

Effecten van systeemvreemd water

Een op bestaande kennis gebaseerde methodiek om
risico's van het (wel of niet) inflaten van systeemvreemd water in te schatten
voor het aquatische ecosysteem.

1997-26

Samenstelling:

ir. P.B. Worm, dr.ir. P.J.L. van Bakel, ir. L.J. Jansen.



Nationaal Onderzoeksprogramma

Verdroging

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

EFFECTEN VAN SYSTEEMVREEMD WATER

Een op bestaande kennis gebaseerde methodiek om
risico's van het (wel of niet) inlaten van
systeemvreemd water in te schatten
voor het aquatische ecosysteem.

NOV - rapport 10

Samenstelling: ir. P.B. Worm
dr.ir. P.J.T. van Bakel
ir. E.J. Jansen

december 1996



14 AUG. 1997

COLOFON

omslagontwerp: Beek Visser
productie: Koninklijke Vermande bv
druk: 1997

samenstelling begeleidingscommissie NOV-10

voorzitter:	dr. S.P. Klapwijk	STOWA
leden:	drs. F.A.M. Claessen	RIZA
	ir. H. van de Eerenbeemt	Provincie Drenthe
	drs. A. Gonggrijp	Provincie Zuid-Holland
	drs. W. Kok	LBL
	ir. F.M.R. Leus	RIZA
	ir. A. Paarlberg	Waterschap Peel en Maasvallei
	drs. R.H.A.C. van Ruremonde	RWS, directie Noord-Brabant
	drs. M. Schreijer	Hoogheemraadschap Uitwaterde Sluizen
	ir. J.A.P.H. Vermulst	RIZA

samenstelling deskundigencommissie NOV-10

leden:	dr. A. Barendregt	RUU
	drs. F.A.M. Claessen	RIZA
	dr. S.P. Klapwijk	STOWA
	ir. J. Latour	RIVM
	dr. J.G.M. Roelofs	KUN
	drs. J. Runhaar	CML
	ir. R. Torenbeek	Zuiveringsschap Drenthe

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Worm, P.B., P.J.T. van Bakel, E.J. Jansen

Effecten van systeemvreemd water: een op bestaande kennis gebaseerde methodiek om risico's van het (wel of niet) inlaten van systeemvreemd water in te schatten voor het aquatische ecosysteem /samenst.: P.B. Worm, P.J.T. van Bakel & E.J. Jansen. - Deventer: TauwMabeg civiel en bouw. Met bijdragen van Vakgroep Waterkwaliteit en Aquatische Ecologie, Landbouwuniversiteit Wageningen, Tauw Milieu en RIZA. NOV-project uitgevoerd in het kader van het "Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging". NOV-rapport 10. - Met lit.opg.- Met samenvatting.
ISBN 9036950570

Trefw: gebiedsvreemd water / aquatische ecosystemen / beslissingsondersteunend systeem / verdroging.

@ copyright RIZA, maart 1997

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder uitdrukkelijke bronvermelding.

prijs: f 35,-

bestellingen: Koninklijke Vermande BV
Rose-Marie Lucas
Postbus 20
8200 AA Lelystad
tel: 0320-237736

VOORWOORD

In augustus 1994 hebben STOWA en RIZA in het kader van NOV opdracht gegeven tot het ontwikkelen van een methodiek voor de beoordeling van het effect van systeemvreemd water op het ecologisch niveau van oppervlaktewateren.

Het project vormt een onderdeel van de bijdrage van STOWA en RIZA aan het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV) en is uitgevoerd door Tauw Civiel en Bouw bv te Deventer. Daarnaast hebben de volgende instanties een aanzienlijke bijdrage aan de studie geleverd door het uitvoeren van deelaspecten:

- het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling RIZA (onderdelen doordringing en indringing, stofstromen en modelinzet);
- de Landbouwuniversiteit Wageningen, vakgroep Waterkwaliteit en Aquatische Ecologie (onderdelen Responsiefuncties en Kennisregels);
- Tauw Milieu in samenwerking met Tauw Civiel en Bouw (onderdeel doordringing en indringing).

In het hoofdrapport wordt op de betreffende plaatsen verwezen naar de achtergronddocumenten die door de hierbovengenoemde instanties opgesteld zijn.

Bij de afweging of wateraanvoer al of niet plaats moet vinden, spelen verschillende belangen een rol. Een deel van deze belangen is te kwantificeren (droogteschade, zettingen). Het probleem is veelal het vaststellen van schade aan (aquatische) natuurwaarden, hetgeen bij een integrale belangenafweging van waterinlaat echter noodzakelijk is. In het kader van dit project is een methodiek ontwikkeld waarin de op dit moment beschikbare en ontwikkelde kennis is samengebracht en toegankelijk gemaakt ten behoeve van de ondersteuning van waterbeheerders bij het nemen van beslissingen omtrent het wel of niet, meer of minder inlaten van water. De methodiek is vervolgens uitgewerkt tot een geautomatiseerd beslissing-ondersteunend systeem voor het operationele waterbeheer: RISYWA (RIsico-inschatting SYsteemvreemd WATER). De methodiek is opgebouwd op basis van de watertypologie die gehanteerd wordt in de door de STOWA ontwikkelde ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren. Naast de watertypologie is de methodiek opgebouwd uit uitgebreide sets van responsiefuncties (relaties tussen abiotische variabelen en het ecologisch niveau van het watersysteem), kennisregels (verzamelde ecologische regels uit literatuuronderzoek) en vuistregels (hydrologische regels uit literatuur- en modelonderzoek). Met behulp van waterkwaliteitsgegevens van de huidige situatie en van de te verwachten nieuwe situatie wordt een risico ingeschat in de vorm van een risicodiagram. Dit risicodiagram geeft op grafische wijze een kwantitatieve indruk van het risico van de voorgenomen wijziging in de inlaatsituatie.

Het onderzoek is uitgevoerd door ir. P.B. Worm onder projectleiding van dr.ir. P.J.T van Bakel (tot 1 april 1996) respectievelijk ir. E.J. Jansen (vanaf 1 april 1996), Tauw Civiel en Bouw bv. Het project is begeleid door een begeleidingscommissie, bestaande uit dr. S.P. Klapwijk (STOWA) als voorzitter en drs. F.A.M. Claessen (RIZA), ir. H. van de Eerenbeemt (Provincie Drenthe), drs. A. Gonggrijp (Provincie Zuid-Holland), drs. W. Kok (LBL), ir. F.M.R. Leus (RIZA), ir. A. Paarlberg (Waterschap Peel en Maasvallei), drs. R.H.A.C. van Ruremonde

(Rijkswaterstaat, directie Noord-Brabant), drs. M. Schreijer (Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen) en ir. J.A.P.H. Vermulst (RIZA) als leden.

Daarnaast is aan het begin van het project inhoudelijke afstemming gezocht met een deskundigencommissie, bestaande uit dr. A. Barendregt (RUU), drs. F.A.M. Claessen (RIZA), dr. S.P. Klapwijk (STOWA), ir. J. Latour (RIVM), dr. J.G.M. Roelofs (KUN), drs. J. Runhaar (CML) en ir. R. Torenbeek (Zuiveringsschap Drenthe).

Namens de opdrachtgevers, de uitvoerders en de begeleidingscommissie spreek ik de hoop uit dat dit onderzoek en het op basis daarvan gemaakte beslissingondersteunende instrument van nut zal zijn bij de integrale belangenafweging van waterinlaat.

Dr. S.P. Klapwijk
Voorzitter Begeleidingscommissie
NOV 10

INHOUDSOPGAVE

0	SAMENVATTING	0.1
1	INLEIDING	1.1
	1.1 Aanleiding en doelstelling NOV-10	1.1
	1.2 Nadere uitwerking van de doelstelling NOV-10	1.2
	1.3 Relatie NOV-10 en bestaande voorspellingsmethoden	1.3
	1.4 Projectonderdelen	1.4
	1.5 Opbouw rapport	1.5
2	RESPONSIES VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	2.1
	2.1 Inleiding	2.1
	2.2 De STOWA-beoordelingsmethoden	2.1
	2.3 Gehanteerde oppervlaktewatertypologie	2.3
	2.4 Responsiefuncties	2.8
	2.5 Responsies	2.12
	2.6 Toepassing van de Responsiefuncties	2.16
	2.7 Risicodiagram	2.18
3	KENNISREGELS VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	3.1
	3.1 Inleiding	3.1
	3.2 Structuur van de Kennisregels	3.2
	3.3 Voorbeelden van Kennisregels	3.5
	3.4 Vertaling van Kennisregeluitkomsten naar uniforme waardering	3.6
	3.5 Onvolkomenheden bij het gebruik van de Kennisregels	3.7
	3.6 Vertaling van Kennisregels en Responsies in eindwaardering	3.8
4	HYDROLOGISCHE ASPECTEN VAN WATERINLAAT	4.1
	4.1 Inleiding	4.1
	4.2 Werkwijze	4.1
	4.3 Water- en stoffenbalansen	4.3
	4.4 Uitgangspunten en toepassing water- en stoffenbalans	4.7
	4.6 Doordringing van systeemvreemd water	4.15
	4.7 Indringing van systeemvreemd water	4.18
5	SYNTHESE VAN DE METHODIEK	5.1
	5.1 Inleiding	5.1
	5.2 De methodiek	5.1
	5.3 Keuze uitgangssituatie	5.3
	5.4 Beoordeling van de uitgangssituatie	5.4
	5.5 Keuze en/of invoer van ingreepstype	5.5
	5.6 Bepalen van de abiotische effecten	5.6
	5.7 Bepalen van de biotische effecten	5.7
	5.8 Vertaling effecten naar risico's	5.8

6	ONTWIKKELING VAN HET RISYWA-COMPUTERMODEL . . .	6.1
	6.1 Inleiding	6.1
	6.2 Het RISYWA-computermodel	6.2
	6.3 Nadere uitwerking onderdelen RISYWA-model	6.3
7	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	7.1
	7.1 Conclusies	7.1
	7.2 Aanbevelingen voor het gebruik van de methodiek	7.3
	7.3 Aanbevelingen voor uitbreiding van de methodiek cq. het computerprogramma . .	7.4
	REFERENTIELIJST	R.1
	BEGRIPPENLIJST	B.1
Bijlage A:	Watertypologie en beslisboom	BA.1
Bijlage B:	Overzicht van de Responsiefuncties	BB.1
Bijlage C:	Ontwikkeling methodiek: case Lollebeek	BC.1
Bijlage D:	Toepassing methodiek: case Polder Achttienhoven	BD.1
Bijlage E:	Overzicht ecologische Kennisregels	BE.1
Bijlage F:	Vuistregels Indringing	BF.1
Bijlage G:	Vuistregels Doordringing	BG.1
Bijlage H:	Vuistregels voor balansonderzoek	BH.1
Bijlage I:	Stroomschema RISYWA-methodiek	BG.1

0 SAMENVATTING

In het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, thema 10 "effecten van gebiedsvreemd water op (aquatische) ecosystemen", is een methodiek ontwikkeld om de risico's voor het aquatisch ecosysteem te kwantificeren als gevolg van veranderingen in de wateraanvoersituatie. Dit project is door TauwMabeg civiel en bouw uitgevoerd; daarnaast hebben de Landbouwniversiteit Wageningen, Tauw Milieu en RIZA belangrijke bijdragen geleverd aan het project.

Problematiek

In een aantal delen van Nederland wordt het noodzakelijk geacht oppervlaktewater van elders aan te voeren. Deze wateraanvoer vindt om uiteenlopende redenen plaats. Voorbeelden hiervan zijn:

- peilbeheer (met name polders in West-Nederland);
- op diepte houden van vaarwegen;
- tegengaan van verzilting;
- doorspoelen van watergangen vanwege de zuurstofhuishouding;
- aanvoer voor land- en tuinbouwkundig gebruik (bijvoorbeeld beregening);
- bestrijding van verdroging van natuurgebieden door aanvoer van water naar die natuurgebieden of de directe omgeving ervan (buffergebied).

De aanvoerbehoefte kan per doel en per gebied verschillen.

Bij de afweging of wateraanvoer al of niet plaats moet vinden of qua omvang of locatie moet worden gewijzigd, spelen verschillende belangen een rol. Een deel van deze belangen is te kwantificeren, bijvoorbeeld het voorkomen van droogteschade aan gewassen of schade aan gebouwen door zettingen. Met name de belangen van de natuur zijn echter minder goed te kwantificeren. Bij een integrale belangenafweging is het echter noodzakelijk ook bijvoorbeeld de gevolgen voor het aquatisch ecosysteem inzichtelijk te maken.

Effecten op het aquatisch ecosysteem

Oppervlaktewater dat van elders wordt aangevoerd heeft dikwijls een afwijkende samenstelling ten opzichte van het systeemeigen water. Deze afwijking is meestal ongewenst (bijvoorbeeld een andere ionensamenstelling, hoge gehalten aan chloride, slibdeeltjes, zware metalen en gewasbeschermingsmiddelen), maar kan ook deels gewenst zijn wanneer het systeemvreemde inlaatwater bijvoorbeeld lagere nutriëntconcentraties kent dan het systeemeigen water.

Als gevolg van wateraanvoer treden ook fysische effecten op, zoals beïnvloeding van de stromingsrichting in de waterlopen, de stroomsterkte, de waterstand en fluctuaties hierin. Soms betekent wateraanvoer dat het natte profiel aangepast moeten worden (vergroten natte doorsnede).

Bovengenoemde chemische en fysische effecten van wateraanvoer kunnen (indirect) gevolgen hebben voor het aquatische ecosysteem ter plaatse. Ecologische effecten kunnen bijvoorbeeld

zijn een verandering van de soortensamenstelling (verschuiving naar meer algemene soorten) en een achteruitgang van de diversiteit. Deze negatieve gevolgen voor de aan oppervlakte-water gebonden ecosystemen worden weliswaar onderkend, maar het is tot nu toe nauwelijks mogelijk deze gevolgen te kwantificeren. De mate en vorm van beïnvloeding van de verschillende componenten van de aquatische levensgemeenschap door systeemvreemd water draagt bij aan de complexiteit van deze materie.

Methodiek

In het kader van dit project is een methodiek ontwikkeld waarin de op dit moment beschikbare kennis is samengebracht en toegankelijk gemaakt ten behoeve van de ondersteuning van waterbeheerders bij het nemen van beslissingen omtrent het wel of niet, meer of minder inlaten van water. De methodiek is bovendien uitgewerkt tot een geautomatiseerd beslissing ondersteunend systeem voor het operationele waterbeheer (RISYWA: Risico-inschatting SYsteemvreemd WATER). Met deze methodiek worden de risico's van aanvoer van systeemvreemd water voor het aquatisch ecosysteem bepaald.

De methodiek is opgebouwd op basis van de watertypologie, die gehanteerd wordt in de door STOWA ontwikkelde ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren; de onderscheiden watertypen zijn "Sloten", "Stromende Wateren", "Kanalen", "Zand-, Grind- & Kleigaten" en "Meren & Plassen". De effecten van waterinlaat zijn in een tweetal hoofdcategorieën ingedeeld, te weten "ecologische effecten" en "hydrologische effecten".

Met behulp van het systeem kan het risico van een gewijzigde inlaatsituatie voor het ecologisch niveau van een watertype bepaald worden. Risico moet hierbij geïnterpreteerd worden als een aanduiding van de aantasting- dan wel verbeteringsmogelijkheden die de gewijzigde inlaat op het aquatische ecosysteem naar verwachting met zich mee zal brengen. De ingrediënten voor de risico-inschatting zijn:

- responsiefuncties: op basis van een groot gegevensbestand zijn relaties afgeleid tussen abiotische variabelen en het ecologisch niveau van het watersysteem;
- kennisregels: uit literatuuronderzoek zijn een groot aantal regels afgeleid, die betrekking hebben op de effecten van systeemvreemd water op het aquatisch ecosysteem; de regels kunnen verschillen in effect (positief/negatief) en in reikwijdte (van uitspraken over één soort in een specifieke situatie tot uitspraken over levensgemeenschappen in bijvoorbeeld alle meren en plassen).

Met behulp van waterkwantiteits- en kwaliteitsgegevens van de huidige situatie en van de te verwachten nieuwe situatie wordt, gebruik makend van responsiefuncties en/of kennisregels, een zogenaamd risicodiagram geconstrueerd. Dit risicodiagram geeft op grafische wijze een kwantitatieve indruk van het risico van de voorgenomen wijziging in de inlaatsituatie.

Hydrologische effecten hebben betrekking op de mate waarin veranderingen optreden ter plaatse van het beschouwde ecosysteem. Hierbij spelen de aspecten doordringing, indringing en water- en stoffenbalans een rol:

- doordringing is de mate waarin systeemvreemd water zich via het oppervlaktewaterstelsel in een bepaald gebied verspreid; inzicht hierin kan bijvoorbeeld de beslissing omtrent de locatie van een inlaatpunt ondersteunen;
- indringing is de mate waarin systeemvreemd oppervlaktewater vanuit waterlopen in het grondwatersysteem dringt en vervolgens de standplaatsen van terrestrische ecosystemen kan beïnvloeden;
- met behulp van een eenvoudige water- en stoffenbalans kan de mate waarin verandering van de waterkwaliteit optreedt als gevolg van wateraanvoer worden gesimuleerd. Ook de gevolgen van lozingen kunnen met behulp van dit onderdeel van de methodiek worden beoordeeld op hun risico's voor het aquatische ecosysteem.

Tenslotte

Met behulp van de ontwikkelde methodiek kunnen de gevolgen van wijzigingen in de aanvoer van systeemvreemd water voor het aquatisch ecosysteem inzichtelijk worden gemaakt. Bij het nemen van beslissingen omtrent waterinlaat spelen echter nog vele andere factoren een rol. De nu gepresenteerde methodiek laat dan ook onverlet dat bij beslissingen omtrent waterinlaat een integrale belangenafweging noodzakelijk is.

1 INLEIDING

1.1 Aanleiding en doelstelling NOV-10

In een aantal delen van Nederland wordt het noodzakelijk geacht oppervlaktewater van elders aan te voeren. Doelen van aanvoer kunnen velerlei zijn, zoals:

- het op diepte houden van vaarwegen;
- het tegengaan van zoute kwel;
- het doorspoelen van watergangen waarop ongezuiverde lozingen plaatsvinden en/of zuurstofloosheid heerst of om algenbloei te voorkomen;
- de aanvoer voor land- en tuinbouwkundig gebruik;
- bestrijding van de verdroging van natuurgebieden door aanvoer van water naar die natuurgebieden of de directe omgeving ervan (buffergebied);
- peilbeheer (met name polders in West-Nederland).

De aanvoerbehoefte kan per doel verschillen. Zo loopt de aanvoerbehoefte voor doorspoeling veelal niet synchroon aan de aanvoerbehoefte voor peilbeheersing [ICW, 1984]. Dit aanvoerwater kan een afwijkende samenstelling hebben ten opzichte van het systeemeigen water, hetgeen negatieve gevolgen kan hebben voor het aquatische ecosysteem ter plaatse [onder andere Barendregt & Wassen, 1989; Bloemendaal & Roelofs, 1988; Duel et al, 1989]. De directe effecten van in chemisch opzicht afwijkend inlaatwater, in dit onderzoek verder aangeduid als systeemvreemd water, zijn te onderscheiden in chemische en fysische effecten:

- chemische effecten: het inlaatwater heeft dikwijls een afwijkende kwaliteit door een gewijzigde ionensamenstelling, een hoog gehalte aan microverontreinigingen, slibdeeltjes, chloride, zware metalen en gewasbeschermingsmiddelen. Echter, in een aantal gevallen is sprake van een omgekeerde situatie doordat het systeemvreemde inlaatwater lagere nutriëntconcentraties en/of chloride kent dan het systeemeigen water waardoor inlaat in dit opzicht leidt tot waterkwaliteitsverbetering;
- fysische effecten: beïnvloeding van de stromingsrichting in de waterlopen, de stroomsterkte, het peil en de peilfluctuaties. Soms betekent inlaat zelfs dat aanpassingen aan het profiel gepleegd moeten worden (vergroten natte doorsnede).

Naast een verplaatsing van problemen (bijvoorbeeld inlaat in Friesland betekent doorspoeling naar Drenthe/Groningen), houden de twee categorieën van directe effecten in dat meestal een indirect, ecologisch effect op zal treden. Ecologische effecten laten zich dikwijls beschrijven in termen van nivellering van de maatstaven en hiermee samen gaande teruggang in soorten. Het is daarom gewenst om bij inlaatsituaties de positieve en negatieve gevolgen af te kunnen wegen. De positieve effecten van peilhandhaving in oppervlaktewateren (en daarmee in het grondwater) en het tegengaan van verdroging van terrestrische systemen zijn in voldoende mate te kwantificeren. De negatieve gevolgen voor de aan oppervlaktewater gebonden ecosystemen worden weliswaar onderkend, maar het is tot nu toe nauwelijks mogelijk deze te kwantificeren. De mate en vorm van beïnvloeding van de verschillende componenten van de

aquatische levensgemeenschap door inlaatwater draagt bij aan de complexiteit van deze materie. Zo zijn bijvoorbeeld hogere waterplanten (macrofyten) gevoelig voor chemisch-fysische veranderingen en veranderingen in de waterbodem. Microfyten daarentegen zijn met name gevoelig voor veranderingen in de waterchemie.

De doelstelling van dit project is de ontwikkeling van een praktisch (beheers-)instrument voor het operationeel waterbeheer met voorspellende waarde voor het effect van aanvoer van gebiedsvreemd water. Gebiedsvreemd water dient hierbij ruim opgevat te worden: zowel aanvoerwater dat veelal van de grote rivieren afkomstig is als ook effluent- en overstortwater vallen onder de aanduiding gebiedsvreemd water. In dit licht wordt daarom in het rapport verder van systeemvreemd water gesproken in plaats van gebiedsvreemd water: alle watertypen die in chemisch en fysisch opzicht veranderingen teweeg brengen in de systeemeigen waterkwaliteit kunnen met de ontwikkelde methodiek op hun effecten ingeschat worden. Het effect wordt aangegeven door een risico-inschatting. Deze risico-inschatting is mede gebaseerd op een verschuiving in het ecologisch niveau van het watersysteem. Hierdoor kan de realiseerbaarheid van aan het water toegekende ecologische doelstellingen getoetst worden. De beoordelingsmethodiek sluit nauw aan op bestaande kennis en ontwikkelingen en is daarmee te omschrijven als een actuele montage en mobilisatie van veelal fragmentarisch aanwezige kennis.

1.2 Nadere uitwerking van de doelstelling NOV-10

De nadruk in het NOV-10 project is gelegd op het toepassingsgericht zijn van de methodiek waarmee de risico's van inlaat van systeemvreemd water bepaald kunnen worden. Het doel is de waterbeheerder een beslissingsondersteunend model te geven (eerste versie computermodel). Uitgangspunt hierbij is dat gebruik gemaakt wordt van de reeds bestaande STOWA-beoordelingsmethoden voor een aantal CUWVO-watertypen en de hierbij gebruikte achtergrondkennis. De Methode Risico-inschatting SYstemvreemd WATER (verder RISYWA) dient een praktisch instrument te worden voor regionale beheersvragen. Het betreft dus een methodiek waarbij een risico kan worden ingeschat en gewaardeerd. Voorgaande impliceert dat de methodiek zowel inzicht moet geven in te verwachten veranderingen in grootheden als gevolg van het wel of niet inlaten van systeemvreemd water, als ook een beoordeling mogelijk moet maken van de nieuwe situatie. Veranderingen worden uitgedrukt in een risico-aanduiding en, zo mogelijk, in een verschuiving van het ecologisch niveau.

De reeds bestaande STOWA-beoordelingssystemen berusten in beginsel op de CUWVO-typologie. Voor de vijf hoofdwatertypen "Stromende Wateren", "Sloten", "Meren & Plassen", "Kanalen" en "Zand-, grind- en kleigaten", met elk een aantal bijbehorende subtypen, zijn dergelijke beoordelingssystemen opgesteld [STOWA, 1992; 1993a; 1993b; 1994a en 1994 b]. Deze beoordelingssystemen zijn in principe niet ontwikkeld met als doel de effecten van een bepaalde ingreep te voorspellen (zoals bijvoorbeeld de Aquatische Ecotooptypologie, AET). Echter, de maatstaven zijn dermate pluriform dat inlaat van water met een andere samenstel-

ling tot veranderingen in de scores op de maatlat kan leiden. De watertypen zijn al gedefinieerd en zodoende is het mogelijk om veranderingen aan te duiden in een aantal relevant geachte maatstaven. De indeling in hoofdwater- en subtypen in de STOWA-systemen is gebaseerd op abiotische kenmerken. Hierdoor is het mogelijk degradatie/successie-reeksen voor een watertype aan te geven, zonder dat overgegaan wordt op een ander watertype.

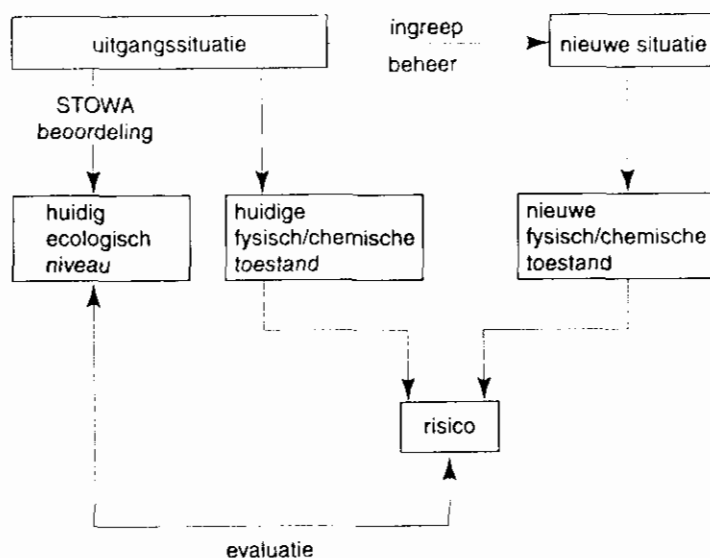
Uit bovenstaande blijkt al dat het project uitdrukkelijk niet tot doel heeft om de bestaande STOWA-systemen aan te passen voor systeemvreemd water, bijvoorbeeld door het toevoegen van een nieuwe karakteristiek "Systeemvreemd Water". Een aparte karakteristiek is weinig zinvol doordat de inlaat van systeemvreemd water bij de meeste maatstaven en bijbehorende karakteristieken een effect teweeg brengt en daardoor moeilijk in één aparte maatstaf of karakteristiek te vangen is. Een dergelijk effect uit zich in een verschuiving op de maatlat, hetgeen de waardeverandering van een maatstaf vertegenwoordigt. Het doel is wél om de kennis die is opgedaan bij het opstellen van de beoordelingssystemen te gebruiken voor het opstellen van de te hanteren methodiek. De kern van de op te stellen methodiek wordt gevormd door de selectie van een aantal (a)biotische variabelen waarmee de beschrijving van de ecosysteemreactie plaats vindt. Deze reacties zijn uiteindelijk vastgelegd in de vorm van Responsiefuncties.

De nadruk is gelegen op het bepalen van het risico dat wel of niet, meer of minder inlaten van systeemvreemd water op de aquatische levensgemeenschappen in de onderscheiden watertypen heeft.

1.3 Relatie NOV-10 en bestaande voorspellingsmethoden

In het licht van dit project zijn ontwikkelingen op het gebied van ecologische beoordeling en voorspelling van belang.

Beoordelingssystemen vervullen een rol bij het toetsen van de feitelijke, gemeten toestand aan doelstellingen (streefbeelden). Door het beoordelen van watertypen voor en na uitvoer van maatregelen kan aan de hand van de waargenomen effecten een evaluatie van de maatregelen plaatsvinden (figuur 1.1). Het tussenliggende proces blijft vaak buiten beschouwing ("black box"). De recent ontwikkelde beoordelingssystemen hebben verschillende toepassingsgebieden. Voorbeelden van beoordelingssystemen zijn: Ecologische beoordeling Nederlandse oppervlaktewateren [STOWA, 1992; 1993a; 1993b; 1994a; 1994b], de Gelderse meetlat [Awater et al., 1990] en het beoordelingssysteem voor kleine en grote wateren in Noord- en Zuid-Holland [Hovenkamp-Obbema et al., 1983].



Figuur 1.1 De procesgang bij beoordeling van de huidige situatie en voorspelling van een nieuwe situatie, toegespitst op de in NOV-10 ontwikkelde methodiek.

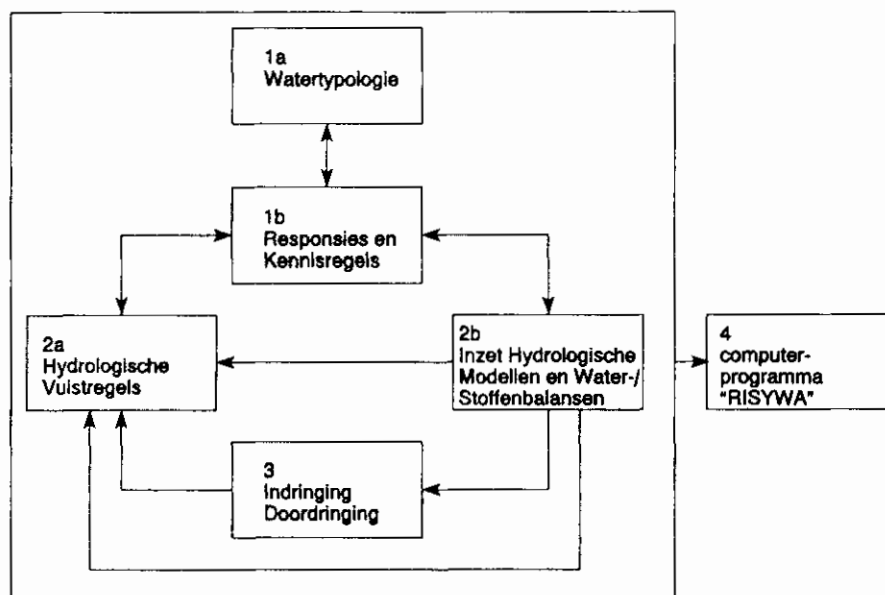
Naast beoordelingsmethoden zijn een aantal voorspellingsmethoden ontwikkeld of in ontwikkeling. Voorspellingsmethoden ondersteunen bij beleidsontwikkeling en bij het nemen van concrete maatregelen. Ze geven inzicht in de te verwachten veranderingen (of de kansen daarop) van biotische en abiotische grootheden als gevolg van ingrepen in het waterhuishoudkundig systeem. Dit wordt veelal niet gevolgd door een beoordeling (waardering) van de nieuwe ten opzichte van de oude situatie. Een uitzondering daarop is wellicht het ecohydrologisch model DEMNAT, dat een uitspraak doet over de verandering in "natuurwaarde". Voor een uitgebreid overzicht van ecohydrologische modellen wordt verwezen naar de rapportage van NOV-7 [Van der Veen en Garritsen, 1994] of voor een meer specifieke beschouwing van aquatische modellen naar Ter Linde & Worm [1996].

1.4 Projectonderdelen

De ontwikkelde methodiek (RISYWA) omvat het kader waarin een aantal zelfstandige projectonderdelen uitgevoerd zijn. Deze projectonderdelen zijn bij de start van het project geformuleerd [Tauw Civiel en Bouw, 1995] en gaandeweg bijgesteld/aangepast:

- het uitwerken van een typologie van oppervlaktewateren die toegesneden is op de problematiek van inlaatwater (projectonderdeel 1a);
- het opstellen van Responsies en Kennisregels voor het kwantificeren van de reactie van de biotische maatstaven op veranderingen in abiotische watersamenstelling door waterinlaat (projectonderdeel 1b);
- opstellen van Vuistregels waarmee de hydrologische effecten van waterinlaat inzichtelijk gemaakt worden (projectonderdeel 2a);

- de inzet van bestaande eenvoudige en meer complexe hydrologische modellen (projectonderdeel 2b);
- het bepalen van de indringing (bodem) en doordringing (oppervlaktewater) van systeemvreemd water (projectonderdeel 3);
- uitwerking van een (eerste versie) computerprogramma (projectonderdeel 4).



Figuur 1.2 De verschillende onderdelen van de studie en hun onderlinge samenhang.

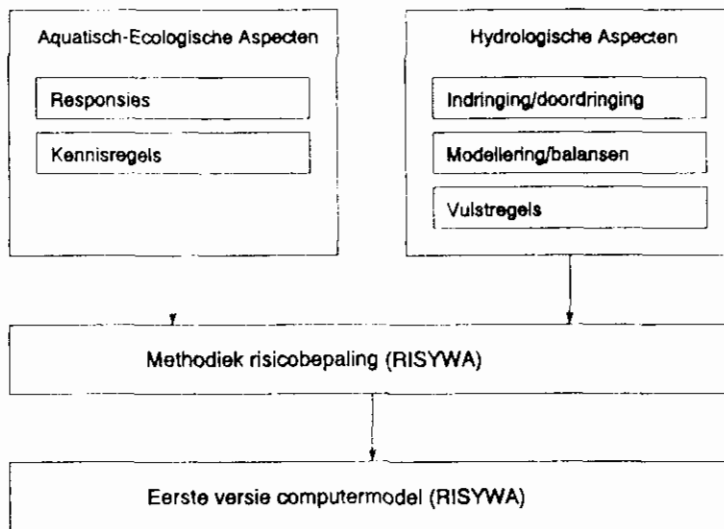
1.5 Opbouw rapport

De Vakgroep Waterkwaliteit en Aquatische Ecologie van de Landbouwuniversiteit hebben de in hoofdstuk 2 beschreven Responsiefuncties ontwikkeld [Peeters & Gardeniers, 1995a; 1995b; 1995c]. Een verandering in de fysisch-chemische omstandigheden wordt middels de Responsiefuncties vertaald in een risico voor het aquatische ecosysteem. Aan de hand van een uitgebreide literatuurstudie is een set van Kennisregels opgesteld die aanvullend op de Responsies inzicht geven in de ecologische effecten van waterinlaat op de aquatische ecosystemen. Deze regels worden in hoofdstuk 3 beschreven. Naast ecologische effecten treden hydrologische effecten bij waterinlaat of het stoppen ervan op. De hydrologische aspecten van waterinlaat, zoals de beïnvloeding van het grondwater door het oppervlaktewater (indringing) en de mate waarin het inlaatwater zich via het oppervlaktewaterstelsel in het gebied verspreidt (doordringing), worden in hoofdstuk 4 behandeld.

Op basis van de informatie zoals die in de hoofdstukken 2, 3 en 4 gegeven is of naar verwezen wordt, is een methodiek gesmeed. Deze methodiek is ontstaan door de praktische toe-

passing van de kennis uit de deelprojecten in een tweetal cases, te weten de "Lollebeek" (bijlage C) en "Polder Achttienhoven" (bijlage D). De achtergrondkennis uit de eerste hoofdstukken, in combinatie met het praktische gebruik ervan en het signaleren en/of aanvullen van ontbrekende kennis (hiaten) heeft een methodiek opgeleverd die in hoofdstuk 5 beschreven wordt.

Als laatste hoofdstuk van het NOV-rapport wordt het computermodel beschreven waarin de in hoofdstuk 5 gegeven methodiek is geautomatiseerd. Dit computermodel is RISYWA gedoopt. RISYWA is de afkorting van de ontwikkelde methode "Risico-inschatting SYsteemvreemd Water".



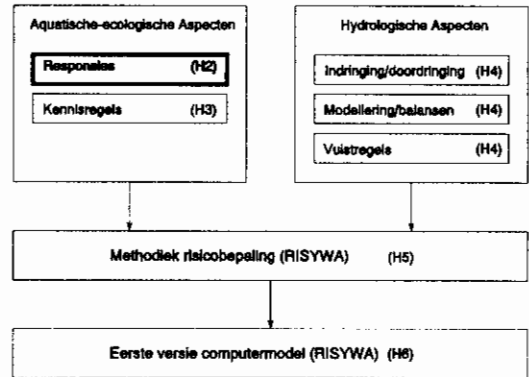
Figuur 1.3 Samenhang van de verschillende onderdelen van de studie en de betreffende hoofdstukken waarin deze behandeld worden.

Achterin het rapport zijn een aantal bijlagen opgenomen. Deze bijlagen omvatten de Vuistregels en de cases. Naast de bijlagen zijn een aantal achtergronddocumenten opgesteld. Voor de Responsiefuncties wordt hierbij verwezen naar de publicaties van Peeters & Gardeniers [1995a; 1995b; 1995c], voor de inzet van modellen naar werkdocumenten van RIZA [Leus et al., in voorbereiding] en voor de hydrologische aspecten naar een rapportage van Tauw Milieu [Hoogendoorn et al., 1996].

2 RESPONSIES VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

2.1 Inleiding

Inlaten van water of inlaten van meer water, danwel het beëindigen van waterinlaat kan leiden tot veranderingen in het abiotische milieu en daardoor tot veranderingen in de biotische componenten van het watersysteem. De veranderingen in de biotische componenten worden gerelateerd aan verschuivingen in het ecologisch niveau van het watersysteem. De keuze is gemaakt deze verschuivingen te relateren aan de STOWA beoordelings-systemen [Tauw Civiel en Bouw, 1995]. Alvorens



nader in te gaan op de Responsiefuncties en de synthese ervan is een toelichting op de bestaande STOWA-beoordelingsystemen gewenst voor de benodigde achtergrondinformatie.

2.2 De STOWA-beoordelingsmethoden

Door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) is medio jaren tachtig het initiatief genomen de ecologische normdoelstellingen voor oppervlaktewateren nader uit te werken voor de belangrijkste watertypen. Voor de volgende vijf CUWVO/STOWA-hoofdwatertypen zijn beoordelingsystemen opgesteld aan de hand van een uitgebreid bestand van basisgegevens:

- i Stromende Wateren;
- ii Sloten;
- iii Meren en Plassen;
- iv Kanalen;
- v Zand-, Grind-, en Kleigaten.

De concretisering van de ecologische normdoelstellingen heeft geresulteerd in een vijftal diagnostische beoordelingsystemen die elk gebaseerd zijn op verschillende onderdelen van de aquatische levensgemeenschap (zie tabel 2.1). Elk systeem gebruikt naast biotische gegevens een aantal abiotische variabelen.

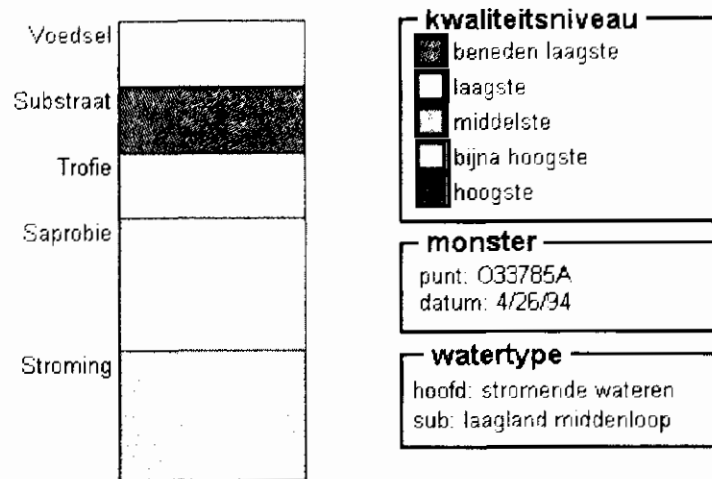
Tabel 2.1 De verschillende STOWA-beoordelingssystemen en de verschillende onderdelen van de aquatische levensgemeenschap waarop de systemen gebaseerd zijn [STOWA, 1992; 1993a; 1993b; 1994a; 1994b].

	STROMENDE WATEREN	SLOTEN	MEREN & PLASSEN	KANALEN	ZAND-, GRIND- & KLEIGATEN
Macrofauna	X	X		X	
Macrofyten		X	X	X	X
Epifytische diatomeeën		X		X	X
Fytoplankton			X	X	X
Zoöplankton					X
Abiotische variabelen		X	X	X	X

Om de veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap te kunnen beschrijven en te kunnen volgen, zijn in de beoordelingssystemen "karakteristieken" en de zogenaamde bijbehorende "maatstaven" gedefinieerd. Een karakteristiek beschrijft het effect van een bepaalde beïnvloedingsfactor op het ecosysteem. Om de karakteristieken te kwantificeren worden diverse maatstaven gebruikt. Biotische maatstaven zijn gebaseerd op indicatiewaarden van individuele soorten. Deze indicaties van soorten beschrijven tezamen en in onderlinge samenhang het effect van een beïnvloedingsfactor. Zo'n beschrijving van een bepaalde beïnvloedingsfactor wordt opgevat als maatstaf. Bij "Sloten" zijn bijvoorbeeld voor de karakteristiek "TROFIE" de maatstaven "trofie-indicatoren Macrofyten" (biotisch), "trofie-indicatoren Diatomeeën" (biotisch) en "Nutriëntenhuishouding" (abiotisch).

De maatstaven worden grafisch weergegeven in zogenaamde maatlatten. De scores op de maatlatten bepalen de kwaliteitsklassen en uiteindelijk het ecologische beoordelingsprofiel. In het ecologische beoordelingsprofiel worden de ecologische niveaus van de verschillende, watertype-afhankelijke, karakteristieken gepresenteerd. Figuur 2.1 geeft een voorbeeld van een ecologisch beoordelingsprofiel voor een biologisch meetpunt in een beek (Stromend Watertype).

Ecologisch Profiel



Figuur 2.1 *Ecologisch beoordelingsprofiel van een monsterpunt in een stromend watertype.*

2.3 Gehanteerde oppervlaktewatertypologie

Op landelijke schaal is het effect van inlaat van systeemvreemd water een nivellering van natuurlijke variatie in watertypen. Op lokale schaal is het beeld wat gedifferentieerder omdat de beïnvloede wateren uiteenlopende eigenschappen hebben. De reden hiervoor is dat inlaatwater niet overal dezelfde kwaliteit heeft en omdat effecten niet altijd in dezelfde mate optreden en afwisselend negatief of zelfs positief kunnen zijn. Positieve effecten kunnen bijvoorbeeld optreden in gebieden waar door inlaat een kwaliteitsverbetering optreedt door een verdunning van de hoge nutriëntenbelasting in het systeemeigen water. De effecten van systeemvreemd water worden bepaald door de eigenschappen van het in te laten water, in relatie tot de kwaliteit van het systeemeigen water. Het inlaatwater is meestal afkomstig uit de grensoverschrijdende grote rivieren Rijn en Maas die een aantal jaren geleden nog gekenmerkt werden door een hoge alkaliniteit, een relatief hoge ionenconcentratie, een hoog nutriëntengehalte en een hoog gehalte aan microverontreinigingen [Vissers & Helmens, 1988]. De meeste van deze eigenschappen spelen (microverontreinigingen) of speelden (nutriënten) indirect of direct een rol in de nutriëntenvoorziening voor de aan het water gebonden organismen. Kortom, het is belangrijk te weten in welk type waterloop de inlaat plaatsvindt en wat de sterkst beïnvloede fysische en chemische variabelen zijn.

Het effect van systeemvreemd water is dus mede afhankelijk van de gebiedskenmerken en het daarin gelegen watersysteem. Daarom is het nodig om te komen tot een indeling in verschillende typen oppervlaktewateren. Voor dit project is de reeds bestaande CUWVO/STOWA-typologie als uitgangspunt genomen [Tauw Civiel en Bouw, 1995; Peeters & Gardeniers, 1995a].

De redenen om voor de CUWVO/STOWA-typologie te kiezen zijn:

- de typologie sluit aan op de bestaande STOWA-beoordelingsmethoden;
- de typologie is nationaal dekkend en regionaal toepasbaar;
- de typologie is specifiek gericht op watersystemen;
- de toewijzingscriteria voor de verschillende typen zijn eenduidig (met uitzondering van het systeem "Meren en Plassen");
- aan de typologie ligt een grote hoeveelheid uniforme en recente basisgegevens ten grondslag;
- de typologie beslaat de hele beïnvloedingsreeks (van 'schoon' tot 'vuil');
- de typologie wordt gedragen door rijk, provincie en rijk.

Elk hoofdwatertype bestaat weer uit een aantal subtypen (kader). De typologische indeling is gebaseerd op biotische kenmerken (samenstelling van de diverse levensgemeenschappen). Deze biotische indeling is gecorreleerd met abiotische variabelen, waardoor de indeling in (sub)watertypen in tweede instantie is voorzien van abiotische kenmerken. Deze abiotische kenmerken, zoals bijvoorbeeld waterdiepte, -breedte en chloridegehalte zijn vervolgens weer te gebruiken om de (sub)watertypen te kunnen bepalen [STOWA 1992; 1993a; 1993b; 1994a; 1994b]. De abiotische indelingskenmerken zijn beschreven in bijlage A, zie ook figuur 2.2.

Kader: de vijf STOWA-hoofdwatertypen en bijbehorende subwatertypen

Het hoofdtype stromende wateren bestaat uit 6 subtypen:

- bovenloop laagland;
- middenloop laagland;
- benedenloop laagland;
- bovenloop heuvelland;
- middenloop heuvelland;
- benedenloop heuvelland.

Het hoofdtype sloten bestaat uit 6 subtypen:

- zandsloten;
- kleislotten;
- veensloten;
- zure sloten;
- brakke sloten;
- licht-brakke sloten.

Het hoofdtype ondiepe meren en plassen bestaat uit 5 subtypen:

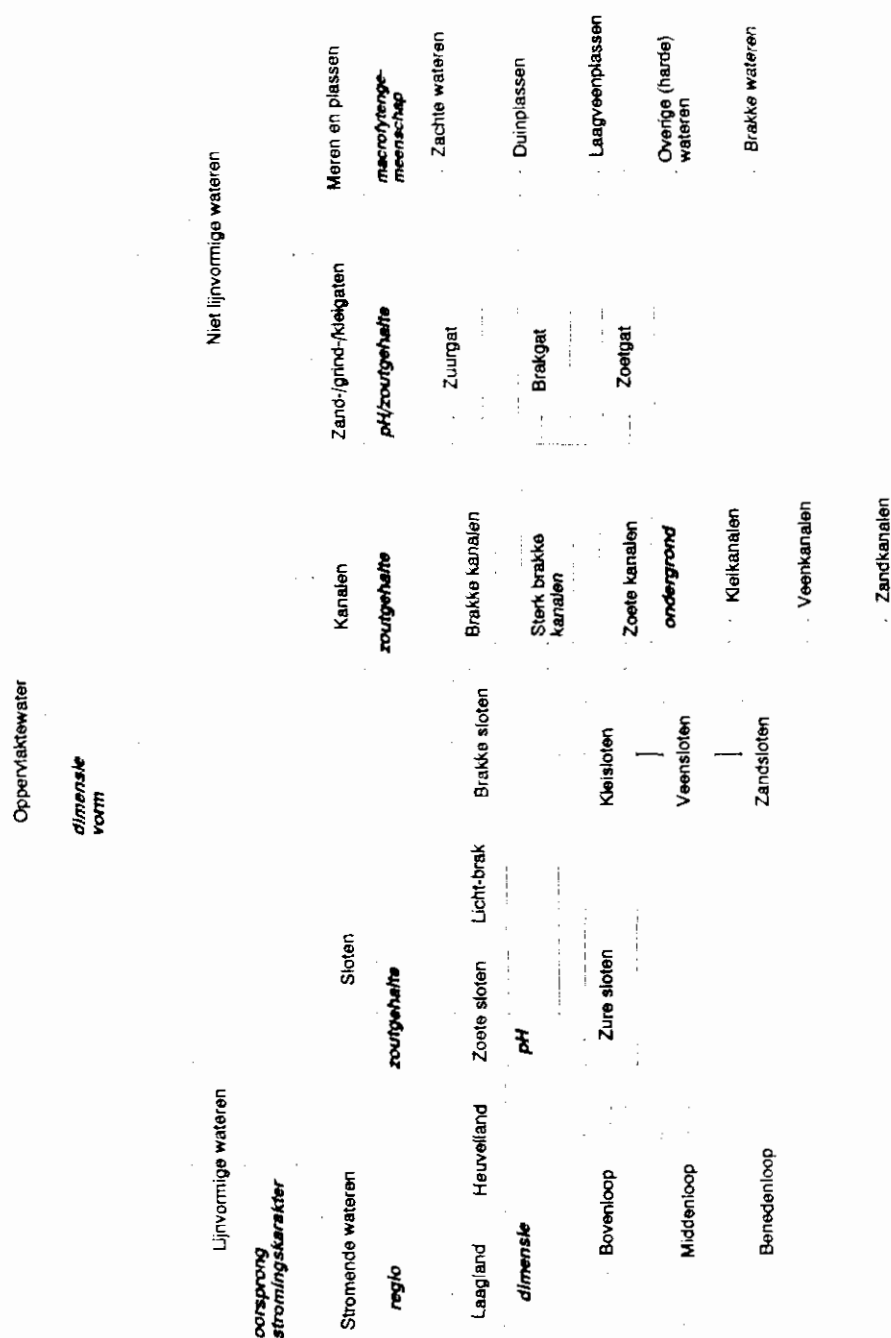
- zachte wateren;
- duinplassen;
- laagveenplassen;
- overige (harde) wateren / boezemmeren;
- brakke wateren.

Het hoofdtype kanalen bestaat uit de 5 subtypen:

- brakke kanalen;
- sterk brakke kanalen;
- kleikanalen;
- veenkanalen;
- zandkanalen.

Het hoofdtype zand-, grind- en kleigaten bestaat uit de 3 subtypen:

- zuur gat;
- brak gat;
- zoet gat.



Figuur 2.2 Overzicht gehanteerde typologische indeling van de nederlandse oppervlaktewateren (volgens STOWA-typologie).

Bepaling van het watertype is mogelijk op basis van kennis van een aantal abiotische variabelen en de op basis hiervan opgestelde dichotome beslisboom. In bijlage A is een beslisboom opgenomen om te komen tot het hoofdwatertype en vervolgens is voor elk van de vijf hoofdwatertypen een beslisboom opgezet om te komen tot een subtype. Het bepalen van het subtype "Meren en Plassen" vereist al een min of meer algemene typologische

kennis, terwijl het bepalen van subtypen bij de overige hoofdtypen sterker gericht is op waarden van abiotische variabelen zoals zuurgraad, chloridegehalte, breedte en diepte (kader).

Kader: benodigde variabelen voor digitale bepaling van het watertype

Variabelen nodig voor bepaling van het hoofdwatertype:

- vorm;
- diepte;
- breedte;
- natuurlijkheid.

Variabelen nodig voor bepaling van het subtype "Stromende Wateren":

- geografische ligging;
- breedte.

Variabelen nodig voor bepaling van het subtype "Sloten":

- zuurgraad;
- chloridegehalte;
- aard van de geologische ondergrond.

Variabelen nodig voor bepaling van het subtype "Meren en Plassen":

- algemene typering;
- chloridegehalte.

Variabelen nodig voor bepaling van het subtype "Kanalen":

- chloridegehalte;
- aard van de geologische ondergrond.

Variabelen nodig voor bepaling van het subtype "Zand-, Grind- en Kleigaten":

- zuurgraad;
- chloridegehalte.

De (effecten van waterinlaat op de) subwatertypen worden in de RISYWA-methodiek uiteindelijk beschreven aan de hand van:

- abiotische indelingskenmerken (bijlage A);
- biotische kenmerken in de vorm van Responsies (hoofdstuk 2 en bijlage B);
- aanvullende literatuurgegevens in de vorm van Kennisregels (hoofdstuk 3 en bijlage E), in het bijzonder voor die (sub)typen waarvoor geen Responsies in het STOWA-bestand afgeleid konden worden.

2.4 Responsiefuncties

2.4.1 Inleiding

Vanuit diverse onderzoeken is aanwezigheid van macrofyten en -fauna aan fysische en chemische variabelen gerelateerd [onder andere Barendregt & Wassen, 1989; Bloemendaal & Roelofs, 1988; Ducl et al, 1989; Roelofs, 1991; Torenbeek et al, 1987]. Met name een aantal chemische variabelen blijkt goed te correleren met het wel of niet voorkomen van soorten. Door Roelofs en Bloemendaal [1988] worden bijvoorbeeld saliniteit, alkaliniteit, ortho-fosfaat, totaal-fosfaat en minerale stikstof als belangrijkste variabelen aangemerkt. In welke situaties een bepaalde variabele belangrijk is hangt ook van de situatie ter plaatse af. Zo is voor brakke wateren de chloriniteit (chlorideconcentratie) vaak een goede maat voor de totale ionenconcentratie. In zoete wateren neemt men juist vaak de saliniteit of het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) [Weenink, 1994]. Tussen chloriniteit en saliniteit blijkt bovendien een sterke correlatie te bestaan [De Lyon en Roelofs, 1986].

Om verschuivingen in het ecologisch niveau van een water te kunnen traceren als gevolg van inlaat van water zijn voor dit onderzoek Responsiefuncties op het niveau van de maatstaven opgesteld en niet op het niveau van *afzonderlijke soorten* [Peeters & Gardeniers, 1995a]. Responsies van individuele soorten zijn namelijk niet rechtstreeks te koppelen aan ecologische kwaliteitsniveaus terwijl dat voor de maatstaven wel het geval is. Deze Responsies zijn opgesteld per variabele, hetgeen ook bij onderling sterk gecorreleerde variabelen ("alles hangt met alles samen") een sterke voorkeur geniet [Van de Brink, 1990; Barendregt & Wassen, 1989; De Lyon & Roelofs, 1986].

Van zoveel mogelijk maatstaven uit de bestaande STOWA-beoordelingssystemen zijn Responsiefuncties opgesteld. Deze curven geven de relatie weer van de bij de karakteristiek behorende (onderdelen van de) levensgemeenschap op de met wateraanvoer samenhangende grootheden. Dat niet voor alle maatstaven, zoals opgenomen in de STOWA-beoordelingsmethoden, Responsiefuncties zijn opgesteld is het gevolg van het ontbreken van voldoende gegevens. In dergelijke gevallen kon een *onvoldoende eenduidige relatie* vastgesteld worden (onvoldoende correlatie).

Tijdens het opstellen van de Responsiefuncties heeft een intensieve terugkoppeling plaatsgevonden tussen de opstellers onderling, naar de begeleidingscommissie en naar de deskundigencommissie. Aandacht is besteed aan de indeling van de curves naar hun betrouwbaarheid en eenduidigheid [Peeters & Gardeniers, 1995a; 1995b; 1995c]. De mate van Responsie is onder meer afhankelijk van de gevoeligheid van soorten voor eutrofiëring. Met name soorten van voedselarme (zwak zuur, basisch) en matig voedselrijke omstandigheden worden naar verwachting sterk door waterinlaat beïnvloed. Voor het opstellen van de Responsiefuncties voor de maatstaven van de watertypen is gebruik gemaakt van de basisgegevens die ten grondslag hebben gelegen aan de ontwikkeling van de verschillende STOWA-beoordelingssystemen [STOWA, 1992; 1993a; 1993b; 1994a; 1994b]. Deze bestaande beoor-

delingssystemen zijn ontwikkeld voor het regionaal waterbeheer en zullen naar verwachting breed toegepast gaan worden. Het ligt voor de hand om de RISYWA-methodiek nauw aan te laten sluiten bij deze beoordelingssystemen en de daarin gehanteerde typologische indeling van oppervlaktewateren.

De ontwikkelde methodiek moet gezien worden als een signaleringssysteem, waarin gewaarschuwd wordt voor mogelijke veranderingen. Of deze veranderingen daadwerkelijk in die vorm en mate plaats zullen vinden, kan met de methode niet voorspeld worden. Voorgaande heeft ertoe geleid dat niet gesproken wordt van een effectvoorspelling maar van een risico-inschatting dat inlaat van systeemvreemd water tot ongewenste veranderingen in het aquatische ecosysteem kan leiden [Peeters & Gardeniers, 1995a; 1995b]. Of uiteindelijk wel of niet wordt gekozen voor (uitbreiding van) waterinlaat hangt echter van meerdere factoren af. In sommige gevallen kan verdrogingsbestrijding, dus de effecten op terrestrische natuur, belangrijker gevonden worden dan de beïnvloeding van aquatische natuurwaarden.

2.4.2 Eisen aan de variabelen

Uit het voorgaande blijkt dat bepaalde variabelen erg veel informatie kunnen geven. Zo geeft de pH een indicatie van de concentratie aan H^+ -ionen en verschaft tegelijkertijd informatie over het verloop van chemische evenwichten, bijvoorbeeld die van CO_2 , H_2CO_3 en HCO_3^- , die op hun beurt weer invloed hebben op de beschikbaarheid van N en P. Aan de geselecteerde variabelen zijn daarom een aantal eisen gesteld:

- de variabelen worden gebruikt om Responsiecurven voor macrofyten en macrofauna op te stellen en dienen daarom abiotisch te zijn;
- het gebruik van de variabelen geeft informatie die toegepast kan worden in/bij de bestaande STOWA-beoordelingsmethoden of Vuistregels;
- de lijst met variabelen dient beperkt te zijn: een beperkt aantal variabelen moet een maximale hoeveelheid informatie verschaffen ("mastervariabelen");
- over de geselecteerde variabelen moet veel bekend zijn, zodat het opstellen van Vuistregels in de eerste plaats, of het gebruiken van op die variabele gebaseerde modellen/Vuistregels in de tweede plaats, een haalbare kaart is;
- de betreffende variabele moet een duidelijke relatie hebben met de eigenschappen van systeemvreemd water, met andere woorden: de variabele moet in zekere mate beïnvloed worden door systeemvreemd water.

2.4.3 Selectie van de variabelen

In het projectplan [Tauw Civiel en Bouw, 1995] zijn op basis van bovenstaande eisen en de daarop uitgevoerde studie als belangrijkste abiotische variabelen bij waterinlaat genoemd: chloriniteit, sulfaat, hardheid, geleidbaarheid, ionensamenstelling, zuurgraad, nutriënten (N en P), peilvariaties, dimensies, stromings(richting en -grootte) en permanentie (droogvallen). Voor

de variabele "dimensies" kunnen geen Responsiefuncties opgesteld worden, doordat veranderingen in deze variabele namelijk kan leiden tot een overgang van (sub)watertype. De dimensies zijn echter wel belangrijk omdat als gevolg van inlaat watergangen aangepast kunnen worden teneinde de aan- of afvoercapaciteit te vergroten. Belangrijk bij de voorselectie van de "mastervariabelen" waren de in het kader van NOV-10 uitgevoerde studies van Van Dijk [1995] en Steen [1995].

2.4.4 Synthese van de Responsiefuncties

Voor het opstellen van de Responsiefuncties voor de maatstaven van de watertypen is gebruik gemaakt van de basisgegevens die ten grondslag hebben gelegen aan de ontwikkeling van de verschillende STOWA-beoordelingssystemen [STOWA, 1992; 1993a; 1993b; 1994a; 1994b]. Fysische en chemische gegevens tot één maand voorafgaand aan de biologische bemonstering zijn gebruikt. Voor een uitgebreid overzicht van de Responsiefuncties en de synthese ervan wordt verwezen naar de in het kader van NOV-10 opgestelde achtergronddocumenten [Peeters & Gardeniers, 1995a; 1995b; 1995c]. De met behulp van de verschillende functies beschreven Responsies zijn een maat voor de te verwachten veranderingen die op zullen treden in het aquatisch ecosysteem, in de vorm van de biotische maatstaven, als gevolg van een gewijzigde inlaatsituatie. Bij de Responsiefuncties wordt dus niet gesproken over karakteristieken maar over maatstaven omdat de Responsie van groepen van indicatorsoorten (biotisch) op een abiotische variabele gebruikt wordt.

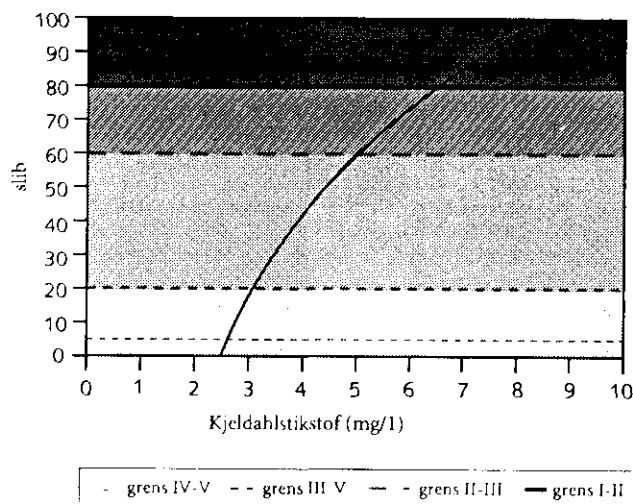
Nadere beschouwing van het STOWA-bestand leerde dat voor een aantal hoofd- en subtypen het aantal monsters zeer klein is. Hierbij wordt gedoeld op de subtypen "Brakke", "Licht-brakke" en "Zure Sloten" en de hoofdtypen "Meren & Plassen", "Kanalen" en "Zand-/Grind-en Kleigaten". Voor het opstellen van Responsiefuncties voor deze watertypen zijn de aantallen monsters te klein [Peeters & Gardeniers, 1995c].

In dit onderzoek zijn voor "Sloten" en "Stromende Wateren" voornoemde abiotische variabelen gekoppeld aan biotische maatstaven (indicatorsoorten). Het gaat steeds om maatstaven, dus groepen van indicatorsoorten, die volgens het betreffende STOWA-beoordelingssysteem gerelateerd zijn aan de desbetreffende variabele(n). In paragraaf 2.5 wordt een overzicht gegeven van de variabelen en de maatstaven waarvoor voldoende betrouwbare Responsiefuncties opgesteld zijn. Een variabele is in het overzicht opgenomen als voor minimaal één typologische variant een relatie is gevonden.

Bij inlaat van water gaat het veelal om relatief (kleine) verschillen tussen de samenstelling van het systeemeigen en ingelaten water. Deze kleine verschillen kunnen echter grote gevolgen hebben voor de levensgemeenschappen, zeker wanneer het gaat om situaties waarbij variabelen beperkend kunnen zijn. Bij het fitten van een curve wordt dan ook speciale aandacht besteed aan dat gedeelte van het traject waar de variabele als beperkend beschouwd mag worden. Dit betekent dat in sommige gevallen punten buiten dit traject weggelaten zijn

om een fit (met hogere R-waarde) door het belangrijkste deel te genereren. In veel gevallen gaat het bij het weglaten om punten die ook door andere factoren beïnvloed worden. De curven die gefit zijn, zijn gebaseerd op een benadering van gemiddelden zonder extremen. Voor nadere onderbouwing hiervan wordt verwezen naar Peeters & Gardeniers [1995a; 1995b; 1995c].

De Responsies zijn uitgedrukt in een lineaire, exponentiële, logaritmische of machtsfunctie. De keuze van de gehanteerde functie is afhankelijk van de met behulp van de kleinste kwadratenmethode gefitte lijn door de meetpunten, de hierbij gevonden R-waarde en achtergrondkennis (expert judgement). De R-waarde (correlatie-coëfficiënt) ligt tussen 0 en 1 en geeft weer hoe goed de curve door de punten gaat. Hoe hoger de R-waarde des te sterker het verband tussen de curve en de punten. De uiteindelijke vorm van de gefitte curve is afhankelijk van de gekozen functie. De keuze voor de functie, op basis waarvan de lijn gefit wordt, is mede afhankelijk van wat volgens ecologische wetmatigheden als Responsie verwacht mag worden. Zo is bij een te verwachten logaritmisch verband geen lineaire functie gekozen om de curve te fitten, ook al levert de lineaire fit een hogere R-waarde. Wanneer niet bekend is welk verband verwacht mag worden, wordt die functie gehanteerd die de hoogste R-waarde oplevert [Peeters & Gardeniers, 1995a]. Een voorbeeld van een opgestelde Responsiefunctie is gegeven in figuur 2.3.

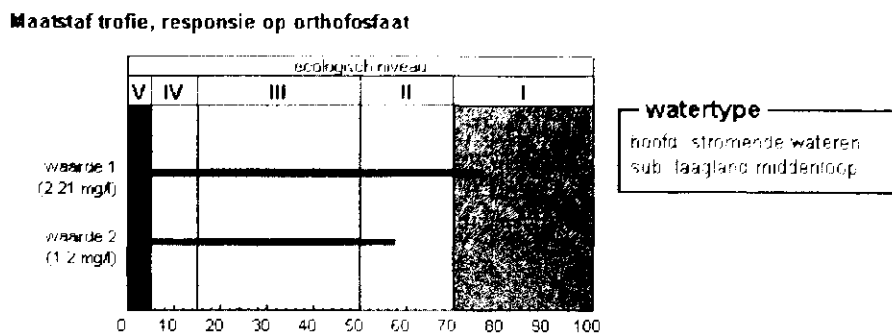


Figuur 2.3 De Responsiefunctie van de maatstaf "slib-indicatoren" op Kjeldahl-stikstof voor middenlopen van laaglandbeken [naar Peeters & Gardeniers, 1995b]. De romeinse cijfers geven de ecologische niveaus aan (V = hoogste, I = beneden laagste).

Met de functies berekende waarden < 0% of > 100% zijn gelijk te stellen aan respectievelijk 0% of 100% en het hierbij behorende ecologische laagste niveau (I) of het hoogste ecologische niveau (V). Dit laatste is afhankelijk van de Responsiefunctie (ligging van de

klassegrenzen). Dit verdient nadere toelichting: een (fictieve) meetwaarde van Kjeldahl-stikstof van 1 mg/l geeft volgens de Responsiefunctie "slib-indicatoren" een Responsie $< 0\%$. De werkelijke Responsie kan echter nooit $< 0\%$ zijn, zodat in de praktijk de Responsiefuncties vanaf de Responsiewaarden 0% en 100% horizontaal lopen. Dat wil zeggen dat Responsies $< 0\%$ wel berekend kunnen worden, maar dat de Responsie in dat gebied gelijk aan 0 is. Dit geldt ook voor berekende Responsies $> 100\%$; deze zijn gelijk aan een Responsie van 100% . Figuur 2.3 geeft ter illustratie de Responsiefunctie voor Kjeldahlstikstof voor een middenloop in een laaglandbeek. Uit de figuur blijkt dat een gehalte van N-Kjeldahl > 8 mg/l een berekende score oplevert $> 100\%$, maar de Responsie is daar dus gelijk aan 100% .

Met behulp van de Responsiefuncties is nu per variabele een Responsie te berekenen voor verschillende waarden van die variabele. Deze Responsies worden op onderstaande wijze gepresenteerd (figuur 2.4).



Figuur 2.4 De Responsies van de maatstaf "trofie-indicatoren" op twee verschillende waarden van ortho-fosfaat voor middenlopen van laaglandbeken [naar Peeters & Gardeniers, 1995b].

Voor welke maatstaven, variabelen en watertypen Responsiefuncties opgesteld zijn wordt in paragraaf 2.5 nader toegelicht.

