

Beschrijving van de methode voor

**de selectie van activiteiten
binnen inrichtingen**

ten behoeve van het uitvoeren van studie naar
de risico's van onvoorziene lozingen



Voorwoord.

Voor u ligt het rapport "beschrijving van de methode voor de selectie van activiteiten binnen inrichtingen ten behoeve van het uitvoeren van studie naar de risico's van onvoorziene lozingen". Dit rapport maakt onderdeel uit van een reeks studies met betrekking tot de integratie van het beleid ten aanzien van risico's van onvoorziene lozingen. Naast deze studie zullen tevens rapportages verschijnen inzake "beschrijvingen van de stand der veiligheidstechniek" en een verkenning naar mogelijke systemen voor de beoordeling van de resultaten van studies naar de risico's van onvoorziene lozingen van afvalwater.

Voor genoemde studies belichten deelaspecten van het beleid ten aanzien van risico's van onvoorziene lozingen. In het rapport "de integrale aanpak van risico's van onvoorziene lozingen" van de Commissie Integraal Waterbeheer wordt de rode draad van het beleid beschreven en worden aanbevelingen gedaan die bij de uitvoering ervan van belang zijn.

De onderliggende studie is uitgevoerd onder begeleiding van de werkgroep "integratie milieurisicomodellen". Deze groep valt als subwerkgroep onder werkgroep VI van de Commissie Integraal Waterbeheer. In de subwerkgroep hebben vertegenwoordigers van zowel overheid (waterkwaliteitsbeheerders, provincies en gemeenten, brandweer) als ook vertegenwoordigers van het bedrijfsleven zitting. Vanaf deze plaats wil ik de leden van de subwerkgroep bedanken voor de constructieve wijze van samenwerken.

G.J. Stam
Lelystad, mei 1999



Inhoudsopgave

1. Inleiding	5
1.1 Introductie.	5
1.2 Aanpak / Leeswijzer.	6
2. Het bestaande selectiesysteem	7
2.1 Inrichting.	7
2.2 Activiteiten.	8
2.3 Methode.	8
3. Overige relevante effecten	11
3.1 Directe lozing/afstroming op oppervlaktewater	11
3.1.1 Zuurstofdepletie	11
3.1.2 De vorming van drijfslagen	14
3.1.3 Verschillen tussen watersystemen	16
3.2 Lozingen op rioolwaterzuiveringsinstallaties	18
3.2.1 Overbelasting	18
3.2.2 Inhibitie	19
4. Voorstel voor een uitgebreid selectiesysteem	21
4.1 Synthese	21
4.2 Evaluatie	23
4.3 Consequenties	23
5. Overzichten	25
5.1 Geraadpleegde literatuur	25
5.2 Opgenomen figuren en tabellen.	25

Bijlagen





1. Inleiding

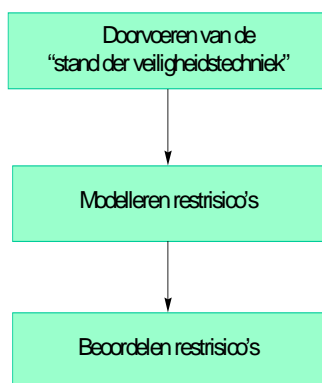
1.1 Introductie.

Sinds het verschijnen van de nota "risico's van onvoorziene lozingen" van de Commissie Integraal Waterbeheer¹ (CIW, 1996) is het risico-aspect meer gestructureerd opgepakt binnen de Wvo-vergunningverlening. De brand in de fabriek van Sandoz (Schweizerhalle, Zwitserland) en het steeds grotere aandeel van ongelukken en incidentele lozingen in de totale jaarvracht waren voor de commissie aanleiding om dit onderwerp nader te bestuderen.

Hoewel de liggende nota vele aanknopingspunten biedt voor waterkwaliteitsbeheerders om een risicobeleid te voeren doen zich in de praktijk een aantal knelpunten voor. Eén daarvan

betreft het selecteren van potentieel risicovolle activiteiten ten behoeve van het uitvoeren van een risicoanalyse.

In de CIW-nota "risico's van onvoorziene lozingen" is aangegeven dat, analoog aan de aanpak van reguliere lozingen van afvalwater, voor onvoorziene lozingen de emissie-aanpak van toepassing is. Dit betekent dat na algemene voorzorgsmaatregelen om (onvoorziene) lozingen te voorkomen maatregelen en voorzieningen getroffen dienen te worden zodanig dat aan de "stand der veiligheidstechniek" wordt voldaan, zie ook de nevenstaande figuur. Implementatie van de "stand der veiligheidstechniek" heeft beperking van de frequentie en/of de



omvang van de negatieve effecten van onvoorziene lozingen tot doel.

Vervolgens zullen de resterende risico's in kaart gebracht moeten worden en beoordeeld op toelaatbaarheid.

Op grond van de huidige regelgeving dient voor de selectie van in beschouwing te nemen activiteiten voor een risicostudie dient een selectiesysteem toegepast te worden. Hiervoor is thans alleen het systeem beschikbaar dat vanuit het Technisch Knelpunten Overleg van het Interprovinciaal Overleg (IPO, 1994) is ontwikkeld. Dit systeem is ontwikkeld ten behoeve van de selectie van activiteiten voor het opstellen van een milieuparagraaf van een (extern) veiligheidsrapport. Voor de overige risicostudies, zoals die in het kader van Wvo kunnen worden voorgeschreven, is geen eenduidig selectiesysteem beschikbaar. Dit wordt door de waterkwaliteitsbeheerders meer en meer als een gemis ervaren.

Het systeem van het Technisch Knelpunten Overleg (TKO) selecteert stoffen en activiteiten op basis van toxiciteit en de hoeveelheid welke maximaal binnen de inrichting kan zijn. Hierbij

¹ De Commissie Integraal Waterbeheer heeft tot taak overleg te voeren aangaande de coördinatie en afstemming van de uitvoering van het integraal waterbeheer. Hiertoe verricht zij onderzoeken en studies en worden adviezen uitgebracht. De commissie bestaat uit vertegenwoordigers van de Unie van Waterschappen, het Interprovinciaal Overleg, de Vereniging van Nederlandse Gemeenten en het ministerie van Verkeer en Waterstaat.



wordt feitelijk een vervuilingspotentieel, uitgedrukt in een volume vervuild oppervlaktewater, gehanteerd.

Eén van de aspecten rond de ontwikkeling van Proteus is de integratie van de verschillende beleidsmatige kaders. Wat dit aspect betreft wordt in dit rapport ingegaan op het onderwerp selectie van activiteiten.

Doelstelling van dit rapport is om te komen tot een samenhangend systeem voor de selectie van activiteiten voor risicostudies uitgevoerd in het kader van de Wm en de Wvo.

Het selectiesysteem moet gezien worden als een methode om een schifting tussen potentiële "grote" en "kleine" risico's aan te brengen. De "grote" risico's krijgen prioriteit. Deze risico's moeten in een veiligheidsstudie met behulp van een model geëvalueerd worden. Dit sluit niet uit dat een vergunninghouder op eigen initiatief, dan wel op verzoek van het bevoegd gezag, ook voor de "kleine" voorvallen een risico-evaluatie uitvoert. Het in ontwikkeling zijnde model is hiervoor geschikt.

1.2 Aanpak / Leeswijzer.

Bij de ontwikkeling van een dergelijk selectiesysteem zal worden uitgegaan van de bestaande systematiek voor externe veiligheidsrapporten (zie hoofdstuk 2). Dit systeem zal worden uitgebreid met andere effecten op aquatische ecosystemen (zuurstofdepletie en de vorming van drijfslagen) als ook effecten op communale rioolwaterzuiveringsinstallaties. Voorstellen hiervoor staan in hoofdstuk 3 uitgewerkt. In dit hoofdstuk wordt tevens ingegaan op de wens om verschillen wat betreft de aard en omvang van het ontvangende watersysteem door te laten klinken in het selectiesysteem. In hoofdstuk 4 wordt het uitgebreide selectiesysteem beschreven en geëvalueerd aan de hand van een aantal rekenvoorbeelden voor combinaties van stoffen en ontvangende (water)systemen.

