Handboek Milieuprijzen 2023

Methodische onderbouwing van kengetallen gebruikt voor waardering van emissies en milieu-impacts

CE Delft

Committed to the Environment

Handboek Milieuprijzen 2023

Methodische onderbouwing van kengetallen gebruikt voor waardering van emissies en milieu-impacts

Versie 1.0

Dit rapport is geschreven door:
Sander de Bruyn (projectleider), Joukje de Vries, Daan Juijn, Marijn Bijleveld, Coen van der Giesen, Marisa Korteland, Ward van Santen, Simon Pápai

Delft, CE Delft, februari 2023

Publicatienummer: 23.220175.034

Prijsstelling / Milieu / Effecten / Emissies / Economische factoren / Meetmethoden

Opdrachtgever: Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat

Alle openbare publicaties van CE Delft zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij Joukje de Vries (CE Delft)

© copyright, CE Delft, Delft

CE Delft
Committed to the Environment

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, ngo's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al meer dan 40 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.

Inhoud

Samenvatting 5

Afkortingenlijst 11

Lijst met tabellen 13

Lijst met figuren 16

DEEL 1: GEBRUIKERSDEEL 17

1 Inleiding 18
1.1 Aanleiding 18
1.2 Waarom milieuprijzen? 18
1.3 Gebruik milieuprijzen 20
1.4 Doel en reikwijdte onderzoek 21
1.5 Afbakening 22
1.6 Verschillen met het vorige Handboek Milieuprijzen 24
1.7 Presentatie 25
1.8 Verantwoording 26

2 Resultaten: nieuwe milieuprijzen 28
2.1 Inleiding 28
2.2 Perspectieven en gebruik 29
2.3 Resultaten: milieuprijzen op stofniveau 31
2.4 Resultaten: prijzen op midpoint- en endpointniveau 35
2.5 Gebruik van milieuprijzen in een MKBA 38
2.6 Gebruik van milieuprijzen als midpointweegfactor in LCA 40
2.7 Gebruik milieuprijzen door bedrijven 42
2.8 Beperkingen in het gebruik van milieuprijzen 47

DEEL 2: METHODOLOGISCH DEEL 51

3 Methodologisch kader 52
3.1 Inleiding 52
3.2 Economische betekenis milieuprijzen 52
3.3 Algemeen raamwerkbepaling kengetallen Handboek Milieuprijzen 54

4 Methodiek bepaling milieuprijzen 61
4.1 Inleiding 61
4.2 Algemene methodiek 61
4.3 Stap 1: Waarderen van endpoints 63
4.4 Stap 2: Bepaling milieuprijs primaire stoffen 65

4.5 Stap 3: Midpointprijzen aan de hand van allocatie via karakterisatiemodel 69
4.6 Stap 4: Berekening milieuprijzen 71

5 Waardering van schade op endpointniveau 72
5.1 Inleiding 72
5.2 Algemene methodiek waarderen 72
5.3 Menselijke gezondheid 79
5.4 Waardering ecosysteemdiensten en natuur 87
5.5 Waardering gebouwen en materialen 99
5.6 Waardering grondstoffenbeschikbaarheid 103
5.7 Waardering van effecten op welbevinden 113

6 Doorsnede midpointniveau 116
6.1 Inleiding en algemeen methodologisch raamwerk 116
6.2 Ozonlaagaantasting 117
6.3 Klimaatverandering 120
6.4 Fijnstofvorming 130
6.5 Smogvorming (fotochemische oxidantvorming) 140
6.6 Eutrofiëring 146
6.7 Verzuring en vermesting van bodems 150
6.8 Humane toxiciteit 154
6.9 Ecotoxiciteit 158
6.10 Straling 161
6.11 Geluid 166
6.12 Grondstoffengebruik en water 178
6.13 Landgebruik 181

7 Interpretatie en aanvullende analyse milieuprijzen 184
7.1 Inleiding 184
7.2 Vergelijking milieuprijzen 184
7.3 Specialistische toepassing: Midpointprijzen op EU27-niveau 188
7.4 Specialistische toepassing: midpointprijzen volgens de PEF-systematiek 191
7.5 Aanpassingen van de milieuprijzen 192
7.6 Onzekerheid en aanbevelingen 194

Bibliografie 197

A Algemene uitgangspunten 212
A.1 Prijzen 212
A.2 Discontovoeten en risico-opslag 212
A.3 Databronnen 212

B Waardering gezondheid 214
B.1 Inleiding 214
B.2 YOLL, VOLY en VSL 214
B.3 DALY 214
B.4 QALY 215
B.5 Relatie tussen QALY en DALY 216
B.6 Relatie tussen DALY en VOLY 216

B.7 Relatie tussen de VOLY en de VSL 216
B.8 Omrekeningen QALY/DALY/VOLY/VSL 217
B.9 Inkomenselasticiteiten en de VOLY 217

C Impact Pathway-modellering 220
C.1 Inleiding 220
C.2 Basismodellen 220
C.3 Update: menselijke gezondheid door klassieke luchtverontreiniging 222
C.4 Ultrafijnstof 232

D Karakterisatiefactoren 233
D.1 Inleiding en gebruikersdoelen karakterisatie 233
D.2 Vergelijking ReCiPe 2016 en 2008 233
D.3 Vergelijking ReCiPe en PEF op karakterisatie 237
D.4 Perspectieven gekozen uit ReCiPe 240

E Waardering natuur 244
E.1 Inleiding 244
E.2 Metriek van biodiversiteit 244
E.3 Indicatoren van biodiversiteit 245
E.4 Overzicht van studies die ecosysteemdiensten per hectare waarderen 248
E.5 Impliciete waardering voor soorten 250

F Geluidswaarderingen 253

G Behandeling van onzekerheid 256
G.1 Onzekerheid bij de bepaling van gezondheidsschade 256
G.2 Onzekerheid ten aanzien van overige effecten 257

H Milieuprijzen individuele stoffen 258
H.1 Inleiding 258
H.2 Milieuprijzen voor emissies naar lucht 258
H.3 Milieuprijzen voor emissies naar water 265
H.4 Milieuprijzen voor emissies naar bodem 270

Samenvatting

Wat zijn milieuprijzen?

Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke schade van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven de welvaartsverliezen weer die optreden indien er één extra kilogram van een stof in het milieu terechtkomt. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder. Milieuprijzen worden gebruikt in analyses waarbij financiële grootheden moeten worden afgezet tegen de milieu-impacts. Door de milieu-impacts in euro's schade uit te drukken kunnen deze onderling worden gewogen en vergeleken met financiële parameters zoals in maatschappelijke kosten/baten analyses, maatschappelijke businesscases en levenscyclusanalyses.

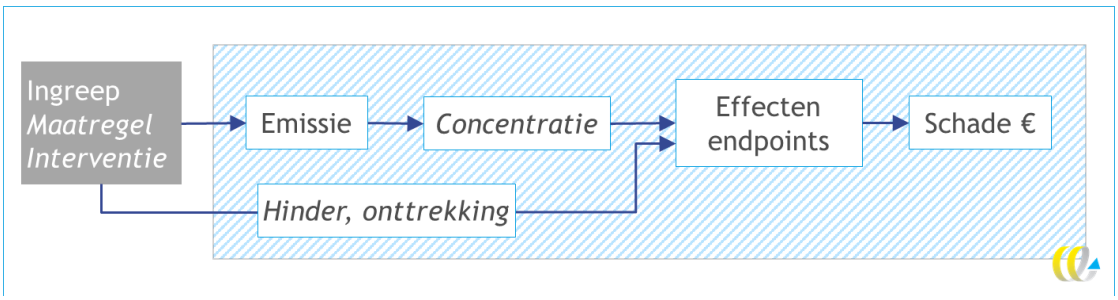
Omdat er geen markt voor milieukwaliteit bestaat kunnen milieuprijzen niet direct empirisch worden waargenomen, maar moeten deze worden berekend. Sinds 1997 berekent CE Delft milieuprijzen en sinds 2010 worden deze gepresenteerd in handboeken. De berekeningen in het Handboek Milieuprijzen moeten periodiek worden aangepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten over de relatie tussen emissies en welvaartsverliezen. Het Handboek Milieuprijzen 2023 geeft verslag van deze nieuwe inzichten en kent een volledige nieuwe waardering toe aan alle stoffen. Het Handboek Milieuprijzen 2023 vervangt daarmee het eerdere Handboek Milieuprijzen uit 2017.

Het huidige handboek geeft voor meer dan 3.000 milieugevaarlijke stoffen kengetallen voor waardering voor emissies naar lucht, water en bodem. Daarnaast omvat dit handboek diverse prijzen die kunnen worden gebruikt om de uitkomsten van levenscyclusanalyses te waarderen en om te werken naar een zogeheten 'single score'. Het Handboek Milieuprijzen wordt veelvuldig gebruik in kosten-batenanalyses, in levenscyclusanalyses en in rapportages van bedrijven en instellingen over hun maatschappelijke impact.

Systematiek bepaling milieuprijzen

Milieuprijzen worden bepaald aan de hand van een oorzaakgevolgrelatie die wordt gelegd tussen emissies, milieueffecten en schade. De oorzaakgevolgrelatie kan worden weer-gegeven in Figuur 1.

Figuur 1 - Relevante oorzaakgevolgrelaties in dit onderzoek



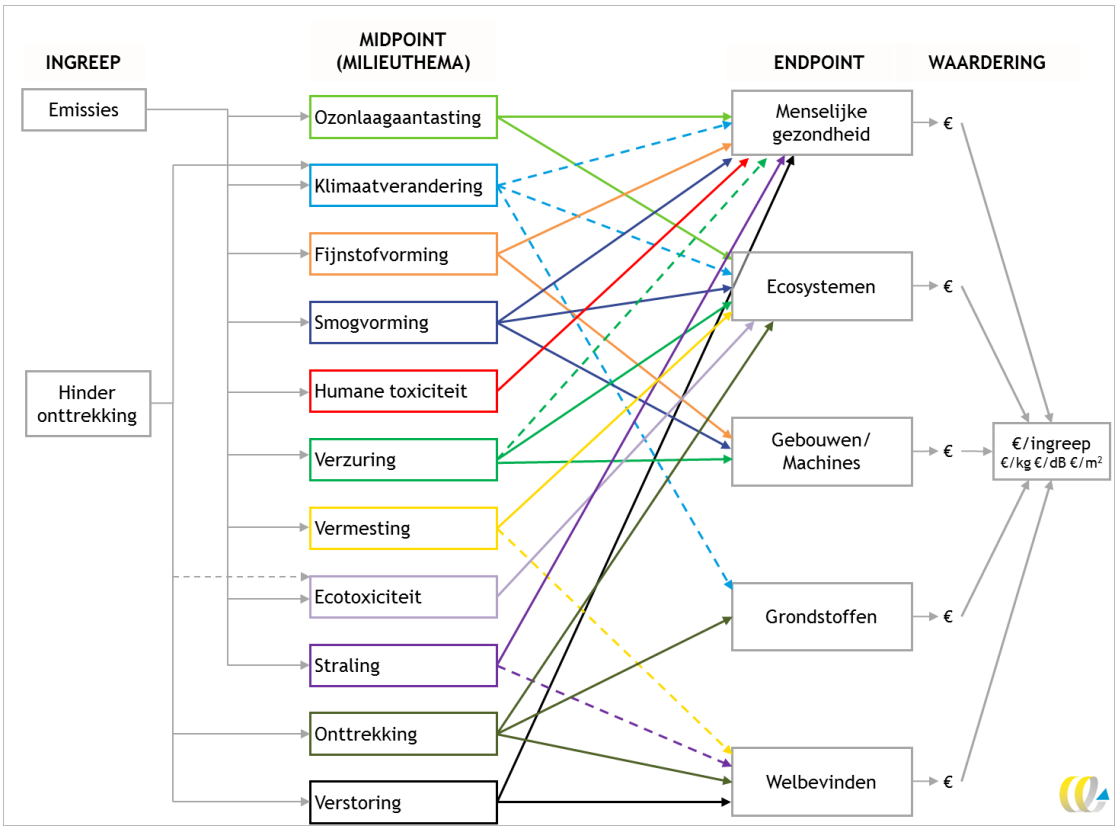
Een bepaalde activiteit leidt tot een ingreep in het milieu. Dit kunnen emissies zijn, hinder, of onttrekking zoals grond, water of grondstoffengebruik. In het geval van emissies worden deze via lucht, bodem of water getransporteerd naar andere gebieden, waar ze bijdragen aan een verandering in de concentratie van emissies. Deze veranderde concentratie leidt vervolgens tot veranderingen in voor de welvaart relevante aspecten, zoals gezondheid of biodiversiteit. Deze 'welvaartsaspecten' worden in de milieukunde 'endpoints' genoemd. Alle relaties die zich in het gearceerde deel van Figuur 1 bevinden worden gerekend tot het domein van het Handboek Milieuprijzen.

De milieuprijzen in dit handboek zijn van toepassing op emissies vanuit een gemiddelde uitstootbron op een gemiddelde uitstootlocatie in het jaar 2021. Ze worden op drie niveaus gepresenteerd:

1. Op stofniveau als emissies van milieubelastende stoffen naar lucht, water en bodem, zoals bijvoorbeeld CO_2, fijnstof, fosfaat of cadmium.
2. Op het niveau van milieuthema's (zogeheten midpoints), zoals bijvoorbeeld klimaatverandering, verzuring of ecotoxiciteit.
3. Op het welvaartsniveau (zogeheten endpoints) als de waardering voor de effecten van milieuvervuiling op menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten, kapitaalgoederen, grondstoffen en welbevinden.

Het Handboek Milieuprijzen bestaat uit een integraal samenhangend analysekader waarin de relatie tussen emissies en effecten op de welvaart in fysieke én monetaire termen wordt weergegeven. Figuur 2 op de volgende pagina schetst dit raamwerk. Hierin zijn alle relaties aangegeven tussen emissies, midpoints en endpoints en hun waardering die relevant zijn voor het Handboek Milieuprijzen.

Figuur 2 - Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen



Ononderbroken lijnen betreffen relaties die zijn onderzocht en (deels) gekwantificeerd in het kader van dit handboek. De gestippelde lijnen betreffen relaties die niet direct als relatie zijn gekwantificeerd omdat een andere benadering is gekozen in dit handboek voor kwantificering van de effecten. Onttrekking omvat onder meer landgebruik. Verstoring omvat onder meer geluidsoverlast. Zie Hoofdstuk 4 voor meer toelichting.

Resultaten: milieuprijzen op stofniveau

Het stofniveau is het meest gebruikte niveau in de analyse en geeft informatie over de kosten van milieuvervuiling per kilogram emissie. In het Handboek Milieuprijzen en de bijbehorende webtool worden milieuprijzen voor meer dan 3.000 milieugevaarlijke stoffen berekend. Tabel 1 geeft een overzicht van de waardering voor de meest veelvoorkomende stoffen voor emissies naar lucht.

Tabel 1 - Milieuprijzen voor emissies van luchtverontreinigende stoffen in Nederland, in €$_{2021}$/kg

Stof	Stofnaam	Onder	Centraal	Boven
CO_2	Koolstofdioxide	€ 0,050	€ 0,130	€ 0,160
$PM_{2,5}$	Fijnstof	€ 73,3	€ 121	€ 169
PM_{10}	Fijnstof	€ 41,4	€ 69,3	€ 97,9
$PM_{0,1}$	Ultrafijnstof	€ 296	€ 438	€ 660
NO_x	Stikstofoxiden	€ 18,3	€ 29,9	€ 44,1
SO_2	Zwaveldioxide	€ 33,7	€ 57,5	€ 83,1
NH_3	Ammoniak	€ 30,4	€ 49,3	€ 67,9
NMVOS	Vluchtige organische stoffen (niet-methaan)	€ 1,76	€ 2,73	€ 3,82
CH_4	Methaan	€ 1,81	€ 4,70	€ 5,78

In Hoofdstuk 2 worden milieuprijzen gegeven voor veel meer stoffen voor emissies naar lucht, water én bodem. Op www.ce.nl/milieuprijzen kunnen milieuprijzen van duizenden stoffen worden opgezocht. Op het stofniveau worden de onder- en bovenwaarden aanbevolen voor gebruik in MKBA's en worden voor de overige toepassingen de centrale waarden aanbevolen.

Resultaten: milieuprijzen op midpointniveau

Op het midpointniveau wordt een waardering met milieuprijzen gegeven op het gebied van milieuthema's. Dit midpointniveau kan worden gebruikt als weegfactor in levenscyclusanalyses (LCA) of om externe kosten uit te rekenen van bepaalde materialen of producten. Tabel 2 toont een overzicht van de berekende prijzen op midpointniveau voor ReCiPe 2016 karakterisatiemodel. Voor toelichting op alle berekeningen per midpoint zie Hoofdstuk 6.

Tabel 2 – Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints in voor Nederland, €$_{2021}$ per eenheid

	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
Klimaatverandering	€/kg CO_2-eq.	€ 0,05	€ 0,13	€ 0,16
Ozonlaagaantasting	€/kg CFC-11-eq.	€ 15,2	€ 29,1	€ 69,6
Straling	€/kBq Co-60-eq.	€ 0,00275	€ 0,00422	€ 0,00594
Smogvorming, menselijke gezondheid	€/kg NO_x-eq.	€ 0,99	€ 1,70	€ 2,21
Smogvorming, ecosystemen land	€/kg NO_x-eq.	€ 0,043	€ 0,043	€ 0,153
Fijnstofvorming	€/kg $PM_{2,5}$-eq.	€ 101,2	€ 168,0	€ 235,0
Verzuring	€/kg SO_2-eq.	€ 3,38	€ 6,46	€ 10,72
Vermesting, zoetwater	€/kg P-eq.	€ 2,56	€ 5,53	€ 10,13
Vermesting, zoutwater	€/kg N-eq.	€ 7,64	€ 14,25	€ 27,60
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4-DCB-eq.	€ 0,00067	€ 0,00095	€ 0,00123
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4-DCB-eq.	€ 0,0218	€ 0,0309	€ 0,0400
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4-DCB-eq.	€ 0,0033	€ 0,0047	€ 0,0060
Humane toxiciteit, kankergerelateerd	€/kg 1,4-DCB-eq.	€ 3,55	€ 5,25	€ 7,91
Humane toxiciteit, niet-kankergerelateerd	€/kg 1,4-DCB-eq.	€ 0,066	€ 0,097	€ 0,146
Landgebruik	€/m^2 a crop-eq.	€ 0,103	€ 0,146	€ 0,189
Uitputting, mineraal	€/kg Cu-eq.	€ 0,0000	€ 0,0140	€ 0,0826
Uitputting, fossiel	€/kg olie-eq.	€ 0,000	€ 0,028	€ 0,163
Waterverbruik	€/m^3	€ 0,000	€ 0,137	€ 0,181
NO_2-mortaliteit*	€/kg NO_x-eq.	€ 6,30	€ 9,32	€ 14,08

* De NO_2-mortaliteit is een additionele berekeningsstap die additioneel aan de LCA-analyse kan worden uitgevoerd om de mortaliteit van NO_2 goed in de externe kostenschattingen te brengen.

In tegenstelling tot het vorige Handboek Milieuprijzen, zijn in dit handboek alle midpoints uit ReCiPe van een waarde voorzien. Ook voor geluid is er een waardering van gezondheids- en overlastschade per soort geluid (weg, spoor en luchtverkeer) in verschillende geluidsklassen vanaf 40 dB. Ook hierbij is de waardering veranderd ten opzichte van het oude Handboek Milieuprijzen.

Het Handboek Milieuprijzen geeft naast bovenstaande milieuprijzen voor ReCiPe-midpoints voor Nederland ook nog:
- milieuprijzen voor ReCiPe-midpoints voor emissies in de EU27;
- milieuprijzen voor een gedeelte (CAT I en II) van de PEF voor Nederland en de EU27.

Deze prijzen zijn te vinden in Paragraaf 2.4 van dit handboek.

Dosiseffectrelaties, waardering en onzekerheid

Milieuprijzen zijn ontwikkeld op basis van dosiseffectrelaties die zijn vastgesteld voor individuele stoffen. Hierbij hebben wij een conservatieve aanname genomen waarin vooral dosiseffectrelaties zijn meegenomen die worden aanbevolen door de WHO, of die uitgebreid zijn gedocumenteerd in meta-analyses. Bij de milieukundige modellering is er in de lage en centrale variant van de prijzen gekozen voor de meest conservatieve aanname over de dosiseffectrelaties. Bedacht moet worden dat dit een onderschatting kan geven van de daadwerkelijke schade: voor veel stoffen zijn er individuele studies beschikbaar die aantonen dat het palet aan gezondheids- of ecosysteemschade veel groter zou kunnen zijn. Maar omdat deze studies nog onvoldoende zijn herhaald in vervolgonderzoeken kan er nog geen definitieve uitspraak worden gedaan over de vraag of dit robuuste wetenschappelijke resultaten oplevert.

Wel zien we dat de wetenschap over de tijd heen voortschrijdt en steeds beter in kan schatten wat het schadelijke effect is van emissies. Dit verklaart ook waarom voor een aantal stoffen de milieuprijs in dit handboek flink is gestegen ten opzichte van het vorige handboek uit 2017. Het ligt in de lijn der verwachtingen dat een nieuw handboek opnieuw tot hogere waardes zal komen naarmate er meer bekend wordt over de nadelige effecten van milieuvervuiling. Het is daarom het beste om de huidige milieuprijzen op te vatten als conservatieve schattingen over de daadwerkelijke maatschappelijke kosten van milieuvervuiling.

Ondanks milieuprijzen voor ruim 3.000 stoffen is dit handboek verre van volledig. Er zijn zeer veel chemische stoffen waarvan de werking op menselijke gezondheid of ecosysteemdiensten onbekend is. Als er geen milieuprijs voor een stof is opgenomen in dit handboek betekent dit niet dat de schade nul is. Dit geldt in het bijzonder voor de zogeheten bioaccumulatieve stoffen, zoals PFAS. Voor stoffen die niet afbreken in het milieu biedt het handboek onvoldoende handvaten om deze te waarderen. In dergelijke gevallen is het beter om een specifieke studie te doen naar de verspreiding van de toxische stoffen in het milieu, de opname in mens, plant en dier en de effecten van die opname op de menselijke gezondheid of de ecosysteemdiensten incl. een risicoanalyse van het feit dat deze stoffen niet meer uit het milieu verdwijnen. Dit handboek kan dus niet gebruikt worden in MKBA's van bio-accumulatieve stoffen.

Gebruik van milieuprijzen

Milieuprijzen worden als rekenmiddel gebruikt bij studies en praktische applicaties, voor zowel de overheid als bij het bedrijfsleven. Grofweg kan men drie gebruiksdoelen omschrijven:

1. **Maatschappelijke kosten-batenanalyses** (MKBA) waarin de effecten op de welvaart van een beleidsmaatregel of investering worden berekend. Milieuprijzen worden dan gebruikt om de milieueffecten in een MKBA te waarderen. In Nederland heeft in 2017 de Tweede Kamer het gebruik van milieuprijzen aanbevolen in MKBA's. Er zijn sindsdien tientallen MKBA's verschenen waarin de milieueffecten met milieuprijzen zijn gewaardeerd.
2. **Levenscyclusanalyse** (LCA) waarin de milieueffecten van wieg tot graf van een product of proces worden bepaald. Met milieuprijzen kunnen LCA-onderzoekers de milieueffecten uit een LCA wegen om zo tot een 'single score' te komen. Milieuprijzen zijn als weegfactor meegenomen bij populaire LCA-software, als SimaPro. Er zijn meer dan 100 wetenschappelijke publicaties verschenen waarin milieuprijzen worden gebruikt als weegfactor of om de externe kosten van een product of proces te bepalen.

3. **Maatschappelijk verantwoord ondernemen** (MVO). Milieuprijzen kunnen worden gebruikt bij milieujaarverslagen, maatschappelijke businesscases of om de sociale of ecologische winst- en verliesrekening op te stellen. Milieuprijzen worden door veel bedrijven, zoals Philips, Samsung, Knauf, Vodafone en Repsol, gebruikt om de bedrijfsvoering te optimaliseren met betrekking tot de impact op het milieu en om op transparante wijze te rapporteren over de voortgang van het duurzaamheidsbeleid.

Milieuprijzen worden weergegeven in een onder-, centrale-, en bovenvariant. Voor gebruik in MKBA's bevelen we de onder- en bovenwaarde aan omdat de wetgever in Nederland heeft aangeraden dat onzekerheid over, onder meer waarderingen, expliciet in het MKBA-saldo tot uitdrukking te brengen. Voor gebruik in LCA's en MVO bevelen we de centrale waarde aan omdat deze de meest waarschijnlijke uitkomst bevat in het licht van alle onzekerheden.

Milieuprijzen zijn berekend als een gemiddelde van de uitstoot op een gemiddelde locatie in Nederland. Voor enkele veel voorkomende stoffen in luchtverontreiniging biedt het handboek een specificatie naar bron van uitstoot (zie Paragraaf 6.4.11). Voor locatiegebonden onderzoeken naar, bijv. uitstoot van een specifieke fabriek, zijn milieuprijzen minder geschikt omdat de uitstootsituatie kan verschillen van het gemiddelde voor Nederland.

Leeswijzer Handboek Milieuprijzen

Dit handboek bestaat uit drie delen:

Deel 1, Hoofdstukken 1 en 2, is een deel toegespitst op de gebruiker. Hierbij wordt in Hoofdstuk 1 verantwoording afgelegd over het onderzoekstraject, worden de uitgangspunten op hoofdlijnen besproken en worden in Hoofdstuk 2 de milieuprijzen voor de belangrijkste stoffen gepresenteerd en hun gebruik in concrete situaties toegelicht.

Deel 2 is het methodologische deel en omvat de Hoofdstukken 3 tot en met 7. Hoofdstuk 3 omvat het methodologische kader en Hoofdstuk 4 beschrijft de gevolgde aanpak om tot de milieuprijzen te komen. Hoofdstuk 5 beschrijft het waarderingsraamwerk en Hoofdstuk 6 de behandeling van de Impact Pathway-benadering die per milieuthema is gekozen. Hoofdstuk 7, tot slot, vergelijkt de gevonden milieuprijzen met het vorige handboek en met andere studies en bevat aanbevelingen voor gebruik van milieuprijzen in de toekomst.

Deel 3 omvat de bijlagen waarin meer de uitwerkingen en verdiepingen van het methodologische deel worden besproken. Bijlage H bevat bijvoorbeeld de milieuprijzen voor emissies van meer dan 250 milieugevaarlijke stoffen naar lucht, bodem en water. In totaal zijn er in dit onderzoek milieuprijzen bepaald voor meer dan 3.000 milieugevaarlijke stoffen. Deze milieuprijzen zijn op stofnummer (CAS-nummer) en stofnaam op te zoeken op www.ce.nl\milieuprijzen.

Afkortingenlijst

Afkorting	Betekenis
AGF	Age Group Functions
AOT 40 value	Accumulated Ozone Concentration above a Threshold of 40 ppbV
Bq	Becquerel
CAFE-CBA	Cost-benefit Analysis for Clean Air for Europe (EU-onderzoeksprogramma)
CASES	Cost Assessment for Sustainable Energy Systems
CBA	Cost-Benefit Analysis
CFK	Gechloreerde fluor koolwaterstoffen
COI	Cost of Illnes
CPI	Consumer Price Index
CRF	Concentration Respons Functions
CVM	Contingent Valuation Method
DALY	Disability-Adjusted Life Year
dB	Decibel
EEA	Europees Milieuagentschap (Eruopean Environment Agency)
EDP	Ecosystem Damage Potential
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
GDP	Gross Domestic Product
GHG	Greenhouse gases
GWP	Global Warming Potential
HICP	Harmonised Index of Consumer Prices
IPA	Impact Pathway Approach
KBA	Kosten-batenanalyse
LCA	Levenscyclusanalyse
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
LRS	Lower Respiratory Symptons
LYL	Life Years Lost
MKB	Midden- en kleinbedrijf
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MNP	Milieu- en Natuurplanbureau (tot april 2008)
MRAD	Minor Restricted Activity Days
MVO	Maatschappelijk Verantwoord Ondernemen
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compunds
NMVOS	Niet-Methaan Volatiele Organische Stoffen
NPV	Net Present Value
ODS	Ozone-Depleting Substances
PAF	Potential Affected Fraction of Species
PBL	Planbureau voor de Leefomgeving
PBq	PetaBequerel
PDF	Potential Disappeared Fraction of species
PEF	Product Environmental Footprint
PM_{10}	Fijnstof met een diameter kleiner dan 10 micrometer
$PM_{2,5}$	Fijnstof met een diameter kleiner dan 2,5 micrometer
$PM_{0,1}$	Fijnstof met een diameter kleiner dan 0,1 micrometer
PPP	Purchasing Power Parity
QALY	Quality-Adjusted Life Year

Afkorting	Betekenis
RAD	Restricted Activity Days
REACH	Regulation, Evaluation and Authorisation of CHemicals
RWS	Rijkswaterstaat
SCC	Social Cost of Carbon
SIA	Secondary Inorganic Aerosols
SOA	Secondary Organic Aerosols
SP	Stated Preference
SRM	Source-receptor matrices
VEDP	Value of Ecological Damage Potential
VOLY	Value of Life Year
VOC	Volatile Organic Carbon
VOS	Vluchtige Organische Stoffen
VPF	Value of Prevented Fatality
VSL	Value of Statistical Life
WHO	World Health Organisation
WLD	Work Loss Days
WTA	Willingness To Accept
WTP	Willingness To Pay
Wvo	Wet verontreiniging oppervlaktewateren
YLD	Years Lived with Disability
YOLL	Years Of Life Lost

Lijst met tabellen

Tabel 1 – Milieuprijzen voor emissies van luchtverontreinigende stoffen in Nederland, in €$_{2021}$/kg 7
Tabel 2 – Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints in voor Nederland, €$_{2021}$ per eenheid 8
Tabel 3 – Milieuprijzen voor emissies van luchtverontreinigende stoffen, in €$_{2021}$/kg 31
Tabel 4 – Milieuprijzen naar water voor enkele veelgebruikte stoffen in het waterbeleid, in €$_{2021}$/kg 32
Tabel 5 – Milieuprijzen voor de emissies naar boden, in €$_{2021}$/kg 33
Tabel 6 - Milieuprijzen geluidsoverlast voor weg- en vliegverkeer, in €$_{2021}$ per dB (Lden) per persoon per jaar 34
Tabel 7 - Milieuprijs voor landgebruik in Nederland en de EU27 voor effecten op biodiversiteit ten opzichte van een 'natuurlijke staat', in €$_{2021}$/m2 per jaar 35
Tabel 8 – Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints, in €$_{2021}$ per eenheid voor Nederland 35
Tabel 9 – Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints, in €$_{2021}$ per eenheid voor EU27 36
Tabel 10 – Midpointprijzen voor PEF-impactscores, CAT I en II, in €$_{2021}$ per eenheid 37
Tabel 11 – Efficiënte prijzen die gebruikt dienen te worden in een Nederlandse MKBA tot nieuwe prijzen medio 2024 beschikbaar kome,n in €$_{2021}$/tCO_2 39
Tabel 12 – Vergelijking van scores tussen polystyrene en polyethylene per ton materiaal en bijbehorende milieukosten 42
Tabel 13 – Verschillen tussen economische en milieukundige modellen 59
Tabel 14 – Endpoints en effecten die worden gewaardeerd in het Handboek Milieuprijzen 64
Tabel 15 - Aanpassingen waarderingsstructuur 65
Tabel 16 – Relaties tussen mid- en endpoints bij de bepaling van de milieuprijzen 70
Tabel 17 - Waarderingsmethoden op basis van literatuuronderzoek dat is gebruikt bij de endpoints 78
Tabel 18 - Verschillende fysieke indicatoren voor effectbepaling gezondheid van milieuvervuiling 80
Tabel 19 – Gehanteerde inkomenselasticiteiten en VOLY in het Handboek Milieuprijzen 2023 85
Tabel 20 - Overzicht waardering morbiditeitseffecten, €$_{2021}$ per dag of casus 86
Tabel 21 - Waardering van ecosysteemdiensten volgens verschillende studies, omgerekend naar waarden in €$_{2021}$/ha voor terrestrische, zoetwater, maritiem, stedelijk en totale gebieden 95
Tabel 22 – Karakterisatiefactoren uit ReCiPe 2016 (CFocc), omrekening naar PDF en de gemiddelde landoppervlakte in de EU en NL 97
Tabel 23 - Gekozen waarderingen voor natuurindicatoren in het Handboek Milieuprijzen, in €$_{2021}$ per eenheid 98
Tabel 24 – Milieuprijzen voor effecten op gebouwen en materialen, in €$_{2021}$ per kg emissie in Nederland 103
Tabel 25 – Berekende milieuprijzen op basis van overheidssteun leveringszekerheid 109
Tabel 26 – Milieuprijs op basis van preventiekosten, plastic recycling 110
Tabel 27 - Berekende milieuprijzen op basis van BBP-elasticiteit olieprijs 111
Tabel 28 - Endpointkarakterisatiefactoren voor fossiele brandstoffen, uitgedrukt in USD$_{2013}$/eenheid grondstof en €$_{2015}$/MJ, hiërarchisch wereldbeeld 112
Tabel 29 – Milieuprijs grondstoffenschaarste, in €/MJ 113
Tabel 30 - Overzicht van relaties tussen midpoints en endpoints in het Handboek Milieuprijzen 117
Tabel 31 – Gemiddelde schadekosten voor midpoints op het gebied van ozonlaagaantasting, in €$_{2021}$/kg 120
Tabel 32 – CO_2-prijzen uit (CE Delft, 2022b) vergeleken met de WLO-prijzen 128
Tabel 33 - Nieuwe CO_2-prijzen, in €$_{2021}$ per ton CO_2 exclusief btw 129
Tabel 34 – Vorming van secundaire aerosolen relatief ten opzichte van $PM_{2,5}$ in (EEA, 2021) voor Nederland in percentages van totale uitstoot 133
Tabel 35 – Relative Risks van effecten meegenomen bij de bepaling van het Handboek Milieuprijzen 2023 134
Tabel 36 – Relative Risks voor gezondheidseffecten ultrafijnstof 136

Tabel 37 - Gemiddelde schadekosten voor emissies in Nederland vanuit een gemiddelde uitstootbron in 2015, in €$_{2021}$/kg op het thema fijnstofvorming 137
Tabel 38 – Milieuprijzen gedifferentieerd naar uitstoothoogte (voor fijnstofemissies) en bevolkingsdichtheid, €$_{2021}$/kg voor de centrale waarde 139
Tabel 39 - Relative Risks meegenomen voor vervuiling met O_3 142
Tabel 40 – Relative Risks meegenomen voor vervuiling met NO_2 (bron: WHO, 2013a) 144
Tabel 41 – Karakterisatiefactoren smogvorming (hiërarchisch perspectief), ozonvormingspotentieel in kg NO_x-eq./kg voor menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen 145
Tabel 42 - Milieuprijzen voor emissies op het thema smogvorming inclusief mortaliteit, in €$_{2021}$/kg 146
Tabel 43 – Prijzen voor midpoint karakterisatiefactoren op het thema smogvorming en stikstofdioxiden, in €$_{2021}$/eenheid 146
Tabel 44 – Milieuprijzen voor emissies van fosfor (totaal) en fosfaat naar zoetwater in Nederland, in €$_{2021}$/kg 148
Tabel 45 - Nieuwe milieuprijzen voor emissies van stikstof naar zoet- en zoutwater in Nederland, in €$_{2021}$/kg 150
Tabel 46 – Schadekosten per kg emissie vanaf Nederlands grondgebied volgens drie studies, omgerekend naar €$_{2021}$/kg 152
Tabel 47 – Karakterisatiefactoren voor verzuring (wereld gemiddelden) in ReCiPe 2016, in kgSO_2-eq./kg 153
Tabel 48 - Milieuprijzen ten gevolge van emissies naar lucht op het thema verzuring/vermesting op ecosystemen en schade aan gebouwen, in €$_{2021}$/kg 154
Tabel 49 – Overzicht van effecten van vier zware metalen 157
Tabel 50 - Milieuprijzen ten gevolge van emissies naar lucht van toxische stoffen op het midpoint humane toxiciteit, in €$_{2021}$/kg 157
Tabel 51 – Midpointprijzen humane toxiciteit, in €$_{2021}$/1,4-DCB-eq. 158
Tabel 52 – Vergelijking midpoint- tot endpointfactoren ReCiPe 2008 en ReCiPe 2016, species.jr/kg 1,4-DB-eq. 160
Tabel 53 – Waardering voor ecotoxiciteit Handboek Milieuprijzen 2023, in €$_{2021}$ per eenheid 161
Tabel 54 – Oorspronkelijke en aangepaste waardering radionucliden, in €/kBq 164
Tabel 55 – Emissies in TBq-straling mondiaal gebruikt om tot een midpointprijs te komen 165
Tabel 56 – Milieuprijs voor het midpoint straling, in €$_{2021}$/kBq Co-60-eq. 166
Tabel 57 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door wegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 176
Tabel 58 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door spoorverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 176
Tabel 59 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door vliegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 177
Tabel 60 – Waarderingen voor het midpoint fossiele grondstoffenschaarste, in €$_{2021}$/kg 179
Tabel 61 - Waarderingen voor het midpoint minerale grondstoffenschaarste, in €$_{2021}$/kg 180
Tabel 62 – Karakterisatie op endpointniveau voor water consumptie ReCiPe 2016 voor Nederland en EU27 181
Tabel 63 – Milieuprijzen waterconsumptie op midpointniveau, in €$_{2021}$/m3 181
Tabel 64 – Geschatte kosten biodiversiteitsverlies voor diverse landgebruikstypes en de midpoint-karakterisatiefactor in €$_{2021}$/m^2 per jaar 183
Tabel 65 – Vergelijking milieuprijzen op stofniveau tussen vorige en huidige handboek voor de centrale waardes 184
Tabel 66 – Overzicht van milieuprijzen die zijn gepubliceerd in andere landen voor het schatten van de schadekosten van luchtvervuiling in dat land 186
Tabel 67 – Externe kosten van de productie van 1 ton pvc 187
Tabel 68 – Midpointprijzen voor de EU27 en vergelijking van de centrale waarde met de Nederlandse midpointprijs, in €$_{2021}$ per eenheid 190
Tabel 69 – Milieuprijzen midpoints volgens PEF systematiek voor Nederland, in €$_{2021}$ per eenheid 192
Tabel 70 - Definities van beperkingsfactoren (Engels) 215

Tabel 71 – Overzicht relative risks uit (WHO, 2013a) en aanpassingen in dit handboek 224
Tabel 72 – Overzicht van incidentiedata voor het jaar 2019 225
Tabel 73 – Resultaat lifetableberekeningen, verloren levensjaren 2019, Nederland voor 1 µg/m^3 - concentratie 228
Tabel 74 – Overzicht monetaire waardering gezondheidseffecten, in €$_{2021}$ per dag of casus 228
Tabel 75 – Medicijnkosten per gebruiker per jaar 232
Tabel 76 – Overzicht van midpoints gehanteerd in ReCiPe 2016 en verschillen met de eerdere ReCiPe 2008 (in de 2013-versie) 234
Tabel 77 – Overeenkomsten en verschillen tussen ReCiPe 2016 en EF-impact assessment 237
Tabel 78 – Overzicht indicatoren die relevant zijn voor biodiversiteit 246
Tabel 79 – Waardering verschillende landtypen in Constanza et al. (2014) 249
Tabel 79 - Uitleg berekening waardering karakterisatiefactor ecotoxiciteit voor de centrale waarde 251
Tabel 80 - Waardering PDF/soort voor gebruik in het midpoint ecotoxiciteit, in €$_{2021}$ 252
Tabel 81 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor wegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 253
Tabel 82 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor spoorverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 254
Tabel 83 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor vliegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar 255
Tabel 84 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar lucht in Nederland, in €$_{2021}$/kg 258
Tabel 85 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar binnenwateren in Nederland, in €$_{2021}$/kg 265
Tabel 86 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar marine wateren in Nederland, in €$_{2021}$/kg 267
Tabel 87 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar bodem in Nederland, in €$_{2021}$/kg 270

Lijst met figuren

Figuur 1 - Relevante oorzaakgevolgrelaties in dit onderzoek 5
Figuur 2 - Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen 7
Figuur 3 - Relatie tussen bedrijfsactiviteiten, emissies en het milieu 43
Figuur 4 – Toepassing van milieuprijzen bij Philips in het duurzaamheidsverslag 45
Figuur 5 –Voorbeeld van een bedrijf dat in de Milieubarometer van Stichting Stimular met milieuprijzen hun milieuprestaties kan vergelijken door de tijd heen en ook kan vergelijken ten opzichte van het branchegemiddelde (A) 46
Figuur 6 – Milieuprijzen in relatie tot schadekosten en optimaal vervuilingsniveau 54
Figuur 7 - Relevante oorzaakgevolgrelaties in dit onderzoek 54
Figuur 8 - Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen 57
Figuur 9 - Relaties tussen emissies, midpoints, endpoints, waardering en relevante onderzoeksvelden 58
Figuur 10 – Overzicht methodiek Handboek Milieuprijzen 63
Figuur 11 - Voorkeursvolgorde voor waarderingsmethoden in het Handboek Milieuprijzen 74
Figuur 12 – Overzicht waardering effecten van radionucliden in Handboek Milieuprijzen 2017 162
Figuur 13 - Extrapolatie van de marginale overlastkosten tot 45 dB(A) bij wegverkeer voor de centrale waarde 176
Figuur 14 - Vergelijking tussen de oude en nieuwe milieuprijzen voor geluid (totale kosten in $€_{2021}$ per persoon per jaar) 178
Figuur 15 – Vergelijking resultaten op LCA-midpointniveau oude en nieuwe handboek 188
Figuur 16 - Impact Pathway-benadering 221
Figuur 17 – Culturele perspectieven toegepast op natuur en milieu in de theorie van Thompson et al. (1990) 241

DEEL 1: GEBRUIKERSDEEL

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke schade van het ontstaan van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven de welvaartsverliezen weer die optreden indien er één extra kilogram van de stof in het milieu terechtkomt. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder.

Omdat er geen markt voor milieukwaliteit bestaat kunnen milieuprijzen niet direct empirisch worden waargenomen, maar moeten deze worden berekend aan de hand van onderzoek naar menselijke voorkeuren voor het gevrijwaard zijn van de effecten van milieuvervuiling. In veel gevallen zijn de milieuprijzen daarmee gelijk aan de externe kosten.

Sinds 1997 publiceert CE Delft onderzoeken op het gebied van waardering van milieu-vervuiling op Nederlandse bodem. Sinds 2010 gebeurt dit in de vorm van handboeken: in 2010 het Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010) en in 2017 het Handboek Milieu-prijzen (CE Delft, 2017a). Het Handboek Milieuprijzen 2017 geeft voor meer dan 2.500 milieugevaarlijke stoffen kengetallen voor waardering voor emissies naar lucht, water en bodem plus prijzen voor landgebruik en geluidshinder. Daarnaast omvat dit handboek een waardering voor de uitkomsten van levenscyclusanalyses.

Het Handboek Milieuprijzen wordt veelvuldig gebruik in kosten-batenanalyses, in levens-cyclusanalyses en in rapportages van bedrijven en instellingen over hun maatschappelijke impact. De waarderingen in het Handboek Milieuprijzen moeten periodiek worden aan-gepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten over de relatie tussen emissies en welvaart en aan actueel onderzoek naar waarderingen en prijzen. Het Handboek Milieuprijzen 2023 verwerkt deze nieuwe inzichten en kent een volledige nieuwe waardering voor alle stoffen. Het Handboek Milieuprijzen 2023 vervangt daarmee het Handboek Milieuprijzen uit 2017.

1.2 Waarom milieuprijzen?

Een schoon milieu levert allerlei belangrijke functies op voor de samenleving: schone lucht en schoon drinkwater zijn belangrijke voorwaarden voor de gezondheid van mensen; natuur draagt bij aan een aantrekkelijke leefomgeving en aan het welzijn van mensen, en de natuur levert producten (voedselgewassen maar ook genetische diversiteit) die de basis vormen van menselijk leven op aarde.

Deze functies hebben dus overduidelijk waarde voor de samenleving maar het is lastig om deze waarde in een prijs uit te drukken: er is bijvoorbeeld geen winkel waar men schone lucht kan kopen. Daarom spreken economen van 'ontbrekende markten' of 'marktfalen'. Een consequentie van dit marktfalen is dat de waarde voor het milieu onvoldoende wordt meegenomen in allerlei beslissingen.

Prijzen spelen een belangrijke rol in moderne samenlevingen. Als we in een winkel komen zien we prijzen van een heleboel producten. Deze prijzen helpen ons te beslissen of we product A of product B kopen, of allebei, of liever niet in deze winkel gaan winkelen maar in een andere winkel verderop. Op beurzen worden prijzen gebruikt om te handelen in

bedrijven, goederen, fysieke producten en financiële producten zoals derivaten. Via internet staan elke minuut miljarden prijzen tot onze beschikking. Op basis daarvan nemen handelaren, investeerders, bedrijven en consumenten beslissingen over aankoop of verkoop.

Marktprijzen zijn dus een belangrijke sturende variabele voor het economisch proces. Prijzen geven aan wat de consument bereid is te betalen voor dat product of dienst. Als de prijs stijgt, zullen over het algemeen minder consumenten het product willen kopen. De prijs geeft voor de marginale consument precies het deel van het inkomen weer dat hij bereid is te spenderen aan dat product of dienst. Daarmee geven de prijzen in principe de waarde weer die de samenleving, aan de marge, overheeft voor dat product of dienst.

Niet alle goederen of diensten worden echter via markten verhandeld. Dit zijn zaken die tegenwoordig onder 'brede welvaart' worden geschaard. Het gaat dan om goederen of diensten, zoals dijken, veiligheid op straat, omgangsnormen, hoeveelheid vrije tijd, mooie natuur of een schoon milieu. Al deze zaken worden niet via markten verhandeld. Er bestaat dan ook geen directe 'prijs' voor deze zaken. Toch zal iedereen vinden dat ze belangrijk zijn voor de welvaart van de burgers in een land. Een onveilig land, zonder fatsoensnormen, waar niemand vrije tijd heeft en waar overstromingen plaatsvinden in een zwaar vervuild gebied zonder enige natuurwaarden lijkt op niets minder dan de hel van Dante.

Er zijn verschillende manieren om ervoor te zorgen dat de waarde van niet-geprijsde goederen en diensten worden meegenomen in beslissingen van bedrijven, consumenten en overheden. Eén van die manieren is om deze goederen alsnog te beprijzen zodat ze kunnen worden meegenomen in economische analysetools, zoals investerings-, rendements- of maatschappelijke kosten-batenanalyses of maatschappelijk-financiële rapportages[1]. Daardoor ontstaat een integraal afwegingskader waarin de waarde voor een schoon milieu wordt meegenomen aan de hand van milieuprijzen. Dergelijke milieuprijzen kunnen ook dienen als grondslag voor belastingen of vrijwillige bijdrages waardoor consumenten voor de externe kosten van hun consumptie gaan betalen. Tot slot kunnen milieuprijzen ook worden gebruikt in bedrijfsprocessen waarbij met interne verrekenprijzen wordt getracht om milieuwaardes mee te nemen in de besluitvorming.

Milieuprijzen zijn niet empirisch waarneembaar: de prijs voor milieukwaliteit kan niet immers direct op de markt worden bepaald en moet dus berekend moeten worden. Er zijn sinds de late jaren '60 diverse studies verschenen die hebben getracht om een waarde toe te kennen aan luchtvervuiling en geluidsoverlast (zie (Hoevenagel & De Bruyn, 2008) voor een overzicht van studies in Nederland). De meeste studies gaan hierbij uit van de *schade* die milieuvervuiling veroorzaakt. Milieukwaliteit wordt dan gewaardeerd aan de hand van een inschatting van de schade die ontstaat ten gevolge van emissies en andere aanpassingen aan het natuurlijke kapitaal.

[1] Er zijn natuurlijk andere manieren: de overheid kan het gebruik van bepaalde stoffen bijvoorbeeld ook verbieden zodat er geen externe kosten meer bestaan.

1.3 Gebruik milieuprijzen

Milieuprijzen worden frequent gebruikt bij studies en praktische applicaties, zowel voor de overheid als bij het bedrijfsleven en ngo's. Grofweg kan men drie gebruikersdoelen omschrijven:

1. **Maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA):** bij veel economische afwegingen spelen milieueffecten een belangrijke rol. Denk aan het aanleggen van een weg waarbij naast de rentabiliteit van de weg ook gekeken moet worden naar neveneffecten, zoals milieuvervuiling. Door de milieuvervuiling te waarderen met milieuprijzen kunnen milieueffecten in de besluitvorming worden meegenomen samen met de financieel-economische gegevens. Er kan dan worden berekend of de totale effecten van die weg aanleggen tot welvaartswinsten leiden of niet. Het 'Handboek Milieuprijzen' van (CE Delft, 2017a) is door de Tweede Kamer aanbevolen om te worden gebruikt bij kosten-batenanalyses in Nederland met aanzienlijke milieueffecten (Ministerie van IenM, 2017). Voor gebruik in transport in Europa is er een apart Europees Handboek over Externe kosten van Transport opgesteld in opdracht van DG Move (CE Delft et al., 2019).

2. **Maatschappelijk verantwoord ondernemen (MVO) en benchmarking:** een bedrijf of organisatie staat niet alleen in de wereld maar maakt onderdeel uit van de bredere samenleving. De laatste jaren is er een groeiende aandacht om de invloed van het bedrijf op hun omgeving in cijfers uit te drukken. Milieuprijzen kunnen behulpzaam zijn bij het kwantificeren van de invloed van het bedrijf op het milieu. Ze worden gebruikt bij milieujaarverslagen om de sociale of ecologische winst- en verliesrekening op te stellen door ondernemingen als de Nationale Spoorwegen (NS, 2014); (Philips, 2018) en (Vodafone, 2015). Daarnaast gebruiken bedrijven als Repsol en Knauf Insulation milieu-prijzen in interne bedrijfstools. Milieuprijzen kunnen ook worden gebruikt om de presta-ties van een bedrijf of organisatie te vergelijken met andere bedrijven of organisaties op het gebied van milieu. Dit gebeurt bijvoorbeeld bij de Milieubarometer voor het Midden- en Kleinbedrijf van Stichting Stimular (Stimular, 2022).

3. **Weging bij levenscyclusanalyse (LCA)**: bij milieukundige analyses (zoals levenscyclus-analyse of environmental impact assessment) worden de effecten van een product in scores op milieuthema's weergegeven. Door te werken met milieuprijzen kunnen al deze effecten bij elkaar worden opgeteld. Hierdoor ontstaat een zogeheten 'single score' die gebaseerd is op de externe kosten van een product. Het Handboek Milieu-prijzen wordt in meer dan 100 wetenschappelijke publicaties gebruikt als methode om milieueffecten te wegen en te monetariseren.[2] De waardering uit het Handboek Milieu-prijzen wordt als weegmethode ook aangeboden in populaire LCA-software als SimaPro.

In Hoofdstuk 2 worden er specifieke aandachtspunten voor gebruik in deze drie toepassingen gegeven.

[2] Informatie op basis van Google Scholar, 23 september 2022.

1.4 Doel en reikwijdte onderzoek

1.4.1 Doel onderzoek en toelichting

Het doel van dit onderzoek is vierledig:

1. Het ontwikkelen van een set van milieuprijzen als een wetenschappelijke verantwoorde consistente set van waarderingen van milieueffecten op stof-, midpoint- en endpoint-niveau voor Nederland waarbij gebruik wordt gemaakt van de meest recente wetenschappelijke inzichten (anno 2022) wat betreft milieueffecten en hun waardering.
2. Deze set zo uitgebreid mogelijk te laten zijn qua milieueffecten en aantal stoffen dat wordt meegenomen.
3. Deze set toepasbaar te maken voor gebruik in MKBA, MVO en LCA en waar nodig aparte aanpassingen te maken voor de specifieke toepassingen.
4. Deze set breed toepasbaar te maken met een interactieve userinterface die integratie van het Handboek Milieuprijzen voor alle soorten gebruikers waarborgt.

In het Handboek Milieuprijzen worden veelvuldig de termen midpoints en endpoints gebruikt. Deze termen komen uit de levenscyclusanalyse en zijn door ons zonder vertaling overgenomen. Ze betekenen het volgende:

Midpoints geven de bijdrage van een emissie aan een specifiek milieueffect aan. Voorbeelden van midpoints zijn klimaatverandering en verzuring. Hierbij zorgen diverse stoffen voor een vergelijkbaar milieueffect: die vergelijkbare milieueffecten worden midpoints genoemd. Een ouder woord voor midpoints zijn ‘milieuthema’s’.

Endpoints worden gedefinieerd als de uiteindelijke schade die de milieueffecten veroorzaken voor mensen en natuur. Het gaat hierbij om een breed scala aan schades op het gebied van menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten, door mensen geproduceerd kapitaal, grondstofuitputting en algemeen welbevinden. Het zijn deze endpoints die van belang zijn voor de welvaart.

Klimaatverandering op midpointniveau beschrijft dan bijvoorbeeld de temperatuurstijging ten opzichte van pre-industriële niveaus. Op endpointniveau omvat klimaatverandering dan de schade die ontstaat door die temperatuurstijging. Het doel van het Handboek Milieuprijzen is dus het ontwikkelen van milieuprijzen op het niveau van individuele stoffen (emissies), midpoints (milieuthema’s) en endpoints (zaken die van belang zijn voor de welvaart).

1.4.2 Reikwijdte

De milieuprijzen zijn gebaseerd op schadekosten. Door de schade die milieuvervuiling veroorzaakt op diverse endpoints te bepalen en te waarderen kan een waardering voor de *additionele* schade die een kilogram extra emissie veroorzaakt worden bepaald.

De milieuprijzen gerapporteerd in dit onderzoek betreffen *gemiddelde* prijzen in 2021 per kilogram emissie vanuit een *gemiddelde* bron op een *gemiddelde* locatie (met bijv. een gemiddelde bevolkingsdichtheid met een gemiddeld inkomen). Milieuprijzen zijn daarom ruwe schattingen die geen opgeld doen voor specifieke gevallen. Voor fijnstof en geluid zijn er ook specifieke waarderingen voor verkeer gerapporteerd in dit handboek, en voor fijnstof en NO_x is ook een onderscheid gemaakt naar de locatie van de uitstoot (Paragraaf 6.4).

In principe geven de milieuprijzen de maatschappelijke waarde van milieuvervuiling weer voor emissies in 2021. Deze prijzen zijn ook prima te gebruiken voor situaties in 2022, 2023 of 2024 (met voorbehoud van grote maatschappelijke disrupties). Richtlijnen om de milieuprijzen te corrigeren voor inflatie worden gegeven in Hoofdstuk 7, Paragraaf 7.5. Daar volgt ook de aanbeveling om de milieuprijzen na 5-7 jaar opnieuw te bepalen omdat de waardes dan verouderd dreigen te raken en niet meer kloppen met de onderliggende maatschappelijke preferenties en wetenschappelijke kennis over dosiseffectrelaties.

1.4.3 Bandbreedte

Er worden in dit handboek drie sets van milieuprijzen gerapporteerd:

A+B): Een onder- en bovenwaarde van de schattingen opgezet volgens economische principes die gebruikt kunnen worden bij onder meer MKBA's. De bandbreedte in deze schattingen geeft de onzekerheid weer in de waardering van mensen voor milieukwaliteit die expliciet dient te worden meegenomen in een MKBA volgens de richtlijnen van de Algemene Leidraad (CPB; PBL, 2013).

C): Een centrale waarde opgezet volgens economische principes die door bedrijven gebruikt kan worden bij hun MVO-inspanningen en als weegfactor bij LCA's.

De hier gepresenteerde bandbreedte komt tegemoet aan veel voorkomende onzekerheden rondom de waardering en effectbepaling van milieugoederen. Deze bandbreedte valt echter niet precies samen met een onzekerheidsmarge. De onzekerheidsmarge is waarschijnlijk groter dan de hier gepresenteerde bandbreedte (zie ook discussie in Bijlage G).

1.5 Afbakening

Dit onderzoek presenteert sets van milieuprijzen en weegfactoren die gebruikt kunnen worden als kengetallen in economische en milieukundige analyses. Deze milieuprijzen zijn gemiddelde waarden voor emissies uit Nederland, afkomstig uit een gemiddelde bron, in 2019. CE Delft neemt verantwoordelijkheid voor de berekening van de milieuprijzen. Verantwoordelijkheid over de toepassing van de milieuprijzen ligt bij de gebruiker. Wel worden er binnen dit project richtlijnen ontwikkeld m.b.t. *welke* sets van milieuprijzen of weegfactoren gebruikt dienen te worden, afhankelijk van de gebruikersvraag.

De gebruikerstoepassingen (tools) die onderscheiden worden in dit handboek zijn:

- externe kostenschattingen en maatschappelijke kosten-batenanalyses;
- levenscyclusanalyses;
- tools ten behoeve van maatschappelijk verantwoord ondernemen, zoals benchmarking.

Het Handboek Milieuprijzen omvat evenwel geen gebruikershandleiding hoe deze tools dienen te worden opgezet. Daarom komen typische vraagstukken die in deze analyses spelen (zoals systeemafbakening, gevoeligheidsanalyses, verdelingseffecten, allocatievraagstukken, etc.) hier niet aan bod. Voor kosten-batenanalyses verwijzen wij naar de Algemene Leidraad MKBA (CPB; PBL, 2013) en de Werkwijzers Milieu (CE Delft, 2017b), Social Domein (SEO, 2016a) (SEO, 2016b), MIRT (RWS, 2018), natuur (Arcadis en CE Delft, 2018) en luchtvaart (SEO, 2021).

Het doel van het onderzoek in het Handboek Milieuprijzen is om te komen tot concrete en consistente sets van milieuprijzen en weegfactoren die praktisch kunnen worden gebruikt. Deze inschatting is door CE Delft gedaan op basis van de meest recente wetenschappelijke inzichten. Deze inschattingen zijn voorgelegd en besproken met de begeleidingscommissie waarin vertegenwoordigers van de planbureaus en wetenschappelijke experts zitting hadden (zie Paragraaf 1.8). De inschattingen zijn aangepast aan de hand van de gemaakte

opmerkingen. Bij de keuze voor methoden hebben we ons gericht op wat op dit moment als *mainstream* kan worden beschouwd in de wetenschap rondom waardering, karakterisatie en weging – met een lichte voorkeur voor wat *recent* is. Er bestaan derhalve *andere* methoden van waardering en weging die hier wel zullen worden benoemd (en van een referentie worden voorzien), maar waarbij wij slechts in beperkte mate de discussie zullen aangaan of de door ons gekozen methode beter is. Aangezien de literatuur rondom waardering en weging zeer uitgebreid is, zou het ook niet doenlijk zijn om alle gevolgde methoden samen te vatten. De gebruiker van de milieuprijzen of weegfactoren die in dit handboek worden ontwikkeld, dient derhalve zelf een afweging te maken of de hier gepresenteerde cijfers te verkiezen zijn boven cijfers die in andere publicaties vermeld zijn (zie ook Hoofdstuk 7).

De milieuprijzen worden in dit onderzoek uitgedrukt in €/kg emissie, tenzij anders aangegeven.[3] De milieuprijzen zijn bepaald als gemiddelde waarden voor emissies of andere impacts (geluidshinder) in Nederland. De keuze of deze gemiddelde waarden kunnen worden gebruikt in een specifieke toepassing, zoals kosten-batenanalyse of levenscyclusanalyse, moet steeds door de gebruiker van milieuprijzen worden beantwoord. Aangezien de rechtvaardiging van deze keuze steeds zal afhangen van de specifieke vraag waarvoor milieuprijzen worden gebruikt, kan de vraag of het gebruik van nationale gemiddelde cijfers gerechtvaardigd is, niet door ons worden beantwoord in dit onderzoek. Lokale omstandigheden zoals bevolkingsdichtheid, reeds aanwezige vervuiling en lokaal geldende grenswaarden kunnen ervoor zorgen dat de hier gepresenteerde cijfers niet goed toepasbaar zijn op de lokale schaal (bijv. gemeente of provincie). Neveneffecten in andere landen, zoals ontwikkelingslanden, kunnen met deze milieuprijzen ook niet worden bepaald. Wel kan er een benefit transfer worden opgezet van de waarden hier gepresenteerd met die van andere landen[4]. Tot slot hangt het gebruik van milieuprijzen ook sterk af van de bron van vervuiling: transportemissies kennen bijvoorbeeld een veel hogere schade aan de menselijke gezondheid dan de gemiddelde emissies, doordat de emissie op lage hoogte plaatsvindt waardoor een groter gedeelte van de emissies in het menselijk lichaam terechtkomt.
Voor een aantal emissies (bijvoorbeeld fijnstof, NO_x) wordt daarvoor wel gecorrigeerd in dit handboek, maar lang niet voor alle emissies (bijvoorbeeld benzeen). De gebruiker moet zelf dus een inschatting maken of de milieuprijzen in het specifieke gebruik overeenkomen met gemiddelden voor Nederland.

De hier gepresenteerde milieuprijzen en weegfactoren worden (uiteindelijk) steeds weergegeven als onder-, boven- en centrale waarden. We beseffen terdege dat dit een schijnzekerheid impliceert. De milieuprijzen zelf zijn bepaald aan de hand van een veelvoud van onzekere factoren. De formele behandeling van onzekerheid in dit onderzoek (zie Bijlage G) laat zien dat de variatie zeer groot is. Het is belangrijk om hierbij te vermelden dat deze variatie niet alleen voor milieuprijzen geldt, maar in feite voor alle studies die uitgaan van waarderingen van milieugoederen (al voeren die meestal geen formele behandeling van onzekerheid uit). Het feit dat de onzekerheden bij milieuprijzen van CE Delft benoemd worden mag zeker niet tot de conclusie leiden dat milieuprijzen van CE Delft dus onzekerder zijn dan andere waarderingsmethoden die de onzekerheden niet benoemen. Voor de gebruiker van milieuprijzen is het hierbij dan kiezen tussen twee kwaden: of men gebruikt geen milieuprijzen met als consequentie dat financiële cijfers niet kunnen worden vergeleken met de milieu-impacts en de milieu-impacts onderling niet kunnen worden gewogen, of men gebruikt ze wel maar erkent dat de uitkomsten niet zeker zijn. Deze keuze zal mede afhangen van de vraag voor welk doel men de milieuprijzen gebruikt en welke zekerheid men aan de eindresultaten wil geven. In sommige gevallen kunnen gevoeligheidsanalyses behulpzaam zijn bij het inzichtelijk maken van die onzekerheid.

---

3 Voor geluidshinder, straling. landgebruik en grondstoffenuitputting gelden andere eenheden.

4 Benefit transfers zijn berekeningen die de waarde van de ene regio toepasbaar maken op een andere regio. Hiervoor heeft CE Delft het model Benefito ontwikkeld (CE Delft, 2011).

1.6 Verschillen met het vorige Handboek Milieuprijzen

Het huidige Handboek Milieuprijzen is een update van het vorige Handboek Milieuprijzen. **Het handboek uit 2023 vervangt daarmee de waarderingen uit het handboek uit 2017**. De methodiek van het bepalen van milieuprijzen is in essentie dezelfde gebleven (zie Hoofdstuk 4), maar onder de motorkap is vrijwel alles veranderd. De meest in het oog springende wijzigingen zijn de volgende:

- Het NEEDS-model voor bepaling van de effecten van luchtverontreiniging op menselijke gezondheid uit 2008 is vervangen door de resultaten van EEA-onderzoek uit 2021. Het EEA-onderzoek uit 2021 kent een veel verfijndere atmosferische modellering en is qua effectbepaling meer in lijn met de actuele stand der wetenschap dan het NEEDS-onderzoek.

- Het ReCiPe-model voor bepaling van de relatieve milieueffecten en de levenscyclus-analyses is gebaseerd op de versie uit 2016 in plaats van 2009. Dit betreft meer dan een simpele update omdat ReCiPe 2016 voor de meeste midpoints een andere bepalings-wijze kent dan de versie uit 2009.

- Alle demografische en epidemiologische data over mortaliteit en morbiditeit zijn nu zoveel mogelijk gebaseerd op Nederlandse data en aangepast aan het jaar 2019 (het jaar van voor de coronapandemie).

- Alle prijzen zijn aangepast aan het prijsniveau van 2021. Daarnaast is er een Paragraaf 7.5 opgenomen hoe milieuprijzen kunnen worden aangepast aan toekomstige inflatie.

- De waardering voor humane toxiciteit is aangepast met behulp van EEA-schattingen en conform de methodiek die beschreven is in de publicatie *Milieuprijzen van Afval* (CE Delft, 2022a).

- Waarderingen voor menselijke gezondheid en biodiversiteit zijn aangepast aan de nieuwste inzichten en inkomens voor het jaar 2021.

- De waardering voor CO_2-emissies in andere toepassingen dan Nederlandse MKBA's is aangepast aan de meest recente inzichten.

- De waarderingen voor geluidsemissies en schade aan gebouwen zijn aangepast aan de meest recente wetenschappelijke inzichten en omvatten nu bijvoorbeeld ook een waardering voor geluid beneden de 50 dB.

- Voor stikstofgerelateerde impacts (zoals vermesting en schade door NO_2) is er een aparte LCA-midpointcategorie geformuleerd. Deze moet apart worden meegenomen bij de milieu-impactbepaling door onderzoekers die milieuprijzen gebruiken in een LCA.

- Voor keteneffecten zijn naast Nederlandse waarderingen ook waarderingen op het niveau van de EU27 ontwikkeld en is er, naast de midpointprijzen voor ReCiPe 2016, ook een begin gemaakt met het ontwikkelen van midpointprijzen volgens de Europese PEF.

In Hoofdstuk 2 gaan we nader in op de verschillen met andere studies die waarderingen voor milieugoederen hebben ontwikkeld.

1.7 Presentatie

1.7.1 Eenheden en betrekking milieuprijzen

Alle milieuprijzen die worden weergegeven in dit rapport hebben betrekking op emissies van milieubelastende stoffen anno 2019 vanaf Nederlands grondgebied. De reden om voor 2019 te kiezen en geen latere jaren, is dat de emissiesituatie in 2020 en 2021 door de coronapandemie en lockdowns fundamenteel anders was dan in 2019. De jaren 2020 en 2021 zijn dus eerder op te vatten als outliers en niet representatief voor de actuele situatie met betrekking tot emissies.

De milieuprijzen worden weergegeven in €/kg emissie in het prijspeil van 2021 (veelal afgekort als $€_{2021}$). De milieuprijzen zijn, tenzij anders aangegeven, te beschouwen als prijzen inclusief (gemiddelde) btw.[5]

Een deel van de emissies op Nederlands grondgebied waait over de grens heen en leidt tot effecten in andere landen. Effecten op inwoners uit andere landen zijn gewaardeerd tegen dezelfde waarde als de inwoners van Nederland. Dit komt omdat milieuvervuiling in de meeste gevallen een publiek goed karakter heeft. Als Nederland zich alleen om de effecten van de eigen inwoners zouden bekommeren en de ons omringende landen dat ook zouden doen, dan zou de totale luchtvervuiling groter zijn dan wanneer alle landen ook rekening zouden houden met de effecten op hun inwoners. Daarom is het gebruikelijk om bij de waardering van milieueffecten ook rekening te houden met de schade die ontstaat door Nederlandse emissies in andere landen.[6]

Een aantal effecten openbaren zich niet nu, maar pas op de langere termijn. Zo kan het heel lang duren voordat een verlies aan biodiversiteit hersteld is. Toekomstige effecten van emissies nu zijn impliciet en expliciet verdisconteerd in de berekeningen, waarbij voor de expliciete verdiscontering een discontovoet van 2,25% is gehanteerd, in overeenstemming met de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet (Werkgroep Discontovoet, 2020).

1.7.2 Afronding van waarden

De hier gevonden milieuprijzen zijn afgerond tot een zwevendekommagetal met drie decimalen.[7] Een dergelijke mate van precisie levert uiteraard een schijnzekerheid op in de huidige rapportage. Omdat milieuprijzen evenwel verder gebruikt worden in, bijvoorbeeld kosten-batenanalyses (waarbij de hier gevonden waarden gemakkelijk met een miljoen of meer vermenigvuldigd worden), hebben wij gemeend de keuze van afronding over te laten aan de gebruiker van onze milieuprijzen. De gebruiker kan dan zelf de keuze maken tot welk niveau hij de gevonden uitkomsten van zijn berekeningen wil afronden. Wij hebben

---

5 Dit komt omdat de prijzen gebaseerd zijn op betalingsbereidheid van consumenten en consumenten hun betalingsbereidheid uitdrukken in prijzen incl. btw. Het betekent overigens niet dat men milieuprijzen mag afschatten met een btw-percentage om zo tot prijzen excl. btw te komen.

6 Omgekeerd wordt de schade die door luchtverontreiniging in andere landen ontstaat en die in Nederland terechtkomt niet meegenomen bij de bepaling van de milieuprijzen. Het gaat om de waardering van Nederlandse emissies.

7 Het zwevendekommagetal van drie decimalen: 145; 14,5; 1,45; 0,145 geeft dan dezelfde mate van precisie weer. Indien milieuprijzen in laag, centraal en hoog worden weergegeven bepaalt de centrale waarde hoe de komma wordt neergezet. Daarom kan een getal als 14,52 in de hoge waarde voorkomen als de waarde in de centrale waarde beneden de 10 was. Prijzen groter dan 1.000 zijn door ons niet verder afgerond in tientallen, maar worden in hun daadwerkelijk berekende schadekost weergegeven.

gemeend dat het meer overeenkomstig het gebruik van de milieuprijzen is als wij niet zelf al een afronding bepalen die wij verantwoord achten.

1.7.3 Leeswijzer rapport

Dit handboek bestaat uit drie delen:

Deel 1 is het gebruikersdeel en omvat Hoofdstukken 1 tot 2. Hierbij wordt in Hoofdstuk 1 verantwoording afgelegd over het onderzoekstraject en worden de belangrijkste uitgangspunten op hoofdlijnen besproken. In Hoofdstuk 2 worden de milieuprijzen voor de belangrijkste stoffen gepresenteerd. Daarnaast bevat Hoofdstuk 2 concrete aanwijzingen wanneer en hoe de milieuprijzen gebruikt kunnen worden voor specifieke groepen gebruikers.

Deel 2 is het methodologische verantwoordingsrapport van dit onderzoek en omvat de Hoofdstukken 3-7. Hoofdstuk 3 gaat in op de methodologische achtergronden van milieuprijzen en Hoofdstuk 4 beschrijft de gevolgde aanpak om tot de milieuprijzen te komen. Hoofdstuk 5 beschrijft het waarderingsraamwerk en Hoofdstuk 6 de behandeling van de Impact Pathway-benadering die per milieuthema is gekozen. Hoofdstuk 7, tot slot, vergelijkt de gevonden milieuprijzen met het vorige handboek en met andere studies en bevat aanbevelingen voor gebruik van milieuprijzen in de toekomst.

Deel 3 omvat de bijlagen waarin meer de uitwerkingen en verdiepingen van het methodologische deel worden besproken. Bijlage H bevat bijvoorbeeld de milieuprijzen voor emissies van meer dan 250 milieugevaarlijke stoffen naar lucht, bodem en water.
In totaal zijn er in dit onderzoek milieuprijzen bepaald voor meer dan 3.000 milieugevaarlijke stoffen. Deze milieuprijzen zijn op stofnummer (CAS-nummer) en stofnaam op te zoeken op www.ce.nl\milieuprijzen.

1.7.4 Webbased tool

Naast het verschijnen van dit rapport is ook een webbased tool uitgebracht waarin de gebruiker alle milieuprijzen, die in dit project zijn berekend, kan opzoeken. Deze tool is kosteloos te gebruiken en kan worden geraadpleegd op www.ce.nl\milieuprijzen. Hier kunnen milieuprijzen worden opgezocht voor meer dan 3.000 milieugevaarlijke stoffen voor emissies naar lucht, water en bodem. Het huidige rapport kan daarbij als technisch en methodologisch achtergronddocument voor de tool worden gezien.

1.8 Verantwoording

1.8.1 Begeleiding en tijdsframe

De begeleiding van dit handboek was in handen van het ministerie van IenW: Bernard Cino, Marije Slump en Robin Hamerlinck.

Bij de totstandkoming van dit handboek is informatie meegenomen uit databases en de literatuur die ons ter beschikking stonden tot en met september 2022. Informatie die daarna is ontstaan of vrijgekomen is door ons niet langer meegenomen bij de bepaling van de prijzen.

1.8.2 Expertise

De inhoudelijke begeleiding was in handen van een klankbordgroep die ons heeft bijgestaan bij de vormgeving van dit handboek. In deze klankbordgroep hadden de volgende mensen zitting:
- Bert Hof, PBL
- Rob Maas, RIVM
- Joep Tijm, CPB
- Rob van der Veeren, RWS
- Herman Vollebergh, PBL
- Bob Vermeent, MinIenW
- Martijn Badir, Min Fin
- Niels Broekman, Min LNV
- Saeda Moorman, KiM

Daarnaast is er een wetenschappelijke expertcommissie vastgesteld bestaande uit
- Prof.dr. Mark Huijbregts, KUN
- Prof.dr. Carl Koopmans, SEO
- Dr. Onno Kuik, IVM

Daarnaast hebben de volgende mensen input geleverd op dit handboek:
- Simone Schucht, INERIS
- Mike Holland, EMRC
- Stale Navrud Norwegian University of Life sciences
- Paul Koutstaal, PBL
- Hans van Grinsven, PBL
- Anna Krabbe-Lugnér, RWS
- Joost Enzing, Zorginstituut

Tot slot hebben vanuit CE Delft de volgende personen bijdragen geleverd bij de totstandkoming van dit handboek: Geert Warringa, Arno Schroten en Nicole Imholz.

Wij zijn alle hierboven genoemde personen zeer erkentelijk voor hun hulp bij de totstandkoming van dit handboek. Dankzij hun hulp hebben we de kwaliteit van dit handboek aanzienlijk kunnen verbeteren en in lijn gebracht met de meest recente wetenschappelijke inzichten. Uiteraard geldt hierbij de gebruikelijke disclaimer waarbij wij (en niet de experts of de expertcommissie) verantwoordelijkheid dragen voor de resultaten van dit onderzoek.

1.8.3 Versiebeheer en errata met vorige versies

Het huidige handboek betreft Versie 1.0. Hoewel dit handboek met grote zorgvuldigheid is vastgesteld kunnen er fouten in de berekening of argumentatie voorkomen. Indien deze fouten worden ontdekt zullen deze door ons worden gecorrigeerd in een nieuwe versie.

Op dit moment zijn er geen errata die moeten worden vermeld, maar de lezer wordt aangemoedigd om te checken op www.milieuprijzen.nl of Versie 1.0 ook daadwerkelijk de laatste versie is. In Paragraaf 1.8.3 en volgende zullen eventuele errata worden vermeld.

2 Resultaten: nieuwe milieuprijzen

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk gaan we in op het gebruik van milieuprijzen en geven we de milieuprijzen weer op stof- en midpointniveau. Alle milieuprijzen worden uitgedrukt in prijzen voor het jaar 2021.

Allereerst geven we in Paragraaf 2.2 een inleiding in de verschillende perspectieven die kunnen worden gehanteerd bij het gebruik van milieuprijzen. Deze kennis is noodzakelijk om de juiste milieuprijs te kunnen toepassen. Vervolgens geven we in Paragraaf 2.3 de milieuprijzen voor enkele veelvoorkomende milieuvervuilende stoffen naar lucht, water en bodem en in Paragraaf 2.4 de milieuprijzen op midpointniveau voor milieuthema's. Vervolgens lichten we het gebruik van milieuprijzen toe aan de hand van drie gebruikersprofielen:

1. Onderzoekers die een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) opstellen (Paragraaf 2.5).
2. Onderzoekers die milieueffecten uit een LCA willen wegen om zo tot een 'single score' te komen (Paragraaf 2.6).
3. Bedrijven die een doorrekening willen van hun maatschappelijk relevante milieudruk (Paragraaf 2.7).

Voor elk van deze doelgroepen zal dit hoofdstuk concrete handleidingen geven hoe de milieuprijzen kunnen worden toegepast en wat specifieke aandachtspunten zijn voor toepassing van de milieuprijzen voor dat gebruikersprofiel.
Tot slot gaan we in Paragraaf 2.8 in op de beperkingen van het gebruik van milieuprijzen: in welke situaties zou men beter geen milieuprijzen kunnen gebruiken?

Dit hoofdstuk geeft **geen** informatie hoe de milieuprijzen zijn samengesteld: die informatie is in het zeer uitgebreide tweede deel van deze rapportage te vinden (Hoofdstukken 3-7). Ook geeft dit hoofdstuk geen informatie over alle milieuprijzen die door ons zijn berekend. We richten ons hier met name op de milieuprijzen die gebruikt kunnen worden in de meest gangbare situaties. In Bijlage H zijn de milieuprijzen voor veel meer stoffen te vinden die beleidsrelevant zijn, terwijl in een opzoektool alle berekende milieuprijzen zijn te vinden voor meer dan 3.000 stoffen. De tool wordt gehost op www.ce.nl\milieuprijzen.

2.2 Perspectieven en gebruik

2.2.1 Gebruikersperspectieven: waardering en weging als toepassing

Milieuprijzen kunnen in de praktijk op twee manieren een bijdrage leveren aan een besluitvormingsproces[8]:

1. **Waardering**. Het doel is dan om naast financiële effecten ook milieueffecten te nemen zodat zij bij afwegingen kunnen worden vergeleken met de financiële grootheden. Dit kan een rol spelen bij **investeringsbeslissingen** die bedrijven nemen met belangrijke consequenties op het milieu. Of bij de overheid die een **maatschappelijke kosten-batenanalyse** laat uitvoeren naar de gevolgen van beleid. In deze gevallen is het primaire doel van milieuprijzen ***waardering***: een manier om de milieueffecten te vergelijken met andere financiële grootheden om zo tot een integrale afweging te komen van alle effecten die een rol spelen bij een (investerings)beslissing.
2. **Weging.** In milieukundige analyses kunnen de diverse geïdentificeerde milieu-impacts worden gewogen met behulp van milieuprijzen. Het gaat hier om levenscyclusanalyses (LCA's) of benchmarks. Het doel is hier primair milieukundige **weging:** een manier om de diverse milieuthema's onderling met elkaar te vergelijken.

Waardering zal het meest voorkomende gebruik van milieuprijzen zijn. Milieuprijzen zijn door de Tweede Kamer aanbevolen om te worden gebruikt bij kosten-batenanalyses in Nederland met aanzienlijke milieueffecten (Ministerie van IenM, 2017). Milieueffecten worden sindsdien in maatschappelijke kosten-batenanalyses of maatschappelijke kosten-effectiviteitsanalyses standaard gewaardeerd met milieuprijzen. Ook worden milieuprijzen gebruikt in 'echte prijs'-berekeningen waarbij de prijs van een product inclusief al hun externe kosten wordt berekend (zie bijv. (CE Delft, 2018b)). Milieuprijzen vormen zo de basis voor experimenten waarbij consumenten gevraagd worden om de daadwerkelijke prijs van een product te betalen met als doel om de keuze voor minder belastende alternatieven te stimuleren.

Weging van milieueffecten vindt soms plaats als laatste stap in een LCA om de resultaten in een uniform cijfer samen te vatten, de zogeheten *Single Score* (zie tekstkader). Volgens de methodiek van het Handboek Milieuprijzen worden de welvaartseffecten van emissies gemonetariseerd op een in de welvaartseconomie gebruikelijk kader. Er bestaan meer monetaire waarderingsmethoden (zie (Amadei, et al., 2021) voor een overzicht). De oudste daarvan is (Steen, 1999) die met de EPS-systematiek (Environmental Priority Strategies in product design), tot een monetaire weging, maar de uitgangspunten zijn hier eerder gebaseerd op een monetarisering van een hiërarchie van principes dan op de welvaartseconomie.[9]
Ook True Price (True Price, 2020) heeft een waarderingssystematiek gebaseerd op ethische principes in plaats van op welvaartseconomie. Een dergelijke benadering contrasteert met die van het huidige handboek die milieuprijzen ontwikkelt aan de hand van de schadekosten die zijn geworteld in de welvaartstheorie (zie Hoofdstuk 3).

[8] Dit onderscheid in twee manieren is gericht op het gebruik van milieuprijzen en niet zozeer op de substantie: in principe is waardering namelijk ook een vorm van weging: prijzen geven namelijk aan hoe het maatschappelijke nut van een bepaald goed zich verhoudt tot het nut van een ander goed.

[9] De EPS-systematiek ligt dichterbij het concept 'onbetaalde kosten' waarbij de auteur WTP-waarderingen afleidt via een hiërarchie van 'principes' of 'uitgangspunten'. Verdiscontering van toekomstige effecten wordt niet toegepast. De methode legt met name voor grondstofuitputting relatief hoge waarderingen vast gebaseerd op 'herstelkosten'.

Milieuprijzen als single score bij weging van midpointscores
Er zijn meer dan 10.000 stoffen bekend die ons milieu potentieel negatief beïnvloeden. Sinds lange tijd zijn milieukundigen op zoek gegaan naar een manier om de grote stroom van gegevens die milieukundige analyses (kunnen) opleveren in één indicator te vangen. De manier om de informatiestroom te comprimeren is door gebruik te maken van karakterisatie en weging.

Karakterisatie is een proces waarmee men met getallen (zogeheten karakterisatiefactoren) aangeeft hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect. Hoe hoger de karakterisatiefactor, hoe sterker de bijdrage. De stof methaan heeft bijvoorbeeld een hogere karakterisatiefactor voor het milieueffect 'broeikaseffect' dan de stof koolstofdioxide. Dat houdt in dat een kilo methaan de aarde sterker doet opwarmen dan een kilo koolstofdioxide.

Aan de hand van karakterisatiefactoren kunnen emissies worden gegroepeerd in een aantal overkoepelende milieuthema's, zoals klimaatverandering, verzuring of menselijke toxiciteit, de zogeheten midpoints (zie ook Paragraaf 3.3.3). Deze effecten op deze milieuthema's kunnen vervolgens echter niet onderling worden gewogen. Een onderzoeker kan dan tot de conclusie komen dat een beleidsoptie om afval te recyclen positieve effecten geeft op klimaatgebied, maar negatieve effecten op vermesting. De vraag is dan: Is deze beleidsoptie nu voordelig of nadelig voor het milieu? Ofwel: Welk milieuthema is belangrijker? Om die vraag te beantwoorden kunnen de diverse milieueffecten met elkaar gewogen. Daarmee ontstaat een 'single score' als eindresultaat. Deze score geeft aan of het nettoresultaat van de LCA een voordeel of een nadeel geeft voor het milieu.

Weging is dus een proces waarbij de midpoints worden samengevoegd tot één uniforme indicator. Om de milieueffecten op midpointniveau met elkaar te wegen zijn verschillende weegmethoden voorgesteld in de literatuur, onder meer gebaseerd op 'distance to target' (VROM, 1993) of expertpanels (Huppes, et al., 2007). Milieuprijzen vormen hierbij dus ook een methode om de milieuthema's met elkaar te wegen en de milieueffecten in een uniforme indicator samen te voegen. Deze indicator geeft dan informatie of een bepaalde maatregel, puur en alleen vanuit milieuoogpunt, aanbevelingswaardig is omdat het tot meer 'welvaart' leidt.

Financiële waardering als weegmethode wordt frequent toegepast bij diverse LCA's en bij concrete rekentools als de Milieubarometer (voor het midden- en kleinbedrijf), DuboCalc (gebruikt bij de bouw) en bij GreenCalc (voor het vergelijken van gebouwen qua milieuprestatie). Deze methoden gebruiken (bewerkingen) van milieuprijzen of oudere schaduwprijzen.[10]

2.2.2 Onder-, centrale-, en bovenwaarden

In dit handboek worden milieuprijzen op stof-, op midpointniveau en op endpointniveau gepresenteerd. Alle milieuprijzen worden gepresenteerd in een onderwaarde, een centrale waarde en een bovenwaarde. Dit is gedaan om de onzekerheid ten aanzien van het waarderen van milieuvervuiling tot uitdrukking te laten komen in de prijzen.

De onder- en bovenwaarden worden daarbij vooral gebruikt in maatschappelijke kostenbatenanalyses voor het doorrekeningen van de effecten van (overheids)beleid. Sinds het verschijnen van de Algemene Leidraad (CPB; PBL, 2013) is het expliciet de bedoeling om onzekerheden niet langer te 'verstoppen' in disconteringsvoeten of gevoeligheidsanalyses maar meer expliciet onderdeel te laten zijn van de kern van de MKBA zelf. Voor de kennisonzekerheid die samenhangt met het waarderen van de welvaartseffecten van emissies

[10] De MKI-scores in DuboCalc zijn bijvoorbeeld gebaseerd op oude milieuprijzen, toen nog schaduwprijzen geheten, van CE Delft uit het jaar 2000 (CE Delft, 2002).

wordt dus aanbevolen om met ranges te werken. Dit betekent dat we in het Handboek Milieuprijzen een **onder**- en **boven**waarde ontwikkelen voor gebruik in een MKBA. Deze onder- en bovenwaarden zijn ontwikkeld op het niveau van de waardering van de endpoints en werken via het stelsel van relaties tussen stof- en endpoints door tot onder- en bovenwaarden op stofniveau.

Centrale waarden worden aanbevolen voor de overige gebruikers. De centrale waarde geeft de best mogelijke schatting gegeven de onzekerheid over de waardering van milieueffecten. Bij een aantal thema's, waar de onzekerheid zeer groot is, zijn in de onder- en bovenschatting ook verschillen in de dosiseffectrelaties weergegeven. Dit geldt voor humane- en ecotoxiciteit, om op die manier goed de grotere mate van onzekerheid voor die thema's te duiden. Toxische stoffen geven daarom, over het algemeen, een grotere mate van variatie tussen de onder- en bovenwaarde dan stoffen die niet (primair) toxisch zijn.

Centrale waarden worden ook aanbevolen voor bedrijven die milieuprijzen willen gebruiken bij businesscases of milieujaarverslagen. Het financiële jaarverslag van een bedrijf telt normaliter geen ranges of onder- en bovenwaarden. Daarom wordt met de centrale waarde van milieuprijzen aangesloten bij deze praktijk.

Ook in LCA's wordt gewerkt met centrale waarden. Als gevoeligheidsvariant kan de LCA ook worden doorgerekend met onder- en bovenwaarden.

2.3 Resultaten: milieuprijzen op stofniveau

In deze paragraaf geven we de uitkomsten voor enkele veel voorkomende stoffen die kunnen worden gebruikt bij de waardering met milieuprijzen. Alle milieuprijzen zijn uitgedrukt in euro's per kg vervuilende stof in prijzen 2021.

2.3.1 Milieuprijzen voor emissies naar lucht

Emissies naar lucht vormen een belangrijke schadepost met name voor menselijke gezondheid omdat deze emissies kunnen worden ingeademd. Luchtvervuiling is ook het best onderzochte compartiment om de effecten van milieuvervuiling te beschrijven en kwantificeren.

De volgende tabel geeft de milieuprijzen per kg stof voor emissies naar lucht.

Tabel 3 – Milieuprijzen voor emissies van luchtverontreinigende stoffen, in €$_{2021}$/kg

Stof	Stofnaam	Onder	Centraal	Boven
CO_2	Koolstofdioxide	€ 0,050	€ 0,130	€ 0,160
CFC-11	Chloorfluorkoolstof	€ 283	€ 725	€ 926
$PM_{2,5}$	Fijnstof*	€ 73,3	€ 121	€ 169
PM_{10}	Fijnstof*	€ 41,4	€ 69,3	€ 97,9
$PM_{0,1}$	Ultrafijnstof	€ 296	€ 438	€ 660
NO_x	Stikstofoxiden	€ 18,3	€ 29,9	€ 44,1
SO_2	Zwaveldioxide	€ 33,7	€ 57,5	€ 83,1
NH_3	Ammoniak	€ 30,4	€ 49,3	€ 67,9
NMVOS	Vluchtige organische stoffen (niet-methaan)	€ 1,76	€ 2,73	€ 3,82
CH_4	Methaan	€ 1,81	€ 4,70	€ 5,78
As	Arseen	€ 6.987	€ 10.335	€ 15.583
Cd	Cadmium	€ 115.740	€ 171.133	€ 257.808
Cr-VI	Chroom VI	€ 1.834	€ 2.741	€ 4.203

Stof	Stofnaam	Onder	Centraal	Boven
Pb	Lood	€ 19.664	€ 29.078	€ 43.810
Hg	Kwik	€ 10.174	€ 15.325	€ 23.824
Ni	Nikkel	€ 103	€ 190	€ 386
	1,3 Butadiene	€ 1,08	€ 1,66	€ 2,43
	Benzeen	€ 0,243	€ 0,366	€ 0,543
	Benzo(a)pyrene	€ 3.859	€ 5.704	€ 8.590
	Dioxines	€ 34.071.638	€ 50.367.398	€ 75.847.243
	Formaldehyde	€ 0,330	€ 0,520	€ 0,744

* In de analyse dient men óf $PM_{2,5}$ óf PM_{10} mee te nemen en niet beide tegelijkertijd.

Zoals in Paragraaf 1.4.2 aangegeven zijn de milieuprijzen in dit hoofdstuk gemiddelde waarden voor Nederland. De schadekosten van de meeste van deze stoffen kan variëren door lokale omstandigheden (bevolkingsdichtheid) en de aard van de uitstoot van emissies (hoge schoorstenen of uitlaatgassen, etc.). Dat geldt vooral voor klassieke luchtverontreinigende stoffen die door inademing in het menselijk lichaam komen, zoals fijnstof, NO_x, SO_2, NH_3 en NMVOC. Als gemiddelden voor Nederland kunnen deze milieuprijzen niet zonder meer worden gebruikt voor specifieke toepassingen voor lokale milieuvervuiling, milieuvervuiling in andere landen en/of milieuvervuiling door niet-gemiddelde uitstootbronnen. In Hoofdstuk 6 wordt daar in meer detail op ingegaan en worden ook de achtergronden van de berekeningen gegeven. Tevens worden daar voor fijnstof en NO_x waarden gegeven die afhangen van de bron van uitstoot.

2.3.2 Milieuprijzen voor emissies naar water

Voor bepaling van de milieuprijzen naar water hebben we naast de eutrofiërende stoffen ook gekeken naar stoffen die de waterkwaliteit beschrijven conform de Regeling monitoring Kaderrichtlijn Water en de prioritaire stoffen die zijn vastgesteld in de richtlijn Besluit kwaliteitseisen en monitoring water uit 2009. De volgende tabel geeft voor enkele van deze stoffen de bijbehorende milieuprijzen. In Bijlage H is een uitgebreidere lijst van stoffen te vinden.[11]

Tabel 4 - Milieuprijzen naar water voor enkele veelgebruikte stoffen in het waterbeleid, in €$_{2021}$/kg

Stofnaam	Emissies naar zoetwater			Emissies naar zoutwater		
	Onder	Centraal	Boven	Onder	Centraal	Boven
Arseen	€ 233	€ 3.288	€ 15.494	€ 0	€ 257	€ 1.306
Barium	€ 2,84	€ 8,28	€ 27	€ 0,0064	€ 0,222	€ 1,09
Benzo(a)antraceen	€ 0	€ 50,1	€ 64,8	€ 0	€ 8,03	€ 10,4
Benzo(a)pyreen	€ 132	€ 196	€ 294	€ 10,2	€ 15,1	€ 22,5
Cadmium	€ 4,22	€ 43,2	€ 197	€ 0,176	€ 12,3	€ 61,6
Carbendazim	€ 1,13	€ 1,61	€ 2,12	€ 0,0203	€ 0,0288	€ 0,0372
Cypermethrin	€ 1.414	€ 2.009	€ 2.614	€ 180	€ 257	€ 340
Deltamethrin	€ 144	€ 205	€ 266	€ 13,2	€ 18,8	€ 24,3
Esfenvaleraat	€ 1.833	€ 2.601	€ 3.369	€ 50	€ 70,9	€ 91,7
Fluorantheen	€ 15,1	€ 21,5	€ 28,2	€ 1,32	€ 1,87	€ 2,43
Fosfaat	€ 0,845	€ 1,82	€ 3,34	€ 0	€ 0	€ 0
Imidacloprid	€ 0,381	€ 0,551	€ 0,770	€ 0,00479	€ 0,00680	€ 0,00882

[11] Overigens konden niet voor alle stoffen die in het waterbeleid een rol spelen een milieuprijs worden vastgesteld.

Stofnaam	Emissies naar zoetwater			Emissies naar zoutwater		
	Onder	Centraal	Boven	Onder	Centraal	Boven
Irgarol/Cybutryne	€ 0	€ 3.163	€ 4.095	€ 0	€ 85,8	€ 111
Kobalt	€ 0,128	€ 0,288	€ 0,844	€ 0,0434	€ 0,216	€ 0,895
Koper	€ 3,27	€ 5,11	€ 8,15	€ 1,16	€ 3,37	€ 9,70
Kwik	€ 12,5	€ 1.841	€ 9.300	€ 0,59	€ 758	€ 3.854
Lambda-cyhalothrin	€ 1.084	€ 1.543	€ 2.015	€ 207	€ 298	€ 399
Methylpirimifos	€ 30,2	€ 43,5	€ 60,2	€ 0,466	€ 0,663	€ 0,873
Nikkel	€ 13,1	€ 49,7	€ 184	€ 0,324	€ 6,26	€ 30
Nitraat (N-totaal)	€ 2,27	€ 4,23	€ 8,19	€ 7,64	€ 14,3	€ 27,6
Seleen	€ 0,318	€ 0,670	€ 1,83	€ 0,108	€ 0,440	€ 1,74
Thallium	€ 10,1	€ 199	€ 970	€ 0,157	€ 28,0	€ 156

Overigens blijkt uit de tabel dat de range in milieuprijzen tussen de onder- en bovenwaarde enorm groot kan zijn. Dit komt omdat het hier vooral ook gaat om stoffen die effecten op humane en ecotoxiciteit geven waarbij voor de onder- en bovenwaarde verschillende karakterisatiemodellen uit ReCiPe 2016 gebruiken om de onzekerheid in de effecten en tijdshorizon weer te geven. De centrale waarde geeft de waarde die wij het meest aannemelijk achten – deze waarde wordt voor de meeste toepassingen ook aanbevolen. Als de onzekerheid expliciet in beeld moet worden gebracht, zoals in Nederlandse MKBA's, dient men wel te werken met deze onder- en bovenwaardes.

2.3.3 Milieuprijzen voor emissies naar de bodem

Emissies naar bodem kunnen plaatsvinden door afval of vermesting. Dit kan verstorende effecten op ecosystemen hebben of gezondheidsrisico's voor de mens betekenen.
De volgende tabel geeft de milieuprijzen van een aantal stoffen bodemvervuiling.[12]

Tabel 5 – Milieuprijzen voor de emissies naar boden, in €$_{2021}$/kg

	Onder	Centraal	Boven
Antimoon (Sb)	€ 7,08	€ 26,3	€ 96,2
Antraceen	€ 0,176	€ 0,249	€ 0,322
Arseen (As)	€ 26,6	€ 229	€ 1.204
Barium (Ba)	€ 21,2	€ 35,1	€ 66,1
Benzo(a)antraceen	€ 0	€ 0,324	€ 0,420
Benzo(a)pyreen	€ 2,06	€ 3,04	€ 4,58
Cadmium (Cd)	€ 12,8	€ 3.049	€ 15.520
Chroom (Cr) (III)	€ 0,00374	€ 0,0135	€ 0,0435
Fenantreen	€ 0,042	€ 0,0595	€ 0,0769
Fluoranteen	€ 0,19	€ 0,27	€ 0,356
Kobalt (Co)	€ 0,000822	€ 0,095	€ 0,554
Koper (Cu)	€ 0,0242	€ 0,591	€ 2,94
Kwik (Hg)	€ 2,32	€ 382	€ 1.948
Lood (Pb)	€ 1,33	€ 31,6	€ 161
Molybdeen (Mo)	€ 6,28	€ 38,4	€ 195
Naftaleen	€ 0,053	€ 4,09	€ 6,16
Nikkel (Ni)	€ 7,63	€ 59,3	€ 377

[12] Bij de selectie van stoffen hebben we ons laten leiden door een verkennende analyse van de milieuschade door afval, zie (CE Delft, 2022a). Bij de milieuprijzen naar de bodem zijn er geen IQ-effecten gemonetariseerd.

	Onder	Centraal	Boven
Seleen (Se)	€ 0,00545	€ 0,208	€ 1,17
Tin (Sn)	€ 0,000211	€ 0,0711	€ 0,419
Vanadium (V)	€ 0,314	€ 2,19	€ 10,2
Zink (Zn)	€ 0,0717	€ 1.081	€ 5.502

Emissies naar bodem geven alleen effecten op menselijke gezondheid en ecosystemen. Bij de effecten op menselijke gezondheid is geen inschatting gemaakt van de effecten op het IQ.

Uit deze tabel blijkt wederom dat de milieuprijzen van stoffen naar de bodem enorm kan variëren tussen de onder- en bovenwaarde. Dit komt door de onzekerheid omtrent de verspreiding en dosiseffectrelaties van toxische stoffen die voor humane en ecotoxiciteit expliciet in beeld is gebracht. Voor de meeste toepassing vormt de centrale waarde een goede graadmeter voor de meest waarschijnlijke waardering van de stof.

2.3.4 Milieuprijzen voor overige impacts

Daarnaast zijn er ook individuele milieuprijzen voor geluidshinder (voor mensen) en landgebruik ontwikkeld. De milieuprijzen voor geluidshinder geven de externe kosten (gezondheidsschade én overlast) ten gevolge van geluidshinder weer voor mensen.[13] Geluidshinder in dit handboek gaat tellen vanaf een overlast van 45 dB (in tegenstelling tot het Handboek Milieuprijzen 2017 toen de afkapgrens 50 dB was). Voor weg- en vliegverkeer worden de onder- en bovenwaardes weergegeven in de volgende tabel. Centrale waardes en de waardes voor het spoorwegvervoer zijn weergegeven in Paragraaf 6.11 en in Annex G.

Tabel 6 - Milieuprijzen geluidsoverlast voor weg- en vliegverkeer, in €$_{2021}$ per dB (Lden) per persoon per jaar

	Wegverkeer		Vliegverkeer	
Geluidsbelasting dB(A)	Onder	Boven	Onder	Boven
45-49,9	-	€ 68	-	€ 183
50-54,9	€ 93	€ 248	€ 220	€ 506
55-59,9	€ 313	€ 517	€ 708	€ 994
60-64,9	€ 620	€ 875	€ 1.361	€ 1.647
65-69,9	€ 1.015	€ 1.323	€ 2.179	€ 2.465
70-74,9	€ 1.498	€ 1.861	€ 3.161	€ 3.447
75-79,9	€ 2.069	€ 2.489	€ 4.309	€ 4.595
80+	€ 2.450	€ 2.906	€ 5.069	€ 5.355

Voor landgebruik zijn de externe kosten ten gevolge van het verlies aan biodiversiteit door gemiddeld landgebruik in Nederland berekend. Deze zijn bepaald door het verlies aan biodiversiteit te bepalen ten opzichte van de 'natuurlijke staat': de staat waarin de natuur zich zou bevinden als er geen economische activiteiten worden ontplooid (zie verder Paragraaf 5.4) en deze te waarderen over een periode van 50 jaar (zie Paragraaf 6.13). Dit leidt tot deze gemiddelde waardering voor het biodiversiteitsverlies door landgebruik. Deze waarde kan worden gebruikt om de externe kosten van landgebruik te bepalen, zoals bijvoorbeeld gebeurt in natural capital accounting door bedrijven.

[13] Daarnaast kunnen er effecten optreden voor dieren door onderwatergeluid, dit is door ons niet gewaardeerd in dit handboek.

Tabel 7 - Milieuprijs voor landgebruik in Nederland en de EU27 voor effecten op biodiversiteit ten opzichte van een 'natuurlijke staat', in €$_{2021}$/m2 per jaar

	Onder	Centraal	Boven
Nederland	€ 0,065	€ 0,092	€ 0,119
EU27	€ 0,037	€ 0,053	€ 0,069

Overigens bevelen we aan om deze waardering met de nodige voorzorg te gebruiken. Het is beter om het precieze biodiversiteitsverlies te meten door landgebruik dan deze algemene kentallen te gebruiken. In een MKBA zal het bijvoorbeeld vaker gaan om een landgebruiksverandering waarbij zowel in het nul- als beleidsalternatief al verlies aan biodiversiteit zou gelden ten opzichte van de 'natuurlijke staat'. Landgebruiksveranderingen kunnen niet met bovenstaande tabel worden gewaardeerd – Paragraaf 6.13 geeft wel algemene kengetallen per landgebruikstype waarmee biodiversiteitsverliezen door landgebruiksveranderingen zeer rudimentair kunnen worden ingeschat.

2.4 Resultaten: prijzen op midpoint- en endpointniveau

Milieuprijzen kunnen ook worden weergegeven als de gewogen resultaten op midpoint-niveau. Hierbij zijn de emissies van individuele stoffen toebedeeld aan de diverse midpoints en zijn ze gewogen met de emissies. Hoofdstukken 4 en 6 geven de methoden aan die zijn gebruikt om tot een midpointprijs te komen.

2.4.1 Resultaten op midpointniveau: ReCiPe 2016 voor Nederland

Volgende tabel geeft een overzicht van de berekende prijzen op midpointniveau die kunnen worden gebruikt in levenscyclusanalyses. De midpoints en hun eenheden zijn van ReCiPe (2016). Als de resultaten van deze midpoints worden gebruikt in LCA dient de onderzoeker ook de milieueffecten te bepalen volgens de LCA-karakterisatiemethode van ReCiPe. Meer informatie over het gebruik is te vinden in Paragraaf 2.6. Toelichting op alle berekeningen is per midpoint te vinden in Hoofdstuk 6.

Tabel 8 - Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints, in €$_{2021}$ per eenheid voor Nederland

	Onder	Centraal	Boven	Eenheid	Cat.
Klimaatverandering	€ 0,05	€ 0,13	€ 0,16	€/kg CO_2-eq.	A
Ozonlaagaantasting	€ 15,2	€ 29,1	€ 69,6	€/kg CFC-11-eq.	A
Straling	€ 0,00275	€ 0,00422	€ 0,00594	€/kBq Co-60-eq.	A
Smogvorming, menselijke gezondheid	€ 0,99	€ 1,70	€ 2,21	€/kg NO_x-eq.	A
Smogvorming, ecosystemen land	€ 0,043	€ 0,043	€ 0,153	€/kg NO_x-eq.	A
Fijnstofvorming	€ 101,2	€ 168,0	€ 235,0	€/kg $PM_{2,5}$-eq.	A
Verzuring	€ 3,38	€ 6,46	€ 10,72	€/kg SO_2-eq.	A
Vermesting, zoetwater	€ 2,56	€ 5,53	€ 10,13	€/kg P-eq.	A
Vermesting, zoutwater	€ 7,64	€ 14,25	€ 27,60	€/kg N-eq.	A
Ecotoxiciteit, land	€ 0,00067	€ 0,00095	€ 0,00123	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Ecotoxiciteit, zoetwater	€ 0,0218	€ 0,0309	€ 0,0400	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Ecotoxiciteit, zoutwater	€ 0,0033	€ 0,0047	€ 0,0060	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Humane toxiciteit, kankergerelateerd	€ 3,55	€ 5,25	€ 7,91	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Humane toxiciteit, niet-kankergerelateerd	€ 0,066	€ 0,097	€ 0,146	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Landgebruik	€ 0,103	€ 0,146	€ 0,189	€/m^2 a crop-eq.	B
Uitputting, mineraal	€ 0,0000	€ 0,0140	€ 0,0826	€/kg Cu-eq.	B

	Onder	Centraal	Boven	Eenheid	Cat.
Uitputting, fossiel	€ 0,000	€ 0,028	€ 0,163	€/kg olie-eq.	B
Waterverbruik	€ 0,000	€ 0,137	€ 0,181	€/m^3	B
NO_2-aanvulling	€ 6,30	€ 9,32	€ 14,08	NO_x-eq.	C

De categorieclassificaties in de laatste kolom geeft een aanduiding voor het gebruik: Categorie A is een 'zekere' categorie, terwijl Categorie B een grotere mate van onzekerheid kent. Categorie C is een nieuwe categorie die buiten de bestaande karakterisatiemethode van ReCiPe valt, maar desalniettemin belangrijk is om op te nemen als het doel van de LCA het bepalen van de externe kosten is. Paragraaf 2.6 geeft meer duiding hoe die te gebruiken zijn.

Bij een vergelijking van de tabel hierboven met de tabel uit Paragraaf 2.3.1 dat de midpointprijs niet hetzelfde is als de stofprijs. De midpointprijs voor 1 kg SO_2-equivalent is bijvoorbeeld bijna negen keer zo laag als de prijs voor SO_2. Dat komt enerzijds omdat SO_2 ook andere effecten geeft (zoals op fijnstofvorming) en anderzijds doordat andere stoffen ook impact geven op het thema verzuring (zoals NO_x en NH_3). De uiteindelijke midpointprijs is het emissiegewogen gemiddelde van de stoffen die op het thema karakteriseren.
Dit laatste verklaart ook waarom de midpointprijs voor $PM_{2,5}$ bijvoorbeeld veel hoger is komen te liggen: emissies van andere stoffen geven ook effecten op het thema fijnstofvorming. De centrale waarde van € 168 per kg $PM_{2,5}$-eq. geeft feitelijk de monetaire schade van de stoffen die karakteriseren op het thema gewogen met de kans dat ze in een LCA-score naar voren komen. Die kans wordt bepaald door de emissies. In Paragraaf 6.4 wordt dit nader uitgelegd.

2.4.2 Resultaten op midpointniveau: ReCiPe 2016 voor Europa

In de meeste situaties zullen emissies over de hele levenscyclus van een product, zoals bepaald via LCA, niet uit Nederland komen maar uit andere landen. In principe kunnen deze emissies overal ter wereld ontstaan en daarom kan waardering met prijzen voor Nederland tot een overschatting leiden omdat Nederland een hoge bevolkingsdichtheid kent en de effecten van milieuvervuiling hier dus meer schade op de menselijke gezondheid kunnen geven. In dit handboek wordt de systematiek uit het handboek, in Hoofdstuk 7, toegepast op emissies in Europa, de EU27. Dit leidt tot een iets andere schatting voor een aantal midpoints, zoals weergegeven in de volgende tabel.

Milieuprijzen met effecten op mondiale schaal zijn hierbij niet anders gewaardeerd, omdat deze prijzen in de meeste gevallen al een Europese waarderingsgrondslag hadden.
Zo zijn de effecten van klimaatverandering, ozonlaagaantasting, straling en grondstofuitputting hetzelfde in de Europese set midpointprijzen als de Nederlandse.

Tabel 9 - Milieuprijzen voor LCA: ReCiPe 2016 midpoints, in $€_{2021}$ per eenheid voor EU27

	Onder	Centraal	Boven	Eenheid	Cat.
Klimaatverandering	€ 0,05	€ 0,13	€ 0,16	€/kg CO_2-eq.	A
Ozonlaagaantasting	€ 15,2	€ 29,1	€ 69,6	€/kg CFC-11-eq.	A
Straling	€ 0,00275	€ 0,00422	€ 0,00594	€/kBq Co-60-eq.	A
Smogvorming, menselijke gezondheid	€1,38	€2,17	€2,98	€/kg NO_x-eq.	A
Smogvorming, ecosystemen land	€ 0,416	€ 0,416	€ 0,526	€/kg NO_x-eq.	A
Fijnstofvorming	€ 61,7	€ 99,2	€ 138,1	€/kg $PM_{2,5}$-eq.	A
Verzuring	€ 2,66	€ 5,27	€ 9,30	€/kg SO_2-eq.	A
Vermesting, zoetwater	€ 2,56	€ 3,74	€ 10,13	€/kg P-eq.	A

	Onder	Centraal	Boven	Eenheid	Cat.
Vermesting, zoutwater	€ 7,64	€ 14,25	€ 27,60	€/kg N-eq.	A
Ecotoxiciteit, land	€ 0,00045	€ 0,00064	€ 0,00083	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Ecotoxiciteit, zoetwater	€ 0,0148	€ 0,0209	€ 0,0271	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Ecotoxiciteit, zoutwater	€ 0,0022	€ 0,0032	€ 0,0041	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Humane toxiciteit, kankergerelateerd	€ 2,70	€ 3,99	€ 6,01	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Humane toxiciteit, niet-kankergerelateerd	€ 0,048	€ 0,071	€ 0,106	€/kg 1,4-DCB-eq.	A
Landgebruik	€ 0,070	€ 0,099	€ 0,128	€/m^2 a crop-eq.	B
Uitputting, mineraal	€ 0,0000	€ 0,0140	€ 0,0826	€/kg Cu-eq.	B
Uitputting, fossiel	€ 0,000	€ 0,028	€ 0,163	€/kg olie-eq.	B
Waterverbruik	€ 0,000	€ 0,407	€ 0,811	€/m^3	B
NO_2-aanvulling	€ 4,31	€ 6,37	€ 9,62	NO_x-eq.	C

De uitgangspunten van de Europese inschatting worden besproken in Hoofdstuk 7. Door de lagere bevolkingsdichtheid is de waardering voor de meeste midpoints lager, maar de waardering van CO_2, CFC, straling en eutrofiërende emissies naar zoutwater is precies dezelfde omdat hierbij gebruik is gemaakt van Europese schattingen.

Voor meer informatie over hoe deze milieuprijzen zijn berekend verwijzen we naar Deel 2, en in het bijzonder de Hoofdstukken 6 en 7.

2.4.3 Resultaten op midpointniveau: PEF voor Nederland

De Product Environmental Footprint (PEF) is een Europese methode, mede ontwikkeld door het JRC (Joint Research Centre) die wordt aanbevolen door de Europese Commissie bij de beoordeling van milieueffecten van producten en organisaties. De PEF maakt voor een deel gebruik van andere milieukundige modellen en kent daardoor een andere karakterisatie dan ReCiPe (zie ook Bijlage D). De PEF is standaard in LCA-bepalingswijzen zoals de Europese EN15804-A2 en zal geleidelijk aan ook in Nederland breder worden toegepast.

In dit Handboek Milieuprijzen hebben we een omrekening gedaan van de milieuprijzen op stofniveau naar midpointprijzen volgens de PEF. De PEF kent aan de diverse midpoints drie onzekerheidscategorieën toe. Bij het bepalen van de milieuprijzen hebben we ons beperkt tot de categorieën die worden beoordeelt als ‘recommended and satisfactory’ (CAT I) en ‘recommended but in need of some improvement’ (CAT II). De categorie III-effecten konden in het tijdsbestek van dit handboek niet bepaald worden en zouden in toekomstig werk kunnen worden toegevoegd.

Tabel 10 - Midpointprijzen voor PEF-impactscores, CAT I en II, in $€_{2021}$ per eenheid

Naam Milieuthema PEF	Eenheid	Milieuprijs* per eenheid, NL	Milieuprijs* per eenheid, EU27
Klimaatverandering	kg CO_2-eq.	€ 0,130	€ 0,130
Ozonlaagaantasting	kg CFC-11-eq.	€ 29,1	€ 29,1
Straling	kBq U235-eq.	€ 0,00071	€ 0,00071
Smogvorming, menselijke gezondheid	kg NMVOC-eq.	€ 1,40	€ 1,48
Fijnstofvorming	Disease incidence	€ 1.937.047	€ 890.182
Verzuring	mol H+-eq.	€ 2,01	€ 2,04
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	€ 5,53	€ 3,74
Vermesting, zoutwater	kg N-eq.	€ 14,25	€ 14,25
Vermesting, land	mol N-eq.	€ 0,344	€ 0,331

* Dit betreft de milieuprijs per eenheid in de centrale variant.

Bijlage D geeft meer uitleg over de PEF-impactcategorieën en de manier waarop deze verschillend met ReCiPe. Hoofdstukken 6 en 7 omvatten nadere informatie hoe deze waarden zijn berekend.

2.5 Gebruik van milieuprijzen in een MKBA

Stofprijzen (Paragraaf 2.3) zullen over het algemeen worden gebruikt in een MKBA. In deze paragraaf geven we hierbij specifieke aandachtspunten die nodig zijn om milieuprijzen in een MKBA te gebruiken.

2.5.1 Algemeen raamwerk

Een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is een beslissingsinstrument dat gebruikt kan worden om afwegingen in het overheidsbeleid te verhelderen. Door zoveel mogelijk effecten van een maatregel in geld uit te drukken worden deze onderling vergelijkbaar en wordt het mogelijk overzichtelijke informatie te bieden voor een afweging tussen de voor- en nadelen van de maatregel

Voor MKBA's is in 2013 de Algemene Leidraad verschenen (CPB; PBL, 2013) die voorschrijft op welke manier MKBA's dienen te worden uitgevoerd. Nadere uitwerkingen van de Algemene Leidraad worden per beleidsdomein gegeven in zogeheten Werkwijzers.
CE Delft heeft in 2017 de Werkwijzer Milieu (CE Delft, 2017b) geschreven en gepubliceerd. De voorschriften, aanbevelingen en kengetallen in deze werkwijzer kunnen worden toegepast op milieubeleid en op ander beleid met belangrijke neveneffecten op het milieu. Daarnaast hebben ook de werkwijzers MIRT (RWS, 2018), Natuur (Arcadis en CE Delft, 2018) en Luchtvaart (SEO; Decisio; Twijnstra Gudde and To70, 2021) effecten omschreven die gekwantificeerd kunnen worden met milieuprijzen.

Een MKBA kan worden opgezet over verschillende soorten van beleidsafwegingen, zoals:

- Concrete overheidsinvesteringen, zoals de aanleg van een snelweg of het opzetten van een systeem van gescheiden inzameling. In dit geval zijn er (overheids)investeringskosten die maatschappelijke baten kennen in de vorm van minder milieuvervuiling.

- De introductie van milieubeleidsinstrumenten, zoals een afvalstoffenheffing of een subsidie op het gebied van duurzame energie. In dit geval stelt de overheid de kaders waarbinnen bedrijven en consumenten kunnen worden gedwongen of verleid om investeringen te plegen of gedrag aan te passen. In dergelijke gevallen bestaan er, naast de kosten van beleid, vooral private kosten bij bedrijven en/of consumenten en maatschappelijke baten in de vorm van minder milieuvervuiling.

- Verkennende beleidsopties zoals de vraag of het luchtkwaliteitsbeleid verder moet worden aangescherpt of dat hogere recyclingsdoelen maatschappelijk wenselijk zijn. In dit geval ondersteunt de MKBA de probleemanalyse en onderzoekt, in een verkennende rol, of aanvullend milieubeleid vanuit welvaartsoptiek wenselijk is.