2.5 Responsies

De resultaten van de analyses zijn in tabel 2.1 en 2.2 weergegeven. De Responsies van alleen maatstaven (biotisch) en variabelen die onderling gecorreleerd zijn, worden gegeven. In bijlage B worden de functies met bijbehorende variabelen en de R-waarde in tabelvorm per maatstaf weergegeven. Het aantal gevonden Responsiefuncties voor de watertypen "Stromende Wateren" en "Sloten" staan per variabele vermeld in de tabellen 2.3 en 2.4. Een belangrijk aspect bij de STOWA-beoordelingen en de Responsies is dat bij de STOWA-beoordelingen het eindresultaat gepresenteerd wordt voor een aantal kenmerken,

bijvoorbeeld TROFIE. De Responsies vormen de reactie van de biotiek (indicatoren) op veranderingen in fysische en/of chemische variabelen, en zijn daarmee een uitdrukking op maatstaf-niveau. Uit praktisch oogpunt zijn de Responsies steeds zo kort mogelijk benoemd, met andere woorden indien de Responsiefunctie van ortho-fosfaat op TROFIE aangegeven is, dan is de Responsie van de macrofyten of diatomeeën die trofie indiceren bedoeld, dus de trofie-maatstaf-diatomeeën of de trofie-maatstaf-macrofyten.

Tabel 2.1 *Overzicht van de (biotische) maatstaven en de eraan gerelateerde abiotische variabelen waarvan Responsies voor het watertype "Sloten" zijn opgesteld [Peeters & Gardeniers, 1995a].*

MAATSTAF (BIOTISCHE INDICATOREN)	VARIABELEN
trofie	orthofosfaat totaalfosfaat bicarbonaat
saprobie	ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof geleidbaarheid
brakkarakter	chloride geleidbaarheid
zuurkarakter	calcium zuurgraad
waterchemie	% aandeel bicarbonaat % aandeel chloride % aandeel sulfaat
variant-eigen karakter	calcium chloride geleidbaarheid zuurgraad ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof orthofosfaat totaalfosfaat peilfluctuaties permanentie

Tabel 2.2 *Overzicht van de biotische maatstaven en de eraan gerelateerde abiotische variabelen waarvan Responsies voor het watertype "Stromende Wateren" zijn opgesteld [Peeters & Gardeniers, 1995b].*

MAATSTAF (BIOTISCHE INDICATOREN)	VARIABLEN
stroming	stroomsnelheid peilfluctuatie permanentie
saprobie	biologisch zuurstofverbruik geleidbaarheid ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof
trofie	orthofosfaat totaalfosfaat
zand	stroomsnelheid
plant	orthofosfaat totaalfosfaat
slib	biologisch zuurstofverbruik ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof
knipper	ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof
vergaarder	biologisch zuurstofverbruik ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof
variant-eigen karakter	bicarbonaat calcium chloride geleidbaarheid ammoniumstikstof Kjeldahlstikstof orthofosfaat totaalfosfaat stroomsnelheid peilfluctuaties permanentie

Tabel 2.3 *Het aantal Responsiefuncties per variabele per subwatertype voor "Stromende Wateren". Laag staat voor de Laaglandserie, Heuvel staat voor de heuvelandserie.*

VARIABELE	BOVENLOOP		MIDDENLOOP		BENEDENLOOP	
	LAAG	HEUVEL	LAAG	HEUVEL	LAAG	HEUVEL
stroomsnelheid	2	3	2	2	2	2
peilfluctuaties	2	-	-	-	-	-
orthofosfaat	3	2	3	2	2	2
totaalfosfaat	3	2	2	2	2	1
BZV	3	3	3	3	2	3
geleidbaarheid (EGV)	2	2	2	2	2	-
ammoniumstikstof	5	5	4	5	3	5
Kjeldahlstikstof	5	5	4	4	3	3
chloride	1	1	1	1	1	-
calcium	1	-	1	-	-	-
bicarbonaat	1	-	-	-	-	-
Totaal	28	23	22	21	17	16

 Tabel 2.4 *Het aantal Responsiefuncties per variabele per subwatertype voor "Sloten".*

VARIABELE	ZAND	KLEI	VEEN	ZUUR	LICHT-BRAK	BRAK
orthofosfaat	3	2	3	-	2	-
totaalfosfaat	3	3	3	-	2	-
bicarbonaat	1	-	-	-	-	-
ammoniumstikstof	3	3	3	-	2	-
Kjeldahlstikstof	3	3	3	-	2	-
geleidbaarheid (EGV)	3	4	4	-	3	1
calcium	3	-	3	-	-	-
chloride	3	3	3	-	2	1
zuurgraad (pH)	1	-	1	-	-	-
peilfluctuatie	1	1	1	-	-	-
permanentie	1	1	1	-	-	-
% HCO ₃ /Cl/SO ₄	-	-	-	3	1	-
Totaal	25	20	25	3	14	2

In totaal zijn er voor "Stromende Wateren" 127 Responsiefuncties en voor "Sloten" 89 Responsiefuncties opgesteld. Voor "Stromende Wateren" en "Sloten" samen komt het aantal Responsiefuncties op 216. Per Responsiefunctie is aan te geven in welk ecologisch kwaliteitsniveau ("Stromende Wateren") of klasse ("Sloten") de berekende Responsiewaarde valt. Dit gebeurt aan de hand van de begrenzingswaarden zoals die voor de toetsingskaarten in de verschillende STOWA-beoordelingssystemen opgesteld zijn (kader).

Kader: voorbeeld van de maatlat/toetsingskaart voor "Zandsloten" [STOWA, 1993a]

Trofie macrofyten:

- score < 40: klasse 3
- 40 < score < 70: klasse 2
- score > 70: klasse 1

Trofie macrofauna:

- score < 8: klasse 3
- 8 < score < 68: klasse 2
- score > 68: klasse 1

Zuurstofhuishouding (BZV):

- < 7.5 mg/l: klasse 3
- 7.5 < BZV < 10.5: klasse 2
- > 10.5: klasse 1

Chloriniteit:

- 0 - 200 mg Cl/l: klasse 3
- 200 - 1000: klasse 2
- > 1000: klasse 1

Zuurgraad:

- pH > 7.5: klasse 1
- pH < 4: klasse 1
- 4 < pH < 5: klasse 2
- 6.5 < pH < 7.5: klasse 2
- 5 < pH < 6.5: klasse 3

2.6 Toepassing van de Responsiefuncties

De wijze van gebruik van de gevonden Responsiefuncties is vastgesteld in de uitgewerkte case(s) (bijlage C en D). Stapsgewijs komt het gebruik van de Responsiefuncties voor de risico-inschatting op de volgende werkwijze neer:

- bepaal/bereken de huidige abiotische toestand en de nieuwe abiotische toestand in geval van wel/niet of meer/minder inlaten;

- bepaal aan de hand van de huidige fysisch/chemische toestand de reactie van de aquatische levensgemeenschap hierop met behulp van gevonden Responsiefuncties voor "Sloten" en "Stromende Wateren" in de vorm van Responsies (in %);
- bepaal aan de hand van de nieuwe fysisch/chemische toestand de reactie van de aquatische levensgemeenschap hierop met behulp van gevonden Responsiefuncties voor "Sloten" en "Stromende Wateren" in de vorm van Responsies (in %);
- bepaal eveneens voor beide situaties de bijbehorende klassen ("Sloten") of ecologische niveaus ("Stromende Wateren");
- bepaal de verschillen tussen de Responsies in de huidige en toekomstige situatie, waarbij gekozen kan worden voor:
 1. een presentatie per Responsiefunctie (bijvoorbeeld de Responsie van de maatstaf Saprobie op Kjeldahlstikstof);
 2. een presentatie per maatstaf (bijvoorbeeld alle Responsiefuncties voor de maatstaf Variant Eigen Karakter);
 3. een presentatie per variabele (bijvoorbeeld alle Responsiefuncties voor de variabele chloride);
 4. een presentatie van alle Responsiefuncties (dus voor alle variabelen en voor alle maatstaf). De gemiddelde uitkomst hiervan wordt aangeduid als het risico.
- van de eerste 3 keuzemogelijkheden kunnen Responsiegrafieken gegenereerd worden, van de laatste keuzemogelijkheid kan een tabel en/of een risicodiagram gepresenteerd worden.

Nota bene: met behulp van de Responsiefuncties wordt geen nieuwe samenstelling van de aquatische levensgemeenschap voorspeld maar een reactie van de levensgemeenschap op een variabele op basis van correlatief onderzoek.

Naast de inschatting van het risico over het totaal geeft risico-bepaling per maatstaf of per variabele zicht op welke "eigenschap" van het aquatische systeem het sterkst bijdraagt aan het risico. Onderscheid is gemaakt in een positief en een negatief (gemiddeld) risico. Een positief risico (lees: gunstig voor de aquatische levensgemeenschap) treedt op indien de verschuiving optreedt richting de ideale situatie (hoogste ecologische niveau, V) en het risico heeft een negatief teken indien een (gemiddelde) verschuiving optreedt naar de meest ongunstige situatie (beneden laagste ecologische niveau, I).

Het risico wordt aldus berekend:

- allereerst worden per variabele alle Responsiefuncties berekend die de betreffende variabele als input hebben (bijvoorbeeld ortho-P), dit om te voorkomen dat variabelen waarvoor een groot aantal responsiefuncties bepaald zijn een groter gewicht krijgen dan variabelen waarvoor minder Responsiefuncties bepaald zijn, maar die zeker niet minder belangrijk hoeven te zijn!;
- per variabele wordt de gemiddelde Responsie berekend, dit is het risico per variabele;
- het eindrisico is vervolgens het rekenkundig gemiddelde van de gemiddelde Responsiewaarde per variabele.

Op wat een risicodiagram is en hoe deze samengesteld is, wordt in paragraaf 2.7 nader ingegaan.

2.7 Risicodiagram

Allereerst was de opzet de Responsiefuncties toe te passen op analoge wijze aan het STOWA-beoordelingssysteem "Stromende Wateren". Dit wil zeggen dat per karakteristiek de maatstaf met het laagste ecologische niveau bepalend werd gesteld voor de kleurstelling in het ecologische profiel. Bezwaarlijk is dat een risico-inschatting op dezelfde wijze gepresenteerd zal worden als het gangbare beoordelingsprofiel, waardoor het lijkt alsof levensgemeenschappen voorspeld kunnen worden terwijl dat niet het geval is en bovendien ook nooit de bedoeling is geweest. Een ander bezwaar tegen het opstellen van een dergelijk beoordelingsprofiel is dat het risico niet tot uiting komt, alsmede de verantwoordelijke variabelen. De Responsiefuncties zijn niet bedoeld om de (veranderingen van de) levensgemeenschap te voorspellen. De Responsiefuncties hebben als doel een risico aan te geven als gevolg van inlaat van systeemvreemd water. Dit risico is gebaseerd op een beperkte dataset en kan dus nooit gebruikt worden om een alternatief profiel te construeren dat geassocieerd zal worden met het STOWA-beoordelingsprofiel. In werkelijkheid zijn veel meer factoren bepalend voor de kwaliteit van een ecosysteem. Door het opstellen van de voorgestelde Responsiediagrammen wordt de indruk gewekt dat de kwaliteitsniveaus uit de beoordelingssystemen te voorspellen zijn. Bovendien gaat de genuanceerdere informatie die de Responsiegrafieken geven verloren indien alleen de kwaliteitsniveaus bepaald worden.

Presentatie in de vorm van een of ander profiel heeft als groot voordeel dat het een eenvoudige weergave van de werkelijkheid is, die direct inzicht geeft over mogelijke risico's en de knelpunten (maatstaven die erg slecht scoren). Als gevolg van het inhoudelijke verschil tussen de bestaande STOWA-beoordelingsprofielen en profielen die gebaseerd zijn op de Responsiefuncties, dient het alternatieve profiel duidelijk af te wijken van het gangbare ecologische beoordelingsprofiel. Dit wordt bereikt door een duidelijke naamgeving en een afwijkende opzet/vormgeving te hanteren. Het gangbare profiel heet Ecologisch Beoordelingsprofiel. Het profiel dat opgesteld wordt op basis van de Responsiefuncties wordt Responsiediagram genoemd. Bij elke presentatie van profiel of diagram wordt deze aanduiding duidelijk meegegeven, ook in het RISYWA-computermodel (zie hoofdstuk 6).

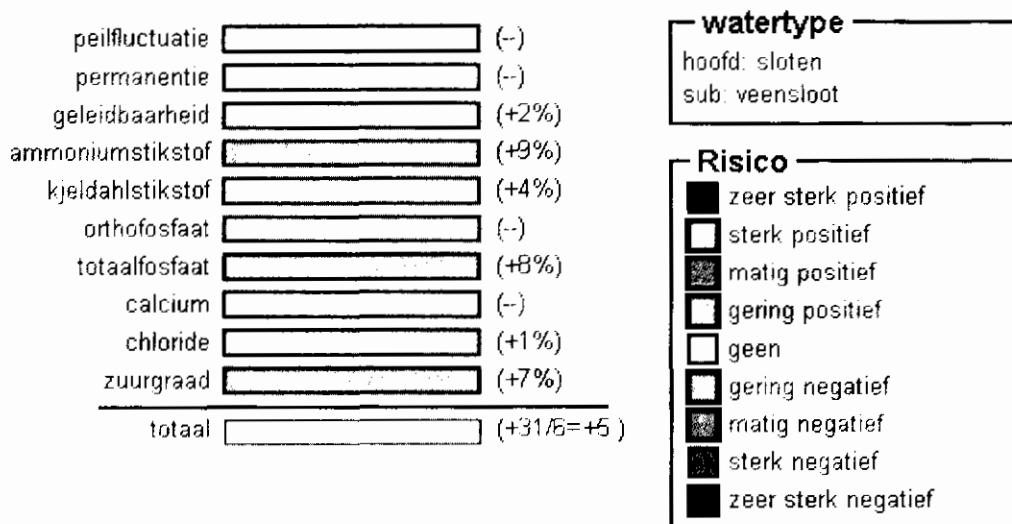
Zoals in paragraaf 2.6 is beschreven wordt per variabele (chloride, BZV, ortho-fosfaat etc.) een Responsieverschil berekend. Dit Responsieverschil is het gemiddelde verschil van de Responsiefuncties die de betreffende variabele als input hebben (zie ook de uitgewerkte case "Lollebeek", bijlage C). Het gemiddelde Responsieverschil per variabele bepaalt het uiteindelijke risico. Een zeer groot positief risico betekent dat de effecten op de aquatische levensgemeenschap tevens positief zijn, met andere woorden: bij een positief risico wordt de situatie voor de aquatische levensgemeenschap beter. De resultaten per variabele worden in een

risicodiagram weergegeven door middel van een kleurcodering. Hierbij wordt de in tabel 2.5 weergegeven kleurcodering toegepast.

Tabel 2.5 *Kleurcodering risicodiagram.*

RISICO-AANDUIDING	GEMIDDELD PERCENTAGF VARIABELE	KLEURCODERING
zeer groot (positief effect)	+75 tot + 100	DONKERBLAUW
groot (positief)	+51 tot +75	LICHTBLAUW
matig (positief)	+26 tot +50	DONKERGROEN
klein (positief)	+6 tot +25	LICHTGROEN
<hr/>		
geen risico	-5 tot +5	GEEL
<hr/>		
klein risico (negatief effect)	-6 tot -25	ORANJE
matig (negatief)	-26 tot -50	LICHTROOD
groot (negatief)	-51 tot -75	DONKERROOD
zeer groot (negatief)	-76 tot -100	ZWART
geen risico berekend	geen	WIT

Een voorbeeld van een risicodiagram voor "Stromende Wateren" is gegeven in figuur 2.5.



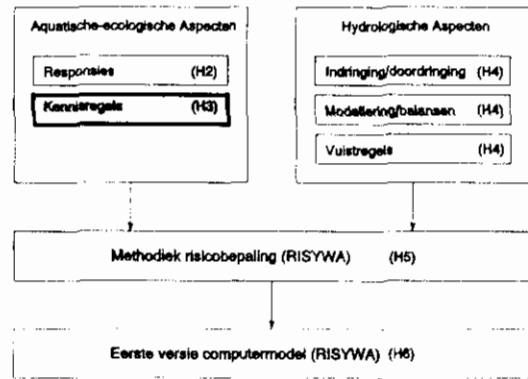
Figuur 2.5 *Fictief risicodiagram voor een Stromend-Watertype. Per variabele (links) is een gemiddeld Responsieverschil berekend (rechts, tussen "()") en onderin het risicodiagram is het uiteindelijke risico als rekenkundig gemiddelde van deze verschillen weergegeven.*

Het risicodiagram is een gecomprimeerde weergave van de tabel waarin de Responsies van alle maatstaven op alle variabelen weergegeven zijn, zoals bijvoorbeeld tabel C.22 uit de case "Lollebeek" (bijlage C). De berekende en in de tabel weergegeven Responsieverschillen (de risico's) worden per variabele gemiddeld. Deze gemiddelden worden in het Responsiediagram weergegeven.

3 KENNISREGELS VOOR AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

3.1 Inleiding

In zijn algemeenheid kunnen vuist- en kennisregels divers van vorm en opzet zijn. Voorbeelden van dergelijke regels zijn beslisbomen (dichotoom), faalbomen (kansen), matrixen en "Fuzzy Control"-achtige systemen. Regels kunnen graduele, klassegewijze, indicatieve of absolute uitkomsten geven. In dit onderzoek is de aandacht gericht op beslisbomen en regels zoals die uit literatuuronderzoek gevonden zijn.



Het doel van alle in het kader van NOV-10 opgestelde en verzamelde Vuist- en Kennisregels is het ondersteunen van de waterbeheerder in zijn beslissing wel of niet systeemvreemd water in te laten. Doelgroep is de waterbeheerder en zijn regio/beheerseenheid. Op deze schaal dienen de effecten van waterinlaat beschouwd te worden, zelfs per in het beheersgebied voorkomende watertype. Per watertype vindt een beoordeling plaats en het is uiteindelijk aan de beheerder om daar een eindoordeel betreffende de beslissing wel of niet inlaten uit af te leiden.

Onderscheid is gemaakt in regels voor aquatische systemen (dit hoofdstuk) en regels die de hydrologische aspecten van waterinlaat beschrijven (hoofdstuk 4). De regels voor aquatische systemen zijn òf een aanvulling op de Responsies, òf een vervanging ervan voor die watertypen waar geen Responsies voor zijn opgesteld. De hydrologische regels geven een mogelijkheid om invoer voor de Responsiefuncties te genereren.

De verzamelde regels voor dit onderzoek zijn een verzameling van Kennisregels en Vuistregels. Kennisregels zijn hierbij gedefinieerd als regels die gebaseerd zijn op direct waargenomen/gemeten verschijnselen. De op basis van literatuuronderzoek verzamelde regels over effecten van inlaat van systeemvreemd (rivier)water op aquatische ecosystemen worden in dit onderzoek Kennisregels genoemd. Hierbij is een waarschuwing op zijn plaats: de Kennisregels zijn met name opgesteld voor de risicobepaling van inlaat van oppervlaktewater; indien een ander soort water ingelaten wordt (bijvoorbeeld effluent), dan is het mogelijk dat de betreffende Kennisregel niet meer opgaat. Daarnaast dient opgemerkt te worden dat de risico-uitspraken per Kennisregel gebaseerd zijn op het effect van inlaat ten opzichte van een ongestoorde situatie, hetgeen in de praktijk meestal al niet meer het geval zal zijn.

Vuistregels worden omschreven als regels die een min of meer algemene uitspraak over een bepaalde situatie doen en die veelal zijn ontstaan uit ervaring. In dit onderzoek worden de

regels die de hydrologische aspecten behandelen aangeduid als Vuistregels (inclusief de menging van watertypen).

Het totaal aan Vuist- en Kennisregels is te karakteriseren als een "slimme kennismontage". De regels zijn zodanig opgesteld en in de methodiek ingebracht dat ze zelfs zonder het gebruik van modellen een eerste, indicatieve uitkomst kunnen geven. De regels kunnen grofschalig zijn (geldend voor alle watertypen) maar ook gedetailleerd (uitsluitend geldend voor het subwatertype brakke sloten). De gehele set van regels is te vergelijken met een handboek, zoals dat van de Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap, en vormt een onderdeel van het te ontwikkelen beslissingsondersteunend systeem. De regels kunnen betrekking hebben op een toestand, een maatregel of actie (bijvoorbeeld de inzet van middelen en/of modellen) en instructies of opdrachten (beheersadvies). Een volledig overzicht van de Kennisregels met bijbehorende literatuurverwijzingen is opgenomen in bijlage E.

Deze Kennisregels zijn gewaardeerd naar werkingssfeer en vervolgens geïmplementeerd in de RISYWA-methodiek (hoofdstuk 5) en het RISYWA-computermodel (hoofdstuk 6). Het belangrijkste doel van de Kennisregels is het aangeven van (globale) veranderingen in karakteristieke, ecologische grootheden of processen van het watertype als gevolg van waterinlaat. De Kennisregels kunnen ook grootheden of processen beschrijven die niet in de STOWA-beoordelingssystemen en de daarvan afgeleide Responsiefuncties zijn opgenomen. Met behulp van deze Kennisregels is het mogelijk om een eerste indicatie te verkrijgen van het risico dat een gewijzigde waterinlaat met zich meebrengt zonder de inzet van een zwaar modelinstrumentarium of de aanleg van een uitgebreid databestand om de Responsiefuncties mee te voeden.

Uit het voorgaande blijkt dat Kennisregels een aantal kenmerken bezitten:

- allereerst kan de strekking van de regels verschillend zijn:
 - algemeen geldende "wetmatigheden" of aandachtspunten;
 - hoofdwatertype-afhankelijke Kennisregels;
 - Kennisregels die specifiek betrekking hebben op een subwatertype.
- de inhoud van een Kennisregel kan wiskundig of textueel (attenderend) zijn.

3.2 Structuur van de Kennisregels

Belangrijk is om een logische structuur in het geheel van de Kennisregels aan te brengen. Een duidelijke structuur heeft als voordeel dat eenduidig is waar de betreffende regels betrekking op hebben en bovendien kunnen nieuwe regels relatief eenvoudig in de bestaande set ingebed worden.

Voor de Kennisregels is een structuur opgezet waarin allereerst een cijfercodering in watertypen aangebracht is. In deze cijfercodering geeft een 1-cijferige code aan of het een algeme-

ne, voor alle watertypen geldende, Kennisregel (0) of dat het een hoofdwatertype (1, 2, 3, 4 en 5) betreft. Twee- en driecijferige codes slaan op subwatertypen (tabel 3.1).

Tabel 3.1 *Watertypen, onderscheiden subtypen en bijbehorende codering. Het aantal asterixen (*) achter een cijfer geeft aan of nog een nadere onderverdeling mogelijk is (*) of dat een nog verdergaande onderverdeling bestaat (** of ***).*

WATERTYPE	SUBTYPE1	SUBTYPE2	
Alle Oppervlaktewateren	0		
Stromende Wateren	1** Laaglandserie	11* Laagland Bovenloop	111
		Laagland Middenloop	112
		Laagland Benedenloop	113
	Heuvellandserie	12* Heuvelland Bovenloop	121
		Heuvelland Middenloop	122
		Heuvelland Benedenloop	123
Sloten	2** Zoete Sloten	21* Zure Sloten	211
		Kleisloten	212
		Veensloten	213
		Zandsloten	214
	Lichtbrakke Sloten	22	
	Brakke Sloten	23	
Kanalen	3** Brakke Kanalen	31	
		Sterk Brakke Kanalen	32
	Zoete Kanalen	33* Kleikanaal	331
		Veenkanaal	332
Zandkanaal	333		
Meren en Plassen	4* Zachte Wateren	41	
		Duinplassen	42
		Laagveenplassen	43
		Overige (harde) Wateren	44
		Brakke Wateren	45
Zand-, Grind- en Kleigaten	5* Zuurgat	51	
		Brakgat	52
		Zoetgat	53

De Kennisregel is vervolgens middels de volgende kenmerken ("velden") duidelijk qua werkingssfeer en eenvoudig te traceren, danwel in te voeren:

- volgnummer (numeriek veld);
- karakter: formule (numeriek (N), wel indien gewenst met toelichting, bovendien is een INPUT vereist) of tekstueel (alfa-numeriek, (A));
- de strekking van de Kennisregel (werkingssfeer), dit kan ook aangegeven worden in een numeriek veld waarin per Kennisregel de watertypen of het watertype ingevoerd zijn waar de betreffende Kennisregel betrekking op heeft;
- literatuurverwijzing middels een identificatienummer (numeriek veld);
- paginanummer van de betreffende literatuurverwijzing (numeriek veld). Dit kenmerk is optioneel.

Een Kennisregel ziet er dan bijvoorbeeld als volgt uit:

[1;N;4*;4;43]

INPUT: pH

OUTPUT:

- indien $pH > 5.0$ → Het watertype is niet verzuurd: aanvoer van zuur water geeft een sterk effect indien de pH ongeveer 5 is en een matig effect indien de pH enkele eenheden hoger ligt;
- indien $4.0 < pH < 5.0$ → Het watertype is verzuurd;
- indien $pH < 4.0$ → Het watertype is ernstig verzuurd: aanvoer van zuur water zal geen (extra) effect teweeg brengen.

De aanduiding tussen '[']' heeft de volgende betekenis:

[**1**;N;4*;4;43] = de eerste Kennisregel (volgnummer 1);

[1;**N**;4*;4;43] = Kennisregel waar numerieke invoer (INPUT) voor vereist is om een uitvoer (OUTPUT) te genereren;

[1;N;**4***;4;43] = de Kennisregel heeft betrekking op alle typen Meren en Plassen;

[1;N;4*;**4**;43] = de Kennisregel is afkomstig uit literatuurnummer 4, hetgeen in dit geval STOWA-rapport 93-17 is (zie bijlage E);

[1;N;4*;4;**43**] = het tekstdeel waaruit de regel is afgeleid is te vinden op pagina 43.

Bij het opstarten van de risico-beoordeling van de watertypen waarvoor geen Responsies opgesteld zijn, zijn wellicht wel Kennisregels op te stellen die om een fysisch-chemische input vragen. Zo is bijvoorbeeld voor "Meren en Plassen" het chlorofyl-a gehalte in de huidige situatie en die in de nieuwe toestand van belang. Bij het gebruiken van deze Kennisregels voor risico-bepaling dient een overzicht met fysisch/chemische variabelen voor dat betreffende (sub) watertype voorhanden te zijn. In het RISYWA-computermodel zijn deze afzonderlijke rekenregels echter nog niet operationeel vanwege de complexe programmeringsstructuur die dit vereist. In het RISYWA-model worden deze "numerieke" Kennisregels vooralsnog als tekstregels gepresenteerd. Wellicht zal bij het omzetten van de kennis naar een operationele versie van het computermodel bij het toepassen van de Kennisregels verzocht worden de benodigde gegevens aan te leveren middels een bestand of middels handmatige invoer (huidige en nieuwe situatie).

3.3 Voorbeelden van Kennisregels

Onder andere voor het watertype Meren en Plassen zijn een aantal Kennisregels gevonden. De hier genoemde Kennisregels zijn gebaseerd op het STOWA-rapport 93-17 "Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Meren en Plassen. Wetenschappelijke verantwoording" [1993].

De volgende passage in dit rapport: "Het type zachte, zwak/niet gebufferde wateren zijn erg gevoelig voor de inlaat van hard water. Wateren in laagveengebieden zijn ook erg gevoelig voor inlaatwater, met name als het water rijk is aan CO₃, SO₄ en Cl (pagina 3)", is te vertalen naar de volgende Kennisregel:

[2;A;41/42/43;4;3]

OUTPUT:

De watertypen Zachte Wateren, Duinplassen en Laagveenplassen zijn erg gevoelig voor (bi)carbonaat-, sulfaat- en chloriderijk inlaatwater. Inlaat van dergelijk water zal een sterk tot zeer sterk negatief effect teweeg brengen!

Andere voorbeelden van Kennisregels zijn:

[3;A;4*;4;24]

OUTPUT:

Let op: de sterkst bepalende fysische en chemische variabelen voor de aquatische levensgemeenschappen in Meren en Plassen zijn: oppervlakte, gemiddelde diepte, doorzicht, ortho-P, totaal-P, nitraat + nitriet, totaal-N en chlorofyl-a.

[4;N;4*;4;36]

INPUT: ortho-fosfaatconcentratie (mg/l)

OUTPUT:

- als de ortho-P < 0,03 mg/l dan is fosfaat limiterend: aanvoer van ortho-fosfaat zal matige, sterke of zelfs zeer sterke effecten hebben;
- als ortho-P > 0,03 dan is fosfaat naar verwachting niet limiterend: aanvoer van ortho-fosfaat zal geen effect hebben.

[6;A;4*;4;39]

OUTPUT:

Mogelijke N-limitatie treedt op indien de mediane waarden van nitraat, nitriet en NH₄-N kleiner, of gelijk, zijn aan de detectiegrens (0,6 of 1,2 mg/l): aanvoer van NH₄ zal een (zeer) sterk effect hebben.

[10;N;4*;4;]

INPUT: zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte ($\mu\text{g/l}$)

OUTPUT:

- indien chl-a ≤ 25 → het hoogste ecologisch niveau (V);
- indien chl-a 25-50 → het middelste ecologische niveau (III);
- indien chl-a 50-150 → het laagste ecologische niveau (II);
- indien chl-a > 150 → beneden laagste ecologische niveau (I).

Uit de totale set van Kennisregels, waarvan hierboven slechts een willekeurig deel is weergegeven, is uiteindelijk een lijst met benodigde fysische en chemische gegevens op te stellen die nodig zijn om een zo volledig mogelijk beeld te kunnen geven van het risico van inlaat bij een watertype. Voor "Meren en Plassen" omvat deze lijst:

- zomergemiddelde chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$);
- chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$);
- achtergronddoorzicht (m);
- totaal-N (mg/l);
- totaal-P (mg/l);
- ortho-P (mg/l);
- pH.

3.4 Vertaling van Kennisregeluitkomsten naar uniforme waardering

Met behulp van de opzet zoals beschreven in de vorige paragraaf is het mogelijk een systematisch bestand op te zetten waarin watertype-afhankelijke Kennisregels zijn opgenomen. Een volgende stap is het beschrijven van de Kennisregel-uitkomsten in een uniforme, onderling corresponderende waardering. Deze waardering dient voor een integrale afweging overeen te komen met de wijze waarop de berekende Responsieverschuiving beoordeeld wordt (hoofdstuk 2). Dit betekent dat de waterbeheerder bij de Kennisregels een output krijgt waarbij de effectinschatting verwoord wordt in de volgende termen:

- geen effect (waarde 0);
- gering effect (waarde 1);
- matig effect (waarde 2);
- sterk effect (waarde 3);
- zeer sterk effect (waarde 4).

Naast de sterkte van het effect is een aanduiding van de richting van het effect (positief of negatief) gegeven, vergelijk tabel 2.5 uit hoofdstuk 2.

3.5 Onvolkomenheden bij het gebruik van de Kennisregels

De in de vorige paragrafen en hoofdstuk 2 (Responsies) beschreven aanpak leidt tot eenzelfde risico-aanduiding met behulp van Responsies en/of met Kennisregels.

Elke aanpak heeft zijn onvolkomenheden. Wellicht de belangrijkste in dit onderzoek is dat de mate van effect afhangt van de kwaliteit van het ingelaten water en de kwaliteit van het ontvangende watersysteem. In de voorgestelde methodiek is dit kwaliteitsverschil niet expliciet in de effectaanduiding van de Kennisregels terug te vinden.

Het optredende kwaliteitsverschil tussen inlaatwater en systeemeigen water wordt in ieder geval wel expliciet meegenomen in de Responsiebepalingen. Bij het bepalen van het risico op basis van Responsies moet namelijk een systeemeigen- en systeemvreemde waterkwaliteit gedefinieerd worden. Hierbij kunnen allereerst een aantal basiskwaliteiten voor karakteristieke systeemvreemde waterkwaliteiten onderscheiden worden, zoals:

- Rijnwater;
- Maaswater;
- IJsselmeerwater;
- IJsselwater;
- Markermeerwater.

De eerste drie zijn in ieder geval dermate afwijkend [o.a. Zwolsman, 1996] dat een onderverdeling hier op zijn plaats lijkt. Een aantal van deze watertypen (Rijn en Maas) zijn in het RISYWA-computermodel (zie hoofdstuk 6) opgenomen. Aandachtspunt hierbij is nog dat water veelal niet direct vanuit de grote rivieren ingelaten wordt, maar indirect via een omweg zoals een boezem. Hierdoor treden reeds veranderingen in de chemische eigenschappen van het inlaatwater op.

Behalve de kwaliteit van het inlaatwater is ook de kwaliteit van het systeemeigen water sterk van invloed op het effect op het ecosysteem. Hoewel het subwatertype (bijvoorbeeld kleisloot, zandsloot) op dit moment wel meegenomen wordt bij de Responsiebepaling en de Kennisregelselectie, zegt dit uiteindelijk weinig tot niets over mogelijke eutrofiëring, saprobiëring en/of de aanwezigheid van toxische of andere milieuhygiënisch bezwaarlijke stoffen. Dit onderzoek laat deze factoren buiten beschouwing, zij het dat wat eutrofiëring en saprobiëring betreft het toepassen van een STOWA-beoordeling (EBEOSLO, EBEOSWA, EBEOKAN, EBEOGAT of ECOMEER) wel de nodige informatie verschaffen. Een uitbreiding van de methodiek met bijvoorbeeld ecotoxicologische informatie zou in de toekomst plaats kunnen vinden.

Naast het praktische probleem van wisselende kwaliteitsverschillen speelt ook nog een theoretisch probleem: een aantal uit literatuur gevonden Kennisregels geven niet alleen een verschil in de mate van effect, maar een aantal regels geven zelfs een tegenovergesteld effect (positief tegenover negatief). Een duidelijk voorbeeld hiervan zijn de Kennisregels 125 en 126:

- regel 125: door destructie van waterplanten als gevolg van waterinlaat verandert de concurrentiepositie van aal, blankvoorn en baars in negatieve zin ten opzichte van brasem;
- regel 126: waterinlaat is niet van wezenlijke invloed op de omvang en samenstelling van de visstand.

Doel van dit onderzoek was niet de bestaande literatuur te evalueren, dus zijn beide regels opgenomen in de Kennisregelset.

3.6 Vertaling van Kennisregels en Responsies in eindwaardering

Om de Kennisregels operationeel te maken zijn drie stappen doorlopen:

- 1 Per (sub)watertype kan direct een set van regels uit het hele bestand aangemaakt worden op basis van het bij de betreffende Kennisregel aangegeven watertype(n). Vervolgens is per Kennisregel de mate van effect aangegeven. Tauw heeft dit teruggekoppeld met de Landbouwniversiteit Wageningen. Het effect van een regel wordt cijfermatig uitgedrukt op een schaal van 0 (geen) tot 4 (zeer groot), inclusief het teken "+" of "-" voor respectievelijk positieve of negatieve effecten. Duidelijk mag zijn dat de mate van effect ook afhangt van de mate van verstoring waarin het watertype in de uitgangstoestand in verkeert, maar om een werkbaar computermodel te kunnen maken is hier vooralsnog geen nadere aandacht aan besteed;
- 2 Naast het toekennen van een cijferwaardering aan de mate van effect is een gewicht toegekend aan de invloed(sfeer) van de Kennisregel: hiervoor is een set van defaultwaarden aangemaakt. Deze waarden lopen van 1 t/m 4 (deze schaal heeft als voordeel dat geen "gemiddelde" gekozen kan worden, zoals bij een schaal van 1 t/m 5). Bij de gewichttoekenning is het teken niet van belang! Reden voor deze gewichttoekenning is dat bepaalde Kennisregels voor het gehele ecosysteemtype opgaan en andere Kennisregels "slechts" voor een component ervan (bijvoorbeeld de effecten op een specifieke soort);
- 3 Naast de gewichttoekenning aan de Kennisregels zijn een aantal regels als VETO-regels aangemerkt. Met VETO-regels worden Kennisregels bedoeld die feitelijk de verdere gang van zaken, dus de risico-inschatting, overbodig maken doordat ze ondubbelzinnig zijn, zoals: "inlaat in geïsoleerde wateren mag nooit plaatsvinden". Deze regels "over-rulen" alle andere. Deze regels zijn in het databestand aangeduid door een VETO-veld aan te maken met defaultinstellingen (logisch veld; T = TRUE = wél VETO-regel, F = FALSE = geen VETO-regel) die ook door de gebruiker aangepast kunnen worden (en onder een andere naam bewaard kan worden) zodat deze per doelstelling (gebiedsafhankelijk) meer of minder VETO's in kan stellen.

Door uitvoering van het bovenstaande, is het gebruik van de Kennisregels als volgt:

- in de RISYWA-methodiek worden de Kennisregels per (geselecteerd) watertype gegroepeerd in een set Kennisregels met negatieve effecten en een set met positieve effecten;
- de verschillende effecten worden vermenigvuldigd met het gewicht;

- voor alle positieve regels wordt het gemiddelde effect berekend en voor alle negatieve regels ook (zie kader voorbeeldberekening). Deze gemiddelde effectwaarden komen, onder vermelding van het aantal positieve en het aantal negatieve regels, terug in het eindrisicoscherm.

Kader: voorbeeldberekening				
Kennisregelnr.	VETO:	effect:	gewicht:	waarde:
1	T	-4	1	-4
12	F	-1	2	-2
3	F	-1	3	-3
		som:	6	-9
<hr/>				
9	F	+2	4	+8
23	F	+1	2	+2
		som:	6	+10
<p>Het gemiddeld gewogen negatieve effect is $-9/6$; Het gemiddeld gewogen positieve effect is $+10/6$; Er is één VETO-regel, namelijk regel 1.</p>				

In de RISYWA-methodiek is het mogelijk een risico-bepaling op verschillende manieren uit te voeren:

- risico op basis van alleen de Responsie-uitkomsten;
- risico op basis van alleen de Kennisregels, met daarbij de mogelijkheid om gewichten toe te kennen. Dit laatste stelt de gebruiker in staat bepaalde regels een ander gewicht toe te kennen dan volgens de standaard-instelling. Vervolgens vindt een berekening plaats zoals weergegeven in bovenstaande kader, met als belangrijkste kentallen:
 - de gewogen gemiddelde waarde van de positieve Kennisregels;
 - de gewogen gemiddelde waarde van de negatieve Kennisregels;
 - aanduiding of er wel/geen (aantal) VETO-regels aangetroffen zijn.

De gebruiker van het RISYWA-model heeft de volgende keuzemogelijkheid: VETO-regels accepteren? JA/NEE. Indien voor "JA" gekozen wordt, bepaalt de uitkomst van de VETO-regel het eindrisico en worden alle overige berekeningen "over-ruled". Indien "NEE" gekozen wordt, wordt de berekening voortgezet, waarbij de VETO-regels wel het maximale gewicht (4) toegekend krijgen;
- risico op basis van Responsies én Kennisregels. In dit geval wordt voor de Responsies en de Kennisregels apart een risicoklasse bepaald. Het gemiddelde hiervan bepaald het eindrisico. De VETO-regel(s) worden tevens gepresenteerd.

De Kennisregels zijn weergegeven met gewicht en VETO-aanduiding in bijlage E.

Een voorbeeld van een eindrisico-berekening op basis van Responsies en Kennisregels is in onderstaande kader gepresenteerd.

Kader: voorbeeld eindrisicobepaling op basis van Responsies en Kennisregels

Hoofdwatertype : sloten
Subwatertype : veensloot
Uitgangssituatie : C:\EIGEN18.DBF
Alternatieve situatie : C:\NLAAT18.DBF

Risico op basis van Responsies

Maximum waarde Responsies : +28
Minimum waarde Responsies : +3
Gemiddelde waarde Responsies : +5
Risicoklasse : "geen risico (0)"
Gebruikte aantal Responsiefuncties : 17 van de 28

Risico op basis van Kennisregels

Aantal positieve Kennisregels : 11 , gemiddelde waarde: +5 (59/11)
Aantal negatieve Kennisregels : 78 , gemiddelde waarde: -7 (-531/78)
Risicoklasse : "matig negatief risico (-2)"
Aantal VETO-regels : 7

Eindrisico

Responsies : $0 * 1 = 0$
Kennisregels : $-2 * 1 = -2$
Uitkomst : $-2/2 = -1$, "gering negatief risico"

VETO-Kennisregels

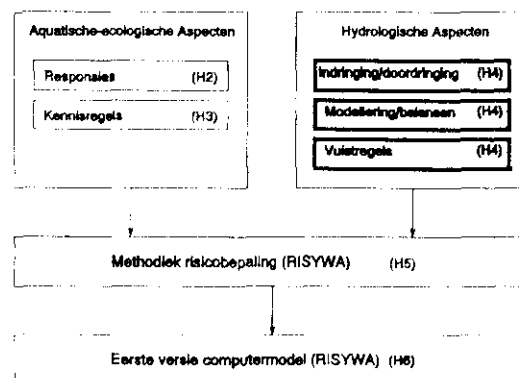
Inlaat van kalkrijk, systeemvreemd water ter compensatie van kwelwater is desastreus voor trilveenmoerasen, rietvenen en blauwgraslanden.

In zure vennen, die iedere zomer droogvallen, dient geen water ingelaten te worden. Het periodiek droogvallen van zure vennen heeft een geringer effect op vennen die van nature af en toe droogvallen dan waterinlaat.

4 HYDROLOGISCHE ASPECTEN VAN WATERINLAAT

4.1 Inleiding

Slechts weinig is bekend over de invloed van systeemvreemd water op de standplaatsfactoren van terrestrische natuur door indringing in de bodem en de wijze waarop ter plaatse de waterhuishouding in de wortelzone in kwantitatieve en kwalitatieve zin kan veranderen. Ook is meer inzicht gewenst in de mate waarin systeemvreemd water via het lokale ont- en afwateringssysteem tot het hart van een inlaatgebied doordringt.



Via een stelsel van waterlopen staat een gebied in contact met het ingelaten systeemvreemde water. De standplaatsfactoren van terrestrische natuur kunnen door infiltratie van oppervlaktewater vanuit de waterlopen worden beïnvloed. Daarnaast is het bijvoorbeeld mogelijk dat wateraanvoer en peilveranderingen in een gebied met als hoofdfunctie landbouw ten gevolge van dit mechanisme effecten hebben voor een lokaal aanwezig natuurgebied. Van belang is te weten op welke wijze waardevolle natuurgebieden binnen dergelijke landbouwgebieden het beste hydrologisch afgeschermd kunnen worden.

Dit hoofdstuk beschouwt de hydrologische aspecten van waterinlaat. Onder hydrologische aspecten worden processen als indringing (hoe diep dringt systeemvreemd water in de bodem), doordringing (hoe ver dringt systeemvreemd water via het waterlopenstelsel het gebied in) en mengingsaspecten (propstroming of volledige menging van systeemvreemd en -eigen water) verstaan.

4.2 Werkwijze en instrumenten

De hydrologische aspecten van waterinlaat, zoals beschreven in dit hoofdstuk, zijn het totaalresultaat van:

- de methodiek-ontwikkeling bij toepassing van de cases (bijlage C en D): opstellen van waterbalansen, het genereren van input voor toepassing van de Responsies en de Kennisregels;
- het modelonderzoek zoals dat door RIZA in het kader van NOV-10 is uitgevoerd (zie bijlagen C en D en de achtergronddocumenten);
- de deelstudie naar indringing en doordringing [Hoogendoorn et al., 1996];
- literatuurstudie.

De hydrologische aspecten zijn zoveel mogelijk vertaald in praktisch toepasbare Vuistregels. Deze hydrologische Vuistregels moeten de waterbeheerder in staat stellen:

- het inlaatgebied te typeren;
- de opgestelde Responsiefuncties toe te kunnen passen door het genereren van benodigde input. De relatie met de Responsies is gelegen in het bepalen/schatten van de waarden van een of meerdere variabelen die voor het toepassen van de Responsies nodig zijn;
- een eenvoudige water- en stoffenbalansen op te stellen;
- het aandeel systeemvreemd water in het betreffende watertype te bepalen;
- een indruk te krijgen van de verspreiding van systeemvreemd water door een aantal belangrijke variabelen in te schatten die de mate van indringing en doordringing beschrijven;
- modelgebruik tot op zekere hoogte te kunnen ondervangen.

In zijn essentie leveren de Vuistregels dus enerzijds invoer voor de Responsiefuncties en te gebruiken modellen (input-genererende regels). Anderzijds ondervangen Vuistregels juist het gebruik van modellen en Responsies (output-genererende regels).

De te verwachten indirecte effecten van de indringing van systeemvreemd water op de abiotische standplaatscondities en voor de terrestrische natuur (kwetsbaarheid) zijn in deze studie niet uitgewerkt. De volgende aspecten zijn derhalve niet meegenomen:

- abiotische effectonderzoek: maatgevende processen, wijze van beïnvloeding masterfactoren, mate van reversibiliteit;
- biotische effectonderzoek: beïnvloeding oevervegetatie/terrestrische natuur.

Om water- en stoffenbalansen op te stellen en hydrologische effecten nader te kunnen beschrijven zijn meerdere instrumenten aan te grijpen, afhankelijk van de gebiedskenmerken waar de gegevens voor bepaald moeten worden en de gewenste mate van detaillering. Van globaal naar complex zijn als instrumenten beschikbaar: hydrologische Vuistregels, waterbalans, hydraulisch model, geohydrologisch model, integraal model (combinatie van een hydraulische en geohydrologische modelcode). De genoemde instrumenten zijn niet even goed toepasbaar in elke hydrologische situatie. Modellen dienen ingeschakeld te worden als niet met (eenvoudige) Vuistregels/beslisregels volstaan kan worden of indien gedetailleerde gegevens gewenst worden. Verwacht wordt dat met betrekking tot kwantitatieve uitspraken (waterdiepte, stroomsnelheid) veelal volstaan kan worden met Vuistregels en eenvoudige berekeningen. Voor meer kwalitatieve uitspraken zijn modelberekeningen nodig, met name in systemen waar concentratie-veranderingen meer het gevolg zijn van omzettingsprocessen dan van transport van water. De keuze van het model is onder andere afhankelijk van het proces of de variabele die gesimuleerd moet worden, de benodigde invoer en de eisen die aan de uitvoer worden gesteld. Daarnaast spelen zaken als betrouwbaarheid, nauwkeurigheid en werkbaarheid een rol. De modellen moeten niet als starre onderdelen beschouwd worden maar moeten eenvoudig vervangen kunnen worden door verbeterde of nieuwe modellen of Vuistregels die als gevolg van voortschrijdende inzichten in water- en bodemchemie de modellen kunnen vervangen.

4.3 Water- en stoffenbalansen

4.3.1 Inleiding

Het aantal processen dat zich in het water, de waterbodem, de oevers en het aanliggende grondgebied afspeelt is talrijk. Een groot aantal van deze processen is tevens dermate complex dat nog geen volledig inzicht bestaat in het verloop van dergelijke processen (bijvoorbeeld mobilisatie en immobilisatie N en P, onder andere in relatie tot Fe-complexen). Extra complicerende factor is het tijdsaspect: processen treden niet gedurende het gehele jaar op maar vertonen temporele cycli hetgeen veelal samenhangt met microbiële activiteit. Een voorbeeld van een temporele cyclus: met het stijgen van de nutriëntenbelasting door inlaat van water in de zomer nemen de epifyten toe in aantal, nemen de makrofyten af en fytoplankton gaat domineren (proces: externe eutrofiëring). Dit proces kan zich binnen een seizoen afspelen, maar het kan ook zo langzaam gaan dat de hogere waterplanten zich weer vermenigvuldigd hebben voordat er productiebeperkingen optreden. Of het voorgaande ook werkelijk optreedt is mede afhankelijk van de trofie (mesotroof, natuurlijk eutroof, cultureel eutroof) en het (water)beheer van het watertype.

Naast kwalitatieve beïnvloeding door het optreden of versterken van bepaalde processen die leiden tot chemische veranderingen, is in watersystemen ook sprake van temporele variatie. De variatie in kwaliteit, ook in het inlaatwater, maken dat het kwaliteitsverschil tussen systeemeigen en -vreemd water niet altijd even duidelijk is. Bij een studie in de polder Groot-Wilnis-Vinkeveen, waar inlaat vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal plaatsvindt, bleek dat de grote concentratieverschillen in de waterlopen met name in de zomerperiode optreden. De concentratiegradiënten nivelleren in de winterperiode [Roelofs, 1989].

Behalve directe kwalitatieve beïnvloeding van het water door inlaat, zijn ook situaties denkbaar waarin met name het kwantitatieve effect van inlaat noodzaakt tot een aanpassing van de balansposten. Bijvoorbeeld de effecten van waterinlaat in poldergebieden worden met name veroorzaakt door het geringe stijghoogte verschil tussen diep en ondiep grondwater en oppervlaktewater dat de kwel in sloten, petgaten en trilvenen veroorzaakt. Door de extra waterinlaat wordt het slootpeil vaak hoger dan normaal in de zomer, waardoor de kwel wegvalt. De waterhuishouding van het trilveen raakt hierdoor uit balans, omdat de evapotranspiratie niet meer wordt gecompenseerd door kwel [Stichting Natuur & Milieu, 1989].

In de volgende paragrafen worden handreikingen gedaan om in een gebied de systeemeigen waterkwaliteit te kunnen inschatten met als doel waterkwaliteitsveranderingen als gevolg van een gewijzigde inlaat te kunnen verkrijgen en dus input voor de Responsies te genereren.

Uit bovenstaande blijkt het belang om een juiste waterkwaliteit voor het systeemeigen en -vreemde water in te kunnen schatten. Een methodiek om snel en in wisselende abiotische omstandigheden de systeemeigen oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen inschatten is in het

kader van dit project gewenst. De volgende paragrafen geven voor de bepaling van deze waterkwaliteiten een aantal handvatten.

4.3.2 Vuistregels voor balansonderzoek

Vuistregels vormen een eenvoudige wijze van inschatting van onbekende waterkwaliteiten. In bijlage H staan de Vuistregels zoals die bij de toepassing van de beide cases (bijlage C en D) tot stand gekomen zijn. Opgemerkt dient te worden dat dit geen onuitputtende reeks van Vuistregels is.

De Vuistregels geven aan hoe de waterkwaliteit in een gebied ingeschat kan worden bij verschillende situaties, zoals in het geval van stoppen van inlaat of in de zomerperiode. Een voorbeeld van zo'n Vuistregel is: "in de zomer zal bij inlaat de waterkwaliteit gelijk zijn aan de samenstelling van het Maas-, Rijn- of IJsselmeerwater indien het in te laten water een korte weg afgelegd heeft".

Getracht is tevens aan te geven op welke manier de hydrologische situatie deze waterkwaliteit beïnvloeden: kwel, intermediair, infiltratie. Hiervoor geeft ook de studie naar doorindringing van systeemvreemd water [Hoogendoorn et al., 1996] aanknopingspunten (zie ook paragrafen 4.5 en 4.6). Tenslotte geven een aantal Vuistregels aanknopingspunten voor de bepaling van de waterkwaliteit indien geen meetgegevens voorhanden zijn.

4.3.3 Schatting systeemeigen waterkwaliteit

Toepassing methode van Meinardi

De bijdrage van de af- en uitspoeling van vermestende stoffen aan de kwaliteit van kleine oppervlaktewateren kan inzichtelijk gemaakt worden met behulp van een analyse op basis van de verdeling van de afvoercomponenten van het langjarig gemiddelde neerslagoverschot voor zand-, klei- en veengebieden [Meinardi, 1991]. De door Meinardi uitgevoerde analyse berust op kwantitatief en kwalitatief (geo)hydrologisch onderzoek dat de laatste decennia in Nederland is uitgevoerd en gaat ervan uit dat het water de drager van het stoftransport is.

De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt als resultante gezien van de toevoer van grondwater en oppervlaktewater met verschillende verblijftijden en samenstelling. Meinardi [1991] geeft hiervoor per regio of ecodistrict een verdeelsleutel. Lokale bronnen zijn buiten beschouwing gelaten. Voor een bepaalde waterloop wordt de systeemeigen oppervlaktewaterkwaliteit bepaald door de grootte van de verschillende afvoercomponenten, de processen waaraan de stoffen in de bodem onderhevig zijn geweest en de verblijftijdenverdeling.

Meinardi [1991] onderscheidt drie afvoercomponenten:

- 1 oppervlakkige afvoer (over of dicht onder het maaiveld);
- 2 drainage;
- 3 basisafvoer (de diepe component).

Deze componenten leveren ieder een verschillende bijdrage aan het oppervlaktewater waar het grondwater uiteindelijk in uitmondt. Voor verschillende regio's zijn de bijdrage van de verschillende afvoercomponenten en bijbehorende (grond)waterkwaliteit beschreven, onderscheiden naar zand-, klei en veengebieden. In het kader van deze studie is in plaats van de regionale benadering gekozen voor een iets gewijzigde aanpak, namelijk een die gebaseerd is op een Gt-afhankelijke verdeelsleutel van de verschillende afvoercomponenten.

Een aantal kanttekeningen zijn bij de geschetste methodiek te plaatsen, te weten:

- geen rekening wordt gehouden met externe bronnen, zoals inlaat van water en puntlozingen;
- geen rekening wordt gehouden met de invloed van het peilbeheer;
- mogelijk optreden van afwijkingen in de geschetste afvoercomponenten in droge en in natte jaren;
- geen rekening wordt gehouden met denitrificatie of vastlegging van N en nalevering en vastlegging van P door de bodem.

Voorts is de verwachting dat het detailniveau waarop gegevens van de grondwaterkwaliteit beschikbaar zijn (in relatie tot de afvoercomponenten) niet in alle gevallen toereikend is voor bijvoorbeeld studies op stroomgebiedsniveau.

Voor een toepassing van de methode "Meinardi", wordt verwezen naar de case "Lollebeek", in bijlage C. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het gaat om een aangepaste toepassing van de hierboven geschetste methodiek om het praktisch gebruik te vergroten.

Toepassing RIVM-grondwatermeetgegevens

In Nederland is een Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) waarin een groot aantal meetpunten (\pm 370) is opgenomen die op twee dieptes bemonsterd worden (10 m en 25 m - m.v.). Naast het LMG zijn ook Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG's) ingericht, met name als doel om inzicht te krijgen in de globale landelijke grondwaterkwaliteit. Deze gegevens zijn bij het RIVM verkrijgbaar.

Indien geen inlaat meer plaatsvindt zal in een kwelgebied de open-waterkwaliteit gelijk worden aan de kwaliteit van het lokale grondwater. Deze kwaliteit is gelijk te stellen aan de kwaliteit in de ondiepe buis van het dichtstbijzijnde, bovenstrooms gelegen LMG- of PMG-meetpunt.

Toepassing "winterwaterkwaliteit"

Deze methode schat de systeemeigen waterkwaliteit op basis van kwaliteitsmetingen en ervan uitgaande dat in de wintermaanden het aandeel systeemvreemd water gering of zelfs nul is. Met andere woorden: in de winter is dit water (grotendeels) systeemeigen.

Deze methode is vrij grof en gaat voorbij aan de seizoensafhankelijke verschillen die ten aanzien van processen als uit- en afspoeling optreden en processen in water(bodem) en het aangrenzende grondgebied.

Toepassing van de WSV-vermestingsommen

Een volgende methode om de systeemeigen waterkwaliteit in te schatten is het gebruiken van de vermestingsommen zoals die ten behoeve van de WaterSysteemVerkenningen (WSV) door het Staring Centrum landsdekkend berekend zijn. In het landelijk gebied wordt de systeemeigen kwaliteit in termen van N en P sterk bepaald door de af- en uitspoeling van meststoffen vanuit de landbouw. Deze vermestingsberekeningen zijn weliswaar bedoeld voor landelijke beleidsanalyses, maar bieden door het berekeningsdetail (resolutie 500 x 500 meter) ook een schat aan emissie-informatie voor regionale studies.

De WSV-vermestingsommen leveren op een ruimtelijke resolutie van 500x500 meter en een temporele resolutie van een decade de af- en uitspoeling van nutriënten. De vermestingsberekeningen zijn uitgevoerd voor verschillende scenario's en weerjaren. Het gebruik van verschillende weerjaren heeft met name gevolgen voor de relatieve verdeling van de waterafvoer tussen de verschillende waterstromen. In de berekeningen is onderscheid gemaakt in 7 afvoerstromen en 5 componenten (kader).

Kader: de stofstromen, componenten en scenario's in de WSV-vermestingsommen

De onderscheiden waterstromen zijn:

- oppervlakkige waterafvoer (afspoeling);
- toestroming naar ondiep drainagesysteem;
- toestroming naar diep drainagesysteem;
- infiltratie vanuit ondiep drainagesysteem;
- infiltratie vanuit diep drainagesysteem;
- kwel;
- wegzijging.

De chemische componenten zijn:

- ammoniumstikstof ($\text{NH}_4\text{-N}$);
- nitraat ($\text{NO}_3\text{-N}$);
- organische stikstof (org.-N);
- fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$);
- organische fosfaatverbindingen (org.-P).

De doorgerekende mestscenario's zijn:

- nulbemesting;
- bemesting 1993 doorgetrokken tot 2045;
- bemesting volgens Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid;
- milieuvriendelijke variant;
- landbouwvriendelijke variant.

De netto-oppervlaktewaterbelasting die voor dit onderzoek het meest belangrijk is, bestaat uit een optelsom van de oppervlakkige afvoer en de (on)diepe drainage, minus de infiltratie vanuit het ontwateringsstelsel.

4.4 Uitgangspunten en toepassing water- en stoffenbalans

Voor het inzicht in de effecten van wateraanvoer is het in de eerste plaats noodzakelijk te weten hoeveel er aan stoffen wordt aangevoerd: dus volume en concentratie [Roelofs, 1989]. Om vervolgens het aandeel systeemvreemd water in de regio te bepalen zijn regionale stofbalansen onontbeerlijk. Bij eutrofiëring gaat het veelal om de uiteindelijk concentratie aan nutriënten. Inlaat leidt niet altijd tot hogere nutriëntconcentraties (stagnante/droogvallende wateren, wateren die veel effluent ontvangen, wateren met hoge N- en P-belasting vanuit de landbouw).

Het opstellen van balansen is vooral een methodiek om inzicht te verwerven. Er is al wel veel ervaring met de balansen voor P. Voor N is men minder ver. Voor zware metalen zijn nog nauwelijks regionale balansen voorhanden. P en N zijn als soort stof niet systeemvreemd, het gaat veelal om de concentraties en verhouding. Balansen over korte perioden kunnen erg

belangrijk zijn, bijvoorbeeld als het gaat om wateren die erg gevoelig zijn voor algenbloei. Het percentage systeemvreemd water en de verspreiding ervan neemt toe naarmate de duur van de inlaat vordert.

Het aandeel systeemvreemd water is sterk onderhevig aan tijdelijke en ruimtelijke variatie. Er is een duidelijke afhankelijkheid van de inlaatbehoefte met het weer: neerslag (met name op de zandgronden). Bij polders is die afhankelijkheid minder groot, want daar wordt water veelal ingelaten om door te spoelen of om het streefpeil te kunnen handhaven. Het aandeel van de post systeemvreemd water varieert als gevolg van de variatie van andere balansposten. De invloed van systeemvreemd water is vaak in de zomer zo groot doordat systeemeigen water gering voorhanden is en er sprake is van een neerslagtekort waardoor ook de uit- en afspoeling van meststoffen gering zal zijn.

Ruimtelijke variatie treedt op door verschillen in menging van systeemeigen en -vreemd water. Verder treedt deze variatie op door sedimentatie tijdens het transport. Door inlaat veranderen ook stromingsrichtingen waardoor het mogelijk is dat nutriënten langer in het systeem blijven doordat afvoer verhinderd wordt.

Aandachtspunten bij het toepassen van water- en stoffenbalansen zijn:

- de periode waar de nadruk op gelegd dient te worden is de zomer: in de zomer is sprake van een neerslagtekort en vindt aanvoer van (systeemvreemd) water plaats;
- de wijze waarop de hydrologische situatie geschematiseerd is: dit wordt met name bepaald door de systeembekendheid over het betreffende inlaatgebied. Bij de inzet van hydrologische modellen is in eerste instantie deze kennis gehaald uit het WIS. Daarnaast is gebruik gemaakt van de informatie die bij de desbetreffende waterschappen aanwezig is (leggegevens, peilbesluiten etc.). Het WIS bevat onder meer de volgende te gebruiken gegevens:
 - winter- en zomerpeil(vakken);
 - drooglegging;
 - kunstwerken;
- Vuistregels omtrent de hydrologie en de chemie (mengingsaspecten). Hiervoor is de case "Lollebeek" uitgewerkt (bijlage C). Voor de case is een overzicht aan chemische, fysische en biologische gegevens nodig:
 - de biologische gegevens ten behoeve van de biologische waterbeoordeling volgens de STOWA-methoden. Voor beoordeling van de nieuwe situatie, bijvoorbeeld na stoppen van aanvoer, wordt gebruik gemaakt van de door de LUW opgestelde Responsies als maat voor het effect op de biologische (levende) component van het systeem;
 - chemische gegevens kunnen voor de huidige situatie komen uit gegevens van bijvoorbeeld het Zuiveringsschap, de vermestingsommen en Vuistregels;
 - fysische gegevens zijn gegevens omtrent waterdiepte, stroomsnelheid, verblijftijden, kwel/infiltratiefluxen. Dit type gegevens zijn vooral belangrijk voor de stoffen- en waterbalans.

Bij het opstellen van balansen kunnen de volgende "fasen" onderscheiden worden, gekenmerkt door een toenemende modelleringsgraad:

- balansen die opgesteld kunnen worden zonder de hulp van modellen;
- balansen die opgesteld worden met behulp van modelstudies die reeds plaatsgevonden hebben (bijvoorbeeld landsdekkend beschikbare kwel-/wegzijgingsfluxen uit NAGROM-MOZART);
- balansen die opgesteld worden op basis van volledig nieuw opgezette modellen, zoals bijvoorbeeld de lijn MOZART-SOBEK (zie paragraaf 4.7).

Middels het opstellen van een waterbalans wordt snel inzicht in de hydrologische situatie in een gebied verkregen. Uit het opstellen van een balans voor de Lollebeek (bijlage C) is gebleken dat indien het totaal aan $UIT > IN$, dat op jaarbasis een netto gebiedseigen watercomponent onderscheiden kan worden (drainage). Met behulp van een waterbalans per maand kan het percentage systeemvreemd water in het gebied eenvoudig geschat worden door het quotiënt van de inkomende balansposten en de uitgaande balansposten.

Na de bepaling van de percentages systeemvreemd water is het nodig een systeemeigen en -vreemde waterkwaliteit te definiëren om een inschatting te kunnen maken van de effecten van verschillende percentages systeemvreemd water in een gebied (mengwaterkwaliteit).

Uit bovenstaande blijkt dat een duidelijk onderscheid gemaakt dient te worden in:

- systeemvreemd aanvoerwater (SVW);
- systeemvreemd effluent- of overstortwater (SVE/SVO);
- systeemeigen water (SEW).

4.5 Inzet hydrologische modellen

4.5.1 Inleiding

In een meer gedetailleerde analyse worden berekeningen uitgevoerd met het oppervlakte-watermodel SOBEK. Teneinde de afstroming van het aangrenzende landelijk gebied naar het oppervlaktewater te kunnen simuleren, is ten behoeve van deze studie een koppeling tussen SOBEK en het grondwatermodel MOZART ontwikkeld. MOZART beschrijft de stroming van het (grond-)water in het hydrologisch topsysteem. Het model is op landelijke schaal toegepast ten behoeve van de WSV-analyse Verdroging [Kors et al., in voorbereiding]. In regionale studies kan gebruik worden gemaakt van deze landelijke basisschematisatie. Hierdoor kan, na enige verfijning van de basisschematisatie vrij snel het neerslag-afvoerloop van elk willekeurig gebied in Nederland worden berekend.

Voor de cases is dus gewerkt met de modellen SOBEK, MOZART en NAGROM. In plaats van deze modellen zijn ook andere hydraulische of geohydrologische modellen denkbaar. Met het in te zetten modelinstrumentarium (MOZART-SOBEK) dienen de bij de Responsies beho-

rende chemische en fysische variabelen zo veel en zo goed mogelijk te worden bepaald. Bepalend voor de mogelijkheid om deze variabelen te berekenen is een model dat vooraf gecalibreerd en gevalideerd is met voldoende meetgegevens. In tabel 4.1 wordt, uitgaande van een met voldoende gegevens gevoed model, een overzicht gegeven van de opgestelde Responsiecurven en of de betreffende (fysisch/chemische) variabelen met MOZART-SOBEK berekend kan worden.