Hoofdstuk 5 bevat de conclusies. Tenslotte staan in hoofdstuk 6 overzichten van literatuur, figuren en tabellen opgenomen.



2. Het bestaande selectiesysteem

2.1 Inrichting.

In de inleiding is aangegeven dat het TKO (1994) voor de chemische industrie een selectiesysteem op basis van toxiciteit heeft ontwikkeld. Dit systeem sluit aan bij de afspraken in de werkgroep Störfall van de Internationale Rijncommissie (IRC-Cs) die omtrent de selectie van activiteiten zijn gemaakt.

Binnen het systeem wordt de systematiek van R-zinnen gevolgd. De zinnen R50 t/m R53 geven een bepaalde mate van aquatotoxiciteit weer. Voor stoffen die nog niet voorzien zijn van een R-zin gelden de intrinsieke eigenschappen (DGM, 1997).

Tabel 2.1

Het selectiesysteem voor het opstellen van een milieuparagraaf van een veiligheidsrapport.

Verontreiniging		Drempelwaarde (kg)
Omschrijving	R-zinnen	
stoffen met een N-label	R50 en eventueel R53	1.000
idem	R51 en eventueel R53	10.000
toxische stoffen	R52 en eventueel R53	100.000
stoffen met een LC50 voor alg., daphnia of vis van 100 - 1000 mg/l		1.000.000
slecht oplosbare stoffen welke langdurig (zo lang dat de natuur de stof niet of nauwelijks kan afbreken) vervuiling kan veroorzaken	R53	10.000.000

Hierin is:

N-label	aanduiding voor milieugevaarlijke stoffen zoals beschreven in EG-richtlijn
R50	zeer toxisch voor waterorganismen ($E(L)C_{50} < 1 \text{ mg/l}$)
R51	toxisch voor waterorganismen ($1 < E(L)C_{50} < 10 \text{ mg/l}$)
R52	schadelijk voor waterorganismen ($10 < E(L)C_{50} < 100 \text{ mg/l}$)
R53	kan lange termijneffecten veroorzaken in het aquatisch milieu

Naast het bovenstaande systeem is voor de selectie van te beschouwen stoffen ook de stoffenlijst van de IRC relevant. In deze lijst zijn voor 66 stoffen drempelwaarden afgesproken, zie ook bijlage 1. Voor een aantal stoffen, bijvoorbeeld benzeen, zijn afwijkende (lagere) drempels afgesproken.

Maatgevend voor de selectie is de hoeveelheid en de aard van de stof die binnen de inrichting aanwezig kan zijn, dan wel de vergunde hoeveelheid (Wm-vergunning). Er vindt geen verrekening plaats met andere stoffen die een vergelijkbare bezwaarlijkheid voor het aquatisch milieu vertegenwoordigen.

Inrichtingen welke aan de bovengenoemde criteria voldoen dienen een algemene beschrijving van de risico's van onvoorziene lozing op te stellen. Deze beschrijving dient minimaal in te gaan op de navolgende onderwerpen:

- de aquatoxische stoffen, hun hoeveelheid en de locatie binnen de inrichting;
- de schadelijke eigenschappen van deze stoffen;
- een overzicht van de in de inrichting getroffen algemene maatregelen ter beperking van de risico's voor het oppervlaktewater, in casu de maatregelen welke zijn getroffen teneinde te



voorkomen dat deze stoffen in het water geraken; hierbij dient aandacht te zijn voor het rioleringsstelsel, voor zover relevant ook buiten de inrichting, scenario's ten aanzien van brandbestrijding (noodopvang bluswater) en laad- en loshandelingen.

2.2 Activiteiten.

Onderdelen van de inrichting die relatief veel watergevaarlijke stoffen bevatten, zoals bijvoorbeeld opslagtanks en reactoren, dienen in risicostudies extra aandacht te krijgen. Om deze voor het ontvangende systeem mogelijk risicovolle activiteiten van de inrichting aan te wijzen is een tweede aanwijssysteem van toepassing.

Tabel 2.2

Het tweede selectiesysteem voor het opstellen van een milieuparagraaf van een veiligheidsrapport

Verontreiniging		Drempelwaarde (kg)
Omschrijving	R-zinnen	
stoffen op de IRC-lijst		zie bijlage 1
stoffen met een N-label	R50 en eventueel R53	100
idem	R51 en eventueel R53	1.000

Aan de gedetailleerde beschrijving van de risico's voor het ontvangende (water)systeem van onderdelen van de inrichting die een van de criteria van tabel 2.2 voldoen, worden de volgende eisen gesteld. De rapportage dient een beschrijving te omvatten van:

- De locatie en hoeveelheid van de betrokken stof(fen);
- De waterbehaarlijkheid van deze stoffen;
- De maatregelen welke zijn getroffen teneinde te voorkomen dat deze stoffen in het water terecht komen. Hierbij moet aandacht gegeven worden aan het rioleringsstelsel (voor zover relevant ook buiten de inrichting), aan scenario's in verband met brandbestrijding (noodopvang bluswater), aan laad- en loshandelingen, aan falen van vaten en leidingen en aan verontreiniging door incidenten met koelwater. Voor het aangeven van deze maatregelen kan worden gerefereerd aan checklists de schadelijke eigenschappen van deze stoffen;
- De te verwachten bronsterkte bij verschillende te onderscheiden ongevallen;
- De (bijzondere) kwetsbaarheid van de (water)omgeving waarvoor het vermoeden aanwezig is dat deze door een onvoorziene lozing wordt bedreigd.

2.3 Methode.

Voor het totaal van de inrichting dient het risico voor het ontvangende (water)systeem te worden aangegeven op basis van alle onderdelen van de inrichting die onder de aangegeven criteria vallen.

De in tabel 2.1 en 2.2 weergegeven combinaties tussen toxiciteit en hoeveelheid zijn feitelijk een maat voor de hoeveelheid oppervlaktewater welke door de lozing (negatief) beïnvloed wordt, zie ook formule 2.1.

**Formule 2.1**

Berekening van het vervuilingspotentieel van een toxische stof.

$$V_{OW,tox} = 1000 * \frac{M_{loz}}{GC}$$

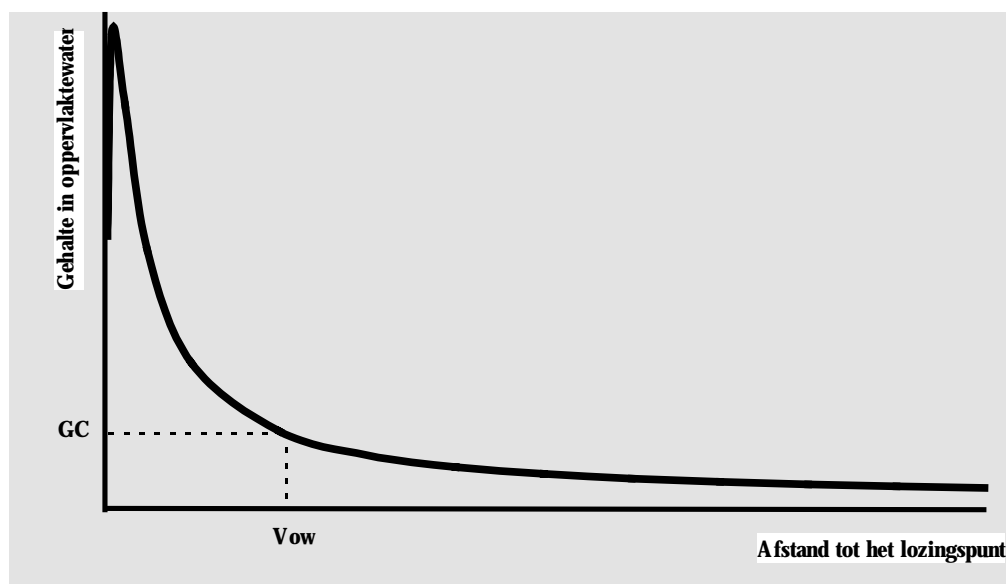
Hierin is: $V_{OW,tox}$ = het gecontamineerde watervolume als gevolg van de toxische inwerking van een lozing (in m³)
 M_{loz} = de hoeveelheid geloosde verontreiniging (in kg)
 GC = de gevaarconcentratie van de stof of het mengsel: de acute toxiciteit (EC50 of LC50 m.b.t. alg, daphnia of vis) van geloosde verontreiniging (meest gevoelige waarde in mg/l)

Het gebied dat door de lozing beïnvloed wordt loopt van het lozingspunt tot aan het punt waar de concentratie in het oppervlaktewater (PEC) gelijk is aan de acute toxiciteit. De keuze voor acute toxiciteit als bepalende parameter is voornamelijk ingegeven door het kortstondige karakter, veelal niet meer dan enkele uren, van deze lozingen. Voor de acute toxiciteit wordt standaard gebruik gemaakt van E(L)C50-waarden. Deze waarden zijn in het algemeen goed beschikbaar in de literatuur.

