

Werkdocument

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ (voorheen Dienst Getijdewateren)

Aan

zie verzendlijst

Van

G.J.A. Biersteker

Datum

19 mei 1994

Nummer

RIKZ/AB-94.841x

Onderwerp

Onzekerheidsanalyse modelresultaten waterkwaliteitsmodel Schelde-
estuarium

Doorkiesnummer

01180-72311

Bijlage(n)

2

Project

SCHOON

De onzekerheidsbronnen binnen het waterkwaliteitsmodel werden gedurende deze afstudeerperiode gedefinieerd, en van twee onzekerheidsbronnen (de parameter-setting en de onzekerheid in de lozingsgegevens) werd de invloed op de modelresultaten gekwantificeerd. Deze kwantificering vond plaats door het bepalen van een betrouwbaarheidsinterval van mogelijke modeluitkomsten rond modelresultaten. Deze modelresultaten waren de eindresultaten van een eerder stageverslag (Biersteker, 1994. Werk-doc.nr. RIKZ/AB-94.814x)

Vestiging Middelburg

Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon 01180-72200

Telefax 01180-16500

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ
bibliotheek

RIKZ/AB-94.841X 001

Samenvatting

Dit afstudeerverslag vormt een vervolg op het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding', maar kan als een op zichzelf staand werk gelezen worden. In het stageverslag van februari 1994 werden met behulp van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium de percentages afgeleid waarmee de lozingen in 1990 en 1992 gereduceerd waren ten opzichte van 1985, de reductiepercentages. De resultaten van dit stageverslag werden vervolgens getoetst aan de actiepunten van het Beleidsplan Westerschelde betreffende de reductie van de belasting op het estuarium. In onderhavig verslag worden de resultaten van het stageverslag bijgesteld, omdat het waterkwaliteitsmodel inmiddels op onderdelen werd aangepast. De bijgestelde resultaten zijn vervolgens onderworpen aan een onzekerheidsanalyse.

De onzekerheidsanalyse die vervolgens op de modelresultaten is uitgevoerd bestaat uit twee delen:

1. Een gevoeligheidsanalyse van de parameter-setting van het model voor de zuurstof- en stikstofhuishouding en de zware metalen, en
2. Een onzekerheidsanalyse van de lozingsgegevens die de invoer van het model vormen.

Aan de hand van deze twee analyses is een betrouwbaarheidsinterval rondom de reductiepercentages gedefinieerd en is de invloed van de twee onzekerheidsbronnen (parameter-setting en lozingsgegevens) afzonderlijk bepaald.

De resultaten van de onzekerheidsanalyse geven behalve de spreiding van de modeluitkomsten, een duidelijker beeld van de werking van het waterkwaliteitsmodel. Door het uitvoeren van de verschillende onzekerheidsanalyses wordt het inzicht in de werking van het model vergroot en kunnen er uitspraken worden gedaan over welke factoren de modeluitkomsten beïnvloeden.

Uit de resultaten blijkt dat de parameter-setting voor de stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding de belangrijkste onzekerheidsbron is. Voor de zware metalen is de onzekerheid in de lozingsgegevens de belangrijkste onzekerheidsbron. Voor de stoffen zuurstof, nitraat en Kjeldahl-stikstof wordt een grote spreiding rond de modelresultaten gevonden. Voor de overige stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding en de zware metalen is de spreiding minder. Door een grote spreiding van de modelresultaten is een toetsing aan de actiepunten uit het Beleidsplan Westerschelde minder betrouwbaar.

Inhoudsopgave

	pag.
1. Voorwoord	3
2. Inleiding	4
3. Omschrijving Schelde-estuarium	5
4. Omschrijving waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium	7
4.1 Het gemodelleerde gebied en modelschematisatie	7
4.2 De ontwikkeling van de modellen	8
4.2.1 Waterkwaliteitsmodel voor zuurstof, stikstof en zware meta- len	8
4.2.2 Fytoplanktonmodellering	9
4.3 Database	9
4.4 De gemodelleerde processen	9
4.4.1 Processen waterkwaliteitsmodel voor zuurstof en stikstof	9
4.4.2 Processen fytoplanktonmodel	12
4.4.3 Processen waterkwaliteitsmodel voor zware metalen	13
4.5 Scenario's	13
4.6 Beperkingen van het model	14
4.7 Calibratie	15
5. Afleiding reductiepercentages	17
5.1 Afgeleide reductiepercentages ten opzichte van 1985	17
5.2 Vereiste reductiepercentages om aan de norm te voldoen	20
6. Onzekerheden	22
6.1 Inleiding onzekerheden	22
6.2 Onzekerheden in de parameter-setting	26
6.2.1 Onzekerheden in de parameter-setting voor de zuurstof- en stikstofhuishouding	26
6.2.2 Onzekerheden in de parameter-setting voor zware metalen	28
6.3 Onzekerheden in lozingen	30
7. Resultaten	31
7.1 Bijdrage onzekerheid van de twee onzekerheidsbronnen afzonderlijk	31
7.2 Betrouwbaarheidsintervallen	33
8. Conclusies en aanbevelingen	34
8.1 Conclusies	34
8.2 Aanbevelingen	35
9. Literatuurlijst	37

Bijlagen

1. Voorwoord

Gedurende mijn stage- en afstudeerperiode in de laatste zes maanden bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee in Middelburg heb ik met plezier en in een prettige sfeer gewerkt aan mijn stage- en afstudeeropdracht. Dit heeft geleid tot een tussentijds stageverslag in februari 1994 en onderhavig afstudeerverslag over de onzekerheidsanalyse van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. Ik wil hierbij alle medewerkers van het Rijksinstituut voor Kust en Zee die aan mijn werk hebben bijgedragen, bedanken; in het bijzonder Belinda Kater en Albert Holland die mij hebben begeleid tijdens mijn stage- en afstudeerperiode.

Middelburg, 16 mei 1994
Mart Biersteker

2. Inleiding

Evenals het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding' (Biersteker, 1994) maakt ook dit afstudeerverslag deel uit van het project SCHOON dat zich op de kwaliteit van de Westerschelde richt. Het doel van het project SCHOON is: onderzoek te doen naar, en advies uit te brengen over, het functioneren van het Schelde-estuarium onder het huidige en toekomstige waterbeheer. De te beantwoorden adviesvragen zijn afgeleid van de acties die zijn beschreven in het actieplan dat deel uitmaakt van het Beleidsplan Westerschelde, vastgesteld 7 maart 1991. Onderzoek in het kader van het project SCHOON richt zich op de consequenties van het beheer op de gehalten, de belastingen en de processen in het Schelde-estuarium. Het functioneren van het estuarium wordt vooral onderzocht in relatie tot de inspanningen die worden uitgevoerd in het saneren van de belasting in het stroomgebied (Holland, 1994).

Voor een stage-opdracht (Biersteker, 1994) in het kader van het project SCHOON werden enkele actiepunten uit het Beleidsplan Westerschelde getoetst aan modelbepalingen met het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. Deze actiepunten waren:

1. Reductie van de stikstofbelasting op het estuarium met 50 % in 1995 t.o.v. 1985 en een verbetering van de zuurstofhuishouding in het oostelijk deel van de Westerschelde.
2. Reductie van de belasting met zware metalen op het estuarium met 50 % in 1995 t.o.v. 1985 (voor cadmium 80 %).

Aan de hand van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium en waterkwaliteitsmetingen in het estuarium zijn er reductiepercentages van de lozingen afgeleid voor 1990 en 1992 t.o.v. 1985 (zie Biersteker, 1994). Deze afgeleide reductiepercentages geven een indicatie van het terugdringen van de belasting op het estuarium tijdens de beleidstermijn 1995 - 1995.

De reductiepercentages zijn afgeleid aan de hand van een milieuchemisch model. Dit model is een simplificatie van de werkelijkheid en de uitkomsten van het model zijn onderhevig aan verschillende onzekerheden binnen het model. Het doel van dit afstudeerverslag is om de onzekerheden binnen het model aan te wijzen en de invloed van de onzekerheden op de modeluitkomsten, in dit geval de afgeleide reductiepercentages, te kwantificeren.

Binnen de tijdsduur van de afstudeerperiode was het mogelijk om slechts twee aspecten van de onzekerheidsanalyse uitgebreid te belichten, dit waren de parameter-setting en de onzekerheden in de lozingsgegevens. De invloed van deze onzekerheidsbronnen zijn gekwantificeerd middels betrouwbaarheidsintervallen. Deze betrouwbaarheidsintervallen geven de spreiding van de modeluitkomsten rondom de nominale waarde voor het afgeleide reductiepercentage. De andere onzekerheidsbronnen worden niet in getallen uitgedrukt. De methodiek van de onzekerheidsanalyse wordt uiteengezet in hoofdstuk 6. De resultaten van deze onzekerheidsanalyse (de betrouwbaarheidsintervallen) worden gepresenteerd in hoofdstuk 7. De hoofdstukken 3 en 4 hebben een algemeen karakter; in hoofdstuk 3 wordt een beknopte gebiedsomschrijving gegeven van het Schelde-estuarium en in hoofdstuk 4 worden de belangrijkste aspecten van de modelopzet behandeld. In hoofdstuk 5 worden de resultaten van het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding' gepresenteerd. Ook worden de veranderingen in het model en de wijzigingen van de resultaten die sindsdien zijn doorgevoerd in dit hoofdstuk behandeld.

3. Omschrijving Schelde-estuarium

Het Schelde-estuarium is het enig overgebleven estuarium in het deltagebied van zuidwest Nederland. Het Schelde-estuarium strekt zich uit tussen Rupelmonde en Vlissingen. Het stuk van Rupelmonde tot aan de de Belgisch-Nederlandse grens noemt men over het algemeen de Zeeschelde en het stuk van de grens tot aan Vlissingen noemt men de Westerschelde. Tussen Rupelmonde en Antwerpen is het water zoet, tussen Antwerpen en Hansweert is het water brak en nog verder zeewaarts is het water zout. De lengte van de Westerschelde van de grens tot Vlissingen bedraagt 56 km. De lengte van het gehele estuarium bedraagt 95 km, terwijl de totale lengte van de rivier 355 km bedraagt. De breedte is bij Vlissingen ca. 4,5 km en bij Antwerpen ca. 200 m. (Min V & W en Directie Zeeland, 1991; Boeije, 1992, Lefèvre, 1994).

Het getijverschil neemt vanaf de monding van de Westerschelde geleidelijk toe tot aan Antwerpen. Bij Vlissingen is het tijverschil bijna 4 meter en bij Antwerpen ruim 5 m. De invloed van het getij is merkbaar tot de sluizen van Gent; het tijverschil bedraagt hier ca. 2 m. Het gemiddeld hoogwater ligt bij Vlissingen op 2 m + NAP en het gemiddeld laagwater ligt op 2 m - NAP. (Beleidsplan Westerschelde, 1991).

Het afwateringsgebied van de Schelde bedraagt ongeveer 22.000 km², waarvan ongeveer 14.000 km² in België ligt. De Schelde is een regenrivier, wat inhoudt dat de afvoer sterke schommelingen kan vertonen als gevolg van de hoeveelheid neerslag in het stroomgebied. De gemiddelde jaarafvoer bedraagt ca. 3 miljard m³; dit komt neer op een afvoer van 100 m³/s. Het vloedvolume in de monding bij Vlissingen bedraagt ongeveer 1 miljard m³. Het volume van de afvoer van de Schelde wat tijdens één tij wordt afgevoerd, is daar ongeveer 0,4 % van. Dit geeft aan dat hydrografisch gezien de invloed van zee de grootste rol speelt (Beleidsplan Westerschelde, 1991).

De Schelde is een rivier met een omvangrijk zout- brak- en zoetwater getijdensysteem. In de Westerschelde zijn slikken, platen, schorren en eb- en vloedgeulen in vele gradaties aanwezig. De Zeeschelde bestaat slechts uit één smaller wordende geul. De geulen zijn van belang voor de scheepvaart. Zij dienen voldoende diep te zijn om de toegang van schepen met grote diepgang tot de haven van Antwerpen mogelijk te maken. Om deze geulen op diepte te houden, moeten er elk jaar miljoenen kubieke meters gebaggerd worden in het oostelijk deel van de Westerschelde. Deze baggerspecie mag echter niet gestort worden in het relatief schone, westelijke deel, omdat de baggerspecie uit het oostelijke deel niet aan de wettelijke normen voldoet. Daarom wordt de baggerspecie weer in hetzelfde gebied teruggestort. Stromingen brengen het slib echter weer in korte tijd terug op de oude plaats. Op deze wijze worden jaarlijks grote hoeveelheden slib rondgepompt (Boeije, 1992).

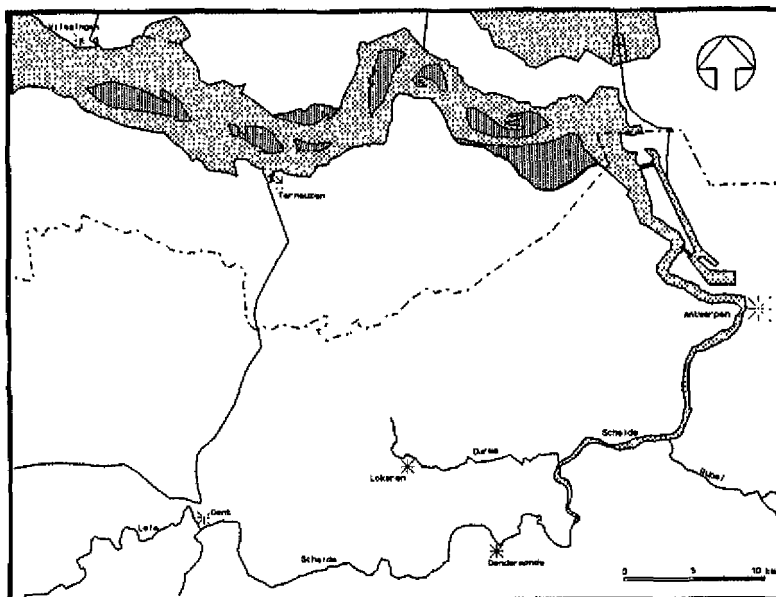
Het Schelde-estuarium is van economisch belang. Aan het estuarium zijn de havengebieden van Vlissingen, Terneuzen, Antwerpen en Gent gelegen. De industrie in deze gebieden biedt werkgelegenheid aan duizenden mensen en vertegenwoordigt een grote economische waarde. De Schelde heeft hierin een functie als scheepvaartweg en als afvoerweg voor geloosde stoffen.

Behalve op economisch gebied speelt het Schelde-estuarium ook een belangrijke rol op ecologisch gebied. Het Schelde-estuarium is een van de laatste estuaria in Europa met een zout- brak- en zoetwater intergetijdengebied. Door de concentratiegradiënt van zoet naar zout en de morfologische verscheidenheid is het Schelde-estuarium van belang als doortrek- en overwinteringsgebied voor

vogels en als kinderkamer voor vele vissoorten. Het Schelde-estuarium omvat veel elementen van grote ecologische waarde, zoals de Hooge Platen, Het Verdronken Land van Saeftinghe en het zoete intergetijdengebied van de Zeeschelde. Vooral de schorren zijn van grote ecologische waarde vanwege de zeldzame zoutvegetaties (Boeije, 1992).

Deze ecologische functie staat echter sterk onder druk. Door jarenlange lozingen van organische en anorganische microverontreinigingen en stoffen die een negatieve invloed hebben op de zuurstof- en nutriëntenhuishouding zijn de kwaliteit van het water en de bodem sterk aangetast. Bovendien is de structuur van het Schelde-estuarium door de aanleg van dijken en het baggeren veranderd. De waterkwaliteit is in de periode van economische groei in de jaren 60 en 70 verslechterd als gevolg van lozingen van ongezuiverd huishoudelijk en industrieel afvalwater. Door de lozingen van huishoudelijk afvalwater werd er een grote vracht aan BZV en stikstofverbindingen in het estuarium gebracht (Lefèvre, 1994). Hierdoor ontstond er vooral in het grensgebied een zuurstoftekort. De industriële lozingen waren vooral verantwoordelijk voor de hoge gehalten aan microverontreinigingen in het estuarium. De laatste 15 tot 20 jaar is er echter weer een positieve trend te zien in de waterkwaliteit; het zuurstofgehalte neemt toe en de gehalten aan microverontreinigingen nemen geleidelijk af (Lefèvre, 1994). Door deze ontwikkelingen komt een schone Schelde met een hogere ecologische waarde steeds dichterbij. Zowel in België als in Nederland probeert men middels beleidsplannen (MINA-plan, Beleidsplan Westerschelde) het ecologisch herstel van de Schelde te bewerkstelligen.

Figuur 1: Het Schelde-estuarium



4. Omschrijving waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium

Het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium bestaat uit twee modellen:

1. een waterkwaliteitsmodel voor de anorganische parameters zuurstof en zuurstofbindende stoffen, stikstofverbindingen als ammonium, nitraat + nitriet en Kjeldahl-stikstof en de zware metalen cadmium, chroom, koper en zink;
2. een waterkwaliteitsmodel voor de organische microverontreinigingen als fluorantheen, benzo(a)pyreen, lindaan, PCB 52 en PCB 153;

Tijdens deze afstudeeropdracht werd alleen het model voor de anorganische parameters gebruikt.

4.1 Het gemodelleerde gebied en modelschematisatie

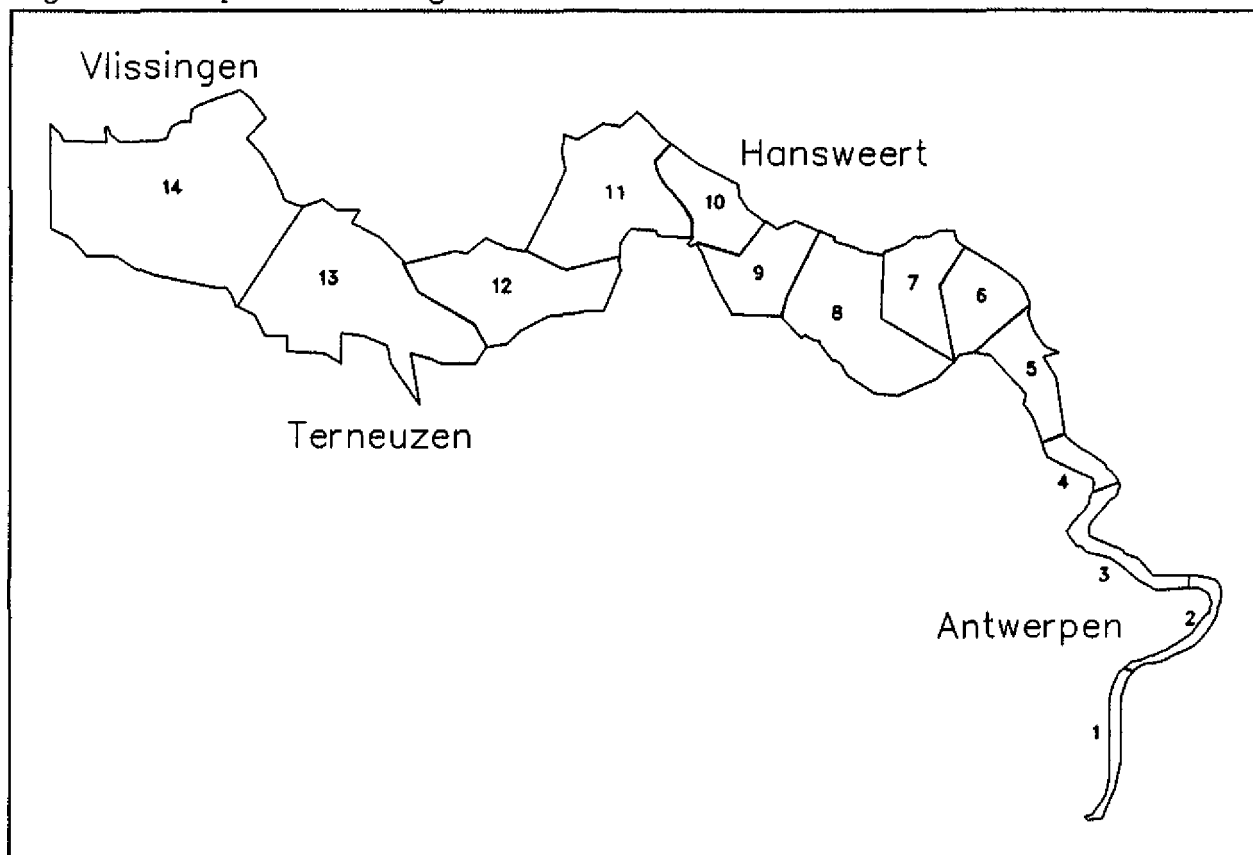
Het model beslaat het gebied tussen de lijn Vlissingen-Breskens en de plaats waar de Rupel en de Schelde samenkomen bij de Belgische plaats Rupelmonde. Om modelleren van dit gebied mogelijk te maken is het estuarium verdeeld in een veertiental homogeen veronderstelde modelcompartimenten. De grenzen van deze modelcompartimenten zijn weergegeven in tabel 2. Figuur 2 geeft een geschematiseerd overzicht van de verdeling van het gebied in modelcompartimenten.

Tabel 1:

De grenzen van de veertien modelcompartimenten van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium.

<u>comp.</u>	<u>gebied</u>
1	Rupelmonde - Burcht
2	Burcht - Oosterweel
3	Oosterweel - Meestoof
4	Meestoof - Lillo
5	Lillo - grens
6	grens - Bath
7	Bath - Zimmerman
8	Zimmerman - Baalhoek
9	Baalhoek - Perkpolder
10	Perkpolder - Hansweert
11	Hansweert - Ossenissee
12	Ossenissee - Griete
13	Griete - Hoofdplaat
14	Hoofdplaat - Vlissingen

Figuur 2: Compartimentering Schelde-estuarium



4.2 De ontwikkeling van de modellen

4.2.1 Waterkwaliteitsmodel voor zuurstof, stikstof en zware metalen

Het waterkwaliteitsmodel is ontwikkeld door het Waterloopkundig Laboratorium te Delft. Een volledige beschrijving van de ontwikkeling van het model wordt gegeven in WL (1991). Het doel van het model is uit opgegeven belastingen op het estuarium de waterkwaliteit vast te stellen.

De gemodelleerde stoffen zijn stoffen uit de zuurstofhuishouding: zuurstof, zuurstofbinding door afbraak organisch koolstof (BOD), zuurstofbinding door afbraak van organisch stikstof (BODN); stoffen uit de stikstofhuishouding: organisch stikstof, ammonium, nitraat; en de zware metalen: cadmium, koper, zink en chroom.

Het model is een één-dimensionaal, deterministisch en dynamisch model. De gebruikte modelformuleringen zijn gebaseerd op de advectie-diffusievergelijking, die het transport van opgeloste stoffen weergeeft. De waterbeweging in het model is getijgemiddeld en het effect van het getij op de verspreiding van stoffen wordt weergegeven door de dispersiecoëfficiënt. Het transport van particulaire stoffen is gemodelleerd gebruikmakend van bekend veronderstelde netto, seizoensgemiddelde transporten van slib (Van Maldegem, 1993).

De modellering van waterkwaliteitsprocessen vindt plaats aan de hand van bron- en puttermen in de advectie-diffusievergelijking, met name voor de zuurstof- en stikstofhuishouding en voor de fytoplanktonmodellering. Deze processen verlopen op tijdschalen die vergelijkbaar zijn met of groter zijn dan die van

het transport. Processen die zich op veel kleinere tijdschalen afspelen, met name de adsorptie en desorptie van zware metalen aan zwevend materiaal, worden gemodelleerd met een chemisch evenwichtsmodel. De koppeling van dit model aan de advectie-diffusievergelijking maakt het mogelijk instantaan (met een oneindig hoge processnelheid) hoeveelheden van een gemodelleerde stof over te laten gaan in een andere hoeveelheden (WL, 1991).

Het basisprincipe van het model vormt het programma DELWAQ (DELft Water Quality: WL, 1988). DELWAQ is een numeriek waterkwaliteitsmodel. Het vervult twee functies in het waterkwaliteitsmodel (WL, 1991):

- a. DELWAQ berekent op numerieke wijze het transport van stoffen als gevolg van waterbewegingen en lozingen.
- b. DELWAQ vormt een 'kapstok' voor programmatuur waarin fysische, chemische en biologische processen worden beschreven.

