



Rapport 601797001/2009

J.P.A. Lijzen (ed.)

Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus

Deelrapport 2 in de reeks rapporten over de invloed
van de uitstoot van Corus op de omgeving

RIVM-rapport 601797001/2009

Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus

Deelrapport 2 in de reeks rapporten over de invloed van uitstoot van Corus op de omgeving

J.P.A. Lijzen (editor)

Contact:

J.P.A. Lijzen

Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling

johannes.lijzen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van VROM, Directie Risicobeleid, in het kader van ad-hocvragen.

© RIVM 2009

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Voorwoord

In mei 2008 besteedde het actualiteitenprogramma Zembla aandacht aan de zorgen van omwonenden over de emissies van Corus. In antwoord op kamervragen heeft de minister van VROM in juni 2008 het RIVM gevraagd te onderzoeken of de uitstoot van Corus van invloed zou kunnen zijn op de gezondheid van de bewoners van IJmond. Letterlijk: ‘een breder onderzoek naar de samenhang tussen emissies, lokale milieukwaliteit en de gezondheid van de omwonenden van Corus in IJmond’. Dit onderzoek mondde uit in een drietal RIVM-rapporten en één rapport dat in opdracht van het RIVM door het NIVEL is geschreven.

Deelrapport 1 beschrijft de invloed van Corus op de luchtkwaliteit in het IJmondgebied en vergelijkt de concentraties met beschikbare luchtkwaliteitsnormen. Dit rapport focust op de huidige en – deels – op de toekomstige situatie. De titel luidt: ‘De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving’ (RIVM-rapport 609021079; Schols (ed.), 2009).

Deelrapport 2 schetst een beeld van de luchtconcentraties en depositie in het verleden die het gevolg zijn van de historische emissies van Corus. Ook is met behulp van historische gegevens de invloed op de bodemkwaliteit berekend. De titel luidt: ‘Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus’ (RIVM-rapport 601797001; Lijzen (ed.), 2009).

Deelrapport 3 brengt voor de periode 1995-2006 alle nieuwe gevallen van kanker in beeld in een honderdtal postcodegebieden op verschillende afstanden van Corus. De mogelijke invloed van roken op longkanker wordt onderzocht met behulp van de sociaaleconomische status en die van emissies van Corus in het verleden met behulp van historische blootstellingsgegevens. De titel luidt: ‘Geografisch patroon van kanker in de IJmond en omstreken’ (RIVM-rapport 630006001; Van Wiechen (ed.), 2009).

Deelrapport 4 beschrijft de gezondheidsklachten die een twintigtal huisartsen in praktijken op verschillende afstanden van Corus hebben geregistreerd in de jaren 2005-2007. Dit onderzoek is uitgevoerd door het NIVEL. De titel luidt: ‘Gezondheidsproblemen in de regio IJmond zoals geregistreerd door de huisarts’ (Nivel, 2009).

In Bijlage 5 zijn de personen opgenomen die aan deze rapporten een bijdrage hebben geleverd.

Deze vier rapporten vormen samen het belangrijkste element van het antwoord van het RIVM op de onderzoeksvraag van de minister. Het RIVM heeft kort na de uitzending in een briefrapport een reactie gegeven op het haaronderzoek dat in de Zembla-uitzending werd genoemd. Dit onderzoek heeft in de periode daarna geen rol meer gespeeld, dus het wordt hier alleen volledigheidshalve genoemd. Tevens is er een samenvattend rapport van Tekstbureau PlaatsTaal verschenen, dat de inhoud van bovengenoemde rapporten samenvat. Het is getiteld: ‘Wonen in de IJmond ongezonder? Onderzoek naar de uitstoot van Corus’ (RIVM-rapport 601797002; Van Bruggen (ed.), 2009).

Inhoud

Samenvatting.....	7
Summary	11
1 Aanleiding en doelstelling	13
1.1 Aanleiding en achtergrond.....	13
1.2 Probleemstelling en doelstelling.....	13
1.3 Onderzoeksvragen	14
1.4 Leeswijzer	16
2 Historische emissies en selectie stoffen.....	17
2.1 Selectie stoffen voor nadere beoordeling	17
2.2 Gebruikte emissiegegevens naar lucht.....	17
3 Historische depositie en immissies	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Methodiek berekening depositie en concentratie.....	19
3.2.1 Ruimtelijke configuratie metalen en PAK	19
3.2.2 Berekeningsmethode en basisgegevens PAK en metalen	20
3.2.3 Depositie stof uit open bronnen	22
3.2.4 Depositie van stof in huis.....	23
3.3 Resultaten depositie	23
3.3.1 PAK	23
3.3.2 Metalen	24
3.3.3 Depositie van stof uit open bronnen	26
3.3.4 Depositie van stof in huis.....	27
3.4 Resultaten historische concentraties	28
3.4.1 PAK	28
3.4.2 Metalen	32
3.4.3 Fijn stof.....	32
3.5 Vergelijking van berekeningen met metingen.....	35
3.5.1 Gemeten achtergronddepositie.....	35
3.5.2 Vergelijk met (historische) gemeten luchtconcentratie PAK.....	36
3.5.3 Gemeten concentraties metalen	36
3.5.4 Gemeten concentraties fijn stof	37
4 Beïnvloeding bodemkwaliteit door depositie.....	39
4.1 Inleiding	39
4.2 Schatting bodemkwaliteit.....	39
4.2.1 Methodiek schatting bodemkwaliteit.....	39
4.2.2 Resultaten schatting bodemkwaliteit PAK	40
4.2.3 Resultaat schatting bodemkwaliteit metalen.....	46
4.3 Beschikbare gegevens bodemkwaliteit	50

4.3.1	Gegevens bodemkwaliteitskaart Regio IJmond	50
4.3.2	Overige bodemkwaliteitsgegevens	54
4.3.3	Meetwaarden in relatief ongestoorde deelgebieden (PWN dataset)	55
4.3.4	Meetwaarden in beperkt belaste deelgebieden.....	57
4.4	Vergelijk berekende en waargenomen bodemgehalten	62
5	<i>Vergelijk met normen voor bodemkwaliteit</i>	67
5.1	Normen voor het bodembeheer	67
5.2	Vergelijk gemeten concentraties met normstelling PAK en zware metalen.....	68
5.3	Dioxine	72
6	<i>Conclusie</i>	75
6.1	Algemeen.....	75
6.2	Immissies.....	75
6.3	Depositie en bodemkwaliteit	76
	<i>Literatuur</i>	78
	<i>Bijlage 1 Historische emissiegegevens alle stoffen en historische veranderingen.....</i>	81
	<i>Bijlage 2 Bodemkwaliteitskaarten IJmond, PWN-terrein en Corusterrein.....</i>	90
	<i>Bijlage 3 Bodemdata van stedelijke gebieden in relatie tot afstand van Corus.....</i>	91
	<i>Bijlage 4 Resultaten berekeningen met Risicotoolbox voor P-50</i>	93
	<i>Bijlage 5 Personen die bijgedragen hebben aan Corusrapportages.....</i>	95

Samenvatting

Aanleiding voor het onderzoek in deelrapportage 2 waren de vragen die zijn gesteld naar de mogelijke relatie tussen de emissies van Corus in heden en verleden en de waargenomen effecten op de gezondheid. Het onderzoek is gericht op meerdere vragen en heeft geresulteerd in vier rapporten die op deze vragen ingaan. Dit deelrapport gaat in op vraag 4: Hoe hoog waren de emissies en luchtconcentraties vroeger? In aansluiting hierop wordt ingegaan op de stoffen en concentraties waaraan de omwonenden van Corus blootgesteld zijn en wat de bijdrage van Corus daaraan was. De vraag of deze concentraties leiden tot gezondheidseffecten is beantwoord door de concentraties op leefniveau te vergelijken met bestaande Europese en/of Nederlandse normen of grenswaarden en indien relevant de gezondheidkundige achtergronden daarvan.

In het rapport is gebruikgemaakt van de beschikbare gegevens over de historische emissies uit de Emissieregistratie, literatuurgegevens en gegevens van Corus zelf (onder meer procesinformatie en maatregelen). Op basis daarvan is een schatting gemaakt van de emissies in het verleden voor de relevante stoffen uit het oogpunt van de gezondheid van de mens en de effecten op ecosystemen. Vier metalen (cadmium, lood, koper en zink), Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK, waaronder benzo(a)pyreen), fijn stof en dioxines zijn bekeken op basis van hetgeen bekend was van de analyse van de huidige emissies (Schols (ed.), 2009). Het werken met historische gegevens impliceert dat er onzekerheden zijn rond historische emissies en immissieconcentraties die op basis daarvan zijn afgeleid.

Ten eerste zijn de beschikbare emissiegegevens gebruikt om de verwachte historische concentraties (immissies) in de lucht te berekenen. Daarbij zijn ook de beschikbare historische metingen betrokken. Ten tweede zijn deze gegevens gebruikt om de depositie op de bodem en de verwachte beïnvloeding van de bodemkwaliteit te berekenen. Om inzicht te krijgen in de huidige bodemkwaliteit zijn ook de beschikbare bodemkwaliteitsgegevens erbij betrokken. Om de berekende concentraties te beoordelen zijn de luchtconcentraties vergeleken met de beschikbare gezondheidkundige normen voor lucht en zijn de bodemconcentraties als gevolg van de emissies van Corus vergeleken met de bestaande normen voor bodembeheer.

PAK. Wat betreft immissies en depositie van PAK is uitgegaan van twee emissiescenario's aangezien er onzekerheid is over de nauwkeurigheid van historische emissiegegevens. Het emissiescenario I (op basis van de emissieregistratie) is mogelijk aan de conservatieve kant, het emissiescenario II bevat mogelijk alleen de emissies van de kooksfabrieken (mogelijk te gunstig). De immissies van PAK in de jaren zeventig en tachtig waren waarschijnlijk het hoogst, gezien het hogere productievolume in deze periode vergeleken met daarvoor en het toen nog ontbreken van de nieuwste emissiebeperkende maatregelen. Volgens de *berekeningen* reikt de immissie volgens emissiescenario I van benzo(a)pyreen boven de grenswaarde van 1 ng/m^3 tot net buiten het Corusterrein, maar niet tot in het bebouwde gebied (Wijk aan Zee en IJmuiden). De *metingen* van benzo(a)pyreen van begin jaren tachtig en begin jaren negentig bevestigen de ordegrootte van de berekende concentraties. Het berekende cumulatieve risico vanaf 1950 in Wijk aan Zee en Beverwijk bij het emissiescenario I was $0,2\text{--}0,4 \cdot 10^{-4}$ extra risico op kanker. Dit is tot 40 % van de richtwaarde (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau). Voor emissiescenario II ligt dit ruim binnen het terrein van Corus. Dit betekent dat er een verhoogde blootstelling is geweest, maar dat dit in de woongebieden buiten het terrein waarschijnlijk binnen het gestelde Maximaal Toelaatbaar Risico voor levenslange blootstelling is gebleven. Naast inhalatie van

lucht, kan ook de blootstelling aan huisstof via ingestie relevant zijn geweest voor de blootstelling aan PAK. Goede kwantitatieve gegevens ontbreken momenteel echter.

Door de depositie van emissies van PAK in de omgeving van Corus is tot 1 km afstand van de bron het bodemgehalte totaal PAK in 2000 in de bovenste 20 cm naar schatting bijna 5 mg/kg geweest en op 5 km afstand lag dit naar schatting 1 mg/kg. De metingen van bodemgehalten uit 1996 en 2002 ondersteunen deze berekeningen voor 2000. Na 2000 zijn de bodemgehalten waarschijnlijk gedaald door de afname van de depositie aan het eind van de jaren negentig. Bij gehalten van 1-5 mg/kg kan wel sprake zijn van beperkte potentiële ecologische effecten. De waarde voor goede bodemkwaliteit voor gebruik door de mens (maximale waarde wonen van 6.8 mg/kg totaal PAK) is niet overschreden. De waargenomen verhoogde PAK-gehalten in de stedelijke gebieden boven de achtergrondwaarden zijn waarschijnlijk een gevolg van allerlei menselijke activiteiten in het verleden. Alle 50-percentielen in die gebieden, met uitzondering van IJmuiden, liggen voor PAK onder de achtergrondwaarde (van 1,5 mg/kg); lokaal zijn er wel hogere concentraties waargenomen.

Metalen. Voor de onderzochte metalen bestaat er een relatief betrouwbaar beeld van deze emissies na 1985. De immissie-concentraties van cadmium overschrijden in de jaren tachtig de huidige gezondheidkundige norm van 5 ng/m³ alleen binnen de grenzen van het Corusterrein. Buiten het terrein liggen de concentraties lager. Voor lood en koper zijn de grenswaarde en gezondheidkundige norm niet overschreden. Voor zink bestaat geen gezondheidkundige norm.

Voor lood en cadmium kan ook de blootstelling aan huisstof via ingestie relevant zijn geweest voor de blootstelling. Goede kwantitatieve gegevens ontbreken momenteel echter.

Door depositie van metalen in de omgeving van het Corusterrein is volgens de berekeningen tot circa 2 km afstand van de bron (met name in noordelijke richting) een beïnvloeding zichtbaar ten opzichte van de regionale achtergrondgehalten. Voor zink is een verhoging van 8 tot 80 mg/kg berekend in de bovenste 20 cm. (op het terrein een factor 3 hoger). Voor cadmium ligt dit tussen 0,1 en 0,8 mg/kg, voor lood op circa 10 mg/kg en voor koper tussen 1 en 4 mg/kg. Deze verhogingen leiden niet tot overschrijding van de achtergrondwaarden van het Besluit bodemkwaliteit. Dit betekent dat de bodem geschikt is voor elk bodemgebruik. Ecologisch wordt alleen voor zink en lood een beperkte beïnvloeding verwacht in de directe omgeving van het terrein. Net als voor PAK is geconcludeerd dat de verhoogde gehalten van metalen in het stedelijk gebied grotendeels afkomstig zullen zijn van menselijke activiteiten in het verleden (bijvoorbeeld verkeer, lood en zink bij bouwen). Alle 50-percentielen, behalve voor lood en zink, liggen onder de gebiedsgecorrigeerde achtergrondwaarde.

Fijn stof. Er zijn geen historische fijn stof (PM₁₀)-berekeningen uitgevoerd. De beoordeling is gebaseerd op de recente (indicatieve) berekeningen in combinatie met de gegevens over de ontwikkeling van de fijnstofemissies de afgelopen 25 jaar. Tevens zijn de beschikbare historische metingen betrokken. Op basis van deze beperkte gegevens van fijn stof is geconcludeerd dat de PM₁₀-concentraties als gevolg van historische emissies door Corus en andere bronnen tot overschrijding hebben geleid van de *huidige* jaargemiddelde gezondheidkundige grenswaarde voor PM₁₀ van 40 µg/m³. In die tijd bestond deze grenswaarde echter niet. Wat betreft de exacte bijdrage van Corus in de jaren tachtig zijn er onzekerheden. Met de beschikbare informatie kan worden afgeleid dat in de jaren zeventig, tachtig en begin negentig de bijdrage van Corus voor PM₁₀ in de ordegrootte van 20-40 µg/m³ is geweest op de grens van het terrein en circa 20 µg/m³ in de aangrenzende bebouwde omgeving van het terrein (Wijk aan Zee en IJmuiden). Op basis van deze gegevens en de beperkte

gegevens over de huidige fracties van het meer gezondheidsrelevante PM_{2,5} is een historische PM_{2,5}-concentratie afgeleid van 4-5 µg/m³ (range 2-9) in Wijk aan Zee en IJmuiden.

Grof stof. De verwaaiing van (vooral grof) stof van open opslag van kolen en erts heeft waarschijnlijk niet geleid tot een meetbare oplading van de bodem. De depositie van totaal stof (PM₁₀ en > PM₁₀) heeft via blootstelling aan huisstof waarschijnlijk bijgedragen aan de blootstelling van lood en PAK. Met de beschikbare informatie is dit niet te kwantificeren.

Dioxine. Op basis van berekeningen en metingen uit de jaren negentig zijn de risico's beoordeeld. Hieruit blijkt dat de gezondheidskundige grenswaarde voor dioxine naar verwachting niet is overschreden in de jaren tachtig en negentig.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat voor metalen en dioxine geen grenswaarden zijn overschreden en gezien de achtergrond daarvan geen gezondheidskundige effecten worden verwacht. Voor PAK (indicator benzo(a)pyreen) zijn de concentraties in de jaren tachtig en begin jaren negentig tot net buiten het terrein boven de huidige gezondheidskundige grenswaarde. De PM₁₀-concentraties overschreden in het verleden nabij Corus de jaargemiddelde grenswaarde van 40 µg/m³. Het is ingeschat dat Corus in die periode hieraan heeft bijgedragen met circa 20 µg/m³ (15-30) als PM₁₀ en 4-5 µg/m³ (2-9) als PM_{2,5} in de bebouwde gebieden.

Depositie van stof in huis en de mogelijke blootstelling via die route kon niet worden gekwantificeerd. Wat betreft de bodemkwaliteit wordt geconcludeerd dat er voor PAK en in mindere mate voor lood en zink een beïnvloeding zichtbaar is buiten het Corusterrein. Alleen voor PAK heeft dit tot gehalten boven de achtergrondwaarden geleid. Dit levert geen risico's op voor de mens en levert beperkte potentiële ecologische effecten op voor PAK en zink.

Summary

This report is part of a series of four reports on the 'relation between emissions, local environmental quality and the health of people living in the neighbourhood of Corus in the IJmond region. The first report has a focus on impact of the current emissions of Corus on the air quality (RIVM-rapport 609021079). The second report (this report) has the focus on the historical emissions and the impact on air quality and deposition to soil and surfaces. The third report analyses cancer incidence in the IJmond regions and the relation to social economical status and the historical exposure (RIVM-rapport 630006001). The fourth report describes the health complaints registrated at general practitioners (Nivel, 2009). For the overall conclusions it is referred to the summarizing report (RIVM-rapport 601797002). The research focused on several questions. This report concentrates on the question: how high were the emissions to air in the past? Another question was: Do these concentrations lead to health effects? This last question is answered by comparing the estimated concentrations in ambient air with the European or Dutch air quality standards or limit values, and if relevant with the health background of these values.

This report only uses available data on the historical emissions from the so-called Emission registration, literature data and data of Corus itself. Based on these data the historical emissions are estimated for the most relevant compounds for human health and ecosystem health. Four metals (Cd, Pb, Cu and Zn), PAH, fine dust and dioxins were selected based on the analyses of the current emissions (Schols (ed.), 2009).

Working with historical data implies a substantial uncertainty in the immission concentration and deposition based on these emission data. First the emission data are used to calculate concentrations in air. When available, also the historical air measurements are reported. Secondly the data are used to estimate the deposition and the influence on the soil quality.

PAH. For PAH it was decided to use two emission scenarios because there was a large range and uncertainty in the emission data. Emission scenario I (based on the emission registration) might be worst case, on the other hand, emission scenario II (based on data of Corus) might only concern the emissions of the cokes plants (might be best case). The PAH-emission in the seventies and eighties were probably the highest due to large production volumes and the lack of new emission reduction measures. The estimations for *emission scenario I* show that the limit value of 1 ng/m³ for benzo(a)pyreen is exceeded outside the Corus area, but not in the built-up area of Wijk aan Zee and IJmuiden. Measurements of benzo(a)pyreen confirm the order of magnitude of these calculated concentrations. The calculated cumulative additional cancer risk in Wijk aan Zee and Beverwijk (1950-2007) is estimated to be $0,2-0,4 \cdot 10^{-4}$. That is 40 % of the Maximal Permissible Risk level). For emission scenario II the limit value is not exceeded outside the Corus area. Not only inhalation of ambient air but also the ingestion of and contact with contaminated house dust might be relevant for elevated exposure to PAH. A quantitative assessment was not possible with the available data. Due to deposition of PAHs the total soil content of PAH in 2000 up to 1 km distance was probably 5 mg/kg in the top 20 cm of the soil and up to 5 km probably 1 mg/kg. Measured concentrations in soil in 1996 and 2002 support these calculations. Due to lower emissions and degradation in the soil the current concentration are probably lower. At concentrations levels of 1-5 mg/kg (limited) ecological effects might be observed. The quality standard for the soil use (residential) is probably not exceeded (Maximal Value 'Residential' of 6.8 mg/kg total PAH). The observed concentrations in the built-up

areas are partly above the 'background value' and 'residential value', but can be attributed to historical human activity in these areas. The 50-percentiles of PAH in these areas are below the background value of 1,5 mg/kg, except for IJmuiden).

Metals. The emission levels of the relevant metals from 1985 onwards are quite reliable and consistent. The calculated immission concentrations exceed the health quality standard of 5 ng/m³ only inside the Corus area. The immission concentrations of lead does not exceed the health quality standard of 500 ng/m³ and of copper not the Maximal Permissible risk of 1000 ng/m³. For zinc there is no health quality standard. For lead and cadmium also the ingestion of and contact with contaminated house dust might be relevant for elevated exposure. A quantitative assessment was not possible with the available data.

Deposition of metals leads, up to a distance of 2 km from the source, to an elevated level compared to the regional background. For zinc an accumulation of 8 tot 80 mg/kg is calculated in the top 20 cm of the soil, for cadmium an accumulation between 0,1 en 0,8 mg/kg, for lead about 10 mg/kg and for copper between 1 en 4 mg/kg. Because these accumulation does not lead to exceedance of the 'background values' the soil is fit for all types of soil use (concerning these metals). Zinc might have an (limited) ecological influence in this area. The observed elevated values in the built-up area can be attributed to historical human activity in these areas. All 50-percentiles, except for lead and zinc are below the area specific 'background values'.

Fine dust. The assessment of fine dust (PM₁₀) is based on recent (indicative) calculations, combined with data on the trend of fine dust emissions. Also the available measurements have been taken into account. Based on these limited data it is concluded that the historical PM₁₀-concentrations have exceeded the *current yearly averaged* health quality standard of 40 µg/m³. During that time this standard did not exist. From the available information it was derived that the contribution of PM₁₀ by Corus in the seventies, eighties and begin of the nineties was about 20-40 µg/m³ at the outside of the area and about 20 µg/m³ in the nearby built-up area (Wijk aan Zee en IJmuiden). Based on limited information on the fraction PM_{2,5} (the most relevant fraction for human health) in PM₁₀ the historical concentration of PM_{2,5} was estimated at 4-5 µg/m³ (range 2-9) in Wijk aan Zee en IJmuiden.

Coarse dust. The spreading of dust (mainly coarse dust) probably did not contribute to a substantial loading of the soil. Deposition of PM₁₀ and coarse dust on other surfaces also can have contributed to exposure to lead and PAH, but this route currently cannot be quantified.

Dioxins. Earlier calculations and measurements have led to the conclusion that the limit value on health of 4-14 pg/m³ probably is not exceeded in the eighties and nineties.

Overall it can be concluded that for metals and dioxins no limit values for human health have been exceeded. Based on this knowledge no health effects are expected. For PAH (with benzo(a)pyrene as indicator) the historical concentrations can have been above the limit values just outside the border of the Corus area. The historical PM₁₀-concentrations have exceeded the yearly average limit value of 40 µg/m³ nearby the Corus area and Corus has contributed about 20 µg/m³ (15-30) PM₁₀ and about 4-5 µg/m³ (2-9) PM_{2,5} in the nearby built-up areas. The influence of deposition on house and the exposure via this route could not be quantified. The soil quality has been influenced by deposition for PAH and to a lesser extent for lead and zinc. For PAH this has led to concentrations above the 'background value'. This does not lead to risks for human health and leads to limited potential risks for ecological effects for PAH and zinc.

1 Aanleiding en doelstelling

1.1 Aanleiding en achtergrond

Op zondag 18 mei 2008 vertoonde het actualiteitenprogramma Zembla een documentaire, getiteld 'Het gif van Corus'. In deze documentaire was te zien dat bewoners van Beverwijk en Wijk aan Zee zich zorgen maken over hun gezondheid, zorgen die zij toeschrijven aan de uitstoot van Corus. Hierdoor zou het aantal gevallen van kanker opvallend hoog zijn, wat in de uitzending ook werd aangekaart door de huisarts in Wijk aan Zee. Verder was er sprake van roetoverlast en zou uit haar onderzoek bij kinderen blijken dat er te veel zware metalen worden verspreid.

In antwoord op kamervragen heeft de minister van VROM het RIVM in juni 2008 gevraagd te onderzoeken of de uitstoot van Corus van invloed zou kunnen zijn op de gezondheid van de bewoners van IJmond. Letterlijk: 'een breder onderzoek naar de samenhang tussen emissies, lokale milieukwaliteit en de gezondheid van de omwonenden van Corus in IJmond'.

Corus, het vroegere Hoogovens is sinds 1918 in IJmuiden is gevestigd. Bij het bedrijf wordt onder meer staal geproduceerd. Bij deze productie worden verschillende milieuverontreinigende stoffen uitgestoten. Deze stoffen verspreiden zich via de lucht in de omgeving. De lokale milieukwaliteit is in het verleden en het heden beïnvloed door emissies van Corus. Vooral de historische blootstelling van mensen is relevant voor mogelijk waargenomen effecten op de gezondheid.

In de omgeving van Corus is er sprake van bezorgdheid over de invloed die de emissies van Corus kunnen hebben op de gezondheid van de omwonenden. Deze bezorgdheid wordt gevoed door waarnemingen en onderzoeken waaruit naar voren komt dat de gezondheid van de omwonenden van Corus slechter zou zijn dan die in andere, minder belaste streken van Nederland. Het onderzoek naar kankerincidentie in de omgeving van Corus, dat is uitgevoerd door de GGD (Hulpverleningsdienst Kennemerland, 2007) en het eerder genoemde haaronderzoek zijn daarvan voorbeelden.

1.2 Probleemstelling en doelstelling

Het RIVM is gevraagd om de beschikbare gegevens, over zowel de blootstelling als gevolg van de emissies van Corus als over de gezondheid van de omwonenden te analyseren en aan de hand daarvan uitspraken te doen over het feitelijke gezondheidsrisico van de omwonenden.

Deze vraag is door het RIVM onderverdeeld in de volgende vijf onderzoeksvragen (Schols (ed.), 2009):

1. Aan welke stoffen en concentraties worden de omwonenden van Corus blootgesteld en wat is de bijdrage van Corus?
2. Kunnen deze concentraties leiden tot gezondheidseffecten? Hierbij worden de concentraties op leefniveau vergeleken met bestaande Europese en/of Nederlandse normen.
3. Komt er meer kanker voor in de regio IJmond? Bij dit onderzoek wordt het optreden van kanker in de regio IJmond beschreven.
4. Hoe hoog waren de concentraties vroeger? Omdat het vaak jaren duurt voordat kanker zich openbaart, kunnen historische emissiegegevens en/of omgevingsconcentraties van belang zijn.
5. Welke aandoeningen nemen de huisartsen waar in de omgeving van Corus? Hoe dienen deze te worden beoordeeld in vergelijking met minder belaste delen van Nederland?

Deze studie sluit aan op de probleemstelling en onderzoeksvragen die zijn opgenomen in het rapport over de invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving (Schols (ed.), 2009). Die studie richt zich op vraag 1, vraag 2 en deels op vraag 4.

Onderhavige rapportage richt zich met name op de effecten van de historische emissies op de luchtkwaliteit in het verleden, op de effecten van depositie op de huidige bodemkwaliteit en de relevantie daarvan voor de gezondheid van mensen en het ecosysteem (vraag 4). In paragraaf 1.3 wordt ingegaan op de twee expliciete onderzoeksvragen op basis van vraag 4 en de gevolgde uitwerking daarvan in deze rapportage.

In dit onderzoek is beschikbare informatie gebruikt, welke aanwezig is bij onder meer de provincie Noord-Holland, de Emissieregistratie, Corus, luchtmeetnetten en metingen van de bodemkwaliteit. Deze informatie is gebruikt in combinatie met aanvullende depositieberekeningen en berekeningen van bodemgehalten. Mocht beschikbare informatie onvoldoende zijn voor een afgewogen oordeel over één of meer van de onderzoeksvragen, dan zullen expliciete aanbevelingen worden gedaan.

De historische emissies van Corus naar de lucht zijn relevant voor de gezondheid van omwonenden, omdat ze in het verleden via de lucht tot blootstelling hebben kunnen leiden maar ook verhoogde bodemconcentraties kunnen relevant zijn voor de gezondheid en ecologische effecten.

1.3 Onderzoeksvragen

Onderzoeksvraag 1:

Wat heeft de historische emissie van Corus betekend voor historische luchtconcentraties (ook in relatie tot kritische luchtconcentraties) en wat heeft de emissie voor gevolgen gehad voor de concentraties in de contactzone van de bodem?

Wanneer verontreinigingen in lucht of water terechtkomen, is het vaak zo dat de stoffen vroeg of laat in de (water)bodem terechtkomen. Stoffen kunnen zich daar ophopen en indirect ook op langere termijn effecten veroorzaken. Om te bepalen in welke mate de bodemkwaliteit in de omgeving van Corus beïnvloed is door historische emissies, zijn twee lijnen gevolgd. De eerste lijn is dat op basis van historische emissies is bepaald welke beïnvloeding van de bodemkwaliteit wordt verwacht. De tweede lijn is dat beschikbare gegevens van de bodemkwaliteit zijn verzameld om zicht te krijgen op de huidige bodemconcentraties die op en in de omgeving van het Corusterrein voorkomen.

Ten eerste is op basis van de beschikbare informatie over de historische emissies het ruimtelijk patroon van de immissie en van de depositie op de bodem berekend. Historische depositiemetingen (indien beschikbaar) worden gebruikt om na te gaan of de berekende depositie in orde grootte klopt. In het kader van dit RIVM-onderzoek zijn de bestaande emissiegegevens voor een groot aantal door Corus uitgeworpen stoffen verzameld en beoordeeld (Schols (ed.), 2009). Er is besloten geen inventarisatie te doen van alle historische emissies in dit gebied. Wanneer bepaalde stoffen een belangrijke rol blijken te spelen, kan in de verdere aanpak worden besloten een bredere analyse te doen.

Gezien de onzekerheden rond de hoogte van de historische emissies zullen er onzekerheden blijven bestaan over de absolute hoogte van de immissie en depositie. Doel is om een cumulatief ruimtelijk patroon te maken voor de relevante stoffen. De emissiedata moeten worden bijeengebracht en het immissie/depositiemodel OPS wordt gebruikt (met meerjarige meteogegevens, gebruikmakend van de korrelgrootteverdeling fijn stof en emissiehoogten van Corus) om een ruimtelijk patroon van de immissie/depositie te berekenen.

De verwachte immissiegegevens (luchtconcentraties) van de relevante stoffen over de verschillende jaren zijn berekend (als tussenstap van de depositieberekening). Naast de verwachte luchtconcentraties zijn de beschikbare metingen van de luchtkwaliteit opgenomen ter vergelijking. Deze concentraties worden vergeleken met de grenswaarden voor luchtkwaliteit.

Op basis van de ruimtelijke (cumulatieve) depositiegegevens zijn berekeningen gedaan van de verwachte concentratieontwikkelingen in de toplaag van de bodem. Daarbij is onder meer de duur van de emissies betrokken, de relevante mengdiepte en afbraak van de organische componenten. Gezien de over het algemeen sterke binding van de relevante stoffen aan de bodem is uitspoeling naar het grondwater van beperkt belang. Het model Simplebox is ingezet (zie paragraaf 4.2) om op basis van bodemeigenschappen en stofeigenschappen (een toename van) de concentratie te berekenen. De beschikbare informatie over de lokale natuurlijke achtergrondgehalten van metalen is ook hierbij betrokken.

Ten tweede is nagegaan welke meetwaarden beschikbaar zijn van (alleen) diffuus verontreinigde gebieden. Bij de provincie Noord-Holland en de Milieudienst IJmond is nagegaan welke informatie aanwezig is in de vorm van bodemkwaliteitskaarten en informatie in BIS-en (BodemInformatieSystemen waarmee bodemkwaliteitskaarten worden gemaakt). Hierbij zijn ook gegevens uit de literatuur betrokken over de bodemconcentratie rond Corus. De beschikbare gegevens van bodemkwaliteitskaarten en andere beschikbare bodemkwaliteitsgegevens zijn vergeleken met de resultaten van de berekende bodemkwaliteit. Hieruit is afgeleid in hoeverre de gemodelleerde concentraties overeenkomen met de waargenomen gehalten en of de depositie van emissies van Corus een bijdrage heeft kunnen leveren aan de huidige kwaliteit van de bodem.

Onderzoeksvraag 2:

Wat betekent de beïnvloeding van de bodemkwaliteit in relatie tot bestaande achtergrondgehalten en de normen voor het bodembeheer (is de bodem duurzaam geschikt voor de gebruiksfunctie)?

De geschatte toename van de gehalten en de waargenomen meetwaarden in dezelfde gebieden zullen worden getoetst aan de normwaarden voor bodembeheer. Dit zijn de landelijke achtergrondwaarden en maximale waarden voor de functie wonen en industrie zoals vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit (Bbk). Daarmee kan inzicht worden gegeven in de beïnvloeding van de bodemkwaliteit en potentiële risico's van deze toename voor mens en milieu. De Risicoolbox is ingezet om de vergelijking met de risicogebaseerde normen te presenteren.

Wanneer bepaalde normwaarden voor bodembeheer worden overschreden, zal per stof worden aangegeven om welk type effecten het kan gaan. Op basis daarvan kan worden bepaald of aanvullende informatie of onderzoek is gewenst. Uit die analyse kan worden geconcludeerd of er in het licht van het huidige bodembeleid de bodem geschikt is voor alle typen bodemgebruik.

Bij de mogelijke effecten van stoffen in de bodem gaat het vaak vooral om langdurige blootstelling. Bij stoffen zoals dioxinen, Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAKS) en zware metalen is vooral de langdurige blootstelling van belang, omdat deze stoffen zich in het lichaam ophopen. Daarbij is contact met grond (binnen en buiten de woning) en het eten van gewassen van de bodem een belangrijke vorm van blootstelling voor de genoemde niet-vluchtige verbindingen. Ecologische effecten (inclusief effecten op bodemprocessen) zijn voor de relevante stoffen vanwege het directe contact met de verontreiniging vaak kritischer dan effecten op de mens. Op basis van de resultaten kan dan worden geconcludeerd in hoeverre mag worden verwacht dat deze effecten optreden.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op de historische emissies van stoffen en geeft aan welke stoffen zijn geselecteerd voor deze rapportage. In hoofdstuk 3 worden de historische depositie en de bodemconcentraties geschat op basis van de beschikbare emissiegegevens, vergeleken met meetwaarden en vergeleken met het beschikbare toetsingskader voor lucht. Hoofdstuk 4 gaat in op de geschatte beïnvloeding en de waargenomen bodemkwaliteit in de omgeving van het Corusterrein en er wordt een vergelijking gemaakt tussen de berekeningen en de metingen. In hoofdstuk 5 wordt een vergelijking gemaakt met de normen voor bodemkwaliteit. Hoofdstuk 6 geeft de conclusies.

2 Historische emissies en selectie stoffen

2.1 Selectie stoffen voor nadere beoordeling

Er zijn enkele stoffen geselecteerd waarvoor op basis van de andere rapportages een nadere analyse was gewenst. Criteria voor de keuze van de stoffen zijn: mogelijke humane relevantie op basis van Schols (ed.) (2009) en mogelijke ecologische relevantie vanwege grote vracht.

Het gaat om de volgende stoffen:

- PAK is humaan relevant en had in het verleden een veel grotere vracht. Voor het totaal van de tien VROM-PAK's en voor zes individuele PAK's zijn er emissiegegevens afkomstig uit de Emissieregistratie. Deze gegevens hebben echter een lage betrouwbaarheid omdat niet alle potentiële bronnen voor PAK zijn opgenomen. Zo zijn alleen de kooksovens gemeten terwijl ook de sinterfabriek en hoogovens PAK's uitstoten. Naftaleen kan buiten beschouwing blijven wegens de grote vluchtigheid (weinig depositie).
- Lood (Pb), cadmium (Cd) (humaan relevant), koper (Cu) en zink (Zn) (ecologisch relevant en heeft een grote vracht). Kwik wordt niet belangrijk geacht vanwege de grote vluchtigheid.
- Dioxine. Wegens een gebrek aan recente data worden eerder gerapporteerde depositieberekeningen en concentraties geïnterpreteerd om tot een conclusie te komen (zie paragraaf 5.3).
- Grof stof. Hiervoor zijn in eerdere rapportages depositieberekeningen uitgevoerd. Door koppeling aan de samenstelling is de beïnvloeding van de lokale bodemkwaliteit te berekenen.

Voor de beoordeling van fijn stof wordt verwezen naar het rapport over de huidige emissies en immissies (Schols (ed.), 2009). In kwalitatieve zin wordt in dit rapport ingegaan op de door Schols beschreven gegevens ten opzichte van de historische situatie. Tevens is nagegaan welke metingen uit het verleden beschikbaar zijn. Voor depositie op de bodem is fijn stof zelf niet relevant, aangezien het om de contaminanten gaat die eraan zijn gebonden.

Voor chroom VI en kwik is aanvullend op de beoordeling van de huidige emissies en immissies geen verdere beoordeling uitgevoerd. De historische emissies zijn voor beide metalen in dezelfde orde grootte (tot twee keer zo hoog) als de huidige emissies (Schols (ed.), 2009). Omdat voor kwik en chroom VI de uitgevoerde berekeningen van de huidige emissies niet leiden tot overschrijding van grenswaarden en voor kwik ook niet van streefwaarden in lucht (Schols (ed.), 2009), zijn deze stoffen niet meegenomen bij de analyse. Daarbij komt dat kwik uit de bodem zal verdampen en chroom VI niet afzonderlijk in de bodem wordt gemeten.

2.2 Gebruikte emissiegegevens naar lucht

Alle bekende emissiegegevens (uit de emissieregistratie) zijn opgenomen in Bijlage 1. Deze gegevens zijn verzameld in het kader van het emissierapport (Schols (ed.), 2009; RIVM-rapport 609021079/2009). Over de periode voor 1985 zijn geen gegevens bekend. Er moet vanuit worden gegaan dat er de nodige onzekerheden zijn rond deze gegevens. In deze studie is niet getracht naar de oorspronkelijke gegevens terug te gaan en de getallen te checken. Bij Corus zijn de eerste emissiegegevens verzameld in 1983, alleen gericht op NO_x en SO₂ maar niet gericht op metalen en PAK. Dit werd niet door Corus bijgehouden en startte pas bij het opstellen van emissiejaarverslagen vanaf 1985.

