AVI een te gunstig beeld opleveren. Bij het recyclen van materialen wordt de grootste onzekerheid gevormd door de kwaliteitsfactor, deze overschaduwde de overige onzekerheden. Uitgezonderd de resultaten van de nulvariant (kwaliteitsfactor 0%); deze gegevens zijn betrouwbaar omdat er geen materiaal wordt vermeden. De absolute onzekerheid neemt toe naarmate de kwaliteitsfactor groter is. Ook additieven vormen een onzekerheidsfactor. Op basis van de lage kwaliteitfactoren waarbij een 'break-even'-punt bereikt wordt en de beperkte rol die additieven spelen kan geconcludeerd worden dat het recyclen van materialen milieukundig gunstiger is dan het verbranden. Gezien de marge in de bonusscore bij vergassen en cementoven moeten deze laatste verwerkingsmethoden als gelijkwaardig aan de verbranding beschouwd worden.

In tabel 5.9 zijn de afwijkingen beschreven van de berekende vermeden emissies ten opzichte van de praktijksituatie.

Tabel 5.9 *Afwijkingen tussen berekende resultaten en de praktijksituatie.*

Vermeden produkt	Recycling	AVI	Cementoven	Vergassen	Loopvlak vernieuwing
granulaat	0/-				0/-
elektriciteit		-			
olie			--		
vergassingsresidu				++	
band					0
totaal	0/-	-	--	++	0

- berekende resultaten geven een te gunstig beeld ten opzichte van de praktijksituatie
- 0 vermeden emissies redelijk/goed beschreven
- + berekende resultaten geven een te ongunstig beeld ten opzichte van de praktijksituatie

6. Kosten

6.1 Afbakening

In dit hoofdstuk worden de kosten beschouwd die verbonden zijn aan de verschillende procesroutes voor de verwerking van afgedankte onderdelen (banden, bumpers, dashboards, stoelvulling).

De routes voor materiaalrecycling verschilt sterk per onderdeel. Daarentegen zijn de alternatieve verwerkingsroutes, verbranden en vergassen, voor alle kunststofonderdelen identiek.

6.2 Materiaalrecycling

De kosten om uit afgedankte onderdelen materialen terug te winnen bestaan uit:

- demontagekosten: de kosten om het onderdeel uit de auto te verwijderen;
- proceskosten: de kosten om het onderdeel tot nieuwe grondstoffen te verwerken;
- personeel: directe personele kosten;
- overige kosten: indirecte kosten zoals gebouwen, overhead.

De demontagekosten zijn gebaseerd op de demontagetijd en een gemiddeld uurtarief (fl. 60,- per uur)

Voor de schatting van demontagetijden zijn de resultaten van twee onderzoeken naar demontage van auto's gebruikt. In Nederland zijn demontagetijden bepaald van de Volvo 440, in het kader van het "Goes" project (Wassink, 1992). In Duitsland zijn demontagetijden bepaald van verschillende autoklassen (FAT, 1993).

Doelstelling van beide studies was overigens de bepaling van tijden bij integrale demontage. Bij dit niveau van demontage wordt beschadiging e.d. vermeden. Dit leidt tot hogere demontagetijden dan wanneer een beperkter niveau van demontage wordt nagestreefd en beschadigingen bij het verbreken van verbindingen zijn toegestaan (bijv. lostrekken in plaats van losschroeven). Het is daarom aannemelijk dat de benodigde tijd bij beperkte demontage lager ligt dan uit de studies volgt.

De proceskosten zijn gebaseerd op de operationele kosten van het benodigde machinepark om de gedemonteerde onderdelen verder te verwerken tot nieuwe grondstoffen (afschrijving en onderhoud.).

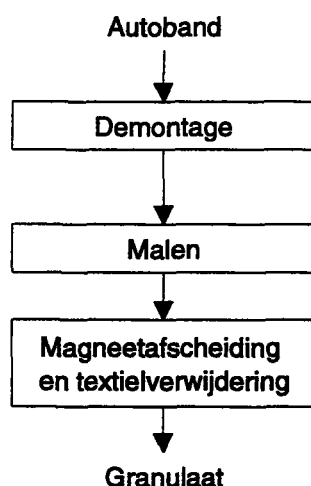
Deze kosten zijn gebaseerd op gebruik in tweeploegendienst (4000 uur/jaar).

In dit hoofdstuk worden de kosten beschouwd die verbonden zijn aan de verschillende procesroutes voor de verwerking van afgedankte onderdelen (banden, bumpers, dashboards, stoelvulling).

De indeling van dit hoofdstuk is gebaseerd op het uitgangspunt dat de recyclin-groutes per onderdeel sterk kunnen verschillen, terwijl de alternatieve routes zoals verbranden, een uniformer beeld te zien geven.

6.2.1 Autobanden

De verwerking tot regranulaat vindt plaats via het volgende proces:



Figuur 6.1 Verwerking van autoband tot rubbergranulaat in stappen

Dit leidt tot de volgende kosten (excl. gebouwen, overig personeel):

Tabel 6.1 Recyclingskosten band.

Processtap	Kosten fl/ton	Opmerking
demontage	275	Op basis van 8 min/auto. (Wassink, 1992)
vermalen	20-40	(TNO, 1994) speciale uitvoering apparatuur
scheiden	15-25	(Logtenberg, 1996)

De kosten van virgin materiaal bedragen ca. Dfl 2500 /ton. De opbrengst van het regranulaat is sterk gekoppeld aan de kwaliteit en bedraagt voor laagwaardige toepassingen ca. 10% van de virgin prijs: ca. Dfl. 250 /ton. (bron: Brandrup, 1995).

6.2.2 Bumpers

Ongelakte bumpers kunnen na vermalen weer tot regranulaat worden ingezet. Bij modernere auto's zijn de bumpers vaak gespoten. Deze coating dient bij herverwerking verwijderd te worden vanwege ontoelaatbaar kwaliteitsverlies. Op laboratoriumschaal en voor productie-afval past o.a. Mercedes een proces toe waarbij

de lak verwijderd wordt met behulp van een substantie waardoor de bumper opzwellt. Verdere gegevens hierover ontbreken.

In deze studie wordt uitgegaan van ongelakte bumpers, aangezien gelakte bumpers momenteel nog vrijwel niet worden ingezameld.

Tabel 6.2 Recyclingskosten bumper.

Processtap	Kosten fl/ton	Opmerking
Demonteren	375	Op basis van 3,75 minuten. (Wassink, 1992)
Vermalen	10-20	(TNO, 1994)

De kosten van virgin materiaal bedragen ca. Dfl. 2000 per ton.

De opbrengst van het regranulaat bedraagt ca. 30-70% van de virgin prijs, ca. Dfl. 600 a 1400.

6.2.3 PUR-stoelvulling

Het PUR-schuim uit stoelvullingen kan opnieuw worden ingezet in toepassingen waar de gewenste dichtheid hoger is dan het oorspronkelijke materiaal. Uitbouw van alle zittingen kost in verhouding veel tijd, voor een complete auto ca. 1900 seconden (Wassink, 1992).

Indien de zittingen niet compleet uitgebouwd worden, kan enigszins arbitrair geschat worden dat de verwijdering van het PUR-schuim ca. 50% van de totale uitbouwtijd bedraagt en wordt op 1000 seconden geschat. Hierbij wordt 80% van de geschatte 8.5 kg verwijderd (ARN, 1995).

Tabel 6.3 Recyclingskosten stoelvulling.

Processtap	Kosten fl/ton	Opmerking
Opensnijden en verwijderen.	2450	Op basis van 1000 seconden per 8,5 kg.
PUR versnijden	10-20	[TNO, 1994]

De kosten van virgin PUR-schuim bedragen ca. Dfl. 7500 / ton.

De opbrengst van herverwerkbaar PUR-schuim is ca. 50% hiervan: Dfl. 3750 / ton.

6.2.4 Dashboard

Een dashboard is een complex samengesteld produkt. Om aan de eisen zoals duurzaamheid, uiterlijk en veiligheid te voldoen is het opgebouwd uit verschillende materialen. In de Volvo 440 bestaat het uit een ABS-schaal, PUR-schuimlaag en PVC-folie.

Het vrijmaken van het ABS is een complexe opgave doordat de materialen gelamineerd zijn. In het Goes-project bereikte men buitengewoon goede resultaten door shredderen - drijf/zink scheiden - stralen. Ook is demontage arbeidsintensief.

Tabel 6.4 Recyclingskosten dashboard.

Processtap	Kosten fl/ton	Opmerking
Demonteren dashboard	1923	Op basis van 25 minuten.(Wassink, 1992)
Scheidingsproces	100	(TNO, 1995)

De prijzen voor ABS zijn aan sterke schommelingen onderhevig, rond Dfl. 2500 / ton.

6.2.5 Inschatting proceskosten recycling

Zoals vermeld zijn voor de bovenstaande verwerkingsprocessen alleen de kosten voor machines bepaald. Hierbij zijn niet meegenomen de kosten voor huisvesting, personeel, e.d.

Als indicatie voor deze kosten kan een vergelijkbaar proces voor de terugwinning van ABS/polystyreen uit koelkasten dienen. Dit proces is ontwikkeld door TNO-MEP (TNO, 1995). De totale verwerkingskosten bedragen hierbij ca. Dfl 800 / ton.

6.3 Verbranden in AVI's

Uit eerder onderzoek, uitgevoerd door TNO-MEP, blijkt dat verbranding van o.a. shredder afval in principe kan, maar dat mogelijk verhoogde onderhoudskosten optreden.

De tarieven voor verbranding bedragen momenteel ca. Dfl. 250 /ton, onafhankelijk van het soort kunststof.

6.4 Verbranden in cementovens

Sinds enige jaren worden autobanden verbrand in cementovens in het buitenland. In Nederland is dit vooralsnog niet het geval. De kosten voor verbranding van materialen hangen sterk af van de wijze waarop het wordt aangeboden. De cementindustrie accepteert alleen ongeshredderde banden.

Kunststof fracties dienen een verbrandingswaarde van minimaal 28.000 kJ/kg te hebben. Ook worden eisen gesteld aan de vochtigheid, het stortgewicht en het metaalgehalte. Bij voorkeur dient het kunststofmateriaal zo fijn mogelijk te zijn, maximaal 10% mag groter zijn dan 16 mm.

De kosten voor verbranden van autobanden bedragen Bfrs 1000 a 2000 / ton. Dit komt overeen met Dfl. 50 a 100 / ton.

Voor (gemengde) kunststoffen die aan bovengenoemde eisen voldoen bedragen de kosten ca. Dfl 50 / ton. (NOH, 1992)

6.5 Vergassing

Als referentie voor het vergassingsproces is uitgegaan van het VEBA proces. De schatting heeft betrekking op gemengd kunststof afval.

Vergassingskosten: Dfl 513 / ton

Opbrengst syncrude: Dfl 240 / ton

Netto kosten: Dfl. 270 / ton. (Sas et al., 1994)

6.6 Transportkosten

De transportkosten voor materialen van inzamelpunt naar een verwerkingsbedrijf hangen af van de afstand en het transportvolume:

Tabel 6.5 Transportkosten auto-onderdelen.

Factor	Schatting
transportafstand.	50 á 80 km.
Transportvolume	80 m ³ container: ca. 25 ton (stortgewicht 30% van dichtheid)
Kosten per kilometer	fl. 2,50 á 5,-

Op basis hiervan bedraagt de gemiddelde transportprijs fl.15,- á 25,- per ton materiaal.

Deze kosten zijn voor alle procesroutes vrijwel identiek.

7. Discussie en conclusie

7.1 Definitie onderdeel Samenstelling

In dit rapport zijn verwerkingsroutes onderzocht van een viertal personenauto-onderdelen te weten: de bumper het dashboard, de stoelvulling en de banden. Het eerste doel van de studie was een materiaalsamenstelling te definiëren die overeenkomt met de Europese situatie van auto's die tussen 5 en 10 jaar geleden geproduceerd zijn. Op basis van de Volvo 440 is de materiaalsamenstelling van de auto bepaald met het volgende resultaat.

Tabel 7.1 Kunststofsamenstelling auto-onderdelen.

Onderdeel	Materiaal	Aandeel
bumper	PP	100 %
dashboard	ABS	95 %
	PUR	4,5 %
	PVC	0,5 %
stoelvulling	PUR	100 %
banden	SBR-rubber	76 %
	staal	18 %
	textiel	6 %

Discussie: De elementaire materiaalsamenstelling van de vier onderdelen is van groot belang voor de uiteindelijk resultaten, maar kon echter niet bepaald worden op basis van gemiddelden van de Europese situatie. De grote verscheidenheid aan materialen maakt het op dit moment onmogelijk een Europees gemiddelde te definiëren. Niet alleen verschilt de materiaalsamenstelling tussen de verschillende fabrikanten, maar ook binnen eenzelfde automerk varieert de samenstelling. Daarnaast zijn er verschillen in samenstelling binnen één kunststofsoort. De gekozen materiaalsamenstelling moet dan ook niet gezien worden als een statistisch gemiddelde, maar als een niet extreme keuze uit de verzameling van Europese auto's.

7.2 Milieu-analyse verwerkingsscenario's

7.2.1 Verbrandings- en recyclingsscenario's

Op basis van de resultaten van de verschillende verwerkingsscenario's blijkt dat bij recycling van de stoelvulling en het dashboard de meest gunstige scores worden behaald. Ongeacht de kwaliteit van het regranulaat scoort de recycling beter dan verbranding. Voor de overige onderdelen (bumper en banden) geldt dat er een bepaalde graad van kwaliteit moet zijn in de vorm van materiaalkwaliteit of toe-

passing van het regranulaat. Voor banden en bumper is vastgesteld dat de kwaliteit respectievelijk 5 en 20 % moet bedragen wil de score overeenkomen met de verbrandingsvariant. Aangenomen is dat deze kwaliteitsfactoren gehaald worden met de huidige toepassingsmogelijkheden.

In absolute zin scoort het verbranden van kunststoffen **minder** gunstig dan het recycelen mits er een nuttige toepassing voor het recyclaat wordt gevonden.

Discussie: De afvalverbrandingsinstallatie is gemodelleerd op basis van de toekomstige EU normen voor verbrandingsinstallaties. De resultaten van de verbrandingsscenario's geeft dus een aanzienlijk gunstiger beeld dan de situatie op dit moment in de praktijk is. Daarentegen is de module voor energieopwekking, zoals die is gebruikt in deze studie, een overschatting van de huidige situatie.

Bij deze conclusies dient enige voorzichtigheid in acht te worden genomen. Het gaat namelijk om sommaties van scores op verschillende milieuthema's. Deze weging is gebaseerd op politieke beleidsdoelen volgens de 'distance to target'-methodiek. De resultaten van deze weging moet dan ook alleen als indicatief worden gezien.

Daarnaast is uitgegaan van de situatie waarin de additieven in het regranulaat een vereiste zijn voor de toepassing.

7.2.2 Overige scenario's

Naast het verbranden en het recycelen van de auto-onderdelen zijn er scenario's doorberekend die het verwerken van de vier onderdelen in de vergassingsinstallatie en de cementoven beschrijven. Alle vier de verwerkingsprocessen zijn met elkaar vergeleken op basis van de 'distance to target'-methodiek. Uit deze vergelijking kwam naar voren dat het recycelen van de onderdelen beter scoort dan het verwerken van de onderdelen in de cementoven en de AVI. Over het vergassen kan geen goede uitspraak worden gedaan, vanwege de premature vorm van het gebruikte allocatiemodel.

Vanwege de onzekerheden die de verwerkingsmodellen vergassen en cementoven met zich meebrengen, moeten deze resultaten met grote voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

Het vernieuwen van het loopvlak is voor de band de meest gunstige optie. Zeker wanneer ook de gevoeligheid van de verwerkingsroutes bij de afweging wordt betrokken.

Discussie: De modelmatige uitwerking van de cementoven is gebaseerd op een 'nat' cementproces. Aangenomen wordt dat deze situatie representatief is voor een gemiddelde cementoven in Europa. De resultaten van het cementproces zijn aan een aantal onzekerheden onderhevig. Uitgegaan is van een hoogzwavelige olie dat een vertekend beeld op kan leveren. Wordt er namelijk een schonere olie gebruik dan zullen de resultaten aanzienlijk verschillen.

Het VEBA vergassingsproces is gebaseerd op een ruw uitgewerkt model volgens (Sas, 1994). Daarnaast vormt het gebruik van een wegingsmethodiek, om zo de verwerkingsroutes te kunnen vergelijken, een factor die onzekerheden met zich meeneemt.

In onderstaande tabel zijn de conclusies samengevat. De rangorde van de verwerkingsmethoden ten aanzien van de resulterende milieueffecten is:

- loopvlakvernieuwing;
- recycling;
- cementoven/vergassen;
- verbranden.

Gezien de onzekerheden van de cementoven en vergassingsmodel is het niet mogelijk om een significant verschil tussen verbranden enerzijds en cementoven/vergassen anderzijds te bepalen. Dat betekent dat de thermische verwerkingsmethoden als gelijkwaardig beschouwd moeten worden.

Het verschil tussen recycling en de thermische methode is wel significant, gezien de relatief lage kwaliteitsfactor die benodigd is om de recyclingvarianten beter te laten scoren dan de thermische methoden.

Voor de band tenslotte blijkt dat loopvlakvernieuwing verreweg de beste verwerkingsmethode is.

Tabel 7.2 Rangorde verwerkingsmethode.

	Verbranden	Cementoven	Vergassen	Recyclen	Loopvlakvernieuwing
band	--	(-)	(-)	+	++
bumper	--	(-)	(-)	+	
stoelvulling	--	(-)	(-)	+	
dashboard	--	(-)	(-)	+	

+ = gunstige verwerkingsmethode; - = minder gunstige verwerkingsmethode

7.3 Kosten

Algemeen

De kosten voor materiaalhergebruik van afgedankte onderdelen bestaan uit:

- demontagekosten;
- proceskosten;
- personeel;

- overige kosten (gebouwen, machines, e.d.);
- transportkosten.

Als bate geldt de opbrengst van het materiaal en de vermeden kosten.

Demontagekosten

De demontagekosten zijn sterk bepalend voor de totale kostprijs van het proces, variërend van fl. 275 tot fl. 2450 per ton. Bij banden bedraagt dit ca. 80% en voor de overige onderdelen meer dan 90% van de totale kosten.

Discussie: De gebruikte gegevens zijn gebaseerd op demontage ten behoeve van onderdeelhergebruik. Indien materiaalhergebruik het doel is kan de demontage versneld worden wanneer het acceptabel is dat beschadigingen aan onderdelen ontstaan door verbreken van verbindingen. Ook wanneer alleen de eenvoudig demonteerbare materialen verwijderd worden is een kostenreductie per ton materiaalopbrengst mogelijk. Bij de bepaling van de demontagekosten is geen rekening gehouden met eventuele niet-productieve uren en gereedchapskosten.

7.3.1 Proceskosten

De proceskosten verschillen sterk per onderdeel, afhankelijk van de materiaalsamenstelling. Ze bedragen fl. 20 tot fl. 100 per ton. (N.B: proceskosten = operationele kosten machine en afschrijving).

7.3.2 Personeel en overige kosten

Deze kosten hangen samen met de schaalgrootte waarin de operaties plaatsvinden. Ter vergelijking worden deze kosten voor de verwerking van kunststoffen uit koelkasten geschat op ca. fl. 700,- per ton. Dit is qua complexiteit vergelijkbaar met de verwerking van dashboards. Voor de andere onderdelen liggen deze kosten lager omdat de complexiteit van de scheidingsroute lager is.

7.3.3 Transportkosten

De transportkosten voor de gedemonteerde materialen naar een verwerkingsbedrijf hangen af van de afstand en het transportvolume en bedraagt ca. fl. 20,- per ton. Deze kosten zijn voor alle verwerkingsroutes vrijwel identiek.

7.3.4 Materiaalopbrengsten

De geschatte opbrengst van de materialen hangt af van de materiaalkwaliteit en de afzetmogelijkheden en bedraagt ca. 10 à 70% van de virgin prijs van materialen. Grotere partijen met constante kwaliteit en regelmatige aanvoer brengen meer op dan kleinere partijen met wisselende kwaliteit en onregelmatige aanvoer.

Discussie: In Nederland is de infrastructuur ten behoeve van de afzet van deze fracties in ontwikkeling. Dit kan betekenen dat in de toekomst andere eisen kunnen gelden ten aanzien van de zuiverheid van het materiaal, afhankelijk van de toekomstige toepassingsmogelijkheden.

7.3.5 Vermeden kosten

De materialen die niet uit het autowrak verwijderd worden komen in het shredder residu. Op basis van de huidige wetgeving mag deze fractie niet meer gestort worden en dient dit verbrand te worden (tarief ca. fl. 250,- per ton).

7.3.6 Economische haalbaarheid

In de praktijk bepaalt de economische haalbaarheid in hoeverre demontage en hergebruik van materialen plaatsvindt. Dit hangt af van de kosten van het proces, de afzetmogelijkheden van materiaalfracties en eventuele verwijderingsbijdragen. De verwerking van onderdelen tot nieuwe grondstoffen bevindt zich in een opbouwfase.

In Nederland bouwt de ARN aan de infrastructuur voor de inzameling en verwerking van materialen. In de premielijst van de ARN zijn ook de categorieën banden, PUR-schuim, en PP-bumpers opgenomen (dashboards is niet als categorie opgenomen).

De omvang van de materiaalstromen en de afzetmarkten ontwikkelen zich. Daardoor is op dit moment beperkte informatie beschikbaar over de kosten en baten.

De demontagekosten zijn sterk bepalend voor de totale kostprijs van het recyclingproces. Bij banden bedraagt dit ca. 80% en voor de overige onderdelen meer dan 90% van de totale kosten.

De proceskosten hangen af van de schaalgrootte van het proces en de complexiteit van de bewerkingsstappen. Bij verwerking van materiaal met een vergelijkbare samenstelling als dashboards komen de proceskosten neer op ca. fl. 700,- per ton (kunststoffen uit koelkasten).

De transportkosten van inzamelpunt naar eindverwerker hangen af van de afstand en transportvolume. Deze kosten zijn voor alle routes vrijwel identiek en ondergeschikt (ca. fl. 20,-/ton).

Tabel 7.3 Kosten per ton voor de verschillende verwerkingsroutes.

Materiaal	Verbranden	Verbranden cement-oven	Vergassen	Recycling*	Demontage- vergoeding ARN**	Geschatte opbrengst ***
Bumpers	250	50	270	400	3820	600-1400
PUR	250	50	270	2600	5230	3000-4000
Dashboard	250	50	270	2700	-	1000-1500
Banden	250	50	270	325	1790	ca. 250

* de hoogte van de recyclingkosten hangt sterk af van de schaalgrootte van de verwerkingsplant. De in de tabel opgenomen bedragen zijn gebaseerd op de berekende zuivere demontagekosten en geschatte proceskosten van recycling.

** demontagevergoeding exclusief overige verwerkingskosten. ARN geeft aan dat de demontagevergoeding gebaseerd is op een gemiddelde per wrak en dat e.e.a. niet zondermeer voor mono-fracties gehanteerd kan worden (telefonisch contact Eggink d.d. 5 december 1996)

*** de geschatte opbrengst van de materialen is sterk afhankelijk van de marktwerking: grotere partijen met constante kwaliteit en regelmatige aanvoer brengen meer op dan kleinere partijen met wisselende kwaliteit en onregelmatige aanvoer.

8. Lijst van afkortingen

ABS	Acrilonitril-butadieen-styreen
ARN	Autorecycling Nederland
AVI	Afvalverbrandingsinstallatie
PET	Polycarbonaat
PP	Polypropreen
PS	Polystyreen
PS	Polystyreen
PUR	Poly-urethaan
PVC	Polyvinylchloride
SBR	Styreen -butadieenrubber
SMC	Sheet moulded compounds
VCC	Veba combi cracker

9. Literatuur

- [1] ARN, ARN-Nieuws, premielijst 1 januari 1995., 1995
- [2] Brandrup, J., Die wiederverwertung von Kunststoffen, 1995, isbn 3-446-17412-5.
- [3] DSM, Mondelinge mededeling, DSM, 1996
- [4] EU, Draft EU directive incineration of waste, augustus 1994
- [5] Fare: *Fiats sloopcircuit*, Recycling april/mei 1993.
- [6] FAT rapportnr. 100, 1994
Hardtle et al., *Altautoverwetung*, Beihefte zu Mull und Abfall, Heft, Jan 1994
- [7] Heijungs, R, et al, Milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten, Handleiding + achtergronden oktober 1992, CML, B&G, TNO, NOH rapport 9253 + 9254, oktober 1992
- [8] Koch, R. W.F.M. Hesseling, Onderzoek co-verbranding personenwagenbanden granulaat met fluff bij de PNEM te Eindhoven, TNO-MEP, projectref 112326-24336, 1993.
- [9] Kox, W.M.A., Autoshridders onder de loep, Recycling - februari/maart 1992
- [10] Logtenberg, Mondelinge mededeling van dhr. Logtenberg (TNO-MEP), voert momenteel PUR-recycling project uit 1996.
- [11] NOH, Inventarisatie van de internationaal leverbare recyclingapparatuur voor de afscheiding van non-ferro's, NOH-project, contractnummer 252292/0110.
- [12] Onderzoek P.G. Eggels, TNO
- [13] Resina Chemie, Recyclen PUR blijkt technisch haalbaar, Milieumarkt, oktober 1996
- [14] Rijpkema, The impact of a change in EC legislation on the combustion of municipal solid waste, TNO-MEP, Apeldoorn, Nederland, 1993

- [15] Roorda, A.A.H. Van Autosloop naar autodemontage; een onderzoek naar de verwerking en verwerkingsmogelijkheden van autowrakken, RUG, IVEM, Groningen, 1995.
- [16] Sas, H. et al. Verwijdering van huishoudelijk kunststofafval: analyse van milieueffecten en kosten. Hoofdrapport + bijlagen, CE, Delft, september 1994
- [17] STIBA, Recycling - oktober/november 1992
- [18] Tiltmann, K.O. Recycling betrieblicher Abfälle,, WEKA Fachverlag, Duitsland, 1991/1992.
- [19] TNO, Mondelinge mededeling TNO-Industrie, oktober 1996.
- [20] TNO, Recycling non-ferrometaal/kunststofcombinaties, TNO-MEP, projectref. 112322-23558, december 1994.
- [21] TNO, Verhoging van de afzetbaarheid van uit afgedankte koelkasten en vrieskasten teruggewonnen kunststoffen, TNO-MEP, projectref. 112322-25290, december 1995.
- [22] VDI, Neue Konzepte für die Autoverwertung, VDI Berichte 934, 1991.
- [23] VROM Implementatieplan Autowrakken, Publikatiereeks Afvalstoffen, nr 1992/7.
- [24] Wassink, G.J., et al. Project Goes: Materiaalhergebruik door selectieve demontage in het kader van het implementatieplan autowrakken + bijlagen, Heidemij, september 1992

10. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

VROM

Directie afvalstoffen

t.a.v. Drs. H. Brands

Directie afvalstoffen IPC 645

Postbus 30945

2500 GX 's-Gravenhage

Namen en functies van de projectmedewerkers:

Drs. Ing. A.A.H. Roorda

Ir. E. Langerak

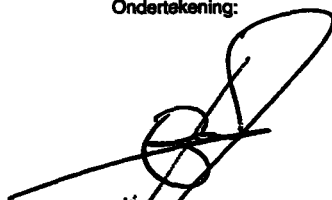
Ir. B.L. van der Ven

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

-

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

Ondertekening:



B.L. van der Ven

Goedgekeurd door:



J.H. de Zeeuw

Bijlage 1 Beschrijving LCA-methodiek

Beschrijving LCA methodiek

1.1 Inhoudsopgave

1.1 Inhoudsopgave	2
1.2 Wat is een LCA ?	2
1.3 Korte beschrijving van de methodiek van een LCA	2
1.3.1 Doelbepaling	3
1.3.2 Inventarisatie	3
1.3.3 Classificatie	5
1.3.4 Evaluatie	6
1.4 Toepassingen van de LCA	8

1.2 Wat is een LCA ?

Als gevolg van de aandacht voor het begrip "duurzame ontwikkeling", zoals in het NMP verwoord, is de noodzaak ontstaan om de totale milieubelasting van een produkt (of een keten) te kennen met daarbij de dominante milieu-effecten. Voor de uitvoering van dergelijke analyses wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van de LCA. De vraag is nu: wat is een LCA en wat kan er met de LCA resultaten gedaan worden?