Tabel 4.1 *De Responsie-variabelen en de voorspellingsmogelijkheden daarvan met behulp van MOZART-SOBEK. JA betekent "is te voorspellen", NEE betekent dat de betreffende variabelen met MOZART-SOBEK niet te berekenen is.*

Responsie-VARIABELEN "SLOTEN"		Responsie-VARIABELEN "STROMENDE WATEREN"	
- orthofosfaat (mg/l)	JA	- stroomsnelheid (cm/s)	JA
- totaalfosfaat (mg/l)	JA	- peilfluctuaties (dm)	JA
- bicarbonaat (mg/l)	NEE	- permanentie (maanden per jaar)	JA
- ammoniumstikstof (mg/l)	JA	- biologisch zuurstofverbruik (mg/l)	JA
- Kjeldahlstikstof (mg/l)	JA	- geleidbaarheid (mg/l)	NEE
- geleidbaarheid (mg/l)	NEE	- ammoniumstikstof (mg/l)	JA
- chloride (mg/l)	JA	- Kjeldahlstikstof (mg/l)	JA
- calcium (mg/l)	NEE	- orthofosfaat (mg/l)	JA
- zuurgraad (mg/l)	NEE	- totaalfosfaat (mg/l)	JA
- relatief aandeel bicarbonaat (%)	NEE	- bicarbonaat (mg/l)	NEE
- relatief aandeel chloride (%)	JA	- calcium (mg/l)	NEE
- relatief aandeel sulfaat (%)	NEE	- chloride (mg/l)	JA
- peilfluctuaties (dm)	JA		
- permanentie (maanden per jaar)	JA		

4.5.2 Beschrijving toegepaste modellenlijn NAGROM-MOZART-SOBEK

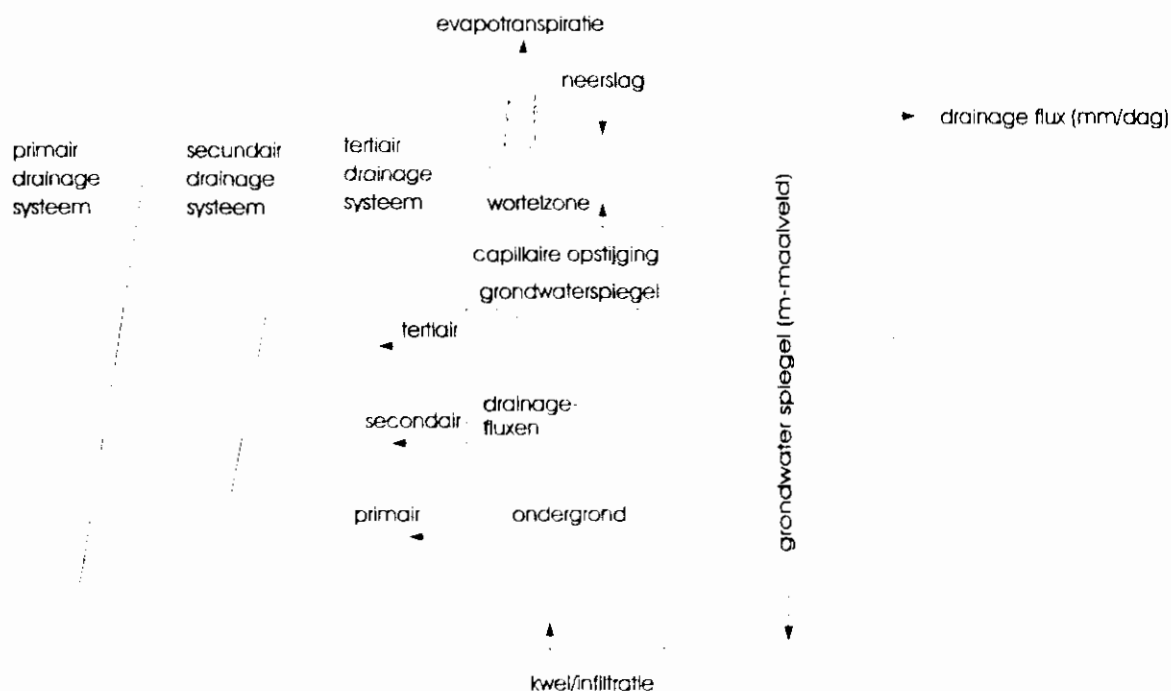
De modelstudie bestaat grofweg uit twee delen. In het ene deel van de studie wordt de watervraag bepaald van het te modelleren afwateringsgebied. In het andere deel van de studie is het afvoerverloop beschreven van het hoofdwaterlopenstelsel binnen het niveau van het beschouwde afwateringsgebied. Het gehele hydrologisch systeem wordt beschreven aan de hand van drie gekoppelde modellen, waarbij de uitvoer van het ene model de invoer vormt voor het andere model.

Het grondwatersysteem: koppeling NAGROM-MOZART

Het grondwatersysteem wordt beschreven met de modellen NAGROM en MOZART. NAGROM is voor het diepe grondwater en rekt stationair en MOZART rekt semi-stationair en is voor het ondiepe grondwater (topstelsel). De invoer van deze modellen vindt op landelijke schaal plaats via GIS-invoerbestanden. Deze invoerbestanden bevatten voor heel Nederland ruimtelijke informatie over bodemopbouw, bodemtype, topografie, landgebruik, meteorologie, etc. Belangrijke moederbestanden met GIS-informatie zijn REGIS, BIS, WIS en LGN.

MOZART staat voor Model voor de Onverzadigde Zone voor landelijke Analyses en Regionale Toepassingen [Arnold, 1996]. MOZART simuleert voor unieke hydrologische eenheden (plots) het verticaal watertransport in de onverzadigde zone. Hierbij is een plot de kleinste rekeneenheid die binnen MOZART gehanteerd wordt, gekenmerkt door een unieke combinatie van meteorologie, gewastype, bodemfysische eigenschappen (bodemprofiel), geohydrologische situatie en drainagetoestand (maatstaven van het ontwateringsstelsel). Voor landelijke analyses bestaan de plots uit 500x500m grid cellen. Op landelijke schaal rekt MOZART semi-stationair, dit wil zeggen dat voor iedere plot per decade op een iteratieve wijze wordt gezocht naar een combinatie van grondwaterstand, vochtspanning op het grensvlak wortelzone - ondergrond, capillaire opstijging en vochtberging in wortelzone en ondergrond, die geldt voor de stationaire toestand. Daarbij wordt gebruik gemaakt van tabellen met de relaties tussen grondwaterstand, capillaire opstijging, vochtspanning en berging, die eerder zijn afgeleid met een numeriek rekenschema.

NAGROM, het National GROundwater Model [De Lange, 1991; 1996] en het GIS-interface MONA [Vermulst et al., 1996] vormen een landsdekkend model voor het diepe grondwater en is gebaseerd op het programma MLAEM (Multi Layer Analytical Element Model [Strack, 1984]). Een eerste benadering van de kwel of wegzijging is voor elk gebied in Nederland middels het NAGROM-model beschikbaar. Afhankelijk van de gewenste nauwkeurigheid kunnen daarin voor regionale studies zeer eenvoudig verfijningen worden aangebracht. De koppeling tussen NAGROM en MOZART vindt plaats op plotniveau en wordt verzorgd door het GIS-interface MONA [Vermulst et al., 1996]. Binnen MONA vindt daarbij vertaling plaats van de grote NAGROM-rekenelementen naar de kleine MOZART-plots en worden ondermeer stijghoogtes omgezet in kwel- of wegzijgingsfluxen.



Figuur 4.1 Plotschematisatie in MOZART en de drainagefunctie: interactie tussen grond- en oppervlaktewater [naar Vermulst et al., 1996].

Het oppervlaktewatersysteem: koppeling MOZART-SOBEK

In het MOZART-model wordt de interactie tussen grond- en oppervlaktewater beschreven door drainagefuncties. Dit zijn geknikte, lineaire relaties tussen de grondwaterstand en de drainageflux (zie figuur 4.1). Elk drainagesysteem (primair, secundair en tertiair) wordt beschreven door een lijnstuk in de drainagefunctie. De helling van een lijnstuk is een maat voor de drainageweerstand; de knikpunten komen overeen met de niveaus in het tertiaire en secundaire ontwateringsmiddel en het snijpunt met de y-as is gelijk aan het niveau in het primaire drainagesysteem. Het primair drainagesysteem bestaat uit beken en grotere waterlopen en wordt gekenmerkt door een (relatief) laag drainageniveau en relatief hoge drainageweerstanden. Het tertiair systeem daarentegen, bestaande uit greppels en drainagebuizen, wordt gekenmerkt door een relatief hoog drainageniveau en lage drainageweerstanden. Het secundair systeem, tenslotte, wordt gekenmerkt door tussenliggende waarden voor de drainageweerstand en het drainageniveau, en vertegenwoordigt de kavelsloten en overige kleine waterlopen. Combinatie van deze drie systemen resulteert in een typisch geknikte, lineaire (piecewise) drainagefunctie.

In deze modelstudie beschrijft MOZART het neerslag-afvoerloop van het tertiaire en secundaire oppervlaktewatersysteem (sloten, greppels en drains) en berekent per afwateringseenheid het watertekort of -overschot. Een afwateringseenheid is opgebouwd uit een aantal MOZART-plots en is uniek ten aanzien van de wisselwerking van deze MOZART-plots met het primaire oppervlaktewatersysteem. Een afwateringseenheid of local surface water (LSW), wordt geken-

merkt door een streefpeil (in peilbeheerste situaties) of een vrij instelbaar waterpeil (in de vrij afwaterende gebieden) en een zogenaamde LAD-relatie (Level-Area-Discharge), waarin een verband wordt gelegd tussen het waterpeil, de totale oppervlakte aan water en de afvoer van het oppervlaktewaterstelsel.

Aan de hand van de per plot berekende afvoer naar het klein oppervlaktewater wordt voor elk LSW de waterbalans bepaald. De LSW zijn gekoppeld aan het primaire oppervlaktewaterstelsel, waar de LSW aan kunnen onttrekken of op kunnen lozen. In deze regionale studies wordt het primaire of hoofdwaterlopenstelsel gesimuleerd door het oppervlaktewatermodel SOBEK.

SOBEK is een volledig dynamisch één-dimensionaal modelsysteem voor open waterlopen waarin de waterbeweging, zoutindringing, waterkwaliteit, sedimenttransport en morfologie kunnen worden gemodelleerd. Het hoofdwaterlopenstelsel wordt geschematiseerd als een stelsel van takken en knopen, waarbij de waterlopen worden gezien als takken. In SOBEK is het mogelijk om voor elke tak een laterale toestroming of onttrekking op te geven. Deze laterale toestroming vanuit het aangrenzend landelijk gebied wordt per decade (10 à 11 dagen) met MOZART berekend. De koppeling tussen SOBEK en MOZART verloopt op een ruimtelijk detailniveau van de LSW. Het door MOZART op LSW-niveau berekende watertekort of -overschot wordt met het conversieprogramma MOZ2SO omgezet naar een invoerbestand voor SOBEK.

Schematisatie cases

In de beide case-studies is voor het berekenen van het watertekort of -overschot vanuit het landelijke gebied met de modellen NAGROM en MOZART zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de reeds aanwezige landelijke schematisaties en modeluitkomsten.

De landelijk NAGROM-schematisatie is voor de Lollebeek niet, maar voor polder Achttienhoven wel verfijnd. In poldergebieden dient in regionale studies rekening worden gehouden met het optreden van polderkwel, hetgeen in de landelijke NAGROM-schematisatie vrij grof wordt meegenomen. Deze verfijning is relatief eenvoudig en snel aan te brengen.

De landelijke MOZART-schematisatie is ten behoeve van deze studies in beide cases verfijnd. Deze regionale verfijning houdt met name in dat ten opzichte van de landelijke schematisatie veel kleinere LSW's worden onderscheiden om zo de hydrologische verschillen binnen een afwateringsgebied mee te kunnen nemen. Op plotniveau zijn op basis van de landelijke gegevensbestanden de drainagefuncties vastgesteld, die verder niet meer zijn aangepast. De grootte van de rekenplots zijn voor de Lollebeek gelijk gebleven (500x500 grid) en voor de polder Achttienhoven met een factor 25 verkleind (100x100 grid). Deze detaillering middels een GIS-actie is noodzakelijk, omdat in het geval van polder Achttienhoven sprake is van een studie op meer lokaal niveau (300 ha), terwijl de studie voor de Lollebeek een regionaal karakter heeft (circa 3000 ha). Door te werken met kleinere gridcellen worden de modelgren-

zen van het modelgebied en de acht LSW's in polder Achttienhoven voldoende nauwkeurig beschreven.

De verfijning van de LSW-schematisatie is uitgevoerd op basis van informatie over de regionale hydrologie (peilbesluiten, stuwbeheer, legger- en waterstaatskaarten, etc.), afkomstig van de regionale waterbeheerder. Daarnaast is rekening gehouden met de SOBEK-schematisatie van het hoofdwatervloeiingsstelsel in het modelgebied. Voor elk LSW is op basis van deze aanvullende informatie een nieuwe LAD-relatie en een streefpeil afgeleid. Het opstellen van een LAD-relatie per LSW en het invoeren daarvan in de MOZART-schematisatie is, vooralsnog, handmatig uitgevoerd. In deze studie is gemakshalve uitgegaan van een constant streefpeil per LSW gedurende het gehele jaar. In werkelijkheid varieert het peil volgens een gevoerd peilbeheer. Dit peilbeheer bepaalt de waterstanden in het oppervlaktewater, en beïnvloedt daarmee ook de berekende afvoer naar dit oppervlaktewater. Door in MOZART te werken met een zogenoemde "real time control" kan bij de berekening van de afvoer naar het oppervlaktewater rekening gehouden worden met het wisselende peilbeheer (zomer-/wintersituatie). In deze verkennende studie is deze optie niet toegepast.

In tegenstelling tot de NAGROM- en MOZART-schematisatie kan bij de SOBEK-schematisatie geen gebruik worden gemaakt van reeds aanwezige landsdekkende GIS-bestanden. Dit betekent dat de SOBEK-schematisatie volledig handmatig is uitgevoerd. Het aanwezige WIS (Waterstaatkundig Informatie Systeem) bevat op dit moment nog onvoldoende gegevens om een oppervlaktewatermodel te schematiseren. De informatie over taklengte, dwarsprofielen, maaiveldhoogte en bodemhoogte van de watergang, ligging en type kunstwerken, stromingsweerstand, etc. zijn afkomstig van de regionale waterbeheerder. De beschreven aanpak heeft ertoe geleid dat de modelgebieden Lollebeek en Achttienhoven zijn opgedeeld in respectievelijk negen en acht LSW's.

Calibratie modellen

De modellen NAGROM en MOZART zijn ten behoeve van WSV-analyse Verdroging vrij globaal gecalibreerd aan de hand van het in GIS opgeslagen informatie. Na verfijning van de basisschematisatie zijn de modeluitkomsten van het neerslag-afvoermodel niet verder gecalibreerd. De reden hiervoor is dat voor deze studie allereerst de beschrijving van de gehanteerde methodiek het belangrijkste is. Daarnaast zijn er voor de beide cases slechts een beperkte set aan meetgegevens van het grondwatersysteem beschikbaar. Tenslotte wordt opgemerkt dat deze modellen zonder enige vorm van calibratie voor regionale beleidsanalyses reeds snel een aanvaardbaar resultaat opleveren, omdat de optredende transportprocessen in de modellen gerelateerd zijn aan karteerbare gegevens, die in de landelijke GIS-invoerbestanden zijn opgeslagen.

Het oppervlaktewatermodel SOBEK is in deze studie eveneens zeer beperkt gecalibreerd. Dit lag min of meer besloten in het karakter van deze verkennende modelstudies. Belangrijk gehanteerde uitgangspunten zijn:

- (i) gebruik wordt gemaakt van reeds bestaande en gemakkelijk toegankelijke gegevens; indien nodig wordt zelfs gebruik gemaakt van fictieve, doch realistische invoergegevens en;
- (ii) de modelstudies zijn richtinggevend, dat wil zeggen dat de modelresultaten in de orde grootte van de meetgegevens dienen te liggen.

Voor de toepassing en uitkomsten van de beschreven modellen wordt verwezen naar de bijlagen C (Lollebeek) en D (Polder Achttienhoven).

4.6 Doordringing van systeemvreemd water

Uit literatuuronderzoek [Hoogendoorn et al., 1996] zijn ten aanzien van doordringing een aantal aspecten boven water getild. Zo is uit onderzoek in de Krimpenerwaard gebleken dat het systeemvreemde water in het gehele gebied doordringt, met uitzondering van enkele geïsoleerde, ver van gemalen gelegen perceelsslotten [LD Zuid-Holland, 1994]. Doordringing is onder andere te bepalen middels EGV-metingen. Uit onderzoek is gebleken dat de doordringing afhankelijk is van het verdampingsoverschot en daardoor verschilt per jaar [Stichting Natuur & Milieu, 1989]. In poldergebieden wordt, in tegenstelling tot beeksystemen, het systeemeigen water eerst opgestuwd door het ingelaten, systeemvreemde water.

Gebleken is dat binnen een vertakt oppervlaktewaterennetwerk zich gemakkelijk voorkeursstroombanen kunnen ontwikkelen. Hierbij zijn aspecten als wind, de frequentie en hoeveelheid van inlaat etc. van invloed. Een watermassa met afwijkende eigenschappen, zoals na een inlaatperiode, verspreidt zich betrekkelijk snel door het gehele gebied. De meest afgelegen monsterpunten ondervinden de invloed allereerst door een beperkte menging. Bij herhaalde of doorgaande inlaat wordt deze invloed steeds sterker en kan het geruime tijd duren voordat deze invloed weer is verdwenen. Doordringing wordt tevens beïnvloed door de begroeiingsdichtheid van de waterlopen [Roelofs, 1989].

Uit bovenstaande blijkt dat doordringing een aspect van waterinlaat is dat wel bestudeerd is, maar waar nog geen of weinig Vuistregels voor afgeleid zijn. Om dit kennishiaat op te vullen is het aandeel en de verspreiding van systeemvreemd water nader bepaald in de studie naar indringing en doordringing [Hoogendoorn et al., 1996] en de inzet van modellen [Leus et al., in voorbereiding]. Uit deze studie zijn een aantal Vuistregels afgeleid voor beide processen. Doordringing is afhankelijk van een groot aantal elementen. De belangrijkste elementen die ook rechtstreeks van invloed zijn op de doordringing zijn, de (geo)hydrologische situatie (onder andere kwel of wegzijging, neerslag-afvoer verloop), de waterhuishoudkundige structuur van het gebied (bepaalt de contourvorm) en de ligging van de in- en uitlaat.

Doordringing, dus de mate waarin water zich in het oppervlaktewatersysteem verspreid, is gemodelleerd met behulp van een hydraulisch model, ISIS [Halcrow/HR Wallingford, 1995]. Het oppervlaktewatermodel is gevoed met infiltratie- en drainagegegevens uit een model dat

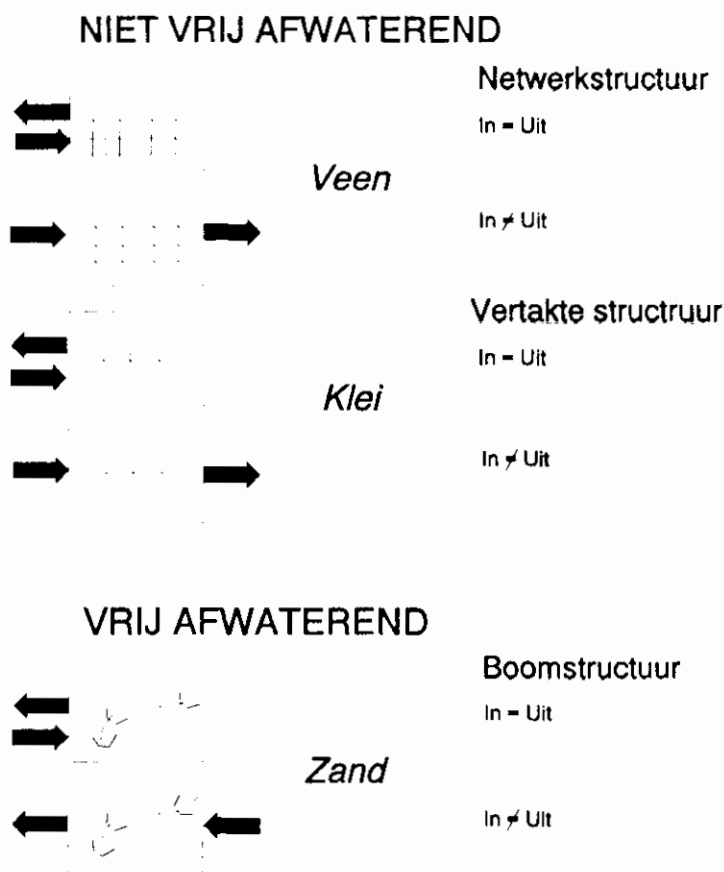
de onverzadigde zone schematiseert (SWASURF). Bij deze berekeningen is uitgegaan van een constante berging. Voor de doordringingsstudie heeft een hydrologische schematisatie plaatsgevonden op basis van de volgende kenmerken:

- afwatering: vrij/niet vrij;
- bodemtype: zand, veen of klei;
- ligging inlaatpunt: inlaatpunt = uitlaatpunt of inlaatpunt < > uitlaatpunt;
- geohydrologische situatie: kwel of wegzijging.

Uiteindelijk zijn op basis van bovenstaande kenmerken tot een drietal gebiedstypen gekomen (figuur 4.2):

- 1 kleigebied met vertakte waterlopenstelsel;
- 2 zandgebied waar waterlopen een typische boomstructuur vormen;
- 3 veengebied waar waterlopen meestal een maastructuur hebben.

Per gebiedstype is gevarieerd in de ligging van in- en uitlaatpunt (IN = UIT en IN < > UIT) en kwel/wegzijging (tabel 4.2).

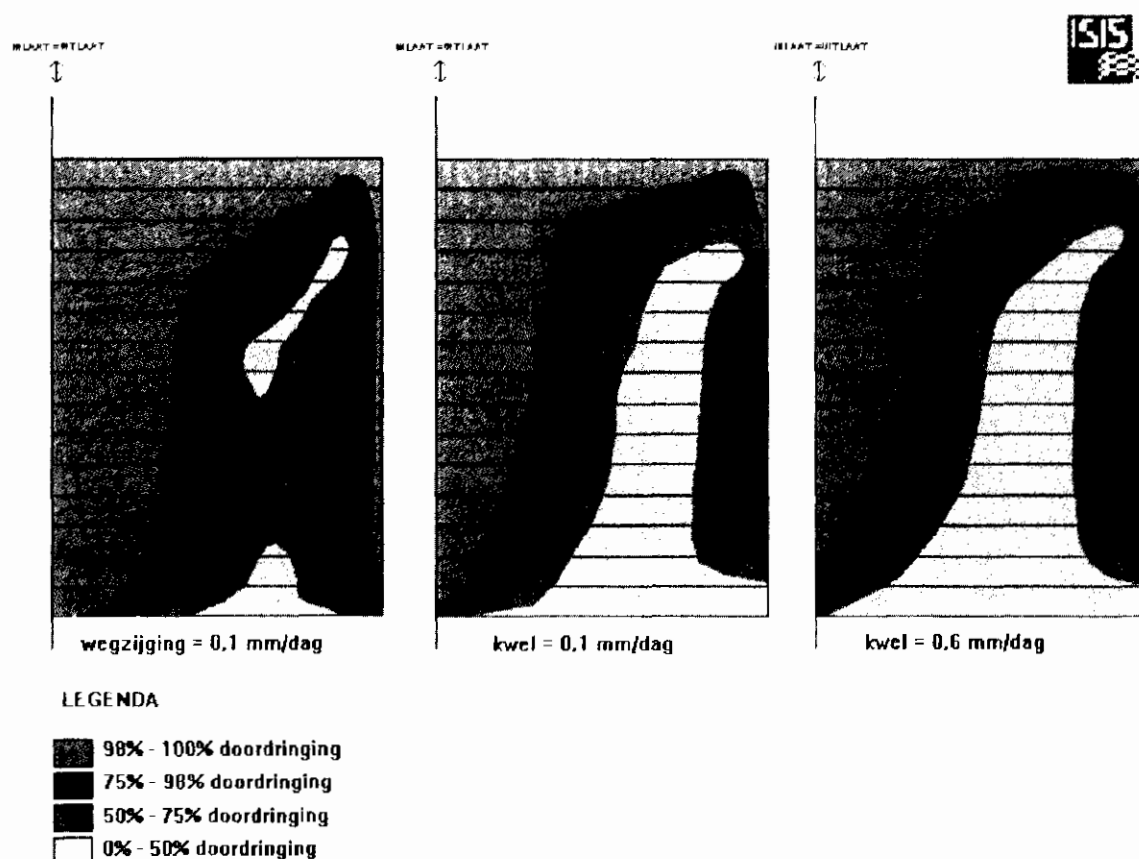


Figuur 4.2 De onderscheiden gebiedstypen, zoals gehanteerd in de doordringingsstudie [naar Hoogendoorn et al., 1996].

Tabel 4.2 Overzicht van de doorgerekende hydrologische situaties per gebiedstype [naar Hoogendoorn et al., 1996].

GEBIEDSTYPE	KWEL-/WEGZIJINGSSITUATIE (mm/d)		
	KWEL	KWEL	WEGZIJING
ZAND	0,3	0,1	0,1
KLEI	0,5	0,2	0,1
VEEN	0,6	0,1	0,4

De Vuistregels zijn per gebiedstype (zand-, klei of veengebied) gegeven in bijlage G. Een voorbeeld van de berekende doordringing is gegeven in figuur 4.3



Figuur 4.3 De doordringing in een schematisch veengebied met verschillende waarden voor kwel en wegzijging in een situatie dat in- en uitlaatpunt dezelfde zijn [naar Hoogendoorn et al., 1996].

4.7 Indringing van systeemvreemd water

Uit literatuuronderzoek [Hoogendoorn et al., 1996] zijn, naast doordringingsaspecten, ook ten aanzien van indringing een aantal kenmerken gevonden. In de Krimpenerwaard is gebleken dat bij kleine perceelsbreedtes (< 20 m) en/of grote droogleggingen (> 55 cm) een grote doorlatendheid het gevolg is waardoor de indringingsgraad toeneemt. Doorgaans beperkt de indringing zich tot een smalle strook langs de watergang (< 3 m) [Landinrichtingsdienst Zuid-Holland, 1994]. De mate van indringing van slotwater in trilvenen is zelfs in droge zomers nihil, het inlaatwater dringt onder de kragge door [Stichting Natuur & Milieu, 1989].

De indringing is gesimuleerd met geohydrologisch modellen: MODFLOW [McDONALD & HARBAUGH, 1988] en MT3D [ZHENG, 1992]. Bij de indringingsberekeningen zijn drie waterkwaliteiten onderscheiden die niet mengen: neerslagwater, geïnfiltreerd oppervlaktewater en diep grondwater. Interactie met het bodemmateriaal in chemisch opzicht is niet meegenomen.

Indringing van systeemvreemd water in de bodem wordt bepaald door:

- de diepe stijghoogte en wegzijging;
- de meteorologie;
- het peilbeheer;
- de bodemopbouw;
- de natuurlijke stroming.

Hieronder volgt kort de ervaringen met de bovenstaande factoren op de indringing door middel van modellering van een slotensysteem dat in een watervoerend pakket gelegen is zonder weerstandbiedende lagen in de nabijheid [Hoogendoorn et al., 1996]. De op basis van deze bevindingen geformuleerde Vuistregels zijn in bijlage F opgenomen.

Invloed diepe stijghoogte en wegzijging

Het verschil tussen open-waterpeil en de diepe stijghoogte bepaalt de verticale stroming tussen het ondiepe en het diepe pakket. Dit verschil bepaalt of wegzijging optreedt of niet:

- bij een wegzijging van 1 - 2 mm/d treedt een vrijwel permanente infiltratie van slotwater op in verticale richting. De horizontale indringing in de wortelzone is beperkt (ca 10 meter) en vrijwel seizoenafhankelijk;
- in een situatie zonder wegzijging treedt alleen in de zomer infiltratie op, maar het geïnfiltreerde water verlaat de bodem weer in de winter door drainage. De indringing is beduidend minder dan in een situatie met wegzijging.

Invloed peilbeheer op indringing

Veelal worden in Nederland lage winterpeilen (betere drooglegging) en hoge zomerpeilen (betere vochtvoorziening) gehanteerd. Dit is tegengesteld aan de natuurlijke fluctuatie van de grondwaterstand en diepe stijghoogte. Hierdoor treedt in de winter extra drainage en mogelijk diepe kwel op. In de zomer treedt extra infiltratie en wegzijging op.

Invloed meteorologie op indringing

Uit modellering bleek dat in een 50%-droog jaar de maximale indringing (horizontaal en verticaal) ongeveer 4 meter is en in een 2%-droog jaar 8 meter. Dit verschil wordt veroorzaakt door een groter verdampingsoverschot. In het 2%-droge jaar is bovendien het geïnfiltreerde water aan het eind van het jaar nog niet geheel door drainage uit het pakket verdwenen. Conclusie: in een droog jaar is de indringing groter dan in een nat jaar als gevolg van een groter verdampingsoverschot in het zomerhalfjaar van het droge jaar.

Invloed bodemopbouw op indringing

De bodemopbouw is in hydrologische zin beschreven in termen van horizontale doorlatendheid, dikte en anisotropie van het ondiepe pakket. Variatie van deze kenmerken heeft over het algemeen wel invloed op de indringingsgraad, maar in beperkte zin. In geval van een jaarrond wegzijgingssituatie:

- zakt de grondwaterstand in de zomer bij een geringere horizontale doorlatendheid dieper weg, waardoor infiltratie van slootwater geringer wordt;
- treedt een grotere horizontale verbreiding op van het geïnfiltreerde slootwater aan de bovenzijde van de scheidende laag op bij een afname in de dikte van het watervoerende pakket;
- neemt de infiltratie van slootwater af bij afname van de anisotropie.

In geval van een kwelsituatie in de winter en infiltratie in de zomer:

- treedt bij een kleinere horizontale doorlatendheid een geringere infiltratie in de zomer op;
- is bij een grotere anisotropie de verticale indringingsgraad kleiner en de horizontale groter dan bij een meer isotrope bodemopbouw.

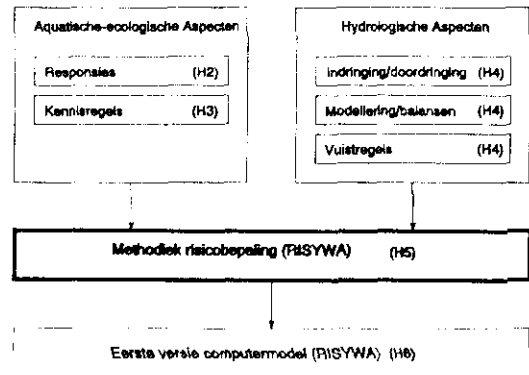
Invloed natuurlijke stroming op indringingsgraad

Indien de natuurlijke stroming met name horizontaal is, kan geïnfiltreerd open water de wortelzone in de percelen tussen de sloten bereiken. De stroming wordt gestuurd door de stijghoogtegradiënt. Hoe groter de gradiënt is, des te dieper dringt het open water in het perceel in.

5 SYNTHESE VAN DE METHODIEK

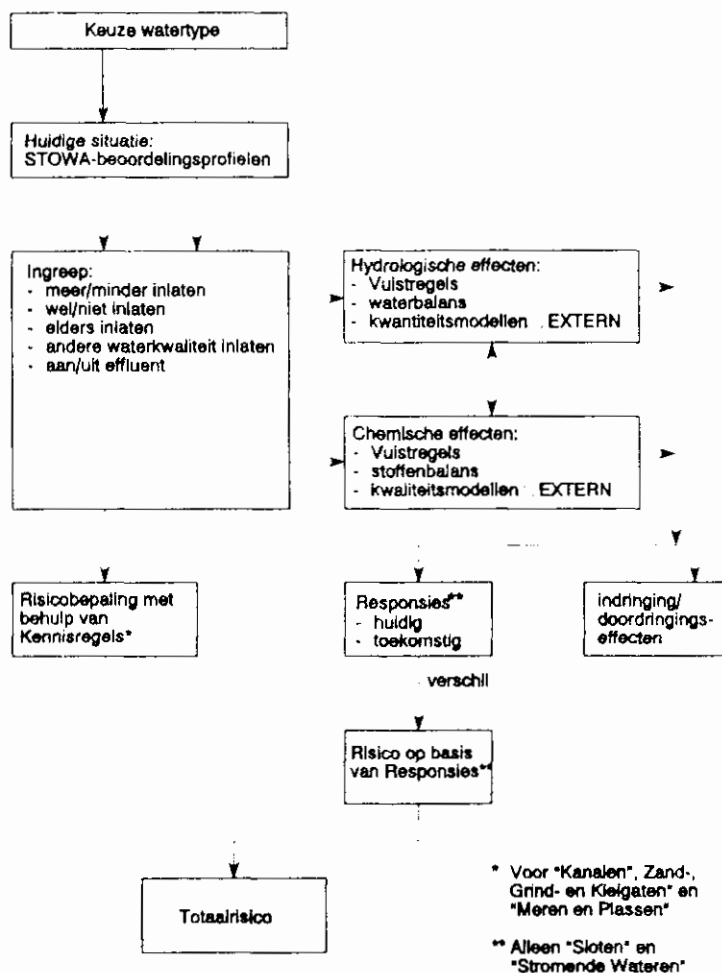
5.1 Inleiding

De synthese van de methodiek vindt plaats door de verschillende projectonderdelen van NOV-10 te operationaliseren en te integreren in een samenhangend geheel, de Risico-inschatting SYsteemvreemd Water (RISYWA). De synthese vindt mede plaats op basis van de opgedane ervaringen in de cases "Lollebeek" en "Polder Achttienhoven" (Bijlagen C en D). In de methodiek kan onderscheid gemaakt worden in twee paden: het eerste pad beslaat een vrij conventionele toepassing van de STOWA-beoordelingssystemen door presentatie van eerder ecologische Beoordelingsprofielen, afkomstig uit de bestaande STOWA-beoordelingssystemen. Het tweede pad beslaat de risico-inschatting van systeemvreemd water met behulp van de opgestelde Responsiefuncties, Vuist- en Kennisregels.



5.2 De methodiek

De voorgestelde methodiek omtrent de toepassing van de Responsies, Vuistregels en modellen is in zijn essentie weergegeven in figuur 5.1. De stappen, zoals weergegeven in figuur 5.1 worden nader toegelicht in de tekst. Tevens is een meer gedetailleerd stroomschema in de bijlage opgenomen (Bijlage H).



Figuur 5.1 Essentie van de ontwikkelde RISYWA-methodiek.

5.2.1 Keuze watertype

De methodiek heeft als vast startpunt de selectie van een watertype. Hiermee vindt direct een (impliciete) regionalisering plaats: bijvoorbeeld het voorkomen van Heuvelland-beken is beperkt tot Zuid-Limburg en komen niet voor in Gelderland. Keuze kan gemaakt worden uit de vijf watertypen (hoofdstuk 2), naar analogie met de bestaande STOWA-beoordelingssystemen:

- Sloten;
- Stromende Wateren;
- Meren en Plassen;
- Kanalen;
- Grind-, Zand- en Kleigaten.

De nadruk in de methodiek is gelegd op de watertypen "Sloten" en "Stromende Wateren" in verband met de opgestelde Responsiefuncties (hoofdstuk 3). Voor de "Meren & Plassen" en "Zand-, Grind- en Kleigaten" wordt de problematiek van inlaat van systeemvreemd uitsluitend geduid met behulp van hydrologische Vuist- en ecologische Kennisregels. Voor "Kanalen" is een risico-inschatting gewenst vanwege de functie (scheepvaart en/of aan- en afvoer van water) en de gevoeligheid van dit watertype voor eutrofiëring, saprobiëring, verzilting en verzoeting [STOWA, 1994].

De CUWVO/STOWA-watertypen zijn het uitgangspunt voor de beoordelingssystemen geweest, maar de Responsiefuncties van de watertypen zijn ontleend aan bewerkingen met het STOWA-bestand. Aanvullende informatie is uit diverse studies gehaald voor alle watertypen, inclusief die watertypen waarvoor een te gering aantal monsters in het STOWA-bestand zitten om betrouwbare Responsies op te stellen (zie hoofdstuk 3).

Door het watertype direct aan de start van de methode te selecteren, zijn de bij het betreffende watertype behorende Responsiefuncties, Vuist- en Kennisregels direct geselecteerd. Indien het watertype niet op voorhand bekend is kan de beheerder alsnog middels een ja-nee boomstructuur, analoog aan die van bijvoorbeeld een flora-determinatietabel, het "juiste" watertype alsnog bepalen. Deze boomstructuur is opgebouwd volgens de indelingskenmerken van de diverse STOWA-beoordelingssystemen. Deze structuur is uitgeschreven en weergegeven in bijlage A.

5.3 Keuze uitgangssituatie

De uitgangssituatie wordt in de RISYWA-methodiek meegenomen in de vorm van een databestand waarin voor de ter zake doende variabelen voor de bijbehorende situatie de juiste waarden zijn opgenomen. Bij de keuze van de uitgangssituatie staan diverse mogelijkheden open:

1. **de huidige situatie:** het effect van inlaat wordt bepaald ten opzichte van de huidige situatie, inclusief de huidige lozingen en andere (f)actoren. Een dataset van deze huidige situatie zal door de beheerder ingevoerd moeten worden. Bij de huidige situatie kan dan natuurlijk ook een dataset ingevoerd worden van een situatie zoals de waterbeheerder die waargenomen en gemeten/geregistreerd heeft en deze situatie als doelstelling/streefbeeld aangemerkt heeft;
2. **een referentiesituatie:** deze situatie geeft een "natuurlijke" waterkwaliteit. Een te bepalen effect geeft dan een verbeteringstraject aan. Voor deze situatie is geen dataset nodig. In geval van een referentiesituatie zijn alle scores 100% en kenmerkt het ecologisch profiel zich door het hoogste ecologische niveau voor alle maatstaven.

Een streefbeeld kan "minder" zijn in ecologisch opzicht dan de referentie. Zo is bijvoorbeeld voor "Stromende Wateren" de referentie in het STOWA-systeem een natuurlijke beek. De referentiesituatie is in de STOWA-systemen gebaseerd op het voorkomen van een set van

biotische indicatoren. De referentie is niet expliciet onderbouwd met een set van fysisch/chemische gegevens. Het overgrote deel van de beken in Nederland is echter genormaliseerd en zodoende is de referentiesituatie (alle karaktersitieteken "blauw") veelal niet haalbaar vanwege het in gebreke blijven van onder andere de karakteristiek "stroming". Voor een genormaliseerde beek is door de gebruiker wel een alternatief optimaal streefbeeld op te stellen ("referentie" van een genormaliseerde beek). Figuur 5.2 geeft een voorbeeld van een dergelijk alternatief streefbeeld.

KARAKTERISTIEK	STOWA-referentie situatie	mogelijke referentie genormaliseerde beek
voedselstrategie	d. blauw	l. blauw
substraat	d. blauw	l. blauw
trofie	d. blauw	groen
saprobie	d. blauw	groen
stroming	d. blauw	geel

Figuur 5.2 Referentie- en mogelijk alternatief streefbeeld voor "Stromende Wateren".

De manier waarop de gebruiker de huidige en toekomstige situatie bepaalt kan divers zijn. De gebruiker kan op basis van "expert-judgement" de waarden van de variabelen inschatten of gebruik maken van een waterbalans of meer complexe modellen inschakelen. Deze methoden zijn in hoofdstuk 4 beschreven.

5.4 Beoordeling van de uitgangssituatie

De beoordeling van de uitgangssituatie is geen verplicht onderdeel, maar de gebruiker kan er voor kiezen bestaande STOWA-beoordelingen opnieuw te beschouwen of de export-files van deze beoordelingssystemen in het RISYWA-computermodel opnieuw (in kleur) te laten presenteren. In feite wordt in deze stap geen nieuwe informatie berekend, maar vindt een beschouwing en presentatie van eerder gemaakte ecologische beoordelingen plaats. Door deze stap te doorlopen krijgt de gebruiker direct inzicht in de maatstaven die in de huidige situatie slecht scoren of afwijken van het gestelde streefbeeld.

De ecologische profielen bestaan uit een presentatie van de ecologische niveaus van de karakteristieken. Bij het watertype "Sloten" wordt ook onderscheid gemaakt in ecologische klassen. Elke karakteristiek krijgt een ecologisch niveau toegekend op basis van de ecologi-

sche klassen waarin de bijbehorende maatstaven zijn uitgedrukt. Kortom, ecologische niveaus corresponderen met de maatstaven, ecologische klassen met de maatstaven. Tabel 5.1 geeft de in de STOWA-systemen onderscheiden klassen en niveaus.

Tabel 5.1 *De verschillende ecologische niveaus en klassen in de STOWA-beoordelingssystemen. Opmerking: uit de tabel kan geen rechtstreeks verband tussen klasse en niveau afgelezen worden.*

ECOLOGISCH NIVEAU		ECOLOGISCHE KLASSE	
I	beneden laagste (rood)	1	laagste: sterk verstoord
II	laagste (geel)	2	middelste: geen specifieke soorten meer
III	middelste (groen)	3	hoogste: niet/weinig aangetast
IV	bijna hoogste (lichtblauw)		
V	hoogste (donkerblauw)		

Belangrijk is te beseffen dat een beoordeling van de huidige situatie niet representatief is voor een langere periode, maar een momentopname is. Gedurende het jaar is het mogelijk dat de ecologische niveaus van verschillende maatstaven verschuiven als gevolg van allerlei (natuurlijke) processen. Bij het invoeren van de dataset is het zodoende belangrijk te weten op welke datum/periode de dataset van toepassing is. Wellicht kan dit ondervangen worden door een jaargemiddelde of een zomer- en wintergemiddelde in te voeren. Getracht moet worden een dataset in te voeren die karakteristiek voor het watertype is, momentopnamen worden daartoe niet geschikt geacht.

5.5 Keuze en/of invoer van ingreepstype

Het type ingrepen waar in het kader van dit project aan gedacht wordt zijn:

1. wél inlaten van systeemvreemd water in watergangen waar dit nog niet plaats heeft gevonden;
2. niet inlaten van systeemvreemd water in watergangen waar dit tot dan toe wel plaats heeft plaats gevonden;
3. meer of minder systeemvreemd water inlaten dan voorheen het geval was;
4. inlaat van een ander type systeemvreemd water;
5. af- of aankoppelen van effluent- of overstortwater.

Uit bovenstaande opsomming wordt duidelijk dat de RISYWA-methodiek verder gaat dan alleen de risicobepaling van inlaat van systeemvreemd rivierwater. Een heel scala aan vraagstukken met betrekking tot inlaat van afwijkende waterkwaliteitstypen kan beoordeeld

worden, dus ook een effluentlozing of overstortvraagstuk. In alle gevallen moet bekend zijn wat de eigenschappen zijn van het inlaatwater in de omgeving van het watertype, met andere woorden: het inlaatpunt en de waterkwaliteit ter plaatse van dat inlaatpunt moeten bekend zijn. Rijkswaterstaat/RIZA is bekend met de jaarlijkse samenstelling van het Maas-, Rijn- en IJsselwater per inlaatpunt of riviertraject en de kwaliteit in het IJsselmeer, Markermeer, de Randmeren, het Volkerak en de Zeeuwse Deltawateren. Ook kan gedacht worden aan het gebruik van modellen als LGM (Landelijk Grondwater Model), NAGROM (NAtionaal GRondwater Model), MOZART (Model voor de Onverzadigde Zone voor landelijke Analyses en Regionale Toepassingen) en SOBEK/DUFLOW. Deze informatie moet in het systeem aanwezig zijn in de vorm van een dataset die regelmatig geactualiseerd wordt. Het lijkt gewenst de beheerder de keuze te laten of de meest actuele gegevens gebruikt moeten worden of een (meerjarig) gemiddelde. In het RISYWA-model zijn een aantal standaardkwaliteiten van systeemvreemde watertypen opgenomen.

Naast de informatie over de fysisch/chemische **samenstelling** van het in te laten water moet bekend zijn **hoeveel** er ingelaten wordt. De beheerder/gebruiker moet daarom aangeven hoeveel systeemvreemd water ingelaten wordt (m^3/s) en hoe over welke periode deze inlaat plaats vindt. Hieruit kan de totale hoeveelheid ingelaten water berekend worden en de hiermee gepaard gaande vrachten aan stoffen. Bovendien zal met behulp van deze gegevens en hydrologische modellen of Vuistregels inzicht verschaft moeten worden in de menging (verhouding systeemvreemd tegenover gebiedseigen water) en de uiteindelijke concentraties in het water in relatie tot de afstand vanaf het inlaatpunt. Kortom, middels de hydrologische modellering en/of Vuistregels wordt een verandering in de abiotiek bepaald. Voor het RISYWA-methodiek is dus geen invoer in de vorm van biotisch gegevens nodig. De biotische component is in het systeem gebracht in de vorm van de Responsiefuncties.

Aangenomen wordt dat de kenmerken van de ingreep vooral abiotisch (fysisch/chemisch) bepaald/bekend zullen zijn. Van het in te laten water zijn kenmerken als het chloride-gehalte en de pH vaak wel bekend of relatief eenvoudig te meten. Aan de hand van de abiotische variabelen wordt middels Responsies (hoofdstuk 2) het effect op het biotische deel van het watersysteem bepaald.

5.6 Bepalen van de abiotische effecten

De abiotische effecten zijn in het geval van inlaat vooral hydrologische effecten. De hydrologische effecten zijn te onderscheiden naar kwantitatieve en kwalitatieve effecten:

- **kwantitatieve effecten:** hierbij wordt gedacht aan de afstand waarop het inlaatwater in het waterlopenstelsel (doordringing) en in de bodem dringt (indringing). Met behulp van modellen of Vuistregels kan het beïnvloedingsgebied bepaald/geschat worden. Wat het beïnvloedingsgebied precies is moet door de gebruiker zelf nader gedefinieerd worden, bijvoorbeeld een bepaald percentage systeemvreemd water als grens voor het invloedsgebied of verschillende "schillen" die een gemiddeld percentage systeemvreemd water vertegenwoordigen.

gen. Naast een percentage systeemvreemd water kan ook gedacht worden aan weergave van een relevante (abiotische) factor, zoals chloride. Daarnaast moeten stroomsnelheid en -richting bepaald worden;

- **kwalitatieve effecten:** hierbij wordt gedacht aan het aangeven van de verandering van de als belangrijk voor het watertype aangemerkte variabelen, bijvoorbeeld chloride, pH, stikstof en fosfaat.

De kwantitatieve effecten kunnen vooral met behulp van Vuistregels benaderd worden en de kwalitatieve effecten moeten mede door modellen inzichtelijk gemaakt worden. De inzet van hydrologische modellen is ook noodzakelijk indien complexe scenario's doorgerekend moeten worden, zoals het hermeanderen van beken of het herstel van de "sponswerking" van het landelijke gebied door waterconservering.

Belangrijk bij dit alles is de schaal waarop beoordeeld wordt: wordt uitgegaan van een gemiddelde (berekende) abiotische verandering voor een watertype (ongeacht de afmetingen van dit type) of zijn de hydrologische modellering/Vuistregels dermate nauwkeurig dat trajecten binnen een watertype onderscheiden kunnen worden?

5.7 Bepalen van de biotische effecten

De beoordeling van de effecten vindt plaats met behulp van de ecologische Kennisregels en de Responsies. Met Responsie wordt de reactie van de levensgemeenschap op een verandering in abiotische variabelen bedoeld. Aangezien de veranderingen als gevolg van inlaatwater erg summier kunnen zijn worden de Responsies in procenten gegeven. Voor beoordeling voldoen de bestaande niveaus wel maar voor de risico-beoordeling is de vernoemde detaillering naar scores noodzakelijk bevonden. Voor een beschrijving van de werking van de Responsies en de verwerking van de uitkomsten van deze Responsies, eventueel in combinatie met die van de Kennisregels, wordt verwezen naar hoofdstuk 2 voor de toepassing van de Responsies en naar hoofdstuk 3 voor de toepassing van de Kennisregels.

Naast de toepassing van de STOWA-systemen en de van het STOWA-bestand afgeleide Responsies voor de beoordeling van de huidige situatie dient aandacht geschonken te worden aan zaken die ofwel impliciet in het STOWA-systeem verwerkt zijn of er helemaal niet in verwerkt zijn terwijl ze in het kader van dit project wel belangrijk geacht worden. Gedacht kan bijvoorbeeld worden aan de zeldzaamheid van het watertype of de voorkomende levensgemeenschap, het beheer en onderhoud van de watergang. Belangrijk is dat de gebruiker/beheerder op dergelijke zaken geattendeerd wordt omdat dit het wel of niet inlaten niet alleen van de STOWA-beoordeling afhangt maar een multi-criteria afweging is waarin bijvoorbeeld ook de waardering/zeldzaamheid van het watertype en de doelstelling van de beheerder een belangrijke rol spelen. Naast het benadrukken van de zeldzaamheid dient de beheerder/gebruiker ook geattendeerd te worden op de voor het betreffende watertype belangrijkste

processen en factoren (expliciteren). Met name het mogelijk optreden van irreversibele processen verdient extra aandacht.

Niet alle aandachtspunten worden dus door het gebruik van de STOWA-Responsies ondergaan. Een aantal zaken bepalen mede de beïnvloeding van het aquatische ecosysteem, maar zijn niet of slechts terzijde opgenomen in het STOWA-beoordelingsstelsel. Gedacht kan worden aan:

- inrichting waterloop;
- onderhoud en beheer waterloop;
- doelstelling waterloop:
 - natuurfunctie (binnen-/buiten EHS, verbindingfunctie);
 - functie waterhuishoudingsplan (Viswater, Water voor Karperachtigen, Zwemwater etc);
 - landbouwkundige functie (wateraanvoer, -afvoer);
- functie omliggende gebied (EHS, stedelijk, landelijk).

Een aantal zaken zoals diffuse en puntbronnen bepalen de waterkwaliteit. Deze bepalen deels de invoerwaarden van de fysische en chemische variabelen voor de Responsies en zijn daarmee geen mede af te wegen aandachtsgebied. Moeilijker ligt het voor zware metalen en de nauw verwante *ecotoxicologie*: deze zijn niet meegenomen in de STOWA-beoordelingsstelsels maar hebben wel degelijk invloed op het aquatische ecosysteem. Aan bovenstaande lijst zou zodoende toegevoegd kunnen worden:

- zware metalen;
- zwevende stof en waterbodemkwaliteit;
- bestrijdingsmiddelengebruik.

Deze aandachtspunten dienen op, aan de STOWA-Responsies analoge wijze, afgewogen te worden. Voor de RISYWA-methodiek is dit niet gelukt omdat de nadruk van NOV-10 gelegen was op het toepassen van de kennis zoals die opgedaan was bij de ontwikkeling van de STOWA-beoordelingsstelsels. De opgestelde systematiek kent dus nog hiaten.

5.8 Vertaling effecten naar risico's

Aan het einde van hoofdstuk 3 is de operationalisatie van de Kennisregels omschreven:

1. selectie van de Kennisregels op basis van het geselecteerde watertype, met de bijbehorende effect-, gewicht- en VETO-aanduidingen;
2. groeperen van de Kennisregels per (geselecteerd) watertype in een set Kennisregels met negatieve effecten en een set met positieve effecten;
3. de verschillende effecten worden vermenigvuldigd met het gewicht;
4. voor alle positieve regels wordt het gemiddelde effect berekend en voor alle negatieve regels ook. Deze gemiddelde effectwaarden komen, onder vermelding van het aantal positieve en het aantal negatieve regels, terug in het eindrisico-scherm.

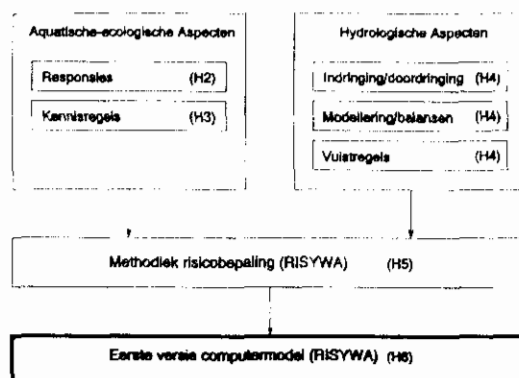
5. het eindscherm van het computermodel waarin de risico-beoordeling weergegeven wordt, bestaat uit de volgende gegevens:
 - i risico op basis van Responsies, waarbij de mogelijkheid bestaat gewichten toe te kennen aan de Responsie- en/of de Kennisregeluitkomsten;
 - ii risico op basis van Kennisregels, eveneens met de mogelijkheid van gewichttoekenning;
 - iii eindrisico op basis van i + ii, of alleen op basis van of i of ii, afhankelijk van watertype en keuze gebruiker. De VETO-regel(s) worden tevens gepresenteerd.

Het eindrisico geeft aan in welke mate beïnvloeding van het aquatische ecosysteem op zal treden in geval van een andere inlaatsituatie. Een positief risico geeft aan dat de nieuwe situatie voornamelijk positief doorwerkt op het aquatische ecosysteem. Een negatief risico geeft aan dat het aquatisch ecosysteem hoogst waarschijnlijk in negatieve zin beïnvloed zal worden.

6 ONTWIKKELING VAN HET RISYWA-COMPUTERMODEL

6.1 Inleiding

Dit hoofdstuk behandelt allereerst kort de algemene ontwikkeling van een kennissysteem. Door de montage van actuele kennis en inzichten in het computermodel lijkt ook hiervoor de term kennissysteem op te gaan. Wat de kenmerken van kennissystemen zijn en hoe het ontwikkelde computermodel opgebouwd is, wordt in dit hoofdstuk beschreven. Voor gedetailleerde informatie over het computermodel wordt verwezen naar de handleiding, behorende bij de eerste versie van het RISYWA-computermodel [Platte & Worm, 1996].



Kennissystemen worden vaak toegepast waar oplossingen niet direct via algoritmen te berekenen zijn en exacte gegevens onvoldoende beschikbaar zijn (kosten). Daarnaast worden kennissystemen ook vaak ingezet om complexe problemen met veel gegevens toch relatief snel te kunnen oplossen (rechtspraak, geologie, medische diagnostiek, etc.). Kennissystemen worden veelal in een speciaal daarvoor gemaakte programmeeromgeving gemaakt. Dit wordt een "shell" genoemd. Kennissystemen werken met beslisregels die een complexe samenhang kunnen vertonen. In een shell kunnen beslisregels gemakkelijk worden toegevoegd en gewijzigd. Welke keuzes, wanneer en waarom door het systeem worden gemaakt is opvraagbaar. Dit vergroot de waarde en de controleerbaarheid van de resultaten.

Het kenmerk van Vuist- en Kennisregels, en de daar uit afgeleide kennissystemen, is dat met kwalitatief en/of kwantitatief weinig gegevens toch goede keuzes kunnen worden gemaakt.

Het bouwen van een kennissysteem vereist eenzelfde gestructureerde aanpak als andere (automatiserings-)projecten:

1. eerst dient een globaal beslismodel te worden opgesteld waarin ondermeer de detaillering en bron van de basisgegevens moeten worden afgebakend;
2. de op deze gegevens toepasbare beslis- of rekenregels moeten opgesteld en in een databestand opgenomen worden;
3. de kennis nodig voor het toepassen van de Vuistregels moet expliciet worden gemaakt;
4. als het voorgaande succesvol is doorlopen kan worden besloten verder te detailleren:
 - nader uitwerken van het ontwerp (data + regels + structuur);
 - evaluatie, leidend tot het feitelijk bouwen van het kennissysteem.

6.2 Het RISYWA-computermodel

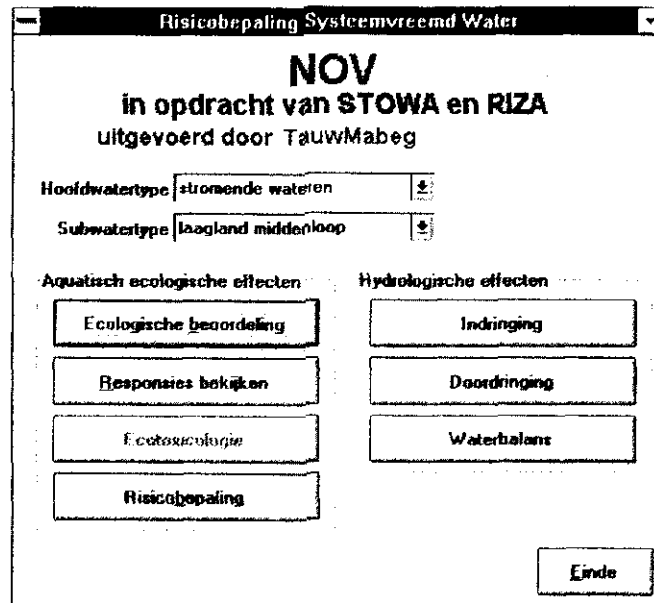
Doelstelling van het RISYWA-computermodel is duidelijk maken dat de tot dan toe verzamelde gegevens systematisch gebruikt en weergegeven kunnen worden in een voor waterbeheerders toegankelijke (gebruikersvriendelijke) computerapplicatie. Daarnaast dient de bouw van het computermodel aan te geven welke onderdelen lastig te integreren zijn of nog nader onderzocht dienen te worden.

De eisen die aan het computermodel gesteld worden zijn:

- modulair van opzet, dat wil zeggen dat het eenvoudig moet zijn om onderdelen toe te voegen, te wijzigen of te verwijderen ("slimme kennismontage");
- duidelijk en eenduidig in opzet en gebruik voor de gebruiker;
- heldere begeleidende documentatie;
- overzichtelijk;
- gebruiksvriendelijk;
- eenduidig, dus niet voor meerderlei uitleg vatbaar;
- beslissingsondersteunend;
- duidelijkheid ten aanzien van de modellen die in het beoordelingsmethodiek ingebed zijn;
- controleerbaar.

Bovenstaande eisen hebben, in combinatie met de beschikbare kennis en middelen, geleid tot een eerste geautomatiseerde versie van de in hoofdstuk 5 beschreven methodiek: het RISYWA-model. De schematische opzet van het RISYWA-computermodel is weergegeven in het stroomdiagram zoals dat is opgenomen in bijlage H. Het computermodel bestaat uit een aantal onderdelen, ingedeeld in een tweetal hoofdcategorieën, te weten "aquatisch-ecologische aspecten van waterinlaat" en "hydrologische effecten van waterinlaat". In de categorie "aquatisch-ecologische effecten" vallen het presenteren van STOWA-beoordelingsprofielen, het genereren van Responsie-grafieken en risico-diagrammen. In de categorie "hydrologische effecten" worden de resultaten van de studie indringing/doordringing gepresenteerd en kan een eenvoudige waterbalans opgesteld worden die de waterkwaliteits- en kwantiteitseffecten van inlaat simuleren en invoer kunnen leveren voor de Responsiefuncties en ecologische Vuistregels.

Naast de te behandelen afzonderlijke modules heeft het RISYWA-model een aantal extra faciliteiten. Zo kan in elk scherm steeds de HELP-functie aangeropen worden die verklarende/toelichtende tekst op het betreffende scherm geeft. Hierbij is gebruik gemaakt van zogenaamde "Hypertekst" waarbij het met de muis aanklikken van een onbekende term de bijbehorende HELP-pagina activeert. Naast de HELP-functie is in bijna elk scherm de mogelijkheid uitvoer te genereren van tekstblokken, ecologische profielen (grafisch), Responsiegrafieken, risicodiagrammen en -tabellen.



Figuur 6.1 Het hoofdscherm van het computermodel RISYWA met daarin duidelijk het (sub)watertype als start voor de methodiek en daaronder de hoofdgroepen "aquatisch-ecologische" en "hydrologische" effecten.

6.3 Nadere uitwerking onderdelen RISYWA-model

Het RISYWA-model start altijd met de keuze van het (sub)watertype. De keuze van het watertype is in feite het doorlopen van de dichotome beslisboom die uitgeschreven en in bijlage A weergegeven is.

In de categorie "aquatisch-ecologische aspecten" vallen het demonstreren van STOWA-beoordelingsprofielen, Responsiegrafieken en risicodiagrammen. In de categorie "hydrologische effecten" worden de resultaten van de studie indringing/doordringing gepresenteerd en kan een eenvoudige waterbalans opgesteld worden die de waterkwaliteits- en kwantiteitseffecten van inlaat simuleert en invoer kan leveren voor de Responsiefuncties en ecologische Kennisregels.

6.3.1 Aquatisch-ecologische aspecten

Onder de aquatisch-ecologische aspecten zijn in het RISYWA-model de volgende onderdelen geschaard:

- ecologische beoordeling (volgens STOWA);
- bekijken van afzonderlijke Responsies;

- risico-inschatting:
 - met behulp van Responsies;
 - met behulp van Kennisregels;
 - met behulp van Responsies én Kennisregels.

Ecologische beoordeling

In deze routine is het mogelijk om uit export-bestanden, afkomstig van bestaande STOWA-beoordelingssystemen, de ecologische profielen in kleur te reconstrueren en desgewenst op te slaan. Opmerking: het betreft dus beoordelingsprofielen waarin voor de huidige situatie voor een bepaald monsterpunt en een bepaalde monsterdatum de berekende ecologische niveaus gepresenteerd worden. Door het selecteren van de juiste STOWA-invoertabel kan een gewenst ecologisch profiel opgeroepen en gepresenteerd worden. Deze tabel dient dan wel in dbase-formaat te zijn (STOWA-export). Indien de juiste STOWA-invoertabel geselecteerd is geeft het computermodel een melding van de in de tabel voorkomende monsterpunten waarvoor een ecologisch profiel is berekend met bijvoorbeeld EBEOSLO of EBEOSWA. Naast een melding van de aanwezige monsterpunten in de STOWA-tabel, wordt door het computermodel ook de in de tabel aanwezige monsterdata weergegeven. De combinatie van monsterpunt en monsterdata geven een uniek monster waarvan het resultaat gepresenteerd kan worden.

Afzonderlijke Responsies bekijken

Een maatstaf is een kwantitatieve maat voor een karakteristiek. Per (sub)watertype verschilt de samenstelling en configuratie van de maatstaven. Om met behulp van de in het programma opgenomen Responsiefuncties de (mogelijke) verandering van het ecologische niveau te kunnen berekenen zijn abiotische invoervariabelen noodzakelijk. Voorbeelden van invoervariabelen zijn zuurgraad, ammoniumstikstof, orthofosfaat etc.

Risico-inschatting

In deze routine kan het risico van gewijzigde inlaat op het ecologische niveau van een subwatertype bepaald worden. Risico moet hierbij geïnterpreteerd worden als een aanduiding van de aantastings- dan wel verbeteringsmogelijkheden die de gewijzigde inlaat op het aquatische ecosysteem naar verwachting met zich mee zal brengen. Risico-inschatting is op verschillende wijzen mogelijk:

- **Met behulp van Responsies**

Risico-inschatting met behulp van Responsies houdt in dat het risico alleen bepaald wordt met behulp van de Responsies. Kennisregels ("expert-judgement") worden hierbij dus niet meegenomen. Deze optie is alleen mogelijk bij "Stromende Wateren" en "Sloten", voor de overige hoofdwatertypen zijn geen Responsiefuncties afgeleid. Voor toepassing wordt een databestand geselecteerd. Dit databestand moet een dbase-bestand (extensie *.dbf) zijn. In dit dbase-bestand staan de variabelen zoals die voor de Responsiefuncties van het betreffende watertype nodig zijn (minder kan ook indien niet alle variabelen bekend/berekend/geschat zijn). Desgewenst kan in het model de waarde van

een variabele nog aangepast worden. Voor de uitgangssituatie kan een historische situatie, een huidige situatie of een gesimuleerde situatie gebruikt worden.

- **Met behulp van Kennisregels**

Risico-inschatting met behulp van Kennisregels houdt in dat het risico alleen bepaald wordt met behulp van de Kennisregels (uit literatuuronderzoek). Hierbij wordt dus geen gebruik gemaakt van Responsiefuncties. Deze optie is voor alle watertypen mogelijk en is voor "Kanalen", "Meren & Plassen" en "Zand-, grind- en kleigaten" zelfs de enige mogelijkheid om tot een risico-uitspraak te komen. Risico's zoals die op basis van de Kennisregels bepaald worden, worden op de in paragraaf 3.6 beschreven wijze gepresenteerd. Bij de risicobepaling op basis van Kennisregels is het mogelijk de gewichten per Kennisregel aan te passen. Het is dus mogelijk zelf aangemaakte sets van gewichten te gebruiken. De default-gewichtenset kan niet aangepast worden. Van de Kennisregels kan alleen het gewicht worden gewijzigd, het nummer en de omschrijving kunnen niet gewijzigd worden.

- **Met behulp van Responsies en Kennisregels**

Risico-inschatting met behulp van Responsies en Kennisregels houdt in dat het risico bepaald wordt met behulp van alle Vuist- en Kennisregels en Responsiefuncties die voor het betreffende (sub)watertype beschikbaar zijn. Deze optie is alleen voor "Sloten" en "Stromende Wateren" toepasbaar. Bij de risico-inschatting op basis van Kennisregels en Responsies is nog van belang dat in het RISYWA-model de verhouding tussen de risicobepaling met behulp van Responsies en de risicobepaling met behulp van Kennisregels aangegeven kan worden.

Risico's zoals die op basis van de Responsiefuncties berekend worden, kunnen op verschillende manieren gepresenteerd worden:

- **Risico voor alle variabelen (risicodiagram)**

Dit risicodiagram geeft op grafische wijze de gemiddelde Responsiewaarde per variabele weer in een kleurschakering (mede afhankelijk van de aard van de waarde: positief of negatief). Het risico is vervolgens het rekenkundig gemiddelde van de eindwaarden per variabele (dus het gemiddelde van meerdere gemiddelden). Hiermee wordt voorkomen dat variabelen waar veel Responsiefuncties voor zijn bepaald een groter gewicht in het eindresultaat hebben dan variabelen waar maar één Responsiefunctie voor bepaald is.

- **Risicotabel**

Met deze optie is het mogelijk om de resultaten, zoals die bij de optie "Risico voor alle variabelen" grafisch gepresenteerd zijn, in een tabel weer te geven (*.txt bestand). In deze tabel staan per maatstaf en variabele de berekende Responsies en bijbehorende klassen/niveaus en de verschillen hierin. Ook worden de maximale positieve en

negatieve Responsiewaarden apart weergegeven (range). De tabel wordt afgesloten met een aanduiding van het risico.

- **Risico per variabele op alle maatstaven**

Bepalen van het risico per variabele op basis van de geselecteerde bestanden voor uitgangssituatie en alternatieve situatie. Bijvoorbeeld voor het risico voor de variabele BZV worden alle Responsiefuncties die BZV als invoervariabele kennen berekend, ongeacht de maatstaf.

- **Risico per variabele per maatstaf**

Bepalen van het risico per variabele voor een geselecteerde maatstaf, bijvoorbeeld het risico van de verandering in Kjeldahl-stikstof voor de maatstaf Trofie voor uitgangssituatie en alternatieve situatie. In deze optie wordt dus maar één Responsiefunctie berekend en wordt het risico weergegeven in een Responsiegrafiek zoals die te presenteren zijn bij de optie "Responsies bekijken" in het hoofdmenu.

- **Risico per maatstaf**

Bepalen van het risico per variabele voor een geselecteerde maatstaf, bijvoorbeeld het risico van de verandering in Kjeldahl-stikstof voor de maatstaf Trofie voor uitgangssituatie en alternatieve situatie.

6.3.2 Hydrologische aspecten

Bij de hydrologische aspecten worden de Vuistregels voor indringing/doordringing gepresenteerd en kan een eenvoudige waterbalans voor een bepaald wateraanvoertype berekend worden. Per wateraanvoertype geldt een andere set van hydrologische Vuistregels. Met behulp van deze regels en de mede hiermee opgestelde waterbalans kan invoer voor de Responsiefuncties gegenereerd worden, zodat een risico bepaald kan worden.

Indringing/doordringing

Indringing en doordringing zijn op basis van volgende structuur in het computermodel gebracht:

- kleigebied/vertakte structuur;
- zandgebied/boomstructuur;
- veengebied/maasstructuur.

Per gebiedstype zijn de betreffende Vuistregels, figuren en tabellen opvraagbaar en te exporteren naar tekst- en figuurbestanden.

Waterbalans

De waterbalans stelt de gebruiker in staat om via een één- of meerreservoirsbenadering op basis van verhoudingen tussen waterhoeveelheden een nieuwe waterkwaliteit te berekenen.