De gegevens over de metalen zijn consistent vanaf 1985. De trendbeuken zijn te koppelen aan bekende maatregelen en aan de productie omvang van staal. Er is een correlatie te verwachten met de fijnstofemissies, maar de gerapporteerde metalenemissies zijn in de verdere analyse gebruikt. De emissie van 4 kg kwik in 1985 is niet juist en waren waarschijnlijk hoger dan opgegeven. Het grootste deel was waarschijnlijk metallisch kwik (damp) en was niet stofgebonden.

De PAK-emissiegegevens in de emissieregistratie vertonen een vreemd beeld. De emissiecijfers voor 1985 zijn lager dan 1990 en 1995 (respectievelijk 19 ton voor 1985 en 212 ton voor 1990 en 1995). De hoge waarde komt uit de emissieregistratie; de lage van de opgave Corus zelf. De exacte onderbouwing van de hogere waarde kan niet worden gegeven, maar hierin zijn, naast de kooksovens ook andere processen meegenomen. Bijvoorbeeld zijn de hoogovens als bron van PAK's meegenomen (Annema et al., 1992). De hoge emissiegegevens worden door Corus onbetrouwbaar gevonden. Hoewel het mogelijk een worst case-benadering is, is in dit onderzoek primair van deze emissiewaarden voor totaal PAK uitgegaan. Het aandeel benzo(a)pyreen (BaP) is tevens gebaseerd op de gegevens in de emissieregistratie (0,3 % BaP van de totale PAK-uitstoot). Dit is benoemd als emissiescenario I. Daarnaast is gerekend met het emissiecenario II dat uitgaat van de opgave van Corus in haar Milieujaarverslag (19 ton in 1985). In Schols (2009) wordt geconcludeerd dat een aantal PAK-bronnen in het verleden waarschijnlijk niet is meegenomen. Voor dit scenario is voor het aandeel BaP gebruikgemaakt van in de literatuur gevonden gegevens voor het PAK-profiel (1,2 % B(a)P van de totale PAK-uitstoot), aangezien dit ontbreekt in de emissieregistratie. In Bijlage 1 zijn de gebruikte gegevens, profielen en geraadpleegde literatuur opgenomen (EEA, 2006; Yang et al., 1998; US-EPA, 2008; Ciaparra et al., 2009).

Corus heeft een emissieprofiel van PAK voor Vulgas-ontstoffinginstallatie beschikbaar. Dit zijn emissies die vrijkomen na de reiniging met een stoffilter. Dit profiel is niet gebruikt aangezien deze niet representatief wordt geacht voor het totaal. Mogelijk kunnen (toekomstige) metingen van de PAK-concentraties op het kooksovendek (ten behoeve van ARBO) nieuw inzicht geven.

3 Historische depositie en immissies

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de historische depositie op de bodem ruimtelijk geschat. Om de beïnvloeding van de bodemkwaliteit in te kunnen schatten is het gewenst inzicht te hebben in de historische depositie van stoffen op de bodem als gevolg van emissies door Corus. Deze paragraaf beschrijft de aanpak om te komen tot depositieberekeningen. De emissiegegevens uit hoofdstuk 2 die betrekking hebben op de periode 1985 tot 2007 zijn als basis gebruikt voor deze berekeningen.

In paragraaf 3.2 wordt ingegaan op de methodiek voor het uitvoeren van de depositieberekeningen, hierbij wordt aandacht besteed aan de ruimtelijke configuratie van de data, het gebruikte model en wijze van presenteren van de resultaten. Paragraaf 3.3 gaat in op de resultaten van de depositieberekeningen, zowel voor de emissies uit de emissiepunten als voor de emissies via het verwaaiende grof stof. Paragraaf 4 gaat in op berekende historische concentraties in de lucht. Paragraaf 5.5 maakt een vergelijking van berekeningen met enkele metingen (onder meer informatie over de achtergronddepositie van deze stoffen in Nederland).

3.2 Methodiek berekening depositie en concentratie

3.2.1 Ruimtelijke configuratie metalen en PAK

Voor het berekenen van de depositie in de periode voor 1985 (vanaf 1950) zijn de emissiefactoren (van 1985) gekoppeld aan de cijfers over staalproductie van Corus. De staalproductiegegevens van 1950-2008 zijn aangeleverd door Corus. Omdat deze gegevens vrijwel gelijk zijn aan de CBS-gegevens zijn deze laatste gebruikt, zie Bijlage 1). Daarnaast is er rekening gehouden met verschillen in de configuratie van het productieproces en de ingebruikname van emissiereducerende maatregelen in het verleden. Zo is de staalproductie in 1924 begonnen met één hoogoven en is de ijzer- en staalproductie geleidelijk uitgebreid door meer (drie in 1930) en grotere hoogovens te plaatsen. Er hebben maximaal vijf hoogovens op het meer oostelijk gelegen gedeelte van het terrein gestaan. Deze zijn uiteindelijk allemaal uit dienst genomen en afgebroken. De productie van ruw ijzer vindt thans plaats door middel van twee hoogovens die op het westelijke gedeelte van het terrein staan. Ook kan worden vermeld dat vanaf 1970 pellets worden gemaakt op het terrein van Corus en dat in 1972 de tweede kooksfabriek in gebruik is genomen. De pelletfabriek is in 1975 voorzien van een fluorwasser.

In de loop van de tijd zijn er steeds meer emissiereducerende maatregelen getroffen. Een van de belangrijkste maatregelen is genomen bij de sinterfabriek welke vanaf 1956 in gebruik is. In de jaren negentig zijn de sinterbanden overkapt waardoor procesgas kon worden hergebruikt en vooral emissies van dioxinen zijn gereduceerd. De rookgasreiniging bestaat uit een cyclonencascade, waaraan in 1998 nog een hogedrukwasser is toegevoegd om het procesgas verder te zuiveren. Bij veel processen zijn dus uitstootbeperkende maatregelen in gebruik genomen. Een overzicht van de belangrijkste configuratiewijzigingen en emissiebeperkende maatregelen is weergegeven in Bijlage 1. Meer informatie is te vinden in deelrapport 1 (Schols (ed.), 2009).

De huidige bronnen voor de uitstoot van PAK en metalen zijn bekend en zijn voor een groot deel dezelfde locaties als in de afgelopen 50 jaar. Voor PAK is het belangrijk dat de tweede kooksfabriek in 1972 in bedrijf is genomen. Kooksfabriek 1 zal waarschijnlijk in de jaren vijftig en zestig hogere PAK-emissies per ton staal hebben gehad (batterij 11-18) vergeleken met de periode begin jaren tachtig.

Daar is geen rekening mee gehouden omdat deze gegevens ontbreken. De emissiegegevens uit de emissieregistratie zijn in de ogen van Corus aan de hoge kant. Echter literatuurgegevens wijzen op mogelijk nog hogere emissiefactoren.

Voor de berekeningen met metalen zijn grotendeels dezelfde puntbronnen genomen als de berekeningen voor de huidige emissies. Corus heeft in een document beschreven wat de meest essentiële verschillen zijn (zie Bijlage 1). Dit heeft geleid tot een aantal veranderingen van de configuratie in de loop van de jaren.

Belangrijk is dat de sinterfabriek in 1997/98 is overgegaan op een hogedrukwasser in plaats van cyclonen (nu nog slechts 250 ton stof over). In Bijlage 1 is een overzicht met verdere historische veranderingen (1950-heden) weergegeven. Er is geen centrale informatie over het 'in bedrijf gaan' en het sluiten van bepaalde onderdelen.

Voor elke periode waarvoor de configuratie veranderd is, zijn aparte berekeningen gedaan. In de overige gevallen is er geschaald op basis van de totale omvang en het patroon uit eerdere berekeningen. De pelletfabriek was bijvoorbeeld voor 1970 niet aanwezig.

De verhouding fijn en grof stof van open bronnen is 20 % fijn stof om 80 % grof stof. Voor puntbronnen zijn er huidige gegevens per bron (provincie Noord Holland, 2008; p30). Het aandeel grof stof was in het verleden hoger. Zowel de hoeveelheid stof als de relatieve bijdrage van grof stof is afgenomen als gevolg van de emissiebeperkende maatregelen (zie Bijlage 1 voor de geschatte huidige deeltjesgrootteverdeling van stofemissies).

De emissiegegevens voor de genoemde stoffen (zie paragraaf 2.1) vóór 1985 zijn geschaald naar de staalproductie per jaar berekend per bron. Na 1985 is er lineair geïnterpoleerd voor tussenliggende jaren. De broneigenschappen van de configuratie van 2004 zijn gebruikt (inclusief de warmte-inhoud). Dit is in de vorm van tabellen aan DCMR Milieudienst Rijnmond aangeleverd.

Emissiegegevens van *andere bronnen* (dan Corus) waren alleen beschikbaar voor fijnstofemissies in de huidige situatie (Schols (ed.), 2009; paragraaf 4.2.1). Hieruit blijkt dat Corus voor ongeveer 70 % aan de regionale emissies bijdraagt.

3.2.2 Berekeningsmethode en basisgegevens PAK en metalen

Het OPS-model (Van Jaarsveld, 2004; www.mnp.nl/ops) is gebruikt om de verspreiding naar de omgeving te berekenen. Daarbij is plaatsafhankelijke meerjarige meteorologie gebruikt over de periode 1990-1999. Het invoeren van vele aparte bronnen in het model is geen probleem, tenzij dit voor alle stoffen en in de tijd sterk wisselt. Zowel voor PAK als metalen is een vereenvoudiging gedaan door emissies te middelen over blokken van jaren.

PAK

Zoals toegelicht in paragraaf 2.2 is besloten te rekenen met emissiescenario I en emissiescenario II. Er is een tabel opgesteld met de geschatte PAK-emissies per jaar van 1950-2007 (zie Bijlage 1 Tabel B1.2). Ter vereenvoudiging van de berekeningen is een periode-indeling gekozen zodanig dat er niet al te veel variatie van de emissie binnen een periode is. De emissie is vervolgens per periode geaggregeerd (zie Tabel 3.1) Bij emissiescenario I is de emissie gedurende de periode van 1972-1994 190 ton PAK per jaar.

In Tabel 3.1 staat ook het aantal kooksfabrieken (kofa's) per periode. Dit bepaalt het aantal emissiepunten voor een berekening. Verder is te zien of de deeltjesgrootteverdeling met of zonder rookgasreiniging is aangenomen. De situatie zonder reiniging resulteert in een hogere depositie nabij de

bronnen, aangezien grove deeltjes sneller dalen. Daarnaast daalt door de grovere deeltjes de pluim sneller (vooral onder zeer stabiele omstandigheden heeft dit een duidelijk effect). Dit is zichtbaar als een lichte verhoging van de concentraties op iets grotere afstand van de bronnen. Als de bronconfiguratie en de aanwezigheid van rookgasreiniging tussen twee perioden overeenkomen, kunnen de emissiebestanden in OPS eenvoudig worden geschaald. Het emissiebestand voor 1950-1959 is gebruikt om voor de perioden 1960-1964 en 1965-1971 de emissies te schalen met de aangegeven schalingsfactor in Tabel 3.2. Het verspreidingspatroon voor deze drie perioden is dus gelijk, alleen het niveau is anders. In Tabel 3.2 staat de emissie per periode voor emissiescenario II als fractie van de waarde voor.

Tabel 3.1 Emissie van totaal PAK voor emissiescenario I en enkele emissiekenmerken per periode.

Start	Eind	Aantal Jaren	Emissiescenario I (kg/jr)	Schaling ten opzichte van periode	Factor	Aantal kofa's	Rookgasreiniging
1950	1959	10	29 107	-	-	1	nee
1960	1964	5	68 635	1950-1959	2,36	1	nee
1965	1971	7	126 984	1950-1959	4,36	1	nee
1972	1994	23	190 126	-	-	2	nee
1995	1997	3	113 875	1972-1994	0,599	2	nee
1998	1999	2	44 017	-	-	2	ja
2000	2007	8	2 154	1998-1999	0,049	2	ja

Tabel 3.2 Emissie van totaal PAK in emissiescenario II ten opzichte van emissiescenario I.

Start	Eind	Emissiescenario II (kg/jr)	Schaling t.o.v emissiescenario I
1950	1959	2 595	0,0891
1960	1964	6 330	0,0922
1965	1971	11 712	0,0922
1972	1994	16 399	0,0863
1995	1997	6 867	0,0603
1998	1999	2 637	0,0599
2000	2007	2 154	1,0000

Om te bepalen in welke mate concentraties van stoffen in de lucht tot depositie leiden, is de depositieparameter belangrijk. Daarvoor is het gewenst de deeltjesgrootteverdeling van het stof uit de emissiepunten te kennen. Over de deeltjesgrootteverdeling van het stof in de jaren tachtig en negentig en daarvoor zijn weinig gegevens beschikbaar, ook niet bij Corus zelf. Er zijn wel gegevens over het onderscheid < PM₁₀ van huidige emissies maar geen verdere verdeling in grootteklassen. Voor emissies uit het verleden is alleen bekend dat relatief en absoluut meer grof stof in het totaal stof heeft gezeten. Gekozen is om hiervoor van literatuurgegevens uit te gaan van de deeltjesgrootteverdelingen zoals deze in het verspreidingsmodel OPS standaard zijn opgenomen (zie Tabel 3.3). Dit is gebaseerd op de deeltjesgrootteverdeling van afvalverbrandingsinstallaties, zoals gebruikt in jaren negentig. Deze zijn gebaseerd op buitenluchtmetingen bij de Amercentrale eind jaren tachtig. Deze zijn hetzelfde als voor de PAK-emissies. Voor de overige brongegevens is uitgegaan van de beschikbare gegevens over de configuratie en eigenschappen van bronnen zoals opgenomen in Bijlage 1.

Tabel 3.3 Deeltjes grootteverdeling (%) zoals gebruikt in de depositieberekeningen van PAK en metalen.

klasse 1 < 0,95 µm	klasse 2 0,95-4 µm	klasse 3 4-10 µm	klasse 4 10-20 µm	klasse 5 > 20 µm	beschrijving
42,0	33,0	14,5	5,9	4,6	Met rookgasreiniging
11,5	10,0	12,5	16,5	49,5	Zonder rookgasreiniging

Voor de verspreidingsberekeningen zijn emissiegegevens gebruikt van de metalen per bron per jaar van 1950-2007 (zie Bijlage 1). Gedurende deze periode zijn er bronnen verdwenen en er zijn nieuwe bronnen bijgekomen. Voor de verspreidingsberekening is een periode-indeling gekozen zodanig dat per periode dezelfde bronnen actief zijn en er niet al te veel variatie van de emissie binnen een periode is. De hoogte van de emissie van zware metalen staat in Tabel 3.4. De gekozen tijdperioden in Tabel 3.4 zijn deels anders dan in de tabellen voor PAK's. De periode 1970-1973 is apart omdat in 1973 en 1974 de productie van ruw ijzer relatief hoog was ten opzichte van 1970 en 1975. Verder is in 1975 de fluorwasser geïnstalleerd, wat ervoor zorgt dat de emissies in 1973 en 1974 extra hoog zijn ten opzichte van 1975. In dezelfde periode 1972-1975 zijn in de staalfabriek de nodige maatregelen genomen (secundaire afzuiging).

Tabel 3.4 Emissie van zware metalen per periode.

Start	Eind	Aantal jaren	Lood (ton/jr)	Zink (ton/jr)	Cadmium (kg/jr)	Koper (kg/jr)
1950	1954	5	1	6	103	194
1955	1959	5	9	10	319	534
1960	1969	10	24	32	912	1686
1970	1972	3	51	151	1894	3850
1973	1984	12	50	103	1573	3176
1985	1997	13	52	18	1290	1247
1998	2003	6	25	15	762	1053
2004	2007	4	25	14	750	811

Voor de situatie tot 1997 wordt verondersteld dat de deeltjesgrootteverdeling was zoals de situatie zonder rookgasreiniging. Daarom wordt voor deze periode een deeltjesgrootte aangenomen met meer grovere deeltjes. Dit resulteert in een hogere depositie nabij de bronnen. Daarnaast daalt door de grovere deeltjes de pluim (vooral onder zeer stabiele omstandigheden heeft dit een duidelijk effect). Dit is zichtbaar als een lichte verhoging van de concentraties op iets grotere afstand van de bronnen.

De *depositieberekeningen* leveren een *jaargemiddelde depositie* per m² per stof. Dit is gedaan voor de in Tabel 3.1, Tabel 3.2 en Tabel 3.4 genoemde tijdsblokken. Op basis hiervan is de cumulatieve depositie per m² berekend over de totale tijdsperiode. Deze gegevens zijn gegenereerd voor gridcellen van 100 x 100 m. (zie paragraaf 3.3)

De *historische immissies* (concentraties) zijn een tussenstap in de berekening van de depositie. Ze zijn voor dezelfde gridcellen berekend en voor de zelfde tijdsblokken (zie paragraaf 3.4 voor de resultaten).

3.2.3 Depositie stof uit open bronnen

Op basis van de beschikbare informatie over depositie van grof stof door op- en overslag van materiaal wordt een inschatting gemaakt van de totale depositie van verontreinigingen met het grof stof. Voor depositiegegevens is gebruikgemaakt van het rapport van Vrins (2001a; 2001b) en van gegevens over de samenstelling van erts en kolen en de totale input van metalen in het proces. Voor PAK zijn deze gegevens niet beschikbaar. PAK's worden met name gevormd in het productieproces. De informatie

over de geschatte gemiddelde samenstelling van de materialen is gebruikt om de orde grootte van deze depositie te berekenen. In paragraaf 3.3.3 wordt ingegaan op de resultaten.

3.2.4 Depositie van stof in huis

De depositie van stoffen heeft invloed op de bodemkwaliteit, maar leidt ook tot depositie op andere oppervlakten buiten en binnenshuis en draagt bij aan de samenstelling van huisstof. Van de samenstelling van het straatstof en huisstof in het gebied rond Corus zijn geen metingen bekend. De mate van de historische blootstelling aan dit stof is niet gekwantificeerd. Uit recente publicaties blijkt dat blootstelling aan huisstof voor een aantal stoffen wel gezondheidkundig relevant kan zijn. In Oomen et al. (2008) is een analyse gemaakt van de stoffen die op basis van waargenomen stofconcentraties kunnen leiden tot blootstelling boven het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico). Gemiddelde concentraties in het geëmitteerde stof kunnen een indicatie geven van het belang van deze route (zie paragraaf 3.3.4).

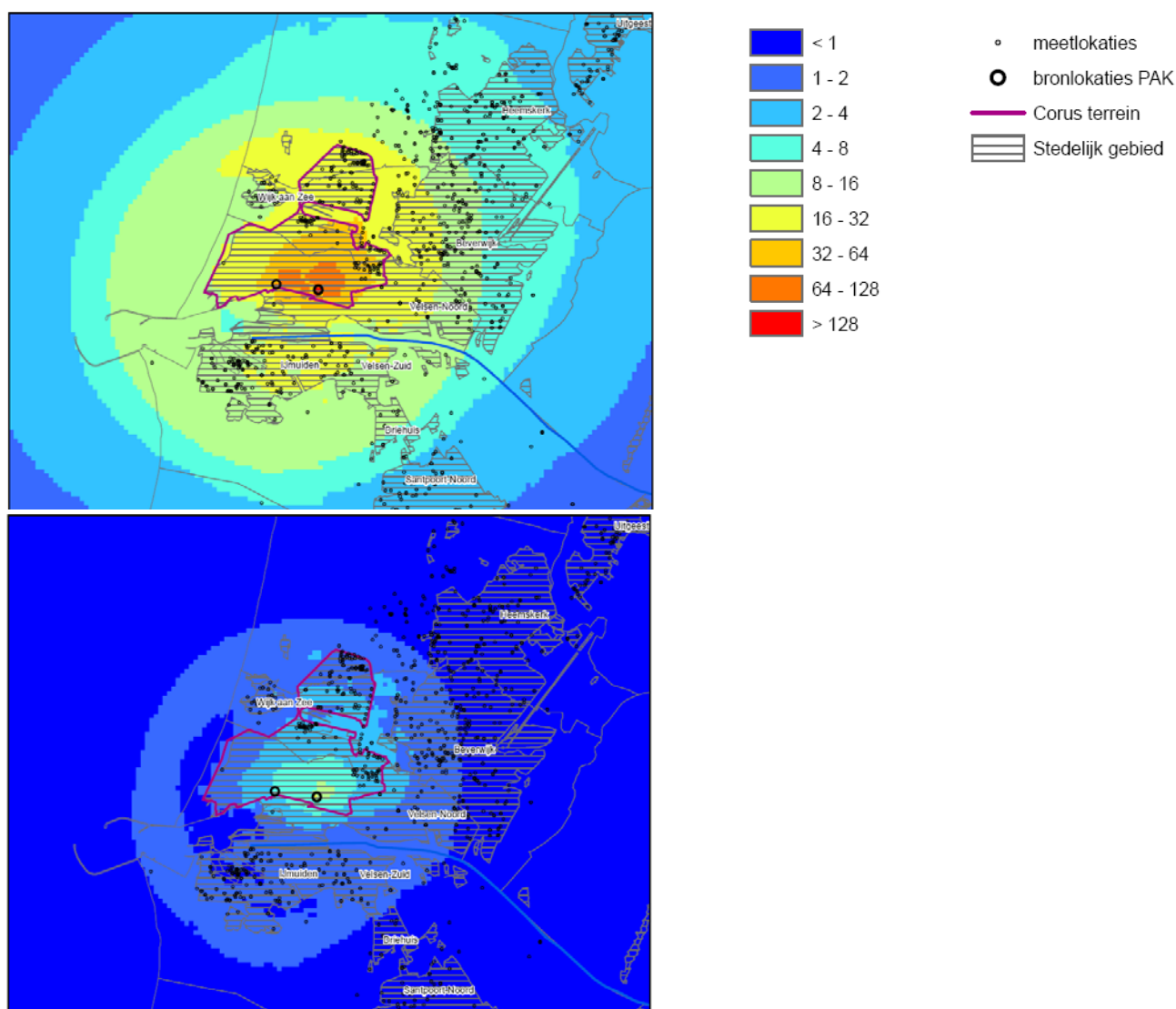
3.3 Resultaten depositie

De resultaten voor PAK's zijn gerapporteerd voor de emissiescenario's I en II. Omdat scenario II een schaling is ten opzichte van scenario I, is hetzelfde patroon zichtbaar. De resultaten van de depositie- en concentratieberekeningen zijn in de vorm van kaarten gepresenteerd. Voor iedere stof is er een aparte kaart opgemaakt. Hierbij is het Corusterrein uitgelicht, zodat de locatie van dit terrein duidelijk zichtbaar is op de kaart.

De cumulatieve depositie van grof stof is in de vorm van isolijnen in kaart gebracht met de topografische kaart als achtergrond. Hierbij is het Corusterrein uitgelicht, zodat de locatie van dit terrein duidelijk zichtbaar is op de kaart.

3.3.1 PAK

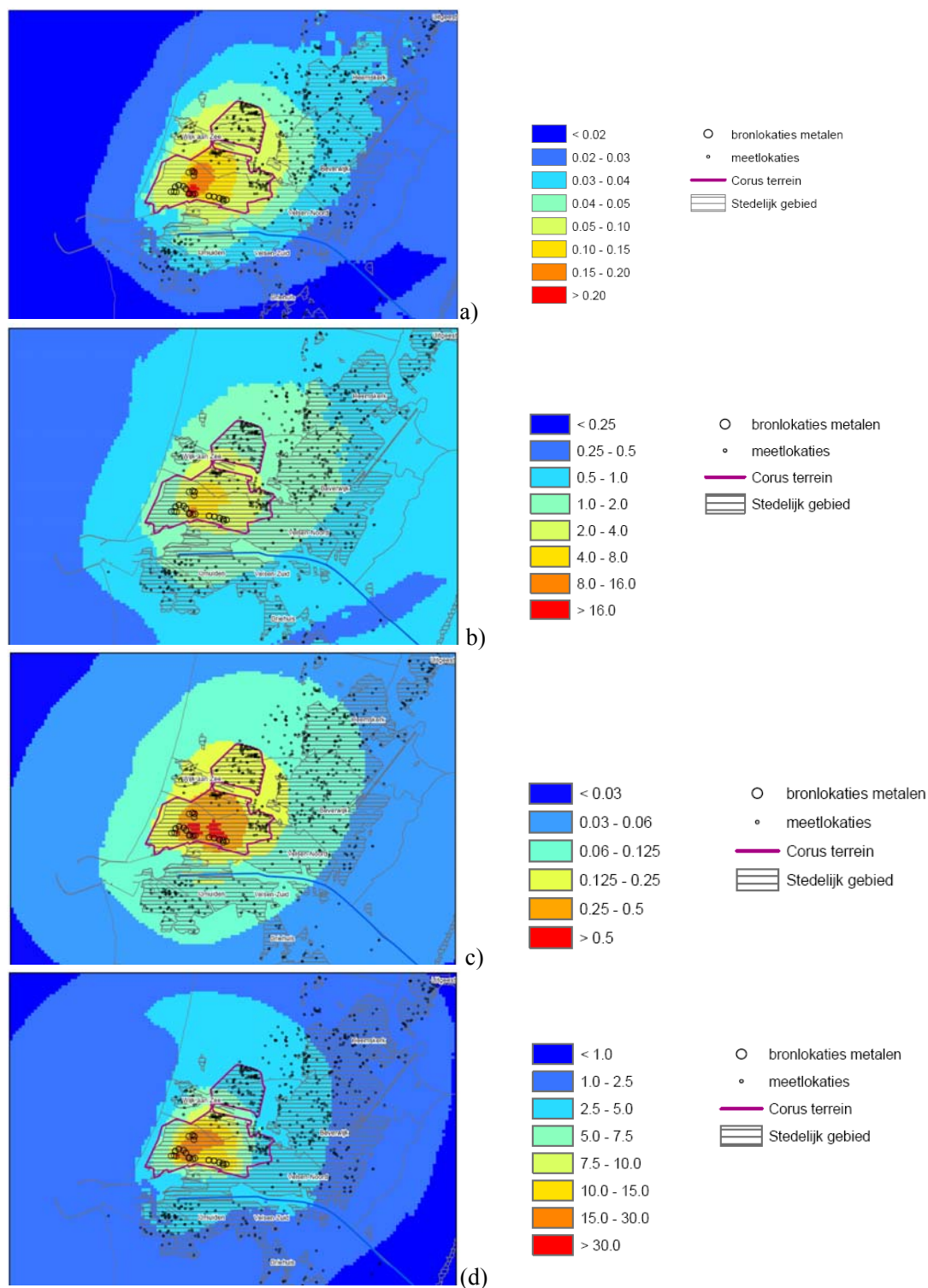
In Figuur 3.1 is de depositie van PAK weergegeven. Beide scenario's zijn alleen verschillend in het niveau van depositie, het patroon is voor beide figuren hetzelfde. Duidelijk wordt dat de depositie van emissiescenario II lager is dan scenario I. Op basis van deze depositie is bepaald wat dit betekent voor de accumulatie van PAK in de bodem (zie paragraaf 4.2). Het depositiepatroon heeft een licht ovale vorm in noordoostelijke richting. Duidelijk is dat de depositie en concentraties op het terrein veel hoger zijn dan op grotere afstand van de bronnen.



Figuur 3.1 Cumulatieve depositie PAK 1950-2007 in g/m², conform emissiescenario I (boven) en emissiescenario II (onder).

3.3.2 Metalen

In Figuur 3.2 is de berekende cumulatieve depositie weergegeven van cadmium, lood, koper en zink. Het patroon van depositie komt voor een groot deel overeen tussen de verschillende metalen met een zeer lichte pluimvorm in noordoostelijke richting. De depositie nabij de bron is tien keer zo hoog als op grotere afstand. In absolute zin is van deze vier metalen de depositie van zink het hoogst (tot 30 g/m²). Op basis van deze deposities is bepaald in welke mate dit leidt tot accumulatie van metalen in de bodem (zie paragraaf 4.2). Voor metalen is een licht ovale vorm zichtbaar in noordoostelijke richting.

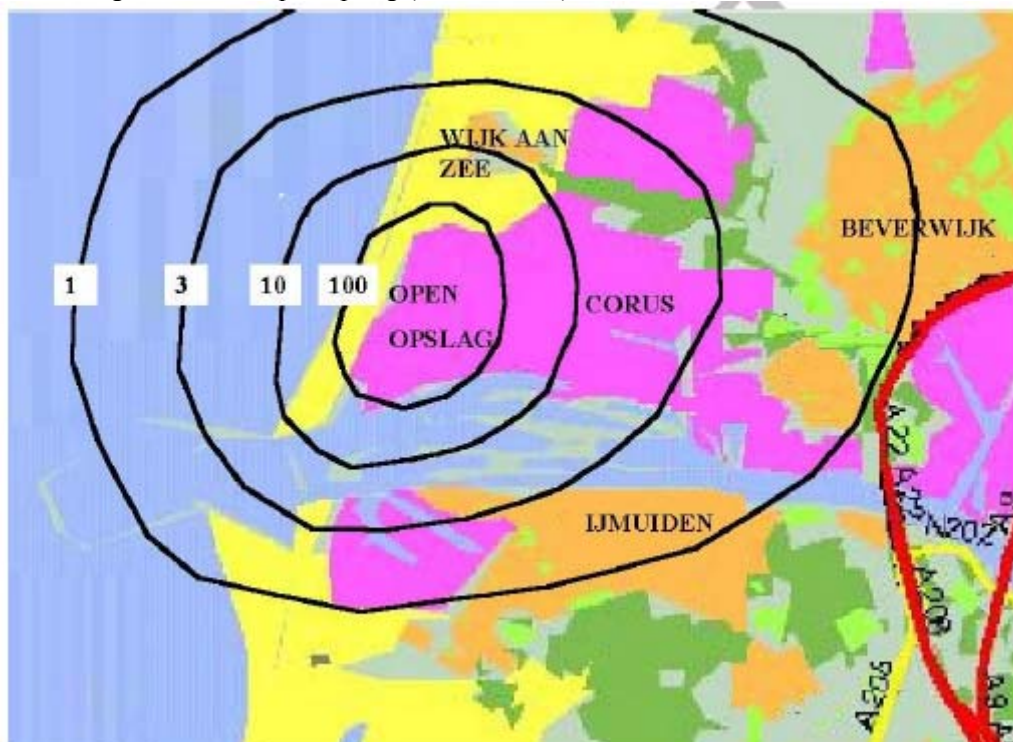


Figuur 3.2 Cumulatieve depositie van cadmium (a), lood (b), koper (c) en zink (d) 1950-2007 in g/m².

3.3.3 Depositie van stof uit open bronnen

In 2001 is er in de regio IJmond onderzoek gedaan naar stofhinder. Hieruit bleek dat de op- en overslag van ijzer en steenkool bij Corus een belangrijke bron is. De stofdeeltjes afkomstig van Corus konden duidelijk worden onderscheiden van andere stofbronnen, zoals zeezout, zand en opwervend stof van de wegen (Vrins, 2001a; 2001b). Ten eerste heeft dit een belangrijk hindereffect in de leefomgeving van mensen. Verwaaiing van grof stof uit open opslag kan, naast de uitstoot via de reguliere productieprocessen, dus ook een invloed uitoefenen op de bodemkwaliteit in de regio.

Uit onderzoek bleek dat vooral de grote hoeveelheden gebruikte ertsen een potentiële bron voor verwaaiing zijn. Voor alleen de sinter- en pelletoven bedraagt de benodigde hoeveelheid erts in 2009 10,3 Mton. Het verbruik van kolen lag in 2007 rond de 2,1 Mton. Op basis van een stof depositiekaart (zie Figuur 3.3) en diverse gegevens over de samenstelling van het erts en kolen, zoals gebruikt door Corus, is uitgerekend wat de cumulatieve depositie is van cadmium, lood, koper, zink en PAK's via verwaaiing van stof uit open opslag (zie Tabel 3.6).



Figuur 3.3 De grofstofdepositie in de omgeving (in g per m² per jaar) door de stofemissie van de open opslag van Corus gedurende de periode maart 1993-maart 1995 (Vrins, 2001a; 2001b). De contouren geven dus de absolute bijdrage van deze bron bij Corus aan de totale depositie.

In Tabel 3.5 is de gemiddelde samenstelling van kolen en ijzererts beschreven.

Tabel 3.5 Gemiddelde samenstelling kolen en ijzererts (mg/kg)¹.

Component	Kolen Geom gemiddelde	IJzererts Geom gemiddelde
Cadmium	0.1	1.6
Lood	8.2	32
Koper	15	108
Zink	23	54
PAK	-	

¹ Samenstelling kolen op basis van literatuurgegevens Meuleman en Faaij, 1997; R. Bonnett and F Czechowski, 1981; Yoo et al., 2005; Lachas et al., 1998; Csiro, 2008, samenstelling erts volgens opgave van Corus.

Uit Tabel 3.6 valt af te lezen dat de hoogste depositie door stofverwaaiing (100 g/m²) voor cadmium, lood, koper en zink respectievelijk 0,13, 2,6, 8,8 en 4,7 mg per m² per jaar bedraagt. Ofwel in 50 jaar is de aanrijking van bijvoorbeeld het kopergehalte in de bodem 440 mg/m². Bij een mengdiepte van 20 cm en een bulkdichtheid van 1,5 kg/dm³ is dit 1,5 mg/kg (namelijk 440 mg/300 kg). Dat is een marginale bijdrage aan de achtergrond (19 mg/kg bij organisch stof en lutumgehalte van 2 %). Al naar gelang de afstand tot Corus groter wordt, neemt ook de depositie van metalen af. Zo zou in het centrum van de gemeenten IJmuiden en Beverwijk de maximale koperdepositie 4,4 mg/m² in 50 jaar bedragen. In relatie tot de uitstoot van Corus via de productieprocessen is de invloed van het verwaaien van stofdeeltjes uit open opslag dan ook relatief klein. Voor PAK zijn geen samenstellinggegevens met betrekking tot kolen en erts bekend, waardoor berekening van de belasting daarmee niet mogelijk is. De verwachte concentraties zijn echter ook zeer laag, zeker in relatie tot de emissies.

Tabel 3.6 Verwachte cumulatieve depositie van metalen en PAK als gevolg van grofstofdepositie (mg/m²/jaar).

Stofdepositie	100 g/m ²	10 g/m ²	3 g/m ²	1 g/m ²
Metalen en PAK's				
Cadmium	0,128	0,0128	3,85E-03	1,28E-03
Lood	2,55	0,255	7,66E-02	2,55E-02
Koper	8,77	0,877	2,63E-01	8,77E-02
Zink	4,68	0,468	1,41E-01	4,68E-02
PAK	-	-	-	-

3.3.4 Depositie van stof in huis

In Oomen et al. (2008) wordt geconcludeerd dat op basis van waargenomen stofconcentraties van PAK in huisstof en een generiek blootstellingsscenario van volwassenen en kinderen het MTR soms wordt overschreden als gevolg van blootstelling via huisstof. Dit geldt voor kinderen in sterkere mate dan voor volwassenen. Dit geldt ook voor lood, maar deze conclusie wordt niet getrokken voor cadmium, koper en zink (voor cadmium wel in combinatie met blootstelling via andere bronnen. Voor PAK wordt gebruikgemaakt van de 'surrogaatbenadering' waarbij wordt gekeken naar benzo(a)pyreen als indicator voor het hele PAK-mengsel. Bij een loodconcentratie van 1200 mg/kg (hoogste gemiddelde lood in stof) wordt het MTR bij kinderen met een factor 2.2 overschreden door stof, bij een cadmiumgehalte van 17 mg/kg (95-percentiel waargenomen in stof) wordt het MTR niet overschreden (factor is 0.23) bij kinderen en bij een PAK-concentratie van 13 mg/kg benzo(a)pyreen (95-percentiel waargenomen in stof) wordt het MTR bij kinderen met een factor 1.7 overschreden.

Om een indicatie te hebben van de samenstelling van het stof, afkomstig van Corus, dat door depositie op verharding en in huis terecht kan komen, is aangenomen dat alle stoffen gebonden zijn aan het geëmitteerde stof. Daarbij is uitgegaan van de totale stofemissies (PM₁₀ en grof stof) van Corus en de gegevens over de hoeveelheden geëmitteerde verontreiniging (PAK, cadmium en lood). Voor lood, cadmium en benzo(a)pyreen wordt een gemiddelde concentratie berekend in 1990 van 3400, 44 en 32 mg/kg. En in 2007 van 5900, 180 en 2 mg/kg. Belangrijk is te vermelden dat er ook andere bronnen van huisstof zijn en dat het aannemelijk is dat de verontreinigingen vooral aan de fijnste deeltjes zal zitten die over een groter gebied worden verspreid.

Geconcludeerd kan worden dat in de historische situatie in huis gedeponeerd stof en de blootstelling daaraan via ingestie een relevante bijdrage kan hebben geleverd aan de blootstelling aan lood en PAK en cadmium. Deze blootstellingsroute is dus mogelijk relevant naast de blootstelling via inhalatie. De feitelijke concentraties op de plaats van blootstelling is niet bekend. Metingen van de samenstelling van historisch stofmonster zouden hier meer inzicht in kunnen geven, maar ontbreken momenteel. Meer informatie over de lokale samenstelling van huisstof kan het inzicht verbeteren.