Het chemisch evenwicht model dat gebruikt wordt is CHARON (WL, 1990). Uitgaande van bepaalde hoeveelheden chemische componenten wordt, gegeven de omgevingstemperatuur, bepaald in welke hoeveelheid bepaalde verbindingen aanwezig zullen zijn. De door CHARON berekende evenwichtstoestand voldoet aan de wet van behoud van massa en aan de hoofdwetten van de thermodynamica.

4.2.2 Fytoplanktonmodellering

Fytoplankton is in het model opgenomen omdat het een significante invloed kan hebben op de zuurstof- en stikstofhuishouding. Verder kan de aanwezigheid van fytoplankton een verhoging van de pH tot gevolg hebben (WL, 1991).

De algenmodellering is uitgevoerd met behulp van het programma DYNAMO (WL, 1989). DYNAMO onderscheidt twee fytoplanktongroepen: diatomeën en overige algen. De fytoplanktodynamiek wordt beschreven als een functie van licht, temperatuur en beschikbaarheid van nutriënten.

4.3 Database

Het model wordt gevoed met een database met emissie- en immissiegegevens. De emissiegegevens zijn gerangschikt per lozingspunt. De immissiegegevens zijn per meetpunt in het estuarium weergegeven. De gebruikte belastingen zijn belastingen uit de periode 1980-1988 (Holland et al., 1991; Wattel & Schouwenaar, 1991), die in 1993 zijn aangevuld met de belasting over de periode 1989-1991 (Schouwenaar, 1993; Lefèvre, 1994).

4.4 De gemodelleerde processen

4.4.1 Processen waterkwaliteitsmodel voor zuurstof en stikstof

De volgende formules geven een overzicht van gemodelleerde waterkwaliteitsprocessen (WL, 1993).

Reëratie

Reëratie is de uitwisseling tussen de atmosfeer en het oppervlaktewater. Het is het resultaat van over- of onderverzadiging van het water met zuurstof en kooldioxide.

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = \frac{K_L (O_{2,SAT} - O_2)}{H} \quad (4.1)$$

$$O_{2,SAT} = \frac{(0.680 - 6 \cdot 10^{-4} \cdot T) \cdot (755.4 - 0.032 \cdot T^2) \cdot (1 - 9 \cdot 10^{-6} \cdot Cl^-)}{(T + 35)} \quad (4.2)$$

waarin:

O_2	:	zuurstofconcentratie	$[mg \cdot l^{-1}]$
H	:	gemiddelde waterdiepte	$[m]$
K_L	:	reëratiecoëfficiënt	$[m \cdot d^{-1}]$
t	:	tijd	$[d]$
$O_{2,sat}$	:	verzadigingsconcentratie zuurstof	$[mg \cdot l^{-1}]$
T	:	temperatuur	$[^{\circ}C]$
Cl^-	:	chloride concentratie	$[g \cdot l^{-1}]$

Nitrificatie

Nitrificatie is het microbiologische proces waarbij ammonium wordt omgevormd naar nitraat. Dit gebeurt met een tussenstap waarin onder andere nitriet wordt gevormd. De nitrificatie reactie verbruikt zuurstof.

$$\frac{\partial (NH_4^+)}{\partial t} = -RC_{NIT}(NH_4^+) \cdot TF_{NIT} \cdot g(O_2) \quad (4.3)$$

$$TF_{NIT} = a^{(T-20)} \quad (4.4)$$

$$g(O_2) = (1-F) \cdot \left(\frac{O_2}{b}\right)^{10 \cdot \exp G + F} \quad (4.5)$$

waarin:

NH_4^+	:	ammoniumconcentratie	$[mg \cdot l^{-1}]$
t	:	tijd	$[d]$
RC_{NIT}	:	nitrificatiesnelheid	$[d^{-1}]$
TF_{NIT}	:	temperatuurfunctie	$[-]$
T	:	temperatuur	$[^{\circ}C]$
a	:	constante in temperatuurfunctie	$[mg/l]$
$g(O_2)$	:	zuurstoffunctie	$[-]$
b	:	constante in zuurstoffunctie	$[mg \cdot l^{-1}]$
F	:	functiewaarde in zuurstofloze toestand	$[-]$
G	:	krommingsfactor voor zuurstoffunctie	$[-]$

Denitrificatie

Denitrificatie is het proces waarbij nitraat wordt omgezet in stikstofgas. Dit proces vindt onder (bijna) zuurstofloze omstandigheden plaats, meestal in de waterbodem (Payne, 1973; Seitzinger, 1988). In de bovenloop van de Schelde echter komen, vooral in de zomer, zuurstofloze omstandigheden voor in de waterfase, zodat denitrificatie in de waterfase kan optreden. In het model zijn zowel de bodemdenitrificatie als de denitrificatie in de waterfase gemodelleerd.

De bodemdenitrificatie wordt in het model als volgt beschreven:

$$\frac{\partial NO_3^-}{\partial t} = -RC_{BDEN} \cdot [NO_3^-] \cdot TF_{BDEN} \cdot g(O_2) \quad (4.6)$$

$$TF_{BDEN} = a^{(T-20)} \quad (4.8)$$

waarin:

NO_3^-	:	nitraatconcentratie in de waterkolom	[mg·l ⁻¹]
RC_{BDEN}	:	denitrificatie snelheid in de bodem	[l·d ⁻¹]
TF_{BDEN}	:	temperatuurfunctie	[-]
a	:	constante	[-]
T	:	watertemperatuur	[°C]
$g(O_2)$	:	zuurstoffunctie denitrificatie	[-]

De functiewaarde voor de zuurstoffunctie voor denitrificatie in de bodem heeft standaard de waarde 1 gekregen.

De denitrificatie in de waterkolom wordt beschreven door (WL, 1993):

$$\frac{\partial NO_3^-}{\partial t} = -RC_{WDEN} \cdot (NO_3^-) \cdot TF_{WDEN} \cdot g(O_2) \quad (4.8)$$

waarin:

NO_3^-	:	nitraatconcentratie in de waterkolom	[mg·l ⁻¹]
RC_{WDEN}	:	denitrificatie snelheid	[l·d ⁻¹]
TF_{WDEN}	:	temperatuurfunctie (zie bodemdenitrificatie)	[-]
$g(O_2)$	:	zuurstoffunctie denitrificatie	[-]

De functiewaarde voor de zuurstoffunctie voor denitrificatie in de waterfase heeft een waarde tussen 0 en 1.

Afbraak van organisch koolstof (BOD-afbraak)

De hoeveelheid afbreekbaar organisch koolstof wordt bepaald door experimenteel het zuurstofverbruik van een watermonster te meten. Dit zuurstofverbruik wordt aangeduid als BOD (Biological Oxygen Demand). Bij de bepaling van BOD worden zeer uiteenlopende verbindingen afgebroken. Verschillende typen stoffen hebben elk hun eigen afbraaksnelheid. De snelheid van afbraak van BOD wordt beschreven met een eerste orde vergelijking, en wordt beïnvloed door temperatuur en zuurstofgehalte:

$$\frac{\partial (BOD)}{\partial t} = -RC_{BOD} \cdot (BOD) \cdot TF_{BOD} \cdot g(O_2) \quad (4.9)$$

$$TF_{BOD} = a^{(T-20)} \quad (4.10)$$

waarin:

BOD	:	BOD concentratie	[mg·l ⁻¹]
t	:	tijd	[d]
RC_{BOD}	:	afbraaksnelheid BOD	[d ⁻¹]
TF_{BOD}	:	temperatuurfunctie	
a	:	constante	
$g(O_2)$	:	zuurstoffunctie	

Afbraak van organisch stikstof (BODN-afbraak)

De hoeveelheid afbreekbaar organisch stikstof wordt ook bepaald door experimenteel het zuurstofverbruik van een watermonster te meten. Dit zuurstofver-

bruik wordt aangeduid als BODN (Biological Oxygen Demand Nitrogen). De snelheid van afbraak van BODN wordt beschreven met een eerste orde vergelijking, en wordt beïnvloed door temperatuur en zuurstofgehalte:

$$\frac{\partial (BODN)}{\partial t} = -RC_{BODN} \cdot (BODN) \cdot f(T) \cdot g(O_2) \quad (4.11)$$

$$TF_{BODN} = a^{(T-20)} \quad (4.12)$$

waarin:

BODN	:	BODN-concentratie	[mg·l ⁻¹]
t	:	tijd	[d]
RC _{BODN}	:	afbraaksnelheid BODN	[d ⁻¹]
TF _{BODN}	:	temperatuurfunctie	
a	:	constante	
g(O ₂)	:	zuurstoffunctie	

4.4.2 Processen fytoplanktonmodel (Kater, 1994d)

De in deze paragraaf geformuleerde processen zijn sterk vereenvoudigd.
Overige algen

$$\frac{\partial OVERALG}{\partial t} = \frac{(PROD_A - MORT_1) \cdot 1000}{CF_A} \quad (4.13)$$

waarin:

t	:	tijd	[s]
OVERALG	:	concentratie overige algen	[μg·l ⁻¹]
PROD _A	:	netto produktie snelheid	[μg·d ⁻¹ ·l ⁻¹]
MORT ₁	:	mortaliteit overige algen	[μg·d ⁻¹ ·l ⁻¹]
CF _A	:	conversie factor tussen koolstof en chlorofyl-A voor overige algen	[-]

De netto produktie snelheid is het verschil tussen de bruto produktie snelheid en de respiratie. Respiratie is opgesplitst in onderhoudsrespiratie (afhankelijk van de biomassa) en groeirespiratie (afhankelijk van de bruto produktie snelheid). De bruto produktie snelheid wordt opgebouwd uit drie termen, namelijk: efficiëntie, primaire produktie en een nutriëntlimitatie functie. De efficiëntie is hierbij proportioneel aan de daglengte, gedeeld door de daglengte waarbij de groei "verzadigd" raakt. De primaire produktie wordt berekend door de primaire produktie bij 20°C te vermenigvuldigen met de temperatuur functie.

Diatomeëen

$$\frac{\partial DIATOM}{\partial t} = \frac{(PROD_D - MORT_2 - SET_D) \cdot 1000}{CF_D} \quad (4.14)$$

waarin:

t	:	tijd	[s]
DIATOM	:	concentratie diatomeëen	[μg·l ⁻¹]
PROD _D	:	netto produktie snelheid	[μg·d ⁻¹ ·l ⁻¹]
MORT ₂	:	mortaliteit diatomeëen	[μg·d ⁻¹ ·l ⁻¹]
SET _D	:	bezinkingssnelheid diatomeëen	[μg·d ⁻¹ ·l ⁻¹]
CF _D	:	conversie factor tussen koolstof en chlorofyl-A voor diatomeëen	[-]

Verder worden door het fytoplankton model DYNAMO de hoeveelheid stikstof-, koolstof-, en silicium detritus berekend. Ook de silicium concentratie zelf wordt berekend. Als laatste berekent DYNAMO de veranderingen van ammonium en nitraat als gevolg van de aanwezigheid van het fytoplankton.

4.4.3 Processen waterkwaliteitsmodel voor zware metalen

In het zuurstofloze deel van de Schelde komen metaalsulfides voor van cadmium, koper en zink. Cadmiumsulfide is de meest stabiele verbinding, kopersulfide is minder stabiel, en zinksulfide is de minst stabiele verbinding van de drie. In de aanwezigheid van zuurstof oxyderen de sulfides. De metalen die vrijkomen bij deze sulfide-oxydatie verdelen zich over de vaste fase en de waterfase volgens de wetten van de thermodynamica (WL, 1991).

De formulering van de afbraak van de metaalsulfides in het model is (WL, 1991):

$$\frac{dM}{dt} = -F \cdot K_s \cdot MS \cdot V \quad (4.15)$$

waarin:

t	: tijd	[s]
M	: massa metaalsulfide	[mg]
K _s	: afbraakcoëfficiënt	[l·d ⁻¹]
MS	: conc. metaalsulfide	[mg·l ⁻¹]
V	: volume	[l]
F	: functie van zuurstof en temperatuur: 0 < F < 1	[-]

Alle lozingen van cadmium, koper en zink worden door het model als lozingen van metaalsulfide beschouwd. Dit is een modelaannname en houdt niet in dat in werkelijkheid alle lozingen van cadmium, koper of zink in sulfidevorm zal zijn. In de aanwezigheid van zuurstof worden de sulfideverbindingen direct afgebroken. Chroom wordt in het model als het vrije metaalion Cr³⁺ geloosd. Het belangrijkste chroommineraal in het Schelde-estuarium is Cr(OH)₃. De redoxgradiënt in het estuarium is niet direct van invloed op de stabiliteit van dit mineraal. Concentraties van opgelost chroom worden door de pH bepaald (WL, 1991).

4.5 Scenario's

Met het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium is het mogelijk om belastingreductie-scenario's door te rekenen. In deze scenario's wordt de belasting van diverse stoffen op het estuarium met een bepaald percentage verminderd, waarna de daarbij behorende bodem- en waterkwaliteit berekend kan worden. Bij deze reducties kan ieder willekeurig reductiepercentage tussen 0% en 100% in het model worden opgegeven. De reductie kan voor het anorganische model doorgevoerd worden op acht verschillende stoffen, te weten ammonium, nitraat (+ nitriet), organisch stikstof, zuurstofbindende stoffen (BOD), cadmium, koper, zink, en chroom. In het model zijn 100 lozingslokaties verspreid over het geschematiseerde gebied opgegeven. De reducties kunnen per lozingslokatie variëren.

Bij een verandering van de belasting kunnen een aantal andere variabelen mee veranderen. Twee van deze meeveranderende variabelen zijn gemodelleerd, en worden bij een reductie van belastingen automatisch aangepast. Deze variabelen

zijn de zuurstofconcentratie en de pH.

Verandering in de zuurstofconcentratie

Het model houdt rekening met het veranderen van de zuurstofconcentratie wanneer er belastingreducties optreden. De zuurstofconcentraties in de Schelde en in het toestromende water op de modelrand Rupelmonde worden als volgt berekend (Kater, 1994d):

$$O_2 = \frac{\Phi}{100} * O_{2,sat} + (1 - \frac{\Phi}{100}) * O_{2,simul} \quad (4.16)$$

waarin

O_2	:	de zuurstofconcentratie
$O_{2,sat}$	:	de zuurstofverzadigingsconcentratie
$O_{2,simul}$	:	de zuurstofconcentratie in het startjaar van het scenario
Φ	:	reduktiepercentage

Verandering in de pH

Het model houdt rekening met de verandering van de zuurtegraad (pH) wanneer er belastingreducties optreden. De pH op de bovenstroomse rand (Rupelmonde) is ingesteld op een waarde gelijk aan (Kater, 1994):

$$pH = \frac{\Phi}{100} * pH_{schoon,zoetwater} + (1 - \frac{\Phi}{100}) * pH_{simul} \quad (4.17)$$

waarin

pH	:	de zuurgraad op de rand
$pH_{schoon,zoet water}$	:	de zuurgraad van schoon, zoet water
pH_{simul}	:	de pH in het startjaar van het scenario
Φ	:	reduktiepercentage

4.6 Beperkingen van het model

Bij het draaien en interpreteren van scenario's dient rekening gehouden te worden met de beperkingen van het model. Verschillende factoren zijn niet in de procesformuleringen van het model opgenomen, maar zouden wel de uitkomsten van de scenario's kunnen beïnvloeden.

Deze factoren zijn (Kater, 1994):

- * de partitievoëfficiënt; deze verandert niet mee bij sanering
- * de alkaliteit; deze verandert niet mee bij sanering
- * het slibtransport; dit is voor verbetering vatbaar
- * de verhouding ammonium/nitraat in de belasting; deze blijft bij sanering gelijk
- * de invloed van de waterbodem op de O_2 en N-huishouding; deze is niet gemodelleerd

Partitievoëfficiënt

Bij de scenario's blijft de partitievoëfficiënt (K_d) constant. De K_d is de verhouding tussen de hoeveelheid particulier gebonden metaal en de hoeveelheid opgelost metaal. De K_d in het huidige model is relatief hoog. Oxische estuaria en rivieren geven een lagere K_d te zien. Door sanering van de belasting van zuurstofverbruikende stoffen krijgt het estuarium een meer oxisch karakter en kan de K_d lager worden. Dit betekent dat in de toekomst de concentratie opgeloste metalen relatief hoger kan worden dan dat het model berekent.

Alkaliteit

Door sanering kan de alkaliteit van het water veranderen. De alkaliteit is het bufferend vermogen van het water. In het huidige model worden eventuele veranderingen in de alkaliteit niet in beschouwing genomen. Te verwachten valt dat de alkaliteit daalt als gevolg van belastingreductie. Bij vermindering van de alkaliteit komen er minder carbonaat/bicarbonaat complexen voor die sommige opgeloste zware metalen binden in de vorm van particulaire stof. Daardoor zullen er relatief lagere opgelost zink en opgelost koper concentraties voorkomen.

Slibtransport

De verspreiding van zware metalen is sterk afhankelijk van slibtransport. De huidige slibbalans is voor verbetering vatbaar, want de huidige tendens is dat de slibgehalten in het estuarium dalen. Dit is van invloed op de bindingsvorm van metalen en op de primaire produktie van algen. De slibbalans zal daarnaast veranderen, omdat er minder antropogeen, en dus minder slib dat rijk is aan organisch materiaal, in het estuarium komt. De invloed van dit laatste op de K_d van zware metalen lijkt beperkt.

Ammonium-nitraat verhouding

Door de bouw van rioolwaterzuiveringsinstallaties zal de verhouding tussen ammonium en nitraat in de gezuiverde belasting anders zijn dan in de ongezuiverde door het optreden van nitrificatie in de rioolwaterzuiveringsinstallaties. In de opgelegde scenario's wordt de omvang van de belasting van beide stoffen evenveel gereduceerd, dus blijft de verhouding tussen ammonium en nitraat in de belasting gelijk; dit is echter niet reëel.

Waterbodem

De invloed van de waterbodem op de zuurstof- en stikstofhuishouding is niet gemodelleerd. Deze invloed kan bij belastingreducties een grotere rol gaan spelen. Door belastingreductie zal het zuurstofverbruik van de bodem een relatief groter deel van de totale zuurstofflux gaan uitmaken. Dit komt doordat bij belastingreductie het zuurstofverbruik van de bodem nagenoeg gelijk blijft, terwijl het zuurstofverbruik in de waterfase afneemt. De Westerschelde bodem is een zandige bodem. Wanneer de zuurstofflux naar de bodem een belangrijke rol gaat spelen wordt de zuurstofconcentratie in de waterkolom door het model dus te hoog berekend. In de huidige situatie wordt de invloed van de bodem zeer klein geacht.

4.7 Calibratie

Het waterkwaliteitsmodel is ondergebracht in het programmapakket SENECA (Scholten et al., 1990). Dit programmapakket is ontwikkeld door het Centrum voor marien en estuarien onderzoek van het Nederlands instituut voor oecologisch onderzoek (NIOO/CEMO). Eén van de belangrijkste redenen om voor SENECA te kiezen, is de mogelijkheid om met SENECA de processen in het model automatisch te calibreren. Automatische calibratie van de modellen is te verkiezen boven handmatige calibratie, omdat handmatige calibratie veel tijd vraagt en subjectief kan zijn. In het kader van het project SCHOON komen voortdurend meer en betere gegevens beschikbaar. Deze nieuwe gegevens zullen ertoe bijdragen dat het waterkwaliteitsmodel telkens opnieuw gecalibreerd moet worden. Hierbij biedt het automatische calibratie van het waterkwaliteitsmodel de bovengenoemde voordelen (Kater, 1991).

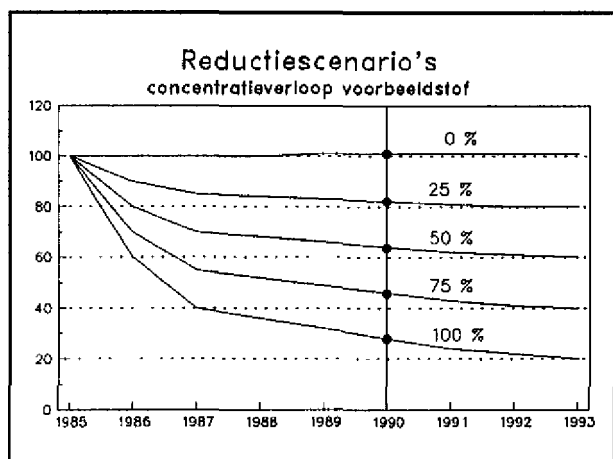
De zuurstof- en stikstofhuishouding zijn automatisch gecalibreerd op basis van gegevens van vaartochten uit 1987. De wijze waarop gecalibreerd is, staat

beschreven in het werkdokument 'Calibratie van het algemene waterkwaliteits-systeem op de resultaten van de SAWES-vaartochten in 1987' (Kater, 1992). De fytoplanktonprocessen en de zware metalen zijn handmatig gecalibreerd met gegevens van de SAWES-vaartochten van 1987 door het Waterloopkundig Laboratorium (WL, 1991).

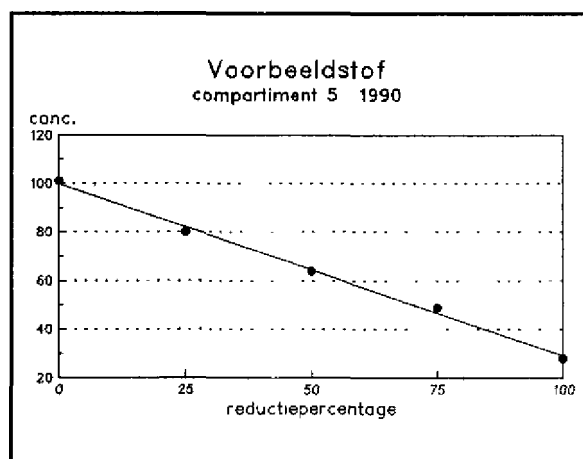
5. Afleiding reductiepercentages

5.1 Afgeleide reductiepercentages ten opzichte van 1985

In het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding' (Biersteker, 1994) werden met behulp van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium de reductiepercentages afgeleid van lozingen van een aantal stoffen op het Schelde-estuarium. Het doel hiervan was om de in het Beleidsplan Westerschelde geformuleerde actiepunten betreffende de lozingen van verontreinigende stoffen op het Schelde-estuarium te toetsen. In het Beleidsplan uitte men het streven om voor het jaar 1995 een reductie van 50 % van de lozingen van de stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding en de zware metalen ten opzichte van 1985 te bewerkstelligen. Voor cadmium streeft men naar een reductie van de lozingen van 80 %. Het doel van de stage was om voor de jaren 1990 en 1992 de reductiepercentages van de lozingen af te leiden ten opzichte van 1985. Dit werd gedaan door middel van het draaien van reductiescenario's met het model. Deze scenario's werden gekenmerkt door een tijdsperiode (6 jaar = 1985-1990 en 8 jaar = 1985-1992) en een reductiepercentage van de lozingen (0, 25, 50, 75 of 100 %). Voor een bepaald punt in het estuarium werden de door het waterkwaliteitsmodel berekende concentraties van een bepaalde stof uitgezet tegen de oplopende reductiepercentages. Door deze punten is een lijn gefit. Hierbij is gebruik gemaakt van de computerprogramma's Freelance en Systat. De figuren 3 en 4 verduidelijken deze methodiek. In figuur 3 worden de grafieken gegeven van het concentratieverloop van een bepaalde stof bij de 5 verschillende reductiepercentages van de lozingen. De 5 zwarte cirkeltjes in deze figuur zijn terug te vinden in figuur 4 waar het concentratieverloop wordt uitgezet tegen een oplopend reductiepercentage voor het jaar 1990. Van deze lineaire lijn kan men nu de vergelijking opstellen.