Deze nieuwe, berekende, waterkwaliteit kan ingevoerd worden voor de risicobepaling. In deze eenvoudige balans wordt uitgegaan van onderlinge verhoudingen van verschillende waterkwaliteiten, er wordt geen rekening gehouden met omzettingsprocessen. De belangrijkste onderscheiden waterkwaliteiten zijn systeemvreemd inlaatwater, systeemeigen water en systeemvreemd effluentwater. Per inlaat is het mogelijk om de hoeveelheid en de kwaliteit aan te geven. Deze waterkwaliteiten kunnen uit een bestand worden gelezen. Voor effluent water en overstort water (gescheiden en gemengd) zijn ook defaultwaarden voor de kwaliteit aanwezig. De met behulp van de waterbalans berekende en vervolgens opgeslagen waterkwaliteit kan weer bij de risico-inschatting gebruikt worden om het resultaat te bekijken.

Met de waterbalans is het mogelijk een gebied in meerdere delen op te knippen. Per gebied is het mogelijk om:

- de grootte van het gebied aan te geven;
- systeemvreemd water in te laten;
- effluentwater in te laten;
- overstortwater in te laten;
- de nieuwe mengwaterkwaliteit op basis van conservatieve menging te berekenen en op te slaan.

7 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

7.1 Conclusies

Algemeen

In het kader van dit project is een methodiek ontwikkeld waarin de op dit moment beschikbare kennis is samengebracht en toegankelijk gemaakt ten behoeve van de ondersteuning van waterbeheerders bij het nemen van beslissingen omtrent het wel of niet, meer of minder inlaten van water. De methodiek is bovendien uitgewerkt tot een geautomatiseerd beslissing ondersteunend systeem voor het operationele waterbeheer (RISYWA: Risico-inschatting SYsteemvreemd Water).

De informatie die dit onderzoek en deze methodiek levert heeft met name betrekking op de risico's van aanvoer van systeemvreemd water voor het aquatisch ecosysteem; bij het nemen van beslissingen omtrent waterinlaat spelen nog vele andere factoren een rol die bijvoorbeeld betrekking hebben op de beschikbaarheid van voldoende water. De nu gepresenteerde methodiek laat dan ook onverlet dat bij beslissingen omtrent waterinlaat een integrale belangenafweging noodzakelijk is.

De opgestelde methodiek heeft een bredere toepassing dan alleen wateraanvoer vanuit de grote rivieren: ook lozingen kunnen met de methodiek beoordeeld worden op hun risico's voor het aquatische ecosysteem.

Aquatich-ecologische aspecten

De indeling in watertypen op basis van abiotische kenmerken maakt de STOWA-systematiek aantrekkelijk als instrument om de effecten van systeemvreemd water te bepalen. Het feit dat de STOWA-systematiek gebaseerd is op een landsdekkend databestand versterkt deze aantrekkelijkheid.

Het leggen van relaties tussen abiotische variabelen enerzijds en het ecologisch niveau van het oppervlaktewater anderzijds op basis van het landsdekkende STOWA-databestand (Responsiefuncties) is met voldoende betrouwbaarheid mogelijk voor de watertypen "stromende wateren" en "sloten"; voor de andere watertypen zijn op dit moment onvoldoende gegevens bekend om betrouwbare relaties te kunnen leggen.

Het STOWA-databestand omvat een niet-aselecte steekproefcollectie en het is bovendien niet mogelijk om betrouwbare Responsiefuncties af te leiden voor alle verklarende abiotische variabelen. Het is daarom alleen mogelijk om, uitgaande van een set abiotische variabelen, met behulp van de Responsiefuncties aan te geven wat het "risico voor verandering" van het ecologisch niveau van het oppervlaktewater is als gevolg van een wijziging in de inlaat van systeemvreemd water. Een daadwerkelijke voorspelling van het ecosysteem (ecologisch beoordelingsprofiel) is niet mogelijk.

Als gevolg van inlaat van systeemvreemd water kunnen mogelijk subtiele veranderingen optreden. Door de berekening en bewerking van afzonderlijke Responsies ontstaat inzicht in deze veranderingen, beter dan wanneer uitspraken op het niveau van klassen of ecologische niveaus worden gedaan.

Uit een groot aantal literatuurbronnen zijn zogenaamde Kennisregels afgeleid die een uitspraak doen over het effect van systeemvreemd water op (een deel van) het aquatisch ecosysteem. De Kennisregels zijn op onderzoeken gebaseerde "wetmatigheden". De omstandigheden en de schaal waarop deze onderzoeken uitgevoerd zijn, zijn zo goed mogelijk vertaald in een effectaanduiding (positief of negatief, gering-sterk), een gewicht (voor de werkingssfeer) en een VETO-aanduiding. Deze kentallen zijn opgesteld op basis van "expert-judgement" en zijn derhalve voor discussie vatbaar.

De Kennisregels zijn voor een deel tegenstrijdig en hebben vaak betrekking op de invloed van inlaatwater met een specifieke kwaliteit op een min of meer natuurlijke situatie. Voor een juiste interpretatie van de Kennisregels in het kader van deze methodiek is kennis van zaken dan ook noodzakelijk.

Hydrologische aspecten

De hydrologische aspecten van waterinlaat kunnen met de inzet van diverse hydrologische instrumenten worden benaderd: Vuistregels, waterbalans, hydraulische-, geohydrologische- en integrale modellen. In deze volgorde neemt de gegevensbehoefte toe en daarmee ook de kosten. Voordeel is dat door de inzet van modellen een meer gedetailleerd ruimtelijk en temporeel beeld van waterkwantiteit en -kwaliteit in een studiegebied bepaald kan worden; bij de inzet van een waterbalans wordt een gemiddelde voor het hele gebied of een onderscheiden reservoir bepaald. Voor hellende gebieden (Limburg) is gebleken dat de waterbalansbenadering redelijke tot goede uitkomsten geeft in vergelijking met de inzet van een hydraulisch of geohydrologisch model. Voor poldergebieden blijkt deze overeenkomst veel minder zijn. Een andere opzet van de waterbalans en een hiermee gepaard gaande verdeelsleutel vormen hiervoor de aanleiding. Extra complicerende factor is hierbij veelal de gebrekkige/incomplete beschikbaarheid van bruikbare (meet)gegevens.

Voor de bepaling van de systeemeigen waterkwaliteit zijn een aantal methodieken beschikbaar. In de praktijk blijken deze vaak sterk verschillende uitkomsten te geven. Met name de in het kader van WSV-vermesting berekende N- en P-gehalten liggen vaak aan de hoge kant. Het is niet in algemene zin aan te geven welke methode in welke situatie het beste resultaat geeft.

Indringing van systeemvreemd water in het bodemsysteem is een proces dat in kwantitatieve zin niet of nauwelijks een rol speelt. Afhankelijk van de kwel/wegzijingssituatie dringt het systeemvreemde water niet of slechts enkele meters in de bodem en in perioden met een neerslagoverschot (winter) verdwijnt deze "intrusie" weer geheel.

Ondanks dat indringing beperkt blijft tot de oeverzone, zijn dit veelal wel de locaties waar bepaalde (semi-terrestrische) natuurwaarden voorkomen. De invloed van systeemvreemd

water op (semi-)terrestrische systemen kan dus wat oppervlakte betreft gering zijn, maar kan in een bepaalde zone kwalitatief gezien sterk zijn.

Doordringing van systeemvreemd water in het oppervlaktewaterstelsel is duidelijk afhankelijk van de ligging van in- en uitlaatpunt en de structuur van het oppervlaktewaterstelsel. In het algemeen kan worden gesteld dat de doordringing groter is in gebieden waar het inlaatpunt en het uitlaatpunt niet hetzelfde zijn. Op basis van berekeningen voor zand-, klei- en veengebieden karakteristieke oppervlaktewaterstelsels kan worden geconcludeerd dat de doordringing van systeemvreemd water afneemt in de reeks zand-veen-klei. De mate van kwel en wegzijging heeft slechts een beperkte invloed op de doordringing.

De resultaten van dit onderdeel van het project bieden bijvoorbeeld handvaten voor het beschermen van een natuurgebied tegen de invloed van systeemvreemd water door het zoveel mogelijk beperken, dan wel sturen van de ruimtelijke verspreiding van systeemvreemd water door een juiste locatie van in- en uitlaatpunten.

7.2 Aanbevelingen voor het gebruik van de methodiek

Bij de toepassing van de methodiek moeten veel aannames worden gedaan, onder andere met betrekking tot de waterkwaliteit als daar geen of onvoldoende (meet)gegevens van beschikbaar zijn. Het verdient daarom aanbeveling om voor iedere situatie een gevoeligheidsanalyse uit te voeren, waarbij bijvoorbeeld de volgende zaken worden gevarieerd:

- de mengverhouding tussen systeemeigen- en systeemvreemd water,
- de systeemeigen waterkwaliteit op basis van verschillende methodieken, die in de praktijk vaak sterk verschillende uitkomsten geven,
- verschillende sets weegfactoren voor Kennisregels.

Het ontwikkelde computerprogramma RISYWA biedt de mogelijkheid om in korte tijd een groot aantal verschillende berekeningen uit te voeren, zodat ondanks een veelheid aan factoren toch in korte tijd inzicht in deze complexe problematiek kan worden verkregen.

Het verdient aanbeveling bij toepassing van de methodiek niet alleen naar de einduitkomsten te kijken (totaalrisico). Door de mogelijkheid de effecten van afzonderlijke variabelen te bekijken ontstaat een beter inzicht in het systeem en in het bestaan van biotische "bottle-necks" (karakteristieken/maatstaven) of juist van abiotische "bottle-necks" (variabelen). Op basis van dit inzicht kan bijvoorbeeld het beheer worden geoptimaliseerd of kunnen bepaalde specifieke problemen gericht worden aangepakt.

In de nu ontwikkelde methodiek wordt voor het bepalen van de waterkwaliteit uitgegaan van conservatieve menging van twee (of meer) verschillende soorten water; hierbij wordt geen rekening gehouden met eventuele omzettingsprocessen die kunnen optreden. Deze benadering is toereikend als eerste schatting en zelfs voldoende in systemen waarin watertransport sterk overheerst (korte verblijftijd); in watersystemen met een lange verblijftijd waar omzet-

tingsprocessen veel belangrijker zijn, is voor een juiste voorspelling van de waterkwaliteit de inzet van waterkwaliteitsmodellen noodzakelijk.

7.3 Aanbevelingen voor uitbreiding van de methodiek c.q. het computerprogramma

In de nu ontwikkelde methodiek is de aandacht sterk gericht op waterkwaliteitsvariabelen als nutriënten en macro-ionen. Een belangrijk aspect bij beslissingen omtrent waterinlaat is de aanwezigheid van toxische of andere milieuhygiënisch bezwaarlijke stoffen in het systeemvreemde water. Dit aspect wordt nu geheel buiten beschouwing gelaten. Om dit hiaat op te heffen verdient het aanbeveling een (eenvoudige) ecotoxicologische module in de RISYWA-methodiek en het RISYWA-model op te nemen. Hierdoor wordt aanvullende informatie verkregen over de effecten van systeemvreemd water op het aquatisch ecosysteem.

In de huidige opzet is de effectaanduiding van Kennisregels onafhankelijk van het verschil in waterkwaliteit tussen systeemeigen water en systeemvreemd water. Voor een juiste beoordeling van het risico van de wijziging van de inlaat van systeemvreemd water is het noodzakelijk dat dit kwaliteitsverschil mede het op basis van de Kennisregels berekende risico bepaalt.

Op basis van de deelstudie "Doordringing van systeemvreemd water in het oppervlakte-waterstelsel" zijn enkele Vuistregels opgesteld. In de huidige opzet van de methodiek worden deze echter buiten beschouwing gelaten. Ten opzichte van de huidige opzet kan een zekere meerwaarde worden bereikt door bijvoorbeeld het integreren van deze Vuistregels in de waterbalansbenadering.

Het terrestrische aspect van waterinlaat, zoals nu uitgewerkt in het aspect "indringing", blijkt kwantitatief van ondergeschikt belang; onvoldoende is echter bekend over de kwalitatieve gevolgen van systeemvreemd water in oeverzones. Het verdient aanbeveling nader onderzoek hierop te richten.

Betrouwbare Responsiefuncties konden alleen worden afgeleid voor de watertypen "stromende wateren" en "sloten". Dit werd voor een deel veroorzaakt door een gebrek aan gegevens. Wanneer over een aantal jaren door de waterbeheerders in het kader van routinematig en projectmatig onderzoek (veel) meer gegevens zijn verzameld, verdient het aanbeveling om op basis van aanvullingen van het STOWA-databestand meer Responsiefuncties af te leiden; zo mogelijk ook voor de andere watertypen: "kanalen", "meren en plassen" en "zand-, grind- en kleigaten".

REFERENTIELIJST

- Arnold, G., 1996. *MOZART in a nutshell*. RIZA, Lelystad.
- Awater, R.H.C.M., A.G. Klink & H. Cuppen 1990. *De meetlat: een biologisch beoordelings-systeem voor het oppervlaktewater in Gelderland*. Provincie Gelderland, Dienst Milieu en Water, Afdeling Water, Arnhem.
- Barendregt, A. & M.J. Wassen, 1989. *Het hydrologische model ICHORS: de relaties tussen water- en moerasplanten en milieufactoren in Noord-Holland*. Rijksuniversiteit Utrecht.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. *Waterplanten en waterkwaliteit*. Stichting uitgeverij K.N.N.V., Utrecht.
- Boers, P.C.M., H.L. Boogaard, J. Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M. Noij, C.W.J. Roest, E.F.W. Ruijgh & J.A.P.H. Vermulst, 1996. *Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw*. Onderzoeksproject WSV, uitgevoerd door RIZA, SC-DLO en WL.
- Bosch, P.P.J. van den & M.R. van Nauta Lemke, 1995. *Fuzzy control: laveren tussen vage wiskunde en harde werkelijkheid*. In: *Natuur & Techniek*, 63, 3, pp.152-163.
- Brink, Van de, N.W., 1990. *Inleiding tot het gebruik van het programma CANOCO 2.1*. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer, Sectie Aquatische Ecologie.
- Delft Hydraulics & Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1995a. *SOBEK User's Guide, version 1.10*.
- Delft Hydraulics & Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1995b. *SOBEK Technical Reference Guide, version 1.10*.
- Dijk, Van, S., 1995. *Responsie van macrofyten op waterinlaat in veensloten: Responsie gerelateerd aan verschuiving in kwaliteitsklassen binnen het STOWA-beoordelings-systeem voor Sloten*. Afstudeerscriptie HTO Milieuchemie i.o.v. Tauw Civiel en Bouw, Deventer.
- Duel, H., J.L. Fiselier, F. Klijn & C. Kwakernaak, 1989. *Gebiedsvreemd water in Nederland. Een verkenning van de problematiek van gebiedsvreemd water en de ruimtelijke oplossingsmogelijkheden*. SCMO-rapport R 89/42, CML-mededeling 52, in opdracht van de RPD.
- Elswijk, M. van, 1996. *Kunstwerken of kunstgrepen? Een modelstudie naar de inlaat van systeemvreemd water in het beekdal van de Lollebeek (N-Limburg) met het oppervlaktewatermodel SOBEK*. RIZA-werkdocument 96.143x, Lelystad.
- Halcrow & HR Wallingford, 1995. *ISIS Flow / ISIS Quality: user manual*. Howberg Park, Wallingford.
- Hoek, van der, W.F. & P.F.M. Verdonschot, 1994. *Naar een landelijk aquatisch ingreep-effectmodel (vooronderzoek PAW*AQUAREGI)*. IBN-DLO, rapport 117, Wageningen.
- Hoogendoorn, J., P. Wonink, M.A. van Workum-Nijenhuis, W.A. van Vilsteren & J. Luijendijk, 1996. *Invloed van gebiedsvreemd water op de standplaatsfactoren van terrestrische systemen*. Tauw Milieu + Tauw Civiel en Bouw i.o.v. RIZA.

- Hovenkamp-Obbema, I.R.M., S.P. Klapwijk & J.E.F. Landwijk, 1983. *Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord- en Zuid-Holland*. In: H₂O 15: 406-412.
- Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding Wageningen, 1984. *De waterhuishouding in de natuurreservaten 'De Oude gooren, de Oetert en de Berken' in het zuidelijk peergebied*. Nota 1493, Wageningen.
- Kemmers, R.H., 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; deel 1: De Stalenmethode*. Staring Centrum, Rapport 64.1, Wageningen.
- Kemmers, R.H., 1993. *Ecohydrologie: concepten en methoden van een interdisciplinair vakgebied*. Staring Centrum, Technisch Document 8, Wageningen.
- Klijn, F., A. ten Harmsel & C.L.G. Groen, 1992. *Ecoseries 2.0. Naar een ecoserieclassificatie, ten behoeve van het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2*. Onderzoek effecten grondwaterwinning 5, Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden, CML-rapport 85.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman, 1995. *De N:P-ratio: een eenvoudig hulpmiddel bij ecologisch beheer van waterwingebieden*. In: H₂O (28) 2 : 94-97.
- Kors, A., F. Claessen, H. Vermulst, H. Bos, E. Boven, R. Van Ek, W. De Lange, G. Arnold, J. Hoogeveen & D. Davidse, 1996. *beleidsanalyse WSV: thema verdroging & grondwater*. concept-rapportage.
- Landinrichtingsdienst Zuid-Holland, 1994. *Hydrologisch Onderzoek Krimpenerwaard*.
- Lange, W.J. de, 1991. *NAGROM: een landsdekkend instrument voor grondwaterbeleid en -beheer*. H₂O(24), nr. 16.
- Lange, W.J. de, 1996. *Groundwater modelling of large domains with analytical elements*. Proefschrift Technische Universiteit Delft.
- Leus, F.M.R., 1996. *Plan van aanpak NOV - thema 10. Onderdeel 2b, abiotische modellering*. RIZA, Lelystad.
- Leus, F.M.R., M. van Elswijk, M.E. Sillion & T. Slot, 1997. *Een modelstudie naar de inlaat van systeemvreemd water: de NAGROM-MOZART-SOBEK modellentrein in twee regionale cases toegepast*. In voorbereiding, RIZA, Lelystad.
- Linde, Ter, N. & P.B. Worm, 1996. *Pilotstudie: inventarisatie van mogelijkheden voor uitbreiding van SAM met een aquatische effectvoorspellingsmodule*. Tauw Civiel en Bouw, Deventer.
- Linden, Van der, M., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. *Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen: ontwikkeling van dosis-effectfuncties ten behoeve van DEMNAT-2*. RIVM, CML-rapport 86.
- Lyon, de, M.J.H. & J.G.M. Roelofs, 1986. *Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid (1 + 2)*. Rapporten LD en Laboratorium voor Aquatische Oecologie, KUN, Nijmegen.
- Marwijk, A.J. Van, 1995. *Inventarisatie van de Waterkwaliteit in zes gebieden rondom Woerden: Eindrapport*. In opdracht van Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, District West II.
- McDonald, M.G. & A.W. Harbaugh, 1988. *A modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow-Model*. U.S. Geological Survey.

- Meinardi, 1991. *De stroom van voedingsstoffen (N,P,K) van de bodem naar het kleine open water*. RIVM, rapport 724903004, Bilthoven.
- Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1995. *Waterstaatkundig Informatie Systeem (WIS), handleiding versie 0.2*. Meetkundige Dienst.
- Pebesma, E.J. & J.W. de Kwaadsteniet, 1994. *Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991*. RIVM, rapport 714810014, Bilthoven.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers, 1995a. *Effecten van gebiedsvreemd water op aquatische ecosystemen. Responsie van biotische maatstaven, deelproject Sloten*. Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers, 1995b. *Effecten van gebiedsvreemd water op aquatische ecosystemen. Responsie van biotische maatstaven, deelproject Stromende Wateren*. Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers, 1995c. *Effecten van gebiedsvreemd water op aquatische ecosystemen. Responsie van biotische maatstaven, deelproject Meren en Plassen, Zand-, Grind- en Kleigaten en Kanalen*. Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Pelle, P., 1996. *Balansenstudie van Polder Achttienhoven*. Hogeschool 's-Hertogenbosch i.o.v. Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden, District West II.
- Platte, R.W.C. & P.B. Worm, 1996. *Risicobepaling systeemvreemd water. Handleiding behorende bij het computermodel RISYWA. Bijlage bij NOV-rapport 10*. TauwMabeg Civiel en Bouw i.o.v. NOV en STOWA, Deventer.
- Provincie Limburg, 1991. *Provinciaal Waterhuishoudingsplan 1991-1995: Water in Balans*.
- Roelofs, J.G.M. (red.), 1989. *Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op ecosystemen*. Proceedings van een symposium gehouden op 21 december 1988. Faculteit Natuurwetenschappen, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Roelofs, J.G.M., 1991. *Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalisation*. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Steen, A., 1995. *Relaties tussen hogere waterplanten en fysische/chemische factoren: onderzoek naar de relatie tussen hogere waterplanten en de fysische/chemische factoren van water in zandsloten in Nederland met betrekking tot inlaat van gebiedsvreemd water*. Afstudeerscriptie HTO Milieuchemie i.o.v. Tauw Civiel en Bouw, Deventer.
- Stichting Natuur & Milieu, 1989. *Verdroging in Nederland: oorzaken, omvang en oplossingen*. Utrecht.
- STOWA, 1992. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelings-systeem voor stromende wateren op basis van macrofauna*. Uitgave Stichting Toegestemd Onderzoek Waterbeheer, No 92-08, Utrecht.
- STOWA, 1993a. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelings-systeem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën*. Uitgave Stichting Toegestemd Onderzoek Waterbeheer, No 93-14, Utrecht.

- STOWA, 1993b. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelings-systeem voor ondiepe meren en plassen op basis van vegetatie en fytoplankton.* Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 93-16, Utrecht.
- STOWA, 1994a. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelings-systeem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton.* Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 94-01, Utrecht.
- STOWA, 1994b. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelings-systeem voor zand-, grond- en kleigaten op basis van fyto- en zoöplankton, macrofyten en epifytische diatomeeën.* Uitgave Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, No 94-18, Utrecht.
- Strack, O.D.L., 1989. *Groundwater Mechanics.* Prentice Hall.
- Tauw Civiel en Bouw, 1994. *Integraal Waterbeheer Nieuwkoop, div. rapportages.* In opdracht van Provincie Zuid-Holland.
- Tauw Civiel en Bouw, 1995. *Effecten van gebiedsvreemd water op aquatische (en terrestrische ecosystemen).* Derde concept-projectplan. Tauw Civiel en Bouw, Deventer.
- Tauw Infra Consult b.v., 1992. *Onderzoek naar de milieu-effecten van gebiedsvreemd water in Noord-Brabant en Limburg.*
- Torenbeek, R., P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler, 1987. *Biologische gevolgen van vergroting van de waterinlaat in de provincie Drenthe.* Rijksinstituut voor Natuurbeheer, RIN-rapport 87/20.
- Veen, Van der, G.J. & A.C. Garritsen, 1994. *Kennisoverzicht Ecohydrologie: Een inventarisatie van kennis en expertise op het gebied van ecohydrologie en verdroging.* NOV-rapport 7.
- Verdonschot, P.F.M., 1990. *Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands).* Province of Overijssel and Research Institute for Nature Management. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Vermulst, J.H.P.H, J. Hoogeveen, W.J. de Lange, H.B. Bos & U. Pakes, 1996. *MONA, an interface for GIS-based coupled saturated and unsaturated groundwater modelling in the Netherlands.* RIZA, Lelystad.
- Visser, H.J.S.M. & A.A. Helmens, 1988. *Verdrogen of vervuilen: de ecologische effecten van gebiedsvreemd water.* In: Milieu 1988/5, pp.148-154.
- Voet, Van der, P., D. Slothouwer, P.J.T. van Bakel & J. Vreke, 1991. *Bepaling van de landbouwkundige rentabiliteit van waterconservering en wateraanvoer in het waterschap Noord-Limburg.* Staring Centrum, rapport 105, Wageningen.
- Waterschap Peel & Maasvallei, 1967. *Leggerkaarten van de Lollebeek en de Grensloot.*
- Weenink, H., 1994. *Gebiedsvreemd water en Waterplanten.* Afstudeeropdracht Rijkshogeschool IJsseland i.o.v. Tauw Civiel en Bouw, Deventer.
- WL & RIZA. *Definitiestudie MOZART (1993).* Waterloopkundig Laboratorium & RIZA.
- Zheng, C., 1992. *A Modular Three-Dimensional Transport Model For Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminant in Groundwater Systems.* S.S. Papadopoulos & Associates, Maryland.
- Zuiveringschap Limburg. *Waterkwaliteitsgegevens van de Lollebeek in 1993.*

Zuiveringsschap Veluwe. 1992. *Inlaten IJsselwater.....*

Zwolsman, J.J.G., 1996. *Chemische kwaliteit van de Rijkswateren. Ontwikkeling van de waterkwaliteit van Rijn, Maas en IJsselmeer (1971-1993)*. In: *Landschap 1996* 13/3: 133-144.

BEGRIPPENLIJST

Abundantie

Het aantal individuen van een soort in een monster.

Algemene soorten

Soorten die nagenoeg altijd in het watertype aangetroffen worden over de van nature aanwezige amplitude (spreidingsbreedte) van fysische en chemische milieufactoren. Deze soorten komen ook voor in situaties waarbij sprake is van menselijke beïnvloeding.

Alkaliniteit

Dit is het anorganische koolstofgehalte in milli-equivalenten per liter. Gebruikte synoniemen zijn zuurbindend vermogen, bufferend vermogen, biologische hardheid en tijdelijke hardheid. Wat dit laatste betreft: de permanente hardheid bestaat uit Ca- en Mg- zouten.

Alternatieve situatie

Bij een alternatieve situatie kan gedacht worden aan een berekende toekomstige situatie met andere inlaatsituatie (met behulp van hydrologische modellen of een waterbalans) of een gestelde streefsituatie.

Bufferend vermogen

De relatieve ionenconcentraties blijken meer invloed te hebben op het voorkomen van organismen dan de absolute concentraties. De dominante anionen zijn Cl, HCO₃ en SO₄.

Chloriniteit

Het chloridegehalte (mg/l).

Dichotome beslisboom

Een ja/nee-beslisboom (binair).

Doordringing

Doordringing is de mate waarin systeemvreemd oppervlaktewater zich via het oppervlaktewaterstelsel in een bepaald gebied verspreidt.

Ecologische beoordeling

In deze routine is het mogelijk om uit exportfiles, afkomstig van bestaande STOWA-beoordelingssystemen, de ecologische profielen in kleur te reconstrueren en desgewenst op te slaan. Opmerking: het betreft dus beoordelingsprofielen waarin voor de huidige situatie voor een bepaald monsterpunt

en een bepaalde monsterdatum de berekende ecologische niveaus gepresenteerd worden.

Ecologische effecten

De effecten van waterinlaat zijn in een tweetal hoofdcategorieën ingedeeld, te weten "ecologische effecten" en "hydrologische effecten". In de categorie "ecologische effecten" vallen het demonstreren van STOWA-beoordelingsprofielen, Responsie-grafieken en risico-diagrammen. In de categorie "hydrologische effecten" worden de resultaten van de studie indringing/doordringing gepresenteerd en kan een eenvoudige waterbalans opgesteld worden die de waterkwaliteits- en kwantiteitseffecten van inlaat simuleren en invoer kunnen leveren voor de Responsiefuncties en ecologische Kennisregels.

Ecologisch kwaliteitsniveau

Het hoogste kwaliteitsniveau is het niveau waar zowel de algemene als de specifieke soorten aanwezig zijn; het bijna hoogste kwaliteitsniveau vormt de overgang tussen hoogste en middelste kwaliteitsniveau; het middelste kwaliteitsniveau kenmerkt zich door het voorkomen van de meeste algemene soorten maar waarbij de specifieke soorten verdwenen zijn; het laagste kwaliteitsniveau is dat niveau waarbij ook de algemene soorten bijna verdwenen zijn; het beneden laagste niveau is het niveau waarbij de soorten verwijzen naar *menselijke beïnvloeding*.

Ecologisch profiel

Het ecologisch profiel is het samenvattende overzicht van de ecologische beoordeling middels een van de STOWA-beoordelingssystemen. Het overzicht wordt op grafische wijze gepresenteerd door het aangeven van de ecologische niveaus van de verschillende maatstaven.

Ecotoop

Een ecotoop is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van (vegetatie)structuur, successiestadium en de belangrijkste abiotische factoren die voor de aanwezige flora en fauna van belang zijn.

Eutrofiëring

Toename in voedselrijkdom, waarbij de voedselrijkdom met name bepaald wordt door de twee elementen stikstof in de vorm van nitraat, nitriet of ammonium, fosfor in de vorm van fosfaat.

Fuzzy systemen

Fuzzy-control betekent letterlijk "vaag regelen". Fuzzy control wordt steeds meer toegepast in elektronische consumentenartikelen maar ook in vele gecompliceerde systemen waarin de besturingsproblemen met conventionele

regeltechnieken niet goed kunnen worden opgelost. Kenmerk van "fuzzy"-systemen dat het werkt op basis van terugkoppelingen en dat het functioneren van de menselijke geest en lichaam veelal model staat voor het ontwerp. Fuzzy systemen zijn in staat met linguïstische (vage) grootheden om te gaan. Grenzen tussen deze grootheden zijn niet scherp maar vaag.

Hoofdwatertype

Een hoofdwatertype is in de RISYWA-methodiek de hoogste indeling in de watertypologie. De onderscheiden hoofdwatertypen zijn "Sloten", "Stromende Wateren", "Kanalen", "Zand-, grind- & kleigaten" en "Meren & Plassen". Deze indeling sluit aan bij die van de STOWA-beoordelingssystemen. Een keuze van het hoofd- en subwatertype is nodig om de juiste Responsiefuncties en Kennisregels toe te kunnen passen voor de risico-beoordeling.

Hydrologische effecten

Bij de hydrologische effecten worden de Vuistregels voor indringing/doordringing gepresenteerd en kan een eenvoudige waterbalans voor een bepaald wateraanvoertype berekend worden. Per wateraanvoertype geldt een andere set van hydrologische Vuistregels. Met behulp van deze regels en de mede hiermee opgestelde waterbalans kan invoer voor de Responsiefuncties gegenereerd worden zodat een risico bepaald kan worden.

Indicatorsoort

Een soort (taxon) die verwijst naar een bepaalde factor (en de waarde ervan, eventueel een bepaalde range waarin die waarde kan liggen).

Indringing

Indringing is de mate waarin systeemvreemd oppervlaktewater vanuit de waterlopen in het grondwatersysteem dringt en vervolgens de standplaatsen van terrestrische ecosystemen kan beïnvloeden.

Kanalen

Het hoofdwatertype "Kanalen" onderscheidt zich in de beslisboom van de overige watertypen doordat "Kanalen", net als "Sloten", niet vlakvormig zijn, gegraven zijn, breder dan 10 meter en dieper dan 1,5 meter zijn.

Karakteristiek

Een karakteristiek beschrijft de mate waarin de levensgemeenschap beïnvloed wordt door een bepaalde factor. De factor zelf wordt niet beschreven. Als maatstaf voor een karakteristiek wordt gebruik gemaakt van de mate van voorkomen van de indicatorsoorten.

Kennissysteem

Kennissystemen worden toegepast waar oplossingen niet direct via algoritmen te berekenen zijn en exacte gegevens onvoldoende beschikbaar zijn. Daarnaast worden kennissystemen ook vaak ingezet om complexe problemen met veel gegevens toch relatief snel te kunnen oplossen (rechtspraak, geologie, medische diagnostiek etcetera). Kennissystemen worden veelal in een speciaal daarvoor gemaakte programmeeromgeving gemaakt. Kennissystemen kunnen werken met beslisregels die een complexe samenhang kunnen vertonen. Welke keuzes, wanneer en waarom door het systeem worden gemaakt is opvraagbaar. Dit vergroot de waarde en de controleerbaarheid van de resultaten.

Kwaliteitsklasse (Slotensysteem)

Klasse 3 bij het type "Sloten" is de hoogste ecologische klasse. Klasse 3 gaat over in klasse 2 als, uitgaande van de ideale situatie, geen specifieke soorten meer aangetroffen worden en waar de helft van het totaal aantal tolerante soorten verschenen is met weinig individuen. Klasse 2 als de middelste klasse bij "Sloten" gaat over in klasse 1 op basis van dominantie van soorten. De grens tussen klasse 2 en 1 ligt daar (startend vanuit de ideale situatie) waar voor het eerst een van de tolerante soorten dominant is. Klasse 1 is de laagste klasse bij "Sloten". Deze klasse staat voor een situatie waarin meerdere (> 1) tolerante soorten dominant zijn.

Kwaliteitsniveau

Het kwaliteitsniveau geeft aan in welke normeringsklasse van de betreffende karakteristiek een Responsiewaarde gelegen is. In de STOWA-beoordelingssystemen wordt een vijftal niveaus onderscheiden:

- het beneden laagste kwaliteitsniveau is het, vanuit de ecologie bezien, allerslechtste kwaliteitsniveau. De beïnvloeding van de natuurlijke, aquatische levensgemeenschap is maximaal;
- het laagste kwaliteitsniveau is, vanuit de ecologie bezien, nog steeds een erg slecht kwaliteitsniveau. De beïnvloeding van de natuurlijke, aquatische levensgemeenschap is nog erg sterk;
- het middelste kwaliteitsniveau is, vanuit de ecologie bezien, dat kwaliteitsniveau waarin de beïnvloeding van de natuurlijke, aquatische levensgemeenschap matig beïnvloed wordt;
- het bijna hoogste kwaliteitsniveau is, vanuit de ecologie bezien, dat kwaliteitsniveau waarin de beïnvloeding van de natuurlijke, aquatische levensgemeenschap slechts gering beïnvloed wordt;
- het hoogste kwaliteitsniveau is, vanuit de ecologie bezien, dat kwaliteitsniveau waarin geen beïnvloeding van de natuurlijke, aquatische levensgemeenschap plaats vindt.

Maatlat

Een instrument om de ecologische afstand van een water tot de gewenste situatie te meten.

Maatstaf

Een maatstaf is een kwantitatieve maat voor een karakteristiek. Per (sub)w-
atertype verschilt de samenstelling en configuratie van de maatstaven.

Meetpunt

Zie monsterpunt.

Meren en plassen

Het hoofdwatertype "Meren & Plassen" onderscheidt zich in de beslisboom van de overige watertypen doordat dit type vlakvormig is en ondieper is dan 6 meter.

Monsterpunt

Locatie waar water, zwevende stof en/of de waterbodempkwaliteit bemonsterd en gemeten wordt. Deze bemonstering kan zowel biologisch als fysisch-chemisch (of beiden) zijn.

Referentie

De referentie is een hypothetisch water met ideale eigenschappen. Het betreft een abstractie van de werkelijke situatie die aangeeft in welke richting een water zich kan ontwikkelen onder ideale omstandigheden.

Responsies

De Responsiefuncties zijn gebaseerd op het STOWA-bestand en zijn opgesteld voor de hoofdwatertypen "Sloten" en "Stromende Wateren". Voor de overige hoofdwatertypen was het bestand te beperkt om betrouwbare correlaties tussen biotiek en abiotiek vast te kunnen stellen.

Risico-inschatting

Middels de inschatting kan het risico van gewijzigde inlaat op een subwatertype bepaald worden. Risico moet hierbij geïnterpreteerd worden als een aanduiding van de aantastings- dan wel verbeteringsmogelijkheden die de gewijzigde inlaat op het aquatische ecosysteem naar verwachting met zich mee zal brengen.

Risico variabelen

Bepalen van het risico voor alle variabele en alle maatstaven op basis van de geselecteerde bestanden voor uitgangssituatie en alternatieve situatie. In deze optie worden dus alle Responsiefuncties berekend. Het risico is vervolgens

bepaald door middeling van de gemiddelde Responsie per variabele. Het resultaat wordt grafisch weergegeven in een zogenaamd "Risicodiagram", waarin middels een kleurschakering de mate van risico per variabele wordt aangeduid.

Risico per variabele op alle maatstaven

Bepalen van het risico per variabele op basis van de geselecteerde bestanden voor uitgangssituatie en alternatieve situatie. Bijvoorbeeld voor het risico voor de variabele BZV worden alle Responsiefuncties die BZV als invoervariabele kennen berekend, ongeacht de karakteristiek.

Risico per variabele per karakteristiek

Bepalen van het risico per variabele voor een geselecteerde karakteristiek, bijvoorbeeld het risico van de verandering in Kjeldahl-stikstof voor de karakteristiek Trofie voor uitgangssituatie en alternatieve situatie. In deze optie wordt dus maar één Responsiefunctie berekend en wordt het risico weergegeven in een Responsiegrafiek zoals die te presenteren zijn bij de optie "Responsies bekijken" in het hoofdmenu.

Risico per karakteristiek

Bepalen van het risico per variabele voor een geselecteerde karakteristiek, bijvoorbeeld het risico van de verandering in Kjeldahl-stikstof voor de karakteristiek Trofie voor uitgangssituatie en alternatieve situatie.

Risicodiagram

Het risicodiagram geeft op grafische wijze de gemiddelde Responsiewaarde per variabele weer in een kleurschakering (mede afhankelijk van de aard van de waarde: positief of negatief). Het risico is vervolgens de gemiddelde waarde van de eindwaarden per variabele (dus het gemiddelde van meerdere gemiddelden). Hiermee wordt voorkomen dat variabelen waar veel Responsiefuncties voor bepaald een groter gewicht in het eindresultaat hebben dan variabelen waar maar één Responsiefunctie voor bepaald is.

RISYWA

In het kader van NOV-thema 10: effecten van gebiedsvreemd water, is in opdracht van STOWA en RIZA een computermodel ontwikkeld dat de waterbeheerder in staat stelt de risico's die verbonden zijn aan een te wijzigen inlaatsituatie. Bij dit laatste kan gedacht worden aan meer, minder, starten of stoppen met inlaten. Middels waterkwaliteitsgegevens, Responsiefuncties en Kennisregels wordt een risico geformuleerd. Het model is RISYWA gedoopt, hetgeen staat voor Risiko-inschatting SYstemvreemd WATER.

Saliniteit

De saliniteit is de totale ionenconcentratie. De belangrijkste kationen zijn Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ en K^+ . De belangrijkste anionen zijn HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} en Cl^- .

Saprobiëring

Verrijking met organische stoffen.

Sloten

Het hoofdwatertype "Sloten" onderscheidt zich in de beslisboom van de overige watertypen doordat "Sloten" niet vlakvormig zijn, gegraven zijn en bovendien niet breder dan 10 meter en niet dieper dan 1,5 meter zijn.

Specifieke soorten

Soorten die in het type aangetroffen worden afhankelijk van specifieke omstandigheden. Bij enige mate van menselijke beïnvloeding verdwijnen deze soorten.

Stromende wateren

Het hoofdwatertype "Stromende Wateren" onderscheidt zich in de beslisboom van de overige watertypen doordat Stromende Wateren niet vlakvormig zijn en een natuurlijke oorsprong hebben (niet gegraven zijn).

Subwatertype

Een subwatertype is een onderverdeling van een bepaald hoofdwatertype. Binnen het hoofdwatertype "Sloten" bestaan bijvoorbeeld de subtype "Brakke Sloten" en "Zure Sloten". Een keuze van het hoofd- en subwatertype is nodig om de juiste Responsiefuncties en Kennisregels toe te kunnen passen voor de risico-beoordeling.

Typologisch beoordelingsmethodiek

Indeling van stromende wateren ten behoeve van de beoordeling.

Uitgangssituatie

De uitgangssituatie kan een historische situatie, een huidige situatie of een gesimuleerde situatie gebruikt zijn.

Variabele

In het RISYWA-computerprogramma zijn de variabelen die factoren die vereist zijn als abiotische invoer in de opgestelde Responsiefuncties. Voorbeelden zijn zuurgraad, ammoniumstikstof, orthofosfaat, etc.

Waterbalans

De waterbalans in het RISYWA-model stelt de gebruiker in staat om middels een één- of meerreservoirbenadering op basis van verhoudingen een nieuwe waterkwaliteit te berekenen. Deze nieuwe, berekende, waterkwaliteit kan ingevoerd worden voor de risicobepaling. Bij een eenvoudige balans kan uitgegaan worden van onderlinge verhoudingen van verschillende waterkwaliteiten. Belangrijke te onderscheiden waterkwaliteiten zijn systeemvreemd inlaatwater, systeemeigen water, systeemvreemd effluentwater.

Zand-, grind- en kleigaten

Het hoofdwatertype "Zand-, grind- en kleigaten" onderscheidt zich in de beslisboom van de overige watertypen doordat dit type vlakvormig is en, in tegenstelling tot "Meren & Plassen", dieper is dan 6 meter.

BIJLAGE A: Watertypologie en beslisboom

Bijlage A.1 Keuze hoofd-watertype

Directe keuze door gebruiker:

1. sloten;
2. stromende wateren;
3. kanalen;
4. zand-/grind-/kleigaten;
5. meren/plassen.

Als voor een watertype gekozen is kan vervolgens direct een subtype ingevoerd worden of alsnog overgestapt worden op de bij het hoofdwatertype behorende beslisboom.

Keuze via beslisboom:

1. is het element vlakvormig?

→ ja: stap 1a

→ nee: stap 2

- 1a) is de diepte ≥ 6 m?

→ ja: zand-/grind-/kleigaten

→ nee: meren/plassen ($d < 6$ m)

2. is het element oorspronkelijk gegraven?

→ ja: stap 2a

→ nee: stromende wateren

- 2a) is $b > 10$ m en $d > 1.5$ m?

→ ja: kanalen

→ nee: stap 2b

- 2b) is $b < 10$ m en $d < 1,5$ m?

→ ja: sloten

→ nee: geen STOWA-type, gebruiker kiest op ervaring of het een sloot, kanaal is (b.v. $b > 10$, $d < 1.5$) of gegraven beek is.

Bijlage A.2: Keuze sub-watertype voor hoofdtype sloten

Abiotische variabelen:

- pH < 5: zure sloten
300 < Cl < 1000: licht-brakke sloten
Cl > 1000: brakke sloten
geol. ondergrond zand: zandsloten
geol. ondergrond klei: kleisloten
geol. ondergrond veen: veensloten

Beslisboom sloottype:

1. is pH watergang < 5?
→ ja: zure sloot
→ nee: stap 2
2. is 300 mg/l < Cl < 1000?
→ ja: licht brakke sloot
→ nee: stap 3
3. is Cl > 1000 mg/l?
→ ja: brakke sloot
→ nee: stap 4
4. is ondergrond zand?
→ ja: zandsloot
→ nee: stap 5
5. is ondergrond klei?
→ ja: kleisloot
→ nee: stap 6
6. is ondergrond veen?
→ ja: veensloot
→ nee: A: het is geen sloot volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van sloottype-module.

Bijlage A.3: Keuze sub-watertype voor hoofdtype "kanalen"

Typen:

- zandkanaal;
- veenkanaal;
- kleikanaal;
- brak kanaal;
- sterk brak kanaal.

Beslisboom:

1. is chloride > 4000 mg/l?
→ ja: sterk brak kanaal
→ nee: stap 2
2. is $300 < Cl < 4000$ mg/l?
→ ja: brak kanaal
→ nee (dus $Cl < 300$): stap 3
3. is ondergrond zand (dekzandlandschap)?
→ ja: zandkanaal
→ nee: stap 5
4. is ondergrond klei?
→ ja: kleikanaal
→ nee: stap 6
5. is ondergrond veen?
→ ja: veenkanaal
→ nee: A: het is geen kanaal volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van kanaaltype-module.

Bijlage A.4: Keuze sub-watertype voor hoofdtype "stromende wateren"

Typen:

- heuvellandserie: bovenloop
 middenloop
 benedenloop
- laaglandserie: bovenloop
 middenloop
 benedenloop

Beslisboom:

1. ligt het type in zuid-limburg?
 - ja: heuvelland serie: stap 2
 - nee: laagland serie: stap 3

2. heuvelland serie:
 - 2a) breedte < 2 m?
 - ja: bovenloop
 - nee: stap 2b

 - 2b) breedte 2 - 8 m?
 - ja: middenloop
 - nee: stap 2c

 - 2c) breedte > 8 m?
 - ja: benedenloop
 - nee: A: het is geen stromend watertype uit heuvellandserie volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
 - B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van stromend watertype-module.

3. laagland serie:

3a) breedte < 3 m?

→ ja: bovenloop (afsluiten)

→ nee: stap 2b

3b) breedte 3 - 10 m?

→ ja: middenloop (afsluiten)

→ nee: stap 2c

3c) breedte > 10 m?

→ ja: benedenloop (afsluiten)

→ nee: A: het is geen stromend water uit laaglandserie volgens STOWA-systeem:
terug naar watertype-keuze module;

B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van stromend watertype-module.

Bijlage A.5: Keuze sub-watertype voor hoofdtype "meren/plassen"

Typen:

- zachte wateren;
- duinplassen;
- laagveenplassen;
- overige (harde) wateren;
- brakke wateren.

Beslisboom:

1. is het een: ven/heideplas/(zweem)plas met zuur water/leemput/zandgroeve?
→ ja: zacht water (afsluiten)
→ nee: stap 2
2. is het een duinplas?
→ ja: duinplas (afsluiten)
→ nee: stap 3
3. is het een petgat/grote laagveenplas?
→ ja: stap 3a
→ nee: stap 4
 - 3a) is Cl < 300 mg/l?
→ ja: laagveenplas (afsluiten)
→ nee: stap 4
4. is het een laagveenplas met Cl > 300 mg/l of brakke plas of afgesloten zeearm of oude kreek met Cl > 300 mg/l?
→ ja: brak water (afsluiten)
→ nee: stap 5
5. is het een afgesloten zeearm of oude kreek met Cl = < 300 mg/l of een oude rivierarm of een polderplas of ondiep grindgat of gegraven vijver of IJsselmeer en randmeren of overig water?
→ ja: overige (harde) wateren (afsluiten)
→ nee: A: het is geen meer/plas volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van meer-/platype-module.

Bijlage A.6: Keuze sub-watertype voor hoofdtype "zand-/grind-/kleigaten"

- zoet-circumneutraal
- zuur
- brak

Beslisboom:

1. is $\text{pH} < 5$?
 - ja: stap 1a
 - nee: (dus $\text{pH} > 5$) stap 2
 - 1a) is minimale chloride gehalte in 1 jaar $< 300 \text{ mg/l}$?
 - ja: zuur gat (afsluiten)
 - nee: A: het is geen gat volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van gattype-module.
2. is $\text{Cl} > 300 \text{ mg/l}$?
 - ja: brak gat (afsluiten)
 - nee: stap 3
3. is $\text{Cl} < 300 \text{ mg/l}$?
 - ja: zoet gat (afsluiten)
 - nee: A: het is geen gat volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van gattype-module.

BIJLAGE B: Overzicht van de Responsiefuncties

Bijlage B.1: Responsiefuncties sloten

Functies met bijbehorende variabelen en R-waarde (correlatie-coëfficiënt) voor de Responsies van de biotische maatstaven [Peeters & Gardeniers, 1995a].

Gehanteerde functies (y = responsie in %, x = waarde van de variabele):

lin $y = A_0 + A_1 * x$

exp $y = A_0 * e^{(A_1 * x)}$

ln $y = A_0 + A_1 * \ln(x)$

macht $y = A_0 * x^{(A_1)}$

Verklaring permanentie:

1 : permanent

2 : < 1 mnd/jaar droog

3 : 1-3 mnd/jaar droog

4 : > 3 mnd/jaar droog

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
trofie diatomeeën						
	orthofosfaat	zand	ln	116.14	25.52	0.94
		klei	ln	76.05	20.66	0.97
		veen	ln	78.61	17.27	0.92
		licht-brak	ln	60.67	36.31	0.88
	totaalfosfaat	zand	ln	98.43	33.50	0.97
		klei	ln	65.49	24.75	0.96
		veen	ln	70.24	24.98	0.91
		licht-brak	ln	34.27	51.84	0.91
trofie macrofyten						
	orthofosfaat	zand	ln	109.58	34.00	0.92
		klei	ln	83.83	46.75	0.85
		veen	ln	83.92	21.16	0.95
		licht-brak	ln	61.03	44.02	0.94
	totaalfosfaat	zand	ln	86.31	38.60	0.93
		klei	ln	75.48	48.88	0.95
		veen	ln	71.49	28.40	0.92
		licht-brak	ln	45.50	46.61	0.87
	bicarbonaat	zand	ln	-200.33	50.64	0.94

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
saprobie diatomeeën						
	ammonium	zand	ln	52.38	39.54	0.93
		klei	ln	73.76	24.78	0.90
		veen	ln	49.26	26.47	0.94
		licht-brak	ln	46.02	27.86	0.88
	Kjeldahl-N	zand	ln	-37.55	77.90	0.90
		klei	ln	-11.36	60.76	0.95
		veen	ln	-19.29	54.79	0.90
		licht-brak	ln	-17.46	42.46	0.81
saprobie macrofauna						
	ammonium	zand	ln	65.65	26.26	0.93
		klei	ln	68.53	33.71	0.97
		veen	ln	77.39	39.62	0.97
		licht-brak	ln	65.89	20.67	0.84
	Kjeldahl-N	zand	ln	-54.67	104.77	0.90
		klei	ln	-71.93	99.98	0.76
		veen	ln	-46.21	86.85	0.86
		licht-brak	ln	-38.38	52.60	0.68
	EGV	klei	ln	-634.26	101.48	0.91
		veen	ln	-638.22	100.53	0.97
		licht-brak	ln	-299.77	48.27	0.93

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
variant-eigen karakter zand						
	calcium	zand	ln	211.18	-51.26	0.93
	chloride	zand	macht	22247.55	-1.74	0.88
	EGV	zand	macht	1196385	-1.84	0.84
	pH	zand	exp	5010.93	-0.83	0.74
	ammonium	zand	macht	10.03	-1.05	0.84
	Kjeldahl-N	zand	macht	39.48	-1.48	0.90
	orthofosfaat	zand	macht	3.05	-0.61	0.87
	totaalfosfaat	zand	macht	5.44	-0.65	0.81
	peilfluctuatie	zand	macht	159.54	-1.61	0.92
	permanentie	zand	exp	761.58	-1.79	0.92
variant-eigen karakter klei						
	chloride	klei	macht	155948.18	-1.57	0.96
	EGV	klei	macht	573.75	-0.46	0.91
	ammonium	klei	macht	2.91	-2.22	0.87
	Kjeldahl-N	klei	macht	69.20	-0.97	0.84
	totaalfosfaat	klei	macht	22.57	-1.07	0.92
	peilfluctuatie	klei	ln	99.65	-46.84	0.85
	permanentie	klei	ln	85.74	-58.42	0.91
variant-eigen karakter veen						
	calcium	veen	ln	108.30	-21.81	0.92
	chloride	veen	macht	1499323	-2.78	0.98
	EGV	veen	macht	1.509x10 ¹¹	-3.68	0.99
	pH	veen	exp	158937.21	-1.29	0.79
	ammonium	veen	macht	6.996	-0.98	0.92
	Kjeldahl-N	veen	macht	718.46	-3.69	0.97
	orthofosfaat	veen	macht	4.64	-0.80	0.95
	totaalfosfaat	veen	macht	6.18	-1.14	0.95
	peilfluctuatie	veen	macht	72.34	-0.96	0.86
	permanentie	veen	macht	78.0	-1.61	0.99

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
brakkarakter diatomeeën						
	chloride	zand	ln	-210.04	55.06	0.93
		klei	ln	-109.49	26.95	0.95
		veen	ln	-84.03	21.29	0.96
		licht-brak	ln	-173.44	32.86	0.91
	EGV	zand	ln	-400.57	63.51	0.89
		klei	ln	-359.47	55.14	0.95
		veen	ln	-333.77	53.49	0.94
		licht-brak	ln	-286.64	39.89	0.78
brakkarakter macrofauna						
	chloride	zand	ln	-93.68	21.01	0.94
		klei	ln	-148.76	30.92	0.84
		veen	ln	-107.18	23.38	0.99
		licht-brak	ln	-228.51	38.51	0.98
		brak	ln	-463.69	66.54	0.93
	EGV	zand	ln	-38.09	7.74	0.87
		klei	ln	-272.08	57.09	0.95
		veen	ln	-121.80	19.24	0.92
		licht-brak	ln	-253.95	35.83	0.96
		brak	ln	-110.85	20.70	0.83

MAATSTAF	VARIABLE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
zuurkarakter diatomeeën						
	calcium	zand, veen	exp	105.68	-0.043	0.97
zuurkarakter macrofauna						
	calcium	zand, veen	exp	106.60	-0.03	0.86
waterchemie, bicarbonaatrijk water						
	% bicarb	zoet	lin	-21.28	1.38	0.87
waterchemie, chloriderijk water						
	% chloride	zoet	lin	-54.14	3.08	0.95
		licht-brak	lin	-77.09	3.45	0.61
waterchemie, sulfaatrijk water						
	% SO4	zoet	lin	-34.28	2.39	0.97

Bijlage B.2: Responsiefuncties Stromende Wateren

Functies met bijbehorende variabelen en R-waarde (correlatie-coëfficiënt) voor de Responsies van de biotische maatstaven [Peeters & Gardeniers, 1995b].

H = heuvellandserie

L = laaglandserie

Gehanteerde functies (y = responsie in %, x = waarde van de variabele):

exp $y = A_0 * e^{(A_1 * x)}$

ln $y = A_0 + A_1 \ln(x)$

macht $y = A_0 * x^{(A_1)}$

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
stroming						
	stroomsnelheid	H boven	ln	-140.30	55.84	0.85
		H midden	ln	-118.28	45.16	0.87
		H beneden	ln	-478.13	124.04	0.89
		L boven	ln	-338.17	120.60	0.89
		L midden	ln	-165.66	64.82	0.89
		L beneden	ln	-81.96	38.47	0.89
	peilfluctuatie	L boven	ln	150.08	-91.53	0.87
trofie						
	orthofosfaat	H boven	ln	41.52	7.78	0.92
		H midden	ln	21.16	17.96	0.65
		H beneden	ln	23.92	36.95	0.66
		L boven	ln	47.51	27.80	0.98
		L midden	ln	51.88	30.51	0.81
		L beneden	ln	52.53	40.44	0.97
	totaalfosfaat	H boven	ln	25.85	22.22	0.73
		H midden	ln	10.01	18.47	0.76
		L boven	ln	68.35	74.73	0.91
		L midden	ln	35.37	53.60	0.89
		L beneden	ln	41.96	57.00	0.86

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
saprobie						
BZV		H boven	ln	-14.37	54.66	0.81
		H midden	ln	-61.44	63.91	0.94
		H beneden	ln	-68.45	78.09	0.92
		L boven	ln	-18.53	62.01	0.99
		L midden	ln	-71.83	97.72	0.96
		L beneden	ln	-60.33	85.89	0.90
EGV		H boven	ln	-874.94	140.72	0.85
		H midden	ln	-821.29	131.28	0.97
		L boven	ln	-1471.32	246.25	0.95
		L midden	ln	-911.95	150.24	0.89
		L beneden	ln	-1589.45	254.77	0.87
ammonium- stikstof		H boven	ln	43.89	22.81	0.95
		H midden	ln	16.17	37.43	0.97
		H beneden	ln	8.15	51.14	0.74
		L boven	ln	52.88	35.40	0.97
		L midden	ln	38.08	48.49	0.93
		L beneden	ln	26.65	35.70	0.92
Kjeldahl-N		H boven	ln	4.70	20.29	0.98
		H midden	ln	-26.82	53.58	0.96
		L boven	ln	-23.69	64.76	0.96
		L midden	ln	-60.73	85.35	0.96
		L beneden	ln	-48.42	72.82	0.89

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
variant-eigen karakter						
	chloride	H boven	macht	84379.64	-2.29	0.93
		H midden	macht	6322.83	-1.41	0.93
		L boven	macht	1413.24	-1.19	0.79
		L midden	macht	234243233	-4.20	0.90
		L beneden	macht	182119138	-4.05	0.94
EGV		H boven	exp	511.60	-0.01	0.92
		H midden	macht	278605813	-2.49	0.93
		L boven	exp	18085.3	-0.02	0.96
		L midden	exp	726.65	-0.007	0.78
		L beneden	exp	50508342	-0.025	0.94
	ammonium- stikstof	H boven	macht	21.04	-0.79	0.94
		H midden	macht	36.97	-0.75	0.87
		H beneden	macht	47.33	-2.05	0.94
		L boven	macht	12.74	-0.92	0.97
		L midden	macht	17.56	-1.14	0.88
		L beneden	macht	40.39	-1.75	0.91
	Kjeldahlstik- stof	H boven	macht	74.60	-1.29	0.87
		H midden	macht	92.28	-1.11	0.88
		H beneden	macht	142.13	-1.73	0.85
		L boven	macht	72.44	-1.48	0.92
		L midden	macht	272.56	-2.67	0.94
		L beneden	macht	328.64	-2.44	0.94
	orthofosfaat	H boven	macht	21.74	-0.51	0.84
		H midden	macht	39.10	-0.77	0.98
		H beneden	macht	19.52	-1.53	0.87
		L boven	macht	7.49	-0.72	0.97
		L midden	macht	4.14	-1.23	0.95
		L beneden	macht	7.61	-1.17	0.89

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
variant-eigen karakter						
	totaalfosfaat	H boven	macht	21.69	-0.61	0.82
		H midden	macht	48.31	-1.29	0.85
		H beneden	macht	33.52	-1.02	0.82
		L boven	macht	10.67	-0.89	0.97
		L midden	macht	9.36	-1.24	0.88
		L beneden	macht	10.28	-1.13	0.92
	stroomsnelheid	H boven	exp	0.792	0.085	0.87
		H beneden	exp	0.115	0.067	0.97
		L boven	exp	0.320	0.160	0.92
		L midden	exp	1.33	0.081	0.98
		L beneden	exp	3.15	0.069	0.85
	calcium	L boven	macht	4102.45	-1.374	0.85
		L midden	exp	878.10	-0.07	0.74
	bicarbonaat	L boven	macht	941807.23	-2.23	0.97
	peilfluctuatie	L boven	ln	51.66	-22.31	0.91

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
knipper						
	ammonium- stikstof	H boven	macht	13.54	-1.01	0.87
		H midden	macht	44.99	-1.27	0.89
		H beneden	macht	147.08	-3.22	0.94
		L boven	macht	12.21	-0.97	0.96
		L midden	macht	67.55	-1.05	0.86
	Kjeldahlstik- stof	H boven	macht	67.04	-1.99	0.88
		H midden	macht	180.00	-1.74	0.88
		H beneden	macht	1143.55	-3.76	0.82
		L boven	macht	96.21	-1.81	0.93
		L midden	macht	541.41	-1.98	0.80
vergaarder						
	BZV	H boven	ln	11.07	35.47	0.82
		H midden	ln	-23.38	55.56	0.86
		H beneden	ln	-1.21	39.94	0.75
		L boven	ln	-2.21	58.14	0.93
		L midden	ln	-49.15	86.74	0.75
	ammonium- stikstof	H boven	ln	71.88	27.32	0.81
		H midden	ln	-15.11	78.54	0.89
		H beneden	ln	23.51	61.77	0.79
		L boven	ln	59.28	41.14	0.91
	Kjeldahlstik- stof	H boven	ln	23.18	65.42	0.95
		L boven	ln	11.87	50.06	0.83

MAATSTAF	VARIABELE	SUBTYPE	FUNCTIE	A0	A1	R
zand						
	stroomsnelheid	H boven	exp	1266.00	-0.101	0.83
		H midden	exp	1502.23	-0.075	0.85
plant						
	orthofosfaat	L boven	ln	61.51	30.91	0.86
		L midden	ln	91.87	70.64	0.71
	totaalfosfaat	L boven	ln	58.06	29.21	0.90
slib						
	BZV	H boven	ln	-13.55	54.68	0.78
		H midden	ln	-97.93	94.10	0.94
		H beneden	ln	-29.56	62.53	0.79
		L boven	ln	-13.43	66.57	0.92
		L midden	ln	-17.22	70.76	0.90
		L beneden	ln	-16.36	63.18	0.78
	ammoniumstikstof	H boven	ln	53.02	24.77	0.87
		H midden	ln	1.77	50.89	0.95
		H beneden	ln	38.35	45.10	0.77
		L boven	ln	64.82	27.41	0.95
		L midden	ln	47.38	45.53	0.88
		L beneden	ln	40.44	28.75	0.88
	Kjeldahlstikstof	H boven	ln	4.29	43.66	0.85
		H midden	ln	-58.60	73.52	0.93
		H beneden	ln	-76.14	88.26	0.93
		L boven	ln	-6.17	58.15	0.90
		L midden	ln	-21.22	59.02	0.86
		L beneden	ln	-6.33	45.78	0.79

Maximaal gemiddelde score voor permanentie voor laaglandserie bovenlopen:

PERMANENTIE	VARIANT-EIGEN KARAKTER	STROMING
permanent	75	100
< 1 mnd/jaar droog	50	95
1-3 mnd/jaar droog	50	80
> 3 mnd/jaar droog	35	70

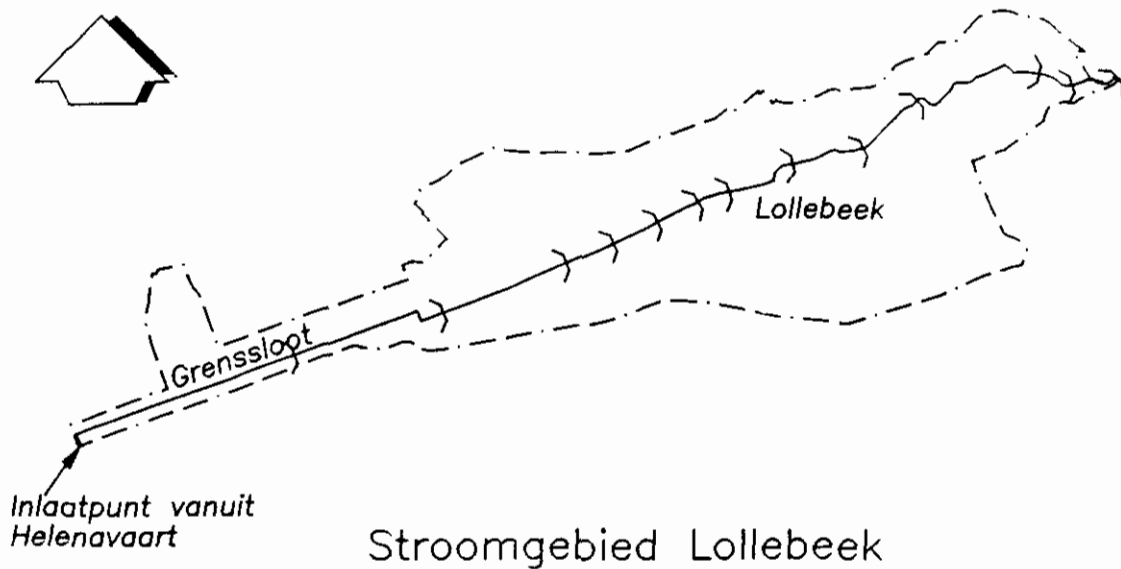
BIJLAGE C: Ontwikkeling methodiek: case Lollebeek

Inhoudsopgave

C.1	GEBIEDSBESCHRIJVING EN GEBRUIKTE GEGEVENS	BC.2
C.2	BEPALING (SUB)WATERTYPE	BC.3
C.3	TOEPASSING RESPONSIEFUNCTIES	BC.4
C.4	BEPALING AANDEEL EN KWALITEIT SYSTEEMEIGEN WATER	BC.10
C.4.1	Inleiding	BC.10
C.4.2	De (aangepaste) methode van Meinardi	BC.10
C.4.3	RIVM-grondwatermeetgegevens	BC.13
C.4.4	De "winterwater"-kwaliteit	BC.16
C.4.5	De WSV-vermestingsommen	BC.17
C.5	BEPALING AANDEEL SYSTEEMEIGEN EN -VREEMD WATER	BC.19
C.5.1	Inleiding	BC.19
C.5.2	Toepassing van een eenvoudige water-en stoffenbalans	BC.19
C.5.3	Toepassing van hydrologische modellen	BC.23
C.6	GEBRUIK WATERBALANS BIJ AANWEZIGHEID PUNTLOZING	BC.29
C.6.1	Inleiding	BC.29
C.6.2	Kwantitatieve aspecten van het "opknippen"	BC.30
C.6.3	Kwalitatieve aspecten van het opdelen van het balansgebied	BC.32
C.7	RISICO-INSCHATTING MET BEHULP VAN DE RESPONSIES	BC.38
C.7.1	Risico's op basis van eenvoudige balansberekeningen	BC.38
C.7.2	Risico's op basis van modelberekeningen	BC.41
C.8	CONCLUSIES	BC.43
	APPENDICES	BC.44

C.1 GEBIEDSBESCHRIJVING EN GEBRUIKTE GEGEVENS

In het waterschap "Peel en Maasvallei" is het stroomgebied van de "Lollebeek" gelegen (figuur C.1). Dit stroomgebied wordt gekenmerkt door inlaat van oorspronkelijk Maaswater vanuit de Helenavaart. De Lollebeek stroomt uit in de Grootte Molenbeek. Het stroomgebied heeft een oppervlakte van circa 2.540 ha, en maakt deel uit van het stroomgebied van de Grootte Molenbeek. Van deze 2.540 ha is circa 2.020 ha (80%) in landbouwkundig gebruik. Wateraanvoer ten behoeve van de landbouwkundige watervoorziening speelt in Noord-Limburg een belangrijke rol [Van der Voet et al, 1991].



Figuur C.1 Het stroomgebied van de Lollebeek met de hoofdwaterringang en kunstwerken.

Voor de case is gekozen om de gegevens van 1993 te gebruiken, mede in verband met bij het RIZA aanwezige gegevensbestanden (onder andere vermessingsommeten). De volgende gegevens zijn gebruikt:

- locatie/licging Lollebeek op 1:50.000-kaart met omgrenting stroomgebied (LSW¹) (zie ook appendix 1, 2 en 3);
- beschrijving van de waterloop: ligging kunstwerken (stuwten), leggergegevens (dimensio-nering), klepstanden, streefpeilen en het landgebruik (waterschap);
- waterkwantiteitsgegevens van 1993: peilen en debieten van het meetstation in de beneden-loop (waterschap);
- waterkwaliteitsgegevens (zuiveringsschap):
 - fysisch-chemische gegevens;
 - biologische-gegevens (uitvoer EBEOSWA);
- waterinlaatgegevens: perioden en hoeveelheden (waterschap).

¹ Een LSW is een Local Surface Water. RIZA heeft Nederland op basis van een aantal gebiedskentmerken opgedeeld in LSW's (hydrologische eenheden).