2.5.2 Hoe worden milieuprijzen gebruikt in een MKBA?

In de MKBA worden milieueffecten zoveel mogelijk vastgesteld als volumeveranderingen in emissies van milieuvervuilende stoffen naar bodem, lucht en water.[14] Emissies leiden via verspreiding door het milieu tot effecten op de zogeheten endpoints: menselijke gezondheid (ziekte en overlijden), ecosysteemdiensten, gebouwen en materialen, grondstoffenbeschikbaarheid en hinder. Milieuprijzen leggen een link tussen emissies en de effecten op de endpoints en waarderen deze endpoints.

Milieuprijzen zijn vooral aan te bevelen in situaties waarin niet bekend is waar in Nederland de milieueffecten optreden, óf indien de milieueffecten minder belangrijke neveneffecten in de MKBA zijn. Als de MKBA een maatregel betreft met sterk regionale of lokale effecten is het gebruik van milieuprijzen af te raden en zou een milieueffectanalyse, zoals de Impact Pathway-benadering, zijn aan te bevelen om de milieuschade te kwantificeren. Hierbij kunnen wel de waarderingen op het endpointniveau (zie Hoofdstuk 5) worden gebruikt die in het Handboek Milieuprijzen zijn ontwikkeld.

De aanbeveling uit de Werkwijzer Milieu is om de milieueffecten zoveel mogelijk te waarderen maar de onzekerheid omtrent de waardering expliciet aan bod te laten komen door te werken met de onder- en bovenwaarde. Deze onder- en bovenwaarden moeten tegelijkertijd worden toegepast in zowel de WLO-Scenario's Hoog en Laag (CPB ; PBL, 2015a).

De milieuprijzen zijn zo geconstrueerd dat btw impliciet in de milieuprijzen verwerkt zit. Dit komt omdat een groot deel van de milieuprijzen gebaseerd is op Willingness-to-Pay-onderzoek waarbij consumenten hun voorkeuren baseren op prijzen inclusief btw.
Op klimaatgebied is dit anders: hier zijn de prijzen gebaseerd op kosten van maatregelen en deze worden over het algemeen exclusief btw bepaald. We hebben in het vorige handboek ervoor gekozen om voorgeschreven prijzen voor CO_2-waardering in een MKBA op te hogen met een gemiddeld btw-tarief van 18% (SEO, 2016a). We herhalen dit gebruik totdat een nieuwe set van prijzen voor MKBA beschikbaar komt.

De prijzen die in een MKBA worden gebruikt kunnen worden gevonden in de tabellen in Paragraaf 2.3, in Bijlage H of in de opzoektool op www.ce.nl/milieuprijzen. Voor klimaat geeft de volgende tabel de (tijdelijke) waarderingen die dienen te worden gebruikt in een MKBA. Hierbij zijn de voorgeschreven prijzen vanuit de WLO opgehoogd met de jaarlijkse groeivoet en inflatie, zodat de prijzen nu zijn weergegeven in het prijspeil van 2021 om consistentie met de andere milieuprijzen te verkrijgen:

Tabel 11 – Efficiënte prijzen die gebruikt dienen te worden in een Nederlandse MKBA tot nieuwe prijzen medio 2024 beschikbaar komen in €$_{2021}$/tCO_2

	2021	2030	2050
Onder	€ 19	€ 26	€ 52
Boven	€ 77	€ 104	€ 208
Tweegradenverkenning LAAG	€ 100	€ 130	€ 260
Tweegradenverkenning HOOG	€ 480	€ 650	€ 1'300

Gebaseerd op (Aalbers, et al., 2016), gecorrigeerd voor inflatie en inclusief 18% btw. Prijzen in de tweegradenverkenning zijn afgerond op tientallen.

[14] Daarnaast bestaan er ook verstorende ingrepen, zoals geluidshinder of visuele hinder, die niet in emissies worden vastgesteld maar wel onderdeel zijn van MKBA en ook met milieuprijzen kunnen worden gewaardeerd.

De aanbeveling is daarbij om de MKBA zowel uit te voeren met de onder- en bovenvariant als met de tweegradenvariant. Indien er verschil in uitkomsten ontstaat kan men kwalitatief bediscussiëren welke toekomstbeeld waarschijnlijker wordt geacht (een tweegradenbeleid of een beleid dat conform WLO Hoog en Laag leidt tot respectievelijk 65 en 45% reductie-verplichting voor Nederland in 2050).

2.6 Gebruik van milieuprijzen als midpointweegfactor in LCA

2.6.1 Algemeen raamwerk

Milieuprijzen kunnen ook worden gebruikt om de milieueffecten te wegen in bijvoorbeeld een LCA (levenscyclusanalyse). Milieuprijzen geven de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij. Bij waardering van emissies, zoals gebruikt in MKBA, wordt meestal gekeken naar de waarde die de emissies hebben ten opzichte van andere financiële grootheden. Bij weging van de emissies gaat het echter primair om de relatie tussen emissies onderling. Deze weegfactoren kunnen dan worden gezien als de sociaal-economische gewichten die aan de diverse milieueffecten worden toegekend.

Voor het gebruik als weegfactor zijn er in dit handboek milieuprijzen ontwikkeld op midpointniveau. Deze staan beschreven in Paragraaf 2.4. Belangrijk is hier te vermelden dat de milieuprijzen afhankelijk zijn van de methode van karakterisatie. Er bestaan diverse levenscyclusanalysetools, zoals ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2009); ReCiPe, 2016 (Huijbregts, et al., 2016); CML (Guinée, et al., 2002); ILCD (JRC, 2012) en de Product Environmental Footprint (PEF) (EC, 2021).

Omdat milieuprijzen zijn opgebouwd uit schattingen voor individuele stoffen en karakterisatiefactoren, zijn milieuprijzen op midpointniveau altijd uitsluitend voorhanden voor één bepaalde LCIA. In dit handboek presenteren we resultaten op basis van ReCiPe 2016 en enkele categorieën uit de PEF. Er bestaan geen omrekeningsfactoren om deze milieuprijzen voor andere karakterisatiemethoden beschikbaar te maken. Deze milieuprijzen kunnen dus niet worden gebruikt bij LCA's waarbij de ReCiPe 2008-methode is gebruikt. Ook is het niet zo dat de oude milieuprijzen uit het vorige handboek (die voor ReCiPe 2008 golden) dan maar gebruikt kunnen worden. Er bestaat daarom op dit moment geen actuele schatting van milieuprijzen volgens de ReCiPe 2008-karakterisatiemethode. Dergelijke milieuprijzen kunnen wel ontwikkeld worden, maar dit dient te gebeuren in toekomstig onderzoek omdat dit de draagwijdte van het huidige onderzoek te boven gaat.

Naast gebruik in levenscyclusanalyses kunnen midpointprijzen ook worden gebruikt in ander waarderingsonderzoek, of om stoffen met elkaar te vergelijken. Ook kan in sommige MKBA's een LCA worden uitgevoerd om onderzoek te doen naar voor- en achterwaartse milieu-effecten.

2.6.2 Gebruik van de resultaten ReCiPe 2016

In het vorige handboek werden er twee sets gepresenteerd: een set als single score-weegmethode en een set voor externe kostenschattingen. Het verschil tussen beide sets was dat de single score-weegmethode uitsluitend voor het hiërarchische wereldbeeld was bepaald, terwijl de externe kostenschattingen overeenkwam met het concept van de milieuprijzen. In de praktijk leidde dit tot veel verwarring bij gebruikers. In het nieuwe handboek presenteren we daarom nog maar één set van midpointprijzen, uitsluitend gebaseerd op de

externe kosten (milieuprijzen). Uiteraard kunnen deze prijzen ook gebruikt worden om tot een single score te komen.

Daarnaast hebben we besloten om de onzekerheid expliciet vorm te geven voor gebruik in LCA's door:
- Het hanteren van een range in onder-, centrale- en bovenwaarde.
- Een typeonderverdeling maken in effecten, waarbij effecten Type A redelijk zeker zijn, en effecten Type B tentatief zijn. Tentatieve waarden worden bij voorkeur niet opgenomen in kosten-batenanalyses maar kunnen worden opgenomen in LCA's om onderlinge vergelijkbaarheid van resultaten mogelijk te maken.

Daarnaast onderscheiden we ook nog een Categorie C: NO_2-effecten menselijke gezondheid. Dit betreft een aparte categorie, die niet standaard in LCA zit, omvat de gezondheids-effecten die exclusief samenhangen met emissies van NO_2, zoals bepaald door (COMEAP, 2018). In onze toedeling van de schadekosten van NO_2 over de diverse ReCiPe midpoints blijft dus een restcategorie over. Deze restcategorie kan ook worden gewaardeerd in een LCA, maar dan moeten de onderzoekers zelf deze score toevoegen. In Paragraaf 6.5 van dit handboek wordt dit toegelicht.

Wij raden onderzoekers die LCA's uitvoeren aan om een aparte analyse te maken van de NO_x (of NO_2) emissies die er met het product worden gegenereerd en die te waarderen met de waarde voor NO_2 en deze op te tellen bij de score op de andere midpoints.

In het testen van de milieuprijzen kwam verder naar voren dat bij modellen die gebruik-maakten van landspecifieke impactfactoren, er erg hoge scores konden ontstaan op landgebruik en fijnstofvorming. Het lijkt erop alsof dit mede afhangt van de manier van milieukundig modelleren waarbij er een dubbeltelling kan optreden als de milieuprijs voor Nederland gebruikt wordt in impactbepalingen die ook gebruikmaken van landspecifieke factoren, zoals Nederland. Daarom is de aanbeveling om bij het gebruik van milieuprijzen te werken met gemiddelde (mondiale of West-Europese) impactfactoren en deze ook niet per land te specificeren.

2.6.3 Voorbeeld gebruik milieuprijzen ReCiPe 2016

In deze paragraaf behandelen we een fictief voorbeeld hoe milieuprijzen kunnen worden toegepast voor een fabrikant van isolatiemateriaal. De fabrikant overweegt om de samen-stelling van het polystyreen in het isolatiemateriaal te vervangen door polyethyleen en wil onderzoeken welke milieueffecten dat veroorzaakt.

Als het gaat om de keuze voor het basismateriaal kan een levenscyclusanalyse een goed hulpmiddel zijn. Volgende tabel vergelijkt polystyreen met polyethyleen door middel van LCA en waardeert de effecten met milieuprijzen.

Zonder milieuprijzen zouden de uitkomsten gelijk zijn aan die in de tweede en derde kolom en zou de fabrikant zien dat polystyrene weliswaar meer klimaatverandering veroorzaakt, maar weer beter scoort op ecotoxiciteit naar land en humane toxiciteit. De fabrikant zou uit deze getallenbrei weinig wijs kunnen worden. Door de uitkomsten van de LCA te wegen met milieuprijzen blijkt echter dat polystyrene over de levenscyclus van het product ongeveer 30% meer schadekosten veroorzaakt dan polyethylene.

Tabel 12 - Vergelijking van scores tussen polystyrene en polyethylene per ton materiaal en bijbehorende milieukosten

LCA midpoint	Score PS	Score PE	Eenheid	Milieuprijs/ eenheid	€/tPS	€/tPE
Klimaatverandering	3812	2361	kg CO_2-eq.	€ 0,13	€ 495,54	€ 306,97
Ozonlaagaantasting	0,0001	0,0003	kg CFC11-eq.	€ 29,15	€ 0,00	€ 0,01
Straling	0,7	4,6	kBq Co-60-eq.	€ 0,0042	€ 0,00	€ 0,02
Smogvorming, menselijke gezondheid	6,4	4,8	kg NO_x-eq.	€ 1,68	€ 10,73	€ 8,13
Smogvorming, ecosystemen land	7,0	5,1	kg NO_x-eq.	€ 0,04	€ 0,30	€ 0,22
Fijnstofvorming	3,0	2,4	kg $PM_{2,5}$-eq.	€ 168,04	€ 498,69	€ 409,34
Verzuring	9,2	6,4	kg SO_2-eq.	€ 6,47	€ 59,24	€ 41,13
Vermesting, zoetwater	0,1	0,1	kg P-eq.	€ 5,53	€ 0,69	€ 0,36
Vermesting, zoutwater	0,02	0,01	kg N-eq.	€ 14,25	€ 0,23	€ 0,14
Ecotoxiciteit, land	2457	4761	kg 1,4-DCB	€ 0,0010	€ 2,34	€ 4,53
Ecotoxiciteit, zoetwater	1,7	1,2	kg 1,4-DCB	€ 0,0309	€ 0,05	€ 0,04
Ecotoxiciteit, zoutwater	3,5	4,2	kg 1,4-DCB	€ 0,0047	€ 0,02	€ 0,02
Humane toxiciteit, kankergerelateerd	19,9	19,2	kg 1,4-DCB	€ 5,25	€ 104,45	€ 100,66
Humane toxiciteit, niet-kankergerelateerd	78,7	351,8	kg 1,4-DCB	€ 0,10	€ 7,63	€ 34,10
Landgebruik	6,0	21,4	m^2a crop-eq.	€ 0,146	€ 0,87	€ 3,13
Uitputting, mineraal	0,7	4,6	kg Cu-eq.	€ 0,01	€ 0,01	€ 0,06
Uitputting, fossiel	1897	1712	kg oil-eq.	€ 0,03	€ 52,34	€ 47,24
Waterverbruik	65,0	20,7	m^3	€ 0,14	€ 8,90	€ 2,84
NO_2-aanvulling	5,4	4,5	kg NO_2-eq.	€ 9,32	€ 50,55	€ 42,17
Totaal					**€ 1.293**	**€ 1.001**

Daarnaast biedt de analyse met milieuprijzen ook handvaten voor bedrijven om te zien waar de grootste schadeposten ontstaan. Bij beide productieprocessen zijn dat de emissies van fijnstofvorming gevolgd door klimaatverandering. Humane toxiciteit is een derde grote kostenpost. Zaken als ozonlaagaantasting en straling veroorzaken nauwelijks schadekosten in deze levenscyclus. Dit kan fabrikanten een aanwijzing geven waar zij hun productie-processen kunnen verbeteren als zij hun milieubelasting omlaag willen brengen (zie ook hieronder).

2.7 Gebruik milieuprijzen door bedrijven

Duurzaamheid is voor bedrijven tegenwoordig een belangrijke randvoorwaarde voor productie. De ontwikkelingen en uitdagingen op het gebied van duurzaamheid volgen elkaar steeds sneller op. Daarbij staan bedrijven steeds maar aan de lat om juiste keuzes te maken in de verduurzaming van hun productieprocessen en helder over hun milieuprestaties te rapporteren.

Steeds meer bedrijven zien duurzaamheid daarbij niet alleen als een randvoorwaarde maar juist ook als een kans. Door besparing op energie- en grondstoffen en hergebruik voegen zij economische waarde toe aan hun productieproces én leveren ze een bijdrage aan een duurzame samenleving. Het inzicht ontstaat dat innovaties niet alleen kunnen worden doorgevoerd in het productieproces, maar juist ook over de hele keten. Daarin speelt de financiële waarde (prijs) een belangrijke rol en binnen die rol kunnen milieuprijzen een essentiële functie vervullen.

We beschrijven in deze paragraaf een aantal veelgebruikte toepassingen van milieuprijzen bij bedrijven:

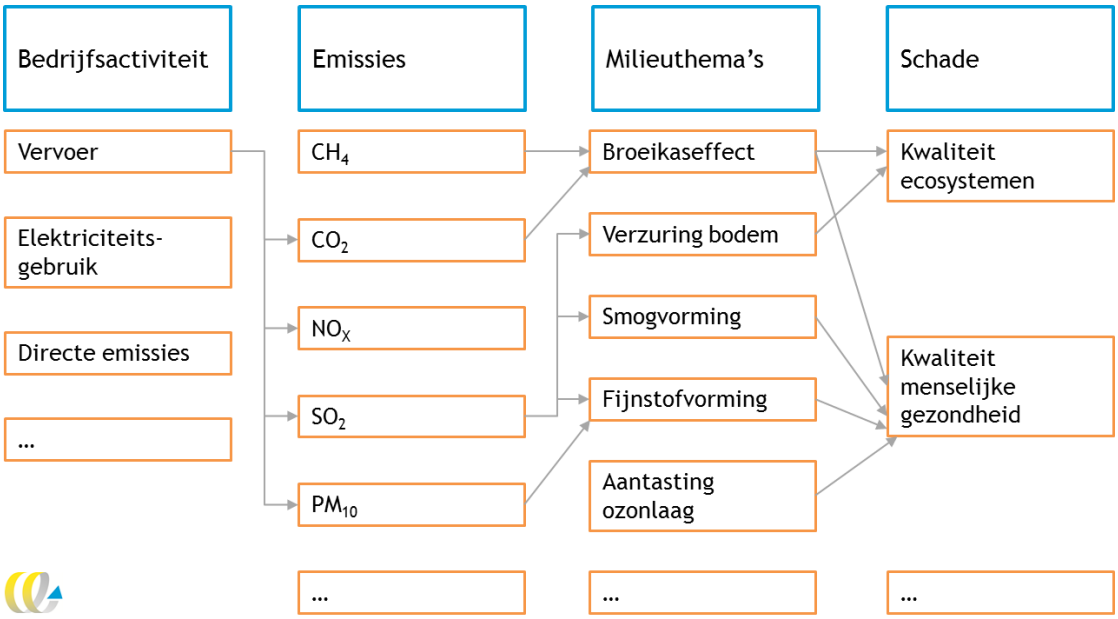
- communicatie over de maatschappelijke impact naar de aandeelhouders en samenleving (Paragraaf 2.7.2);
- ranking en scorebepaling van de performance van een bedrijf (Paragraaf 2.7.3);
- afwegingen rondom optimalisatie van productieprocessen, waaronder inkoop en de ontwikkeling van een maatschappelijke business case (Paragraaf 2.7.4).

Hieronder leggen we eerst uit hoe milieuprijzen kunnen worden toegepast bij bedrijven.

2.7.1 Hoe werken milieuprijzen bij bedrijven?

Bedrijfsactiviteiten zoals vervoer, het gebruik van elektriciteit en gas of de productie van materialen en grondstoffen veroorzaken emissies van milieuschadelijke stoffen. Deze stoffen hebben verschillende effecten op het milieu. Sommige stoffen dragen bij aan het broeikaseffect. Andere stoffen zorgen voor vermesting van het land, tasten de ozonlaag aan of zijn toxisch van aard. Soms heeft emissie van een bepaalde stof zelfs meerdere milieueffecten. Een voorbeeld hiervan is SO_2 die zorgt voor de vorming van fijnstof, smog én verzuring van de grond. Figuur 3 geeft een illustratief voorbeeld van hoe bedrijfsactiviteiten verschillende milieueffecten veroorzaken en uiteindelijk schade opleveren aan menselijke gezondheid en ecosystemen.

Figuur 3 - Relatie tussen bedrijfsactiviteiten, emissies en het milieu



Deze figuur dient enkel als een illustratief voorbeeld en biedt geen volledige inzage in milieukundige oorzaak-effectrelaties.

Milieuprijzen rekenen de keten van emissies naar schade door. Milieuprijzen zijn niet behulpzaam bij de vertaling van bedrijfsactiviteit naar emissies. Daarvoor kunnen concrete tools worden gebruikt, zoals de Milieubarometer voor het Midden- en Kleinbedrijf van de Stichting Stimular. Ook kan het bedrijf eigen analyses maken. Verder kan aansluiting worden gevonden bij de rapportage naar het bevoegd gezag, of emissierapportages in het kader van het EU ETS of milieu- of emissierapportages in het kader van de E-PRTR-regelgeving.

Als de emissies bekend zijn kan met milieuprijzen worden berekend wat de milieuschade is van de bedrijfsactiviteit of de milieuwinst van de investering. Daarbij worden de fysieke emissies (kg stof) vermenigvuldigd met de milieuprijzen (in €/kg stof) waardoor de emissies worden uitgedrukt in euro's. De milieuprijs weerspiegelt daarbij alle effecten van de betreffende milieuschadelijke stof op het milieu. Dus bijvoorbeeld in het geval van SO_2 zowel verzuring van de bodem, als smogvorming en fijnstofvorming. Op deze manier worden alle milieueffecten als gevolg van de verschillende bedrijfsactiviteiten uitgedrukt in euro's.

2.7.2 Milieuprijzen als onderdeel van ESG Reporting

Een dergelijk gebruik van milieuprijzen krijgt mogelijk nieuwe toepassingen binnen de Corporate Social Responsibility Directive (CSRD) van de Europese Unie. De CSRD is een wettelijk kader dat bedrijven verplicht om in een jaarverslag te rapporteren over hun duurzaamheidsinspanningen (zie Box). Om aan de eisen van deze richtlijn te voldoen en een grotere mate van transparantie te bewerkstelligen kunnen bedrijven hun milieueffecten te monetariseren. Milieuprijzen bieden bedrijven een gestandaardiseerde en transparante manier bieden om de milieu-impact van hun activiteiten te berekenen. Deze informatie wordt vervolgens gebruikt om belanghebbenden te informeren over de inspanningen van het bedrijf op het gebied van duurzaamheid en om verbeterpunten te identificeren.

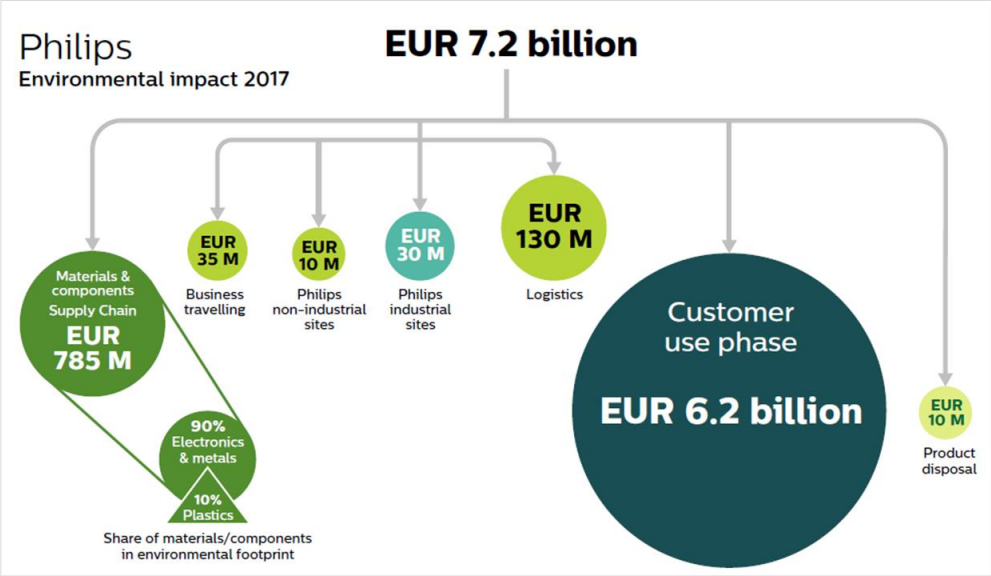
De CSRD Directive and non-financial disclosure Directive.
De Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD) is een richtlijn van de Europese Unie die bedrijven verplicht te rapporteren over hun prestaties op het gebied van milieu, maatschappij en bestuur (ESG) die de Non-Financial Disclosure Directive (NFRD) gaat opvolgen. De NFRD geeft richtlijnen hoe er in het jaarverslag gerapporteerd moet worden over niet-financiële aspecten bij bedrijven met meer dan 500 werknemers. Vanaf 2023 moeten zij onder meer rapporteren over biodiversiteit en het tegengaan van vervuiling. Vanaf 2024 wordt deze richtlijn omgezet in de CSRD Directive en worden er steeds meer eisen toegevoegd aan de rapportage en de bedrijven die moeten rapporteren. Uiteindelijk leidt dit ertoe dat in 2028 alle bedrijven rapportageplichtig zijn.

Onder de CSRD zijn bedrijven verplicht om jaarlijks een duurzaamheidsverslag te publiceren, dat informatie moet bevatten over de ESG-prestaties van het bedrijf, evenals haar beleid, risico's en toekomstplannen met betrekking tot duurzaamheid. Het verslag moet gebaseerd zijn op internationaal erkende standaarden voor duurzaamheidsrapportage, zoals de Global Reporting Initiative (GRI)-standaarden.

Een belangrijke toepassing van milieuprijzen is om de effectiviteit van het gevoerde beleid van een bedrijf te rapporteren. Met milieuprijzen kan er namelijk een integrale indicator worden ontwikkeld die aangeeft hoeveel de milieuschade die een bedrijf heeft veroorzaakt is afgenomen.

Volgende afbeelding laat zien hoe Philips in 2018 heeft gerapporteerd over hun milieubelasting met behulp van milieuprijzen. Uit deze grafiek blijkt duidelijk dat het energiegebruik in de consumptiefase veruit de grootste milieubelasting vormt van de verkochte producten. Dergelijke informatie is behulpzaam bij het prioriteren van de duurzaamheidsstrategie van een bedrijf.

Figuur 4 - Toepassing van milieuprijzen bij Philips in het duurzaamheidsverslag



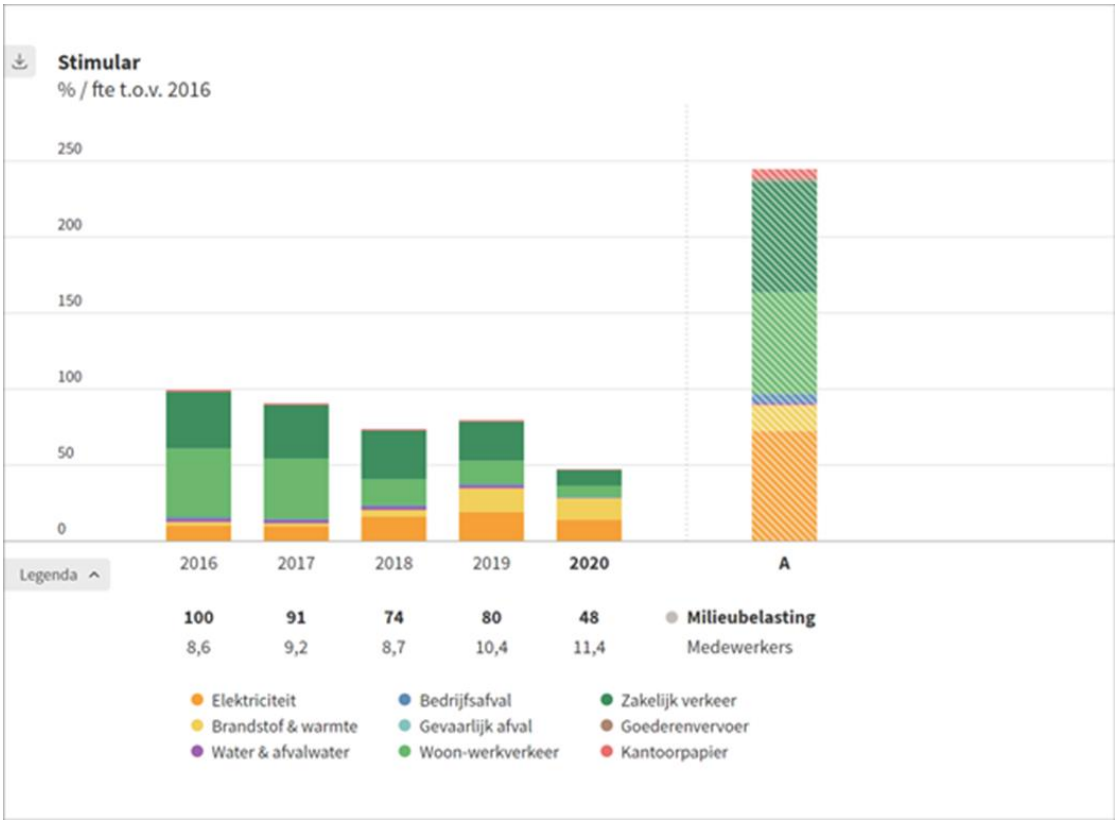
Bron: (Philips, 2018). Gebruikt met toestemming van Philips.

2.7.3 Ranking en score

Milieuprijzen kunnen worden gebruikt als een rankingsmechanisme waarbij de resultaten van het bedrijf worden vergeleken met andere bedrijven uit dezelfde branche. Tools zoals de Milieubarometer van Stichting Stimular, of de CO_2-prestatieladder van SKAO (Stichting Klimaatvriendelijk Aanbesteden en Ondernemen) berekenen de emissies van een bedrijf aan de hand van vragenlijsten. Als die emissies worden gewogen met milieuprijzen kunnen ze een integrale score opleveren. Omdat Stichting Stimular en SKAO voor veel bedrijven een berekening uitvoeren kunnen er ook branchegemiddeldes worden uitgerekend waarmee bedrijven zich onderling kunnen vergelijken.

Volgende figuur geeft een voorbeeld van een branchegemiddelde (A) en het jaarlijks verloop van een bedrijf waarbij de milieubelasting is uitgedrukt als relatieve grootheid ten opzichte van het aantal voltijdsarbeidsplaatsen (fte).

Figuur 5 -Voorbeeld van een bedrijf dat in de Milieubarometer van Stichting Stimular met milieuprijzen hun milieuprestaties kan vergelijken door de tijd heen en ook kan vergelijken ten opzichte van het branche-gemiddelde (A)



Bron: Stichting Stimular, Gebruikt met toestemming.

2.7.4 Optimalisatie van de bedrijfsvoering met betrekking tot milieubelasting

Milieuprijzen kunnen voor bedrijven behulpzaam zijn bij diverse activiteiten waarbij het bedrijf probeert om de bedrijfsvoering te optimaliseren rekening houdend met de milieu-impacts. In deze situaties zal een bedrijf hetzij levenscyclusanalyses (zie Paragraaf 2.6) of kosten-baten analyses (zie Paragraaf 2.5) toepassen.

In combinatie met levenscyclusanalyses kan een bedrijf:

- inzicht krijgen in de plaats in de waardeketen van het bedrijf waar de meeste milieuwinst te halen is;
- de duurzaamheidswinst berekenen die te realiseren is met een andere manier van inkoop;
- afwegen of de extra energie-inzet van recycling opweegt tegenover minder primair materiaalverbruik;
- een echte prijs voor de producten berekenen waarbij alle milieueffecten zijn geïnternaliseerd.

In Paragraaf 2.6.3 is al een voorbeeld gegeven hoe een bedrijf, door middel van levens-cyclusanalyses, beslissingen kan nemen in de ontwerpfase van een product. Ook in Para-graaf 2.7.2 hebben we laten zie hoe Philips aan de hand van levenscyclusanalyses, met milieuprijzen inzicht verkrijgt in welke stap van de keten het meeste duurzaamheidswinst valt te behalen.

In combinatie met kosten-batenanalyses kan een bedrijf een maatschappelijke businesscase opstellen. Een maatschappelijke businesscase is breder dan de traditionele businesscase waarbij alleen financiële waarden voor het bedrijf worden gekwantificeerd in een kosten/batensaldo. In een maatschappelijke businesscase worden juist de maatschappelijke kosten en baten vanuit het perspectief van verschillende stakeholders belicht. Milieuprijzen kunnen hierbij behulpzaam zijn om de impacts op het milieu van een prijs te voorzien.

Een bedrijf dat met een traditionele businesscase voor investering A zou hebben gekozen kan met een maatschappelijke businesscase het inzicht verkrijgen dat investering A weliswaar financieel rendabeler is dan het alternatief B, maar dat het alternatief B in de maatschappelijke businesscase een hoger rendement zou opleveren. Door de maatschappelijke businesscase naast de financiële businesscase te zetten kan het bedrijf de discussie over maatschappelijke impacts van haar operaties stroomlijnen en van harde data voorzien. Dit kan een bijzonder krachtig hulpmiddel zijn om de discussie over maatschappelijke effecten van keuzes in de bedrijfsvoering te structureren.

2.8 Beperkingen in het gebruik van milieuprijzen

Hoewel milieuprijzen veelvuldig worden gebruikt voor het waarderen van de effecten van milieuvervuiling zijn er ook bezwaren tegen of beperkingen in het gebruik van milieuprijzen. In deze paragraaf bespreken we de beperkingen die optreden bij:
- ethische bezwaren tegen het waarderen van milieuvervuiling;
- gebruik milieuprijzen bij vaststaande beleidsdoelstellingen;
- gebruik milieuprijzen bij stoffen die niet afbreken in het milieu;
- Gebruik milieuprijzen bij niet-gemiddelde situaties.

2.8.1 Bezwaren tegen economisch waarderen van milieuvervuiling

Er is in de wetenschappelijke of populaire literatuur, en vanuit verschillende hoeken, soms bezwaar geuit tegen het economisch waarderen van milieugoederen voor hun effect op de welvaart. Men kan beweren dat het onwenselijk, onjuist of moreel verwerpelijk is om aan gezondheid of natuur een prijskaartje te hangen.

Milieuprijzen door CE Delft ontwikkeld zijn sterk gegrondvest in de (welvaarts)economie waarin wordt getracht om te komen tot een maximalisatie van welzijn per capita. Economische waardering van milieuvervuiling is antropocentrisch: de waardering van de leefomgeving wordt door mensen gedaan. Vanuit een filosofisch oogpunt zouden er ook biocentrische (Singer, 1983) of ecocentrische waarden kunnen bestaan (Moore, 1962). Dergelijke waarden worden met milieuprijzen niet benaderd.

Het is belangrijk om hierbij te vermelden dat economische waardering dergelijke waarden ook niet hoeft aan te tasten. Economische waardering faciliteert en rationaliseert alleen keuzes tussen alternatieven waarvoor schaarse bronnen moeten worden gebruikt (tijd, geld). Als geld wordt besteed aan Alternatief A, dan kan het niet worden besteed aan Alternatief B. Bij het afwegen van deze keuzes kan zeer goed rekening worden gehouden met erkenning van intrinsieke waarden door de ruimte waarin economische keuzes kunnen worden gemaakt te begrenzen. Impliciet gebeurt dat ook bijvoorbeeld in het natuurbeleid waar de *Habitatrichtlijn* bescherming van kwetsbare soorten verplicht stelt ongeacht de voorkeuren van mensen voor deze bescherming.

Economische keuzes kunnen dus worden gemaakt met inachtneming van intrinsieke waardes en de grenzen waarbinnen er keuzes kunnen worden gemaakt. Als we beslissen welk deel van ons geld we willen besteden aan ontwikkelingssamenwerking, ontkennen we ook niet de

intrinsieke waarde van mensen die in de ontwikkelingslanden wonen. Economen kijken hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor verschillende goederen en doeleinden en daaruit leiden ze de economische waarde van die goederen af. Natuurlijk kunnen mensen het oneens zijn met de voorkeuren en (morele) waarden van andere mensen, en dus met hun betalingsbereidheid. Economen nemen echter bij voorkeur slechts waar wat zich in de maatschappij afspeelt.

Een hieraan verwant kritiekpunt is dat milieuprijzen exploitatie van de natuur zou legitimeren. Zolang er maar een 'juiste prijs' wordt betaald kan de natuur eindeloos worden uitgeput. Milieuprijzen kunnen echter alleen worden gebruikt om de invloeden die de beslissingen hebben op milieu en natuur mee te nemen in de besluitvorming. Illegale vervuiling van het milieu moet altijd binnen de wettelijke kaders worden aangepakt. Milieuprijzen zouden niet in plaats van normen en waarden moeten komen die bepalen wat we willen behouden in deze wereld.

Soms is er een misverstand rondom het waarderen van gezondheid. Het lijkt alsof met het waarderen van gezondheid er een waardeoordeel wordt uitgesproken hoeveel een mensenleven waard is en dat wordt door sommigen immoreel beschouwd. Er bestaat echter in de ethiek geen morele verplichting om levens te redden tegen alle kosten (bijvoorbeeld ten koste van iemands eigen leven). Maar belangrijker is dat economische waardering geen waardering uitspreekt over levens, maar over risico's van overlijden uitgedrukt in *statistische* levens. Als bijvoorbeeld een bepaald risico wordt gereduceerd van vijftien op een miljoen tot veertien op een miljoen voor een bevolking van een miljoen, dan is er één statistisch leven gered. Dergelijke vergelijkende beoordelingen worden door mensen onbewust gemaakt in het dagelijks leven, zoals bij keuzes tussen wel of niet in de auto of vliegtuig stappen, bij de keuzes voor een levensstijl met bijbehorende risico's op voortijdig overlijden. Dus hoewel het leven als zodanig onbetaalbaar is, is veiligheid in de zin van statistische risicoreductie dat niet. Daarom treedt er een economisch keuzeprobleem op bij de keuze welke risico's aanvaardbaar zijn en welke niet. Met milieuprijzen wordt deze afweging expliciet gemaakt en betrokken bij andere vormen van besluitvorming.

Sommige critici maken bezwaar tegen economische waardering met het argument dat door nadruk te leggen op de goederen van individuen, alleen rekening wordt gehouden met eigenbelang. Ze stellen dat onderwerpen zoals milieubescherming moeten worden beoordeeld op basis van publiekbelang, dus naar wat het beste is voor de maatschappij als geheel. Of publiekbelang hetzelfde is als de som van de individuele eigenbelangen is een nog onbeantwoorde, controversiële vraag in de politieke filosofie. We kunnen alleen benadrukken dat milieuprijzen gebaseerd op betalingsbereidheid die kunnen worden gebruikt voor kosten-batenanalyses geen vervanging zijn voor een politiek proces; ze leveren alleen maar informatie over de voorkeuren van mensen, dus over hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor een bepaalde verandering in milieukwaliteit.
De politiek kan en mag daarvan afwijken.

2.8.2 Beperkingen in de toepassing van milieuprijzen bij beleid dat restricties aan emissies legt

Naast ethische bezwaren zijn er ook beperkingen in het gebruik van milieuprijzen. Eén van de voorbeelden is een situatie waarin een toename van de emissies wettelijk is begrensd. Dit is bijv. het geval bij het stikstofdossier in Nederland, of bij de Kaderrichtlijn Water.

In Nederland zorgen de relatief hoge bevolkingsdichtheid met een relatief grote landbouw- en primaire industriesector ervoor dat er veel stikstof wordt uitgestoten, zowel in de vorm van NO_x (verkeer en industrie) als NH_3 (landbouw). De problemen daarvan zijn al lange tijd

bekend en werden in het verleden bijvoorbeeld benoemd in het probleem van de mest-overschotten (Dietz, 2000).

In de Wet natuurbescherming staat, conform de Europese Habitatrichtlijn, dat er bij een economische activiteit die stikstof uitstoot, moet worden getoetst wat het effect hiervan is op Natura 2000-gebieden. Stikstof zorgt voor voedselrijke grond waardoor beschermde planten- en diersoorten verdwijnen. Dit probleem werd sinds 2015 gereguleerd via het Programma Aanpak Stikstof (PAS). Dankzij het PAS werd het mogelijk om toch een vergunning te krijgen voor uitstoot van stikstof, omdat het PAS rekende met de effecten van maatregelen die later genomen zouden worden. De bestuursrechter heeft aan die praktijk een einde gemaakt in 2019 en sindsdien kunnen alle natuurvergunningen worden aangevochten als er geen rekening is gehouden met de uitstoot van stikstof.

Dit leidt tot een situatie dat er voor stikstofuitstoot, in bepaalde situaties, niet gewerkt kan worden met milieuprijzen. Er is immers een grens gesteld en elke extra uitstoot van stikstof kan voor de rechter worden aangevochten. Daardoor worden de kosten van stikstofuitstoot voor Nederland niet bepaald door de schadekosten, maar juist door de preventiekosten. De preventiekosten voor stikstofuitstoot die mogelijk is onder de natuurbeschermingswet is daarbij veel hoger dan de schadekosten. Als we in een MKBA de extra stikstofuitstoot van bijvoorbeeld een weguitbreiding waarderen tegen schadekosten, onderschatten we de kosten van het project. Daarom moet een onderzoeker in een dergelijke MKBA de extra stikstofuitstoot waarderen met de kosten om die te compenseren in plaats van met schadekosten. Uiteraard kunnen milieuprijzen voor stikstof wel worden gebruikt in situaties waarin compensatie niet nodig is.[15]

Een vergelijkbare situatie kan ontstaan als Nederland in 2027 moet voldoen aan de doelen die de Kaderrichtlijn Water (KRW, 2000/60/EG).[16] De KRW heeft als doel om de kwaliteit van watersystemen te verbeteren, zoals grondwater en oppervlaktewater. Het moet de vervuiling van waterlichamen verminderen en voorkomen, duurzaam watergebruik bevorderen en de effecten van overstromingen en droogte beperken. De KRW stelt concrete doelen voor elk oppervlakte- en grondwaterlichaam en voor specifiek beschermde gebieden zoals Natura 2000-gebieden. De verwachting is dat een deel van de waterlichamen de vereiste kwaliteitsnormen niet halen en dit kan vergunningverlening in de weg zitten. Ook in dit geval kan de beleidscontext beperkingen opleggen aan activiteiten waardoor waardering met milieuprijzen niet de juiste (schaduw)prijs van die beperkingen meet.

2.8.3 Beperkingen in het gebruik van milieuprijzen bij bio-accumulatieve stoffen

Bio-accumulatieve stoffen zijn stoffen die niet meer uit het milieu verdwijnen omdat ze niet worden afgebroken. Traditioneel worden zware metalen als bio-accumulatieve stoffen beschouwd omdat ze zeer moeilijk worden afgebroken. Zware metalen komen evenwel ook van nature voor in de biosfeer en daarom hebben organismen ook manieren gevonden om hiermee om te gaan. Er is ook een lange traditie van onderzoek naar de effecten van deze stoffen op het milieu.

[15] Daarnaast kan een onderzoeker wel een analyse maken van de maatschappelijke kosten en baten van dergelijke strenge milieubeleidsnormen. Hierbij moet wel worden erkend dat er niet-antropocentrische redenen kunnen zijn om dergelijke normen in te stellen en dat deze niet goed via de welvaartseconomie beoordeeld kunnen worden.

[16] Bij een vergelijkbaar beleidsdossier als de Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie moeten de doelen officieel zelfs al voor 2020 zijn gerealiseerd.

Dit geldt evenwel niet voor tal van chemische verbindingen die de laatste 100 jaar zijn uitgevonden en die ook niet afbreekbaar zijn in het milieu. Deze stoffen komen van nature niet voor in het milieu. We kunnen hierbij denken aan PFAS: een groep poly- en perfluoralkylstoffen die uit duizenden individuele stoffen bestaan, en die slecht tot niet worden afgebroken in het milieu. Elke emissie leidt dus tot een verhoging van de concentratie in het milieu. De effecten van deze stoffen zijn vaak slecht tot niet bekend en ondanks het feit dat Europese regelgeving over toelating van chemische stoffen sterk is verbeterd, weten we weinig tot niets over de accumulatieve en langetermijneffecten van deze stoffen.

Waardering voor veel van de bio-accumulatieve stoffen met onbekende werking is niet in het Handboek Milieuprijzen te vinden. Dit komt omdat de onzekerheid te groot is en we niet nu kunnen waarderen welke potentiële effecten er in de toekomst kunnen optreden. In plaats van milieuprijzen zouden dergelijke stoffen met risicoanalyses moeten worden benaderd (zie ook Bijlage G).

2.8.4 Beperkingen in het gebruik milieuprijzen bij niet-gemiddelde situaties

Milieuprijzen worden weergegeven voor een gemiddelde emissie op een gemiddelde locatie in Nederland. Voor luchtvervuilende emissies is daarnaast in Paragraaf 6.4.11 nog een verbijzondering naar uitstootlocatie gegeven.

Milieuprijzen kunnen daarmee niet (goed) gebruikt worden de schade van situaties in te schatten die sterk afwijken van deze gemiddelde situatie, zoals emissies op open zee, emissies van een specifieke puntbron die in een stad staat, etc. In dergelijke gevallen zal er een specifieke milieuprijs moeten worden ontwikkeld (zie ook Hoofdstuk 7).

DEEL 2: METHODOLOGISCH DEEL

3 Methodologisch kader

3.1 Inleiding

Milieuprijzen zijn kengetallen die de betalingsbereidheid voor vermindering van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen weer die optreden indien er één extra kilogram van de stof in het milieu terechtkomt. Milieuprijzen zijn over het algemeen gelijk aan de externe kosten.

In dit hoofdstuk gaan we op hoofdlijnen in op het methodologische kader voor het opstellen van milieuprijzen. Allereerst geven we in Paragraaf 3.2 een uiteenzetting van het concept externe kosten. Vervolgens geven we in Paragraaf 3.3 het raamwerk van de waardering van externe kosten weer. Dit hoofdstuk geeft een algemene inleiding in het opstellen van milieuprijzen, maar gaat niet specifiek in op de manier waarop we tot een waardering van milieuprijzen zijn gekomen. Informatie over alle afwegingen die zijn gemaakt om tot deze milieuprijzen te komen staan vermeld in de Hoofdstukken 4, 5 en 6.

3.2 Economische betekenis milieuprijzen

3.2.1 Welvaartseconomische achtergrond

Waarderen van milieukwaliteit betekent dat de waarde die milieukwaliteit heeft voor de samenleving in geld wordt uitgedrukt. Omdat de waarde voor milieukwaliteit in veel gevallen niet direct valt te bepalen (bijvoorbeeld via marktprijzen) dient deze te worden berekend.

De onderzoekstraditie van het financieel waarderen van milieueffecten voert terug op de jaren '30 toen burgers in de Verenigde Staten compensatie eisten (via de rechterlijke macht) voor de zwaveldioxide-emissies van een Canadees mijnbouwbedrijf (Read, 1963). In de jaren '70 werd waardering van milieueffecten in Nederland voor het eerst toegepast in de academische wereld op het thema geluidshinder (zie (Opschoor, 1974)). Sindsdien heeft waardering zijn vaste plaats verworven binnen het milieu-economische onderzoek en is er zowel veel aan methodiekontwikkeling gedaan als aan praktische waarderingsstudies (Hoevenagel & De Bruyn, 2008).

Vanuit welvaartseconomisch gezichtspunt is een schoon milieu op te vatten als een 'publiek goed'. Het centrale kenmerk van een publiek goed is dat deze 'niet-rivaal' en 'niet-uitsluitbaar' is bij consumptie. Van niet-rivaliteit is sprake wanneer de consumptie van de een niet tot verminderde consumptiemogelijkheden voor anderen leidt. Niet-uitsluitbaarheid betekent dat het niet mogelijk is om tegen aanvaardbare kosten mensen te weren van consumptie als ze er niet voor betalen. Een schoon milieu is een schoolvoorbeeld van een publiek goed: (i) consumptie van een schoon milieu (bijvoorbeeld door het inademen van schone lucht) staat anderen niet in de weg om ook van een schoon milieu te genieten; (ii) het is niet mogelijk om de beschikbaarheid van een schoon milieu af te bakenen zodat alleen mensen die ervoor betalen kunnen genieten van, bijvoorbeeld, schone lucht. Hierdoor kunnen er geen (individuele en verhandelbare) eigendomsrechten worden toegekend aan een schoon milieu.

Naast een publiek goed is een schoon milieu ook schaars, aangezien de beschikbaarheid van milieudiensten beperkt is en onze consumptie- en productieprocessen gevolgen hebben voor hun beschikbaarheid (Hueting, 1980). In economische termen kunnen we spreken van het bestaan van negatieve externe effecten: neveneffecten van productie en consumptie die invloed hebben op het welzijn van anderen zonder dat financiële compensatie wordt betaald voor het verlies aan welzijn. Ontbrekende eigendomsrechten wordt in de neo-klassieke economie beschouwd als de voornaamste reden voor het bestaan van externe effecten (Coase, 1960); (Buchanan, 1985).

Het internaliseren van externe kosten, zodat ze worden meegenomen bij de beleids-afweging, leidt, *ceteris paribus*, tot een hogere welvaart. Externe kosten is daarmee ook een belangrijk onderdeel in het concept 'brede welvaart'. Onder 'brede welvaart' wordt verstaan alles dat wat mensen van waarde vinden (CPB & PBL, 2022). Naast materiële wel-vaart (inkomen) gaat het ook om zaken als gezondheid, onderwijs, milieu en leefomgeving, sociale cohesie, persoonlijke ontplooiing en (on)veiligheid.

3.2.2 Milieuprijzen als (externe) schadekosten

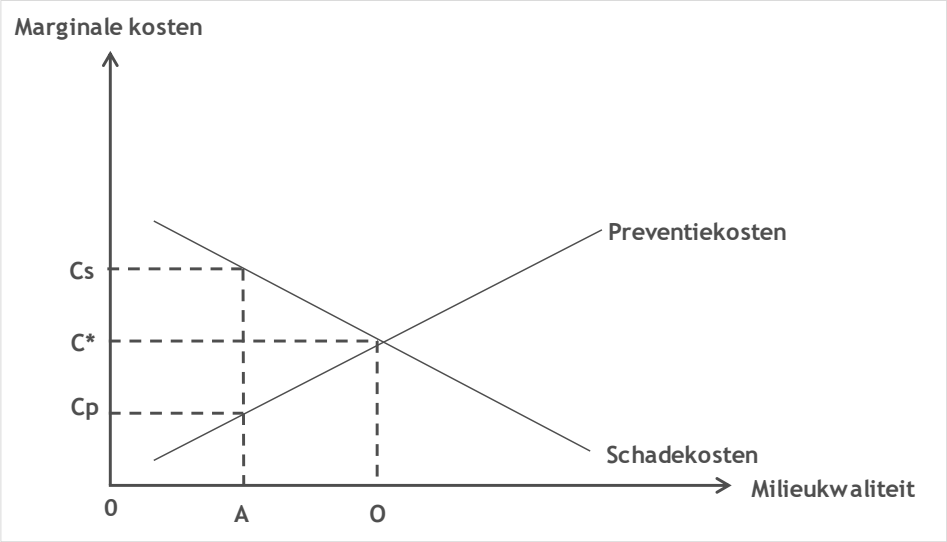
Milieuprijzen geven de betalingsbereidheid weer voor het voorkomen van milieuvervuiling en zijn daarmee in principe gelijk aan de schadekosten: waarbij schade zowel de schade aan kapitaalgoederen (natuur en door mensen gemaakt), gezondheid en immateriële schade) omvat. Het is evenwel meestal niet optimaal om de schade naar nul te brengen, omdat dit tot erg hoge kosten kan leiden. Het optimale vervuilingsniveau is waar de baten van een extra eenheid vervuilingsreductie opwegen tegen de kosten. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 6 wordt dit geïllustreerd waar de vraag- en aanbodcurves naar milieukwaliteit worden weergegeven. De vraagcurve wordt weergegeven door de schadekostenfunctie: naarmate het milieu schoner is wordt de betalingsbereidheid voor extra reductie van milieuvervuiling kleiner.[17] De aanbodcurve wordt bepaald door de preventiekosten en deze nemen toe naarmate er meer gereduceerd wordt door afnemende meeropbrengsten van vervuilingsreductie.

Stel dat de actuele milieukwaliteit zich bevindt bij A als gevolg van milieubeleid met margi-nale preventiekosten Cp. Het actuele niveau van de milieukwaliteit (hier geïnterpreteerd als het omgekeerde van vervuiling) ligt beneden het optimale niveau bij O waar de schade-kosten en preventiekosten elkaar kruisen. De schadekosten horend bij de actuele situatie liggen daardoor bij Cs. De schadekosten Cs geven in dit geval de waarde weer die aan een kleine verandering in milieukwaliteit moet worden gegeven. Cs geeft de marginale schade-kosten weer als de oneindig kleine stijging (daling) in de schade als gevolg van een oneindig kleine daling (stijging) in milieukwaliteit. Dit worden de milieuprijzen genoemd.[18]

[17] Overigens nemen de marginale schadekosten in de praktijk niet altijd af, naarmate het milieu schoner wordt omdat er een heel scala aan processen daar een rol bij spelen zoals atmosferische chemie waardoor afne-mende concentraties zelfs kunnen leiden tot hogere schadekosten. Ook zullen mensen bijvoorbeeld schade aan hun gezondheid tot op zekere hoogte onafhankelijk waarderen van het niveau van milieuvervuiling waardoor de functie vermoedelijk vlak verloopt.

[18] In het Handboek Schaduwprijzen 2010 werden dit de Schaduwprijzen genoemd. Formeel is de schaduwprijs de waarde van een beperking (de Lagrange-factor) bij de optimale oplossing, wat betekent dat het de oneindige kleine verandering is in de objectieve functie die veroorzaakt wordt door een oneindig kleine verandering in de beperking. De schaduwprijs is dus voor de preventiekosten de juiste benaming. Voor de schadekostenfunctie is dit evenwel een afgeleide schaduwprijs van de beperkte aanwezigheid van milieukwaliteit door beleid.
Om niet in een semantische discussie verzeild te geraken hebben we ervoor gekozen om de neutralere term 'Milieuprijzen' te hanteren in dit onderzoek.

Figuur 6 - Milieuprijzen in relatie tot schadekosten en optimaal vervuilingsniveau



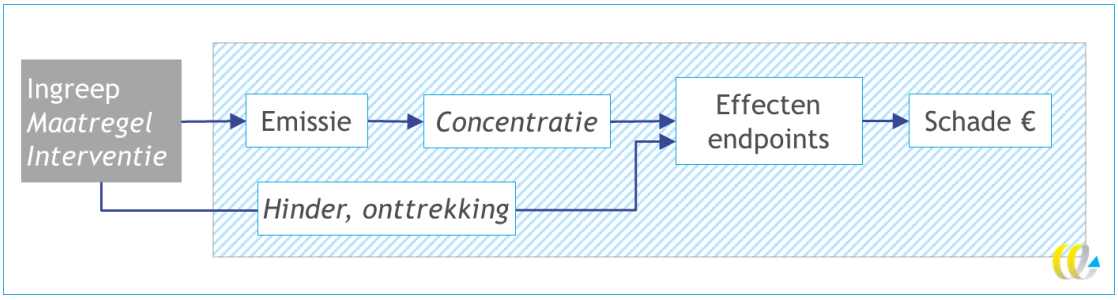
Milieuprijzen geven daarmee dus de relatieve waarde van emissies aan ten opzichte van elkaar en van andere goederen in de maatschappij.

3.3 Algemeen raamwerkbepaling kengetallen Handboek Milieuprijzen

3.3.1 Algemeen raamwerk

Milieuprijzen worden bepaald aan de hand van een oorzaakgevolgrelatie die wordt gelegd tussen emissies, milieueffecten en schade. De oorzaakgevolgrelatie kan worden weergegeven in Figuur 7.

Figuur 7 - Relevante oorzaakgevolgrelaties in dit onderzoek



Een bepaalde activiteit leidt tot een ingreep in het milieu. Dit kunnen emissies zijn, hinder, of onttrekking zoals grond, water of grondstoffengebruik. In het geval van emissies worden deze via lucht, bodem of water getransporteerd naar andere gebieden, waar ze bijdragen aan een verandering in de concentratie van emissies. Deze veranderde concentratie leidt vervolgens tot veranderingen in voor de welvaart relevante aspecten, zoals gezondheid of biodiversiteit. Deze ‘aspecten’ worden in de milieukunde endpoints genoemd en die term hanteren wij in het Handboek Milieuprijzen ook (zie hieronder voor nadere toelichting).

De schade die veroorzaakt wordt op deze endpoints vormt uitgangspunt voor het financieel waarderen van emissies. De hele relatie van emissies, hinder of onttrekking tot aan schade is onderwerp van dit Handboek Milieuprijzen. De effectiviteit van ingrepen of maatregelen valt buiten het bestek van dit handboek.

3.3.2 Relevante endpoints

In het Handboek Milieuprijzen spreken over 'endpoints' als de uiteindelijke gevolgen van milieuvervuiling die van belang zijn voor menselijke welvaart. Het endpointniveau is het niveau waarop er geen terugkoppelingseffecten meer bestaan. Daarmee is het endpointniveau bepalend voor de waardering. We onderscheiden in het Handboek Milieuprijzen vijf endpoints:

1. Menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden).
2. Ecosysteemdiensten (inclusief opbrengsten landbouwgewassen).
3. Gebouwen en materialen (het door mensen geproduceerde kapitaal).
4. Grondstoffen (voorraden van grondstoffen).
5. Welbevinden (esthetische en morele waarden).

Deze categorisering is over het algemeen uitgebreider dan in de milieukundige literatuur te vinden is. ReCiPe onderscheidt bijvoorbeeld drie endpoints: menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten en grondstoffenschaarste (Huijbregts, et al., 2016). In het Handboek Milieuprijzen proberen we zoveel mogelijk relevante effecten op de welvaart mee te nemen en daarom nemen we een breder perspectief dan milieukundige analyses. Op deze vijf endpoints onderzoeken we in Hoofdstuk 5 de betalingsbereidheid van mensen voor een verbetering op dit endpoint door het reduceren van milieuvervuiling. In Hoofdstuk 5 worden de endpoints ook nader omschreven.

3.3.3 Relevante midpoints als schakel tussen emissies en endpoints

Er bestaan meer dan 10.000 potentieel milieugevaarlijke stoffen en het zou niet doenlijk zijn om voor al die stoffen de relatie tussen emissies, concentraties en endpoints te leggen. Daarom wordt er een stap tussen deze oorzaakgevolgrelatie gelegd, en dat zijn de midpoints. Midpoints zijn te vertalen als milieuthema's en betreffen categorieën van milieueffecten waarbij diverse stoffen eenzelfde fysische werking hebben. We kunnen hierbij denken aan broeikasgassen: zowel koolstofdioxide als methaan hebben invloed op klimaatverandering en de onderlinge relatie tussen het opwarmpotentieel van CO_2 en CH_4 kan in een cijfer worden gegoten. Dat *Global Warming Potential* wordt meestal weergegeven in CO_2-equivalenten waarbij alle broeikasgassen een op CO_2-emissies vergelijkbare score krijgen voor hun opwarmpotentieel.

Midpoints worden veelvuldig toegepast in levenscyclusanalyses en er is geen overeenstemming over het aantal midpoints dat wordt gehanteerd. Voor deze update van het Handboek Milieuprijzen sluiten wij aan bij de midpoints uit ReCiPe 2016 en onderscheiden de volgende elf midpoints:

1. Ozonlaagaantasting.
2. Klimaatverandering.
3. Fijnstofvorming.
4. Fotochemische smogvorming (gezondheid en ecosystemen)
5. Verzuring
6. Vermesting (zoet- en zoutwater)
7. Humane toxiciteit (carcinogeen en non-carcinogeen).
8. Ecotoxiciteit (land, zoet- en zoutwater)
9. Radioactieve straling;
10. Verstoring (geluid en visuele hinder).
11. Onttrekking (landgebruik, waterconsumptie en fossiele en metale grondstofuitputting).

Deze midpoints worden in detail omschreven in Hoofdstuk 6 en komen grotendeels overeen met wat in de literatuur wordt gebruikt voor karakterisatie op midpointniveau, zie (Guinée, et al., 2002); (Goedkoop, et al., 2013); (JRC, 2012). Ten opzichte van ReCiPe 2016 betekent dit dat wij één midpoint toevoegen: verstoring (geluidsoverlast). Daarnaast komt er een aanbeveling om een apart midpoint mee te nemen om de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging goed te kunnen kwantificeren: stikstofdioxide (zie Paragraaf 2.4).

Milieuprijzen op alle midpoints kunnen ook een rol spelen in MKBA's, maar voor midpointonttrekking wordt dat niet aanbevolen: deze milieuprijzen zijn dermate onzeker dat we specifieke waardering aanraden mochten deze aspecten een rol spelen bij beleidsbeslissingen. Voor gebruik in LCA kunnen deze waarden worden meegenomen als indicatieve waardes waarbij we aanbevelen om ook analyses uit te voeren zonder deze waardes om meer inzicht te krijgen in de invloed van deze onzekere waardes op uitkomsten in een LCA (zie Hoofdstuk 2).

Een aantal midpoints die ook benoemd zijn in de literatuur (Guinée, et al., 2002) zijn niet meegenomen bij de behandeling van het Handboek Milieuprijzen. Het gaat hierbij primair om ingrepen die zich op het snijvlak van natuur en milieu bevinden:
- erosie van landbouwgronden;
- verzouting van landbouwgronden;
- lichtvervuiling;
- stank;
- horizonvervuiling;
- verspreiding van invasieve soorten.

Deze hebben primair effecten op de endpoints ecosystemen en welbevinden. Er is in veel gevallen geen directe relatie tussen emissies en deze midpoints waar te nemen. Daarnaast zijn er veelal geen gemiddelde waarden voor Nederland voor deze vormen van milieueffecten te berekenen en zijn de effecten vaak projectspecifiek. Ook worden ze meestal niet betrokken in LCA-berekeningen. Om deze redenen zijn ze niet als midpoint meegenomen in dit Handboek Milieuprijzen. Indien de onderzoeker relaties kan leggen tussen de variabelen op endpointniveau en de ingrepen, dan kan er wel een waardering conform het Handboek Milieuprijzen worden toegevoegd.

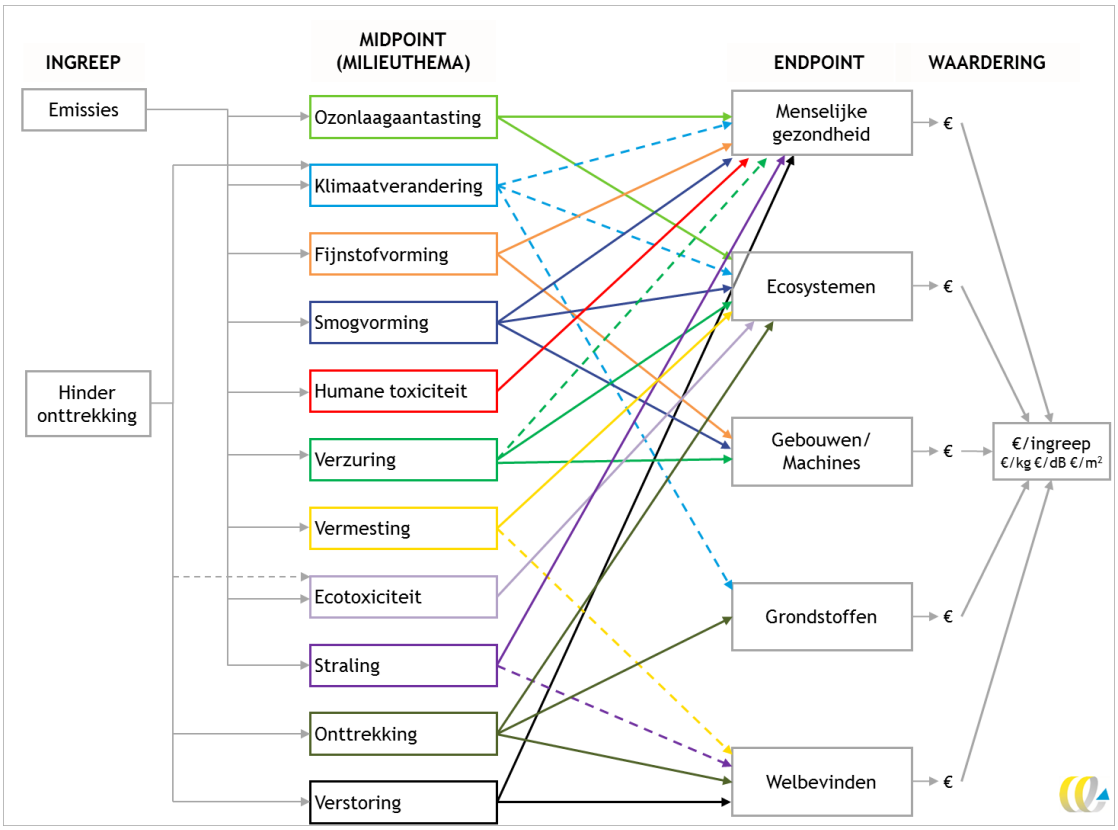
3.3.4 Relaties tussen stof, mid- en endpointniveau

De kern van het Handboek Milieuprijzen is tweeledig:
1. Het bepalen van de relaties tussen milieugevaarlijke stoffen(emissies) of verstoringen (geluidsoverlast of landgebruiksveranderingen) en de effecten op mid- en endpoints.
2. Deze endpoints te waarderen en terug te vertalen naar schade per ingreep.

Figuur 8 schetst dit raamwerk. Hierin zijn alle relaties aangegeven tussen emissies, midpoints en endpoints en hun waardering die relevant zijn voor het Handboek Milieuprijzen.[19]

[19] Dit wil niet zeggen dat alle relaties ook daadwerkelijk kwantitatief zijn bepaald.

Figuur 8 - Relaties tussen ingreep, midpoints, endpoints en waardering in het Handboek Milieuprijzen



Ononderbroken lijnen betreffen relaties die zijn onderzocht en (deels) gekwantificeerd in het kader van dit handboek. De gestippelde lijnen betreffen relaties die niet direct als relatie zijn gekwantificeerd omdat een andere benadering is gekozen in dit handboek voor kwantificering van de effecten. Onttrekking omvat onder meer landgebruik. Verstoring omvat onder meer geluidsoverlast. Zie ook Hoofdstuk 6 voor meer toelichting.

Als voorbeeld kan de luchtvervuiling met SO_2 dienen. Emissies van SO_2 leiden tot een veranderde concentratie van SO_2 in de lucht. Dit heeft effecten op de milieuthema's fijnstofvorming en verzuring. Elk van deze thema's geeft effecten op ecosystemen (bodemaantasting en daardoor verlies aan biodiversiteit), menselijke gezondheid (inademen van fijnstof dat door SO_2 wordt veroorzaakt) en gebouwen (vervuiling en aantasting van cultureel erfgoed). Deze effecten worden financieel gewaardeerd. Door vervolgens die financiële waardering terug te vertalen naar de emissies van SO_2 en bij elkaar op te tellen ontstaat een waardering voor een kilogram SO_2.

De relaties tussen emissies en effecten op het endpointniveau worden in zogeheten Impact Pathway-modellen gelegd. Een Impact Pathway-model beschrijft de causale link tussen uitstoot van emissies via een verandering in concentraties in effecten op endpointniveau. De Impact Pathway-benadering heeft een belangrijke rol gespeeld in twee typen onderzoek die worden gebruikt in het Handboek Milieuprijzen:

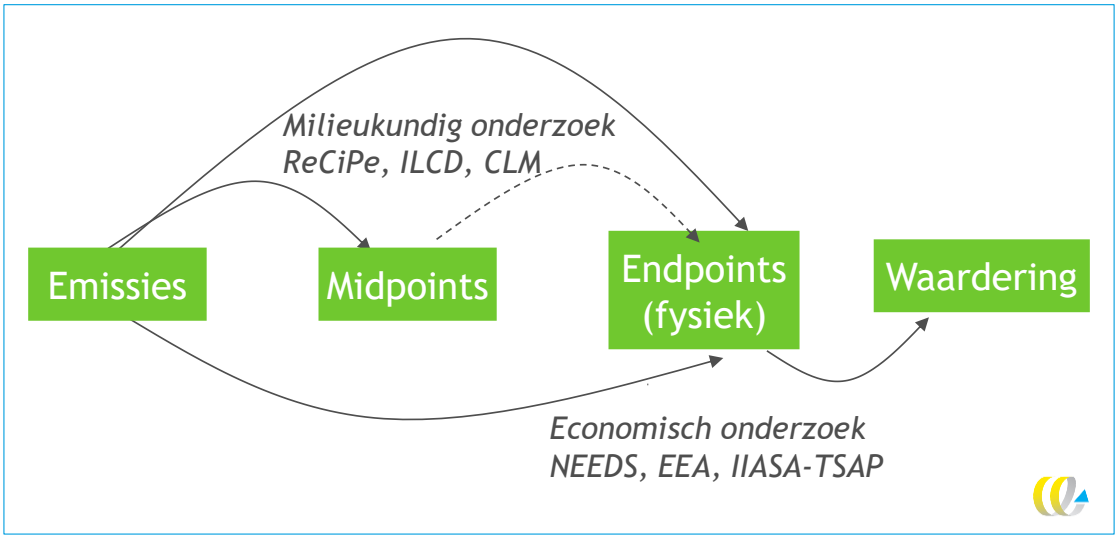
1. Milieukundige onderzoek, zoals in levenscyclusimpactanalyse (LCIA) waar aan de hand van fysisch-chemische modellen en Impact Pathway-modellen relaties worden bepaald tussen enerzijds stof en midpoints en anderzijds stof- en endpoints. Dit leidt tot getallen die de onderlinge relaties van stoffen weergeven op mid- en endpoints. Deze informatie wordt gebruikt in LCA-softwarepakketten zoals SimaPro. Milieukundig onderzoek

is met name heel sterk gericht op het zo precies mogelijk omschrijven van de fysisch-chemische effecten van emissies en hun relaties met de endpoints.

2. Economisch waarderingsonderzoek, zoals (NEEDS, 2008a), (Holland, 2014a) of (EEA, 2021) waar aan de hand van verspreidingsmodellen en concentratieresponsfuncties een relatie wordt gelegd tussen het stofniveau (emissies) en de waardering per endpoint-niveau. Economisch onderzoek combineert de Impact Pathway-modellering met economische waarderingstechnieken om zo de maatschappelijke schade van een emissie te kunnen berekenen. De nadruk ligt hier op waardering en het gebruik in maatschappelijke kosten-batenanalyses.

   Beide vormen van onderzoek modelleren een gedeelte uit deze keten van relaties, zoals in Figuur 9 staat omschreven.

Figuur 9 - Relaties tussen emissies, midpoints, endpoints, waardering en relevante onderzoeksvelden



Gestippelde lijn geeft aan dat deze stappen wel zijn gebruikt in het onderzoek maar niet veelvuldig worden toegepast.

De belangrijkste verschillen tussen beide modelmatige benaderingen staan vernoemd in Tabel 13. Deze laten zien dat de milieukundige modellen in principe allesomvattend zijn in het aantal stoffen dat wordt beschouwd, maar dat de economische modellen verfijnder zijn in onderscheid naar landen/regio's en onderscheiden en karakterisering van de endpoints. De economische modellen sluiten in principe op een transparante manier aan bij de epidemiologie qua beschrijving van dosiseffectrelaties. Dergelijke informatie zit vaak ook in de milieukundige modellen verwerkt, maar minder transparant omdat gebruik wordt gemaakt van andere bestaande modellen.

Tabel 13 - Verschillen tussen economische en milieukundige modellen

	Milieukundige modellen	Economische modellen
Doel van het model	Karakterisatie: effecten van emissies op milieuthema's uitdrukken	Waardering: schadekosten berekenen van stoffen.
Aantal stoffen meegenomen in de analyse	Zoveel mogelijk stoffen (>3.000)	Nadruk op enkele stoffen met grootste schadekosten, vooral op het gebied van luchtverontreiniging
Schaal van de analyse	Europees of mondiaal, de laatste jaren vindt er ook een tendens naar nationaal analyses plaats	Landen en regio's
Aantal endpoints	Vooral menselijke gezondheid en ecosystemen	Menselijke gezondheid, ecosystemen, gebouwen en materialen
Verfijning binnen endpoints	Beperkt of niet direct transparant	Grote mate van verfijning en transparantie, menselijke gezondheid wordt bijvoorbeeld in twaalf endpoints onderverdeeld (zie Bijlage C)

Beide onderzoeken schetsen dus een relatie tussen emissies en endpoints, maar er worden verschillende accenten in uitgangspunten en detaillering gelegd. Het grote voordeel van ReCiPe is bijvoorbeeld dat er consistentie wordt betracht tussen de effecten op mid- en endpoints (Goedkoop, et al., 2009); (Huijbregts, et al., 2016). Het nadeel van ReCiPe voor monetaire waardering is evenwel dat de relatie tussen emissies en endpoints primair als gemiddelde mondiale waarden worden weergegeven. Economische onderzoeken, aan de andere kant, leggen ook een relatie tussen emissies en hun effecten, maar doen dat op een manier die milieukundig gezien grofmazig is. Daarnaast hebben de economische onderzoeken als voornaamste nadeel dat er slechts voor een beperkt aantal milieugevaarlijke stoffen de relatie tussen emissies en de schade op endpointniveau is vastgesteld. Voor de duizenden andere milieugevaarlijke stoffen bieden deze onderzoeken dus geen bruikbare informatie.

3.3.5 Combinatie van modelmatige benaderingen

De methodiek van milieuprijzen bestaat uit het combineren van deze milieukundige en economische modellen om zo te komen tot een consistente schatting van de welvaartskosten samenhangend met emissies op het stof-, midpoint- en endpointniveau.
Dit behelst vier stappen:

1. **Vaststellen van het waarderingsraamwerk op endpointniveau.** Allereerst wordt er een consistente set van waarderingen op endpointniveau vastgesteld voor Nederland voor de effecten op menselijke gezondheid, ecosystemen, gebouwen/materialen, grondstoffen en welbevinden.
2. **Economische modellen voor relatie emissies en waardering endpoints.** Vervolgens worden economische modellen gebruikt om de relatie tussen emissies en effecten op endpoints in te schatten voor een veertigtal primaire stoffen. Deze endpoints worden gewaardeerd en leiden zo tot schadeschattingen per stof consistent met het waarderingsraamwerk.
3. **Milieukundige modellen voor toedeling schadeschattingen emissies naar midpoints.** Vervolgens worden deze schadeschattingen over de diverse midpoints verdeeld aan de hand van gegevens van milieukundige modellen en worden de bijdragen per stof gewogen met de emissies in Nederland. Dit levert de zogeheten midpointprijs op: de schadeschattingen voor het milieuthema.
4. **Milieukundige modellen voor relatie midpoint en stof.** Als laatste stap worden de scores uit het ReCiPe-karakterisatiemodel voor elke stof vermenigvuldigd met de midpointprijs en bij elkaar opgeteld. Zo verkrijgen we voor elke stof een schadeschatting die is opgebouwd uit de onderliggende effecten op midpointniveau.

In Hoofdstuk 4 worden deze stappen in meer detail uitgelegd.

Soms wordt de vraag gesteld waarom we in het Handboek Milieuprijzen zo moeilijk doen, aangezien elke stof in ReCiPe ook direct een kwantificering geeft van de fysieke schade op de endpoints. Is het dan niet beter om de endpointkarakterisatie direct te waarderen? Uiteraard kan dat, maar dit levert een minder nauwkeurige schatting op omdat de verfijning die in economisch/epidemiologische modellen te vinden is dan (deels) ontbreekt. Bij ecotoxiciteit of ozonlaagaantasting zijn er echter onvoldoende economische studies beschikbaar, waardoor we die wel rechtstreeks waarderen via de endpoints uit ReCiPe.

In Hoofdstuk 4 gaan we nader in op de manier waarop de diverse modelmatige benaderingen zijn geharmoniseerd in het Handboek Milieuprijzen. In Hoofdstuk 5 wordt een uitgebreid overzicht gegeven van de gehanteerde waarderingsmethoden.

4 Methodiek bepaling milieuprijzen

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we op welke wijze we op technische wijze invulling hebben gegeven aan het bepalen van de milieuprijzen. Paragraaf 4.2 beschrijft de algemene methodiek die gebaseerd is op het harmoniseren van uitgangspunten van waarderings-methoden, Impact Pathway-analyses en milieukundige karakterisatiemodellen. Dit is in essentie dezelfde methodiek die ten grondslag lag aan het Handboek Milieuprijzen 2017 en het Handboek Schaduwprijzen uit 2010. Wel zal deze methodiek op een meer transparante manier worden uitgelegd omdat er in het verleden vaak vragen ontstonden hoe het dan precies in zijn werk ging. Vervolgens geven we op hoofdlijnen aan op welke manier er wijzigingen zijn aangebracht in de methodiek ten opzichte van het Handboek Milieuprijzen uit 2017.

Paragraaf 4.3 geeft vervolgens het waarderingsraamwerk weer dat in dit handboek is ontwikkeld (meer detail in Hoofdstuk 5), Paragraaf 4.4 de Impact Pathway-benadering van een 40-tal primaire stoffen (meer detail in Hoofdstuk 6 en Bijlage C) en in Paragraaf 4.5 voor de gekozen karakterisatiemodellen (meer detail in Hoofdstuk 6 en Bijlage D). Tot slot leggen we in Paragraaf 4.6 uit hoe we tot de milieuprijs van 3.000 stoffen zijn gekomen.

4.2 Algemene methodiek

De algemene methodiek van het Handboek Milieuprijzen bestaat uit vier stappen.
Deze worden grafisch weergegeven in volgende figuur.

Stap 1: Waarderingsraamwerk opzetten

Allereerst wordt er een consistente set van waarderingen bepaald op endpointniveau voor voortijdig overlijden, diverse door milieuvervuiling veroorzaakte ziektes, genetische effecten (IQ-verlies), biodiversiteitsverlies, productiviteit van ecosystemen, schade aan gebouwen en materialen, grondstoffenschaarste en welbevinden. In de eerste stap worden er dus voor de vijf gekozen endpoints, waarderingen vastgesteld per endpoint die overeen-komen met de (internationale) literatuur en de gekozen en voorgeschreven uitgangspunten uit de Nederlandse beleidspraktijk.[20] Dit heeft geleid tot waarderingen voor menselijke gezondheid, biodiversiteit, landbouwgewassen en herstelkosten voor materialen in het prijspeil van 2021. Op hoofdlijnen worden deze waarderingen besproken in Paragraaf 4.3. Meer details zijn te vinden in Hoofdstuk 5, Paragrafen 6.3 en 6.11 en de Bijlagen.

[20] Hiermee bedoelen wij: De Algemene Leidraad MKBA (CPB; PBL, 2013) de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet (Werkgroep Discontovoet, 2020) en de diverse werkwijzers over gebruikstoepassingen van MKBA's, zoals de Werkwijzer Natuur (Arcadis en CE Delft, 2018) Werkwijzer Milieu (CE Delft, 2017b) en Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a)

Stap 2: Milieuprijzen voor primaire stoffen vaststellen

Vervolgens wordt voor een 40-tal zogeheten *primaire stoffen*, grotendeels aan de hand van Impact Pathway-modellen, schadekosten berekend voor de emissie van 1 kg van die stof vanaf Nederlandse bodem.[21] Deze primaire stoffen bevatten de emissies naar lucht van $PM_{0,1}$, $PM_{2,5}$, PM_{10}, elementair koolstof, SO_2, NO_x, NH_3, NMVOS, arseen (anorganisch), cadmium, chroom VI, lood, kwik, nikkel, benzeen, butadiene, benzo(a)pyreen, dioxine, formaldehyde, CO_2 en CFKs en naar water van N en PO plus verscheidene radionucliden (radioactieve stoffen) voor hun emissies naar lucht en water.[22] Belangrijk bij deze is om te vermelden dat de IPA-benadering wordt toegepast aan de hand van aanpassingen van resultaten van bestaande modellen (EEA, NEEDS, literatuur). Voor $PM_{0,1}$, elementair koolstof en CO_2 wordt de waardering niet via IPA bepaald maar via de literatuur.

Stap 3: Toerekening naar midpointmilieuprijzen

In een derde stap worden de schadeschattingen van deze individuele stoffen toegerekend aan de diverse milieuthema's door middel van milieukundige modellen bekend uit levenscyclusanalyse (LCA). We delen de componenten van de schadeschattingen op stofniveau toe aan de LCA-thema's en bepalen vervolgens aan de hand van de emissies in Nederland hoeveel een bepaalde stof bijdraagt aan het midpointprijsniveau. Op die manier ontstaat er een emissiegewogen midpointprijs. Dit is dezelfde systematiek als in Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010) en Handboek Milieuprijzen 2017 is toegepast. In deze update passen we nieuwe impact assessmentmodellen toe voor gebruik in LCA's (ReCiPe 2016 en PEF).

Stap 4: Verbijzondering over alle emissies

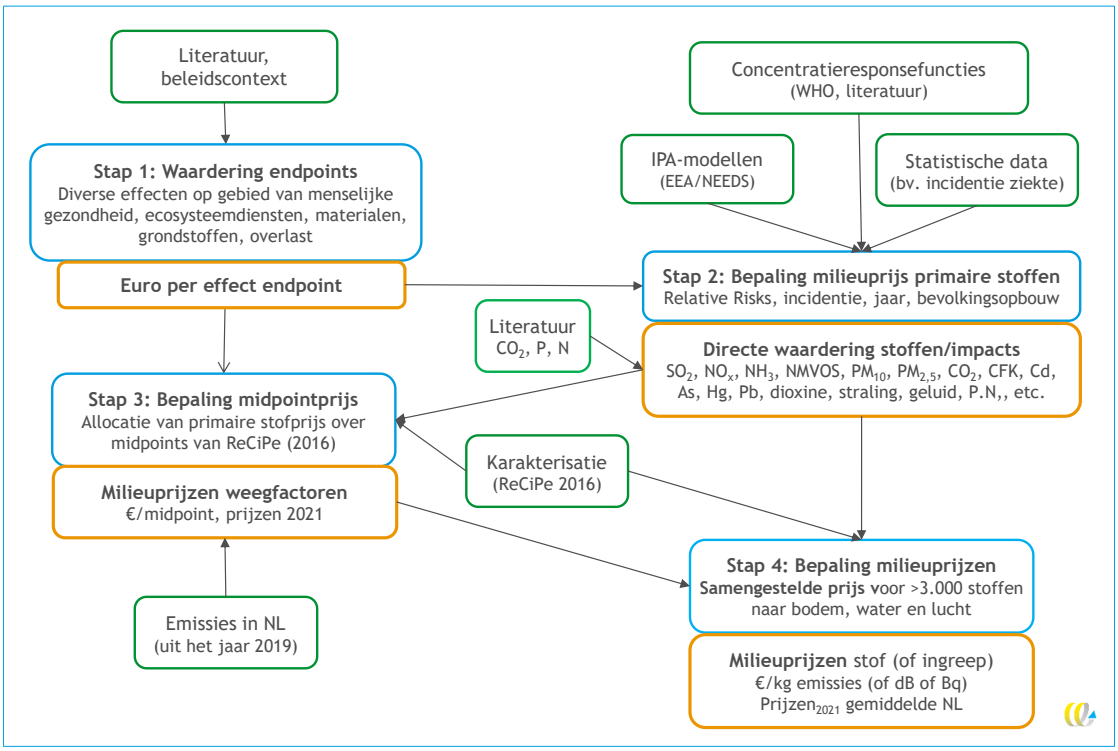
In de laatste stap worden de midpointprijzen verbijzonderd over de individuele stoffen door alle schadekosten per midpoint bij de stof bij elkaar op te tellen. Als een voorbeeld gebruiken we hier emissies van pentaan (C_5H_{12}), een chemisch gas dat veelvuldig wordt gebruikt als oplosmiddel, blaasmiddel of koelmiddel. In ReCiPe 2016 karakteriseert een emissie van pentaan in de lucht op menselijke schade door smogformatie, ecosysteemschade door smogformatie, ecotoxiciteit op land, mariene ecotoxiciteit, ecotoxiciteit voor zoetwater en op menselijke toxiciteit. Door de karakterisatiefactor voor al deze midpoints te vermenigvuldigen met de midpoint milieuprijs uit Stap 3, ontstaat een samengestelde milieuprijs voor pentaan die uit alle onderliggende waarderingen is opgebouwd.

Volgende figuur geeft de methodiek op hoofdlijnen weer. In het groen staan de diverse databronnen en modellen die worden gebruikt bij het Handboek Milieuprijzen. In blauw staan de vier stappen beschreven op basis waarvan de milieuprijzen worden berekend en in geel staat vermeld welke output elke stap kent. Zoals te zien zijn de milieuprijzen uit het handboek de resultante van alle stappen. Hieronder gaan we nader in op de vier stappen en geven aan op welke manier deze stappen anders zijn doorlopen in vergelijking met het Handboek Milieuprijzen 2017.

[21] De kwalificatie 'primair' is door ons gedaan om aan te geven dat voor deze stoffen een nauwkeurige milieuprijs aan de hand van een Impact Pathway-analyse wordt bepaald. Deze nauwkeurige bepaling wordt vervolgens gebruikt in een latere fase om milieuprijzen voor alle stoffen uit te rekenen.

[22] Het gaat hierbij om Carbon-14, Cesium-137; Hydrogen-3; Iodine-129,131 en 133; Krypton-85; Radon-222; Thorium-230; Uranium-234, 235 en 238; Lood-210; Polonium-210, Radium-226, Strontium-90 en Rubidium-106).

Figuur 10 - Overzicht methodiek Handboek Milieuprijzen



Groen-omcirkelde velden geven de inputs voor de desbetreffende stap weer en in geel-omcirkelde velden geven de outputs van die stap weer die doorstroomt naar volgende stappen. IPA = Impact Pathway Approach.

4.3 Stap 1: Waarderen van endpoints

De eerste stap is dat er een waarderingsraamwerk wordt ontwikkeld voor de diverse endpoints op het gebied van menselijke gezondheid, ecosysteemdiensten, effecten op gebouwen/materialen en overlast/welbevinden. In dit waarderingsraamwerk wordt bepaald hoe deze endpoints worden gewaardeerd: een waardering die verder een rol speelt in Stap 2 en 3.

Allereerst worden alle endpoints geïdentificeerd die worden onderscheiden in de modellen die in Stap 2 en 3 worden gemaakt. Vervolgens wordt elk van deze endpoints gewaardeerd in een waarderingsraamwerk. Deze stap wordt uitgebreid beschreven in Hoofdstuk 5 van het handboek voor waarderingen op het gebied van:

- Menselijke gezondheid (Paragraaf 5.3);
- Ecosysteemdiensten (Paragraaf 5.4);
- Schade aan gebouwen en materialen (Paragraaf 5.5);
- Grondstofbeschikbaarheid (Paragraaf 5.6);
- Overlast/Welbevinden (Paragraaf 5.7);

Binnen elk van deze endpoints worden meerdere effecten gewaardeerd (zie Tabel 14).

Tabel 14 - Endpoints en effecten die worden gewaardeerd in het Handboek Milieuprijzen

Endpoint	Effecten gewaardeerd binnen dit endpoint
Menselijke gezondheid: mortaliteit	Voortijdig overlijden (VOLY), postneotale kindersterfte
Menselijke gezondheid: morbiditeit	Ziekenhuisopnames, chronische bronchitis (COPD), verloren werkdagen, dagen van verminderde activiteit, astma-en bronchitis bij kinderen, diabetes, medicijngebruik, kanker
Ecosysteemdiensten	Opbrengsten landbouw en bosbeheer, biodiversiteit (species.year)
Materialen/gebouwen	Herstelkosten (o.m. cultureel erfgoed) en schoonmaakkosten
Grondstoffenschaarste	Kosten strategische voorraden, economische schade prijsfluctuatie, kosten van recycling, afnemende meeropbrengsten mijnbouw
Welbevinden	Geluidsoverlast voor diverse bronnen en sterktes, visuele hinder

4.3.1 Situatie oude en nieuwe handboek

Het waarderingsraamwerk uit het Handboek Milieuprijzen 2017 is opgezet op basis van:

a Een analyse van voorkeursbenaderingen voor het waarderen van de effecten van milieuvervuiling.
b Literatuuranalyse naar de meest plausibele waarderingen voor alle effecten onderscheiden in volgende tabel.
c Routine om alle gevonden waarden uit de literatuur om te rekenen naar een uniform prijspeil voor het jaar 2015.

Deze aanpak is niet veranderd In dit nieuwe Handboek Milieuprijzen. Wel is er nieuw onderzoek uitgevoerd naar de meest plausibele waarderingen omdat er de afgelopen zeven jaar verscheidene nieuwe studies zijn verschenen die de effecten van milieuvervuiling hebben gewaardeerd. Hoofdstuk 5 geeft hiervan een uitgebreid verslag. Op hoofdlijnen zijn in dit nieuwe handboek de volgende veranderingen doorgevoerd;

- alle prijzen zijn aangepast aan het prijspeil van 2021;
- waardering van mortaliteit is dezelfde als in het Handboek Milieuprijzen 2017, maar aangepast met een inkomenselasticiteit groter dan 0;
- waardering van morbiditeit is opnieuw vastgesteld aan de hand van informatie uit de literatuur en eigen berekeningen;
- waardering voor ecosysteemdiensten is aangepast aan nieuwe literatuur en de berekeningen zijn opnieuw gevalideerd;
- waardering voor geluid onder de 50 dB-grens is toegevoegd en aangepast voor visuele hinder;
- waardering voor grondstoffenschaarste is in dit handboek toegevoegd met daarin een uitsplitsing naar waardering voor uitputting van metalen, fossiele brandstoffen en watervoorziening,

In Hoofdstuk 5 worden de gemaakte keuzes in meer detail toegelicht. Tabel 15 geeft op hoofdlijnen een verbijzondering van de aanpassingen die in dit handboek worden gedaan.

Tabel 15 - Aanpassingen waarderingsstructuur

	Handboek Milieuprijzen 2017	Handboek Milieuprijzen 2023
Prijspeil	Prijzen 2015	Prijzen 2021
Inkomenselasticiteit	0%. Ook tussen 2005 en 2015 vindt er geen aanpassing van de prijzen aan de inkomenselasticiteit plaats.	0,3-1%
Verdiscontering	3%	2,25%
Waardering mortaliteit	Een range van € 50.000 als onderwaarde, € 70.000 als centrale waarde en € 100.000 als bovenwaarde, in prijzen 2015, voor mortaliteit.	Eem range van € 57.500 voor de onderwaarde, € 85.000 voor de centrale waarde en € 129.000 voor de bovenwaarde.
Waardering morbiditeit	Op basis van NEEDS (2008) aangepast.	Opnieuw bepaald aan de hand van literatuur en gegevens van Zorginstituut.
Waardering gewasschade	Op basis van NEEDS (2008).	Op basis van (EEA, 2021)
Waardering ecosystemen	Op basis van (Kuik, et al., 2008).	Op basis van (Kuik, et al., 2008) en (Costanza, et al., 2014).
Waardering gebouwen/materialen	Lage waardes gebaseerd op vooral herstelkosten van fysieke schade.	Hogere waardes omdat ook schoonmaakkosten zijn toegevoegd.
Waardering grondstoffenschaarste	Geen waardering toegevoegd.	Een waarderingsrange toegevoegd op basis van schadekosten en preventiekosten met aanbevelingen voor opname in LCA en MKBA's.
Waardering overlast	Geluidsoverlast vanaf 50 dB.	Geluidsoverlast vanaf 45 dB, kengetallen voor visuele hinder.

4.4 Stap 2: Bepaling milieuprijs primaire stoffen

Op basis van de waarderingssystematiek uit Stap 1, worden de milieuprijzen voor een veertigtal individuele stoffen bepaald aan de hand van de Impact Pathway-benadering. Deze stoffen worden ook wel 'primaire stoffen' genoemd en omvatten CO_2, $PM_{2,5}$, PM_{10}, $PM_{0,1,}$ elementair Koolstof, SO_2, NO_x, NH_3, NMVOS, arseen (anorganisch), cadmium, chroom VI, lood, kwik, nikkel, benzeen, butadiene, benzo(a)pyreen, dioxine, formaldehyde, N en P via oppervlaktewater en verscheidene radionucliden.

Voor elk van deze stoffen wordt de relatie geschat tussen een emissie in Nederland en de effecten op de verschillende endpoints aan de hand van Impact Pathway Approach (IPA) modellen. Dit betekent dat een modelmatige aanpak gevolgd wordt van oorzaakgevolgrelaties van milieuvervuiling. Hierbij wordt een relatie gelegd tussen emissie van een stof op een bepaalde plaats, naar effecten op de endpoints. IPA volgt dus als het ware een stof vanaf het moment dat het ergens wordt geëmitteerd, via transport door de diverse milieucompartimenten (water, lucht, bodem) naar effecten op mensen, ecosysteemdiensten en menselijke kapitaalgoederen.

IPA-modellen (zie ook Bijlage C) beschrijven de relatie tussen emissies en de effecten op endpointniveau. Door deze effecten te waarderen met de waarderingen uit Stap 1 ontstaat er een waardering voor een emissie van een primaire stof en de schade die er vervolgens door wordt veroorzaakt. Er worden in de literatuur diverse IPA-modellen onderscheiden. Het Handboek Milieuprijzen is altijd gebaseerd op Europese IPA-modellen die zijn ontwikkeld in Europese Raamwerkprojecten en ook wel bekend staan als het NEEDS-model (NEEDS, 2008a); CAFE-CBA en Gains (IIASA, 2014) en EEA (EEA, 2021). Hoewel deze modellen van

elkaar verschillen in uitkomsten en veronderstellingen volgen ze in grote lijnen dezelfde benaderingen. In feite bestaan deze Europese IPA-modellen uit vier aan elkaar gekoppelde modellen/databases:

1. Emissiedatabases (en/of voorspellingen over emissies).
2. Verspreidingsmodellen die de vertaalslag maakt van emissies naar concentraties en een combinatie is van meteorologische modellen met modellen die effecten in de atmosferische chemie beschrijven.
3. Concentration Response Functies (CRFs) die de vertaalslag maken van concentratie van emissies naar fysieke effecten op endpoints zoals gezondheid, ecosysteemdiensten en gebouwen.
4. Monetaire waardering van deze fysieke effecten.

4.4.1 Situatie Handboek Milieuprijzen 2017 en update Handboek 2023

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is gebruikgemaakt voor luchtverontreiniging en zware metalen van de Impact Pathway-benadering uit het NEEDS-project (NEEDS, 2008a).
De NEEDS-resultaten werden gecorrigeerd voor veranderende bevolkingsomvang en bevolkingssamenstelling, voor een verandering in de atmosferische chemie (achtergrondconcentraties) en voor een verandering in de concentratieresponsefuncties (zie tekstkader).

Concentratieresponsefuncties in Handboek Milieuprijzen 2017 en Europese handboeken
Concentratieresponsefuncties geven de relatie weer tussen een verandering in concentratie en een verandering in diverse 'endpoints', zoals bijvoorbeeld voortijdig overlijden of ziekenhuisopname. Het Handboek Milieuprijzen 2017 en de Europese versies (CE Delft, 2017a) en (CE Delft, 2018a)) bevatten verschillende concentratieresponsefuncties omdat ze in verschillende mate zijn omgegaan met de (WHO, 2013a) HRAPIE-richtlijnen. In het Handboek Milieuprijzen 2017 voor Nederland zijn de CRFs voor NO_2 en O_3 aangepast aan WHO HRAPIE-richtlijnen maar is de CRF voor PM_{10} en $PM_{2,5}$ gelijk gebleven. In de Europese handboeken zijn alle CRFs aangepast aan de (WHO, 2013a)-richtlijnen.

Om diverse redenen voldoet de benadering via NEEDS tegenwoordig niet meer volledig:

1. De NEEDS-modellering gaat uit van een gridcellbenadering van 50 x 50 km resolutie. Tegenwoordig worden de effecten op een veel fijnere ruimtelijke schaal uitgerekend.
2. De concentratieresponsefuncties zijn verouderd omdat ze (over het algemeen) uitgaan van incidentie van ziektelast in het jaar 2000 of zelfs daarvoor (1995). Anno 2019 is bijvoorbeeld de overlevingskans van kankergevallen enorm verbeterd, wat ook zou moeten leiden tot een verlaging van de sterftekans ten gevolgde van luchtverontreiniging (zie ook Bijlage C).
3. Het NEEDS-project gaat voor de atmosferische modellering uit van de situatie in het jaar 2000. Dit is erg verouderd. Enerzijds is de concentratie van vervuilende stoffen in de atmosfeer op dit moment fundamenteel anders dan in het jaar 2000. Eigenlijk zijn alle vervuilende stoffen flink afgenomen, maar is de afname het minst voor de stikstofhoudende stoffen (met name NH_3). Het gevolg is dat emissies van SO_2 tegenwoordig veel schadelijker zijn doordat er meer SO_2 tot secundair fijnstof reageren. Aan de andere kant heeft het overschot aan stikstof tot effect dat er bij ozonvorming niet langer sprake is van een stijging in ozonconcentraties ten gevolge van stikstofemissies. Daarom is de systematiek uit het jaar 2000 niet langer goed van toepassing op de situatie in Nederland.

Mede om deze redenen hebben we besloten om in het Handboek Milieuprijzen 2023 de modellering van de (EEA, 2021) als uitgangspunt te nemen bij het bepalen van de effecten van luchtverontreiniging – vooral op het gebied van menselijke gezondheid. Ook voor

toxische stoffen baseren we ons op (EEA, 2021), op dezelfde wijze als we in (CE Delft, 2022a) hebben gedaan rondom het bepalen van de milieuprijs van afval. Voor fosfaten en nitraten in oppervlaktewateren baseren we ons mede op de Impact Pathway-benadering die in (IEEP et al. , 2021) is gekozen, maar checken dit ook met andere benaderingen. Daarmee wordt de gehele empirische basis op stofniveau herzien in het Handboek Milieuprijzen.

4.4.2 Effecten op menselijke gezondheid

(EEA, 2021) heeft een update gegeven van hun studie uit 2014 over de effecten van lucht-verontreiniging van industriële emissies. We baseren ons in het Handboek Milieuprijzen op de resultaten van deze studie en geven hieronder op welke manier (EEA, 2021) verschilt van de modellering in het (NEEDS, 2008a)-project die in het Handboek Milieuprijzen 2017 als uitgangspunt is genomen.

De EEA 2021-methodiek heeft in vergelijking met het NEEDS-project de volgende verbeteringen doorgevoerd:

1. De modellering in het NEEDS-project gebruikte een ruimtelijke resolutie van 50 x 50 km en was gebaseerd op de meteorologische condities uit het jaar 2000. EEA gebruikt een ruimtelijke resolutie van 0,2° x 0,3° (ongeveer 22 x 33 km) en voor NO_2 een nog fijnere resolutie van 7,5 x 7,5 km. De meteorologische condities zijn gebaseerd op de situatie in het jaar 2017.
2. De concentratieresponsefuncties zijn in EEA gebaseerd op (WHO, 2013a). In varianten worden er bovendien ook andere bronnen toegevoegd. De concentratieresponsefuncties in het NEEDS-project waren gebaseerd op oudere WHO-cijfers (WHO, 2003); (WHO, 2006).
3. De atmosferische chemische modellering is in het EEA-project gebaseerd op meer recente literatuur dan in het NEEDS-project.
4. Er wordt ook een schadekost toegekend voor Secundaire Organische Aerosolen (SOA) terwijl het NEEDS-project dat niet doet (zie ook discussie Paragraaf 6.4).

In het huidige handboek maken we dan ook gebruik van de EEA 2021-resultaten en -model-lering in plaats van het NEEDS-model. Daarbij passen we, net als (EEA, 2021), de relative risks (RR) toe, zoals aanbevolen in de rapportage van de (WHO, 2013a). De relative risk toont wat de verhoogde kans is op een bepaald gezondheidsendpoint ten gevolge van een verhoogde concentratie milieuvervuiling. Het voordeel hiervan ten opzichte van de CRFs uit NEEDS is dat ze niet verbonden zijn aan absolute aantallen (bijv. sterftes) in het verleden, maar toegepast kunnen worden op de ziektelast en sterftecijfers in het meetjaar. Deze benadering maakt de berekening daarom nauwkeuriger en flexibeler toe te passen. In Bijlage C wordt de methode in meer detail omschreven.

Een aantal zaken zijn in dit handboek wel anders gemodelleerd dan in (EEA, 2021) waardoor de waarderingen anders worden. Concreet bevat dit handboek de volgende veranderingen ten opzichte van EEA 2021-methodiek:

1. Het relatieve risico op voortijdig overlijden door $PM_{2,5}$ is in navolging van (Chen & Hoek, 2020) vastgesteld op 1,08 per 10 µg/m^3. Zie ook Paragraaf 6.4 en Bijlage C.
2. Het relatieve risico op voortijdig overlijden door NO_2 is vastgesteld op 1,01 per 10 µg/m^3 in navolging van (COMEAP, 2018). Zie ook Paragraaf 6.5 en Bijlage C.
3. De incidentie van ziektelasten is zoveel mogelijk op statistische basis vastgesteld in plaats van berekend aan de hand van (Europese) richtlijnen in (WHO, 2013a). Zie ook Bijlage C.
4. Het aantal verloren levensjaren is bepaald met lifetables die per 1-jaarsleeftijdscohort de effecten van luchtverontreiniging modelleren. Zie ook Bijlage C.

5. De waarderingsgrondslagen zijn anders en meer op de specifieke Nederlandse context toegespitst. Daarnaast bevatten de waarderingen een onder, centraal en bovenvariant (zie Paragraaf 5.3).
6. Er zijn aparte waarderingen toegevoegd voor black carbon en ultrafijnstof (zie Paragraaf 6.4).

Voor toxische stoffen met effecten op de menselijke gezondheid hebben we ons ook gebaseerd op de Europese prijzen zoals vermeld in (EEA, 2021) die verder zijn gedifferentieerd naar specifieke prijzen voor Nederland op basis van (NEEDS, 2008a). Paragraaf 6.8 bevat in meer detail hoe we zijn omgegaan met de toxische stoffen.

4.4.3 Effecten op natuur

Voor de effecten op natuur baseren we ons op bestaande modellen:
- de effecten op landbouwgewassen ten gevolge van smogformatie worden betrokken uit (EEA, 2021);
- de effecten op biodiversiteit zijn gebaseerd op (NEEDS, 2008a).

Hoewel (EEA, 2021) ook waarderingen voor vermesting op biodiversiteit heeft berekend, hebben we die niet overgenomen omdat de resultaten moeilijk te herleiden zijn tot fysieke effecten, zoals de effecten op de indicator PDF (zie Paragraaf 5.4). Bovendien hebben de resultaten uit de EEA-studie uitsluitend betrekking op biodiversiteitsverlies in Natura 2000-gebieden en vormt het areaal aan Natura 2000-gebieden een belangrijke graadmeter voor de relatieve schadelast van bijvoorbeeld NH_3. Er wordt geen rekening gehouden dat landen met een gering aandeel Natura 2000-gebieden meer over zouden hebben voor bescherming vanwege afnemend grensnut. Om deze redenen hebben we ons bij de waardering van verliezen in biodiversiteit gericht op het raamwerk dat (NEEDS, 2008a) biedt.

De effecten bepaald in (NEEDS, 2008a) zijn door ons geschaald naar de actuele emissieniveaus in vergelijking met de relatie die er tussen effecten op PDF en emissies kon worden afgeleid in de verschillende scenario's met het EcoSense-model. Deze routine is gelijk aan die in het Handboek Milieuprijzen 2017.

4.4.4 Effecten op materialen en gebouwen

Effecten op materialen en gebouwen betreffen effecten op cultureel erfgoed, schoonmaakkosten en verwering van verf. In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn schoonmaakkosten uitsluitend gekwantificeerd in de bovenschatting van milieukosten.

Voor het huidige handboek hebben we nieuw brononderzoek gedaan naar specifieke schoonmaakkosten (ramenlappen, gevelreiniging) omdat er uit buitenlandse literatuur naar voren kwam dat deze een substantieel aandeel kunnen uitmaken van de totale schoonmaakkosten in een land. Door deze te relateren aan de totale schoonmaakkosten die worden uitgegeven in Nederland aan glas- en gevelreiniging zijn we tot een inschatting van de schadekosten van luchtverontreiniging op gebouwonderhoud gekomen.

4.4.5 Broeikasgassen

De waardering van broeikasgassen is niet gebaseerd op een Impact Pathway-benadering maar op een literatuuranalyse naar de kosten van beleidsdoelstellingen. In Paragraaf 6.2 wordt uitgelegd hoe de waardering van broeikasgassen tot stand is gekomen.

4.5 Stap 3: Midpointprijzen aan de hand van allocatie via karakterisatiemodel

In Stap 3 worden de individuele prijzen van diverse stoffen verdeeld over de verschillende midpoints die in LCA-modellen worden vastgesteld door middel van karakterisatie. Karakterisatie is een kwantificatie van emissies op hun bijdrage aan een specifiek milieuthema. Een voorbeeld hiervan is de bijdrage van CO_2- en CH_4-emissies aan klimaatverandering. In karakterisatiemodellen worden deze emissies gekwantificeerd op basis van een gemeenschappelijke eenheid voor specifieke milieuthema's waardoor aggregatie en uitdrukking in een specifiek score mogelijk wordt. Voor klimaatverandering is deze gemeenschappelijke eenheid kg CO_2-equivalenten (kg CO_2-eq.). CO_2 heeft een karakterisatiefactor van 1 kg CO_2-eq./kg CO_2 en voor methaan is dat 34 kg CO_2-eq./kg CH_4 (ReCiPe 2016 - hiërarchisch perspectief).[23] De karakterisatiefactor beschrijft op deze manier de belasting per milieuthema per hoeveelheid specifieke emissie.

Naast de keuze van een karakterisatiemodel omvat Stap 3 ook een keuze over de toedeling van de individuele milieuprijzen op stofniveau (Stap 1) over de verschillende milieueffecten en vervolgens de berekening van de prijs voor de midpoint karakterisatiefactor.

4.5.1 Karakterisatie en toedeling in het Handboek Milieuprijzen 2017

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is de karakterisatie gebaseerd op ReCiPe 2008 (update 2013) (Goedkoop, et al., 2013). Daarbij werd het individualistische perspectief als algemeen uitgangspunt gekozen. Voor een paar milieuthema's (toxiciteit van metalen, landgebruik), werd een hiërarchisch beeld verkozen. ReCiPe 2008 karakteriseerde de diverse stoffen op basis van een Europees gemiddelde.

De stoffen zijn daarna toebedeeld aan de gekozen milieuthema's in het handboek, deels op basis van de NEEDS-modelresultaten en deels op basis van karakterisatiefactoren. Bijlage G in het 2017-handboek geeft een voorbeeld hoe deze verdeling plaatsvond voor het thema fotochemische smogvorming.

4.5.2 Nieuwe ontwikkelingen relevant voor Handboek Milieuprijzen 2023

Sinds 2017 hebben twee belangrijke ontwikkelingen plaatsgevonden op het gebied van karakterisatie van milieuthema's:

1. In 2016 is een nieuwe versie van ReCiPe verschenen (Huijbregts, et al., 2016). ReCiPe 2016 bevat karakterisatiefactoren voor meer milieuthema's dan ReCiPe 2008. Bovendien zijn deze factoren aangepast naar de laatste wetenschappelijk standaard. De exacte verschillen tussen ReCiPe 2008 en ReCiPe 2016 zullen per milieuthema in Hoofdstuk 6 worden besproken.
2. De ontwikkeling van de Product Environmental Footprint en de Organisation Environment Footprint (PEF/OEF) raamwerken (EC, 2021). De PEF maakt (deels) gebruik van andere milieukundige modellen dan ReCiPe 2016. In Bijlage D treft u een overzicht van de verschillen tussen ReCiPe 2008, ReCiPe 2016 en PEF.

4.5.3 Keuze Handboek Milieuprijzen 2023

De keuze voor karakterisatie in het Handboek Milieuprijzen 2023 is gebaseerd op de ReCiPe 2016-karakterisatiefactoren (versie 1.1 update januari 2018). Dit betekent dat de milieukundige modellering van een aantal thema's wordt opgezet via het raamwerk van ReCiPe

[23] Bijlage D beschrijft in meer detail welke karakterisatiefactoren precies zijn gekozen. Voor broeikasgassen is dit gebaseerd op de laatste IPCC-rapportage (IPCC, 2022). Deze factoren worden ook in andere bronnen gebruikt zoals de Milieurekeningen.

2016. Ook zal dit handboek een waardering van alle midpoints in het ReCiPe-raamwerk omvatten. Tabel 16 geeft een overzicht van de diverse midpoints die worden gemonetariseerd in dit handboek en op welk endpoint deze midpoints betrekking hebben.

Tabel 16 - Relaties tussen mid- en endpoints bij de bepaling van de milieuprijzen

	Midpoint	Endpoint	Bepaling^
1	Opwarming van de aarde	Menselijke gezondheid, ecosystemen	Gewogen stofprijs
2	Aantasting van de ozonlaag in de stratosfeer	Menselijke gezondheid, ecosystemen	Waardering EP
3	Ioniserende straling	Menselijke gezondheid	Gewogen stofprijs
4	Vorming fijnstof	Menselijke gezondheid, gebouwen/materialen	Gewogen stofprijs
5	Fotochemische smogvorming	Menselijke gezondheid, ecosystemen, gebouwen/materialen	Gewogen stofprijs
6	Toxiciteit (kanker)	Menselijke gezondheid	Gewogen stofprijs
7	Toxiciteit (geen kanker)	Menselijke gezondheid	Gewogen stofprijs
8	Waterverbruik	Menselijke gezondheid, ecosystemen	Waardering EP
9	Verzuring	Ecosystemen, gebouwen/materialen	Gewogen stofprijs
10	Ecotoxiciteit - Terrestrische ecosystemen	Ecosystemen	Waardering EP
11	Landgebruik - bezetting en transformatie	Ecosystemen	Gewogen stofprijs
12	Eutrofiëring - Zoetwaterecosystemen	Ecosystemen	Combinatie
13	Ecotoxiciteit - Zoetwaterecosystemen	Ecosystemen	Waardering EP
14	Ecotoxiciteit - Mariene ecosystemen	Ecosystemen	Waardering EP
15	Eutrofiëring - Mariene ecosystemen	Ecosystemen	Combinatie
16	Schaarste aan minerale hulpbronnen**	Grondstoffenschaarste	Gewogen stofprijs
17	Fossiele hulpbronnen schaarste**	Grondstoffenschaarste	Gewogen stofprijs
18	Waterconsumptie	Menselijke gezondheid, ecosystemen	Waardering EP

* Dit midpoint karakteriseert ook op ecosystemen. Bij de waardering is gebruikgemaakt van preventiekostenbenadering die impliciet ook een waardering voor ecosystemen meeneemt.

** Voor dit midpoint worden indicatieve prijzen meegenomen en geen definitieve prijzen in dit handboek.

^EP = endpoint, voor toelichting zie tekst hieronder.

Deze midpointprijzen zijn op twee manieren bepaald:

A. Via de **gewogen stofprijsmethode**
Hierbij worden (componenten) van de prijs per hoofdstof worden toebedeeld aan de diverse midpoints en worden gewogen met de emissies. Dit is mogelijk aan de hand van gedesaggregeerde resultaten die de onderzoekers achter de EEA 2021-studie ons ter beschikking hebben gesteld. Dit maakte het mogelijk om een toedeling te maken naar de diverse milieuthema's direct vanuit de schadelijkheid van de stoffen op die milieuthema's. Vervolgens wordt de midpointprijs uitgerekend als een emissiegewogen gemiddelde prijs van de stoffen die karakteriseren op dat thema. Dit wordt gedaan aan de hand van de volgende formule:

$$Midpointprijs\ Thema, j\ = \frac{\sum_i DC_{i,j} * E_i}{\sum_i CF_i * E_i}$$

waarbij CF = karakterisatiefactor voor stof i op thema j, E de emissies zijn van stof i en DC de schadekosten zijn van stof i op thema j. Hierbij wordt de totale milieuprijs per thema bepaald door de totale schade ten gevolge van emissies op het milieuthema gedeeld door de totale score op de eenheid van de karakterisatiefactor. In feite worden

de schadekosten van de diverse stoffen gewogen met hun emissies (en dus hun voorkomen).

B. Via de mid- to endpointkarakterisatiefactoren en een directe **waardering van het endpoint.** Voor een aantal thema's (ozonlaagaantasting, ecotoxiciteit en waterverbruik) waren er geen individuele stofprijzen beschikbaar, waardoor er een andere route is gevolgd. Hierbij zijn de midpoint to endpoint factoren zijn gebruikt uit de ReCiPe 2016-studie. Deze zijn vermenigvuldigd met de prijs per endpoint, zoals vermeld in Hoofdstuk 5.

4.5.4 Resultaten: midpointprijzen

Het resultaat van Stap 3 is een set met milieuprijzen per midpoint. In dit handboek worden de midpointprijzen voor emissies in Nederland weergegeven volgens het karakterisatiemodel van ReCiPe 2016.

Daarnaast wordt de systematiek van het Handboek Milieuprijzen in Hoofdstuk 7 toegepast op andere emissies en andere karakterisatiemodellen waardoor daar nog twee soorten midpointprijzen zijn te vinden:

- voor emissies in Europa (EU27) volgens ReCiPe 2016;
- voor emissies in Nederland en de EU27 volgens de PEF-karakterisatie.

Voor deze laatste worden slechts enkele midpointprijzen gegeven die overeenkomen met de meer zekere impactbepalingen (CAT I en II, zie Bijlage D).

4.6 Stap 4: Berekening milieuprijzen

Op basis van deze milieuprijzen per midpoint kan er, als laatste stap, een uitgebreide lijst met impliciete milieuprijzen worden gemaakt voor alle stoffen die in ReCiPe voorkomen (naast de stoffen waarvoor een individuele milieuprijs is berekend). Dit gebeurt door gebruik te maken van de milieukundige verhouding tussen stoffen die bijdragen aan hetzelfde milieuthema zoals bepaald in ReCiPe. Door per stof alle schadekosten, bepaald op elke endpoint/midpointcombinatie uit Tabel 16, bij elkaar op te tellen verkrijgt men een samengestelde schadekost per stof. Als voorbeeld gebruiken we hier emissies van pentaan (C_5H_{12}), een chemisch gas dat veelvuldig wordt gebruikt als oplosmiddel, blaasmiddel of koelmiddel. In ReCiPe 2016 karakteriseert een emissie van pentaan in de lucht op menselijke schade door smogformatie, ecosysteemschade door smogformatie, ecotoxiciteit op land, mariene ecotoxiciteit, ecotoxiciteit voor zoetwater en op menselijke toxiciteit. Door de karakterisatiefactor voor al deze midpoints te vermenigvuldigen met de midpoint milieuprijs uit Stap 3 ontstaat een samengestelde milieuprijs voor pentaan die uit alle onderliggende waarderingen is opgebouwd.

In Bijlage H staan de belangrijkste waarderingen naar lucht, bodem en water gegeven voor meer dan 250 stoffen. De selectie van deze stoffen is gebaseerd op de stoffen die in de Emissieregistratie staan vermeld aangevuld met een aantal Zeer Zorgwekkende Stoffen waarvoor geen gegevens uit de emissieregistratie beschikbaar zijn.

Op www.ce.nl\milieuprijzen kunnen de waarderingen voor meer dan 3000 stoffen worden gevonden.

5 Waardering van schade op endpointniveau

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we de waarderingen op endpoints die zijn gebruikt bij de constructie van de milieuprijzen. De waardering voor schade op de endpoints is de meest belangrijke variabele in de totstandkoming van de milieuprijzen.

Deze waarderingen zijn gebaseerd op literatuuronderzoek. Allereerst geven we in Paragraaf 5.2 een algemeen overzicht van waarderingsmethoden.
Vervolgens gaan we in meer detail in op de waarderingen van de diverse endpoints:

1. Menselijke gezondheid (Paragraaf 5.3).
2. Ecosysteemdiensten (Paragraaf 5.4).
3. Gebouwen en materialen (Paragraaf 5.5).
4. Grondstoffenbeschikbaarheid (Paragraaf 5.6).
5. Welzijn (de overige leefomgevingskwaliteiten zoals geluid (Paragraaf 5.7).

In elk van deze paragrafen zullen we komen met een verantwoording voor de keuzes die in het Handboek Milieuprijzen uit 2017 zijn gemaakt en in hoeverre deze keuzes aanpassing behoeven in het Handboek Milieuprijzen 2023. Voor elk endpoint berekenen we vervolgens waarden die in de waardering van emissies en midpoints worden gebruikt.