Het punt waar de concentratie in het oppervlaktewater gelijk is aan de gevaarconcentratie moet worden bepaald met behulp van een geschikt model. Hiervoor wordt doorgaans een zogenoemd Gaussisch dispersiemodel toegepast. In figuur 2.1 is een voorbeeld gegeven van de resultaten van een rekensessie met een dergelijk model.

Figuur 2.1

Berekening van het vervuilingspotentieel van een toxische stof.



Het volume verontreinigd oppervlaktewater kan vervolgens berekend worden door de afstand tot het lozingspunt te vermenigvuldigen met de breedte en diepte van de watergang.



Bij deze benadering dient beseft te worden dat buiten het volume verontreinigd oppervlaktewater ook toxische effecten kunnen optreden. De concentratie in het oppervlaktewater is weliswaar lager dan de E(L)C50 maar kan wel hoger zijn dan het gehalte waarboven chronische effecten kunnen optreden.

In tabel 2.3 is een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verontreinigingspotentieel weergegeven.

Tabel 2.3

Rekenvoorbeeld m.b.t. de relatie tussen de omvang van een lozing van een toxische stof.

Geloosde hoeveelheid (in kg)	Verontreinigingspotentieel	
	$V_{OW,tox}$ (in m ³)	areaal (in ha)
500	500.000	10
1.000	1.000.000	20

NB. In dit voorbeeld is uitgegaan van een stof met een LC50 van 1 mg/l en een diepte van het watersysteem van 5 m).



3. Overige relevante effecten

Wat betreft risico's van onvoorziene lozingen op oppervlaktewateren spelen naast toxische effecten op het aquatisch ecosysteem ook andere effecten een rol. Dit geldt evenzo voor communale zuiveringsinstallaties. Hiernaast komen in Nederland oppervlaktewateren voor die onderling sterk verschillen in gevoeligheid voor onvoorziene lozingen. Gelet op het voorstaande dient het selectiesysteem zoals dat staat beschreven in hoofdstuk 2 aangepast te worden. Bij de ontwikkeling van een aangepast selectiesysteem dienen verschillende lozingsituaties onderscheiden te worden. Voor deze situaties zijn vervolgens de relevante effecten te onderscheiden. Een overzicht hiervan is onderstaand weergegeven.

- Directe lozing/afstroming op oppervlaktewater;
 - toxische effecten
 - sterfte van aquatische organismen als gevolg van zuurstofdepletie
 - de vorming van drijfslagen
- Directe lozing/afstroming op een communale zuiveringsinstallatie.
 - negatieve beïnvloeding van de werking van zuiveringsinstallatie
 - overbelasting van de installatie

Bovengenoemde effecten worden standaard meegenomen in de risicoanalysemodellen RISAM en Proteus.

Alvorens tot afstemming van effecten over te kunnen gaan is het noodzakelijk om eerst de stoffen te categoriseren en de berekeningswijze van die effecten vast te leggen. Dit is beschreven in paragrafen 3.1 en 3.2. Op basis hiervan is in hoofdstuk 4 een nieuw selectiesysteem gedefinieerd.

3.1 Directe lozing/afstroming op oppervlaktewater

3.1.1 Zuurstofdepletie

Een groot aantal stoffen is biologisch afbreekbaar. Dit betekent dat lozing van een verontreiniging een bepaalde zuurstofvraag kan vertegenwoordigen. De benodigde zuurstof wordt aan het ontvangende watersysteem onttrokken. Als gevolg hiervan daalt het zuurstofgehalte. Wanneer de zuurstofconcentratie tot beneden een kritische waarde daalt kan (massale) vissterfte optreden.

Wat betreft de mate van afbreekbaarheid wordt slechts onderscheid gemaakt tussen gemakkelijk en niet gemakkelijk afbreekbare stoffen. Stoffen worden als gemakkelijk biologisch afbreekbaar beschouwd wanneer wordt voldaan aan één van de in tabel 3.1 omschreven criteria.



Tabel 3.1

Criteria voor gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen (RIZA, 1997).

criterium	omschrijving
A	<p>Wanneer in de biodegradatiestudies van 28 dagen de volgende degradatieniveaus worden bereikt::</p> <ul style="list-style-type: none"> • in op opgeloste organische koolstof gebaseerde testen: 70%; • in op zuurstofdepletie of kooldioxide-ontwikkeling gebaseerde testen: 60% van de theoretische maxima. <p>Deze biodegradatieniveaus moeten worden bereikt binnen tien dagen na het begin van de degradatie, hetgeen wordt gesteld als het moment waarop 10% van de stof is afgebroken.</p>
B	<p>In die gevallen waarin alleen gegevens over CZV en BZV beschikbaar zijn, indien het BZV/CZV-quotient groter is dan 0.5.</p>
C	<p>Als ander overtuigend wetenschappelijk bewijs beschikbaar is om aan te tonen dat de stof in het aquatisch milieu kan worden afgebroken (biotisch en/of abiotisch) tot meer dan 70% binnen een periode van 28 dagen.</p>

NB. Deze criteria zijn niet van toepassing op anorganische stoffen.

Wat betreft onvoorziene lozingen kan een beperking doorgevoerd worden. Verwacht wordt dat alleen (zeer) goed biologisch afbreekbare componenten een relevant risico voor zuurstofdepletie vertegenwoordigen. De afbraak van minder goed afbreekbare componenten verloopt dusdanig traag dat als gevolg van verspreiding dan wel verdunning in het watersysteem naar verwachting geen risico voor zuurstofdepletie zal bestaan.

Binnen de categorie van goed biologisch afbreekbare componenten bestaan significante verschillen wat betreft de zuurstofvraag in oppervlaktewater. Deze verschillen zullen tot uitdrukking moeten komen in de hoogte van de drempel. Een geschikte maat voor de zuurstofvraag is het BZV-getal voor een stof.

In 3.2 is een indeling in drie subcategorieën gepresenteerd.

Tabel 3.2

De indeling van biologisch gemakkelijk afbreekbare stoffen naar de actuele zuurstofvraag

Industriële oplosmiddelen	Voedingsmiddelen	Waterige oplossingen
benzeen (2.16)	suiker (0.27)	melasse (0.035)
MIBK (2.06)	melk(producten) (0.15)	wei/ondermelk (0.03)
MEK (1.92)	bier (0.06)	drijfmest (0.025)
fenol (1.68)		gier (0.003)
isopropylalkohol (1.59)		communaal afvalwater (0.0004)
ethanol (0.93)		
tolueen (0.86)		
methanol (0.76)		
formaldehyde (0.73)		

NB Tussen haakjes staan de BZV-getallen (in kg O₂/kg)

Op basis van de bovenstaande gegevens kunnen de subcategorieën verder ingevuld worden. Voorgesteld wordt om de volgende indeling te hanteren:

Tabel 3.3

Definitie van categorieën van gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen

Categorie	Karakterisering	Range BZV-getallen
I	zeer grote zuurstofvraag	> 1.5
II	grote zuurstofvraag	0.15 - 1.5
III	relatief geringe zuurstofvraag	< 0.15

Wat betreft de zuurstofvraag is het mogelijk om een verontreinigingspotentieel, analoog aan dat voor toxiciteit, te ontwikkelen. Zie hiervoor de onderstaande berekeningswijze:

**Formule 3.1a**

Berekening van het vervuilingspotentieel van biologisch afbreekbare verontreinigingen

$$V_{OW,BZV} = \frac{M_{loz} * BZV}{c_{OW,act} - c_{OW,crit}}$$

Hierin is: $V_{OW,BZV}$ = het gecontamineerde watervolume als gevolg van de biologische afbreekbaarheid (zuurstofdepletie) van een lozing (in m³)
 M_{loz} = de hoeveelheid geloosde verontreiniging (in kg)
 BZV = het biochemisch zuurstofverbruik van de geloosde verontreiniging (in kg O₂/kg)
 $c_{OW,act}$ = het actuele zuurstofgehalte van het oppervlaktewater (8 mg O₂/l, (RIZA, 1994))
 $c_{OW,crit}$ = het kritische zuurstofgehalte van het oppervlaktewater (5 mg O₂/l, (Min VenW, 1989))

Het actuele zuurstofgehalte verschilt per watersysteem. In de praktijk worden gehalten van 6 mg O₂/l (Maas) tot 9 mg O₂/l (Rijn) gemeten (RIZA, 1994). Voor de overige systemen varieert het zuurstofgehalte van 8 tot 10 mg/l. Voorgesteld wordt om hier uit te gaan van 8 mg O₂/l.

Voor het kritische zuurstofgehalte kan de basiskwaliteit, 5 mg O₂/l (Min VenW, 1989), aangehouden worden. Vanuit toxicologisch onderzoek is bekend dat boven dit gehalte geen acute effecten als gevolg van zuurstofdeficiëntie op zullen treden. In vergelijking met acuut toxische effecten kan de kritische zuurstofconcentratie derhalve gezien worden als een soort no-effect niveau. In de literatuur is onvoldoende informatie beschikbaar om een dosis-effect relatie op te stellen waaruit vervolgens een concentratie herleid kan worden waarbij 50% van de organismen sterft als gevolg van een zuurstoftekort.

Wanneer voornoemde parameters ingevuld worden krijgt formule 3.1a de volgende gedaante:

Formule 3.1b

Berekening van het vervuilingspotentieel van biologisch afbreekbare verontreinigingen

$$V_{OW,BZV} = 333 * M_{loz} * BZV$$

In tabel 2.1 is een overzicht gegeven van de selectiecriteria zoals deze indertijd door het TKO, in nauw overleg met de (chemische) industrie, zijn vastgesteld. Hierbij is een indeling aangehouden naar mate van acute toxiciteit voor waterorganismen. Het ligt voor de hand om voor biologische afbreekbare stoffen een soortgelijke benadering te volgen.

Het uiteindelijke effect van zuurstofdepletie is (massale) vissterfte. Dit maakt de gevolgen goed vergelijkbaar met de toxische inwerking van een lozing.

In tabel 3.4 is een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verontreinigingspotentieel weergegeven.

**Tabel 3.4**

De relatie tussen de hoeveelheid geloosde goed biologisch afbreekbare componenten en het verontreinigingspotentieel

Geloosde hoeveelheid (in kg)	Verontreinigingspotentieel			
	BZV = 1.5		BZV = 0.15	
	$V_{OW,BZV}$ (in m ³)	areaal (in ha)	$V_{OW,BZV}$ (in m ³)	areaal (in ha)
1.000	500.000	10	50.000	1
2.000	1.000.000	20	100.000	2
10.000	5.000.000	100	500.000	10
20.000	10.000.000	200	1.000.000	20

NB. Het areaal is bepaald uitgaande van een diepte van het watersysteem van 5 m.

Uit de tabellen 2.3 en 3.4 is af te lezen dat tussen het volume verontreinigd oppervlaktewater als gevolg van de lozing van een toxische stof enerzijds en een lozing van goed biologisch afbreekbaar materiaal anderzijds vaste verhoudingen bestaan. Hierdoor is het goed mogelijk om voor zuurstofdepletie eenzelfde selectiesysteem te hanteren zoals dat ook voor toxiciteit wordt toegepast.

In het voorgaande is aangegeven dat wat betreft zuurstofdepletie alleen onvoorziene lozingen van goed biologisch afbreekbare stoffen relevant zijn. De verschillen in de actuele zuurstofvraag binnen deze categorie van stoffen geven, analoog aan de aanpak van toxische stoffen, aanleiding tot het formuleren van meerdere drempels. In tabel 3.5 is een voorstel voor deze drempels beschreven.

Tabel 3.5

Voorstel voor een selectiesysteem voor goed biologisch afbreekbare stoffen.

Categorie	Karakterisering Omschrijving	BZV-getal (in kg O ₂ /kg)	Drempelhoeveelheid
I	zeer grote zuurstofvraag	> 1.5	1.000
II	grote zuurstofvraag	0.15 - 1.5	10.000
III	relatief geringe zuurstofvraag	< 0.15	100.000

3.1.2 De vorming van drijfslagen

Als gevolg van een drijfslag wordt de kwaliteit van een bepaald areaal oppervlaktewater negatief beïnvloed. In dit verband spelen de volgende aspecten een rol: beïnvloeding van de zuurstofhuishouding, besmeuring van hogere organismen, visuele verontreiniging.

Voor drijfslag vormende verontreinigingen geldt dat de soortelijke massa < 1000 kg/m³ en de oplosbaarheid < 0.1 kg/m³ (RIZA, 1992) is. Analooq aan de aanpak in RISAM en Proteus wordt voorgesteld om uit te gaan van een oppervlak:

Formule 3.2a

Berekening van het vervuilingspotentieel van een drijfslagvormende verontreiniging.



$$A_{OW,drfl} = \frac{M_{loz}}{d_{drfl} * \rho_{loz}}$$

Hierin is:

- $A_{OW,drfl}$ = het gecontamineerde areaal als gevolg van een drijfslag (in m²)
- M_{loz} = de hoeveelheid geloosde verontreiniging (in kg)
- d_{drfl} = de dikte van de drijfslag (in m)
- ρ_{loz} = het soortelijk gewicht van de geloosde verontreiniging (in kg/m³)

In de risico-analysemodellen RISAM en Proteus wordt gerekend met een standaarddikte wat betreft de drijfslag, namelijk 4 mm (RIZA, 1992). De vraag is of dit terecht is. Benzine en daarmee vergelijkbare producten vormen drijfslagen van tienden van millimeters. Crude daarentegen kan, afhankelijk van de lozingsituatie, lagen vormen van enkele centimeters. Andere producten met een laag soortelijk gewicht en een lage oplosbaarheid vormen drijfslagen met dikten welke tussen deze twee waarden liggen.

De praktijk leert dat benzine relatief snel verdwijnt. Daarnaast is benzine toxisch voor waterorganismen. Om deze reden wordt voor wat betreft drijfslagen uitgegaan van meer olieachtige producten. Vooralsnog wordt uitgegaan van een filmdikte van 4 mm. Formule 3.2a krijgt hiermee de volgende gedaante:

Formule 3.2b

Berekening van het vervuilingspotentieel van een drijfslagvormende verontreiniging.

$$A_{OW,drfl} = 250 * \frac{M_{loz}}{\rho_{loz}}$$

In het voorgaande is impliciet gekozen voor één categorie drijfslag vormende stoffen. Voor het selectiesysteem moet vervolgens bezien worden welke hoeveelheid verontreiniging een significante drijfslag kan vormen. In tabel 3.6 is de relatie tussen de omvang van de lozing en de drijfslag voor olie ($r = 900 \text{ kg/m}^3$) weergegeven.

Tabel 3.6

De relatie tussen de omvang van een olielozing en de omvang van een drijfslag.

Geloosde hoeveelheid (in kg)	Areaal (in ha)
1.000	0.03
10.000	0.3
72.000	2
100.000	3
720.000	20

Uit de tabellen 2.3 en 3.6 is af te lezen dat een spill van een drijfslagvormende verontreiniging in vergelijking met een toxische spill leidt tot een relatief klein areaal dat negatief wordt beïnvloed. Het lijkt daarom verantwoord om alleen de grotere spills door het selectiesysteem aan te laten wijzen. In dit verband wordt gedacht aan raffinaderijen, olieterminals en andere grotere opslagfaciliteiten van olieproducten.