Figuur 2: Reductiescenario's



Figuur 4: Gefitte lijn

Door het jaargemiddelde van de metingen in het jaar aan het eind van de berekende periode (1990 of 1992), in te vullen in de vergelijking verkrijgt men het reductiepercentage dat blijkbaar is gerealiseerd. Dit werd gedaan voor 3 monsterpunten in het estuarium:

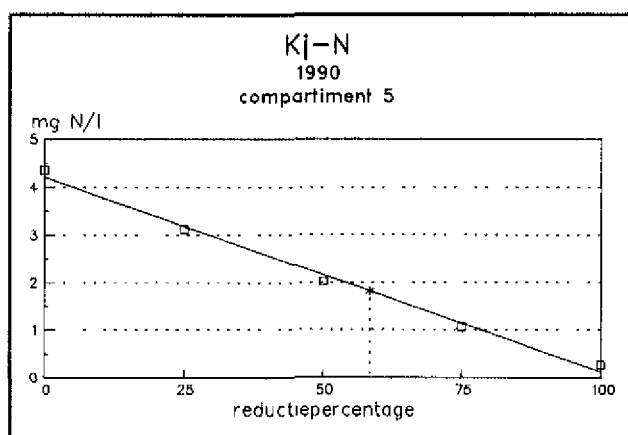
- Antwerpen Boudewijnsdijk in compartiment 3 van het model
- Schaar van Ouden Doel in compartiment 5 van het model
- Hansweert in compartiment 10 van het model

Voor het monsterpunt Antwerpen Boudewijnsdijk werden de reductiepercentages over de periode 1985 - 1990 afgeleid voor de stoffen: zuurstof, ammonium-stikstof en nitraat-stikstof. De meetgegevens van dit monsterpunt zijn afkomstig van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Voor de monsterpunten Schaar van Ouden Doel en Hansweert werden de reductiepercentages afgeleid voor de periodes 1985 - 1990 en 1985 - 1992 voor de volgende stoffen:

- zuurstof
- BZV5
- totaal stikstof
- ammonium-stikstof
- nitraat-stikstof
- Kjeldahl-stikstof
- opgelost cadmium
- opgelost chroom
- opgelost koper
- opgelost zink
- totaal cadmium
- totaal chroom
- totaal koper
- totaal zink

De gegevens voor de monsterpunten Schaar van Ouden Doel en Hansweert zijn afkomstig uit de zogenaamde WORSRO-bestanden van Rijkswaterstaat. In deze bestanden zijn alle metingen van parameters op monsterpunten van Rijkswaterstaat opgeslagen. Zowel de metingen van het VMM als Rijkswaterstaat zijn niet verzeild. Dit betekent dat zij niet getij-gemiddeld zijn, terwijl de modeluitkomsten dat wel zijn. De oorzaak hiervan is dat de benodigde programmatuur ontbreekt.

Om de werkwijze bij het afleiden van het reductiepercentage te verduidelijken wordt hieronder de grafiek voor het Kjeldahl-stikstof in compartiment 5 voor het jaar 1990 als voorbeeld gegeven.



Figuur 5: Voorbeeld Kjeldahl-stikstof

De grafiek is lineair en heeft als vergelijking:

$$y = 4,2196 - 0,041064 x$$

Uit het werkdocument 'Waterkwaliteitsgegevens Deltagebied 1990' (RWS DGW, 1991) wordt het jaargemiddelde voor Kjeldahl-stikstof voor 1990 gehaald. Dit jaargemiddelde bedraagt 1,82 mg N/l. Als men dit in de vergelijking invult, krijgt men een reductiepercentage van 59 %. In de grafiek wordt het jaargemiddelde aangegeven met een '*'. Dit punt wordt weergegeven op de gefitte lijn. Een stippellijn die vanuit dit punt wordt neergelaten, geeft het op deze manier

afgeleide reductiepercentage aan op de X-as. Dit betekent dat de belasting op het estuarium met Kjeldahl-stikstof in de periode 1985 - 1990 volgens deze methode met 59 % is afgenomen. De vierkantjes in de grafiek geven de berekende modelresultaten aan. Meer uitleg over de werkwijze bij het bepalen van de reductiepercentages wordt gegeven in het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding' (Biersteker, 1994).

De getallen voor de afgeleide reductiepercentages die gepresenteerd zijn in tabel 2 verschillen van de eindresultaten uit het stageverslag. Dit komt doordat enerzijds de nominaal is bijgesteld en anderzijds door nieuwe toepassingen van het model andere modeluitkomsten zijn berekend. Sinds het publiceren van de resultaten van de reductiescenario's in het stageverslag (Biersteker, 1994) is de mogelijkheid om totaalgehalten van metalen te berekenen ingebouwd in het model (Kater, 1994a). Voorheen werden deze gehalten met de hand berekend. In dit werkdocument worden de getallen gepresenteerd die met de nieuwe methode door het model berekend zijn.

De afgeleide reductiepercentages liggen over het algemeen tussen de 0 en 100 %. Toch is het mogelijk dat voor een bepaalde stof het afgeleide reductiepercentage kleiner dan 0 % of groter dan 100 % bedraagt. Groter dan 100 % kan in principe niet, omdat de lozingen niet met meer dan 100 % gereduceerd kunnen worden. Deze waarden komen echter toch voor door de invloed van chemische, fysische en biologische processen op de concentratie van een bepaalde stof. Soms worden reductiepercentages van kleiner dan nul procent afgeleid. Er is dan geen sprake van een reductie, maar van een toename van de lozingen. Het reductiepercentage is dan negatief (Biersteker, 1994). In tabel 2 worden alle resultaten voor de afgeleide reductiepercentages gepresenteerd.

Tabel 2: Resultaten afgeleide reductiepercentages

	Antwerpen Boudewijnsluis, compartiment 3 (%)		Schaar van Ouden Doel, compartiment 5 (%)		Hansweert, compartiment 10 (%)	
	85-90	85-92	85-90	85-92	85-90	85-92
Zuurstof	< 0	-	< 0	< 0	26	34
BZV5	-	-	96	91	100 >	100 >
Totaal-stikstof	-	-	10	6	20	42
Ammonium-stikstof	62	-	58	58	91	97
Nitraat-stikstof	28	-	< 0	< 0	1	< 0
Kjeldahl-stikstof	-	-	59	55	63	-
Opgelost cadmium	-	-	42	74	< 0	25
Opgelost chroom	-	-	32	< 0	100 >	100 >
Opgelost koper	-	-	71	73	21	34
Opgelost zink	-	-	< 0	35	39	40
Totaal cadmium	-	-	78	80	46	56
Totaal chroom	-	-	58	77	< 0	< 0
Totaal koper	-	-	78	79	25	44
Totaal zink	-	-	43	43	< 0	< 0

Een streepje in verscheidene vakken van de tabel geeft aan dat door het ontbreken van gegevens van metingen, geen reductiepercentage afgeleid kon worden. Indien het reductiepercentage voldoet aan de doelstellingen uit het Beleidsplan Westerschelde, is het betreffende hokje in de tabel grijs gekleurd. Het

blijkt dat voor de zware metalen in compartiment 5 goede resultaten gehaald worden. De resultaten voor zware metalen in compartiment 10 blijven hierbij achter. Uit tabel 2 blijkt ook dat de resultaten voor zuurstof en totaal stikstof tegen vallen.

5.2 Vereiste reductiepercentages om aan de norm te voldoen

In het stageverslag 'Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding' werd ook aandacht besteed aan waterkwaliteitsnormen. Door de waarde van de norm voor een bepaalde stof in een grafiek in te vullen, kan men het reductiepercentage afleiden dat nodig zou zijn om de norm te halen. Voor de volgende stoffen zijn er in de Milbowa-notitie (Min V & W, 1991) normen gedefinieerd:

- zuurstof
- totaal-stikstof
- ammonium-stikstof
- opgelost cadmium
- opgelost chroom
- opgelost koper
- opgelost zink
- totaal cadmium
- totaal chroom
- totaal koper
- totaal zink

De normen voor de stikstofverbindingen zijn gebaseerd op het zomergemiddelde en de normen voor de zware metalen zijn gebaseerd op de maximum waarde. De afgeleide reductiepercentages die in het stageverslag gegeven zijn, zijn echter berekend op basis van jaargemiddeldes. Deze afgeleide reductiepercentages geven daarom geen juiste weergave van de reductiepercentages die werkelijk vereist zijn om aan de wettelijke norm te voldoen; zij geven eerder een indicatie. Het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium biedt nu echter de mogelijkheid om voor de zware metalen het jaarmaximum te berekenen. Voor de totaalgehalten en de opgeloste fracties van de zware metalen kunnen deze jaar-maxima in een grafiek worden uitgezet tegen een oplopend reductiepercentage. Het vereiste reductiepercentage om aan de norm te voldoen, is nu wel het afgeleide reductiepercentage dat op het jaarmaximum is gebaseerd. Voor het totaal stikstofgehalte bestaat er binnen het model de mogelijkheid om de zomergemiddelden te berekenen. De afgeleide reductiepercentages om aan de norm voor ammonium te voldoen zijn gebaseerd op het jaargemiddelde van de betreffende stof. In tabel 3 worden voor de monsterpunten Schaar van Ouden Doel (compartiment 5) en Hansweert (compartiment 10) de modelparameters met bijbehorende grenswaarde en het vereiste reductiepercentage om deze grenswaarde te bereiken, gepresenteerd. De grenswaarde is een in de wet vastgestelde milieukwaliteitseis waaraan voldaan dient te worden. Deze grenswaarde geldt voor zoet water, maar kan ook voor de zoet-zout overgangsgebieden toegepast worden (Min. V & W, 1991).

Tabel 3: Afgeleide reductiepercentages voor het halen van de norm

Modelparameter	Grens- waarde	Reductiepercentage om de grenswaarde te bereiken (%)			
		comp 5 1990	comp 5 1992	comp 10 1990	comp 10 1992
Zuurstof (mg/l)	5	5	5	0*	0*
Totaal-stikstof (mg/l)	2,2	83	83	85	85
Ammonium-stikstof (mg N/l)	0,02	97 [@]	97 [@]	100 > [@]	100 > [@]
Opgelost cadmium (µg/l)	0,06	85	84	87	84
Opgelost chroom (µg/l)	2,0	18	18	0*	0*
Opgelost koper (µg/l)	1,3	88	86	71	69
Opgelost zink (µg/l)	2	86	85	100 >	100
Totaal cadmium (µg/l)	0,2	100 >	99	87	83
Totaal chroom (µg/l)	20	79	77	0*	0*
Totaal koper (µg/l)	3	100 >	98	97	91
Totaal zink (µg/l)	10	100 >	100 >	100 >	100 >

* : 0 % dit betekent dat de norm volgens het model in 1985 reeds was gehaald

@ : Let op: waarde gebaseerd op jaargemiddelde en niet op zomergemiddelde

Voor het monsterpunt Antwerpen Boudewijnsdijk (compartiment 3) werden alleen de parameters zuurstof, ammonium-stikstof en nitraat-stikstof bemonsterd voor het jaar 1990. Hiervan zijn alleen van zuurstof en ammonium-stikstof een wettelijke norm gedefinieerd. De afgeleide reductiepercentages om de Nederlandse norm te halen staan in tabel 4.

Tabel 4: Afgeleide reductiepercentages om de norm te halen voor compartiment drie.

Modelparameter	Grenswaarde	Reductiepercentage om de grens- waarde te bereiken (%)
Zuurstof (mg/l)	5	30
Ammonium-stikstof (mg N/l)	0,02	96 [@]

@ : Let op: waarde gebaseerd op jaargemiddelde en niet op zomergemiddelde

Uit deze tabellen blijkt dat de reductiepercentages die nodig waren om de norm in 1990 en 1992 te halen, over het algemeen hoger liggen dan de reductiepercentages uit het Beleidsplan Westerschelde. Alleen voor zuurstof en chroom is dit niet het geval.

6. Onzekerheden

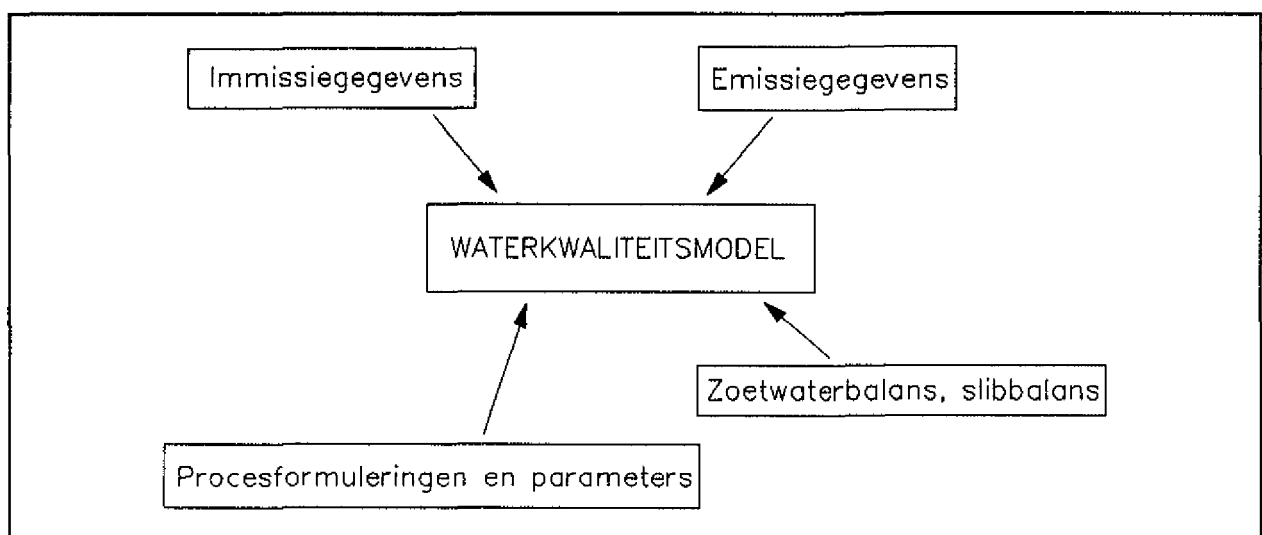
6.1 Inleiding onzekerheden

De reductiepercentages die vermeld staan in het vorige hoofdstuk, geven een indicatie voor de afname van de belasting met verontreinigende stoffen op het Schelde-estuarium. Aan de hand van de percentages kunnen de actiepunten van het Beleidsplan Westerschelde van 1991 geëvalueerd worden. Deze actiepunten zijn:

- de lozingen van stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding op het Schelde-estuarium moeten in 1995 met 50 % gereduceerd zijn ten opzichte van 1985.
- de lozingen van zware metalen op het Schelde-estuarium moeten in 1995 met 50 % gereduceerd zijn ten opzichte van 1985. Voor cadmium geldt een reductie van 80 %

De reductiepercentages die voor 1990 en 1992 zijn afgeleid, geven in feite een tussenstand in hoeverre de doelstellingen in de beleidsplanperiode 1985 - 1995 worden gehaald.

De reductiepercentages zeggen iets over de waterkwaliteit van het Schelde-estuarium. Deze waterkwaliteit van het estuarium vormt een complex geheel en een model is in dat geval een goed bruikbaar hulpmiddel om met deze complexe materie om te gaan. Het gebruikte model is het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. Het model kan het verloop van de waterkwaliteit voor verschillende compartimenten voor verschillende periodes berekenen. Bij deze berekeningen wordt er gebruik gemaakt van een database met emissie- en immissiegegevens en gegevens over de water- en de slibbalans. Verder worden er allerlei processen geformuleerd zoals, reaeratie, nitrificatie en denitrificatie en worden er waarden toegekend aan parameters binnen deze processen. Figuur 6 geeft een globaal overzicht van de componenten waaruit het model is opgebouwd.



Figuur 6: Opbouw model

Een milieuchemisch model als het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estua-

rium is een simplificatie van de werkelijkheid. Veel factoren waarop het model gebaseerd is zijn onzeker of arbitrair. De beginwaarden, de procesformuleringen en de parameter-setting (behalve de parameter-setting voor de zuurstof- en stikstofhuishouding) worden bepaald door de maker van het model en zijn derhalve onderhevig aan een zekere mate van subjectiviteit. Onzekerheden manifesteren zich in de data, die verkregen zijn door metingen aan het watersysteem zelf (Fedra et al., 1981, Janssen et al., 1990, Ayyub et al., 1992). Daarmee geven zij de natuurlijke variatie aan, die kenmerkend is voor een watersysteem, in dit geval het Schelde-estuarium.

Alle componenten van het model bevatten onzekerheden die van invloed zijn op de modelresultaten. De modelresultaten die in dit rapport worden gepresenteerd zijn de afgeleide reductiepercentages. Hoe betrouwbaar zijn nu de modelresultaten? Daar is achter te komen door een onzekerheidsanalyse voor het model uit te voeren. De onzekerheidsanalyse verduidelijkt de rol van de onzekerheden en draagt bij tot meer inzicht en vertrouwen in het model (Janssen & Slob, 1990).

Een belangrijk punt bij het verrichten van een onzekerheidsanalyse is het inventariseren van de onzekerheidsbronnen (Janssen & Slob, 1990).

Onzekerheden in het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium kunnen bestaan in:

- de modelstructuur;
- de begin- en randvoorwaarden;
- de externe factoren;
- de modelinvoer;
- de parametersetting;

Vaak worden de onzekerheidsbronnen begin- en randvoorwaarden en externe factoren ook als modelinvoer beschouwd (Scholten et al., 1990). In dit verslag wordt echter aan de hierboven staande indeling vastgehouden. De wijze waarop deze onzekerheidsbronnen in het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium zich manifesteren, wordt hieronder per categorie beschreven.

De modelstructuur:

De procesformuleringen waaruit de modelstructuur is opgebouwd, zijn opgesteld naar inzicht en kennis van de maker van het model. Andere procesformuleringen die toegepast kunnen worden met betrekking tot het Schelde-estuarium, worden niet betrokken in een onzekerheidsanalyse omdat deze analyse zeer complex is.

De begin- en randvoorwaarden:

Op de modelrand aan de instroomkant bij Rupelmonde en op de modelrand aan de uitstroomkant bij Vlissingen worden de concentraties van de gemodelleerde stoffen gedefinieerd. Daarnaast zijn ook de stofconcentraties in het zijdelings toestromende water nodig om het model te draaien. Deze concentraties op de randen van het model kunnen worden gegeven door een vaststaande 'harde' randvoorwaarde of door een database met lozingsgegevens.

Verscheidene randvoorwaarden voor stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding worden gevoed door de database van het model. Deze stoffen zijn: BOD, DOC, organisch stikstof, chloride, zuurstof, ammonium en nitraat. Zij worden op de modelrand Rupelmonde niet als randvoorwaarden opgevat, maar als lozingen. Voor de volgende stoffen zijn de randvoorwaarden 'hard' bepaald: calcium, magnesium, kalium, natrium, sulfaat, kooldioxide en OH^- . Voor de modelrand Vlissingen bestaan er voor deze stoffen zowel vaststaande waarden als waarden die uit de database worden gelezen. Voor de modelrand Rupelmonde zijn deze

stoffen als constante lozing gemodelleerd (WL, 1991).

Voor de algenmodellering bestaan er alleen voor de stoffen, N-, Si- en C-de-tritus randvoorwaarden. Zij zijn in het model echter op nul gesteld. De reden hiervoor is dat deze stoffen reeds verdisconteerd zijn in twee andere modelparameters, te weten organisch stikstof en BOD. Voor de modelparameters diatomeeën, opgelost silicium en overige algen is er een database met lozingsgegevens (WL, 1991).

Voor de randvoorwaarden van de zware metalen wordt onderscheid gemaakt tussen de vrije metaalionen en de sulfidebinding van de zware metalen. Voor het metaalsulfide bestaat er alleen voor de modelrand Vlissingen een randvoorwaarde. Deze is gesteld op nul, omdat men veronderstelt dat op dit punt geen metaalsulfides meer voorkomen. Op de modelrand Rupelmonde wordt voor de modelparameter metaalsulfide het model gevoed door een database met lozingsgegevens. Dit geldt voor de metalen cadmium, koper en zink. Voor chroom is er geen sulfide gemodelleerd. Chroom wordt als vrij metaalion voor alle modelranden gevoed met een database met lozingsgegevens. De metaalion-vorm voor de andere zware metalen wordt op de modelrand Vlissingen gevoed door een database. Op alle andere modelranden is de randvoorwaarde voor het vrije metaalion van cadmium, koper en zink op nul gesteld (WL, 1991).

De onzekerheid in deze categorie bestaat voor de zuurstof-, stikstof-, algen- en zware metalen-modellering in de aanname van de randvoorwaarden. Deze aanname is gebaseerd op metingen en kennis van de maker van het model.

De externe factoren:

Onder de externe factoren worden de factoren verstaan die in het model zijn gebracht en invloed hebben op de modeluitkomsten, maar die zelf niet veranderen tijdens de modeloperatie. Het zijn factoren die als het ware van buitenaf op het model zijn gelegd. Men moet hierbij denken aan zaken als de waterbeweging, de instraling van licht, de slibbalans, de modelcompartimentering en de invloed van de waterbodem. De invloeden van deze factoren zijn gemodelleerd en zijn derhalve ook aan onbetrouwbaarheden onderhevig.

De modelinvoer:

De modelinvoer bestaat in het geval van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium uit de lozingsgegevens. Desgewenst kan de gebruiker van het model de lozingen met een percentage reduceren. Alle lozingsgegevens zitten in een database. Deze gegevens vormen echter weer een onzekerheidsbron. De Nederlandse lozingsgegevens zijn gebaseerd op metingen en lozingsvergunningen. Nederlandse lozingen waarvan geen metingen of lozingsvergunningen bekend waren, werden geschat. Voor de Belgische lozingsgegevens werden er veel meer waarden geschat, omdat van de Belgische bronnen er beduidend minder meetgegevens of gegevens uit vergunningen bekend waren.

De onzekerheid in de lozingen bestaat uit de spreiding rondom de waarden die in de database zijn opgeslagen. Op de uitwerking in getallen van deze spreiding wordt in paragraaf 6.3 ingegaan.

De parameter-setting:

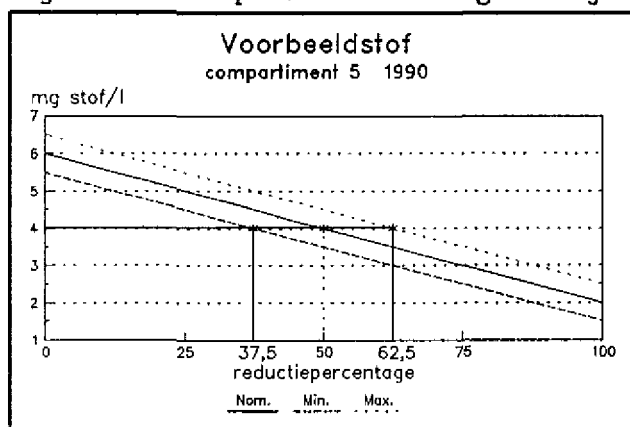
De parameter-setting speelt een belangrijke rol in het model, omdat de parameters verwerkt zijn in de processen en daarmee factoren als de omzettingssnelheid van stoffen enz. bepalen. De parameters in het waterkwaliteitsmodel

voor het Schelde-estuarium zijn voor de zuurstof- en stikstofhuishouding automatisch gecalibreerd met behulp van het programma SENECA (Kater, 1992). De fytoplanktonprocessen en de zware metalen zijn handmatig gecalibreerd (WL, 1991). Met deze parameter-setting zijn de reductiepercentages afgeleid. De parameters kunnen echter gevarieerd worden binnen een bepaalde range. Een verandering van één of meerder parameters kan door de gebruiker van het model naar eigen inzicht worden ingevoerd.

In paragraaf 6.2 wordt de invloed van de parameters op de modeluitkomsten bekeken. Dit onderdeel van de onzekerheidsanalyse is in feite een gevoeligheidsanalyse. Een gevoeligheidsanalyse is een studie naar de invloed van variaties in de modelparameters op de modeluitkomsten. Bij een onzekerheidsanalyse kijkt men alleen naar de onzekere aspecten van het model en op welke manier deze aspecten de modeluitkomsten beïnvloeden. In de literatuur worden de termen gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse echter vaak door elkaar gebruikt (Janssen et al., 1990).

In dit verslag worden alleen de onzekerheidsbronnen 'parameter-setting' en 'modelinvoer' behandeld. Zij zijn relatief eenvoudig te kwantificeren en hebben een merkbare invloed op de modelresultaten. Bovendien was de tijdsduur van de afstudeerperiode te kort om ook voor de fysische factoren zoals slibbalansen, waterbewegingen en waterbodems een onzekerheidsanalyse uit te voeren. In de volgende paragrafen 6.2 en 6.3 worden achtereenvolgens de parameter-setting en de modelinvoer behandeld.