5.2 Algemene methodiek waarderen

5.2.1 Algemeen

In de schadekostenbenadering wordt geprobeerd de vraagfunctie voor milieukwaliteit te schatten. Deze vraag is afhankelijk van de mogelijkheden van mensen om te betalen voor milieukwaliteit. Met andere woorden: hoeveel van hun inkomen willen zij opofferen voor een extra eenheid milieukwaliteit? Dit wordt algemeen aangeduid als de betalingsbereidheid of Willingness-to-Pay (WTP). Een andere optie is om te kijken naar de mate waarin mensen bereid zijn om milieuschade te accepteren. Dit is de acceptatiebereidheid ofwel Willingness-to-Accept (WTA). De concepten WTP en WTA worden dus beide gedefinieerd in termen van individuele voorkeuren.

In de traditionele economische waarderingsliteratuur kan de betalingsbereidheid, indien er geen marktprijzen beschikbaar zijn, worden ingeschat op twee verschillende manieren:

1. Gebleken voorkeuren (revealed preferences). Deze voorkeuren blijken uit de daadwerkelijk gemaakte keuzes van mensen op andere terreinen. Zo kunnen reiskosten van recreanten impliciet iets zeggen over de waardering van een bepaald natuurgebied.
2. Verklaarde voorkeuren (stated preferences). Hierbij worden vragenlijsten gebruikt om de betalingsbereidheid van mensen te meten voor het handhaven of verbeteren van de milieukwaliteit.

Voor veel milieuvraagstukken is het lastig om de betalingsbereidheid te achterhalen, hetzij via gebleken of bevraagde voorkeuren, omdat de meeste mensen niet precies begrijpen wat milieukwaliteit voor hun leven betekent. Enquêtes met vragen zoals 'hoeveel bent u bereid te betalen voor een reductie van de emissies van NO_x met 1 kton?' zullen niet leiden tot betekenisvolle resultaten omdat 1 kton NO_x-emissie een abstract begrip blijft. Daarnaast begrijpen veel mensen ook niet dat NO_x-emissies, die niet direct duidelijk waarneembaar zijn, hun gezondheid kan schaden. Daarom moeten vragen zorgvuldig worden opgesteld zodat de respondenten zich kunnen uitspreken over concrete zaken die ze kunnen begrijpen.

Voor het Handboek Milieuprijzen betekent dit dat de betalingsbereidheid voor een schoon milieu voornamelijk wordt bepaald door te kijken naar waarderingen op het endpointniveau, zoals menselijke gezondheid, veerkracht van het ecosysteem of de gevolgen voor gewassen, vis en biodiversiteit. De hele relatie van emissie tot aan dat endpointniveau wordt vervolgens gemodelleerd in onder meer verspreidings- en epidemiologische modellen, zodat een relatie kan worden gelegd tussen een emissie van een bepaalde stof en een fysieke verandering in de staat van het endpoint (zie Hoofdstuk 4). Daarbij gaat het niet puur om 'menselijke gezondheid' of 'veerkracht van ecosystemen' maar worden die generieke endpoints in heel veel soorten endpoints onderverdeeld omdat, bijvoorbeeld, de waardering van voortijdig overlijden door een hartaanval niet hetzelfde hoeft te zijn als de waardering van voortijdig overlijden door kanker.

Hoewel gebleken voorkeuren ('revealed preferences') en bevraagde voorkeuren ('stated preferences') vanuit de economische theorie de juiste manieren zijn om de WTP/WTA te bepalen, zal er in de praktijk toch te weinig informatie beschikbaar zijn om alle endpoints, en hun subdimensies, volledig te waarderen op basis van gebleken en bevraagde voorkeursonderzoek. Daarom worden er in het Handboek Milieuprijzen 2017 twee extra categorieën onderscheiden die ook soms gebruikt worden: waardering op basis van herstelkosten en waardering op basis van preventiekosten. Waardering op basis van herstelkosten wordt soms toegepast in waardering van natuur en dan gaat het om de kosten die gemaakt moeten worden om de aantasting van de natuur ongedaan te maken. Een voorbeeld is het injecteren van kalk in bodems die door verzuring zijn aangetast. Bij waardering op basis van preventiekosten gaat het om de kosten die de veroorzaker moet maken om de emissie niet te laten plaatsvinden. Dit kan aan de hand van zogeheten 'marginal abatement cost curves': de kosten die moeten worden gemaakt om de milieuvervuiling binnen maatschappelijk acceptabele normen terug te brengen. Ook een waardering op basis van een heffing, zoals bijvoorbeeld een heffing op lozing van afvalwater, is een waardering op basis van preventiekosten.

5.2.2 Volgordelijke voorkeur voor waarderingsmethoden

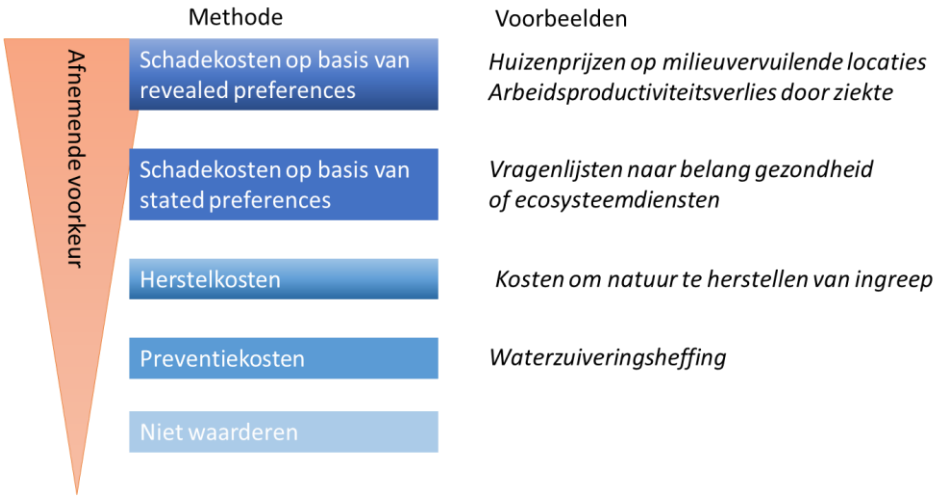
In dit Handboek Milieuprijzen worden dus vier methoden gebruikt om de betalingsbereidheid voor het voorkomen van schade (op de vijf endpoints) te bepalen:
1. Waardering van schade via gebleken voorkeuren.
2. Waardering van schade via bevraagde voorkeuren.
3. Waardering op basis van herstelkosten.
4. Waardering op basis van preventiekosten.

Over het algemeen geldt dat er een afnemende voorkeur is voor gebruik in economische waarderingsstudies: directe waardering van de schade (WTP) via gebleken of bevraagde voorkeuren is te prefereren boven de andere methoden, en waardering op basis van preventiekosten is de minst aan te bevelen methode (zie ook Figuur 11). Toch is in de systematiek van het Handboek Milieuprijzen een waardering op basis van preventiekosten te prefereren boven niet waarderen, omdat bij 'geen waardering' het gevaar bestaat dat de milieu-

effecten in de afwegingskaders onvoldoende worden meegenomen (zie ook discussie in Paragraaf 2.8.1)[24]

Op deze algemene regel zijn echter veel uitzonderingen denkbaar. Zo is bij klimaatverandering de schade (de Social Cost of Carbon) dermate onzeker dat de preventiekostenmethode, in bepaalde gevallen, een betere graadmeter voor de waardering van klimaatverandering kan vormen (zie ook discussie in Paragraaf 6.2).

Figuur 11 - Voorkeursvolgorde voor waarderingsmethoden in het Handboek Milieuprijzen



Soms bieden geen van de bovenstaande waarderingsmethoden soelaas. In dat geval wordt ook wel een andere methode exploratief onderzocht: waardering van schade op basis van modellen die het verlies aan inkomen (Bruto Binnenlands Product) modelleren. Deze waarderingsgrondslag wordt in dit handboek onder meer onderzocht op het endpoint grondstoffenschaarste (zie Paragraaf 5.6).

Hieronder worden de vier gehanteerde methoden toegelicht en wordt duidelijk gemaakt bij welke milieuthema's welke waarderingsmethode wordt gebruikt.

5.2.3 Waardering op basis van gebleken voorkeuren

Bij methoden op basis van gebleken voorkeuren (*revealed preferences*) wordt waargenomen marktgedrag in een bestaande, complementaire markt gebruikt om indirect de betalingsbereidheid in een ontbrekende markt af te leiden.

Gebleken voorkeursmethoden worden meestal met behulp van econometrische technieken ingeschat. In Nederland wordt deze methode meestal gebruikt door middel van een analyse van huizenprijzen (hedonic pricing).[25] Op deze manier is in het verleden bijv. geluidshinder gewaardeerd (Theebe, 2004).[26] Door huizenprijzen in geluidbelaste locaties te vergelijken

[24] De enige reden om tot 'niet waarderen' over te gaan is als aangetoond kan worden dat de schade geen 'extern effect' betreft, maar reeds is ingeprijsd in bestaande marktgoederen: in dat geval is het volume van externe effecten gelijk aan nul en hoeft er derhalve niets beprijsd te worden.

[25] Daarnaast is ook waardering op basis van reistijden een mogelijkheid. Hierbij wordt gekeken hoever mensen bereid zijn om te reizen naar bijvoorbeeld een natuurgebied om daar te recreëren.

[26] Zie ook Paragraaf 6.11.

met huizenprijzen in stillere locaties kan, mits goed gecorrigeerd voor de overige effecten, een impliciete waardering voor de schade van geluidshinder worden bepaald.

Het grote voordeel van deze methode is dat deze uitgaat van daadwerkelijk keuzegedrag van mensen (op aanpalende markten) die te maken hebben met budgetbeperkingen. Een nadeel is evenwel dat het econometrisch lastig kan zijn om de invloed van één verklarende variabele afdoende te isoleren. Vooral als deze variabele correleert met ontbrekende variabelen kan de methode tot een onder- of overschatting leiden.[27] Daarnaast is de methode gevoelig voor de zogeheten 'ontbrekende-variabele bias'. Als bijvoorbeeld een beperkt uitzicht en geluidshinder samengaan, kan de waardering voor geluidshinder tot een overschatting leiden als niet goed gecorrigeerd wordt voor het welvaartsverlies door het beperkte uitzicht.

Een ander, meer fundamentele, belemmering is dat gebleken voorkeurmethoden tot een verkeerde schatting van de schade kunnen leiden indien mensen slecht geïnformeerd zijn over de schade van milieuvervuiling. Met name bij milieuvervuiling blijkt dat mensen slecht op de hoogte zijn van de effecten van milieuvervuiling op, bijvoorbeeld, gezondheid. Zo is er groeiend bewijs voorradig dat geluidsoverlast niet alleen hinder veroorzaakt, maar ook gezondheidsschade. Dergelijke gezondheidsschade wordt niet altijd volledig door de mensen meegenomen bij hun waardering van overlast.[28] Daarom hanteren veel onderzoekers (zie bijv. (Schoeters, et al., 2021) op dit moment een voorkeur voor waardering op basis van bevraagde voorkeuren.

In deze update van het Handboek Milieuprijzen is de waardering van de effecten van luchtvervuiling op gebouwen mede bepaald aan de hand van gebleken voorkeuren.

5.2.4 Waardering op basis van bevraagde voorkeuren

De betalingsbereidheid kan ook worden afgeleid op basis van bevraagde voorkeuren, door middel van vragenlijsten, interviews of andere technieken. Een van de methoden die hiervoor gebruikt wordt is Contingent Valuation Method (CVM), waarin respondenten in een enquête rechtstreeks wordt gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een bepaald goed, zorgvuldig beschreven in het onderzoekscenario. Dit kan ook indirect plaatsvinden door middel van Discrete Choice-modellen waarbij respondenten keuzes moeten maken tussen diverse opties. Op basis van de antwoorden van consumenten op vragen naar hoe ze zouden reageren in hypothetische situaties waarin de voorziening van een goed varieert, wordt er een impliciete waardering voor dat goed afgeleid. Als de respondenten van de enquêtes eerlijk, goed geïnformeerd en rationeel zijn, is stated preference-onderzoek in principe de meest betrouwbare informatiebron voor de voorkeuren van mensen naar milieukwaliteit (Arrow, 1993); (Hoevenagel, 1994).

Deze theoretische ideaalsituatie gaat echter in de praktijk meestal niet op. Bekende problemen zijn het afwezig zijn van een budgetbeperking waardoor mensen een hogere waarde opgeven dan ze in werkelijkheid bereid zouden zijn om te betalen. Daarnaast zijn de resultaten zeer gevoelig voor de onderzoeksopzet, de vraagstelling (zie volgend tekstkader) en de perceptie van de deelnemers wat er met de resultaten gedaan wordt. Een typische 'bias' ontstaat als mensen de mogelijkheid hebben om sociaalwenselijke of strategische antwoorden te geven.

[27] Negatieve correlatie leidt tot onderschatting, positieve correlatie tot overschatting.

[28] Voor een deel komt dit ook doordat de kosten van gezondheidsschade niet volledig terechtkomen bij de huiseigenaar.

Verschil tussen WTP en WTA in de CVM-methode
In de Contingent Valuation Method (CVM) worden respondenten bijvoorbeeld gevraagd naar hun betalingsbereidheid (WTP – Willingness-to-Pay) voor gezondheid of het behoud van bepaalde ecosystemen die gevaar lopen door gebiedsontwikkeling. Ook is het mogelijk een vraag te stellen over de acceptatiebereidheid (WTA – Willingness-to-Accept) voor het verlies van dat ecosysteem, hoewel de WTA-benadering geacht wordt minder geloofwaardige resultaten te leveren. Een variant op de CVM-methode is de Choice Experiment (CE)-methode, waarin de respondent een aantal alternatieven krijgt voorgeschoteld en de meest aantrekkelijke moet kiezen uit een set van opties. De betalingsbereidheid voor bepaalde attributen (bijv. overlijdensrisico) blijkt dan uit de econometrische analyse.

Een kritiekpunt op de Contingent Valuation Method is dat de waardering sterk afhankelijk is van het feit of men de WTP bevraagt, of de WTA. Volgens de economische theorie zouden de WTP en WTA aan elkaar gelijk moeten zijn, maar uit empirisch en experimenteel onderzoek is gebleken dat mensen een te betalen bedrag gemiddeld ruim zeven maal hoger waardeerden dan een te ontvangen bedrag **(Horowitz & McConell, 2002)**. Overigens hoeft dit niet een nadeel van de bevraagde voorkeursmethoden te zijn en kan een verschil in WTP en WTA daadwerkelijk uit de voorkeur van mensen blijken, zoals gepostuleerd in Kahneman's Prospect Theory **(Kahneman, 1979)**. Dit komt mede doordat mensen meer waarde hechten aan bezit en risicoavers zijn.
Zo blijkt uit onderzoek van **(Kahneman, et al., 1990)** dat de prijs die mensen vragen (WTA) voor een artikel dat ze zojuist gekregen hebben, hoger ligt dan de prijs die ze voor dat artikel zouden willen betalen (WTP). Dit komt onder meer door het endowment-effect, zoals beschreven door **(Thaler, 1980)**, dat zegt dat mensen meer waarde hechten aan een goed dat ze in bezit hebben, dan aan een goed dat ze eventueel in bezit kunnen krijgen. In een MKBA betekent dit dat er een impliciete voorkeur zou zijn voor de 'status quo'. Andere oorzaken genoemd in de literatuur die het verschil tussen WTP en WTA kunnen verklaren hebben te maken met onvervangbaarheid van natuur in combinatie met inkomenseffecten **(Hanemann, 1991)** of strategisch gedrag bij het beantwoorden van vragen **(Bateman & Turner, 1993)**.

In het Handboek Milieuprijzen is de waardering voor de effecten op gezondheid vooral gebaseerd op literatuur die gebruikmaakt van bevraagde voorkeuren, zowel voor luchtverontreiniging als voor geluid. In Paragraaf 5.3 wordt dit nader toegelicht.

5.2.5 Waardering op basis van (potentiële) herstelkosten

Een derde manier om de effecten van milieuvervuiling te waarderen is door uit te gaan van de (potentiële) herstelkosten. Bij waardering met herstelkosten wordt onderzocht hoeveel het kost om de door de milieuvervuiling veroorzaakte schade ongedaan te maken. In de literatuur (NEEDS, 2008b) wordt algemeen erkend dat dit een minder nauwkeurige maatstaf is, om een tweetal redenen:

1. Waardering met herstelkosten berust potentieel op een overschatting omdat het niet altijd economisch optimaal is om alle schade te herstellen. In Hoofdstuk 3 zagen we dat het welvaartsoptimale vervuilingsniveau hoger dan 0 is indien de vraag- en aanbodfuncties van milieukwaliteit prijsgevoelig (elastisch) zijn. Derhalve is een zekere milieuschade sociaal optimaal. Door uit te gaan van de herstelkostenbenadering wordt verondersteld dat het optimale niveau van vervuiling gelijk aan nul is.

2. Waardering met herstelkosten kan leiden tot een onderschatting omdat niet altijd alle schade te herstellen is. Ook kan het leiden tot een onderschatting doordat eigendomsrechten niet goed gedefinieerd zijn of er sprake is van het 'split incentive-dilemma'. Verhuurders van appartementen kunnen er bijvoorbeeld voor kiezen om appartementen in vervuilde locaties niet vaker schoon te maken omdat het welvaartsverlies bij de huurders terechtkomen.

Men kan aan het bezwaar van de overschatting tegemoetkomen door niet de hypothetische herstelkosten als uitgangspunt te nemen maar de daadwerkelijke uitgaven van, bijvoorbeeld, huiseigenaren. In dat geval worden de herstelkosten gebruikt om een gebleken voorkeurswaarde te herleiden. Dit leidt dan waarschijnlijk tot een onderschatting omdat niet alle huiseigenaren besluiten om de schade te herstellen of omdat er sprake is van het split incentive-dilemma.

Om deze redenen is de herstelkostenmethode minder nauwkeurig dan de methoden van gebleken of bevraagde voorkeuren. Waardering met herstelkosten is in dit Handboek Milieuprijzen desalniettemin toegepast bij de effecten van luchtverontreiniging op gebouwen en materialen. Dit komt omdat er voor deze thema's te weinig onderzoek beschikbaar is voor waardering op basis van bevraagde of gebleken voorkeuren.

5.2.6 Waardering op basis van preventiekosten

Uiteindelijk kan ook de waardering op basis van preventiekosten plaatsvinden. De preventiekostenmethode gaat uit van het milieubeleid en is gebaseerd op de marginale kosten die gemaakt moeten worden om de milieubeleidsdoelstellingen te halen. Veel milieubeleid kent een beleidsdoel (bijv. 55% reductie van emissies ten opzichte van 1990). De preventiekostenmethode kijkt vervolgens naar de kosten van de duurste maatregel die nodig is om dat beleidsdoel te halen. Dit komt overeen met de kosten van de minst kosteneffectieve maatregel die nodig is om dat beleidsdoel op de meest kosteneffectieve manier te halen. Deze kosten worden de preventiekosten genoemd.

In het 2010-Schaduwprijzen Handboek (CE Delft, 2010) werden preventiekosten, conform de OEI-Leidraad, aanbevolen bij milieubeleid waarvan de doelen reeds zijn afgesproken. Met de nieuwe opzet van de Leidraad MKBA in 2013 is dit voorschrift komen te vervallen en worden alle milieuthema's op basis van schadekosten gewaardeerd. Uitzondering is het klimaatbeleid, waar de Werkgroep Discontovoet heeft aanbevolen om gebruik te maken van de preventiekostenbenadering op basis van de beleidsinvulling op klimaatgebied in de WLO-scenario's. Daarnaast laat de Algemene Leidraad ook de mogelijkheid open om de preventiekostenmethodiek te gebruiken indien er geen andere manier is om te waarderen. In het Handboek Milieuprijzen 2017 is dit het geval voor de waardering van stikstof (N) op marine ecotoxiciteit waarbij gebruik werd gemaakt van de heffing op oppervlaktewater als proxy voor de betalingsbereidheid voor het voorkomen van schade (vooral bovenmatige algengroei) ten gevolge van stikfstoflozingen. Voor de update hebben we echter ook deze waardering op basis van schadekosten uitgevoerd.

Indien de preventiekostenmethodiek wordt gebruikt is het belangrijk dat deze wordt gestoeld op zogenaamde 'efficiënte prijzen'. Efficiënte prijzen geven de minimale prijzen weer om de beleidsdoelstelling te halen. Indien we een volledig geïnformeerde en economisch-rationeel handelende overheid veronderstellen, zal die de beleidsdoelstellingen zo vormgeven dat het optimale vervuilingsniveau wordt bereikt. Om dit vervuilingsniveau te bereiken wordt er in de welvaartseconomie de Pigouviaanse heffing geïntroduceerd op de vervuilende activiteit die de externe effecten internaliseert tegen minimale kosten.
Een Pigouviaanse heffing is een efficiënte inzet van beleid om de welvaart te optimaliseren.

5.2.7 Overzichtstabel van gebruikte methoden

In het Handboek Milieuprijzen zijn de endpoints gewaardeerd aan de hand van literatuuronderzoek. De uiteindelijke gekozen waardes zijn gebaseerd op een reeks aan methoden. Tabel 17 geeft op hoofdlijnen weer welk soort waarderingsonderzoek is gebruikt bij het bepalen van de endpoints.

Tabel 17 - Waarderingsmethoden op basis van literatuuronderzoek dat is gebruikt bij de endpoints

Endpoint	Methoden
Menselijke gezondheid Mortaliteit	Bevraagde voorkeur
Menselijke gezondheid Morbiditeit	Bevraagde voorkeur, gebleken voorkeur
Ecosysteemdiensten	Bevraagde voorkeur
Gebouwen en materialen	Herstelkosten
Grondstoffen	Preventiekosten, schadekosten
Hinder	Bevraagde voorkeur, gebleken voorkeur

De waarderingen voor de diverse endpoints zijn van invloed op het bepalen van de milieuprijzen op stof- en midpointniveaus voor alle thema's (zie Paragraaf 6.1) behalve bij klimaatverandering. Voor klimaatverandering is een waardering op basis van preventiekosten als uitgangspunt genomen (zie Paragraaf 6.4).

5.2.8 Beperkingen in het waarderen van milieukwaliteit

Waardering van milieukwaliteit kent een aantal serieuze beperkingen. Hoewel het onderwerp tot duizenden publicaties in de laatste twee decennia heeft geleid, blijven er substantiële onzekerheden kleven aan de betrouwbaarheid van de methoden. Dit komt primair omdat de in onderzoek gevonden waarde voor milieukwaliteit moeilijk verifieerbaar is met de daadwerkelijke voorkeuren van mensen (zie (Carson, 2000); (Bateman, et al., 2002)). Een sterke bias met de onderzoeksmethodiek speelt hier een belangrijke rol in.

De voornaamste beperkingen zijn:

1. **Compleetheid**: Er lijken geen methoden te zijn die volledig en compleet het arsenaal aan menselijke waarderingen voor milieukwaliteit kunnen weergeven. Met name optionele en niet-gebruikswaarden worden slecht gedekt in waarderingsstudies.
2. **Kennis en informatie bias**: Over het algemeen blijkt de informatie die mensen hebben over de relatie tussen bijvoorbeeld milieuvervuiling en gezondheid slecht te zijn. Dit resulteert bijvoorbeeld in een onderschatting van de waardering van de gevolgen van milieuvervuiling bij gebleken voorkeurmethoden (Delucchi, et al., 2002).
3. **Onderzoeksbias**: met name CVM-methoden leggen een grote variëteit aan uitkomsten bloot afhankelijk van de onderzoeksopzet. (Carson, et al., 1997) laten zien dat de volgorde van vraagstelling belangrijk is voor waardering, een feit dat ook empirisch is aangetoond (Payne, et al., 2000). Economisch gezien is dit ook verklaarbaar, maar daar wordt vaak geen rekening mee gehouden bij waardering in kosten-batenanalyses. Overigens wordt deze kritiek wel erkend in de wetenschap en worden recent steeds meer waarderingsonderzoeken opgezet volgens Choice-Experiments waarbij ook de volgorde van vraagstelling kan variëren en hiervoor gecorrigeerd kan worden (zie ook de discussie hierboven).

We pretenderen met dit Handboek Milieuprijzen niet dat de waarden die hier gepresenteerd worden volledig en zeker zijn. We benadrukken in dit handboek juist de grote mate van onzekerheid die er aan waarderingen van milieugoederen kleven. Dit doen we onder meer door met bandbreedtes te werken op het gebied van waarderingen en milieu-impacts.

Het enige alternatief voor het gebrek aan wetenschappelijke zekerheid over de hoogte van de waarderingen is het *niet* waarderen van milieugoederen. Het niet waarderen lijkt daarmee in eerste instantie wel een oplossing te bieden voor de wetenschappelijke onzekerheid, maar het ontkent het feit dat elke dag mensen, bedrijven en overheden beslissingen maken waarin er een *impliciete* afweging wordt gemaakt tussen financiële informatie en effecten die niet in financiële grootheden zijn uit te drukken. Daarom staat het niet waar-

deren, in de besluitvorming van overheden, consumenten en producenten, vaak gelijk aan het waarderen met een nulprijs. Omdat het hierbij gaat om externe effecten, effecten die de welvaart van anderen aantasten, kunnen we met zekerheid stellen dat een nulprijs foutief is. Daarom is het waarderen met onzekere milieuprijzen in veel situaties een beter alternatief dan het waarderen met zekere foutieve prijzen.

5.3 Menselijke gezondheid

Menselijke gezondheidseffecten worden ingedeeld in mortaliteit en morbiditeit. Mortaliteit betreft voortijdig overlijden. Morbiditeit betreft ziekte. Mortaliteit wordt normaliter onderscheiden in acute mortaliteit en chronische mortaliteit. Daarnaast leidt milieuvervuiling tot gezondheidsklachten (morbiditeit).

Gezondheidseffecten ten gevolge van milieuvervuiling zijn dus onder te verdelen in drie soorten van effecten:

1. **Chronische mortaliteit:** weergegeven als een reductie van de levensverwachting. Epidemiologisch is aangetoond dat mensen in vervuilde gebieden minder lang leven dan mensen in schonere gebieden, een relatie die ook standhoudt bij lagere concentraties milieuvervuilende stoffen in de lucht (OECD, 2012a). Het gaat hierbij vooral om long-, hart- en vaatziekten.
2. **Acute mortaliteit**: weer te geven als een stijging in het overlijdensrisico. Bepaalde soorten van milieuvervuiling, zoals smog, worden ook in verband gebracht met acuut hartfalen. Ook is er een positief verband aangetoond tussen luchtvervuiling en wiegendood bij baby's.
3. **Morbiditeit:** weer te geven als een stijging in de ziektelast. Door milieuvervuiling treden astma en longproblemen vaker op. Daarnaast zijn er nog een reeks andere gezondheidsproblemen geassocieerd met vervuilende stoffen, waaronder allergie, eczeem, etc. Ook het verlies aan ontwikkeling in IQ door, bijvoorbeeld, loodvervuiling wordt als morbiditeitseffect gerekend.

Waardering van menselijke gezondheid als gevolg van milieuvervuiling volgde in de jaren zeventig eerdere voorbeelden in transport en gezondheidszorg. In de meeste waarderingsstudies die zijn verschenen blijkt dat gezondheidsschade de grootste post is in de totale schadekosten van milieuvervuiling.

5.3.1 Relatie midpoint naar endpoint

De volgende midpoints geven een effect op het endpoint menselijke gezondheid:

1. Fijnstofvorming.
2. Fotochemische smogvorming.
3. (Radioactieve) straling.
4. Humane toxiciteit.
5. Verstoring (geluidshinder).
6. Ozonlaagaantasting.
7. Klimaatverandering*.

Alle effecten zijn meegenomen in deze studie, met uitzondering van klimaatverandering. De effecten van klimaatverandering zijn in het Handboek Milieuprijzen bepaald aan de hand van preventiekosten. Dit houdt in dat er geen aparte behandeling is van de gezondheidseffecten van klimaatverandering, maar dat de effecten integraal zijn meegenomen (als proxy) voor de waardering voor het tegengaan van klimaatverandering (zie Paragraaf 6.3).

In het Handboek Milieuprijzen zijn een flink aantal gezondheidseffecten expliciet gewaardeerd (zie volgende tabel). Dit betreft vooral de gezondheidseffecten ontstaan door luchtverontreiniging. Daarnaast zijn er veel gezondheidseffecten, zoals IQ-verliezen, osteoporose of staar impliciet gewaardeerd via de modellen die we gebruikt hebben om tot een waardering van de milieuschade te komen.

5.3.2 Indicatoren voor gezondheidseffecten

Effecten op de gezondheid kunnen worden uitgedrukt in feitelijke grootheden zoals: 'aantal overleden personen' of 'aantal ziekenhuisopnames' of 'aantal niet gewerkte dagen'.
Op *stofniveau* (zie Hoofdstuk 4) worden de effecten van een verandering in de concentratie van vervuiling weergegeven op deze grootheden (zie ook Bijlage C). Waardering van die grootheden wordt besproken in Paragrafen 5.3.3 voor mortaliteit en 5.3.4 voor morbiditeit.

Daarnaast worden er vaak overkoepelende fysieke indicatoren gebruikt die het aantal 'verloren' jaren aangeven wat betreft leven (mortaliteit) of een bepaalde kwaliteit van leven (morbiditeit). De gangbare indicatoren voor impacts op de menselijke gezondheid zijn: YOLL, DALY en QALY.[29] De volgende tabel geeft een overzicht met een korte toelichting per indicator. In Bijlage B worden deze indicatoren verder toegelicht en wordt hun onderlinge relatie besproken.

Tabel 18 - Verschillende fysieke indicatoren voor effectbepaling gezondheid van milieuvervuiling

Indicator	Betekenis	Toelichting	Gebruikt bij milieueffecten in:
YOLL	Years of Lost Life	Het aantal verloren levensjaren door voortijdige mortaliteit	EEA, NEEDS, IIASA-TSAP, CAFE-CBA,
DALY	Disability-adjusted life years	Het aantal verloren levensjaren van volledige gezondheid	ReCiPe
QALY	Quality-adjusted life years	Het aantal jaren van perfecte gezondheid	Een aantal individuele studies (bijv. (Hubbell, 2006)

Mortaliteit wordt in deze indicatoren uitgedrukt in 'jaren verloren leven'. Morbiditeit (ziekte) wordt normaliter ook in deze indicatoren uitgedrukt aan de hand van een conversietabel waarbij ziekte wordt uitgedrukt als partieel overlijden, zoals bijv. in (Hubbell, 2006) voor het QALY-raamwerk. Over het algemeen wordt ziekte vaker in QALYs uitgedrukt dan in DALYs of YOLL.
De drie fysieke indicatoren worden ook gewaardeerd in euro's. Omdat de eenheid van bovenstaande indicatoren wordt vastgesteld in 'jaren', wordt hierbij meestal een waardering op basis van (verloren) levensjaren gebruikt, zoals de VOLY (Value of Life Years). Maar in principe kan me de YOLL, DALY en QALYs ook omrekeningen en gebruiken voor een waardering op basis van verloren levens, zoals bijvoorbeeld de VSL (Value of Statistical life).

5.3.3 Waarderen van gezondheidseffecten: mortaliteit

Een belangrijk discussiepunt bij het monetariseren van de gezondheidseffecten van milieuvervuiling betreft de waardering van voortijdige sterfte (mortaliteit). Er zijn hierbij grofweg twee scholen: studies die het aantal verloren levens waarderen (middels de VSL) of studies die het aantal verloren levensjaren waarderen (middels de VOLY). Hieronder worden beide concepten toegelicht.

[29] Voor afkortingen zie tabel. YOLL wordt soms ook uitgedrukt in LYL (Life Years Lost).

De Value of a Statistical Life (VSL) is een veelgebruikte maat in waardering van maatregelen op het gebied van verkeer en vervoer, maar wordt ook gebruikt bij de gezondheidszorg of milieu. De Value of Statistical Life geeft een waarde voor een verloren mensenleven. Een dergelijke waardering kan worden vastgesteld aan de hand van vragenlijsten of gebleken voorkeuren, bijvoorbeeld door te kijken naar loonpremiums voor risicovolle beroepen. (Schoeters, et al., 2021) beargumenteren dat op methodologische gronden een waardering gebaseerd op vragenlijsten (stated preferences) te verkiezen is boven een waardering op basis van verklaarde voorkeuren.

De VSL is door de OESO, in een meta-analyse, ingeschat op $ 3,6 miljoen per verloren leven voor EU27-landen in het prijspeil van 2005 (mediane waarde, (OECD, 2012a)). Gebruikmakend van wisselkoersen, prijspeilcorrecties en de benefit transfers die in de OECD-studie worden voorgesteld, komt dit voor Nederland neer op een VSL van € 5 miljoen in prijzen en inkomens van 2021.[30] In een recente pan-Europese studie (Schoeters, et al., 2021) wordt deze waarde (middels vragenlijsten over hypothetische situaties voor varianten die varieerden in reiskosten, tijd en kans op ongelukken onder 8.003 respondenten) nog hoger ingeschat: op € 6,5 miljoen in het prijspeil van 2021 voor Nederland.[31]

Een alternatieve maatstaf gebruikt in is de VOLY. De VOLY geeft een waardering voor een verloren levensjaar. De VOLY kan zowel via gebleken als bevraagde voorkeuren worden vastgesteld, maar in de praktijk wordt de VOLY bijna altijd vastgesteld in onderzoeken waarbij wordt (impliciet via keuze-experimenten of expliciet) gevraagd naar waardering voor ‘een verlaging van de levensverwachting met 1 jaar’. De VOLY wordt daarom sterk gerelateerd aan de levensverwachting.

Er is uitgebreid onderzoek gedaan naar de waardering van de VOLY. In het NEEDS-project (NEEDS, 2008a) werd de VOLY bijvoorbeeld gewaardeerd via CVM (Verklaarde Voorkeuren-Methode) door mensen in face-to-face-onderzoek te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit.[32] Noviteit in het NEEDS-project was om mensen expliciet te vragen naar hun waardering voor kleine veranderingen in de levensverwachting. Hierdoor werd een lagere waarde voor een VOLY in het NEEDS-project gevonden dan in eerder onderzoek waarin mensen werden bevraagd (in discrete choice) naar hun kans op prematuur overlijden. Op basis van de empirische resultaten, aangevuld met literatuuroverzichten, kwam het NEEDS-team op een gemiddelde VOLY voor de EU25 (plus Switzerland) op het niveau van € 40.000 (prijspeil 2005).[33]
Dit is een cijfer voor chronische mortaliteit: het verkorten van de levensverwachting. Voor gezondheidsgevaar van acuut overlijden, achtten de NEEDS-onderzoekers het aannemelijk om een hogere waarde te hanteren van € 60.000 (prijspeil 2005) op basis van literatuuranalyse.

---

30 De VALOR-studie (Schoeters et al., 2021) heeft berekend dat de VSL in Nederland volgens deze systematiek in 2019 € 4,795 zou bedragen. Voor 2021 zou dit dan additioneel nog worden opgehoogd met 4% inflatie en 0,8% stijging van de waarde door het gestegen inkomen.

31 Het onderzoek omvatte 2.005 Belgische respondenten, 2.000 Fransen, 2.000 uit Duitsland en 1.998 uit Nederland.

32 Naast directe vragen werkten onderzoekers ook met een systeem van betaalkaarten, inclusief betalingen voor alternatieven.

33 Het NEEDS-project stelde voor om één uniforme waarde voor de VOLY te hanteren voor alle EU-lidstaten. Eventueel kon de VOLY worden gevarieerd tussen EU15 plus Zwitserland voor € 41.000 en voor de nieuwe lidstaten € 33.000 (NEEDS, 2006).

In het Handbook of External Costs of Transport (CE Delft et al., 2019) is een uitgebreid overzicht van studies gepresenteerd die, wanneer omgerekend naar het prijspeil van 2016, resultaten geven van tussen de € 53.000 en 250.000, waarbij de bovengrens wordt bepaald door studies die niet uit zijn gegaan van een individuele waardering voor het leven, maar daarbij ook een waardering voor medeleven hebben meegenomen. De studies groeperen zich rond drie zwaartepunten: A. Studies met resultaten rond de € 55.000; B. Studies met resultaten rond de € 70.000-80.000; C. Studies met resultaten van meer dan € 110.000. Een dergelijke verdeling is ook in het vorige Handboek Milieuprijzen geconstateerd en heeft toen geleid tot een onderwaarde van € 50.000, een middenwaarde van € 70.000 en een bovenwaarde van € 110.000.[34]

Er bestaat een relatie tussen de VSL en de VOLY. Voor respondenten die meewerken aan een WTP-onderzoek is de VSL immers op te vatten als een stroom van verdisconteerde VOLYs op het moment van bevragen. In Bijlage B wordt uitgelegd dat op basis van deze aanname, en een discontovoet van 2,25%, de VSL ongeveer een factor 15-30 hoger zou moeten liggen dan de VOLY indien de respondenten van de vragenlijsten niet ouder zijn dan (gemiddeld) 65. Dit resultaat is echter ook sterk afhankelijk van de tijdsvoorkeur van mensen. Als mensen bijvoorbeeld een tijdsvoorkeur van 10% hebben, dan zou de gemiddelde VSL slechts een factor 10 hoger moeten zijn dan de VOLY en veel minder met leeftijd variëren.

Met deze ervaringscijfers valt wel in te zien dat dat er een forse discrepantie ontstaat tussen relatief hoge VSL-waarderingen van rond de € 5-6 miljoen met de VOLY-waarderingen. Als we uitgaan van de factoren 10-30, dan zou een VSL van € 6 miljoen zich moeten verhouden tot VOLY-waarderingen van tussen de € 200.000 en 600.000 per jaar. Hierbij merken we op dat de onderkant van deze range zich in de VOLY-schattingen begeeft die gebruikmaken van waarderingen van nabestaanden voor de overledenen (op basis van de studie van (Chanel & Luchini, 2014)). Daarom moeten we concluderen dat de waardering op basis van VSL tot (flink) hogere schadeschattingen leidt dan op basis van de VOLY.

De vraag is dan welke waarderingsgrondslag te verkiezen is op argumentatieve of methodologische gronden. Allereerst is opgemerkt dat het vanuit beleidsmatig oogpunt onzinnig zou zijn om overlijden in verschillende domeinen verschillend te waarderen (Fourcade, 2009). De VSL is met name in de VS een algemeen geaccepteerde maatstaf om verschillende risico's met elkaar te vergelijken en het zou daarom voor de hand liggen om dit ook toe te passen op voortijdig overlijden ten gevolge van milieuvervuiling. In hun meta-analyse zag (OECD, 2012a) ook niet een statistisch significant verschil tussen VSL-studies die gericht waren op 'milieu' ten opzichte van studies gericht op 'gezondheid'.

Toch komt in de methodologische literatuur vaak naar voren dat waardering van voortijdig overlijden door milieuvervuiling met een VOLY 'nauwkeuriger' zou zijn dan waardering met een VSL om de volgende redenen:

1. Milieuvervuiling kan meestal niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor die bijdraagt aan voortijdig overlijden. In epidemiologische studies worden de effecten van luchtvervuiling ook gemeten als een verkorting van de levensduur (WHO, 2013a). Het ligt daarom voor de hand om deze effecten te waarderen met een VOLY en niet met een VSL.
2. VSL houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling

[34] De onder- en bovenwaarden waren toen ook gebaseerd op de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016) voor de QALY waarbij voor de onderwaarde een relatie van 1 QALY = 1VOLY werd aangenomen en voor de bovenwaarde een waarde van 1 QALY = 1.086 VOLY.

(ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd. Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren.

3. Uit onderzoek zou blijken dat respondenten het concept levensverwachting beter begrijpen dan het concept 'risico om te overlijden' (Desaigues, et al., 2007). Dit gegeven wordt ook ondersteund uit econometrisch onderzoek waaruit zou blijken dat enquêtes die uitgaan van een reductie in levensverwachting een betere 'fit' hebben dan enquêtes die uitgaan van een reductie in risico (Grisolía, et al., 2018). Daarom zijn vragenlijsten gebaseerd op de winst in levensverwachting mogelijkerwijs meer in overeenstemming met de betalingsbereidheid van mensen dan bevragingen naar de reductie van risico's.

5.3.4 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is voor het waarderen van de kans op voortijdig overlijden uitgegaan van een waardering van een VOLY tussen de € 50.000, € 70.000 en € 110.000 op basis van het literatuuroverzicht en de QALY-waardering uit de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016b). De bovengrens van de waardering voor een VOLY was hoger dan die voor een QALY en gebaseerd op een analyse dat een DALY hoger was dan (de inverse van) een QALY door onder meer age weighting. Voor de centrale en onderwaarde was geen age weighting toegepast.

In Bijlage B wordt opnieuw de vraag behandeld of er een omrekeningsfactor te vinden valt tussen een VOLY en een QALY. Op basis van recentere gegevens en een nieuwe analyse van de aanwezige literatuur hebben we geconcludeerd dat er, anders dan in het vorige handboek, geen reden is om te veronderstellen dat een QALY anders gewaardeerd zou moeten worden dan een VOLY of een DALY. Daarmee komt de waardering voor de VOLY aan de bovengrens deze keer precies overeen met die van de Werkwijzer Sociaal Domein.[35]

Omdat er, met uitzondering van de VSL, geen grote nieuwe studies zijn verschenen die de VOLY waarderen, hebben we besloten om in het Handboek Milieuprijzen 2023 nog steeds uit te gaan van de range van waardering van een VOLY van € 50.000 tot 100.000 met een centrale waarde van € 70.000. Wel is onderzocht op welke manier deze kan worden aangepast aan de situatie in 2021, waarbij we hebben gekeken naar de onderliggende factoren van waardeveranderingen van de VOLY door de tijd heen. In Paragraaf 5.3.5 wordt dit toegelicht.

5.3.5 Update: waarderingen van de VOLY door de tijd heen

Er zijn drie redenen waarom de VOLY door de tijd heen zou moeten worden aangepast:

1. Aanpassingen aan het prijspeil.
2. Aanpassingen aan de waardering voor gezondheid door hoger inkomen.
3. Aanpassingen aan de waardering voor gezondheid door hoger opleidingsniveau.

[35] De bijlagen bij de Werkwijzer Sociaal Domein bevatten een discussie of een QALY voor preventieve gezondheidszorg lager is dan een QALY voor curatieve gezondheidszorg. Hoewel er studies zijn die dit beweren beargumenteren (SEO, 2016b) dat er op zich geen theoretische onderbouwingen te vinden zijn voor het hanteren van een lagere QALY voor preventieve gezondheidszorg dan voor curatieve zorg. Zij adviseren derhalve om dit niet apart te waarderen. Dit impliceert dan tevens dat er geen redenen zouden zijn om milieuvervuiling anders te waarderen dan ingrepen in de gezondheidszorg.

Hieronder worden deze drie zaken besproken:

1. Aanpassingen aan prijspeil
Het is gebruikelijk om de waarderingen aan te passen aan het prijspeil. Consumentenprijzen, gemeten in de Harmonized Consumer Price Index van Eurostat, zijn in Nederland tussen 2015 en 2021 gestegen met bijna 10%. Dit zou betekenen dat ook de waardering voor een VOLY evenredig gestegen moet zijn. Ook de effecten op morbiditeit zouden moeten stijgen met eenzelfde percentage.

Een discussie is nog of zorguitgaven niet met een hoger percentage gestegen kunnen zijn omdat gezondheidskosten onderhevig zijn aan het Baumol-effect. De zorgsector is arbeidsintensief en het is mogelijk dat de arbeidsproductiviteit daardoor minder snel toeneemt dan in andere sectoren van de economie (Baumol, 1967). Echter, lonen in de zorg moeten op de langere termijn in lijn zijn met de rest van de economie om voldoende arbeidskrachten aan te kunnen trekken. Daarom is het waarschijnlijk dat de gezondheidszorg relatief duurder wordt ten opzichte van andere sectoren waar wel arbeidsproductiviteitswinsten kunnen worden geboekt. Empirisch bewijs voor het Baumol-effect bestaat, maar het effect op de uitgaven wordt gedempt omdat de zorg prijselastisch is en de duurdere kosten dus leiden tot een lagere vraag naar zorg (CPB, 2009). Mede om deze reden stellen we voor om de kwantitatieve zorguitgaven ook te laten stijgen met de algemene consumentenprijsindex.

2. Aanpassingen aan het inkomen
De Werkgroep Discontovoet 2015 stelde dat gezondheidsbaten niet langer mogen worden opgehoogd met een positieve inkomenselasticiteit omdat de hogere betalingsbereidheid voor gezondheid wegvalt (door de tijd heen) met een groter 'aanbod' van gezondheid.

De Werkgroep beargumenteerde dit als volgt (Werkgroep Discontovoet, 2015):
"*Een belangrijke vraag is of de waarde van QALYs in de toekomst zal stijgen. Dit hangt af van de ontwikkeling van vraag en aanbod. Enerzijds neemt inkomen toe en hecht men meer waarde aan gezondheid. Anderzijds nemen ook de mogelijkheden om gezondheid te verbeteren toe, onder meer door de snelle technologische ontwikkeling op medisch gebied. Niet alleen de vraag naar gezondheid maar ook het 'aanbod' van gezondheid stijgt. De werkgroep acht de onzekerheid over de toekomstige waarde van QALYs te groot om een uitspraak te kunnen doen over een afwijkende relatieve prijsontwikkeling. Daarom adviseert de werkgroep om bij alle analyses op het gebied van gezondheid uit te gaan van de standaardwaarden voor disconto en prijzen, zowel voor de baten als voor de kosten. Dit geldt ook indien de waarde van gezondheid wordt gemeten via een VOLY (value of a life year) of VOSL (value of a statistical life).*"

De Werkgroep Discontovoet 2020 stelde dat de waarderingen van relatieve prijzen, zoals CO_2 of reistijdwaardering niet veranderen, maar maakte tegelijkertijd duidelijk dat de vaststelling van relatieve prijzen niet langer door de werkgroep zullen worden voorgeschreven (Werkgroep Discontovoet, 2020): "*De werkgroep ziet geen aanleiding om de huidige afspraken met betrekking tot relatieve prijzen (zoals reistijdwaardering, ecosysteemdiensten en CO_2-prijzen) op dit moment te wijzigen. De werkgroep heeft gekozen voor een inhoudelijke scheiding tussen relatieve prijzen en de discontovoet. Onderzoeken naar en bepaling van relatieve prijsontwikkelingen vinden plaats buiten de Werkgroep Discontovoet om, bijvoorbeeld in de vorm van WLO-scenario's.*"

In het Handboek Milieuprijzen 2017 staat dat het in principe beter is om periodiek de waardering van de VOLY te herijken met stated/revealed preference-onderzoek. Dan hoeft de vraag of men waarden uit het verleden moet omzetten naar het heden met een inkomenselasticiteit niet te worden beantwoord. Maar omdat er geen nieuw onderzoek naar de

VOLY is, blijft de vraag of we de VOLY uit het vorige handboek moeten ophogen met een factor voor de inkomenselasticiteit bestaan.

De discussie over de waardering van de QALY lijkt heel erg ingegeven vanuit de 'zorgmarkt', waar een overheid beslissingen moet nemen welke zorg wel en niet vergoed wordt. In dat geval is het zinvol dat zowel de vraag- als aanbodkant in de zorgmarkt bekeken wordt, waardoor de gestegen vraag gecompenseerd wordt door een vergroot aanbod en de relatieve prijs van een gezond leven daalt. Bij voortijdig overlijden door milieuvervuiling staat echter de vraag centraal omdat het vergrote aanbod al wordt meegenomen door een daling van de mortaliteit door verbeterde behandelingen. Door uit te gaan van de relative riskbenadering (zie Paragraaf 4.4.1), wordt een verbetering in de behandeling van hartfalen en kankergevallen al meegenomen door een verlaging van de mortaliteitscijfers. Daarom blijkt uit internationale analyses (zie bijvoorbeeld (CE Delft, 2020b)) ook dat milieuvervuiling per $\mu g/m^3$ veel dodelijker is in landen met een slechte gezondheidszorg dan in landen met goede gezondheidszorg. Daarom moet de vergrote vraag naar gezondheidszorg wél worden meegenomen in analyses op basis van epidemiologische studies, zoals bij milieuvervuiling. Om deze reden werken we in de update van het Handboek Milieuprijzen wel met een positieve inkomenselasticiteit op de waarde voor voortijdig overlijden. Dit laat onverlet dat we van mening zijn dat een herziening van de waardering van de VOLY op basis van nieuw onderzoek te prefereren is.

Op basis van een literatuuranalyse, in Bijlage B.4 concluderen we dat er in onderzoek een aanzienlijke range zit tussen de gevonden inkomenselasticiteiten. Meta-analyses van (Masterman & Viscusi, 2018) en (OECD, 2012a) laten een inkomenselasticiteit zien voor ontwikkelde landen van 0,55 en 0,8 respectievelijk. De range in uitkomsten loopt ongeveer van 0,3 tot boven de 1,0. We stellen voor om in de update van het Handboek Milieuprijzen de volgende inkomenselasticiteiten te hanteren voor een VOLY.

Tabel 19 - Gehanteerde inkomenselasticiteiten en VOLY in het Handboek Milieuprijzen 2023

	Onder	Centraal	Boven
Inkomenselasticiteiten	0,3	0,65	1
VOLY 2015	€ 50.000	€ 70.000	€ 110.000
VOLY 2021	€ 57.500	€ 85.000	€ 128.000

Hierbij is de VOLY ten opzichte van de 2015 waarden aangepast aan inflatie en de inkomenselasticiteit die behoort bij het waardepad.

3. Aanpassingen aan het opleidingsniveau

Tot slot blijkt uit onderzoek dat, los van het inkomen, het opleidingsniveau ook van invloed is op de waardering van gezondheid. Naarmate mensen hoger opgeleid zijn wordt de waardering voor een VOLY hoger, zie bijvoorbeeld (OECD, 2012a) in het algemeen en (Istamto, et al., 2014) voor de waardering voor het voorkomen van milieuvervuiling in Nederland. Omdat het opleidingsniveau in Nederland anno 2021 hoger is dan in de periode waarop het NEEDS-onderzoek is gebaseerd (2005), zou men verwachten dat de waardering voor een VOLY hoger zou kunnen liggen als men een nieuwere enquête zou uitvoeren. Omdat niet duidelijk is hoeveel hoger de waardering voor de VOLY zou kunnen liggen, passen we dat niet aan in deze studie.

5.3.6 Waarderen van gezondheidseffecten: morbiditeit

Er zijn in de literatuur twee manieren om morbiditeitseffecten te waarderen:
1. Via een waardering via het QALY-raamwerk.
2. Via een directe waardering van de diverse ziektelasten ten gevolge van milieuvervuiling.

Voor waardering van morbiditeitseffecten is het Handboek Milieuprijzen uitgegaan van het NEEDS 2008-project dat, deels aan de hand van een QALY-raamwerk, zorgkosten heeft ingeschat voor diverse endpoints. Deze zorgkosten werden vervolgens aangepast aan het prijspeil van 2015 en voor diverse endpoints, zoals het verlies van werkdagen door ziekte, zijn waardes specifiek voor Nederland berekend.

De waarderingen uit het NEEDS-project werden van toepassing verklaard op de centrale waarde. Onder- en bovenwaardes zijn kunstmatig gecreëerd door deze te laten variëren met de variatie in de QALY, zodat de onderwaarde altijd op 5/7 van de centrale waarde uitkwam en de bovenwaarde werd gelijkgesteld aan 10/7 van de centrale waarde.

In het kader van de update van het Handboek Milieuprijzen hebben we opnieuw gekeken naar de literatuur rondom het waarderen van morbiditeitseffecten. Op basis daarvan hebben we een nieuwe waardering opgezet waarbij we ons voor zowel de onder-, centrale en bovenwaarde hebben gebaseerd op de range die in de literatuur te vinden is rondom de kostprijzen van morbiditeitseffecten. De volgende tabel geeft de gebruikte waarden in deze update van het handboek. In Bijlage C.3.5 is meer te vinden over de argumentatie achter deze waarden.

Tabel 20 - Overzicht waardering morbiditeitseffecten, €$_{2021}$ per dag of casus

Endpoint	Onder-waarde	Centrale waarde	Boven-waarde	Bron
Postneonatale kinderziekte	€ 4.054.850	€ 6.208.720	€ 8.109.699	(OECD, 2016)
Prevalentie van bronchitis bij kinderen	€ 58	€ 407	€ 407	(OECD, 2016)
Astmasymptomen bij astmatische kinderen	€ 57	€ 57	€ 81	(EEA, 2021); (CE Delft, 2017a)
COPD bij volwassenen	€ 72.452	€ 293.296	€ 350.498	(EEA, 2021); (OECD, 2016)
Ziekenhuisopnames, CVDs (excl. beroerte)	€ 1.542	€ 2.289	€ 6.759	(OECD, 2016); (Zorginstituut, 2016); (EEA, 2021)
Ziekenhuisopnames, luchtwegaandoeningen	€ 1.542	€ 2.289	€ 5.407	(OECD, 2016); (Zorginstituut, 2016); (EEA, 2021)
Verloren werkdagen	€ 176	€ 237	€ 266	(CE Delft, 2017a); eigen berekening a.d.h.v. Eurostat-data; (Zorginstituut, 2016)
RADs (dagen van gerestricteerde activiteit)	€ 148	€ 178	€ 190	(EEA, 2021); (OECD, 2016); (CE Delft, 2017a)
MRADs (dagen van kleine gerestricteerde activiteit)	€ 54	€ 65	€ 65	(EEA, 2021); (OECD, 2016)

5.4 Waardering ecosysteemdiensten en natuur

Ecosystemen, i.e. verzamelingen van organismen in een bepaalde omgeving, combineren de abiotische omgeving met biologische gemeenschappen (planten, dieren, schimmels, microorganismen) om zelforganiserende, regeneratieve functionele eenheden te vormen. Daarmee bedoelen we combinaties van levensvormen die fluxen beheersen, zoals die van energie (bijvoorbeeld fotosynthese), voedingsstoffen (bijv. stikstofbinding) en organisch materiaal (bijvoorbeeld afbraak van organisch afval).

Ecosystemen dragen bij aan het menselijk welzijn door ecosysteemdiensten te leveren. Deze diensten worden geclassificeerd door de Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). CICES (EEA, 2011) onderscheidt drie dienstenklassen:

1. Bevoorradingsdiensten (bijv. voedsel van landbouwgewassen, biomassa als brandstof, visserij, bosbouw, zoetwater).
2. Culturele diensten (bijv. recreatie, esthetische waarde van de omgeving, spirituele waarden).
3. Regel- en onderhoudsdiensten (bijv. klimaatregeling, bodemvorming, biologische plaagbestrijding, waterzuivering).

Elk van deze diensten draagt direct of indirect bij aan het menselijk welzijn (Dasgupta, 2021). Economisch gezien worden ecosystemen beschouwd als een vorm van ‘natuurlijk kapitaal’ dat zorgt voor een stroom van diensten, vergelijkbaar met door de mens gemaakte kapitaalgoederen (bijv. wegen en gebouwen). Net als in het geval van door de mens gemaakt kapitaal, vermindert natuurlijk kapitaal in waarde als het verkeerd of te veel wordt gebruikt. Natuurlijk kapitaal verschilt echter op drie manieren van door mensen gemaakt kapitaal (Dasgupta, 2021):

- waardevermindering is in veel gevallen onomkeerbaar;
- het is niet mogelijk om een uitgeput of aangetast ecosysteem te repliceren;
- er zijn omslagpunten waardoor ecosystemen abrupt kunnen instorten, zonder voorafgaande waarschuwing.

Biodiversiteit kan worden gedefinieerd als de verscheidenheid, het aantal en de kwaliteit van soorten, populaties en ecosystemen. Biodiversiteit speelt een cruciale rol bij het leveren van ecosysteemdiensten, omdat het fundamentele processen ondersteunt, zoals bodemvorming en de hydrologische cyclus, die cruciaal zijn voor het leveren van ecosysteemdiensten. Biodiversiteit is dus een factor die van invloed is op de productiviteit van natuurlijk kapitaal en is van vitaal belang voor de gezondheid van ecosystemen. Daarnaast heeft biodiversiteit een intrinsieke waarde: mensen hechten waarde aan het behoud van 's werelds rijke diversiteit aan natuurlijke soorten, zowel voor zichzelf als voor het behoud ervan voor toekomstige generaties.

Recente studies hebben aangetoond dat het ongekende verlies aan biodiversiteit een bedreiging kan vormen voor de levering van ecosysteemdiensten en het toekomstige welzijn van de mens (Dasgupta, 2021). De overgrote meerderheid van de waarden van ecosystemen en biodiversiteit gaat snel achteruit. Zo is de gemiddelde overvloed aan inheemse soorten in de meeste grote terrestrische biomen met minstens 20% gedaald, wat van invloed is op tal van essentiële ecosysteemprocessen (Hill, et al., 2018); (IPBES, 2019). De uitstervingspercentages worden geschat op 100 tot 1.000 keer hoger dan hun achtergrondpercentage in de afgelopen tientallen miljoenen jaren (0,1-1 per miljoen soorten per jaar), en deze percentages blijven stijgen. Volgens WWF is er sinds 1970 een wereldwijde afname van de biodiversiteit van 68% van de gewervelde populaties (WWF, 2020). Op dit moment staat meer dan 40% van het totale landoppervlak onder agrarische of stedelijke invloed, bestemd

om in menselijke behoeften te voorzien. Bepaalde biomen zijn zodanig veranderd dat ze uiteindelijk antropogene biomen zijn geworden, ook wel anthromen genoemd (IPBES, 2019).

Eén van de belangrijkste redenen voor de vermindering van de biodiversiteit is versnippering en verandering van natuurlijke habitats.[36] Het uitsterven van soorten zal de biosfeer onherstelbaar beschadigen, met onbekende aantallen omslagpunten die, indien overschreden, zullen resulteren in aanhoudende en onomkeerbare veranderingen in de structuren, functies en dienstverlening van ecosystemen. Dit zal op zijn beurt resulteren in toekomstige economische vooruitzichten die veel somberder zijn dan we ons vandaag voorstellen (OECD, 2019); (Dasgupta, 2021). De kosten van biodiversiteitsverlies worden steeds meer onderkend (en gekwantificeerd) door economen (zie ook Paragraaf 5.4.5)[37].

5.4.1 Kenmerken van biodiversiteit en de relatie tot ecosysteemdiensten

Een fundamenteel probleem met de term 'biodiversiteit' is dat er geen enkele, duidelijke, overeengekomen definitie bestaat (Koricheva & Siipi, 2004). Biodiversiteit is een zeer abstract, complex begrip, dat heeft geleid tot een soort terminologische chaos. Volgens (Stirling, 2010) is 'diversiteit' in het algemeen een combinatie van drie eigenschappen van systemen: verscheidenheid, evenwicht en ongelijkheid. Voor biodiversiteit zouden deze drie componenten overeenkomen met respectievelijk: rijkdom, overvloed en fylogenetische afstand. Evenzo identificeert (Dasgupta, 2021) de drie relevante kenmerken van biodiversiteit: rijkdom, gelijkmatigheid en heterogeniteit.

Soortenrijkdom is dus een belangrijk onderdeel van biodiversiteit. Het kan worden omschreven als de verscheidenheid aan leven in al haar vormen, wat kan worden geïnterpreteerd als het totale aantal soorten organismen dat de aarde bewoont (Raven, et al., 2020). Er wordt aangenomen dat er ongeveer 8 tot 20 miljoen (mogelijk meer) soorten eukaryote organismen op de planeet worden gevonden: van hen zijn er slechts ongeveer 2 miljoen herkend en benoemd (Raven, et al., 2020).[38]

In dit handboek leggen we de waarderingsfocus op biodiversiteit en niet op ecosysteemdiensten. Biodiversiteit en ecosysteemdiensten zijn echter niet altijd congruent. Biodiversiteit wordt door veel mensen gezien als een voorloper van ecosysteemdiensten, maar zo eenvoudig ligt de relatie niet. (Science for Environment Policy, 2015) concludeert op basis van de beschikbare literatuur dat, zelfs na twintig jaar onderzoek, de exacte relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten nog steeds niet helemaal duidelijk is. De relatie tussen biodiversiteit en de verschillende ecosysteemfuncties is niet-lineair en kan per dienst verschillen. Over het algemeen zijn regel- en onderhoudsdiensten gebaat bij een grotere biodiversiteit. Voorzieningsfuncties als land- en bosbouw hebben echter gemiddeld genomen de hoogste opbrengsten bij een relatief lage biodiversiteit. In het algemeen zijn culturele functies gebaat bij een grotere biodiversiteit, maar een zeer hoog niveau van biodiversiteit kan negatieve gevolgen hebben voor recreatieve functies.

---

36 Fragmentatie vermindert de biodiversiteit met tot wel 75% en stelt soorten bloot aan barre omgevingsomstandigheden (Haddad, et al., 2015). Een belangrijke oorzaak van fragmentatie in terrestrische ecosystemen zijn de omheinde gebieden die migratie van dieren in het wild voorkomen en fragmentatie van bossen in kleinere percelen. Bij zoetwaterecosystemen worden dammen beschouwd als de belangrijkste veroorzakers van het verlies aan biodiversiteit.

37 Een afname van het aantal soorten hoeft niet altijd een verslechtering van het ecosysteem te betekenen; soms wordt een bepaalde niche in het ecosysteem simpelweg door een andere soort ingevuld.

38 Daarnaast is er mogelijk een veel groter aantal prokaryoten, bestaande uit archaea en bacteriën, die nog niet zijn beschreven ((Locey & Lennon, 2016); (Larsen, et al., 2017)).

Concluderend: er is een zekere rechtvaardiging om biodiversiteit te nemen als proxy voor de intrinsieke en extrinsieke waarde van ecosystemen (i.e. natuur), gezien de cruciale rol van biodiversiteit in de kwaliteit van ecosysteemdiensten.

5.4.2 Indicatoren voor biodiversiteit

Er bestaan tal van indicatoren voor het meten van biodiversiteit, wat ook werd getoond tijdens de CBD-bijeenkomst over Aichi-doelen, waar meer dan 100 verschillende indicatoren werden voorgesteld (Pereira, et al., 2012). Om de geschikte indicatoren te selecteren, helpt het raamwerk van Essential Biodiversity Variables bij het prioriteren van indicatoren die de essentiële dimensie van biodiversiteitsverandering kunnen weergeven. Er werden zes hoofdgebieden geïdentificeerd die essentieel zijn om de biodiversiteit te meten: ecosysteemstructuur, ecosysteemfuncties, gemeenschapssamenstelling, soortpopulaties, soortkenmerken en genetische samenstelling (Dasgupta, 2021). (Mace, et al., 2018) stelde drie reeds ontwikkelde indicatoren voor, die samen de essentiële dimensies van biodiversiteit aanpakken:

1. De IUCN Rode Lijst-index, die kwetsbaarheid en uitstervingsrisico's meet.
2. De Living Planet-index, die de overvloed aan soorten meet.
3. Biodiversity Intactness Index (BII)-meetsamenstelling.

De complexiteit van biodiversiteit komt op dit moment niet volledig tot uiting in LCA-analyses. Veel LCA-modellen nemen biodiversiteitsverlies op als eindpuntindicator, maar wetenschappelijke consensus over de indicatorkeuzes ontbreekt nog. Optimaal zou een enkele indicator alle zes hoofdgebieden tezamen weerspiegelen, inclusief kenmerken zoals zeldzaamheid, endemisme, onvervangbaarheid en kwetsbaarheid op meerdere taxonomische groepen met hoge ruimtelijke differentiatie. Een dergelijke indicator die al die complexiteit van biodiversiteit weergeeft, kan echter nauwelijks worden bepaald (Lindner, et al., 2019).

Toch hebben de meeste LCA-modellen één allesomvattende indicator voor biodiversiteit gekozen. De ontwikkeling van een enkele maatstaf die de belangrijkste componenten van ecosystemen en biodiversiteit omvat, zou zeer nuttig zijn om de relevantie en nauwkeurigheid van de resultaten in LCA te vergroten, maar het is een zeer uitdagende oefening, vanwege de complexiteit en dynamiek van ecosystemen (De Souza, et al., 2015); (Van Zelm & Huijbregts, 2013); (Lindner, et al., 2019). Een geaggregeerde indicator die de verschillende dimensies van biodiversiteit omvat, is gewenst, hoewel aggregatie van een indicator over impactcategorieën het risico van dubbeltelling met zich meebrengt (Woods & Damiani, 2018). Op dit moment bestaat een dergelijke indicator niet.[39]

De impact van landgebruik op biodiversiteit is een zeer complexe materie en een enkele maatstaf kan het verband tussen landgebruik en verlies aan biodiversiteit niet goed weergeven. Soortenrijkdom (SR) is de meest gebruikte indicator om de effecten van landgebruik te kwantificeren. Soortenrijkdom is op zichzelf een indicator die het aantal soorten in een bepaald gebied telt. De SR-indicator wordt vaak gebruikt als een relatieve maat die relatieve soortenrijkdom (S_{rel}) wordt genoemd: hij meet de soortenrijkdom ten opzichte van de soortenrijkdom van een referentiegebied (S_{ref}). Als referentiegebied wordt een gebied gekozen dat de natuurlijke staat van het gebied weerspiegelt. Alle landbezettings-

[39] Vergeleken met de huidige gebruikte indicatoren, zouden veel verbeteringen nodig zijn, zoals de ontwikkeling van op soorten gebaseerde maatstaven en op functies gebaseerde maatstaven, inclusief soorten. Kwetsbaarheidsniveaus op basis van voorkomen en verspreiding op zowel lokale als mondiale schaal, verbeterde modellering van ecosysteemcomplexiteit voor het soortenverlies, indicatoren met inbegrip van aspecten als biogeografie, en die meer omvattende aspecten van ecosysteemschade toepassen.

activiteiten worden dan gerelateerd aan het soortnummer in dit 'natuurgebied'. Dit betekent dat in een bepaalde regio *j* de (relatieve) soortenrijkdom wordt gedefinieerd als:

$$S_{rel,j} = S_j - S_{ref}$$

Van de SR-indicator is een aantal indicatoren afgeleid, die worden gebruikt in LCA- en waarderingsonderzoeken. In Bijlage E worden deze nader beschreven. Er zijn drie indicatoren die het belangrijkst zijn voor de analyse in het Handboek Milieuprijzen en deze worden hieronder besproken.

Potentially Disappearing Fraction (PDF) wordt gedefinieerd als de mate van soortenverlies binnen een bepaalde oppervlakte gedurende een bepaalde tijd, als gevolg van menselijk ingrijpen. Hierbij worden zoveel soorten op land als op zee meegenomen. De PDF voor een gebied *j* wordt gedefinieerd als een vergelijking van het soortverlies in dat gebied, in vergelijking met de referentietoestand (Rabl, et al., 2014):

$$PDF_j = 1 - \frac{S_i}{S_{ref}}$$

PDFs worden vaak voor een bepaalde tijd en ruimte samengesteld. Een PDF*m^2*jr van 1 impliceert dat in 1 m^2 alle soorten gedurende 1 jaar zijn uitgestorven. Het is vergelijkbaar met het uitsterven van 10% van de soorten in een gebied van 10 m^2 gedurende 1 jaar, of 10% van de soorten die in tien jaar uitsterven. De bepaling van de PDF is afhankelijk van ecologische modellen, maar is vaak gebaseerd op de diversiteit van vasculaire plantensoorten in verband met een bepaald gebied van landbedekking (bijv. loofbos, grasland, enz.) (Köllner, 2001). De PDF wordt soms beschouwd als vergelijkbaar met de uitstervingssnelheid van een bepaald bioom.

Potentially Affected Fraction (PAF) is een indicator die vaker wordt gebruikt in ecotoxicologische modellen. Het beschrijft de fractie van soorten die wordt beïnvloed door een stof. De No Observed Effect Concentration (NOEC) wordt regelmatig gebruikt als drempelconcentratie om PAF te bepalen (Klepper & van de Meet, 1997). De PAF gebruikt concentratie-effectrelaties die geen verband houden met soortenverlies, maar definieert de schade die optreedt bij soorten. De ecotoxiciteitseffecten worden geschat op basis van uit het laboratorium afgeleide concentratieresponscurven die betrekking hebben op de fractie van de getroffen testgroep. Het effect kan verwijzen naar veel verschillende gezondheidstoestanden, zoals mortaliteit of morbiditeit. In de meeste gevallen wordt de EC50-factor (die de 50% van de populatie boven de achtergrond treft), of de LC50-factor (die 50% van de populatie doodt) gebruikt. Op basis van deze factoren kunnen modellen worden geconstrueerd, die de reactie van het hele ecosysteem op een specifieke stressor beschrijven.

De PAF kan op middelpuntniveau worden geconverteerd naar een PDF. Vanwege de onderliggende verschillen, is conversie echter geen eenvoudige stap, aangezien PDF het verlies van soorten aangeeft, terwijl PAF verwijst naar de fractie van soorten die (tot op zekere hoogte) door een stressfactor wordt beïnvloed. De conversiefactoren zijn ook afhankelijk van het type ecosysteem, het type stressor en de gebruikte Impact Pathway-benadering (De Souza, et al., 2013). Studies suggereren conversiefactoren van PDF naar PAF_{EC50} tussen 1 en 10. (Goedkoop & Spriensma, 2001) adviseerden een factor 10 voor conversie, terwijl Impact 2002+ een factor 2 suggereerde (Jolliet, et al., 2003). Van de nieuwere LCA-modellen gaan ReCiPe-modellen (2008, 2016) uit van gelijkheid tussen PAF_{EC50} en PDF (Goedkoop, et al., 2009), terwijl LC-Impacts voor conversie een factor 2 hanteert (Verones, et al., 2020). In onze studie volgen we ReCiPe en stellen PAF en PDF aan elkaar gelijk. Dit houdt in dat de

effecten van ecotoxiciteit op biodiversiteit op dezelfde wijze worden gewaardeerd als de effecten van landgebruik op biodiversiteit.

Ecological and Biodiversity Damage Potentials (EDP and BDP). Het Ecological and Biodiversity Damage Potential (EDP) is ontwikkeld door (Köllner & Scholz, 2007) en is qua vorm vergelijkbaar met PDF, maar gebruikt hectares in plaats van m^2. Elk type landgebruik kreeg een specifieke EDP-waarde toegewezen, op basis van het Corine Plus classificatie-systeem voor landgebruik. Op basis van de EDP-indicator ontwikkelden (De Baan , et al., 2013b) (in navolging van het UNEP-SETAC-beoordelingskader voor landgebruik door (Köllner, et al., 2013) een nieuwe karakteriseringsfactor (CF), genaamd Biodiversity Damage Potential (BDP). Deze CF kwantificeert de effecten van landbezetting op terrestrische eco-systemen, waarbij de effecten worden gedifferentieerd voor negen belangrijke biomen. Een belangrijke toevoeging, in vergelijking met de EDP, was dat de auteurs ruimtelijk gedifferentieerde effecten van het type landgebruik gebruikten voor verschillende taxo-nomische groepen. Om aan voldoende gegevens te komen, is gebruikgemaakt van de GLOBIO3-database (Alkemade, et al., 2009), aangevuld met de landelijke monitoring-gegevens uit Zwitserland (BDM, 2004). De afgeleide BDP-indicator meet de relatieve veran-deringen in soortensamenstelling (relatieve soortenrijkdom - S_{rel}) in vergelijking met een semi-natuurlijke referentiehabitat. De karakteriseringsfactor $CF_{occ}LU_{ij}$, vergelijkt het ver-schil tussen een referentiesituatie en een landgebruikstype voor een bepaalde regio. Als referentie werd het late-successie-habitatstadium gebruikt, dat meestal wordt toegepast in de herstelecologie. De mediane S_{rel} wordt afgetrokken van 1 om de CF te verkrijgen:

$$CF_{Occ,LU,i,j} = 1 - S_{rel,LU,i,j}$$

De waarde ligt gewoonlijk tussen 0 (geeft geen verandering aan) en 1 (geeft volledige verandering aan), maar met verbetering van de soortenrijkdom van het land kan ook een negatieve waarde worden bereikt.[40]

De hier beschreven indicatoren worden gebruikt in ons waarderingskader. Daarnaast zijn er andere indicatoren die worden gebruikt, zoals de natuurpuntenmethodiek (PBL, 2014). Omdat er geen dosiseffectrelaties bekend zijn die de effecten van emissies op natuurpunten zijn gekwantificeerd, wordt deze route hier niet verder uitgewerkt. Een overzicht van diverse andere indicatoren wordt gegeven in Bijlage E.

5.4.3 Waarde van biodiversiteit in Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

Het Handboek Milieuprijzen 2017 gebruikt (Kuik, et al., 2008) om een waarde voor verlies aan biodiversiteit af te leiden. Via een meta-analyse hebben (Kuik, et al., 2008) een waarde afgeleid voor de EDP-indicator, die wordt gebruikt als proxy voor de waardering van PDF.[41] Voor de bovenwaarde werd de *gemiddelde* waarde van € 0,47/PDF/m^2/jr voor de EU28, zoals gerapporteerd in (Kuik, et al., 2008), gebruikt als basis voor de berekeningen, terwijl de ondergrenswaarde gebaseerd was op de *mediaan*waarde (€ 0,06/PDF/m^2/jr in prijzen van 2004), zoals gerapporteerd in (Kuik, et al., 2008). Ten slotte werd een centrale waarde afgeleid uit schattingen van de herstelkosten door (NEEDS, 2006). Deze centrale waarde bleek in het midden te liggen van de mediaan- en gemiddelde waarde uit (Kuik, et al., 2008).

[40] Weiden in het bioom 'Woestijnen en xerisch struikgewas' vertoonden bijvoorbeeld een licht positief mediane impact op het landgebruik.

[41] Zoals vermeld in de vorige paragraaf, suggereren (Kuik, et al., 2008) dat EDP en PDF in praktische toepassingen als gelijkwaardig moeten worden beschouwd.

Het voordeel van het gebruik van de resultaten van het onderzoek van (Kuik, et al., 2008), is dat het niet alleen een gemiddelde waarde voor biodiversiteitsverlies geeft, maar ook een meta-analyse die de belangrijkste factoren voor regionale variatie in waardering levert. Dit model is in Handboek Milieuprijzen 2017 gebruikt om een waarde te geven voor Nederland en de EU27. De waarden uit (Kuik, et al., 2008) werden daarbij omgerekend naar het prijspeil in het jaar 2015 door te corrigeren voor inflatie, plus een autonome prijsstijging van 1% per jaar voor natuur die niet kan worden vervangen, zoals beschreven in de Werkgroep Discontovoet, en vastgelegd in de richtlijnen voor de MKBA op milieugebied (CE Delft, 2017b) en natuur (Arcadis en CE Delft, 2018). De rationale voor een autonome prijsstijging van 1% per jaar is gebaseerd op het feit dat onvervangbare natuur beperkt in aanbod is en in de loop van de tijd schaarser wordt, en dat daarmee de waarde van deze natuur toeneemt. Omdat inkomenselasticiteiten bij natuurwaardering niet altijd uitsluitsel geven (zie onder andere (Kuik, et al., 2008)), lijkt het opnemen van een jaarlijkse prijsautonome prijsstijging in de natuurwaardering logisch. Deze praktijk is later geactualiseerd en geformaliseerd in (PBL, 2018).

Voor de huidige update hebben we de beschikbare literatuur over waardering grondig onderzocht en de vraag uitgewerkt of we het bestaande raamwerk konden vervangen door een nieuw raamwerk dat beter zou aansluiten bij recentere schattingen over de totale waarde van biodiversiteit. We concludeerden echter dat hoewel er veel recente studies zijn verschenen die waarde hechten aan biodiversiteit en een breder scala aan studies hebben gebruikt in hun meta-analyse (zie Paragraaf 5.4.5), de resultaten van deze studies kunnen niet gemakkelijk worden gekoppeld aan emissies, omdat er is geen nieuwe informatie beschikbaar is voor de emissiepadbenadering die we in het vorige handboek hebben gevolgd. Bovendien wordt ook in de recente waarderingsliteratuur nog vaak gebruikgemaakt van indicatoren voor het aantal soorten, zoals PDF. Daarnaast hebben we geconstateerd dat de nieuwe ReCiPe (Huijbregts, et al., 2016) nog steeds de indicator ‘soort.jaar’ gebruikt uit de vorige ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013).

De cijfers aanpassen aan andere LCA-frameworks bleek op dit moment niet mogelijk, omdat veel van deze frameworks nog in ontwikkeling zijn. Daarom hebben we geconcludeerd dat het het beste zou zijn als we de resultaten van (Kuik, et al., 2008) zouden *schalen* naar nieuwere literatuur over schattingen van de kosten van biodiversiteitsverliezen.
Hiervoor hebben we drie aanpassingen doorgevoerd:
- update over de karakteriseringsfactoren (zie Paragraaf 5.4.4);
- beoordeling van de literatuur over waardering (zie Paragraaf 5.4.5) en aanpassingsfactoren voorstellen, zodat de EU28-waarde uit van (Kuik, et al., 2008) kan worden aangepast;
- kritisch onderzoek naar het gebruik van de regressieanalyse in van (Kuik, et al., 2008) om specifieke waarden voor Nederland af te leiden (zie Paragraaf 5.4.6).

In Paragraaf 5.4.7 presenteren we nieuwe monetaire schattingen voor de waarde van biodiversiteit die in dit handboek zullen worden opgenomen, en schetsen we welke andere eindpunten we hebben gewaardeerd.

5.4.4 Update: middelpunt karakteriseringsfactoren voor landgebruik en waardering

In deze studie gebruiken we de in ReCiPe 2016 vastgestelde karakteriseringsfactoren en hebben we de versie van 2008 geüpdatet naar de versie van 2016. Dit impliceert dat deze methode de karakteriseringsfactoren nog steeds baseert op de gegevens van de relatieve soortenrijkdom (S_{rel}), die worden vergeleken met een natuurlijke referentiehabitat.

Om de totale impact van landbezetting te berekenen, wordt de CF vermenigvuldigd met oppervlakte (A) en de tijd (t).

ReCiPe 2016 bevat een aantal verschillen ten opzichte van de versie uit 2009, die in het vorige handboek werd gebruikt. Het biedt CFs op wereldschaal in plaats van Europese schaal. Het biedt ook meer specifieke gegevens over bepaalde soortengroepen om de modelnauwkeurigheid te vergroten. In het model worden alleen lokale effecten van landgebruik meegenomen, aangezien de methoden voor regionaal landgebruik te willekeurig werden bevonden. Bovendien wordt landtransformatie niet apart behandeld door het ReCiPe-model, maar geschat samen met landgebruik, uitgedrukt in PDF/jaarlijks gewasequivalent. $S_{rel(ac)}$ is relatief soortenverlies voor eenjarige gewassen. Deze waarde werd geïdentificeerd als 0,6 (De Baan , et al., 2013b).

Als de landbezetting stopt, volgt er een 'versoepelingsperiode' die het proces beschrijft nadat de landbezetting stopte en terugging naar de natuurlijke staat. Deze periode heeft nog enig negatief effect op de soortenrijkdom, totdat het een (semi-)natuurlijke habitat als (nieuw) evenwicht bereikt. CFs worden dus afzonderlijk berekend voor landbezetting en -relaxatie op het middelpuntniveau en ook uitgedrukt in verschillende eenheden. CF_{occ} wordt uitgedrukt in PDF/jaarlijks gewasequivalent, terwijl CF_{rel} in PDF*jaar/ jaarlijks gewasequivalent wordt uitgedrukt. In wezen wordt de CF_{rel} ook berekend uit de CF_{occ}. De landrelaxatie CF is gebaseerd op het model van (Köllner & Scholz, 2007). Om de daadwerkelijke schade te berekenen, worden de CFs vermenigvuldigd met de LCI-gegevens over de oppervlakte (A) en duur (t). De CFs worden berekend uit de relatieve soortenrijkdom die een referentiesituatie vergelijkt met de soortenrijkdom tijdens een landgebruikstype *i* in regio *j*.

$$S_{rel,i} = 1 - \frac{S_{LU,i,j}}{S_{ref,j}}$$

Dit is vergelijkbaar met PDF (zie Paragraaf 5.4.3). De CF voor bezetting op middelpuntniveau wordt verkregen door $S_{rel,x}$ te delen door S_{rel} voor jaargewasequivalent.

$$CF_{m_{occ,i}} = \frac{S_{rel,i}}{S_{rel(ac)}}$$

De CF_{rel} wordt berekend door te vermenigvuldigen met de helft van de hersteltijd (T_{rel}). Het model maakt gebruik van de hersteltijden op basis van (Curran, et al., 2014), die ecosystemen in twee hoofdtypen categoriseerden: niet-beboste en beboste ecosystemen. Uit de studie bleek ook dat de hersteltijden niet afhankelijk waren van het type landgebruik (Curran, et al., 2014). Zo werden in het ReCiPe-model hersteltijden van 73,5 jaar toegepast voor beboste en 7,5 jaar voor niet-beboste ecosystemen, met een wereldwijd gemiddelde van 33,9 jaar (Curran, et al., 2014). Tijdens het actieve herstelproces groeit de soortenrijkdom ongeveer 80% sneller, waardoor de CFs dienovereenkomstig veranderen.

In ReCiPe 2016 werden de gegevens over soortenrijkdom gedefinieerd op basis van verschillende taxa, waaronder zoogdieren, vogels, planten en ongewervelde dieren (voornamelijk geleedpotigen), waarvan de verzameling enkele zeer gevoelige groepen uitsluit, zoals amfibieën (De Baan, et al., 2013a); (Elshout, et al., 2014). Soortenrijkdom bouwt voort op de veronderstelling dat alle soorten even belangrijk zijn. Daarom heeft hun verlies ook hetzelfde effect. Zo worden dezelfde PDF-waarden in een soortenrijk ecosysteem belangrijker gevonden dan in een ecosysteem met een lage soortenrijkdom (Huijbregts, et al., 2016). In het model is op basis van monitoringgegevens de potentiële natuurlijke vegetatie (PNV) als referentiehabitat gebruikt (De Baan, et al., 2013a); (Elshout, et al., 2014). Het bouwen

van het model op ecoregio- of bioomspecifieke gegevens zou een geprefereerde benadering zijn, maar de dekking van verschillende biomen was te schaars om een hoger niveau van ruimtelijke resolutie te hanteren. In het ReCiPe 2016-model is daarom geen rekening gehouden met ruimtelijke differentiatie (Huijbregts, et al., 2016). In plaats daarvan volgde de methodologie de benadering van het gebruik van twee soorten vegetatie van beboste en niet-beboste ecosystemen en paste deze toe als referentiehabitat voor biomen en ecoregio's als een meest waarschijnlijke referentie (Curran, et al., 2014). De conversiefactor van middelpunt naar eindpunt wordt berekend op basis van terrestrische soortendichtheid, volgens de methodologie van (Goedkoop, et al., 2013) in ReCiPe 2008, en het relatieve soortverlies van eenjarige gewassen, geïdentificeerd door (De Baan, et al., 2013a).

Opgemerkt moet worden dat het ReCiPe-karakteriseringskader voor landgebruik nog in ontwikkeling is. Er zijn ook andere karakteriseringsfactoren. Specifiek zou hier het werk benoemd moeten worden van (Chaudhary & Brooks, 2018) die een specifieke reeks karakteriseringsfactoren voor landgebruik ontwikkelden. Deze bijgewerkte CFs projecteren potentiële soortenverliezen voor vijf verschillende taxa's (zoogdieren, vogels, amfibieën, reptielen, planten) in vijf brede soorten landgebruik (beheerde bossen, plantages, grasland, akkerland, stedelijk) onder drie intensiteitsniveaus (minimaal, licht en intens gebruik) in elk van de 804 terrestrische ecoregio's, wat een zeer regionale en gespecialiseerde schatting oplevert van het soortverlies als gevolg van bezetting door landgebruik.

5.4.5 Update literatuur over waardering biodiversiteit

De vraag die voor dit handboek relevant is, is op welke manier de waarden uit het vorige handboek (die weer waren gebaseerd op de benadering uit het Handboek Schaduwprijzen uit 2010) geactualiseerd kunnen worden in het licht van recentere literatuur. Sinds 2009 zijn er een aantal studies gepubliceerd die de totale waarde van de biodiversiteit op deze planeet hebben geschat na een eerste benadering door (Constanza, et al., 1997). Deze studies omvatten: (IEEP, 2009); (De Groot, et al., 2012) en ten slotte (Costanza, et al., 2014) die een update deden van hun studie uit 1997.[42] Bovendien zijn er geregionaliseerde studies uitgevoerd, waaronder (FEMA, 2022) voor de VS en (INCA, 2021) voor de EU.
In Bijlage E.4 worden deze onderzoeken in detail beschreven. Alle studies, met uitzondering van (INCA, 2021) hebben gebruikgemaakt van een meta-analyse van diverse onderzoeken die geharmoniseerd zijn en op basis waarvan een waardering is berekend.

We vergelijken in dit handboek de gemiddelde en mediaanwaarden van (Kuik, et al., 2008) met deze andere studies en herberekenen alle waarden van de oorspronkelijke studies naar de belangrijkste soorten ecosystemen (terrestrisch, zoetwater, zeewater en indien mogelijk stedelijk).
Voor een goede vergelijking hebben we de oorspronkelijke waarden aangepast met:
- een relatieve prijsstijging van de waarde van biodiversiteit van 1% per jaar volgens (PBL, 2018);
- de wisselkoersen van prijzen in het jaar van het onderzoek;
- een deflator gebaseerd op de HCPI in de eurozone.

[42] Daarnaast zijn er veel meer studies die ingaan op regionale waarderingen voor natuur, zoals natuur in de EU (INCA, 2021), de Verenigde Staten (FEMA, 2022). Eerstgenoemde studie in interessant vanwege zijn Europese schaal, maar de gevonden waarden zijn consistent met de mediaan-waarde in (Kuik, et al., 2008). Laatstgenoemde studie is gebaseerd op een waardingsmethode die uitkomt op een 40 keer hogere waarde per hectare dan in (Kuik, et al., 2008).

De volgende tabel toont de resultaten in waarden voor (globale of regionale) biodiversiteit in €/ha/jr.

Tabel 21 - Waardering van ecosysteemdiensten volgens verschillende studies, omgerekend naar waarden in $€_{2021}$/ha voor terrestrische, zoetwater, maritiem, stedelijk en totale gebieden

	(Costanza, et al., 2014)	(Costanza, et al., 2014)	(FEMA, 2022)	(IEEP, 2009)	(Kuik, et al., 2008)	(Kuik, et al., 2008)	(INCA, 2021)
Uit: originele onderzoek	$\$_{2007}$/ha	$\$_{2007}$/ha	$\$_{2021}$/ha	$€_{2007}$/ha	$€_{2004}$/ha	$€_{2004}$/ha	$€_{2019}$/ha
Uit: herberekening	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha	$€_{2021}$/ha
Gebied	Mondiaal	Mondiaal	VS	Mondiaal	Mondiaal	Mondiaal	EU
Type meta-analyse	Gemiddeld	Mediaan	Gemiddeld	Gemiddeld	Gemiddeld	Mediaan	Gemiddeld
Terrestrisch	5.571	2.275	24.981	2.192	7.239	929	586
Zoetwater	14.536	5.701	34.007				752
Maritiem met open oceaan	1.743	663	1.596				
Stedelijk	6.805		32.470				69
Totale gemiddelde zonder open oceaan en zonder landbouw-gewassen	7.540	4.106	19.793	2.192	7.239	929	556
Totale gemiddelde met open oceaan met landbouwgewassen	2.621	1.021	12.063				243

Het 'Totaal gemiddelde zonder open oceaan' is door ons gebruikt ter vergelijking omdat deze overeenkomt met de waarden die in Kuik *et al.* (2008) zijn gehanteerd. Uit deze cijfers blijkt dat de herrekende waarde van € 7.239/ha van (Kuik, et al., 2008) voor het gemiddelde, nog steeds in lijn is met de herrekende waarde van € 7.540/ha van Constanza. De mediaanwaarden van Kuik et al. zijn echter lager dan andere resultaten (met uitzondering van de resultaten van de INCA-studie). Deze laatste studie onderzoekt echter slechts een deel van de totale ecosysteemdiensten (zie Bijlage E.4).

Voor de update van het handboek hebben we de volgende aanpassingen aan de waardering van (Kuik, et al., 2008) doorgevoerd:

1. Aanpassen van de waarden van de euro (2004) voor inflatie en een autonome prijsstijging van 1% per jaar.
2. Aanpassen van de mediaan- en gemiddelde waarden van Kuik, met een factor zodat deze waarden vergelijkbaar zijn met de nieuwere resultaten van Constanza. Op basis van Tabel 21 is deze factor 4,4 en 1,04 voor respectievelijk de mediaan- en gemiddelde waarden.
3. Presenteren van de centrale waarde die in het midden van de mediaan en bovenwaarden ligt, in overeenstemming met de middenwaarde van het Handboek Milieuprijzen 2017.

5.4.6 Actualiseren waarderingskader specifiek voor Nederland

Het waarderingskader voor Nederland is gebaseerd op de regressieanalyse in (Kuik, et al., 2008). Hierin is nader onderzoek gedaan naar de betalingsbereidheid voor biodiversiteit. De studie volgde 24 studies met in totaal 42 observaties over de waarde van landgebruiksveranderingen en biodiversiteit. De gemiddelde betalingsbereidheid uit (Kuik, et al., 2008)

in Europa is gemiddeld € 0,47/PDF/m^2 (in prijspeil 2004), terwijl de mediane waarde € 0,06/PDF/m^2 was. Uit een meta-analyse is de volgende functie voor de betalingsbereidheid voor een PDF/ha ingeschat:[43]

$$\ln(\text{Waarde EDP}) = 8{,}740 + 0{,}441 \ln(\text{PD}) + 1{,}070\ \text{FOR} - 0{,}023\ \text{RIV} + 0{,}485\ \text{COA} - 2{,}010\ d(\text{EDP}) - 0{,}312 \ln(\text{AREA})$$

- EDP = Ecological Damage Potential, wat gelijk is aan PDF/ha;
- PD = Bevolkingsdichtheid;
- FOR = Dummyvariabele voor bosecosystemen;
- RIV = Dummyvariabele voor rivierecosystemen;
- COA = Dummyvariabele voor kustecosystemen;
- d(PDF/ha) = De verandering in soortenrijkdom per hectare door een ingreep;
- AREA = Omvang van ecosysteem in hectare.

Deze vergelijking laat zien dat de waardering voor een PDF hoger wordt indien de bevolkingsdichteid groter is – hetgeen vooral een waardering voor recreational values geeft. Daarnaast is de waardering voor een ecosysteem groter voor bos en kustsystemen en juist weer lager voor zoetwaterecosystemen.[44] De waardering is ook groter voor kleinere ecosystemen en voor ecosystemen die al een lagere soortenrijkdom kennen: beide variabelen zijn indicatief voor een afnemend grensnut bij grotere natuurgebieden en/of grotere soortenrijkdom. Intuïtief is een dergelijk resultaat ook aannemelijk voor met name recreatieve waarden: stadsparken worden bijvoorbeeld veel intensiever gebruikt dan grote natuurgebieden, terwijl de soortenrijkdom lager is.

Op basis van deze vergelijking is een inschatting gemaakt van de natuur in Nederland. Daarbij is gekeken naar de Natura 2000-gebieden. Op basis van Europese Natura 2000-rapporten is ingeschat dat in Nederland 47% van de Natura 2000 gebieden valt onder een rivier- of moeraslandschap, 13% primair een boslandschap betreft en 10% een kustlandschap.[45] Voor de gemiddelde omvang van Natura 2000-gebieden is gebruikgemaakt van alle gebieden met uitzondering van de mariene gebieden (zoals de Doggerbank) en het IJsselmeer, deze bedroeg in 2019 4865 ha (Tweede Kamer, 2019)).[46] De bevolkingsdichtheid is vastgesteld op 507 personen per km^2 op basis van Eurostat data (2019).

De variabele d(EDP) geeft de verandering in PDF weer ten gevolge van een maatregel. Aan de marge is deze uiteraard zeer klein en werd in het Handboek 2017 benaderd door uit te gaan van de emissie van 1 kg SO_2, NO_x en NH_3. In deze update, waarbij we ons baseren op

43 De vergelijking schat de indicator 'Ecosystem Damage Potential', een indicator die gelijk is aan een PDF per hectare. Alle variabelen zijn in prijzen van 2004.

44 De negatieve waarde voor rivieren in de vergelijking wil dus niet zeggen dat die negatief is voor rivieren, maar dat die minder belangrijk is dan voor andere ecosystemen.

45 Bij deze toedeling zijn, en onderzoek naar de lijst van Natura 2000-gebieden, gaan we ervan uit dat 85% van de Natura 2000-gebieden behorende tot de categorie: 'Marine areas, Sea inlets' tot 'open zee' behoren en dat 15% van deze gebieden tot de kustgebieden behoort. De openzeegebieden zijn niet van een waardering voorzien in (Kuik, et al., 2008) en tellen derhalve niet mee bij de onderverdeling van de Natura 2000-gebieden over verschillende gebieden. Het IJsselmeer en de mariene gebieden zijn niet meegenomen in de gemiddelde omvang, omdat ze een relatief lage soortenrijkdom kennen maar grote oppervlakte kennen, en daarom tot een vertekend gemiddelde zouden leiden.

46 Hierbij zijn de vier gebieden die in zee liggen (Waddenzee, Friese Front, Doggerbank en de Klaversbank) en het IJsselmeer niet meegenomen omdat (Kuik, et al., 2008) ook geen waardering van marine ecosystemen geven en het IJsselmeer een outlier is qua grootte. De Waddenzee en IJsselmeer zijn wel meegenomen bij het Handboek Milieuprijzen 2017 waardoor het gemiddelde Natura 2000-park groter is in het Handboek Milieuprijzen 2017.

ReCiPe 2016, die 'landgebruik' als thema heeft, vinden we een dergelijke marginale benadering niet vanzelfsprekend. In deze update berekenen we de waarde van een PDF door uit te gaan van de gemiddelde waardering voor soortenrijkdom in Nederland. Deze waardering is afhankelijk van de mate van 'natuurlijkheid' van de ecosystemen.

De natuurlijkheid van ecosystemen is bepaald door uit te gaan van de informatie uit ReCiPe 2016 (Huijbregts, et al., 2016). Deze geeft karakterisatiefactoren voor de relatieve soortenrijkdom ten opzichte van landbouwgronden. De soortenrijkdom per m^2 voor landbouwgrond is vastgesteld op 0.6 (De Baan, et al., 2013a). Voor de d(EDP)-inschatting is dus gebruikgemaakt van de ReCiPe-karakterisatiefactor die de verandering in PDF per type gebied weergeeft ten opzichte van de biodiversiteit van een m^2 met jaarlijkse landbouwgewassen (graan, etc.) gewogen met het landgebruik. Op basis hiervan zien we dat de gemiddelde PDF van 1 m^2 landgebruik in Nederland 0,376 bedraagt (zie volgende tabel). Deze waarde is gebruikt voor de d(EPD) variabele in de regressievergelijking van (Kuik, et al., 2008).

Tabel 22 - Karakterisatiefactoren uit ReCiPe 2016 (CFocc), omrekening naar PDF en de gemiddelde landoppervlakte in de EU en NL

	Cfocc	PDF (Srel)	Area EU	Area NL
Bos	0,3	0,18	1.695.726	5.637
Graslandschap	0,55	0,33	952.668	13.668
Landbouw, eenjarige gewassen	1	0,6	735.574	7.035
Landbouw, meerjarige gewassen	0,7	0,42	113.536	336
Gemengde landbouw	0,33	0,198	149.394	1.128
Overig (stedelijk, parklandschap)	0,73	0,438	275.619	5.543
Totale oppervlakte toegewezen in ReCiPe		0,376	3.922.517	33.347
Niet-verdeeld land (bijv. Wetlands)			202.590	4.030
Totale landoppervlakte			4.125.107	37.377

Overigens bleek uit (Kuik, et al., 2008) dat de waardering voor PDF ongevoelig is voor inkomensniveaus (of BNP per hoofd).

5.4.7 Waardering voor natuur gekozen in dit handboek

Biodiversiteit

De waardering voor PDF is gebaseerd op de regressievergelijking van (Kuik, et al., 2008) (zie Paragraaf 5.4.8) en de schaalfactor die is gekozen om de resultaten vergelijkbaar te maken met Costanza et al. (Paragraaf 5.4.7), correctie voor inflatie en een prijsstijging van 1% per jaar in de waarde van biodiversiteit. Endpointwaardering in ReCiPe 2016 vindt plaats aan de hand van de indicator species.year. Dit is niet veranderd ten opzichte van ReCiPe 2008. Deze indicator voor soortenrijkdom heeft een vaste verhouding met de PDF. De relatie tussen PDF en species.year is afgeleid uit ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009) waar de PDF.m^2 wordt bepaald door te kijken naar het totale landoppervlakte en dat vervolgens te delen door het aantal soorten ter wereld. De methode is niet aangepast ten opzichte van het vorige Handboek Milieuprijzen.

De volgende tabel geeft de gekozen waarderingen voor PDF en de indicator species.year die gebruikt worden in dit handboek.

Tabel 23 - Gekozen waarderingen voor natuurindicatoren in het Handboek Milieuprijzen, in €$_{2021}$ per eenheid

	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
Potentially Disappeared Fraction	€/PDF.m^2.yr	0,339	0,480	0,622
Species.year terrestrial	€mio/species.year	31.377	44.495	57.613
Species.year freshwater	€mio/species.year	22.935	32.524	42.112
Species.year marine	€mio/species.year	22.935	32.524	42.112

De waarde voor biodiversiteit speelt een rol bij de bepaling van de impacts van luchtverontreinigende emissies op de biodiversiteit op het thema verzuring (Paragraaf 6.7), bij de bepaling van de effecten van stoffen op ecotoxiciteit (Paragraaf 6.9) en bij de bepaling van de effecten op landgebruik (Paragraaf 6.13). Daarnaast spelen deze waarden een rol bij het bepalen van de ranges in het thema vermesting (zie Paragraaf 6.6).

5.4.8 Waardering voor opbrengsten landbouwgewassen en bosbeheer

Voor emissies van stoffen die effecten geven op smogformatie zijn er daarnaast nog schattingen gemaakt van de effecten op de opbrengsten van landbouwgewassen en bosbeheer. Deze schade, die relatief erg gering is, wordt toegevoegd aan de schadeschattingen op stofniveau. In het Handboek Milieuprijzen 2017 is waardering voor deze stoffen afgeleid van het NEEDS-project. Voor het huidige project hebben we voor emissies die effecten op smogvorming geven de schadekosten gebaseerd op (EEA, 2021). Deze schadekosten zijn aangepast aan het prijspeil 2021. Verder zijn er geen aanpassingen gedaan.

Om geen dubbeltellingen te verkrijgen verminderen we de kwantificering voor het biodiversiteitsverlies op het thema smogvorming met de crop losses uit Costanza et al. (2014).

Voor schadekosten aan landbouw- en bosbouw voor stoffen die de ozonlaag afbreken hebben we ons gebaseerd op (Hayashi, et al., 2006) (zie ook Paragraaf 6.2).

5.4.9 Effecten op biodiversiteit niet meegenomen in dit handboek

Dit handboek biedt primair een raamwerk voor de effecten van emissies van stoffen op ecosysteemdiensten. Dit houdt onder meer in dat een groot aantal effecten op natuur en biodiversiteit niet worden gewaardeerd door middel van dit handboek omdat die door middel van niet-stoffelijke effecten wordt veroorzaakt. Hier worden een paar voorbeelden van zulke effecten gegeven:

Geluidshinder en voortplanting

Dieren kunnen geschaad worden door geluid van mens op land of onderwater. Invloed van geluidshinder op de biodiversiteit staat recent flink in de belangstelling, omdat geluidsoverlast negatieve effecten kan hebben op de voortplanting doordat veel soorten elkaars aandacht trekken met geluidssignalen. Dit geldt in versterkte mate voor geluid onderwater, omdat onderwater het geluid veel verdere afstanden kan afleggen. Onderwatergeluid bestaat uit impulsgeluid (bijvoorbeeld heien bij aanleg windmolenparken) en continu geluid (scheepsmotoren maar wellicht ook windmolens). Beiden zullen de komende jaren (mede gezien de forse uitbreiding van het aantal windmolenparken op zee) waarschijnlijk toenemen en mogelijk tot ecologische effecten leiden. Toch staat monetaire waardering hiervan nog in de kinderschoenen (zie ook Paragraaf 6.11.2) en daardoor wordt dit niet meegenomen in dit handboek.

Zwerfvuil en plastic soep

Zwerfvuil bestaat voor een belangrijk deel uit kunststofafval dat er vaak attractief uitziet. Vogels, vissen en andere dieren kunnen verhongeren als zij kunststofafval inslikken. Dit gebeurt als de magen van de dieren verstopt raken door het afval. In de oceanen wordt dit probleem plastic soep genoemd, wat verwijst naar alle plasticvervuiling in de oceaan, incl. vervuiling met micro- en nanodeeltjes.

Het Handboek Milieuprijzen biedt (op dit moment) geen waardering van deze effecten op de biodiversiteit.

Lichtoverlast

Nachtelijk kunstlicht kan voor fysiologische en gedragsveranderingen bij dieren en planten zorgen. Lichtoverlast kan leiden tot veranderingen in voortplanting en problemen met oriëntatie. Hierdoor kan de biodiversiteit afnemen. Het Handboek Milieuprijzen biedt geen waardering voor deze effecten op de biodiversiteit.

5.5 Waardering gebouwen en materialen

5.5.1 Omschrijving endpoint

Milieuvervuiling kan gevolgen hebben voor de kwaliteit en onderhoudskosten van door mensen geproduceerde kapitaalgoederen. Verzuring leidt bijvoorbeeld tot versnelde aantasting van kalkhoudende materialen (gips, cement en beton)[47], ijzer en staal (gewapend beton) en zinken dakgoten (VMM, 2013a). Hierdoor wordt de levensduur van deze materialen verkort en zal er meer geld moeten worden besteed aan onderhoud en kan permanente schade optreden aan cultureel erfgoed (Watt, et al., 2009). Ook leidt fijnstof bijvoorbeeld tot vieze ramen en visuele aantasting van gebouwen. Dit kan tot verwering van de gebouwen leiden, maar ook esthetische effecten betreffen die kosten met zich mee voor de samenleving, onder meer in de vorm van een behoefte aan frequentere reiniging van gebouwen.

Verzuring en ozon (fotochemische smogvorming) leiden daarnaast ook tot een aantasting van rubber en verf, waardoor onderhoudskosten toenemen. Ook zijn er effecten te verwachten van de lozing van toxische en corrosieve materialen op oppervlaktewateren en rioleringen. Dit betreffen additionele kosten voor waterzuiveringsinstallaties en rioleringen.

De schade aan gebouwen, materialen en machines is normaliter gering in verhouding tot de andere endpoints, maar recent onderzoek toont aan dat deze schadekosten in stedelijke omgevingen met veel cultureel erfgoed en een bepaalde set van materialen desalniettemin erg groot kunnen worden.

5.5.2 Effecten van milieuvervuiling op endpoint

Schade aan gebouwen en materialen worden primair veroorzaakt door lucht- en waterverontreiniging op de volgende midpoints:
- verzuring;
- fijnstofvorming;

[47] Cement en beton reageren met kooldioxide uit de lucht waardoor calciumcarbonaat wordt gevormd. Verzurende stoffen doen dit calciumcarbonaat uitwassen. Ook vormt cement met dit calciumcarbonaat en de in de lucht aanwezige NO_x calciumnitraat, dat snel uitwast.

— fotochemische smogvorming.
— De overige midpoints geven geen directe effecten op dit endpoint.

5.5.3 Stand van zaken in het handboek 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 worden de schadekosten gekwantificeerd aan de hand van vier impactcategorieën onderscheiden, conform het Britse Defra (Watkiss, et al., 2006):

1. Schade ten gevolge van zure corrosie van metalen, verf en steensoorten aan gewone gebouwen. De waardes hierbij werden gebaseerd op onderzoek uit (NEEDS, 2008a).
2. Schade ten gevolge van zure corrosie van kalkhoudende steensoorten aan cultureel erfgoed. De schade hiervan werd gekwantificeerd aan de hand van (Rabl, 1999) en (VMM, 2013b).
3. Schade aan verf en rubber van ozon op leefniveau. De schade hiervan werd gekwantificeerd op basis van (Watkiss, et al., 2006).
4. Schade door fijnstofvervuiling van gebouwen: verwering en schoonmaakkosten. De schadekosten hiervan waren gebaseerd op (Rabl, 1999).

Het handboek gaat hierbij uit van herstelkosten, net als het grootste deel van de literatuur die er over dit onderwerp te vinden is (zie (Rabl, 1999); (Holland & et al, 1998); (Bal, et al., 2002); (Watkiss, et al., 2006); (Grontoft, 2020). Hierin worden de schadekosten per eenheid emissie bepaald aan de hand van de extra uitgaven aan onderhoud van gebouwen.[48]
Het gebruik van herstelkosten is echter een minder nauwkeurige graadmeter voor de schadekosten vanwege de volgende punten:

1. De waardering op herstelkosten bij de effecten op gebouwen berust potentieel op een *overschatting* omdat het niet altijd economisch optimaal is om alle schade te herstellen.
2. Indien de waardering op basis van herstelkosten uitgaat van de daadwerkelijke uitgaven aan herstel van gebouwen door huiseigenaren, wordt dit bezwaar ondervangen (de huiseigenaar bepaalt immers zelf of het welvaartsverlies van de verwering opweegt tegen de kosten van herstel). In principe kan dan worden gesproken van een 'revealed preference' en is als zodanig ook toegepast bij (Rabl, 1999). Dit leidt echter tot een *onderschatting* bij woningen die worden verhuurd in een huurmarkt die door schaarste en regelgeving niet volledig efficiënt werkt. In dat geval kan het zijn dat de huurder welvaartsverlies ondervindt van een vies gebouw, maar de eigenaar dit niet wil schoonmaken omdat hij het toch wel kan verhuren tegen de vastgestelde prijzen.
   (Rabl, 1999) stelt, zonder onderbouwing, dat de uitgaven aan herstelkosten ongeveer de helft uitmaken van het totale welvaartsverlies.
3. Tot slot is niet alle schade te herstellen: naast schade is er dus ook een potentieel verlies aan cultureel erfgoed waardoor de herstelkosten een *onderschatting* vormen. (VMM, 2013b) stelt dat uit gevalsstudies zou blijken dat de esthetische effecten op cultureel erfgoed van eenzelfde orde van grootte zijn als de herstelkosten.[49]

Zijn deze schadekosten voor verzuring meegenomen voor de centrale waarde en voor fijnstof en fotochemische smogvorming alleen voor de bovenwaarde. Voor (directe) emissies naar water bleek het niet mogelijk te zijn om tot een schadeschatting te komen.

De waardering in het handboek 2017 is gedaan op basis van literatuurstudie waarbij vier soorten endpoints zijn onderscheiden: corrosie door verzuring (waardering op basis van (NEEDS, 2008a), aantasting cultureel erfgoed (waardering op basis van (Rabl, 1999) en

[48] Hoewel de vervuiling door fijnstofvorming zich ook uitstekend zou lenen voor CVM-onderzoek naar de visuele hinder van beroete gebouwen, is dit in de praktijk nauwelijks uitgevoerd (zie ook (Rabl, 1999)).
[49] Omdat de gevalsstudies niet worden genoemd is deze bewering moeilijk te verifiëren.

(VMM, 2013b), schade aan verf en rubber (waardering op basis van (Watkiss, et al., 2006) en schade doordat gebouwen viezer worden (waardering op basis van (Rabl, 1999). Deze leiden tot relatief lage bedragen voor de schade aan gebouwen en materialen: € 0,6/kg SO_2-eq. Voor verzuring in de centrale waarde en € 1,2/kg SO_2-eq. Voor de hoge waarde. Voor PM_{10} bedraagt de schade € 0,8/kg PM_{10} in de hoge waarde en voor NMVOC € 0,1/kg.
De waardering voor de EU28 was gebaseerd op de waardering voor Nederland.

In deze update van het Handboek Milieuprijzen hebben we twee zaken onderzocht:
a Zijn er nieuwe studies verschenen die de schadekosten van luchtverontreiniging op kapitaalgoederen hebben ingeschat.
b Hebben we met gebouwen alle relevante kapitaalgoederen meegenomen of zijn er nog andere effecten op bijvoorbeeld machines van luchtverontreiniging.

5.5.4 Update schadekosten voor gebouwen

De schadekosten voor gebouwen en materialen zijn van een aantal nieuwe studies voorzien, met name uit Zweden en Noorwegen (zie voor een Engelstalig overzicht (Grontoft, 2020). Deze studies laten zien dat de schadekosten veel hoger zijn dan in ons handboek aangenomen, met name in steden met een hoog aandeel cultureel erfgoed. (Grontoft, 2020) laat, op basis van Impact Pathway-benadering, zien dat schadekosten voor Noorwegen als geheel ongeveer € 5/kg PM_{10} bedragen en in Oslo oplopen tot € 47 voor PM_{10} en € 51 per kg uitgestoten SO_2. Deze (fors) hogere waardes ten opzichte van eerdere studies worden primair veroorzaakt doordat Grontoft voor een breed scala aan materialen concentratieresponsefuncties heeft opgesteld voor zowel schoonmaakkosten als reparatiekosten. Daarbij merkt Grontoft ook op dat de schadekosten uit (Rabl, 1999), die ook in het vorige handboek is gebruikt, primair reparatiekosten omvatten en niet zozeer schoonmaakkosten. Uit de analyse van (Grontoft, 2020) blijkt dat schoonmaakkosten veel groter zijn dan de reparatiekosten.

Deze hogere schadekosten komen tot op zekere hoogte ook overeen met de externe kostenschattingen van Zwitserland (INFRAS, et al., 2019) waaruit blijkt dat de schadekosten aan gebouwen en materialen wel 20% van de schadekosten van menselijke gezondheid kunnen bedragen.

Toch zijn dergelijke hoge waardes niet waarschijnlijk voor Nederland vanwege, onder meer, het feit dat in Oslo en Zwitserland de meeste huizen bepleisterd en geschilderd worden – iets wat in Nederland nauwelijks voorkomt. De schoonmaakkosten van beschilderde pleisterlagen (façades) van gebouwen is veruit de grootste categorie in de studie van (Grontoft, 2020) die kan oplopen tot bijna € 40/kg PM_{10} in Oslo. Als alleen wordt gekeken naar de kosten van het schoonmaken van ramen dan bedragen die in Oslo € 6,3; € 3,8 en € 2,8 per kg SO_2, PM_{10} en NO_2 respectievelijk. Voor het dunbevolkte Noorwegen ontstaan waardes die ongeveer een factor 3-4 lager zijn. Als we de waardes voor Noorwegen en Oslo schalen op de bevolkingsdichtheid van Nederland verkrijgen we een waardering van € 1,64 voor PM_{10}, € 2,95 voor SO_2 en € 0,98 voor NO_x.

Deze op bevolkingsdichtheid geschaalde schoonmaakkosten voor glasreiniging uit Grontoft zijn door ons gevalideerd door te kijken naar de uitgaven aan glas- en gevelreiniging in Nederland. Daaruit blijkt dat deze schadekosten een factor 2,5 onder een (conservatieve) aanname liggen van de berekende uitgaven aan glas- en gevelreiniging in Nederland (zie tekstkader). Daarom stellen we voor om voor de centrale waarde uit te gaan van de op bevolkingsdichtheid geschaalde waardes uit Grontoft, en voor de bovenwaarde uit te gaan van 2,5 maal deze waarden, hetgeen overeen zou komen met een conservatieve aanname van de uitgaven aan glas- en gevelreiniging in Nederland. Voor de onderwaarde stellen we

voor om uit te gaan van de waardes berekend voor PM_{10}, SO_2 en NO_x uit het vorige handboek (voor de bovenwaarde), gecorrigeerd voor inflatie.

Voor de invloed van NMVOC op de houdbaarheid van geverfde oppervlaktes besluiten we om uit te gaan van de waarde uit het vorige handboek gecorrigeerd voor inflatie. Dit gaf alleen voor de bovenwaarde een schatting van € 0,10 per kg NMVOC.

Uitgaven aan glas- en gevelreiniging, vergelijken van waarden
(Grontoft, 2020) heeft voor het eerst goed in kaart gebracht wat de reinigingskosten zijn van luchtvervuiling in Noorwegen. Deze zijn door ons omgerekend naar waarden gecorrigeerd voor de bevolkingsomvang. Om gevoel te krijgen of deze aannemelijk zijn hebben we gekeken naar de uitgaven aan glas- en gevelreiniging in Nederland. Op basis van CBS-data valt op te maken dat tussen 2002 en 2005 de gemiddelde omzet van activiteiten aan glas- en gevelreiniging ongeveer 36% bedroeg van de totale omzet van de sector 'SBI'93: 74701 Reiniging van gebouwen en industriële reiniging' exclusief de interieurreiniging.[50] Door deze 36% te gebruiken op de omzetontwikkeling van de sector 'SBI'08 81.220: Overige reiniging van gebouwen en industriële reiniging' verkrijgen we een inschatting van de omzet in deze branche. In 2019 bedroeg de geschatte omzet aan glas- en gevelreiniging in Nederland € 770 miljoen. De immissie van PM_{10}, SO_2 en NO_x in Nederland bedroegen in 2019 respectievelijk (ongeveer) 60%, 31% en 46% van de emissies (analyse op basis van de Source Receptor Matrixes van EMEP voor het jaar 2019 voor primaire en secundaire aerosolen). Door de emissies in Nederland te vermenigvuldigen met de immissiefactor en de op bevolkingsgrootheid geschaalde schadekosten van PM_{10}, SO_2 en NO_x (zie tekst hierboven) komen we tot het inzicht dat de door milieuvervuiling betaalde schadekosten ongeveer € 250 miljoen zouden bedragen, wat gelijk is aan één derde van de totale uitgaven aan glas- en gevelreiniging in 2019.

Enerzijds is het bedrag van € 250 miljoen aan schoonmaakkkosten door fijnstofvervuiling een overschatting omdat ook grofstofdeeltjes zijn (zoals zand en zeezout) die ramen vervuilen (PM_{100}). Er zijn weinig gegevens over het aandeel primair en secundair PM_{10} in PM_{100} maar de ervaringsregel is dat het zou kunnen gaan om (maximaal) 50% (zie bijvoorbeeld (Chardon & Hoek, 2002). Anderzijds is het zo dat dit bedrag een onderschatting oplevert omdat er ook ramen door particulieren worden gewassen die niet tot schoonmaakkosten leiden maar wel tot welvaartsverlies. In een marktverkenning ((Regioplan, 2009) komt het cijfer naar voren dat glazenwassers die in 1 gemeente een monopolie hebben ongeveer 25% marktaandeel in handen zouden kunnen hebben van de totale aantal ramen. Als we dit cijfer zouden oprekken naar 50%, dan zou de overschatting door vervuiling door zand precies gecorrigeerd worden door de onderschatting doordat vuile ramen ook door particulieren worden schoongemaakt. Anderzijds, als we zouden vasthouden aan 25% marktaandeel en zouden veronderstellen dat 75% van de vervuiling van ramen wordt veroorzaakt door natuurlijke bronnen en grovere deeltjes (Saharazand), zouden beide effecten ook tegen elkaar wegvallen.