1.3 Korte beschrijving van de methodiek van een LCA

De kern van de LCA aanpak is dat er een integraal oordeel gevormd wordt over de mate van de milieubelasting van een gedefinieerd systeem (produkt, keten van processen, deelketen, etc.). Het verschil met andere analysemethoden is dat er bij de LCA alle milieu-ingrepen meegenomen moeten worden die toegerekend kunnen worden aan het betreffende systeem. Niet alleen het primaire productieproces draagt bij tot de milieubelasting, ook dient de belasting als gevolg van b.v. grondstofwinning, hulpstoffen, transport, gebruiksfase en afdankfase meegenomen te worden. In sommige gevallen kunnen de bijbehorende infrastructuur en produktiemiddelen ook een merkbare bijdrage opleveren.

De methodiek die op dit moment toegepast wordt bij de uitvoering van een LCA, is de Methodiek zoals ontwikkeld door CML, TNO en B&G (Heijungs et al., 1992).

De betreffende methode wordt algemeen in Nederland als leidraad aanvaard en is ook internationaal erkend.

De methode wordt in 4 stappen doorlopen:

- 1 De doelbepaling
Het vastleggen van de functionele eenheid; dit vormt de afbakening voor de berekeningen en de uiteindelijke vergelijkingsbasis voor andere produkten.
- 2 De inventarisatie
De verzameling van gegevens van milieu-ingrepen van alle processen in de levensfase van het produkt.
- 3 De classificatie
De beoordeling van de geïnventariseerde gegevens berekend naar relevante milieu-thema's.
- 4 De evaluatie
De weging van verschillende milieuthema's.

1.3.1 Doelbepaling

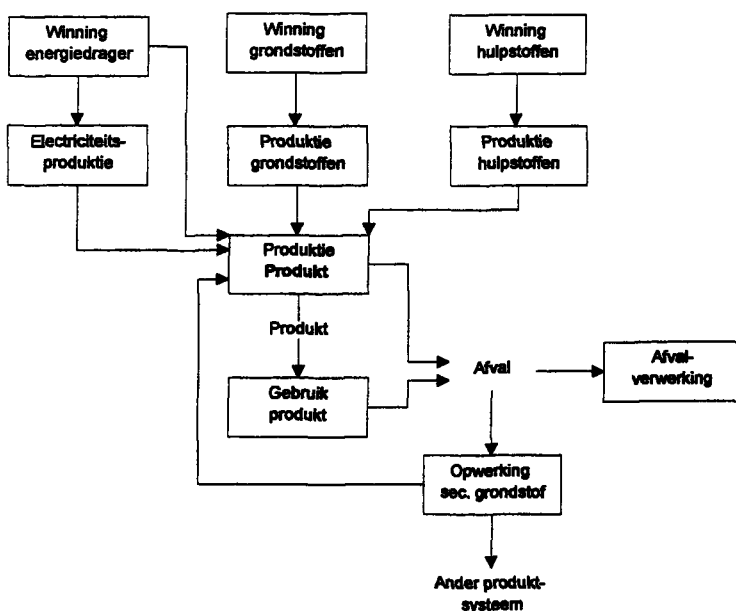
Hierbij wordt het toepassingsgebied van de analyse gedefinieerd. Onderwerpen die hierbij een nadere invulling behoeven zijn o.a. :

- bepaling van het toepassingsgebied van de studie;
- systeem beschrijving met de daarbij behorende randvoorwaarden;
- gewenste representativiteit van de systeemonderdelen, zowel in plaats als tijd;
- functionele eenheid, dit vormt de basis voor produkt- of een procesvergelijking.

1.3.2 Inventarisatie

In deze fase worden de relevante milieugegevens verzameld. Daartoe dient eerst een volledige systeembeschrijving van de keten uitgewerkt te worden (de procesboom). Figuur B1.1 toont een voorbeeld van een zeer geschematiseerde procesboom. De genoemde activiteiten moeten bij de uitvoering verder uitgesplitst worden.

Figuur B1.1 Schema van procesboom



Vervolgens moeten dan voor alle onderdelen van de procesboom de bijbehorende milieugegevens geïnventariseerd worden. In het algemeen betreft het gegevens over:

- grondstofverbruik;
- energieverbruik;
- emissies naar water, bodem en lucht;
- finaal afval.

Daarnaast kunnen ook gegevens als ruimtebeslag, geur, geluid en straling van belang zijn (dit is sterk afhankelijk van de doelbepaling).

Het verzamelen van de relevante gegevens van alle deelprocessen is in principe een zeer omvangrijke activiteit. De benodigde inspanning kan echter beheerst worden door tenminste twee oorzaken:

- door het uitvoeren van meerdere LCA's ontstaat er een groeiende database van gegevens van algemeen toepasbare basisprocessen;
- door gebruik te maken van een gevoeligheidsanalyse op tussenresultaten kunnen dominante en verwaarloosbare systeemonderdelen aangegeven worden.

Bij de uitvoering van de inventarisatie spelen de volgende aspecten een belangrijke rol:

Volledigheid

Het is fysiek onmogelijk om alle milieu-ingrepen (emissies en uitputtingen) van alle onderliggende (deel)ketens te verzamelen. Dat is ook niet nodig. Gegeven de doelbepaling en de toepassing van het instrument van de gevoeligheidsanalyse op tussenresultaten (eventueel aangevuld met stelposten), kan een splitsing gemaakt worden tussen dominante schakels en verwaarloosbare schakels.

Validatie

Gegevens verzamelen is één ding, de juiste gegevens toepassen is een ander probleem. De data set die in de LCA gebruikt wordt moet tenminste voldoen aan de volgende voorwaarden:

- bronvermelding;
- geen dubbeltellingen (dit speelt met name een rol bij de interpretatie van literatuurgegevens: hebben de gegevens betrekking op het beschreven deelproces inclusief of exclusief de voorliggende keten ?);
- consistentie, d.w.z. dat bij de toerekening van milieugegevens aan het betreffende produkt geen emissies verwaarloosd mogen worden (de 100 % regel);
- eenduidige naamgeving van processen en stoffen.

Allocatie

Bij een aantal processen is er sprake van een multi-input en/of een multi-output van stoffen, materialen en produkten. Voorbeelden van dergelijke processen zijn:

- raffinaderijen (multi-output);
- afvalverbranding van stedelijk afval (multi-input).

De optredende emissies moeten bij dit type processen worden verdeeld over de samenstellende input of output stromen. In ieder geval moeten de milieu-ingrepen, die aan het "gekozen produkt" toegerekend kunnen worden, bepaald worden.

Een ander allocatieprobleem wordt gevormd door het optreden van hergebruik of nuttige toepassing van het produkt of materiaalfracties. Met name is hier de verdiscontering van vermeden milieu-ingrepen van belang. Voorbeelden van dergelijke "aftrekposten" zijn :

- energiebesparing;
- besparing aan primaire grondstoffen.

De huidige methodiek gaat in principe uit van de veronderstelling dat hergebruik (in de zin van opwerkprocessen) niet aan de eerste keten toegerekend moet worden, maar aan de nieuwe keten waar het secundaire produkt/materiaal als grondstof wordt toegepast.

Verdiscontering van milieuwinst door besparingen moeten van geval tot geval beoordeeld worden en in ieder geval moeten de gemaakte keuzen transparant gemaakt worden!

Het resultaat van de inventarisatie is een geaggregeerde tabel van alle milieu-ingrepen (emissies en uitputtingen), die aan het systeem toegerekend moeten worden.

1.3.3 Classificatie

De vraag is nu op welke wijze de lijst van de gesommeerde emissies en uitputtingen beoordeeld moet worden. In de huidige LCA methodiek worden de emissies en uitputtingen vertaald naar "potentiële milieu-effecten". Deze vertaalslag heet classificatie (en karakterisering).

Bij de classificatie wordt aangegeven in welke mate de milieu-ingrepen bijdragen aan relevante milieuthema's c.q. milieu aspecten. Alle milieu-ingrepen uit de "geaggregeerde ingreep" tabel (d.w.z. alle afzonderlijke posten betreffende hoeveelheden emissies, afval, energie- en grondstofverbruik) worden toegerekend aan de relevante milieu aspecten (dit zijn aspecten als "verzuring", "broeikaseffect" e.d.).

In de eerder genoemde "Handleiding" wordt een overzicht gegeven van alle milieu-aspecten waarmee bij classificatie in beginsel rekening zou moeten worden gehouden. Voor een aantal milieu aspecten zijn er nog geen of onvoldoende gegevens (o.a. omrekeningsfactoren) beschikbaar.

De verschillende milieu-effecten waarop in principe een beoordeling kan plaatsvinden zijn weergegeven in tabel B1.1. De thema's zijn ontleend aan de "Handleiding" evenals de gehanteerde classificatiefactoren (voor zover uitgewerkt).

In tabel B1.2 wordt een voorbeeld gegeven van deze omrekening naar milieu-effecten.

Naast de milieu-effecten die door het CML zijn gedefinieerd zijn er een aantal aspecten opgenomen, die op dit moment niet goed worden vertaald naar de verschillende milieu-effecten, maar die wel belangrijk zijn om een totaalbeeld van de milieu-effecten te krijgen. TNO-MEP heeft hiervoor een eigen "voorlopige" classificatie methode ontwikkeld. Een beoordeling/afweging van deze effecten ten opzichte van de overige milieu-effecten moet evenwel met de nodige voorzichtigheid plaatsvinden. Het gaat hierbij om de milieu-aspecten:

- gewoon finaal afval (FW);
- toxisch finaal afval (TW);
- specifiek finaal afval (SW);

Het gaat hierbij niet om hoeveelheden afval die vrijkomen, maar afval dat uiteindelijk na verwerking uiteindelijk wordt gestort. Bijvoorbeeld de slakken uit de huisvuilverbranding, het te storten bouw en sloop afval, etc. Zoals gezegd, de emissies die aan het afvalverwerkingsproces kunnen worden toegerekend, zijn wel opgenomen in het inventarisatie resultaat.

De uitputting minerale grondstof (materials) is van belang bij grondstoffenverbruik. In de "Handleiding" worden uitsluitend enige aanzetten tot classificatie gegeven en moet nog verder worden uitgewerkt. Voorlopig wordt daarom alleen de uitputting van metalen in beschouwing genomen (zover gegevens beschikbaar zijn).

Tabel B1.1 Overzicht milieu-effecten

Omschrijving milieu-effect		Afkorting	Eenheid
Nederlands	Engels		
Uitputting minerale grondstoffen	Abiotic Depletion Potential	ADP	10 ⁻¹⁵ j ⁻¹
Uitputting fossiele energiedragers	Energy Depletion Potential	EDP	GJ
Broeikaseffect	Global Warming Potential	GWP	kg eq CO ₂
Aantasting ozonlaag	Ozone Depletion Potential	ODP	kg eq CFC-11
Humane toxiciteit	Human Toxicity	HT	kg eq ht
Aquatische ecotoxiciteit	ECotoxicity, Aquatic	ECA	10 ⁶ m ³ eq at
Terristische ecotoxiciteit	ECotoxicity, Terrestrial	ECT	10 ⁶ kg eq tt
Fotochemische smogvorming	Photochemical Ozone Creation Potential	POCP	kg eq C ₂ H ₄
Verzuring	Acidification Potential	AP	kg eq SO ₂
Vermesting	Nutrition Potential	NP	kg eq PO ₄
Overige Milieu-aspecten ("pm"-posten)			
Finale afvalstoffen	Final Waste	FW	kg
Finale toxische afvalstoffen	Toxic final Waste	TW	kg
Finale radioactief afval	Special final Waste	SW	kg

Tabel B1.2 Voorbeeld van de berekening van effectscore's

Emissie	Hoeveelheid kg	Classificatiefactoren			
		GWP ₁₀₀	POCP	HT	AP
CO ₂	220	1			
methaan	3	11	0,007		
NO _x	8			0,78	0,7
N ₂ O	8	270			
benzeen	5		0,189	3,9 ¹⁾	
C _x H _y	5		0,377		
score's		220*1 + 3*11 + 8*270 = 3413	3*0,007 + 5*0,189 + 5*0,377 = 2,851	8*0,78 + 5*3,9 = 25,74	8*0,7 = 5,6

1) alleen de HT via lucht.

1.3.4 Evaluatie

De classificatie resulteert in een "milieuprofiel". De weging tussen ongelijksoortige milieu-aspecten blijft echter in zekere zin een subjectieve zaak. Wat is immers belangrijker, 1 kg CO₂ bijdrage in het kader van GWP (broeikaseffect) of 1 kg SO₂ bijdrage in het kader van AP (verzuring)? Tot nu toe zijn er slechts enkele voorstellen tot evaluatie, die (internationaal) ter discussie staan.

Overigens geldt dat voor het inzicht in de mogelijkheden voor vermindering van de milieu belasting , een definitief eindoordeel (een "milieumaat") niet per se noodzakelijk is. Belangrijk is immers de bepaling van punten waar verbetering mogelijk is (de dominante schakels). Zeer illustratief is om de individuele themascores te normaliseren, d.w.z. de score wordt uitgedrukt als aandeel van de totaal score van een referentie in Europa. Op die manier kunnen de scores (in het genormaliseerd milieuprofiel) onderling vergeleken worden; immers hoe groter het relatieve aandeel in het Europees totaal, hoe groter het knelpunt.

Bij normalisatie van het milieuprofiel is de hoogte van de individuele score een maat voor de ernst van de score. Hoe hoger de score, hoe hoger het relatieve aandeel van die score aan het Europees totaal van diezelfde score. In tabel 1.4 zijn de normalisatiegegevens opgenomen, zoals die gebruikt zijn in deze studie. De vraag hoe de verschillende genormaliseerde scores zich tot elkaar verhouden, blijft op deze wijze nog onbeantwoord. Hoe verhoudt zich b.v. de score voor het broeikaseffect zich met humane toxiciteit ? Om deze vraag te kunnen beantwoorden, is het noodzakelijk om de thema's te karakteriseren met "weegfactoren". Vervolgens kunnen de scores ook onderling vergeleken worden en eventueel opgeteld. Het resultaat van deze weging en optelling is een milieu-index.

Een methode om de weegfactoren te bepalen, is gebaseerd op de huidige beleidsdoelen die in Nederland zijn geformuleerd in het milieubeleid. De maat voor de ernst van het thema is dan de afstand tussen de huidige situatie en de gewenste situatie (de "distance to target"). Deze methode is beschreven in Corten, 1994.

Probleem is dat de beleidsdoelstellingen geformuleerd zijn op basis van de thema-indicatoren van Adriaanse. Deze themaindicatoren zijn niet identiek met de milieuthema's uit de LCA methode. Zo is het LCA thema humane toxiciteit, en ecotoxiciteit in de milieuindicator methode samengevat onder de noemer "verspreiding". Niettemin is het mogelijk om op basis van de "distance to target" methode weegfactoren voor de LCA thema's te bepalen. Tabel B.1.3 geeft de berekende weegfactoren.

Tabel B.1.3. Weegfactoren (GWP = 1)

Omschrijving milieu-effect		Afkorting	Normalisatiefactor per capita.jr ¹	Distance to target factor
Nederlands	Engels		Europees ¹	Nederlands
Uitputting minerale grondstoffen	Abiotic Depletion Potential	ADP	1109,38 kg	1
Uitputting fossiele energiedragers	Energy Depletion Potential	EDP	256,2 kg	0,87
Broeikaseffect	Global Warming Potential	GWP	14245,0 kg	1
Aantasting ozonlaag	Ozone Depletion Potential	ODP	0,367 kg	30
Humane toxiciteit	Human Toxicity	HT	75,50 kg	1,4
Aquatische ecotoxiciteit	ECotoxicity, Aquatic	ECA	3,256 m ³	1,4
Terristische ecotoxiciteit	ECotoxicity, Terrestrial	ECT	4,307 kg	1,4
Fotochemische smogvorming	Photochemical Ozone Creation Potential	POCP	11,976 kg	1,9
Verzuring	Acidification Potential	AP	66,77 kg	2,2
Vermesting	Nutrition Potential	NP	25,10 kg	2,3
Overige milieuaspecten ("p.m.") posten				
Finale afvalstoffen	Final Waste	FW	1361,8 kg	1
Finale toxische afvalstoffen	Toxic final Waste	TW	93,02 kg	1
Finaal radioactief afval	Special final Waste	SW	0,145 kg	1

1.4 Toepassingen van de LCA

De oorsprong van de LCA ligt voor een belangrijk deel bij de behoefte om producten met elkaar te vergelijken. Wat is milieuvriendelijker: de papieren draagtas of het alternatief van plastic? Wat is beter: de kartonnen melkverpakking of de glazen melkfles? De beoordelingssystematiek om te komen tot een milieukeur is afgeleid van de LCA aanpak. Maar het is belangrijk om te onderkennen dat de LCA een veel groter toepassingsgebied heeft.

Een LCA moet in zijn algemeenheid beschouwd worden als een instrument ter ondersteuning van besluitvormingsprocessen. Voorbeelden van mogelijke toepassingen zijn:

- Ondersteuning bij ontwerpprocessen. Op basis van bedrijfsspecifieke gegevens kunnen nu alternatieven in ontwerp, materiaalkeuze, procesvoering, leveranciers, etc. etc. met elkaar vergeleken worden.
- Ondersteuning bij een verbeteranalyse op bedrijfsniveau. Aanleiding kan zijn een uitbreiding, vervanging of aanpassing van de toegepaste processen. Ook markt-strategische redenen kunnen aanleiding geven herbezinning op de verzameling van processen en producten. Dezelfde LCA

¹ De normalisatiefactoren zijn uitgedrukt per hoofd van de bevolking en komen overeen met de Nederlandse gegevens, op basis van gegevens van emissieregistratie. De afvalgegevens zijn wel specifiek voor de Europese situatie berekend.

techniek kan ook toegepast worden om de bedrijfsspecifieke ontwikkelingen op de middellange en lange termijn te onderzoeken (strategische keuze's).

De meerwaarde van de LCA is dat de uiteindelijke milieueffecten op een eenduidige wijze worden bepaald. Kennis over dit onderwerp verkleint in principe de kwetsbaarheid van het bedrijf.

- Voor branche's of bedrijfstakken kan het gewenst zijn om de specifieke bijdrage van hun economische activiteiten aan de totale milieubelasting in kaart te brengen. De LCA draagt op die manier bij aan inzicht in de relatieve sterkte en zwakte van de branche op het gebied van de milieuthema's. Deze gegevens kunnen van belang zijn in het politieke spel tussen overheid, bedrijfsleven en publieke opinie.
- Dezelfde informatiebehoefte als genoemd bij het vorige punt heeft de overheid. De overheid heeft behoefte aan "doelgroepsgewijze" gegevens teneinde het beleid te sturen. Bij het overleg tussen overheid en bedrijfsleven over milieubeleid en noodzakelijke maatregelen is het van belang om gebruik te maken van een eenduidige analyse techniek. Daarom geen ad hoc analyse waarbij vaak een subjectief aspect als leidraad wordt gekozen, maar een integrale analyse van de wieg tot het graf.
Voorbeelden zijn:
 - opstelling van convenanten;
 - invulling van het afvalstoffenbeleid (keuzes t.a.v. preventie, hergebruik en afvalverwerkingsmogelijkheden). Ook de vereiste doelmatigheidstoets in geval van export van gevaarlijk afval zou heel goed via een LCA bepaald kunnen worden.

Literatuur

Corten et al. *Weging van milieueffecten voor het produktenbeleid*, CE rapport, Delft 1994

R.Heijungs et al. *Milieugerichte Levenscyclusanalyses van produkten, Handleiding en Achtergronden.*, Centrum voor Milieukunde, Leiden, NOH rapport 9253 - oktober 1992

Adriaanse, A, *Environmental policy performance indicators; a study on the development of indicators for environmental policy in the Netherlands*, 2^e druk, mei 1993

Bijlage 2 Beschrijving allocatiemodel AVI

Beschrijving alloatiemodel AVI

2.1 Inhoudsopgave

2.1 Inhoudsopgave	2
2.2 Algemeen	2
2.3 Algemene uitgangspunten voor allocatie, bij een multi-inputproces	2
2.4 Het allocatiemodel.	3
2.4.1 Processpecifieke emissies	3
2.4.2 Produktspecifieke emissies	4
2.5 Toerekening van afvalstoffen en verbruik utilities.....	4
2.6 Toerekening multi-output	5
2.7 Beschrijving van de toekomstige Europese AVI.....	5

2.2 Algemeen

De verbranding van afvalprodukten samen (intergraal met ander afval in een AfvalVerbrandingsInstallatie (AVI) is een duidelijk voorbeeld van een multi-input proces. Volgens de LCA-aanpak moeten de milieu-ingrepen van de AVI proportionele over betrokken afvalprodukten (multi-input) worden verdeeld (Fava et al, 1992; Heijungs et al.).

Door TNO is een verbrandingsmodel opgesteld, waarmee de verbranding van stoffen in een AVI is gemodelleerd. Op deze wijze kan de verwerking van afvalstoffen door integraal verbranden beter met een LCA worden opgenomen. Tevens kan de energie-opbrengst door deze verbranding per afzonderlijk afvalprodukt worden berekend.

In deze bijlage staat de methodiek van dit AVI-model beschreven, zoals die is gebruikt binnen het project. In deze beschrijving is uitgegaan van een AVI die voldoet aan de toekomstige Europese emissierichtlijnen, maar die gebaseerd is op de technologie van een gemiddelde Nederlandse AVI.

2.3 Algemene uitgangspunten voor allocatie, bij een multi-inputproces

Aangezien de verwerking van afvalstoffen voornamelijk een multi-input proces is, moeten de emissies, afvalstoffen en hulpstoffen worden toegerekend naar de verschillende afvalstromen. Hierbij zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- Alle milieu-ingrepen moeten worden toegerekend, hierbij moet de 100 % regel in acht worden genomen.
- De toerekening moet zoveel mogelijk plaatsvinden op basis van causale verbanden.
- De methodiek gaat uit van een goed gedefinieerde situatie. Bijvoorbeeld: welk effluent of rookgasconcentraties treden op in de praktijk en welke technieken worden toegepast.
- Aangenomen wordt dat de verwerking van een specifiek produkt de procesomstandigheden niet beïnvloedt. Het AVI-proces wordt namelijk gezien als een proces dat een mix van produkten verwerkt. Het produkt maakt deel uit van deze mix en verandert daarom de gemiddelde proces-input en output niet.

2.4 Het allocatiemodel.

In een AVI wordt huishoudelijk afval (MSW) verbrand. Voor dit verbrandingsproces zijn verschillende hulpstoffen nodig en er komen verschillende produkten, emissies en afvalstoffen vrij. De grootste input en output stromen zijn in tabel B2.1 weergegeven:

Tabel B2.1 Overige input posten bij de verwerking van afval (MSW) in een AVI en een overzicht van de outputposten

Input	Output
NaOH	Effluent rookgasreiniging
CaO	Rookgassen
Actieve kool	Vliegas
NH3	Slakken
Aardgas	Schroot
Elektriciteit voor proces	Elektriciteit (opgewekt door verbranding)

Vooraf de outputstromen zijn samengesteld uit een veelheid aan stoffen. Zo bestaan de rookassen uit vele ingrepen (waaronder CO₂, NO_x, SO₂, Cd, Ni, etc.). Deze stoffen dragen echter op verschillende wijze bij aan het totale milieu-effect. In het AVI allocatiemodel worden de ingrepen van het verbranden van een specifiek produkt op basis van bepaalde rekenregels berekend. Ook het effluent van de rookgasreiniging (in geval van een natte rookgasreiniging) bevat nog stoffen die bijdragen aan het milieu-effect.

Het model maakt onderscheid tussen processpecifieke en produktspecifieke emissies (TNO, 1993). Produktspecifieke emissies zijn afhankelijk van de elementaire samenstelling van het produkt dat verwerkt wordt. Procesafhankelijke emissies worden op basis van één fysieke parameter vastgesteld. Hierbij wordt uitgegaan van de massahoeveelheid, de stookwaarde van het afval of de hoeveelheid rookgassen die bij verbranding ontstaat. Deze laatste toerekenwijze wordt toegepast wanneer niet bekend is welke elementen deze 'procesemissies' veroorzaken. In de tabel B2.8 is aangegeven welke stoffen tot de produktspecifieke en welke stoffen in het rookgas tot de processpecifieke emissies behoren.

2.4.1 Processpecifieke emissies

Processpecifieke rookgas-emissies worden in het allocatiemodel bepaald op basis van de hoeveelheid rookgas die wordt gevormd in de AVI. Tevens wordt de hoeveelheid rookgas berekend bij verbranding van gemiddeld MSW. De ratio tussen beide hoeveelheden rookgassen is de maat voor toerekening. De hoeveelheid rookgas valt te berekenen op basis van de elementaire samenstelling van de brandstof. In tabel B2.8 en B2.2 zijn respectievelijk de processpecifieke emissies weergegeven en de elementaire samenstelling van het gemiddelde MSW in Europa.

Voorbeeld:

Stel dat het verbranden in een AVI van 1kg MSW veroorzaakt een hoeveelheid rookgas van y_{msw} (5,8 m³). Hierbij komt een emissie van x_{msw} kg van een processpecifieke stof (bijvoorbeeld CO) vrij. Uit de elementaire samenstelling van een te verbranden produkt volgt de hoeveelheid rookgas bij verbranding van dat produkt (y_{afval}). De CO emissie ten gevolge van het verbranden van het specifieke afvalstof (x_{afval}) kan nu berekend worden door:

$$x_{afval} = \frac{y_{afval}}{y_{msw}} * x_{msw}$$

Processpecifiek effluent emissies zijn hier gerelateerd op basis van massa. Dat wil zeggen dat elke ton afval draagt op vergelijkbare wijze bij aan de processpecifiek emissies, ongeacht de samenstelling van het afval.

2.4.2 Produktspecifieke emissies

Bij produktspecifieke rookgasemissies wordt het gehalte van bepaalde stoffen in het te verbranden produkt vergeleken met het gehalte aan standaard MSW. Deze ratio vormt de toerekeningsfactor voor de emissie. Aan de hand van een voorbeeld zal deze toerekeningswijze nader toegelicht worden.

Voorbeeld:

Stel dat het verbranden van 1 kg MSW resulteert in een hoeveelheid produktspecifieke verontreiniging (bijvoorbeeld HCl) van p_{msw} kg. Het elementaire aandeel van deze verontreiniging (Cl) in MSW bedraagt q_{msw} . De distributie van de verontreiniging naar de ruwe rookgassen (d_{msw}) is dan vastgelegd door:

$$d_{msw} = \frac{p_{msw}}{q_{msw}}$$

Tabel 2.4 geeft de distributiefactoren van het gemiddelde MSW. Vooralsnog wordt hier gesteld dat voor het afval dezelfde distributiefactoren gelden ($d_{afval} = d_{MSW}$).