De EBEOSWA-gegevens zijn belangrijk in die zin dat ze een kwaliteitsoordeel vellen over de huidige biotische en chemische waterkwaliteit. De voor de huidige situatie bekende scores kunnen op de maatlat uitgezet worden tegen de scores zoals die uit de Responsies zijn te bepalen. Er zal geen nieuw ecologisch profiel opgesteld worden maar de verschillende Responsies geven een inschatting van het risico voor de aquatische levensgemeenschap bij inlaat (of het stoppen daarvan) van systeemvreemd water.

C.2 BEPALING (SUB)WATERTYPE

Allereerst dient het juiste watertype bepaald te worden. In dit geval was het reeds duidelijk dat het om een stromend watertype ging, maar het subtype diende nog bepaald te worden. Hiervoor zijn de leggergegevens geraadpleegd ter plaatse van de monsterpunten (tabel C.1).

Tabel C.1 *De verschillende monsterpunten en het bijbehorende sub-watertype volgens CUWVO/STOWA (bijlage A.4). Lmidden betekent Laagland-serie, middenloop (breedte 3 - 10 meter).*

MONSTERPUNT	BODEMBREEDTE	TALUD (1:T)	GEMIDDELDE WATERDIEPTE	BREEDTE WATERSPIEGEL	SUBTYPE
033510W	1,90	1,5	1,00	4,90	Lmidden
033502W	1,50	1,5	1,00	4,00	Lmidden
033730W	1,30	2,0	0,70	4,10	Lmidden
033785PG	2,10	2,0	0,90	5,70	Lmidden
033790W	2,30	2,0	1,00	6,30	Lmidden

De waterlopen die tot de "laaglandserie middenlopen" gerekend worden zijn in een ongestoorde situatie beschreven als meanderende wateren in zacht glooiende gebieden met een breedte tussen 3 en 10 meter, de stroomsnelheid is variabel en ligt in de orde van grootte van 25 tot 60 cm/s [STOWA, 1992]. De Lollebeek is een genormaliseerde waterloop met weinig meanders, bovendien blijkt uit de fysische gegevens dat de stroomsnelheid in de Lollebeek beduidend lager ligt dan de "natuurlijke" stroomsnelheid.

C.3 TOEPASSING RESPONSIEFUNCTIES

Voor het watertype "Stromende Wateren" heeft de LUW betrouwbare (meestal $R > 0.8$) relaties afgeleid tussen de reactie van de aquatische levensgemeenschap en de volgende fysische (f) en chemische (c) variabelen [Peeters & Gardeniers, 1995b]:

- f stroomsnelheid [cm/s];
- f peilfluctuatie [dm];
- f permanentie [mnd/jr];
- c biologisch zuurstofverbruik, BZV [mg/l];

- c elektrisch geleidingsvermogen, EGV [$\mu\text{S}/\text{cm}$];
- c ammonium [mg/l];
- c ortho-fosfaat [mg/l];
- c totaal-fosfaat [mg/l];
- c bicarbonaat [mg/l];
- c calcium [mg/l];
- c chloride [mg/l].

Uit de waterkwaliteitsgegevens van het Zuiveringschap Limburg zijn met behulp van bovenstaande lijst direct de juiste waarden van de variabelen te selecteren (tabel C.2).

Tabel C.2 *Voorbeeld van de voor toepassing van de Responsies bruikbare chemische gegevens voor monsterpunt 033790W in 1993 (gegevens Zuiveringschap Limburg).*

VARIABLE	DAG	MAAND	WAARDE	EENHEID
V*	10	2	4,7	cm/s
	16	8	7,0	cm/s
	14	12	14,0	cm/s
Cl	10	2	43	mg/l
	16	8	78	mg/l
	14	12	30	mg/l
NH ₄ -N	10	2	1,1	mg/l
	16	8	0,5	mg/l
	14	12	1,4	mg/l
o-PO ₄	10	2	0,05	mg/l
	16	8	0,14	mg/l
	14	12	0,35	mg/l
tot PO ₄ -P	10	2	0,16	mg/l
	16	8	0,28	mg/l
	14	12	0,7	mg/l

Toelichting op de tabel:

- * = de gemiddelde snelheid (V) is afgeleid uit de gemeten afvoeren en de natte oppervlakte volgens de legger (4,3 m²).

De gemiddelde snelheid in het dwarsprofiel is bepaald door het gemeten debiet te delen door de natte oppervlakte ($Q = V \cdot A$ en dus $V = Q/A$). Bij een onbekend peil is de natte oppervlakte (A) te berekenen met behulp van de gemiddelde waterdiepte (h) en taludhelling (T) uit de legger: $A = T \cdot h^2 + b \cdot h$.

Tabel C.3 De aan de hand van de beschikbare chemische en fysische gegevens uit tabel C.2 bepaalde Responsies en tussen "()" de ecologisch kwaliteitsniveaus voor monsterpunt 033790W voor de verschillende monsterdata in 1993. I is het beneden-laagste ecologische niveau, V is het hoogste ecologische niveau. In de tabel zijn alle voor Laagland-middenlopen afgeleide Responsiefuncties weergegeven [naar Peeters & Gardeniers, 1995b].

MAATSTAF	VARIABELE	RESPONSIE + ECOLOGISCH NIVEAU*		
		10 FEBRUARI	16 AUGUSTUS	14 DECEMBER
stroming	stroomsnelheid	0 (I)	0 (I)	5 (II)
trofie	orthofosfaat	0 (V)	0 (V)	20 (III)
	totaalfosfaat	0 (V)	0 (V)	16 (III)
saprobie	BZV	geen	geen	geen
	EGV	geen	geen	geen
	ammonium	43 (III)	4 (V)	54 (III)
	Kjeldahl-N	geen	geen	geen
variant-eigen karakter	chloride	32	3	100
	EGV	geen	geen	geen
	ammonium	16	39	12
	Kjeldahl-N	geen	geen	geen
	orthofosfaat	100	46	15
	totaalfosfaat	91	45	15
	stroomsnelheid	2	2	4
	calcium	geen	geen	geen
knipper	ammonium	61 (V)	100 (V)	47 (V)
	Kjeldahl-N	geen	geen	geen
vergaarder	BZV	geen	geen	geen
plant	orthofosfaat	0 (V)	0 (V)	18 (IV)
slib	BZV	geen	geen	geen
	ammonium	52 (III)	16 (IV)	63 (III)
	Kjeldahl-N	geen	geen	geen

Uit tabel C.3 is af te lezen dat met name "stroming" en in mindere mate "substraat" slecht scoren. De stroomsnelheid is gedurende het gehele jaar erg laag (< 10 cm/s) en verbetert wat in december (circa 15 cm/s) waarbij de maatstaf verschuift van het beneden laagste (I) naar het laagste ecologisch niveau (II). Dat "substraat" periodiek slecht scoort is het gevolg van het ammoniumgehalte op de maatstaf "slib". Uit tabel C.3 is bovendien op te maken dat het in de inlaatperiode (augustus) alle ecologische niveaus, behalve stroming, hoger scoort. Hieruit zou een *voorzichtige uitspraak* gedaan kunnen worden dat het (indirect) inlaten van Maaswater in eerste instantie tot een chemisch gunstiger situatie voor de aquatische levensgemeenschap lijkt te leiden. Deze uitkomst komt overeen met een uitgevoerd onderzoek naar de effecten van wateraanvoer in Noord-Limburg [Soesbergen et al., 1990].

Tabel C.4 *EBEOSWA-beoordeling voor twee monsterpunten op twee data. TYPE staat voor (sub)watertype, STRM staat voor de karakteristiek stroming, SAPR voor saprobie, TROF voor trofie, SUBS voor substraat en VOED voor voedselstrategie.*

MONSTER-PUNT	DATUM	TYPE	ECOLOGISCH PROFIEL				
			STRM	SAPR	TROF	SUBS	VOED
033502A	12-OKT-93	5	III	III	III	II	II
033502A	26-APR-94	5	II	V	I	I	II
033785A	11-OKT-93	5	I	III	III	III	V
033785A	26-APR-94	5	III	IV	IV	I	II

Een belangrijk aspect bij de STOWA-beoordelingen en de Responsies is dat bij de STOWA-beoordelingen het eindresultaat gepresenteerd wordt voor een aantal karakteristieken, bijvoorbeeld TROFIE. De Responsies vormen de reactie van de biotiek (indicatoren) op veranderingen in fysische en/of chemische variabelen, en zijn daarmee een uitdrukking op maatstaf-niveau. Uit praktisch oogpunt zijn de Responsies steeds zo kort mogelijk benoemd, met andere woorden indien de Responsiefunctie van ortho-fosfaat op TROFIE aangegeven is, dan is bedoeld de Responsie van de macrofyten of diatomeeën die trofie indiceren, dus de trofie-maatstaf-diatomeeën of de trofie-maatstaf-macrofyten.

Uit tabel C.4 blijkt dat het zuiveringsschap ook steeds de aanduiding voor subwatertype Laaglandbeek middenloop gebruikt heeft (type 5). Dit komt overeen met de subtype-keuze op basis van de opgestelde beslisboom (zie ook bijlage A). Voor monsterpunt 033502A is op 26 april 1994 ook een fysisch-chemisch monster genomen (tabel C.5).

Tabel C.5 De aan de hand van de beschikbare chemische en fysische gegevens (26 april 1994) bepaalde Responsies voor monsterpunt 033502A.

MAATSTAF	VARIABELE	RESULTATEN			ECOLOGISCH NIVEAU VOLGENS EBEOSWA
		GEMETEN WAARDE	Responsie (%)	NIVEAU	
stroming	stroomsnelheid	13,2 cm/s	2	II	II
trofie	orthofosfaat	0,08 mg/l	0	V	I
	totaalfosfaat	0,26 mg/l	0	V	
saprobie	BZV	3,4 mg/l	48	III	V
	ammonium	0,2 mg/l	0	V	
	Kjeldahl-N	2 mg/l	0	V	
variant-eigen karakter	chloride	32 mg/l	100	geen	-
	ammonium	0,2 mg/l	100	geen	
	Kjeldahl-N	2 mg/l	43	geen	
	orthofosfaat	0,08 mg/l	93	geen	
	totaalfosfaat	0,26 mg/l	50	geen	
	stroomsnelheid	13,2 cm/s	4	geen	
	calcium	29,7 mg/l	100	geen	
knipper	ammonium	0,2 mg/l	100	V	II
	Kjeldahl-N	2 mg/l	100	V	
vergaarder	BZV	3,4 mg/l	57	V	
plant	orthofosfaat	0,08 mg/l	0	V	III
slib	BZV	3,4 mg/l	69	III	
	ammonium	0,2 mg/l	0	V	
	Kjeldahl-N	2 mg/l	20	IV	

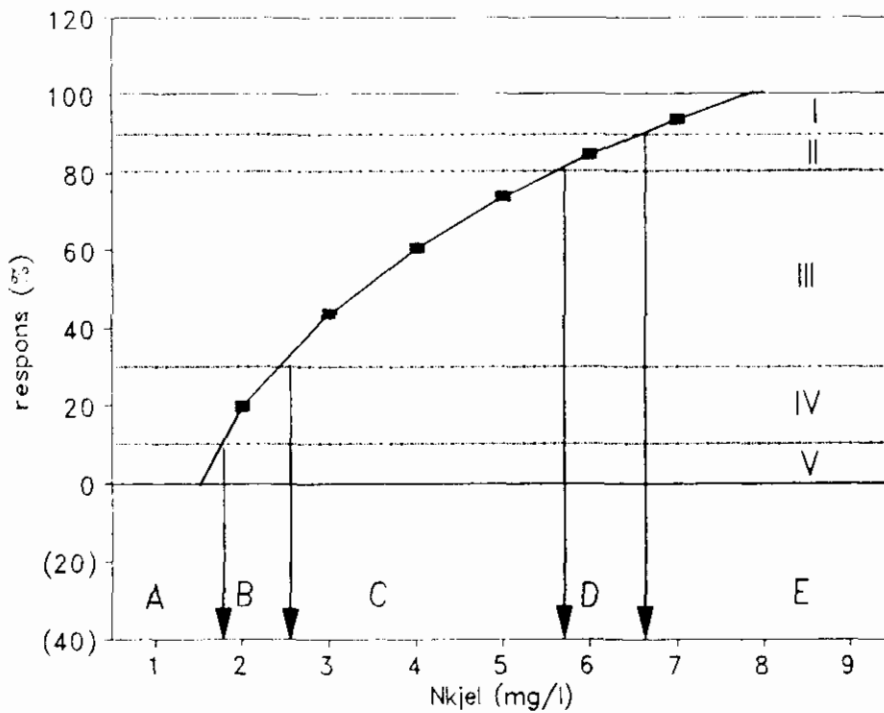
- - I is het beneden-laagste ecologische niveau, V is het hoogste ecologische niveau.

Uit vergelijking van STOWA-beoordelingsprofielen (tabel C.4) met de ecologische niveaus volgens de Responsie-uitkomsten (tabellen C.3 en C.5) blijken flinke verschillen. Hiervoor zijn verschillende redenen aan te voeren:

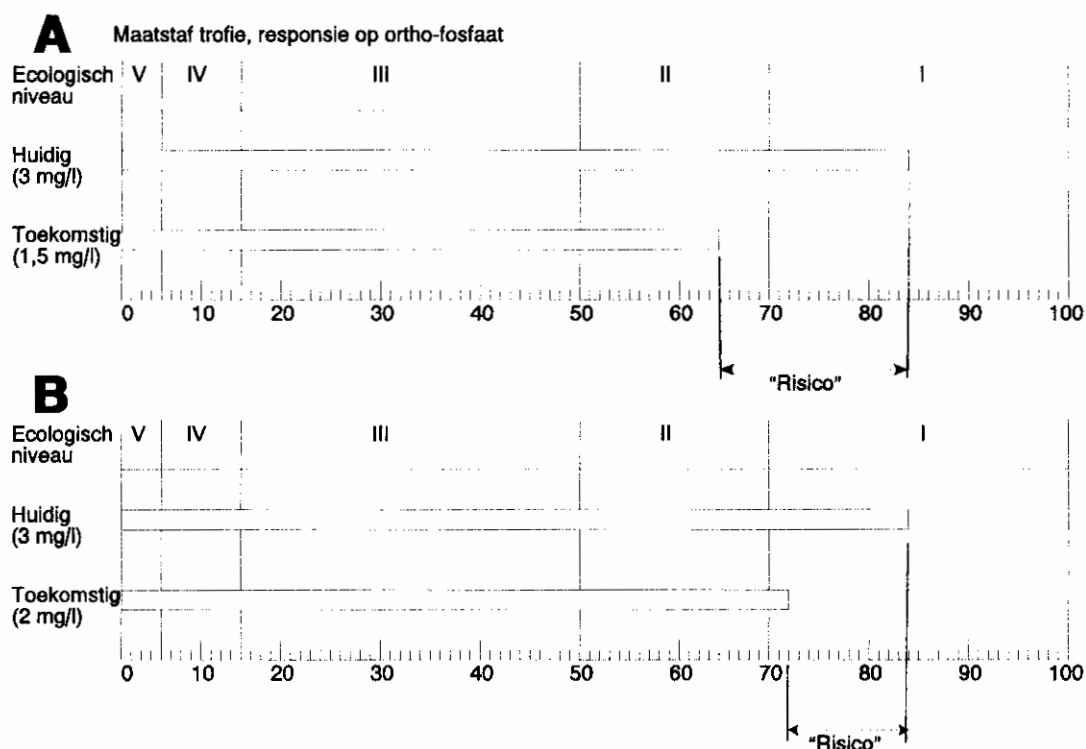
- de samenstelling van de levensgemeenschap (biotisch) hoeft niet overeen te komen met de fysisch/chemische waarden van de variabelen zoals die op een moment waargenomen worden: soorten kunnen een tijdelijke verandering in het abiotisch milieu trotseren en/of de wijzigingen in de biotische samenstelling kennen een zekere vertraging ten opzichte van de wijzigingen in de abiotiek (geheugenwerking, naijling);
- de ecologische niveaus volgens de Responsies zijn slechts gebaseerd op een klein aantal variabelen, soms maar 1 per maatstaf;
- indien een abiotisch bepaald niveau van een maatstaf hoger is dan het biotisch gevonden niveau van dezelfde maatstaf, dan is dit als volgt verklaarbaar: indien de betreffende

abiotische factor de bepalende (lees: beperkende) zou zijn, dan zouden de soorten die volgens de Responsiecurve bij die bepaalde concentratie voorkomen het ecologische niveau bepalen. Blijkt nu dat de werkelijk aangetroffen soorten een lager ecologisch niveau indiceren, dan betekent dat de abiotische variabele niet de beperkende factor is. Bijvoorbeeld: het abiotisch bepaalde niveau (V) is bepaald aan de hand van (een zeer lage concentratie) ammonium, echter: de concentratie P wordt bij zeer lage N-concentraties de beperkende factor. Oftewel: verschillen kunnen ontstaan doordat de bepaling van het abiotische niveau berust op (slechts) 1 of 2 Responsiefuncties. Indien de gebruikte Responsiefuncties niet de beperkende variabelen zijn, dan kan de levensgemeenschap een andere samenstelling hebben dan waarvan uitgegaan is in de Responsiefunctie;

- indien een biotisch niveau hoger is dan een abiotisch gevonden niveau dan duidt dit erop dat in dit geval de abiotische variabele duidelijk de beperkende factor is, maar dat het gevonden concentratieniveau slechts tijdelijk optreedt (toevalstreffer) of dat het biotisch niveau zich nog niet heeft aangepast aan de nieuwe abiotische omstandigheden.



Figuur C.2 De Responsie van de maatstaf "slib-indicatoren" op Kjeldahl-stikstof voor middenlopen van laaglandbeken. De romeinse cijfers geven de ecologische niveaus aan (V = hoogste, I = beneden laagste). De hoofdletters (A, B, C, D en E) geven concentratie-ranges voor de ecologische niveaus op basis van de Responsiefunctie weer.



Figuur C.3 Voorbeeld van Responsies als gevolg van een verandering in ortho-fosfaatgehalte op de maatstaf trofie-indicatoren. In geval A is sprake van een niveau-verschuiving, in geval B niet, terwijl in beide gevallen een effect optreedt.

Het verschil in Responsie voor de huidige en toekomstige toestand geeft een risico per maatstaf, per variabele en voor het geheel. Het effect op het geheel van de Responsies (het gemiddelde van de gemiddelde effecten per abiotische variabele) wordt het totaal-risico genoemd.

Naast de inschatting van het risico over het totaal geeft risico-bepaling per maatstaf of variabele zicht op welke "eigenschap" van het aquatische systeem het sterkst bijdraagt aan het risico. De mate waarin Responsieverschillen bijdragen aan de risico-inschatting is in tabel C.6 weergegeven. In de tabel is een onderscheid gemaakt in een positief en een negatief (gemiddeld) risico. Een positief risico (lees: gunstig voor de aquatische levensgemeenschap) treedt op indien de verschuiving optreedt richting de ideale situatie (hoogste ecologische niveau, V) en het risico heeft een negatief teken indien een (gemiddelde) verschuiving optreedt naar de meest ongunstige situatie (beneden laagste ecologische niveau, I). Over de gehanteerde indeling in de risico-classes kan verschil in opvatting bestaan.

Tabel C.6 *Criteria voor de afweging van geconstateerde verschuivingen (naar Peeters en Gardeniers, 1995a). De verschuiving is het verschil tussen huidige Responsie en toekomstige Responsie. Positief is een verschuiving richting het hoogste ecologische niveau; negatief is een verschuiving richting het beneden laagste ecologische niveau.*

GEMIDDELDE VERSCHUIVING IN PROCENTEN	EFFECT/RISICO
+76 tot +100	zeer sterk positief
+51 tot +75	sterk positief
+26 tot +50	matig positief
+5 tot +25	gering positief
+5 tot -5	geen
-5 tot -25	gering negatief
-26 tot -50	matig negatief
-51 tot -75	sterk negatief
-76 tot -100	zeer sterk negatief

C.4 BEPALING KWALITEIT SYSTEEMEIGEN WATER

C.4.1 Inleiding

Bij het ontbreken van meetgegevens zal met behulp van literatuurgegevens en Vuistregels een inschatting gemaakt moeten worden van de systeemeigen waterkwaliteit. Een Vuistregel zou is: de systeemeigen waterkwaliteit kan benaderd worden met behulp van:

- de (aangepaste) methode van Meinardi (paragraaf C.4.2);
- de kwaliteit volgens RIVM-meetpunten (C.4.3);
- de gemeten oppervlakte- of ondiepe grondwaterkwaliteit in perioden dat weinig/geen inlaat plaatsvindt (C.4.4);
- de vermistingsommen uit de Watersysteemverkenningen (WSV) (C.4.5).

C.4.2 De (aangepaste) methode van Meinardi

Een methodiek om snel en in wisselende abiotische omstandigheden de systeemeigen oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen inschatten is in het kader van dit project gewenst. De bijdrage van de af- en uitspoeling van vermestende stoffen aan de kwaliteit van kleine oppervlaktewateren kan inzichtelijk gemaakt worden met behulp van een analyse op basis van de verdeling van de afvoercomponenten van het langjarig gemiddelde neerslagoverschot voor zand-, klei- en veengebieden [Meinardi, 1991]. De door Meinardi uitgevoerde analyse berust op kwantitatief en kwalitatief (geo)hydrologisch onderzoek dat de laatste decennia in Nederland is uitgevoerd en gaat ervan uit dat het water de drager van het stoftransport is.

De kwaliteit van het oppervlaktewater wordt als resultante gezien van de toevoer van grondwater en oppervlaktewater met verschillende verblijftijden en samenstelling. Meinardi [1991] geeft hiervoor per regio of ecodistrict een verdeelsleutel. Lokale bronnen zijn buiten beschouwing gelaten. Voor een bepaalde waterloop wordt de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit bepaald door de grootte van de verschillende afvoercomponenten, de processen waaraan de stoffen in de bodem onderhevig zijn geweest en de verblijftijdenverdeling.

Meinardi [1991] onderscheidt drie afvoercomponenten:

- 1 oppervlakkige afvoer (over of dicht onder het maaiveld);
- 2 drainage en
- 3 basisafvoer (de diepe component).

Deze componenten leveren ieder een verschillende bijdrage aan het oppervlaktewater waar het grondwater uiteindelijk in uitmondt. Meinardi heeft voor verschillende regio's de bijdrage van de verschillende afvoercomponenten en bijbehorende (grond)waterkwaliteit globaal beschreven, onderscheiden naar zand-, klei en veengebieden.

Uitwerking

In principe kan op twee manieren de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit worden bepaald. De beide manieren worden hierna kort beschreven.

1 Schatting gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit volgens Meinardi (globaal):

De bepaling van de systeemeigen oppervlaktewaterkwaliteit wordt gemaakt aan de hand van de afvoercharacteristiek per regio-/gebiedsindeling en de bijbehorende N- en P-gehalten in het (grond)water volgens Meinardi [1991]. De gebiedsindeling is gekoppeld aan de zogenoemde ecodistricten. Het resultaat is een schatting van de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit op basis van regionale kenmerken. Om een uitspraak te kunnen doen over de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit dient het beschouwde gebied te voldoen aan de regionale karakteristieken.

2 Schatting gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit op basis van Gt's:

Voor een nauwkeurigere bepaling van de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit is het noodzakelijk de bodemtypen en Gt-verdeling van het gebied te kennen. Door aan Gt's afvoercomponenten te koppelen wordt een verdeelsleutel verkregen voor het berekenen van de gebiedseigen oppervlaktewaterkwaliteit. De afvoercomponenten of fluxen per Gt kunnen bijvoorbeeld aan de hand van een rekenmodel of middels "expert-judgement" worden bepaald.

Uitgangspunten waterbalans voor een heel jaar (in mm):

- Neerslagoverschot bedraagt 300 mm/jr, behalve droge Gt's;
- Verandering in de berging (B) is nul;
- 40% van de stad is verhard en niet afgekoppeld.

De vergelijking van de waterbalans voor het grondwatersysteem (top-systeem) luidt:

$$N_s + N_i + N_d + N_w + K + N - ET + \delta B = 0$$

Waarin:

- N_s = neerslag die via oppervlakkige afspoeling in het oppervlaktewater komt;
 N_i = neerslag die via de interflow, preferente stroombanen of greppelafvoer en drains boven slecht doorlatende lagen in het oppervlaktewater komt (ook wel oppervlakkige uitspoeling genoemd);
 N_d = neerslag die via drains en sloten in het oppervlaktewater komt;
 N_w = neerslag die naar de ondergrond verdwijnt en niet in het oppervlaktewater komt;
 K = kwel die in het maaiveld komt;
 $N-ET$ = neerslag - actuele evapotranspiratie (van gras);
 δB = verandering in de berging (een negatief getal betekent minder afvoer)

Tabel C.7 De verdeelsleutel van de verschillende balanstermen (mm/jr) per grondwatertrap [naar Van Bakel, niet gepubliceerd].

Gt	N_s	N_i	N_d	N_w	K	$N-ET$
I	- 300	- 300	0	0	300	300
II	- 100	- 300	- 200	0	300	300
III	- 50	- 100	- 300	0	150	300
III*	- 50	- 50	- 400	0	200	300
IV	0	0	- 300	0	0	300
V	- 50	- 100	- 200	- 50	50	350
V*	0	- 75	- 350	0	100	325
VI	0	0	- 200	- 150	0	350
VII	0	0	- 100	- 300	0	400
VIII	0	0	0	- 400	0	400
STAD	0	0	- 180	0	0	180

III* = verbeterde III (extra kwel);

V* = verbeterde V (extra kwel).

Op basis van de voorkomende grondwatertrappen in het stroomgebied van de Lollebeek is een schatting gemaakt van de hoeveelheid water die in de waterloop komt via N_s , N_i en N_d . De verhouding van de verschillende afvoercomponenten bepaalt de te verwachten concentratie in het oppervlaktewater.

Totaal komt er op jaarbasis $5.7 \cdot 10^6$ m³ water in de beek. De met behulp van GIS bepaalde relatieve bijdrage van de onderscheiden afvoercomponenten is 6.78 % (N_s), 13.56 % (N_i) en 79.66 % (N_d). Hieraan zijn (gemeten) concentraties gekoppeld (tabel C.8). De bijdragen van de waterbalanstermen in combinatie met de gemeten of geschatte waarden voor N en P van die termen leveren een "eindwaarde" voor N en P (tabel C.8).

Tabel C.8 Concentraties van totaal-P en totaal-N in de verschillende afvoercomponenten en de gewogen gemiddelde waterkwaliteit voor het Lollebeekgebied (mg/l).

	Ns	Ni	Nd	GEWOGEN GEMIDDELDE	TOELICHTING
tot-P	3,0	0,13	0,02	0,23	Ns volgens Meinardi, Ni en Nd gemeten
tot-P	3,0	0,20	0,10	0,31	Ns, Ni en Nd volgens Meinardi (Maas-terrassen)
tot-N	-	25	11,3	7,89	Ni en Nd zijn gemeten. Volgens Meinardi komt de helft van de Nd-component in het oppervlaktewater.

Op basis van bovenstaande gehalten en de relatieve bijdragen van de verschillende afvoercomponenten volgt het gemiddelde gehalte in het water. De op deze wijze berekende gehalten zijn respectievelijk: 0,23 mg P.l⁻¹, 0,31 mg P.l⁻¹ en 7,89 mg N.l⁻¹.

De gemeten waarden in het oppervlaktewater (peiljaar 1993 en 1994) zijn: 0,33 mg P.l⁻¹ en 8,35 mg N.l⁻¹. De berekende en gemeten gehalten komen redelijk tot goed met elkaar overeen.

Conclusies

De berekende P-concentratie in het oppervlaktewater, met de waarden van Meinardi, komt vrijwel overeen met de gemeten P-concentratie in de Lollebeek. Op basis van de gemeten waarden wordt een gebiedseigen P-concentratie berekend die lager is dan de gemeten waarde. De berekende N-concentratie op basis van gemeten waarden en de gemeten N-concentratie in de Lollebeek komen goed overeen. De hardheid van deze conclusies is echter betrekkelijk doordat slechts een tweetal meetwaarden gebruikt zijn.

C.4.3 RIVM-grondwatermeetgegevens

In Nederland is een Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) waarin een groot aantal meetpunten (\pm 370) is opgenomen die op twee dieptes bemonsterd worden (10 m en 25 m - m.v.). Naast het LMG zijn ook Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (PMG's) ingericht, met name als doel om het landelijke beeld van de grondwaterkwaliteit nader te kunnen differentiëren. Deze gegevens worden door TNO verzameld en beheerd en worden tegen betaling verstrekt aan derden. Met behulp van deze gegevens is de volgende Vuistregel in te vullen: indien geen inlaat meer plaatsvindt zal in een kwelgebied de open-waterkwaliteit gelijk worden aan de kwaliteit van het lokale grondwater. Deze kwaliteit is gelijk te stellen aan de kwaliteit in de ondiepe buis van het dichtstbijzijnde, bovenstrooms gelegen LMG- of PMG-meetpunt.

Aanvankelijk is ook gedacht aan het gebruik van RIVM-gegevens over de grondwaterkwaliteit (landsdekkend), zoals weergegeven in Pebesma & De Kwaadsteniet [1994]. Dit leidde echter tot het inzicht dat deze bron te globale informatie geeft om toegepast te kunnen worden in dit project. Tabel C.9 geeft aan dat door de gegeven (afstand in) boven- en ondergrens voor een variabele de bijbehorende Responsies dermate ver uit elkaar liggen, dat zelfs een indicatie van het effect niet aan te geven is. Deze methode kan eventueel wel aanknopingspunten bieden bij de schatting van waarden voor de variabelen Ca, Cl en EGV.

Tabel C.9 De, met behulp van door Pebesma & De Kwaadsteniet [1994] gepubliceerde onder- en bovengrenzen van concentraties in het grondwater, bepaalde Responsies voor het stroomgebied van de "Lollebeek".

MAATSTAF	VARIABELE	CONCENTRATIE (RIVM)		Responsie + (NIVEAU)		
		ONDERGRENS	BOVENGRENS	ONDERGRENS	BOVENGRENS	
stroming	stroomsnelheid	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
trofie	orthofosfaat	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	totaalfosfaat	0,0 mg/l	0,2 mg/l	0 (V)	0 (V)	
saprobie	BZV	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	EGV	0,0 μ S/cm	1000 μ S/cm	0 (V)	100 (II)	
	ammonium	0,2 mg/l	1,0 mg/l	0 (V)	38 (III)	
	Kjeldahl-N	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
variant-eigen karakter	EGV	0,0 μ S/cm	1000 μ S/cm	100	1	
	chloride	25 mg/l	100 mg/l	100	1	
	ammonium	0,2 mg/l	1,0 mg/l	100	18	
	Kjeldahl-N	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	orthofosfaat	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	totaalfosfaat	0,0 mg/l	0,2 mg/l	100	69	
	stroomsnelheid	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	calcium	25 mg/l	100 mg/l	100	1	
	knipper	ammonium	0,2 mg/l	1,0 mg/l	100 (II)	68 (V)
		Kjeldahl-N	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
vergaarder	BZV	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
plant	orthofosfaat	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
slib	BZV	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
	ammonium	0,2 mg/l	1,0 mg/l	0 (V)	47 (III)	
	Kjeldahl-N	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	

Wel is met bovenstaande gegevens een benadering denkbaar waarin de onder- of bovengrenzen (of het gemiddelde) gebruikt worden als indicatie voor de systeemeigen waterkwaliteit. Het nemen van de bovengrenzen is niet automatisch een worst- of best-case benadering, vergelijk bijvoorbeeld maatstaf saprobie-indicatoren, variabele ammonium met maatstaf knipper, variabele ammonium: de één scoort beter, de ander scoort slechter (grijs in de tabel).

C.4.4 De "winterwater"-kwaliteit

Alvorens het percentage systeemvreemd water te bepalen is het nodig de systeemeigen en -vreemde waterkwaliteit te definiëren om een inschatting te kunnen maken van de effecten van verschillende percentages systeemvreemd water in het Lollebeekgebied. Het waterkwaliteitsmeetpunt 033510W geeft in de zomer naar verwachting een goed beeld van de samenstelling van het systeemvreemde (Maas)water. Aanvullende kwaliteitsgegevens kunnen aan monsterpunt 033520W ontleend worden. In de winter is dit water ook grotendeels systeemeigen. Gesteld is dat de systeemeigen waterkwaliteit in het Lollebeekgebied de waterkwaliteit is zoals die in december en januari bij het monsterpunt 033790W wordt waargenomen (de "winterwaterkwaliteit"). Aangenomen wordt dat de beek in de winter alleen gevoed wordt door afvoer vanuit het aangrenzende landelijke gebied. Aanvullende informatie (ontbrekende Responsievariabelen) kunnen aan de monsterpunten 033785W en 033730W ontleend worden. In tabel C.10 wordt de, naar aanleiding van bovenstaande werkwijze, gedefinieerde waterkwaliteit gegeven. Hierbij zijn de kwaliteitsgegevens van meerdere jaren (1987 t/m 1994) gebruikt omdat van 1993 niet al te veel gegevens bekend zijn. Hierbij wordt dan wel de fout verwaarloosd die kan ontstaan doordat in andere jaren ook de inlaatsituatie anders kan zijn en dus de kwaliteit van het water ter plaatse van de monsterpunten. Voor het berekenen van de systeemeigen waterkwaliteit kan gebruik gemaakt worden van de in paragraaf C.4 genoemde Vuistregels. Voor de systeemvreemde waterkwaliteit kan de volgende Vuistregel bij het ontbreken van waterkwaliteitsgegevens soelaas bieden: de systeemvreemde wateraanvoer kwaliteit in een stroomgebiedje is, bij gebrek aan kwaliteitsgegevens, gelijk te stellen aan de waterkwaliteit van (het dichtstbijzijnde kwaliteitsmeetpunt van) de rivier waar het aanvoerwater van afkomstig is.

Volgens bovenstaande Vuistregel zou het inlaatwater in het Lollebeekgebied de kwaliteit hebben van het Maaswater bij Eijsden (andere punten: Lith en Keizersveer). Deze gegevens zijn bij RIZA aanwezig. Echter, doordat het Maaswater via de Brabantse kanalen een lange weg aflegt (\pm 200 km) alvorens in het Lollebeekgebied ingelaten te worden, heeft er een aanzienlijke kwaliteitsverandering plaatsgevonden [schriftelijke mededeling A. Paarlberg, Waterschap Peel en Maasvallei]. De Vuistregel dient terughoudend gebruikt te worden en het liefst alleen toegepast te worden indien het inlaatwater slechts korte tijd onderweg geweest is.

Tabel C.10 *Definiëring van de chemische en fysische systeemeigen en -vreemde waterkwaliteit op basis van het aandeel systeemvreemd water in de tijd ("winterwaterkwaliteit") in combinatie met de gemeten waterkwaliteitsvariabelen (Zuiveringsschap Limburg) en afvoergegevens (Waterschap Peel en Maasvallei).*

VARIABELE		100% SYSTEEMVREEMD WATER	100% SYSTEEMEIGEN WATER
	BZV	(mg/l) 6,0	3,0
	NH ₄	(mg/l) 0,40	1,23
C	o-PO ₄	(mg/l) 0,18	0,20
H	tot-PO ₄	(mg/l) 0,39	0,34
E			
M	HCO ₃	(mg/l) 10,0	5,0
I	Ca	(mg/l) 30,0	63,8
S			
C	Cl	(mg/l) 67,0	43,8
H	N-Kjeldahl	(mg/l) 2,0	1,2
F	gemiddelde stroomsnelheid (cm/s)	13	6
Y			
S	peilfluctuatie (dm)	0,025	0,035
I			
S			
C	permanentie	12	10
H	(maanden watervoerend)		

C.4.5 De WSV-vermestingsommen

Met behulp van de WSV-vermestingsommen [Boers et al., 1996, in voorbereiding] kan de bijdrage van N en P aan de systeemeigen waterkwaliteit bepaald worden (zie paragraaf 4.4.5 in de hoofdtekst). Het stroomgebied van de Lollebeek is opgedeeld in 9 deelgebieden (appendix 2) [Leus et al., in voorbereiding; Van Elswijk, 1996]. Met behulp van GIS zijn per LSW de mestplots (rekeneenheden) vastgesteld en geselecteerd uit het basis-vermestingsbestand. Per deelgebied is een (oppervlaktegewogen) gemiddelde netto oppervlaktewaterbelasting met behulp van GIS per decade en per ha vastgesteld. Deze resultaten zijn vervolgens weer geaggregeerd in gemiddelden per jaar, per zomerhalfjaar en per winterhalfjaar.

Als scenario is gebruik gemaakt van "huidige situatie met gemiddeld weerjaar 1985". Als ingreep-scenario kan "nulbemesting, situatie 2045" interessant zijn (verbeteren systeemeigen waterkwaliteit), maar deze is hier niet verder uitgewerkt.

Voor de Lollebeek is Local Surface Water 7, aan het einde van het stroomgebied, nader beschouwd. In deze LSW ligt het biologische en fysisch/chemische meetpunt 033785PG. De waterkwaliteit volgens de WSV vermestingsommen is voor deze LSW bepaald. Uit de WSV-vermestingsommen komen waarden voor 7 vormen van N en P. Tegen deze waarden kunnen de waarden uitgezet worden die gevonden zijn bij de andere wijzen van bepaling

van de systeemeigen waterkwaliteit, zoals de "oppervlakte-winterwaterkwaliteit" (weinig/geen inlaatwater) en de (aangepaste) methode Meinardi (tabel C.11).

Tabel C.11 De waarden voor vormen van N en P volgens de WSV-vermestingsommen en volgens de "winterwaterkwaliteit"- en "Meinardi"-methode.

VARIABELE (mg/l)	WSV		WINTERKWALITEIT	MEINARDI
	ZOMER	WINTER		
NH ₄ -N	1,09	0,66	1,23	-
NO ₃ -N	3,96	6,97	-	-
org-N	0,79	0,44	-	-
ortho-P	1,26	1,29	0,20	-
org-P	0,09	0,06	-	-
N-tot*	5,84	8,07	-	8,35
P-tot**	1,35	1,34	0,34	0,31

Toelichting op de tabel:

* N-tot = NH₄-N + NO₃-N + org-N;

** P-tot = ortho-P + org-P.

Voor de Responsies kunnen de waarden van NH₄-N, ortho-P en totaal-P uit de WSV-vermestingsommen gebruikt worden. De WSV-methode is gebaseerd op recente informatie en meest nauwkeurige berekeningen.

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de waarden voor P uit de WSV-vermestingsommen beduidend hoger liggen dan die volgens de "winterwaterkwaliteit"- of "Meinardi"-methode. De waarden voor P-tot zijn bij de "winterwaterkwaliteit"- en "Meinardi"-methode dicht bij elkaar gelegen. De waarde voor N-tot volgens "Meinardi" en de WSV-winterwaarden liggen ook dicht bij elkaar.

C.5 BEPALING AANDEEL SYSTEEMEIGEN EN -VREEMD WATER

C.5.1 Inleiding

Naast bepaling van de systeemeigen waterkwaliteit, uitgaande van bekend zijn van de inlaatkwaliteit, moeten de aandelen systeemeigen en -vreemd water bekend zijn om een nieuwe waterkwaliteit te kunnen bepalen bij een andere inlaatsituatie. Hiervoor staan de volgende hulpmiddelen ter beschikking:

- een eenvoudige water- en stoffenbalans (C.5.2);
- inzet van hydraulische en geohydrologische modelcodes (C.5.3).

Met behulp van deze gegevens kan een risico ingeschat worden dat een gewijzigde inlaat met zich meebrengt (paragraaf C.6/C.7).

C.5.2 Toepassing van een eenvoudige water- en stoffenbalans

In voorgaande paragrafen zijn verschillende methoden beschouwd om de systeemeigen waterkwaliteit te kunnen bepalen. Vervolgens is het zaak om het aandeel systeemeigen en -vreemd water te bepalen om de uiteindelijke waterkwaliteit vast te kunnen stellen.

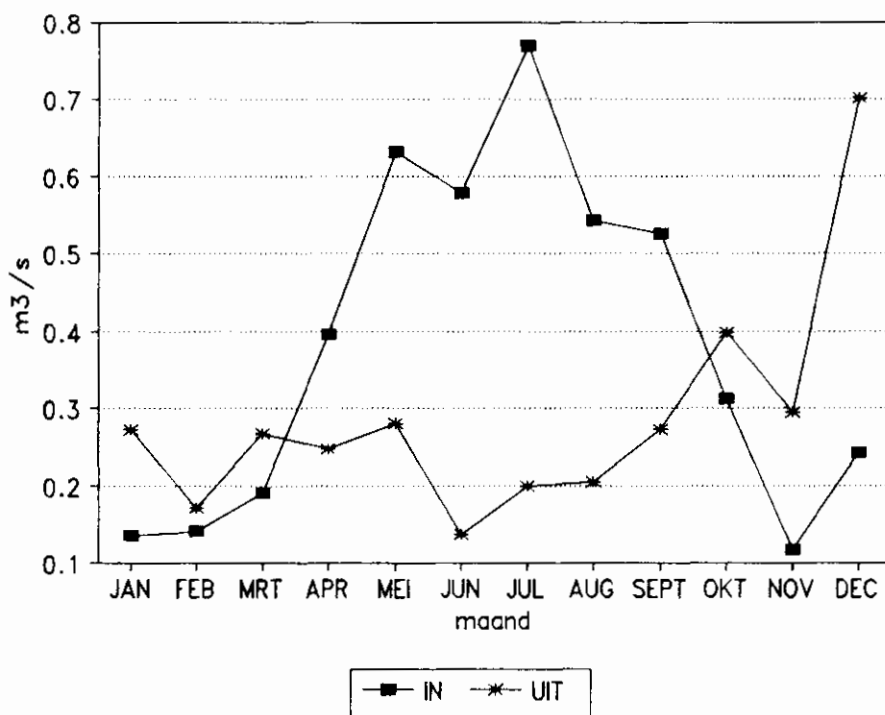
Door het opstellen van een eenvoudige waterbalans wordt snel inzicht in de hydrologische situatie in een gebied verkregen. Voor de Lollebeek is voor het gehele en zomerhalfjaar van 1993 ook een waterbalans opgesteld [Van Elswijk, 1996]. In tabel C.12 zijn de belangrijkste posten weergegeven. Uit de tabel blijkt dat $UIT > IN$, hetgeen aangeeft dat op jaarbasis een netto systeemeigen watercomponent, in de tabel aangeduid als drainage, onderscheiden kan worden.

Tabel C.12 *De waterbalans van de Lollebeek in het zomerhalfjaar en het gehele jaar 1993 [Van Elswijk, 1996].*

	BALANSPOST	ZOMERHALFJAAR (x 1000 m ³)	HEEL 1993 (x 1000 m ³)
IN	inlaat Helenavaart	9135	12140
	neerslag nat oppervlak	63	121
	riooloverstort	1	2
UIT	afvoer	10987	19351
	verdamping nat oppervlak (15 ha)	82	100
REST	drainage	1870	7188

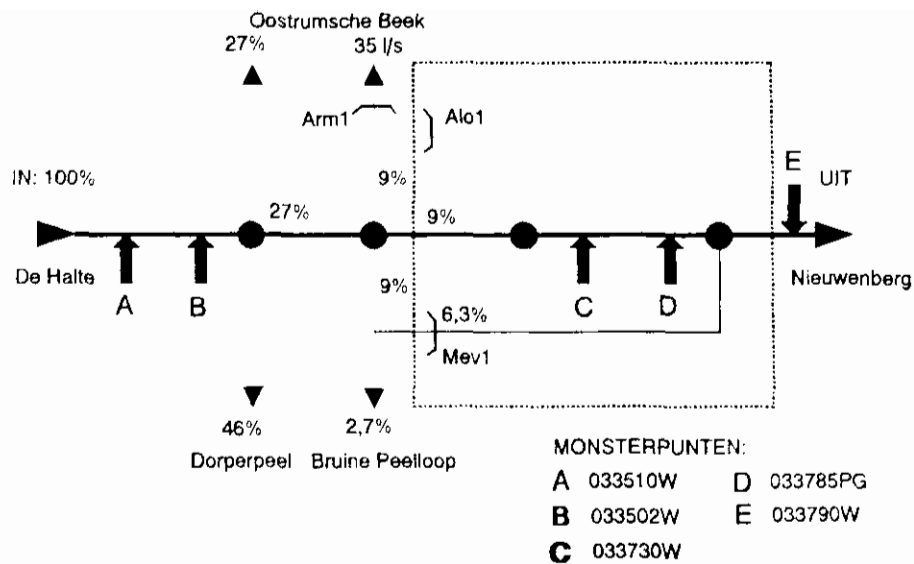
Met behulp van een waterbalans per maand kan het percentage systeemvreemd water in het gebied geschat worden door het quotiënt van de inkomende balansposten en de uitgaande

balansposten. Op een aantal punten in de Lollebeek worden debieten en peilen geregistreerd. Bovenstrooms is het punt "De Halte" gelegen, benedenstrooms "Nieuwenberg" (figuur C.4). De hierop gebaseerde percentages systeemvreemd water verschillen van die zoals berekend in tabel C.13 doordat een groot gedeelte van het inlaatwater niet via het uitlaatpunt het gebied verlaat maar afgevoerd wordt richting de Dorperpeel en Oostrumsche Beek. Uiteindelijk komt zo'n 15% van het inlaatwater bij "De Halte" in het beschouwde balansgebiedje. Een meer genuanceerde beschouwing is dus gewenst. Een en ander wordt verduidelijkt in figuur C.5 waar een verdeelsleutel van het inlaatwater voor het balansgebied is weergegeven.



Figuur C.4 De in- en uitgaande debieten bij "De Halte" en "Nieuwenberg" uitgezet als gemiddelde per maand in 1993.

Met behulp van de in- en uitgaande debieten en de verdeelsleutel uit figuur C.5 is een meer gedetailleerde waterbalans op te stellen. Aan de hand van de verdeelsleutel en het uitgaande debiet is de gebiedseigen component aan te geven en kan een percentage systeemvreemd en systeemeigen water, en de onderlinge verhouding, bepaald worden.



Figuur C.5 De verdeelsleutel voor het inlaatwater dat via "De Halte" het Lollebeekgebied inkomt (mondelinge mededeling F. Verdonschot, Ws Peel en Maasvallei). In de schematisatie zijn ook de monsterpunten opgenomen waar (chemische en/of biologische) waterkwaliteitsgegevens van bekend zijn.

Met behulp van bovenstaande verdeelsleutel en de in- en uitgaande debieten (gemiddelden per maand) is een waterbalans op te stellen (tabel C.13).

Tabel C.13 De Waterbalans van het Lollebeekgebied op basis van de verdeelsleutel zoals die is weergegeven in figuur C.8 en de gemeten in- en uitgaande debieten bij "De Halte" en "Nieuwenberg".

	BALANSPOSTEN (m ³ /s)					AFGELEIDE GEGEVENS			
	IN	UIT	UIT	UIT	UIT	TOT_IN	EIGEN	% SVW	SVW/SEW
	HALTE	N_BERG	O_BEEK	D_PEEL	Arm1	LOL			
JAN	0,135	0,273	0,036	0,062	0,035	0,021	0,252	8	0,082
FEB	0,141	0,171	0,038	0,065	0,035	0,022	0,149	13	0,144
MRT	0,191	0,268	0,052	0,088	0,035	0,029	0,239	11	0,122
APR	0,396	0,248	0,107	0,182	0,035	0,061	0,187	25	0,328
MEI	0,631	0,28	0,170	0,290	0,035	0,118	0,162	42	0,732
JUN	0,578	0,137	0,156	0,266	0,035	0,105	0,032	77	3,343
JUL	0,769	0,2	0,208	0,354	0,035	0,152	0,048	76	3,155
AUG	0,543	0,205	0,147	0,250	0,035	0,097	0,108	47	0,987
SEPT	0,526	0,273	0,142	0,242	0,035	0,093	0,180	34	0,515
OKT	0,313	0,399	0,085	0,144	0,035	0,048	0,351	12	0,136
NOV	0,116	0,295	0,031	0,053	0,035	0,018	0,277	6	0,064
DEC	0,242	0,701	0,065	0,111	0,035	0,037	0,664	5	0,056
GEM	0,382	0,288	0,103	0,176	0,035	0,067	0,221	24	0,805

Toelichting op de tabel:

- IN HALTE = inlaatpunt "De Halte";
- UIT N_BERG = uitlaatpunt "Nieuwenberg";
- UIT O_BEEK = Oostrumsche Beek (27% van IN HALTE);
- UIT D_PEEL = Dorperpeel (46% van IN HALTE);
- UIT Arm1 = Stuw Armenhuisjes, heeft vast debiet (0,035 m³/s);
- TOT_IN LOL = inlaat Lollebeek (9% van de inlaat bij DE HALTE) + IN Alo1 + IN MEv1;
- IN Alo1 = Stuw Alo1, ontvangt de rest van de 9% van IN HALTE die niet over Arm1 gaat;
- IN MEv1 = 6,3% gaat over stuw Mev1 en blijft in het gebied, 2,7% verlaat het gebied (Bruine Peelloop);
- EIGEN = uitlaat Nieuwenberg minus TOT_IN LOL, d.i. de systeemeigen balanscomponent;
- % SVW = percentage systeemvreemd water = TOT_IN LOL / UIT N_BERG * 100%;
- SVW/SEW = verhouding systeemvreemd water t.o.v. systeemeigen water = TOT_IN LOL / EIGEN.

In paragraaf C.6, waar het effect van een RWZI bepaald wordt, wordt een minder eenvoudige waterbalans toegepast door het opknippen in meerdere reservoirs.

C.5.3 Toepassing van hydrologische modellen

Behalve het gebruik van Vuistregels en water-/stoffenbalansen staat tegenwoordig een heel scala aan hydraulische en geohydrologische modellen ter beschikking aan de waterbeheerder. Ook de Lollebeek is ter aanvulling van de waterbalans gemodelleerd met een hydraulisch model (SOBEK) en een geohydrologisch model (MOZART/NAGROM).

In de case Lollebeek zijn de modelresultaten van het oppervlaktewatermodel vergeleken met de meetreeksen van het meetstation Nieuwenberg, benedenstreams in de Lollebeek (zie appendix 4 en 5). Uit appendix 4 blijkt dat het verloop van de berekende waterstand gedurende het jaar goed overeenkomt met de gemeten waterstand. Het verloop van het uitstromend debiet komt eveneens redelijk goed overeen met de gemeten waarden (appendix 5), met uitzondering van de eerste drie maanden van het jaar. Dit kan een gevolg zijn van de opgelegde initiële condities van het grondwatermodel (MOZART).

De gemeten waarden vertonen meer extreme uitschieters (piekafvoeren) dan de modelresultaten. Dit wordt veroorzaakt door de tijdschaal van de invoergegevens. Bovenstreams bij het inlaatpunt wordt een gemiddeld debiet per dag opgegeven en de laterale toestroming wordt per decade aangeleverd. Hierdoor worden piekafvoeren als gevolg van buien en plotselinge lozingen afgevlakt en extreem lage afvoeren juist verhoogd. Gezien de reeds acceptabele modelresultaten van het niet gecalibreerd modelinstrumentarium en gezien de aard van de modelstudie is van een verdere verfijning en calibratie van de NAGROM-MOZART-SOBEK-lijn afgezien.

Oppervlaktewaterbalans

In tabel C.14 is de reeds behandelde (eenvoudige) oppervlaktewaterbalans van de Lollebeek weergegeven. Met behulp van de meetgegevens van het inlaatpunt de Halte, het meetstation Nieuwenberg en de verdeelsleutels is tevens een schatting van het percentage systeemvreemd water in de Lollebeek voor 1993 gemaakt. Uit de balans blijkt dat het percentage systeemvreemd water in de Lollebeek gedurende de zomerperiode sterk toeneemt. Deze toename wordt voornamelijk veroorzaakt door de verhoogde inlaat van systeemvreemd water in de zomer vanuit de Hefenavaart en een verminderde (basis-)afvoer gedurende de zomermaanden vanuit het stroomgebied zelf. Hierbij kunnen factoren als verdamping en lokale onttrekkingen van oppervlaktewater ten behoeve van beregening een belangrijke rol spelen.

Tabel C.14 *Aandeel systeemvreemd water in het Lollebeekgebied op basis van een eenvoudige waterbalans (SVW = systeemvreemd water). Zie ook tabel C.13.*

	BALANSPOSTEN						AFGELEIDE GEGEVENS		
	GRENSSLOOT			LOLLEBEEK			TOTAAL		% SVW
	Q _{in} HALTE	Q _{uit} D_PEEL	Q _{uit} O_BEEK	Q _{in} L_BEEK	Q _{uit} Arm1	Q _{uit} B_PEEL	Q _{in} SVW	Q _{uit} N_BERG	
JAN	0,135	0,062	0,036	0,037	0,012	0,004	0,021	0,273	8
FEB	0,141	0,065	0,038	0,038	0,013	0,004	0,022	0,171	13
MRT	0,191	0,088	0,052	0,051	0,017	0,005	0,029	0,268	11
APR	0,396	0,182	0,107	0,107	0,035	0,011	0,061	0,248	25
MEI	0,631	0,290	0,170	0,171	0,035	0,017	0,118	0,280	42
JUN	0,578	0,266	0,156	0,156	0,035	0,016	0,105	0,137	77
JUL	0,769	0,354	0,208	0,207	0,035	0,021	0,152	0,200	76
AUG	0,543	0,250	0,147	0,146	0,035	0,015	0,097	0,205	47
SEPT	0,526	0,242	0,142	0,142	0,035	0,014	0,093	0,273	34
OKT	0,313	0,144	0,085	0,084	0,028	0,008	0,048	0,399	12
NOV	0,116	0,053	0,031	0,032	0,011	0,003	0,018	0,295	6
DEC	0,242	0,111	0,065	0,066	0,022	0,007	0,037	0,701	5

Modelresultaten SOBEK

Aan de hand van de modelberekeningen met het oppervlaktewatermodel SOBEK is voor de huidige situatie (1993) een vergelijkbare waterbalans als die van de oppervlaktewaterbalans opgesteld (tabel C.15). Ten behoeve van een vergelijking van beide methodieken zijn de modelberekeningen zodanig uitgevoerd dat uitvoer is verkregen op dezelfde locaties als de balansposten van de oppervlaktewaterbalans. Het belangrijkste verschil met de oppervlakte-waterbalans is dat in de waterbalans, die gebaseerd is op MOZART en SOBEK berekeningen, nu ook de laterale toestroming van het systeemeigen water vanuit het stroomgebied is meegenomen. Daarnaast wordt meer detailinformatie in ruimte en tijd verkregen. In appendix 8 is bijvoorbeeld voor vijf locaties het verloop van het aandeel systeemvreemd water gedurende het jaar weergegeven.

Uit tabel C.15 blijkt dat - net als in tabel C.14 - de inlaat van systeemvreemd water in de winter relatief laag is en in de zomerperiode sterk toeneemt. Echter, in tegenstelling tot de oppervlaktewaterbalans is het percentage systeemvreemd water gedurende de zomermaanden vrij constant. De berekende totale afvoer van de Lollebeek (Q_{uit} Nieuwenberg) vertoont gedurende het hele jaar schommelingen.

Tabel C.15 Aandeel systeemvreemd water op basis van de waterbalans zoals die met het hydraulische model SOBFK is berekend (SVW = systeemvreemd water).

	BALANSPOSTEN					AFGELEIDE GEGEVENS		
	GRFNSSLOOT			LOLLEBEEK		TOTAAL		% SVW
	Qin HALTE	Quit D_PEEL	Quit O_BFFK	Qin L_BEEK	Quit Arm1	Qin SVW	Quit N_BERG	
JAN	0,135	0,062	0,037	0,044	0,002	0,024	0,539	8
FEB	0,141	0,064	0,038	0,038	0,001	0,037	0,373	10
MRT	0,191	0,086	0,052	0,047	0,001	0,046	0,272	17
APR	0,396	0,178	0,170	0,104	0,024	0,080	0,273	29
MEI	0,631	0,285	0,171	0,166	0,030	0,136	0,292	47
JUN	0,578	0,263	0,158	0,151	0,029	0,122	0,224	54
JUL	0,769	0,362	0,217	0,216	0,034	0,182	0,329	55
AUG	0,543	0,244	0,146	0,137	0,027	0,110	0,220	50
SEPT	0,526	0,234	0,143	0,147	0,028	0,119	0,449	27
OKT	0,313	0,145	0,087	0,087	0,013	0,074	0,428	17
NOV	0,116	0,053	0,032	0,033	0,003	0,030	0,343	9
DEC	0,242	0,107	0,064	0,086	0,010	0,076	0,713	11

Ten einde de gevolgde methodiek op eenvoudige wijze te kunnen vergelijken, zijn in tabel C.16 de belangrijkste resultaten van beide waterbalansen (C.14 en C.15) samengevoegd.

Uit tabel C.16 blijkt dat de gemiddelde inlaat van systeemvreemd water per maand van de waterbalansen redelijk goed met elkaar overeenkomen. SOBFK berekent logischerwijs een lager inlaat-debiet, omdat in het model tevens de laterale toestroming wordt meegenomen. Benedenstreams, bij het meetstation Nieuwenberg, blijken de verschillen tussen de beide waterbalansen per maand sterk te variëren. In maart of december is dit verschil relatief klein vergeleken met het verschil in debiet in juli of september.

Tabel C.16 De aandelen systeemvreemd water op basis van de eenvoudige waterbalans en de waterbalans zoals die met het hydraulische model SOBEK is berekend (SVW = systeemvreemd water).

MAAND	Q _{in} SVW		Q _{uit} NIEUWENBERG		% SVW	
	BALANS	SOBEK	BALANS	SOBEK	BALANS	SOBEK
JAN	0,135	0,042	0,273	0,539	8	8
FEB	0,141	0,037	0,171	0,373	13	10
MRT	0,191	0,046	0,268	0,272	11	17
APR	0,396	0,080	0,248	0,273	25	29
MEI	0,631	0,136	0,280	0,292	42	47
JUN	0,578	0,122	0,137	0,224	77	54
JUL	0,769	0,182	0,200	0,329	76	55
AUG	0,543	0,110	0,205	0,220	47	50
SEPT	0,526	0,119	0,273	0,449	34	27
OKT	0,313	0,074	0,399	0,428	12	17
NOV	0,116	0,030	0,295	0,343	6	9
DEC	0,242	0,076	0,701	0,713	5	11

Het verloop van het percentage systeemvreemd water dat is berekend met het oppervlaktewatermodel komt redelijk goed overeen met de resultaten van de oppervlaktewaterbalans, met uitzondering van de maanden juni en juli. In deze maanden wordt met het oppervlaktewatermodel een lager percentage systeemvreemd water (circa 20%) berekend dan met de oppervlaktewaterbalans. Dit betekent in feite dat het aandeel van het systeemeigen water (= laterale toestroming) in de totale afvoer bij station Nieuwenberg in deze maanden is toegenomen. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door een afname van de berging (bufferende werking) in het stroomgebied gedurende de zomerperiode. In de oppervlaktewaterbalans is deze bergingsverandering op nul gesteld.

Voor het biologische en fysisch/chemische meetpunt 033785PG zijn op basis van de SOBEK-berekeningen een aantal waarden van fysische variabelen en de percentages systeemvreemd water berekend. Deze berekeningen zijn uitgevoerd voor de huidige situatie met inlaat, voor 50% van de inlaat en voor de aanwezigheid van een RWZI bij de huidige inlaat. De resultaten hiervan staan in tabel C.17. Op basis van de waarden in deze tabel en de berekende percentages systeemvreemd water kan voor het betreffende meetpunt een risico-inschatting verricht worden (zie paragraaf C.6).

Tabel C.17 De waarden van enkele fysische variabelen en het percentage systeemvreemd water ter plaatse van monsterpunt 033785PG, zoals berekend met behulp van het hydraulische model SOBEK.

VARIABLE	HUIDIG (100% INLAAT)		50% INLAAT		RWZI + 100% INLAAT	
	ZOMER	WINTER	ZOMER	WINTER	ZOMER	WINTER
debiet (m ³ /s)	0,098	0,186	0,098	0,159	0,198	0,286
stroomsnelheid (cm/s)	3,71	17,89	3,71	12,29	6,73	22,35
waterstand (m + NAP)	20,32	20,01	20,32	20,08	20,39	20,07
waterdiepte (cm)	78,15	47,20	78,20	54,20	84,60	53,20
%SVW	45	14	45	13	73	46

Uit tabel C.17 blijkt dat tussen de huidige situatie en een situatie waarin nog maar 50% ingelaten wordt, weinig verschillen in de fysische variabelen ontstaan bij het monsterpunt. Dit heeft vooral te maken met het ver benedenstrooms van het inlaatpunt gelegen zijn van het monsterpunt en de voor het monsterpunt reeds opgetreden verdeling van het inlaatwater (zie figuur C.5). Verschillen treden wel op ter plaatse van monsterpunt 033785PG indien effluent (0,1 m³/s) van een RWZI vlak voor het monsterpunt (in dezelfde LSW) in de Lollebeek komt. Deze situatie is ook met behulp van een waterbalans, opgesplitst in 2 reservoirs, berekend. Echter, met behulp van het hydraulische model kunnen nieuwe waterstanden, debieten en stroomsnelheden berekend worden, terwijl met de balans alleen de nieuwe percentages systeemvreemd water berekend kunnen worden en dus nieuwe waarden voor fysische variabelen niet bepaald kunnen worden (zie ook paragraaf C.6).

Modelresultaten MOZART

In de appendix van deze bijlage is het neerslag-afvoer verloop gemiddeld per decade en per LSW of deelstroomgebied weergegeven (appendix 6). Zoals uit de appendix blijkt wordt door MOZART alleen voor één van de benedenstrooms gelegen deelstroomgebieden (LSW 8) gedurende het gehele jaar een afvoer naar het oppervlaktewater berekend. Voor alle andere deelstroomgebieden is gedurende tenminste één decade toevoer van oppervlaktewater naar de plots nodig. Voor het bovenstroomse gedeelte van het stroomgebied, de Grenssloot (LSW 1 en 2), geldt over vrijwel het gehele jaar de noodzaak tot watertoevoer (wegzijingsgebied). In het algemeen geldt dat met name in de periode juni tot augustus in vrijwel het gehele stroomgebied wateraanvoer nodig is teneinde een optimale watervoorziening van de diverse landbouwgewassen te kunnen garanderen.

Aan de hand van de berekende toe- en afvoer naar het oppervlaktewater en het inlaatdebiet kan voor elk LSW het aandeel systeemvreemd water worden bepaald. Het aandeel systeemvreemd water per LSW is gedefinieerd als het quotiënt van het instromende debiet en het uitstromende debiet van de betreffende LSW. Het aldus berekende gemiddelde aandeel systeemvreemd water per maand is voor de verschillende LSW samengevat in de appendix (7). Uit deze benadering blijkt dat de benedenstroomse gebieden (LSW 1 t/m 4) vrijwel volledig uit systeemvreemd water bestaan. Bovenstrooms neemt per LSW het percentage

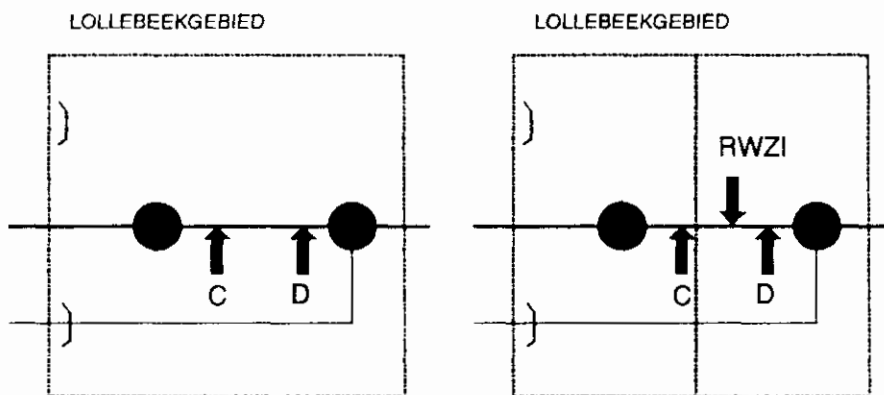
stroomgebied. Het is te verwachten dat de afvoer van systeemvreemd water gemiddeld over een jaar steeds verder af zal nemen als gevolg van het groter aandeel systeemeigen water in deze deelstroomgebieden (kwelgebied).

C.6 GEBRUIK WATERBALANS BIJ AANWEZIGHEID PUNTLOZING

C.6.1 Inleiding

In de in paragraaf C.5.6 gepresenteerde waterbalans is het Lollebeekgebied beschouwd als 1 reservoir waarin volledige menging optreedt. De uiteindelijke waterkwaliteit is daarmee de resultante van een menging van de gedefinieerde systeemeigen en -vreemde kwaliteit op basis van de berekende verhouding. Deze paragraaf handelt over het omgaan met de eenvoudige waterbalans indien een puntlozing (overstort of RWZI/AWZI) in het gebied voorkomt: indien een puntlozing in het gebied voorkomt kan het gebied niet meer als 1 reservoir gezien worden en dient opgeknipt te worden in 2 delen.

Voor de case "Lollebeek" is uitgegaan van een (fictieve) RWZI, waarvan het effluent (debiet: 100 l/s) instroomt op de Lollebeek tussen de waterkwaliteitspunten C (033730W) en D (033785PG) uit figuur C.5. Het Lollebeekgebied wordt daarmee opgeknipt in twee delen (figuur C.6).



Figuur C.6 De beschouwing van het Lollebeekgebied als 1 geheel (links) en opgesplitst bij aanwezigheid van een puntlozing, in dit geval een RWZI (rechts).

Een gehanteerde Vuistregel is: bij hellende gebieden wordt bovenstrooms van het aansluitpunt van een puntlozing op de beschouwde waterlopen het gebied niet beïnvloed. Het opknippen van het gebied vindt dan ook plaats bij het aansluitpunt.