5.5.5 Schadekosten voor moderne elektronica

Niet meegenomen in het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn de schadekosten door luchtverontreiniging op materialen gebruikt in moderne elektronica, met name door SO_2 en NO_x. Door deze verzurende stoffen, verweren elektronische componenten van apparatuur sneller (zie bijv. (Salas, et al., 2013) en (Badilla, et al., 2013)). Het gaat dan om elektronische contactpunten op bijvoorbeeld printplaten die breken of anderszins tot uitval zorgen. Hoewel deze effecten al hele lange tijd bekend zijn, is ons, tot op heden, geen kwantificering van de schade bekend.

[50] De overige 64%^wordt omgezet in activiteiten als schoorsteenvegen, reinigen van tramsportmiddelen, industrieel reinigen, reinigen na brand, etc.

5.5.6 Waarden handboek 2023

De volgende tabel geeft de waardering voor emissies in euro per kg in prijzen 2021 voor emissies in Nederland. Voor de onderwaarde is dit gebaseerd op de voor inflatie gecorrigeerde bovenwaarde uit het Handboek Milieuprijzen 2017 voor SO_2- en PM_{10}-emissies.[51] In deze waarden zitten kosten voor cultureel erfgoed en schoonmaakkosten van gevels. Voor de centrale waarde voegen we daar de voor bevolkingsdichtheid gecorrigeerde waardering uit (Grontoft, 2020) voor glasreiniging aan toe. Voor de bovenwaarde zijn de schadekosten gebaseerd op de schadekosten uit (Grontoft, 2020) voor glasreiniging vermenigvuldigd met een factor zodat de schadekosten overeenkomen met de uitgaven aan gevel- en glasreiniging in Nederland. Voor NMVOC gebruiken we alleen in de bovenwaarde de schadekosten uit het oude Handboek Milieuprijzen gecorrigeerd voor inflatie. Samenvattend levert dit deze tabel op:

Tabel 24 – Milieuprijzen voor effecten op gebouwen en materialen, in €$_{2021}$ per kg emissie in Nederland

	Onder	Centraal	Boven
PM_{10}	€ 0,88	€ 2,52	€ 5,11
SO_2	€ 1,32	€ 4,27	€ 9,21
NO_x	€ 0,11	€ 1,09	€ 3,07
NMVOC	€ 0,00	€ 0,00	€ 0,11

Het is niet bekend of $PM_{2,5}$ in dezelfde mate tot visuele vervuiling leidt als PM_{10}. Omwille van de consistentie van het handboek, waarin de gebruiker een keuze moet maken tussen hetzij PM_{10} of $PM_{2,5}$ en door de grote correlatie tussen emissies van PM_{10} en $PM_{2,5}$ hebben we besloten om waardes voor $PM_{2,5}$ te baseren op die van PM_{10} gecorrigeerd voor het verschil in concentratie in Nederland tussen beide fijnstofcategorieën.

Bij de toedeling naar midpoints is de schadeschatting voor PM_{10} toegevoegd aan het thema fijnstofvorming, NMVOC aan het thema fotochemische smogvorming en SO_2 en NO_x aan het thema verzuring.

5.6 Waardering grondstoffenbeschikbaarheid

5.6.1 Inleiding en afbakening

Voorzieningszekerheid van grondstoffen wordt over het algemeen gezien als een belangrijke maatschappelijke waarde. (Barnett & Morse , 1963) gaven meer dan 50 jaar geleden al aan dat voorzieningszekerheid van grondstoffen al sinds het einde van de negentiende eeuw in de belangstelling stond van Amerikaanse politici en onderzoekers. Sindsdien is de aandacht niet verslapt, met het uitbrengen van het rapport van de Club van Rome in 1972 (Meadows, et al., 1972) tot aan EC-beleidsdocumenten omtrent 'duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen' (EC, 2005) of 'kritieke materialen' (EC, 2011) of de 'circulaire economie' (EC, 2014). Ook in Nederland is er veel aandacht voor het besparen van grondstoffen - ook als een belangrijke pijler onder een circulaire economie. In de tweejaarlijkse Integrale Circulaire Economie Rapportage (ICER), die kennisbasis vormt voor de beleidscyclus van het circulaire-economiebeleid in Nederland, zijn leveringszekerheid van cruciale grondstoffen en halfproducten samen genoemd als de nagestreefde effecten van de circulaire economie (PBL, 2021).

[51] Voor NO_x voegen we daaraan toe de waarde die in NEEDS gerapporteerd is gecorrigeerd voor inflatie.

In dergelijke beleidsdocumenten wordt het belang van grondstoffenbesparing (en dan met name prioritaire, cruciale of kritieke grondstoffen) benadrukt vanuit de visie dat grondstoffen fundamenteel zijn voor onze welvaart, gevolgd door de notie dat het grootste deel van onze grondstoffen nu geïmporteerd wordt hetgeen een risico kan vormen voor onze welvaart. Ook wordt benadrukt dat het sluiten van kringlopen vanuit duurzaamheidsoogpunt wenselijk is.

De vraag is echter of deze redenatie niet alleen politiek maar ook welvaartseconomisch van belang is. De cruciale vraag daarbij is of het *gebruik* van grondstoffen, naast de grondstoffenprijs, ook nog een extern effect teweegbrengt die meegewogen zou kunnen worden in een MKBA of die, voor bedrijven, meegenomen zou kunnen worden bij het berekenen van de maatschappelijke impact van het bedrijf. De vraag is kortom of, door op het gebruik van grondstoffen (inclusief water en energie) te besparen, er een totale maatschappelijke besparing ontstaat die groter is dan de prijs van bespaarde grondstoffen.

Deze vraag is niet eenvoudig te beantwoorden en hangt mede af van het perspectief dat wordt gekozen. In deze paragraaf behandelen we eerst in Paragraaf 5.6.2 de verschillende perspectieven, om dan vervolgens in Paragraaf 5.6.3 uit te leggen wat we in Handboek Milieuprijzen 2017 hebben gedaan en welke onderzoeksrichtingen we in dit Handboek Milieuprijzen 2023 hebben onderzocht. Paragrafen 5.6.4 tot en met 5.6.7 bevatten dan drie verschillende aanvliegroutes voor het bepalen van de milieuprijs om in Paragraaf 5.6.8 dan een conclusie te trekken.

In het Handboek Milieuprijzen beschouwen we uitsluitend de grondstoffenbeschikbaarheid van abiotische grondstoffen. Een deel van de argumentatie die geldt voor abiotische grondstoffen kan ook opgeld doen voor biotische grondstoffen. Bij biotische grondstoffen, zoals vis, spelen er echter aanvullende zaken. Er is hier sprake van zichzelf vernieuwende publieke goederen die gezamenlijk worden geëxploiteerd. Zoals bekend uit de parabel met de Tragedy of the Commons (Hardin, 1968) leidt dit tot overexploitatie van de grondstoffen. Waardering hiervan ligt meer op het terrein van natuurwaardering (zie Paragraaf 5.4).

5.6.2 Perspectieven

Grondstofsbeschikbaarheid kan vanuit verschillende perspectieven worden beschouwd. Grondstofuitputting kan tot waardeverlies leiden vanuit:
1. Milieu- en sociale problemen in de winningsfase.
2. Leveringszekerheid.
3. Rent-seeking behaviour en gebrek aan intertemporele efficiency.
4. Intrinsieke of ethische perspectieven.

Deze perspectieven worden hieronder beschreven.

1. Milieu en sociale problemen in de winningsfase

Bij de winning van niet-vernieuwbare hulpbronnen ontstaat veel milieuvervuiling met schade aan natuur en gezondheid. Deze externe effecten zitten op dit moment niet in de prijs van grondstoffen verdisconteerd. Door op grondstoffen te besparen kan ook op de externe effecten van winning worden bespaard. Deze argumentatie is voor het eerst opgevoerd door onder meer (Cleveland, 1991) en is ook een belangrijke drijfveer achter de wens om tot een circulaire economie te komen. Indien in een MKBA de effecten van grondstofwinning niet expliciet worden meegenomen zou er een maatschappelijke waarde kunnen worden berekend voor de externe effecten van het gebruik van grondstoffen die, uitgedrukt per kilogram, equivalent zou kunnen zijn aan de reductie in schade door verminderde milieudruk.

Een ander probleem betreft de sociale condities waaronder grondstoffen worden gewonnen. Veel van onze grondstoffen komen uit landen waar onder erbarmelijke condities wordt gewerkt en het milieu op grote schaal wordt vervuild. Omdat deze informatie niet beschikbaar is voor consumenten, telt het niet mee bij aankoopbeslissingen. Uit diverse casestudies is wel bekend dat als dergelijke condities aan het grotere publiek kenbaar werden gemaakt (Apple, Nike, Shell), bedrijven daar marktschade van ondervonden. WTP-onderzoek laat zien dat er een betalingsbereidheid bestaat in de markt voor voedselgewassen met betere sociale condities van tussen de 10% (De Pelsmacker, et al., 2005) tot meer dan 40% van de prijs van die producten (Arnoldussen, et al., 2022).

Het blijft echter ingewikkeld om op basis hiervan algemene grootheden af te leiden die gebruikt kunnen worden als een waardering voor besparingen op grondstoffen. De voorkeur bestaat om, indien dit belangrijk is voor een bepaalde studie, de milieu- en sociale effecten tijdens de winningsfase in kaart te brengen en de milieueffecten te kwantificeren en waarderen met milieuprijzen. Dit lijkt ons een beter alternatief dan een generieke waarde voor alle grondstoffen.

2. Rent seeking behaviour

In empirisch economisch onderzoek is vaak het verband gevonden dat landen met een grote mate van beschikbaarheid van abiotische grondstoffen over het algemeen langzamer groeien en zwakkere politieke instituties kennen dan landen die weinig grondstoffen tot hun beschikking hebben (Lane & Tornell, 1996); (Gylfason, 2001; Van der Ploeg, 2011).
In dergelijke staten komt rent seeking-gedrag vaker voor waarbij eigenaren van mijnen zo snel mogelijk proberen hun voorraden grondstoffen te gelde te maken. Dit leidt ertoe dat er op korte termijn meer grondstoffen aan de mijnen onttrokken worden dan op een optimaal prijspad, zoals geschetst door (Hotelling, 1931). Daarmee is het pad waarmee grondstoffen door private partijen worden verbruikt dus steiler dan sociaal optimaal en worden er nu meer grondstoffen geëxploiteerd ten koste van gebruik door toekomstige generaties. Toekomstige generaties dragen dan de kosten doordat zij minder beschikking hebben over grondstoffen dan sociaalwenselijk. Hierdoor is de huidige prijs van grondstoffen de facto te laag en zou er een externe kostopslag kunnen worden berekend op de prijs van grondstoffen alsof die grondstoffen werden onttrokken op de intertemporeel meest efficiënte wijze.

Hoewel dit argument, vanuit welvaartseconomisch gezichtspunt, het meest aansprekelijke voorbeeld is voor het bestaan van externe kosten, is het afleiden van een waardering hiervoor zeer ingewikkeld en leidt tot schadeschattingen die zeer afhankelijk zijn van het verschil tussen de interne rentevoet die het extractiebedrijf hanteert en de maatschappelijk optimale discontovoet (zie (CE Delft, 2017a)) – beide zijn niet goed empirisch waar te nemen.

3. Leveringszekerheid en prijsvolatiliteit

Een ander argument waarom besparing op grondstofgebruik een maatschappelijke waarde vertegenwoordigt hoger dan de marktprijs van die grondstof, hangt samen met de impact die leveringszekerheid en prijsvolatiliteit kan hebben op de (brede) welvaart. Anno 2022 is dit een zeer relevant thema door de politiek-geografische ontwikkelingen in Europa, waardoor de leveringszekerheid van gas sterk is verminderd (gas kan worden beschouwd als een fossiele grondstof). Deze situatie biedt een potentiële casus om te analyseren wat de kosten zijn van het verlichten van deze schaarste, ofwel het verhogen van de leveringszekerheid. In 2022 is een subsidieregeling opengesteld om de gasvoorraden in Nederland aan te vullen. Deze kunnen als preventiekosten worden beschouwd om de grondstoffenschaarste te verkleinen.

De externe kosten van gebrek aan leveringszekerheid kunnen op twee manieren worden bepaald: via de schadekostenmethode en de preventiekosten methode. Bij de *schadekostenmethode* worden de kosten gebaseerd op de schade die de maatschappij heeft als de leveringszekerheid in het geding komt. Dit kan bijvoorbeeld schade door het uitvallen van industriële productie zijn, schade aan apparatuur of in het ergste geval gezondheidsschade als gas niet aan ziekenhuizen en huishoudens geleverd kan worden. Bij de *preventiekostenmethode* worden de externe kosten gebaseerd op de kosten die de maatschappij moet maken om een overheidsdoelstelling te realiseren. In het geval van gas zijn dit de kosten die de maatschappij moet maken om ervoor te zorgen dat de gasvoorraden zijn gevuld. Deze kosten reflecteren daarmee het belang dat de maatschappij eraan hecht om ervoor te zorgen dat gas geleverd kan blijven worden.

Er kan uiteraard een discussie worden gevoerd of de een gebrek aan leveringszekerheid wel een externe kost is. In de literatuur is vaak beargumenteerd dat prijsvolatiliteit op met name de markten voor fossiele brandstoffen tot economische schade kan leiden. De individuele gebruiker neemt de bijdrage van zijn consumptie aan (mondiale) prijsvolatiliteit niet in ogenschouw en dus zou er sprake kunnen zijn van een extern effect. In formele zin wordt dit in de economische wetenschap echter tot de zogeheten 'pecunairy externalities' gerekend, die het gevolg zijn van effecten van marktwerking maar die alleen leiden tot een verdeling van de welvaart. In een wereld van perfecte markten zou dit inderdaad kloppen en zou een extra consumptie van een grondstof alleen maar tot een verschuiving langs de vraagcurve leiden. Maar in een wereld met aanzienlijke marktfricties kan een transfer van inkomen van productieve, open economieën naar minder open en inefficiëntere economieën wel tot schadekosten leiden. Hierbij wijzen wij erop dat de grondstofproducerende landen vaak minder productief zijn (zie hierboven).

4. Ethische principes

Voorzorgprincipes of rentmeesterschap kunnen tot gevolg hebben dat burgers een betalingsbereidheid tonen voor het besparen van grondstoffen en natuurlijke hulpbronnen bovenop de marktwaarde van de bespaarde grondstoffen omdat zij het idee hebben dat toekomstige generaties daarmee beter af zijn en hun keuzemogelijkheden tussen natuurlijk en economisch kapitaal onaangetast blijven.

Dit principe heeft een belangrijke rol gespeeld bij de pogingen die tot nu toe gedaan zijn om een monetaire waarde af te leiden voor grondstofbesparing. In de literatuur wordt daarbij gekeken naar de potentiële stijging in extractiekosten die wordt veroorzaakt door een consumptie nu, doordat consumptie nu tot gevolg heeft dat in de toekomst minder economisch aantrekkelijke voorraden moeten worden gewonnen (Goedkoop, et al., 2009).

Benadrukt moet worden dat het hier om een betalingsbereidheid bovenop de gangbare marktprijs zou gaan. De verwachte stijging in extractiekosten zou normaliter namelijk gewoon in de prijs van grondstoffen verwerkt moeten zijn. Als bedrijven zich echter schuldig maken aan rent-seeking behaviour (zie hierboven), dan zou dat een reden kunnen zijn dat ze deze stijging niet, of niet voldoende, in de prijzen tot uitdrukking wordt gebracht.

5.6.3 Behandeling Handboek Milieuprijzen 2017 en update in het Handboek Milieuprijzen 2023

In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn deze vier perspectieven ook onderscheiden. Een literatuuronderzoek naar de waardering voor deze principes leverde weinig op. Op basis van de Hotelling regel werd een model ontwikkeld (in Bijlage D van het oude handboek) waarin het welvaartsverlies door een te snelle extractie werd gekwantificeerd. Het model

liet zien dat deze welvaartsverliezen heel snel kunnen oplopen naarmate de afstand tussen de sociale discontovoet en de discontovoet van de mijnbouweigenaar groter wordt. Uiteindelijk werd besloten om in het handboek dit eindpunt niet te waarderen omdat de twee discontovoeten niet via onafhankelijk empirisch onderzoek kunnen worden vastgesteld.

Voor het Handboek Milieuprijzen 2023 hebben we besloten om deze vier perspectieven opnieuw te onderzoeken. Daarbij zijn er vier types van waarderingen afgeleid:
1. Waardering via preventiekosten leveringszekerheid.
2. Waardering via preventiekosten circulaire economiemaatregelen.
3. Waardering via schadekosten prijsvolatiliteit.
4. Waardering via hogere extractiekosten en ethisch perspectief.

5.6.4 Bepaling via preventiekosten leveringszekerheid

Naar aanleiding van zorgen over de leveringszekerheid van gas in 2021 en 2022 is een subsidieregeling opgezet door de Nederlandse overheid. Het doel hiervan was om een prikkel te geven aan bedrijven om de gasvoorraden verder te vullen tot 68%, en later zelfs tot 80%. Hiertoe was zonder subsidie geen prikkel, gezien de prijzen naar schatting lager zouden liggen in de winter dan in de zomer, waardoor inkopen in de zomer en verkopen in de winter tot verlies zou leiden. In deze situatie is het onvoordelig om in de zomer de gasvoorraden aan te vullen. Het doel van de subsidie is om dit prijsverschil te compenseren, zodat het vullen van de gasvoorraad niet tot verlies leidt en de leveringszekerheid van gas in de winter van 2022/2023 wordt verhoogd.

Er zijn in Nederland gasopslagen in onder meer Groningen, Epe en in de Bergermeer. Deze laatste is geïdentificeerd voor een subsidieregeling. De subsidieregeling bestond uit twee delen, van € 623 miljoen in totaal: € 406 miljoen voor de open subsidieregeling, en € 216 miljoen als vergoeding voor EBN om Bergermeer te vullen[52].

De subsidieregeling voor het vullen van de gasopslag Bergermeer bedroeg aanvankelijk in totaal € 623 miljoen. Hiervan was in het voorjaar van 2022 nog € 200 miljoen over, welke is aangevuld met € 10 miljoen en opnieuw is uitgezet om de gasvoorraad verder aan te vullen. Bergermeer heeft een capaciteit van 4,1 bcm. De vulgraad voor de subsidie was ongeveer 38%. Met de subsidie is beoogd de vulgraad op te hogen tot 68%, wat overeenkomt met een gesubsidieerde hoeveelheid van 1,23 bcm (miljard kubieke meter) gas.

Voor het bepalen van de kosten van leveringszekerheid kunnen we een gemiddelde of marginale inschatting maken. In de gemiddelde berekening bepalen we over een langere tijd wat gemiddeld gezien de kosten zijn om de benodigde leveringszekerheid veilig te stellen. Hiervoor verdelen we de kosten van leveringszekerheid in een bepaalde periode over de totale vraag naar gas in diezelfde periode. Het resultaat geeft dan weer wat we per m^3 gas kwijt zijn aan externe kosten vanwege het verhogen van leveringszekerheid buiten de vrije markt om. In de marginale schatting bepalen we alleen de prijs voor het gas wat extra wordt opgeslagen met behulp van de overheidssteun. Dit betreft dus alleen de nuttige verhoogde leveringszekerheid, dat wil zeggen zolang het extra aanbod de vraag niet ontstijgt. Hieronder lichten we toe hoe de externe kosten zijn berekend volgens beide methoden.

[52] https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2022-14408.html#d17e891

Gemiddelde methode

In de gemiddelde methode verdelen we de kosten voor leveringszekerheid over de vraag in diezelfde periode. Het selecteren van een periode waarover we dit berekenen is onderhevig aan een zekere mate van willekeurigheid. De aantal keren dat de leveringszekerheid in het geding komt is zeer onregelmatig en sterk afhankelijk van, zoals blijkt, economische en voornamelijk ook geopolitieke ontwikkelingen. Het is dan ook, voor zover bekend, in de afgelopen twintig jaar niet eerder nodig geweest om de leveringszekerheid van gas in Nederland veilig te stellen door middel van overheidssteun. De keuze blijft dan ook willekeurig. In het kader van dit handboek stellen we voor om een zichtperiode te nemen die overeenkomt met de updateperiode van het handboek. Die is gemiddeld eens in de zeven jaar. We blikken dan terug op de ontwikkelingen sinds de laatste update, met de recentste ontwikkelingen meegenomen.

In de periode 2015-2021 is de totale vraag naar gas 284,5 bcm geweest (CBS, 2022). Met een totale subsidie van € 623 miljoen over die periode voor leveringszekerheid komt de gemiddelde prijs voor leveringszekerheid op € 0,00219/m^3. Dit komt overeen met 0,24% van de gasprijs in die periode.

Marginale methode

In de marginale methode kijken we alleen naar de daadwerkelijke verhoging van leveringszekerheid als gevolg van de overheidssteun. De subsidie in 2022 van € 623 miljoen was beoogd voor 1,23 bcm extra gasopslag. Per m^3 gas komt dat neer op € 0,51. Ook in dit geval nemen we een zichtperiode van zeven jaar. We gaan er dan van uit dat dit marginale geval slechts eens in de zeven jaar optreedt, gezien er in deze zeven jaar geen andere vergelijkbare situaties zijn ontstaan. De prijs voor grondstoffenschaarste komt dan uit op € 0,072/m^3, overeenkomend met 7,8% van de gasprijs in die periode.

Discussie en conclusie

De bovenstaande waardes zouden zeer voorzichtig gebruikt kunnen worden als milieuprijs voor leveringszekerheid. Daarbij moet er wel een correctie worden gemaakt voor de inflatiecomponent van de subsidie: de hoogte van de subsidie is immers vooral afhankelijk van het prijsniveau op het moment van schaarste.

Een complicerende factor bij de subsidieregeling uit 2022 is echter de intentie van de overheid om deze subsidie terug te verdienen door middel van een additionele opslag op de transporttarieven voor gas dat wordt getransporteerd over het landelijk gastransportnet (van Gasunie Transport Services). Een evenredige opslag voor alle gebruikers zou betekenen dat uiteindelijk de gebruiker de subsidie terugbetaalt in de prijs van gas, waardoor de kosten van leveringszekerheid op een later moment worden geïnternaliseerd in de prijs. Daardoor zou er geen sprake meer zijn van externe kosten: ze worden immers alsnog betaalt, zij het op een later moment.

Een ander punt van discussie is de toepassing van deze prijzen als externe kosten.
De huidige situatie is grotendeels ingegeven door de hoge gasprijzen. Daarom relateren we de externe kosten aan de gasprijzen op het moment van het publiceren van de subsidie.

De subsidie is aanvankelijk opengesteld in mei 2022. De gemiddelde gasprijs in die maand op de groothandelsmarkt is ongeveer € 0,92/m^3 [53]. We presenteren de berekende externe kosten als percentage van deze prijs, en relateren dit percentage vervolgens aan de verwachte prijs van gas uit de KEV voor het jaar 2030 (PBL, 2021).

Samenvattend

De onderwaarde voor de externe effecten is op basis van voorgaande discussie € 0/m^3.
De centrale en bovenwaarde baseren we op de gemiddelde en marginale methode zoals in voorgaande paragrafen uitgelegd. De resultaten zijn samengevat in volgende tabel.

Tabel 25 - Berekende milieuprijzen op basis van overheidssteun leveringszekerheid

Milieuprijs grondstoffenschaarste (€/m^3)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
Op basis van leveringszekerheid gas	€ 0	€ 0,00219	€ 0,072
Aks % van de gasprijs in mei 2022	0%	0,24%	7,8%
Externe kosten (€/MJ)	€ 0	€ 0,000014	€ 0,0004919

We benadrukken nogmaals dat het gaat om een schatting op basis van de preventiekostenmethode. Vanuit het perspectief van schadekosten zouden de externe kosten mogelijk veel hoger kunnen liggen.

5.6.5 Bepaling via preventiekosten: plastic recycling

Bij de preventiekostenbenadering wordt de prijs gebaseerd op de kosten van de maatregelen die de maatschappij moet maken om de doelen voor leveringszekerheid te realiseren. Hoe scherper de doelstelling, hoe meer maatregelen we moeten nemen om het doel te realiseren en hoe hoger de kosten. De kosten reflecteren daarmee het belang dat we hechten aan leveringszekerheid. Het gaat daarbij om de kosten van duurste maatregel die genomen moet worden om het doel voor leveringszekerheid te realiseren (de zogenaamde marginale kosten). Dit zijn immers de kosten van maatregelen die we moeten maken als een we een kg primair materiaal meer consumeren. Stel bijvoorbeeld dat we een computer kopen waar één kg extra plastic in verwerkt zit, dan worden we meer afhankelijk van olieimport (grondstof van plastics) en moeten we extra maatregelen nemen om minder afhankelijk te worden (bijv. 1 kg plastics extra recyclen).

De overheid heeft als doelstelling om in 2030 50% minder primaire materialen te gebruiken en in 2050 een volledig circulaire economie te realiseren. Specifiek voor leveringszekerheid is er geen doelstelling, maar leveringszekerheid is naast milieuwinst wel de reden waarom de circulaire doelen zijn geformuleerd. De preventiekosten om de circulaire doelen te realiseren moeten daarom deels aan milieuwinst en deels aan leveringszekerheid worden gealloceerd. We schatten de preventiekosten van de circulaire economie in op basis van de kosten om plastics te recyclen. Van alle materialen in het huishoudelijk restafval zijn plastics namelijk één van de duurste stromen om te recyclen (CE Delft, 2013). Dit komt omdat plastics licht en volumineus zijn en de inzamelingskosten per kg daarom hoog. De kosten die gemeenten maken voor gescheiden inzameling en sortering van plasticverpakkingen worden vergoed door het Afvalfonds; in 2019 was dit € 656 per ton plastics, in 2022 is het € 218 per ton plastics, metalen en drankenkartons. Zonder deze vergoedingen zou het niet mogelijk

[53] Op basis van historische data van de TTF-prijzen voor gas in Nederland: https://nl.investing.com/commodities/dutch-ttf-gas-c1-futures-historical-data

zijn om een rendabele businesscase op te zetten voor plastic recycling over de gehele keten. Bij absentie van recentere waardes hanteren we de € 656 per ton hanteren we als de marginale preventiekosten in het circulaire economiebeleid.

De preventiekosten reflecteren daarmee de kosten om zowel milieuwinst te boeken als de leveringszekerheid te vergroten (bij plastics minder afhankelijkheid van olie als grondstof). Per ton apart ingezamelde afvalplastics wordt gemiddeld 2,5 ton CO_2 vermeden over de gehele keten. Bij een milieuprijs van € 130 per ton komt dit neer op een milieubaat van € 325 per ton afval plastics (2,5 * 130 = 325). Als we aannemen dat € 325 van de prijs voor rekening komt van CO_2-winst, bedragen de preventiekosten voor leveringszekerheid € 330 per ton apart ingezamelde afvalplastics (656 – 325 = afgerond 330).

Tabel 26 – Milieuprijs op basis van preventiekosten, plastic recycling

Milieuprijs o.b.v. kosten plasticrecycling	Resultaat	Eenheid
Kosten recycling plastic	€ 330	€/ton
Bespaarde aardolie	85.400	MJ aardolie
Milieuprijs	€ 0,0039	€/MJ aardolie

5.6.6 Bepaling via schadekosten prijsvolatiliteit

Een tweede methode om een prijs te bepalen voor grondstoffenschaarste is het analyseren van schokken in de prijs van grondstoffen en het macro-economische effect daarvan. Bekende schokken zijn de oliecrises uit 1973 en 1979, en de zeer recente stijgingen in de prijs van gas sinds 2021.

(Awerbuch & Sauter, 2006) onderzoeken de relatie tussen olieprijsschokken en het mondiale BBP. Hieruit komt naar voren dat Schokken in de levering van olie in de jaren 70 hebben laten zien dat de olieprijsstijgingen en volatiliteit leiden tot macro-economisch verlies, door middel van oplopende inflatie, werkeloosheid en door het neerdrukken van de waarde van financiële en andere middelen. Geschat wordt dat een stijging van $ 10 van de olieprijs leidt tot een afname van 0,5% van het wereld BBP. In absolute cijfers gaat dit over honderd(en) miljarden dollar.

(Oladosu, et al., 2018) hebben een meta-analyse uitgevoerd op de olieprijs elasticiteit van het BBP in de VS. Hieruit komt een elasticiteit naar voren van -0.020%, met een betrouwbaarheidsinterval van -0,035-0,006. Dat houdt in dat er op basis van deze analyse een effect van -0,02% is gevonden van de olieprijs op het BBP, dat wil zeggen voor een $ 10 stijging in de olieprijs, daalt het BBP met ongeveer 0,2%.

Op basis van deze gegevens kunnen we schatten wat de gevolgen zijn geweest van de verschillende energieprijsschokken in het verleden. Vervolgens kunnen we, op eenzelfde manier als bij de overheidssteunmethode, de BBP-kosten marginaal en gemiddeld verdelen over de gecombineerde vraag naar olie en gas in de afgelopen decennia.

Berekening

Met de twee genoemde elasticiteiten (-0,02 en -0,05) schatten we een bandbreedte van het BBP-verlies voor Nederland over de periode 1970-2021 vanwege de twee olieprijsschokken in 1973 en 1979, en de gasprijsstijging in 2021. Over deze periode zijn dit de drie majeure energiecrises. We kijken wat de prijsstijging in die tijd heeft betekent voor de BBP-niveau

in diezelfde periode. Vervolgens relateren we deze verliezen aan het energiegebruik over de gehele periode: inclusief de jaren waarin géén schokken plaatsvonden aan de leveringszekerheid. Op deze manier bepalen we de gemiddelde monetaire verliezen per MJ over een langere periode (50 jaar).

In 1973 steeg de prijs van een vat ruwe olie van $ 2,74 naar $ 11,65 in een week tijd. Vervolgens verhoogde de OPEC de prijs van olie van $ 12 naar $ 33 per vat in het jaar 1979. In een jaar tijd steeg de gasprijs tussen 2021 en 2022 van ongeveer € 0,95 naar € 3,77 per m^3. Op deze stijgingen passen we de BBP-elasticiteit toe. We veronderstellen daarbij dat de prijselasticiteit voor olie ook op de gasprijs van toepassing is. Daartoe rekenen we de gasprijsstijging eerst om naar $/BOE (barrels of oil equivalent, olievat-equivalenten). Verder gebruiken we de historische data over het BBP in Nederland, omgerekend naar dollars:

1. 1973: BBP in Nederland was € 84,4 miljard, gelijk aan € 349,3 miljard in 2021-prijzen.
2. 1979: BBP in Nederland was € 151,5 miljard, gelijk aan € 397,7 miljard in 2021-prijzen.
3. 2021: BBP in Nederland was € 856,4 miljard.

De olieprijsstijgingen waren in 1973 en 1979 respectievelijk gelijk aan $ 8,91 en $ 21 per vat. De gasprijs stijging was ongeveer $ 567/BOE. Met een prijselasticiteit van -0,02 leiden deze stijgingen in totaal tot een BBP-verlies van € 99,4 miljard. Met een elasticiteit van -0,05 leidt het tot een totaal verlies van € 248,5 miljard.

Deze verliezen verdelen we over het totale energiegebruik sinds 1970 (de vroegst beschikbare data). Omdat energieprijzen met elkaar samenhangen, verdelen we de kosten over het totale energiegebruik, inclusief gebruik van energie anders dan olie en gas. Het totale energieverbruik in de periode 1970-2021 was in totaal meer dan 3,6 miljard KTOE. Dit leidt tot een gemiddelde externe kost van € 0,00061-0,00152 per MJ (gerekend met prijselasticiteit van -0,02 en -0,05).

Tabel 27 - Berekende milieuprijzen op basis van BBP-elasticiteit olieprijs

Milieuprijs grondstoffenschaarste (€/MJ)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
Totaal BBP-verlies (€ mld)	€ 0	€ 99,4	€ 248,5
Energieverbruik 1970-2021 (KTOE)	3.640.656	3.640.656	3.640.656
Milieuprijs: Op basis van BBP-elasticiteit olieprijs (€/MJ)	€ 0	€ 0,00061	€ 0,00152

5.6.7 Bepaling via verandering in de extractiekosten (ReCiPe 2016)

Uitputting van abiotische grondstoffen wordt al sinds lange tijd meegenomen als relevant endpoint van ingrijpen in het milieu in LCA's (Goedkoop & Spriensma, 2000). Kwantificering betreft hier het risico dat toekomstige generaties van de mensheid zonder hulpbronnen komen te zitten. Omdat in het LCA-perspectief 'voorzorgsprincipes' en 'rentmeesterschap' belangrijk zijn, is het niet onlogisch om deze waarde mee te nemen. In ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) wordt er op dit endpoint effecten gekwantificeerd die ervan uitgaan dat het huidig gebruik op termijn leidt tot hogere extractiekosten.

ReCiPe onderscheidt grondstoffenschaarste op twee domeinen, minerale grondstofschaarste en fossiele grondstofschaarste, en drukt dit uit in dollars als de extra kosten voor het winnen van toekomstige minerale en fossiele grondstoffen. Hierachter ligt het idee dat de goedkoopste grondstoffen het eerst worden gewonnen: als die wordt geconsumeerd blijft er voor toekomstige generaties alleen grondstoffen achter die duurder zijn om te winnen. De verandering in extractiekosten door consumptie van een grondstof worden in ReCiPe

genomen als karakterisatiefactor. Van belang voor onze analyse hier is specifiek de extractiekosten voor fossiele brandstoffen.

End point karakterisatie van ruwe olie, aardgas en coal wordt uitgedrukt in surplus cost potential (SCP) zijn gebaseerd op cumulatieve cost-tonnage relaties voor deze drie fossiele grondstoffen. Omdat er geen volledig begrip is van het volledige cause-effect is er geen constante mid-to-endpoint-factor te geven (zie (Vieira, et al., 2016a)). De volgende tabel geeft de karakterisatiefactoren omgerekend in $€_{2021}$/MJ waarbij de waarden uit ReCiPe, in dollars uit het jaar 2013, zijn omgerekend naar euro's uit 2021 en rekening is gehouden met het 'Fossil fuel potential' die in ReCiPe de verhouding tussen de diverse energiedragers weergeeft. Tabel 28 geeft daarvan een samenvatting.

Tabel 28 - Endpointkarakterisatiefactoren voor fossiele brandstoffen, uitgedrukt in USD_{2013}/eenheid grondstof en $€_{2015}$/MJ, hiërarchisch wereldbeeld

Fossiele grondstof	ReCiPe 2016	Eenheid	Omgerekend	Eenheid
Ruwe Olie	0,457	$\$_{2013}$/kg	0,00898	$€_{2021}$/MJ
Steenkool	0,034	$\$_{2013}$/kg	0,00028	$€_{2021}$/MJ
Aardgas	0,301	$\$_{2013}$/$Nm^3$	0,00498	$€_{2021}$/MJ

Als we de hiërarchische waarden wegen met het energieverbruik in Nederland uit het jaar 2019 (gemeten als Total Primary Energy Supply, data CBS), dan volgt een gewogen waarde van € 0,0062/MJ.

5.6.8 Samenvattend overzicht en keuze handboek 2023

Grondstoffenschaarste is een belangrijk thema. Er is evenwel discussie mogelijk in hoeverre grondstoffenschaarste niet al in de huidige prijs is verwerkt. Leveringszekerheid en rent-seeking behaviour kunnen de voornaamste argumenten zijn waarom er toch externe kosten verbonden zijn aan het verbruik van grondstoffen. Voor het Handboek Milieuprijzen stellen we echter voor om grondstoffenschaarste in zijn algemeenheid niet mee te nemen in economische analysetools als MKBA's. Als er effecten op leveringszekerheid van het gebruik van grondstoffen zijn te verwachten is het de aanbeveling om deze specifiek te waarderen binnen een MKBA en zich niet te verlaten op kengetallen.

Voor gebruik in LCA's hebben we wel getracht om tot een waardering te komen, omdat grondstoffenschaarste een veelgebruikt item is in maatschappelijke discussies, zoals over circulaire economie. Uit de analyse in dit hoofdstuk blijkt dat de verschillende methoden leiden tot een enorme variëteit aan schattingen. Om recht te doen aan deze variëteit houden we een bandbreedte aan die de verschillende methoden weergeeft. Aan de onderkant van de range kiezen we ervoor om grondstoffenschaarste met een nulwaarde te waarderen. Vanuit een economisch principe kan worden beargumenteerd dat de kosten van toenemende schaarste reeds verdisconteerd zitten in de prijs. Aan de bovenkant bevinden zich de schattingen rondom de preventiekosten van plastic recycling en de extractiekosten uit ReCiPe 2016 (Huijbregts, et al., 2016) van respectievelijk € 0,0039/MJ en € 0,0062/MJ. We kiezen voor de waardering ervoor om deze conservatief vast te stellen op € 0,0039/MJ. Voor de centrale waarde hebben we dan vier overgebleven waarderingen: twee via de BBP-schadeschattingen en twee via de kosten van het aanhouden van voorraden die liggen tussen de € 0,000014/MJ voor de gemiddelde kosten van leveringszekerheid tot € 0,00152/MJ voor de hoge schatting van de BBP-verliezen. We stellen voor om het gemiddelde van deze vier schattingen te nemen als indicatieve centrale waarde. Dit levert een waardering op van € 0,000658975/MJ.

Samenvattend komen we daarmee tot de volgende bandbreedte in volgende tabel:

Tabel 29 - Milieuprijs grondstoffenschaarste, in €/MJ

Milieuprijs (€/MJ)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
Grondstoffenschaarste	0	0,000659	0,00390

In Paragraaf 6.12 worden deze waarderingen toegepast op zowel schaarste door fossiele brandstoffen als metalen.

5.7 Waardering van effecten op welbevinden

In de literatuur zijn er een aantal categorieën van 'overlast' te vinden die een rol kunnen spelen bij de waardering in bijvoorbeeld kosten-batenanalyses en die meestal worden samengenomen in analyses over de leefomgeving. Dit betreft effecten op het welzijn van mensen die niet direct tot gezondheidseffecten leiden maar wel als 'vervelend' of 'hinderlijk' worden ervaren. Er bestaat dus een betalingsbereidheid in het voorkomen van deze hinder, hoewel het niet gemakkelijk is om daar een waardering aan toe te voegen:

a Waardering van geluidsoverlast.
b Waardering van stankoverlast.
c Visuele hinder.
d Overige hinder.

Hieronder worden deze kort toegelicht. Omdat de waardering van geluidshinder hierbij het meest belangrijke endpoint is wordt dat hier slechts kort aangestipt en voor de rest behandeld in Paragraaf 6.11.

5.7.1 Geluidshinder

Geluidshinder veroorzaakt overlast en gezondheidsschade. Gezondheidsschade betreft zaken als hartproblemen door langdurige blootstelling aan omgevingsgeluid, in Paragraaf 6.11 gaan we daar uitgebreid op in.

Daarnaast veroorzaakt geluidshinder overlast. Overlast is te beschouwen als dat deel van de geluidsbelasting die wel als hinderlijk wordt ervaren maar waar geen directe gezondheidseffecten van bekend zijn. Overlast wordt door (WHO, 2018) geschaard onder de noemer 'annoyance' en wordt in academische studies vaak gemeten door het percentage respondenten in kaart te brengen dat aangeeft '(highly) annoyed' te zijn. Zoals in Paragraaf 6.11 beargumenteerd, kunnen zowel gezondheidsschade als overlast uit stated preference-onderzoek worden gedestilleerd. Omdat daar de schade wordt berekend gaan we er hier niet verder op in.

5.7.2 Waardering voor stankoverlast

Milieuvervuiling gaat in een aantal gevallen samen met stankoverlast. Dit is met name het geval bij industriële processen en bij de landbouw waar mest tot stankoverlast kan leiden.

Stankoverlast komt met name voor bij processen in de landbouw die leiden tot ammoniak (NH_3) of waterstofsulfde (H_2S) uitstoot. Ammoniak bij hoge concentraties is één van de oorzaken van de stank die aan mest verbonden is. Daarnaast komst stankoverlast bij industriële processen voor.

Stankoverlast is ingewikkeld om te meten en terug te rekenen naar een waardering voor NH_3 of H_2S omdat er een drempelwaarde van emissie bestaat waar beneden de stankoverlast niet optreedt. Per geval zal daarom een waardering moeten worden vastgesteld. Gevalscasussen zijn bijvoorbeeld bekend bij de jurisprudentie rondom WOZ-waarderingen. In een arrest uit 2019 bij het Gerechtshof Arnhem - Leeuwarden over de WOZ-waardering van een bij een rioolpompstation gelegen woning, oordeelde de rechter dat een korting van 10% op de grondstaffel, door de gemeente gehanteerd bij de vaststelling van de WOZ-waarde van een woning, voldoende compensatie bood voor een stankoverlast (enkele malen per jaar) die verschillend is in intensiteit en niet altijd waarneembaar is in de woning (Gerechtshof Arnhem-Leeuwarden, 2019).

5.7.3 Visuele hinder

Visuele hinder kan een relevant welvaartseffect zijn als door een project de kwaliteit van de leefomgeving daalt. Het gaat dan om blokkering van het zicht of een verandering van het karakter van het landschap waardoor het uitzicht verstoord wordt. Voorbeelden hiervan zijn de bouw van een windmolen, zonnepark of hoogspanningsmast.

Het effect van visuele hinder kan worden gemeten in de waardedaling van woningen in de buurt van het betreffende object. In termen van welvaarteffecten kan deze waardedaling als een afspiegeling worden gezien van het werkelijke welvaartsverlies voor omwonenden. De waardedaling als gevolg van de bouw een bepaald object is meetbaar door huizenprijzen in de buurt van dit object voor en na de bouw met elkaar te vergelijken. Dit betreft de prijzen waarvoor de woningen werkelijk op de markt zijn verkocht. In een gegevensset kunnen deze data verrijkt worden aanvullende gegevens, waaronder informatie over de afstand tot en de hoogte van het betreffende object. Met behulp van deze gegevens kan een model geschat worden dat het effect van de aanwezigheid van het betreffende object kan destilleren. De geschatte prijsdaling kan vervolgens worden uitgedrukt als percentage van de woningwaarde.

Er zijn verschillende studies uitgevoerd naar het effect van windmolens op de waarde van een woning. Hierbij is een sterkere waardedaling zichtbaar wanneer huizen zich dichterbij een windturbine bevinden. Ook de hoogte van een windmolen heeft effect op de mate van ondervonden hinder: hoe hoger de molen hoe groter het effect. (Dröes & Koster, 2021) schatten voor woningen binnen een straal van 2 kilometer van een windmolen met een minimale tiphoogte van 150 meter een waardedaling van 5,4%. Daarnaast tonen zijn aan dat met name de eerste turbine in de buurt van een woning effect heeft op de woningwaarde. De orde van grootte van deze effecten wordt bevestigd in ander onderzoek naar de invloed van windmolens op woningprijzen in Nederland (TNO, 2022). Zij tonen aan dat windmolens met een tiphoogte van meer dan 150 meter binnen een straal van 1 kilometer een gemiddelde waardedaling van 8% teweegbrengen, terwijl dat binnen 1 tot 2,5 kilometer 4,5% bedraagt.

Ook voor zonneparken is effect op woningwaardes onderzocht. (Dröes & Koster, 2021) schatten het effect van zonneparken binnen een straal van 1 kilometer op een afname van 2,6% van de waarde van een woning.

Om op basis van deze kengetallen het totale welvaartsverlies te bepalen, moet het aantal woningen rondom de betreffende objecten worden geteld of geschat. Hierbij dient rekening te worden gehouden met het principe dat de eerste windmolen het sterkste effect heeft op de woningwaarde. De waardedaling van een woning nabij een windpark met zes turbines zal bijvoorbeeld niet zes maal hoger zijn dan wanneer er één windmolen zou zijn geplaatst.

Ook bij het bepalen van het effect van een zonnepark dient rekening te worden gehouden met de grootte van het park.

Ook kan de concentratie van fijnstof in de atmosfeer leiden tot visuele hinder. (Rabl, et al., 2014) halen enkele studies uit de Verenigde Staten aan die laten zien dat deze kosten aanzienlijk kunnen zijn. In een veel geciteerde publicatie berekenen (Muller & Mendelsohn, 2007), bijvoorbeeld, dat de schadekosten voor verminderde zichtbaarheid van PM_{10} in de atmosfeer in 2002 ongeveer 1,3 miljard US$ bedroeg. Dit is een aanzienlijke schadelast: na mortaliteit en morbiditeit is verminderde zichtbaarheid de derde grootste schadepost in deze studie bijdragend tot ongeveer 3,7% van de totale schade.[54]

5.7.4 Overige impacts op welbevinden

Daarnaast zijn er andere economische activiteiten zijn die schade kunnen veroorzaken die ingrijpt op het welbevinden van mensen, zoals aardbevingen door gaswinning, trillingen door spoor- en wegvervoer, schade aan kades door de binnenvaart, etc. Hoewel deze schades veel overlast kunnen opleveren, zijn ze niet onderzocht en gekwantificeerd in dit handboek.

[54] Gegeven dat de emissies in de VS van PM_{10} in 2002 ongeveer 18,4 kt bedroegen, en de meeste emissies in de VS ook terechtkomen in de VS zelf, kan men berekenen dat de schadekosten van PM_{10} in deze studie ongeveer € 70/kg PM_{10} bedragen. De schadebedragen van alle stoffen liggen in de studie van Mendelsohn en Mueller echter veel hoger dan die in Europa.

6 Doorsnede midpointniveau

6.1 Inleiding en algemeen methodologisch raamwerk

In dit hoofdstuk geven we de bepaling van de milieuprijzen op midpointniveau weer, op het niveau van de milieuthema's. Er worden in dit Handboek Milieuprijzen 12 midpoints onderscheiden:[55]

1. Ozonlaagaantasting (Paragraaf 6.2).
2. Klimaatverandering (Paragraaf 6.3).
3. Fijnstofvorming (Paragraaf 6.4).
4. Smogvorming (fotochemische oxidantvorming) (Paragraaf 6.5).
5. Vermesting (eutrofiëring) (Paragraaf 6.6).
6. Verzuring (Paragraaf 6.7).
7. Humane toxiciteit (Paragraaf 6.8).
8. Ecotoxiciteit (Paragraaf 6.9).
9. Straling (Paragraaf 6.10).
10. Geluid (Paragraaf 6.11).
11. Uitputting (Paragraaf 6.12).
12. Landgebruik (Paragraaf 6.13).

Deze midpoints worden in Paragrafen 6.2 tot en met 6.13 beschreven, samen met de gebruikte methoden om tot een inschatting van de effecten te komen. Hieronder volgt in Paragraaf 6.1.1 een algemeen overzicht van de relaties tussen midpoints en endpoints.

6.1.1 Relatie midpoints en endpoints

Er bestaat een relatie tussen midpoints en endpoints die voor elk midpoint anders is. Tabel 30 geeft een overzicht op welke manier de elf gekozen midpoints invloed hebben op de vijf endpoints.

Het aantal endpoints waarvoor waarderingen zijn gevonden per midpoint zijn hetzelfde gebleven in vergelijking met het Handboek Milieuprijzen 2017. Wel zijn er meer effecten gevonden bij de diverse midpoints, zoals visuele hinder van fijnstofvorming of aantasting van materialen door UVB-straling veroorzaakt door ozonlaagaantasting. Deze zijn in het Handboek 2017 niet vernoemd maar worden nu wel vernoemd. We hebben ze echter niet kunnen monetariseren in dit handboek.

[55] Deze midpoints volgen niet noodzakelijkerwijs de indeling van karakterisatiemodellen, zoals ReCiPe. Ecotoxiciteit wordt in ReCiPe bijvoorbeeld onderverdeeld in ecotoxiciteit naar zoetwater, zoutwater en naar land. Geluidsbelasting is geen midpoint in ReCiPe. In totaal komen deze 12 midpoints overeen met alle 19 midpoints die in ReCiPe (2016) worden onderscheiden.

Tabel 30 - Overzicht van relaties tussen midpoints en endpoints in het Handboek Milieuprijzen

Endpoint / Midpoint	Menselijke gezondheid	Ecosysteem diensten	Gebouwen & materialen	Grondstoffen beschikbaarheid	Welbevinden
Ozonlaagaantasting	Ja	Dl	X		
Klimaatverandering	Anders	Anders	Anders	Anders	Anders
Fijnstofvorming	Ja		Ja		X
Fotochemische smogvorming	Ja	Ja	Dl		
Straling	Ja	X			X
Verzuring		Ja	Ja		
Humane toxiciteit	Ja				
Ecotoxiciteit		Ja			
Eutrofiëring		Ja			X
Verstoring (geluid)	Ja	X			Ja
Onttrekking (landgebruik)		Ja			X
Onttrekking (grondstoffen/ water)		Dl		Dl	

- Een ja (groen) geeft aan dat dit effect grotendeels is meegenomen en gemonetariseerd.
- Dl (geel) geeft aan dat dit effect deels is gemonetariseerd (onvolledig).[56]
  Een x (rood) geeft aan dat deze midpoint wel op het endpoint karakteriseert maar dat dit niet is meegenomen in het Handboek Milieuprijzen.
- 'Anders' geeft aan dat de effecten op een andere manier zijn bepaald. Bij klimaatverandering gaat het dan om preventiekosten (blauw).
- Een lege cel geeft dat het thema niet karakteriseert op het endpoint of dat de effecten verwaarloosbaar klein zijn.

6.2 Ozonlaagaantasting

6.2.1 Omschrijving thema

De ozonlaag is een luchtlaag in de stratosfeer op een afstand van 15 tot ongeveer 30 km van de aarde waarin relatief veel ozon (O_3) aanwezig is. Ozon filtert een deel van de schadelijke ultraviolette straling (UVB) uit het invallende zonlicht en beschermt zo het leven op aarde. In de jaren '80 werd vastgesteld dat de ozonlaag in dikte afnam waardoor de bescherming tegen UVB-straling verminderde. Variaties in de dikte van de ozonlaag zijn deels een natuurlijk fenomeen en worden bijvoorbeeld beïnvloed door vulkaanuitbarstingen, maar zijn voor een deel ook te verklaren door menselijke oorzaken, zoals de uitstoot van chloor- en broomhoudende verbindingen. Deze verbindingen reageren met het aanwezige ozon in de stratosfeer en zorgen zo voor een afbraak van ozon waardoor het UV-filter minder goed werkt.

Aantasting van de ozonlaag is een mondiaal milieuprobleem, maar niet overal zijn de effecten even groot. De dikte van de ozonlaag hangt sterk af van de breedtegraad.
Bij de evenaar is de ozonlaag dunner en minder onderhevig aan schommelingen. Dit is het brongebied van de productie van stratosferische ozon en hier hebben de emissies van schadelijke stoffen de minste invloed op de concentraties. Bij de polen daarentegen is de laag het dikst, maar ook het meest onderhevig aan schommelingen en de invloed van de chemische afbraak. Dit komt omdat de ozon hier niet geproduceerd wordt, maar geaccumu-

[56] Of een vlakje groen of geel is, is gebaseerd op onze inschatting van de bekende effecten. Hierbij dient te worden benadrukt dat wij uitgaan van wat als 'mainstream' wordt beschouwd over de dosiseffectrelaties, bijvoorbeeld door de WHO. Een groen vakje betekent derhalve niet dat alle in de wetenschappelijke literatuur gerapporteerde effecten worden meegenomen, omdat er veel effecten zijn die weliswaar aannemelijk zijn maar waar nog geen wetenschappelijke consensus over bestaat.

leerd door transport vanaf de evenaar. Als het transport gelijk blijft maar de afbraak toeneemt, ontstaat een tekort, wat tot uitdrukking komt in het zogeheten 'gat' in de ozonlaag.

De mondiale emissies aan ozone-depleting substances (ODS) bereikten midden jaren '90 een piek en daalden daarna langzaam (Fraser, et al., 2015), vooral door de succesvolle mondiale afspraken die zijn vastgelegd in het Montreal Protocol. Ondanks deze afspraken worden ozonafbrekende stoffen nog steeds door de mens in verscheidene toepassingen gebruikt en komen als emissies vrij. Door het vertragingseffect van gemiddeld vijftien jaar (VMM, 2013e) tussen emissies en concentraties, laat de dikte van de ozonlaag pas recenter langzaamaan herstel zien. Door een verdere daling van ozonlaagafbrekende emissies kan op termijn ook een sterker herstel van de ozonlaag optreden.

6.2.2 Bronnen

Chloor-, broom- en stikstofverbindingen zijn ozonafbrekende stoffen (ozone-depleting substances - ODS) die een negatieve invloed op de concentratie van ozon in de stratosfeer hebben. CFKs, halonen, HCFKs en methylbromide zijn de voornaamste menselijke bronnen van chloor en broom in de stratosfeer. De mens produceert deze stoffen sinds het begin van de 20ste eeuw. Ze zijn voornamelijk gebruikt als koelmiddel in koelkasten en airconditioning, voor chemische reiniging, in spuitbussen, als brandblusmiddel, voor het maken van schuimen en voor grondontsmetting (methylbromide). De productie van ozonlaagaantastende stoffen is sinds het midden van de jaren '90 wereldwijd sterk gedaald door de maatregelen zoals afgesproken in het Montreal Protocol.

Naast de chloor- en broomhoudende stoffen zijn ook andere stoffen van belang voor de ozonlaag; bijvoorbeeld stikstofverbindingen. De grootste bijdrage aan de hoeveelheid stikstofverbindingen in de stratosfeer komt van lachgas (N_2O). Dit gas komt voornamelijk van natuurlijke bronnen, maar kent ook een bijdrage uit antropogene bronnen zoals de landbouw.

6.2.3 Effecten

Ozonlaagaantasting heeft effecten op mens, planten en dieren. UV-straling kan DNA en eiwitten beschadigen in de huid en de ogen, en op langere termijn huidkanker en staar veroorzaken. De UV-straling beïnvloedt ook de fysiologische processen van planten en landbouwgewassen en een afname van de ozonlaag kan stralingsschade opleveren (VMM, 2013e). Ook leidt ozonlaagaantasting tot schade aan de vermeerdering van fytoplankton en zo tot verminderde voedselbeschikbaarheid in oceanen (Smith, et al., 1992). Tot slot kan de verhoogde UVB-straling ook leiden tot versnelde veroudering van sommige materialen, zoals (synthetische) polymeren, hoewel de precieze impactresponserelaties met veel onzekerheid zijn omgeven (Andrady, et al., 1998). Ozonlaagaantasting geeft dus zowel effecten op de menselijke gezondheid als op ecosystemen en potentieel ook op gebouwen/materialen.

De meeste ozonafbrekende stoffen hebben daarnaast ook een opwarmend vermogen en leveren dus een bijdrage aan de klimaatverandering: deze worden onder het endpoint klimaatverandering gekarakteriseerd en zijn daar meegenomen in dit handboek. Afbraak van de ozonlaag in de stratosfeer moet niet worden verward met de toename van ozon op leefniveau door smog. Die laatste effecten worden beschreven in Paragraaf 6.5.

6.2.4 Behandeling in Handboek Milieuprijzen 2017

Waardering van effect van ozonaantastende stoffen is gebaseerd op de ReCiPe-methodologie uit 2009 voor menselijke gezondheid. De gevolgen van een verandering in UVB-straling op de menselijke gezondheid is daarin berekend met het AMOUR-model (RIVM,

2007). De resulterende schadefactor wordt uitgedrukt in DALYs per eenheid verandering in Effective Equivalent of Stratospheric Chlorine (EESC). Deze zijn omgezet in de karakterisatiefactoren in DALYs per ton CFK-11-eq. voor elke groep ozonaantastende stoffen.

Voor de effecten op ecosysteemdiensten werden uitsluitend de negatieve effecten op landbouwgewassen meegenomen.

6.2.5 Karakterisatie en indicator midpoints in Handboek Milieuprijzen 2023

De karakterisatie van stoffen die effecten geven op het thema ozonlaagaantasting is gedaan aan de hand van ReCiPe 2016. ReCiPe baseert zich hierbij op ozone depleting potentials (ODPs) die zijn uitgerekend door de World Meteorological Organizaton uit 2010 (WMO, 2011). De effecten op dit midpoint worden uitgedrukt in kg CFK-11-eq.
CFK-11 is chloorfluorkoolstofverbinding die vroeger vooral werd gebruikt als koelmiddel en heeft een van de hoogste ozonafbrekende vermogens van alle gechloreerde koolstofverbindingen[57]. Het heeft per definitie een ozonafbrekend vermogen (ODP) van 1.

Voor lachgas (N_2O), dat een andere werking op ozon heeft dan chloor- en broomhoudende stoffen, zijn in ReCiPe 2016 voorlopige karakterisatiefactoren opgenomen, terwijl in ReCiPe 2008 geen karakterisatiefactor voor N_2O was opgenomen. Voorlopige karakterisatiefactoren zijn karakterisatiefactoren die later kunnen worden herzien maar die op dit moment wel meetellen bij de bepaling van de milieuprijzen.

Voor de onderwaarde gaan we uit van het individualistische perspectief en voor de bovenwaarde van het hiërarchische perspectief. Voor de centrale waarde gaan we uit van een zogeheten ‘verlengd individualistisch perspectief’ (zie Bijlage D.4 voor uitleg).

6.2.6 Endpointbepaling en milieuprijzen

Voor het kwantificeren van de gevolgen van ozonaantastende stoffen op de menselijke gezondheid volgt ReCiPe 2016 (Hayashi, et al., 2006). Hierbij wordt ervan uitgegaan dat een verandering van ODPs leidt tot een toename van UVB-straling, welke op zich weer verantwoordelijk is voor een toename van ziektelast.

De resulterende schadefactor is gebaseerd op de toename van drie soorten huidkanker (malignant melanoma, basal cell carinoma en squamous cell carinoma) en wordt uitgedrukt in DALYs. De bepaling van midpoint- naar endpointfactoren gebeurt in DALY/kg CFC-11-eq. en is verschillend voor alle drie de perspectieven.

Voor de gevolgen voor menselijke gezondheid is monetaire waardering verkregen met behulp van een standaardwaarde voor een DALY waarbij is verondersteld dat 1 DALY = 1 VOLY, conform de analyse uit Paragraaf 5.3. Voor de effecten op ecosysteemdiensten zijn uitsluitend de negatieve effecten op landbouwgewassen meegenomen. Hierbij is de endpointschade voor verschillende gewassen vermenigvuldigd met de geschatte productiekosten op basis van (Hayashi, et al., 2006). Dit is identiek aan de benadering in het Handboek Milieuprijzen 2017. De volgende tabel geeft de gemiddelde schadekosten voor de midpoints voor ozonlaagaantasting, weergegeven als de waarde voor de midpointkarakterisatiefactor. Deze waarde is hetzelfde voor de EU als voor Nederland.

[57] Daarnaast is CFK-11 een belangrijk broeikasgas.

Tabel 31 - Gemiddelde schadekosten voor midpoints op het gebied van ozonlaagaantasting, in €$_{2021}$/kg

Midpoint	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
CFC-11-eq.	€/kg CFC-11-eq.	€ 15,2	€ 29,1	€ 69,6

6.3 Klimaatverandering

6.3.1 Beschrijving thema

Klimaatverandering beschrijft de geleidelijke verandering van weerpatronen zoals temperatuur en regenval over lange tijdsspannen. Hoewel klimaatverandering kan optreden als gevolg van natuurlijke variaties in de stand van de zon en vulkanische activiteit, wordt de term meestal gebruikt om *antropogene klimaatverandering* aan te duiden. Het klimaat verandert op dit moment door menselijke activiteiten die leiden tot een oplopende concentratie van broeikasgassen in onze atmosfeer. Deze gassen, zoals CO_2, CH_4 en N_2O laten invallende zonnestralen door, maar houden de door de aarde teruggekaatste warmte tegen. Dit fenomeen is bekend als het broeikaseffect en zorgt onder meer voor een stijging van de mondiale temperatuur[58]. Sinds het pre-industriële tijdperk (1850-1900) is de gemiddelde temperatuur op aarde gestegen met meer dan 1°C door menselijk handelen (IPCC, 2021). Deze stijging zal de komende decennia doorzetten. De exacte temperatuurstijging waar we op afstevenen is onzeker en zeer afhankelijk van het mondiale klimaatbeleid. Om het effect van emissiereductie en de gevolgen van klimaatverandering inzichtelijk te maken onderscheidt het IPPC verschillende emissiescenario's. In het emissiescenario dat het meest in lijn lijkt met huidig klimaatbeleid (SSP2-4.5) stijgt de mondiale temperatuur in 2100 met 2,7°C (2,1-3,5°C) ten opzichte van de gemiddelde temperatuur in 1850-1900 (IPCC, 2021). In het meest extreme scenario (SSP5-8,5), waarin internationaal klimaatbeleid faalt en alles wordt gezet op een versnelling van de mondiale economische ontwikkeling piekt de uitstoot van broeikasgassen pas in 2090 en stijgt de wereldwijde temperatuur met 4,4°C (3,3-5,8°C) in 2100. Dergelijke temperatuurstijgingen hebben grote gevolgen voor mensen, dieren en ecosystemen, zeker gezien de temperatuurstijging op land gemiddeld 1,4 tot 1,7 keer zo groot is dan op zee (IPCC, 2021).

6.3.2 Bronnen

Fossiele brandstoffen zijn de grootste bron van broeikasgasemissies. Fossiele brandstoffen worden in alle sectoren van de economie gebruikt en hebben de afgelopen 100 jaar een grote vlucht genomen. Bij de verbranding van fossiele brandstoffen komt vooral veel CO_2 vrij, maar bijvoorbeeld ook lachgas (N_2O), dat een sterk temperatuurstijgend effect heeft. Ook bij de winning van fossiele brandstoffen komen grote hoeveelheden methaan vrij. Daarnaast ontstaan broeikasgasemissies van methaan (CH_4) en lachgas (N_2O) vooral in de landbouw en op stortplaatsen met organisch afval. Ook in industriële processen, zoals in de cement- en aluminiumindustrie, komen broeikasgassen vrij. Ten slotte bevatten koelmiddelen en drijfgassen vaak broeikasgassen die vrijkomen in de productie-, gebruiks- en afvalfase. Dit geldt zowel voor de traditionele CFKs (die ook een effect hebben op de ozonlaagaantasting, zie Paragraaf 6.2) als hun modernere vervangers.

[58] Naast emissies die leiden tot een stijging van de mondiale temperatuur zijn er ook stoffen met een afkoelende werking. Zo heeft de menselijke uitstoot van o.a. SO_2 en NO_x de mondiale temperatuurstijging met zo'n 0,4°C gedempt (IPCC, 2021).

Naast de bovenstaande broeikasgasemissies zijn er ook andere vervuilende stoffen die een rol spelen in de opwarming van de aarde. Black Carbon (roet) heeft bijvoorbeeld invloed op de hoeveelheid zonlicht dat de aarde kan weerkaatsen. Doordat roet donker van kleur is absorbeert het meer zonlicht wat leidt tot een verdere temperatuurstijging. Dit is met name het geval wanneer de roetdeeltjes terechtkomen op met sneeuw bedekte oppervlaktes, omdat met name deze oppervlaktes vrijwel al het zonlicht dat de aarde bereikt terugkaatsen. Er zijn ook emissies die een verkoelend effect hebben, zoals SO_2. SO_2 heeft zowel een direct als indirect verkoelend effect; de directe verkoeling wordt veroorzaakt doordat SO_2-deeltjes zonlicht weerkaatsen, het indirecte verkoelingseffect resulteert uit het feit dat SO_2-emissies bijdragen aan wolkvorming, hetgeen leidt tot een verkoeling (Fuglestvedt, et al., 2010). Ook stoffen die uitgestoten worden door vliegtuigen hebben deels een verkoelend en deels een verwarmend effect (CE Delft, 2014), hoewel het verwarmende effect domineert.

6.3.3 Effecten

De effecten van klimaatverandering zijn veelomvattend en beperken zich niet tot bepaalde landen of ecosystemen. Wel zal de impact veelal ernstiger zijn in ontwikkelingslanden, die bovendien over minder mogelijkheden beschikken om zich aan te passen (GHF, 2009).
De meest recente inzichten over de impact van klimaatverandering en bijbehorende waarschijnlijkheid worden besproken in (IPCC, 2022).

Hier vatten we kort de belangrijkste effecten samen:

- Klimaatverandering leidt tot een stijging van de zeespiegel door smeltende gletsjers en poolijs en doordat water uitzet bij hogere temperaturen. De zeespiegelstijging zal leiden tot verlies aan landareaal, gebouwen en kapitaalgoederen, met name in deltagebieden waar wereldwijd veruit de meeste mensen wonen.

- Klimaatverandering zal leiden tot een toename van het aantal tropisch warme dagen en de frequentie en de duur van hittegolven waardoor meer mensen zullen sterven aan hittestress. Hier staat tegenover dat mortaliteit als gevolg van koude afneemt.

- Temperatuurstijging zorgt voor een verhoogde kans op het optreden van bepaalde parasitaire ziekten zoals malaria en dengue. Ook bij planten en dieren wordt de kans groter op plagen en ziekten, zoals de boomschorskever die grote delen van de bosgebieden in Zwarte Woud heeft aangetast.

- Een toename van hittegolven en periodes van droogte zal bij hoge temperatuurstijgingen leiden tot een afname van de totale voedselproductie. Bij beperktere temperatuurstijgingen zal de voedselproductie mondiaal aanzienlijk verschuiven, waarbij een verlies aan mogelijkheden in warme landen zal worden gecompenseerd door verruimde mogelijkheden in koudere landen. Aangezien deze verandering zich snel zal voltrekken kan dit tot belangrijke sociaaleconomische aanpassingsproblemen leiden waarbij hongersnoden vaker kunnen voorkomen en er migratiestromen op gang kunnen komen.

- Klimaatverandering zal leiden tot een toename van het aantal bosbranden en overstromingen, en tot een toegenomen hevigheid van (tropische) stormen.

- Als gevolg van klimaatverandering verschuiven regenvalpatronen, waardoor sommige gebieden met watertekorten zullen kampen en andere gebieden te maken krijgen met wateroverschotten. Ook dit kan leiden tot migratiestromen.

- Geïsoleerde ecosystemen zoals koraalriffen zullen waarschijnlijk grotendeels verdwijnen als gevolg van klimaatverandering.

- Klimaatverandering kan leiden tot feedbackeffecten, die zich kunnen uiten als moeilijk te voorspellen *tipping points*. Zo kan klimaatverandering leiden tot verlies van de West-Antarctische ijskap, het smelten van permafrost waardoor grote metheenopslagen vrijkomen, of ineenstorting van het Amazonewoud. Deze gebeurtenissen zouden op hun beurt leiden tot verdere opwarming van de aarde, met mogelijk onomkeerbare gevolgen.

De mate waarin bovenstaande effecten optreden is afhankelijk van de wereldwijde klimaatrespons. In het algemeen geldt dat ambitieuzer klimaatbeleid leidt tot minder opwarming en dus tot minder schade aan ecosystemen, menselijke gezondheid en de economie.
De schadelijke effecten van klimaatverandering nemen naar alle waarschijnlijkheid niet lineair toe: een extra graad opwarming is schadelijker bij hoge baselineniveaus.

6.3.4 Karakterisatie en indicator midpoint

Omdat CO_2 het belangrijkste broeikasgas is, worden emissies van andere broeikasgassen meestal uitgedrukt in CO_2-equivalenten. ReCiPe 2016 karakteriseert de verschillende broeikasgassen op hun Global Warming Potentials (GWP), op basis van (IPCC, 2013), waarbij de GWP van CO_2 op 1 is gesteld. Voor het Handboek Milieuprijzen maken we voor karakterisatie daarom gebruik van (IPCC, 2013).

ReCiPe kent een karakterisatie voor het 20 jaars- (individualistisch) en 100-jaarsperspectief (hiërarchisch). We merken hierbij op dat internationaal het perspectief van 100 jaar leidend is:
- de rapportage aan het UNFCC maakt verplicht gebruik van het 100-jarig perspectief;
- alle pledges van landen maken gebruik van het 100-jaarsperspectief;
- alle data van bijvoorbeeld emissiefactoren of emissiegegevens maken gebruik van het 100-jaarsperspectief.

Om deze redenen gebruiken we het 100-jaarsperspectief voor zowel de onder-, centrale als bovenwaarde.

6.3.5 Schadekosten, preventiekosten en klimaatbeleid

De schadelijke effecten van klimaatverandering kunnen worden gekwantificeerd met behulp van een zogenaamde *Social Cost of Carbon* (SCC). Deze SCC geeft de schadekosten aan van één ton CO_2-uitstoot. Een SCC poogt alle effecten van klimaatverandering (zoals economische schade door droogte, overstromingen en bosbranden, maar bijvoorbeeld ook verloren levensjaren door hittestress) mee te wegen en uit te drukken in een monetaire waarde. De SCC wordt meestal berekend aan de hand van klimaateconomische modellen waarin veronderstellingen over de effecten samengaan met veronderstellingen over de ontwikkeling en spreiding van het mondiale inkomen (zie bijvoorbeeld (Bressler, 2021)).
De gemiddelde schadekosten zijn afhankelijk van het gevoerde mondiale klimaatbeleid: omdat de schade van klimaatverandering sneller dan lineair oploopt, is de gemiddelde SCC hoger in extremere opwarmingsscenario's dan in scenario's waarbij ambitieus klimaatbeleid de opwarming van de aarde weet te beperken.

Bij gebruik in MKBA's heeft de schadekostenmethodiek meestal de voorkeur boven de preventiekostenmethodiek bij het vaststellen van milieuprijzen (zie Paragraaf 5.2). Immers, voor een MKBA wil men idealiter afwegen hoe de kosten van maatregelen zich verhouden tot de vermeden maatschappelijke schade. Als de baten worden uitgedrukt in vermeden kosten van maatregelen om de overheidsdoelstelling te behalen, krijgt de analyse meer het

karakter van een maatschappelijke kosteneffectiviteitsanalyse dan van een MKBA. Omdat schattingen van de schadekosten van CO_2-emissies erg onzeker waren (en nog steeds zijn), is in het Handboek Milieuprijzen 2017 toch voor de preventiekostenmethodiek gekozen.

In de preventiekostenbenadering (zie ook Paragraaf 5.2) worden de marginale kosten van het behalen van een beleidsdoel als uitgangspunt genomen voor de waardering. Men gaat hierbij uit van een heffing die precies de beleidsdoelen weet te realiseren. De hoogte van de heffing is gelijk aan de kosten van de duurste maatregel die moet worden genomen in het meest kosteneffectieve maatregelenpakket dat de doelen realiseert. De preventiekosten van klimaatverandering zijn afhankelijk van de kosten van verschillende verduurzamingstechnieken, maar dus ook van de gehanteerde klimaatdoelstelling. Hoe ambitieuzer de klimaatdoelstelling, hoe meer dure technieken immers moeten worden ingeschakeld om de beoogde CO_2-reductie te realiseren. Om dezelfde reden nemen de preventiekosten in het algemeen toe in de tijd: er moeten steeds duurdere technieken ingezet worden om een extra ton CO_2 te reduceren.

6.3.6 Milieuprijzen in het vorige handboek

In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn broeikasgasemissies gewaardeerd op basis van de preventiekostenmethode. We hebben hier destijds voor gekozen vanwege drie redenen:

1. De literatuur liet zien dat schadeschattingen door de tijd heen steeds onzekerder werden. Er was geen sprake van een tendens naar een vermindering van de onzekerheidsmarges. Tol (2008) liet in een meta-analyse zien dat de spreiding in de uitkomsten enorm groot was: van minder dan € 1/ton CO_2 tot meer dan € 500/ton CO_2. Bovendien werden belangrijke kostencomponenten (zoals gezondheidseffecten, politieke instabiliteit, migratie en verliezen in biodiversiteit) in SCC-studies vaak niet meegenomen (Bergh & Botzen, 2015), was er veel discussie over de hoogte van de toe te passen discontovoet en leken veel modellen niet adequaat om te gaan met staartrisico's[59]. Al met al leken schadeschattingen daarmee de daadwerkelijke SCC te onderschatten.

2. De schadekostencategorieën zijn heel divers. In een dergelijke context kunnen de maatschappelijke preferenties voor het voorkomen van schade ook worden benaderd via de politiek die doelstellingen stelt en afwegingen maakt. Daarmee kunnen de preventiekosten als grofmazige proxy worden beschouwd voor de schadekosten.

3. Het Kabinet had indertijd het advies van de Werkgroep Discontovoet overgenomen om verplicht voor te schrijven de CO_2-prijzen uit de WLO-scenario's te gebruiken in MKBA's. Dit betekende dat onze onder- en bovenschatting, te gebruiken in MKBA's, sowieso moest worden ingevuld met de waarden uit de scenario's Laag en Hoog. Het lag daarom voor de hand om de centrale waarden, voorgeschreven voor gebruik door bedrijven en als weging voor levenscyclusanalyses, op eenzelfde manier te bepalen.

[59] Met staartrisico's worden onwaarschijnlijke uitkomsten bedoeld die vanwege hun grote (negatieve) impact niet zomaar verwaarloosd kunnen worden.

De waarden uit Laag en Hoog uit (Aalbers, et al., 2016) vormen de onder- en bovenwaarden in het Handboek Milieuprijzen 2017. In het prijsniveau van 2015 bedroegen deze respectievelijk 12 en 48 €/tCO_2. Voor bedrijven en voor gebruik in LCA, werd hier een centrale waarde aan toegevoegd. Omdat de meeste bedrijven rekening willen houden met het aangescherpte beleid na 2020, is ervoor gekozen om de centrale waarden gelijk te stellen aan de hoge waarden uit de WLO-scenario's. Alle prijzen stegen in reële termen met 3,5% per jaar in waarde conform (Aalbers, et al., 2016).

Naast de lage, centrale en hoge prijzen op basis van huidig beleid, wordt in het Handboek Milieuprijzen 2017 ook een set prijzen gepresenteerd op basis van de tweegradenverkenning uit de WLO. Deze prijzen moeten, als gevoeligheidsanalyse, in MKBA's in Nederland worden gebruikt en bedroegen 60 en 300 €/tCO_2 voor de lage en hoge variant. Voor de centrale waarden binnen deze gevoeligheidsvariant werden de prijzen van (Kuik, et al., 2009) gebruikt. De CO_2-prijs in 2030 uit (Kuik, et al., 2009) werd, conform (Aalbers, et al., 2016) verdisconteerd met 3,5% per jaar om tot efficiënte prijzen voor 2015 te komen.

Omdat de milieuprijzen voor andere stoffen (meestal) gebaseerd zijn op betalingsbereidheid, en de betalingsbereidheid inclusief btw wordt gemeten, raadde het vorige handboek aan om deze prijzen op te hogen met het gemiddelde btw-tarief als ze tezamen met andere milieuprijzen worden gebruikt in bijvoorbeeld kosten-batenanalyses. Conform (SEO, 2016a), zou men hierbij kunnen rekenen met een gemiddeld tarief van 18% (btw en andere indirecte kostprijsverhogende belastingen).

6.3.7 Relatie met efficiënte CO_2-prijzen uit de WLO-scenario's

De waardering van CO_2-emissies is in het Handboek Milieuprijzen 2017 voor het lage en hoge prijspad is dus gelijkgesteld aan de ontwikkeling van de CO_2-prijzen uit de WLO-scenario's, zoals voorgeschreven in de nota van de Werkgroep Discontovoet uit 2015 (Aalbers, et al., 2016; Werkgroep Discontovoet, 2015). De WLO-scenario's dateren uit 2015 en zijn inmiddels verouderd – vooral op het gebied van het klimaatbeleid. Daarom reflecteren de huidige prijzen onvoldoende de preferenties (van politici) om klimaatverandering tegen te gaan. Dit wordt erkend in de Werkgroep Discontovoet van 2020 die niettemin voorstelt om voor de CO_2-prijsbepaling te wachten totdat een update is verschenen van de WLO-scenario's en geen reden ziet tot een voorlopige aanpassing van de gehanteerde prijzen.[60] De argumentatie die daarbij wordt gehanteerd is dat in MKBA's met (aanzienlijke) klimaateffecten de GHG-emissies al moeten worden gemonetariseerd met zowel de prijspaden uit Laag en Hoog *plus* de voorgeschreven tweegradenscenario's. Dit levert een prijspad op van tussen de 40 en 1.000 €/tCO_2, dermate groot dat ook een update van de prijs in deze onzekerheidsrange zal vallen. De update van de WLO-scenario's zal naar verwachting in 2024 gereed zijn.

Hoewel nieuwe officiële CO_2-prijzen dus in aantocht zijn, achten we het om twee redenen niet wenselijk om te wachten totdat planbureaus met hun analyse klaar zijn:

- De huidige CO_2-prijzen uit de WLO voldoen niet meer omdat ze zijn gebaseerd op een Europese doelstelling van 40% CO_2-reductie in 2030 en 65% CO_2-reductie in 2050. Inmiddels kent Europa veel ambitieuzere klimaatdoelstellingen (-55% in 2030 en klimaatneutraal in 2050), waardoor met de oude prijzen geen goede beleidsafwegingen kunnen worden gemaakt. De betalingsbereidheid voor klimaatbeleid is sinds 2015 sterk

[60] De Werkgroep 2020 schrijft (Werkgroep Discontovoet, 2020): "*De werkgroep ziet geen aanleiding om de huidige afspraken met betrekking tot relatieve prijzen (zoals reistijdwaardering, ecosysteemdiensten en CO_2-prijzen) op dit moment te wijzigen. De werkgroep heeft gekozen voor een inhoudelijke scheiding tussen relatieve prijzen en de discontovoet. Onderzoeken naar en bepaling van relatieve prijsontwikkelingen vinden plaats buiten de werkgroep discontovoet om, bijvoorbeeld in de vorm van WLO-scenario's.*"

gestegen en deze groei in (politieke) betalingsbereidheid zou ook in de CO_2-prijzen tot uitdrukking moeten komen.
- De CO_2-prijzen zijn door de Werkgroep Discontovoet alleen voorgeschreven voor gebruik in MKBA's. Deze prijzen zijn in het Handboek Milieuprijzen 2017 weergegeven voor de lage en hoge waarden. Voor bedrijven en voor gebruik in levenscyclusanalyses worden de centrale waardes gebruikt en hiervoor dienen nieuwe prijzen te worden ontwikkeld.

Omdat voor gebruik in MKBA's de WLO-prijzen zijn voorgeschreven door de Werkgroep Discontovoet, werken we in deze nieuwe uitgave van het handboek twee verschillende prijzensets uit:
1. Een set van prijzen voor gebruik in Nederlandse MKBA's, conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet. Deze prijzen zijn hetzelfde als in het Handboek Milieuprijzen 2017, gecorrigeerd voor inflatie. Naast een hoog en een laag prijspad, presenteren we ook prijzen die consistent zijn met het tweegradenscenario, dat als gevoeligheidsanalyse in MKBA's gebruikt wordt.
2. Een set van prijzen voor alle andere toepassingen. Deze zal zijn gebaseerd op recente aanscherpingen van de Nederlandse en Europese beleidsdoelen (-55% reductie in 2030 en klimaatneutraal in 2050). Naast een centrale waarde bieden we ook een onzekerheidsmarge aan.

Voor deze tweede set van prijzen hebben we onderzoek gedaan naar recente ontwikkelingen in de schadekosten en preventiekosten die in de twee volgende paragrafen zullen worden gepresenteerd.

6.3.8 Nieuwe inzichten op het gebied van schadekosten

Sinds de publicatie van de het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn er diverse nieuwe schattingen van de SCC verschenen. Recente studies naar de SCC voegen veelal nieuwe kostencomponenten toe aan bestaande *Integrated Assessment Modellen* (IAMs), zoals de invloed van klimaatverandering op menselijke mortaliteit, *equity weighting* (om ongelijkheid en/of het afnemende marginale nut van inkomen te waarderen) en risico's op permanente schade aan het groeitempo van de economie.

De meeste van deze studies vinden significant hogere waardes voor de SCC dan de schattingen uit 2016. Zo breidt (Bressler, 2021) het bestaande DICE-model uit met een module die de invloed van klimaatverandering op menselijke mortaliteit in beeld brengt. Deze uitbreiding verhoogt de gevonden SCC van gemiddeld 37 naar 258 €/ton CO_2 in een klimaatscenario waarbij de mondiale temperatuur tot 2100 met 4°C stijgt ten opzichte van de periode 1850-1900. In het bijbehorende economisch optimale reductiepad dalen CO_2-emissies tot nul in 2050. Vergelijkbare effecten zijn zichtbaar wanneer bestaande IAMs worden uitgebreid met equity weights of permanente schade aan de groeicapaciteit van de economie. (Moore & Diaz, 2015) passen hetzelfde DICE-model aan zodat temperatuurstijging invloed heeft op de gemiddelde productiviteit van arbeid en kapitaal. Onder deze aanname neemt de SCC met bijna 200 €/ton CO_2 toe. (Liu et al., 2022) laten zien dat de SCC zoals berekend met het PAGE-model toeneemt van 79 €/ton naar 291 €/ton CO_2 wanneer equity weights worden toegevoegd. Een zeer recente Nature-studie, uitgevoerd in het kader van de update van de SCC die de Amerikaanse overheid hanteert, vindt met een nieuwe IAM (het GIVE-model) een SCC van 185 €/ton CO_2 (Rennert, et al., 2022). De verklaring voor de hoge prijs is volgens de onderzoekers dat het GIVE-model op een systematische en consistente manier alle onzekerheden meeneemt.

Dat uitbreidingen en verbeteringen van bestaande IAMs doorgaans leiden tot hogere kostenschattingen wordt bevestigd in een meta-analyse van (Wang, et al., 2019). De onderzoekers

leggen 578 schattingen van de SCC uit 58 verschillende studies naast elkaar en vinden een gemiddelde SCC van 200,57 €/ton CO_2 (dit is een eenvoudig gemiddelde van studies die verschillende discontovoeten hanteren; voor studies die een discontovoet van 3% toepassen vinden de onderzoekers een gemiddelde waarde van € 112,86). Ook Richard Tol vindt in een zeer recente meta-analyse hoge gemiddelde SCC's: € 146 bij een lage discontovoet en zelfs € 446 tot 1.925 bij lagere discontovoeten (Tol, 2022). Dit is een enorme toename sinds een eerdere publicatie van Tol (2008), die in zijn meta-analyse destijds uitkwam op een gemiddelde schatting van ongeveer 5 €/ton CO_2 bij een discontovoet van 3%.

Hoewel nieuwe studies dus tot gemiddeld hogere schattingen van de SCC komen, bestaat er nog steeds heel veel variatie tussen verschillende onderzoeksresultaten. Zo laten (Yang, et al., 2018) zien dat de SCC zeer afhankelijk is van de gekozen discontovoet, het wereldwijde klimaatbeleid en de schadefunctie die is opgenomen in de IAM. Door deze drie parameters te variëren in hetzelfde DICE-model, kunnen voor het jaar 2100 SCC's van € 0 tot 1.200 worden verkregen. Uitkomsten lijken met name gevoelig voor de vorm van de schadefunctie: wanneer gekozen wordt voor schadefuncties die tipping points incorporeren, kan een negatieve SCC (doordat een milde temperatuurstijging de mondiale economie in eerste instantie ten goede komt) binnen een relatief korte tijdspanne omslaan in een zeer hoge (positieve) SCC.

Sommige economen, zoals (Wagner, 2021) zien de resterende onzekerheden ten aanzien van de modelaannames als onderzoeksagenda en pleiten voor gebruik van de nieuwste SCC's (met typische waarden van 100 tot 200 €/ton in 2030) in kosten-batenanalyses. Anderen, zoals (Stern & Stiglitz, 2021) betogen dat de SCC meer kwaad dan goed doet, omdat IAMs ook na uitbreidingen en verbeteringen cruciale onzekerheden niet goed weten te weerspiegelen. In plaats van gebruik van een SCC stellen de onderzoekers voor om terug te rekenen hoeveel het kost om een bepaalde reductiedoelstelling te behalen. Deze methode komt neer op de preventiekostenmethode en wordt bijvoorbeeld ook gevolgd door (OECD, 2018) als alternatief voor de SCC.

6.3.9 Nieuwe inzichten op het gebied van preventiekosten

Sinds 2016 zijn er ook diverse nieuwe schattingen van de preventiekosten van klimaatverandering gepubliceerd. Deze studies gaan over het algemeen uit van ambitieuzere klimaatdoelstellingen (-55% CO_2-emissies in 2030 en klimaatneutraal in 2050) en laten daarom hogere preventiekosten zien dan in het Handboek Milieuprijzen 2017 gehanteerd. De gevonden preventiekosten vallen grotendeels in de prijsrange die door het PBL en CPB is opgesteld voor de onzekerheidsverkenning uit de WLO (het tweegradenscenario). Hierbij geven we een overzicht van de belangrijkste nieuwe preventiekostenschattingen uit de literatuur:

- (IPCC, 2018) toont verschillende reductiepaden die compatibel zijn met een temperatuurstijging van 1,5 en 2°C aan het eind van deze eeuw. Sommige van deze reductiepaden gaan uit van een *temporary overshoot*: een periode tussen 2050 en 2100 waarbinnen de temperatuurstijging tijdelijk boven de 1,5°C uitkomt. Door grootschalige inzet van negatieve emissietechnologieën zakt de temperatuurstijging vervolgens weer tot onder de doelstelling. De door het IPPC gevonden preventiekosten zijn zeer afhankelijk van het gekozen reductiepad, de mate waarin CCS wordt toegepast en de mate waarin een temporary overshoot wordt toegestaan. Zo variëren niet-gedisconteerde preventiekosten onder een 2°C-reductiepad van 15 tot 220 $US\$_{2010}$ per ton CO_2 in 2030 en van tot 45 tot 1.050 $US\$_{2010}$ per ton CO_2 in 2050. Schattingen voor een reductiepad dat compatibel is met een stijging van 1,5°C in 2100 lopen uiteen van 135 tot 6.050 $US\$_{2010}$ in 2030 en 245 tot 14.300 $US\$_{2010}$ in 2050. Het reductiepad dat het best lijkt aan

te sluiten bij huidige Europese beleidsdoelstellingen (1,5°C met een beperkte overshoot) kent een mediane, reële CO_2-prijs van 188 $€_{2021}$ in 2030 en 437 $€_{2021}$ in 2050.

- De Britse overheid heeft in 2021 een nieuwe set van CO_2-prijzen vastgesteld voor gebruik in beleidsonderzoek die compatibel zijn met de aangescherpte Britse klimaatdoelstellingen (net-zero in 2050). Hiervoor heeft het Department for Business, Energy & Industrial Strategy (BEIS) een literatuuronderzoek uitgevoerd en een eigen preventiekostenmodel opgetuigd (BEIS, 2021). Dit Global Carbon Finance Model (GloCaF) bepaalt een globaal emissietraject op basis van een handelsmodel zonder transactiekosten. Elk van de 25 regio's in het model worden verondersteld dezelfde marginale reductiekosten te kennen. De modeloutput is de meest kosteneffectieve CO_2-prijs waarmee de reductiedoelstelling kan worden gehaald. De met het GloCaF-model berekende efficiënte CO_2-prijzen vertalen zich naar 170 $€_{2021}$/ton CO_2 in 2030 en 665 $€_{2021}$/ton CO_2 in 2050. BEIS kiest er uiteindelijk voor om de eerdergenoemde mediane prijzen van de IPCC uit het beperkte overshootscenario over te nemen en niet hun eigen berekende prijzen te gebruiken. Als reden hiervoor wordt het onafhankelijke, internationale karakter van het IPCC en de grotere bewijsbasis genoemd.
- Ook de Franse overheid heeft in 2018 onderzoek uitgezet naar nieuwe CO_2-prijzen voor gebruik in beleidsdocumenten (France Stratégie, 2019). Deze prijzen zijn compatibel met een net-zero-doelstelling in 2050. Een onafhankelijke commissie geleid door de econoom Alain Quinet komt op basis van uitgebreid modelleerwerk met de TIMES en POLES-modellen uit op preventiekosten van 264 $€_{2021}$/ton CO_2 in 2030 en 819 $€_{2021}$/ton CO_2 in 2050.
- Goldman Sachs stelt elk jaar in haar Carbonomics-rapport mondiale kostencurves op voor CO_2-reducerende maatregelen. De afgelopen jaren heeft de bank haar kostencurves steeds naar beneden bijgesteld vanwege technologische innovatie (Goldman Sachs, 2021). Goldman Sachs verwacht dat deze trend zich doorzet zodat technieken goedkoper dan 250 €/ton CO_2 samen een reductiepotentieel van meer dan 40 Gigaton kennen. Toch identificeren de onderzoekers zo'n 8 Gigaton aan emissies die met huidige mitigatietechnieken niet voorkomen kunnen worden. Hiervoor moeten negatieve emissies (zoals mogelijk gemaakt door BECCS en DACS) uitkomst bieden. Goldman Sachs gaat uit van een gemiddelde prijs van 290 €/ton CO_2 voor negatieve emissies. Uit deze aannames en kostencurves volgt een efficiënte CO_2-prijs van zo'n 100 €/ton CO_2 in 230 en 290 €/ton CO_2 in 2050.
- In 2021 heeft CE Delft in het kader van een onderzoek naar een zogenaamde Carbon Takeback Obligation opnieuw efficiënte CO_2-prijzen bepaald met het MERGE-model (CE Delft, 2022b). Dit model is in 2015 gebruikt door de planbureaus om de efficiënte prijzen voor de WLO-scenario's te bepalen. MERGE kent een zeer gedetailleerde energiemodule waarin elektriciteitsprijzen kunnen variëren over de tijd en tussen regio's. Op deze manier kan het model goed de systeemeffecten van variabele opwekking van zon- en windenergie meenemen. In de nieuwe modelruns van (CE Delft, 2022b) wordt verondersteld dat de mondiale broeikasgasemissies in 2050 tot netto nul dalen. CE Delft rekent twee verschillende scenario's door. In het basisscenario is een maximale bijdrage aan de CO_2-reductie door CCS verondersteld van 15%, in lijn met de bijdrage van CCS in het Klimaatakkoord (Rijksoverheid, 2019) en vanwege het lager-dan-verwachte tempo waarmee CCS op gang komt in Europa. In de tweede scenario is deze limitering opgeheven. De resulterende efficiënte CO_2-prijzen in het basisscenario zijn € 90 in 2030, € 110 in 2040 en € 550 in 2050. De prijzen in het scenario met extra CCS zijn lager: € 75 in 2030, € 90 in 2040 en € 200 in 2050.

Vergelijking van CO_2-prijzen uit het MERGE-model

In Tabel 32 zijn de efficiënte CO_2-prijzen uit de WLO (Aalbers, et al., 2016) vergeleken met twee verschillende varianten van (CE Delft, 2022b). Alle drie de prijspaden zijn berekend met het MERGE-model.

Tabel 32 – CO_2-prijzen uit (CE Delft, 2022b) **vergeleken met de WLO-prijzen**

	2030	2040	2050
WLO – tweegradenverkenning (Aalbers, et al., 2016)	€ 100-500		€ 200-1.000
(CE Delft, 2022b) - basispad	€ 90	€ 110	€ 550
(CE Delft, 2022b) – extra CCS	€ 75	€ 90	€ 200

De verschillen tussen de WLO-waarden en die van CE Delft laten zich als volgt verklaren:

- In de WLO-scenario's werd 80-95% emissiereductie in 2050 verondersteld, terwijl CE Delft uitgaat van nul emissies in 2050. Een hogere doelstelling leidt tot hogere CO_2-prijzen.
- In de WLO-scenario's werden kosten voor DACS verondersteld van 1.000 €/ton CO_2. (CE Delft, 2022b) gaat op basis van nieuwe inzichten (WRI, 2022) uit van fors lagere kosten van 200 €/ton CO_2 in 2050.
- In de WLO-scenario's kon DACS onbegrensd worden toegevoegd. (CE Delft, 2022b) gaat echter uit van bindende expansierestricties op DACS, waardoor de CO_2-prijs in 2050 groter kan zijn dan de marginale kosten van DACS.
- In de WLO-doorrekeningen werd in Europa geen beperking verondersteld op koolstofopslag, terwijl CE Delft een maximum van 15% van de emissiereductie door CCS veronderstelt in het basispad. Deze restrictie maakt het beleid duurder.
- In de WLO-scenario's werd uitgegaan van een bindend jaarlijks koolstofbudget, terwijl (CE Delft, 2022b) uitgaat van de mogelijkheid tot banking. Dit maakt beleid goedkoper in 2030, maar veel duurder in 2050.

Hierbij moet worden toegevoegd dat bepaalde aannames in MERGE op het gebied van leereffecten, kernenergie en waterstof nog onzeker zijn. In de toekomst lijkt het nuttig om verfijningen aan het model aan te brengen zodat het basispad nauwer aansluit sluiten bij de meest recente World Energy Outlook van het Internationale Energie Agentschap (IEA, 2022). Het is op voorhand niet te zeggen of dit leidt tot een hogere dan wel lagere efficiënte CO_2-prijzen.

6.3.10 Nieuwe milieuprijzen

Net als in de vorige uitgave van het Handboek Milieuprijzen kiezen we ervoor om de CO_2-prijzen te baseren op de preventiekostenmethode. Hoewel schadekosten in de literatuur inmiddels beter de daadwerkelijke kosten van klimaatverandering lijken te reflecteren, zijn onzekerheidsbandbreedtes nog steeds erg groot, lijkt er nog steeds sprake te zijn van ontbrekende effecten en blijven bepaalde cruciale aannames omtrent schadefuncties en de gebruikte discontovoet ter discussie staan. Daarbij moet het verschil met de preventiekostenbenadering ook niet overtrokken worden. De meeste recente studies naar de *social cost of carbon* laten optimale reductiepaden zien waarbij CO_2-emissies rond 2050 nul bereiken. Dit sluit goed aan bij de huidige Nederlandse en Europese klimaatdoelstellingen (-55% in 2030 en klimaatneutraal in 2050). Ook in landen als het Verenigd Koninkrijk en Frankrijk worden efficiënte CO_2-prijzen gebruikt (en geüpdatet) op basis van de preventiemethode en aangescherpte klimaatdoelstellingen. Al met al sterkt ons dit in onze keuze voor de preventiekostenmethode.

Zoals eerder aangegeven ontwikkelen we hierbij twee prijspaden:

a **Prijspaden voor alle gebruikers met uitzondering voor gebruik in Nederlandse MKBA's:**
Voor de meeste gebruikers (met uitzondering van Nederlandse MKBA's) baseren we de CO_2-prijzen op de preventiekosten gevonden in de (inter)nationale literatuur.
We adviseren om voor de centrale waarden gebruik te maken van de eerdergenoemde mediane prijzen van de IPPC (2018) op basis van het 1,5-gradenscenario met een beperkte oversloot.
De IPPC-prijzen vallen mooi in het midden van de geobserveerde waarden in de literatuur en worden ondersteund door een brede basis van technisch onderzoek en modelleerwerk. Voor het lage prijspad, adviseren we om de waarden van (CE Delft, 2022b) zonder restricties op CCS toe te passen. Deze prijzen lijken een onderkant van de mogelijke range weer te geven, waarbij het lukt om veel CCS toe te passen en DACS relatief goedkoop kunnen worden gerealiseerd. Daarbij Voor de bovenwaarden adviseren we om gebruik te maken van de CO_2-prijzen van (France Stratégie, 2019) omdat die de bovenkant van de gevonden range weergeven. Jaarlijkse groeipercentages zijn afgeleid uit de prijzen voor 2030 en 2050.

b **Prijspaden voor gebruik in Nederlandse MKBA's:**
Voor gebruik in Nederlandse MKBA's dienen vooralsnog de prijspaden uit de WLO-scenario's van 2015 te worden gebruikt. We hebben deze prijzen gecorrigeerd voor inflatie en de reële prijsstijging van 3,5% per jaar, maar verder niet aangepast. Wanneer de nieuwe WLO-prijzen verschijnen (vermoedelijk ergens in de loop van 2023-2024), moeten de nieuwe prijspaden van CPB en PBL gebruikt worden in MKBA's en vervallen volgende aanbevolen waarden.

Tabel 33 - Nieuwe CO_2-prijzen, in €$_{2021}$ per ton CO_2 exclusief btw

	2021	2030	2050	Groeifactor per jaar
Voor gebruik met uitzondering van Nederlandse MKBA's				
Onder	€ 50	€ 75	€ 200	5,0%
Centraal	€ 130	€ 188	€ 437	4,3%
Boven	€ 160	€ 264	€ 819	5,8%
Voor gebruik in Nederlandse MKBA's				
Onder	€ 16	€ 22	€ 44	3,5%
Boven	€ 65	€ 88	€ 176	3,5%
Tweegradenverkenning LAAG	€ 81	€ 110	€ 220	3,5%
Tweegradenverkenning HOOG	€ 406	€ 550	€ 1.100	3,5%

Voor gebruik in Nederlandse MKBA is er geen centrale waarde voorgeschreven. In het handboek Milieuprijzen 2017 werd gesteld dat indien er met een centrale waarde moest worden gerekend, deze gelijk moest worden gesteld aan de bovenwaarde. Over het algemeen kan dus worden gesteld dat de centrale waarde in deze update van het handboek bijna een factor 2 hoger wordt. Omdat de milieuprijzen voor andere stoffen (meestal) gebaseerd zijn op betalingsbereidheid, en de betalingsbereidheid inclusief btw wordt gemeten, raden we aan - net als in het vorige handboek - om deze prijzen op te hogen met het gemiddelde btw-tarief als ze tezamen met andere milieuprijzen worden gebruikt in, bijvoorbeeld een kosten-batenanalyse. Conform (SEO, 2016a), zou men hierbij kunnen rekenen met een gemiddeld tarief van 18% (btw en andere indirecte kostprijsverhogende belastingen).

We gaan in dit handboek uit van een midpointprijs gebaseerd op de centrale waarde in 2021: 130 €/ton CO_2-eq.[61].De CO_2-prijzen in de centrale waarde worden daarmee dus aanzienlijk opgehoogd in vergelijking met het Handboek Milieuprijzen 2017, toen de midpointprijs voor de centrale waarde gelijk was aan 57 €/ton CO_2-eq.
In praktische toepassingen, waarin meerdere milieuthema's met elkaar worden vergeleken, zoals LCA's, of EP&Ls bij bedrijven betekent dit dat de invloed van broeikasgasemissies op het totaal veel dominanter wordt (zie ook Hoofdstuk 7).

6.4 Fijnstofvorming

6.4.1 Omschrijving thema

Fijnstof is een vorm van luchtvervuiling als mengsel van afzonderlijke deeltjes (vloeibare of vaste), met uiteenlopende samenstellingen en afmetingen. Een gas met daarin rondzwevende deeltjes is een aerosol. Het geheel aan deeltjes dat in de lucht blijft zweven valt onder de noemer fijnstof. Deze deeltjes kunnen volgens verschillende criteria opgedeeld worden, waarvan de meest belangrijke zijn:

- **Oorsprong (antropogeen of natuurlijk).** Antropogene emissies zijn emissies veroorzaakt door menselijk handelen, zoals roet bij verbrandingsemissies of verwaaiing van bouwmaterialen, terwijl natuurlijke (biogene) emissies zijn die door natuurlijke processen worden veroorzaakt, zoals zeezout aan het strand.
- **Afkomst (primair of secundair).** Primaire deeltjes worden rechtstreeks uitgestoten in de atmosfeer door verschillende soorten bronnen. Secundaire deeltjes ontstaan in de atmosfeer door chemische reacties uit gasvormige componenten zoals ammoniak (NH_3), zwaveldioxide (SO_2), stikstofoxiden (NO_x) of organische verbindingen.[62]
- **Grootte of diameter.** Meestal onderscheiden in PM_{10}, $PM_{2,5}$ en PM_1 waarbij het gaat om deeltjes met een diameter kleiner dan respectievelijk 10, 2,5 of 1 µm. De kleine deeltjes zijn veel schadelijker dan de grotere deeltjes. Ultrafijnstof zijn deeltjes die kleiner zijn dan 0,1 µm.
- **Chemische samenstelling**. Er zijn honderden soorten 'fijnstof'. Hoewel er aanwijzingen zijn dat de toxiciteit van deze deeltjes niet alleen van de diameter afhangt, maar ook van de chemische componenten is dit nog steeds niet afdoende bewezen, behalve voor 'elementair koolstof' dat schadelijker lijkt te zijn dan andere deeltjes (zie Paragraaf 6.4.8).

6.4.2 Bronnen

De bronnen van antropogeen fijnstof zijn divers. Verbrandingsreacties zijn een belangrijke bron van fijnstof. Fijne roetdeeltjes en gasvormige componenten komen hierbij vrij. Fijnstof dat veroorzaakt wordt door verbrandingsreacties behoort meestal tot de kleinste fracties van fijnstof. Daarnaast zijn er ook mechanische processen, zoals het malen van graan of de slijtage van autobanden, die tot fijnstofemissies leiden. Het opwaaien van stof van bouwplaatsen of bedrijventerreinen veroorzaakt ook fijnstof, hetzij voornamelijk de grovere stoffracties. Stofdeeltjes die neergevallen zijn kunnen door de wind of door bewe-

[61] Men zou ervoor kunnen kiezen om deze waarde ook nog op te hogen met 18% BTW zodat we op ruim €150/tCO_2 zouden uitkomen. We hebben ervoor gekozen, net als in het vorige handboek, om dat niet te doen omdat niet geheel duidelijk is in hoeverre kostprijsverhogende belastingen zijn meegenomen bij de bepaling van de techniekkosten. Voor Nederlandse MKBA's is het wel van belang om duidelijk te maken of CO_2-prijzen met of zonder BTW worden doorberekend.

[62] Deze gassen zijn minder vluchtig zodat ze wind afwaarts aerosolen vormen door de vorming van nieuwe deeltjes (nucleatie) of door zich vast te hechten aan reeds bestaande deeltjes (coagulatie).

ging opnieuw in de lucht worden gebracht, dit speelt bijvoorbeeld een rol langs (snel) wegen. Er zijn ook natuurlijke bronnen van opwaaiend grof stof, zoals winderosie van bodems en de dispersie van zeezout in de lucht.

Belangrijke bronnen van fijnstofemissies zijn ook zogenaamde secundaire aerosolen. Door emissies van SO_2, NH_3 en NO_x ontstaan omgevingsconcentraties van sulfaat- en nitraatzouten. Deze zijn niet noodzakelijkerwijs evenredig aan de emissies omdat de snelheid waarop ze zich vormen afhangt van factoren als wind, temperatuur, relatieve vochtigheid en de beschikbaarheid van nitraat. NH_3 heeft daarbij een dubbele rol omdat het zich kan binden aan zowel SO_2 als NO_x. Door de ruime beschikbaarheid van NH_3 in Nederland worden er relatief veel secundaire aerosolen gevormd.

6.4.3 Effecten

Fijnstof leidt tot gezondheidseffecten en schade aan gebouwen en monumenten. Daarnaast leidt fijnstof ook tot visuele hinder.

Effecten op gezondheid

Het grootste deel van de gezondheidsschade van milieugevaarlijke stoffen wordt veroorzaakt door primair en secundair fijnstof. Fijnstofdeeltjes zijn te beschouwen als transportmiddelen om een aantal toxische componenten tot in de longen te brengen. Afhankelijk van hun grootte worden de stofdeeltjes afgezet in de neus-, keel- en mondholte, longen of de longblaasjes. De kleinere deeltjes dringen het diepst door in de longen en kunnen daar directe en indirecte schade veroorzaken.

De Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, 2005) geeft aan dat de $PM_{2,5}$-fractie in de fijnstofconcentratie gezondheidskundig van groter belang is dan de PM_{10}-fractie. Daarnaast is de $PM_{2,5}$-fractie ook directer verbonden met door mensen veroorzaakte emissie van fijnstof dan PM_{10} en is daardoor met beleidsmaatregelen beter aan te pakken (RIVM, 2015). De literatuur (WHO, 2013a) onderscheidt verscheidene pathofysiologische mechanismen om de effecten van $PM_{2,5}$ op mortaliteit en morbiditeit te verklaren:

1. $PM_{2,5}$ versnelt de verergering van COPD (chronic obstructive pulmonary disease) en astma.[63]
2. $PM_{2,5}$ veroorzaakt ontstekingsreacties en versnelde aderverkalking, wat kan leiden tot ischemische hartaandoeningen.
3. $PM_{2,5}$ veroorzaakt een verminderde hartritmevariabiliteit en een verhoogd risico op ritmestoornissen en sterfte (via hartstilstand …).
4. $PM_{2,5}$ kan leiden tot longkanker.

Daarnaast kan fijnstof leiden DNA-schade of kunnen er allergische- en/of ontstekingsreacties veroorzaakt worden door fijnstof (VMM, 2013b). Door al deze oorzaken draagt fijnstof bij aan een verhoogde mortaliteit en morbiditeit.

Er zijn diverse aanwijzingen dat zowel de grootte als de chemische samenstelling van fijnstof van invloed is op de toxiciteit. Het ultrafijne karakter van deeltjes verhoogt de toxiciteit van fijnstof en vormt (deels) een verklaring voor de gezondheidseffecten, zie (VMM, 2013b). Daarbij is recent speciale aandacht gekomen voor ultrafijne stofdeeltjes ($PM_{0,1}$) die schadelijker zouden zijn omdat ze dieper in de longen kunnen doordringen en de bloed-

[63] In strikte zin is dit niet bewezen in de studie, maar dat kan te wijten zijn aan het feit dat COPD-patiënten meestal de diagnose longontsteking of griep krijgen bij overlijden.

hersenbarrière kunnen slechten. Ook is er bewijs dat fijnstofdeeltjes waar bepaalde zware metalen en 'black carbon' in voorkomen extra toxiciteitseffecten veroorzaken.

Hoewel ook vaak wordt beweerd dat primair fijnstof schadelijker is dan secundair fijnstof is de (WHO, 2013a) van mening dat onderscheid tussen primair en secundair fijnstof niet gerechtvaardigd is gegeven het wetenschappelijke bewijs. Daarom volgt de aanbeveling om beide categorieën als even schadelijk te beschouwen: deze aanbeveling is door ons overgenomen bij de bepaling van de schadekosten.

Overige niet-gezondheidseffecten

Fijnstof leidt tot versnelde verwering van gebouwen en tot visuele hinder (roetaanslag). Door fijnstof worden straten en gebouwen vervuild en moeten vaker worden schoongemaakt. Ook kan fijnstof visuele hinder veroorzaken door verminderde zichtbaarheid.

Er is ons geen literatuur bekend die een monetaire inschatting maakt van de effecten van fijnstofemissies op ecosystemen of dierlijk leven. Het is aannemelijk dat de effecten die bij de mens optreden ook bij dieren zullen optreden en fijnstof zo tot een lagere levensverwachting of verhoogde zuigelingensterfte kan leiden.

6.4.4 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn de gezondheidseffecten van het thema fijnstofvorming gemodelleerd via een aanpassing van de NEEDS-Exceltool met behulp van nieuwe factoren voor prijzen van endpoints, veranderende bevolkingssamenstellingen en nieuwe inzichten omtrent de schadelijkheid van emissies. In de EU28-versie van het handboek is ook gewaarborgd dat de volledige impactbepaling gelijk was aan de aanbevelingen van de WHO (2013).[64] In beide handboeken is daarnaast ook de schadelijkheid van fijnstof voor gebouwen/materialen meegenomen bij de waardebepaling.

Het Handboek Milieuprijzen maakt gebruik van ReCiPe 2009 (in de 2013-update) die fijnstof in PM_{10}-equivalenten karakteriseerde. Op basis van emissies en de schadeschatting voor PM_{coarse} werd er een karakterisatie afgeleid voor $PM_{2,5}$ ten opzichte van PM_{10}. De berekening leidde tot het inzicht dat $PM_{2,5}$ per kg 1,79 maal schadelijker is dan PM_{10}.

In het nieuwe Handboek Milieuprijzen 2023 zijn de volgende zaken aangepast ten opzichte van de versie uit 2017:
- De schadelijkheid van fijnstof is ingeschat aan de hand van (EEA, 2021) op basis van de argumentatie die in Paragraaf 4.4 is gegeven. Op basis hiervan is ook een nieuwe inschatting gemaakt van de schadelijkheid van secundaire aerosolen (Paragraaf 6.4.5).
- De karakterisatiefactoren zijn anders vastgesteld voor de berekening van de midpointprijs (Paragraaf 6.4.6).
- De relative risks van fijnstofvervuiling zijn geüpdatet en ook de incidenties van ziektelast zijn opnieuw bepaald (Paragraaf 6.4.7).
- Er is een milieuprijs voor black carbon toegevoegd, inclusief richtlijnen wanneer deze dient te worden gebruikt (Paragraaf 6.4.8).
- Er is een milieuprijs voor ultrafijnstof ($PM_{0,1}$) ontwikkeld (Paragraaf 6.4.9).
- De prijzen voor PM_{10} en $PM_{2,5}$ zijn aangepast met nieuwe gegevens over de impact van fijnstofemisssies op onderhoud en herstel van gebouwen (zie Paragraaf 5.5).

[64] In het Nederlandse handboek is die aanpassing niet volledig doorgevoerd.

6.4.5 Update: Vorming van secundaire aerosolen

Secundaire aerosolen zijn fijnstofdeeltjes die ontstaan door reacties in de atmosfeer, veelal uit NO_x, SO_2 en NH_3. Secundair fijnstof transporteert over een grotere afstand dan primair fijnstof, doordat de deeltjes vaak lichter zijn. Men maakt onderscheid tussen secundaire anorganische aerosolen (Secondairy Inorganic Aerosols, SIA) en secundaire organische aerosolen (SOA).

Secundaire anorganische aerosolen (SIA)

In de wetenschappelijke gemeenschap is er veel discussie over de vraag of SIA eenzelfde toxiciteit heeft als primaire deeltjes: hierover bestaat geen consensus. In het NEEDS-project is daarom aangenomen dat de schade door SIA gelijk is aan die van primaire aersosolen - een aanname die later is gevolgd door (WHO, 2013a) en ook in (EEA, 2021). Ook wij sluiten ons hierbij aan.

Zoals in Hoofdstuk 4 uitgelegd hebben wij ons voor de effecten van menselijke gezondheid laten leiden door de modellering in (EEA, 2021). Doordat de atmosferische modellering in (EEA, 2021) recenter is, en op een meer gedesaggregeerde ruimtelijke schaal, achten wij deze schattingen nauwkeuriger dan die voor menselijke gezondheid uit het NEEDS-project. Dit heeft ook gevolgen voor de vorming van secundaire aerosolen. In de berekeningen van de (EEA, 2021) zitten namelijk nauwkeurigere schattingen omtrent welk percentage van emissies van SO_2, NH_3 en NO_x tot secundaire aerosolen leiden. Deze informatie staat weergegeven in volgende tabel en wordt vergeleken met de waardes die in het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn gebruikt.

Tabel 34 - Vorming van secundaire aerosolen relatief ten opzichte van $PM_{2,5}$ in (EEA, 2021) voor Nederland in percentages van totale uitstoot

Stof	EEA 2021 en Handboek Milieuprijzen 2023	Handboek Milieuprijzen 2017
$PM_{2,5}$	100%	100%
SO_2	44%	30%
NO_x	16%	16%
NH_3	37%	33%

Hierbij valt op dat in de modellering van (EEA, 2021) vooral een relatief hoog SO_2-aandeel in Nederland tot secundaire aerosolen leidt. Dit komt omdat er in Nederland relatief veel ammoniak beschikbaar is, waardoor SO_2 reageert tot ammoniumsulfaten die schadelijke effecten kunnen hebben voor de menselijke gezondheid.

Secundaire organische aerosolen (SOA)

Een andere discussie is of SOA (secundaire organic aerosols) eenzelfde toxiciteit heeft als SIA. In ReCiPe 2016 wordt de schadelijkheid van SOA op 0 gesteld. Hierdoor karakteriseert NMVOS niet op $PM_{2,5}$-formatie. In (EEA, 2021) wordt er evenwel een schadelast aan NMVOS toegekend. Wij stellen voor dat wij in navolging van de EEA 2021-methodiek de schadekosten van SOAs door NMVOS meenemen bij bepaling van de milieuprijs voor NMVOS, maar deze waarde verder buiten beschouwing laten bij de berekening van de midpointprijzen omdat fijnstofvorming in ReCiPe niet karakteriseert op NMVOS.

6.4.6 Update karakterisatiefactor

In ReCiPe 2008 werden de effecten op dit thema uitgedrukt in kg PM_{10}-equivalenten. In ReCiPe 2016 is overgegaan op de karakterisatiefactor $PM_{2,5}$-equivalenten. Daarbij is ReCiPe erg voorzichtig ten aanzien van het meenemen van secundaire aerosolen: in het individualistische wereldbeeld worden deze niet meegenomen, terwijl in het hiërarchische wereldbeeld de SIA (Secundaire inorganic aerosols) van SO_2, NH_3 en NO_x wel worden meegenomen. Die karakterisatiefactoren liggen onder de door EEA-berekende waarden over de secundaire fijnstofvorming van SO_2, NO_x en NH_3 (EEA, 2021).

Daarom zal de *gewogen* milieuprijs voor het thema fijnstofvorming *hoger* zijn dan de prijs voor $PM_{2,5}$. Dit betreft een wijziging ten opzichte van de situatie in het vorige handboek, toen de bijdrage van de secundaire aerosolen nog *lager* was dan de karakterisatiefactor.

6.4.7 Update: relative risks van fijnstofvervuiling en incidenties ziektelast

In deze update van het Handboek Milieuprijzen is de hele modellering van fijnstof opnieuw onder de loep genomen, conform de Impact Pathway-benadering. Hierbij is een relatie gelegd tussen de bevolking die blootgesteld wordt aan fijnstofvervuiling, de effecten die dat veroorzaakt en de waardering van deze effecten. Onze modellering is grotendeels gebaseerd op de resultaten uit (EEA, 2021), maar voegt op onderdelen daar eigen elementen aan toe.

Startpunt hierbij zijn de relative risks (RR) van fijnstofvorming die op basis van de literatuur zijn bepaald. Hieronder staan de effecten van fijnstofvorming die wij in deze studie hebben berekend:

Tabel 35 - Relative Risks van effecten meegenomen bij de bepaling van het Handboek Milieuprijzen 2023

Endpoint (incidenties)	Leeftijdsgroep	RR per 10 µg (WHO)	Bron
$PM_{2,5}$			
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken	30+	1,08	(Chen & Hoek, 2020)
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten	Alle	1,0091	(WHO, 2013a)*
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	Alle	1,019	(WHO, 2013a)*
Dagen met beperkte activiteit (restricted activity days, RAD)	Alle	1,047	(WHO, 2013a)
Verloren werkdagen (work loss days, WLD)	20-65	1,046	(WHO, 2013a)*
Dagen met astmasymptomen onder kinderen met astma	5-19	1,028	(WHO, 2013a)*
PM_{10}			
Postneonatale kindersterfte	0-12 maanden	1,04	(WHO, 2013a)*
Gevallen van bronchitis bij kinderen	6-12	1,08	(WHO, 2013a)*
Gevallen van chronische bronchitis bij volwassenen	18+	1,117	(WHO, 2013a)*

* De relative risks komen uit andere studies en zijn aanbevolen voor gebruik in (WHO, 2013a), zie Bijlage C.