Uitgaande wordt van een bepaalde emissie (bv. de wettelijke emissienormen) van HCl, namelijk n_{HCl} . De emissies van HCl naar de atmosfeer als gevolg van de verbranding van MSW, zijn:

$$x_{msw} = (1 - n_{HCl}) * d_{msw} * q_{msw}$$

Een specifieke afvalstof bevat een hoeveelheid Cl (per kg afvalstof) van q_{afval} en de distributie naar de rookgassen bedraagt d_{afval} . De emissie naar de lucht (x_{afval}) is dan

$$x_{afval} = \frac{d_{afval}}{d_{msw}} * 10 \frac{q_{afval}}{q_{msw}} * x_{msw}$$

Produktspecifieke effluentemissies worden op vergelijkbare wijze berekend.

2.5 Toerekening van afvalstoffen en verbruik utilities.

Behalve rookgassen komen bij het verbranden ook vaste stoffen vrij in de vorm van vliegashoud, slakken en reinigingsresiduen. Daarnaast wordt er nog eens elektriciteit opgewekt en in een aantal gevallen wordt ook de vrijgekomen stoom nuttig toegepast.

Afvalstoffen verbranding en rookgasreiniging

De hoeveelheid vliegashoud wordt bepaald door het aandeel inert en anorganische materiaal in de afvalstof en is dus produktspecifiek. Op deze wijze wordt ook de hoeveelheid slakken (inclusief ijzerschroot) berekend. Naast de afvalstoffen door verbranden, komen er in een AVI ook afvalstoffen vrij door het gebruik van utilities, de zogenaamde reinigingsresiduen. Deze reinigingsresiduen die bij het proces vrijkomen worden ook berekend op basis van produktspecifiteit. De hoeveelheid SO₂, HCl en HF dat door de afvalstof in de rookgassen terecht komt en het te behalen zuiveringsrendement zijn bepalend voor de intensiteit van de zuivering en de hoeveelheid residu dat daarbij vrijkomt.

De toerekening van het utilitiesverbruik geschiedt als volgt:

- De toerekening van de hoeveelheid CH₄ en NH₃ die in de denox installatie wordt ingezet is afhankelijk van de hoeveelheid NO_x in de rookgassen.
- De hoeveelheid HCl, SO₂ en HF is bepalend voor de inzet van kalk en NaOH en de daarbij vrijkomende afvalstoffen.
- Toerekening van het gebruik van actieve kool geschiedt op basis van de hoeveelheid input van dioxinen, en is gelijk aan de hoeveelheid rookgas (dioxine is een processpecifieke verontreiniging).

Electriciteit

Bij het verbrandingsproces wordt zowel elektriciteit verbruikt als geproduceerd. Het verbruik van elektriciteit is processpecifiek. In deze studie is uitgegaan van 166 kWh_{elec}/ton afval.

De productie van electriciteit is gebaseerd op de stookwaarde (Lower Heating Value) van het afvalprodukt. Slechts een deel van deze energie wordt in electriciteit worden omgezet. In deze studie is uitgegaan van een rendement van 25 %.

2.6 Toerekening multi-output

Om de milieu belasting vast te stellen van alleen de functie afvalverwerking worden de uitgespaarde milieu-ingrepen (van de uitgespaarde verwerking van standaard grond- en brandstof) door electriciteitsopwekking in mindering gebracht van de milieu-ingrepen ten gevolge van de verwerking van de afvalstof.

In dit kader is van belang:

- de hoeveelheid uitgespaarde elektriciteit;
- de emissies die normaliter resulteren uit deze standaard inputs van het cementproces.

2.7 Beschrijving van de toekomstige Europese AVI

De beschrijving van het allocatiemodel van TNO is gebaseerd op de gemiddelde Nederlandse huisvuil verbranding. Op dit moment bestaat er nog een groot verschil tussen de AVI's in Nederland en de technieken die worden gebruikt en de verwijderingsrendementen die worden behaald in de EG (CE; Rijkema). Dit verschil zal echter snel kleiner worden door de aanscherping van de emissiegrenswaarden voor AVI's. Op een aantal punten zijn de invoerparameters aangepast aan de Europese situatie. Zo is een gemiddelde Europese huisvuilsamenstelling gedefinieerd en zijn de rendementen van de rookgasreinigingsinstallatie aangepast aan de nieuwe Europese normering (In tabel B2.3 zijn de draft emissierichtlijnen weergegeven). Bovendien is uitgegaan van een situatie waarin de stoom dat vrijkomt na electriciteitsproductie niet nuttig wordt benut. Verder zijn de volgende proceseigenschappen voor het beschrijven van een gemiddelde AVI gehanteerd:

- Rookgasreiniging met electrostatisch filter (toegepast op 100% van al het verbrande huisvuil)
- Scrubbers (twee of drietraps) die zijn uitgerust met een gesloten watersysteem (63 %) of een systeem waarbij water vrijkomt (37 %).
- Een denox-installatie waarvan een gedeelte uitgerust met een niet-katalytisch NO_x verwijderingsproces (SNCR; 32 %) en een gedeelte van de NO_x wordt verwijderd met behulp van een katalytisch proces (SCR; 68 %).
- Een actief koolfilter waar dioxine wordt verwijderd tot de norm (100%)
- Energie opwekking (100%) in de vorm van electriciteit. Gemiddeld is het rendement van de electriciteitsopwekking 25 % van de stookwaarde van het MSW. Dit komt overeen met 608 kWh/ton MSW.
- In deze studie is aangenomen dat de geproduceerde restwarmte van de stoom voor electriciteitsopwekking niet nuttig gebruikt wordt.
- Emissies van de natte wassers naar oppervlaktewater zijn weergegeven in tabel B2.6.

Tabel B2.2 Gemiddelde elementaire samenstelling MSW op basis van Rijkema (1993), Eggels (1996), RIVM (1989), RIVM (1993) en RIVM/TAUW (1992)

Elementaire samenstelling gemiddeld MSW in EG	aandeel in 1/100 massa %
Total	1,000
H	0,034
C	0,251
N	0,003
O	0,162
S	0,004
P	0,001
Cl	0,007
F	1,00E-04
Br	1,00E-05
Na	1,60E-02
Ba	6,00E-04
Be	1,20E-07
Ca	1,00E-02
K	1,60E-03
Mg	4,50E-03
Fe	3,00E-02
As	6,50E-06
Cd	3,00E-06
Co	5,10E-06
Cr	1,40E-04
Cu	1,70E-03
Hg	6,20E-07
Mn	1,98E-04
Mo	5,90E-06
Ni	6,70E-05
Pb	3,00E-04
Sb	2,00E-05
Se	1,00E-06
Sn	8,00E-05
Te	1,00E-08
V	1,45E-05
Zn	8,00E-04
Rest zware metalen	1,00E-05
Inert	0,228
H ₂ O	0,300

Tabel B2.3 EG norm voor rookgas voor standaard AVI's (draft EG-directive d.d. 20/08/94)

	24-uursgemiddelde conc. In mg/m ³ ¹⁾
dust	10
CO	50
HCl	10
HF	1
SO ₂	50
NO _x	200
NH ₃	10
organics (C)	10
Hg	0.05
Cd	0.05
heavy metals	0,5
TEQ	0.1 ng/nm ³

1) rookgas bij 275 K, 101, kPa en betrokken op 11 % O₂

Tabel B2.4 Distributiefactoren van stoffen gebaseerd op een gemiddelde huisvuilsamenstelling

Component	rookgas	vliegias	slakken	schroot
H	100.0			
C	98.0	1.0	1.0	
N	40.0	5.0	5.0	
O	100.0			
S	50.0	5.0	45.0	
P		7.0	93.0	
Cl	73.0	15.0	12.0	
F	24.0	16.0	60.0	
Br	5.0	50.0	45.0	
Na		10.0	90.0	
Ba		10.0	90.0	
Be		15.0	85.0	
Ca		15.0	85.0	
K		10.0	90.0	
Mg		2.0	98.0	
Fe		5.0	25.0	70.0
As	4.0	25.0	71.0	
Cd	10.0	67.0	23.0	
Co	0.5	2.0	17.5	80.0
Cr	2.0	6.0	32.0	60.0
Cu		4.0	36.0	
Hg	90.0	3.0	7.0	
Mn		9.0	41.0	50.0
Mo	1.0	14.0	35.0	50.0
Ni		5.0	35.0	60.0
Pb	10.0	23.0	67.0	
Sb	2.0	34.0	64.0	
Se	7.0	61.0	32.0	
Sn	10.0	23.0	67.0	
Te		9.0	21.0	70.0
V		9.0	21.0	70.0
Zn	10.0	27.0	63.0	1.0
rest h.metals	2.0	42.0	55.0	0.5
Inert		6.0	93.5	

Bronnen: Billetewski et al., 1990; Thomé-Kozmienzy, 1989; Slob et al., 1992; Haskoning, 1991; Rijpkema, 1992; Reimann, 1988; Brem, 1993 en RISO, 1992

Tabel B2.6 Concentratie aan verontreinigingen van een 'natte AVI' naar het oppervlakte water

Stof	Concentratie in effluent mg/liter
NH ₄	36
SO ₄	1100
Cl	13400
F	9.3
As	0.0005
Cd	0.065
Cr	0.045
Cu	0.055
Hg	0.0002
Ni	0.021
Pb	0.012
Zn	0.22
COD	70
PAH	0.009

Tabel B2.7 Concentration of pollutants in fluegas of an average future Waste incinerator in Europe

substances	concentration
	raw fluegas ¹⁾ mg/nm ³ stp (11% O ₂)
CO ₂	1,67 ^E +5
NO _x	5,4 ^E +2
SO ₂	7,3 ^E +2
Cl	9,6 ^E +2
F	4,6
As	0,34
Cd	0,42
Cr	2,05
Cu	12,4
Hg	0,11
Ni	0,61
Pb	18,1
Sn	4,83
Zn	54,1
aërosolen	4,5 ^E +3
CH	1,0 ^E +2
CO	1,0 ^E +2
PAH	0,0016
TEQ 2)	100

- 1) Concentrations in the raw flue-gas are calculated on basis of an average mix of components and average data of flue gas emissions in literature.
- 2) TEQ is expressed in "ng toxicity - equivalents".

Tabel B2.8 Produkt- en Processpecifieke ingrepen conform het AVI-allocatiemodel:

Output	Produktspecifiek	Processpecifiek
Rookgas	CO ₂ NO _x ¹⁾ SO ₂ Cl F zware metalen	stof/aerosolen CH CO PAH TEQ
effluent afvalwater	NH ₄ SO ₄ Cl F metalen	COD PAK
utilities	NaOH CaO NH ₃ aardgas	actieve kool electriciteit
vaste afvalstoffen	ijzerschroot slakken reinigingsresidu filterkoek vliegas	electriciteit warmte

¹⁾NO_x-emissie is een productspecifieke en niet processpecifiek zoals geponeerde door Finnveden (1993). Door de relatieve lage temperaturen bij de afvalverbranding, wordt de NO_x vorming door het produkt bepaald (Brem, 1993)

Literatuurlijst

AOO (Afval overleg orgaan), *Ontwerp tienjarenprogramma afval 1992-2002; Technische verkenning stor-*
ten doc. 91-19c ; Technische verkenning verbranden doc. 91-19a, 1992

Billetewski et. al, *Abfalwirtschaft*, Springer Verlag, 1990

Brem G, *Municipal solid waste combustion flow and cost expert model*. TNO rapport., 1993

Bureau Haskoning, *Milieu-effect rapport huisvuilcentrale Noord Holland*, 1991

BUWAL, *Oekobilanz von packstoffen stand 1990 Schriftenreihe Umwelt nr. 132*, 1991

Fava et al. *A conceptual Framework for Life cycle impact assessment*. SETAC , Sandestin workshop, Feb.
1992.

Finnveden G, IVL *Swedish environmental research institute Life Cycle assesment and solid waste*, AFR
report, 1993

Frischknecht, *Okoinventare fur Energiesystemen. Grundlagen ETH*, Zurich, 1994

Heijungs et al. *Environmental life cycle assessment of products, Guide and Background document*. CML
Leiden, Oct. 1992.

P.Eggels, *Zware metalen in het Amsterdamse afval* , TNO, ref. 92-166, Apeldoorn 1992

Reimann, VEB kraftwerkstechnik 8 - pg 837, 1988

Rijkema L.P.M., *The impact of a change in EC legislation on the combustion of municipal solid waste*,
Ref, 93-312, Apeldoorn, 1993

Rijkema, L.P.M, *The influence of plastic on the combustion of municipal solid waste*. TNO rapport., 1992

RISO, *Combustion of chemical substances and the impact on the environment of the fire products/micros-*
cale experiments, Riso-r-651 (EN) , 1992

RIVM, *Fysisch en chemisch onderzoek aan huishoudelijk afval*, 1987 , rapp.nr. 738505007, Bilthoven,
1989

RIVM, *Fysisch onderzoek naar de samenstelling van het Nederlandse huishoudelijke afval; Resultaten*
1992, rap.nr 776201003, Bilthoven, 1993

RIVM/TAUW, *Inventarisatie grof huishoudelijk afval*, 1992

Slob et al., *Verbranding van huishoudelijk afval in Nederland. Emissies optredend bij verbranding , ver-*
spreiding en risico's van dioxinen. RIVM/TNO/VROM nr. 730501043, april 1992.

ThomJ-Kozmienzky, *Mullverbrennung und Umwelt 3*, EF Verlag, 1989

TNO and Chem Systems, *The eco-impacts of disposal routes for plastic waste study for PWMI*, 1993

Bijlage 3 Beschrijving allocatiemodel cementoven

3. Beschrijving allocatiemodel cementoven

3.1 Inhoudsopgave

3.1 Inhoudsopgave	2
3.2 Algemeen	2
3.3 Uitgangspunten voor het allocatiemodel:	3
3.4 Beschrijving allocatie model van de (natte) cementoven.....	3

3.2 Algemeen

De verbranding van afval in een cementoven is een typisch multi-input proces. Behalve diverse afvalstoffen worden er ook (standaard)grond- en/of brandstoffen aan de voeding toegevoegd.

De milieu-ingrepen (emissies via het rookgas) van de cementoven zijn dus deels afkomstig van de "gewone" (standaard) brand- en grondstoffen en voor het overige deel zijn deze het gevolg van de verbranding van de afvalstoffen.

Volgens de LCA-aanpak moeten de emissies van de cement-oven verdeeld worden over de alle input-posten (multi-input). Door TNO-MEP is een rekenmodel opgesteld, waarmee op basis van de afvalsamenstelling de aan het afval toe te rekenen emissiewaarden worden vastgesteld.

De toerekening is gebaseerd op de afvalsamenstelling en verschillende soorten afval leiden bijgevolg tot verschillende milieu-ingrepen.

Het afval wordt verwerkt in de cementoven maar draagt tevens in meer of mindere mate bij aan de productie van cement. Afvalverwerking in een cement-oven is dus feitelijk een multi-output proces. De twee "output-functies" zijn immers de "cementproductie" én de "verwerking van afval". Het afval in de voeding van een cementoven zorgt er feitelijk voor dat er standaard grondstoffen en/of brandstoffen worden uitgespaard.

Hier staat met name de afvalverwerking centraal. Daarom worden de milieu-aspecten van het cementproces verdeeld tussen beide functies. Het rekenmodel van TNO-MEP hanteert hiervoor een algemeen toegepaste verdelingsmethode in de LCA methodiek. Deze verdelingsmethodiek is gebaseerd op de "uitgespaarde toepassing" van standaard brand- en/of grondstoffen.

Toepassing van afval leidt dus tot een bijdrage aan de rookgas emissies van de cement oven, anderzijds wordt er tevens cement geproduceerd.

Op basis van dit allocatie-model kan de verwerking van afval in een cementoven in de LCA berekening worden opgenomen. In deze bijlage staat deze allocatie-methodiek voor de cementoven op beknopte wijze beschreven.

3.3 Uitgangspunten voor het allocatiemodel:

Verdeling milieu-ingrepen over multi-input posten:

Alle milieu-ingrepen (emissies) alsmede de milieuconsequenties van het totale hulpstoffen- en utilitiesverbruik van het cementproces kunnen aan de verschillende inputstromen worden toegerekend.

De input-posten zijn zowel de afvalstoffen als de verder benodigde (standaard) grondstoffen en brandstoffen voor de produktie van cement. Bij deze allocatie betreffende de multi-input posten gelden de volgende uitgangspunten:

- Alle milieu ingrepen worden toegerekend (de 100% regel moet in acht worden genomen).
- De toerekening vindt - zoveel mogelijk - plaats op basis van causale verbanden.
- De allocatie gaat uit van een eenduidig gedefinieerde situatie. Bijvoorbeeld voor wat betreft rookgasconcentraties, type verbrandingshaard e.d..

Uitwerking multi-output aspect:

Het cementproces heeft in dit kader twee functies, namelijk de cementproduktie alsmede de afvalverwerking. Verwerking van het afval in een cementoven zorgt er voor dat er tevens cement wordt geproduceerd. Dus worden er standaard grondstoffen en/of brandstoffen uitgespaard. Dientengevolge worden er ook emissies uitgespaard, vanwege de "uitgespaarde toepassing" van standaard brand- en/of grondstoffen.

Om de milieu belasting vast te stellen van alleen de functie afvalverwerking worden de uitgespaarde milieu-ingrepen (van de uitgespaarde verwerking van standaard grond- en brandstof) in mindering gebracht.

Randvoorwaarde

Aangenomen wordt dat door de verwerking van afval in een cementoven de procesomstandigheden niet worden beïnvloed.

Tevens wordt aangenomen dat de de cementkwaliteit door de verwerking van afval niet veranderd.

3.4 Beschrijving allocatie model van de (natte) cementoven

De hier beschreven allocatie methodiek betreft de cementproduktie in het algemeen, de hier genoemde cijfers zijn evenwel specifiek geldig voor het zgn. "natte-cement" proces.

Het zgn. "droge cementproces" en het "semi-droge cementproces" zijn samen met dit "natte proces" in Europa de meest gangbare produktiemethodes voor cement.

Voor beide andere produktieprocessen gelden echter (mogelijk) andere cijfers dan de hier genoemde data.

Bij het standaard "natte-cement" proces worden de minerale-grondstoffen (kalksteen, gips, ijzeroxide etc.) in natte vorm samen met de brandstoffen steenkool en olie in de oven gebracht.

Het toegepaste type steenkool bevat een relatief hoog asgehalte (55%) en is daarom behalve brandstof tevens een substantiele grondstof voor de cementproduktie. De toegepaste steenkool en olie zijn relatief laagwaardig en bevatten beiden een hoog zwavelgehalte (steenkool 1.2 % S; olie 3.65% S). De (onderste) verbrandingswaarde (LHV) van steenkool en olie bedraagt 15 MJ/kg resp. 38.9 MJ/kg.

De eindprodukten van de cementoven zijn cementklinker en vliegias. De geproduceerde cementklinker wordt gebroken en gemalen waarvoor elektriciteit is benodigd. Het vliegias wordt afgescheiden uit het rookgas en wordt bij de gebroken klinker gevoegd. Dit mengsel van vliegias en klinker vormt samen de cement. Per ton cement wordt uitgegaan van 0.906 ton klinker en 0.094 ton vliegias. Bij het cement produktieproces treedt er dus geen (finaal) afval op en omdat er ook geen afvalwater wordt geloosd is er uitsluitend sprake van emissies naar de lucht.

Het breek/maal proces vergt 100 kWh (electrisch) /ton klinker, terwijl voor de algemene materiaalhandling ca. 5 kWh(elektrisch)/tonne input wordt gerekend.

Indien alleen zou worden uitgegaan van standaard grond-en brandstof dan bedraagt de input per ton cement (op droge stof basis) resp. 278 kg steenkool, 12 kg olie en 837 kg minerale grondstoffen. Per ton cement is nodig 4.64 MJ input aan brandstof. De steenkool wordt bovendien vooraf thermisch gedroogd, hetgeen 420 MJ/ton steenkool vergt.

Verdeling ingrepen over multi-input posten:

In relatie met de multi-input allocatie zijn de volgende aspecten belangrijk:

- de rookgasemissies die optreden ten gevolge van het proces
- de milieu-ingrepen¹ als resultante van het totale hulpstoffen- en utilitiesverbruik. Bij het natte-cement-proces omvat deze post overigens alleen het elektriciteitsverbruik (ten behoeve van intern materiaaltransport en het maalproces)

De rookgas emissies

De emissie van afzonderlijke componenten via het rookgas is onderverdeeld in processpecifieke en productspecifieke emissies.

De componenten NO_x, CO, C_xH_y, stof en dioxines zijn met name processpecifiek. De emissie van deze stoffen is gerelateerd aan de LHV (Lower Heating Value) van de input.

De componenten CO₂, SO₂, HCl en de diverse metalen zijn afvalspecifiek. Afhankelijk van het gehalte C, S, Cl resp. het metaalgehalte van de input wordt een hoeveelheid van deze componenten via het rookgas geëmitteerd. De geëmitteerde hoeveelheid per element bedraagt een bepaald percentage van het gehalte. Het resterende gedeelte van deze componenten wordt opgenomen in de vliegashouding of in de geproduceerde klinker, d.w.z. dit gedeelte komt uiteindelijk in de cement.

Tabel B3.1 geeft een overzicht van de hier gehanteerde emissiekentallen.

Het elektriciteitsverbruik

Het elektriciteitsverbruik is als volgt gealloceerd aan de input posten:

- Elektriciteitsverbruik voor materiaal handling:
Voor alle input posten is uitgegaan van 5 kWh(elektrisch) per ton.
- Elektriciteitsverbruik voor klinker malen:
Voor alle input posten is uitgegaan van 90.6 kWh(elektrisch) per ton asgehalte.

¹ De milieuaspecten die volgen uit de voorbrengingsprocessen van energie en hulpstoffen.

Tabel B3.1 Natte-cement proces: overzicht van kentallen proces- en produktspecifieke rookgas-
componenten

PROCESSPECIFIEK		PRODUKTSPECIFIEK	
component	kental per MJ input	component	percentage naar rookgas
NO _x	330 mg	C	100 %
CO	46 mg	Cl	1.29 %
C _x H _y	24 mg	S	4.84 %
fijn stof	5.5 mg	Cd	0.50 %
dioxines	0.037 nanog	Hg	0.30 %
		Tl	0.41 %
		Be	0.03 %
		As	0.01 %
		Co	0.01 %
		Ni	0.05 %
		Se	0.07 %
		Sb	0.10 %
		Pb	0.17 %
		Cr	0.01 %
		Cu	0.02 %
		V	0.01 %
		Zn	0.04 %

Uitwerking multi-output aspect:

Om de milieu belasting vast te stellen van alleen de functie afvalverwerking worden de uitgespaarde milieu-ingrepen (van de uitgespaarde verwerking van standaard grond- en brandstof) in mindering gebracht op de milieu-ingrepen ten gevolge van de verwerking van de afvalstof.

In dit kader is van belang:

- de hoeveelheid uitgespaarde standaard grond- en/of brandstoffen en de uitgespaarde elektriciteit
- de emissies die normaliter resulteren uit deze standaard inputs van het cementproces.

De hoeveelheid uitgespaarde grond- en/of brandstoffen

In deze berekening is de vereenvoudiging gemaakt dat 1 kg asgehalte steeds resulteert in 1 kg cement. Er is verder geen rekening gehouden met de specifieke samenstelling (gehalte CaO, SO₄ etc.) of met het onderscheid tussen klinker en vliegash.

Afhankelijk van het asgehalte en de LHV van het afval kan worden uitgerekend wat feitelijk wordt uitgespaard:

- a een combinatie van olie en steenkool, namelijk indien de verhouding tussen asgehalte en de LHV kleiner is dan 3,67 (%ash/MJ/kg)¹
- b een combinatie van steenkool en minerale grondstoffen, indien de verhouding tussen asgehalte en de LHV groter is dan 3,67 (%ash/MJ/kg)

Indien er sprake is van ad.a) wordt eerst berekend op basis van asgehalte hoeveel steenkool er is uitgepaard. Elke %-asgehalte (gew.) van het afval betekent een uitsparing van $1/55 = 0,0182$ ton steenkool/ton afval². De aldus berekende hoeveelheid steenkool heeft in dit geval een kleinere stookwaarde dan 1 ton afval. Op basis van dit verschil in stookwaarde kan vervolgens worden berekend hoeveel olie input er gecompenseerd wordt. Indien er sprake is van ad.b) wordt eerst berekend op basis van stookwaarde hoeveel steenkool er is uitgepaard. Elke MJ/kg stookwaarde van het afval betekent een uitsparing van $1/15^3 = 0,0167$ ton steenkool/ton afval. De aldus berekende hoeveelheid steenkool resulteert in dit geval in een kleinere hoeveelheid as dan 1 ton afval. Op basis van dit verschil in asgehalte kan vervolgens worden berekend hoeveel minerale grondstoffen (100 % as) er gecompenseerd wordt.

De hoeveelheid uitgespaarde elektriciteit is hier berekend op basis van de totale hoeveelheid uitgespaarde brand- en grondstof alsmede de totale hoeveelheid uitgespaarde asinput. Daarbij is uitgegaan van 5 kWh(elektrisch) per ton uitsparing totaal alsmede 90.6 kWh(elektrisch) per ton uitgespaard asinput.

¹ Dit getal volgt uit de samenstelling van de hier gehanteerde steenkool. De steenkool bevat immers 55 % asgehalte op een LHV van 15 MJ/kg: D.w.z $55/15 = 3,67$

² Deze steenkool bevat immers 55 w% asgehalte.

³ Deze steenkool heeft immers een stookwaarde van 15 MJ/kg.

De rookgasemissies tengevolge van de input van steenkool, olie en minerale grondstoffen

In tabel B3.2 wordt het overzicht gegevens van de rookgasemissies afkomstig van de standaard grond- en brandstoffen. Deze emissiewaarden zijn berekend op basis van de specificaties betreffende de samenstelling van deze inputs (produktspecifieke emissies) en uit de LHV (processpecifieke emissies). Daarbij zijn dezelfde uitgangspunten gehanteerd als reeds eerder genoemd bij tabel B3.1.

Tabel B3.2 Milieu-ingrepen ten gevolge van de verwerking van de resp. standaard gronden brandstoffen in het nat-te-cementproces

emissie via rookgas		input 1 ton steenkool	input 1 ton olie	input 1 ton minerale grondstoffen
HCl	g	79,8	1,2	0,353
SO ₂	g	1450	3540	588
Cd	g	0,055	0,01	0,00884
Hg	g	0,00102	0,000018	0,000288
As	g	0,00067	0,00008	0,000534
cobalt	g	0,0035	0,0002	0,00245
Ni	g	0,0456	0,0395	0,01962
Se	g	0,0224	0,000525	0,0064
Pb	g	0,4471	0,0017	0,00627
Cr	g	0,0083	0,0001	0,0135
Cu	g	0,0116	0,0006	0,0127
Zn	g	0,08	0,001	0,0918
aerosols	g	82,3	214	0
NO _x	g	4940	12800	0
hydrocarbons	g	357	925	0
CO	g	11300	29200	0
CO ₂	kg	1410	2956	0
TEQ	mg	0,000549	0,00142	0

Bijlage 4 Beschrijving allocatiemodel vergas- sing

Beschrijving allocatiemodel vergassing

4.1 Inhoudsopgave

4.1 Inhoudsopgave	2
4.2 Algemeen:	2
4.3 Uitgangspunten voor het allocatiemodel:	2
4.4 Beschrijving allocatie model	3

4.2 Algemeen:

De vergassing van afval in dit kader is gebaseerd op het zgn. "VEBA-oel proces" [1]. Dit vergassingsconcept is in eerste instantie ontworpen voor de zgn. "feedstock recycling" van gemengd kunststofafval.

