

# Emissieschattingen Diffuse bronnen Emissieregistratie

## Bandenslijtage wegverkeer

Versie mei 2024

De gepresenteerde methode voor emissieberekening van de genoemde emissieoorzaken in deze factsheet is actueel. Vanaf 2023 worden de nieuwe emissiecijfers niet meer toegevoegd. Ga voor de meest recente emissiecijfers naar de website van EmissieRegistratie ([www.emissieregistratie.nl](http://www.emissieregistratie.nl)).

In opdracht van Rijkswaterstaat – WVL  
Uitgevoerd door DELTARES en TNO

# Bandenslijtage wegverkeer

## 1 Omschrijving emissiebron

Deze factsheet bevat een rekenmethode voor de emissies ten gevolge van slijtage van banden in het wegverkeer. Slijtage van banden veroorzaakt een emissie van bandenstof, bestaande uit fijn stof (PM10, PM2,5), grof stof, metalen (vooral zink), PAKs, nonylfenolen en Bis(2-ethylhexyl)ftalaat (in het Engels Di(2-ethylhexyl)phthalate / DEHP). Deze emissiebron wordt binnen de landelijke Emissieregistratie toegekend aan de doelgroep Verkeer en Vervoer.

## 2 Toelichting berekeningswijze

De emissies worden gescheiden berekend voor diverse voertuigcategorieën. Emissies worden berekend door de vermenigvuldiging van een emissieverklarende variabele (EVV) – hier het aantal verreden kilometers op de Nederlandse wegen – met een emissiefactor (EF), uitgedrukt in emissie per eenheid van de EVV:

$$E_s = EVV * EF_{VC} * EF_{st}$$

Waarbij:

$E_s$	=	emissie van deeltjes (kg)
$EVV$	=	verkeersprestatie, afgelegde afstand op het Nederlandse wegennet (mln km), tabel 1
$EF_{VC}$	=	emissiefactor voertuigcategorie (kg/mln km), tabel 6
$EF_{st}$	=	verdeling stofdeeltjes, tabel 3

De PM-, PAK-, metaal- en overige stoffen emissie kan worden berekend als een fractie van het geproduceerde slijtsel:

$$E_x = EF_s * X$$

Waarbij

$E_x$	=	emissie van component X (kg)
$X$	=	gehalte aan component X van de banden (kg/kg)

De op deze wijze berekende emissie wordt de bruto emissie genoemd. Een specifiek deel hiervan komt terecht in het oppervlakte water: de netto belasting van het oppervlaktewater.

## 3 Emissieverklarende variabele

De emissieverklarende variabele is de verkeersprestatie in km afgelegd door de verschillende voertuigcategorieën voor verschillende jaren. De verkeersprestaties worden door het CBS aangeleverd aan de taakgroep Verkeer en Vervoer. De taakgroep Verkeer en Vervoer berekent vervolgens de verdeling over de verschillende rittypen (binnen de bebouwde kom en buiten de bebouwde kom op autosnelwegen en landelijke wegen) (Geilenkirchen et al., 2022). In onderstaande tabellen worden de totale verkeersprestaties weergegeven binnen en buiten de bebouwde kom.

Binnen de EmissieRegistratie worden de verschillende voertuigcategorieën gesommeerd naar lichte en zware voertuigen. Personenauto's, bestelauto's, motortweewielers en speciale voertuigen-licht worden toegedeeld aan de lichte voertuigen. De overige categorieën worden toegedeeld aan de zware voertuigen.

Tabel 1: Verkeersprestaties binnen de bebouwde kom, op landelijke wegen en snelwegen per voertuigcategorie (miljoen km) voor verschillende jaren.

Binnen bebouwde kom						
Jaar	Personen auto's	Motor tweewielers	Bromfietsen	Lichte bedrijfsvoertuigen	Zware bedrijfsvoertuigen	Autobussen
1990	23214	136	1196	3987	1144	683
1995	21173	245	930	3462	1085	712
2000	18679	318	1032	2458	886	655
2005	20166	372	1150	2821	800	640
2010	20814	393	1513	2739	751	691
2015	21485	370	1597	2691	697	692
2019	22851	384	1691	3007	729	716
2020	22851	384	1663	3007	729	716
Landelijke wegen						
Jaar	Personen auto's	Motor tweewielers	Bromfietsen	Lichte bedrijfsvoertuigen	Zware bedrijfsvoertuigen	Autobussen
1990	30498	369	512	2445	1710	399
1995	30408	665	400	3281	1656	413
2000	32633	863	455	4914	1474	411
2005	35199	1008	515	5635	1459	390
2010	36221	1066	677	5452	1492	406
2015	37303	1004	712	5347	1480	399
2019	39453	1046	748	5945	1583	422
2020	39453	1044	735	5945	1583	422
autosnelweg						
Jaar	Personenauto's	Motor tweewielers	Bromfietsen	Lichte bedrijfsvoertuigen	Zware bedrijfsvoertuigen	Autobussen
1990	28157	383	0	1635	2945	160
1995	32572	699	0	3820	3891	163
2000	41887	909	0	7982	4760	191
2005	44973	1070	0	9148	4859	172
2010	45291	1140	0	8828	5038	165
2015	46301	1062	0	8642	5048	155
2019	47881	1098	0	9601	5405	172
2020	47881	1098	0	9601	5405	172

## 4 Emissiefactoren

Voor de emissiefactoren wordt onderscheid gemaakt in slijtage van banden en stofprofielen in de bandenslijtage.

### 4.1 Emissiefactoren bandenslijtage algemeen en voor fijn stof uit banden

De basis voor de te berekenen emissie van fijn stof en overige componenten is de totale hoeveelheid bandenstof (bandenslijtsel) dat ontstaat door slijtage per gereden kilometer. Dit kan op verschillende manieren berekend worden.

1. "Kilometragedaanpak". Op basis van het aantal voertuigkilometers per voertuigtype, het aantal banden per voertuig type, het gemiddelde kilometrage waarbij banden versleten zijn en het gewichtsverlies tussen nieuwe en oude banden kan het totale bandenrubberverlies berekend worden. Al het door slijtage vrijkomende bandenrubber wordt geacht als stof (fijn + grof) vrij te komen.
2. "Verkoop aanpak". De verkoop aanpak is gebaseerd op de Europese bandenverkoopcijfers en het Nederlandse marktaandeel daarin. Op basis van het gemiddelde gewichtsverlies gedurende de levensduur van een band per voertuigtype kan de totale bandenstofproductie in Nederland uitgerekend worden.
3. "Directe meting". (Fijn-) stof door bandenslijtage kan rechtstreeks bepaald worden door (fijn-) stof monsters te nemen bij verkeerswegen en vervolgens dit opgevangen stof te analyseren op bepaalde tracers die uniek zijn voor bandenstof, zoals styreen-butadieenrubber of organisch gebonden zink. Daar de concentratie van de tracer in bandenstof bekend is kan op basis van de tracer-concentratie ook de totale concentratie fijn stof door bandenslijtage berekend worden. Uit de verkregen gegevens en de verkeerscijfers kan hiervan een slijtagefactor worden afgeleid (o.a. Dannis, 1974; Baumann *et al.*, 1997; Fauser, 1999). Het is echter lastig op deze wijze een totale slijtagefactor af te leiden omdat dan ook de emissie naar water en bodem gemonsterd moet worden. Dit is wel een goede manier om de emissie naar een bepaald compartiment (bijv. lucht) vast te stellen.

De benodigde gegevens om met de kilometrage-aanpak en de verkoop-aanpak het totale jaarlijks geproduceerde bandenstof in Nederland te berekenen zijn, naast de verkeersprestaties van het CBS verkregen uit BLIC/ZOPA (2001a,b) en Blok (2005). Voor het jaar 1998 leveren beiden onafhankelijke aanpakken een totale emissie van 10.8 (kilometrage-aanpak) en 11.2 (verkoop-aanpak) kton bandenstof per jaar. Beide onafhankelijke schattingen zijn goed in overeenstemming met elkaar en tonen aan dat dit een goede basis is om de specifieke emissies naar compartiment op te baseren.

Het gedeelte van het bandenslijtsel dat geëmitteerd wordt als  $PM_{10}$  en  $PM_{2.5}$  is onderwerp van veel studies geweest. Er is een overzicht gemaakt van in de literatuur vermelde emissiefactoren voor bandenslijtage (zie Tabel 2). Het betreft hier emissiefactoren naar lucht. Dit betekent dat TSP (Total suspended particles) niet te vergelijken is met de totale bandenstofproductie zoals berekend met de hierboven onder punt 1 en punt 2 beschreven methodes omdat deze methodes ook het deel van de slijtage meenemen dat dermate grof is dat het niet naar lucht geëmitteerd wordt.

De data in Tabel 2 is gebruikt om de eerder door de taakgroep Verkeer en Vervoer voorgestelde emissiefactoren nader te onderbouwen en mogelijk bij te stellen. In Tabel 2 staat de ingeschatte fractieverdeling naar grootte van stofdeeltjes weergegeven. Het resultaat van de emissiefactoren review is gepresenteerd in Tabel 3. De veranderingen ten opzichte van eerder door de taakgroep gehanteerde emissiefactoren is beperkt. De meest robuuste aanpak is gebaseerd op het aandeel  $PM_{10}$  in de totale slijtage dat ongeveer 5% bedraagt (o.a. Pierson and Brachaczek, 1974). Validatie is lastig omdat bandenslijtage ritcyclus en locatie afhankelijk is. Het robuuste van de aanpak om  $PM_{10}$  te berekenen als een fractie van totaal bandenstof is dat de verdeling naar compartimenten eenduidig blijft en de massabalans voor totaal stof blijft kloppen. Voor personenwagens kan een vergelijking gemaakt worden tussen de emissiefactor gebaseerd op de fractie  $PM_{10}$  en direct gemeten waarden (Tabel 2). Het gemiddelde van de  $PM_{10}$  emissiefactor op basis van de literatuur studie is  $7 \text{ mg/vkm}^1$  met een range van 1-14  $\text{mg/vkm}$  (Tabel 2). Hoewel dit iets hoger is dan de waarde van  $5 \text{ mg/vkm}$  die voorspeld wordt op basis van totaal bandenstof is dit gezien de spreiding in de literatuur data en de onzekerheid omtrent het exacte percentage niet significant verschillend. Ook wordt het gemiddelde van  $7 \text{ mg/vkm}$  beïnvloedt door twee relatief hoge waarden (13 en  $14 \text{ mg/vkm}$ ), terwijl het merendeel van de metingen  $\sim 5 \text{ mg/vkm}$  suggereert (Tabel 2). Er wordt daarom geadviseerd vooralsnog de emissiefactor voor personenwagens op  $5 \text{ mg/vkm}$  te houden, overeenkomend met 5% van  $100 \text{ mg/vkm}$  totaal bandenstof, zie tabel 2.