In vergelijking met de EEA (2021) zijn de volgende veranderingen toegepast:

- Recent is een meta-analyse naar de schadelijkheid van fijnstof verschenen (Chen & Hoek, 2020). Dankzij voortschrijdend inzicht en toenemende bewijzen van de schadelijkheid van fijnstof komt hieruit een hogere relative risk naar voren van 1,08, in vergelijking met de relative risk van 1,062 zoals gerapporteerd door de WHO in 2013.
  In totaal zijn in deze analyse 107 studies naar de mortaliteit van PM_{10} en $PM_{2,5}$ gebruikt. Om recht te doen aan deze bewijslasten nemen we daarom de gevonden relative risk

van 1,08 over. De verwachting is dat ook in de update van de WHO HRAPIE-richtlijnen, die medio 2023 wordt verwacht, deze waarde van 1,08 wordt overgenomen. Omdat deze RR-waarde het meest bepalend is voor de bepaling van de milieuprijzen, achten wij het verstandig dit effect nu al mee te nemen bij de bepaling van de milieuprijzen.
- We hebben net als EEA alle effecten omgerekend naar effecten voor $PM_{2,5}$. Daarbij zijn we uitgegaan van gegevens van (RIVM, 2021) over de verhouding tussen de concentratie van PM_{10} en $PM_{2,5}$ in Nederland. In de concentratie van PM_{10} zit namelijk een grotere component zeezout die door de tijd heen niet verminderd. Omdat de antropogene bronnen van fijnstofemissies verminderen door de tijd heen, wordt de verhouding $PM_{2,5}/PM_{10}$ kleiner.
- Incidenties van elk endpoint voor het jaar 2019 zijn bepaald aan de hand van de bronnen vermeld in Bijlage C. In EEA is de berekening van incidenties gebaseerd op het raamwerk van de WHO. In het Handboek Milieuprijzen hebben we de incidenties van ziektelast zoveel mogelijk bepaald aan de hand van statistische gegevens.

6.4.8 Update waardering black carbon

Black carbon (BC, ook wel elementair carbon (EC) of roet genoemd) kent een gezondheids- en een klimaateffect. Het gezondheidseffect is onderzocht in (WHO, 2012) door middel van een systematische literatuurreview. (WHO, 2012) geeft aan dat er voldoende bewijs in epidemiologische studies is voor een verband tussen dagelijkse variaties in roetconcentraties met kortetermijnveranderingen in de gezondheid. Onderzoek naar gezondheid op kortetermijneffecten suggereren ook dat BC een betere indicator is voor schadelijke deeltjesvormige stoffen uit verbrandingsbronnen dan ongedifferentieerde deeltjes (PM_{10} of $PM_{2,5}$), vooral voor morbiditeit. Een praktisch probleem hierbij is dat de gezondheidseffecten van BC-emissies moeilijk te scheiden zijn van de gezondheidseffecten van $PM_{2,5}$. Men zal dus moeten kiezen tussen hetzij het bepalen van de gezondheidseffecten aan de hand van black carbon, of het bepalen van de gezondheidseffecten aan de hand van $PM_{2,5}$. Dit zal mede afhangen van het aandeel black carbon in $PM_{2,5}$-emissies.

Op basis van (WHO, 2012) lijkt een relative risk voor een all-cause mortality van 1,05 tot 1,06 aannemelijk per $\mu g/m^3$ concentratie black carbon. De toegepaste RR voor $PM_{2,5}$-emissies in deze studie bedraagt 1,006 per $\mu g/m^3$ – een factor 10 lager.
In (CE Delft, 2018a) wordt deze factor gebruikt als een scheidslijn:
1. Indien de emissie van BC minder dan 10% is van de totale emissie aan $PM_{2,5}$, dient men de emissies te waarderen met $PM_{2,5}$.
2. Indien de emissie van BC meer dan 10% is van de totale emissie aan $PM_{2,5}$, dient men de emissie van BC als uitgangspunt te nemen bij de waardering.

We stellen voor om deze regel hier ook te volgen omdat deze consistent is met het bronmateriaal uit (WHO, 2012). Voor de bepaling van de additionele schade door black carbon delen we de relative risk uit (WHO, 2012) door de relative risk die gebruikt wordt in dit handboek en is gebaseerd op (Chen & Hoek, 2020). Dit levert het inzicht op dat black carbon qua mortaliteit een factor 7,5 schadelijker is dan $PM_{2,5}$. Het is aannemelijk dat ook de morbiditeit van black carbon hoger is dan voor gewoon $PM_{2,5}$, maar daarvoor ontbreekt voldoende bewijs. Dus in het Handboek Milieuprijzen wordt alleen de *mortaliteit* door black carbon additioneel genomen ten opzichte van $PM_{2,5}$ ***voor het deel van black carbon dat boven de afkapgrens van 10% in $PM_{2,5}$ ligt***. Dit levert een waardering voor black carbon op van 603 €/kg black carbon voor de centrale waarde met 408 €/kg voor de onderwaarde en 906 €/kg black carbon voor de bovenwaarde.

Black carbon heeft ook een klimaatimpact omdat het invloed heeft op de hoeveelheid zonlicht dat de aarde kan weerkaatsen. Doordat roet donker van kleur is absorbeert het meer

zonlicht, wat leidt tot een verdere temperatuurstijging. Dit is met name het geval wanneer de roetdeeltjes terechtkomen op met sneeuw bedekte oppervlaktes, omdat met name deze oppervlaktes vrijwel al het zonlicht dat de aarde bereikt terugkaatsen. Hoewel dit effect belangrijk is voor het bepalen van de effecten van klimaatverandering, is IPCC van mening dat de wetenschappelijke onzekerheid nog te groot is om deze emissies in een Global Warming Potential uit te drukken. Daarom is het opwarmend effect van black carbon ook niet meegenomen bij de milieuprijzen.

6.4.9 Schadelijkheid ultrafijnstof

Ultrafijnstof wordt gevormd door fijnstofdeeltjes met een diameter kleiner dan 0,1 µm. Omdat deze deeltjes nog kleiner zijn dan fijnstof, kunnen ze dieper in het menselijk lichaam doordringen en vermoedelijk voor meer schade zorgen dan grotere deeltjes. Zo kan ultrafijnstof de bloedhersenbarrière passeren (Gezondheidsraad, 2021). Alhoewel er nog geen sluitende bewijzen zijn voor een hogere mortaliteit van $PM_{0,1}$ boven op de mortaliteit door $PM_{2,5}$, zijn er aanwijzingen voor een aantal gezondheidseffecten die veroorzaakt worden door ultrafijnstof.

In 2022 heeft het RIVM een grote studie uitgevoerd naar de gezondheidseffecten van ultrafijnstof van vliegverkeer (RIVM, 2022). In deze studie zijn (mogelijke) gezondheidseffecten van ultrafijnstof in kaart gebracht. In vier verschillende onderzoeken zijn verschillende gezondheidseffecten geanalyseerd. Ieder gevonden effect is beoordeeld op zekerheid en robuustheid. Ten behoeve van de milieuprijs voor ultrafijnstof in dit handboek, zijn alleen de gezondheidseffecten meegenomen die een duidelijke associatie hebben met verhoogde concentraties ultrafijnstof, en welke geen overlap vertonen met de gezondheidseffecten al opgenomen in de prijs voor $PM_{2,5}$. Daaruit komen vier gezondheidseffecten naar voren die gekwantificeerd kunnen worden in de milieuprijs: drie vanuit het onderzoek binnen de gezondheidsmonitor (diabetes, medicijngebruik voor diabetes, en medicijngebruik voor hoge bloeddruk) en één uit het onderzoek naar medicijngebruik (voor dementie). Deze zijn door ons nader onderzocht voor kwantificering.

De relative risks zijn gebaseerd op (RIVM, 2022). Een overzicht van deze risico's in samenhang met de leeftijdsgroepen is gegeven in Tabel 36.

Tabel 36 - Relative Risks voor gezondheidseffecten ultrafijnstof

Gezondheidseffect	Leeftijdsgroep	Relative Risk (per 3.500 deeltjes/cm^3)
Hoge bloeddruk (medicijngebruik)	19+	1,05 (1,00-1,11)
Diabetes (medicijngebruik)	19+	1,08 (1,00-1,17)
Diabetes (zelf gerapporteerd)	19+	1,16 (1,02-1,33)
Medicijngebruik voor dementie	40+	1,141 (1,013-1,286)

Bron: (RIVM, 2022).

De relative risks zijn berekend op basis van een verhoogde concentratie van 3.500 deeltjes per cm^3. Er zijn weinig gegevens bekend over de gemiddelde concentratie van ultrafijnstof in Nederland. De recentste gegevens die een beeld vormen over heel Nederland komen uit 2016-2017 (Van de Beek, et al., 2021). Op basis van twintig meetlocaties in deze studie, en een weging met de inwoners uit omringende COROP-gebieden, bedraagt de gemiddelde achtergrondconcentratie van ultrafijnstof ongeveer 5.664 deeltjes per cm^3.

Om de vertaalslag van concentraties, gemeten in deeltjes per cm^3, naar emissies te maken, gemeten in kg, maken we gebruik van gegevens uit het Verenigd Koninkrijk. In het Verenigd

Koninkrijk is gemeten wat de emissies van ultrafijnstof zijn in de database van de National Atmospheric Emissions Inventory. Daaruit blijkt dat over de jaren heen, de emissies van $PM_{0,1}$ altijd rond 10% van de emissies van PM_{10} zijn, gemeten in kilotonnen. We doen de aanname dat eenzelfde verhouding tussen PM_{10} en $PM_{0,1}$ geldig is voor de situatie in Nederland. We passen daarom een percentage van 10% toe op de totale emissies van PM_{10} in Nederland om in te schatten wat de totale emissies van ultrafijnstof in kilotonnen zijn geweest.

Verdere toelichting op de gebruikte gegevens is te vinden in Bijlage C.3. Op basis van de vier gevonden gezondheidseffecten, de bijbehorende ziektekosten, de gemiddelde concentratie ultrafijnstof in Nederland en de geschatte $PM_{0,1}$-emissies, bedraagt de milieuprijs voor ultrafijnstof 438 €/kg $PM_{0,1}$. Deze milieuprijs geldt voor de centrale waarde en is additioneel ten opzichte van de $PM_{2,5}$-emissies. Bij de berekening van deze milieuprijs hebben we geen bandbreedte in de onzekerheid ontwikkeld omdat de gegevensbasis daarvoor te smal is. Gemakshalve hebben we de spreiding in de VOLY aangehouden om deze milieuprijs te differentiëren voor de onder- en bovenschatting. Daarmee komen de onder- en bovenwaarde van de milieuprijs op respectievelijk 296 en 660 €/kg $PM_{0,1}$.

Deze milieuprijs is meer dan 3,5 keer zo hoog als de milieuprijs voor $PM_{2,5}$. Vermoedelijk is de prijs nog steeds een onderschatting. Om de hoogte van de milieuprijs preciezer te bepalen zouden we een vertaalslag moeten maken van emissies naar concentraties van ultrafijnstof. Daarvoor is een verspreidingsmodel nodig, dat (nog) niet beschikbaar is voor ultrafijnstof. Van $PM_{2,5}$ is bekend dat er netto gezien meer emissies uit Nederland buiten de grenzen neerslaan dan er buitenlandse emissies in Nederland neerslaan als concentratie, gezien de ligging van Nederland aan de kust en de overheersende westenwinden. Dit betekent dat er geen directe relatie is tussen de emissies en de concentratie en dat de immissie kleiner is dan de emissie. Een deel van de emissies veroorzaakt dus schade buiten de landsgrenzen en deze is niet gekwantificeerd in deze schadeschatting. De daadwerkelijke gezondheidsschade is dus hoger.

6.4.10 Milieuprijzen

De effecten van fijnstofvorming op de endpoints zijn gebaseerd op een aanpassing van de effecten voor $PM_{2,5}$, NO_x, NH_3 en SO_2 uit het EEA-project, met de aanpassingen hierboven benoemd en de waarderingen die in Hoofdstuk 5 zijn besproken.

Tabel 37 geeft de gemiddelde waarden voor Nederland voor de stoffen die karakteriseren op dit thema. Hierbij is voor de secundaire aerosolen uitsluitend gekeken naar de milieuprijzen voor gezondheid, terwijl voor $PM_{2,5}$ en PM_{10} ook de waardering van schade aan gebouwen/materialen is meegenomen.[65] Er zijn naast de stoffen genoemd in deze tabel geen andere stoffen die karakteriseren op dit thema.

Tabel 37 - Gemiddelde schadekosten voor emissies in Nederland vanuit een gemiddelde uitstootbron in 2015, in €$_{2021}$/kg op het thema fijnstofvorming

	Onder	Centraal	Boven
$PM_{2,5}$^	€ 73,3	€ 121,3	€ 169,4
PM_{10}^	€ 41,4	€ 69,3	€ 97,9
SO_2	€ 32,0	€ 52,7	€ 73,3
NO_x	€ 11,3	€ 18,6	€ 25,8
NH_3	€ 26,6	€ 43,8	€ 60,9

[65] De waardering voor secundaire aerosolen is toegevoegd aan het thema verzuring.

NVMOC^^	€ 1,35	€ 2,22	€ 3,08
Black carbon (>10% $PM_{2,5}$)*	€ 408	€ 603	€ 906
Ultrafijnstof ($PM_{0,1}$)	€ 296	€ 438	€ 660
Midpointprijs $PM_{2,5}$-eq.	€ 101	€ 168	€ 235

* Voor het deel van black carbon dat groter dan 10% van $PM_{2,5}$ is.

^ Schadelijkheid van PM_{10} zit verdisconteerd in schadelijkheid $PM_{2,5}$ en vice versa. Beide schadeschattingen kunnen dus nooit tegelijkertijd worden meegenomen.

^^ Schadelijkheid van secundaire organische aerosolen van NMVOC zijn meetgeld bij het thema smogvorming.

Er valt een aantal zaken op:

- De schadekosten zijn voor $PM_{2,5}$ en SO_2 hoger dan in Handboek Milieuprijzen 2017. De hogere schadekosten voor $PM_{2,5}$ hebben vooral te maken met het feit dat de concentratieresponsefuncties zijn geüpdatet en dat mortaliteit door $PM_{2,5}$-emissies hoger wordt ingeschat in vergelijking met 2017. Ook is waardering voor sterfte van volwassenen én vooral van zuigelingen toegenomen in vergelijking met 2017.

- De hogere schadekosten voor SO_2 hebben te maken met de update in de modellering van de secundaire fijnstofvorming door SO_2. NH_3, NO_x en SO_2 reageren tot fijnstof, waarbij de vorming van fijnstof linear is met SO_2 maar kwadratisch met NH_3. Voor Nederland namen de emissies van deze drie stoffen af tussen 2010 en 2020, maar deze afname is vooral groter bij SO_2 en in mindere mate NO_x. Doordat NH_3-emissies minder sterk afnamen is er naar verhouding meer NH_3 waarmee SO_2 kan reageren in de lucht. Dit is de primaire reden voor een daling in NO_x- en SO_2-emissies, als het niet vergezeld gaat met sterkere daling in NH_3, leidt tot hogere schadekosten per kg emissie voor deze stoffen. Zolang NH_3 niet versterkt wordt aangepakt bij emissiebestrijding zal dit voor Nederland voortduren.

- De schadekosten voor NO_x en NMVOC zijn respectievelijk iets hoger en iets lager dan in het Handboek Milieuprijzen 2017. De schadelijkheid van deze stoffen zijn in dit handboek (voor het eerst) op endpointniveau onderverdeeld in schadekosten ten gevolge van fijnstofvorming en smogvorming, hetgeen een iets andere toedeling tot gevolg heeft dan de schatting uit Handboek Milieuprijzen 2017.

- Tot slot moet worden vermeld dat de schadekosten van emissies in Nederland door de hogere bevolkingsdichtheid hoger zijn dan in andere Europese landen. Daarom kunnen deze cijfers niet meer van toepassing worden verklaard op situaties in andere landen (zie ook Paragraaf 7.3 en 7.5.3).

Op basis van de weging met emissies op dit thema is er een midpointprijs bepaald voor de karakterisatiefactor $PM_{2,5}$-equivalent. Deze bedraagt 168 €/kg $PM_{2,5}$-equivalent. De schadekosten voor de midpointkarakterisatiefactor zijn fors hoger dan in het vorige handboek. Dit komt enerzijds doordat schadelijkheid van secundaire aerosolen nu zwaarder wordt ingeschat dan in het vorige handboek en hoger is dan de bijbehorende karakterisatiefactor uit ReCiPe. Dit houdt in dat de midpointprijs wordt verhoogd. Daarnaast zijn vooral de emissies van $PM_{2,5}$ afgenomen waardoor een score op dit thema minder waarschijnlijk wordt veroorzaakt door een emissie van $PM_{2,5}$. Daarnaast telde in het vorige handboek ook PM_{10} mee bij de bepaling van de midpointkarakterisatiefactor. Omdat $PM_{2,5}$ en PM_{10} in dat handboek elkaar deels overlappen, resulteerde dat in het feit dat de midpointprijs zwaarder door primaire aerosolen werd bepaald dan door secundaire aerosolen. In dit handboek is dit voorkomen doordat er geen schadekosten worden toegekend aan het deel van PM_{10} dat geen $PM_{2,5}$ is. De consequentie is ook om in dit handboek hetzij voor PM_{10} te kiezen of hetzij voor

$PM_{2,5}$ en dat beide stoffen niet tegelijkertijd worden meegenomen bij de bepaling van de midpointprijs.

6.4.11 Specifieke waarden voor uitstootbronnen op lagere hoogtes en bevolkingsdichtheid

De schadelijkheid van fijnstofemissies is sterk afhankelijk van hoeveel stofdeeltjes er in de longen van mensen terechtkomen. Dit is weer sterk afhankelijk van de hoogte van de uitstootbron en de bevolkingsdichtheid in het gebied waar de uitstoot plaatsvindt.

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is een inschatting gemaakt van de schadelijkheid van verkeersemissies door gebruik te maken van de differentiatie tussen diverse bronnen die in het (HEATCO, 2006)-project werd beschreven. Daaruit bleek dat de schadelijkheid van fijnstof van verkeer in sterk verstedelijkt gebied 6-7 maal groter is dan de landelijke gemiddelden die in het Handboek Milieuprijzen worden gehanteerd. Voor landelijke gebieden was de factor 1,6.

Voor het Schone LuchtAkkoord heeft (CE Delft, 2021a) opnieuw gekeken naar de mogelijkheid om de schadekosten voor fijnstof te differentiëren naar uitstoothoogte en bevolkingsdichtheid. Daarbij is gebruikgemaakt van het onderzoek van (Humbert, et al., 2011). Hierin worden voor drie uitstoothoogtes (~100 m, ~25 m en aan de grond) en drie categorieën bevolkingsdichtheid (stedelijk, platteland en afgelegen) gemiddelde innamefracties bepaald. Deze geven aan hoeveel deeltjes van een emissie gemiddeld gezien opgenomen worden door de mens. Door de innamefractie op verschillende uitstootlocaties met de gemiddelde innamefractie te vergelijken, komen we tot een factor die we toepassen op de centrale waarde van de milieuprijs. Dit resulteert in een gemiddelde milieuprijs per uitstoothoogte en -locatie.

Hierbij differentiëren we alleen de schadekosten aan menselijke gezondheid en aan gebouwen, aangezien deze samenhangen met de aanwezigheid van mens (en bebouwing). Voor bevolkingsdichtheid hanteren we alleen de categorieën stedelijk en platteland, gezien de dunne bevolkingsdichtheid in 'afgelegen' niet in Nederland voorkomt. Schade aan gebouwen is alleen gedifferentieerd naar bevolkingsdichtheid, omdat het niet aannemelijk is dat de emissiehoogte samenhangt met de hoogte van gebouwen over het algemeen. De overige impacts differentiëren we helemaal niet, omdat deze niet samenhangen met aanwezigheid van mensen.

De resultaten zijn weergegeven in Tabel 38. Voor $PM_{2,5}$ en PM_{10} worden de prijzen zowel naar uitstoothoogte als gebiedstype gedifferentieerd. De prijs voor de stoffen SO_2, NO_x en NH_3 worden alleen naar gebiedstype gedifferentieerd, omdat er over de verspreiding op verschillende hoogten te veel onzekerheid bestaat over de innamefracties.

Tabel 38 - Milieuprijzen gedifferentieerd naar uitstoothoogte (voor fijnstofemissies) en bevolkingsdichtheid, €$_{2021}$/kg voor de centrale waarde

Stof	Uitstoothoogte	Type gebied (bevolkingsdichtheid)		
		Stedelijk	Platteland	Gemiddeld
$PM_{2,5}$	Hoog	€ 75	€ 66	€ 63
	Laag	€ 97	€ 79	€ 81
	Grond	€ 277	€ 148	€ 232
	Gemiddeld	€ 145	€ 96	€ 121
PM_{10}	Hoog	€ 50	€ 34	€ 41
	Laag	€ 69	€ 44	€ 55

	Grond	€ 192	€ 108	€ 146
	Gemiddeld	€ 88	€ 54	€ 69
SO_2	Gemiddeld	€ 65	€ 52	€ 58
NO_x	Gemiddeld	€ 32	€ 29	€ 30
NH_3	Gemiddeld	€ 50	€ 50	€ 49

6.5 Smogvorming (fotochemische oxidantvorming)

6.5.1 Omschrijving thema

Fotochemische smogvorming, ook wel fotochemische luchtverontreiniging of fotochemische oxidantvorming genoemd, is de verontreiniging van de omgevingslucht (troposfeer) met chemische stoffen zoals ozon (O_3), peroxyacetylnitraat (PAN), stikstofdioxide (NO_2), waterstofperoxide (H_2O_2) en andere stoffen met een oxiderende werking (VMM, 2013d).

Ozon (O_3) geldt hierbij als representatieve stof en belangrijkste component van fotochemische luchtverontreiniging. O_3 bezit een sterk oxiderend karakter en is schadelijk voor mensen, planten en materialen. Het heeft een negatieve invloed op de long- en hartfuncties, vermindert de opbrengst van gewassen en verweert sommige materialen en kunstwerken.

Ozon wordt niet rechtstreeks uitgestoten, maar ontstaat in aanwezigheid van stikstofoxiden (NO_x) en vluchtige organische stoffen (VOS) onder invloed van zonlicht. Ook koolstofmonoxide en methaan spelen een rol in ozonvorming.[66] Ozon zelf is weinig stabiel en reageert voortdurend met NO in NO_2 en zuurstof. Aan de andere kant reageren NO_2 en zuurstof ook tot O_3 en NO. De aanwezigheid van reactieve koolwaterstoffen (NMVOS) zorgt ervoor dat dit evenwicht wordt verstoord: primair wordt een groter deel van NO omgezet in NO_2 wat leidt tot een groei van de O_3-concentraties.

Het verband tussen de hoeveelheid ozon die wordt gevormd en de aanvankelijk aanwezige concentraties van NO_x en VOS zijn absoluut niet evenredig (VMM, 2013d). Er bestaat een 'meest ongunstige' verhouding tussen NO_x en VOS waarbij de ozonvorming het hoogst is (VMM, 2013d). In dichtbevolkte gebieden zoals België en Nederland, is er relatief meer NO_x aanwezig. Dit betekent dat een reductie van ozon hier vooral door een reductie van NMVOS bewerkstelligd kan worden. In dunbevolkte gebieden in Zuid- of Oost-Europa is dat precies andersom. Dit betekent dat in Nederland een NO_x-reductie niet altijd tot een daling van de ozonconcentratie zal leiden. Vooral als er relatief veel NO wordt uitgestoten kan een stijging van de NO_x-emissies zelfs leiden tot een daling van de O_3-niveaus (VMM, 2013d).

6.5.2 Bronnen

NO_x ontstaat vooral bij verbranding op hoge temperatuur, zoals bij verbrandingsmotoren, verwarmingsinstallaties en thermische industriële processen. NMVOS komen onder meer vrij bij verdamping van oplosmiddelen of verbranding van brandstoffen. Er kan ook biogene uitstoot van NMVOS zijn, zoals isopreen of terpenen afkomstig van bossen en planten. CH_4 wordt primair uitgestoten door landbouw en stortplaatsen en CO ontstaat door onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen.

[66] De emissies van CO en CH_4 zijn door hun grotere transportafstanden vooral van belang voor de ozonachtergrondconcentratie.

6.5.3 Effecten

Verhoogde ozonconcentraties, en dan met name de piekconcentraties, veroorzaken schade aan de luchtwegen. Deze ozonpiekperiodes komen vooral voor op meteorologisch ongunstige dagen: warm en zonnig weer zonder veel wind. Acute gezondheidseffecten zijn ademhalingsklachten of ontstekingsreacties in de longen. Iedereen (ook gezonde mensen) die in de buitenlucht inspanningen levert, ondervindt bij hoge ozonwaarden een longfunctievermindering en loopt een risico op ontstekingsreacties van de luchtwegen. Mensen met longproblemen lopen echter het meest risico. De gezondheidsklachten kunnen worden vermeden of verminderd door zware fysieke inspanningen te vermijden of door binnen te blijven.

In de epidemiologie werden de effecten meestal gekwantificeerd vanaf de drempelwaarde voor O_3 van 35 ppb of 70 µg/m^3 (SOM035 genoemd). Bij concentraties boven deze waarden bestaat het risico op hartfalen bij inspanning. Daarnaast bestaat er kans op een verergering van ademhalingsproblemen en ziekenhuisopnames.

Naast gezondheidseffecten leiden verhoogde ozonconcentraties in de troposfeer ook tot schade aan gewassen, ecosystemen en bepaalde materialen. Ozon wordt vanuit de lucht via de huidmondjes opgenomen in de plant. Ozon tast de celmembranen aan of veroorzaakt oxidatieve stress in de plantencellen. Hierop reageert de plant door het produceren van antioxidantia (vitamine C en E) en etheen (een plantenhormoon). Dat verstoort de normale celprocessen, waardoor gewassen te vroeg kunnen afsterven of afrijpen, of te snel hun bladeren verliezen (VMM, 2013d).
De effectieve ozondosis die een plant ontvangt hangt af van de plantensoort en van de omstandigheden waarin de plant verkeert. Voor landbouwgewassen laat (Humblot, et al., 2013) zien dat de opbrengsten sterk per gewas kunnen verschillen waarbij graan negatieve effecten laat zien, maar gerst positieve effecten.

Tot slot zijn een aantal materialen gevoelig voor ozonvervuiling. Natuurlijk rubber scheurt eerder onder invloed van ozon en onder invloed van UV-straling en temperatuur, werkt ozon ook in op plastic, textielvezels, textielkleurstoffen en verf.

6.5.4 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en onderzoek naar updates

De effecten van stoffen die fotochemische smog veroorzaken zijn in het Handboek Milieuprijzen berekend aan de hand van de modellen van (NEEDS, 2008a). Zowel de gezondheidseffecten als de effecten op gewassen zijn meegenomen. Daarnaast zijn er in de bovenwaarde ook schadelijke effecten van ozonvorming op materialen gekwantificeerd.

Een apart discussiepunt vormde de schadelijkheid van NO_2 op mortaliteit en morbiditeit. In Handboek Milieuprijzen 2017 is dit voor het eerst meegenomen en bij het onderdeel smogvorming geplaatst maar waarbij het geen rol speelde bij de bepaling van de midpoint-karakterisatiefactor. In de praktijk bleek dit slecht te werken.

Voor de update in het Handboek Milieuprijzen 2023 zijn de volgende wijzigingen doorgevoerd:

1. De schadelijke effecten van ozonvorming op leefniveau zijn bepaald voor zowel menselijke gezondheid als gewassen (EEA, 2021). Voor menselijke gezondheid hebben hierbij omrekeningen plaatsgevonden door uit te gaan van Nederlandse data over incidenties en waarderingen (zie Paragraaf 6.5.5).

2. Mortaliteit van NO_2 is opnieuw bepaald en toegevoegd aan een nieuw midpoint: stikstof (zie Paragraaf 6.5.6).
3. De milieuprijzen op midpointniveau zijn uiteindelijk gebaseerd op een (aanpassing van) de karakterisatiefactoren van ReCiPe 2016 voor Nederland (zie Paragraaf 6.5.7).

6.5.5 Update: schadelijkheid O_3

(WHO, 2013a) heeft nieuwe relative risks voorgesteld die ook zijn overgenomen in de studie van (EEA, 2021). Wij hebben daar geen veranderingen op aangebracht, behalve een omrekening in functionele eenheid.[67] Tabel 39 geeft overzicht van de relative risks die zijn gehanteerd in deze studie.

Tabel 39 - Relative Risks meegenomen voor vervuiling met O_3

Endpoint	Leeftijdsgroep	RR per 10 µg
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken	Alle	1,0029
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten	65+	1,0089
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	65+	1,0044
Dagen met verminderde activiteit (minor restricted activity days, MRAD)	Alle	1,0154

In dit handboek wordt er niet langer onderscheid gemaakt tussen chronische en acute mortaliteit ten gevolge van O_3, omdat alle mortaliteit is gewaardeerd met een RR van 1,0029. Sterfte door O_3 betreft relatief vaker ouderen dan door $PM_{2,5}$. Daarom is de systematiek van lifetables niet zonder meer van toepassing op de all-cause-mortaliteit ten gevolge van O_3. We veronderstellen in deze studie dat de reductie in levensverwachting ten gevolge van sterfte door O_3 de helft is van die van $PM_{2,5}$.[68]

In het onderzoek naar luchtvervuiling in Europese steden (CE Delft, 2020a) bleek al dat ozonvorming over het algemeen een kleine schadelast kent in vergelijking tot $PM_{2,5}$ en NO_2. Daarnaast is ozon in Nederland ook een minder groot probleem doordat door de aanwezige westenwind en de grote hoeveelheden stikstof in de atmosfeer, ozonvorming minder frequent plaatsvindt dan in andere landen/gebieden. Daarom is de Nederlandse milieuprijs voor smogvorming lager dan die in veel andere Europese landen.

Ozon leidt ook tot schade aan landbouwgewassen en de bosbouw. (EEA, 2021) heeft dit gemodelleerd en van schadeschattingen voorzien. We hebben hierbij de waarden uit (EEA, 2021) overgenomen, aangepast aan het prijs- en waardeniveau van 2021 en toegepast op het midpoint 'smogvorming – ecosystemen' (zie Paragraaf 6.5.8). Bedacht moet worden dat deze prijzen wellicht een onderschatting zijn omdat andere schade aan ecosystemen, zoals biodiversiteitsverlies, niet is meegenomen.

6.5.6 Update: mortaliteit NO_2

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is voor het eerst een inschatting opgenomen voor de mortaliteit van NO_2. Stikstofoxiden leiden in de luchtwegen tot vorming van salpeterzuur

[67] De relative risks zijn vertaald naar de indicator SOMO35. SOMO35 gedefinieerd als de jaarlijkse som van het dagelijkse maximum van 8-uurs lopend gemiddelde van meer dan 35 ppb. Voor elke dag wordt het maximum van het lopende 8-uursgemiddelde voor O3 gekozen en worden de waarden boven 35 ppb over het hele jaar opgeteld. Voor Nederland bedroeg de SOMO35 in 2018 3.331 ppb (EEA, 2021).

[68] Deze aanname is anders dan in EEA, waar verondersteld wordt dat het verlies aan levensjaren door voortijdige sterfte ten gevolge van O_3 één bedraagt.

met een verlammend effect op de trilhaartjes in de luchtwegen. Daardoor vermindert het zelfreinigend vermogen en daalt onder meer de weerstand tegen bacteriële infecties (VMM, 2013a). Ook rondom de COVID-pandemie was NO_2 verdacht in het verergeren van de mortaliteit van de infectieziekte (Copat, et al., 2020). Ook kan blootstelling aan stikstofdioxide onomkeerbare effecten teweegbrengen op de longfuncties en luchtwegen, vooral bij personen met longziekten, en ook bijdragen aan cardiovasculaire ziektes en resulteren in vroegtijdig overlijden.

In het NEEDS-project was nog geen inschatting meegenomen over deze effecten omdat het team onvoldoende bewijs kon vinden die de effecten via epidemiologische studies kwantificeerden (NEEDS, 2007). Het WHO REVIHAAP-project (WHO, 2013b) gaf aan dat er recent meer en meer studies zijn gepubliceerd die korte- en langetermijnassociaties hebben gevonden tussen NO_2 en mortaliteit en morbiditeit die additioneel zijn aan de effecten van NO_2 op fijnstofvorming of NO_2 op mortaliteit van fotochemische smogvorming (ozon). Er is dus nog een derde categorie van schadelijke effecten van NO_2 die niet via fijnstofvorming of ozonvorming loopt.

Het WHO HRAPIE-project (WHO, 2013a) en (WHO, 2014) adviseerde om de langetermijneffecten op mortaliteit (all-cause en cardiovasculair) van NO_2 mee te nemen en geven een advies voor een lineare CRF van NO_2 voor all-cause-mortaliteit van RR 1,055 per 10 µg/m^3 voor concentraties die boven de jaargrenswaarde van 20 µg/m^3. Daarbij merkt WHO op dat bij de hantering van deze RR-waarde in multi-emissieonderzoeken er een dubbeltelling kan optreden met het effect van NO_2 op fijnstofvorming. De WHO stelt dat deze dubbeltelling kan oplopen tot 33%.

De dubbeltelling voor NO_2 met $PM_{2,5}$ is in het Nederlandse Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017a) en het Europese Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2018a) op verschillende manieren bepaald.

Handboek Milieuprijzen 2017

In het Nederlandse handboek is er een correctie gemaakt aan de hand van karakterisatiefactoren uit ReCiPe 2008. Hiermee is bepaald wat de bijdrage van NO_2 is aan de waarde voor fijnstofvorming. Op basis hiervan is bepaald dat NO_2 voor 33% bijdraagt aan fijnstofvorming en dat de resulterende RR voor mortaliteit van NO_2 gelijk is aan 1,042 per 10 µg/m^3 voor mensen wonend in gebieden met een jaargemiddelde concentratie boven de 20 µg/m^3. Op basis van RIVM- en CBS-data werd bepaald dat 40% van de Nederlanders in 2015 in concentraties boven die drempelwaarde woonden. In het Nederlandse handboek is niet gecorrigeerd voor leeftijdsgroepen, terwijl in de Europese handboeken van milieuprijzen (CE Delft, 2018a) en externe kosten van transport (CE Delft et al., 2019) relative risk alleen van toepassing is verklaard op de bevolking die ouder is dan 30 jaar, conform (WHO, 2013a). Hierdoor is de schade door NO_2 in de Europese handboeken lager dan in de Nederlandse.

In 2018 verscheen ook de COMEAP-studie die in meer detail heeft gekeken naar de mortaliteit van NO_2 en de potentiële overlap met $PM_{2,5}$. In CE Delft (2020b) is geconcludeerd dat de meerderheidsaanpak die COMEAP voorstelde voor de mortaliteit van NO_2 zonder het cofoundingeffect van $PM_{2,5}$, in lijn lag met de Europese waarden die (CE Delft, 2017a); (CE Delft, 2018a) heeft uitgerekend.[69]

[69] In later werk, bijvoorbeeld voor het Schone LuchtAkkoord (CE Delft, 2021b), is ook voor Nederland geadviseerd om voor NO_x met de lage waardering voor gezondheid te werken omdat deze beter overeenkomt met de WHO (2013)-richtlijnen.

De berekende additionele schade van NO_2 is in Handboek Milieuprijzen 2017 toegevoegd aan het thema fotochemische smogvorming, omdat de effecten veel lijken op effecten die ook ten gevolge van het optreden van O_3 op leefniveau worden geteld.

Handboek Milieuprijzen 2023

In het Handboek Milieuprijzen 2023 hebben we de mortaliteit van NO_2 opnieuw bepaald aan de hand van de (COMEAP, 2018)-studie. We stellen voor om deze schade niet langer toe te voegen aan het thema fotochemische smogvorming maar een nieuwe routine te maken voor een nieuw endpoint in LCA: Nitrogen. Hieronder worden beide punten uitgewerkt.

De WHO stelde een RR voor van 1,055 voor NO_2 voor mensen ouder dan 30 jaar voor NO_2-concentraties met een jaargemiddelde boven de 20 µg/m^3 waarbij een overlap ontstaat met de effecten voor $PM_{2,5}$ in studies die zowel de schadelijke effecten van PM als NO_2 beschouwen. In (COMEAP, 2018) is nader onderzocht of deze overlap gekwantificeerd kon worden. De auteurs schrijven: *"We explored several approaches to account for possible confounding of the NO_2 mortality associations by associations of mortality with $PM_{2.5}$. However, we concluded that none of these potential approaches was appropriate and we have decided against formally deriving an NO_2 coefficient adjusted for effects associated with $PM_{2.5}$. Instead we have applied our judgement, informed by the available evidence, to propose a reduced coefficient which may be used to quantify the mortality benefits of reductions in concentrations of NO_2 alone, where this is necessary."*

De COMEAP-studie benadrukt dat er geen uniforme besluitvorming kon plaatsvinden hoe dit cofoundingeffect kon worden gekwantificeerd, maar dat een meerderheid van de onderzoekscommissie van mening was dat men kan overwegen om RR voor alle oorzaken van mortaliteit van 1,006 tot 1,013 per 10 µg/m^3 NO_2 te gebruiken voor het schatten van de effecten die alleen aan NO_2 kunnen worden toegeschreven, zonder drempels of leeftijdsgroepen. Voor het Handboek Milieuprijzen gaan we uit van het gemiddelde in deze range, hetgeen (afgerond) een RR van 1,01 per 10 µg/m^3 oplevert voor alle leeftijdsgroepen. Deze waarde is iets hoger dan die in (EEA, 2021), die voorzichtigheidshalve een RR van 1,008 heeft gehanteerd. Naast mortaliteitseffecten geeft NO_2 ook effecten op de ziektelast. Deze zijn dezelfde in onze studie en die van de (EEA, 2021). Tabel 40 geeft de RRs die zijn opgenomen voor NO_2.

Tabel 40 - Relative Risks meegenomen voor vervuiling met NO_2 (bron: WHO, 2013a)

Endpoint	Leeftijdsgroep	RR per 10 µg
Nieuwe gevallen van bronchitis symptomen bij kinderen met astma	5-14	1,021
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (korte termijn)	Alle	1,0027
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	Alle	1,018
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (lange termijn)	Alle	1,01*

* Relative risk bepaald op basis van (COMEAP, 2018).

6.5.7 Update: karakterisatiefactoren

ReCiPe 2016 onderscheidt de invloed van smog op menselijke gezondheid en ecosystemen (op land) en drukt de effecten op dit thema uit in kg NO_x-equivalenten. Er is geen verschil in karakterisatiefactoren voor de verschillende perspectieven omdat enkel kortlevende stoffen invloed hebben op de vorming van ozon.

Ten opzichte van ReCiPe 2008 zijn er aan aantal veranderingen doorgevoerd en is de informatie gebaseerd op (Van Zelm, et al., 2016) Zo waren de karakterisatiefactoren uit 2008 gebaseerd op Europese gemiddelden en zijn deze vervangen door wereldgemiddelden. Ook zijn er landspecifieke karakterisatiefactoren toegevoegd waarbij voor Nederland inderdaad blijkt dat NO_x-emissies leiden tot verminderde vorming van ozon, zoals beschreven in Paragraaf 6.5.1. Daarnaast is mortaliteit als gevolg van ademhalingsklachten en schade aan ecosystemen toegevoegd.

Tabel 41 - Karakterisatiefactoren smogvorming (hiërarchisch perspectief), ozonvormingspotentieel in kg NO_x-eq./kg voor menselijke gezondheid en schade aan ecosystemen

	Menselijke gezondheid		Ecosystemen	
Stof	Wereld	Nederland	Wereld	Nederland
NO_x	1	-0,48	1	0,16
NMVOC	0,18	0,69	0,29	1,10

6.5.8 Nieuwe milieuprijzen

De effecten van fotochemische smogvorming op de endpoints zijn gebaseerd op de schattingen uit (EEA, 2021). Voor ecosysteemeffecten hebben we de resultaten uit (EEA, 2021) rechtstreeks overgenomen. Voor menselijke gezondheid hebben we een aanpassing gedaan conform de paragrafen hierboven beschreven. Ook is de waardering aangepast aan het waarderingsraamwerk, zoals in Paragraaf 5.3 beschreven. Effecten op materialen, zoals rubber, zijn uitsluitend in de bovenwaarde meegenomen, zoals in Paragraaf 5.4 uitgelegd.

Alleen voor NMVOS en NO_x zijn de milieuprijzen direct bepaald. Alle andere milieuprijzen zijn afgeleid uit karakterisatie uit ReCiPe 2016. Bij de karakterisatie voor de midpoint-milieuprijs hebben we ons laten leiden door de generieke karakterisatiefactoren en niet die specifiek voor Nederland.[70] Overigens karakteriseert ReCiPe 2016 niet langer CH_4 en CO op hun bijdrage aan smogvorming. Deze stoffen hadden in het oude handboek weliswaar een hele lage milieuprijs op smogvorming, maar door de grote hoeveelheid emissies speelde dit toch een rol bij analyses waarbij gebruik werd gemaakt van milieuprijzen. Vermoedelijk is in ReCiPe geconcludeerd dat, aangezien deze stoffen tot hele lage karakterisatiefactoren leiden, dat dit niet significant verschillend is van 0. Omdat de schadelijkheid van beide stoffen in de gebruikspraktijk van het handboek wel een rol speelden, hebben we hun waarde berekend door uit te gaan van de relatie tussen CO/CH_4 en NMVOC uit de oude ReCiPe en deze te vermenigvuldigen met de landspecifieke karakterisatiefactor voor NMVOC uit ReCiPe 2016 en de prijs voor NMVOS in het nieuwe handboek.[71] Overigens is deze omre-

[70] De schadekosten voor NO_x in EEA (2021) zijn voor Nederland negatief. NO_x-emissies leiden dus tot een reductie in ozon. Ook ReCiPe komt op basis van een Europees atmosferisch model tot negatieve karakterisatiefactoren voor emissies van NO_x in Nederland. Hierdoor werkt de formule voor het berekenen van milieuprijzen niet langer goed, omdat beide negatieve waarden in de berekening van milieuprijzen een positieve waarde opleveren voor NO_x emissies. Deze domineert vervolgens de milieuprijs. Daarom is ervoor gekozen om bij de karakterisatiefactoren uit te gaan van de generieke (mondiale) karakterisatiefactoren in ReCiPe.

[71] De waardering voor CO en CH_4 zijn meegenomen bij de bepaling van de midpointprijs, dit leidt tot een ongeveer 10% hogere prijs voor Nederland dan wanneer CO en CH_4 niet zouden zijn meegenomen omdat ze niet langer karakteriseren op het thema smogvorming. Voor de EU27 (zie Hoofdstuk 7) leidt het meenemen van CO en CH_4 tot een 2% hogere milieuprijs op het midpointniveau.

kening alleen gedaan voor het thema menselijke gezondheid.[72] Dit geeft de milieuprijzen weergegeven in Tabel 42.

Tabel 42 - Milieuprijzen voor emissies op het thema smogvorming inclusief mortaliteit, in €$_{2021}$/kg

Stof	Onder	Centraal	Boven
NO_x	€ 5,69	€ 8,52	€ 13,05
NMVOC	€ 1,76	€ 2,73	€ 3,71
CO	€ 0,0510	€ 0,0815	€ 0,1125
CH_4	€ 0,0113	€ 0,0181	€ 0,0249
Formaldehyde*	€ 0,18	€ 0,30	€ 0,41

* Inclusief de schadelijke effecten van stikstofdioxiden.

** Bepaald via waardering van de karakterisatiefactor.

^ Uitsluitend effecten op menselijke gezondheid.

Ten opzichte van het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn de prijzen van de meeste stoffen lager met uitzondering van de prijs van NMVOS zelf, die ongeveer 25% hoger is. De lagere prijs voor NO_x heeft te maken met het feit dat het Handboek Milieuprijzen 2023 uitgaat van de (COMEAP, 2018)-studie om de dubbeltelling tussen NO_2- en PM-effecten te voorkomen en dit leidt tot een lagere inschatting van de schadelijkheid van NO_2.

Voor de prijs voor de midpointkarakterisatiefactoren zijn we uitgegaan van de onderverdeling in ReCiPe 2016 in smogvorming menselijke gezondheid en smogvorming ecosystemen.[73] Daar voegen we nog een apart midpoint aan toe: menselijke gezondheid door stikstofdioxide. LCA-gebruikers WORDEN aangemoedigd om in hun analyses de effecten op NO_x (of beter: NO_2) apart te berekenen en deze waarden te vermenigvuldigen met de hier gebruikte midpointprijzen. Omdat de andere stoffen een nulwaarde hebben op dit nieuwe midpoint kan men de twee midpointprijzen niet bij elkaar optellen.

Tabel 43 - Prijzen voor midpoint karakterisatiefactoren op het thema smogvorming en stikstofdioxiden, in €$_{2021}$/eenheid

Midpointkarakterisatiefactor	Gebied	Indicator	Onder	Centraal	Boven
Smogvorming – gezondheid*	NL	Kg NO_x-eq.	€ 0,99	€ 1,70	€ 2,21
Smogvorming – gezondheid*	EU27	Kg NO_x-eq.	€ 1,38	€ 2,1	€ 3,15
Smogvorming - ecosystemen	NL	Kg NO_x-eq.	€ 0,043	€ 0,043	€ 0,153
Smogvorming - ecosystemen	EU27	Kg NO_x-eq.	€ 0,416	€ 0,416	€ 0,526
Stikstofdioxiden - gezondheid	NL	Kg NO_x of NO_2	€ 6,30	€ 9,32	€ 14,08
Stikstofdioxiden - gezondheid	EU27	Kg NO_x of NO_2	€ 4,31	€ 6,37	€ 9,62

* Waardering voor gezondheid in de bovenvariant is inclusief waardering van effecten op gebouwen.

[72] Ook SO_2 gaf in de oude ReCiPe effecten op smogvorming. Dit is echter niet meegenomen omdat de schadelijkheid van SO_2 op menselijke gezondheid al (ruimschoots) in het midpoint fijnstofvorming is meegenomen en er mogelijkerwijs een dubbeltelling zou kunnen ontstaan als wij hier opnieuw een schadekost bij smogvorming zouden toevoegen.

[73] De effecten op gebouwen en materialen zijn hierbij bijgevoegd aan het thema ecosysteem.

6.6 Eutrofiëring

6.6.1 Omschrijving thema

Eutrofiëring is de verrijking van bodem, water en lucht met nutriënten (stikstof, fosfor en in mindere mate kalium) waardoor ecologische processen en natuurlijke kringlopen verstoord kunnen worden. Eutrofiëring wordt ook wel vermesting genoemd. Vermesting leidt tot veranderingen in biomassa en in soortensamenstelling op verschillende niveaus van planten- en diergemeenschappen. Deze verhoogde beschikbaarheid kan het gevolg zijn van de externe aanvoer van voedingsstoffen, of kan veroorzaakt worden door wijzigingen in de water of mineralenhuishouding (interne vermesting). De verhoging moet altijd worden bezien in relatie tot de 'natuurlijke' voedselrijkdom in de ecosystemen.

In de systematiek van ReCiPe is er geen thema dat samenhangt met eutrofiëring door uitstoting van vermestende stoffen in de lucht. Omdat de dosiseffectrelaties van vermestende stoffen die in de lucht worden uitgestoten op de bodems dezelfde zijn als voor het thema verzuring, hebben we deze daar meegenomen (zie Paragraaf 6.7). Dit hoofdstuk betreft eutrofiëring van water en directe belasting van de bodems.

6.6.2 Bronnen

Vooral de landbouw is een belangrijke bron van vermestende emissies in Nederland door toepassing van meststoffen en de ontlasting van dieren. Daarnaast zorgen afvalwaterlozingen en het storten van slib tot vermestende emissies naar bodem en water.

6.6.3 Effecten

Op het land vormt eutrofiëring een bedreiging met name voor die ecosystemen waar de beperkt beschikbare stikstof de concurrentie tussen soorten beslecht. Heides, schraalgraslanden en sommige bostypes zijn zeer gevoelig voor stikstofvermesting via depositie uit de lucht of via water (VMM, 2013c). Eutrofiëring van wateren kan leiden tot algengroei die het zuurstof in het water doet afnemen en kan leiden tot vissterfte.

6.6.4 Indicator voor karakterisatie

Eutrofiëring wordt in ReCiPe 2016 bepaald voor vermesting van zoetwater ten gevolge van emissie van fosfor en fosfaathoudende stoffen en voor vermesting van zoutwater ten gevolge van emissies van stikstof. Karakterisatiefactoren worden afgeleid voor emissies op landbouwgronden, emissies in zoetwater en emissies in zoutwater. Voor zoetwater wordt de emissie uitgedrukt in kg P-eq. (fosfor). Voor zoutwater wordt de karakterisatiefactor uitgedrukt kg N-eq. (stikstof). Zowel P en N zijn meststoffen.

6.6.5 Behandeling in Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn de milieuprijzen voor N en P op het thema eutrofiëring gebaseerd op de heffinghoogte voor lozingen van N en P op oppervlaktewateren. In Nederland geldt een tarief van € 37,28 per vervuilingseenheid aan zuurstofbindende stoffen, ofwel veO. Eén vervuilingseenheid vertegenwoordigt het jaarlijks verbruik van 54,8 kilogram zuurstof. Voor fosfor komt de lozing van 20 kg fosfor overeen met 1 vervuilingseenheid. De schaduwprijs voor fosfor werd daarom gelijkgesteld aan € 1,86 per kg fosfor voor emissies naar water. Deze schatting sloot goed aan bij de waardering die volgde uit een alternatieve methode waarbij het nadelige effect van eutrofiëring op soortenrijkdom direct werd gekwantificeerd op basis van de waardering op endpointniveau uit ReCiPe 2008.

Op basis van de hierboven genoemde heffingskostenmethode werd de schaduwprijs voor 1 kg N geschat op € 3,11. Dit werd in het vorige handboek gehanteerd als schatting voor de milieuprijs van nitraten op oppervlaktewateren en kwam overeen met de ReCiPe-midpoint-karakterisatiefactor van 1 kg Nitrogen totaal geloosd op niet-specifieke locatie. Indien de stikstof direct werd geloosd in de oceaan, werd een 43% hogere milieuprijs aanbevolen.

In deze versie van het handboek is de waardering van de externe effecten van meststoffen opnieuw bepaald aan de hand van een literatuuroverzicht van stated en revealed preference-onderzoeken. Daarnaast laten we zien hoe de resulterende prijzen zich verhouden tot de marktprijzen van dierenrechten (fosfaatrechten, pluimveerechten en varkensrechten) en de heffingshoogten. We doen dit eerst voor de milieuprijs van fosfor (Paragraaf 6.6.6) en vervolgens voor de milieuprijs van stikstof (Paragraaf 6.6.7).

6.6.6 Onderzoek nieuwe milieuprijs fosfaathoudende stoffen

Sinds de uitgave van het vorige handboek zijn de heffingshoogtes per vervuilingseenheid onveranderd gebleven. De huidige heffingshoogte vertaalt zich naar een heffing van 1,86 €/kg fosfor voor emissies naar water. Omdat de heffingshoogte sinds de inwerkingtreding van de Waterwet in 2009 niet is gecorrigeerd voor inflatie en toenemende schaarste van natuurlijk kapitaal (zie Paragraaf 5.4), vormt de huidige heffingshoogte waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijke schadekosten. We corrigeren de heffingshoogte daarom voor inflatie en met een constante prijsstijging van 1% per jaar. Zo ontstaat een kostenschatting van 2,56 €/kg fosfor.

Ook na inflatiecorrectie zijn deze kosten lager dan de kosten die (Hansen, et al., 2009) vinden op basis van onderzoek naar de relatie tussen huizenprijzen en waterkwaliteit in Zuid-Noorwegen. Overtollige emissies van fosfor leiden tot vertroebeling van zoetwater. (Hansen, et al., 2009) vinden een negatief effect van de vertroebeling op de verkoopwaarde van nabijgelegen huizen. Op basis van een revealed preference-studie, vinden de onderzoekers externe kosten van 4,19 €/kg P voor fosforemissies naar de bodem (prijspeil 2009). (IEEP et al. , 2021) vertalen deze kosten naar een Europees gemiddelde van € 0,90 (prijspeil 2021)[74]. Dit gemiddelde ligt lager omdat Noorwegen meer zichtbare meren kent dan andere Europese landen. Laatstgenoemde kosten dienen nog gecorrigeerd te worden voor de toenemende schaarste van onvervangbare natuur, à 1% per jaar. Dit leidt tot een Europees gemiddelde prijs van 1,01 €/kg bij fosforemissies naar de bodem. Omdat deze schatting de kosten weergeeft van emissies naar de bodem en in ReCiPe verondersteld wordt dat slechts een tiende van het fosfor uitspoelt naar zoetwater, leidt deze methode tot een milieuprijs van 10,13 €/kg P naar water.

Ten slotte kunnen we de schadekosten van emissies van fosfor schatten op basis van waardering van verlies aan biodiversiteit. Hiervoor gebruiken we de waardering van Species.year voor zoetwater, uit Paragraaf 5.4. Met behulp van de mid- to -endpointkarakterisatiefactor voor P kan deze waardering omgerekend worden naar een milieuprijs van 5,53 €/kg P naar water.

Omdat geen van deze drie datapunten een duidelijk superieure methode kent, presenteren we drie milieuprijzen voor emissies van fosfor naar zoetwater: een lage, centrale en hoge prijs. Deze drie prijzen zijn gebaseerd op respectievelijk de heffingskostenmethode, de biodiversiteitsmethode en de huizenprijzenmethode. Tabel 44 vat de resultaten samen, zowel voor P-totaal als voor fosfaat (PO_4).

[74] Ontvangen via persoonlijke communicatie.

Tabel 44 - Milieuprijzen voor emissies van fosfor (totaal) en fosfaat naar zoetwater in Nederland, in €$_{2021}$/kg

	Onder	Centraal	Boven
P-totaal	€ 2,56	€ 5,53	€ 10,13
Fosfaat (PO_4)	€ 0,84	€ 1,82	€ 3,34

Relatie met marktprijzen voor dierenrechten

We kunnen bovengenoemde schadekostenschattingen vergelijken met schattingen die volgen uit toepassing van de preventiekosten. Hiervoor kijken we naar de marktwaarde van dierenrechten die in het leven zijn geroepen om de emissies van fosfor te beperken.
We beschouwen drie verschillende dierenrechten: fosfaatrechten (voor melk- en rundvee), pluimveerechten en varkensrechten. Fosfaatrechten werden in kalenderjaar 2022 verkocht voor prijzen rond de 45 €/kg P (Fosfaatrecht.nu, 2022).
Varkensrechten en pluimveerechten – die ook in het leven zijn geroepen met als primair doel om fosfaatemissies te beperken - kenden een fors lagere marktwaarde van tussen de 3 en 5 €/kg P (Pluimveerechten.nu, 2022; Varkensrechten.nu, 2022).
De prijs van pluimvee- en varkensrechten kent dezelfde ordegrootte als de hierboven berekende milieuprijs op basis van de schadekostenmethode. De prijs van fosfaatrechten ligt echter een stuk hoger. Een mogelijke verklaring schuilt in het feit dat de Nederlandse fosfaatemissies de afgelopen jaren een aantal keren boven het Europese wettelijke plafond zijn uitgekomen, waardoor de overheid genoodzaakt was om fosfaatrechten uit de markt te halen (o.a. via afroming). De plotselinge schaarste die hierdoor ontstond heeft de marktprijs vermoedelijk opgedreven.

6.6.7 Onderzoek nieuwe milieuprijs stikstof

Ook voor de nieuwe milieuprijs voor stikstof op het thema eutrofiëring hebben we gekeken naar drie bronnen: de hoogte van de milieuheffing voor stikstoflozingen en twee academische studies die gebruikmaken van respectievelijk stated- en revealed preference-methoden.

Net als voor fosfor zijn de heffingshoogtes voor lozingen van stikstof onveranderd gebleven: 3,11 €/kg reactief stikstof voor emissies naar water. Wanneer we deze prijzen corrigeren voor inflatie, en toenemende schaarste van natuurlijk kapitaal, komen we uit op schadekosten van 4,28 €/kg N. Merk op dat lozingen van stikstofhoudende stoffen vooral plaatsvinden naar zoetwater, terwijl de milieuprijs voor emissies van N wordt beschreven in termen van emissies naar zeewater. Omdat niet alle N die wordt geloosd op zoetwater ook zeewater zal bereiken, liggen de schadekosten hoger bij directe lozing op zeewater. Toepassing van de mid- to betreffende karakterisatiefactor voor emissies van N op zoetwater uit ReCiPe resulteert in een kostenschatting van 3,33 * € 4,28 = € 14,25 per kg N naar zeewater. Deze schadekosten liggen redelijk in de buurt bij gevonden schadekosten van annex 3 van (IEEP et al. , 2021). Op basis van de eerder besproken huizenkostenmethode, ditmaal toegepast op kuststreken, vinden de onderzoekers een Europees gemiddelde waardering van 7,64 €/kg surplus N, voor stikstofemissies naar zoutwater (peiljaar 2021). Omdat Nederland een groot stikstofoverschot kent, gaan we ervan uit dat deze 7,64 €/kg surplus N ook gebruikt kan worden als marginale milieuprijs per kg N-emissies.[75] (Grinsven, et al., 2013) gaan ten slotte uit van schadekosten van 5-20 €/kg N.

[75] Dit impliceert dat als er een gemiddelde voor Nederland van alle N-totaal-emissies wordt genomen dit mogelijkerwijs tot een bovenschatting leidt. In dat geval is het beter om wel te werken met het surplus aan N dat er bijkomt.

De bovengrens van deze range is gebaseerd op studies van (Söderqvist, T & Hasselström, L, 2008) en (Gren et al., 2008)[76].
De ondergrens is door de onderzoekers – enigszins arbitrair – op 25% van de bovengrens gezet. We kiezen er daarom voor om alleen de bovengrens te gebruiken en deze te corrigeren voor inflatie en toenemende schaarste van onvervangbare natuur. Dit leidt tot een schatting van 27,60 €/kg N naar zeewater. Tabel 45 geeft een overzicht van de nieuwe lage, centrale en hoge prijzen.

Tabel 45 - Nieuwe milieuprijzen voor emissies van stikstof naar zoet- en zoutwater in Nederland, in €$_{2021}$/kg

Stof	Lozingscompartiment	Onder	Centraal	Boven
N-totaal	Zoetwater	€ 2,27	€ 4,23	€ 8,19
N-totaal	Zoutwater (zeewater)	€ 7,6	€ 14,3	€ 27,6

Relatie met marktprijzen voor dierenrechten

Ook voor stikstof kunnen we bovengenoemde schadekostenschattingen vergelijken met schattingen die volgen uit toepassing van de preventiekosten. Hiervoor kijken we naar de marktwaarde van ammoniakrechten. Ammoniakrechten worden momenteel aangekocht door private partijen om stikstofuitstoot van nieuwe projecten extern te salderen. Prijzen verschillen sterk per regio omdat stikstofoverschotten een sterke geografische variatie vertonen. Volgens online broker ammoniakrechten.nl worden ammoniakrechten momenteel verkocht voor 10 tot 160 €/kg reactief stikstof (Ammoniakrechten.nl, 2022). Deze bovengrens is flink hoger dan de door ons gevonden hoge milieuprijs.

Er zijn twee belangrijke verklaringen voor deze discrepantie:
1. Ammoniakrechten worden verkocht om stikstofemissies naar de lucht te compenseren. Veel van deze emissies komen neer op de bodem. De in deze paragraaf bepaalde milieuprijzen dekken alleen de schadekosten voor emissies naar water, en niet de schadekosten voor emissies naar de bodem (deze komen in Paragraaf 6.7 aan de orde).
2. Ammoniakrechten kennen momenteel een extra hoge prijs als gevolg van de stikstofcrisis. Na de uitspraak van de Raad van State over de Programmatische Aanpak Stikstof ontstond per direct een schreeuwend tekort aan stikstofruimte, welke nodig is om natuurvergunningen te bemachtigen. Het lijkt zeer waarschijnlijk dat deze plotselinge toename van de vraag tot kunstmatig hoge prijzen heeft geleid.

6.7 Verzuring en vermesting van bodems

6.7.1 Omschrijving thema

Verzuring wordt omschreven als de gezamenlijke effecten van luchtverontreinigende stoffen die via de atmosfeer worden aangevoerd en waaruit zuren (zwavelzuur en salpeterzuur) kunnen worden gevormd. Deze zuren kunnen via droge en natte depositie neerslaan op de bodem en daar effecten veroorzaken. Het zijn de effecten op de bodem die bepalen of een stof tot verzuring leidt, niet de chemische eigenschappen van de stof zelf. Ammoniak bijvoorbeeld is zelf niet zuur, maar basisch. Na depositie, wordt het door bacteriën omge-

[76] Op dit moment vindt er een studie plaats die de schadekosten opnieuw onderzoekt in het UNEP-UKCEH/GEF project 'Towards the establishment of an international nitrogen management system' (communicatie Hans van Grinsven). Omdat hier de resultaten nog niet van beschikbaar zijn kunnen wij deze niet meenemen bij het bepalen van de milieuprijzen.

zet in nitraat (nitrificatie) of door planten opgenomen als ammonium. Beide processen werken verzurend. Daarom wordt ammoniak ook meegenomen onder het thema verzuring.

Een deel van de stikstof wat op bodems neervalt wordt niet omgezet in verzurende stoffen maar blijft beschikbaar als meststoffen. Eutrofiëring van bodems leidt net als verzuring tot een afname van de soortenrijkdom en dus een vermindering van biodiversiteit. In praktijk blijken beide effecten niet goed van elkaar te onderscheiden (Stevens, et al., 2010). Daarom worden ze in dit handboek samengenomen.
Verzurende en vermestende stoffen hebben lange verblijftijden in de atmosfeer en kunnen daardoor over lange afstanden getransporteerd worden. Dit geldt vooral voor SO_2 en NO_x. Verzuring is dan ook een grensoverschrijdend probleem dat noodzakelijkerwijze een gecoördineerde internationale aanpak vereist, zoals in Europa bij de NEC-plafonds. NH_3 verdwijnt overigens sneller uit de atmosfeer, door droge depositie nabij de bronnen of door omzetting naar secundaire aerosolen (VMM, 2013a).

6.7.2 Bronnen

Antropogene activiteiten zoals de landbouw (veeteelt) en het gebruik van fossiele energiebronnen veroorzaken potentieel verzurende emissies. Ook natuurlijke bronnen dragen bij aan verzuring. Bij vulkaanuitbarstingen bijvoorbeeld worden grote hoeveelheden zwaveldioxide uitgestoten die over grote afstanden kunnen worden getransporteerd.

Vermesting ontstaat vooral door activiteiten in de landbouw en in mindere mate door verbranding van biomassa en fossiele brandstoffen (zie ook Paragraaf 6.6).

6.7.3 Effecten

Verzuring geeft effecten op ecosystemen en gebouwen. Vermesting geeft primair effecten op ecosystemen. Daarnaast kan NH_3 ook nog stankoverlast (hinder) veroorzaken en kan in zeer hoge concentraties tot gezondheidsschade leiden. Daarnaast resulteren alle verzurende en vermestende stoffen ook tot gezondheidsschade via de vorming van secundaire aerosolen. Deze zijn meegenomen bij het thema fijnstofvorming.

Ecosystemen

Een bodem verzuurt wanneer het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert. Bodemverzuring is zowel het gevolg van antropogene als natuurlijke processen. Natuurlijke bodemverzuring kan plaatsvinden wanneer er een neerslagoverschot bestaat. In Nederland regent het meer dan planten en landbouwgewassen kunnen opnemen. Dit overschot draineert weg in de bodem en neemt opgeloste zuurbufferende stoffen, zoals kalium, calcium en magnesium, mee naar diepere bodemlagen. Emissies van SO_2, NO_x en NH_3 kunnen dit proces versnellen. Verzuring van bodems leidt tot verminderde plantengroei en ziektes bij planten. Ook het bodemleven, zoals schimmels en regenwormen, kunnen schade ondervinden van verzuring. Door het verdwijnen van diepgravende regenwormsoorten vermindert ook de vermenging van de humus met de minerale bodem en de bodemverluchting (VMM, 2013a). Ook slakken en vogels kunnen schade ondervinden van een verminderde beschikbaarheid van calcium door verzuring.

Emissies van NH_3 en NO_x leiden ook tot vermesting. Aan de ene kant heeft vermesting een positief effect op de ecosystemen doordat de productiviteit van bijvoorbeeld voedselgewassen toeneemt. Aan de andere kant leidt vermesting tot verschraling van de natuur en een verlies aan biodiversiteit. De schade van dit tweede effect is (flink) groter dan de opbrengsten van het eerste effect.

Gebouwen

Verzurende emissies kunnen leiden tot versnelde aantasting van gebouwen, vooral van kalkhoudende steensoorten en beton. Dit is in Paragraaf 5.5 beschreven.

Gezondheid

Gezondheidseffecten ontslaan primair door de vorming van secundaire aerosolen die zijn behandeld in Paragraaf 6.4, en smogvorming die is behandeld in Paragraaf 6.5. Er is enig bewijs dat vooral SO_2 en NH_3 daarnaast nog tot additionele schade kunnen leiden. Zwaveldioxide werkt in op de slijmvliesmembranen van de mond, neus en longen.
De belangrijkste impact is op de ademhalingsfunctie. Zwaveldioxide wordt namelijk in de luchtwegen in contact met water omgezet in zwavelzuur wat vernauwing van de luchtwegen veroorzaakt, met bronchitis en bij chronische blootstelling zelfs verhoogde sterfte tot gevolg. Gezien de lage concentraties die tegenwoordig nog optreden, is het evenwel niet waarschijnlijk dat zwaveldioxide ook nu nog een belangrijke rol speelt (VMM, 2013a).

Ammoniak kan ook effecten veroorzaken in de luchtwegen, maar dat zal zich pas voordoen bij relatief hoge concentraties die zich waarschijnlijk zullen beperken tot situaties 'op de arbeidsplek' bij bedrijven waar intensieve veeteelt plaatsvindt. Aangezien het Handboek Milieuprijzen prijzen geeft voor een gemiddelde concentratie in Nederland, kan dit handboek niet in dergelijke gevallen worden gebruikt.

6.7.4 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

Milieuprijzen voor verzuring/vermesting in het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn aan de hand van het NEEDS-model ingeschat. De effecten op biodiversiteit en gewassen zijn ingeschat door middel van NEEDS, waarbij gecorrigeerd is voor de lagere emissies die er anno 2015 in Nederland plaatsvonden.

(EEA, 2021) heeft ook een waardering gegeven voor het verlies aan biodiversiteit door eutrofiëring. Verzuring is hierbij niet in ogenschouw genomen. De waardering van biodiversiteit is gebaseerd op een WTP-studie die heeft gekeken naar de betalingsbereidheid voor natuurgebieden: daarom heeft (EEA, 2021) uitsluitend een overschrijding van de kritieke depositiewaarden in Natura 2000-gebieden gemodelleerd.

In het NEEDS 2008-project was ook de waardering primair gebaseerd op waardering van Natura 2000-gebieden, maar werd die waardering omgezet in een waardering voor soortenrijkdom die vervolgens op elk gebied van toepassing kon worden verklaard. Een waardering van het verlies aan soortenrijkdom is in principe ook via ReCiPe 2016 te verkrijgen via de endpointkarakterisatiefactoren. De volgende tabel geeft de resultaten via de verschillende benaderingswijzen weer voor de stoffen die een rol spelen bij verzuring.

Tabel 46 - Schadekosten per kg emissie vanaf Nederlands grondgebied volgens drie studies, omgerekend naar €$_{2021}$/kg

	NO_x	NH_3	SO_2
(EEA, 2021)	€ 0,05	€ 0,07	€ 0
NEEDS 2008 (NEEDS, 2008a)*	€ 1,70	€ 5,52	€ 0,53
ReCiPe 2016 endpointwaardering (Huijbregts, et al., 2016)**	€ 3,36	€ 18,27	€ 9,32

* Gebaseerd op het scenario MetAv_Sall - year 2020.

** Gebaseerd op globale karakterisatiefactoren met een correctie voor biodiversiteitswaardering excl. crop losses.

Hieruit blijkt dat de spreiding in de resultaten enorm groot is. De waardering die in NEEDS plaatsvindt komt het meest overeen met onze benadering van de waardering van biodiversiteit door middel van een waarde voor de Potentially Disappeared Fraction (PDF). We stellen daarom voor om uit te gaan van de NEEDS-modelresultaten, mede omdat deze ook in het midden liggen van de andere schattingen.

Bij de update van de milieuprijzen hebben we verder de volgende stappen uitgevoerd:
- de NEEDS-modelresultaten zijn gecorrigeerd voor de lagere emissies die er nu plaatsvinden in vergelijking met 2008 en de hogere waardering van biodiversiteit (Paragraaf 6.7.5);
- de karakterisatiefactoren zijn nu gebaseerd op ReCiPe 2016 (zie Paragraaf 6.7.6);
- bij het thema verzuring hebben we de schadekosten van verzurende emissies (SO_2 en NO_x) aan gebouwen toegevoegd (zie Paragraaf 5.5).

6.7.5 Update van de resultaten uit het NEEDS-project

Voor de effecten van verzuring hebben we uitsluitend gekeken naar de effecten van depositie van N en S op de biodiversiteit. In het NEEDS 2008-project waren deze gebaseerd op EcoSense-modelruns (zie Bijlage C.3.8). Deze zijn door ons gebruikt als basis voor de berekeningen. De NEEDS-modelresultaten zijn door ons aangepast op de volgende wijze:
- De effecten zijn berekend door schaling van de daadwerkelijke emissies op Nederlands grondgebied in 2019 op de emissies die achter de NEEDS-modelresultaten zitten voor emissies in de scenario's voor 2010 en 2020. De daadwerkelijke emissies voor SO_2, NO_x en NH_3 zitten tussen deze modelresultaten in zodat de schaling de daadwerkelijke effecten op de bodems in Nederland weergeeft.
- De prijzen en waardes voor biodiversiteit zijn aangepast aan het prijsniveau van 2021, rekening houdend met een autonome groei in de waarde van biodiversiteit (onomkeerbare natuur) van 1%, conform de uitgangspunten in Paragraaf 5.4.
- De waardering voor de onder- en bovenwaarden is aangepast aan de variatie in de waardering voor soortenrijkdom die in dit handboek wordt gebruikt voor de waardering van biodiversiteit (zie Paragraaf 5.4).

6.7.6 Update: indicatoren voor karakterisatie

In ReCiPe 2016 worden SO_2, NO_x en NH_3 beschouwd als potentieel verzurende stoffen. De potentieel verzurende stoffen beschikken elk over een verschillend zuurvormend vermogen, ook wel potentieel zuurequivalent (= pot. Zeq.) genoemd. Eén mol H+-ionen is gelijk aan één zuurequivalent. In ReCiPe 2016 wordt de indicator: SO_2-equivalenten gebruikt. Hierbij worden de zuurequivalenten omgerekend naar de hoeveelheid zuur die door SO_2 veroorzaakt kan worden. Voor verzuring wordt geen verschil gemaakt tussen verschillende waardeperspectieven.

Tabel 47 - Karakterisatiefactoren voor verzuring (wereld gemiddelden) in ReCiPe 2016, in kgSO_2-eq./kg

Stof	Wereld	Nederland
NO_x	0,36	4,05
NH_3	1,96	0,73
SO_2	1,00	1,98

* Er is geen verschil in zuurvormende vermogen tussen verschillende perspectieven.

Een probleem met deze karakterisatiefactoren is dat ze in principe adequaat de situatie beschrijven met betrekking tot verzuring maar niet noodzakelijkerwijs met betrekking tot vermesting waar NH_3 in Nederland een veel groter aandeel heeft in vermesting dan de weergegeven karakterisatiefactor. Om dit probleem te omzeilen is er voor verzuring een andere routine ontwikkeld bij de bepaling van de midpointkarakterisatieprijs waarbij de prijs van individuele stoffen niet alleen zijn gewogen met de emissies maar met de emissies maal de karakterisatiefactor. Op deze manier wordt de *kans* berekend dat een score op de midpointfactor 'verzuring' veroorzaakt door een emissie van NO_x, NH_3 of SO_2.[77] Door deze kans te vermenigvuldigen met de schadekosten (die ook door vermesting worden veroorzaakt) ontstaat er een inschatting van de prijs die hoort bij een score op dit midpoint. Hierbij is gebruikgemaakt van de wereldgemiddelde karakterisatiefactor.

6.7.7 Milieuprijzen

De resulterende milieuprijzen op het thema verzuring omvatten:
- schade aan de biodiversiteit door verandering in bodemgesteldheid door verzurende en vermestende emissies;
- schade aan gebouwen (schoonmaakkosten en herstelkosten) die niet door het thema fijnstofvorming worden gedekt.

Tabel 48 - Milieuprijzen ten gevolge van emissies naar lucht op het thema verzuring/vermesting op ecosystemen en schade aan gebouwen, in €$_{2021}$/kg

Verzuring/vermesting	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
SO_2	€/kg	€ 1,679	€ 4,779	€ 9,869
NO_x	€/kg	€ 0,347	€ 1,427	€ 3,508
NH_3	€/kg	€ 0,38	€ 0,55	€ 0,71
Midpointkarakterisatiefactor	€/kg SO_2-eq.	€ 3,38	€ 6,46	€ 10,72

Hierbij moet bedacht worden dat deze waardes voor vermesting een onderschatting opleveren van de betalingsbereidheid die ontstaat als de daadwerkelijke stikstofruimte als uitgangspunt wordt genomen voor monetarisering. Zoals uitgelegd in Paragraaf 6.6.7 worden er op dit moment in de markt hele hoge prijzen betaald voor stikstofruimte, afhankelijk van de locatie van uitstoot. Deze schade is niet meegenomen bij deze prijzen hierboven.

6.8 Humane toxiciteit

6.8.1 Omschrijving thema

Humane toxiciteit betreft alle overige stoffen die tot gezondheidsschade kunnen leiden bij de mens en die primair toxisch van aard zijn. Het gaat hierbij vooral om zware metalen en verbindingen uit de chemische industrie die, onder meer, worden gebruikt als bestrijdingsmiddelen in de landbouw of als vlamvertragers in producten. De toxische effecten kan men onderscheiden in:
- acuut en giftige toxische stoffen;
- stoffen die kankerverwekkend zijn (carcinogeniteit);
- stoffen die het DNA veranderen (mutageniteit);
- stoffen die tot voortplantingseffecten leiden (teratogeniteit);

[77] In formulevorm wordt het volgende berekend: $Midpointprijs\ Thema, j = \frac{\sum_i CF_{i,j} * E_i * DC_{i,j}}{\sum_i CF_i * E_i}$ waarbij CF = karakterisatiefactor voor stof i op thema j, E de emissies zijn van stof i en DC de schadekosten zijn van stof i op thema j.

- stoffen die tot irritatie en schade leiden huid, oogweefsel of luchtwegen;
- stoffen die het zenuwstelsel aantasten en leiden tot, bijvoorbeeld, problemen bij de mentale en fysieke ontwikkeling van (ongeboren) kinderen.

6.8.2 Stoffen en bronnen

De belangrijkste stoffen die effecten geven op het thema toxiciteit zijn zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen, pesticiden en biociden en een heel scala aan specifieke chemische verbindingen die in producten of halffabricaten worden gebruikt.

Vooral zware metalen zijn belangrijke bronnen van human toxiciteit. Zware metalen komen vrij tijdens het productieproces ten gevolge van mijnbouwactiviteiten en raffinage. Ze worden in kleine concentraties geloosd als afvalwater of komen vrij als sporenelementen bij verbrandingsprocessen van afval, ertsen en fossiele brandstoffen en verspreiden zich vervolgens door de lucht. Daarnaast zitten de zware metalen in veel producten zoals verf, mobiele telefoons, bouwmaterialen, meststoffen, etc. Via afval of uitspoeling komen ze in het milieu terecht.

Voor gechloreerde koolwaterstoffen betreft het primair stoffen die via verbranding van afval in ons leefmilieu terechtkomen. Naast de luchtwegen worden deze stoffen ook via het voedsel opgenomen. De voornaamste bron van pesticiden en biociden betreft de landbouw.

Beleidsmatig worden deze stoffen in Nederland geschaard onder de ‘Zeer Zorgwekkende Stoffen’(ZZS). ZZS zijn stoffen die gevaarlijk zijn voor mens en milieu omdat ze bijvoorbeeld de voortplanting belemmeren, kankerverwekkend zijn of zich in de voedselketen ophopen. Veel van de stoffen die onder humane toxiciteit vallen hebben ook effecten op ecotoxiciteit, alhoewel de kennisbasis over effecten van stoffen kleiner is op het thema ecotoxiciteit dan op het thema humane toxiciteit.

In zijn totaliteit omvat deze groep in het Handboek Milieuprijzen bijna 3.000 stoffen.

6.8.3 Effecten

De toxische effecten van zware metalen zijn het meest bekend. Zware metalen die het meest toxisch zijn omvatten onder meer arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, platina en zink. Naast carcinogene eigenschappen tasten ze ook specifieke functies in het lichaam aan, zoals schade aan de lever (koper), hersenen en cognitief leervermogen (lood) en zenuwstelsel (kwik). Zware metalen kunnen menselijke gezondheidseffecten veroorzaken door directe inname via de longen, of zich verspreiden door de voedselketen via opname door planten en dieren. Via doorsijpelen in de bodem kunnen zware metalen ook het grondwater bereiken.

Naast zware metalen zijn ook de toxische eigenschappen van een groot aantal chemische stoffen geleidelijk aan bekend geworden. Deze stoffen zijn alom vertegenwoordigd en worden toegepast in producten, verpakkingen, etc. Vaak wordt de schade pas na verloop van tijd bekend – vooral als het gaat om niet-acute gezondheidsschade, zoals schade aan voortplanting of lichaamsfuncties. Zo werden de toxische effecten van dioxines, gechloreerde koolwaterstofverbindingen in de jaren ’70 bekend na een aantal incidenten in fabrieken (waaronder die in Seveso en Amsterdam) waarbij werknemers kampten met acute en chronische gezondheidsklachten na blootstelling in hoge concentraties. Vervolgens is men in de toen gaan inzien dat dioxines ook in lagere concentraties toxisch zijn en zich langzaam accumuleren in het lichaam van mensen en dieren (dioxines zijn oplosbaar zijn in vetten). Vervolgens is gebleken dat ook in de familie van stoffen waartoe de dioxines behoren (de

koolwaterstofverbindingen, polychloorbifenylen, oftewel PCBs) zich stoffen bevinden die ook toxische effecten kennen.

Ook het gebruik van pesticiden en biociden kent gezondheidseffecten voor de mens die de laatste decennia meer inzichtelijk worden door beter onderzoek. Ze worden o.a. in de landbouw gebruikt om planten te beschermen tegen plagen, ziekten en overwoekering door onkruid (gewasbeschermingsmiddelen). Daarnaast zitten in veel van onze producten chemische stoffen die gezondheidseffecten kennen, zoals broomhoudende vlamvertragers, weekmakers in plastics of stoffen die gebruikt worden in producten als drukinkt. Vaak lijken deze producten in eerste instantie niet schadelijk te zijn voor de mens, maar komt na verloop van tijd meer informatie beschikbaar over de uitloging van de stoffen, inname via voedsel of huidcontact en de potentieel langetermijnschadelijkheid van deze stoffen.

Aparte aandacht behoeft nog stoffen die bio-accumulatief zijn. Een deel van de schadelijke stoffen wordt niet of nauwelijks afgebroken als ze in de natuur terechtkomen. Men moet hierbij bijvoorbeeld denken aan PFAS. Omdat deze stoffen waarschijnlijk zeer lang in het milieu verblijven bestaat er het risico dat later alsnog toxische effecten worden ontdekt die aan deze stoffen kunnen worden toegeschreven. Voor dergelijke stoffen zijn milieuprijzen niet geschikt omdat milieuprijzen geen rekening houden met toekomstige schade die kan ontstaan door voortschrijdend inzicht. Bij dergelijke stoffen zou waardering met milieuprijzen altijd een onderschatting van de daadwerkelijke schade opleveren, Stoffen die na verspreiding niet in het milieu worden afgebroken zouden met een risicoanalyse moeten worden geanalyseerd (zie ook Paragraaf 2.8).

6.8.4 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is geconstateerd dat waarderingen voor humane toxiciteit heel erg uiteenlopen. Op basis van de resultaten uit NEEDS 2008, directe endpointwaardering via ReCiPe 2008-karakterisatiefactoren; directe endpointwaardering via ILCD-karakterisatiefactoren en de berekeningen uit (Nedellec & Rabl, 2016) in het AMESTIS-project naar de schadekosten van toxische metalen werd een gemiddelde berekend van schadekosten voor vier metalen en is daar een waardering voor IQ-effecten aan toegevoegd.

De schadekosten berekend in het Handboek Milieuprijzen geven over het algemeen een relatief lage waardering voor humane toxiciteit. In recent onderzoek voor het ILT en het ministerie van IenW heeft (CE Delft, 2021b) opnieuw gekeken naar de wetenschappelijke literatuur over de schadelijke effecten op mortaliteit en morbiditeit van toxische stoffen (zie Bijlage F in dat rapport voor een totaal overzicht). Deze studie komt tot het inzicht dat de vermelde waarden in het Handboek Milieuprijzen slechts een fractie vormen van de schadelijke effecten die in de wetenschappelijke literatuur worden benoemd. Ook (EEA, 2021) heeft opnieuw de bewijslast herzien van schadelijke stoffen en geconcludeerd dat deze veel omvangrijker is dan in eerder onderzoek werd aangenomen.

Voor dit handboek hebben we daarom het volgende ondernomen:
- De waardering voor individuele stoffen is aangepast door de resultaten van (CE Delft, 2021b) te ijken op de resultaten uit (EEA, 2021) (zie Paragraaf 6.8.5). Hierbij zijn we van vier naar tien stoffen gegaan waarvoor schadekosten zijn opgesteld.
- De karakterisatiefactoren zijn gebaseerd op ReCiPe 2016 die stoffen op twee thema's humane toxiciteit (kankerverwekkend en niet-kankerverwekkend) karakteriseert (zie Paragraaf 6.8.6).

6.8.5 Update: schadekostenschattingen individuele stoffen

(EEA, 2021) heeft een nieuwe inschatting gemaakt van de schadelijkheid van toxische stoffen. In vergelijking met oudere studies zijn hierbij meer effecten onderscheiden. Tabel 49 geeft een overzicht van de stoffen en effecten die in EEA zijn opgenomen. In (CE Delft, 2021b) is er een additionele analyse gedaan naar de wetenschappelijke literatuur over de effecten van een aantal stoffen die door (EEA, 2021) zijn beschouwd. Hieruit blijkt dat de effecten in (EEA, 2021) weliswaar een uitbreiding bevatten van de originele NEEDS- resultaten (waarbij primair naar kanker- en IQ-effecten werd gekeken), maar nog niet volledig zijn qua dosiseffectrelaties die in de wetenschappelijke literatuur werden onderscheiden.

Tabel 49 - Overzicht van effecten van vier zware metalen

Pollutant		Effecten meegenomen in EEA (2021)	Andere effecten in de literatuur	Bronnen
Arseen (anorganisch)	As	Non-cancer and Cancer mortality, Chronic bronchitis, IQ loss, diabetes	Ischemic heart disease, Cerebrovascular diseases	Medrano et al., 2010 D'Ippoliti et al., 2015
Cadmium	Cd	Cancer (fatal & non-fatal)	Chronic kidney disease, Myocardial infarction	Ginsberg, 2012 Tellez-Plaza et al., 2013
Lood	Pb	Cardiovascular mortality, IQ loss	Anemia, kidney damage	
Kwik	Hg	Cancer (fatal & non-fatal)	Myocardial infarction	Virtanen et al., 2005 Wennberg et al., 2012

Onderzocht is of de aanvullende literatuur zou kunnen leiden tot het meerekenen van de additionele effecten in de prijzen van de vier individuele stoffen. Echter concluderen we dat er op dit moment nog te veel onzekerheid bestaat over de exacte dosiseffectrelaties zoals gebruikt in (EEA, 2021). Daarom is besloten de milieuprijzen voor de vier genoemde metalen te baseren op het werk van EEA. Gevolg is dat de prijzen naar waarschijnlijkheid een onderschatting zijn, gezien er effecten zijn gevonden in de literatuur die nu niet in de prijs zijn verwerkt.

6.8.6 Milieuprijzen

Tabel 50 geeft de waardering weer voor diverse toxische stoffen naar lucht voor hun effecten op de menselijke gezondheid.

Tabel 50 - Milieuprijzen ten gevolge van emissies naar lucht van toxische stoffen op het midpoint humane toxiciteit, in €$_{2021}$/kg

	Onder	Central	Boven
Arseen (anorganisch)	€ 6.987	€ 10.335	€ 15.583
Cadmium	€ 115.740	€ 171.133	€ 257.808
Chroom (hexavalent, VI)	€ 1.834	€ 2.741	€ 4.203
Lood	€ 19.664	€ 29.078	€ 43.810
Kwik	€ 10.174	€ 15.325	€ 23.824
Nikkel	€ 103	€ 190	€ 386
1,3-Butadieen	€ 1,08	€ 1,66	€ 2,43
Benzeen	€ 0,243	€ 0,366	€ 0,543
Benzo(a)pyreen	€ 3.859	€ 5.704	€ 8.590

Dioxines/Furans (TCDD equivalenten)	€ 34.071.638	€ 50.367.398	€ 75.847.243
Formaldehyde	€ 0,330	€ 0,520	€ 0,744

Op basis van deze schadeschattingen voor individuele stoffen hebben we een schadeschatting gemaakt voor de midpointprijs voor humane toxiciteit. ReCiPe 2016 (Huijbregts, et al., 2016) onderscheidt een midpointkarakterisatiefactor voor humane toxiciteit door kankergevallen van een midpointkarakterisatiefactor voor niet-kankergevallen. In de endpoint- tot midpointkarakterisatiefactoren valt te lezen dat ReCiPe veronderstelt dat de totale schadelast van beide midpoints in DALYs voor 94% valt te verklaren door kankergevallen en voor 6% door niet-kankergevallen. Als we deze schatting aanhouden kunnen we de schade die individuele stoffen veroorzaken onderverdelen tussen kanker- en niet kankergevallen. De resulterende prijs per midpointkarakterisatiefactor is weergegeven in volgende tabel.

Tabel 51 - Midpointprijzen humane toxiciteit, in €$_{2021}$/1,4-DCB-eq.

	Onder	Centraal	Boven	Eenheid
Humane toxiciteit, kankergerelateerd	€ 3,48	€ 5,02	€ 7,37	€/kg 1,4-DCB-eq.
Humane toxiciteit, niet-kankergerelateerd	€ 0,064	€ 0,093	€ 0,136	€/kg 1,4-DCB-eq.

6.9 Ecotoxiciteit

6.9.1 Omschrijving thema

Ecotoxiciteit is het effect van toxische stoffen op niet-menselijke organismen in ecosystemen. Dit gebeurt wanneer organismen voor wie de stoffen niet bedoeld zijn eraan worden blootgesteld. Schade aan ecosystemen wordt vooral veroorzaak door pesticiden in de landbouw omdat deze specifiek gericht zijn op het uitroeien van ongewenste organismen die gewassen en de veeteelt bedreigen. Daarbij komt nog dat huishoudens en de overheid ook veel pesticiden gebruiken. Bijna 80% van gewasbeschermingsmiddelen die bedoeld zijn voor planten bereiken hun doel niet (VMM, 2013f), dus vindt een aanzienlijke emissie van pesticiden plaats.

6.9.2 Bronnen (stoffen)

Volgens (VMM, 2013f) kunnen pesticiden verdeeld worden in gewasbeschermingsmiddelen en biociden. De eerste categorie betreft stoffen die in de landbouw worden gebruikt om gewassen te beschermen tegen schadelijke organismen en die ongewenste planten of plantendelen doden. Deze stoffen worden vooral in de landbouw gebruikt, in huistuinen en voor het groen houden van openbaarterrein. Gewasbeschermingsmiddelen kunnen worden onderscheiden in insecticiden (insecten), herbiciden (planten), fungiciden (schimmels), bactericiden (bacteriën), mollusciciden (slakken), rodenticiden (knaagdieren), nematiciden (nematoden) en acariciden (mijten).

Biociden zijn pesticides die buiten de landbouw worden gebruikt, behalve als het gebruik vergelijkbaar is met die in de landbouw. Een voorbeeld hiervan zijn ontsmettingsmiddelen die in ziekenhuizen worden gebruikt of conserveringsmiddelen voor houtbehandeling en plaagbestrijding binnenshuis. Op zee gebruiken schepen anti-foulingmiddelen om ze te beschermen tegen de groei van algen en poliepen op de romp van het schip. Dit kan niet-doelorganismen schaden, zoals schelpdieren. Tributyltin (TBT) was het meest voorkomende anti-foulingmiddel dat in 2008 wereldwijd werd verboden, alhoewel het nog steeds som-

mige Europese ecosystemen beschadigd (Tornero en Hanke, 2016). Sinds het verbod op TBT worden koperzouten gebruikt als anti-foulingalternatief, wat vandaag het meest voorkomende anti-foulingmiddel is. Deze middelen zijn minder toxisch dan TBT, maar de hogere concentraties van koper in water kunnen nog steeds risico's meebrengen voor zeemilieu (Tornero en Hanke, 2016). De koper anti-foulingmiddelen worden ook vaak met boosterbiociden aangevuld zoals Irgarol (Cybutryne) wat toxisch is voor micro-organismen.

Zware metalen kunnen in het milieu terechtkomen door de lozing van smelterijen, het verbranden van fossiele brandstoffen, mijnbouwactiviteiten of afvalverbranding (VMM, 2013h). De metalen die schadelijk zijn voor het ecosysteem zijn: arseen (aquatische organismen), cadmium (voedselketen), chroom (vissen), koper (planten), kwik (vissen) en lood (aquatische organismen) (VMM, 2013h).

6.9.3 Effecten

Gewasbeschermingsmiddelen beschadigen ecosystemen door de toxische invloed op niet-doelorganismen, verontreiniging van oppervlaktewater, grondwater, waterbodems en bodems, en door bio-accumulatie (accumulatie in de voedselketen). Deze neveneffecten kunnen zowel op korte als lange afstanden aanwezig zijn omdat residuen zich vaak verspreiden over het milieu. De persistentie van de effecten varieert van een paar dagen tot enkele jaren. Hoe langer de nawerking van een toxine, hoe groter de kans dat het tot bio-accumulatie leidt. Een lage concentratie in het aquatisch milieu kan uiteindelijk tot een hogere concentratie leiden bij dieren die hoger staan in de voedselketen. Dit zou ook neveneffecten kunnen hebben op de volksgezondheid (VMM, 2013f), die verder in het thema humane toxiciteit worden behandeld.

Blootstelling van gewasbeschermingsmiddelen op ongewervelde dieren die geen doelorganismen zijn kan mortaliteit veroorzaken, een gereduceerde levenstijd, verandering in ontwikkelingssnelheid of vruchtbaarheid, een verandering in geslachtsratio en gedragsveranderingen. De recente afname van honingbijenpopulaties heeft mogelijk te maken met pesticides. Voor gewervelde dieren kunnen sommige gewasbeschermingsmiddelen hormoonverstoringen veroorzaken, zoals werd waargenomen bij reptielen, vogels en zoogdieren die aan organochloor- en organofosforpesticiden werden blootgesteld. Mortaliteit bij zoogdieren komt voor bij ongediertebestrijding waar vooral organochloorpesticiden gebruikt werden. Dit type pesticide wordt ook geassocieerd met ongewone sterfte en ziektes bij zeezoogdieren. De seksuele ontwikkeling van zoogdieren kan verstoord worden bij perinatale (net voor en na de geboorte) of neonatale (na de geboorte) blootstelling aan pesticiden zoals aldrin, atrazine, chloordaan en dieldrin. Vogels zijn uitvoerig bestudeerd voor blootstelling aan pesticiden. Zaden die blootgesteld waren aan DDT (een organochloorpesticide) hebben vele vogels vergiftigd, en het verminderen van hun prooi is ook door dit type pesticide veroorzaakt (VMM, 2013f).

De biocide TBT had vooral een schadelijk effect op de het endocriene stelsel van schelpdieren (Tornero en Hanke, 2016). Koper is een essentieel metaal voor vele organismen, maar het wordt toxisch bij hoge concentraties. Het is immunotoxisch voor weekdieren en het verstoort de bevruchting van koralen. De booster biocide Irgarol verstoort fotosynthese en is zeer toxisch voor zelfvoedende organismen zoals blauwalgen en symbiotische dinoflagelatten in koralen. Zware metalen tasten de voedselketen aan in ecosystemen (arseen, cadmium, chroom, kwik, lood), beperken plantengroei (koper), vergiftigen aquatische biota (lood) en vergiftigen sommige landdieren zoals schapen (koper) (VMM, 2013h).

Al deze stoffen worden meegenomen bij de bepaling van ecotoxiciteit. Via ReCiPe 2016 (Goedkoop, et al., 2013) kunnen de effecten van meer dan 1.000 stoffen geloosd op het

water, of als afval zich verspreidend in de bodem, en hun effecten op ecotoxiciteit worden meegenomen. In de update van ReCiPe uit 2016 zijn deze effecten geactualiseerd.

6.9.4 Behandeling in Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

De waardering voor ecotoxiciteit is in het Handboek Milieuprijzen 2017 bepaald aan de hand van de karakterisatiefactoren uit ReCiPe, in de versie uit 2013, door een directe waardering op endpointniveau (Goedkoop, et al., 2013). Daarbij zijn we uitgegaan van het individualistische wereldbeeld uit ReCiPe.[78]

ReCiPe (Goedkoop, et al., 2013) drukt ecotoxiciteit uit in de relatieve toxiciteit van benzeen (meer specifiek, de stof 1,4-dicholoorbenzeen) die wordt geloosd op de oceaan. Dit is dezelfde indicator als wordt gebruikt bij humane toxiciteit. 1,4-dichloorbenzeen is een gechloreerde koolwaterstof die slecht afbreekbaar is en zich daarom ophoopt in het milieu. Vooral waterorganismen ondervinden hier schade van. Dit verklaart dat de schade, uitgedrukt in euro's, voor het thema ecotoxiciteit groter voor deze stof is dan voor het thema humane toxiciteit.

In 2016 is een geüpdatete versie van ReCiPe gepubliceerd. Daarin zijn verschillende verbeteringen doorgevoerd. Een gedetailleerde vergelijking tussen ReCiPe 2016 en ReCiPe 2008 is beschreven in Bijlage D.2. Om tot een milieuprijs voor ecotoxiciteit te komen, worden de effecten omgerekend van effecten op biodiversiteit (in soorten per jaar) omgerekend naar kg 1,4-DB-equivalenten. In ReCiPe 2016 worden daarvoor nieuwe karakterisatiefactoren gegeven.

Tabel 52 geeft de oude en nieuwe midpoint- tot endpointfactoren weer voor ecotoxiciteit. De karakterisatiefactoren zijn gelijk in het individualistische en hiërarchische perspectief. Het grootste relatieve verschil is zichtbaar voor ecotoxiciteit op land: deze is een factor 7.000 kleiner dan in ReCiPe 2008. Voor zoet- en zoutwaterecotoxiciteit zijn de karakterisatiefactoren een factor respectievelijk 1,24 en 1,68 kleiner dan in ReCiPe 2008.

Tabel 52 - Vergelijking midpoint- tot endpointfactoren ReCiPe 2008 en ReCiPe 2016, species.jr/kg 1,4-DB-eq.

Midpoint	Nieuwe factor	Oude factor
Ecotoxiciteit, land	2,14E-11	1,51E-07
Ecotoxiciteit, zoetwater	6,95E-10	8,61E-10
Ecotoxiciteit, zoutwater	1,05E-10	1,76E-10

Daarnaast is de waardering van biodiversiteit, in €/species.jr, aangepast. Een uitgebreide beschrijving van de update van waardering van biodiversiteit is te vinden in Paragraaf 5.4.

6.9.5 Milieuprijzen

De monetaire waardering voor dit thema is gebaseerd op ReCiPe-endpointkarakterisatie. Hierbij is er, zoals uitgelegd in Paragraaf 5.4 en Bijlage E, een relatie gelegd tussen de

[78] Voor een beperkt aantal zware metalen (kobalt, koper, mangaan, molybdenum en zink) werd de bovenwaarde bepaald door het hiërarchische wereldbeeld, en de centrale waarde door het gemiddelde van de hiërarchische en individualistische waarde. Het verschil tussen het individualistische en hiërarchische wereldbeeld bestaat uit een combinatie van een verschil in welke studies worden meegenomen om de ecotoxiciteit te bepalen en welke compartimenten worden doorgemodelleerd en welke achtergrondconcentraties worden meegenomen.

waardering van biodiversiteit uit de economische literatuur, en de eenheid van de karakterisatiefactor uit ReCiPe 2016.

Dit leidt tot de volgende waardering voor ecotoxiciteit, uitgedrukt in de karakteristieke stof 1,4-dichloorbenzeen naar de diverse compartimenten.

Tabel 53 - Waardering voor ecotoxiciteit Handboek Milieuprijzen 2023, in €$_{2021}$ per eenheid

Midpoint	Onder	Centraal	Boven	Eenheid
Ecotoxiciteit, land	€ 0,0007	€ 0,0010	€ 0,0012	€/kg 1,4-DCB-eq.
Ecotoxiciteit, zoetwater	€ 0,0218	€ 0,0309	€ 0,0400	€/kg 1,4-DCB-eq.
Ecotoxiciteit, zoutwater	€ 0,0033	€ 0,0047	€ 0,0060	€/kg 1,4-DCB-eq.

Benadrukt moet worden dat de waardering van ecotoxiciteit meer onzeker is dan de waardering van de andere thema's. Als ecotoxiciteit een expliciet onderwerp van de studie is raden we het gebruik van milieuprijzen af. In dergelijke gevallen is het beter om een specifiek onderzoek naar effecten van toxische stoffen op ecosystemen te bepalen en te waarderen met specifieke waarderingen voor die ecosystemen.

6.10 Straling

6.10.1 Omschrijving thema

De subatomaire deeltjes en elektromagnetische golven die van bepaalde materialen uitstralen dragen genoeg energie om elektronen uit andere atomen of moleculen los te maken (ionisatie). Radionucliden (onstabiele atomen die ioniserende straling uitzenden tijdens het verval naar hun stabiel eindproduct) zijn stoffen die van nature voorkomen in de aardkorst of door mensen kunnen worden gemaakt. Als levend weefsel wordt blootgesteld aan ioniserende straling, kan het DNA-schade lijden, wat leidt tot apoptosis of genetische mutatie, wat uiteindelijk kan leiden tot de ontwikkeling van kanker en ook erfelijke gebreken doorgegeven aan volgende generaties.

De hoeveelheid ioniserende straling als gevolg van radionuclide emissies wordt meestal gemeten in Becquerel (Bq), vernoemd naar de Franse natuurkundige Antoine Henri Becquerel, wat het verval van atoomkernen per seconde uitdrukt. Daarnaast komt soms de eenheid 'Curie' nog voor, vernoemd naar het Pools/Franse natuurkunde echtpaar Marie en Pierre Curie. Een curie komt overeen met de activiteit van 1 g radium en is even groot als 37 miljard becquerel.

6.10.2 Bronnen

Iedereen wordt blootgesteld aan natuurlijke straling. Natuurlijke stralingsbronnen zijn kosmische straling en natuurlijk voorkomende radioactieve stoffen die aanwezig zijn in de aardkorst. Een belangrijke bijdrage tot natuurlijke blootstelling van de mens is te wijten aan radongas, dat voorkomt in de bodem en zich kan concentreren in de kruipruimte van woningen. In Nederland zorgt radongas voor een bijdrage van 25% aan de totale stralingsbelasting (Ministerie van IenW, 2021). Radongas (Radium-222) kan vooral in Limburg relatief hoog zijn. Naast radongas zijn natuurlijk voorkomende radionucliden onder meer Uranium-238, Thorium-232, Kalium-40. Ook vulkanen kunnen een belangrijk bron zin van emissies van uranium en thorium.

In dit handboek zijn we evenwel primair geïnteresseerd in straling die door de mens wordt veroorzaakt aangezien dit de basis van de milieuprijzen vormt. De belangrijkste bron van straling wordt veroorzaakt door menselijke activiteiten met betrekking tot het gebruik van straling ten behoeve van de medische diagnostiek (röntgenapparatuur). Daarnaast blijft milieuvervuiling door radioactief afval van kernenergie (waaronder Uranium-235) en kernwapentesten (waaronder Tritium, Cesium-137, Jodine-131 en Strontium-90) wereldwijd een belangrijke bron van blootstelling van de mens aan straling. De productie van nucleair materiaal voor militaire doeleinden heeft grote hoeveelheden radioactieve residuen in sommige delen van de wereld achtergelaten. Ook hebben kernrampen in Tsjernobyl en Fukushima gezorgd voor verspreiding van radioactieve stoffen (vooral Cesium-137 en Jodine-131) over grote afstand. Tot slot komen radioactieve materialen in zeer geringe hoeveelheden vrij bij de verbranding van fossiele brandstoffen of door het gebruik van materialen in de industrie of landbouw.

6.10.3 Effecten

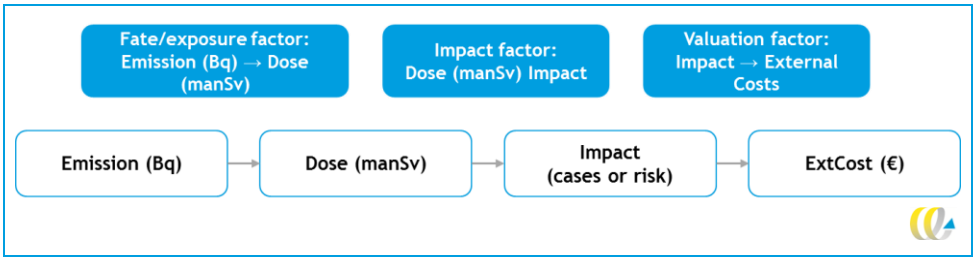
De gezondheidseffecten van stralingsabsorptie kunnen zich manifesteren in de vorm van fatale en niet-fatale kankers en erfelijke afwijkingen. De menselijke blootstelling aan straling in verband met emissies is afhankelijk van het medium waarin de radionuclide is gegenereerd (via water of via lucht), van welke radionuclide dit is en hoeveel alfa-, bèta- of gammastraling hierbij betrokken is.

Hoewel straling ook voor ecosystemen dodelijk is, zijn in de literatuur vrijwel uitsluitend de effecten op menselijke gezondheid gekwantificeerd. Ook in dit handboek kijken we uitsluitend naar de effecten op de menselijke gezondheid.[79]

6.10.4 Benadering in Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

De waardering van de effecten van radionucliden in het Handboek Milieuprijzen 2017 is gebaseerd op (NEEDS, 2008a). Hierbij is een vereenvoudigde aanpak voorgesteld om de externe kosten van radionuclidenuitstoot te berekenen, die grotendeels gebaseerd is op eerder werk van de UN (UNSCEAR, 2000) (zie Figuur 12).

Figuur 12 – Overzicht waardering effecten van radionucliden in Handboek Milieuprijzen 2017



De daarbij behorende schadekosten per stof vormen de basis voor de waardering in het Handboek Milieuprijzen 2017 waarbij de schadekosten voor de stoffen waarvoor zowel schadekosten uit NEEDS als karakterisatiefactoren uit ReCiPe beschikbaar zijn, worden gebruikt om een gemiddelde midpointprijs uit te rekenen waarbij elke stof in principe

[79] Ook in ReCiPe 2016 wordt de invloed van straling op ecosystemen niet meegenomen omdat er geen impactbepalingsmethoden voorhanden zijn. Het is daarnaast ook aannemelijk om te veronderstellen dat de effecten op menselijke gezondheid veel grotere welvaartseffecten zullen geven dan effecten op ecosysteemdiensten.

éénmaal meetelt voor dat gemiddelde (gelijke weging).[80] De procedure uit het Handboek Milieuprijzen 2017 is dezelfde als de in het Handboek Schaduwprijzen (CE Delft, 2010).

Voor het nieuwe handboek hebben we deze procedure herzien op de volgende punten:
- update van de karakterisatiefactoren van ReCiPe 2008 naar ReCiPe 2016;
- aanpassing van de waardering die in (NEEDS, 2008a) werd gekozen in relatie tot de daar geldende dosiseffectrelaties;
- aanpassing van de gelijke weging aan een weging gebaseerd op hoe vaak deze stoffen in het milieu terechtkomen door menselijke handeling.

In de paragrafen hieronder lichten we deze aanpassingen toe.

6.10.5 Update van de karakterisatiefactoren

In zowel ReCiPe 2008 als in ReCiPe 2016 is er voor elke radionuclide (vb C14, Co60, KR85) bepaald wat de gemiddelde kans is op blootstelling. Dit wordt gedaan in drie omgevingen: lucht, zoetwater en zeewater. Dit onderscheid wordt gemaakt omdat blootstelling aan straling enerzijds via lucht gebeurt en anderzijds door inname via water (gevolgd door interne straling), wat meestal veel schadelijker is. De 'collective (effective) dose' is de som van individuele doses waaraan de wereldpopulatie over een bepaalde tijdsperiode wordt blootgesteld, uitgedrukt voor de bevolking van de hele wereld in man.Sv/kBq.[81]

Voor het bepalen van fate en exposure gebruikt ReCiPe modellen van hoe een nuclide zich verspreidt (fate) en hoeveel de impact daadwerkelijk mensen treft (exposure) (zie ReCiPe 2008). De midpointkarakterisatiefactor (Ionizing radiation potential (IRP)) wordt uitgdrukt als de verhouding tussen de collectieve blootstellingsdosis van geëmitteerde stof x gedeeld door de collectieve blootstellingdosis van Kobalt-60 in lucht. Er zijn karakterisatiefactoren beschikbaar voor emissies naar lucht, rivieren en zee voor alle drie de perspectieven.

Voor het individualistische en hiërarchische perspectief komt ReCiPe 2016, na grondige bestudering van de bronliteratuur, voor minder stoffen tot een karakterisatiefactor dan ReCiPe 2008. Voor Uranium-235 en Uranium-238 kent ReCiPe in deze perspectieven geen karakterisatiefactor toe. Voor het egalitaire perspectief (zie Bijlage D) wordt aangesloten bij de oude ReCiPe die wel een karakterisatiefactor voor deze stoffen ontwikkelde.[82]

In de update hebben we de midpointprijs zowel voor de beperkte set uit het hiërarchische perspectief als voor de meer uitgebreide set in het egalitaire perspectief berekend.
Het bleek daaruit dat er nauwelijks verschil ontstaat tussen beide perspectieven, wat impliceert dat de beperktere set uit het hiërarchische perspectief voldoende aanknopingspunten kan bieden voor de midpointprijs. Voor de bepaling van de midpointprijs hebben we stoffen, waarvoor de schade naar water is vastgesteld, gekoppeld aan de karakterisatiefactor voor emissie in zoetwater (wat hetzelfde is als 'unspecified' in een softwarepakket als SimaPro).

6.10.6 Aanpassing van de waardering

Dosiseffectrelaties zijn in (NEEDS, 2008a) vastgesteld voor dertien stoffen (voor een aantal stoffen in diverse varianten qua isotopen) voor emissies naar lucht en water: Carbon-14, Cesium-137; Hydrogen-3; Iodine-129,131 en 133; Krypton-85; Radon-222; Thorium-230;

[80] Met uitzondering van Iodine-131 en radioactieve edele gassen die outliers vormden in deze procedure.

[81] Sievert is feitelijk J/kg, de hoeveelheid schadelijke energie van een straling, gewogen voor het type straling (bijv. alfa, bèta, gamma want die zijn niet allemaal even gevaarlijk).

[82] Om van de karakterisatiefactor uit ReCiPe 2008 (uitgedrukt in U235-eq.) naar de karakterisatiefactor in ReCiPe 2016 te komen (uitgedrukt in Co60-eq.) moet je delen door 0,786. (want 0,786 Co-60-eq. = 1 U235-eq.).

Uranium-234, 235 en 238; Lood-210; Polonium-210, Radium-226, Strontium-90 en Rubidium-106.

Voor deze stoffen zijn er drie effecten bepaald aan de hand van een literatuurstudie:
- **Fataliteit door kanker (mortaliteit)**. NEEDS ging hierbij uit van 15,95 verloren levensjaren (LYL) per kankergeval – in het Handboek Milieuprijzen 2017 is uitgegaan van een LYL van 13.
- **'Cost of illness' per kankergeval**. Dit betreft het welvaartsverlies dat iemand ervaart als de diagnose kanker wordt gesteld en betreft een waarde voor fatale en niet-fatale kankergevallen. In (NEEDS, 2008a) werd uitgegaan van een waardering alleen voor niet-fatale kankergevallen van € 481.000 (prijspeil 2000), in het Handboek Milieuprijzen 2017 van een waardering van € 420.000 (prijspeil 2015) in de onderwaarde voor zowel niet-fatale als fatale kankergevallen.
- **Mortaliteit door erfelijke (genetische) defecten**. Dit betrof 5% van de kankergevallen en werd gewaardeerd met een VSL van € 1,5 miljoen.

Voor deze update zijn we uitgegaan van deze zelfde benadering waarop we de volgende aanpassingen hebben gedaan:
- We gaan uit van een sterftekans van 43% in Nederland indien kanker wordt gediagnosticeerd op basis van de berekeningen uit (OECD, 2020). Dit is hoger dan in NEEDS (2008a) werd aangenomen.
- Indien iemand komt te overlijden gaan we uit van dezelfde LYL van 13 jaar, als in het vorige Handboek. Werkgerelateerde kankergevallen kennen een iets hogere LYL van 15 (RIVM, 2016). Voor de gehele populatie zal dit echter lager zijn omdat werkgerelateerde fatale besmettingen gemiddeld bij jongere mensen voorkomen.
- De cost of illness valt uiteen in de ziekenhuiskosten per behandeling en ongemakskosten, ook wel 'cancer premiums' geheten. Deze waren in het vorige handboek gebaseerd op (Rabl, et al., 2014). Er is ons geen nieuw onderzoek bekend over het berekenen van cancer premiums in Nederland of de Europese Unie. Wel zien we dat de ziekenhuiskosten vergelijkbaar zijn met de waarden gerapporteerd in (Rabl, et al., 2014). Daarom passen we de oude waardering toe en vermenigvuldigen we die met inkomenselasticiteiten en inflatie.
- de erfelijke effecten zijn gewaardeerd met de aangepaste waardering van de VSL (zie Paragraaf 5.3).

De externe kosten per eenheid emissie werden berekend door het vermenigvuldigen van de ziektespecifieke waarderingen met het verwachte aantal zieken door de straling, die afhangt van de stof. In Bijlage C.7 van (CE Delft, 2010) staat meer vermeld over de methode die NEEDS heeft gevolgd om tot een inschatting van de ziektelast te komen.

Tabel 54 geeft informatie over de schadekosten van de verschillende radionucliden voor de onder-, centrale en bovenvariant.

Tabel 54 - Oorspronkelijke en aangepaste waardering radionucliden, in €/kBq

Stofnaam (Engels)	NEEDS [€$_{2000}$/kBq]	Values €$_{2021}$/kBq	Stofnaam (Engels)	NEEDS [€$_{2000}$/kBq]	Values €$_{2021}$/kBq
Carbon-14, air	1,40E-03	1,90E-03	Uranium-238, air	9,01E-04	1,22E-03
Cesium-137, air	9,53E-04	1,52E-03	Lead-210, air	1,29E-04	2,06E-04
Hydrogen-3, Tritium, air	5,10E-07	8,15E-07	Polonium-210, air	1,29E-04	2,06E-04
Iodine-129, air	8,24E-03	1,32E-02	Radium-226, air	7,72E-05	1,23E-04
Iodine-131, air	2,61E-03	4,17E-03	Carbon-14, water	9,38E-06	1,50E-05
Iodine-133, air	3,76E-07	6,00E-07	Cesium-137, water	1,26E-05	2,01E-05

Stofnaam (Engels)	NEEDS [€$_{2000}$/kBq]	Values €$_{2021}$/kBq	Stofnaam (Engels)	NEEDS [€$_{2000}$/kBq]	Values €$_{2021}$/kBq
Krypton-85, air	2,75E-08	4,40E-08	Hydrogen-3, Tritium, water	1,09E-07	1,75E-07
Noble gases, radioactive, unspecified, air	5,53E-08	8,84E-08	Uranium-234, water	2,55E-05	4,07E-05
Radon-222, air	1,45E-08	2,31E-08	Uranium-235, water	9,20E-05	1,47E-04
Thorium-230, air	3,86E-03	6,17E-03	Uranium-238, water	2,53E-04	4,04E-04
Uranium-234, air	1,03E-03	1,64E-03	Strontium-90, water	6,05E-07	9,66E-07
Uranium-235, air	8,40E-04	1,34E-03	Ruthenium-106, water	4,25E-07	6,78E-07

Bron: (NEEDS, 2008a).

6.10.7 Aanpassing van de weging om tot een midpointprijs te komen

In het Handboek Schaduwprijzen uit 2010 en het Handboek Milieuprijzen uit 2017 zijn de stoffen waarvoor dosiseffectrelaties van alle stoffen waarvoor ook karakterisatiefactoren beschikbaar waren, bij elkaar opgeteld en gedeeld door de som van de karakterisatie-factoren om zo een gewogen midpointschatting te verkrijgen. Het probleem daarbij is dat de gelijke weging (elke stof telde even zwaar mee) natuurlijk niet de daadwerkelijke situatie weergeeft over emissies van radionucliden omdat bepaalde stoffen vaker voorkomen dan andere.

Er is ons geen informatie bekend over de emissies van radionucliden in Nederland. Er zijn wel monitoringsprogramma's, zoals rondom de kerncentrale in Borssele. (Kwakman, 2018) doet verslag van een monitoringsprogramma van de beheerder van de kerncentrale, waaruit blijkt dat de emissies van cesium-137 en iodine-131 in de lucht grotendeels onder de meet-detectiewaarden blijven, terwijl de emissies van tritium in water (H-3) tussen de 1.3 en 6.7 Becquerel per liter bedragen – deze emissies kunnen ook door de verder gelegen kern-centrale in het Belgische Doel worden veroorzaakt.