3.4 Resultaten historische concentraties

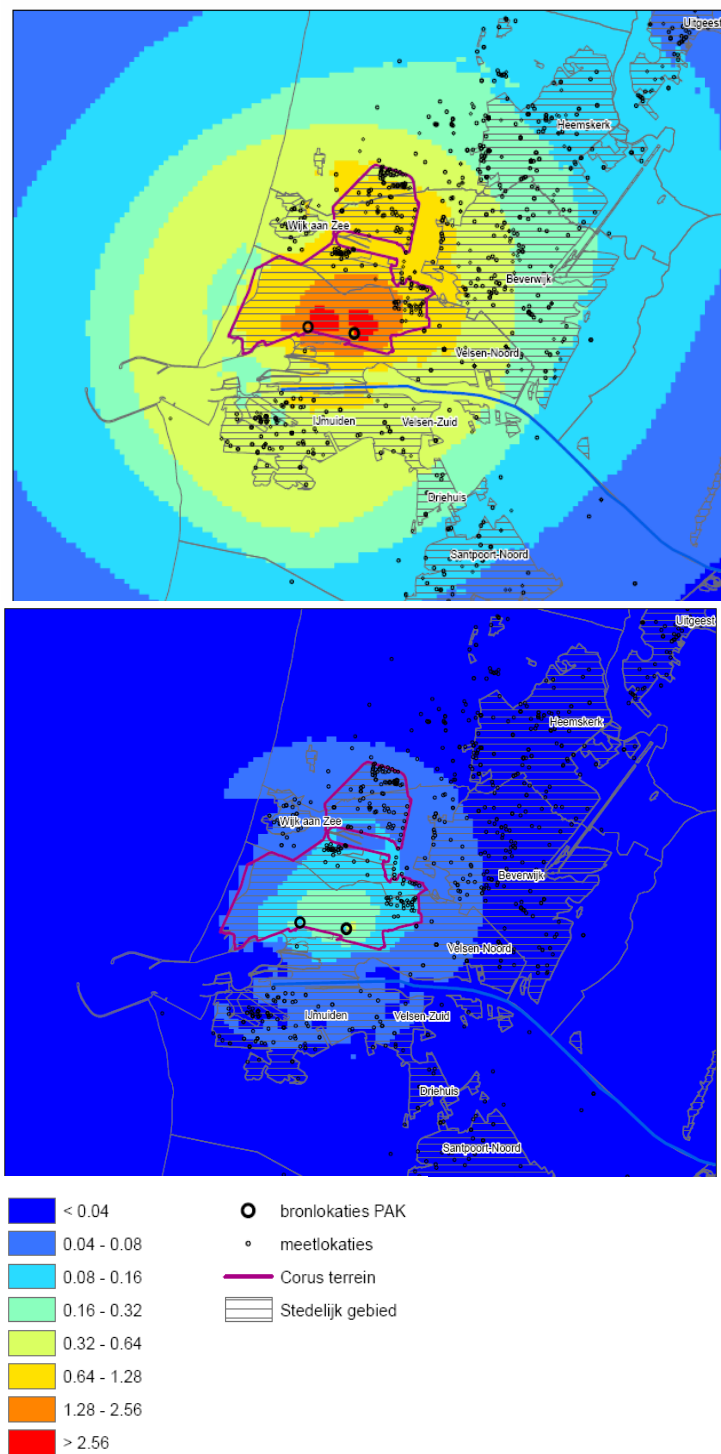
3.4.1 PAK

In deze paragraaf worden de geschatte historische immissiegegevens vergeleken met de beschikbare grenswaarden voor deze stoffen. In Figuur 3.4 zijn de berekende totaal PAK-concentraties weergegeven voor de periode 1972-1994 (in µg/m³). Deze periode is gekozen omdat het de periode met de hoogste gemeten PAK-concentraties in de lucht is.

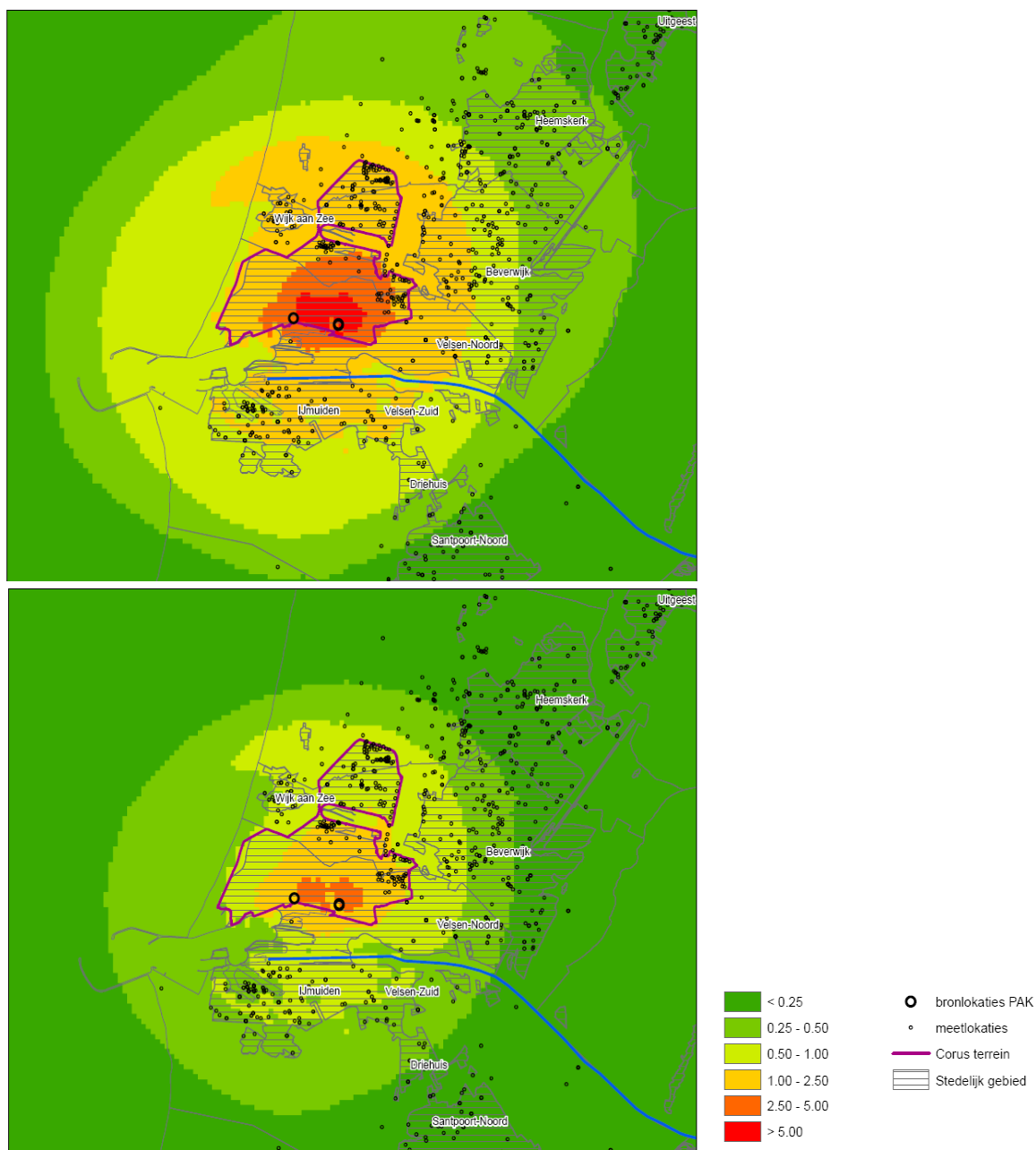
Voor benzo(a)pyreen (B(a)P) bestaat een richtwaarde en Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR-lucht) van 1 ng/m³ die ligt op het niveau van een kans van 1 op 10.000 op een extra geval van kanker bij levenslange blootstelling of aan een extra kans op kanker van $1 \cdot 10^{-6}$ per jaar (Schols (ed.), 2009; paragraaf 5.2).

Om de geschatte concentraties te vergelijken met deze waarde is het nodig om na te gaan wat de B(a)P-concentraties waren. De geschatte B(a)P-concentraties voor emissiescenario I en II zijn opgenomen in Figuur 3.5. Uit deze figuur blijkt dat bij scenario I de grenswaarde voor B(a)P tot net buiten het Corusterrein wordt overschreden, terwijl dit voor emissiescenario II niet zo is. Na 1994 en tot 1997 liggen de concentraties volgens berekening op basis van de emissieregistratie lager.

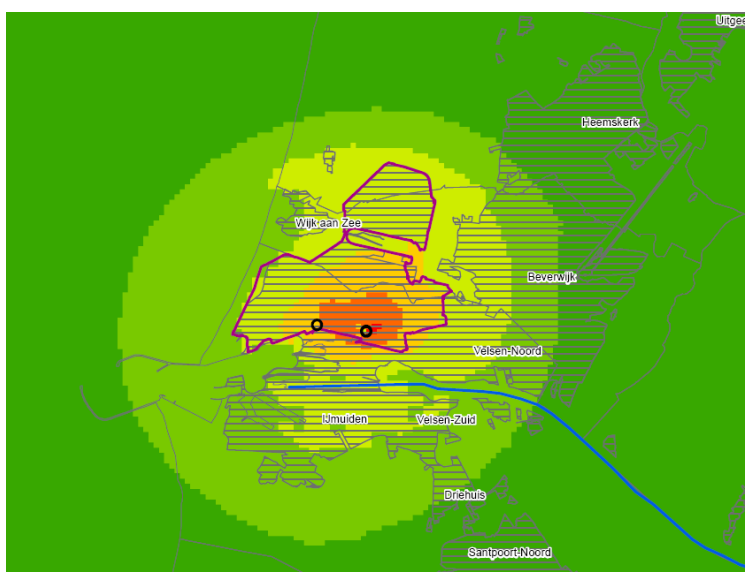
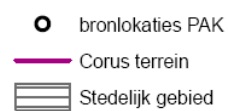
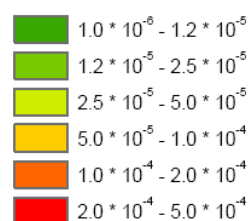
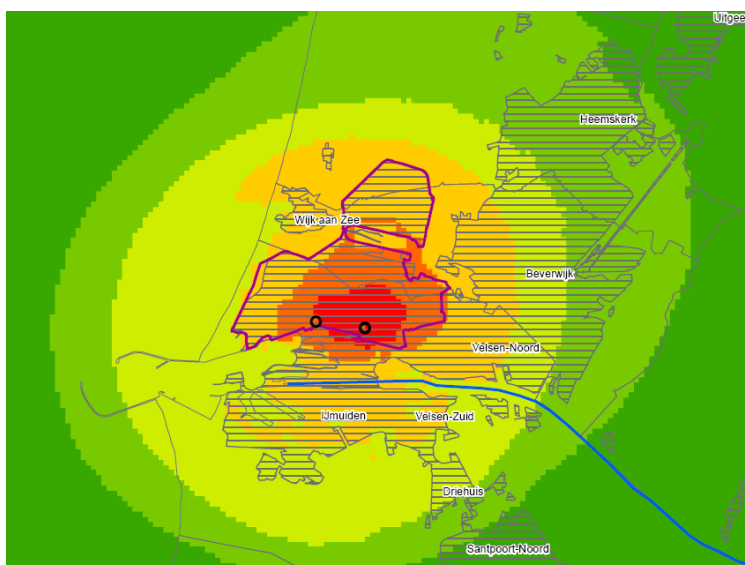
Aangezien de achtergronden van de richtwaarde bekend zijn, kan op basis van deze gegevens worden berekend wat het extra risico per leven is voor een persoon die gedurende de gehele periode 1950-2007 op de betreffende coördinaat aanwezig was en de buitenlucht met PAK inademde. De uitkomsten zijn dus te beschouwen als het maximale extra risico dat inwoners daar hebben kunnen oplopen als gevolg van emissie van PAK door Corus (zie Figuur 3.6). Dit is in feite een tijdsgeïntegreerde waarde. Kanttekening is dat er vanuit wordt gegaan dat iemand steeds op die locatie verblijft. Uit de figuur blijkt dat het berekende extra kankerrisico buiten het terrein van Corus in de range van $8 \cdot 10^{-5}$ tot $1 \cdot 10^{-6}$ ligt. Het Maximaal Toelaatbaar Risico van $1 \cdot 10^{-4}$ per leven wordt dus naar verwachting niet overschreden buiten het Corusterrein. Daarbinnen is dat echter *volgens berekening* wel het geval.



Figuur 3.4 Totaal PAK-concentratie op leefniveau in de periode 1972-1994 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, conform emissiescenario I (boven) en emissiescenario II (onder).



Figuur 3.5 B(a)P-concentratie op leefniveau in de periode 1972-1994 in ng/m³, conform emissiescenario I (boven) en emissiescenario II (onder); 1 ng/m³ is grenswaarde voor B(a)P.



Figuur 3.6 Extra risico door PAK bij permanent verblijf in de periode 1950-2007, conform emissiescenario I (boven) en emissiescenario II (onder); de grenswaarde ligt op $1 \cdot 10^{-4}$ bij levenslange blootstelling.

3.4.2 Metalen

Voor cadmium en lood zijn grenswaarden voor lucht beschikbaar (Schols (ed.), 2009; Oomen et al., 2007). De grenswaarde voor lucht voor cadmium is 5 ng/m^3 ($= 0,005 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) op basis van niertoxiciteit. Een additioneel kankerrisico per leven van 1 per 10.000 wordt bereikt bij $24\text{-}55 \text{ ng/m}^3$. Voor lood is de grenswaarde $0,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ lucht ter bescherming van de lood-bloedgehalten. Voor zink is er geen grenswaarde. Voor zink is het mogelijk te kijken naar de totaal opgenomen dosis bij inademing en die af te zetten tegen de orale norm (bepaling aannemelijkheid van systemische gezondheidseffecten (Oomen et al., 2007). Voor koper is er een gezondheidkundige luchtnorm (TCL) van $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (Baars et al., 2001).

De ruimtelijke weergave van de concentraties in de periode 1973-1984 staan in Figuur 3.7. De berekende resultaten van cadmium (onder a) tonen dat de grenswaarde buiten het terrein niet is overschreden in de periode met vrijwel de hoogste concentraties in de lucht (1973-1984). Op het Corusterrein zelf is voor cadmium de grenswaarde van 5 ng/m^3 lokaal overschreden. Gezien de carcinogene potentie van cadmium dat op een veel hoger niveau ligt dan de grenswaarde ($24\text{-}55 \text{ ng/m}^3$) zal cadmium naar verwachting niet bijdragen aan een eventuele verhoogde kankerincidentie in de omgeving.

Voor lood en koper worden de grenswaarde en het MTR lang niet overschreden en is er dus geen sprake geweest van risico's voor de mens als gevolg van de emissies naar lucht van deze twee stoffen. Voor zink is er ook geen sprake geweest van risico's voor de mens.

3.4.3 Fijn stof

Volgens de emissieregistratie is de emissie van fijn stof (PM_{10}) sinds 1985 met bijna een factor 5 gedaald (zie Bijlage 1 en Schols (ed.), 2009). De huidige fijnstofemissies leiden volgens de berekeningen in de revisievergunning tot een bijdrage van $6\text{-}7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ aan de rand van het terrein en tot een bijdrage van $4.5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ in Wijk aan Zee en IJmuiden (Schols (ed.), 2009). Uit de beschikbare recente metingen sinds 1997 is ook geconcludeerd dat de bijdrage van Corus en andere lokale bronnen in Wijk aan Zee $5\text{-}14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ en in IJmuiden $6\text{-}8 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

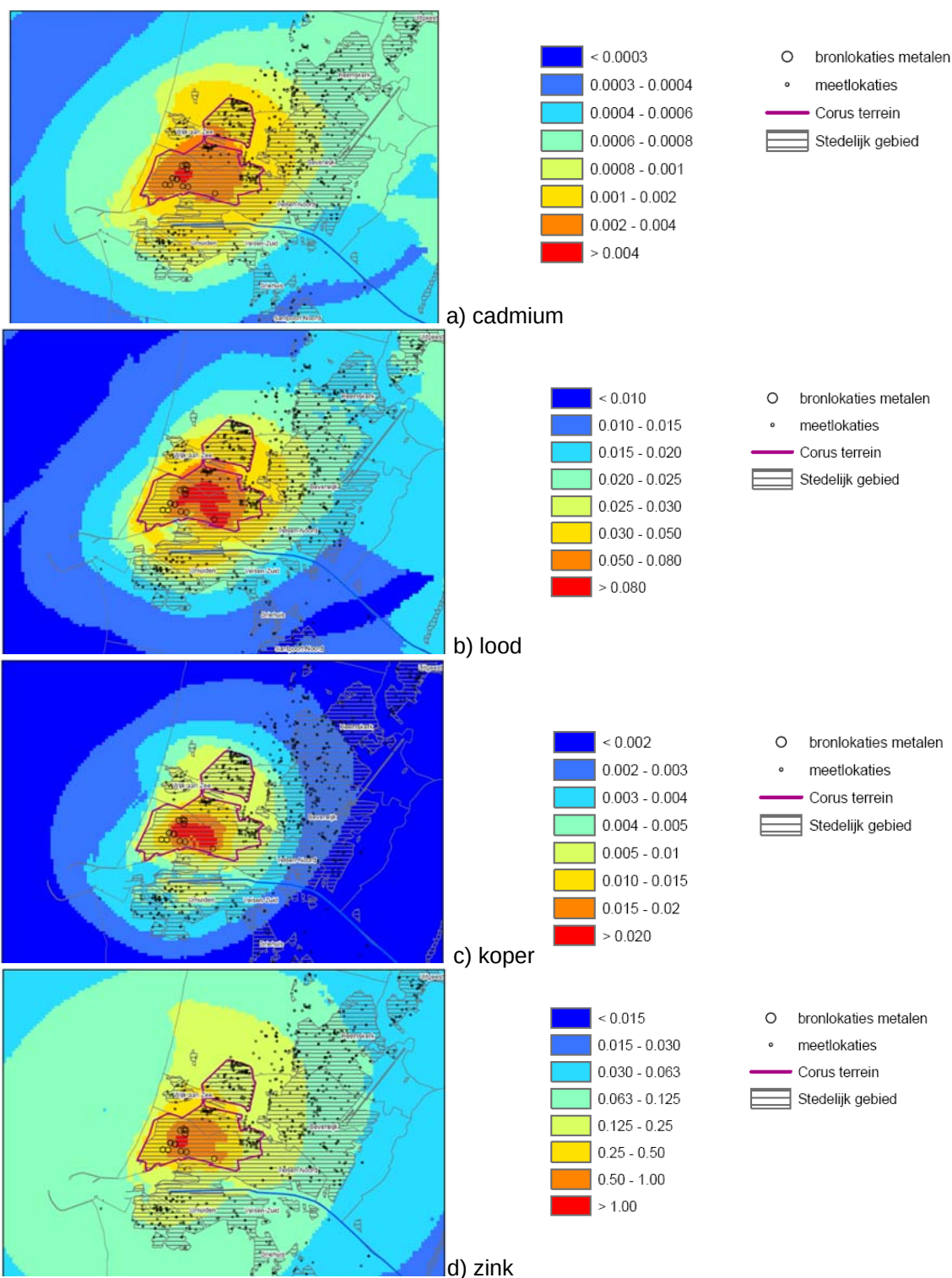
Besloten is voor de historische situatie geen extra berekeningen uit te voeren maar uit te gaan van de berekening en informatie uit de revisievergunning 2004, de (recente) metingen en de kennis over de afname van de fijnstofemissies (PM_{10}) over de afgelopen 20 jaar. Op basis van de recente berekende PM_{10} -concentraties (2004) en de kennis over de ontwikkeling van de emissies van fijn stof (PM_{10}) kan indicatief voor de jaren tachtig een bijdrage van Corus in de ordegrrootte van bijna $30 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (range 20-40) worden afgeleid op de rand van het terrein en van ruim $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (range 15-30) in Wijk aan Zee en IJmuiden. De meest gezondheidsrelevante fractie is de fractie $\text{PM}_{2,5}$ (Schols (ed.), 2009; paragraaf 4.2.5). Het relatieve aandeel $\text{PM}_{2,5}$ binnen PM_{10} is lastig te schatten, maar een indicatie op basis van de kennis over de huidige verdeling en kennis over de fractie $\text{PM}_{2,5}$ bij verschillende processen is wel mogelijk (zie Bijlage 1).

Bij de huidige emissies wordt onderscheid gemaakt in puntbronnen, diffuse bronnen en open bronnen (zie revisievergunning). Voor de huidige emissies is een schatting gemaakt van het aandeel $\text{PM}_{2,5}$ in PM_{10} (zie Bijlage 1). Voor de huidige emissies van de puntbronnen kan worden uitgegaan van bijna 100 % $\text{PM}_{2,5}$ (range 80-100 %) op basis van de door Corus verstrekte informatie. Voor de diffuse bronnen wordt dit geschat op 45 % (range 30-70 %). Voor de open bronnen ligt dit percentage veel lager, maar is niet verwaarloosbaar, naar schatting 15 % (zie Bijlage 1). Deze percentages leiden voor de huidige situatie tot een schatting van een bijdrage van circa $1.2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (range 0.5-2) $\text{PM}_{2,5}$ in Wijk aan zee en IJmuiden, waarvan ruim de helft van punt- en diffuse bronnen en de helft van open bronnen.

Op basis van windroosmetingen rond Corus in de UK (DEFRA, 2005, p 248) kan worden afgeleid dat de PM_{10} -concentratie benedenwinds van het terrein de totale emissie circa 17 g/m³ hoger is (vergeleken met wind van zee), waarvan circa 30 % $PM_{2,5}$.

Voor de historische situatie zal onder meer door de afwezigheid van de hogedrukwasser voor zowel de puntbronnen als de diffuse bronnen circa 50 % $PM_{2,5}$ (range 30-70) zijn geweest. Voor de open bronnen is er geen reden om een verschuiving in dit aandeel te verwachten. Op basis van deze informatie is de jaargemiddelde bijdrage van $PM_{2,5}$ van Corus in de jaren zeventig, tachtig en begin jaren negentig circa 6 µg/m³ (range 3-12) aan de rand van het terrein en 4-5 µg/m³ (range 2-9) in Wijk aan Zee en IJmuiden.

In paragraaf 3.5.4 wordt ingegaan op de bekende metingen van totaal stof en fijn stof uit het verleden.



Figuur 3.7 Concentratie op leefniveau in de periode 1973-1984 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor cadmium (a), lood (b), koper (c) en zink (d).

3.5 Vergelijking van berekeningen met metingen

3.5.1 Gemeten achtergronddepositie

Het tussenresultaat van de depositieberekeningen kan worden vergeleken met de achtergronddepositie zoals die in Nederland wordt gemeten. De gegevens over de natte depositie geven een indicatie van hoe relevant de geschatte (historische) depositie vanuit Corus is. Er zijn gegevens beschikbaar van de totale jaarlijkse natte depositiefluxen, zoals gemeten met het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling voor koper, zink, cadmium en lood over de periode 1992-2004 over Nederland (in $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Een deel van de meetgegevens voldoet niet aan de kwaliteitseisen. De meetstations zijn weergegeven in Figuur 3.8.



Figuur 3.8 Meetlocaties (met nummers) Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling.

In Tabel 3.7 zijn de meetgegevens samengevat. Grofweg mag op basis van bestaande metingen worden aangenomen dat de totale achtergronddepositie (nat en droog) grofweg circa twee keer de gemeten natte achtergronddepositie is. Voor PAK zijn er geen depositiegegevens beschikbaar.

De depositiegegevens voor de metalen tonen in vergelijking met de berekende depositie aan dat vooral voor zink en lood de berekende depositie circa een factor 10 hoger is dan de gemeten maximale natte achtergronddepositie in Nederland. Dit betekent dat voor deze stoffen de depositie als gevolg van de emissies van Corus substantieel is ten opzichte van de diffuse achtergronddepositie.

Tabel 3.7 Verwachte ranges van natte depositie ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jaar}$) op Nederlandse meetlocaties in de periode 1992-2004 voor vier metalen en de berekende depositie aan de rand van het terrein.

	Neerslag (mm)	Cu	Zn	Cd	Pb
MIN	251	605	3615	22	961
MAX	1276	4041	30658	673	5295
50 percentiel	852	1467	8816	93	2561
80 percentiel	997	1916	12281	145	3304
Berekend aan rand terrein ¹		5000	200000	2000	60000

¹ Zie Figuur 3.2; waarde aan noordzijde terreingrens is gedeeld door 50 jaar.

3.5.2 Vergelijk met (historische) gemeten luchtconcentratie PAK

Om iets te kunnen zeggen over de nauwkeurigheid van de berekende concentratie staan in Tabel 3.8 metingen van begin jaren tachtig en staan in Tabel 3.9 gemeten waarden uit begin jaren negentig (en na 2000) samen met berekende bijdragen. Gemeten bijdragen bestaan uit het verschil tussen de gemeten concentratie in Wijk aan Zee en de achtergrondconcentratie zoals gemeten in De Rijp (Projectgroep IJmond, 1985; Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2007: Beijck et al., 2008; Corus Staal B.V., 2005). Wanneer de berekende concentratie voor de jaren tachtig en jaren negentig wordt vergeleken met de metingen, liggen de metingen van de jaren tachtig binnen de berekening van scenario I (bijdrage 1-2.5 ng/m³) en de metingen van de jaren negentig in de range van de concentraties op basis van scenario II (0.5-1 ng/m³) (zie Figuur 3.5). De berekende bijdrage in de PAK-concentratie over de periode 2000-2007 is veel lager dan daarvoor. Deze afname wordt niet teruggezien in de metingen. Dit kan betekenen dat er andere bronnen zijn buiten óf binnen het Corusterrein. Deels is dit te verklaren doordat er procesmatig waarschijnlijk een aantal PAK-bronnen niet in de emissieregistratie was opgenomen (bijvoorbeeld hoogovens), deze verklaren echter niet het totale verschil. Aanbevolen wordt dit nader te analyseren.

Tabel 3.8 Gemeten B(a)P concentraties op vijf locaties in de periode 1979-1983 (24 uursgemiddelden in ng/m³) (Projectgroep IJmond, 1985).

Periode	De Rijp (referentie)	Beverwijk (minus De Rijp)	Wijk aan Zee (minus De Rijp)	IJmuiden (minus De Rijp)	Haarlem (minus de Rijp)
79-83 (range van 3 blokken)	0.7-1.1	1.9-4.5 (1.1-3.8)	3.9-5.9 (3.1-4.8)	1.9-2.5 (1.0-1.8)	1.5-1.8 (0.7-1)

Tabel 3.9 Gemeten B(a)P-concentraties meetstation Wijk aan Zee¹. Berekende bijdrage cf emissiescenario I. (in ng/m³).

	Gemeten BaP (Wijk aan Zee)	Gemeten bijdrage Corus (Wijk aan Zee minus De Rijp)	Met verspreidingsmodel berekende bijdrage Corus (Wijk aan Zee)
1992-1994	0,4-0,9	0,1-0,8	1,3
2000-2007	0,2-1,6	0,1-1,4	0,01

3.5.3 Gemeten concentraties metalen

In het rapport over de huidige emissies van Corus is een aantal gemeten niveaus opgenomen (Schols (ed.), 2009). De berekende waarden voor cadmium en lood voor de periode 1973-1994 liggen iets hoger dan de metingen. De ordegrrootte tussen de metalen is gelijk. In de genoemde periode waren de emissies naar verwachting ook hoger. Dit betekent dat de berekeningen qua ordegrrootte door de metingen worden ondersteund. Voor zink en koper zijn geen (historische) metingen beschikbaar.

Tabel 3.10 Metaalconcentraties meetstation Beverwijk West in 2006 (Schols (ed.), 2009).

	Gemeten bijdrage industrieterrein IJmond (ng/m ³)	Berekende bijdrage Corus Beverwijk West 1973-1984 (ng/m ³)
Cadmium	1.2	2
Lood	34	50

¹ Coördinaten van meetstation Wijk aan Zee, Banjaert cf Datarapport luchtkwaliteit IJmond Resultaten 2004 (Corus Staal B.V., 2005)

3.5.4 Gemeten concentraties fijn stof

De bijdrage van lokale bronnen in de IJmond (ten minste Corus en scheepvaart) aan de gemeten PM₁₀-concentraties in 2005 varieerde tussen 5 en 21 µg/m³ (Wijk aan Zee, 2 meetpunten 5 en 6, IJmuiden 6, IJmuiden Sluizen 21). In 2007 bedroeg de bijdrage van de lokale bronnen aan de PM₁₀-concentraties 8 µg/m³ in IJmuiden, 9 µg/m³ in Beverwijk en 14 µg/m³ in Wijk aan Zee (Schols (ed.), 2009; Bijlage 5). In het verleden zijn slechts incidenteel metingen gedaan die een indicatie geven van de situatie destijds. Deze gegevens worden hierna samengevat. Aansluitend worden deze metingen vergeleken met de berekende immissies (zie paragraaf 3.4.3).

In 1978 werd op drie afstanden van het industrieterrein de concentratie totaal stof berekend, die door de Hoogovenemissie ontstaan (Hermeling, 1979). Deze bedroeg op 3 km circa 40 µg/m³, op 6 km circa 20 µg/m³ en op 11 km circa 10 µg/m³. De gemeten totale stof concentraties bedroegen op die afstanden respectievelijk 75, 60 en 55 µg/m³. De achtergrondconcentraties bedroegen circa 40 µg/m³.

In de periode november 1984 tot maart 1985 is in de IJmond de invloed van stof op de luchtwegen van lagere schoolkinderen onderzocht (Projectgroep IJmond, 1985). Hierbij werd respirabel stof (PM_{3.5}) en totaal stof gemeten. De PM_{3.5}-concentraties varieerden van 75 tot 84 µg/m³; de totaal stofconcentraties tussen de 64 en 106 µg/m³. Er konden destijds geen (PM_{3.5}) of slechts geringe (totaal stof) verschillen in concentraties tussen een aantal woonplaatsen worden vastgesteld vanwege afwijkende meteorologische omstandigheden. De gerapporteerde concentraties zijn nadrukkelijk niet representatief voor een (langetermijn) jaargemiddelde. Het rapport bevat tabellen met overzichten van totaalstofmetingen van de provincie in de periode 1977-1985. De concentraties totaal stof varieerden van 47 (de Rijp), 56 (Haarlem), 61 (Heemskerk), 63 (Beverwijk), 64-87 (IJmuiden) tot 85 µg/m³ (Wijk aan Zee).

In het najaar van 1987 (september-november) zijn 22 fijnstofmonstermetingen aan de noordrand van het Corusterrein (nabij Wijk aan Zee) genomen met diverse samplers waaronder de WRAC (Wide Range Aerosol Classifier, toenmalig referentie-apparaat) (Holländer et al., 1990). In totaal betreft het slechts twintig monsters waarvan van diverse PM-fracties de concentratie (in µg/m³) is bepaald (zie Tabel 3.9). Bij drie andere locaties zijn ongeveer veertig meetdagen beschikbaar. Wetzlar is een Duitse industriestad met diverse bronnen en het toenmalige West Berlijn lag onder de invloed van Oost-Duitse bronnen. De data zijn lastig onderling te vergelijken omdat ze op elke locatie andere perioden betreffen. Rekening houdend met deze beperking kan worden geconcludeerd dat de gemeten concentraties nabij Corus en andere industriële gebieden hoog zijn vergeleken met een referentielocatie (Bilthoven). Tevens zijn de totaalstof (TPM)-concentraties nabij Corus hoog ten opzichte van de andere locaties. De verhoging zit vooral in de grove fractie (> 10 µm). De PM₁₀-concentraties nabij Corus zijn ruim 40 µg/m³ hoger dan de referentielocatie in die tijd.

Tabel 3.9 Gemeten PM₁₀-concentraties in lucht in 1987 aan de noordrand van het terrein (Holländer et al., 1990).

Gem. concentratie (alle in µg /m ³)	Corus (n=20)	Bilthoven (referentie)	Wetzlar	Berlijn
Totaal stof (TPM)	165	51	119	128
PM ₁₀	89	42	76	103
PM _{2.5}	50	32		

In 1993 werd voor een aantal meetpunten in de IJmond de bijdrage van het industrieterrein gerapporteerd (provincie Noord-Holland, 1993). De bijdrage aan totaal stof (dus ook groter dan PM₁₀) in Wijk aan Zee varieerde van 19 tot 39 µg/m³, afhankelijk van de exacte locatie. In IJmuiden was de bijdrage 8 tot 18 µg/m³; in Beverwijk 6 en in Heemskerk 16 µg/m³.

Dusseldorp et al. (1995) schatten de bijdrage van Corus aan de PM_{10} -concentraties in Wijk aan Zee in de periode oktober-december 1993 op circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ door vijftien meetresultaten in IJmuiden en Wijk aan Zee bij zuidwestenwind onderling te vergelijken.

Geconcludeerd wordt dat het in de jaren zeventig, tachtig en begin negentig de bijdrage aan de PM_{10} -concentraties door emissies van Corus circa $20\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ waren aan de rand van het terrein. Bovenstaande cijfers zijn wel met onzekerheden omgeven, mede door verandering van de meetmethoden en de definitie van de relevante stoffractie. Deze conclusie wordt getrokken op basis van de berekende inschatting in paragraaf 3.4.3 en de hier beschreven metingen (met de aanname dat PM_{10} -concentratie ongeveer de helft is van de totaalstofconcentratie (TSP) en $PM_{2,5}$ ongeveer een derde is van TSP). In de directe leefomgeving van Wijk aan Zee en IJmuiden is het aannemelijk dat de bijdrage van Corus aan de PM_{10} -concentraties in de periode 1979-1994 circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} en bijna $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ is geweest.).

PAK in fijn stof

Voor drie monsters aan de noordrand van het Corusterrein zijn ook chemische analyses uitgevoerd. Hierbij is onder andere de concentratie B(a)P bepaald aan fijn stof (respectievelijk 7.9, 4.5 en $20.9 \text{ ng}/\text{m}^3$) (Holländer et al., 1990; Van Elzakker et al., 1990). Deze concentraties zijn hoog ten opzichte van de huidige normwaarde van $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. De concentraties zitten tussen die van Berlijn en Wetzlar in en zijn veel hoger (minstens een factor 10-30) dan in Bilthoven ($0.2\text{-}0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Bij de interpretatie van B(a)P-metingen moet rekening worden gehouden met enorme seizoens- en dag-tot-dagvariaties (factor 10).

Geconcludeerd kan worden dat deze meetset van beperkte omvang is, waardoor rekening moet worden gehouden met de nodige onzekerheden. De gemeten waarden zijn veelal geen jaargemiddelden. De concentraties van fijn stof (PM_{10}) en B(a)P zijn nabij Corus hoog ten opzichte van een locatie buiten de invloedssfeer van grootschalige industrie. Ten opzichte van twee Duitse industrielocaties is met name het totaal stof hoog.

4 Beïnvloeding bodemkwaliteit door depositie

4.1 Inleiding

Om de mogelijke beïnvloeding van de bodemkwaliteit en de gevolgen daarvan voor mens en milieu te bepalen, zijn twee lijnen gevolgd: enerzijds de lijn om de gevolgen van de depositie van emissies door Corus op de bodemkwaliteit te bepalen en anderzijds de lijn van het nagaan van de bodemkwaliteit in de omgeving van Corus die het resultaat kan zijn van deze en andere bronnen. De resultaten van de berekeningen staan in paragraaf 4.2, de gemeten concentraties staan in paragraaf 4.3. In paragraaf 4.4 is er een vergelijk tussen beide gemaakt.

4.2 Schatting bodemkwaliteit

4.2.1 Methodiek schatting bodemkwaliteit

Voor de modellering van bodemconcentraties van zware metalen (Cd, Pb, Cu, Zn), PAK (benz(a)pyreen) en dioxines op basis van de resultaten van de depositieberekeningen is gebruikgemaakt van het model SimpleBox 3.0 (Brandes et al., 1996; Den Hollander et al., 2004). SimpleBox is een multimedia massabalansmodel, dat concentraties van stoffen simultaan berekent in verschillende milieucompartimenten (onder andere lucht, zoet en zout water, sediment en bodem) en op verschillende schaalniveaus (lokaal tot globaal). Het model kan zowel steady-state als dynamische scenario's doorrekenen, waarbij de invoerdata bestaan uit gegevens over de emissies van een stof, de fysisch-chemische stoffeigenschappen en de karakteristieken van de milieumgeving. Bodemconcentraties zijn berekend met SimpleBox, omdat in dit model niet alleen het gedrag van een stof in de bodem zelf maar ook de uitwisseling met andere milieucompartimenten (lucht, oppervlaktewater, grondwater en vegetatie) en degradatieprocessen relatief eenvoudig in beschouwing worden genomen. In het model wordt de bovenste 20 cm van de bodem beschouwd met homogene bodemcondities en stofconcentraties. Aangenomen wordt dat er evenwicht heerst tussen de vaste fase, waterfase en gasfase in de bodem. Locatiespecifieke bodemkenmerken zijn het percentage organisch stof in de bodem, de fractie afstromend, infiltrerend en percolerend regenwater (met name afhankelijk van de porositeit van de bodem) en, voor metalen, de pH van de bodem. Andere milieumcondities zijn de regenintensiteit en de omgevingstemperatuur, waarvoor gemiddelde waarden voor Nederland zijn gebruikt. Nadat een stof op de bodem is terechtgekomen, vindt in het model een aantal processen plaats, waardoor de stof uit de bodem kan worden getransporteerd of verwijderd:

- runoff van afstromend regenwater over en door de bodemlaag naar het oppervlaktewater;
- vervluchtiging van de stof uit de bodem naar de lucht;
- percolatie naar diepere bodemlagen (grondwater);
- opname en afgifte door vegetatie en diverse biotische en abiotische omzettingsprocessen.

De intensiteit van de processen en de grootte van de bijbehorende stoftransportflux verschilt van stof tot stof en hangt af van de persistentie en de partitie (evenwichtsverdeling) van de stof tussen de vaste, vloeibare en gasfase. Een aantal fysisch-chemische eigenschappen speelt daarbij een rol: dampdruk (Pa), wateroplosbaarheid (mg. l^{-1}), de octanolwaterverdelingscoëfficiënt (Kow) en afbraaksnelheidsconstanten in lucht, water en bodem.

Voor de berekeningen is gebruikgemaakt van het lokale schaalniveau van SimpleBox 3.0, waarbij gekeken is naar de ongestoorde bodems (in SimpleBox aangeduid als S1L/natural soils). De

concentraties van stoffen in de bodem veroorzaakt door Corus-emissies zijn geschat langs een noordzuidtransect met een lengte van 15 km door het Corusterrein (coördinaten x: 102450 y: 498750; Figuur 4.1) en de concentratieberekeningen zijn gedaan met een onderlinge afstand van 1000 m tussen y: 504750 en y: 490750. Hiervoor is gekozen om een vergelijk te kunnen maken met metingen op het PWN-terrein. De ligging van het transect en de locaties zijn weergegeven in Figuur 4.1. Bodemconcentraties zijn geschat voor de tien VROM PAK's afzonderlijk. De in het model ingevoerde stoffeigenschappen zijn gegeven in Tabel 4.1. Vervolgens is de totaal PAK-concentratie bepaald.