Er worden bij het VEBA-proces verschillende (kunststof)afvalstoffen verwerkt, dus is er in principe sprake van een multi-input proces. Bovendien wordt enerzijds het afval verwerkt en dit resulteert anderzijds in een bepaalde opbrengst, te weten syngas, syncrude en hydrogenation-residue. Afvalverwerking conform het VEBA-proces is dus feitelijk ook een multi-output proces. De "output-functies" zijn immers:

- productie van recycle-feedstock (syngas, syncrude en hydrogenation-residue)
- verwerking van afval.

De toepassing van het afvalstoffen in het VEBA-proces zorgt er dus voor dat er elders basis grondstoffen in de petrochemie worden uitgespaard. Indien zoals in dit kader alleen de afvalverwerking centraal staat, dan moeten de milieu-aspecten van het VEBA-oel proces verdeeld worden tussen de beide genoemde output-functies. Het rekenmodel hiervoor is gebaseerd op een algemeen toegepaste verdelingsmethode in de LCA methodiek, namelijk de "uitgespaarde productie" van standaard petrochemische grondstoffen.

Voor de berekening van de milieu-aspecten is hier overigens uitgegaan van een vereenvoudigde benadering ten opzichte van [1]. Er is onvoldoende informatie in de literatuur beschikbaar voor een meer gedetailleerde uitwerking voor wat betreft de in deze studie aan de orde zijnde afvalstoffen.

4.3 Uitgangspunten voor het allocatiemodel:

Verdeling milieu-ingrepen over multi-input posten:

Alle milieu-ingrepen (emissies) alsmede de milieuconsequenties van het totale hulpstoffen- en utilitiesverbruik van het VEBA worden op massabasis aan de input toegerekend.

Hier wordt dus (in tegenstelling tot [1]) verder geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende input posten.

Uitwerking multi-output aspect:

Het VEBA-oelproces heeft in dit kader twee functies. De milieu belasting van alleen de functie afvalverwerking kan worden berekend indien de uitgespaarde milieu-ingrepen (van de uitgespaarde feedstockproductie) in mindering worden gebracht op de milieu-ingrepen van het VEBA-oel proces.

Randvoorwaarde

Aangenomen wordt dat de met het VEBA-proces geproduceerde feedstock een vergelijkbare kwaliteit heeft als de standaard petrochemische grondstoffen.

4.4 Beschrijving allocatie model

Verdeling milieu-ingrepen over multi-input posten:

De (geaggregeerde) milieu-ingrepen tengevolge van de directe emissies en ten gevolge van het hulpstoffen- en utilitiesverbruik van het VEBA proces per ton verwerkt afval staan opgenomen in tabel B4.1. In dit kader wordt - in tegenstelling tot [1] - verder geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende input posten.

Bij het VEBA-proces treden er emissies op en worden hulpstoffen toegevoegd (zowel waterstof, kalk, electriciteit als stoom, d.w.z utilities).

Tabel B4.1 Overzicht milieu-ingrepen tengevolge van emissies en verbruik van van utilities in VEBA-oel proces

	eenheid	per ton input in VEBA proces
primair energieverbruik	GJ	9,5
air emissions		
CO2	g	551200
dust	g	11,6
N2O	g	373,6
SO2	g	562,9
NOx	g	665,7
CO	g	88
CxHy	g	24
CH4	g	1165,7
water emissions		
oil	g	6,2
final solid waste		
undefined	g	137,3
mining waste	g	21477,2

Bijlage 5 Procesbeschrijving voortbrengingsketens auto-onderdelen

5. Procesbeschrijving voortbrengingsketens

5.1 Inhoudsopgave

5.1 Inhoudsopgave	2
5.2 Beschrijving productieprocessen	2
5.3 Algemene processen	3
5.4 Elektriciteitsopwekking	4
5.5 Produktie ABS verwerkt als dragermateriaal in dashboards	4
5.6 Produktie PP voor bumpers	6
5.7 Produktie PUR-schuim voor stoelvulling	6
5.8 Produktie autoband	8

5.2 Beschrijving productieprocessen

In de verschillende scenario's komen materialen, grondstoffen of energie vrij. In dit onderzoek is gewerkt met het concept van vermeden emissies. Hierbij wordt uitgegaan dat het produceren van deze energie, en materialen de produktie van maagdelijk materiaal en minerale brandstoffen vermijdt, wat dus milieu-winst op kan leveren. De materialen en onderdelen die in deze studie gebruikt worden als vermeden emissie worden in deze bijlage beschreven.

Om inzicht te krijgen in de processen en produkten die worden vermeden is deze procesbeschrijving opgesteld. De belangrijkste aannames en uitgangspunten zijn in de procesbeschrijving opgenomen, dat betekent niet dat de resultaten van het onderzoek hiermee volledig te reproduceren zijn.

De procesbeschrijvingen hebben als enig doel inzicht te geven in de uitgangspunten en aannames waarmee in het onderzoek is gewerkt.

Om de procesbeschrijvingen te verduidelijken en de resultaten van de produktieketens te presenteren zijn in deze bijlage processchema's opgenomen waarin de belangrijkste processen zijn opgenomen. Daarnaast is in bijlage 8 een uitdraai opgenomen van de milieu-ingrepen (in- en outputs) van de geaggregeerde produktieprocessen.

Niet alle uitgangspunten en aannames kunnen in deze beschrijving worden opgenomen. Vooral systeemafbakening en toerekenregels van processen die ver verwijderd zijn van het primaire proces kunnen om praktische redenen niet allemaal worden beschrijven. Voorbeelden hiervan zijn: het winnen, produceren en transporteren van kolen voor het opwekken van elektriciteit en subprocessen die niet worden beschreven, maar wel worden meegenomen in de berekening. Om deze omissies enigszins te ondervangen worden eerst uitgangspunten en literatuurbronnen van een aantal veel voorkomende algemene processen beschreven.

5.3 Algemene processen

Winning en produktie brandstoffen

De gegevens van de winning van kolen, olie, gas en uranium zijn afkomstig van verschillende bronnen. Voor een aantal processen zijn de gegevens aangepast om de werkelijkheid beter te kunnen representeren. In de onderstaande opsomming zijn de processen en daarbij behorende uitgangspunten en de bronnen weer-gegeven.

- **Winning en transport van olie:**
De winningsgegevens zijn afkomstig uit (Boustead, 1992). De gegevens zijn inclusief transport. 15 % Noordzee, transport per pijpleiding, energie verlies 0,89 % (MJ). 85 % rest wereld, transport per tanker 14000 km, verlies 0,2 % (per MJ output)
- **Winning en produktie van aardgas:**
21 % van het gas komt uit de Noordzee, het overige gas (79 %) komt van het land (Gas, 1993). De gegevens van de winning in de Noordzee zijn afkomstig van ETH, de gegevens van de gaswinning op land zijn afkomstig van PWMI (Boustead, 1994) en representeren de procescondities in Slochteren. Rekening is gehouden met de verliezen tijdens de winning en het verlies aan kwaliteit en kwantiteit tijdens de distributie van het gas naar de gebruiker.
- **Winning en produktie van steenkolen:**
De beschrijving dekt zowel de winning, transport, op- en overslag van kolen. De gegevens zijn afkomstig van een groot aantal bronnen, waaronder ETH. Daarnaast zijn de gegevens gedifferentieerd in dag en ondergrondse mijnbouw (respectievelijk 63 en 37 %). Bij het winnen van kolen komt een belangrijke hoeveelheid 'mining waste' vrij, namelijk 330 kg/ton steenkool

Raffinage ruwe olie

In de voortbrengingsketen van de plastics is het raffinageproces (vaak meerdere malen) betrokken. In het raffinageproces wordt de ruwe olie ontzout, gedestilleerd en vacuüm gedestilleerd. Dit resulteert in een aantal stromen. Deze stromen worden verder bewerkt tot produkten als: nafta, petroleum, benzine, diesel, zware stookolie, etc..

We hebben hier dus te maken met een multi-output proces. De milieu-ingrepen die door het raffinageproces veroorzaakt worden dus toegerekend de verschillende produkten. In dit onderzoek zijn de milieu-ingrepen toegerekend op basis van de stookwaarde van de verschillende outputstromen, uitgaande van gegevens van het CBS uit 1990.

Kraken nafta

Veel van de grondstoffen van plastics zijn afkomstig van de naftakraker. Hierin wordt nafta, een raffinage-produkt van olie, gekraakt tot verschillend produkten. Voor het beschrijven van dit proces is gebruik gemaakt van (Heiningen, 1992). Naast het kraken van nafta zijn er een aantal zuiveringsstappen nodig om produkten van de gewenste kwaliteit te verkrijgen. De uiteindelijke produkten zijn: propeen (334 kg/ton nafta), etheen (144 kg/ton nafta), butadieen (49 kg/ton nafta), en aromaten (140 kg/ton nafta). Niet alle nafta wordt omgezet in deze produkten. Deels wordt de nafta ingezet als brandstof voor het proces (323 kg/ton nafta) en deels kunnen de restprodukten die bij het kraakproces vrijkomen (methaan, ethaan en propaan) worden ingezet als brandstof. Aangezien netto het kraakproces meer brandstof levert dan het verbruikt treedt er een netto overschot op dat als vermeden emissie in rekening wordt gebracht. Daarnaast levert een aantal produkten netto een hoeveelheid stoom dat ook als een vermeden emissie wordt meegenomen. Over de emissies die bij deze processen vrijkomen is weinig bekend. De emissies van vluchtige koolwaterstoffen bij installaties voor organisch-chemische grondstoffen kunnen op basis van vuistregels worden ingeschat. Deze vuistregels zijn afgeleid uit verschillende literatuurbronnen waaronder EPA documenten en emissieregistratiegegevens. Aangenomen wordt dat voor het kraak- en bewerkingsproces de vluchtige koolwaterstofemissies 1,0 kg per ton produkt bedragen.

Opwekken stoom

De energie-enthalpie van stoom bedraagt 2.771 MJ/kg (IMSA). Het rendement van de opwekking van stoom bedraagt ca. 80 % (Heiningen, 1992), zodat er 3.464 MJ aan aardgas nodig is om 1 kg stoom op te wekken.

5.4 Elektriciteitsopwekking

Om een goed beeld te krijgen van de opwekking van elektriciteit in Europese schaal is gebruik gemaakt van de gegevens van UCPT (Union pour la coordination de la production et du transport l'électricité) (BUWAL, 1991). Volgens deze gegevens wordt de elektriciteit als volgt opgewekt:

- bruinkool 9,0 %
- steenkool 16,6 %
- gas 8,0 %
- kernenergie 36,0 %
- waterkracht 20,2 %
- olie 9,3 %

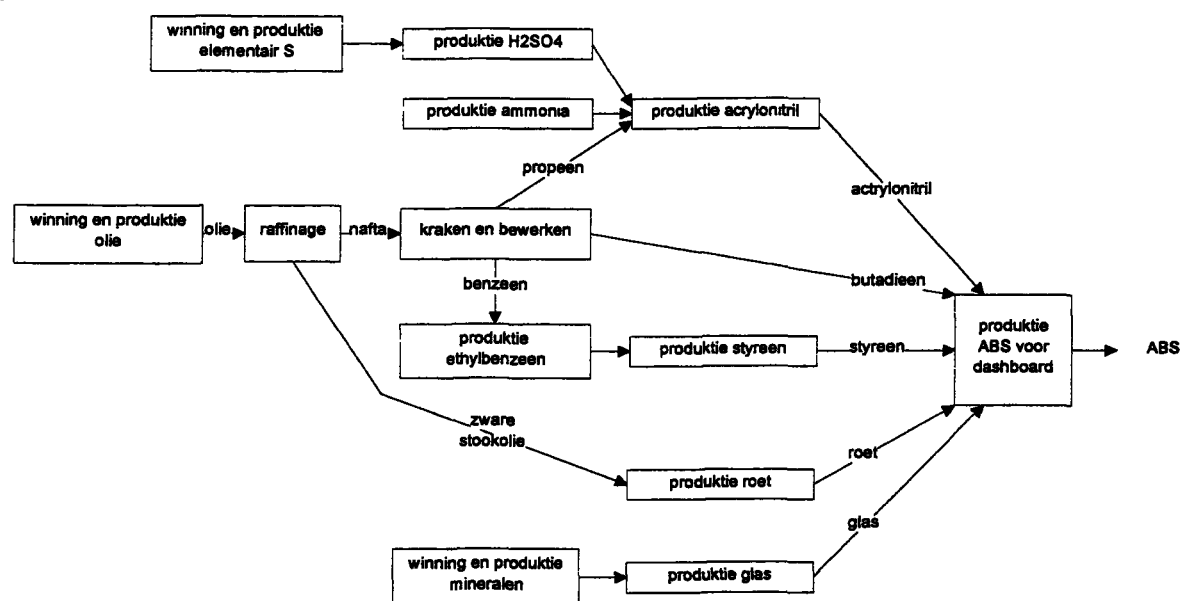
Aangezien het hier om oudere gegevens gaat zijn er een aantal gegevens aangepast ten opzichte van de UCPT data (BUWAL, 1991).

- Op basis van gegevens van de SEP (1990) is aangenomen dat het energieverlies door transport over het elektriciteitsnet 5% bedraagt.
- De energie-inhoud van uranium is aangepast naar 168.000 MJ per kg met een opwekkingsrendement van 33 %.
- De afvalstoffen ten gevolge van het stoken van kolen is aangepast naar Nederlandse situatie. D.w.z. dat kolen een asgehalte hebben van ongeveer 15 procent, waarvan 10 procent als chemisch afval wordt verwerkt.

5.5 Productie ABS verwerkt als dragermateriaal in dashboards

Zoals de naam al zegt wordt ABS geproduceerd uit acrylonitril, butadien en styreen. De massaverhouding tussen deze stoffen is echter afhankelijk van de toepassing van het ABS. Zelfs de samenstelling van ABS als dragermateriaal in een dashboard kan aanzienlijk verschillen. In overleg met DSM (1996) is gekomen tot een gemiddelde materiaalverhouding, op basis van gewicht, van 30 % acrylonitril, 15 % butadien en 55 % styreen. Voor dashboards is het gebruikelijk om een kleine hoeveelheid roet toe te voegen (ca. 1 %) als zwartmaker. Daarnaast wordt in een aantal gevallen een hoeveelheid (2 %) versteviger toegevoegd in de vorm van glas. In de figuur B5.1 zijn de belangrijkste productieprocessen voor het fabriceren van ABS weergegeven. In bijlage 8 zijn geaggregeerde input- en output-data opgenomen.

Figuur B5.1 Procesboom van ABS inclusief de toevoegingen roet en glas



In het schema zijn alleen de belangrijkste processen opgenomen, zowel energie, emissies, grondstoffen, bijproducten zijn niet in dit schema opgenomen. Omdat het ondoenlijk is al deze facetten te beschrijven is een tabel samengesteld van de literatuurbronnen waar de procesinformatie vandaan komt en eventuele wijzigingen die zijn aangebracht ten opzichte van de oorspronkelijke gegevens (zie tabel 5.1).

Tabel B5.1 Gegevens voortbrengingsketen ABS

Proces	Bron	Aanpassingen/ uitgangspunten
ABS prod.	Heiningen, 1992 deelrapport ABS	Totale emissie koolwaterstoffen gesteld 1 kg/ ton produkt. Toevoeging glas en roet.
Acrylonitril prod.	Heiningen 1992 deelrapport ABS	Emissie koolwaterstoffen gesteld 1 kg/ ton produkt. HCN productie gealloceerd op massa.
Butadieen prod.	Heiningen 1992 deelrapport petrochemische grondst.	Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>
Styreen prod.	Pré / v.d. Bergh Jurgens	Geen
Ethylbenzeen prod.	Pré / v.d. Bergh Jurgens	Geen
Benzeen prod.	Heiningen 1992 deelrapport petrochemische grondst.	Productie benzeen gelijkgesteld aan productie aromaten. Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>
Raffinage ruwe olie	TNO 1990	Zie ook procesbeschrijving <i>raffinage</i>
Winning en prod. olie	Boustead 1993/divers 1992	zie procesbeschrijving <i>winning en productie ruwe olie</i>
Prod. H ₂ SO ₄	ETH 1994	Inclusief transport
winning elem. S	ETH 1994	winning elementair zwavel volgens Frasch en contact proces
Ammonia prod.	TNO	stelpost. 1.3 m ³ aardgas (feedstock) voor productie van 1 kg ammonia
Roet prod.	TNO1996/ SPIN/Kirk Othmer	Productie volgen (Oil-)furnace proces ca. 70 MJ olie en 23 MJ aardgas voor 1 kg roet. Opwekking elektriciteit t.g.v. proces meegenomen
Glasproductie	Buwal	Gegevens Buwal aangepast op verschillende punten.

Bij het opzetten van de produktieketen zijn alleen de macrocomponenten die in het ABS zijn verwerkt beschreven in de voortbrengingsketen. In de praktijk worden in kleine hoeveelheden organische additieven gebruikt en in zeer kleine hoeveelheden metalen. Deze componenten zijn in deze voortbrengingsketen ver-

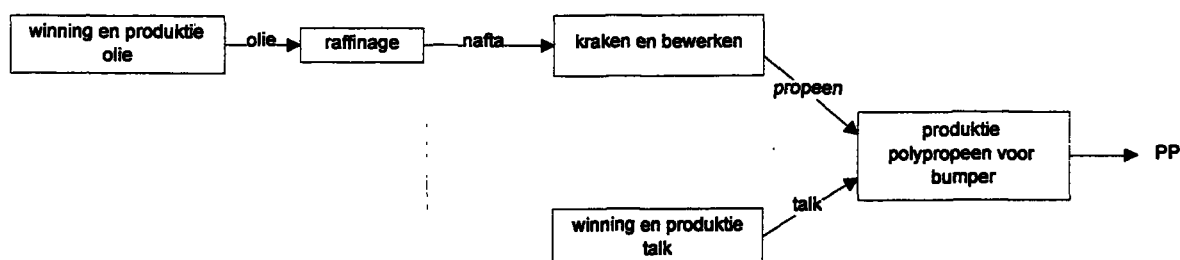
waarloosd. In bijlage 6 is wel weergegeven in welke hoeveelheden bepaalde metalen in het ABS voorkomen.

5.6 Produktie PP voor bumpers

PP dat wordt ingezet voor de produktie van bumpers kan afhankelijk van merk en type auto uit verschillende toevoegingen en bestaan. In overleg met DSM is gekozen voor de PP-samenstelling zoals is aangegeven in het hoofdrapport. Bij het opstellen van de produktieketen zijn de organische en metallische additieven verwaarloosd. Wel in de analyse is meegenomen de produktie van talk dat 10 % van het gewicht van de bumper vertegenwoordigd.

In het processchema (figuur B5.2) zijn de belangrijkste produktieprocessen weergegeven van de PP-produktie.

Figuur B5.2 Procesboom PP-produktie bumper



Uitgangspunten voor de procesboom zijn in de tabel B5.2 aangegeven.

Tabel B5.2 Gegevens voortbrengingsketen Bumper

Proces	Bron	Aanpassingen/ uitgangspunten
Polypropeen prod.	IVAM database 1996	geen
Propeen prod.	Heiningen 1992 deelrap. Petrochemische grondst.	Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>
Talkproduktie	TNO 1993, TNO 1984 en Buwal	Uit literatuur blijkt dat er zowel dagbouw als ondergrondse winning plaatsvindt met veel stof emissie. Aangenomen is dat kolenwinning en transport de talkwinning goed beschrijft
Raffinage olie	TNO 1990	Zie rocesbeschrijving <i>raffinage</i>
Winning en prod. olie	boustead1993/divers 1992	zie procesbeschrijving <i>winning en produktie ruwe olie</i>

5.7 Produktie PUR-schuim voor stoelvulling

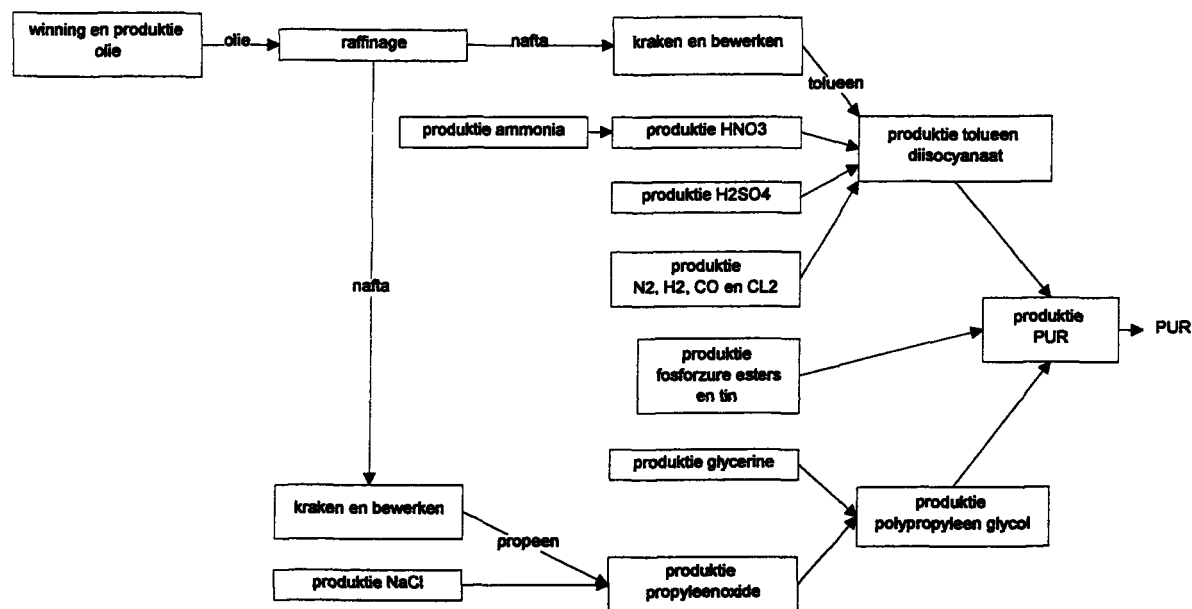
Het PUR-schuim dat voor stoelvullingen wordt gebruikt wordt gevormd uit Tolueen-diisocyaanaat (22 %), polypropyleenglycol (78 %), een aantal additieven en water als blaasmiddel. Voor de produktie van hard PUR wordt daarentegen methyl-diisocyaanaat gebruikt en CFC als blaasmiddel [SPIN].

In PUR worden relatief weinig additieven toegevoegd. Katalysatoren die in het PUR zijn verwerkt zijn: tertiaire aminen en/of organische tinverbindingen. Daarnaast worden fosforzure esters toegevoegd aan het PUR als brandvertrager. Aangenomen wordt dat voor het produceren van PUR 80 g organische tinverbin-

dingen en 6 kg fosforzure ester per ton PUR wordt gebruikt. De productie van andere brandvertragers en UV-stabilisatoren zijn echter buiten de analyse gelaten.

In de figuur B5.3 is de procesboom weergegeven van de productie van PUR.

Figuur B5.3 Procesboom van PUR



In de onderstaande tabel zijn de belangrijkste bronnen en uitgangspunten van de gebruikte processen weergegeven. Welke milieu-ingrepen door de productie van 1 kg PUR worden veroorzaakt is weergegeven in bijlage 8.

Tabel B5.3 Gegevens voortbrengingsketen PUR

Proces	Bron	Aanpassingen/ uitgangspunten
PUR prod.	TNO 1996	2 kWh electriciteit voor productie PUR
Produktie TDI	TNO 1996	HCL meegenomen als vermeden emissie overige bijprodukten toegerekend op massa. 665 kg toluen, 947 kg NHO3, 6400 kg H2SO4, 9 kg NaOH, 27534 kg stoom, 776 kWh elek. en 2560 MJ brandstof nodig per ton TDI.
Produktie PPG	TNO 1996	995 kg propeenoxyyde, 25 kg glycerine, 500 kg stoom en 35 kWh per ton PPG
propeenoxyyde	Petrochemical Processess II	Geen
Fosforzure ester prod.	SPIN 1990/TNO	Produktie fosforzuur volgens Kemira proces (0,576 MJ elek. en 5,4 kg chemisch afval/ kg fosforzuur.
Tinchloride prod.	IVEM/Kirk Othmer	Tinproduktie: 20 % hergebruik. Gem. 176 MJ/kg tin (voor winning prod. en transport en recycling)
Produktie stikstof	ETH 1994	Co-produkten: O2 en Ar. Toegerekend op basis van massa. 2 MJ/kg N2
waterstof prod.	ETH 1994	Co-produkten: CL2 en NaOH, Toegerekend op basis van massa
Koolmonoxyde prod.	TNO 1996	Stoichiometrische verhouding tussen CO2 (88.6 %) en steenkool (21.4 %), aannemend dat steenkool alleen uit koolstof bestaat.
Chloorgas prod.	IVAM data 1993	Geen
Prod. HNO3	ETH 1994	Geen
Ammonia prod.	TNO 1996	Stelpost. 1.3 m ³ aardgas (feedstock) voor produktie van 1 kg ammonia

Glycerine prod.	TNO 1995	De produktie van een gemiddelde complexe organische stof is als stelpost voor de glycerine opgenomen. Zie algemene beschrijving.
NaCl prod.	ETH 1994/ Buwal 132	Inclusief 80 km transport
Raffinage ruwe olie	TNO 1990	Zie procesbeschrijving <i>raffinage</i>
Winning en prod. olie	Boustead1993/divers 1992	Zie procesbeschrijving <i>winning en produktie ruwe olie</i>
Tolueen prod.	Heiningen 1992deelrapport petrochemische grondst.	Produktie benzeen gelijkgesteld aan produktie aromaten. Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>

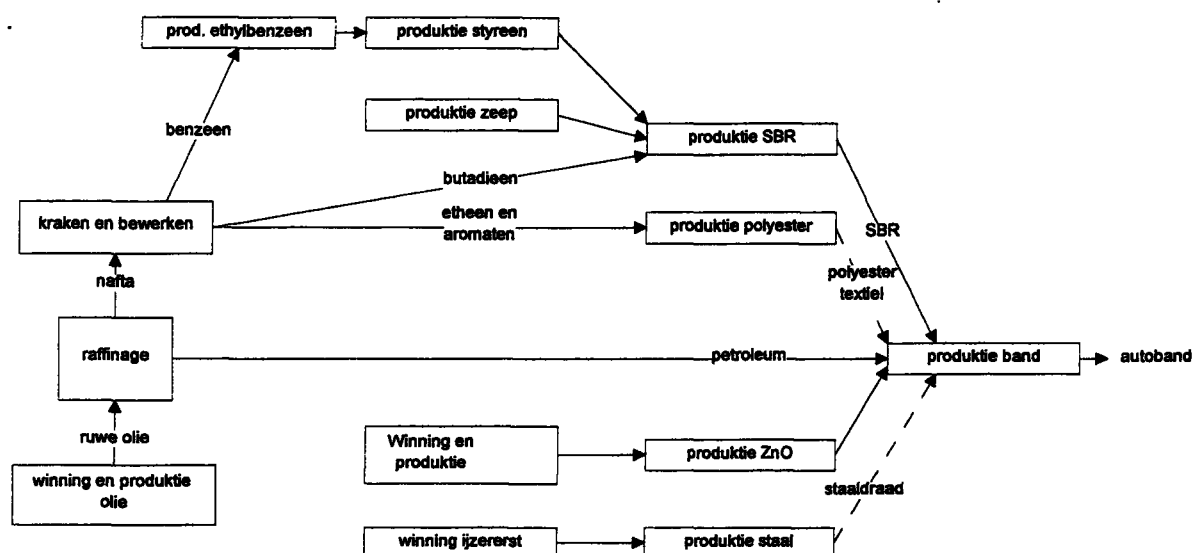
5.8 Produktie autoband

In deze studie worden uit autobanden op tweeërlei wijzen produkten vermeden.

