

**Literatuurstudie omtrent micropolluenten in het Schelde-estuarium:
Aanwezigheid, toxiciteit, beleid en verwijdering**

Spaans Frits
Van Cleemput Sandy
Van de Velde Els
De Bie Christophe
Van Loon Reinout

Promotor: Prof. Dr. Ir. Eric De Deckere (Universiteit Antwerpen)
Co-promotor: Dr. Ir. Heleen De Wever (VITO, Mol)

*Eindverhandeling ingediend tot het bekomen van de graad
Master in de Milieuwetenschap*

Academiejaar 2006-2007

**Literatuurstudie omtrent micropolluenten in het Schelde-estuarium:
Aanwezigheid, toxiciteit, beleid en verwijdering**

Spaans Frits
Van Cleemput Sandy
Van de Velde Els
De Bie Christophe
Van Loon Reinout

Promotor: Prof. Dr. Ir. Eric De Deckere (Universiteit Antwerpen)
Co-promotor: Dr. Ir. Heleen De Wever (VITO, Mol)

*Eindverhandeling ingediend tot het bekomen van de graad
Master in de Milieuwetenschap*

Academiejaar 2006-2007

Dankwoord

Bij het tot stand komen van deze masterproef zouden we graag volgende personen willen danken voor hun bereidwillige medewerking.

Hierbij wordt in de eerste plaats gedacht aan onze promotoren Prof. Dr. Ir. Eric Dedeckere en Dr. Ir. Heleen De Wever. Bedankt voor jullie interesse en om ons te gidsen door de wijde wereld van de micropolluenten.

Verder zouden we ook Prof. Dr. Ludo Diels (VITO) willen bedanken voor zijn vrijwillige interesse en zijn kritische blik op onze masterproef, Vicky Leloup (UA) voor de vele informatie die we van haar gekregen hebben, en Elke Claus (UA) voor de supervisie en de bezorgdheid omtrent de studenten.

Vervolgens zouden we ook nog enkele mensen willen bedanken voor het aanleveren van informatie. Hierbij wordt gedacht aan Dr. Hilda Witters en Dr. Ir. Katrijn Holvoet van VITO, Ir. Luc Geuens van KdG, Ir. Kathleen Moons van Aquafin, Prof. Dr. Ir. Bart Van Der Bruggen van K. U. Leuven, Dr. Herlinde Noppe van UGent, Ir. Arne Verliefde van Kiwa Waterresearch (Nieuwegein, Nederland) en Dr. Peter von der Ohe (Leipzig, Duitsland).

Tot slot zouden we onze familie willen danken voor hun steun, onze vrienden voor de ontspannende noot tijdens dit jaar en verder onze medestudenten voor het aangename studentenjaar.

Ook willen we elkaar nog bedanken voor de aangename en productieve werksfeer die ertoe geleid hebben dat we deze masterproef tot een succesvol einde hebben kunnen brengen.

Inhoudstafel

Dankwoord	4
Inhoudstafel	5
Gebruikte tabellen	8
Gebruikte figuren	9
Lijst der afkortingen	10
Inleiding	13
Probleemstelling	21
Doelstelling	23
1. Inventarisatie	24
1.1. Inleiding	24
1.2. Masterlijst	24
1.3. Eerste selectie	30
1.4. Pesticiden en industriële stoffen	36
1.4.1. Parameters	36
1.4.2. Selectie	40
1.5. Geneesmiddelen en personal care producten	47
1.5.1. Opstellen selectielijst	47
1.5.2. Selectieparameters	49
1.5.3. Selectie geneesmiddelen en personal care producten	55
1.6. Besluit	56
2. Eigenschappen, gebruik en verspreidingsroutes	57
2.1. Veiligheidskaarten met chemische en fysische eigenschappen	58
2.1.1. Atrazine	58
2.1.2. Anthraceen	60
2.1.3. Nonylfenol	62
2.1.4. Diclofenac	64
2.1.5. Iopromide	65
2.1.6. Galaxolide	65
2.2. Gebruik	66
2.2.1. Gebruik van pesticiden (atrazine)	66
2.2.2. Gebruik van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (anthraceen)	70
2.2.3. Gebruik van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten	71
2.2.4. Gebruik van humane geneesmiddelen (diclofenac en iopromide)	72
2.2.5. Gebruik van polycyclische musken (galaxolide)	75
2.3. Emissieroutes naar het oppervlaktewater	79
2.3.1. Verspreiding van pesticiden	80
2.3.2. Verspreiding van polycyclische aromatische koolwaterstoffen	82
2.3.3. Verspreiding van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten	84
2.3.4. Verspreiding van geneesmiddelen	86
2.3.5. Verspreiding van polycyclische musken	89
3. Toxiciteit	90
3.1. Algemene inleiding	90
3.2. Toxicologische parameters en definities	92
3.2.1. Acute en chronische toxiciteit	92

3.2.2. Toxicologische parameters	92
3.2.3. Bioaccumulatie en biomagnificatie.....	93
3.3. Ecotoxicologie van de geselecteerde micropolluenten	95
3.3.1. Intoxicatie door pesticiden.....	95
3.3.2. Industriële intoxicatie.....	100
3.3.2.1. Anthraceen	100
3.3.2.2. Nonylfenol	103
3.3.3. Intoxicatie door geneesmiddelen en personal care producten	107
3.3.3.1. Diclofenac	108
3.3.3.2. Iopromide.....	110
3.3.3.3. Galaxolide.....	112
4. Beleid.....	115
4.1. Overzicht bestaand beleid chemische stoffen	115
4.2. REACH	119
4.3. Atrazine.....	126
4.3.1. Definitie	126
4.3.2. Europees Beleid	126
4.3.3. Federaal beleid	129
4.3.4. Vlaams Beleid.....	132
4.4. Anthraceen.....	138
4.4.1. Europees Beleid	138
4.4.2. Federaal Beleid	140
4.4.3. Vlaams Beleid.....	141
4.5 Nonylfenol.....	144
4.5.1. Europees Beleid	144
4.5.2. Federaal Beleid	148
4.5.3. Vlaams Beleid.....	149
4.6. Besluit.....	152
5. Geneesmiddelen en personal care producten	154
5.1. Inleiding	154
5.2. Beleid geneesmiddelen	155
5.2.1. Europese wetgeving	155
5.2.2. EMEA	156
5.2.3. Europese registratieprocedures	157
5.2.4. Federaal Beleid	159
5.2.5. Besluit	160
5.3. Alternatief beleid voor PPCPs: aanpak bij de bron	161
5.3.1. Milieuclassificatie van humane geneesmiddelen.....	161
5.3.1.1. Het Stockholm model	162
5.3.1.2. Het Swedish model	162
5.3.2. Ecolabels.....	163
5.3.3. Doelgerichte therapie	164
5.3.3.1. Antibiotica.....	165
5.3.3.2. CO ₂ in plaats van contrastvloeistof.....	166
5.3.3.3. Rationeel gebruik van medicamenten.....	166
5.3.3.4. Conclusies doelgerichte therapie	167

5.3.4. Scheiding aan de bron (<i>Source separation</i>)	167
5.3.4.1. Lokale behandeling: industrie, ziekenhuizen en zorginstellingen	168
5.3.4.2. Urinescheiding	168
5.3.4.3. Verwijdering van niet-gebruikte geneesmiddelen	168
5.3.5. Stakeholders	169
5.3.6. Aanbevelingen	169
6. Verwijderingstechnieken	171
6.1. Inleiding	171
6.2. Het actief slibproces	171
6.2.1. Procesbeschrijving	171
6.2.2. Sturingsparameters	172
6.3. Verwijdering van micropolluenten met een actief slibstelsel	174
6.3.1. Sorptie op het actief slib	176
6.3.2. Stripping	178
6.3.3. Biodegradatie door micro-organismen	180
6.3.4. Besluit	184
6.4. Niet-biologische verwijderingstechnieken	185
6.4.1. Oxidatietechnieken	185
6.4.1.1. Bespreking techniek	185
6.4.1.2. Resultaten	188
6.4.2. Coagulatie / flocculatie	191
6.4.2.1. Bespreking techniek	191
6.4.2.2. Resultaten	192
6.4.3. Actieve kool	194
6.4.3.1. Bespreking techniek	194
6.4.3.2. Resultaten	195
6.4.4. Membranen	197
6.4.4.1. Bespreking techniek	197
6.4.4.2. Resultaten	199
6.4.5. Samenvattende resultaten	200
6.5. Verwijdering van atrazine uit het milieu	202
6.5.1. Inleiding	202
6.5.2. Verwijderingstechnieken	203
6.5.2.1. Fytoremediatie	203
6.5.2.2. Fysico-chemische verwijderingstechnieken	205
6.6. Algemeen besluit	207
Besluit	208
Bibliografie	211
Literatuur	211
Wetgeving en rechtspraak	216
Internetbronnen	219
Bijlagen	221
Bijlage 1: Toxicologische parameters voor atrazine	221
Bijlage 2: Toxicologische parameters voor anthraceen	244
Bijlage 3: Toxicologische parameters voor nonylfenol	246
Bijlage 4: Toxicologische parameters voor iopromide	248

Gebruikte tabellen

Tabel 1: Masterlijst	32
Tabel 2: Voorselectie pesticiden en industriële stoffen	40
Tabel 3: Gewichtsverdelingen	41
Tabel 4: Selectietabel pesticiden.....	43
Tabel 5: Selectietabel industriële stoffen.....	44
Tabel 6: Indeling geneesmiddelen en personal care producten	48
Tabel 7: Consumptie (kg/a) van geneesmiddelen (op voorschrift, niet voor België).....	50
Tabel 8: Consumptie musk geurstoffen in Europa in 1998	51
Tabel 9: Concentraties in effluent van RWZIs (ng/l)	52
Tabel 10: Log K_{ow} en concentraties in oppervlaktewateren voor geneesmiddelen (ng/l)	54
Tabel 11: Log K_{ow} en concentraties in oppervlaktewater voor PCPs (ng/l)	55
Tabel 12: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor atrazine	58
Tabel 13: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor anthraceen	60
Tabel 14: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor nonylfenol	62
Tabel 15: Eigenschappen diclofenac	64
Tabel 16: Eigenschappen iopromide.....	65
Tabel 17: Eigenschappen galaxolide	65
Tabel 18: Gebruik van geneesmiddelen.....	73
Tabel 19: Verspreidingsroutes van gewasbeschermingsmiddelen	80
Tabel 20: Emissies van PAKs voor de verschillende doelgroepen.....	84
Tabel 21: Emissieroutes van nonylfenol naar het oppervlaktewater	85
Tabel 22: Acute en chronische toxiciteit van diclofenac	109
Tabel 23: Toxiciteitsdata van iopromide	112
Tabel 24: Termijnen van de producten die atrazine bevatten	131
Tabel 25: Verdelingscoëfficiënten en wateroplosbaarheid.....	177
Tabel 26: K_H -waarden.....	179
Tabel 27: Biologische verwijderingspercentages (%)	180
Tabel 28: K_{bio} -waarde	181
Tabel 29: Behandeling van nonylfenol en iopromide met coagulatie / flocculatie	192
Tabel 30: Moleculaire massa's micropolluenten	198
Tabel 31: Behandeling van micropolluenten door middel van nanofiltratie	199
Tabel 32: Samenvattende resultaten	200
Tabel 33: Gegevens atrazine	202
Tabel 34: Verwijderingspercentages atrazine.....	206

Gebruikte figuren

Figuur 1: Water op aarde	14
Figuur 2: Het Schelde-estuarium	16
Figuur 3: Zoutgradiënt langsheen het Schelde-estuarium	17
Figuur 4: Watercyclus en oorzaken van verontreiniging	18
Figuur 5: Detail uit een kaart van het landgebruik langsheen het Schelde-estuarium	19
Figuur 6: Structuur atrazine	57
Figuur 7: Structuur anthraceen	57
Figuur 8: Structuur nonylfenol	57
Figuur 9: Structuur diclofenac	57
Figuur 10: Structuur iopromide	57
Figuur 11: Structuur galaxolide	57
Figuur 12: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen volgens type	67
Figuur 13: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen binnen en buiten de landbouw	68
Figuur 14: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen doorheen de EU	69
Figuur 15: Verdeling top 100 geneesmiddelen over therapeutische klassen	75
Figuur 16: Gebruik van geurstoffen per productcategorie in de EU	76
Figuur 17: Verbruik detergenten in de EU	77
Figuur 18: Verbruik cosmeticaproducten in de EU	78
Figuur 19: Emissieroutes naar het oppervlaktewater	79
Figuur 20: Verspreidingsroutes van gewasbeschermingsmiddelen	82
Figuur 21: Emissies van PAKs voor de verschillende doelgroepen	83
Figuur 22: Emissieroutes van geneesmiddelen	86
Figuur 23: Concentratieranges antibiotica	87
Figuur 24: Concentratieranges pijnstillers	88
Figuur 25: Concentratieranges röntgencontrastmiddelen	88
Figuur 26: Concentratieranges cholesterolverlagende middelen	89
Figuur 27: Concentratieranges bètablokkers	89
Figuur 28: Transport van een chemische stof doorheen het lichaam	91
Figuur 29: Ophoping persistente organische verontreinigingen in de voedselketen	94
Figuur 30: Hermafrodisme bij mannelijke Xenopus kikker	97
Figuur 31: Gevolg van een regenbui	175
Figuur 32: Vergelijking chloorbehandeling - ozonbehandeling	187
Figuur 33: Behandeling nonylfenol door middel van ozon	188
Figuur 34: Behandeling anthraceen door middel van ozon	189
Figuur 35: Behandeling van diclofenac, galaxolide en iopromide met ozon	190
Figuur 36: Behandeling van galaxolide en diclofenac met coagulatie / flocculatie	193
Figuur 37: Behandeling van nonylfenol door middel van actieve kool	196
Figuur 38: Resultaten actieve kool	197
Figuur 39: Werking van het membraan	198
Figuur 40: Laboresultaten voor de verwijdering van atrazine	204

Lijst der afkortingen

ADBI	Celestolide
AHMI	Phantolide
AHTN	Tonalide
AITI	Traseolide
Al(OH) ₃	Alumimiumhydroxide
Al ₂ (SO ₄) ₃	Aluminiumsulfaat
ATP	Adenosinetrifosfaat
BOD	Biological oxygen demand
Ca(OH) ₂	Kalkmelk
CHMP	Committee for Medicinal Products for Human Use
Cl ₂	Chloorgas
ClO ₂	Chloordioxide
CO ₂	Koolzuur
COD	Chemical oxygen demand
CVMP	Committee for Medicinal Products for Veterinary Use
DABM	Decreet Algemene Bepalingen Milieubeleid
DL	Detectielimiet
DNA	Desoxyribonucleïnezuur
DT ₅₀	Halfwaardetijd
EC	Effectieve concentratie
ECB	European Chemicals Bureau
EEG	Europese Economische Gemeenschap
EG	Europese Gemeenschap
EINECS	European Inventory of Existing Commercial Substances
EKG	Elektrocardiogram
ELINCS	European List of Notified Chemical Substances
EMA	European Medicines Agency
EP	Europees Parlement
ERA	Environmental Risk Assessment
ET	Exposure time
EU	Europese Unie
FAGG	Federaal Agentschap voor de Geneesmiddelen en de Gezondheidsproducten
Fe(OH) ₃	Ijzerhydroxide
FeCl ₃	Ijzertrichloride
FOD	Federale Overheidsdienst

FSC	Forest Stewardship Council
GAC	Granulaat actieve kool
H ⁺	Waterstofion
H ₂ O	Water
HCl	Zoutzuur
HELCOM	Helsinki Commissie
HHCB	Galaxolide
HOCl	Hypochlorig zuur
IC	Inhibitory concentration
J	Flux
KB	Koninklijk Besluit
K _{bio}	Biodegradatiecoëfficiënt
K _d	Sorptiecoëfficiënt
K _H	Henry verdelingscoëfficiënt
K _{oc}	Organic-carbon partiticoëfficiënt
K _{ow}	Octanol-water partiticoëfficiënt
KRW	Kaderrichtlijn Water
LC	Letale concentratie
LD	Letale dosis
LOEC	Lowest observed effect concentration
LOEL	Lowest observed effect level
LT	Lethal time
MATC	Maximum acceptable toxicant concentration
MIC	Minimale inhiherende waarde
MKN	Milieukwaliteitsnormen
MSC	Marine Stewardship Council
N	Stikstof
N ₂	Stikstofgas
NaClO ₂	Natriumchloriet
NaOH	Natriumloog
NF	Nonylfenol
NFE	Nonylfenolethoxylaar
NOEC	No observed effect concentration
NOEL	No observed effect level
NSC	Noordzeeconferenties
O ₂	Zuurstof
O ₃	Ozon

OCI ⁻	Hypochlorietion
OH	Hydroxyl radicalen
OSPAR	Oslo-Parijs-Verdrag
P	Fosfor
PAC	Poeder actieve kool
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstof
PBT	Persistence, bioaccumulation and toxicity
PCB	Polychloorbifenyyl
PCDD	Polychloordibenzodioxine
PCDF	Polychloordibenzofuraan
PCP	Personal care product
PEC	Predicted Environmental Concentration
pH	Zuurtegraad
PNEC	Predicted no-effect concentration
POP	Persistent organic pollutant
PPCPs	Pharmaceuticals and personal care products
Q	Slibleefdtijd
Q	Flow
R	Retentie
RAR	Risk Assessment Report
REACH	Registratie, Evaluatie en Autorisatie van Chemische Stoffen
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
S	Recovery
Sb	Slibbelasting
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNEP	United Nations Environment Programme
Vb	Volumebelasting
VICH	International Cooperation on the Harmonization of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products
VLAREBO	Vlaams reglement betreffende de bodemsanering
VLAREM	Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieu Maatschappij
VOS	Vluchtige organische stoffen
α	Selectiviteitsfactor
ΔP	Drukverschil

Inleiding

Het menselijk leven bestaat enkel dankzij de aanwezigheid van water. Al het leven op aarde is immers in het water ontstaan en water wordt daarom ook wel eens het blauwe goud van deze planeet genoemd. Het belang van deze natuurlijke grondstof neemt nog steeds toe: de aanwezigheid van water bepaalt immers mee het ontwikkelingsniveau van een land. Het lijkt dan ook logisch dat deze grondstof naar waarde zou worden geschat en dat ze beschermd en veiliggesteld zou worden voor de volgende generaties. Toch gebeurt dit niet voldoende waardoor er momenteel 1,8 tot twee miljard mensen niet beschikken over zuiver water.

Recente prognoses¹ duiden erop dat tegen 2025 meer dan 50 landen, samen drie miljard mensen, met waterschaarste zullen geconfronteerd worden en dit door een stijging van de vraag naar water met 650 %. Deze stijging is een gevolg van een stijgende wereldbevolking welke een verhoogde voedsel- en brandstofproductie met zich meebrengt. Omwille van deze sterk stijgende vraag naar water en de verhoogde voedsel- en brandstofproductie wordt er steeds meer water gebruikt en verontreinigd. Hiernaast wordt water als maar meer als een machtsinstrument misbruikt dat de economische kracht en politieke verhoudingen binnen een groep landen, een regio of een continent mee bepaalt.

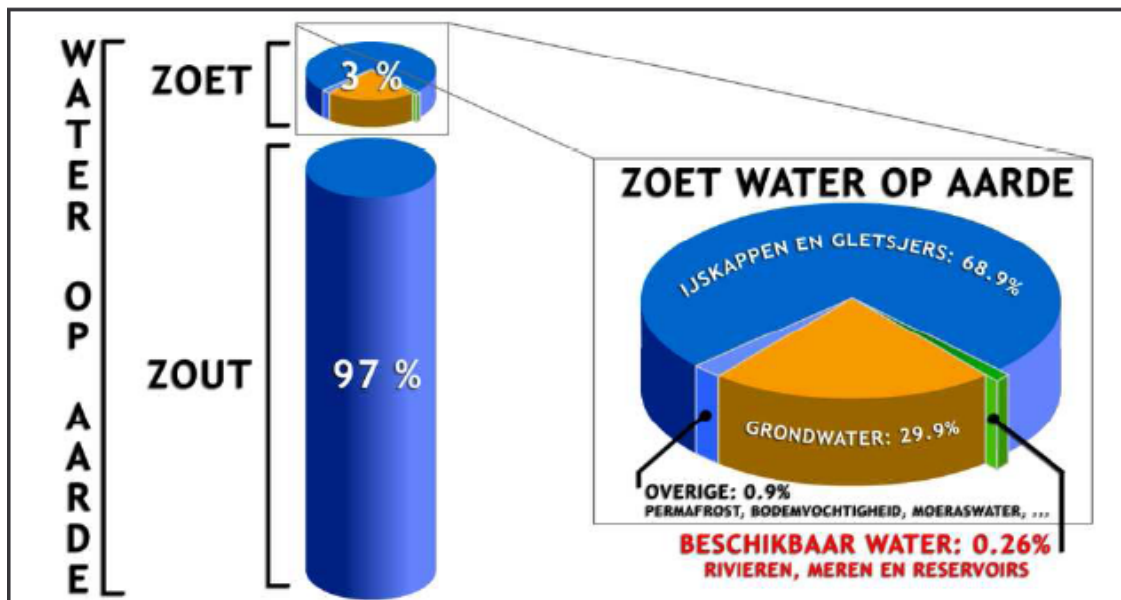
Bovenstaande feiten kunnen vervat worden in twee dimensies, namelijk een kwantitatieve en een kwalitatieve dimensie. Enerzijds moet er voldoende water voor handen zijn en dat water moet anderzijds van een goede kwaliteit zijn. Deze dimensies passen in het concept van duurzaam waterbeheer dat kan omschreven worden als een beheer van waterstromen dat beantwoordt aan de principes van duurzame ontwikkeling². Dit geldt voor alle watersystemen: oppervlaktewateren, grondwater, regenwater. Een concreter inzicht omtrent deze twee dimensies wordt hieronder toegelicht.

¹ (<http://www.pidpa.be/nl/water/waterschaarste.htm>).

² World commission on the environment and development, 1987.

Kwantitatief

Wanneer men onze planeet bekijkt vanuit de ruimte, ziet men een “blauwe planeet”. Eenzeventig % (361 miljoen km²) van het aardoppervlak is immers bedekt met water. Als de aarde helemaal vlak zou zijn, dan was ze één zee, 3700 meter diep. Ondanks het feit dat dit een onuitputtelijke bron lijkt, is minder dan 3 % van alle water op aarde zoet. Van deze 3 % komt 68,9 % voor in de vorm van ijs en dit voornamelijk op Antarctica en Groenland. De overige 31,1 % vindt men terug als grondwater (29,9 %), permafrost, bodemvochtigheid en moeraswater (0,9 %) en slechts 0,26 % van het water (rivieren, meren en reservoirs) op de aarde is rechtstreeks beschikbaar voor menselijk gebruik³.



Figuur 1: Water op aarde

(<http://www.protos.be>)

³ Shiklomanov et al.,2003.

Kwalitatief

Het aspect kwaliteit⁴, met betrekking tot de impact op de gezondheid van mens en leefmilieu, kan men opdelen in biologische vervuiling en chemische vervuiling:

Biologische vervuiling

Lozing van rioolwater en afvalwater kan ernstige microbiële verontreiniging veroorzaken met mogelijke gevaren voor fauna en flora in en rond het water en voor menselijke recreatie. Pathogenen of ziekteverwekkers die mogelijk in het water terecht komen zijn o.a.:

- Bacteriën: voorbeelden hiervan zijn o.a. *Salmonella* dat gastro-intestinale aandoeningen veroorzaakt en *Naegleria fowleri* dat meningo-encefalitis kan veroorzaken.
- Virussen: voorbeelden hiervan zijn o.a. het *hepatitis-A* virus dat de lever aantast en het *Norwalk* virus dat gastro-intestinale aandoeningen veroorzaakt.
- Protozoa: voorbeeld hiervan is het ééncellige organisme *Giardia lamblia* dat gastro-intestinale aandoeningen kan veroorzaken.
- Wormen: nematoden en cestoden die via het water kunnen worden overgedragen⁵.

Chemische vervuiling

Chemische vervuiling kan onder verschillende vormen voorkomen zoals nutriënten, zware metalen, zouten, zwevende stoffen, verzurende stoffen en organische microverontreinigingen. Deze laatste groep verdient een bijzondere aandacht omwille van twee redenen. In de eerste plaats vertonen deze micropolluenten nadelige effecten in concentraties van $\mu\text{g/l}$ of zelfs ng/l . In de tweede plaats zijn deze micropolluenten moeilijk te verwijderen en dit door hun lage concentraties en door hun chemische eigenschappen.

Daarom zal deze thesis handelen over organische micropolluenten in het oppervlaktewater. Het watersysteem dat in deze thesis als studiegebied fungeert, is het Schelde-estuarium (figuur 2).

⁴ MIRA, 2006a.

⁵ Van Sprundel, 2006.



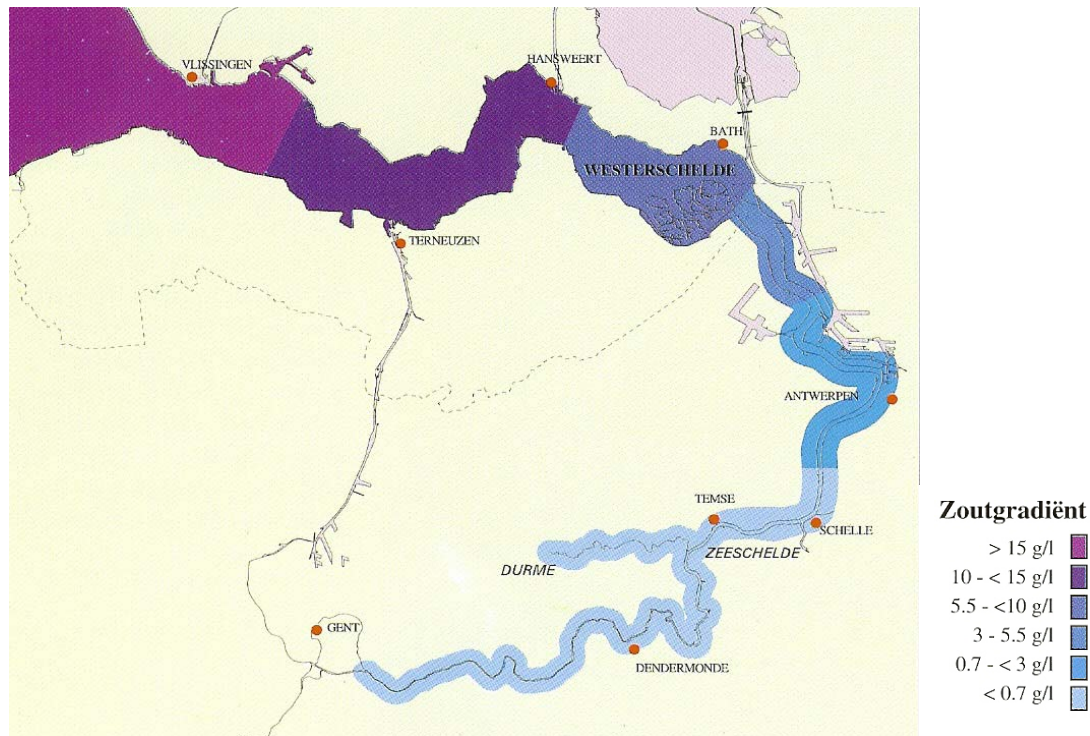
Figuur 2: Het Schelde-estuarium

(<http://www.scheldenet.nl>)

De redenen waarom voor dit estuarium is gekozen zijn de volgende:

- Het Schelde-estuarium is één van de laatste en meest natuurlijke estuaria van Europa. Vanuit ecologisch standpunt is een rivierestuarium waar rivierwater in zeewater opgaat, zoals in het Schelde-estuarium, uniek. Zoet en zout water zijn immers totaal verschillende werelden. Figuur 3 geeft de zoutgradiënt weer, die ontstaat door de geleidelijke vermenging van het zoute zeewater met het zoete rivierwater. Naast de wisselende verhouding van zoet en zout⁶ zorgen ook de schommelingen van het waterpeil en de aanslibbingen voor zeer rijke en verscheiden voedselketens en fauna en flora.

⁶ (<http://www.scheldenet.nl>).



Figuur 3: Zoutgradiënt langsheen het Schelde-estuarium

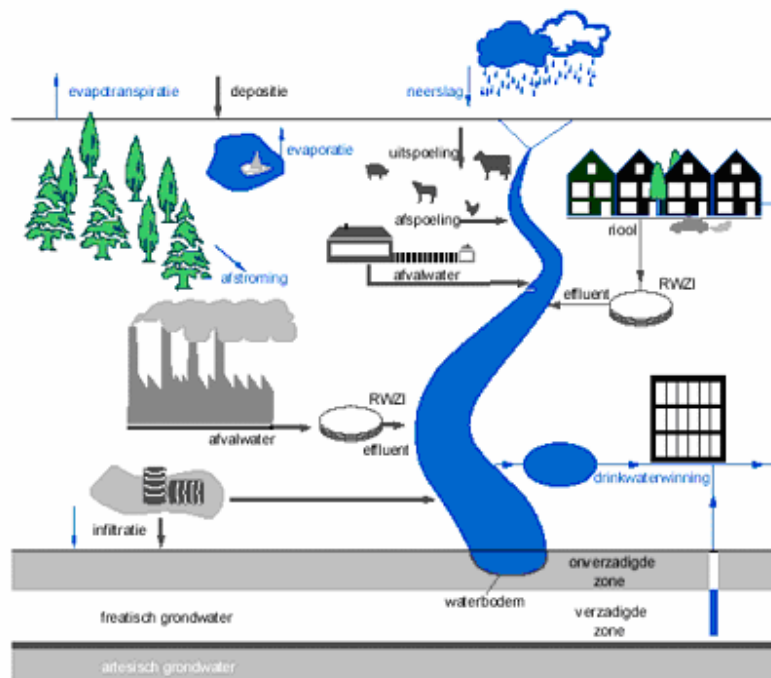
(Meire, 1995)

- Het Schelde-estuarium is eveneens cruciaal voor trekvogels, wintergasten en broedvogels. Zo kunnen er tot 150.000 watervogels waargenomen worden tijdens doortrek- en winterperiode. Het Schelde-estuarium is immers een stopplaats waar trekvogels van de zogenaamde Oost-Antlantische trekroute halt houden om uit te rusten en te foerageren⁷.
- Jonge dieren kunnen in de ondiepe gebieden van het estuarium beschutting zoeken tegen grotere dieren die hen als prooi gebruiken en eveneens tegen de hoge dynamiek van het water in het estuarium. De hoeveelheid voedsel die hier te vinden is, is ook groter dan in de diepere gebieden. Deze gebieden zijn bijgevolg ecologisch zeer waardevol aangezien ze een kraam- en kinderkamerfunctie vervullen voor verschillende dieren, o.a. voor de Tong, Zeebaars, Schol, Grijze garnaal, ...

⁷ Meire et al., 1995.

- Het Schelde-estuarium kan men beschouwen als een trechter waarin al het water passeert dat doorheen het stroomgebied van de Schelde stroomt. Dit wil zeggen dat al de verontreinigingen geloosd in dit stroomgebied in het Schelde-estuarium terecht komen. Monitoringsprogramma's op het Schelde-estuarium geven zo een vrij representatief beeld van welke pollutanten over het ganse stroomgebied van de Schelde geloosd worden. Het nadeel is wel dat sommige pollutanten op het tijdstip dat ze het estuarium passeren erg verdund zijn.

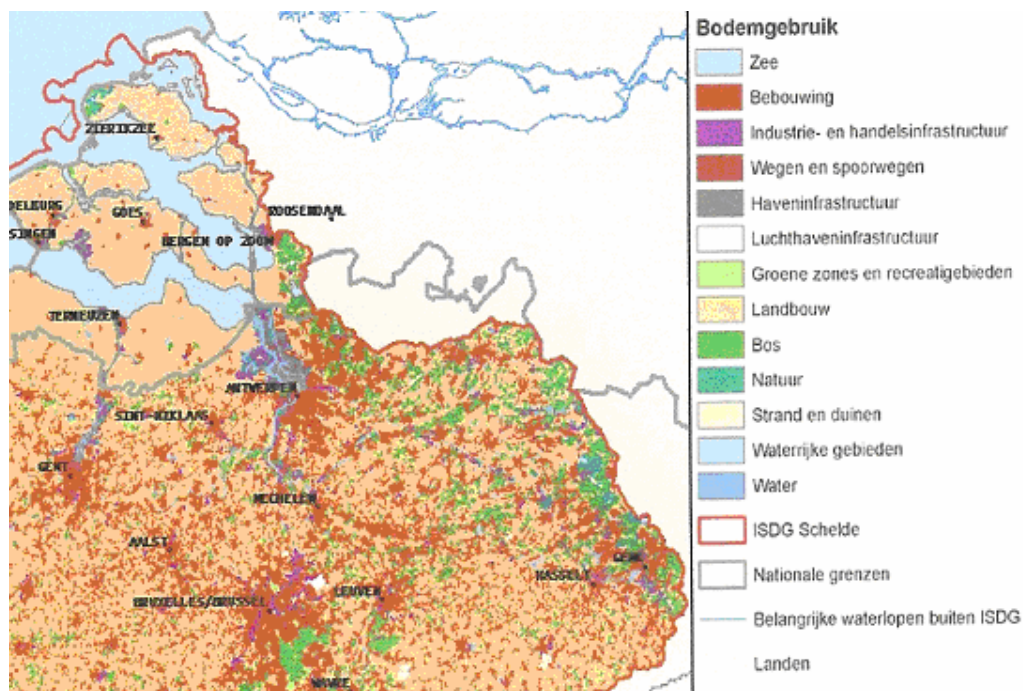
De routes waarlangs contaminatie van oppervlaktewater optreedt, zijn zeer divers. Dit wordt aangegeven in figuur 4.



Figuur 4: Watercyclus en oorzaken van verontreiniging

(<http://www.mirarapport.be>)

Figuur 5 geeft een globaal inzicht van het landgebruik langsheen het Schelde-estuarium.



Figuur 5: Detail uit een kaart van het landgebruik langsheen het Schelde-estuarium

(<http://www.scaldit.org>)

Op deze manier krijgt men een globaal zicht waar welke verspreidingroutes plaatsvinden. In deze thesis zal er gekeken worden naar micropolluenten die hun oorsprong vinden binnen één van de volgende drie groepen.

Landbouw

Het betreft hier vooral pesticiden welke gebruikt worden ter bescherming van teelten en gewassen.

Industriële stoffen

Deze stoffen kennen hun oorsprong enerzijds in de industrie waar ze gebruikt worden in specifieke productieprocessen bij het vervaardigen van bepaalde producten. Anderzijds komen deze stoffen ook voor in producten die de consument gebruikt.

Geneesmiddelen en personal care producten

Deze kunnen opgedeeld worden in twee groepen. Enerzijds zal er gekeken worden naar geneesmiddelen (*pharmaceuticals*) welke hun gebruik voornamelijk kennen binnen de huishoudens en de ziekenhuizen. Anderzijds zal er aandacht besteed worden aan de

persoonlijke verzorgingsproducten (personal care producten, PCPs). Beide termen zullen verderop in deze thesis soms als één term gehanteerd worden, namelijk de PPCPs (*pharmaceuticals and personal care products*).

Probleemstelling

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)^{8,9,10} is sinds 22 december 2000 van kracht en heeft verregaande gevolgen voor het waterbeleid in de Europese lidstaten. Deze richtlijn werd in 2003 in de Vlaamse wetgeving geïmplementeerd via het decreet betreffende het integraal waterbeleid. De algemene doelstelling van deze richtlijn is tegen eind 2015 een goede kwaliteit voor oppervlaktewater en grondwater te bereiken. Er dient aan drie voorwaarden voldaan te worden:

- achteruitgang van de toestand van het oppervlaktewater moet worden voorkomen
- de oppervlaktewateren moeten worden hersteld of verbeterd
- de verontreiniging door schadelijke stoffen moet worden gereduceerd.

Binnen de KRW werd er daarom een lijst met circa 30 prioritaire stoffen opgenomen. “Prioritaire stoffen”, een specifieke term binnen de KRW, zijn verontreinigende stoffen of groepen van stoffen die een dermate hoog risico vormen voor of via het aquatisch milieu dat hiervoor prioritair reductiemaatregelen moeten worden uitgewerkt.

Een andere invalshoek omtrent de problematiek van schadelijke stoffen kadert in een Europese wetgeving die de naam REACH (Registratie, Evaluatie en Autorisatie van Chemische stoffen) met zich mee kreeg. Hierbij tracht men via registratie en evaluatie de impact van bestaande en nieuwe chemicaliën op het milieu in kaart te brengen. Deze wetgeving heeft niet enkel betrekking op de problematiek van het oppervlaktewater, maar heeft ook nog zijn uitwerking binnen andere compartimenten. Op 1 juni 2007 zal deze REACH-verordening in werking treden, maar concrete verwachtingen zijn vooralsnog vaag.

Onderzoek naar de aanwezigheid van schadelijke stoffen in oppervlaktewater wint steeds aan belang omwille van diverse redenen. De toxiciteit van deze pollutanten is in dit geval

⁸ MIRA, 2006a.

⁹ (<http://ec.europa.eu/environment/>).

¹⁰ Vlaams Integraal Wateroverleg Comité, 2001.

het belangrijkste aandachtspunt. Vele van deze stoffen zijn schadelijk voor zowel de mens als voor het ecosysteem. Hoewel vele van deze pollutanten in zo danig lage concentraties voorkomen, dat ze ook wel micropolluenten worden genoemd, zijn ze in vele gevallen weinig of niet biodegradeerbaar en worden ze bijgevolg niet of slechts gedeeltelijk verwijderd in een klassieke zuiveringsinstallatie. De kans op accumulatie en persistentie in het milieu met mogelijke impact op het ecologisch systeem neemt hierdoor toe.

De aandacht in deze thesis gaat hierbij naar de aanwezigheid van micropolluenten in het Schelde-estuarium en naar mogelijkheden voor reductie ervan door middel van zuiveringstechnologiën.

Doelstelling

Het doel van deze thesis is het in kaart brengen van een aantal belangrijke micropolluenten met betrekking tot het Schelde-estuarium. In de eerste plaats is het de bedoeling om tot een selectie te komen van een aantal micropolluenten binnen de drie oorsprongen en dit aan de hand van een inventarisatie op basis van verschillende parameters. In een tweede fase zal er getracht worden om het gebruik, de verspreidingsroutes, de toxiciteit, het beleid en de verwijderingsmogelijkheden van de geselecteerde micropolluenten nader toe te lichten.

1. Inventarisatie

1.1. Inleiding

De inventarisatie is gebaseerd op basis van diverse verdragen en richtlijnen welke lijsten met tal van micropolluenten bevatten. Deze lijsten bevatten echter vooral pesticiden en industriële stoffen en in mindere mate PPCPs. Daarom zal de verdere werkwijze voor de *personal care* producten en de geneesmiddelen verschillen van deze voor de industriële stoffen en de pesticiden. Voor de PPCPs werd de selectie uitgevoerd aan de hand van literatuurgegevens met betrekking tot consumptie, aanwezigheid in Europese oppervlaktewateren, ... Voor de pesticiden en de industriële stoffen is er aan de hand van databases van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) nagegaan in welke mate ze aanwezig waren in het Schelde-estuarium. Nadien werden er voor deze stoffen waarvoor concentratiegegevens voorhanden waren waarden van diverse parameters opgezocht. Deze parameters werden vervolgens gebruikt om tot een selectie te komen voor de industriële stoffen en de pesticiden.

1.2. Masterlijst

In een eerste stap is een compilatie gemaakt van bestaande lijsten op internationaal, Europees en Vlaams niveau. Beleid rond polluenten wordt op alle niveaus opgesteld (*multilevel-governance*). Meestal wordt er een lijst opgesteld van prioritaire stoffen, dit zijn stoffen die onmiddellijke actie vereisen. Deze lijsten zijn zeer verschillend naargelang de invalshoek van het verdrag of de richtlijn (bepaalde stoffen, zee, rivier, lucht, ...) en de reikwijdte van het verdrag of de richtlijn (wereld, Baltische Zee, Vlaanderen, ...). De lijsten zijn ook steeds het resultaat van een onderhandelingsproces en zijn in die zin onvermijdelijk beperkt.

Hierna volgt een uitleg bij de verschillende verdragen en richtlijnen opgenomen in de masterlijst. Deze bestaat uit drie lijsten: een lijst met pesticiden, één met industriële stoffen en een derde met geneesmiddelen en *personal care* producten (tabel 1).

Internationaal: Verenigde Naties

A. UNEP POP

De *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*¹¹, een initiatief van de *United Nations Environment Programme* (UNEP), werd op 23 mei 2001 ondertekend, en trad in werking op 17 mei 2004. Het is een lijst van 12 *Persistent Organic Pollutants* (POPs) die in de toekomst nog kan worden uitgebreid. Doel van het verdrag is eliminatie van de gevaarlijkste POPs en ondersteuning van de overgang naar veiligere alternatieven en reiniging van oude opslagplaatsen en uitrusting die POPs bevatten via technische en financiële bijstand¹². België tekende het verdrag op 23 mei 2001 en het werd geratificeerd op 25 mei 2006¹³. Zes pesticiden, de polychloorbifenylen (PCBs), de polychloordibenzodioxines (PCDDs) en de polychloordibenzofuranen (PCDFs) van deze lijst werden opgenomen in de masterlijst.

B. UNECE-LRTAP

Het *Verdrag van Genève van 13 november 1979 inzake de bescherming tegen grensoverschrijdende luchtverontreiniging op lange afstand*, opgesteld in het kader van de *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE), zoals gewijzigd door verscheidene protocollen, heeft als doel grensoverschrijdende luchtverontreiniging afkomstig van nieuwe en bestaande bronnen te vermijden, te verminderen en te controleren. Het verdrag is een kaderverdrag waaraan al acht protocollen zijn toegevoegd¹⁴. Enkel het *Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants* (getekend in 1998, van kracht sinds 23 oktober 2003) is opgenomen in de tabel. België tekende dit Protocol op 24 juni 1998 en ratificeerde het op 26 mei 2006¹⁵. De stoffen in Annex I (in de masterlijst aangeduid met POP1) zijn onderworpen aan een eliminatieplicht voor gebruik en productie. Annex II (in de masterlijst aangeduid met POP2) legt

¹¹ Tekst van het verdrag: (http://www.pops.int/documents/convtext/convtext_en.pdf).

¹² Kurukulasuriya, 2002; VMM, 2002.

¹³ (<http://www.pops.int/documents/signature/signstatus.htm>).

¹⁴ Bossuyt, 2005.

¹⁵ (http://www.unece.org/env/lrtap/status/98pop_st.htm).

gebruiksrestricties op¹⁶. Luchtvervuiling heeft een grote invloed op de kwaliteit van rivieren, vandaar het belang van dit verdrag voor de Schelde. Zeven pesticiden en PCB werden opgenomen in de masterlijst.

Internationaal: Regionale Verdragen

A. OSPAR

Het *OSPAR-Verdrag* (Oslo-Parijs-Verdrag) uit 1992 voor de Bescherming van het mariene milieu in het Noord-Oosten van de Atlantische Oceaan trad op 25 maart 1998 in werking. De verdragspartijen zijn België, Denemarken, de Europese Commissie, Finland, Frankrijk, Duitsland, Luxemburg, IJsland, Nederland, Noorwegen, Portugal, Spanje, Verenigd Koninkrijk, Zweden en Zwitserland. De *OSPAR-strategie Gevaarlijke stoffen* werd goedgekeurd in juli 1998 te Sintra (Portugal). Het doel van deze strategie is te komen tot een nulmissie van gevaarlijke stoffen tegen 2000¹⁷. Op de *OSPAR List of Chemicals for Priority Action*¹⁸ staan op dit moment 43 stoffen of stofgroepen. In totaal werden 36 van de stoffen of stofgroepen van die lijst opgenomen in de masterlijst.

B. Noordzeeconferenties (NSC)

In Bremen werd in 1984 de eerste Noordzeeconferentie gehouden. Nadien volgden er conferenties in Londen (1987), Den Haag (1990), Esbjerg (1995), Bergen (2002) en Göteborg (2006). De derde Noordzeeconferentie was een zeer belangrijke stap. De deelnemende landen (België, Denemarken, Duitsland, Frankrijk, Nederland, Noorwegen, Zweden, Zwitserland en de Europese Commissie) verbonden zich om tegen 1995 een 50 tot 70% emissiereductie naar water en lucht t.o.v. 1985 te realiseren voor verschillende zware metalen, bestrijdingsmiddelen en gechloreerde organische verbindingen. Hiervoor

¹⁶ Protocol to the 1979 convention, Annex I en II

¹⁷ VMM, 2002; (<http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html>).

¹⁸ (http://www.ospar.org/documents/dbase/decreecs/agreements/04-12e_List%20of%20Chemicals%20for%20Priority%20action.doc).

werd een lijst opgesteld van 36 gevaarlijke stoffen die prioritair geacht werden door hun mogelijke impact op het milieu en de volksgezondheid (Annex 1A van de verklaring)¹⁹. Tijdens de vierde Noordzeeconferentie werden de gemaakte afspraken herbevestigd. Voor die stoffen waarvoor de doelstellingen niet werden gehaald werden de reductie-inspanningen verder gezet. De deelnemers stelden de nulinbreng in de Noordzee binnen de termijn van één generatie vast als streefdoel. Voor een aantal stofgroepen werd een substitutie voorgesteld omwille van hun potentieel hormoonverstorende effecten²⁰. Voor deze studie werden 11 pesticiden en drie VOS geselecteerd van de lijst van 36 stoffen en de PCBs van de lijst met stoffen met potentieel hormoonverstorend effect (aangeduid met S in tabel 1)

C. HELCOM

Reeds in 1974 sloten Denemarken, Estland, de Europese Commissie, Finland, Duitsland, Letland, Litouwen, Polen, Rusland en Zweden een verdrag om via intergouvernementele samenwerking het mariene milieu in de Baltische Zee te beschermen tegen alle bronnen van vervuiling (verdrag van Helsinki). Het verdrag trad op 3 mei 1980 in werking. In 1992 sloten deze staten grenzend aan de Baltische Zee en de Europese Commissie een nieuw verdrag: de *Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area*²¹. Het verdrag trad in werking op 17 januari 2000. De conventie bestrijkt de hele Baltische Zeeregio: de rivieren, het zeewater en de zeebodem²². Bijlage 1 bij dit verdrag geeft een lijst van prioritaire stoffen²³. De Helsinki Commissie (HELCOM), die jaarlijks samenkomt, is verantwoordelijk voor het vergemakkelijken en monitoren van de eliminatie van de 132 ergste bronnen van vervuiling (hot spots) in de Baltische Zeeregio, vastgesteld in het gezamenlijke actieprogramma van 1992. Van de stoffen die als prioritair beschouwd worden voor de Baltische Zeeregio werden 19 pesticiden en tien stoffen vooral afkomstig van de industrie geselecteerd voor de masterlijst.

¹⁹ (http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq7_2.htm).

²⁰ VMM, 2002.

²¹ Bossuyt, 2005.

²² (http://www.helcom.fi/helcom/en_GB/aboutus/).

²³ (http://www.helcom.fi/Convention/en_GB/annexes/#annex1).

Europa

A. Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

De Kaderrichtlijn Water heeft als algemeen doel een communautair kader te creëren voor de bescherming van het oppervlaktewater en grondwater. Het hoofddoel van de richtlijn is de watervoorraden en de kwaliteit van de verschillende stroomgebieden op lange termijn veilig te stellen. Tegen 2015 moet in alle Europese wateren een goede toestand van oppervlakte- en grondwater bereikt zijn. Voor oppervlaktewater betekent dit dat zowel de ecologische toestand of het ecologisch potentieel als de chemische toestand tenminste goed moeten zijn²⁴. Vlaanderen implementeerde deze richtlijn via het *Decreet Integraal Waterbeheer* van 18 juli 2003. In het kader van de chemische toestand was het de taak van de Commissie om een lijst van prioritaire stoffen op te stellen. Na goedkeuring door het Europees Parlement en de Raad op 20 november 2001 werd de lijst opgenomen als bijlage X van de richtlijn²⁵. De lijst identificeert 33 stoffen of stofgroepen waarvan aangetoond is dat ze een belangrijk probleem vormen²⁶. Elf van die stoffen werden ondergebracht in de subcategorie prioritaire gevaarlijke stoffen (in de masterlijst aangeduid met **XX**). De verontreiniging door lozing, emissie of verlies van die prioritaire gevaarlijke stoffen moet worden stopgezet of geleidelijk worden beëindigd. Voor sommige stofgroepen zijn indicatieve parameters vermeld. Deze zijn in de masterlijst aangeduid met een “0”²⁷. Negenentwintig van de 33 stoffen zijn opgenomen in deze lijst. De andere 4 waren zware metalen.

²⁴ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l28002b.htm>).

Richtlijn 2000/60/EG (http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm).

²⁵ Beschikking nr. 2455/2001/EG.

²⁶ (http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/priority_substances.htm).

²⁷ VMM, 2002.

B. Richtlijn 2006/11/EG betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd

Deze richtlijn vervangt richtlijn 76/464/EEG (met dezelfde titel) van 4 mei 1976. Deze oude richtlijn was herhaaldelijk en ingrijpend gewijzigd. Om meer duidelijkheid te scheppen besloot de Commissie om al die wijzigingen weer in één tekst te gieten. Doel van de richtlijn is te komen tot een harmonisatie van de wetgevingen van de lidstaten op het gebied van de lozing van bepaalde gevaarlijke stoffen in het aquatisch milieu. Daartoe werden twee lijsten van stoffen en stofgroepen opgesteld. De verontreiniging door het lozen van stoffen van Lijst I moet volledig stopgezet worden. Dit gebeurt door middel van Europese dochterrichtlijnen die milieukwaliteitsnormen en lozingsvoorwaarden opleggen. Deze regeling stopte bij het inwerking treden van de KRW. De verontreiniging van water door stoffen uit lijst II moet gereduceerd worden via reductieprogramma's opgesteld door de lidstaten. Stoffen op Lijst I waarvoor nog geen dochterrichtlijn verschenen is, dienen door de lidstaten behandeld te worden als Lijst II-stoffen. Deze verplichting vervalt pas 13 jaar na het in werking treden van de KRW²⁸. Beide lijsten werden opgenomen in de masterlijst, aangezien ze beiden belangrijk zijn²⁹.

C. Verordening 793/93/EEG van 29 maart 1993 inzake beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen

Deze verordening stelt een programma vast dat risico's die uitgaan van een aantal chemische stoffen opgenomen in de EINECS (*European Inventory of Existing Commercial Substances*) identificeert. De verordening heeft als doel de mens en alle componenten van het milieu te beschermen tegen alle mogelijke effecten van blootstelling aan gevaarlijke chemische stoffen. De Commissie heeft als taak regelmatig lijsten op te stellen met prioriteitsstoffen. Deze stoffen eisen onmiddellijke aandacht door hun mogelijke effecten op de mens en het milieu³⁰. Momenteel zijn er vier lijsten met prioritaire stoffen (vastgesteld bij Verordeningen 1197/94/EEG, 2268/95/EEG,

²⁸ VMM, 2002; Richtlijn 2006/11/EG, artikel 1-3, 6-8.

²⁹ VMM, 2002.

³⁰ Verordening 793/93/EEG.

143/97/EEG, 2364/2000/EEG). Voor iedere stof is er een lidstaat als rapporteur aangesteld voor de risico-evaluatie³¹.

Vlaanderen

A. Bijlagen bij Vlarem 2

In het Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunningen (VLAREM II)³² zijn basismilieukwaliteitsnormen voor het oppervlaktewater vastgelegd in de Bijlage 2.3.1. Elf pesticiden werden opgenomen in de masterlijst.

B. Vlarebo-normen grondwater

In het Vlaams reglement betreffende bodemsanering (VLAREBO) werden naast de bodemsaneringnormen voor het vaste gedeelte van de aarde ook normen opgenomen voor de kwaliteit van het grondwater. Voor grondwater bepaalt VLAREBO zowel saneringsnormen als achtergrondwaarden³³. In de masterlijst werden tien industriële stoffen en vier pesticiden opgenomen.

1.3. Eerste selectie

Niet alle stoffen vermeld in de bovenstaande lijsten werden opgenomen in de uiteindelijke masterlijst. De lijsten werden grondig met elkaar vergeleken. Naargelang het belang van de lijst voor de Schelde werden er meer of minder stoffen overgenomen. De lijsten van het internationale niveau zijn minder belangrijk voor de Schelde omdat ze de probleemstoffen van een enorm groot gebied bevatten. Voor het internationale niveau werden stoffen die op geen enkele andere lijst voorkwamen geschrapt. Indien een land niet voldoet aan de voorwaarden gesteld in een internationaal verdrag zijn er weinig tot

³¹ SCADPLUS: (<http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l21274.htm>); VMM, 2002.

³² Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995.

³³ Besluit van de Vlaamse Regering van 5 maart 1996. (rekening gehouden met al de aanpassingen van VLAREBO).

geen mechanismen om dat land te verplichten dit toch te doen. Lijsten van Europese Richtlijnen zijn daarom veel belangrijker. Indien een lidstaat in gebreke blijft kan de Europese Commissie een inbreukprocedure starten voor het Hof van Justitie. Daarom zijn stoffen die staan op lijsten van Europese Richtlijnen heel belangrijk: de lijst van de Kaderrichtlijn Water werd bijvoorbeeld, met uitzondering van de zware metalen, volledig opgenomen in de masterlijst.

Een ander hulpmiddel, gebruikt om stoffen die belangrijke micropolluenten zijn te herkennen, was de lijst uit de studie *Monitoring organic microcontaminants in the marine environment*.³⁴ Deze lijst werd gebruikt om extra stoffen te selecteren welke toch ook belangrijk zijn voor de Schelde of als toets om enkele stoffen, welke op meerdere lijsten voorkomen, al dan niet mee te nemen.

³⁴ Roose et al., 2005.

Tabel 1: Masterlijst

Pesticiden	UNEP POP	UNECE-LRTAP	OSPAR	NSC	HELCOM	WFD	Richtlijn 2006/11/EG lijst 1 en 2	Verordening 793/93	Vlarem 2	Vlarebo
2,4,5-T (2-(2,4,5-Trichloorfenoxy)azijnzuur)					X		x			
Alachlor (2-Chloor-N-(2,6-diethylfenyl)-N-(methoxymethyl)acetamide)					X	x				
Aldrin (1,2,3,4,10,10-Hexachloor-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-exo-1,4-endo-5,8-dimethanonaftaleen)	x	x(POP1)			X		x		x	X
Aramite (1-(4-tert-Butylfenoxy)propan-2-yl 2-chloorethylsulfiet)					X					
Atrazine (6-Chloor-N ² -ethyl-N ⁴ -isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine)				x		x	x		x	
Chlordaan (1,2,4,5,6,7,8,8-Octachloor-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methaan-1H-indeen)	x	x(POP1)			X		x			X
Chlordecone (1,1a,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-Decachlooroctahydro-1,3,4-metheno-2H-cyclobuta[cd]pentalen-2-on)		x(POP1)			X					
Chlordimeform ((E)-N'-(4-Chloor-2-methylfenyl)-N,N-dimethylformamide)					X					
Chlorfenvinfos ((E)-2-Chloor-1-(2,4-dichloorfenyl)vinyl diethyl fosfaat)						x				
Chloridazon / Pyrazon (5-Amino-4-chloor-2-fenylpyridazin-3(2H)-on)							x			
Chlorpyrifos (O,O-Diethyl O-3,5,6-trichloorpyridin-2-yl thiofosfaat)						x				
DDTs (1,1,1-Trichloor-2,2-bis(4-chloorfenyl)ethaan)	x	X(POP1+2)		x	X				x	
Dichloorvos (2,2-Dichloorvinyl dimethyl fosfaat)				x			x		x	
Dicofol (2,2,2-Trichloor-1,1-bis(4-chloorfenyl)ethanol)			x							
Dieldrin (1,2,3,4,10,10-Hexachloor-6,7-epoxy-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octahydro-endo-1,4-exo-5,8-dimethanonaftaleen)	x	x(POP1)		x	X		x		x	X
Diuron (3-(3,4-Dichloorfenyl)-1,1-dimethylureum)						x				
Endosulfan (1,2,3,4,7,7-Hexachloor-8,9,10-trinorborn-2-ene-5,6-yleendimethylsulfiet)			x	x		xx	x		x	X
Endrin (1,2,3,4,10,10-Hexachloor-6,7-epoxy-1,4,4a,5,6,7,8,8a-octahydro-exo-1,4-exo-5,8-dimethanonaftaleen)	X	x(POP1)		x	X		x		x	
EPN (O-Ethyl-O-4-nitrofenylfenylthiofosfaat)			x							

Pesticiden	UNEP POP	UNECE-LRTAP	OSPAR	NSC	HELCOM	KRW	Richtlijn	Verordening	Vlarem 2	Vlarebo
							2006/11/EG lijst 1 en 2	793/93		
Flucythrinaat ((S)-Cyano(3-fenoxyfenyl)methyl 2-(4-(difluormethoxy)fenyl)-3-methylbutanoaat)			x							
Fluorazijnzuur en zijn derivaten					X					
Isobenzaan / Telodrin (1,3,4,5,6,7,8,8-Octachloor-1,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methanoisobenzofuraan)				x	X					
Isodrin (1,2,3,4,10,10-Hexachloor-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-endo-1,4-endo-5,8-dimethanonafteleen)			x	x	X		x		x	
Isoproturon (3-(4-Isopropylfenyl)-1,1-dimethylureum)						x				
Kelevan (Ethyl 1,1a,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-decachlooroctahydro-2-hydroxy-γ-oxo-1,3,4-metheno-1H-cyclobuta[cd]pentalen-2-pentanoaat)					X					
Linuron (3-(3,4-Dichloorfenyl)-1-methoxy-1-methylureum)							x		x	
MCPA (4-Chloor-2-methylfenoxyazijnzuur)							x			
Methoxychloor (1,1,1-Trichloor-2,2-bis(4-methoxyfenyl)ethaan)			x							
Metolachloor (2-Chloor-N-(2-ethyl-6-methylfenyl)-N-(1-methoxypropan-2-yl)acetamide)										
Mirex (1,1a,2,2,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-Dodecachlooroctahydro-1,3,4-metheno-1H-cyclobuta[cd]pentaleen)	x	x(POP1)			X					
Morfamquat (1,1'-Bis[2-(3,5-dimethyl-4-morfolinyl)-2-oxoethyl]-4,4'-bipyridinium)					X					
Nitrofeen (2,4-Dichloorfenyl-4-nitrofenylether)					X					
Pentachloorfenol			x	x	X	x	x		x	
Pirimicarb (2-Dimethylamino-5,6-dimethylpyrimidin-4-yl dimethylcarbamaat)										
Chintozeen (Pentachloornitrobenzeen)					X					
Simazine (6-Chloor-N ² ,N ⁴ -diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine)				x		x	x		x	
Tetrasul (4-Chloorfenyl-2,4,5-trichloorfenylsulfide)			x							
Trifluraline (α,α,α-Trifluor-2,6-dinitro-N,N-dipropyl-p-toluidine)			x	x		x	x			

Industriële Stoffen	UNEP POP	UNECE-LRTAP	OSPAR	NSC	HELCOM	KRW	Richtlijn 2006/11/EG lijst 1 en 2	Verordening 793/93	Vlarem 2	Vlarebo
1,2,3,4,5-Pentabroom-6-ethylbenzeen			X							
1,2,3-Trichloorbenzeen			X			x				
1,2,4-Trichloorbenzeen			X			0	X	lijst 2		X
1,2-Dichloorethaan				x		x	X			X
1,3,5-Trichloorbenzeen			X			x				X
1,3-Bis((3,3-diisocyanat-1,5,5-trimethylcyclohexyl)methyl)ureum			X							
1,5,9-Cyclododecatrieen			X							
2,4,6-Tri-tert-butylfenol			X							
Anthraceen			X			xx	X	lijst 3		X
Benzeen						x	X	lijst 1		X
Cyclododecaan			X							
Dichloormethaan						x	X			X
Ethyleendibromide					x		X			
Fluorantheen			X			0				X
Ftalaten: Dibutylftalaat, Diethylhexylftalaat (DEHP)			X		x	x		lijst 1		
Gebromeerde Vlamvertragers (KRW: enkel Pentabroombifenylether)			X			xx				
Gechloreerde korte keten paraffines (SCCPs)			X		x	x				
Hexachloorcyclopentadieen (HCCPD)								lijst 4		
Hexachloorbutadieen				x		xx	X			
Hexamethyldisiloxaan (HMDSO)			X							
N ¹ -Methyl-N ¹ -(1-methylbutyl)-N ⁴ -fenyl-1,4-benzeendiamine			X							
Naftaleen						x	X	lijst 1		X
Nonylfenol/ethoxylaten (NF/NFEs)			X		x	xx		lijst 2		
Octylfenol			X			X				

Industriële Stoffen	UNEP POP	UNECE-LRTAP	OSPAR	NSC	HELCOM	KRW	Richtlijn 2006/11/EG lijst 1 en 2	Verordening 793/93	Vlarem 2	Vlarebo
Pentabroomfenylmethylacrylaat			X							
Pentachlooranisol			X							
Pentachloorbenzeen						xx				X
Perfluorooctanilsulfonzuren en hun zouten (PFOS)			X							
Polyaromatische Koolwaterstoffen			X		x	xx				
Polychloorbifenylen (PCBs)	X	x(POP1+2)	X	S	x		X			
Polychloordibenzodioxines (PCDDs)	X		X		x					
Polychloordibenzofuranen (PCDFs)	X		X		x					
Polychloornaftalenen (PCNs)			X							
Tetrabroombisfenol A (TBBP-A)			X					lijst 4		
Trichloormethaan				x	x	X	x	lijst 2		X

PPCPs	UNEP POP	UNECE-LRTAP	OSPAR	NSC	HELCOM	KRW	Richtlijn 2006/11/EG lijst 1 en 2	Verordening 793/93	Vlarem 2	Vlarebo
Muskus xyleen (1-tert-Butyl-3,5-dimethyl-2,4,6-trinitrobenzene)			x		x			lijst 4		
Clotrimazol ((1-((2-Chloorfenyl)difenylnmethyl)-1H-imidazool)			x							
Diosgenin ((25R)-Spirost-5-en-3beta-ol)			x							

1.4. Pesticiden en industriële stoffen

1.4.1. Parameters

In een volgende stap werd informatie verzameld over de aanwezigheid van de stoffen uit de masterlijst in het Schelde-estuarium. Hiervoor werd beroep gedaan op databases van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)³⁵ en een aantal studies van de universiteit van Gent³⁶. Uit deze databases werden voor tal van pesticiden en industriële stoffen concentraties gehaald en dit op verschillende tijdstippen en plaatsen. Er werd zowel gekeken naar de aanwezigheid in het water als in het sediment. Hierbij werden volgende condities in acht genomen:

- Er werd enkel gekeken naar metingen vanaf 1996
- Enkel meetresultaten boven de kwantitatieve detectielimiet werden meegenomen.

In een volgende fase werd er enkel verder gewerkt met de stoffen waarvoor concentraties werden teruggevonden welke aan deze condities voldoen. Daaruit werd dan een beperkte selectie gemaakt die meer in detail bestudeerd werd. Daarvoor werd er naast aanwezigheid ook gekeken naar parameters die informatie geven omtrent de toxiciteit en de verwijderbaarheid.

De selectie is gebaseerd op volgende parameters welke hieronder kort toegelicht en verantwoord worden:^{37,38}

- Concentratie
- Aantal meetgegevens
- LC_{50} (*Daphnia magna*)
- DT_{50}
- $\log K_{ow}$
- $\log K_{oc}$
- Wateroplosbaarheid.

³⁵ Oppervlaktewaterdatabank VMM versie 19/12/06 en Waterbodemdatabank VMM versie 19/12/06.

³⁶ Verslycke et al., 2005; Jonkers et al., 2002.

³⁷ Verschueren, 2001.

³⁸ Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2000.

Concentratie

De gegevens omtrent de concentratie zijn afkomstig uit de VMM database en de twee Gentse studies. Er werd voor iedere stof een minimum- en een maximumwaarde, en een gemiddelde berekend. Concentraties afkomstig van het sediment (ng/g) en van het water (ng/l) werden gescheiden behandeld.

Aantal meetgegevens

Dit is het aantal meetresultaten dat aan de hierboven vermelde condities voldeed en drukt bijgevolg de relevantie uit van de beschouwde concentratiegegevens. De parameter geeft aan op hoeveel data het concentratiegemiddelde gebaseerd is.

LC₅₀ (*Daphnia magna*)

Als parameter voor de toxiciteit is er geopteerd voor de 48h LC₅₀-waarde voor *Daphnia magna*. De afkorting LC staat voor “letale concentratie”³⁹. De LC₅₀-waarde is de concentratie van een chemische stof in het water die dodelijk is voor 50% van de testpopulatie binnen de gekozen blootstellingstermijn, welke in dit geval 48 uur bedraagt⁴⁰. Verschillende blootstellingstermijnen kunnen namelijk resulteren in een verschillende LC₅₀-waarde voor dezelfde stof. De LC₅₀-waarde is eveneens afhankelijk van de proefdiersoort (of plantensoort)⁴¹. Voor deze studie viel de keuze op *Daphnia magna* (watervlo) omdat er voor deze soort veel waarden gekend zijn⁴². Naarmate de LC₅₀-waarde kleiner is, zal de stof meer toxisch zijn⁴³.

DT₅₀

DT₅₀ is de halfwaardetijd en deze wordt uitgedrukt in dagen. Het is een maat voor de afbraak van stoffen in het milieu door verschillende chemische en microbiologische reacties. Op die manier geeft deze waarde weer hoe persistent een bepaalde stof is. Meer bepaald is de DT₅₀ de hoeveelheid tijd die nodig is om 50 % van de beschouwde stof af te

³⁹ (<http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/ld50.html>).

⁴⁰ (http://www.pesticideinfo.org/Docs/ref_ecotoxicity3.html#ToxicityEndpoint);

(<http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/ld50.html>).

⁴¹ (<http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/ld50.html>).

⁴² (http://www.pesticideinfo.org/List_EcoChemSpecies.jsp?Taxa_Group='Zooplankton').

⁴³ (<http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/ld50.html>).

breken. Een DT_{50} waarde van minder dan 20 dagen staat voor een makkelijk degradeerbare stof. Stoffen die zeer persistent zijn hebben typische halfwaardetijden van meer dan 180 dagen.

Log K_{ow}

Bioaccumulatie indiceert in welke mate een stof accumuleert in organismen. De meest gebruikte index om dit weer te geven is de verdelingscoëfficiënt K_{ow} . Dit is de octanol water partiticoëfficiënt welke wordt gedefinieerd als de verhouding van de concentratie van een stof in twee niet-mengbare vloeistoffen, octanol en water. Stoffen met een hoge K_{ow} waarde zijn vlot oplosbaar in octanol en minder in water en accumuleren dus goed in organismen. Omdat K_{ow} waarden kunnen variëren binnen een groot bereik wordt er eerder gewerkt met het logaritme van deze waarde.

Log K_{oc}

De *organic-carbon* partiticoëfficiënt K_{oc} is gedefinieerd als de verhouding van de concentratie van een stof in de gesorbeerde toestand tot deze in de waterfase. Op deze manier zegt deze waarde dus iets over de mobiliteit van een stof in water. De mobiliteit wordt immers bepaald door de wateroplosbaarheid en het sorptiegedrag (K_{oc}) van een stof. De oplosbaarheid van een stof en zijn sorptiegedrag zijn op inverse wijze aan elkaar gerelateerd: een hoge oplosbaarheid komt overeen met een laag sorptievermogen (lage K_{oc} waarde) en *vice versa*. Om dezelfde reden als voor de K_{ow} waarde wordt er hier eveneens gewerkt met het logaritme. Een Log K_{oc} waarde van kleiner dan één komt overeen met een hoge mobiliteit, terwijl een waarde van meer dan vijf overeenkomt met een immobiele stof.

Wateroplosbaarheid

De parameter wateroplosbaarheid geeft aan in welke mate een stof oplost in water. Deze waarde wordt uitgedrukt in mg/l bij een standaard temperatuur van 20 °C. Zoals reeds aangehaald hierboven is deze parameter ook van belang inzake de mobiliteit van een stof. Een oplosbaarheid van minder dan 0,1 mg/l is geldig voor een niet oplosbare stof, terwijl een goed oplosbare stof waarden kent van meer dan 100 mg/l.