C.6.2 Kwantitatieve aspecten van het "opknippen"

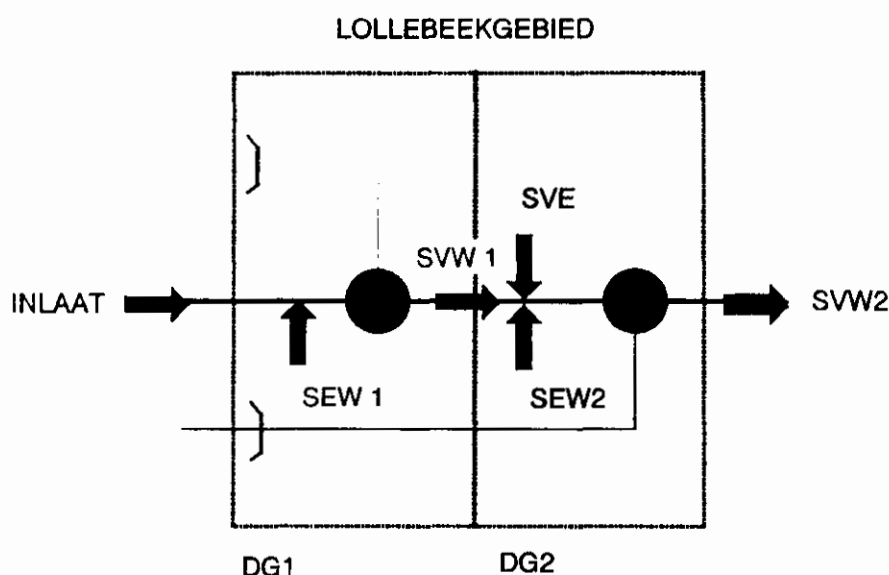
Bij het opknippen van het gebied is bepaald dat het bovenstroomse deel 60% van de oorspronkelijke oppervlakte inneemt en het benedenstroomse deel 40%. Bij het opknippen van het gebied moet ook de balans aangepast worden en wordt het gebruik van een juiste terminologie extra belangrijk:

- in deelgebied 1 (bovenstrooms) is sprake van systeemvreemd aanvoerwater (van oorsprong "Maaswater") en systeemeigen water. Het eindproduct hiervan is een volledige menging van beide waterkwaliteiten;
- in deelgebied 2 stroomt het (gemengde) water uit deelgebied 1 binnen en dit water is voor deelgebied 2 als 100% systeemvreemd aanvoerwater beschouwd met als kwaliteit de in deelgebied 1 berekende mengkwaliteit. Behalve deze systeemvreemde aanvoerkwaliteit is als gevolg van de RWZI ook sprake van een post "systeemvreemd effluentwater". De systeemeigen waterkwaliteit is die kwaliteit zoals die aangenomen is bij de 1-reservoirbenadering. De verhouding tussen de systeemvreemde aanvoerkwaliteit, de systeemvreemde effluentwaterkwaliteit en de systeemeigen waterkwaliteit bepaalt de uiteindelijke (volledig gemengde) waterkwaliteit in het tweede reservoir.

Uit bovenstaande blijkt dat een duidelijk onderscheid gemaakt dient te worden in:

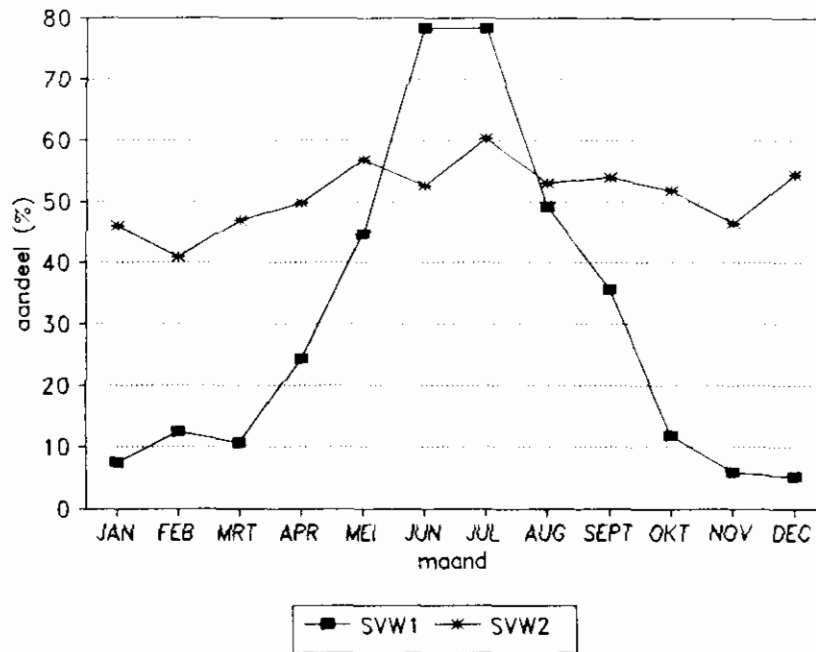
- systeemvreemd aanvoerwater (SVW);
- systeemvreemd effluentwater (SVE);
- systeemeigen water (SEW).

Voorgaande wordt verduidelijkt in figuur C.7.

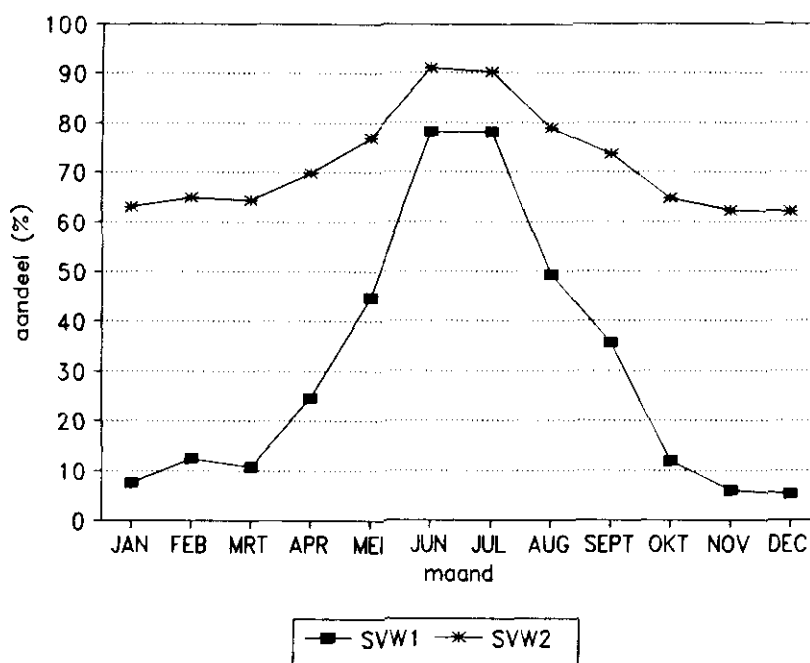


Figuur C.7 De onderscheiden waterkwaliteitstypen per deelgebied (DG1 en DG2). INLAAT is de inlaatkwaliteit bij De Halte; SEW1 en SEW2 betreffen de systeemeigen waterkwaliteit; SVW1 is de mengkwaliteit van AANVOER en SEW1 dat als 100% systeemvreemd aanvoerwater in DG2 ingelaten wordt; SVE is het systeemvreemde effluentwater.

Omdat het gebied opgeknipt is in twee reservoirs, met een puntlozing in het tweede reservoir, is in de figuren C.8 en C.9 de aandelen systeemvreemd water in het eerste en tweede deelgebied, respectievelijk SVW1 en SVW2, weergegeven.



Figuur C.8 De aandelen systeemvreemd water in het eerste deelgebied (SVW1) en in het tweede deelgebied (SVW2) bij een effluentbijdrage in het tweede deelgebied van 100 l/s. Het systeemvreemde water in DG2 is hier de som van het water dat van DG1 in DG2 stroomt en het water dat over stuw Mev1 naar DG2 stroomt.



Figuur C.9 De aandelen systeemvreemd water in het eerste deelgebied (SVW1) en in het tweede deelgebied (SVW2) zonder een effluentbijdrage. Het systeemvreemde water in DG2 is hier de som van het water dat van DG1 in DG2 stroomt en het water dat over stuw Mev1 naar DG2 stroomt.

C.6.3 Kwalitatieve aspecten van het opdelen van het balansgebied

Om op basis van de drie onderscheiden waterkwaliteitstypen (SVW, SEW, SVE) te komen naar een uiteindelijke waterkwaliteit wordt de volgende Vuistregel gehanteerd: op basis van de aandelen systeemvreemd aanvoer- en effluentwater en systeemeigen water wordt, net als in het geval zonder puntlozing, verhoudingsgewijs de nieuwe kwaliteit bepaald met behulp van de eigen kwaliteitswaarden. Dit gaat alleen op voor de chemische variabelen (ideale menging) maar niet voor de fysische variabelen (stroomsnelheid, permanentie etc.).

De kwaliteit voor puntlozingen is omschreven door allereerst een onderscheid te maken in drie typen puntlozingen: effluent (van RWZI of AWZI) en overstort van gemengd rioolstelsel en overstort van een gescheiden rioolstelsel. Voor alle typen is voor zoveel mogelijk Responsievariabelen een gemiddelde waarde verzameld (tabel C.18). Hier doet zich dan het probleem voor dat bij effluenten en overstorten vooral naar zware metalen en (andere) ecotoxicologische stoffen gekeken wordt en slechts naar een aantal variabelen die ook in de Responsies toegepast kunnen worden. Om dit te ondervangen is de volgende Vuistregel gehanteerd: bij het bepalen van de mengkwaliteit wordt bij puntlozingen alleen de verhouding bepaald indien voor de betreffende (Responsie)variabele een betrouwbare (modale) waarde bekend is, zoals weergegeven in tabel C.18. Indien geen waarde bekend is wordt de mengkwaliteit bepaald aan de hand van de verhouding systeemvreemd aanvoerwater en systeemeigen water en wordt het aandeel van de puntlozing voor de waardebepaling van die variabele niet beschouwd.

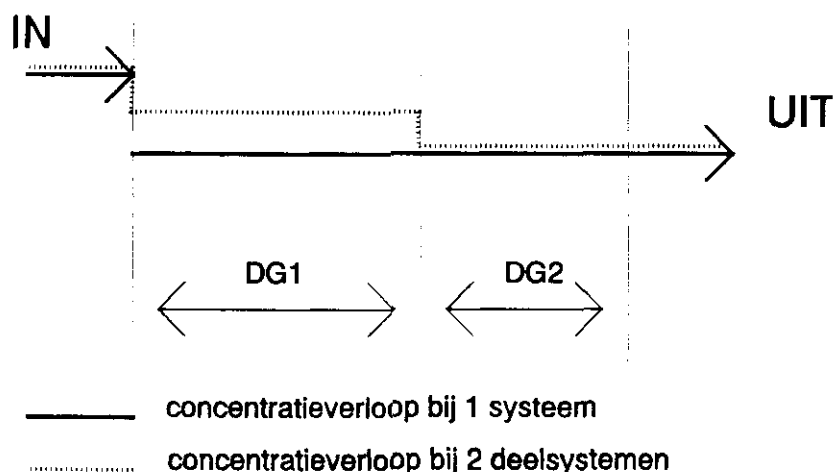
Tabel C.18 Definiëring van de modale effluentkwaliteit en de modale overstortkwaliteit bij een gescheiden (DWA + RWA apart) en een gemengd (DWA + RWA samen) rioolstelsel (in mg/l).

VARIABLE	EFFLUENTKwaliteit	OVERSTORTKwaliteit	
		GEMENGD	GESCHEIDEN
BZV	2,5 ²	82,0 ³	5,0 ³
ammonium-N	4,0 ¹	-	-
Kjeldahl-N	4,0 ²	12,5 ³	3,2 ³
sulfaat	115,0 ¹	-	-
totaal-P	1,0 ¹	3,5 ³	0,5 ³
chloride	200,0 ¹	-	-

Bronnen:

- 1 RIZA [1995];
- 2 mond. meded. T. De Graaf, Tauw Civiel en Bouw;
- 3 NWRW [1989].

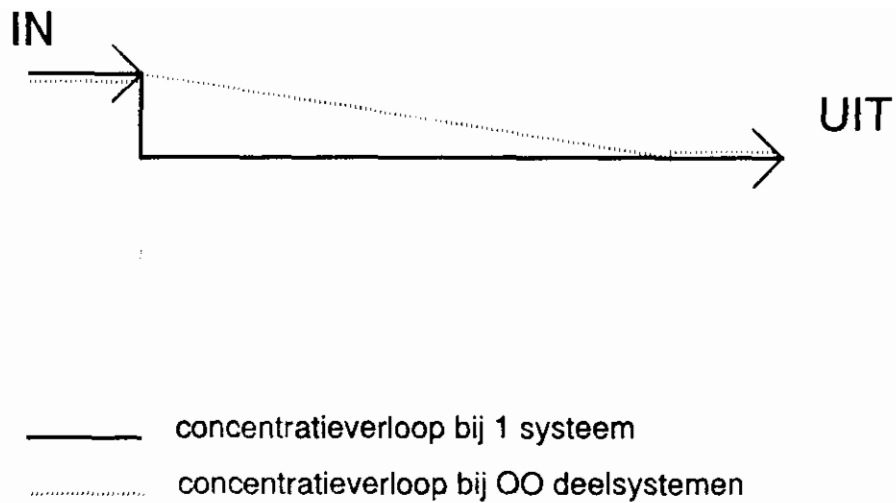
Het verloop van de waterkwaliteit bij 2 reservoirs in plaats van 1 reservoir is geschetst in figuur C.10. In deelgebied 1 (DG1) komt systeemvreemd water binnen met eenzelfde kwaliteit als bij de 1-reservoirbenadering. In het eerste reservoir vindt nu een volledige opmenging met 60% van de hoeveelheid systeemeigen water plaats, uitgaande van een evenredig met de aan de oppervlakte van het deelgebied gerelateerde bijdrage van het systeemeigen water. Dit volledig gemengde water wordt in het tweede reservoir (DG2) ingevoerd als 100% systeemvreemd. In het tweede reservoir vindt vervolgens opmenging plaats met 40% van de oorspronkelijke hoeveelheid systeemeigen water.



Figuur C.10 *Het geschematiseerde concentratieverloop in het geval van een 1-reservoirbenadering (doorgetrokken lijn) en een 2-reservoirbenadering (gestippelde lijn).*

Uit de voorbeeldberekening ten aanzien van chloride in het volgende kader blijkt dat de concentratie bij een meer-reservoirbenadering nooit lager kan zijn dan die bij een 1-reservoirbenadering en de kwaliteit in het laatste reservoir gelijk zal zijn aan de kwaliteit bij een 1-reservoirbenadering.

Indien de reservoirs net zo lang opgedeeld worden dat een schijnbaar oneindige-reservoirbenadering ontstaat, zal het concentratieverloop de vorm hebben van een schuine verbindinglijn tussen het punt dat de 100% systeemvreemde waterkwaliteit weergeeft en het punt waarbij de volledig gemengde waterkwaliteit ontstaan is (figuur C.11). Hierbij is dan wel uitgegaan van een evenredige opmenging met systeemeigen water, gaande van het meest bovenstroomse punt in het balansgebiedje tot het meest benedenstroomse balansgebiedje. De kwaliteit in een monsterpunt kan dan bepaald worden door het snijpunt van de concentratielijnen en de afstand van het meetpunt tot het inlaatpunt te bepalen.



Figuur C.11 *Het geschematiseerde concentratieverloop in het geval van een 1-reservoirbenadering (doorgetrokken lijn) en een oneindige-reservoir-benadering (gestippelde lijn), uitgaande van een evenredige bijdrage van de systeemeigen component, gaande van in- naar uitlaatpunt.*

Het voorgaande is te illustreren middels een handmatige berekening van de water- en stoffenbalans voor bijvoorbeeld chloride (zie kader).

Kader: voorbeeldberekening van de water- en chloridebalans in januari

Eén-reservoir-benadering:

Waterbalans:

$$\text{IN SVW} = 0,021 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (} 0,012 \text{ LOL} + 0,000 \text{ Alo1} + 0,009 \text{ Mev1)}$$

$$\text{UIT} = 0,273 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{IN SEW} = 0,252 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= UIT - IN SVW)}$$

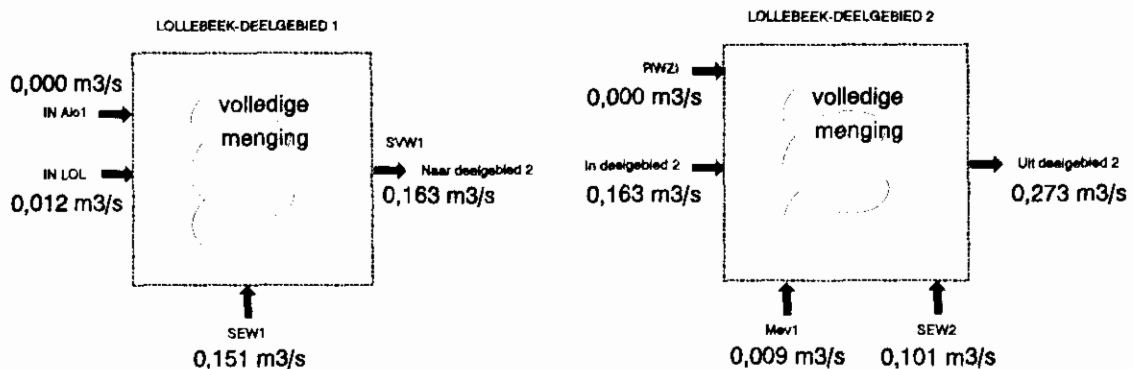
Stoffenbalans:

$$[\text{Cl}_{\text{svw}}] = 67 \text{ mg/l}$$

$$[\text{Cl}_{\text{sew}}] = 43,8 \text{ mg/l}$$

$$21 \cdot 67 + 252 \cdot 43,8 = [\text{Cl}_{\text{gemengd}}] \cdot 273 \rightarrow [\text{Cl}_{\text{gemengd}}] = 45,58 \text{ mg/l}$$

Twee reservoir-benadering:



Eerste reservoir:

Waterbalans:

$$\text{IN SVW} = 0,012 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (} 0,012 \text{ LOL} + 0,000 \text{ Alo1)}$$

$$\text{IN SEW} = 0,151 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= 60\% van 0,252)}$$

$$\text{UIT} = 0,163 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= IN SVW + IN SEW)}$$

Stoffenbalans:

$$[\text{Cl}_{\text{svw}}] = 67 \text{ mg/l}$$

$$[\text{Cl}_{\text{sew}}] = 43,8 \text{ mg/l}$$

$$12 \cdot 67 + 151 \cdot 43,8 = [\text{Cl}_{\text{gemengd}}] \cdot 163 \rightarrow [\text{Cl}_{\text{gemengd}}] = 45,51 \text{ mg/l}$$

Tweede reservoir:

Waterbalans:

$$\text{IN SVW} = 0,163 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= UIT eerste reservoir)}$$

$$\text{IN Mev1} = 0,009 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{IN SEW} = 0,101 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= 40\% van 0,252)}$$

$$\text{UIT} = 0,273 \text{ m}^3/\text{s} \text{ (= IN SVW + IN SEW + IN Mev1 = UIT gemeten)}$$

Stoffenbalans:

$$[\text{Cl}_{\text{svw}} \text{ uit DG1}] = 45,51 \text{ mg/l}$$

Uit tabel C.19 blijkt dat de eerste en tweede reservoir niet veel verschillen in kwaliteit indien de puntlozing niet meegenomen wordt, hetgeen volgens de verwachting is. Bij een bijdrage in de vorm van 0,1 m³/s systeemvreemd effluentwater (SEW), worden de kwaliteitsverschillen tussen de twee reservoirs (beiden met volledige menging) groter: het eerste reservoir behoudt dezelfde mengkwaliteit, maar de kwaliteit in het tweede reservoir wordt sterkt beïnvloed door de effluentkwaliteit.

Tabel C.19 *Bepaling van de chemische mengwaterkwaliteit in januari op basis van de 1-reservoir-benadering en de 2-reservoir-benadering (met en zonder de RWZI). De SEW is de systeemeigen waterkwaliteit volgens tabel C.10.*

VARIABELE	SEW	1 RESERVOIR	2 RESERVOIRS (ZONDER RWZI)		2 RESERVOIRS (MET RWZI)		
			1° RESERVOIR	2° RESERVOIR	1° RESERVOIR	2° RESERVOIR	
BZV	(mg/l)	3,0	3,23	3,22	3,23	3,22	3,04
NH ₄	(mg/l)	1,23	1,17	1,17	1,17	1,17	1,93
o-PO ₄	(mg/l)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
tot-PO ₄	(mg/l)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,52
HCO ₃	(mg/l)	5,0	139,40	139,58	139,41	139,58	142,53
Ca	(mg/l)	63,8	61,24	61,29	61,25	61,29	62,05
Cl	(mg/l)	43,8	45,56	45,43	45,56	45,43	87,34
Nkjeld	(mg/l)	1,2	1,26	1,26	1,26	1,26	2,00

C.7 RISICO-INSCHATTING MET BEHULP VAN DE RESPONSIES

Nadat voor de huidige en de toekomstige situaties zoveel als mogelijk de chemische en fysische variabelen gemeten en berekend zijn (paragrafen C.4, C.5 en C.6), kunnen de bijbehorende Responsies en risico's berekend worden.

Het risico wordt in een aantal stappen berekend:

- 1 allereerst worden per variabele alle Responsiefuncties berekend die de betreffende variabele als input hebben (bijvoorbeeld ortho-P), dit om te voorkomen dat variabelen waarvoor een groot aantal Responsiefuncties bepaald zijn een groter gewicht krijgen dan variabelen waarvoor minder Responsiefuncties bepaald zijn, maar die zeker niet minder belangrijk hoeven te zijn!;
- 2 per variabele wordt de gemiddelde Responsie berekend, dit is het risico per variabele;
- 3 het eindrisico is vervolgens het rekenkundig gemiddelde van de gemiddelde Responsiewaarde per variabele.

C.7.1 Risico's op basis van eenvoudige balansberekeningen

Het risico wordt bepaald met behulp van de Responsie die zowel in de huidige als voor de toekomstige situatie bepaald zijn. Het risico bedraagt in het voorbeeld van tabel C.20, waar uitgegaan wordt van 0 en 100% systeemvreemd water, 17% in positieve richting. Volgens tabel C.6 betekent dit een gering positief effect op de gehele aquatische levensgemeenschap. De grootste bijdrage aan dit risico wordt geleverd in positieve zin door chloride, calcium en orthofosfaat. Negatieve beïnvloeding treedt op door de variabele BZV.

Het bepalen van het risico per maatstaf en/of variabele naast het gemiddelde risico draagt bij aan het inzicht op welke onderdelen ("maatstaven") van het aquatische ecosysteem de sterkste beïnvloeding optreedt.

Voor de beoordeling van de positieve en negatieve Responsieverschillen is de volgende interpretatieregel van belang ("Stromende Wateren"): een toename in Responsie ten opzichte van de huidige situatie voor de verschillende variabelen is altijd negatief, behalve bij de maatstaven stroming en variant eigen karakter. Bij deze twee maatstaven is een toename in Responsie als gunstig voor de aquatische levensgemeenschap te beschouwen.

Tabel C.20 De Responsies voor het stroomgebied van de "Lollebeek" bij verschillende aandelen van het systeemvreemd water in de totale balans (0 en 100%), uitgaande van een systeemeigen waterkwaliteit gebaseerd op de "winterwaterkwaliteit" (paragraaf C.4.4).

Variabele	Maatstaf	Huidig		Alternatief		Effecten		
						Maatstaf	Variable	
stroomsnelheid	stroming	5	I	1	I	+1	(0)	
	variant-eigen ka	2	-	4	-	+2	(-)	+2 (0)
BZV	slib	61	III	100	I	-39	(-2)	
	vergaarder	46	V	100	II	-54	(3)	
	saprobie	35	III	100	V	-65	(-2)	53 (-2)
ammoniumstikstof	variant-eigen ka	14	-	50	-	+36	(-)	
	saprobie	48	III	0	V	+48	(2)	
	slib	57	III	6	V	+51	(2)	
	knipper	54	V	100	V	+46	(0)	+45 (1)
kjeldahlstikstof	knipper	100	V	100	V	0	(0)	
	slib	0	V	20	IV	-20	(-1)	
	saprobie	0	V	0	V	0	(0)	
	variant-eigen ka	100	-	43	-	-57	(-)	-19 (0)
orthofosfaat	variant-eigen ka	30	-	34	-	+4	(-)	
	plant	0	V	0	V	0	(0)	
	trofie	3	V	0	V	+3	(0)	+2 (0)
totaalfosfaat	trofie	0	V	0	V	0	(0)	
	variant-eigen ka	36	-	30	-	-6	(-)	-3 (0)
calcium	variant-eigen ka	10	-	100	-	+90	(-)	+90 (-)
chloride	variant-eigen ka	30	-	100	-	+70	(-)	+70 (-)
Max. pos. effect						+90		+90
Max. neg. effect						-65		-53
Risico								+17

* = I is het beneden-laagste ecologische niveau, V is het hoogste ecologische niveau.

Op basis van de balansberekeningen met twee reservoirs, als gevolg van het aankoppelen van het RWZI-effluent, zijn ook de risico's bepaald. Deze risico's zijn mede bepaald aan de berekende mengkwaliteit volgens tabel C.21. Voor het eerste, niet door het effluent beïnvloede, reservoir bedraagt het risico +14%, hetgeen in overeenstemming lijkt met de eveneens positieve uitkomst van het risico bij een een-reservoir-benadering van het gehele stroomgebied. Voor het tweede reservoir, dat wel beïnvloed wordt door het effluent, wordt een risico van -12% berekend. Hieruit blijkt dat het effluent het positieve effect van het systeemvreemde inlaatwater volledig reduceert en zelfs een negatief risico veroorzaakt. De risicoberekening voor het tweede reservoir is in tabel C.22 gegeven. Uit deze tabel blijkt dat met name de stikstofverbindingen negatief werken op het aquatische ecosysteem.

Tabel C.21 De chemische mengwaterkwaliteit in juni (hoogste percentage SVW, namelijk 77%) op basis van de 1-reservoir-benadering en de 2-reservoir-benadering (met en zonder de RWZI). De SEW is de systeemeigen waterkwaliteit volgens tabel C.10.

VARIABLE	SEW	1 RESERVOIR	2 RESERVOIRS (ZONDER RWZI)		2 RESERVOIRS (MET RWZI)		
			1 ^e RESERVOIR	2 ^e RESERVOIR	1 ^e RESERVOIR	2 ^e RESERVOIR	
BZV	(mg/l)	3,0	5,31	5,35	5,31	5,35	4,12
NH ₄	(mg/l)	1,23	0,59	0,58	0,59	0,58	2,02
o-PO ₄	(mg/l)	0,20	0,18	0,18	0,18	0,18	0,19
tot-PO ₄	(mg/l)	0,34	0,38	0,38	0,38	0,38	0,64
HCO ₃	(mg/l)	5,0	42,24	40,46	42,24	40,46	87,42
Ca	(mg/l)	63,8	37,78	37,35	37,78	37,35	48,64
Cl	(mg/l)	43,8	61,66	61,95	61,66	61,95	119,64
Nkjeld	(mg/l)	1,2	1,82	1,83	1,82	1,83	2,73

Tabel C.22 Bepaling van de risico's in het tweede reservoir (RWZI) in juni op basis van de systeemeigen- en mengwaterkwaliteitsgegevens uit tabel C.21.

Variabele	Maatstaf	Huidig		Alternatief		Effecten	
						Maatstaf	Variabele
stroomsnelheid	stroming	0	I	0	I	0	(0)
	variant-eigen ka	2	-	2	-	0	(-)
BZV	slib	61	III	61	III	0	(0)
	vergaarder	46	V	46	V	0	(0)
	saprobie	35	III	35	III	0	(0)
ammoniumstikstof	variant-eigen ka	14	-	16	-	+2	(-)
	saprobie	48	III	42	III	+6	(0)
	slib	57	III	52	III	+5	(0)
	knipper	54	V	62	V	+8	(0)
kjeldahlstikstof	knipper	100	V	100	V	0	(0)
	slib	0	V	0	V	0	(0)
	saprobie	0	V	0	V	0	(0)
	variant-eigen ka	100	-	100	-	0	(-)
orthofosfaat	variant-eigen ka	30	-	3	-	-27	(-)
	plant	0	V	100	I	-100	(-4)
	trofie	3	V	59	II	-56	(-3)
totaalfosfaat	trofie	0	V	51	II	-51	(-3)
	variant-eigen ka	36	-	6	-	-30	(-)
calcium	variant-eigen ka	10	-	10	-	0	(-)
chloride	variant-eigen ka	30	-	30	-	0	(-)
		Max. pos. effect				+8	+5
		Max. neg. effect				-100	-61
		Risico					-12

C.7.2 Risico's op basis van modelberekeningen

In paragraaf C.4 zijn verschillende methoden uitgelegd om de systeemeigen waterkwaliteit te bepalen. Daarnaast is de inzet van verschillende hydrologische modellen beschouwd op hun bijdrage in de bepaling van percentages systeemvreemd water en de berekening van de fysische variabelen (stroomsnelheid, permanentie), die niet met de eenvoudige waterbalans bepaald kunnen worden.

Met behulp van de modellen is ook het scenario van de aankoppeling van de RWZI doorgerekend. De risico's van dit scenario en van de huidige situatie zijn bepaald voor monsterpunt 033785PG, gelegen in LSW 7. Bij de risico-berekening is uitgegaan van de percentages systeemvreemd water zoals die met behulp van SOBEK berekend zijn. Eveneens is voor de fysische variabelen gebruik gemaakt van de SOBEK-berekeningsresultaten. Voor de chemische variabelen is de "winterwaterkwaliteit" aangehouden, met uitzondering voor die (N- en P-) variabelen waarvoor middels de WSV-vermestingsommen een waarde voor de systeemeigen kwaliteit gevonden was (tabel C.23).

Tabel C.23 *Definiëring van de systeemvreemde en -eigen waterkwaliteit op basis van de methode "winterwaterkwaliteit" (meetgegevens) en de methode "WSV-vermestingsommen" (tabel C.11) in combinatie met de berekende fysische variabelen door het hydraulische model SOBEK (tabel C.17).*

VARIABELE		SVW	SYSTEEMEIGEN WATER	
			"WINTERWATER"	WSV + SOBEK
BZV	(mg/l)	6,0	3,0	3,0
NH ₄	(mg/l)	0,40	1,23	1,09
o-PO ₄	(mg/l)	0,18	0,20	1,26
tot-PO ₄	(mg/l)	0,39	0,34	1,35
HCO ₃	(mg/l)	10,0	5,0	5,0
Ca	(mg/l)	30,0	63,8	63,8
Cl	(mg/l)	67,0	43,8	43,8
N-Kjeldahl	(mg/l)	2,0	1,2	1,2
gemiddelde stroomsnelheid	(cm/s)	13	6	18
peilfluctuatie	(dm)	2,5	3,5	3,1
permanentie (maanden watervoerend)		12	10	12

Tabel C.24 De risico's die verschillende percentages systeemvreemd water (op basis van SOBEK) met zich meebrengen voor het aquatische ecosysteem in LSW 7, waar monsterpunt 033785PC (benedenstrooms) gelegen is. Tegen elkaar uitgezet zijn de risico's voor de huidige situatie en de percentages systeemvreemd water in het geval van aankoppelen van een RWZI bij twee verschillend bepaalde systeemeigen waterkwaliteiten: de "winterwaterkwaliteit" en de "WSV-kwaliteit".

SCENARIO	% SVW (SOBEK)	RISICO	
		WINTERKwaliteit	WSV-Kwaliteit
100 % SVW	–	+ 17%	+ 29%
HUDIG ZOMER	45	+ 8%	+ 12%
RWZI ZOMER	73	0%	+ 4%
HUDIG WINTER	14	+ 1%	+ 2%
RWZI WINTER	46	-4%	-3%

Uit tabel C.24 blijkt duidelijk dat de systeemeigen waterkwaliteit, aangepast voor N en P naar de uitkomsten van de WSV-vermestingsommen, sterk negatief werkt op het aquatische ecosysteem door de hogere gehalten aan N en P dan op basis van de winterwaterkwaliteit gevonden is. Inlaat van het systeemvreemde inlaatwater werkt dan sterk positief op het aquatische ecosysteem. Inlaat werkt zowel in de zomer als in de winter positief op het aquatisch ecosysteem. Voor RWZI-effluent ligt dit iets anders: in de zomer is nauwelijks sprake van een risico, maar in de winter neigt effluent te leiden tot een negatieve beïnvloeding van het ecosysteem.

Een andere conclusie die uit de tabellen C.22 en C.24 getrokken mag worden is dat de op basis van het door SOBEK berekende aandeel systeemvreemd water, een lager risico bij aankoppelen van het RWZI-effluent gevonden wordt dan uit de balansberekeningen verwacht werd. Deze conclusie gaat zowel op bij bepaling van de systeemeigen waterkwaliteit volgens de "winterwaterkwaliteit" als volgens de "WSV-vermestingsommen".

C.8 CONCLUSIES

bepaling systeemeigen waterkwaliteit:

- met behulp van oppervlaktewaterkwaliteit in de winter (weinig/geen) inlaat kan een systeemeigen waterkwaliteit gedefinieerd worden. Hierbij worden wel de natuurlijke seizoensverschillen in de waterkwaliteit genegeerd;
- met behulp van de WSV-vermestingsommen en de (aangepaste) methode van Meinardi kunnen gegevens over de systeemeigen kwaliteit ten aanzien van N en P verkregen worden. De overige Responsievariabelen kunnen met deze methoden niet bepaald worden;
- de verschillen tussen "winterwaterkwaliteit", "WSV-vermestingsommen" en "methode Meinardi" lopen uiteen van gering tot aanzienlijk. Dit geeft aan dat de definiëring van de systeemeigen waterkwaliteit een lastig probleem is en blijft. Metingen in inlaatarme perioden aan oppervlakte- en ondiep grondwater geven naar verwachting de beste informatie over de systeemeigen waterkwaliteit.

waterbalans en modelinzet:

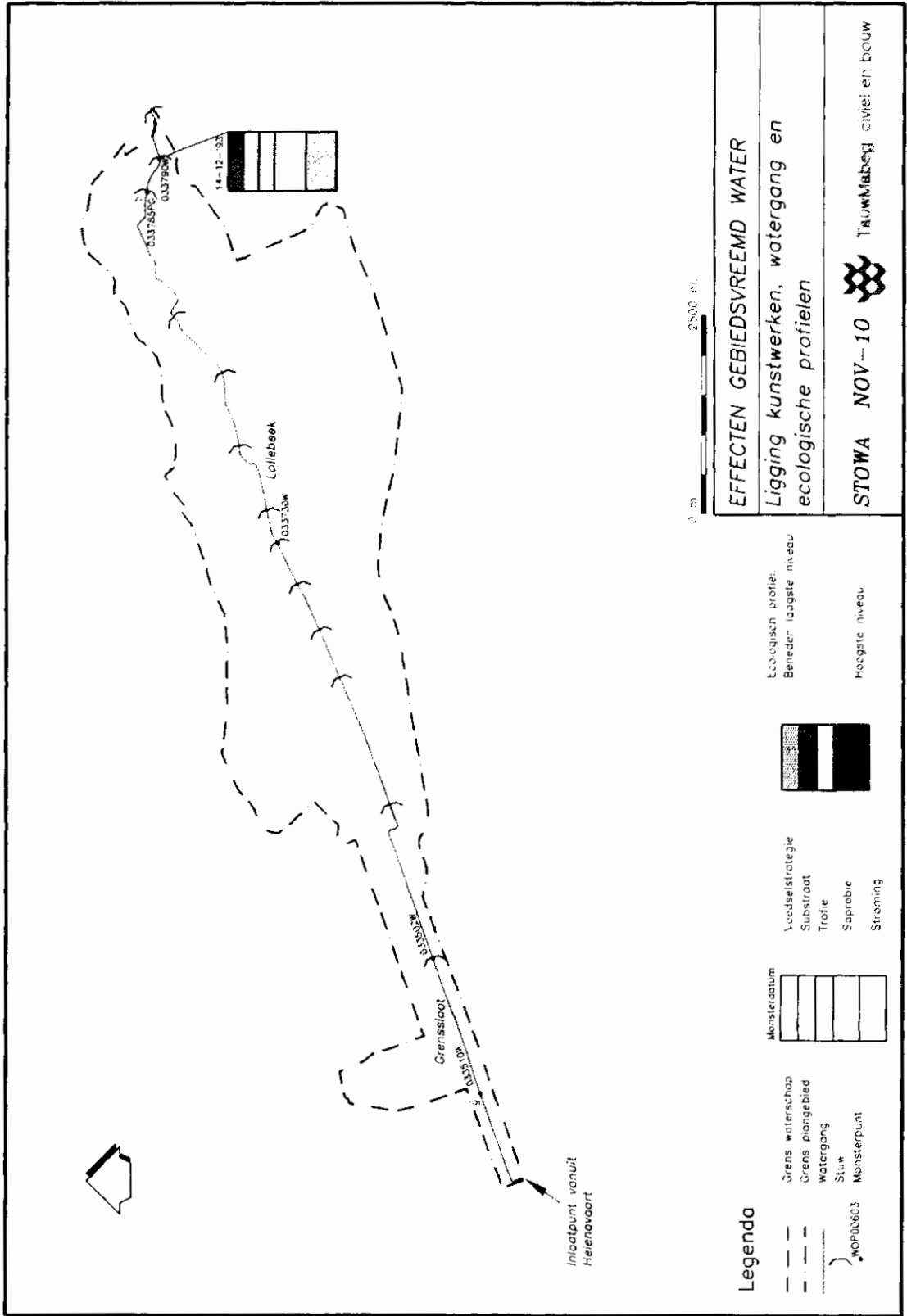
- de percentages systeemvreemd water zoals berekend met een waterbalans zijn vergelijkbaar met die zoals berekend met een hydraulisch model, in dit geval SOBEK;
- met behulp van een waterbalans kan een nieuwe verhouding tussen systeemvreemd en systeemeigen water berekend worden. Met deze verhouding is op basis van conservatieve menging een nieuwe oppervlaktewaterkwaliteit te bepalen. Echter, met de waterbalans kan, in tegenstelling tot een hydraulisch model, geen nieuwe waarden voor de fysische variabelen (stroomsnelheid, permanentie, waterdiepte e.d.) berekend worden.

de risicobepalingen:

- het risico van systeemvreemd water is met behulp van de Responsies "meetbaar": in januari, als het aandeel systeemvreemd water klein is volgens tabel C.10, is het risico als "geen risico" aan te duiden. In juni, als het aandeel systeemvreemd water het grootst is, is het risico "gering negatief";
- het risico van systeemvreemd water dat afkomstig is van een puntbron, in dit geval een gefingeerde RWZI, is in het voorbeeld van de Lollebeek aanmerkelijk groter dan het risico als gevolg van alleen systeemvreemd inlaatwater. In het algemeen is dit echter afhankelijk van de concentratieverschillen tussen systeemeigen water en systeemvreemd inlaatwater en tussen systeemeigen water en systeemvreemd effluentwater en van de aandelen van de verschillende waterkwaliteitstypen in de uiteindelijke mengkwaliteit;
- het berekende risico is sterk locatie-afhankelijk doordat het aandeel systeemvreemd water sterk verschilt per locatie in het gebied.

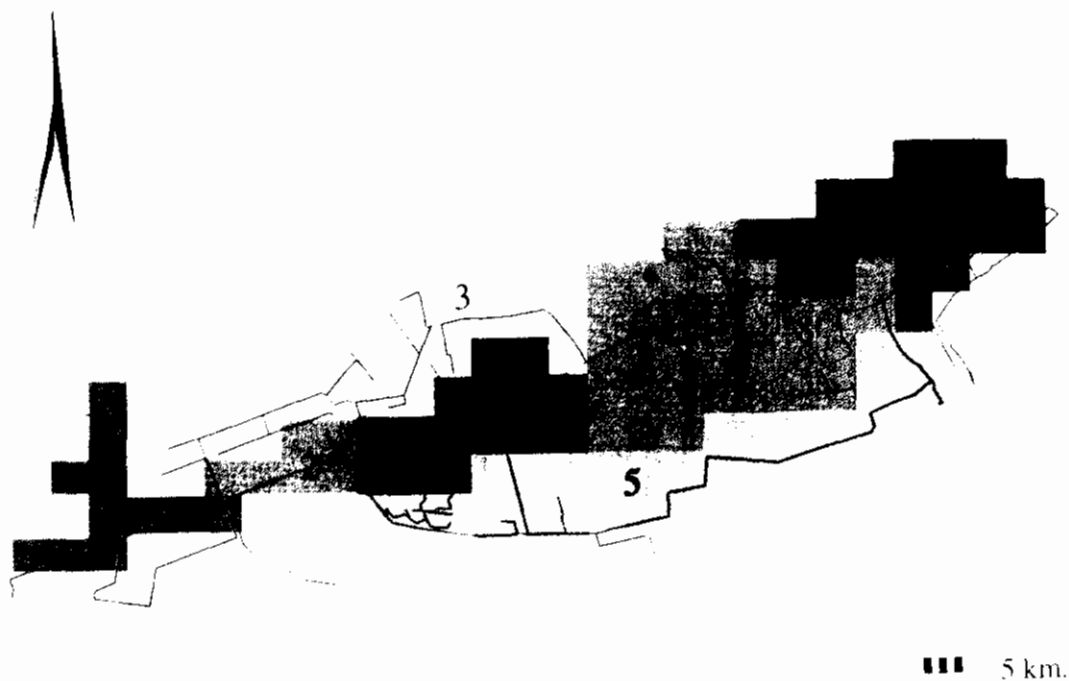
APPENDICES

Appendix 1 Overzichtsk kaartje Lollebeek met ecologisch beoordelingsprofiel

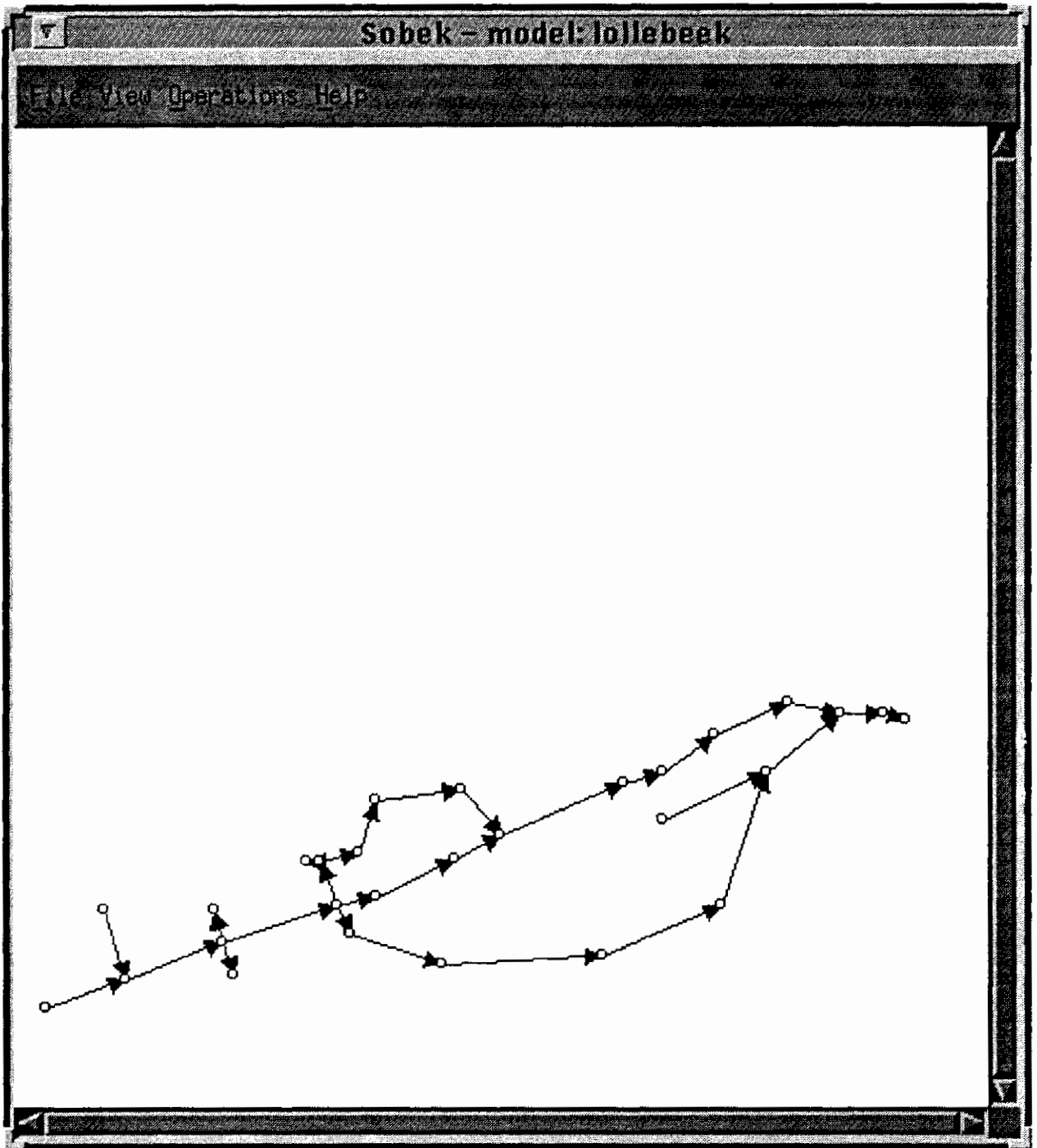


23-10-96 D9602745

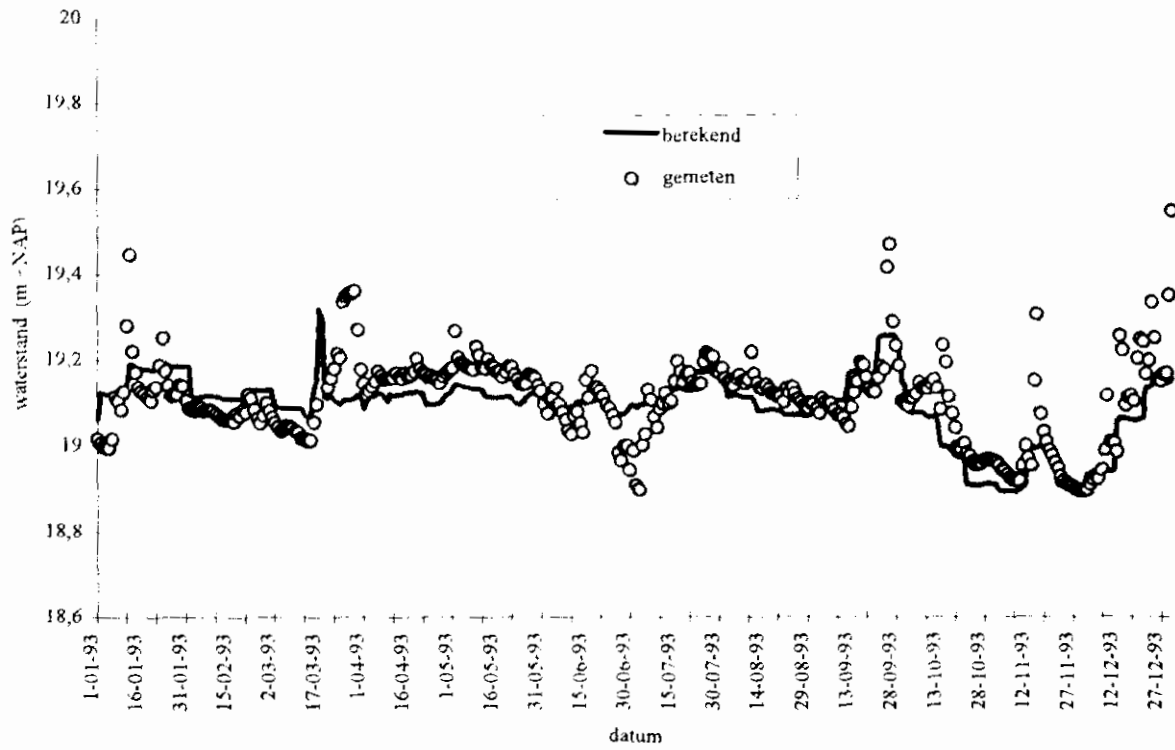
Appendix 2 *Overzicht Local Surface Waters (LSW's) in het stroomgebied van de Lollebeek*



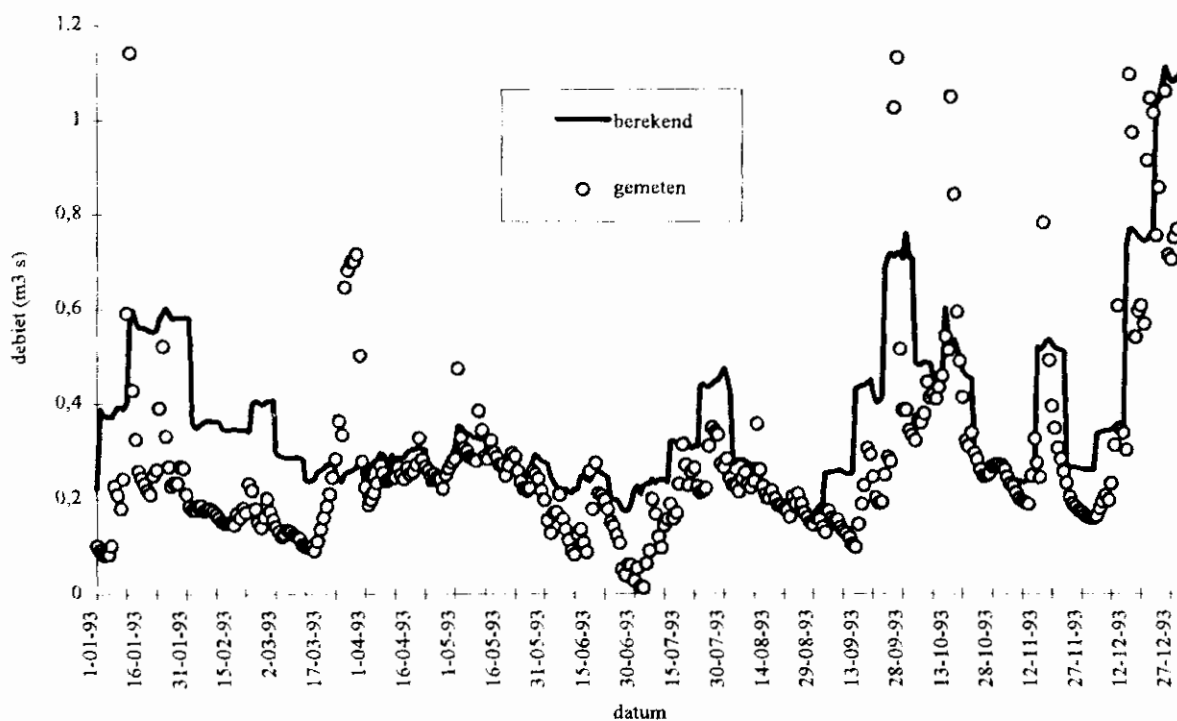
DEELGEBIED	LSW-CODE	AANTAL PLOTS	AFWATEREND OPPERVLAK IN HA	STREEFPFIL (M + NAP)	TOTALE TAKLENGTE (M)
Grenssloot 1	1	11	275	30,40	4.270
Grenssloot 2	2	6	150	30,38	3.050
Veulensche Wateren	3	17	425	27,25	4.803
Grenssloot 3	4	15	375	27,25	3.080
Bruine Peelloop	5	34	850	21,25	8.650
Lollebeek 1	6	22	550	22,40	2.920
Lollebeek 2	7	15	375	20,10	3.164
Diepeleng	8	11	275	21,25	3.343
Diepeleng/Lollebeek	9	7	175	19,05	2.151
Totaal		138	3450		36.431



Appendix 4 *Vergelijking van de met SOBEK berekende waterstanden en de gemeten waterstanden bij Meetstation Nieuwenberg in het stroomgebied van de Lollebeek.*



Appendix 5 Vergelijking van de met SOBEK berekende debieten en de gemeten debieten bij Meetstation Nieuwenberg in het stroomgebied van de Lollebeek.



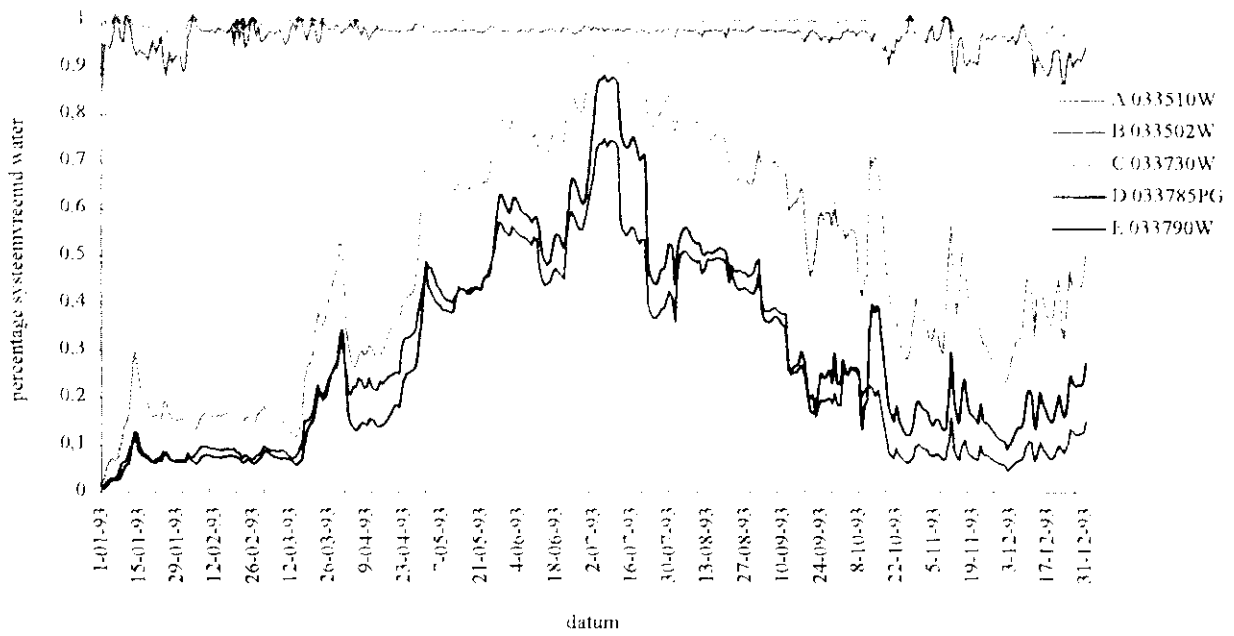
Appendix 6 Overzicht van de met MOZART berekende gemiddelde decade-afvoer per maand voor het jaar 1993 in het stroomgebied van de Lollebeek.

	Inlaat m ³ /s	Afvoer per deelstroomgebied (LSW) in m ³ /s								
		LSW 1	LSW 2	LSW 3	LSW 4	LSW 5	LSW 6	LSW 7	LSW 8	LSW 9
jan	0,9200	-0,0014	-0,0009	0,0000	0,0006	0,0005	0,0003	0,0010	0,0023	0,0460
feb	0,9250	-0,0061	-0,0004	0,0000	-0,0047	0,0003	0,0004	0,0000	0,0001	0,0158
mar	0,9340	-0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
apr	0,9729	0,0085	0,0007	0,0000	0,0020	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
mei	0,1000	-0,0004	-0,0000	0,0000	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
jun	0,1210	-0,0000	-0,0000	0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
jul	0,1720	-0,0004	0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
aug	0,1100	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
sep	0,1170	-0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
okt	0,0500	-0,0000	0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
nov	0,0210	0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
dec	0,0440	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
gemiddelde jaarlijkse decade-afvoer										
jaar	0,0770	-0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
minimale en maximale decade-afvoer										
min	0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	-0,0000	0,0000	-0,0000
max	0,0000	0,0000	-0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Appendix 7 Overzicht berekend gemiddeld aandeel systeemvreemd water per maand voor het jaar 1993 op basis van modelresultaten MOZART.

	Verdeling in negen deelstroomgebieden								
	LSW 1	LSW 2	LSW 3	LSW 4	LSW 5	LSW 6	LSW 7	LSW 8	LSW 9
jan	1,0000	1,0000	1,0000	0,8824	0,2555	0,1380	0,1122	0,0769	0,0673
feb	1,0000	1,0000	1,0000	0,9958	0,3737	0,1963	0,1634	0,1073	0,0989
mrt	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,6649	0,3843	0,3355	0,2057	0,1941
apr	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,8304	0,6661	0,5438	0,3750	0,3526
mei	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9755	0,8635	0,8338	0,6315	0,6057
jun	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,7943	0,7709
jul	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,8946	0,7289	0,6814	0,5363	0,4895
aug	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
sep	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,7837	0,5975	0,5593	0,4372	0,3843
okt	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,8519	0,4701	0,4091	0,2617	0,2274
nov	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,6275	0,2429	0,1986	0,1146	0,0998
dec	0,8877	1,0000	0,9579	0,9593	0,3102	0,1766	0,1432	0,1009	0,0863
jaar	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,7734	0,5338	0,4745	0,3113	0,2991
minimale en maximale waarde									
min	0,8877	1,0000	0,9579	0,8824	0,2555	0,1380	0,1122	0,0769	0,0673
max	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000

Appendix 8 Verloop van het percentage Systeemvreemd Water gedurende het jaar op 5 verschillende locaties in de Iollebeek. De locaties komen overeen met de monsterpunten, zoals weergegeven in appendix 1 en figuur C.5.



BIJLAGE D: Toepassing methodiek: case Polder Achttienhoven

Inhoudsopgave

D.1	INLEIDING	BD.2
D.2	GEBIEDSBESCHRIJVING EN GEBRUIKTE GEGEVENS	BD.3
D.3	BEPALING (SUB)WATERTYPE	BD.6
D.4	SYSTEEMEIGEN EN -VREEMDE WATERKWALITEIT	BD.7
	D.4.1 Kwaliteiten op basis van meetgegevens	BD.7
	D.4.2 WSV-vermestingsommen	BD.8
	D.4.3 STOWA-beoordelingen	BD.9
D.5	DE EENVOUDIGE WATERBALANS	BD.11
D.6	MODELINZET: SOBEK EN MOZART	BD.14
	D.6.1 Inleiding	BD.14
	D.6.2 Controle balansposten model Achttienhoven	BD.14
	D.6.3 Berekende balans westelijk gelegen peilvak	BD.16
	D.6.4 Berekende balans oostelijk gelegen peilvak	BD.17
	D.6.5 Berekende balans gehele polder Achttienhoven	BD.18
D.7	TOEPASSING VAN HET RISYWA-COMPUTERMODEL	BD.20
D.8	CONCLUSIES	BD.26
	APPENDICES	BD.27

D.1 INLEIDING

Los van de vraag wat het karakter (samenstelling) van inlaatwater in een gebied is en in welke mate de chemische samenstelling afhangt van de systeemeigen waterkwaliteit speelt bij de beoordeling van het wel of niet inlaten telkens de vraag waarom inlaat plaats vindt. Een aantal redenen zijn denkbaar:

- voldoende water voor de landbouw, zowel voor beregening als wel voor de sturing van een gewenste grondwaterstand;
- voldoende water voor bepaalde vochtige en/of natte natuurwaarden;
- het grond- en oppervlaktewaterpeil dusdanig te kunnen handhaven/sturen dat geen klink of zetting optreedt waardoor schade aan huizen (funderingen) voorkomen worden. Dit speelt met name in veengebieden;
- het doorspoelen van het watersysteem om stagnatie en kwaliteitsverslechtering te voorkomen (bijvoorbeeld grachtenstelsels in stedelijk gebied).

Met name in de laaggelegen veengebieden van West-Nederland is een juiste afstemming van de waterhuishouding op de grondgebruiksfuncties van een groter belang dan bijvoorbeeld op de zandgronden in Oost- en Zuid-Nederland. De laaggelegen landbouwgebieden vragen een zekere ontwateringsdiepte om het draagvermogen van de bodem te vergroten, terwijl de aangrenzende of inliggende natuurgebieden juist veelal een zo hoog mogelijk oppervlakte- (en grondwater)peil vragen. Reden hiervoor is dat verdroging als gevolg van drainage in omliggende landbouwgebieden de oxidatie van de organische stof stimuleert [o.a. Kemmers, 1990]. Verdroging leidt daarmee tot eutrofiëring. Wateraanvoer kan in dergelijke gevallen voor (semi-)terrestrische ecosystemen een juiste maatregel zijn om de natte condities in de bodem te behouden, met andere woorden: wateraanvoer hoeft niet automatisch te betekenen dat eutrofiëring optreedt maar kan hier zelfs remmend op werken. Wateraanvoer blijkt vaak wel eutrofiëring door stikstof te bewerkstelligen, maar kan in sommige gevallen de fosfaatmobiliteit sterk beperken waardoor toch limitatie van de voedselrijkdom optreedt. Fosfaatfixatie treedt op indien door wateraanvoer de basenverzadiging toeneemt indien het aanvoerwater een hoog aandeel calcium-ionen bevat [Kemmers, 1990; 1993].

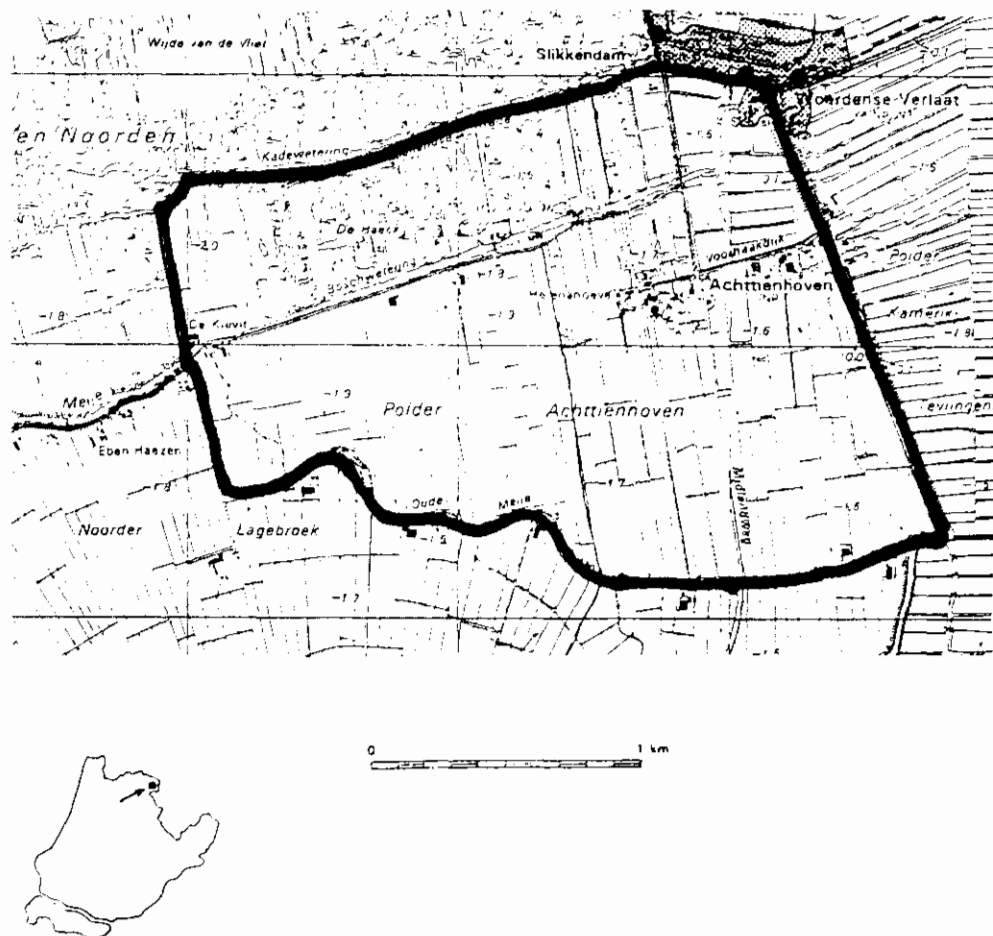
Voor laaggelegen veengebieden, zoals de polders in West-Nederland, zijn in de literatuur een aantal belangrijke aspecten te vinden die te maken hebben met het opstellen van een waterbalans en chemische processen. Zo zijn de laaggelegen polders voor de waterbalans veelal in belangrijke mate afhankelijk van toestromend grondwater. De aanvoer van oppervlaktewater dat fundamentele eigenschappen vertoont van lithotroof water (diep grondwater, verrijkt met calciumbicarbonaat), zou in principe een gelijkwaardige vervanging van die grondwatercomponent in de waterbalans van laag gelegen gebieden kunnen zijn. Indien dit water ontdaan wordt van de aanwezige N en P, biedt het een reëel perspectief voor het behoud van de mesotrofe status van veengebieden. Kemmers [1990] vond ook dat de vochttoestand de N-trofiëgraad van laaggelegen systemen in hoge mate bepaald. Verdroging blijkt tot ernstiger N-eutrofiëring te leiden dan het aanvoeren van systeemvreemd lithotroof water.

Tegenstrijdig aan bovenstaande zijn de bevindingen van de Stichting Natuur en Milieu [1989]: inlaat van weinig of niet verontreinigd rivierwater in nog niet vermeste wateren in laagveengebieden zal als gevolg van de veranderingen in het fysisch-chemisch milieu toch aanleiding geven tot vermesting, organische belasting en vorming van (natuurlijke) toxinen. De inlaat van gedefosfateerd, kalkrijk rivierwater in geëutrofiëerde laagveenplassen zoals de Vechtplassen zal nooit leiden tot een waterkwaliteit van het hoogste niveau. Ook de inlaat van kalkrijk, gebiedsvreemd water ter compensatie van kwelwater is desastreus voor trilveenmoerassen, rietvenen en blauwgraslanden.

Dat het aangeven van de effecten van inlaat gezien de hierboven geschetste voor- en nadelen van inlaat een hachelijke zaak lijkt, zal nader blijken uit de toepassing van de RISYWA-methode voor polder Achttienhoven.

D.2 GEBIEDSBESCHRIJVING EN GEBRUIKTE GEGEVENS

Polder Achttienhoven (\pm 335 ha) is gelegen in de provincie Zuid-Holland en wordt omgeven door de volgende waterlopen: de "Meije" in het noorden, de "Middelwetering" in het oosten en de "Oude Meije" in het zuiden (Figuur D.1). De oppervlakte van de Local Surface Water, waarin polder Achttienhoven ligt, bedraagt 5.125 ha (bron: waterstaatskaart 31-W). In de LSW liggen 14 peilgebieden met de volgende oppervlakten (in afnemende volgorde): 935 - 780 - 615 - 570 - 470 - 425 - 335 - 320 - 220 - 160 - 120 - 80 - 60 - 35 ha. Uit studies (onder andere TAUW Infra Consult, 1992) blijkt dat zelfs binnen één polder, zoals Achttienhoven, de hydrologische omstandigheden variëren. Voor Achttienhoven varieert de kwelflux zodanig dat binnen de polder zowel wegzijging (-0,22 mm/d) als kwel (+0,17 mm/d) optreedt.



Figuur D.1 *Topografisch fragment van de Polder Achttienhoven, inclusief het natuurgebied "De Haeck" in het noorden.*

De motivatie voor de gebiedskeuze is te omschrijven met de volgende punten:

- inlaat van chloriderijk water via de Grecht speelt een rol;
- ten opzichte van de case Lollebeek (Limburg) is nu sprake van een ander watertype, namelijk "Sloten";
- in de polder zijn 3 monsterpunten voor waterkwaliteit gelegen;
- voor het gebied zijn reeds hydrologische gegevens verzameld en berekend, onder andere in de studie "Integraal Waterbeheer Nieuwkoop" [TAUW Infra Consult, 1994].