Het doel van de onzekerheidsanalyse is om rond de resultaten van het model een marge te bepalen. Deze marge noemen we een betrouwbaarheidsinterval. Het betrouwbaarheidsinterval geeft het waardenbereik van de modeluitkomst. Voor een afgeleid reductiepercentage van 50 % wordt bijvoorbeeld een minimumwaarde van 40 % en een maximum waarde van 60 % gevonden. Het betrouwbaarheidsinterval rondom de 50 % loopt dan van 40 tot 60 %. Deze extreme waarden worden gevonden door het model volgens de 'trial and error'-methode verschillende runs te laten draaien met iedere keer een andere parameter-setting en een andere waarde voor de onzekerheid in de lozingsgegevens. De resultaten van deze runs worden gebruikt om de extremen te bepalen. De onderstaande figuur verduidelijkt deze aanpak. In deze figuur zijn drie grafieken te zien.



Figuur 7: Voorbeeld bepaling betrouwbaarheidsinterval

De middelste lijn is de nominaal. De nominaal is de lijn die hoort bij het scenario met de standaard parameter-setting en de standaard lozingsgegevens. De andere lijnen geven de minimum en maximum waarden die voor deze stof gevonden zijn d.m.v. het draaien van runs. Te zien is dat bij de nominale lijn een reductiepercentage bereikt wordt van 50 % (de jaar-gemiddelde waarde voor de parameter = 4, dit is een fictieve waarde). Bij de maximumlijn bedraagt het reductiepercentage 62,5 % en bij de minimumlijn bedraagt het reductiepercentage 37,5 %. Het betrouwbaarheidsinterval zou voor deze voorbeeldstof van 37,5 tot 62,5 % lopen, uitgaande van een fictieve parameterwaarde van exact vier.

Naast de spreiding van modeluitkomsten in de vorm van betrouwbaarheidsintervallen, wordt ook de bijdrage van de twee onzekerheidsbronnen afzonderlijk

bekeken. De invloed die de parameter-setting of de onzekerheid in lozingen heeft, wordt uitgedrukt middels een procentuele afwijking in concentratie van de nominaal. Hiertoe worden voor beide onzekerheidsbronnen een minimum en een maximum scenario gedraaid, waarna het verschil met de nominaal wordt uitgedrukt in procenten.

6.2 Onzekerheden in de parameter-setting

Zoals al in de vorige paragraaf is gesteld, is er in dit geval meer sprake van een gevoeligheidsanalyse dan van een onzekerheidsanalyse. De parameter-setting van het model waarmee de reductiepercentages zijn bepaald, is deels automatisch (de zuurstof- en stikstofhuishouding) en deels handmatig (zware metalen) gecalibreerd. Voor de parameters van de zuurstof- en stikstofhuishouding is er rondom de gecalibreerde waarde een range bepaald m.b.v. SENECA. De onzekerheden in de zuurstof- en stikstofmodellering en de zware metalen modellering worden hieronder afzonderlijk behandeld.

6.2.1 Onzekerheden in de parameter-setting voor de zuurstof- en stikstofhuishouding

Bij het uitvoeren van de gevoeligheidsanalyse voor de parameter-setting voor de zuurstof- en stikstofhuishouding is gekozen voor de Response Surface methode. De Response Surface methode lijkt sterk op de veel toegepaste Monte Carlo methode. Bij de Monte Carlo methode worden de parameterwaarden random getrokken uit de parameter-range. Bij de Response Surface methode worden de parameterwaarden binnen de parameter-range gekozen volgens een regelmatig systeem. Vaak wordt het factoriële ontwerp hiervoor gebruikt, waarbij elke parameter gerepresenteerd wordt door twee of meer vaste waarden (bijv. een basiswaarde met twee extreme waarden). Eén van de voordelen van de Response Surface methode is de eenvoud en de effectiviteit van de methode. Indien men de geschikte parameters kiest, kan men na een beperkt aantal runs van het model al een globaal beeld geven van de gevoeligheid. Een ander voordeel is, dat de invloed van de interacties tussen de parameters met deze methode bestudeerd kan worden. Een nadeel van de Response Surface methode is dat deze methode vrij subjectief is. De parameters die in de analyse worden meegenomen en de factorinstellingen van deze parameters worden door de gebruiker van het model bepaald (Janssen et al., 1990).

Omdat niet alle parameters een even grote invloed hebben op de modelresultaten, is er voor de parameters voor de zuurstof- en stikstofhuishouding een eerste selectie uitgevoerd (Kater, 1994b). Uiteindelijk zijn er 11 parameters geselecteerd waarvan is gebleken, dat zij een relatief grote invloed hebben op de modelresultaten. Deze selectie is gebaseerd op het draaien van runs voor één jaar volgens de 'trial and error' methode. De vergelijking van scenario's van zes of acht jaar (1985 - 1990 en 1985 - 1992) met veel verschillende parameter-settings was te tijdrovend. Daarom werd uitgegaan van het feit dat een parameter die een relatief grote invloed uitoefent voor de periode van één jaar, dit ook zal doen voor een langere periode van zes of acht jaar. De volgende parameters werden opgenomen in de gevoeligheidsanalyse (de waarden in de tabel zijn gecalibreerd op basis van de SAWES-vaartochten in 1987, zie Kater, 1992):

Tabel 5: Parameters gevoeligheidsanalyse

Parameter	Stan- daard	Min.	Max.	Omschrijving
K_L	0,83	0,73	0,87	Reaeratiecoëfficiënt
RC_{BOD}	0,11	0,11	0,18	Reactiecoëfficiënt afbraak BOD
TF_{BOD}	1,17	1,16	1,20	Temperatuurfunctie afbraak BOD
RC_{BODN}	0,05	0,02	0,07	Reactiecoëfficiënt afbraak org. stikstof
TF_{BODN}	1,08	1,05	1,13	Temperatuurfunctie afbraak org. stikstof
RC_{NIT}	0,12	0,09	0,24	Reactiecoëfficiënt nitrificatie
TF_{NIT}	1,05	1,04	1,09	Temperatuurfunctie nitrificatie
RC_{BDEN}	0,10	0,04	0,11	Reactiecoëfficiënt bodemdenitrificatie
TF_{BDEN}	1,00	0,80	1,20	Temperatuurfunctie bodemdenitrificatie
RC_{WDEN}	0,12	0,09	0,20	Reactiecoëfficiënt denitrificatie waterfase
TF_{WDEN}	1,07	1,00	1,20	Temperatuurfunctie denitrificatie waterfase

Van deze parameters zijn drie clusters gemaakt; een cluster van de temperatuursfuncties, een cluster van de reactiecoëfficiënten en de reaeratiecoëfficiënt. Van deze drie clusters worden de minimum en maximum waarde gebruikt om de scenario's van 0, 25, 50, 75 en 100 % lozingenreductie te draaien. Met deze drie clusters zijn acht verschillende combinaties te maken om scenario's met het model te draaien. Deze combinaties worden aangegeven met een hoofdletter. Dit wordt verduidelijkt door tabel 6.

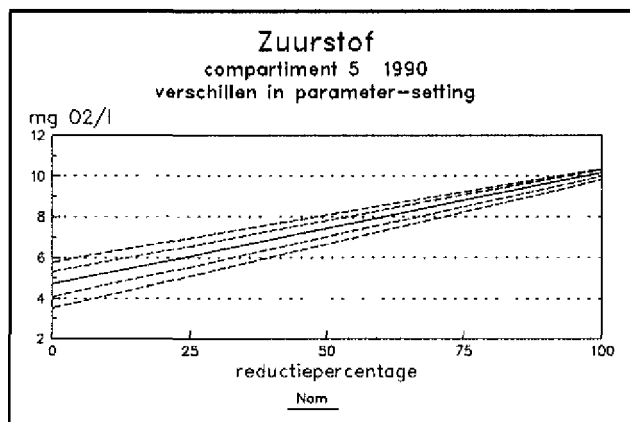
Tabel 6: Parameter-settings scenario's

Naam	Reaeratiecoëfficiënt	Reactiecoëfficiënt	Temperatuursfunctie
A	min.	min.	min.
B	max.	min.	min.
C	min.	max.	max.
D	max.	max.	max.
E	min.	min.	max.
F	max.	min.	max.
G	min.	max.	min.
H	max.	max.	min.

Voor elke modelparameter van de zuurstof- en stikstofhuishouding is met de bovenstaande parameter-settings een minimum- en maximum scenario bepaald middels de 'trial and error'-methode. Met deze minimum- en maximum scenario's kunnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval rond het afgeleide reductiepercentage bepaald worden (Zie figuur 7). De grenzen van de betrouwbaarheidsintervallen worden in het volgende hoofdstuk gepresenteerd. Voor de modelparameter totaal stikstof is er geen betrouwbaarheidsinterval bepaald, omdat verandering van de parameters hier geen invloed had op de modeluitkomsten. Dit komt door het feit dat de parameters alleen invloed uitoefenen op de verdeling van stikstof over de verbindingen ammonium, nitraat + nitriet en organisch stikstof. De modeluitkomsten voor de parameter totaal stikstof blijven daardoor bij veranderende parameter-setting gelijk.

Tabel 7: Parameter-settings voor min. en max. scenario

Modelparameter	Minimum scenario	Maximum scenario
Zuurstof	G	F
BZV5	H	E
Totaal stikstof	-	-
Ammonium-stikstof	H	E
Nitraat-stikstof	E	H
Kjeldahl-stikstof	H	E



Figuur 8: Invloed parameter-setting op modelresultaten zuurstof

6.2.2 Onzekerheden in parameter-setting voor zware metalen

De gevoeligheidsanalyse voor de parameters voor de modellering van de zware metalen wordt beperkt tot de parameters die de afbraak van de metaalsulfides beïnvloeden. Omdat chroom niet als sulfide gemodelleerd is, wordt chroom niet opgenomen in de gevoeligheidsanalyse. De afbraak van de metaalsulfides is op de volgende manier gemodelleerd:

$$\frac{dM}{dt} = -F \cdot K_s \cdot MS \cdot V \quad (6.1)$$

waarin:

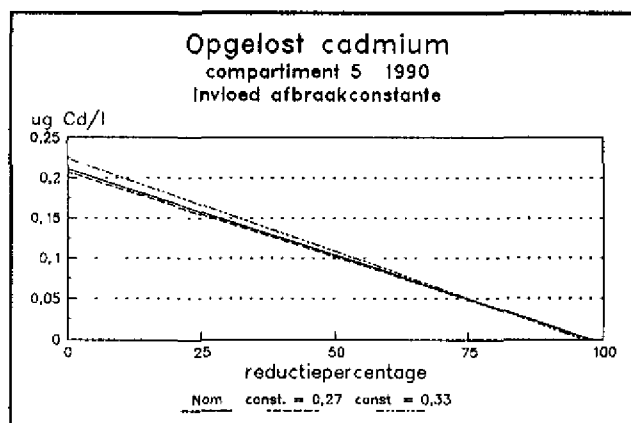
t	: tijd	[s]
M	: massa metaalsulfide	[mg]
K_s	: afbraakcoëfficiënt	[d^{-1}]
MS	: conc. metaalsulfide	[mg.l^{-1}]
V	: volume	[l]
F	: functie van zuurstof en temperatuur: $0 < F < 1$	[-]

Uit deze formule blijkt dat de afbraak van de metaalsulfides door twee parameters wordt beïnvloed; de afbraakcoëfficiënt (K_s) en de functie van zuurstof en temperatuur (F). De invloed van deze parameters op de afbraak van de metaalsulfides wordt hieronder behandeld.

Afbraakcoëfficiënt voor de metaalsulfides (K_s)

De afbraakcoëfficiënt voor de metaalsulfides is niet automatisch gecalibreerd met SENECA en derhalve is er geen range rondom de waarde van deze constante bepaald. Voor de drie zware metalen die als sulfide gemodelleerd zijn (cadmium, koper en zink) bedraagt de afbraakcoëfficiënt standaard $0,30 \text{ d}^{-1}$

(WL, 1991). Deze afbraakcoëfficiënt is gecalibreerd op cadmium. Voor de metaalsulfides van koper en zink hoort deze waarde eigenlijk iets groter te zijn, omdat de metaalsulfides van koper en zink iets makkelijker afbreekbaar zijn. Met het model werden runs gedraaid met de nominaal met een waarde van $0,27 \text{ d}^{-1}$ en $0,33 \text{ d}^{-1}$ voor de afbraakcoëfficiënt voor metaalsulfides. Na deze runs bleek dat een dergelijke variatie in de afbraakcoëfficiënt weinig effect had op de modelresultaten (Zie figuur 9).

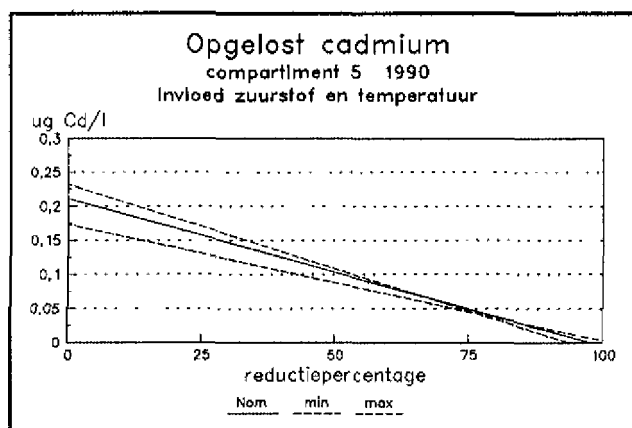


Figuur 9: Invloed afbraakconstante op modelresultaten opgelost cadmium

Functie van zuurstof en temperatuur (F)

De afbraak van de zware metalen wordt mede bepaald door de zuurstofconcentratie. Om die reden hebben veranderingen in de parameter-setting voor de zuurstof- en stikstofhuishouding (en dus een verandering in de zuurstofconcentraties) een aanzienlijke invloed op de berekende concentraties voor de zware metalen. Hierdoor gaven de parameter-settings A t/m H voor de zuurstof- en stikstofhuishouding uit de subparagraaf 6.2.1 ook verschillende scenario's voor de zware metalen te zien. Binnen de modellering van de afbraak van de metaalsulfides zijn er verscheidene parameters die worden beïnvloed door de zuurstofconcentratie en de temperatuur. De zuurstofconcentratie en de temperatuur worden uit de database gelezen. In figuur 10 worden de lijnen die behoren bij het minimale en maximale scenario voor de parameter-setting en de nominaal gepresenteerd. Uit de figuren 9 en 10 blijkt dat de invloed van de functie van zuurstof en temperatuur (F) groter is dan die van de afbraakconstante. Opvallend is verder dat in figuur 10 de lijn voor de maximumwaarden de lijn voor de

minimumwaarden snijdt bij een hoog afgeleid reductiepercentage. Dit was voor alle opgeloste zware metalen het geval.



Figuur 10: Invloed zuurstof en temperatuur op de modelresultaten opgelost cadmium

6.3 Onzekerheden in lozingen

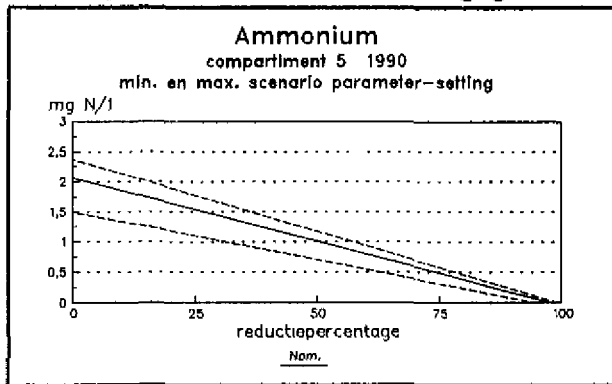
De belasting die via 100 in het model ondergebrachte lozingspunten op het estuarium wordt geloosd, vormt een onzekerheidsbron. Alle lozingsgegevens zitten in een database. De Nederlandse lozingsgegevens zijn gebaseerd op metingen en lozingsvergunningen. Nederlandse lozingen waarvan geen metingen of lozingsvergunningen bekend waren, werden geschat. Voor de Belgische lozingsgegevens werden er veel meer waarden geschat, omdat van de Belgische bronnen er beduidend minder meetgegevens of gegevens uit vergunningen bekend waren. De onzekerheid in de belasting van organisch materiaal en nutriënten is geschat en ligt tussen de 10 en 25 % (gemiddeld 17,5 %). De onzekerheid in de belasting van de zware metalen ligt tussen 20 en 50 % (gemiddeld 35 %) (WL, 1991).

In deze onzekerheidsanalyse werden modelresultaten berekend met de maximale en de minimale belasting.

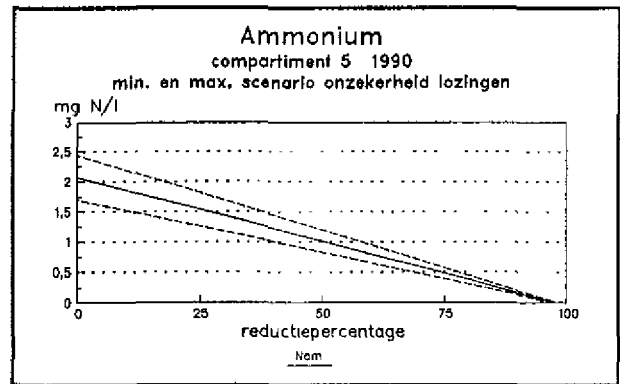
7. Resultaten

7.1 Bijdrage onzekerheid van de twee onzekerheidsbronnen afzonderlijk

De bijdrage van de twee onzekerheidsbronnen parameter-setting en lozingsgegevens kunnen ieder afzonderlijk worden weergegeven. Dit gebeurt door een bandbreedte rond de nominaal te geven die het procentuele verschil aangeeft tussen de nominaal en het minimale en het maximale scenario. De bandbreedte wordt om de concentratie gelegd die bij het afgeleide reductiepercentage hoort. Als voorbeeld worden de nominaal en het minimum en maximum scenario van ammonium in compartiment 5 voor 1990 gegeven.

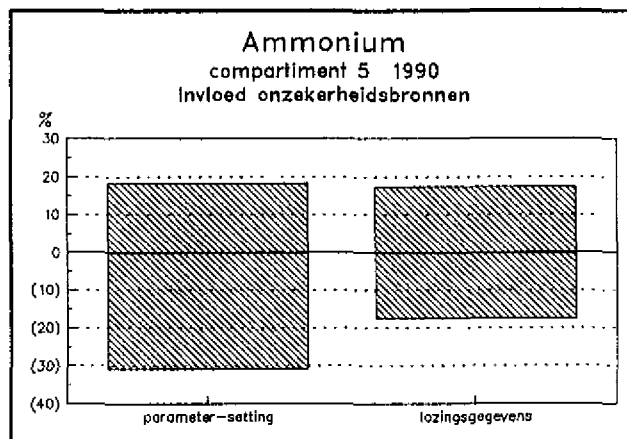


Figuur 11: Min. en max. scenario parameter-setting ammonium



Figuur 12: Min. en max. scenario onzekerheid lozings ammonium

Het afgeleide reductiepercentage voor ammonium in compartiment 5 voor 1990 bedraagt 58 %. Bij deze waarde op de X-as wordt de bandbreedte rondom de concentratie bepaald. Het procentuele verschil met de nominaal voor de twee onzekerheidsbronnen wordt weergegeven in figuur 13. Het nulniveau in deze figuur geeft de nominaal aan. Het procentuele verschil met het minimum en maximum scenario wordt respectievelijk door een negatief en een positief percentage weergegeven. Uit deze figuur blijkt welke onzekerheidsbron de grootste invloed heeft op de modelresultaten.



Figuur 13: Invloed onzekerheidsbronnen op modelresultaten

De staafgrafieken van alle in dit verslag behandelde stoffen voor alle compartimenten voor de jaren 1990 en 1992 worden gegeven in de bijlage. In tabel 8 worden de gemiddelde procentuele afwijkingen ten opzichte van de nominaal per compartiment gegeven.

Tabel 8: Gemiddelde procentuele afwijkingen van nominaal voor minimum en maximum scenario van de twee onzekerheidsbronnen.

Stof	compartiment	Minimum scenario		Maximum scenario	
		parameter setting	lozings gegevens	parameter setting	lozings gegevens
Zuurstof	3	- 50,0 %	- 17,5 %	+ 60,0 %	+ 17,5 %
"	5	- 39,5 %	"	+ 36,2 %	"
"	10	- 6,5 %	"	+ 7,1 %	"
BZV5	5	- 9,3 %	"	+ 5,0 %	"
"	10	- 26,8 %	"	+ 5,1 %	"
Tot. stikstof	5	- 0 %	"	+ 0 %	"
"	10	- 0 %	"	+ 0 %	"
Ammonium	3	- 20,9 %	"	+ 9,3 %	"
"	5	- 31,6 %	"	+ 16,9 %	"
"	10	- 38,8 %	"	+ 15,1 %	"
Nitraat	3	- 17,0 %	"	+ 22,3 %	"
"	5	- 18,3 %	"	+ 20,5 %	"
"	10	- 18,1 %	"	+ 17,8 %	"
Kjeldahl-N	5	- 23,5 %	"	+ 19,4 %	"
"	10	- 30,0 %	"	+ 30,7 %	"
Opg. cadmium	5	- 11,9 %	- 35 %	+ 4,1 %	+ 35 %
"	10	- 10,3 %	"	+ 0,8 %	"
Opg. koper	5	- 10,3 %	"	+ 5,4 %	"
"	10	- 3,6 %	"	+ 1,5 %	"
Opg. zink	5	- 10,5 %	"	+ 11,3 %	"
"	10	- 9,7 %	"	+ 10,5 %	"
Tot. cadmium	5	- 0 %	"	+ 0 %	"
"	10	- 0 %	"	+ 0 %	"
Tot. koper	5	- 0 %	"	+ 0 %	"
"	10	- 0 %	"	+ 0 %	"
Tot. zink	5	- 0 %	"	+ 0 %	"
"	10	- 0 %	"	+ 0 %	"

7.2 Betrouwbaarheidsintervallen

In de bijlage worden de betrouwbaarheidsintervallen gegeven om de afgeleide reductiepercentages uit tabel 2, pag. 18 en de bijbehorende grafieken (zie voorbeeld fig. 7, pag. 24). Bij de bepaling van de betrouwbaarheidsintervallen is zowel de onzekerheid uit de parameter-setting als de onzekerheid uit de lozingsgegevens in de modelresultaten verwerkt. Voor de reductiepercentages uit tabel 3, pag. 20 die gerealiseerd zouden moeten worden om aan de grenswaarde te voldoen, worden geen betrouwbaarheidsintervallen afgeleid.

8. Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

De invloed van de onzekerheidsbron parameter-setting komt het sterkst tot uitdrukking voor de stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding. Voor de zware metalen is deze invloed minder. Binnen de categorie stoffen uit de zuurstof- en stikstofhuishouding waren er echter aanzienlijke verschillen wat betreft de invloed van de parameter-setting op de gehalten van de stoffen. Deze verschillen hielden verband met de aard van de stof, locatie in het estuarium (compartiment drie, vijf of tien) en de hoogte van het afgeleide reductiepercentage. De invloed van de parameter-setting is minder bij hoge afgeleide reductiepercentages, omdat bij hoge afgeleide reductiepercentages de modelresultaten de natuurlijke achtergrondwaarde benaderen. Hierdoor worden er ook smalle betrouwbaarheidsintervallen gevonden voor stoffen met een hoog afgeleid reductiepercentage. De betrouwbaarheidsintervallen geven de spreiding van de mogelijke uitkomsten voor het afgeleide reductiepercentage. Per stof varieert de range waarbinnen deze uitkomsten kunnen liggen. Voor zuurstof bijvoorbeeld is deze range zeer groot (ca. 100 %) en voor BZV is deze range zeer klein (ca. 5 %).

De betrouwbaarheid van het afgeleide reductiepercentage is minder voor stoffen met een groot betrouwbaarheidsinterval dan voor stoffen met een klein interval. Ook al valt het reductiepercentage voor een stof, dat gegeven is in de actiepunten uit het Beleidsplan Westerschelde binnen het betrouwbaarheidsinterval, moet toch rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat het afgeleide reductiepercentage voor die betreffende stof afwijkt van de actiepunten.

Voor zuurstof was de invloed van de parameter-setting het grootst voor de compartimenten drie en vijf. In compartiment tien is de invloed van de parameter-setting veel kleiner en zijn de lozingsgegevens de belangrijkste onzekerheidsbron. Dit komt doordat het zuurstofgehalte in compartiment tien het verzadigingsniveau benadert. De betrouwbaarheidsintervallen voor zuurstof zijn breed (ca. 100 %).