In (UNSCEAR, 2000) is er wel een inschatting gemaakt van de emissies van nucleaire centrales (incl. opwerkingsfabrieken) en de straling die vrijkomt bij röntgenscanapparatuur op wereldwijde schaal als gemiddelde voor de periode 1995-1997. Deze informatie is door ons gebruikt om de relatieve bijdrage van de diverse radionucliden te wegen. De emissies staan vermeld in volgende tabel.

Tabel 55 - Emissies in TBq-straling mondiaal gebruikt om tot een midpointprijs te komen

Stofnaam (Engels)	Emissies naar	CF: kBq/kBq Co-60	Schadekost €/kBq, centraal**	Emissies TBq mondiaal^	Emissies uitgedrukt in PBq Co-60	Totale schade €mrd
Carbon-14	Lucht	1,15	2,23E-03	607	698	1,36E+00
Hydrogen-3, Tritium	Lucht	0,000856	8,15E-07	9923	8,5	8,08E-03
Iodine-129	Lucht	10,5	1,32E-02	29	305	3,82E-01
Iodine-131	Lucht	0,00909	4,17E-03	600	5,5	2,50E+00
Krypton-85	Lucht	0,00000848	4,40E-08	5292300	45	2,33E-01
Radon-222	Lucht	0,00000788	2,31E-08	12960	0,1	3,00E-04
Hydrogen-3, Tritium	Water	0,0000412	1,75E-07	201665	8,3	3,52E-02

* ReCiPe 2016, hiërarchisch; ** Berekend voor de centrale waarde; ^Emissies door ons berekend aan de hand van (UNSCEAR, 2000) Annex C betreffende een gemiddelde van de jaren 1995-1997.

Door de totale schade te delen door de emissies uitgedrukt in Co-60-equivalent ontstaat er dus een gewogen midpointprijs voor radionucliden.

6.10.8 Nieuwe milieuprijs straling

Op basis van de voorgestelde aanpak is er een milieuprijs berekend vanuit de individuele stoffen die zowel een karakterisatiefactor in ReCiPe kennen als in inschatting van de emissies in (UNSCEAR, 2000) voor de lage, centrale en bovenvariant, waarbij de range uitsluitend wordt bepaald door het verschil in waardering van mortaliteit en morbiditeit (zie Paragraaf 5.3).

Tabel 56 - Milieuprijs voor het midpoint straling, in €$_{2021}$/kBq Co-60-eq.

	Onder	Centraal	Boven
kBq Co-60	€ 0,00275	€ 0,00422	€ 0,00594

Als we deze milieuprijs vergelijken met die van het vorige handboek dan valt direct op dat deze milieuprijs veel lager is dan vroeger. De oude milieuprijs was 0,0473 €/kBq U-235-eq. Aangezien 1 kBq U235-eq. gelijk is aan 0,786 kBq Co-60-eq., komt de huidige milieuprijs overeen met een prijs die een factor 14 onder die van het oude Handboek Milieuprijzen ligt. Hieruit blijkt dat de wegingsstap met emissies belangrijke gevolgen heeft voor de inschatting van de midpointprijs.

Hierbij moet nog vermeld worden dat ook bij het oude Handboek Milieuprijzen straling geen belangrijke categorie was bij doorrekeningen met milieuprijzen in LCA's.

6.11 Geluid

6.11.1 Omschrijving thema en bronnen

Omgevingsgeluid is een belangrijk milieuprobleem, dat leidt tot verschillende schadelijke effecten voor het welzijn van mensen, de menselijke gezondheid en de natuur. Verkeersgeluid is de belangrijkste bron voor omgevingsgeluid. Het gevolg hiervan is dat studies naar de waardering van de van kosten van geluid ook vooral gericht zijn op de verkeerssector (EY, 2016); (Navrud, 2002); (WHO, 2018)). Onderzoek naar de waardering van geluid afkomstig uit andere bronnen (bijv. bouwplaatsen, evenementen, industrie, windmolenparken en buren) is zeer beperkt. Vandaar dat we ons in deze studie enkel zullen richten op de waardering van verkeersgeluid (waarbij we onderscheid maken naar weg-, treinverkeer en de luchtvaart).

6.11.2 Effecten

We kunnen vijf verschillende (mogelijke) schadelijke effecten van omgevingsgeluid onderscheiden (WHO, 2018):
- overlast;
- gezondheidseffecten;
- productiviteitsverlies;
- verstoring van rustige gebieden;
- effecten op ecosystemen.

Hierna lichten we deze verschillende effecten één voor één toe.

Overlast

Geluid kan leiden tot overlast voor mensen, bijvoorbeeld doordat ze erdoor gestoord worden bij het uitvoeren van bepaalde activiteiten. Deze overlast kan leiden tot een breed scala aan negatieve gevoelens, zoals geïrriteerdheid, teleurstelling, ontevredenheid, hulpeloosheid, depressies, etc. (WHO, 2011). Door sommige studies worden deze effecten gezien als gezondheidseffecten (bijv. (WHO, 2018); (Defra, 2014); (IGCB, 2010))[83], terwijl andere studies expliciet onderscheid maken tussen overlast- en gezondheidseffecten (bijv. (Bristow, et al., 2015); (Nelson, 2008)). Overlast wordt vaak geschaard onder de noemer 'annoyance' en wordt in academische studies meestal gemeten door het percentage respondenten in kaart te brengen dat aangeeft '(highly) annoyed' te zijn. In dit handboek behandelen we overlast als een aparte impact op het endpoint welbevinden en dus niet als een gezondheidseffect (zie Paragraaf 6.11.4 voor een toelichting over de additionaliteit van overlast- en gezondheidseffecten).

Directe gezondheidseffecten

Blootstelling aan omgevingsgeluid kan naast overlast ook leiden tot negatieve gezondheidseffecten. Onderzoek naar de verschillende mogelijke gezondheidseffecten van geluidsblootstelling is echter niet eenduidig. WHO heeft daarom recent een reeks reviews uitgezet ter onderbouwing van haar Environmental Noise Guidelines (WHO, 2018). In de reviews is op grondige wijze het bewijs voor een relatie tussen geluidsblootstelling en de volgende gezondheidseffecten onderzocht:

- ischemische hartziekten;
- hypertensie (verhoogde bloeddruk);
- slaapverstoring;
- gehoorschade en tinnitus;
- geboorteproblemen;
- metabole ziekten;
- leerprestaties;
- mentale gezondheid.

Zoals we hieronder verder toelichten in concludeert WHO dat er op dit moment alleen sterk bewijs bestaat voor een relatie met ischemische hartziekten en slaapverstoring. Bovendien lijken er verschillen te bestaan tussen de drie verkeertypen (vlieg-, spoor-, en wegverkeer).

Productiviteitsverlies

Geluid kan leiden tot productiviteitsverlies door verminderde prestaties van werknemers (bijv. door concentratieproblemen of vermoeidheid door geluidsgerelateerde slaapproblemen), tot een hoger ziekteverzuim door geluidsgerelateerde gezondheidsklachten en door geluidsgerelateerde leerproblemen van kinderen die leiden tot een lager opleidingsniveau, afwezigheid op het werk (TRL, 2011; WHO, 2018). Deze effecten zijn in de literatuur slechts beperkt onderzocht. Het is bovendien goed denkbaar dat er op deze thema's overlap bestaat met sommige van bovenstaande gezondheidseffecten (bijv. slaapverstoring). Om dubbeltelling te voorkomen en omdat monetariseerbare dosiseffectrelaties vrijwel volledig ontbreken op dit thema, nemen we productiviteitsverliezen niet afzonderlijk mee.

[83] Dit is in lijn met de brede definitie van gezondheid zoals die door WHO wordt gehanteerd: 'a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the abscence of disease or infirmity (WHO, 2011).

Verstoring rustige gebieden

(Anastasopoulos, et al., 2011) wijzen erop dat omgevingsgeluid ertoe kan leiden dat mensen de voordelen van rustige gebieden (bijv. stadsparken, bossen) minder kunnen ervaren, wat economische kosten met zich meebrengt. Het onderzoek naar deze kosten van omgevingsgeluid is echter nog zeer beperkt. Dit effect laten we in deze studie dan ook buiten beschouwing.

Effecten op ecosystemen

Er is een (groeiend) aantal studies dat wijst op de schadelijke effecten van geluid op dieren, bijvoorbeeld doordat ze broedperiodes verstoren (Dutilleux, 2012). Dit onderzoek staat echter nog in kinderschoenen en betrouwbare waarderingskentallen ontbreken dan ook nog. Hetzelfde geldt voor de effecten van onderwatergeluid, dat het leven van walvisachtigen zou kunnen schaden (Marotte et al., 2022). Deze effecten nemen we daarom niet mee in deze studie.

Meegenomen effecten

Op basis van bovenstaand overzicht concluderen we dat er alleen voor overlast en gezondheidseffecten voldoende wetenschappelijk bewijs en waarderingskennis is om kostenkentallen af te leiden. De economische waardering van deze twee effecten bespreken we in meer detail in Paragraaf 6.11.4.

6.11.3 Indicatoren voor geluidsbelasting

De A-gewogen decibelwaarde dB(A) is de meest gangbare eenheid voor geluidsbelasting. De decibel is een logaritmische maat voor het geluidsniveau: een toename van 3 dB weerspiegelt een verdubbeling van het geluidsniveau. De A-weging wordt hierop toegepast om te corrigeren voor de gevoeligheid van het menselijk oor voor de toonhoogte van het geluid.

Naast geluidsniveau en toonhoogte spelen ook het tijdstip en de duur van geluid een belangrijke rol. Deze factoren worden meegenomen in de geluidmaat. Er zijn een groot aantal geluidmaten, die verschillen in de manier waarop ze de invloed van deze verschillende factoren meewegen. In dit handboek gaan we uit van de geluidmaat Lday-evening-night (Lden), de huidige wettelijke geluidmaat voor verkeersgeluid. De Lden wordt bepaald door equivalente geluidsniveaus tijdens de dag (07:00-19:00 uur), de avond (19:00-23:00 uur) en de nacht (23:00-07:00 uur) vast te stellen, de niveaus voor de avond en de nacht vervolgens te verhogen met respectievelijk 5 en 10 dB(A) en vervolgens een etmaalgemiddelde vast te stellen. Deze maat gaat er dus van uit dat geluid ’s avonds en vooral ’s nachts storender is dan overdag. De Lden wordt bepaald op basis van jaargemiddelde geluidsniveaus gemeten aan de hoogbelaste buitengevel van een woning.

6.11.4 Monetaire waardering

In deze paragraaf gaan we in op de manier waarop geluidswaarderingen voor overlast en gezondheidseffecten tot stand komen, en bespreken we de rol van drempelwaarden.

Waarderingsmethoden voor overlast door geluid

Op hoofdlijnen kunnen er in de literatuur drie methoden worden onderscheiden die worden gebruikt voor de waardering van overlast door omgevingsgeluid:

1. **Bevraagde voorkeur (stated preference, SP)**. Binnen de SP-methode worden respondenten door middel van enquêtes of experimenten gevraagd om hun Willingness-to-Pay (WTP) voor geluidsreductie te geven. Deze methode resulteert rechtstreeks in de WTP per dB per persoon (of huishouden). SP-methoden hebben als voordeel dat ze de onderzoeker de mogelijkheid geven om te controleren voor alle externe factoren, zodat er puur gekeken kan worden naar de waardering van geluidsoverlast. Daarnaast stellen SP-methoden onderzoekers in staat om de WTP bij verschillende geluidsniveaus te berekenen, en zo vast te stellen of er sprake is van niet-lineaire groei van de WTP (recente literatuur duidt hierop). Echter, het zodanig definiëren van overlast dat de respondent hetzelfde bedoelt als de onderzoeker is een uitdaging. Daarnaast kunnen respondenten strategisch gedrag vertonen bij het beantwoorden van de vragen (zie Paragraaf 5.2).

2. **Verklaarde voorkeur (revealed preference, RP)**. Binnen de RP-methode worden de kosten van geluidsoverlast afgeleid uit daadwerkelijk waargenomen markteffecten. Veruit de meest gebruikte RP-methode om de effecten van geluid te waarderen is de hedonische prijzenmethode, waarbij de Willingness-to-Pay (WTP) voor geluidsreductie wordt afgeleid van variaties in huizenprijzen. Hiervoor wordt meestal gebruikgemaakt van een zogenaamde 'Noise Sensitivity Depreciation Index' (NSDI). Het grote voordeel van RP-methoden is dat de waardering is gebaseerd op daadwerkelijk gedrag van mensen (Andersson, et al., 2013). Daar staat echter tegenover dat het lastig is om het effect van geluid op huizenprijzen te isoleren (methodologisch, verstorende variabelen, etc., zie Paragraaf 5.2). Schattingen op basis van revealed preference-methoden vertonen daarom een zeer brede range. Daarnaast veronderstellen de meeste RP-studies dat er een lineaire relatie bestaat tussen de NSDI en het geluidsniveau - een aanname die in tegenspraak lijkt met resultaten uit de SP-literatuur.
3. **Environmental Burden of Disease (EBD)**. Binnen de EBD-methode wordt overlast gewaardeerd met behulp van DALYs (Bruitparif ; ORS Ile-de-France; WHO, 2011); (Defra, 2014) (WHO, 2011). Binnen de brede definitie van gezondheid die door de WHO wordt gehanteerd (a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the abscence of disease or infirmity') (WHO, 2011), kan overlast worden opgevat als een gezondheidseffect en kan het effect ervan dus in DALYs worden uitgedrukt (DALYs voor geluidsoverlast kunnen echter niet zomaar worden opgeteld bij DALYs als gevolg van ziekten zoals berekend in de Global Burden of Disease-studies). Het voordeel van de EBD-methode is dat het risico op dubbeltellingen met sommige gezondheidseffecten (bijv. slaapverstoringen) voorkomen kan worden, aangezien voor elk 'health endpoint' afzonderlijk de aantallen DALYs bepaald kunnen worden. Het grootste nadeel van deze methode is de grote onzekerheid die er bestaat voor de toe te passen 'disability weight'-factor. Omdat overlast een minder duidelijk gezondheidseffect is, is het voor experts lastig om hiervoor een disability weight vast te stellen. Bovendien is er weinig literatuur over dit onderwerp beschikbaar. De bandbreedte die (WHO, 2011) voorstelt is dan ook vrij groot: 0,01 tot 0,12. (Defra, 2014) en (WHO, 2018) hanteren uit conservatief oogpunt een disability weight van 0,02 als centrale waarde. Een tweede nadeel van de EBD-methode is dat er alleen disability weights worden toegekend aan respon-

denten die aangeven ‘highly annoyed’ te zijn. Dit leidt waarschijnlijk tot onderschatting van de overlastkosten: ook mensen die slechts ‘moderately annoyed’ zijn ondervinden immers overlast.

In de literatuur bestaat er geen duidelijke overeenstemming welk van de drie methoden de voorkeur geniet (Andersson, et al., 2013). In lijn met het vorige uitgave van het Handboek Milieuprijzen, baseren we ons voor de waardering van overlast hoofdzakelijk op de SP-methode, maar vergelijken we de uitkomsten met schattingen op basis van de RP- en EBD-methoden. We kiezen voor deze aanpak omdat (i) de EBD-methode waarschijnlijk tot onderschatting van de overlastkosten leidt (vanwege de focus op ‘highly annoyed’); (ii) de RP-methode onvoldoende oog heeft voor de mogelijkheid dat de marginale kosten van geluidsoverlast toenemen met het geluidsniveaus; en (iii) omdat beide methoden grote onzekerheidsbandbreedtes kennen.

Waarderingsmethoden voor gezondheidseffecten

In deze paragraaf bespreken we de waarderingsmethoden die worden toegepast om de gezondheidseffecten van geluidsblootstelling te monetariseren. Voordat we ingaan op de waarderingsmethoden, staan we eerst kort stil bij de additionaliteit van gezondheidseffecten en overlast.

Bij de bepaling van de waardering van de gezondheidseffecten van geluid dient bekeken te worden in hoeverre deze nog niet worden meegenomen bij de waardering van geluidsoverlast. Indien mensen goed op de hoogte zijn van de verschillende gezondheidseffecten van geluid, dan mag immers aangenomen worden dat deze kosten weerspiegeld worden in de WTP-waarden die het SP-onderzoek oplevert. In dit kader gaat (HEATCO, 2006) ervan uit dat de kosten van slaapverstoring al onderdeel zijn van de overlastkosten en bij de waardering van gezondheidskosten dus niet meer afzonderlijk hoeven te worden meegenomen. Deze aanpak lijkt ons plausibel en is daarom ook in het Handboek Milieuprijzen 2017 gevolgd en wordt thans ook aangehouden. In Paragraaf 6.11.6 laten we zien dat de overlastkosten, berekend met behulp van de EBD-methode, fors lager uitvallen dan overlastkosten bepaald met de SP-methode. Wanneer we in de EBD-methode de gezondheidseffecten van slaapverstoring tentatief optellen bij de gezondheidseffecten van overlast, komen de kostenschattingen veel beter overeen[84]. We zien dit als extra onderbouwing voor de hypothese dat slaapverstoring wordt meegewogen in SP-onderzoek. Voor de overige gezondheidseffecten zoals een verhoogde kans op ischemische hartziekten, nemen we aan dat de kosten *nog niet* zijn meegenomen in de WTP-waarden; het ligt immer voor de hand dat de meeste mensen zich niet bewust zijn van dergelijke gezondheidsrisico’s van geluid.

Bij de gezondheidseffecten van geluid kan onderscheid gemaakt worden tussen de effecten voor de persoon zelf (pijn, ongemak, etc.) en de effecten voor de rest van de maatschappij (bijv. medische kosten). Het eerste type kosten kan worden gewaardeerd m.b.v. VOLYs of DALYs, terwijl voor de waardering van het tweede type effecten gebruikgemaakt kan worden van de Cost of Illness (COI)-methode. Bij laatstgenoemde methode wordt de waardering gebaseerd op marktprijzen. Zo kan bijvoorbeeld ingeschat worden hoeveel dagen iemand door een ziekte als gevolg van geluid gemiddeld in het ziekenhuis ligt, wat vervolgens wordt vermenigvuldigd met de kosten van een dag ziekenhuisopname om de economische kosten te bepalen. Omdat specifieke kostencijfers ontbreken, gaan we uit van een gemiddelde COI gelijk aan 8% van de berekende DALYs, in lijn met (HEATCO, 2006).

[84] In principe kunnen overlast en slaapverstoring niet zomaar bij elkaar opgeteld worden omdat overlast meestal berekend wordt op basis van Lden, en slaapverstoring op basis van Lnight.

Het aantal DALYs kan worden bepaald door met behulp van een blootstellingverdeling en de relative risk per 10 dB een Population Attributive Fraction (PAF) te berekenen. Op basis van deze PAF kan vervolgens worden ingeschat hoeveel personen *als gevolg van geluidsblootstelling* ischemische hartziekten ontwikkelen en hoeveel DALYs dit kost. (Defra, 2014) gebruikt deze methode in haar openbare model, waarop de gezondheidskosten van geluidsoverlast in het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn gebaseerd. Merk op dat er in deze methode uitsluitend met VOLYs, QALYs en DALYs wordt gerekend, en niet met de VSL; de kans op de ontwikkeling van de bestudeerde gezondheidseffecten (zoals hartziekten, hypertensie, beroertes en dementie) neemt immers toe met leeftijd. Een VSL-aanpak zou daarom tot overschatting van de gezondheidskosten leiden (zie Paragraaf 5.3).

Drempelwaarde en railbonus

Bij de waardering van geluidsblootstelling wordt vaak met zogenaamde drempelwaardes gewerkt. Onder deze drempelwaarde worden geen geluidskosten toegekend. Drempelwaardes worden in de praktijk gebruikt omdat effecten onder een bepaalde blootstellingsgrens verwaarloosbaar lijken, of omdat er onder een bepaalde waarde geen betrouwbare kentallen kunnen worden vastgesteld.

In de geluidsoverlastliteratuur wordt daarnaast soms gewerkt met een zogenaamde 'railbonus'. Deze railbonus moet het feit weerspiegelen dat mensen geluidsblootstelling door spoorverkeer over het algemeen als minder storend ervaren dan geluidsblootstelling door weg- en vliegverkeer. Wanneer een railbonus van 5 dB(A) wordt toegepast, wordt de drempelwaarde voor spoorverkeer met 5 dB(A) verhoogd (bijv. van 50 naar 55 dB(A)) en schuiven alle waarderingskentallen met 5 dB(A) op. In Paragraaf 6.11.6 beschrijven we waarom we in deze update van het handboek niet langer met deze railbonus werken.

6.11.5 Benaderingswijze in de vorige editie van het handboek

Op basis van de analyse van de beschikbare literatuur in 2016 is in de vorige uitgave van het Handboek Milieuprijzen aanbevolen om voor de kosten van geluidsoverlast gebruik te maken van de resultaten van (Bristow, et al., 2015). Deze waarden zijn gebaseerd op een zeer uitgebreide meta-analyse van stated preference-onderzoeken naar de waardering van geluidsoverlast. In 2016 kwamen deze waarderingen bovendien redelijk overeen met de gemiddelde waardering van geluidsoverlast die werd gevonden bij revealed preference-onderzoeken.

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is voor het eerst aanbevolen om gebruik te maken van toenemende marginale waarderingen voor geluidsoverlast. Dit was in lijn met de wetenschappelijk inzichten op dit vlak, die lieten zien dat een toename van 1 dB(A) als storender wordt ervaren bij hoge dan bij lage geluidsniveaus. Ook in andere EU-landen (Denemarken, VK, Zweden) werden toenemende marginale kosten voorgeschreven.

Voor de gezondheidseffecten van geluid werd gebruikgemaakt van de resultaten van (Defra, 2014), toegepast op de Nederlandse situatie. Deze resultaten waren rechtstreeks gebaseerd op de epidemiologische inzichten zoals die door de (WHO, 2011) werden gepresenteerd. De bandbreedte in de waardering van gezondheidseffecten reflecteert de range die in het Handboek Milieuprijzen 2017 is gehanteerd voor de waardering van DALYs.

Bij de waardering van gezondheidseffecten werden de kosten van slaapverstoring buiten beschouwing gelaten, om overlap met de overlastkosten te voorkomen. Evenals (HEATCO,

2006) werd aangenomen dat mensen op de hoogte zijn van de gevolgen van geluid op slaapverstoring en dat kosten hiervan dus tot uitdrukking komen in WTP-waarden voor overlast.

In de vorige uitgave van het handboek werd een drempelwaarde van 50 dB(A) gehanteerd voor zowel de gezondheidseffecten als overlastkosten. In 2016 was al bekend dat ook bij lagere geluidsniveaus overlast optreedt (WHO, 2011); (EEA, 2010). Waarderingsstudies voor lagere geluidsniveaus ontbraken echter vrijwel geheel, en manieren om bestaande waarderingskentallen te extrapoleren onder de 50 dB(A) werden onvoldoende betrouwbaar geacht.

6.11.6 Nieuwe inzichten

Sinds 2016 zijn er een aantal nieuwe studies en rapporten uitgekomen op het gebied van geluidswaardering. Van bijzonder belang zijn de eerdergenoemde WHO Environmental Noise Guidelines die in 2018 zijn gepubliceerd (WHO, 2018). Veel van de nieuwe inzichten sluiten aan op de bevindingen van de WHO, en onderliggende systematic reviews. Het RIVM heeft recent een GGD-richtlijn voor omgevingsgeluid opgesteld (RIVM, 2019) waarin de meeste bevindingen en aanbevelingen van de WHO zijn overgenomen:

1. In het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn gezondheidskosten gebaseerd op het model van (Defra, 2014), waar een positieve causale relatie met hartinfarcten, hypertensie, beroertes en dementie werd verondersteld. De WHO concludeert in haar guidelines echter dat er (nog) geen sterk bewijs bestaat voor deze effecten (WHO, 2018). Alleen voor de relatie tussen geluidsblootstelling en slaapverstoring, en de relatie tussen geluidsblootstelling door wegverkeer en ischemische hartziekten duidt de WHO het bewijs van van ‘high or moderate quality’. Bij spoorverkeer wordt geen bewijs voor een relatie met ischemische hartziekten gevonden, en bij vliegverkeer wordt het bewijs bestempeld als ‘very low quality’. Omdat de WHO systematic reviews grotendeels alweer een paar jaar geleden zijn uitgevoerd, is er inmiddels nieuwe literatuur over de gezondheidseffecten van geluid verschenen. (Clark, et al., 2020) concluderen dat de meeste bevindingen van de WHO nog steeds overeind staan, maar vinden inmiddels ook ‘low quality’ bewijs voor een relatie met depressie (op basis van interviewcriteria) en borstkanker.

2. Er zijn sterke aanwijzingen dat ook bij geluidsniveaus lager dan 50 dB geluidsoverlast optreedt (WHO, 2018). De door de WHO uitgezette systematic review naar geluidsoverlast (Guski et al., 2017) bevat onder andere dose-response-relaties tussen geluidsniveaus en het percentage respondenten dat aangeeft ‘highly annoyed’ (%HA) te zijn. Deze doseresponsefuncties laten een duidelijke toename van het %HA zien vanaf 40 dB(A) Lden bij spoor- en vliegverkeer, en vanaf zo’n 45 dB(A) bij wegverkeer. Op basis van deze bevindingen raadt de WHO sterk aan om geluidsblootstelling door vliegverkeer te beperken tot maximaal 45 dB(A)[85]. Omdat de marginale kosten van geluidsoverlast onder de 50 dB(A) in het vorige handboek niet zijn meegenomen, lijken de overlastkosten in het verleden te zijn onderschat.

3. De railbonus lijkt niet langer ondersteund door de wetenschappelijke literatuur (WHO, 2018). Enkele recente studies concluderen dat de relatie tussen geluidsblootstelling en gerapporteerde hinder sterker is voor spoorweglawaai dan voor weggeluid (zie bijvoor-

[85] De WHO gaat in haar aanbevelingen uit van een enigszins arbitraire grens van 10% HA, waarboven geluidshinder moet worden voorkomen. Dit neemt niet weg dat ook onder de 45 dB(A) overlast kan optreden. In de recent verschenen GGD-richtlijn (RIVM, 2019) voor geluid wordt de advieswaarde van de WHO voor vliegverkeer niet overgenomen omdat bij een geluidsniveau van 45 dB(A) nog steeds een hoog percentage ernstige hinder (10%) en ernstige slaapverstoring (11%) optreedt.

beeld (Guski et al., 2017)). Andere onderzoeken, waarbij gebruik wordt gemaakt van fysieke indicatoren voor overlast zoals hartslag, systolisch bloed druk- en stressbiomarkers, laten geen andere reactie op spoorgeluid dan op weggeluid (Gallash et al., 2016). Omdat er daarnaast al tegenstrijdig bewijs van RP-studies bestond concludeerde CE Delft in 2019 al dat de railbonus niet langer ondersteund door de academische literatuur (CE Delft, 2019). De waarderingskentallen voor spoorverkeer lijken daarmee in het vorige handboek iets te zijn onderschat.

4. Sinds 2016 zijn er nieuwe SP- en RP-studies naar de waardering van geluidsoverlast verschenen. Sommige van deze studies vinden fors lagere waarderingskentallen dan Bristow et al. (zie bijvoorbeeld (Kim., et al., 2019) en (Bravo-Moncayo, et al., 2017) and (Huh, 2018)) terwijl andere studies juist op flink hogere waarderingen uitkomen (Mouter, et al., 2019) en (Winke, 2017). Al met al bestempelen we de uitkomsten van de meta-analyse van (Bristow, et al., 2015) daarmee nog steeds als de meest betrouwbare schattingen voor de overlastkosten van geluid.

5. Gemiddelde schattingen in de RP-literatuur op basis van hedonic pricing zijn nog steeds grotendeels in lijn met de resultaten uit de SP-literatuur. Een zeer recent Italiaans hedonic pricing-onderzoek (Morano, et al., 2021) vindt een afname van de huizenprijs van 1-7% per toename van 5 dB(A), hetgeen overeenkomt met de eerder gevonden range in de literatuur. (Sparrow et al., 2019) vinden op basis van een analyse van RP-literatuur een range van 0 tot 2,3% met gemiddelde waarde van 0,55% per dB(A)). Een andere recente studie door (Ahlfeldt, et al., 2019) observeert een gemiddelde huizenprijsdaling van 0,4% per dB(A), wederom in lijn met eerder geobserveerde waarden. Uitgaande van een gemiddelde huizenprijs van € 230.000, een gemiddelde huishoudgrootte van 2,2 personen, een rentevoet van 5% en een looptijd van tien jaar komt de NSDI van 0,55 overeen met een marginale WTP van € 75 per persoon per dB(A) per jaar (CE Delft, 2019). Deze waarde komt goed overeen met de waarden die (Bristow, et al., 2015) vinden voor hogere geluidsniveaus.

6.11.7 Keuze in Handboek Milieuprijzen 2023

In deze paragraaf beschrijven we de nieuwe aanbevelingen op het gebied van geluidswaardering. Merk op dat deze aanbevelingen zijn gebaseerd op de staat van de wetenschappelijke literatuur in 2023. Wanneer in de toekomst overtuigend nieuw bewijs wordt gevonden voor relaties tussen geluidsblootstelling en gezondheidseffecten, kan dit ertoe leiden dat toepassing van huidige aanbevelingen tot onderschatting van geluidskosten leidt.

Overlastkosten

Sinds 2016 zijn enkele nieuwe SP- en RP-studies uitgekomen op het gebied van geluidswaardering. Omdat bijbehorende resultaten niet eenduidig zijn, baseren we de overlastkosten van omgevingsgeluid, net als in de vorige uitgave van het handboek, op (Bristow, et al., 2015).

Zoals toegelicht in de vorige paragraaf komen de overlastkosten gevonden in de RP-literatuur behoorlijk overeen met de waarderingskentallen van (Bristow, et al., 2015). We kunnen de SP-waarderingen ook vergelijken met waarderingen die volgen uit de EBD-methode. De nieuwe dosisresponsfuncties van de WHO die de relatie tussen geluidsniveaus en het %HA weergeven, kunnen hiervoor met behulp van het Defra-model omgezet worden tot nieuwe schattingen van de overlastkosten. De op deze manier bepaalde marginale waarderingen liggen tussen de 0 en 75 € (prijspeil 2021) – fors lager dan die van Bristow et al. (die tot € 262 stijgen bij 80 dB(A) verkeergeluid door vliegverkeer). Tellen we echter de

kosten van slaapverstoring (respectievelijk € 52, € 148 en € 108 voor weg-, spoor- en vliegverkeer bij 80 dB(A)) op bij de kosten van overlast in het Defra-model, dan komen de gevonden waarden behoorlijk overeen[86]. We zien dit als een extra onderbouwing voor de aanname dat slaapverstoring wordt meegewogen in SP-studies en voor gebruik van de waarderingskentallen van (Bristow, et al., 2015).

Gezondheidskosten

In het vorige handboek zijn de gezondheidskosten van geluidsblootstelling bepaald door aanpassing van het Defra-model (Defra, 2014). In dit model worden onder andere kosten toegekend aan een verhoogde kans op hypertensie, en daarmee een verhoogde kans op beroertes en dementie. De WHO concludeert in haar Environmental Noise Guidelines echter dat het bewijs voor een relatie met hypertensie, beroertes en dementie onvoldoende ondersteund wordt door de wetenschap. Wel vindt de WHO bewijs voor een relatie tussen blootstelling aan verkeersgeluid en ischemische hartziekten. We kiezen ervoor om in de monetarisering alle effecten mee te nemen waarvoor de WHO het bewijs als 'moderate' of 'high quality' kwalificeert. Dit betekent dat alleen bij wegverkeer gezondheidskosten voor ischemische hartziekten zijn opgenomen. De relaties met depressie en borstkanker gevonden door (Clark, et al., 2020) worden bestempeld als 'low quality' en nemen we daarom niet mee in de gezondheidskosten. Overgebleven gezondheidskosten berekenen we door aanpassing van het Defra-model, dat uitgaat van een relative risk-methode.

Deze aanpassing betreft:
- een omrekening naar euro's;
- aanpassing van de waarde van een QALY;
- aanpassing van de PAF voor acute myocardial infarct, zodat deze toepasbaar zijn voor ischeamic heart disease;
- aanpassing van de burden of disease-cijfers zodat ze overeenkomen met de Nederlandse cijfers uit 2019 voor ischeamic heart disease (op basis van data van de Global Burden of Disease-studies).[87]

Drempelwaarde en railbonus

Op basis van de nieuwe, door de WHO bepaalde dosisresponsefuncties concluderen we dat de eerder gehanteerde drempelwaarde van 50 dB(A) Lden niet langer ondersteund wordt door het wetenschappelijke bewijs. Immers: vanaf 40-45 dB(A) zien we een duidelijke toename van het percentage respondenten dat aangeeft 'highly annoyed' te zijn. We kiezen er daarom voor om in de nieuwe centrale waarde van de milieuprijzen uit te gaan van een drempelwaarde van 45 dB(A) voor alle drie de modaliteiten. Deze drempelwaarde passen we, net als in het vorige handboek, zowel toe op de overlast- as gezondheidskosten. De gekozen drempelwaarde van 45 dB(A) weerspiegelt enerzijds de bevinding dat het %HA al vanaf 40-45 dB(A) toeneemt, en is anderzijds een pragmatische keuze: geluidsmodellen die bijvoorbeeld gebruikt worden om geluidscontouren rondom Schiphol te berekenen, corrigeren in de regel niet voor achtergrondgeluid. In een groot deel van de randstad is sprake van achtergrondgeluid met een intensiteit groter dan 40 dB(A) (Atlas Leefomgeving, 2022).

[86] Deze optelling is alleen mogelijk voor wegverkeer; voor spoor- en vliegverkeer bestaan geen wetenschappelijk onderbouwde methoden om overlast- en slaapverstoringskosten samen te voegen (Defra, 2014).

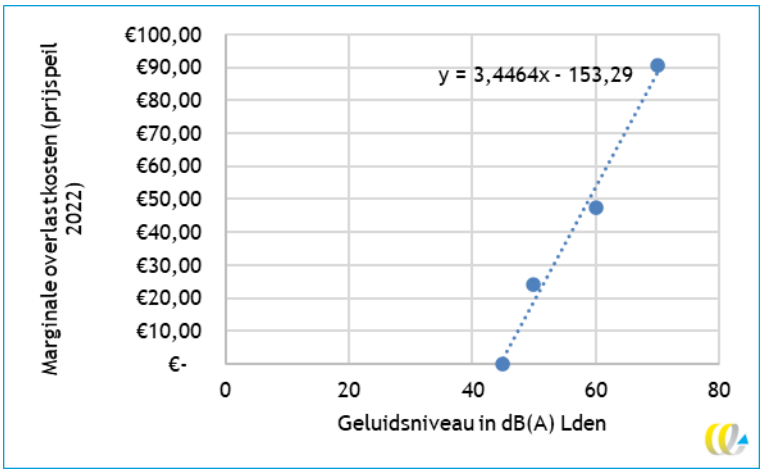
[87] Op dit moment is Defra bezig met een update van hun model, waarin ze ook de meest recente inzichten op het gebied van gezondheidskosten meenemen. We hebben Defra benaderd met de vraag of ze al resultaten kunnen delen. De onderzoekers geven echter aan nog niet zo ver te zijn.

Directe toepassing van een milieuprijs bij 40 dB(A) zou daarom mogelijk tot overschatting van de geluidskosten leiden.

Om toch recht te doen aan de bevindingen van de WHO raden we een bovenwaarde aan waarin een drempelwaarde van 40 dB(A) voor spoor- en vliegverkeer wordt verondersteld. In de gepresenteerde onderwaarden gaan we uit van een conservatieve drempel van 50 dB(A). De railbonus die in het vorige handboek is gehanteerd, laten we voor alle waarderingen vervallen, vanwege onvoldoende bewijs.

Om tot een waardering tussen de 40 dB(A) en 50 dB(A) te komen, extrapoleren we de waarderingskentallen van (Bristow, et al., 2015). Hiervoor voegen we een extra datapunt toe aan de schattingen van Bristow et al. waarbij het %HA gelijk is aan 0%. We nemen aan dat de overlastkosten bij een %HA van 0% gelijk zijn aan €0. De volgende figuur laat zien hoe deze extrapolatie eruitziet voor wegverkeer. Merk op dat de lineaire extrapolatie mogelijk een onderschatting geeft van de milieukosten: bij een %HA van 0% kunnen immers nog steeds kosten optreden door mensen die slechts 'moderately annoyed' zijn. We kiezen voor deze conservatieve aanname vanwege de eerdergenoemde complicaties door achtergrondgeluid en het gebrek aan inzicht hoe de waardering van overlast beneden de 50 dB verloopt.

Figuur 13 - Extrapolatie van de marginale overlastkosten tot 45 dB(A) bij wegverkeer voor de centrale waarde



6.11.8 Nieuwe milieuprijzen Handboek Milieuprijzen 2023

In de vorige uitgave van het Handboek Milieuprijzen zijn de waarderingskengetallen weergegeven als marginale kosten. Omdat dit veel verwarring opleverde, presenteren we de nieuwe prijzen als totale kosten per persoon per jaar. Wanneer iemand een jaar lang wordt blootgesteld aan wegverkeer van bijvoorbeeld 55 dB(A) Lden, kunnen bijbehorende kosten nu direct worden afgelezen bij 55 dB(A), zonder verdere berekeningen. De nieuwe milieuprijzen zijn weergegeven in Tabel 57 tot en met Tabel 59 in klassen van 5 dB(A).
In Bijlage F zijn uitgebreidere tabellen opgenomen, waarin gedetailleerdere geluidskosten in geluidsklasses van 1 dB(A) zijn weergegeven. In Bijlage F presenteren we ook de marginale geluidskosten en de onderverdeling tussen overlast en gezondheidskosten.

Tabel 57 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door wegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
40-45	-	-	-
45-50	-	€ 51	€ 68
50-55	€ 93	€ 201	€ 248

55-60	€ 313	€ 439	€ 517
60-65	€ 620	€ 765	€ 875
65-70	€ 1.015	€ 1.180	€ 1.323
70-75	€ 1.498	€ 1.683	€ 1.861
75-80	€ 2.069	€ 2.276	€ 2.489
80+	€ 2.450	€ 2.670	€ 2.906

Tabel 58 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door spoorverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
40-45	-	-	€ 11
45-50	-	€ 52	€ 78
50-55	€ 93	€ 188	€ 215
55-60	€ 298	€ 393	€ 420
60-65	€ 572	€ 667	€ 694
65-70	€ 914	€ 1.009	€ 1.036
70-75	€ 1.325	€ 1.421	€ 1.447
75-80	€ 1.805	€ 1.900	€ 1.927
80+	€ 2.123	€ 2.218	€ 2.245

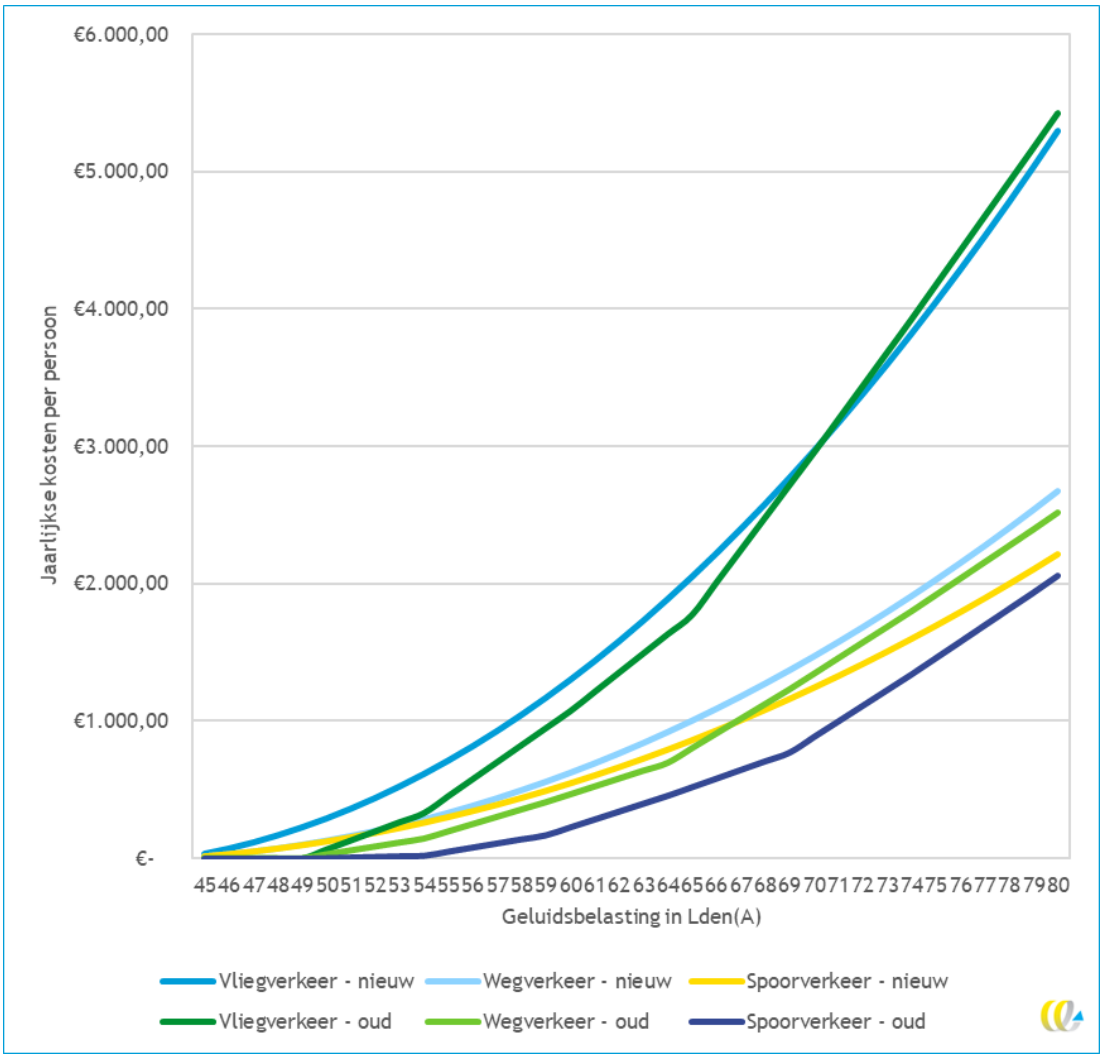
Tabel 59 - Nieuwe milieuprijzen voor geluidsblootstelling door vliegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
40-45	-	-	24
45-50	-	€ 121	€ 183
50-55	€ 220	€ 445	€ 506
55-60	€ 708	€ 933	€ 994
60-65	€ 1.361	€ 1.585	€ 1.647
65-70	€ 2.179	€ 2.403	€ 2.465
70-75	€ 3.161	€ 3.386	€ 3.447
75-80	€ 4.309	€ 4.533	€ 4.595
80+	€ 5.069	€ 5.294	€ 5.355

6.11.9 Vergelijking tussen nieuwe en oude milieuprijzen

Volgende figuur laat een vergelijking zien tussen de oude en nieuwe centrale milieuprijzen voor geluid. De oude milieuprijzen zijn hiervoor gecorrigeerd voor inflatie, maar niet voor de toegenomen waardering van een VOLY. Bij lagere geluidsniveaus zijn de nieuwe milieuprijzen beduidend hoger, door de introductie van een lagere drempelwaarde (45 dB(A) vs. 50 dB(A)) en het vervallen van de railbonus. Bij vliegverkeer zien we bij hogere geluidsniveaus dat de oude prijzen hoger zijn dan de nieuwe prijzen. Dit komt doordat een aantal gezondheidseffecten niet langer wordt meegenomen in het nieuwe handboek doordat deze niet worden ondersteund door de literatuur.

Figuur 14 - Vergelijking tussen de oude en nieuwe milieuprijzen voor geluid (totale kosten in €$_{2021}$ per persoon per jaar)



6.12 Grondstoffengebruik en water

6.12.1 Inleiding

Grondstoffen- en watergebruik kunnen gevolgen hebben voor ecosystemen en mensen. De milieueffecten van beide worden normaliter al gemodelleerd in levenscyclusanalyses en meegenomen bij de bij de overige milieueffecten. Daarnaast kan grondstof- of water-consumptie ook andere effecten hebben:

1. Het kan zijn dat door de consumptie van grondstoffen er minder grondstoffen beschikbaar zijn voor toekomstige generaties. In zoverre deze niet ingeprijsd zijn in de prijs van grondstoffen kan er sprake zijn van een extern effect.

2. Door de consumptie van water kan er minder water beschikbaar zijn voor de natuur waardoor deze verdroogt. Dit is over het algemeen niet ingeprijsd in de prijs voor waterextractie en dus een extern effect.

3. Door de consumptie van met name fossiele brandstoffen en zeldzame metalen kan er instabiliteit ontstaan op wereldmarkten die tot economische schade kunnen leiden. Dit is ook een extern effect.

Paragraaf 5.6 gaat nader in op de waardering van grondstoffengebruik. In deze paragraaf beschrijven we hoe we tot een midpointkarakterisatieprijs zijn gekomen, gegeven het waarderingsraamwerk uit Paragraaf 5.6.

6.12.2 Energiegrondstoffen

Voor fossiele grondstofschaarste wordt een midpointkarakterisatiefactor ontwikkeld in kg oil-eq. die wordt gedefinieerd als de verhouding tussen de higher heating value (HHV) van een fossiele brandstof en de energie inhoud van ruwe olie.

Voor de waardering van deze midpoint kan direct worden aangesloten bij de waardering in MJ die in Paragraaf 5.6 is ontwikkeld. Dit levert een waardering op, zoals weergegeven in Tabel 60.

Tabel 60 - Waarderingen voor het midpoint fossiele grondstoffenschaarste, in €$_{2021}$/kg

	Onder	Centraal	Hoog
Midpoint €/ kg-oil-eq.	€ 0	€ 0,0276	€ 0,1633

Men dient hierbij op te merken dat deze waardering dus lager is dan de waardering die impliciet uit ReCiPe volgt door de gestegen extractiekosten. Zoals in Paragraaf 5.6 beredeneert is het aannemelijk dat de toekomstige stijging in extractiekosten als opportuniteitskosten al (gedeeltelijk) in de prijs van de grondstoffen zit verdisconteerd. Als we de waardering die volgt uit de gestegen extractiekosten leggen naast andere waarderingen, zoals de preventiekosten van grondstoffenvoorraden, de economische schade die ontstaat door olieprijsfluctuaties of de schaduwprijzen van circulaire maatregelen kan worden vastgesteld dat de gestegen extractiekosten inderdaad boven de waarderingen uit de andere benaderingen liggen. Daarom is er in het Handboek Milieuprijzen een *lagere* waardering vastgesteld voor fossiele grondstoffenschaarste.

6.12.3 Minerale grondstoffen

De midpointkarakterisatie voor minerale grondstofschaarste is Surplus Ore Potential (SOP) uitgedrukt in kg Cu-eq. (Huijbregts, et al., 2016). De primaire winning van een mineraal leidt tot een afname van de beschikbare erts kwaliteit (ore grade). Deze afname zorgt ervoor dat er over de tijd steeds meer erts moet worden opgegraven om dezelfde hoeveelheid mineraal beschikbaar te maken. Daarnaast wordt gekeken naar de verwachte toekomstige winning van een erts welke ook tot uiting komen in de gebruikte perspectieven. Reserves zijn hier ‘resources that could economically be extracted or produced at the time of determination’ en ultimate recoverabel resources as ‘the amount of a resource availabel in the upper crust of the earth that is ultimately recoverable’. Samen leveren deze de SOP die, als deze toeneemt, zorgt voor een toename surplus cost potential.

De factor om van mid- naar endpoint te komen verwijst ReCiPe naar de conversie van surplus ore naar surplus costs van twaalf verschillende metalen (zie (Vieira, et al., 2016a). In het hiërarchische perspectief leidt dit tot een waardering van $ 0.23 (prijspeil 2013) in het hiërarchische perspectief. Door deze waarde te vergelijken met de waardering voor grondstofuitputting van aardolie (zie Paragraaf 5.6.7) kan er een verhoudingsgetal worden ont-

wikkeld waarbij metalen grondstoffenschaarste kan worden vergeleken met fossiele grondstoffenschaarste. Tabel 61 geeft de waardering voor fossiele grondstoffenschaarste.

Tabel 61 - Waarderingen voor het midpoint minerale grondstoffenschaarste, in €$_{2021}$/kg

	Onder	Centraal	Hoog
Midpoint: €/kg CU-eq.	€ 0	€ 0,0140	€ 0,0826

6.12.4 Waterconsumptie

De onttrekking van grond- en oppervlaktewater heeft gevolgen voor de beschikbaarheid van water voor mens, dier en plant. Wanneer er waterschaarste ontstaat, heeft dit gevolgen voor de menselijke gezondheid als mensen onvoldoende water hebben om te drinken of gewassen te laten groeien (Pfister , et al., 2009). Daarnaast kan waterschaarste leiden tot verlies van graasland en drinkwater voor dieren wat tot biodiversiteitsverlies kan leiden. Ook kan watergebruik leiden tot een afname van vissoorten als gevolg van een verminderde rivierafvoer (Hanafiah, et al., 2011). Al deze effecten zijn normaliter onvoldoende meegenomen bij de prijs van water en kunnen daarom als externe effecten worden beschouwd.

Waterschaarste is in het Handboek Milieuprijzen 2017 niet gewaardeerd. In het Handboek Milieuprijzen 2023 wordt waterschaarste wel van een waardering voorzien. Het gaat hierbij om een directe waardering van de effecten op ecosysteemdiensten en menselijke gezondheid op endpointniveau. Daarbij zijn deze karakterisatiefactoren landspecifiek ingevuld in ReCiPe. Deze waardering kan worden gebruikt bij LCA's. Voor MKBA's is het echter beter om de specifieke externe effecten die optreden bij wateronttrekking te meten en te monetariseren in plaats van te werken met mondiale cijfers.

Karakterisatie en indicatoren

De karakterisatie van de impact van waterconsumptie op de menselijke gezondheid, terrestrische en aquatische ecosystemen is gebaseerd op ReCiPe 2016. ReCiPe beschouwt de toename van het waterverbruik in termen van Waterconsumptiepotentieel (WCP), uitgedrukt in m^3-water-eq. geconsumeerd.

De karakterisatiefactor op midpoint is de ratio tussen de m^3 geconsumeerd water en de m^3 onttrokken water. Voor de landbouw en industrie heeft ReCiPe (Huijbregts, et al., 2016) hiervoor een inschatting gemaakt op basis van literatuur. Doormiddel van mid- to endpointfactoren wordt de impact op ecosystemen (biodiversiteit) en menselijke gezondheid als volgt bepaald:

- menselijke gezondheid: ondervoeding door watertekort (Pfister , et al., 2009);
- ecosystemen (terrestrisch): daling van de Netto Primaire Productiviteit (NPP) door watertekort als proxy voor het totale soortenverlies (Pfister , et al., 2009);
- ecosystemen (zoetwater): verlies van vissoorten door verminderde rivierafvoer (Hanafiah, et al., 2011).

Tabel 62 toont voor het individualiste en hiërarchische wereldbeeld (zie Bijlage D) de endpointkarakterisatiefactoren:

Tabel 62 - Karakterisatie op endpointniveau voor water consumptie ReCiPe 2016 voor Nederland en EU27

Midpoint to endpoint conversion factor	Unit	NL		EU27*	
		Individualistic	Hierarchic	Individualistic	Hierarchic
Water consumption - human health	Daly/m^3 consumed	7,88E-08	3,10E-08	3,10E-08	2,22E-06
Water consumption - terrestrial ecosystems	species.yr/m^3 consumed	0,00E+00	3,08E-09	0,00E+00	1,35E-08
Water consumption -aquatic ecosystems	species.yr/m^3 consumed	0,00E+00	0,00E+00	6,04E-13	6,04E-13

* EU27-waarde op basis van analyse SimaPro.

Waardering

Op basis van Tabel 62 hebben we uitgerekend wat de milieuprijzen zijn. Hierbij is ervoor gekozen om in de onder- en middenwaarde geen waardering voor schadekosten voor menselijke gezondheid voor waterconsumptie mee te nemen omdat mensen een deel van deze effecten al verdisconteerd kan zijn in de prijs die consumenten betalen voor water. Voor de ecosysteemdiensten gaan we in de onderwaarde uit van het individualistische wereldbeeld. Voor de centrale en bovenwaarde gaan we uit van het hiërarchische wereldbeeld.

Tabel 63 geeft de bijbehorende milieuprijzen voor watergebruik waarbij de effecten zijn gewaardeerd met het waarderingsraamwerk uit Hoofdstuk 5.

Tabel 63 - Milieuprijzen waterconsumptie op midpointniveau, in €$_{2021}$/m3

Midpoint	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
Waterconsumptie - NL	€/m^3	€ 0,00	€ 0,14	€ 0,18
Waterconsumptie - EU27	€/m^3	€ 0,00	€ 0,41	€ 0,81

6.13 Landgebruik

6.13.1 Omschrijving thema en effecten

Grootschalige landbouw, woningbouw en ontwikkeling van bedrijventerreinen hebben allemaal invloed op landgebruik en landgebruiksveranderingen. Als dit landgebruik natuurwaarden aantast, is er sprake van welvaartskosten. Door te kijken naar de ecosysteemdiensten die samenhangen met landgebruik kan er ook een waarde aan het landgebruik worden toegekend.

Landgebruik ten gevolge van een bepaalde economische activiteit moet worden vergeleken met hoe het landgebruik zou zijn als die activiteit niet zou plaatsvinden. Er zijn hierbij twee opties beschikbaar:
- vergelijking met een referentiewaarde voor het gemiddelde landgebruik in een land;
- vergelijking met het een referentiewaarde voor de natuur in een land.

In de literatuur is er een voorkeur voor de tweede benaderingswijze, specifiek in gebruikstoepassingen in LCA en voor bedrijven. Zo is in de Draft Methodology voor Standardized Natural Capital accounting for business opgenomen dat landgebruik dient te worden gewaardeerd tegenover de 'pristine state of nature', ongeacht of dat land eerder al een gebruikstoepassing had.[88]

6.13.2 Behandeling in het Handboek Milieuprijzen 2017 en updates

In het Handboek Milieuprijzen 2017 is voor de waarde voor landgebruik in MKBA's verwezen naar de MKBA Werkwijzer Natuur (CE Delft, 2017b). In deze werkwijzer staan praktische handvaten om tot een waardering voor landgebruiksveranderingen te komen. Er worden in deze werkwijzer evenwel geen gemiddelden voor Nederland gegeven. Voor gebruik in LCA's werd gekeken naar de waardering van soortenrijkdom waarbij de waardering uit (Kuik, et al., 2008) werd daarbij gebruikt. Deze waardering is vervolgens verdisconteerd over 50 jaar met een discontovoet van 3%.

Voor de update zijn deze stappen opnieuw nagelopen. Hierbij is geconstateerd dat de verdiscontering van de waardes uit (Kuik, et al., 2008) onjuist is, omdat de waardes die daarin worden berekend al in PDF.m^2.jaar zijn en de verdiscontering niet de cumulatieve effecten betrof maar dat de waarde in één jaar werden verdisconteerd. Aldus werden er relatief lage waardes verkregen.

In dit handboek hebben we de waardes voor landgebruik herzien en gebaseerd op de volgende aannames:

- We gaan uit van landgebruik voor een periode van 50 jaar. Dit is de helft van de hiërarchische periode van 100 jaar en typisch voor de levensduur van een fabriek in SimaPro. We gaan ervan uit dat de consumptie van een materiaal bijdraagt aan het instandhouden van de productie van de fabriek.

- Het verlies aan soortenrijkdom over die periode van 50 jaar is verdisconteerd elk jaar met een rentevoet van 2,25%.

- Er vindt geen correctie plaats voor toekomstige waardestijging voor biodiversiteit. De waardering van toekomstig biodiversiteitsverlies vindt dus plaats door de waardering uit 2021 tot uitgangspunt te nemen.

- Na die 50 jaar herstelt de natuur zich. We gaan hierbij uit van de herstelwaarden zoals die in ReCiPe 2016 zijn geformuleerd: gemiddeld komt dit neer op een herstelperiode van 33,9 jaar.

[88] Zie (Transparant, 2021).

6.13.3 Nieuwe waardes voor landgebruik

Op basis hiervan, en de karakterisatiefactoren uit ReCiPe 2016, kan er een inschatting worden gemaakt van de jaarlijkse kosten per hectare voor biodiversiteitsverlies. Deze kosten worden weergegeven in volgende tabel.

Tabel 64 - Geschatte kosten biodiversiteitsverlies voor diverse landgebruikstypes en de midpoint-karakterisatiefactor in €$_{2021}$/m^2 per jaar

	Onder	Centraal	Hoog
Gemiddelde voor NL	**€ 0,0647**	**€ 0,0917**	**€ 0,1187**
wv bos	€ 0,0310	€ 0,0439	€ 0,0568
wv graslandschap	€ 0,0568	€ 0,0805	€ 0,1042
wv landbouw, eenjarige gewassen	€ 0,1032	€ 0,1463	€ 0,1895
wv landbouw, meerjarige gewassen	€ 0,0722	€ 0,1024	€ 0,1326
wv gemengde landbouw	€ 0,0341	€ 0,0483	€ 0,0625
wv overig (stedelijk, parklandschap)	€ 0,0753	€ 0,1068	€ 0,1383
Midpointkarakterisatiefactor: m^2-a crop-eq.	**0,103**	**0,146**	**0,189**

De midpointkarakterisatiefactor is verkregen door de waarde per type landgebruik te wegen met oppervlaktedata uit Eurostat.[89]

[89] Hierbij is gebruikgemaakt van de statistiek: Land cover overview by NUTS 2 regions [lan_lcv_ovw], data voor 2018, extracted 30.10.2022.

7 Interpretatie en aanvullende analyse milieuprijzen

7.1 Inleiding

In dit afsluitende hoofdstuk vergelijken we de huidige milieuprijzen met het vorige handboek, gaan we in op het gebruik van milieuprijzen in de praktijk en gaan in op de houdbaarheid van de milieuprijzen over de tijd heen. Dit hoofdstuk heeft een minder theoretische basis dan de vorige hoofdstukken en gaat vooral over de vraag hoe de milieuprijzen in het gebruik moeten worden geïnterpreteerd.

Het hoofdstuk kent de volgende indeling: In Paragraaf 7.2 vergelijken we de milieuprijzen hier ontwikkeld met het vorige Handboek Milieuprijzen uit 2017. Ook gaan we kort in op andere milieuprijzen handboeken die tot een waardering zijn gekomen. In Paragrafen 7.3 en 7.4 bespreken we twee extra toepassingen die we hebben ontwikkeld in dit handboek voor gebruik in LCA's: de prijzen op EU27-niveau én de prijzen voor gebruik in de PEF-karakterisatie. Hierbij is de systematiek van het Handboek Milieuprijzen dus toegepast op een andere geografische entiteit, de EU27, en een ander karakterisatiemodel, de PEF.

In Paragraaf 7.5 gaan we in op het gebruik van milieuprijzen door de tijd heen en in specifieke situaties en geven aan hoe milieuprijzen kunnen worden aangepast. Paragraaf 7.6 bevat tenslotte aanbevelingen voor toekomstig onderzoek en gaat in op de onzekerheden die er bestaan bij het berekenen van milieuprijzen.

7.2 Vergelijking milieuprijzen

7.2.1 Vergelijking milieuprijzen met Handboek Milieuprijzen 2017 op stofniveau

De milieuprijzen voor de meeste stoffen zijn hoger dan in het vorige handboek. Volgende tabel geeft een vergelijking van de milieuprijzen nu met het vorige handboek uit 2017 voor de meest voorkomende milieugevaarlijke stoffen.

Tabel 65 - Vergelijking milieuprijzen op stofniveau tussen vorige en huidige handboek voor de centrale waardes

Stofnaam	Formule	HBM2017: €$_{2015}$	HBM2023: €$_{2021}$	% verandering
Koolstofdioxide*	CO_2	€ 0,06	€ 0,130	128%
Chloorfluorkoolstof*	CFC_{11}	€ 313	€ 725	132%
Fijnstof	$PM_{2,5}$	€ 79,50	€ 121	52%
Fijnstof	PM_{10}	€ 44,60	€ 69	55%
Stikstofoxiden	NO_x	€ 34,70	€ 30	-14%
Zwaveldioxide	SO_2	€ 24,90	€ 58	131%
Ammoniak	NH_3	€ 30,50	€ 49	62%
Vluchtige organische stoffen	NMVOS	€ 2,10	€ 3	29%
Methaan	CH_4	€ 1,75	€ 4,70	169%
Cadmium	Cd	€ 1.159	€ 171.133	14666%
Lood	Pb	€ 5.908	€ 29.078	392%

Uit deze tabel blijkt dat de meeste stoffen thans een hogere waardering kennen dan in het vorige handboek. Voor een deel komt dit door inflatie (ongeveer 10%) en een hogere waardering doordat het gemiddelde inkomen in Nederland is toegenomen hetgeen, via een positieve inkomenselasticiteit voor menselijke gezondheid (zie Paragraaf 5.3) heeft geleid tot een hogere waardering die ook ongeveer 10% extra prijsverhoging met zich meebrengt. Voor fijnstof ontstaat de overige prijsverhoging met name door het verbeteren van de dosis-responserelaties (zie Paragraaf 6.4). Dat geldt ook voor cadmium en lood, waar nu meer gezondheidsendpoints zijn meegenomen (zie Paragraaf 6.8). Voor ammoniak en met name zwaveldioxide geldt dat een hoger gedeelte van deze emissies thans worden omgezet in secundaire aerosolen: door de vernieuwde modellering die in EEA (2021) werd gebruikt is er een nauwkeurigere relatie tussen emissies en concentraties in het nieuwe handboek meegenomen. Voor CO_2 geldt dat de reductieopgave thans hoger is: klimaatneutraliteit in 2050 tegenover een veronderstelde 65% reductie in 2050 uit het vorige handboek.

NO_x is de enige stof waarvoor de milieuprijs in het nieuwe handboek lager is. Dit komt omdat er, met publicatie van het COMEAP-rapport uit 2018, thans een accuratere manier is om voor een potentiële dubbeltelling met $PM_{2,5}$ te corrigeren. Met de huidige methode is er niet langer sprake van een dubbeltelling met $PM_{2,5}$. Een en andere impliceert wel dat, conform de nieuwste inzichten, NO_x in het vorige handboek werd overschat.

7.2.2 Milieuprijzen Handboeken in andere landen

Een aantal Europese landen kent ook een vergelijkbaar handboek als het Handboek Milieuprijzen. In de meeste gevallen worden er in een dergelijk handboek ook waarderingen gegeven voor schadekosten van luchtvervuilende emissies die kunnen worden meegenomen in kosten-batenanalyses. Van deze landen kennen alleen Nederland en Duitsland een traditie van regulaire updates van de methodiek van het handboek.[90]

Uit volgende tabel blijkt dat het nieuwe Handboek Milieuprijzen waarderingen kent die voor de meeste stoffen boven die van de andere landen liggen. Terwijl het vorige handboek nog waardes genereerde die in lijn lagen met die van andere landen, is dat thans niet meer het geval. Het is evenwel de verwachting dat als die andere landen hun handboeken gaan aanpassen deze ook tot hogere waardes zullen leiden omdat enerzijds de dosiseffectrelaties nu hoger liggen dan een aantal jaren geleden en anderzijds de waarderingen door inflatie en gestegen inkomens ook hoger zijn.

Het Nederlandse handboek is het enige handboek dat ook de toepassing voor LCA geschikt maakt door het ontwikkelen van een midpointprijs.

[90] Een herziene versie (versie 4.0) van de Methodenkonvention (het Duitse handboek Milieuprijzen) wordt in 2024 verwacht.

Tabel 66 - Overzicht van milieuprijzen die zijn gepubliceerd in andere landen voor het schatten van de schadekosten van luchtvervuiling in dat land

	België (Vlaanderen)	Ierland	Nederland	Duitsland	Denemarken
Studie	VITO (2010)*	EnvEcon (2015)**	CE Delft (2023)	UBA (2019)	Andersen et al. (2019)
Methode	IPA (Needs adjusted)*	Econometrics	IPA (EEA adjusted)*	IPA (Needs)	IPA
Achtergronden bij berekening schadekosten luchtvervuilende emissies					
Concentratie van PM	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Concentratie van O_3	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Concentratie van NO_2	Nee	Nee	Ja	Ja	Ja
Concentratie van giftige stoffen	Ja	Nee	Ja		
WIE (2013) CRF's?	Nee	Nee	Ja^^	Ja^	Ja^
Sectorale aggregatie	Vervoer, overig (diensten, industrie, elektriciteit, huishoudens)			Vervoer, gebouwde omgeving	Transport, industrie, overig (incl. huishoudens, landbouw, scheepvaart)
Differentiatie ruimtelijk	hoge/lage schoorstenen Transport (platteland, steden, snelwegen),	Gemiddeld, landelijk en verschillende stadsgroottes	Range (laag, centraal, hoog) Voor $PM_{2,5}$ ook differentiatie naar hoogte uitstoot en inwonersaantal		Regio's en bevolkingsdichtheid
Mortaliteit inbegrepen?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Morbiditeit inbegrepen?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Biodiversiteit inbegrepen?	Ja	Ja	Ja	Ja	Nee
Ecosysteemdiensten	Crops	Onduidelijk	Ja (full)	Crops	Nee
Gebouwen/materialen	Ja	Nee	Ja	Ja	Nee
Waarden (prijsniveau)	2009	Onduidelijk	2021	2016	2016
$PM_{2,5}$ (€/kg)	22-141	7,5	121	58,4	76,8
PM_{10} (€/kg)	17-125	NA	69	41,2	NA
SO_2 (€/kg)	10	4,8	57,5	15,04	40,9
NO_x (€/kg)	6,3	1	29,9	17,93	34,1
NH_3 (€/kg)	NA	0,8	49,3	32	20,1
NMVOS (€/kg)	7,5	0,9	2,7	0,205	NA
CO_2 (€/t)	20	NA	50-160	180-640	NA
Waarde van verloren levensjaren (VOLY)	€ 44.379	Onduidelijk	€ 85.000	€ 70.000^^	€ 149.637

* Adjusted betekent dat een oorspronkelijke studie als uitgangspunt werd gebruikt, maar dat deze resultaten werden gewijzigd. ^^ Niet vermeld in het rapport, maar gebaseerd op persoonlijke communicatie met de auteurs.

7.2.3 Vergelijking midpointprijzen oude en nieuwe handboek

De midpointprijzen in het oude en nieuwe handboek kunnen niet goed vergeleken worden omdat ze in verschillende eenheden worden gesteld: de milieuprijzen uit het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn gesteld conform de karakterisatie (en eenheden) uit ReCiPe 2008 en de milieuprijzen uit 2023 zijn gesteld conform de karakterisatie (en eenheden) uit ReCiPe 2016. Wat wel mogelijk is om in een LCA-analyse de verschillen tussen beide milieuprijzen weer te geven. Hierbij is gebruikgemaakt van Ecoinvent-data en is een vergelijking ontwikkeld voor een product waarbij de ene score ReCiPe 2008 volgt met de oude milieuprijzen en de andere score ReCiPe 2016 volgt met de nieuwe milieuprijzen.

Voor een vergelijking met de resultaten nemen we het voorbeeld van pvc. Uit Ecoinvent hebben we de resultaten van 1 ton pvc uitgedraaid op zowel ReCiPe 2008 als ReCiPe 2016. Vervolgens hebben we die gewaardeerd met respectievelijk het oude handboek en het nieuwe handboek. De volgende tabel geeft de resultaten weer in externe kosten €/pvc.

Tabel 67 - Externe kosten van de productie van 1 ton pvc

ReCiPe 2016 Impact category	Externe kosten (€)	ReCiPe 2008 Impact category	Externe kosten (€)
Global warming	392	Climate change	164
Stratospheric ozone depletion	0	Ozone depletion	0
Ionizing radiation	0	Terrestrial acidification	91
Ozone formation, Human health	10	Freshwater eutrophication	0
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	0	Marine eutrophication	1
Fine particulate matter formation	730	Human toxicity	55
Terrestrial acidification	63	Photochemical oxidant formation	18
Freshwater eutrophication	1	Particulate matter formation	350
Marine eutrophication	1	Terrestrial ecotoxicity	3
Terrestrial ecotoxicity	12	Freshwater ecotoxicity	0
Freshwater ecotoxicity	0	Marine ecotoxicity	0
Marine ecotoxicity	0	Ionising radiation	4
Human carcinogenic toxicity	215	Agricultural land occupation	3
Human non-carcinogenic toxicity	80	Urban land occupation	1
Land use	8	Natural land transformation	0
Mineral resource scarcity	0	Water depletion	0
Fossil resource scarcity	37	Metal depletion	0
Water consumption	6	Fossil depletion	0
Totaal	**1.555**	**Totaal**	**691**

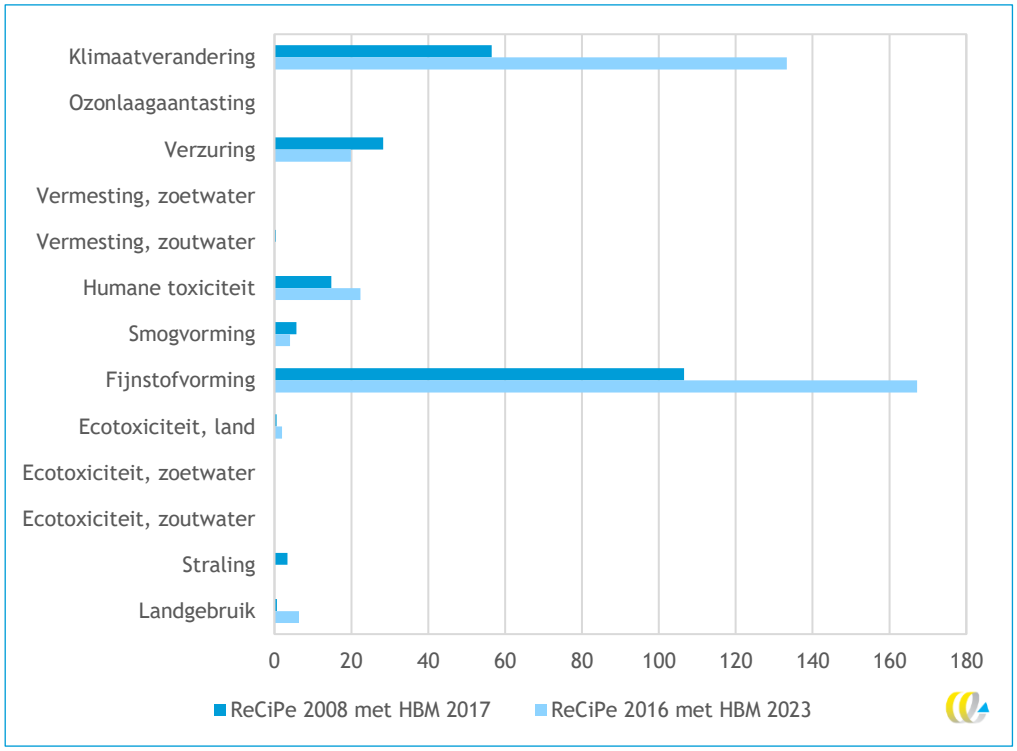
Uitdraai uit SimaPro voor Polyvinylchloride, emulsion polymerised {GLO}| market for | Cut-off, S (of project Ecoinvent 3 - allocation, cut-off by classification - system) volgens ReCiPe 2008 ReCiPe Midpoint (H) V1.13 / Europe Recipe H en ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.07 / World (2010) H.

Allereerst blijkt dat de schadekosten met de nieuwe milieuprijzen voor pvc ruim twee keer zo hoog zijn dan met de oude milieuprijzen. Dit komt voor een belangrijk deel omdat de schadekosten van pvc primair worden bepaald door fijnstofvorming, klimaatverandering en humane toxiciteit. Met de nieuwe milieuprijzen zijn deze (veel) hoger gewaardeerd dan in het vorige handboek, wat primair komt door een nauwkeurige Impact Pathway-benadering.[91]

[91] De mate waarin een score sterker wordt verschilt per product en is mede afhankelijk van de karakterisatiefactoren en de mate waarin die karakterisatiefactoren meewegen in de midpointbepaling.

Figuur 15 geeft een vergelijking van een ton staal (engineering steel) volgens beide methoden. Hieruit blijkt dat voor staal ook vooral klimaatverandering en fijnstofvorming in het nieuwe handboek tot hogere schadekosten leiden en in mindere mate humane toxiciteit. Verzuring leidt tot iets lagere schadekosten dan in het vorige handboek en dat geldt ook voor smogvorming en straling. Landgebruik en ecotoxiciteit aan land scoren nu juist weer hoger. De andere midpoints zijn niet relevant voor dit product.

Figuur 15 - Vergelijking resultaten op LCA-midpointniveau oude en nieuwe handboek



7.3 Specialistische toepassing: Midpointprijzen op EU27-niveau

7.3.1 Inleiding

De systematiek van het Handboek Milieuprijzen tot het berekenen van midpointprijzen kan ook worden toegepast voor andere landen of regio's. Hierbij wordt alle Nederlandse inputdata vervangen door EU-data. Door vervolgens de (emissiegewogen) midpointprijs te berekenen ontstaat er een nieuwe midpointprijs voor het andere land of regio.

Sinds het Handboek Schaduwprijzen uit 2010 berekenen we naast de Nederlandse midpointprijzen ook midpointprijzen voor de EU. In dit handboek hebben we dit, na de Brexit, gedaan voor de EU27.

7.3.2 Systematiek van de berekening op hoofdlijnen

Uitgangspunt van de berekening is om gebruik te maken van precies dezelfde databronnen als voor de Nederlandse studie, maar dan de beschikbare informatie over de EU27 daaruit te nemen. Concreet zijn de volgende stappen gevolgd:

Waardering (Hoofdstuk 5):
Het waarderingsraamwerk voor de EU27-waarden volgt grotendeels dezelfde methodologische lijnen als het waarderingsraamwerk voor Nederland, maar er is specifiek met informatie over de EU gewerkt indien die informatie beschikbaar was. Specifiek zijn de volgende veronderstellingen toegepast in het waarderingsraamwerk.

- De waardering van mortaliteit is precies dezelfde als die voor Nederland. Er is dus niet gecorrigeerd voor een eventuele lagere levensstandaard dan in Nederland. Aan de ene kant is dit onwaarschijnlijk: de betalingsbereidheid voor het risico op overlijden is waarschijnlijk hoger in Nederland dan, bijvoorbeeld, in Bulgarije. Aan de andere kant is de waardering voor een VOLY in Nederland ingeperkt door de ranges die worden genoemd in de Werkwijzer Sociaal Domein. De door ons gekozen centrale waarde binnen deze range ligt nog altijd ongeveer 15-20% onder waar in ander Europees werk mee wordt gerekend (zie (EEA, 2021)). Daarom hebben we voor de EU27 dezelfde waardering als voor Nederland genomen.
- De waardering voor morbiditeit (excl. work days loss) is gebaseerd op de (EEA, 2021) die een waardering voor het jaar 2019 heeft gegeven. Deze waardering is door ons opgehoogd met een correctie voor inflatie en voor de verandering in inkomens in 2021 ten opzichte van 2019 waarbij is gerekend met dezelfde inkomenselasticiteit als voor de Nederlandse studie (zie Paragraaf 5.3.5).
- De waardering voor work days loss is door ons berekend aan de hand van Eurostat-data op een vergelijkbare manier als voor Nederland.
- De waardering voor natuur is gebaseerd op (Kuik, et al., 2008) waarbij de regressievergelijking is ingevuld met Europese informatie betreffende de bevolkingsdichtheid en omvang en soort van Natura 2000-gebieden.
- De kosten voor materialen en gebouwen zijn gebaseerd op NEEDS en Grontoft waarbij de lagere bevolkingsdichtheid in de EU zorgt voor iets lagere schoonmaakkosten ten opzichte van Nederland. De verhouding tussen $PM_{2,5}$ en PM_{10} is vormgegeven op basis van emissies in 2019 volgens Eurostat.
- De waardering voor grondstoffenschaarste is gelijk verondersteld aan die van Nederland onder de premise dat grondstofuitputting een mondiaal probleem is.

Effecten op midpoints (Hoofdstuk 6):
Ook de effecten op midpoints zijn door ons bepaald op een identieke wijze als beschreven in Hoofdstuk 6. Daarbij zijn additioneel de volgende aanpassingen/veronderstellingen gedaan:

- De waardering van mondiale milieuproblemen zoals klimaatverandering, straling en ozonlaagaantasting is hetzelfde verondersteld als voor Nederland.
- De effecten van luchtverontreinigende emissies zijn bepaald aan de hand van (EEA, 2021). Als de EEA geen gemiddelde schadekosten voor de EU27 gaf, zijn die door ons berekend aan de hand van schadekosten van individuele lidstaten gewogen met hun aandeel in de emissies in 2017 (zoals door EMEP bepaald en zijn gebruikt in de EEA-studie). De verhouding tussen PM_{10} en $PM_{2,5}$ is bepaald aan de hand van emissies uit 2019 volgens Eurostat.
- De resultaten uit de EEA zijn door ons aangepast aan de hand van incidence rates uit de Global Burden of Disease-database. We hebben geen aanpassing aan de lifetables gemaakt om het aantal verloren levensjaren te bepalen en deze direct uit EEA overgenomen.

- De emissies van toxische stoffen zijn direct overgenomen vanuit EEA (2021) waarbij alleen is gecorrigeerd voor het verschil in waardering van een VOLY in het Handboek Milieuprijzen in vergelijking met de EEA.
- De waardering voor de emissies van nitraat naar water is hetzelfde als die voor Nederland omdat de bronnen waarderingen geven voor de EU27.
- De centrale waarde voor de emissies van P is door ons aangepast aan de lagere waardering voor biodiversiteit op het niveau van EU27. Ook de waardering van ecotoxiciteit is aangepast aan de veranderende waardering op endpointniveau.
- Alle effecten van individuele stoffen zijn gewogen met de emissies in de EU27 op basis van informatie uit Eurostat (2019-data) om zodanig tot een midpointprijs te komen.

7.3.3 Resultaten

Volgende tabel geeft de berekende midpointprijzen op EU-niveau weer in de onder-centrale en bovenvariant. De laatste kolom vergelijkt de centrale waarden voor de EU27 als percentage van die van Nederland.

Tabel 68 – Midpointprijzen voor de EU27 en vergelijking van de centrale waarde met de Nederlandse midpointprijs, in €$_{2021}$ per eenheid

Midpoint	Eenheid	Onder	Centraal	Boven	% van Nlse milieuprijs Centraal
Global Warming	€/kg CO_2-eq.	0,05	0,13	0,16	100%
Stratospheric ozone depletion	€/kg CFC-11-eq.	15,2	29,1	69,6	100%
Ionizing radiation	€/kBq Co-60-eq.	0,00275	0,00422	0,00594	100%
Ozone formation, human health	€/kg NO_x-eq.	1,38	2,17	2,98	129%
Ozone formation, terrestrial ecosystems	€/kg NO_x-eq.	0,42	0,42	0,53	970%
Fine particulate matter formation	€/kg $PM_{2,5}$-eq.	61,7	99,2	138,1	59%
Terrestrial acidification	€/kg SO_2-eq.	2,66	5,27	9,30	82%
Freshwater eutrophication	€/kg P-eq.	2,56	3,74	10,13	68%
Marine eutrophication	€/kg N-eq.	7,64	14,25	27,60	100%
Terrestrial ecotoxicity	€/kg 1,4-DCB-eq.	0,00045	0,00064	0,00083	68%
Freshwater ecotoxicity	€/kg 1,4-DCB-eq.	0,01476	0,02093	0,02710	68%
Marine ecotoxicity	€/kg 1,4-DCB-eq.	0,00223	0,00316	0,00409	68%
Human carcinogenic toxicity	€/kg 1,4-DCB-eq.	2,70	3,99	6,01	76%
Human non-carcinogenic toxicity	€/kg 1,4-DCB-eq.	0,048	0,071	0,106	73%
Land use	€/m^2a crop eq.	0,070	0,099	0,128	68%
Mineral resource scarcity	€/kg Cu-eq.	0,000	0,014	0,083	100%
Fossil resource scarcity	€/kg olie-eq.	0,000	0,028	0,163	100%
Water consumption	€/m^3	0,000	0,407	0,811	297%
Nitrogen (NO_2) additions	€/kg NO_x-eq.	4,31	6,37	9,62	68%

Wat blijkt uit deze tabel is dat de meeste milieuprijzen lager zijn voor de EU27 dan voor Nederland, hetgeen logischerwijs verklaard kan worden uit de hogere bevolkingsdichtheid waardoor er enerzijds meer schade ontstaat door emissies en anderzijds de waardering voor bijvoorbeeld ecosysteemdiensten hoger is. Een aantal milieuprijzen is precies hetzelfde, omdat daarvoor de waarderingsgrondslagen hetzelfde zijn als voor Nederland. De midpoints op smogvorming en waterverbruik zijn hoger dan in Nederland, omdat deze milieu-problemen in Europa groter zijn dan in Nederland. M.b.t. smogvorming is het zo dat er in Nederland veel minder smogvorming is dan in andere Europese landen en NO_x hier negatief bijdraagt aan smogvorming waardoor de resulterende schade zeer klein wordt. Voor water-

verbruik geldt dat dit een groter probleem is in landen waar door waterschaarste verdroging al optreedt, zoals in zuidelijke lidstaten. In Nederland is dit milieuprobleem relatief klein.

Deze waardes kunnen gebruikt worden in LCA's, met name als niet duidelijk is of de effecten in Nederland optreden en men de Nederlandse waarden niet als een voorzichtigheidsprincipe wil hanteren (zie ook Hoofdstuk 2).

7.4 Specialistische toepassing: midpointprijzen volgens de PEF-systematiek

Milieuprijzen voor gebruik in een LCA zijn altijd specifiek ontwikkeld voor een karakterisatiemethodiek. Er is niet een eenvoudige manier om milieuprijzen over te zetten van de ene karakterisatiemethodiek naar de andere: dit zal een herberekening vergen van de milieuprijzen.

In de Europese Unie wordt op dit moment gewerkt aan de Product Environmental Footprint (PEF) voor het meten en beoordelen van de milieu-impact van producten. Het doel van PEF is om bedrijven te helpen verantwoorde producten te ontwikkelen en consumenten te informeren over de milieueffecten van hun aankopen. Op dit moment wordt de PEF niet verplicht gesteld, maar in de toekomst zou de PEF een centralere rol kunnen gaan spelen bij het onderbouwen van milieuclaims. Zo is in de EN15804, een Europese norm voor de beoordeling van de milieueffecten van gebouwen en gebouwproducten, al voorgeschreven om gebruik te gaan maken van de PEF.

In het kader van dit handboek hebben we daarom ook een (voorlopige) waardering ontwikkeld voor de midpointkarakterisatiegetallen van de Europese Product Environmental Footprint (PEF) methodiek (EF v3.0) voor robustnesscategorie I en II. Dit zijn effecten die met enige mate van zekerheid kunnen worden weergegeven in de PEF.

7.4.1 Werkwijze

De werkwijze voor het bepalen van midpointprijzen volgens de PEF-systematiek is precies dezelfde als voor Nederland: voor een twintigtal hoofdstoffen worden individuele milieuprijzen afgeleid die vervolgens over de diverse midpoints worden verdeeld. Daarbij zijn door ons de volgende additionele berekeningen opgesteld:

- Voor verzuring en vermesting moest er een opsplitsing worden gemaakt van de effecten van NO_x- en NH_3-emissies voor verzuring en voor vermesting. Er is ons niet veel literatuur bekend die een dergelijke opsplitsing heeft gemaakt. Uit (Langner & Bergström, 2005) is bijvoorbeeld bekend dat NO_x-emissies voor 20% bijdragen aan verzuring en voor 80% aan vermesting in Zweden. Vermoedelijk ligt dat aandeel nu nog lager, maar dat is niet met een goede betrouwbare bron te verifiëren. We gaan hierbij uit van dit percentage en veronderstellen dat bij NH_3 de bijdrage aan verzuring nog de helft lager is dan bij NO_x.
- De effecten van verzurende emissies op gebouwen zijn opgeteld bij het thema verzuring. De effecten van fijnstofvorming op gebouwen zijn allemaal vertaald in PM_{10}-equivalenten en opgeteld bij de bepaling van de prijs voor de midpointfactor disease-incidence (die dus een breder palet aan schades omvat dan menselijke gezondheid alleen).
- Voor ozonlaagaantasting, klimaatverandering en eutrofiëring naar water zijn de karakterisatiemodellen in de PEF (grotendeels) dezelfde als in ReCiPe en is de waardering uit ReCiPe genomen om de waardering in de PEF vast te stellen.

7.4.2 Resultaten

Tabel 69 geeft de resultaten voor Nederland weer voor de systematiek van de PEF.

Tabel 69 - Milieuprijzen midpoints volgens PEF systematiek voor Nederland, in €$_{2021}$ per eenheid

Naam Milieuthema PEF	Eenheid	Onder	Centraal	Boven
Klimaatverandering	kg CO_2-eq.	0,05	0,13	0,16
Ozonlaagaantasting	kg CFC-11-eq.	15,2	29,1	69,6
Straling	kBq U235-eq.	0,0005	0,0007	0,0010
Smogvorming	kg NMVOC-eq.	0,87	1,40	2,04
Fijnstofvorming	Disease incidence	1.161.594	1.937.047	2.722.144
Verzuring	mol H+-eq.	0,47	2,01	4,93
Vermesting, zoetwater	kg P-eq.	2,56	5,53	10,13
Vermesting, zoutwater	kg N-eq.	7,6	14,3	27,6
Vermesting, land	mol N-eq.	0,243	0,344	0,446
NO_2-mortaliteit	kg NO_x-eq.	6,3	9,3	14,1

Paragraaf 2.4 geeft ook een resultaat voor de EU27 volgens de PEF. Overigens blijkt daaruit dat een emissie op het thema fijnstofvorming in Nederland, volgens de PEF, ruim twee keer zo schadelijk is dan in de EU27.

7.5 Aanpassingen van de milieuprijzen

7.5.1 Door de tijd

De milieuprijzen die nu zijn bepaald kunnen een bepaalde tijd mee voor gebruik in de toekomst. Omdat de milieuprijzen samengestelde prijzen zijn van effecten op menselijke gezondheid en effecten op ecosysteemdiensten, is het niet eenvoudig om een omrekening te maken waarin alle effecten een toekomstig verloop hebben. Menselijke gezondheid wordt immers verdisconteerd met een inkomenselasticiteit (zie Paragraaf 5.3.5), terwijl ecosysteemdiensten een jaarlijkse prijsstijging hebben van 1% ten gevolge van toenemende schaarste. Broeikasgassen hebben weer een andere waardestijging zoals uitgelegd in Paragraaf 6.3.

Een milieuprijs van een stof als methaan in het Handboek Milieuprijzen bestaat dus uit heel veel verschillende componenten:
- een prijs voor het broeikaseffect van methaan;
- een prijs voor ecotoxiciteit;
- een prijs voor smogvorming met effecten op de menselijke gezondheid.

Hiervan is het eerste effect echter dominant en dat geldt meestal ook voor andere stoffen die zowel een broeikaseffect hebben als andere effecten.

Over het algemeen lijkt het ons zinvol om:
- Alle prijzen altijd aan te passen aan het prijsniveau door middel van de geharmoniseerde consumentenprijsindex.[92]

[92] Voor inflatie maken we gebruik van data van Eurostat over 'HICP - annual data (average index and rate of change) [prc_hicp_aind]'.

- De prijzen van broeikasgasemissies verder op te hogen met de autonome prijsstijgingen uit Paragraaf 6.3
- Voor de prijzen van emissies die geen broeikasgassen zijn raden we aan om de hele stofprijs te corrigeren voor inkomens, gebruikmakend van inkomenselasticiteiten in de onder, centrale en bovenwaarde van respectievelijk 0,3; 0,65 en 1.[93] Door de hele stofprijs te corrigeren met het inkomen, wordt in elk geval de meest belangrijke categorie (menselijke gezondheid) gecorrigeerd. Bovendien komt die correctie bij een economische groei van 1,5% in de centrale waarde ook overeen met de stijging van de waarde van biodiversiteit.

Als prijzen op deze manier worden gecorrigeerd zullen ze de komende 5-7 jaren niet al teveel gaan afwijken van de systematiek die in het handboek is gehanteerd. Deze aanpassingen zijn niet-fundamentele aanpassingen omdat aan de systematiek van het bepalen van de milieuprijzen niets verandert.[94]

Voor de midpointkarakterisatiefactoren bevelen we geen correcties aan, aangezien dit een nog complexer proces is waarbij ook de onderlinge verhouding tussen de midpoints kan gaan veranderen. Wel zouden de uitkomsten van een LCA-berekening met waardering van de midpoints met milieuprijzen kunnen worden aangepast aan het prijspeil met de consumentenprijsindex conform de regel hierboven.

7.5.2 Een niet-gemiddelde uitstoot in Nederland

Milieuprijzen gelden voor gemiddelde uitstoot van een gemiddelde locatie in Nederland. Vooral voor luchtvervuiling en vermestende emissies zijn de werkelijke schadekosten ook sterk afhankelijk van de soort uitstoot (hoge schoorstenen of laag bij de grond) en plek van uitstoot.

Voor effecten op de menselijke gezondheid van fijnstof (primair) en NO_x hebben we in Paragraaf 6.4.10 specifieke waardes voor niet-gemiddelde uitstoot berekend en gerapporteerd. Dergelijke benaderingen zijn ook voor andere stoffen mogelijk, maar niet doenlijk in het kader van dit handboek.

7.5.3 Uitstoot in andere regio's of landen

De systematiek van het Handboek Milieuprijzen kan ook worden toegepast op andere landen indien voldoende data voorhanden zijn. Er zijn twee opties mogelijk:
- De modellen die worden gebruikt in het Handboek Milieuprijzen zijn in principe Europese modellen met uitkomsten voor individuele landen in Europa. Daarmee zouden ze in principe ook van toepassing kunnen worden gemaakt voor andere landen dan Nederland. Wel betreft dit een aanzienlijke omrekening die de reikwijdte van het huidige handboek (ver) te boven gaat.
- Men kan de resultaten voor Nederland of de EU27 omwerken door middel van een benefit transfer-model. In een benefit transfer-model worden de resultaten van Nederland vertaald naar die voor andere landen door te corrigeren voor onder meer verschillen in bevolkingsdichtheid, verspreiding van milieugevaarlijke stoffen door de diverse compartimenten en fysisch-chemische processen, zoals de atmosferische chemie. (CE Delft, 2011) omvat een beschrijving van een benefit transfer-model dat is ontwikkeld na afloop van het Handboek Schaduwprijzen om omrekening voor andere landen te kunnen doen.

[93] We maken gebruik van inkomens in Purchains Power Parities van Eurostat: 'Purchasing power parities (PPPs), price level indices and real expenditures for ESA 2010 aggregates [prc_ppp_ind]'.
[94] Voor fundamentele aanpassingen zie Paragraaf 7.6.2.

7.5.4 Milieuprijzen toegepast op andere karakterisatiemodellen

De milieuprijzen zijn afhankelijk van de methode van karakterisatie. In het Handboek Milieuprijzen ontwikkelen we weegfactoren die samenhangen met de karakterisatie die wordt gebruikt in ReCiPe 2016 en de PEF. Deze prijzen kunnen niet worden gebruikt voor andere karakterisatiemodellen, zoals CML2 of ReCiPe 2008.

De prijzen kunnen wel worden omgerekend naar andere karakterisatiemodellen. Dit gaat volgens een tweestaps procedure waarbij:

1. Alle thema's waar milieuprijzen via emissiegewogen individuele stoffen zijn bepaald moeten opnieuw worden uitgerekend conform het andere karakterisatiemodel.
2. Alle thema's waar milieuprijzen via endpointwaardering zijn bepaald moeten worden omgerekend volgens een simulatie waarbij voor een groot aantal stoffen de milieuprijzen worden gekoppeld aan de nieuwe karakterisatiemodellen. De simulatie kan gebruikmaken van Monte-Carloachtige technieken en gebaseerd zijn op emissies, of gebaseerd zijn op het relatieve belang van de stoffen in internationale beleidslijsten.

Beide benaderingen gaan de reikwijdte van dit handboek (ver) te boven.

7.5.5 Andere stoffen

Tot slot is het ook mogelijk om milieuprijzen om te rekenen naar stoffen die niet in de databases staan. Op diverse manieren zijn er de afgelopen jaren omrekeningen gedaan:

1. Stoffen kunnen soms worden omgerekend omdat ze een vergelijkbare werking hebben als stoffen waarvoor wel milieuprijzen zijn ontwikkeld. Via REACH-veiligheidsbladen (ECHA, 2023) kan men kijken of chemische en milieukundige eigenschappen van stoffen overeenkomen.
2. Van andere stoffen, met name die met gezondheidseffecten, kan worden gekeken naar toxicologische en/of epidemiologische literatuur. Als er dergelijke literatuur beschikbaar is, kan er een milieuprijs worden berekend aan de hand van de methodiek die in Paragraaf 5.3 en Bijlage C is uitgelegd en in dit handboek op onder meer ultrafijnstof is toegepast. De berekening wordt nog accurater als er ook een verspreidingsmodel beschikbaar is die de verspreiding van de emissies door het milieu kan volgen.

7.6 Onzekerheid en aanbevelingen

7.6.1 Onzekerheid

Milieuprijzen zijn onderhevig aan onzekerheid: in veel gevallen is het niet precies bekend hoe emissies zich verspreiden door het milieu, welke effecten er ontstaan en hoe die effecten moeten worden gewaardeerd. Het handboek bevat geen mathematische uitwerking van de manier waarop deze onzekerheid valt te kwantificeren. In Bijlage G wordt wel meer intuïtief een inschatting gegeven in hoeverre deze onzekerheid de resultaten kan beïnvloeden en welke aspecten meer en welke aspecten minder onzeker zijn.

Tot slot hebben we hieronder een paar aanbevelingen voor toekomstig onderzoek die we in dit handboek willen opnemen. Deze aanbevelingen zijn meer observaties wat wij aantroffen als kennisleemte bij de totstandkoming van dit handboek.

7.6.2 Onderzoek naar schadelijkheid en accumulatieve stoffen

Voor humane toxiciteit zijn de resultaten primair gebaseerd op de analyse van (EEA, 2021) waarbij vooral de carcinogene effecten zin gemonetariseerd. In de analyse in Paragraaf 6.8 lieten we zien dat er een breder palet aan schadelijke effecten voor toxische stoffen bestaat die op dit moment niet zijn gemonetariseerd. Daarom vormen de waarderingen voor humane toxiciteit een onderschatting van de daadwerkelijke schade. In toekomstig onderzoek zou er specifiek voor humane toxiciteit aanvullende analyses kunnen worden uitgevoerd voor een preciezere schatting van de schadekosten ontstaan door emissies en verspreiding van deze stoffen.

Ook voor stoffen die biologisch niet of nauwelijks afbreken, zoals PFAS, is de kennisbasis op dit moment onvoldoende om tot een inschatting van de schadekosten te komen. Juist omdat deze stoffen zo'n belangrijke rol spelen in het maatschappelijke debat zou meer onderzoek naar PFAS aan te bevelen zijn. Hierbij zouden ook risicomodellen kunnen worden ingezet om de schadekosten te bepalen van de kans dat bio-accumulatieve stoffen in een later stadium ook als schadelijk voor de gezondheid worden geclassificeerd.

Voor ecotoxiciteit is de kennisleemte nog groter. Hoewel de waardering van ecosysteemdiensten conform de internationale literatuur is, is de kennis over dosiseffectrelaties hier nog heel erg onderontwikkeld. In hoeverre draagt milieuvervuiling bij aan een vermindering van de ecosysteemdiensten? Meer primair onderzoek op deze terreinen zou het Handboek Milieuprijzen helpen om een accuratere inschatting te verkrijgen van de schadelijke effecten van milieuvervuiling.

7.6.3 Aanbevelingen rondom de houdbaarheid van milieuprijzen

Milieuprijzen dienen periodiek te worden aangepast aan veranderende wetenschappelijke inzichten over de schadelijkheid van milieuvervuiling, veranderende achtergrondconcentraties van vervuiling, veranderende waardering bijvoorbeeld doordat mensen rijker worden en veranderende bevolkingsomvang en -samenstelling.

Op dit moment is er elke 6-8 jaar een update van het Handboek Milieuprijzen (of de voorlopers die schaduwprijzen heetten) verschenen. Zo zijn er eerdere versies van milieu- en schaduwprijzen verschenen in 1997, 2002, 2010 en 2017. Dit lijkt een redelijke termijn te zijn waarbinnen er voldoende zaken veranderd zijn die tot een update nopen

Fundamentele aanpassingen zijn evenwel nodig indien er aanpassingen plaatsvinden aan de systematische variabelen onderliggend aan de bepaling van de schadekosten. Dit kan gebeuren op het moment dat er, bijvoorbeeld, aanpassingen plaatsvinden aan de manier van waarderen van een mensenleven of ecosysteemdiensten. Ook kan er een aanpassing nodig zijn indien de WHO besluit om nieuwe inzichten over de schadelijkheid van milieuvervuiling naar buiten te brengen. Medio 2024 wordt er een nieuwe HRAPIE uitgebracht. Hiervoor is door ons al op voorgesorteerd door voor het relatieve risico van overlijden te corrigeren met nieuwere gegevens die naar alle waarschijnlijkheid gaan worden overgenomen door de nieuwe WHO-publicatie. Maar er kunnen ook andere veranderingen optreden die nopen tot een aanpassing van de milieuprijzen hier berekend.

Daarnaast kunnen de karakterisatiefactoren verder worden aangepast, binnen ReCiPe of binnen de PEF. Dit kan ook leiden tot de wens om een update van milieuprijzen uit te voeren zodat de prijzen overeenkomen met wat standaard is in de LCA.

Tot slot verschijnt medio 2024 ook de nieuwe WLO. Dit kan gevolgen hebben voor de CO_2-prijs die wordt gehanteerd in MKBA's. Als deze aanpassingen relatief eenvoudig zijn en nog steeds gebaseerd op de systematiek van efficiënte prijzen, kan de aanpassing wellicht plaatsvinden via een aanpassing in de versie van het handboek (Handboek Milieuprijzen 2023 kent ook versiebeheer, zie Paragraaf 1.8). Maar als er meer verstrekkende aanpassingen nodig zijn kan het wenselijk zijn om tot een geheel nieuw handboek te komen.

Bibliografie

Aalbers, R., Renes, G. & Romijn, G., 2016. *WLO-klimaatscenario's en de waardering van CO2-uitstoot in MKBA's,* Den Haag: Centraal Planbureau (CPB) ; Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).

Ahlfeldt, G. M., Nitsch, V. & Wendland, N., 2019. Ease vs. noise: Long-run changes in the value of transport (dis)amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* , Volume 98, p. 102268.

Alkemade, R., van Oorschot, M. & Miles, L., 2009. A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems,* Issue 12, pp. 374-390.

Amadei, A., De Laurentiis, V. & Sala, S., 2021. A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs. *Journal of Cleaner Production* , Volume 329, p. 129668.

Amann, M., 2017. *Costs, benefits and economic impacts of the EU Clean Air Strategy and their implications on innovation and competitiveness, IIASA report,* Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

Ammoniakrechten.nl, 2022. *Ammoniakrechten.nl : -De marktplaats voor stikstofrechten.* [Online]
Available at: www.ammoniakrechten.nl
[Geopend 05 12 2022].

Anastasopoulos, C. et al., 2011. *The Economic Value of Quiet Areas, final report,* London: URS/Scott Wilson.

Andersson, H., Jonsson, L. & Ögren, M., 2013. Benefit measures for noise abatement: calculations for road and rail traffic noise. *European Transport Research Review,* 5(3), pp. 135-148.

Andrady, A., Hamid, S., Hu, X. & Torikai, A., 1998. Effects of increased solar ultraviolet radiation on materials. *Journal of Photochemistry and Photobiology B,* 46(1-3), pp. 96-103.

Arcadis en CE Delft, 2018. *Werkwijzer Natuur. Maatschappelijke kosten-batenanalyses,* sl: sn

Arnoldussen, F., Koetse, M., de Bruyn, S. & Kuik, O., 2022. What Are People Willing to Pay for Social Sustainability? A Choice Experiment among Dutch Consumers. *Sustainability,* 14(21).

Arrow, K. e. a., 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register 58 (10), 4601-4614.*

Atlas Leefomgeving, 2022. *Atlas Leefomgeving - Kaarten.* [Online]
Available at: https://www.atlasleefomgeving.nl/kaarten?config=3ef897de-127f-471a-959b-93b7597de188&activateOnStart=layercollection&gm-x=155000.00000000003&gm-y=456478.71437812824&gm-z=2.894059846274022&gm-b=1544180834512,true,1;1544715737496,true,0.8
[Geopend 17 09 2022].

Awerbuch, S. & Sauter, R., 2006. Exploiting the oil-GDP effect to support renewables deployment. *Energy Policy,* Volume 34, pp. 2805-2819.

Azevedo, L., 2014. *Development and application of stressor – response relationships of nutrients. Chapter 8. Ph.D. Dissertation, Radboud University Nijmegen, the Netherlands.* [Online]
Available at: http://repository.ubn.ru.nl

Azevedo, L. et al., 2013a. Assessing the Importance of Spatial Variability versus Model Choices in Life Cycle Impact Assessment : The Case of Freshwater Eutrophication in Europe. *Environmental Science & Technology,* 47(23), pp. 13565-13570.

Azevedo, L. et al., 2013b. Species richness–phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. Global Ecology and Biogeography. *Global Ecology and Biogeography* , 22(12), pp. 1304-1314.
Badilla, G., Gomez, M. & Samaniego, S., 2013. Corrosion in Control Systems Decrease the Lifetime of the Electronic Devices of the Industrial Plants of Mexicali, BC, Mexico. *Open Journal of Air Pollution,* 2(2), pp. 29-35.
Bal, K. et al., 2002. *Bepaling van de milieuschadekosten aan historische gebouwen in Antwerpen door SO2 en roetpollutie,* sl: sn
Barlow, J., França, F. & Gardner, T., 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature,* Issue 559, p. 517–526.
Barnett, H. & Morse , C., 1963. *Scarcity and Growth : The Economics of Natural Resource Availability.* 3 (1973) ed. Baltimore: John Hopkins University Press.
Bateman, I. J. et al., 2002. *Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual.* sl:Edward Elgar.
Bateman, I. & Turner, R., 1993. Valuation of the environment, methods and techniques: The contingent valuation method. In: R. Turner, ed. *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice.* London: Belhaven Press, pp. 120-191.
Baumol, W., 1967. Macroeconomics of unbalanced growth: the anatomy of urban crisis. *The American economic review,* 57(3), pp. 415-426.
BDM, 2004. *Biodiversity monitoring Switzerland. Indicator Z9: species diversity in habitats.,* sl: Bundesambt fur Umwelt, BAFU.
BEIS, 2021. *Valuation of greenhouse gas emissions: for policy appraisal and evaluation,* sl: Department of Business, Energy and Industrial Strategy.
Bergh, J. v. d. & Botzen, W., 2015. Monetary valuation of the social cost of CO2 emissions : A critical survey. *Ecological Economics,* 114(C), pp. 33-46.
Bos, U., Horn, R. & Beck, T., 2016. *LANCA® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0.,* sl: sn
Brandão., M. & i Canals, L., 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment,* Volume 18, p. 1243–1252.
Bravo-Moncayo, L., Naranjo, J. L., García, I. P. & Mosquera, R., 2017. Neural based contingent valuation of road traffic noise. *Transportation Research Part D: Transport and Environment,* Volume 50, pp. 26-39.
Bressler, R., 2021. The mortality cost of carbon. *Nature Communications* , 12(1), p. 4467.
Bristow, A. L., Wardman, M. & Chintakayala, V. P. K., 2015. International meta-analysis of stated preference studies of transportation noise nuisance. *Transportation,* 42(1), pp. 71-100.
Bruitparif ; ORS Ile-de-France; WHO, 2011. *Health impact of noise in the Paris agglomeration : quantification of healthy life years lost,* sl: Bruitparif.
Buchanan, A., 1985. *Ethics, efficiency and the market.* , Oxford: Clarendon Press.
Carson, R. et al., 1997. Temporal reliability of estimates from contingent valuation. *Land Economics,* 73(2), pp. 151-163.
Carson, R. T., 2000. Contingent Valuation : a User's guide. *Environmental Science & Technology,* 34(8), pp. 1413-1418.
CBS, 2022. *Aardgasbalans; aanbod en verbruik.* [Online]
Available at: https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/00372
CE Delft et al., 2019. *Handbook on the external costs of transport. Version 2019.* , sl: sn
CE Delft, 2002. *Update schaduwprijzen, financiële waardering van milieu-emissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2010. *Handboek Schaduwprijzen : Waardering en weging van emissies en milieueffecten,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2011. *Benefito : Description of the Excel tool and user manual,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2013. *Inzetten op meer recycling,* Delft: CE Delft.

CE Delft, 2014. *Kennisoverzicht luchtvaart en klimaat,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2017a. *Handboek Milieuprijzen,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2017b. *Werkwijzer voor MKBA's op het gebied van milieu,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2018a. *Environmental Prices Handbook EU28 version,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2018b. *De echte prijzen van vlees,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2019. *Handbook on the external costs of transport,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2020a. *Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport,* Delft: CE DElft.
CE Delft, 2020b. *Further explanation of methods used for monetizing impacts from air pollution.,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2021a. *Toelichting gebruik milieuprijzen in tool Schone Lucht Akkoord.,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2021b. *Milieuprijzen afval: een eerste verkenning,* Delft: CE Delft.
CE Delft, 2022a. *Milieuprijzen Afval.* [Online]
Available at: https://ce.nl/publicaties/milieuprijzen-afval-2/
CE Delft, 2022b. *Carbon Take Back Obligation: An Economic Evaluation,* Delft: CE Delft.
CEPN, 1995. *ExternE, Externalities of Energy, Vol. 5. Nuclear,* Luxembourg: Centre d'e´tude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucleaire (CEPN), edited by the European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE.
Chanel, O. & Luchini, S., 2014. Monetary values for risk of death from air pollution exposure : A context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism. *Journal of Environment Economics and Policy,* 3(1), pp. 67-91.
Chardon, W. & Hoek, K. v. d., 2002. *Berekeningsmethode voor de emissie van fijn stof vanuit de landbouw,* Wageningen: Alterra.
Chaudhary, A. & Brooks, T., 2018. Land Use Intensity-specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology,* Volume 52, p. 5094–5104.
Chaudhary, A., Verones, F. & de Baan, L., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology ,* 49(16), p. 9987–9995.
Chen, J. & Hoek, G., 2020. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International,* Volume 143, p. 105874.
Clark, C., Crumpler, C. & Notley, A. H., 2020. Evidence for Environmental Noise Effects on Health for the United Kingdom Policy Context: A Systematic Review of the Effects of Environmental Noise on Mental Health,Wellbeing, Quality of Life, Cancer, Dementia, Birth, Reproductive Outcomes, and Cognition. *International Journal of Environmental Health Research and Public Health,* Januari.17(2).
Cleveland, C., 1991. Natural Resource Scarcity and Economic Growth Revisited: Economic and Biophysical Perspectives.. In: R. Constanza, red. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability.* New York: Columbia University Press, pp. 289-317.
Coase, R., 1960. The problem of social cost. *Jounal of Law and Economics ,* Issue 3, pp. 1-44.
COMEAP, 2018. *Associations of long-term average concentrations of nitrogen oxide with mortality,* Chilton: Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP).
Constanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature,* 387(15 May), pp. 253-260.
Copat, C. et al., 2020. The role of air pollution (PM and NO2) in COVID-19 spread and lethality: A systematic review. *Environmental Research,* Volume 191, p. 110129.
Costanza, R., de Groot, R. & Sutton, P., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change,* Volume 26, pp. 152-158.
CPB & PBL, 2022. *Maatschappelijke kosten-batenanalyse en brede welvaart. Een aanvulling op de Algemene MKBA-Leidraad.,* sl: sn

CPB ; PBL, 2015a. *Toekomstverkenning Welvaart en Leefomgeving : Nederland in 2030 en 2050 : Twee referentiescenarios,* Den Haag: Centraal Planbureau (CPB) ; Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).
CPB; PBL, 2013. *Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse,* Den Haag: CPB/PBL.
CPB, 2009. *Modelling health care expenditures: Overview of the literature and evidence from a panel time series model. CPB Discussion Paper.,* The Hague: CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis.
Curran, M., Hellweg, S. & Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy?. *Ecological Application ,* 24(4), pp. 617-32.
Dasgupta, P., 2021. *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review,* London: HM Treasury.
De Baan , L., Mutel, C. & Curran, M., 2013b. Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology,* 47(16), pp. 9281-9290.
De Baan, L., Alkemade, R. & Koellner, T., 2013a. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment,* Volume 18, pp. 1216-1230.
De Groot, R., Brander, L. & van der Ploeg, S., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services,* Issue 1, pp. 50-61.
De Laurentiis , V., Secchi,, M., Bos, U. & Horn, R., 2019. Soil quality index : exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA. *Journal of Cleaner Production ,* Volume 215, pp. 63-74.
De Pelsmacker, P., Driesen, L. & Rayp, G., 2005. Do consumers care about ethics? Willingness to pay for fair-trade coffee. *Journal of Consumer Affairs,* 39(2), pp. 363-385.
De Schryver, A., Brakkee, K., Goedkoop, M. & H. M., 2009. Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems. *Environmental Science & Technology,* 43(6), pp. 1689-1695.
De Schryver, A. et al., 2011. Value choices in life cycle impact assessment of stressors causing human health damage. *Journal of Industrial Ecology ,* 15(5), p. 796–815.
De Souza, D., Flynn, D. & Declerck, F., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment,* pp. 1231-1242.
De Souza, D., Teixeira, R. & Ostermann, O., 2015. Assessing biodiversity loss due to land use with life cycle assessment: are we there yet?. *Global Change Biology,* 21(1), pp. 32-47.
Defra, 2014. *Environmental noise – Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet,* London: Department for Environment, Food & Rural affairs (Defra).
Defra, 2020. *Air quality appraisal: damage cost guidance..* [Online]
Available at: https://www.gov.uk/government/publications/assess-the-impact-of-air-quality/air-quality-appraisal-damage-cost-guidance
Delucchi, M., Murphy, J. & McCubbinc, D., 2002. The health and visibility cost of air pollution: a comparison of estimation methods. *Journal of Environmental Management Volume 64, Issue 2,* pp. 139-152.
Derwent, R., Jenkin, M., P. N. & Pilling, M., 2007. Reactivity-based strategies for photochemical ozone control in Europe. *Environmental Science & Policy,* Issue 10, pp. 445-453.
Desaigues, B., Rabl, A., Ami, D. & My, K., 2007. Monetary Value of a Life Expectancy Gain due to Reduced Air Pollution : Lessons from a Contingent Valuation in France. *MonetaRevue d'économie politique, Dalloz, vol. 1.*
Dröes, M. I. & Koster, H. R., 2021. Wind turbines, solar farms, and house prices. *Elsevier.*
Dutilleux, G., 2012. Anthropogenic outdoor sound and wildlife: it's not just bioacoustics!. *Proceedings Acoustics,* pp. 2301-2306.

EC, 2005. *Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the EEESC and the Committee of the Regions - Thematic Strategy on the sustainable use of natural resources {SEC(2005) 1683} {SEC(2005) 1684} /* COM/2005/0670 final,* Brussels: European Commission (EC).
EC, 2011. *Tackling The Challenges In Commodity Markets And On Raw Materials. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions, COM/2011/0025 final,* Brussels: European Commission (EC).
EC, 2014. *Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions : Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe. COM(2014) 398 final,* Brussels: European Commission (EC).
EC, 2021. *Aanbeveling (EU) 2021/2279 van de commissie van 15 december 2021 betreffende het gebruik van milieuvoetafdrukmethoden voor het meten en bekendmaken van de milieuprestatie van producten en organisaties gedurende hun levenscyclus,* sl: sn
ECHA, 2023. *Extended safety data sheets.* [Online]
Available at: https://echa.europa.eu/safety-data-sheets
EEA, 2010. *Good practice guide on noise exposure and potential health effects,* Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
EEA, 2011. *An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe,* Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
EEA, 2021. *Air Quality in Europe 2021,* Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
Elshout, P. et al., 2014. A spatially explicit data-driven approach to assess the effect of agricultural land occupation on species groups. *The International Journal of Life Cycle Assessment,* 19(4), pp. 758-769.
EU, 2021. Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations C/2021/9332. *Official Journal of the European Union,* L471(30.12.2021), pp. 1-396.
Eurostat, 2022. *Population density : online data code: TPS00003.* [Online]
Available at: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/tps00003/default/table
EY, 2016. *Analyse bibliographique des travaux français et européens : le coût social des pollutions sonores,* sl: Ernst & Young (EY).
Fantke, P. et al., 2017. *USEtox 2.1 documentation,* sl: sn
Fantke, P. et al., 2016. Health impacts of fine particulate matter. In: F. R. & J. O., red. *UNEP (2016) Global guidance for life cycle impact assessment indicators. Volume 1.* Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, pp. 76-99.
FEMA, 2022. *FEMA Ecosystem Service Value Updates,* Washington D.C.: Federal Emergency Management Agency.
Fosfaatrecht.nu, 2022. *Homepage Fosfaatrecht.nu.* [Online]
Available at: https://fosfaatrecht.nu/
[Geopend 05 12 2022].
Fourcade, M., 2009. The Political Valuation of Life. *Regulation & Governance* , Issue 3, pp. 291 - 297.
France Stratégie, 2019. *The Value Of Climate Action,* sl: France Stratégie.
Fraser, P. J. et al., 2015. *Australian & Global Emissions of Ozone Depleting Substances.* [Online]
Available at: https://www.environment.gov.au/system/files/resources/1b3c0ae6-e2ec-440a-b147-4d868f0da01f/files/australian-global-emissions-ods-2015.pdf
[Geopend 3 10 2016].
Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P. & Suter, P., 2000. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review,* 20(2), p. 159–189.