Deze laatste twee parameters, wateroplosbaarheid en $\text{Log } K_{oc}$, worden in functie van de verwijderbaarheid van de stoffen meegenomen in deze analyse.

Bij dit alles dient opgemerkt te worden dat de methoden die gebruikt worden in de geraadpleegde databases en literatuur niet gestandaardiseerd zijn. Dit maakt dat er voor verschillende stoffen sterk uiteenlopende waarden gekend zijn voor één en dezelfde parameter. Wanneer dit het geval was, is er een objectieve keuze gemaakt zodat met slechts één waarde verder gewerkt kon worden.

1.4.2. Selectie

Voor sommige stoffen zijn een aantal belangrijke parameters niet gekend. Deze stoffen worden daarom verder niet meer meegenomen in de selectie. Dit geeft een lijst van pesticiden en industriële stoffen waarvoor al de parameters gekend zijn (tabel 2).

Tabel 2: Voorselectie pesticiden en industriële stoffen

Pesticiden	Industrie
Atrazine	Anthraceen
cis-Chlordaan	Benzeen
44DDE	Bisfenol-A
44DDT	Butylbenzylftalaat (BBP)
Dieldrin	Di-n-butylftalaat (DBP)
Diuron	Dimethylftalaat (DMP)
Endosulfan	Di-(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)
Endrin	Fluorantheen
Simazine	Hexachloorbutadieen
	Naftaleen
	Nonylfenol
	Pentachloorbenzeen
	PCB 28
	PCB 52
	PCB 101
	PCB 153
	1,2,3-Trichloorbenzeen
	1,2,4-Trichloorbenzeen
	Trichloormethaan

Om de uiteindelijke selectie door te voeren werd er gebruik gemaakt van een methode waarbij er enerzijds aan de verschillende parameters gewichten werden toegekend⁴⁴ en anderzijds de stoffen voor iedere parameter in een klasse van één tot drie werden onderverdeeld.

De toekenning van de gewichten is een maat om aan te duiden in hoeverre elke parameter als belangrijk wordt beschouwd. Hierin is veel variatie mogelijk. In deze thesis werd er geopteerd om meer waarde te hechten aan de concentratie, de toxiciteit en de persistentie. Omwille van het feit dat er weinig of geen DT₅₀-waarden voorhanden zijn voor de industriële stoffen is deze parameter niet meegenomen in de selectiemethode voor deze stoffen. De uiteindelijk bekomen gewichtsverdelingen zijn terug te vinden in tabel 3.

Tabel 3: Gewichtsverdelingen

Parameters	Gewichtsverdeling
Concentratie	5
Toxiciteit	4
Aantal meetplaatsen	3
DT ₅₀	2 (niet voor industriële stoffen)
Log K _{ow}	1
Wateroplosbaarheid	1
Log K _{oc}	1

De verdeling in klassen voor alle stoffen gebeurde op een schaal van één tot drie waarbij één aangeeft dat de stof voor die parameter een lage prioriteit heeft en waarbij drie een hoge prioriteit aangeeft.

Voor iedere stof werd er vervolgens een sommatie gemaakt van de vermenigvuldiging van de klassenwaarden voor iedere parameter (k_i) met zijn respectievelijke wegingsfactor (w_i):

$$\sum_i k_i * w_i$$

Hierbij geeft i de verschillende parameters aan.

⁴⁴ Verliefde et al., 2005.

De stoffen waarvoor de hoogste sommaties bekomen werden, zijn volgens deze selectiemethode dan de belangrijkste.

In tabellen 4 en 5 voor respectievelijk de pesticiden en de industriële stoffen wordt de hele selectiemethode weergegeven.

Legende:	
klasse 1	1
klasse 2	2
klasse 3	3

Tabel 4: Selectietabel pesticiden

Naam	Concentratie		Toxiciteit (µg/l)		Aantal meetplaatsen				Log K _{ow}		DT ₅₀ (dagen)		Wateroplosbaarheid (mg/l)		Log K _{oc}		Σ	Σ		
	Water (ng/l)	Sediment (ng/g Ds)			Water	Sediment														
Atrazine	2,3-1010 (375)	3	/		54000	1	132	3	/		2,61	2	29	1	34,7	2	2,0 - 2,7	2	36	
cis-Chloordaan	/		0,1-1 (0,6)	1	270	3	/		5	1	6,1	3	780	2	0,056	1	3,9 - 5	1	29	
44DDE	/		0,1-50 (5,5)	1	35	3	/		90	3	6,51	3	1000	2	0,04	1	4,7	1	35	
44DDT	/		1,1-5,7 (2,3)	1	5	3	/		12	2	6,91	3	5535	3	0,0055	1	5,4 - 6,3	1	34	
Dieldrin	/		0,2-3,2 (1,2)	1	200	3	/		15	2	5,4	3	1778	3	0,195	2	3,9 - 4,7	1	35	
Diuron	6-1500 (441)	3	/		12000	2	55	1	/		2,68	2	124	1	42	2	2,2 - 2,8	2	34	
Endosulfan	1-21 (5)	1	/		292	3	95	2	/		3,83	2	50	1	0,325	2	3,4 - 4,1	2	31	
Endrin	/		0,5-6,5 (3,5)	1	159	3	/		4	1	5,2	3	3335	3	0,25	2	4,5	1	32	
Simazine	11-356 (104)	2	/		94000	1	71	2	/		2,18	2	53	1	6,2	2	1,7 - 2,3	3	29	
Wegingsfactoren		5		5		4		3		3		1		2		1				

Tabel 5: Selectietabel industriële stoffen

Naam	Concentratie		Toxiciteit (µg/l)	Aantal meetplaatsen				Log K _{ow}	Wateroplosbaarheid (mg/l)		Log K _{oc}	Σ	Σ					
	Water (ng/l)	Sediment (ng/g Dw)		Water	Sediment	Water	Sediment		Water	Sediment								
Anthraceen	/	0,030-1300 (107)	2	760	3	/	186	3	4,45	2	0.0434	1	3,8 - 5,7	1	35			
Benzeen	3-342 (103)	2	0,050-0,34 (0,13)	1	261403	1	4	1	6	1	2,13	2	1790	3	1,3 - 2	3	25	20
Bisfenol-A	10-15 (13)	1	/		10200	2	3	1	/		3,32	2	120	2	2,5	2	22	
Butylbenzylftalaat (BBP)	0,02 -0,19 (0,11)	1	/		2000	2	3	1	/		4,91	2	2.69	2	4,2	1	21	
Di-n-butylftalaat (DBP)	0,08 -0,40 (0,24)	1	/		3700	2	3	1	/		4,5	2	11.2	2	3,3 - 3,8	2	22	
Dimethylftalaat (DMP)	0,01 - 0,02 (0,02)	1	/		33000	2	3	1	/		1,6	1	4000	3	1,6	3	23	
Di-(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	0,12 - 0,29 (0,21)	1	/		16000	2	3	1	/		7,6	3	0.27	1	5	1	21	
Fluorantheen	/		0,490-4800 (559)	3	320000	1	/		196	3	5,16	3	0.26	1	4,6	1		33
Hexachloorbutadieen	/		2,80-66 (16,1)	1	1231	2	/		5	1	4,78	2	3.2	2	3,4	2		22
Naftaleen	/		0,190-1500 (201)	2	9750	2	/		148	3	3,3	2	31	2	2,7 - 4,4	2		33
Nonylfenol	28-962 (503)	3	3,2-1057 (283)	2	85	3	12	3	9	1	5,99	3	6.35	2	4,8	1	42	31
Pentachloorbenzeen	/		0,2-1,6 (0,9)	1	7200	2	/		4	1	5,17	3	0.831	1	3,5 - 3,7	2		22
PCB 28	/		0,08-59 (6,7)	1	160	3	/		107	3	5,62	3	0.27	1	4,6	1		31
PCB 52	/		0,10-55 (8,0)	1	30	3	/		138	3	6,09	3	0.0153	1	3,4 - 5	1		31
PCB 101	1-10 (3,1)	1	0,2-65 (9,4)	1	10	3	8	2	181	3	6,8	3	0.0154	1	4,6	1	28	31
PCB 153	/		0,3-92 (15,7)	1	1,3	3	/		186	3	7,75	3	9.50E-04	1	5,6 - 7,2	1		31
1,2,3-Trichloorbenzeen	/		10-60 (19)	1	1858	2	/		18	2	4,05	2	18	2	3,3 - 3,4	2		25
1,2,4-Trichloorbenzeen	/		10-180 (40)	1	12678	2	/		36	2	4,02	2	49	2	2,7 - 3,2	2		25
Trichloormethaan	210-370 (290)	2			228967	1	2	1			1,97	1	7950	3	1,4 - 1,9	3	24	
Wegingsfactoren		5		5		4		3		3		1		1				

Uit tabel 4 blijkt dat atrazine naar voorkomt als belangrijkste stof met betrekking tot het water. Atrazine is verder een “zwarte lijststof” in het kader van de EG-richtlijn 76/464/EEG en wordt daarenboven in België nog niet als dusdanig erkend. Het mag wel niet meer gebruikt worden sinds september 2005⁴⁵. Diuron en Endosulfan mogen echter al sinds 2004 niet meer gebruikt worden. Simazine mag nog wel gebruikt worden tot 2008, maar is dan weer minder belangrijk volgens deze selectiemethode en wordt in België wel erkend als zwarte lijststof. Atrazine is dan ook het pesticide dat geselecteerd wordt om in deze thesis mee verder te werken.

Voor het sediment zal er met geen enkele stof verder gewerkt worden en dit om volgende redenen:^{46,47,48}

- Dieldrin en endrin zijn reeds sinds 1976 verboden.
- DDT mag in Europa niet meer gebruikt worden sedert de jaren '70 en bijgevolg kan ook het restproduct DDE in theorie niet meer in het milieu terechtkomen.
- Recente studies van VMM tonen verder aan dat dieldrin, endrin, DDT en DDE de laatste jaren amper tot niet meer worden teruggevonden bij metingen.
- Chloordaan mag niet meer gebruikt worden sinds de Europese verordening 850/2004 van 20 mei 2004 en komt in de gebruikte selectiemethode pas op de laatste plaats.

Uit tabel 5 komen respectievelijk in het water en het sediment nonylfenol en anthraceen naar voor als belangrijkste stoffen. Binnen het water is de keuze voor nonylfenol overduidelijk daar deze zeer hoog scoort in de selectiemethode in vergelijking met de andere stoffen en dus zal hiermee verder gewerkt worden. Voor het sediment kan men twee groepen stoffen onderscheiden die naar voor komen en eveneens nonylfenol, maar deze stof werd reeds geselecteerd voor de waterfase. Deze twee andere groepen zijn enerzijds de polycyclische aromatische koolwaterstoffen oftewel PAKs (anthraceen, fluorantheen en naftaleen) en anderzijds de verschillende polychloorbifenylen oftewel PCBs. De toestand voor PAKs in het oppervlaktewater is momenteel ongunstig, terwijl deze voor PCBs momenteel als gunstig (geen normoverschrijdingen) wordt beschouwd.⁴⁹ Daarom zal verder gewerkt worden met de PAKs, meer bepaald met anthraceen daar deze het hoogste scoort in de selectiemethode.

⁴⁵ MIRA, 2006b.

⁴⁶ MIRA, 2006b.

⁴⁷ Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, VRIND, 2002.

⁴⁸ VMM, 2004a.

⁴⁹ MIRA, 2006a.

Voor de pesticiden en de industriële stoffen zal er dus in deze thesis een diepgaande studie plaatsvinden betreffende de stoffen anthraceen, atrazine en nonylfenol. De selectie van deze stoffen wordt ook gestaafd aan de hand van informatie over de aanwezigheid van deze stoffen in andere Europese rivieren zoals de Elbe, de Rijn en de Llobregat. Hieruit blijkt dat deze stoffen ook hier aandachtsstoffen zijn.⁵⁰

⁵⁰ Basin Database 1.7 en Schriftenreihe Umwelt, 1999.

1.5. Geneesmiddelen en personal care producten

1.5.1. Opstellen selectielijst

Voor de geneesmiddelen en personal care producten (PPCPs) gebeurt de selectie op basis van literatuurgegevens over enerzijds de consumptie in Europese landen en anderzijds het voorkomen in Europese oppervlaktewateren. Hierbij dient opgemerkt te worden dat in de literatuur hoofdzakelijk gesproken wordt over humane geneesmiddelen, maar dat diergeneesmiddelen in de praktijk eveneens een niet verwaarloosbare rol spelen. In het kader van deze thesis zal er enkel gekeken worden naar humane geneesmiddelen.

Uit de literatuur blijkt onmiddellijk dat er zeer veel verschillende geneesmiddelen op de markt zijn. Daarom zal er gebruik gemaakt worden van een indeling op basis van de gebruiksmogelijkheden van de verschillende geneesmiddelen:

- Antibiotica (middelen tegen infecties)
- Analgetica (pijnstillers)
- Anti-epileptica (middelen tegen epileptische aanvallen)
- Psychofarmaca (antidepressiva)
- Röntgencontrastmedia (middelen voor diagnostische doeleinden in ziekenhuizen)
- Bètablokkers (middelen tegen verhoogde bloeddruk en andere hartklachten)
- Fibraten (cholesterol triglyceride reducerende middelen)
- Hormonen (natuurlijke en kunstmatige)

Voor elk van deze groepen zijn een of meer middelen geselecteerd. Deze selectie heeft plaatsgevonden op basis van de in de literatuur meest genoemde geneesmiddelen⁵¹ (tabel 6).

Onder personal care producten worden begrepen ingrediënten van cosmetica, parfums, shampoos, wasmiddelen, tandpasta's, zeep, zonnecrèmes, etc. De volgende indeling voor deze ingrediënten wordt vaak gehanteerd: geurstoffen zoals nitro- en polycyclische musken, zonbeschermingsmiddelen, desinfecterende en antiseptische middelen, insectwerende middelen en conserveermiddelen⁵².

⁵¹ RIVM, 2004; Ternes et al., 2006; KIWA, 2004a; Derksen et al., 2001.

⁵² Ternes et al., 2006.

De meest bestudeerde groepen zijn de synthetische musken: de nitromusken en de polycyclische musken. Ook triclosan (desinfecterend middel) wordt regelmatig genoemd⁵³ (tabel 6).

Tabel 6: Indeling geneesmiddelen en personal care producten

Geneesmiddelen
Antibiotica
Sulfamethoxazole, Erythromicine, Tetracycline, Chlooramphenicol, Roxithromycin
Analgetica
Aspirine (acetylsalicylzuur), Ibuprofen, Paracetamol, Diclofenac
Anti-elepticum
Carbamazepine
Psychofarmacum
Diazepam
Rontgencontrastmedia
Iopamidol, Amidotrizoïnezuur, Iopromide
Beta-blokkers
Metoprolol, Sotalol, Bisoprolol
Fibraten
Bezafibraat, Fenofibraat, Clofibrinezuur, Clofibraat
Hormonen
17 β -Estradiol, 17 α -Ethinylestradiol
Personal care producten
Nitromusken
Muskus-xyleen, Muskus-keton
Polycyclische musken
ADBI (Celestolide), AHMI (Phantolide), AHTN (Tonalide), HHCB (Galaxolide)
Desinfecterende middelen
Triclosan

⁵³ KIWA, 2004a; Glaser, 2004.

1.5.2. Selectieparameters

Consumptie

Over het algemeen zijn data van geneesmiddelenconsumptie moeilijk beschikbaar. Alleen globale cijfers worden genoemd, en dan meestal uitgedrukt in monetaire waarden of aantal voorschriften. Voor geneesmiddelen die over de toonbank worden verkocht is het nog moeilijker om daarover betrouwbare data te verkrijgen.

Literatuurgegevens schatten dat de mondiale consumptie van geneesmiddelen 100000 ton per jaar bedraagt, wat neer komt op een gemiddelde van 15 gram per persoon. Er blijkt verder dat 95 % van de totale farmaceutische consumptie slechts bestaat uit een vijftigtal producten⁵⁴.

In tabel 7 staan de jaarlijkse consumptie van een aantal geneesmiddelen in België, Frankrijk, Duitsland, Polen en Spanje. Voor België zijn de meeste details bekend. In een BBT (Best Beschikbare Technieken) studie voor ziekenhuizen⁵⁵ wordt de totale consumptie van geneesmiddelen in België in 1997 geschat op ruim 640000 kilogram, waarvan ruim 270000 kilogram aspirine en paracetamol. Vergelijking tussen België en de andere landen is moeilijk omdat de consumptie in de andere landen gebaseerd is op voorschriften. Het werkelijke gebruik van geneesmiddelen die zonder voorschrift worden aangeschaft en gebruikt (vb. in ziekenhuizen) ligt waarschijnlijk een stuk hoger in deze landen. Opvallend zijn de zeer hoge consumptie van ibuprofen in Spanje en iopromide in Duitsland. Ook het zeer lage gebruik van hormonen is opvallend.

⁵⁴ Ternes et al., 2006.

⁵⁵ Vercaemst et al., 2003.

Tabel 7: Consumptie (kg/a) van geneesmiddelen (op voorschrift, niet voor België).

(Claeys et al., 2001; Ternes et al., 2006)

Geneesmiddelen	België (1997)	Frankrijk (1998)	Duitsland (2001)	Polen (2000)	Spanje (2003)
Aantal inwoners (miljoen)	10.2	58.5	82.4	38.6	40.3
Antibiotica					
Sulfamethoxazole	4.400	22.400	47.000	32.000	12.700
Erythromicine	2.600				
Tetracycline					
Chlooramphenicol					
Roxithromycine		9.300	6.200	2.000	300
Analgetica					
Acetylsalicylzuur	139.300				
Ibuprofen	31.900	166.200	128.000	58.600	276.100
Paracetamol	133.200				
Diclofenac	2.400	14.900	49.000	20.900	32.300
Anti-epilepticum					
Carbamazepine	7.900	35.200	78.000	41.400	20.000
Psychofarmacum					
Diazepam		400	440	500	900
Röntgencontrastmedia					
Iopamidol					
Amidotrizoïnezuur					
Iopromide	9.600	73.400	130.000	10.100	-
Bètablokkers					
Metoprolol	4.000				
Sotalol	2.400				
Bisoprolol					
Fibraten					
Bezafibraat	10.100	34.500	26.000	830	-
Fenofibraat	5.700				
Clofibrinezuur					
Clofibraat	10.500				
Hormonen					
17β-Estradiol	165				
17α-Ethinylestradiol		-	48	8	12

Wat betreft de PCPs zijn de gegevens over het gebruik eveneens beperkt. In tabel 8 staan enkele waarden voor verschillende geurstoffen opgelijst. Eind jaren tachtig van de vorige eeuw kregen de polycyclische musken de overhand, niet in het minst omdat men de nitromusken van carcinogeniteit verdenkt⁵⁶. Er blijkt dat AHTN (tonalide) en HHCB (galaxolide) meer dan 90% van de totale synthetische muskconsumptie in Europa in 1998 voor hun rekening nemen, en dat de consumptie van HHCB vier keer zo groot is als die van AHTN.

Tabel 8: Consumptie musk geurstoffen in Europa in 1998
(Ternes et al., 2006)

Personal Care Producten	Ton/jaar
Nitro musken	
Muskus-xyleen	86
Muskus-keton	40
Polycyclische musken	
ADBI (Celestolide)	18
AHMI (Phantolide)	19
AHTN (Tonalide)	385
HHCB (Galaxolide)	1473

Concentraties

Aangaande het voorkomen van verschillende geneesmiddelen wordt er gekeken naar concentratiegegevens in rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) effluenten in België, Nederland en Duitsland, en naar concentratiegegevens in oppervlaktewateren in Nederland en Duitsland (geen gegevens beschikbaar voor België).

In tabel 9 zijn voor geselecteerde geneesmiddelen de concentraties in RWZI effluenten in België, Nederland en Duitsland weergegeven. Wat opvalt, zijn de grote verschillen tussen minimum en maximum concentraties.

⁵⁶ Verheuvél, 2005.

Tabel 9: Concentraties in effluent van RWZIs (ng/l)

Geneesmiddelen	België¹⁾	Nederland²⁾ (2002)	Duitsland³⁾ (2003)
Antibiotica			
Sulfamethoxazole	<10/2000	63/130	120/4700
Erythromicine	120/900	<50/181	140/6000
Tetracycline	<50		
Chlooramphenicol	Tot 560	63	
Roxithromycin	Tot 1000	<50/<100	40/1700
Analgetica			
Acetylsalicylzuur	<50/1510	<50	
Ibuprofen	<10/3400	300/750	430/3700
Paracetamol	<100/<200	<10/17	
Diclofenac	50/2100	500/1000	1500/10000
Anti-epilepticum			
Carbamazepine	580/6300	330/1000	920/22000
Psychofarmacum			
Diazepam	<30/<1000	<50/<100	<DL/100
Röntgencontrastmedia			
Iopamidol	590/1500	<100	<dl/9400
Amidotrizoïnezuur		230/1200	
Iopromide	3070/11000	<100/550	210/7400
Bètablokkers			
Metoprolol	220/2200	250/540	620/9120
Sotalol		970/1500	
Bisoprolol		<50/<100	
Fibraten			
Bezafibraat	<10/4600	<100	490/4800
Fenofibraat			
Clofibrinezuur	<10/9710	<50/<100	160/3300
Clofibraat	<100		
Hormonen			
17β-Estradiol			
17α-Ethinylestradiol			

1) min/max concentraties in effluenten RWZIs (Derksen et al., 2001)

2) min/max concentraties in Nederlands effluent in 2002 (Kiwa, 2004b)

3) effluent RWZI in Duitsland in 2003; mediaan/maximum; DL = detectielimiet (Ternes en Joss, 2006)

In tabel 10 en 11 zijn voor Nederland de maximale concentraties in oppervlaktewater weergegeven en voor Duitsland zijn naast de maximale concentraties ook de mediaanconcentraties gereproduceerd. Wat er in de eerste plaats opvalt, is dat het verschil tussen mediaan en maximum groot is. Dat betekent dat er ook vele keren zeer kleine concentraties zijn gemeten. In de tweede plaats verschillen de maxima tussen Nederland en Duitsland ook aanzienlijk. De maximale concentraties zijn in Duitsland over het algemeen hoger. Een verklaring hiervoor is niet direct te geven.

Met betrekking tot de personal care producten (musken) worden in de literatuur zeer hoge maximale concentraties genoemd.(.>10.000 ng/l). Maar dit zijn wel concentraties die gemeten zijn vlakbij een lozingspunt. Mediane concentraties van HHCB en AHTN liggen rond de 70 ng/l. Concentraties van de andere musken liggen over het algemeen veel lager⁵⁷.

Triclosan heeft men ook gedetecteerd in oppervlaktewater in Europa, met concentraties tussen de 50 en 150 ng/l⁵⁸.

⁵⁷ Kiwa, 2004a.

⁵⁸ Kiwa, 2004a.

Tabel 10: Log K_{ow} en concentraties in oppervlaktewateren voor geneesmiddelen (ng/l)

Geneesmiddelen	Log K _{ow}	Nederland ¹⁾ (2002)	Duitsland ²⁾ (2003)
Antibiotica			
Sulfamethoxazole	0.89	90	13/377
Erythromicine	3.06	110	1/460
Tetracycline	1.40		
Chlooramphenicol	1.14		
Roxithromycin	2.75		<DL/60
Analgetica			
Acetylsalicylzuur	1.19	52	
Ibuprofen	3.97	120	<DL/92
Paracetamol	0.46		
Diclofenac	4.51	830	30/470
Anti-epilepticum			
Carbamazepine	2.45	500	70/1810
Psychofarmacum			
Diazepam	2.82		<DL/33
Rontgencontrastmedia			
Iopamidol	-2.42	470	200/1000
Amidotrizoïnezuur		290	
Iopromide	-2.05	730	115/450
Bètablokkers			
Metoprolol	1.99	80	17/1800
Sotalol	0.24	140	49/950
Bisoprolol	1.87	19	
Fibraten			
Bezafibraat	4.25	190	22/140
Fenofibraat	5.19		
Clofibrinezuur	2.57	31	<DL/185
Clofibraat	3.62		
Hormonen			
17β-Estradiol			
17α-Ethinylestradiol	3.67		

1) Maximale concentraties in Nederlands oppervlaktewater in 2002 (Kiwa, 2004b)

2) Concentraties in Duits oppervlaktewater in 2003; mediaan/maximum; DL = detectielimiet (Ternes et al., 2006)

Tabel 11: Log K_{ow} en concentraties in oppervlaktewater voor PCPs (ng/l)

Personal Care Producten	Log K_{ow}	West Europa ¹⁾ (2001)
Musken		
AHTN (Tonalide)	5.8	70/>10000
HHCb (Galaxolide)	5.9	70/>10000

1) Concentraties in West Europees oppervlaktewater in 2001; mediaan/maximum (Kiwa, 2004a)

1.5.3. Selectie geneesmiddelen en personal care producten

Een selectie van twee geneesmiddelen en één personal care product wordt nu doorgevoerd op basis van volgende criteria:

- hoge consumptie
- (relatief) hoge concentratie in oppervlaktewater
- de K_{ow} waarde (tabel 10 en 11).

Voor de geneesmiddelen wordt er geopteerd om één stof te kiezen met een hoge en één stof met een lage K_{ow} -waarde. Het nut hiervan is dat het op deze manier mogelijk is om een verschil in verwijderbaarheid te toetsen. Met het oog op een lage K_{ow} -waarde vallen de röntgencontrastmedia op. Wat betreft de concentratie in oppervlaktewater is er weinig verschil tussen iopamidol en iopromide. De concentratie van iopromide in effluentwaters van RWZIs in België is echter veel hoger dan deze voor iopamidol. Bovendien zijn er voor iopamidol geen consumptiegegevens beschikbaar en voor iopromide wel. Er zal daarom verder gewerkt worden met iopromide. Een extra motivatie om een röntgencontrastmiddel te kiezen is dat deze ook in het drinkwater worden teruggevonden⁵⁹.

Fenofibraat heeft de hoogste K_{ow} waarde maar hiervan zijn geen concentraties bekend. De op een na hoogste K_{ow} waarde is gerelateerd aan diclofenac. De concentraties in oppervlaktewater van diclofenac zijn in dezelfde orde van grootte als die van iopromide. Bovendien heeft diclofenac een lage degradatie in zuiveringsinstallaties (< 30%) in tegenstelling tot de overige pijnstillers (> 90%)⁶⁰. Diclofenac wordt daarom als tweede geneesmiddel gekozen.

Wat betreft de PCPs valt er op dat de K_{ow} waarde en de concentraties in oppervlaktewater van tonalide en galaxolide quasi identiek zijn. Maar omdat galaxolide bijna vier keer zoveel wordt gebruikt als tonalide, wordt galaxolide als personal care product gekozen.

⁵⁹ RIZA, 2003.

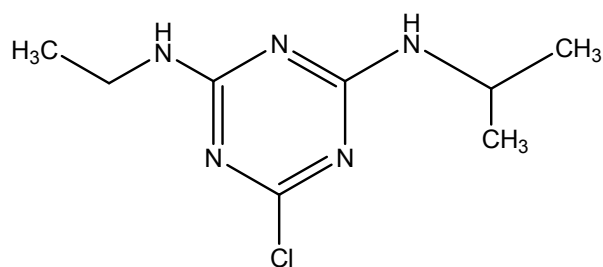
⁶⁰ Ternes et al., 2006.

1.6. Besluit

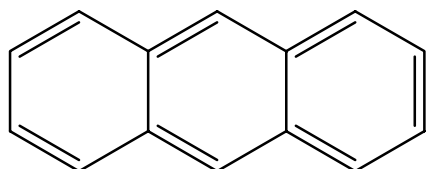
Door in de eerste plaats gebruik te maken van verschillende verdragen en richtlijnen werd tot een voorselectie van micropolluenten gekomen. In een tweede fase werd aan de hand van een selectiemethode, welke gebaseerd is op parameters waaraan gewichten werden toegekend, voor de pesticiden en de industriële stoffen een verdere selectie doorgevoerd. Deze werkwijze en een grondige staving op basis van andere bronnen leidde tot de keuze van volgende stoffen: voor de pesticiden zal verder gewerkt worden met atrazine en voor de industriële stoffen kwamen anthraceen en noynlfenol naar voor. De selectie voor de PPCPs gebeurde louter op basis van literatuurgegevens waarna een afweging werd gemaakt op basis van enkele parameters. Als dusdanig werden diclofenac, iopromide en galaxolide geselecteerd.

2. Eigenschappen, gebruik en verspreidingsroutes

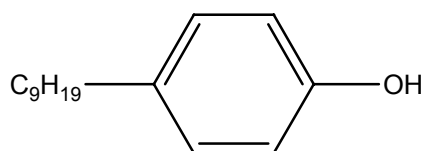
In dit hoofdstuk wordt er gekeken naar de chemische en fysische eigenschappen, het gebruik en de mogelijke emissieroutes naar het oppervlaktewater van de geselecteerde micropolluenten. De micropolluenten die geselecteerd werden zijn: atrazine (figuur 6), anthraceen (figuur 7), nonylfenol (figuur 8), diclofenac (figuur 9), iopromide (figuur 10) en galaxolide (figuur 11).



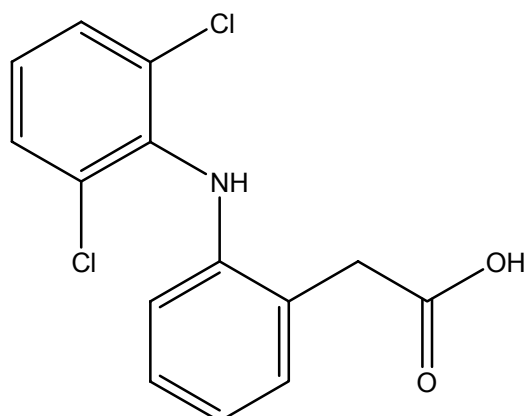
Figuur 6: Structuur atrazine



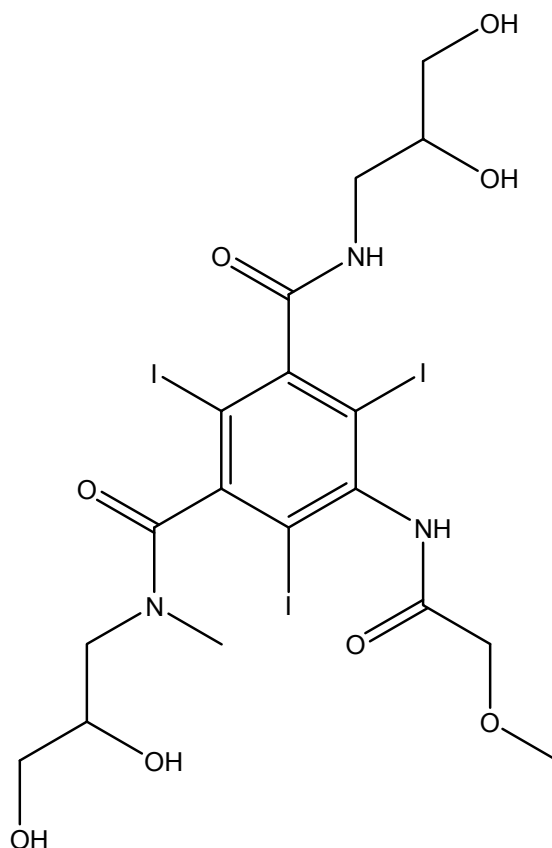
Figuur 7: Structuur anthraceen



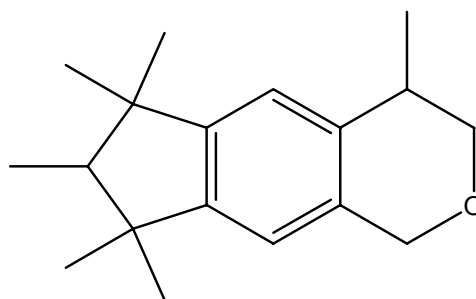
Figuur 8: Structuur nonylfenol



Figuur 9: Structuur diclofenac



Figuur 10: Structuur iopromide



Figuur 11: Structuur galaxolide

2.1. Veiligheidskaarten met chemische en fysische eigenschappen

In deze paragraaf wordt voor atrazine, anthraceen en nonylfenol de internationale chemische veiligheidskaart weergegeven. De reden hiervoor is dat zulk een veiligheidskaart enerzijds de belangrijkste fysische en chemische eigenschappen van een stof aangeeft en anderzijds ook aangeeft wat de gevaren zijn van de stof en welke veiligheidsmaatregelen dienen in acht genomen te worden wanneer men in contact komt met de stof. Voor diclofenac, iopromide en galaxolide is zulk een kaart niet beschikbaar en voor deze producten worden daarom enkel de belangrijkste fysische en chemische eigenschappen opgelijst.




2.1.1. Atrazine

Tabel 12: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor atrazine

(<http://www.cdc.gov/niosh/ipcsndut/ndut0099.html>)

ATRAZINE

ICSC: 0099


	
<p>2-Chloor-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine 6-Chloor-N-ethyl-N'-(1-methylethyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine 2-Chloor-4-ethylamino-6-isopropylamino-s-triazine $C_8H_{14}ClN_5$ Molecuulmassa: 215.7</p>	
<p>ICSC nr: 0099 CAS nr: 1912-24-9 RTECS nr: <u>XY5600000</u> VN nr : 2763 EG nr : 613-068-00-7 22.04.1994 Goedgekeurd in vergadering van experts</p>	
	

SOORTEN GEVAAR/ BLOOTSTELLING	ONMIDDELIJK GEVAAR/ SYMPTOMEN	VOORKOMEN	EERSTE HULP/ BRANDBLUSSEN
BRAND	Brandbaar onder bepaalde omstandigheden. Vloeibare bereidingen van de stof die organische oplosmiddelen bevatten, kunnen ontvlambaar zijn. Er komen irriterende of giftige dampen (of gassen) vrij tijdens een brand.	GEEN open vuur.	Poeder, sproeistraal van water, schuim, koolzuurgas.
ONTPLOFFING			

BLOOTSTELLING		VOORKOM VERSPREIDING VAN STOF! VOORKOM ALLE CONTACT! VOORKOM BLOOTSTELLING VAN ADOLESCENTEN EN KINDEREN!	RAADPLEEG IN ALLE GEVALLEN EEN ARTS!
• Inademing		Verluchting (niet indien het om poeder gaat).	Raadpleeg een arts.
• Huid		Beschermende handschoenen. Beschermende kledij.	Spoel en was daarna de huid met water en zeep.
• Ogen	Roodheid.	Veiligheidsbril.	Eerst gedurende verschillende minuten spoelen met veel water (indien mogelijk contactlenzen wegnemen), dan naar een (oog)arts brengen.
• Inslikken		Niet eten, drinken of roken tijdens het werk. Vóór het eten de handen wassen.	Spoel de mond. Raadpleeg een arts.

OPRUIMEN VAN GEMORSTE STOF	OPSLAG	VERPAKKING & ETIKETTERING
NIET in de riool spoelen. Veeg de gemorste stof bij elkaar en schep in vaten; indien nodig, eerst nat maken om stofvorming te voorkomen. Verzamel zorgvuldig de restanten, en voer daarna naar een veilige plaats. (Bijkomende persoonlijke bescherming: filtermasker met P2 filter voor schadelijke deeltjes.)	Voorzieningen aanbrengen om weglopende vloeistoffen, gebruikt bij het blussen van brand, op te vangen. Gescheiden van voeding en voedingsmiddelen.	 Niet samen met voeding en voedingsmiddelen vervoeren. Symbool Xn R: 20/22-36-40-43 S: 2-36/37-46 VN Gevarenklasse: 6.1

B E L A N G R I J K E G E G E V E N S	FYSISCHE TOESTAND; VOORKOMEN: KLEURLOZE KRISTALLEN	WIJZE VAN OPNAME: De stof kan in het lichaam worden opgenomen door inademing en door inslikken.
	FYSISCHE GEVAREN:	INADEMINGSRISICO: Een voor de gezondheid schadelijke verontreiniging van de lucht, zal niet of slechts zeer traag worden bereikt bij verdamping van deze stof bij 20°C; bij sproeien of verstuiven echter veel sneller.
	CHEMISCHE GEVAREN: De stof ontleedt bij verhitting met vorming van giftige dampen, onder andere waterstofchloride en stikstofoxides.	EFFECTEN BIJ KORTSTONDIGE BLOOTSTELLING: De stof is irriterend voor de ogen.
	BLOOTSTELLINGSGRENZEN: Drempelwaarde: 5 mg/m ³ A4 (ACGIH 2002).	EFFECTEN BIJ LANGDURIGE OF HERHAALDE BLOOTSTELLING: Herhaald of langdurig contact kan de huid gevoelig maken. De stof kan effecten hebben op de lever de nieren. Deze stof is mogelijk kankerverwekkend bij de mens.

FYSISCHE EIGENSCHAPPEN	Ontleedt beneden het kookpunt zie Nota's Smeltpunt: 173-177°C Relatieve dichtheid (water = 1): 1.2	Oplosbaarheid in water, g/100 ml bij 25°C: geen Dampspanning, Pa bij 20°C: zeer laag Octanol/water verdelingscoëfficiënt als log Pow: 2.34
MILIEUGEGEVENS	 Deze stof kan schadelijk zijn voor het milieu; aandacht moet speciaal aan de planten, bodem- en waterorganismen besteed worden.	
NOTA'S		
De temperatuur waarbij ontbinding optreedt is niet bekend in de literatuur. Oplosmiddelen gebruikt in commerciële bereidingen kunnen de fysische en toxicologische eigenschappen veranderen. Aatrex, Actinite, Aktikon, Argezin, Atazinax, Atrafaf, Atratol, Atred, Candex, Cekuzine-T, Chromozin, Crisatrina, Crisazine, Cyazin, Fenamin, Fenatrol, Gesaprim, Griffex, Hungazin, Inakor, Oleogesaprim, Pitezin, Primatol, Radazin, Strazine, Vectal, Weedex, Wonuk, Zeapos en Zeazine zijn handelsnamen. Kaart met gegevens voor noodgevallen tijdens het vervoer: TREMCARD (R)-61G53c		

2.1.2. Anthraceen

Tabel 13: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor anthraceen

(<http://www.cdc.gov/niosh/ipcsndut/ndut0825.html>)

ANTHRACEEN


ICSC: 0825


$C_{14}H_{10} / (C_6H_4CH)_2$ Molecuulmassa: 178.2
ICSC nr: 0825 CAS nr: 120-12-7 RTECS nr: <u>CA9350000</u> 24.03.1999 Goedgekeurd in vergadering van experten

SOORTEN GEVAAR/ BLOOTSTELLING	ONMIDDELLIJK GEVAAR/ SYMPTOMEN	VOORKOMEN	EERSTE HULP/ BRANDBLUSSEN
BRAND	Brandbaar.	GEEN open vuur.	Poeder, sproeistraal van water, schuim, koolzuurgas.
ONTPLOFFING	Fijn verspreide deeltjes vormen ontplofbare mengsels aan de lucht.	Voorkom afzetting van stof; gesloten systeem, tegen stof-explosie beveiligde elektrische uitrusting en verlichting.	In geval van brand: vaten, enz., koel houden door te besproeien met water.

BLOOTSTELLING		VOORKOM VERSPREIDING VAN STOF!	
• Inademing	Hoesten. Keelpijn.	Verluchting (niet als het om poeder gaat), plaatselijke afzuiging, of ademhalingsbescherming	Frisse lucht, rust. Raadpleeg een arts.
• Huid	Roodheid.	Beschermende handschoenen.	Verwijder besmette kledij. Spoel en was daarna de huid met water en zeep.
• Ogen	Roodheid. Pijn.	Veiligheidsbril, gelaatsscherm of oogbescherming in combinatie met ademhalingsbescherming als het poeder betreft.	Eerst gedurende verschillende minuten spoelen met veel water (indien mogelijk contactlenzen wegnemen), dan naar een (oog)arts brengen.
• Inslikken	Buikpijn.	Niet eten, drinken of roken tijdens het werk.	Spoel de mond. Rust. Raadpleeg een arts.

OPRUIMEN VAN GEMORSTE STOF	OPSLAG	VERPAKKING & ETIKETTERING
<p>Veeg de gemorste stof bij elkaar en schep in vaten. Verzamel zorgvuldig de restanten en voer daarna naar een veilige plaats. Deze stof NIET in het milieu laten terecht komen. (Persoonlijke bescherming: filtermasker met P2 filter voor schadelijke deeltjes.)</p>	<p>Gescheiden van sterk oxiderende stoffen. Goed gesloten.</p>	<p>R: S:</p>
<p>B E L A N G R I J K E</p> <p>G E G E V E N S</p>	<p>FYSISCHE TOESTAND; VOORKOMEN: WITTE KRISTALLEN OF SCHILFERS.</p> <p>FYSISCHE GEVAREN: Stofexplosie mogelijk indien poeder of korrels, vermengd worden met lucht.</p> <p>CHEMISCHE GEVAREN: De stof ontleedt bij verhitting onder invloed van sterke oxidatie middelen, met vorming van giftige en bijtende dampen , die brand- en ontploffingsgevaar veroorzaken.</p> <p>BLOOTSTELLINGSGRENZEN: TLV niet vastgelegd.</p>	<p>WIJZE VAN OPNAME: Het product kan in het lichaam worden opgenomen door inademing.</p> <p>INADEMINGSRISICO: Verdamping bij 20°C is verwaarloosbaar; een voor de gezondheid schadelijke concentratie van in de lucht zwevende deeltjes kan echter snel bereikt worden.</p> <p>EFFECTEN BIJ KORTSTONDIGE BLOOTSTELLING: De stof licht is irriterend voor de huid en de luchtwegen.</p> <p>EFFECTEN BIJ LANGDURIGE OF HERHAALDE BLOOTSTELLING: Herhaald of langdurig huidcontact kan huidontsteking veroorzaken onder invloed van UV licht.</p>

FYSISCHE EIGENSCHAPPEN	Kookpunt: 342°C Smeltpunt: 218°C Dichtheid: 1.25-1.28 g/cm ³ Oplosbaarheid in water, g/100 ml bij 20°C: 0.00013 Dampspanning, Pa bij 25°C: 0.08	Relatieve dampdichtheid (lucht = 1): 6.15 Vlampunt: 121°C Zelfontbrandingstemperatuur: 538°C Ontploffingsgrenzen, vol% in lucht: 0.6-? Octanol/water verdelingscoëfficiënt als log Pow: 4.5 (berekend)
	MILIEUGEGEVENS	 De stof is zeer giftig voor waterorganismen. De stof kan langdurige effecten hebben voor het watermilieu.
NOTA'S		
Green oil en Tetra-olive N2G zijn handelsnamen.		
NFPA gevarencode: H0; F1; R.		

2.1.3. Nonylfenol

Tabel 14: Internationale Chemische Veiligheidskaart voor nonylfenol

(<http://www.cdc.gov/niosh/ipcsndut/ndut0309.html>)

NONYLFENOL (MENGSEL VAN ISOMEREN)


ICSC: 0309

	
<p>(2,6-Dimethylheptaan-4-yl)fenol, mengsel van isomeren $C_{15}H_{24}O$ Molecuulmassa: 220.4</p>	
<p>ICSC nr: 0309 CAS nr: 25154-52-3 RTECS nr: <u>SM5600000</u> VN nr : 2810 12.04.2000 Goedgekeurd in vergadering van experts</p>	

SOORTEN GEVAAR/ BLOOTSTELLING	ONMIDDELIJK GEVAAR/ SYMPTOMEN	VOORKOMEN	EERSTE HULP/ BRANDBLUSSEN
BRAND	Brandbaar.	GEEN open vuur.	Alcohol-bestendig schuim, poeder, koolzuurgas.
ONTPLOFFING			

BLOOTSTELLING		STRIKTE HYGIENE!	
• Inademing	Keelpijn. Brandend gevoel. Hoesten. Moeizame ademhaling. Kortademigheid.	Verluchting, plaatselijke afzuiging of ademhalingsbescherming.	Frisse lucht, rust. Halfzittende houding. Raadpleeg een arts.
• Huid	Roodheid. Pijn. Brandend gevoel. Brandwonden op de huid. Blaren.	Beschermende handschoenen. Beschermende kledij.	Verwijder besmette kledij. Spoel de huid met veel water of neem een douche. Raadpleeg een arts.
• Ogen	Roodheid. Pijn. Ernstige diepe brandwonden.	Gelaatsscherm.	Eerst gedurende verschillende minuten spoelen met veel water (indien mogelijk contactlenzen wegnemen), dan naar een (oog)arts brengen.
• Inslikken	Keelpijn. Brandend gevoel. Buikpijn. Diarree. Misselijkheid. Shock of bezwijmen.	Niet eten, drinken of roken tijdens het werk.	Spoel de mond. Veel water laten drinken. NIET laten braken. Raadpleeg een arts.

OPRUIMEN VAN GEMORSTE STOF	OPSLAG	VERPAKKING & ETIKETTERING
Vang voor zover mogelijk de weglekkende en de gemorste vloeistof op in afsluitbare vaten. De overblijvende vloeistof in zand of inert materiaal laten opslorpen en naar een veilige plaats voeren. Deze stof NIET in het milieu laten terecht komen. (Bijkomende persoonlijke bescherming: filtermasker voor organische gassen en dampen.)		Is vervuilend voor de zee. R: S: VN Gevarenklasse: 6.1 VN Verpakkingsgroep: III
B E L A N G R I J K E	FYSISCHE TOESTAND; VOORKOMEN: BLEEK GELE STROPERIGE VLOESTOF, MET KENMERKENDE GEUR. FYSISCHE GEVAREN: CHEMISCHE GEVAREN: De stof ontleedt bij verhitting met vorming van giftige dampen . BLOOTSTELLINGSGRENZEN: TLV niet vastgelegd. MAK niet vastgelegd.	WIJZE VAN OPNAME: De stof kan in het lichaam worden opgenomen door inademing en door inslikken. INADEMINGSRISICO: Het is niet geweten hoe snel een voor de gezondheid schadelijke concentratie in de lucht wordt bereikt bij verdamping van deze stof bij 20°C. EFFECTEN BIJ KORTSTONDIGE BLOOTSTELLING: De stof is bijtend voor de ogen, de huid en de luchtwegen. Medische observatie is aangewezen. EFFECTEN BIJ LANGDURIGE OF HERHAALDE BLOOTSTELLING:
G E G E V E N S		

FYSISCHE EIGENSCHAPPEN	Kookpunt: 293-297°C Smeltpunt: 2°C Relatieve dichtheid (water = 1): 0.95 Oplosbaarheid in water: slecht Dampspanning, kPa bij 20°C: <0.01	Relatieve dampdichtheid (lucht = 1): 7.59 Relatieve dampdichtheid van het damp/lucht-mengsel bij 20°C (lucht = 1): 0,950 Vlampunt: 140 °C (gesloten vat) Zelfontbrandingstemperatuur: 370°C Octanol/water verdelingscoëfficiënt als log Pow: 3.28
MILIEUGEDEVENS		De stof is zeer giftig voor waterorganismen. In de voedselketen van de mens kan opstapeling van deze stof voorkomen, vooral in vissen en in voedsel dat uit zee afkomstig is .
NOTA'S		
Ander CAS nummer: 84852-15-3 (mengsel van isomeren). Kaart met gegevens voor noodgevallen tijdens het vervoer: TREMCARD (R)-61G61c NFPA gevarencode: H2; F1; R0.		

2.1.4. Diclofenac

Tabel 15: Eigenschappen diclofenac

Systematische naam	2-(2-(2,6-Dichloorfenylamino)fenyl)azijnzuur
CAS nummer	15307-86-5
Brutoformule	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂
Moleculaire massa	296,15 g/mol
Dichtheid	
Smeltpunt	283 – 285 °C
Kookpunt	
Oplosbaarheid in water bij 25 °C	2,37 mg/l
Dampspanning bij 25 °C	6,14 x 10 ⁻⁸ mm Hg
Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log P _{ow})	4,51
pKa	4,15

2.1.5. Iopromide

Tabel 16: Eigenschappen iopromide

Systematische naam	N ¹ ,N ³ -bis(2,3-Dihydroxypropyl)-2,4,6-triiodo-5-(2-methoxyacetamido)-N ¹ -methylisofalamide
CAS nummer	73334-07-3
Brutoformule	C ₁₈ H ₂₄ I ₃ N ₃ O ₈
Moleculaire massa	791,11 g/mol
Dichtheid	
Smeltpunt	
Kookpunt	
Oplosbaarheid in water bij 25 °C	23,8 mg/l
Dampspanning bij 25 °C	1,59 x 10 ⁻²⁸ mm Hg
Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log P _{ow})	-2,05
pKa	

2.1.6. Galaxolide

Tabel 17: Eigenschappen galaxolide

Systematische naam	1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-cyclopenta-[γ]-benzopyran (HHCB)
CAS nummer	1222-05-5
Brutoformule	C ₁₈ H ₂₆ O
Moleculaire massa	258,40 g/mol
Dichtheid	
Smeltpunt	-10 – 0 °C
Kookpunt	325 °C
Oplosbaarheid in water bij 25 °C	1,75 mg/l
Dampspanning bij 25 °C	0,0727 Pa
Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log P _{ow})	5,9
pKa	

2.2. Gebruik

2.2.1. Gebruik van pesticiden (atrazine)

Pesticiden⁶¹ zijn stoffen die gebruikt worden als bestrijdingsmiddel tegen ongewenste aantastingen en dit in diverse sectoren en met diverse redenen zoals verder blijkt. Dit kunnen zowel natuurlijke als chemische producten zijn. Een belangrijke bemerking die hierbij dient gemaakt te worden, is dat pesticiden bewust in het milieu worden gebracht in vergelijking tot de andere pollutanten. Deze rechtstreekse emissie maakt ook dat cijfers over het gebruik per hectare meteen iets zeggen over de emissiewaarden.

In de wetgeving wordt er een onderscheid gemaakt tussen pesticiden die in de landbouw worden gebruikt en deze die niet in de landbouw worden gehanteerd. Deze laatste groep is binnen de wetgeving gekend onder de term biociden. Sommige pesticiden worden zowel binnen als buiten de landbouw gebruikt en afhankelijk hiervan vallen ze soms onder de ene en soms onder de andere wetgeving.

Pesticiden die in de landbouw worden gebruikt zijn voornamelijk gewasbeschermingsmiddelen. “Gewasbeschermingsmiddelen worden gedefinieerd als actieve stoffen en preparaten ter bescherming en bewaring van planten en plantaardige producten tegen schadelijke organismen, ter beïnvloeding van de levensprocessen van planten en om ongewenste planten of plantendelen te doden”.⁶² Hieronder valt echter ook het gebruik buiten de landbouw. “Gewasbeschermingsmiddelen worden meestal ingedeeld op basis van het organisme dat ze moeten bestrijden: insecticiden (insecten), herbiciden (planten), fungiciden (schimmels), bactericiden (bacteriën), mollusciden (slakken), rodenticiden (muizen, ratten en andere knaagdieren), nematiciden (nematoden) en acariciden (mijten)”.⁶³

Biociden worden volgens de wet ingedeeld in vier belangrijke groepen. Dit zijn de ontsmettingsmiddelen, de bewaarmiddelen zowel voor materialen als voor voedingswaren, de middelen voor bestrijding van ongedierte en plagen, en andere biociden zoals daar zijn de aangroeiwerende middelen die gebruikt worden voor bijvoorbeeld het tegengaan van algengroei op scheepsrompen.

Pesticiden worden in grote mate gebruikt in de landbouw voor de gewasbescherming, maar daarnaast worden ze ook vaak aangewend in andere sectoren. De bevolking gebruikt

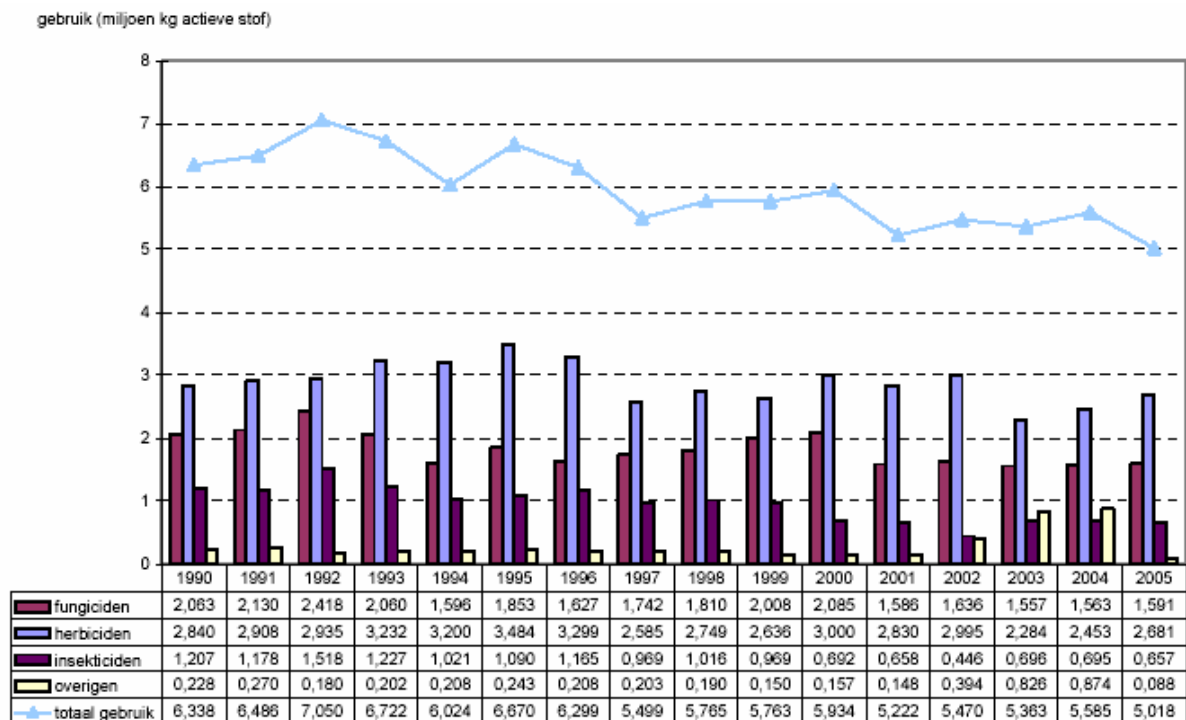
⁶¹ MIRA, 2006b.

⁶² Citaat uit MIRA, 2006b, blz. 9.

⁶³ Citaat uit MIRA, 2006b, blz. 10.

pesticiden voor het onderhoud van tuinen, de industrie bijvoorbeeld voor bescherming van hout of voedingsmiddelen, de overheid en de private sector dan weer voor het onderhoud van (spoor)wegbermen, terreinen en gebouwen en in de vervoerssector worden ze zoals hoger reeds vermeld bijvoorbeeld gebruikt voor het tegengaan van algengroei op scheepsrompen.

Het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in Vlaanderen in 2005 wordt geschat op 5018 ton actieve stof waarvan 60 à 80 % aangewend wordt in de akkerbouw en de tuinbouw. Dit betekent een daling met 25 % ten opzichte van het jaar 1990. In figuur 12 wordt het gebruik van de verschillende types gewasbeschermingsmiddelen in Vlaanderen voor de periode 1990 – 2005 weergegeven. Hierbij kan opgemerkt worden dat de onderlinge verhouding van de verschillende types quasi constant blijft. Het totale gebruik wordt eveneens voor ieder jaar afgebeeld.

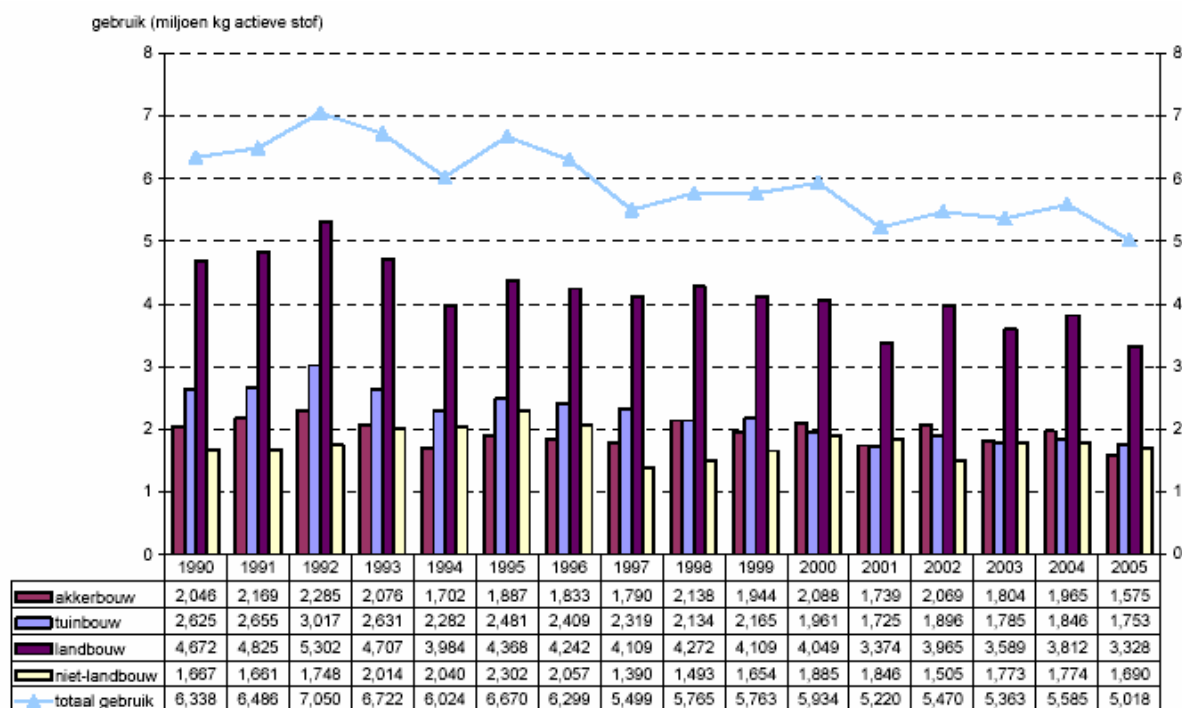


Figuur 12: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen volgens type

(MIRA, 2006b)

In figuur 13 wordt het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de verschillende sectoren voor de periode 1990 – 2005 weergegeven. De sectoren zijn akkerbouw (graangewassen, aardappelen, bieten, voedergrassen, ...) en tuinbouw (vollegrondsgroenten, serregroenten, fruitteelt, sierteelt, ...) welke samen de landbouw sector uitmaken en dan de niet-landbouw

sector. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het gebruik in de tuinbouw voor de periode 1990 – 1997 werd overschat door de toen gehanteerde methode. De onderlinge verhoudingen variëren eveneens amper doorheen de gehele periode. Gedetailleerdere gegevens over de teeltgroepen samen in de akkerbouw en de tuinbouw tonen aan dat de gewasbeschermingsmiddelen voornamelijk in de aardappelteelt (behoort tot de akkerbouw, 24 % in 2005) en de fruitteelt (behoort tot de tuinbouw, 17 % in 2005) worden gebruikt. De andere teelten waarvan sprake is, zijn in volgorde van bijdrage de groenteteelt, de sierteelt, serreteelten, de graanteelt, de bietenteelt en de maïsteelt. Voor deze laatste werd in 2005 een sterke daling waargenomen als gevolg van het intrekken van de erkenning van atrazine.

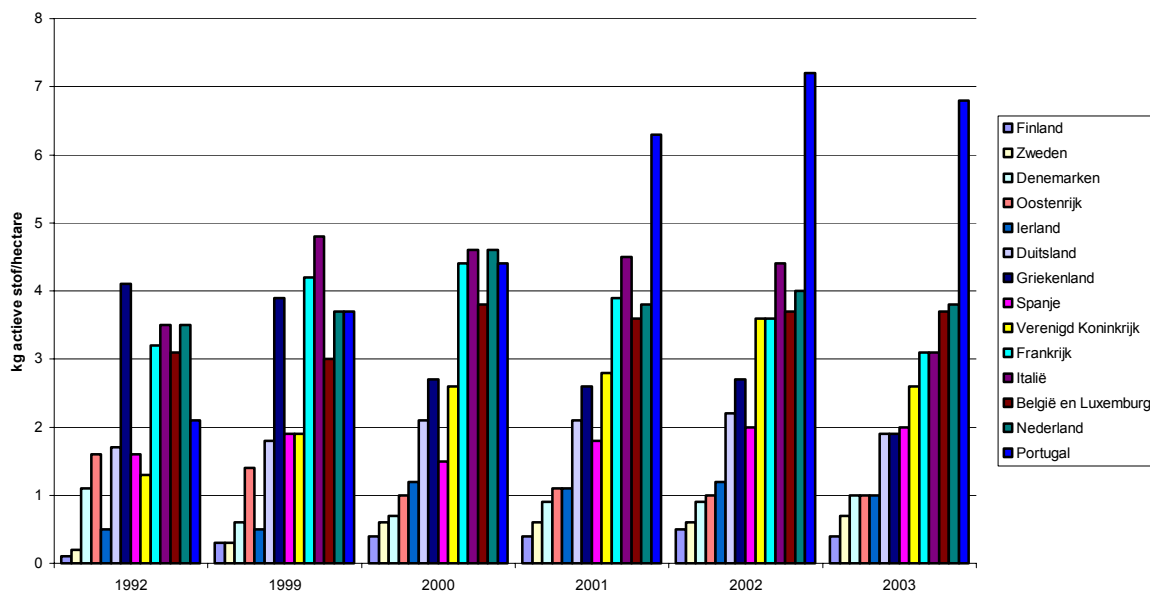


Figuur 13: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen binnen en buiten de landbouw

(MIRA Achtergronddocument 2006, Verspreiding van bestrijdingsmiddelen)

Aan de hand van figuur 14 wordt er een vergelijking gemaakt tussen het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in België en in een aantal andere Europese lidstaten in de periode 1992 – 2003.⁶⁴ In deze figuur wordt het aantal kilogram actieve stof per hectare landbouwareaal afgebeeld. Het is duidelijk dat België één van de grootste gebruikers van gewasbeschermingsmiddelen is in Europa en dit valt te verklaren door het feit dat er in België op een relatief kleine oppervlakte aan zeer intensieve landbouw wordt gedaan.

⁶⁴ Eurostat, 2007.



Figuur 14: Gebruik van gewasbeschermingsmiddelen doorheen de EU

Atrazine⁶⁵ is een selectief herbicide dat behoort tot de groep van de chloortriazines. Het werd in 1958 ontwikkeld door J. R. Geigy. Atrazine is een middel dat gebruikt wordt om onkruid te verdelgen aangezien het selectief de fotosynthese van bepaalde plantensoorten verstoort. Het wordt voornamelijk opgenomen via de wortels van de plant, maar het kan vandaar verder doordringen in de bladeren en daar accumuleren. Atrazine wordt voornamelijk gehanteerd in volgende teelten: maïs-, sorghum-, suikerriet-, ananas- en graanteelt. Hierbij is de maïsteelt de grootste gebruiker. Verder wordt het ook gebruikt in boomgaarden en wijngaarden en buiten de landbouwsector voor het bestrijden van onkruiden langsheen spoorwegen en autowegen. In Vlaanderen werd atrazine tot het verbod in 2005 veelvuldig gebruikt en dit voornamelijk in de maïsteelt. Sindsdien wordt een duidelijke daling waargenomen, maar illegaal gebruik valt niet uit te sluiten. Verder wordt het gebruik van de actieve stof uit atrazine, terbutylazin, nog wel toegelaten en deze stof wordt eveneens in het oppervlaktewater aangetroffen.

⁶⁵ (<http://pan-uk.org/pestnews/Actives/Atrazine.htm>); (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>); (<http://www.speclab.com/compound/c1912249.htm>).

2.2.2. Gebruik van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (anthraceen)

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen⁶⁶ (PAKs) zijn organische verbindingen die bestaan uit twee of meer aan elkaar geschakelde benzeenringen die verder geen heteroatomen of functionele groepen bevatten. PAKs kunnen zowel vrijkomen op natuurlijke wijze als door toedoen van de mens. In het eerste geval zijn de mogelijke bronnen bosbranden en vulkaanuitbarstingen. Antropogene emissies vinden hun oorzaak voornamelijk bij de onvolledige verbranding van koolstofhoudende materialen zoals fossiele brandstoffen. Slechts enkele, vluchtige PAKs worden ook als zuiver product geproduceerd en gebruikt in de industrie. Dit zijn naftaleen, anthraceen, fenantreen, fluorantheen en pyreen.

Anthraceen kan net zoals de andere vier gewonnen worden uit steenkoolteer door middel van distillatie. Steenkoolteer is een bijproduct dat gevormd wordt tijdens de destructieve distillatie van steenkool tot vorming van cokes. Het is een complex mengsel van koolwaterstoffen, fenolen en heterocyclische verbindingen. Distillatie van steenkoolteer vindt op tien sites in Europa plaats waaronder één in België. De eigenlijke productie van anthraceen in Europa gebeurt enkel in Duitsland. Deze productie is de laatste twee decennia enorm gedaald en bedraagt circa 1000 ton per jaar.

De distillatiefracties afkomstig van steenkoolteer worden gebruikt in de metaalproductie, de houtverduurzaming, de scheepvaart, de wegenbouw, de rubberindustrie en verder voor dakbedekking en het maken van weekmakers bij de productie van banden. Een voorbeeld hiervan is creosoot. Creosoot is een mengsel van een aantal steenkoolteer distillatiefracties en is samengesteld uit aromatische koolwaterstoffen (o.a. anthraceen), teerzuren en teerbasen. Het wordt haast uitsluitend gebruikt voor de impregnatie van hout.

Zuiver anthraceen wordt aangewend voor de synthese van anthrachinon en anthraceen-9-aldehyde. De voornaamste producenten in de Europese Unie van deze twee stoffen hebben echter recent deze productielijnen stilgelegd en bijgevolg wordt bijna al het in de EU geproduceerde anthraceen geëxporteerd. Anthrachinon is een zeer belangrijke basisgrondstof in de productie van tal van kleurstoffen met als belangrijkste voorbeeld alizarinerood. Bijgevolg wordt het vaak gehanteerd in de verfindustrie. Daarnaast wordt anthrachinon ook gebruikt in de papierindustrie als katalysator om de opbrengst van de pulpproductie te verhogen. Verder wordt het ook gebruikt voor de productie van geneesmiddelen zoals mitoxantrone dat gebruikt wordt in de behandeling tegen multiple sclerose. Anthraceen-9-

⁶⁶ European Chemicals Bureau, 2005.

aldehyde wordt eveneens gebruikt voor de productie van kleurstoffen, pigmenten en geneesmiddelen.

2.2.3. Gebruik van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten

Nonylfenol⁶⁷ is een organische stof die behoort tot de groep van de alkylfenolen. Nonylfenol wordt gevormd door alkylering van fenol met een mengsel van nonenen in aanwezigheid van een katalysator. In 1997 werd er in de Europese Unie 73500 ton nonylfenol geproduceerd waarvan er 3500 ton uit de EU werd geëxporteerd. Daarnaast werd er 8500 ton nonylfenol in de EU ingevoerd dat jaar. Dit maakt dat er 78500 ton nonylfenol in de EU zelf verbruikt werd. In de periode voor 1997 golden quasi dezelfde tonnages. Recentere gegevens zijn momenteel niet beschikbaar, maar grote veranderingen zouden veeleer verbazen. Deze 78500 ton nonylfenol werd als volgt aangewend: 60 % (47000 ton) ging naar de productie van nonylfenoethoxylaten (NFEs), 37 % (29000 ton) naar de polymeerindustrie (voor productie van harsen, plastics, stabilisatoren, etc) en 3 % (2500 ton) naar de productie van fenoloximes. NFEs worden geproduceerd door ethoxylatie van nonylfenol. Hiertoe wordt nonylfenol opgewarmd in aanwezigheid van een kaliumhydroxide katalysator en wanneer bij 120 °C het mengsel volledig gedehydrateerd is, wordt ethyleenoxide onder vacuüm toegevoegd. Het gebruik van NFEs zal verderop meer in detail besproken worden aangezien de voornaamste bron van nonylfenol in het milieu niet het product zelf is, maar de nonylfenoethoxylaten welke in het milieu afbreken tot nonylfenol en dan in die vorm accumuleren.