Rubber uit autobanden kan ten eerste worden gescheiden van textiel en staal waarna het rubber kan worden ingezet voor materiaalhergebruik. Ook het staal kan worden ingezet bij de ijzerproduktie. Bij het granuleren van rubber kan per band zo'n 4,7 kg rubbergranulaat (incl. harsen, oliën, roet en andere additieven) worden verkregen en ca. 1 kg ijzer. Uitgangspunt bij het recyclen van de produkten is dat zowel het SB-rubber als de additieven noodzakelijke ingrediënten zijn bij de toepassing van de recyclaten, daarnaast wordt met het recyclen van staaldraad de produktie van ijzer vermeden.

Ten tweede wordt bij loopvlakvernieuwing niet alleen de produktie van een gedeelte van het rubber vermeden, maar ook het produceren van staal en textiel en het verwerken van deze produkten in de autoband. Hierdoor wordt de produktie van 3,5 kg rubber, 1 staaldraad en 0,3 kg textiel (polyester) per band vermeden. Omdat de produktie van staaldraad en textiel en het verwerken van deze materialen alleen van toepassing is voor het scenario waarbij het loopvlak wordt vernieuwd zijn deze routes met stippellijnen weergegeven.

Figuur B5.4 Procesboom autobanden



In tabel B5.4 zijn de belangrijkste uitgangspunten van de gebruikte processen opgenomen. De resultaten in de vorm van geaggregeerde milieu-ingrepen van de productie van respectievelijk de band, inclusief SB-rubber, polyester en staaldraad.

Tabel B5.4 Gegevens voortbrengingsketen banden

Proces	Bron	Aanpassingen/ uitgangspunten
Banden fabricage	SPIN 117	Energieverbruik bandenfabricage onbekend
Prod. SB-rubber	Kirk Othmer/SPIN139/Heiningen	emissies volgens SPIN en transport volgens Heiningen, rest data afkomstig van Kirk Othmer.
Butadieen prod.	Heiningen 1992 deelrapport petrochemische grondst.	Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>
Styreen prod.	Pré / v.d. Bergh Jurgens	Geen
Ethylbenzeen prod.	Pré / v.d. Bergh Jurgens	Geen
Benzeen, etheen, butadieen en aromaten prod.	Heiningen 1992 deelrapport petrochemische grondst.	Productie benzeen gelijkgesteld aan productie aromaten. Zie procesbeschrijving <i>kraken nafta</i>
prod. ZnO	SPIN	Aanname: productie zink is gelijk aan productie ZnO
Winning zink concentraat	Uilmans/VDI	coproductie van loodconcentraat toegerekend op basis van massa
Zeep prod.	TNO 1995	De productie van een gemiddelde complexe organische stof is als stelpost voor de glycerine opgenomen. Zie algemene beschrijving
Petroleum prod.	TNO 1990	toegerekend op stookwaarde producten, zie ook procesbeschrijving <i>raffinage</i> .
Winning en prod. ruwe olie	Boustead1993/divers 1992	Zie procesbeschrijving <i>winning en productie ruwe olie</i>
Prod. H ₂ SO ₄	ETH 1994	Inclusief transport
winning elem. S	ETH 1994	Winning elementair zwavel volgens Frasch en contact proces
Ammonia prod.	TNO	Stelpost. 1.3 m ³ aardgas (feedstock) voor productie van 1 kg ammonia
Roet prod.	TNO 1996/ SPIN/Kirk Othmer	Productie volgen (Oil-)furnace proces ca. 70 MJ olie en 23 MJ aardgas voor 1 kg roet. Proces wekt electriciteit op
Winning ijzererts	SPIN 131	Geen
Productie staal	SPIN 131	Toegevoegd windverhitter 1.93 MJ/kg ijzer
Polyester prod.	IVAM/Reinders	93 kg aromaten, 32 kg etheen en 12 MJ brandstof voor de prod. van 100 kg polyester.

Literatuur en andere gegevensbronnen

Boustead, I. et al. *Eco-profiles of the plastic industry, rapport 1 tot 5*, PWMI (European centre for plastics in the environment, Brussel, 1993 t/m 1994

IVAM1992, *IVAM data*, Amsterdam, 1996

IVAM, *IVAM LCA DATA1.01*, IVAM, Amsterdam, 1996

Ullmans, *Encyclopädie der technischen chemie*, vierde editie, Verlag chemie, Weinham, 1972

Heiningen, R.J.J., J.F.M. de Castro, E. Worrel, *Energiekentallen in relatie tot preventie en hergebruik van afvalstromen*, NOH/RIVM, Utrecht, februari 1992

SPIN, *Procesbeschrijvingen industrie*, VROM, RIZA, RIVM, Leidschendam 1992 t/m 1994

SEP, *electriciteitsplan 1991-2000*, N.V. Samenwerkende electriciteits-productiebedrijven, Arnhem, 1990

SEP, *electriciteitsplan 1997-2006*, N.V. Samenwerkende electriciteits-productiebedrijven, Arnhem, 1997

Kirk Othmer, *Encyclopedia of chemical technology*, vierde editie, A. Wiley Interscience publications, 1992

ETH, *Ökoinventare für energiesysteme, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*, ETH (Bundesamt für Energiewirtschaft), Zurich, februari 1994

Buwal, *Oekobilanz von Packstoffen, stand 1990*, Bundesamt für Umwelt, wald und landschaft (BUWAL), Bern, februari 1991

Bijlage 6 Elementaire samenstelling onderde- len

6.1 Samenstellingsgegevens kunststoffen

Tabel B6.1 Elementaire samenstellingsgegevens van een viertal materialen die zich in de vier onderzochte auto-onderdelen bevinden.

Elementaire samenstelling kunststoffen in de automobielen						
Element	PVCzacht 1/100 * wgt %	ABS 1/100 * wgt %	PP 1/100 * wgt %	PURzacht 1/100 * wgt %	BAND(incl. staal) 1/100 * wgt %	PET 1/100 * wgt %
Total	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
H	0.0518	0.0706	0.1355	0.0990	0.0639	0.0450
C	0.4768	0.8474	0.8128	0.6495	0.6445	0.5850
N	0.0001	0.0790	0.0010	0.0378	0.0032	0
O	0.0340	0	0	0.2129	0.0562	0.3600
S	0.0001	0.0004	0.0001	0	0.0135	0
P	0	1.00E-05	0	0.0006	0	0
Cl	4.27E-01	1.00E-05	1.50E-04	2.00E-05	6.87E-04	0.00E+00
F	0	0	1.00E-09	0	2.18E-05	0
Br	0	0	0	0	0	0
Na	0	0	0	0	0	0
Ba	0	0	0	0	0	0
Be	0	0	0	0	0	0
Ca	0	1.30E-05	1.50E-05	0	0	0
K	0	0	0	0	0	0
Mg	0	1.00E-05	0	0	0	0
Fe	0	2.00E-06	0	0	0.1852	0
As	0	0	0	0	0	0
Cd	0	0	0	0	5.33E-06	0
Co	0	0	0	0	0	0
Cr	0	0	0	0	7.61E-05	0
Cu	0	0	0	0	0	0
Hg	0	0	0	0	0	0
Mn	0	0	0	0	0	0
Mo	0	0	0	0	0	0
Ni	0	2.00E-06	0	0	7.61E-05	0
Pb	0	0	0	2.00E-05	3.04E-04	0
Sb	0	0	0	0	0	0
Se	0	0	0	0	0	0
Sn	0	0	0	5.00E-05	0	0
Te	0	0	0	0	1.52E-07	0
V	0	0	0	0	0	0
Zn	0	4.60E-04	0	7.00E-05	1.16E-02	0
Rest heavy metals	0	0	1.00E-06	1.00E-06	0	0.0002
Inert	0.0100	0.0020	0.0500	0.0001	0.0209	0.0098
H2O	0	0	0	0	0	0
Stookwaarde in MJ/kg	18.5	38	40	30	26	30

Bijlage 7 Gebruikte classificatiefactoren

Gebruikte classificatiefactoren

		ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Raw materials														
barrage water	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
clay	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
crude oil	kg	0	4,20E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fe ore	kg	1,60E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
iron (ore)	kg	1,60E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
natural gas	m3	0	3,16E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
opbrengst elektriciteit	MJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Opbrengst scrap	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pb ore	kg	9,32E+00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw bauxite	kg	1,34E-01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw coal	kg	0	2,85E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw dolomite	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw feldspar	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw lignite	kg	0	1,50E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw limestone	kg	5,98E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw phosphate	kg	4,44E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw rock salt	kg	5,41E-05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
raw unspecified	kg	4,44E-02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sand	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sn ore	kg	7,50E+00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
unspecified energy	MJ	0	1,00E-03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
uranium ore	kg	0	1,68E+02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
water	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zn ore	kg	3,40E+00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
emissions to air														
111 trichloroethane	kg	0	0	1,00E+02	1,20E-01	7,13E-03	0	0	1,00E-03	0	0	0	0	0
12 dichloroethane	kg	0	0	0	0	2,40E+00	0	0	2,10E-02	0	0	0	0	0
acrylonitril	kg	0	0	0	0	2,30E+01	0	0	4,16E-01	0	0	0	0	0
aerosols	kg	0	0	0	0	1,60E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
Al	kg	0	0	0	0	7,70E-01	0	0	0	0	0	0	0	0
aldehydes	kg	0	0	0	0	7,70E-01	0	0	4,43E-01	0	0	0	0	0
alkanes	kg	0	0	0	0	2,20E-02	0	0	3,98E-01	0	0	0	0	0
aromatics monoc	kg	0	0	0	0	5,00E-02	0	0	7,61E-01	0	0	0	0	0
As	kg	0	0	0	0	4,70E+03	0	0	0	0	0	0	0	0
Be	kg	0	0	0	0	4,00E+03	0	0	0	0	0	0	0	0
benzene	kg	0	0	0	0	3,60E+00	0	0	1,89E-01	0	0	0	0	0
benzo-a-pyrene	kg	0	0	0	0	1,70E+01	0	0	0	0	0	0	0	0
butadiene	kg	0	0	0	0	7,00E-02	0	0	9,08E-01	0	0	0	0	0
Cd	kg	0	0	0	0	5,80E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
CFC-hard	kg	0	0	7,10E+03	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
chlorobenzene	kg	0	0	0	0	1,90E-01	0	0	2,10E-02	0	0	0	0	0
Cl	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	kg	0	0	0	0	2,57E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
CN	kg	0	0	0	0	1,30E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
CO	kg	0	0	0	0	1,20E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
CO2	kg	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cr	kg	0	0	0	0	6,70E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
Cu	kg	0	0	0	0	2,40E-01	0	0	0	0	0	0	0	0
dust														
dust coarse	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dust fine	kg	0	0	0	0	8,00E-01	0	0	0	0	0	0	0	0
ethyleneglycol	kg	0	0	0	0	3,00E-02	0	0	1,96E-01	0	0	0	0	0
ethylenecoxide	kg	0	0	0	0	8,56E-02	0	0	3,77E-01	0	0	0	0	0
F	kg	0	0	0	0	4,80E-01	0	0	0	0	0	0	0	0
Fe	kg	0	0	0	0	4,20E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
fluoranthene	kg	0	0	0	0	1,70E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
formaldehyde	kg	0	0	0	0	3,00E+00	0	0	4,21E-01	0	0	0	0	0
H2	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H2S	kg	0	0	0	0	7,80E-01	0	0	0	1	0	0	0	0
H2SO4	kg	0	0	0	0	1,20E+00	0	0	0	1	0	0	0	0
HCl	kg	0	0	0	0	1,10E+00	0	0	0	8,80E-01	0	0	0	0
heavy metals	kg	0	0	0	0	7,70E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
HF	kg	0	0	0	0	4,80E-01	0	0	0	1,80E+00	0	0	0	0
Hg	kg	0	0	0	0	1,20E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
hydrocarb.che	kg	0	0	8,15E+00	5,40E-03	8,46E-01	0	0	4,48E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.che arom	kg	0	0	0	0	2,00E+00	0	0	7,54E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.fer	kg	0	0	1,10E+00	0	1,82E-01	0	0	4,01E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc	kg	0	0	4,91E+00	0	2,10E-01	0	0	2,71E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc coal	kg	0	0	3,85E+00	0	3,02E-02	0	0	2,68E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc dies	kg	0	0	4,07E-01	0	8,44E-01	0	0	5,92E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc gas	kg	0	0	1,02E+01	0	5,23E-02	0	0	5,40E-02	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc msw	kg	0	0	0	0	8,00E-02	0	0	4,24E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.inc oil	kg	0	0	2,20E+00	0	3,36E-01	0	0	3,83E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.met melt	kg	0	0	0	0	7,19E-02	0	0	2,31E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.ref	kg	0	0	2,20E-01	0	4,45E-01	0	0	5,03E-01	0	0	0	0	0
hydrocarb.ref crack	kg	0	0	0	0	6,96E-01	0	0	5,58E-01	0	0	0	0	0
hydrocarbnm.inc gas	kg	0	0	0	0	7,17E-01	0	0	6,50E-01	0	0	0	0	0
metals diesel	kg	0	0	0	0	1,37E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
metals oil	kg	0	0	0	0	5,12E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
methane	kg	0	0	1,10E+01	0	0	0	0	7,00E-03	0	0	0	0	0
methanol	kg	0	0	0	0	2,98E-02	0	0	1,23E-01	0	0	0	0	0
methylacetate	kg	0	0	0	0	1,26E-02	0	0	2,50E-02	0	0	0	0	0
methylalketon	kg	0	0	0	0	1,37E-02	0	0	4,73E-01	0	0	0	0	0
methylformiate	kg	0	0	0	0	3,08E-02	0	0	2,23E-01	0	0	0	0	0
Mn	kg	0	0	0	0	7,70E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
N2O	kg	0	0	2,70E+02	0	7,80E-01	0	0	0	7,00E-01	1,30E-01	0	0	0
NH3	kg	0	0	0	0	2,00E-02	0	0	0	1,88E+00	3,30E-01	0	0	0
Ni	kg	0	0	0	0	4,70E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
NO	kg	0	0	0	0	7,80E-01	0	0	0	1,07E+00	1,30E-01	0	0	0

		ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
NO2	kg	0	0	0	0	7,80E-01	0	0	0	7,00E-01	1,30E-01	0	0	0
NOx	kg	0	0	5,40E+00	0	7,80E-01	0	0	0	7,00E-01	1,30E-01	0	0	0
NOx excl N2O	kg	0	0	0	0	7,80E-01	0	0	0	7,00E-01	1,30E-01	0	0	0
P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,06E+00	0	0	0
PAH	kg	0	0	0	0	1,70E+00	0	0	0	0	0	0	0	0
Pb	kg	0	0	0	0	1,60E+02	0	0	0	0	0	0	0	0
phthalicanhydride	kg	0	0	0	0	1,28E+00	0	0	7,61E-01	0	0	0	0	0
propane	kg	0	0	0	0	3,87E-03	0	0	4,20E-01	0	0	0	0	0
propene	kg	0	0	0	0	3,87E-03	0	0	1,03E+00	0	0	0	0	0
propyleneoxide	kg	0	0	0	0	3,21E-02	0	0	4,16E-01	0	0	0	0	0
Sb	kg	0	0	0	0	1,54E+01	0	0	0	0	0	0	0	0
Se	kg	0	0	0	0	3,85E+01	0	0	0	0	0	0	0	0
Sn	kg	0	0	0	0	1,70E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
SO2	kg	0	0	0	0	1,20E+00	0	0	0	1	0	0	0	0
styrene	kg	0	0	0	0	1,50E-01	0	0	7,61E-01	0	0	0	0	0
TEQ	kg	0	0	0	0	3,30E+06	0	0	0	0	0	0	0	0
tetrachloromethane	kg	0	0	1,30E+03	1,08E+00	1,90E+00	0	0	2,10E-02	0	0	0	0	0
toluene	kg	0	0	0	0	3,90E-02	0	0	5,60E-01	0	0	0	0	0
toluenediisocyanate	kg	0	0	0	0	5,50E+01	0	0	5,60E-01	0	0	0	0	0
xylene	kg	0	0	0	0	2,20E+00	0	0	8,80E-01	0	0	0	0	0
Zn	kg	0	0	0	0	3,30E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
Emissions to water														
acid	kg	0	0	0	0	9,00E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
Al	kg	0	0	0	0	6,30E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
As	kg	0	0	0	0	1,40E+00	2,00E-01	0	0	0	0	0	0	0
asbest	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
benzene	kg	0	0	0	0	6,60E-01	2,90E-02	0	0	0	0	0	0	0
BOD	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cd	kg	0	0	0	0	2,90E+00	2,00E+02	0	0	0	0	0	0	0
Cl	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl2	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CN	kg	0	0	0	0	1,10E-01	3,24E-01	0	0	0	0	0	0	0
COD	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,20E-02	0	0	0
Cr	kg	0	0	0	0	5,70E-01	1	0	0	0	0	0	0	0
crude oil	kg	0	0	0	0	5,00E-02	5,00E-02	0	0	0	0	0	0	0
Cu	kg	0	0	0	0	2,00E-02	2,00E+00	0	0	0	0	0	0	0
dissolved solids	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ethyleneoxide	kg	0	0	0	0	7,00E-03	1,80E-02	0	0	0	0	0	0	0
F	kg	0	0	0	0	4,10E-02	0	0	0	0	0	0	0	0
Fe	kg	0	0	0	0	3,60E-03	0	0	0	0	0	0	0	0
H2	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hg	kg	0	0	0	0	4,70E+00	5,00E+02	0	0	0	0	0	0	0
hydrocarb.che arom	kg	0	0	0	0	2,82E-01	6,63E-03	0	0	0	0	0	0	0
Kield N	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,20E-01	0	0	0
metals	kg	0	0	0	0	6,30E-01	1,62E+00	0	0	0	0	0	0	0
Mg	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N-total	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,20E-01	0	0	0
Na	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NH4	kg	0	0	0	0	1,70E-03	0	0	0	0	3,30E-01	0	0	0
Ni	kg	0	0	0	0	5,70E-02	3,30E-01	0	0	0	0	0	0	0
NO3	kg	0	0	0	0	7,80E-04	0	0	0	0	1,00E-01	0	0	0
P	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,06E+00	0	0	0
PAH	kg	0	0	0	0	1,40E-01	5,00E+00	0	0	0	0	0	0	0
Pb	kg	0	0	0	0	7,90E-01	2,00E+00	0	0	0	0	0	0	0
phenol	kg	0	0	0	0	4,80E-02	5,90E+00	0	0	0	0	0	0	0
S	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sn	kg	0	0	0	0	1,40E-03	8,10E-01	0	0	0	0	0	0	0
SO4	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Raw materials														
solids undefined	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
suspended solids	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
tar	kg	0	0	0	0	3,15E+00	8,10E+00	0	0	0	0	0	0	0
toluene	kg	0	0	0	0	6,60E-03	4,32E-03	0	0	0	0	0	0	0
total solids	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
unspecified emission	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zn	kg	0	0	0	0	2,90E-03	3,80E-01	0	0	0	0	0	0	0
Waste														
bottom ash (ns)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
bottom ash (ns-H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
bottom ash inc.	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
combustion w.(TW)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
elec.asbest.waste (H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
filt.cak.inc.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
filt.cak.inc.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
fly ash coal	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
fly ash inc.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hg.waste i.c.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
mining waste (ns)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
nucl. waste (ns-HH)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
oil s.waste ref.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
process waste	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
process waste (ns)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
tox.undefined (TW)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
undefined	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
undefined (H)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cd#	kg	0	0	0	0	7,00E+00	0	1,30E+01	0	0	0	0	0	0
Zn#	kg	0	0	0	0	7,00E-03	0	2,60E+00	0	0	0	0	0	0

**Bijlage 8 Milieu-ingreptabellen en milieu-
profielen van de verwerkingsproces-
sen en voortbrengingsketens**

8. Milieu-ingreptabellen en milieuprofielen van voortbrengingsketens en verwerkingsprocessen

8.1 Inhoudsopgave

8.1 Inhoudsopgave	2
8.2 Inleiding	2
8.3 Milieu-ingreptabel van de verwerkingsprocessen van de auto-onderdelen in de AVI.....	3
8.4 Milieu-ingreptabel verwerking van auto-onderdelen in Cementoven	4
8.5 Milieu-ingreptabel van het vergassen van de onderdelen in een VEBA Vergassingsinstallatie	6
8.6 Milieu-ingreptabellen en het relatieve aandeel stoffen op de milieuthema's van de voortbrengingsketens van de vier auto-onderdelen.....	7
8.7 Gewogen milieuscores van de voortbrengingsketens van onderdelen en elektriciteit.....	15

8.2 Inleiding

In deze bijlage zijn de milieu-ingrepen weergegeven van de verschillende verwerkingsprocessen en de voortbrengingsketens. De milieu-ingrepen die voortkomen uit de voortbrengingsketens van de vermeden grondstoffen zijn niet in de tabellen opgenomen in de cementoven en de vergassingsvariant. Deze milieu-ingrepen zijn uiteraard wel betrokken bij de uiteindelijke scenarioberekeningen.

In de tabellen B8.4 tot en met B8.7 de milieu-ingrepen weergegeven door de productie van 1 kg materiaal of 1 MJ elektriciteit. Naast deze milieu-ingrepen zijn ook percentages weergegeven. Deze percentages geven aan in hoeverre stoffen bijdragen aan een bepaald milieuthema of milieu-aspect.

Bijvoorbeeld:

Heeft een stof op een milieuthema een score van 95 dan wordt 95 % van de score op dat thema bepaald door deze stof.

Tenslotte vijf geven grafieken de gewogen milieueffecten die voortkomen uit de voortbrengingsketen. De functionele eenheid is 1 kg materiaal of 1 MJ elektriciteit

8.3 Milieu-ingreptentabel van de verwerkingsprocessen van de auto-onderdelen in de AVI

Tabel B8.1 Milieu-ingreptentabel van het verbranden van de auto-onderdelen in een AVI