Specifieke slijtagefactoren voor banden van de voertuigcategorieën trekkers, autobussen, bromfietsen en speciale voertuigen zijn niet bekend. Ook data voor vrachtwagens zijn uitermate schaars (Tabel 2) maar hiervoor is wel het gewichtsverlies gedurende de levensduur van een band bekend (BLIC/ZOPA, 2001a,b) en kan het fijn stof afgeleid worden op basis van de aangenomen fractie van 5%  $PM_{10}$  van totaal bandenstof.  $PM_{2.5}$  emissiefactoren zijn nauwelijks gepubliceerd (zie ook Tabel 2). Op basis van de beschikbare literatuur is er voor gekozen de fractie  $PM_{2.5}$  van bandenslijtage op 20% (range 0-40%) te veronderstellen. Het aandeel  $PM_{2.5}$  is onzeker en kan wellicht in de nabije toekomst aangepast worden indien meer data beschikbaar komt.

In het overzicht van geadviseerde emissiefactoren (Tabel 4) is te zien dat de emissiefactoren voor totale bandenslijtage ronde getallen zijn, dit benadrukt dat het, gezien de onzekerheid, niet zinvol is nader te specificeren en het belangrijker is de consistentie tussen de voertuigcategorieën en de fracties  $PM_{10}$  transparant te houden.

---

<sup>1</sup> vkm = voertuigkilometer

Tabel 2: Literatuur data voor bandenslijtage en verdeling naar fracties fijn stof.

TSP <sup>1)</sup>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	Opmerkingen	Bron
(mg/km/voertuig)				
<b>Personenauto's</b>				
2 – 5 7.5 – 25	4 5 1 – 5 14 8 5	1,4 1,25	0.5 µm < d <sup>2)</sup> < 10 µm d < 0.5 µm Model output	Cadle and Williams (1978) Pierson & Brachaczek (1974) Fishman (1998) USEPA Part 5 (2002) Annema et al. (1994), Van den Brink (1996) Subramini (1971) Subramini (1971) Singh and Colls (2000)
7  2 80 1 – 5 32 – 110 53  52 – 110	5 6.1   13 24 (15-50)	0	PM <sub>10</sub> ± 1.1	Keuken et al. (1999) Rauterberg-Wulf (1999) Doki et al. (2002) Baumann et al. (1997) Stark (1995) Garbet et al. (1997) Hüglin et al. (2000) Warner et al. (2002); Luhana et al. (2004) Gebbe et al. (1997)
2-100	7 (1 – 14)	1,3		Gemiddelden en spreiding
<b>Vrachtauto's en bussen</b>				
32  180 – 240 20 770 800 100 – 550	20 < 32   200		(2.5 µm < d < 10 µm)	Keuken et al. (1999) Rauterberg-Wulf (1999) Baumann et al. (1997) Doki et al. (2002) Garben et al. (1997) Hüglin et al. (2000) Gebbe et al. (1997)

<sup>1)</sup> TSP = Total Suspended Particles

<sup>2)</sup> d = diameter

Tabel 3: Verdeling naar fractie totaal, grof en fijn stof (%)

	Totaal stof	Grof stof	PM10	PM2.5
Verdeling	100%	95%	5%	1%

Tabel 4: Bandenslijtage en emissie aan fijn stof per voertuigcategorie

Voertuigklasse	Bandenslijtage	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
	mg/vkm		
Bromfietsen	23	1.2	0.25
Motorfietsen	50	2.5	0.5
Personenauto's	100	5	1
Bestelauto's	140	7	1.4
Trekkers	495	25	5
Vrachtauto's	600	30	6
Autobussen	360	18	3.6
Speciale voertuigen (licht)	140	7	1.4
Speciale voertuigen (zwaar)	600	30	5

Binnen de bebouwde kom wordt in de regel meer geaccelereerd en geremd dan buiten de bebouwde kom. Ook zijn er meer bochten, is het weglandschap dynamischer en de relatieve verschillen in snelheid groter. Hoewel bekend is dat om die redenen de bandenslijtage per verreden km binnen de bebouwde kom hoger is dan buiten de bebouwde kom is er weinig data om dit goed te onderbouwen. De beperkte informatie is samengevat in Tabel 5.

Tabel 5: Invloeden van rijstijl en omgeving op emissiefactoren.

Conditie	Waarde	Eenheid	Bron
Snelweg – 120 km/h	24	mg/km/band	Dannis (1974)
Bochten nemen – 50 km/h	490		
Bochten in stedelijke wegen	30	mg/km/band	Le Maitre <i>et al.</i> (1998)
Rustig rijden	12		
"Professioneel" rijden <sup>1)</sup>	70		
Droge condities	150	%	
Winter ten opzichte van zomer	140		

<sup>1)</sup> "professioneel rijden": snel optrekken, zoveel mogelijk de maximum snelheid aanhouden en weinig afremmen.

De gegevens van Dannis (1974) en Le Maitre *et al.* (1998) bevestigen dat bochtige wegen een hogere slijtage veroorzaken. De extreem hoge waarde van Dannis (1974) wordt geacht niet langer realistisch te zijn. In de tijd sinds het onderzoek van Dannis (begin van de 70-er jaren) zijn door technologische verbeteringen de eigenschappen van banden (zoals slijtvastheid, grip) aanzienlijk vooruitgegaan. De informatie in Tabel 5 toont duidelijk aan dat slijtage per kilometer hoger is bij het maken van veel bochten en optrekken zoals in binnenstedelijk verkeer maar geeft geen exacte verhouding. Als eerste benadering is aangenomen dat de emissiefactoren binnen de bebouwde kom een factor 2 hoger zijn per verreden kilometer dan op de snelweg en landelijke wegen. Dit is gebaseerd op de verhouding tussen waarden die Le Maitre *et al.* gemeten hebben maar de overweging daarbij dat enkel "rustig rijden" een onderschatting is van het huidige snelwegverkeer. Tabel 6 geeft de uiteindelijke gedifferentieerde emissiefactoren weer.

Tabel 6 bevat de afgeleide emissiefactoren op basis van bovenstaande informatie, waarin onderscheid wordt gemaakt in totaal stof, grof stof, PM10 en PM2.5.

Tabel 6: Afgeleide emissiefactoren bandenslijtage binnen en buiten de bebouwde kom (mg/km).

Stofnaam	Voertuigcategorie	Bebouwde kom	Landelijke wegen	Autosnelwegen
Totaal stof	Personenauto	132	85	104
	Motortweewieler	60	39	47
	Bromfiets	13	9	10
	Bestelauto	159	102	125
	Vrachtauto	850	546	668
	Trekker	658	423	517
	Autobus	415	267	326
	Speciaal voertuig-licht	159	102	125
	Speciaal voertuig-zwaar	850	546	668
Grof stof	Personenauto	125	81	99
	Motortweewieler	57	37	45
	Bromfiets	12	9	10
	Bestelauto	151	97	119
	Vrachtauto	808	519	635
	Trekker	625	402	491
	Autobus	394	254	310
	Speciaal voertuig-licht	151	97	119
	Speciaal voertuig-zwaar	808	519	635
PM10	Personenauto	6.6	4.3	5.2
	Motortweewieler	3	2.0	2.4
	Bromfiets	0.65	0.45	0.5
	Bestelauto	8.0	5.1	6.3
	Vrachtauto	43	27	33
	Trekker	33	21	26
	Autobus	21	13	16
	Speciaal voertuig-licht	8.0	5.1	6.3
	Speciaal voertuig-zwaar	43	27	33
PM2.5	Personenauto	1.3	0.85	1.0
	Motortweewieler	0.6	0.39	0.47
	Bromfiets	0.13	0.09	0.1
	Bestelauto	1.6	1.0	1.3
	Vrachtauto	8.5	5.5	6.7
	Trekker	6.6	4.2	5.2
	Autobus	4.2	2.7	3.3
	Speciaal voertuig-licht	1.6	1.0	1.3
	Speciaal voertuig-zwaar	8.5	5.5	6.7

Noot: Emissiefactoren boven de 10 mg/kg zijn afgerond op hele getallen, onder de 10 mg/kg op 1 decimaal.

### Correctiefactor voor het ZOAB-aandeel

Op de Nederlandse snelwegen is vanaf 1985 ZOAB (Zeer Open Asphalt Beton) geïntroduceerd. Dit beton bevat een groter aantal holten dan het tot dan toe gebruikte DAB (Dicht Asphalt Beton). Door deze open structuur wordt het grove gedeelte van het geproduceerde bandenstof direct opgevangen in deze holten. Omdat vanaf 1985 het aandeel ZOAB op de Nederlandse snelwegen is toegenomen, wordt hiervoor gecorrigeerd in de emissies. In Tabel 7 staat, vanaf de introductie van ZOAB, de correctiefactor weergegeven voor de peiljaren in ER.

Tabel 7: Correctiefactoren voor ZOAB (Geilenkirchen et al, 2022).

Jaar	Aandeel ZOAB op autosnelwegen (%)	Component		
		Metalen	PAK	Stof
		Reductiefactor		
		20	2,5	20
Correctiefactor				
1990	10	0.90	0.94	0.90
1995	29	0.71	0.81	0.71
2000	50	0.50	0.68	0.50
2005	65	0.35	0.59	0.35
2010	79	0.21	0.50	0.21
2015	85	0.15	0.46	0.15
2019	90	0.10	0.42	0.10
2020	90	0.10	0.42	0.10

De correctiefactor in Tabel 7 is de fractie waarmee de emissie wordt vermenigvuldigd. Deze fractie wordt berekend aan de hand van het percentage ZOAB op de Nederlandse snelwegen. Bijvoorbeeld voor het jaar 2005 is het aandeel ZOAB 74%. De correctiefactor voor metalen wordt dan  $[(1-0.65) + (0.65/35)] = 0.37$ .

## 4.2 Emissiefactoren stoffen in bandenslijtage

### Emissiefactoren voor PAK uit banden

In de EU-directive EG 76/769 (EU, 2005) is bepaald dat op 1 januari 2010 geen banden meer op de markt mogen komen, geproduceerd met aromatische oliën die meer dan 1 mg/kg benzo(a)pyreen of meer dan 10 mg/kg van de EU-PAK's bevatten. De afgelopen jaren zijn een aantal onderzoeken met PAK-gehalten in autobanden, geproduceerd na 2010, gepubliceerd. In de gebruikte studies, samengevat in van Duijnhoven (2021) is het PAK gehalte in rubbergranulaat in kunstgrasvelden bepaald (RIVM, 2016, ECHA, 2017). De ECHA studie bestaat uit meerdere onderzoeken. Slechts één onderzoek wordt overgenomen, de overige onderzoeken maken gebruik van gerecyclede banden geproduceerd vóór 2010. In een Risk Assessment Study on Synthetic Turf Rubber Infill uit 2019 (Schneider, 2020) is zowel naar rubbergranulaat op sportvelden als naar recycling bedrijven gekeken, waarbij alleen het ongecoate materiaal is overgenomen. De resultaten uit de verschillende onderzoeken staan weergegeven in tabel 8.