In polder Achttienhoven liggen 2 inlaatpunten en 3 monsterpunten (WOP00601, WOP00602, WOP00603) en verder is een monsterpunt in een aangrenzende polder aanwezig (WOP01001), zie appendix 1. De locatiekeuze van deze biologische monsterpunten is gestuurd door diverse factoren:

- bereikbaarheid;
- ligging op voldoende afstand van weg (> 75 m) en bebouwing (> 100 m);

- vermijden van aanvoerroutes van systeemvreemd water;
- sloten zonder beschaduwing en/of bladval;
- geen uitmondingen van drainagepijpen/-greppels in de nabijheid;
- niet in onderbemalingsgebieden.

Polder Achttienhoven bestaat voornamelijk uit Koopveengronden (bosveen, eutroof broekveen) met Gt II (GHG 50 - 80 cm-mv). In het zuid-oosten komen wat Vlierveengronden voor die van oorsprong nog natter zijn (Gt I, GHG < 50 cm-mv) maar die in de praktijk grotendeels onderbemalen worden door lokale agrarische ondernemers.

In de polder komen drie peilvakken voor:

1. 2,90 m-NAP in het westelijke deel;
2. 2,14 m-NAP in het noordelijk gelegen natuurgebied De Haeck en
3. 2,47 m-NAP in het oostelijke deel waar het plaatsje Achttienhoven in gelegen is.

In de peilvakken 1 en 3 zijn waterkwaliteitsmonsterpunten gelegen en de aandacht zal zich dan ook met name op deze twee deelgebiedjes richten. Opgemerkt moet hierbij worden dat in deelgebied 3 grote delen door agrariërs onderbemalen worden zodat de grondwaterstanden daar lager zullen zijn dan op basis van de Gt verwacht zou worden.

De waterkwaliteit van de polder wordt beïnvloed door de kwaliteit van het ingelaten water van de Grecht, neerslagwater, uitspoeling van meststoffen en door ongerioleerde lozingen van bebouwing. De gebruikte waterkwaliteitsgegevens zijn gemeten in bovenstaande geschetste situatie. Inmiddels zijn maatregelen uitgevoerd of in uitvoering die de waterkwaliteit zullen verbeteren, zoals:

- de verbetering van de schutsluis van de Woerdense verlaat waardoor de hoeveelheid gebiedsvreemde water uit de Kromme Mijdrecht minder in de Grecht binnendringt. Dit zal met name een effect op de chloride-concentraties hebben;
- de aansluiting van de aanwezige bebouwing op riolering waardoor vooral de organische belasting af zal nemen.

Bovenstaande verbeteringen zijn echter in deze case niet nader meegenomen.

Het in deelgebied 3 gelegen monsterpunt (WOP00601) is gelokaliseerd op een plek waar zowel inlaatwater als ongerioleerde lozingen kunnen passeren. De gemeten waterkwaliteit zal daarom sterk beïnvloed zijn door de kwaliteit van beide waterstromen.

Voor de waterbalans en de mengwaterkwaliteiten wordt gebruik gemaakt van de definiëring van een tweetal onderscheiden waterkwaliteitstypen:

1. systeemeigen kwaliteit;
2. systeemvreemde (Grecht) inlaatkwaliteit.

Allereerst werd ook gedacht aan het onderscheiden van een aparte kwelkwaliteit (eigenlijk onderdeel van de systeemeigen kwaliteit, maar vanwege duidelijke afwijkende samenstelling apart te beschouwen), maar uit de studie van TAUW Infra Consult

[1992] blijkt dat de kwel- en wegzijgingsintensiteiten dermate gering zijn dat het onderscheiden van een aparte kwelcomponent weinig zin heeft (ongeveer netto 0,1 mm/d kwel).

D.3 BEPALING (SUB)WATERTYPE

De beslisboom (bijlage A), zoals die ook in het computermodel opgenomen is, heeft via de een aantal stappen het hoofd- en subwatertype opgeleverd. De van toepassing zijnde stappen zijn onderstreept weergegeven.

keuze hoofdwatertype via beslisboom:

1. is het element vlakvormig?

→ ja: stap 1a

→ nee: stap 2

2. is het element gegraven?

→ ja: stap 2a

→ nee: stromende wateren (afsluiten)

2a. is $b > 10$ m en $d > 1.5$ m?

→ ja: kanalen (afsluiten)

→ nee: stap 2b

2b. is $b < 10$ m en $d < 1,5$ m?

→ ja: sloten (afsluiten)

→ nee: geen STOWA-type, gebruiker kiest op ervaring of het een sloot of kanaal is.

Het hoofdwatertype volgens de beslisboom is "Sloten". Na de keuze van het hoofdwatertype kan het subtype bepaald worden aan de hand van de abiotische gegevens "zuurgraad", "chloride-gehalte" en "aard ondergrond". Voor de bepaling van deze abiotische gegevens wordt gebruik gemaakt van de gemeten waterkwaliteiten volgens de provincie Utrecht (Cl 60 - 105 mg/l; pH 7 - 7,7) en de bodemkaart (Koopveen- en Vlierveengronden).

keuze sub-watertype voor hoofdtype sloten:

1. is pH watergang < 5 ?

→ ja: zure sloot (afsluiten)

→ nee: stap 2

2. is $300 \text{ mg/l} < \text{Cl} < 1000$?

→ ja: licht brakke sloot (afsluiten)

→ nee: stap 3

3. is Cl > 1000 mg/l?
 - ja: brakke sloot (afsluiten)
 - nee: stap 4

4. is ondergrond zand?
 - ja: zandsloot (afsluiten)
 - nee: stap 5

5. is ondergrond klei?
 - ja: kleisloot (afsluiten)
 - nee: stap 6

6. is ondergrond veen?
 - ja: veensloot (afsluiten)
 - nee: A: het is geen sloot volgens STOWA-systeem: terug naar watertype-keuze module;
 - B: er is een invoerfout gemaakt, terug naar stap 1 van sloottype-module.

Het subwatertype volgens de sleutel is een "Veensloot". Het gevonden hoofd- en subwatertype zijn de basis voor de te berekenen Responsies, Kennisregels en eindrisico's. De in de Responsies te verwerken variabelen voor "Sloten" zijn orthofosfaat, totaalfosfaat, bicarbonaat, ammoniumstikstof, Kjeldahlstikstof, chloride, geleidbaarheid (EGV), calcium, zuurgraad, sulfaat, peilfluctuaties en permanentie.

D.4 SYSTEEMEIGEN EN -VREEMDE WATERKWALITEIT

D.4.1 Kwaliteiten op basis van meetgegevens

Om de risico-beoordeling uit te kunnen voeren, zijn de volgende waterkwaliteitstypen onderscheiden: systeemeigen water (winterwaterkwaliteit) en inlaatwater (Grecht-kwaliteit). Naast deze waterkwaliteiten zijn voor de drie monsterpunten in de polder ook de zomergemiddelde chemische gegevens bepaald aan de hand van de meetgegevens (W0601_18.DBF; W0602_18.dbf; W0603_18.dbf).

Tabel D.1 *De onderscheiden waterkwaliteitstypen (zomergemiddelden) en bijbehorende waarden van de verschillende variabelen voor polder Achttienhoven. De gebruikte meetgegevens zijn afkomstig van het Hoogheemraadschap van Rijnland [Van Marwijk, 1995] en de Provincie Utrecht [niet gepubliceerd]. De met een "-" aangegeven cellen konden niet uit de beschikbare kwaliteitsgegevens afgeleid worden.*

VARIABLE	EIGEN	INLAAT	KWEL	WOP00601	WOP00602	WOP00603
ortho-P	-	0,21	-	-	-	-
P-tot	0,65	0,34	-	0,71	0,44	0,25
HCO ₃	-	174	-	233	-	-
NH ₄ -N	0,95	0,59	-	< 0,3	< 0,3	< 0,5
N-kjeldahl	3,6	3,3	-	3,3	3,3	4,0
Cl	105	300	100	85	73	61
EGV	835	796	-	-	-	-
Ca	-	77,4	-	69	65	69
pH	7,2	7,7	-	7,2	7,1	7,3
SO ₄	-	36,3	-	-	-	-

Uit tabel D.1 blijkt dat de concentraties van alle variabelen bij de systeemeigen kwaliteit hoger zijn dan bij de inlaatkwaliteit, met uitzondering van chloride.

D.4.2 WSV-vermestingsommen

Voor inschatting van de systeemeigen kwaliteit is voor de elementen N en P een inschatting gemaakt van de systeemeigen concentratie op basis van de WSV-berekeningen. Voor nadere uitleg omtrent de WSV-vermestingsommen wordt verwezen naar de case Lollebeek in bijlage C.

Tabel D.2 De waarden voor vormen van N en P volgens de WSV-vermestingsommen en volgens tabel D.1.

VARIABELE	CONCENTRATIE WSV (mg/l)		GEMETEN CONCENTRATIES (mg/l)	
	ZOMER	WINTER	EIGEN	INLAAT
NH ₄ -N	3,48	2,19	0,95	0,59
NO ₃ -N	0,65	0,10	-	-
org-N	2,82	2,22	-	-
ortho-P	0,44	0,28	-	0,21
org-P	0,34	0,27	-	-
N-tot*	6,95	4,52	-	-
P-tot**	0,78	0,55	0,65	0,34

Toelichting op de tabel:

* N-tot = NH₄-N + NO₃-N + org-N;

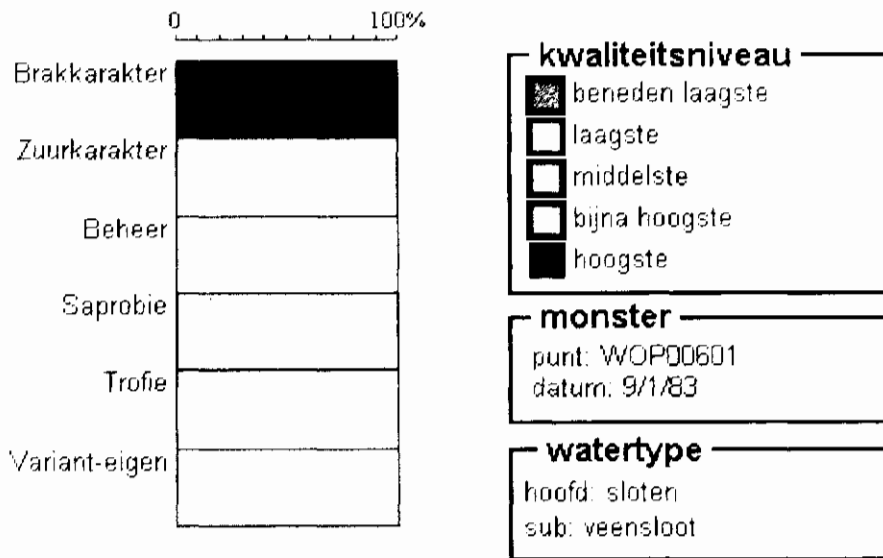
** P-tot = ortho-P + org-P.

Uit tabel D.2 is af te leiden dat met name voor ammonium de waarden volgens de WSV-sommen veel hoger zijn dan die volgens de op basis van winterwaterkwaliteit geschatte systeemeigen kwaliteit in tabel D.1.

D.4.3 STOWA-beoordelingen

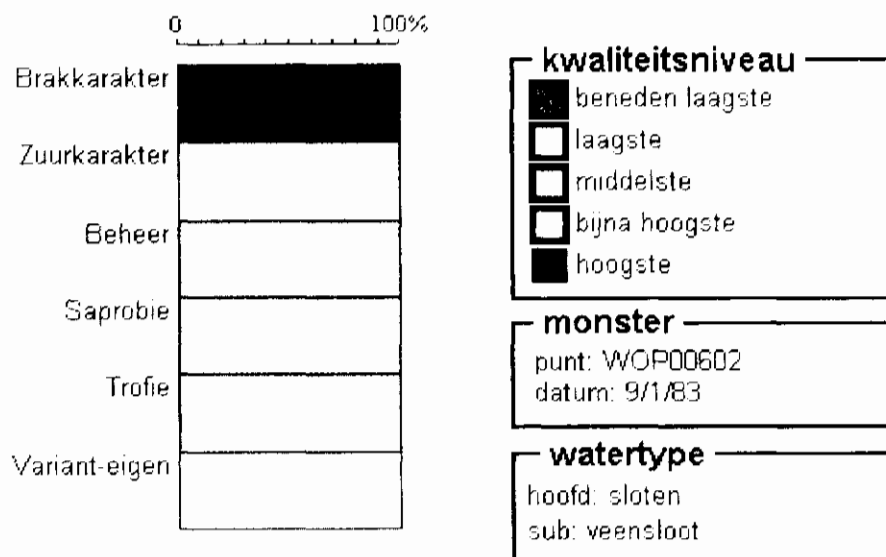
Op basis van de beschikbare meetgegevens is de ecologische waterkwaliteit in de drie monsterpunten beoordeeld met behulp van het STOWA- beoordelingssysteem voor sloten (EBEOSLO) in januari 1993. De resultaten hiervan zijn weergegeven in de figuren D.2, D.3 en D.4.

Ecologisch Profiel

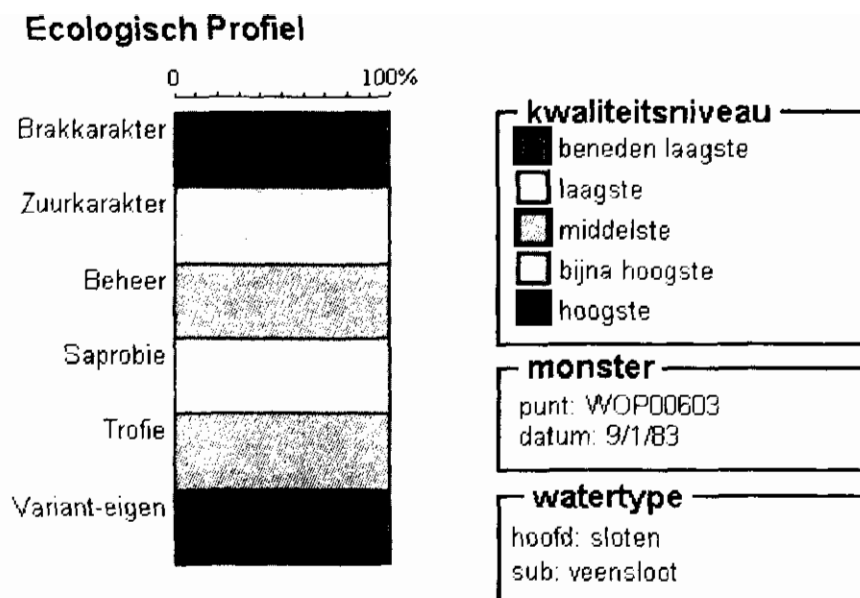


Figuur D.2 Het STOWA-beoordelingsprofiel voor monsterpunt WOP06001 in januari 1993, zoals gegenereerd uit de betreffende export-files van het STOWA-systeem "EBEOSLO" en gepresenteerd met behulp van het computermodel RISYWA.

Ecologisch Profiel



Figuur D.3 Het STOWA-beoordelingsprofiel voor monsterpunt WOP06002 in januari 1993, zoals gegenereerd uit de betreffende export-files van het STOWA-systeem "EBEOSLO" en gepresenteerd met behulp van het computermodel RISYWA.



Figuur D.4 *Het STOWA-beoordelingsprofiel voor monsterpunt WOP06003 in januari 1993, zoals gegenereerd uit de betreffende export-files van het STOWA-systeem "EBEOSLO" en gepresenteerd met behulp van het computermodel RISYWA.*

D.5 DE EENVOUDIGE WATERBALANS

Voor Polder Achttienhoven is allereerst gekeken naar een reeds opgestelde waterbalans [Pelle, 1996]. In deze studie wordt gesteld dat de waterkwaliteit in het gebied voor het overgrote deel beïnvloed wordt door de elementen N en P. Mineralisatie van de bodem, krachtvoer en kunstmest zijn de belangrijkste N- en P-leverende posten. Belangrijke stikstof-afvoerposten zijn vervluchtiging uit mest en denitrificatie in de bodem. Voor fosfor zijn de afvoerposten het uitgemalen water en de sedimentatie.

Uit de opgestelde waterbalans blijkt bovendien dat de belangrijkste aanvoerposten voor het gehele gebied de neerslag en het ingelaten water zijn. De belangrijkste afvoerposten zijn het uitgemalen water en de verdamping. Voor de waterlopen zijn de belangrijkste aanvoerposten het neerslagoverschot en het inlaatwater. De belangrijkste afvoerpost voor het oppervlaktewater is het uitgemalen water.

Voor Polder Achttienhoven is een waterbalans voor het hele gebied en voor het oppervlaktewater opgesteld. Met name deze laatste balans is belangrijk om te bepalen wat de effecten van een veranderde inlaat zijn op de situatie in de omgeving van de monsterpunten waar fysisch-chemische gegevens verzameld zijn. De waterbalans voor het hele gebied is te gebruiken voor het bepalen van effecten op de terrestrische natuur.

Bij de balansstudie [Pelle, 1996] zijn ook een aantal scenario's doorgerekend. Deze scenario's zijn het verminderen van inlaatwater, baggeren, defosfateren van inlaatwater, vermindering van de uitspoeling en combinaties van de genoemde afzonderlijke ingrepen/maatregelen.

Tabel D.3 Waterbalans van de Polder Achttienhoven [naar Pelle, 1996]. De balans is opgesteld voor het gehele gebied (m³).

MAAND	IN inlaat	IN TOTAAL	% INLAAT VAN IN	UIT TOTAAL	BERGING IN-UIT	% INLAAT INCL. BERGINGSVERANDERING
APR '93	87020	198450	44	198450	0	44
MEI	125225	282555	44	282555	0	44
JUN	97280	287010	34	287010	0	34
JUL	0	484030	0	484030	0	0
AUG	121394	243624	50	243624	0	50
SEP	0	319330	0	319330	0	0
OKT	0	187030	0	205850	-18820	0
NOV	0	173530	0	202254	-28724	0
DEC	0	421930	0	469492	-47562	0
JAN '94	0	262630	0	396253	-133623	0
FEB	0	65530	0	113513	-47983	0
MRT	0	208630	0	208630	0	0
APR	0	232930	0	232930	0	0
MEI	90220	244850	37	244850	0	37
JUN	138481	290411	48	290411	0	48
JUL	246175	381905	64	381905	0	64
AUG	67416	270646	25	270646	0	25
SEP	0	430030	0	430030	0	0
OKT	0	322030	0	322030	0	0
NOV	0	81730	0	154430	-72700	0
DEC	0	322030	0	322030	0	0
JAN '95	0	332830	0	355324	-22494	0
FEB	0	214030	0	225099	-11069	0
MRT	0	222130	0	244258	-22128	0
GEMIDDELD	40550	269993	14	286872	-16879	14

Tabel D.4 Waterbalans van de Polder Achttienhoven [naar Pelle, 1996]. De balans is opgesteld voor het oppervlaktewater in het gehele gebied.

MAAND	IN INLAAT	IN TOTAAL	% INLAAT VAN IN	UIT INSPOELING	UIT TOTAAL	BERGING IN-UIT	% INLAAT INCL. BERGINGSVERANDERING
APR '93	87020	98820	88	75330	98820	0	88
MEI	125225	141615	88	107892	141615	0	88
JUN	97280	116910	83	82620	116910	0	83
JUL	0	49060	0	0	254638	-205578	0
AUG	121394	134274	90	88452	134274	0	90
SEP	0	32590	0	0	202690	-170100	0
OKT	0	19360	0	0	123230	-103870	0
NOV	0	18010	0	0	155598	-137588	0
DEC	0	42850	0	0	429640	-386790	0
JAN '94	0	26920	0	0	350569	-323649	0
FEB	0	7210	0	0	57137	-49927	0
MRT	0	21520	0	0	108514	-86994	0
APR	0	23950	0	0	77410	-53460	0
MEI	90220	106340	85	69012	106340	0	85
JUN	138481	154331	90	99630	154331	0	90
JUL	246175	260405	95	209952	260405	0	95
AUG	67416	88396	76	42282	88396	0	76
SEP	0	43660	0	0	313390	-269730	0
OKT	0	32860	0	0	232849	-199989	0
NOV	0	8830	0	0	137286	-128456	0
DEC	0	32860	0	0	278290	-245430	0
JAN '95	0	33940	0	0	307696	-273756	0
FEB	0	22060	0	0	170667	-148607	0
MRT	0	22870	0	0	133207	-110337	0
GEMIDDELD	40550	64152	29	32299	184746	-120594	29

D.6 MODELINZET: SOBEK EN MOZART

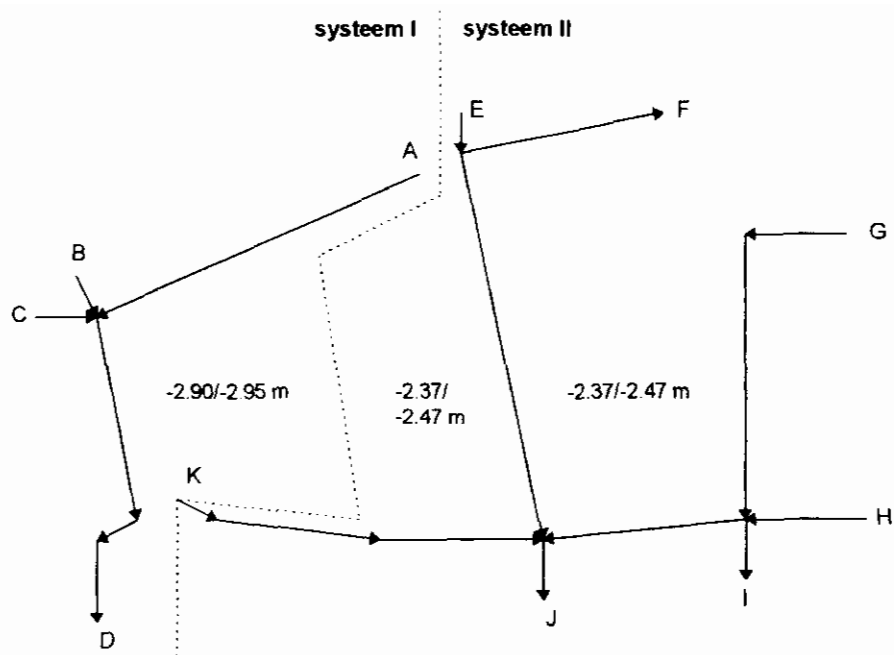
D.6.1 Inleiding

Door RIZA is Polder Achttienhoven ook met behulp van de modelcodes SOBEK en MOZART geschematiseerd en doorgerekend. De polder is hiervoor opgedeeld in 8 LSW's (zie ook appendix 2). Nadat met behulp van een eerste schematisatie van de hoofdwaterlopen in Polder Achttienhoven resultaten zijn verkregen, is in een tweede ronde een tweetal aspecten nader uitgewerkt:

- 1 uitvoeren van een controle op de balansposten van het SOBEK-model polder Achttienhoven in vergelijking tot de in paragraaf D.5 beschreven balansstudie (paragraaf D.6.2);
- 2 opstellen van een waterbalans voor polder Achttienhoven voor het jaar 1995 (paragraaf D.6.3, D.6.3 en D.6.5), in overeenstemming met de methode die gevolgd is voor de case Lollebeek.

D.6.2 Controle balansposten model Achttienhoven

Na bestudering van de balansstudie voor polder Achttienhoven is gebleken dat er enkele belangrijke verschillen bestaan tussen het SOBEK-model Achttienhoven en de uitgevoerde balansstudie van het gebied [Pelle, 1996]. In deze balansstudie wordt aangegeven dat de belangrijkste aanvoerposten voor polder Achttienhoven de neerslag en het ingelaten water zijn. De belangrijkste afvoerposten zijn het uitgemalen water (Oude Meije en gemaal Zegveld) en de verdamping. Belangrijk gegeven is verder dat in de balansstudie wordt aangegeven dat er sprake is van drie afzonderlijke peilvakken binnen polder Achttienhoven. Het westelijk gelegen peilvak (-2,90/-2,95 m-NAP) zal hier verder systeem I worden genoemd en het oostelijk gelegen peilvak (-2,37/-2,47 m-NAP) systeem II. Het derde peilvak is ten behoeve van de aanwezige bewoning opgezet tot -2,14 m-NAP, waarbij water via een pompje onttrokken wordt uit systeem II. Het laatstgenoemde peilvak is in het model Achttienhoven verder niet meegenomen.



Systeem I

- A = gemodelleerde rand met gemeten waterstanden
- B = achterliggend peilvak met open verbinding naar polder Achttienhoven
- C = gemodelleerde in- en uitstroming via lateraal debiet
- D = gemaal Oude Meije

Systeem II

- E = overstort van de Haeck (natuurgebied)
- F = pompje bij bosweg t.b.v. bewoning
- G = inlaatpunt Voorhaakdijk (Grechtwater)
- H + K = gesloten rand
- I + J = open verbinding met polder Lagebroek

Figuur D.5 Schematisatie deelgebieden Polder Achttienhoven, zonder het natuurgebied "De Haeck" [Van Elswijk, niet gepubliceerd].

Vanwege onduidelijkheden over bepaalde, door Pelle [1996] opgestelde, balansposten is contact opgenomen met het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden. Hieruit bleek dat de zuidelijke randen (rand I en J in het model Achttienhoven) hoogstwaarschijnlijk wél via een onderleiding (onder de Midlandweg) met elkaar in verbinding staan. Ook bleek dat vrij grote hoeveelheden water (vanuit de aanvoerleiding van inlaatpunt de Haeck) onder de Bosweg naar de polder lekt/stroomt.

Naar aanleiding van deze aanvullende gegevens is besloten het bestaande SOBEK-schematisatie Achttienhoven op de volgende punten aan te passen (voor de letters waar naar verwezen wordt, zie figuur D.5):

- in het noordwesten van polder Achttienhoven bevindt zich ten noorden van de Bosweg een (klein) peilvak dat via een onderleiding in verbinding staat met polder Achttienhoven. De waterbehoefte c.q. -overschot van dit achterliggende gebied is in het nieuwe model meegenomen in de vorm van een lateraal debiet (B);
- het lek- en schutwater dat onder de Bosweg (noordelijke rand) richting de polder stroomt, wordt gemodelleerd via een open rand (A). Met deze open rand wordt

tevens voorkomen dat in de eerste paar maanden van 1995 door een (waarschijnlijk) te hoog debiet bij gemaal Oude Meye teveel water aan het gebied wordt onttrokken;

- het inlaatpunt ten zuiden van de Voorhaakdijk (G), waar door een boer (periodiek) onbekende hoeveelheden water wordt ingelaten, is lastig te modelleren. Uiteindelijk is hier een open rand met het overeenkomstig (streef)peil van -2,37/-2,47 m-NAP opgegeven. Om te voorkomen dat het water via deze rand ook uit het systeem verdwijnt, is een sterke stromingsweerstand in deze richting op dit punt gezet;
- ten behoeve van het op peil houden van het oppervlaktewater rondom de bewoning (-2,14 m-NAP) wordt via een pompje bij de Bosweg water onttrokken uit het omringende poldersysteem (F). Omdat hiervan geen gegevens beschikbaar waren, is op basis van het oppervlak aan open water en gegevens uit MOZART een schatting gemaakt van de gemiddelde benodigde onttrekking uit het omringende poldersysteem (posten neerslag, verdamping en wegzijging);
- aansluiten van de zuidelijke randen (J en K). Tevens heeft een aanpassing van de bodemhoogten in een aantal waterlopen plaatsgevonden. Als watergangen met elkaar in verbinding staan en verschillen in bodemhoogte, ontstaat de kans dat bij een lage waterstand een plotselinge stroming optreedt (waardoor droogval kan ontstaan).

De twee peilvakken (systeem I en II) van de polder Achttienhoven worden op basis van de opgedane gebiedskennis als afzonderlijke systemen beschouwd, omdat ze niet via het oppervlaktewater met elkaar in verbinding staan.

D.6.3 Berekende balans westelijk gelegen peilvak

De netto afstroming naar het oppervlaktewater is berekend via MOZART. Hierin zijn balansposten opgenomen als neerslag, verdamping, beregening, kwel, wegzijging. Bij het opstellen van een waterbalans voor dit deelsysteem van polder Achttienhoven zijn de volgende balansposten meegenomen:

- IN:
- aanvoer vanuit achterliggend peilvak buiten polder Achttienhoven (rand-1);
 - lek-water dat onder de Bosweg door stroomt (rand-2);
 - laterale toestroming (berekend met MOZART);
- UIT:
- uitgemalen water bij gemaal Oude Meije (UIT Oude Meije) ;
 - afvoer water naar peilvak buiten polder Achttienhoven (rand-1)
 - laterale wegzijging (berekend met MOZART);

Tabel D.5 Waterbalans voor 1995 voor het westelijke peilvak van Polder Achttienhoven (-2,90/-2,95 m-NAP). De balans is opgesteld op basis van MOZART- en SOBEK-gegevens. Een "-" staat voor uitgaand water.

MAAND	BALANSPOSTEN				TOTAAL		
	IN/UIT rand-1	IN rand-2	IN/UIT (MOZART)	UIT (Oude Meije)	IN SVW	IN TOTAAL	% SVW
JAN	6610	186641	58238	-250370	6610	251489	3
FEB	812	110670	37453	-149308	812	148935	1
MRT	622	80076	25439	-105486	622	106137	1
APR	86	24831	-1197	-25341	86	24917	0
MEI	-181	33834	-11599	-21773	0	33834	0
JUN	-259	33143	13762	-20632	0	33143	0
JUL	-449	37161	-18797	-18144	0	37161	0
AUG	-631	26438	-24904	-985	0	26438	0
SEP	-691	43822	-27746	-16805	0	43822	0
OKT	-354	41688	-17145	-24019	0	41688	0
NOV	-173	21704	-5969	-16502	0	21704	0
DEC	0	17911	1948	-16831	0	19859	0

Voor systeem I wordt de belangrijkste aanvoer bepaald door de toestroming van water vanuit de Haeck. Dit water is hier als systeemeigen water beschouwd, omdat het water via de venige bodem langs de noordelijke rand in de waterloop diffuus uittreedt. Het percentage systeemvreemd water wordt berekend door de inlaat van water dat via rand-1, dus het overtollige water vanuit het achterliggende peilvak in polder Achttienhoven stroomt, te delen door de totale hoeveelheid water dat het systeem binnen komt. Uit tabel D.4 blijkt dat in dit deelsysteem van polder Achttienhoven nauwelijks systeemvreemd water wordt ingelaten.

D.6.4 Berekende balans oostelijk gelegen peilvak

Bij het opstellen van een waterbalans voor dit deelsysteem van polder Achttienhoven zijn de volgende balansposten meegenomen (zie figuur D.5):

- IN:
- overstort van aanvoerleiding de Haeck;
 - inlaatpunt van de Grecht bij de Voorhaakdijk;
 - berekende toestroming via MOZART;
 - inlaat vanuit gemaal Zegveld;
- UIT:
- afvoer naar gemaal Zegveld;
 - pomp bij de Bosweg t.b.v. peilvak voor bewoning;
 - berekende wegzijging via MOZART.

Tabel D.6 Waterbalans voor 1995 voor het oostelijke peilvak van Polder Achttienhoven (-2.37/-2.47 m-NAP). De balans is opgesteld op basis van MOZART- en SOBEK-gegevens. Een "-" staat voor uitgaand water.

MAAND	BALANSPOSTEN						TOTAAL		
	IN rand-1	IN rand-2	IN/UIT rand-5	IN/UIT (MOZART)	UIT rand-3	UIT rand-6	IN SVW	IN TO- TAAL	% SVW
JAN	4553	14731	-68714	152285	0	-105477	19284	171569	11
FEB	4113	15699	-36141	98855	0	-82236	19812	118667	17
MRT	4553	15155	40003	65578	0	-121107	59711	125289	48
APR	4406	12295	182278	-7234	-864	-188395	198979	198979	100
MEI	4553	14083	206686	-38104	-6221	-181207	225322	225322	100
JUN	4406	13798	201830	-38409	-6912	-174545	220034	220034	100
JUL	4553	14990	221417	-57132	-12528	-171176	240960	240960	100
AUG	4553	15569	235518	-75497	-18835	-161430	255640	255640	100
SEP	4406	14481	227172	-66032	-22464	-161525	246059	246059	100
OKT	4553	10835	182736	-35588	-15984	-149610	198124	198124	100
NOV	4406	9331	163356	-9895	-11232	-155572	177093	177093	100
DEC	4553	8830	153360	9393	-6134	-170173	166743	176136	95

Voor de waterbalans van systeem II geldt dat al het ingelaten oppervlaktewater kan worden beschouwd als systeemvreemd water. Het percentage systeemvreemd water van het totaal instromende water gedurende de zomer is constant 100%, omdat er gedurende de zomerperiode geen systeemeigen water het systeem in stroomt. Het is overigens enigszins discutabel om het water, dat afkomstig is van gemaal Zegveld, als systeemvreemd water te beschouwen. De afstand tussen gemaal Zegveld en polder Achttienhoven is zodanig groot dat het ingelaten water hoogstwaarschijnlijk niet meer karakteristiek is voor het ingelaten water uit de Grecht.

D.6.5 Berekende balans gehele polder Achttienhoven

Door de tabellen D.5 en D.6 samen te voegen kan een overzicht worden verkregen van de totale waterbalans voor polder Achttienhoven. In tabel D.7 wordt naast de totale waterbalans tevens het gemiddelde percentage systeemvreemd water per maand berekend.

Tabel D.7 *Totale waterbalans voor 1995 van Polder Achttienhoven. De balans is opgesteld op basis van MOZART- en SOBEK-gegevens. Een "-" staat voor uitgaand water.*

MAAND	BALANSPOSTEN					TOTAAL		
	IN SVW	IN-opp.	UIT-opp.	IN/UIT (MOZART)	% SVW	IN	UIT	dBERGING
JAN	25894	212535	-424431	210522	12	423057	-424431	-1374
FEB	20624	131293	-267693	136308	16	267601	-267693	-92
MRT	60333	140400	-226541	91017	43	231417	-226541	4876
APR	199066	223897	-214652	-8431	89	223897	-223083	814
MEI	225323	259165	-209148	-49703	87	259165	-258851	314
JUN	220035	253178	-202064	-52171	87	253178	-254235	-1057
JUL	240961	278122	-201804	-75929	87	278122	-277733	389
AUG	255640	282070	-181276	-100400	91	282070	-281676	394
SEP	246059	289881	-200863	-93778	85	289881	-294641	-4760
OKT	198124	239812	-189596	-52732	83	239812	-242328	-2516
NOV	177094	198798	-183349	-15863	89	198798	-199212	-414
DEC	166743	184654	-192923	11341	90	184654	-204264	-19610

Uit de totale verandering in de berging voor 1995 blijkt dat er gemiddeld over het jaar voeding optreedt (23.036 m³ water). Doordat in tabel D.7 geen compleet hydrologisch jaar wordt weergegeven is het opnemen van een balanspost met de verandering in de berging gewenst. Echter, doordat bij de berekening van de hoeveelheden niet het gemiddelde per maand maar het debiet van de eerste dag van de maand genomen is, valt de berging hierdoor niet nauwkeurig te berekenen.

Analyse van de berekeningsresultaten bij de totale waterbalans

Duidelijk is dat in de zomer van 1995 de inlaat vanuit het gemaal Zegveld sterk toeneemt (uitgaande van het streefpeil). In feite vind alleen in deelsysteem II een sterke doorspoeling plaats. In deelsysteem I wordt volgens de aangepaste versie van het model Achttienhoven weinig systeemvreemd water ingelaten (zie tabel D.5).

In de eerste maanden van 1995 is in de gehele polder sprake van een relatief grote afstroming/afvoer van systeemeigen water (berekend met MOZART), waardoor het aandeel systeemvreemd water in de gehele polder gedurende deze maanden laag blijft. Gedurende de zomerperiode ontstaat een tekort door de toenemende verdamping en wegzijging, dat in het model wordt aangevuld met systeemvreemd water via de verschillende posten. Het percentage systeemvreemd water neemt dan sterk toe. Als afvoerpost is vooral het uitgemalen water via gemaal Zegveld en Oude Meije van belang. Het watersysteem van polder Achttienhoven is grotendeels afhankelijk van de neerslag en verdampings-processen gedurende het jaar. Afhankelijk of het een droog

of een nat hydrologisch jaar betreft, is dus veel of weinig systeemvreemd water nodig.

De hoeveelheid water dat bij het inlaatpunt ten zuiden van de Voorhaakdijk polder Achttienhoven in stroomt is in werkelijkheid onbekend. De gemodelleerde invoer is slechts bedoeld om een indicatie te geven van de geschatte hoeveelheden en het inlaatpunt in ieder geval als balanspost mee te nemen. Hetzelfde geldt voor de onttrekking ten behoeve van de bewoning en voor de hoeveelheid aan lekwater dat onder de Bosweg sijpelt richting de polder. Ook hiervan zijn geen gemeten hoeveelheden bekend.

Conclusies

Met het aangepaste model zijn de locaties waar systeemvreemd water wordt ingelaten duidelijk in beeld gebracht. Discussabel blijft echter de hoeveelheid systeemvreemd water dat uiteindelijk in polder Achttienhoven terecht komt.

Met behulp van de modelberekeningen is een waterbalans voor het gehele gebied opgesteld, waarmee een inschatting van het percentage systeemvreemd water gedurende het jaar is verkregen. Gezien het feit dat zowel de schematisatie als de gebruikte randvoorwaarden voornamelijk gebaseerd zijn op aannamen, kunnen de berekende resultaten van de waterbalans slechts indicatief worden gebruikt. Fouten in de waterbalans kunnen ontstaan doordat de dimensies van de waterlopen grof geschat zijn, onttrekkingen geschat, etc.

D.7 TOEPASSING VAN HET RISYWA-COMPUTERMODEL

Voor deze case zijn de gegevens uit de vorige paragrafen (chemisch, fysisch, balans-uitkomsten) in het RISYWA-computermodel ingevoerd. De balans op basis van SOBEK en MOZART is gebruikt voor de bepaling van de aandelen systeemvreemd water. De toepassing van deze gegevens heeft tot de in deze paragraaf weergegeven uitkomsten geleid.

Volgens tabel D.5 is het aandeel systeemvreemd "Grecht"-water in het westelijke deel van Polder Achttienhoven jaarrond als nihil te beschouwen. Voor dit deel van de polder hoeft dan ook geen risico berekend te worden. Voor het oostelijke peilvak echter, bedraagt in de zomermaanden het aandeel systeemvreemd water 100% (tabel D.6). Met andere woorden: in de zomerperiode bestaat het oppervlaktewater in het oostelijke deel van de polder volledig uit systeemvreemd inlaatwater. Hiervan is vrij eenvoudig het risico ten opzichte van 100% systeemeigen water te berekenen (tabel D.8).

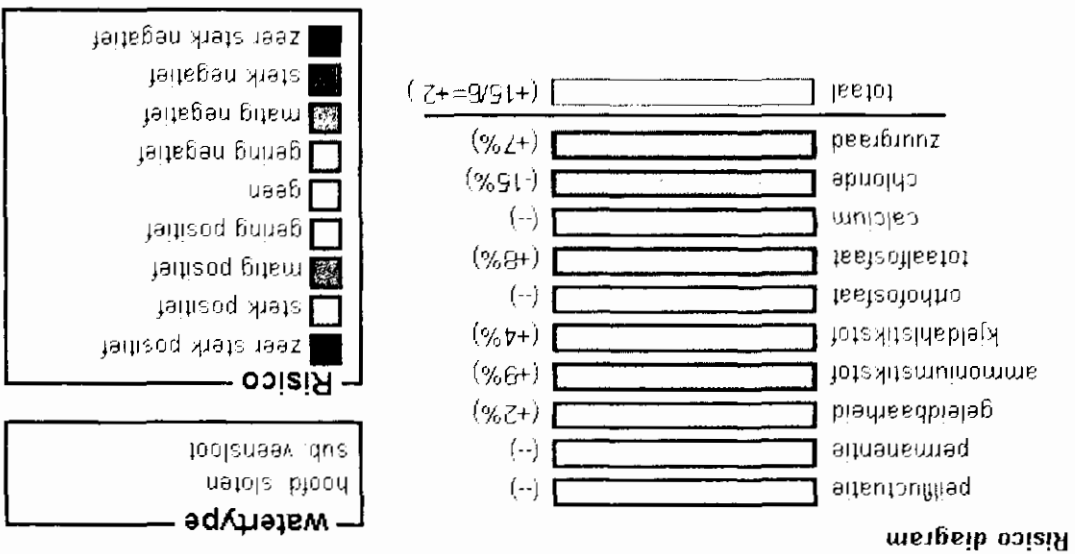
Tabel D.8 Risicoberekening voor de aquatische levensgemeenschappen in het watertype "Veensloot" op basis van 100% systeemvreemd inlaatwater in het oostelijke deel van Polder Achttienhoven in de zomerperiode.

Variabele	Maatstaf	Huidig	Alternatief		Effecten				
					Maatstaf	Variabele			
geleidbaarheid	variant-eigen ka	3	-	3	-	0	(-)		
	brakkarakter mac	8	2	7	2	+1	(0)		
	brakkarakter dia	26	2	24	2	+2	(0)		
	saprobie macrofa	38	2	33	2	+5	(0)	+2	(0)
ammoniumstikstof	variant-eigen ka	7	-	12	-	-5	(-)		
	saprobie macrofa	75	1	56	2	+19	(1)		
	saprobie diatome	48	2	35	2	+13	(0)	+9	(0)
kjeldahlstikstof	saprobie diatome	51	2	46	2	+5	(0)		
	saprobie macrofa	65	2	57	2	+8	(0)		
	variant-eigen ka	6	-	9	-	-3	(-)	+3	(0)
totaalfosfaat	trofie diatomee	59	2	43	2	+16	(0)		
	variant-eigen ka	10	-	21	-	-11	(-)		
	trofie macrofyte	59	2	41	2	+18	(0)	+8	(0)
chloride	brakkarakter dia	15	2	37	2	-22	(0)		
	brakkarakter mac	2	3	26	1	-24	(-2)		
	variant-eigen ka	4	-	0	-	+4	(-)	-14	(-1)
zuurgraad	variant-eigen ka	15	-	8	-	+7	(-)	+7	(-)
						Max. pos. effect	+19	+9	
						Max. neg. effect	-24	-14	
						Risico		+2	

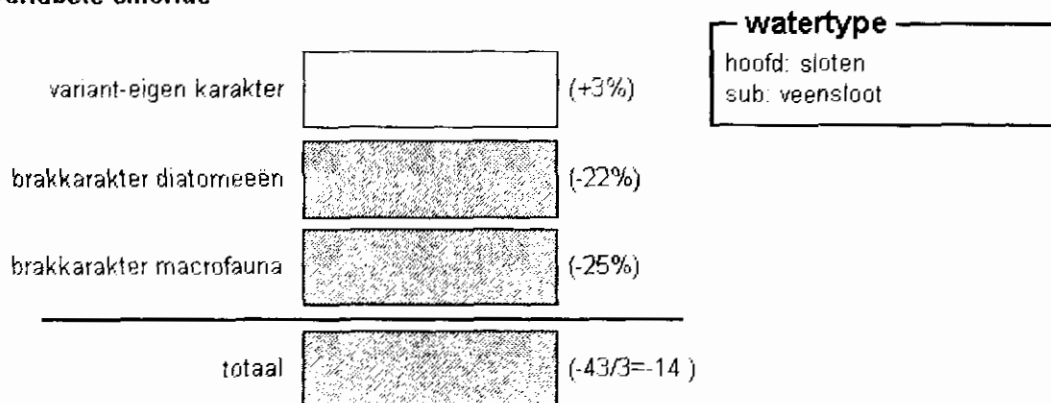
Uit tabel D.8 blijkt dat alle variabelen als gevolg van inlaat een positief effect op de levensgemeenschap hebben, met uitzondering van chloride. Bovenstaande tabel is nog als risico-diagram gepresenteerd in figuur D.6.

Met behulp van het RISYWA-model is de invloed van chloride nader beschouwd door het effect van chloride op verschillende maatstaven te bepalen (figuur D.7). Uit deze figuur blijkt dat de toename in chloride als gevolg van inlaat slechts licht positief werkt op de maatstaf "variant eigen karakter", maar een sterkere negatieve uitwerking heeft op de beide maatstaven "brakkarakter".

Figuur D.6 Risicodiagram, uitgaande van 100% systeemvermnd water in het oostelijke deel van Polder Achtienhoven in de zomerperiode.



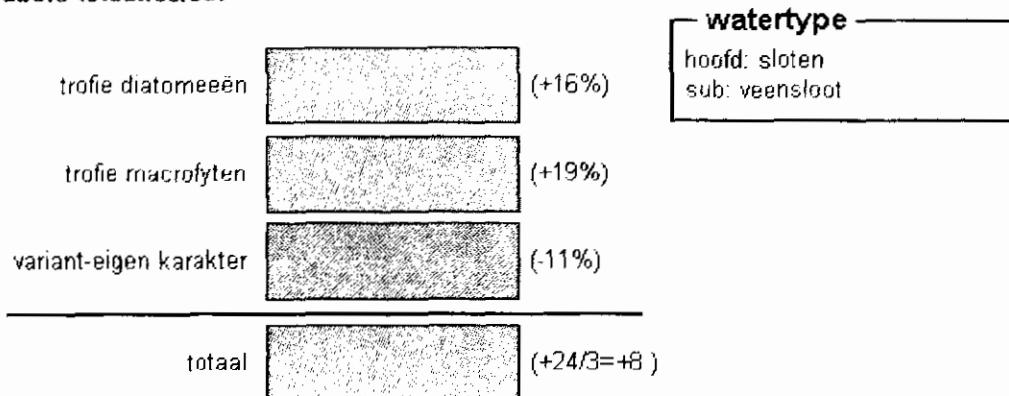
Variabele chloride



Figuur D.7 *Risico op basis van alleen de variabele chloride voor de verschillende maatstaven, uitgaande van 100% systeemvreemd water in de zomerperiode.*

Uit tabel D.8 blijkt tevens dat bijvoorbeeld totaal-fosfaat een positieve bijdrage aan het risico levert als gevolg van inlaat. Ter illustratie is ook voor deze variabele het effect op de verschillende maatstaven bepaald (figuur D.8).

Variabele totaalfosfaat



Figuur D.8 *Risico op basis van alleen de variabele totaalfosfaat voor de verschillende maatstaven, uitgaande van 100% systeemvreemd water in de zomerperiode.*

Uit figuur D.8 blijkt dat totaalfosfaat positief scoort als gevolg van de trofie-maatstaven en een geringe negatieve bijdrage levert aan het risico vanuit de maatstaf "variant eigen karakter". Voor alle bekende variabelen kunnen in het RISYWA-model figuren gegenereerd worden zoals weergegeven in figuur D.7 en D.8.

Tabel D.9 *Risico's op basis van Responsies indien voor de N- en P-variabelen de waarden van de systeemeigen waterkwaliteit op basis van "winterwaterkwaliteit" (tabel D.1) worden vervangen door die volgens de WSV-vermestingsommen (tabel D.2). De systeemvreemde kwaliteit blijft in alle gevallen ongewijzigd.*

SYSTEEMEIGEN KWALITEIT	RISICO
"winterwater"	+ 2%
WSV-winter	+ 4%
WSV-zomer	+ 6%

Uit tabel D.9 blijkt dat in alle gevallen inlaat gering positief werkt. Ook blijkt uit deze tabel dat de risico's op basis van de WSV-waarden positiever zijn dan op basis van de winterwaterkwaliteit. Dit lijkt allereerst vreemd gezien de hogere waarden voor N- en P-verbindingen volgens de WSV-berekeningen (tabel D.2). Het verschil in risico wordt echter veroorzaakt doordat middels de WSV-sommen ook waarden voor ortho-fosfaat gevonden zijn, terwijl deze waarden ontbreken in de gemeten "winterwaterkwaliteit". Doordat nu ook voor ortho-fosfaat Responsiefuncties berekend kunnen worden, ontstaat een risico dat op meer variabelen en dus ook meer Responsiefuncties gebaseerd is.

Tabel D.10 geeft vervolgens het risico dat berekend wordt met inachtneming van de VETO-regels. Afhankelijk van de specifieke situatie kan de waterbeheerder besluiten of de gepresenteerde "VETO-regels" van toepassing zijn en dermate zwaar wegen dat het op basis van uitsluitende Responsiefuncties berekende "geen risico" - "gering negatief risico" hierdoor overruled wordt. In Polder Achttienhoven dat, op het natuurgebied "De Haeck" na, landbouwgebied is, is geen ongestoorde uitgangssituatie aanwezig en zullen de VETO-regels derhalve minder zwaar tellen.

Tabel D.10 *Het berekende risico op basis van systeemeigen water (EIGEN18.DBF) in de uitgangssituatie en inlaatwater (INLAAT18.DBF) in de alternatieve situatie, zoals berekend met het RISYWA-model. Het berekende risico is gebaseerd op zowel de Responsies als op de Kennisregels.*

Hoofdwatertype	: sloten
Subwatertype	: veensloot
Set gewichten Kennisregels	: DEFAULT
Uitgangssituatie	: C:\RISYWA\EIGEN18.DBF
Alternatieve situatie	: C:\RISYWA\INLAAT18.DBF
<u>Risico op basis van Responsies</u>	
Maximum waarde Responsies	: +19%
Minimum waarde Responsies	: -25%
Gemiddelde waarde Responsies	: +2%
Risicoklasse	: "geen effect(0)"
Gebruikte aantal Responsiefuncties	: 17 van de 28
Gewicht	: 1
<u>Risico op basis van Kennisregels</u>	
Aantal positieve regels	: 11 , gemiddelde waarde: +2 (52/28)
Aantal negatieve regels	: 78 , gemiddelde waarde: -3 (-531/190)
Risicoklasse	: "gering negatief effect(-1)"
Gewicht	: 1
Aantal VETO-regels	: 3
<u>Eindrisico</u>	
Responsies	: 0 * 1 = 0
Kennisregels	: -1 * 1 = -1
Uitkomst	: "geen effect(0)"
<u>VETO-Kennisregels</u>	
Inlaat van kalkrijk, systeemvreemd water ter compensatie van kwelwater is desastreus voor trilveenmoerassen, rietvenen en blauwgraslanden.	
Waterinlaat in van oorsprong zwak of ongebufferd water om het fosfaatgehalte terug te brengen, is beslist ongewenst omdat (hard) inlaatwater interne eutrofiëring kan veroorzaken.	
Inlaat van systeemvreemd water in veengebieden leidt tot een achteruitgang van het aquatisch ecosysteem dat voornamelijk het gevolg is van een veranderende ionensamenstelling in het water. Gereduceerde verbindingen van S en NH ₄ veroorzaken sterfte onder waterplanten, zoals Krabbescheer en planten met een verwante groei-strategie.	

D.8 CONCLUSIES

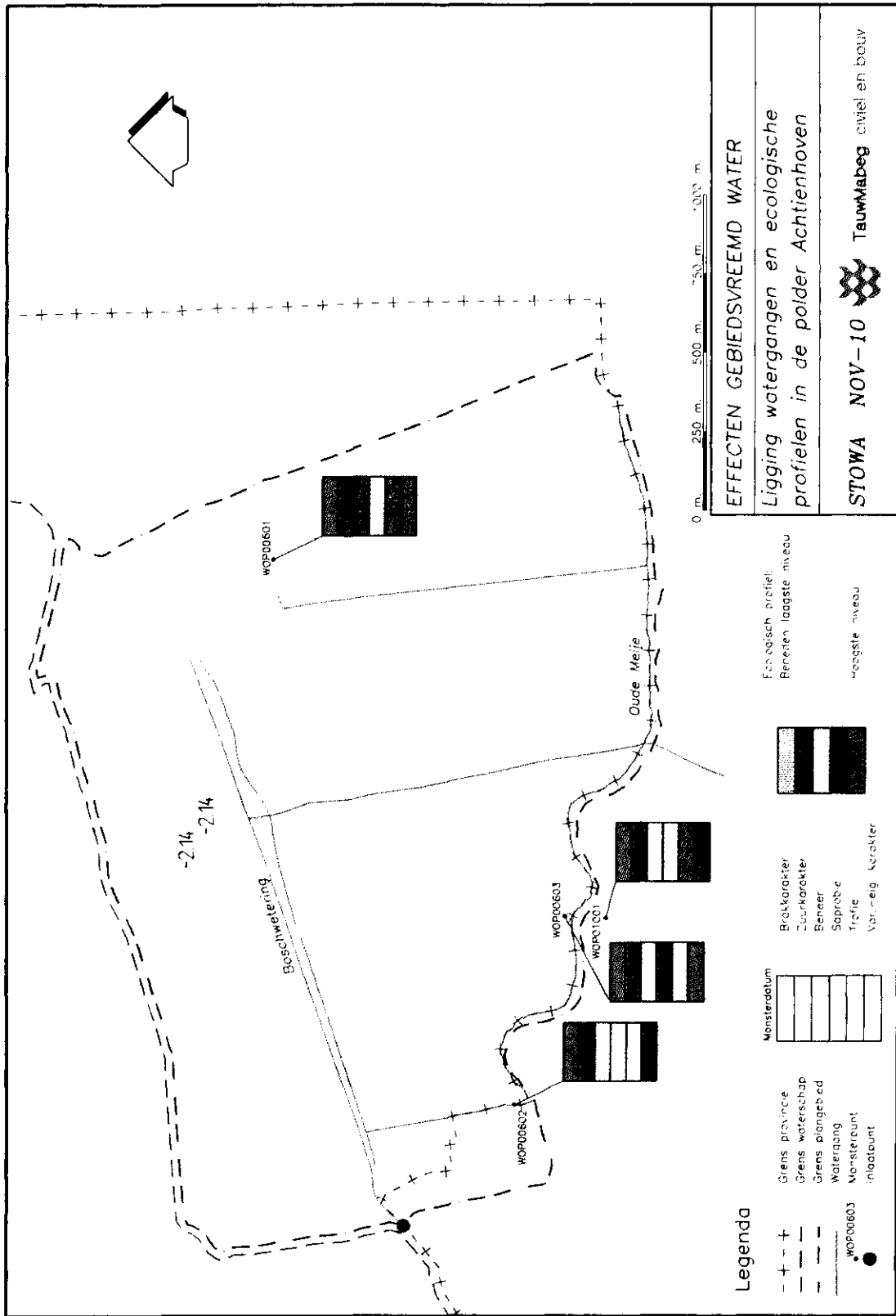
Voor Polder Achttienhoven zijn de effecten van waterinlaat geringer dan in het geval van de case Lollebeek. Ondanks dat lijkt in beide gevallen inlaat (gering) positief op de aquatische levensgemeenschappen te werken. Echter, indien de Kennisregels bij de risico-beoordeling betrokken worden, dan blijkt dat voor het watertype "Veenloten" een 3-tal VETO-Kennisregels geselecteerd worden. Dit laatste geeft aan dat, afhankelijk van de precieze inhoud van de regel en de functie van het gebied waar de betreffende waterloop gelegen is, inlaat vanuit ecologisch oogpunt toch af te raden is. De waterbeheerder dient de VETO-regels in ogen-schouw te nemen en te kijken in hoeverre de regels van toepassing zijn op het beschouwde studiegebied.

Het opstellen van een waterbalans voor Polder Achttienhoven is duidelijk ingewikkelder en moeizamer gebleken dan voor de Lollebeek. Dit heeft te maken met een minder duidelijke hydrologische structuur en de daarmee samenhangende waterstroming en het oppervlaktewatersysteem. Bovendien is in poldersystemen de dichtheid aan waterlopen hoger dan in een hellend gebied als het Lollebeekgebied, waardoor het bergend vermogen van de waterlopen een belangrijke balanspost wordt en niet meer verwaarloosd mag worden. De verschillen tussen de opgestelde balansen geeft aan dat voor poldersystemen, en dan met name die systemen waarvoor ten aanzien van een aantal balansposten geschat of aannames gedaan moeten worden, snel grote verschillen in de aandelen van de verschillende balansposten kunnen ontstaan. De verhouding systeemeigen-systeemvreemd wordt hierdoor ook beïnvloed en uiteindelijk ook de risicobepaling op basis van Responsies.

Met behulp van het RISYWA-computermodel kunnen de risicotabellen, risicodiagrammen en risico's per variabele snel en overzichtelijk gepresenteerd worden. Punt van aandacht blijft de definiëring van de systeemvreemde en vooral de systeemeigen waterkwaliteit. Ten aanzien van laatstgenoemde waterkwaliteit valt onder meer op dat de N- en P-verbindingen op basis van de WSV-vermestingsommen (veel) hoger uitvallen dan op basis van de "winterkwaliteit". Aanvullende metingen door het jaar heen op locaties waar invloed van systeemvreemd water nihil geacht mag worden, zouden inzicht moeten geven in welke methode de beste benadering van de systeemeigen waterkwaliteit geeft.

APPENDICES

Appendix 1 Overzichtskartje Achttienhoven met ecologische beoordelingsprofielen

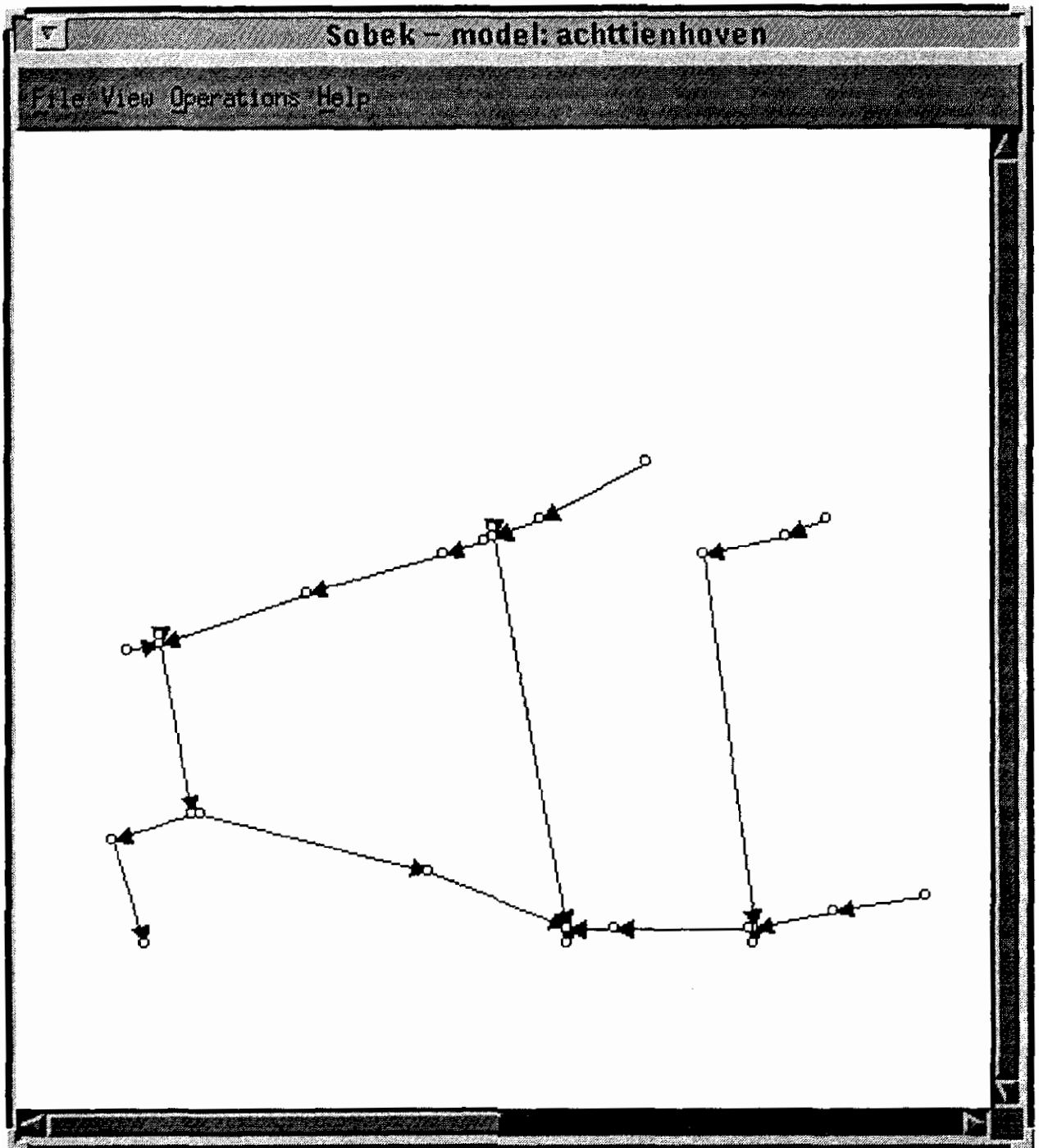


22-10-96 09602723

Appendix 2 Overzicht Local Surface Waters (LSW's) in Polder Achttienhoven



DEFLGEBIED (LSW-CODE)	AANTAL PLOTS	AFWATEREND OPPERVLAK IN HA	STREEFPEIL (M + NAP)	TOTALE TAKLENGTE (M)
1	12	12	-2.93	898
2	56	56	-2.93	917
3	37	37	-2.42	600
4	26	26	-2.42	150
5	21	21	-2.42	369
6	28	28	-2.42	410
7	25	25	-2.42	254
8	35	35	-2.42	279
	240	240		3877



BIJLAGE E: Overzicht ecologische Kennisregels

Overzicht Kennisregels:

Verklaring van de veldnamen:

NR	= ID-nummer van de Kennisregel;
TYPE	= watertypenummer (zie hoofdstuk 3);
REGEL	= inhoud Kennisregel;
EFFECTBESCHRIJVING	= omschrijving van het effect;
EFFECT	= effect (van -4 tot +4);
VETO	= logisch veld: wel/geen VETO-regel (FALSE of TRUE);
GEWICHT	= numerieke aanduiding werkingssfeer van de Kennisregel (van 1 tot 4).