Voorgesteld wordt om met betrekking tot drijfslag vormende stoffen een drempelhoeveelheid van 100.000 kg (111 m³ olie) te hanteren. In vergelijking met de drempelhoeveelheden voor toxiciteit en zuurstofdepletie is de drempel voor drijfslagvorming relatief laag. Hiervoor is gekozen vanwege het feit dat hier naast effecten op het aquatisch ecosysteem ook andere



(maatschappelijk) relevant geachte aspecten een belangrijke rol spelen. Met name het feit dat een relatief kleine hoeveelheid materiaal een zichtbare drijfslag vormt is hierbij van belang.

3.1.3 Verschillen tussen watersystemen

In de inleiding is aangegeven dat het TKO-selectiesysteem met name betrekking heeft op de (chemische) industrie. Voor het opstellen van een milieuparagraaf van een EVR is dit een logisch uitgangspunt. In Nederland zijn dergelijke bedrijven vaak gelegen aan grote ontvangende oppervlaktewateren, zoals de Rijn, de Westerschelde en de Noordzee.

Het selectiesysteem zal, met de hierboven voorgestelde aanvullingen, ook toegepast gaan worden voor kleinere (industriële) activiteiten. Dergelijke activiteiten bevinden zich veelal aan kleinere (regionale) ontvangende (water)systemen. Vanwege de kleinere omvang zal een onvoorziene lozing eerder tot schadelijke effecten, waar onder mogelijke verstoring van de functie, leiden dan in geval van een groot ontvangend systeem. Bovendien wordt aan regionale oppervlaktewateren doorgaans een grote(re) natuurwaarde toegekend.

Het bovenstaande pleit voor een verdiscontering van het type (water)systeem bij de selectie van stoffen en activiteiten welke bij een risicostudie in beschouwing moeten worden genomen. In beginsel kan een eenzelfde discussie ook gevoerd worden met betrekking tot de verschillende functies van een oppervlaktewater.

Typen oppervlaktewater

Voor de indeling van oppervlaktewateren zijn verschillende systemen denkbaar. Waar het bij de selectie van activiteiten om gaat is dat het systeem potentiële risico's voor het aquatisch ecosysteem selecteert.

In dit licht bezien is een indeling zoals deze in de Seveso-II richtlijn (EG, 1996) is opgenomen interessant. In deze richtlijn worden criteria op basis van de omvang van het beïnvloede gebied genoemd voor ongevallen die dusdanig ernstig zijn dat deze aan de Commissie gemeld dienen te worden. In tabel 3.7 is hiervan een overzicht gegeven.

Tabel 3.7

Criteria voor het melden van ongevallen met significante of langdurige schade.

Ontvangend oppervlaktewater	Criterium
stroom, kanaal of rivier	10 km
vijver of meer	1 ha
delta	2 ha
kustzone of zee	2 ha

Met behulp van de gegevens met betrekking tot de geometrie van standaard watersystemen (RIZA, 1992) kunnen bovenvermelde criteria omgerekend worden naar weegfactoren. De afgeleide weegfactoren (F_{ws}) staan in tabel 3.8 weergegeven.

**Tabel 3.8**

Factoren voor de weging van watersystemen.

Oppervlaktewater		Breedte/Diepte	Volume	Factor	
Type	Voorbeeld	(m) / (m)	(10 ⁶ m ³)	(-)	
Rivier	groot	Maas, Rijn	300 / 5	15	1
	middel	Vecht	50 / 4	2	10
	klein	Donge, Linge	10 / 3	0,3	100
Kanaal	groot	Noordzeekanaal	150 / 15	22,5	1
	middel	Twenthekanaal, Zuid-Willemsvaart	100 / 4	2,4	10
	klein	afwateringskanaal	30 / 3	0,9	10
Estuarium	Schelde, Eems Dollard	- / 20	0,4	10	
Zeehaven	Botlek	500 / 18	18	1	
Meer (stagnant)	Randmeren	- / 3	0,03	1000	

Voor de diverse (water)systemen kan vervolgens de drempelhoeveelheid bepaald worden door te delen door de waarde uit tabel 3.8.

Wat betreft havens is in tabel 3.8 voorgesteld om uit te gaan van het watersysteem waarmee deze in open verbinding staat. Hiervoor is gekozen vanwege het feit dat het beleid van veel waterkwaliteitsbeheerders er op gericht is om lozingen van afvalwater zoveel mogelijk op havens te laten plaatsvinden en niet op het aangrenzende watersysteem. Bovendien is zo de mogelijk gecreëerd om in geval van calamiteiten curatieve maatregelen te kunnen nemen. Het afleiden van een correctiefactor voor havens op basis van doorstroomdebieten zou leiden tot grote correctiefactoren. Dit zou vervolgens betekenen dat ten aanzien van onvoorziene lozingen op havens een verdergaande inspanning zou gelden dan wanneer op het hoofdsysteem, veelal een grote rivier, zou worden geloosd.

Eenzelfde aanpak zou gevolgd kunnen worden voor doorstroomde meren, zoals bijvoorbeeld het IJsselmeer en een aantal Friese meren. Deze categorie komt niet in tabel 3.8 voor. Ook hier zou kunnen worden uitgegaan van de weegfactor voor het watersysteem waarmee het meer in open verbinding staat.

Indien daar behoefte aan bestaat kunnen in voorkomende gevallen tussen vertegenwoordigers van de inrichting en van het bevoegd gezag nadere afspraken gemaakt worden omtrent de toepassing van weegfactoren voor watersystemen.

Onderscheid naar functie.

In de voorgaande paragraaf is een selectiesysteem uitgewerkt voor verschillende ontvangende systemen. Voor watersystemen is een onderlinge weging aangebracht op basis van (voornamelijk) geometrie. Dit impliceert dat geen rekening is gehouden met andere verschillen tussen watersystemen.

In bepaalde gevallen kan het echter wenselijk zijn om voor een gevoelig watersysteem een hoger beschermingsniveau na te streven dan voor een systeem zonder specifieke functies. Hierbij kan gedacht worden aan oppervlaktewater waar een bijzondere natuurwaarde aan wordt gehecht. In de Derde Nota waterhuishouding (Min VenW, 1988) is dit ingevuld met het begrip "ecologische doelstelling van het middelste en hoogste niveau". Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen ecologische doelstellingen van het laagste (kwaliteitsdoelstelling 2000, basiskwaliteit), middelste en het hoogste niveau (natuurlijke levensgemeenschap). Deze doelstellingen zijn nader uitgewerkt door de CUWVO (1988), zie ook bijlage 2.



Voor veel watersystemen wordt een ecologische doelstelling van het middelste niveau nagestreefd. Dit betekent dat voor lozingen geen bijzondere maatregelen voorzien zijn; lozingen van afvalwater zijn aanvaardbaar mits gesaneerd conform de stand der techniek. Een vergelijkbare benadering zou ook voor onvoorziene lozingen gevolgd kunnen worden. Dit betekent vervolgens dat kan worden volstaan met de eerder geformuleerde correctiefactoren, zie ook tabel 3.8.

Kanalen, zeker die met een scheepvaartfunctie, hebben in de regel een ecologische doelstelling van het laagste niveau. In analogie met de benadering van rivieren en getijdewateren zou dan ook volstaan kunnen worden met de in tabel afgeleide correctiefactoren.

Voor stagnante wateren lijken de correctiefactoren streng genoeg om bescherming te bieden aan het systeem. Dit geldt tevens voor de Waddenzee en de Westerschelde waarvoor ecologische doelstellingen van het hoogste niveau worden nagestreefd.

Tenslotte is in de praktijk een ecologische functie voor watersystemen bepalend voor eventuele maatregelen. Wanneer aan de criteria voor de natuurfunctie wordt voldaan, wordt tevens voldaan aan andere functies, zoals bijvoorbeeld "water bestemd voor de bereiding van drinkwater" en "zwemwater".