Uit tabel 8 blijkt dat het overall gemiddelde voor de som van de EU-PAK wordt berekend op 8 mg/kg band. Dat is onder de 10 mg/kg dat een band mag bevatten volgens de EU richtlijn, het gemiddelde voor benzo(a)pyreen (1.4 mg/kg) ligt net iets hoger dan de gestelde 1 mg/kg. Alle drie de onderzoeken liggen boven deze 1 mg/kg.

In de gevonden literatuur wordt niet of nauwelijks gekeken is naar de verschillen in PAK-gehalten in banden voor licht en zwaar wegverkeer, daarom is voor alle vervoerscategorieën hetzelfde profiel aangehouden.

Tabel 8: Gemeten PAK-gehalten in autobanden (mg/kg band) geproduceerd na 1 januari 2010

Stof in mg/kg*	ECHA: Murfitts Industries (2016)	RIVM (2016)	Schneider et al (2020)	Overall GEM
aantal monsters		100	73	
Acenafteen			0.25	0.25
Acenaftyleen	0.74		0.65	0.69
Anthraceen	0.0025	0.25	0.66	0.30
Benzo(a)anthraceen*	0.53	1	0.86	0.80
Benzo(a)pyreen*	1.5	1.2	1.4	1.4
Benzo(b/j)fluorantheen*	1.5	1.4	1.2	1.3
Benzo(e)pyreen*	2.6	3	2.5	2.7
Benzo(ghi)peryleen	2.0	4.3	4.9	3.7
Benzo(k)fluorantheen*	0.18	0.25	0.36	0.26
Chryseen*	0.83	1.3	1.3	1.1
Dibenzo(a,h)anthraceen*		0.25	0.18	0.22
Fenantreen	4.7	1.3	4.4	3.4
Fluorantheen	7.6	1.4	8.3	5.8
Fluoreen	0.29		0.41	0.35
Indeno(123-c,d)pyreen	0.86		0.66	0.76
Naftaleen	1.4		0.71	1.1
Pyreen	26	11	24	20
Totaal EU-PAK				8.0

\*EU PAK, alleen benzo[j]fluorantheen ontbreekt door een gebrek aan gegevens. Benzo[j]fluorantheen is verondersteld dezelfde waarde te hebben als benzo[k]fluorantheen

De PAK-profielen voor de emissiereeks 1990-2020 staan vermeld in tabel 9. Er zijn drie verschillende PAK-profielen. De gehalten in autobanden geproduceerd vóór 1 januari 2010 uit de vorige factsheet [Broeke, 2007] blijven gehandhaafd tot en met emissiejaar 2005. De afleiding van deze factoren staat weergegeven in bijlage 5. De nieuwe PAK-profielen gelden vanaf 2015. In de overgangperiode van 2006-2014 wordt het gemiddelde PAK-profiel tussen de beide perioden aangehouden.

Tabel 9: PAK-profielen in autobanden (mg/kg/band) voor de verschillende jaren

PAK in mg/kg	PAK-profiel* (1990-2005)	PAK-profiel (2005-2015)	PAK-profiel (2015-2022)
Acenafteen	5.4	2.8	0.25
Acenaftyleen	1.7	1.2	0.69
Anthraceen	2.1	1.2	0.30
Benzo(a)anthraceen	6.5	3.7	0.80
Benzo(a)pyreen	5.4	3.4	1.4
Benzo(b/j)fluorantheen	16.4	8.9	1.3
Benzo(e)pyreen	6.9	4.8	2.7
Benzo(ghi)peryleen	12.6	8.2	3.7
Benzo(k)fluorantheen	9.1	4.7	0.26
Chryseen*	24.0	12.6	1.1
Dibenzo(a,h)anthraceen	1.7	0.9	0.22
Fenantreen	10.9	7.2	3.4
Fluorantheen	19.1	12.5	5.8
Fluoreen	1.7	1.0	0.35
Indeno(123-c,d)pyreen	2.0	1.4	0.76
Naftaleen	7.2	4.2	1.1
Pyreen	26	23.0	20

\* herkomst eerste factsheet bandenslijtage, zie ook bijlage 5 [Broeke, 2007]

### Emisiefactoren zware metalen en elementen

In een TNO studie uit 2017 (Joswicka et al.), toegespitst op de Nederlandse situatie, is gekeken naar 30 afgedankte banden verzameld in 2013 bij 2 autobedrijven, een gemeentelijk afvalverwerkingsstation en een bandenrecyclingcentrum voor vrachtwagenbanden. Om een representatieve steekproef te krijgen van de banden waarmee auto's in Nederland zijn uitgerust, werden 17 verschillende bandenmerken verzameld, waaronder de 8 populairste bandenmerken in Nederland. De totale steekproef bestond uit 23 zomerbanden voor personenauto's, 5 winterbanden voor personenauto's en 1 all seasonband vrachtwagens. De gemiddelde concentraties staan



weergegeven in tabel 10. Omdat de gemiddelde concentratie uit het TNO rapport uitgaat van de Nederlandse situatie én het om afgedankte, nog niet gerecyclede autobanden gaat, worden deze concentraties in principe gebruikt als nieuwe emissiefactoren voor de zware metalen en elementen. Wel wordt gekeken of deze concentratie in de range ligt van de emissiefactoren uit de oude factsheet [Broeke, 2007] en de afgeleide gemiddelde Europese concentratie.

Voor de afgeleide Europese concentratie is de range en het daaruit berekende gemiddelde uit het ECHA (2017) rapport én de gevonden concentraties uit Schneider (2020) gebruikt en opgenomen in tabel 2. In het ECHA rapport is gekeken naar 8 verschillende Europese studies tussen 2004 en 2016. De huidige emissiefactoren in EmissieRegistratie zijn afkomstig uit 5 studies tussen 1983 en 2002. De range daarvan is terug te vinden in kolom 'ER oud' in tabel 10.

Tabel 10 Gemeten metaal concentraties (mg/kg) in diverse studies. GEM is het rekenkundig gemiddelde.

Waarden in grijze cellen wijken dermate af dat ze niet worden meegenomen.

stof (mg/kg)	ER oud	TNO studie <sup>1</sup>		Europese literatuur <sup>2</sup>		Nieuwe EF
	range	range	GEM	range	GEM	
aantal		30		36-91		
Aluminium	81 - 956	34 - 721	289	1.2-957	425	289
Antimoon	2	0.1-11	1.7	<0.05-7.7	1.6	1.7
Arseen	0.8	0-4.6	0.2	<0.05-<5	1	0.2
Barium	0.9 - 4.1	0.1-45	4.9	2.4-167	28	4.9
Beryllium	-			0.001-1.5	0.6	0.6
Cadmium	0.28 - 4.96	0-4	0.5	<0.25-2.38	1.6	0.5
Chroom	0.4 - 49	0.2-2.5	0.8	<0.34-56	7.6	0.8
Kobalt	0.88 - 39	0-118	8.3	0.7-268	118	8.3
Koper	1.8 - 69	0-15	2.5	0.8-111	40	2.5
Ijzer	2 - 2800	28-191	80	5.6-2310	832	80
Lood	1 - 160	0.1-259	10.5	<0.5-7256	36.2	10.5
Magnesium	32 - 444	22-451	125	36-966	360	125
Mangaan	14-Feb	0.4-3.8	1.6	2.6-30	8	1.6
Molybdeen	2.8 - 10			0.04-6.6	1.7	1.7
Nikkel	0.9 - 50	0.4-5.4	1.9	0.6-26	4.3	1.9
Seleen	4 - 20	0-23	2.7	<	<	2.7
Strontium	1.16 - 3.13	0.3-4.2	1.7	0.6-90	17	1.7
Tin	-	0.1-11	1.7	0.1-39	7.3	1.7
Titaan	195	0.9-50	16	0.01-72	23.6	16
Vanadium	1	0.1-2.9	1	0.4-22	5	1
Zink	8000 - 13500		22100	118-21000	10978	10978

<sup>1</sup> afgedankte banden van autobedrijf

<sup>2</sup> gerecyclede banden

Voor de meeste metalen liggen de TNO concentraties binnen de range van de huidige ER emissiefactoren en de range uit de Europese literatuur. Uitzonderingen zijn titaan en zink. De gemiddelde concentratie voor Titaan ligt in zowel de TNO als de Europese studies dicht bij elkaar (16 resp 24 mg/kg) en wijkt flink af van de huidige emissiefactoren (195 mg/kg). Voor zink ligt de TNO concentratie op 22100 mg/kg, Europees op 10978 mg/kg en de huidige factoren op 8000-13500 mg/kg. Gezien de erg hoge concentratie uit de TNO studie wordt voor zink het gemiddelde uit de Europese literatuur aangehouden. Voor de overige metalen worden de concentraties uit de TNO studie overgenomen. Nieuwe emissiefactoren kunnen worden afgeleid voor beryllium en molybdeen uit de Europese studies.

In de oude factsheet werd onderscheid gemaakt in het zinkgehalte van personenauto's en vrachtverkeer. Naar het verschil in concentraties tussen personenauto's en vrachtauto's wordt slechts in één Europese studie gekeken (Duijnhoven, 2021). Vanwege de matige onderbouwing van verschillen in zinkgehalten in autobanden tussen personenauto's en vrachtverkeer is besloten om uit te gaan van één emissiefactor voor al het autoverkeer.

### **Emissiefactoren overige stoffen**

In de verschillende gebruikte onderzoeken naar rubber granulaat is ook gekeken naar andere stoffen, onder andere ftalaten, benzothiazolen en fenolen. In tabel 11 staat de range vermeld van de gevonden stoffen. De meetgegevens in tabel 11 beschrijven de gevonden range en het berekende gemiddelde afkomstig uit ECHA (2017), Schneider et al (2020), RIVM (2016) en TNO (2017) . De concentraties per onderzoek zijn terug te vinden in van Duijnhoven (2021).