In de polymeerindustrie wordt nonylfenol (22500 ton) voornamelijk aangewend als monomeer bij de productie van fenol / formaldehyde harsen. Verder wordt nonylfenol gebruikt als intermediair (4000 ton) in de productie van tri-(4-nonylfenyl)fosfiet, een stabilisator, en als katalysator (1500 ton) bij de uitharding van epoxyharsen. De overige 1000 ton nonylfenol wordt gebruikt voor de vervaardiging van andere plasticstabilisatoren.

Eén bedrijf in de EU gebruikt nonylfenol dan weer voor het maken van fenoloximes. Deze oximes worden gebruikt als reagens voor de extractie en zuivering van koper uit erts.

Het verbruik van nonylfenol in Vlaanderen zou circa 6000 ton per jaar bedragen.

In 1997 werd er in de Europese Unie 118000 ton NFE geproduceerd waarvan er 46000 ton uit de EU werd geëxporteerd. Daarnaast werd er 5600 ton in de EU ingevoerd dat jaar. Dit maakt

⁶⁷ European Chemicals Bureau, 2002; Departement Leefmilieu, Natuur en Energie.

dat er 77600 ton NFE in de EU zelf verbruikt werd. Hiervan werd 30 % aangewend voor industriële en institutionele reiniging: namelijk in reinigingsproducten voor drooghuizen, gebouwen en voertuigen en in antistatische reinigingsproducten. Er werd 12 % gebruikt voor de vervaardiging van emulsiepolymeren. Hierbij wordt NFE toegevoegd aan acrylester dat gebruikt wordt voor deklagen, kleefmiddelen en de binding van vezels. Verder ging er 10 % naar de textielindustrie, 8 % naar de lederindustrie, en werd 9 % onmiddellijk intern gebruikt voor de synthese van nonylfenothersulfaten en nonylfenoetherfosfaten. Dit zijn beiden surfactanten die in de chemische industrie gebruikt worden. De overige hoeveelheden NFE werden aangewend voor de productie van printplaten, in reinigingsproducten voor elektrische componenten, als natmaker in pesticiden, in diergeneesmiddelen, in speciale verven, voor het natmaken van pulpvezels in de pulp- en papierindustrie, als reinigingsproduct in de metaalindustrie, ... Er zijn opnieuw geen recentere data beschikbaar, maar aanbevelingen op basis van een risicobeoordelingsrapport zouden sinds het jaar 2000 een daling van het gebruik van NFEs in bepaalde sectoren moeten ingeleid hebben. Het zal echter nog moeten blijken of dit ook zo is.

In Vlaanderen is BASF de enige producent van nonylfenoethoxylaten en het gebruik in Vlaanderen wordt geschat op circa 2000 ton per jaar.

2.2.4. Gebruik van humane geneesmiddelen (diclofenac en iopromide)

Op basis van het rapport “*Oriënterende studie naar de mogelijke aanwezigheid van Farmaceutica in het Aquatische milieu in België*”⁶⁸ wordt een idee gegeven van het verbruik van humane geneesmiddelen in België in 1997. In dit rapport wordt het verbruik geschat aan de hand van de verkochte hoeveelheden en wordt er verder vanuit gegaan dat alle verkochte hoeveelheden ook daadwerkelijk werden opgebruikt. De verkoop van humane geneesmiddelen in België verloopt via twee grote markten: de hospitaalmarkt en de ambulante markt. Binnen beide markten zijn terugbetaalde, enkel voorgeschreven, geneesmiddelen en niet-terugbetaalde, zowel voorgeschreven als niet-voorgeschreven, geneesmiddelen te verkrijgen. De schatting voor de ambulante terugbetaalde markt gebeurde op basis van data die verkregen werden bij het Ministerie van Sociale Zaken (Farmanet), deze voor de ambulante niet-terugbetaalde markt op basis van data verkregen bij het Ministerie van Economische zaken en deze voor de hospitaalmarkt op basis van extrapolatie van gegevens

⁶⁸ Claeys et al., 2001.

verkregen bij zes grote Belgische hospitalen. Op deze manier werd een classificatie verkregen van de 100 meest verkochte geneesmiddelen en ook een indeling naar voorkomen van de verschillende therapeutische klassen in deze top 100. Al deze klassen hier afzonderlijk bespreken is niet opportuun en daarom is er overgaan naar een hoger classificatieniveau door groepering van de nauw verwante middelen. De zo verkregen klassen en hun verbruikte hoeveelheden in 1997 worden weergegeven in tabel 18.

Tabel 18: Gebruik van geneesmiddelen

(Claeys et al., 2001)

Therapeutische klassen	Kg
Middelen tegen pijn en ontstekingen	341567
Hart- en vaatmiddelen	91094
Antibiotica, sulfamiden en urinaire antiseptica	80314
Radiodiagnostica	55508
Middelen voor zenuwstelselaandoeningen	51384
Geneesmiddelen tegen diabetes	46630
Middelen voor dermatologisch gebruik	47229
Middelen voor aandoeningen aan het gastro-intestinaal stelsel	34624
Middelen voor aandoeningen aan het ademhalingsstelsel	25089

De middelen tegen pijn en ontstekingen omvatten dan de analgetica (pijnstillers), de antipyretica (koortswerende middelen), de niet-steroïdale anti-inflammatoire (ontstekingsremmers) en de antireumatische producten, de producten tegen jicht en de narcotische analgetica. Diclofenac behoort tot de groep van de niet-steroïdale anti-inflammatoire producten en kende in 1997 een verkoop van 2433 kg waarmee het plaats 59 bekleedde in de top 100.

De hart- en vaatmiddelen zijn de cholesterol- en triglyceride-verlagende middelen, de bètablokkers (behandeling arteriële hypertensie), de antithrombotische geneesmiddelen, de diuretica (voor de bevordering van het uitscheiden van water door het lichaam bij hartproblemen of hoge bloeddruk), de vasodilatoren (verwijden van de bloedvaten), de calciumantagonisten (behandeling arteriële hypertensie) en de anti-aritmica (behandeling hartritmestoornissen).

De antibiotica, de sulfamiden en de urinaire antiseptica bevatten allerlei geneesmiddelen voor de behandeling van infecties.

De radiodiagnostica zijn voornamelijk jodiumhoudende contrastvloeistoffen die gebruikt worden in ziekenhuizen voor het stellen van diagnoses via medische beeldvorming. Iopromide is hiervan een voorbeeld. In 1997 werd er 9589 kg iopromide verbruikt en hiermee stond de stof op plaats 18 in de lijst van 100 meeste verbruikte stoffen.

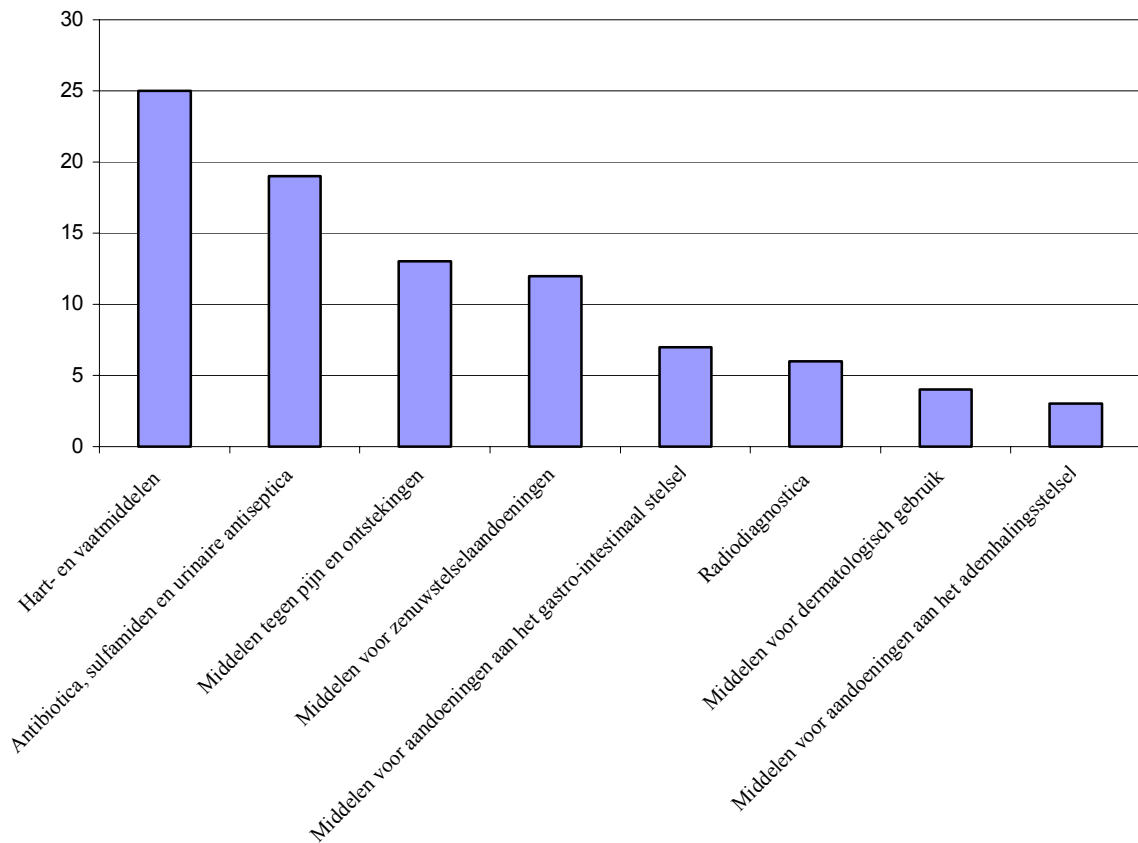
De middelen voor zenuwstelselaandoeningen zijn de anti-epileptica (behandeling epilepsie), de psychoanaleptica (behandeling depressie), de psycholeptica (behandeling psychische aandoeningen) en de geneesmiddelen tegen de ziekte van Parkinson.

De middelen welke gebruikt worden voor dermatologisch gebruik zijn hoofdzakelijk de antiseptica (tegenaan van vermenigvuldiging van kiemen op de huid) , de desinfectantia en de corticosteroïden (tegen aandoeningen als eczeem).

Middelen voor aandoeningen aan het gastro-intestinaal stelsel omvatten middelen voor de behandeling van maagzweren en aandoeningen met betrekking tot het darmkanaal.

Middelen voor aandoeningen aan het ademhalingsstelsel zijn de mucolytica en expectorantia (behandeling chronische bronchitis) en de anti-astmatische geneesmiddelen.

In figuur 15 wordt de verdeling weergegeven van de verschillende therapeutische klassen doorheen de top 100 van meest gebruikte humane geneesmiddelen in 1997 in België. Hieruit kan in belang van deze thesis opgemaakt worden dat de hoge verbruikswaarden in de categorieën van de middelen tegen pijn en ontstekingen (diclofenac) en de radiodiagnostica (iopromide) gehaald worden met relatief weinig verschillende stoffen in vergelijking tot bepaalde andere klassen.



Figuur 15: Verdeling top 100 geneesmiddelen over therapeutische klassen

2.2.5. Gebruik van polycyclische musken (galaxolide)

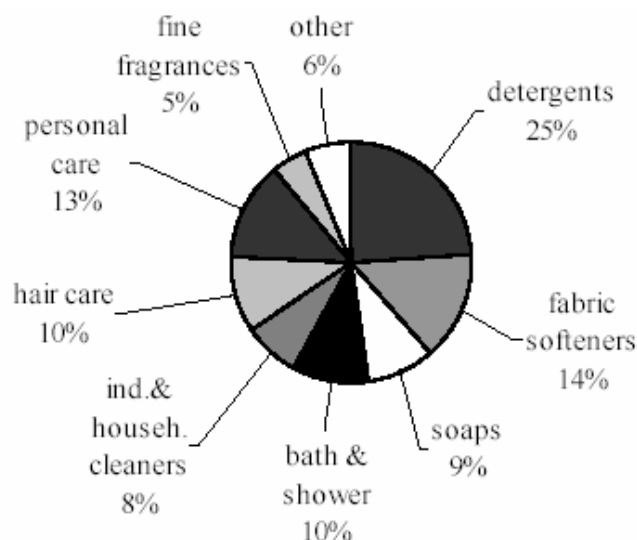
Muskus⁶⁹ wordt afgescheiden door de geurklier van het muskushert dat vooral in Tibet en China leeft. Deze geur wordt afgescheiden om het territorium te markeren gedurende de bronstijd. Muskus is een feromoon waarmee vrouwelijke dieren worden aangetrokken. Nog voor dat deze natuurlijke muskusgeurstoffen konden worden geïsoleerd, werd in 1891 de synthetische groep van de nitromusken (nitroaromaten) ontdekt. Deze hebben dezelfde geureigenschappen als natuurlijke muskus. Voorbeelden hiervan zijn muskusxyleen, muskusketon en muskus ambrette. In de jaren '50 van de vorige eeuw werden dan de polycyclische musken ontdekt. Voorbeelden hiervan zijn HHCB (galaxolide), AHTN (tonalide), AHMI (phantolide), ADBI (celestolide) en AITI (traseolide). Het zijn voornamelijk de polycyclische musken die veel gebruikt worden aangezien nitromusken vermoedelijk carcinogeen zijn en bijgevolg hier en daar verboden zijn. Polycyclische musken

⁶⁹ Verheuveel, 2005; HERA, 2004.

zijn gesubstitueerde indanen en tetralines. AHTN en HHCB maken samen 95 % van de markt van de polycyclische musken uit in de Europese Unie.

HHCB wordt geproduceerd via een driestaps reactie. In de eerste stap reageert α -methylstyreen met iso-amyleen tot vorming van pentamethylindaan. In een volgende stap wordt propyleenoxide toegevoegd en dit leidt tot vorming van het HHCB alcohol. In een laatste stap wordt dan HHCB zelf gevormd door cyclisatie met paraformaldehyde. Dit is een kleverige siroopachtige vloeistof. Het wordt daarom nog vloeibaar gemaakt door verdunning in een solvent en dit in een verhouding van 65 gewichtsprocent HHCB tot 35 gewichtsprocent solvent. Mogelijke solvents zijn dipropyleenglycol, diethylfalaat en isopropylmyristaat. Deze verdunningen worden over het algemeen meestal gecatalogeerd onder de naam HHCB 50 %.

HHCB wordt in de Europese Unie enkel geproduceerd door *International Flavors and Fragrances Inc.* Een groot deel van hun productie wordt geëxporteerd naar buiten de EU als pure substantie. Daarnaast worden ook fracties van de HHCB bevattende geurstoffen geëxporteerd en daarnaast worden ook een deel van de uiteindelijke producten, zoals personale care producten en reinigingsmiddelen welke HHCB bevatten, uitgevoerd naar landen buiten de Europese Unie. Er wordt geschat dat circa 25 % van de geproduceerde hoeveelheid HHCB wordt geëxporteerd als afgewerkte geurstoffen of via consumentenproducten, terwijl de import veeleer laag is.



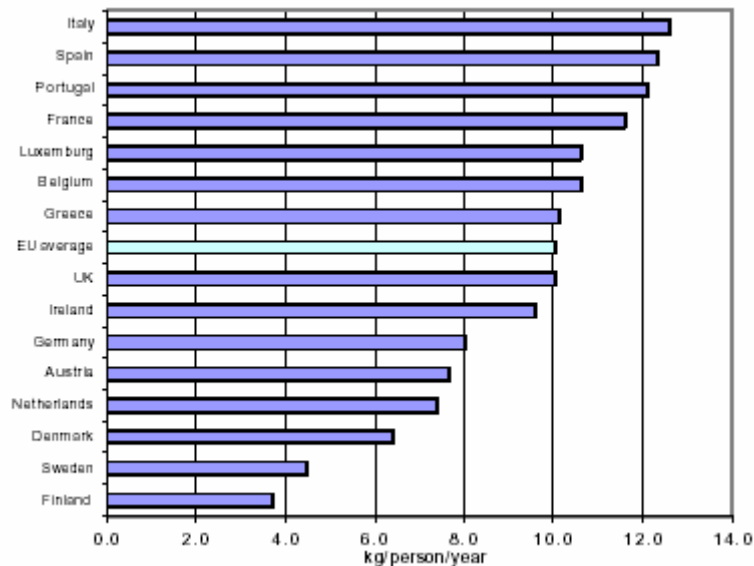
Figuur 16: Gebruik van geurstoffen per productcategorie in de EU

(HERA, 2004)

HHCB wordt met andere geurstoffen gemengd tot vorming van geuroliën. Een geurolie kan bestaan uit wel 50 verschillende geuringrediënten. Deze geuroliën worden dan gebruikt in cosmeticaproducten, detergents, ... De meeste geuroliën bevatten HHCB en AHTN, maar in een uiteindelijk product zal de concentratie aan deze stoffen meestal kleiner dan 1 % zijn. Het verbruik van HHCB in Europa ligt het laatste decennium om en bij de 1500 ton per jaar.

Het gebruik van geurstoffen per productcategorie in de EU wordt aangegeven in figuur 16. Dit geeft als dusdanig ook een beeld van welke sectoren verantwoordelijk zijn voor emissies van polycyclische musken.

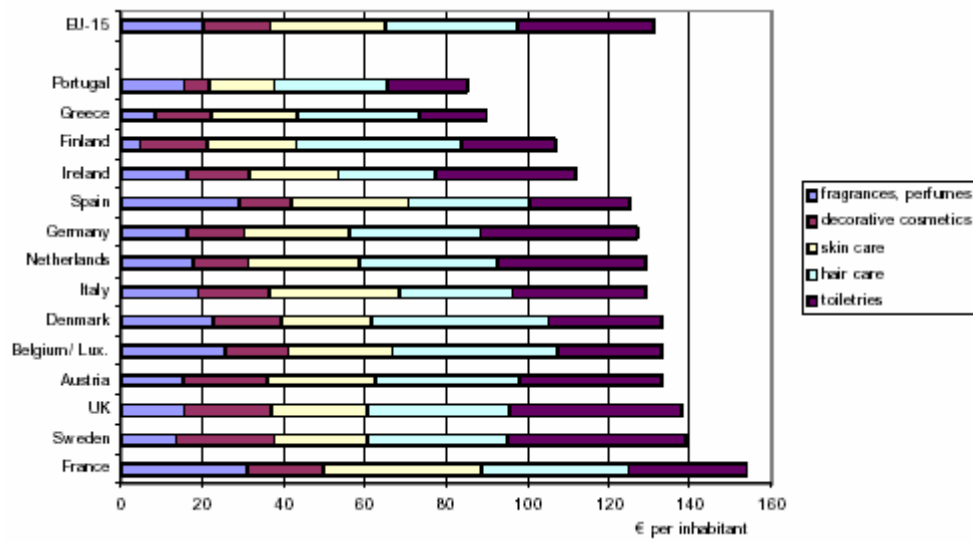
Het verbruik van polycyclische musken wordt indirect aangegeven door het verbruik van detergents en cosmeticaproducten die deze musken bevatten. Voor beide groepen werd een analyse gedaan naar het verbruik in verschillende lidstaten van de Europese Unie. De resultaten hiervan zijn terug te vinden in figuren 17 en 18.



Figuur 17: Verbruik detergents in de EU

(HERA, 2004)

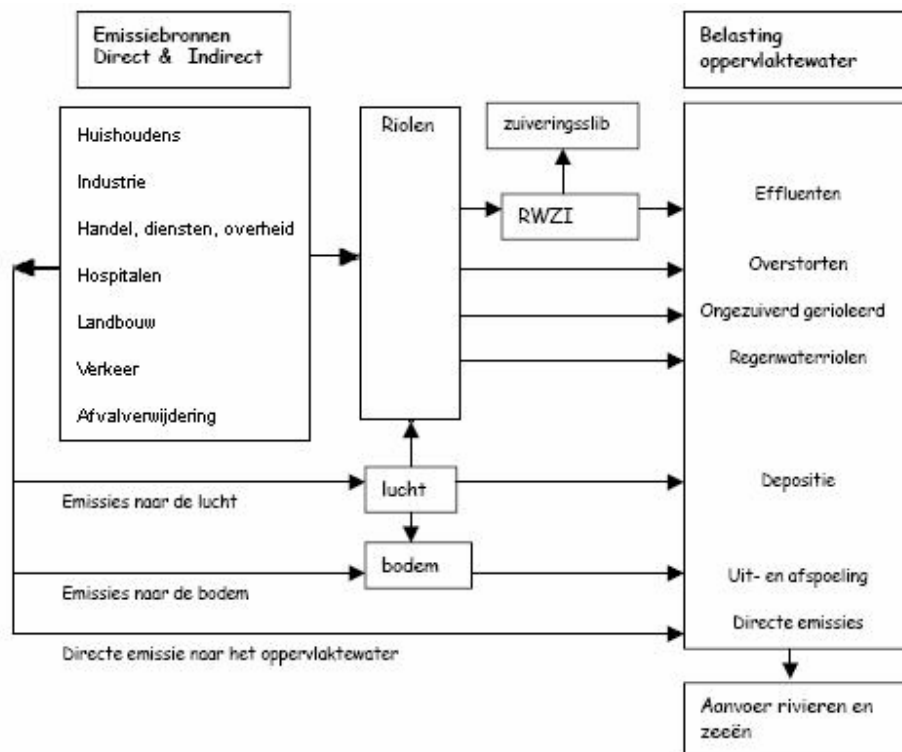
Het verbruik in België is in beide gevallen bij de hoogste van EU en ook telkens hoger dan het gemiddelde verbruik over alle lidstaten heen. De verschillen tussen de lidstaten hebben te maken met verschillen in gewoontes inzake het gebruik van deze producten en anderzijds met het minder aanwenden van het gebruik van polycyclische musken als ingrediënt in geuroliën in de Noordelijke lidstaten omwille van de negatieve publiciteit er rond.



Figuur 18: Verbruik cosmeticaproducten in de EU

(HERA, 2004)

2.3. Emissieroutes naar het oppervlaktewater



Figuur 19: Emissieroutes naar het oppervlaktewater

(Kuiper et al., 2003)

Aangezien water het centrale compartiment is in het milieu komen de meeste verontreinigende stoffen hier altijd terecht. Dit kan enerzijds gebeuren via directe emissies naar het oppervlaktewater⁷⁰ al dan niet via rioleringen, maar tevens via depositie uit de lucht of door uit- en afspoeling van de bodem. In figuur 19 wordt schematisch weergegeven waar de emissiebronnen van verontreinigende stoffen naar het oppervlaktewater zich bevinden. Hierbij kan opgemerkt worden dat grote hoeveelheden vuilvrachten niet rechtstreeks worden geloosd, maar dat ze via de riolering, al dan niet met een passage door een RWZI, naar het oppervlaktewater worden gevoerd. Op sommige plaatsen is er echter geen riolering aanwezig en komen de vuilvrachten onmiddellijk in het milieu terecht. Algemeen geldt er dat momenteel 63 % van het afvalwater in Vlaanderen daadwerkelijk door een zuiveringsinstallatie passeert. De overige 37 % wordt rechtstreeks geloosd. Hierbij dient rekening gehouden te worden met de mogelijkheid op overstorten bij zware regenval waarbij afvalwater eveneens rechtstreeks geloosd wordt en met de aanwezigheid van lekkages in de rioleringen waardoor een deel van de verontreinigende producten terecht kan komen in het

⁷⁰ MIRA, 2006a; Kuiper et al., 2003.

grondwater. De effluenten van een RWZI en van de rioleringen zijn allen puntbron emissies. Daarnaast vindt er ook nog een zekere diffuse verontreiniging van het oppervlaktewater plaats. Hieronder vallen lekkages, uitloging van bouwmaterialen, atmosferische depositie, kleine puntbronnen in gebieden zonder riolering, etc. De belangrijkste vorm van diffuse verontreiniging is echter de landbouw.

2.3.1. Verspreiding van pesticiden

Gewasbeschermingsmiddelen⁷¹ worden teruggevonden in de lucht, het water en de bodem. Ze worden meestal in een waterige oplossing verspoten over het gewas en de bodem waarbij de lucht als voornaamste transportmedium dienst doet. Het gevolg hiervan is dat het product deels zijn doel mist en algemeen wordt er aangenomen dat meer dan 80 % niet terecht komt op de juiste plaats zoals bladoppervlak en bijgevolg nutteloos in het milieu verspreid wordt. Water is één van de belangrijkste emissieroutes waarlangs gewasbeschermingsmiddelen in het milieu terechtkomen. In tabel 19 worden de verschillende verspreidingsroutes van gewasbeschermingsmiddelen weergegeven. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen enerzijds diffuse bronnen welke niet toegeschreven kunnen worden aan een specifiek lozingspunt en anderzijds punt- en semi-puntbronnen welke wel gelokaliseerd kunnen worden.

Tabel 19: Verspreidingsroutes van gewasbeschermingsmiddelen

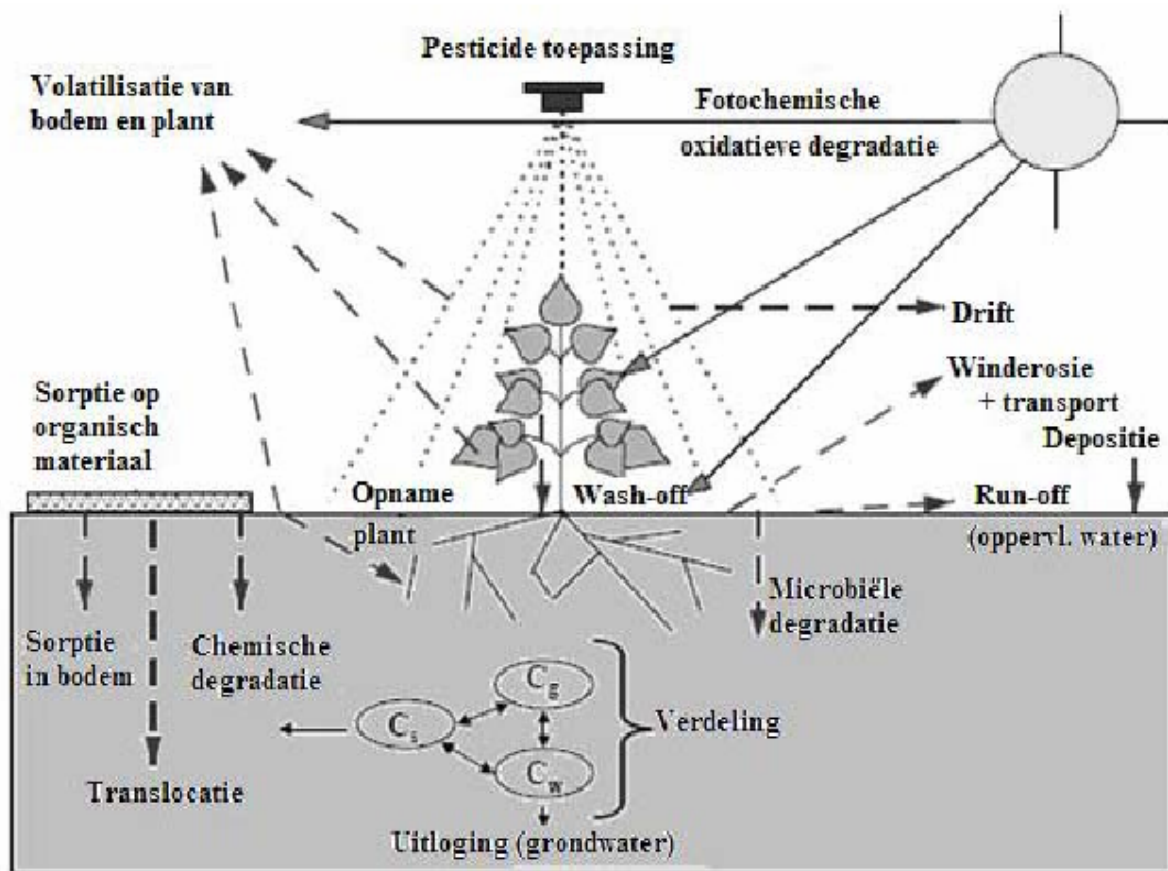
(MIRA, 2006b)

<u>diffuse bronnen</u>	<u>punt- en semi-puntbronnen</u>
<ul style="list-style-type: none"> • spuittoepassingen en <u>drift</u> • bodem/sediment <u>accumulatie</u>, opname door gewassen, planten en niet-doelwit organismen • <u>verdamping en depositie</u> • gecontamineerde mest en <u>afval</u> • <u>afspoeling</u> van de bodem en transport via sediment • <u>uitloging</u> (bodem, behandelde oppervlakten en dieren) • <u>depositie</u> vanuit rivieren aan mondingen en in het zeewater, depositie vanuit het grondwater 	<ul style="list-style-type: none"> • <u>vullen en mengen</u> van gewasbeschermingsmiddelen tanks • <u>lekkages</u>, verspillingen • gebrekkig <u>materiaal</u> • <u>reinigingen</u> van tanks en afvalverwerking • <u>afspoeling</u> van behandelde oppervlakten en dieren • directe contaminatie door <u>overbehandeling</u> • moedwillige en onvrijwillige lozingen, <u>incidenten</u> (brand, vandalisme) • <u>dumpen</u> van containers en recipiënten • <u>lozen</u> van overtollige spuitresten

⁷¹ MIRA, 2006b.

Wat betreft de emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater zijn vijf belangrijke routes onderkend: druppeldrift, spoelen van sproeitanks, afspoeling na overbehandeling, uitloging uit behandelde velden en droge of natte depositie over lange afstand. Druppeldrift kan plaatselijk aanleiding geven tot zeer hoge concentraties in het oppervlaktewater. De hoeveelheid gewasbeschermingsmiddelen die via deze weg terechtkomt in het oppervlaktewater is afhankelijk van een aantal factoren zoals de windsnelheid, de afstand tot het water en allerlei zaken met betrekking tot het aanbrengen van de gewasbeschermingsmiddelen zelf (spuittechniek, spuihoogte, verdunningsgraad spray). Afspoeling (Run-off) via erosie van percelen en verhardingen kan aanleiding geven tot zeer hoge piekconcentraties. Hierbij wordt een fractie van de aan bodemdeeltjes geadsorbeerde gewasbeschermingsmiddelen meegevoerd naar het oppervlaktewater. Dit fenomeen treedt vooral op bij neerslag vlak nadat er gespoten is. Afspoeling is vooral een belangrijke bron voor de verspreiding van gewasbeschermingsmiddelen afkomstig van de industrie, de gemeenten en de particulieren naar het oppervlaktewater en niet zo zeer voor deze afkomstig van de landbouw. Uitloging is verantwoordelijk voor een vrij constante, trage en geringe emissie van gewasbeschermingsmiddelen naar het grondwater. De hoeveelheid die zich op deze manier verspreidt, is afhankelijk van de adsorptie aan en de afbraak in de bodem, verder ook van de permeabiliteit van de bodem en de plaatselijke grondwaterstand. Ondiepe uitspoeling is een belangrijke emissiebron wanneer er veel neerslag valt. Atmosferische depositie van actieve stoffen, die via volatilisatie vanop de bodem of het bladoppervlak, drift of winderosie in de lucht terechtgekomen zijn, is de belangrijkste aanvoerroute van gewasbeschermingsmiddelen naar het oppervlaktewater. Sommige persistente actieve stoffen kunnen duizenden kilometers doorheen de lucht getransporteerd worden om dan via natte of droge depositie in het oppervlaktewater terecht te komen. Atmosferische depositie is verantwoordelijk voor aanvoer van een grote totaalvracht, maar leidt meestal niet tot piekbelasting. Het spoelen van sproeitanks kan aanleiding geven tot lokale vervuiling van het oppervlaktewater en er is reeds aangetoond dat in sommige gevallen een niet-geringe hoeveelheid gewasbeschermingsmiddelen op deze manier naar het water geëmitteerd wordt. De hoeveelheid pesticide, die via deze verschillende routes afgevoerd wordt naar het oppervlaktewater, is afhankelijk van de stoffeïenschappen, de hoeveelheid gebruikte actieve stof, de wijze van toediening en de lokale omstandigheden zoals de waterhuishouding en de soort bodem. In figuur 20 worden de belangrijkste verspreidingsroutes nog eens schematisch weergegeven.

De eigenlijke emissie van bestrijdingsmiddelen wordt aangegeven door verbruikscijfers en dit werd reeds behandeld in paragraaf 2.2.1. aangaande het gebruik van pesticiden.



Figuur 20: Verspreidingsroutes van gewasbeschermingsmiddelen

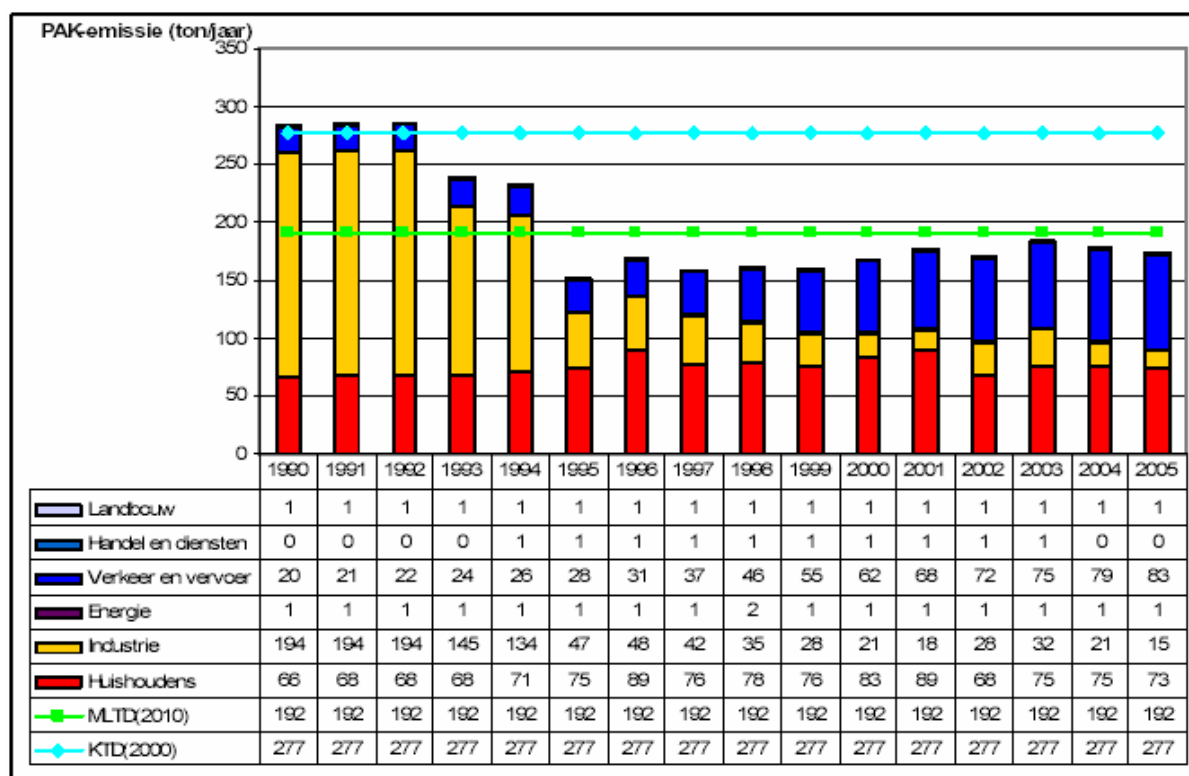
(MIRA, 2006b)

2.3.2. Verspreiding van polycyclische aromatische koolwaterstoffen

De doelgroepen die verantwoordelijk zijn voor de verspreiding van PAKs⁷² zijn hoofdzakelijk de huishoudens en het verkeer en vervoer. Daarnaast levert ook de industrie een bijdrage, maar deze daalde in de periode 1990-2005 van 194 ton per jaar tot 15 ton per jaar. Wat betreft het verkeer en vervoer is vooral het wegverkeer de grote schuldige. De bijdrage van de bevolking komt vooral van de gebouwenverwarming met vaste en vloeibare brandstof en in mindere mate van het verbranden van tuinafval en de co-verbranding van huishoudelijk afval in hout- en steenkoolkachels. Houtbescherming is verantwoordelijk voor de grootste bijdrage

⁷² MIRA, 2006c.

inzake de emissies van de industrie. In figuur 21 wordt het belang van de verschillende doelgroepen met betrekking tot de uitstoot van PAKs over de periode 1990-2005 voor Vlaanderen weergegeven. De daling van de PAK-emissies is vooral te wijten aan het verminderen van het gebruik van creosoot en carbolineum bij de houtverduurzaming en het stoppen van het gebruik van teerolie en pek als bindmiddel voor de aanleg van asfaltwegen. Het aandeel van de verschillende doelgroepen voor emissies van PAKs in 2005 wordt nog meer in detail aangegeven in tabel 20.



Figuur 21: Emissies van PAKs voor de verschillende doelgroepen

(MIRA, 2006c)

Tabel 20: Emissies van PAKs voor de verschillende doelgroepen

(MIRA, 2006c)

	PAK's – 2005		PAK's – 2005	
	kg/i	%	kg/i	%
Totale emissie	187 731	100		
Aandeel doelgroepen				
Huishoudens	73 498	39,15	Energie en water	906 0,48
• Gebouwenverwarming	66 118	35,2	Steenkool en cokes	
• Tonnetjes en open vuren	7 380	3,9	Raffinaderijen	520 0,28
			Gas en elektriciteit	386 0,20
Industrie	29 411	15,7	Landbouw	553 0,29
• Chemische nijverheid	198	0,11	Akkerbouw	553 0,29
• Ijzer en staal			Veeteelt	
• Non-ferro	3 951	2,1	Glastuinbouw/open lucht	
• Metaalverwerk. nijverh.			Visserij	
• Hout, houtbescherming	18 875	10,1	Handel en diensten	457 0,24
• Voeding, textiel e.a.	485	0,26	Huisvuilverbranding	35 0,02
Papier, drukkerijen,....	41	0,02	Industriële afvalverbranding	34,8 0,02
Bouw, asfalt, rubber...	1046	0,56	Gevaarlijk afval	-
Wegenbouw	15	0,01	Gebouwenverwarming	387 0,20
Beton & metaalbescherm.	4 800	2,56	Crematoria	-
Verkeer en vervoer	82 906	44,16	Slibverbranding en andere	-
• Wegtransport	81 377	43,35		
• Luchtvaart	7	0,01		
• Scheepvaart	1 180	0,63		
• Spoorverkeer	342	0,18		

Emissies naar het oppervlaktewater kunnen zowel gebeuren op een directe manier als via atmosferische depositie van deeltjes vanuit de lucht. De directe bronnen zijn onder andere verliezen bij winning en transport van aardolie en aardolieproducten en daarnaast de uitloging uit asfalt, gecreosoteerd hout en met teer behandelde materialen. Daarnaast is ook de scheepvaart een belangrijke bron via legale en illegale lozingen van olie. Wat betreft de atmosferische depositie kunnen dit alle deeltjes zijn die via de hierboven gegeven doelgroepen in de lucht vrijkomen. Het gaat dan voornamelijk om producten afkomstig van onvolledige verbranding.

2.3.3. Verspreiding van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten

Emissies van nonylfenol⁷³ naar het oppervlaktewater vinden plaats bij de productie van nonylfenol, bij de productie van nonylfenoethoxylaten, bij de productie van fenoximes en bij de productie van harsen, plastics en stabilisatoren. Daarnaast is met het oogpunt op de aanwezigheid van nonylfenol in het oppervlaktewater het ook belangrijk om te kijken naar de verspreidingsroutes van de nonylfenoethoxylaten. Emissies van NFEs vinden plaats tijdens hun productie, tijdens de verwerking ervan en tijdens het gebruik van producten, die deze

⁷³ European Chemicals Bureau, 2002.

stoffen bevatten, in de diverse sectoren. In tabel 21 wordt gedetailleerd weergegeven wat het aandeel is van al deze factoren in de emissies van nonylfenol naar het oppervlaktewater. Het aandeel van nonylfenol dat uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht komt onder de vorm van nonylfenoethoxylaten wordt op basis van een aantal beschouwingen, welke minder relevant zijn voor deze thesis, berekend. De resultaten geven een duidelijk beeld van de gemiddelde emissies van nonylfenol naar het oppervlaktewater binnen de Europese Unie.

Tabel 21: Emissieroutes van nonylfenol naar het oppervlaktewater

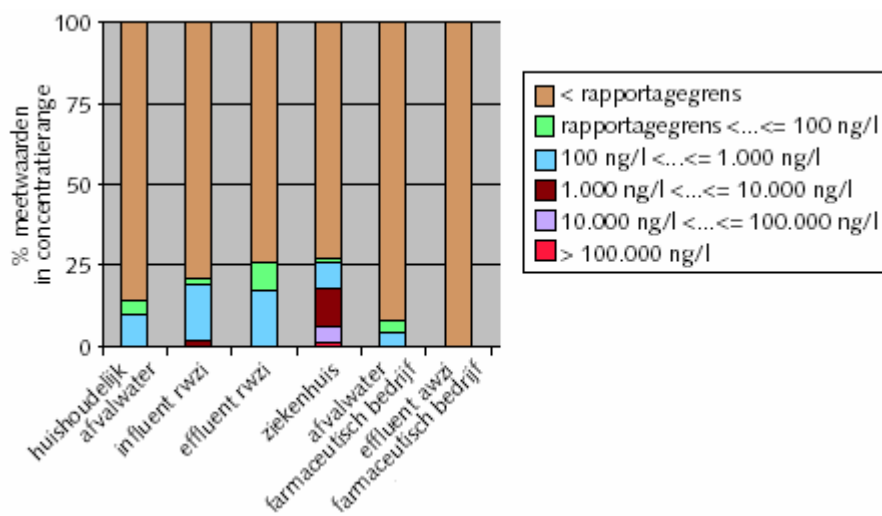
(European Chemicals Bureau, 2002)

	Emissieroutes	kg/dag	% van totale NF emissie
Nonylfenol	Productie nonylfenol	0,1	0,003
	Productie nonylfenoethoxylaten	138,08	4,63
	Productie harsen, plastics en stabilisatoren	0,75	0,021
	Productie van fenoximes	< DL	0
	Subtotaal	139	4,7
NFE	Productie nonylfenoethoxylaten	152	5,10
	Verwerking van nonylfenoethoxylaten	13,3	0,45
	Landbouw	30,8	1,03
	Intern gebruik in de chemische industrie	3	0,10
	Electronica industrie	0,03	0,001
	Industriële en institutionele reiniging	1276	42,8
	Lederindustrie	174	5,84
	Metaal extractie	35	1,17
	Productie van minerale brandstof en olie	0,25	0,008
	Fotografische industrie	4,58	0,15
	Polymeerindustrie	0,06	0,002
	Pulp- en papierindustrie	49,3	1,65
	Textielindustrie	419	14,1
	Verfindustrie	5,23	0,17
	Bouwsector	0,57	0,02
	Andere toepassingen	677	22,7
	Subtotaal	2840	95,3
Totaal		2979	100

De productie van nonylfenol vindt plaats op vier sites in de EU maar zoals blijkt uit de tabel is de bijdrage van deze factor aan de totale emissie van nonylfenol naar het oppervlaktewater zeer laag. De productie van nonylfenoethoxylaten, die plaatsvindt op zeven sites in de EU, levert wel een aanzienlijke bijdrage wanneer men zowel de rechtstreekse emissies van nonylfenol als deze van de ethoxylaten tijdens dit proces beschouwt (9,7 %). De productie van fenoximes vindt plaats op één site in de EU, maar de emissie van nonylfenol hierbij is beneden de detectielimiet (DL). De vrijgave van nonylfenoethoxylaten tijdens hun

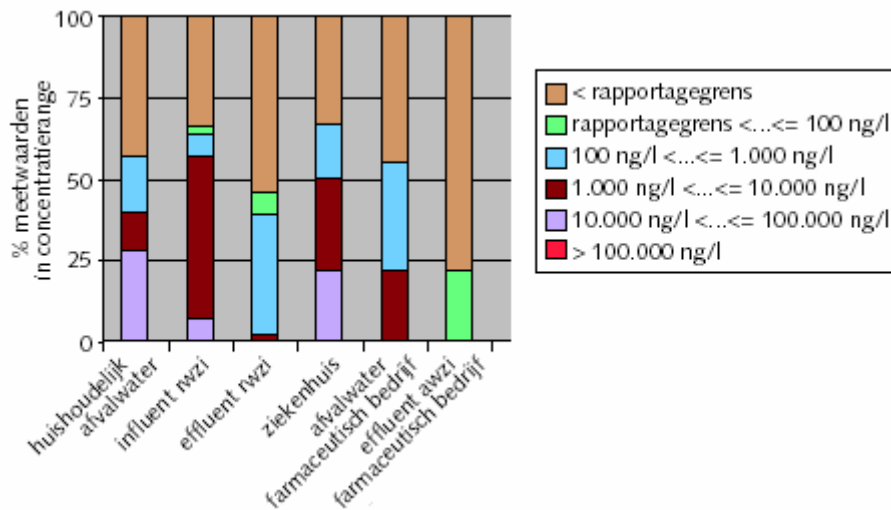
Daarnaast zijn er nog de emissies van de farmaceutische industrie tijdens de productie van de geneesmiddelen.

Het afvalwater van huishoudens verschilt echter van dat van een ziekenhuis en van dat van een farmaceutisch bedrijf als men gaat kijken naar de concentraties van de verschillende aanwezige geneesmiddelen. Verder is er ook een verschil in samenstelling van het afvalwater in de riool ten opzichte van de influentstroom van een RWZI. Het afvalwater van huishoudens bevat pijnstillers, cholesterolverlagende middelen, bètablokkers en anti-epileptica in concentraties tot enkele tientallen µg/l. Antibiotica en röntgencontrastmiddelen worden eveneens aangetroffen, maar dan wel in veel lagere concentraties. Ziekenhuisafvalwater bevat vooral hogere concentraties aan röntgencontrastmiddelen met maxima om en bij de mg/l en daarnaast ook hogere concentraties (enkele tientallen µg/l) aan dezelfde maar ook aan andere antibiotica dan de huishoudens. De concentratieranges van de cholesterolverlagende middelen en de anti-epileptica in ziekenhuisafvalwater zijn vergelijkbaar met deze in het huishoudelijke afvalwater. RWZI influenten vertonen een grote gelijkenis met het huishoudelijke afvalwater wat betreft de aanwezige concentraties aan geneesmiddelen. Ze bevatten echter wel lichtjes hogere concentraties aan antibiotica en röntgencontrastmiddelen afkomstig van ziekenhuizen. Het afvalwater van een farmaceutisch bedrijf wordt gekenmerkt door lagere of vergelijkbare concentraties aan antibiotica, pijnstillers, bètablokkers en anti-epileptica dan deze in het huishoudelijke afvalwater, terwijl de concentraties aan cholesterolverlagende middelen hoger zijn. In figuren 23, 24, 25, 26 en 27 worden de concentratieranges voor respectievelijk antibiotica, pijnstillers, röntgencontrastmiddelen, cholesterolverlagende middelen en bètablokkers weergegeven in de afvalwaters van de verschillende emissiebronnen.



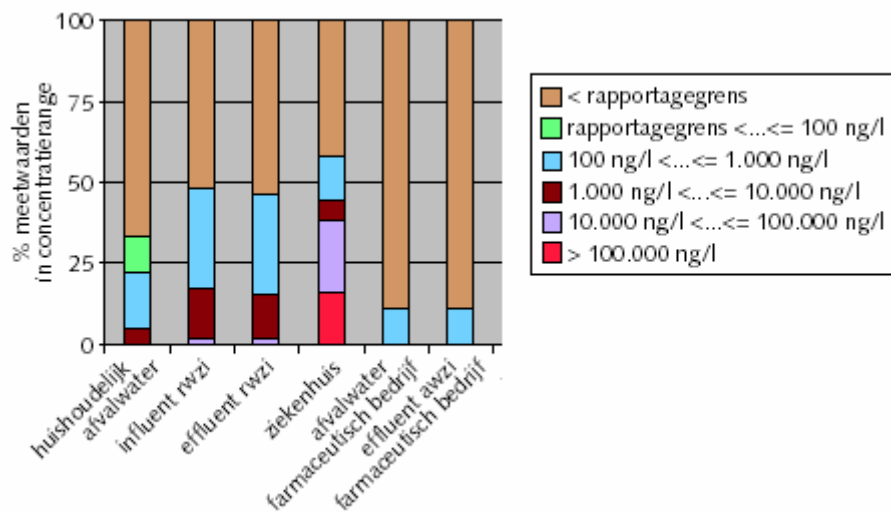
Figuur 23: Concentratieranges antibiotica

(Schrap et al., 2003)



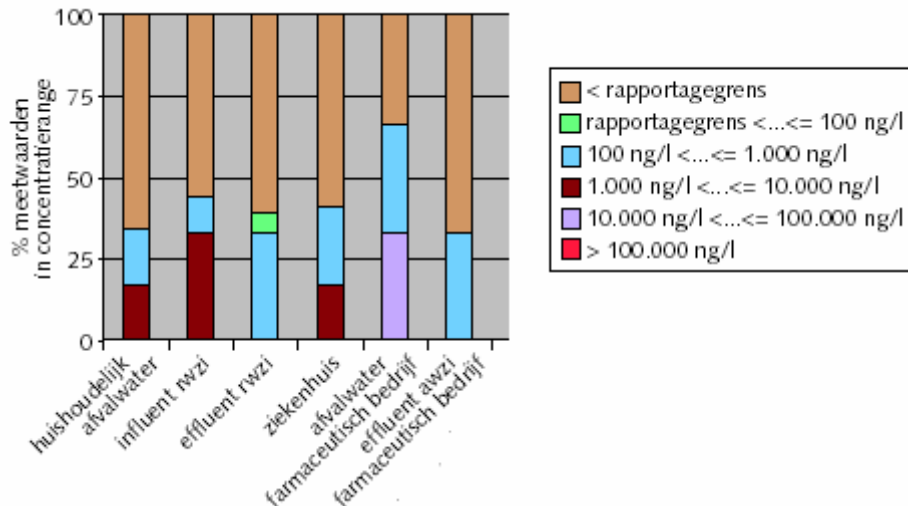
Figuur 24: Concentratieranges pijnstillers

(Schrapp et al., 2003)



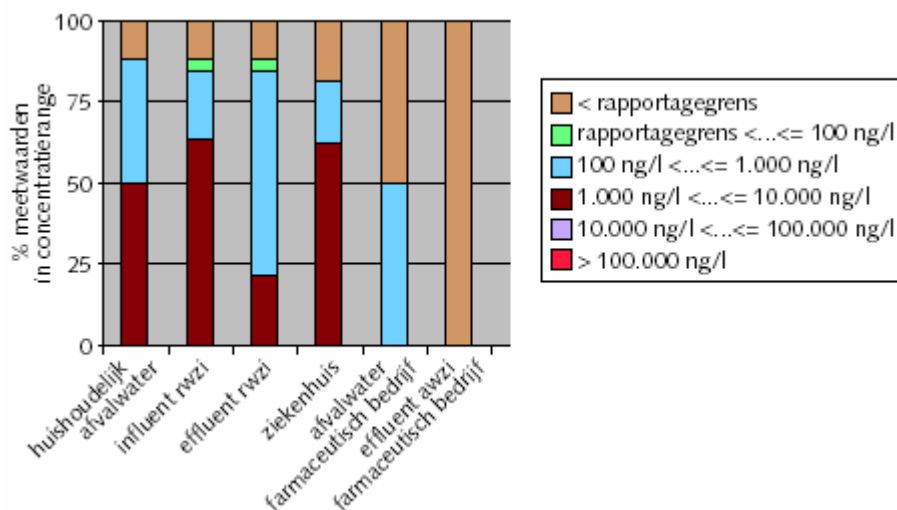
Figuur 25: Concentratieranges röntgencontrastmiddelen

(Schrapp et al., 2003)



Figuur 26: Concentratieranges cholesterolverlagende middelen

(Schrapp et al., 2003)



Figuur 27: Concentratieranges bètablokkers

(Schrapp et al., 2003)

2.3.5. Verspreiding van polycyclische musken

Polycyclische musken komen voornamelijk in het oppervlaktewater terecht door lozing in de riolering van cosmeticaproducten, reinigingsproducten, zepen en detergents en andere producten welke deze musken bevatten. Over de emissies zelf is weinig geweten, maar cijfers over het gebruik van producten, welke polycyclische musken bevatten, in de diverse sectoren (zie paragraaf 2.2.5.) geven wel een idee.

3. Toxiciteit

3.1. Algemene inleiding

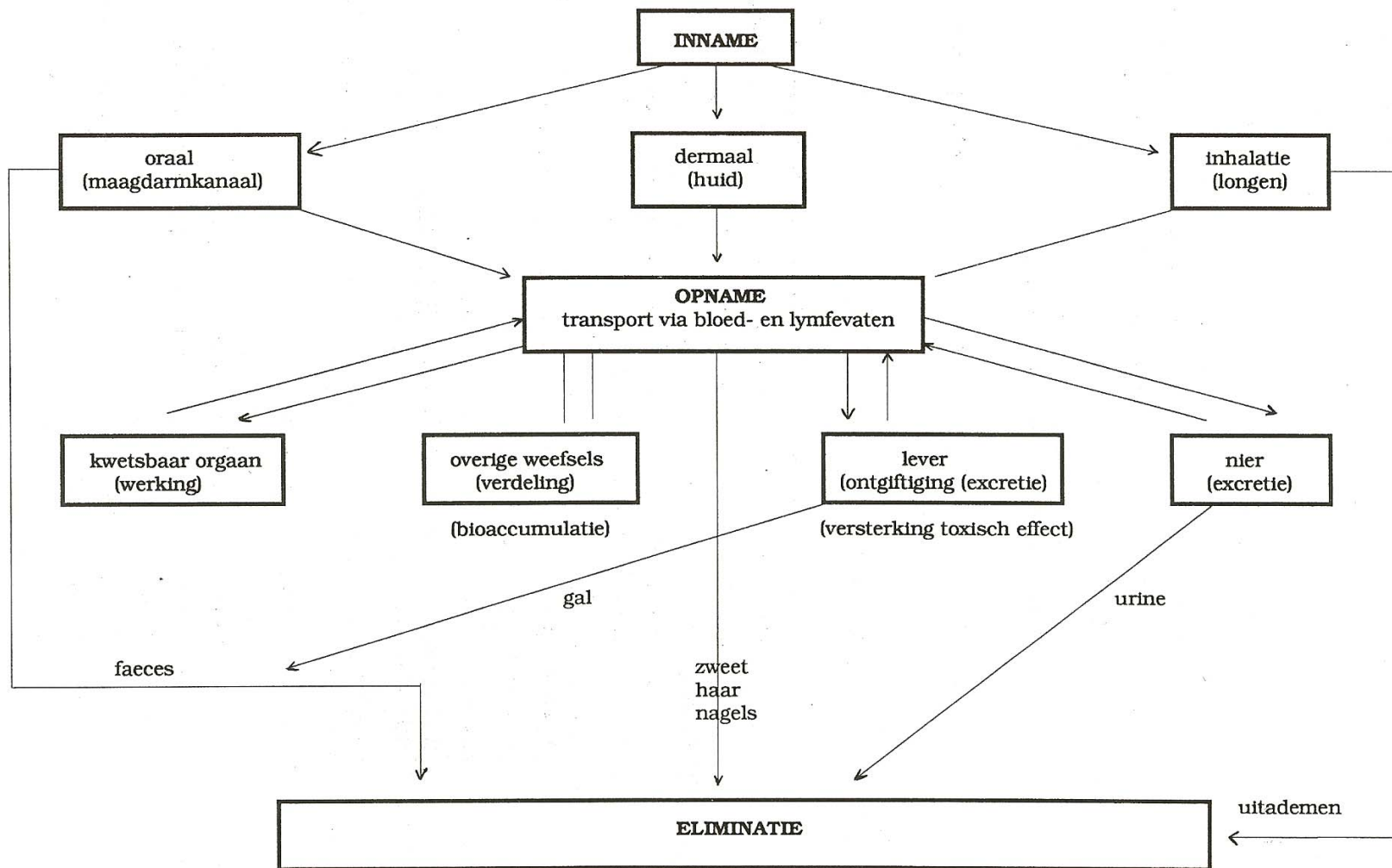
In de toxicologie wordt de wisselwerking tussen chemicaliën en levende organismen bestudeerd. Men zal hier in het bijzonder gaan letten op de mogelijke schadelijke effecten van deze stoffen op de organismen⁷⁵.

Ons milieu wordt geconfronteerd met een mix van pollutanten die in het milieu terecht komen via emissies. Ook de Schelde ontsnapt niet aan deze vervuiling. Hierdoor zullen vele aquatische organismen over lange periodes of zelfs hun ganse leven continu blootgesteld worden aan pollutanten. Evaluatie van de toxiciteit van deze stoffen is daarom belangrijk⁷⁶. En zelfs wanneer men over alle toxiciteitgegevens van deze stoffen beschikt is het nog zeer de vraag welk effect deze gaan hebben wanneer ze in een mix met andere stoffen terecht komen. Deze chemicaliën kunnen op verschillende manieren opgenomen worden door het organisme en weer uitgescheiden worden. In figuur 28 wordt een overzicht gegeven van de routes die een stof doorheen het lichaam kan volgen⁷⁷. In wat nu volgt zal de toxiciteit van één pesticide, twee industriële stoffen en drie PPCPs verder uitgediept worden.

⁷⁵ Universiteit Antwerpen

⁷⁶ Fent et al., 2006.

⁷⁷ Universiteit Antwerpen



Figuur 28: Transport van een chemische stof doorheen het lichaam

(Universiteit Antwerpen)

3.2. Toxicologische parameters en definities

3.2.1. Acute en chronische toxiciteit

Bij toxiciteitstudies kan men een onderscheid maken tussen twee soorten van toxiciteit: acute toxiciteit en chronische toxiciteit. Er is sprake van acute toxiciteit wanneer de giftigheid van de stof al tot uiting komt bij een over het algemeen éénmalige toediening van een hoge concentratie aan die stof. Wanneer de effecten pas optreden nadat er gedurende een langere periode kleine dosissen van die stof aan het organisme werden toegediend, is er sprake van chronische toxiciteit⁷⁸.

3.2.2. Toxicologische parameters

- **LD₅₀**: dit is de dosis in milligram, microgram of nanogram per kilogram lichaamsgewicht van een welbepaalde stof die letaal is voor 50 % van de proefdieren (of planten) binnen een vooropgestelde studieduur.
- **LC₅₀**: dit is de concentratie in milligram of microgram van de stof per liter van een welbepaalde stof die letaal is voor 50 % van de proefdieren (of planten) binnen een vooropgestelde studieduur.
- **EC₅₀**: dit is de effectieve concentratie van een welbepaalde stof in mg/l of µg/l die een specifiek, meetbaar effect veroorzaakt in 50 % van de testorganismen binnen een vooropgestelde studieduur.
- **NOEL**: dit is de ‘no observed effect level’ of het niveau waaronder geen ongunstige effecten waargenomen worden. Dit niveau hangt echter sterk af van de gevoeligheid van de technieken waarmee het effect gemeten wordt.
- **NOEC**: dit is de ‘no observed effect concentration’ of het niveau waaronder geen ongunstige effecten waargenomen worden. Dit niveau hangt echter sterk af van de gevoeligheid van de technieken waarmee het effect gemeten wordt.
- **LOEL**: dit is de ‘lowest observed effect level’ of het laagste niveau waarbij ongunstige effecten waargenomen worden. Dit niveau hangt echter sterk af van de gevoeligheid van de technieken waarmee het effect gemeten wordt.

⁷⁸ Universiteit Antwerpen.

- **LOEC**: dit is de ‘lowest observed effect concentration’ of de laagste concentratie waarbij ongunstige effecten waargenomen worden. Dit niveau hangt echter sterk af van de gevoeligheid van de technieken waarmee het effect gemeten wordt.⁷⁹
- **MATC**: dit is de ‘maximum acceptable toxicant concentration’. Dit is een hypothetische drempelwaarde voor de concentratie. Deze drempelwaarde is het geometrische gemiddelde van de NOEC en de LOEC concentratie.
- **IC**: dit is de ‘inhibitory concentration’ of de concentratie in mg/l waarbij er inhibitie optreedt voor de te beschouwen stof. De IC₅₀ is bijvoorbeeld de concentratie van een inhibitor die vereist is voor 50 % inhibitie van zijn doelwit.
- **LT₅₀**: dit is de tijd die nodig is om 50 % van de populatie te doden wanneer de populatie blootgesteld wordt aan een gekende hoeveelheid of concentratie van een toxicant⁸⁰.
- **ET₅₀**: dit is de blootstellingstijd die nodig is voor een bepaald effect om in 50 % van de populatie waargenomen te worden wanneer de populatie is blootgesteld aan een gekende hoeveelheid of concentratie van een toxicant⁸¹.

3.2.3. Bioaccumulatie en biomagnificatie

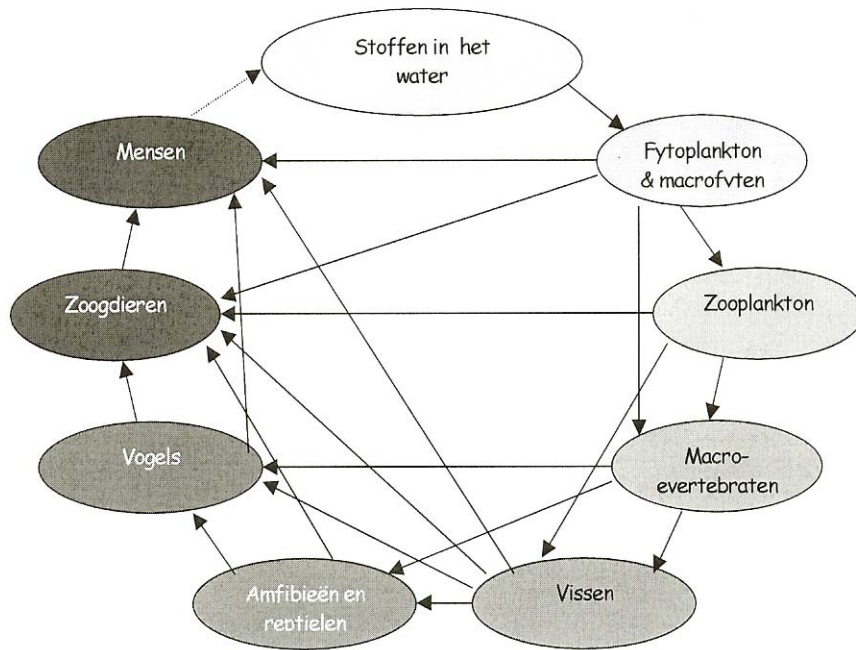
Bioaccumulatie is de opname van bepaalde stoffen in organismen met een concentratietoename in de tijd tot gevolg. Biomagnificatie is de progressieve toename voor concentraties aan chemische stoffen op de verschillende trofische niveaus (schakels van de voedselketen). In figuur 29 wordt weergegeven hoe deze biomagnificatie kan verlopen⁸². Hoe donkerder de kleur hoe hoger de concentratie stoffen.

⁷⁹ (http://www.pesticideinfo.org/Docs/ref_ecotoxicity3.html#ToxicityEndpoint).

⁸⁰ Jensen et al., 2007.

⁸¹ Faller et al., 2002.

⁸² Kuiper et al., 2003.



Figuur 29: Ophoping persistente organische verontreinigingen in de voedselketen
(Kuiper et al., 2003).

3.3. Ecotoxicologie van de geselecteerde micropolluenten

3.3.1. Intoxicatie door pesticiden

Pesticiden zijn doorgaans zeer persistent. Dit houdt in dat ze slechts zeer langzaam of zelfs niet worden afgebroken en bijgevolg lange tijd in het milieu aanwezig zullen blijven. Zeer vaak concentreren deze pesticiden in het organisme. Dit fenomeen wordt bio-accumulatie genoemd. Door deze biomagnificatie kunnen er bij de predatoren aan het einde van de voedselketen (o.a. visetende vogels, de mens, enz.) zeer hoge concentraties optreden. Deze persistente stoffen worden in het vetweefsel van hogere organismen geaccumuleerd. Dit kan problemen geven tijdens een periode van honger of tijdens een grote, inspannende activiteit (vb. vogeltrek), omdat deze dieren dan hun vetweefsel gaan opgebruiken, waardoor deze stoffen in de bloedbaan kunnen terechtkomen. Via het bloed zullen zij dan voor de intoxicatie van het organisme zorgen, wat uiteindelijk tot de dood kan leiden. De organofosfaten zijn een groep van pesticiden die beter afbreekbaar zijn en een selectievere werking hebben, maar dit zijn dan weer zeer giftige stoffen. Zij oefenen zeer snel na hun opname in het organisme een vernietigende werking uit, aangezien zij een enzyme, dat tussenkomt in de overdracht van prikkels in de spieren, afremmen⁸³.

In wat nu volgt zal de toxiciteit van atrazine verder uitgediept worden.

Acute toxiciteit

Atrazine is licht tot middelmatig toxisch voor mensen en dieren. Bij vergiftiging door atrazine kunnen de volgende symptomen optreden: abdominale pijn, diarree, overgeven, irritatie van de muceuse membranen, irritatie van de ogen en irritatie van de huid. Bij heel hoge dosissen werd er excitatie vastgesteld bij ratten, gevolgd door een depressie, een vertraagde ademhaling, coördinatiestoornissen, spasmen van de spieren en hypothermie. Bij orale consumptie van grote dosissen vertonen de ratten zwakheid van de spieren, hypoactiviteit, ademhalingsmoeilijkheden, prostratie, convulsies en de dood. Atrazine kan voor lichte irritatie van de huid zorgen onder de vorm van huiduitslag. Atrazine is bijna niet toxisch voor vogels. De LD₅₀ voor de wilde eend is groter dan 2000 mg/kg. Bij de *Colinus virginianus* en de

⁸³ Universiteit Antwerpen.

Phasianus colchicus werd bij dosissen van 5000 ppm nog geen effect vastgesteld⁸⁴. Atrazine is gemiddeld toxisch voor vissen en andere aquatische organismen. De 96 h LC₅₀ varieert van 0,5 tot 15 mg/l. De LD₅₀ bedraagt 7,6 mg/l voor de meerval en 4,3 mg/l voor guppies⁸⁵.

Chronische toxiciteit

Wanneer ratten gedurende zes maanden orale dosissen toegediend kregen van 20 mg atrazine/kg/dag werd vastgesteld dat ongeveer 40 % van de dieren overleden. De overleden dieren vertoonden symptomen van ademhalingsstress en paralyse van de ledematen. Er werden structurele en chemische veranderingen vastgesteld in het hart, de hersenen, de longen, de lever, de nieren, de ovaria en de endocriene organen. Wanneer de ratten zes maanden lang gevoed werden met 5 of 25 mg atrazine /kg/dag gingen ze een vertraagde groei vertonen. Er werd eveneens een tweejarige studie uitgevoerd op honden. Bij dosissen van 7,5 mg atrazine/kg/dag werd een verminderde voedselopname waargenomen en het gewicht van het hart en de lever was toegenomen. Dosissen van 75 mg atrazine/kg/dag zorgden voor een afname van de voedselopname en een toename van het lichaamsgewicht en van de bijnieren, een afname van het aantal bloedcellen, en zo nu en dan trillen en stijfheid in de achterste ledematen⁸⁶. Atrazine is niet toxisch voor bijen.