Substance	Unit	*ABS	*BAND	*BAND ex staal	*PET	*PP	*PURsoft	*PVCsoft
Raw material								
barrage water	kg	-1.38140E+2	-9.15305E+1	-1.09033E+2	-1.06880E+2	-1.45967E+2	-1.07095E+2	-5.91036E+1
crude oil	kg	-4.30811E-2	-2.67879E-2	-3.18436E-2	-3.34418E-2	-4.56317E-2	-3.34546E-2	5.49347E-2
Fa ore	kg	8.04645E-9	2.66578E-7	3.27157E-7	2.90604E-11	5.62367E-9	5.39693E-10	1.05982E-5
natural gas	m3	1.95540E-1	-2.16123E-2	-2.53753E-2	-3.71628E-2	-4.76291E-2	7.93017E-2	-1.23328E-2
opbrengst elektriciteit	MJ	8.76614E+0	5.81309E+0	6.92483E+0	6.78201E+0	9.26235E+0	6.79582E+0	3.96620E+0
Opbrengst scrap	kg	2.80317E-6	1.39846E-1	1.20941E-4	2.15629E-8	1.07814E-8	0	0
raw bauxite	kg	2.90792E-5	1.91693E-6	2.35255E-6	6.62825E-9	3.96246E-7	1.39071E-5	2.66318E-5
raw coal	kg	-1.10267E-1	-7.32453E-2	-8.72480E-2	-8.56227E-2	-1.16927E-1	-8.56133E-2	-4.64646E-2
raw lignite	kg	-1.14158E-1	-7.56401E-2	-9.01038E-2	-8.83248E-2	-1.20626E-1	-8.85022E-2	-4.88427E-2
raw limestone	kg	8.31398E-4	2.77941E-2	3.41102E-2	2.90604E-11	6.07942E-4	5.55470E-5	1.19667E+0
raw rock salt	kg	8.61894E-5	2.44522E-3	3.00090E-3	2.49529E-9	2.60593E-5	6.29714E-6	2.31387E-2
unspecified energy	MJ	1.53409E-1	7.24166E-3	8.88731E-3	3.47028E-5	2.03116E-3	7.34034E-2	3.73364E-2
uranium ore	kg	-4.18289E-5	-2.77155E-5	-3.30151E-5	-3.23633E-5	-4.41987E-5	-3.24283E-5	-1.78966E-5
water	kg	2.54281E-3	2.77498E-2	3.40559E-2	4.71103E-6	6.36045E-4	8.78554E-4	1.18034E+0
Airborne emission								
aerosols	kg	-1.42716E-4	-7.40946E-5	-8.27522E-5	-1.54963E-4	-1.39020E-4	-1.04138E-4	3.63478E-5
aldehydes	kg	-4.51406E-6	-2.99096E-6	-3.56288E-6	-3.49254E-6	-4.76978E-6	-3.49956E-6	-1.93138E-6
As	kg	1.25143E-12	4.13784E-11	5.07816E-11	6.04308E-15	8.79360E-13	8.63272E-14	1.65498E-9
Be	kg	0	0	0	0	0	0	0
benzene	kg	2.55886E-11	1.93747E-11	2.37776E-11	1.41005E-11	2.85487E-11	2.06748E-11	1.49024E-11
benzo-a-pyrene	kg	4.38662E-13	3.32138E-13	4.07616E-13	2.41723E-13	4.89406E-13	3.54426E-13	2.55470E-13
Cd	kg	1.24850E-12	4.85388E-7	5.95692E-7	4.43159E-15	8.76098E-13	8.39644E-14	1.65498E-9
CFC-hard	kg	8.59753E-10	2.79163E-8	3.42602E-8	0	2.95890E-10	1.23543E-11	2.64091E-7
Cl	kg	2.68118E-11	2.03008E-11	2.49142E-11	1.47745E-11	2.99133E-11	2.16631E-11	1.56148E-11
Cl2	kg	1.93444E-10	6.28118E-9	7.70854E-9	0	6.65753E-11	2.77972E-12	5.94205E-8
CO	kg	3.98287E-4	3.54124E-4	4.49160E-4	7.87676E-5	4.70812E-4	3.38820E-4	3.98813E-4
CO2	kg	2.31821E+0	1.83788E+0	2.27391E+0	1.51976E+0	2.13471E+0	1.76548E+0	1.91838E+0
Cr	kg	3.14028E-12	7.03263E-8	8.63078E-8	1.20862E-14	2.19820E-12	2.11635E-13	4.14272E-9
Cu	kg	1.25216E-12	4.13790E-11	5.07822E-11	6.44595E-15	8.80176E-13	8.69179E-14	1.65498E-9
dust coarse	kg	7.05248E-6	2.33732E-4	2.86847E-4	3.42207E-8	5.17790E-6	5.16814E-7	9.98602E-3
dust fine	kg	1.53546E-5	2.69446E-5	3.30676E-5	5.42724E-9	7.70005E-7	7.02465E-6	1.12026E-3
F	kg	2.18746E-12	1.65626E-12	2.03264E-12	1.20539E-12	2.44051E-12	1.76740E-12	1.27385E-12
H2S	kg	4.00382E-10	1.90404E-9	2.33673E-9	1.93558E-10	4.28087E-10	2.88851E-10	6.53371E-8
HCl	kg	4.41396E-7	5.38394E-6	6.60742E-6	8.18818E-11	1.17650E-6	3.30046E-7	3.33707E-3
heavy metals	kg	0	0	0	1.01529E-6	5.07650E-9	0	0
HF	kg	-1.74185E-8	1.18104E-6	1.44985E-6	-1.34787E-8	-1.83482E-8	-1.35033E-8	-7.47379E-9
Hg	kg	3.40447E-10	4.09845E-9	5.02981E-9	5.80051E-14	4.66084E-11	1.04540E-10	3.99538E-8
hydrocarb.fer	kg	3.94066E-13	2.98371E-13	3.68175E-13	2.17148E-13	4.39860E-13	3.18392E-13	2.29497E-13
hydrocarb.inc	kg	3.68986E-3	-2.44467E-3	-2.91213E-3	-2.85471E-3	-3.89870E-3	-2.88044E-3	-1.57713E-3
hydrocarb.inc coal	kg	2.41752E-9	6.00740E-9	7.37257E-9	1.28126E-9	2.63888E-9	1.85645E-9	1.53638E-9
hydrocarb.inc dies	kg	9.05702E-8	2.11915E-7	2.60073E-7	1.90043E-11	5.22628E-9	4.06888E-8	7.60678E-6
hydrocarb.inc gas	kg	1.65890E-6	3.30185E-6	4.05219E-6	7.01066E-10	8.83956E-8	7.53587E-7	1.27629E-4
hydrocarb.inc maw	kg	1.96884E-4	1.51344E-4	1.85737E-4	1.10145E-4	2.23006E-4	1.81500E-4	1.16409E-4
hydrocarb.inc oil	kg	1.60243E-8	5.34983E-7	6.56557E-7	8.46031E-15	1.14289E-8	1.03153E-9	2.20370E-5
hydrocarb.ref	kg	1.55007E-8	5.13535E-7	6.30235E-7	5.59827E-11	1.08334E-8	1.03774E-9	2.04163E-5
hydrocarb.inc gas	kg	3.92867E-6	1.63061E-7	2.00116E-7	8.85676E-10	5.15457E-8	1.88008E-6	4.99726E-8
metals diesel	kg	3.22350E-11	1.07763E-9	1.32252E-9	0	2.35712E-11	2.15367E-12	4.60098E-8
metals oil	kg	7.31104E-16	5.53564E-16	6.79360E-16	4.02872E-16	8.15877E-16	5.90709E-16	4.25784E-16
methane	kg	7.21867E-4	3.48025E-5	4.27113E-5	1.97829E-7	9.63731E-6	3.45412E-4	1.92687E-4
Mn	kg	1.02355E-14	7.74989E-15	9.51104E-15	5.64021E-15	1.14195E-14	8.26993E-15	5.96097E-15
NH3	kg	4.14199E-4	1.61705E-5	1.98656E-5	-5.67204E-7	4.53821E-6	1.97970E-4	2.68432E-7
Ni	kg	1.15811E-9	4.40348E-8	5.40417E-8	1.81292E-14	3.08348E-12	2.98209E-13	5.80298E-9
NO	kg	1.87532E-2	7.54110E-4	9.25480E-4	2.66087E-6	2.42888E-4	8.97379E-3	2.65421E-5
NOx	kg	-2.03401E-3	-1.40581E-3	-1.87369E-3	-1.67207E-3	-2.28150E-3	-1.61487E-3	-1.24862E-4
PAH	kg	1.59910E-9	1.21080E-9	1.48590E-9	8.81200E-10	1.78400E-9	1.29200E-9	9.31300E-10
Pb	kg	1.68334E-12	1.15872E-6	1.42204E-6	9.66893E-15	1.18441E-12	7.61469E-8	2.22355E-9
Sb	kg	1.24986E-12	4.13773E-11	5.07802E-11	5.23734E-15	8.77729E-13	8.51458E-14	1.65498E-9
Se	kg	1.46221E-15	1.10713E-15	1.35872E-15	8.05744E-16	1.63135E-15	1.18142E-15	8.51588E-16
Sn	kg	0	0	0	0	0	1.90367E-7	0
SO2	kg	-4.30897E-3	-1.91355E-3	-2.24428E-3	-3.37426E-3	-4.60003E-3	-3.37043E-3	2.81535E-4
TEQ	kg	2.00000E-12	1.50000E-12	1.90000E-12	1.10000E-12	2.20000E-12	1.60000E-12	1.20000E-12
tetrachloromethane	kg	9.45728E-11	3.07079E-9	3.76862E-9	0	3.25479E-11	1.35897E-12	2.90500E-8
toluene	kg	1.90087E-11	1.43927E-11	1.76634E-11	1.04747E-11	2.12076E-11	1.53584E-11	1.10704E-11
xylene	kg	2.04709E-11	1.54998E-11	1.90221E-11	1.12804E-11	2.28390E-11	1.65398E-11	1.19219E-11
Zn	kg	1.96367E-6	4.83454E-5	6.05590E-5	1.32948E-14	8.94043E-13	2.98819E-7	1.65498E-9
Waterborne emission								
acid	kg	2.90748E-6	1.74357E-7	2.13979E-7	7.03664E-10	3.93410E-8	1.39074E-6	2.16245E-6
Al	kg	1.16067E-9	3.76870E-8	4.62512E-8	0	3.99452E-10	1.66783E-11	3.56523E-7
As	kg	2.33905E-11	9.43125E-13	1.1745E-12	5.27071E-15	3.06804E-13	1.11940E-11	3.51637E-14
asbest	kg	3.31005E-10	1.07478E-8	1.31902E-8	0	1.13918E-10	4.75641E-12	1.01675E-7
benzene	kg	9.42250E-10	3.04653E-10	3.73884E-10	2.39916E-13	1.78669E-11	4.47614E-10	1.05823E-8
BOD	kg	-2.61442E-7	-1.73223E-7	-2.06346E-7	-2.02271E-7	-2.76242E-7	-2.02682E-7	-1.11899E-7
Cd	kg	0	2.98860E-9	3.66770E-9	0	0	0	0
Cl	kg	1.48233E-5	7.81780E-5	9.58509E-5	-2.26245E-7	7.76217E-6	7.13459E-6	2.15953E-2

CN	kg	4.83350E-12	1.60122E-10	1.96510E-10	1.77264E-14	3.38037E-12	3.24232E-13	6.37155E-9
Substance	Unit	*ABS	*BAND	*BANDmat	*PET	*PP	*PURsoft	*PVCoft
COD	kg	1.01132E-6	1.28356E-6	1.18238E-6	1.19270E-6	9.65895E-7	1.19146E-6	1.54039E-6
Cr	kg	3.91986E-13	6.46400E-10	7.93254E-10	1.20862E-15	2.74163E-13	2.60113E-14	5.17840E-10
crude oil	kg	4.36243E-6	3.05311E-7	3.74692E-7	9.98197E-10	5.98119E-8	2.08811E-6	5.00124E-6
-Cu	kg	7.31104E-16	5.53564E-16	6.79380E-16	4.02872E-16	8.15677E-16	5.90709E-16	4.25784E-16
dissolved solids	kg	-5.50748E-4	-3.64920E-4	-4.34698E-4	-4.26117E-4	-5.81950E-4	-4.26872E-4	-2.35638E-4
ethyleneoxide	kg	6.89086E-11	2.28294E-9	2.80174E-9	2.48975E-13	4.81656E-11	4.61414E-12	9.07764E-8
F	kg	-2.33536E-6	-1.49210E-6	-1.77543E-6	-1.80695E-6	-2.46770E-6	-1.81057E-6	-8.87586E-7
Fe	kg	-4.38207E-9	1.17307E-8	1.45213E-8	-3.83153E-9	-4.93007E-9	-3.73292E-9	1.50150E-7
Hg	kg	9.66362E-12	3.13779E-10	3.85084E-10	0	3.32580E-12	1.38862E-13	2.96839E-9
Kjeld N	kg	1.85707E-11	6.02991E-10	7.40020E-10	0	6.39122E-12	2.66853E-13	5.70437E-9
metals	kg	3.63481E-7	2.39574E-8	2.94017E-8	8.28507E-11	4.95287E-9	1.73835E-7	3.57743E-7
Mg	kg	1.16067E-9	3.76870E-8	4.62512E-8	0	3.99452E-10	1.66783E-11	3.56623E-7
N-total	kg	7.31104E-12	5.53564E-12	6.79360E-12	4.02872E-12	8.15677E-12	5.90709E-12	4.25784E-12
Na	kg	9.55185E-7	3.10150E-5	3.80631E-5	0	3.28734E-7	1.37256E-8	2.93405E-4
NH4	kg	2.34750E-5	2.67972E-7	3.54665E-7	-8.36051E-7	-8.30990E-7	1.09105E-5	-4.21288E-7
Ni	kg	1.71286E-10	6.21873E-9	7.63189E-9	4.27770E-12	9.11628E-12	6.29761E-12	5.48659E-10
NO3	kg	1.38910E-13	1.05177E-13	1.29078E-13	7.65457E-14	1.54979E-13	1.12235E-13	8.08989E-14
PAH	kg	2.23000E-11	2.23000E-11	2.23000E-11	2.23000E-11	2.23000E-11	2.23000E-11	2.23000E-11
Pb	kg	3.91986E-13	3.16580E-9	3.88525E-9	1.20862E-15	2.74163E-13	2.07226E-10	5.17840E-10
phenol	kg	3.63306E-8	1.82943E-9	2.24516E-9	8.22358E-12	4.83336E-10	1.73821E-8	1.32604E-8
S	kg	1.50457E-9	4.88535E-8	5.99553E-8	0	5.17808E-10	2.16200E-11	4.62160E-7
Sn	kg	0	0	0	0	0	1.27880E-9	0
SO4	kg	-1.92339E-6	9.30586E-5	1.14323E-4	-3.80289E-6	-4.48108E-6	-3.81033E-6	-1.37002E-6
solids undefined	kg	5.19121E-6	1.95088E-7	2.45663E-7	-2.01027E-7	-2.01758E-7	2.40494E-6	5.60981E-6
tar	kg	-8.26122E-6	-5.47380E-6	-5.2049E-6	-8.39175E-6	-8.72925E-6	-8.40459E-6	-3.53460E-6
toluene	kg	2.02938E-11	6.72358E-10	8.25149E-10	7.29199E-14	1.41848E-11	1.35835E-12	2.67354E-8
Zn	kg	3.28698E-9	8.24307E-8	1.01163E-7	4.28374E-12	1.02993E-11	5.05011E-10	2.77749E-9
Solid emission								
bottom ash (ns)	kg	4.08617E-6	4.03196E-5	4.94821E-5	6.50094E-10	9.17131E-7	1.46034E-6	1.71638E-3
bottom ash (ns-H)	kg	-5.75182E-4	-3.81420E-4	-4.54366E-4	-4.44995E-4	-6.07740E-4	-4.45901E-4	-2.60238E-4
bottom ash inc.	kg	7.21093E-3	9.79805E-2	5.91514E-2	9.60320E-3	4.90450E-2	2.77009E-3	6.49576E-2
combustion w. (TW)	kg	2.28164E-5	1.10203E-5	1.35246E-5	5.29841E-9	5.16414E-7	1.07948E-5	4.30786E-4
elec.asbest.waste (H)	kg	3.05212E-8	9.91028E-7	1.21624E-6	0	1.05041E-8	4.38578E-10	9.37524E-6
filt.cak.inc.(H)	kg	0	0	1.21483E-2	0	0	0	0
filt.cak.inc.(H)	kg	3.01447E-4	9.89678E-3	0	0	1.49187E-4	1.04855E-5	2.24042E-1
fly ash inc.(H)	kg	4.70136E-3	1.82029E-2	1.00577E-2	1.15009E-3	5.54895E-3	2.13535E-3	7.03875E-2
Hg.waste i.c.(H)	kg	1.89642E-7	7.87800E-9	9.68826E-9	4.27526E-11	2.48825E-9	9.07539E-8	2.47707E-9
mining waste (ns)	kg	-8.67588E-2	-4.98116E-2	-5.90508E-2	-8.74221E-2	-9.19028E-2	-6.74715E-2	3.00557E-1
nucl. waste (ns-HH)	kg	-7.14578E-6	-4.73472E-6	-6.64008E-6	-5.52873E-6	-7.55062E-6	-5.53984E-6	-3.05734E-6
oil s.waste ref.(H)	kg	1.45739E-6	2.09972E-7	2.57888E-7	3.43851E-10	2.22197E-8	6.95581E-7	5.96883E-6
process waste	kg	4.18118E-8	1.38521E-6	1.70000E-6	1.51006E-10	2.92222E-8	2.79919E-9	5.50712E-5
sol.g.Linc.(H)	kg	8.76516E-4	2.87826E-2	3.53234E-2	0	4.33730E-4	3.04887E-5	6.51444E-1
tox.undefined (TW)	kg	1.32552E-9	4.39142E-8	5.38936E-8	4.78773E-12	9.26405E-10	8.87412E-11	1.74587E-6
undefined	kg	1.08966E-6	4.52267E-8	5.55044E-8	2.45652E-10	1.42968E-8	5.21461E-7	1.38603E-8

8.4 Milieu-ingreptabel verwerking van auto-onderdelen in Cementoven

Tabel B8.2 Milieu-ingrepen tabel cementoven

wet cement process		1 tonne PVCzacht	1 tonne ABS	1 tonne PP	1 tonne zachtPUR	1 tonne BAND
calculated						
input electricity						
kWh grid	kWh	0,92	0,26	4,5	0,07	21
emissions air						
CO2	g	1748	3107	2980	2382	2363
CO	g	870	1786	1880	1410	1222
CxHy	g	440	904	952	714	819
aerosols	g	102	209	220	165	143
TEQ	g	6,8E-07	1,4E-06	1,5E-06	1,1E-06	9,6E-07
NOx	g	6087	12502	13160	9870	8554
SO2	g	9,68	40,66	9,68	0,00	1308,96
HCl	g	5666	0,13	1,99	0,27	9,11
HF	g	0	0	0	0	0
HBr	g	0	0	0	0	0
Be	g	0	0	0	0	0
As	g	0	0	0	0	0
Cd	g	0	0	0	0	0,0266
Co	g	0	0	0	0	0
Cr	g	0	0	0	0	0,0076
Cu	g	0	0	0	0	0
Hg	g	0	0	0	0	0
Ni	g	0	0,0010	0	0	0,0380
Pb	g	0	0	0	0,034	0,5174
Sb	g	0	0	0	0	0
Se	g	0	0	0	0	0
V	g	0	0	0	0	0
Zn	g	0	0,1840	0	0,0280	4,62
Rest heavy metals	g	0	0	0,0011	0,0011	0
avoided input						
coal	kg	18,4	5,3	91,1	1,4	421,1
crude	kg	468,5	974,8	993,1	770,7	508,0

8.5 Milieu-ingrepen tabel van het vergassen van de onderdelen in een VEBA Vergassingsinstallatie

Tabel B8.3 Milieu-ingrepen tabel VEBA-proces.

net-effects avoided inputs					effect inputs gasification (VEBA)					
VEBA oil	1 tonne Syncr	1 tonne Egas	1 tonne Hres		VEBA oil	1 tonne PVCzacht	1 tonne ABS	1 tonne PP	1 tonne zachtpur	1 tonne BAND
unspecified energy	MJ	43917	47778	12121						
air emissions					air emissions					
CO2	g	8,09E+04	2,73E+05	-3,42E+05	CO2	g	551200	551200	551200	551200
dust	g	6,39E+01	8,89E+00	1,82E+01	dust	g	11,6	11,6	11,6	11,6
N2O	g	1,28E+01	5,33E+01	4,14E+02	N2O	g	373,6	373,6	373,6	373,6
SO2	g	7,24E+02	2,07E+03	-5,39E+02	SO2	g	562,9	562,9	562,9	562,9
NH3	g	0	0	0	NH3	g	0	0	0	0
NOx	g	4,68E+02	4,84E+02	1,08E+03	NOx	g	665,7	665,7	665,7	665,7
CO	g	2,34E+02	1,59E+02	-2,95E+02	CO	g	88	88	88	88
CxHy	g	6,39E+01	8,33E+01	-5,81E+01	CxHy	g	26,2	26,2	26,2	26,2
CH4	g	4,73E+03	1,98E+03	2,18E+03	CH4	g	1167,9	1167,9	1167,9	1167,9
HF	g	0	0	4,55E+00	HF	g	0	0	0	0
Hg	g	0	0	0	Hg	g	0	0	0	0
HCl	g	0	0	-4,24E+01	HCl	g	0	0	0	0
Cd	g	0	0	-4,55E+01	Cd	g	0	0	0	0
Cr	g	0	0	-1,52E+02	Cr	g	0	0	0	0
Cu	g	0	0	-3,79E+02	Cu	g	0	0	0	0
Ni	g	0	0	-4,55E+01	Ni	g	0	0	0	0
Pb	g	0	0	-7,58E+02	Pb	g	0	0	0	0
Sb	g	0	0	-3,03E+01	Sb	g	0	0	0	0
Zn	g	0	0	-5,30E+02	Zn	g	0	0	0	0
emissions water					emissions water					
oil	g	1,62E+02	1,68E+02	0	oil	g	6,2	6,2	6,2	6,2
particles	g	0	0	0	particles	g	0	0	0	0
waste					waste					
undefined	g	0	0	3,15E+02	undefined	g	149,4	149,4	149,4	149,4
undefined (h)	g	0	0	-6,75E+05	undefined (h)	g	4	4	4	4
mine	g	5,86E+02	6,17E+02	0	mine	g	21477,2	21477,2	21477,2	21477,2
avoided input					avoided input					
Syncr	tonne				Syncr	tonne	0,400	0,822	0,865	0,649
Egas	tonne				Egas	tonne	0,044	0,090	0,095	0,071
Hres	tonne				Hres	tonne	0,032	0,068	0,069	0,052

**Bijlage 9 Milieu-ingrepen tabellen van de
verwerkingsscenario's**

1.1 Inleiding

Deze bijlage geeft de milieu-ingrepen weer van de onderzochte scenario's. Daarnaast zijn ook de relatieve scores van stoffen op de verschillende thema's aangegeven.

Bijvoorbeeld:

Wanneer een stof 95 % scoort betekent dit dat deze stof voor 95 % bijdraagt aan de netto scores op een bepaald thema. Uitgangspunt dat de verhouding wordt gegeven ten opzichte van de netto score. In de tabellen zijn dan ook percentages te vinden die ruim 100 % overschreiden, doordat de nettoscore is opgebouwd uit hoge milieubelastende- en bonusscores. De som zal echter altijd 100 % zijn.

1.2 Scenario A

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-6780	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-2,06	0,0	14,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	8,58E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	2,04	0,0	-10,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	431	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	4,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	0,000547	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-5,42	0,0	25,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-5,6	0,0	13,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	0,9	99,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	0,0738	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	2,79	0,0	-0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,00205	0,0	57,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	0,927	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to air															
aerosols	kg	-0,00619	0,0	0,0	0,0	0,0	13,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00022	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	1,33E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	1,35E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	2,32E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	1,41E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-11,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	8,4E-07	0,0	0,0	0,0	89,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	1,42E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	1,89E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	0,0231	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	120	0,0	0,0	101,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	2,04E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	1,33E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	0,00757	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	0,00112	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	1,16E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	7,13E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	0,000393	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,6	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	5,08E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	3,37E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	1,27E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	2,08E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,181	0,0	0,0	-0,7	0,0	53,2	0,0	0,0	110,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	2,57E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	8,18E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	0,000132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc maw	kg	0,0106	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,2	0,0	0,0	-10,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	1,73E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	1,85E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnm.inc gas	kg	7,08E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	3,49E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	3,86E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	0,0132	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	5,41E-13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	0,00743	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	11,8	7,4	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	1,29E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,337	0,0	0,0	0,0	0,0	-368,5	0,0	0,0	0,0	305,2	132,7	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,103	0,0	0,0	-0,5	0,0	112,7	0,0	0,0	0,0	-60,9	-40,5	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	8,45E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	3,43E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	1,33E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	7,73E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,73E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,185	0,0	0,0	0,0	0,0	311,1	0,0	0,0	0,0	-156,4	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	1,05E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	9,24E-08	0,0	0,0	0,0	10,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	1E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	1,08E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,00146	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Water emissions															
acid	kg	5,41E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	1,13E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	4,21E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	3,24E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	2,54E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-1,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	8,67E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	0,004	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	5,15E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	7,04E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	1,89E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	8,26E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	3,86E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

		Ingren	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
ethyleneoxide	kg	7,35E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,00011	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	2,13E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	9,45E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	1,82E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals	kg	6,84E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	1,13E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	3,86E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	0,000934	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000389	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	1,83E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	7,34E-12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	1,35E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	9,37E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	6,65E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	1,47E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,16E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	0,0028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	0,00009	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00041	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	101,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	2,16E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	2,44E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solid emissions															
bottom ash (ns)	kg	0,00135	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0282	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,5	0,0
bottom ash inc.	kg	3,45	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-617,6	0,0	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000733	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	2,98E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fil.cak.inc.(H)	kg	0,307	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,665	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,2	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	3,42E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-4,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	717,9	0,0	0,0
nucl. waste (ns-HH)	kg	-0,00035	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	0,000031	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
process waste	kg	4,46E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0,892	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	48,6	0,0
tox.undefined (TW)	kg	1,41E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	1,97E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
			100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

1.3 Scenario B1

		ingren	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-5310	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
clay	kg	-1,19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-1,65	0,0	5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	8,52E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
iron (ore)	kg	-0,0027	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	2,52	0,0	-8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	339	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	4,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,00306	-0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-4,24	0,0	10,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-4,39	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	0,892	100,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	0,0285	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-717	0,0	61,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,00161	0,0	23,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to air															
aerosols	kg	-0,00479	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00017	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	1,32E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	1,07E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	1,83E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	1,41E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	8,37E-07	0,0	0,0	0,0	89,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	1,12E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	1,88E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	0,0119	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	88,2	0,0	0,0	101,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	2,04E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	1,32E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	-0,0185	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	0,000514	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

F	kg	9,12E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,8	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	2,15E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
HF	kg	2,49E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	1,27E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	1,64E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,259	0,0	0,0	-1,5	0,0	25,8	0,0	0,0	105,2	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	2,31E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	-0,00017	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	0,000131	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc msw	kg	0,00833	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,0	-5,3	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	1,72E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	1,84E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnu.inc gas	kg	7,03E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	-1,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	3,05E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	0,00497	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	4,27E-13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	0,00738	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	117,1	10,8	0,0	0,0
Ni	kg	1,29E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,335	0,0	0,0	0,0	0,0	-123,9	0,0	0,0	0,0	3016,3	188,4	0,0	0,0
NO2	kg	-0,09	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3	0,0	0,0	0,0	-530,8	-50,7	0,0	0,0
NOx	kg	-0,0814	0,0	0,0	-0,5	0,0	30,1	0,0	0,0	0,0	-480,2	-45,9	0,0	0,0
PAH	kg	6,67E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	3,43E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	1,32E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	6,1E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,73E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,24	0,0	0,0	0,0	0,0	136,7	0,0	0,0	0,0	-2022,1	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	8,28E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	9,21E-08	0,0	0,0	0,0	10,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	7,92E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	8,53E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,00141	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

water emissions

acid	kg	-0,00076	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	1,13E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	4,18E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	3,22E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	2,52E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-0,00055	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	8,67E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	0,00392	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	-0,0072	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	5,12E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	-0,00354	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,0
Cr	kg	1,88E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	3,05E-14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,0212	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	7,3E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-8,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	9,41E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,0027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	1,81E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-0,00269	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	62,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	1,13E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	3,05E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	0,00093	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000307	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
Ni	kg	-8,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-0,00018	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0
P	kg	-0,00018	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,4	0,0	0,0
PAH	kg	1,13E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	9,37E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	6,61E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	1,47E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,16E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	0,00264	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	0,000082	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00032	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	37,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	2,15E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified emission	kg	-0,00225	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	1,44E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Solid emissions

bottom ash (ns)	kg	0,00134	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0221	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,2	0,0
bottom ash inc.	kg	2,96	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
combustion w.(TVV)	kg	0,000727	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	2,97E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fil.cak.inc.(H)	kg	0,305	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,1	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,61	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34,2	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	3,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-3,42	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	463,7	0,0	0,0
nuci. waste (ns-HH)	kg	-0,00028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	3,08E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
process waste	kg	4,43E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0,888	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	49,8	0,0

tox.undefined (TW)	kg	1,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,279	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	37,8	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,00027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

1.4 Scenario B2

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
			%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-6080	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-20,2	0,0	53,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	-0,00271	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	-4,92	0,0	9,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	330	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	4,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,00741	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-4,98	0,0	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw dolomite	kg	-0,0109	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw feldspar	kg	-0,00556	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-5,02	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	0,849	-172,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw phosphate	kg	-0,00419	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	-0,137	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw unspecified	kg	-0,00104	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sand	kg	-0,0625	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn ore	kg	-0,0105	268,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-44,1	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,00184	0,0	19,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-1230	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
12 dichloroethane	kg	-0,00013	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
acrylonitril	kg	-0,0053	0,0	0,0	0,0	0,0	25,7	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aerosols	kg	-0,0082	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,0002	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alkanes	kg	-0,00012	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aromatics monoc	kg	-7,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-4,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	-8,2E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-0,00057	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	-3,5E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
butadiene	kg	-0,00375	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	1,36E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-4,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	7,62E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00053	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	0,00851	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	65	0,0	0,0	104,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	9,64E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-5,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	0,00652	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	-0,00738	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-3,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fluoranthene	kg	-6,2E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
formaldehyde	kg	-0,0001	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-0,00025	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-1,7E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	0,000384	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	5,08E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	2,97E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-6,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che	kg	-0,00624	0,0	0,0	-0,1	97,0	1,1	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,0005	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	-6,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,163	0,0	0,0	-1,3	0,0	7,2	0,0	0,0	65,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	-1,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	1,19E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	-0,0328	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,4	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc maw	kg	0,00826	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	-5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	1,26E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.met melt	kg	-6,3E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	-0,00627	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref crack	kg	-0,0005	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnm.inc gas	kg	-2,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	2,01E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	-1,8E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,0622	0,0	0,0	-1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	-1,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	-6,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	-0,00164	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	7,2	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-2,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,124	0,0	0,0	0,0	0,0	-20,4	0,0	0,0	0,0	-65,6	-216,4	0,0	0,0	0,0

		Ingrenen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
NO2	kg	-0,00011	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,169	0,0	0,0	-1,5	0,0	27,6	0,0	0,0	0,0	58,2	292,6	0,0	0,0	0,0
NOx excl N2O	kg	-0,00691	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	2,4	12,0	0,0	0,0	0,0
P	kg	-9,8E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	8,5E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	3,17E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propane	kg	-0,00568	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propene	kg	-0,00581	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propyleneoxide	kg	-0,00037	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	-4,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	-2,8E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,63E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,21	0,0	0,0	0,0	0,0	53,0	0,0	0,0	0,0	103,8	0,0	0,0	0,0	0,0
styrene	kg	-0,00367	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	8,17E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	-1,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-2,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluenediisocyanate	kg	-4,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	8,43E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,00144	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Water emissions															
acid	kg	-0,00056	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-1,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-4,4E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	-4,7E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-2,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-0,0105	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	7,58E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,0236	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00053	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	-0,0105	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-1,9E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,0013	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-3E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,0242	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-2,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,00026	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-5,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-0,00019	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-1,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	-4,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-0,00196	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	49,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	-1,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	3,01E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	-0,012	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000102	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,4	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-2,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P	kg	-4,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	1,07E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	4,26E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	-3,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	-2,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,09E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	0,00243	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	-0,00149	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
suspended solids	kg	-0,0027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00036	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	46,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-6,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	1,72E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solid emissions															
bottom ash (ns)	kg	0,00127	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0266	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,5	0,0
bottom ash inc.	kg	3,37	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-509,6	0,0	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000473	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	-4,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fil.cak.inc.(H)	kg	0,304	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,2	0,0
fly ash coal	kg	-0,00011	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,612	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34,6	0,0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	-2,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	1,26E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-3,73	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	564,0	0,0	0,0
nucl. waste (ns-H)	kg	-0,00032	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0,00153	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0
process waste	kg	-0,00313	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
process waste (ns)	kg	-0,0134	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0
sol.g.Linc.(H)	kg	0,883	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	49,9	0,0
tox.undefined (TW)	kg	1,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,286	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	43,2	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,00045	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
			100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