Voor BZV is het omgekeerde het geval; hier zijn de lozingsgegevens in compartiment vijf de belangrijkste onzekerheidsbron en is de parameter-setting de grootste onzekerheidsbron in compartiment tien. Verder valt voor BZV op, dat voor de onzekerheidsbron parameter-setting het procentuele verschil in modelresultaten tussen de nominaal en het minimum scenario groter is dan het procentuele verschil in modelresultaten tussen de nominaal en het maximum scenario. De betrouwbaarheidsintervallen voor BZV zijn smal (ca. 5 %) door de hoge afgeleide reductiepercentages.

Voor het totaal stikstof speelde de parameter-setting geen enkele rol. De parameters beïnvloeden alleen de verhoudingen tussen het organisch stikstof, ammonium en nitraat + nitriet. Het gehalte totaal stikstof blijft gelijk. Veranderingen in het gehalte totaal stikstof zijn te wijten aan de invloed van de onzekerheidsbron lozingsgegevens. De breedte van de betrouwbaarheidsintervallen bedraagt ca. 30 %.

Voor ammonium is de invloed van de parameter-setting ten opzichte van de invloed van de lozingsgegevens in compartiment tien groter dan in compartiment vijf. Evenals voor BZV is het procentuele verschil in modelresultaten als ge-

volg van de parameter-setting tussen de nominaal en het minimum scenario groter dan het procentuele verschil tussen de nominaal en het maximum scenario. De breedte van het betrouwbaarheidsinterval bedraagt voor de compartimenten drie en vijf 30 tot 40 %. In compartiment tien is dit ongeveer 15 %.

De invloeden van de beide onzekerheidsbronnen op de concentraties nitraat zijn voor alle beschouwde compartimenten vrij constant, waarbij de invloed van de parameter-setting iets groter is dan die van de onzekerheid in de lozingsgegevens. De betrouwbaarheidsintervallen zijn zeer breed (90 tot 100 %).

De invloed van de parameter-setting op het gehalte Kjeldahl-stikstof is in compartiment tien groter dan in compartiment vijf; het verschil in modelresultaten met de nominaal bedraagt voor compartiment tien ca. 30 % tegen ca. 20 % in compartiment vijf. De breedte van de betrouwbaarheidsintervallen bedraagt voor compartiment vijf ca. 40 % en voor compartiment tien ca. 60 %.

Voor de zware metalen zijn de lozingsgegevens de belangrijkste onzekerheidsbron. De invloed van de parameter-setting is in vergelijking met de invloed van de lozingsgegevens klein. De invloed van de parameter-setting is zelfs niet aanwezig voor de totaalgehalten van de zware metalen. Dit komt door het feit dat de parameters alleen de verdeling over de particulaire en opgeloste fractie beïnvloeden. De invloed van de parameter-setting is het sterkst in compartiment vijf, omdat hier de modelwaarden voor de concentraties hoger liggen dan voor compartiment tien. De breedte van de betrouwbaarheidsintervallen voor de opgeloste fracties variëren tussen de 12 en 67 %. De breedte van de betrouwbaarheidsintervallen voor de totaalgehalten is kleiner door het ontbreken van de invloed van de parameter-setting. De breedte varieert hier tussen de 7 en 39 %. Over het algemeen kan men stellen dat voor de zware metalen de breedte van de betrouwbaarheidsintervallen voor compartiment vijf groter is dan de breedte voor compartiment tien. Dit komt doordat de modelresultaten in compartiment tien bij een hoog afgeleid reductiepercentage de natuurlijke achtergrondwaarde benaderen.

Concluderend kan men stellen dat vooral voor de stoffen zuurstof, nitraat en Kjeldahl-stikstof brede betrouwbaarheidsintervallen worden gevonden. Uitspraken over het reductiepercentage van deze stoffen met betrekking tot de actiepunten uit het Beleidsplan Westerschelde, zijn daardoor minder betrouwbaar. Voor andere stoffen uit de zuurstof- en stikstofhuishouding is de breedte van de betrouwbaarheidsintervallen minder door enerzijds een hoger afgeleid reductiepercentage en anderzijds een verminderde invloed van de onzekerheidsbronnen. De breedte van de betrouwbaarheidsintervallen van de zware metalen is over het algemeen minder dan die van de stoffen van de zuurstof- en stikstofhuishouding, omdat voor de zware metalen de invloed van de parameter-setting beduidend minder is. Desondanks kan de breedte van een betrouwbaarheidsinterval in een enkel geval ca. 60 % bedragen. Uitspraken over het afgeleide reductiepercentage met betrekking tot de actiepunten uit het Beleidsplan Westerschelde zijn in deze gevallen minder betrouwbaar.

8.2 Aanbevelingen

Zoals al eerder in dit verslag is gesteld, is de onzekerheidsanalyse niet volledig. In dit verslag zijn twee belangrijke onzekerheidsbronnen belicht, maar andere onzekerheidsbronnen binnen en buiten het model zijn niet aan de orde gekomen. Tot deze onzekerheidsbronnen behoren onder andere: de externe factoren zoals de slibbalans, de rand- en beginvoorwaarden en de meetfouten bij het

analyseren van de monsters. Om een totaalbeeld van de onzekerheden binnen het model en in de modelresultaten te krijgen, is het wenselijk dat in de toekomst ook deze onzekerheidsbronnen geanalyseerd worden.

Een andere aanbeveling is om de spreiding van de modelresultaten niet aan te pakken via de Response Surface methode, maar via de Monte Carlo methode. Met deze methode zou men de scheef-normale verdeling om het afgeleide reductiepercentage kunnen weergegeven en hier bijvoorbeeld de 5- en de 95-percentielwaarden in aangeven. Tevens zou men de standaardafwijking van het afgeleide reductiepercentage kunnen berekenen.

9. Literatuur

- Ayyub, B.M., Gupta, M.M. & Kanai, L.N. 1992
Analysis and management of uncertainty: theory and applications.
ISBN 0 444 88901 9. Elsevier Amsterdam.
- Biersteker, G.J.A. 1994
Reductiescenario's zware metalen en zuurstof- en stikstofhuishouding.
Werkdocument RIKZ/AB-94.814x. Rijksinstituut voor Kust en Zee Middelburg.
- Boeijs, R.C. 1992
Perspectief voor het Schelde-estuarium. Rapport DGW-92.034. Dienst Getijdewateren/Directie Zeeland, Middelburg.
- Fedra, K., van Straten, G. & Beck, M.B. 1981
Uncertainty and arbitrariness in ecosystems modelling: A lake modelling example. Laxenburg Austria.
- Ham van, G., Rotmans, J. & Kleijnen, J.P.C. 1990
Gevoeligheidsanalyse via metamodelen en proefopzetten, toegepast op het broeikasmodulatiemodel IMAGE. Rapport nr. 758471010. RIVM Bilthoven.
- Holland, A., Bitter, G., van Eck, B., van der Kamer, S., Lefèvre, F., Schouwenaar, A. & Wulffraat, K. 1991
De belasting van het Schelde-estuarium (1980-1988). Nota GWWS-91.082 SAWES-nota 91.07. Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Holland, A.M.B. 1994
Projectplan SCHOON 1994. Werkdocument RIKZ/AB-94.831x. Rijksinstituut voor Kust en Zee Middelburg.
- Janssen, P.H.M. & Slob, W. 1990
Onzekerheidsanalyse van wiskundige modellen.
- Janssen, P.H.M., Slob, W. & Rotmans, J. 1990
Gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse: een inventarisatie van ideeën, methoden en technieken. Rapport nr. 958805001. RIVM Bilthoven.
- Kater, B.J. 1991
Projectschets OPERAWES. Notitie GWWS-91.13055. Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Kater, B.J. 1992
Calibratie van het algemene waterkwaliteitssysteem op de resultaten van de SAWES-vaartochten in 1987. GWWS-92.893x. Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Kater, B.J. 1993
Handleiding Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium Bioaccumulatiemodellen versie 2.1. Werkdocument 93.835x. Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Kater, B.J. 1994a
Berekening totaal gehalten metalen met het waterkwaliteitsmodel. Werkdocument RIKZ/AB-94.818x. Rijksinstituut Kust en Zee Middelburg.

- Kater, B.J. 1994b
Gevoeligheidsanalyses waterkwaliteitsmodel. Werkdocument
RIKZ/AB-94.819x. Rijksinstituut Kust en Zee Middelburg.
- Kater, B.J. 1994c
Modelonzekerheden. Werkdocument RIKZ/AB840x Rijksinstituut voor Kust en
Zee Middelburg.
- Kater, B.J. 1994d
Operationalisatie van het Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. RIKZ-
94.006. Rijksinstituut voor Kust en Zee Middelburg.
- Lefèvre, F.O.B. 1994
Ontwikkeling in de belasting en de waterkwaliteit van het Schelde-estua-
rium in de periode 1980-1991. Rapport DGW-92-042. Dienst Getijdewateren
Middelburg.
- Maldegem, van D.C. 1991
De slibbalans van het Schelde-estuarium. Nota 91.081. SAWES-nota 91.08
Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Min. V & W 1989
Derde Nota Waterhuishouding. Den Haag.
- Min. V & W, Directie Zeeland 1991
Beleidsplan Westerschelde. Middelburg.
- Min. V & W 1991
Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Den Haag.
- Payne, W.J. 1973
Reduction on nitrogenous oxides by microorganisms. Bacterial Rev. 37:
409-452.
- Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren 1991
Waterkwaliteitsgegevens Deltagebied 1990.
- Schouwenaar, A. 1993
Cijfers achter de belasting van het Schelde-estuarium over de periode
1980-1991. Werkdocument GWWS-93.817x. Dienst Getijdewateren Middelburg.
- Schouwenaar, A. & Kater, B.J. 1993
De uitbreiding van de database van het waterkwaliteitsmodel Schelde-
estuarium 2.1. Werkdocument GWWS-93.836x. Dienst Getijdewateren Middel-
burg.
- Seitzinger, S.P. 1988
Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological
and geochemical significance. Limnol. Oceanogr. 33: 702-724.
- Scholten, H., de Hoop, B.J. & Herman, P.M.J. 1990
Seneca 1.2 manual. DIHO, Yerseke.
- Wattel, G. & Schouwenaar, A. 1991
De bestanden met hieruit de berekende belasting van het Schelde-estuari-
um over de periode 1980-1988. SAWES-nota 91.06. Dienst Getijdewateren
Middelburg.

Wattel, G. 1993

Waterkwaliteitsgegevens Deltagebied 1992. Werkdocument GWWS-93.853x.
Dienst Getijdewateren Middelburg.

WL 1989

Modellering van nutriënten kringlopen in de Noordzee: EQUIPMONS en DYNAMO. Rapport T0234.01/T0500.03. Waterloopkundig Laboratorium Delft.

WL 1990

Manual CHARON, JSBACH, FUN. Waterloopkundig Laboratorium Delft.

WL, 1991

Waterkwaliteitsmodel Westerschelde. Rapport T257. SAWES-nota 91.01.
Waterloopkundig Laboratorium Delft. concept

WL, 1993

Operationalisering van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Uitbreiding procesformuleringen met denitrificatie waterkolom. Rapport T 1089 Waterloopkundig Laboratorium Delft.

Bijlagen

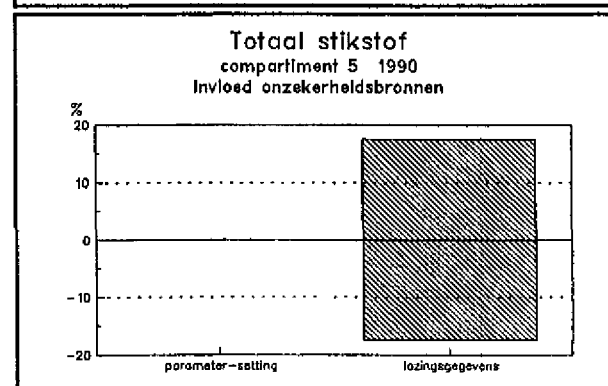
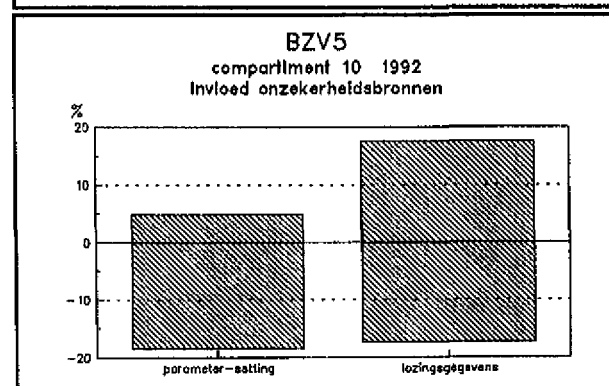
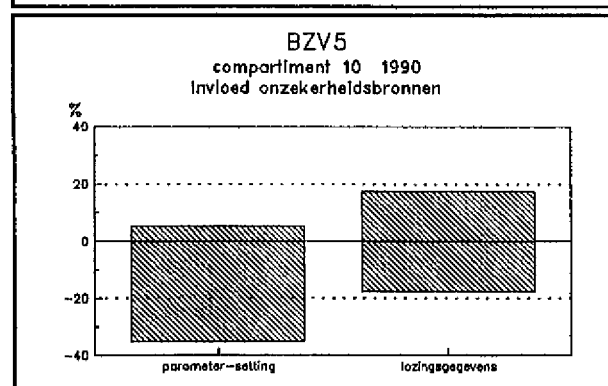
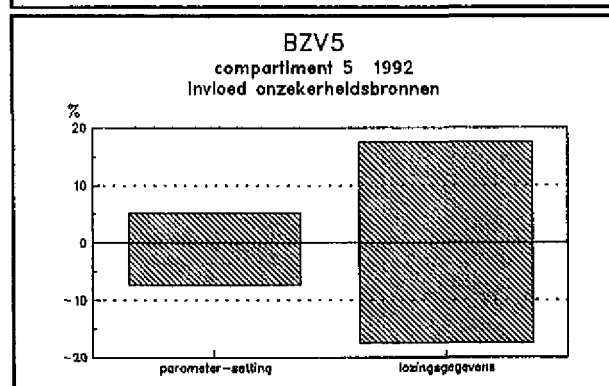
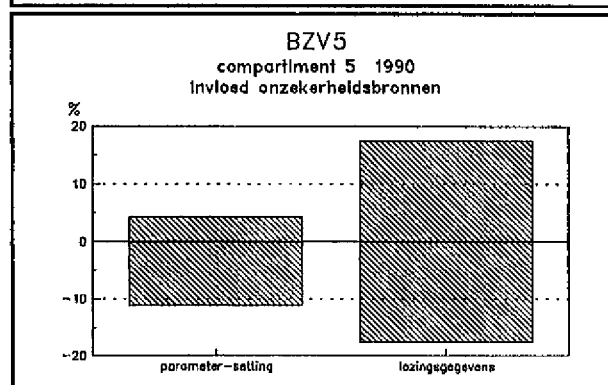
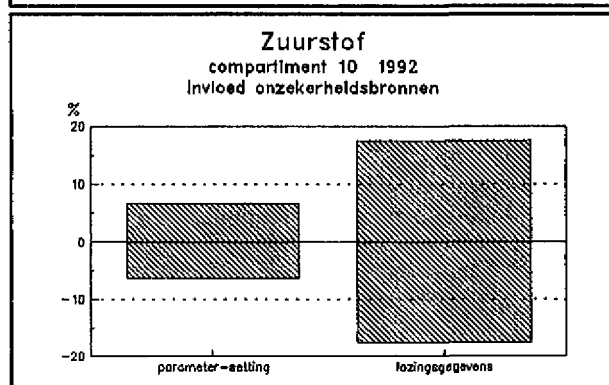
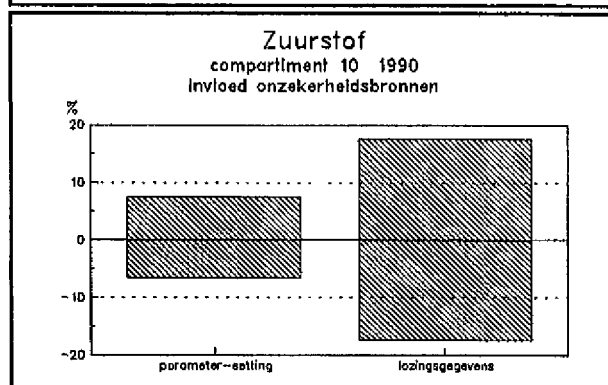
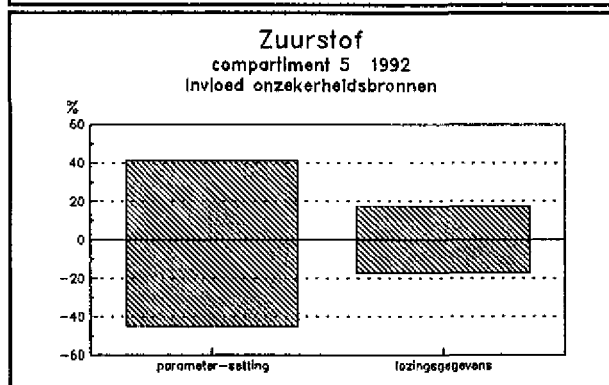
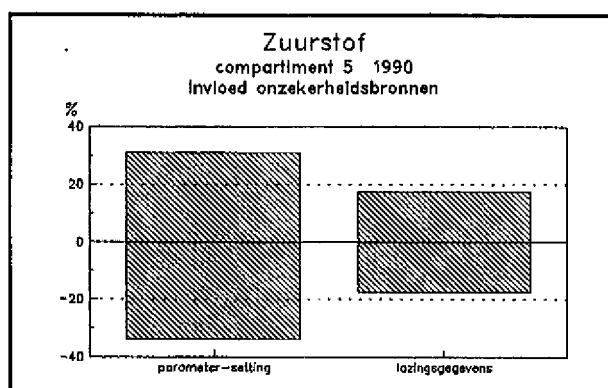
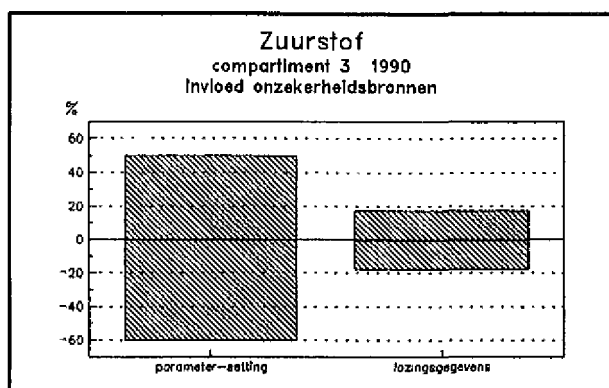
Inhoud:

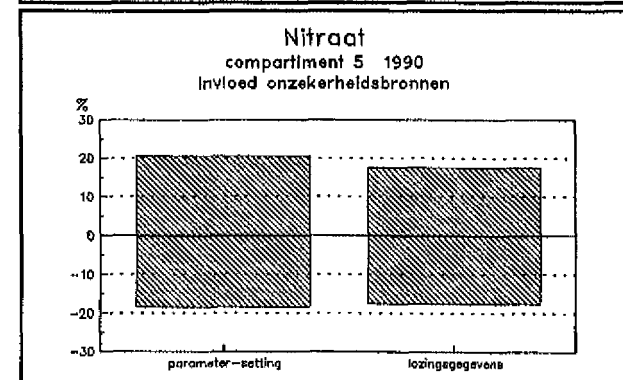
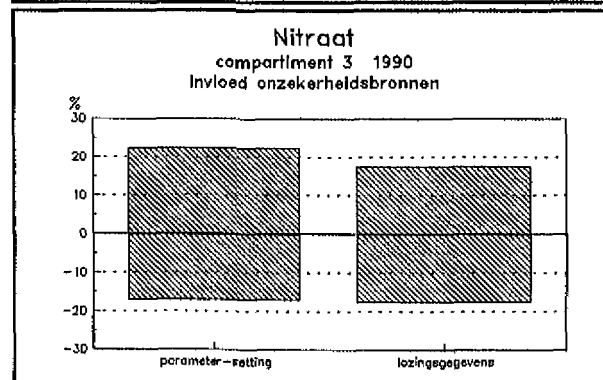
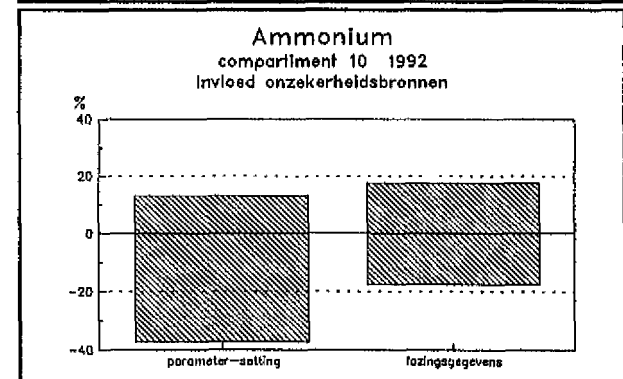
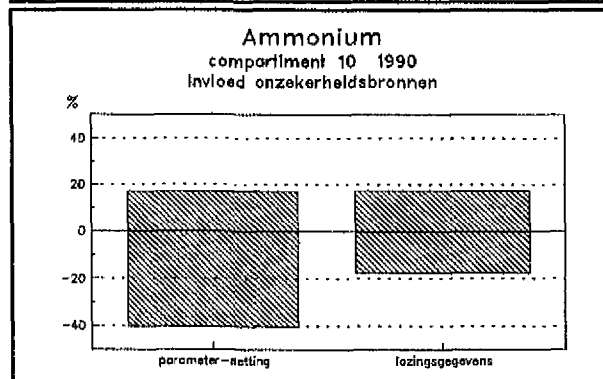
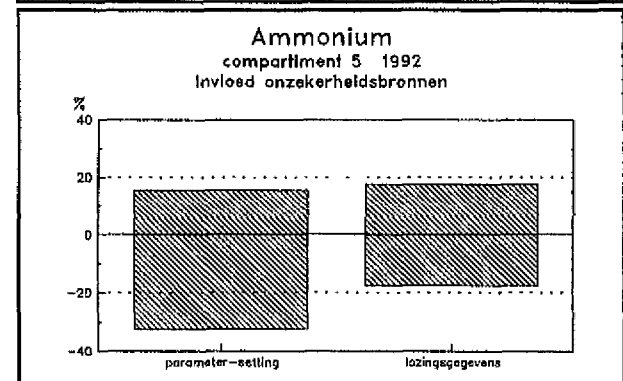
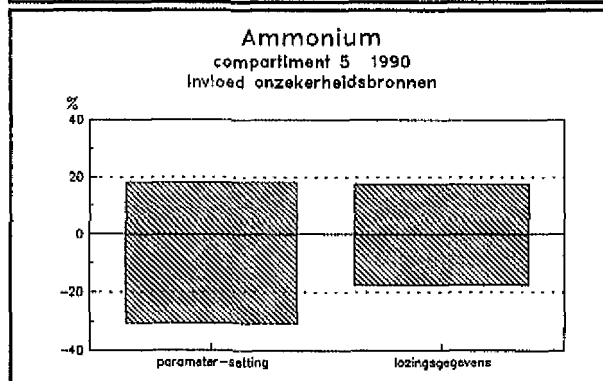
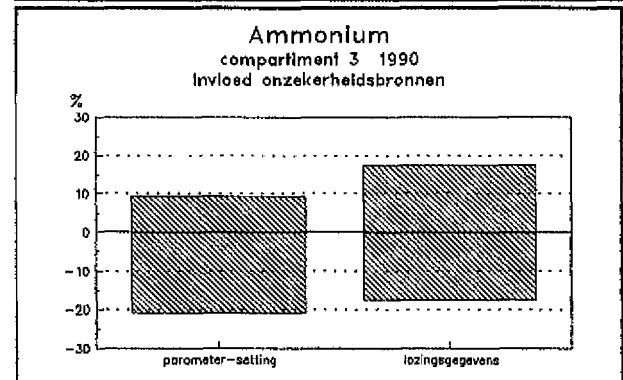
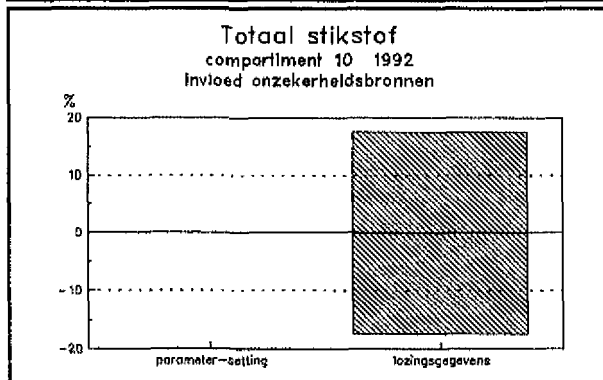
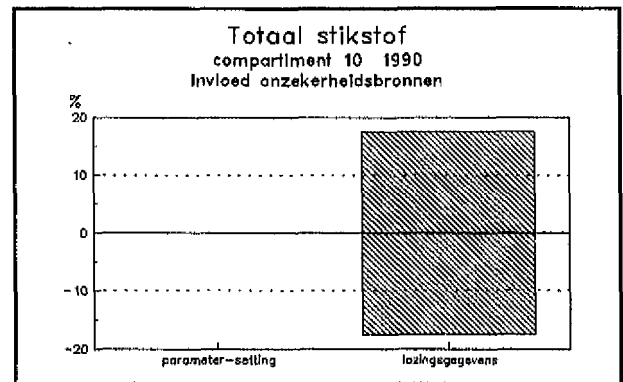
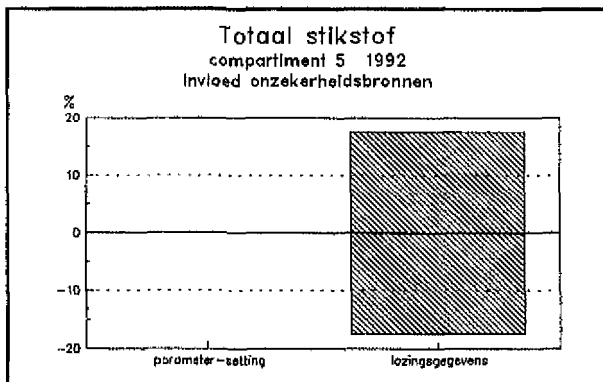
Bijlage I : Staafdiagrammen voor de invloed van de twee onzekerheidsbronnen afzonderlijk op de modelresultaten.