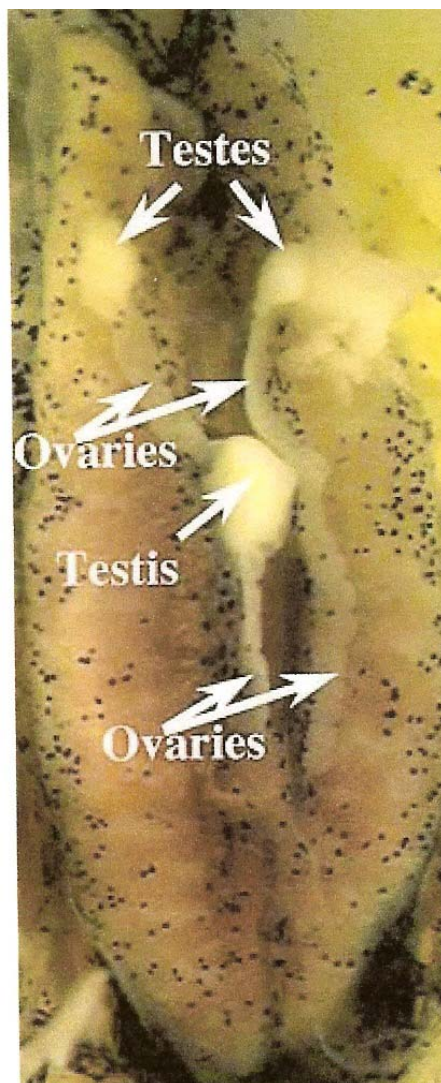
Reproductieve effecten

Atrazine heeft ernstige gevolgen voor de seksuele ontwikkeling van kikkers. Er werd meermaals geconstateerd dat er al demasculinatie van dikkopjes optreedt en dat ze veranderen in hermafrodieten (zie figuur 30) bij concentraties die regelmatig in het milieu worden teruggevonden. Mannelijke dieren zullen ovaria ontwikkelen en ze zullen veel kleinere testes en vocale organen hebben. Hun testosteron gehalte zal tien keer lager zijn dan bij normale mannelijke kikkers. Er vindt hier blijkbaar een modificatie van de steroïde hormoonbalans plaats tijdens de gevoelige periode in hun ontwikkeling.

⁸⁴ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

⁸⁵ (<http://www.pan-uk.org/pestnews/Actives/atrazine.htm>).

⁸⁶ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).



Figuur 30: Hermafrodisme bij mannelijke *Xenopus* kikker

(Hayes et al., 2002)

Atrazine vertraagt de ontwikkeling van het embryo bij dieren en blootstelling aan hoge concentraties aan atrazine tijdens de zwangerschap leidde tot een kleinere overlevingskans van de embryo's. Het is nog niet duidelijk of en op welk niveau van blootstelling deze effecten bij mensen zouden kunnen optreden. Bij mensen werd er een toename van het risico op vroeggeboorte waargenomen bij koppels die dikwijls in contact kwamen met atrazine⁸⁷. Het is momenteel nog niet geweten of atrazine via de placenta van de moeder naar het embryo kan overgebracht worden en of er een overdracht van atrazine van de moeder naar het kind mogelijk is via de moedermelk⁸⁸.

⁸⁷ (<http://www.pan-uk.org/pestnews/Actives/atrazine.htm>).

⁸⁸ Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2003.

Orgaantoxiciteit

Letale dosissen aan atrazine veroorzaakten congestie en bloedingen in de longen, de lever, de nieren, de milt, het hart en de hersenen. Lange termijn consumptie van hoge dosissen van atrazine veroorzaakte rillingen, veranderingen in het gewicht van de organen en beschadiging van hart en lever⁸⁹. Tijdens een studie op vijf maanden oude Beagles trad er bij toediening van 1000 ppm atrazine cardiopathie op. De klinische signalen die wijzen op vergiftiging van het hart werden voor het eerst waargenomen na een experimentduur van 17 weken. Deze symptomen zijn ascites, cachexie, zware en ondiepe ademhaling en een abnormaal elektrocardiogram (EKG). Tijdens pathologische onderzoeken werd een middelmatige tot ernstige uitzetting van het rechter atrium (en heel soms het linker atrium) waargenomen. Bij Charles River ratten werd er bij dosissen van 70 mg/kg/dag een verhoogde kans op variaties in de skeletstructuur waargenomen, die wijzen op een verlate verbening. Deze variaties omvatten een onvolledig verbeende schedel, onverbeende tanden, een onverbeende presphenoïd (gelegen in de schedel) en onverbeende metacarpalia, onverbeende distale phalangen en bipartiete metacarpalia (gelegen in de poot)⁹⁰. Bij Sprague-Dawley ratten werd bij dosissen van 100 mg/kg/dag een verhoogde incidentie op onvolledige verbening van verschillende beenderen vastgesteld. Dit verschijnsel werd vastgesteld voor hyoid, occipitale, pariëtale en interpariëtale beenderen (gelegen in de schedel)⁹¹.

Teratogene effecten

Atrazine lijkt niet teratogeen te zijn. Wanneer men aan vrouwelijke muizen tijdens dag zes tot en met 14 van hun zwangerschap 46,4 mg atrazine/kg/dag toediende werden er geen abnormaliteiten veroorzaakt bij de embryo's⁹².

Mutagene effecten

Meer dan 50 studies wezen aan dat atrazine niet mutageen is⁹³.

⁸⁹ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

⁹⁰ (<http://www.epa.gov/iris/subst/0209.htm>).

⁹¹ Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, 2002.

⁹² (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

⁹³ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

Carcinogene effecten

De beschikbare data met betrekking tot carcinogeniteit geven geen éénduidig antwoord op de vraag of atrazine nu al dan niet kankerverwekkend is. Wanneer één week oude muisjes oraal 21,5 mg atrazine/kg/dag kregen toegediend tot ze vier weken oud waren en daarna nog gedurende 17 maanden 82 mg atrazine/kg/dag toegediend kregen, bleken ze geen tumoren te ontwikkelen. Er werden echter wel melkklier tumoren geobserveerd bij ratten wanneer deze gedurende hun leven steeds werden blootgesteld aan hoge dosissen atrazine⁹⁴. Tijdens studies op de mens waren er indicaties dat er een verband zou kunnen zijn tussen atrazine en kanker, maar de informatie was niet specifiek genoeg om een duidelijke connectie tussen beide vast te stellen⁹⁵.

Het lot van atrazine in mensen en dieren

Atrazine wordt geabsorbeerd via het gastro-intestinaalstelsel. Bij een inname van 0,53 mg atrazine wordt 20 % hiervan binnen de 72 h uitgescheiden via de feces en de overige 80 % wordt via het gastro-intestinaal systeem geabsorbeerd en komt in de bloedbaan terecht. Na 72 h was 65 % geëlimineerd via de urine en 15 % werd vastgehouden in de lichaamweefsels, vooral in de lever, de nieren en de longen⁹⁶. Atrazine wordt in het lichaam omgezet in andere substanties die metabolieten genoemd worden. Atrazine heeft niet de neiging om te accumuleren in levende organismen en de concentratie aan atrazine bouwt zich dus niet op in de voedselketen⁹⁷. De bioaccumulatie is laag in vissen. In *Coregonus* vindt accumulatie van atrazine plaats in de hersenen, de galblaas, de lever en in de darm⁹⁸.

In bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van de toxiciteitwaarden van atrazine.

⁹⁴ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

⁹⁵ Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2003.

⁹⁶ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

⁹⁷ Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2003.

⁹⁸ (<http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>).

3.3.2. Industriële intoxicatie

In onze hedendaagse samenleving wordt het milieu met tal aan industriële emissies geconfronteerd. Het kan hier over het gebruik van minerale grondstoffen gaan of over stoffen die synthetisch vervaardigd worden en voor allerlei doeleinden worden gebruikt⁹⁹. In wat nu volgt zal de toxiciteit van nonylfenol en anthraceen verder uitdiept worden.

3.3.2.1. Anthraceen

Acute toxiciteit

Anthraceen heeft een lage acute toxiciteit. De LD₅₀ bij orale opname door de rat is 8,12 g/kg. In combinatie met UV straling kan anthraceen huid irritatie, ‘weal-and-flare’ reactie en onmiddellijk of uitgesteld optreden van oedeem induceren bij mensen en dieren. Uit een studie op cavia’s bleek dat er al irritatie kon optreden bij een dosis van 140 ng/cm² in combinatie met een straling van 100 kJ/m²¹⁰⁰.

Chronische toxiciteit

Toxicologisch onderzoek bij ratten en muizen die hun ganse leven aan anthraceen werden blootgesteld, suggereerde dat anthraceen slecht een laag toxisch potentieel heeft bij orale opname. Bij de muizen die 500 mg anthraceen/kg/dag kregen toegediend, werd er een kleine toename in het gewicht van de ovaria vastgesteld, maar deze toename werd als niet significant beschouwd. Deze studie resulteerde in een NOEL-waarde van 1000 mg/kg voor de muizen en een NOEL-waarde van 50 mg/kg voor de ratten¹⁰¹.

Reproductieve effecten

De reproductieve effecten van anthraceen werden nog niet tijdens een formele reproductieve toxiciteitstudie onderzocht, maar tijdens een 90-dagen durende studie waarbij anthraceen oraal werd opgenomen, traden er geen duidelijke toxicologische effecten op bij de gonaden.

⁹⁹ Universiteit Antwerpen.

¹⁰⁰ European Chemicals Bureau, 2005.

¹⁰¹ European Chemicals Bureau, 2005.

Uit onderzoek is gebleken dat anthraceen wel de placenta kan passeren. Voor andere PAKs die door de placenta konden passeren werd reeds vastgesteld dat ze reproductieve effecten konden veroorzaken, maar of dit ook het geval is voor anthraceen is momenteel nog niet geweten door een gebrek aan geschikte informatie. Wel dient er rekening te worden gehouden met het feit dat het optreden van reproductieve effecten door toedoen van PAKs op zijn minst gedeeltelijk afhankelijk is van de binding van de Ah receptor en anthraceen vertoont zo geen significante binding. Er werd tijdens deze literatuurstudie geen informatie gevonden over de reproductieve effecten van anthraceen op mensen¹⁰².

Orgaantoxiciteit

Anthraceen blijkt geen orgaantoxiciteit te vertonen. Er werden geen significante histopathologische afwijkingen of veranderingen in orgaangewicht waargenomen wanneer men gedurende 13 weken dosissen van 0, 250, 500 en 1000 mg anthraceen/kg/dag oraal toediende aan een groep van 20 mannelijke en vrouwelijke muizen. Er werden geen veranderingen in het histologische voorkomen van de weefsels vastgesteld wanneer men dagelijks aan elke rat 5mg anthraceen toediende en dit later verhoogde tot 15 mg anthraceen per rat. Tijdens een andere studie werd de invloed van anthraceen op Zwitserse muizen nagegaan. Bij een dagelijkse inname van ongeveer 150 mg/kg/dag (dag 1-17), 750 mg/kg/dag (dag 18-24) en 3750 mg/kg/dag werd er geen significante inductie van histologische veranderingen van de lever en de nieren waargenomen¹⁰³.

Teratogene effecten

Voor andere PAKs die door de placenta konden passeren werd reeds vastgesteld dat ze teratogene effecten konden veroorzaken, maar of dit ook het geval is voor anthraceen is momenteel nog niet geweten¹⁰⁴.

¹⁰² European Chemicals Bureau, 2005.

¹⁰³ European Chemicals Bureau, 2005.

¹⁰⁴ European Chemicals Bureau, 2005.

Mutagene effecten

Er werd over het algemeen een negatief resultaat waargenomen wanneer men bij prokaryoten testen ging uitvoeren met betrekking tot DNA schade en genmutaties veroorzaakt door de aanwezigheid van anthraceen. Testen met betrekking tot DNA schade gaven voor *Bacillus subtilis* en *Escherichia coli* een negatief resultaat bij respectievelijk 62 µg/ml en 250 µg/ml. Testen voor omgekeerde mutatie (reverse mutation) en testen voor voorwaartse mutatie (forward mutation) bij *Salmonella typhimurium* gaven respectievelijk bij een concentratie van 1000 µg/plaat en van 40 µg/ml eveneens een negatief resultaat. Er werd een positief resultaat voor omgekeerde mutatie gerapporteerd bij een concentratie van 10µg/plaat. De mutagene effecten van anthraceen op bacteriën werden in 20 verschillende laboratoria getest en het merendeel van deze laboratoria rapporteerden een negatief resultaat. Er werd steeds een negatief resultaat verkregen tijdens onderzoeken naar de invloed van anthraceen op het voorkomen van mutaties in gist en eukaryote cellen preparaties¹⁰⁵. Genotoxiciteitstesten gaven een negatief resultaat voor een brede waaier aan organismen, gaande van in vitro studies op bacteriën, via gastheer-gemedieerde studies op bacteriën naar lagere eukaryoten en in vitro studies op zoogdiercellen tot in vivo studies op knaagdieren¹⁰⁶.

Carcinogene effecten

Anthraceen blijkt niet carcinogeen te zijn. De carcinogeniteit, de tumor initiërende activiteit en de fotocarcinogeniteit van anthraceen op ratten en muizen werd voor verschillende toedieningswijzen nagegaan (oraal, dermaal, via pulmonaire implantatie, subcutaneus en intraperitoniaal). De meeste studies zijn oud en hadden een beperkte steekproefgrootte of waren van slechte kwaliteit. Het overgrote deel van deze studies gaven een negatief resultaat. Eén fotocarcinogeniteitstudie gaf een positief resultaat, maar deze studie werd slecht gerapporteerd en vertoonde een abnormaal korte tumor inductie latentie periode. Een tweede studie waarbij anthraceen subcutaneus werd toegediend, vertoonde inductie van fibrosarcomas op de plaats van de injectie. Aangezien al de andere studies een negatief resultaat gaven en genotoxiciteit eveneens afwezig was, werd er gesuggereerd dat anthraceen niet carcinogeen is¹⁰⁷.

¹⁰⁵ (<http://www.epa.gov/iris/subst/0434.htm>).

¹⁰⁶ European Chemicals Bureau, 2005.

¹⁰⁷ European Chemicals Bureau, 2005.

Het lot van anthraceen in mensen en dieren

Wanneer anthraceen door het lichaam wordt opgenomen, zal het zich in het lichaam gaan verspreiden en het zal de ‘doelweefsels’ aanvallen. De doelweefsels zijn in dit geval de lever, de nieren en vetweefsel. Na een paar dagen zal deze stof het lichaam verlaten via de feces en de urine¹⁰⁸.

In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van de toxiciteitwaarden van anthraceen.

3.3.2.2. Nonylfenol

Acute toxiciteit

Nonylfenol is acuut toxisch. De symptomen van blootstelling aan nonylfenol bij de mens omvatten irritatie van de huid en de ogen, hoesten, een schorre stem, kortademigheid, misselijkheid, braken, hoofdpijn en zelfs de dood als er voldoende blootstelling plaatsvindt. Deze stof is acuut toxisch voor een brede waaier van diersoorten, waaronder spinnen, bijen, vissen, mollusken en crustaceën. Uit een Canadese studie bleek dat de mortaliteit van spinnen vijf keer groter was in stukken bos die met nonylfenol behandeld werden dan in onbehandelde stukken. Voor honingbijen werd een vier maal grotere mortaliteit waargenomen. De LC₅₀ voor Atlantische zalm en de dikkop-elrits (*Pimephales promelas*) ligt tussen de 0,1 en 0,2 ppm. Bij concentraties van 1 ppm zal nonylfenol de eitjes van de regenboogforel doden. De LC₅₀ bedraagt 0,2 ppm voor de kreeft en 0,3 tot 0,4 ppm voor de zandgarnaal. Bij *Daphnia* (watervlooien) treedt er mortaliteit op bij concentraties van 2 ppm. Bij mosselen werd er een onregelmatige hartslag en de onmogelijkheid om zich in te graven en de sifon terug te trekken bij de strandgaper. Nonylfenol inhibeert de activiteit van het enzyme ATPase dat erg belangrijk is in het proces waarbij energie geleverd wordt aan de spieren en het inhibeert eveneens de reacties die binnen de cel moeten kunnen plaatsvinden om energie te genereren uit het voedsel dat door het organisme wordt opgenomen. De LD₅₀ voor ratten varieert tussen de 400 mg/kg lichaamsgewicht en de 1620 mg/kg lichaamsgewicht. Een concentratie van minder dan 0,001 ml kan al ernstige oog irritatie veroorzaken bij konijnen. Volgens de Texaco Chemical Company zou nonylfenol zelfs blijvende schade aan de ogen kunnen

¹⁰⁸ (<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/minimize/factshts/anthrace.pdf>).

veroorzaken. Wanneer de huid van een konijn in contact komt met nonylfenol dan stelt men vast dat er afbraak van het huidweefsel zal optreden. Bijkomende symptomen die hierbij kunnen optreden zijn diarree, lever en long congestie en gevlekte nieren. Wanneer de huid van een cavia meermaals blootgesteld worden aan nonylfenol, zal de intensiteit van de respons toenemen met een stijgend aantal blootstellingen aan dit stof¹⁰⁹.

Chronische toxiciteit

Bij *Daphnia* treden er chronische effecten op bij 0,04 ppm. Er werd een afname van de wateropname in de boomsoort *Pinus banksiana* vastgesteld wanneer deze ontstaan was uit een zaadje dat afkomstig was van een *Pinus banksiana* die aan nonylfenol werd blootgesteld. Bij concentraties van 1 ppm werd er een inhibitie van de groei en een verlies aan chlorofyl vastgesteld bij *Lemna minor* (eendekroos). Bij algen kon inhibitie van de celdeling, onderdrukking van de fotosynthese en een vertraagde groei optreden bij blootstelling aan nonylfenol¹¹⁰. Bij een concentratie van 10 mg/l werd bij de vrouwelijke *Corophium volutator* een toegenomen fertiliteit vastgesteld in populaties die werden blootgesteld aan nonylfenol en daarenboven werd bij de mannetjes een significant langere tweede antenne vastgesteld ten opzicht van de dieren uit de controle groep¹¹¹.

Reproductieve effecten

Nonylfenol is een endocriene verstoorder die zich voordeet als een oestrogeen. Oestrogenen zijn hormonen die instaan voor het ontwikkelen en het onderhouden van secundaire seksuele kenmerken en gedrag en een verstoring van deze werking door nonylfenol kan dus potentieel dat reproductieve problemen leiden. nonylfenol zal op de oestrogeen receptor binden en kan zo bijvoorbeeld bij de rat een toename van de celdeling veroorzaken ter hoogte van de uterus, waardoor de juveniele ratten en vergrote uterus zullen hebben. Uit een studie waarbij men zwangere ratten ging voederen met 0,1 tot 0,4 mg Octylfenol/kg lichaamsgewicht gedurende hun zwangerschap en het zogen, bleek dat de mannelijke nakomelingen kleinere testes hadden en dat bij sommige van deze dieren was de sperma productie 10 tot 20 % lager dan bij de nakomelingen van de ratten die niet aan Octylfenol werden blootgesteld. Het is vrij

¹⁰⁹ Cox, 1996.

¹¹⁰ Cox, 1996.

¹¹¹ Vazques et al., 2005.

waarschijnlijk dat nonylfenol dezelfde effecten zal vertonen als Octylfenol, maar dan bij hogere concentraties aangezien Octylfenol meer potentie vertoont om aan de oestrogeen receptoren te binden dan nonylfenol. Nonylfenol heeft een oestrogene werking op vissen. Mannelijke vissen vertonen vitellogenine productie wanneer ze aan nonylfenol worden blootgesteld. Vitellogenine is een component van de dooier van visseneitjes en wordt door de lever van vissen geproduceerd als reactie op oestrogenen. Bij mannelijke regenboogforellen nam de vitellogenine productie toe bij 10 ppb en bij 50 ppb werd er een afname van de testisgrootte waargenomen. Nonylfenol zorgt voor een reductie van de kieming van zaden van de *Pinus banksiana* en de witte berk¹¹².

Orgaantoxiciteit

Nonylfenol kan bij ratten voor een vergrote uterus zorgen en de mannelijke nakomelingen van vrouwtjes die aan nonylfenol werden blootgesteld kunnen een kleinere testes hebben¹¹³. Bij intraperitoneale toediening van dosissen van 0,8 en 8 mg/kg/dag werd bij ratten een significante reductie van 15 tot 25 % van het gewicht van de testes, de prostaat, de epididymis en het seminale vesikel waargenomen in vergelijking met de controle groep. Tijdens een andere studie werden acht mannelijke ratten intraperitoneaal blootgesteld aan 8 mg nonylfenol/kg/dag vanaf het moment dat ze één dag oud waren tot dat ze 15 dagen oud waren. Van vijf van deze dieren werden de ingewanden onderzocht en bij alle vijf de dieren werden niet ingedaalde testes en/of ofwel een lichte ofwel een opmerkelijke testiculaire atrofie vastgesteld¹¹⁴.

Teratogene effecten

Tijdens een studie waarbij 10 vrouwelijke ratten die reeds gepaard hadden dagelijks oraal aan een dosis van 0, 100, 250 of 400 mg/kg/dag werden blootgesteld, werden er geen misvormingen of dood geboren jongen waargenomen. Nonylfenol lijkt dus niet teratogeen te zijn. Er werden echter geen jongen geboren bij de vrouwtjes die 400 mg/kg/dag kregen

¹¹² Cox, 1996.

¹¹³ Cox, 1996.

¹¹⁴ European Chemicals Bureau, 2002.

toegediend, maar uit het rapport is het niet duidelijk of dit te wijten was aan maternale sterfte of embryonale resorptie¹¹⁵.

Mutagene effecten

Nonylfenol vertoont geen mutagene effecten. Twee testen op bacteriën en één in vitro studie op zoogdiercellen gaven een negatief resultaat voor wat betreft gen mutaties. Twee in vivo micronucleus testen, één met orale blootstelling en één met intraperitoneale, waren ook allebei negatief. Nonylfenol blijkt dus geen mutagene effecten te veroorzaken. Voor de mens zijn nog geen gegevens gekend¹¹⁶.

Carcinogene effecten

Nonylfenol is carcinogeen. Deze stof veroorzaakt een toename in het aantal borstkanker cellen¹¹⁷.

Het lot van Nonylfenol in mensen en dieren

Nonylfenol wordt opgenomen door het gastro-intestinaal systeem. De biobeschikbaarheid van ongeconjugerd nonylfenol bedraagt slechts 10 tot 20 % van de oorspronkelijke dosis.

Nonylfenol wordt wijd verspreid doorheen het lichaam. De concentraties zijn het hoogst in het vetweefsel¹¹⁸. In aquatische organismen zal er bioaccumulatie plaatsvinden van nonylfenol¹¹⁹.

In bijlage 3 wordt een overzicht gegeven van de toxiciteitwaarden van nonylfenol.

¹¹⁵ European Chemicals Bureau, 2002.

¹¹⁶ European Chemicals Bureau, 2002.

¹¹⁷ Cox, 1996.

¹¹⁸ European Chemicals Bureau, 2002.

¹¹⁹ Cox, 1996.

3.3.3. Intoxicatie door geneesmiddelen en personal care producten

Om het risico van PPCPs¹²⁰ voor de mens en het milieu te bepalen, heeft men de volgende drie gegevens nodig: de blootstellingsduur, de (eco)toxiciteit van de PPCPs en de te verwachten concentratie. Door het continue gebruik van PPCPs is er een voortdurende emissie van deze stoffen in het milieu. Op deze manier komen andere organismen dan het doelorganisme in contact met deze stoffen en het effect op deze dieren kan mogelijk totaal anders zijn dan voor het doelorganisme. Bovendien gaat het hier niet over blootstelling aan één enkel geneesmiddel of aan één enkel Personal Care Product, maar de organismen zullen in tegendeel blootgesteld worden aan een mix van allerlei PPCPs door elkaar en het is zeer de vraag tot welke effecten dit allemaal kan leiden.

De beschikbare gegevens over de toxiciteit van PPCPs op aquatische organismen is echter schaars en de weinige gegevens die wel beschikbaar zijn hebben voornamelijk betrekking op korte termijn testen (minder dan 72 h) en zijn meestal enkel uitgevoerd met een aantal standaardorganismen (bacterië, alg en watervlo). Voor geneesmiddelen zijn er voor de mens wel gegevens bekend over kortdurende blootstelling aan hoge concentraties, met name de bijwerkingen die op de bijsluiter vermeld worden. Gegevens over langdurige blootstelling zijn echter schaars.

Uitgaande van de beperkte informatie in de (vrij toegankelijke) literatuur is het moeilijk om de risico's van deze stoffen op de mens en het milieu in te schatten. Volgende zaken dienen daarbij in vraag gesteld te worden:

- Is de stof mutageen, genotoxisch of carcinogeen?
- Hoe zit het met de ecotoxiciteit van de stof?
- Is deze stof een endocriene verstoorder?
- Kunnen er allergische reacties optreden bij mens en dier?
- Hoe groot is het risico dat micro-organismen resistentie gaan ontwikkelen?

Het ontstaan van resistentie speelt vooral een rol bij antibiotica. Het spreekt voor zich dat het ontstaan van resistentie voor een bepaald geneesmiddel enorme risico's inhoud.

In deze literatuurstudie zal getracht worden om een zo volledig mogelijk beeld te geven van de informatie die reeds beschikbaar is over toxiciteit voor iopromide, diclofenac en galaxolide.

¹²⁰ Derksen et al., 2001.

3.3.3.1. Diclofenac

Acute toxiciteit

Diclofenac¹²¹ is redelijk acut toxisch. Er werd een orale LD₅₀-waarde teruggevonden die varieert van 53 tot 125 mg/kg in ratten, honden en muizen. Voor *Cariodaphnia dubia* en *Vibrio fisheri* werden respectievelijk EC₅₀-waarde teruggevonden van 22,704 µg/l (48 h) en 11,454 µg/l (0,5 h). Bij 20 % van de patiënten werden bijwerkingen vastgesteld bij het gebruik van dit geneesmiddel. Hierbij werden vooral effecten op het maag- en darmstelsel gemeld.

Chronische toxiciteit

Bij *Cariodaphnia dubia* werd een LOEC-waarde van 2000 µg/l en een NOEC van 1,000 µg/l vastgesteld voor inhibitie van de mobiliteit van het dier.

Reproductieve effecten

Er werden reproductieve effecten vastgesteld bij ratten na blootstelling aan dosissen van respectievelijk 24 mg/kg lichaamsgewicht en 6 mg/kg lichaamsgewicht.

Orgaantoxiciteit

Tijdens deze literatuurstudie werd geen informatie teruggevonden over de mogelijke orgaantoxiciteit van diclofenac.

Teratogene effecten

Er werden teratogene effecten vastgesteld bij ratten na blootstelling aan dosissen van respectievelijk 24 mg/kg lichaamsgewicht en 6 mg/kg lichaamsgewicht.

¹²¹ Toxiciteit prioritaire stoffen

Mutagene effecten

Diclofenac is niet genotoxisch.

Carcinogene effecten

Diclofenac is pas carcinogeen bij chronische dosering van 0,3 mg/kg lichaamsgewicht in de rat.

Het lot van Diclofenac in mensen en dieren

Diclofenac is een geneesmiddel dat gebruikt wordt als ontstekingsremmer en als pijnstillers. Het wordt snel en volledig geabsorbeerd in de darm en wordt vervolgens grotendeels aan plasma-eiwitten gebonden (90 %). Deze stof heeft in het plasma een halfwaardetijd van één tot twee uur. Er zal accumulatie plaatsvinden van diclofenac in de slijmvliezen van gewrichten. Dit verklaart waarom de werking van dit geneesmiddel langer is dan de halfwaardetijd in het plasma.

In tabel 22 worden een aantal toxiciteitgegevens weergegeven voor drie aquatische species.

Tabel 22: Acute en chronische toxiciteit van diclofenac

(Jjemba, 2006)

Testorganisme	Effect dat men wil bestuderen	Acute toxiciteit	Chronische toxiciteit	
		EC ₅₀ (µg/l)	LOEC (µg/l)	NOEC (µg/l)
<i>Vibrio fischeri</i>	Bioluminescentie	11,454 (0,5 h)	Niet bepaald	Niet bepaald
<i>Caridaphnia dubia</i>	Inhibitie van mobiliteit	22,704 (48 h)	2000 (7 dagen)	1,000 (7 dagen)
<i>Danio rerio</i>	Uitkipping en larvale mortaliteit	Niet bepaald	8,000 (10 dagen)	4,000 (10 dagen)

3.3.3.2. Iopromide

Acute toxiciteit

Iopromide¹²² vertoont geen toxische effecten tijdens korte termijn testen bij twee bacteriën (*Vibrio fisheri*, *Pseudomonas putida*), één alg (*Scenedesmus subspicatus*), één kreeftachtige (*Daphnia magna*) en twee vissoorten (*Danio rerio*, *Leuciscus idus*), zelfs niet bij concentraties van 10 g/l. Uit de lage toxiciteit voor bacteriën kan besloten worden dat Iopromide geen lethaal effect zal hebben op bacteriën, waardoor er geen negatieve effecten van deze stof op de microbiële gemeenschappen in de waterzuiveringsinstallaties verwacht wordt. De meeste bijwerkingen tijdens het gebruik van dit geneesmiddel bij mensen zijn toe te schrijven aan osmotische effecten. De concentraties die in het milieu voorkomen, zullen echter nooit zo groot zijn als de concentraties die in plasma en weefsel tot deze osmotische effecten zouden kunnen leiden.

Chronische toxiciteit

Deze stof heeft een extreem lage toxiciteit. Iopromide vertoont geen toxische effecten tijdens lange termijn testen bij *Daphnia magna*, zelfs niet bij concentraties van 1 g/l.

Reproductieve effecten

Uit de testen die tijdens de farmaceutische ontwikkeling van dit geneesmiddel werden uitgevoerd om de toxiciteit van deze stof voor zoogdieren te bepalen, werden er geen indicaties voor reproductieve effecten vastgesteld.

Orgaantoxiciteit

Toxiciteitsstudies waarbij gebruik werd gemaakt van ratten en honden die gedurende vijf weken vijf maal per dag tot 7,7 g/kg lichaamsgewicht intraveneus (via de bloedbaan)

¹²² Toxiciteit prioritaire stoffen; Steger-Hartmann et al., 1999.

toegediend kregen, brachten geen relevante morfologische of functionele veranderingen aan het licht.

Teratogene effecten

Er werden bij ratten en konijnen ook geen effecten waargenomen bij dezelfde dosis tijdens embryo-toxiciteitstudies.

Mutagene effecten

Diverse in vitro mutageniteitstesten hebben aangetoond dat iopromide niet mutageen is.

Carcinogene effecten

Tijdens deze literatuurstudie werd geen informatie teruggevonden over mogelijke carcinogene effecten van iopromide.

Het lot van Iopromide in mensen en dieren

Iopromide wordt in de radiografie gebruikt om een contrast te verkrijgen tussen de organen of de vezels die men wenst te onderzoeken en de omgevende weefsels. Men gebruikt daarbij dosissen van circa 200 g per persoon en binnen één dag wordt het voor 80 % of meer uitgescheiden via de urine en komt zo in het afvalwater terecht. Er zal geen accumulatie plaatsvinden van iopromide in aquatische organismen of in slib en sedimenten.

In tabel 23 wordt een samenvatting gegeven van de toxiciteitsdata voor verschillende aquatische species.

Tabel 23: Toxiciteitsdata van iopromide

(1 t.e.m. 7: Steger-Hartmann et al., 1999; 8: Dumke et al., 2004)

Nr.	Testorganisme	Endpoint	Effect
1	<i>Vibrio fisheri</i>	Inhibitie van licht emissie	EC _{50/30 min} > 10,0 g/l
2	<i>Pseudomonas putida</i>	Groei inhibitie	EC _{10/16 h} > 10,0 g/l
3	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Groei inhibitie	E _r C _{50/72 h} > 10,0 g/l
4	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisatie	EC _{50/24 h} > 10,0 g/l
5	<i>Daphnia magna</i>	Reproductie (chronische toxiciteit)	EC _{50/22 d} > 1,0 g/l NOEC ≥ 1,0 g/l
6	<i>Danio rerio</i>	Mortaliteit	LC _{50/96 h} > 10,0 g/l
7	<i>Leuciscus idus</i>	Mortaliteit	LC _{50/48 h} > 10,0 g/l
8	<i>Groenalg</i>		MIC: 0,137 g/l NOEC: 0,002 g/l

MIC = minimale inhiberende waarde

In bijlage 4 wordt een overzicht gegeven van de toxiciteitwaarden van iopromide.

3.3.3.3. Galaxolide

Acute toxiciteit

De 96 h LC₅₀ voor *Nitocra spinipes* bedraagt 1900 µg/l en de 48 h LC₅₀ voor *Acartia tonsa* bedraagt 470 µg/l. In het larvale stadium van de mossel *Lampsilis cardium* vertonen de 24 h LC₅₀-waarde een range van 1000 tot meer dan 1750 µg/l en de 48h LC₅₀-waarde vertonen een range van 999 µg/l tot meer dan 1750 µg/l. De EC₅₀-waarden vertonen een range van 153 tot

831 µg/l. Juveniele mosselen vertonen geen significante mortaliteit over een experimentduur van 96 h¹²³.

Chronische toxiciteit

De embryo's van de zebravis (*Danio rerio*) vertonen geen verschillen in hartritme met de controle groep bij concentraties van 1000 µg/l. De LOEC-waarden die gerapporteerd werden voor een studie van 21 dagen op *Daphnia magna* en *Lepomis macrochicus* en een studie op de vroege levensstadia van *Pimephales promelas* varieerden tussen 140 en 205 µg/l¹²⁴. Galaxolide brengt bij de mossel *Mytillus californianus* de multixenobiotische verdedigingssystemen in het gedrang bij een concentratie range van 200-2000 µg/l¹²⁵.

Reproductieve effecten

De reproductie van *Daphnia magna* is relatief gevoelig voor galaxolide. Galaxolide had geen invloed op de snelheid waarmee de populatie aangroeit voor *Nitocra spinipes*¹²⁶.

Orgaantoxiciteit

Tijdens deze literatuurstudie werd geen informatie teruggevonden over de mogelijke orgaantoxiciteit van galaxolide.

Teratogene effecten

Bij concentraties van 20 µg/l werden reeds afwijkingen in de larvale ontwikkeling van de copepode *Nitocra spinipes* waargenomen. Bij een concentratie van 59 µg/l werd er inhibitie van de larvale ontwikkeling aangetroffen bij de copepode *Acartia tonsa*¹²⁷.

Mutagene effecten

¹²³ Gooding et al., 2006.

¹²⁴ Carlsson et al., 2004.

¹²⁵ Gooding et al., 2006.

¹²⁶ Breitholtz et al., 2003.

¹²⁷ Gooding et al., 2006.

Tijdens deze literatuurstudie werd geen informatie teruggevonden over de mogelijke mutagene effecten van galaxolide.

Carcinogene effecten

Tijdens deze literatuurstudie werd geen informatie teruggevonden over de mogelijke carcinogene effecten van galaxolide.

Het lot van Galaxolide in mensen en dieren

Galaxolide is lipofiel en persistent en daarom kan er bioaccumulatie van galaxolide plaatsvinden¹²⁸.

¹²⁸ Carlsson et al., 2004; Verheuveel, 2005.

4. Beleid

4.1. Overzicht bestaand beleid chemische stoffen

De belangrijkste bestaande instrumenten van Europese chemische stoffenregelgeving zijn:

- de Gevaarlijke Stoffen Richtlijn (67/548/EEG), bevoegdheid van het DG Milieu,
- de Bestaande Stoffen Verordening (793/93/EEG), bevoegdheid van het DG Ondernemingen,
- de Verbodsregeling (76/769/EEG), bevoegdheid van het DG Ondernemingen,
- de Preparatenrichtlijn (1999/45/EG), bevoegdheid van het DG Ondernemingen.

Op Europees niveau werd werk gemaakt van de vernieuwing van het stoffenbeleid, waarbij de men streeft naar één systeem van zowel bestaande als nieuwe stoffen. Momenteel zijn deze systemen voor beoordeling en beperking van de risico's nog gescheiden.

Richtlijn 67/548/EEG van de Raad van 27 juni 1967 betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen. (Gevaarlijke Stoffen Richtlijn)

Het doel van de gevaarlijke stoffen Richtlijn is de harmonisatie van de indeling, verpakking en etikettering van gevaarlijke producten om de volksgezondheid en het milieu te beschermen en het vrije verkeer van deze producten te waarborgen. De Richtlijn regelt ook welke soort tests moeten uitgevoerd worden. Om rekening te houden met technische en wetenschappelijke vooruitgang werd de Richtlijn al sinds zijn inwerkingtreding constant geüpdate¹²⁹. Een belangrijke wijziging is die van 1979: **Richtlijn 79/831/EEG** van de Raad van 18 september 1979 houdende zesde wijziging van Richtlijn 67/548/EEG betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen.

- Deze Richtlijn bepaalt dat alle nieuwe stoffen, d.i. gevaarlijke stoffen die na 18 september 1981 in de handel zijn gebracht onderzocht worden op hun chemische eigenschappen en de gevaren voor de mens en milieu.
- De Richtlijn voorziet een systeem van kennisgeving van de gevaarlijke stoffen om een lijst op te stellen van gevaarlijke stoffen die na 18 september 1981 in de handel worden gebracht: de *European List of Notified Chemical Substances* (ELINCS). Bestaande stoffen, d.i. stoffen die in de handel zijn op of voor 18 september 1981 staan op de European Inventory of

¹²⁹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21276.htm>); http://ec.europa.eu/environment/dansub/home_en.htm).

Existing Commercial Chemical Substances (EINECS)¹³⁰. De regelgeving rond bestaande stoffen werd verder uitgewerkt in de Bestaande Stoffen Verordening (zie verder).

Een volgende belangrijke wijziging gebeurde door **Richtlijn 92/32/EEG** van de Raad van 30 april 1992 tot zevende wijziging van Richtlijn 67/548/EEG betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen. Deze Richtlijn bepaalt dat voor nieuwe stoffen een risicoanalyse noodzakelijk is¹³¹.

Verordening 793/93/EEG van 29 maart 1993 inzake beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen (Bestaande Stoffen Verordening)

Deze Verordening werd besproken in het hoofdstuk inventarisatie. De Verordening regelt de beoordeling en beperking van de risico's van die bestaande chemische stoffen opgenomen in de EINECS, een inventaris van 10.0204 stoffen, vb. anthraceen en nonylfenol.

De Richtlijn wil deze stoffen evalueren en de risico's die uitgaan van die stoffen controleren door middel van de volgende 4 stadia:

- verzameling van gegevens
- stellen van prioriteiten
- risico-evaluatie¹³²
- risicoreductie¹³³.

Het *European Chemicals Bureau* (ECB) is de instantie die heel deze procedure van risico-evaluatie coördineert¹³⁴.

De Commissie gebruikt de data die is verzameld bij het eerste stadium om lijsten op te stellen met prioriteitsstoffen. Sinds 1994 werden 4 zulke lijsten gepubliceerd¹³⁵ met in totaal 141 stoffen. Het *European Chemicals Bureau* (ECB) is de instantie die heel deze procedure van risico-evaluatie coördineert¹³⁶. Alle prioriteitsstoffen moeten geëvalueerd worden op risico's die ze teweegbrengen voor mensen (arbeiders, consumenten en de mens die blootgesteld is via het milieu) en voor het milieu (terrestrische, aquatische en atmosferische ecosystemen en de accumulatie via de voedselketen). Voor elke prioriteitsstof wordt er in de desbetreffende

¹³⁰ Richtlijn 79/831/EEG.

¹³¹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21276.htm>); http://ec.europa.eu/environment/dansub/home_en.htm).

¹³² Hoe deze risico-evaluatie dient te verlopen werd bepaald in de Verordening 1488/94/EG van de Commissie van 28 juni 1994 tot vaststelling van de beginselen voor de beoordeling van de risico's voor mens en milieu van bestaande stoffen krachtens Verordening 793/93/EEG van de Raad.

¹³³ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int/existing-chemicals>).

¹³⁴ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int>).

¹³⁵ Verordeningen 1197/94/EEG, 2268/95/EEG, 143/97/EEG, 2364/2000/EEG.

¹³⁶ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int>).

Verordening bepaalt welke lidstaat wordt aangesteld als rapporteur voor het stadium risicoevaluatie. De rapporteur is verantwoordelijk voor het opstellen van een *Risk Assessment Report* (RAR). Indien uit het RAR blijkt dat het milieurisico van de prioritaire stof gereduceerd moes worden, moet de Europese Commissie een reductiestrategie opstellen. Richtlijn 76/769/EEG over de beperkingen van het op de markt brengen en het gebruik van gevaarlijke stoffen is één van de wettelijke kaders die kan gebruikt worden om de risico's te beheersen¹³⁷.

Richtlijn 76/769/EEG van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen der Lid-Staten inzake de beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten (Verbodsregeling).

Het doel van deze Richtlijn is het beschermen van de bevolking en het milieu tegen bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten en tegelijk te zorgen voor de goede werking van de interne markt. Om dit te bereiken stelde de Europese Unie een lijst met stoffen en preparaten vast, waarvoor beperkingen gelden in verband met het op de markt brengen en het gebruik. Deze Richtlijn trad in werking op drie augustus 1976 en moest ten laatste op drie februari 1978 omgezet worden in het nationaal recht van de lidstaten. Deze Richtlijn werd door twee wijzigingsbesluiten gewijzigd: Richtlijn 89/678/EEG en Richtlijn 91/157/EEG¹³⁸.

Richtlijn 67/548/EEG die de indeling, verpakking en etikettering van gevaarlijke producten regelde, volstond niet voor een beperkt aantal gevaarlijke stoffen om de risico's die van die stoffen uitgingen te beperken. Voor deze stoffen was het noodzakelijk om regelgeving vast te stellen om het op de markt brengen en gebruik ervan te beperken, d.i. Richtlijn 76/769/EEG. Bijlage I bevat de stoffen die onder de bepalingen van de Richtlijn vallen en de opgelegde beperkingen op het in de handel brengen en gebruik individueel bepaald voor elk van die stoffen. Nieuwe stoffen kunnen aan de bijlage worden toegevoegd door middel van een voorstel aan de Raad en het Europees Parlement om de Richtlijn te wijzigen¹³⁹.

¹³⁷ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int/existing-chemicals>).

¹³⁸ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21271.htm>).

¹³⁹ (http://ec.europa.eu/enterprise/chemicals/legislation/markrestr/index_en.htm).

Richtlijn 1999/45/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 mei 1999 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen van de lidstaten inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke preparaten.

Onder preparaten verstaat men mengsels en oplossingen van twee of meer stoffen. De Richtlijn harmoniseert de criteria die bepalen of een preparaat gevaarlijk is en de verpakkings- en etiketteringscriteria die ervoor moeten zorgen dat deze stoffen gemakkelijk kunnen worden geïdentificeerd¹⁴⁰.

¹⁴⁰ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21273.htm>).

4.2. REACH

Witboek van de Commissie van 27 februari 2001, Strategie voor een toekomstig beleid voor chemische stoffen.

De Europese Commissie zet in 2001 haar strategie voor het toekomstige beleid voor chemische stoffen uiteen in een Witboek. In een Witboek stelt de Europese Commissie de concrete wetgevingsinitiatieven die in de daaropvolgende nabije toekomst door haar zullen genomen worden¹⁴¹. Het witboek evalueert de bestaande vier belangrijke rechtsinstrumenten voor chemische stoffen die hierboven werden besproken. Hierna volgt een voorbeeld van een probleem dat naar voor kwam uit de evaluatie. De regelgeving maakt een onderscheid tussen nieuwe en bestaande stoffen. 99 % van de stoffen zijn echter bestaande stoffen nl. ongeveer 30 000. Daarvan zijn slechts 140 als prioritair aangeduid, waarvoor een risicobeoordeling wordt uitgevoerd. De risicobeoordeling is een zeer traag proces en is dus slechts voor een klein aantal stoffen voltooid. Van veel stoffen die op de markt zijn, is dus onvoldoende bekend wat hun risico's zijn voor mens en milieu. Het is de bovendien de overheid die de risicoanalyse moet uitvoeren. Het zou logischer zijn dat de bedrijven die de stoffen produceren of gebruiken dit deden.

De Commissie stelt in zijn witboek voor om voor bestaande en nieuwe stoffen in de toekomst, na een geleidelijke introductiefase voor bestaande stoffen tot 2012, dezelfde procedure in het kader van één geïntegreerd systeem wordt gevolgd. Het voorgestelde systeem wordt REACH genoemd: **R**egistratie, **e**valuatie en **v**ergunningverlening (**a**utorisatie) van **c**hemische stoffen. Deze regelgeving komt in de plaats van de bestaande Richtlijnen en Verordeningen. Bedrijven worden verplicht om informatie te verzamelen over de eigenschappen van een stof. Tevens moeten ze de aan het gebruik verbonden risico's beoordelen, waarbij de hoeveelheid informatie die geëist wordt afhankelijk is van het productievolume¹⁴².

GOEDKEURING VAN DE VERORDENING

De Verordening 1907/2006/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH), tot oprichting van een Europees Agentschap voor chemische stoffen, houdende wijziging van Richtlijn 1999/45/EG en houdende intrekking van Verordening (EEG) nr. 793/93 van de Raad en Verordening (EG) nr. 1488/94 van de

¹⁴¹ Bursens 2006-2007.

¹⁴² Witboek van de Commissie van 27 februari 2001.

Commissie alsmede Richtlijn 76/769/EEG van de Raad en de Richtlijnen 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG en 2000/21/EG van de Commissie, doorliep de lange medebeslissingsprocedure. Dit duurde in totaal drie jaar. Op 29 oktober 2003 neemt de Commissie het voorstel voor de Verordening aan waarna het op 3 november verstuurd wordt naar de Raad van Ministers en het Europees Parlement (EP). Na twee lezingen in het Europees Parlement en de Raad van Ministers werd de Verordening op 18 december 2006 ondertekend. Tijdens de procedure vond er conflict plaats tussen de Raad en het EP over het verbod van de gevaarlijkste chemische stoffen. Het EP vond dat er een verplichting moest worden opgenomen om deze te vervangen. Uiteindelijk ging de Raad akkoord maar de tijd die de producent daarvoor krijgt zal van geval tot geval bekeken worden en niet binnen de vijf jaar zoals het EP voorstelde. Verder bepleitte het EP het opnemen van een zorgplicht. Op grond daarvan moeten producenten, importeurs en gebruikers van chemicaliën de negatieve gevolgen van een stof voor de volksgezondheid en het milieu zoveel mogelijk voorkomen of beperken. Een van de middelen daarbij is een goede informatie-uitwisseling¹⁴³.

De Verordening treedt in werking op 1 juni 2007. De titels II (registratie van stoffen), III (uitwisseling van gegevens), V (downstreamgebruiker), VI (beoordeling), VII (autorisatie), X (agentschap) en XII (informatie) zijn van toepassing vanaf 1 juni 2008. Titel VIII over bevoegde instanties en Bijlage XVII zijn van toepassing vanaf 1 juni 2009¹⁴⁴. Verordening 793/93/EEG wordt ingetrokken op 1 juni 2008. Richtlijn 76/769/EEG wordt op 1 juni 2009 ingetrokken¹⁴⁵. Richtlijn 67/548/EEG¹⁴⁶ en Richtlijn 1999/45/EG¹⁴⁷ werden aangepast aan REACH.

REACH ALGEMEEN

Het doel van de Verordening is een hoog niveau van bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu, inclusief de bevordering van alternatieve beoordelingsmethoden voor gevaren van stoffen, alsmede het vrije verkeer van stoffen op de interne markt te waarborgen en tegelijkertijd het concurrentievermogen en de innovatie te vergroten. De Verordening is gebaseerd op het beginsel dat fabrikanten, importeurs en downstreamgebruikers ervoor moeten zorgen dat zij stoffen vervaardigen, in de handel brengen of gebruiken die niet

¹⁴³ (<http://www.europa-nu.nl/9353000/1/j9vvh6nf08temv0/vhdkfpngcdto?tab=2#p1>).

¹⁴⁴ Verordening 1907/2006/EG, Art. 141.

¹⁴⁵ Verordening 1907/2006/EG, Art. 139.

¹⁴⁶ Gewijzigd door Richtlijn 2006/121/EG.

¹⁴⁷ Gewijzigd door Verordening 1907/2006/EG.

schadelijk zijn voor de gezondheid van de mens of voor het milieu. Zij is gebaseerd op het voorzorgsbeginsel¹⁴⁸.

De Verordening is voor het grootste stuk (namelijk de delen registratie van stoffen, downstreamgebruiker, beoordeling en autorisatie) niet van toepassing op geneesmiddelen. Het deel over informatie in de toeleveringsketen is eveneens niet van toepassing op humane geneesmiddelen en cosmetica¹⁴⁹.

De Verordening zet het REACH-systeem op, een uniek geïntegreerd systeem voor de registratie, evaluatie en vergunningverlening van chemische producten, en richt een Europees chemicaliënagentschap op. Het agentschap zal plannen voor onderzoek naar mogelijke alternatieven beoordelen, en vergunningen verlenen voor het gebruik van gevaarlijke stoffen waarvoor nog geen alternatieven bestaan. Het agentschap zal daarnaast de lidstaten en instellingen van de Europese Unie advies geven over vraagstukken rond chemische stoffen¹⁵⁰. In het kader van het REACH-systeem moeten ondernemingen die chemicaliën produceren en/of invoeren de risico's beoordelen die uit het gebruik ervan voortvloeien en de nodige maatregelen treffen om elk vastgesteld risico te beheren. De bewijslast inzake de veiligheid van de in de handel verkrijgbare chemische producten wordt omgekeerd en berust nu niet langer bij de overheid, maar bij de industrie¹⁵¹.

REGISTRATIE VAN STOFFEN

Registratie is het basisonderdeel van REACH: elke producent of importeur die een stof in hoeveelheden van 1 ton of meer per jaar vervaardigt of invoert, dient een registratie bij het Agentschap in¹⁵². Zonder registratie mag de stof niet worden geproduceerd of geïmporteerd. De industrie moet op die manier de informatie over de stoffen die zij produceert verzamelen en deze benutten voor een veilig gebruik en beheer van deze stoffen. De registratie omvat voor elk chemisch product de gegevens over de fabrikant of importeur, identiteit van de stof, informatie over het vervaardigen en het gebruik van het product over de eigenschappen, de indeling en etikettering van de stof, richtsnoeren voor een veilig gebruik van de stof, onderzoekssamenvattingen van de informatie uit..., blootstellingsinformatie,... Welke gegevens vereist zijn hangt af van de productievolumes (1-10 ton, 10 ton, 100 ton, 1000 ton)

¹⁴⁸ Verordening 1907/2006/EG, Art. 1.

¹⁴⁹ Verordening 1907/2006/EG, Art. 2.

¹⁵⁰ (<http://www.europa-nu.nl/9353000/1/j9vvh6nf08temv0/vhdkfpngcdto?tab=2#p1>).

¹⁵¹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21282.htm>).

¹⁵² Verordening 1907/2006/EG, Art. 6.

en de risico's van de stof¹⁵³. Sommige stoffen worden als geregistreerd beschouwd: bijvoorbeeld de goedgekeurde werkzame stoffen op Bijlage I bij de Richtlijn 91/414/EEG¹⁵⁴.

UITWISSELING VAN GEGEVENS, INFORMATIE IN DE TOELEVERINGSKETEN, DOWNSTREAMGEBRUIKERS

De Verordening regelt de gegevensuitwisseling om het aantal proeven op dieren en de kosten voor het bedrijfsleven te verminderen¹⁵⁵. De veiligheidsgegevens van een stof (veiligheidsinformatiebladen) moeten verplicht in de toeleveringsketen downstream doorgegeven worden, zodat al wie chemische stoffen in het productieproces gebruikt dit op een veilige en verantwoorde manier kan doen zonder de gezondheid van de werknemers en consumenten in gevaar te brengen en zonder risico's voor het milieu¹⁵⁶. De downstreamgebruiker van de chemische stoffen is verplicht de chemische veiligheid van de stoffen te beoordelen en risicobeperkende maatregelen vast te stellen, toe te passen en aan te bevelen¹⁵⁷. De downstreamgebruiker moet melding doen van de stoffen die hij gebruikt en van welke fabrikant/leverancier/importeur deze komen¹⁵⁸. Zo kunnen de autoriteiten een overzicht krijgen van het gebruik van een stof op elk punt in de toeleveringsketen¹⁵⁹.

BEOORDELING

De beoordeling maakt het mogelijk na te gaan of de industrie haar verplichtingen nakomt en onnodige dierproeven te voorkomen. Er zijn twee soorten beoordelingen: de beoordeling van dossiers en van de stoffen.

De dossierbeoordeling is verplicht bij alle voorstellen voor dierproeven. Het voornaamste doel hierbij is de noodzaak dergelijke proeven zoveel mogelijk te beperken. Krachtens REACH moeten de experimentele gegevens worden uitgewisseld en wordt de gebruikmaking van andere informatiebronnen aangemoedigd. Een dossierbeoordeling kan ook nodig zijn om de conformiteit met de eisen van REACH van een registratiedossier te controleren¹⁶⁰.

Het Agentschap kan daarnaast ook besluiten tot een stoffenbeoordeling, meer bepaald wanneer het van oordeel is dat er geldige redenen zijn om een risico voor de gezondheid van

¹⁵³ Verordening 1907/2006/EG, Art. 10.

¹⁵⁴ Verordening 1907/2006/EG, Art. 15.

¹⁵⁵ Verordening 1907/2006/EG, Titel III.

¹⁵⁶ Verordening 1907/2006/EG, Art. 31.

¹⁵⁷ Verordening 1907/2006/EG, Art. 37.

¹⁵⁸ Verordening 1907/2006/EG, Art. 38.

¹⁵⁹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21282.htm>).

¹⁶⁰ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/l21282.htm>); Verordening 1907/2006/EG, Titel VI, Hoofdstuk 1.

mens of milieu te vermoeden. Deze beoordeling omvat een controle van de kwaliteit en conformiteit van de stof¹⁶¹.

AUTORISATIE

Voor zeer zorgwekkende stoffen moet de Commissie vergunning verlenen met het oog op specifieke toepassingen. De stoffen waarvoor een vergunningsplicht geldt zijn:

- CMR-stoffen (kankerverwekkend, mutageen of giftig voor de voortplanting);
- PBT-stoffen (persistent, bioaccumulerend en toxisch);
- vPvB-stoffen (zeer persistent en sterk bioaccumulerend);
- zorgwekkende stoffen die onomkeerbare effecten hebben voor de mens of het milieu, zoals hormoonontregelaars.

Een vergunning kan verkregen worden voor een specifiek gebruik van die stoffen indien de producent of importeur kan aantonen dat de risico's van die toepassing afdoende beheerst kunnen worden. Indien een dergelijk bewijs niet kan geleverd worden buigt de Commissie zich over het risiconiveau, het sociaal-economisch belang van het gebruik van de stof en het bestaan van eventuele alternatieven. Op basis van de analyse van deze factoren besluit de Commissie om al dan niet een vergunning te verlenen¹⁶².

BEPERKINGEN OP DE VERVAARDIGING, HET IN DE HANDEL BRENGEN EN GEBRUIK VAN GEVAARLIJKE STOFFEN EN PREPARATEN

Als de risico's verbonden aan een bepaald gebruik van een stof niet afdoende kunnen beheerst worden, worden de beperkingbepalingen ingeschakeld als vangnet. De Commissie of een Lidstaat dient dan een beperkingvoorstel in waarin voorwaarden voor het vervaardigen, gebruiken en/of in de handel brengen van een stof of zo nodig een verbod op deze activiteiten worden bepaald. In de oude regelgeving is de wetgeving over beperkingen in de lidstaten geharmoniseerd bij Richtlijn 76/769/EEG. De beperkingen die totstandkwamen onder deze Richtlijn, worden nu in een herschikte versie overgenomen als uitgangspunt voor de nieuwe beperkingprocedure¹⁶³.

¹⁶¹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/121282.htm>); Verordening 1907/2006/EG, Titel VI, Hoofdstuk 2.

¹⁶² (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/121282.htm>); Verordening 1907/2006/EG, Titel VII.

¹⁶³ (<http://europa.eu/scadplus/leg/nl/lvb/121282.htm>); Verordening 1907/2006/EG, Titel VIII.

GEVOLGEN VAN REACH

De oude regelgeving rond chemische stoffen gaf onvoldoende informatie over de effecten van chemische stoffen op de gezondheid en het milieu. Door REACH komt deze er en zal er vanaf het ontwikkelen van nieuwe chemische stoffen rekening mee moeten gehouden worden. Bovendien zullen alle oude chemische stoffen moeten worden beoordeeld op hun effect op gezondheid en milieu. Er is opvallend weinig onderzoek gedaan naar de voordelen voor de gezondheid en het milieu van REACH. Een mogelijke reden hiervoor is dat van vele chemische stoffen nog niet genoeg kennis bestaat over hoe gevaarlijk ze zijn. Het is nu nog niet te voorspellen wat het exacte effect van REACH zal zijn. Er zal van een aantal stoffen bekend worden hoe gevaarlijk ze wel zijn en die zullen van de markt verdwijnen. Voor andere stoffen moeten de risico's die van die stoffen uitgaan beperkt worden. REACH zal de blootstelling voor werknemers, de maatschappij en het milieu aan gevaarlijke chemische stoffen te verminderen. Een voordeel van REACH zal het verbeteren van de gezondheid van de werknemers zijn. Een nadeel van REACH voor de consument is de toename van productprijzen zijn. De industrie zal namelijk de kosten van de implementatie van REACH doorrekenen aan de consument¹⁶⁴.

De grootste vooruitgang van REACH is de omdraaiing van de bewijslast. Onder de oude regelgeving was het de taak van de overheden om de RAR's op te stellen en dus te aan te tonen dat een chemische stof schade schadelijk was voor de gezondheid en het milieu. Het is nu aan de producent of importeur van een chemische stof om die vooraf te bewijzen.

REACH pakt de vervuiling door gevaarlijke chemische stoffen bij de bron aan. Het is dus een preventief instrument. Nog voor chemische stoffen gebruikt worden, worden ze beoordeeld. Dit zal voorkomen dat nieuwe probleemstoffen terecht komen in het oppervlaktewater en dat er in de toekomst nieuwe lijsten moeten opgesteld worden met nieuwe prioritaire stoffen van de Kaderrichtlijn Water. REACH kan ervoor zorgen dat er op tijd gezocht wordt naar alternatieve stoffen wanneer blijkt dat een stof te schadelijk is¹⁶⁵. REACH zal dus zeker ook bijdragen tot een betere kwaliteit van het oppervlaktewater. Dit is echter nog grotendeels toekomstmuziek aangezien REACH pas echt in werking treedt op 1 juni 2008. Totdat alle stoffen door het REACH-systeem zijn gegaan, zal men bijgevolg nog grotendeels curatieve oplossingen steunen voor het verbeteren van de waterkwaliteit: o.a. door de ontwikkeling van technieken om die stoffen uit het afvalwater te halen en dus te voorkomen dat ze in het

¹⁶⁴ Envirodossier over REACH:

(<http://www.envirodesk.be/envirodossier/minisite/NL/articleInfo2.asp?a=557&d=21&c=2&u=2595&s=84>)

¹⁶⁵ (<http://www.noordzee.nl/waterkwaliteit/Positionpaper%20REACH.pdf>).

aquatich milieu terechtkomen. Beleid van Europees, Belgisch en Vlaams niveau tracht ook oplossingen te bieden om de vervuiling door chemische stoffen van het aquatisch milieu te verminderen. Hierna volgt het bestaande beleid voor atrazine, anthraceen en nonylfenol.

4.3. Atrazine

4.3.1. Definitie

Bestrijdingsmiddelen/pesticiden zijn stoffen, preparaten, micro-organismen en virussen ter vernietiging of afwering van schadelijke dieren, planten, micro-organismen of virussen¹⁶⁶. De Europese en Belgische regelgeving maken een onderscheid tussen pesticiden gebruikt in de landbouw (Richtlijn 91/414/EEG) (KB 28 februari 1994) en pesticiden die niet in de landbouw gebruikt worden (biociden) (Richtlijn 98/8/EG) (KB 22 mei 2003).

4.3.2. Europees Beleid

De Richtlijnen (*Directives*) van de Europese Gemeenschap zijn wettelijk bindend wat betreft het te bereiken resultaat, voor elke lidstaat aan wie ze gericht zijn. De nationale instanties hebben de bevoegdheid om de vorm en middelen te kiezen om de Richtlijn uit te voeren, maar er wordt aan de nationale autoriteiten overgelaten om die uit te voeren. Een Richtlijn is niet noodzakelijk gericht aan alle lidstaten¹⁶⁷.

Richtlijn 2006/11/EG betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd

Deze Richtlijn werd reeds besproken in het onderdeel inventarisatie. De twee lijsten van deze Richtlijn zijn eerder conceptueel en geen echt opsommingen zijn van concrete stoffen. De lidstaten moeten deze zelf interpreteren. De Commissie stelde een lijst op van eerst 99 en nadien 132 kandidaat-Lijst I-stoffen. Atrazine staat op deze lijst (Zwarte-lijststof)¹⁶⁸. Dit betekent dat de verontreiniging door het lozen van deze stof volledig moet worden stopgezet. Dit gebeurde voor de KRW door middel van Europese dochterrichtlijnen die milieukwaliteitsnormen en lozingsvoorwaarden opleggen. Deze regeling stopte echter door de inwerkingtreding van de KRW. Belangrijk is dat toen deze Richtlijn tot stand kwam in 1976 België weigerde atrazine te erkennen als een Lijst 1-stof. Ondertussen is atrazine in België verboden en erkent België atrazine wel bij de 2006-versie van de Richtlijn¹⁶⁹. Deze Richtlijn

¹⁶⁶ Vlarem II, Hoofdstuk 1.1.

¹⁶⁷ Nugent 2003

¹⁶⁸ Lijst van 132 stoffen (zwarte lijst) in Kluwer, 2003.

¹⁶⁹ Richtlijn 2006/11/EG.

wordt omgezet in Vlaamse wetgeving via Vlarem I en het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 (zie Vlaams beleid).

Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

Atrazine staat op de lijst van prioritaire stoffen van de Kaderrichtlijn Water (zie inventarisatie). De lijst identificeert 33 stoffen of stofgroepen waarvan aangetoond is dat ze een belangrijk probleem vormen¹⁷⁰. Elf van die stoffen werden ondergebracht in de subcategorie prioritaire gevaarlijke stoffen. Voor de overige stoffen wordt nog verder geëvalueerd of ze ook worden ingedeeld bij de gevaarlijke stoffen. Tot die groep behoort atrazine. De lijst werd ook opgenomen in Vlarem 1 Bijlage 2C.

Op 17 juli 2006 nam de Europese Commissie een voorstel voor een dochterrichtlijn van de KRW aan met betrekking tot de milieukwaliteitsnormen in water en de prioritaire vervuulende stoffen. Het voorstel is nu ingediend bij het Europees Parlement en de Raad van Ministers. Bijlage I van dit voorstel stelt milieukwaliteitsnormen (MKN) en handhavingbepalingen vast voor prioritaire stoffen en andere pollutanten. Er wordt een verschil gemaakt tussen landoppervlaktewater, d.i. rivieren en meren, en ander oppervlaktewater, d.i. overgangswater, kustwateren en territoriale wateren. Verder worden er twee soorten MKN vastgesteld: het jaarlijkse gemiddelde en de maximaal toelaatbare concentratie¹⁷¹. De voorgestelde MKN voor atrazine zijn:

- jaargemiddelde van 0,6 µg/l in landoppervlaktewateren
- jaargemiddelde van 0,6 µg/l in andere oppervlaktewateren
- maximaal toelaatbare concentratie van 2 µg/l in landoppervlaktewateren
- maximaal toelaatbare concentratie van 2 µg/l in andere oppervlaktewateren¹⁷².

Richtlijn 91/414/EEG van de Raad van 15 juli 1991 betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen

Deze richtlijn trad in werking in 1993. De Richtlijn heeft als doel het wegnemen van de handelsbelemmeringen via de harmonisatie van procedures en criteria voor de toelating voor het op de markt brengen van pesticiden in de lidstaten. De Europese Commissie oordeelt over het al of niet toelaten van oude werkzame stoffen en nieuwe werkzame stoffen in de lidstaten.

¹⁷⁰ (http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/priority_substances.htm).

¹⁷¹ Voorstel van 17 juli 2006, artikel 2.

¹⁷² Voorstel van 17 juli, Bijlage 1.

Er wordt gekeken naar de schadelijkheid voor mens en het milieu. In 1997 werden de beginselen voor het evalueren en toelaten van die producten aanvaard (Bijlage VI van de Richtlijn)¹⁷³. Het zijn de producenten en lidstaten zelf die een kennisgeving moeten indienen voor die werkzame stoffen waarvan ze willen dat die toegelaten worden. Via een programma in 4 fasen worden alle werkzame stoffen die sinds 1993 gebruikt werden, beoordeeld¹⁷⁴. De toegelaten stoffen worden steeds opgenomen in Bijlage 1 bij de Richtlijn¹⁷⁵. De bestrijdingsmiddelen waarvan de werkzame stof wordt afgekeurd, verdwijnen van de EU-markt. Andere producten verdwijnen vanzelf omdat er geen dossier voor wordt ingediend door de fytofarmaceutische producenten¹⁷⁶.

Op 10 maart 2004 besloot de Commissie dat atrazine niet zou worden opgenomen in Bijlage 1 en dat alle bestrijdingsmiddelen die atrazine bevatten niet meer toegelaten zijn¹⁷⁷. Deze beschikking trad in werking op 16 maart 2004. De Commissie besloot dat atrazine niet voldeed aan de voorwaarden zoals uiteengezet in artikel 5 lid 1, onder a) en b) de van de Richtlijn 91/414/EEG om opgenomen te worden in bijlage I:

a) de residuen hebben, na een toepassing die in overeenstemming is met de goede gewasbeschermingspraktijken, geen schadelijke uitwerking op de gezondheid van mens en dier of op het grondwater en geen onaanvaardbaar milieu-effect en deze residuen kunnen — voor zover ze in toxicologisch opzicht of uit milieu-oogpunt van belang zijn — door middel van algemeen gebruikte methoden worden gemeten;

b) het gebruik van de gewasbeschermingsmiddelen heeft, na een toepassing die in overeenstemming is met de goede gewasbeschermingspraktijken, geen schadelijke uitwerking op de gezondheid van mens en dier of geen onaanvaardbaar milieu-effect¹⁷⁸.

De Commissie concludeerde dat atrazine niet aan deze voorwaarden voldeed omwille van de volgende redenen:

Meer in het bijzonder waren de beschikbare bewakingsgegevens onvoldoende om aan te tonen dat in grotere gebieden concentraties van de werkzame stof en de afbraakproducten daarvan in grondwater niet hoger zullen zijn dan 0,1 µg/l. Bovendien kan niet worden verzekerd dat voortgezet gebruik in andere gebieden een bevredigend herstel van de grondwaterkwaliteit mogelijk zal maken in gevallen waar de concentraties in grondwater al

¹⁷³ Richtlijn 97/57/EG.

¹⁷⁴ De vier fasen worden uiteengezet in vier Verordeningen: Verordening 3600/92/EG, Verordening 2266/2000/EG, Verordening 451/2000/EG, Verordening 1112/2002/EG.

¹⁷⁵ Richtlijn 91/414/EEG.

¹⁷⁶ Vlaamse Overheid, Beleidsdomein Landbouw en Visserij 2006

¹⁷⁷ Beschikking 2004/248/EG.

¹⁷⁸ Richtlijn 91/414/EEG, art. 5.

hoger zijn dan 0,1 µg/l. Deze niveaus van de werkzame stof zouden een onaanvaardbaar effect op grondwater hebben¹⁷⁹.

4.3.3. Federaal beleid

Productreglementering is het instrument voor het aanpakken van gevaarlijke stoffen zoals bestrijdingsmiddelen. Het komt aan de federale overheid toe om productnormen op te leggen¹⁸⁰. De productnorm wordt opgelegd aan de producent van een product. Er zijn drie soorten instrumenten: economische (ecotaks), sociale (milieukeur) en wetgevende of juridische (productnormenwet). Het wetgevende of juridische instrument is in verband met atrazine het belangrijkste. Het betreft directe regulering van het gedrag van de burger en bestaat uit gebods- en verbodsbepalingen¹⁸¹. Wetgeving rond gewasbeschermingsmiddelen is de bevoegdheid van de Federale Overheidsdienst (FOD) Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

De wet van 21 december 1998 betreffende de productnormen ter bevordering van duurzame productie- en consumptiepatronen en ter bescherming van het leefmilieu en de volksgezondheid kadert het productnormenbeleid. Het algemeen doel van deze wet wordt uiteengezet in artikel 4:

Alle producten die op de markt worden gebracht, moeten zodanig ontworpen zijn dat hun fabricage, voorziene gebruik en verwijdering de volksgezondheid niet aantasten en niet of zo weinig mogelijk bijdragen tot een toename van de hoeveelheid en de mate van schadelijkheid van afvalstoffen en tot andere vormen van verontreiniging.