Voorgesteld wordt om af te zien van een correctie voor bijzondere functies van het ontvangende oppervlaktewater. In geval van een mogelijke lozing op water met ecologische doelstelling van het hoogste niveau zou een hoger voorzieningenniveau aangehouden kunnen worden (beste bestaande veiligheidstechnieken) en/of zou dit in de beoordeling van de risicomodellering meegenomen kunnen worden.

3.2 Lozingen op rioolwaterzuiveringsinstallaties

Voor wat betreft lozingen op communale zuiveringsinrichtingen (RWZI's) dient een andere benadering gevolgd te worden. De reden hiervoor is gelegen in het feit dat een negatieve beïnvloeding van een RWZI niet alleen de oorspronkelijke stof wordt geloosd maar dat ook de overige (reguliere) lozingen op de installatie ongezuiverd worden geloosd.

De werking van een RWZI kan verstoord worden door overbelasting (organische piek) dan wel door overschrijding van een kritische concentratie (toxische piek). Een verminderde werking van een RWZI leidt tot een slechtere kwaliteit van het te lozen effluent. In geval van volledig falen zal gedurende enige tijd, veelal enkele dagen, een ongezuiverde lozing op oppervlaktewater plaatsvinden.

3.2.1 Overbelasting

De gevoeligheid voor overbelasting van een RWZI hangt nauw samen met het type van de installatie en de wijze waarop deze wordt bedreven.

Voor de zuivering van communaal afvalwater zijn in Nederland 439 installaties beschikbaar met een gezamenlijke capaciteit van $24,5 \cdot 10^6$ IE. Een belangrijk deel van deze installaties, 75 % van de geïnstalleerde capaciteit, werkt bij een slibbelasting lager dan 0,1 kg BZV/kg.ds



Dergelijke installaties kunnen gedurende korte tijd, enkele uren tot dagen, tot twee maal de ontwerp-capaciteit belast worden zonder significante verslechtering van de werking (Koot, 1980). Vaak duurt een pieklozing op de riolering korter dan 24 uur.

De piek aan verontreinigingen zal aan het slib adsorberen. Het uiteindelijke effect van een overbelasting van een RWZI hangt af van de mogelijkheden om de inbreng van zuurstof in het beluchtingsbassin te verhogen. In de regel is rekening gehouden met enige overcapaciteit voor wat betreft de beluchtingscapaciteit. Deze overcapaciteit wordt tijdens het ontwerp van de installatie bepaald aan de hand van reguliere pieken in de aanvoer.

Vanzelfsprekend dient de beheerder van de zuiveringsinstallatie op de hoogte gebracht te worden van het verhoogde BZV-aanbod. Dit aspect wordt in de Wvo-vergunning voor de inrichting geregeld.

Uitgaande van de situatie dat:

- de RWZI conform de ontwerpcapaciteit wordt belast
- een IE overeenkomt met 54 g BZV
- de spill een zuurstofvraag van 1 kg BZV/kg stof vertegenwoordigt

zou per IE geïnstalleerde zuiveringscapaciteit 0,054 kg BZV gedurende een korte periode extra geloozd op de installatie mogen worden zonder dat dit nadelige effecten op het rendement van de zuivering heeft.

Tabel 3.9

Overzicht van kritische pieken in het influent van RWZI's.

Ontwerpcapaciteit rioolwaterzuivering (in IE)	Acceptabele piekbelasting (in kg BZV)
< 10.000	540
10.000 - 25.000	1.250
25.000 - 50.000	2.500
50.000 - 100.000	5.000

In tabel 3.5 is een voorstel gepresenteerd voor een drempelhoeveelheden voor goed biologisch afbreekbare stoffen. Met behulp van de drempels voor de onderscheiden categorieën van biologisch afbreekbare stoffen en de gegevens uit tabel 3.9 kan de kritische belasting voor een RWZI berekend worden. Deze staan in tabel 3.10 weergegeven.

Tabel 3.10

Overzicht van drempelhoeveelheden voor RWZI's.

Ontwerpcapaciteit (in IE)	Drempelhoeveelheid (in kg)		
	BZV > 1.5	0.15 < BZV < 1.5	BZV < 0.15
< 10.000	500	5.000	50.000
10.000 - 25.000	1.250	12.500	125.000
25.000 - 50.000	2.500	25.000	250.000
50.000 - 100.000	5.000	50.000	500.000
> 100.000	7.000	70.000	700.000

NB BZV-getallen in kg O₂/kg.

3.2.2 Inhibitie



Naast piekbelasting met biologisch goed afbreekbare stoffen kan de werking van de RWZI verslechteren door respiratie- dan wel nitrificatieremmende stoffen in het influent. Deze remming kan naast bacterie-toxische stoffen het gevolg zijn van zuren en/of zouten.

Een toxisch effect ontstaat wanneer de concentratie van een stof in het influent boven de zogenoemde inhibitieconcentratie (IC50) stijgt. Omtrent inhibitieconcentraties zijn in de literatuur weinig gegevens beschikbaar. Om deze reden wordt een categorie-indeling gehanteerd (RIZA, 1992), zie ook tabel 3.3. Deze benadering van stoffen komt wat betreft opzet overeen met de systematiek van de R-zinnen.

Tabel 3.11
Categorie-indeling
bacterieremming.

Categorie	Remmingspotentieel	Range inhibitieconcentraties (in mg/l)	Voorbeelden
I	(zeer) sterk	< 10	cyanide, koperzouten, zinkzouten
II	matig	10 - 100	alkylsulfaat, fenol
III	gering	100 - 1000	sulfiet, formaldehyde
IV	geen	> 1000	

NB De voorbeelden zijn afkomstig van Koot (1980)

Wat betreft de bepaling van drempelhoeveelheden dienen voor bovengenoemde categorieën een onderverdeling naar de capaciteit van de ontvangende rioolwaterzuiveringsinstallatie gemaakt te worden. Een indeling van capaciteiten is in paragraaf 3.2.1 beschreven.

Voor het bepalen van de hoogte van de drempel dienen de inhibitieconcentraties naar vrachten omgerekend te worden. De resultaten hiervan zijn in de onderstaande tabel weergegeven. Hierbij is uitgegaan van het langjarig gemiddelde volume aan afvalwater dat per etmaal door een inwoner wordt geproduceerd (150 l/IE).

In de zuiveringsinstallatie zelf treedt in de beluchtingsruimte verdunning op. De mate verdunning hangt af van de grootte van de beluchtingsruimte. Een afgeleide parameter hiervan is de hydraulische verblijftijd. Deze bedraagt in de praktijk 2 à 4 dagen. Bij het bepalen van de onderstaande drempelhoeveelheden is uitgegaan van een hydraulische verblijftijd van 3 dagen.

Tabel 3.12
Overzicht van
drempelhoeveelheden
voor RWZI's.

Ontwerpcapaciteit (in IE)	Drempel (in kg)		
	IC50 < 10	10 < IC50 < 100	100 < IC50 < 1000
< 10.000	50	500	5.000
10.000 - 25.000	100	1.000	10.000
25.000 - 50.000	200	2.000	20.000
50.000 - 100.000	400	4.000	40.000
> 100.000	600	6.000	60.000

NB IC50 in mg/l.

Bij het afleiden van de drempels in tabel 3.12 is nog geen rekening gehouden met het (interne) bufferend vermogen van RWZI's. Om deze reden kunnen in de praktijk de genoemde drempels als relatief streng kunnen worden beschouwd.



4. Voorstel voor een uitgebreid selectiesysteem

4.1 Synthese

In hoofdstuk 3 is voor een aantal effecten, anders dan directe toxische inwerking op aquatische organismen, op basis van theoretische uitgangspunten drempelhoeveelheden berekend. Hierbij is per effect een specifieke indeling aangehouden hetgeen leidt tot een complex geheel van effecten en bijbehorende drempelhoeveelheden. Dit kan in de praktijk aanleiding geven tot onduidelijkheden. Om deze reden zijn de verschillende drempels met betrekking tot directe lozing/afstroming op oppervlaktewater en de die voor RWZI's op elkaar afgestemd. De voorgestelde drempelhoeveelheden staan in tabel 4.1 en 4.3 weergegeven.