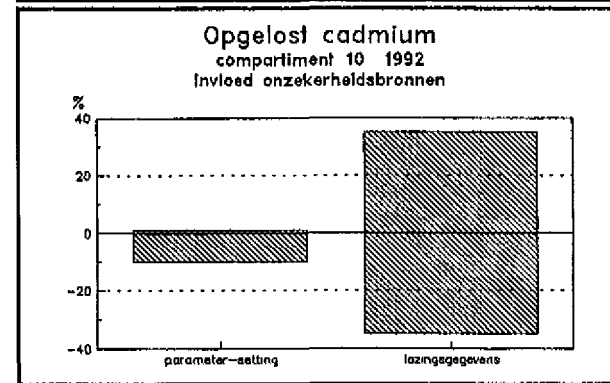
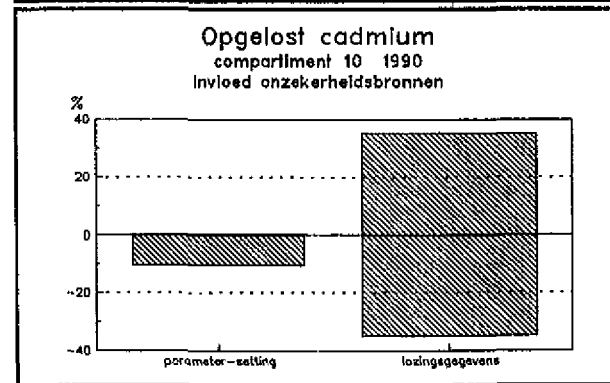
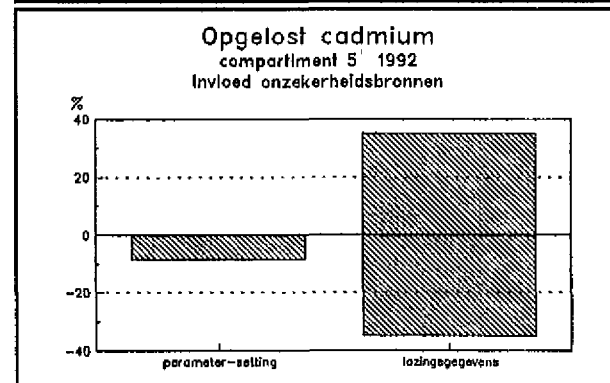
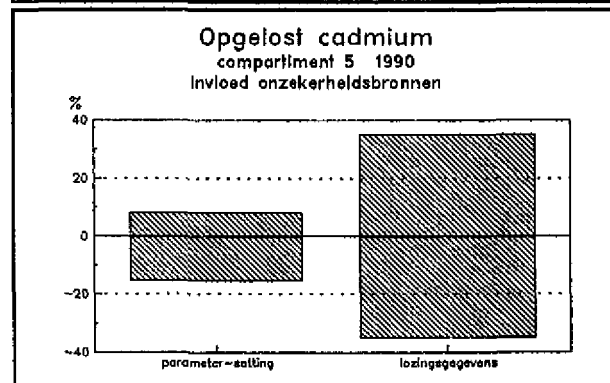
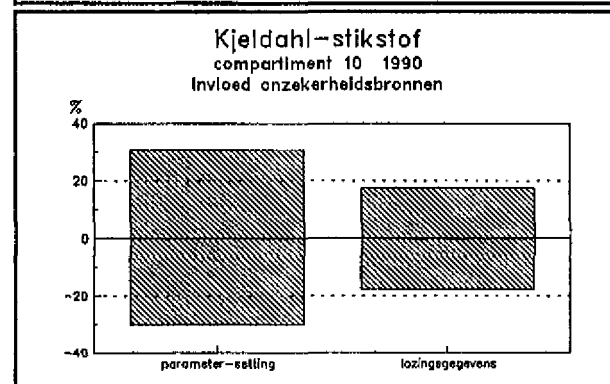
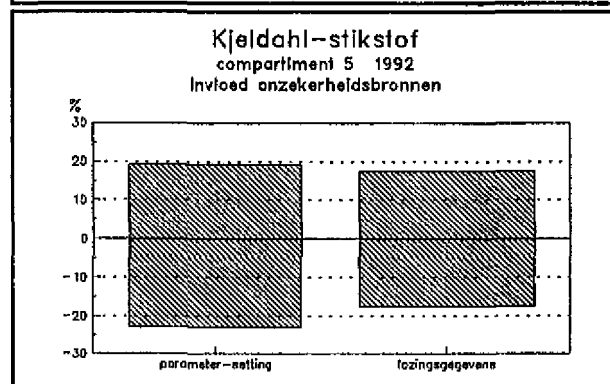
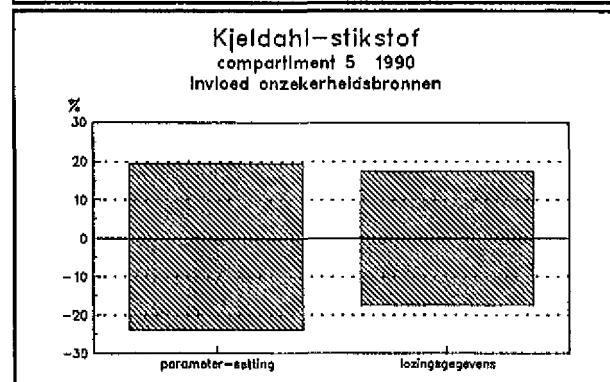
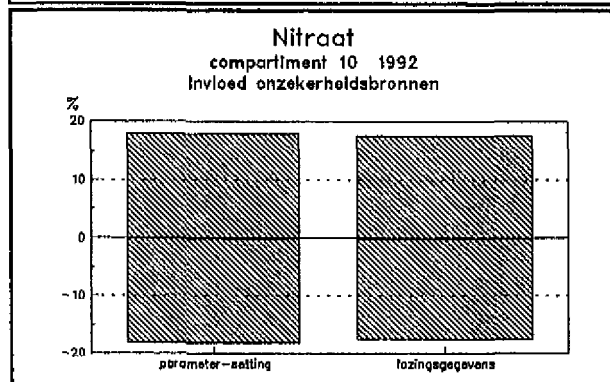
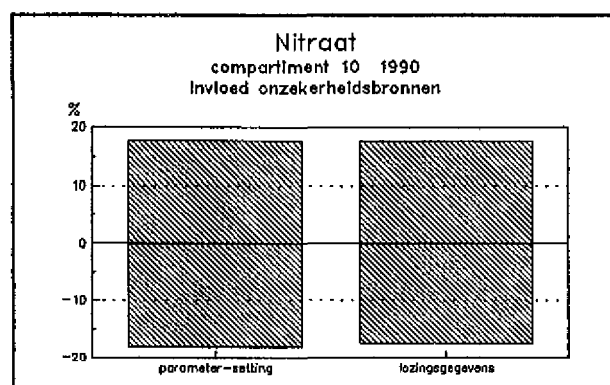
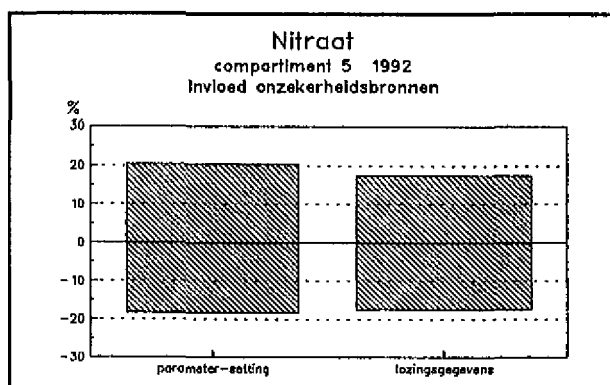
Bijlage II: Grafieken betrouwbaarheidsintervallen

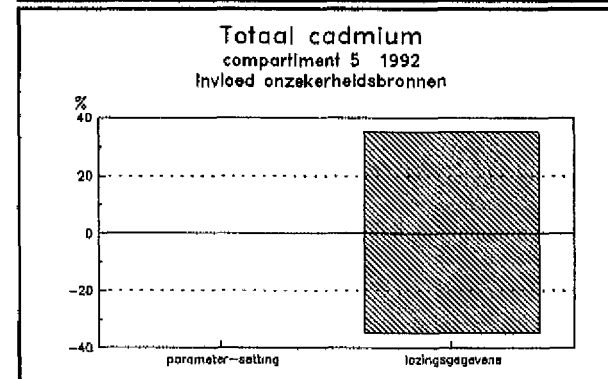
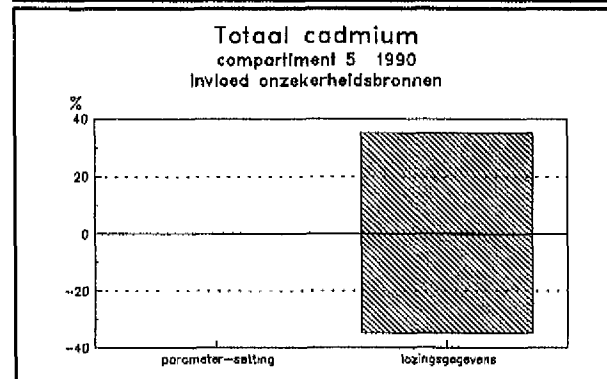
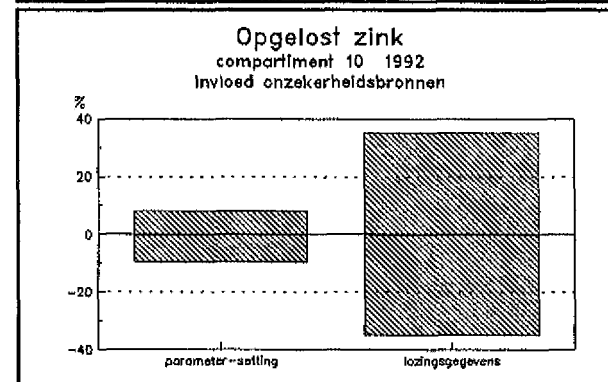
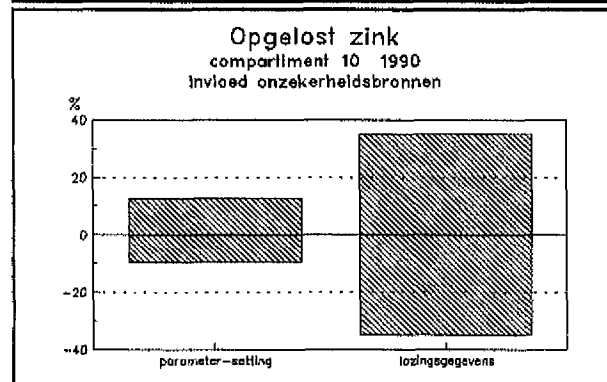
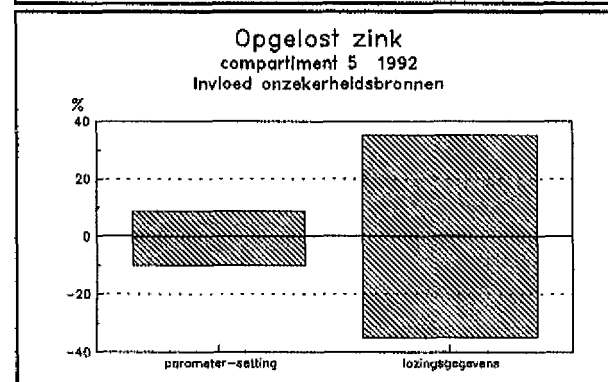
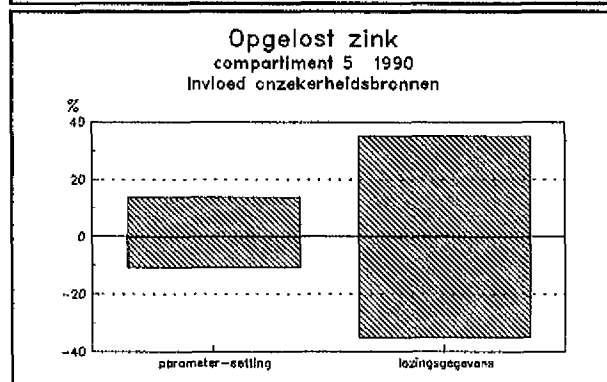
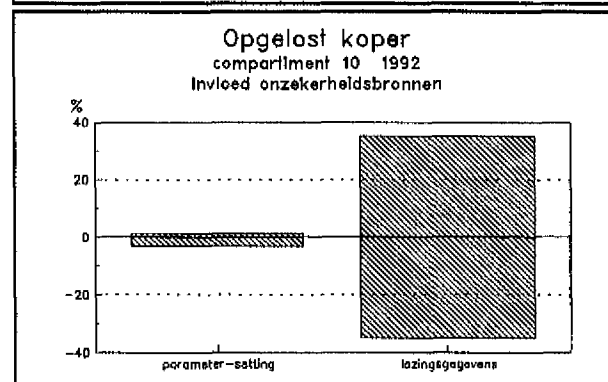
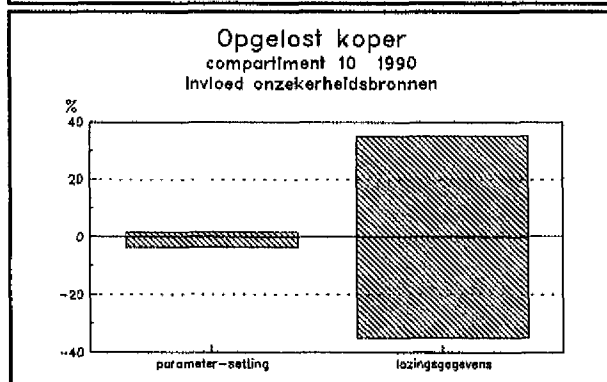
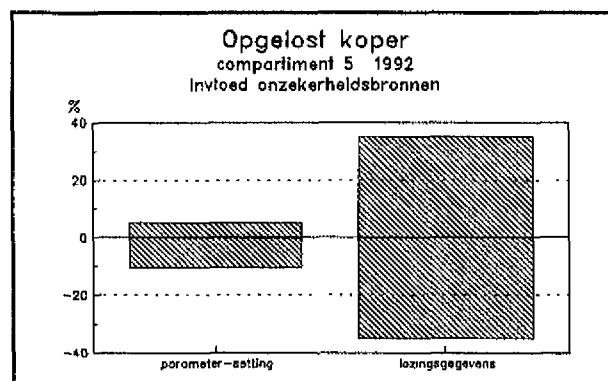
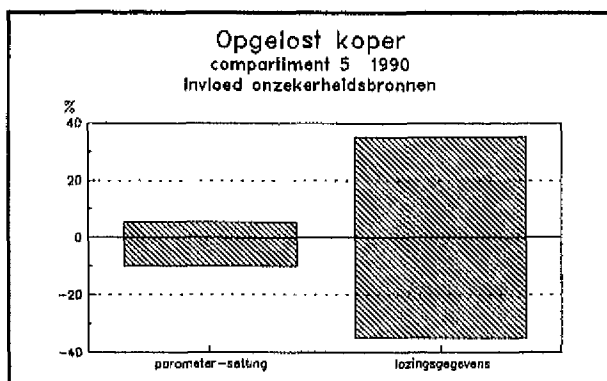
Bijlage I

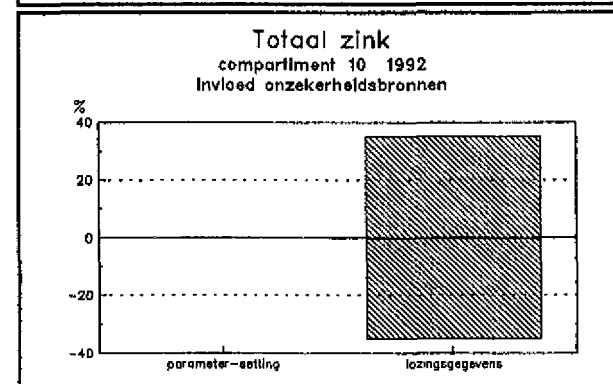
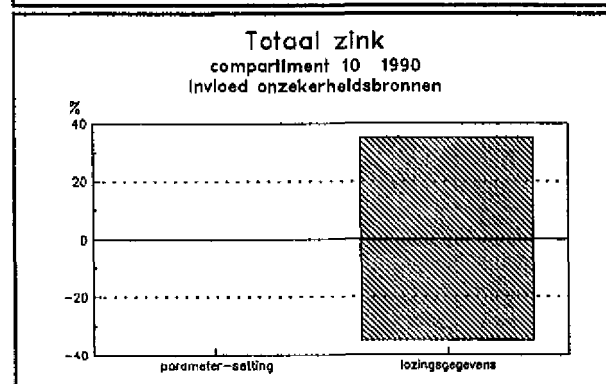
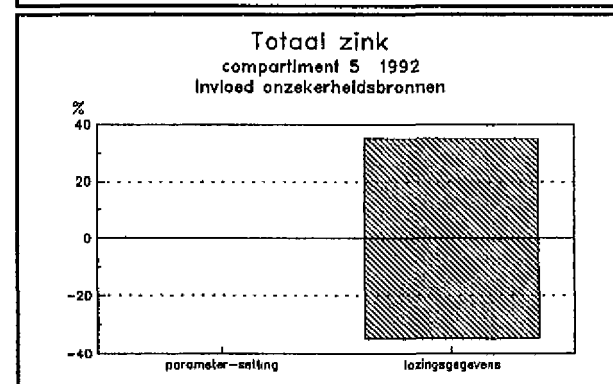
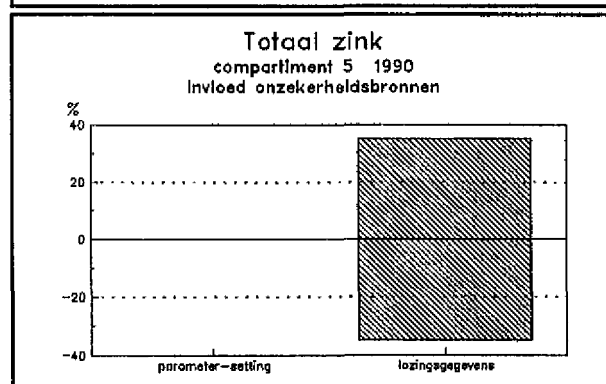
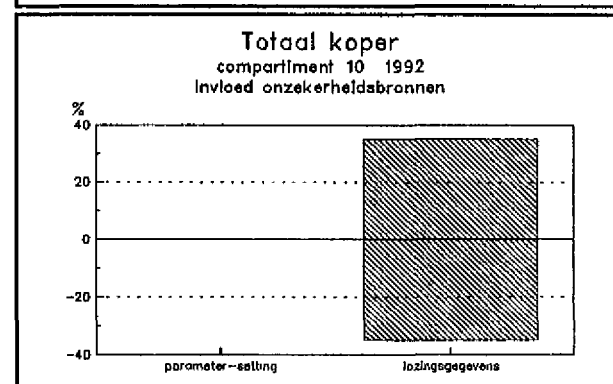
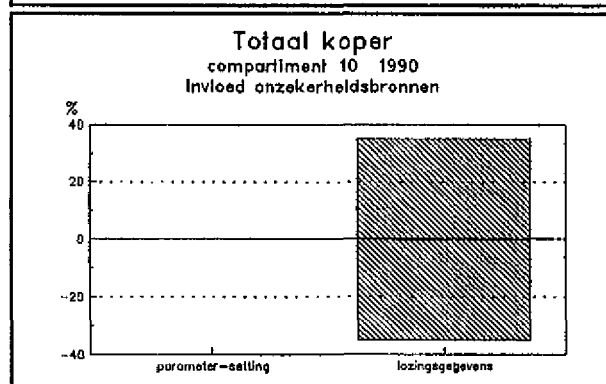
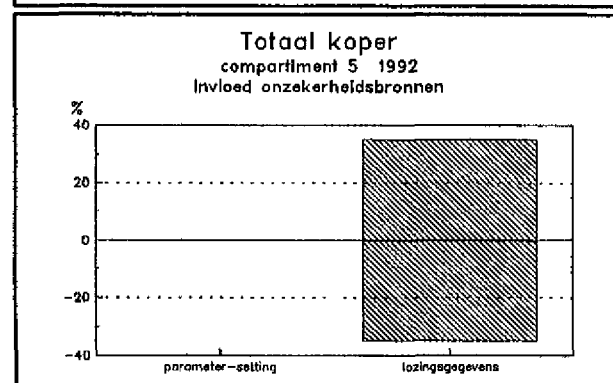
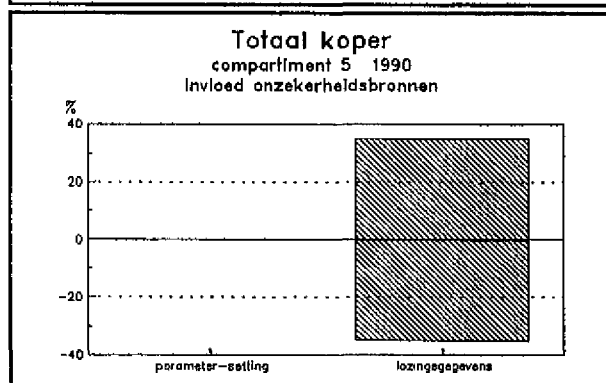
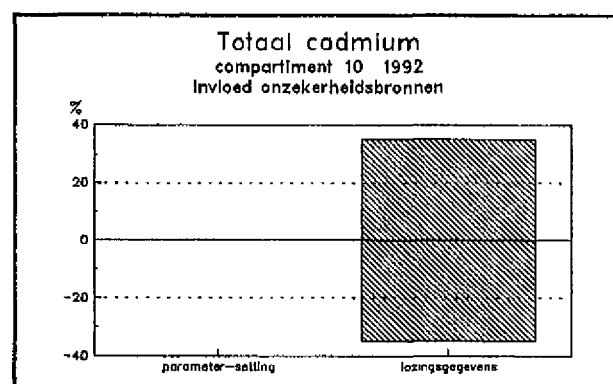
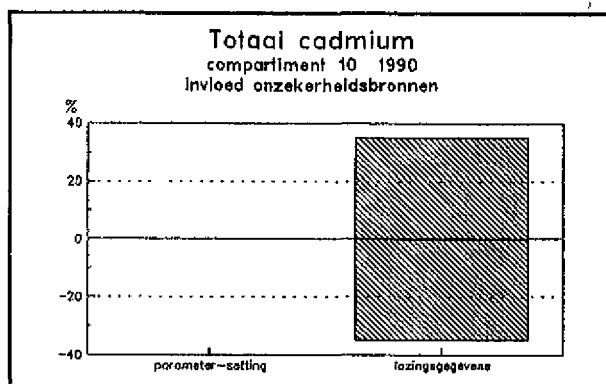
Staafdiagrammen voor de invloed van de twee onzekerheidsbronnen afzonderlijk op de modelresultaten