Fuglestvedt, J. et al., 2010. Transport impacts on atmosphere and climate : Metrics. *Atmospheric Environment,* Volume 44, pp. 4648-4677.
Gallash et al., 2016. Road and rail traffic noise induce comparable extra-aural effects as revealed during a short-term memory test. *Noise & Health*.
Gerechtshof Arnhem-Leeuwarden, 2019. *ECLI:NL:GHARL:2019:7499. Datum uitspraak 17-09-2019.* , sl: sn
Gezondheidsraad, 2021. *Gezondheidseffecten ultrafijnstof. Achtergronddocument Nr. 2021/38-A1,* sl: sn
GHF, 2009. *Human Impact Report : Climate Change – The Anatomy of A Silent Crisis,* Geneva: Global Humanitarian Forum (GHF).
Goedkoop, M. et al., 2009. *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition (version 1.08),* Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting en Milieubeheer (VROM), Ruimte en Milieu.
Goedkoop, M. et al., 2013. *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition (version 1.08) Report I: Characterisation,* Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM).
Goedkoop, M. & Spriensma, R., 2000. *The Eco-indicator 99 : A damage-oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology report, second edition,* Amersfoort: PRé.
Goedkoop, M. & Spriensma, R., 2001. *Eco-indicator 99, a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report. Third edition,* Amersfoort: PRé.
Goldman Sachs, 2021. *Carbonomics: the economics of net zero,* sl: Goldman Sachs.
Gren et al., 2008. *Cost of nutrient reductions to the Baltic Sea,* Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
Grinsven, H. J. M. V. et al., 2013. Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environmental Science & Technology*, 08 03, pp. 3571-3579.
Grisolía, J., Longo, A., Hutchinson, G. & Kee, F., 2018. Comparing mortality risk reduction, life expectancy gains, and probability of achieving full life span, as alternatives for presenting CVD mortality risk reduction: A discrete choice study of framing risk and health behaviour change. *Social Science & Medicine,* Volume 211, pp. 164-174.
Grontoft, T., 2020. Estimation of Damage Cost to Building Façades per kilo Emission of Air Pollution in Norway. *Atmosphere* , 11(7), p. 686.
Guinée, J. et al., 2002. *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards.* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
Guski et al., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 14(12).
Gylfason, T., 2001. Natural Resources, Education, and Economic Development. *European Economic Review,* 45(4-6), pp. 847-859.
Haddad, N. M. et al., 2015. Habitat Fragmentation and its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. *Science Advances,* 1(2).
Hammitt, J., Liu, J. & Liu, J., 2000. *Survival is a luxury good: The increasing value of a statistical life,* Cambridge, MA: Discussion paper for the NBER Summer Institute workshop on public policy and the environment.
Hanafiah, M., Xenopoulos, M., Pfister, S. & Leuven, R., 2011. Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. *Environmental Science & Technology,* Issue 45, pp. 5572-5278.
Hanemann, W., 1991. Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can they Differ?. *American Economic Review, Volume 81, No.3,* pp. 635-647.
Hansen, M. S., Kronvang, B., Thodsen, H. & Andersen, H. E., 2009. Impact pathway modelling of agricultural nutrients in six European catchments. *EXIOPOL DII.2.a-2 Part A.*
Hardin, G., 1968. The tragedy of commens. *Science,* 162(3859), pp. 1243-1248.

Hayashi, K., Nakagawa, A., Itsubo, N. & Inaba, A., 2006. Expanded Damage Funcion of Stratosheric Ozone Depletion to Cover Major Endpoint Regarding Life Cycle Impact Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment,* 11(3), pp. 150-161.
HEATCO, 2006. *Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). Deliverable D5: Proposal for Harmonised Guidelines,* Stuttgart: IER, University of Stuttgart.
Helmes, R., Huijbregts, M., Henderson, A. & Jolliet, O., 2012. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to fresh water at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment,* 17(5), pp. 646-654.
Hill, S., Gonzalez, R. & Sanchez-Ortiz, K., 2018. *Worldwide impacts of past and projected future land-use change on local species richness and the the Biodiversity Intactness Index,* sl: sn
Hoevenagel, R., 1994. *The contingent valuation method : scope and validity,* Amsterdam: Free University.
Hoevenagel, R. & De Bruyn, S., 2008. Nog weinig waardering voor milieuwaardering. In: F. Oosterhuis, red. *Aan schaarste geen gebrek.* sl:sn, pp. 31-42.
Holland, M., 2014a. *Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version 2 Corresponding to IIASA TSAP Report 11, Version 1,* sl: EMRC.
Holland, M., 2014b. *Implementation of the HRAPIE recommendations for European Air Pollution CBA work,* Bonn: EMRC (Task Force on Health).
Holland, M. & et al, 1998. *The effects of ozone on materials,* London: Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR).
Horowitz, J. & McConell, K., 2002. A Review of WTA/WTP Studies. *Journal of Environmental Economics and Management,* Volume 44, pp. 426-427.
Hotelling, H., 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *The Journal of Political Economy,* 39(2), pp. 137-175.
Hubbell, B., 2006. Implementing QALYs in the Analysis of Air Polution Regulations. *Environmental &Resource Economics,* 34(3), pp. 365-384.
Hueting, R., 1980. *New scarcity and economic growth.* English ed. Amsterdam: North-Holland Publishing Company.
Huh, S. &. S. J., 2018. Economic valuation of noise pollution control policy: does the type of noise matter?. *Environmental Science and Pollution Research ,* 25(30), pp. 30647-30658.
Huijbregts, M., Steinmann, Z. & Elshout, P., 2016. *ReCiPe 2016; a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report 1: characterization,* Bilthoven: RIVM.
Huijbregts, M. et al., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment 2017 Vol. 22 Issue,* 22(2), pp. 38-147.
Humbert, S. et al., 2011. Intake fraction for particulate matter: Recommendations for life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology,* Volume 45, pp. 4804-4816.
Humblot, P. et al., 2013. Assessment of ozone impacts on farming systems: A bio-economic modeling approach applied to the widely diverse French case. *Ecological Economics,* Volume 85, pp. 50-58.
Hunt, A. & Arnold, S., 2009. *National and EU-Level Estimates of Energy Supply Externalities.* [Online]
Available at: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1395667
[Geopend 2016].
Huppes, G. et al., 2007. Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in The Netherlands. *Ecological Economics,* 61(1), pp. 43-51.
IEA, 2022. *World Energy Outlook 2022,* sl: IEA.
IEEP et al. , 2021. *Green taxation and other economic instruments: internalizing environmental costs to make the polluter pay,* sl: IEEP, Aarhus University, Trinomics, CE Delft, Eunomia, Cambridge Econometrics, European Commission.

IEEP, 2009. *Further Developing Assumptions on Monetary Valuation of Biodiversity Costs of policy Inaction (COPI). European Commission project - final report,* London/Brussels: Institute for European Environmental Policy (IEEP).
IGCB, 2010. *Noise & Health : Valuing the Human Health Impacts of Environmental Noise Exposure,* sl: The Interdepartmental Group on Costs and Benefits Noise Subject Group (IGCB(N)).
IHME, 2019. *Global Burden of Disease Study 2019.* [Online]
Available at: https://ghdx.healthdata.org/gbd-2019
[Geopend 28 9 2022].
IIASA, 2014. *A flexibility mechanism for complying with national emission ceilings for air pollutants. TSAP report #15,* Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
INCA, 2021. *Vysna, V., Maes, J., Petersen, J. E., La Notte, A., Vallecillo, S., AizAccounting for ecosystems and their services in the European Union (INCA). Final report from phase II of the INCA project aiming to develop a pilot for an integrated system,* Luxembourg: Publication office of the European Union.
INFRAS, ECOPLAN & Universitat Zurich, 2019. *Externe Effekte des Verkehrs 2015. Aktualisierung der Berechnungen von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten des Strassen-, Schienen-, Luft- und Schiffsverkehs 2010 bis 2015. Schlussbericht (uberarbeitete version).,* Zurich/Bern: sn
IOM, 2006. *Comparing estimated risks for air pollution with risks for other health effects,* Edinburgh: Institute of Occupational Medicine (IOM).
IPBES, 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.,* Bonn: IPBES secretariat.
IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Cambridge: Cambridge University Press.
IPCC, 2018. *Global Warming of 1,5 Degrees,* sl: IPCC.
IPCC, 2021. *Climate Change 2021: the Physical Science Basis,* sl: IPCC.
IPCC, 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability,* sl: IPCC.
Istamto, T., Houthuijs, D. & Lebret, E., 2014. Multi-country willingness to pay study on road-traffic environmental health effects: are people willing and able to provide a number?. *Environmental Health,* Issue Online.
Jolliet, O., Margni, M. & Charles, R., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment,* 8(6), pp. 324-330.
Joos, F. et al., 2013. Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics: a multi-model analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics,* 13(5), pp. 2793-2825.
JRC, 2012. *JRC Reference Report on the International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook,* Luxembourg: Publications Office of the European Union.
Kahneman, D. &. T. A., 1979. Prospect theory: An analysis of decision under risk. *Econometrica: Journal of the econometric society,* pp. 263-291.
Kahneman, D., Knetsch, L. & Thaler, R., 1990. Experimental tests of the endowment effect and the Coase theorem. *Jounal of Political Economy,* 98(6), pp. 1325-1348.
Kim., K., Shin, J., Oh, M. & Jung, J., 2019. Economic value of traffic noise reduction depending on residents' annoyance level. *Environmental Science and Pollution Research ,* 26(7), pp. 7243-7255.
Klepper, O. & van de Meet, D., 1997. *Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) species as an indicator of generic toxic stress,* Bilthoven: National Institute of public health and the Environment (RIVM).
Kniesner, T., Viscusi, W. & Ziliak, J., 2010. Policy relevant heterogeneity in the value of statistical life. *Journal of Risk and Uncertainty,* 40(1), pp. 15-31.

Köllner, T., 2001. *Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality. PhD thesis No. 2519.,* sl: University St. Gallen.
Köllner, T., Baan, L. d., Beck, T. & Brandão, M., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment,* pp. 1188-1202.
Köllner, T. & Scholz, R., 2007. Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 1: an analytical framework for pure land occupation and land use change. *International Journal of Life Cycle Assessment,* Volume 12, p. 16–23.
Koricheva, J. & Siipi, H., 2004. The phenomenon of biodiversity. In: M. Oksanen & J. Pietarinen, eds. *Philosophy and biodiversity.* Cambridge: Cambridge University Press, p. 27–53.
Krupnick, A. et al., 2002. Age, health and the willingness to pay for mortality risk reductions: A contingent valuation survey of Ontario residents. *Journal of Risk and Uncertainty,* 24(2), pp. 161-186.
Kuik, O. et al., 2008. *Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use, D.3.2. CASES Cost Assessment of Sustainable Energy Systems, updated july 2008,* s.l.: s.n.
Kuik, O., Brander, L. & Tol, R., 2009. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions : A meta-analysis. *Energy Policy,* 37(4), pp. 1395-1403.
Kwakman, P., 2018. *Environmental monitoring in the vicinity of the Borssele nuclear power plant,* Bilthoven: RIVM.
Lane, P. & Tornell, A., 1996. Power, Growth and the Voracity Effect. *Journal of Economic Growth ,* Volume 1, pp. 213-41.
Langner, J. & Bergström, R., 2005. *Economic valuation of environmental effects of NOx emissisons from air traffic at different altitudes,* sl: SMHI.
Larsen, B., Miller, E. & Rhodes, M., 2017. Inordinate Fondness Multiplied and Redistributed: The Number of Species on Earth and the New Pie of Life. *The Quarterly Review of Biology,* 92(3), p. 229–265.
Lindhjem, H., Navrud, S., Braathen, N. & Biausque, V., 2011. Valuing mortality risk reductions from environment, transport and health policies: A global meta-analysis of stated preference studies. *Risk Analysis,* 31(9), pp. 1381-1407.
Lindner, J., Eberle, U. & Knuepffer, E., 2021. Moving beyond land use intensity types: assessing biodiversity impacts using fuzzy thinking. *The International Journal of Life Cycle Assessment ,* 26(7), p. 1338–1356.
Lindner, J., Fehrenbach, H. & Winter, L., 2019. Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability,* Volume 11, p. 5628.
Liu et al., 2022. Social cost of carbon under a carbon-neutral pathway. *Environmental Research Letters.*
Locey, K. & Lennon, J., 2016. Scaling laws predict global microbial diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences ,* 113 (21), pp. 5970-5975.
Mace, G., Barrett, M. & Burgess, N., 2018. Aiming Higher to Bend the Curve of Biodiversity Loss. *Nature Sustainability ,* Volume 1, pp. 448-451.
Marotte et al., 2022. Recommended metrics for quantifying underwater noise impacts on North Atlantic right whales. *Marine Pollution Bulletin.*
Masterman, C. & Viscusi, W., 2018. The income elasticity of global values of a statistical life: Stated preference evidence. *Journal of Benefit-Cost Analysis,* 9(3), pp. 407-434.
Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. & Behrens III, W. W., 1972. *The limits To Growth,* Falls Church (USA): Potomac Associates .
Mila i Canals, L., Romanya, J. & Cowell, S., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA) .. *Journal of Cleaner Production 15 (15),* pp. 1426-1440.
Ministerie van Financiën, 2020. *Advies werkgroep discontovoet 2020,* Den Haag: Ministerie van Financiën.

Ministerie van IenM, 2017. *Brief van de staatssecretaris van Intrastructuur en Milieu. Nr. 70 Milieubeleid 28663. Werkwijzer voor maatschappelijke kosten-batenanalyses op het gebied van milieu.* [Online]
Available at: https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-28663-70.pdf
Ministerie van IenW, 2021. *Nationaal Actieprogramma Radon,* Den Haag: Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat.
Moore, F. & Diaz, D., 2015. Temperature impacts on economic growth warrant stringent mitigation policy. *Nature Climate Change ,* 5(2), pp. 127-131.
Morano, P., Tajani, F., Liddo, F. D. & Darò, M., 2021. Economic Evaluation of the Indoor Environmental Quality of Buildings: The Noise Pollution Effects on Housing Prices in the City of Bari (Italy). *Buildings ,* Volume 11, p. 213.
Mouter, N., Cabral, M. O., Dekker, T. & Cranenburgh, S. v., 2019. The value of travel time, noise pollution, recreation and biodiversity: A social choice valuation perspective. *Research in Transportation Economics,* Volume 76, p. 100733.
Muller , N. & Mendelsohn, R., 2007. Measuring the Damages of Air Pollution in the United States. *Journal of Environmental Economics and Management,* 54(1), pp. 1-14.
Murray, C., 1994. Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin World Heathe Organization,* 72(3), pp. 429-445.
Navrud, S., 2002. *The state-of-the-art on economic valuation of noise,* Oslo: s.n.
Nedellec, V. & Rabl, A., 2016. Costs of Health Damage from Atmospheric Emissions of Toxic Metals: Part 1-Methods and Results. *Risk Analysis,* 36(111), pp. 2081-2095.
NEEDS, 2006. *Assessment of Biodiversity Losses, NEEDS deliverable D.4.2.-R.S. 1b/WP4, priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy stragegy.* [Online]
Available at: http://www.needs-project.org/docs/results/RS1b/RS1b_D4.2.pdf
[Accessed 2017].
NEEDS, 2007. *Final report on casual links between pollutants and health impacts. Deliverable RS 1b D 3.7. : A set of concentration-response functions. (...),Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy,* Brussels: European Commission.
NEEDS, 2008a. *NEEDS deliverable No 1.1.-RS 3a Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data. Priority 6.1 (...) Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and cencepts for energy strategy,* Brussels: European Commission.
NEEDS, 2008b. *NEEDS deliverable 6.7 Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. Priority 6.1 (...) Sub-priority 6.1.3.2.5.: Socio-economic tools and concepts for energy strategy,* Brussels: European Commission.
Nelson, J. P., 2008. Hedonic Property Value Studies of Transportation Noise: Aircraft and Road Traffic. In: Barazini, red. *Hedonic Methods in Housing Market Economics.* sl:Springer.
NS, 2014. *Toelichting bij MVO berekeningen NS Jaarverslag 2013 : Beschrijving scope en berekeningswijze NS energieverbruik, CO2 uitstoot en afval in Nederland ,* Utrecht: Nederlandse Spoorwegen (NS).
OECD, 2012a. *Mortality risk valuation in environment, health and transport policies,* Paris: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).
OECD, 2012b. *The value of statistical life : a meta analysis ENV/EPOC/WPNEP(2010)9/FINAL, version 30-Jan-2012,* Paris: OECD.
OECD, 2016. *The Economic Consequences of Outdoor Pollution,* Paris: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).
OECD, 2018. *The social cost of carbon,* sl: OECD.
OECD, 2019. *Biodiversity: Finance and the Economic and Business Case for Action, report prepared for the G7 Environment Ministers' Meeting, 5-6 May 2019.,* sl: sn
OECD, 2020. *Health at a Glance: Europe 2020 : State of Health in the EU Cycle,* Paris: OECD.

Oladosu, G. et al., 2018. Impacts of oil price shocks on the United States economy: A meta-analysis of the oil price elasticity of GDP for net oil-importing economies. *Energy Policy,* Volume 115, pp. 523-544.
Opschoor, H., 1974. *Economic Valuation of Environmental Pollution,* Assen: Van Gorcum.
Payne, J. W., Schkade, D. A., Desvousges, W. H. & Aultman, C., 2000. Valuation of Multiple Environmental Programs. *Journal of Risk and Uncertainty,* 21(1), pp. 95-115.
PBL, 2014. *Natuurpunten: kwantificering van effecten op natuurlijke ecosystemen en biodiversiteit in het Deltaprogramma,* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).
PBL, 2018. *De discontovoet voor natuur, de relatieve prijsstijging voor ecosysteemdiensten,* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving (PBL).
PBL, 2021. *Integrale Circulaire Economie Rapportage 2021,* sl: sn
PBL, 2021. *Klimaat- en energieverkenning 2021,* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.
Pereira, H., Borda-de-Agua, L. & Martins, I., 2012. Geometry and scale in species-area relationships. *Nature,* 482(7386), pp. E3-E4.
Pfister , S., Koehler, A. & Hellweg, S., 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology,* Issue 43, p. 4098–4104.
Philips, 2018. *Annual Report 2018.*. [Online]
Available at:
https://www.results.philips.com/publications/ar18/downloads/pdf/en/PhilipsFullAnnualReport2018-English.pdf?v=20190226080416
Pluimveerechten.nu, 2022. *pluimveerechten.nu.* [Online]
Available at: www.pluimveerechten.nu
[Geopend 05 12 2022].
Ponsioen, T., Vieira, M. & Goedkoop, M., 2014. Surplus cost as a life cycle impact indicator for fossil resource scarcity. *International Journal of Life Cycle Assessment* , Issue 19, p. 872–881.
R., H. & S., M., 2018. *LANCA®- Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.5.* [Online]
Available at: http://publica.fraunhofer.de/documents/N-379310.html
Rabl, A., 1999. Air pollution and buildings : An estimation of damage costs in France. *Environment Impact Assessment Review,* Volume 19, pp. 361-385.
Rabl, A., Spadaro, J. V. & Holland, M., 2014. *How Much Is Clean Air Worth?: Calculating the Benefits of Pollution Control.,* Cambridge: Cambridge University Press.
Raven, P. et al., 2020. The Distribution of Biodiversity Richness in the Tropics. *Science Advances, 6,* pp. 5-10.
Read, J., 1963. The Trail Smelter Dispute. *The Canadian Yearbook of International Law,* Volume 1, pp. 213-229.
Regioplan, 2009. *De werking van de markt voor glazenwassen: Naar een beter imago en gezonde concurrentie,* Amsterdam: Regioplan beleidsonderzoek.
Rennert, K. et al., 2022. Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO2. *Nature,* 11 08, Issue 610, pp. 687-692.
Rijksoverheid, 2019. *Klimaatakkoord,* sl: Rijksoverheid.
RIVM, 2007. *Towards a global scenario analysis of skin cancer and cataract using the AMOUR assessment model, SCOUT-annual meeting, Crete,* Crete: RIVM.
RIVM, 2015. *Grootschalige concentratie - en depositiekaarten Nederland : rapportage 2015,* Bilthoven: RIVM.
RIVM, 2016. *Work-related cancer in the European Union: Size, impact and options for further prevention,* Bilthoven: RIVM .
RIVM, 2019. *GGD-richtlijn medische milieukunde: omgevingsgeluid en gezondheid,* Bilthoven: RIVM.
RIVM, 2021. *Gemeten en berekende concentraties luchtkwaliteit in 2019,* Bilthoven: RIVM.

RIVM, 2022. *Effects of long-term exposure to ultrafine particles from aviation around Schiphol Airport,* Bilthoven: RIVM.
Roy , P.-O., Azevedo, L. & Margni, M., 2014. Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Science of the Total Environment* , 270-276(500-501).
RWS, 2018. *MKBA bij MIRT Verkenningen,* sl: Rijkswaterstaat, https://www.rwseconomie.nl/werkwijzers/mkba-bij-mirt-verkenningen.
Salas, B., Wiener, M. & Koytchev, R., 2013. Copper Corrosion by Atmospheric Pollutants in the Electronics Industry. *International Scholarly Research Notices,* Issue 2013.
Saouter, E. et al., 2018. *Using REACH and EFSA database to derive input data for the USEtox model,* Luxembourg: Publications Office of the European Union.
Schipper, A. M. et al., 2020. Projecting terrestrial biodiversity intactness with GLOBIO 4. *Global Change Biology,* 26(2), pp. 760-771.
Schoeters, A., Large, M. & Koning, M., 2021. *Monetary valuation of the prevention of road fatalities and serious road injuries – Results of the VALOR project.,* sl: sn
Schwarz, M. & Thompson, M., 1990. *Divided we stand: redefining politics, technology and social choice.* sl:University of Pennsylvania Press.
Schweiger, O., Klotz, S. & Durka, W., 2008. A comparative test of phylogenetic diversity indices. *Oecologia,* Volume 157, p. 485–95.
Science for Environment Policy, 2015. *Ecosystem Services and Biodiversity : In-depth report.,* Brussels: European Union.
SEO; Decisio; Twijnstra Gudde and To70, 2021. *Werkwijzer luchtvaartspecifieke MKBA's,* Amsterdam: SEO.
SEO, 2016a. *Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein, Hoofdrapport,* Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.
SEO, 2016b. *Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein, bijlagen,* Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.
SEO, 2021. *Werkwijzer luchtvaartspecifieke MKBA's,* sl: sn
Seppälä, J., Posch, M. & Johansson, M., 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* , 11(6), pp. 403-416.
Smith, R., Prézelink, B., Bakerr, S. & Bidig, R., 1992. Smith, R.C., . B.B. Prézelink. S. Bakerr. R. Bidigaren. P. Bouchert. Coleyd. Karentzs.Ozone Depletion: Ultraviolet Radiation and Phytoplankton Biology in Antarctic Waters. *Science* , 255(5047), pp. 952-959.
Söderqvist, T & Hasselström, L, 2008. *The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak,* Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency.
Sparrow et al., 2019. Aviation Noise Impacts White Paper. *State of the Science 2019.*
Steen, B., 1999. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) version 2000 : models and data of default method,* Göteborg: Chalmers university of technology.
Stern, N. & Stiglitz, J., 2021. The Social Cost of Carbon, Risk, Distribution, Market Failures: An Alternative Approach. *NBER Working Papers.*
Stevens, C. et al., 2010. Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Functional Ecology,* Issue 24, pp. 478-484.
Stimular, 2022. *Milieubarometer.* [Online]
Available at: https://www.milieubarometer.nl/nl/home/
Stirling, A., 2010. Keep it complex. *Nature,* Issue 468, p. 1029–1031.
Struijs, J. et al., 2009. Spatial-and time-explicit human damage modelling of ozone depleting substances in life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology,* 44(1), pp. 204-209.

Taelman, S., Schaubroeck, T. & De Meester, S., 2016. Accounting for land use in life cycle assessment: the value of NPP as a proxy indicator to assess land use impacts on ecosystems. *Science of The Total Environment,* Volume 550, p. 143–156.
Thaler, R., 1980. Some empirical evidence on dynamic inconsistency. *Economic Letters ,* Issue 8, pp. 201-207.
Theebe, M. A., 2004. Planes, Trains, and Automobiles: The Impact of Traffic Noise on House Prices. *Journal of Real Estate Finance and Economics,* 28(2/3), pp. 2009-234.
Thompson, M. R., Ellis, J. & Wildavsky, A., 1990. *Cultural Theory,* Boulder: Westview.
TNO, 2022. *De verwachte impact van windturbines op huizenprijzen in Nederland. Een ruimtelijke analyse voor de periode 2020-2030,* sl: sn
Tol, R., 2022. *Estimates of the social cost of carbon have increased over time.* [Online]
Available at: https://arxiv.org/abs/2105.03656
[Geopend 10 10 2022].
Transparant, 2021. *A Methodology Promoting Standardized Natural Capital Accounting For Business: Enabling corporate practitioners to support the green transition through the use of natural capital management accounting in the EU and globally.,* sl: sn
TRL, 2011. *Estimating the productivity impacts of noise,* London: Defra.
True Price, 2020. *Monetisation Factors for True Pricing. Version 2020.1 - March 2020,* sl: sn
Tweede Kamer, 2019. *Bijlage 2: Lijst van alle Natura 2000-gebieden gerangschikt op grootte,* Den Haag: Tweede Kamer der Staten-Generaal.
U.S. EPA, 2011. *The benefits and costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020, Final Report – Rev. A,* sl: U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Air and Radiation.
UNEP, 2016. *Global guidance for life cycle impact assessment indicators. Volume 1.* [Online]
Available at: http://www.lifecycleinitiative.org/life-cycle-impact-assessment-indicators-and-characterization-factors/
UNSCEAR, 2000. *Sources and effects of ionizing radiation Volume 1 with Annexes,* sl: United Nations.
Urban, M., 2015. Accelerating extinction risk from climate change. *Science,* Issue 348, pp. 571-573.
Van de Beek, E. et al., 2021. Spatial and spatiotemporal variability of regional background ultrafine particle concentrations in the Netherlands. *Environmental Science & Technology,* 55(2), pp. 1067-1075.
Van der Ploeg, F., 2011. Natural Resources: Curse or Blessing?. *Journal of Economic Literature,* 49(2), pp. 366-420.
Van Oers, L., Koning, A. d., Guinee, J. & Huppes, G., 2002. *Abiotic Resource Depletion in LCA ;,* sl: Ministry of Transport and Water, . Road and Hydraulic Engineering Institute.
Van Zelm, R. & Huijbregts, M., 2013. Quantifying the trade-off between parameter and model structure uncertainty in life cycle impact assessment. *Environmental Science & Technology,* 47(16), p. 9274–9280.
Van Zelm, R. et al., 2008. European characterization factors for human health damage due to PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment,* 42(3), pp. 441-453.
Van Zelm, R., Huijbregts, M. & Van de Meent, D., 2009. USES-LCA 2.0: a global nested multi-media fate, exposure and effects model. *The International Journal of LCA ,* 14(30), pp. 282-284.
Van Zelm, R. et al., 2016. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment,* Issue 134, pp. 129-137.
Varkensrechten.nu, 2022. *Homepage varkensrechten.nu.* [Online]
Available at: www.varkensrechten.nu
[Geopend 05 12 2022].

Verones, F. et al., 2020. LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *Journal of Industrial Ecology* , 24(6), pp. 1201-1219.
Vieira, M. & Huijbregts, M., In preparation.=>2018. *Evaluating mineral and fossil resource scarcity trade-offs between energy technologies,* sl: sn
Vieira, M., Ponsioen, T., Goedkoop, M. & Huijbregts, M., 2012. Ore grade decrease as life cycle impact indicator for metal scarcity: the case of copper. *Environmental Science & Technology,* 46(23), pp. 12772-12778.
Vieira, M., Ponsioen, T., Goedkoop, M. & Huijbregts, M., 2016a. Surplus cost potential as a Life Cycle Impact Indicator for metal extraction. *Resources,* 5(1), p. 2.
Vieira, M., Ponsioen, T., Goedkoop, M. & Huijbregts, M., 2016b. Surplus ore potential as a scarcity indicator for resource extraction. *Journal of Industrial Ecology* , 21(2), pp. 381-390.
VMM, 2013a. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Verzuring,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013b. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Zwevend stof,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013c. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Vermesting,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013d. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Fotochemeische luchtverontreining,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013e. *Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Aantasting van de ozonlaag,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013f. *Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Pesticiden,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
VMM, 2013h. *Milieurapport Vlaanderen MIRA : Themabeschrijving Verspreiding van zware metalen,* Mechelen: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).
Vodafone, 2015. *Environmental Profit and Loss account 2014/2015. Methodology and results.* [Online]
Available at:
https://www.vodafone.nl/_assets/downloads/algemeen/environmental_profit_and_loss_account_2014_2015.pdf
VROM, 1993. *Environmental policy performance indicators,* The Hague: Ministry VROM.
Wagner, G., 2021. Recalculate the social cost of carbon. *Nature Climate Change* , 11(4), pp. 293-294.
Wang, P., Deng, X., Zhou, H. & Yu, S., 2019. Estimates of the social cost of carbon: A review based on meta-analysis. *Journal of Cleaner Production* , Volume 209, pp. 1494-1507.
Watkiss, P., Holland, M., Hurley, F. & Pye, S., 2006. *Damage Costs for Air Pollution,* London: Defra.
Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V. & Hamilton, R., 2009. *The effects of Air Pollution on Cultural Heritage.* sl:Springer.
Werkgroep Discontovoet, 2015. *Rapport Werkgroep Discontovoet 2015,* Den Haag: Ministerie van Financiën.
Werkgroep Discontovoet, 2020. *Rapport Werkgroep discontovoet 2020,* Den Haag: Ministerie van Financien.
WHO, 2003. *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO Working Group Bonn, Germany 13-15 January 2003.,* sl: World Health Organisation Report EUR/03/5402688.
WHO, 2005. *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide : Global update 2005, summery of risk assement,* Geneva: World Health Organization (WHO).
WHO, 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/UNECE Convention Task Force.,* sl: World Health Organisation (WHO).

WHO, 2011. *Burden of disease from environmental noise : Quantification of healthy life years lost in Europe,* Copenhagen: World Health Organization (WHO).
WHO, 2012. *Health effects of black carbon.,* Geneva: World Health Organization (WHO).
WHO, 2013a. *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide,* Geneva: World Health Organization (WHO).
WHO, 2013b. *Review of evidence on health aspects of air pollution,* sl: sn
WHO, 2014. *WHO Expert Meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level, meeting report 12-13 May ,* Bonn: WHO.
WHO, 2018. *Environmental Noise Guidelines for the European Union,* Copenhagen: World Health Organization.
Winke, T., 2017. The impact of aircraft noise on apartment prices: A differences-in-differences hedonic approach for Frankfurt, Germany. *Journal of Economic Geography*.
WMO, 2011. *Scientific assessment of ozone depletion: 2010, Global Ozone Research and Monitoring Project-report no.52.,* Geneva: World Meteorological Organization (WMO).
Woods, J. & Damiani, M., 2018. Ecosystem quality in LCIA: status quo, harmonization, and suggestions for the way forward. *International Journal of Life Cycle Assessment,* 23(10), p. 1995–2006.
World Bank, 2016. *Methodology for valuing the health impacts of air pollution,* Washington DC: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank.
WRI, 2022. *6 things to know about direct air capture.* [Online]
Available at: https://www.wri.org/insights/direct-air-capture-resource-considerations-and-costs-carbon-removal#:~:text=The%20range%20of%20costs%20for,less%20than%20%2450%2Ftonne.
[Geopend 22 09 2022].
WWF, 2020. *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss.,* Gland, Switzerland: World Wide Fund for Nature.
Yang, P. et al., 2018. Social cost of carbon under shared socioeconomic pathways. *Global Environmental Change,* Volume 53, pp. 225-232.
Zorginstituut, 2016. *Kostenhandleiding: Methodologie van kostenonderzoek en referentieprijzen voor economische evaluaties in,* sl: sn

A Algemene uitgangspunten

A.1 Prijzen

Alle prijzen in deze studie zijn uitgedrukt in het prijsniveau van 2021. Omrekeningen zijn gemaakt aan de hand van Eurostat-prijsindexcijfers voor de Harmonized Consumer Price Indexes (zie Bijlage A.3). In sommige gevallen zijn waarden in dollars omgerekend in euro's. Dit is gedaan aan de hand van Eurostat-data. We hebben altijd eerst de omrekening gedaan in euro's in het oorspronkelijke jaar en vervolgens de aanpassing aan het prijspeil. US$ in het jaar 2010 zijn dus eerst omgerekend naar euro's in het jaar 2010 en vervolgens aangepast aan het prijspeil van 2021.

Alle waarderingen worden aangepast door de tijd heen met de volgende aanpassingen:
Prijzen worden aangepast aan de inflatie (zie hierboven):

- De natuur wordt daarnaast extra gewaardeerd met 1% per jaar door toenemende schaarste, conform PBL (2017).
- CO_2-emissies voor gebruik in een Nederlandse MKBA worden door de tijd heen gewaardeerd met een opslag van 3,5% per jaar door toenemende schaarste.
- Alle effecten op menselijke gezondheid worden aangepast aan een inkomenselasticiteit (zie hoofdstuk 5). Als met een inkomenselasticiteit is gewerkt is gebruikgemaakt van de Purchasing Power Standard (PPS) die in de Europese Unie wordt gebruikt. Deze PPS is een kunstmatige gemeenschappelijke referentievalutaeenheid die in de Europese Unie wordt gebruikt en die de verschillen in prijsniveaus tussen landen opheft. Een PPS maakt het dus mogelijk om in alle landen hetzelfde volume aan goederen en diensten te kopen. Voor correctie van inkomensverschillen is gebruikgemaakt van de 'real expenditure per capita' (zie Bijlage A.3). Voor de andere effecten is in principe niet gewerkt met een inkomenselasticiteit, tenzij anders vermeld.

A.2 Discontovoeten en risico-opslag

Er is gewerkt met een discontovoet inclusief risico-opslag van 2,25% conform de Werkgroep Discontovoet. Effecten ten gevolge van luchtvervuiling kunnen optreden jaren na blootstelling. Omdat niet bekend is wanneer deze blootstelling plaatsvindt is hiervoor geen omrekening gedaan.

A.3 Databronnen

In de berekening is rekening gehouden met de databronnen zoals vermeld in de diverse hoofdstukken. Daarnaast is er voor omrekeningen gebruikgemaakt van de volgende algemene databronnen:

- Bevolkingsdichtheid: (Eurostat, 2022) [TPS00003__custom_4104948, geraadpleegd 20 Augustus 2022];
- Omvang en classificatie Natura 2000-gebieden: EIONET Natura 2000-database (geraadpleegd Augustus 2020);
- Inkomens aan de hand Eurostat Purchasing Power Parities, Real expenditure per capita (in PPS_EU27_2007), Gross domestic product [prc_ppp_ind, opgehaald op 6 Januari 2023].
- Inflatie: Eurostat aan de hand van jaarlijkse gegevens over de Harmonized Index Consumer Prices [prc_hicp_aind, binnengehaald 28 Augustus 2022].

— Exchange rates: Euro/ECU exchange rates - annual data [ert_bil_eur_a].

Voor de karakterisatiefactoren uit ReCiPe hebben we gebruikgemaakt van ReCiPe 2016 v1.1 die voor het laatst is aangepast in januari 2018. Voor de landspecifieke karakterisatie-factoren hebben we gebruikgemaakt van ReCiPe 2016 v1.1 uit 2017.

B Waardering gezondheid

B.1 Inleiding

In deze bijlage staan we uitgebreider stil bij de verschillende maten die gebruikt worden voor gezondheidswaardering. We introduceren o.a. de QALY, DALY en VOLY en laten zien hoe deze grootheden van elkaar verschillen en of en hoe omrekening mogelijk is. De analyse van deze bijlage volgt grotendeels de analyse uit het Handboek Milieuprijzen 2017, maar is versimpeld ten opzichte van de vorige versie.

B.2 YOLL, VOLY en VSL

De YOLL (Years Of Life Lost) is een veelgebruikte maatstaf in de literatuur om de effecten van luchtvervuiling in af te meten. De YOLL wordt gedefinieerd als het product van het aantal mensen dat sterft als gevolg van een bepaalde ingreep vermenigvuldigt met hun resterende levensverwachting op het moment van overlijden:

$$YOLL = N * L$$

- N = aantal sterfgevallen ten gevolge van een ingreep;
- L = reseterende levensverwachting (in jaren) op leeftijd van overlijden.

De YOLL geeft de verloren jaren levensverwachting in een populatie. De YOLL kan financieel worden gewaardeerd met een VOLY (Value of Life Years). De VOLY kent een tegenhanger in de VSL (Value of Statiscial Life) die niet de levensjaren waardeert maar het aantal verloren levens (N in de formule).

B.3 DALY

Een veelgebruikte indicator, in zowel milieu als gezondheidswetenschappen, voor waardering van gezondheid is de DALY, die bijvoorbeeld als endpointkarakterisatiefactor in ReCiPe wordt toegepast (Huijbregts et al., 2018). De DALY geeft het verlies van een jaar van volledige gezondheid, zowel een jaar verloren wegens voortijdig overlijden (Years of Lost Life, YOLL), als ook een jaar verloren gezondheid wegens een gebrek als gevolg van een aandoening (Years Lived with Disability, YLD).

$$DALY = YOLL + YLD$$

- YLD = I x DW x L;
- I = het aantal incidentgevallen;
- DW = de beperkingsfactor (of disability weight in het Engels);
- L= de gemiddelde duur van de ziekte tot genezing of dood (in jaren).

Om de YLD te schatten voor een bepaalde ziekte in een bepaalde periode wordt het aantal ziektegevallen in die periode vermenigvuldigd met de gemiddelde duur van de ziekte en een gewichtsfactor die de ernst van het gebrek door de ziekte aangeeft op een schaal van 0 (perfecte gezondheid) tot 1 (dood). Deze gewichtsfactor, of ‘beperkingsfactor’ is afhankelijk van wijzigingen in economische productiviteit als gevolg van de ziekte (niveau van verlies van werking). De beperkingsfactor is uniform voor iedereen die een jaar leeft in een

vastgestelde status van gezondheid. In Tabel 70 worden disability weights per categorie weergegeven. Verder worden er door de WHO ook overzichten van disability weights per ziekte weergeven in de Global Burden of Disease studies (Global Health Data Exchange, 2014).

Tabel 70 - Definities van beperkingsfactoren (Engels)

	Description	Weight
Class 1	Limited ability to perform at least one activity in one of the following areas: recreation, education, procreation or occupation.	0.096
Class 2	Limited ability to perform most activities in one of the following areas: recreation, education, procreation or occupation.	0.220
Class 3	Limited ability to perform activities in two or more of the following areas: recreation, education, procreation or occupation	0.400
Class 4	Limited ability to perform most activities in all of the following areas: recreation, education, procreation or occupation	0.600
Class 5	Needs assistance with instrumental activities of daily living such as meal preparation, shopping or housework.	0.810
Class 6	Needs assistance with activities of daily living such as eating, personal hygiene or toilet use.	0.920

Bron: (Murray, 1994).

Hoewel de DALY formeel in het 'aantal verloren jaren' wordt weergegeven, wordt soms ook de DALY in financiële eenheden gepresenteerd waarbij de DALY dus direct wordt gewaardeerd.

B.4 QALY

Een veelgebruikte indicator in de curatieve zorg voor waardering van gezondheid is de Quality Adjusted Life Years (QALY). Eén QALY staat voor een jaar leven in goede gezondheid. Bijvoorbeeld: als dankzij een staaroperatie de kwaliteit van leven permanent verbetert van 90 naar 100% en als deze persoon nog tien jaar heeft te leven, dan is de gezondheidswinst precies één QALY: 0,1 QALY per jaar gedurende tien jaar.

Met behulp van een gezondheidsindex wordt gezondheid gekwantificeerd. Het gaat om de individuele perceptie van de impact van iemands gezondheidstoestand op zijn/haar algemene gevoel van welzijn. De gezondheidsstatus wordt bepaald aan de hand van de mate van beperking in mobiliteit, sociale interactie, fysieke activiteit, pijn of andere symptomen die een persoon kan ervaren.

Een beperking van het gebruik van de bestaande QALY-meetinstrumenten is, dat de effecten van de langdurige zorg er slechts zeer beperkt mee worden gemeten. Ook vormt mortaliteit geen onderdeel van de QALY. Daarom wordt het concept van QALYs meestal niet toegepast in de waardering van externe effecten.

De QALY is evenwel een vaak gebruikte indicator in de gezondheidseconomie die ook wordt aanbevolen in de Werkwijzer Sociaal Domein (SEO, 2016a). Hierin wordt aanbevolen om met twee waarderingen van QALY te werken om zo de onzekerheid in de waardering ervan tot uitdrukking te brengen. Ten tijden van het verschijnen van de Werkwijzer Sociaal Domein werd een QALY-range van € 50.000 tot 100.000 aanbevolen. Dit kwam grotendeels overeen met een bandbreedte die al langer gangbaar was in de literatuur (zie NEEDS, 2007c). In dit

handboek corrigeren we deze waarden voor o.a. inflatie en een gestegen besteedbaar inkomen.

B.5 Relatie tussen QALY en DALY

DALYs en QALYs zijn complementaire concepten. QALYs zijn jaren van gezond leven; DALYs zijn gezonde levensjaren verloren. QALYs en DALYs kunnen daarom worden gezien als simpele inversen: 1 QALY lost = 1 DALY gained. Wel moet worden opgemerkt dat de gevonden disability weights voor DALYs en QALYs kunnen verschillen als gevolg van andere vraagstelling in stated preference-onderzoek (een proefpersoon kan anders reageren op een hypothetisch verlies van gezonde levensjaren dan op een hypothetische winst van gezonde levensjaren).

B.6 Relatie tussen DALY en VOLY

De fysieke waardering van impact op gezondheid (YOLL) wordt economisch gewaardeerd door middel van de VOLY (Value of Lost Year), de waarde van een verloren levensjaar. Deze waarde kan worden berekend door middel van enquêtes (CVM), waarin gevraagd wordt naar de betalingsbereidheid van langer leven door verbeterde luchtkwaliteit.

In tegenstelling tot de DALY meet de VOLY niet de waarde van een verloren levensjaar in perfecte gezondheid, maar simpelweg de waarde van een verloren levensjaar. Omdat veel mensen niet in perfecte gezondheid leven, lijkt het logisch dat de waarde van een VOLY kleiner moet zijn dan de waarde van een DALY. Uit WTP-onderzoek komt echter vaak een hogere waarde naar voren voor een VOLY dan voor een DALY. Ook wanneer we de VOLY bepalen op basis van schattingen van de VSL (zie volgende paragraaf) komen schattingen hoger uit dan die voor de DALY. Omdat deze verschillende aanpakken en redenaties niet leiden tot een consistent beeld (de VOLY zou zowel groter of kleiner kunnen zijn dan de DALY), stellen we voor een simpele conversiefactor te gebruiken: 1 DALY = 1 VOLY. Voor bepaalde milieuthema's die meer morbiditeits- dan mortaliteitseffecten veroorzaken kan dit resulteren in een lichte onder- of overschatting.

B.7 Relatie tussen de VOLY en de VSL

Tot slot is het ook belangrijk om in te gaan op de relatie tussen de VOLY en de VSL. Beide maatstaven geven een financiële waardering voor mortaliteit, maar waar de VSL dat doet in termen van verloren levens, doet de VOLY dat in termen van verloren levens*jaren*.
Er bestaat een zeker verband tussen beide concepten: in theorie kan de VSL immers worden beschouwd als een verdisconteerde som van jaarlijkse VOLYs. In de eenvoudigste vorm is de relatie tussen VSL en VOLY dan als volgt te beschrijven:

$$VSL = VOLY * \left(\frac{1}{(1+r)} + \frac{1}{(1+r)^2} + \frac{1}{(1+r)^3} + \cdots \frac{1}{(1+r)^n}\right) \text{ (v)}$$

Waarbij *r* de rentevoet is en *n* het aantal verloren levensjaren ten opzichte van de levensverwachting door het voortijdige overlijden.

De reductie in levensverwachting door luchtvervuiling is vastgesteld op ongeveer tien jaar. Rekening houdend met een discontovoet inclusief risico-opslag van 2,25% (Ministerie van Financiën, 2020) betekent dit dat een VOLY van € 100.000 een VSL zou moeten opleveren van € 890.000. Dit is fors minder dan de eerder voorgestelde € 5-6,5 miljoen in diverse

onderzoeken (zie Paragraaf 5.3.3). Als men aan een VSL van € 6,5 miljoen zou vasthouden, zou dat corresponderen met een VOLY van € 735.000 per jaar – een bedrag dat nergens in de literatuur gevonden wordt. Hieruit kan de conclusie worden getrokken dat de VSL inconsistent is met een VOLY-waardering in het geval van milieuvervuiling.
Men kan de relatie tussen de VSL en de VOLY ook schetsen vanuit het perspectief van de respondent in een stated preference-onderzoek. Als zowel de VSL als de VOLY door middel van stated preference-onderzoek zijn betaald, zal de relatie tussen beiden afhangen van:
- het moment van bevragen ten opzichte van de levensverwachting (*n*);
- fe relatieve tijdsvoorkeur van de geënquêteerden (*r*).

Voor een 30-jarige, met een levensverwachting van 30 jaar, kan de VSL een factor 30 hoger liggen dan de VOLY bij een relatieve tijdsvoorkeur van 2,5% conform vergelijking (v). In dat geval komt een VSL van € 5 miljoen overeen met een VOLY van ruim € 165.000 – ongeveer de bovengrens van wat er gevonden wordt in de literatuur. Naarmate de relatieve tijdsvoorkeuren oplopen wordt de factor lager en wordt het verschil tussen de VOLY en de VSL slechter verklaarbaar. Bij een relatieve tijdsvoorkeur van 10% daalt de factor naar 10 en zijn in feite alle verschillen tussen gevonden waarden van de VOLY en de VSL slecht verklaarbaar.

Tot slot kan men ook stellen dat de VOLY en de VSL simpelweg andere grootheden meten, omdat VOLY-onderzoek veelal is vastgesteld aan de hand van een verandering in levensverwachting. Als men de jaren aan het einde van het leven beschouwd als zijnde in matige tot slechte gezondheid, zullen extra levensjaren minder toevoegen aan het geluk dan wanneer het gezonde levensjaren betreft. De VOLY betreft dus waardering van een andere levensfase dan waardering met de VSL

B.8 Omrekeningen QALY/DALY/VOLY/VSL

In deze nieuwe versie van het handboek gaan we uit van een simpele relatie tussen de VOLY, DALY en QALY: 1 VOLY = 1 DALY = 1 QALY. We sluiten hiermee aan bij de methodologische keuzes uit de Werkwijzer Sociaal Domein. In het vorige handboek werd een omrekenfactor gebruikt van 1 DALY = 1,088 QALY. Deze omrekenfactor was gebaseerd op onderzoek van Calvo (2013), die een methode heeft ontwikkeld waarbij de leeftijdsgewogen DALY omgerekend kan worden naar de QALY. Na verdere bestudering van de studie van Calvo, lijkt deze formule echter niet geschikt voor omrekening van een DALY zonder leeftijdsweging naar een QALY. Op basis van persoonlijke communicatie met de auteurs van het artikel van Calvo et al. (2013) en Murray et al. (2012), blijkt dat er zonder leeftijdsweging in feite geen verschil bestaat tussen de QALY en de DALY behalve dat er inverse schalen worden gebruikt. In dit handboek gaan we daarom uit van een simpele relatie tussen de DALY en de QALY: 1 QALY gained = 1 DALY lost. We wijken hiermee af van de aannames in het vorige handboek.

B.9 Inkomenselasticiteiten en de VOLY

Op economische gronden zou men veronderstellen dat de waardering van een levensjaar moet variëren met het inkomen. Bij een hoger inkomen zijn mensen over het algemeen ook meer ‘bereid om te betalen’ voor een extra levensjaar: door het hogere inkomen kunnen ze zich ook grotere uitgaven voor gezondheid veroorloven. In verschillende willingness-to-pay-studies is onderzocht in hoeverre inkomen varieert met de waarde van een levensjaar (de willingness-to-pay daarvan). De uitkomst van deze studies nemen de vorm aan van een inkomenselasticiteit: bij een inkomenselasticiteit van 1, varieert de waarde van een levensjaar evenredig met de variatie in het inkomen. Bij waarden lager dan 1 reageert de willigness-

to-pay minder sterk op inkomen, en bij een waarde hoger dan 1 is er juist een meer dan evenredig verband tussen inkomen en willingness-to-pay.

Er kan op twee manieren een verband bestaan tussen inkomen en de waardering voor gezondheid:
1. Tussen inkomen uit verschillende groepen (bijvoorbeeld tussen landen).
2. Tussen inkomen op verschillende momenten in de tijd.

Veruit het meeste onderzoek over inkomenselasticiteiten houdt zich bezig met de eerste vorm van inkomenselasticiteiten waarbij de inkomenselasticiteit voor menselijke gezondheid wordt geschat door te kijken naar verschillen tussen landen.

Hoge vs. lage inkomens en waardering VSL

Er is geen consensus in de literatuur of de inkomenselasticiteit groter dan 1 (inkomenselastisch) of lager dan 1 (inkomensinelastisch) moet zijn. Daarbij wordt ook beargumenteerd dat de inkomenselasticiteit verschilt tussen hogere en lagere inkomens(landen). Zo zou bij lagere inkomens de inkomenselasticiteit hoger zijn dan bij hogere inkomens.

Op basis van een meta-analyse komt de OECD (2012a) tot het inzicht dat de VSL voor 'benefit transfers' tussen landen moet worden aangepast met het verschil in bruto binnenlands product (bbp gemeten in koopkrachtpariteiten) per hoofd van de bevolking tot de macht van een inkomenselasticiteit van VSL van 0,8, met een gevoeligheidsanalyse met 0,4.

De Wereldbank neemt ook een gemiddelde waarde van 0,8 voor hoge inkomenslanden (in overeenstemming met OECD-aanbevelingen), met een bandbreedte van 0,6 tot 1,0. Voor lage- en middeninkomenslanden wordt een middenwaarde van 1,2 aangenomen, met een bandbreedte van 1,0 tot 1,4 (World Bank, 2016). De aanbeveling van de OECD is gebaseerd op de publicatie van Lindhjem et al. (2011).

Lindhjem et al. (2011) komen in een globale meta-analyse op een inkomenselasticiteit van willingness-to-pay voor (kleine) reducties in mortaliteitsrisico's van 1,17-1,31, voornamelijk gebaseerd op hoge- en middeninkomenslanden. Bij een strengere selectie van schattingen om mee te nemen in de analyse op validiteitseisen, daalt de geschatte inkomenselasticiteit naar 0,33-0,75. De schatting is het laagst wanneer alleen studies worden meegenomen die het 'best-practice survey instrument' van (Krupnick, et al., 2002) gebruiken. In deze analyse worden alleen studies meegenomen met een vergelijkbare methode voor het schatten van de VSL, en dan is de geschatte inkomenselasticiteit 0,30-0,44. (Lindhjem, et al., 2011) (Krupnick, et al., 2002). De uiteindelijke bandbreedte voor hogere inkomenslanden is, inclusief selectiecriteria voor de kwaliteit van de meegenomen studies, 0,7-0,9. Dit is de basis voor de aanbeveling van de OECD, die een centrale waarde kiest van 0,8.

Onderzoek in de VS komt op iets hogere inkomenselasticiteiten. In dit onderzoek van Kniesner et al. (2010)) is onderscheid gemaakt tussen de verschillende inkomensniveaus. Hierbij is kwantielregressie toegepast, waaruit een inkomenselasticiteit rolt van 1,23 bij de 10% hoogste inkomens, tot 2,24 voor de 10% laagste inkomens (binnen de VS) (Kniesner, et al., 2010). Overig bewijs voor een hogere inkomenselasticiteit in ontwikkelingslanden komt voor uit tijdserieanalyse. Voor de periode 1982-1997 in Taiwan hebben onderzoekers een inkomenselasticiteit gevonden van 2,0-3,0 (Hammitt, et al., 2000).

Een meta-analyse van Viscusi et al. uit 2018 komt op een gemiddelde van 0,94-1,05 overall en 0,65-0,8 na correctie voor co-variabelen voor alle landen. De belangrijkste co-variabele is de omvang van verandering in risico (een negatieve relatie duidt erop dat hoe groter de reductie in risico, des te meer men bereid is te betalen om deze te voorkomen). Inkomenselasticiteit voor hogere inkomenslanden komt op een gemiddelde van 0,55, en voor lagere inkomenslanden op 1,0 (landen waar de VSL minder is dan $ 2 mln of GDP/capita minder dan $ 3,212) (Masterman & Viscusi, 2018).

Gezien Nederland tot de hogere inkomenslanden behoort, baseren we de bandbreedte van de inkomenselasticiteiten op schattingen voor hogere inkomenslanden. De gevonden waarden in de literatuur variëren tussen 0,35 en 1,0 (variatie binnen landen uitgesloten). Deze twee waarden stellen we dan ook voor als onder- en bovenwaarde. Voor de centrale waarde nemen we een gemiddelde van 0,65. Deze waarde ligt ook tussen de meta-analyse van Viscusi et al. (2018) van 0,55 en de aanbeveling van de Wereldbank (2016) van 0,8. Gezien de grote spreiding in gevonden inkomenselasticiteiten blijft deze keuze willekeurig.

Voor lagere inkomenslanden liggen de schattingen hoger: een minimum wordt aangenomen van 1,0, de hoogste schattingen komen uit tijdserieanalyse met een inkomenselasticiteit van 2,0-3,0. Voor een centrale waarde zou een voorzichtige optie 1,2 of 1,4 zijn, zoals voorgesteld door de Wereldbank. Deze waarden spelen in dit handboek geen rol, maar kunnen behulpzaam zijn bij toekomstige benefit transfers.

C Impact Pathway-modellering

C.1 Inleiding

De schade berekend aan de milieuthema's verzuring, fotochemische smogvorming en fijnstofvorming zijn direct bepaald via een aanpassing van de resultaten die uit de EEA 2021-studie zijn gekomen. In deze bijlage leggen we uit welke aannames achter de EEA-studie zitten en op welke manier wij aanpassingen hebben gemaakt. Tenslotte vergelijken we de resultaten nog met de resultaten die in het Handboek Milieuprijzen 2017 zijn verkregen.

C.2 Basismodellen

Impact Pathway-benadering is impliciet de basis van veel milieuprijzen in dit handboek. Daarbij zijn verschillende modellen gebruikt die we qua uitgangspunten en waardering zoveel mogelijk consistent met elkaar hebben gemaakt.

Menselijke gezondheid van luchtverontreiniging

Voor het vaststellen van milieuprijzen gebruiken we in dit project voor de menselijke gezondheid resultaten uit het EEA 2021-project. Op ons verzoek hebben de auteurs van deze studie ook enkele additionele gegevens verstrekt op basis waarvan wij onze berekeningen konden uitvoeren.

Menselijke gezondheid van toxische stoffen

Ook hierbij zijn we uitgegaan van de resultaten uit (EEA, 2021) die Europese waarden presenteren voor de effecten van toxische emissies. We hebben deze verder gedifferentieerd naar effecten op individueel landniveau door gebruik te maken van de oudere resultaten uit het NEEDS 2008-project.

Effecten op gewassen

Voor smogvorming zijn we hierbij uitgegaan van (EEA, 2021). Voor de effecten van verzuring zijn we uitgegaan van de oudere NEEDS-modelresultaten, net als in het Handboek Milieuprijzen 2017.

Effecten op biodiversiteit tgv verzuring en vermesting

Voor de effecten van luchtverontreiniging op biodiversiteit hebben we gebruikgemaakt van de oudere resultaten uit het NEEDS 2008-model, net als in het Handboek Milieuprijzen 2017.

Effecten van radionucliden

Voor de effecten van radionucliden zijn we uitgegaan van de NEEDS-modelresultaten, net als in het Handboek Milieuprijzen 2017.

Effecten van vermestende stoffen op water

Voor de effecten van vermestende stoffen naar water zijn we uitgegaan van de modellering uit (IEEP et al. , 2021).

Overige effecten (ecotoxiciteit en ozonlaagaantasting)

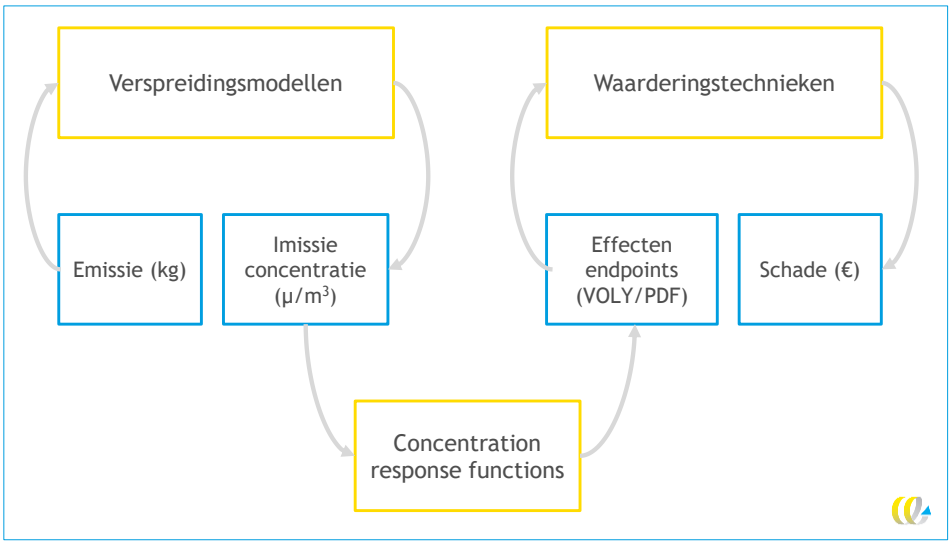
Voor de overige effecten zijn we uitgegaan van de Impact Pathway-modellering die achter ReCiPe 2016 zit (Huijbregts, et al., 2016).

C.2.1 Basismethodologie: Impact Pathway-benadering

De groep van zogenaamde klassieke luchtverontreinigende stoffen bevat zwaveldioxide (SO_2), stikstofoxiden (NO_x), fijnstof (PM), ammoniak (NH_3) en niet-methaan vluchtige organische stoffen (NMVOS). Deze stoffen zijn uitvoerig gemodelleerd in het EEA-project. Daarnaast werden nog aparte schattingen toegevoegd voor emissies van toxische stoffen.

Het EEA-project maakte gebruik van de zogeheten Impact Pathway-benadering. Hierin wordt een verband gelegd tussen emissie en de uiteindelijke schade die deze emissies veroorzaken uitgedrukt in monetaire grootheden. Deze verbanden worden middels een aantal modellen uitgewerkt (zie ook volgende figuur).

Figuur 16 - Impact Pathway-benadering



De verschillende stappen worden hierna beschreven.

Stap 1: Bronemissies

Deze stap geeft, binnen een geografische schaal, de bronnen van emissies. Binnen het model dat is gebruikt in EEA (2021) zijn de bronnen in diverse gridcellen verdeeld met een horizontale resolutie van 0,2° x 0,3°. Voor NO_2 is er een meer verfijnde resolutie van 7,5 x 7,5 km gebruikt. Oude modellen, zoals NEEDS (gebruikt in dit handboek om de effecten van verzuring/vermesting op biodiversiteit te bepalen) kennen een ruimtelijke resolutie van ongeveer 50 x 50 km^2.

Voor de bronemissies worden vervolgens scenario's geformuleerd. In EEA (2021) was dit bijvoorbeeld een reductie van 15%. In het NEEDS-model werden emissiescenario's met vaststaand en voorgenomen beleid geformuleerd.

Stap 2: Verspreiding (Dispersie-Receptor-locaties)

Deze stap vertaalt de emissies in concentraties op specifiek geografisch gediversifieerde receptorpunten (soms immissies genoemd). Voor klassieke luchtvervuiling zijn dispersie en chemische transformatie in Europa gemodelleerd met behulp van het EMEP/MSC-West Euleriaanse-model waarin meteorologische gegevens zijn opgenomen[95]. Bron-receptor-matrices zijn afgeleid waarmee aan elke emissie-eenheid en elke EMEP-rastercel in heel Europa een concentratie- of een depositieverandering kon worden toegekend. Dit wordt doorgerekend met de simulaties voor een reductie van 15% (zie Stap 1).

Opgemerkt dient te worden dat de chemische reacties en interacties zeer complex zijn. Een reductie in NO_x-emissies zorgt er bijvoorbeeld voor dat er een hogere achtergrond-concentratie NH_3 is om te reageren met achtergrond SO_2 dan wanneer er geen NO_x-reductie is. De reactie van deze extra vrije NH_3 met SO_2 verhoogt de concentratie van sulfaten op bepaalde locaties. Omdat er in Nederland vooral relatief veel NH_3 aanwezig is door de intensieve landbouw, worden de concentraties van NO_x en SO_2 niet gelijkelijk lager zoals de reductie van emissies. In het uiteindelijke raamwerk betekent dit dat de schade per kg emissie van NO_x en SO_2 hoger wordt als de NH_3-emissies niet flink worden verminderd.

Stap 3: Concentratieresponsfuncties en -effecten

In deze stap wordt de relatie bepaald tussen de concentratie van de vervuiling en de fysieke effecten op endpointniveau. Met behulp van een zogenaamde concentratieresponsfuncties (CRF) en het aantal blootgestelde personen in de bevolking, zijn de fysieke effecten voor elke rastercel berekend op basis van dosisresponsefuncties uit de epidemiologische literatuur waarbij er verbanden gelegd worden tussen de inname van een bepaalde stof (of de aanwezigheid van de stof in de lucht) en de invloed daarvan op gezondheid of biodiversiteit. Concentratieresponsfuncties zijn toegepast op mortaliteit en morbiditeit (zie Bijlage C.3).

Stap 4: Monetaire waardering

Monetaire waardering is de laatste stap in het raamwerk. Hiervoor is in Hoofdstuk 5 een waarderingsraamwerk opgezet voor effecten op gezondheid (Paragraaf 5.3), biodiversiteit (als proxy voor ecosysteemdiensten, zie Paragraaf 5.4) en de effecten van luchtverontreiniging op gebouwen en materialen (Paragraaf 5.5). Waardering van deze effecten is dus in Hoofdstuk 5 bepaald. Los daarvan zijn er nog effecten op landbouwgewassen gekwantificeerd. Deze zijn direct overgenomen uit EEA (2021) en werden daar gewaardeerd met marktprijzen.

C.3 Update: menselijke gezondheid door klassieke luchtverontreiniging

Klassieke luchtverontreiniging betreft verontreiniging van de lucht met stoffen die al sinds de jaren '90 herkend werden en gereguleerd zijn in diverse Europese verdragen over schone

[95] Dit model is zowel in het EEA-project als in het NEEDS-project gebruikt.

lucht, zoals het NEC-plafond of het Gotheburg Protocol: PM_{10} (inclusief $PM_{2,5}$), SO_2, NO_x, NH_3 en NMVOS. Deze stoffen geven gezondheidseffecten. Gezondheidseffecten zijn endpoints die kunnen worden gemodelleerd met behulp van de IPA. Twee cruciale elementen in deze benadering zijn definitie van concentratieresponsefuncties (CRF) en monetaire waardering van de gezondheidseffecten.
Een concentratieresponsefunctie (CRF) geeft een relatie tussen gezondheidsimpact en de concentratie luchtvervuilende stof. Een voorbeeld is het aantal verloren levensjaren (YOLL) per 10 µg $PM_{2,5}$. Een concentratieresponsefunctie zelf is afhankelijk van twee onderliggende variabelen:

1. De 'Relative Risk (RR)', die aangeeft welk deel van de ziektelast wordt veroorzaakt door luchtverontreiniging. De relative risk is een maatstaf die het risico op een bepaalde gezondheidsaandoening vergelijkt tussen een groep die blootgesteld is aan luchtverontreiniging met een groep die niet is blootgesteld aan die ziektelast
2. De 'Incidentie': hoe vaak die ziektelast voorkomt onder de bevolking. De incidentie, ook wel 'incidence rate' genoemd, geeft aan voor een endpoint, bijvoorbeeld ziekenhuisopnames, wat het daadwerkelijke aantal ziekenhuisopnames is in een bepaald jaar.

Voor kleine veranderingen is de concentratieresponsefunctie gelijk aan het product van de toename in relative risk door luchtverontreiniging met de incidentie.

Het Handboek Milieuprijzen 2017 werkt met concentratieresponsefuncties uit het NEEDS-project waarbij de concentratieresponsefuncties deels zijn gecorrigeerd voor de grotere relative risk in (WHO, 2013a) ten opzichte van eerdere WHO-richtlijnen.[96] Er is echter geen correctie gemaakt voor de verandering in incidentie door de tijd heen.

In het huidige handboek passen we de methode aan en baseren we ons op het HRAPIE-project van de (WHO, 2013a), waarin de relative risks worden aanbevolen per gezondheidsimpact. Het voordeel van deze methode is dat er gewerkt kan worden met daadwerkelijke gezondheidsgegevens, zoals het werkelijke aantal ziekenhuisopnames en het aantal overleden mensen in een bepaald jaar. Veel van de incidenties uit het NEEDS-project waren gebaseerd op data uit de jaren '90. Voor de update van het Handboek Milieuprijzen 2023 werd dit als onwenselijk beschouwd – de bevolking is in deze tussentijd gezonder geworden en overlevingskansen bijvoorbeeld bij kanker zijn sterk gestegen.

C.3.1 Emissies en verspreiding: EEA

Voor emissies en verspreiding maken we gebruik van gegeneraliseerde resultaten uit (EEA, 2021) die per milieuthema ($PM_{2,5}$/PM_{10}; O_3; NO_2) schadekosten rapporteren. Hierbij kunnen we, door terug te rekenen aan de hand van de gekozen waarderingen en incidenties in de EEA-studie, uitrekenen welke vermindering in schadelijke concentraties wordt veroorzaakt per capita door een reductie van emissies in Nederland.

C.3.2 Relative risks

Voor de concentratieresponsefuncties baseren we ons, net als (EEA, 2021) grotendeels op (WHO, 2013a). In het HRAPIE-project wordt per endpoint een relative risk weergegeven per 10 µg van de stof. In volgende tabel staat een overzicht van deze relative risks. In de laatste kolom geven we aan welke aanpassing op dit overzicht wij hanteren voor dit handboek.

[96] Deze correctie was partieel toegepast in het Nederlandstalige Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017) en volledig in de EU28-versie (CE Delft, 2018) en het Handbook of External Costs of Transport (CE Delft, 2019).

Tabel 71 - Overzicht relative risks uit (WHO, 2013a) en aanpassingen in dit handboek

Endpoint	Leeftijdsgroep	RR per 10 µg (WHO)	Nieuwe RR
$PM_{2,5}$			
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken	30+	1,062	1,08
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten	Alle	1,0091	
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	Alle	1,019	
Dagen met beperkte activiteit (restricted activity days, RAD)	Alle	1,047	
Verloren werkdagen (work loss days, WLD)	20-65	1,046	
Dagen met astmasymptomen onder kinderen met astma	5-19	1,028	
PM_{10}			
Postneonatale kindersterfte	0-12 maanden	1,04	
Gevallen van bronchitis bij kinderen	6-12	1,08	
Gevallen van chronische bronchitis bij volwassenen	18+	1,117	
O_3			
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken	Alle	1,0029	
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten	65+	1,0089	
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	65+	1,0044	
Dagen met verminderde activiteit (minor restricted activity days, MRAD)	Alle	1,0154	
NO_2			
Nieuwe gevallen van bronchitis symptomen bij kinderen met astma	5-14	1,021	
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (korte termijn)	Alle	1,0027	
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	Alle	1,018	
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (lange termijn)	Alle	1,055*	1,01

* Inclusief een cofoundingeffect met $PM_{2,5}$.

Op deze (WHO, 2013a)-aanbevelingen hebben we twee aanpassingen gedaan: mortaliteit van $PM_{2,5}$ is gebaseerd op (Chen & Hoek, 2020). Mortaliteit van NO_2 is gebaseerd op (COMEAP, 2018). Deze aanpassingen zijn in respectievelijk paragraaf 6.4 en paragraaf 6.5 beschreven.

C.3.3 Incidentie van ziektelast

Om tot een schatting te komen van een milieuprijs op basis van een relative risk hebben we de incendentie, ofwel de ziektelast, per endpoint nodig. Als schattingsjaar gebruiken we 2019 (het laatste jaar zonder invloed van de COVID-19-pandemie). In volgende tabel geven we een overzicht van de beschikbare data voor de incidentiegegevens. We hebben vier bronnen geraadpleegd: data bij het CBS, bij Eurostat, gezondheidsgegevens van de Global Burden of Disease-database (IHME, 2019), en de WHO-bronnen zoals gevolgd in de EEA 2021-studie, die ook zijn gerapporteerd in (Holland, 2014b). In dikgedrukt staan de gegevens die we gebruiken bij het schatten van de milieuprijs, en de gegevens die we dus het meest betrouwbaar achten. De selectie is hierbij gebaseerd op een voorkeur voor nationale data van het CBS. Voor mortaliteitcijfers gebruiken we echter de Global Burden of Disease-data, vanwege de eis dat er voor ieder levensjaar gedetailleerde data nodig is. Voor gegevens over verloren werk- of activiteitsdagen volgen we de aanbevelingen van de WHO, welke eveneens in de EEA-studie zijn gevolgd. Deze geven richtlijnen hoe de incidentie is in te schatten. Bij nauwkeurigere, landspecifieke, data (zoals het geval bij gevallen van chronische bronchitis) volgen we de Global Burden of Disease.

Tabel 72 - Overzicht van incidentiedata voor het jaar 2019

Endpoint	Eenheid	CBS	Eurostat	GBD	Overig*
$PM_{2,5}$					
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (30+)	Overledenen	142.038	140.902	148.113	-
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten	Ziekenhuis-opnames	364.275	319.116	-	269.947*
Ziekenhuisopnames, ziekten aan ademhalingsorgaan	Ziekenhuis-opnames	192.090	187.440	-	125.120*
Dagen met beperkte activiteit (restricted activity days, RAD)	Dagen	-	-	-	239.474.372**
Verloren werkdagen (work loss days, WLD) (20-65 jr)	Dagen	69.833.400	-	-	79.991.050*
Dagen met astmasymptomen onder kinderen met astma (5-19 jr)	Dagen	-	-	-	4.964.000^ 8.895.676*
PM_{10}					
Postneonatale kindersterfte (<1 jr)	Overledenen	606	650	553	-
Gevallen van bronchitis bij kinderen (6-12 jr)	Gevallen	-	-	11.202	243.467*
Gevallen van chronische bronchitis bij volwassenen (18+)	Gevallen	-	-	86.954	54.305*
O_3					
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken	Overledenen	143.211	142.059	149.245	-
Ziekenhuisopnames, hart- en vaatziekten (65+)	Ziekenhuis-opnames	207.015	186.149	-	119.943
Ziekenhuisopnames, ziekten aan adem-halingsorgaan (65+)	Ziekenhuis-opnames	75.965	74.201	-	49.423
Dagen met verminderde activiteit (minor restricted activity days, MRAD)	Dagen	-	-	-	134.800.871*
NO_2					
Gevallen van bronchitis symptomen bij kinderen met astma (5-14)	Gevallen	-	-	-	91.481*
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (korte termijn)	Overledenen	143.211	142.059	149.245	-
Ziekenhuisopnames, ziekten aan adem-halingsorgaan	Ziekenhuis-opnames	192.090	187.440	-	125.120*
Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (lange termijn)	Overledenen	143.211	142.059	149.245	-

* Eigen berekeningen omtrent de incidenties gebruik in (EEA, 2021)op basis van richtlijnen van de (WHO, 2013a) en toegelicht in (Holland, 2014b), gecorrigeerd naar de omvang van de bevolking in 2019.

** Dit betreft de ongecorrigeerde dagen met beperkte activiteit. Voor toepassing met de relative risk moeten dagen met beperkte activiteit nog worden gecorrigeerd voor verloren werkdagen en dagen met astma-symptomen onder kinderen. Het betreft daarom een restsom van RAD die niet onder werkverzuim of astmaklachten vallen.

^ Het Longfonds in Nederland vermeldt 80.000 kinderen met astma. Deze is vermenigvuldigd met de dagelijkse incidentie van 17% zoals aanbevolen in de (WHO, 2013a).

Een aantal endpoints worden hieronder verder toegelicht met de achterliggende aannames. De overige incidentiedata komt rechtstreeks uit de genoemde databron.

Dagen met beperkte activiteit (bij $PM_{2,5}$)

De incidentie hiervan nemen we over uit de EEA-studie. Deze is gebaseerd op de aanbevelingen uit de WHO-publicatie (WHO, 2013a), waarin een gemiddeld aantal van 19 RAD per persoon wordt gegeven. Deze vermenigvuldigen we met de totale bevolking. Vervolgens verminderen we deze met het totaal verloren werkdagen en de dagen met astmasymptomen onder kinderen, vanwege de overlap.

Verloren werkdagen (bij $PM_{2,5}$)

De verloren werkdagen baseren we op CBS-data over arbeidsdeelname en ziekteverzuim. In 2019 namen werknemers gemiddeld 7,8 dagen ziekteverzuim op gedurende het jaar. Met een omvang van de werkzame beroepsbevolking van 8.953.000 komt dit neer op 69,8 miljoen verloren werkdagen.

Dagen met astmasymptomen onder kinderen met astma (bij $PM_{2,5}$)

De EEA gaat uit van een gemiddelde van 4,9% van de kinderen met een dagelijkse incidentie van 17%, in navolging van de aanbevelingen in de WHO-rapportage. Dit komt neer op 17%*365 dagen*4,9% = 3,04 dagen per kind per jaar. Deze schatting vermenigvuldigen we met het aantal kinderen in de leeftijdsgroep 5-19. In totaal levert dit een geschatte 8,9 miljoen dagen met astma op.

Gevallen van bronchitis bij kinderen (bij PM_{10})

Ook hiervoor baseren we de incidentie op de gegevens uit de (WHO, 2013a) zoals ook gevolgd in de EEA 2021-studie. Volgens de WHO-rapportage wordt een gemiddeld percentage van 18,6% van de kinderen aangenomen. Vermenigvuldigd met het aantal kinderen geeft dit de incidentie voor het jaar 2019.

Dagen met verminderde activiteit (bij O_3)

De EEA gaat uit van de WHO-rapportage, met een gemiddelde van 7,8 MRAD per persoon. Dit aantal vermenigvuldigen we met de omvang van de leeftijdsgroep in 2019 om de totale incidentie te bepalen.

Ziektelast ultrafijnstof

Voor de waardering van ultrafijnstof, niet weergegeven in bovenstaande tabel, gebruiken we gegevens over het aantal mensen met diabetes. Deze cijfers zijn afkomstig van het CBS, uit de zorgmonitorgegevens waarin de zelfgerapporteerde diabetesgevallen worden bijgehouden. Over de jaren 2020/2021 zijn er volgens deze gegevens 848.000 mensen met diabetes.

De overige gezondheidseffecten betreffen medicijngebruik. Voor de incidentiedata van medicijngebruik gebruiken we de GIP-database. Hierin wordt per medicijn(groep) geregistreerd wat het aantal gebruikers is per jaar, hoeveel doses worden uitgegeven en wat de vergoedingen per medicijn zijn. Volgens deze database gebruiken meer dan 836.000 mensen van 19 jaar en ouder medicijnen voor diabetes, 19.000 40-plussers gebruiken medicijnen

voor dementie, en meer dan 3,5 miljoen mensen van 19 jaar en ouder gebruiken één of meerdere medicijnen voor hoge bloeddruk.

C.3.4 Verloren levensjaren uit lifetableanalyse

Voor het bepalen van het aantal verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte is in het Handboek Milieuprijzen 2017 gebruikgemaakt van een vast gemiddelde van 10,7 jaren, gebaseerd op het NEEDS-project. In deze update verfijnen we de methode door gebruik te maken van zogenaamde 'lifetables'. In een dergelijke lifetable wordt gebruikgemaakt van twee soorten invoer: de bevolkingssamenstelling in een basisjaar naar leeftijd (het oorspronkelijke cohort), en het aantal overledenen in het basisjaar per leeftijdscohort.
Op basis van deze informatie kan worden berekend wat de kans op overlijden is per leeftijd in het basisjaar. De hazard rate wordt als volgt berekend IOM (2006):

$$Hazard\ rate\ (h) = \frac{aantal\ doden\ in\ leeftijdsgroep(d)}{omvang\ leeftijdsgroep\ op\ 1\ januari\ (p)}$$

De survival rate is dan, logischerwijs, 1 minus de hazard rate[97].

$$Survival\ rate\ (s) = 1 - hazard\ rate$$

Met de hazard en survival rate kan worden bepaald hoe lang het oorspronkelijke cohort *gemiddeld* blijft leven. Daarbij wordt een afkapgrens van 105 jaar gehanteerd, dat wil zeggen: we verwaarlozen de kans dat een persoon ouder wordt dan 105. Als we blijven doorrekenen tot iedereen in het oorspronkelijke cohort is overleden, kunnen we alle levensjaren van dit cohort bij elkaar optellen, vanaf het moment van meten. Daardoor hebben de oudste mensen in dit cohort dus een minder groot aandeel omdat zij een groot deel van hun leven al achter de rug hebben in het meetjaar. De nieuwgeborenen in het basisjaar doen het langst mee in de berekening: na maximaal 105 jaar zijn ook zij allemaal overleden, naar aanname.

Vervolgens kunnen we aan de hand van de relative risk de hazard rate verhogen per leeftijdsjaar. Voor $PM_{2,5}$ hebben we een relative risk van 1,08 per 10 µg/m^3 voor de bevolking vanaf 30 jaar. Om de impact op het aantal levensjaren van het oorspronkelijke cohort te bepalen voor 1 µg/m^3 $PM_{2,5}$, vermenigvuldigen we de hazard rate vanaf de leeftijd 30 met 1,007726 in het basisjaar[98]. Vervolgens rekenen we nogmaals het totaal aantal levensjaren van het oorspronkelijke cohort, vanaf het meetjaar totdat iedereen in dat cohort is overleden. In de laatste stap trekken we deze levensjaren af van het aantal levensjaren in de berekening zonder verhoogde hazard rate. Het resultaat is het aantal verloren levensjaren ten gevolge van 1 µg extra concentratie $PM_{2,5}$ in het basisjaar.

In de lifetable wordt aangenomen dat de hazard rate in de toekomst onveranderd blijft. Dit is op zichzelf wellicht geen realistische aanname, gezien de voortschrijdende medische mogelijkheden om ziekten te genezen. Echter wanneer we de impact van een verhoogde hazard rate willen berekenen, zijn we alleen geïnteresseerd in het verschil tussen de

[97] In de oorspronkelijke methode van IOM wordt een andere formule gebruikt: s=(2-h)/(2+h). De reden hiervoor is dat er wordt gewerkt met midyear population-data, zodat een correctie nodig is op de survival rate: een deel van de populatie is immers al overleden tegen de helft van het jaar en zou anders dubbelgeteld worden. Echter rekenen wij met populatiedata op 1 januari, waardoor deze correctie niet nodig is. De survival rate reduceert dan tot 1 minus de hazard rate.

[98] De verhoging van de hazard rate is berekend als 1,08^(1/10). Deze methode is gebaseerd op de methodologie van de lifetables van IOM (2006).

ontwikkelingen met en zonder deze verhoogde risico's. Uit scenario's is gebleken dat een algemene verbeterde overlevingskans in de toekomst een verwaarloosbare invloed heeft op de resultaten. Daarom houden we vast aan de aanname dat de hazard rate gelijk blijft door de tijd, we kunnen immers geen gegronde voorspellingen doen. De resultaten van de berekening vatten we samen in volgende tabel.

Tabel 73 - Resultaat lifetableberekeningen, verloren levensjaren 2019, Nederland voor 1 µg/m^3-concentratie

Stof	Endpoint	Relative Risk	Verloren levensjaren per µg o.b.v. data 2019
$PM_{2,5}$	Mortaliteit, alle natuurlijke oorzaken (30+)	1,08	12.633
NO_2	Mortaliteit, alle natuurlijkse oorzaken (allen)	1,01	1.685

Op basis van de NEEDS-berekening zouden het aantal verloren levensjaren voor 1 µg/m^3 $PM_{2,5}$ 11.251 zijn (op basis van een CRF van 0,000651), ruim 1.300 minder dan met de life-tablemethode. Het verschil is te verklaren door de nieuwe relative risk, welke hoger is dan eerder aanbevolen in (WHO, 2013a). Voor NO_2 zouden met de oude methode, op basis van een CRF van 0,000083, 933 verloren levensjaren zijn berekend, ruim 750 minder dan met de lifetablemethode. Ook dit verschil is te verklaren uit de verhoogde relative risk die we in dit handboek hanteren, plus dat de nieuwe inzichten ook de bevolking jonger dan 30 jaar meenemen.

C.3.5 Monetaire waardering

Waardering endpoints WHO

In volgende tabel wordt er een overzicht gegeven van de waardering per endpoint in de milieuprijzen voor fijnstof, stikstof en ozon. De selectie wordt onder tabel per endpoint toegelicht.

Tabel 74 - Overzicht monetaire waardering gezondheidseffecten, in €$_{2021}$ per dag of casus

Endpoint	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde	Bron
VOLY/DALY/QALY	57.500	85.000	128.000	CE Delft (2017a)
Postneonatale kinderziekte	4.082.431	6.208.720	8.364.679	OECD (2016)
Prevalentie van bronchitis bij kinderen	58	407	407	OECD (2016)
Astmasymptomen bij astmatische kinderen	57	57	81	EEA (2021); CE Delft (2017a)
COPD bij volwassenen	72.452	293.296	350.498	EEA (2021); CE Delft, 2017; OECD (2016)
Ziekenhuisopnames, CVDs (excl. beroerte)	1.542	2.289	6.759	OECD (2016); Zorginstituut (2016); EEA (2021)
Ziekenhuisopnames, luchtwegaandoeningen	1.542	2.289	5.407	OECD (2016); Zorginstituut (2016); EEA (2021)
Verloren werkdagen	176	237	266	CE Delft (2017a) ; Eigen berekening adhv Eurostat-data; Zorginstituut (2016)
RADs (dagen van gerestricteerde activiteit)	148	178	190	EEA (2021); OECD (2016); CE Delft (2017a)
MRADs (dagen van kleine gerestricteerde activiteit)	54	65	65	EEA (2021) ; OECD (2016)

VOLY/DALY/QALY

De waardering van de VOLY, DALY en QALY wordt verder toegelicht in Paragraaf 5.3.6.

Postneonatale kinderziekte

In de vorige versie van het handboek is een waarde van € 3.626.276 (2.590.197-5.698.434) per overlijdensgeval gehanteerd. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021 komt dit neer op een waarde van € 4.399.440 (2.980.702-7.288.577). Deze waarde is gebaseerd op het NEEDS 2008-onderzoek die de waarde weer baseerde op tweemaal de waarde van een VSL.

In EEA (2021) wordt op basis van OECD (2012b) een waarde van € 5.860.000 per overlijdensgeval gehanteerd. Dit is een waarde van 1,5 keer zo hoog als de VSL voor volwassenen (€ 3,9 miljoen). In het prijspeil van 2021 is dit een waarde van € 6.208.720. Dit zit niet heel ver af van de omgerekende bovenwaarde uit de vorige versie van het handboek.

We baseren ons op de VSL-waarde uit de OECD (2012b) voor de onderwaarde, voor de middenwaarde vermenigvuldigen deze met een factor 1,5 en een factor 2 voor de bovenwaarde om een inschatting te geven van de effecten van voortijdig overlijden van kinderen. Dit komt neer op een waarde van € 4.082.431 (onderwaarde), € 6.280.720 (centrale waarde) en € 8.364.679 (bovenwaarde).

Prevalentie van bronchitis bij kinderen

In de vorige versie van het handboek is een waarde voor nieuwe bronchitisgevallen bij kinderen gehanteerd van € 200.000. Deze is niet zonder meer toepasbaar op het raamwerk van de WHO (2013a) omdat die bron uitgaat van aantal malen dat er bronchitisklachten optreden bij kinderen ('events').

In EEA (2021) wordt een waarde van € 384 per 'event' gehanteerd. Deze waarde is gebaseerd op (Hunt & Arnold, 2009). Omgerekend naar prijsniveau en inkomensniveau van 2021 komt dat neer op een waarde van € 407. OECD (2016) rapporteert een waarde van € 55 voor de disutility plus cost of illness voor mild bronchitis in de EU. Omgerekend is dit € 58.

We nemen de waarde van (Hunt & Arnold, 2009) over voor de centrale en bovenwaarde. Dat betekent een waarde van € 407 per bronchitisgeval. Dit in tegenstelling tot een waardering per nieuwe patiënt (zoals in het vorige handboek). Als onderwaarde nemen we de waardering van OECD (2016) over (€ 58).

Astmasymptomen bij astmatische kinderen

In de vorige versie van het handboek is een waarde van € 67 (€ 48-105) per symptoomdag gehanteerd. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021, komt dit neer op een waarde van € 81 (€ 55-135).

De EEA (2021) hanteert een waarde van € 54 per symptoomdag. Omgerekend in het prijspeil van 2021 komt dat neer op een waarde van € 57. Deze waardering is gebaseerd op U.S. Epa (2011). In de CAFE-studie van Holland (2014b) wordt een waarde van € 295 per 'event' gehanteerd, met een extra waardering van € 31 per symptoomdag.

We sluiten voor de centrale waarde en onderwaarde aan bij de bevindingen in EEA (2021). Dat is voor het prijspeil 2021 een waarde van € 57 per dag met symptomen bij astmatische

kinderen. De bovenwaarde baseren we op de centrale waarde in het vorige handboek (€ 81 per dag).

COPD bij volwassenen

In de vorige versie van het handboek is een waarde van € 241.752 (€ 172.680-379.896) per geval gehanteerd. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021, komt dit neer op een waarde van € 293.296 (€ 198.714-485.906) per geval.

Voor COPD-gevallen onder volwassenen zijn uiteenlopende waarderingen beschikbaar. De EEA-studie (2021) hanteert een waarde van € 72.452 per geval (in prijspeil 2021).

In Holland (2014b) wordt een waarde van € 200.000 (prijspeil 2003) gepresenteerd als centrale waarde. Deze waarde is bepaald op basis van een waarderingschaalfactor (WTP risk trade off) van 0,32 ten opzichte van de VSL voor een dodelijk verkeersongeluk (€ 1 miljoen). Een tweede schaalfactor van 0,42 is toegepast om de WTP van 'severe COPD' af te schalen naar 'average COPD'.

De OECD (2016) baseert de waarde voor een COPD-geval op basis van een schaling ten opzichte van de VSL, wat neerkomt op een centrale waarde van $ 334.750. In het prijspeil en inkomensniveau van 2021 is dit € 350.498 in € 2021.

De gehanteerde waarde in de EEA-studie is beduidend lager dan de aanbeveling van de OECD, en de gehanteerde waarde in het handboek uit 2017. De reden hiervoor is onduidelijk. Vooralsnog nemen we de waarde uit OECD over als bovenwaarde. De waarde uit EEA nemen we als onderwaarde. De opgehoogde waarde uit het vorige handboek ligt er tussenin, deze nemen we als centrale waarde.

Ziekenhuisopnames

In het vorige handboek is een waarde gehanteerd van € 2.853 (€ 2.038-4.483) per ziekenhuisopname. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021, komt dit neer op een waarde van € 3.461 (€ 2.345-5.734) per ziekenhuisopname.

In de EEA 2021-studie wordt een waarde gehanteerd van € 6.379 voor ziekenhuisopnames vanwege hartaandoeningen, en € 5.103 voor ziekenhuisopnames vanwege longaandoeningen. Omgerekend naar het prijsniveau van 2021 zijn dit waarden van € 6.759 en 5.407 per ziekenhuisbezoek, respectievelijk.

In OECD (2016) komen verschillende waarderingen naar voren. Er is een specifieke waarde beschikbaar voor Nederland van € 525 per bezoek(omgerekend prijspeil 2021). Dit zijn alleen kosten voor de disutility, gebaseerd op drie dagen ziekenhuisbezoek + vijf dagen thuisherstel.

Verder is er ook een EU-waarde beschikbaar. Die bestaat uit treatment costs (€ 1.542) voor drie dagen in het ziekenhuis. Als laatste heeft DEFRA een schatting gemaakt van € 3.069 voor ziekenhuisopnames vanwege hartaandoeningen, en € 2.873 voor longaandoeningen (omgerekende waardes). Deze waarden zijn inclusief de disutility en cost of illness, van acht/negen dagen in het ziekenhuis.

Via Zorginstituut (2016) weten we de kosten van een gemiddelde verpleegdag (een gewogen gemiddelde van verschillende type ziekenhuizen en afdelingen) van € 588. Voor drie dagen ziekenhuis zou dat neerkomen op € 1.765.

De meeste schattingen zijn gebaseerd op drie dagen ziekenhuisbezoek, op basis van ofwel de disutility (WTP) ofwel de verpleegkosten. Bij verpleegkosten is het relevant hoeveel dagen men gemiddeld in het ziekenhuis ligt. Bij de schattingen in OECD (2016) en Defra (2020) wordt een gemiddelde duur van drie dagen gehanteerd. Daarmee komen de Nederlandse verpleegkosten op € 1.765, exclusief WTP voor disutility, e.d. voor de centrale waarde tellen we hierbij de kosten van disutility op van de OECD. Deze bedragen € 525. De totale waardering is daarmee € 2.289. Als bovenwaarde nemen we de schattingen van DEFRA. Als onderwaarde de schattingen van de OECD.

Verloren werkdagen

In het vorige handboek is een waarde gehanteerd van € 114 (€ 81-179) per verloren werkdag. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021, komt dit neer op een waarde van € 138 (€ 94-219) per werkdag.

In EEA (2021) wordt een waarde van € 166 (€ 176 in het prijspeil van 2021) gehanteerd. Deze is gebaseerd op een publicatie van Amann(ed.)et al. (2017)

OECD (2016) geeft een hoge en lage waarde weer gebaseerd op de CAFE-studie ((Holland, 2014b).Deze zijn € 131-467 per dag. De aanbevolen (centrale) waarde is gebaseerd op een specifieke waarde voor Nederland van € 178, welke bestaat uit het gemiddelde dagelijkse loon (OECD-data uit 2014).

Zorginstituut gaat uit van een productiviteitskosten van € 34,75 per uur. Bij een gemiddelde werkdag van 6,2 uur (31 uur per week) komt dit neer op € 215 per dag ($€_{2014}$). Dit is € 266 in prijzen van 2021, inclusief inkomensstijging.

Om zo goed mogelijk aan te sluiten bij de huidige situatie, baseren we de waarde van een WLD op recente loon- en arbeidsgegevens in Eurostat. Het gebruik van data uit Eurostat maakt een geharmoniseerde methode mogelijk bij bijvoorbeeld het bepalen van de waarde voor de EU27. Volgens Eurostat gelden de volgende gegevens voor Nederland in 2021:

- De loonkosten waren € 38,3 per uur, gemiddeld over alle sectoren.
- De gemiddelde werkweek van Nederlandse werknemers was 30,9 uur.
- Uitgaande van vijf werkzame dagen, gaat het om 6,2 uren per dag. De loonkosten per dag bedragen dan € 237. We nemen deze waarde als centrale waardering voor een work loss day. De onderwaarde is de omgerekende waarde uit de vorige versie van het handboek, en de bovenwaarde baseren we op de berekening van het Zorginstituut.

RADs en MRADs

In het vorige handboek is een waarde gehanteerd van € 157 (€ 112-247) per RAD. Omgerekend naar het prijspeil en inkomensniveau van 2021, komt dit neer op een waarde van € 190 (€129-316) per dag. MRADs werden gewaardeerd (omgerekend) met € 63 (€ 43-105) per dag.

OECD (2016) geeft een waarde voor Nederland specifiek. Hier is echter iets geks aan de hand: de gemiddelde waarde voor RAD is € 45, en voor MRAD € 55. Dit komt omdat de waarde voor RAD is gebaseerd op een derde van de WTP voor drie dagen in bed (€ 133), wat beduidend lager is dan voor de andere landen in dezelfde analyse. In alle andere landen is de waarde voor RAD hoger dan MRAD. Ook gemiddeld gezien is RAD (€ 63) hoger dan de MRAD (€ 54).

Alle overige bronnen ook beschouwend raadt de OECD een waarde aan van € 178 voor een RAD en € 65 voor een MRAD voor alle OECD-landen (in prijspeil 2021). EEA gebruikt omgerekende waarden uit Hunt et al. (OECD, 2016) van € 148 voor een RAD en € 54 voor een MRAD.

We nemen de OECD-waarden over als centrale waarde. Als bovenwaarde voor RADs wordt de opgehoogde waarde van het vorige handboek genomen. De onderwaarde baseren we op de waarden zoals gebruikt in EEA (2021).

C.4 Ultrafijnstof

De meegenomen gezondheidseffecten in de milieuprijs van ultrafijnstof bestaan uit medicijngebruik voor dementie, diabetes en hoge bloeddruk. Daarnaast wordt de ziektelast van diabetes gewaardeerd.

Voor de kosten van medicijnen is gebruikgemaakt van de GIP-database. Daarin wordt per type medicijn informatie gegeven op jaarbasis over de aantallen gebruikers en dagelijkse doses (DDD) per gebruiker, en de kostenvergoeding per dagelijkse dosis.

Tabel 75 - Medicijnkosten per gebruiker per jaar

	DDD per gebruiker per jaar	Vergoeding per DDD	Kosten per gebruiker per jaar
Diabetesmiddelen	595	€ 0,46	€ 276
Dementiemiddelen	254	€ 0,60	€ 152
Hogebloeddrukmiddelen	793*	€ 0,13*	€ 102

* Gewogen gemiddelde van verschillende type medicijnen voor hoge bloeddruk met kenmerken C02, C03, C07, C08, C09 en C10 in de GIP-database.

De kosten voor diabetesgevallen zijn gebaseerd op de waardering voor een DALY. Op basis van onderzoek van het IHME heeft diabetes (zonder bijbehorende complicaties) een ‘disability weight’ van 0,049. Dat betekent dat door het hebben van diabetes, gemiddeld genomen men bijna 5% van het jaar in mindere gezondheid leeft. Door dit gewicht te vermenigvuldigen met de waarde voor een DALY, kan een levensjaar met diabetes worden gewaardeerd. Daarom komt de waardering voor het leven met diabetes op € 4.165 per jaar, op basis van een DALY van € 85.000.

D Karakterisatiefactoren

D.1 Inleiding en gebruikersdoelen karakterisatie

Karakterisatiefactoren zijn kengetallen die aangeven hoeveel een standaardhoeveelheid van een stof bijdraagt aan een bepaald milieueffect. Karakterisatiefactoren worden ontwikkeld aan de hand van LifeCyclie Impact Assessment modellen (LCIA). Er worden in de literatuur veel soorten LCIA-modellen onderscheiden. Voor dit handboek zijn specifiek de LCIA-modellen van ReCiPe en de PEF van belang. Deze LCIA-modellen geven als uitkomst karakterisatiefactoren voor heel veel stoffen.

Karakterisatiefactoren, als uitkomst van de LCIA-modellen, zijn in het Handboek Milieuprijzen op drie verschillende manieren gebruikt:

1. Als weegfactor voor de schadekosten van primaire stoffen bij het vaststellen van de midpointmilieuprijs. Bij dit onderdeel, Stap 3 in het raamwerk uit Hoofdstuk 4, worden de milieuprijzen bepaald per midpoint karakterisatiefactor door voor een bepaalde set van emissies de som van schadekosten van de individuele stoffen te delen door de som van scores op de karakterisatiefactoren. In Paragraaf 4.5 wordt dit toegelicht.
2. Als karakterisatiefactor om de milieuprijs per midpoint te vertalen naar een schadekost voor elke individuele stof op dat milieuthema. Dit is overeenkomstig Stap 4 uit het raamwerk en wordt toegelicht in Paragraaf 4.6.
3. Bij de thema's ozonlaagaantasting, waterconsumptie en ecotoxiciteit worden de karakterisatiefactoren op endpointniveau gebruikt om tot een waardering te komen van de milieuprijs voor dat thema. Dit wordt uitgelegd in Paragraaf 4.5.3.

Daarmee zijn karakterisatiefactoren, naast het waarderingsraamwerk en de dosis-effectbepaling van primaire stoffen, een derde belangrijke pijler onder het Handboek Milieuprijzen. In deze Annex lichten we toe welke karakterisatiefactoren we hebben gekozen.

D.2 Vergelijking ReCiPe 2016 en 2008

De volgende tabel toont per milieuthema de modellering binnen ReCiPe 2016, ook ten opzichte van de 2008-versie. Uit deze tabel blijkt dat de belangrijkste aanpassingen bij de ***update*** naar ReCiPe 2016 zijn:

1. Karakterisatiefactoren zijn nu representatief voor impacts op wereldschaal in plaats van op Europese schaal. Wel is nog steeds mogelijk karakterisatiefactoren op landelijke en regionale schaal te gebruiken voor de milieuthema's photochemical ozone formation, particulate matter formation, terrestrial acidification, freshwater eutrophication and water use.
2. De consistentie tussen modellen om midpoint- en endpointimpact te bepalen is verbeterd door gebruik te maken van dezelfde tijdshorizon per cultureel perspectief (zie Paragraaf 3.2) voor verschillende milieueffecten.
3. Het aantal milieu-interventies is uitgebreid en de volgende nieuwe *damage pathways* zijn toegevoegd;
   - impact van water use op human health;
   - impacts van water use en climate change op freshwater ecosystems;
   - impacts van water use and tropospheric ozone formation op terrestrial ecosystems.

Tabel 76 - Overzicht van midpoints gehanteerd in ReCiPe 2016 en verschillen met de eerdere ReCiPe 2008 (in de 2013-versie)

ReCiPe 2016			
ReCiPe impact category	Unit	Reference (complete list in ReCiPe 2016 report (Huijbregts, et al., 2016))	Change with ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2013)
Global warming	kg CO_2-eq.	(IPCC, 2013) (Joos, et al., 2013), (Hanafiah, et al., 2011) (De Schryver, et al., 2009) and (Urban, 2015)	1. A much larger set of greenhouse gas emissions (207 GHGs in total) is included on the basis of the latest IPCC report. 2. Climate-carbon feedbacks are now included for the hierarchist perspective. 3. Midpoint to endpoint factors for human health and terrestrial ecosystems are corrected on the basis of De Schryver et al. (2009) and Urban (2015) respectively. 4. Damage to freshwater (river) ecosystems is included, as derived from Hanafiah et al. (2011).
Stratospheric ozone depletion	kg CFC-11-eq.	(WMO, 2011) (Hayashi, et al., 2006) and (De Schryver, et al., 2011)	5. New semi-empirical ODPs were included with more specification between various chlorofluorocarbons (CFCs). 6. A preliminary ODP for N_2O was included. 7. Three time horizons have now been consistently implemented: 20 years (Individualist), 100 years (Hierarchist). 8. Midpoint to endpoint factors were recalculated, based on (Hayashi, et al., 2006)
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	9. Separate midpoint factors for human cancer and non-cancer effects. 10. Fate and exposure for dissociating organics were included. 11. USEtox organic and inorganic database was implemented (3,094 substances in total). 12. Time horizon of 20 years were included for the Individualist perspective. 13. Linear approach only for damage factor calculations. Effects on agricultural soil were excluded to prevent double counting with the land use impact category.
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	14. Separate midpoint factors for human cancer and non-cancer effects. 15. Fate and exposure for dissociating organics were included. 16. USEtox organic and inorganic database was implemented (3,094 substances in total). 17. Time horizon of 20 years were included for the Individualist perspective. 18. Linear approach only for damage factor calculations. Effects on agricultural soil were excluded to prevent double counting with the land use impact category.
Ozone formation, Human health	kg NO_x-eq.	(Van Zelm, et al., 2016)	19. The European factor was replaced by a world average factor, based on region-specific factors. 20. Respiratory mortality has been included. 21. NO_x equivalents instead of NMVOC equivalents, because NMVOC is a mixture of substances. 22. To derive intake fractions for individual VOCs, the latest POCPs from Derwent et al. (2007) were used. 23. Damage to terrestrial ecosystems was included as well.

ReCiPe 2016			
ReCiPe impact category	Unit	Reference (complete list in ReCiPe 2016 report (Huijbregts, et al., 2016))	Change with ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2013)
			24. World-region-specific characterization factors were added. 25. Midpoint and endpoint characterization factors available at a country level
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO_x-eq.	see Ozone formation, Human health	See Ozone formation, Human health.
Fine particulate matter formation	kg $PM_{2,5}$-eq.	(Van Zelm, et al., 2016)	26. The European factor has been replaced by a world average factor, based on region-specific factors. 27. Lung cancer and cardiovascular mortality have been included, no morbidity. 28. Value choices have been added. 29. World-region specific characterization factors have been added. 30. Midpoint and endpoint characterization factors available at a country level
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq.	(Frischknecht, et al., 2000) and (De Schryver, et al., 2011)	31. Three time horizons have now been consistently implemented: 20 years (Individualist), 100 years (Hierarchist). 32. Dose and dose rate effectiveness factors (DDREFs) were specified per cultural perspective. 33. Updated DALYs per fatal cancer incidence were applied.
Terrestrial acidification	kg SO_2-eq.	(Roy , et al., 2014)	34. The European factor was replaced by a world average factor, based on grid-specific factors. 35. Soil sensitivity was based on pH indicator H+ concentration instead of base saturation. 36. Effects on all vascular plant species included, not only forest species. 37. No value choices included. 38. Midpoint and endpoint characterization factors available at a country level.
Freshwater eutrophication	kg P-eq.	(Helmes, et al., 2012) (Azevedo, et al., 2013a) (Azevedo, et al., 2013b) and (Azevedo, 2014)	39. The European characterization factor was replaced by a world average factor, based on grid-specific factors. 40. Fate factors were derived using a state-of-the-art global fate model for phosphorus instead of a European fate model. 41. The effect factor was updated based on Azevedo et al. (2013b, 2014), including heterotrophic and autotrophic species. 42. No marine eutrophication was included, because there is no endpoint model. 43. midpoint and endpoint characterization factors available at a country level.
Marine eutrophication	kg N-eq.	See Freshwater eutrophication	44. The European characterization factor was replaced by a world average factor, based on grid-specific factors. 45. Fate factors were derived using a state-of-the-art global fate model for phosphorus instead of a European fate model. 46. The effect factor was updated based on Azevedo et al. (2013b, 2014), including heterotrophic and autotrophic species.

ReCiPe 2016			
ReCiPe impact category	Unit	Reference (complete list in ReCiPe 2016 report (Huijbregts, et al., 2016))	Change with ReCiPe 2008 (Goedkoop, et al., 2013)
			No marine eutrophication was included, because there is no endpoint model.
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	Van Zelm et al. (2009; 2013)	47. Fate and exposure for dissociating organics were included. 48. USEtox organic and inorganic database was implemented (3,094 substances in total). 49. Time horizon of 20 years were included for the Individualist perspective. 50. Linear approach only for damage factor calculations. 51. Effects on agricultural soil were excluded to prevent double counting with the land use impact category.
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	See Terrestrial ecotoxicity.
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	See Terrestrial ecotoxicity.
Land use	m^2a crop-eq.	(De Baan, et al., 2013a) (De Baan , et al., 2013b), (Elshout, et al., 2014) (Köllner & Scholz, 2007) Curran et al (2014))	52. The CFs are now based on global scale data, whereas the previous versions focused on Europe. 53. The local impact of land use is covered only, as we found the methods for regional impact too arbitrary to take into account. 54. CFs specific to several species groups are now provided. 55. In this document, we use the general term 'land use' when referring to the complete cycle of land transformation, occupation and relaxation.
Water consumption	m^3	(Pfister , et al., 2009) and De Schryver et al. (2011) (Hanafiah, et al., 2011)	56. Provide consumption/extraction ratios. 57. The inclusion of characterization factors on an endpoint level for human health, terrestrial and aquatic ecosystems. 58. Midpoint and endpoint characterization factors available at a country level.
Mineral resource scarcity	kg Cu-eq.	Vieira et al. (2012) Vieira et al. (2016a) and Vieira et al. (2016b)	59. Developing log-logistic regressions to determine cumulative grade-tonnage relationships and cumulative cost-tonnage relationships. 60. Use of mine-specific cost and production data. 61. Average modelling approach, considering all future production and without discounting.
Fossil resource scarcity	kg oil-eq.	Ponsioen et al. (2014) and Vieira and Huijbregts (In preparation.=>2018)	62. Use of more recent cost and future production data. 63. Use of log-linear cumulative cost-tonnage relationships. 64. Average modelling approach for endpoint indicator considering all future production and without discounting.

D.3 Vergelijking ReCiPe en PEF op karakterisatie

In dit Handboek Milieuprijzen is gebruikgemaakt van impact assessmentmethoden zoals beschreven in ReCiPe 2016- en de EF-impact assessment uit de PEF (product environmental footrpint) methode[99]. De EF-impact assessmentmethode dient te worden beschouwd als complementair aan andere methoden zoals ReCiPe 2016. In deze bijlage bespreken we de overeenkomsten en verschillen tussen de methoden.

Tabel 77 - Overeenkomsten en verschillen tussen ReCiPe 2016 en EF-impact assessment

ReCiPe 2016			EF-impact assessment (PEF)		
ReCiPe impact category	**Unit**	**Reference (complete list in ReCiPe 2016 report)**	**EF impact category**	**Unit**	**Reference (complete list in PEF Annex 1 & 2)**
Global warming	kg CO_2-eq.	(IPCC, 2013), (Joos, et al., 2013), (Hanafiah, et al., 2011), (De Schryver, et al., 2009) and (Urban, 2015)	Climate change* CAT I	kg CO_2-eq.	Bern model - Global warming potentials (GWP) over a 100-year time horizon IPCC (2013)
Stratospheric ozone depletion	kg CFC-11- eq.	(WMO, 2011), (Hayashi, et al., 2006) and (De Schryver, et al., 2011)	Ozone depletion* CAT I	kg CFC-11-eq.	EDIP model based on the ODPs of the World Meteorological Organisation (WMO) over an infinite time horizon WMO (2014 + integrations)
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	Human toxicity, cancer CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	CTUh	Based on USEtox2.1 model (Fantke, et al., 2017), adapted as in (Saouter, et al., 2018)
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	Human toxicity, non-cancer CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	CTUh	Based on USEtox2.1 model (Fantke, et al., 2017) adapted as in (Saouter, et al., 2018)
Ozone formation, Human health	kg NO_x-eq.	(Van Zelm, et al., 2016)	Photo-chemical ozone formation, human health* CAT II	kg NMVOC-eq.	LOTOS-EUROS model (Van Zelm, et al., 2008) as applied in ReCiPe 2008
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO_x-eq.	See Ozone formation, Human health		(Fantke, et al., 2016)	

[99] Commission Recommendation (EU) 2021/2279 of 15 December 2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations C/2021/9332

ReCiPe 2016			EF-impact assessment (PEF)		
ReCiPe impact category	**Unit**	**Reference (complete list in ReCiPe 2016 report)**	**EF impact category**	**Unit**	**Reference (complete list in PEF Annex 1 & 2)**
Fine particulate matter formation	kg $PM_{2,5}$-eq.	(Van Zelm, et al., 2016)	Particulate matter* CAT I	Disease incidence	PM model (Fantke, et al., 2016)
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq.	(Frischknecht, et al., 2000) and (De Schryver, et al., 2011)	Ionising radiation, human health* CAT II	kBq U235-eq.	Human health effect model as developed by (CEPN, 1995) (Frischknecht, et al., 2000)
Terrestrial acidification	kg SO_2-eq.	(Roy , et al., 2014)	Acidification* CAT II	mol H+-eq.	Accumulated exceedance (Seppälä, et al., 2006)
Freshwater eutrophication	kg P-eq.	(Helmes, et al., 2012), (Azevedo, et al., 2013a), (Azevedo, et al., 2013b)and (Azevedo, 2014)	Eutrophication, freshwater* CAT II	kg P-eq.	EUTREND model (Struijs, et al., 2009) as applied in ReCiPe
Marine eutrophication	kg N-eq.	see Freshwater eutrophication	Eutrophication, marine* CAT II	kg N-eq.	EUTREND model (Struijs, et al., 2009) as applied in ReCiPe
			Eutrophication, terrestrial* CAT II	mol N-eq.	Accumulated exceedance (Seppälä, et al., 2006), Posch et al. (2008)
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	(Van Zelm, et al., 2009; 2013)			
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity	Ecotoxicity, freshwater CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	CTUe	based on USEtox2.1 model (Fantke et al. 2017), adapted as in (Saouter, et al., 2018)
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	See Terrestrial ecotoxicity			
Land use	m^2a crop-eq.	(De Baan, et al., 2013a), (De Baan , et al., 2013b), (Elshout, et al., 2014) (Köllner & Scholz, 2007), (Curran, et al., 2014)	Land use CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	Dimensionless (pt)	Soil quality index based on LANCA model (De Laurentiis , et al., 2019) and on the LANCA CF version 2.5 (R. & S., 2018)
Water consumption	m^3	(Pfister , et al., 2009) and (De Schryver, et al., 2011) (Hanafiah, et al., 2011)	Water use CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	m^3 water eq of deprived water	(EU, 2021)

ReCiPe 2016			EF-impact assessment (PEF)		
ReCiPe impact category	**Unit**	**Reference (complete list in ReCiPe 2016 report)**	**EF impact category**	**Unit**	**Reference (complete list in PEF Annex 1 & 2)**
Mineral resource scarcity	kg Cu-eq.	(Vieira, et al., 2012) (Vieira, et al., 2016a) and (Vieira, et al., 2016b)	Resource use, minerals and metals CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	kg Sb eq	van Oers et al., 2002 as in CML 2002 method, v.4.8
Fossil resource scarcity	kg oil-eq.	Ponsioen et al. (2014) and Vieira and Huijbregts (In preparation.=>2018)	Resource use, fossils CAT III (niet in Handboek Milieuprijzen)	MJ	(Van Oers, et al., 2002)as in CML 2002 method, v.4.8

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de voornaamste verschillen tussen ReCiPe 2016 en de PEF verklaard kunnen worden uit de volgende aspecten.

1. Er voor een aantal milieuthema's andere eenheden worden gebruikt, zoals ozone formation, fine particular matter formation, acidification, human toxicity and eco-toxicity.
2. Er verschil zit in milieuthema's die worden meegenomen. Zo bestaat er in ReCiPe 2016 (net als in 2008) geen thema 'vermesting vanuit de lucht', terwijl luchtvervuilende emissies zoals NH_3 en NO_x wel degelijk een tweeledig effect hebben op de bodem-gesteldheid, namelijk verzuring én vermesting. Dit betekent dat deze effecten op basis van ReCiPe zijn samengenomen, net als in het vorige Handboek Milieuprijzen.
   De PEF-methodiek onderscheidt wel bodemverzuring en -vermesting als gevolg van emissies naar lucht.
3. ReCiPe 2016 naast milieueffecten op midpointniveau ook inschattingen geeft van de uiteindelijke schades op menselijke gezondheid, ecosystemen (de endpoints).
   De PEF karakteriseert niet op endpointniveau.

Voor de update van het Handboek Milieuprijzen 2023 zijn de milieuprijzen op midpoint-niveau bepaald op basis van ReCiPe 2016 én PEF CAT I en II en de milieuprijzen op endpoint-niveau op ReCiPe 2016. In de tabel zijn impactcategorieën van CAT III voor de volledigheid wel weergegeven, deze worden echter niet gebruikt voor de berekening van milieuprijzen.

Hieronder geven we per milieuthema aan hoe de karakterisatie verschilt tussen ReCiPe 2016 en PEF en of deze verschillen overbrugbaar zijn door bijvoorbeeld karakterisatiefactoren om te rekenen:

- **Ozonlaagaantasting**
  Geen verschil in eenheid, beide methoden gebruiken hetzelfde achterliggende model van de WMO over ozonlaagaantasting. PEF verwijst hiervoor naar een recenter rapport (WHO, 2014) waar ReCiPe 2016 verwijst naar (WMO, 2011).
- **Klimaatverandering**
  Geen verschil in eenheid, hetzelfde achterliggende model wordt gebruikt (IPCC 2013 GWP100).

- **Smogvorming**
  ReCiPe 2016 baseert zich op het werk van van (Van Zelm, et al., 2016) en drukt de karakterisatiefactor uit in kg NO_x-eq. PEF baseert zich op van Zelm (2008) welke ook gebruikt is voor ReCiPe 2008, de gebruikte eenheid is kg NMVOC-eq. De relatie tussen deze twee eenheden staat beschreven in (Van Zelm, et al., 2016).
- **Fijnstofvorming**
  ReCiPe 2016 baseert zich op het werk van (Van Zelm, et al., 2016) en drukt de karakterisatiefactor uit in kg $PM_{2,5}$-eq./kg. PEF daarentegen neemt de karakterisatie van het UNEP/Life Cycle Initiative (UNEP, 2016) als uitganspunt en drukt de karakterisatiefactor uit in *disease incidence*. De realtie tussen $PM_{2,5}$ en disease incidence wordt uitgelegd in de UNEP-rapportage (UNEP, 2016) hoofdstuk 4).
- **Verzuring**
  ReCiPe baseert zich op het werk van (Roy , et al., 2014) en drukt de karakterisatie-factor uit in $kgSO_2$-eq. PEF drukt de karakterisatiefactor uit in *accumulated exceedance* (AE), welke wordt uitgelegd in (Seppälä, et al., 2006) [100]. De relatie tussen $kgSO_2$-eq. en AE kan uit deze studies worden afgeleid.
- **Vermesting**
  Geen verschil in eenheden. PEF baseert zich op het achterliggende model gebruikt in ReCiPe 2008. Voor ReCiPe 2016 is een update uitgevoerd naar de laatste weten-schappelijke inzichten (Helmes, et al., 2012; Azevedo, et al., 2013a; 2013b; 2014)
- **Straling**
  Zowel ReCiPe 2016 als PEF baseren de karakterisatie van straling op het werk van (CEPN, 1995). ReCiPe 2016 drukt dit uit in kBq Co-60-eq. in kBq U235-eq.

D.4 Perspectieven gekozen uit ReCiPe

In het Handboek Milieuprijzen hebben we ons laten leiden door de ReCiPe 2016-karakterisatiemethode. In die karakterisatiemethode kan gekozen worden door drie perspectieven. In deze bijlage geven we aan welke perspectieven we hebben gekozen voor de karakterisatiemethode in het Handboek Milieuprijzen.

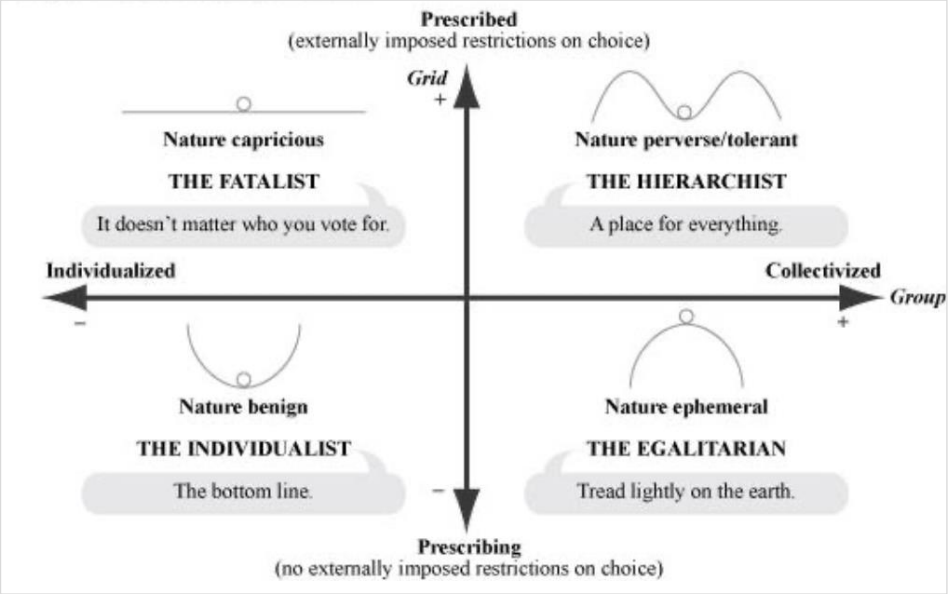
D.4.1 Achtergrond culturele theorie

De karakteriseringmodellen die in het ReCiPe-project worden gebruikt zijn onderhevig aan onzekerheid. Voornaamste bron van onzekerheid is hierbij dat de gemodelleerde relaties onvolledige en onzekere kennis van milieu-mechanismen weerspiegelen. Deze onzekerheid is uitgewerkt in verschillende perspectieven volgens de ‘Cultural Theory’ uitgewerkt door (Thompson, et al., 1990).