De wet is een kaderwet en legt dus enkel de algemene beginselen vast. Er staan geen direct uitvoerbare bepalingen in. Met de wet wordt aan de uitvoerende macht de bevoegdheid gegeven om via Koninklijke Besluiten of bindende sectorale overeenkomsten de algemene beginselen te operationaliseren¹⁸². Hoofdstuk 4 van de wet gaat over bestrijdingsmiddelen¹⁸³. Hierin wordt de mogelijkheid gecreëerd voor de uitvoerende macht om het op de markt

¹⁷⁹ Beschikking 2004/248/EG, art. 9.

¹⁸⁰ Bijzondere wet van 8 augustus 1988, art.6.

¹⁸¹ Loots 2006.

¹⁸² Carette 2006b; Heyerick, 2003.

¹⁸³ Wet van 21 december 1998; Carette 2006a.

brenge van bestrijdingsmiddelen te onderwerpen aan een voorafgaandelijke toelating of registratie¹⁸⁴.

Het Koninklijk Besluit van 28 februari 1994 betreffende het bewaren, het op de markt brengen en het gebruiken van bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik, is de uitvoering van de Europese Richtlijn betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen. Bijlage I tot IV betreffen de niet opgenomen werkzame stoffen¹⁸⁵. Dit KB werd op 9 januari 2007 gewijzigd¹⁸⁶. Het KB van 1994 regelt de erkenning van bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik. De Europese Commissie heeft de bevoegdheid om werkzame stoffen te erkennen (stoffen op Bijlage 1 van de Richtlijn) of niet te erkennen. Indien een werkzame stof is erkend door de Europese Commissie, moet in iedere lidstaat het bestrijdingsmiddel (gebaseerd op die werkzame stof) nog erkend worden voor het op de markt gebracht en gebruikt mag worden. In België wordt deze erkenning verleend door de minister van Volksgezondheid. De afdeling Grondstoffen en Plantenbescherming van het FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu behandelt de erkenningsdossiers. De minister krijgt advies van het Erkenningscomité over het al of niet toelaten van een nieuw bestrijdingsmiddel voor landbouwkundig gebruik. Dit Erkenningscomité bestaat uit experts uit de administratie en experts afkomstig van wetenschappelijke instellingen¹⁸⁷. Bestrijdingsmiddelen mogen geen werkzame stoffen bevatten die niet erkend zijn op Europees niveau¹⁸⁸. Artikel 7 stelt uitdrukkelijk:

Het is verboden een bestrijdingsmiddel voor landbouwkundig gebruik op de markt te brengen, te bereiden, te vervoeren, in te voeren, aan te bieden, ten toon of te koop te stellen, in bezit te houden, te verwerven of te gebruiken, dat niet vooraf door de Minister is erkend.

De erkenning van een bestrijdingsmiddel kan worden ingetrokken. De Europese Commissie besliste op 10 maart 2004 al om atrazine niet om Bijlage 1 te zetten van Richtlijn 91/414/EEG. De Commissie verplichtte de lidstaten om te zorgen dat:

- *toelatingen voor gewasbeschermingsmiddelen die atrazine bevatten, vóór 10 september 2004 worden ingetrokken*
- *met ingang van 16 maart 2004 geen atrazine bevattende gewasbeschermingsmiddelen meer worden toegelaten en geen toelatingen voor dergelijke gewasbeschermingsmiddelen meer worden vernieuwd.*

¹⁸⁴ Wet van 21 december 1998, Hoofdstuk IV, art.8.

¹⁸⁵ Koninklijk besluit van 28 februari 1994.

¹⁸⁶ Koninklijk besluit van 9 januari 2007.

¹⁸⁷ Koninklijk besluit van 22 februari 2005.

¹⁸⁸ Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen, 2006; Vlaamse Overheid, Beleidsdomein Landbouw en Visserij, 2006.

In tabel 24 worden de verschillende producten die atrazine bevatten en de vastgestelde termijnen opgelijst. Daaruit blijkt dat ten laatste op 31 december 2006 de bestaande voorraden van bepaalde handelproducten die atrazine bevatten als werkzame stof moeten opgebruikt zijn.

Tabel 24: Termijnen van de producten die atrazine bevatten

(<http://www.fytoweb.fgov.be/NL/DOC/opgebruik.pdf>)

Handelsproducten	Datum intrekking	Verhandeling bestaande voorraden	Gebruik bestaande voorraden
Aspect (9307/B) Metto (8930/B) Century (8566/B) Laddok (6990/B) Tazastomp SC (7880/B)	10/09/2004	10/09/2004	10/09/2005
Klerat Special (8412/B)	10/08/2005	10/08/2005	10/08/2006
Barweed Ester (2387/B)	01/04/2005	01/04/2005	01/10/2006
Luxan Gro-stop 1,34 % DP (8961/B) Conservo(7033/B) Servorem (9123/B) Servorem 300 EC (9312/B) Solamyl 1,35 % (8979/B) Solamyl Basic (9169/B) Agrichim Kiemremmer/antigerme 1,35 % (8980/B)	01/08/2005	01/08/2005	01/08/2005
Novosol (8584/B) Buggy 72 SG (8598/B) Glyper (8797/B) Bioglyce (9080/B)	04/09/2005	04/09/2005	31/12/2006
Luxafam (7663/B) Dianal 157 (8906/B) Beta Plus (8900/B) Desfeto (9135/B)	01/09/2005	01/09/2005	01/09/2006
Harmony M (7893/B) Harmony Pasture (9262/B)	17/09/2005	17/09/2005	31/12/2006

De afdeling Inspectie van de FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu ziet toe op de naleving van de wetgeving betreffende gewasbeschermingsmiddelen en voert controles uit bij verkopers en gebruikers van gewasbeschermingsmiddelen.

Voorbeelden van andere bestrijdingsmiddelen die ook verboden werden zijn cyanazine, lindaan, zineb, ...In het federaal programma ter vermindering van gewasbeschermingsmiddelen en biociden in België wordt geschat dat alle uit de markt genomen bestrijdingsmiddelen, waaronder atrazine, 7 % vertegenwoordigden van de totale hoeveelheid die in België in de periode 2000-2002 verkocht werd. Maar daar mag niet uit afgeleid worden dat de hoeveelheid verkochte producten ook 7 % is afgenomen. Er moet namelijk rekening gehouden worden met de verkoop van nieuwe producten die in 2002 nog niet in de handel waren en met het verschuivingeffect naar andere reeds bestaande producten¹⁸⁹.

FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu zorgde voor een website om de informatie over gewasbeschermingsmiddelen toegankelijker te maken: <http://www.fytoweb.fgov.be>. De volledige Europese en Belgische wetgeving kan daar geraadpleegd worden.

4.3.4. Vlaams Beleid

Het Vlaams Gewest is bevoegd voor:

- het waterbeleid
- de bescherming van het leefmilieu, onder meer die van de bodem, de ondergrond, het water en de lucht tegen verontreiniging en aantasting
- exploitatievoorwaarden en algemene en sectorale normen¹⁹⁰.

1) OPSTELLEN VAN MILIEUKWALITEITSNORMEN (MKN) VOOR WATER

- Decreet van 18 juli 2003 betreffende het integraal waterbeleid

Dit decreet is de omzetting van de KRW. Een belangrijk instrument uit het decreet is de instelling van oeverzones. Oeverzones vermijden dat bestrijdingsmiddelen zoals atrazine en andere pollutanten afspoelen van de landbouwgronden naar de waterloop. Integraal waterbeleid heeft daarom het voorkomen en verminderen van verontreiniging van het water als een van haar hoofddoelstelling. De oeverzone vervult o.a.¹⁹¹ een bufferfunctie: het is een bufferstrook. Ze beschermt tegen inspoeling van bestrijdingsmiddelen en andere pollutanten.

¹⁸⁹ Koninklijk Besluit van 22 februari 2005.

¹⁹⁰ Bijzondere wet van 8 augustus 1988, art.6.

¹⁹¹ Andere functies die een oeverzone vervult zijn: natuurbehoud en waterkwantiteitsbeheer.

Het decreet bepaalt dat rond alle stromende en stilstaande oppervlaktewaterlichamen oeverzones tot stand moeten kunnen komen. Het gebruik in oeverzones wordt beperkt: er geldt o.a.¹⁹² een verbod op het gebruik van bestrijdingsmiddelen¹⁹³.

De KRW stelt dat tegen 22 december 2015 er in alle Europese wateren een goede toestand moet bereikt worden. De lidstaten moeten hiervoor zelf milieudoelstellingen vaststellen. De Vlaamse Regering zal door middel van milieukwaliteitsnormen de milieudoelstellingen voor oppervlaktewater en grondwater vaststellen in overeenstemming met het Decreet Algemene Bepalingen Milieubeleid (DABM). De definitie van milieukwaliteitsnormen in het DABM is breder dan die van de KRW. De KRW bedoelt enkel de chemische toestand. Het DABM stelt dat milieukwaliteitsnormen zowel op de chemische als de ecologische milieudoelstellingen van de KRW betrekking hebben¹⁹⁴.

Definitie milieukwaliteitsnormen KRW:

concentratie van (een groep van) verontreinigende stof(fen) in water, sediment of biota die ter bescherming van de gezondheid van mens en milieu niet mag worden overschreden

Definitie milieukwaliteitsnormen DABM

maximaal toelaatbare hoeveelheden verontreiniging-factoren in de atmosfeer, water (sediment, biota) of de bodem; kunnen ook bepalen welke natuurlijke of andere elementen moeten aanwezig zijn ter bescherming van de ecosystemen en bevordering van biologische diversiteit

- NORMEN IN VLAREM II

MKN voor oppervlaktewater zijn opgenomen in Vlarem II. Er zijn verschillende soorten MKN. Grenswaarden mogen, behoudens in geval van overmacht, niet worden overschreden. De richtwaarde is het milieukwaliteitsniveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd. Van een dergelijke norm kan worden afgeweken om gewichtige redenen. Streefwaarden zijn normen voor het behalen van een milieukwaliteitsniveau waarbij geen nadelige effecten te verwachten zijn. Ze geven aan welke milieukwaliteit er op langere termijn moet worden bereikt¹⁹⁵. De streefwaarde voor bestrijdingsmiddelen of atrazine is niet bepaald in Vlarem II. Het spreekt voor zich dat dit een nulemissie moet zijn.

¹⁹² Er geldt ook een verbod om te bemesten, verbod om ruimingsslib te storten, verbod om grondbewerkingen uit te voeren, ...

¹⁹³ VMM, 2004b.

¹⁹⁴ Carette 2006a.

¹⁹⁵ Decreet van 5 april 1995, art. 2.2.4.; Carette 2006a.

Voor de stofgroep organochloorpesticiden (waaronder atrazine) in oppervlaktewater werd er een grenswaarde vastgesteld: de mediaan van het totaal moet kleiner zijn dan of gelijk aan 20 ng/l en de mediaan per stof moet kleiner zijn dan of gelijk aan 10 ng/l. De mediaan wordt berekend van de gemeten concentraties van één kalenderjaar. Specifiek voor atrazine geldt voor de mediaan de grenswaarde van 2 µg/l. De vermelde milieukwaliteitsnorm geldt eveneens als richtwaarde in de vorm van de 90-percentielwaarde van de in een jaar verkregen meetresultaten, en mits de overschrijdingen niet meer dan 50 % afwijken van de milieukwaliteitsnorm¹⁹⁶.

2) EXPLOITATIEVOORWAARDEN VAN VLAREM I

In de Vlaamse wetgeving werden de Zwarte en Grijs Lijst van Richtlijn 2006/11/EG en lijst van prioritair stoffen van de KRW (zie Europees beleid) opgenomen in Vlarem I als Bijlage 2C Lijst van gevaarlijke stoffen voor lozing in aquatisch milieu. Bijlage 1 van Vlarem I is de lijst van als hinderlijk beschouwde inrichtingen. Op deze lijst wordt voor elk soort activiteit bepaald of het een vergunningsplicht of een meldingsplicht heeft. Bijvoorbeeld voor bedrijven die *afvalwater lozen dat één of meer van de in bijlage 2C bij titel I van het Vlarem bedoelde gevaarlijke stoffen bevat in concentraties hoger dan de geldende milieukwaliteitsnormen voor het uiteindelijk ontvangende oppervlaktewater, met een debiet van meer dan 20 m³/u* geldt dat

- ze een Klasse 1 inrichting zijn,
- hun vergunning dus moeten aanvragen bij de provincie, waarover de VMM advies moet verstrekken,
- verplicht is een Milieucoördinator van het eerste niveau aan te stellen,
- kan verplicht worden een periodieke milieuaudit uit te voeren en een Milieujaarverslag in te dienen¹⁹⁷.

Over het lozen van bedrijfsafvalwater bepaalt VLAREM I het volgende:

Het afvalwater dat een bedrijf wil lozen mag geen stoffen bevatten in concentraties, hoger dan de milieukwaliteitsnormen van toepassing voor de uiteindelijk ontvangende waterloop, die behoren tot de families en groepen van stoffen vermeld in de lijsten I en II van bijlage 2 C, noch enige andere stoffen met een gehalte dat rechtstreeks of onrechtstreeks schadelijk zou kunnen zijn voor de gezondheid van de mens, van de flora of de fauna¹⁹⁸.

¹⁹⁶ VLAREM II, Bijlage 2.3.1.

¹⁹⁷ VLAREM I, Bijlage 1 en Bijlage 2C; Carette 2006a; Kluwer, 2003.

¹⁹⁸ VLAREM II, art. 4.2.2.1.

De lozing van bedrijfsafvalwater met één of meer gevaarlijke stoffen van Bijlage 2C in concentraties die hoger zijn de genoemde MKN is enkel toegelaten voor die stoffen waarvoor in de milieuvergunning expliciet de toelating wordt verleend¹⁹⁹.

3) REDUCTIEPROGRAMMA GEVAARLIJKE STOFFEN 2005

In Hoofdstuk 2.3. van VLAREM II vindt men niet alleen de MKN voor oppervlaktewater maar ook beleidstaken. Artikel 2.3.6.1 paragraaf 3 bepaalt het volgende:

*Uiterlijk één jaar na goedkeuring van het milieubeleidsplan worden de reductieprogramma's door de Vlaamse minister, op voorstel van de Vlaamse Milieumaatschappij, bevestigd of bijgestuurd*²⁰⁰.

Op 19 september 2003 keurde de Vlaamse regering het Vlaamse Milieubeleidsplan 2003-2007 goed²⁰¹. Dan moest er een nieuw Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen opgesteld worden. Gevaarlijke stoffen zijn stoffen die in Bijlage 2C van VLAREM I²⁰² staan. Het huidige Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 heeft al een lange voorgeschiedenis.

Het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen is een verplicht instrument voor de implementatie van de Richtlijn 2006/11/EG betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd (ter vervanging van Richtlijn 76/464/EEG)²⁰³ (zie Europees Beleid). De Gewesten moesten reductieprogramma's opstellen aangezien zij hiervoor bevoegd waren. Deze reductieprogramma's zouden dan moeten samengevoegd worden tot het Belgisch reductieprogramma. De Gewesten stelden echter geen reductieprogramma's op zodat België in overtreding was met die Europese Richtlijn. In het huidige Vlaamse Reductieprogramma 2005 werd deze tekortkoming als volgt verdedigd:

*De reductieprogramma's moesten MKNen en een vergunningsstelsel met emissiegrenswaarden gebaseerd op deze MNKen vaststellen. Het Vlaams Gewest had deze verplichte elementen reeds opgenomen in de eigen milieuregelgeving en zin niet om dit ook via formele reductieprogramma's te doen*²⁰⁴.

De Europese Commissie startte daarop een inbreukprocedure tegen België omdat België de verplichting van het opstellen van een reductieprogramma niet naleefde. Het Hof van Justitie

¹⁹⁹ VLAERM II, art 4.2.3.1.

²⁰⁰ VLAREM II, Hoofdstuk 2.3., Art. 2.3.6.1, § 3.

²⁰¹ (<http://www.mina.be/milieubeleid.html>).

²⁰² In Bijlage 2C van VLAREM I werden de stoffen opgenomen van Richtlijn 2006/11/EG betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd.

²⁰³ Richtlijn 2006/11/EG, artikel 6.

²⁰⁴ VMM, 2005.

gaf de Commissie gelijk: *de lidstaten moeten formeel programma's vaststellen*. Het Hof veroordeelde België op 21 januari 1999 omwille van het ontbreken van programma's:

HET HOF VAN JUSTITIE (Zesde kamer),

rechtdoende, verstaat:

Door wat de 99 in bijlage bij het verzoekschrift opgesomde stoffen betreft, niet de programma's vast te stellen ter vermindering van de verontreiniging en tot vaststelling van kwaliteitsdoelstellingen voor het water, is het Koninkrijk België niet de verplichtingen nagekomen die op hem rusten krachtens artikel 7 van richtlijn 76/464/EEG van de Raad van 4 mei 1976 betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd²⁰⁵.

De VMM kreeg daarna van de Minister bevoegd voor Leefmilieu de opdracht om een Reductieprogramma op te stellen binnen de door de Commissie gestelde deadline van 18 maanden. De andere Gewesten stelden geen reductieprogramma op. Dus in juli 2000 was Vlaanderen het enige Gewest dat haar reductieprogramma kon voorleggen aan de Commissie. De Commissie keurde dit reductieprogramma goed maar stelde toch een tweede inbreukprocedure in. Doordat er geen Belgisch reductieprogramma kon worden voorgeld, was België nog steeds in overtreding met Richtlijn 76/464/EEG (vervangen door Richtlijn 2006/11/EG). Een tweede veroordeling van het Hof van Justitie kan uitmonden in een straf of een *lump sum*²⁰⁶.

Na de goedkeuring van het Vlaams Milieubeleidsplan 2003-2007, kreeg VMM de opdracht om tegen 19 juni 2005 een geactualiseerd reductieprogramma op te stellen²⁰⁷. Op 23 oktober 2005 (d.i. een jaar te laat) keurde de Vlaamse minister van Openbare Werken, Energie, Leefmilieu en Natuur het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 goed²⁰⁸. In het Belgisch Staatsblad van 25 november 2005 werd een uittreksel van het reductieprogramma gepubliceerd²⁰⁹. Doel van het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 is het volgende:

Het Reductieprogramma kadert de diverse elementen van het beleid gevaarlijke stoffen in het oppervlaktewater op Vlaams niveau. Het geeft aan welke (bestaande) principes en instrumenten dienen uitgebouwd of ingezet te worden en op welke manier dit hoort te

²⁰⁵ Arrest van het Hof van Justitie (Zesde kamer) van 21 januari 1999.

²⁰⁶ Nugent, 2003; VMM, 2005.

²⁰⁷ VMM, 2005.

²⁰⁸ Besluit van 23 oktober 2005.

²⁰⁹ (<http://www.mina.be/amv.html>).

*gebeuren. Het Reductieprogramma vormt een verplichte invalshoek en handleiding voor alle hierbij betrokken diensten en administraties van de Vlaamse overheid*²¹⁰.

VMM besloot om het reductieprogramma niet alleen op te stellen voor de 132 kandidaat-Lijst I-stoffen van Richtlijn 76/464/EEG maar ook voor de stoffen van de Kaderrichtlijn Water en de stoffen uit de nog goed te keuren dochterrichtlijn van de KRW²¹¹. Er werd dus een basislijst opgesteld met daarop de stoffen van de verschillende Richtlijnen. Deze basislijst werd opgenomen in Bijlage 8. Atrazine staat op deze lijst.

Het reductieprogramma stelt dat voor elke stof of stofgroep van deze lijst er een MKN moet worden vastgesteld. Hiervoor moet er in 2006 een ontwerp van een besluit tot aanpassing van de basiskwaliteitsnormen voor het compartiment water worden voorgelegd aan de Vlaamse Regering. VMM is aangesteld als verantwoordelijke administratie voor de voorbereiding van het ontwerp en de opvolging ervan²¹². Dit ontwerpbesluit werd nog niet goedgekeurd en is niet raadpleegbaar. Voor atrazine bestaat er al een milieukwaliteitsnorm voor oppervlaktewater.

Verder analyseert het Reductieprogramma het vergunningsstelsel. Het vergunningsstelsel is afgestemd op de MKN zoals de Richtlijn 2006/11/EG verplicht²¹³:

- het lozen van een gevaarlijke stof in concentraties lager dan de MKN is toegelaten als men mag lozen
- maar het lozen van een gevaarlijke stof in concentraties hoger dan de MKN moet specifiek toegelaten zijn in de vergunning.

Het Reductieprogramma stelt dat het vergunningsproces moet verduidelijkt en gestroomlijnd worden. Dit dient te gebeuren via drie sporen:

- Spoor één: aanpassing van VLAREM (hiervoor is afdeling Milieuvergunningen van AMINAL verantwoordelijk),
- Spoor twee: algemeen kader voor de beoordeling van een concrete lozing van bedrijfsafvalwater met gevaarlijke stoffen (regels zijn uitgewerkt in het Reductieprogramma)
- Spoor drie: VMM moet de vergunningsverlenende overheden (gemeenten, provincies, minister) en Afdeling Milieuvergunningen jaarlijks te informeren welke milieuvergunningen prioritair toe zijn aan een 4-jaarlijks onderzoek²¹⁴.

²¹⁰ VMM, 2005.

²¹¹ VMM, 2005.

²¹² VMM, 2005.

²¹³ Richtlijn 2006/11/EG, artikel 6.

²¹⁴ VMM, 2005.

4.4. Anthraceen

4.4.1. Europees Beleid

Richtlijn 2006/11/EG betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd

Deze Richtlijn vervangt Richtlijn 76/464/EEG en werd reeds besproken in het onderdeel inventarisatie. Anthraceen staat op de lijst van 132 kandidaat-Lijst I-stoffen (Zwarte-lijststof)²¹⁵. Dit betekent dat de verontreiniging door het lozen van deze stof volledig moet worden stopgezet²¹⁶. Deze Richtlijn wordt omgezet in Vlaamse wetgeving via Vlarem I en het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 (zie Vlaams beleid).

Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

Op de lijst van prioritaire stoffen van de Kaderrichtlijn Water (zie inventarisatie) wordt anthraceen ingedeeld bij de subcategorie prioritaire gevaarlijke stoffen. De stofgroep PAKs behoort ook tot die subcategorie. De lijst werd ook opgenomen in Vlarem 1 Bijlage 2C (zie Vlaams beleid).

Op 17 juli 2006 nam de Europese Commissie een voorstel voor een dochterrichtlijn van de KRW aan met betrekking tot de milieukwaliteitsnormen in water en de prioritaire vervuilende stoffen (zie atrazine). De voorgestelde MKN voor anthraceen zijn:

- jaargemiddelde van 0,1 µg/l in landoppervlaktewater
- jaargemiddelde van 0,1 µg/l in andere oppervlaktewater
- maximaal toelaatbare concentratie van 0,4 µg/l in landoppervlaktewater
- maximaal toelaatbare concentratie van 0,4 µg/l in andere oppervlaktewater²¹⁷.

²¹⁵ Lijst van 132 stoffen (zwarte lijst) in Kluwer, 2003.

²¹⁶ Richtlijn 2006/11/EG.

²¹⁷ Voorstel voor een Richtlijn inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG.

Verordening 793/93/EEG van 29 maart 1993 inzake beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen

De Verordening voorziet een regeling voor de beoordeling en beperking van de risico's van bestaande chemische stoffen (zie REACH). Anthraceen staat op de derde lijst met prioritaire stoffen opgesteld door de Europese Commissie. Deze lijst werd vastgesteld bij Verordening 143/97/EG²¹⁸. Griekenland werd aangesteld als rapporteur voor anthraceen. Dit wil zeggen dat Griekenland verantwoordelijk is voor de beoordeling van de stof en dus voor het opstellen van een *Risk Assessment Report* (RAR).

Dit RAR voor anthraceen wordt momenteel opgesteld en bevindt zich in het laatste stadium. De *Final RAR* was af op 13 juli 2005 en werd op 2 augustus 2005 naar de *European Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and Environment* (CSTEE) verstuurd. Op 27 januari schreef het CSTEE 2006 haar opinie over het RAR. Het laatste stadium van het RAR is de publicatie van het EU-RAR en dit moet nog gebeuren²¹⁹. Enkel het *Draft RAR* en de *Conclusions* zijn al raadpleegbaar op de site van het ECB²²⁰. Belangrijk is dat het RAR enkel de impact van geïsoleerd anthraceen moest bestuderen. Met geïsoleerd anthraceen bedoelt men anthraceen geproduceerd voor commerciële doeleinden. Het RAR vermeldt wel ter illustratie de effecten van niet-geïsoleerd anthraceen, d.i. anthraceen ontstaan door onvolledige verbranding.

Het *Draft RAR* concludeert voor de risico's voor arbeiders dat er nood is om de risico's te beperken. Verder bestaat daar niet genoeg informatie over en is er dus nood aan bijkomend onderzoek. In verband met risico's voor de consument en de mens blootgesteld via het milieu besluit het *Draft RAR* dat er geen nood is aan verder informatie. Over de risico's voor het milieu zwijgt het *Draft RAR* in alle talen in zijn conclusie. Het *Final RAR* is nog niet beschikbaar. Indien in de uiteindelijke conclusie staat dat de voor anthraceen verdere risicoreducerende maatregelen nodig zijn, moet er een reductiestrategie worden ontwikkeld. Richtlijn 76/769/EEG over de beperkingen van het op de markt brengen en het gebruik van gevaarlijke stoffen is één van de wettelijke kaders die kan gebruikt worden om de risico's te beheersen²²¹.

²¹⁸ Verordening 143/97/EG.

²¹⁹ EU Risk Assessment Tracking System: (http://ecb.jrc.cec.eu.int/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/EURATS/RAR_STATUS/eurats_MS_316.pdf).

²²⁰ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int/esis/index.php?PGM=ora>).

²²¹ (<http://ecb.jrc.cec.eu.int/existing-chemicals>).

4.4.2. Federaal Beleid

1) PRODUCTNORMEN VOOR AUTO'S

Het verkeer is een emissiebron van PAKs. Er bestaan reeds productnormen voor auto's zoals uitstootlimieten waaraan alle Europese autofabrikanten zich moeten houden. Deze emissiegrenzen noemt men de EURO-normen. Europese Richtlijnen stelden limieten aan de uitstoot door benzine- en diesellootvoertuigen van koolstofmonoxide, onverbrande koolwaterstof, stikstofdioxide en roetdeeltjes (uit dieselmotoren). Deze uitstootnormen werden al verschillende keren verstrengt²²². Momenteel geldt de Euro4norm vastgelegd in Richtlijn 98/69/EG van het Europees Parlement en de Raad van 13 oktober 1998 met betrekking tot maatregelen tegen luchtverontreiniging door emissies van motorvoertuigen en tot wijziging van Richtlijn 70/220/EEG van de Raad²²³. Deze uitstootnormen bestaan echter nog niet voor de PAK-uitstoot. De federale overheid heeft de bevoegdheid om productnormen in te stellen en zou dus een uitstootnorm voor PAKs kunnen opleggen. Nochtans is het Belgische beleidsniveau in verband met uitstootnormen van auto's niet het beste beleidsniveau. Aangezien er al een wettelijk kader voor uitstootnormering bestaat op Europees niveau is het efficiënter om deze regelgeving uit te breiden naar PAKs. Verder moet opgemerkt worden dat de meeste bestaande federale productnormen ter bescherming van het milieu de uitvoering van Europese regelgeving zijn.

2) PRODUCTNORMEN VOOR KACHELS EN VERWARMINGSTOESTELLEN

PAKs ontstaan door onvolledige verbranding van hout²²⁴. Een kachel waarin hout wordt verbrand heeft een emissie van gemiddeld 13 mg/kg anthraceen²²⁵. In België is er geen keuring verplicht voor kachels en verwarmingstoestellen. Vroeger bestond er wel een Belgische norm en een BENOR-merk. Vandaag maken de producenten gebruik van buitenlandse normen en keuringstellingen.

De studie *Emissie van dioxines en PAKs door gebouwenverwarming met vaste brandstoffen* van het VITO wijst op de voordelen en de beperkingen van het invoeren van een systeem van normering en keuring voor kachels. De voordelen van het keuren van kachels zijn lagere emissies en hoger thermisch rendement. Maar een systeem van normering heeft ook nadelen. De normen hebben alleen betrekking op nieuwe kachels. Het oude kachelbestand wordt maar

²²² (http://portal.health.fgov.be/portal/page?_pageid=56,3118388&_dad=portal&_schema=PORTAL).

²²³ Richtlijn 98/69/EG.

²²⁴ VITO, 2000.

²²⁵ VITO, 2000.

langzaam vervangen. Bovendien kost het keuren van een kachel heel wat geld voor de producent waardoor een gekeurde kachel het gevaar loopt om aanmerkelijk duurder te worden dan een niet-gekeurde kachel. De enige oplossing hiervoor is de keuring voor kachels verplicht maken. Er bestaan momenteel geen Belgische keuringstellingen en VITO meent dat het Belgisch Instituut voor Normalisatie te slecht functioneert om die taak op zich te nemen²²⁶. Het is de bevoegdheid van de federale overheid om kachels verplicht te onderwerpen aan type-keuringen.

4.4.3. Vlaams Beleid

MILIEUKWALITEITSNORMEN IN VLAREM II

MKN voor oppervlaktewater zijn opgenomen in Vlarem II. Voor de stofgroep PAKs (waaronder anthraceen) in oppervlaktewater werd er een grenswaarde vastgesteld: de mediaan van het totaal moet kleiner zijn dan of gelijk aan 100 ng/l. De mediaan wordt berekend van de gemeten concentraties van één kalenderjaar²²⁷.

ALGEMENE MILIEUVOORWAARDEN VOOR INGEDEELDE INRICHTINGEN VLAREM II

VLAREM II verplicht vergunningsplichtige inrichtingen, in het hoofdstuk algemene milieuvoorwaarden, een emissiejaarverslag als deelverslag van het milieujaarverslag op te stellen voor PAKs wanneer de emissies geloosd in de omgevingslucht de drempelwaarde van 4kg PAKs per jaar overschrijden. Anthraceen wordt daarbij uitdrukkelijk vermeld als een van de belangrijkste PAKs. Een emissiejaarverslag is eveneens verplicht voor vergunningsplichtige inrichtingen wanneer de emissies geloosd in de riolering of de waterloop de drempelwaarde van 0,10 µg/l of 0,5 kg PAKs per jaar overschrijden²²⁸. De voorgaande PAK-norm voor lucht is even belangrijk als die voor water door de depositie van PAKs in het oppervlaktewater.

Voor het wegverkeer zijn er geen PAK-normen. De lancering van nieuwe technologie van voertuigen heeft wel een positieve invloed op de PAK-uitstoot²²⁹.

²²⁶ VITO, 2000.

²²⁷ VLAREM II, Bijlage 2.3.1.

²²⁸ VLAREM II, Art. 4.1.8.1.; Art. 4.1.8.2. en Bijlage 4. 1.8.

²²⁹ MIRA 2006c.

EXPLOITATIEVOORWAARDEN VAN VLAREM I

In de Vlaamse wetgeving werden de Zwarte en Grijs Lijst van Richtlijn 2006/11/EG en de lijst van prioritair stoffen van de KRW (zie Europees beleid) opgenomen in Vlarem I als Bijlage 2C Lijst van gevaarlijke stoffen voor lozing in aquatisch milieu. Voor bedrijven die afvalwater lozen met een van die gevaarlijke stoffen, geldt een speciale regelgeving. Deze werd uiteengezet in het vorige deel over atrazine²³⁰.

In Bijlage 1 van VLAREM I worden verbrandingsinrichtingen waarin afvalstoffen worden verwerkt ingedeeld in rubriek 2.3.4. Hieruit volgt dat ze steeds een milieuvergunning nodig hebben. Het verbranden van afval is dus steeds een milieuvergunningsplichtige activiteit. Onder deze rubriek wordt echter een uitzondering gemaakt. Het verbranden van onbehandeld stukhout voor de verwarming van woonverblijven en werkplaatsen in houtkachels met een maximale nominale capaciteit van 50 kg per uur is geen inrichting voor de verwerking van afvalstoffen²³¹. Hiervoor is dus geen milieuvergunning noodzakelijk.

VLAREM II verbiedt het verbranden van afvalstoffen in open lucht tenzij het gaat om plantaardige afvalstoffen afkomstig van het onderhoud van tuinen, de ontbossing of ontginning van terreinen of van eigen bedrijfslandbouwkundige werkzaamheden²³². hiervoor moet geen milieuvergunning worden aangevraagd. Dit is echter in tegenspraak met VLAREM I dat de algemene regel vaststelde dat het verbranden van afval steeds een milieuvergunningsplichtige activiteit is (tenzij die ene uitzondering). De studie *Emissie van dioxines en PAKs door gebouwenverwarming met vaste brandstoffen* van VITO stelt dat deze inconsistentie enkel kan worden opgelost door de wetgeving aan te passen en door het verbranden van plantaardige afvalstoffen slecht onder strikte voorwaarden toe te laten²³³.

VLAAMS MILIEUBELEIDSPLAN

Het Vlaams Milieubeleidsplan 2003-2007, goedgekeurd door de Vlaamse regering op 19 september 2003, stelt als middellange termijn doelstelling een reductie van de emissies van PAKs naar de lucht tot maximaal 192 ton tegen 2010 vast. Deze doelstelling wordt echter al sinds 1995 gehaald. De keuze van 192 ton is echter gebaseerd op foute inschatting van de PAK-emissies van het referentiejaar 1990, nl. 535 ton/jaar terwijl met de huidige gegevens slecht 282 ton/jaar geschat wordt²³⁴.

²³⁰ Vlarem I, Bijlage 2C; Carette 2006a; Kluwer, 2003.

²³¹ VLAREM I, Art. 5.2.3.1.2. en Bijlage 1, Art. 2.3.4.

²³² VLAREM II, Art 4.4.11.

²³³ VITO, 2000.

²³⁴ MIRA, 2006c; Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 2004.

REDUCTIEPROGRAMMA GEVAARLIJKE STOFFEN 2005

Anthraceen staat op de basislijst van het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 (zie Vlaams Beleid atrazine). Voor anthraceen moet er dus een MKN worden vastgesteld²³⁵. Op dit moment bestaat er enkel normen voor de stofgroep PAKs (zie normen VLAREM II).

ANDERE OPLOSSINGEN

Betere technologieën zijn belangrijk voor de reductie van de PAK-emissies: de VMM wijst op de nood aan energiezuinige processen, verbeterde verbrandingstechnologie voor vloeibare en vaste brandstoffen en end-of-pipe-technieken. Wegverkeer en gebouwenverwarming veroorzaken een groot deel van de PAK-emissies. De driving forces hiervan zijn de mobiliteitsevolutie en de welvaart²³⁶. Hier hebben beleidsmakers de mogelijkheid om het probleem van de PAK-uitstoot aan te pakken aan de bron via maatschappelijk debat. Door middel van de sociale beleidsinstrumenten informatieverstrekking, voorlichting en sensibilisering kunnen beleidsmakers proberen de kennis en het inzicht van de burger te vergroten en het gedrag te veranderen²³⁷. De studie *Emissie van dioxines en PAKs door gebouwenverwarming met vaste brandstoffen* van VITO doet een voorstel voor de inhoudelijke aspecten van een sensibiliseringscampagne. Een dergelijk campagne moet gaan over:

- aanbevelingen bij de aanschaf van een kachel of openhaard (vb. let bij de aankoop of de installatie mogelijkheden biedt om de luchtverontreiniging te verminderen zoals een katalysator)
- aanbevelingen bij het stoken met een kachel of openhaard (vb. een houtvuur wordt best aangemaakt met aanmaakblokjes i.p.v. vloeibare stoffen zoals brandspiritus)²³⁸.

²³⁵ VMM, 2005.

²³⁶ MIRA, 2006c.

²³⁷ Loots, 2006.

²³⁸ VITO, 2000.

4.5 Nonylfenol

4.5.1. Europees Beleid

Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

Nonylfenol is een van de stoffen op de lijst van prioritaire stoffen van de Kaderrichtlijn Water. Bovendien werd nonylfenol geïdentificeerd als een prioritaire gevaarlijke stof.

In haar voorstel van 17 juli 2006 voor een dochterrichtlijn van de KRW met betrekking tot de milieukwaliteitsnormen in water en de prioritaire vervuilende stoffen stelt de Europese Commissie voor de prioritaire stoffen twee soorten milieukwaliteitsnormen voor: het jaarlijkse gemiddelde en de maximaal toelaatbare concentratie (zie beleid atrazine). De voorgestelde MKN voor nonylfenol zijn:

- jaargemiddelde van 0,3 µg/l in landoppervlaktewateren
- jaargemiddelde van 0,3 µg/l in andere oppervlaktewateren
- maximaal toelaatbare concentratie van 2 µg/l in landoppervlaktewateren
- maximaal toelaatbare concentratie van 2 µg/l in andere oppervlaktewateren²³⁹.

Verordening 793/93/EEG inzake beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen.

De Verordening voorziet een regeling voor de beoordeling en beperking van de risico's van bestaande chemische stoffen (zie REACH). Nonylfenol staat op de tweede lijst met prioritaire stoffen. Deze lijst werd vastgesteld bij Verordening 2268/95/EG²⁴⁰. Groot-Brittannië was de rapporteur voor nonylfenol en stelde dus het RAR op. Op 1 september 1999 had Groot-Brittannië het *Final RAR* voltooid. Op 27 juni 2002 werd het EU-RAR voor nonylfenol gepubliceerd²⁴¹. Het RAR concludeerde voor de risico's in de categorie gezondheid:

- voor arbeiders (productie van nonylfenol en gebruik van nonylfenol als tussenproduct en speciale verven): conclusie iii: er is nood om de risico's te beperken.
- voor consument: conclusie ii: er is geen nood aan verdere informatie en risicoreductie

²³⁹ Voorstel van 17 juli 2006, Bijlage 1.

²⁴⁰ Verordening 2268/95/EG.

²⁴¹ (http://ecb.jrc.cec.eu.int/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/EURATS/RAR_STATUS/eurats_MS_017A.pdf).

- voor mens blootgesteld via het milieu: conclusie i: er is nood aan extra informatie over de emissie van bedrijven die nonylfenol produceren of gebruiken om de schattingen in verband met blootstelling lokale oorsprongen te kunnen verfijnen.

Voor de categorie milieu:

- aquatische milieu: conclusie iii voor het oppervlaktewater: er is nood aan risicovermindering en conclusie i voor sediment: er is nood aan extra informatie en testen
- terrestrische milieu: conclusie iii: nood aan risicovermindering
- atmosfeer: conclusie ii: er is geen nood aan verdere informatie en risicoreductie
- secundaire vergiftiging: conclusie iii: er is nood aan risicovermindering
- micro-organismen van rioolwaterzuiveringsinstallaties: conclusie ii: er is geen nood aan verdere informatie en risicovermindering²⁴².

Uit het RAR bleek dus dat het milieurisico van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten gereduceerd moest worden en er dus een reductiestrategie moest worden ontwikkeld door de Europese Commissie²⁴³. De conclusies van het RAR werden samen met de reductiestrategie van de Europese Commissie gepubliceerd in het *Official Journal of the European Union*²⁴⁴. De Europese Commissie beval alle sectoren die nonylfenol importeren, produceren, transporteren, opslaan, gebruiken, verkopen of terugwinnen aan rekening te houden met de resultaten van de risico-evaluatie en de strategie om de risico's te reduceren te implementeren. De Commissie raadde aan om het op de markt brengen en gebruik van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten in een aantal sectoren te beperken bijvoorbeeld industriële reiniging, textielbewerking, lederbewerking, ... Verder moesten er volgens de Commissie bijkomende maatregelen voor nonylfenol en nonylfenoethoxylaten worden genomen o.a. in verband met de preventie van vervuiling voor de volgende sectoren:

- *productie van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten,*
- *gebruik van nonylfenoethoxylaten in de syntetische bereiding van andere chemicaliën,*
- *gebruik van nonylfenoethoxylaten in de emulsiëpolymerisatie in het bijzonder het gebruik van acryl esters voor speciale coatings, adhesieven en vezel verbindingen,*
- *gebruik van nonylfenol voor de productie van fenol/formaldehyde harsen,*

²⁴² European Chemicals Bureau, 2002.

²⁴³ (http://ec.europa.eu/environment/chemicals/exist_subst/risk_redu.htm).

²⁴⁴ Aanbeveling van de Commissie 2001/838/EC.

- *gebruik van nonylfenol voor de productie van andere stabilisatoren voor plastic*²⁴⁵.

Richtlijn 2003/53/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 juni 2003 houdende zesentwintigste wijziging van Richtlijn 76/769/EEG van de Raad betreffende beperkingen op het in de handel brengen en het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten (nonylfenol, nonylfenoethoxylaet en cement).

In de reductiestrategie betreffende nonylfenol raadde de Commissie aan om het op de markt brengen en gebruik van nonylfenol en nonylfenoethoxylaten in een aantal sectoren te beperken²⁴⁶. Het wettelijk kader om dit te verwezenlijken is **Richtlijn 76/769/EEG** van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen der Lidstaten inzake de beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten. Bijlage I van deze Richtlijn bevat de stoffen die onder de bepalingen van de Richtlijn vallen en de opgelegde beperkingen op het in de handel brengen en gebruik individueel bepaald voor elk van die stoffen. Nieuwe stoffen kunnen aan de bijlage worden toegevoegd door middel van een voorstel aan de Raad en het Europees Parlement om de Richtlijn te wijzigen²⁴⁷. Door Richtlijn 2003/53/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 juni 2003 houdende zesentwintigste wijziging van Richtlijn 76/769/EEG van de Raad betreffende beperkingen op het in de handel brengen en het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten (nonylfenol, nonylfenoethoxylaet en cement) kwamen nonylfenol en nonylfenoethoxylaet met bijhorende beperkingen op Bijlage I te staan:

Nonylfenol en nonylfenoethoxylaet mogen niet als verbinding of bestanddeel van preparaten in de handel worden gebracht of worden gebruikt in concentraties van 0,1 % (g/g) of meer voor de volgende toepassingen:

1. industriële en institutionele reiniging, behalve:

- chemische reiniging in gecontroleerde gesloten systemen met recycling of verbranding van het wasmiddel;

- reiniging in systemen waarbij het wasmiddel in een speciale behandeling wordt gerecycled of verbrand;

2. huishoudelijke reiniging;

3. textiel- en leerbewerking, behalve:

²⁴⁵ Commission Recommendation 2001/838/EC.

²⁴⁶ Commission Recommendation 2001/838/EC.

²⁴⁷ (http://ec.europa.eu/enterprise/chemicals/legislation/markrestr/index_en.htm).

- bewerking zonder lozing in afvalwater;
- bewerking in systemen waarbij de organische fractie in een speciale behandeling volledig uit het proceswater wordt verwijderd vóór het afvalwater biologisch wordt behandeld (ontvetting van schapenvachten);
- 4. emulgatoren in spendippers voor landbouwgebruik;
- 5. metaalbewerking, behalve:
 - in gecontroleerde gesloten systemen met recycling of verbranding van het wasmiddel;
- 6. vervaardiging van pulp en papier;
- 7. cosmetica;
- 8. andere persoonlijke verzorgingsproducten, behalve:
 - spermiciden;
- 9. co-formulanten in gewasbeschermingsmiddelen en biociden²⁴⁸.

Richtlijn 2005/80/EG van de Commissie van 21 november 2005 tot wijziging van Richtlijn 76/768/EEG van de Raad inzake cosmetische producten met het oog op de aanpassing van de bijlagen II en III aan de technische vooruitgang.

Richtlijn 76/768/EEG van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wetgevingen der lidstaten inzake cosmetische producten. Het doel van deze Richtlijn is de bescherming van de volksgezondheid door het opstellen van regelgeving over de samenstelling, etikettering en verpakking van cosmetische producten. Bijlage II van deze Richtlijn is een lijst met stoffen die niet in cosmetische producten mogen voorkomen²⁴⁹. De Lidstaten moeten alle cosmetische producten die stoffen van Bijlage II bevatten verbieden. Nonylfenol werd door Richtlijn 2005/80/EG aan Bijlage II toegevoegd²⁵⁰. Deze Richtlijn is dus strenger dan de Richtlijn 2003/53/EG, deze liet namelijk een concentratie van 0,1 % (g/g) toe.

²⁴⁸ Richtlijn 2003/53/EG, Bijlage 1.

²⁴⁹ (<http://europa.eu/scadplus/leg/en/lvb/l21191.htm>); Richtlijn 76/768/EEG.

²⁵⁰ Richtlijn 2005/80/EG.

Richtlijn 91/414/EEG van de Raad van 15 juli 1991 betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen.

De Richtlijn regelt de procedures en criteria voor de toelating voor het op de markt brengen van pesticiden in de lidstaten. De Europese Commissie oordeelt over het al of niet toelaten van werkzame stoffen. Toegelaten werkzame stoffen staan op Bijlage I van deze Richtlijn (zie atrazine). In de **Verordening 2076/2002/EG van de Commissie van 20 november 2002 houdende verlenging van de in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad bedoelde termijn en betreffende de niet-opneming van bepaalde werkzame stoffen in bijlage I bij die richtlijn en de intrekking van toelatingen voor gewasbeschermingsmiddelen die deze stoffen bevatten** bepaalde de Commissie dat nonylfenoethoxylaat niet werd opgenomen in Bijlage I van Richtlijn 91/414/EEG. Artikel 2 van de Richtlijn bepaalt dat de Lidstaten de toelatingen voor gewasbeschermingsmiddelen die nonylfenoethoxylaat bevatten uiterlijk op 25 juli 2003 moesten worden ingetrokken²⁵¹. Deze Richtlijn is ook strenger dan de Richtlijn 2003/53/EG, deze liet namelijk een concentratie van 0,1 % (g/g) toe.

4.5.2. Federaal Beleid

Richtlijn 2003/53/EG werd in België omgezet via het Koninklijk Besluit van 15 juli 2004 tot wijziging van het koninklijk besluit van 25 februari 1996 tot beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten. Dit KB nam de tekst van de Richtlijn letterlijk over. Het trad in werking op 17 januari 2005²⁵².

Door Verordening 2076/2002/EG, moest het Erkenningscomité uiterlijk op 25 juli 2003 de erkenning van alle bestrijdingsmiddelen die nonylfenoethoxylaat bevatten, intrekken. Zo werd de erkenning van het handelsproduct Rubigan 4 (nr. 7428/B) niet verlengd door het Erkenningscomité omdat er nonylfenol inzit. Sinds het vervallen van de erkenning op 20 april 2005 mocht Rubigan 4 (nr. 7428/B) niet meer verkocht worden. Het gebruik van bestaande voorraden werd nog toegelaten tot 20 oktober 2005²⁵³.

²⁵¹ Verordening 2076/2002/EG.

²⁵² Koninklijk besluit van 15 juli 2004.

²⁵³ Site van Fyto Bedrijf België Internationaal: (<http://www.fbfi.be/Persberichten%202005.htm>).

Richtlijn 2005/80/EG werd omgezet via het Koninklijk Besluit van 10 juni 2006 tot wijziging van het koninklijk besluit van 15 oktober 1997 betreffende cosmetica. De tekst van de Richtlijn werd letterlijk overgenomen²⁵⁴.

Een andere mogelijke oplossing is het opleggen van vervangstoffen voor nonylfenol en nonylfenoethoxylaten. Dit is een bevoegdheid van de federale regering (productnormen). Tijdens de medebeslissingsprocedure over Richtlijn 2003/53/EG vroeg het Europees Economisch en Sociaal Comité aan de betrokken sectoren en wetenschappers of vervangstoffen bestonden. Er werd geconcludeerd dat:

nonylfenoethoxylaten konden vervangen worden door alcoholethoxylaten (niet-ionogene oppervlakteactieve stoffen) of lineair alkylbenzeensulfonaat, alkylsulfonaat, alcohol-ethersulfaat (anionogene oppervlakteactieve stoffen) of betaines (amfotere oppervlakteactieve stoffen). Maar het nadeel aan deze oppervlakteactieve stoffen is dat ze moeilijker te produceren zijn, vooral in de pure vorm. Om dezelfde eigenschappen als die van nonylfenoethoxylaten te krijgen, moet de industrie soms verschillende oppervlakteactieve stoffen gebruiken, waardoor de kosten stijgen.

Volgens de woordvoerder van de CEFIC (Europese Raad voor de Chemische Industrie) kunnen nonylfenoethoxylaten wel bij bepaalde, maar niet alle toepassingen vervangen worden²⁵⁵.

4.5.3. Vlaams Beleid

MILIEUKWALITEITSNORMEN IN VLAREM II

MKN voor oppervlaktewater zijn opgenomen in Vlarem II. Voor de stofgroep fenolen in oppervlaktewater werd er een absolute grenswaarde vastgesteld: *een oppervlaktewater wordt geacht te voldoen aan de A-grenswaarde indien 90 % van de metingen binnen één kalenderjaar voldoen aan deze grenswaarde. Van de 10 % monsters die niet conform zijn mag het water met niet meer dan 50 % afwijken van de grenswaarde.* De absolute grenswaarde voor fenolen werd vastgesteld op een concentratie die gelijk aan of kleiner dan 40 µg/l is²⁵⁶. Voor de stofgroep niet-ionische en kationische oppervlakteactieve stoffen is de

²⁵⁴ Koninklijk Besluit van 10 juni 2006.

²⁵⁵ Advies van het EESC van 26 maart 2003.

²⁵⁶ VLAREM II, Bijlage 2.3.1.

norm dat de mediaanconcentratie kleiner moet zijn dan 1000 µg/l. De mediaan wordt berekend van de gemeten concentraties van één kalenderjaar²⁵⁷.

ALGEMENE EN SECTORALE MILIEUVOORWAARDEN VOOR INGEDEELDE INRICHTINGEN VLAREM II

VLAREM II verplicht vergunningsplichtige inrichtingen, in het hoofdstuk sectorale milieuvoorwaarden in verband met het lozen van afvalwater, een emissiejaarverslag op te stellen voor fenol wanneer de emissies geloosd in de omgevingslucht de drempelwaarde van 100 kg fenol per jaar overschrijden. Een emissiejaarverslag is eveneens verplicht voor vergunningsplichtige inrichtingen wanneer de emissies geloosd in de riolering of de waterloop de drempelwaarde van 40 µg/l of 40kg fenolen per jaar overschrijden²⁵⁸.

Vlarem II stelt sectorale lozingsvoorwaarden voor bedrijfsafvalwater vast. Voor verschillende sectoren werd voor de stofgroep fenolen een maximumwaarde vastgesteld. Cokesfabrieken mogen bijvoorbeeld maximum 1,0 mg/l fenolen lozen als ze lozen in oppervlaktewater maar mogen 750 mg/l fenolen lozen wanneer ze lozen in de riolering. Petrochemische bedrijven mogen 3 mg/l fenolen lozen in oppervlaktewater en 250 mg/ fenolen lozen in de riolering²⁵⁹.

De bepalingen van Richtlijn 2003/53/EG werden opgenomen in VLAREM II in het hoofdstuk algemene milieuvoorwaarden voor ingedeelde inrichtingen. Onder de subtitel gebruik van gevaarlijke stoffen staan de beperkingen qua in de handel brengen en gebruik van nonylfenol en nonylfenoethoxylaat opgelegd door Richtlijn 2003/53/EG²⁶⁰.

EXPLOITATIEVOORWAARDEN VAN VLAREM I

In de Vlaamse wetgeving werden de lijst van prioritaire stoffen van de KRW(zie Europees beleid) opgenomen in Vlarem I als Bijlage 2C Lijst van gevaarlijke stoffen voor lozing in aquatisch milieu. Voor bedrijven die afvalwater lozen met een van die gevaarlijke stoffen, vb. nonylfenol geldt een speciale regelgeving. Deze werd uiteengezet in het deel over atrazine²⁶¹.

²⁵⁷ VLAREM II, Bijlage 2.3.1.

²⁵⁸ VLAREM II, Art. 4.1.8.1.; Art. 4.1.8.2. en Bijlage 4. 1.8.

²⁵⁹ VLAREM II, Bijlage 5.3.2.

²⁶⁰ VLAREM II, Art. 4.1.11.7.

²⁶¹ Vlarem I, Bijlage 2C: Carette 2006a; Kluwer, 2003.

REDUCTIEPROGRAMMA GEVAARLIJKE STOFFEN 2005

Nonylfenol staat op de basislijst van het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005 (zie Vlaams Beleid atrazine). Voor 4-nonylfenol moet er dus een MKN worden vastgesteld²⁶². Op dit moment bestaat er enkel normen voor de stofgroep fenolen (zie normen VLAREM II).

²⁶² VMM, 2005.

4.6. Besluit

De Europese regelgeving inzake chemische stoffen zal in de komende jaren grondig veranderen. REACH is vernieuwde aanpak van chemische stoffen waardoor registratie, evaluatie en autorisatie worden geïntegreerd. Voordien bestond voor deze componenten aparte wetgeving. REACH zorgt ervoor dat fabrikanten zelf moeten aantonen dat de stoffen die ze produceren niet schadelijk zijn voor de gezondheid en het milieu. REACH is preventief beleid: nieuwe stoffen worden nog voor ze op de markt komen geëvalueerd. Nieuwe milieuschadelijke stoffen zullen niet meer op de markt kunnen gebracht worden.

Het bestaande Europese beleid blijft echter nog zeer belangrijk totdat REACH volledig in werking is getreden en volledig geïmplementeerd is.

Het Europees beleid rond chemische stoffen kan men indelen in een drie groepen:

- Ten eerste is er de milieuregelgeving om de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren (KRW en Richtlijn 2006/11/EG). Deze regelgeving stelt lijsten op met prioritaire stoffen waarvoor dringend reductie of stopzetten van lozingen nodig is.
- Ten tweede is er de ondernemingsregelgeving rond gevaarlijke stoffen: Verordening 793/93/EEG risicoanalyse van de bestaande stoffen (voltooid voor nonylfenol, aan de gang voor anthraceen) en Richtlijn 76/769/EEG die beperkingen op gebruik en op de markt brengen oplegt (voorbeeld nonylfenol).
- Ten derde is er de regelgeving rond gewasbeschermingsmiddelen (Richtlijn 91/414/EEG). Gewasbeschermingsmiddelen die te schadelijk zijn voor het milieu worden door de Richtlijn verboden (voorbeeld atrazine).

Het Belgische federale beleid rond chemische stoffen bestaat voornamelijk uit het vaststellen van productnormen. Deze productnormen zijn de uitvoering van Europese regelgeving (erkenning gewasbeschermingsmiddelen, omzetting beperkingen in verband met nonylfenol). Waar geen Europese regelgeving bestaat, zijn er geen Belgische productnormen (anthraceen). Echter het Europese beleidsniveau is het meest efficiënte om productnormen vast te stellen en niet het Belgische beleidsniveau. Indien België strenge normen oplegt voor bepaalde producten en andere Lidstaten van de Europese Unie niet, kan dit tot verstoring leiden van de interne markt.

De MKN van VLAREM II voor oppervlaktewater zijn vooral groepsnormen: een norm voor organochloorpesticiden, PAKs, fenolen, niet-ionische en kationische oppervlakteactieve stoffen. Een groepsnorm geeft echter geen goed beeld van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het is beter om individuele parameters op te stellen voor de verschillende

individuele stoffen. Deze bestaat al voor atrazine, maar nog niet voor anthraceen en nonylfenol. Het reductieprogramma moet hier echter verandering in brengen. Het pleit voor het opstellen van individuele normen voor anthraceen en nonylfenol. De exploitatievoorwaarden van VLAREM I houden rekening met de lijsten van prioritare stoffen van KRW en Richtlijn 2006/11/EG in verband met lozingen in oppervlaktewater. Bedrijven die een van de gevaarlijke stoffen lozen worden vanaf een debiet van 20 m³/u zijn Klasse 1-bedrijven en zijn dus onderhevig aan verplichte bedrijfsinterne milieuzorg.

Er is een verbod ingesteld op gewasbeschermingsmiddelen die atrazine bevatten en er zijn serieuze beperkingen opgelegd aan het gebruik en het in de handel brengen van nonylfenol. Enkel voor anthraceen ontbreekt beleid dat de emissies zal reduceren naar de toekomst toe. Vooral op het gebied van productnormen voor auto's, kachels en verwarmingstoestellen is nog veel mogelijk. Ook de ontwikkeling van nieuwe milieuvriendelijkere technologie bijvoorbeeld energiezuinige processen en verbeterde verbrandingstechnologie kunnen bijdragen aan een reductie van de emissies van anthraceen. Een verdere ontwikkeling van technieken om atrazine, anthraceen en nonylfenol uit het afvalwater te halen is curatieve oplossing, maar onmisbaar totdat grote reducties van de emissies zijn bereikt.

5. Geneesmiddelen en personal care producten

5.1. Inleiding

Geneesmiddelen²⁶³ zijn biologisch actieve stoffen die gemaakt zijn om bij lage concentraties een geneeskundig effect te veroorzaken bij mens en dier. Deze studie toont echter aan dat restanten van geneesmiddelen aangetroffen worden in het oppervlaktewater en ook de schadelijke effecten komen in het hoofdstuk over de toxiciteit duidelijk naar voor. De aandacht voor de verspreiding van geneesmiddelen in het milieu is echter niet navenant en dit blijkt des te meer wanneer de wetgeving omtrent geneesmiddelen bekeken wordt.

De wetgeving in Europa omtrent de milieu-effecten van geneesmiddelen is met name enkel gericht op de regulering van de invoering van nieuwe geneesmiddelen op basis van risico-analyses. Er wordt hierbij een strikt onderscheid gemaakt tussen de regulering van humane geneesmiddelen en geneesmiddelen voor de veterinaire sector. Zowel de wettelijke eisen als de richtlijnen zijn aanzienlijk dwingender voor de invoering van veterinaire geneesmiddelen dan voor de invoering van humane geneesmiddelen²⁶⁴.

Voor personal care producten bestaat er momenteel geen specifieke wetgeving. Deze stoffen zullen echter in de toekomst vallen onder REACH (zie paragraaf 4.2.).

In dit hoofdstuk zal dieper ingegaan worden op het bestaande beleid voor de geneesmiddelen en verder zal er voor de ganse groep van de PPCPs gekeken worden naar alternatieve beleidsopties waarbij de bron wordt aangepakt.

²⁶³ Kiwa, 2004a; Kiwa, 2004b; Derksen et al., 2001; Rijs et al., 2003; RIZA, 2003; Ternes et al., 2006.

²⁶⁴ Ternes et al., 2006.

5.2. Beleid geneesmiddelen

5.2.1. Europese wetgeving

De eerste Europese Richtlijnen voor de analyse van milieurisico's (*Environmental Risk Assessment – ERA*) voor de humane en veterinaire geneesmiddelen dateren uit de jaren negentig²⁶⁵. In 2001 zijn deze Richtlijnen vervangen door nieuwe Richtlijnen²⁶⁶ die vervolgens in 2004 aanzienlijk zijn aangepast²⁶⁷. Ook is er in 2004 een Europese Verordening tot “vaststelling van communautaire procedures voor het verlenen van vergunningen en het toezicht op geneesmiddelen”²⁶⁸ gepubliceerd. Deze nieuwe documenten omvatten ondermeer aanpassingen met betrekking tot de milieu-effecten van humane en veterinaire geneesmiddelen. Deze nieuwe Richtlijnen en Verordening zijn in november 2005 in werking getreden.

Zoals hierboven al is aangegeven, is er een aanmerkelijk verschil tussen de wettelijk voorgeschreven risicoanalyse voor nieuwe veterinaire geneesmiddelen en die voor nieuwe humane geneesmiddelen. Voor nieuwe veterinaire geneesmiddelen moet het risico op ongewenste milieueffecten expliciet in de risico-analyse worden opgenomen, terwijl dit voor nieuwe humane geneesmiddelen niet verplicht is. De introductie op de markt kan voor nieuwe veterinaire geneesmiddelen op grond van ongewenste milieueffecten worden verboden, terwijl dit voor nieuwe humane geneesmiddelen niet mogelijk is²⁶⁹.

De effectiviteit van een eventuele verplichting om voor nieuwe humane geneesmiddelen het risico op ongewenste milieueffecten in de risicoanalyse op te nemen, wordt in de literatuur sterk in twijfel getrokken²⁷⁰. Volgens deze informatie lijkt het praktisch onmogelijk om op productniveau de bescherming van het milieu tegen het gebruik van humane geneesmiddelen te bewerkstelligen. De focus wat betreft risicoreductie kan beter worden gericht op strategieën die verder gaan dan het al dan niet goedkeuren van individuele producten. Strategieën voor de industrie (bijvoorbeeld door milieucriteria in de productontwikkeling expliciet mee te nemen), strategieën voor het publieke domein (bijvoorbeeld het verbieden van het uitrijden van rioolzuiveringsslib over landbouwgrond en het verbeteren van zuiveringstechnologieën), en

²⁶⁵ 93/39/EEG en 90/676/EEG.

²⁶⁶ 2001/83/EG en 2001/82/EG.

²⁶⁷ 2004/27/EG en 2004/28/EG.

²⁶⁸ Verordening 726/2004/EG.

²⁶⁹ Ternes et al., 2006.

²⁷⁰ Ternes et al., 2006.

strategieën voor de medische sector, artsen en patiënten (bijvoorbeeld betere risicocommunicatie of de introductie van een ecolabel)²⁷¹.

5.2.2. EMEA

In 1995 werd het Europees Agentschap voor Geneesmiddelenbeoordeling (*European Medicines Agency* (EMA)) opgericht²⁷². De taak van het EMA is het beoordelen van en toezien op het gebruik van humane- en diergeneesmiddelen in de Europese Unie. Het EMA, gevestigd in Londen, is hoofdzakelijk betrokken bij de registratie van nieuwe geneesmiddelen. Daarnaast geeft het EMA wetenschappelijk advies aan ondernemingen die nieuwe geneesmiddelen ontwikkelen.

De belangrijkste wetenschappelijke comités van het EMA zijn het comité voor geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik (*Committee for Medicinal Products for Veterinary Use*, kortweg CVMP) en het comité voor humane geneesmiddelen (*Committee for Medicinal Products for Human Use*, kortweg CHMP).

Deze comités beoordelen de werkzaamheid en schadelijkheid van geneesmiddelen die worden onderzocht met het oog op een aanvraag van een handelsvergunning.

Zowel het CVMP als het CHMP hebben *Notes for Guidance* (richtsnoeren) opgesteld voor ondersteuning van de producenten van geneesmiddelen met betrekking tot een analyse van milieurisico's (*Environmental Risk Assessment*). Aanvankelijk probeerde men dezelfde richtsnoeren op te stellen voor zowel de humane- als de diergeneesmiddelen. Dit bleek echter te ambitieus en deze aanpak werd stopgezet.

Met betrekking tot diergeneesmiddelen was er wel een grote overeenstemming tussen de lidstaten van de EU en al in 1997 werden de eerste richtsnoeren voor analyse van milieurisico's door de CVMP uitgebracht. Deze richtsnoeren lagen aan de basis van Richtlijn 2001/82/EG. In 2001 en in 2005 zijn deze CVMP richtsnoeren vervangen door de Richtlijnen van de VICH (*International Cooperation on the Harmonization of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products*), voor de gehele Europese Unie.

²⁷¹ Ternes et al., 2006.

²⁷² (<http://www.ema.eu.int/pdfs/general/direct/faqs/FAQnl.pdf>).

Initiële voorstellen voor richtsnoeren voor een analyse van milieurisico's voor de humane geneesmiddelen stuitte op meer protest. Dit heeft vooral te maken met het feit dat de voorstellen afweken van de geaccepteerde methode voor analyse van milieurisico's voor chemicaliën en pesticiden. De voorgestelde richtsnoeren zijn meermalen aangepast, en uiteindelijk in juni 2006 door de CHMP geaccepteerd, met implementatie datum december 2006²⁷³.

Er zijn een aantal verschillen tussen deze richtsnoeren. Fundamenteel verschil is dat een diergeneesmiddel geweigerd kan worden op grond van een analyse van milieurisico's, maar dat dit niet het geval is voor een humaan geneesmiddel. Een citaat uit een van de discussie documenten: "for medicinal products the benefit for humans has relative precedence over any environmental risks"²⁷⁴.

5.2.3. Europese registratieprocedures

Sinds 1995 zit deze risico-analyse voor geneesmiddelen vervat in de Centrale procedure. Geneesmiddelen waarvoor deze procedure is gevolgd en welke positief zijn beoordeeld, ontvangen een handelsvergunning geldend in de gehele Europese Unie. Deze handelsvergunning wordt afgegeven onder verantwoordelijkheid van de Europese Commissie.

Voor het volgen van een Centrale procedure moet een registratiedossier worden ingediend bij het EMEA. Voor een humaan geneesmiddel wordt de balans werkzaamheid / schadelijkheid opgemaakt door het CHMP, en voor een diergeneesmiddel door het CVMP. Het eindoordeel wordt naar de Europese Commissie gestuurd voor definitieve besluitvorming. Normaliter volgt de Europese Commissie de mening van het CHMP / CVMP volledig op. Bij een positief oordeel wordt ook de samenvatting van productkenmerken en de bijsluiter vastgelegd. De afgifte van Europese handelsvergunningen wordt opgenomen in een Europees Register voor geneesmiddelen²⁷⁵.

De procedure dient verplicht te worden gevolgd voor biotechnologisch bereide geneesmiddelen. Voor andere innovatieve producten, zoals producten met een nieuw

²⁷³ EMEA, 2006.

²⁷⁴ Terneset al., 2006.

²⁷⁵ (<http://www.homer.nl/cbg-meb/index.html?taal=nl>).

werkzaam bestanddeel kan een firma zelf kiezen voor het volgen van deze procedure of voor de procedure op basis van Wederzijdse erkenning.

Naast de Centrale procedure zijn er namelijk nog twee Europese registratieprocedures: de Wederzijdse erkenningsprocedure en de Decentrale procedure. Beide registratieprocedures berusten op het principe van erkenning van de beoordeling gedaan door een zogenaamd Referentieland.

In de *Wederzijdse erkenningsprocedure* heeft het Referentieland al een handelsvergunning afgegeven. Op basis van het beoordelingsrapport van het Referentieland wordt de andere lidstaten gevraagd de handelsvergunning inclusief de productspecificatie, de patiëntenbijsluiter en de verpakkingstekst wederzijds te erkennen, tenzij men zwaarwegende bezwaren heeft die als potentieel ernstig risico voor de volksgezondheid worden beschouwd. In die situatie zal verdere discussie plaatsvinden in de *Coördinatiegroep voor Mutual recognition and Decentralised procedures*.

De *Decentrale procedure* kan worden gebruikt om een handelsvergunning in meerderde lidstaten te krijgen als de aanvrager nog in geen enkel land een handelsvergunning heeft gekregen. De aanvrager vraagt één land om Referentieland in de procedure te worden. Het Referentieland circuleert het draft beoordelingsrapport, inclusief commentaar op specificatie, patiëntenbijsluiter en verpakkingsteksten. Vervolgens is er ook een procedure van Wederzijdse erkenning waarin de andere lidstaten in principe de beoordeling van het Referentieland volgen, tenzij men zwaarwegende bezwaren heeft die als potentieel ernstig risico voor de volksgezondheid worden beschouwd. In die situatie zal ook verdere discussie plaatsvinden in de *Coördinatiegroep voor Mutual recognition and Decentralised procedures*. Na een positief besluit over producten in de Wederzijdse erkenning en de Decentrale procedure worden vertalingen van specificatie, bijsluiter en verpakkingsteksten ingestuurd en wordt een nationale handelsvergunning afgegeven.

Een overzicht van alle producten die zijn aanvaard via de Decentrale en Wederzijdse erkenningsprocedure is gepubliceerd in de European Product Index.²⁷⁶

²⁷⁶ (<http://www.cbg-meb.nl/nl/reghoudr/index.htm>).

5.2.4. Federaal Beleid

De wet van 1 mei 2006 houdende herziening van de farmaceutische wetgeving zette een aantal Europese Richtlijnen²⁷⁷ om. Het Koninklijk Besluit van 14 december 2006 betreffende geneesmiddelen voor menselijk en voor diergeneeskundig gebruik vervolledigde deze omzetting (in werking getreden op 1 januari 2007). Deze teksten zijn echter niet louter omzettingen van de Richtlijnen, maar herschrijven tegelijkertijd volledig de oude regelgeving. Het betreft hier met name de wet op de geneesmiddelen uit 1964, het Koninklijke Besluit betreffende de registratie van geneesmiddelen uit 1969, en de omzetting van de Richtlijnen uit 2001. Heel wat besluiten zijn dan ook vervangen door deze nieuwe wetgeving²⁷⁸.