Tabel 11 Range en gemiddelde concentraties uit verschillende studies voor overige stoffen gemeten in autobanden en rubber granulaat (mg/kg).

concentraties per stof in rubber granulaat (mg/kg)	overall		
	range		gemiddelde
Benzothiazole	2.7	87	43
2-Mercaptobenzothiazol	2.6	10	5
2-Hydroxybenzothiazole	1.6	56	29
2-Methoxybenzothiazole	2.6	10	4
2-Aminobenzothiazole	0.1	0	0
N-cyclohexyl-1,3-benzothiazole-2-amine	1.5	4	5
2,2-Dithiobis-(benzothiazole)	0.2	0.3	0.2
N-cyclohexyl-2-benzothiazole sulphenamide	<0.02	0.04	0.03
N-1,3-di-methyl-butyl)-N-phenyl-p-phenylene-diamine (1,3-diphenylguanidine)	571	1479	1024
4-Tert-octylphenol	12	51	31
4-Tert-butylphenol	4.8	50	22
4-Tert-butylphenol	2.5	5.6	4.1
2,4-Di-tert-butylphenol	2.8	4.1	3.5
2,6-Di-tert-butyl-p-cresol (butylated hydroxytoluene)	2.8	4.1	3.5
2,6-Di-tert-butyl-p-cresol (butylated hydroxytoluene)	1.7	2.6	2.1
Bisphenol A	0.5	4.3	2.5
Diisononyl phthalate (DINP)	5.9	61	20
Diisobutyl phthalate (DIBP)	0.6	3.5	2.5
DEHP	4.7	27	7.3
Nonylfenol	-	-	-
4-Vinylcyclohexeen (VCH)	206.8	2182.1	970.2
Styreen	125.2	6784.8	3303.3
Limoneen	60.7	5288.2	1181.2
Concentratie per stof in %	Range		gemiddelde
Rubber	51%	63%	57%
Zwavel	1.1%	2.2%	1.5%
nano Black carbon (BC)	6.5%	42%	23%
nano siliciumdioxide (SiO <sub>2</sub> )	0.02%	35%	15%
nano zinkoxide (ZnO)	0.8%	6.7%	2.7%

Uit tabel 11 worden alleen DEHP en nonylfenol opgenomen in EmissieRegistratie. Nonylphenol/formaldehyde harsen worden gebruikt in de rubberindustrie als lijm / en als kleefmateriaal om de stroefheid van autobanden te verhogen. De afgeleide factoren zijn afkomstig van het Norwegian Building Institute (2004). De emissiefactor wordt tot en met 2000 op 20 mg/kg geschat. Na 2004, ondanks verbod toepassing in producten met een concentratie hoger dan 0,1%, wordt aanbevolen een emissiefactor van 10 mg/kg aan te houden. Dit wordt beredeneerd vanuit de gedachte dat autobanden met hogere gehalten nonylfenol nog in omloop zijn en het enige tijd duurt voordat deze autobanden niet meer gebruikt worden (Schipper et al, 2010). Uit recente onderzoeken wordt nonylfenol alleen door RIVM bepaald, waarbij alle waarden zijn aangetroffen onder de rapportage grens. Omdat de stof nog steeds wordt aangetroffen in effluenten van zuiveringsinstallaties<sup>2</sup> wordt de emissiefactor vanaf 2015 op 5 mg/kg gehouden.

<sup>2</sup> Watson database [website](#)

Tabel 12: Emissiefactoren nonylfenol bij toepassing in rubber van autobanden (mg/kg).

jaar	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
emissiefactor	20	20	20	20	10	10	5	5

De overige stoffen worden wellicht in EmissieRegistratie opgenomen zodra er meer bekend is over de overige bronnen van de betreffende stoffen. De stoffen worden ter informatie vermeld in deze factsheet.

## 5 Maatregelen en effecten

In EU-directive EG 76/769 (EU, 2005) is bepaald dat op 1 januari 2010 geen banden meer op de markt mogen komen, geproduceerd met aromatische oliën die meer dan 1 mg/kg Benzo(a)pyreen of meer dan 10 mg/kg van de EU-PAK bevatten. De nieuwe emissiefactoren voor banden na 2010 worden met deze vernieuwde factsheet doorgekerend.

Voor nonylfenol geldt een verbod op gebruik (wijziging EG-verbodsrichtlijn Wms 1998 van 11 maart 2004). Dit heeft een reductie van de emissie van nonylfenolen naar water tot gevolg. Nonylfenol ethoxylaten mogen niet meer worden toegepast in producten met een concentratie hoger dan 0,1 gewichtsprocent. Uitzonderingen hierop zijn:

- gebruik in textiel-, metaal, en leerbewerking mits sterk emissiebeperkende maatregelen worden getroffen
- spermaciden
- op nationaal niveau toegelaten gewasbeschermingsmiddelen en biociden die nonylfenoethoxylaten als co-formulant bevatten

Uiteindelijk zal dus de emissie van nonylfenolen vanuit bandenslijtage afnemen. Het zal nog even duren voordat alle banden met nonylfenolen opgebruikt zijn.

## 6 Emissies

In bijlage 1 tot en met 4 staan de totale emissies voor de verschillende voertuigcategorieën per jaar weergegeven. De emissies zijn berekend door vermenigvuldiging van de emissieverklarende variabele (Tabel 1) met de emissiefactoren uit tabel 3, tabel 6 en de fracties van specifieke stoffen in bandenstof zoals gegeven in tabel 9 tot en met 12. Voor de snelwegen wordt rekening gehouden met het gehalte aan ZOAB in tabel 7. Alle emissies zijn in kg per jaar weergegeven.

## 7 Verdeling compartimenten

In Tabel 13 is de verdeling weergegeven van de slijtage-emissies naar de verschillende milieucompartimenten zoals momenteel wordt gehanteerd door de taakgroep verkeer. De emissie van fijn stof wordt in alle gevallen voor 100% aan het compartiment lucht toegekend.

Tabel 13: Verdelingspercentages voor bandenstof naar compartimenten zoals tot nu toe gehanteerd (Gelenkirchen et al., 2022).

	lucht	bodem	oppervlaktewater	riool
	%			
Fijn stof (incl metalen)				
bebouwde kom	100	0	0	0
landelijke wegen	100	0	0	0
autosnelwegen	100	0	0	0
Grof stof (incl metalen)				
bebouwde kom	0	40	0	60
landelijke wegen	0	90	10	0
autosnelwegen	0	90	10	0

### Toedeling binnen de bebouwde kom

De toedeling van de emissie binnen de bebouwde kom voor 100% naar riool (Tabel 18) is niet waarschijnlijk. Een GIS-overlay van het grondgebruiksbestand van Nederland met de rioleringsgebieden in EmissieRegistratie leert dat precies 50% van het oppervlak van de rioleringsgebieden uit verhard gebied bestaat (zie Tabel 14).

Tabel 14: Resultaten GIS-overlay rioleringsgebieden.

AggregatieNaam	Bodem Areaal [ha]	Riool Areaal [ha]
Bodem verhard	433 649	341 061
Bodem onverhard	2 893 753	336 033
Bodem semi-verhard	50 136	16 016
Som	3 377 538	693 109

Dat 50 % van het gerioleerde gebied verhard is, wil nog niet zeggen dat ook 50 procent van de emissie van de depositie van grof stof naar het riool zal gaan. In de rioleringswereld worden afstroomcoëfficiënten gebruikt om te bepalen welk deel van het regenwater dat in een rioleringsgebied valt naar het riool gaat. Dikwijls wordt een afstroomcoëfficiënt van 50% gehanteerd. Tijdens een recente studie van TNO in de verzorgingsgebieden van twee RWZI's in Noord-Brabant in 2005 werden voor Den Bosch en Asten afstroomcoëfficiënten van respectievelijk 50% en 90% gemeten. Omdat water als transportmedium van de vervuiling werkt lijkt het voor de hand liggend om de verdeling van het water over de compartimenten als uitgangspunt te hanteren.

Er zijn echter diverse factoren die afwijkingen zowel naar boven als naar beneden kunnen veroorzaken:

- Een deel van het water verdampt waardoor het deel van het oppervlak dat afstroomt groter is dan het oppervlak dat kan worden afgeleid van de neerslag en het water dat naar het riool gaat. Als de depositie van neerslaand stof redelijk homogeen verdeeld is, dan is het afstromende oppervlak een goede maat voor de hoeveelheid emissie die afstroomt. Het zal echter zo zijn dat op onverhard gebied een deel van de vervuiling wordt afgefilterd waardoor de hoeveelheid vuil per hoeveelheid water (de concentratie) van onverhard gebied kleiner wordt (afnemende bijdrage naar riool).
- De depositie van grof stof vindt dichterbij de bron plaats. De bron is de verharde weg. Daarom zal daar ter plekke de depositie meer geconcentreerd zijn en bijgevolg de emissie in verhouding tot de hoeveelheid water (de concentratie) groter zijn (toenemende bijdrage naar riool).
- Een gedeelte van de vervuiling van de wegen zal via de route van het veegvuil worden ingezameld. Dit gedeelte komt niet in het riool terecht. Het grootste deel van het veegvuil is grof zand dat relatief weinig vervuiling bevat (afnemende bijdrage naar riool).
- Een deel van het bodemmateriaal van onverhard gebied zal afspoelen naar het riool. In dit bodemmateriaal zal in de loop der tijd vuil zijn geaccumuleerd dat onder andere van bandenslijtage afkomstig is. Dit betekent dat een klein deel van het vuil dat oorspronkelijk in de bodem is geaccumuleerd alsnog in het riool terecht komt (toenemende bijdrage naar riool).

Deze tegen elkaar in werkende processen maken het moeilijk om een kwantitatief gefundeerde uitspraak te doen. Zeker is dat de hoeveelheid emissie die naar riool gaat onder 100% zal liggen. Totdat betere meetgegevens beschikbaar komen wordt er vanuit gegaan dat 50% naar het riool binnen de bebouwde kom gaat in plaats van 100%. Daar echter een deel van de vuillast van de bodem alsnog afspoelt naar riool zal rekening gehouden moeten worden met een iets hogere aanvoer naar riool. Als voorlopige waarde wordt daarom 60 procent aanvoer naar riool gekozen.