Voor een aantal milieukarakteristieken zijn de gemiddelde waarden gebruikt voor de IJmondregio:

- Organisch koolstofgehalte van de bodem 1,8 % (zie paragraaf 4.3.1).
- Dichtheid bodem: 1500 kg. m⁻³ drooggewicht.
- Porositeit: 40 %.

Voor de overige milieuparameters zijn de defaultwaarden van het model gehandhaafd.

Twee sets met depositiegegevens voor totaal PAK zijn aangeleverd door DCMR Milieudienst Rijnmond voor de periode 1950-2007, een 'hoog' scenario (scenario I) en een 'laag' scenario (scenario II). Deze depositiegegevens zijn in SimpleBox beschouwd als emissies naar de bodem. De emissiewaarden voor de afzonderlijke PAK's uit de totale PAK-depositie zijn berekend op basis van het aandeel van beide stoffen uit het PAK-10-profiel van VROM. Voor B(a)P is dat bijvoorbeeld 0,2 % in de periode tot 1994 en 0,3 % vanaf 1995 in emissiescenario I, en 1,2 % in emissiescenario II.

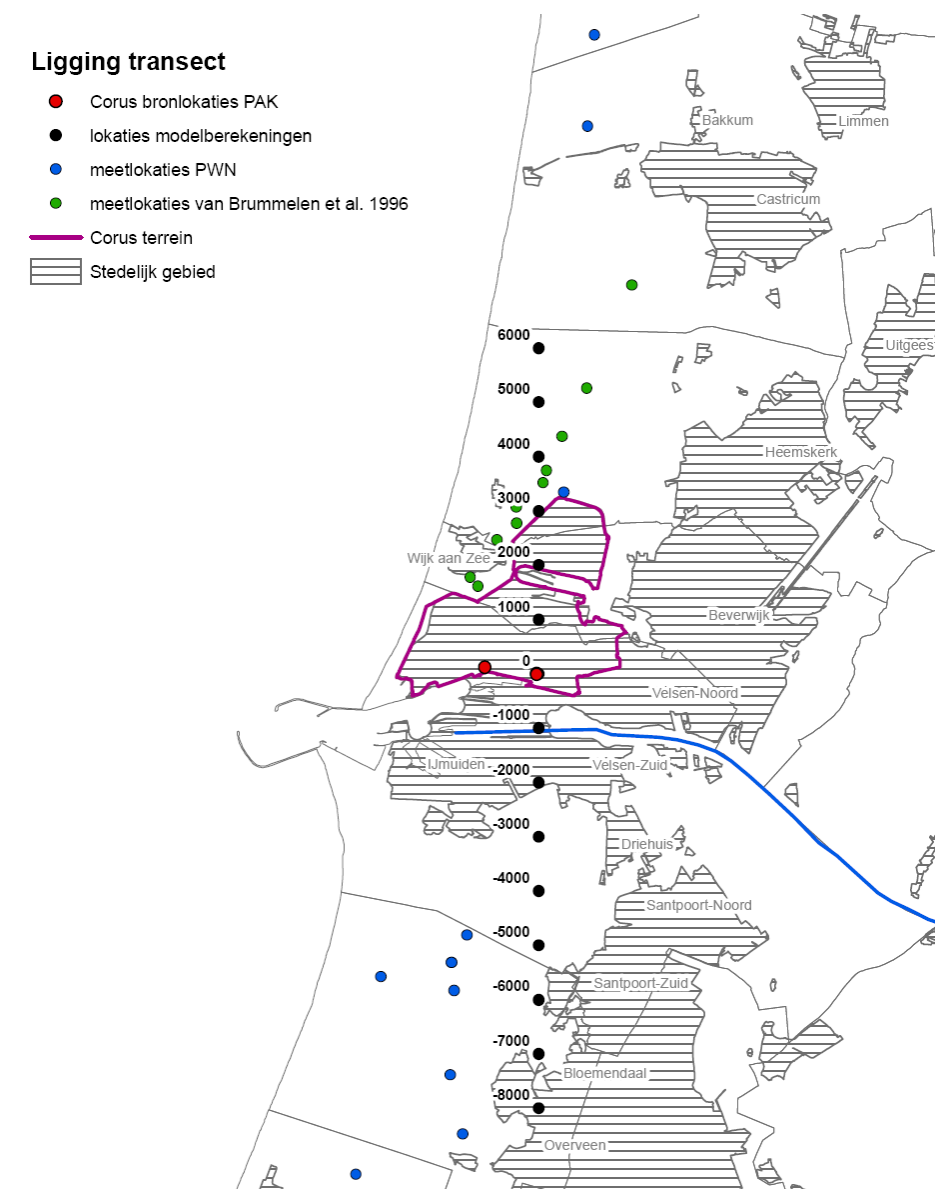
4.2.2 Resultaten schatting bodemkwaliteit PAK

Concentratieprofielen over de periode 1950-2007

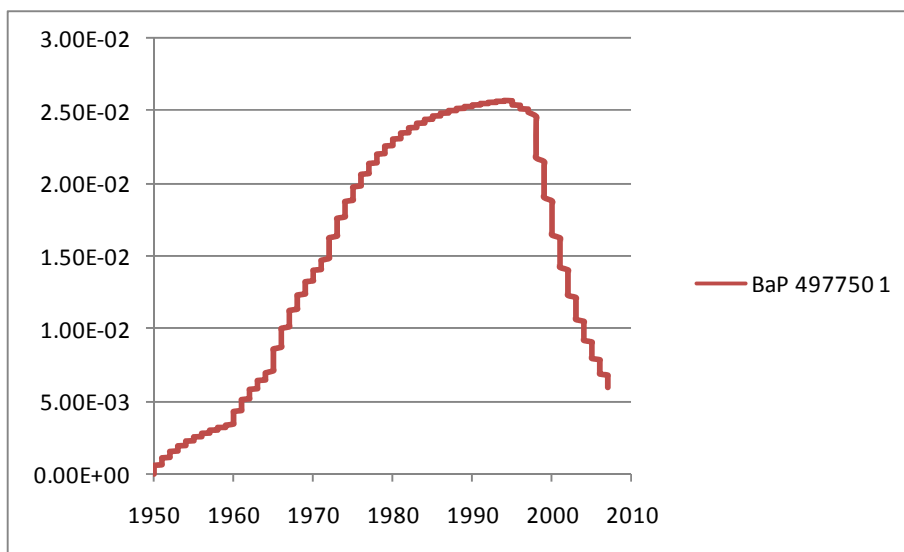
Voor elk van de locaties in Figuur 4.1 is de gemiddelde bodemconcentratie (0-20 cm) in de periode 1950-2007 geschat voor de tien VROM PAK's op basis van de twee emissiescenario's. Het bodemconcentratieprofiel van B(a)P op locatie x: 102450 y: 497750 volgens emissiescenario I in deze periode is gegeven in Figuur 4.2. De berekende bodemconcentraties toont een stijging van $6,5 \cdot 10^{-5}$ mg.kg⁻¹ in januari 1950 tot $3,1 \cdot 10^{-2}$ mg.kg⁻¹ B(a)P in februari 1995. Daarna nemen de concentraties geleidelijk af tot 1999, waarna een sterke daling optreedt tot een waarde van $7,4 \cdot 10^{-3}$ mg.kg⁻¹ eind 2007 als gevolg van sterk dalende PAK-deposities en verwijdering van de stof in de bodem, voornamelijk via afbraakprocessen.

Het bodemconcentratieprofiel van B(a)P op locatie x: 102450 y: 497750 volgens emissiescenario II in de periode 1950-2007 is gegeven in Figuur 4.3. De geschatte bodemconcentraties liggen op basis van dit emissiescenario een factor 2 tot 8 lager dan de concentraties berekend op basis van emissiescenario I. In dit scenario nemen de concentraties zeer geleidelijk toe tot een waarde van $3,3 \cdot 10^{-3}$ mg.kg⁻¹ in december 1994, waarna de waarden langzaam afnemen door afname van de emissie-intensiteit.

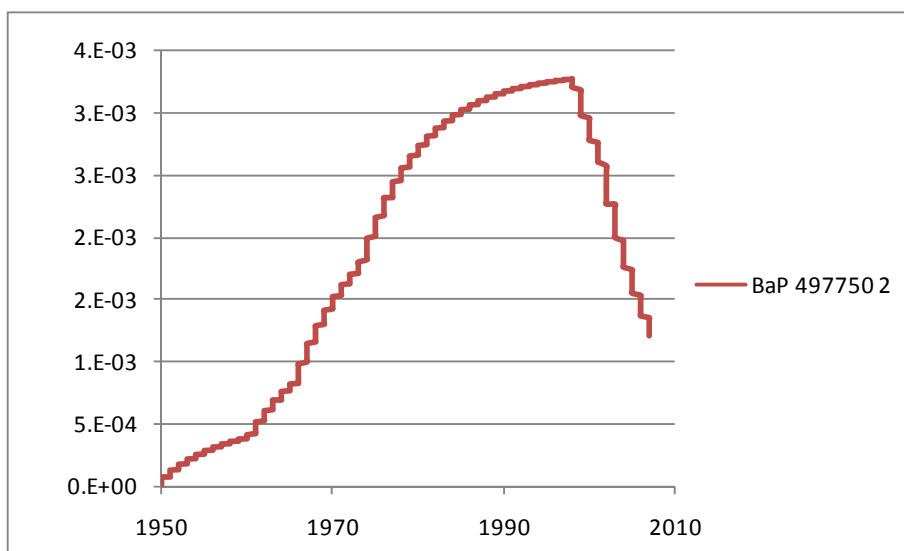
De bodemconcentratieprofielen van de overige negen PAK's op locatie x: 102450 y: 497750 volgens emissiescenario I in de periode 1950-2007 zijn gegeven in Figuur 4.4 en het berekende concentratieprofiel voor totaal PAK in Figuur 4.5. De berekende bodemconcentraties laten een vergelijkbaar patroon zien in de tijd als B(a)P, met een geleidelijke stijging vanaf januari 1950 tot aan 1995, waarna een sterke concentratiedaling optreedt tot eind 2007. De totale PAK-concentratie is op zijn hoogst 4,6 mg.kg⁻¹ in 1993. Eind 2007 zijn de concentraties volgens de berekeningen afgenomen tot 0,11 mg.kg⁻¹ op de beschouwde locatie x: 102450 y: 497750.



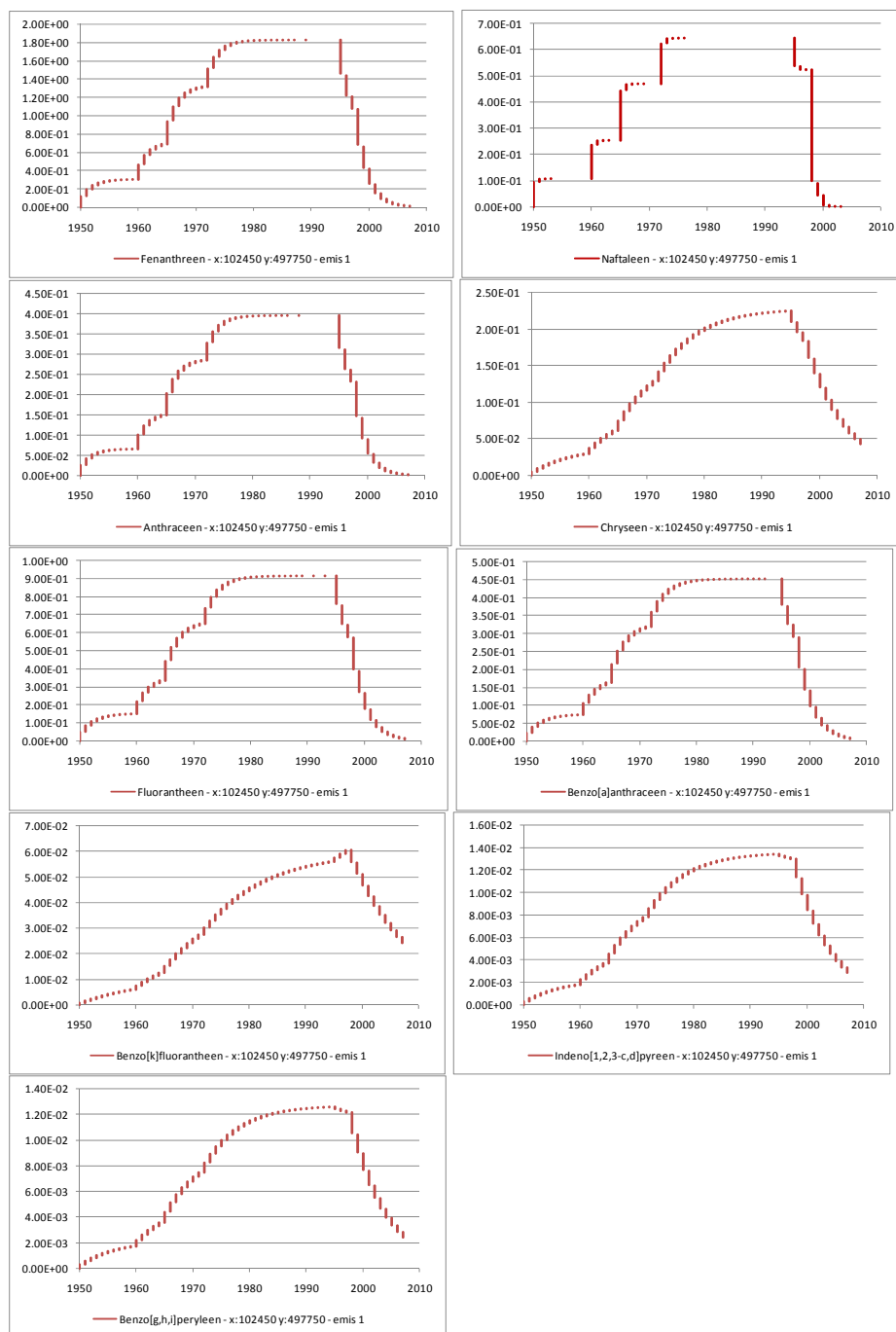
Figuur 4.1 Ligging van het noordzuidtransect met een lengte van 15 km door het Corusterrein (coördinaten x: 102450 y: 498750) en de locaties waarvoor concentratieberekeningen in de bodem zijn uitgevoerd (met een onderlinge afstand van 1000 m tussen y: 504750 en y: 490750). De afstanden van de locaties tot het Corusterrein zijn gegeven in de figuur.



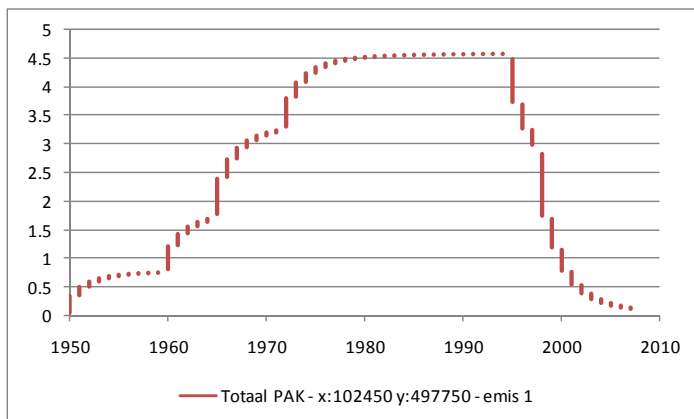
Figuur 4.2 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van benz(a)pyreen in mg.kg⁻¹ in de periode 1950-2007 op locatie x: 102450 y: 497750 (1000 m zuidelijk van het Corusterrein) op basis van emissiescenario I.



Figuur 4.3 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van benz(a)pyreen in mg.kg⁻¹ in de periode 1950-2007 op locatie x: 102450 y: 497750 (1000 m zuidelijk van het Corusterrein) op basis van emissiescenario II.



Figuur 4.4 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van (van links naar rechts en van boven naar beneden) fenanthreen, naftaleen, anthraceen, chryseen, fluorantheen, benzo(a)anthraceen, benzo(k)fluorantheen, indeno(1,2,3-c,d)pyreen, benzo(g,h,i)perylene in mg.kg⁻¹ in de periode 1950-2007 op locatie x: 102450 y: 497750 (1000 m zuidelijk van het Corusterrein) op basis van emissiescenario I.

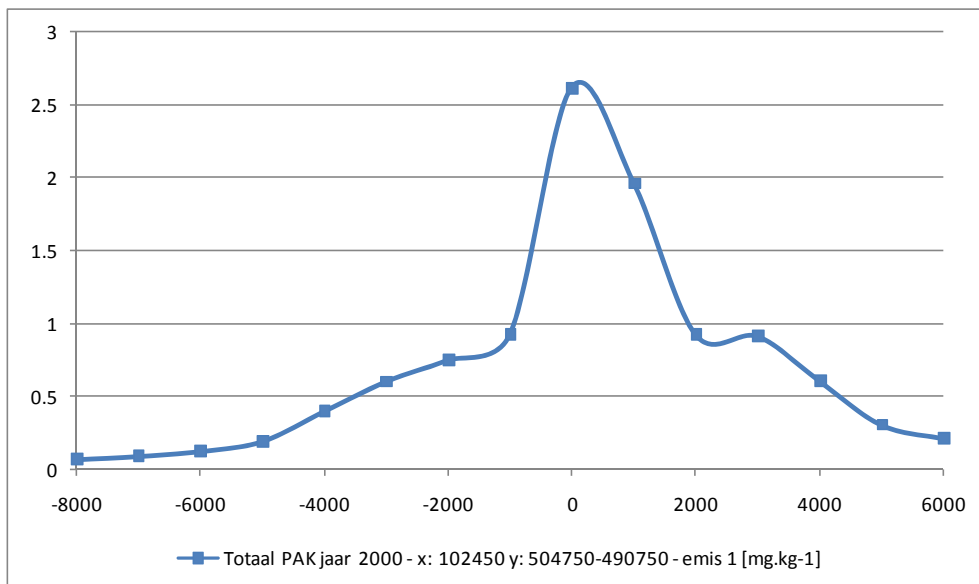


Figuur 4.5 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van totaal PAK in mg.kg⁻¹ in de periode 1950-2007 op locatie x: 102450 y: 497750 (1000 m zuidelijk van het Corusterrein) op basis van emissiescenario I.

Concentraties in 2000 langs het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450 y: 490750

Voor het jaar 2000 is een concentratieprofiel gemaakt van de totaal PAK-concentratie over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450 y: 490750 met een tussenliggende afstand van 1000 m. De berekende PAK-concentraties volgens emissiescenario I over dit transect zijn gegeven in Figuur 4.6. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450 y: 498750) in meters (negatieve waarden duiden de afstand in zuidelijke richting aan, positieve waarden de afstand in noordelijke richting).

Uit deze figuur blijkt duidelijk dat op basis van de depositieberekeningen de hoogste bodemconcentratie PAK wordt verwacht op het Corusterrein (met waarden tot 0,05 mg.kg⁻¹) en dat de concentraties buiten het terrein snel afnemen. De concentraties aan de noordzijde van Corus liggen gemiddeld een factor 1,5 tot 2 hoger dan de concentraties aan de zuidzijde van het terrein.



Figuur 4.6 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van totaal PAK in mg.kg⁻¹ in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 op basis van emissiescenario I.

Tabel 4.1 In het model ingevoerde stoffeigenschappen van de stoffen waarvoor berekeningen van de bodemconcentratie zijn uitgevoerd.

Stof ID			Fysisch-chemische eigenschappen									Afbraaksnelheidsconstanten		
Naam	CAS #	Stofgroep	Molgewicht g.mol-1	Smeltpunt °C	Kp' -	Kp'-laag -	Kp'-hoog -	Kh' -	Dampdruk Pa (25° C)	Oplosbaarheid mg.L-1 (25° C)	KOW -	kdeg(air) s-1	kdeg(water) s-1	kdeg(soil) s-1
2,3,7,8-tetraCDD	1746-01-6	dioxinen	322	305	2.03E+04	-	-	1.35E-03	2.00E-07	1.93E-05	6.31E+06	1.13E-06	3.50E-07	1.13E-08
Naftaleen	91-20-3	PAK	128	81	3.38E+01	-	-	1.74E-02	1.04E+01	3.10E+01	2.34E+03	1.13E-05	1.13E-06	1.13E-07
Fenanthreen	85-01-8	PAK	178	101	3.17E+02	-	-	1.31E-03	2.00E-02	1.10E+00	3.72E+04	3.50E-06	3.50E-07	3.50E-08
Anthraceen	120-12-7	PAK	178	216	3.00E+02	-	-	1.76E-03	1.10E-03	4.50E-02	3.47E+04	3.50E-06	3.50E-07	3.50E-08
Fluorantheen	206-44-0	PAK	202	111	3.86E+03	-	-	2.08E-04	2.80E-05	1.10E-02	8.13E+05	1.59E-05	5.32E-06	3.23E-08
Chryseen	218-01-9	PAK	228	255	2.21E+03	-	-	2.63E-05	5.70E-07	2.00E-03	4.07E+05	1.13E-06	1.13E-07	1.13E-08
Benzo[a]anthraceen	56-55-3	PAK	228	160	2.81E+03	-	-	3.29E-06	5.00E-07	1.40E-02	5.50E+05	1.11E-04	3.05E-08	3.05E-08
Benzo[k]fluorantheen	207-08-9	PAK	252	216	1.40E+04	-	-	9.25E-03	5.00E-05	5.50E-04	3.98E+06	2.92E-05	4.43E-06	5.75E-09
Indeno[1,2,3-cd]pyreen	193-39-5	PAK	276	162	1.01E+05	-	-	1.80E-08	1.00E-08	6.20E-02	4.57E+07	5.10E-05	5.75E-08	1.21E-08
Benzo[g,h,i]peryleen	191-24-2	PAK	276	222	2.63E+04	-	-	6.00E-06	1.40E-08	2.60E-04	8.71E+06	1.03E-04	1.30E-08	1.30E-08
Benzo[a]pyreen	50-32-8	PAK	252	175	4.92E+03	-	-	1.88E-05	7.00E-07	3.80E-03	1.10E+06	1.13E-06	1.13E-07	1.13E-08
Cadmium (Cd)	7440-43-9	metalen	112	321	-	1.50E+01	1.70E+03	8.07E-26	-	-	-	1.00E-20	1.00E-20	1.00E-20
Lood (Pb)	7439-92-1	metalen	207	327	-	4.00E+02	4.70E+04	8.07E-26	-	-	-	1.00E-20	1.00E-20	1.00E-20
Koper (Cu)	7440-50-8	metalen	64	1083	-	3.00E+01	8.30E+02	8.07E-26	-	-	-	1.00E-20	1.00E-20	1.00E-20
Zink (Zn)	7440-66-6	metalen	65	420	-	1.10E+01	5.50E+02	8.07E-26	-	-	-	1.00E-20	1.00E-20	1.00E-20

4.2.3 Resultaat schatting bodemkwaliteit metalen

Om de bodemkwaliteit als gevolg van Corus te kunnen schatten, is de toename van de concentraties als gevolg van historisch depositie opgeteld bij de bodemgehalten van natuurlijk oorsprong. Eerst wordt ingegaan op de gebiedsspecifieke achtergrondwaarden voor deze stoffen.

Achtergrondwaarden

Om de totale toevoeging van stoffen aan de bodem te kunnen berekenen, is het noodzakelijk om de natuurlijke achtergrondwaarden te kennen. Dit zijn de concentraties van elementen die een biogene of geogene oorsprong hebben en niet anders zijn beïnvloed dan door natuurlijke processen (Spijker et al., 2007). Als benadering van deze natuurlijke achtergrondwaarden voor het gebied rond Corus zijn de waarden genomen zoals die in de ondergrond (80-120 cm-mv) van zandgronden in Nederland worden aangetroffen, deze waarden zijn afkomstig van de Nederlandse Geochemische Atlas (Van der Veer, 2006). Daarnaast is een drietal locaties uit deze atlas geselecteerd in de omgeving van de IJmond en van deze drie locaties zijn de minimale en maximale waarden in de ondergrond opgezocht. Naast de natuurlijke achtergrondwaarden zijn in het Besluit bodemkwaliteit ook achtergrondwaarden opgenomen ten behoeve van duurzaam bodembeheer.

Tabel 4.2 geeft een samenvatting van de gevonden achtergrondwaarden. De landelijke en regionale achtergrondwaarden zijn afkomstig van de Geochemische Atlas van Nederland. De landelijke waarde is gegeven als mediaan en de MAD (Mediane Absolute Deviatie), de regionale waarden zijn gegeven als range (minimum-maximum). De regionale gegevens kunnen worden gebruikt om bij de berekende toevoeging door depositie op te tellen om te kunnen vergelijken met meetresultaten. Voor dit doel worden de regionale maxima gebruikt.

Tabel 4.2 Achtergrondwaarden uit landelijke databestanden (mg/kg) (De achtergrondwaarden uit het Besluit bodemkwaliteit zijn gegeven voor standaardbodem (1^e) en voor bodem met 2 % lutum en 1,8 % organisch stof (2^e), overeenkomend met de bodemsamenstelling in de IJmond).

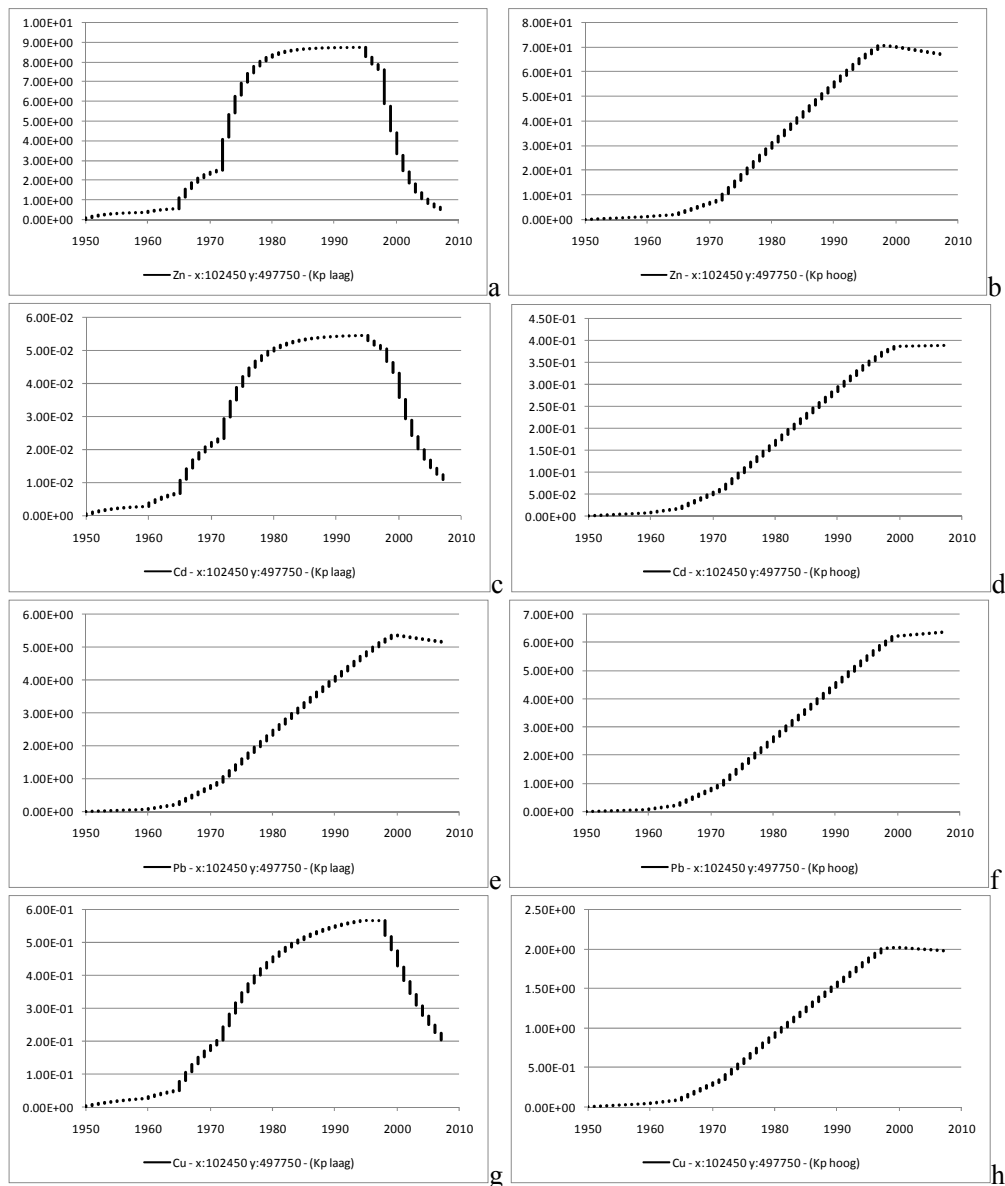
Element	Landelijk Mediaan (MAD)	Regionaal Minimum-maximum	Achtergrondwaarde Besluit bodemkwaliteit standaardbodem/lokaal
Cadmium	0,038 (0,019)	0,021-0,030	0,6/0,35
Koper	0,83 (1,21)	0,67-2,0	40/19
Lood	6,78 (1,85)	5,6-8,1	50/32
Zink	3,88 (3,40)	2,9-4,0	140/59

Resultaten toegevoegde en totale bodemconcentraties metalen

Concentratieprofielen over de periode 1950-2007

Voor elk van de locaties weergegeven in Figuur 4.1, is de gemiddelde bodemconcentratie (0-20 cm) in de periode 1950-2007 geschat voor de vier zware metalen zink, cadmium, lood en koper op basis van twee scenario's: een scenario waarin wordt uitgegaan van een lage waarde voor de binding met de bodem (Kp laag) en een scenario met een sterke binding met de bodem (Kp hoog) (Verschoor et al., 2006). Het bodemconcentratieprofiel van de vier metalen op locatie x: 102450 y: 497750 (relatief dichtbij op 1000 m ten zuiden van het Corusterrein) volgens Kp-scenario 'laag' en 'hoog' in deze periode zijn gegeven in de Figuren 4.7a-h. De berekende bodemconcentraties laten een stijging zien van januari 1950 tot 1998. Daarna nemen de concentraties in de 'lage' Kp-scenario's allemaal af als gevolg van sterk dalende emissies en uitspoeling van de stoffen uit het bodemprofiel. In de 'hoge' Kp-scenario's is die afname veel minder sterk, of treedt zelfs helemaal niet op, omdat de binding van de

deeltjes aan de bodem in dit scenario sterker wordt geschat, waardoor uitspoeling van de metalen uit de bodem in veel mindere mate optreedt.



Figuur 4.7a-h. Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van vier zware metalen in mg.kg-1 in de periode 1950-2007 op locatie x: 102450 y: 497750 (1000 m zuidelijk van het Corusterrein) op basis van Kp-scenario 'laag' en 'hoog'. a) zink, Kp-scenario 'laag', b) zink, Kp-scenario 'hoog', c) cadmium, Kp-scenario 'laag', d) cadmium, Kp-scenario 'hoog', e) lood, Kp-scenario 'laag', f) lood, Kp-scenario 'hoog', g) koper, Kp-scenario 'laag', h) koper, Kp-scenario 'hoog'.

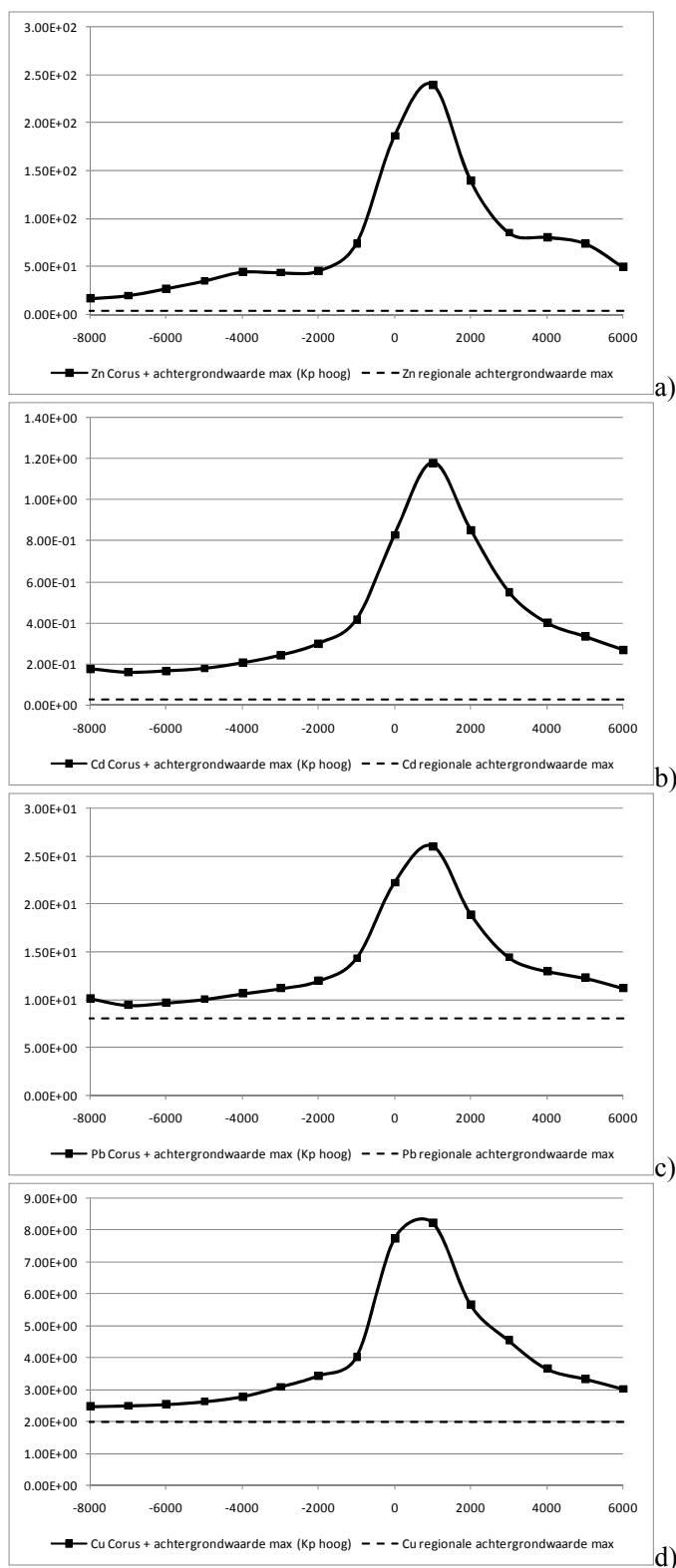
Concentraties in 2000 langs het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450 y: 490750

Voor het jaar 2000 zijn concentratieprofielen gemaakt van de metaalconcentraties over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450 y: 490750 met een tussenliggende afstand van 1000 m. De berekende concentraties volgens Kp-scenario ‘hoog’ over dit transect voor zink, cadmium, lood en koper zijn gegeven in de Figuren 4.8a tot en met d. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450 y: 498750) in meters (negatieve waarden duiden de afstand in zuidelijke richting aan, positieve waarden de afstand in noordelijke richting).

Uit deze figuren blijkt duidelijk dat op basis van de depositieberekeningen de hoogste bodemconcentraties van metalen worden verwacht op het Corusterrein en dat de concentraties buiten het terrein snel afnemen. De concentraties aan de noordzijde van het Corusterrein liggen gemiddeld een factor 1,5 tot 2 hoger dan de concentraties aan de zuidzijde van het terrein.

De maximale regionale achtergrondwaarden voor de verschillende metalen zijn geplot in Figuur 4.8 (stippellijn). De berekende waarden (ononderbroken lijn) zijn de som van de achtergrondwaarden en de bodemconcentraties die geschat zijn op basis van de emissies van Corus. Buiten het Corusterrein zijn de berekende metaalconcentraties tot een factor 2 hoger dan de geldende achtergrondconcentraties. Op het Corusterrein en in de directe omgeving daarvan zijn de metaalconcentraties tot een factor 5 hoger dan de achtergrondwaarden.

Uit de figuren blijkt ook wanneer wordt uitgegaan van de Kp ‘laag’ de accumulatie lager zou zijn (en er meer in het grondwater terecht zou zijn gekomen).



Figuur 4.8 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van zware metalen in mg.kg^{-1} in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 op basis van het scenario met een hoge Kp-waarde. a) zink, b) cadmium, c) lood, d) koper. De stippellijn geeft het achtergrondgehalte (maximum regionaal) uit Tabel 4.2.

4.3 Beschikbare gegevens bodemkwaliteit

4.3.1 Gegevens bodemkwaliteitskaart Regio IJmond

Voor de gemeenten Beverwijk, IJmuiden (gemeente Velsen), Heemskerk, Wijk aan Zee en Heemstede zijn er in 2007 in opdracht van het bevoegd gezag door de Milieudienst IJmond bodemkwaliteitskaarten gemaakt van de boven- en ondergrond (respectievelijk 0-1 m en 1-2 m diepte). Het doel van de bodemkwaliteitskaart was het vastleggen van de diffuse gebiedseigen bodemkwaliteit middels achtergrondwaarden voor het beheergebied van regio IJmond. De bodemkwaliteitskaart is opgesteld voor de volgende stoffen, arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink, som-PAK en EOX en kan worden gedownload van de site www.milieudienst-ijmond.nl. Een nadere uitleg over de totstandkoming van deze kaarten wordt gegeven in de rapporten Bodemkwaliteitskaart regio IJmond (kenmerk: B03G0021.BKK.doc) en Bodembeheerplan Regio IJmond (kenmerk: B03G0021.BBP.doc) welke ook van de internetsite kunnen worden gedownload (Syncera, 2007).

De bodemkwaliteitskaarten omvatten alleen de gebieden waarvan de gemeente bevoegd gezag is. Voor andere gebieden zijn aparte bodemkwaliteitskaarten met bodembeheersplan opgesteld. Het betreft de volgende gebieden:

- a. Het grondgebied van Corus, voor zover de provincie Noord-Holland hiervoor bevoegd gezag is op grond van artikel 5.1 van de Vrijstellingsregeling grondverzet.
- b. Het strand gedefinieerd als het gebied tot aan de eerste duinenrij, Rijkswaterstaat is hiervoor bevoegd gezag.
- c. De oppervlaktewateren en waterbodems voor zover het Hoogheemraadschap van Rijnland en het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier hiervoor het bevoegd gezag is in het kader van het Bouwbesluit.
- d. Het beheergebied van het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN). Dit gebied omvat een gedeelte van het duingebied tussen Bergen en Zandvoort (Syncera, 2007).