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
1	4*	Voor 90% van de wateren geldt: - indien pH > 5: het water is niet verzuurd; - indien 4 < pH < 5: het water is verzuurd; - indien pH < 4: het water is ernstig verzuurd.	Indien 4 < pH < 5: matig tot sterk negatief effect; Indien pH < 4: zeer sterk negatief effect.		.F.	4
2	41	Deze watertypen zijn erg gevoelig voor inlaat van hard, bicarbonaat rijk water.	Inlaat van hard water heeft een zeer sterk negatief effect en is beslist ongewenst.	-4	.T.	4
14	2*	Wateren met veel ondergedoken waterplanten dienen permanent water te voeren. Ondergedoken waterplanten kunnen droogvalling slecht verdragen.	Droogvalling heeft een sterk negatief effect.	-3	.F.	3
18	0	Naarmate het water voedselrijker wordt stijgt het aantal planten met een horizontale groeistrategie.	Afhankelijk van de toename van voedselrijkheid: matig tot sterk negatief effect.	-2	.F.	1
19	213	Inlaat van hard water in veengebieden leidt tot verhoogde afbraakprocessen en een zuurstofarm worden van de waterlaag. Dit kan leiden tot interne eutrofiëring en een verhoogd nitrietgehalte waaraan vissen (boven een concentratie van 10 micromol/l) acuut kunnen sterven.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	4
20	213	Waterinlaat in van oorsprong zwak of ongebufferd water om het fosfaatgehalte terug te brengen, is beslist ongewenst omdat (hard) inlaatwater interne eutrofiëring kan veroorzaken.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.T.	4
22	213	In zure vennen, die iedere zomer droogvallen, dient geen water in gelaten te worden. Het periodiek droogvallen van zure vennen heeft een geringer effect op vennen die van nature af en toe droogvallen dan waterinlaat.	Inlaat van water heeft in dit geval een zeer sterk negatief effect.	-4	.T.	2

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
30	213	Door waterverharding gaan in organische, natte bodems de reducerende, zuurverminderende processen overheersen. S-reductie leidt tot opeenhoping van verzurende S-verbindingen. Dit kan tot een pH-verlaging leiden.	Het effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	2
31	213	Inlaat van systeemvreemd water in veengebieden leidt tot een achteruitgang van het aquatisch ecosysteem dat voornamelijk het gevolg is van een veranderende ionensamenstelling in het water. Gereduceerde verbindingen van S en NH ₄ veroorzaken sterfte onder waterplanten, zoals Krabbescheer en planten met een verwante groeistrategie.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.T.	3
32	213	Bij inlaat van systeemvreemd water in veengebieden, kan men een sterk verhoogde turbiditeit waarnemen. Deze wordt niet alleen veroorzaakt door een sterk verhoogde algenbloei als gevolg van de interne eutrofiëring, maar ook met name door veranderingen in het veen zelf. Het wordt erg fijn en zacht (verweking) en sterke gasproductie treedt op.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	3
33	213	Verzuring (80% van de gevallen) en eutrofiëring (20% van de gevallen) leidt tot een afname in Littorella-soorten in zwakgebufferde wateren als gevolg van een beïnvloed anorganisch C-budget.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	2
34	2**	Verrijking van alleen het sediment met fosfaat leidt tot een sterke groei van ondergedoken, wortelende macrofytensoorten, zoals Myriophyllum en Ranunculus. Verrijking van sediment en water met fosfaat leidt tot groei van Riccia en Lemna in kleineren wateren en tot algenbloei in grote, diepere wateren.	Verrijking van alleen het sediment is matig positief, afhankelijk van mate van verrijking. Verrijking van waterkolom en sediment is ongewenst en effect is sterk negatief.		.F.	2
36	41	Bij een toename van de CO ₂ -concentratie in het sediment (en P en N zijn niet limiterend zijn) zal er een overmatige groei van Juncus bulbosus en Spagnumsoorten optreden.	Effect is negatief.	-2	.F.	2

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
37	0	Bij een sterke toename van het ortho-P, zonder te leiden tot een toename van het totaal-P (onder andere in sterk ijzerrijke gebieden) leidt dit tot een overmatige groei van ondergedoken macrofytensoorten en een onderdrukking van Littorella-soorten.	Sterk negatief effect. (Littorella-soorten zijn relatief zeldzaam in Nederland.)	-3	.F.	2
38	41	Bij verzuring van de waterkolom boven een carbonaatvrij, niet-gebufferd sediment verdwijnen alle ondergedoken waterplanten als gevolg van een gebrek aan CO ₂ .	Effect is zeer sterk negatief.	-4	.F.	3
39	41	Bij verzuring van de waterkolom boven een slecht gebufferd sediment en N en P zijn niet limiterend, leidt dat tot een onderdrukking van de isoetide plantensoorten door overmatige groei van Juncus bulbosus en/of Spagnumsoorten als gevolg van toegenomen CO ₂ -concentraties in het water.	Sterk tot zeer sterk negatief effect. Temeer daar deze planten zorgen voor een verdere verzuring van het water.	-4	.F.	3
40	0	Gebruik van sterk door Rijnwater beïnvloed inlaatwater leidt meestal niet tot directe eutrofiëring, omdat Rijnwater een relatief laag gehalte aan nutriënten heeft, maar tot indirecte, interne eutrofiëring, met name in gebieden met zachte wateren en organische bodems.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.T.	3
41	41	Verzuring/ alkalinisatie van zachte wateren leidt tot veranderingen in de vegetatie die te wijten zijn aan veranderingen in de C- en N-huishouding van deze wateren.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	4
43	213	Voedselverrijking leidt in de iets mineraalrijkere (stuifzand)vennen tot het verdwijnen van sieraalgen en Littorellia-soorten.	Zeer sterk negatief effect, soorten zijn relatief zeldzaam en karakteristiek voor dit milieu.	-4	.F.	2
44	213	Kiezelwieren zijn minder kieskeurige bewoners van de vennen. Toch zijn het uitstekende indicatoren voor onder andere trofie en zuurgraad. Bij verzuring van een ven zal de kiezelwier Eunotia exigua explosief toenemen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	1

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
45	213	Bij waterinlaat om het peil in de vennen te handhaven zullen de soorten van het oeverkruidverbond (<i>Littorellion</i>) verdwijnen. Deze planten zijn kenmerkend voor af en toe droogvallende vennen met een zandbodem.	Waterinlaat met het doel peilhandhaving heeft sterk negatief effect op plantensoorten (<i>oeverkruid-verbond</i>) van periodiek droogvallende wateren.	-4	.T.	1
46	213	Verzuring in een van nature voedselarm, zurig ven leidt tot explosieve groei van waterveenmos (<i>Spaghnum</i>) en knolrus (<i>Juncus bulbosus</i>). Drijvende egelskop en <i>Littorellia</i> -soorten verdwijnen.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.T.	2
47	1**	Door waterinlaat treedt een verschuiving op van niet-verontreinigde naar verontreinigde beken op, door stijging van de concentraties van onder andere Cl-, N- en P-verbindingen.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	4
48	1**	Waterinlaat zal in genormaliseerde beken weinig effect hebben.	Inlaat van genormaliseerde beken heeft geen tot een gering positief/negatief effect.	-1	.F.	3
53	2**	Inlaat van water zal een aantal gevolgen hebben voor de stroming, wat weer gevolgen heeft voor de flora en fauna. Bij toename van stroming zal <i>Nymphaea alba</i> worden vervangen door <i>Nuphar lutea</i> en in extreme gevallen in <i>Nymphoides peltata</i> .	Matig tot sterk negatief effect.	-2	.F.	1
54	1**	Waterinlaat leidt tot een constanter peil in de zomer, wat gunstig is voor overbewonende fauna (o.a. <i>macrofauna</i>) in stilstaande watergangen. Het is zeer ongunstig voor typische droogvallingsindicatoren zoals <i>Ironoquia dubia</i> , <i>Lymnaea trunculata</i> en <i>Aplexa hypnorum</i> .	Effect is afhankelijk van wat de waterbeheerder preferereert. Kan zowel positief als negatief zijn. Indien het een watertype betreft dat van nature droogvalt is waterinlaat niet te prefereren. Indien het een watergang betreft die droogvalt door verdroging is inlaat misschien te overwegen.		.F.	2
55	0	Waterinlaat leidt tot een vermindering van kwelstromen en een toename van de voeding met grondwaterstromen. Kwel zal versterkt optreden langs de secundaire inlaatleidingen (dit zijn de eerste afsplitsingen van aanvoerende kanalen naar het gebied). Dit gaat gepaard met wijzigingen in de chemische samenstelling van het grondwater.	Effecten zijn in het algemeen negatief, mate waarin is afhankelijk van getroffen oppervlak en verdringing van de kwelstromen.	-2	.F.	3

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
56	0	Inlaat van systeemvreemd water kan leiden tot veranderingen van het hydrochemische watertype, bijvoorbeeld van een sulfaat-/carbonaattype naar een chloridetype.	Het effect is over het algemeen negatief, maar de mate waarin is ondermeer afhankelijk van het verschil in samenstelling tussen ontvangend en inlaatwater en de hoeveelheid inlaatwater.	-2	.F.	2
57	213	Inlaten van hard water in veenkoloniale gebieden op de flora: een verschijnen van <i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. trichoides</i> , <i>Utricularia vulgaris</i> ten koste van <i>Spagnum</i> spp. en <i>U. minor</i> . De eersten kunnen op hun beurt weer vervangen worden door <i>Lemnaetidae</i> bij een vergrote inlaat.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	1
58	213	In zacht, enigszins zuur water ontbreken soorten als <i>Hirudinea</i> , <i>Mollusca</i> en <i>Crustaceae</i> door een Ca-tekort. Bij inlaat van hard water zullen deze soorten verschijnen.	Matig tot sterk negatief effect. Niet zozeer het feit dat die fauna er komt, maar wel het feit dat ze de aanwezige fauna wegconcurreren.	-2	.F.	1
61	53	Door toenemende eutrofiëring nemen de waterplanten <i>Stratiotes aloides</i> , de <i>Characeae</i> en <i>Najas</i> af.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
62	2**	Door een toenemend Cl-gehalte van het oppervlaktewater als gevolg van waterinlaat kan <i>Nitellopsis obtusa</i> zich uitbreiden.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	1
63	21*	Bij waterinlaat kan er op het inlaatpunt een algen dominantie optreden.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
64	21*	Bij waterinlaat is het effect op de bodenmacrofauna ongeveer vergelijkbaar met een rioolwateroverstorting.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	2
65	21*	Een verarming van de variatie in de gebiedseigen waterkwaliteit en een verkleining van de invloed van kwel en wegzijging zijn gevolgen van waterinlaat.	Sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	4
67	21	Op het inlaatpunt waar het meeste water wordt aangevoerd, treden vaak hoge stroomsnelheden op. Deze kan het negatieve effect van (organische) belasting soms gedeeltelijk compenseren door een betere O ₂ -voorziening (zeer beperkt toepasbaar!).	Matig positief effect.	+2	.F.	1
68	0	Waterinlaat in de zomerperiode kan door subinfiltratie leiden tot een verhoging van de grondwaterstand. Hiermee wordt de GLG verhoogd.	Gering tot matig positief effect.	+1	.F.	3

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
69	213	Door inlaat van bicarbonaat- en sulfatrijk water in wateren met een veenbodem, kan de sulfideconcentratie sterk toenemen. Waterstofsulfide is een giftige stof voor planten.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
70	31	Watermilieus waarin door waterinlaat abrupte fluctuaties optreden in het Cl- gehalte, zijn in het algemeen zeer soortenarm en worden gekenmerkt door rietgroei en kroosvorming.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
71	21*	In zoet water heeft aanvoer van Rijnwater verzilting tot gevolg. Dit heeft geleid tot het verdwijnen van zoetwaterassociaties van diatomeen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
72	1**	Waterinlaat heeft soms een omkering van de stromingsrichting tot gevolg.	Effect is sterk negatief.	-3	.F.	3
74	42	Infiltratie van systeemvreemd water in duingebieden leidt tot een verhoogd o-P, N- en K-gehalte, het verschijnen van planten met een hoge stikstofindicatie en daarmee tot verruiging van de (oever)vegetatie met Grote Brandnetel, Harig Wilgenroosje, Koninginnekruid, Akkerdistel, Watermunt, Wolfspoot en Duinriet.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
77	43	Bij peilopzetting door o.a. aanvoer van systeemvreemd water in trilveengebieden wordt de laterale afvoer uit het veen naar open watergangen belemmerd, omdat het daarvoor benodigde horizontale potentiaalverschil ontbreekt.	Positief effect ?	+2	.F.	2
78	43	Bij waterinlaat in een trilveengebied om het peil op te zetten vindt een afname van de kwelintensiteit plaats.	Negatief effect.	-2	.F.	4
79	1**	Inlaat van systeemvreemd water heeft een sterk nivellerend effect op de natuurlijke verschillen in beeksystemen.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	4
80	1**	Bij waterinlaat in een beekgedeelte, dat als aanvoerleiding gebruikt wordt, kan de tijdelijke en plotselinge inlaat wegspoeling (drift) van de fauna tot gevolg hebben.	Effect is negatief maar niet irreversibel.	-2	.F.	2
81	1**	Waterinlaat in beken/bovenlopen die van nature droogvallen, heeft een zeer negatieve uitwerking op de karakteristieke flora en fauna.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	3

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
83	0	Waterinlaat in watergangen die zomers grotendeels effluent ontvangen, kan een gunstig effect hebben op de waterkwaliteit.	Effect is gering tot sterk positief.	-2	.F.	3
84	0	Waterinlaat vanuit de grote rivieren leidt vrijwel zeker tot de ongewenste verspreiding van bezwaarlijke stoffen.	Sterk positief effect.	+3	.F.	4
85	1**	Inlaat van systeemvreemd water kan leiden tot een grotere invloed van (on)gezuiverde lozingen op regionale watersystemen door omkering van de stromingsrichting.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
86	45	Inlaat van zoet systeemvreemd water leidt in brakke natuurgebieden tot verzoeting en een verdwijnen van karakteristieke flora en fauna.	Sterk negatief effect.	-3	.T.	4
87	0	Inlaat van systeemvreemd water leidt in zoetwaterecosystemen tot verzilting.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	4
88	0	Inlaat van systeemvreemd water leidt tot nivellering: de macro-ionensamenstelling van wateren van het grondwater-, regenwater of zeewatertype verandert in die van het rivierwatertype.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	4
89	0	Bij inlaat van rivierwater zal de belasting met microverontreinigingen in het oppervlaktewater toenemen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	4
90	0	Inlaat van systeemvreemd water kan invloed hebben op het stromingspatroon van het grondwater.	Effect is nauwelijks geïnventariseerd, is wellicht slechts tijdelijk ??	-3	.F.	2
91	23	Inlaat van systeemvreemd water in gebieden met lichtbrakke tot brakke kwel, heeft over het algemeen een daling van het Cl- en het P-gehalte tot gevolg. Daartegenover staat een stijging van het N-gehalte. Dit leidt tot afname van de typisch brakwatersoorten terwijl zoetwatersoorten zich nog steeds niet kunnen vestigen a.g.v. de zoute bodem.	Sterk negatief effect, er vindt zelfs geen opvulling van de open gekomen niche plaats.	-3	.F.	2
92	45	Inlaat van zoet systeemvreemd water in brakke tot zoute kreken is zeer slecht voor de aquatische levensgemeenschappen.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.T.	4

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
93	23	Bij inlaat van systeemvreemd water in gebieden met brak water, zullen de plotselinge variaties in Cl-gehalte en trofiegraad door variaties in het doorspoelregime een negatieve weerslag hebben op de aquatische levensgemeenschappen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	4
94	0	Waterinlaat leidt tot een verminderde kweldruk in de waterloop, en alkalinisatie van het oppervlaktewater. Dit leidt tot interne eutrofiëring en vorming van giftige reducerende verbindingen. De meeste karakteristieke planten verdwijnen, omdat ze problemen krijgen met hun koolstofhuishouding en/of O2-voorziening.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	4
95	213	Eutrofiëring leidt uiteindelijk tot dominantie van kroossoorten of Nymphaeiden, soms begeleidt door Elodea nuttallii.	Negatief effect.	-2	.F.	2
96	214	In sloten met een minerale bodem en voedselarm tot matig voedselrijk water leidt eutrofiëring tot dominantie van E. nuttallii, C. demersum en U. vulgaris.	Zowel positief als negatief effect. Positief omdat het algengroei remt, negatief omdat het ook groei submerse waterplanten remt.		.F.	2
97	0	Inlaat van systeemvreemd water in kwelmilieus leidt tot overheersing van kroossoorten en een verdwijnen van de typische kwelindicatoren.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
98	0	Inlaat van systeemvreemd water kan leiden tot onomkeerbare hydrologische en chemische veranderingen van het grondwater.	Effect is sterk negatief, weinig onderzoek naar gedaan.	-3	.F.	3
99	0	Bij inlaat en doorspoeling zullen slibdeeltjes in suspensie blijven, waardoor de lichtdoordringing sterk afneemt.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
100	2**	Met name ecosystemen die afhankelijk zijn van grondwater, neerslag of brak water zijn zeer kwetsbaar voor inlaat van systeemvreemd water. Hiertoe behoren sloten, petgaten, beken, plassen en moerassen op klei-, veen- en zandgronden.	Effect van inlaatwater kan hier tot zeer sterk negatief oplopen.	-3	.F.	4

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
102	214	Grondwater raakt door infiltratie en beregening met systeemvreemd water tot op grote diepte verontreinigd. Door de grondwaterstroming kunnen tot op grote afstand kwelmilieus beïnvloed worden door stoffen, afkomstig uit bovenstroomse delen.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	4
103	0	Hoe minder de kwelintensiteit, hoe verder systeemvreemd water kan indringen en doordringen.	Negatief effect.	-2	.F.	4
105	0	Interne eutrofiëring a.g.v. inlaat van systeemvreemd water treedt op in brakwaterplassen, kwelgebieden en veengebieden.	Effect negatief. In welke mate ???	-2	.F.	4
106	0	Bij belasting met inlaatwater krijgt men sterke troebeling en verlaging van de O ₂ -spanning. Deze lage O ₂ -spanning kan leiden tot vertraagde omzetting van nitriet en nitraat.		-2	.F.	2
107	0	Een van de grote problemen van waterinlaat vanuit de grote rivieren is, dat microverontreinigingen zich over grote delen van het land kunnen verspreiden.		-3	.F.	2
110	3**	Kanalen zijn vaak reeds sterk beïnvloed door de mens, zodat toename van de waterinlaat hier geen of soms zelfs een positief effect heeft.	Geen tot gering positief effect.	+1	.F.	4
111	41	De inlaat van al dan niet verontreinigd, gebufferd, systeemvreemd water in hoogveengebieden op hogere zandgronden zal leiden tot een totale vernietiging van het hoogveenecosysteem en aanleiding geven tot stankoverlast en muggenplagen.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.T.	4
112	213	Inlaat van kalkrijk, systeemvreemd water ter compensatie van kwelwater is desastreus voor trilveenmoerassen, rietvenen en blauwgraslanden.	Effect is zeer sterk negatief.	-4	.T.	4
113	43	De inlaat van gedefosfateerd, kalkrijk rivierwater in geeutrofiëerde laagveenplassen zal nooit leiden tot een waterkwaliteit van het hoogste niveau.	Geen tot negatief effect.	-1	.F.	4

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
114	0	Een verdere toename van de hoeveelheid in te laten water zal op landelijke schaal aanleiding geven tot een nog verdergaande nivellering van milieutypen, verslechtering van de waterkwaliteit en het verdwijnen van vele aquatische en terrestrische organismen.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	4
115	0	Waterinlaat kan gepaard gaan met veranderingen in het fysisch milieu, wat op zich al negatieve effecten voor de levensgemeenschappen met zich meebrengt.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	3
116	0	Behalve direct kunnen levensgemeenschappen indirect (via grondwater) negatief worden beïnvloed door systeemvreemd water.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
117	1**	Indien water ingelaten wordt in de bovenloop, worden de grootste dimensies, grootste waterhoeveelheden en hoogste stroomsnelheden aangetroffen in die bovenlopen. Dit is tegennatuurlijk.	Effect is sterk negatief.	-3	.F.	2
118	1**	Indien besloten wordt water in te laten zullen alle aangesloten watergangen meestal worden genormaliseerd. Sterke wisselingen in stroomsnelheden zullen optreden. De genormaliseerde waterlopen worden in stuwpanden verdeeld, waardoor migratie van organismen stroomopwaarts niet meer mogelijk is.	Effect is zeer sterk negatief.	-4	.F.	3
119	1**	In tijden van inlaat en doorspoeling treden hoge stroomsnelheden op, waardoor bodemslib wordt opgewerveld en meegenomen. Dit kan leiden tot een verspreiding van eventueel verontreinigd slib.	Dit is een negatief effect. Hoe negatief is van veel factoren afhankelijk.	-2	.F.	2
120	0	De natuurlijke afstroming van het grondwater kan worden gewijzigd, de stromingsrichting van het grondwater kan zelfs (tijdelijk) omkeren.	Effect is negatief ???	-1	.F.	2
121	0	Droge natuurgebieden (bossen en (vergraste) heiden op hooggelegen dekzanden en stuifzanden) zullen op korte en middellange termijn geen of weinig nadelige gevolgen ondervinden van inlaat van systeemvreemd water.	Effect is geen tot gering (negatief ??).	-1	.F.	4

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
122	1**	In natte, van kwelsituaties afhankelijke natuurgebieden in laagstgelegen delen van beekdalen, zullen nadelige gevolgen van inlaat van systeemvreemd water groot zijn.	Effect is sterk negatief.	-3	.F.	4
124	1**	Verkleining van de stroming t.b.v. een vergroot effect van de inlaat op aangrenzende percelen kan leiden tot het verdwijnen van de stromingsminnende soorten zoals Ranunculus fluitans. Gevolgen voor macrofauna zijn nog veel desastreuzer door degradatie tot fauna van zwakstromende of beïnvloedde (genormaliseerde) beken.	Voor van oorsprong stromende wateren is het effect sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	2
125	3**	Door destructie van waterplanten a.g.v. waterinlaat veranderd de concurrentie positie van aal, blankvoorn en baars in negatieve zin t.o.v. brasem.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	1
126	3**	Waterinlaat is niet van wezenlijke invloed op de omvang en samenstelling van de visstand.	Geen tot gering effect.		.F.	0
127	3**	Waterinlaat vanuit IJsselmeer is direct van invloed op waterkwaliteit in (Rand)meren, gelegen in directe nabijheid van in laatpunt. De fosfaatconcentratie wordt verlaagd en de blauwalgendominantie tijdelijk doorbroken.	Positief tot sterk positief effect.	+2	.F.	3
128	0	Inlaat van systeemvreemd water leidt tot verspreiding van zware metalen en organische microverontreinigingen in het gebied.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	4
129	0**	Vanwege de grote verschillen in hydrochemische samenstelling tussen neerslagwater en oppervlaktewater is aanvoer van al dan niet gezuiverd systeemvreemd water naar neerslagafhankelijke gebieden ongewenst.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	3
130	0	Door aanvoer van systeemvreemd water kunnen natte condities in de bodem behouden blijven zodat oxidatie van organische stof geremd wordt. Wateraanvoer hoeft dus niet a priori te leiden tot sterke eutrofiëring.	Gering effect??	+1	.F.	3

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
131	0	Aanvoer van water, dat fundamentele verwantschap vertoont met lithotroof water, zou in principe een gelijkwaardige vervanging van de lithotrofe component in de waterbalans van laag gelegen gebieden kunnen zijn (mits ontgaan van overmaat N en P).	Positief effect.	+2	.F.	3
132	0	Aanvoer van lithotroof water dat niet verrijkt is met minerale stikstof zal niet bijdragen aan een wezenlijk verandering van de N-trofiëgraad van lithotrofe standplaatsen.	Geen effect.		.F.	0
133	0	Factor 'vocht' beïnvloed de N-trofiëgraad in het systeem nog het meest. Verdroging lijkt in dit licht gezien tot een ernstiger stikstofeutrofiëring te leiden dan aanvoer van systeemvreemd lithotroof water.	Geen tot gering negatief effect.	-1	.F.	4
135	0	Aanvoer van oppervlaktewater, mits ontgaan van N en P, biedt een reëel perspectief voor het behoud van een mesotrofe status van veensystemen.	Positief effect.	+2	.F.	4
136	0	Aanvoer van systeemvreemd water moet niet a priori worden uitgesloten voor handhaving van hoge zomerstanden. De kationenverhouding in aangevoerde water moet daarbij overeenkomen met die van lithotroof water.	Geen effect??	-3	.F.	3
137	42	Moeras- en oevervegetaties in duingebieden blijken bij infiltratie sterk te verzuimen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
138	42	Indien in geïnfilteerd duingebied het bovenste watervoerend pakket geen veen bevat, is er een grotere kans op abundantier optreden van extreme ruigesoorten.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
139	3**	Kanalen met scheepvaart bestaan vrijwel altijd uit systeemvreemd water.	Effect van waterinlaat is hier 'geen' tot gering positief (doorspoeling).	+1	.I.	2
140	5*	Geïsoleerde gaten mogen geen inlaatwater ontvangen.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	4
141	41	In zwak gebufferde, natuurlijke wateren mag nooit systeemvreemd water ingelaten worden.	Effect is zeer sterk negatief.	-3	.F.	4
142	111	Geen waterinlaat in helocrene bronnen en kwelmoerassen.	Effect is sterk tot zeer sterk negatief.	-3	.F.	4
144	3**	Invoer van systeemvreemd water kan een gunstig effect hebben op het doorzicht (=symptoom bestrijding).	Effect is positief.	+2	.F.	1

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
145	41	Bij waterinlaat in kleine, zwakgebufferde wateren met sulfaat als dominant anion verdwijnen o.a. Moerasscherm, Drijvende weegbree en Kleine egelskop.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
146	33*	In matig harde wateren verdwijnen bij waterinlaat vooral veel fonteinkruiden.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
147	41	Waterverharding a.g.v. waterinlaat leidt tot een veranderde structuur van de bodem. Deze wordt week, waardoor planten (Krabbescheer) erin weg kunnen zakken.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
148	21*	Inlaat van water in ten behoeve van het peilgebied en achterliggen de peilgebied heeft een positief effect, omdat de nutriëntgehalten van het inlaatwater aanzienlijk lager zijn dan van het systeemeigen water.	Positief effect.	+2	.F.	3
149	22	Vanwege hoge Cl-gehalten is het inlaten van water uit het Noordzeekanaal een mogelijkheid om nader te onderzoeken.	Positief effect?	+1	.F.	1
150	22	Inlaat van systeemvreemd water leidt tot achteruitgang van Echt lepelblad.	Negatief effect.	-2	.F.	1
151	22	Bij inlaat van zoet water is het niet zozeer de toename aan voedingsstoffen die zorgt voor het verdwijnen van de brakwater vegetatie, maar de afname van het Cl-gehalte.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
152	213	Inlaat van systeemvreemd water leidt in veengebieden in N- en Z-Holland tot eutrofiëring, waterverharding en verzilting (tot brak en zout). En tot verspreiding van zware metalen, toxische, organische stoffen en radio-activiteit. In veengebieden in Utrecht en Overijssel leidt het tot verbraking en verder idem.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	3
153	212	Aanvoer van systeemvreemd water naar kleigebieden in Friesland en Groningen leidt tot eutrofiëring, extreme waterverharding en verzouting. Verder aanvoer van zware metalen, toxische organische stoffen en radioactiviteit.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	3

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
154	214	Aanvoer van systeemvreemd water leidt in zandgebieden in O-Groningen, Drenthe, Overijssel, Gelderland, N-Brabant en Limburg tot vergaande eutrofiëring, waterverharding, verbrakking (verzilting). En aanvoer van zware metalen, toxische, organische stoffen en radioactiviteit.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	3
156	0	Inlaat van water kan leiden tot een vergroot doorzicht van het water a.g.v. een hogere stroomsnelheid. Is gunstig voor de recreatie.	Positief effect.	+2	.F.	2
157	213	Bij inlaat van systeemvreemd water zal zowel het watersysteem als het aanpalende oever- en terrestrische systeem invloed ondergaan.	Negatief effect.	-2	.F.	2
158	213	Inlaat van water kan verdrogingsverschijnselen tegengaan.	Positief effect.	+2	.F.	2
159	213	Inlaat van Maaswater leidt tot een verhoging van het fosfaatgehalte.	Licht tot zeer sterk negatief effect.	-2	.F.	2
160	213	Specifiek voor Limburg is het verdwijnen van de gradiënt van zuur > minder zuur en van voedselarm > voedselrijker.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	1
161	213	Watersen van het sulfaat- of bicarbonaattype kunnen veranderen in het Cl-type.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	1
162	213	Naarmate meer water wordt ingelaten in het najaar is het effect sterker.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	2
163	213	Waterinlaat leidt tot nauwelijks of niet meer droogvallen van de oever of de beek zelf, dit heeft consequenties voor een aantal planten en dieren.	Negatief effect.	-2	.F.	2
164	213	Bij waterinlaat zullen beken, die voorheen gevoed werden door kwelwater minder kwel ontvangen.	Negatief effect.	-2	.F.	2
165	213	Indirect leidt water inlaat tot veranderingen in kwel- en grondwaterstromingen.	Sterk negatief effect, ook slecht te overzien.	-3	.F.	1
166	213	Grondwater in inzigtgebieden kan verontreinigd raken, via grondwaterstromen kunnen hierdoor meer systemen vervuild raken.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
167	1**	Beken in N-Limburg hebben van oorsprong een zurig karakter. Bij waterinlaat zal de watervegetatie veranderen van : <i>Apium inundatum</i> , <i>Luronium natans</i> , <i>Sparganium minimum</i> veranderen in : <i>Lemna minor</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> .	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
168	0	Veranderingen van kwelstromen leidt tot achteruitgang van <i>Ranunculus hederaceus</i> .	Negatief effect	-2	.F.	2
169	213	In N-Limburg zal bij inlaat van systeemvreemd water de volgende vegetatie verdwijnen: <i>Krabbescheer</i> , <i>Kikkerbeet</i> , <i>Potamogeton compressus</i> , <i>Utricularia minor</i> . In de volgende vegetatie verschijnen: <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Utricularia vulgaris</i> , <i>Nuphar lutea</i> en <i>Nymphaea alba</i> .	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
170	213	Bij waterinlaat zijn de verschillen tussen de vegetatiegradienten groter naarmate er minder water wordt ingelaten. Tevens neemt het totaal aantal soorten in dat geval toe.	Minder water inlaten lijkt een +1 positiever effect te hebben.		.F.	2
171	0	Volgens Van Wirdum hebben inlaatgebeurtenissen een additioneel effect. Duur van de inlaat is waarschijnlijk van groot belang.	Herhaaldelijke waterinlaat heeft een steeds sterker negatief effect.	-3	.F.	2
172	0	Effect van inlaatwater op de grondwaterstand is, dat het voedselrijker wordt.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
173	1**	Waterinlaat leidt tot grote veranderingen in de samenstelling van de perifytogemeenschap (diatomeeën) en beken. Soorten die indicatief zijn voor schoon water verdwijnen.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
174	1**	Bij inlaat van water, leidend tot een toename van de saprobiegraad, zal het aantal detritivoren toenemen. Bij dominantie van algen en kroos blijven alleen soorten als <i>Chironomus</i> spp., <i>Oligochaeta</i> en slakken over.	Zeer sterk negatief effect.	-4	.F.	2
175	213	Achteruitgang van <i>Krabbescheer</i> a.g.v. waterinlaat leidt tot achteruitgang van de Groene glazenmaker (<i>Aeshna veridis</i>) en de kever <i>Bagous binodulosus</i> .	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
176	0	Bij een toename van het kroos a.g.v. inlaat van systeemvreemd water zou de kever <i>Tanyspyrus lemnae</i> kunnen toenemen (komt alleen op kroos voor).	Effect is negatief.	-2	.F.	1

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VEIG	GEWICHT
177	1**	Inlaat van water kan leiden tot eutrofiëring en tot een toename van plantengroei en verzuuring van de oever. Dit is nadelig voor soorten als de Grote gele kwikstaart, Oeverloper en diverse soorten loopkevers.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
178	1**	Bij verandering van het inundatiepatroon a.g.v. inlaat van gebiedsvreemd water kunnen broekbossen in vitaliteit verminderen en zelfs verdwijnen. Het aantal soorten van vochtige bossen met plaatselijk instabiele inundatie neemt af. Waardevolle broedvogelgemeenschappen zullen eveneens afnemen.	Zeer sterk negatief negatief effect.	-4	.F.	3
179	1**	Afhankelijk van de hoeveelheid inlaatwater kan de pH met een factor 1.5 toenemen, m.n. in de bovenloop. (Geldt m.n. voor de zurige beken in N-Limburg.)	Sterk negatief effect.	-3	.F.	2
180	1**	Bij waterinlaat neemt, in dit geval, het stikstofgehalte van het water af.	Op zich gunstig effect.	+4	.F.	2
181	1**	Het orthofosfaatgehalte neemt in dit geval toe bij inlaat van systeemvreemd water.	Negatief effect.	-2	.F.	2
182	1**	Het ijzergehalte in de beek neemt bij inlaat van systeemvreemd water af.	Negatief effect, temeer omdat ijzer fosfaat kan binden.	-2	.F.	2
183	0	Potamogeton natans gaat a.g.v. waterinlaat vooruit.	Op zich neutraal effect, alleen bij verdringing van andere soorten negatief tot sterk negatief.	-1	.F.	1
184	0	Chemische veranderingen a.g.v. waterinlaat zijn zeer duidelijk nadelig voor de karakteristieke flora.	Sterk negatief effect.	-3	.F.	3
185	1**	Verruiging van de oevers is slecht voor soorten kevers als <i>Aplexa hypnorum</i> , <i>Bembidion biguttum</i> , <i>B. obliquum</i> , <i>B. marginatum</i> en <i>Elaphrus riparius</i> . Positieve gevolgen zijn te verwachten voor soorten die dichte oevervegetaties prefereren, zoals <i>Chlaenius nigricornis</i> .	??		.F.	0
186	0	<i>Equisetum fluviatile</i> gaat achteruit a.g.v. verminderde kwelinvloed a.g.v. waterinlaat.	Negatief effect	-2	.F.	2
187	0	Inlaat van water kan verdroging tegengaan, maar hoeft geen verbetering van de situatie in te houden, indien de samenstelling niet overeenkomt met het gebiedseigen water.	Effect is meestal negatief tot zeer negatief.	-2	.F.	2

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
188	0	Inlaat van systeemvreemd water kan leiden tot aanvoer van systeemvreemde organismen. Deze kunnen het ecosysteem verstoren.	Negatief effect.	-2	.F.	2
190	4*	Indien o-PO4 < 0,03 mg/l dan is fosfaat limiterend, Indien o-PO4 > 0,03 mg/l dan is fosfaat niet limiterend.			.F.	3
191	4*	- indien fytoplankton > Alim dan is fosfaat niet limiterend - indien fytoplankton < Alim dan is fosfaat wel limiterend.			.F.	3
192	4*	Mogelijke N-limitatie treedt op indien de mediane waarden van NO3, NO2 en NH4 kleiner of gelijk zijn aan de detectiegrens van 0,6 of 1,2 mg/l.	N-limitatie is over het algemeen een positief gegeven.	+2	.F.	2
193	4*	- indien chl-a > Alim dan is N niet limiterend - indien chl-a < Alim dan is N wel limiterend.			.F.	3
194	4*	- indien No = 0,5 mg/l dan n = 80 microgr/mg - indien No = 1,0 mg/l dan n = 95 microgr/mg. De door de aanwezige N bepaalde bovengrens van fytoplanktongroei bedraagt voor dit watertype {WAARDE} mg/l.			.F.	3
195	4*	Doorzicht huidige toestand + nieuwe toestand.	Een afname van het doorzicht is een ongewenste situatie.	-2	.F.	1
196	4*	Indien zomerchl-a (microgr/l): - <= 25: ecologisch hoogste niveau; - 25-50: middelste ecologische niveau; - 50-150: laagste ecologische niveau; - >= 150: beneden laagste niveau.			.F.	4
197	4*	Maximaal bereikbare fytoplanktonconcentratie bij een bepaalde totaal-P-concentratie in het water.			.F.	2
198	4*	De nieuw benodigde totaal-P-concentratie indien men een verlaging van het chl-a gehalte beoogt.			.F.	2
199	41	Verzuring van vennen wordt veroorzaakt door stoffen die door luchtverontreiniging in het venmilieu terechtkomen. Het verzurende effect treedt vooral op nadat de venbodem is drooggevallen. Soms treedt herstel op bij herstel van de waterstand.	Effect van waterinlaat is in dat geval positief.	+2	.F.	2

NR	TYPE	REGEL	EFFECTBESCHRIJVING	EFFECT	VETO	GEWICHT
200	4*	De maximaal mogelijke 'standing crop' aan chlorofyl onder 1 m ² van een goed gemengd meer bij lichtlimitatie. De formule geeft slechts een groffe benadering van de maximaal bereikbare algenbiomassa.			.F.	2
201	4*	De fractie van de externe belasting die in het meer achterblijft.			.F.	2
202	4*	De relaties voor de bovengrens van het zomergemiddelde chlorofylgehalte en het zomergemiddelde totaalfosfaat.			.F.	2
203	4*	De bovengrens van het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte als functie van het zomergemiddelde stikstofgehalte.			.F.	2
204	4*	De relatie tussen reciproke zichtdiepte en het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte. De spreiding is vrij groot.			.F.	2
205	0	Door toevoer van hoge concentraties van een- en tweewaardige ionen (bijv. hard water) kan aan organische complexen gebonden ammonium verdrongen worden door Na en K waardoor de concentratie aan ammonium in het bodemwater toeneemt.	Negatief Effect.	-2	.F.	2
206	0	Waterinlaat kan tot gevolg hebben dat er minder hoeft te worden gebaggerd.	Economisch positief effect.	+2	.F.	1
207	1**	Vergroting van waterinlaat in genormaliseerde beken zal relatief kleine gevolgen hebben, omdat de waterkwaliteit van deze beken meestal niet erg goed is.	Geen effect		.F.	0
208	1**	Bij toename van stroming zal <i>Nymphaea alba</i> vervangen worden door <i>Nuphar lutea</i> en in extreme gevallen zelfs door <i>Nymphoides peltata</i> .	Gunstig effect.	+2	.F.	2
209	21*	Waterinlaat kan leiden tot een verhoging van de Cl-concentratie en veranderingen van de macro-ionenbalans. Tevens kan het leiden tot een toename van de schommelingen in de fysisch-chemische kwaliteit.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	2
210	21*	Waterinlaat leidt tot een afname van de variatie in soortensamenstelling en structuurrijkdom van de watervegetatie.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	3
211	21*	Waterinlaat leidt tot een afname van de variatie in macrofauna-levensgemeenschappen en een toename van de meer algemene soorten.	Sterk tot zeer sterk negatief effect.	-3	.F.	3

Gebruikte referenties ecologische Kennisregels (de nummers corresponderen met de verwijzingen in het RISYWA-model)

- 1 Bloemendaal, F.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV, rapport 45, Utrecht.
- 2 Hendriks, R.F.A., 1990. *Effecten van aanvoer van gebiedsvreemd water in een kwelgebied*. Staring Centrum, rapport 100, Wageningen.
- 4 STOWA, 1993. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: meren en plassen*. Wetenschappelijk verantwoording. STOWA-rapport 93-17, Utrecht.
- 6 IWACO, 1995. *Gebiedsvreemd water in 4 Zuidhollandse natuurgebieden*. In opdracht van Provincie Zuid-Holland.
- 7 Roelofs, J.G.M., 1991. *Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalinisation*. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- 8 Molders, F., 1995. *Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes; in particular of *Stratiodes aloides* L.* Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- 15 Hoentjen, B., R. Torenbeek, H. van Dam & G.H.P. van Arts, 1993. *Drentse vennen: betekenis, bedreiging en beheer*. Achtergrond, aanleiding en samenvatting van een onderzoek aan Drentse vennen, uitgevoerd in 1991.
- 16 Torenbeek, R., P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler, 1987. *Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe*. RIN, Leersum.
- 17 Held, A.J. den, M. Schmitz & G. van Wirdum, 1992. *Watervegetatie en waterkwaliteit in petgaten en sloten van het Nieuwkoopse Plassengebied*. Werkgroep Onderzoek Nieuwkoopse Plassen, Den Haag / Leiden.
- 18 Gijsen, M. van, O. Driessen & M. Jansen, 1989. *Ecologische effecten van gebiedsvreemd water in de Aalder- en Westerstream en de Boksloot*. 56 pp.
- 19 Weenink, H., 1994. *Gebiedsvreemd water en waterplanten. Onderzoek naar de relatie tussen waterplanten en waterkwaliteit in Salland en het Rivierengebied*. TAUW, RIJD.
- 20 Vissers, H.J.S.M. & A.A. Helmens, 1985. *Verdrogen of vervuilen: de ecologische effecten van gebiedsvreemd water*. In: *Milieu 1988 / 5* :148-154.
- 21 Roelofs, J.G.M., 1989. *Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op oecosystemen*. Proceedings van symposium gehouden op 21 december 1988.
- 22 Duel, H., J.L. Fiselier, F. Klijn & C. Kwakernaak, 1989. *Gebiedsvreemd water en de ruimtelijke oplossingsmogelijkheden*. SCMO-rapport R 89/42, CML Mededelingen 52.
- 23 Cals M.J.R. & J.G.M. Roelofs. *Ecologisch Onderzoek Noorderpark. Effectvoorspelling van wijzigingen in de hydrologische situatie op de water- en oevervegetatie*. Mededelingen Landinrichtingsdienst 190, juni 1989.
- 24 Natuurbeschermingsraad, 1987. *Gebiedsvreemd water. Advies over de ecologische effecten van de aanvoer van rivierwater*. 43 pp.
- 25 Hendriks, R.F.A., 1990. *Effecten van aanvoer van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit in een kwelgebied*. SC rapport 100, 187pp, Wageningen.
- 26 Roelofs J.G.M. & R. Torenbeek. *Verdroging in Nederland. Oorzaken, omvang en oplossingen*. In: R.S.E.W. Leuven & F.J.J. Bles, 1989: 53-73.
- 27 Weerts H.J.T. & R.C.H. Vluggen, 1989. *Milieukwaliteit van het streekplangebied Noord- en Midden-Limburg. Deel D: Mogelijke milieu-effecten van de inlaat van gebiedsvreemd water*. 31 pp.

- 28 Witteveen + Bos, 1990. *Biologische aspecten van waterinlaat voor de Friese Boezemwateren*. In opdracht van Provincie Friesland, Lw.15.1, 43 pp.
- 29 Natuurbeschermingsraad, 1992. *Stilstaan bij water. Advies over gebiedseigen water*. 100 pp.
- 30 Kemmers, R.H., 1990. *De stikstof en fosfaathuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water*. Staring Centrum. pp. 7-22.
- 31 Dijk, H.W.J. van, 1984. *Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties*. 240 pp.
- 32 Vijfde besprekingsverslag begeleidingscommissie NOV-10.
- 33 Zesde besprekingsverslag begeleidingscommissie NOV-10.
- 34 Verdonschot, P.F.M., 1990. *Ecologisch karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel*. RIN Leersum, 301 pp.
- 35 Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1989. *Resultaten van eutrofiëringsonderzoek in het peilgebied Bergambacht en Krimpenerwaard*.
- 36 Sluis, Th. van der, D. Prins & G. van Wirdum, 19???. *Brak water in Westzaan*. In: *De levende natuur ???* : 122-126.
- 37 Rozema, J., R.W. Hollander, W. Stam & W. Althuis, ???. *Krijgt Echt lepelblad in de polder Westzaan een kans?* In: *De levende natuur ???* : pp. 115-121.
- 39 Prins, A.H., Th. van der Sluis & G. van Wirdum, 1994. *Mogelijkheden voor brakwatervegetaties in Polder Westzaan*. IBN-BLO-rapport 075, 75 pp. + bijlagen.
- 40 Helmes, A.A. & H.J.S.M. Vissers, 1987. *Natuurbeschermingsraad, Preadvies aanvoer van gebiedsvreemd water*. Bijlage WKN 87-58b.
- 41 Duel, H., J.L. Fiselier, F. Klijn & C. Kwakernaak, 1989. *Gebiedsvreemd water in Nederland. Een verkenning van de problematiek van gebiedsvreemd water en de ruimtelijke oplossingsmogelijkheden*. SCMO-rapp. R 89/42, CML-mededelingen 52.
- 42 Soesbergen, M., F. Heins & E.H. ten Winkel, 1990. *Effecten van aanvoer van gebiedsvreemd water op aquatisch en terrestrische ecosystemen in Noord-Limburg*. Aquasense, rappnr. 89041.
- 43 Jochem, R. & G. Kiers, 1994. *De Emmertochtsloot. Waterinlaat in de landgoederenzone De Horte-Mataram-Den Berg*. Scriptie IAHL, Velp.
- 44 CUWVO, Werkgroep VI, 1988. *Samenvatting en conclusies van het vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringssenquete*.
- 45 CUWVO, Werkgroep VI, 1987. *Vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring van Nederlandse meren en plassen. Resultaten van de derde eutrofiëringssenquete*.
- 46 Meuleman, A.F.M., 1989. *Ecohydrologisch Onderzoek Noorderpark. Effectvoorspellingen van wijzigingen in de hydrologische situatie op de vegetatie van moerasgebieden*. In: *The Utrecht Plant Ecology News Report*, no. 9 (1989).
- 47 Schreijer, M. & M. Bos, 1992. *Het effect van baggeren en schoonwaterinlaat op de aquatische levensgemeenschap in enkele veensloten*. Edam, 134 pp.

Overige bestudeerde, maar niet direct gebruikte referenties:

- Bakker, T.W.M., J.H.J. Joosten & A. Poelman, 1988. *De Grote Peel. Kweekvijver voor veenmos- sen of natuurgebied?* In: Landschap 1988 (3) : 170-185.
- Beltman, B., H. Duel, M. van der Bie, E. Otten & G. Rouwenhorst, 1988. *Ecohydrologie in polders: het Noorderpark.* In: Landschap 1988 (3) : 152-169.
- Bijlmakers, J.J. & U. Vegter, 1994. *Ecologisch onderzoek brakwatermilieus Noord-Groningen.* Eind-rapportage 22.1524.0, IWACO i.o.v. Provincie Groningen, bureau Zuiveringsbe- heer, 65 pp. + bijlagen.
- Boedeltje, G., 1991. *Moerasmelkdistel (Sonchus palustris L.) en Grote engelwortel (Angelica archangelica L.) langs het Twentekanaal: indicatoren van gebiedsvreemd water.* In: Gorteria 17 (1991) 6 : 138-148.
- Boers, P. & D. van der Molen, 1992. *Invloed van fosfaatnalevering op de fosfaatconcentratie in meren voor en na sanering van de externe belasting.* RIZA, nota 92.021, Lelystad.
- Buijs, J.N.J., P.L.G.M. Heslen & H. Wiskerke, 1994. *Huisen pakt stedelijk waterbeheer integraal aan: aanvoer van gebiedsvreemd water de oplossing?* In: Land + water 34 (1994) 2 : 40-41.
- CUWVO, 1988. *Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.* Coördi- natiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, Werkgroep V-1.
- Gijssen, M.E.A. van & R. Torenbeek. *Ecologische beoordeling als basis voor beheer van stromen- de wateren in Drenthe.* In: H₂O 24 (1991) 16 : 446-449.
- Grontmij, 1993. *Ecologisch beheersprogramma voor brakke poldergebieden in Friesland.* I.o.v. Provincie Friesland, afdeling watersystemen, 72 pp. + bijlagen.
- Grontmij, 1994. *Schone inlaat in Friesland: Onderzoek naar verbetering van de waterkwaliteit Anewiel door zuivering van inlaatwater.* De Bilt, 39 pp.
- Hochstenbach, S.M.H. & N.J.M. Gremmen, 1989. *Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetatie en standplaats. Resultaten van een deskundigenraadpleging.* Studiecom- missie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap. Rapport 1q: standplaats en plant.
- IKC-Veehouderij, 19???. *Rekenregels voor het vaststellen van de nitraatuitspoeling.* IKC-V, afdeling Veehouderij en Milieu, publicatie 33, Wageningen.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman, 1995. *De N:P-ratio: een eenvoudig hulpmiddel bij ecologisch beheer van waterwingebieden.* In: H₂O 28 (1995) 4 : 94-97.
- Kwakernaak, C., F. Klijn & J.L. Fiselier, 1991. *Alternatieven voor wateraanvoer: Een aanzet tot gebiedsgericht beleid tegen de toenemende invloed van gebiedsvreemd water.* In: Landschap 8 (1991) 2 : 93-107.
- Leenen, J.D. & H.J. Brinkhof. *Het inlaten van gebiedsvreemd water in een aantal droogtegevoe- lige gebieden.* In: Kempen, H.J.F. & T.J. van de Nes, 1990: *Water in onderzoek.* Arnhem, Provincie Gelderland, 110 pp.
- Leenen, J.D., A. de Goffau & T.S. Blauw, 1993. *De effecten van het inlaten van gebiedsvreemd zoetwater op de waterbodem in een brakwater milieu, een case-study in Zeeland.* In: H₂O 26 (1993) 7 : 181-187.
- Reders, H.H., 1989. *De driehoeksmossel (Dreissena polymorpha) als natuurlijke waterfilter: onderzoek naar de mogelijkheden voor reductie van de verontreinigde sliblast bij de inlaat van het Volkerak-Zoommeer.* Rijkswaterstaat, DBW/RIZA nota: 89.052, 59 pp.
- Roelofs, J.G.M., 1991. *Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalinisation.* Proefschrift aan de KUN, Nijmegen, 167 pp.

- Roelofs, J.G.M. & A. Smolders, 1993. *Grote veranderingen in laagveenplassen door de inlaat van Rijnwater*. In: *De levende natuur* 94 (1993) 2 : 78-82.
- Scheffer-Ligtermoet, Y., G. van Ee, J.P.C. van der Goes & H. van der Hammen, 1992. *Hydrobiologisch onderzoek in de Ankeveense en Kortenhoefse Plassen en Het Hol in 1988. Futro-fiëringsbestrijdingsproject Vechtplassen rond de Horstmeerpolder*.
- Steenvoorden, J.H.A.M. & H.P. Oosterom, 1978. *Fosfaat- en stikstofbalansen voor oppervlaktewater in polders en beekgebieden*. In: *H₂O* 12 (1979) 2 : 33-39.
- STOWA, 1994. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: kanalen. Wetenschappelijke verantwoording*. STOWA-rapport 94-2, Utrecht.
- Tamminga, G.H., 1988. *De invloed van de beperking van de inlaat bij de Volkeraksluizen op de belasting van het Volkerak-Zoommeer*. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA nota: 88.035, 93 pp.
- Vlugt, J.C. van der, S.P. Klapwijk & J.A.A.M van Eijk, 1986. *Waterkwaliteitsonderzoek in de Reeuwijkse Plassen. WOR 1983-1985, Verslag van drie jaar veldonderzoek*.
- Willemsen & Fraters, 1995. *Naar afgestemde kwaliteitsdoelstellingen voor nutriënten in grondwater en oppervlaktewater*. RIVM-rapport 714901003, Bilthoven.
- Wisserhof, J., 1990. *Water en nutriëntenhuishouding van de Ankeveense Plassen*. Zuiveringschap Amstel en Gooiland, Hilversum.

BIJLAGE F: Vuistregels Indringing

Ten aanzien van wegzijging:

- De waterbalans van het freatische grondwater is een belangrijke factor voor de mate van indringing. De gemiddelde wegzijging van het freatische naar het diepe watervoerende pakket en de gemiddelde grondwateraanvulling bepalen of er sprake is van een seizoensgebonden dan wel een permanente indringing van geïnfiltreerd oppervlaktewater.
- In een kwelsituatie zal het ingedrongen water, voor zover er in het droge seizoen al sprake is van enige infiltratie van oppervlaktewater, beperkt blijven tot een zone van hooguit enkele meters rond de waterbodem gedurende een korte periode.
- In een hydrologisch neutrale situatie (kwel noch wegzijging) treedt alleen in het zomerhalfjaar infiltratie en indringing van oppervlaktewater op. Door drainage in het winterhalfjaar verdwijnt het geïnfiltreerde water weer volledig uit het freatische pakket.
- Wanneer de gemiddelde wegzijging groter is dan de gemiddelde grondwateraanvulling (circa 0,7 mm/dag) treedt gedurende een groot deel van het jaar infiltratie van oppervlaktewater op. In de zomer geïnfiltreerd water zal in dat geval in de winter niet volledig uit het freatische pakket verdwijnen door drainage, en in opeenvolgende jaren steeds verder indringen. De horizontale indringing in het freatische pakket is in de meeste gevallen beperkt tot een zone van hooguit een tiental meters breed, en relatief ongevoelig voor het seizoen. De verticale indringing gaat door tot in het diepe watervoerende pakket en het geïnfiltreerde water zal via het regionale grondwatersysteem tot afstroming komen.

Ten aanzien van meteorologie:

- Bij een hydrologisch neutrale situatie (kwel noch wegzijging) is de maximale indringing van geïnfiltreerd oppervlaktewater in een 2%-droog weerjaar (1976) ongeveer twee maal zo groot als in gemiddeld weerjaar (1969).
- Alleen onder zeer extreme meteorologische omstandigheden, met een zeer droog winterhalfjaar volgend op een zeer droge zomer, zal in een hydrologisch neutrale situatie (kwel noch wegzijging) het 's zomers geïnfiltreerde oppervlaktewater in de winter mogelijk niet volledig worden gedraineerd. In dat geval kan de indringing in het volgende zomerseizoen verder toenemen. Over langere tijd zal er echter altijd sprake zijn van een neerslagoverschot, en daarmee van drainageoverschot, zodat de indringing in een hydrologisch neutrale situatie nooit een permanent karakter krijgt.
- Door verminderde capillaire opstijging en verdampingsreductie in het zomerseizoen zal de waterbehoefte en daarmee de infiltratie en indringing van oppervlaktewater in veel gevallen worden beperkt.

Ten aanzien van peilbeheer:

- Door toepassing van peilbeheer tegengesteld aan de natuurlijke seizoensfluctuatie van de grondwaterstanden kan in het zomerhalfjaar een versterkte infiltratie en indringing van oppervlaktewater optreden, maar neemt tevens in het winterhalfjaar de drainage toe.
- In een situatie met peilbeheer (zomerpeil-winterpeil = 25 cm) is de maximale indringing, bij een hydrologisch neutrale situatie en een gemiddeld weerjaar (1969), circa twee maal zo groot als in een situatie met een constant oppervlaktewaterpeil. Door versterkte drainage in het winterhalfjaar verdwijnt het (extra) geïnfiltreerde water weer volledig uit het freatische pakket.
- In een 2%-droog weerjaar (1976) is de relatieve invloed van peilbeheer op de maximale indringing van geïnfiltreerd oppervlaktewater kleiner dan in een gemiddeld weerjaar (1969).

Ten aanzien van bodemopbouw:

- De bodemopbouw van het freatische pakket (doorlatendheid, pakketdikte en anisotropie) heeft ten opzichte van andere factoren (wegzijging, meteorologie, peilbeheer, regionale stroming) een beperkte invloed op de indringing van geïnfiltreerd oppervlaktewater.
- De horizontale indringing in het freatische pakket is relatief groot bij een grote doorlatendheid, een geringe pakketdikte en een anisotrope bodemopbouw.

Ten aanzien van regionale grondwaterstroming:

- Onder invloed van een zee grote regionale stijghoogtegradiënt (grootte 1:250 à 1:100) kan ook in een hydrologische neutrale situatie (kwel noch wegzijging) en een gemiddeld weerjaar (1969) een permanente indringing van oppervlaktewater optreden. Het geïnfiltreerde water kan daarbij na verloop van enkele seizoenen ook de wortelzone in de percelen tussen de sloten bereiken.

Ten aanzien van inlaat systeemvreemd water:

- Het oppervlaktewater dat het laatste is geïnfiltreerd zal ook weer het eerste middels drainage uit het grondwatersysteem worden verdreven. Dit impliceert dat uitstel in het voorjaar van de aanwezigheid van systeemvreemd water in het oppervlaktewater een effectieve maatregel vormt om de omvang en duur van de indringing van gebiedsvreemd water in het grondwatersysteem tegen te gaan.
- De indringing van reactieve stoffen (zware metalen en organische micro-verontreinigingen zoals PAK's en bestrijdingsmiddelen) verloopt anders dan die van conservatieve stoffen. Door drainage in de winterperiode kan het geïnfiltreerde water gedurende de zomerperiode volledig uit het freatische pakket verdwijnen. De reactieve stoffen blijven, als gevolg van adsorptie aan de vaste fase, achter. In het volgende zomerseizoen kan de indringing van reactieve stoffen verder toenemen.

BIJLAGE G: Vuistregels Doordringing

Algemeen:

- Uit het met een model voor de onverzadigde zone (SWASURF) berekende neerslag-afvoerverloop wordt geconcludeerd dat de aanwezigheid van kwel de afvoer van het beschouwde gebied duidelijk beïnvloed, terwijl het effect op wateraanvoer in geval van droogte minder duidelijk is.
- Locatie in- en uitlaat: in het algemeen kan gesteld worden dat indien de in- en uitlaat niet samenvallen de doordringing groter is dan als in- en uitlaat wel samenvallen.

Ten aanzien van gebiedstype "Klei" (niet vrij afwaterend gebied met vertakte structuur):

- Karakteristieke contourvormen van het beïnvloedingsgebied: in het kleigebied geven de contourlijnen een U-vormig verloop te zien als de in- en uitlaat bij een vertakte structuur samenvallen. Als de in- en uitlaat niet samenvallen verloopt de contourlijn evenwijdig met de centraal verlopende hoofdwatergang.
- Invloed van kwel en wegzijging: de beïnvloeding van de doordringing in een kleigebied is relatief beperkt. Dit blijkt uit de spreiding van de contourvormen voor de kwel/wegzijingssituaties. De plaats van de in- en uitlaat doen er in deze weinig toe.
- Locatie in- en uitlaat: Als beide samenvallen wordt gemiddeld in 46% van het kleigebied het gebiedseigen water vervangen door inlaatwater, tegen gemiddeld 54% als inlaat en uitlaat aan tegenoverliggende zijden van de kleipolder zijn gesitueerd.

Tabel G.1 *Mate van doordringing weergegeven als percentage van het totale gebiedsoppervlak (kleigebied) bij verschillende kwel- en wegzijgingssituaties en posities van het in- en uitlaatpunt. De 100-procent contourlijn verbindt die punten waar het oppervlaktewater volledig uit systeemvreemd water bestaat.*

POSITIE IN- EN UITLAATPUNT	100-PROCENT CONTOURLIJN ¹			90-PROCENT CONTOURLIJN ²		
	KWEL 0,5 mm/d	KWEL 0,2 mm/d	WEGZIJGING 0,1 mm/d	KWEL 0,5 mm/d	KWEL 0,2 mm/d	WEGZIJGING 0,1 mm/d
IN = UIT	45	46	48	68	71	80
IN ≠ UIT	51	53	57	78	82	91

1 gemiddeld bij dezelfde positie in- en uitlaatpunt 46%; gemiddeld bij tegenovergestelde positie in- en uitlaatpunt 54%;

2 gemiddeld bij dezelfde positie in- en uitlaatpunt 73%; gemiddeld bij tegenovergestelde positie in- en uitlaatpunt 84%.

Ten aanzien van gebiedstype "Zand" (vrij afwaterend gebied met boomstructuur):

- De doordringing is in alle gevallen volledig (100%). Deze conclusie gaat op ongeacht de geohydrologische situatie of de locatie van in- en uitlaatpunt.
- Karakteristieke contourvormen: voor het zandgebied zijn geen contourlijnen bepaald. In het doorgerekende jaar vindt de doordringing in de zomer volledig plaats. Al het in systeem aanwezige water wordt volledig vervangen door ingelaten water. Dit is ongeacht de locatie van in- en uitlaat.

Ten aanzien van gebiedstype "Veen" (niet vrij afwaterend gebied met netwerkstructuur):

- Karakteristieke contourvormen: de doordringing in het veengebied verloopt wezenlijk anders. Dit komt (1) omdat er geen doodlopende watergangen in het systeem aanwezig zijn - alles staat met alles in verbinding (hydrologisch gezien) - en (2) omdat alle perceel-sloten aan twee zijden op een hoofdwatgang afwateren. Wateraanvoer kan derhalve vanuit twee zijden plaatsvinden. De plaats van de in- en uitlaat is van invloed op de vorm van de contouren. De grootste verschillen ontstaan in de hoofdwatgang welke het meest ver van de inlaat is verwijderd. Als de in- en uitlaat samenvallen wordt deze watgang niet tot nagenoeg niet beïnvloed door inlaatwater terwijl in het ander geval deze watgang een rol vervult in afwateringssituaties.
- Invloed van kwel en wegzijging: in een veengebied is de spreiding van de contourvormen veel groter dan in het kleigebied terwijl de spreiding bovendien scheef verdeeld is. De berekende doordringing voor de kwelsituaties 0,6 en 0,2 mm/d liggen relatief dicht bij elkaar. De doordringing in de situatie met wegzijging (0,4 mm/d) wijkt hier sterk van af.
- Locatie in- en uitlaat: het veengebied is vergelijkbaar met het kleigebied, waarbij opgemerkt wordt dat de spreiding in de percentages systeemvreemd water in het veengebied veel groter is. In 32 % van het veengebied wordt, als de in- en uitlaat samenvallen, gebiedseigen water volledig vervangen door inlaatwater terwijl dit in 39% het veengebied het geval is als beide niet samenvallen. Een verklaring van de verschillen dient gezocht te worden in het percentage open water en de structuur van het gebied. Een veengebied heeft een veel groter percentage open water; 8% tegenover 1,5% voor een kleigebied. Hierdoor heeft het veensysteem een grotere traagheid met betrekking tot doordringing (groot waterbergend vermogen) terwijl het neerslag-afvoer verloop niet zoveel afwijkt.

Tabel G.2 *Mate van doordringing weergegeven als percentage van het totale gebiedsoppervlak (veengebied) bij verschillende kwel- en wegzijgingssituaties en posities van het in- en uitlaatpunt.*

POSITIE IN- EN UITLAATPUNT	100-PROCENT CONTOURLIJN ¹			50-PROCENT CONTOURLIJN ²		
	KWEL 0,6 mm/d	KWEL 0,1 mm/d	WEGZIJGING 0,4 mm/d	KWEL 0,6 mm/d	KWEL 0,1 mm/d	WEGZIJGING 0,4 mm/d
IN = UIT	22	28	45	67	69	93
IN ≠ UIT	28	30	58	69	73	96

1 gemiddeld bij dezelfde positie in- en uitlaatpunt 32%; gemiddeld bij tegenovergestelde positie in- en uitlaatpunt 39%;

2 gemiddeld bij dezelfde positie in- en uitlaatpunt 76%; gemiddeld bij tegenovergestelde positie in- en uitlaatpunt 79%.

BIJLAGE H: Vuistregels voor balansonderzoek

Vuistregels voor balansonderzoek:

- indien inlaat gestopt wordt zal de waterkwaliteit in drainerende waterlopen gelijk worden aan die van het ondiepe grondwater (drainagewaterkwaliteit);
- in de zomer zal bij inlaat de waterkwaliteit veelal gelijk zijn aan de samenstelling van het Maas-, Rijn- of IJsselmeerwater indien het in te laten water een korte weg afgelegd heeft;
- bij stoppen van de inlaat zal in het geval van een sterke kwelsituatie ($kwel > 1\text{mm/d}$):
 1. uit de waterloop basisafvoer optreden. Hieruit vallen vervolgens de volgende kwantitatieve kentallen af te leiden:
 - het peil in het peilvak = stuwpeil (eigenlijk iets hoger: je hebt wat afvoer);
 - dat de waterdiepte (h) ongeveer bekend is: stuwpeil - bodemhoogte;
 - natte doorsnede = $b * h + T * h^2$ (b = gemiddelde bodembreedte, T is gemiddelde taludhelling 1:T);
 - berging = natte doorsnede * lengte peilvak;
 - verblijftijd = berging/basisafvoer;
 - de gemiddelde snelheid (V) in het dwarsprofiel kan bepaald worden door het gemeten debiet (Q) te delen door de natte oppervlakte (A): $Q = V * A$ en dus $V = Q/A$. Bij een onbekend peil is de natte oppervlakte (A) af te leiden uit de gemiddelde waterdiepte (h) uit de legger: $A = Th^2 + bh$ (T = taludhelling 1:T);
 2. in dezelfde kwelsituatie de waterkwaliteit veranderen van water uit de dichtstbijzijnde grote rivier tot de volgende kwaliteit van het water (indien directe meetgegevens ontbreken):
 - de kwaliteit zoals gemeten in het dichtstbijzijnde RIVM-meetpunt (paragraaf 4.4.5);
 - de kwaliteit zoals weergegeven in Pebesma & De Kwaadsteniet [1994];
 3. de gegevens uit 1 en 2 vormen vervolgens de inputdata voor handmatige stoffenbalansberekeningen en/of RISYWA (en/of andere balansprogramma's);
- bij stoppen van de inlaat zal in een "intermediaire" situatie (geen kwel of wegzijging):
 1. in de waterloop afvoer door neerslag optreden (berekening van kentallen, zie boven)
 2. de waterkwaliteit veranderen richting neerslagwaterkwaliteit:
 - de kwaliteit zoals gemeten in het dichtstbijzijnde RIVM-luchtnetmeetpunt (onder andere uit Leidraad Aan- en Afkoppelen Verharde Oppervlakken, Tauw Civiel en Bouw, 1996) of;
 - de kwaliteit volgens de methode van Meinardi (drainagekwaliteit als gevolg van afspoeling en uitspoeling; zie hoofdstuk 4) of de WSV-vermestingsommen;
 - een verhouding tussen de neerslagkwaliteit die via de bodem tot afvoer komt en de neerslagkwaliteit die rechtstreeks in de waterloop terecht komt (verhouding = oppervlakte (open water + afgekoppeld)/oppervlakte overig).
 3. de gegevens uit 1 en 2 vormen vervolgens de inputdata voor handmatige stoffenbalansberekeningen en/of RISYWA (of een ander balansprogramma);
- bij stoppen van de inlaat in een infiltratie-situatie ($infiltratie \gg kwel$):
 1. zal de gehele waterloop droogvallen;
 2. zal als gevolg van droogval geen waterkwaliteit bepaald kunnen worden;
 3. dienen waterhuishoudkundige maatregelen te worden genomen om de "sponswerking" van het aangrenzende gebied te verbeteren (waterconservering);

4. zal de aquatische levensgemeenschap bij langdurige droogval verdwijnen (alles "beneden laagste" ecologische niveau).
- bij stoppen van de inlaat zal in een infiltratiesituatie waarin neerslag < infiltratie + verdamping en in een situatie met matige kwel (0 - 1 mm/d) niet duidelijk zijn wat voor toestand op gaat treden (geheel of gedeeltelijk droogvallende waterlopen) en zal middels berekeningen de als "gebiedsspecifieke" aan te merken systeemregels bepaald moeten worden. Met andere woorden:
 1. het wel of niet optreden van afvoer en droogval zal berekend moeten worden;
 2. de waterkwaliteit zal berekend moeten worden, waarbij voor gestuwde beken zoals de Lollebeek gekozen kan worden voor een aanpak die uitgaat van volledige menging per beektraject (peilvak) en voor een poldersysteem zoals Polder Achttienhoven voor een propstroming.

Vuistregels bij het opstellen van de balansen voor vrij afwaterend gebied:

- de systeemvreemde wateraanvoer kwaliteit in een stroomgebiedje is, wanneer kwaliteitsgegevens ontbreken, gelijk te stellen aan de waterkwaliteit van (het dichtstbijzijnde kwaliteitsmeetpunt van) de rivier waar het aanvoerwater van afkomstig is;
- indien een puntlozing in het gebied voorkomt kan het gebied niet meer als 1 reservoir gezien worden en dient opgeknipt te worden in 2 delen;
- bij hellende gebieden wordt bovenstrooms van het aansluitpunt van een puntlozing op de beschouwde waterlopen het gebied niet beïnvloed. Het opknippen van het gebied vindt dan ook plaats bij het aansluitpunt;
- de concentratie bij een meer-reservoirbenadering kan nooit lager zijn dan die bij een 1-reservoirbenadering en de kwaliteit in het laatste reservoir in een serie zal gelijk moeten zijn aan de kwaliteit bij een 1-reservoirbenadering;
- bij het bepalen van de mengkwaliteit wordt bij puntlozingen alleen de verhouding bepaald indien voor de betreffende (Responsie-)variabele een betrouwbare waarde bekend is. Indien geen waarde bekend is wordt de mengkwaliteit bepaald aan de hand van de verhouding systeemvreemd aanvoerwater en systeemeigen water en wordt het aandeel van de puntlozing voor de waardebepaling van die variabele niet beschouwd.

Indien de twee-reservoirbenadering net zo lang opgedeeld wordt dat een schijnbaar oneindige-reservoirbenadering ontstaat, zal het concentratieverloop de vorm hebben van een schuine verbindinglijn tussen het punt dat de 100% systeemvreemde waterkwaliteit weergeeft en het punt waarbij de volledig gemengde waterkwaliteit ontstaan is. Hierbij is dan wel uitgegaan van een evenredige opmenging met systeemeigen water, gaande van het meest bovenstroomse punt in het balansgebiedje tot het meest benedenstroomse balansgebiedje. De kwaliteit in een monsterpunt kan dan bepaald worden door het snijpunt van de concentratielijn en de afstand van het meetpunt tot het inlaatpunt te bepalen. De kwaliteit voor puntlozingen is te omschrijven door allereerst een onderscheid te maken in drie typen puntlozingen: effluent (van RWZI of AWZI) en overstort van gemengd rioolstelsel en overstort van een gescheiden rioolstelsel. Voor alle typen is voor zoveel mogelijk Responsievariabelen een gemiddelde waarde verzameld. Hier doet zich dan het probleem voor dat bij effluenten en overstorten vooral naar zware metalen en (andere) ecotoxicologische stoffen gekeken wordt en slechts naar een aantal variabelen die ook in de Responsies toegepast kunnen worden.

Bij het ontbreken van meetgegevens zal met behulp van literatuurgegevens en Vuistregels een inschatting gemaakt moeten worden van de waterkwaliteit. Vuistregels zijn:

- indien geen inlaat meer plaatsvindt kan in een (kwel)gebied de systeemeigen waterkwaliteit benaderd worden met behulp van de methode van Meinardi, de kwaliteit in het dichtstbijzijnde RIVM-meetpunt, de WSV-vermestingsommen (landsdekken) van het RIZA en het Staring Centrum of meetgegevens in een periode waar geen/weinig inlaat plaatsvindt (winterperiode: winterwaterkwaliteit);
- het gebruik van RIVM-gegevens over de grondwaterkwaliteit (landsdekkend), zoals weergegeven in Pebesma & De Kwaadsteniet [1994], is minder bruikbaar. Het gebruik van deze bron geeft te globale informatie (ranges) om toegepast te kunnen worden in dit project (zie bijlage C). Wel is met dergelijke gegevens een benadering denkbaar waarin de onder- of bovengrenzen (of het gemiddelde) gebruikt worden als indicatie voor de systeemeigen waterkwaliteit. Het nemen van de bovengrenzen is niet automatisch een worst- of best-case benadering, doordat de richting van het effect verschilt per maatstaf.

BIJLAGE I: Stroomschema RISYWA-methodiek