Het Koninklijk Besluit van 14 december 2006 verwijst regelmatig naar de gedetailleerde richtsnoeren (*guidelines*) bekendgemaakt door de Europese Commissie in de “Voorschriften inzake geneesmiddelen in de Europese Unie”. Deze Europese richtsnoeren zijn documenten die de Richtlijnen nader uitleggen. Ze zijn opgesteld door de Europese Commissie in overleg met de Lidstaten. Wanneer in het Koninklijk Besluit verwezen wordt naar een richtsnoer dan moet de daarin voorziene werkwijze worden toegepast. In alle overige gevallen dienen de richtsnoeren als een praktische handleiding te worden beschouwd²⁷⁹.

Per 1 januari 2007 heeft het Federaal Agentschap voor de Geneesmiddelen en de Gezondheidsproducten (FAGG) de bevoegdheden van het voormalig Directoraat Generaal Geneesmiddelen van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu overgenomen.

Het FAGG heeft als taak toe te zien op de kwaliteit, de veiligheid en doeltreffendheid van de geneesmiddelen en dit van bij de ontwikkeling tot en met het gebruik. Het FAGG moet dus alle aspecten beheersen en controleren betreffende de geneesmiddelen in overleg met alle betrokkenen van de gezondheidssector, de farmaceutische industrie, de andere nationale en internationale autoriteiten²⁸⁰.

²⁷⁷ Richtlijn 2004/27/EG, Richtlijn 2004/28/EG en Richtlijn 2004/24/EG van 31 maart 2004.

²⁷⁸ Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, 2006.

²⁷⁹ (<http://ec.europa.eu/enterprise/pharmaceuticals/eudralex>).

²⁸⁰ (http://portal.health.fgov.be/portal/page?_pageid=56.512980&_dad=portal&_schema=PORTAL).

5.2.5. Besluit

Alle geneesmiddelen in België hebben een handelsvergunning nodig voor het in de handel brengen. Hiervoor dienen ze geregistreerd te worden en dit kan enkel wanneer een milieuroisico analyse positief doorstaan wordt. De reglementering voorziet momenteel in een viertal registratieprocedures: namelijk de drie reeds eerder vermelde Europese procedures (de Centrale procedure, de Wederzijdse erkenningsprocedure en de Decentrale procedure) en verder is er ook een nationale procedure.

De kamer voor geneesmiddelen voor menselijk gebruik van de Geneesmiddelencommissie en de kamer voor geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik van de Geneesmiddelencommissie zijn bevoegd voor de wetenschappelijke evaluatie van de registratiedossiers op nationaal en Europees niveau (wederzijdse erkenningprocedure en gedecentraliseerde procedure). Het “comité voor geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik” (CVMP) en het “comité voor humane geneesmiddelen” (CHMP), die deel uitmaken van het Europees Agentschap voor Geneesmiddelenbeoordeling (EMA), zijn bevoegd voor de evaluatie van de geneesmiddelen op het centrale niveau²⁸¹.

²⁸¹ (http://portal.health.fgov.be/portal/page?_pageid=56.513007&_dad=portal&_schema=PORTAL).

5.3. Alternatief beleid voor PPCPs: aanpak bij de bron

5.3.1. Milieuclassificatie van humane geneesmiddelen

In Zweden²⁸² wordt er bijzonder veel aandacht besteed aan het milieu-effect van humane geneesmiddelen. Men heeft er zich gerealiseerd dat de oplossing voor een verminderde emissie van geneesmiddelen naar het aquatisch milieu, naast investering in het verwijderingsproces van de RWZI, toch vooral moet liggen in een aanpak bij de bron (*source control*). Dat wil zeggen, gebruik maken van geneesmiddelen die minder persistent zijn en minder bioaccumulatie vertonen.

Daarvoor is een aanbod van meer “milieuvriendelijke” geneesmiddelen nodig, en dat impliceert een overeenkomstige verandering in de vraag. En om deze verandering in vraag te bewerkstelligen, is er een beter besef en meer kennis noodzakelijk in de medische sector over de milieu-effecten van bepaalde geneesmiddelen. De strategie van Zweden is nu om alle geneesmiddelen te classificeren overeenkomstig hun milieu-impact, en om deze informatie elektronisch aan te bieden op het moment dat een arts een geneesmiddel voorschrijft. Op deze manier is de arts in staat dat middel te kiezen dat de minste impact op het milieu heeft (uiteraard op basis van gelijke effectiviteit, kwaliteit en veiligheid).

Aanvankelijk is er door de Zweedse gezondheidsdienst een classificatie gemaakt op basis van een *hazard assessment* (gevarenanalyse) van het geneesmiddel voor het aquatisch milieu (het zogenaamde “Stockholm model”). Enkele jaren later heeft er, in samenwerking met de industrie en de overheid, een complete revisie plaatsgevonden. Het resultaat is het “Swedish model”, wat zowel een *hazard assessment* als een *risk assessment* omvat. Dit model presenteert de milieu-impact van de geneesmiddelen op drie niveaus: informatie voor de patiënten, informatie voor de artsen en informatie voor de experts. Een korte beschrijving van deze modellen volgt.

²⁸² Ternes et al., 2006.

5.3.1.1. Het Stockholm model

Het Stockholm²⁸³ model gebruikt de *environmental hazard assessment* van een geneesmiddel in een aquatisch milieu. Het *assessment* is gebaseerd op testresultaten van de producenten voor afbreekbaarheid (*persistentie*), bioaccumulatie en ecotoxiciteit van het geneesmiddel (PBT). Elk van deze criteria krijgt een score tussen nul en drie zodat de totale score kan variëren van nul (gemakkelijk afbreekbaar, geen bioaccumulatie en een lage ecotoxiciteit) tot negen (niet of moeilijk afbreekbaar, bioaccumulatie potentieel aanwezig, en een zeer hoge ecotoxiciteit). De uitkomst is een classificatie van geneesmiddelen.

5.3.1.2. Het Swedish model

Dit model²⁸⁴ combineert het *risk* en *hazard assessment* en presenteert de resultaten op drie niveaus:

- informatie aan patiënten – de informatie over een bepaald medicijn aan patiënten bestaat uit een eenvoudige risico aanduiding, gebaseerd op de PEC/PNEC verhouding (PEC = Predicted Environmental Concentration; PNEC = Predicted No-Effect Concentration)²⁸⁵. Bijvoorbeeld een PEC/PNEC > 10 heeft als risico aanduiding “Gebruik van dit medicijn heeft een hoog milieurisico”.
- informatie aan artsen – behalve bovenstaande informatie wordt aan artsen ook informatie gegeven over de biologische afbreekbaarheid, de bioaccumulatie en de PBT-classificatie van het medicijn
- informatie aan experts – gedetailleerde informatie over de *risk assessment*, testresultaten voor ecotoxiciteitstesten, etc.

²⁸³ (<http://www.janusinfo.se/environment>).

²⁸⁴ Ternes et al., 2006.

²⁸⁵ Ternes et al., 2006.

5.3.2. Ecolabels

Een ecolabel is een keurmerk²⁸⁶ dat als doel heeft de consument de zekerheid te geven dat een onafhankelijke partij heeft vastgesteld dat een product voldoet aan vooraf vastgestelde milieucriteria²⁸⁷. Ecolabels vloeien voort uit het zogenaamde Voorzorgsprincipe (*Precautionary Principle*)²⁸⁸. Immers doel is om vooraf emissies te reduceren, anders dan achteraf de emissies te compenseren.

Vergeleken met complexe wetgeving zijn ecolabels flexibeler, en bieden niet alleen voordelen voor de consument maar ook voor de producent. In de eerste plaats is het onderscheidend voor een producent. Ten tweede gaat een keurmerk vaak gepaard met kwaliteit. En ten derde leidt een keurmerk vaak tot kostenreductie en belastingvoordelen bij investeringen.

Er zijn vele bekende ecolabels. De bekendste zijn het FSC-keurmerk voor verantwoord hout (Forest Stewardship Council)²⁸⁹, het MSC-keurmerk voor duurzaam vissen (Marine Stewardship Council)²⁹⁰, de Blauwe Engel (Duits milieukeurmerk)²⁹¹, de Nordic Swan (milieukeurmerk voor de Scandinavische landen en IJsland)²⁹², en het Europese Ecolabel (“Met de bloem kies je voor groen”)²⁹³.

Er zitten ook minpunten aan ecolabels. Omdat deelname geheel vrijwillig is, zijn er altijd producenten die niet mee willen of kunnen doen aan een ecolabeling initiatief, wat tot concurrentievervalsing zou kunnen leiden. Verder blijkt uit onderzoek dat de meeste consumenten niet bereid zijn een premie te betalen voor producten met een ecolabel. Bovendien is het label alleen succesvol als het als betrouwbaar wordt beschouwd en bekend is bij een groot publiek.

²⁸⁶ Ternes et al., 2006.

²⁸⁷ (<http://www.vrom.nl/pagina.html?id=8266>).

²⁸⁸ “Principe dat het nemen van maatregelen aanbeveelt wanneer er voldoende redenen zijn om aan te nemen dat een activiteit of een product ernstige of onherstelbare schade aan gezondheid of milieu kan veroorzaken, zelfs indien het oorzakelijk verband tussen de activiteit of het product en de gevreesde gevolgen wetenschappelijk niet met zekerheid kon worden vastgesteld. Dit principe wordt toegepast in verband met de voedsel- en gezondheidsveiligheid, de biodiversiteit, de opwarming van het klimaat, de GGO's” (bron: www.brunotoback.be/default.aspx?ref=AAAGER&lang=NL_LM).

²⁸⁹ (<http://www.fair-timber.be>).

²⁹⁰ (<http://www.msc.org>).

²⁹¹ (<http://www.blauer-engel.de>).

²⁹² (<http://www.svanen.nu/eng>).

²⁹³ (<http://www.europeesecolabel.nl>).

De implicaties voor het milieu van geneesmiddelen spelen momenteel geen grote rol bij het publiek. Immers, de primaire rol van een geneesmiddel is ten behoeve van de gezondheid. Echter, als er ook in het drinkwater sporen van geneesmiddelen worden aangetroffen (en daarmee een directe link wordt gelegd met de gezondheid), stijgt de bezorgdheid van het grote publiek en daarmee de interesse voor de gevolgen voor het milieu van deze geneesmiddelen. Initiatieven als ecolabeling zouden hierop kunnen inspelen zonder de primaire rol van geneesmiddelen af te zwakken.

De rol van ecolabeling is dus niet om het gebruik van medicijnen af te remmen maar om, indien er een keuze mogelijkheid is, informatie te geven over de milieuvriendelijkheid van de alternatieven. Tevens kan dit leiden tot een openbaar debat over dit onderwerp. De informatie op een ecolabel is een stap in de richting van *sustainable chemistry*²⁹⁴ noemen. En dit past weer goed in de EU regelgeving van REACH.

Voor een aantal PCPs zijn ecolabels gedefinieerd. Voor (hand / vaat)wasmiddelen, allesreinigers en toiletreinigers zijn criteria vastgesteld voor een Europees Ecolabel²⁹⁵. In dat kader is het interessant te lezen dat musken als HHCB niet zijn toegestaan onder dit ecolabel. Er wordt gewerkt aan Europese criteria voor zeep en shampoo, die zijn gebaseerd op Nordic Swan ecolabels. In het kader van het EU project POSEIDON zijn in 2005 voor een ecolabel voor shampoo en zeep criteria aan de Europese Commissie gepresenteerd. Deze worden momenteel uitgewerkt²⁹⁶.

5.3.3. Doelgerichte therapie

In deze paragraaf worden een aantal voorbeelden geschetst waar een verstandiger gebruik van medicijnen kan bijdragen tot een betere globale gezondheid, een beperking van overdosering en een reductie van gezondheidskosten.

²⁹⁴ Ternes et al., 2006.

²⁹⁵ (<http://www.europeesecolabel.nl/nl-nl/Content.aspx?type=content&id=147>).

²⁹⁶ (http://www.ec.europa.eu/environment/ecolabel/product/index_en.htm).

5.3.3.1. Antibiotica

Het is bekend dat er een omgekeerde relatie bestaat tussen de consumptie van antibiotica en de resistentie van bacteriën²⁹⁷. Bij de introductie van een nieuw antibioticum is de resistentie laag, maar met de loop der jaren neemt de resistentie toe. Neem bijvoorbeeld penicilline: voor de algemene introductie in 1943 waren praktisch alle infecties gevoelig voor dit medicijn. In 1952 was nog maar 75 % van de *Staphylococcus aureus* gevoelig voor dit antibioticum. Tegenwoordig is praktisch 100 % van deze stam resistent tegen penicilline en ook tegen een flink aantal andere antibiotica.

Het gebruik van antibiotica om de groei van het vee te bevorderen (in EU verboden sinds 2006), is een ander bewijs dat resistentie toeneemt met de groei van het gebruik. Om momenteel hetzelfde groei-effect te krijgen als in de jaren vijftig, is 10 tot 20 keer zoveel antibiotica nodig. Het ongebreidelde gebruik van antibiotica in de veesector is bijzonder belangrijk geweest voor de toegenomen resistentie van bacteriën.

In de geneeskunde worden de benodigde antibiotica in het algemeen empirisch vastgesteld. Laboratorium testen zouden kunnen helpen om een beter inzicht hierin te krijgen. Er is bijvoorbeeld een Chinese studie waar, van de 1025 met antibiotica behandelde mensen, slechts 0,5 % was bepaald op grond van laboratorium testen. In het geval van een virus infectie zou antibiotica volledig vermeden kunnen worden mits de oorzaak van de infectie wordt onderzocht voor de toediening van het medicijn. Een voorbeeld is een ontsteking aan de ademhalingswegen, die meestal wordt veroorzaakt door een virus, maar waarvoor niet minder dan 37 % van alle antibiotica worden voorgeschreven. Een ander voorbeeld is de acute middenoor ontsteking. 80 % herstelt spontaan binnen 24 uur. Dus, 24 uur wachten met antibiotica zal de consumptie substantieel verlagen.

Bewust gebruik van antibiotica zal de consumptie significant doen dalen (tot 50 % in de VS).

Volgende zaken zouden alvast een serieuze bijdrage kunnen leveren²⁹⁸:

- vermijd antibiotica bij niet-bacteriële ziektes
- vermijd antibiotica bij “self limiting” bacteriële ziektes
- vermijd ongeschikte antibiotische profylaxe
- vermijd behandeling met antibiotica van infecties op basis van een vermoeden

²⁹⁷ Ternes et al., 2006.

²⁹⁸ Ternes et al., 2006.

- vermijd overdosering en een te lange tijdsduur.

5.3.3.2. CO₂ in plaats van contrastvloeistof

Jodiumhoudende contrastvloeistof (gebruikt in ziekenhuizen voor bijvoorbeeld angiografie) kan vervangen worden door injecties met CO₂²⁹⁹. Hoewel het gebruik van CO₂ aanzienlijk goedkoper is, wordt vanwege de betere resolutie toch liever contrastvloeistof gebruikt. Echter, CO₂ is een standaard element in het bloed en wordt gemakkelijk in de longen verwijderd. Er zijn dan ook weinig bijwerkingen, in tegenstelling tot contrastvloeistof dat allerlei bijwerkingen heeft. Contrastvloeistof is bovendien zeer slecht afbreekbaar en wordt in grote hoeveelheden teruggevonden in oppervlakte water. Zelfs in drinkwater worden sporen van contrastvloeistof gevonden.

5.3.3.3. Rationeel gebruik van medicamenten

Een voorbeeld van verkeerd gebruik op grote schaal is hormoonbehandeling. Tussen 1996 en 2000 werd 33 % van de Engelse vrouwen met hormonen behandeld. Een typisch gevolg van een onjuiste afweging tussen risico's en baten: de risico's (borstkanker, hersenbloeding) impliceerden dat er grote baten tegenover zouden staan (osteoporose, menopauze symptomen). Echter, het is onwaarschijnlijk dat zich dit in 33 % van de vrouwen voordoet³⁰⁰.

De terugtrekking van het middel rofecoxib (Cox-2 remmer) is een ander voorbeeld van beperking op het gebruik van een geneesmiddel alleen wanneer het strikt noodzakelijk is. Drie jaar na de goedkeuring door de Amerikaanse autoriteiten (*Food and Drug Administration*) en na uitgebreide placebo testen met duizenden patiënten werden de ernstige bijwerkingen van langdurig gebruik van dit geneesmiddel duidelijk. Het is echter onwaarschijnlijk dat in de toekomst geneesmiddelenfabrikanten en het publiek er de (financiële) middelen voor over hebben om dit soort uitgebreide studies van nieuwe geneesmiddelen te doen. Dit betekent dus dat vooral in nieuwe medicijnen onbekende bijwerkingen kunnen optreden.

²⁹⁹ Ternes et al., 2006.

³⁰⁰ Ternes et al., 2006.

5.3.3.4. Conclusies doelgerichte therapie

Er is geen discussie over het belang van geneesmiddelen³⁰¹ ten bate van de algemene gezondheid. Maar de effectiviteit wordt vaak schromelijk overschat. De correlatie tussen medicijngebruik en de vermindering van het aantal ziekten houdt geen rekening met andere sociale ontwikkelingen zoals sanitaire voorzieningen en betere voeding.

De volgende maatregelen worden in de literatuur voorgesteld³⁰²:

- verminder de verkoop van medicijnen zonder voorschrift, in het bijzonder voor slecht afbreekbare middelen;
- betrek artsen en tandartsen meer in educatieve programma's;
- betrek patiënten bij de keuze van therapie;
- verricht meer studies naar de effectiviteit van bepaalde geneeswijzen;
- beperk de autorisatie van nieuwe geneesmiddelen tot producten met een verbeterde doeltreffendheid of groter toepassingsgebied;
- maak meer gebruik van niet-medische maatregelen (hygiëne, voeding, gedrag).

Tot slot, het gebruik van antibiotica in de veeteelt ter bevordering van de groei zou moeten worden verboden (in de EU is dit gebruik sinds 2006 niet meer toegestaan). Het gebruik van antibiotica ter bevordering van de gezondheid in de veeteelt kan sterk worden verminderd als er wordt overgestapt van intensieve veeteelt naar kleinere eenheden. Ook voor veeartsen en fokkers geldt dat een meer selectief en doelgericht gebruik van antibiotica het gebruik zal reduceren zonder de productiviteit aan te tasten.

5.3.4. Scheiding aan de bron (*Source separation*)

Scheiding en behandeling van geconcentreerde afvalstromen kunnen interessant zijn als de behandeling van de geconcentreerde afvalstroom efficiënter is dan een centrale behandeling in een RWZI.

³⁰¹ Ternes et al., 2006.

³⁰² Ternes et al., 2006.

5.3.4.1. Lokale behandeling: industrie, ziekenhuizen en zorginstellingen

Wat betreft de lokale behandeling van afvalwaterstromen van de farmaceutische industrie, de ziekenhuizen en de zorginstellingen is er weinig kennis voorhanden en momenteel kan dan ook niet aangegeven worden of dit zinvol zou zijn. Meer onderzoek is hiervoor vereist. Wel is het zo dat gesteld kan worden dat lokale behandeling nooit de rol van de rioolzuiveringsinstallaties kan overnemen. Maar de totale vuilvracht zal aanzienlijk dalen, wat mogelijk tot lager kosten zal leiden.

5.3.4.2. Urinescheiding

Een mogelijk veel belovende ontwikkeling is urinescheiding³⁰³. Van alle geneesmiddelen wordt 60-70 % via de nieren uitgescheiden³⁰⁴. Het is mogelijk om urine afzonderlijk op te vangen, zonder veel verdunning. In principe zijn dan filtertechnologieën mogelijk die op grote schaal nog niet verwezenlijkt kunnen worden (bijvoorbeeld nanofiltratie).

Hierbij moet benadrukt worden dat de opvang van geneesmiddelen slechts één van de doelstellingen van urinescheiding is. De belangrijkste redenen:

- ongeveer 85 % van alle stikstof in het afvalwater³⁰⁵ en ongeveer 45 % van alle fosfaten in het afvalwater³⁰⁶ komen via de urine;
- het verkleinen van de omvang van centrale rioolwaterzuiveringsinstallaties (met lagere kosten);
- het recyclen van voedingsstoffen voor de landbouw;
- reductie van waterconsumptie.

5.3.4.3. Verwijdering van niet-gebruikte geneesmiddelen

Inzameling van ongebruikte geneesmiddelen zou gestandaardiseerd moeten worden, opdat ongebruikte geneesmiddelen verbrand kunnen worden en niet in het riool verdwijnen of via een vuilnisbelt als bodemvulling, met als risico lekkage in het grondwater, in het milieu terecht komen.

³⁰³ Ternes et al., 2006.

³⁰⁴ (<http://www.novaquatis.eawag.ch> work package Nova 5).

³⁰⁵ Palsma et al., 2005.

³⁰⁶ Lawton, 2006.

5.3.5. Stakeholders

Om significante reducties van geneesmiddelen in het afvalwater en het aquatisch milieu te bewerkstelligen is de medewerking van alle stakeholders vereist:

- patiënten en het publiek zijn het startpunt waarop een verschuiving naar meer milieuvriendelijke geneesmiddelen en nieuwe wetgeving zijn gebaseerd;
- de industrie speelt een centrale rol omdat zij het introductietempo van nieuwe geneesmiddelen beheersen;
- artsen en medisch personeel spelen een sleutelrol omdat zij de behandelwijze bepalen en ook de complementaire strategie voor reductie van de consumptie kunnen ondersteunen (bijv. een empirische tegenover een doelgerichte therapie);
- de overheid moet voor wetgeving zorgen als vrijwillige oplossingen niet geïmplementeerd kunnen worden.

5.3.6. Aanbevelingen

Hieronder volgen een aantal aanbevelingen voor bronmaatregelen in de Belgische context. Zoals boven is aangegeven zijn bronmaatregelen, door onvolledige verwijdering van PPCPs in RWZIs, een belangrijke aanvulling op de *end-of-pipe* technieken.

Rationeel gebruik van geneesmiddelen ligt het meest voor de hand. Dit vereist geen grote investeringen, maar er is wel een intensieve voorlichtingscampagne vereist. Dit kan leiden tot een aanzienlijk verminderd gebruik (met name van antibiotica).

Eco-labeling van PPCPs is een manier om het publiek te betrekken in de discussie rondom de bescherming van het aquatisch milieu, inclusief de drinkwatervoorziening. België heeft geen eigen milieukeurmerk zoals in Nederland en Duitsland. In plaats van een eigen milieukeurmerk te ontwikkelen lijkt een verdere introductie van het Europese Ecolabel de meest aangewezen weg. Waarschijnlijk zijn wettelijke maatregelen noodzakelijk om vrijwillige initiatieven te ondersteunen.

Lokale behandeling van afvalwater vereist wel grote investeringen, maar zouden via een wettelijk kader (Vlarem) kunnen worden afgedwongen. Urinescheiding klinkt veelbelovend,

maar bevindt zich nog in een pilootfase. Het is aan te bevelen deze ontwikkelingen te blijven volgen.

Maar het meest haalbare is een verdere inzameling en verwijdering van ongebruikte medicijnen. Afspraken hierover zijn gemaakt aan het einde van de jaren negentig (Milieubeleidsovereenkomst van 17 april 1998 betreffende de selectieve inzameling van oude en vervallen geneesmiddelen, B.S. 24 april 1998). De laatste sensibiliseringscampagne was in september 2005. Desalniettemin zakte de hoeveelheid ingeleverde oude en vervallen geneesmiddelen in 2005 met 13 % t.o.v. 2004.³⁰⁷

³⁰⁷ OVAM, 2007.

6. Verwijderingstechnieken

6.1. Inleiding

Vooraleer micropolluenten in het milieu en meer bepaald in het oppervlaktewater terecht komen, passeren deze in vele gevallen een waterzuiveringsinstallatie. In de meeste gevallen wordt er gebruik gemaakt van een actief slibstelsel daar dit stelsel als hoofddoel heeft om de organische vrachten en nutriënten zoals stikstof en fosfor te verwijderen.

In dit hoofdstuk zal daarom in de eerste plaats ingegaan worden op de werking van zo'n actief slibstelsel. Vervolgens zal aan bod komen in hoeverre de geselecteerde micropolluenten in zo'n actief slibstelsel kunnen verwijderd worden. Ten slotte zal ingegaan worden op enkele verwijderingstechnieken voor een betere verwijdering van de geselecteerde micropolluenten.

Deze werkwijze geldt enkel voor de geselecteerde micropolluenten nonylfenol, anthraceen, galaxolide, iopromide en diclofenac. Daar atrazine een pesticide is en dit voornamelijk in de landbouw wordt gebruikt, en dus in de meeste gevallen niet in een waterzuiveringsinstallatie terechtkomt maar via de landbouwkultures in het milieu terecht komt, zal voor deze micropolluent gekeken worden naar andere verwijderingstechnieken. Al deze technieken focussen enkel op de zuivering van micropolluenten uit het compartiment water via een end-of-pipe methode.

6.2. Het actief slibproces

6.2.1. Procesbeschrijving

Afvalwater kan biologisch gezuiverd worden via een actief slibproces. Hierbij wordt voornamelijk de chemical oxygen demand (COD) en biological oxygen demand, (BOD) verminderd. Bij een aërobe zuivering worden de organische koolstofverbindingen in aanwezigheid van zuurstof door bacteriën afgebroken tot koolzuur (CO₂) en water (H₂O) met vorming van slib. Na de biologische zuivering komt het reeds gezuiverde water met het gevormde slib in de nabezinkers terecht. Daar wordt het slib van het gezuiverde water gescheiden d.m.v. bezinking. Het gezuiverde water wordt via een overloop geloosd in oppervlaktewater. Het bezonken slib van de nabezinkers wordt herbruikt om het slibgehalte in

het beluchtingsbekken op peil te houden³⁰⁸. Het teveel aan slib wordt, na een bijkomende behandeling teneinde het gehalte aan droge stof te verhogen en aldus de afvoerkosten tot een minimum te beperken, gestort, verbrand of als alternatieve grondstof gebruikt.

Eventueel wordt het actief slibstelsel uitgebreid om naast de organische koolstofverbindingen ook stikstofverbindingen en fosfor te verwijderen.

6.2.2. Sturingsparameters

Naast de procesvereisten, zoals temperatuur, zuurtegraad en voedingsstoffen zijn er nog tal van sturingsparameters³⁰⁹ die tot doel hebben om het actief slibproces zo functioneel mogelijk te sturen. Hieronder worden de meest essentiële besproken:

1. Hydraulische verblijftijd

De hydraulische verblijftijd is de tijd dat het afvalwater in het beluchtingsbekken verblijft en kan als volgt uitgedrukt worden:

$$t = V / Q_i$$

Met:

- t = hydraulische verblijftijd in dagen
- V = het volume van het beluchtingsbekken in m³
- Q_i = het dagdebiet in m³/ dag

2. Volumebelasting en slibbelasting

De volumebelasting (V_b) is de hoeveelheid organisch materiaal gevoed per dag per volume éénheid van het beluchtingsbekken. De slibbelasting (S_b) daarentegen is de hoeveelheid organische materiaal gevoed per hoeveelheid slib aanwezig in de reactor. De hoeveelheid slib wordt hier uitgedrukt als de hoeveelheid zwevende stof in het beluchtingsbekken. De slibbelasting is van belang omdat deze het rendement, de slibproductie, de mineralisatie en het zuurstofverbruik beïnvloedt.

³⁰⁸ Geuens, 2005a.

³⁰⁹ Deboosere, 2001.

3.Slibleeftijd

Dit is de gemiddelde tijd dat de bacteriën in het beluchtingssysteem aanwezig zijn. Op een andere manier uitgedrukt komt dit neer op de verhouding van de hoeveelheid slib aanwezig in het actief slibstelsel tot de hoeveelheid slib die dagelijks gespuid wordt. Het verband met de slibbelasting is dat de slibleeftijd (Q) omgekeerd evenredig is met de slibbelasting. Dit komt neer op het feit dat hoog belaste systemen een lage slibleeftijd hebben en laag belaste systemen een hoge slibleeftijd hebben.

4. Bezinkbaarheid van het slib

Het is zeer belangrijk dat het actief slib in de biologische waterzuiveringsinstallatie goed bezinkt. Slecht bezinkbaar slib houdt een beperking in om het actief slibstelsel op een hoge slibconcentratie te sturen. Dit zal er toe leiden dat te veel slib meespoelt uit de nabezinker waardoor opgelegde lozingsnormen voor zwevende stoffen en bezinkbare stoffen zullen overschreden worden.

6.3. Verwijdering van micropolluenten met een actief slibstelsysteem

Daar COD, BOD, N en P vele keren de hoofdbestanddelen zijn van een afvalwater zullen ook vele waterzuiveringsinstallaties gebruik maken van een actief slibstelsysteem³¹⁰ zoals in bovenstaande procesbeschrijving is beschreven. Dergelijk systeem moet zodanig gedimensioneerd zijn dat aan alle specifieke vereisten, voor de specifieke en veeleisende micro-organismen, is voldaan. Naast deze specifieke vereisten steunt dit systeem op tal van sturingsparameters welke onderling afhankelijk zijn van elkaar en welke van belang zijn voor het rendement van de zuivering en de groei van de micro-organismen. Tot slot maken de verschillende behandelingsprocessen (zuiveringen), welke de bestanddelen moeten passeren, samen met de verschillende procesvereisten en sturingsparameters het ganse systeem complex.

Micropolluenten die in dit actief slibstelsysteem terecht komen, met influentconcentraties³¹¹ in de range van 1 -1000 ng/l, kunnen op drie verschillende manieren verwijderd worden:

1. sorptie op het actief slib
2. stripping
3. biodegradatie door micro-organismen

Eerst wordt echter ingegaan op enkele verliezen³¹² die kunnen optreden zowel voordat de micropolluenten in de afvalwaterzuiveringsinstallatie terecht komen als tijdens de behandeling in de afvalwaterzuiveringsinstallatie. Hoedanook komen de micropolluenten op deze manier onbehandeld in het milieu terecht.

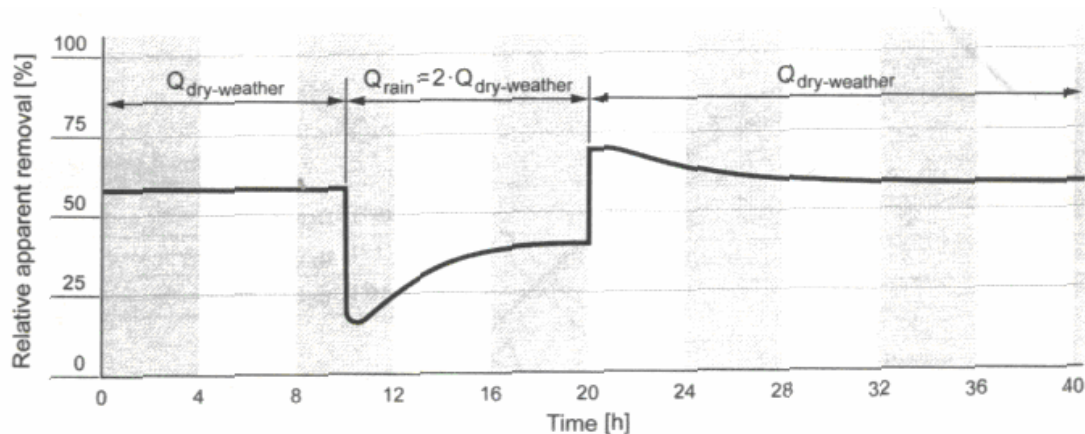
A. gecombineerd rioolstelsel

In een gecombineerd rioolsysteem wordt zowel het afvalwater als het water afkomstig van regenbuien in één en dezelfde riolering getransporteerd naar een waterzuiveringsinstallatie. Na een fikse regenbui vergroot het debiet in de riolering en verwacht men in de waterzuiveringsinstallatie een piek. Door deze piek wordt er een deel van het afvalwater onbehandeld geloosd in het oppervlaktewater. Hierdoor daalt het verwijderingspercentage van de micropolluenten wat duidelijk naar voor komt in figuur 31.

³¹⁰ Ternes et al., 2006.

³¹¹ Norihide et al., 2006.

³¹² Ternes et al., 2006.



Figuur 31: Gevolg van een regenbui

(Ternes et al., 2006)

Uit figuur 31 is de invloed van een fikse regenbui duidelijk merkbaar. Gedurende ongeveer 10 uur zal het verwijderingspercentage van de micropolluenten beduidend lager liggen. Q staat voor flow. Een oplossing om de overbelasting van een waterzuiveringsinstallatie te verminderen en de daarmee verminderende pollutent- en nutriëntverwijdering is het gebruik maken van een gescheiden rioolsysteem.

B. Lekkende pijpleidingen

Via lekkende pijpleidingen in de huizen of via lekkende rioleringen kunnen tal van micropolluenten in het milieu terechtkomen.

C. Septische tank

Tal van afgelegen huizen die niet zijn aangesloten op een rioolsysteem hebben als afvalwaterbehandeling een septische tank. Door deze beperkte behandeling van het afvalwater bestaat de kans dat tal van micropolluenten niet behandeld worden en zo in het milieu terecht komen.

6.3.1. Sorptie op het actief slib

Een maat voor sorptie op het actief slib is de K_d -waarde of sorptiecoëfficiënt³¹³. Deze coëfficiënt beschrijft de verhouding van een pollutant in de waterfase en de vaste fase (actief slib).

$$K_d = X / S$$

Waarbij:

K_d = sorptiecoëfficiënt (L/ gSS)

X = concentratie pollutant gesorbeerd aan het slib per hoeveelheid slib ($\mu\text{g}/\text{g SS}$)

S = concentratie pollutant opgelost in het afvalwater ($\mu\text{g}/\text{L}$)

Als de waarde van $K_d < 1$, wil dit zeggen dat 0 – 25 % van de concentratie van de pollutant gesorbeerd is aan het slib. Ligt deze waarde tussen 1-10 dan is 25- 75 % van de concentratie van de pollutant gesorbeerd aan het slib. Wanneer de K_d -waarde hoger is dan 10 wil dit zeggen dat meer dan 75 % van de concentratie van de pollutant gesorbeerd is aan het slib.

In tabel 25 kan men waarnemen in welke grootteordes de geselecteerde micropolluenten al dan niet sorberen aan het slib. Hierbij werden ook de $\log k_{ow}$ –waarden³¹⁴ opgenomen, ter vergelijking met de K_d -waarden, daar deze een maat zijn voor het al of niet oplossen in water of octanol en daarmee informatie geven omtrent de hydrofobiciteit of polariteit van de pollutant. Wanneer enerzijds $\log k_{ow} < 2$ wil dit zeggen dat de pollutant goed oplosbaar is in water en dus hydrofiel of polair is. Als anderzijds de $\log k_{ow} > 2$ wil dit zeggen dat de pollutant goed oplosbaar is in octanol en dus niet in water wat wijst op het feit dat deze pollutant eerder apolair of hydrofoob is. Hierbij zal de pollutant gaan sorberen aan bv. slibvlokken.

Het sorptievermogen kan verder nog weergegeven worden door twee parameters. Enerzijds de $\log K_{oc}$ –waarde en anderzijds de wateroplosbaarheid³¹⁵ (tabel 25).

De $\log K_{oc}$ –waarde, welke een partiticoëfficiënt is, geeft de verhouding van de concentratie van een pollutant in de gesorbeerde toestand tot deze in de waterfase. Een $\log K_{oc}$ waarde van kleiner dan één komt overeen met een laag sorptievermogen, terwijl een waarde van meer dan

³¹³ Ternes et al., 2006.

³¹⁴ (<http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>).

³¹⁵ (<http://chemfinder.cambridgesoft.com>).

vijf overeenkomt met een hoog sorptievermogen. Deze parameter komt overeen met de K_d -waarde. Het verschil zit hem in het woordgebruik.

De wateroplosbaarheid daarentegen, geeft aan in hoeverre een stof oplosbaar is in water. Van een stof die voor minder dan 0,1 mg/l oplosbaar is in water wordt gezegd dat deze niet oplosbaar is en dus een over een hoog sorptievermogen bezit. Een stof die voor meer dan 100 mg/l oplosbaar is in water bezit daarentegen over een laag sorptievermogen.

Deze twee laatste parameters, $\log K_{oc}$ -waarde³¹⁶ en wateroplosbaarheid, zijn op inverse wijze met elkaar gelinkt en zeggen samen iets over de mobiliteit van een stof. Een hoge oplosbaarheid komt overeen met een laag sorptievermogen en is dus een mobiele stof. Omgekeerd geldt dat een lage oplosbaarheid overeenkomt met een hoog sorptievermogen wat dan aanzien wordt als een immobiele stof.

Tabel 25: Verdelingscoëfficiënten en wateroplosbaarheid

(Ternes et al., 2006)

Micropolluent	Kd-waarde (L/gSS)	Log Kow-waarde	Log Koc-waarde	Wateroplosbaarheid (mg/l)
Galaxolide	2,4	5,9	4,02	0,201
Iopromide	0,011	-2.05	-0,070	23,8
Diclofenac	0,46	4,54	2,92	2,37
Nonylfenol	Niet gekend	5,99	4,8	6.35
Anthraceen	Niet gekend	4,45	4,75	0.0434

Uit tabel 25 blijkt dat als men te maken heeft met een lage wateroplosbaarheid, zoals bij galaxolide, diclofenac, nonylfenol en anthraceen, men uitgaande van de andere parameters kan besluiten dat deze stoffen redelijk gaan sorberen. Hierbij moet in de eerste plaats opgemerkt worden dat de K_d -waarde van diclofenac, wanneer men deze K_d -waarde vergelijkt in verhouding tot de andere parameters een redelijk laag cijfer vertoont.

³¹⁶ (<http://www.sigmaaldrich.com>).

De redenen hiervoor zijn dat het sorptieproces van meerdere parameters afhangt zoals:

- samenstelling en hoeveelheid slib
- pH-waarde van het afvalwater
- competitie tussen de pollutanten onderling
- aanwezigheid van functionele groepen op de pollutent.

In de tweede plaats zijn er volgens enkele literatuale bronnen geen exacte K_d -waarden gekend voor nonylfenol en anthraceen. In vergelijking tot de andere parameters vermoedt men echter dat deze waarden tussen 1-10 zullen liggen.

Ten slotte kan men uit tabel 25 vernemen dat iopromide redelijk wateroplosbaar is en dus weinig of niet gaat sorberen.

In hoeverre de gesorbeerde micropolluenten biologisch worden gebroken door de micro-organismen is niets geweten, verder onderzoek is hiervoor noodzakelijk. Verder is het ook van belang te weten dat sorptieprocessen steeds in evenwicht staan met desorptieprocessen³¹⁷. Daar de k_d -waarde hoofdzakelijk iets zegt over de sorptieprocessen, is het van belang te weten in hoeverre micropolluenten worden gedesorbeerd. Dit om uiteindelijk een juiste massabalans te kunnen opmaken en te weten waar de micropolluenten zich na de behandeling in het beluchtingsbekken bevinden. Omtrent deze desorptieprocessen lopen nog verschillende onderzoeken.

De uiteindelijke hoeveelheid pollutent die gesorbeerd is aan het slib komt dus niet via het lozen van effluent in het oppervlaktewater terecht. Opgemerkt moet worden dat als dit slib (gespuid slib) gebruikt wordt voor bv. bemesting van akkers, dit na verloop van tijd wel in het oppervlaktewater terecht kan komen.

6.3.2. Stripping

Een tweede mogelijkheid waarmee micropolluenten kunnen worden verwijderd uit de afvalwaterinstallatie is door stripping³¹⁸. De hoeveelheid pollutent die wordt gestript van de waterfase naar de gasfase tijdens de beluchting hangt af van enerzijds de hoeveelheid lucht

³¹⁷ Ternes et al., 2006.

³¹⁸ Ternes et al., 2006.

die gebruikt wordt tijdens de beluchting. Anderzijds speelt de vloeistof-gas verdelingscoëfficiënt of Henry-coëfficiënt een rol.

$$K_H = C_{\text{air}} / S$$

Waarbij:

K_H = Henry verdelingscoëfficiënt

C_{air} = concentratie pollutant in de lucht ($\mu\text{g} / L_{\text{air}}$)

S = concentratie pollutant in het afvalwater ($\mu\text{g} / L$)

Wanneer deze coëfficiënt $< 0,01$ wordt er 0- 15 % van het pollutant gestript. Ligt deze waarde tussen 0,01-0,1 dan wordt er 15 – 50 % gestript. Wanneer de K_H -coëfficiënt hoger is dan 0,1 wil dit zeggen dat meer dan 50 % wordt gestript. In tabel 26 kan men waarnemen in welke grootteordes de geselecteerde micropolluenten worden gestript.

Tabel 26: K_H -waarden

(<http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>)

Micropolluent	K_H -waarde
Galaxolide	$1,3 * 10^{-3}$
Iopromide	$1,0 * 10^{-28}$
Diclofenac	$4,73 * 10^{-12}$
Nonylfenol	$1,0 * 10^{-6}$
anthraceen	$5,56 * 10^{-5}$

Uit tabel 26 blijkt dat nauwelijks of geen enkele geselecteerde micropolluent zal verwijderd worden via stripping.

Sorptie en stripping zorgen dus slechts voor een beperkte verwijdering. In wat volgt zal er nagegaan worden in hoeverre de overgebleven hoeveelheden op een biologische manier worden verwijderd. In onderstaande formule wordt kort samengevat waar de micropolluenten zich kunnen bevinden in een actief slibstelsel:

$$F_{\text{tot}} = S + X + C_{\text{air}}$$

Waarbij:

F_{tot} = totale hoeveelheid pollutant in het actief slibstelsel ($\text{mg} / \text{m}^3_{\text{afvalwater}}$)

S = concentratie pollutant in het afvalwater ($\mu\text{g} / \text{L}$)

X = concentratie pollutant gesorbeerd aan het slib per hoeveelheid slib ($\mu\text{g} / \text{g SS}$)

C_{air} = concentratie pollutant in de lucht ($\mu\text{g} / \text{L}_{\text{air}}$)

6.3.3. Biodegradatie door micro-organismen

In Duitsland en Zwitserland werden batchexperimenten uitgevoerd om te testen in hoeverre actief slib de mogelijkheden bezit om micropolluenten op een biologische manier te verwijderen³¹⁹. Hierbij werden enerzijds experimenten uitgevoerd³²⁰ met actief slib en anderzijds zonder actief slib. Uit de resultaten van deze experimenten blijkt dat het actief slib op een biologische manier de micropolluenten kan verwijderen met verwijderingspercentages in de range van 20 % – 95 % (Tabel 27)³²¹. De verwijderingspercentages hangen echter af van de procescondities zoals verderop aangehaald wordt.

Tabel 27: Biologische verwijderingspercentages (%)

(Ternes et al., 2006)

Micropolluent	Biologisch verwijderingspercentage (%)
Galaxolide	+/- 40
Iopromide	+/- 45
Diclofenac	+/- 30
Nonylfenol ³²²	+/- 60
anthraceen ^{323, 324}	+/- 60

Deze percentages werden bekomen door gebruik te maken van de parameter K_{bio} . Dit is een maat voor biodegradatie en wordt als volgt berekend:

$$-K_{\text{bio}} = (C_{\text{einde}} - C_{\text{begin}}) / X_{\text{SS}} * S$$

Waarbij:

K_{bio} = maat voor biodegradatie ($\text{L} / \text{g} * \text{SS}^{-1}$)

³¹⁹ Ternes et al., 2006.

³²⁰ Xia et al., 2005.

³²¹ Snyder et al., 2003.

³²² Tanghe, 1998.

³²³ Giraud et al., 2001.

³²⁴ Jiries et al., 2000.

C_{begin} = beginconcentratie micropolluent in het influent ($\mu\text{g/L}$)

C_{einde} = eindconcentratie micropolluent in het effluent ($\mu\text{g/L}$)

X_{SS} = slibconcentratie in de reactor (g*SS /L)

S = concentratie opgeloste micropolluent ($\mu\text{g/L}$)

K_{bio} - waarden

$K_{\text{bio}} = < 0,1 \Rightarrow < 20 \%$ biodegradeerbaar

$0,1 \leq K_{\text{bio}} \leq 10 \Rightarrow$ biodegradeerbaar binnen de range van 20 % - 95 %

$K_{\text{bio}} = > 10 \Rightarrow > 95\%$ biodegradeerbaar

In tabel 28 zijn de verschillende K_{bio} - waarden voor de geselecteerde micropolluenten weergegeven.

Tabel 28: K_{bio} -waarde

(Ternes et al., 2006)

Micropolluent	K_{bio}-waarde
Galaxolide	$\geq 0,1$
Iopromide	2
Diclofenac	$\geq 0,1$
Nonylfenol	niet gekend
anthraceen	niet gekend

Uitgaande van de formule voor de K_{bio} -waarde kan besloten worden dat diclofenac en galaxolide weinig of niet afbreekbaar zijn en dus persistent zijn. De afbreekbaarheid van iopromide ligt iets hoger. Deze trend kan men ook terugvinden in de verwijderingspercentages³²⁵. Voor nonylfenol en anthraceen zijn er voor de parameter K_{bio} echter geen waarden teruggevonden in de literatuur. Als men de verwijderingspercentages van deze twee polluenten bekijkt, kan men vermoeden dat deze polluenten een K_{bio} -waarde zullen hebben tussen 0,1 -10.

Bij de formule voor de parameter K_{bio} moet opgemerkt worden dat deze enkel gebruik maakt van concentraties. Er wordt geen rekening gehouden met eigenschappen van het slib of eigenschappen van de te verwijderen componenten. Verder worden ook de O_2 –concentratie

³²⁵ Carballa et al., 2004.

en het effect van de temperatuur niet in rekening gebracht. Omwille van deze beperkte benadering zal hieronder toegelicht worden hoe deze ontbrekende parameters toch hun invloed hebben op de biologische verwijdering van de micropolluenten³²⁶.

1. Slibeigenschappen

In de eerste plaats speelt de biodiversiteit van de actieve biomassa een rol. Hoe groter deze biodiversiteit is, hoe meer specifieke enzymen er aanwezig zijn en dus hoe groter de kans bestaat dat micropolluenten zullen worden afgebroken. Er dient opgemerkt te worden dat van de specifieke afbraakwegen die de micro-organismen volgen geen kennis voor handen is. Op zich wordt deze biodiversiteit beïnvloed door de slibleeftijd. Hoe groter de slibleeftijd hoe meer biodiversiteit er ontstaat. Deze slibleeftijd kan gedefinieerd worden als de tijd dat de slibvlokken aanwezig zijn in het beluchtingsbekken of m.a.w. de tijd dat micro-organismen hebben om te groeien. Voor een actief slibstelsel waar nitrificatie optreedt bedraagt deze 10 – 15 dagen. Deze parameter is vervat in onderstaande formule:

$$\Theta_x = (V * X_{SS}) / (Q * X_{SS,out}) + (Q_{ex} * X_{SS,ex})$$

Waarbij:

Θ_x = Slibleeftijd (dagen)

V = reactorvolume (m³)

X_{SS} = slibconcentratie in de reactor (kg*SS / m³)

Q = debiet van het afvalwater (m³/ d)

$X_{SS,out}$ = slibconcentratie in het effluent (kg*SS / m³)

Q_{ex} = debiet van de slibafvoer (m³/ d)

$X_{SS,ex}$ = slibconcentratie in het afgevoerde slib (kg*SS / m³)

Uit deze formule kan men enerzijds afleiden dat de slibleeftijd evenredig is met het reactorvolume en de concentratie aan actieve biomassa in de reactor. Anderzijds is deze parameter omgekeerd evenredig met het debiet van het afvalwater, de slibconcentratie in het effluent, de slibconcentratie in het afgevoerde slib en het debiet van de slibafvoer. Hieruit kan men enerzijds besluiten dat men via variatie van bovenstaande parameters eventueel de biodiversiteit kan beïnvloeden. Anderzijds vormt een actief slibstelsel een complex geheel.

³²⁶ Deboosere, 2001.

Bij een te grote slibleeftijd kan er substraatgebrek optreden en zal door de endogene ademhaling van de micro-organismen de groei van de actieve biomassa stoppen of zal het slib zelfs afsterven. Dit moet vermeden worden. Een te lage slibleeftijd daarentegen, kan zorgen voor onvoldoende verwijdering van de nutriënten door een gebrek aan nitrificerende micro-organismen.

Vervolgens speelt ook de fractie aan actieve micro-organismen in het slib een rol. Hoe groter deze fractie, hoe groter de eventuele mogelijkheid bestaat op afbraak van de micropolluenten. Ten slotte speelt ook de grootte van de slibvlokken een rol. Hoe groter deze vlokken hoe minder specifiek oppervlakte, dus hoe kleiner de mogelijkheid op afbraak van de micropolluenten via de micro-organismen.

2. Componenteigenschappen

Naast de parameters, K_{bio} , persistentie, K_{ow} , K_d en K_H die iets zeggen over het gedrag in waterige oplossingen of de biologisch afbreekbaarheid, kan men ook de invloed van bepaalde functionele groepen, van de micropolluenten, op de biodegradeerbaarheid nagaan. Hieronder volgt een overzicht van welke functionele groepen weinig tot niet biodegradeerbaar zijn³²⁷.

- Componenten met een carbonylgroep ($R-C(=O)-$) of dubbele bindingen ($R=C$) zijn redelijk afbreekbaar maar er grijpt een langzame acclimatisatie plaats. Dit geldt voor zowel nonylfenol, anthraceen, diclofenac, iopromide en galaxolide.
- De biodegradeerbaarheid van componenten met een aminogroep ($R-NH_2$) of hydroxylgroep ($R-OH$) daalt afhankelijk van de verzadigingsgraad. Hierbij is primair koolstofatoom > secundair koolstofatoom > tertiair koolstofatoom. Dit geldt voor nonylfenol, diclofenac en iopromide.
- De biodegradeerbaarheid van gehalogeneerde componenten daalt met een stijgende graad aan halogenen. Dit geldt voor diclofenac en iopromide.

3. Andere factoren

Verder speelt ook de temperatuur een rol³²⁸. Uit onderzoek is gebleken dat de biodegradeerbaarheid van de micropolluenten bij een temperatuur van 20 °C iets hoger ligt

³²⁷ Geuens, 2005b.

³²⁸ Ternes et al., 2006.

dan deze bij een temperatuur van 10 °C. In winter en zomer kunnen de verwijderingsefficiënties dus verschillen.

Omdat deze micropolluenten slechts gedeeltelijk of niet kunnen verwijderd worden door het actief slibstelsysteem en omdat ze schade kunnen aanrichten in het ecosysteem, bestaat ook de mogelijkheid dat ze polluenten binnen het actief slibstelsysteem zelf voor problemen zorgen.

Zo kunnen deze micropolluenten mogelijk nitrificatie en denitrificatie inhiberen. Het gevolg dat hieraan gekoppeld is, is dat het rendement van de zuivering achteruitgaat.

6.3.4. Besluit

Op basis van voorgaande resultaten kan er besloten worden dat door gebruik te maken van een conventioneel actief slib systeem de micropolluenten onvoldoende verwijderd worden uit het afvalwater³²⁹. Dit besluit kan verder gestaafd worden daar in het algemeen de effluenten³³⁰ van de afvalwaterzuiveringsinstallaties nog beschikken over een concentratie aan micropolluenten tussen de 0,1 -800 ng/l.

De verwijderingspercentages laten toenemen via aanpassing van de verschillende sturingsparameters van het actief slibstelsysteem is zeer complex. In de meeste gevallen komt er een cocktail van micropolluenten voor in een afvalwaterzuiveringsinstallatie. Het is haast onmogelijk is om op voorhand te weten welke micropolluent, op welk tijdstip, met welke concentratie in de afvalwaterzuiveringsinstallatie binnenkomt. In de tweede plaats komen deze micropolluenten in veel lagere concentraties voor dan andere organische stoffen.

Om te vermijden dat deze polluenten toch in het milieu terecht komen, moeten andere verwijderingstechnieken ingezet worden. In de literatuur wordt hierbij gesproken over chemische oxidatie, membraanfiltratie, actief kool of coagulatie/ flocculatie³³¹. Deze technieken³³² kunnen ingezet worden in een waterzuiveringsinstallatie of kunnen een apart opgevangen (rest)stroom behandelen (vb. urine).

In wat volgt zal enkel verwijdering uit totaalstromen besproken worden³³³.

³²⁹ Adriano et al., 2006.

³³⁰ Norihide et al., 2006.

³³¹ Westerhoff et al., 2005.

³³² Keun, 2006.

³³³ Adriano et al., 2005.

6.4. Niet-biologische verwijderingstechnieken

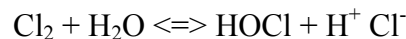
6.4.1. Oxidatietechnieken

6.4.1.1. Bespreking techniek

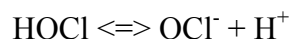
Oxidatie is een chemisch proces³³⁴ waarbij een stof, de reductor, elektronen afgeeft aan een andere stof, de oxidator, en waarbij het oxidatiegetal van de reductor toeneemt. De reductor wordt dus geoxideerd daar de oxidator wordt gereduceerd. Om micropolluenten beter biodegradeerbaar en dus onschadelijker te maken³³⁵, kan men deze gaan oxideren. Hiervoor zijn twee technieken beschreven in de literatuur, namelijk het gebruik van chloor en van ozon.

Chloor

Chloorgas is redelijk goed oplosbaar in water (7,3 g/l bij 20 °C en 1 bar) en hydrolyseert snel tot hypochlorig zuur (HOCl) volgens volgende reactie:



Het gevormde hypochlorig zuur ioniseert in water tot hypochlorietion (OCl⁻) volgens volgende reactie:



De verschillende vormen waarin chloor in het water aanwezig kan zijn (opgelost chloor, hypochlorig zuur en hypochlorietion) wordt vrij actief chloor genoemd. De verhouding waarin deze verschillende vormen voorkomen is afhankelijk van de pH-waarde.

Overdosering van chloor brengt de vorming van gechloreerde koolwaterstoffen met zich mee, welke kankerverwekkend zijn, en een te hoog restgehalte aan vrije chloor in het effluent. Als men toch te maken heeft met een overdosering kan men een dechlorinatie gaan uitvoeren.

³³⁴ Geuens, 2005a.

³³⁵ (<http://www.emis.vito.be/boss>).

Ozon

Ozon (O_3)³³⁶ is een vorm van zuurstof welke normaal als O_2 in de atmosfeer voorkomt. Bij standaardtemperatuur en -druk is ozon een blauw gas. Het is een erg bijtende, giftige stof en heeft het een doordringende geur. Daarnaast is het ook een reactief gas en een sterke oxidator.

Bij het gebruik van ozon is de impact op het milieu beperkt, omdat het gebruik van ozon niet resulteert in de vorming van zuren of basen. Ozon laat enkel zuurstof achter in het water. Uit de literatuur blijkt dat bij ozonisatie bijproducten worden gevormd zoals: toxische, mutagene en/of kankerverwekkende stoffen. Een voorbeeld van dergelijke stof is bromaat.

Naast de sterk oxiderende werking heeft het gebruik van ozon ook enkele nadelen. Een eerste nadeel is dat ozon ter plaatse zal moeten worden vervaardigd. Daar het elektriciteitsverbruik voor de aanmaak van ozon redelijk hoog is zorgt dit er voor dat de prijs van ozon drie tot vijf keer hoger is dan het gebruik van chloor. Een tweede nadeel is dat ozon slecht oplosbaar is in water (3,66 mg/l bij 10 g ozon /m³ lucht). Hierdoor moet de nodige aandacht gaan naar de menging van de geozoniseerde lucht met het te behandelen water.

Ozon kan op twee manieren reageren met stoffen in het water, namelijk direct en indirect³³⁷.

De directe ozonreactie is een langzame reactie. Deze snelheid van de reactie wordt positief beïnvloed door de aanwezigheid van alkyl- en hydroxylgroepen, organische verbindingen met dubbele bindingen en aromatische systemen. De indirecte ozonreactie verloopt via radicalen. Deze zijn zeer reactief en beschikken over een groter oxiderend vermogen dan ozon omdat ze niet-specifiek gaan reageren. Daardoor worden tijdens de indirecte reactie niet alleen meer soorten organische stof afgebroken maar worden ze ook verder afgebroken. Één van deze twee reacties zal de hoofdreactie zijn maar dit hangt af van de reactie-omstandigheden.

De verwachte totale kostprijs³³⁸ van een ozonbehandeling bedraagt 0,01 – 0,04 € /m³. In deze kostprijs zijn zowel de investering als de operationele kosten als het energieverbruik verrekend. Vergeleken met de verwachte kostprijs van een gangbare waterzuiveringsinstallatie, welke 0,2 – 1 € /m³ bedraagt (afhankelijk van het type van behandeling), lijkt ozonisatie een economisch haalbare behandeling. Hierbij moet opgemerkt

³³⁶ Deboosere, 2001.

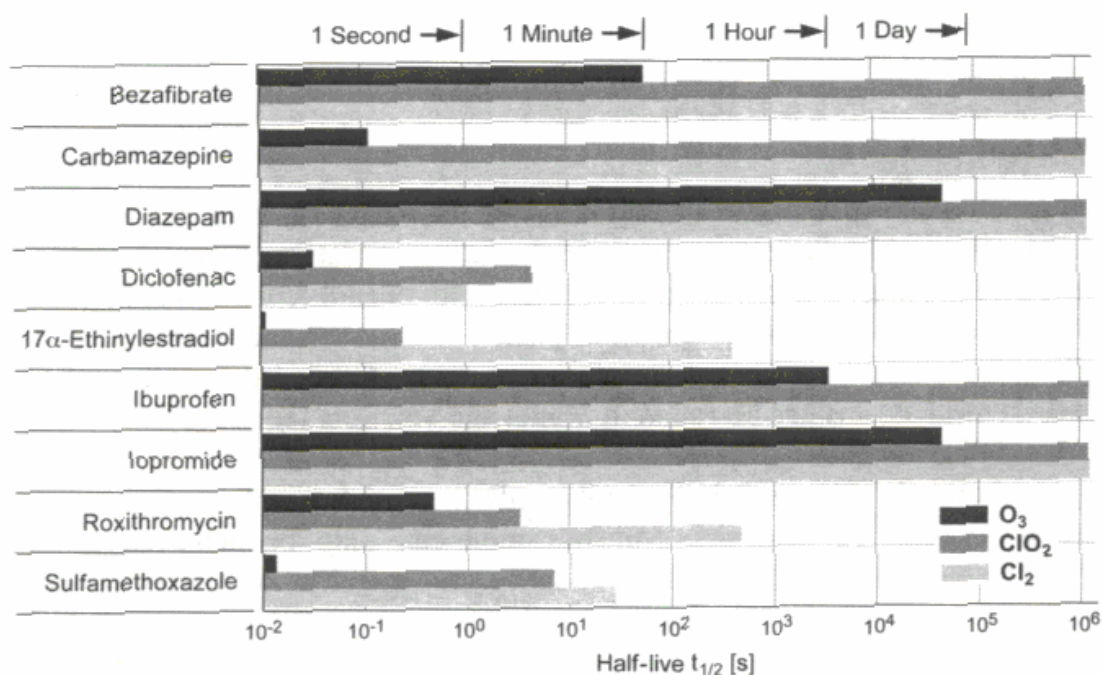
³³⁷ Van Leenen, 2005.

³³⁸ Ternes et al., 2006.

worden dat hier geen rekening is gehouden met een eventuele nabehandeling voor het verwijderen van eventuele bijproducten.

Vergelijking Chloorbehandeling – ozonbehandeling

In figuur 32 wordt een overzicht gegeven van de verschillende halfwaardetijden van enkele farmaceutica. Dit toont aan dat een behandeling met ozon in alle gevallen sneller effect heeft dan een chloorbehandeling.



Figuur 32: Vergelijking chloorbehandeling - ozonbehandeling

(Ternes et al., 2006)

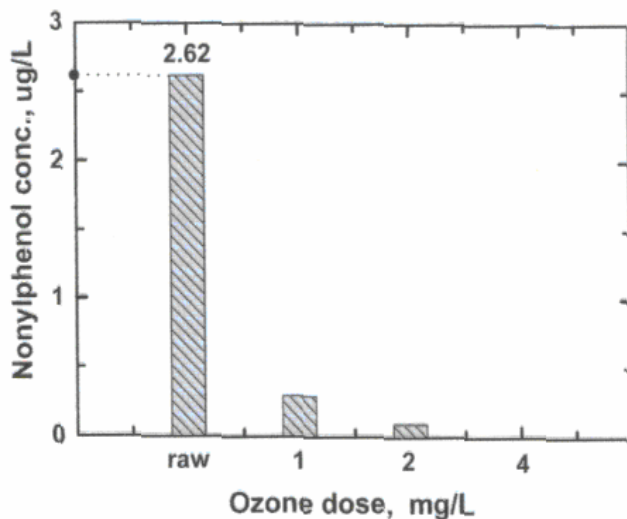
In de praktijk zal in de meeste gevallen gewerkt worden met ozon daar dit sneller effect heeft dan chloor, een sterkere oxiderende werking vertoont en een beperkte milieu-impact met zich meebrengt. Omwille van deze redenen zal bij de resultaten dan ook enkel de resultaten van ozon behandeld worden.

6.4.1.2. Resultaten

Hieronder worden resultaten besproken uit verschillende onderzoeken. Door de verschillende testcondities is het moeilijk om de resultaten met elkaar te vergelijken. Ze geven wel aan in hoeverre een bepaalde techniek in staat geacht wordt voor de verwijdering van de geselecteerde pollutanten.

1. Nonylphenol

Uit figuur 33 blijkt duidelijk dat naar gelang de gebruikte dosis aan ozon stijgt, de verwijdering van nonylfenol ook stijgt.



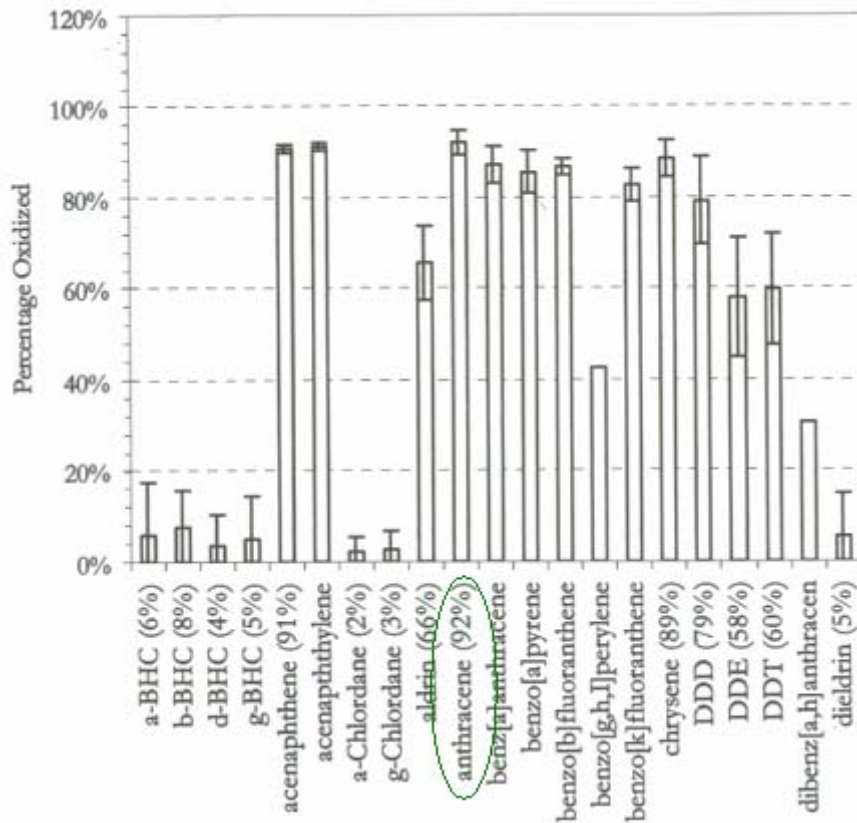
Figuur 33: Behandeling nonylfenol door middel van ozon
(Keun, 2006)

Vanaf de dosis aan ozon 1 mg/l bedraagt wordt er een verwijderingspercentage van 90 % gehaald. De hoge verwijdering houdt verband met de structuur van nonylfenol: deze bevat een aromatisch systeem met dubbele bindingen dat zeer reactief is met ozon. Naarmate dit systeem gesubstitueerd is met electronendonors zoals OH-groep of een NH₂-groep zal de reactie met ozon nog hoger zijn³³⁹. Hogere concentraties aan nonylfenol vereisen hogere dosissen aan ozon.

³³⁹ Van Leenen, 2005.

2. Anthraceen

Uit figuur 34 kan men waarnemen dat het verwijderingspercentage voor anthraceen 92 % bedraagt.



Figuur 34: Behandeling anthraceen door middel van ozon.

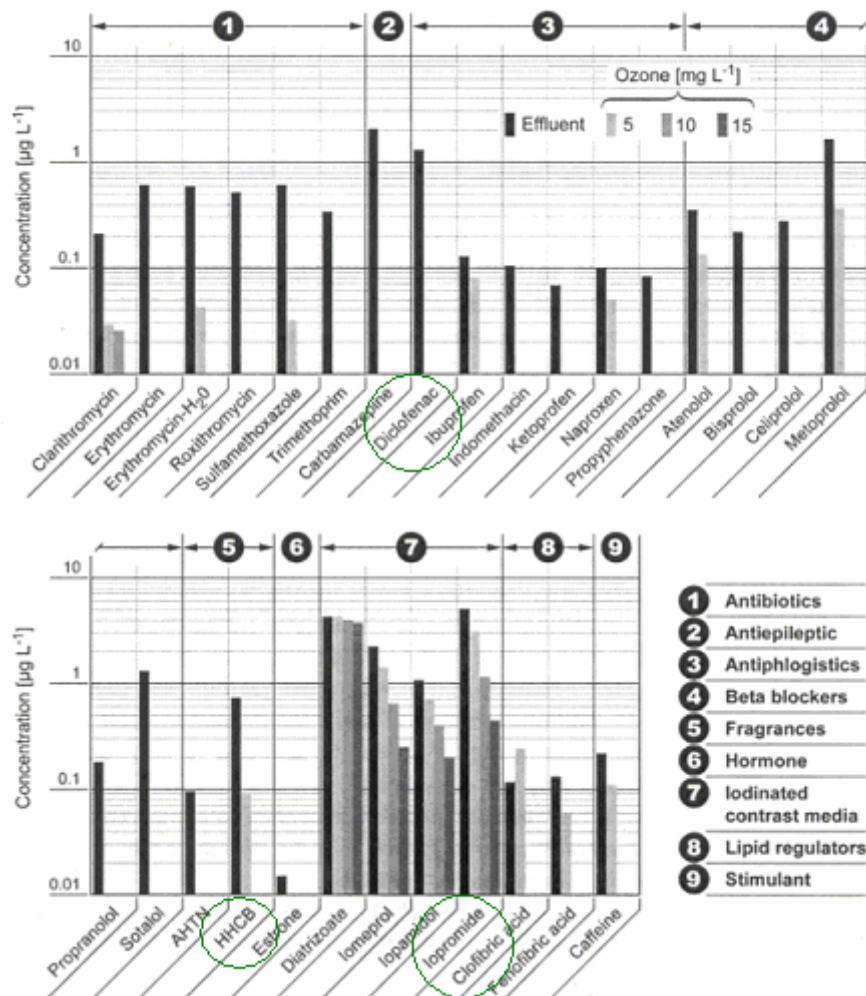
Beginconcentratie: 150 ng/l, ozondosis: 3 mg/l.

(Westerhoff et al., 2005)

De reden waarom dit verwijderingspercentage zo hoog ligt is dezelfde reden als bij nonylfenol, namelijk de aanwezigheid van aromatische structuur met dubbele bindingen.

3. Galaxolide, Iopromide en Diclofenac

Uit figuur 35 kan men waarnemen dat het verwijderingspercentage voor diclofenac bij een ozondosis van 5 mg/l al > 99 % bedraagt. Voor galaxolide wordt bij een ozondosis van 5 mg/l een verwijderingspercentage van om en bij de 50 % gehaald. Bij hogere dosissen aan ozon stijgt dit percentage > 99 %. Ten slotte merkt men dat er voor iopromide bij een ozondosis van 15 mg/l slechts een verwijderingspercentage wordt bereikt van ongeveer 70 %.