Voor a en d. is een aparte bodemkwaliteitskaart beschikbaar.

Voor het opstellen van bodemkwaliteitskaarten door Syncera zijn diverse meetgegevens gescreend op bruikbaarheid. De volgende bronnen voor locatiespecifieke meetgegevens zijn niet meegenomen in het opstellen van de kwaliteitskaarten omdat dit geen diffuse verontreinigingen betreft:

- Nader bodemonderzoek.
- Saneringsonderzoek.
- Saneringsplannen.
- Saneringsevaluaties.
- Rapporten ouder dan 1992, tenzij er onvoldoende nieuwe data beschikbaar zijn.

Na deze screening van de rapporten op hun bruikbaarheid zijn de individuele meetgegevens in deze rapporten gescreend op bruikbaarheid. Hiervoor is gebruikgemaakt van een uitbijterdrempel. Analyses die hoger zijn dan deze drempel werden afzonderlijk geëvalueerd. Hierbij werd gekeken naar:

- gebruik: indien het gebruik van de locatie niet representatief was voor zijn omgeving is deze niet meegenomen;
- hypothese: indien de hypothese voor een onderzoek ‘verdacht’ is of deels ‘verdacht’ en deels ‘onverdacht’ werd er aangenomen dat er sprake is van een afwijkende bodemkwaliteit;
- conclusie: in de conclusie kan informatie verwerkt zijn waardoor een monster of het hele rapport niet bruikbaar is voor de bodemkwaliteitskaart.

De bodemkwaliteitskaarten zijn uiteindelijk opgesteld met behulp van 11.541 bodemanalyses. Op basis van deze gegevens uit de bodemkwaliteitskaart is een selectie gemaakt van de datapunten (zie hoofdstuk 5). Voor de diverse analyses in deze studie was het nodig om generieke gehalten te hebben voor organisch stof en lutum in het onderzoeksgebied. Hiervoor zijn de mediane waarden gebruikt van

de geselecteerde datapunten uit de bodemkwaliteitskaart. Voor lutum is dit 2 % en voor organisch stof is dit 1,8 %

De regio IJmond is in totaal verdeeld in vijftien zones. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen wonen (W), recreatie (R) (zoals sportparken) en bedrijfsterreinen/industrie (B). Een deel van de onderzoeksgebieden is samengevoegd in één zone op basis van de soort bebouwing en de bodemkwaliteit ter plaatse. Dit is gedaan omdat er anders te veel kleinere zones zouden ontstaan. Het kan dus voorkomen dat een zone meerdere gemeenten omvat. In Bijlage 2 is de zonering per gemeente weergegeven. De Tabellen 4.3 tot en met 4.7 geven de gemeten achtergrondwaarden (gemiddelde en P95) weer in stedelijke gebieden in de gemeenten Velsen (IJmuiden), Beverwijk (inclusief Wijk aan Zee), Heemstede, Heemskerk en in relatief schone zand-, veen- en kleigebieden zoals deze destijds zijn vastgesteld voor de bodemkwaliteitskaart.

In de bodemkwaliteitskaarten in het gebied IJmond is de grond als schoon (MVR) gekarakteriseerd als aan een van de volgende voorwaarden wordt voldaan:

- Het gemiddelde van alle stoffen is kleiner dan de samenstellingswaarde schone grond (samenstellingswaarde 1) uit het Bouwstoffenbesluit.
- Bij toetsing van minimaal tien en maximaal twintig parameters is het gemiddelde gehalte van maximaal drie stoffen lager dan of gelijk aan tweemaal de individuele samenstellingswaarde 1 ($\leq 2 \times SW$) en geen van de parameters overschrijdt het gemiddelde van samenstellingswaarde 1 en 2 ($<$ tussenwaarde, T).

De destijds geldende interim richtlijn bodemkwaliteit ging bij de karakterisering van de bodemkwaliteit uit van het Bouwstoffenbesluit. Als aan de bovenstaande voorwaarden wordt voldaan, is de zone gekarakteriseerd als schoon (Syncera 2007).

In de volgende gevallen is de bodemkwaliteit als licht verontreinigd beschouwd:

- Voor geen van de parameters overschrijdt het gemiddelde gehalte het gemiddelde van samenstellingswaarde 1 en 2 ($< T$).
- Bij toetsing van minimaal tien en maximaal twintig parameters is het gemiddelde gehalte van meer dan drie stoffen hoger dan de samenstellingwaarde 1.
- Een of meer gemiddelde gehalten zijn hoger dan tweemaal de samenstellingswaarde 1, maar lager dan het gemiddelde van de samenstellingswaarde 1 en 2 (Syncera 2007).

Verder worden de achtergrondwaarden gevormd door de rekenkundig gemiddelden per stof per zone. Echter, indien het rekenkundig gemiddelde kleiner is dan de samenstellingswaarde 1 uit het Bouwstoffenbesluit, is de samenstellingswaarde 1 gehanteerd als achtergrondwaarden (Syncera 2007).

Het feit dat voor PAK, lood en zink de P95-waarden in de navolgende tabellen boven de achtergrondwaarden liggen was een reden om beter naar de achterliggende individuele gegevens te kijken. Deze achterliggende waarden worden getoetst aan de huidige normen voor bodemkwaliteit (zie hoofdstuk 5). De waarden in de Tabel 4.3 tot en met 4.6 zijn dan ook te weinig gebiedsspecifiek om lokale beïnvloeding zichtbaar te maken en aan normwaarden te toetsen.

Uit de tabellen valt af te leiden dat grond in de regio IJmond (met name in de genoemde gemeenten) een bodemkwaliteit (gemiddelde kwaliteit per zone) heeft variërend tussen schoon en licht verontreinigd (kleiner dan tussenwaarde).

Tabel 4.3 De gemiddelde- en P95-concentraties in de verschillende zones van de gemeente Velsen (inclusief IJmuiden) zoals beschreven door Syncera (2007).

Stoffen	BG-B1		BG-B3		BG-R1		BG-R2		BG-W1		BG-W3		BG-W5	
	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95
Cadmium (cd)	0,80	1,2	0,80	0,88	0,80	0,65	0,80	0,6	0,80	1,18	0,80	0,81	0,80	0,6
Koper (cu)	45,9	172	36	36,3	36,00	94,3	36,00	17,19	40,17	84,3	36,00	40,5	36,00	27,79
Lood (pb)	96,0	390	85	108	85,00	172,39	85,00	71,84	141,71	430	85,00	160,06	85,00	69,41
Zink (zn)	191	663	140	248	140,00	610,42	140,00	216,65	217,19	633,16	140,00	339,63	140,00	154,42
PAK 10 (VROM)	6,39	29	1,85	8,36	3,51	21,2	1,23	7,28	5,81	27	3,50	13,85	1,00	2,38
Kwaliteit zone	Licht verontr.	> T	Schoon MVR	< T	Licht verontr.	> T	Schoon MVR	< T	Licht verontr.	> T	Licht verontr.	< T	Schoon	< T

Tabel 4.4 De gemiddelde- en P95-concentraties in de verschillende zones van de gemeente Beverwijk (inclusief Wijk aan Zee) zoals beschreven door Syncera (2007).

Stoffen	BG-B1		BG-B3		BG-B4		BG-R1		BG-W1		BG-W2		BG-W3		BG-W5	
	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95
Cadmium (cd)	0,80	1,2	0,80	0,88	0,80	0,94	0,80	0,65	0,80	1,18	0,80	0,8	0,80	0,81	0,80	0,6
Koper (cu)	45,85	172,54	36,00	36,3	36,00	94,3	36,00	94,3	40,17	84,3	36,00	58,85	36,00	40,5	36,00	27,79
Lood (pb)	96,03	390	85,00	108,11	85,00	126,7	85,00	172,39	141,71	430	85,00	280	85,00	160,06	85,00	69,41
Zink (zn)	191,33	663,4	140,00	247,57	140,00	113,42	140,00	610,42	217,19	633,16	153,37	480,56	140,00	339,63	140,00	154,42
PAK 10 (VROM)	6,39	29	1,85	8,36	1,00	5,35	3,51	21,2	5,81	27	4,07	19	3,50	13,85	1,00	2,38
Kwaliteit zone	Licht verontr.	> T	Schoon MVR	< T	Schoon	< T	Licht verontr.	> T	Licht verontr.	> T	Licht veront.	> T	Licht verontr.	< T	Schoon	< T

Tabel 4.5 De gemiddelde- en P95-concentraties in de verschillende zones van de gemeente Heemskerk zoals beschreven door Syncera (2007).

Stoffen	BG-B3		BG-W3		BG-W4	
	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95
Cadmium (cd)	0,80	0,88	0,80	0,81	0,80	0,7
Koper (cu)	36	36,3	36,00	40,5	36,0	36,92
Lood (pb)	85	108	85,00	160,06	85,0	131,05
Zink (zn)	140	248	140,00	339,63	140,0	313,51
PAK 10 (VROM)	1,85	8,36	3,50	13,85	1,20	5,3
Kwaliteit zone	Schoon MVR	< T	Licht verontr.	< T	Schoon MVR	< T

Tabel 4.6 De gemiddelde- en P95-concentraties in de verschillende zones van de gemeente Heemstede zoals beschreven door Syncera (2007).

Stoffen	BG-B1		BG-B4		BG-R1		BG-W1		BG-W3		BG-W5	
	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95
Cadmium (cd)	0,80	1,2	0,80	0,94	0,80	0,65	0,80	1,18	0,80	0,81	0,80	0,6
Koper (cu)	45,85	172,54	36,00	94,3	36,00	94,3	40,17	84,3	36,00	40,5	36,00	27,79
Lood (pb)	96,03	390	85,00	126,7	85,00	172,39	141,71	430	85,00	160,06	85,00	69,41
Zink (zn)	191,33	663,4	140,00	113,42	140,00	610,42	217,19	633,16	140,00	339,63	140,00	154,42
PAK 10 (VROM)	6,39	29	1,00	5,35	3,51	21,2	5,81	27	3,50	13,85	1,00	2,38
Kwaliteit zone	Licht	> T	Schoon	< T	Licht	> T	Licht	> T	Licht	< T	Schoon	< T
	verontr.				verontr.		verontr.		verontr.			

Tabel 4.7 De gemiddelde- en P95-concentraties in de overige gebieden in de regio IJmond zoals beschreven door Syncera (2007).

Stoffen	BG-Kleigebieden		BG-Sted. buitengebied		BG-Veengebieden		BG-Zandgebieden	
	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95	Gemid	P95
Cadmium (cd)	0,8	0,96	0,8	0,76	0,80	0,80	0,8	0,6
Koper (cu)	36,0	36,42	36,0	37	36,00	72,8	36,00	38,2
Lood (pb)	85,0	234,38	85,00	142,07	85,00	187,76	85,00	152,15
Zink (zn)	140,0	263,14	140,00	305,67	140,00	417,34	140,00	282,9
PAK 10 (VROM)	1,36	5,3	1,93	9,98	3,23	16,91	1,72	8,02
Kwaliteit zone	Schoon	< T	Schoon	< T	Licht	< T	Schoon	< T
volgens BBK	MVR		MVR		verontr.		MVR	

4.3.2 Overige bodemkwaliteitsgegevens

Deze paragraaf geeft een overzicht van relevante literatuurgegevens inclusief niet-Corusgerelateerde literatuur.

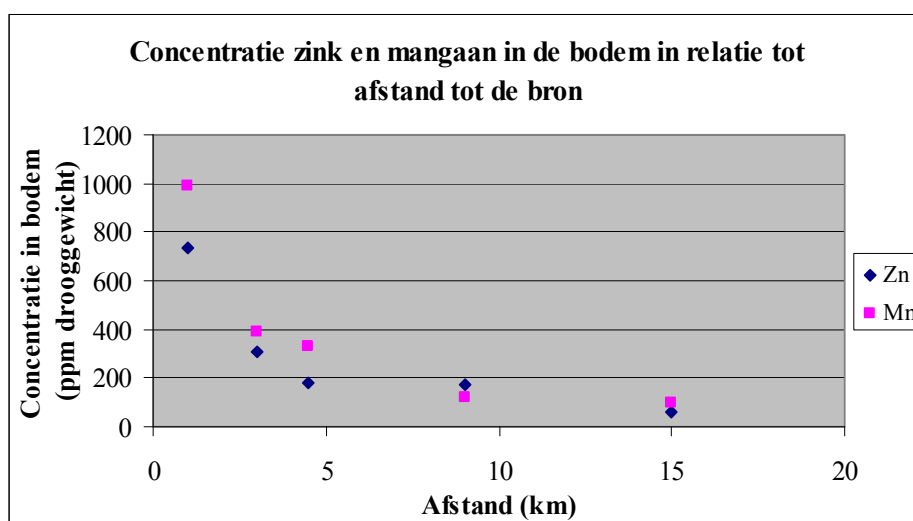
PAK

Van Brummelen et al. heeft in 1996 onderzoek gedaan naar de uitstoot en effecten in de duinen ten noorden van het Corusterrein. Hierbij is onderzoek gedaan naar de bodemconcentraties van PAK's in relatie tot de afstand tot het Corusterrein (Van Brummelen et al., 1996a). Hieruit bleek dat de PAK-concentraties exponentieel daalden tot achtergrondwaarden naarmate een locatie verder van het Corusterrein af lag. Het bleek dat de PAK-concentraties verhoogd waren tot een afstand van 2 km van het Corusterrein. Van Brummelen et al. (1996a) heeft PAK-concentraties bepaald in verschillende lagen in de bodem. Zo is het dood materiaal bovenop de bodem geanalyseerd, de humuslaag daaronder en de bovenste 10 cm van de minerale bodem (zand) is geanalyseerd. De resultaten van Van Brummelen worden in paragraaf 4.3.3 nader bekeken.

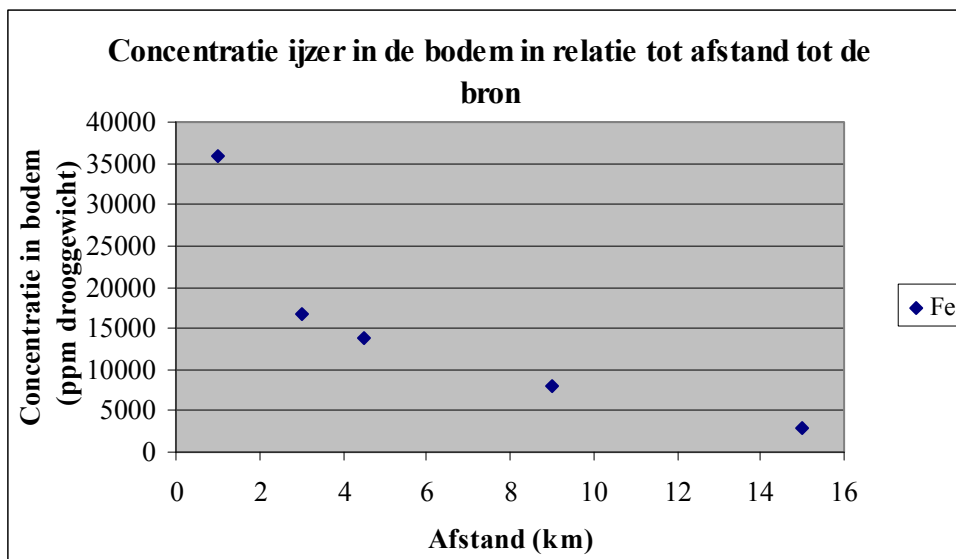
Naast depositiemetingen (Van Brummelen et al., 1996a) is er door van Brummelen et al., ook onderzoek verricht naar de concentraties PAK's in bodemorganismen rond Corus (Van Brummelen et al., 1996b). Hieruit bleek binnen een afstand van 2 km eveneens een duidelijke relatie te bestaan tussen de gemeten concentraties in de bodemorganismen en de afstand tot Corus. Bij afstanden groter dan 2 km werden geen brongerelateerde PAK-concentraties in de organismen aangetroffen.

Metalen

Ook naar de effecten van uitstoot van metalen door metaalfabrieken op het ecosysteem is onderzoek gedaan. Hierbij is vaak gekeken naar de uitstoot van ijzer, mangaan en zink en de gevolgen van deze stoffen op vegetatie of bodemorganismen. Uit onderzoeken in het duingebied rond Corus door Ernst en Leloup (1987) bleek dat verschillende soorten vegetatie de concentraties gemeten voor ijzer en mangaan snel afnamen met toenemende afstand tot de bron. Voor zink werd deze relatie ook gevonden maar was de afname minder snel. Joosse en Van Vliet (1984) onderzochten de effecten van ijzer, mangaan en zink op de bodemkwaliteit en respiratie van pissebedden in het Corusgebied. Ook zij beschreven hetzelfde effect (zie Figuur 4.9 en 4.10 ter illustratie).



Figuur 4.9 Gemeten concentraties voor mangaan en zink in bodem in relatie tot de afstand tot de bron (Joosse en Van Vliet, 1984).



Figuur 4.10 Gemeten concentraties voor ijzer in bodem in relatie tot de afstand tot de bron (Joosse en Van Vliet, 1984).

Hoewel er geen toxische effecten werden waargenomen, bleken de aangetroffen concentraties op 1 km van de bron in de bodem en pissebedden extreem hoog, zoals ook uit Figuur 4.10 blijkt. Uit een onderzoek van Joosse en Van Vliet (1982) is gebleken dat hetzelfde geldt voor vegetatie. De concentraties tussen verschillende soorten van vegetatie kan variëren. Vooral lage vegetatie (bijvoorbeeld grassen) kunnen hoge concentraties zink en mangaan bevatten door depositie en opname vanuit de diffuus verontreinigde bodem (Joosse en Van Vliet, 1982).

Tevens is door Joosse aangetoond dat organismen die in nabijheid van de bron leven, zich aangepast hebben aan hogere concentraties (Joosse en Van Vliet, 1984).

4.3.3 Meetwaarden in relatief ongestoorde deelgebieden (PWN dataset)

Metingen in relatief ongestoorde gebieden zijn heel geschikt om bodemverontreiniging die is veroorzaakt door luchtdepositie in kaart te brengen. In deze gebieden hebben geen verstoringen in de grond plaatsgevonden, die mogelijk de bodemconcentraties hebben beïnvloed. Ook is de kans op lokale verontreinigingen door menselijke activiteiten kleiner.

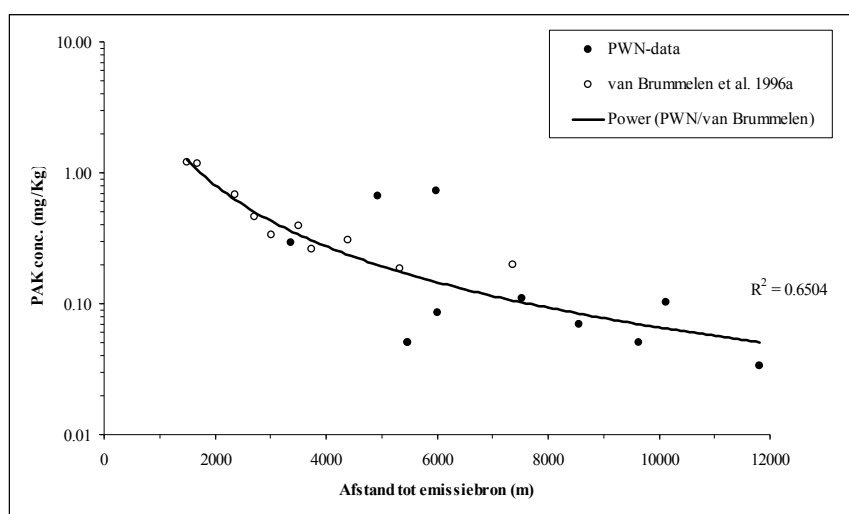
Het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN) heeft een dataset geleverd met meetlocaties in de duinen ten noorden en ten zuiden van het Corusterrein. Deze dataset is ook gebruikt voor de Bodemkwaliteitskaart van het PWN-gebied. Voor de analyse is een selectie gemaakt van de locaties en de beschikbare metingen. De locaties met lokale verontreinigingen (met een 'nader onderzoek') en verdachte locaties (onder andere één locatie op het voormalige Corusterrein (de Caeg), waar in het verleden opslag van bedrijfsafval heeft plaatsgevonden) zijn uit de dataset verwijderd. Verder zijn alleen metingen gebruikt die afkomstig zijn uit de bodemlaag tussen 0 en 50 cm diep en waarvan ook de bovenste (top)laag is meegenomen (omdat depositie van stoffen hier plaatsvindt). Er is alleen gekeken naar concentraties in zandgrond (het selectie criterium was dat het lutumgehalte lager moet zijn dan 25 % en het organisch stofgehalte lager dan 10 %). Per locatie is een geometrisch gemiddelde berekend van de PAK- en metaalconcentraties.

4.3.3.1 Resultaten PAK's

Naast de PWN-data zijn ook de data van Van Brummelen et al. (1996a) zoals omschreven in paragraaf 4.3.2 geraadpleegd. De meetgegevens van PWN (uit de duinen) en uit de literatuur (Van

Brummelen et al., 1996a) zijn voor wat betreft totaal PAK-concentraties in de bodem uitgezet tegen de afstand tot de emissiebron op het Corusterrein (zie Figuur 4.11). Aangezien de PWN-metingen zijn bepaald in een mengmonster tot een diepte van 50 cm, zijn de concentraties van Van Brummelen et al. omgerekend naar een bodemprofiel tot 50 cm. De concentraties PAK in ng/g drooggewicht zijn voor deze analyse omgerekend naar mg/kg drooggewicht. Hierbij is er vanuitgegaan dat de humuslaag 10 cm dik is en de PAK's alleen in de bovenste 20 cm voorkomen.

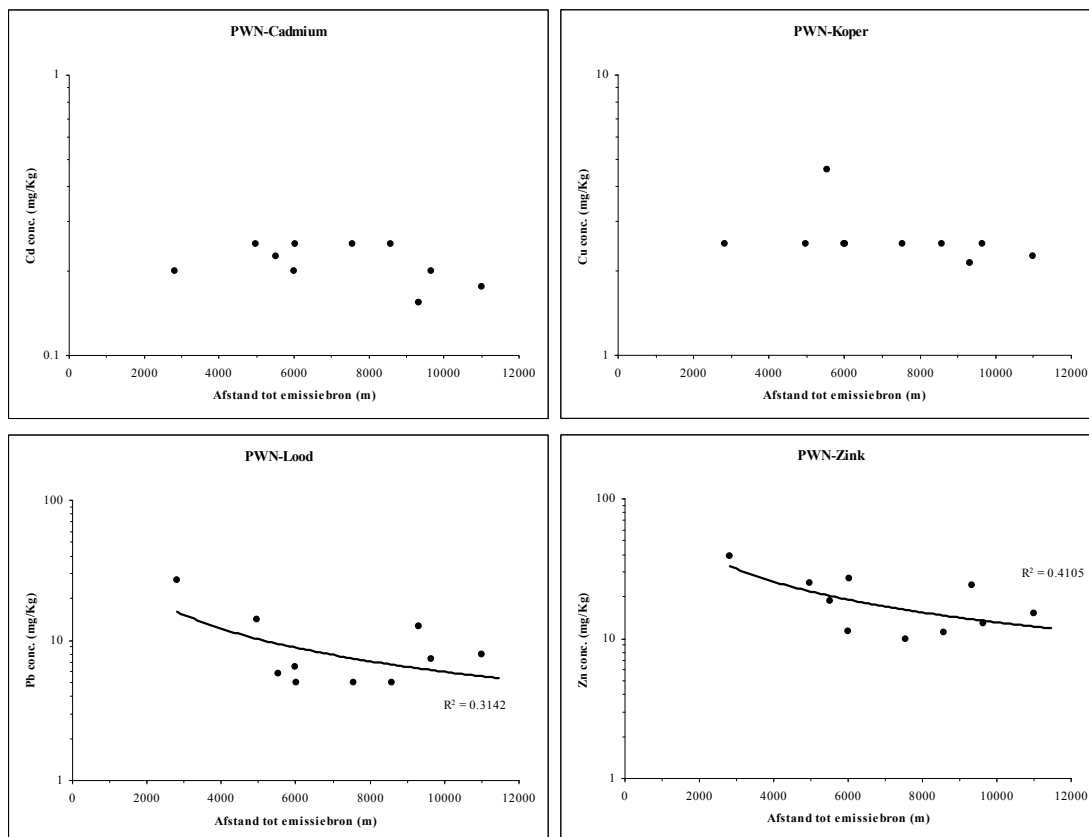
Beide datasets komen uit hetzelfde gebied in de duinen ten noorden van het Corusterrein. De PWN-dataset heeft echter ook locaties ten zuiden van het Corusterrein. Er zit een duidelijke afnemende trend in de datasets tussen de afstand tot de emissiebron en de PAK-bodemconcentratie. De gegevens uit de literatuur lijken de waargenomen trend in de PWN-dataset te bevestigen.



Figuur 4.11 PWN-meetgegevens totaal PAK in bovenste 0,5 m van de bodem en data van Van Brummelen et al. (1996a). R^2 is de determinatiecoëfficiënt en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft. De determinatiecoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1.

4.3.3.2 Resultaten metalen

Voor bodemmetingen van zware metalen in de relatief ongestoorde gebieden was alleen de PWN dataset beschikbaar. Deze is gebruikt om voor de zware metalen de relatie tussen de afstand tot de emissiebron en de bodemconcentratie uit te zetten (Figuur 4.12). De emissiebronnen voor zware metalen lagen op andere locaties op het Corusterrein dan voor de PAK's. Het blijkt dat voor zink en lood in deze dataset een dalende trend te zien is met de afstand tot de emissiebron. Dit komt overeen met de bevindingen van Joosse en Van Vliet (1984) die zij voor zink hebben aangetoond. De overige metalen (koper en cadmium) vertoonden geen significante trend.



Figuur 4.12 Gemeten concentraties cadmium, koper, lood en zink in de bodem in relatie tot de afstand tot de emissiebron (PWN-data). R^2 is de determinatiecoëfficiënt en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft. De determinatiecoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1.

4.3.4 Meetwaarden in beperkt belaste deelgebieden

Naast de metingen in de duinen zijn er ook metingen verricht in andere gebieden rondom het Corusterrein. Deze meetlocaties liggen vooral in het stedelijk gebied. Nadeel hiervan is dat de bodem in deze gebieden relatief veel is en wordt beïnvloed door menselijke activiteiten, waardoor ook een eventuele relatie tussen de bodemgehalten en de Corus-emissies hierdoor beïnvloed zal zijn. Al deze meetwaarden voor deze beperkt belaste gebieden zijn afkomstig uit het bodeminformatiesysteem (BIS) van de Milieudienst IJmond. Deze gegevens worden hier gepresenteerd.

Dataset bodemkwaliteitskaart (BKK) regio IJmond

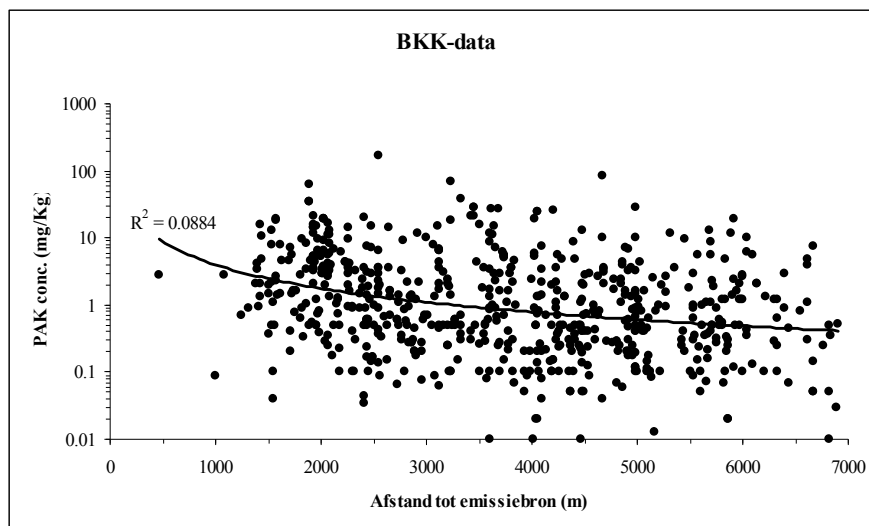
De BKK-dataset uit de regio IJmond bevat meetgegevens van bodemconcentraties PAK en zware metalen, vooral van het stedelijk gebied. Deze meetgegevens zijn gebruikt om de bodemkwaliteitskaart te maken (Bodemkwaliteitskaart regio IJmond 2007; zie paragraaf 4.3.1). Verdachte locaties en metingen bij lokale verontreinigingen zijn uit de dataset gehaald (zie paragraaf 4.3.1). Alleen meetwaarden afkomstig uit de bodemlaag tussen 0 en 50 cm diep, en waarbij de toplaag is meegenomen in het mengmonster, zijn gebruikt voor de analyse. Er is alleen gekeken naar concentraties in zandgrond, door alleen meetwaarden met een lutumgehalte lager dan 25 % en het organisch stofgehalte lager dan 10 % mee te nemen. Per locatie zijn geometrische gemiddelden berekend van de meetwaarden.

Dataset Corusterrein

De bodemonmonsters in de Corus-dataset zijn allemaal op het Corusterrein zelf genomen, specifiek het noordelijke deel dat ook wel aangeduid is als zone 1 in de door Corus opgestelde bodemkwaliteitskaart (Corus, 2005). De metingen in verdachte terreindelen zijn bij de analyse van de dataset niet meegenomen. Een aantal locaties in het gebied de Caeg is uit de dataset verwijderd omdat het vermoeden is dat dit te maken had met het opslaan en verwerken van verschillende soorten bedrijfsafval in dat gebied. Om dezelfde reden is er ook in de PWN-dataset een meetlocatie verwijderd. Alleen de metingen in de bodemlaag tussen 0-50 cm zijn meegenomen bij de analyse.

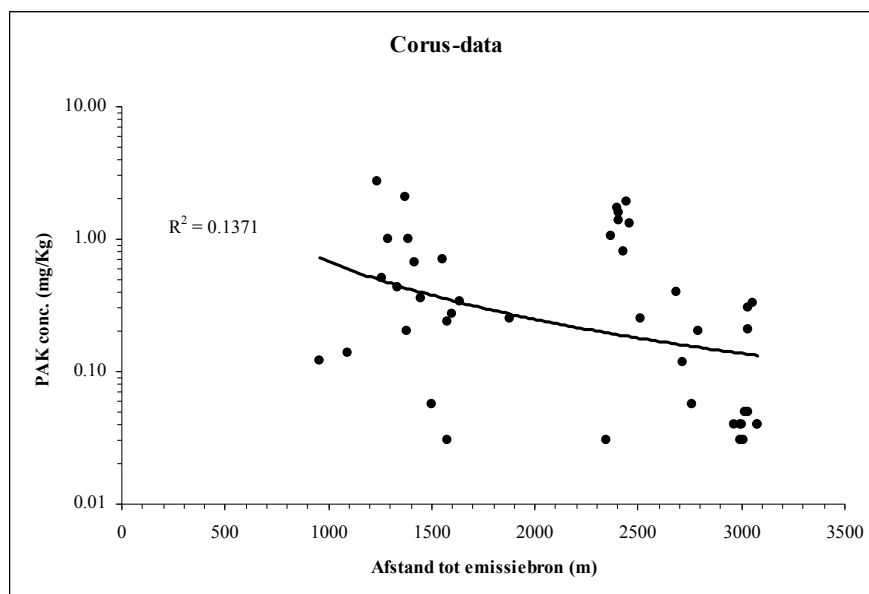
4.3.4.1 Resultaten PAK's

Uit de resultaten van de BKK-dataset blijkt er een licht dalende trend te zijn tussen de PAK-concentratie en de afstand tot de emissiebronnen op het Corusterrein (Figuur 4.13). Er zit echter veel ruis in de data. Dit komt waarschijnlijk door de vele menselijke activiteiten in het stedelijke gebied rond Corus.



Figuur 4.13 Meetgegevens totaal PAK in bovenste 0,5 m van de bodem gerelateerd aan de afstand tot de emissiebronnen van PAK's op het Corusterrein. Deze gegevens zijn afkomstig uit de BKK-dataset welke tevens de grondslag vormt voor de bodemkwaliteitskaarten. R^2 is de determinatiecoëfficiënt en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft. De determinatiecoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1.

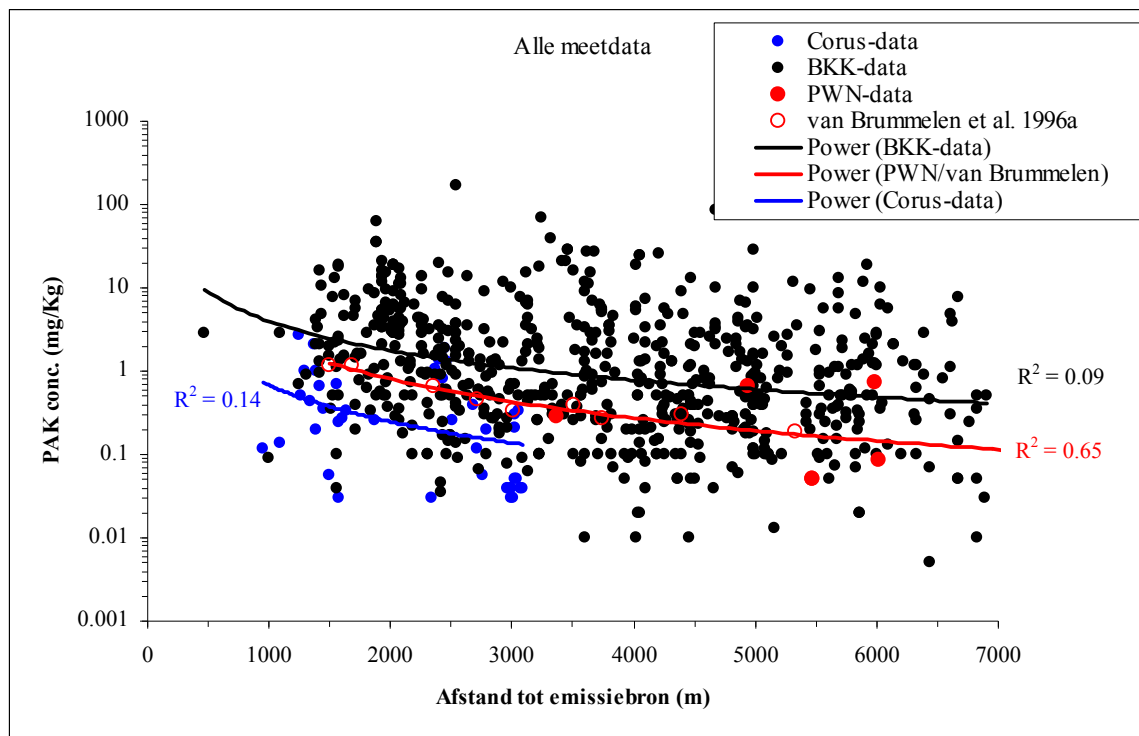
Ook in de Corusdataset is er een licht dalende trend gevonden, echter ook weer met veel ruis in de data (Figuur 4.14) Dit komt mede doordat er op het Corusterrein veel menselijke activiteiten plaatsvinden die de bodemconcentraties kunnen beïnvloeden.



Figuur 4.14 Meetgegevens totaal PAK uit de Corusdataset gerelateerd aan de afstand tot de emissiebronnen van PAK's op het Corusterrein. R^2 is de determinatiecoëfficiënt en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft. De determinatiecoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1.

In Figuur 4.15 zijn alle meetgegevens die beschikbaar zijn voor de PAK's in één figuur weergegeven. Er zit in alle data een dalende trend. De PWN-data en de gegevens uit de literatuur (Van Brummelen et al., 1996a) komen allemaal uit de relatief ongestoorde duinen. Een eventuele relatie tussen de afstand tot de emissiebron en de PAK-concentratie in de bodem zal in deze datasets het duidelijkst te zien zijn. Uit de figuren blijkt ook dat hier de trend het meest significant is. In de dataset van de BKK en van Corus zit veel ruis omdat deze metingen in een stedelijke en industriële omgeving zijn genomen, waardoor er veel invloed van menselijke activiteiten is geweest. Hierdoor is de relatie met de emissiebron minder goed zichtbaar.

De bodemconcentraties van PAK uit de Bkk dataset, onderverdeeld in gemeenten rondom de Corus emissiebron van PAK's staan in Bijlage 3. Er is over het algemeen geen trend waarneembaar voor deze sectoren tussen de afstand tot de emissiebron en de PAK concentratie. Alleen in IJmuiden en Velsen-Noord is er een significante trend aanwezig. Dit kan echter ook met hogere concentraties in de oude stadskernen te maken hebben.

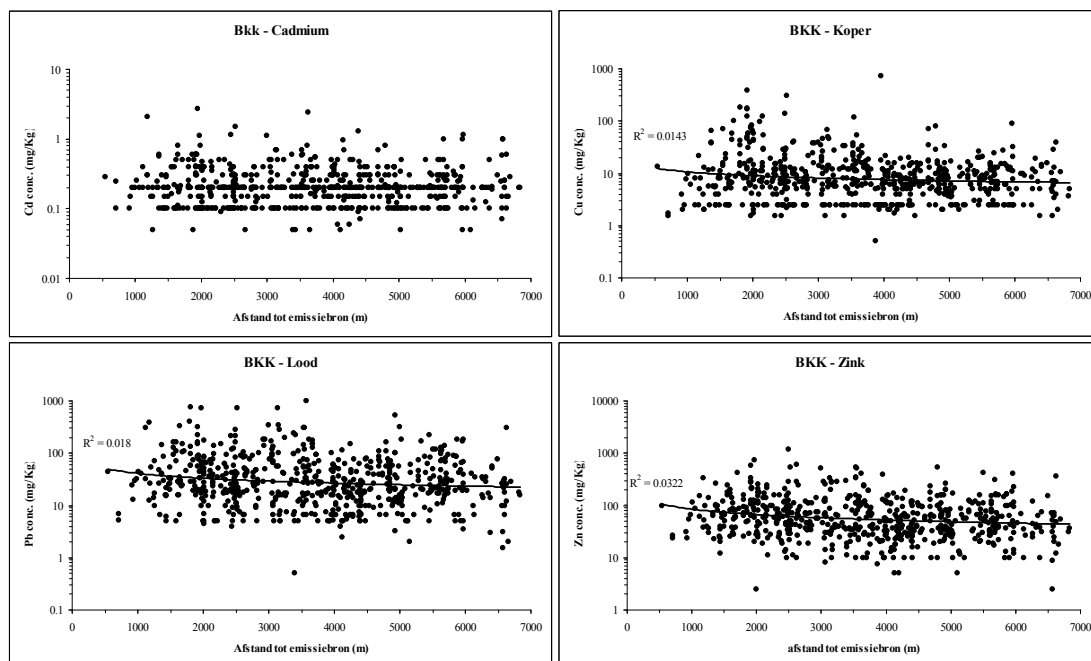


Figuur 4.15 Alle meetgegevens totaal PAK gerelateerd aan de afstand tot de emissiebronnen van PAK's op het Corusterrein. R^2 is de determinatiecoëfficiënt en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft. De determinatiecoëfficiënt is een getal tussen 0 en 1.