1.5 Scenario B3

		Ingren	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-5270	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-32	0,0	62,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	-7,69	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	-6,98	0,0	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	297	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	0,000424	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb ore	kg	-0,00565	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,0122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-7,8	0,0	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-4,36	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	-1,46	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	0,00616	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw unspecified	kg	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-27,4	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,00161	0,0	12,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn ore	kg	-4,94	98,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
111 trichloroethane	kg	-1,9E-05	0,0	0,0	0,0	9,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aerosols	kg	-0,00921	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-3,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00017	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alkanes	kg	-0,00018	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aromatics monoc	kg	-5,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-1,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	-5,4E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-2,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	-9,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
butadiene	kg	-0,0022	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	5,39E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	1,4E-07	0,0	0,0	0,0	-0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00102	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	3,15E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	-0,117	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	15,5	0,0	0,0	133,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-1,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-1,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	-0,037	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	-0,0185	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-2,3E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fluoranthene	kg	-2,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
formaldehyde	kg	-0,00016	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-9,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-0,00055	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
H2SO4	kg	-1,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	0,000231	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	1,82E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	-4,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che	kg	-0,00414	0,0	0,0	-0,3	91,4	0,8	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,00019	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	-0,00262	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,142	0,0	0,0	-6,0	0,0	8,5	0,0	0,0	72,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	-0,00048	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	-0,00031	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	-0,0544	0,0	0,0	-4,8	0,0	0,8	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc maw	kg	0,00696	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	-5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	-1,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.met melt	kg	-9,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	-0,00903	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnm.inc gas	kg	-4,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	-2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	-1,2E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,111	0,0	0,0	-10,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methylthylketon	kg	-3,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	-1,1E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	-0,00011	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	-0,1	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	0,00701	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-14,4	22,2	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-2,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,319	0,0	0,0	0,0	0,0	-70,5	0,0	0,0	0,0	-371,5	398,1	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,242	0,0	0,0	-11,2	0,0	53,7	0,0	0,0	0,0	184,1	-302,9	0,0	0,0	0,0
NOx excl N2O	kg	-0,0107	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	8,2	-13,4	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-3,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	3,66E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propane	kg	-0,00216	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propene	kg	-0,00216	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	-7,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	-1,8E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,73E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,269	0,0	0,0	0,0	0,0	91,8	0,0	0,0	0,0	293,0	0,0	0,0	0,0	0,0
styrene	kg	-0,00093	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	4,45E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	1,54E-08	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-9,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	3,37E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,000189	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

		Ingrenen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
			%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Water emissions															
acid	kg	-0,00096	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	1,89E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-2,6E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	5,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-4,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-1,5E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00137	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-2,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	5,65E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-2,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00215	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-2,6E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,021	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-3,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,00014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-0,00015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-7,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	1,58E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-5,1	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	-0,00126	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-0,00087	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	34,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	1,89E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	1,29E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	-0,00022	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000373	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-2,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-1,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-3,8E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	-8,9E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	-5,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	2,45E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,16E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	0,000234	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	-0,00247	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00032	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	62,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-1,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
total solids	kg	-1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	-7,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solid emissions															
bottom ash (ns)	kg	0,000242	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0274	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-16,7	0,0
bottom ash inc.	kg	0,814	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-9,6	0,0	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000456	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	4,98E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
filt.cak.inc.(H)	kg	0,0388	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,6	0,0
filt.cak.inc.(H)	kg	0,0199	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,172	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	104,7	0,0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	-5,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	3,22E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-9,15	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	108,3	0,0	0,0
nucl. waste (ns-HH)	kg	-0,00029	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0,00253	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,5	0,0
process waste	kg	9,84E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
process waste (ns)	kg	-0,0233	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
sol.g.l.inc.(H)	kg	0,17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	103,5	0,0
tox.undefined (TW)	kg	3,12E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,0829	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,187	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-113,8	0,0
Emissions to soil															
Cd#	kg	-1,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn#	kg	-2,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	97,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
			100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

1.6 Scenario B4

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
			%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-8520	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-12,6	0,0	28,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	-0,00147	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	-16,8	0,0	28,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	385	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	4,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,00535	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-8,15	0,0	12,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-7,04	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	0,878	-5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw phosphate	kg	-0,0541	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	-2,24	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn ore	kg	-0,136	105,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-13,8	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,0026	0,0	23,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-269	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
12 dichloroethane	kg	-0,00173	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aerosols	kg	-0,0129	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alkanes	kg	-9,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aromatics monoc	kg	-0,00091	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-2,9E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	-1,1E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-0,00738	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	-2,7E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	1,38E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	-2,6E-05	0,0	0,0	-0,4	86,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00055	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	7,62E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00066	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	-0,00048	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	51,7	0,0	0,0	107,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	1,42E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-3,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	-0,00121	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	-0,00387	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-4,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
formaldehyde	kg	-8,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-8,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	0,000609	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	0,0	-0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	5,08E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	3,34E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-4,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che	kg	-0,00017	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	-8,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,228	0,0	0,0	-2,3	0,0	11,2	0,0	0,0	90,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	-1,7E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	-3,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	-0,0223	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,3	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc maw	kg	0,00946	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0	-5,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	-3,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.met melt	kg	-8,2E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	-0,00284	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref crack	kg	-0,00063	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnm.inc gas	kg	-0,00021	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	-6,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	-2,3E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,0851	0,0	0,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	-2,1E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	-5,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	0,0048	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-8,6	30,3	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	3,93E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,276	0,0	0,0	0,0	0,0	-50,3	0,0	0,0	0,0	-216,4	687,9	0,0	0,0	0,0
NO2	kg	-0,00138	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,7	-3,4	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,232	0,0	0,0	-2,6	0,0	42,1	0,0	0,0	0,0	119,2	-578,7	0,0	0,0	0,0
NOx excl N2O	kg	-0,00059	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	-1,5	0,0	0,0	0,0
P	kg	-1,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	7,08E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	3,33E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propane	kg	-2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propene	kg	-0,00173	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propyleneoxide	kg	-0,00472	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	-2,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	-3,6E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	4,35E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,278	0,0	0,0	0,0	0,0	77,8	0,0	0,0	0,0	203,2	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	9,39E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	-2,8E-06	0,0	0,0	0,0	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

		Ingrenen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
toluene	kg	-0,00027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluenediisocyanate	kg	-0,00061	0,0	0,0	0,0	0,0	7,8	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	9,37E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,00146	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Water emissions															
acid	kg	-0,00046	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-3,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-5,6E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	-9,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-1,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-0,0132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-5,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,0383	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00066	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	-0,0131	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-5,5	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-8,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00092	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-3,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,0332	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-1,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,0018	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-6,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	-5,5E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-6,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	-3,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	3,35E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	-0,0363	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000288	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-2,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P	kg	-0,00053	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-30,8	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	1,2E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	6,15E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	-3,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	-4,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	2,62E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	0,00253	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	-0,00109	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00051	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	88,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-3,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	8,71E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solid emissions															
bottom ash (ns)	kg	0,00112	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0454	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,5	0,0
bottom ash inc.	kg	3,43	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-155,4	0,0	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000659	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	-0,00091	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0
filt.cak.inc.(H)	kg	0,307	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,0	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,651	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	36,1	0,0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	-1,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	2,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	249,1	0,0	0,0
nucl. waste (ns-HH)	kg	-0,00047	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0,00091	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0
process waste	kg	-0,0409	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0
process waste (ns)	kg	0,0019	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0,892	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	49,5	0,0
tox.undefined (TW)	kg	1,41E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,0999	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,00025	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

1.7 Scenario B5

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
			%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-4860	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
clay	kg	-1,19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-80,3	0,0	51,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	-7,69	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
iron (ore)	kg	-0,0027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	-32,1	0,0	20,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	56,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	0,000393	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb ore	kg	-0,00565	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,0297	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-8,92	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw dolomite	kg	-0,0109	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw feldspar	kg	-0,00556	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-4,01	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	-1,54	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw phosphate	kg	-0,0583	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	-2,57	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw unspecified	kg	-0,00104	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sand	kg	-0,0625	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn ore	kg	-0,147	6,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-811	0,0	16,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,0015	0,0	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-1560	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn ore	kg	-4,94	92,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
111 trichloroethane	kg	-1,9E-05	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12 dichloroethane	kg	-0,00187	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
acrylonitril	kg	-0,0053	0,0	0,0	0,0	0,0	9,7	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aerosols	kg	-0,0185	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-3,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00016	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alkanes	kg	-0,00031	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aromatics monoc	kg	-0,00099	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-1,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	-1,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-0,00795	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	-8,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
butadiene	kg	-0,00585	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-1,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	-2,8E-05	0,0	0,0	0,1	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00162	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	8,03E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00118	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	-0,168	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	-138	0,0	0,0	94,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-3,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-2,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	-0,0729	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	-0,0326	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-7,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fluoranthene	kg	-2,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
formaldehyde	kg	-0,00027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-0,00034	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-0,00066	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
H2SO4	kg	-1,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	6,51E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	1,77E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	-5,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-6,3E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che	kg	-0,0126	0,0	0,0	0,1	66,7	0,6	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,00069	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	-0,00263	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,249	0,0	0,0	0,8	0,0	4,2	0,0	0,0	55,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	-0,0005	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	-0,00053	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	-0,11	0,0	0,0	0,8	0,0	0,5	0,0	0,0	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc maw	kg	0,00132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	-7,2E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.met melt	kg	-1E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	-0,0182	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref crack	kg	-0,00114	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref inc gas	kg	-0,00043	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	-3,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	-3,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,293	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methylethylketon	kg	-3,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	-3,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	-0,00018	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	-0,00473	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	2,3	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-4,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,0419	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,6	0,0	0,0	0,0	-5,8	-8,0	0,0	0,0	0,0

		Ingren	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
NO2	kg	-0,0915	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	8,2	17,5	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,415	0,0	0,0	1,5	0,0	25,8	0,0	0,0	0,0	37,5	79,6	0,0	0,0	0,0
NOx excl N2O	kg	-0,0182	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	1,6	3,5	0,0	0,0	0,0
P	kg	-1,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-1,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	6,32E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propane	kg	-0,00784	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propene	kg	-0,0097	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
propyleneoxide	kg	-0,00509	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	-1,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	-5,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	3,35E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,444	0,0	0,0	0,0	0,0	42,4	0,0	0,0	0,0	57,2	0,0	0,0	0,0	0,0
styrene	kg	-0,0046	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	-1,2E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	-3,1E-06	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-0,00031	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluenediisocyanate	kg	-0,00066	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	-2,8E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,000119	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Water emissions

acid	kg	-0,0029	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-3,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-6,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	-1,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-8,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-0,0242	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-1,7E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,0713	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	-0,0072	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-0,00119	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	-0,0274	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-1,3E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00489	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-4,1E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,0186	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-7,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,00195	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-0,00027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-0,00026	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-3,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,0027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
kjeld N	kg	-0,00126	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-0,00561	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	73,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	-3,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	-8,9E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	-0,0504	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	-8,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-5,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-0,00019	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P	kg	-0,00075	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-3,9E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	5,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	-1,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	-5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	2,25E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	4,61E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	-0,00523	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
suspended solids	kg	-0,0027	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00029	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	19,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-2,2E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
total solids	kg	-1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified emission	kg	-0,00225	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	-1,1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Solid emissions

bottom ash (ns)	kg	-8,8E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,0369	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-303,5	0,0	0,0
bottom ash inc.	kg	0,223	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,1	0,0	0,0	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000118	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
elec.asbest.waste (H)	kg	-0,001	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-8,2	0,0	0,0
filt.cak.inc.(H)	kg	0,0388	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	319,1	0,0	0,0
filt.cak.inc.(H)	kg	0,015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fly ash coal	kg	-0,00011	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,0482	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	396,5	0,0	0,0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	-2,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,2	0,0	0,0
Hg.waste l.c.(H)	kg	4,18E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-8,76	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	94,1	0,0	0,0	0,0
nuct. waste (ns-HH)	kg	-0,0003	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0,00504	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-41,5	0,0	0,0
process waste	kg	-0,0441	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
process waste (ns)	kg	-0,0348	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0,156	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1283,1	0,0	0,0
tox.undefined (TW)	kg	2,87E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,758	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,188	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1546,3	0,0	0,0

		Emissions to soil													
Cd#	kg	-1,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn#	kg	-2,6E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	97,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

1.8 Scenario 6

		Ingrenen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Raw materials															
barrage water	kg	36.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
crude oil	kg	-43.8	0.0	93.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fe ore	kg	-0.00649	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
natural gas	m3	-3.19	0.0	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
raw bauxite	kg	-0.0173	75.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
raw coal	kg	-0.16	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
raw lignite	kg	0.0305	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
raw limestone	kg	-0.0106	20.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
raw rock salt	kg	-0.00866	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
unspecified energy	MJ	-17	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
uranium ore	kg	7.05E-06	0.0	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
water	kg	-1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

		Emissions to air													
aerosols	kg	-0.00337	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
aldehydes	kg	1.2E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
As	kg	-1.1E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Be	kg	-2.2E-09	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cd	kg	-1.4E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cl	kg	-0.00011	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CO	kg	-1.34	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CO2	kg	-164	0.0	0.0	98.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
cobalt	kg	-5.5E-08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cr	kg	-2.5E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cu	kg	-1.2E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
dust coarse	kg	-0.00123	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
dust fine	kg	-0.0149	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
F	kg	-9.3E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
H2S	kg	-4E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HCl	kg	-0.00045	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
heavy metals	kg	2.1E-08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HF	kg	4.65E-09	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hg	kg	-1.1E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.far	kg	-1.7E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc	kg	0.0454	0.0	0.0	-0.1	0.0	-2.2	0.0	0.0	-98.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc coal	kg	-2.1E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc dies	kg	-1E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc gas	kg	-0.0779	0.0	0.0	0.5	0.0	0.9	0.0	0.0	23.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc maw	kg	-0.0451	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	105.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.inc oil	kg	-4.5E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarb.ref	kg	-0.0125	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	34.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
hydrocarbrum.inc gas	kg	-3.2E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
metals oil	kg	-4.8E-09	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
methane	kg	-0.111	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mn	kg	-4.4E-08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NH3	kg	-2.8E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ni	kg	-4.8E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NOx	kg	-0.153	0.0	0.0	0.5	0.0	27.4	0.0	0.0	0.0	32.2	100.0	0.0	0.0	0.0
Pb	kg	7.94E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	-0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sb	kg	-1E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Se	kg	-3.3E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SO2	kg	-0.225	0.0	0.0	0.0	0.0	62.2	0.0	0.0	67.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TEQ	two	-2.4E-11	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zn	kg	0.000134	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

		emissions to water													
acid	kg	-0.0013	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
benzene	kg	-6.5E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BOD	kg	6.98E-08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cl	kg	-0.00053	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CN	kg	-3.9E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
COD	kg	-4.3E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cr	kg	-3.4E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
crude oil	kg	-0.00303	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
dissolved solids	kg	0.000147	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ethyleneoxide	kg	-5.6E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
F	kg	-7E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fe	kg	-7.4E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
metals	kg	-0.00022	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	65.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NH4	kg	-8.6E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ni	kg	-1.5E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NO3	kg	-5.9E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pb	kg	-3.4E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
phenol	kg	-7.9E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SO4	kg	1.31E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
solids undefined	kg	-0.00346	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
tar	kg	2.2E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
toluene	kg	-1.6E-05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Zn	kg	-1.5E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Solid emissions															
bottom ash (ns)	kg	-8.3E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
bottom ash (ns-H)	kg	-0.00241	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.8	0.0
Hg sludge gas pur.(H)	kg	-1.5E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
mining waste (ns)	kg	-0.0674	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.2	0.0	0.0
nucl. waste (ns-HH)	kg	-4.9E-06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0.00364	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	51.1	0.0
process waste (ns)	kg	-0.0337	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.8	0.0	0.0
undefined	kg	-8.6E-07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
undefined (H)	kg	-0.00107	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.0	0.0
		100.0	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

1.9 Scenario B7

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	21,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	0,00671	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	0,00747	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	0,0172	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	0,0177	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-2060	0,0	100,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	6,5E-06	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
aerosols	kg	-0,00197	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	7,01E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	0,000149	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	-0,00393	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	30	0,0	0,0	88,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	0,000499	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	0,00124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	0,000139	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	-1,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,00065	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,139	0,0	0,0	-4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	84,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	0,0205	0,0	0,0	16,2	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	77,8	56,6	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	1,33E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	0,000149	0,0	0,0	0,0	0,0	12,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	0,0157	0,0	0,0	0,2	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	59,9	43,4	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	0,00249	0,0	0,0	0,0	0,0	69,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	9,95E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,00703	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,5	0,0	0,0	0,0	-38,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	0,00174	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Water emissions															
BOD	kg	4,06E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	4,6E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	1,25E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00635	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	103,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	8,59E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	3,63E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	8,12E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	1,68E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	7,63E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	4,06E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	1,28E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solid emissions															
bottom ash (ns-H)	kg	8,93E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	1,29	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	39,4	0,0	0,0
nucl. waste (ns-HH)	kg	1,11E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
undefined	kg	0,008	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
undefined (H)	kg	2,22	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
		0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

1.10 Scenario B8

		Ingrepen	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
			%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
barrage water	kg	-5390	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-33,3	0,0	62,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe ore	kg	-6,71	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
natural gas	m3	-8,4	0,0	11,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
opbrengst elektriciteit	MJ	263	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Opbrengst scrap	kg	3,47E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb ore	kg	-0,00508	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw bauxite	kg	-0,0129	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw coal	kg	-7,38	0,0	9,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw lignite	kg	-4,45	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw limestone	kg	-1,26	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw rock salt	kg	-0,00373	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
raw unspecified	kg	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
unspecified energy	MJ	-27,3	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
uranium ore	kg	-0,00164	0,0	12,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
water	kg	-18,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn ore	kg	-4,44	98,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Emissions to Air															
111 trichloroethane	kg	-1,7E-05	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aerosols	kg	-0,0105	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	-6,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aldehydes	kg	-0,00254	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
alkanes	kg	-0,00016	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aromatics monoc	kg	-4,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Be	kg	-5,4E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-2,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzo-a-pyrene	kg	-7,9E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
butadiene	kg	-0,00198	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CFC-hard	kg	3,09E-08	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
chlorobenzene	kg	-0,00022	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00088	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl2	kg	6,94E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO	kg	-0,146	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CO2	kg	0,591	0,0	0,0	-17,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-2,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-1,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust coarse	kg	-0,00316	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dust fine	kg	-0,0183	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneglycol	kg	-2,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-8,9E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-2,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-2,5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fluoranthene	kg	-2,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
formaldehyde	kg	-0,00014	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-0,0001	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2S	kg	-0,00045	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
H2SO4	kg	-1,2E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	kg	-0,00124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
heavy metals	kg	5,08E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HF	kg	-5E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che	kg	-0,00934	0,0	0,0	0,0	96,2	1,5	0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-0,00019	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.fer	kg	-0,00213	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc	kg	-0,145	0,0	0,0	20,6	0,0	7,4	0,0	0,0	54,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc coal	kg	-0,00039	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc dies	kg	-0,00028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc gas	kg	-0,057	0,0	0,0	16,8	0,0	0,7	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc mew	kg	0,00617	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,0	-3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.inc oil	kg	-7,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.met melt	kg	-1,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref	kg	-0,00838	0,0	0,0	0,1	0,0	1,0	0,0	0,0	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.ref crack	kg	-0,00109	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarbnm.inc gas	kg	-7E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals diesel	kg	-1,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
metals oil	kg	-1,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methane	kg	-0,114	0,0	0,0	36,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methanol	kg	-0,00355	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methylacetate	kg	-0,00145	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methylethylketon	kg	-3,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
methylformiate	kg	-0,0128	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn	kg	-3,9E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2O	kg	-9,6E-05	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	-0,2	0,0	0,0	0,0
NH3	kg	0,00895	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-11,2	28,5	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-2,7E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO	kg	0,316	0,0	0,0	0,0	0,0	-60,0	0,0	0,0	0,0	-288,1	509,5	0,0	0,0	0,0
NOx	kg	-0,258	0,0	0,0	40,1	0,0	49,1	0,0	0,0	154,3	-417,6	0,0	0,0	0,0	0,0
NOx excl N2O	kg	-0,00961	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	5,7	-15,5	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-1,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	-3,4E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

phthalicanhydride	kg	-0,0145	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0	15,2	0,0	0,0	0,0	0,0
propane	kg	-0,00194	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0
propene	kg	-0,00194	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Sb	kg	-7,8E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Se	kg	-1,8E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,73E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO2	kg	-0,279	0,0	0,0	0,0	0,0	81,8	0,0	0,0	0,0	237,8	0,0	0,0	0,0
styrene	kg	-0,00083	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
TEQ	kg	4,12E-11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tetrachloromethane	kg	3,39E-09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-8,2E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
xylene	kg	2,95E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	-3,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Water emissions

acid	kg	-0,00101	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Al	kg	4,17E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
As	kg	-3,9E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
asbest	kg	1,19E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
benzene	kg	-4,7E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOD	kg	-1E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cd	kg	-3,9E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cl	kg	-0,00149	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CN	kg	-2,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
COD	kg	-0,00326	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,9	0,0	0,0	0,0
Cr	kg	-1,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crude oil	kg	-0,00227	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cu	kg	-8,1E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
dissolved solids	kg	-0,0215	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ethyleneoxide	kg	-0,00004	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
F	kg	-0,00015	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fe	kg	-0,00033	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
H2	kg	-6,4E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg	kg	3,47E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
hydrocarb.che arom	kg	-1,7E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kjeld N	kg	-0,00102	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-5,3	0,0	0,0	0,0
metals	kg	-0,0008	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	31,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mg	kg	4,17E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N-total	kg	1,13E-10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Na	kg	-0,001	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NH4	kg	0,000368	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0
Ni	kg	-2,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO3	kg	-1,5E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAH	kg	-3,1E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	kg	-1,3E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
phenol	kg	-6,3E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	kg	5,4E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sn	kg	1,16E-08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO4	kg	-0,00035	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
solids undefined	kg	-0,0026	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
suspended solids	kg	-0,0003	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
tar	kg	-0,00032	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	64,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
toluene	kg	-1,2E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
total solids	kg	-8,3E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	kg	-7,8E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Solid emissions

bottom ash (ns)	kg	6,95E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
bottom ash (ns-H)	kg	-0,028	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-181,1	0,0
bottom ash inc.	kg	0,809	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-7,5	0,0
combustion w.(TW)	kg	0,000413	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7
elec.asbest.waste (H)	kg	1,1E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fil.cak.inc.(H)	kg	0,0199	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	128,7	0,0
fly ash inc.(H)	kg	0,138	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	892,6	0,0
Hg.sludge gas pur.(H)	kg	-6,6E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hg.waste i.c.(H)	kg	3,19E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
mining waste (ns)	kg	-8,58	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	106,0	0,0	0,0
nucl. waste (ns-Hi-H)	kg	-0,0003	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
oil s.waste ref.(H)	kg	-0,00265	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-17,1	0,0
process waste	kg	4,41E-06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
process waste (ns)	kg	-0,0243	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
sol.g.t.inc.(H)	kg	0,0578	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	373,8	0,0
tox.undefined (TW)	kg	1,4E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
undefined	kg	-0,0976	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0
undefined (H)	kg	-0,17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1099,6	0,0

Emissions to soil

Cd#	kg	-1,2E-07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn#	kg	-2,3E-05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	97,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Bijlage 10 Genormaliseerde en gewogen milieuscores uitgesplitst in belastende en bonusscores per scenario en onderdeel

6.1 Opbouw van de resultaten op onderdelen en scenario niveau

Deze bijlage geeft de achterliggende gegevens weer van de resultaten van de verwerkingsscenario's. Het betreft genormaliseerde resultaten die zijn uitgesplitst naar:

- milieubelastende scores (scores > 0)
- bonusscores (scores < 0)
- netto scores (milieubelastende scores + bonusscores)

De resultaten zijn echter zo gepresenteerd, dat zowel auto-onderdeelniveau als op scenarioniveau de bovenstaande opsplitsing is gemaakt. Zo kan exact worden nagegaan hoe de genormaliseerde scores zijn opgebouwd. Bovendien draagt deze informatie bij aan het bepalen van de gevoeligheid van de resultaten van de studie. Zie hiervoor het hoofdrapport.

Bij een aantal scenario's speelt de kwaliteits van het regranulaat een rol en daarvoor zijn de scenario's doorgerekend met een kwaliteitsfactor van 0 en 100 % en in een aantal gevallen een derde kwaliteitsfactor (BE). In deze tabellen is echter alleen de variant waarin de kwaliteit van het regranulaat 100 % is opgenomen. In feite wordt namelijk de variant waarin de kwaliteit 0 % is beschreven door de vermeden bonusscore van het onderdeel dat gerecycled wordt af te trekken van de genormaliseerde netto milieuscore bij 100 % kwaliteit. Het break even point is niet in deze tabellen af te leiden.

Aangezien in het hoofdrapport voornamelijk gewogen resultaten zijn weergegeven, is in elke tabel een vertaalslag gemaakt van de netto genormaliseerde scores, naar de gewogen netto scores. Deze gewogen netto scores komen dus overeen met de gewogen netto scores die in de grafieken van het hoofdrapport zijn weergegeven.