Thompson et al. kent een aantal basiswaardesystemen door te kijken naar de sterkte van de relaties die mensen hebben met hun groep en de mate waarin het leven van een individu wordt beperkt door buitenaf opgelegde eisen (de zogenaamde ‘grid’). Volgende figuur geeft perspectieven weer toegepast op het denken over natuur en milieu.

[100] No reference details given in PEF background information.

Figuur 17 – Culturele perspectieven toegepast op natuur en milieu in de theorie van Thompson et al. (1990)



Bron: (Schwarz & Thompson, 1990).

Gebaseerd op deze vijf groepen, heeft ReCiPe, drie 'mensbeelden' uitgewerkt met invloed op de mate waarin belangen van de groep en anderen worden meegenomen in hun afwegingen:

1. Individualist: In dit scenario zijn alleen bewezen oorzaakgevolgrelaties inbegrepen en worden deze uitsluitend voor de korte termijn gebruikt. Er is technologisch optimisme met betrekking tot de menselijke adaptatie. In de praktijk betekent dit dat alle effecten tussen nu en twintig jaar meetellen als relevant.
2. Hiërarchist: Inbegrepen in dit scenario zijn feiten ondersteund door wetenschappelijke en politieke organen. De hiërarchische houding is gebruikelijk in de wetenschappelijke gemeenschap en onder beleidsmakers. In de praktijk betekent dit dat alle effecten tot 100 jaar worden meegeteld.
3. Egalitarian: Dit scenario maakt gebruik van het voorzorgsbeginsel en de zeer lange termijn. Alle effecten tussen nu en 500 jaar worden hierbij meegeteld als relevant.

D.4.2 Gebruik perspectieven in dit handboek

Voor de drie gebruikersdoeleinden van karakterisatiefactoren in dit handboek zijn de volgende besluiten genomen:

Stap 3 (gebruikersdoel 1, weging): hiërarchische perspectief
Bij de weging van de schadekosten van de primaire stoffen om te komen tot een midpointprijs is gebruikgemaakt van het hiërarchische wereldbeeld. Dit is gedaan omdat dit het meest gebruikte wereldbeeld is in LCA. De onderliggende schades op het midpoint hebben dan een 1-op-1-vertaling met de resultaten uit levenscyclusanalyses.

Stap 4 (gebruikersdoelen 2 en 3): Bepaling stofprijzen en bepaling midpointprijzen via endpointwaardering: combinatie van individualistische en hiërarchische perspectief
De waardering voor de niet-primaire stoffen wordt verkregen via de sommatie van hun karakterisatiefactor maal de midpointprijs. Voor deze sommatie hebben ons voor de meeste thema's in de onderwaarde laten leiden door het individualistische perspectief en in de

bovenwaarde voor het hiërarchische perspectief. Dit is gedaan omdat het individualistische perspectief een niet-verdisconteerde tijdshorizon kent van slechts 20 jaar, terwijl in het hiërarchische wereldbeeld een niet-verdisconteerde tijdshorizon van 100 jaar bestaat. De centrale waarde ligt daar tussen in. Voor de verbijzondering van de individuele stoffen door te sommeren over de midpointprijzen de gesommeerde midpointprijzen.

Voor de centrale waarde is daar een tussenwaarde in gekozen waarbij het verschil tussen individualistisch en hiërarchisch is verdisconteerd met een discontovoet van 2,25%. Bijlage D.4.3 legt dit in meer detail uit.

Voor thema's waarvoor veel primaire stoffen waren, zoals fijnstof- en smogvorming, werkte deze systematiek niet goed omdat daardoor in de onderwaarde er een hogere waardering kon ontstaan dan in de bovenwaarde voor stoffen die geen primaire stof waren. Daarom hebben we bij deze thema's de toedeling volledig via hiërarchisch wereldbeeld gedaan. Dat geldt ook voor klimaatverandering omdat daar de niet-verdisconteerde impact van 100 jaar (i.e. het hiërarchische wereldbeeld) internationaal de norm is geworden. Daarom zou het gek zijn om daarvan af te wijken in de onder- en bovenwaarde.

D.4.3 Berekening tussenwaarde met verdiscontering

De karakterisatiefactoren uit ReCiPe houden geen rekening met tijdsvoorkeuren. Dit is wel gangbaar in de economie: kosten in de toekomst worden *gedisconteerd* zodat ze minder zwaar wegen dan kosten in het heden. Met name in het 100-jaarsperspectief van ReCiPe (het hiërarchische perspectief) leidt dit gebrek aan discontering tot een significante overschatting van de schadekosten. In het 20-jaarsperspectief (het individualistische perspectief) is deze overschatting beperkter vanwege de kortere tijdshorizon. Om tot nauwkeurigere schattingen van de milieuprijzen te komen binnen het 100-jaarsperspectief, hanteren we de volgende methode:

1. We nemen aan dat de karakterisatiefactor lineair toeneemt wanneer de gehanteerde tijdshorizon toeneemt van 20 naar 100 jaar. In werkelijkheid zijn de meeste schadekostencurves concaaf wanneer ze worden afgezet tegen de tijdshorizon. Deze aanname leidt daarom tot een beperkte overcorrectie van de totale schadekosten.

2. We disconteren de jaarlijkse toename in de karakterisatiefactor tussen de 21 en 100 jaar met de maatschappelijke discontovoet (2,25%). De schadekosten tussen 0 en 20 jaar disconteren we niet omdat we geen informatie hebben over de schadekostencurve tussen de 1 en 20 jaar (het startpunt bij 1 jaar is onbekend, net als het verdere verloop van de functie). Deze omissie leidt tot een beperkte ondercorrectie van de totale schadekosten.

3. We tellen de berekende gedisconteerde karakterisatiefactor uit Stap 2 op bij de karakterisatiefactor die samenhangt met het 20-jaarsperspectief om de schadekosten over de hele periode (0-100 jaar) te vangen.

De lineaire aanname in de eerste stap leidt tot een beperkte overcorrectie van de schadekosten, terwijl de partiële discontering in de tweede stap leidt tot een beperkte ondercorrectie van de schadekosten. Impliciet nemen we dus aan dat deze twee tegengestelde effecten tegen elkaar wegvallen.

Het volgende voorbeeld illustreert de aanpak:

Stel dat de 20-jaarskarakterisatiefactor van een milieuvervuilende stof 100 bedraagt, en de 100-jaarskarakterisatiefactor gelijk is aan 180. De jaarlijkse veronderstelde lineaire toename is dan gelijk aan (180-100)/80 = 1. De cumulatieve gedisconteerde karakterisatiefactor tussen de 20 en 100 jaar is gelijk aan 1*0,9775^21 + 1*0,9775^22 + … + 1*0,9775^100 = 24[101]. Vervolgens tellen we deze waarde op bij de 20-jaarskarakterisatiefactor: 100 + 24 = 124. Deze 124 vormt de nieuwe gedisconteerde karakterisatiefactor voor het 100-jaarsperspectief.

De aanpak weergegeven in formulevorm:

$$H^* = I + \sum_{i=21}^{100} \frac{H - I}{80} * (1 - d)^i$$

Waarbij H* staat voor de nieuwe verdisconteerde 100-jaarskarakterisatiefactor, I staat voor de 20-jaarskarakterisatiefactor, H staat voor de ongecorrigeerde 100-jaarskarakterisatiefactor en d staat voor de discontovoet.

[101] De factor 0,9775 komt voor uit toepassing van de maatschappelijke discontovoet van 2,25%: 1- 0,0225 = 0,9775.

E Waardering natuur

E.1 Inleiding

Deze bijlage geeft extra informatie en berekeningsstappen die wij hebben gemaakt bij de bepaling van de waardering voor natuurwaarden. Deze waardering speelt een rol bij de thema's vermesting, verzuring, fotochemische smogvorming, ecotoxiciteit en ozonlaag-aantasting. Deze bijlage is deels in het Engels.

E.2 Metriek van biodiversiteit

De traditionele aanpak voor het meten van biodiversiteit richt zich op vier dimensies van diversiteit op soortniveau – ook wel alfa- (α), bèta- (β), gamma- (γ), en omega- (o) diversiteit genoemd.
α-diversiteit wordt het meest gebruikt in effectbeoordelingsmodellen. Zij bepaalt de taxonomische diversiteit van soorten in een bepaald systeem en geeft dus de soorten-rijkdom aan. Zij kan worden gemeten met verschillende indexen. De meest gebruikte index in LCA is de relatieve soortenrijkdom. Voor landgebruik kan dit worden gemeten als de relatieve rijkdom van onder landgebruiktype *i* in regio *j* van taxa *g*.

$$S_{rel,LU_{i,j,g}} = \frac{S_{LU_{i,j,g}}}{S_{ref_{j,g}}}$$

Andere vaak gebruikte indices voor α-diversiteit zijn de Shannon- en Simpsons-indices.

Shannon index

$$H = -\sum_{i=1}^{S} Pi * \ln pi$$

Waarbij p_i de verhouding is tussen het aantal individuen van de *i*-soort en het totale aantal individuen, S. Hoe hoger de index, hoe groter de soortenrijkdom op een locatie en hoe gelijkmatiger hun relatieve abundantie.

$$D = -\sum_{i=1}^{S} p^2 i$$

De Simpson's index definieert p_i als de fractie van alle organismen die door de *i*-soort worden vertegenwoordigd en heeft een waarde tussen 0 (nul diversiteit) en 1 (oneindige diversiteit) en 1 (oneindige diversiteit).

Een ander voorbeeld is de Fischer's α die het aantal soorten relateert aan het totale aantal individuen binnen de soort.

$$\frac{N}{S} = \frac{e^{\frac{S}{a}} - 1}{\frac{S}{a}}$$

β-diversiteit meet het verschil in soortendiversiteit tussen systemen. De metriek vergelijkt systemen op basis van het aantal taxa dat uniek is voor elk systeem. Sørensen's similariteitsindex van β-diversiteit:

$$S_s = \frac{2c}{S_{LUi} + S_{ref}}$$

Voor twee systemen wordt het aantal soorten dat beide systemen gemeen hebben (c) gerelateerd aan het totale aantal soorten dat in die systemen wordt aangetroffen. Zij heeft ook een waarde van 0 wanneer er geen soortenoverlapping is tussen de gemeenschappen, en een waarde van 1 wanneer in beide gemeenschappen precies dezelfde soorten worden aangetroffen.

γ-diversiteit is een maatstaf voor de taxonomische diversiteit in alle geëvalueerde systemen. Voor twee systemen is het een telling van het aantal onderscheiden soorten in beide systemen (Whittaker 1972).

$$\gamma = S_1 + S_2 - c$$

ο-diversiteit meet de fylogenetische diversiteit van een systeem (Schweiger, et al., 2008). De meest gebruikelijke metingen maken gebruik van een minimumoverspanningspad of een paarsgewijze afstand. De minimumoverspanningspadbenadering sommeert de taklengtes van de fylogenetische boom die alle soorten in het gebied bevat of het aantal knooppunten die de soorten scheiden (Hanley, 2019).

E.3 Indicatoren van biodiversiteit

In het kader van de biodiversiteit zijn vele soorten indicatoren voorgesteld. In de hoofdtekst (Paragraaf 5.4.4) hebben wij drie verschillende indicatoren uitgewerkt:
1. Potentially Disappearing Fraction (PDF).
2. Potentially Affected Fraction (PAF).
3. Biodiversity Damage Potential (BDP)

In de literatuur zijn nog veel meer relevante indicatoren vastgesteld. De twee belangrijkste indicatoren die in dit handboek nog een functie hebben, zijn:

Ecosystem Damage Potential (EDP) is een levenscycluseffectbeoordelingsmethode voor de karakterisering van landgebruik en -transformatie, ontwikkeld door het Swiss Federal Institute of Technology (ETH) en is vaak gebruikt in het kader van LCA's (Köllner & Scholz, 2007). De EDP is gebaseerd op een ecologisch model dat de transformatie van de soortenrijkdom in de tijd en tussen gebieden door landtransformatie beschrijft. Een hoge EDP van een type landgebruik wijst op een lagere ecologische kwaliteit van dat land. Het model gebruikt als referentie de EDP op t0, die de kwaliteit van het land vóór de transformatie aangeeft. EDP_{occ} is de karakteriseringsfunctie voor een specifiek type landgebruik, die moet worden berekend voor de duur van de bezetting. De indicator houdt alleen rekening met de soortenrijkdom van vaatplanten, wat de belangrijkste beperking van de metriek is. Indien het land van de 'natuurlijke staat' wordt overgebracht naar een andere staat, kan de EDP worden beschouwd als vergelijkbaar met de PDF. (Kuik, et al., 2008) suggereren dat EDP en PDF in praktische toepassingen als vergelijkbaar moeten worden beschouwd.

Mean Species Abundance (MSA) is een andere indicator voor biodiversiteit en wordt gedefinieerd als de gemiddelde abundantie van oorspronkelijke soorten ten opzichte van

hun abundantie in een onverstoord ecosysteem. De MSA-metriek werd ontwikkeld in het GLOBIO3-kader voor de analyse van landgebruikscenario's om veranderingen in de samenstelling van gemeenschappen als gevolg van menselijke druk vast te leggen. (Alkemade, et al., 2009). MSA is een nuttige indicator omdat hij ook kan worden gekoppeld aan instandhoudingsdoelstellingen omdat hij gevoeliger is dan de S_{rel} die moeilijker te koppelen is aan instandhoudingsdoelstellingen (De Baan, et al., 2013a). De nieuwe versie van het GLOBIO-model, GLOBIO4, evalueerde ook de intactheid van de terrestrische biodiversiteit met behulp van MSA als indicator voor drie sociaaleconomische trajecten.
Het wereldwijde gemiddelde MSA werd voor 2015 geraamd op 0,56. Verandering in landgebruik werd beschouwd als de grootste oorzaak van de achteruitgang van de MSA en bleek verantwoordelijk voor 70% van het verlies aan MSA. (Schipper, et al., 2020). De MSA-metriek omvat geen ruimtelijke variabiliteit in soortenrijkdom en kan dus geen onevenredig verlies van soorten in soortenrijke regio's (bijvoorbeeld tropische bossen) registreren. (Barlow, et al., 2018), terwijl ook andere aspecten, zoals β-diversiteit in het model worden verwaarloosd (Schipper, et al., 2020). De MSA kan als volgt berekend worden:

$$MSA = \frac{1}{S_{ref}} * \sum_k \frac{n_{g,LUi}}{n_{g,ref}}$$

Waarbij n_g staat voor het aantal individuen in soort g.

Andere indicatoren van biodiversiteit

In de literatuur zijn nog andere indicatoren voorgesteld die relevant zijn voor de biodiversiteit. Deze zijn gebaseerd op biotische productie: (HANNP, Life Support Functions met behulp van organische stof in de bodem, Living Planet Index, Biodiversity Intactness Index, e. De volgende tabel geeft de belangrijkste indicatoren.

Ondanks de kritiek op een indicator als soortenrijkdom, hebben veel auteurs betoogd dat soortenrijkdom nog steeds de best mogelijke indicator voor LCIA was, vanwege de beschikbaarheid van gegevens en de vereisten (De Baan, et al., 2013a). Dat is de belangrijkste reden waarom het kader in het Handboek Milieuprijzen een analyse van de soortenrijkdom bevat.

Tabel 78 - Overzicht indicatoren die relevant zijn voor biodiversiteit

Name of CF	Base indicator	Units	Equations	Reference study
EDP	Species richness	m^2*yr	$CF(a,t) = c_{trans} + m * t$ all $a \in [0,a1]$ and $t \in [t0, t1]$	(Köllner & Scholz, 2007)
PDF	Species richness	Species*year	$CF_{occA,reg} = z_j * ED$ $CF_{occB,reg} = (z_j - z_i) * SD$	(Goedkoop, et al., 2009)
BDP	Species richness	PDF/Species/year	$CF_{Occ,LU,i,j} = 1 - S_{rel,LU,i,j}$	(De Baan, et al., 2013a)
Matrix-SAR_{PDF}	Species richness	species*m^2*yr	$CF_{Occ,reg,i,j,g} = \frac{S_{lost,nonend,j,g} * a_{i,j}}{A_{i,j}}$	(De Baan , et al., 2013b)
BDP_{crop}	Species richness	PDF/Species/year	$CF_{cr,j,g} = \frac{S_{crop,cr,j,g}}{S_{ref,j,g}}$	(Elshout, et al., 2014)

Name of CF	Base indicator	Units	Equations	Reference study
PDF	Species richness	PDF/annual crop-eq.	$CF_{m_{occ,i}} = \frac{S_{rel,i}}{S_{rel,annualcr}}$	(Huijbregts, et al., 2016)
C-SAR$_{PDF}$	Species richness	PDF/Species/year	$CF_{occ,i,j,g} = \frac{\delta S_{lost,j,g} * a_{i,j}}{\delta A_{lost,j,g} * P_{i,j}} * VS_{g,j}$	(Chaudhary, et al., 2015)
C-SAR$_{PDF}$	Species richness	PDF/Species/year	$CF_{global,g,i,j} = \frac{S_{loss,g,i,j}}{A_{i,j}} * VS_{g,j}$	(Chaudhary & Brooks, 2018)
FD	Sunctional diversity	PDF/Species/year	$CF_{FD} = ln\left(\frac{FD_i}{FD_{ref}}\right)$ $CF_{SR} = ln\left(\frac{SR_i}{SR_{ref}}\right)$	(De Souza, et al., 2013)
LSF	Soil organic material (SOM) content	kg C m−2 yr−1	$CF_{use,a} = A_a \sum_{i=t_{ini}}^{t_{fin}} (SOM_{ref,i} - SOM_{a,i}) t_i$	(Mila i Canals, et al., 2007)
BPP	Soil organic carbon content	kg C m−2 yr−1	$CF_{occ} = \frac{(SOC_{pot} - SOC_{LU2}) * (t_{fin} - t_{ini})}{(t_{fin} - t_{ini})}$	(Brandão. & i Canals, 2013)
LANCA	Soil quality (5 indicators)		$CF_{occ} = -(Q_{LU,current} - Q_{ref})$	(Bos, et al., 2016)
SQI (LANCA)	Soil quality	Pt/m-2yr-1	$\overline{CF_{occ,i}} = \sum_{y=1}^{4} \left(\frac{CF_{y,e}}{CF_y^{95}}\right)$	(De Laurentiis , et al., 2019)
NPPD	Net primary production (soil)	MJex m−2yr−1	$CF = \frac{NPP_{0,1}}{NPP_{0,ref}}$	Nunez et al., 2013
HANPP$_{NPP}$	Net primary production	MJex m−2yr−1	$CF_{OCC,i,c} = \Delta NPP_{LC,i} + NPP_{h,c}$	(Taelman, et al., 2016)
Naturalness$_{NPP}$	Net primary production	MJex m−2 yr− 1	$CF_{OCC,i,c} = HANPP_c = NPP_{0,c} * NDP_i$	(Taelman, et al., 2016)
Naturalness$_{NI}$	Qualitative management parameters		$CF_{PNI_x} = (\frac{1}{n} * \sum_{l=1} n * Con_{PNI_l}) * (1 - \sum_{o=1} k * NDP_o)$	Cote et al., 2019
Hemeroby	Qualitative - management parameters	Naturalness score	$LUI_i = \frac{F_i}{F_{max}} + \frac{Me_i}{Me_{max}} + \frac{Pe_i}{Pe_{max}} + \frac{I_i}{I_{max}} + \frac{P_i}{P_{max}}$	Meier et al., 2019
BVI	Qualitative score - mostly management parameters	BVI/m^2/year	$CF = EF * \sum_{f=1}^{n} Z_f * Y_{mp,cp}(X_{mp}, X_{cp})_f$	(Lindner, et al., 2019) (Lindner, et al., 2021)

C_{trans}: y intercept; m: damage function slope; ED: ecosystem damage; SD: species density, z: species accumulation factor; i: land use type; j: region; g: taxonomic group; cr: crop type; VS: vulnerability score; P_i: relative area share of each land use type; a: any moment; t_{ini}: occupation period starts; t_{fin}: occupation period ends; SOC_{pot}: potential soc level; SOC_{LU2}: SOC level at occupation; y: indicator; CF_y^{95}= the 95th percentile of the distribution of country specific CFs; c: country; h : amount harvested; LC: land converstion; NDP: naturalness damage potential; x: characteristic; l: condition indicator; k: number of NDPo; F: fertilization level; Me: mechanization level; Pe: pesticide application; I: irrigation; P: further parameters; Y: biodiversity contribution; Z_f: weighting factors; X_{mp}: management parameters; X_{cp}: context parameters

E.4 Overzicht van studies die ecosysteemdiensten per hectare waarderen

Een vroege, maar zeer invloedrijke globale schatting van ecosysteemdiensten (ES) kwam van Constanza et al., 1997. De studie schatte de economische waarde van zeventien ecosysteemdiensten voor zestien verschillende biomen, als een meta-analyse op basis van 'benefit transfers' met waarden uit ongeveer 100 studies. De auteurs berekenden een gemiddelde waarde van ten minste $ 33 biljoen per jaar als de mondiale stroomwaarde van ecosysteemdiensten, ongeveer gelijk aan het toenmalige mondiale BBP, of ongeveer $ 650 per hectare (inclusief oceanen), of $ 2.250 per hectare, inclusief oceanen.

Sinds 1997 zijn er verschillende completere studies gepubliceerd. In deze studies werden de belangrijkste veranderingen toegeschreven aan het verbeterde inzicht in de functies van ecosysteemdiensten en hun bijdrage aan menselijke, sociale en gebouwde kapitalen. Kuik et al., 2008 voerden een meta-analyse uit van economische waarderingsstudies, en het verband met veranderingen in landgebruik op het verlies aan terrestrische biodiversiteit. In totaal werden 160 waarderingsstudies verzameld, maar slechts uit 24 studies konden gegevens worden geëxtraheerd en gestandaardiseerd voor de meta-analyse, wat 42 gegevenspunten opleverde. De gemiddelde waarde van ecosysteemdiensten werd vastgesteld op € 4.706 per hectare, met een veel lagere mediaanwaarde van € 604.

Een andere noemenswaardige studie was een onderzoek naar de kosten van beleidsloosheid bij het behoud van ecologische waarden. De auteurs schatten een totale mondiale monetaire waarde voor het verlies aan ES gerelateerd aan het verlies aan biodiversiteit. De studie raamde het verlies aan ES-waarde tussen 2000 en 2050, als gevolg van biodiversiteitsverlies, op € 14 biljoen (IEEP, 2009).

De Groot et al., 2012, hebben een nieuwere schatting gemaakt van de mondiale monetaire waarde van ES. De monetaire waarden van ES werden berekend voor tien belangrijke biomen (van de twaalf wereldwijd geïdentificeerde). In totaal werden voor elk bioma 22 ES geïdentificeerd. De auteurs van de studie ontwikkelden de Ecosystem Service Database (ESVD) met ongeveer 320 lokale casestudies en met meer dan 1.350 datapunten. Ongeveer de helft van deze datapunten werd door hen gebruikt voor de meta-analyse. De in de meta-analyse van de Groot et al. (2012) opgenomen studies schatten de monetaire waarden meestal op basis van directe marktwaarde, waarbij bijna de helft van de waarden via directe marktprijzen werd verkregen. Daarnaast werd in 15% van de gevallen gebruikgemaakt van voorwaardelijke waardering, terwijl productiefuncties, vermeden kosten en vervangingskosten elk ongeveer 10% van de datapunten vertegenwoordigden. Wat de ES betreft, waren de voorzieningsdiensten oververtegenwoordigd met 43% van alle datapunten, waarbij levensmiddelen en grondstoffen het meest werden gewaardeerd. Regulerende diensten waren goed voor ongeveer 22% van alle datapunten, waarbij klimaatregeling en gematigde verstoring het meest aan bod kwamen. Culturele diensten waren goed voor 21% van alle datapunten, waarbij recreatiediensten in 84% van de gevallen werden gewaardeerd. Habitatdiensten, ten slotte, waren goed voor slechts 12% van de datapunten.

Op basis van deze studie hebben Constanza et al., 2014 een nieuwe waardering aan hun studie van 1997 toegevoegd. Aanvullend op de tien biomen in de Groot et al., 2012, bevatte de nieuwe studie aanvullende schattingen voor stedelijke en landbouwsystemen. De auteurs gebruikten een uitgebreide databank voor bodembedekking, GlobCover, ontwikkeld door het Europees Ruimteagentschap, in samenwerking met UN-FAO. De definities uit de dataset kwamen goed overeen met die in het rapport van Constanza et al., 1997, wat een verdere vergelijking mogelijk maakt. Er is rekening gehouden met de veranderingen in de bodembedekking tussen 1997 en 2011, die uiteindelijk lagere waarden lieten zien, als gevolg van het verlies van kostbaardere ecosystemen en de toename van ecosystemen met lagere

waarden (bijvoorbeeld ‘akkerland’). De geaggregeerde waarden werden berekend door het landoppervlak te vermenigvuldigen met de eenheidswaarden. Uit schattingen bleek dat de wereldwijde veranderingen in landgebruik tussen 1997 en 2011 hebben geleid tot een verlies aan ES-waarde tussen € 3,1 en 14,8 biljoen per jaar (Constanza et al., 2014).

De studies van De Groot et al. (2012) en Costanza et al. (2014) zijn up-to-date nog steeds de meest uitgebreide studies naar waardering van ecosysteemdiensten. Als zodanig worden ze in ons handboek gebruikt om de waarde van biodiversiteit te berekenen, waarbij we ervan uitgaan dat biodiversiteit als indicator alle relevante ecosysteemdiensten omvat.
De studie van Costanza et al. (2014) heeft echter ook haar beperkingen. Er werden slechts gegevens gevonden voor twaalf ES per bioom (op een potentieel maximum van 22 erkende ES). Bovendien werden sommige diensten, zoals koolstofvastlegging, belangrijk in het ecosysteem van de toendra, helemaal niet gewaardeerd. Bovendien hangen de waarden in de praktijk af van de lokale context en kunnen dezelfde diensten op verschillende locaties een breed scala aan waarden hebben. Deze komen voort uit verschillen in ecologische en sociaal-economische achtergronden en verschillende waarderingsmethoden. Het aanbod van ES is zeker niet homogeen, zodat het gebruik van constante waarden per hectare voor alle biomen de globale gemiddelde resultaten kan vertekenen. Door de grote verschillen tussen de studies was de selectievertekening ook aanzienlijk. De waarderingsmethode had ook een belangrijk effect op de geraamde waarden. Zo leverde voorwaardelijke waardering gemiddeld hogere waarden op dan andere methoden.

Zoals blijkt uit volgende tabel verschilt de totale waarde van de ecosysteemdiensten sterk tussen de verschillende landtypes en varieert deze van $ 490 dollar (€ 358)/ha/jaar (‘open oceaan’) tot meer dan $ 350.000 (€ 256.000)/ha/jaar (‘koraalriffen’).

Tabel 79 - Waardering verschillende landtypen in Constanza et al. (2014)

	Area	Avg value ($/ha)	Median value
Marine	**36.302**	**1.368**	**-**
o.w. open Ocean	33.200	660	135
o.w. coastal	3.102	8.944	-
-Estuaries	180	28.916	26.760
-Seagrass/Algae Beds	234	28.916	26.760
-Coral Reefs	28	352.249	197.900
-Shelf	2.660	2.222	-
Terrestrial/freshwater	15.323	4.901	-
o.w. forest	4.261	3.800	-
-Tropical	1.258	5.382	2.355
-Temperate/Boreal	3.003	3.137	1.127
o.w. Grass/Rangelands	4.418	4.166	2.698
o.w. Wetlands	188	140.174	-
-Tidal Marsh/Mangroves	128	193.843	12.163
-Swamps/Floodplains	60	25.681	16.534
o.w. Lakes/Rivers	200	12.512	3.938
Cropland	622	5.567	-
Urban	352	6.661	-
Non-allocated areas*	4.232	-	-
Total	**51.625**	**2.417**	**-**

* Het gaat hierbij onder meer om toendra, woestijn en ijsvlaktes. Hiervoor is geen waardering vastgesteld in Costanza et al., 2014.

Op basis van deze studie hebben we een omrekening gemaakt naar zoutwater, terrestrisch en zoetwater, waarbij de categorie ‘getijdenmoerassen/mangroven’ voor 50% zijn gealloceerd naar zoutwater en land, en de categorie ‘moeras’ voor 50% is gealloceerd naar zoetwater en land. Voor Tabel 21 in Paragraaf 5.4.5 worden de bijbehorende waardes nog om-

gezet in euro's (wisselkoers uit 2007) en zijn de waardes opgehoogd met een 1% autonome groei per jaar in de waarde van biodiversiteit en de inflatie tussen 2007 en 2021.

Er zijn twee regionale studies die ook in het overzicht van projectresultaten zijn opgenomen. Deze zijn niet gebaseerd op een meta-analyse, maar omvatten een uitgebreid boekhoudkundig kader om de waarde van ecosysteemdiensten vast te stellen. De ene is het Fase II-rapport van het INCA-project van de EU (2021) en de andere is het rapport van het Federal Emergency Management Agency (FEMA) van de VS (2022).

Het INCA-project van de EU is opgezet als proefproject voor een geïntegreerd boekhoudsysteem voor natuurlijk kapitaal. Bij het project zijn vijf belangrijke partners betrokken: Eurostat, het directoraat-generaal Milieu, het directoraat-generaal Onderzoek en Innovatie, het Gemeenschappelijk Centrum voor Onderzoek en het Europees Milieuagentschap. De economische waardering is gebaseerd op de Corine Land Cover-gegevens en loopt van 2012-2021 tot nu. In hun nieuwe Fase II-verslag publiceerden de auteurs waarden voor tien ecosysteemdiensten met een totale geschatte waarde van € 234 miljard per jaar in 2019. De studie trachtte de werkelijke bijdrage van ES aan economie en samenleving in kaart te brengen (Vysna, 2021). Interessant is dat het INCA-rapport aanzienlijk lagere waarden vaststelde dan andere ramingen. Wanneer men echter het werkelijke aantal van Vysna (2021) nader onderzoekt met de meta-analyse van de Groot et al., 2024, moet men concluderen dat deze relatief gelijk zijn onder de verschillende ecosysteemdiensten, maar dat de INCA-studie slechts tien ES heeft onderzocht (en bijvoorbeeld habitat en culturele diensten uitsluit) en de Groot et al. (2022) een veel groter aantal ecosysteemdiensten onderzoeken. De lagere resultaten in de INCA-studie van de EU komen dus louter voort uit het in aanmerking nemen van een beperkt aantal ES waarvoor de resultaten zekerder zijn.

In de VS is de Federal Emergency Management Agency (FEMA) een overheidsorganisatie die elk jaar miljarden dollars verstrekt aan gemeenschappen om het langetermijnrisico van natuurrampen te verminderen of weg te nemen. FEMA eist dat projecten voor risicobeperking kosteneffectief zijn voor de federale overheid; daarom moet het project een kosten-batenanalyse laten zien waarin de netto contante waarde van de toekomstige baten en kosten van een project worden vergeleken. Om de natuur in de kosten-batenanalyse op te nemen, heeft FEMA een waarderingsdatabase ontwikkeld waarin verschillende soorten landgebruik zijn gewaardeerd voor hun ecosysteemdiensten. FEMA erkent 23 ES en is daarmee de meest uitgebreide studie voor de waardering van ES die we kennen. Elk van deze waarden is gebaseerd op een uitgebreid literatuuronderzoek en vaak is een gemiddelde van literatuurwaarden voorgesteld.

Deze studie is van belang voor ons handboek om aan te tonen dat de waardering van ecosysteemdiensten nog hoger kan zijn als er meer recente studies verschijnen. De studie kwam voor ons project te laat binnen om nog onderdeel te zijn van het waarderingsraamwerk, maar we bevelen aan dat in toekomstige updates van het Handboek Milieuprijzen precies wordt gekeken naar deze studie, omdat de waarderingssystematiek van belang kan zijn bij het bepalen van de milieuprijs van natuur.

E.5 Impliciete waardering voor soorten

De indicator PDF/m^2/jr wordt gebruikt in (Kuik, et al., 2008) en bevat een waardering voor de soortenrijkdom per m^2 per jaar. De waarde van PDF gebruiken we om tot een waardering per soort per jaar te komen. We doen dit op mondiale schaal, omdat een specifieke aanpassing naar Nederlandse biodiversiteit buiten de scope van dit handboek valt. Daarnaast worden er juist ook intrinsieke waarderingen toegekend aan biodiversiteit op mondiale

schaal. Ook al zullen de meeste inwoners van Nederland nooit giraffes of walvissen in het wild tegenkomen, toch wordt er waarde toegekend aan het voorkomen van het uitsterven van deze diersoorten.

De volgende tabel geeft de berekeningen aan die zijn gedaan om tot een waardering van de schade aan ecosystemen van 1 kg 1,4-dichloorbenzeen te komen. Deze stof wordt gebruikt in het thema 'terrestrische ecotoxiciteit'. Hierbij gaan we eerst uit van de waardering van PDF/m^2/jr, zoals gebruikt in dit handboek. Vervolgens vermenigvuldigen we deze waarde met de m^2 oppervlakte aan land op deze waarde. Dit geeft dus een waarde weer voor de totale biodiversiteit op deze planeet. In dit geval is dit € 11,8 biljoen.[102] Deze waarde kan vervolgens worden gedeeld door het aantal soorten op land. Zo verkrijgen we een waardering per soort, oftewel species.yr. Deze waardering kan dan vervolgens worden vermenigvuldigd met de karakterisatiefactor.

Tabel 80 - Uitleg berekening waardering karakterisatiefactor ecotoxiciteit voor de centrale waarde

Stap	Indicator	Waarde	Bron
1	€/PDF/m^2/jr	0,48	Onze aanpassing van de resultaten van (Kuik, et al., 2008) geschaald op (Costanza, et al., 2014).
2	m^2 aardoppervlakte	1,48E+14	ReCiPe 2013 (Goedkoop, et al., 2013).
3	€/PDF/jr	7,12E+13	= 1 x 2 en geeft dus de totale euro's weer voor soortenrijkdom op land op deze aarde.
4	Aantal soorten op land	1.600.000	ReCiPe 2013 (Goedkoop, et al., 2013).
5	€/PDF/soort	44.495.174	= 3 / 4 en geeft dus de impliciete waardering voor één soort weer.
6	Factor van middenpunt tot eindpunt soorten*jr/kg 1,4-DBC uitgestoten naar industriële bodem-eq.	1,14E-11	ReCiPe 2013 geeft de karakterisatiefactor voor 1 kg dichloorbenzeen op species.yr weer. (Goedkoop, et al., 2013).
7	€/kg 1,4 DBC naar bodem	0,000507	= 5 * 6

Voor zoetwater en zoutwater corrigeren we de waardering voor PDF met het verschil in soortendichtheid tussen land en water. Vervolgens bepalen we het aantal soorten op land, zoetwater en zeewater op basis van ReCiPe en berekenen we de waardering per soort.

€/PDF/soort/jaar = €/PDF/jr/aantal soorten

[102] Hierbij merken we op dat deze waarde ruim ligt onder de waarde die in (Constanza, et al., 1997) is berekend van totale waarde aan ecosystemen van 33 triljoen US$. De waarde hier gepresenteerd is 0,04% van de waarde gerapporteerd in (Constanza, et al., 1997).

Dit leidt tot een volgende waardering van soort per jaar:

Tabel 81 - Waardering PDF/soort voor gebruik in het midpoint ecotoxiciteit, in €$_{2021}$

Categorie	Onderwaarde	Centrale waarde	Bovenwaarde
Land (m^2)	€ 31.377.354	€ 44.495.174	€ 57.612.994
Zoetwater (m^3)	€ 22.935.301	€ 32.523.782	€ 42.112.263
Zoutwater (m^3)	€ 22.935.301	€ 32.523.782	€ 42.112.263

Door de waardering per soort met een karakterisatiefactor per stof te vermenigvuldigen (in species.yr/kg) worden de schadekosten per kilogram emissie van een bepaalde stof bepaald.

F Geluidswaarderingen

Tabel 82 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor wegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Marginale overlastkosten ((€/persoon/jaar)	Marginale gezondheidskosten (€/persoon/jaar)	Marginale zorgkosten (€/persoon/jaar)	Totale milieuprijs (€/persoon/jaar)
45-46	2 (0-2)	10 (0-15)	0 (0-1)	12 (0-18)
46-47	5 (0-5)	10 (0-16)	0 (0-1)	28 (0-40)
47-48	9 (0-9)	10 (0-16)	0 (0-1)	47 (0-65)
48-49	12 (0-12)	10 (0-16)	0 (0-1)	70 (0-93)
49-50	16 (0-16)	11 (0-16)	0 (0-1)	97 (0-126)
50-51	19 (19-19)	11 (7-16)	0 (0-1)	127 (26-162)
51-52	22 (22-22)	11 (7-16)	0 (0-1)	160 (56-201)
52-53	26 (26-26)	11 (7-16)	0 (0-1)	197 (90-244)
53-54	29 (29-29)	11 (7-16)	0 (0-1)	238 (127-291)
54-55	33 (33-33)	11 (7-16)	0 (0-1)	282 (167-341)
55-56	36 (36-36)	11 (7-17)	0 (0-1)	329 (211-395)
56-57	40 (40-40)	11 (8-17)	0 (0-1)	381 (258-452)
57-58	43 (43-43)	11 (8-17)	0 (0-1)	435 (309-513)
58-59	47 (47-47)	11 (8-17)	0 (0-1)	493 (364-577)
59-60	50 (50-50)	11 (8-17)	0 (0-1)	555 (422-646)
60-61	53 (53-53)	11 (8-17)	0 (0-1)	620 (483-717)
61-62	57 (57-57)	12 (8-17)	0 (0-1)	689 (548-793)
62-63	60 (60-60)	12 (8-18)	0 (0-1)	762 (617-871)
63-64	64 (64-64)	12 (8-18)	0 (0-1)	837 (689-954)
64-65	67 (67-67)	12 (8-18)	0 (0-1)	917 (764-1040)
65-66	71 (71-71)	12 (8-18)	0 (0-1)	1000 (843-1130)
66-67	74 (74-74)	12 (8-18)	0 (0-1)	1086 (926-1223)
67-68	78 (78-78)	12 (8-18)	0 (0-1)	1176 (1012-1320)
68-69	81 (81-81)	12 (8-18)	0 (0-1)	1270 (1101-1420)
69-70	85 (85-85)	12 (8-19)	0 (0-1)	1367 (1194-1524)
70-71	88 (88-88)	12 (8-19)	0 (0-1)	1468 (1291-1632)
71-72	91 (91-91)	12 (8-19)	0 (0-1)	1572 (1391-1743)
72-73	95 (95-95)	13 (9-19)	0 (0-1)	1680 (1495-1858)
73-74	98 (98-98)	13 (9-19)	0 (0-1)	1791 (1602-1976)
74-75	102 (102-102)	13 (9-19)	0 (0-1)	1906 (1712-2098)
75-76	105 (105-105)	13 (9-19)	0 (0-1)	2024 (1826-2224)
76-77	109 (109-109)	13 (9-20)	0 (0-1)	2146 (1944-2353)
77-78	112 (112-112)	13 (9-20)	0 (0-1)	2272 (2065-2486)
78-79	116 (116-116)	13 (9-20)	0 (0-1)	2401 (2190-2622)
79-80	119 (119-119)	13 (9-20)	0 (0-1)	2534 (2318-2762)

Tabel 83 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor spoorverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Marginale overlastkosten (€/persoon/jaar)	Marginale gezondheidskosten (€/persoon/jaar)	Marginale zorgkosten (€/persoon/jaar)	Totale milieuprijs (€/persoon/jaar)
40-41	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)
41-42	0 (0-3)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-3)
42-43	0 (0-5)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-8)
43-44	0 (0-8)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-16)
44-45	0 (0-11)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-27)
45-46	14 (0-14)	0 (0-0)	0 (0-0)	14 (0-40)
46-47	16 (0-16)	0 (0-0)	0 (0-0)	30 (0-57)
47-48	19 (0-19)	0 (0-0)	0 (0-0)	49 (0-76)
48-49	22 (0-22)	0 (0-0)	0 (0-0)	71 (0-98)
49-50	25 (0-25)	0 (0-0)	0 (0-0)	95 (0-122)
50-51	27 (27-27)	0 (0-0)	0 (0-0)	123 (27-149)
51-52	30 (30-30)	0 (0-0)	0 (0-0)	153 (57-179)
52-53	33 (33-33)	0 (0-0)	0 (0-0)	185 (90-212)
53-54	36 (36-36)	0 (0-0)	0 (0-0)	221 (126-248)
54-55	38 (38-38)	0 (0-0)	0 (0-0)	259 (164-286)
55-56	41 (41-41)	0 (0-0)	0 (0-0)	300 (205-327)
56-57	44 (44-44)	0 (0-0)	0 (0-0)	344 (249-371)
57-58	47 (47-47)	0 (0-0)	0 (0-0)	391 (295-417)
58-59	49 (49-49)	0 (0-0)	0 (0-0)	440 (345-467)
59-60	52 (52-52)	0 (0-0)	0 (0-0)	492 (397-519)
60-61	55 (55-55)	0 (0-0)	0 (0-0)	547 (451-573)
61-62	57 (57-57)	0 (0-0)	0 (0-0)	604 (509-631)
62-63	60 (60-60)	0 (0-0)	0 (0-0)	664 (569-691)
63-64	63 (63-63)	0 (0-0)	0 (0-0)	727 (632-754)
64-65	66 (66-66)	0 (0-0)	0 (0-0)	793 (698-820)
65-66	68 (68-68)	0 (0-0)	0 (0-0)	862 (766-888)
66-67	71 (71-71)	0 (0-0)	0 (0-0)	933 (837-960)
67-68	74 (74-74)	0 (0-0)	0 (0-0)	1007 (911-1034)
68-69	77 (77-77)	0 (0-0)	0 (0-0)	1083 (988-1110)
69-70	79 (79-79)	0 (0-0)	0 (0-0)	1163 (1068-1190)
70-71	82 (82-82)	0 (0-0)	0 (0-0)	1245 (1150-1272)
71-72	85 (85-85)	0 (0-0)	0 (0-0)	1330 (1235-1357)
72-73	88 (88-88)	0 (0-0)	0 (0-0)	1418 (1322-1445)
73-74	90 (90-90)	0 (0-0)	0 (0-0)	1508 (1413-1535)
74-75	93 (93-93)	0 (0-0)	0 (0-0)	1601 (1506-1628)
75-76	96 (96-96)	0 (0-0)	0 (0-0)	1697 (1602-1724)
76-77	99 (99-99)	0 (0-0)	0 (0-0)	1796 (1701-1823)
77-78	101 (101-101)	0 (0-0)	0 (0-0)	1897 (1802-1924)
78-79	104 (104-104)	0 (0-0)	0 (0-0)	2002 (1906-2028)
79-80	107 (107-107)	0 (0-0)	0 (0-0)	2109 (2013-2135)

Tabel 84 - Gedetailleerde geluidswaarderingen voor vliegverkeer, in €$_{2021}$ per persoon per jaar

Geluidsklasse (dB(A) Lden)	Marginale overlastkosten (€/persoon/jaar)	Marginale gezondheidskosten (€/persoon/jaar)	Marginale zorgkosten (€/persoon/jaar)	Totale milieuprijs (€/persoon/jaar)
40-41	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-0)
41-42	0 (0-6)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-6)
42-43	0 (0-12)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-18)
43-44	0 (0-19)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-36)
44-45	0 (0-25)	0 (0-0)	0 (0-0)	0 (0-62)
45-46	32 (0-32)	0 (0-0)	0 (0-0)	32 (0-93)
46-47	38 (0-38)	0 (0-0)	0 (0-0)	70 (0-132)
47-48	45 (0-45)	0 (0-0)	0 (0-0)	115 (0-177)
48-49	51 (0-51)	0 (0-0)	0 (0-0)	166 (0-228)
49-50	58 (0-58)	0 (0-0)	0 (0-0)	224 (0-286)
50-51	65 (65-65)	0 (0-0)	0 (0-0)	289 (65-351)
51-52	71 (71-71)	0 (0-0)	0 (0-0)	360 (136-422)
52-53	78 (78-78)	0 (0-0)	0 (0-0)	438 (214-500)
53-54	84 (84-84)	0 (0-0)	0 (0-0)	522 (298-584)
54-55	91 (91-91)	0 (0-0)	0 (0-0)	613 (389-675)
55-56	98 (98-98)	0 (0-0)	0 (0-0)	711 (487-773)
56-57	104 (104-104)	0 (0-0)	0 (0-0)	815 (591-877)
57-58	111 (111-111)	0 (0-0)	0 (0-0)	926 (702-988)
58-59	117 (117-117)	0 (0-0)	0 (0-0)	1043 (819-1105)
59-60	124 (124-124)	0 (0-0)	0 (0-0)	1167 (943-1229)
60-61	131 (131-131)	0 (0-0)	0 (0-0)	1298 (1074-1360)
61-62	137 (137-137)	0 (0-0)	0 (0-0)	1435 (1211-1497)
62-63	144 (144-144)	0 (0-0)	0 (0-0)	1579 (1355-1641)
63-64	150 (150-150)	0 (0-0)	0 (0-0)	1729 (1505-1791)
64-65	157 (157-157)	0 (0-0)	0 (0-0)	1886 (1662-1948)
65-66	164 (164-164)	0 (0-0)	0 (0-0)	2050 (1825-2111)
66-67	170 (170-170)	0 (0-0)	0 (0-0)	2220 (1996-2282)
67-68	177 (177-177)	0 (0-0)	0 (0-0)	2397 (2172-2458)
68-69	183 (183-183)	0 (0-0)	0 (0-0)	2580 (2356-2642)
69-70	190 (190-190)	0 (0-0)	0 (0-0)	2770 (2545-2831)
70-71	196 (196-196)	0 (0-0)	0 (0-0)	2966 (2742-3028)
71-72	203 (203-203)	0 (0-0)	0 (0-0)	3169 (2945-3231)
72-73	210 (210-210)	0 (0-0)	0 (0-0)	3379 (3155-3441)
73-74	216 (216-216)	0 (0-0)	0 (0-0)	3595 (3371-3657)
74-75	223 (223-223)	0 (0-0)	0 (0-0)	3818 (3594-3880)
75-76	229 (229-229)	0 (0-0)	0 (0-0)	4048 (3823-4109)
76-77	236 (236-236)	0 (0-0)	0 (0-0)	4284 (4059-4345)
77-78	243 (243-243)	0 (0-0)	0 (0-0)	4526 (4302-4588)
78-79	249 (249-249)	0 (0-0)	0 (0-0)	4776 (4551-4837)
79-80	256 (256-256)	0 (0-0)	0 (0-0)	5031 (4807-5093)

G Behandeling van onzekerheid

De waarderingen per eenheid vervuilende stof, zoals vermeld in dit handboek, zijn geschat met verschillende aannames en modellen. Elke analysestap kent daarbij een zekere mate van onzekerheid . Deze onzekerheden accumuleren en nemen effectief toe met elke analysestap. Er zijn drie grote componenten van onzekerheid:

a Onzekerheid over de verspreiding van stoffen door het milieu en de verandering in concentraties ten gevolge van emissies.
b Onzekerheid over de dosiseffectrelaties: welke effecten heeft een verandering in concentratie tot gevolg.
c Onzekerheid over de waardering.

In het Handboek Milieuprijzen is alleen de laatste onzekerheid expliciet meegenomen in een onder- en bovenwaarde van de schattingen voor alle thema's. Voor ecotoxiciteit en humane toxiciteit is daarnaast de inschatting gemaakt dat (a) en (b) een dermate grote mate van onzekerheid met zich meebrengen (veel meer dan bij andere milieuthema's) dat wij hier in de onder- en bovenwaarde ook deze onzekerheid hebben meegenomen bij de bepaling van milieuprijzen waarbij voor de onderwaarde de meer *zekere* effecten zijn meegenomen en in de bovenwaarde de meer *onzekere* effecten zijn meegenomen.

Het is goed om verschil te maken tussen risico en onzekerheid. Risico betreft een situatie waarin we ten minste enig idee hebben van de mogelijkheid dat een bepaald effect optreedt. Vaak kennen we echter de waarschijnlijkheid in het geheel niet. Dat is onzekerheid. We zijn bijvoorbeeld (nog) niet in staat waarschijnlijkheden toe te kennen aan de schadelijkheid van bio-accumulatieve stoffen: stoffen die niet afbreken in het milieu. Om deze redenen zijn deze stoffen (grotendeels) uitgesloten in achterliggende modellen zoals Usetox (zie Bijlage D) en wordt er ook geen milieuprijs bepaald voor deze stoffen.

G.1 Onzekerheid bij de bepaling van gezondheidsschade

Gezondheidsschade is de grootste schadepost bij de meeste milieuvervuilende stoffen. Daarom richten we ons hier vooral op onzekerheden met betrekking tot waardering van mortaliteits- en de morbiditeitseffecten.

In de projecten van EEA (2021) en NEEDS (2008a) zijn de effecten van klassieke vervuilende stoffen op de menselijke gezondheid beoordeeld door samenvoeging van de effecten van specifieke stoffen op diverse vormen van gezondheidsschade die in de medische literatuur goed zijn gedocumenteerd. Daarbij hebben wij grotendeels de WHO-richtlijnen uit 2013 gevolgd. Het is echter steeds meer evident dat luchtverontreiniging ook een co-morbiditeit is op endpoints die door ons niet zijn gekwantificeerd, zoals diabetes of dementie. Daarnaast omvatten alle dosis-response relaties uit de WHO (2013) die *wel* zijn meegenomen een onzekerheidsmarge.

In (NEEDS, 2008b) is ingegaan op de behandeling van onzekerheid. De methodologie die daar is gebruikt omvat het beoordelen van geometrische standaarddeviaties (σg) van de schadekostenschattingen, uitgaande van een lognormale verdeling. Voor klassieke vervuilende stoffen heeft NEEDS (2008b) voorgesteld dat de geometrische standaarddeviatie van deze schadekosten ongeveer 3. Volgens de kenmerken van een lognormale verdeling betekent dit dat voor klassieke vervuilende stoffen de werkelijke waarde met een waarschijnlijkheid van 68% ligt in het interval tussen de middenwaarde gedeeld door drie en de

middenwaarde vermenigvuldigd met drie. Voor toxiciteit rapporteert (Rabl, et al., 2014) een nog grotere onzekerheid met een standaarddeviatie van een factor 4. In het vorige Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017a) is beargumenteerd dat een nog hogere onzekerheid voor toxische emissies ons waarschijnlijk leek.

We hebben in dit handboek geen nieuwe formele behandeling van onzekerheid uitgevoerd maar analyse van de rekenroutines achter deze studie lieten zien dat de standaarddeviatie thans vergelijkbaar is. De analyses lieten de volgende effecten zien;

- Als de concentratieresponsefuncties zouden zijn gemodelleerd op de onderwaarde van het 95% betrouwbaarheidsinterval zou de schadelijkheid ongeveer met 30-40% afnemen: voor de bovenwaarde zou deze met eenzelfde hoeveelheid toenemen.[103]
- De onzekerheid op de waardering laat voor de centrale waarde over het algemeen zien dat de standaarddeviatie ook rond de 40% ligt.
- De effecten van een andere verspreiding van emissies is onbekend.

Samenvattend lijken ons een standaarddeviatie van 3 niet onrealistisch. Ongeveer 1/3 hiervan is expliciet gemaakt in de variatie van de waardering, maar in de andere effecten kan evenveel variatie zitten.

Een groot onzekerheidsbereik biedt echter niet altijd een zinvolle manier voor opname in bijvoorbeeld MKBA's, omdat de bereiken tussen onder- en bovenwaarden erg groot kunnen worden, en ook groter dan gebruikelijk is in aanpalende domeinen zoals in de gezondheidszorg (zie SEO, 2016a). Hoewel we denken dat het goed is zo open mogelijk te communiceren over onzekerheid, zou het opnemen van een grotere range in de boven- en ondergrens van de schattingen de MKBA van milieumaatregelen op een voorspelbare manier beïnvloeden: bij de bovengrens zouden de milieueffecten de andere kosten en baten domineren en bij de ondergrens zouden de milieueffecten kunnen worden verwaarloosd. Daarbij zijn in een MKBA ook alle andere posten, ook de financiële posten, aan onzekerheden onderhevig. Als we alle posten met de volledig statistisch juiste onzekerheidsmarges zouden weergeven, zou er geen MKBA meer kunnen worden uitgevoerd.

Daarom bevelen we het gebruik van de onder- en bovenwaarden zoals in dit handboek gepresenteerd aan in MKBA's. Als de resultaten uit de MKBA zeer gevoelig zijn voor de precieze waarden van de milieuprijzen kan het zinvol zijn om aanvullende gevoeligheidsanalyses uit te voeren waarbij de 1/3 tot 3 factor wordt genomen op de centrale waarden en voor de bovenwaarde nog extra dient te worden gecompenseerd voor ontbrekende studies over de gezondheidseffecten. Dit dient dan evenwel weer niet te gebeuren voor de toxische effecten omdat voor deze effecten er al een uitgebreidere onzekerheidsmarge is opgenomen waarbij onzekerheid over dosiseffectrelaties en verspreiding expliciet in de schattingen is opgenomen.

G.2 Onzekerheid ten aanzien van overige effecten

Er is nog minder literatuur beschikbaar die de onzekerheid bij de overige endpoints probeert in te schatten, maar naar alle waarschijnlijkheid is deze nog groter. Wel hebben we hier over het algemeen een conservatieve aanname gedaan, zodat de kans *groter* is dat de daadwerkelijke schade hoger is dan lager.

[103] Dit is een tentatieve analyse en zou preciezer moeten worden vastgesteld in een toekomstige studie.

H Milieuprijzen individuele stoffen

H.1 Inleiding

Deze bijlage bevat de milieuprijzen voor veelvoorkomende stoffen waarvoor een waardering kan worden opgesteld. Deze tabel moet worden gelezen naast de tabellen die in Hoofdstuk 2 zijn opgesteld, en vormen een aanvulling op Hoofdstuk 2. Bij het opstellen van deze lijst hebben we ons laten leiden door de volgende overwegingen:

- Voor emissies naar bodem en lucht is er aansluiting gezocht bij de classificatie als *zeer zorgwekkende stof*. Voor een beperkt aantal ZZS konden slechts milieuprijzen worden gevonden.
- Voor emissies naar water is er aansluiting gezocht bij de stoffen die worden genoemd in de regeling monitoring Kaderrichtlijn Water en de prioritaire stoffen genoemd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water uit 2009. De milieuprijzen zijn hier onderverdeeld naar emissies naar binnenwateren en emissies naar oceanen.

H.2 Milieuprijzen voor emissies naar lucht

Tabel 85 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar lucht in Nederland, in €$_{2021}$/kg

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
(epoxyethyl)benzeen	000096-09-3	5,36	7,93	11,9
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzo-p-dioxine	057653-85-7	0	2556	3309
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine	040321-76-4	0	91594	118598
1,2,3-trichloorbenzeen	000087-61-6	0,0164	0,0232	0,0301
1,2,3-trichloorpropaan	000096-18-4	947	1400	2108
1,2,4-trichloorbenzeen	000120-82-1	0,232	0,342	0,513
1,2-benzeendicarbonzuur, di-C6-10-alkyl esters	068515-51-5	0	0	0
1,2-benzeendicarbonzuur, di-C7-11 vertakte en lineaire alkylesters	068515-42-4	0	0	0
1,2-dibroom-3-chloorpropaan	000096-12-8	2827	4179	6293
1,2-dibroomethaan	000106-93-4	327	483	728
1,2-dichloorpropaan	000078-87-5	28,1	46,3	69,7
1,2-epoxy-3-fenoxypropaan	000122-60-1	3,99	5,92	8,91
1,3,5,7,9,11-hexabroomcyclododecaan	025637-99-4	0	1,86	2,41
1,3,5-trichloorbenzeen	000108-70-3	0	0,00566	0,00733
1,3-butadieen	000106-99-0	1,08	1,66	2,43
1,3-dichloor-2-propanol	000096-23-1	9,37	13,3	17,2
1,3-propaansulton	001120-71-4	214	316	477
1,3-propiolacton	000057-57-8	1267	1873	2823
1,4,5,8-tetraaminoantrachinon	002475-45-8	0,47	0,694	1,05
1,4-dichloorbut-2-een	000764-41-0	0	746	1123
1,5,9-cyclododecatrieen	004904-61-4	0	0,00000369	0,00000477
1-broompropaan	000106-94-5	0	0,0000932	0,000121
1-methyl-3-nitro-1-nitrosoguanidine	000070-25-7	2734	4041	6085
1-methylnaftaleen	000090-12-0	0,000104	0,000147	0,00019
2-(2-aminoethylamino)ethanol	000111-41-1	0	0	0
2-(2-methoxyethoxy)ethanol	000111-77-3	0	0,00496	0,00643

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
2,2'-(nitrosoimino)bisethanol	001116-54-7	360	532	801
2,2-bis(broommethyl)propaan-1,3-diol	003296-90-0	18,2	27	40,7
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine	001746-01-6	34071638	50367398	75847243
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan	051207-31-9	0	68979	89315
2,3-dibroompropaan-1-ol	000096-13-9	0	0,186	0,241
2,3-dinitrotolueen	000602-01-7	1,39	1,97	2,56
2,3-epoxypropyl-trimethylammonium chloride	003033-77-0	0	0,00929	0,012
2,4,5-trimethylaniline	000137-17-7	0	17,2	25,9
2,4,5-trimethylanilinehydrochloride	021436-97-5	0	2,32	3,49
2,4,6-tri-tert-butylfenol	000732-26-3	0	0,216	0,28
2,4-diaminoanisoolsulfaat	039156-41-7	0	20,5	30,9
2,4-dinitrotolueen	000121-14-2	14,8	21,7	32,1
2,5-dinitrotolueen	000619-15-8	0	1,17	1,51
2,6-dinitrotolueen	000606-20-2	1943	2872	4325
2-butenal	004170-30-3	0,0062	0,0088	0,0114
2-ethoxyethanol	000110-80-5	0,212	0,339	0,482
2-ethoxyethylacetaat	000111-15-9	0,0177	0,025	0,0324
2-ethylhexaanzuur	000149-57-5	0	0,00827	0,0107
2-methoxyethanol	000109-86-4	0,624	0,944	1,4
2-methoxyethylacetaat	000110-49-6	0	0,173	0,223
2-methylimidazool	000693-98-1	0	3,58	5,4
2-methylnaftaleen	000091-57-6	0,103	0,152	0,228
2-naftylamine	000091-59-8	2,48	3,66	5,51
2-nitroanisool	000091-23-6	30,3	44,8	67,4
2-nitropropaan	000079-46-9	0,845	1,25	1,88
2-nitrotolueen	000088-72-2	0,0147	122	183
3,3'-dichloorbenzidine	000091-94-1	41,6	61,9	93,1
3,3'-dichloorbenzidine dihydrochloride	000612-83-9	0	621	934
3,3'-dimethoxybifenyl-4,4'-yleendiammonium dichloride	020325-40-0	0	3189	4803
3,3'-dimethylbenzidine dihydrochloride	000612-82-8	0	869	1309
3,4-dinitrotolueen	000610-39-9	0	0,529	0,685
3,5-dinitrotolueen	000618-85-9	0	0,256	0,331
4,4'-(4-iminocyclohexa-2,5-dienylideenmethyleen)dianilinehydrochloride	000569-61-9	0	167	252
4,4’-methylene-bis(2-chloroaniline) hydrochloride	064049-29-2	0	10,4	15,6
4,4'-bi-o-toluïdine	000119-93-7	0	1,23	1,6
4,4'-bis(dimethylamino)benzofenon	000090-94-8	0	357	537
4,4'-methyleenbis(2-chlooraniline)	000101-14-4	45,4	67	101
4,4'-methyleendianiline	000101-77-9	0	0	0
4,4'-methyleendi-o-toluïdine	000838-88-0	64,4	95,2	143
4,4'-oxydianiline	000101-80-4	142	209	315
4,4'-thiodianiline	000139-65-1	98,1	145	218
4-aminoazobenzeen	000060-09-3	0	2,94	3,81
4-aminobifenyl	000092-67-1	76,4	113	170
4-chlooraniline	000106-47-8	0,062	0,0882	0,126
4-chloor-o-toluidine hydrochloride	003165-93-3	9,55	14,1	21,3
4-methyl-m-fenyleendiamine	000095-80-7	192	283	426

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
4-nonylfenol, vertakt	084852-15-3	0,0403	0,0571	0,0739
4-tert-butylbenzoëzuur	000098-73-7	0	0,644	0,834
4-tert-butylfenol	000098-54-4	0,00366	0,00519	0,00672
5-allyl-1,3-benzodioxool	000094-59-7	3,04	4,5	6,78
5-nitroacenafteen	000602-87-9	33	48,8	73,4
6,6'-di-tert-butyl-2,2'-methyleendi-p-cresol	000119-47-1	0	0	0
6-methoxy-m-toluïdine	000120-71-8	1,31	1,93	2,91
7-oxa-3-oxiranylbicyclo[4.1.0]heptaan	000106-87-6	0	0	0
8-hydroxychinoline	000148-24-3	0	0,00965	0,0125
Acenafteen	000083-32-9	0,0154	0,0227	0,034
Acridine	000260-94-6	0,271	0,385	0,498
Acrylamide	000079-06-1	408	603	909
Acrylonitril	000107-13-1	40,4	59,7	89,9
Aldrin	000309-00-2	33,1	298	449
Alfa-endosulfan	000959-98-8	16	22,7	29,4
Alfa-hexachloorcyclohexaan	000319-84-6	202	298	449
Antraceen	000120-12-7	0,104	0,148	0,192
Antrachinon	000084-65-1	0,203	0,288	0,373
Arseen	007440-38-2	6987	10335	15583
Arseenpentoxide	001303-28-2	2281	6753	25262
Aziridine	000151-56-4	1090	1613	2428
Azobenzeen	000103-33-3	0,29	24,6	37
Azocyclotin	041083-11-8	208	297	395
Benomyl	017804-35-2	0,636	0,913	1,24
Benz[a]acridine	000225-11-6	0	19,1	24,7
Benz[c]acridine	000225-51-4	0	229	296
Benzeen	000071-43-2	0,243	0,366	0,543
Benzidine	000092-87-5	117970	174395	262617
Benzidine dihydrochloride	000531-85-1	0	140	211
Benzo[a]antraceen	000056-55-3	0	1,47	1,91
Benzo[a]pyreen	000050-32-8	3859	5704	8590
Benzofenon	000119-61-9	0	0,182	0,235
Benzotrichloride	000098-07-7	2004	2962	4460
Benzylbutylftalaat	000085-68-7	0,0609	0,779	1,17
Benzylchloride	000100-44-7	9,68	14,3	21,5
Beryllium	007440-41-7	43049	63701	96110
Beta-endosulfan	033213-65-9	7,58	10,7	13,9
Beta-hexachloorcyclohexaan	000319-85-7	45	67,6	102
Binapacryl	000485-31-4	0,426	0,604	0,783
Bis(2-ethylhexyl)ftalaat	000117-81-7	2,51	7,91	11,9
Bis(chloormethyl)ether	000542-88-1	128081	189340	285134
Bis(pentabroomfenyl)ether	001163-19-5	38,9	60,7	91,4
Bisfenol A	000080-05-7	0,775	1,14	1,7
Brodifacoum	056073-10-0	0,0123	0,0176	0,0233
Butaan	000106-97-8	0,12	0,199	0,276
Butanon oxime	000096-29-7	0	7,46	11,2
Butylparabeen	000094-26-8	0	0	0
C.I. Basic Violet 3 [met 0,1 procent of meer Michler's keton (EG-nr. 202-027-5)]	000548-62-9	0	717	950

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Cadmium	007440-43-9	115740	171133	257808
Captafol	002425-06-1	16,2	23,6	33,6
Carbendazim	010605-21-7	9,08	13	17,5
Carbetamide	016118-49-3	1,24	1,76	2,28
Catechol	000120-80-9	6,64	9,9	14,9
Chinoline	000091-22-5	0,0116	331	498
Chloordecon	000143-50-0	11615	17170	25855
Chloordimethylether	000107-30-2	60	88,6	133
Chloorfenvinfos	000470-90-6	118	174	255
Chloormethylkwik	000115-09-3	0	866	1304
Chloortriethyllood	001067-14-7	8,02	11,4	14,7
Chloropreen	000126-99-8	40,4	59,6	89,8
Chroom (VI)	018540-29-9	1834	2741	4203
Chrysotiel	012001-29-5	0	0,00426	0,0252
Cumatetralyl	005836-29-3	0,0209	0,0297	0,0384
Cumeen	000098-82-8	0,135	0,223	0,311
Cyclododecaan	000294-62-2	0	0,00000365	0,00000473
Cycloheximide	000066-81-9	0	86,4	112
Cyhexatin	013121-70-5	10,9	16,1	24
DDT, 2,4'-isomeer	000789-02-6	0	3,9	5,05
DDT, 4,4'-isomeer	000050-29-3	902	1335	2018
Delta-hexachloorcyclohexaan	000319-86-8	1,77	2,52	3,26
Dibenzo[a,h]antraceen	000053-70-3	435	643	968
Dibroomnitrilopropiamide	010222-01-2	0	49,3	63,9
Dibutylftalaat	000084-74-2	0,118	0,169	0,229
Dibutyltin di(acetaat)	001067-33-0	0	0,151	0,196
Dibutyltindichloride	000683-18-1	0,0227	0,0321	0,0416
Dibutyltindilauraat	000077-58-7	0	0,00303	0,00393
Dibutyltinoxide	000818-08-6	0	0,00000653	0,00000845
Dicofol	000115-32-2	196	773	1164
Dieldrin	000060-57-1	506	5916	8907
Di-ethyleentriaminepenta-azijnzuur	000067-43-6	0	0,349	0,452
Difenacum	056073-07-5	0	0,00164	0,00212
Difenylchloorarsine	000712-48-1	0	1,93	2,5
Dihexylftalaat	000084-75-3	0	0,00274	0,00355
Diisobutylftalaat	000084-69-5	0	0,00671	0,00869
Dimethomorf	110488-70-5	0	1,49	1,93
Dimethylcarbamoylchloride	000079-44-7	180	267	401
Dimethylsulfaat	000077-78-1	0	0,00949	0,0123
Dimethyltin dichloride	000753-73-1	13,5	19,1	24,8
Dinatrium-{5-[(4'-((2,6-dihydroxy-3-((2-hydroxy-5-sulfofenyl)azo)fenyl)azo)(1,1'-bifenyl)-4-yl)azo]sa	016071-86-6	0	5209	7844
Dinatrium-3,3'-[[1,1'-bifenyl]-4,4'-diylbis(azo)]bis(4-aminonaftaleen-1-sulfonaat)	000573-58-0	0	0	0
Dinatrium-4-amino-3-[[4'-[(2,4-diaminofenyl)azo][1,1'-bifenyl]-4-yl]azo]-6-(fenylazo)-5-hydroxynaftal	001937-37-7	0	6717	10115
Dinitrotolueen	025321-14-6	0	88,5	133

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Dinocap	039300-45-3	5,2	7,66	11,4
Dinoseb	000088-85-7	19,9	29	41,5
Dinoterb	001420-07-1	8,92	12,6	16,4
Dioxaan	000123-91-1	2,32	3,43	5,16
Diuron	000330-54-1	25,3	36,3	48,8
E-2-butenal	000123-73-9	0	50,7	76,4
Endosulfan	000115-29-7	4,19	6,14	8,94
Endrin	000072-20-8	64,8	95,1	140
Epichloorhydrine	000106-89-8	18,2	27	40,6
Ethanal	000075-07-0	2,04	3,06	4,57
Ethenyl ester van neodecaanzuur	051000-52-3	0	0	0
Ethyl-1-(2,4-dichloorfenyl)-5-(trichloormethyl)-1H-1,2,4-triazool-3-carboxylaat	103112-35-2	28,6	40,5	52,6
Ethyleendiamine	000107-15-3	0,446	0,632	0,819
Ethyleenoxide	000075-21-8	15	22,2	33,5
Ethyleenthioureum	000096-45-7	6,83	203	305
Ethyl-p-nitrofenylthiobenzeenfosfenaat	002104-64-5	240	354	533
Fenantreen	000085-01-8	0,0519	0,0736	0,0953
Fenantridine	000229-87-8	0	4,87	6,3
Fenbutatin	013356-08-6	440	647	955
Fenolftaleïne	000077-09-8	3,39	5,01	7,55
Fentinhydroxide	000076-87-9	85,6	123	165
Fenylarsenigzuur	000098-05-5	0	0,0802	0,104
Fenylhydrazine	000100-63-0	0	0,148	0,192
Fenylhydrazinechloride	000059-88-1	0	41,6	62,7
Fenylkwikacetaat	000062-38-4	2952	4334	6377
Fluazifop-butyl	069806-50-4	0,443	0,628	0,813
Flucythrinaat	070124-77-5	587	833	1080
Fluoranteen	000206-44-0	0,317	0,452	0,6
Fluoreen	000086-73-7	0,0474	0,0699	0,105
Flurochloridone	061213-25-0	4,31	6,12	7,93
Formaldehyde	000050-00-0	0,33	0,52	0,744
Formamide	000075-12-7	0	0	0
Furaan	000110-00-9	340	503	757
Gamma-hexachloorcyclohexaan	000058-89-9	143	211	316
Glufosinaat-ammonium	077182-82-2	3,63	5,34	7,92
Glutaaraldehyde	000111-30-8	0	0	0
Glycidol	000556-52-5	156	231	348
Heptachloor	000076-44-8	153	227	341
Heptachloorepoxide	001024-57-3	6077	8995	13584
Heptachloornorborneen	028680-45-7	0	0,00572	0,00741
Hexachloorbenzeen	000118-74-1	339	502	758
Hexachloorbutadieen	000087-68-3	0,0364	44,7	67,3
Hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	106	156	233
Hexachloorcyclopentadieen	000077-47-4	197	291	439
Hexadecafluorheptaan	000335-57-9	434	1129	1389
Hexahydroftaalzuur-anhydride	000085-42-7	0	0	0
Hexamethylfosforamide	000680-31-9	4343	6419	9667
Hydrazine	000302-01-2	922	1359	2030

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Hydrazobenzeen	000122-66-7	0	23,3	35
Imidazool	000288-32-4	0	0	0
Isobutaan	000075-28-5	0,108	0,18	0,249
Isobutylnitriet	000542-56-3	0	9,13	13,7
Isodrin	000465-73-6	0	0,963	1,25
Isopreen	000078-79-5	0,896	1,41	2,03
Isoquinoline	000119-65-3	0,0234	0,0331	0,0429
Kakodylzuur	000075-60-5	96,8	143	215
Kobalt	007440-48-4	17,4	34,2	73,8
Kwik	007439-97-6	10174	15325	23824
Linuron	000330-55-2	48,2	71,2	107
Lood	007439-92-1	19664	29078	43810
Loodstyfnaat	015245-44-0	0	0,0017	0,0022
Mancozeb	008018-01-7	33,2	47,3	62,3
M-bis(2,3-epoxypropoxy)benzeen	000101-90-6	15,1	22,4	33,7
Methoxychloor	000072-43-5	1,24	1,77	2,35
Methylhydrazine	000060-34-4	2,97	50,1	75,1
Mirex	002385-85-5	1361	2040	3173
Musk xyleen	000081-15-2	0	63,1	95
N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-fenyl-1,4-benzeendiamine	000793-24-8	0	0	0
N,N,N',N'-tetramethyl-4,4'-methyleendianiline	000101-61-1	0	7,52	11,3
N,N-dimethylaceetamide	000127-19-5	0	0	0
N,N-dimethylformamide	000068-12-2	1,62	2,39	3,59
N,N-dimethylhydrazine	000057-14-7	131	194	291
Naftaleen	000091-20-3	0,725	13,7	20,6
Natriumkakodylaat	000124-65-2	0,836	1,19	1,54
Natriumpentachloorfenolaat	000131-52-2	2,55	3,62	4,7
N-butyltin trichloride	001118-46-3	0,539	0,765	0,99
Nikkel	007440-02-0	103	190	386
Nitrobenzeen	000098-95-3	20,1	29,7	44,7
Nitrofeen	001836-75-5	17,1	25,2	37,9
Nitrosodipropylamine	000621-64-7	962	1422	2141
N-methyl-2-pyrrolidon	000872-50-4	0	0,699	1,05
N-methylolacrylamide	000924-42-5	0	110	165
N-nitrosodimethylamine	000062-75-9	4181	6180	9307
Nonylfenol	025154-52-3	0,00252	0,00356	0,00461
O-aminoazotolueen	000097-56-3	167	247	372
O-anisidine	000090-04-0	0	0,0761	0,0986
Octachloornaftaleen	002234-13-1	0	0	0
Octamethyltetrasiloxaan	000556-67-2	0	0,0288	0,0373
O-toluidine	000095-53-4	0,00155	0,0022	0,00285
P-(1,1-dimethylpropyl)fenol	000080-46-6	0	0,0815	0,106
Para-tert-octylfenol	000140-66-9	0,0161	0,0228	0,0295
PCB 101	037680-73-2	0	2,34	3,02
PCB 77	032598-13-3	0	1,71	2,22
Pentachlooranisol	001825-21-4	0	36,4	54,6
Pentachloorbenzeen	000608-93-5	8,22	12,2	18,6
Pentachloorethaan	000076-01-7	0,0041	58,2	87,6

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Pentachloorfenol	000087-86-5	20,4	29,8	43,6
Pentanatrium diethyleen-triaminepenta-azijnzuur	000140-01-2	0	0,0928	0,12
P-nonylfenol	000104-40-5	0,00271	0,00384	0,00496
Polychloorbifenylen	001336-36-3	0	615	926
Propiconazool	060207-90-1	4,33	6,34	9,24
Propyleenoxide	000075-56-9	9,3	13,7	20,7
Pyreen	000129-00-0	0,499	0,709	0,922
Pyrithionzink	013463-41-7	0	0	0
Roxarsone	000121-19-7	0	0	0
Sulfallaat	000095-06-7	2,93	4,34	6,54
Tellurium	013494-80-9	0	0,261	1,55
Terfenyl	026140-60-3	0	0	0
Tetrabroombisfenol A	000079-94-7	0,262	0,375	0,496
Tetrabutyltin	001461-25-2	0,00000286	0,00000406	0,00000526
Tetra-ethyllood	000078-00-2	4564	6746	10159
Tetrafluorethyleen	000116-14-3	17,2	25,4	38,3
Tetrahydro-2-furylmethanol	000097-99-4	0	0,00892	0,0115
Tetramethyllood	000075-74-1	0,0000478	0,0000678	0,0000878
Tetranatrium-3,3'-[[1,1'-bifenyl]-4,4'-diylbis(azo)]bis[5-amino-4-hydroxynaftaleen-2,7-disulfonaat]	002602-46-2	0	12513	18844
Tetrasul	002227-13-6	0	0,0026	0,00336
Theofylline	000058-55-9	0	0	0
Thioaceetamide	000062-55-5	77,7	116	174
Thiomersal	000054-64-8	2,95	4,18	5,41
Toxafeen	008001-35-2	2985	4445	6809
Triadimenol	055219-65-3	6,51	9,5	13,7
Tributyltin	000688-73-3	0,000281	0,000399	0,000516
Tributyltinoxide	000056-35-9	1	1,48	2,23
Trichloorbenzenen	012002-48-1	0	0,00499	0,00646
Trichlooretheen	000079-01-6	0,644	0,972	1,44
Tridemorf	024602-86-6	0	5,8	7,51
Trifenyltinacetaat	000900-95-8	76	112	168
Trifenyltinchloride	000639-58-7	31,3	46,3	69,3
Triflumizool	068694-11-1	30,5	43,3	56,1
Trifluraline	001582-09-8	0,673	2,59	3,89
Tris(2,3-dibroompropyl)fosfaat	000126-72-7	44,6	65,9	99,2
Tris(2-chloorethyl)fosfaat	000115-96-8	0,00237	3,27	4,92
Triton X-100	009002-93-1	0,000000259	0,000000367	0,000000475
Trixylyl fosfaat	025155-23-1	0	0,0379	0,049
Urethaan	000051-79-6	48,6	71,9	108
Vinchlozolin	050471-44-8	4,6	6,78	10,1
Vinylbromide	000593-60-2	16,4	24,3	36,6
Vinylchloride	000075-01-4	47,9	70,8	107
Warfarine	000081-81-2	157	232	349

H.3 Milieuprijzen voor emissies naar water

De milieuprijzen voor emissies naar water zijn uitgesplitst naar emissies naar binnenwateren en emissies naar marine wateren.

H.3.1 Emissies naar binnenwateren

Tabel 86 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar binnenwateren in Nederland, in €$_{2021}$/kg

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
1,2-Dichloorpropaan	000078-87-5	10,5	17,4	26,2
4-Chlooraniline	000106-47-8	6	0,276	0,368
Aclonifen	074070-46-5	3,15	4,46	5,78
Alachloor	015972-60-8	2,12	3,01	3,9
Aldrin	000060-57-1	7765	90912	136888
Anthraceen	000120-12-7	7,91	11,2	14,5
Antimoon	007440-36-0	8,78	32,4	118
Arseen (en anorganische verbindingen daarvan)	007440-38-2	233	3288	15494
Atrazine	001912-24-9	4,36	14,3	20,3
Azinfos-ethyl	002642-71-9	223	316	410
Azinfos-methyl	000086-50-0	82,2	117	153
Barium	007440-39-3	2,84	8,28	27
Bentazon	025057-89-0	0,196	0,288	0,429
Benz(a)anthraceen	000056-55-3	0	50,1	64,8
Benzeen	000071-43-2	1,28	1,89	2,85
Benzo(a)pyreen	000050-32-8	132	196	294
Benzylchloride (alfa-chloortolueen)	000100-44-7	1,66	2,46	3,69
Beryllium	007440-41-7	1,42	3,42	10,6
Bifenox	042576-02-3	1,6	2,27	2,94
Borium	007440-42-8	0	0,00161	0,00956
Cadmium en cadmiumverbindingen	007440-43-9	4,22	43,2	197
Captan	000133-06-2	8,04	12,7	16,8
Carbendazim	010605-21-7	1,13	1,61	2,12
Chloorprofam	000101-21-3	1,54	2,24	3,22
Chloortoluron	015545-48-9	0,41	0,581	0,753
Chlooryrifos	002921-88-2	515	741	1017
Chlorfenvinfos	000470-90-6	470	694	1041
Chroom	007440-47-3	0,0458	0,0705	0,108
Cybutryne	028159-98-0	0	3163	4095
Cyclodieen pesticiden:	000309-00-2	2122	18771	28264
Cypermethrin	052315-07-8	1414	2009	2614
Deltamethrin	052918-63-5	144	205	266
Di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	000117-81-7	1,55	4,84	7,29
Diazinon	000333-41-5	48,9	71,7	105
Dichloormethaan	000075-09-2	1,14	1,68	2,53
Dichloorvos	000062-73-7	51,3	75,6	112
Dicofol	000115-32-2	2116	8428	12689
Dieldrin(7)	000072-20-8	2851	4203	6276
Dimethoaat	000060-51-5	1,35	1,95	2,68
Diuron	000330-54-1	5,69	8,12	10,8
Endosulfan	000115-29-7	37,3	53,4	71,9

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Endrin(7)	000465-73-6	0	87,3	113
Esfenvaleraat	066230-04-4	1833	2601	3369
Ethylbenzeen	000100-41-4	0,356	0,526	0,788
Fenamiphos	022224-92-6	43,3	61,7	81
Fenantreen	000085-01-8	1,29	1,83	2,37
Fenitrothion	000122-14-5	20,9	30,2	42
Fenoxycarb	072490-01-8	2,12	3	3,89
Fenthion	000055-38-9	69,1	101	145
Fluoranteen	000206-44-0	15,1	21,5	28,2
Heptachloor	000076-44-8	10662	15761	23732
heptachloorepoxide	001024-57-3	377032	557364	839360
Heptenofos	023560-59-0	4,8	6,8	8,81
Hexachloorbenzeen	000118-74-1	4166	6159	9276
Hexachloorbutadieen	000087-68-3	0,335	136	204
Hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	297	438	657
Iets met xyleen	000108-38-3	0,0108	0,0153	0,0198
Iets met xyleen	000106-42-3	0,0114	0,0162	0,021
Imidacloprid	138261-41-3	0,381	0,551	0,77
Isoproturon	034123-59-6	1,74	2,47	3,2
Kobalt	007440-48-4	0,128	0,288	0,844
Koper	007440-50-8	3,27	5,11	8,15
Kwik en kwikverbindingen	007439-97-6	12,5	1841	9300
Lambda-cyhalothrin	091465-08-6	1084	1543	2015
Linuron	000330-55-2	10,4	14,8	19,9
Lood en loodverbindingen	007439-92-1	0,859	12,4	58,4
Malathion	000121-75-5	3,47	4,93	6,4
MCPA	000094-74-6	1,42	2,1	3,16
Mecoprop-P	016484-77-8	0	0,0406	0,0525
Metazachloor	067129-08-2	0,473	0,67	0,868
Methabenzthiazuron	018691-97-9	0,355	0,504	0,653
Metolachloor	051218-45-2	3,48	4,95	6,48
Metsulfuron-methyl	074223-64-6	112	159	206
Mevinfos	007786-34-7	28	40,2	55,1
Molybdeen	007439-98-7	1,74	4,68	14,9
Monolinuron	001746-81-2	0,376	0,533	0,69
Naftaleen	000091-20-3	0,12	4,91	7,39
Nikkel en nikkelverbindingen	007440-02-0	13,1	49,7	184
Nonylfenolen	084852-15-3	4,87	6,9	8,94
Octamethylcyclotetrasiloxaan	000556-67-2	0	33,5	43,4
Omethoate	001113-02-6	5,95	8,78	13,2
para-para-DDT	000050-29-3	4268	6328	9595
Parathion	000056-38-2	45,6	65,5	88,7
Parathion-methyl	000298-00-0	22,2	32,7	48,4
Pentachloorbenzeen	000608-93-5	33,1	49	73,9
Pentachloorfenol	000087-86-5	159	235	351
Pirimicarb	023103-98-2	0,358	0,523	0,757
Pirimifos-methyl	029232-93-7	30,2	43,5	60,2
Propoxur	000114-26-1	4,2	6,03	8,14
Pyrazon (Chloridazon)	001698-60-8	0,0975	0,138	0,179

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Pyridaben	096489-71-3	245	347	450
Pyriproxyfen	095737-68-1	62,3	88,4	115
Selenium	007782-49-2	0,318	0,67	1,83
Simazine	000122-34-9	3,47	5,05	7,23
Teflubenzuron	083121-18-0	62,9	168	237
Tellurium	013494-80-9	0	0,261	1,55
Terbutryn	000886-50-0	107	158	235
Terbutylazine	005915-41-3	1,46	2,07	2,68
Tetrachloorethyleen(7)	000127-18-4	4,84	7,16	10,8
Tetrachloorkoolstof	000056-23-5	925	1407	2260
Thallium	007440-28-0	10,1	199	970
Tin	007440-31-5	0,0961	0,217	0,64
Titaan	007440-32-6	0	0,0123	0,0726
Tolclofos-methyl	057018-04-9	1,42	2,09	3,1
Triazophos	024017-47-8	192	284	425
Tributylfosfaat	000126-73-8	0,0474	0,863	1,29
Trichloorbenzenen	012002-48-1	0	0,0733	0,0949
Trichloorethyleen	000079-01-6	0,135	0,2	0,3
Trichloorfon	000052-68-6	5,18	7,41	9,99
Trichloormethaan (chloroform)	000067-66-3	3,91	5,77	8,7
Trifluralin (19)	001582-09-8	9,2	33,5	50,2
Uranium	007440-61-1	0,000242	0,000404	0,000571
Vanadium	007440-62-2	5,88	25,4	97,4
Xylenen	000095-47-6	0,0115	0,0163	0,0211
Zilver	007440-22-4	14,1	41,4	136
Zink	007440-66-6	6,45	245	1213

H.3.2 Emissies op mariene wateren

Tabel 87 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar marine wateren in Nederland, in $€_{2021}$/kg

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
1,2-Dichloorpropaan	000078-87-5	4,71	7,76	11,7
4-Chlooraniline	000106-47-8	0,00462	0,00655	0,00851
Aclonifen	074070-46-5	0,077	0,109	0,141
Alachloor	015972-60-8	0,0501	0,071	0,0919
Aldrin	000060-57-1	267	3102	4672
Anthraceen	000120-12-7	1,04	1,47	1,9
Antimoon	007440-36-0	0,0487	1,57	7,72
Arseen (en anorganische verbindingen daarvan)	007440-38-2	0,0901	257	1306
Atrazine	001912-24-9	0,0941	0,148	0,194
Azinfos-ethyl	002642-71-9	4,62	6,54	8,45
Azinfos-methyl	000086-50-0	1,58	2,24	2,9
Barium	007440-39-3	0,0064	0,222	1,09
Bentazon	025057-89-0	0,000736	0,00107	0,00152
Benz(a)anthraceen	000056-55-3	0	8,03	10,4
Benzeen	000071-43-2	0,57	0,842	1,27
Benzo(a)pyreen	000050-32-8	10,2	15,1	22,5

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Benzylchloride (alfa-chloortolueen)	000100-44-7	0,3	0,443	0,666
Beryllium	007440-41-7	0,492	2,3	9,59
Bifenox	042576-02-3	0,0495	0,0702	0,0908
Borium	007440-42-8	0	0,00161	0,00956
Cadmium en cadmiumverbindingen	007440-43-9	0,176	12,3	61,6
Captan	000133-06-2	0,179	0,259	0,336
Carbendazim	010605-21-7	0,0203	0,0288	0,0372
Chloorprofam	000101-21-3	0,0166	0,0238	0,0321
Chloortoluron	015545-48-9	0,00826	0,0117	0,0151
Chlooryrifos	002921-88-2	23,2	33,2	44,1
Chlorfenvinfos	000470-90-6	2,35	3,46	5,11
Chroom	007440-47-3	0,0258	0,0673	0,182
Cybutryne	028159-98-0	0	85,8	111
Cyclodieen pesticiden:	000309-00-2	88,9	781	1176
Cypermethrin	052315-07-8	180	257	340
Deltamethrin	052918-63-5	13,2	18,8	24,3
Di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	000117-81-7	0,0178	0,0539	0,0807
Diazinon	000333-41-5	0,344	0,496	0,685
Dichloormethaan	000075-09-2	0,533	0,788	1,19
Dichloorvos	000062-73-7	0,398	0,581	0,841
Dicofol	000115-32-2	19,9	79,4	120
Dieldrin(7)	000072-20-8	84,8	124	182
Dimethoaat	000060-51-5	0,0138	0,0196	0,0254
Diuron	000330-54-1	0,1	0,142	0,184
Endosulfan	000115-29-7	6,04	8,61	11,3
Endrin(7)	000465-73-6	0	16,5	21,4
Esfenvaleraat	066230-04-4	50	70,9	91,7
Ethylbenzeen	000100-41-4	0,102	0,151	0,226
Fenamiphos	022224-92-6	1,18	1,68	2,17
Fenantreen	000085-01-8	0,167	0,236	0,306
Fenitrothion	000122-14-5	0,315	0,449	0,593
Fenoxycarb	072490-01-8	0,0445	0,0631	0,0815
Fenthion	000055-38-9	0,799	1,15	1,55
Fluoranteen	000206-44-0	1,32	1,87	2,43
Heptachloor	000076-44-8	469	693	1044
heptachloorepoxide	001024-57-3	12128	17970	27212
Heptenofos	023560-59-0	0,101	0,144	0,186
Hexachloorbenzeen	000118-74-1	352	521	787
Hexachloorbutadieen	000087-68-3	0,0936	31,7	47,7
Hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	13,4	19,7	29,5
Iets met xyleen	000108-38-3	0,000982	0,00139	0,0018
Iets met xyleen	000106-42-3	0,00104	0,00148	0,00192
Imidacloprid	138261-41-3	0,00479	0,0068	0,00882
Isoproturon	034123-59-6	0,0353	0,05	0,0646
Kobalt	007440-48-4	0,0434	0,216	0,895
Koper	007440-50-8	1,16	3,37	9,7
Kwik en kwikverbindingen	007439-97-6	0,591	758	3854
Lambda-cyhalothrin	091465-08-6	207	298	399
Linuron	000330-55-2	0,364	0,516	0,671

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Lood en loodverbindingen	007439-92-1	0,00766	5,21	26,5
Malathion	000121-75-5	0,0557	0,0791	0,102
MCPA	000094-74-6	0,00199	0,00291	0,00421
Mecoprop-P	016484-77-8	0	0,000808	0,00105
Metazachloor	067129-08-2	0,0111	0,0157	0,0203
Methabenzthiazuron	018691-97-9	0,00718	0,0102	0,0131
Metolachloor	051218-45-2	0,0783	0,111	0,144
Metsulfuron-methyl	074223-64-6	2,62	3,71	4,8
Mevinfos	007786-34-7	0,301	0,426	0,552
Molybdeen	007439-98-7	0,00211	0,691	3,84
Monolinuron	001746-81-2	0,008	0,0113	0,0146
Naftaleen	000091-20-3	0,019	0,391	0,587
Nikkel en nikkelverbindingen	007440-02-0	0,324	6,26	29,9
Nonylfenolen	084852-15-3	0,56	0,794	1,03
Octamethylcyclotetrasiloxaan	000556-67-2	0	4,5	5,82
Omethoate	001113-02-6	0,00292	0,0042	0,00576
para-para-DDT	000050-29-3	314	470	726
Parathion	000056-38-2	0,763	1,08	1,41
Parathion-methyl	000298-00-0	0,126	0,183	0,258
Pentachloorbenzeen	000608-93-5	5,49	8,16	12,4
Pentachloorfenol	000087-86-5	1,41	2,07	3,05
Pirimicarb	023103-98-2	0,00285	0,00407	0,00539
Pirimifos-methyl	029232-93-7	0,466	0,663	0,873
Propoxur	000114-26-1	0,0642	0,0911	0,118
Pyrazon (Chloridazon)	001698-60-8	0,00196	0,00277	0,00358
Pyridaben	096489-71-3	27,1	38,4	49,6
Pyriproxyfen	095737-68-1	2,91	4,13	5,34
Selenium	007782-49-2	0,108	0,44	1,74
Simazine	000122-34-9	0,0324	0,046	0,0604
Teflubenzuron	083121-18-0	0,461	3,56	4,77
Tellurium	013494-80-9	0	0,261	1,55
Terbutryn	000886-50-0	0,674	0,984	1,41
Terbutylazine	005915-41-3	0,0359	0,051	0,0659
Tetrachloorethyleen(7)	000127-18-4	2,26	3,35	5,04
Tetrachloorkoolstof	000056-23-5	526	802	1295
Thallium	007440-28-0	0,157	28	156
Tin	007440-31-5	0,0494	0,196	0,749
Titaan	007440-32-6	0	0,0123	0,0726
Tolclofos-methyl	057018-04-9	0,0577	0,084	0,12
Triazophos	024017-47-8	0,854	1,25	1,83
Tributylfosfaat	000126-73-8	0,000797	0,00376	0,00542
Trichloorbenzenen	012002-48-1	0	0,014	0,0181
Trichloorethyleen	000079-01-6	0,0401	0,0593	0,0892
Trichloorfon	000052-68-6	0,0929	0,132	0,171
Trichloormethaan (chloroform)	000067-66-3	1,7	2,52	3,79
Trifluralin (19)	001582-09-8	0,577	1,82	2,69
Uranium	007440-61-1	0	0	0
Vanadium	007440-62-2	0,517	2,28	8,57
Xylenen	000095-47-6	0,00105	0,00149	0,00193

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Zilver	007440-22-4	5,23	21,3	77,8
Zink	007440-66-6	0,269	10,5	51,5

H.4 Milieuprijzen voor emissies naar bodem

Tabel 88 - Milieuprijzen (schadekosten) voor emissies naar bodem in Nederland, in €$_{2021}$/kg

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
(epoxyethyl)benzeen	000096-09-3	0,457	0,678	1,02
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzo-p-dioxine	057653-85-7	0	25,8	33,4
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine	040321-76-4	0	872	1129
1,2,3-trichloorbenzeen	000087-61-6	0,0122	0,0173	0,0224
1,2,3-trichloorpropaan	000096-18-4	187	279	426
1,2,4-trichloorbenzeen	000120-82-1	0,0668	0,0983	0,146
1,2-benzeendicarbonzuur, di-C6-10-alkyl esters	068515-51-5	0	0	0
1,2-benzeendicarbonzuur, di-C7-11 vertakte en lineaire alkylesters	068515-42-4	0	0	0
1,2-dibroom-3-chloorpropaan	000096-12-8	432	639	962
1,2-dibroomethaan	000106-93-4	73	109	167
1,2-dichloorpropaan	000078-87-5	9,35	15,4	23,2
1,2-epoxy-3-fenoxypropaan	000122-60-1	1,12	1,69	2,54
1,3,5,7,9,11-hexabroomcyclododecaan	025637-99-4	0	0,925	1,2
1,3,5-trichloorbenzeen	000108-70-3	0	0,00586	0,00759
1,3-butadieen	000106-99-0	0,986	1,46	2,57
1,3-dichloor-2-propanol	000096-23-1	5,79	8,2	10,6
1,3-propaansulton	001120-71-4	137	203	306
1,3-propiolacton	000057-57-8	1061	1573	2386
1,4,5,8-tetraaminoantrachinon	002475-45-8	1,51	2,23	3,36
1,4-dichloorbut-2-een	000764-41-0	0	116	175
1,5,9-cyclododecatrieen	004904-61-4	0	0,000171	0,000221
1-broompropaan	000106-94-5	0	0,000216	0,00028
1-methyl-3-nitro-1-nitrosoguanidine	000070-25-7	73,7	109	164
1-methylnaftaleen	000090-12-0	0,000721	0,00102	0,00133
2-(2-aminoethylamino)ethanol	000111-41-1	0	0	0
2-(2-methoxyethoxy)ethanol	000111-77-3	0	0,000645	0,000835
2,2'-(nitrosoimino)bisethanol	001116-54-7	80,3	119	179
2,2-bis(broommethyl)propaan-1,3-diol	003296-90-0	46	68,1	103
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine	001746-01-6	0	27,3	35,4
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan	051207-31-9	0	12451	16122
2,3-dibroompropaan-1-ol	000096-13-9	0	0,0849	0,11
2,3-dinitrotolueen	000602-01-7	0,967	1,37	1,78
2,3-epoxypropyl-trimethylammonium chloride	003033-77-0	0	0,000311	0,000403
2,4,5-trimethylaniline	000137-17-7	0	20,1	30,3
2,4,5-trimethylanilinehydrochloride	021436-97-5	0	2,84	4,28
2,4,6-tri-tert-butylfenol	000732-26-3	0	0,0181	0,0234
2,4-diaminoanisoolsulfaat	039156-41-7	0	9,99	15,1
2,4-dinitrotolueen	000121-14-2	1,9	2,79	4,1
2,5-dinitrotolueen	000619-15-8	0	0,824	1,07

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
2,6-dinitrotolueen	000606-20-2	541	800	1205
2-butenal	004170-30-3	0,0104	0,0148	0,0192
2-ethoxyethanol	000110-80-5	0,00613	0,00907	0,0137
2-ethoxyethylacetaat	000111-15-9	0,0128	0,0182	0,0236
2-ethylhexaanzuur	000149-57-5	0	0,00218	0,00282
2-methoxyethanol	000109-86-4	1,28	1,9	2,85
2-methoxyethylacetaat	000110-49-6	0	0,0713	0,0923
2-methylimidazool	000693-98-1	0	0,0444	0,0666
2-methylnaftaleen	000091-57-6	0,00399	0,00577	0,00808
2-naftylamine	000091-59-8	5,02	7,42	11,2
2-nitroanisool	000091-23-6	9,51	14,1	21,2
2-nitropropaan	000079-46-9	0,0278	0,0411	0,0618
2-nitrotolueen	000088-72-2	0,0143	18,9	28,4
3,3'-dichloorbenzidine	000091-94-1	91,6	136	205
3,3'-dichloorbenzidine dihydrochloride	000612-83-9	0	1,28	1,93
3,3'-dimethoxybifenyl-4,4'-yleendiammonium dichloride	020325-40-0	0	115	173
3,3'-dimethylbenzidine dihydrochloride	000612-82-8	0	476	717
3,4-dinitrotolueen	000610-39-9	0	0,473	0,613
3,5-dinitrotolueen	000618-85-9	0	0,0862	0,112
4,4'-(4-iminocyclohexa-2,5-dienylideenmethyleen)dianilinehydrochloride	000569-61-9	0	9,01	13,6
4,4’-methylene-bis(2-chloroaniline) hydrochloride	064049-29-2	0	18,1	27,3
4,4'-bi-o-toluïdine	000119-93-7	0	0,554	0,717
4,4'-bis(dimethylamino)benzofenon	000090-94-8	0	30,9	46,6
4,4'-methyleenbis(2-chlooraniline)	000101-14-4	79,2	117	176
4,4'-methyleendianiline	000101-77-9	0	0	0
4,4'-methyleendi-o-toluïdine	000838-88-0	47,7	70,5	106
4,4'-oxydianiline	000101-80-4	9,1	13,4	20,3
4,4'-thiodianiline	000139-65-1	30,2	44,6	67,2
4-aminoazobenzeen	000060-09-3	0	1,08	1,4
4-aminobifenyl	000092-67-1	112	165	249
4-chlooraniline	000106-47-8	0,0994	0,142	0,189
4-chloor-o-toluidine hydrochloride	003165-93-3	4,32	6,39	9,62
4-methyl-m-fenyleendiamine	000095-80-7	143	212	319
4-nonylfenol, vertakt	084852-15-3	0,0096	0,0136	0,0176
4-tert-butylbenzoëzuur	000098-73-7	0	0,107	0,139
4-tert-butylfenol	000098-54-4	0,00454	0,00643	0,00831
5-allyl-1,3-benzodioxool	000094-59-7	0,95	1,41	2,12
5-nitroacenafteen	000602-87-9	2,76	4,08	6,15
6,6'-di-tert-butyl-2,2'-methyleendi-p-cresol	000119-47-1	0	0	0
6-methoxy-m-toluïdine	000120-71-8	1,31	1,93	2,91
7-oxa-3-oxiranylbicyclo[4.1.0]heptaan	000106-87-6	0	0	0
8-hydroxychinoline	000148-24-3	0	0,0369	0,0478
Acenafteen	000083-32-9	0,0139	0,0199	0,0266
Acridine	000260-94-6	0,224	0,318	0,412
Acrylamide	000079-06-1	742	1098	1655
Acrylonitril	000107-13-1	5,39	7,98	12,1

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Aldrin	000309-00-2	33,8	299	450
Alfa-endosulfan	000959-98-8	9,99	14,2	18,4
Alfa-hexachloorcyclohexaan	000319-84-6	174	257	387
Antraceen	000120-12-7	0,176	0,249	0,322
Antrachinon	000084-65-1	0,0434	0,0615	0,0794
Arseen	007440-38-2	26,6	229	1204
Arseenpentoxide	001303-28-2	26,6	229	1204
Aziridine	000151-56-4	91	135	203
Azobenzeen	000103-33-3	0,245	6,65	9,95
Azocyclotin	041083-11-8	57,8	83,7	118
Benomyl	017804-35-2	0,142	0,202	0,264
Benz[a]acridine	000225-11-6	0	16,3	21,1
Benz[c]acridine	000225-51-4	0	196	253
Benzeen	000071-43-2	1,38	2,03	3,53
Benzidine	000092-87-5	7405	10948	16486
Benzidine dihydrochloride	000531-85-1	0	11,1	16,7
Benzo[a]antraceen	000056-55-3	0	0,324	0,42
Benzo[a]pyreen	000050-32-8	2,06	3,04	4,58
Benzofenon	000119-61-9	0	0,18	0,233
Benzotrichloride	000098-07-7	629	929	1399
Benzylbutylftalaat	000085-68-7	0,0242	0,106	0,154
Benzylchloride	000100-44-7	0,981	1,45	2,18
Beryllium	007440-41-7	0,0761	2,9	16
Beta-endosulfan	033213-65-9	4,73	6,71	8,7
Beta-hexachloorcyclohexaan	000319-85-7	39,6	59,4	89,4
Binapacryl	000485-31-4	0,258	0,365	0,473
Bis(2-ethylhexyl)ftalaat	000117-81-7	0,0169	0,0534	0,0803
Bis(chloormethyl)ether	000542-88-1	72707	107482	188769
Bis(pentabroomfenyl)ether	001163-19-5	14,4	22,4	33,8
Bisfenol A	000080-05-7	0,0156	0,0223	0,0296
Brodifacoum	056073-10-0	0,0000774	0,00011	0,000142
Butaan	000106-97-8	0	0	0
Butanon oxime	000096-29-7	0	0,299	0,451
Butylparabeen	000094-26-8	0	0	0
C.I. Basic Violet 3 [met 0,1 procent of meer Michler's keton (EG-nr. 202-027-5)]	000548-62-9	0	29,7	39,2
Cadmium	007440-43-9	12,8	3049	15520
Captafol	002425-06-1	13,7	20,1	29,4
Carbendazim	010605-21-7	0,648	0,923	1,22
Carbetamide	016118-49-3	0,0884	0,125	0,162
Catechol	000120-80-9	0,116	0,207	0,304
Chinoline	000091-22-5	0,00816	26,8	40,3
Chloordecon	000143-50-0	1690	2504	3791
Chloordimethylether	000107-30-2	7,28	10,8	16,5
Chloorfenvinfos	000470-90-6	277	409	613
Chloormethylkwik	000115-09-3	0	858	1291
Chloortriethyllood	001067-14-7	2,15	3,05	3,94
Chloropreen	000126-99-8	4,59	6,78	13,8
Chroom (VI)	018540-29-9	0,508	30027	45226

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Chrysotiel	012001-29-5	0	0,00426	0,0252
Cumatetralyl	005836-29-3	0,00453	0,00642	0,00829
Cumeen	000098-82-8	0,00107	0,00158	0,00237
Cyclododecaan	000294-62-2	0	0,0000207	0,0000268
Cycloheximide	000066-81-9	0	2,27	2,94
Cyhexatin	013121-70-5	0,315	0,464	0,687
DDT, 2,4'-isomeer	000789-02-6	0	0,55	0,712
DDT, 4,4'-isomeer	000050-29-3	117	174	264
Delta-hexachloorcyclohexaan	000319-86-8	1,45	2,05	2,66
Dibenzo[a,h]antraceen	000053-70-3	0,553	0,818	1,23
Dibroomnitrilopropiamide	010222-01-2	0	8,16	10,6
Dibutylftalaat	000084-74-2	0,0922	0,132	0,174
Dibutyltin di(acetaat)	001067-33-0	0	0,758	0,982
Dibutyltindichloride	000683-18-1	0,136	0,194	0,251
Dibutyltindilauraat	000077-58-7	0	0,0000115	0,0000149
Dibutyltinoxide	000818-08-6	0	0,000388	0,000503
Dicofol	000115-32-2	349	1389	2092
Dieldrin	000060-57-1	585	6841	10301
Di-ethyleentriaminepenta-azijnzuur	000067-43-6	0	0,0036	0,00467
Difenacum	056073-07-5	0	0,000162	0,00021
Difenylchloorarsine	000712-48-1	0	1,26	1,63
Dihexylftalaat	000084-75-3	0	0,00125	0,00162
Diisobutylftalaat	000084-69-5	0	0,0156	0,0201
Dimethomorf	110488-70-5	0	0,171	0,221
Dimethylcarbamoylchloride	000079-44-7	61,9	91,4	138
Dimethylsulfaat	000077-78-1	0	0,0143	0,0186
Dimethyltin dichloride	000753-73-1	8,33	11,8	15,3
Dinatrium-{5-[(4'-((2,6-dihydroxy-3-((2-hydroxy-5-sulfofenyl)azo)fenyl)azo)(1,1'-bifenyl)-4-yl)azo]sa	016071-86-6	0	1657	2495
Dinatrium-3,3'-[[1,1'-bifenyl]-4,4'-diylbis(azo)]bis(4-aminonaftaleen-1-sulfonaat)	000573-58-0	0	0	0
Dinatrium-4-amino-3-[[4'-[(2,4-diaminofenyl)azo][1,1'-bifenyl]-4-yl]azo]-6-(fenylazo)-5-hydroxynaftal	001937-37-7	0	88,3	133
Dinitrotolueen	025321-14-6	0	20,7	31,1
Dinocap	039300-45-3	0,038	0,0553	0,0795
Dinoseb	000088-85-7	6,47	9,45	13,7
Dinoterb	001420-07-1	1,92	2,72	3,51
Dioxaan	000123-91-1	1,32	1,99	3,15
Diuron	000330-54-1	2,52	3,59	4,75
E-2-butenal	000123-73-9	0	34,6	52
Endosulfan	000115-29-7	1,39	2	2,69
Endrin	000072-20-8	164	241	359
Epichloorhydrine	000106-89-8	19	28,4	44
Ethanal	000075-07-0	0,0568	0,0839	0,126
Ethenyl ester van neodecaanzuur	051000-52-3	0	0	0
Ethyl-1-(2,4-dichloorfenyl)-5-(trichloormethyl)-1H-1,2,4-triazool-3-carboxylaat	103112-35-2	3,66	5,19	6,72

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Ethyleendiamine	000107-15-3	0,00705	0,01	0,013
Ethyleenoxide	000075-21-8	13,6	23,4	46,7
Ethyleenthioureum	000096-45-7	0,621	18,4	27,7
Ethyl-p-nitrofenylthiobenzeenfosfenaat	002104-64-5	337	498	750
Fenantreen	000085-01-8	0,042	0,0595	0,0769
Fenantridine	000229-87-8	0	0,844	1,09
Fenbutatin	013356-08-6	1463	2164	3266
Fenolftaleïne	000077-09-8	0,0133	0,0196	0,0295
Fentinhydroxide	000076-87-9	21,2	30,2	39,5
Fenylarsenigzuur	000098-05-5	0	0,00216	0,00279
Fenylhydrazine	000100-63-0	0	0,029	0,0376
Fenylhydrazinechloride	000059-88-1	0	6,43	9,69
Fenylkwikacetaat	000062-38-4	352	520	781
Fluazifop-butyl	069806-50-4	0,345	0,489	0,632
Flucythrinaat	070124-77-5	238	337	437
Fluoranteen	000206-44-0	0,19	0,27	0,356
Fluoreen	000086-73-7	0,00837	0,0121	0,0167
Flurochloridone	061213-25-0	0,661	0,938	1,22
Formaldehyde	000050-00-0	0,00406	0,00576	0,00747
Formamide	000075-12-7	0	0	0
Furaan	000110-00-9	35,7	52,8	114
Gamma-hexachloorcyclohexaan	000058-89-9	104	153	229
Glufosinaat-ammonium	077182-82-2	0,148	0,216	0,313
Glutaaraldehyde	000111-30-8	0	0	0
Glycidol	000556-52-5	224	334	512
Heptachloor	000076-44-8	25,8	38,1	57,4
Heptachloorepoxide	001024-57-3	21943	32447	48893
Heptachloornorborneen	028680-45-7	0	0,0909	0,118
Hexachloorbenzeen	000118-74-1	238	352	531
Hexachloorbutadieen	000087-68-3	0,031	25,6	38,6
Hexachloorcyclohexaan	000608-73-1	105	155	232
Hexachloorcyclopentadieen	000077-47-4	75,7	112	169
Hexadecafluorheptaan	000335-57-9	0	0	0
Hexahydroftaalzuur-anhydride	000085-42-7	0	0	0
Hexamethylfosforamide	000680-31-9	1133	1674	2522
Hydrazine	000302-01-2	85,4	126	187
Hydrazobenzeen	000122-66-7	0	16,8	25,2
Imidazool	000288-32-4	0	0	0
Isobutaan	000075-28-5	0	0	0
Isobutylnitriet	000542-56-3	0	0,905	1,36
Isodrin	000465-73-6	0	1,63	2,11
Isopreen	000078-79-5	0,0912	0,135	0,272
Isoquinoline	000119-65-3	0,0142	0,0202	0,0262
Kakodylzuur	000075-60-5	4,05	5,98	9,01
Kobalt	007440-48-4	0,000822	0,0952	0,554
Kwik	007439-97-6	2,32	382	1948
Linuron	000330-55-2	0,222	0,318	0,428
Lood	007439-92-1	1,33	31,6	161
Loodstyfnaat	015245-44-0	0	0,000292	0,000378

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Mancozeb	008018-01-7	1,36	1,94	2,55
M-bis(2,3-epoxypropoxy)benzeen	000101-90-6	73,5	109	164
Methoxychloor	000072-43-5	0,481	0,684	0,895
Methylhydrazine	000060-34-4	0,678	10,9	16,1
Mirex	002385-85-5	387	585	929
Musk xyleen	000081-15-2	0	18,6	28,1
N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-fenyl-1,4-benzeendiamine	000793-24-8	0	0	0
N,N,N',N'-tetramethyl-4,4'-methyleendianiline	000101-61-1	0	90,1	136
N,N-dimethylaceetamide	000127-19-5	0	0	0
N,N-dimethylformamide	000068-12-2	0,786	1,16	1,75
N,N-dimethylhydrazine	000057-14-7	11,3	16,7	25
Naftaleen	000091-20-3	0,0528	4,09	6,16
Natriumkakodylaat	000124-65-2	0,0243	0,0345	0,0447
Natriumpentachloorfenolaat	000131-52-2	0,293	0,415	0,537
N-butyltin trichloride	001118-46-3	1,64	2,33	3,02
Nikkel	007440-02-0	7,63	59,3	377
Nitrobenzeen	000098-95-3	2,48	3,67	5,52
Nitrofeen	001836-75-5	9,18	13,6	20,4
Nitrosodipropylamine	000621-64-7	164	243	366
N-methyl-2-pyrrolidon	000872-50-4	0	0,0843	0,127
N-methylol-acrylamide	000924-42-5	0	552	832
N-nitrosodimethylamine	000062-75-9	1609	2380	3592
Nonylfenol	025154-52-3	0,000658	0,000933	0,00121
O-aminoazotolueen	000097-56-3	165	243	366
O-anisidine	000090-04-0	0	0,174	0,225
Octachloornaftaleen	002234-13-1	0	0	0
Octamethyltetrasiloxaan	000556-67-2	0	0,0494	0,064
O-toluidine	000095-53-4	0,0073	0,0104	0,0134
P-(1,1-dimethylpropyl)fenol	000080-46-6	0	0,255	0,33
Para-tert-octylfenol	000140-66-9	0,00527	0,00747	0,00967
PCB 101	037680-73-2	0	1,01	1,3
PCB 77	032598-13-3	0	0,571	0,739
Pentachlooranisol	001825-21-4	0	61,1	91,9
Pentachloorbenzeen	000608-93-5	4,6	6,83	10,4
Pentachloorethaan	000076-01-7	0,00345	38,7	58,3
Pentachloorfenol	000087-86-5	19,7	29,1	43,6
Pentanatrium diethyleen-triaminepenta-azijnzuur	000140-01-2	0	0,000946	0,00123
P-nonylfenol	000104-40-5	0,000708	0,001	0,0013
Polychloorbifenylen	001336-36-3	0	508	765
Propiconazool	060207-90-1	0,856	1,24	1,77
Propyleenoxide	000075-56-9	3,33	5,14	8,5
Pyreen	000129-00-0	0,398	0,565	0,734
Pyrithionzink	013463-41-7	0	0	0
Roxarsone	000121-19-7	0	0	0
Sulfallaat	000095-06-7	2,57	4,07	6,07
Tellurium	013494-80-9	0	0,261	1,55
Terfenyl	026140-60-3	0	0	0

Stofnaam	CAS-nummer	Onder (€/kg)	Centraal (€/kg)	Boven (€/kg)
Tetrabroombisfenol A	000079-94-7	0,00541	0,00779	0,0105
Tetrabutyltin	001461-25-2	0,0000262	0,0000371	0,0000481
Tetra-ethyllood	000078-00-2	445	658	990
Tetrafluorethyleen	000116-14-3	7,82	11,6	17,5
Tetrahydro-2-furylmethanol	000097-99-4	0	0,00237	0,00307
Tetramethyllood	000075-74-1	0,00271	0,00385	0,00498
Tetranatrium-3,3'-[[1,1'-bifenyl]-4,4'-diylbis(azo)]bis[5-amino-4-hydroxynaftaleen-2,7-disulfonaat]	002602-46-2	0	30340	45689
Tetrasul	002227-13-6	0	0,000825	0,00107
Theofylline	000058-55-9	0	0	0
Thioaceetamide	000062-55-5	10,1	14,9	22,5
Thiomersal	000054-64-8	0,0844	0,12	0,155
Toxafeen	008001-35-2	1796	2673	4090
Triadimenol	055219-65-3	0,583	0,846	1,2
Tributyltin	000688-73-3	0,0117	0,0166	0,0216
Tributyltinoxide	000056-35-9	0,00323	0,00477	0,00718
Trichloorbenzenen	012002-48-1	0	0,00517	0,00669
Trichlooretheen	000079-01-6	0,111	0,163	0,345
Tridemorf	024602-86-6	0	68,6	88,9
Trifenyltinacetaat	000900-95-8	0,369	0,527	0,703
Trifenyltinchloride	000639-58-7	0,201	0,297	0,442
Triflumizool	068694-11-1	1,5	2,12	2,74
Trifluraline	001582-09-8	0,99	3,59	5,39
Tris(2,3-dibroompropyl)fosfaat	000126-72-7	2,87	4,26	6,41
Tris(2-chloorethyl)fosfaat	000115-96-8	0,00474	0,827	1,24
Triton X-100	009002-93-1	0,0000315	0,0000446	0,0000579
Trixylyl fosfaat	025155-23-1	0	0,0025	0,00324
Urethaan	000051-79-6	7,14	10,6	15,9
Vinchlozolin	050471-44-8	2,31	3,41	5,11
Vinylbromide	000593-60-2	2,96	4,37	7,37
Vinylchloride	000075-01-4	8,6	12,7	19,2
Warfarine	000081-81-2	30,7	45,4	68,4