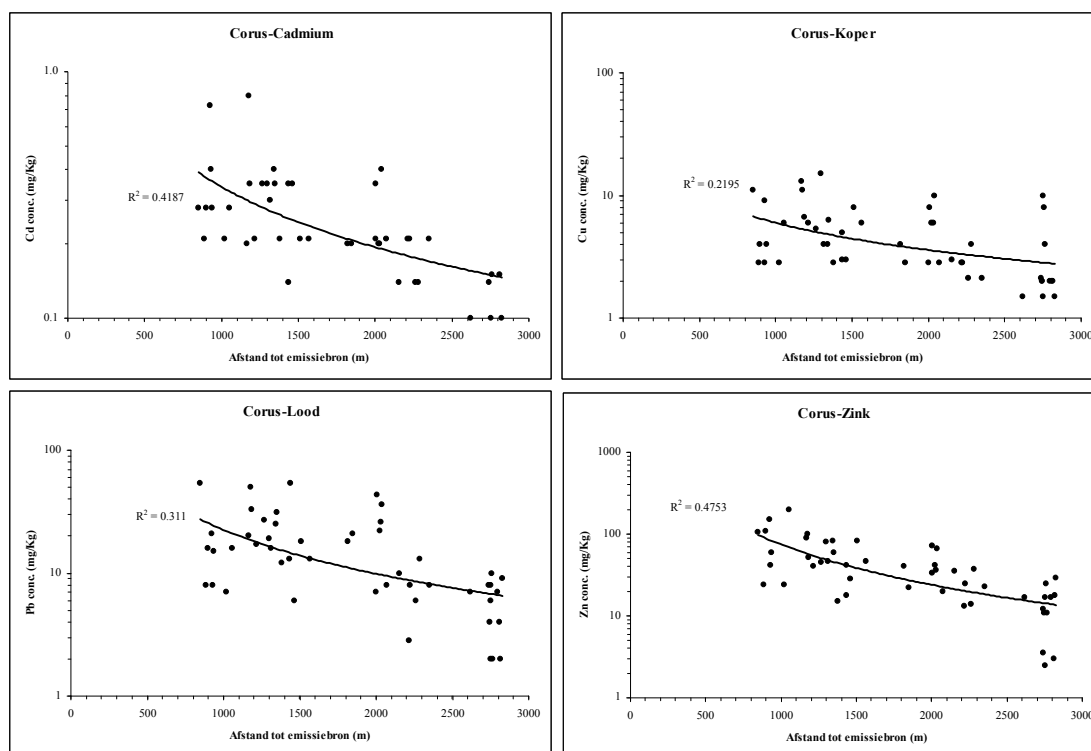
4.3.4.2 Resultaten metalen

Ook in het geval van de metaalconcentraties in de bodem van stedelijk gebied zijn er, afgezien van cadmium, dalende trends gevonden met lagere concentraties naarmate de locatie verder van de Corus-emissiebronnen ligt (Figuur 4.16). Net als bij de PAK's zit er veel ruis in de dataset en zijn de trends nauwelijks significant.

Ook de Corusdata zijn geanalyseerd op bodemconcentraties zware metalen in relatie tot de afstand tot de emissiebron (Figuur 4.17). Afstanden zijn bepaald tot andere emissiebronnen dan in het geval van de PAK's. Bij alle metalen is een dalende trend aanwezig met lagere concentraties naarmate de locatie verder weg ligt van de emissiebron.



Figuur 4.16 Gemeten concentraties cadmium, koper, lood en zink in de bodem gerelateerd aan de afstand tot de emissiebronnen van zware metalen op het Corusterrein. Gegevens zijn afkomstig van de Bkk-dataset. R^2 is de determinatiecoëfficiënt (getal tussen 0 en 1) geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft.



Figuur 4.17 Gemeten concentraties cadmium, koper, lood en zink in de bodem gerelateerd aan de afstand tot de emissiebronnen van zware metalen. Gegevens zijn afkomstig van de Corusdataset. R^2 is de determinatiecoëfficiënt (getal tussen 0 en 1) en geeft aan hoe goed de lijn de trend in de data beschrijft.

4.4 Vergelijk berekende en waargenomen bodemgehalten

PAK

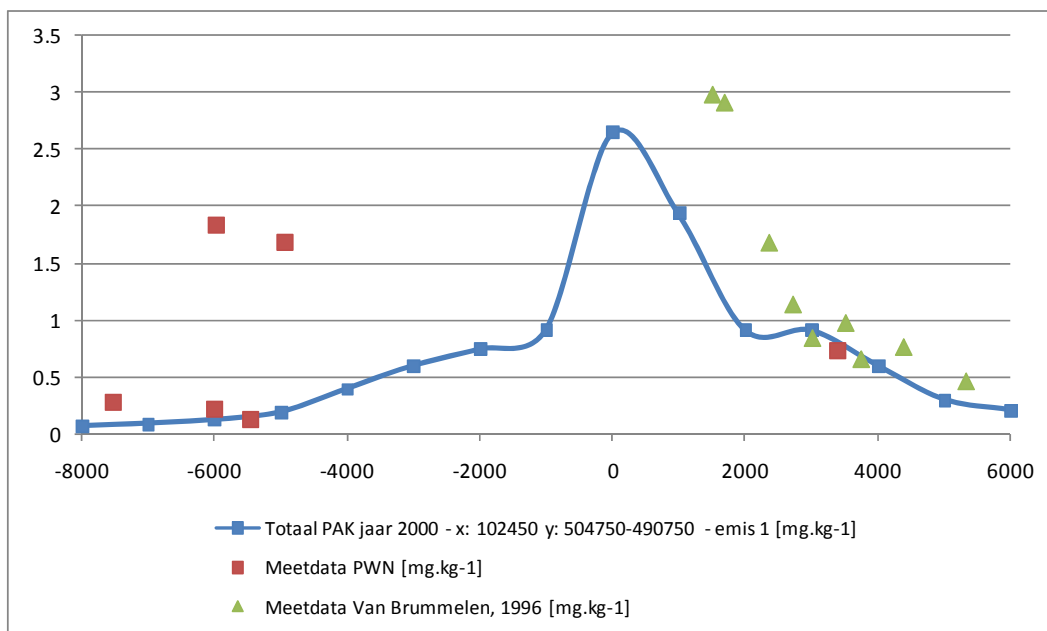
De berekende bodemconcentraties over het noordzuidtransect voor het jaar 2000 zijn vergeleken met door PWN gemeten waarden voor de bodemconcentratie van PAK in de periode 1998-2004 en met de meetdata van Van Brummelen et al. (1996). De afstand van de meetlocaties tot Corus is bepaald en de waarden zijn geplot in Figuur 4.18 voor emissiescenario I en in Figuur 4.19 voor emissiescenario II. Gesteld kan worden dat de berekeningen en de metingen elkaar ondersteunen omdat voor de meeste locaties de verschillen tussen de gemeten en berekende waarden binnen een factor +3 of -3 liggen. De gemeten waarden uit de PWN-dataset (met monsters over een diepte van 0-50 cm) zijn omgerekend naar waarden voor een bodemdiepte van 20 cm, waarbij aangenomen is, dat alle PAK's zich in de bovenste 20 cm van de bodem bevinden. De helft van de door PWN gemeten concentraties ligt hoger dan de gemodelleerde PAK-concentraties.

De meetwaarden van Van Brummelen et al. (1996) zijn allemaal gelijk aan of hoger dan de gemodelleerde concentraties, tot een factor 2. Binnen een afstand van 2000 m tot het Corusterrein worden echter tot een factor 2 hogere concentraties gemeten dan berekend. Dit kan duiden op de aanwezigheid van andere emissiebronnen dan Corus in het gebied, die in de berekeningen niet zijn meegenomen.

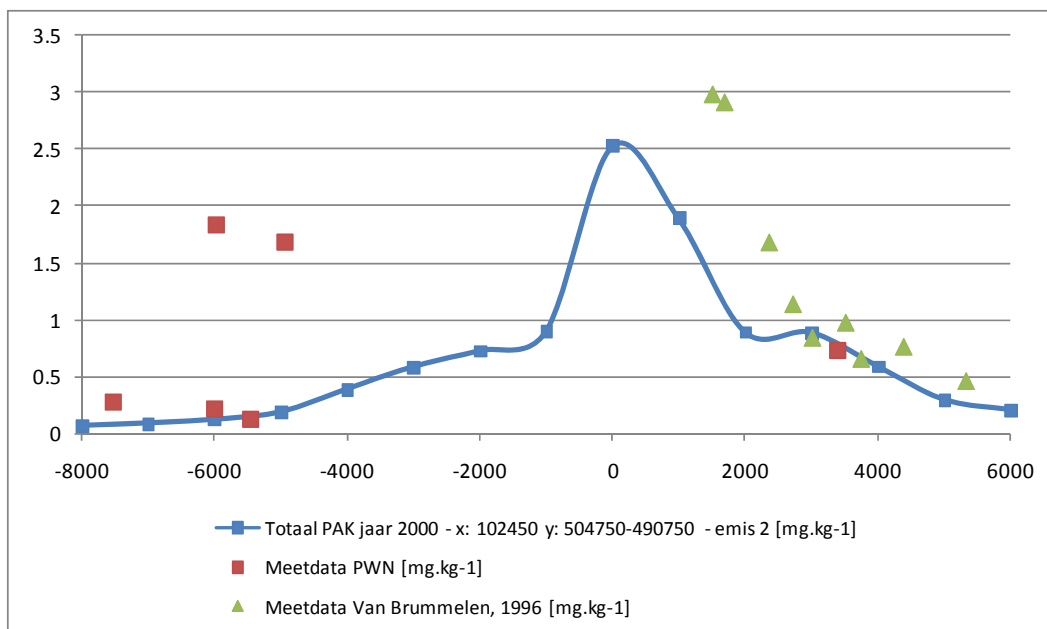
Over het algemeen kunnen verschillen tussen de gemeten en berekende concentraties van PAK's in de bodems veroorzaakt zijn doordat de gemeten concentraties niet exact op het noordzuidtransect liggen en/of doordat de concentratiemetingen niet allemaal in het jaar 2000 zijn uitgevoerd, maar in de periode 1991-2004. Juist in deze periode zijn grote verschillen zichtbaar in de geschatte depositie-intensiteiten en dus ook in de gemodelleerde bodemconcentraties. Bovendien kunnen de lokale milieumstandigheden afwijken van de gemodelleerde standaardwaarden in SimpleBox. In werkelijkheid zijn de bodems mogelijk niet volledig ongeroerd geweest en zijn er mogelijk meer emissiebronnen dan alleen Corus geweest.

Daarnaast is er onzekerheid in de waarden voor de fysisch-chemische stofeigenschappen en in de fractie van de afzonderlijke PAK's in de totale hoeveelheid PAK. Vooral de afbraaksnelheidsconstante van de afzonderlijke PAK's in de bodem spelen een cruciale rol: enerzijds is het model gevoelig voor deze parameter, anderzijds zijn de waarden ervan voor de verschillende stoffen tamelijk onzeker. Ter illustratie: Mackay (2006) rapporteert bijvoorbeeld een spreiding in de halfwaardetijden van naftaleen van meer dan een factor 1000. De afbraaksnelheidsconstanten die in de huidige studie gebruikt zijn, liggen gemiddeld iets hoger dan de gemiddelden van de waarden die Mackay rapporteert. Dit kan betekenen, dat de concentraties als gevolg van afbraak, iets lager zijn geschat dan in werkelijkheid het geval is. Om hier zeker van te zijn, zou de actuele afbraaksnelheid van de PAK's voor de locatiespecifieke milieumstandigheden bekend moeten zijn.

De gemodelleerde bodemconcentraties van PAK in emissiescenario II zijn gemiddeld 10-20 % lager dan die in emissiescenario I. Hierdoor zijn de verschillen tussen de gemeten en berekende bodemconcentraties voor emissiescenario II iets groter dan voor emissiescenario I. De oorzaak hiervan moet worden gezocht in de verschillende PAK-profielen. In emissiescenario I wordt uitgegaan van een groter aandeel slecht afbreekbare PAK.



Figuur 4.18 Berekende gemiddelde bodemconcentraties totaal PAK (mg.kg^{-1} in 0-20 cm) volgens emissiescenario I in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en gemeten PAK-concentraties van PWN en Van Brummelen et al. (1996). Gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm met de aanname dat alle PAK zich in de bovenste 20 cm bevindt. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters.



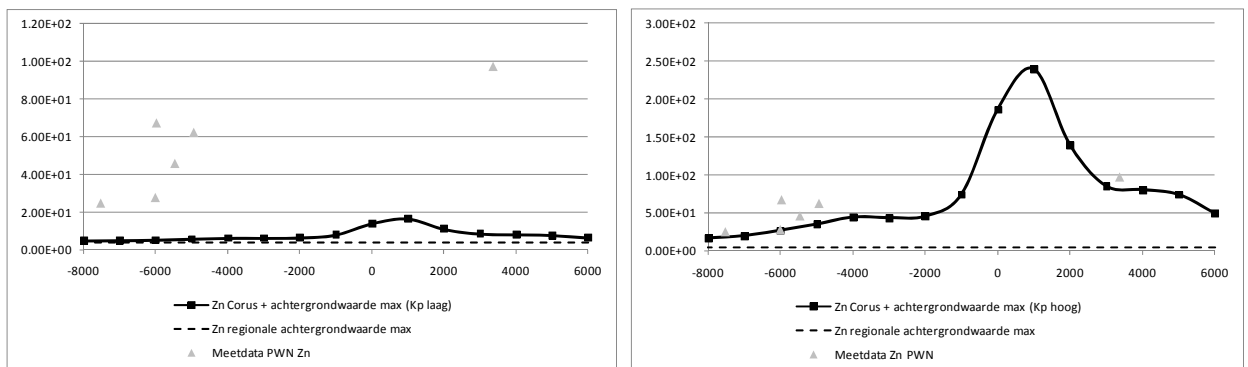
Figuur 4.19 Berekende bodemconcentraties totaal PAK (mg.kg^{-1} in 0-20 cm) volgens emissiescenario II in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en gemeten PAK-concentraties van PWN en Van Brummelen et al. (1996). Gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm, met de aanname dat alle PAK zich in de bovenste 20 cm bevindt. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters.

Metalen

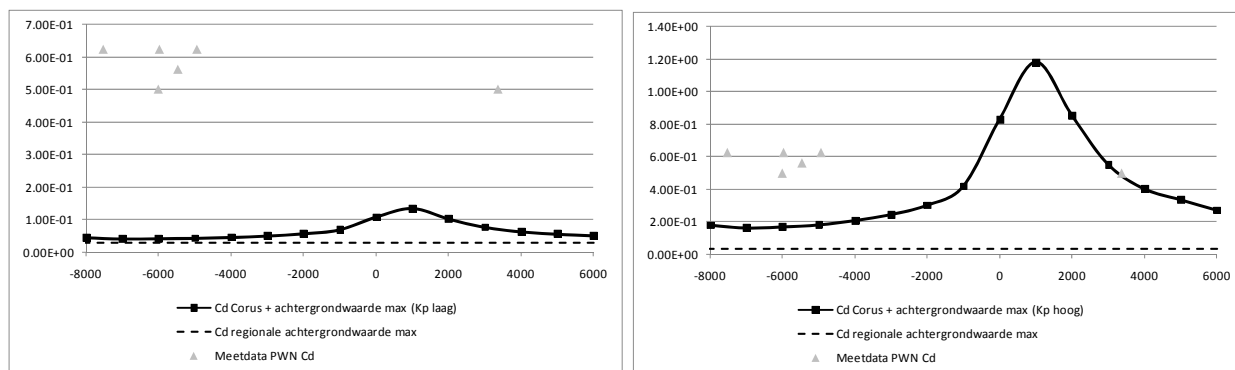
De berekende bodemconcentraties over het noordzuidtransect voor het jaar 2000 zijn vergeleken met door PWN gemeten waarden voor de bodemconcentratie van zink, cadmium, lood en koper in de periode 1998-2004. De afstand van de meetlocaties tot Corus is bepaald en de waarden zijn geplot in Figuur 4.20 tot en met 4.23 voor respectievelijk zink, cadmium, lood en koper. In de figuren is de maximale regionale achtergrondconcentratie gegeven als stippellijn. In de berekende bodemconcentraties (doorgetrokken lijn) is de achtergrondwaarde opgeteld bij de bijdrage in concentraties door Corusemissies.

Figuur 4.20a geeft de waarden voor zink, geplot voor de scenario's met een relatief zwakke binding aan bodem (lage Kp-waarde) en Figuur 4.20b voor de scenario's met relatief sterke binding (hoge Kp-waarde). Ten opzichte van het scenario met lage Kp-waarde, liggen de gemeten zinkconcentraties een factor 2 tot 5 hoger dan de berekende waarden. De gemeten waarden komen beter overeen met de berekende waarden in het scenario met hoge Kp-waarde: gemeten en berekende waarden verschillen in dit scenario maximaal een factor 2, waarbij de berekende zinkconcentraties wel gemiddeld lager zijn dan de gemeten concentraties in de bodem. Ook bij de andere metalen (Figuur 4.21 tot en met 4.23) worden de bodemconcentraties lager geschat door het model dan de waarden die worden gemeten in het veld, waarbij de modelscenario's met de hoge Kp-waarde van de metalen steeds de grootste overeenkomsten vertonen met de meetwaarden.

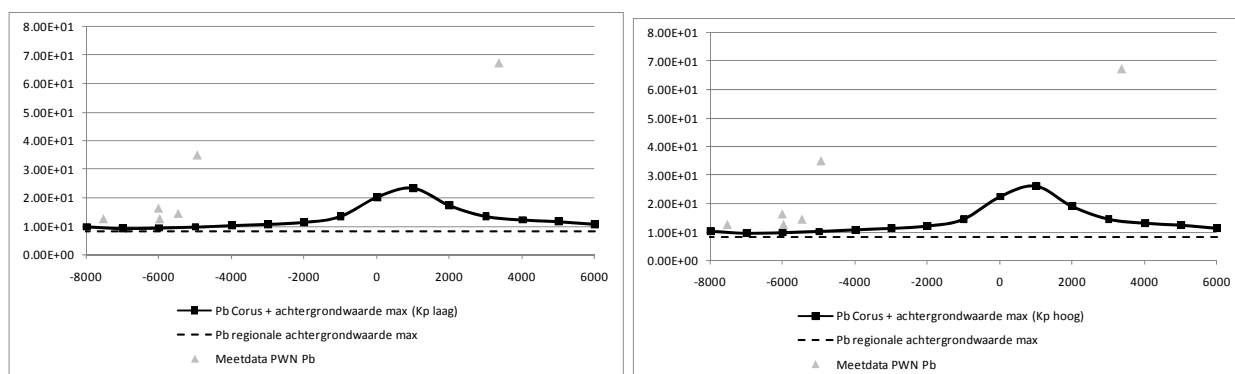
Discrepancies tussen de gemeten en berekende waarden kunnen veroorzaakt zijn door de onzekerheid in de fysisch-chemische eigenschappen van de stoffen in het model en in werkelijkheid. Het model is zeer gevoelig voor de waarde van Kp, zoals blijkt uit de uitkomsten voor de scenario's met verschillende Kp-waarden. De omrekening van concentraties van 50 cm naar 20 cm kan het verschil vergroten wanneer de metalen wel egaal verdeeld zijn over het profiel. Ook kunnen de verschillen tussen gemeten en berekende waarden wijzen op de aanwezigheid van andere bronnen van zware metalen buiten Corus in het gebied en/of zijn de achtergrondwaarden mogelijk lokaal hoger dan de regionale waarden die gehanteerd zijn in deze studie.



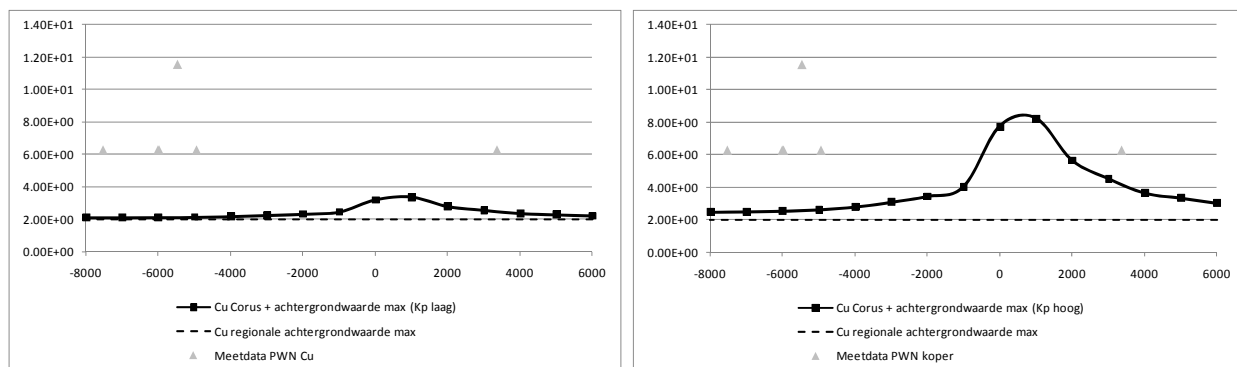
Figuur 4.20 Berekende gemiddelde bodemconcentraties zink (mg.kg⁻¹ in 0-20 cm) in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en door PWN gemeten zinkconcentraties. a) berekende concentraties op basis van een lage Kp-waarde, b) berekende concentraties op basis van een hoge Kp-waarde. De gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm, waarbij aangenomen is, dat alle zink in de bovenste 20 cm van de bodem zit. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters. De stippellijn geeft de maximale regionale achtergrondconcentratie van zink in de bodem.



Figuur 4.21 Berekende gemiddelde bodemconcentraties cadmium (mg.kg^{-1} in 0-20 cm) in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en door PWN gemeten cadmiumconcentraties. a) berekende concentraties op basis van een lage Kp-waarde, b) berekende concentraties op basis van een hoge Kp-waarde. De gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm, waarbij aangenomen is, dat alle cadmium in de bovenste 20 cm van de bodem zit. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters. De stippellijn geeft de maximale regionale achtergrondconcentratie van cadmium in de bodem.



Figuur 4.22 Berekende gemiddelde bodemconcentraties lood (mg.kg^{-1} in 0-20 cm) in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en door PWN gemeten loodconcentraties. a) berekende concentraties op basis van een lage Kp-waarde, b) berekende concentraties op basis van een hoge Kp-waarde. De gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm, waarbij aangenomen is, dat alle lood in de bovenste 20 cm van de bodem zit. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters. De stippellijn geeft de maximale regionale achtergrondconcentratie van lood in de bodem.



Figuur 4.23 Berekende gemiddelde bodemconcentraties (0-20 cm) van koper in mg.kg⁻¹ in het jaar 2000 over het transect x: 102450 y: 504750 – x: 102450, y: 490750 en door PWN gemeten koperconcentraties. a) berekende concentraties op basis van een lage Kp-waarde, b) berekende concentraties op basis van een hoge Kp-waarde. De gemeten concentraties van PWN (gemiddeld over 50 cm) zijn omgerekend naar concentraties over een diepte van 20 cm, waarbij aangenomen is, dat alle koper in de bovenste 20 cm van de bodem zit. Op de x-as staat de afstand tot het Corusterrein (x: 102450, y: 498750) in meters. De stippellijn geeft de maximale regionale achtergrondconcentratie van koper in de bodem.

5 Vergelijk met normen voor bodemkwaliteit

5.1 Normen voor het bodembeheer

Binnen het bodembeleid kan onderscheid worden gemaakt tussen preventief beleid, curatief beleid en bodembeheer. Om naar de beïnvloeding van de bodemkwaliteit te kijken, wordt hier gebruikgemaakt van de normstelling voor bodembeheer, zoals dit is opgenomen in het Besluit bodemkwaliteit (Bbk). In Tabel 5.1 zijn de maximale waarden (voor een mediane bodemsamenstelling van 2 % lutum en 1,8 % organisch stof voor de regio IJmond, zie paragraaf 4.3.1) opgenomen en omgerekend met de standaard bodemtypecorrectie.

Tabel 5.1 De achtergrondwaarden en maximale waarden Wonen en Industrie (onder lokale omstandigheden 1,8 % organisch stof en 2 % lutum) in de regio IJmond.

Stof	Achtergrondwaarde (mg/kg)	Wonen (mg/kg)	Industrie (mg/kg)
Cadmium	0,35	0,70	2,5
Koper	19	26	92
Lood	32	133	337
Zink	59	84	303
Som-PAK 10	1,5	6,8	40

Omdat de bestaande bodemkwaliteitskaarten van de regio IJmond, het Corusterrein en het PWN-gebied niet onder het huidige bodembeleid zijn geproduceerd, zijn de P50-concentraties van de verschillende zones met behulp van de Risicotoolbox (hierna RTB) getoetst aan het Besluit bodemkwaliteit. Hiervoor zijn de gemeten bodemconcentraties omgerekend naar een standaard bodem (10 % lutum en 25 % organisch stof) waarna de P50 is vastgesteld en getoetst. Zoals in paragraaf 4.3.1 is beschreven, is uitgegaan van de gemiddelde organisch stof- en lutumgehalten in het gebied van respectievelijk 1,8 en 2 %. Indien de locatiespecifiek gemeten percentages lutum en organisch stof hoger dan wel lager zijn, dan is een kleine over- of onderschatting mogelijk. Dit heeft slechts een beperkte invloed op de bepaling van de bodemkwaliteitsklasse. In Tabel 5.2 is de kwaliteit per zone weergegeven. In Bijlage 4 staan de resultaten zoals met de RTB berekend. Ter vergelijking zijn ook het PWN-gebied en het Corusterrein meegenomen. Het PWN-gebied dient vanwege de geringe bebouwing als referentie ten opzichte van bebouwde gebied.

Tabel 5.2. De bodemkwaliteitsklasse per zone gebaseerd op de normen van het Besluit bodemkwaliteit gebaseerd op de P50-concentraties (concentraties zijn gecorrigeerd naar 10 % organisch stof en 25 % lutum).

zone/gemeente	Bodemkwaliteitsklasse volgens BBK op basis van P50-concentraties
Beverwijk	Achtergrondwaarde
IJmuiden (gemeente Velsen)	Wonen
Heemskerk	Achtergrondwaarde
Wijk aan Zee (gemeente Beverwijk)	Achtergrondwaarde
Heemstede	Achtergrondwaarde
Corusterrein	Achtergrondwaarde
PWN-gebied	Achtergrondwaarde

Uit Tabel 5.2 blijkt dat bij de P50-concentraties, met uitzondering van IJmuiden, alle gemeenten een bodemkwaliteit rond de achtergrondwaarde hebben. IJmuiden heeft een bodemkwaliteit Wonen gebaseerd op overschrijdingen van de achtergrondwaarde voor PAK en zink. Hoewel de resultaten niet zijn opgenomen in dit rapport liggen de P95-concentraties van de bodemkwaliteit van alle zones hoger. Voor grondverzet kan dit van belang zijn, maar niet om de gemiddelde kwaliteit van een gebied te karakteriseren.

5.2 Vergelijk gemeten concentraties met normstelling PAK en zware metalen

In de Figuur 5.1 tot en met 5.5 is de verdeling van de data in de bovengrond ($\leq 0,5$ m-mv) gegeven voor verschillende geselecteerde regio's (plaatsen). Deze figuren maken het mogelijk om op een generieke wijze de bodemconcentraties in de diverse plaatsen en gebieden rond op het Corusterrein met elkaar te vergelijken. De keuze voor de regio's is afhankelijk van het aantal bemonsterde locaties en de ligging. Het aantal gebruikte monsters (metingen/analyses) is gegeven in Tabel 5.3

Tabel 5.3 Aantal waarnemingen per geselecteerde regio.

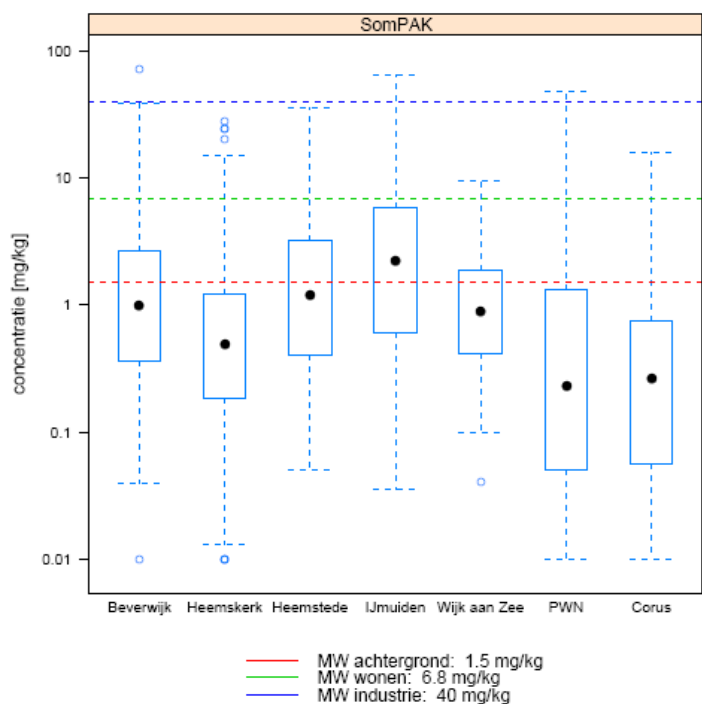
Regio	Aantal waarnemingen
Beverwijk	211
Heemskerk	184
Heemstede	95
IJmuiden (gemeente Velsen)	184
Wijk aan Zee (gemeente Beverwijk)	25
PWN	120
Corusterrein	88

De verdeling van de concentraties is weergegeven in de zogenaamde 'box-and-whisker'-plots. De box geeft de zogenaamde 'interkwartiel reeks' aan, met als ondergrens het 25- en als bovengrens het 75-percentiel. De whisker-plot strekt zich uit tot de meest extreme waarde niet groter dan 1,5 keer in de interkwartiel reeks. Waarden buiten de reeks van de whisker zijn weergegeven als losse punten en in het algemeen als uitbijter beschouwd. De mediaan is weergegeven als zwarte punt.

Naast de box-and-whiskers zijn ook de niveaus van de maximale waarden achtergrond, wonen en industrie weergegeven. Deze waarden zijn omgerekend van de standaardbodem naar een bodem met 2 % lutum en 1,8 % organisch stof. Deze lutum- en organisch stofwaarden komen overeen met de mediane waarde voor het hele gebied. Dus de niveaus van de maximale waarde geven een referentieniveau aan voor het hele gebied. De bodemconcentraties in de verschillende regio's zijn de werkelijke meetwaarden en niet omgerekend naar standaard bodem. Verschillen tussen de regio's laten dus werkelijke verschillen in concentraties zien.

In het algemeen zijn geen duidelijke verschillen in concentratieniveaus te zien tussen de verschillende regio's. De grootste verschillen zijn zichtbaar voor de som PAK, de spreiding (grootte van de box) is hier ook het grootst, circa een factor 10.

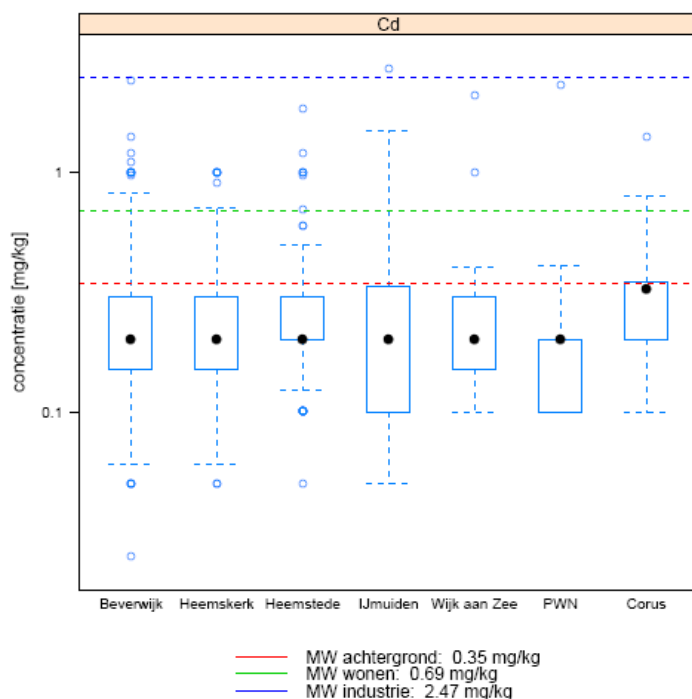
De som-PAK ligt voor Heemstede en IJmuiden grotendeels boven de maximale waarde voor de achtergrond, in de overige regio's liggen de meeste gemeten waarden onder de maximale waarde voor de achtergrond. Het merendeel van de metingen van PAK (~75 % metingen) in deze gemeenten ligt wel onder de maximale waarde Wonen. Alleen op het (relatief onbelaste deel van het) Corusterrein, in Heemskerk en in het PWN-gebied ligt 75 % of meer onder de maximale waarde voor de achtergrond. Dit betekent dat deze gebieden grotendeels geschikt zijn voor alle bodemfuncties.



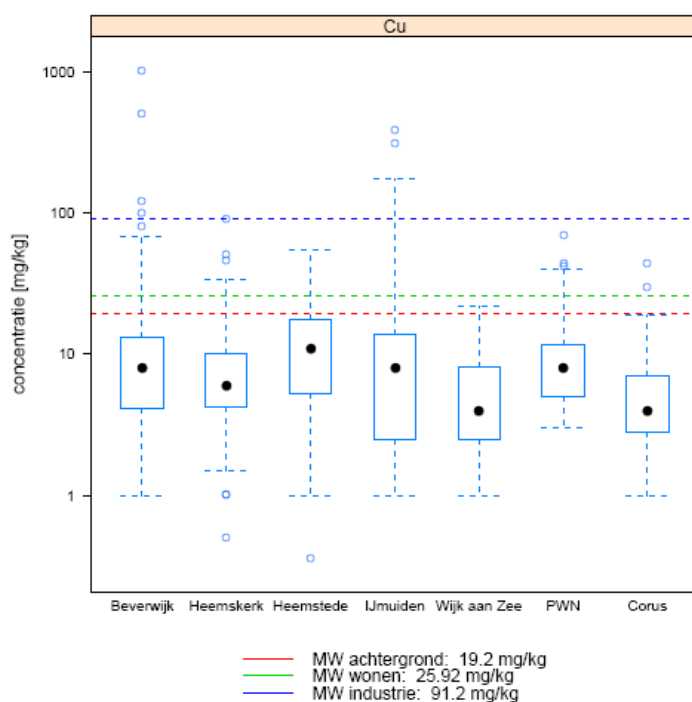
Figuur 5.1 Box-and-whisker-plots met de verdeling van de gemeten concentraties PAK voor geselecteerde regio's en de niveaus van de maximale waarden. Voor uitleg, zie tekst.

Voor metalen ligt het merendeel (~75 % metingen) van de waarden voor Cd en Cu binnen alle gemeenten onder de maximale waarde voor de achtergrond. Voor Pb liggen de meeste waarden (~75 % metingen) onder de maximale waarde Wonen. Alleen bij Zn ligt een aanzienlijk deel van de gemeten waarden boven de maximale waarde Wonen (zie Figuur 5.1 tot en met 5.5).

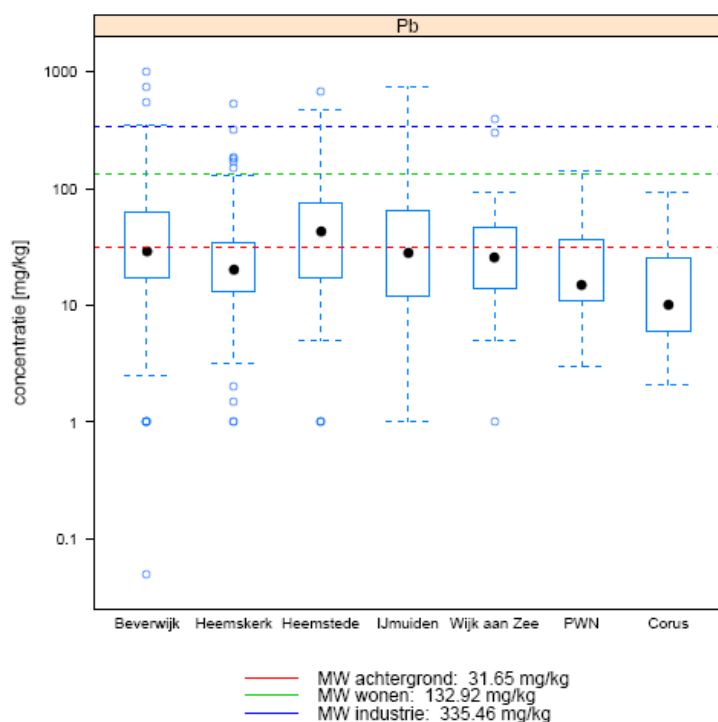
Indien de concentraties contaminanten zoals gemeten in het PWN-gebied (alleen door depositie belast) worden vergeleken met de normen binnen het bodembeleid, is er geen relatie te zien tussen de bodemkwaliteit ten aanzien van de afstand tot de bron. Alle gemeten concentraties liggen onder het achtergrondniveau (zie Tabel 5.4). Dit betekent dat op basis van de gemeten concentraties deze gebieden geschikt zijn voor alle bodemfuncties.