Figuur 35: Behandeling van diclofenac, galaxolide en iopromide met ozon
(Ternes, 2006)

De reden voor de hoge verwijderingspercentages van diclofenac en galaxolide komen overeen met deze van nonylfenol en anthraceen. Het lagere verwijderingspercentage van iopromide is te linken aan het feit dat de aromatische structuur van iopromide op alle plaatsen verzadigd is en dat hierdoor het aantal elektronen kan verdeeld zijn over de gehele aromatische structuur.

6.4.2. Coagulatie / flocculatie

6.4.2.1. Bespreking techniek

Coagulatietechnieken³⁴⁰ worden gebruikt om deeltjes te verwijderen die in zwevende toestand verkeren of in colloïdale vorm voorkomen. Doordat deze deeltjes negatief geladen zijn gaan ze elkaar afstoten en treedt er nauwelijks of geen bezinking op. Door toevoeging van coagulantia worden deze deeltjes ontladen en kan er wel bezinking optreden. Deze coagulantia zijn positief geladen ionen. Hoe hoger de valentie van deze ionen des te sterker de stuwende kracht. In de praktijk wordt meestal gebruik gemaakt van $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en FeCl_3 .

De coagulantia³⁴¹ worden toegevoegd onder snelle roering gedurende 1 à 3 minuten. Hiermee zijn de colloïdale deeltjes ontladen en gedestabiliseerd. In deze fase worden de colloïden microvlokken. Wat van belang is bij deze coagulatie is de pH-waarde. In zure omstandigheden ontstaat immers de adsorptie van H^+ - ionen waardoor de werking van de coagulantie vermindert.

Na de coagulatie moeten de microvlokken nog uitvlokken om een afscheiding te verkrijgen. Dit wordt het flocculatieproces genoemd. Hierbij wordt er bij een lager toerental geroerd en dit gedurende 20 à 30 minuten. In deze fase conglomereren de deeltjes.

Deze uitvloeking kan worden bevorderd door de vorming van hydroxides. Naast het effect van ontlading reageren de aluminium-ionen of ijzer-ionen ook met het water. Hierdoor ontstaan aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) of ijzerhydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Dit zijn zware, gelatineuze vlokken die gemakkelijk bezinken en hierbij mogelijk ook colloïden inkapselen en mee doen bezinken. Om dit effect te verkrijgen is er genoeg alkaliniteit nodig. Om dit te bevorderen wordt soms natriumloog (NaOH) of kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) toegevoegd.

Meestal worden er bij het coagulatie-flocculatieproces hulpmiddelen toegevoegd om de vlokvorming te verbeteren. Deze worden toegevoegd kort na de dosering van het coagulatiemiddel. Deze hulpmiddelen zijn veelal polyelektrolyten, dit zijn ketenmoleculen met een hoog moleculair gewicht. Ze bezitten over de eigenschap om bepaalde groepen te adsorberen en om bruggen te vormen tussen de deeltjes of reeds gevormde vlokken. Deze polyelektrolyten dienen wel in kleine hoeveelheden worden toegevoegd daar te grote hoeveelheden leiden tot het uiteenvallen van de gevormde vlokken.

³⁴⁰ Deboosere, 2001.

³⁴¹ Keun, 2006.

De kostprijs van het toepassen van een coagulant en een flocculant zijn afhankelijk van het doseerniveau en de kostprijs per kilogram³⁴². In het algemeen blijkt uit de literatuur dat de verwachte kostprijs om en bij de 0.009 € /m³ bedraagt. Hierbij wordt dan 15 g coalugant en flocculant verbruikt. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat deze kostprijs enkel deze is van de gebruikte chemicaliën.

6.4.2.2. Resultaten

1. Nonylfenol, anthraceen en iopromide

In tabel 29³⁴³ is waarneembaar dat zowel bij het gebruik van Al₂(SO₄)₃ als bij FeCl₃ er lage verwijderingspercentages worden bekomen voor de verwijdering van nonylfenol.

Tabel 29: Behandeling van nonylfenol en iopromide met coagulatie / flocculatie

(Westerhoff et al., 2005)

Micropolluent / % verwijdering	Door gebruik van Al₂(SO₄)₃ (dosis: 50 mg/l)	Door gebruik van FeCl₃ (dosis: 40 mg/l)
Nonylfenol (beginconcentratie =4500 ng/l)	4 %	7 %
Micropolluent / % verwijdering	Door gebruik van Al₂(SO₄)₃ (dosis: 6 mg/l)	Door gebruik van FeCl₃ (dosis: 12 mg/l)
Anthraceen (beginconcentratie =10-250 ng/l)	< 20 %	< 20%
Iopromide (beginconcentratie =10-250 ng/l)	< 20 %	< 20 %

Deze percentages zijn opmerkelijk daar nonylfenol redelijk hoge waarden heeft voor log K_{ow}, Log k_{oc} en beschikt over een lage wateroplosbaarheid. Ook voor anthraceen werden lage waarden bekomen. Een mogelijke verklaring is de samenstelling van het gebruikte testwater. In deze testwaters kunnen verhoogde hoeveelheden aan organisch materiaal en/of zwevende deeltjes aanwezig zijn. Daar nonylfenol en anthraceen hoge waarden hebben voor log K_{ow},

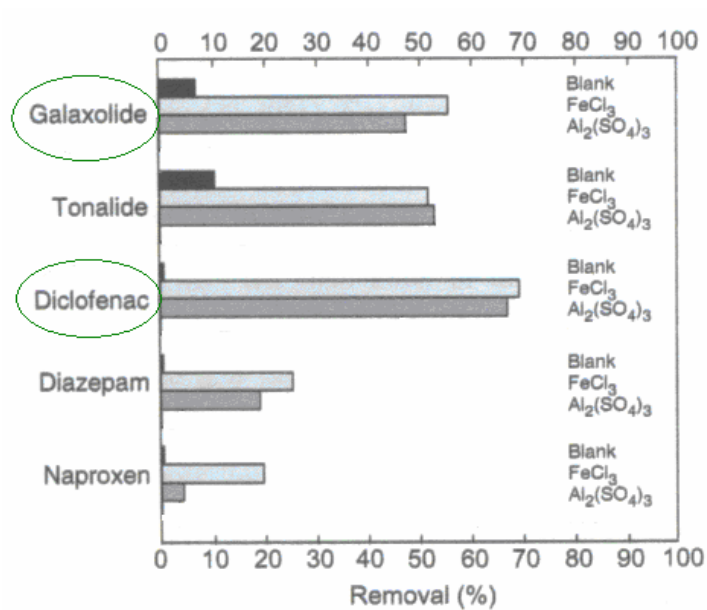
³⁴² Deboosere, 2001.

³⁴³ Keun, 2006.

Log k_{oc} en over een lage oplosbaarheid beschikken, is het realistisch dat deze polluenten binden met dit organisch materiaal en/of zwevende deeltjes. Ook voor iopromide is coagulatie/flocculatie irrelevant daar de verwijderingspercentages lager zijn dan 20 %.

2. Galaxolide en Diclofenac

Uit figuur 36 kan men waarnemen dat voor galaxolide een verwijderingspercentage van ongeveer 50 % wordt gehaald. Voor diclofenac ligt dit cijfer op 70 %.



Figuur 36: Behandeling van galaxolide en diclofenac met coagulatie / flocculatie
(Carballa, 2005)

De redenen van deze redelijk goede verwijderingspercentages zijn de hoge waarden voor log K_{ow} en Log K_{oc} . Ook de lage wateroplosbaarheid speelt een positieve invloed.

Opmerkelijk aan het goede rendement voor diclofenac is dat dit een redelijk lage waarde heeft voor K_d . Een mogelijke reden waarom toch een redelijk hoog rendement wordt bekomen is door het feit dat diclofenac een pKa-waarde heeft van 4. De pKa-waarde is een indicatie voor de hoeveelheid H^+ (waterstofionen) dat dissocieert in oplossing. Hoe lager deze waarde hoe meer H^+ ionen er in de oplossing zullen gedissocieerd zijn en dus hoe meer zuur de oplossing in kwestie is. Daar diclofenac een pKa-waarde heeft van 4 dissocieert deze polluent redelijk goed. Hierdoor kunnen er tussen het geïoniseerde diclofenac en het driewaardig coagulant verbindingen optreden waardoor deze polluent beter verwijderd kan worden.

De beginconcentraties voor diclofenac en galaxolide lagen tussen 2000 -18000 ng/l. De gebruikte hoeveelheden coagulantia waren 250 mg / l voor FeCl₃ en 300 mg/l voor Al₂(SO₄)₃.

6.4.3. Actieve kool

6.4.3.1. Bespreking techniek

Bij adsorptie³⁴⁴ hechten stoffen zich vast aan het oppervlak van vaste deeltjes. Men kan dus zeggen dat adsorptie een fenomeen is dat optreedt aan het grensoppervlak van twee fasen waarbij er een verwijdering optreedt van componenten uit de ene fase en adsorptie aan de andere fase.

Men kan hierbij een onderscheid maken tussen twee soorten adsorptie namelijk, chemisorptie en fysisorptie. Bij chemisorptie doen zich moleculaire interacties voor tussen de geadsorbeerde moleculen en het vaste oppervlak van het adsorbens. Het gaat hier dus werkelijk om chemische reacties. Deze reacties zijn irreversibel. Bij fysisorptie treden er Van Der Waalskrachten op, d.w.z. elektrostatische aantrekking. Deze reacties zijn wel reversibel.

Het gebruik van adsorptiemiddelen kent een stijgende trend omwille van twee redenen, enerzijds de efficiënte verwijdering van o.a. apolaire stoffen, toxische en/of persistente en niet-biodegradeerbare organische pollutanten en anderzijds omwille van de strenger wordende effluentnormen.

Het meest gebruikte adsorptiemiddel is actieve kool. Actieve kool³⁴⁵ is een microporeuze inerte koolstofmatrix met een zeer groot intern oppervlak (700 tot 1500 m²/g). Door dit grote intern oppervlak leent actieve kool zich ideaal tot adsorptie. Actieve kool³⁴⁶ is te verkrijgen in twee vormen, enerzijds in de poedervorm (PAC) en anderzijds in de granulaatversie (GAC).

De werking van actieve kool filters is temperatuurafhankelijk en van de te adsorberen componenten. Het water heeft een continue doorstroom door de kolom waardoor het filter periodiek zal moeten worden vervangen. Het gebruikte actieve kool kan geregenereerd worden op verschillende manieren zoals bv. met stoom. Na dergelijke regeneratie is de efficiëntie gedaald met 5 à 10 %.

³⁴⁴ Geuens, 2005b.

³⁴⁵ (<http://www.emis.vito.be/Luss>).

³⁴⁶ Van Loon, 2006.

De maat voor adsorptie aan actieve kool wordt bepaald door de concentratie van de stoffen in het water, de temperatuur en de polariteit van de stof. Een polaire stof (= een stof die goed in water oplost) is slecht of niet te verwijderen d.m.v. actieve kool, terwijl een apolaire stof (= een stof die niet goed in water oplost) zeer goed kan verwijderd worden met actieve kool.

Deze maat kan beschreven worden met isothermen, die de relatie aangeven tussen de concentratie in de vrije oplossing van de te adsorberen deeltjes en de hoeveelheid geadsorbeerde deeltjes per éénheid gewicht van het adsorbens en dit bij een constante temperatuur. De Freundlich-isothermen³⁴⁷ zijn een empirische uitdrukking en worden gegeven door volgende vergelijking:

$$X = K_f * C_e^{(1/n)}$$

Met:

X = de bij evenwicht geadsorbeerde stof per massa adsorbens (mg/g)

C_e = de evenwichtsconcentratie opgeloste stof (ppm)

K_f = indicatie voor bindingscapaciteit

1 / n = constante die in functie staat van de sterkte van de adsorptie. Als men met een goed adsorbens te maken heeft ligt deze waarde voor “n” tussen één en twee.

Daar er weinig ervaring bestaat omtrent het gebruik van actief kool voor de verwijdering van micropolluenten uit afvalwater, wordt de kostprijs van deze techniek vergeleken met deze welke zich voordoet voor de productie van drinkwater. Deze³⁴⁸ bevindt zich tussen 0,09 – 0.35 € /m³. Hieruit kan men besluiten dat deze prijs, i.v.m. de totale kostprijs van een waterzuiveringsinstallatie, redelijk hoog is.

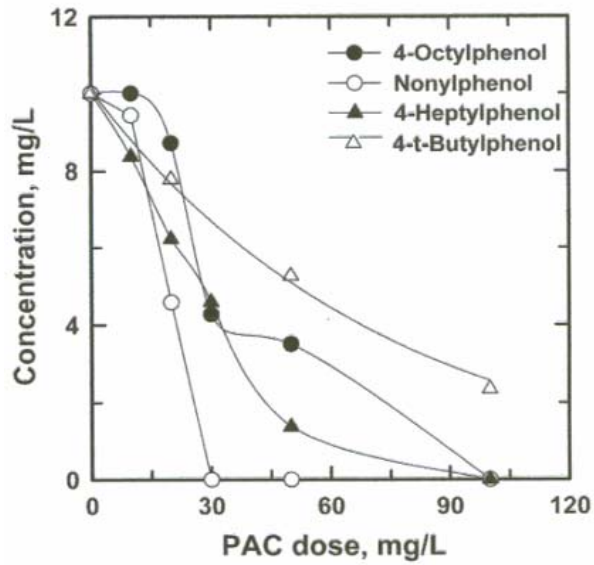
6.4.3.2. Resultaten

1. Nonylfenol

Uit figuur 37 kan men waarnemen dat nonylfenol, bij een beginconcentratie van 10 mg/l, volledig (> 99 %) verwijderd kan worden uit afvalwater door gebruik te maken van een dosis aan actieve kool van 30 mg/l.

³⁴⁷ Ngah et al., 2001.

³⁴⁸ Ternes et al., 2006.

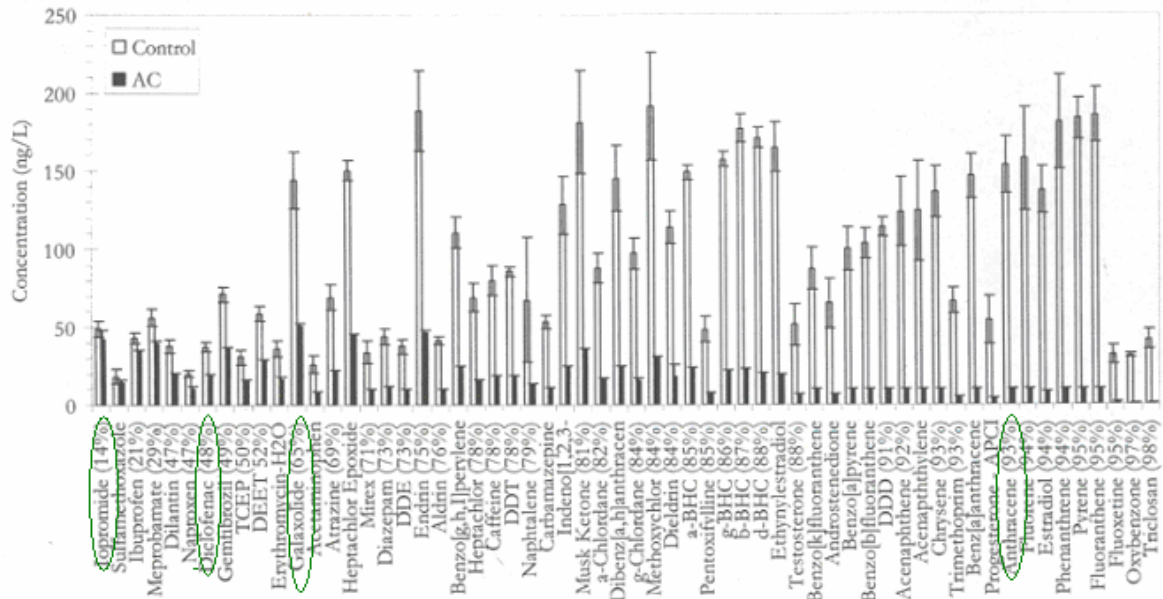


Figuur 37: Behandeling van nonylfenol door middel van actieve kool
(Keun, 2006)

De reden waarom nonylfenol zo goed gaat adsorberen aan actieve kool heeft te maken met de eigenschappen van nonylfenol. Deze pollutant bezit een redelijke hoge waarde voor K_d , $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ die erop wijzen dat nonylfenol een apolaire stof is.

2. Anthraceen, galaxolide, iopromide en diclofenac

Figuur 38 toont het hoge verwijderingspercentage van anthraceen, wat 93 % bedraagt, en de lagere rendementen voor diclofenac (48 %) en galaxolide (65 %).



Figuur 38: Resultaten actieve kool.

Beginconcentraties (18-191 ng/l) en dosis 5 mg/l.

(Westerhoff et al., 2005)

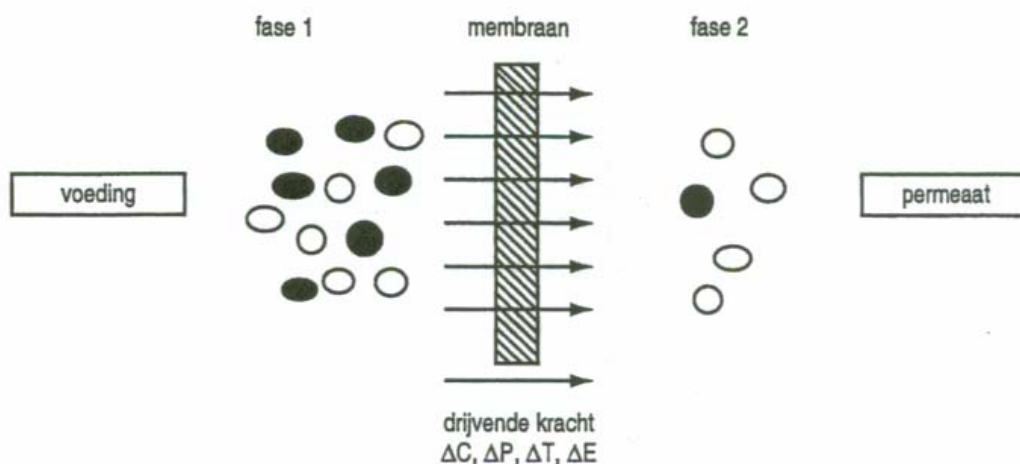
De reden is dat zowel diclofenac als galaxolide over een lagere log K_{oc}- waarden beschikken dan anthraceen. Verder kan men waarnemen dat het rendement voor de verwijdering van iopromide slechts 14 % bedraagt. Dit heeft te maken met lage waarden voor K_d, log K_{ow} en log K_{oc} wat erop wijst dat dit een polaire stof is.

6.4.4. Membranen

6.4.4.1. Bespreking techniek

Een scheidingstechniek die de laatste jaren veel aan belang gewonnen heeft in de behandeling van afvalwater, is de membraanfiltratie. Membraanfiltratie³⁴⁹ is de verzamelnaam voor een aantal scheidingstechnieken waarbij de scheiding gebeurt d.m.v. een selectieve wand welke men membraan noemt. Om nu transport doorheen zulk een membraan te bekomen is een drijvende kracht nodig. In dit eindwerk worden enkel drukgedreven processen beschouwd. De werking van een membraan wordt in figuur 39 schematisch weergegeven.

³⁴⁹ Deboosere, 2001.



Figuur 39: Werking van het membraan

(Deboosere, 2001)

Zoals blijkt uit figuur 39 passeert de voedingsstroom, doorheen de membraaneenheid. Het membraan dat verantwoordelijk is voor de scheiding, is een selectieve scheidingslaag tussen twee fasen. Het laat deze componenten niet of in geringe mate door, afhankelijk van het type membraan en de eigenschappen van de componenten in de voedingsstroom. Op deze manier bekomt men een scheiding in twee stromen. Enerzijds bekomt men een relatieve zuivere stroom (permeaat), welke de stroom is dat door het membraan gaat. Anderzijds bekomt men een stroom waarin de componenten zijn geconcentreerd (concentraat of retentaat).

Verder zal enkel de techniek van nanofiltratie³⁵⁰ behandeld worden daar de moleculaire cut-off van de micropolluenten, d.i. de moleculaire massa waarboven meer dan 90 % van de polluenten verwijderd is, is gesitueerd in de range van 200 – 500 g/mol. Dit komt overeen met de moleculaire massa's van de geselecteerde polluenten (tabel 30).

Tabel 30: Moleculaire massa's micropolluenten

(<http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>)

Micropolluent	Moleculaire massa (g/mol)
Nonylfenol	220,36
Anthraceen	178,23
Diclofenac	296,15
Iopromide	258,40
Galaxolide	215,69

³⁵⁰ Verliefde et al., 2006.

Nanofiltratie is een membraanproces³⁵¹ dat zich tussen ultrafiltratie en inverse osmose situeert. De druk waarbij gewerkt wordt bedraagt 3 à 20 bar

De kostprijs³⁵² van een nanofiltratiebehandeling wordt geschat op < 0,4 € /m³. Hierbij moet opgemerkt worden dat de kostprijs voor de verwerking van het retentaat en deze van de energievereisten niet is inbegrepen.

6.4.4.2. Resultaten

In tabel 31 kan men, voor de geselecteerde polluenten, de verschillende verwijderingspercentages³⁵³ waarnemen.

Tabel 31: Behandeling van micropolluenten door middel van nanofiltratie

(Snyder et al., 2005)

Micropolluenten	Verwijderingspercentage	pKa-waarde
Iopromide	+/- 85 %	10,20
Diclofenac	> 95 %	4,00
Galaxolide	> 99 %	Niet gekend
Nonylfenol	>90 %	10,25
Anthraceen	Niet gekend	3,65

Hieruit blijkt dat voor alle micropolluenten hoge verwijderingspercentages bekomen worden met nanofiltratie. Deze hoge verwijderingspercentages hangen in de eerste plaats af van de moleculaire massa van de micropolluenten. In de tweede plaats speelt de hydrofobiciteit een rol. Polluenten, zoals galaxolide, nonylfenol en diclofenac, die hoge K_d , $\log K_{ow}$, $\log K_{Oc}$ waarden en lage wateroplosbaarheden hebben, zijn redelijk hydrofoob en zullen dus een hoge verwijderingsrendement vertonen.

Iopromide is hydrofiel maar vertoont toch een hoog verwijderingspercentage. Dit kan als volgt verklaard worden. Doordat hydrofiele polluenten wateroplosbaar zijn, vergroot hun effectieve diameter en worden ze beter tegengehouden.

Ten slotte speelt ook de pKa-waarde (zie tabel 31) een rol bij het verwijderen van micropolluenten d.m.v. nanofiltratie. Daar het membraanoppervlak van de meeste

³⁵¹ Snyder et al., 2005.

³⁵² Ternes et al., 2006.

³⁵³ Verliefde et al., 2006.

nanofiltratiemembranen negatief geladen is, zal naargelang de pKa-waarde van een pollutant lager is er een groter verwijderingspercentage gehaald worden. Door de lagere pKa-waarde van een pollutant zullen er meer negatief geladen polluenten in de oplossing aanwezig zijn. Een negatief membraanoppervlak en een negatief geladen pollutant zorgen voor afstoting waardoor de pollutant geen kans maakt om door het membraan te dringen. Als men de pKa-waarden voor de geselecteerde polluenten nader bekijkt kan men besluiten dat vooral de verwijdering van anthraceen en diclofenac begunstigd wordt.

6.4.5. Samenvattende resultaten

Tabel 32 vat de resultaten samen. Hieruit blijkt dat nanofiltratie en ozonisatie de beste verwijderingsefficiënties geven voor alle geselecteerde polluenten en minstens een verwijderingspercentage van 80 % haalt.

Tabel 32: Samenvattende resultaten

(Snyder et al., 2003)

Micropolluent	Techniek	Ozon (O₃)	Coagulatie/ Flocculatie	Actieve kool	Nanofiltratie
Nonylfenol		80 % - 95 %	< 10 %	> 95 %	80 % - 95 %
Anthraceen		80 % - 95 %	10 % - 40 %	80 % - 95 %	Niet gekend
Diclofenac		> 95 %	40 % - 80 %	40 % - 80 %	> 95 %
Iopromide		40 % - 80 %	10 % - 40 %	10 % - 40 %	80 % - 95 %
Galaxolide		> 95 %	40 % - 80 %	40 % - 80 %	> 95 %

De uiteindelijke keuze van de techniek³⁵⁴ die men gaat gebruiken voor de verwijdering van micropolluenten hangt echter ook af van andere criteria zoals:

- gewenste effluentkwaliteit
- beschikbare ruimte
- kostprijs (kosten/baten)

De besproken verwijderingstechnieken zullen steeds na het beluchtingsbekken en de bezinker geplaatst worden. De redenen hiervoor zijn de volgende:

³⁵⁴ Deboosere, 2001.

- De eigenlijke bedoeling van deze technieken was om de micropolluenten te verwijderen welke niet verwijderd werden door het actief slib. Deze techniek wordt immers standaard toegepast voor vb. huishoudelijke afvalwaterzuivering.
- Wanneer deze technieken voor het beluchtingsbekken geplaatst worden zullen er meer dan enkel micropolluenten verwijderd worden.

6.5. Verwijdering van atrazine uit het milieu

6.5.1. Inleiding

De parameters weergegeven in Tabel 33 geven aan dat atrazine

- licht hydrofoob is ($\text{Log } K_{ow} < 2$)
- een gemiddeld sorptievermogen heeft ($1 < \text{Log } K_{oc} < 5$)
- redelijk goed oplosbaar is
- goed dissocieert in water
- redelijk gemakkelijk afbreekbaar is
- niet vluchtig is

Tabel 33: Gegevens atrazine

(<http://chemfinder.cambridgesoft.com/>)

Micropolluent / Parameter	Log K_{ow}	Log K_{oc}	DT₅₀ (dagen)	pKa	K_H	Wateroplosbaarheid (mg/l)
Atrazine	2,61	2,5	29	1,7	2,36 *10 ⁻⁹	34,7

Uit de interpretatie van deze parameters kan men besluiten dat atrazine dus verdeeld teruggevonden kan worden in zowel de waterfase als gesorbeerd aan de vaste fase. Als het herbicide zich in de waterfase bevindt kan het enerzijds afvloeien van het landbouwoppervlak en op die manier in het oppervlaktewater terecht komen. Anderzijds kan het infiltreren in de bodem waardoor het kan terecht komen in het grondwater.

Als atrazine zich in een gesorbeerde toestand bevindt, kan het eveneens afvloeien wanneer er een fikse regenbui plaatsvindt. Anderzijds kan het in gesorbeerde toestand blijven in de bodem. Hierbij moet opgemerkt worden dat de samenstelling van de bodem een belangrijk aandeel speelt in hoe atrazine zich zal gedragen.

In zowel de waterfase als in de gesorbeerde toestand kan atrazine (gedeeltelijk) geëlimineerd worden door enerzijds chemische en anderzijds microbiologische reacties.

6.5.2. Verwijderingstechnieken

Om te voorkomen dat atrazine mogelijke impacten heeft op fauna en op de drinkwaterkwaliteit, kan ofwel getracht worden afvloeiing van het landbouwoppervlak naar het oppervlaktewater te voorkomen of moet atrazine uit het grondwater verwijderd worden.

6.5.2.1. Fytoremediatie

Om te voorkomen dat atrazine via afvloeiing rechtstreeks in het oppervlaktewater terecht komt, kan men gebruik maken van waterrijke gebieden of wetlands³⁵⁵. Waterrijke gebieden³⁵⁶ is een verzamelnaam voor gebieden als meren, oeverzones, moerassen en estuaria, en worden soms omschreven als de “nieren van het landschap” vanwege hun functies in de hydrologische en biochemische cycli. Dergelijke aangelegde waterrijke gebieden kunnen zo gebruikt worden als passieve buffer van diffuse verontreiniging in landbouwgebieden. Wanneer afvloeiend water, met de aanwezigheid van atrazine, in de bufferzone terecht komt, kan men hier d.m.v. herbicidetolerante planten zorgen voor een sorptie en biodegradatie van deze herbiciden. De mogelijkheid van planten om de biodegradatie³⁵⁷ te verhogen is gebaseerd op het feit dat planten bepaalde organische stoffen (exudaten) in de bodem vrijlaten die de biodegradatie op de volgende wijze kunnen stimuleren:

- stimulering van de bodemorganismen in de rhizosfeer
- ze bevatten enzymen (dehydrogenase) die organische verbindingen kunnen transformeren
- ze kunnen co-metabolische transformaties van verontreinigingen door micro-organismen stimuleren.

De techniek die deze sorptie en biodegradatie omschrijft heet fytoremediatie. Om fytoremediatie efficiënt te laten verlopen, moet er aan een aantal voorwaarden voldaan zijn:

- pollutant moet biologisch beschikbaar zijn
- pollutant mag niet toxisch zijn voor de plant
- pollutant moet kunnen opgenomen worden door de plant
- verspreiding van de pollutant moet beperkt zijn

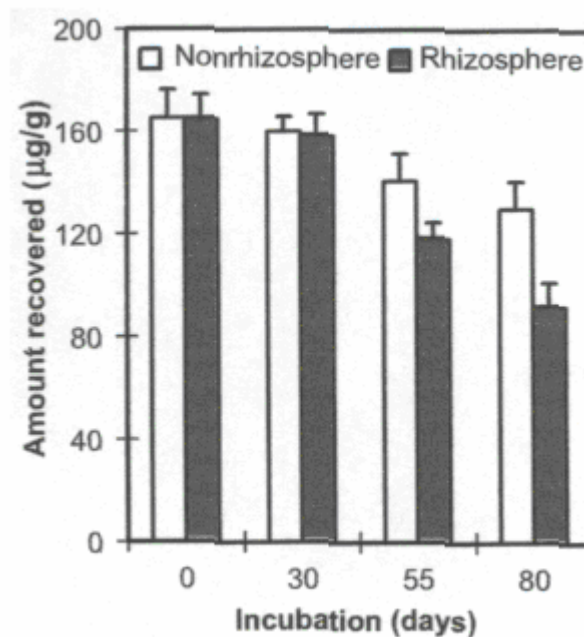
³⁵⁵ Meire, 2006.

³⁵⁶ (<http://www.vito.be/milieu>).

³⁵⁷ Gemoets, 2006.

Eenmaal aan deze voorwaarden voldaan kan fyto-remediatie als een kostenefficiënt saneringsalternatief worden gebruikt.

Voor de uitvoering van deze techniek blijken grassen ideaal te zijn omdat ze een vezelachtig wortelstelsel hebben dat een continue compacte rhizosfeer vormt. Dit geeft tevens het bijkomend voordeel dat de bodem beschermd wordt tegen water- en winderosie. Onderzoek naar soorten grassen³⁵⁸ voor de verwijdering van atrazine uit een aangelegde bufferzone heeft uitgewezen dat *Pennisetum clandestinum*, over de beste capaciteiten beschikt (figuur 40).



Figuur 40: Laboresultaten voor de verwijdering van atrazine
(Singh et al., 2004)

Om deze capaciteit na te gaan werden twee testen uitgevoerd. In een eerste bekersglas werd er 100 g bodem, +/- 16000 µg atrazine, een stikstofbron, een glucosebron en 10 plantenstengels gebracht. Een tweede bekersglas bevatte dezelfde samenstelling met uitzondering van de 10 plantenstengels. Dit tweede bekersglas diende als blanco. Na 80 dagen werd +/- 45 % van het atrazine verwijderd, in aanwezigheid van plantenstengels (en rhizosfeer). In afwezigheid van plantenstengels werd er slechts +/- 22 % verwijderd.

³⁵⁸ Singh et al., 2004.

Naast bufferzones tussen terrestrische en aquatische systemen, kunnen ook waterplanten gebruikt worden welke zich bevinden in de ontvangende oppervlaktewateren³⁵⁹. De waterplanten *Ceratophyllum demersum* of grof hoornblad en *Elodea canadensis* of brede waterpest komen in aanmerking voor de verwijdering van atrazine uit oppervlaktewateren. Hierbij zou *Ceratophyllum demersum* een rendement van 58,7 % bereiken en *Elodea canadensis* een rendement van 36,8 %.

6.5.2.2. Fysico-chemische verwijderingstechnieken

Wanneer atrazine zich in het grondwater bevindt kan men d.m.v. pump & treat³⁶⁰ het atrazine verwijderen uit het grondwater. Hierbij zal het grondwater eerst opgepompt worden waarna het bovengronds wordt behandeld.

Ook atrazine dat geadsorbeerd is aan gronddeeltjes zal na verloop van tijd desorberen door de verlaging van de concentratie in het gereinigde grondwater. In het begin van de behandeling worden relatief hoge concentraties van atrazine vastgesteld in het opgepompte water. Na verloop van tijd dalen deze op exponentiële wijze doordat het vrijkomen van de aan de bodemdeeltjes gebonden atrazine door de diffusiesnelheid is beperkt en dus relatief traag verloopt als men dit vergelijkt met de doorspoeling van de bodem met grondwater.

Het opgepompte water kan behandeld worden door gebruik te maken van fysico-chemische technieken. Een biologische zuivering, zoals een actief slibstelsel, is hier minder aangewezen door de lage COD en BOD van grondwater. Bovendien is atrazine wel redelijk afbreekbaar maar er zal een te hoge slibleeftijd vereist zijn voor een voldoende verwijdering.

De fysico-chemische technieken³⁶¹ die kunnen gebruikt worden zijn:

- nanofiltratie
- actieve koolfiltratie
- coagulatie / flocculatie
- ozonisatie.

Bij gebruik van deze technieken moet men rekening houden met het feit dat grondwater doorgaans veel ijzer bevat³⁶². Tweewaardig ijzer, kan in contact met zuurstof geoxideerd

³⁵⁹ Rice, 1996.

³⁶⁰ Gemoets, 2006.

³⁶¹ Keun, 2006.

worden tot het weinig wateroplosbare driewaardige ijzer wat kan zorgen voor verstoppingen van de installaties. Ook de hardheid van het grondwater kan verstoppingen van de installaties met zich meebrengen. Het is daarom aangeraden om grondwater eerst te beluchten, gevolgd door bezinking en/of filtratie over een zandfilter

Hieronder worden de resultaten besproken voor de verwijdering van atrazine d.m.v. de genoemde fysico-chemische technieken. De bespreking van de technieken zelf kan men terugvinden onder 6.4 Niet-biologische verwijderingstechnieken.

Resultaten

Tabel 34: Verwijderingspercentages atrazine

(<http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>).

Micropolluent/verwijderingstechniek	Ozon	Coagulatie/ flocculatie	Actieve kool	Nanofiltratie
Atrazine	47 %	0 %	60 %	70 % - 90 %

Men kan waarnemen dat het verwijderingspercentage voor atrazine slechts 47 % bedraagt³⁶³ bij een behandeling met ozon. De reden waarom die percentage laag ligt komt doordat de structuur van atrazine enerzijds een chloormolecule bevat en anderzijds omdat het aandeel aan aromatische structuren en dus aan dubbele bindingen beperkt is. Wanneer een hogere dosis aan ozon zou gebruikt worden, kunnen er hogere verwijderingspercentages verwacht worden.

Coagulatie/flocculatie is voor de verwijdering van atrazine niet relevant daar er 0 % van het atrazine wordt verwijderd.

Actieve kool verwijdert 60 % atrazine. De reden van dit lage percentage zijn de lagere waarden voor Log K_{oc} , Log K_{ow} en de redelijk goede wateroplosbaarheid.

Het verwijderingspercentage³⁶⁴ door gebruik te maken van nanofiltratie ligt in de range van 70 % - 90 %. Een verklaring waarom deze percentages redelijk hoog zijn, zijn de volgende³⁶⁵:

- de moleculaire massa van atrazine, welke 215,7 g/mol bedraagt.

³⁶² Gemoets, 2006.

³⁶³ Westerhoff et al., 2005.

³⁶⁴ Van Der Bruggen et al., 2001.

³⁶⁵ Verliefde et al., 2006.

- de lage pKa-waarde (zie ook 6.4.4.2 resultaten)
- het licht hydrofobe gedrag van atrazine.

6.6. Algemeen besluit

Als algemeen besluit kan men stellen dat er verschillende mogelijke verwijderingstechnieken voorhanden zijn voor de verwijdering van micropolluenten en dit enerzijds voor een waterzuiveringsinstallatie en anderzijds voor micropolluenten die rechtstreeks in het milieu terecht komen.

Daar de biodegradatie in een waterzuiveringsinstallatie eerder beperkt is, zal men dienst moeten doen op fysico-chemische technieken. Van de vier besproken technieken is nanofiltratie de betere techniek daar met deze techniek hoge verwijderingspercentages (>80 %) werden gehaald. Verder onderzoek en ontwikkeling omtrent deze techniek is dan ook belangrijk.

Voor de verwijdering van pesticiden, meer bepaald atrazine, kan naast fysico-chemische technieken, dienst gedaan worden op de techniek fyto-remediatie. Hier kan men eerder spreken van positieve bijdragen dan van hoge rendementen. Door de meerwaarde die deze techniek te bieden heeft, is verder ontwikkeling hiervan ook belangrijk.

Besluit

Door de aanwezigheid in oppervlaktewateren en de impacten op mens en milieu krijgen micropolluenten reeds zeer veel internationale aandacht. Dit blijkt uit literatuurgegevens en diverse stoffenlijsten, welke gebaseerd zijn op verschillende verdragen en richtlijnen. De doelstelling van deze masterproef was daarom in de eerste plaats om tot een inventarisatie te komen van de belangrijkste micropolluenten welke zich in het Schelde-estuarium voordoen.

Hierbij werden tal van stoffenlijsten gehanteerd welke echter vooral pesticiden en industriële stoffen en in mindere mate PPCPs bevatten. In Vlaanderen wordt er enkel gekeken naar de aanwezigheid van pesticiden en industriële stoffen in het oppervlaktewater. Voor PPCPs is er nauwelijks Vlaamse informatie voorhanden, laat staan meetgegevens. Via een selectiemethode, die gebaseerd was op het toekennen van waarden aan verschillende parameters werden volgende micropolluenten geselecteerd: atrazine, anthraceen, nonylfenol, diclofenac, iopromide en galaxolide.

Een tweede doelstelling bestond erin om deze geselecteerde micropolluenten nader toe te lichten op verschillende domeinen zoals verspreidingsroutes, toxiciteit, beleid en verwijderingstechnieken.

Zo blijkt uit deze masterproef dat deze geselecteerde micropolluenten op verschillende manieren in het oppervlaktewater terecht kunnen komen. Naast directe emissies in het oppervlaktewater, al dan niet via rioleringen of na een behandeling in een RWZI, doen er zich ook indirecte emissies voor uit de compartimenten lucht en bodem.

Pesticiden zoals atrazine worden in tegenstelling tot de andere geselecteerde pollutanten bewust in het milieu gebracht en verspreiden zich voornamelijk via atmosferische depositie naar het oppervlaktewater.

De andere pollutanten zijn afvalstoffen en restproducten waarbij anthraceen voornamelijk via atmosferische depositie en lozingen door de scheepvaart in het oppervlaktewater terecht komt. Nonylfenol, diclofenac, iopromide en galaxolide worden merendeel via rechtstreekse lozing op het watercompartiment in het milieu gebracht.

Wanneer de geselecteerde micropolluenten in het oppervlaktewater terecht komen, accumuleren ze vaak en gedragen ze zich mogelijks persistent. Op die manier zijn ze dikwijls toxisch voor de mens en het milieu. Organismen kunnen deze polluenten opnemen uit het water alwaar ze in vele gevallen gaan accumuleren. De concentratie in het organisme kan verder zodanig oplopen dat ze tot boven de concentratie in het water stijgt. Vanaf bepaalde concentraties kunnen deze micropolluenten zelfs dodelijk zijn voor een organisme.

Om te voorkomen dat de geselecteerde micropolluenten in het oppervlaktewater terecht komen, werd het beleid omtrent deze polluenten en de mogelijke end-of-pipe verwijderingstechnieken voor deze stoffen onder de loep genomen.

Hieruit blijkt dat Vlaamse wetgeving voor pesticiden en industriële stoffen in zekere mate gestuurd wordt vanuit de Kaderrichtlijn Water welke als doel heeft de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren. Verder bestaat er op Europees niveau specifieke regelgeving omtrent milieugevaarlijke stoffen met het oog op reductie en verbod van het gebruik. In de Belgische en Vlaamse wetgeving wordt de Europese wetgeving uitgevoerd door het respectievelijk opleggen van productnormen, met het oog op het beperken van de emissies, en groepsnormen, met het oog op het vastleggen van de immissiemaxima. Productnormen bestaan echter in de huidige wetgeving niet voor anthraceen. Het gebruik van atrazine wordt erdoor verboden en voor nonylfenol zijn er reeds serieuze beperkingen opgelegd. Groepsnormen zijn dan weer niet specifiek genoeg om de aanwezigheid van stoffen te kennen.

De Europese regelgeving inzake chemische stoffen zal in de komende jaren grondig veranderen met de komst van REACH. Deze wetgeving zal ervoor zorgen dat het in het milieu brengen van stoffen beter opgevolgd kan worden om alzo het milieu te vrijwaren van nieuwe milieugevaarlijke stoffen.

Geneesmiddelen zijn biologisch actieve stoffen die gemaakt zijn om bij lage concentraties een geneeskundig effect te veroorzaken bij mens en dier. Daarom wordt in de eerste plaats weinig aandacht besteed aan de schadelijke effecten van geneesmiddelen voor het milieu. De Europese wetgeving voor geneesmiddelen is daardoor enkel gericht op de regulering van de invoering van nieuwe geneesmiddelen op basis van risico-analyses. De Belgische wetgeving is voornamelijk een omzetting van de Europese wetgeving. Alvorens geneesmiddelen in België in de handel kunnen gebracht worden, moeten ze een vergunning afdwingen via een registratieprocedure.

Voor personal care producten bestaat er geen specifieke wetgeving, maar deze producten zullen in de toekomst eveneens onder REACH vallen.

Daar beleid alleen niet sluitend is voor het tegengaan van emissies van micropolluenten naar oppervlaktewater zijn verwijderingstechnieken onontbeerlijk. Aangezien niet alle micropolluenten van nature dezelfde eigenschappen vertonen, gedragen ze zich verschillend in het oppervlaktewater en tevens niet onbelangrijk in een waterzuiveringsinstallatie. Daar de biodegradatie in een actief slibstelsel eerder beperkt is, zal er eerder beroep gedaan moeten worden op fysico-chemische technieken. De techniek die het hoogste rendement haalt is nanofiltratie, met een verwijderingspercentage van meer dan 80 %. Voor atrazine kan ook fyto-remediatie een meerwaarde bieden.

De masterproef heeft verder ook een aantal belangrijke pijnpunten blootgelegd zoals het toch nog steeds lage percentage (63 % in Vlaanderen) rioolwater dat door een RWZI passeert, het niet nagaan van de relatie tussen concentratie en toxiciteit meer specifiek met het oog op het voorkomen van cocktails, en een slechte sturing door de wetgeving door bijvoorbeeld het gebruik van vervangstoffen, die mogelijk even schadelijk zijn dan de oorspronkelijke polluenten, aan te moedigen. REACH zou aan dit laatste pijnpunt echter een einde moeten maken.

Naast de pijnpunten zijn er ook enkele aanbevelingen die naar de toekomst toe in overweging dienen genomen te worden. Hierbij denkt men aan een brongerichte aanpak of deelstromen dichter aanpakken bij het lozingspunt, strengere normering op bestaande producten, verder onderzoek en ontwikkeling inzake verwijderingstechnieken, maar ook inzake productontwikkeling.

Bibliografie

Literatuur

- Aanbeveling van de Commissie 2001/838/EC van 7 november 2001 inzake de resultaten van de risicobeoordeling en inzake de strategieën voor de beperking van de risico's voor de stoffen: acrylaldehyd; dimethylsulfaat; nonylfenol; fenol, 4-nonyl-, vertakt; tert-butylmethylether.
- Adriano, J., Keller, E., Alder, A. C., Göbel, A., Mcardell, C. S. Ternes, T. en Siegrist, H., (2005), Removal of Pharmaceuticals and Fragrances in Biological Wastewater Treatment, *Water research*, volume 39.
- Adriano, J., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, C., Ternes, A. T., Thomsen, A. en Siegrist, H., (2006), Biological Degradation of Pharmaceuticals in Municipal Wastewater Treatment: Proposing a Classification Scheme, *Water research*, volume 40.
- Advies van het EESC (Europees Economisch en Sociaal Comité) van 26 maart 2003 over het voorstel voor een richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende beperkingen op het in de handel brengen en het gebruik van nonylfenol, nonylfenoethoxylaat en cement (zesentwintigste wijziging van Richtlijn 76/769/EEG van de Raad).
- Basin Database 1.7.
- Bossuyt, M. en Wouters, J., (2005), *Grondlijnen van International Recht*, Antwerpen-Oxford.
- Breitholtz, M., Wollenberger, L. en Dinan, L., (2003), Effects of Four Synthetic Musks on the Life Cycle of the Harpacticoid opepod Nitocra Spinipes, *Aquatic Toxicology* 63: 103-118.
- Bursens, P. (2006-2007), *Europees Milieubeleid*, Universiteit Antwerpen.
- Carballa, M., Omil, F. en Lema, J. M., (2005), Removal of Cosmetic Ingredients and Pharmaceuticals in Sewage Primary Treatment, *Water research*, volume 39.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J. M., Llompert, M., Carcia-Jares, C., Rodriguez, I., Gomez, M. en Ternes, T., (2004), Behavior of Pharmaceuticals, Cosmetics and Hormones in a Sewage Treatment Plant, *Water Research*, Volume 38.
- Carette, A., (2006a), *Milieurecht: Handleiding bij de cursus*, Universiteit Antwerpen.
- Carette, A., (2006b), *Inleiding Recht ManaMa Milieuwetenschap, Rechtsbronnen*, Universiteit Antwerpen.
- Carlsson, C. en Norrgren, L., (2004), Synthetic Musk Toxicity to Early Life Stages of Zebrafish (*Danio rerio*), *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 102-105.
- Claeys, C. en Van Hoof, F., (2001), *Oriënterende Studie naar de Mogelijke Aanwezigheid van Farmaceutica in het Aquatisch Milieu in België*.
- Cox, C., (1996), "Inert" Ingredient Factsheet: Nonylphenol and Related Chemicals, *Journal of Pesticide Reform, Vol. 16, NO. 1*: 15-20.
- Deboosere, S., (2001), *Cursus Milieutechnologie I: Waterzuivering*, Universiteit Antwerpen.
- Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, *Substitutie van Hooggechloroerde Korte Keten Paraffines, Trichloorbenzeen, Musk Xyleen, Nonylfenolen, Nonylfenol Ethoxylaten, Gebromeerde Vlamvertragers en Ftalaten, bijlage 4 en 5*.

- Department of Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (2003), *Public Health Statement Atrazine (cas#: 1912-24-9)*.
- Derksen, J. G. M., van Eijnatten, G.M., Lahr, J., van der Linde, P. en Kroon, A. G. M., (2001), *Milieu-effecten van Humane Geneesmiddelen: Aanwezigheid en Risico's*, RIZA, Lelystad.
- Dumke, N., Jongh, J. en Troost, J., (2004), *Gezondheidseffecten van Antibiotica in het Milieu*, Literatuuronderzoek, Chemisch Advies Enschede, Saxion Hogeschool en Stichting Huize Aarde, Enschede.
- European Chemicals Bureau, (2002), *European Union Risk Assessment Report: 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol*.
- European Chemicals Bureau, (2005), *Risk Assessment Report: Anthracene: Human Health*.
- Eurostat, (2007), *The Use of Plant Protection Products in the European Union*.
- Faller, C., Brancher, M., Dami, N. en Roguet, R., (2002), Predictive Ability of Reconstructed Human Epidermis Equivalents for the Assessment of Skin Irritation of Cosmetics, *Toxicology in vitro* 16 (5): 557-572.
- Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (2006), *Bestrijdingsmiddelen voor Landbouwkundig Gebruik, Vademecum voor de Landbouwer*, Brussel.
- Fent, K., Weston, A. A. en Caminada, D., (2006), Ecotoxicology of Human Pharmaceuticals, *Aquatic Toxicology* 76: 122-159.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, (2000), *FAO Pesticide Disposal Series 8: Assessing Soil Contamination: A Reference Manual*, Rome.
- Gemoets, J., (2006), *Cursus Milieutechnologie 1: Fysische en Chemische Technieken voor Bestrijding van Bodemverontreiniging*, Universiteit Antwerpen.
- Geuens, L., (2005a), *Cursus Biologische Afvalwaterzuivering: Theorie*, KdG Antwerpen.
- Geuens, L., (2005b), *Cursus Biologische Afvalwaterzuivering: Microbiologie en Biodegradatie*, KdG Antwerpen.
- Giraud, F., Guiraud, P., Kadri, M., Blake, G. en Steinman R., (2001), Biodegradation of Anthracene and Fluoranthene by Fungi Isolated from an Experimental Constructed Wetland for Wastewater Treatment, *Water research*, volume 35.
- Glaser, A., (2004), "The Ubiquitous Triclosan", *Pesticides and You*, Vol.24, No.3.
- Gooding, M. P., Newton, T. J., Bartsch, M. R. en Hornbuckle, K. C., (2006), Toxicity of Synthetic Musks to Early Life Stages of the Freshwater Mussel *Lampsilis cardium*, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51: 549-558.
- Hayes, T. B., Collins, A., Lee, M., Mendoza, M., Noriega, N., Stuart, A. en Vonk, A., (2002), Hermaphroditic, Demasculinized Frogs after Exposure to the Herbicide, Atrazine, at Low Ecologically Relevant Doses, *National Academy of Sciences, US* 99: 5476-5480.
- HERA, (2004), *Environmental Risk Assessment Polycyclic Musks AHTN and HHCB*.
- Heyerick, A., (2003), *Studie ter Voorbereiding van de Evaluatie van het Federaal Milieugericht Productbeleid, Eindrapport september 2003*, Gent.
- Jensen, D., Overgaard, J. en Sorensen, J. G., (2007), The Influence of Developmental Stage on Cold Shock Resistance and Ability to Cold Harden in *Drosophila Melanogaster*, *Journal of Insect Physiology* 53 (2): 179-186.

- Jiries, A., Hussain, H. en Lintelmann, J., (2000), Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Wastewater, Sediments, Sludge and Plants in Karak Province, Water, Air, & soil pollution, volume 121, nr 1-4.
- Jjemba, P. K., (2006), Excretion and Ecotoxicity of Pharmaceutical and Personal Care Products in the Environment, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63, 113-130.
- Jonkers, N., Laane, R. W. P. M. en De Voogt, P., (2002), Fate of Nonylphenol Ethoxylates and Their Metabolites in Two Dutch Estuaries: Evidence of Biodegradation in the Field, *Environ. Sci. Technol.*, volume 37.
- Keun, J. C., Sang, G. K., Chang, W. K. en Jae K. P., (2006), Removal Efficiencies of Endocrine Disrupting Chemicals by Coagulation / Flocculation, Ozonation, Powdered / Granular Activated Carbon Adsorption, and Chlorination, *Korean J. Chem. Eng.*, volume 23, nr 3.
- Kiwa, (2004a), *Pharmaceuticals and Personal Care Producten in the water cycle*, Nieuwegein.
- Kiwa, (2004b), *Samenvatting Informatie Geneesmiddelen*, Nieuwegein.
- Kluwer, (2003), *Praktijkboek Milieu en Bedrijf*.
- Kuiper, R. en Lycklama à Nijeholt, T., (2003), *Hormoonversturende Stoffen*, Stichting Reinwater.
- Kurukulasuriya, L. en Robinson, N. A. (2002), *Training Manual on International Environmental Law*.
- Lawton, G., (2006), Pee-cycling, *New Scientist magazine*.
- Loots, I., (2006), *Cursus Milieubeleid*, Universiteit Antwerpen.
- Meire, P., (2006), *Cursus Integraal waterbeheer*, Universiteit Antwerpen.
- Meire, P., Hoffmann, M. en Ysebaert, T., (1995), Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt: rapport 95.10, *De Schelde: een Stroom Natuurtalent*.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, (2004), *Vlaams Milieubeleidsplan 2003-2007*, Merendree.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, VRIND (Vlaamse Regionale INDicatoren), (2002), *Hoofdstuk 11: Leefmilieu*, Brussel.
- MIRA, (2006a), *Achtergronddocument Kwaliteit Oppervlaktewater*.
- MIRA, (2006b), *Achtergronddocument Verspreiding van Bestrijdingsmiddelen*.
- MIRA, (2006c), *Achtergronddocument Verspreiding van Producten van Onvolledige Verbranding (POV's)*.
- Ngah, W. W. S., Endud, C. S. en Mayamar R., (2001), *Removal of Copper (II) Ions from Aqueous Solution onto Chitosan and Cross-linked Chitosanbeads*, School of chemical Sciences, University Sains Malaysia, Pulau Pinang, Malaysia.
- nonylfenoethoxylaate en cement (zesentwintigste wijziging van Richtlijn 76/769/EEG van de Raad)
- Norihide, N., Toshikatsu, T., Hiroyuki, S., Kentaro, K. en Hideshige, T., (2006), Pharmaceuticals, Chemicals and Endocrine Disruptors in Municipal Wastewater in Tokyo and Their Removal during Activated Sludge Treatment, *Elsevier*, Water research, nr 40.
- Nugent, N. (2003), *The government and Politics of the European Union*, Hampshire en New York.
- Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, (2002), *Atrazine: Toxicology Chapter of the Reregistration Eligibility Decision. Second Revision*.
- Oppervlaktewaterdatabank VMM versie 19/12/06.
- OVAM, (2007), *Oude en Vervallen Geneesmiddelen – inzamelresultaten 2005*, Mechelen.

- Palsma, B., Duker, B., en Swart, B., (2005), Modern Toilet Houdt Rekening met Milieu!, *TVVL magazine* 9.
- Rice, P. J., Anderson, T. A. en Coats, J. R., (1996), Phytoremediation of Herbicide-contaminated Surface Water with Aquatic Plants, *American chemical Society*.
- Rijs, G. B. J., Laane, R. W. P. M. en de Maagd, G.-J., (2003), *Voorkomen is Beter dan Genezen*, RIZA/RIKZ, Lelystad.
- RIVM, (2004), *Van Inzicht naar Doorzicht*, Bilthoven.
- RIZA, (2003), *Korte Beschrijving van een Aantal Diffuse Bronnen*, Lelystad.
- Roose, P. en Brinkman, U. A. Th., (2005), Monitoring of Organic Microcontaminants in the Marine Environment: Principles, Programmes and Progress, *Trends in Analytical Chemistry*, volume 24.
- Schrap, S. M., Rijs, G. B. J., Beek, M. A., Maaskant, J. F. N., Staeb, J., Stroomberg, G. en Tiesnitsch, J., (2003), *Humane en Veterinaire Geneesmiddelen in Nederlands Oppervlaktewater en Afvalwater*, RIZA, Lelystad.
- Schriftenreihe Umwelt, (1999), *Endocrine Disrupting Chemicals in the Environment*, nr 308.
- Shiklomanov, A. I. en Rodda, J. C., (2003), *World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Singh, N., Megharaj, M., Kookana, R. S., Naidu, R. en Sethunathan, N., (2004), Atrazine and Simazine Degradation in Pennisetum Rhizosphere, *Chemosphere*, volume 56.
- Snyder, S. A., Adham, S., Redding, A.M., Cannon, F.S., De Carolis, J., Oppenheimer, J., Wert, E. C. en Yoon Y., (2005), Role of Membranes and Activated Carbon in the Removal of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals, *Desalination* 202, p 156-181.
- Snyder, S. A., Westerhoff, P., Yoon, Y. en Sedlak, L. D., (2003), Pharmaceuticals, Personal Care Products, and Endocrine Disruptors in Water: Implications for the Water Industry, *Environmental Engineering Science*, Volume 20, nr.5.
- Steger-Hartmann, T., Länge, R. en Schweinfurth, H., (1999), Environmental Risk Assessment for the Widely Used Iodinated X-Ray Contrast Agent Iopromide (Ultravist), *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42, 274-281.
- Tanghe, T., Devriese, G., en Verstraete, W., (1998), Nonylphenol Degradation in Lab Scale Activated Sludge Units is Temperature Dependent, *Wat. Res.*, volume 32, nr.10.
- Ternes, T. en Joss, A., (2006), *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances – The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management*, IWA Publishing, London.
- Toxiciteit Prioritaire Stoffen
- Universiteit Antwerpen, *Introductief blok Biologie voor de Master-na-Master Miliewetenschap: Leereenheid 23: Toxicologie*.
- Van Der Bruggen, B., Everaert, K., Wilms, D. en Vandecasteele, C., (2001), Application of Nanofiltration for Removal of Pesticides, Nitrate and Hardness from Ground Water: Rejection Properties and Economic Evaluation, *Journal of membrane science*, volume 193.
- Van Leenen, M., (2005), *Invloed van Verwijdering van Organische Stof op Ozonisatie*, Waterleidingbedrijf, Amsterdam.
- Van Loon, R., (2006), Verwijdering van Zware Metalen uit Afvalwater door middel van Chitosan, Antwerpen, (Eindwerk Karel De Grote Hogeschool, Industrieel ingenieur Biochemie).
- Van Sprundel, M., (2006), *Cursus Milieugezondheidskunde I (Compartiment Water)*, Universiteit Antwerpen.

- Vazquez-Duhalt, R., Marquez-Rocha, F., Ponce, E., Licea, A. F. en Viana, M. T., (2005), Nonylphenol, an Integrated Vision of a Pollutant, Scientific Review, *Applied Ecology and Environmental Research* 4 (1): 1-25.
- Vercaemst, P., Vandebroek, A., Hoessels, M., Witters, H. en Dijkmans, R., (2003), *Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor Ziekenhuizen en andere Verzorgingsinstellingen*, VITO.
- Verheuvél, M. P., (2005), *Geurstoffen en Chemische Overgevoeligheid*.
- Verliefde, A., Cornelissen, E., Amy, C., Van Der Bruggen, B. en Van Dijk, H., (2006), Priority Organic Micropollutants in Water Sources in Flanders and the Netherlands and Assessment of Removal Possibilities with Nanofiltration, *Environmental pollution*.
- Verliefde, A., Puijker, L., Van Der Bruggen, B. en Van Dijk, H., (2005), *Organische Microverontreinigingen en de Watervoorziening*, Technische Universiteit Delft.
- Verschueren, K., (2001), *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals (4th Edition)*, John Wiley & Sons, New York.
- Verslycke, T. A., Vethaak, A. D., Arijs, K. en Janssen, C. R., (2005), Flame Retardants, Surfactants and Organotins in Sediment and Mysid Shrimp of the Scheldt Estuary, *Environmental Pollution*, volume 136.
- VITO, (2000), *Emissie van Dioxines en PAK's door Gebouwenverwarming met Vaste Brandstoffen, Ontwerp Eindrapport*.
- Vlaams Integraal Wateroverleg Comité, (2001), *De Europese Kaderrichtlijn Water: Een leidraad*.
- Vlaamse Overheid, Beleidsdomein Landbouw en Visserij, (2006), *Code van Goede Landbouwpraktijken, Gewasbescherming*, Lier.
- VMM, (2002), *Tabel Milieugevaarlijke Stoffen*, Aalst.
- VMM, (2004a), *Jaarrapport Water: Water- en Waterbodempkwaliteit, Lozingen in het Water, Evaluatie Saneringsinfrastructuur*.
- VMM, (2004b), *Het decreet Integraal Waterbeleid, Mijlpaal voor het Vlaamse Waterbeleid*.
- VMM, (2005), *Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005, Besluit van de Minister d.d. 23 oktober 2005, Belgisch Staatsblad d.d. 25 november 2005*.
- Voorstel van 16 augustus 2002 voor een Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende beperkingen op het in de handel brengen en het gebruik van nonylfenol,
- Voorstel van 17 juli 2006 voor een Richtlijn inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG.
- Waterbodembank VMM versie 19/12/06.
- Westerhoff, P., Yoon Y., Snyder S. en Wert E., (2005), Fate of Endocrine-disruptor, Pharmaceuticals, and Personal Care Product Chemicals during Simulated Drinking Water Treatment Processes, *Environmental Science Technology*, volume 39.
- Witboek van de Commissie van 27 februari 2001, Strategie voor een toekomstig beleid voor chemische stoffen.
- World Commission on the Environment and Development, (1987), Oxford UK: Oxford University press, *our common future*.
- Xia, K., Bhandari, A., Das, K. en Pillar, G., (2005), Occurrence and Fate of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Biosolids, *J. environ. Qual.*, volume 34.

Wetgeving en rechtspraak

- Arrest van het Hof van Justitie (Zesde kamer) van 21 januari 1999, Commissie van de Europese Gemeenschappen tegen Koninkrijk België, Niet-nakoming Richtlijn 76/464/EEG van de Raad, Zaak C-207/97.
- Beschikking 2004/248/EG van de Commissie van 10 maart 2004 betreffende de niet-opneming van atrazine in bijlage I bij Richtlijn 91/414/EEG van de Raad en de intrekking van de toelating voor gewasbeschermingsmiddelen die deze werkzame stof bevatten.
- Beschikking 2455/2001/EG van het Europees Parlement en de Raad van 20 november 2001 tot vaststelling van de lijst van prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG.
- Besluit van de Vlaamse Minister van Openbare Werken, Energie, Leefmilieu en Natuur van 23 oktober 2005 betreffende de goedkeuring van het Reductieprogramma Gevaarlijke Stoffen 2005.
- Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (VLAREM II).
- Besluit van de Vlaamse Regering van 5 maart 1996 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering (VLAREBO).
- Besluit van de Vlaamse Regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning (VLAREM I).
- Bijzondere wet van 8 augustus 1988 tot hervorming der instellingen.
- Decreet van 18 juli 2003 betreffende integraal waterbeleid.
- Decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid.
- EMEA, (2006), *Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use*, European Medicines Agency, Committee for Medicinal Products for Human Use (CHMP), EMEA/CHMP/SWP/4447/00.
- Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, (2006a), *Wet van 1 mei 2006 houdende herziening van de farmaceutische wetgeving*, Belgisch Staatsblad, 16/05/2006.
- Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, (2006b), *Koninklijk Besluit van 14 december 2006 betreffende geneesmiddelen voor menselijk en diergeneeskundig gebruik*, Belgisch Staatsblad, 22/12/2006 (artikel 264).
- Koninklijk Besluit van 10 juni 2006 tot wijziging van het koninklijk besluit van 15 oktober 1997 betreffende cosmetica.
- Koninklijk Besluit van 15 juli 2004 tot wijziging van het koninklijk besluit van 25 februari 1996 tot beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten.
- Koninklijk Besluit van 22 februari 2005 betreffende het eerste reductieprogramma van de gewasbeschermingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik en de biociden.
- Koninklijk Besluit van 28 februari 1994 betreffende het bewaren, het op de markt brengen en het gebruiken van bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik.
- Koninklijk Besluit van 9 januari 2007 tot wijziging van het koninklijk besluit van 28 februari 1994 betreffende het bewaren, het op de markt brengen en het gebruiken van bestrijdingsmiddelen voor landbouwkundig gebruik.
- Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution on persistent organic pollutants.

- Richtlijn 1999/45/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 mei 1999 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen van de lidstaten inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke preparaten.
- Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.
- Richtlijn 2001/82/EG van het Europees Parlement en de Raad van 6 november 2001 tot vaststelling van een communautair wetboek betreffende geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik
- Richtlijn 2001/83/EG van het Europees Parlement en de Raad van 6 november 2001 tot vaststelling van een communautair wetboek betreffende geneesmiddelen voor menselijk gebruik.
- Richtlijn 2003/53/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 juni 2003 houdende zesentwintigste wijziging van Richtlijn 76/769/EEG van de Raad betreffende beperkingen op het in de handel brengen en het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten (nonylfenol, nonylfenoethoxylaat en cement).
- Richtlijn 2004/24/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 maart 2004 tot wijziging, wat traditionele kruidengeneesmiddelen betreft, van Richtlijn 2001/83/EG tot vaststelling van een communautair wetboek betreffende geneesmiddelen voor menselijk gebruik.
- Richtlijn 2004/27/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 maart 2004 tot wijziging van Richtlijn 2001/83/EG tot vaststelling van een communautair wetboek betreffende geneesmiddelen voor menselijk gebruik, *Publicatieblad*, L136, 30/04/2004.
- Richtlijn 2004/28/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 maart 2004 tot wijziging van Richtlijn 201/82/EG tot vaststelling van een communautair wetboek betreffende geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik, *Publicatieblad*, L136, 30/04/2004.
- Richtlijn 2005/80/EG van de Commissie van 21 november 2005 tot wijziging van Richtlijn 76/768/EEG van de Raad inzake cosmetische producten met het oog op de aanpassing van de bijlagen II en III aan de technische vooruitgang.
- Richtlijn 2006/11/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende de verontreiniging veroorzaakt door bepaalde gevaarlijke stoffen die in het aquatisch milieu van de Gemeenschap worden geloosd.
- Richtlijn 2006/121/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 tot wijziging van Richtlijn 67/548/EEG van de Raad betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen teneinde deze aan te passen aan Verordening 1907/2006/EG inzake de registratie en beoordeling van en de vergunningverlening en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH), tot oprichting van een Europees Agentschap voor chemische stoffen.
- Richtlijn 67/548/EEG van de Raad van 27 juni 1967 betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen.
- Richtlijn 76/768/EEG van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wetgevingen der Lid-Statens inzake cosmetische producten.
- Richtlijn 76/769/EEG van de Raad van 27 juli 1976 betreffende de onderlinge aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen der Lidstaten inzake de

beperking van het op de markt brengen en van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen en preparaten.

- Richtlijn 79/831/EEG van de Raad van 18 september 1979 houdende zesde wijziging van Richtlijn 67/548/EEG betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen.
- Richtlijn 90/676/EEG van de Raad van 13 december 1990 tot wijziging van Richtlijn 81/851/EEG betreffende de onderlinge aanpassing van de wetgevingen der Lid-Staten inzake geneesmiddelen voor diergeneeskundig gebruik
- Richtlijn 91/414/EEG van de Raad van 15 juli 1991 betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen.
- Richtlijn 92/32/EEG van de Raad van 30 april 1992 tot zevende wijziging van Richtlijn 67/548/EEG betreffende de aanpassing van de wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen inzake de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke stoffen.
- Richtlijn 93/39/EEG van de Raad van 14 juni 1993 tot wijziging van de Richtlijnen 65/65/EEG, 75/318/EEG en 75/319/EEG inzake geneesmiddelen
- Richtlijn 97/57/EG van de Raad van 22 september 1997 tot vaststelling van bijlage VI bij Richtlijn 91/414/EEG betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen.
- Richtlijn 98/69/EG van het Europees Parlement en de Raad van 13 oktober 1998 met betrekking tot maatregelen tegen luchtverontreiniging door emissies van motorvoertuigen en tot wijziging van Richtlijn 70/220/EEG van de Raad.
- Verordening 1112/2002/EG van de Commissie van 20 juni 2002 houdende bepalingen voor de uitvoering van de vierde fase van het werkprogramma als bedoeld in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad.
- Verordening 143/97/EG van de Commissie van 27 januari 1997 betreffende de derde lijst van prioriteitsstoffen krachtens Verordening 793/93/EEG van de Raad.
- Verordening 1907/2006/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH), tot oprichting van een Europees Agentschap voor chemische stoffen, houdende wijziging van Richtlijn 1999/45/EG en houdende intrekking van Verordening 793/93/EEG van de Raad en Verordening 1488/94/EG van de Commissie alsmede Richtlijn 76/769/EEG van de Raad en de Richtlijnen 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG en 2000/21/EG van de Commissie.
- Verordening 2076/2002/EG van de Commissie van 20 november 2002 houdende verlenging van de in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad bedoelde termijn en betreffende de niet-opneming van bepaalde werkzame stoffen in bijlage I bij die richtlijn en de intrekking van toelatingen voor gewasbeschermingsmiddelen die deze stoffen bevatten.
- Verordening 2266/2000/EG van de Commissie van 12 oktober 2000 tot wijziging van Verordening 3600/92/EEG houdende bepalingen voor de uitvoering van de eerste fase van het werkprogramma als bedoeld in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen.
- Verordening 2268/95/EG van de Commissie van 27 september 1995 betreffende de tweede lijst van prioriteitsstoffen krachtens Verordening 793/93/EEG van de Raad.
- Verordening 3600/92/EG van de Commissie van 11 december 1992 houdende bepalingen voor de uitvoering van de eerste fase van het werkprogramma als bedoeld

in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad betreffende het op de markt brengen van gewasbeschermingsmiddelen.

- Verordening 451/2000/EG van de Commissie van 28 februari 2000 houdende bepalingen voor de uitvoering van de tweede en de derde fase van het werkprogramma als bedoeld in artikel 8, lid 2, van Richtlijn 91/414/EEG van de Raad.
- Verordening 726/2004/EG van het Europees Parlement en de Raad van 31 maart 2004 tot vaststelling van communautaire procedures voor het verlenen van vergunningen en het toezicht op geneesmiddelen voor menselijk en diergeneeskundig gebruik en tot oprichting van een Europees Geneesmiddelenbureau, *Publicatieblad*, L136, 30/04/2004.
- Verordening 793/93/EEG van 29 maart 1993 inzake beoordeling en de beperking van de risico's van bestaande stoffen.
- Wet van 21 december 1998 betreffende de productnormen ter bevordering van duurzame productie- en consumptiepatronen en ter bescherming van het leefmilieu en de volksgezondheid.

Internetbronnen

- <http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>
- <http://chemfinder.cambridgesoft.com>
- <http://ec.europa.eu>
- <http://ecb.jrc.cec.eu.int>
- <http://europa.eu/scadplus/leg>
- <http://extoxnet.orst.edu/pips/atrazine.htm>
- <http://pan-uk.org/pestnews/Actives/Atrazine.htm>
- <http://portal.health.fgov.be>
- <http://www.blauer-engel.de>
- <http://www.calflora.net>
- <http://www.cbg-meb.nl/nl/reghoudr/index.htm>
- <http://www.ccohs.ca/oshanswers/chemicals/ld50.html>
- <http://www.cdc.gov>
- http://www.ec.europa.eu/environment/ecolabel/product/index_en.htm
- <http://www.emea.eu.int/pdfs/general/direct/faqs/FAQnl.pdf>
- <http://www.emis.vito.be>
- <http://www.envirodesk.be/envirodossier/minisite/NL/articleInfo2.asp?a=557&d=21&c=2&u=2595&s=84>
- <http://www.epa.gov>
- <http://www.europa-nu.nl/9353000/1/j9vvh6nf08temv0/vhdkfpngcdto?tab=2#p1>
- <http://www.europeesecolabel.nl>
- <http://www.fair-timber.be>
- <http://www.fbfi.be/Persberichten%202005.htm>
- <http://www.fytoweb.fgov.be/NL/DOC/opgebruik.pdf>
- <http://www.helcom.fi>
- <http://www.homer.nl/cbg-meb/index.html?taal=nl>
- <http://www.janusinfo.se/environment>
- <http://www.lenntech.com/adsorptie.htm>
- <http://www.mina.be>
- <http://www.mirarapport.be>

- <http://www.msc.org>
- <http://www.noordzee.nl/waterkwaliteit/Positionpaper%20REACH.pdf>
- <http://www.novaquatis.eawag.ch> work package Nova 5
- <http://www.ospar.org>
- <http://www.pesticideinfo.org>
- <http://www.pidpa.be/nl/water/waterschaarste.htm>
- <http://www.pops.int>
- <http://www.protos.be>
- <http://www.scaldit.org>
- <http://www.scheldenet.nl>
- <http://www.sigmaaldrich.com>
- <http://www.speclab.com/compound/c1912249.htm>
- <http://www.svanen.nu/eng>
- http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq7_2.htm
- http://www.unece.org/env/lrtap/status/98pop_st.htm
- <http://www.vito.be/milieu>
- <http://www.vrom.nl/pagina.html?id=8266>

Bijlagen

Bijlage 1: Toxicologische parameters voor atrazine

(<http://www.epa.gov/ecotox>)

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Chlorococcum sp.	Green algae	EC0	POP	16,000	0.1
Chlorella fusca vacuolata	Green algae	EC01	POP	1,000	0.38
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	2,000	80
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	1,000	26
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	1,000	59
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	2,000	0.049
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	2,000	2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	3,000	31
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	3,000	6.5
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	4,000	16
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	4,000	190
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	4,000	90
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	5,000	26
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC10	POP	1,000	2802
Chlorococcum sp.	Green algae	EC100	POP	16,000	1
Oscillatoria chalybea	Blue-green algae	EC100	POP	5,000	10.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC100	POP	5,000	10.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC100	POP	4,000	1000
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC100	POP	4,000	1000
Pithophora oedogonia	Green algae	EC25	POP	7,000	9
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	0.84
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	1.61
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	3.16
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	3.55
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	127
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	139
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	37
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	43
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	52
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	556
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	57
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	1,000	72
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	0.5
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	0.75
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,208	1.06
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	0.77
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	1.27
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	1.56
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	1.75
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	112.0
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	2.05
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	2.24
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	32.0
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	36.2
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	4.4

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	47.5
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	48.9
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	55.1
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	6.5
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	7.6
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	7.7
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	7.9
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	76.2
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	8.9
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	9.5
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	0,042	9.9
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	28,000	1.2
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	4,000	350
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	14,000	2
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	14,000	2
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	11,000	1.0
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	20,000	1.0
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	6,000	1
Algae	Algae, algal mat	EC50	POP	9,000	1.0
Amphidinium operculatum	Dinoflagellate	EC50	POP	4,000	17.19
Anabaena cylindrica	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	1200
Anabaena cylindrica	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	3600
Anabaena flosaquae	Blue-green algae	EC50	GRO	5,000	230
Anabaena flosaquae	Blue-green algae	EC50	POP	5,000	230
Anabaena flosaquae	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	3000
Anabaena inaequalis	Blue-green algae	EC50	POP	0,083	280
Anabaena inaequalis	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	100
Anabaena inaequalis	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	30
Anabaena sp.	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	3000
Anabaena variabilis	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	4000
Anabaena variabilis	Blue-green algae	EC50	GRO	NR	5000
Anacystis alpicola	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	5360
Ankistrodesmus braunii	Green algae	EC50	POP	11,000	2200
Ankistrodesmus braunii	Green algae	EC50	POP	11,000	60
Ankistrodesmus braunii	Green algae	EC50	POP	11,000	95
Ankistrodesmus braunii	Green algae	EC50	GRO	11,000	60
Ankistrodesmus falcatus	Green algae	EC50	POP	NR	130
Ankistrodesmus sp.	Green algae	EC50	POP	4,000	32.36
Asterionella formosa	Diatom	EC50	POP	4,000	2160
Asterionella formosa	Diatom	EC50	POP	4,000	261
Bellerochea polymorpha	Diatom	EC50	POP	2,000	20
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.23
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.30
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.40
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.44
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.73
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.86
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	0.93
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.43
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.47
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1.49
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	2.47
Chlamydomonas geitleri	Green algae	EC50	POP	3,000	2.80
Chlamydomonas intermedia	Algae	EC50	POP	6,000	34
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1041
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1321

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1357
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1411
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1041
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1321
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1357
Chlamydomonas moewusii	Green algae	EC50	POP	12,000	1411
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	4,000	176
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	10,000	10.2
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	10,000	10.2
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	3,000	352
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	3,000	350
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	4,000	51.0
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	4,000	51.0
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	7,000	21.0
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	7,000	21.0
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	EC50	POP	3,000	73.3
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	429.7
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	0,014	72.0
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	26.2
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	33.1
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	58.1
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	73.4
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	110.6
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	116.5
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	46.5
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	80.6
Chlamydomonas sp.	Green algae	EC50	POP	4,000	176
Chlorella fusca	Green algae	EC50	GRO	0,583	167
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	53.89
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	53.93
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	75.72
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	75.74
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	1,000	15
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	53.89
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	53.93
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	75.72
Chlorella fusca	Green algae	EC50	POP	12,000	75.74
Chlorella fusca	Green algae	EC50	REP	1,000	120
Chlorella fusca vacuolata	Green algae	EC50	POP	1,000	38.8
Chlorella kessleri	Green algae	EC50	POP	3,000	1732.8
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	EC50	POP	4,000	60
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	EC50	POP	5,000	282
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	EC50	POP	4,000	145
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	EC50	GRO	NR	1000
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	EC50	GRO	NR	300
Chlorella saccharophila	Green algae	EC50	POP	3,000	67700
Chlorella saccharophila	Green algae	EC50	POP	3,000	780
Chlorella saccharophila	Green algae	EC50	POP	4,000	1300
Chlorella saccharophila	Green algae	EC50	POP	4,000	74500
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	52.6
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	56.2
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	46.8
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	52.2
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	53.1
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	67.8
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	155.2

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	72.9
Chlorella sp.	Green algae	EC50	POP	4,000	92
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	4,000	172
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	4,000	4.3
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	4,000	4.3
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	0,014	63.0
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	GRO	11,000	25
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	4,000	94
Chlorella vulgaris	Green algae	EC50	POP	4,000	413.2
Craticula accomoda	Pennate diatom	EC50	POP	4,000	164
Cryptomonas pyrenoidifera	Cryptomonad	EC50	POP	6,000	500
Cryptomonas sp.	Cryptomonad	EC50	POP	0,014	55.8
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	28,000	429.7
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	14,000	282.9
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	21,000	149.0
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	28,000	241.8
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	14,000	447.6
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	21,000	493.3
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	28,000	429.7
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	7,000	1552.4
Cyclotella gamma	Diatom	EC50	POP	7,000	494.4
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	7,000	3213.7
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	14,000	180.4
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	14,000	224.6
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	21,000	244.9
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	21,000	265.6
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	28,000	255.4
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	28,000	417.3
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	7,000	3213.7
Cyclotella meneghiniana	Diatom	EC50	POP	7,000	959.4
Cyclotella sp.	Diatom	EC50	POP	6,000	430
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	4,000	66.35
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	4,000	69.44
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	4,000	69.0
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	GRO	5,000	170
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	5,000	180
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	5,000	431
Dunaliella tertiolecta	Green algae	EC50	POP	4,000	132
Eudorina elegans	Green algae	EC50	POP	0,014	38.9
Euglena gracilis	Flagellate euglenoid	EC50	REP	7,000	48000
Euglena gracilis	Flagellate euglenoid	EC50	REP	7,000	68000
Isochrysis galbana	Haptophyte	EC50	POP	4,000	91.10
Microcystis aeruginosa	Blue-green algae	EC50	POP	5,000	129
Microcystis aeruginosa	Blue-green algae	EC50	POP	6,000	630
Microcystis sp.	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	90
Microcystis sp.	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	90
Navicula pelliculosa	Diatom	EC50	GRO	5,000	60
Navicula pelliculosa	Diatom	EC50	POP	5,000	60
Nitzschia accomodata	Diatom	EC50	POP	4,000	164
Nitzschia sp.	Diatom	EC50	POP	4,000	412
Nitzschia sp.	Diatom	EC50	POP	4,000	412
Oscillatoria limnetica	Blue-green algae	EC50	POP	5,000	24.2
Oscillatoria limnetica	Blue-green algae	EC50	POP	8,000	52.3
Pavlova sp.	Chrysophyte	EC50	POP	4,000	147.0
Pavlova sp.	Chrysophyte	EC50	POP	4,000	96.0
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	66.6

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	14,000	88.8
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	28.0
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	21,000	51.7
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	42.4
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	28,000	51.9
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	1282.2
Pediastrum sp.	Green algae	EC50	POP	7,000	536.6
Phaeodactylum tricornutum	Diatom	EC50	POP	4,000	60.61
Pithophora oedogonia	Green algae	EC50	POP	7,000	20
Porphyridium cruentum	Red algae	EC50	POP	5,000	308
Pseudanabaena galeata	Blue-green algae	EC50	POP	3,000	12
Pseudanabaena galeata	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	14
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	2,000	78.4
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	110
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	115
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	118
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	48.77
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	230
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	0,014	104.2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	1,000	260
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	1,000	81
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	3.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	49
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	120
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	27
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	110
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	50
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	130
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	41
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	5,000	55
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	5,000	120
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	5,000	49
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	5,000	53
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	NR	410
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	NR	58.7
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	117
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	1,000	340
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	1,000	784
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	1,000	838
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	377
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	856
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	2,000	985
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	359
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	902
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	960
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	200
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	118.2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	187.3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	128.2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	235
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	92.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	102.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	164
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	180
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	3,000	164.3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	POP	4,000	200

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	200
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	220
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	117
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	159
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	300
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	NR	158
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	EC50	POP	NR	191
<i>Scenedesmus abundans</i>	Green algae	EC50	GRO	4,000	110
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	1,000	0.00000015
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	45
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	56
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	11
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	170
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	14
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	190
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	123.7
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	28,000	27.6
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	169
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	14,000	124.2
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	14,000	80.7
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	21,000	50.7
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	21,000	54.9
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	28,000	27.6
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	28,000	28.8
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	7,000	171.0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	7,000	333.8
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	42.4
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	41
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	GRO	NR	100
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	EC50	GRO	NR	200
<i>Scenedesmus sp.</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	169
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	200
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	EC50	POP	1,000	25
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	EC50	POP	4,000	21
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	72
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	91.8
<i>Scherffelia dubia</i>	Green flagellate	EC50	POP	0,014	42.4
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatom	EC50	POP	5,000	24
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatom	EC50	POP	5,000	53
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatom	EC50	POP	3,000	50
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatom	EC50	POP	2,000	265
<i>Staurastrum sebaldi</i>	Algae	EC50	POP	6,000	282
<i>Staurodesmus convergens</i>	Green algae	EC50	POP	0,014	55.7
<i>Stichococcus bacillaris</i>	Green algae	EC50	POP	3,000	3367.9
<i>Storeatula major</i>	Algae	EC50	POP	4,000	22.17
<i>Synechococcus elongatus</i>	Blue-green algae	EC50	POP	2,000	0.11
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Blue-green algae	EC50	POP	5,000	130
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	24.1
<i>Synechococcus sp.</i>	Blue-green algae	EC50	POP	4,000	44.46
<i>Synechocystis sp.</i>	Blue-green algae	EC50	POP	0,014	49.8
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	14,000	167.3
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	21,000	159.4
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	28,000	168.7
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	7,000	259.3
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	14,000	180.1
<i>Synedra acus</i>	Diatom	EC50	POP	21,000	203.4

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Synedra acus	Diatom	EC50	POP	28,000	204.3
Synedra acus	Diatom	EC50	POP	7,000	1173.2
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	14,000	49.4
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	21,000	60.5
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	28,000	92.0
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	7,000	336.9
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	14,000	113.8
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	21,000	68.7
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	28,000	88.9
Synedra radians	Diatom	EC50	POP	7,000	1488.6
Tetraselmis cordiformis	Green flagellate	EC50	POP	0,014	34.3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50*	GRO	5,000	0.1
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50*	GRO	5,000	9.5
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	1,000	1200
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	1,000	270
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	2,000	1200
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	2,000	300
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	3,000	120
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	3,000	210
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	4,000	100
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC90	POP	5,000	120
Scenedesmus acutus	Green algae	EC90	POP	16,000	1
Scenedesmus quadricauda	Green algae	EC90	POP	16,000	1
Chlorococcum sp.	Green algae	EC95	POP	16,000	0.5
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC10	POP	4,000	29.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC10	POP	4,000	30.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC10	POP	4,000	34.7
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC10	POP	4,000	38.5
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC10	POP	4,000	49.2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC25	POP	4,000	42.6
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC25	POP	4,000	45.5
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC25	POP	4,000	53.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC25	POP	4,000	55.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC25	POP	4,000	64.4
Chlamydomonas moewusii	Green algae	IC50	POP	7,000	25.9
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	IC50	POP	NR	1000
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	IC50	POP	NR	10000
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	63.4
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	76.4
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	86.1
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	89.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	94.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	26
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	4,000	0.37
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	0,028	0.29
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	IC50	POP	0,028	0.31
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	ICxx	POP	4,000	55.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	ICxx	POP	4,000	64.0
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	ICxx	POP	4,000	68.2
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	ICxx	POP	4,000	79.3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	ICxx	POP	4,000	79.7
Anabaena variabilis	Blue-green algae	LC50	POP	14,000	1500
Chlorella pyrenoidosa	Green algae	LC50	POP	14,000	500
Chlorococcum sp.	Green algae	LC50	POP	14,000	60
Oscillatoria sp.	Blue-green algae	LC50	POP	14,000	60
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	LC50	POP	4,000	26

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	LC50	POP	14,000	300
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	LC50	POP	14,000	8
<i>Spirulina platensis</i>	Blue-green algae	LC50	POP	14,000	300
<i>Stichococcus</i> sp.	Green algae	LC50	POP	14,000	90
Algae	Algae, algal mat	LOEC	POP	28,000	3
Algae	Algae, algal mat	LOEC	POP	28,000	0.3
<i>Amphidinium operculatum</i>	Dinoflagellate	LOEC	POP	4,000	12.5
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	Green algae	LOEC	POP	4,000	25.0
<i>Asterionella formosa</i>	Diatom	LOEC	POP	4,000	10
<i>Chlamydomonas</i> sp.	Green algae	LOEC	POP	0,014	5.0
<i>Chlorella saccharophila</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	20100
<i>Chlorella saccharophila</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	23
<i>Chlorella vulgaris</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	128
<i>Chlorella vulgaris</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	3
<i>Chlorella vulgaris</i>	Green algae	LOEC	POP	0,014	2.0
<i>Cryptomonas</i> sp.	Cryptomonad	LOEC	POP	0,014	5.0
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	25.0
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	50.0
<i>Eudorina elegans</i>	Green algae	LOEC	POP	0,014	2.0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Blue-green algae	LOEC	POP	NR	3
<i>Nitzschia accomodata</i>	Diatom	LOEC	POP	4,000	50
<i>Nitzschia</i> sp.	Diatom	LOEC	POP	4,000	50
<i>Oscillatoria chalybea</i>	Blue-green algae	LOEC	POP	5,000	1.0
<i>Pavlova</i> sp.	Chrysophyte	LOEC	POP	4,000	39
<i>Pavlova</i> sp.	Chrysophyte	LOEC	POP	4,000	23
<i>Pseudanabaena galeata</i>	Blue-green algae	LOEC	POP	4,000	5
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	103
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	38
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	67
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	72
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	89
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	64
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	5,000	1.0
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	0,014	5.0
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	130
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	LOEC	POP	NR	150
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	32
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	100
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	LOEC	POP	4,000	7
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Green algae	LOEC	POP	NR	30
<i>Scherffelia dubia</i>	Green flagellate	LOEC	POP	0,014	5.0
<i>Staurodesmus convergens</i>	Green algae	LOEC	POP	0,014	2.0
<i>Storeatula major</i>	Algae	LOEC	POP	4,000	12.5
<i>Synechocystis</i> sp.	Blue-green algae	LOEC	POP	0,014	5.0
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	Green flagellate	LOEC	POP	0,014	5.0
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	2,000	20
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	2,000	20
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	1,000	25
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	7,000	12
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	9,000	30
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	0,250	100
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	0,250	100
Algae	Algae, algal mat	LOEL	POP	0,250	100
<i>Anabaena oryzae</i>	Blue-green algae	LOEL	POP	7,000	50
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Green algae	LOEL	POP	5,000	106.2

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Arthrospira sp.	Blue-green algae	LOEL	POP	5,000	106.2
Aulosira fertilissima	Blue-green algae	LOEL	POP	7,000	100
Bacillariophyceae	Diatom class	LOEL	POP	1,000	25
Chlorella vulgaris	Green algae	LOEL	POP	5,000	106.2
Chlorophyta	Green algae division	LOEL	POP	1,000	25
Chrysophyta	Golden brown algae division	LOEL	POP	1,000	25
Cocconeis placentula	Diatom	LOEL	POP	18,000	14.18
Cryptomonas ovata	Cryptomonad	LOEL	POP	5,000	106.2
Cryptophycophyta	Cryptomonad division	LOEL	POP	1,000	25
Cyclotella meneghiniana	Diatom	LOEL	POP	5,000	106.2
Euglena gracilis	Flagellate euglenoid	LOEL	POP	5,000	106.2
Laminaria hyperborea	Cuvie, tangleweed	LOEL	POP	1,000	10
Laminaria hyperborea	Cuvie, tangleweed	LOEL	POP	1,000	10
Laminaria saccharina	Tangleweed, brown algae	LOEL	REP	2,000	72.2
Nitzschia palea	Diatom	LOEL	POP	5,000	106.2
Nostoc muscorum	Blue-green algae	LOEL	POP	7,000	50
Pavlova sp.	Chrysophyte	LOEL	POP	16,000	20
Pithophora oedogonia	Green algae	LOEL	POP	7,000	0.050
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	LOEL	POP	11,000	2000
Staurastrum cristatum	Green Algae	LOEL	POP	5,000	106.2
Stigeoclonium tenue	Green algae	LOEL	POP	18,000	14.18
Stigeoclonium tenue	Green algae	LOEL	POP	18,000	14.18
Synechococcus elongatus	Blue-green algae	LOEL	POP	2,000	0.05
Synechococcus sp.	Blue-green algae	LOEL	POP	5,000	106.2
Tolypothrix tenuis	Blue-green algae	LOEL	POP	7,000	2000
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	MATC	POP	4,000	99
Algae	Algae, algal mat	NOEC	POP	28,000	3
Algae	Algae, algal mat	NOEC	POP	28,000	0.1
Amphidinium operculatum	Dinoflagellate	NOEC	POP	4,000	12.5
Anabaena flosaquae	Blue-green algae	NOEC	GRO	5,000	100
Ankistrodesmus sp.	Green algae	NOEC	POP	4,000	12.5
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	NOEC	POP	1,000	10
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	NOEC	POP	10,000	3.7
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	NOEC	POP	3,000	120
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	NOEC	POP	4,000	3.4
Chlamydomonas reinhardtii	Green algae	NOEC	POP	7,000	5.1
Chlamydomonas sp.	Green algae	NOEC	POP	0,014	2.0
Chlorella fusca vacuolata	Green algae	NOEC	POP	1,000	7.9
Chlorella saccharophila	Green algae	NOEC	POP	4,000	5
Chlorella saccharophila	Green algae	NOEC	POP	4,000	9700
Chlorella vulgaris	Green algae	NOEC	POP	0,014	1.0
Cryptomonas sp.	Cryptomonad	NOEC	POP	0,014	2.0
Dunaliella tertiolecta	Green algae	NOEC	POP	4,000	12.5
Dunaliella tertiolecta	Green algae	NOEC	POP	4,000	25.0
Dunaliella tertiolecta	Green algae	NOEC	GRO	5,000	100
Eudorina elegans	Green algae	NOEC	POP	0,014	1.0
Navicula pelliculosa	Diatom	NOEC	GRO	5,000	100
Pavlova sp.	Chrysophyte	NOEC	POP	4,000	39
Pavlova sp.	Chrysophyte	NOEC	POP	4,000	14
Pseudanabaena galeata	Blue-green algae	NOEC	POP	4,000	3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	GRO	2,000	20
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	25
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	29
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	34
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	40
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	41

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	NOEC	POP	0,014	2.0
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	NOEC	POP	4,000	76
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	NOEC	POP	5,000	16
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Green algae	NOEC	POP	NR	75
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	NOEC	POP	4,000	3
<i>Scenedesmus acutus</i>	Green algae	NOEC	POP	4,000	63
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	NOEC	POP	1,000	20
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Green algae	NOEC	POP	3,000	22
<i>Scherffelia dubia</i>	Green flagellate	NOEC	POP	0,014	2.0
<i>Staurodesmus convergens</i>	Green algae	NOEC	POP	0,014	1.0
<i>Storeatula major</i>	Algae	NOEC	POP	4,000	12.5
<i>Synechocystis</i> sp.	Blue-green algae	NOEC	POP	0,014	2.0
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	Green flagellate	NOEC	POP	0,014	2.0
<i>Achnanthes lanceolata</i>	Diatom	NOEL	POP	18,000	14.18
<i>Achnanthes minutissima</i>	Diatom	NOEL	POP	18,000	14.18
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	Diatom	NOEL	MPH	40,000	30
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	40,000	30
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	18,000	14.18
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	7,000	9
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	0,250	10
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	0,250	10
Algae	Algae, algal mat	NOEL	POP	0,250	10
<i>Amphora</i> sp.	Diatom	NOEL	POP	18,000	14.18
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Green algae	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Arthrospira</i> sp.	Blue-green algae	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Aulosira fertilissima</i>	Blue-green algae	NOEL	POP	7,000	50
Bacillariophyta	Diatom division	NOEL	POP	40,000	30
<i>Chlorella vulgaris</i>	Green algae	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Cryptomonas ovata</i>	Cryptomonad	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Diatom	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Euglena gracilis</i>	Flagellate euglenoid	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Laminaria hyperborea</i>	Cuvie, tangleweed	NOEL	POP	1,000	1
<i>Laminaria hyperborea</i>	Cuvie, tangleweed	NOEL	POP	1,000	1
<i>Laminaria saccharina</i>	Tangleweed, brown algae	NOEL	REP	2,000	33.2
<i>Nitzschia fonticola</i>	Diatom	NOEL	POP	18,000	14.18
<i>Nitzschia palea</i>	Diatom	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Pithophora oedogonia</i>	Green algae	NOEL	POP	7,000	0.025
Prasinophyta	Green flagellate division	NOEL	POP	1,000	25
<i>Staurastrum cristatum</i>	Green Algae	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Synechococcus elongatus</i>	Blue-green algae	NOEL	POP	2,000	0.025
<i>Synechococcus</i> sp.	Blue-green algae	NOEL	POP	5,000	10.44
<i>Tolypothrix tenuis</i>	Blue-green algae	NOEL	POP	7,000	1000
Amphibians					
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	DVP	4,000	4100
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	DVP	4,000	4400
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	MPH	4,000	1190
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	MPH	4,000	13400
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	MPH	4,000	860
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	DVP	4,000	8000
<i>Xenopus laevis</i>	African clawed frog	EC50	DVP	4,000	33000
<i>Xenopus tropicalis</i>	Clawed frog	EC50	DVP	4,000	2100
<i>Xenopus tropicalis</i>	Clawed frog	EC50	DVP	4,000	2600

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Amphibians					
Xenopus tropicalis	Clawed frog	EC50	DVP	4,000	7200
Xenopus tropicalis	Clawed frog	EC50	DVP	4,000	9300
Bufo americanus	American toad	LC50	MOR	1,000	15800
Bufo americanus	American toad	LC50	MOR	1,000	66400
Bufo americanus	American toad	LC50	MOR	4,000	10700
Bufo americanus	American toad	LC50	MOR	4,000	26500
Bufo americanus	American toad	LC50	MOR	4,000	48000
Rana catesbeiana	Bullfrog	LC50	MOR	4,000	410
Rana pipiens	Leopard frog	LC50	MOR	1,000	45300
Rana pipiens	Leopard frog	LC50	MOR	1,000	69700
Rana pipiens	Leopard frog	LC50	MOR	4,000	14500
Rana pipiens	Leopard frog	LC50	MOR	4,000	47600
Xenopus laevis	African clawed frog	LC50	MOR	4,000	24500
Xenopus laevis	African clawed frog	LC50	MOR	4,000	25600
Xenopus laevis	African clawed frog	LC50	MOR	4,000	100000
Xenopus laevis	African clawed frog	LC50	MOR	4,000	126000
Xenopus tropicalis	Clawed frog	LC50	MOR	4,000	19400
Xenopus tropicalis	Clawed frog	LC50	MOR	4,000	22300
Xenopus tropicalis	Clawed frog	LC50	MOR	4,000	27500
Xenopus tropicalis	Clawed frog	LC50	MOR	4,000	31800
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	GRO	4,000	10700
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	GRO	4,000	1800
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	GRO	4,000	9100
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	MPH	4,000	11100
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	DVP	4,000	1100
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	DVP	4,000	11000
Acris crepitans	Cricket frog	LOEL	DVP	21,000	300
Acris crepitans	Cricket frog	LOEL	GRO	21,000	300
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	LOEL	DVP	56,000	40.0
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	LOEL	MOR	70,000	40
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	LOEL	MOR	56,000	400
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	LOEL	MPH	56,000	400.0
Ambystoma macrodactylum	Long-toed salamander	LOEL	DVP	63,000	184
Ambystoma macrodactylum	Long-toed salamander	LOEL	GRO	63,000	184
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	LOEL	DVP	88,000	197000
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	LOEL	DVP	88,000	197000
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	LOEL	GRO	88,000	197000
Bufo americanus	American toad	LOEL	DVP	10,000	4320
Bufo americanus	American toad	LOEL	MOR	32,000	2.84
Bufo americanus americanus	Toad	LOEL	DVP	21,000	800
Bufo americanus americanus	Toad	LOEL	GRO	21,000	800
Bufo americanus americanus	Toad	LOEL	GRO	88,000	197000
Pseudacris crucifer	Spring peeper	LOEL	MOR	32,000	64.80
Rana clamitans	Green frog	LOEL	DVP	273,000	13.8
Rana clamitans	Green frog	LOEL	MOR	32,000	2.84
Rana clamitans	Green frog	LOEL	MOR	32,000	2.84
Rana pipiens	Leopard frog	LOEL	DVP	10,000	4320
Rana pipiens	Leopard frog	LOEL	GRO	46,000	0.1
Rana pipiens	Leopard frog	LOEL	POP	84,000	610
Rana pipiens	Leopard frog	LOEL	REP	84,000	610
Rana sphenoccephala	Leopard frog	LOEL	GRO	56,000	197000
Rana sylvatica	Wood frog	LOEL	DVP	10,000	4320
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	DVP	41,000	40
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	DVP	21,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	DVP	21,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	DVP	28,000	100

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Amphibians					
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	DVP	35,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	GRO	133,000	0.91
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	GRO	133,000	0.91
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	GRO	59.96	20
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	GRO	89.96	320
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	MOR	91.09	40
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	MPH	78,000	19.5
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	MPH	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	MPH	66,000	1
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	MPH	66,000	1
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEL	REP	2,000	18
Bufo americanus	American toad	NOEC	MOR	4,000	1900
Bufo americanus	American toad	NOEC	MOR	4,000	690
Rana pipiens	Leopard frog	NOEC	MOR	4,000	5100
Rana pipiens	Leopard frog	NOEC	MOR	4,000	650
Acris crepitans	Cricket frog	NOEL	DVP	21,000	30
Acris crepitans	Cricket frog	NOEL	GRO	21,000	30
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	DVP	56,000	4.0
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	GRO	37,000	400
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MOR	13,000	400
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MOR	70,000	4
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MOR	56,000	386.04
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MOR	56,000	40
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MPH	37,000	400
Ambystoma barbouri	Streamside salamander	NOEL	MPH	56,000	40.0
Ambystoma macrodactylum	Long-toed salamander	NOEL	DVP	63,000	18.4
Ambystoma macrodactylum	Long-toed salamander	NOEL	GRO	63,000	18.4
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	NOEL	GRO	88,000	197000
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	NOEL	MOR	58,000	197000
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	NOEL	MOR	88,000	197000
Ambystoma maculatum	Spotted salamander	NOEL	MOR	88,000	197000
Bufo americanus	American toad	NOEL	DVP	10,000	2590
Bufo americanus	American toad	NOEL	MOR	10,000	20000
Bufo americanus	American toad	NOEL	MOR	32,000	64.80
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	DVP	88,000	197000
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	DVP	21,000	10000
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	DVP	28,000	800
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	GRO	21,000	10000
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	GRO	28,000	800
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	MOR	88,000	197000
Bufo americanus americanus	Toad	NOEL	MOR	88,000	197000
Pseudacris crucifer	Spring peeper	NOEL	MOR	32,000	25.20
Pseudacris crucifer	Spring peeper	NOEL	MOR	32,000	64.80
Rana clamitans	Green frog	NOEL	DVP	273,000	28.23
Rana clamitans	Green frog	NOEL	GRO	273,000	28.23
Rana clamitans	Green frog	NOEL	GRO	273,000	28.1
Rana clamitans	Green frog	NOEL	MOR	273,000	28.1
Rana clamitans	Green frog	NOEL	MPH	273,000	28.23
Rana clamitans	Green frog	NOEL	POP	273,000	28.1
Rana clamitans	Green frog	NOEL	POP	273,000	NR
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	DVP	10,000	2590
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	DVP	56,000	192.18
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	DVP	21,000	600
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	DVP	46,000	0.1
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	GRO	21,000	600
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	GRO	84,000	610

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Amphibians					
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	GRO	138,000	192.18
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	GRO	14,000	20000
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MOR	10,000	20000
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MOR	138,000	192.18
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MOR	46,000	0.1
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MOR	84,000	610
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MPH	84,000	610
Rana pipiens	Leopard frog	NOEL	MPH	138,000	192.18
Rana sphenoccephala	Leopard frog	NOEL	DVP	58,000	197000
Rana sphenoccephala	Leopard frog	NOEL	MOR	58,000	197000
Rana sylvatica	Wood frog	NOEL	DVP	10,000	2590
Rana sylvatica	Wood frog	NOEL	DVP	21,000	600
Rana sylvatica	Wood frog	NOEL	GRO	21,000	600
Rana sylvatica	Wood frog	NOEL	MOR	10,000	20000
Rana sylvatica	Wood frog	NOEL	MOR	32,000	64.80
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	21,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	63.76	320
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	66,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	66,000	200
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	66,000	25
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	72,800	29
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	78,000	19.5
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	DVP	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	66,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	66,000	200
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	66,000	25
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	72,800	29
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	28,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	35,000	800
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	89,960	40
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	GRO	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MOR	185,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MOR	66,000	200
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MOR	66,000	25
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MOR	78,000	19.5
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MOR	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	185,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	185,000	29
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	185,000	29
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	185,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	78,000	10.3
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	80,000	10.31
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	66,000	200
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	66,000	25
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	66,000	0.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	66,000	0.8
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	MPH	49,000	107.0
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	POP	185,000	25.1
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	POP	185,000	29
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	POP	80,000	19.53
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEL	REP	49,000	107.0
Crustaceans					
Daphnia carinata	Water flea	EC50	MOR	2,000	22400
Daphnia carinata	Water flea	EC50	MOR	2,000	23100
Daphnia carinata	Water flea	EC50	MOR	2,000	24600

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Crustaceans					
Daphnia carinata	Water flea	EC50	MOR	2,000	25300
Daphnia carinata	Water flea	EC50	MOR	2,000	26700
Daphnia pulex	Water flea	EC50	MOR	2,000	36500
Daphnia pulex	Water flea	EC50	MOR	2,000	46500
Paracerceis sculpta	Scud	EC50	POP	3,000	330
Daphnia pulex	Water flea	EC50*	REP	2,000	240
Gammarus pulex	Scud	ET50	REP	1,001E+38	1000
Gammarus pulex	Scud	ET50	REP	1,003E+38	500
Gammarus pulex	Scud	ET50	REP	100,625	100
Gammarus pulex	Scud	ET50	REP	1,000	10000
Gammarus pulex	Scud	ET50	REP	1,000	5000
Ceriodaphnia dubia	Water flea	IC50	REP	4,000	10300
Ceriodaphnia dubia	Water flea	IC50	REP	4,000	12500
Ceriodaphnia dubia	Water flea	IC50	REP	7,000	3600
Ceriodaphnia dubia	Water flea	IC50	REP	7,000	4200
Acartia clausi	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	7945
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	210.1
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	91.73
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	1,000	15000
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	2,000	8400
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	3,000	6100
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	4300
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	94
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LC50	MOR	4,000	5400
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LC50	MOR	4,000	1000
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LC50	MOR	4,000	5400
Artemia salina	Brine shrimp	LC50	MOR	1,000	30000
Artemia salina	Brine shrimp	LC50	MOR	1,000	41780
Carcinus maenas	Green or European shore crab	LC50	MOR	2,000	10000
Ceriodaphnia dubia	Water flea	LC50	MOR	2,000	30000
Ceriodaphnia reticulata	Water flea	LC50	MOR	7,000	7860
Crangon crangon	Common shrimp, sand shrimp	LC50	MOR	2,000	NR
Crangon crangon	Common shrimp, sand shrimp	LC50	MOR	2,000	NR
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	2,000	54000
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	2,000	9400
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	2,000	6900
Daphnia pulex	Water flea	LC50	MOR	0,750	NR
Echinogammarus tibaldii	Amphipod	LC50	MOR	4,000	3300
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	125
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	13200
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	2600
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LC50	MOR	4,000	500
Gammarus fasciatus	Scud	LC50	MOR	2,000	5700
Gammarus fasciatus	Scud	LC50	MOR	2,000	5700
Gammarus italicus	Scud	LC50	MOR	4,000	10100
Gammarus pulex	Scud	LC50	MOR	10,000	4400
Gammarus pulex	Scud	LC50	MOR	4,000	14900
Gammarus pulex	Scud	LC50	MOR	5,000	13400
Hyalella azteca	Scud	LC50	MOR	0,750	NR
Hyalella azteca	Scud	LC50	MOR	4,000	14700
Neopanope texana	Mud crab	LC50	MOR	4,000	1000000
Palaemonetes pugio	Daggerblade grass shrimp	LC50	MOR	4,000	9000
Paratya australiensis	Shrimp	LC50	MOR	4,000	6500
Paratya australiensis	Shrimp	LC50	MOR	4,000	6800
Paratya australiensis	Shrimp	LC50	MOR	4,000	9700
Paratya australiensis	Shrimp	LC50	MOR	4,000	9800

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Crustaceans					
Paratya australiensis	Shrimp	LC50	MOR	4,000	9900
Penaeus duorarum	Northern pink shrimp	LC50	MOR	4,000	6900
Streptocephalus rubricaudatus	Fairy shrimp	LC50	MOR	1,000	30000
Streptocephalus texanus	Fairy shrimp	LC50	MOR	1,000	30000
Tigriopus brevicornis	Harpacticoid copepod	LC50	MOR	4,000	120.9
Tigriopus brevicornis	Harpacticoid copepod	LC50	MOR	4,000	124.5
Tigriopus brevicornis	Harpacticoid copepod	LC50	MOR	4,000	153.2
Uca pugilator	Fiddler crab	LC50	MOR	4,000	197850
Uca pugilator	Fiddler crab	LC50	MOR	4,000	29000
Daphnia magna	Water flea	LC50*	MOR	1,083E+38	3600
Daphnia pulex	Water flea	LC50*	MOR	0,125	40000
Daphnia pulex	Water flea	LC50*	MOR	0,125	40000
Moina macrocopa	Water flea	LC50*	MOR	0,125	40000
Moina macrocopa	Water flea	LC50*	MOR	0,125	40000
Daphnia pulex	Water flea	LD50	MOR	0,750	15000
Hyalella azteca	Scud	LD50	MOR	0,750	222000
Neopanope texana	Mud crab	LD50	MOR	1,000	1000000
Acartia tonsa	Calanoid copepod	LOEC	MOR	4,000	2900
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LOEC	MOR	4,000	2400
Ceriodaphnia reticulata	Water flea	LOEC	MOR	7,000	6000
Ceriodaphnia reticulata	Water flea	LOEC	POP	7,000	6000
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LOEC	MOR	10,000	49
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LOEC	MOR	8,000	6000
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LOEC	MOR	8,000	25000
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	LOEC	MOR	8,000	17500
Gammarus pulex	Scud	LOEC	REP	1,000	38
Gammarus pulex	Scud	LOEC	REP	1,000	500
Uca pugnax	Fiddler crab	LOEC	MOR	70,000	10000000
Amphiascus tenuiremis	Harpacticoid copepod	LOEL	DVP	41,000	3.5
Amphiascus tenuiremis	Harpacticoid copepod	LOEL	POP	41,000	3.5
Amphiascus tenuiremis	Harpacticoid copepod	LOEL	REP	41,000	3.5
Americamysis bahia	Opossum shrimp	MATC	MOR	28,000	NR
Ceriodaphnia dubia	Water flea	MATC	REP	4,000	14100
Ceriodaphnia dubia	Water flea	MATC	REP	4,000	6900
Ceriodaphnia dubia	Water flea	MATC	REP	7,000	3500
Ceriodaphnia dubia	Water flea	MATC	REP	7,000	3500
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	MATC	MOR	8,000	14600
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	MATC	MOR	8,000	20900
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	MATC	MOR	8,000	5010
Acartia tonsa	Calanoid copepod	NOEC	MOR	4,000	2900
Americamysis bahia	Opossum shrimp	NOEC	MOR	4,000	1700
Ceriodaphnia reticulata	Water flea	NOEC	MOR	7,000	3000
Ceriodaphnia reticulata	Water flea	NOEC	POP	7,000	4000
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEC	MOR	10,000	25
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEC	MOR	8,000	4200
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEC	MOR	8,000	12250
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEC	MOR	8,000	17500
Gammarus pulex	Scud	NOEC	GRO	28,000	370
Gammarus pulex	Scud	NOEC	POP	28,000	370
Gammarus pulex	Scud	NOEC	REP	1,000	11
Gammarus pulex	Scud	NOEC	REP	1,000	100
Sesarma cinereum	Driftline crab	NOEC	MOR	70,000	10000000
Uca pugnax	Fiddler crab	NOEC	MOR	70,000	1000000
Amphiascus tenuiremis	Harpacticoid copepod	NOEL	MOR	41,000	246.6
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEL	DVP	28,000	25
Eurytemora affinis	Calanoid copepod	NOEL	POP	30,000	25

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Crustaceans					
Neopanope texana	Mud crab	NOEL	MOR	4,000	750000
Fish					
Lepidocephalichthys thermalis	Loach	EC50	POP	4,000	147
Pimephales promelas	Fathead minnow	EC50	MOR	7,000	13170
Leuciscus idus melanotus	Carp	LC0	MOR	2,000	10000
Carassius auratus	Goldfish	LC10	MOR	4,000	19804.38
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC10	MOR	4,000	1,828E+06
Leuciscus idus melanotus	Carp	LC100	MOR	2,000	100000
Ameiurus melas	Black bullhead	LC50	MOR	2,000	37000
Ameiurus melas	Black bullhead	LC50	MOR	2,000	8000
Ameiurus melas	Black bullhead	LC50	MOR	4,000	35000
Carassius auratus	Goldfish	LC50	MOR	4,000	55999.96
Carassius auratus	Goldfish	LC50	MOR	4,000	60000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	2,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	2,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	2,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	2,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	4,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	4,000	76000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	4,000	100000
Carassius carassius	Crucian carp	LC50	MOR	4,000	100000
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	1,000	44000
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	2,000	33300
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	2,000	35500
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	3,000	22400
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	3,000	29500
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	4,000	11200
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	4,000	26300
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	5,000	24700
Coregonus fera	Whitefish	LC50	MOR	5,000	6300
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	13000
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	16000
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	13400
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	16200
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	2000
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LC50	MOR	4,000	2300
Cyprinus carpio	common carp	LC50	MOR	1,000	41000
Cyprinus carpio	common carp	LC50	MOR	2,000	50000
Cyprinus carpio	common carp	LC50	MOR	2,000	41000
Cyprinus carpio	common carp	LC50	MOR	4,000	18800
Danio rerio	Zebra danio	LC50	MOR	2,000	36800
Danio rerio	Zebra danio	LC50	MOR	35,000	1200
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	1,000	51300
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	4,000	23800
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	4,000	220
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	4,500	310
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	4,500	340
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	8,500	220
Ictalurus punctatus	Channel catfish	LC50	MOR	8,500	240
Ictalurus sp.	Bullhead, catfish	LC50	MOR	2,000	37000
Ictalurus sp.	Bullhead, catfish	LC50	MOR	2,000	8000
Ictalurus sp.	Bullhead, catfish	LC50	MOR	4,000	35000
Ictalurus sp.	Bullhead, catfish	LC50	MOR	4,000	7600
Leiostomus xanthurus	Spot	LC50	MOR	4,000	8500
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	23999.99
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	1,000	48000

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Fish					
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	21000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	80000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	8000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	16000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	50000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	42000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	24000
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	54510
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	6700
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	69000
Leuciscus idus	Ide, silver or golden orfe	LC50	MOR	2,000	70000
Leuciscus idus	Ide, silver or golden orfe	LC50	MOR	4,000	44000
Leuciscus idus melanotus	Carp	LC50	MOR	2,000	33000
Notropis atherinoides	Emerald shiner	LC50	MOR	4,000	15600
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	5,349.804
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	1,000	31600
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	12600
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	26400
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	10000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	30000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	10000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	23800
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	2,000	30000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	20500
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	17000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	8800
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	24000
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	14700
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	4500
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	4500
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	870
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	23,000	1100
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	23,000	920
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	27,000	1080
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	27,000	870
Perca sp.	Perch	LC50	MOR	2,000	21000
Perca sp.	Perch	LC50	MOR	2,000	80000
Perca sp.	Perch	LC50	MOR	4,000	50000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	4900
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	20000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	7,000	14750
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	15000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	15000
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	38200
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	71000
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	10000
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	10000
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	115100
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	2,000	117400
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	3,000	31600
Poecilia reticulata	Guppy	LC50	MOR	4,000	4300
Rasbora heteromorpha	Harlequinfish, red rasbora	LC50	MOR	2,000	55200
Salmo trutta	Brown trout	LC50	MOR	4,000	27
Salmo trutta	Brown trout	LC50	MOR	4,000	25000
Salvelinus fontinalis	Brook trout	LC50	MOR	4,000	6300
Salvelinus fontinalis	Brook trout	LC50	MOR	4,000	4900

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Fish					
Salvelinus fontinalis	Brook trout	LC50	MOR	4,000	4900
Carassius auratus	Goldfish	LC50*	MOR	2,000	10000
Carassius auratus	Goldfish	LC50*	MOR	2,000	10000
Cyprinus carpio	common carp	LC50*	MOR	2,000	10000
Cyprinus carpio	common carp	LC50*	MOR	2,000	10000
Oryzias latipes	Medaka, high-eyes	LC50*	MOR	2,000	10000
Oryzias latipes	Medaka, high-eyes	LC50*	MOR	2,000	10000
Rasbora heteromorpha	Harlequinfish, red rasbora	LC50*	MOR	1,000	550
Rasbora heteromorpha	Harlequinfish, red rasbora	LC50*	MOR	2,000	500
Poecilia reticulata	Guppy	LD100	MOR	NR	50
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	LOEC	MOR	4,000	4600
Danio rerio	Zebra danio	LOEC	MOR	NR	100
Danio rerio	Zebra danio	LOEC	MOR	NR	1000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LOEC	GRO	7,000	3000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LOEC	GRO	7,000	3000
Carassius auratus	Goldfish	LOEL	REP	21,000	102.8
Danio rerio	Zebra danio	LOEL	DVP	1,000	10000
Pimephales promelas	Fathead minnow	LOEL	GRO	255,000	440
Pimephales promelas	Fathead minnow	LOEL	MOR	255,000	250
Sciaenops ocellatus	Red drum	LOEL	GRO	9,000	80.51
Sciaenops ocellatus	Red drum	LOEL	GRO	9,000	80.51
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	MATC	MOR	28,000	NR
Pimephales promelas	Fathead minnow	MATC	GRO	274,000	340
Cyprinodon variegatus	Sheepshead minnow	NOEC	MOR	4,000	3200
Danio rerio	Zebra danio	NOEC	MOR	NR	100
Danio rerio	Zebra danio	NOEC	MOR	NR	1000
Danio rerio	Zebra danio	NOEC	REP	NR	1000
Ictalurus punctatus	Channel catfish	NOEC	MOR	4,000	4300
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	MOR	4,000	2000
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	GRO	7,000	4800
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	GRO	7,000	1500
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	GRO	7,000	1500
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	MOR	4,000	6700
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	MOR	4,000	4900
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEC	MOR	7,000	4800
Carassius auratus	Goldfish	NOEL	MPH	21,000	859
Carassius auratus	Goldfish	NOEL	MPH	21,000	859
Carassius auratus	Goldfish	NOEL	REP	21,000	859
Danio rerio	Zebra danio	NOEL	DVP	1,000	5000
Leiostomus xanthurus	Spot	NOEL	MOR	2,000	1000
Micropogonias undulatus	Atlantic croaker	NOEL	REP	0,007	0.05
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	DVP	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	DVP	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	GRO	255,000	250
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	GRO	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	GRO	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	MOR	255,000	150
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	MPH	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	MPH	21,000	43.63
Pimephales promelas	Fathead minnow	NOEL	REP	21,000	43.63
Sciaenops ocellatus	Red drum	NOEL	GRO	9,000	37.43
Sciaenops ocellatus	Red drum	NOEL	GRO	9,000	37.43
Sciaenops ocellatus	Red drum	NOEL	MOR	4,000	500
Sciaenops ocellatus	Red drum	NOEL	MOR	4,000	500
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Lemna minor	Duckweed	EC10	POP	7,000	41

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Lemna minor	Duckweed	EC10	POP	7,000	790
Lemna minor	Duckweed	EC20	POP	3,000	0.286
Ceratophyllum demersum	Coon-tail	EC50	POP	14,000	22
Ceratophyllum sp.	Coon-tail	EC50	POP	14,000	22
Egeria sp.	Aquatic macrophyte	EC50	POP	14,000	38
Elodea canadensis	Waterweed	EC50	POP	14,000	21
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	GRO	5,000	170
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	14,000	37
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	14,000	43
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	5,000	170
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	7,000	170
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	7,000	170
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	7,000	197.42
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	7,000	86.3
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	3,000	0.723
Lemna minor	Duckweed	EC50	GRO	10,000	60
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	10,000	56
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	4,000	92
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	7,000	180
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	4,000	153
Lemna minor	Duckweed	EC50	POP	4,000	92
Lemna paucicostata	Duckweed	EC50	GRO	7,000	0.929
Lemna paucicostata	Duckweed	EC50	POP	8,000	0.00000032
Lepidium sativum	Garden cress	EC50	REP	7,000	0.00031
Myriophyllum heterophyllum	Two-leaf water-milfoil	EC50	POP	14,000	132
Myriophyllum sp.	Water-milfoil	EC50	POP	14,000	132
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	EC50	DVP	5,000	3700
Najas sp.	Water nymph	EC50	GRO	14,000	47
Najas sp.	Water nymph	EC50	POP	14,000	26
Najas sp.	Water nymph	EC50	POP	14,000	24
Najas sp.	Water nymph	EC50	POP	14,000	24
Najas sp.	Water nymph	EC50	POP	21,000	75
Najas sp.	Water nymph	EC50	POP	14,000	150
Ruppia maritima	Widgeon-grass	EC50	GRO	35,000	2500
Ruppia maritima	Widgeon-grass	EC50	GRO	35,000	44700
Zostera marina	Eelgrass	EC50	DVP	21,000	270
Zostera marina	Eelgrass	EC50	GRO	21,000	410
Zostera marina	Eelgrass	EC50	GRO	21,000	60
Elodea canadensis	Waterweed	EC50*	GRO	21,000	109
Elodea canadensis	Waterweed	EC50*	GRO	28,000	123
Elodea canadensis	Waterweed	EC50*	GRO	28,000	13
Elodea canadensis	Waterweed	EC50*	GRO	28,000	75
Elodea canadensis	Waterweed	EC50*	GRO	28,000	80
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	EC50*	GRO	28,000	1104
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	EC50*	GRO	29,000	474
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	EC50*	GRO	29,000	907
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	EC50*	GRO	21,000	532
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	EC50*	GRO	32,000	414
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	EC50*	GRO	42,000	163
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	EC50*	GRO	63,000	2876
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	EC50*	GRO	63,000	450
Lemna minor	Duckweed	EC80	POP	3,000	1.36
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC1	POP	28,000	3
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC1	POP	28,000	1
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	21,000	109
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	28,000	123

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	28,000	75
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	28,000	80
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	22,000	80
Elodea canadensis	Waterweed	IC50	GRO	29,000	109
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC50	GRO	28,000	91
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC50	GRO	28,000	1104
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC50	GRO	28,000	1104
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC50	POP	28,000	91
Myriophyllum spicatum	Eurasian watermilfoil	IC50	POP	28,000	117
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	GRO	28,000	30
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	GRO	29,000	907
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	GRO	28,000	474
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	GRO	28,000	907
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	GRO	29,000	474
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	MOR	28,000	53
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	POP	28,000	30
Potamogeton perfoliatus	Pondweed	IC50	POP	28,000	55
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	42,000	163
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	42,000	414
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	42,000	532
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	22,000	532
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	29,000	414
Vallisneria americana	Water-celery, tapegrass	IC50	GRO	42,000	163
Zostera marina	Eelgrass	LC01	MOR	21,000	1.9
Zostera marina	Eelgrass	LC01	MOR	21,000	35.5
Zostera marina	Eelgrass	LC01	MOR	21,000	35.5
Zostera marina	Eelgrass	LC01	MOR	21,000	38.7
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	100
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	365
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	367
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	540
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	70
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	100
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	365
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	367
Zostera marina	Eelgrass	LC50	MOR	21,000	540
Lemna minor	Duckweed	LOEC	POP	28,000	120
Lemna minor	Duckweed	LOEC	POP	7,000	25
Lemna minor	Duckweed	LOEC	POP	7,000	100
Lemna minor	Duckweed	LOEC	POP	7,000	120
Lemna minor	Duckweed	LOEC	POP	NR	150
Najas sp.	Water nymph	LOEC	GRO	14,000	38
Najas sp.	Water nymph	LOEC	POP	14,000	150
Najas sp.	Water nymph	LOEC	POP	14,000	150
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	300
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	300
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	300
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	30

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	POP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	REP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	REP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	LOEC	REP	28,000	NR
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	23,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	GRO	9,000	9200
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	23,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	23,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	LOEL	POP	23,000	29600
Lemna minor	Duckweed	MATC	POP	7,000	83
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	10.6
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	94.9
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	94.9
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	94.9
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	GRO	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	10.6
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	POP	28,000	21.2
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	REP	28,000	94.9
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	REP	28,000	94.9
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	MATC	REP	28,000	94.9
Lemna gibba	Inflated duckweed	NOEC	GRO	5,000	100
Lemna minor	Duckweed	NOEC	POP	28,000	38
Lemna minor	Duckweed	NOEC	POP	7,000	50
Lemna minor	Duckweed	NOEC	POP	7,000	57
Lemna minor	Duckweed	NOEC	POP	NR	75
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	7.5
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	GRO	28,000	15
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	NR

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	7.5
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	POP	28,000	NR
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	REP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	REP	28,000	30
Potamogeton pectinatus	Sago pondweed	NOEC	REP	28,000	30
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	GRO	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	GRO	23,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	GRO	23,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	GRO	9,000	3500
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	GRO	22,000	1490
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	MPH	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	MPH	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	MPH	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	22,000	30000
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	9,000	9200
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	22,000	1490
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	22,000	29600
Halodule wrightii	Shoal weed	NOEL	POP	22,000	29600
Insects/Spiders					
Chironomus riparius	Midge	EC50	MOR	2,000	1000
Acroneuria sp.	Stonefly	LC50	MOR	4,000	6700
Chironomus riparius	Midge	LC50	MOR	10,000	18900
Chironomus tentans	Midge	LC50	MOR	2,000	720
Chironomus tentans	Midge	LC50	MOR	2,000	720
Chironomus tepperi	Rice bloodworm	LC50	MOR	10,000	16600
Chironomus tepperi	Rice bloodworm	LC50	MOR	10,000	16700
Chironomus tepperi	Rice bloodworm	LC50	MOR	10,000	18300
Chironomus tepperi	Rice bloodworm	LC50	MOR	10,000	20200
Culex restuans	White dotted mosquito	LC50	MOR	0,750	NR
Cloeon dipterum	Mayfly	LD50	MOR	0,125	40000
Cloeon dipterum	Mayfly	LD50	MOR	0,250	40000
Cloeon dipterum	Mayfly	LD50	MOR	1,000	40000
Cloeon dipterum	Mayfly	LD50	MOR	2,000	40000
Culex restuans	White dotted mosquito	LD50	MOR	0,750	5000000
Proisotoma minuta	Collembolan	LD50	MOR	7,000	33400
Baetis rhodani	Mayfly	NOEC	POP	28,000	370
Invertebrates					
Acropora formosa	Stony coral	EC25	POP	0,417	14.5
Montipora digitata	Stony coral	EC25	POP	0,417	25.5
Porites cylindrica	Stony coral	EC25	POP	0,417	22.1
Acropora formosa	Stony coral	EC50	POP	0,417	37
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	103000
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	108000
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	112000
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	152000
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	39000
Colpoda inflata	Soil ciliate	EC50	POP	1,000	91000
Hydra americana	Hydra	EC50	GRO	4,000	3000
Montipora digitata	Stony coral	EC50	POP	0,417	88.2
Porites cylindrica	Stony coral	EC50	POP	0,417	67.2
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	EC50	POP	2,000	96000
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	EC50	POP	4,000	74000
Colpidium campylum	Ciliate	EC50*	GRO	1,000	50000

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Invertebrates					
Colpidium campylum	Ciliate	EC50*	GRO	1,000	50000
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	IC50	POP	0,042	20000
Brachionus calyciflorus	Rotifer	LC50	MOR	1,000	7840
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	LC50*	MOR	1,000	5830
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	LC50*	MOR	7,000	38400
Acropora formosa	Stony coral	LOEC	POP	0,417	3
Montipora digitata	Stony coral	LOEC	POP	0,417	3
Porites cylindrica	Stony coral	LOEC	POP	0,417	3
Acropora formosa	Stony coral	NOEC	POP	0,417	1
Montipora digitata	Stony coral	NOEC	POP	0,417	1
Porites cylindrica	Stony coral	NOEC	POP	0,417	1
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	NOEC	POP	2,000	14500
Tetrahymena pyriformis	Ciliate	NOEC	POP	4,000	21500
Brachiopoda	Lamp shell phylum	NOEL	POP	56,000	670
Bryozoa	Bryozoan phylum	NOEL	POP	56,000	670
Cnidaria	Coelenterate phylum	NOEL	POP	56,000	670
Miscellaneous					
Arthropoda	Arthropod phylum	LOEL	POP	56,000	9.4
Animalia	Animal kingdom	NOEL	POP	56,000	670
Chordata	Chordate phylum	NOEL	POP	56,000	670
Molluscs					
Crassostrea virginica	American or virginia oyster	EC50	DVP	2,000	30000
Mytilus galloprovincialis	Mediterranean mussel	EC50	DVP	2,000	3100
Anodonta imbecillis	Mussel	LC50	MOR	1,000	60000
Anodonta imbecillis	Mussel	LC50	MOR	2,000	60000
Anodonta imbecillis	Mussel	LC50	MOR	2,000	60000
Cerastoderma edule	Cockle	LC50	MOR	2,000	100000
Cerastoderma edule	Cockle	LC50	MOR	2,000	100000
Physa virgata	Snail	LC50	MOR	4,000	34100
Utterbackia imbecillis	Paper pondshell	LC50	MOR	1,000	241300
Utterbackia imbecillis	Paper pondshell	NOEC	MOR	1,000	45120
Crassostrea gigas	Pacific oyster	NOEL	MOR	60.88	465
Crassostrea virginica	American or virginia oyster	NOEL	MPH	4,000	1000
Mollusca	Mollusk phylum	NOEL	POP	56,000	670
Physella acuta	European physa	NOEL	MOR	18,000	14.18
Physella acuta	European physa	NOEL	POP	18,000	14.18
Physella acuta	European physa	NOEL	REP	18,000	14.18
Potamopyrgus antipodarum	Snail	NOEL	MOR	35,000	50
Potamopyrgus antipodarum	Snail	NOEL	MOR	35,000	50
Potamopyrgus antipodarum	Snail	NOEL	MOR	35,000	50
Worms					
Glossiphonia complanata	Leech	LC50	MOR	28,000	6300
Helobdella stagnalis	Leech	LC50	MOR	27,000	9900
Lumbriculus variegatus	Oligochaete, worm	LC50	MOR	4,000	37100
Annelida	Segmented worm phylum	NOEL	POP	56,000	670
Sipuncula	Peanut worm phylum	NOEL	POP	56,000	670

GRO: groei

POP: populatie

MOR: mortaliteit

REP: reproductie

DVP: ontwikkeling

MPH: morfologie

Bijlage 2: Toxicologische parameters voor anthraceen

(<http://www.epa.gov/ecotox>)

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	0,917	12.1
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	0,917	3.9
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	0,917	37.4
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	0,917	5.3
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	EC50	GRO	0,917	6.6
Crustaceans					
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LC50	MOR	2,000	3.6
Americamysis bahia	Opossum shrimp	LC50	MOR	2,000	535
Artemia salina	Brine shrimp	LC50	MOR	0,042	20
Artemia salina	Brine shrimp	LC50	MOR	1,000	0.28
Artemia salina	Brine shrimp	LC50	MOR	1,000	0.28
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	0,042	20
Hyalella azteca	Scud	LC50	MOR	10,000	5.6
Daphnia magna	Water flea	LT50	MOR	0,125	21.03
Daphnia magna	Water flea	LT50	MOR	0,207	15.0
Fish					
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	10.05
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	11.56
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	12.02
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	3.36
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	5.10
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	2,000	9.69
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	1.27
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	2.78
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	3.74
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	6.78
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	7.47
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	7.97
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	8.27
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	4.5
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	46
Lepomis sp.	Sunfish	LC50	MOR	4,000	11.92
Lepomis sp.	Sunfish	LC50	MOR	4,000	18.23
Lepomis sp.	Sunfish	LC50	MOR	4,000	26.47
Lepomis macrochirus	Bluegill	LT50	MOR	8,417E+38	15
Pimephales promelas	Fathead minnow	LT50	MOR	0,292	19.1
Pimephales promelas	Fathead minnow	LT50	MOR	0,656	5.4
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	7,000	1300
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	7,000	300
Lemna gibba	Inflated duckweed	EC50	POP	7,000	800
Lemna gibba	Inflated duckweed	LOEC	POP	7,000	10
Lemna gibba	Inflated duckweed	LOEC	POP	7,000	10
Lemna gibba	Inflated duckweed	LOEC	POP	7,000	60
Insects/Spiders					
Aedes aegypti	Yellow fever mosquito	LC50	MOR	0,042	150
Aedes aegypti	Yellow fever mosquito	LC50	MOR	1,000	1
Aedes taeniorhynchus	Mosquito	LC50	MOR	1,000	260
Chironomus tentans	Midge	LC50	MOR	10,000	6.0
Culex quinquefasciatus	Southern house mosquito	LC50	MOR	1,000	37

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Molluscs					
Mulinia lateralis	Clam	EC50	GRO	4,000	13300
Mulinia lateralis	Clam	EC50	GRO	4,000	82.8
Crassostrea gigas	Pacific oyster	EC50*	DVP	2,000	5000
Mulinia lateralis	Clam	LC50	MOR	4,000	13300
Mulinia lateralis	Clam	LC50	MOR	4,000	68.9
Crassostrea gigas	Pacific oyster	LC50*	MOR	2,000	5000

GRO: groei

POP: populatie

MOR: mortaliteit

REP: reproductie

DVP: ontwikkeling

MPH: morfologie

Bijlage 3: Toxicologische parameters voor nonylfenol

(<http://www.epa.gov/ecotox>)

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	LOEC	POP	4,000	1480
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	MATC	POP	4,000	1013
Pseudokirchneriella subcapitata	Green algae	NOEC	POP	4,000	694
Amphibians					
Xenopus laevis	African clawed frog	LOEC	DVP	14,000	50.0
Xenopus laevis	African clawed frog	NOEC	DVP	14,000	25.0
Crustaceans					
Daphnia magna	Water flea	EC50	MOR	2,000	104
Ceriodaphnia dubia	Water flea	IC25	REP	NR	280
Crangon septemspinosa	Bay shrimp, Sand shrimp	LC50	MOR	4,000	400
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	14,000	120
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	21,000	100
Daphnia magna	Water flea	LC50	MOR	7,000	120
Homarus americanus	American lobster	LC50	MOR	4,000	200
Hyalella azteca	Scud	LC50	MOR	4,000	20.7
Ceriodaphnia dubia	Water flea	LOEC	REP	NR	250
Daphnia magna	Water flea	LOEC	GRO	21,000	215
Daphnia magna	Water flea	LOEC	MOR	21,000	165
Daphnia magna	Water flea	LOEC	MOR	21,000	215
Daphnia magna	Water flea	LOEC	MOR	21,000	245
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	165
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	165
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	245
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	245
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	215
Daphnia magna	Water flea	LOEC	REP	21,000	215
Daphnia magna	Water flea	MATC	MOR	21,000	156.1
Daphnia magna	Water flea	MATC	REP	21,000	112.9
Daphnia magna	Water flea	MATC	REP	21,000	112.9
Daphnia magna	Water flea	MATC	REP	21,000	157.9
Daphnia magna	Water flea	MATC	REP	21,000	157.9
Ceriodaphnia dubia	Water flea	NOEC	REP	NR	125
Daphnia magna	Water flea	NOEC	GRO	21,000	116
Daphnia magna	Water flea	NOEC	GRO	21,000	39
Daphnia magna	Water flea	NOEC	MOR	21,000	116
Daphnia magna	Water flea	NOEC	MOR	21,000	77.3
Daphnia magna	Water flea	NOEC	MOR	21,000	99.5
Daphnia magna	Water flea	NOEC	MOR	21,000	130
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	77.3
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	77.3
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	99.5
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	99.5
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	116
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	116
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	24
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	21,000	71
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	2,000	27.7
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	2,000	1.17
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	2,000	1.33
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	2,000	1.47

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Fish					
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	4,000	24.7
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	4,000	0.95
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	4,000	0.97
Fundulus heteroclitus	Mummichog	LC50	MOR	4,000	1.18
Lepomis macrochirus	Bluegill	LC50	MOR	4,000	209
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	3,000	193.65
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LC50	MOR	4,000	221
Oryzias latipes	Medaka, high-eyes	LC50	MOR	2,000	4370
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	2,000	164
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	3,000	137
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	128
Pimephales promelas	Fathead minnow	LC50	MOR	4,000	135
Salmo salar	Atlantic salmon	LC50	MOR	4,000	900
Xiphophorus helleri	Green swordtail	LC50	MOR	4,000	205.98
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LOEC	GRO	91,000	53.0
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LOEC	GRO	91,000	10.3
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LOEC	GRO	91,000	10.3
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LOEC	GRO	91,000	10.3
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	LOEC	MOR	91,000	23.1
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	MATC	GRO	91,000	7.861
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	MATC	GRO	91,000	7.861
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	MATC	GRO	91,000	7.861
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	GRO	91,000	23.1
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	GRO	91,000	6.0
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	GRO	91,000	6.0
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	GRO	91,000	6.0
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	MOR	91,000	114
Oncorhynchus mykiss	Rainbow trout,donaldson trout	NOEC	MOR	91,000	10.3
Flowers, Trees, Shrubs, Ferns					
Lemna minor	Duckweed	LOEC	GRO	4,000	2080
Lemna minor	Duckweed	MATC	GRO	4,000	1369
Lemna minor	Duckweed	NOEC	GRO	4,000	901
Invertebrates					
Brachionus calyciflorus	Rotifer	LOEC	REP	4,000	50
Brachionus calyciflorus	Rotifer	NOEC	REP	4,000	5
Molluscs					
Anodonta cataraacta	Floater	LC50	MOR	6,000	5000
Mytilus edulis	Common bay mussel,blue mussel	LC50	MOR	15,000	500
Mytilus edulis	Common bay mussel,blue mussel	LC50	MOR	3,542E+39	140
Mytilus edulis	Common bay mussel,blue mussel	LC50	MOR	4,000	3000
Physa virgata	Snail	LC50	MOR	4,000	774
Worms					
Lumbriculus variegatus	Oligochaete, worm	LC50	MOR	4,000	342

GRO: groei

POP: populatie

MOR: mortaliteit

REP: reproductie

DVP: ontwikkeling

Bijlage 4: Toxicologische parameters voor iopromide

(<http://www.epa.gov/ecotox>)

Species Scientific Name	Species Common Name	Endpoint	Effect	Exposure Duration (Days)	Conc 1 (µg/L)
Algae, Moss, Fungi					
Scenedesmus subspicatus	Green algae	EC50	POP	3	1000000
Crustaceans					
Daphnia magna	Water flea	EC50	REP	22	1000000
Daphnia magna	Water flea	NOEC	REP	NR	1000000
Fish					
Danio rerio	Zebra danio	LC50	MOR	4	1000000
Leuciscus idus	Ide, silver or golden orfe	LC50	MOR	2	1000000

POP: populatie

REP: reproductie

MOR: mortaliteit