De weergegeven drempelhoeveelheden hebben betrekking op de hoeveelheid en de aard van de stof die binnen de inrichting aanwezig kan zijn, dan wel de vergunde hoeveelheid (Wm-vergunning). Er vindt geen verrekening plaats met andere stoffen die een vergelijkbare bezwaarlijkheid voor het aquatisch milieu vertegenwoordigen.

Tabel 4.1

Voorstel voor een selectiesysteem voor oppervlaktewateren.

	Effectparameter		Drempelhoeveelheid (in kg)
	Acute toxiciteit	Zuurstofdepletie	
R50	BZV > 1.5		1.000
R51	0.15 < BZV < 1.5		10.000
R52	BZV < 0.15	$\rho < 1000 \text{ kg/m}^3$ en oplosb. < 100 mg/l	100.000
100 < LC50 < 1000			1.000.000
R53			10.000.000

De in tabel 4.1 genoemde drempelhoeveelheden hebben betrekking op grote ontvangende oppervlaktewateren. In geval op een kleiner oppervlaktewater wordt geloosd zal een lagere drempelwaarde gehanteerd moeten worden. Deze drempelwaarde kan worden berekend door de betreffende waarde uit tabel 4.1 te delen door de bij het watersysteem passende weegfactor uit tabel 4.2.

Tabel 4.2

Factoren voor de weging van watersystemen.

		Oppervlaktewater	Weegfactor
Type		Voorbeeld	(-)
Rivier	groot	Maas, Rijn	1
	middel	Vecht	10
	klein	Donge, Linge	100
Kanaal	groot	Noordzeekanaal	1
	middel	Twenthekanaal, Zuid-Willemsvaart	10
	klein	afwateringskanaal	10
Estuarium		Schelde, Eems Dollard estuarium	10
Zeehaven		Botlek	1
Meer (stagnant)		Randmeren	1000



In paragraaf 3.2 is wat betreft rioolwaterzuiveringsinstallaties ingegaan op overbelasting. Voor deze risico's zijn de onderstaande drempelhoeveelheden van toepassing. Rekening houdend de interne buffercapaciteit van RWZI's zijn de in tabel 3.13 weergegeven kritische hoeveelheden voor inhibitie zijn de onderstaande drempels aangepast.

Tabel 4.3
Voorstel voor een selectiesysteem voor RWZI's.

Ontwerp-capaciteit (IE)	Drempelhoeveelheid (in kg)			
	IC50 < 10	10 < IC50 < 100 of BZV 1.5	100 < IC50 < 1000 of 015 < BZV < 1.5	BZV < 0.15
< 10.000	50	500	5.000	50.000
10.000 - 25.000	100	1.000	10.000	100.000
25.001 - 50.000	200	2.000	20.000	200.000
50.001 - 100.000	400	4.000	40.000	400.000
> 100.000	600	6.000	60.000	600.000

Hierin is: IC50 de inhibitieconcentratie voor de te beschouwen stof (in mg/l)
BZV het biochemisch zuurstofverbruik voor de beschouwen stof (in g O₂/g)

In geval binnen een inrichting de in tabel 4.1 en 4.3 gepresenteerde drempelhoeveelheden worden overschreden dient een algemene beschrijving van de risico's van onvoorziene lozingen opgesteld te worden. Hierbij dienen onderdelen van de inrichting die relatief veel watergevaarlijke stoffen bevatten extra aandacht te krijgen. In dit verband wordt voorgesteld om, analoog aan de thans gangbare praktijk, een subselectiesysteem te hanteren. Hiervoor kunnen de in tabel 4.1 en 4.3 genoemde drempelhoeveelheden gedeeld worden door 10. Zoals in hoofdstuk 2 is aangegeven zijn voor het Rijnstroomgebied specifieke afspraken gemaakt voor drempelhoeveelheden, zie hiervoor bijlage 1. In voorkomende gevallen dient van de laagste drempelhoeveelheid uitgegaan te worden.

Aan de gedetailleerde beschrijving van de risico's voor het ontvangende (water)systeem van onderdelen van de inrichting die met behulp van het subselectiesysteem zijn aangewezen, worden de volgende eisen gesteld. De rapportage dient een beschrijving te omvatten van:

- De locatie en hoeveelheid van de betrokken stof(fen);
- De waterbezwaarlijkheid van deze stoffen;
- De maatregelen welke zijn getroffen teneinde te voorkomen dat deze stoffen in het water terecht komen. Hierbij moet aandacht gegeven worden aan het rioleringsysteem (voor zover relevant ook buiten de inrichting), aan scenario's in verband met brandbestrijding (noodopvang bluswater), aan laad- en loshandelingen, aan falen van vaten en leidingen en aan verontreiniging door incidenten met koelwater. Voor het aangeven van deze maatregelen kan worden gerefereerd aan checklists de schadelijke eigenschappen van deze stoffen;
- De te verwachten bronsterkte bij verschillende te onderscheiden ongevallen;
- De (bijzondere) kwetsbaarheid van de (water)omgeving waarvoor het vermoeden aanwezig is dat deze door een onvoorziene lozing wordt bedreigd.



4.2 Evaluatie

In de onderstaande tabel zijn voorstellen voor het uitgebreide selectiesysteem aan de hand van een aantal fictieve voorbeelden toegelicht. De voorbeelden spreken voor zich.

Tabel 4.4

De uitwerking van het uitgebreide selectiesysteem voor een aantal fictieve cases.

Stof		Ontvangend systeem	Drempelhoeveelheid (in kg)
Naam	Maatgevend effect		
actief chloor	toxiciteit (R50)	grote rivier	1.000
methanol	BZV (0.76)	klein kanaal	100
		RWZI ¹	25.000
olie	drijfslag	IJsselmeer ²	10.000
		grote rivier	100.000
benzeen	BZV (2.16)	gem. kanaal	10.000
		meer	100
		haven (Botlek)	1.000
melk	BZV (0.15)	groot kanaal	1.000
		RWZI ¹	1.250
		klein kanaal	10.000
		meer (stagnant)	100
		RWZI ¹	250.000

NB ¹ de ontwerp-capaciteit bedraagt 30.000 IE.

² het IJsselmeer is een zogenaamd doorstroomd meer waarvoor de weegfactor geldt van watersysteem waarmee het in open verbinding staat (hier de IJssel).

4.3 Consequenties

Het uitgebreide aanwijssysteem betekent op een aantal punten een aanscherping. Het gaat hierbij om de verlaging van de drempel tot 1.000 kg voor een aantal goed biologisch afbreekbare oplosmiddelen:

- benzeen, fenol op basis van alleen de toxiciteit (R51) bedroeg de drempel 10.000 kg (overigens benzeen had in IRC-kader reeds een drempel van 1.000 kg).
- MIBK op basis van alleen de toxiciteit (505 mg/l) bedroeg de drempel 1.000.000 kg.
- isoproylalkohol, MEK op grond van alleen de toxiciteit zouden deze stoffen niet aangewezen worden.

Daarnaast worden drijfslagvormende stoffen eerder aangewezen. Het gaat hierbij met name om olie. Olie wordt in het bestaande selectiesysteem aangewezen op basis van lange termijneffecten (R53). Hiervoor geldt een drempel van 10.000.000 kg.



Op grond van het bovenstaande mag geconcludeerd worden dat het uitgebreide selectiesysteem voor EVR-plichtige bedrijven nauwelijks consequenties heeft tenzij de inrichting is gelegen aan een relatief klein ontvangend oppervlaktewater. Voor niet EVR-plichtige bedrijven heeft de introductie tot gevolg dat het aanwijzen van stoffen op een meer structurele en reproduceerbare wijze plaatsvindt.