Tabel B10.1 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario A, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	9.234E-06	8.729E-06	0	1.703E-05	3.192E-06	0	1.298E-05	1.367E-05	1.743E-06	9.937E-06	9.604E-07	7.645E-06
#! Autobanden	4.344E-05	4.766E-05	0.0048	2.464E-06	0.0010	8.005E-06	0	0.0002	0.0008	0.0001	0.0023	0.0177	8.258E-07
#! Bumpers	3.28E-07	4.124E-06	0.0021	9.005E-09	7.927E-05	5.077E-08	0	7.904E-05	4.205E-05	1.345E-05	0.0004	0.0007	6.592E-09
#! Dashboard	4.755E-06	0.0003897	0.0028	8.458E-08	0.0025	4.082E-06	0	9.954E-05	0.0040	0.0013	8.962E-05	0.0014592	1.144E-07
#! Stoelvulling	3.971E-08	0.0001252	0.0014	3.196E-10	0.0008	1.284E-06	0	5.123E-05	0.0013	0.0004	1.786E-05	0.0002	8.593E-09
Totale belasting	4.856E-05	0.0005758	0.0111	2.558E-06	0.0045	1.661E-05	0	0.0004	0.0061	0.0019	0.0027	0.0201	8.601E-06
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
#! Autobanden	0	-0.0011	-0.0011	0	-0.0021	-0.0004	0	-0.0016	-0.0017	-0.0002	-0.0012	-0.0001	-0.0008
#! Bumpers	0	-0.0006	-0.0006	0	-0.0012	-0.0002	0	-0.0009	-0.0009	-0.0001	-0.0007	-6.53E-05	-0.0005
#! Dashboard	0	-0.0008	-0.0007	0	-0.0014	-0.0003	0	-0.0011	-0.0011	-0.0001	-0.0008	-7.94E-05	-0.0006
#! Stoelvulling	0	-0.0004	-0.0004	0	-0.0007	-0.0001	0	-0.0006	-0.0006	-0.0001	-0.0004	-4.08E-05	-0.0003
Totale bonusscore	0	-0.0029	-0.0028	0	-0.0054	-0.0010	0	-0.0041	-0.0043	-0.0006	-0.0031	-0.0003	-0.0024
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	9.234E-06	8.729E-06	0	1.703E-05	3.192E-06	0	1.298E-05	1.367E-05	1.743E-06	9.937E-06	9.604E-07	7.645E-06
#! Autobanden	4.344E-05	-0.0011	0.0037	2.464E-06	-0.0011	-0.0004	0	-0.0014	-0.0009	-9.15E-05	0.0010	0.0176	-0.0009
#! Bumpers	3.28E-07	-0.0006	0.0015	9.005E-09	-0.0011	-0.0002	0	-0.0008	-0.0009	-0.0001	-0.0003	0.0006	-0.0005
#! Dashboard	4.755E-06	-0.0004	0.0021	8.458E-08	0.0011	-0.0003	0	-0.0010	0.0028	0.0012	-0.0007	0.0014	-0.0006
#! Stoelvulling	3.971E-08	-0.0003	0.0010	3.196E-10	0.0001	-0.0001	0	-0.0005	0.0007	0.0003	-0.0004	0.0002	-0.0003
Totale netto score	4.856E-05	-0.0024	0.0083	2.558E-06	-0.0009	-0.0010	0	-0.0037	0.0018	0.0013	-0.0004	0.0198	-0.0024
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
Gewogen netto score	4.856E-05	-0.0020	0.0083	7.673E-05	-0.0013	-0.0014	0	-0.0071	0.0039	0.0030	-0.0004	0.0198	-0.0024

Tabel B10.2 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B1, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	7.71E-06	7.29E-06	0	1.42E-05	2.66E-06	0	1.08E-05	1.14E-05	1.45E-06	8.29E-06	8.02E-07	6.38E-06
Verw bumpers	0	5.19E-06	4.91E-06	0	9.57E-06	1.79E-06	0	7.30E-06	7.68E-06	9.79E-07	5.58E-06	5.40E-07	4.30E-06
#! Autobanden	4.34E-05	4.77E-05	0.0048	2.46E-06	0.0010	8.00E-06	0	0.0002	0.0008	0.0001	0.0023	0.0177	8.26E-07
#! Dashboard	4.76E-06	0.0004	0.0028	8.46E-08	0.0025	4.08E-06	0	9.95E-05	0.0040	0.0013	8.96E-05	0.0015	1.14E-07
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	0.0001	0.0014	3.20E-10	0.0008	1.28E-06	0	5.12E-05	0.0013	0.0004	1.79E-05	0.0002	8.59E-09
Totale belasting	4.82E-05	0.0006	0.0090	2.55E-06	0.0044	1.78E-05	0	0.0003	0.0061	0.0019	0.0024	0.0194	1.16E-05
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0.0000	0.0000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verw bumpers	-5.73E-07	-0.0028	-0.0008	0	-0.0029	-0.0014	0	-0.0027	-0.0025	-0.0005	-0.0004	-3E-06	-7.72E-07
#! Autobanden	0	-0.0011	-0.0011	0	-0.0021	-0.0004	0	-0.0016	-0.0017	-0.0002	-0.0012	-0.0001	-0.0009
#! Dashboard	0	-0.0008	-0.0007	0	-0.0014	-0.0003	0	-0.0011	-0.0011	-0.0001	-0.0008	-7.94E-05	-0.0006
#! stoelvulling-stoelvulling	0	-0.0004	-0.0004	0	-0.0007	-0.0001	0	-0.0006	-0.0006	-7.39E-05	-0.0004	-4.08E-05	-0.0003
Totale bonusscore	-5.73E-07	-0.0051	-0.0029	0	-0.0072	-0.0021	0	-0.0059	-0.0059	-0.0009	-0.0029	-0.0002	-0.0019
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	7.71E-06	7.29E-06	0	1.42E-05	2.66E-06	0	1.08E-05	1.14E-05	1.45E-06	8.29E-06	8.02E-07	6.38E-06
Verw bumpers 100 %	-5.73E-07	-0.0028	-0.0007	0	-0.0029	-0.0014	0	-0.0027	-0.0025	-0.0005	-0.0004	-2.46E-06	3.52E-06
#! Autobanden	4.34E-05	-0.0011	0.0037	2.46E-06	-0.0011	-0.0004	0	-0.0014	-0.0009	-9.16E-05	0.0010	0.0176	-0.0009
#! Dashboard	4.76E-06	-0.0004	0.0021	8.46E-08	0.0011	-0.0003	0	-0.0010	0.0028	0.0012	-0.0007	0.0014	-0.0006
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	-0.0003	0.0010	3.20E-10	0.0001	-0.0001	0	-0.0005	0.0007	0.0003	-0.0004	0.0002	-0.0003
Netto score	4.77E-05	-0.0045	0.0061	2.55E-06	-0.0028	-0.0021	0	-0.0056	0.0002	0.0009	-0.0005	0.0192	-0.0019
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	4.766E-05	-0.0040	0.0061	7.646E-05	-0.0039	-0.0030	0	-0.0106	0.0004	0.0021	-0.0005	0.0192	-0.0019

Tabel B10.3 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B2, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	7.25E-08	6.85E-08	0	1.34E-05	2.51E-08	0	1.02E-05	1.07E-05	1.37E-06	7.80E-06	7.54E-07	6.00E-06
Verw dashboard	4.22E-06	5.77E-05	0.0003	5.55E-08	0.0003	6.65E-06	0	3.56E-05	0.0004	0.0001	4.57E-05	0.0007	1.49E-05
#! Autobanden	4.34E-05	4.77E-05	0.0048	2.46E-06	0.0010	8.00E-06	0	0.0002	0.0008	0.0001	0.0023	0.0177	8.26E-07
#! Bumpers	3.28E-07	4.12E-06	0.0021	9.01E-09	7.93E-05	5.08E-08	0	7.90E-05	4.20E-05	1.35E-05	0.0004	0.0007	6.59E-09
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	1.25E-04	0.0014	3.20E-10	0.0008	1.28E-06	0	5.12E-05	0.0013	0.0004	0.0000	0.0002	8.59E-09
Totale belasting	4.80E-05	2.42E-04	0.0086	2.53E-08	0.0022	1.85E-05	0	0.0003	0.0026	0.0007	0.0027	0.0193	2.17E-05
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verw dashboard	-7.46E-05	-0.0042	-0.0022	-0.0001	-0.0045	-0.0012	0	-0.0029	-0.0024	-0.0006	-0.0006	-8.6E-05	-0.0004
#! Autobanden	0	-0.0011	-0.0011	0	-0.0021	-0.0004	0	-0.0016	-0.0017	-0.0002	-0.0012	-0.0001	-0.0009
#! Bumpers	0	-0.0006	-0.0006	0	-0.0012	-0.0002	0	-0.0009	-0.0009	-0.0001	-0.0007	-6.53E-05	-0.0005
#! stoelvulling-stoelvulling	0	-0.0004	-0.0004	0	-0.0007	-0.0001	0	-0.0006	-0.0006	-7.39E-05	-0.000422	-4.08E-05	-0.0003
Totale bonusscore	-7.46E-05	-0.0064	-0.0042	-0.0001	-0.0085	-0.0020	0	-0.0060	-0.0056	-0.0010	-0.0032	-0.0003	-0.0022
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	7.25E-08	6.85E-08	0	1.34E-05	2.51E-08	0	1.02E-05	1.07E-05	1.37E-06	7.80E-06	7.54E-07	6.00E-06
Verw dashboard 100%	-7.04E-05	-0.0042	-0.0019	-0.0001	-0.0042	-0.0012	0	-0.0029	-0.0020	-0.0005	-0.0008	0.0007	-0.0004
#! Autobanden	4.34E-05	-0.0011	0.0037	2.46E-06	-0.0011	-0.0004	0	-0.0014	-0.0009	-9.16E-05	0.0010	0.0176	-0.0009
#! Bumpers	3.28E-07	-0.0006	0.0015	9.01E-09	-0.0011	-0.0002	0	-0.0008	-0.0009	-0.0001	-0.0003	0.0006	-0.0005
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	-0.0003	0.0010	3.20E-10	0.0001	-0.0001	0	-0.0005	0.0007	0.0003	-0.0004	0.0002	-0.0003
Netto score	-2.66E-05	-0.0062	0.0044	-0.0001	-0.0063	-0.0020	0	-0.0057	-0.0030	-0.0003	-0.0005	0.0190	-0.0022
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-2.66E-05	-0.0054	0.0044	-0.0037	-0.0088	-0.0027	0	-0.0107	-0.0067	-0.0007	-0.0005	0.0190	-0.0022

Tabel B10.4 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B3, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Belastende score													
Shredderen auto-ond	0	4.81E-06	4.54E-08	0	8.87E-06	1.66E-06	0	6.76E-06	7.12E-06	9.07E-07	5.17E-06	5.00E-07	3.98E-06
Verw autobanden	5.86E-06	0.0003	0.0013	3.33E-07	0.0008	0.0001	0	0.0005	0.0006	8.09E-05	0.0005	0.0018	0.0003
#! Bumpers	3.28E-07	4.12E-06	0.0021	9.01E-09	7.93E-05	5.08E-08	0	7.90E-05	4.20E-05	1.35E-05	0.0004	0.0007	6.59E-09
#! Dashboard	4.76E-06	0.0004	0.0028	8.46E-08	0.0025	4.08E-06	0	8.95E-05	0.0040	0.0013	8.96E-05	0.0015	1.14E-07
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	0.0001	0.0014	3.20E-10	0.0008	1.28E-06	0	5.12E-05	0.0013	0.0004	1.79E-05	0.0002	8.59E-09
Totale belasting	1.10E-05	0.0009	0.0076	4.27E-07	0.0042	0.0001	0	0.0007	0.0059	0.0018	0.0010	0.0039	0.0003
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verw autobanden	-0.0154	-0.0075	-0.0051	-6.7E-05	-0.0056	-0.0008	-1.61E-05	-0.0027	-0.0047	-0.0011	-0.0053	-0.0022	-0.0008
#! Bumpers	0	-0.0006	-0.0006	0	-0.0012	-0.0002	0	-0.0009	-0.0009	-0.0001	-0.0007	-6.53E-05	-0.0005
#! Dashboard	0	-0.0008	-0.0007	0	-0.0014	-0.0003	0	-0.0011	-0.0011	-0.0001	-0.0008	-7.94E-05	-0.0006
#! stoelvulling-stoelvulling	0	-0.0004	-0.0004	0	-0.0007	-0.0001	0	-0.0006	-0.0006	-7.39E-05	-0.0004	-4.08E-05	-0.0003
Totale bonusscore	-0.0154	-0.0093	-0.0068	-6.7E-05	-0.0089	-0.0014	-1.61E-05	-0.0052	-0.0073	-0.0014	-0.0072	-0.0024	-0.0023
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	4.81E-06	4.54E-08	0	8.87E-06	1.66E-06	0	6.76E-06	7.12E-06	9.07E-07	5.17E-06	5.00E-07	3.98E-06
Verw autobanden 100%	-1.54E-02	-0.0071	-0.0038	-6.67E-05	-0.0048	-0.0007	-1.61E-05	-0.0022	-0.0041	-0.0010	-0.0048	-0.0006	-0.0005
#! Bumpers	3.28E-07	-0.0008	0.0015	9.01E-09	-0.0011	-0.0002	0	-0.0008	-0.0009	-0.0001	-0.0003	0.0006	-0.0005
#! Dashboard	4.76E-06	-0.0004	0.0021	8.46E-08	0.0011	-0.0003	0	-0.0010	0.0028	0.0012	-0.0007	0.0014	-0.0006
#! stoelvulling-stoelvulling	3.97E-08	-0.0003	0.0010	3.20E-10	0.0001	-0.0001	0	-0.0005	0.0007	0.0003	-0.0004	0.0002	-0.0003
Netto score	-0.0154	-0.0084	0.0008	-6.66E-05	-0.0047	-0.0013	-1.61E-05	-0.0044	-0.0014	0.0004	-0.0062	0.0016	-0.0020
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-0.0154	-0.0073	0.0008	-0.0020	-0.0065	-0.0018	-2.25E-05	-0.0084	-0.0031	0.0010	-0.0062	0.0016	-0.0020

Tabel B10.5 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B4, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	7.94E-06	7.50E-06	0	1.46E-05	2.74E-06	0	1.12E-05	1.17E-05	1.50E-06	8.54E-06	8.25E-07	6.57E-06
Verw stoelvulling	7.94E-09	2.76E-05	2.85E-04	6.39E-11	1.71E-04	1.15E-06	0	1.39E-05	2.59E-04	8.48E-05	6.36E-06	4.03E-05	2.15E-06
#I Autobanden	4.34E-05	4.77E-05	4.79E-03	2.46E-06	9.89E-04	8.00E-06	0	1.59E-04	8.00E-04	1.24E-04	2.26E-03	1.77E-02	8.26E-07
#I Bumpers	3.28E-07	4.12E-06	2.07E-03	9.01E-09	7.93E-05	5.08E-08	0	7.90E-05	4.20E-05	1.35E-05	3.61E-04	6.59E-04	6.59E-09
#I Dashboard	4.76E-06	3.90E-04	2.80E-03	8.46E-08	2.55E-03	4.08E-06	0	9.95E-05	3.98E-03	1.31E-03	8.98E-05	1.46E-03	1.14E-07
Totale belasting	4.85E-05	4.77E-04	9.95E-03	2.56E-06	3.80E-03	1.60E-05	0	3.63E-04	5.09E-03	1.53E-03	2.72E-03	1.99E-02	9.67E-06
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verw stoelvulling	-0.000924	-0.005146	-0.004183	-8.27E-05	-0.004823	-0.000574	0	-0.002485	-0.00339	-0.000644	-0.001617	-0.000249	-0.001179
#I Autobanden	0	-0.001144	-0.001081	0	-0.002109	-0.000395	0	-0.001608	-0.001692	-0.000216	-0.001231	-0.000119	-0.000947
#I Bumpers	0	-0.000628	-0.000594	0	-0.001159	-0.000217	0	-0.000883	-0.00093	-0.000119	-0.000876	-6.53E-05	-0.00052
#I Dashboard	0	-0.000763	-0.000721	0	-0.001408	-0.000284	0	-0.001073	-0.001129	-0.000144	-0.000821	-7.94E-05	-0.000632
Totale bonusscore	-0.000924	-0.007681	-0.00658	-8.27E-05	-0.009498	-0.00145	0	-0.006049	-0.007142	-0.001323	-0.004345	-0.000513	-0.003277
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	7.94E-06	7.50E-06	0	1.46E-05	2.74E-06	0	1.12E-05	1.17E-05	1.50E-06	8.54E-06	8.25E-07	6.57E-06
Verw stoelvulling 100%	-9.24E-04	-5.12E-03	-3.90E-03	-8.27E-05	-4.65E-03	-5.73E-04	0	-2.47E-03	-3.13E-03	-7.60E-04	-1.61E-03	-2.09E-04	-1.18E-03
#I Autobanden	4.34E-05	-1.10E-03	3.71E-03	2.46E-06	-1.12E-03	-3.87E-04	0	-1.45E-03	-8.92E-04	-9.16E-05	1.03E-03	1.76E-02	-9.46E-04
#I Bumpers	3.28E-07	-6.24E-04	1.48E-03	9.01E-09	-1.08E-03	-2.17E-04	0	-8.04E-04	-8.88E-04	-1.05E-04	-3.15E-04	5.94E-04	-5.20E-04
#I Dashboard	4.76E-06	-3.73E-04	2.07E-03	8.46E-08	1.14E-03	-2.60E-04	0	-9.73E-04	2.85E-03	1.16E-03	-7.32E-04	1.38E-03	-6.32E-04
Netto score	-8.75E-04	-7.20E-03	3.37E-03	-8.02E-05	-5.70E-03	-1.43E-03	0	-5.69E-03	-2.05E-03	2.10E-04	-1.62E-03	1.94E-02	-3.27E-03
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-0.000875	-0.006267	0.0033709	-0.002405	-0.007978	-0.002008	0	-0.010804	-0.004515	0.0004823	-0.001621	0.0193888	-0.003268

Tabel B10.6 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B5, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	0.0000	7.65E-06
#G Autobanden	0	-6.18E-05	0.00	0	0.0035	2.76E-06	0	3.86E-05	5.72E-04	1.56E-04	4.61E-04	0.0095	0
#G Bumpers	0	-3.27E-05	4.87E-04	0	0.0018	9.52E-07	0	1.36E-05	1.99E-04	5.38E-05	1.59E-04	0.0050	0
#G Dashboard	0	-4.01E-05	6.31E-04	0	0.0022	1.24E-06	0	1.77E-05	2.59E-04	7.00E-05	2.08E-04	0.0062	0
#G PUR-stoelvulling	0	-2.09E-05	4.10E-04	0	0.0012	8.09E-07	0	1.14E-05	1.68E-04	4.58E-05	1.35E-04	0.0032	0
Totale belasting	0	-1.46E-04	0.00	0	0.0087	8.95E-06	0	9.43E-05	0.00	3.27E-04	9.71E-04	0.0238	7.65E-06
Bonusscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
#C Autobanden	0	-0.0031	-0.0002	0	-0.0004	-4.1E-05	0	-0.0001	-0.0004	-0.0001	-8.25E-06	0	0
#C Bumpers	0	-0.0017	-0.0001	0	-0.0002	-2.18E-05	0	0.0000	-0.0002	0.0000	-4.38E-06	0	0
#C Dashboard	0	-0.0020	-0.0001	0	-0.0003	-2.66E-05	0	0.0000	-0.0002	0.0000	-5.34E-06	0	0
#C Stoelvulling	0	-0.0011	-0.0001	0	-0.0001	-1.39E-05	0	0.0000	-0.0001	0.0000	-2.79E-06	0	0
Totale bonusscore	0	-0.0079	-0.0005	0	-0.0010	-0.000103	0	-0.0002	-0.0009	-0.0001	-2.08E-05	0	0
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	9.60E-07	7.65E-06
#G Autobanden	0	-0.0032	0.0012	0	0.0031	-3.82E-05	0	-3.54E-05	0.0002	0.0001	0.0005	0.0095	0
#G Bumpers	0	-0.0017	3.75E-04	0	0.0015	-2.08E-05	0	-2.57E-05	1.98E-06	2.43E-05	0.0002	0.0050	0
#G Dashboard	0	-0.0021	4.98E-04	0	0.0019	-2.53E-05	0	-3.03E-05	1.79E-05	3.39E-05	0.0002	0.0062	0
#G PUR-stoelvulling	0	-0.0011	3.39E-04	0	0.0010	-1.31E-05	0	-1.37E-05	4.24E-05	2.69E-05	0.0001	0.0032	0
Totale netto score	0	-0.0080	0.0024	0	0.0076	-9.43E-05	0	-9.21E-05	0.0003	0.0002	0.0009	2.38E-02	7.65E-06
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	0	-0.0070	0.0024	0	0.0107	-0.0001	0	-0.0002	0.0006	0.0004	0.00095	0.023843	7.65E-06

Tabel B10.7 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B6, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	9.60E-07	7.65E-06
#C Autobanden	0	5.16E-06	0.0001	0	0.0034	1.78E-06	0	0.0004	3.18E-03	1.29E-03	5.56E-06	5.37E-07	4.28E-06
#C Bumpers	0	1.37E-06	5.66E-05	0	0.0014	4.75E-07	0	0.0002	1.38E-03	6.82E-04	1.48E-06	1.43E-07	1.14E-06
#C Dashboard	0	9.89E-08	6.79E-05	0	0.0018	3.42E-08	0	0.0003	1.70E-03	8.32E-04	1.06E-07	1.03E-08	8.19E-08
#C Stoelvulling	0	5.05E-09	3.54E-05	0	0.0009	1.74E-09	0	0.0001	8.80E-04	4.35E-04	5.43E-09	5.25E-10	4.18E-09
Totale belasting	0	1.59E-05	0.0003	0	0.0075	5.49E-06	0	0.0010	7.15E-03	3.24E-03	1.71E-05	1.65E-06	1.31E-05
Bonuscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
#C Autobanden	-1.04E-06	-0.0026	-0.0049	0	-0.0052	-5.75E-05	0	-0.0010	-0.0047	-0.0016	-5.35E-05	-3.53E-05	-3.86E-05
#C Bumpers	-5.96E-07	-0.0017	-0.0025	0	-0.0028	-3.85E-05	0	-0.0006	-0.0026	-0.0009	-1.93E-05	-1.54E-05	-4.61E-06
#C Dashboard	-7.36E-07	-0.0022	-0.0030	0	-0.0035	-4.84E-05	0	-0.0007	-0.0032	-0.0011	-2.18E-05	-1.82E-05	-2.65E-06
#C Stoelvulling	-3.85E-07	-0.0011	-0.0016	0	-0.0018	-2.53E-05	0	-0.0004	-0.0017	-0.0006	-1.14E-05	-9.48E-06	-1.32E-06
Totale bonuscore	-2.75E-06	-0.0077	-0.0120	0	-0.0133	-0.00017	0	-0.0026	-0.0121	-0.0040	-0.000106	-7.83E-05	-4.72E-05
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	9.60E-07	7.65E-06
#C Autobanden	-1.04E-06	-0.0026	-0.0048	0	-0.0018	-5.57E-05	0	-0.0005	-0.0015	-0.0003	-4.79E-05	-3.47E-05	-3.43E-05
#C Bumpers	-5.96E-07	-0.0017	-0.0025	0	-0.0014	-3.80E-05	0	-0.0003	-0.0012	-0.0002	-1.78E-05	-1.52E-05	-3.47E-06
#C Dashboard	-7.36E-07	-0.0022	-0.0030	0	-0.0017	-4.84E-05	0	-0.0004	-0.0015	-0.0002	-2.17E-05	-1.81E-05	-2.57E-06
#C Stoelvulling	-3.85E-07	-0.0011	-0.0016	0	-0.0009	-2.53E-05	0	-0.0002	-0.0008	-0.0001	-1.14E-05	-9.47E-06	-1.31E-06
Netto score	-2.75E-06	-0.0076	-0.0117	0	-0.0057	-0.0002	0	-0.0015	-0.0050	-0.0008	-8.89E-05	-7.66E-05	-3.40E-05
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-2.75E-06	-0.0067	-0.0117	0	-0.0080	-0.0002	0	-0.0029	-0.0109	-0.0018	-8.89E-05	-7.66E-05	-3.4E-05

Tabel B10.8 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B7, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	9.60E-07	7.65E-06
#G Autobanden	0	0	0.0014	0	0.0006	2.76E-06	0	3.70E-05	0.0006	0.0002	0.0005	1.25E-06	0
#G Bumpers	0	0	0.0005	0	0.0002	9.52E-07	0	1.28E-05	0.0002	5.38E-05	0.0002	4.30E-07	0
#G Dashboard	0	0	0.0006	0	0.0003	1.24E-06	0	1.66E-05	0.0003	7.00E-05	0.0002	5.59E-07	0
#G Stoelvulling	0	0	0.0004	0	0.0002	8.09E-07	0	1.08E-05	0.0002	4.58E-05	0.0001	3.66E-07	0
Totale belasting	0	9.23E-06	0.0029	0	0.0012	8.95E-06	0	9.01E-05	0.0012	0.0003	0.0010	3.56E-06	7.65E-06
Bonuscore													
Shredderen auto-ond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
#G Autobanden	0	-0.0032	-0.0002	0	0.0025	-4.1E-05	0	-7.41E-05	-0.000361	-5.57E-05	-8.25E-06	0.0085	0
#G Bumpers	0	-0.0017	-9.58E-05	0	0.0013	-2.18E-05	0	-3.93E-05	-0.000191	-2.95E-05	-4.38E-06	0.0050	0
#G Dashboard	0	-0.0021	-0.0001	0	0.0017	-2.66E-05	0	-4.8E-05	-0.000233	-3.61E-05	-5.34E-06	0.0062	0
#G Stoelvulling	0	-0.0011	-0.0001	0	0.0009	-1.39E-05	0	-2.51E-05	-0.000122	-1.88E-05	-2.79E-06	0.0032	0
Totale bonuscore	0	-0.0080	-0.0005	0	0.0064	-0.0001	0	-0.0002	-0.0009	-0.0001	-2.06E-05	0.0238	0
Netto score													
Shredderen auto-ond	0	9.23E-06	8.73E-06	0	1.70E-05	3.19E-06	0	1.30E-05	1.37E-05	1.74E-06	9.94E-06	9.60E-07	7.65E-06
#G Autobanden	0	-0.0032	0.0012	0	0.0031	-3.82E-05	0	-3.71E-05	1.99E-04	0.0001	0.0005	0.0085	0
#G Bumpers	0	-0.0017	0.0004	0	0.0015	-2.08E-05	0	-2.66E-05	1.91E-06	2.43E-05	0.0002	0.0050	0
#G Dashboard	0	-0.0021	0.0005	0	0.0019	-2.53E-05	0	-3.14E-05	1.78E-05	3.39E-05	0.0002	0.0062	0
#G Stoelvulling	0	-0.0011	0.0003	0	0.0010	-1.31E-05	0	-1.42E-05	4.23E-05	2.69E-05	0.0001	0.0032	0
Netto score	0	-0.0080	0.0024	0	0.0076	-9.43E-05	0	-9.63E-05	2.75E-04	0.0002	0.0009	0.0238	7.645E-06
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	0	-0.0070	0.0024	0	0.0107	-0.0001	0	-0.0002	0.0006	0.0004	0.0009	0.0238	7.645E-06

Tabel B10.9 Genormaliseerde en gewogen resultaten van scenario B8, waarbij de genormaliseerde data zijn uitgesplitst in belastende, bonus- en nettoscores.

Genormaliseerde resultaten	ADP	EDP	GWP	ODP	HT	ECA	ECT	POCP	AP	NP	FW	TW	SW
Milieubelasting													
Vernieuwd loopvlak	0.0047	0.0021	0.0013	2.08E-05	0.0014	0.0002	4.95E-06	0.0007	0.0012	0.0003	0.0013	0.0006	0.0002
Totale belasting	0.0047	0.0021	0.0013	2.08E-05	0.0014	0.0002	4.95E-06	0.0007	0.0012	0.0003	0.0013	0.0006	0.0002
Bonusscore													
Vernieuwd loopvlak	-0.0185	-0.0096	-0.0062	-0.0002	-0.0070	-0.0009	-1.94E-05	-0.0044	-0.0056	-0.0014	-0.0058	-0.0026	-0.0008
Totale bonusscore	-0.0185	-0.0096	-0.0062	-0.0002	-0.0070	-0.0009	-1.94E-05	-0.0044	-0.0056	-0.0014	-0.0058	-0.0026	-0.0008
Netto score													
Vernieuwd loopvlak 100%	-0.0138	-0.0075	-0.0048	-0.0001	-0.0056	-0.0006	-1.44E-05	-3.77E-03	-4.42E-03	-1.09E-03	-4.50E-03	-1.98E-03	-5.68E-04
Netto score	-0.0138	-0.0075	-0.0048	-0.0001	-0.0056	-0.0006	-1.44E-05	-3.77E-03	-4.42E-03	-1.09E-03	-4.50E-03	-1.98E-03	-5.68E-04
Gewogen resultaten													
wegingsfactor	1	0.87	1	30	1.4	1.4	1.4	1.9	2.2	2.3	1	1	1
gewogen score	-0.0138	-0.0065	-0.0048	-0.0043	-0.0078	-0.0009	-2.02E-05	-0.0072	-0.0097	-0.0025	-0.0045	-0.0020	-0.0006