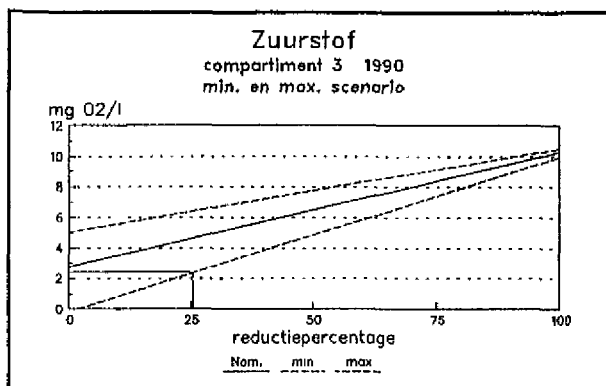




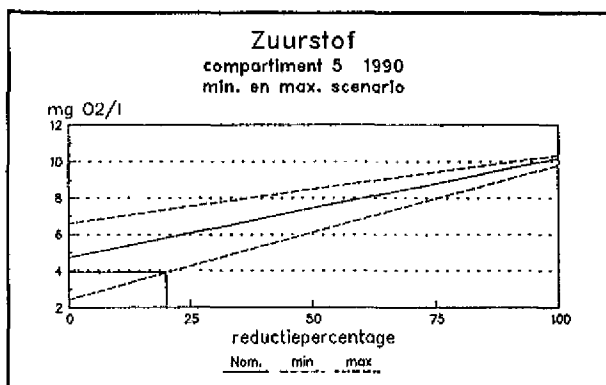




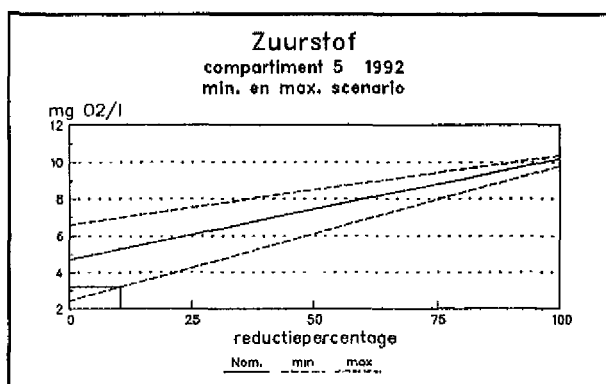




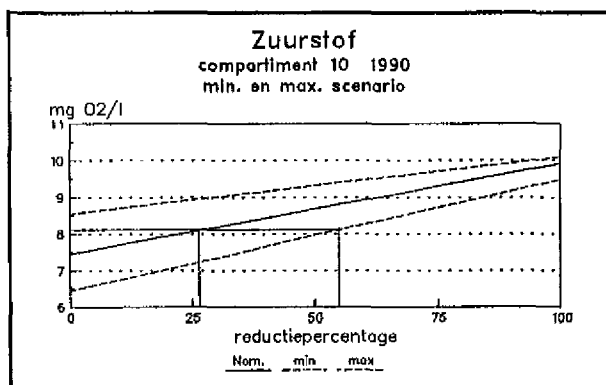
jaargemiddelde: 2,4 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 4 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 48 % tot 26 %



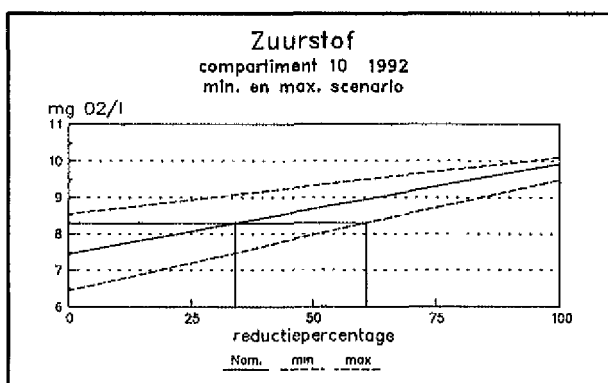
jaargemiddelde: 3,9 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 15 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 72 % tot 20 %



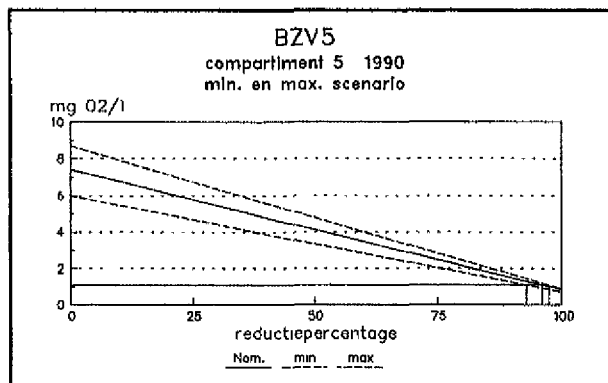
jaargemiddelde: 3,2 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 28 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 90 % tot 11 %



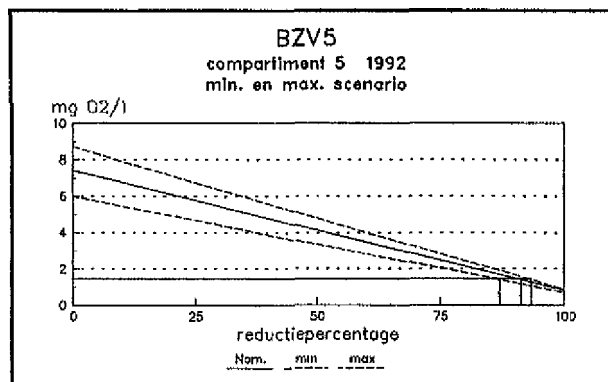
jaargemiddelde: 8,1 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage: 26 %
range betrouwbaarheidsinterval:
-29 % tot 55 %



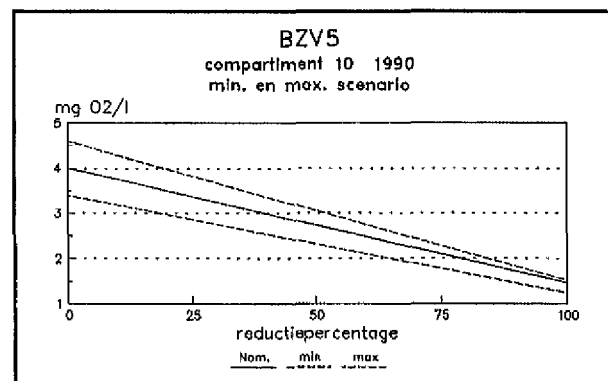
jaargemiddelde: 8,3 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage: 34 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 16 % tot 61 %



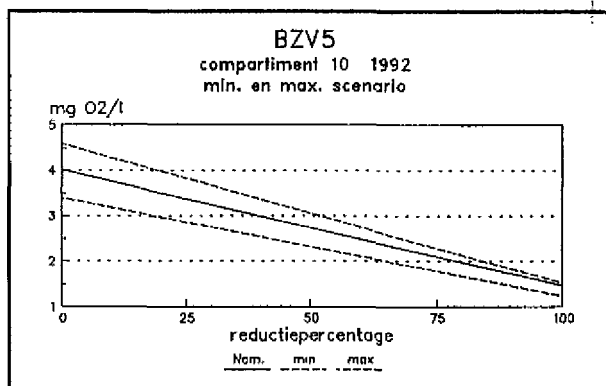
jaargemiddelde: 1,1 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage: 96 %
range betrouwbaarheidsinterval:
93 % tot 97 %



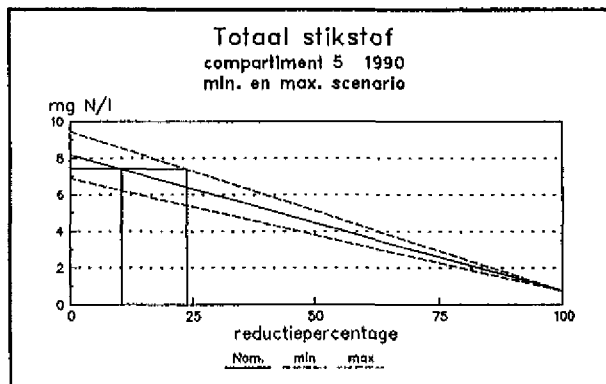
jaargemiddelde: 1,4 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage: 91 %
range betrouwbaarheidsinterval:
87 % tot 93 %



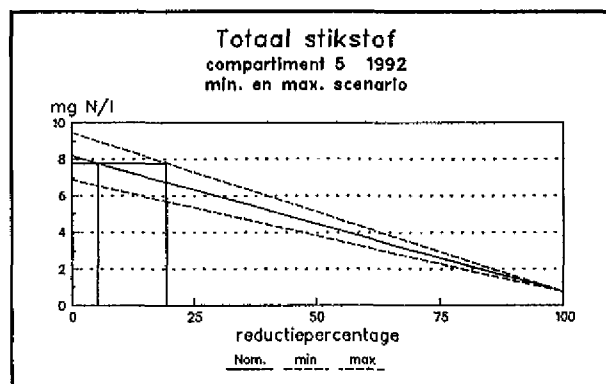
jaargemiddelde: 0,5 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage:
100 % > (134 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
133 % tot 138 %



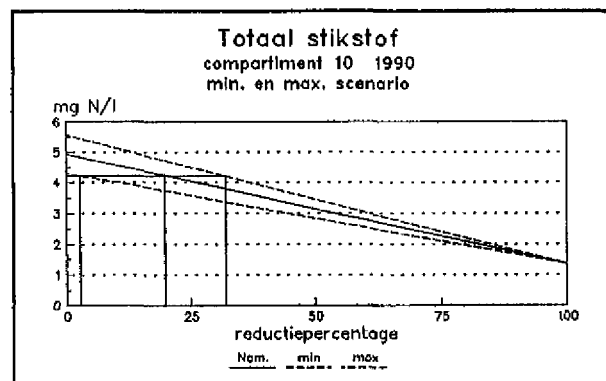
jaargemiddelde: 1,2 mg O₂/l
afgeleid reductiepercentage:
100 % > (110 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
102 % tot 110 %



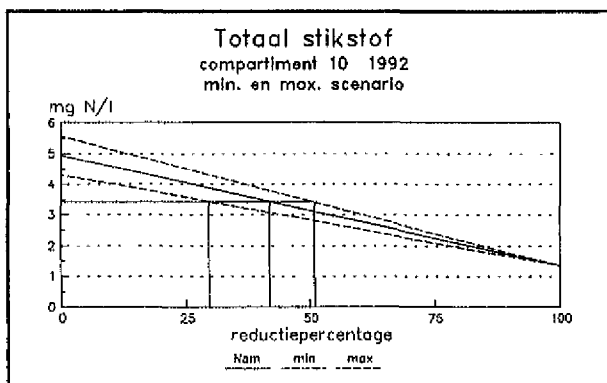
jaargemiddelde: 7,4 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 10 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 9 % tot 24 %



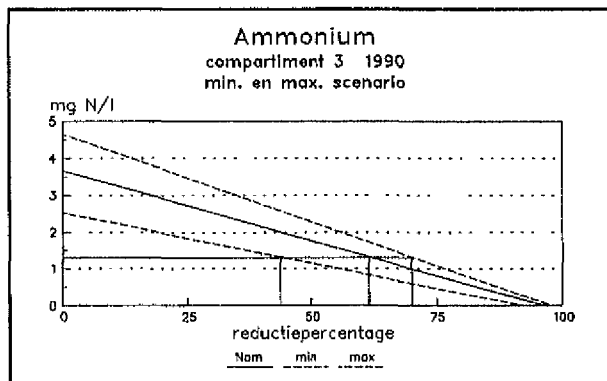
jaargemiddelde: 7,76 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 6 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 15 % tot 19 %



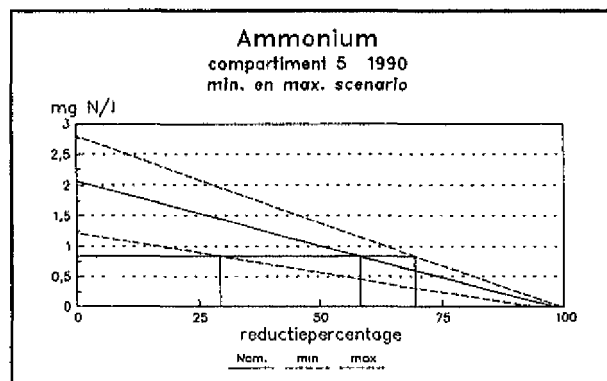
jaargemiddelde: 4,22 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 20 %
range betrouwbaarheidsinterval:
3 % tot 32 %



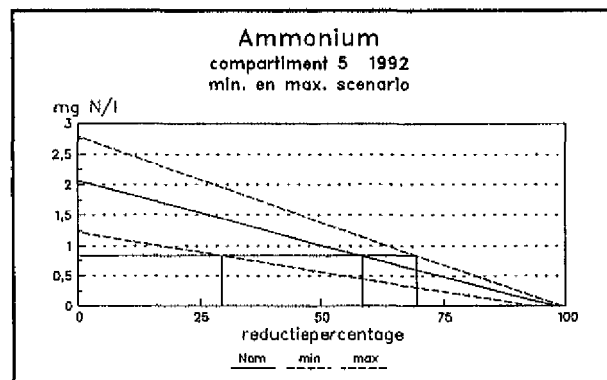
jaargemiddelde: 3,43 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 42 %
range betrouwbaarheidsinterval:
30 % tot 51 %



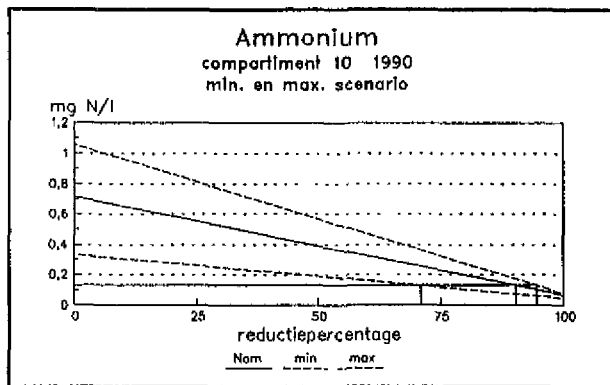
jaargemiddelde: 1,32 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 62 %
range betrouwbaarheidsinterval:
44 % tot 70 %



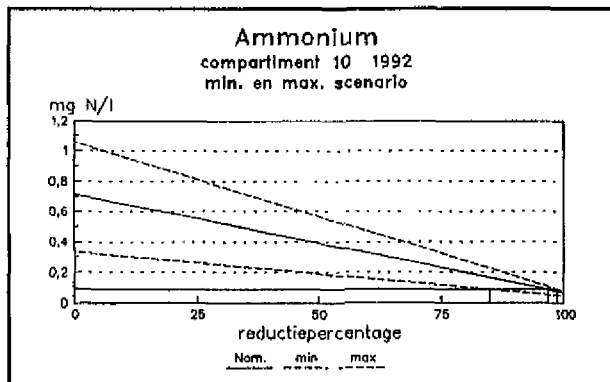
jaargemiddelde: 0,83 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 58 %
range betrouwbaarheidsinterval:
30 % tot 70 %



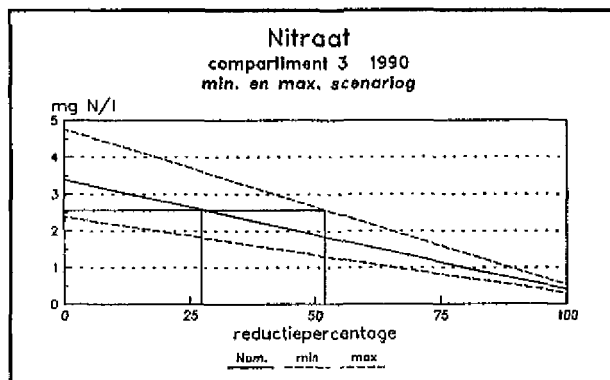
jaargemiddelde: 0,85 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 58 %
range betrouwbaarheidsinterval:
28 % tot 69 %



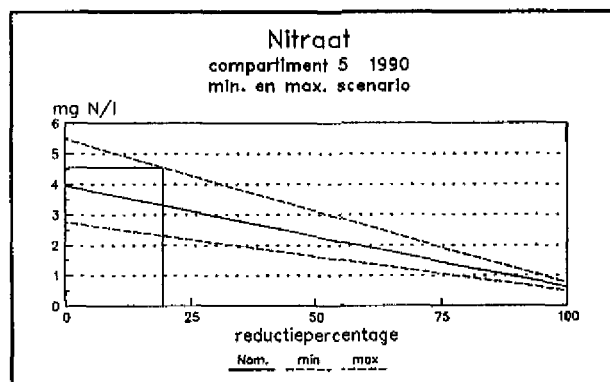
jaargemiddelde: 0,13 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 91 %
range betrouwbaarheidsinterval:
71 % tot 95 %



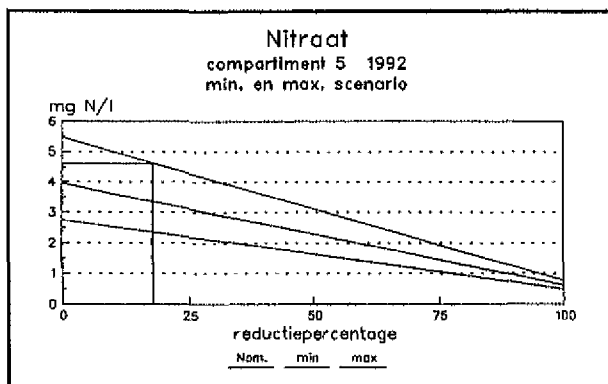
jaargemiddelde: 0,09 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 97 %
range betrouwbaarheidsinterval:
85 % tot 99 %



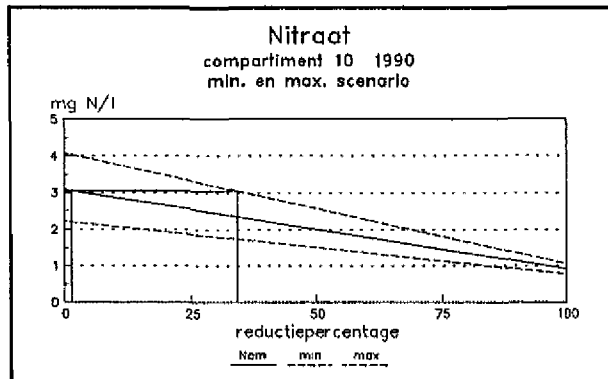
jaargemiddelde: 2,56 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 28 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 8 % tot 52 %



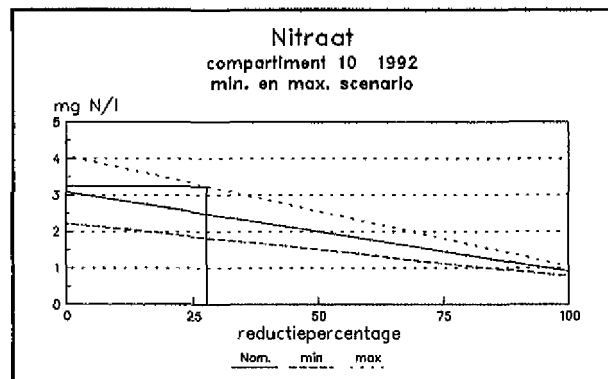
jaargemiddelde: 4,56 mg N/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 18 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 80 % tot 20 %



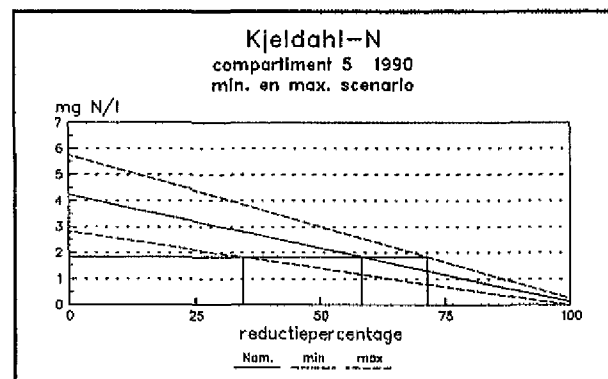
jaargemiddelde: 4,63 mg N/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 20 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 83 % tot 18 %



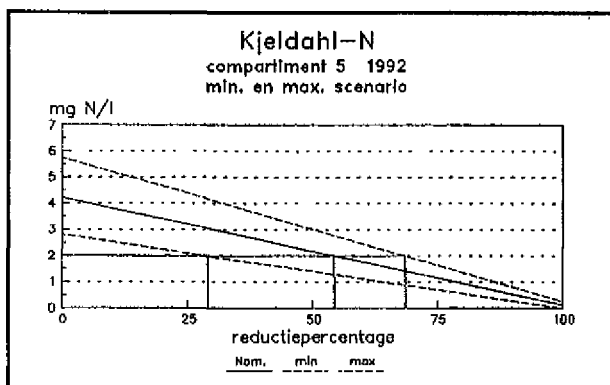
jaargemiddelde: 3,06 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 1 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 59 % tot 34 %



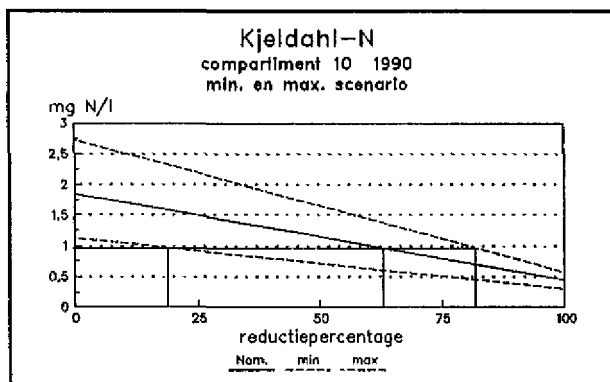
jaargemiddelde: 3,25 mg N/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 8 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 72 % tot 28 %



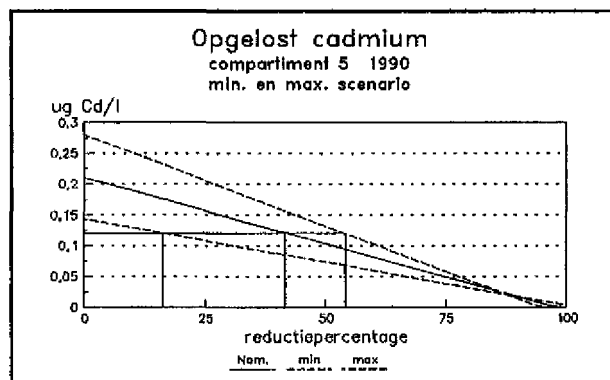
jaargemiddelde: 1,82 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 59 %
range betrouwbaarheidsinterval:
35 % tot 72 %



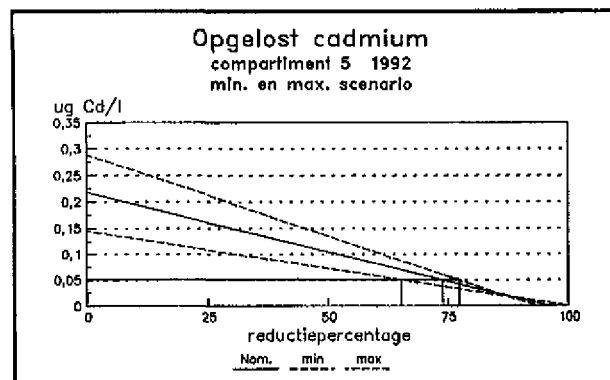
jaargemiddelde: 1,98 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 55 %
range betrouwbaarheidsinterval:
29 % tot 69 %



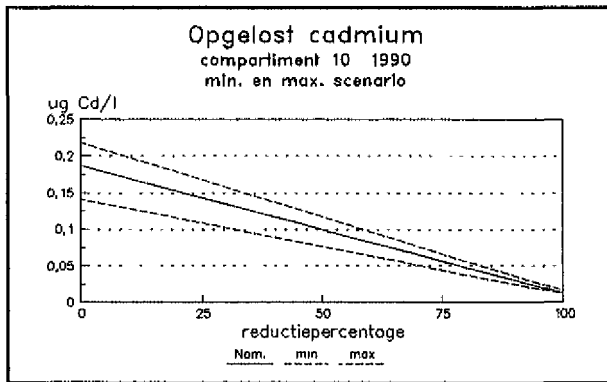
jaargemiddelde: 0,96 mg N/l
afgeleid reductiepercentage: 63 %
range betrouwbaarheidsinterval:
20 % tot 82 %