5. Overzichten

5.1 Geraadpleegde literatuur

- CIW (1996).** "Risico's van onvoorziene lozingen"; Commissie Integraal Waterbeheer, werkgroep VI (Emissies); januari 1996.
- CUWVO (1988).** "Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren"; Coördinatie-commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO), werkgroep V-1.
- DGM (1997).** Brief SVS/EV/11409, d.d. 14 mei 1997 aan RIZA .
- IPO (1994).** "Handleiding voor het opstellen en beoordelen van een extern veiligheidsrapport (EVR)", projectgroep A73, Interprovinciaal Overleg, 's Gravenhage.
- Koot, A.C.J. (1980).** "Behandeling van afvalwater"; Uitgeverij Waltman, Delft.
- Min VenW (1989).** "Derde Nota Waterhuishouding - Water voor nu en later"; Tweede Kamer, vergaderjaar 1988 - 1989, 21 250, nrs. 1-2, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- RIZA (1991).** "Koel- en ketelwatertoevoegingen: Hoe gaat het RIZA hiermee om?"; RIZA werkdocument 91.163X, L.P. Ham en J. Risselada.
- RIZA (1992).** "Risicoanalyse methodiek oppervlaktewateren: Beslismodel voor de beoordeling voor het aquatisch milieu ten gevolge van incidentele lozingen vanuit stationaire installaties", RIZA nota nr. 92.028, Haskoning BV, AVIV en RIZA.
- RIZA (1994).** "Jaarboek Monitoring Rijkswateren (Presentatie van Fysische, Chemische en Biologische kenmerken) 1993", RIZA/RIKZ.
- RIZA (1997).** "De beoordeling van stoffen en preparaten in het kader van de Wvo"; RIZA rapport 97.024.
- VRM (1994).** "Uniform System for the Evaluation of Substances version 1.0 (USES 1.0), Ministry of Housing, Spatial Planning en Environment (VRM), National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) and Ministry of Welfare, Public Health and Cultural Affairs (WVC), Distribution No. 11144/150.

5.2 Opgenomen figuren en tabellen.

Figuren

Nummer	Omschrijving
2.1	Berekening van het vervuilingspotentieel van een toxische stof.





Tabellen

Nummer	Omschrijving
2.1	Het selectiesysteem voor het opstellen van een milieuparagraaf van een veiligheidsrapport.
2.2	Het tweede selectie-systeem voor het opstellen van een milieu-paragraaf van een veiligheidsrapport
2.3	Rekenvoorbeeld m.b.t. de relatie tussen de omvang van een lozing van een toxische stof.
3.1	Criteria voor gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen
3.2	De indeling van biologisch gemakkelijk afbreekbare stoffen naar de actuele zuurstofvraag
3.3	Definitie van categorieën van gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen
3.4	De relatie tussen de hoeveelheid geloosde gemakkelijk biologisch afbreekbare componenten en het verontreinigings-potentieel
3.5	Voorstel voor een selectiesysteem voor gemakkelijk biologisch afbreekbare stoffen
3.6	De relatie tussen de omvang van een olielozing en de omvang van een drijfslag.
3.7	Criteria voor het melden van ongevallen met significante of langdurige schade
3.8	Factoren voor de weging van watersystemen.
3.9	Overzicht van kritische pieken in het influent van RWZI's.
3.10	Overzicht van drempelhoeveelheden voor RWZI's.
3.11	Categorie-indeling bacterieremming.
3.12	Overzicht van drempelhoeveelheden voor RWZI's.
4.1	Voorstel voor een selectiesysteem voor oppervlaktewateren
4.2	Factoren voor de weging van watersystemen.
4.3	Voorstel voor een selectiesysteem voor RWZI's.
4.4	De uitwerking van het uitgebreide selectie-systeem voor een aantal fictieve cases.



Bijlage 1.

Aanwijscriteria IRC voor mogelijk watergevaarlijke bedrijven (de zogenaamde 66-stoffen lijst).

Nr	Stofnaam	CAS-nr	Drempelhoeveelheid (in kg)
1	Acetocyaanhydrine	75-86-5	1000
2	Acrylonitril	107-13-1	1000
3	Aldicarb	116-06-3	1000
4	Aldrin	309-00-2	1000
5	Arsenicum + verbindingen		100
6	Atrazine	1912-24-9	1000
7	Ethyl-azinfos	2642-71-9	100
8	Methyl-azinfos	86-50-0	100
9	Benzidine	92-87-5	1
10	Benzeen	71-43-2	1000
11	Lood-alkyl-verbindingen		1000
12	Cadmium + verbindingen		1000
13	Carbofuraan	1563-66-2	100
14	Carbofenothion	786-19-6	100
15	2-Chloor-ethanol	107-07-3	1000
16	Chloofenvinfos	470-90-6	100
17	Cumafos	56-72-4	1000
18	HCN + cyanides		1000
19	DDT (p,p')	50-29-3	1000
20	Dialfos	10311-84-9	1000
21	1,2-Dibroom-ethaan	106-93-4	1000
22	1,2-Dichloor-ethaan	107-06-2	1000
23	2,4-Dichloor-fenol	120-83-2/1.7	1000
24	1,2-Dichloor-propaan	78-87-5	1000
25	1,3-Dichloor-propeen	542-75-6	1000
26	2,3-Dichloor-propeen	78-88-6	1000
27	1,1-Dichloor-etheen	75-35-4	1000
28	Dieldrin	60-57-1	1000
29	o,o-Diethyl-S-(propylthiomethyl)-dithiofosfaat	3309-68-0	1000
30	4,6-Dinitro-o-cresol	534-52-1	1000
31	Disulfotone	298-04-4	1000
32	Endosulfan	115-29-7	1000
33	Endrin	72-20-8	1000
34	Epichloorhydrine	106-89-8	1000
35	EPN	2104-64-5	1000



Nr	Stofnaam	CAS-nr	Drempel- hoeveelheid (in kg)
36	Ethion	563-12-2	100
37	Ethyleenimine	151-56-4	100
38	Fensulfothion	115-90-2	100
39	Hexachloorcyclohexaan	58-89-9	1000
40	Isodrin	564-73-6	1000
41	Juglon	481-39-0	1000
42	Methamidofos	10265-92-6	1000
43	Methyleen-4,4'-bis-chloor-aniline	101-14-4	1000
44	Mevinfos	26718-65-0	100
45	Natriumseleniet	10102-18-8	1000
46	Paraoxon	311-45-5	1000
47	Parathion	56-38-2	100
48	Methyl-parathion	298-00-0	100
49	Phoraat	298-02-2	1000
50	Phosphamidon	13171-21-6	100
51	Kwik + verbindingen		1000
52	Sulfotep	3689-24-5	1000
53	TEPP	107-49-3	1000
54	1,1,2,2-Tetrachloor-ethaan	79-34-5	1000
55	Tetrachlooretheen	127-18-4	1000
56	Tetrachloormethaan	56-23-5	1000
57	Thionazine	297-97-2	1000
58	Tributyl-tinocyde	56-35-9	1000
59	Trichloorbenzeen	120-82-1	1000
60	1,1,1-Trichloor-ethaan	71-55-6	1000
61	Trichloor-etheen	79-01-6	1000
62	2,4,5-Trichloorfenol	95-95-4	1000
63	1-Tri(cyclohexyl)stannyl-1h-1,2,3-triazol		1000
64	Trifenylnitacetaat	900-95-8	1000
65	Trifenylnitroxyde	76-87-9	1000
66	Warfarine	81-81-2	100





Bijlage 2.

Overzicht van de consequenties van ecologische doelstellingen voor de toelaatbaarheid van industriële lozingen op kanalen, rivieren en getijdewateren.

niveau doelstelling	ecologische	toelaatbaarheid lozingen	opmerkingen
kanalen hoog		niet	slechts huishoudelijke lozingen in geringe hoeveelheden
middel laag		beperkt aanvaardbaar	slechts van gedefosfateerd effluent mits niet in strijd met stand-still, basiskwaliteit en best uitvoerbare technieken
rivieren hoog middel laag		niet beperkt aanvaardbaar	uitsluitend na verregaande zuivering mits niet in strijd met standstill, basiskwaliteit en best uitvoerbare technieken
getijde wateren hoog		aanvaardbaar	terugbrengen van lozingen van zuurstofbindende stoffen, nutriënten en giftige stoffen tot referentiewaarden bereikt worden, ook voor de bodem
middel		"	terugbrengen van lozingen van toxische en zuurstofbindende stoffen zó, dat referentiewaarden worden nagestreefd
laag		"	reduceren lozingen van toxische en stikstofhoudende stoffen