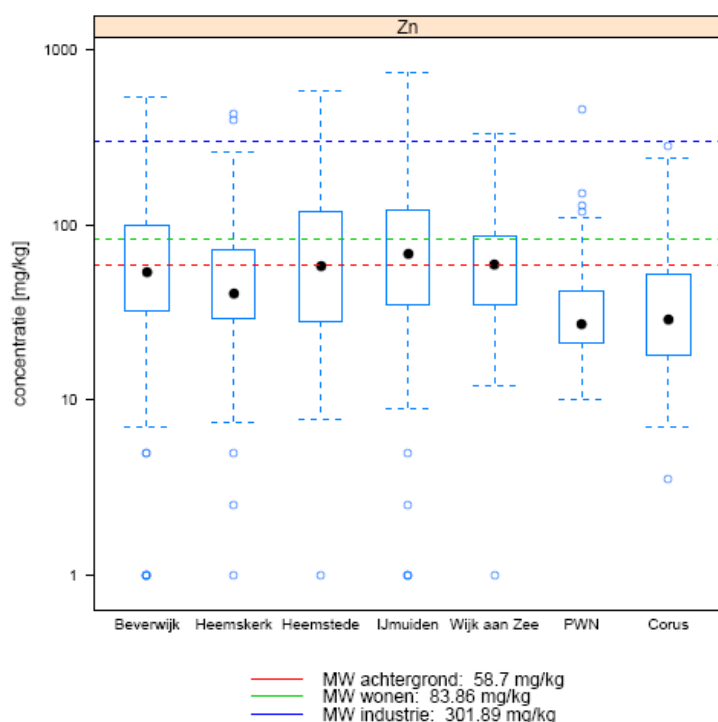
Figuur 5.2 Box-and-whisker-plots met de verdeling van de gemeten concentraties cadmium voor geselecteerde regio's en de niveaus van de maximale waarden. Voor uitleg, zie tekst.



Figuur 5.3 Box-and-whisker-plots met de verdeling van de gemeten concentraties koper voor geselecteerde regio's en de niveaus van de maximale waarden. Voor uitleg, zie tekst.



Figuur 5.4 Box-and-whisker-plots met de verdeling van de gemeten concentraties lood voor geselecteerde regio's en de niveaus van de maximale waarden. Voor uitleg, zie tekst.



Figuur 5.5 Box-and-whisker-plots met de verdeling van de gemeten concentraties zink voor geselecteerde regio's en de niveaus van de maximale waarden. Voor uitleg, zie tekst.

Tabel 5.4 Gemeten concentraties PAK, cadmium, koper, lood en zink en de bijbehorende bodemkwaliteit in het PWN-gebied volgens het huidige bodembeleid.

Afstand bron (m)	PAK (mg/kg)	Cadmium* (mg/kg)	Koper* (mg/kg)	Lood* (mg/kg)	Zink* (mg/kg)	Bodemkwaliteit
3375	0,29	0,20	2,50	27,00	39,00	Achtergrondniveau
4944	0,67	0,25	2,50	14,00	25,00	Achtergrondniveau
5471	0,05	0,23	4,61	5,75	18,42	Achtergrondniveau
5981	0,73	0,25	2,50	5,00	27,00	Achtergrondniveau
6014	0,09	0,20	2,50	6,50	11,19	Achtergrondniveau
7534	0,11	0,25	2,50	5,00	10,00	Achtergrondniveau
8569	0,07	0,25	2,50	5,00	11,00	Achtergrondniveau
9635	0,05	0,20	2,50	7,35	12,92	Achtergrondniveau
10124	0,10	0,15	2,14	12,55	23,86	Achtergrondniveau
11813	0,03	0,18	2,25	7,99	15,15	Achtergrondniveau

* Bodemconcentraties bij lokaal gemeten organisch stof en lutumgehalten voor zover aanwezig. Indien er geen organisch stof en lutum gemeten is, is er gerekend met 2 % lutum en 1,8 % organisch stof.

5.3 Dioxine

Ook voor dioxines is er gezocht naar bodemgegevens maar er zijn geen recente bodemgegevens over de gehalten dioxines in de bodem in regio IJmond. Wel is in 1991 door TNO en het RIVM onderzoek gedaan naar de uitstoot van dioxines uit de sinterfabriek bij de hoogovens in IJmuiden. Tijdens dit onderzoek is uitgegaan van een totale uitstoot van dioxine 24 g TEQ² per jaar. Dit is gelijk aan de gegevens uit de emissieregistratie. Uit meetgegevens van Corus blijkt de totale uitstoot in 1991 23 g TEQ per jaar te bedragen. Tijdens het onderzoek van het RIVM en TNO zijn onder andere bodemmonsters genomen in een weiland op 5,9 km ten noordoosten van de sinterfabriek. Hierbij zijn op het perceel (totaal 2 ha) 40 diagonaal geplaatste monsters genomen voor de bovenste 5 cm. Deze monsters zijn samengevoegd tot 1 mengmonster wat vervolgens is geanalyseerd. Het aangetroffen dioxinegehalte betrof $2,6 \pm 0,5$ ng TEQ per kg ds. Het gemiddelde achtergrondgehalte van dioxine in grond is volgens de resultaten van AW2000 verwaarloosbaar klein (kleiner dan detectiegrens volgens VROM, 2008). In 1990 werd het gemiddelde achtergrondniveau van dioxines geschat op < 10 ng TEQ/kg ds. Als conclusie werd daarom destijds geconstateerd dat de dioxinegehalten aangetroffen in de bodem niet verhoogd waren ten opzichte van de gemiddelde landelijke achtergrondniveaus. Verder werden de hoogste concentraties additionele dioxines aangetroffen op 700 m ten noordoosten van de sinterfabriek. Destijds bedroeg de jaargemiddelde depositie van dioxines op een veld van 20 x 20 km² rond de hoogovens³ circa 1,2 ng TEQ/(m² * jaar). De maximaal aangetroffen depositie rond de sinterfabriek bedroeg 6,2 ng TEQ/(m² * jaar). De gemiddelde achtergronddepositie in 1990 was 8 ng TEQ/(m² * jaar). Hiervan is ongeveer 50 % afkomstig uit het buitenland (Bremmer, 1993). Ook wat depositie betreft, ligt de uitstoot van de sinterfabriek binnen het achtergrondniveau. Naast de sinterfabriek kunnen ook de kooksfabriek, pelletfabriek en de hoogovens zelf dioxines uitstoten. Er wordt echter aangenomen dat deze emissies lager zijn dan bij de sinterfabriek (Bremmer, 1991a en b). Er zijn geen gegevens beschikbaar over de exacte uitstoot van deze ovens.

² TEQ = Toxische Equivalent

³ Hierbij was de sinteroven van Corus het centrum van het veld van 20 x 20 km²

Het is niet aannemelijk, maar op basis van deze gegevens onduidelijk of een gecombineerde uitstoot voor overschrijdingen zou kunnen zorgen. In de conclusie wordt met deze onzekerheid rekening gehouden.

In Tabel 5.5 zijn de emissies van dioxines in de periode 1995-2007 zoals gemeten bij de hoogovens weergegeven. Vooral na 1998 is de uitstoot van dioxines aanzienlijk afgenomen ten opzichte van 1991 (23 g TEQ per jaar).

Tabel 5.5 De jaargemiddelde dioxineuitstoot zoals gemeten door Corus vanaf 1995.

Jaar	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2005	2006	2007
Dioxines g TEQ per jaar	16,8	17,0	16,8	6,9	1,5	1,4	1,3	1,7	2,1

Het is aannemelijk, gezien het feit dat de gemiddelde emissie van dioxines in 2007 tienmaal lager ligt dan de gemiddelde emissie in 1991, dat de gemiddelde concentraties in de lucht en depositie van dioxines in 2007 ook lager is dan in 1991. Dit zou betekenen dat de dioxinedepositie in 2007 eveneens niet verhoogd is ten opzichte van de gemiddelde landelijke achtergrondniveaus.

De concentraties in de lucht zullen de gezondheidskundige normen in de lucht van 4-14 pg TEQ m⁻³ ook bij de hogere immissieconcentraties (geschat op basis van vergunde concentraties op 0,001 pg TEQ.m⁻³ in woonomgeving) in het verleden niet overschreden hebben (Schols (ed.), 2009).

Een punt van aandacht is het gedrag van dioxines in de bodem. Dioxines worden in de grond vrijwel niet afgebroken en vertonen tevens geen mobiel gedrag. Dit kan betekenen dat de dioxines in de loop van de jaren in de bovenste laag van de bodem zullen ophopen en daarmee (als er geen grondbewerking heeft plaatsgevonden) de depositiehistorie van de bron kunnen weergeven. Zoals eerder omschreven ontbreken er echter recente meetgegevens van de bodemkwaliteit met betrekking tot dioxines in het IJmondgebied.

De belangrijkste bronkarakteristieken voor de verspreiding van dioxines zijn behalve de tijdseenheid geëmitteerde hoeveelheid ook de schoorsteenhoogte, temperatuur van het rookgas en de deeltjesgrootteverdeling van de stofdeeltjes waaraan dioxines voor het grootste deel gebonden zijn. Een hogere schoorsteen of hogere warmte-inhoud hebben tot gevolg dat de plaats waar de grootste hoeveelheden dioxinedeeltjes wordt gedeponneerd op grotere afstand van de bron komt te liggen. Daarnaast wordt de gedeponneerde hoeveelheid per oppervlakte-eenheid kleiner. De deeltjesgrootte van de stofdeeltjes is belangrijk omdat grote stofdeeltjes eerder en daarmee dicht bij de bron gedeponneerd zullen worden. Tot slot hebben belangrijkste weersfactoren zoals windrichting, windsnelheid en de neerslag nog effect op het depositiegebied.

De belangrijkste route voor de blootstelling van mensen aan dioxine is via voedsel (ten minste 95 %) met name via melk, melkproducten en producten met visolie. De directe routes van inhalatie, opname via huid en mond zijn verwaarloosbaar ten opzichte van de indirecte belasting via voeding (Baumann, 2002; Theelen, 1989; Bremmer, 1993; Liem et al., 1991). De WHO-norm voor dioxines in melk is 5 pg WHO-TEQ/g melkvet en de Nederlandse norm voor dioxine in melk is 6 pg i-TEQ/g melkvet (Baumann et al., 2002). Ook voor melk ontbreken er recente meetgegevens uit het IJmondgebied. In het onderzoek uit 1991 is echter naast de grond ook de melk afkomstig van vier bedrijven uit het gebied rond de hoogovens bemonsterd. De gemeten dioxinegehalten zijn weergegeven in Tabel 5.6.

Tabel 5.6 Dioxinegehalten in melk afkomstig van vier bedrijven in de omgeving van de hoogovens gemeten in 1991.

Bedrijf	Afstand ten opzichte van hoogovens (km)	Hoogovens richting	Dioxinegehalten (pg TEQ/g melkvet)
A	5,9	NO	0,8 ± 0,1
B	9,4	ONO	1,4 ± 0,1
C	9,0	NO	1,1 ± 0,1
D	6,3	O	1,0 ± 0,2

De hoogste gemeten waarden van 1,4 pg TEQ/g melkvet blijft ruim onder de Nederlandse als de WHO-norm voor dioxinegehalten in melk (6 pg i-TEQ/g melkvet). Diverse studies (Hülster en Marschner 1993; Schroll et al., 1994; Hundal et al., 2008; Wild en Jones 1992; Duarte-Davidson et al., 1994) tonen aan dat eenmaal gebonden aan grond, dioxines niet tot nauwelijks nog worden opgenomen door planten. Hierbij zijn het vooral de Hepta- en Octa (O)-CDD's die zich aan grond binden omdat Tetra-, Penta- en Hexa-CDD's vanwege hun hoge dampspanning vervluchtigen uit de grond. Onder normale omstandigheden is depositie van dioxines op de plant verantwoordelijk voor de gemeten concentraties (Hundal et al., 2008). Gezien deze kennis kan worden aangenomen dat de blootstelling van koeien voornamelijk loopt via depositie van dioxine op planten of directe opname van bodemdeeltjes met dioxine. Op basis van de afname van de emissies sinds 1991, is de blootstelling van koeien en daarmee de dioxinegehalten in melk afgenomen.

6 Conclusie

6.1 Algemeen

Op basis van de inhoud van deze rapportage kan een aantal conclusies worden getrokken. Deze conclusies zijn getrokken op basis van zowel historische en actuele gegevens. Het werken met historische gegevens en een reconstructie daarvan impliceert dat er onzekerheden zijn rond de exacte waarden van emissies en concentraties die op basis daarvan zijn afgeleid. Daarom is hierbij aangegeven waar deze onzekerheden wel en waar niet van invloed zijn op de conclusies die kunnen worden getrokken. De conclusies richten zich zowel op de historische immissies als op depositie en bodemkwaliteit.

De historische emissiegegevens van de stoffen die in dit rapport zijn opgenomen gaan veelal terug tot 1985 op basis van de milieujaarverslagen en emissieregistratie. Deze gegevens hebben onzekerheden in zich die niet exact zijn te kwantificeren. De geschatte emissies daarvoor zijn een reconstructie op basis van de productievolumes, waar mogelijk rekening is gehouden met trendbreuken vanwege maatregelen. Voor metalen bestaat er een logische reeks van emissies, waardoor er een redelijk betrouwbaar beeld is van deze emissies in het verleden. Voor PAK is dit veel minder het geval gezien de twee sterk uiteenlopende waarden. Dit was de reden om twee scenario's uit te werken. De werkelijke waarde heeft er waarschijnlijk tussenin gelegen; de hoge waarde (op basis van de emissieregistratie) is mogelijk een overschatting, de lage waarde mogelijk een onderschatting. Het verdient aanbeveling de huidige emissies met meer zekerheid te kunnen vaststellen, zowel de omvang als de PAK-samenstelling. Voor de historische emissies zal ook bij een grotere inspanning een belangrijk deel van de onzekerheid blijven bestaan. Wanneer een grotere zekerheid gewenst is, vergt dat een grote inspanning. Hierna wordt ingegaan op de antwoorden van op de onderzoeksvragen 1 en 2.

6.2 Immissies

PAK

De immissies van PAK in de jaren zeventig en tachtig waren waarschijnlijk het hoogst gezien het hogere productievolume in deze periode vergeleken met daarvoor en het toen nog ontbreken van de nieuwste emissiebeperkende maatregelen. Emissiescenario I en II geven de range van de geschatte concentraties. De immissiecontour van het emissiescenario I van benzo(a)pyreen boven de grenswaarde van 1 ng/m³ (extra risico op longkanker van $1 \cdot 10^{-4}$ per leven) ligt in die periode waarschijnlijk tot net buiten het Corusterrein, maar niet tot in het stedelijk gebied. Volgens de verspreidingsberekeningen waren in Wijk aan Zee en Beverwijk gebieden met een cumulatief risico van 2 tot $4 \cdot 10^{-5}$ bij het emissiescenario I (40 % van de grenswaarde). Voor scenario II ligt het contour van de grenswaarde ruimschoots binnen het terrein van Corus. Bij vergelijking van de langjarige blootstelling kan worden geconcludeerd dat het gebied met een risico van $1 \cdot 10^{-4}$ (MTR) tot aan de grens van het Corusterrein reikt. Daarbuiten lag de cumulatieve blootstelling per leven waarschijnlijk onder het MTR-niveau.

Naast inhalatie van lucht, kan ook de blootstelling aan huisstof via ingestie relevant zijn geweest voor de blootstelling. Kwantitatieve gegevens van verontreinigingen in huisstof ontbreken en verdienen meer aandacht.

Metalen en dioxine

De immissieconcentraties van cadmium overschrijden in de jaren tachtig de huidige grenswaarde van 5 ng.m^{-3} binnen de grenzen van het Corusterrein. Buiten het terrein liggen de concentraties lager. Voor lood en koper zijn de grenswaarde en gezondheidkundige luchtnorm niet overschreden. Voor zink bestaat geen grenswaarde. Voor lood en cadmium kan ook de blootstelling aan huisstof via ingestie relevant zijn geweest voor de blootstelling. Goede kwantitatieve gegevens ontbreken momenteel echter. De gezondheidkundige grenswaarde voor dioxine is naar verwachting niet overschreden in de jaren tachtig en negentig.

Fijn stof

Op basis van de beperkte meetgegevens van fijn stof (PM_{10}) uit het verleden en de extrapolatie van de recente berekeningen met gegevens uit de emissieregistratie, wordt geconcludeerd dat de PM_{10} -concentraties als gevolg van historische emissies door Corus tot overschrijding van de *huidige jaargemiddelde grenswaarde* voor PM_{10} van $40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ hebben geleid. In die tijd bestond deze grenswaarde echter niet. De exacte bijdrage van Corus in de jaren tachtig is niet te bepalen. De huidige berekende bijdrage aan de rand van het terrein is $6\text{-}7 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ en in Wijk aan Zee en IJmuiden $4.5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, hetgeen wordt onderschreven door de recente metingen (geschatte huidige bijdrage van $5\text{-}14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ in Wijk aan Zee). Mede gebaseerd op de historische metingen kan de bijdrage in de jaren tachtig in de orde grootte van $20\text{-}40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ zijn geweest op de grens van het terrein en circa $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ($15\text{-}30$) in de directe bebouwde omgeving (Wijk aan Zee en IJmuiden). Op basis van deze gegevens en de beperkte gegevens over de huidige fracties van het meer gezondheidsrelevante $\text{PM}_{2,5}$ is een historische $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie afgeleid van $4\text{-}5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (range $2\text{-}9$) in Wijk aan Zee en IJmuiden. Aanbevolen wordt voor de huidige situatie het inzicht in de concentraties van verschillende fracties te vergroten. Deelrapport 3 gaat in op de gezondheidkundige relevantie van deze concentraties (Van Wiechen, 2009).

Samenvattend wordt geconcludeerd dat voor metalen en dioxinen geen gezondheidkundige normen zijn overschreden en dat voor PAK (benzo(a)pyreen) de concentraties tot net buiten het terrein boven de huidige grenswaarden is geweest. De PM_{10} -concentraties als gevolg van diverse bronnen overschreden in het verleden nabij Corus de jaargemiddelde grenswaarde van $40 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ en Corus had daarin een substantiële bijdrage. De bijdrage van Corus aan de concentraties in de IJmond was vroeger hoger dan op dit moment. Blootstelling aan PAK, lood en cadmium via huisstof dat is beïnvloed door depositie, kan ook hebben bijgedragen aan de blootstelling van omwonenden. Daarnaast kan het mengsel van vele stoffen tot effecten leiden die per stof niet zichtbaar zijn. Op dit aspect is niet nader ingegaan.

6.3 Depositie en bodemkwaliteit

PAK

Door depositie van PAK in de omgeving van Corus is tot 1 km afstand van de bron het bodemgehalte totaal PAK in de bovenste 20 cm naar schatting bijna 5 mg/kg geweest. Op 5 km afstand lag dit naar verwachting een factor 5 lager. De huidige achtergrondwaarde van $1,5 \text{ mg/kg}$ wordt waarschijnlijk in

noordelijke richting nog tot circa 3 km overschreden. Door de sterke afname van de depositie aan het eind van de jaren negentig zijn de bodemconcentraties gedaald (lagere aanvoer en afbraak). De berekeningen voor 2000 en de metingen uit 1996 en 2002 in de gebieden, die alleen door depositie zijn belast, komen wat ordegrootte betreft goed overeen.

De bodembelasting met PAK en metalen door verwaaiing van stof in het verleden heeft waarschijnlijk niet geleid tot een meetbare oplading van de bodem (gezien de aanwezigheid van andere bronnen en natuurlijk aanwezige gehalten).

Op basis van de berekeningen van de bodemkwaliteit en van de bodemmetingen in het PWN-gebied is geconcludeerd dat de hogere PAK-gehalten in de stedelijke gebieden waarschijnlijk veroorzaakt zijn door menselijke activiteiten (onder meer verbrandingsresten van hout en kolen). De in deze stedelijke gebieden waargenomen gehalten zijn vergelijkbaar met andere stedelijke zones. Alle 50-percentielen met uitzondering van IJmuiden liggen voor PAK onder de achtergrondwaarde (van 1,5 mg/kg), de veel hogere concentraties voor hogere percentielwaarden geven aan dat er sprake is van heterogeniteit. Bij gehalten van 1-5 mg/kg kan wel sprake zijn van beperkte potentiële ecologische effecten.

Metalen

Door depositie van metalen in de omgeving van het Corusterrein bestaat de verwachting dat tot circa 2 km afstand (met name in noordelijke richting) de beïnvloeding substantieel is ten opzichte van de regionale achtergrondgehalten. Per metaal verschilt de mate waarin dit optreedt (hangt af van de mate van binding aan de bodem). Voor zink wordt buiten het Corusterrein (> 2 km noord) een oplading tot 80 mg/kg berekend (op het terrein maximaal 240 mg/kg). Bij minder sterke binding ligt dit tot een factor 10 lager. Dit zijn werkelijke gehalten (zonder bodemtypecorrectie). Voor cadmium is de oplading buiten het terrein (> 2 km noord) tussen 0,1 en 0,8 mg/kg. Voor lood is dit circa 10 mg/kg en voor koper tussen 1 en 4 mg/kg. Net als voor PAK geldt dat, hoewel de gehalten verhoogd zijn ten opzichte van de regionale achtergrond, er geen overschrijding is van de formele achtergrondgehalten (conform het Besluit bodemkwaliteit). Ecologisch is alleen een beperkte beïnvloeding als gevolg van depositie mogelijk in de directe omgeving van het terrein (PAK en lood).

Op basis van de berekeningen en metingen van metalen in het PWN-gebied kan worden geconcludeerd dat de verhoogde gehalten van metalen in de stedelijke gebieden waarschijnlijk afkomstig zijn van andere menselijke activiteiten (bijvoorbeeld bouwen, verkeer). Alle 50-percentielen, behalve voor lood, zink en PAK 10 liggen onder de gebiedsgecorrigeerde achtergrondwaarde (respectievelijk van 32, 59 en 1,5 mg/kg). De hogere percentielen met veel hogere waarden geven aan dat er sprake is van heterogeniteit in de bodemkwaliteit. De 50-percentielen voldoen ook in deze gebieden aan de maximale waarde van de bodemkwaliteitsklasse wonen.

Wat betreft de bodemkwaliteit kan samenvattend worden geconcludeerd dat er voor PAK en in mindere mate voor lood een duidelijke beïnvloeding zichtbaar is buiten het Corusterrein. Alleen voor PAK heeft dit tot gehalten boven de achtergrondwaarden geleid. Dit betekent dat deze bodem geschikt is voor elk gebruik en er generiek geen risico's bestaan voor de mens vanuit de bodemkwaliteit. Alleen als gevolg van PAK zijn er potentiële ecologische effecten.

Literatuur

- Annema J.A., Albers R.A.W., Boulan R.P., (1992). Productie van primair ijzer en staal. Samenwerkingsproject procesbeschrijvingen industrie Nederland (SPIN). RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 736301131.
- Baars A.J., Theelen R.M.C, Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., Apeldoorn M.E. van, Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J., (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 711701025.
- Baumann R.A., Boer A.C. den, Groenemeijer C.S., Hartog R.S. den, Hijman W.C., Liem A.K.D, Marsman J.A., Hoogerbrugge R., (2002). Dioxine en Dioxineachtige PCBs in Nederlandse consumptiemelk: trendonderzoek 1997-2001. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 639102024.
- Beijk R., Mooibroek D., Hoogerbrugge R., (2008). Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2007, RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 680704005.
- Brandes L.J., Hollander H. den, Meent D. van de., (1996). SimpleBox 2.0: a nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 719101029..
- Bremmer H.J., (1991a). Bronnen van dioxine in Nederland, werkdocument. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 730501014.
- Bremmer H.J., Jong A.P.J.M. de, Matthijsen A.J.C.M., Schutter M.A.A., Sein A.A., (1991b). Dioxines bij de sinterfabriek van hoogovens. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 730501022.
- Bremmer H.J., Troost L.M., Kuipers G., Koning J. de, Sein A.A., (1993). Emissies van Dioxinen in Nederland. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 770501003.
- Brummelen T.C. van, Verweij R.A., Wedzinga S.A., Gestel C.A.M. van (1996a). Enrichment of polycyclic aromatic hydrocarbons in forest soils near a blast furnace plant. *Chemosphere* 32:293-314.
- Brummelen T.C. van, Verweij R.A., Wedzinga S.A., Gestel C.A.M. van (1996b). Polycyclic aromatic hydrocarbons in earthworms and isopods from contaminated forest soil. *Chemosphere* 32:315-341.
- Ciapparra D., Aries E., Booth M.J., Anderson D.R., Almeida S.M., Harrad S., (2009). Characterisation of volatile organic compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air of steelworks. *Atmospheric Environment* 43:2070-2079.
- Corus Staal B.V., 2005. Datarapport Luchtkwaliteit IJmond, resultaten 2004. IJmuiden, april 2005
- Corus (2005). Beheerplan grondstromen en Bodemkwaliteitskaart van het Corus bedrijfsterrein te IJmuiden. Corus Environmental management, IJmuiden.
- Defra (2005). Department for Environment, Food and Rural affairs. Particulate Matter in the United Kingdom. Air Quality Expert Group, London.
- Duarte-Davidson R., Clayton P., Davis B., Halsall C., Jones K.C., Jones P., (1994). PCDDs and PCDFs in British urban air and deposition. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1:262-270.
- Dusseldorp A., Kruize H., Brunekreef B., Hofschreuder G., Meer G. de, Oudvorst A.B. van, (1995). Associations of PM₁₀ and airborne iron with respiratory health of adults living near a steel factory. *AM J Respir Crit Care Med* 152:1932-1939.
- EEA (2006). Emission Inventory Guidebook December, 2006 Chapter B146, Solid fuel transformation plants, coke oven furnaces. European Environment Agency (EEA), Technical report No 11
- EEA (2007) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2007, Chapter B-146 Coke oven furnaces. European Environment Agency (EEA)
- Elzakker, B van , D. Hall, W. Hollannder, D. Mark, A. van der Meulen, L. Laskus, S. Upton, J.H. Vincent, K.-H. Zierock (1990). Executive Summary on Studies of the European Commission

- of the European Communities on the development of a SPM (suspended particulate Matter) Reference method.
- Ernst W.H.O. en Leloup S., (1987). Perennial herbs as monitor for moderate levels of Metal fall-out. *Chemosphere* 16:233-238.
- Hermeling M.J.M., (1979). Stofbestrijding in de provincie Noord-Holland. *Polytechnische Tijdschrift Procestechniek* 34:36-38.
- Hollander A. den, Hessels L., Voogt P. de, Meent D. van de, (2004). Implementation of depth-dependent soil concentrations in multimedia mass balance models. *SAR and QSAR in Environmental Research* 15, 457-468.
- Holländer W., Morawietz G., Bake D., Laskus L., Elzakker B.G. van, Meulen A. van der, Zierock K.H., (1990). A field intercomparison and fundamental characterization of various dust samplers with a reference sampler. *Journal of the Air & Waste Management Association* 40: 881-886.
- Hulpverleningsdienst Kennemerland (2007). Incidentie en prevalentie van kanker in de regio Kennemerland. GGD Kennemerland, Haarlem.
- Hülster A. en Marschner H. (1993). Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and fodder crop plants. *Chemosphere* 27(1-3):439-446.
- Hundal L.S., Cox A., Granato T.C., Abedin Z., (2008). Levels of dioxines in soil and Corn tissues after 30 years of biosolids application. *Journal of Environmental Quality* 37:1479-1500.
- Jaarsveld, J.A. van (2004). The operational Priority Substances model, Description and validation pf OPS-Pro 4.1. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 500045001.
- Joosse E.N.G. en Vliet L.H.H. van, (1982). Impact of blast-furnace plant emissions in a dune ecosystem. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 29:279-284.
- Joosse E.N.G. en Vliet L.H.H. van, (1984). Iron, managanese and zinc inputs in soil and litter near a blast-furnace plant and the effects of respiration of woodlice. *Pedobiologia* 26:249-255.
- Kok H.J.G. (2006). Deeltjesgrootteverdeling van geëmitteerd fijn stof bij industriële bronnen. TNO-rapport 2006-A-R0290/B
- Liem A.K.D., Theelen R.M.C., Slob W., Wijnen J.H. van (1991). Dioxinen en planaire PCB's in voeding. Gehalte in voedingsproducten en inname door de Nederlandse bevolking. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 730501034.
- Mackay, D., (2006). Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed.
- Nivel (2009). Gezondheidsproblemen in de regio IJmond zoals geregistreerd door de huisarts. Nivel, Utrecht
- Oomen A.G., Janssen P.J.C.M., Eijkeren J.C.H. van, Bakker M.I., Baars A.J., (2007). Cadmium in de kempen. Een integrale risicobeoordeling. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 320007001.
- Oomen A.G., Janssen P.J.C.M., Dusseldorp A., Noorlander C.W., (2008) . Exposure to chemicals via house dust. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 609021064.
- Projectgroep IJmond (1985). De invloed van verontreiniging door stof in de buitenlucht op de luchtwegen van lagere schoolkinderen in de IJmond. Landbouwhogeschool Wageningen. Vakgroep Gezondheidsleer/vakgroep Luchthygiëne en -verontreiniging, Wageningen.
- Provincie Noord-Holland (1993). Proefproject Integrale Milieuzonering IJmond. Eindrapportage op basis van de inventarisatierapporten. Provincie Noord-Holland, Haarlem.
- Provincie Noord-Holland (2008). Verkregen emissiegegevens over Corus betreffende het jaar 2007. Gegevens die Corus aangeleverd heeft aan de provincie en aan de Emissieregistratie.
- Schols E. (ed.), (2009). De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving. Deelrapport 1 in de reeks rapporten over de invloed van uitstoot van Corus op de omgeving. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 609021079.

- Schroll R., Bierling B., Cao G., Dörfler U., Lahaniati M., Langenbach T., Scheunert I., Wilker R., (1994). Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. *Chemosphere* 28:297-303.
- Spijker J., Vlaardingen P.L.A. van, Mol G. (2007). Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 711701074.
- Syncera (2007). Bodemkwaliteitskaart regio IJmond. Syncera B.V. Amsterdam Nederland, Rapport B03G0021.BKK.
- Theelen R.M.C., (1989). Humane blootstelling aan dioxines en furanen en bijdrage van afvalverbrandingsinstallaties aan deze blootstelling door depositie aan vliegstof. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 738473009.
- US-EPA (1986). AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 12: Metallurgical Industry, section 12.5 Iron and Steel Production (<http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>)
- US-EPA (2006) AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 13: Miscellaneous Sources, section 13.2.4 and 13.2.5 (<http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>)
- US-EPA (2008). AP 42, Fifth Edition, Volume I Chapter 12: Metallurgical Industry, Section 12.2 Coke production. (<http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>).
- Veer G. van der, (2006). Geochemical soil survey of the Netherlands. Atlas of major and trace elements in topsoil and parent material; assessment of natural and anthropogenic enrichment factors, Universiteit Utrecht, Nederland.
- Verschoor A.J., Lijzen J.P.A., Broek H.H. van den, Cleven R.F.M.J., Comans R.N.J., Dijkstra J.J., Vermij P.H.M., (2006). Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 711701043.
- Vrins E., Meij-Lodder L., Groot-Marcus A., Schulze F., (2001a). Onderzoek naar stofhinder in de IJmond fase 2. Provincie Noord-Holland, Corus en Gemeenten IJmond Rapport vr031.
- Vrins E., Meij-Lodder L., Groot-Marcus A., Schulze F., (2001b). Samenvatting onderzoek naar stofhinder in de IJmond. Vrins Luchtonderzoek.
- VROM (2008). Besluit bodemkwaliteit en Regeling Bodemkwaliteit, resp: Staatsblad, nr 469; en Staatscourant 2007, nr 247.
- Wiechen, van (ed.), (2009). Geografisch patroon van kanker in de IJmond en omstreken. Deelrapport 3 in de reeks rapporten over de invloed van uitstoot van Corus op de omgeving. RIVM Bilthoven Nederland, RIVM-rapport 630006001.
- Wild S.R., and Jones K.C., (1992). Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Science of the total environment* 119:85-119.
- Yang H.H., Lee W.J, Chen S.J., Lai S.O., (1998). PAH emission from various industrial stacks. *Journal of Hazardous Materials* 60:159-174.
- Yang H.H., Lai, S.O., Hsieh, L.T., Hsueh, H.J., Chi, T.W., (2002). Profiles of PAH emission from steel and iron industries. *Chemosphere* 48:1061-1074.

Bijlage 1 Historische emissiegegevens alle stoffen en historische veranderingen

Tabel B1.1 Bron emissiegegevens: Emissieregistratie (in kg/jaar; komma negeren).

BRON:	TNO-code	inrichting 23301 Corus Iron Services IJmuiden BV											Dit zijn voorlopige cijfers
		Stof	1985	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	NOx		8,034,000	6,785,859	8,074,125	6,020,052	6,915,432	6,761,875	7,077,512	7,059,659	6,782,057	6,217,751	5,533,799
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	NH3		18,100	16,798	13,863	13,210	14,172	13,593	17,635	21,731	34,503	45,770	45,770
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	SO2		13,631,000	9,031,902	8,373,838	3,324,628	3,317,248	3,645,057	3,621,484	3,991,333	3,326,911	3,220,722	3,413,965
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Grof Stof> 10 u		na	na	na	2,200,000	na	na	2,138,235	2,175,272	2,339,693	2,450,370	2,451,671
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	PM10		5,825,000	5,861,158	4,493,372	1,446,946	1,270,000	1,131,000	1,187,215	1,194,304	1,200,253	1,191,801	1,287,145
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	NMVOS		102,500	1,223,514	959,758	228,559	594,506	728,180	619,282	502,854	496,000	483,877	469,360
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Koperverb. (als Cu)		1,000	1,234	1,324	660	771	1,160	768	662	613	705	705
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Kwikverb. (als Hg)		4	388	345	90	123	122	123	210	207	195	195
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Loodverb. (als Pb)		37,000	50,417	56,594	18,484	22,751	26,716	24,533	25,273	22,835	22,190	22,190
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Nikkelverb. (als Ni)		na	671	762	na	na	na	23	573	540	564	564
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Zinkverb. (als Zn)		17,000	23,017	14,478	13,974	16,012	15,447	15,270	12,120	13,609	13,922	13,922
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Chroomverb. (als Cr)		620	1,432	1,629	448	772	1,304	911	708	642	622	622
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Chroom-VI-verb. (als Cr)		na	4	8	na	na	na	49	50	49	48	48
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Arsenverb. (als As)		350	374	348	335	260	210	205	148	247	323	323
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Cadmiumverb. (als Cd)		1,200	654	440	405	625	915	704	690	659	685	685
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Selenverb. (als Se)		na	310	216	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Benzo(a)Pyreen		na	474	489	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Benzo(b)Fluorantheen		na	379	288	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Benzo(k)Fluorantheen		na	571	795	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen		na	235	237	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Anthraceen		na	15,017	8,029	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Naftaleen		na	74,704	67,766	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	PAK (10 van VROM)		19,000	212,027	141,818	2,103	2,106	2,106	2,106	2,106	2,106	2,106	2,106
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Benzeen		38,600	70,259	19,159	na	6,400	5,100	5,117	5,125	5,179	5,208	5,051
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Tolueen		35,700	94,761	20,119	na	1,475	690	691	692	695	697	676
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Waterstofcyanide			4,179	2,875	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Waterstofsulfide		768,600	455,933	316,009	234,987	257,264	251,158	269,225	308,119	300,890	320,796	320,796
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Chloriden			1,003,177	415,443	24,743	23,380	34,561	24,101	23,952	56,603	48,105	48,105
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Dichloormethaan			160	160	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Dioxinen (PCDD/PCDF, I-TEQ)		0.024	0.023000	0.025500	0.001400	0.001300	0.002100	0.001653	0.001780	0.001399	0.001774	0.001774
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Etheen		6,400	44,167	68,578	na	3,400	16,700	16,700	16,700	16,700	16,700	16,199
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Fluorverb., anorg.(als F)		66,300	114,337	60,399	6,839	14,314	18,628	15,909	58,270	72,670	60,108	60,108
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Formaldehyde			1,154	1,163	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Koolstofmonoxide		192,200,000	180,896,434	112,421,930	62,263,399	55,371,313	55,222,600	58,753,295	60,922,673	61,370,476	74,574,783	74,574,783
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Trichloorethaan, 1,1,1-			21,000		na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Trichlooretheen			2,735	2,015	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Beryllium		na	0.24	0.24	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Vanadium		na	72.08	129.02	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Mangaan		na	15,462	8,933	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	Tin		na	8.31	8.7	na	na	na	na	na	na	na	na
1985: FOI / 1990-2007 ER2008	PCB's		na	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
verplichte MJVs	HCL		na	na	na	24,743	24,054	35,557	24,783	24,642	58,234	49,491	52,170
verplichte MJVs	HF		na	na	na	na	na	405	8,359	30,702	38,298	31,657	24,454
			1985	1995	1996	1997	1998	1999	2000				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	NOx		8,034,000	8,050,000	7,853,000	7,440,000	7,142,000	6,244,000	6,516,000				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	SO2		12,631,000	8,333,000	7,455,000	6,784,000	4,390,000	3,499,000	3,325,000				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	NH3		18,100	19,900	14,000	14,000	13,300	12,300	13,200				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	NMVOS		2,567,000	na	1,450,000	1,680,000	1,560,000	1,520,000	1,203,000				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	PM10		5,825,000	3,300,000	2,832,000	2,751,000	2,242,000	1,604,000	1,446,946				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	CO		192,200,000	108,600,000	93,600,000	70,313,000	70,313,000	59,063,000	62,263,000				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	PAK (10 v VROM)		19,000	11,000	5,000	4,600	3,173	2,100	2,103				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	Fluoriden		66,300	32,000	25,000	30,000	16,157	7,660	6,839				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	Dioxines in GRAM		onbekend	16.8	17.0	16.8	6.9	1.5	1.4				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	Koperverb. (als Cu)		onbekend	onbekend	onbekend	735	542	1,032	660				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	Kwikverb. (als Hg)		onbekend	onbekend	onbekend	16.7	10.3	14.4	89.9				
Vrijwillige MJVs 1995 t/m 2000	Loodverb. (als Pb)		< 37,000			48,588	32249	20272	18,484				

**Tabel B1.2 Historische PAK-emissies in emissiescenario I en II gebruikt in berekeningen
(in kg/jaar); zie hoofdstuk 3 voor toelichting.**

Jaar	Productie van ruw staal (kton per jaar)	Productie van ruw ijzer (kton per jaar)	Emissie 10 VROM scenario I	Emissie 10 VROM scenario II
1950	496	454	19,407	1,373
1951	561	524	22,400	1,585
1952	694	539	23,041	2,125
1953	867	593	25,349	2,338
1954	934	610	26,076	2,405
1955	980	670	28,641	2,642
1956	1050	662	28,299	2,610
1957	1185	701	29,966	2,764
1958	1438	917	39,199	3,615
1959	1670	1139	48,689	4,491
1960	1942	1346	57,538	5,307
1961	1971	1456	62,240	5,741
1962	2087	1571	67,156	6,194
1963	2342	1708	73,013	6,734
1964	2646	1947	83,229	7,676
1965	3138	2364	101,055	9,321
1966	3256	2209	94,429	8,709
1967	3402	2588	110,630	10,204
1968	3707	2821	120,590	11,122
1969	4721	3459	147,863	13,638
1970	5042	3594	153,634	14,170
1971	5083	3759	160,687	14,821
1972	5585	4289	183,344	16,910
1973	5624	4707	201,212	18,558
1974	5840	4804	205,358	18,941
1975	4823	3970	169,707	15,653
1976	5189	4265	182,318	16,816
1977	4927	3922	167,655	15,463
1978	5590	4613	197,194	18,188
1979	5806	4814	205,786	18,980
1980	5272	4328	185,011	17,064
1981	5472	4600	196,638	18,137
1982	4354	3617	154,617	14,261
1983	4484	3747	160,174	14,773
1984	5739	4926	210,574	19,422
1985	5517	4819	206,000	19,000
1986	5283	4628	197,835	18,200
1987	5082	4575	195,569	17,400
1988	5518	4994	213,480	16,600
1989	5681	5163	220,705	15,800
1990	5412	4960	212,027	15,000
1991	5171	4697	197,985	14,200
1992	5439	4849	183,943	13,400
1993	6000	5405	169,901	12,600
1994	6171	5443	155,860	11,800
1995	6409	5530	141,818	11000
1996	6326	5544	113,875	5,000
1997	6641	5805	85,932	4,600
1998	6377	5562	57,989	3,173
1999	5947	5307	30,046	2,100
2000	5492	4970	2,103	2,103
2001	5902	5305	2,106	2,106
2002	6117	5367	2,106	2,106
2003	6571	5846	2,106	2,106
2004	6848	6011	2,106	2,106
2005	6918	6031	2,106	2,106
2006	6372	5417	2,106	2,106
2007	7368	6412	2,496	2,496
	6853	6130		

Tabel B1.3 Gebruikte PAK-profielen voor emissiescenario I en II (zie paragraaf 3.2.1).