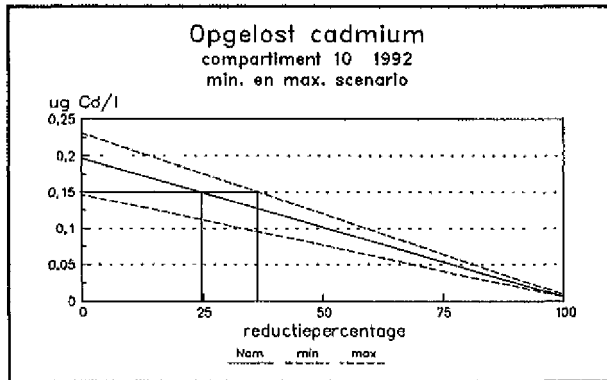
jaargemiddelde: 0,12 μ g Cd/l
afgeleid reductiepercentage: 42 %
range betrouwbaarheidsinterval:
17 % tot 54 %



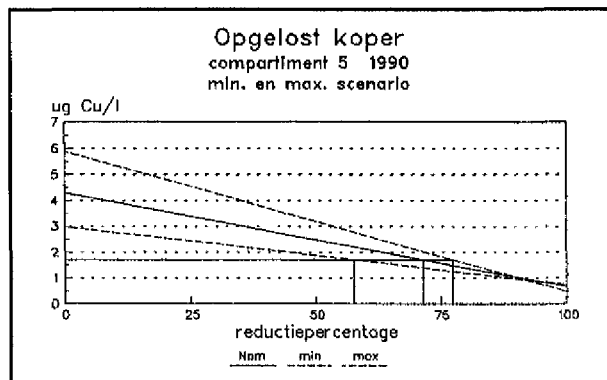
jaargemiddelde: 0,05 μ g Cd/l
afgeleid reductiepercentage: 74 %
range betrouwbaarheidsinterval:
65 % tot 77 %



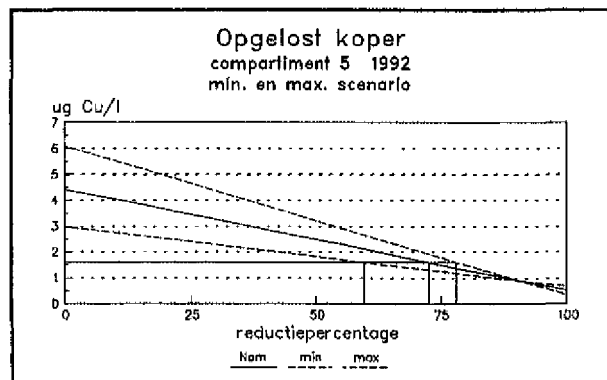
jaargemiddelde: 0,22 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 19 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 62 % tot - 1 %



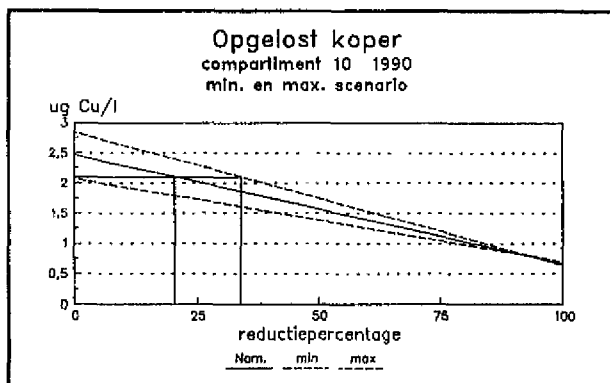
jaargemiddelde: 0,15 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage: 25 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 2 % tot 37 %



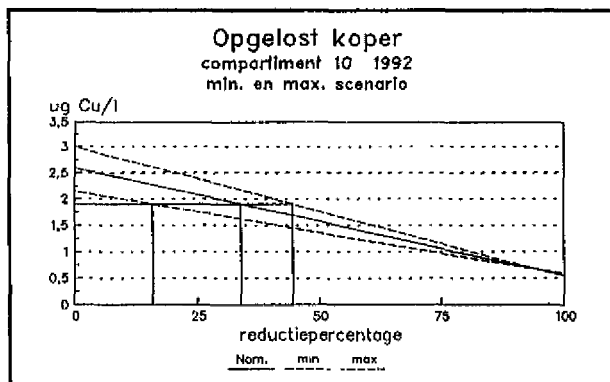
jaargemiddelde: 1,7 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 71 %
range betrouwbaarheidsinterval:
58 % tot 77 %



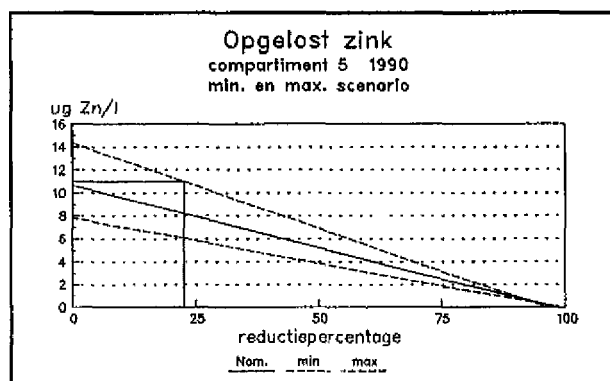
jaargemiddelde: 1,6 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 73 %
range betrouwbaarheidsinterval:
59 % tot 78 %



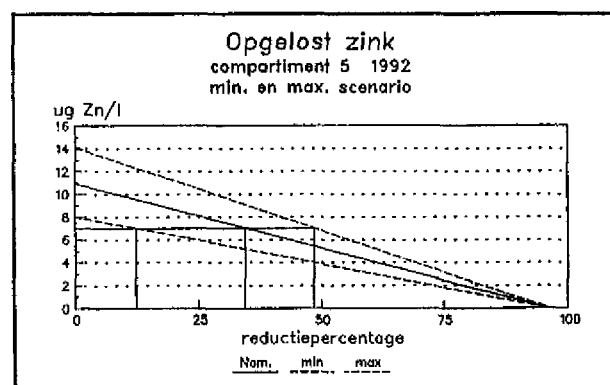
jaargemiddelde: 2,1 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 21 %
range betrouwbaarheidsinterval:
- 2 % tot 34 %



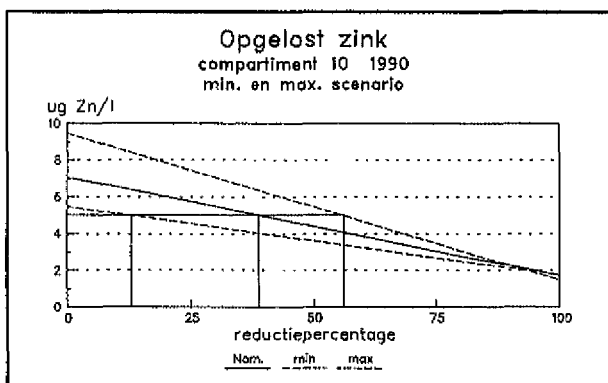
jaargemiddelde: 1,9 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 34 %
range betrouwbaarheidsinterval:
16 % tot 45 %



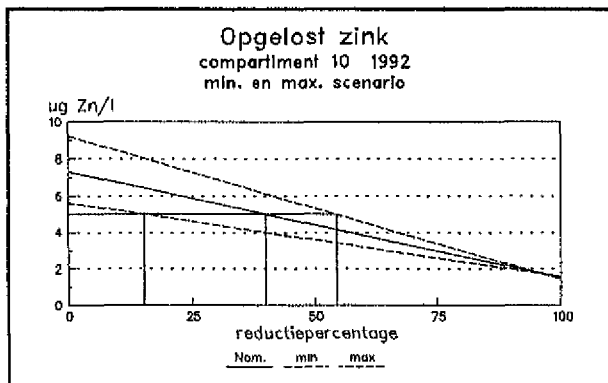
jaargemiddelde: 11 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 3 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 44 % tot 23 %



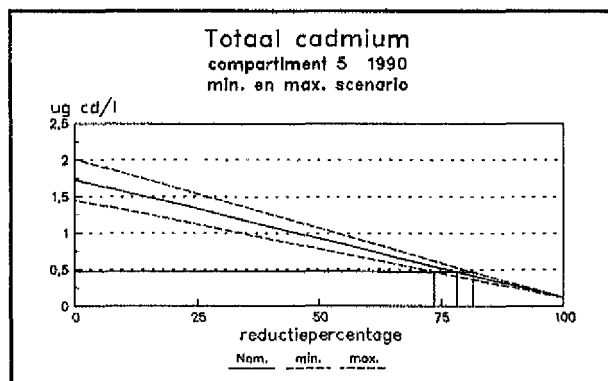
jaargemiddelde: 7 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage: 35 %
range betrouwbaarheidsinterval:
13 % tot 49 %



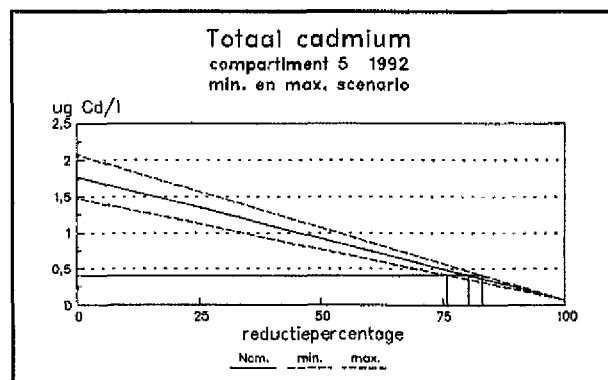
jaargemiddelde: 5 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage: 39 %
range betrouwbaarheidsinterval:
13 % tot 56 %



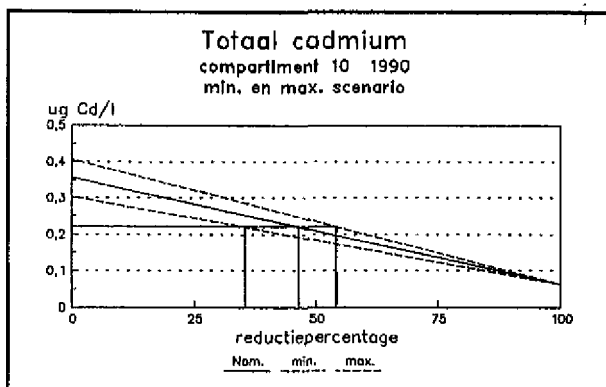
jaargemiddelde: 5 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage: 40 %
range betrouwbaarheidsinterval:
15 % tot 54 %



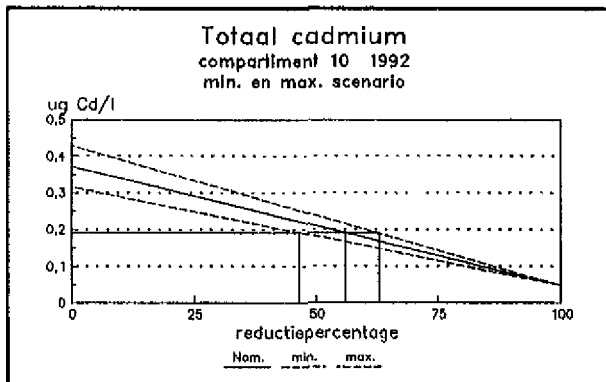
jaargemiddelde: 0,47 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage: 78 %
range betrouwbaarheidsinterval:
73 % tot 81 %



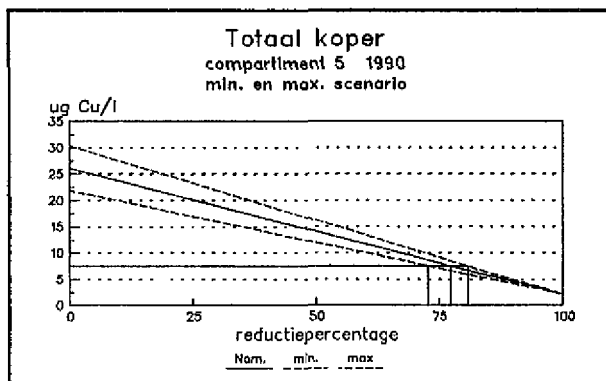
jaargemiddelde: 0,41 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage: 80 %
range betrouwbaarheidsinterval:
76 % tot 83 %



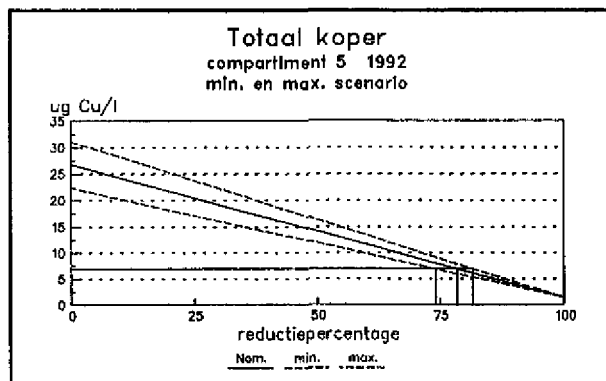
jaargemiddelde: 0,22 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage: 46 %
range betrouwbaarheidsinterval:
35 % tot 54 %



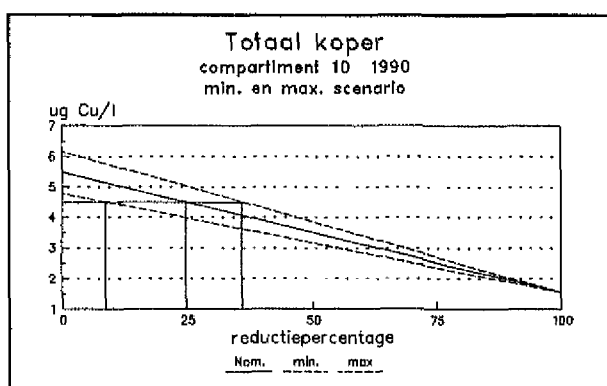
jaargemiddelde: 0,19 $\mu\text{g Cd/l}$
afgeleid reductiepercentage: 56 %
range betrouwbaarheidsinterval:
47 % tot 63 %



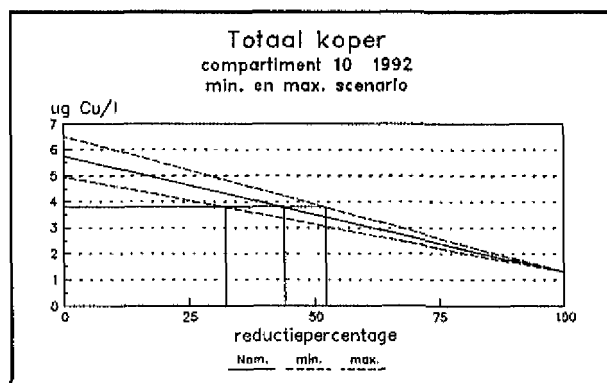
jaargemiddelde: 7,5 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 78 %
range betrouwbaarheidsinterval:
73 % tot 81 %



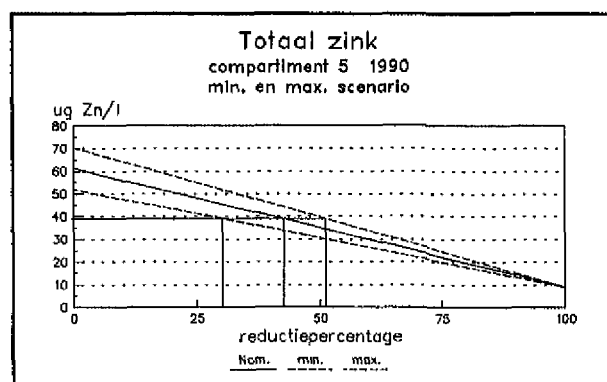
jaargemiddelde: 6,9 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 79 %
range betrouwbaarheidsinterval:
74 % tot 82 %



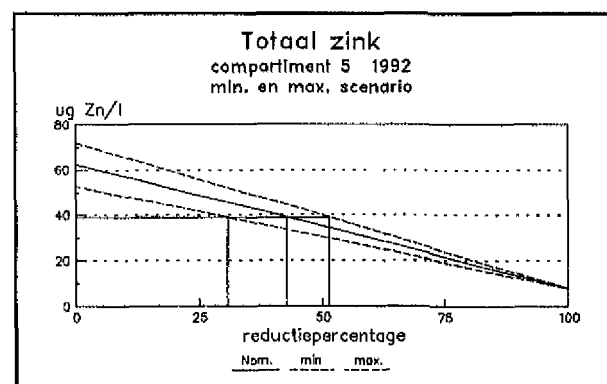
jaargemiddelde: 4,5 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 25 %
range betrouwbaarheidsinterval:
9 % tot 36 %



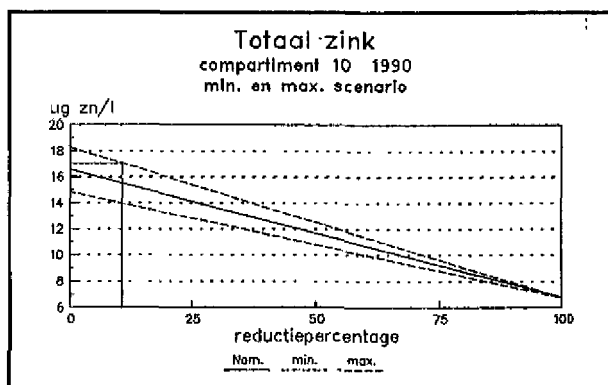
jaargemiddelde: 3,8 $\mu\text{g Cu/l}$
afgeleid reductiepercentage: 44 %
range betrouwbaarheidsinterval:
32 % tot 52 %



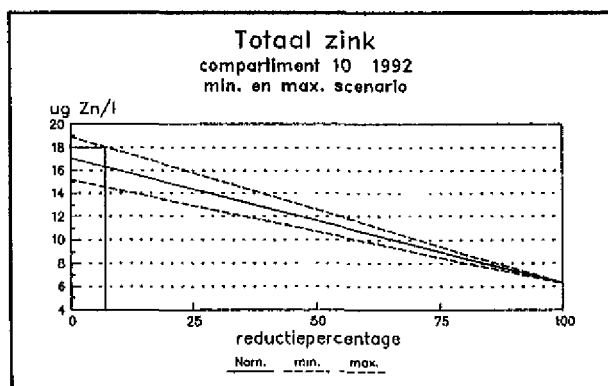
jaargemiddelde: 39 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage: 43 %
range betrouwbaarheidsinterval:
30 % tot 51 %



jaargemiddelde: 39 $\mu\text{g Zn/l}$
afgeleid reductiepercentage: 43 %
range betrouwbaarheidsinterval:
31 % tot 51 %



jaargemiddelde: 17 µg Zn/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 4 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 26 % tot 11 %



jaargemiddelde: 18 µg Zn/l
afgeleid reductiepercentage:
< 0 % (- 9 %)
range betrouwbaarheidsinterval:
- 32 % tot 7 %



Aan

geadresseerde

Contactpersoon

drs. B.J. Kater

Datum

16 mei 1994

Ons kenmerk

RIKZ/

Project

SCHOON

Onderwerp

afstudeerverslag Mart Biersteker

Doorkiesnummer

01180-72299

Bijlage(n)

1

Uw kenmerk

-

Hierbij zend ik u het afstudeerverslag van Mart Biersteker, student Aquatische ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland. Hij heeft gedurende drie maanden stage gelopen bij de Rijksinstituut voor Kust en Zee, gevolgd door een afstudeerperiode van drie maanden.

Tijdens de stage- en afstudeerperiode heeft Mart bepaald in hoeverre de reductiedoelstellingen van het beleidsplan Westerschelde in 1990 en 1992 bereikt waren, en wat de betrouwbaarheid van de gevonden uitspraken is. Als hulpmiddel voor het bepalen van de gehaalde reductiepercentages en de betrouwbaarheidsintervallen is het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium gebruikt.

Met de resultaten uit het afstudeerverslag kan niet alleen een schatting worden gegeven van de mate waarin in 1990 en 1992 aan het beleidsplan Westerschelde was voldaan, maar kan ook een uitspraak worden gedaan over de betrouwbaarheid van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Deze informatie is weer bruikbaar binnen de activiteiten van het project SCHOON en watersysteemverkenningen.

Vestiging Middelburg

Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon 01180-72200

Telefax 01180-16500

In het afstudeerverslag vindt u de resultaten en conclusies van het afstudeerproject. Het afstudeerverslag heeft de status van werkdokument. Dat betekent dat het bedoeld is voor intern gebruik bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee. Bij extern gebruik wordt men verzocht contact op te nemen met de projectleider, Dhr. A.M.B. Holland.

De Hoofdingenieur-directeur,
namens deze,
Hoofd van de afdeling Advies en Beleidsanalyse Delta.



ir. H. Smit

Verzendlijst bij het afstudeerverslag "Onzekerheidsanalyse van de modelresultaten van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium" van Mart Biersteker, student Aquatische Ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland.

RIKZ Middelburg

Bert van Eck
Albert Holland
Bram Schouwenaar (archief SCHOON)
Henk Smit
Belinda Kater
Frits Lefèvre
Bibliotheek
Schelde Informatie Centrum

RIKZ Den Haag

Henk de Kruik (WSV*analyse)
Erik Stutterheim (WSV*analyse)
Mike Waltmans (WSV*analyse)
Bibliotheek

RIKZ Haren

Arike Tomson (WSV*analyse)
Bibliotheek

Directie Zeeland

Frans de Bruijkere

Waterloopkundig Laboratorium Delft

Marja Menken (WSV*analyse)

Hogeschool Zeeland

Mart Biersteker
Dolf Evenberg
Archief



Aan

geadresseerde

Contactpersoon

drs. B.J. Kater

Datum

16 mei 1994

Ons kenmerk

RIKZ/

Project

SCHOON

Onderwerp

afstudeerverslag Mart Biersteker

Doorkiesnummer

01180-72299

Bijlage(n)

1

Uw kenmerk

-

Hierbij zend ik u het afstudeerverslag van Mart Biersteker, student Aquatische ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland. Hij heeft gedurende drie maanden stage gelopen bij de Rijksinstituut voor Kust en Zee, gevolgd door een afstudeerperiode van drie maanden.

Tijdens de stage- en afstudeerperiode heeft Mart bepaald in hoeverre de reductiedoelstellingen van het beleidsplan Westerschelde in 1990 en 1992 bereikt waren, en wat de betrouwbaarheid van de gevonden uitspraken is. Als hulpmiddel voor het bepalen van de gehaalde reductiepercentages en de betrouwbaarheidsintervallen is het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium gebruikt.

Met de resultaten uit het afstudeerverslag kan niet alleen een schatting worden gegeven van de mate waarin in 1990 en 1992 aan het beleidsplan Westerschelde was voldaan, maar kan ook een uitspraak worden gedaan over de betrouwbaarheid van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Deze informatie is weer bruikbaar binnen de activiteiten van het project SCHOON en watersysteemverkenningen.

Vestiging Middelburg

Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon 01180-72200

Telefax 01180-16500

In het afstudeerverslag vindt u de resultaten en conclusies van het afstudeerproject. Het afstudeerverslag heeft de status van werkdokument. Dat betekent dat het bedoeld is voor intern gebruik bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee. Bij extern gebruik wordt men verzocht contact op te nemen met de projectleider, Dhr. A.M.B. Holland.

De Hoofdingenieur-directeur,
namens deze,
Hoofd van de afdeling Advies en Beleidsanalyse Delta.



ir. H. Smit

Verzendlijst bij het afstudeerverslag "Onzekerheidsanalyse van de modelresultaten van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium" van Mart Biersteker, student Aquatische Ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland.

RIKZ Middelburg

Bert van Eck
Albert Holland
Bram Schouwenaar (archief SCHOON)
Henk Smit
Belinda Kater
Frits Lefèvre
Bibliotheek
Schelde Informatie Centrum

RIKZ Den Haag

Henk de Kruik (WSV*analyse)
Erik Stutterheim (WSV*analyse)
Mike Waltmans (WSV*analyse)
Bibliotheek

RIKZ Haren

Arike Tomson (WSV*analyse)
Bibliotheek

Directie Zeeland

Frans de Bruijkere

Waterloopkundig Laboratorium Delft

Marja Menken (WSV*analyse)

Hogeschool Zeeland

Mart Biersteker
Dolf Evenberg
Archief