#### Toedeling buiten de bebouwde kom

De toedeling van de emissies van de grove fractie van het bandenstof buiten de bebouwde kom is complexer dan binnen de bebouwde kom. Een vrij uitgebreide studie is gedaan door Blok (Blok, 2005). Uit het werk van Blok blijkt dat ongeveer 70% van de totale hoeveelheid materiaal via het mechanisme van run-off grotendeels in de bodem van de wegberm terecht komt. De overige 30 procent wordt volgens Blok verspreid via het mechanisme van drift. Hierbij nemen we aan dat de fijnste fractie van deze 30 procent (ongeveer 5% fijn stof) via atmosferisch transport verder weg getransporteerd zal worden. Het grootste deel (25 van de 30 procent) die via drift wordt verspreid komt volgens Blok niet verder dan 4.5 m (overige wegen) tot 6 meter (snelwegen) van de zijkant van de weg. Het is onbekend wat het aandeel van sloten is van het oppervlak dat op 4.5 tot 6 meter langs de wegen ligt, echter dit zal minder dan 50% van het oppervlak tussen 4.5 en 6 meter vanaf wegen zijn. Als eerste benadering nemen we de helft van 25 procent en ronden af naar beneden resulterend in een schatting van 10 procent directe emissie naar oppervlaktewater.

## 8 Regionalisatie

Voor de regionale verdeling van emissies wordt binnen de Emissieregistratie gebruik gemaakt van een set van digitale kaarten, welke aanwezig is bij RIVM. Deze set geeft de regionale verdeling in Nederland weer van allerlei grootheden, zoals bijvoorbeeld de bevolkingsdichtheid, verkeersintensiteit, landbouwactiviteiten, etc. Binnen de Emissieregistratie worden deze kaarten gebruikt als 'lokator' om de regionale verdeling van emissies vast te stellen. De set aan beschikbare lokatoren is beperkt, dus kan niet iedere denkbare grootheid als lokator worden toegepast. Een overzicht van de beschikbare lokatoren is te vinden op de site van de Emissieregistratie:

<https://www.emissieregistratie.nl/documentatie/ruimtelijke-verdeling>

Gekozen wordt voor de lokator waarvan wordt aangenomen dat hij het beste correleert met de emissie. Voor bandenslijtage is dit de NO<sub>2</sub> emissie per wegvak. Voor de berekende NO<sub>2</sub> emissie is gekozen omdat deze het beste correleert met het (niet-lineaire) verband tussen snelheid en emissie van diverse stoffen (waaronder het stof van de bandenslijtage). Een wegvak is een gedeelte van een weg, dat in de lengterichting wordt begrensd door een aansluiting, een kruispunt of een knooppunt. Kunstwerken (bruggen, tunnels, viaducten) aan het einde van het wegvak behoren tot het wegvak zelf. Voor alle wegen geldt dat gegevens over de ligging en de lengte van de weg(vakken) afkomstig zijn uit het Nationaal Wegenbestand (NWB) van de Dienst Water- en Leefomgeving (Rijkswaterstaat). De NO<sub>2</sub> emissie is gebaseerd op verkeersintensiteiten uit het landsdekkende verkeersmodel van DAT Mobility (DAT, Mobility, 2022), in combinatie met de gehanteerde emissiefactoren binnen de Wet Luchtkwaliteit voor het gepubliceerde emissiejaar.

Bij de lokatoren wordt onderscheid gemaakt naar drie voertuigcategorieën en drie wegtypen, wat in totaal negen mogelijke verdelingen oplevert. Bij de voertuigcategorieën gaat het om licht verkeer (tweewielers, personen-, bestelauto's), vrachtverkeer en bussen. Bij de wegen gaat het om wegen met maximumsnelheid <60km/u, maximumsnelheid >=60 en <100km/u en maximumsnelheid >100km/u. Zie verder ook de documenten *Wegverkeer en Wegverkeer bussen (niet-touringcar)* binnen het overzicht van de beschikbare lokatoren.

## 9 Opmerkingen/wijzigingen ten opzichte van voorgaande jaren

ER1990-2020

- Nieuwe emissiefactoren voor PAK in bandenslijtage vanaf 2010
- Nieuwe emissiefactoren voor een aantal metalen en elementen
- DEHP wordt toegevoegd
- Geen onderscheid meer in stofprofielen slijtage autobanden voor licht- en zwaar wegverkeer bij zink en PAK

In 2015 zijn de percentages ZOAB door RWS bijgesteld (Klein, 2016).

Jaartal	%ZOAB nieuw	%ZOAB oud
2003	62	62
2004	65	66
2005	69	70
2006	72	74
2007	75	78
2008	78	82
2009	79	86
2010	83	90
2011	83	92
2012	85	93
2013	86	95
2014	88	

De verkeersprestaties in de peiljaren zijn in 2012 veranderd ten opzichte van eerdere jaren omdat er nieuwe CBS cijfers beschikbaar zijn gekomen voor het aantal voertuigkilometers voor de speciale voertuigen, voor meer informatie zie "Methoden voor de berekening van de emissies door mobiele bronnen in Nederland" (o.a. Klein et al., 2014).

De verkeersprestaties in de peiljaren zijn in 2010 veranderd ten opzichte van eerdere jaren omdat er nieuwe CBS cijfers beschikbaar zijn gekomen voor het aantal voertuigkilometers (vkm), voor meer

informatie zie “Methoden voor de berekening van de emissies door mobiele bronnen in Nederland” (o.a. Klein et al., 2009).

Nonylfenol is toegevoegd als stof die vrijkomt bij de slijtage van banden (Schipper et al., 2010).

De berekeningsmethodiek is in 2008 gewijzigd ten opzichte van eerdere publicaties (o.a. Klein et al., 2007) op de volgende punten

- Emissiefactoren fijn stof. De veranderingen ten opzichte van eerder door de taakgroep verkeer en vervoer gehanteerde emissiefactoren is beperkt en een gevolg van het hanteren van vaste fracties PM10 en PM2.5 in het totaal geproduceerde bandenstof voor iedere voertuig categorie (zie ook sectie 4.1)
- Verdeling van emissies naar bodem en riool binnen de bebouwde kom (zie ook sectie 7)
- Verdeling van emissies naar bodem en water buiten de bebouwde kom (zie ook sectie 7)
- Gehaltes en afgeleide emissiefactoren van metalen en PAK uit bandenslijtage.

Een beknopte vergelijking tussen de oude en nieuwe emissiefactoren voor fijn stof is gegeven in onderstaande tabel. Voor speciale voertuigen is geen vergelijking gegeven daar deze nu zijn opgesplitst in lichte en zware speciale voertuigen. PM2.5 emissiefactoren waren in voorgaande documenten niet opgenomen.

Voertuigklasse		Bandenslijtage	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
		mg/vkm		
Personenauto's	Nieuw	100	5	1
	Oud	92	4.6	-
Bestelauto's	Nieuw	120	6	1.2
	Oud	120	6	-
Vrachtauto's 1)	Nieuw	600	30	6
	Oud	495	24.75	-
Trekkeurs	Nieuw	495	25	5
	Oud	495	1.25	-
Autobussen	Nieuw	360	18	3.6
	Oud	360	18	-
Motorfietsen	Nieuw	50	2.5	0.5
	Oud	46	8.3	-
Bromfietsen	Nieuw	23	1.2	0.25
	Oud	23	1.2	-

<sup>1)</sup> Uitgaande van vrachtauto's met gemiddelde 10 banden

#### Originele factsheet

Broeke, H. ten; H. Denier van der Gon; J. Hulskotte - Emissies door banden- en wegdekslijtage door het wegverkeer, november 2007.

De factsheet is in 2022 aangepast.

## 10 Betrouwbaarheid en verbeterpunten

Aan elk onderdeel van de emissieberekening is een betrouwbaarheid toegekend. De volgende betrouwbaarheidspercentages zijn hierbij gehanteerd: 1%, 5%, 10%, 25%, 50%, 100%, 200% en 400%. Een betrouwbaarheid van 1% wil zeggen dat het desbetreffende onderdeel zeer betrouwbaar is; een betrouwbaarheid van 400% betekent een grote onzekerheid in het desbetreffende onderdeel. Alle percentages ertussen geven van laag naar hoog een steeds kleinere betrouwbaarheid en een grotere onzekerheid. Voor elk van de onderdelen is de betrouwbaarheid ingeschat door een groep experts. Hierbij zijn onder andere de volgende punten in overweging genomen:

- Metingen: zijn er metingen beschikbaar? Om hoeveel metingen gaat het? Zijn ze recent, realistisch en representatief? Hoe groot is de variatie?
- Als er geen metingen voorhanden zijn: is er veel literatuur of zijn er andere informatiebronnen beschikbaar?
- Als de emissie d.m.v. een model wordt verkregen: wat is de schaal van het model en is het model gevalideerd?

- Aannames: moeten er veel aannames gedaan worden en hoe groot zijn die?
- Regionalisatie: geeft de EVV een goed beeld van de ruimtelijke verdeling van de bron? Hoe groot is de variatie van de emissie in de ruimte en kan deze variatie door de EVV wel goed over Nederland verdeeld worden?

Onderdeel emissieberekening	Betrouwbaarheidspercentage (%)
Emissieverklarende variabele	10
Emissiefactor:	
- PAK	25
- Zink	25
- Nonylfenol/DEHP	100
Verdeling compartimenten	50
Emissieroutes via riool naar water	10
Regionalisatie	50

De emissieverklarende variabele wordt regelmatig bijgehouden door de Taakgroep Verkeer en Vervoer en krijgt een betrouwbaarheidspercentage van 10%.

De emissiefactoren zijn, afhankelijk van de stof of stofgroep, gebaseerd op een variërend aantal onderzoeken in binnen- en buitenland die, wederom verschillend per stof, meer of minder variatie vertonen. Op grond hiervan is voor de emissiefactoren per stof / stofgroep een betrouwbaarheidspercentage gekozen van 50% voor PAK en zink en 400% voor nonylfenolen en DEHP. De nauwkeurigheid van de schatting van de emissie van nonylfenolen uit bandenslijtage is te vergelijken met die van de andere stoffen in bandenslijtage, met als verschil dat er zeer weinig getallen in autobandenrubber beschikbaar zijn.

De verdeling van de emissies over de verschillende compartimenten zijn zeer onzeker, zodat hiervoor een percentage van 50% wordt gehanteerd. De onzekerheid in emissieroutes via riool naar water is in relatie daarmee minder groot en krijgt een betrouwbaarheid van 10%. Dit is beschreven in de factsheet van de berekende effluenten RWZI's (Rijkswaterstaat WVL, 2014). De regionalisatie van de emissies is mede afhankelijk van het wegdektype. Dit resulteert in een betrouwbaarheidspercentage van 50%.

De belangrijkste verbeterpunten zijn:

- Uit het in 2021 uitgevoerde literatuuronderzoek is voor meerdere stoffen, zie tabel 11 een profiel opgesteld dan opgenomen in Emissieregistratie. In de toekomst zouden deze stoffen ook aan ER kunnen worden toegevoegd

## 11 Reacties

Voor vragen naar aanleiding van dit werkdocument of opmerkingen kan contact worden opgenomen met [emissieregistratie@deltares.nl](mailto:emissieregistratie@deltares.nl).

## 12 Referenties

- Annema (ed) et al. – Basisdocument fijn stof – (1994) – RIVM rapport nr. 710401029, Bilthoven, the Netherlands, 1994.
- Baumann, W. et al. – Exemplarische erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung –UBA-FB 98-003, 1997.
- BLIC, Tyre particulates as a source of PAHs in the environment, cited in CSTEE (2003), 2002.
- BLIC and ZOPA (2001a). Comments on the 17 November draft RAR of Zn and compounds, Letter of Alex Coursier, 2 February 2001 (UMZC/Mktg/AC05/02/01); cited in Blok (2005)
- BLIC and ZOPA. (2001b) Industry comments on RAR draft of February 2001. Releases of zinc to the environment from the wearing of tyres, Lettre of April 27, 2001; cited in Blok (2005)
- Blok, J. – Environmental exposure of road borders to zinc –Science of the Total Environment 348 (2005), 173 – 190.
- Broeke, H. ten; H. Denier van der Gon; J. Hulskotte - Emissies door banden- en wegdekslijtage door het wegverkeer, november 2007.
- Cadle, S.; Williams, R. – Environmental degradation of tire-wear particles –Rubber chemistry and technology (53) 1978, 146 – 158.
- CSTEE, 2003, Opinion of the scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment (CSTEE) on "Questions to the CSTEE relating to scientific evidence of risk to health and the

environment from polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres", Adopted by the CSTEE during the 40th plenary meeting of 12-13 November 2003

DAT.Mobility (2022) Ruimtelijke verdeling emissies wegverkeer voor RIVM emissieregistratie, rapportnr. 010885.20220318.R1.02

Dannis, M. – Rubber dust from the normal wear of tires –Rubber chemistry and technology 47 (1974), 1011 – 1037.

Doki, S.; Kunimi, H.; Takahasi, K. – Estimation of tire emission factors by roadside observation – Japan Clean Air Program (JCAP II), paper presented at 43rd annual meeting of Japan Society for Atmospheric environment, 2002.

Duijnhoven, N (2021), Memo nieuwe emissiefactoren bandenslijtage, ([link](#))

ECHA (2017); Annex XV report; An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sports fields, 28 February 2017.

ER (2022), Toedeling naar wegvak, NOx emissie ([link](#))

EU (2005) EU Directive 2005/69/EC on restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres)

Fausser, P., J. C. Tjell, H. Mosbaek and K. Pilegaard, Quantification of Tire-Tread Particles Using Extractable Organic Zinc as Tracer. Rubber chemistry and technology, 72, 969-977, 1999.

Fishman, R. – Tire wear contributions to ambient particulate matter – Msc thesis, Sever Institute of Technology, Washington University, 1998.

Garbet et al. – Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr Berlin 1993 - IVU GmbH Berlin, Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, unveröffentlicht, 1997.

Gebbe et al. –Quantifizierung des Reifenabreißs von Kraftfahrzeugen in Berlin –ISS-Fahrzeugtechnik, TU Berlin, i. A. der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung – Umweltschutz und Technologie, Berlin 1997.

Geilenkirchen et al. Methodes for calculating the emissions of transport in NL ([link](#))

Hofstra U. (2006), Instrooirubber op kunstgrasvelden uit geshredderde autobanden., Onderzoek naar milieu- en gezondheidsrisico's. Intron..

Hüglin, C.; Gehrig, R. – Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2,5-Immisionen, Chemische Zusammenstetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell, Kurzfassung – NFP41/C4, Bericht Nr 801.583.d, BBL/EDMZ, Bern, Switzerland, 2000.

Jozwicka Magdalena, Hugo Denier van der Gon, Antoon Visschedijk, Sanne van Leeuwen Peter Tromp (2017), NanoNextNL, Emissions of nanoparticles from engine oil, brake wear, tyre wear and catalysts, TNO, 2017

KEMI: HA oils in automotive tyres – prospects of a national ban. Report on a government commission. Swedish National Chemicals Inspectorate, 27 March 2003.

Keuken, M.; Teeuwisse, S.; ten Brink, H.M. – Research on the contribution of road dust emissions to PM10 concentrations in the Netherlands – TNO Report Nr. R99/505, TNO-MEP, Apeldoorn, The Netherlands, 1999

Geilenkirchen, G. et al, Methods for calculating the emissions of transport in het Netherlands, maart 2022, <http://www.emissieregistratie.nl/>

Klein, J. et al., Methods for calculating the emissions of transport in the Netherlands, CBS, TNO, PBL en RWS, 2007, versie 2009, versie 2014 en versie 2016

Luhana, L.; Sokhi, R.; Warner, L.; Mao, H.; Boulter, P.; Mccrae, I.; Wright, J.; Osborn, D. – Particulates – Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles, Deliverable 8: Measurement of non-exhaust particulate matter, Version 2.0 – October 2004

LUT (Lulea University of Technology) - Technical and Environmental Properties of Tyre Shreds Focusing on Ground Engineering Applications; 2004: <http://epubl.ltu.se/1402-1536/2004/05/index.html>

NBI (Norges Byggforskninginstitut) Oppdragsrapport, Potensielle helse- og miljeoeffekter tilknyttet kunstgresssystemer- sluttrapport. Byggforsk rapport O-10820. 15p, 2004

Nilsson, N.; Feilberg, A.; Pommer, K. – Emissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic mines from tyres –Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No. 54 2005.

Noordermeer (2006) Stellingname betreffende beantwoording Kamervragen 2050603510 door de Staatsecretaris van Volksgezondheid, Welzijn en Sport. Universiteit Twente, Faculteit Technische Natuurwetenschappen, Rubbertechnologie.

Pierson, W.; Brachaczek, W. – Airborne particulate debris from rubber tires – Rubber chemistry and technology (47), 1275 – 1299, 1974.

Rauterberg-Wulff A: Tire wear as source of PAH, Umweltbundesamt, Berlin CSTEE/2003/18/4, 2003



Rauterberg-Wulff, A, Determination of emission factors for tire wear particles up to 10 microns by tunnel measurements, Proceedings Of The Eighth International Symposium Transport And Air Pollution Including Cost 319 Final Conference, Sturm, P.J.; [Ed.]; Graz, Austria, 31 May - 2 June 1999, Report Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Vol. 76, pp 265-72, 1999

Rauterberg-Wulff, A.; Israel, G.W.; Pesch, M.; Schlums, C. – Bestimmung des Beitrags von Reifenabrieb zur Russimmission an stark befahrenen Strassen – VDI Berichte NR. 1228, 1998

RIVM (2016); Oomen, A.G. and G.M. de Groot, Beoordeling gezondheidsrisico's door sporten op kunstgrasvelden met rubbergranulaat, RIVM Rapport 2016-0202.

Schipper, P.N.M., ir. M.J. Hehenkamp, dr. A.A. Vergouwen, dr. B. Pieters, dr. M. Vissers, drs. B. Jannink – Emissies van gevaarlijke stofgroepen in beeld, 2010.

Schneider, K., M. de Hoogd, M. P. Madsen, P.I Haxaire, A. Bierwisch and E. Kaiser, (2020) ERASSTRI – European Risk Assessment Study on Synthetic Turf Rubber Infill – Part 1: Analysis of infill samples, Science of the Total Environment 718, 2020.

Singh, R.; Colls, J. – Development and Preliminary Evaluation of a Particulate Matter Emission Factor Model for European Motor Vehicles – Journal of the Air & Waste Management Association 50, 1805 – 1807, Technical Paper, 2000.

Stark, R. – Environmental impact of a tyre – Kautchuk Gummi Kunststoffe (48), 448 – 453, 1995.

Subramini, J. – Particulate air pollution from automobile tire tread wear – PhD dissertation, University of Cincinnati, 1971. Geciteerd in Fishmann, 1998.

Rijkswaterstaat WVL, 2014. Effluenten RWZI's, regenwaterriolen, niet aangesloten riolen, overstorten en IBA's, factsheet diffuse bronnen, mei 2014.

Techn. Univ. Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung – Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10 Immission an einer Hauptverkehrsstrasse - (2000).

US-Environmental Protection Agency, Office of Mobile Sources – Software-based algorithm for calculating emissions from mobile sources PART5, Version as of 2002 – US-EPA 2002.

Van den Brink, R. – Deeltjesemissie door wegverkeer, emissiefactoren, deeltjes-grootteverdeling en chemische samenstelling - RIVM report no. 772002008, Bilthoven, the Netherlands, 1996.

Warner L.R. Sokhi R.S., Luhana L., Boulter P.G., McCrae I. "Non-Exhaust Particle Emissions from Road Transport", Graz University of Technology – Transport and Air Pollution Symposium, Proceedings Volume I, pp 265-272, 2002.

Watson database (2022), <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/erpub/wsn/default.aspx>.

## Bijlage 1 Belasting naar oppervlaktewater (kg/jaar)

gepresenteerde stof	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2019	2020
Grof stof	779288	784018	775072	699882	606520	548743	568970	506484
Aluminiumverb. (als Al)	225.21	226.58	224.00	202.27	175.28	158.59	164.43	146.37
Antimoonverb. (als Sb)	1.32	1.33	1.32	1.19	1.03	0.93	0.97	0.86
Arseenverb. (als As)	0.16	0.16	0.16	0.14	0.12	0.11	0.11	0.10
Bariumverb. (als Ba)	3.82	3.84	3.80	3.43	2.97	2.69	2.79	2.48
Berylliumverb. (als Be)	0.47	0.47	0.47	0.42	0.36	0.33	0.34	0.30
Cadmiumverb. (als Cd)	0.39	0.39	0.39	0.35	0.30	0.27	0.28	0.25
Chroomverb. (als Cr)	0.62	0.63	0.62	0.56	0.49	0.44	0.46	0.41
Kobaltverb. (als Co)	6.47	6.51	6.43	5.81	5.03	4.55	4.72	4.20
Koperverb. (als Cu)	1.95	1.96	1.94	1.75	1.52	1.37	1.42	1.27
Loodverb. (als Pb)	8.18	8.23	8.14	7.35	6.37	5.76	5.97	5.32
Magnesiumverb. (als Mg)	97.41	98.00	96.88	87.49	75.81	68.59	71.12	63.31
Mangaanverb. (als Mn)	1.25	1.25	1.24	1.12	0.97	0.88	0.91	0.81
Molybdeenverb. (als Mo)	1.32	1.33	1.32	1.19	1.03	0.93	0.97	0.86
Nikkelverb. (als Ni)	1.48	1.49	1.47	1.33	1.15	1.04	1.08	0.96
Seleenverb. (als Se)	2.10	2.12	2.09	1.89	1.64	1.48	1.54	1.37
Strontiumverb. (als Sr)	1.32	1.33	1.32	1.19	1.03	0.93	0.97	0.86
Tinverb. (als Sn)	1.32	1.33	1.32	1.19	1.03	0.93	0.97	0.86
Titaanverb. (als Ti)	12.47	12.54	12.40	11.20	9.70	8.78	9.10	8.10
Vanadiumverb. (als V)	0.78	0.78	0.78	0.70	0.61	0.55	0.57	0.51
Zinkverb. (als Zn)	8555	8607	8509	7683	6658	6024	6246	5560
Acenaftheen	4.21	4.24	4.19	3.78	1.72	0.14	0.22	0.19
Acenafthyleen	1.33	1.34	1.32	1.19	0.73	0.38	0.60	0.53
Anthraceen	1.64	1.64	1.63	1.47	0.73	0.16	0.26	0.23
Benzo(a)Anthraceen	5.07	5.10	5.04	4.55	2.21	0.44	0.69	0.62
Benzo(a)Pyreen	4.20	4.23	4.18	3.78	2.06	0.77	1.21	1.08
Benzo(b)Fluorantheen	12.79	12.87	12.72	11.49	5.37	0.71	1.12	1.01
Benzo(ghi)Peryleen	9.79	9.85	9.74	8.79	4.93	2.03	3.20	2.86
Benzo(k)Fluorantheen	7.09	7.13	7.05	6.37	2.84	0.14	0.22	0.20
Chryseen	18.69	18.80	18.58	16.78	7.61	0.60	0.95	0.85
Dibenzo(ah)anthraceen	0.04	0.04	0.04	0.03	0.08	0.12	0.19	0.17
Fenanthreen	8.50	8.55	8.45	7.63	4.34	1.87	2.94	2.63
Fluorantheen	14.91	15.00	14.83	13.39	7.56	3.18	5.02	4.49
Fluoreen	1.33	1.34	1.32	1.19	0.62	0.19	0.30	0.27
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	1.55	1.55	1.54	1.39	0.83	0.42	0.66	0.59
Naftaleen	5.61	5.65	5.58	5.04	2.52	0.60	0.95	0.85
Pyreen	18.71	18.83	18.61	16.81	13.35	10.97	17.30	15.47
Di(2-Ethylhexyl)Ftalaat	5.69	5.72	5.66	5.11	4.43	4.01	4.15	3.70
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	15.59	15.68	15.50	7.00	6.07	2.74	2.84	2.53

## Bijlage 2 Belasting naar riool (kg/jaar)

gepresenteerde stof	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2019	2020
Grof stof	2718078	2498747	2127628	2217236	2279126	2274236	2521628	2257809
Aluminiumverb. (als Al)	785.52	722.14	614.88	640.78	658.67	657.25	728.75	652.51
Antimoonverb. (als Sb)	4.62	4.25	3.62	3.77	3.87	3.87	4.29	3.84
Arseenverb. (als As)	0.54	0.50	0.43	0.44	0.46	0.45	0.50	0.45
Bariumverb. (als Ba)	13.32	12.24	10.43	10.86	11.17	11.14	12.36	11.06
Berylliumverb. (als Be)	1.63	1.50	1.28	1.33	1.37	1.36	1.51	1.35
Cadmiumverb. (als Cd)	1.36	1.25	1.06	1.11	1.14	1.14	1.26	1.13
Chroomverb. (als Cr)	2.17	2.00	1.70	1.77	1.82	1.82	2.02	1.81
Kobaltverb. (als Co)	22.56	20.74	17.66	18.40	18.92	18.88	20.93	18.74
Koperverb. (als Cu)	6.80	6.25	5.32	5.54	5.70	5.69	6.30	5.64
Loodverb. (als Pb)	28.54	26.24	22.34	23.28	23.93	23.88	26.48	23.71
Magnesiumverb. (als Mg)	339.76	312.34	265.95	277.15	284.89	284.28	315.20	282.23
Mangaanverb. (als Mn)	4.35	4.00	3.40	3.55	3.65	3.64	4.03	3.61
Molybdeenverb. (als Mo)	4.62	4.25	3.62	3.77	3.87	3.87	4.29	3.84
Nikkelverb. (als Ni)	5.16	4.75	4.04	4.21	4.33	4.32	4.79	4.29
Seleenverb. (als Se)	7.34	6.75	5.74	5.99	6.15	6.14	6.81	6.10
Strontiumverb. (als Sr)	4.62	4.25	3.62	3.77	3.87	3.87	4.29	3.84
Tinverb. (als Sn)	4.62	4.25	3.62	3.77	3.87	3.87	4.29	3.84
Titaanverb. (als Ti)	43.49	39.98	34.04	35.48	36.47	36.39	40.35	36.12
Vanadiumverb. (als V)	2.72	2.50	2.13	2.22	2.28	2.27	2.52	2.26
Zinkverb. (als Zn)	29839	27431	23357	24341	25020	24967	27682	24786
Acenaftheen	14.70	13.51	11.50	11.99	6.45	0.57	0.63	0.56
Acenafthyleen	4.64	4.26	3.63	3.78	2.73	1.57	1.74	1.56
Anthraceen	5.70	5.24	4.46	4.65	2.73	0.68	0.76	0.68
Benzo(a)Anthraceen	17.67	16.25	13.83	14.42	8.32	1.82	2.02	1.81
Benzo(a)Pyreen	14.66	13.48	11.48	11.96	7.74	3.18	3.53	3.16
Benzo(b)Fluorantheen	44.62	41.02	34.93	36.40	20.19	2.96	3.28	2.94
Benzo(ghi)Peryleen	34.15	31.40	26.73	27.86	18.54	8.41	9.33	8.35
Benzo(k)Fluorantheen	24.72	22.73	19.35	20.17	10.66	0.59	0.66	0.59
Chryseen	65.17	59.92	51.02	53.17	28.58	2.50	2.77	2.48
Dibenzo(ah)anthraceen	0.13	0.12	0.10	0.10	0.30	0.50	0.55	0.50
Fenanthreen	29.64	27.25	23.20	24.18	16.30	7.73	8.57	7.68
Fluorantheen	52.01	47.82	40.72	42.43	28.42	13.19	14.63	13.10
Fluoreen	4.64	4.26	3.63	3.78	2.34	0.80	0.88	0.79
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	5.39	4.95	4.22	4.40	3.13	1.73	1.92	1.72
Naftaleen	19.58	18.00	15.33	15.98	9.46	2.50	2.77	2.48
Pyreen	65.27	60.00	51.09	53.24	50.16	45.48	50.43	45.16
Di(2-Ethylhexyl)Ftalaat	19.84	18.24	15.53	16.19	16.64	16.60	18.41	16.48
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	54.36	49.97	42.55	22.17	22.79	11.37	12.61	11.29

### Bijlage 3 Belasting naar bodem (kg/jaar)

gepresenteerde stof	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2019	2020
Grof stof	8706177	8602584	8282300	7674898	6866786	6351390	6692745	8706177
Aluminiumverb. (als Al)	2516.09	2486.15	2393.58	2218.05	1984.50	1835.55	1934.20	2516.09
Antimoonverb. (als Sb)	14.80	14.62	14.08	13.05	11.67	10.80	11.38	14.80
Arseenverb. (als As)	1.74	1.72	1.66	1.53	1.37	1.27	1.34	1.74
Bariumverb. (als Ba)	42.66	42.15	40.58	37.61	33.65	31.12	32.79	42.66
Berylliumverb. (als Be)	5.22	5.16	4.97	4.60	4.12	3.81	4.02	5.22
Cadmiumverb. (als Cd)	4.35	4.30	4.14	3.84	3.43	3.18	3.35	4.35
Chroomverb. (als Cr)	6.96	6.88	6.63	6.14	5.49	5.08	5.35	6.96
Kobaltverb. (als Co)	72.26	71.40	68.74	63.70	56.99	52.72	55.55	72.26
Koperverb. (als Cu)	21.77	21.51	20.71	19.19	17.17	15.88	16.73	21.77
Loodverb. (als Pb)	91.41	90.33	86.96	80.59	72.10	66.69	70.27	91.41
Magnesiumverb. (als Mg)	1088	1075	1035	959	858	794	837	1088
Mangaanverb. (als Mn)	13.93	13.76	13.25	12.28	10.99	10.16	10.71	13.93
Molybdeenverb. (als Mo)	14.80	14.62	14.08	13.05	11.67	10.80	11.38	14.80
Nikkelverb. (als Ni)	16.54	16.34	15.74	14.58	13.05	12.07	12.72	16.54
Seleenverb. (als Se)	23.51	23.23	22.36	20.72	18.54	17.15	18.07	23.51
Strontiumverb. (als Sr)	14.80	14.62	14.08	13.05	11.67	10.80	11.38	14.80
Tinverb. (als Sn)	14.80	14.62	14.08	13.05	11.67	10.80	11.38	14.80
Titaanverb. (als Ti)	139.30	137.64	132.52	122.80	109.87	101.62	107.08	139.30
Vanadiumverb. (als V)	8.71	8.60	8.28	7.67	6.87	6.35	6.69	8.71
Zinkverb. (als Zn)	95576	94439	90923	84255	75384	69726	73473	95576
Acenaftheen	47.07	46.51	44.78	41.50	19.42	1.59	2.34	47.07
Acenafthyleen	14.85	14.68	14.13	13.09	8.23	4.38	6.45	14.85
Anthraceen	18.27	18.05	17.38	16.10	8.23	1.91	2.80	18.27
Benzo(a)Anthraceen	56.61	55.93	53.85	49.90	25.07	5.08	7.48	56.61
Benzo(a)Pyreen	46.97	46.41	44.68	41.41	23.33	8.89	13.09	46.97
Benzo(b)Fluorantheen	142.92	141.22	135.96	125.99	60.83	8.26	12.15	142.92
Benzo(ghi)Peryleen	109.40	108.10	104.07	96.44	55.85	23.50	34.58	109.40
Benzo(k)Fluorantheen	79.19	78.25	75.33	69.81	32.12	1.65	2.43	79.19
Chryseen	208.76	206.27	198.59	184.03	86.10	6.99	10.28	208.76
Dibenzo(ah)anthraceen	0.41	0.40	0.39	0.36	0.92	1.40	2.06	0.41
Fenanthreen	94.95	93.82	90.32	83.70	49.12	21.59	31.78	94.95
Fluorantheen	166.61	164.62	158.49	146.87	85.62	36.84	54.21	166.61
Fluoreen	14.85	14.68	14.13	13.09	7.06	2.22	3.27	14.85
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	17.26	17.06	16.42	15.22	9.42	4.83	7.10	17.26
Naftaleen	62.73	61.98	59.67	55.30	28.51	6.99	10.28	62.73
Pyreen	209.06	206.57	198.88	184.30	151.11	127.03	186.94	209.06
Di(2-Ethylhexyl)Ftalaat	63.56	62.80	60.46	56.03	50.13	46.37	48.86	63.56
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	174.12	172.05	165.65	76.75	68.67	31.76	33.46	174.12

#### **Bijlage 4      Belasting naar lucht**

De nieuwe emissiefactoren zijn nog niet doorgerekend voor de luchtmissies in ER1990-2020. Deze komen beschikbaar vanaf ronde ER1990-2021.

## Bijlage 5 Afleiding emissiefactoren PAK in bandenslijtage periode 1990-2010

Het aantal onderzoeken en rapporten betreffende PAK in autobanden is beperkt. Een Zweedse studie geeft het PAK-gehalte in extender-oliën met hoog aromaatgehalte (KEMI, 2003). Aromatische extender-oliën worden toegevoegd aan het loopvlakrubber van banden. Deze oliën bevatten aanzienlijke hoeveelheden PAK. Gecombineerd met de gegevens van BLIC (2002), die vermelden wat de gemiddelde toevoeging van aromatische extender-oliën is aan banden, kan het gehalte aan PAK worden berekend.

Nilsson *et al* (2005) hebben in opdracht van het Deense ministerie van milieu een aantal gebruikte banden verzameld en hierin direct het gehalte van diverse PAK-componenten bepaald. LUT (2004) en NBI (2004) hebben hetzelfde gedaan voor vermalen autobanden die worden toegepast als bodemvulling voor sportvelden. De literatuurwaarden zijn gecompileerd in Tabel B5.1. Als totaal PAK is in Tabel B5.1 gedefinieerd als de som van individuele PAK soorten die bestaan uit de 10 VROM-PAK en Benzo(b)fluorantheen, ofwel VROM-PAK + 1.

Tabel B5.1: Gemeten PAK-gehalten in autobanden (mg/kg/band).

Bron		Nilsson <i>et al.</i> , 2005		Keml, 2003 BLIC, 2002	Baumann <i>et al.</i> , 1998		LUT, 2004	NBI, 2004
PAK-component	Totaal PAK	PA <sup>1)</sup>	VA <sup>1)</sup>	PA	PA	VA	PA	PA
				13% HA-oil				
Fluorantheen	Ja	9.4	15.4	1.4	7.4	3.8	4.3	7,5
Pyreen		24.2	33.2	3.3	14.0	3.5	17.0	23,5
Benzo(a)fluoreen				0.1				
Benzo(a)anthraceen	Ja	0.8	0.9	4.4	1.0	0.7	8.5	1,3
Chryseen	Ja	5.5	5.3	51.3	7.0	2.3	6.0	2,2
Benzo(b+j+k)fluorantheen	Ja	1.8	2.1	4.2	3.8	1.9	5.8	3,0
Benzo(b)fluorantheen	Ja	6.4	6.4	9.5	6.4	6.4	3.3	2,4
Benzo(e)pyreen		5.5	5.9	14.7				
Benzo(a)pyreen	Ja	1.3	2.6	1.7	3.0	0.4	3.0	2,1
DiBenzo(a,j)anthraceen				0.6				
DiBenzo(a,h)anthraceen		1.2	0.8	0.7	0.1	0.2	0.5	1,1
Indeno(1,2,3-c,d)pyreen	Ja	2.3	1.0	0.8	0.1	0.4	0.2	0,8
Benzo(ghi)peryleen	Ja	12.9	7.3	2.3	0.5	2.4	6.0	3,6
Ananthreen				0.9				
Naftaleen	Ja	1.6	4.5	1.6	2.7	4.5	0.6	0,4
Acenaphteen					0.1	1.0	0.3	0,2
Acenaphtyleen					0.4	0.3	5.6	0,6
Fluoreen					0.1	4.4	0.2	0,4
Fenanthreen	Ja	4.3	2.3	4.3	4.2	2.3	4.3	5,5
Anthraceen	Ja	0.8	0.1	0.8	0.7	0.1	0.8	2,0
<b>Totaal (VROMPAK + BbF)</b>		46.9	47.9	82.3	36.8	25.2	42.8	30.8

N.B: PAK in rood zijn de PAK-componenten die onderdeel uitmaken van het berekende totaal PAK.

<sup>1)</sup> PA = Personenauto's, VA = Vrachtauto's

Er zijn enkele gaten opgevuld in de tabel betreffende PAK-componenten die in het totaal worden meegenomen. Volgens de gehanteerde definitie van totaal PAK hebben Baumann *et al.* (1998), LUT (2004) en NBI (2004) hiervan het hoogste percentage geanalyseerd (91% ten opzichte van 64% voor de overige bronnen). De gaten die zijn opgevuld met (gemiddelde) gegevens van de andere bronnen zijn cursief weergegeven. Voor Benzo(b)fluorantheengehalten in vrachtwagenbanden kon geen afgeleide gevonden worden door het ontbreken van gegevens, hier zijn de waarden van personenautobanden aangehouden.

Het totaal PAK gehalte in autobanden wordt op basis van Tabel B5.1 geschat op 45 ( $\pm 18$ ) mg/kg/band. De spreiding is gezien het aantal verschillende merken en type banden beperkt. In Tabel B5.2 worden totaal PAK waarden gegeven volgens andere literatuurbronnen. Indien geen spreiding is vermeld in Tabel B5.2 was enkel de gemiddelde waarde gedocumenteerd.

Tabel B5.2: Totaal PAK waarden in banden volgens andere bronnen.

Totaal PAK gehalte (mg/kg) in banden per voertuigklasse volgens literatuurbronnen						
Voertuigklasse	Vrachtauto			Personenauto		
Bron	min.	max.	gemiddeld	min.	max.	gemiddeld
CSTEE (2003)	13.5	31.5	22.5	18	112	65
Rauterberg-Wulff (2003)				30	360	195
LUT (2004)						62
NBI (2004)						67
TUV (Noordermeer, 2006)						47
Hofstra (2006)			14			33
TNO (Noordermeer, 2006)			90			112

Om tot een uiteindelijke emissiefactor te komen voor personenauto's en vrachtauto's moet een aantal factoren met elkaar vergeleken worden. Zo is de directe analyse van PAK in banden uiteraard de meest directe benadering. De gedocumenteerde totalen (zoals in Tabel B5.2) kunnen het best worden gebruikt als controle. Nilsson *et al.* (2005) hebben hun analyses gedaan aan bandensnippers, die in speeltuinen als omheining en/of botskussens gebruikt zijn. De gegevens van LUT (2004) en NBI (2004) hebben betrekking op bandsnippers die zijn toegepast als vulmateriaal voor sportvelden. Er dient dus rekening gehouden te worden met eventuele uitloging, al zijn de meeste PAK volgens genoemde bronnen dusdanig in de rubbermatrix opgenomen dat dit effect minimaal is. Baumann *et al.* (1998) hebben 2 verschillende banden geanalyseerd op PAK, maar het is onbekend om welk type band het hier gaat en zodoende ook of deze band behoort tot een categorie met een laag PAK-gehalte in de extender-olie. De aanpak van de Keml (2003) staat min of meer gelijk aan de directe analyse, aangezien de aromatische extender-oliën de voornaamste bron van PAK zijn in banden. Bovendien wordt hiermee de meefout als gevolg van ontsluiting van PAK in bandenrubber geëlimineerd. Er zijn echter verschillende waarden opgegeven voor het gehalte aan deze oliën in banden (range 10-37%), en dit levert variatie op in de uiteindelijke PAK gehalten in banden.

Een ander probleem is de definitie van totaal PAK. Dit betekent dat wat in het kader van een studie voor de EU als totaal PAK gerapporteerd wordt minder PAK bevat dan hetzelfde monster indien er VROMPAK gerapporteerd wordt (omdat er eenvoudigweg minder PAK componenten onder de definitie van EU PAK vallen). Op basis van de beschikbare gegevens is een algemeen profiel van PAK-soorten in relatie tot totaal PAK in autobanden opgesteld (Tabel B5.3). Dit profiel wordt gebruikt in de verdere berekeningen van PAK emissies door bandenslijtage. Hoewel er in Tabel B5.1 nog enkele andere individuele PAK waarden staan worden deze niet apart berekend omdat er zeer weinig informatie is en niet goed bekend is of het niet opgeven van deze PAKs in andere studies nu betekent dat ze niet gemeten zijn danwel niet voorkomen. De gekozen benadering gaat uit van het lage percentage HA extender-olie (14%; BLIC 2002) voor de Europese markt en de PAK gehalten daarin zoals gerapporteerd door KEMI (2003). Vervolgens is een vertaalslag uitgevoerd om vanuit "EU-PAK" te komen tot VROMPAK, gebaseerd op het profiel in tabel B5.3. Deze benadering resulteert in een VROMPAKgehalte van ~100 mg/kg bandenstof, dat met de hier gehanteerde profielen overeenkomt met een EU-PAK gehalte van ~70 mg/kg. De waarde van 100 mg/kg totaal PAK is in goede overeenstemming met de gegevens in Tabel B5.2 en wat hoger dan de waarden in tabel B5.1. Voorts zijn dergelijke gehalten goed in overeenstemming met informatie betreffende de verwachte reductie van het PAK gehalte na in werking treden van de regulering van het gebruik van PAK bevattende extender oliën (EU Directive 2005/69/EC). De verwachting is namelijk dat dit het PAK gehalte met een factor 10 zal doen dalen om aan de nieuwe regulering te voldoen. Met de hier gekozen waarden zou dat voor Benz(a)pyreen dalen tot 0,5 mg/kg en voor EU-PAK tot 7 mg/kg terwijl de normen respectievelijk 1 en 10 mg/kg worden. Dit lijkt goed in overeenstemming met elkaar.

Tabel B5.3: Opgesteld algemeen profiel van PAK-soorten in relatie tot totaal PAK.

Algemeen PAK-PROFIEL in banden	
PAK-soort	Gehalte in loopvlak rubber
	mg/kg
Fluorantheen	19.1
Benzo(a)anthraceen	6.5
Chryseen	24
Benzo(k)fluorantheen	9.1
Benzo(b)fluorantheen	16.4
Benzo(a)pyreen	5.4
Benzo(e)pyreen	6.9
Indeno(1,2,3-c,d)pyreen	1.98
Benzo(ghi)peryleen	12.6
Naftaleen	7.2
Fenanthreen	10.9
Anthraceen	2.1
Dibenzo(a,h)anthraceen	1.65
TOTAAL VROMPAK+BbF	100
TOTAAL EU-PAK	70