PAH	Emissiescenario I		Emissie-scenario II
	1990 (%)*	1995 (%)*	(%)**
Naphthalene	35 %	48 %	44,02 %
Phenanthrene	32 %	26 %	28,36 %
Anthracene	7 %	6 %	4,06 %
Fluoranthene	14,8 %	12 %	12,94 %
Benz(a)anthracene	7,7 %	6 %	6,70 %
Chrysene	1,5 %	1,2 %	1,28 %
Benzo(k)fluoranthene	0,3 %	0,6 %	0,28 %
Benzo(a)pyrene	0,2 %	0,3 %	1,20 %
Indeno(1,2,3,-cd)pyrene	0,1 %	0,2 %	0,56 %
Benzo(g,h,i)perylene	0,7 %	0,5 %	0,60 %

* verhouding uit emissieregistratie; overige PAK berekend door restant 10 VROM naar ratio van het literatuurprofiel te verdelen

** verhouding van de 10 VROM PAK's overgenomen uit literatuurprofiel

Tabel B1.4 Basisprofielen uit literatuurgegevens, gebruikt voor afleiding van profiel scenario II.

PAK	EEA, 2006	Yang et al., 1998	US-EPA, 2008	Ciapparra et al., 2009
Naphthalene	23,84	12,26	61,30	
Acenaphthylene		0,26	40,77	1,56
Acenaphthene		0,20	0,40	1,00
Fluorine	0,71	0,22	10,93	3,44
Phenanthrene	6,87	0,38	40,51	10,22
Anthracene	1,74	0,05	5,05	2,56
Fluoranthene	3,62	0,08	18,01	5,89
3,6-dimethylphenanthrene	0,16			
Benzo(b)fluorine	0,71			
Pyrene	2,30	0,26	39,93	3,89
Benzo(a)phenanthrene				
Cyclopenta(c,d)pyrene		0,08		
Benzo(a)anthracene	1,09	0,07	10,11	1,67
Chrysene+trifenylen	1,22	0,04	0,92	1,89
Benzo(b)fluoranthene		0,11	0,55	
Benzo(j)fluoranthene				
Benzo(k)fluoranthene	0,17	0,03	0,30	0,71
Benzo(a)pyrene	1,00	1,00	1,00	1,00
Benzo(e)pyrene	0,70	0,10	0,23	
Perylene	0,23	0,19	0,03	
Indeno(1,2,3,-cd)pyrene	0,61	0,00	0,33	0,71
Benzo(g,h,i)perylene	0,69	0,01	0,31	0,71
Anthanthrene	0,29			
Coronene	0,49	0,07		
Dibenzo(a,h)anthracene	0,27	0,04	0,09	
Dibenzo(a,j)anthracene				
Dibenzo(a,i)pyrene	0,06			
3-methylcholanthrene	0,06			
Benzo(b)chrysene		0,12		

Emissies van PAK door andere staalfabrieken

Yang et al. heeft in 2002 onderzoek gedaan naar de uitstoot van 21 PAK's uit drie soorten metaalfabrieken in Taiwan. In totaal zijn er twaalf fabrieken onderzocht welke verdeeld werden over drie groepen. De eerste groep stookte met behulp van kolen, gelijk aan Corus. De tweede en de derde groep stookten respectievelijk met (zware) stookolie en elektrische ovens. De fabrieken welke stookten op stookolie stoten volgens Yang et al. de meeste (totaal) PAK's uit ($1360 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$). Hierbij was naftaleen met 87 % massa gewicht de meest voorkomende PAK. De op kolen gestookte fabriek was relatief gezien het schoonst met een uitstoot van $778 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Verder werd er door Yang et al. ook onderscheid gemaakt tussen PAK's in gasfase en PAK gebonden aan stofdeeltjes. Indien er gemeten werd voor zowel gasfase als deeltjesfase werden de PAK's naftaleen, antraceen, acenaftyleen, fluorantheen, fluoreen, acenaften en pyreen het meest gemeten. Indien alleen de PAK's gebonden aan deeltjes werden gemeten, werden naftaleen, acenaftyleen, acenaften, fluoreen benzo(a)antracheen, pyreen en benzo(b)fluorantheen het meest gemeten. Tot slot bleek dat de PAK's bestaande uit twee ringen (bijvoorbeeld Naftaleen) in alle drie de soorten fabrieken het merendeel van de uitgestoten PAK's representeerde. Ook uit metingen rondom Corus blijkt dat naftaleen een groot aandeel heeft in de totale emissie. Circa 66 % van de totale PAK-emissie in 2007 omvat naftaleen. Deze metingen komen overeen met de uitkomsten van Yang et al. (2002).

Huidige emissies van stof

PM₁₀ emissies ten opzichte van totaal stof

Uit de brongegevens voor 2007 ⁴ blijkt dat de emissies van stof uit open bronnen ongeveer 55 % bijdraagt en de proces- en verbrandingsemissies ongeveer 45 % aan de totale emissie van stof door Corus. Van de totale stofemissie blijkt ongeveer 34 % te bestaan uit PM₁₀-emissies. Een aantal qua omvang grote stofbronnen blijkt maar een gering aandeel fijn stof (PM₁₀) te bevatten. Dit geldt bijvoorbeeld voor de open bronnen (op- en overslag), waarvan slechts 20 % bestaat uit PM₁₀. Ook andere grote bronnen zoals de ruimte ontstopping van de sintermachines en de dakemissies van de pelletfabriek bevatten minder dan de helft (ongeveer 1/3) aan PM₁₀. De open bronnen dragen ongeveer 32 % bij aan de PM₁₀-emissies. De overige processen, verbrandings- en procesemissies dragen dus 68 % bij aan de PM₁₀-emissies.

PM_{2,5}-emissies ten opzichte van PM₁₀

Er is een inschatting gemaakt van de PM_{2,5}-emissies voor 2007 aan de hand van in de openbare literatuur aanwezige informatie over de deeltjesgrootteverdeling van stof bij verschillende processen en toegepaste milieutechnieken (US-EPA, 1986 en 2006; EEA, 2007)⁵.

Voor processen waarvan de stofemissie voor 100 % bestaat uit PM₁₀ is aangenomen dat deze fractie geheel bestaat uit PM_{2,5}. Voor twee voornamelijk puntbronnen (namelijk de hogedrukwasser en de fluorwasser) is uitgegaan van 90 % PM_{2,5} in de fractie PM₁₀, overeenkomend met waarden voor natte wasser (venturi-scrubbers). Voor de ruimte ontstopping in de sinterfabriek is uitgegaan van 56 % PM_{2,5} in PM₁₀, wat een typische waarde is voor elektrostatische filters (ESP). Voor diffuse emissies (zoals dakemissies) is uitgegaan van 45 % PM_{2,5} in de fractie PM₁₀. De grootste stofbron betreft op- en overslag van grondstoffen. Voor dit type bron wordt in TNO (2006)⁶ een fractie PM_{2,5} in PM₁₀ gegeven

⁴ Gegevens verkregen van provincie Noord-Holland (2008) zoals verstrekt door Corus aan de ERI (Emissieregistratie Industrie)

⁵ US-EPA (1986). AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 12: Metallurgical Industry, section 12.5 Iron and Steel Production
US-EPA (2006) AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 13: Miscellaneous Sources, section 13.2.4 and 13.2.5

EEA (2007) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2007, Chapter B-146 Coke oven furnaces. European Environment Agency (EEA)

⁶ Kok H.J.G. (2006). Deeltjesgrootteverdeling van geëmitteerd fijn stof bij industriële bronnen. TNO-rapport 2006-A-R0290/B

in het bereik van 10 %-30 %. US-EPA (2006) gaat uit van een aandeel van 15 % voor de emissies veroorzaakt door verwaaiing van stof vanaf opslaghoppen en opwaaiend stof van verharde wegen. Bij de berekeningen van de emissie van $PM_{2,5}$ is uitgegaan van 15 % $PM_{2,5}$ in de fractie PM_{10} voor open bronnen.

Uit de berekening met de brongegevens van 2007 volgt dat de fractie van $PM_{2,5}$ in PM_{10} voor puntbronnen ongeveer 80 % is; over alle bronnen gezien is het aandeel $PM_{2,5}$ in PM_{10} ongeveer 58 %. De berekeningen dekken circa 95 % de emissies van alle PM_{10} -bronnen.

Voor de concentraties op leefniveau (immissies) liggen de verhoudingen anders. Aangezien de hoge bronnen relatief meer fijn stof bevatten dan de lage (open) bronnen is op leefniveau het aandeel $PM_{2,5}$ lager dan hiervoor beschreven.

Historische veranderingen Corus 1950-heden in relatie tot emissies

Opgave door Corus

1. Algemeen. Dit overzicht heeft een relatie tot de emissies van stof (en daaraan gerelateerde zware metalen). De emissie van koolwaterstoffen is gerelateerd aan het overzicht voor de kooksfabrieken.

2 Sinteren. Sintermachine 11 is in bedrijf genomen in 1956. Sintermachines 21 en 31 in respectievelijk 1961 en 1963. De rookgasreiniging heeft tot 1998 bestaan uit een cyclonencascade. In 1998 is de hogedrukwasser hieraan nageschakeld. In 1994 is sintermachine 31 voorzien van een Emission Optimized Sinterinstallatie (EOS). In 1997 zijn de machines 11 en 21 voorzien van EOS. In 1979 is een ruimte ontstopping door middel van een elektrofilter geplaatst op het gebouw, de sinterkoelers (gedeeltelijk) en het afwerpstation. Tot op heden is dit elektrofilter in bedrijf.

3 Pelletiseren. De pelletfabriek is in 1970 in bedrijf genomen en in 1975 voorzien van fluorwassers. In 2006 zijn de versleten wassers vervangen door dezelfde nieuwe wassers.

4 Kooksfabrieken. De eerste batterijen van kooksfabriek 1 zijn in 1924 in bedrijf genomen. In 1950 waren de batterijen 11, 12, 13, 14 en 15 in bedrijf. Na 1950 zijn de batterijen 16, 17 en 18 in bedrijf genomen. In 1982 zijn de batterijen 13, 14 en 15 geheel gesloopt en vervangen door batterij 19. Batterijen 11 en 12 en batterijen 16, 17 en 18 zijn gedeeltelijk gesloopt en herbouwd. Dit proces duurde tot 1987. Kooksfabriek 1 bezat een zwavelzuurfabriek uit de jaren vijftig, die in 1987 is vervangen door de sulfiban. Bij de renovatie is eind jaren tachtig voor alle batterijen kookszijdige ontstopping en vulgasontstopping aangebracht. Kooksfabriek 2 is in 1972 opgestart. Kooksfabriek 2 heeft vanaf het begin een zwavelzuurfabriek en een kookszijdige ontstopping. Sinds 2005 zijn de deuren en stijlen vervangen door hetzelfde messysteem als bij kooksfabriek 1. Verscheidene lekkende branders en kookskamers zijn reeds vervangen, een aantal kamers die lekken, is uit bedrijf genomen om te worden vervangen en aan de dekrenovatie wordt gewerkt. Dit is nog steeds gaande.

5 Hoogovens. In 1950 waren hoogovens 1, 2 en 3 in bedrijf. Deze zijn in 1970 gesloopt. Hoogoven 4 (circa 1958) en Hoogoven 5 (1961) zijn vanaf het begin van de jaren tachtig met tussenpozen lang stilgezet en kort gebruikt, en in 1990 definitief ontmanteld. In vergelijking met de huidige hoogoven 6 (van 1967) en 7 (van 1972) waren de eerdere hoogovens klein en nauwelijks van milieuvoorzieningen voorzien. Hoogoven 6 is bij de renovatie van 1984 voorzien van een Paul Wurth-top, Hoogoven 7 is daarvan voorzien in 2007. De ovenhuisontstoppingen met doekfilter van Hoogoven 6 en 7 zijn omstreeks 1982 geplaatst.

6 Buizengieterij. Van 1939 tot 1969 zijn er gietijzeren buizen gegoten.

7 Staalmaken. In IJmuiden is van 1939 tot 1972 SM-staal geproduceerd. Van 1973-1992 is de SM-fabriek omgebouwd tot blokvormengieterij. De blokvormen werden uit gietijzer gegoten. Van 1958 tot 2001 is er staal geproduceerd in oxystaalfabriek 1. De installatie bezat een primaire (PA wasser) vanaf 1958 en een secundaire afzuiging (SA met doekfilter) vanaf begin jaren zeventig.

Oxystaalfabriek 2 is sinds 1968 in bedrijf met een primaire (oxygaswasser) en een secundaire afzuiging van 1972-1974. Oxystaalfabriek 1 (OXY) heeft nooit onderdrukte verbranding gehad en het gas uit de oxystaalconverter is altijd ongebruikt gefakkeld tot aan begin 2000, het moment van sluiting van OXY 1. De converters 21 en 22 van de oxystaalfabriek 2 (OXY 2) bezitten al voor 1976 een onderdrukt gassysteem. Het betrekkelijk hoog-calorisch gas (oxygas) is tot 1986 afgefakkeld. In 1986 is de gashouder in bedrijf genomen en zijn oxygas-injecties in de hoogovengasleiding geplaatst. Eind jaren tachtig is op converter 23 van OXY 2 ook een onderdrukt gassysteem geplaatst. Het oxygas zelf is dus altijd door de primaire afzuiging gegaan en dus gewassen en van stof ontdaan.

8 Verzinken/verven. Vanaf 1989 wordt dompel verzinkt in IJmuiden en vanaf 1990 geverfd.

9 Vertinnen (Corus Packaging Plus). Van 1953-1958 is te IJmuiden dompelvertind. Sinds 1958 wordt elektrolytisch vertind.

10 Verchromen (Corus Packaging Plus). Sinds 1986 is in campagnes een kleine hoeveelheid verchroomd staal geproduceerd (op EV 14). De installatie kan potentieel nog steeds verchromen, maar dat is al enkele jaren niet meer gedaan. EV 14 produceert nu vertind materiaal. Ten slotte worden bij HocoChrome (op het gebied van CPP) walsen verchroomd in een daarvoor toegeruste elektrolytische verchrominstallatie.

Historische emissies metalen (cadmium, koper, lood en zink)

De historische emissies zijn tot stand gekomen door de invloed van veranderingen in de configuratie, zoals het in bedrijf nemen van bepaalde productieprocessen, uitbreiding van productiecapaciteit en het treffen van milieuvorzieningen, zo goed mogelijk mee te nemen voor de belangrijkste (deel)processen: sinterfabriek (2); pelletfabriek (3); kooksfabrieken (4); hoogovens (5); staalconverters (7).

Voor de metalen is er vanuitgegaan dat deze volledig gebonden zijn aan de stof. Door van de in gebruik genomen milieuvorzieningen de mate van emissiereductie voor stof te verdisconteren, is de uitstoot berekend voordat deze milieuvorziening aanwezig was. Deze mate van reductie is gebaseerd op openbare literatuurgegevens.

Tabel B1.5 Belangrijkste processen en maatregelen ter bepaling van de historische emissies met bijbehorende reductie-efficiëntie en jaartal van ingebruikname.

Maatregel	Proces	Efficiëntie voor stof (%)	Plaatsing
Sinterfabriek			
Cyclonen cascade	Sintermachines	60-80	tot 1998 alleen cyclonen
EOS	Sintermachines	50	1994 en 1997
Hogedrukwater	Sintermachines	90-95	1998
Ruimte ontstopping electrofilters (ESP)	Sinterkoelers en afwerpstation	90	1979
Pelletfabriek			
Fluorwater	Branderij	95	1975
Staalfabriek			
Secundaire afzuiging (doekenfilters)	Converters	97	1972
Hoogovens			
Ruimte ontstopping (doekfilters)	Ovenhuis	98	1982

Voor sommige processen (hoogovens en staalconverters) zijn de metaalemissies geschat aan de hand van de stofemissies en de in de openbare literatuur gevonden gehalten van de betreffende metaal in het stof.

In principe zijn de emissies tot en met 1990 gebaseerd op de cijfers van de emissieregistratie. In de periode na 1990 zijn de belangrijkste maatregelen die invloed hebben gehad op de emissies van de zware metalen genomen bij de sinterfabriek. De emissies bij de sinterfabriek zijn geschat door de emissies van de overige processen te schalen naar de productie van staal en het verschil toe te wijzen aan de sinterfabriek. De op deze manier berekende waarde komt goed overeen met de gerapporteerde emissiereductie voor stof van 92 % voor het EOS-Airfinesysteem (hogedrukwater) (Versfeld, 2007).

Overige emissiegegevens PAK en metalen voor historische immissieberekeningen

Uit de afgassnelheid en het oppervlak van de afgaskanalen viel op te maken dat het debiet was opgegeven als bedrijfsdebiet; dit in tegenspraak met de aanduiding voor normaal debiet (Nm³/h). De warmte-emissie van de bronnen is berekend conform de formule zoals gebruikt in het Nieuw Nationaal Model^{7,8}:

$$HC = \frac{\rho \cdot C_p \cdot V_0 \cdot (T - T_a)}{10^6}$$

met

- HC = warmte inhoud in MW;
- ρ = dichtheid van omgevingslucht (= 1.293 kg/m³);
- C_p = specifieke warmte van omgevingslucht bij constante druk in J/kg.K;
- V_0 = volumedebiet (m³/s);
- T = temperatuur van de emissie (K);
- T_a = temperatuur van de omgevingslucht (285 K).

⁷ Projectgroep Revisie Nationaal Model, 1998, Het nieuwe nationaal model, Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging uit bronnen over korte afstand, TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn.

⁸ <http://infomil.nl/aspx/get.aspx?xdl=/views/infomil/xdl/page&ItmIdt=31064&SitIdt=111&VarIdt=82>

Bij berekening van de warmte-inhoud zijn de bronnen niet samengenomen. Dit zou resulteren in een te hoge warmte-inhoud en daarmee een te grote pluimstijging waarmee een onderschatting van de concentratie en depositie zou worden gemaakt.

De warmte-inhoud van de vulgasinstallatie is verwaarloosd (289 K). De warmte-emissie van de overige bronnen is berekend met het model KEMA Stacks 2008. Emissies zijn verdeeld over de bronnen volgens Tabel B1.6 en Tabel B1.7.

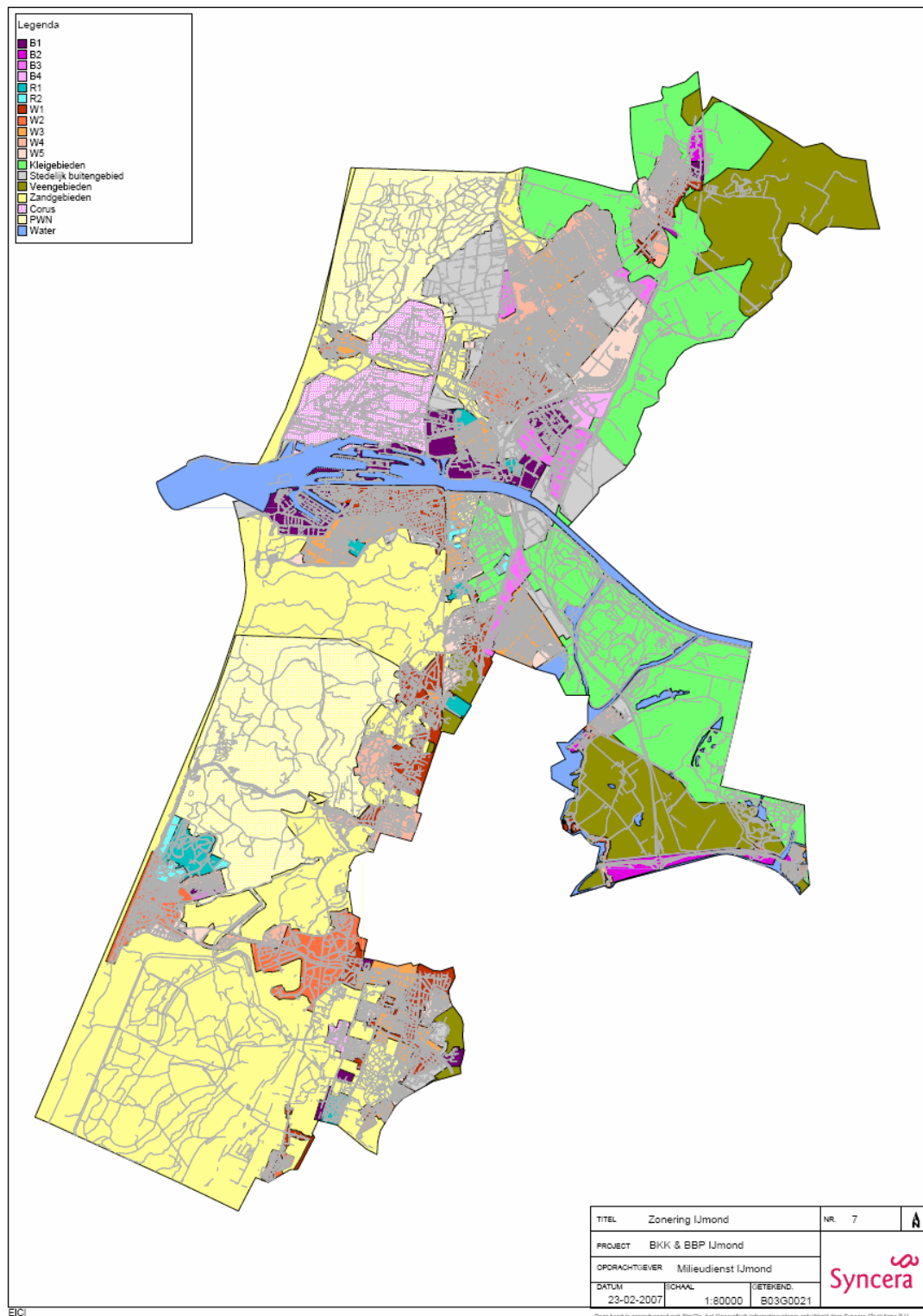
Tabel B1.6 Brongegevens PAK.

Proces		Kofa 1	Kofa 1	Kofa 2
Bron nummer		11	13	16
Omschrijving Bron		Vulgasinstallaties	Klimpijpen vulgaten	Deurlekkages
Fractie PM ₁₀	%	100	70	70
HO-coördinaten				
X	M		400	-55
Y	M		20	-45
RD-coördinaten				
X	M	102408	102348	101456
Y	M	498756	498739	498872
Schoorsteen				
Diameter	M	3 x 1,0 m ²	5 x 10 m ²	5 x 10 m ²
Hoogte	M	22	40	40
Oppervlak	m ²	3 x 0,8m ²	50	50
Nieuwe D	M	1,7	8	8
Rookgas				
Snelheid	m/s	10	1,5	1,5
Debiet	Nm ³ /h			
Temperatuur	Kelvin	289	333	333

Tabel B1.7 Puntbronnen metalen.

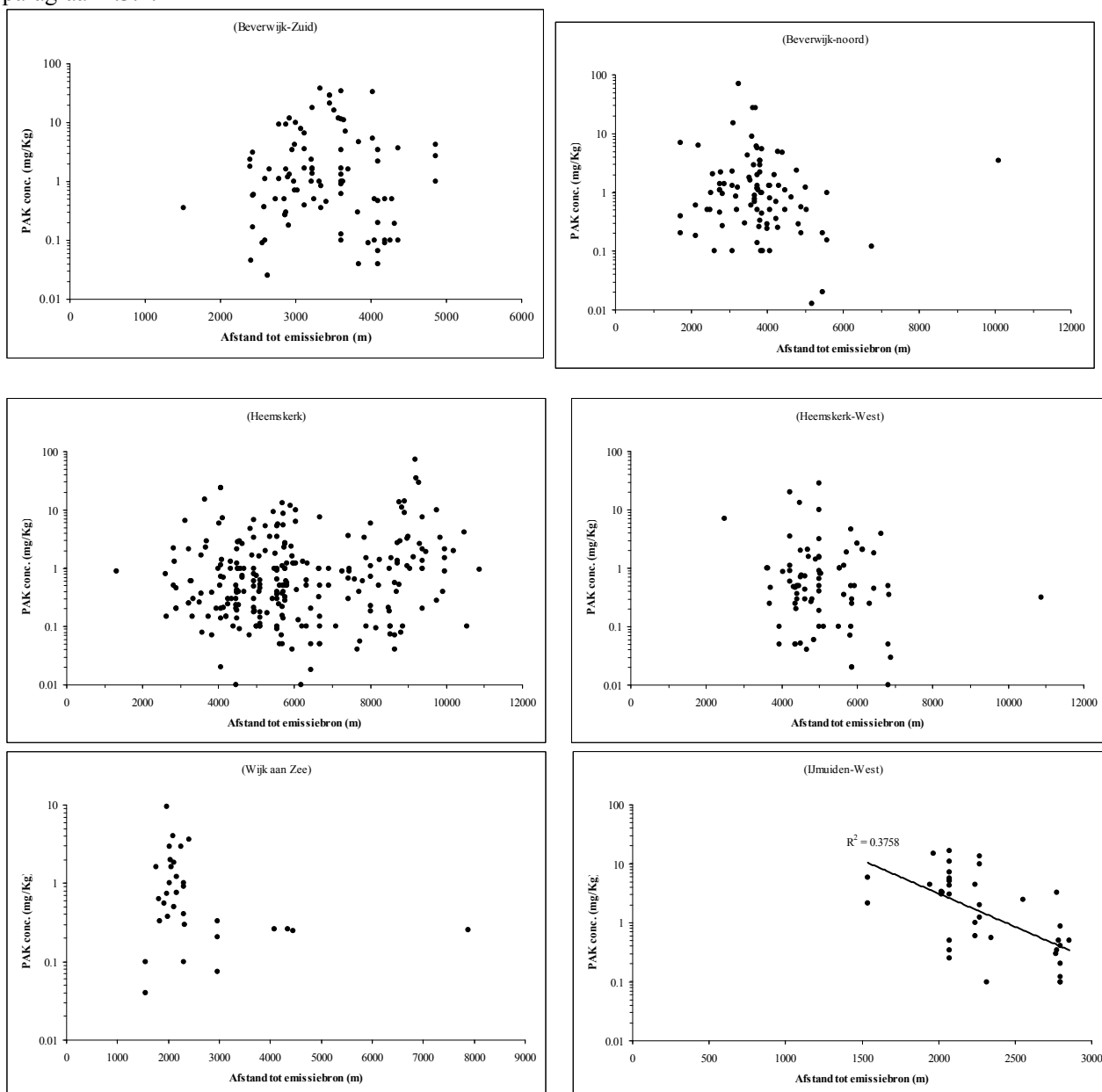
Keurmerk		RD-coördinaten		Schoorsteen				Rookgas		
		X	Y	Diameter	Hoogte	Oppervlak	Diameter nw	Snelheid	Debiet	Temp.
Omschrijving Bon	% PM ₁₀	m	m	m	m	m ²	m	m/s	Nm ³ /h	kelvin
Sinterfabriek										
Sintermachines 11-21-31	68	101268	498996	2x4	150	25,1	5,6	5,9	538.000	413
Hogedrukwater	100	101253	498974	4,4	75	15		11,8	640.000	330
Ruimte ontstoffing electrofilters	28	101458	498974	1x4,5	30	15,9	4,5	16,3	935.000	320
Sinterkoelers 11-21-31	1,4	101382	498955	5,8	5	26		1,0	95.040	333
Pelletfabriek										
Branderij, dak en jaloezieën	39	100775	499060	12,7	40	127		3,6	1.641.600	301
Branderij fluorwassers	100	100847	499039	6x2,6	62	31,8	6,4	8,8	1.012.000	313
Kooksfabrieken										
<i>Kooksfabriek 1</i>										
Blustorens	10	102376	498748	3x17,5m ²	42	53	8,2	5,0	9.500	323
<i>Kooksfabriek 2</i>										
Blustoren	10	100674	499052	1x85 m ²	47	85,0	10,4	5	153.000	323
Hoogovens										
<i>Hoogoven 1</i>										
Ovenhuis	36	102475	498783	dak	10	100	11,3	1,2		290
Oventop	70	102475	498783	0,6	34	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 2</i>										
Ovenhuis	36	102365	498806	dak	10	100	11,3	1,2		290
Oventop	70	102365	498806	0,6	34	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 3</i>										
Ovenhuis	36	102244	498835	dak	10	100	11,3	1,2		290
Oventop	70	102244	498835	0,6	34	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 4</i>										
Ovenhuis	36	102069	498880	dak	20	100	11,3	1,2		290
Oventop	70	102069	498880	0,6	58	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 5</i>										
Ovenhuis	36	101905	498912	dak	20	100	11,3	1,2		290
Oventop	70	101905	498912	0,6	58	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 6</i>										
Doekfilters	100	101156	499139	1x3,1	23	7,5		20	540.000	300
Ovenhuis zonder afzuiging	36	101074	499229	dak	33	107	11,7	1,2	433.000	290
Ovenhuis met afzuiging	100	101156	499139	1x3,1	23	7,5		20	540.000	300
Oventop (vulwagens, drukvereffening)	70	101074	499229	0,6	76	0,3		0,1		320
<i>Hoogoven 7</i>										
Doekfilters	100	100814	499210	1x4,0	28	12,6		14,6	660.000	300
Ovenhuis zonder afzuiging	36	100924	499267	dak	41	106	11,6	1,3	442.300	290
Ovenhuis met afzuiging	100	100814	499210	1x4,0	28	12,6		14,6	660.000	300
Oventop (vulwagens, drukvereffening)	70	100924	499267	0,7	108	0,4		0,1		320
Staalfabriek										
Dakemissie laadhaldak CON21/22/23	14	101370	499726	3x138m ²	73		23	1,9	2.831.760	303
VPBI (vacuüm pan behandelingsinstallatie)	15	101253	499686	1x42m ²	47	42	7,2	1	150.000	313
Primaire afzuiging CON21/22/23 – affakkelen	100	101434	499691	2,1	90	3,5		10	124.560	313
Primaire afzuiging CON21/22/23 gasterugwinning	100	101434	499691	2,1	90	3,5		11	124.560	314
Secundaire afzuiging doekfilter	100	101418	499577	1x4,4	23	15		10	540.000	300

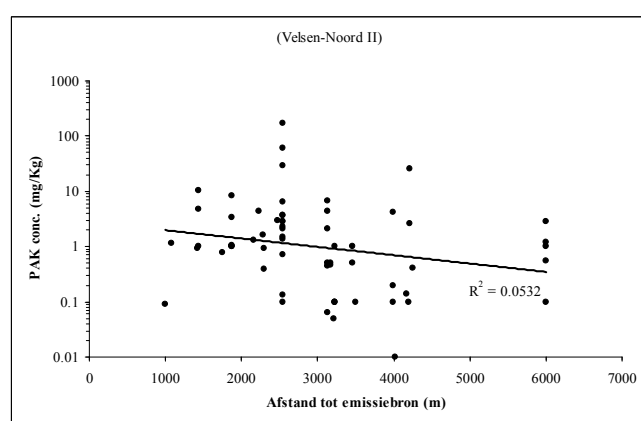
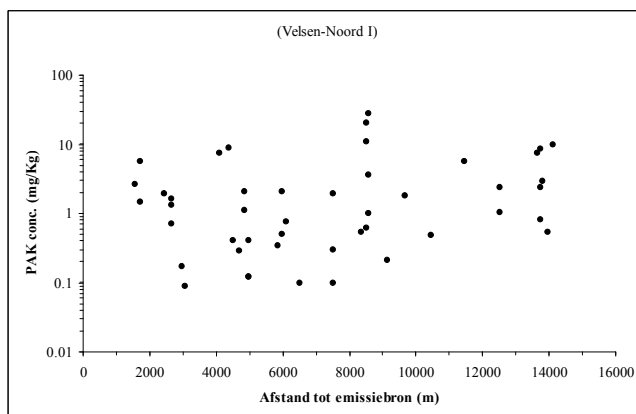
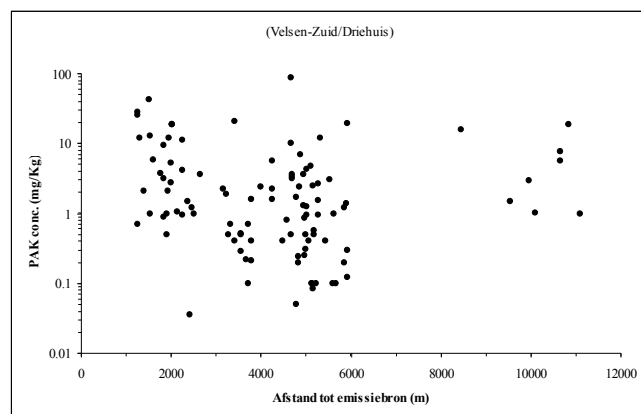
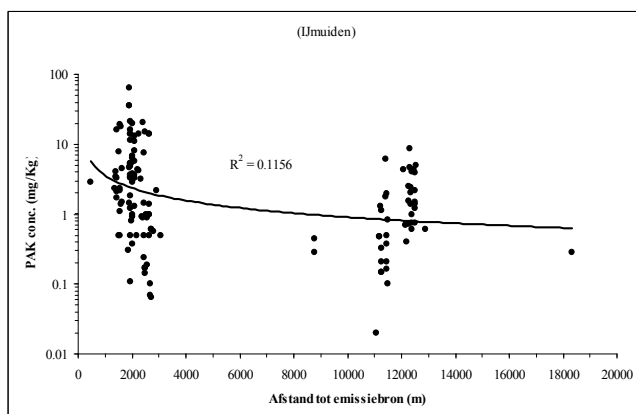
Bijlage 2 Bodemkwaliteitskaarten IJmond, PWN-terrein en Corusterrein



Bijlage 3 Bodemdata van stedelijke gebieden in relatie tot afstand van Corus

De figuren in deze bijlage tonen voor de verschillende sectoren rondom het Corusterrein het bodemgehalte in relatie tot de afstand tot de belangrijkste bron op het terrein. Voor toelichting zie paragraaf 4.3.1.





Bijlage 4 Resultaten berekeningen met Risicotoolbox voor P-50

Beverwijk

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	1	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	7,88	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	29	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	54	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

IJmuiden

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	2,25	1,5	6,8	40	voldoet aan "Wonen"
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	8	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	28	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	69	59	84,3	303	voldoet aan "Wonen"

Heemskerk

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	0,49	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	6	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	20	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	41	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

Wijk aan Zee

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	0,9	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	4	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	25,98	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	59	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

Heemstede

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan Klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	1,2	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	10,83	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	43,41	31,8	133	337	voldoet aan "Wonen"
Zink	57,99	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

Corusterrein zone 1

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan Klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	0,056	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	3	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	8	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	23,5	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

PWN-gebied

Stof	Concentratie [mg/kg]	Achtergrondwaarde (*)	Wonen (*)	Industrie (*)	Toetsing aan Klassegrens
Som-PAK (VROM 10)	0,23	1,5	6,8	40	voldoet aan achtergrondwaarde
Cadmium	0,2	0,349	0,697	2,5	voldoet aan achtergrondwaarde
Koper	8	19,3	26,1	91,8	voldoet aan achtergrondwaarde
Lood	15	31,8	133	337	voldoet aan achtergrondwaarde
Zink	27	59	84,3	303	voldoet aan achtergrondwaarde

Bijlage 5 Personen die bijgedragen hebben aan Corusrapportages

Ameling, C.B.
Bakker, J.
Brand, E.
Breugelmans, O.R.P.
Bruggen, M. van
Fischer, P.H.
Groot, G.M. de
Hogendoorn, E.A.
Hoogerbrugge, R.
Hollander, A.
Houthuijs, D.J.M.
Janssen, M.P.M.
Janssen, P.J.C.M.
Kasstele, J. van de
Kliest, J.J.G.
Lebret, E.
Lijzen, J.P.A.
Luijk, C.M. van
Marra, M.
Schols, E.
Spijker, J.
Visser, O. (Integraal Kankercentrum Amsterdam)
Wesseling, J.P.
Wiechen C.M.A.G. van
Wijnen, H.J. van
Yzermans, J. (NIVEL)

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl