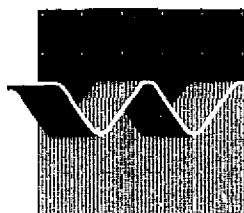


Uitbreiding waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium met fosfor

M.R.L. Ouboter
G.T.M. van Eck



waterloopkundig laboratorium | WL

Inhoud

Samenvatting	1 — 1
1 Inleiding	1 — 1
1.1 Probleemanalyse.	1 — 1
1.3 Doelstelling van het onderzoek.	1 — 1
1.4 Aanpak.	1 — 2
1.5 Opbouw van het rapport.	1 — 3
2 Randvoorwaarden en processen.	2 — 1
2.1 Fosforbelastingen.	2 — 1
2.2 Transport van particulier fosfaat.	2 — 2
2.3 Effect van de pH op de verdeling van fosfaat tussen slib en water.	2 — 2
2.4 IJzerprecipitatie in de redoxovergang	2 — 4
2.5 Fosfaatopname in algen en algen gerelateerd detritus	2 — 6
2.6 Uitwisseling van fosfaat tussen water en bodem.	2 — 6
3 Resultaten	3 — 1
3.1 Uitgevoerde modelruns	3 — 1
3.2 Belastingen	3 — 1
3.3 Resultaten run 1 met uitsluitend transport.	3 — 2
3.4 Resultaten run 2 met de pH-afhankelijke berekening van de opgeloste orthofosfaatspecies en particuliere fosfaatgehalten.	3 — 3
3.5 Resultaten run 3 met de zuurstof- en nitraatafhankelijke hoeveelheid (fosfaat)adsorbens.	3 — 4
3.6 Resultaten run 4 met algengroei.	3 — 4

	3.7 Resultaten run 5 met uitwisseling van particulier fosfaat tussen water en bodem via de slibuitwisseling.	3 — 4
4	Discussie	4 — 1
5	Conclusies	5 — 1
6	Aanbevelingen	6 — 1
7	Literatuur	7 — 1
	Lijst van figuren	Fig — 1

Samenvatting

Gebaseerd op een data-analyse naar het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium van van Eck (1994) en Zwolsman (1994) is een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheid tot modellering van fosfor in dit estuarium.

Uit de data-analyse blijkt dat het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium, behalve door transport, door de volgende processen wordt bepaald:

- De desorptie van orthofosfaat door het stroomafwaarts langzaam toenemende zoutgehalte en pH;
- De neerslag van ijzerhydroxyde, het fosfaatadsorbens, in de zomer in het deel tussen Rupelmonde en Antwerpen bij de overgang van geen zuurstof naar wel zuurstof en de daarop volgende adsorptie van orthofosfaat;
- De opname van orthofosfaat door algen.

Het belang van de bodem water uitwisseling van fosfor voor het verklaren van het gedrag van fosfor in de waterkolom is op basis van de vooranalyse onzeker.

In vijf opeenvolgende modelruns met een toenemende procesformuleringen, is kwantitatief vastgesteld of de genoemde factoren het gedrag daadwerkelijk kunnen verklaren. De eenvoudigste (eerste) run bevatte alleen transport en geen processen. De waargenomen desorptie bij toenemend zoutgehalte is in de tweede run gemodelleerd door een particuliere ijzerfosfaat fase te definiëren waarin naast $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{FePO}_4 \cdot \text{OH}_{1.5}$ voorkomt. Deze fase is in evenwicht met de waterige species PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} en H_2PO_4^- . Voor de hoeveelheid ijzeradsorbens is een constante waarde gebruikt omdat de dataset geen informatie over de hoeveelheid ijzeradsorbens bevat. De benodigde Gibbsenergieën (evenwichtsconstanten) zijn bepaald via autocalibratie. De monsters waarin nitraat en zuurstof onder een bepaalde drempelwaarde lagen waren, daarbij uitgesloten (zie hierna). Omdat de hoge particuliere gehalten bij de hoogste pH waarden te kunnen verklaren is bovendien calciumfosfaat aan de systeemdefinitie toegevoegd. Voor het transport van particulier P is nagegaan of dit beter met het water of met het slib kan worden getransporteerd. De resultaten met transport van particulier ijzerfosfaat met het slib en particulier calciumfosfaat met het water gaven daarbij de beste berekening van de totaal fosforconcentratie in water.

De precipitatie van ijzerhydroxyde bij de overgang van geen naar wel zuurstof in het water is in de derde run aan de systeemdefinitie toegevoegd door aan te nemen dat de hoeveelheid fosfaatadsorbens vermindert als de nitraat en zuurstof concentraties onder een bepaalde drempelwaarde liggen. Achtergrond hiervan is dat als de elektronenacceptor nitraat is uitgeput een deel van het ijzer(III)hydroxyde oplost tot (opgelost) ijzer(II). Onder de nitraat en zuurstof drempel wordt de hoeveelheid fosfaatadsorbens daarom vermenigvuldigd met 0.66. Deze factor is ook door autocalibratie verkregen.

Voor de opname en afgifte van fosfaat door algen in de vierde run zijn de formuleringen en procescoëfficiënten van DYNAMO overgenomen.

De uitwisseling tussen bodem en water in de vijfde run is alleen gemodelleerd met de in SAWES beschikbare formuleringen; deze betreffen uitsluitend een uitwisseling zoals het slib van particulier ijzerfosfaat.

De conservatieve berekening levert al een goede reproductie van de metingen. De desorptie bij stijging van de pH langs de as van het estuarium wordt min of meer toevallig gesimuleerd doordat de zijdelingse lozingen met name bestaan uit orthofosfaat.

Het basis model zoals gebruikt in de tweede run met opgeloste orthofosfaat species, particulier ijzer- en calciumfosfaat en het transport van ijzerfosfaat zoals slib berekent de pH afhankelijke verdeling tussen particulier fosfaat en de opgeloste orthofosfaat species en de totaalfosfaatconcentratie globaal al goed. De afwijkingen in de zomer bij de zuurstofloze omstandigheden in het gebied tussen Rupelmonde en Antwerpen kunnen goed verklaard worden door daaraan (run3) de afhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens van de zuurstof en nitraat concentratie toe te voegen. De resten verschillen tussen gemeten en berekende concentraties kunnen goed met door het jaar heen variabele aanvoer van ijzerhydroxyde en het niet instantaan maar geleidelijk oplossen daarvan worden verklaard.

Opname van fosfaat in levend en dood algenmateriaal speelt geen kwantitatieve rol van betekenis. Het effect van algenbloei op de verdeling van fosfaat wordt bepaald door de hoge pH's tijdens algenbloei, waarbij calciumfosfaat precipiteert.

De (evenwichts) bodemgehalten bij uitwisseling van ijzerfosfaat tussen bodem en water in de vijfde run komen in het brakke en zoute deel van het estuarium overeen met gemeten bodemgehalten. In het zoete(re) deel echter worden lagere gehalten berekend dan gemeten. Omdat het model door de intensieve uitwisseling van slib tussen bodem en water gelijke gehalten in water en bodem berekent en de in water berekende totaal concentraties al te hoog zijn, kan de verklaring voor dit verschil alleen de aanwezigheid van een inerte fosforfractie in de bodem van het zoete(re) deel of de afwezigheid van de intensieve uitwisseling in het zoete(re) deel zijn waarbij in het laatste geval het hoge gehalte komt door vroegere hogere belastingen.

Aanbevolen wordt om de invloed van de uitwisseling van opgelost fosfor op de bodem water uitwisseling en het verschil tussen de gemeten en berekende fosforgehalten van de bodem van het zoete deel van het estuarium nader te bekijken en in de toekomst in het zoete deel van het estuarium de concentratie van opgelost ijzer en van particulier ijzerhydroxyde, het fosfaatadsorbens, te gaan bepalen.

1 Inleiding

In 1991 heeft WL in opdracht van en in samenwerking met Rijkswaterstaat, RIKZ, de toenmalige Dienst Getijdewateren, in het kader van het project SAWES (Systeem Analyse WESTerschelde) het waterkwaliteitsmodel van het Schelde-estuarium opgeleverd (WL, 1991). In het kader van Watersysteem Verkenningen (wsv) is besloten fosfor (P) aan het waterkwaliteitsmodel toe te voegen. Daarnaast zal fosfor ook deel uitmaken van het nieuwe DSS dat in het kader van het EG-project LIFE-Westerschelde wordt gemaakt.

In augustus 1994 is door RIKZ in de persoon van dr. G.T.M. van Eck (Opdrachtbonnummer 42942284) in het kader van het project WSV*ANALYSE, WL verzocht het SAWES-waterkwaliteitsmodel uit te breiden met fosfor.

Het project is vanuit RIKZ begeleid door dr. G.T.M. van Eck. Het WL-projectteam bestond uit J.K.L. van Beek, drs. N.M. de Rooij en drs. M.R.L. Ouboter. Laatstgenoemde was projectleider en samen met van Eck auteur van dit rapport. De kwaliteitscontrole binnen WL van het rapport is verzorgd door ir. J.G.C. Smits.

1.1 Probleemanalyse

De basis voor het beschrijven van het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium vormt het artikel van Zwolsman (1994) en het RIKZ-Werkdocument van Van Eck (1994). Zij postuleren dat het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium, behalve door transport, door de volgende processen kan worden beschreven:

- De desorptie van orthofosfaat gaande van Rupelmonde naar Vlissingen onder invloed van het geleidelijk toenemende zoutgehalte en pH in dit gebied.
- De neerslag van ijzerhydroxyde, het fosfaatadsorbens, in de zomer in het deel tussen Rupelmonde en Antwerpen bij de overgang waarbij zuurstof en nitraat in het water komen en de daarop volgende adsorptie van orthofosfaat.
- De opname van orthofosfaat door algen.

Het belang van de bodem-water-uitwisseling van fosfor voor het verklaren van het gedrag van fosfor in de waterkolom is onzeker.

1.3 Doelstelling van het onderzoek

Doel van het onderzoek was na te gaan of op grond van de in paragraaf 1.2 beschreven processen het gedrag van fosfor, zoals dat tot uiting komt in de SAWES en WORSRO metingen, verklaard kan worden. Daarbij is de mogelijkheid geformuleerd, dat wanneer met de voorgestelde processen het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium niet in voldoende mate beschreven kan worden, aanbevelingen worden gedaan voor een tweede fase waarin tot een definitieve modellering van fosfor wordt gekomen.

1.4 Aanpak

Op grond van de vooranalyse van Zwolsman (1994) en Van Eck (1994) zijn aan het bestaande waterkwaliteitsmodel van het Schelde estuarium de drie door hen voorgestelde processen toegevoegd die tezamen met de belastingen van fosfor en het transport van water en slib het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium zouden kunnen verklaren. In vijf opeenvolgende runs met steeds meer processen is kwantitatief vastgesteld of de genoemde factoren het gedrag daadwerkelijk verklaren. Na iedere run werd beoordeeld welk deel van het waargenomen gedrag nog niet was verklaard en werd een keuze gemaakt hoe het model voor de volgende run uit te breiden.

De eerste modelrun bevatte alleen transport van orthofosfaat en particulier fosfaat met geen enkele interactie tussen particulier en opgelost fosfaat. Voor deze run zijn de belastingen van fosfor en de immissiegegevens in het model gebracht. In de daarop volgende vier runs zijn aan het model toegevoegd:

- Orthofosfaatadsorbens (ijzerhydroxyde) en de opgeloste species van orthofosfaat in water om de desorptie onder invloed van de geleidelijk toenemende pH te kunnen simuleren. Om de hoge particulaire fosfaatgehalten bij de hoogste pH waarden te kunnen verklaren is tevens de vorming van calciumfosfaat aan het model toegevoegd.
- De afhankelijkheid van de hoeveelheid orthofosfaatadsorbens (ijzerhydroxyde) van de redoxomstandigheden, in concreto van de aanwezige zuurstof- en nitraatconcentratie. Dit om de door het jaar heen variërende sorptie van orthofosfaat onder invloed van de overgang in chemisch milieu op het traject Rupelmonde Antwerpen te kunnen simuleren.
- De opname van fosfaat door algen.
- De uitwisseling van fosfor tussen water en bodem op dezelfde wijze als in de modellering van metalen (WL, 1991) dat wil zeggen alleen een uitwisseling via de uitwisseling van slib tussen water en bodem.

De juiste coëfficiënten van de eerste twee toegevoegde (chemische) procesformuleringen (desorptie bij toenemende pH en redoxafhankelijke hoeveelheid adsorbens) zijn gecalibreerd buiten het eigenlijke model om, met gebruik van de autocalibratie-optie in het zelfstandig draaiende CHARON.

Een factor die verder bij de analyse in beschouwing is genomen, is de transportwijze van het particulaire fosfaat. Zowel (gedeeltelijk) transport van particulier fosfaat volgens het slibtransport als transport met het water zijn bekeken.

Een data-analyse gericht op het bepalen van het belang van de bodem-water-uitwisseling van fosfor is geen onderdeel van deze studie geweest. Slechts de uitwisseling van fosfor tussen water en bodem via de uitwisseling van slib tussen water en bodem is bekeken. Dit is slechts een eerste aanzet tot de eventuele modellering van de bodem-water-uitwisseling van fosfor, als dit op grond van de voorliggende studie noodzakelijk wordt geacht.

1.5 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 worden de randvoorwaarden en procesformuleringen beschreven en voor de chemische processen, waarvoor calibratie buiten het eigenlijke model heeft plaatsgevonden, bovendien het resultaat van deze calibratie. In hoofdstuk 3 worden de resultaten van de vijf uitgevoerde modelruns besproken. In hoofdstuk 4 worden de resultaten bediscussieerd, in hoofdstuk 5 worden de conclusies besproken en in hoofdstuk 6 tenslotte staan enkele aanbevelingen.

2 Randvoorwaarden en processen

In dit hoofdstuk wordt eerst besproken hoe de fosforbelastingen zijn samengesteld. Vervolgens wordt het transport van particulier fosfaat behandeld. Tezamen bepalen deze factoren de conservatieve run. In de paragrafen daarna staan de processen beschreven waarmee het model stapsgewijs is uitgebreid en de resultaten van de bepaling van de waarde van de daarbij horende procescoëfficiënten.

2.1 Fosforbelastingen

De gebruikte fosforbelastingen zijn afgeleid uit Zwolsman (1994) en uit de SAWES-database. Om de modelresultaten te kunnen vergelijken, is de database van het model daarnaast uitgebreid met de immissiegegevens afkomstig van de acht SAWES-vaartochten die tussen februari 1987 en februari 1988 zijn gehouden.

De randconcentratie bij Vlissingen is ontleend aan de zoutste monsters van de acht vaartochten. In de monsters van de SAWES-vaartochten is de orthofosfaatconcentratie bepaald en het particuliere gehalte. De eveneens bepaalde concentraties van opgelost organisch fosfor en polyfosfaat zijn verwaarloosd.

De afhandeling van de zeerand is in de conservatieve run verschillend van die in de overige runs. Omdat het model geen mogelijkheid heeft tot dispersieve uitwisseling met de zeerand van de stof die met het slibveld wordt getransporteerd, is particulier fosfaat in de conservatieve run getransporteerd via het water. In de overige runs wordt totaalfosfaat geïmporteerd via dispersie, waarna het chemisch evenwicht de verdeling over opgeloste en particuliere species bepaalt. De opgeloste species worden vervolgens met het waterveld getransporteerd. De particuliere species worden naar keuze (zie §2.2) met het water of met het slibveld getransporteerd.

De zijdelingse belastingen zijn afgeleid uit de SAWES-database. Deze bevat per lozingspunt informatie over orthofosfaat en totaalfosfaat (gP/m^3). Voor de conservatieve berekening zijn uit deze gegevens lozingen afgeleid van orthofosfaat en particulier fosfaat.

De toevoer van fosfor naar het estuarium door Rupel en Schelde bij Rupelmonde is afgeleid uit Zwolsman (1994) en wel uit de zoetste monsters van de acht SAWES-vaartochten. Er is dus geen gebruik gemaakt van de fosfortoevoer uit de SAWES-database, met name om de vergelijkbaarheid van het modelresultaat met de gegevens van de SAWES-vaartochten te bevorderen.

De belasting door de Schelde bij Rupelmonde is op verschillende manieren berekend voor de runs met transport van het particuliere deel met het slibveld en voor de runs met transport via het water (waaronder de conservatieve run). Aanleiding hiervoor zijn de verschillen in slibveld en waterveld. De belasting van particulier fosfaat moet bij transport met het slibveld gerelateerd worden aan de importterm uit het slibveld. Bij transport met het water moet de belasting gerelateerd worden aan het debiet en de gemiddelde zwevendstofconcentratie van 100 g/m^3 . Het verschil tussen de twee berekeningswijzen is overigens niet groot.

De belasting bij Rupelmonde van totaalfosfaat (dus particulier fosfaat plus orthofosfaat) berekend uit transport van het particuliere deel met het slibveld, is 87 % van de belasting waarbij de particuliere belasting berekend wordt uit de debieten.

2.2 Transport van particulier fosfaat

Bij de modellering van het gedrag van particulier fosfaat moest de keuze gemaakt worden via welk medium (water of slib) het particulier fosfaat getransporteerd wordt. Voor beide mogelijkheden is iets te zeggen.

Voor transport via water pleit dat

- de particuliere vormen van stikstof ook met het water getransporteerd worden,
- het feit dat een berekening met uitsluitend transport slechts uit te voeren is met transport van particulier fosfaat via water; dit komt omdat dispersieve uitwisseling, zoals de dispersieve uitwisseling van particulier fosfaat met de Noordzee aan de rand bij Vlissingen, via het slibveld in het huidige model niet mogelijk is,
- particulier calciumfosfaat, dat bij hoge pH tijdens algenbloei ontstaat, in de bodem met een lagere pH weer zal oplossen; het gedrag van dit particulier fosfaat is hierdoor anders dan dat van het slib.

Voor transport via slib pleit dat

- de fosforgehaltes van de bodem van het estuarium suggereren dat (een deel van het) particulier fosfor via het slib wordt getransporteerd.

Om toch een goede vergelijking te kunnen maken tussen de run met alleen transport en de runs met procesformuleringen zijn de runs met procesformuleringen ook uitgevoerd met transport van particulier materiaal via de waterfase.

Eén van de vragen die door vergelijking van deze runs kan worden beantwoord is of de particuliere vormen van fosfaat in het veld ook in de slibput (onttrekking van slib naar bijvoorbeeld het Verdrongen Land van Saeftinghe) verdwijnen. Met name zal daarbij aandacht worden besteed aan de vergelijking van berekend totaalfosfaat met metingen.

2.3 Effect van de pH op de verdeling van fosfaat tussen slib en water

Voor de bepaling van de verdeling van fosfaat tussen slib en water is eerst een analyse gemaakt van de metingen uit de SAWES-vaartochten. In Figuur 1 is de relatie weergegeven tussen de gemeten pH en de uit de metingen berekende K_d (= particulier fosfaatgehalte gedeeld door orthofosfaatconcentratie in m^3/kg). Uit de figuur blijkt dat de K_d tussen pH 7 en pH 7.8 afneemt, vermoedelijk door desorptie van orthofosfaat bij stijgende pH. Bij de hoogste pH's neemt de K_d echter weer toe. Dit wijst op de vorming van particulier fosfaat bij hoge pH.

De desorptie in het lagere pH-bereik is als volgt gemodelleerd: Er is een particuliere ijzerfosfaatfase gedefinieerd met daarin naast $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ook $\text{FePO}_4 \cdot (\text{OH})_x$. Deze fase is in evenwicht met de orthofosfaat species PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} en H_2PO_4^- , in water. De stoichiometrische term x in de ijzerfosfaatverbinding ligt tussen de 0 en de 3 en geeft de mate van desorptie aan onder invloed van de pH (0: sterke pH-invloed, 3: geen pH-invloed). Het verschil in Gibbsenergie tussen de twee particuliere Fe-species bepaalt daarbij, los van de pH, de absolute waarde van de verdelingscoëfficiënt. De hoge K_d waarden bij de hoogste pH waarden zijn vanuit de ervaring in zoetwatersystemen (model JSBACH) te verklaren met de neerslag van calciumfosfaat. Daarom is de verbinding CaP ($1 \text{ Ca}^{2+} + 1 \text{ PO}_4^{3-}$) aan de systeemdefinitie van CHARON toegevoegd.

Voor de stoichiometrische coëfficiënt van OH^- in het ijzerfosfaat is de waarde 1.5 gekozen, identiek aan de gebruikte waarde in JSBACH. De enthalpie van het particuliere ijzerfosfaat is zo ingesteld dat de adsorptie onafhankelijk van de temperatuur is. Voor de adsorptiecapaciteit van slib is, net als bij de modellering van metalen (WL, 1991) een constante waarde gekozen; deze bedraagt 0.1 eq/m³. In werkelijkheid is de adsorptiecapaciteit vermoedelijk variabel, maar hier is een constante waarde gekozen omdat geen informatie over de hoeveelheid aanwezig fosfaat absorbers (ijzerhydroxyde) beschikbaar is.

Resteren de Gibbsenergieën (evenwichtsconstantes) van calcium- en ijzerfosfaat. Deze zijn buiten het model om vastgesteld door autocalibratie met CHARON via de methode beschreven in Ouboter en de Rooij (1990). Daarbij zijn alle SAWES metingen gebruikt, behalve die bij lage zuurstof en nitraat concentraties (zie later). In tabel 1 is de resulterende CHARON-systeemdefinitie van fosfaat in het uitgebreide waterkwaliteitsmodel weergegeven.

Tabel 1. Resulterende CHARON-systeemdefinitie ten behoeve van de fosfor-modellering.

fase	species	Gibbs-param.	stoichiometrische coëfficiënten		
WATER					
	PO4---	0.0000	1.00PO4---		
	HPO4--	-32.4535	1.00PO4---	1.00H2O	-1.00OH-
	H2PO4-	-52.9796	2.00H2O	-2.00OH-	1.00PO4---
	CAP	-21.2344	1.0 CA++	1.00PO4---	
FEADS					
	PARTP	2.6125	1.00PO4---	1.00FEADS	1.50OH-
	FEADS	0.0000	1.00FEADS	3.00OH-	

fase	species	lading	ionstraal	enthalpie	molgewicht
WATER					
	PO4---	-3.0000	4.5000	.0000	30.974
	HPO4--	-2.0000	4.5000	.0000	30.974
	H2PO4-	-1.0000	4.5000	.0000	30.974
	CAP	-1.0000	5.5000	.0000	30.974
FEADS					
	PARTP	.0000	.0000	.0000	30.974
	FEADS	.0000	.0000	-33.7883	1.0000

De vervolgens met de systeemdefinitie van Tabel 1 berekende modelresultaten zijn weergegeven in de Figuren 2 en 3. Figuur 2 laat ter illustratie voor de 91 monsters uit de acht SAWES-vaartochten de berekende speciatie van orthofosfaat en particulier fosfaat zien. De resultaten voor de acht vaartochten staan achter elkaar; telkens is een opeenvolging te zien van Rupelmonde met hoge tot Vlissingen met lage concentraties. De getrokken lijn is de gemeten orthofosfaatconcentratie. Deze kan vergeleken worden met de berekende orthofosfaatconcentratie, dit is de som van HPO_4^{2-} en H_2PO_4^- . In de vier tochten (1, 2, 7 en 8) in het winterhalfjaar zijn kleine afwijkingen te zien tussen berekende en gemeten orthofosfaatconcentraties. De berekende orthofosfaatconcentraties zijn daarbij hoger dan de gemeten concentraties. In de vier tochten (3, 4, 5 en 6) in het zomerhalfjaar zijn de afwijkingen groter; de concentratie orthofosfaat wordt daarbij te laag berekend. In paragraaf 2.4, bij de beschrijving van de van de redoxomstandigheden afhankelijke hoeveelheid fosfaatadsorbens, wordt hierop teruggekomen.

Figuur 3 toont de relatie tussen de (gemeten) pH, de berekende speciatie (mol/m^3) en de berekende Kd (m^3/kg). Duidelijk is te zien dat desorptie optreedt bij stijgende pH in het lage pH-bereik (FeP neemt af, HPO_4^{2-} en H_2PO_4^- nemen toe) en dat bij verdere pH-verhoging de Kd stijgt als gevolg van precipitatie van calciumfosfaat (CaP neemt toe).

Het gemeten bereik van de Kd bij lage pH's in Figuur 1 wordt niet gereproduceerd. Terwijl Kd's van $40 \text{ m}^3/\text{kg}$ gemeten zijn, worden waarden van $20 \text{ m}^3/\text{kg}$ berekend. De hoge Kd's bij lage pH worden typisch gemeten in wintertochten. Een verklaring voor dit fenomeen is dat het zwevend materiaal in de wintertochten meer fosfaatadsorbens (ijzerhydroxyde) bevat. Dit aspect kon echter in de autocalibratie niet worden meegenomen omdat de hoeveelheid adsorbens niet is gemeten.

2.4 IJzerprecipitatie in de redoxovergang

Zwolsman (1994) concludeert uit figuren waarin orthofosfaat staat uitgezet tegen de saliniteit in voorjaar en zomer aanrijking van orthofosfaat ten opzichte van de verdunningslijn in het Belgische deel van het estuarium. Hij schrijft deze aanrijking toe aan de verminderde aanwezigheid van ijzeradsorbens bij de heersende redoxpotentiaal. Hierdoor is de orthofosfaatconcentratie hoger. Het proces kan ook beschreven worden als de precipitatie van ijzerhydroxyde, het fosfaatadsorbens, in de zomer in het deel tussen Rupelmonde en Antwerpen bij de optredende verandering in chemisch milieu en de daarop volgende adsorptie van orthofosfaat. Het bovenstaande wordt geïllustreerd met Figuur 4 en Figuur 5. In Figuur 4a-d staan de gemeten orthofosfaatconcentraties tegen de saliniteit voor vier voor de seizoenen karakteristieke vaartochten. In de meitocht (4b) en de augustustocht (4c) is de verhoging van orthofosfaat ten opzichte van de verdunningslijn bij de laagste zoutgehaltes goed te zien. Het profiel van de jultocht (niet weergegeven) laat deze verrijking overigens niet zien. Figuur 5 toont de zuurstof-, nitraat-, silicaat- en orthofosfaatconcentraties bij Rupelmonde gedurende 1987. De figuur toont de opeenvolgende redoxomstandigheden in het deel van het estuarium tussen Rupelmonde en Antwerpen. In de winter komt nog zuurstof voor. Als zuurstof niet meer voorkomt, komt nog nitraat voor en als dat niet meer voorkomt wordt de redoxconditie bepaald door de overgang van mangaan $4+$ naar mangaan $2+$ en de overgang van ijzer $3+$ naar ijzer $2+$. Daarbij komt minder ijzerhydroxyde voor, waardoor de orthofosfaatconcentratie hoger is.

Op basis van het bovenstaande is een procesformulering afgeleid waarbij wordt aangenomen dat de hoeveelheid fosfaatadsorbens vermindert als de berekende zuurstof en nitraat concentraties onder een bepaalde drempel komen. De zuurstofdrempel is daarbij naast de nitraatdrempel ingebouwd om te voorkomen dat de hoeveelheid fosfaatadsorbens vermindert en daardoor orthofosfaat desorbeert als nitraat door alleen verdunning onder de in te stellen drempel komt. Alleen als nitraat in een zuurstofarm milieu door verdunning onder de drempel komt, wordt nu onterecht een vermindering van de hoeveelheid adsorbens gemodelleerd. In het Schelde-estuarium doet deze situatie zich echter niet voor, omdat de zuurstofloosheid ontstaat door nitrificatie waarbij nitraat gevormd wordt.

Het bovenstaande is vertaald in een procesformulering waarbij de hoeveelheid (fosfaat) adsorbens met een factor vermindert als de berekende zuurstof en nitraat concentraties onder een bepaalde drempel komen:

als: $\text{NO}_3^- < c_{\text{NO}_3, \text{cr}}$ en $\text{O}_2 < c_{\text{O}_2, \text{cr}}$, dan $b_{\text{Feads}} = b_{\text{Feads}} * \text{Fefac}$

met: NO_3^- , O_2 [g/m ³]:	nitraat- en zuurstofconcentratie
$c_{\text{NO}_3, \text{cr}}$ [g/m ³]:	nitraatdrempel
$c_{\text{O}_2, \text{cr}}$ [g/m ³]:	zuurstofdrempel
b_{Feads} [eq/m ³]:	de hoeveelheid beschikbaar adsorbens in Fe(III)-milieu
Fefac [-]:	de factor waarmee de hoeveelheid adsorbens in het Fe(II)-milieu vermindert ten opzichte van de hoeveelheid in het Fe(III)-milieu.

De zuurstof- en nitraatdrempel zijn theoretisch gezien gelijk aan 0, maar omdat de berekende concentratie het gemiddelde is voor de hele waterkolom, moet de drempel een kleine waarde hebben. In de uitgevoerde berekeningen is voor de nitraatdrempel 1.6 gN/m³ en voor de zuurstof drempel 3 g/m³ gekozen. De waarde van de nitraatdrempel is door de gebruiker van het model zelf in te stellen, de waarde voor de zuurstof drempel niet. De waarde van Fefac is vermoedelijk afhankelijk van de nitraatconcentratie, maar de gegevens ontbreken om deze afhankelijkheid op verantwoorde wijze te formuleren. Daarom is voor een constante waarde gekozen. De waarde van Fefac is vastgesteld op 0.66 door middel van autocalibratie in CHARON.

Om het effect van de inbouw van de afhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens aan de redoxomstandigheden te illustreren, zijn in Figuur 6 de orthofosfaatconcentratie in de 8 vaartochten met en zonder de zuurstof- en nitraatafhankelijke hoeveelheid adsorbens gegeven. De figuur is ontleend aan de resultaten van de autocalibratie. Figuur 6 laat zien dat de modellering van orthofosfaat in de zomer verbetert met een redoxafhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens.

2.5 Fosfaatopname in algen en algen gerelateerd detritus

De formuleringen voor opname en afgifte van fosfaat in algen en detritus zijn equivalent aan die voor stikstof gekozen. Hiervoor wordt verwezen naar het SAWES-modelrapport (concept 1991). In tabel 2 staan de voor fosfor gebruikte coëfficiënten vermeld. Deze zijn niet verder gecalibreerd nadat bleek dat algengroei een zeer beperkte invloed heeft op het gedrag van fosfaat in het estuarium (zie paragraaf 3.6).

Tabel 2. Procescoëfficiënten voor opname en afgifte van fosfaat door algen

Half verz. coëff P groei (KMPO4) [gP/m ³]	0.001
P:C-ratio (PCRA) [gP/gC]	0.02
P-regeneratiesnelheid bij 20 °C (PREGQ0) [1/dag]	0.04

2.6 Uitwisseling van fosfaat tussen water en bodem

De uitwisseling van fosfor tussen bodem en water is gemodelleerd zoals dit ook eerder voor metalen is gedaan. Dit betekent dat de uitwisseling van fosfor tussen bodem en water uitsluitend geschiedt via de uitwisseling van slib tussen bodem en water. De uitwisseling geschiedt dus via de particulaire fosfaat verbindingen. De consequentie is dat dus minstens één particulaire fosfaat verbinding met het slibveld getransporteerd moet worden. In de resultaten gepresenteerd in hoofdstuk 3 wordt alleen het particulier ijzerfosfaat en niet het particulaire calciumfosfaat met het slibveld getransporteerd. De gedachte hierachter is dat het particulaire calciumfosfaat, dat bij hoge pH ontstaat, na sedimentatie in de bodem met een lagere pH weer oplost en dus een gedrag heeft dat nogal verschillend is van dat van slib. Door bovenstaande keuze wordt het berekende bodemgehalte vermoedelijk wat onderschat.

Tenslotte kan worden opgemerkt dat de onderzochte formulering voor uitwisseling tussen water en bodem niet voldoet als naast de uitwisseling van particulier fosfaat via het slib ook uitwisseling van opgelost fosfaat tussen poriën- en oppervlaktewater plaatsvindt. Dit is niet denkbeeldig omdat poriënwater vaak hoge orthofosfaatconcentraties bevat. Als de uitwisseling via opgelost fosfaat bij nadere analyse van belang blijkt te zijn, moeten de procesformuleringen met deze uitwisseling worden uitgebreid.

3 Resultaten

In dit hoofdstuk wordt, als resumé van de voorgaande hoofdstukken, eerst een overzicht gegeven van de uitgevoerde modelruns (§3.1). Vervolgens worden de belastingen gepresenteerd (§3.2), waarna de resultaten van de modelruns met de steeds uitgebreidere procesformuleringen worden gepresenteerd (§3.3 t/m 3.7).

3.1 Uitgevoerde modelruns

Zoals in § 1.4 al beschreven zijn vijf modelruns uitgevoerd met steeds uitgebreidere procesformuleringen. Als eerste de run met uitsluitend transport (run 1) en vervolgens de runs met achtereenvolgens fosfaatadsorbens met pH-afhankelijke sorptie van verschillende orthofosfaatspecies (run 2), de run met de afhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens aan de zuurstof- en nitraatconcentratie daaraan toegevoegd (run 3), de run met algengroei (run 4) en tenslotte de meest uitgebreide run met daarin ook nog eens de uitwisseling van fosfor tussen water en bodem via het particulaire ijzerfosfaat (run 5).

Omdat de gemodelleerde processen alleen van invloed zijn op de verdeling van fosfaat over de species in het water en in het zwevend materiaal, is totaalfosfaat een grootheid waarvan het gedrag gedomineerd wordt door transport. Ter onderbouwing van de keuze van het transportmedium voor het particulaire fosfor is met name het resultaat van run 1 en run 4 met betrekking tot totaalfosfaat vergeleken met metingen. Vanwege het transportgedomineerde karakter van totaalfosfaat worden deze resultaten besproken bij de berekening van run 1.

De uiteindelijke keus is dat het particulaire ijzerfosfaat via het slibveld getransporteerd wordt en de overige fosfaatfracties met het water. Run 2 tot en met 5 zijn daarom uitgevoerd onder deze aanname.

Ter vergelijking met metingen wordt de volgende model uitvoer gepresenteerd:

- de orthofosfaatconcentratie in g/m^3
- het particulaire fosfaatgehalte in mg/kg
- de totaalfosfaatconcentratie in g/m^3 , waarbij deze concentratie is berekend als de som van orthofosfaat en particulaair fosfaat bij een zwevendstofconcentratie van 100 g/m^3 . Deze laatste is de constante zwevendstofconcentratie over tijd en ruimte in het model.

3.2 Belastingen

Op basis van de werkwijze beschreven in §2.1 toont Figuur 7 het tijdsverloop van de totaal fosfor -, orthofosfaat - en particulaire fosfaat belasting onderscheiden naar herkomst. Onderscheid is gemaakt tussen:

- de belasting door de instroming van de Schelde en Rupel bij Rupelmonde gebaseerd op de zoetste monsters uit de SAWES vaartochten; de gepresenteerde figuur heeft betrekking op een berekening van de belasting waarbij het particuliere aandeel is berekend met het debiet en niet uit de importterm van het slibveld maal het particuliere gehalte; berekening van het particuliere aandeel van de belasting gebaseerd op het slibveld levert een sterk vergelijkbare figuur op, die daarom hier niet wordt gepresenteerd;
- de overige Belgische lozingen (Brest);
- de lozingen in (het Nederlandse) segment 13; het grootste deel daarvan is echter afkomstig uit het kanaal Gent-Terneuzen vandaar de afkorting NLterneuz;
- de rest van de Nederlandse lozingen (NLrest).

Niet vermeld is de (door het model berekende) uitwisseling met de Noordzee. Deze wordt bepaald door de getij-uitwisseling en heeft geen belasting van het estuarium maar een export van fosfor uit het estuarium naar de Noordzee tot gevolg.

Figuur 7 laat zien dat de aanvoer door Rupel en Schelde de belangrijkste bron van fosfor voor het estuarium is. Verder levert het Kanaal Gent Terneuzen een aanzienlijk deel van de totale belasting en zijn de overige belastingen vrij gelijkmatig over het estuarium verdeeld. De totale fosforbelasting is verder vrij gelijkmatig over het jaar verdeeld waarbij in de zomer het aandeel orthofosfaat groter is en in de winter het aandeel particulier fosfor. Belangrijk is verder nog om op te merken (zie ook paragraaf 3.3. en de discussie) dat een groot deel van de zijdelingse belastingen uit orthofosfaat bestaat.

3.3 Resultaten run 1 met uitsluitend transport

Figuur 8a-d geeft voor vier karakteristieke SAWES meettochten (tocht 1, 3, 5 en 7) de berekende en gemeten orthofosfaatconcentratie en het particuliere fosfaatgehalte. Alle fosfaatfracties zijn daarbij met het water getransporteerd. De vier weergegeven vaartochten zijn dezelfde als die in Figuur 5 uit Zwolsman (1994). Verder is het nuttig om op te merken dat in deze run de zijdelingse belastingen niet als één totaal fosforbelasting zijn gespecificeerd maar gesplitst zijn in een opgeloste en particuliere belasting. Dit omdat door het ontbreken van processen in deze run de verdeling tussen opgelost en particulier fosfaat niet berekend wordt. Dit is in de andere runs wel het geval. De verdeling van de totale fosforconcentratie over opgeloste en particuliere fracties wordt dan door het model berekend.

Figuur 8a-d toont dat de gemeten concentraties redelijk beschreven kunnen worden door lozingen van orthofosfaat en particulier fosfor alleen maar met het water te transporteren. Alle fenomenen die in de vooranalyse aan processen werden toegeschreven, worden in zekere mate gereproduceerd.

- In de wintertochten 1 en 7 neemt de orthofosfaatconcentratie toe vanaf Rupelmonde. In de vooranalyse is dit verklaard met desorptie onder invloed van een stijgende pH.
- In de meitocht neemt de orthofosfaatconcentratie naar de monding toe af terwijl het particuliere fosfaatgehalte (meer) constant blijft. De stijgende partiticoëfficiënt die dit tot gevolg heeft, werd in de vooranalyse verklaard door de opname door algen.
- In de meitocht en augustustocht worden zelfs de hoge orthofosfaatconcentraties in het zoetste deel redelijk gereproduceerd; deze werden in de vooranalyse toegeschreven aan een verlaagde hoeveelheid adsorbens (het oplossen van ijzerhydroxyde).

Hoe goed het gedrag van fosfaat in de conservatieve run wordt gemodelleerd is te zien in Figuur 9, waarin net als in Figuur 1 voor de metingen, de relatie is uitgezet tussen de berekende K_d en de berekende pH voor alle segmenten en alle tijdstappen uit de dynamische run. Figuur 1 wordt goed gereproduceerd. In de figuur zijn ook de pH waarden voor de 14 segmenten van het model weergegeven. De laagste pH waarden zijn voornamelijk in de eerste zoete segmenten gemeten, de hoogste pH waarden vooral in de hoogste zoute segmenten.

Figuur 10a-d toont voor alle acht SAWES vaartochten de berekende totaalfosfaatconcentratie (gP/m^3) bij transport van alle fracties via de waterfase (getrokken lijn). Tevens is in Figuur 10 de berekende totaalfosfaatconcentratie gegeven bij transport van het aan ijzer gebonden particulaire fosfaat met het slibveld (stippellijn). Laatstgenoemde gegevens zijn ontleend aan run 4, maar worden hier al gepresenteerd vanwege het transportgedomineerde karakter van totaalfosfaat. Figuur 10 laat zien dat de gemeten totaalfosfaatconcentratie beter gereproduceerd wordt met transport van het particulaire ijzerfosfaat via het slibveld. De sedimentatie van slib in met name het Land van Saeftinghe heeft bijvoorbeeld een goede invloed op het verloop van de berekende totaalfosfaatconcentratie. In alle verdere berekeningen wordt het particulaire ijzerfosfaat dan ook getransporteerd met het slibveld.

Figuur 10 laat verder zien dat in vier van de acht vaartochten en wel in de tochten 2 (april 87), 5 (augustus 87), 6 (oktober 87) en 7 (december 87) de berekende totaalfosfaatconcentratie in het zoete deel hoger is dan gemeten. Dit wijst op een onttrekkingsterm die hierna overigens ook niet gemodelleerd is.

3.4 Resultaten run 2 met de pH-afhankelijke berekening van de opgeloste orthofosfaatspecies en particulaire fosfaatgehalten

Figuur 11a-e laat voor de tochten 1, 3, 5 en 7 uit Figuur 5 van Zwolsman (1994) plus tocht 4 de gemeten orthofosfaatconcentraties zien tezamen met de berekende in de conservatieve run (stippellijn) en in de run waarin de opgeloste orthofosfaatspecies en het particulaire fosfaatgehalte met de met fosfor uitgebreide systeemdefinitie in CHARON zijn berekend (getrokken lijn). Alleen voor de tweede run zijn de berekende particulaire gehalten gegeven omdat de berekende particulier gehalten in de eerste run (zie 3.3) onjuist zijn.

Figuur 11 laat zien dat de CHARON-berekening (getrokken lijn) in het algemeen het resultaat van de (goede) berekening met alleen transport (stippellijn) heel goed benadert.

De opvallendste verschillen tussen de conservatieve en de CHARON-run treden op in het zoete deel in de zomer. De run met CHARON berekent met name in mei en augustus lagere orthofosfaatconcentraties dan in de conservatieve run en ook lager dan gemeten. De particulaire gehalten worden in de CHARON-run overschat. Dit fenomeen was eerder ook al te zien in Figuur 6 met de resultaten van de autocalibratie. Juist vanwege deze verschillen is de afhankelijkheid van de hoeveelheid (fosfaat)adsorbens aan de redoxomstandigheden toegevoegd (zie §3.5).

3.5 Resultaten run 3 met de zuurstof- en nitraatafhankelijke hoeveelheid (fosfaat)adsorbens.

De berekende orthofosfaatconcentratie en het particulaire fosfaatgehalte van de derde run, waarin de koppeling van de hoeveelheid fosfaatadsorbens (ijzerhydroxyde) aan de redoxtoestand via de berekende zuurstof- en nitraatconcentratie is ingebouwd, zijn weergegeven in Figuur 12a-d. De getrokken lijn in Figuur 12 geeft de resultaten met de redoxafhankelijke hoeveelheid adsorbens, de stippellijn de resultaten (van run 2) zonder deze afhankelijkheid. Alleen de resultaten voor de vier zomertochten worden gepresenteerd omdat het effect van deze modeluitbreiding alleen in de zomer optreedt. Figuur 12 laat zien dat de toevoeging van de redoxafhankelijke hoeveelheid adsorbens op de juiste momenten een verhoging van de orthofosfaatconcentratie en een verlaging van het particulaire fosfaatgehalte in het zoetste deel van het estuarium bewerkstelligt. In de julitocht is het effect iets te sterk, in de augustustocht iets te zwak. De rest van de augustustocht blijft overigens verkeerd berekend worden.

3.6 Resultaten run 4 met algengroei.

De resultaten van run 4 met het effect van algengroei op het fosfaat gedrag van het estuarium worden hier verder niet gepresenteerd omdat de resultaten vrijwel gelijk zijn aan die van run 3.

Run 4 met algengroei bevat, afgezien van de berekeningen ter verkenning van de bodemwater-uitwisseling, de meest uitgebreide procesformuleringen. Voor deze berekening is daarom in Figuur 13, net als in Figuur 1 en 9, de relatie tussen de berekende K_d en pH weergegeven. De vorm van Figuur 13 is sterk vergelijkbaar met die van Figuur 1 en 9. De spreiding in K_d 's, met name bij pH's lager dan 7,8, is echter kleiner in de berekeningen dan in de metingen. Dit werd ook al in §2.3 genoemd bij de beschrijving van de resultaten van de autocalibratie.

3.7 Resultaten run 5 met uitwisseling van particulier fosfaat tussen water en bodem via de slibuitwisseling.

Voor run 5, waarin de uitwisseling van fosfor tussen water en bodem is gesimuleerd via een uitwisseling van particulier fosfaat tussen water en bodem, is allereerst doorgerekend totdat evenwicht tussen water en bodem was bereikt. De bij evenwicht berekende totaalfosfaatconcentraties met (stippellijn) en zonder (getrokken lijn) bodemwateruitwisseling voor de vier tochten met de grootste verschillen zijn weergegeven in Figuur 14a-b. Figuur 14 laat zien dat de totaalfosfaatgehalten in de waterkolom met en zonder bodemwateruitwisseling zeer vergelijkbaar zijn. De resultaten voor run 5 zijn daarbij niet beter of slechter dan die voor run 4. Verder wordt in vier van de acht tochten de totaalfosfaatconcentratie te hoog berekend.

Figuur 15 toont het berekende en gemeten fosforgehalte van de bodem over de lengte-as van het estuarium. De gemeten gehalten zijn ontleend aan Van Eck (1994). In de figuur is naast het berekende gehalte waarbij alleen het particulaire ijzerfosfaat uitwisselt ook het berekende fosforgehalte weergegeven waarbij tevens het particulaire calciumfosfaat uitwisselt.

Figuur 15 laat zien dat het gemeten gehalte van segment 9 en stroomafwaarts daarvan goed wordt gereproduceerd. Het gemeten hoge gehalte in segment 12 wordt veroorzaakt door de vroegere gipsstortingen in dit gebied en worden door het model niet gereproduceerd omdat deze gipsstortingen niet in het model zijn opgenomen. Het berekende gehalte waarbij alleen ijzerfosfaat uitwisselt komt wat beter overeen met het gemeten gehalte dan het berekende gehalte waarbij ook het calciumfosfaat uitwisselt. In het zoete deel van het estuarium (tot en met segment 8) worden echter aanzienlijk hogere bodemgehaltenes gemeten dan berekend. In de discussie in hoofdstuk 4 wordt hier nader op ingegaan.

4 Discussie

Hieronder worden de resultaten van de uitgevoerde runs kort bediscussieerd.

Run 1

De reden dat in run 1 met alleen transport de in het estuarium gemeten concentraties en gehalten al zo goed worden gereproduceerd ligt in het feit dat in het Schelde estuarium het transport belangrijk is, algengroei weinig invloed heeft (run 4) en bodem en water al redelijk in evenwicht zijn (run 5) en in het feit dat de invloed van processen al impliciet in de gebruikte fosforaanvoer bij Rupelmonde en de zijdelingse belastingen zat. Door het feit dat de zijdelingse belastingen hoofdzakelijk uit orthofosfaat bestaan werd de desorptie van orthofosfaat bij de stroomafwaarts langzaam toenemende pH gereproduceerd en door de aanvoer van meer orthofosfaat bij Rupelmonde in de zomer de redoxafhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens.

In run 1, maar ook in de daaropvolgende runs wordt in vier van de acht vaartochten en wel in de tochten 2 (april 87), 5 (augustus 87), 6 (oktober 87) en 7 (december 87) de berekende totaalfosfaatconcentratie in het zoete deel hoger berekend dan gemeten. Dit wijst op een onttrekkingsterm die niet gemodelleerd is. Bij discussie van de resultaten van de run met bodemwateruitwisseling (run 5) wordt hier op teruggekomen.

Run 2 en 3

In de literatuur zijn voldoende aanwijzingen voor bijvoorbeeld een pH-afhankelijke desorptie van orthofosfaat te vinden om run 1 met alleen transport niet als eindstation van de fosformodellering te beschouwen, ondanks het feit dat de gemeten concentraties en gehalten in run 1 al goed gereproduceerd worden.

Een tweede argument is dat met een modellering als in run 1 vrijwel zeker geen goede modelsimulaties bij bijvoorbeeld belastingreductie zijn uit te voeren, omdat het dan veranderende systeemgedrag dan niet in het model zit. Vandaar dat in run 2 toch de CHARON-systeemdefinitie is uitgebreid met een systeemdefinitie voor fosfor zoals weergegeven in Tabel 1. De extra toevoeging van calciumfosfaat was daarbij nodig en vanuit de kennis van het gedrag van fosfor in met name zoetwatersystemen goed verdedigbaar.

Met het dan geformuleerde model zijn de gemeten fosfaatconcentraties en gehalten (zie run 2) globaal goed te reproduceren. Verschillen treden echter nog op in het zomerhalfjaar. De toevoeging van een redoxafhankelijke hoeveelheid (fosfaat)adsorbens (ijzerhydroxyde) verbetert het modelgedrag in die periode (run 3) en is vanuit theoretisch oogpunt en de literatuur goed te verdedigen. Dat de hoeveelheid adsorbens gekoppeld werd aan de redoxkoppels zuurstof en nitraat is theoretisch juist. De gekozen waarde van de zuurstof- en nitraatdrempel zijn echter wat aan de hoge kant. Een verklaring hiervoor kan zijn dat de concentraties in SAWES vooral oppervlakteconcentraties zijn. Doordat er onvoldoende gegevens zijn over de hoeveelheid aangevoerd adsorbens en om de hoeveelheid adsorbens als functie van redoxomstandigheden te modelleren, het ijzerhydroxyde zal bijvoorbeeld niet direct geheel in oplossing gaan, is gekozen voor de meest eenvoudige opzet.

Boven de ingestelde nitraatdrempel heeft de hoeveelheid adsorbens de waarde 0.1 eq/m^3 onder de zuurstof en nitraatdrempel de waarde 0.066 eq/m^3 .

Door de hier gekozen modellering met twee constante waarden voor de hoeveelheid fosfaatadsorbens zijn enkele nog resterende afwijkingen tussen berekende en gemeten concentraties en gehalten goed te verklaren. In de augustustocht wordt de orthofosfaatconcentratie in het zoete deel nog te laag berekend, vermoedelijk omdat de hoeveelheid adsorbens in deze tocht met de laagste redoxpotentialen van alle tochten dan nog lager is dan 0.066 eq/m^3 . Ook in de rest van het estuarium tijdens de augustustocht was vermoedelijk minder adsorbens beschikbaar dan aangenomen, waardoor de orthofosfaatconcentraties in deze hele tocht te laag zijn berekend. De afwijkingen in de laatste SAWES-(winter)tocht zijn vermoedelijk te verklaren met het feit dat in deze wintertocht de hoeveelheid adsorbens groter was dan 0.1 eq/m^3 . De aanname van een constante hoeveelheid adsorbens verklaart de geringere spreiding in berekende K_d bij pH waarden lager dan 7.8 (zie Figuur 9 en 13 in vergelijking met Figuur 1). Bij een pH hoger dan 7.8 is dit verschil niet meer aanwezig omdat calciumfosfaat dan de dominante particulaire species is. Bij pH 7.8 is calciumfosfaat al 50 % van het particulaire fosfaat, dit loopt op tot 99 % bij pH 8.7.

De resultaten van de runs 2 en 3 laten tenslotte zien dat de beste resultaten (totaalfosfaatconcentraties) worden berekend als particulier ijzerfosfaat met het slibveld wordt getransporteerd. Vooral de slibonttrekking door het Land van Saeftinge levert een forse bijdrage aan deze conclusie.

Run 4

De resultaten van run 4 waarbij fosfor aan de algenmodule DYNAMO van het model is toegevoegd zijn vrijwel gelijk aan de resultaten zonder deze toevoeging. Dit komt overeen met de verwachting op grond van de concentratie chlorofyl en de stoichiometrische coëfficiënt voor fosfaat in algen. Dit betekent overigens niet dat de algenmodule weggelaten kan worden. De invloed van de aanwezigheid van de algenmodule ligt namelijk in het feit dat hierdoor de gemeten hogere pH-waarden bij algenbloei gereproduceerd worden. Hierbij slaat calciumfosfaat neer, waardoor de hoge gemeten particulaire fosfaatgehalten bij de hoogste pH-waarden goed gereproduceerd worden. Mogelijk spelen de (levende of dode) algen zelf ook nog een rol bij de neerslag van calciumfosfaat doordat ze fungeren als precipitatiekern. Dit mechanisme is overigens niet expliciet in de modelformuleringen opgenomen.

Run 5

De toevoeging van de bodemwateruitwisseling aan het model kan als een goede modelaanvulling worden beschouwd. Een voordeel van bodemwateruitwisseling in het model ligt bijvoorbeeld in de reactie van de waterkwaliteit bij gewijzigde lozingen. Als de fosfaat belasting afneemt zal daardoor in eerste instantie in het model, net als in de werkelijkheid, de berekende concentratie minder gaan afnemen dan met het percentage belastingreductie omdat via de bodemwateruitwisseling fosfaat nageleverd zal gaan worden.

De evenwichtsgehalten die berekend worden in de bodem (door herhaaldelijk herstarten van de run) komen in het brakke en zoute deel van het estuarium (vanaf segment 9) overeen met de metingen. Dit is met name het geval als alleen particulier ijzerfosfaat en niet calciumfosfaat uitwisselt met de bodem. De veronderstelling dat het calciumfosfaat in de bodem door de daar lagere pH toch weer oplost en aan de waterkolom wordt teruggeleverd komt hiermee overeen.

In de segmenten 1 tot en met 8 worden te lage evenwichtsfosforgehalten in de bodem berekend. Bij het bespreken van de resultaten van run 1 werd al genoemd dat in vier van de acht vaartochten de totaalfosfaatconcentratie te hoog berekend wordt in het zoete deel van het estuarium. Geconcludeerd werd dat een onttrekkingsterm in de modellering gemist werd. De te laag berekende bodemgehalten suggereren dat een netto-sedimentatie van fosfor de ontbrekende onttrekkingsterm voor de waterkolom zou kunnen zijn.

De vraag is of een netto-sedimentatie van fosfor aannemelijk is. Allereerst moet worden opgemerkt dat in het huidige model de uitwisseling van slib tussen bodem en water in het hele estuarium zo groot is dat door het model vrijwel altijd de situatie met evenwicht tussen water en bodem wordt berekend. Dit betekent dat de berekende bodemgehalten hetzelfde zijn als de particuliere gehalten in de waterfase. Als de particuliere gehalten in de waterfase echter overeenkomen met de metingen dan betekent dit dat een hoger bodemgehalte slechts verkregen kan worden door een extra gehalte bij het berekende bodemgehalte op te tellen. Dit zou inert bodemfosfor moeten zijn dat bij de intensieve uitwisseling van slib tussen bodem en water niet uitwisselt met de waterfase. Gedacht kan worden aan een grove fractie die weliswaar eens in het half jaar opwervelt maar instantaan weer opgenomen wordt in de bodem. Dit levert echter nog geen verklaring op voor het feit dat vanaf segment 9 wel de juiste bodemgehalten worden berekend. Een alternatief is dat de intensieve bodemwateruitwisseling van slib slechts voorkomt vanaf segment 9. Een aannemelijke verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat de zandgolven die verantwoordelijk zijn voor deze intensieve uitwisseling pas in de Westerschelde voorkomen en wel vanaf segment 9. De bodem tot segment 9 zou dan een veel statischer karakter hebben, waarbij niet elk bodemdeeltje eens in het half jaar in de waterkolom komt. De hoge gemeten bodemgehalten tot segment 9 worden dan verklaard met een hogere fosfaatbelasting in het verleden.

5 Conclusies

Uit de uitgevoerde modelruns kan geconcludeerd worden dat met het fosformodel zoals gebruikt in de laatste (vijfde) run het gedrag van fosfor in het Schelde-estuarium in voldoende mate wordt beschreven. Het basismodel zoals gebruikt in de tweede run met opgeloste orthofosfaatspecies, particulier ijzer- en calciumfosfaat en het transport van ijzerfosfaat zoals slib, berekent de pH-afhankelijke verdeling tussen particulier fosfaat en de opgeloste orthofosfaatspecies en de totaalfosfaatconcentratie globaal al goed. De afwijkingen in de zomer bij de zuurstofloze omstandigheden in het gebied tussen Rupelmonde en Antwerpen kunnen goed verklaard worden door daaraan de afhankelijkheid van de hoeveelheid fosfaatadsorbens van de zuurstof- en nitraatconcentratie toe te voegen (run 3).

Een verbetering van het model kan nog gerealiseerd worden door de aanvoer van fosfaatadsorbens (ijzerhydroxyde) variabel te maken en de vermindering van de hoeveelheid adsorbens als functie van de nitraatconcentratie niet abrupt maar geleidelijk te laten verlopen. Meetgegevens om dit nu al te doen zijn er echter niet.

De opname van P door algen en aan algen gerelateerd detritus (run 4) heeft geen invloed op het modelresultaat. De invloed van algen ligt in de verhoging van de pH en daarmee in de berekening van de hoge particulaire fosfaatgehalten die bij hoge pH ontstaan door de neerslag van calciumfosfaat.

De toevoeging van de bodemwateruitwisseling aan het model via de uitwisseling van slib tussen bodem en water, is met name een goede modelaanvulling vanwege de bodemnalevering van fosfaat in een belastingscenario. De huidige formulering verklaart echter niet de hoge gemeten bodemgehalten in het zoetste deel van het estuarium. Een hogere netto opslag van fosfor in de bodem zou ook een betere beschrijving van totaalfosfaat in de waterkolom in dit deel van het estuarium kunnen opleveren. Een reden voor de berekende lage bodemgehalten ligt in de intensieve bodemwateruitwisseling. Mogelijk zijn de zandgolven die de oorzaak zijn van deze intensieve uitwisseling in dit deel van het estuarium niet aanwezig.

6 Aanbevelingen

De modellering van fosfor zou nog verbeterd kunnen worden door na te gaan of de uitwisseling van fosfaat tussen oppervlakte- en poriënwater nog een rol speelt. Hiervoor kunnen de gegevens worden gebruikt die in het kader van het SAWES-project bodemwateruitwisseling van nutriënten en in het bodemwateruitwisselingsproject van metalen van de Vrije Universiteit van Brussel (VUB) zijn verkregen.

Het verschil tussen gemeten en berekende fosforgehaltes in de bodem van de eerste acht compartimenten zou nader geanalyseerd kunnen worden. Daarbij dient vooral te worden nagegaan of de bodemwateruitwisseling van slib in dit gebied dezelfde intensiteit heeft als in de rest.

De modellering kan verbeterd worden als in de toekomst over het seizoen gedetailleerde metingen van ijzer bij Rupelmonde worden uitgevoerd. Het gaat hier om het verloop van de opgeloste ijzerconcentratie en het ijzer(oxy)hydroxydegehalte van het zwevend materiaal dat immers het fosfaatadsorbens is. Nagegaan zou kunnen worden of bepaling van de AEC (Anion Exchange Capacity) of een bepaalde selectieve ijzerextractie van het zwevend materiaal met bijvoorbeeld citraat of dithioniet nuttig zouden kunnen zijn.

7 Literatuur

Van Eck, 1994

P-modellering Schelde-estuarium, Werkdocument RIKZ/94.855x

Ouboter M.R.L., de Rooij N.M., 1990.

Use of an autocalibration to evaluate the consistency of a data set in relation to geochemical model formulations, uit: Calibration and reliability in groundwater modelling, Proceedings Model-Care, IAHS.

Publication No. 195. ISBN 0-947571-67-1.

WL, 1991

Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium, SAWES-nota 91.01, Waterloopkundig Laboratorium, rapport T257 (concept).

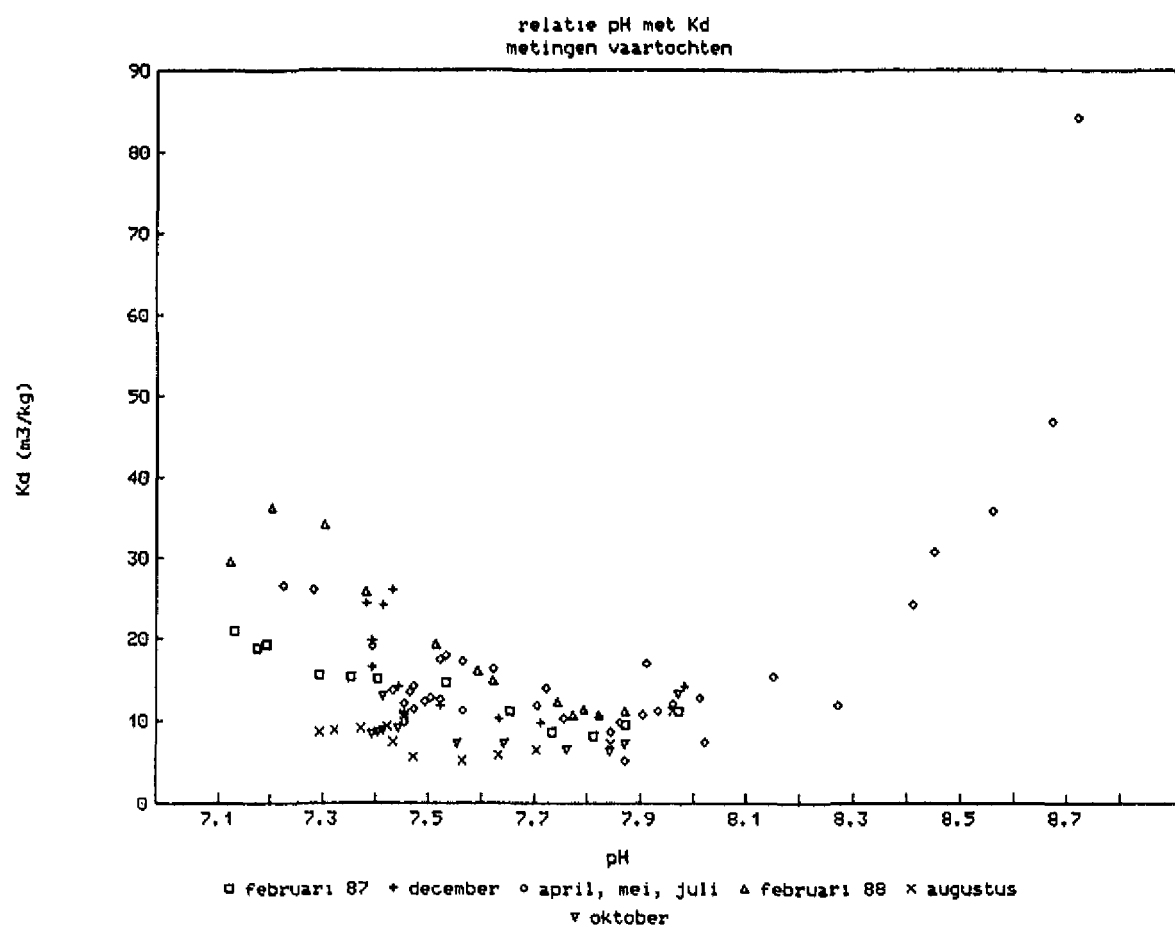
Zwolsman, 1994

Seasonal Variability and Biogeochemistry of Phosphorus in the Scheldt Estuary, Southwest Netherlands; in Estuarine, Coastal and Shelf Science 38.

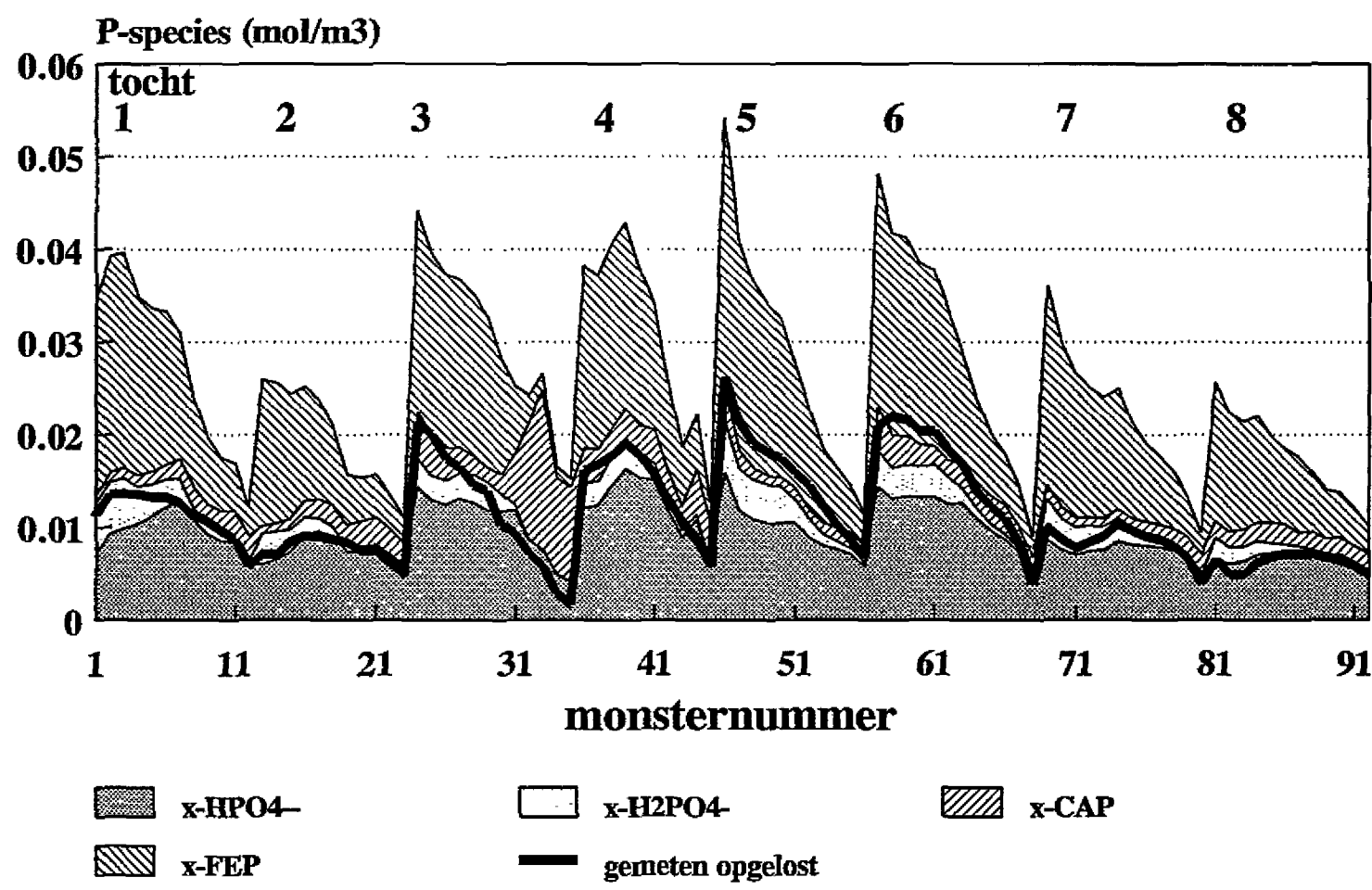
Lijst van figuren

- Figuur 1: Relatie tussen de pH en de Kd van fosfaat (m^3/kg) in de SAWES-gegevens
- Figuur 2: Berekende speciatie voor de 91 monsters uit de SAWES-vaartochten gegroepeerd naar vaartocht (in mol/m^3); telkens is een opeenvolging te zien van monsters vanaf Rupelmonde (hoog totaalfosfaat) tot Vlissingen (laag totaalfosfaat); de vaartochten zijn chronologisch weergegeven; de getrokken lijn staat voor de gemeten orthofosfaatconcentratie.
- Figuur 3: Relatie tussen gemeten pH, de berekende fosfaatspeciatie (mol/m^3) en de berekende Kd van fosfaat (m^3/kg).
- Figuur 4: Gemeten orthofosfaatprofielen tegen de saliniteit voor vier voor de seizoenen karakteristieke vaartochten. Uit Zwolsman 1994.
- Figuur 5: Gemeten tijdsverloop van zuurstof, orthofosfaat, silicaat en nitraat in het zoete eindlid van de vaartochten. Uit Zwolsman 1994.
- Figuur 6: Bij autocalibratie berekende orthofosfaatconcentratie (in mol/m^3) voor de 91 monsters uit de SAWES-vaartochten gegroepeerd naar vaartocht, met en zonder precipitatie van adsorbens; telkens is een opeenvolging te zien van monsters vanaf Rupelmonde (hoog orthofosfaat) tot Vlissingen (laag orthofosfaat); de vaartochten zijn chronologisch weergegeven;
- Figuur 7: onder: Tijdsverloop van de totaalfosfaatbelasting onderscheiden naar herkomst (Schelde, rest Belgische lozingen, lozingen rond Terneuzen, rest Nederlandse lozingen), afgeleid uit de SAWES-database.
boven: idem, maar dan voor orthofosfaat (links) en particulier fosfaat (rechts)
- Fig. 8a-d: Lengteprofiel berekend en gemeten orthofosfaat (g/m^3), (boven) en particulier fosfaat (mg/kg), (onder) in vergelijking met de metingen voor vier voor de seizoenen karakteristieke vaartochten. De berekening is gebaseerd uitsluitend transport via de waterfase.
- Figuur 9: Relatie tussen de berekende Kd van fosfaat en de berekende pH, voor de conservatieve berekening (transport via de waterfase) voor alle segmenten en voor alle uitvoertijdstappen.
- Fig. 10a-d: Lengteprofiel totaalfosfaatconcentratie (gP/m^3) bij transport van alle fracties in de waterfase (getrokken lijn) en bij transport van het aan ijzer gebonden particulier fosfaat met het slibveld (stippellijn) voor acht vaartochten.
- Fig. 11a-e: Lengteprofiel voor de vier in figuur 5 weergegeven vaartochten (tochten 1, 3, 5 en 7) en voor tocht 4, boven: de orthofosfaat-concentraties (gP/m^3) voor de conservatieve run (stippellijn) en de run waarin de verdeling van fosfaat over de fracties bepaald wordt door de thermodynamica (getrokken lijn); onder: particuliere gehalten (mg/kg) voor de run met chemie.
- Fig. 12a-c: Lengteprofiel voor de vaartochten van mei, juli en augustus. Boven: de orthofosfaatconcentraties (gP/m^3) voor de run met evenwichtschemie (stippellijn) en de run met evenwichtschemie en precipitatie van adsorbens (getrokken lijn); onder: particuliere gehalten (mg/kg).
- Figuur 13: Relatie tussen de berekende Kd van fosfaat en de berekende pH, voor de berekening met chemische processen en algenkinetiek voor alle segmenten en voor alle uitvoertijdstappen.

- Fig. 14a-b: Lengteprofiel van de totaalfosfaatconcentratie (gP/m^3) voor 4 tijdstippen met karakteristieke verschillen tussen berekeningen met en zonder bodemwateruitwisseling.
- Figuur 15: Berekende en het gemeten stationaire bodemgehalte over de lengte-as van het estuarium.

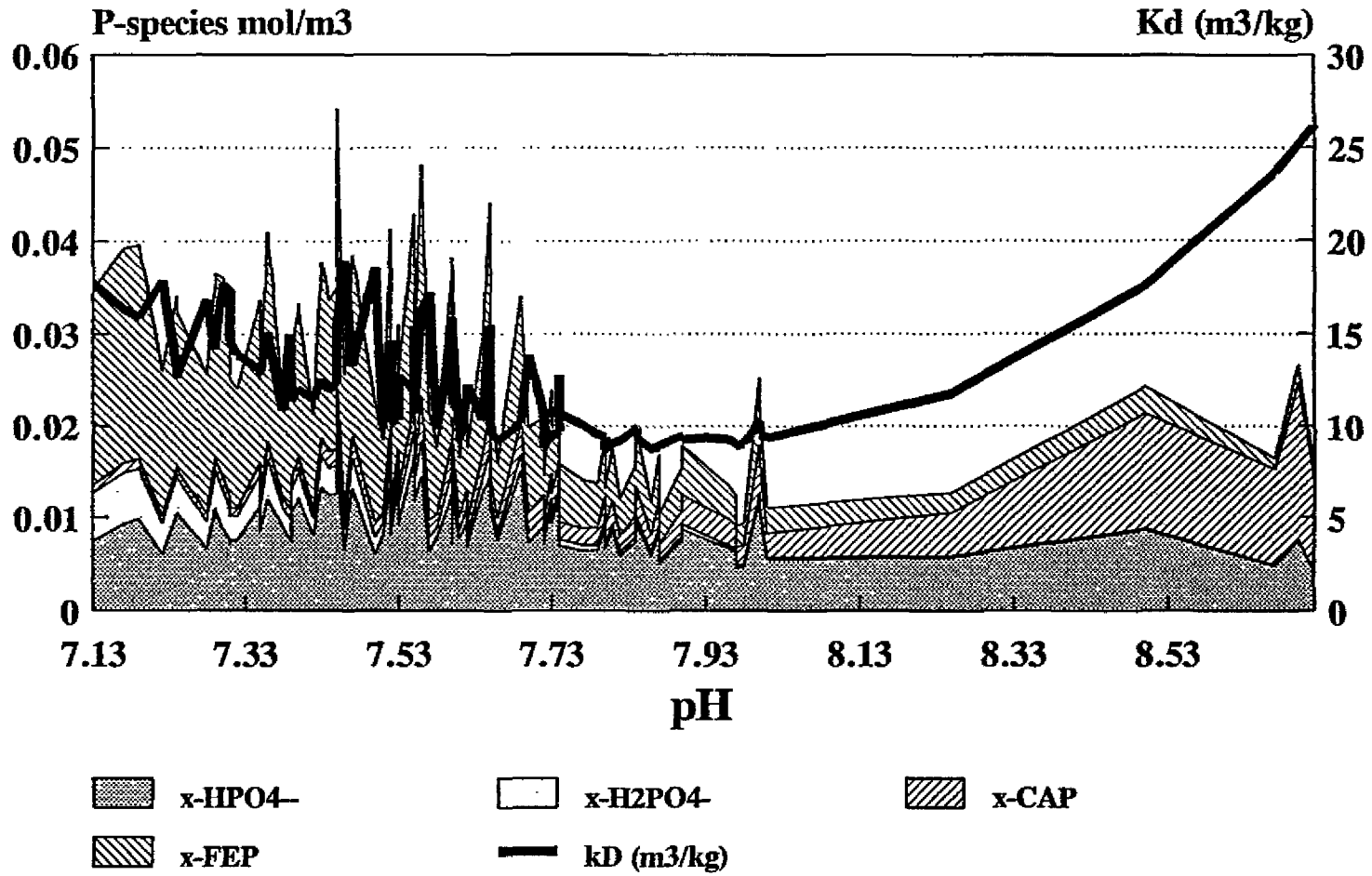


Figuur 1



Figuur 2

specfit.cht



Figuur 3

specdef.cht

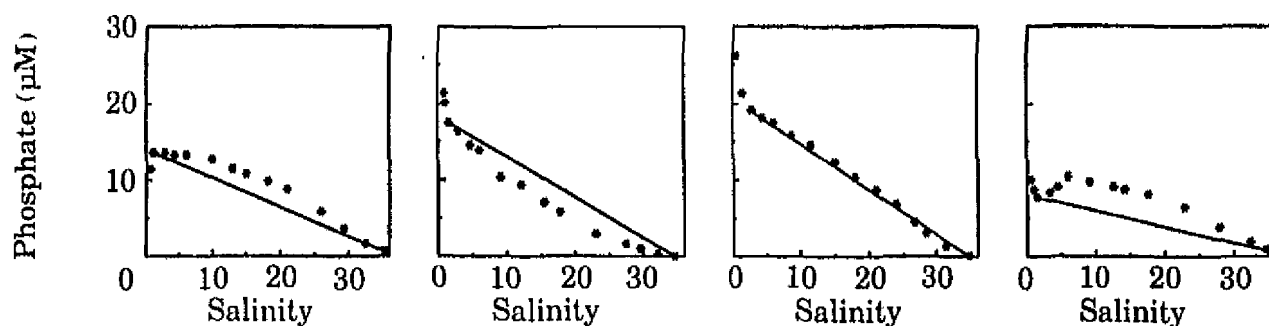


Figure 3(b).

Figure 3. Seasonal profiles of water quality parameters in the Scheldt Estuary. Theoretical dilution lines are indicated in the dissolved silicon and phosphate profiles to show deviations from conservative mixing. Uit Zwolsman (1994)

Figuur 4

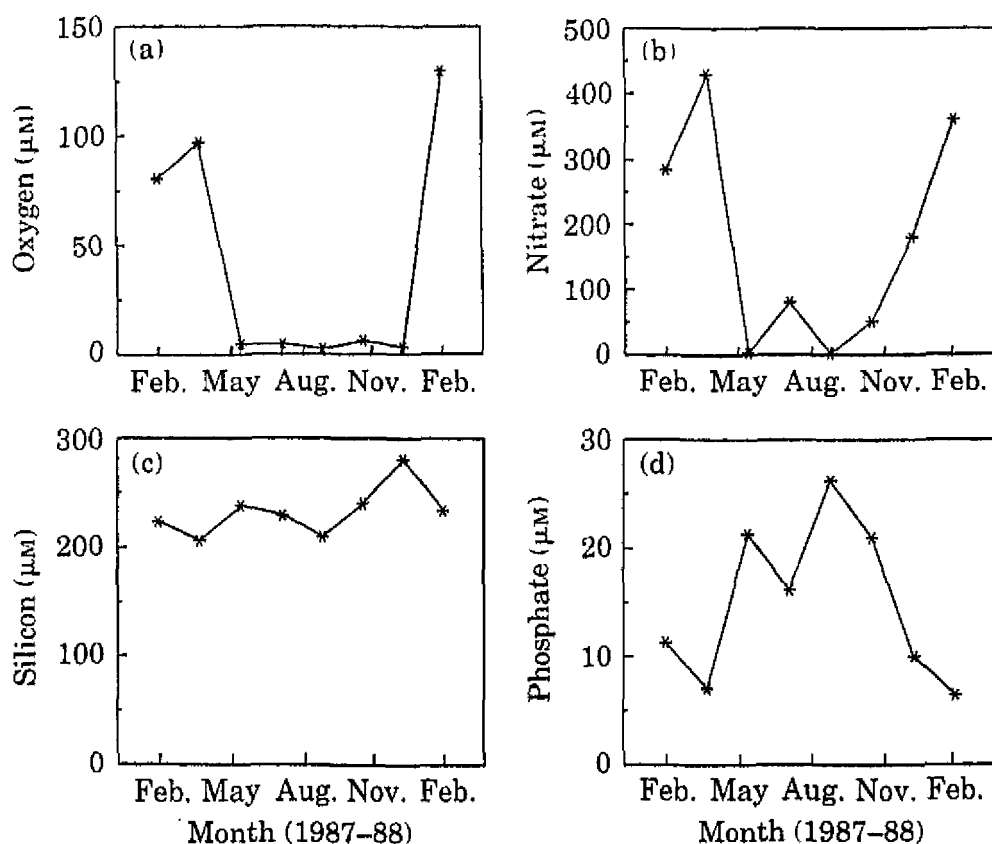
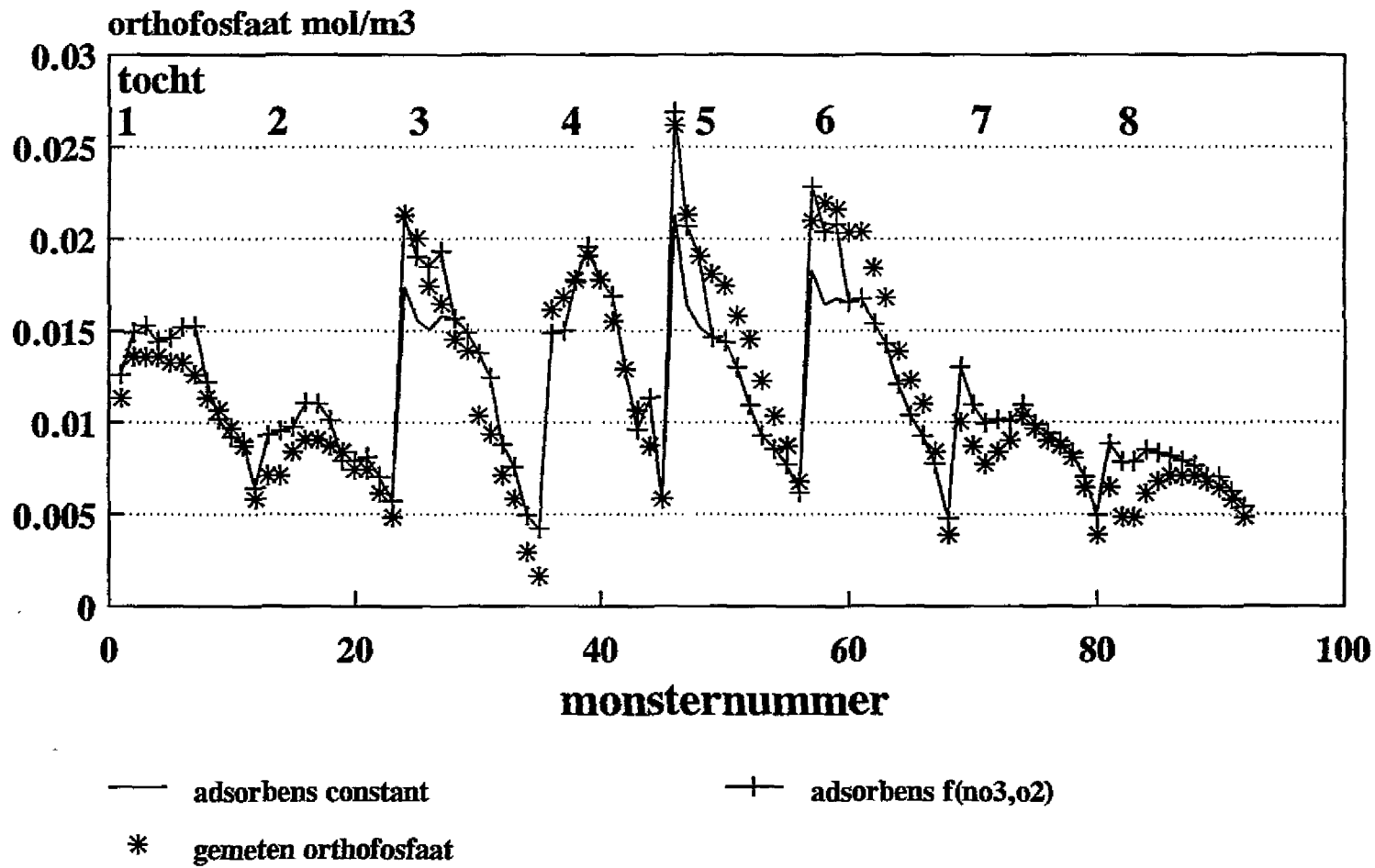
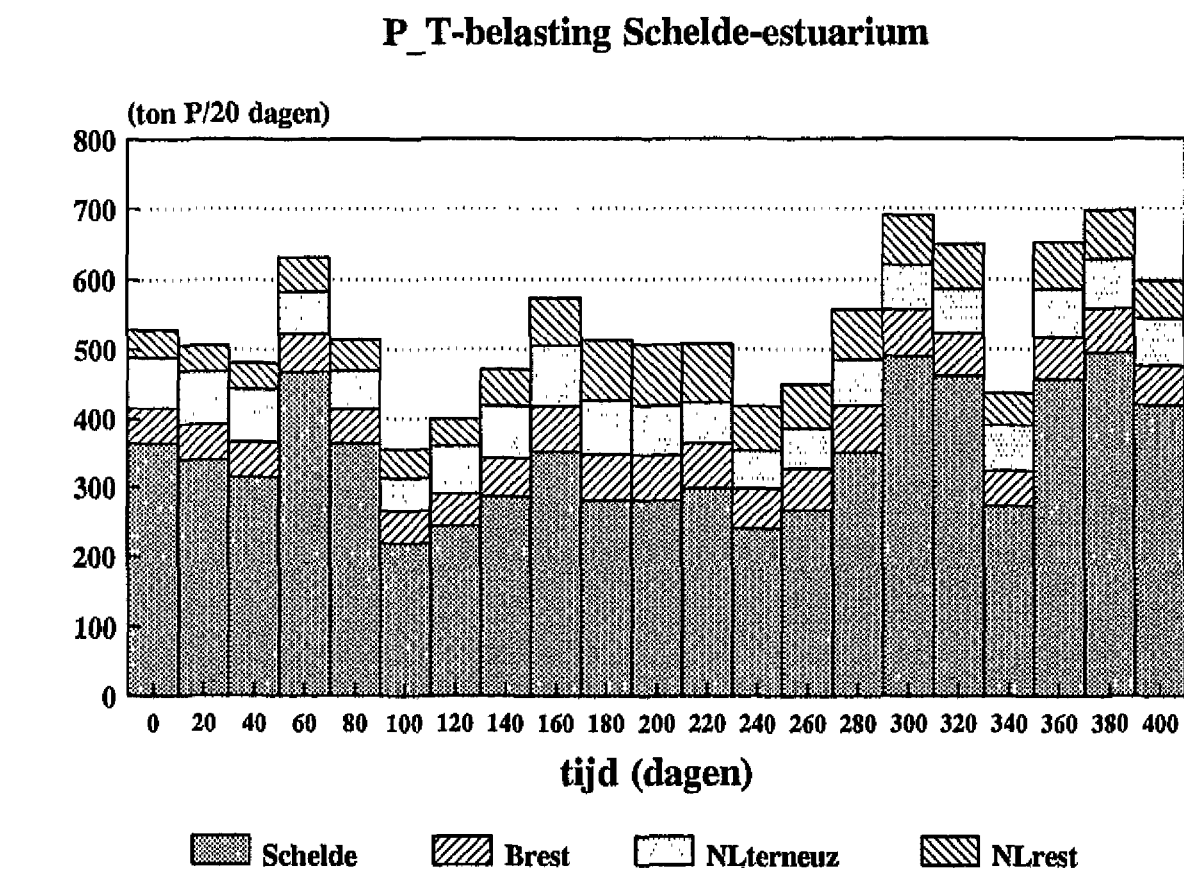
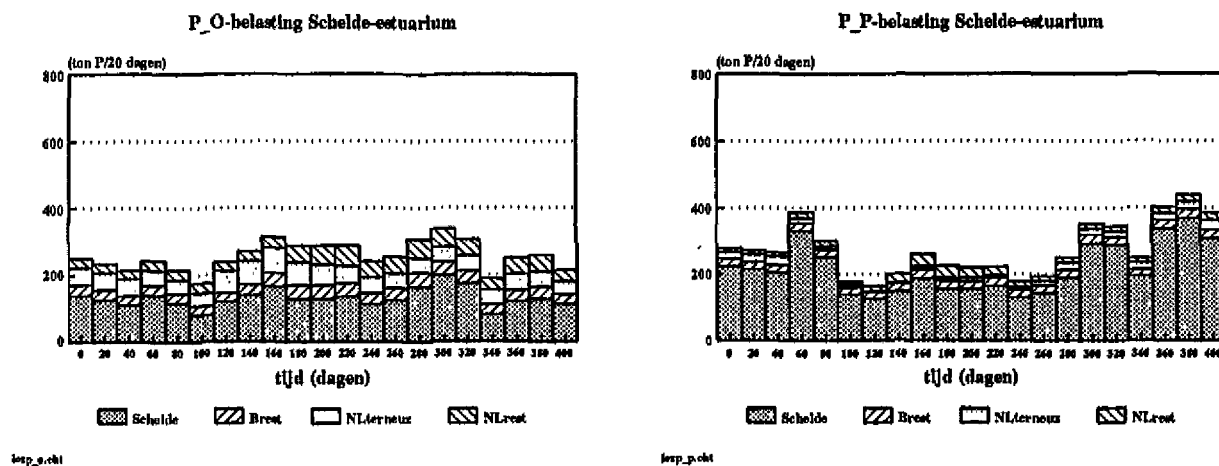


Figure 2. Seasonal variability in river water end-member composition of (a) oxygen, (b) nitrate, (c) silicon, and (d) orthophosphate. Uit Zwolsman (1994)

Figuur 5



Figuur 6



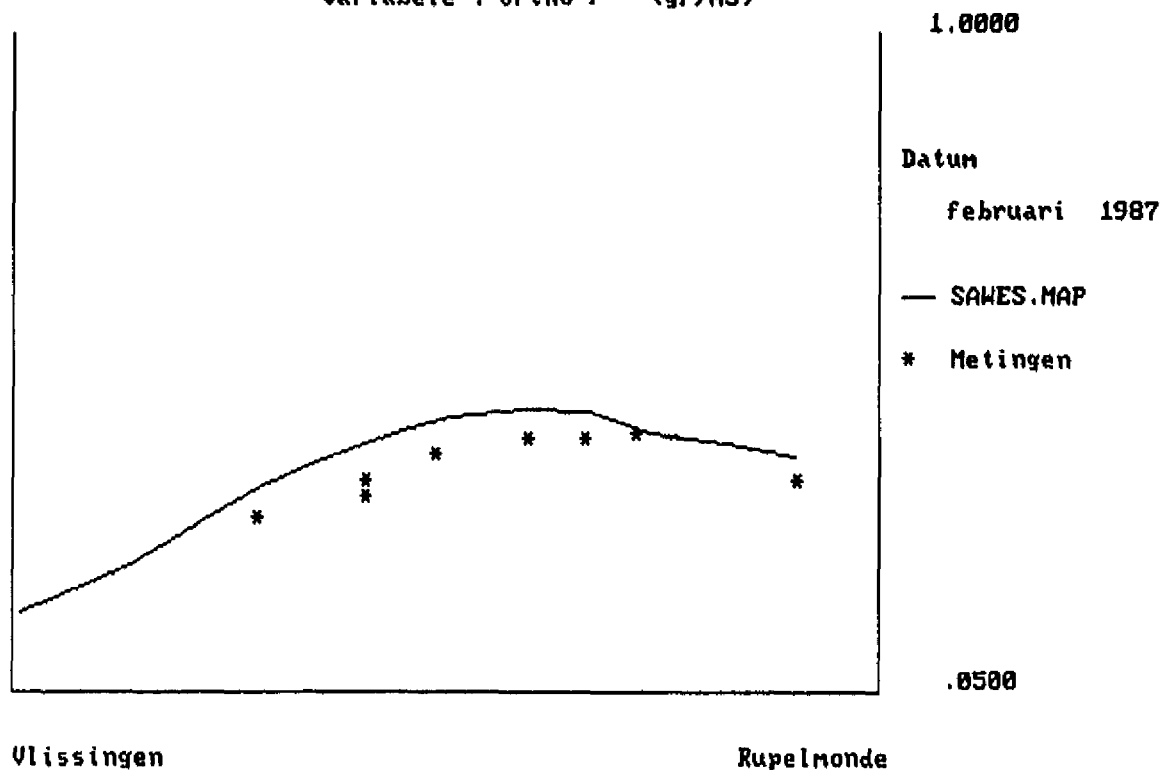
lozp_t.cht

Figuur 7

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

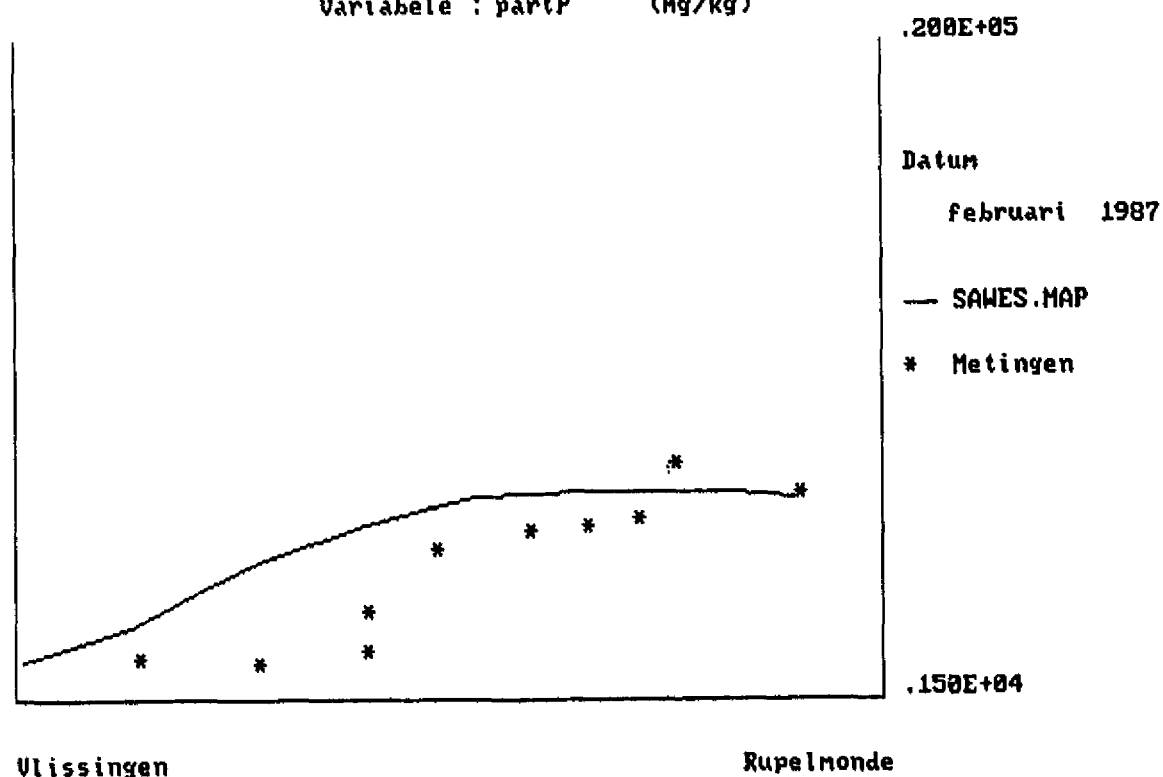
Variabele : ortho-P (gP/m³)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (ng/kg)

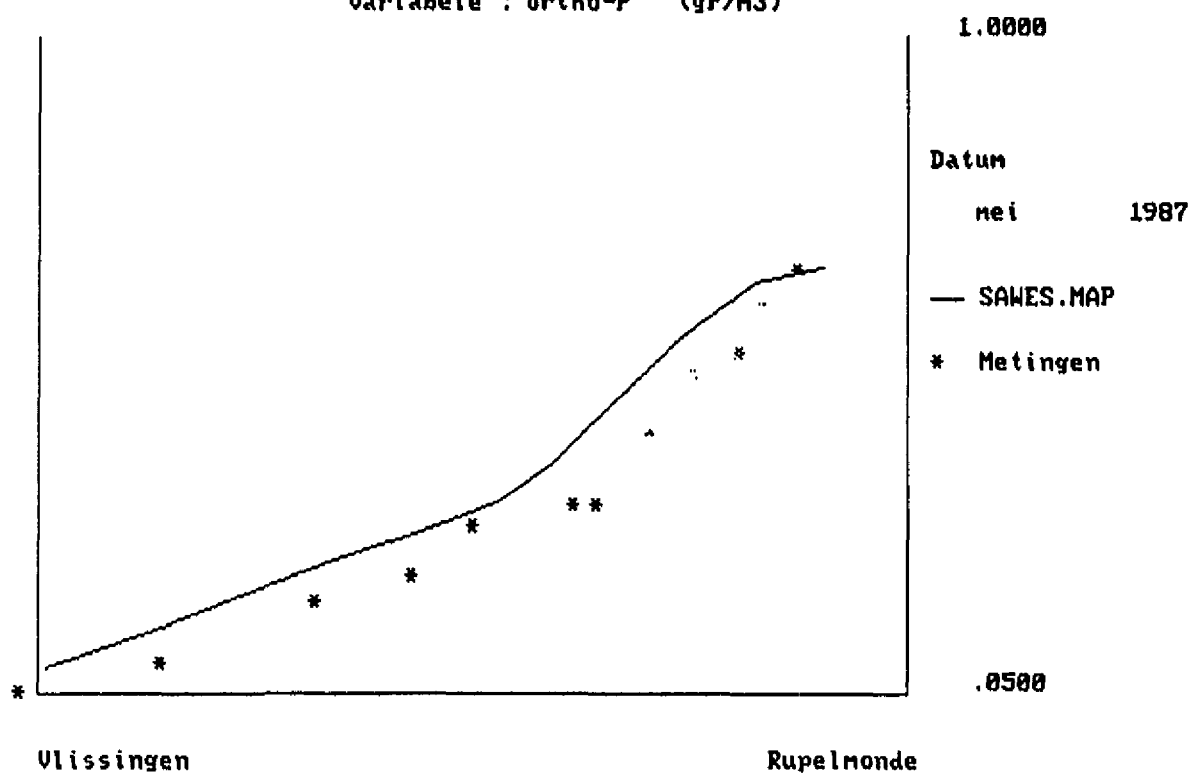


Figuur 8a

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

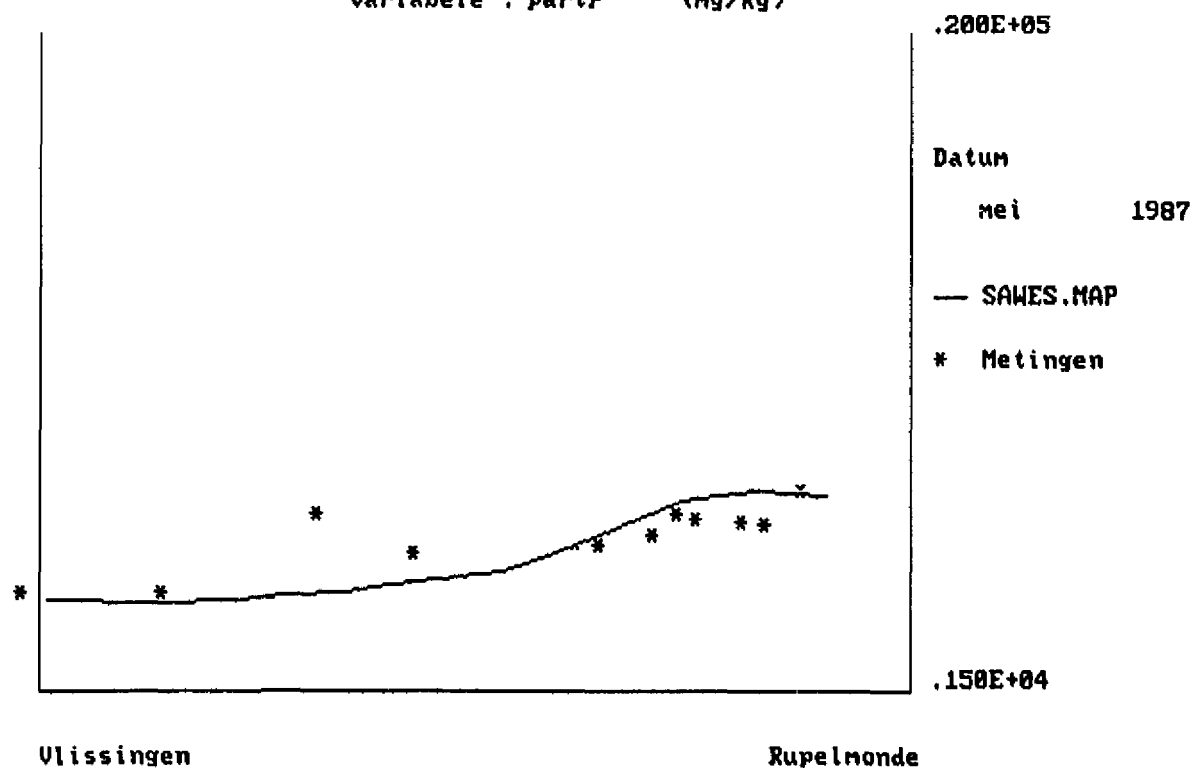
Variabele : ortho-P (gP/n3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

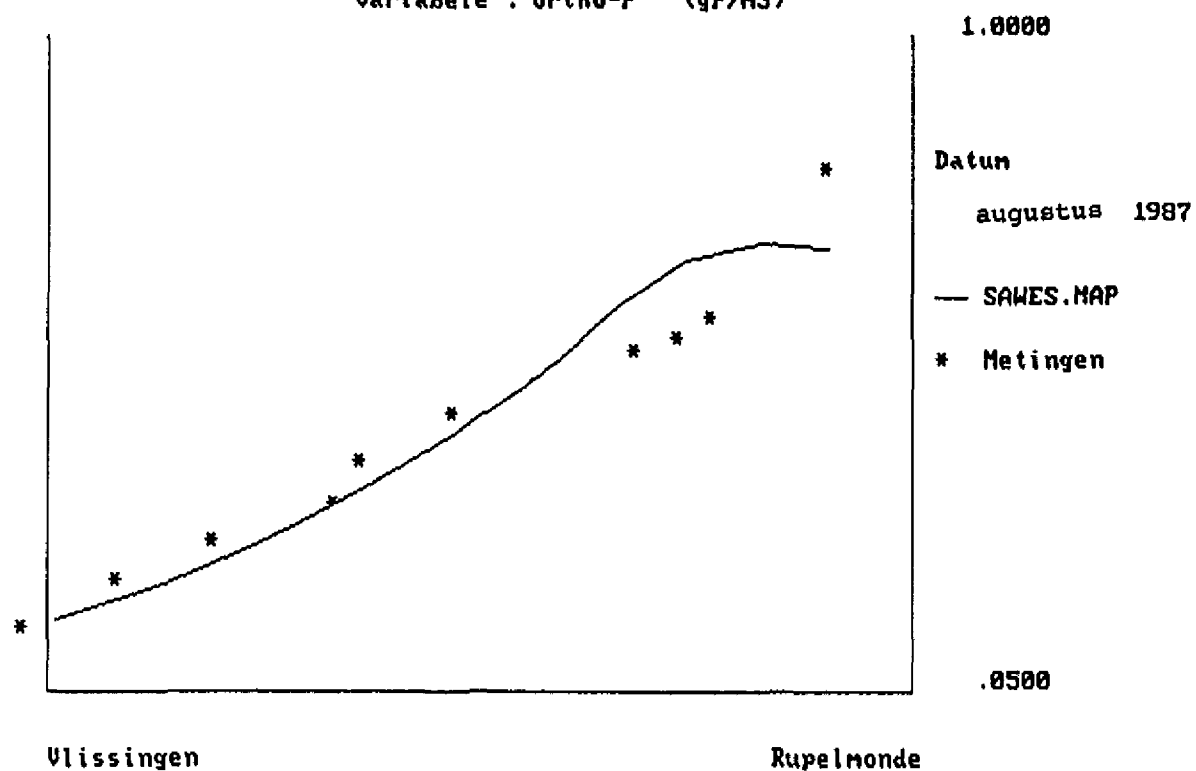


Figuur 8b

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

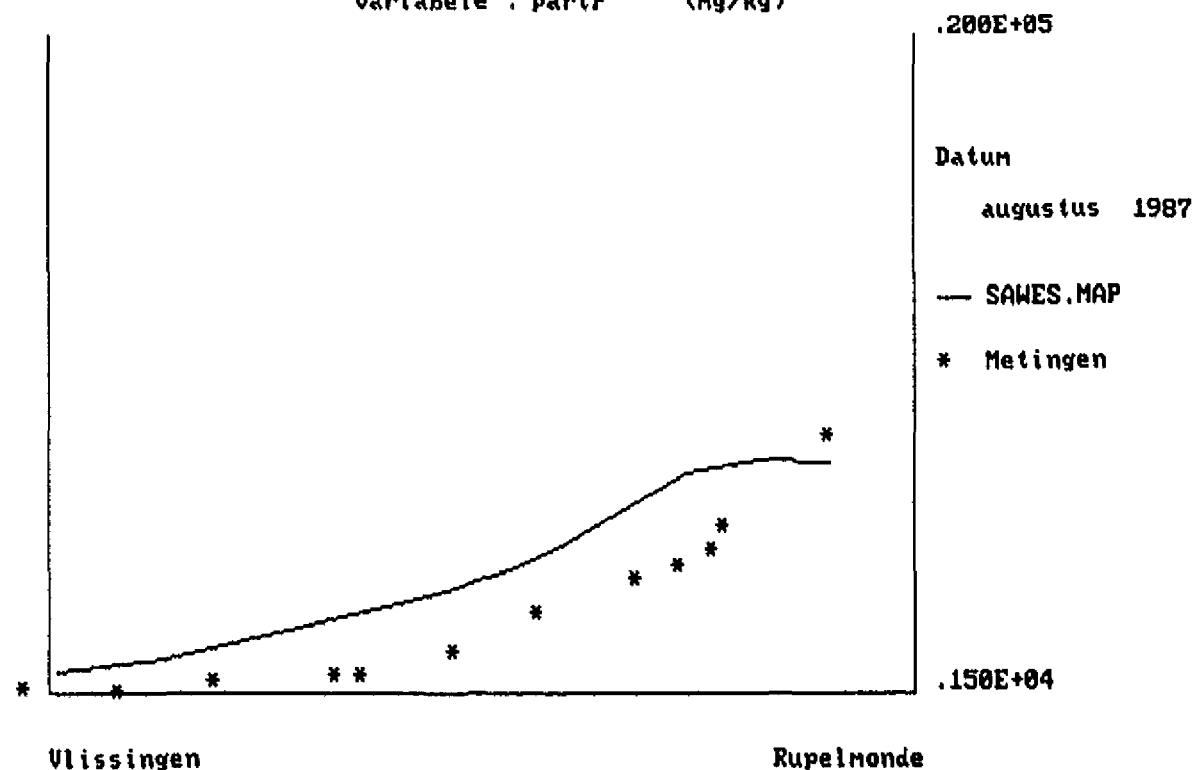
Variabele : ortho-P (gP/m³)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (ng/kg)

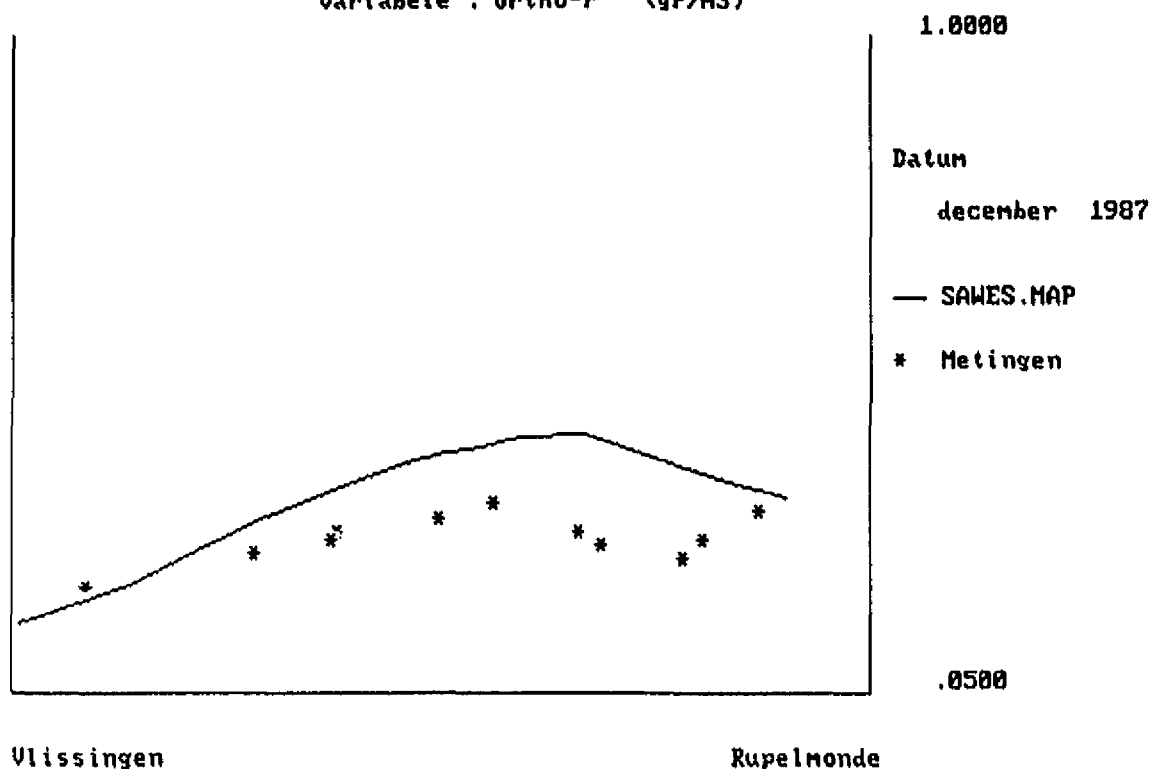


Figuur 8c

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

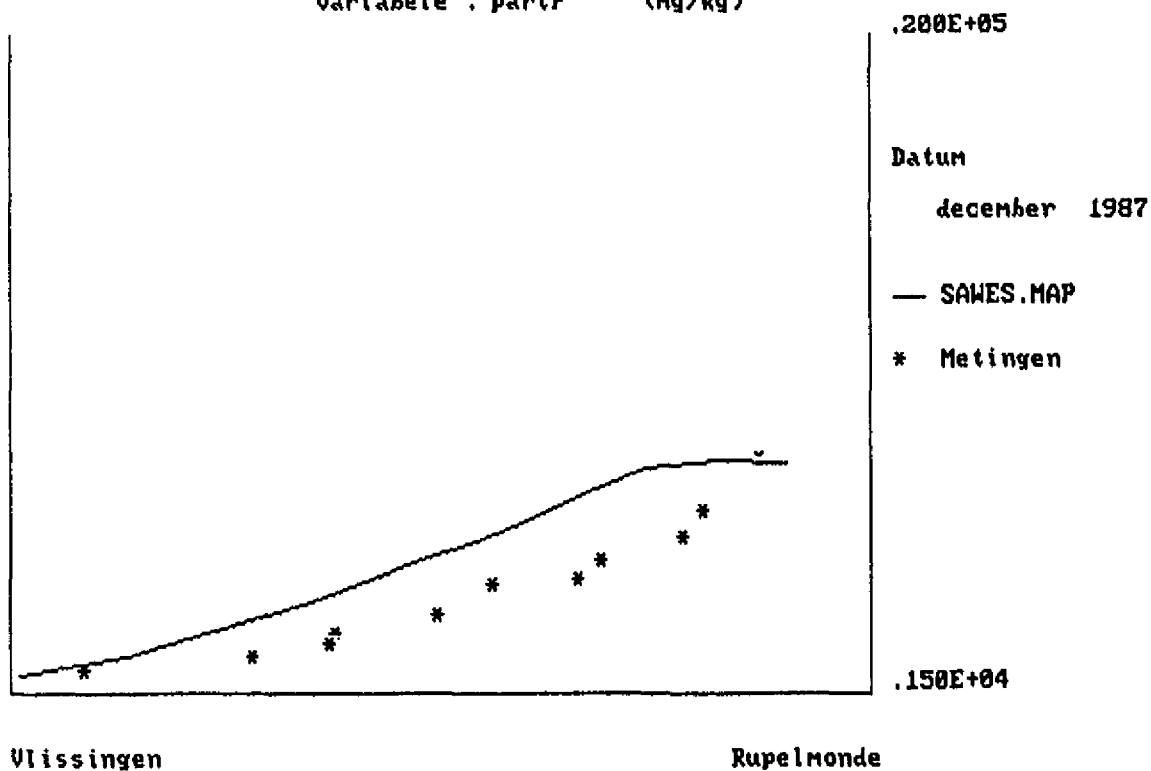
Variabele : ortho-P (gP/m3)



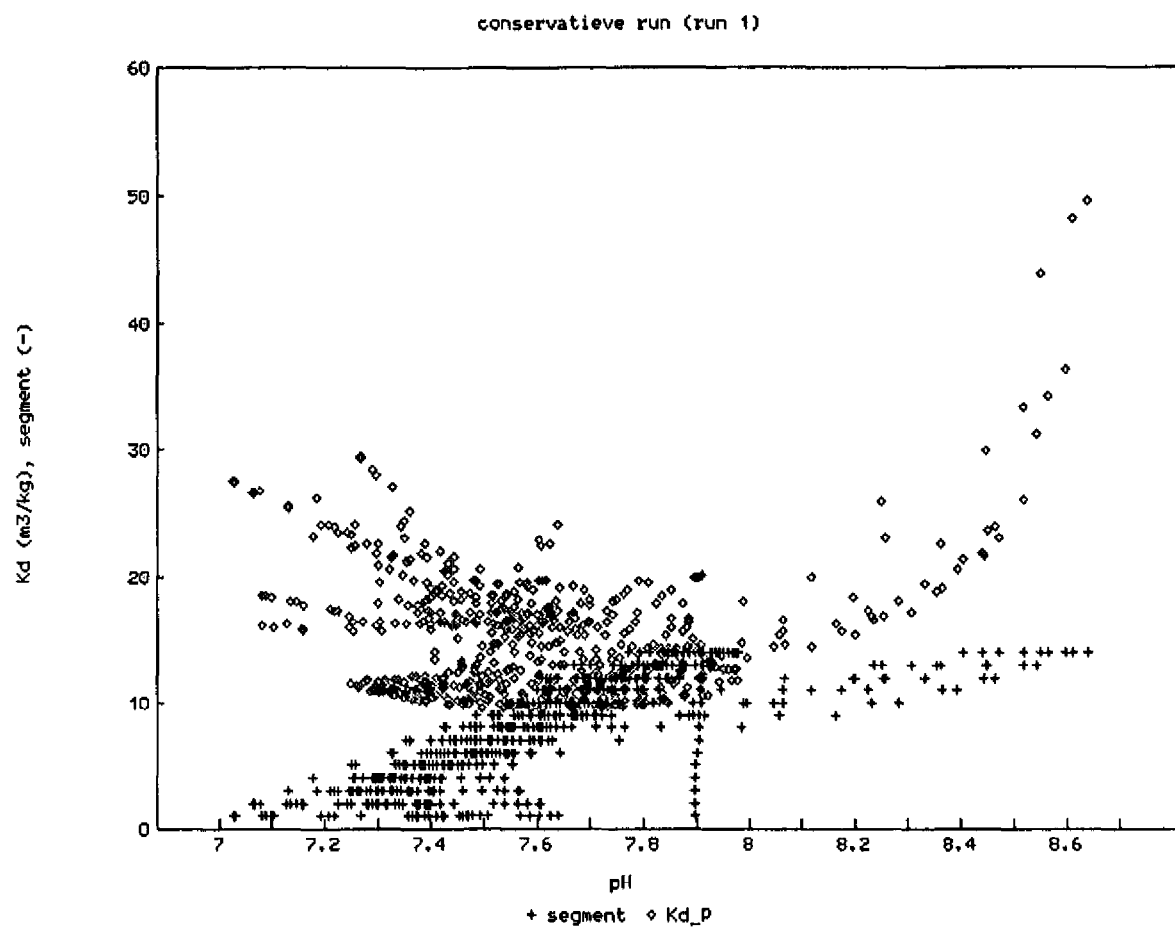
Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)



Figuur 8d



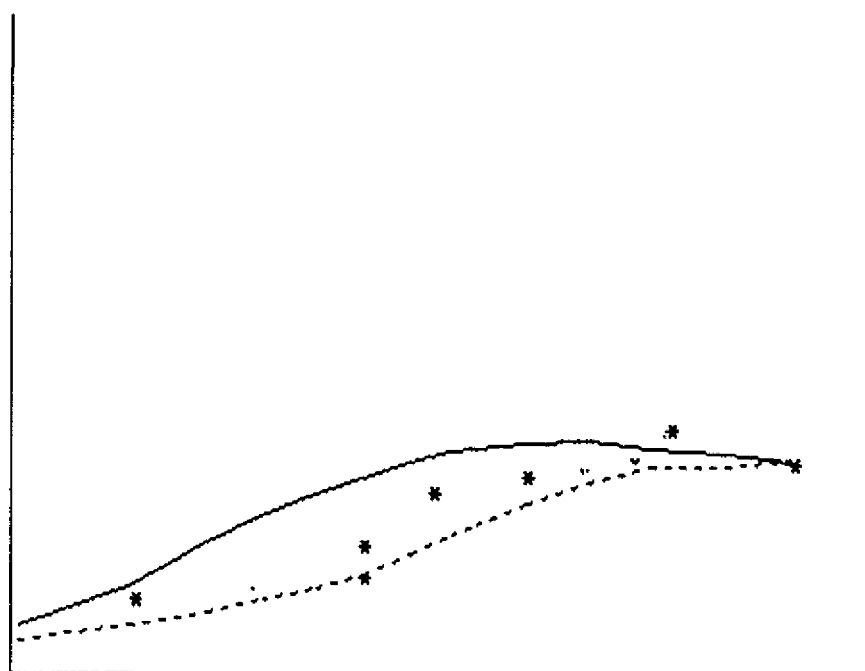
Figuur 9

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3)

3.0000



Datum

februari 1987

— SAWES.MAP

--- ..\MODEL4\run4\S

* Metingen

.2100

Vlissingen

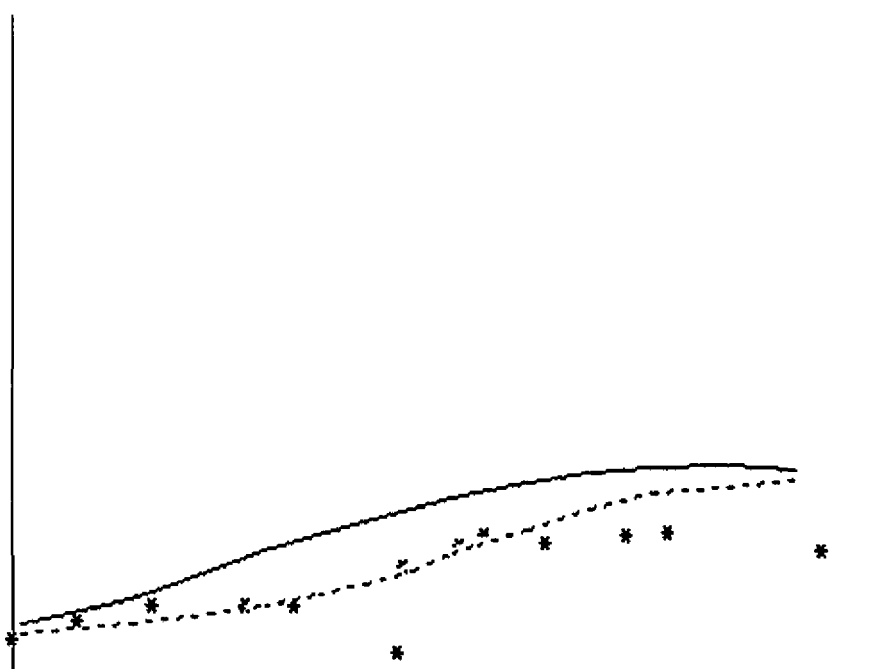
Rupelmonde

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3)

3.0037



Datum

april 1987

— SAWES.MAP

--- ..\MODEL4\run4\S

* Metingen

.2100

Vlissingen

Rupelmonde

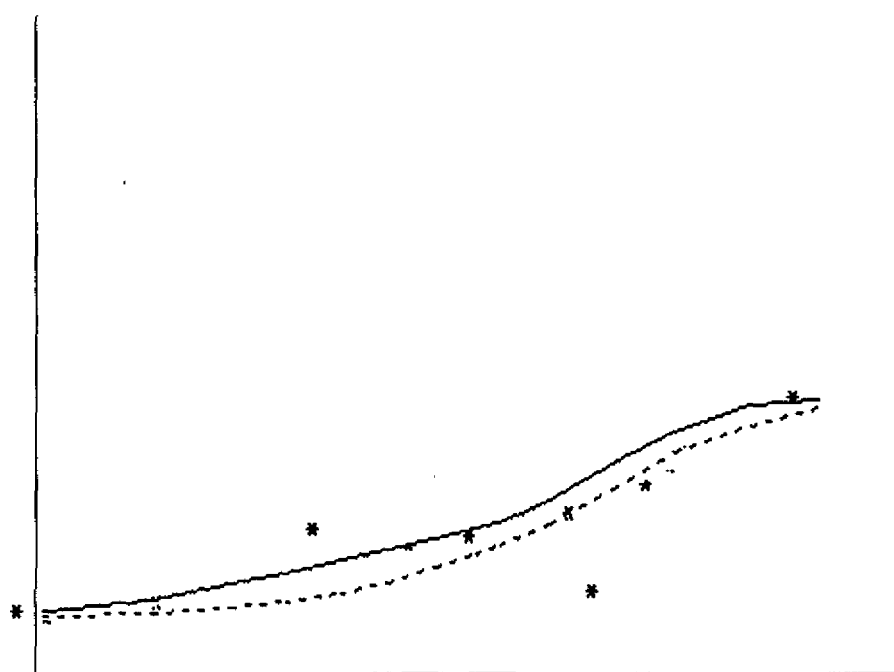
Figuur 10a

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m³)

3.0037



Vlissingen

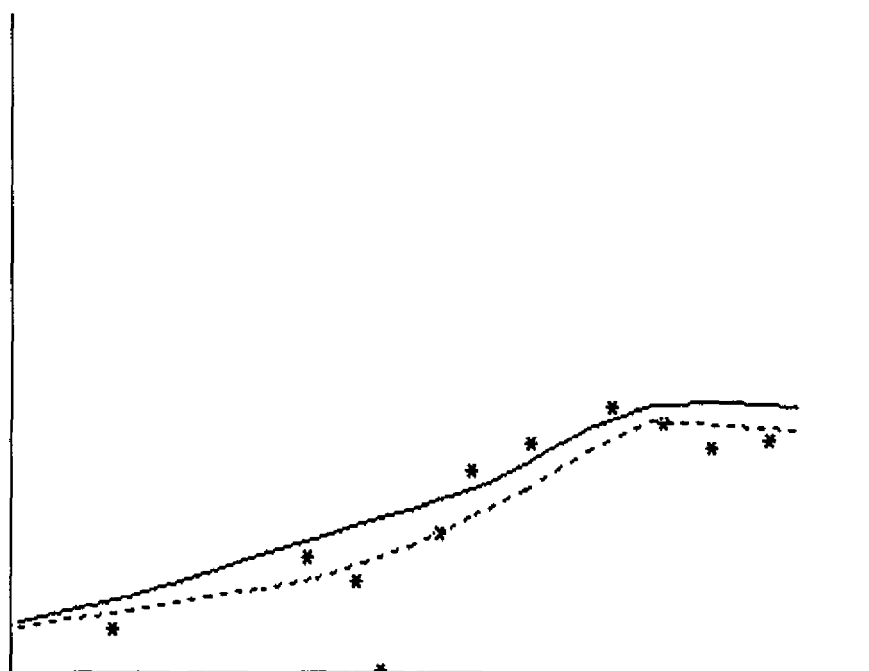
Rupelmonde

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m³)

3.0037



Vlissingen

Rupelmonde

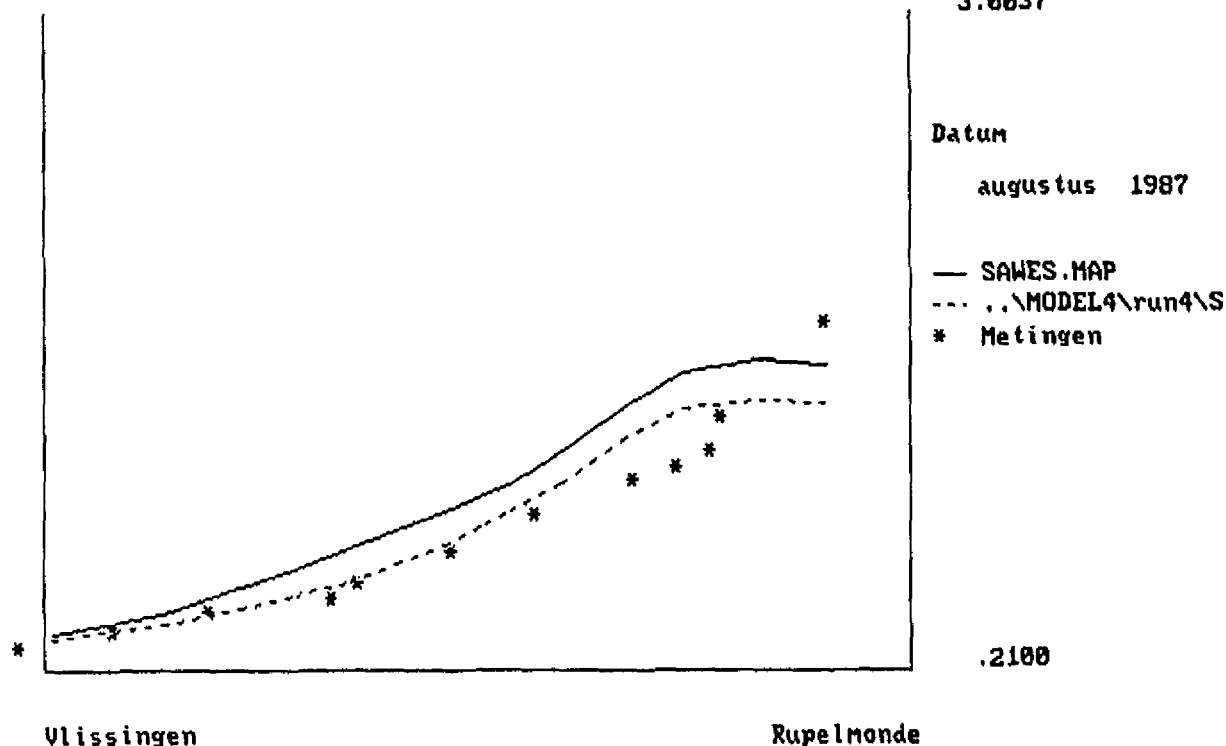
Figuur 10b

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3)

3.0037

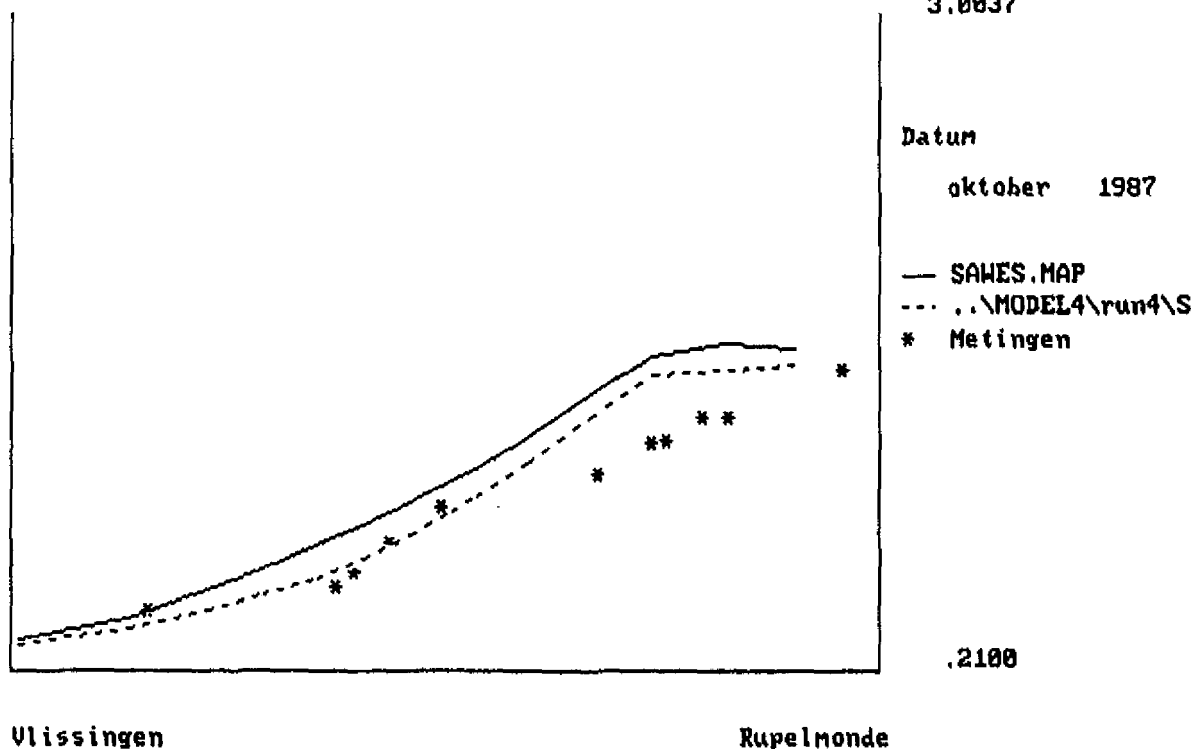


Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3)

3.0037



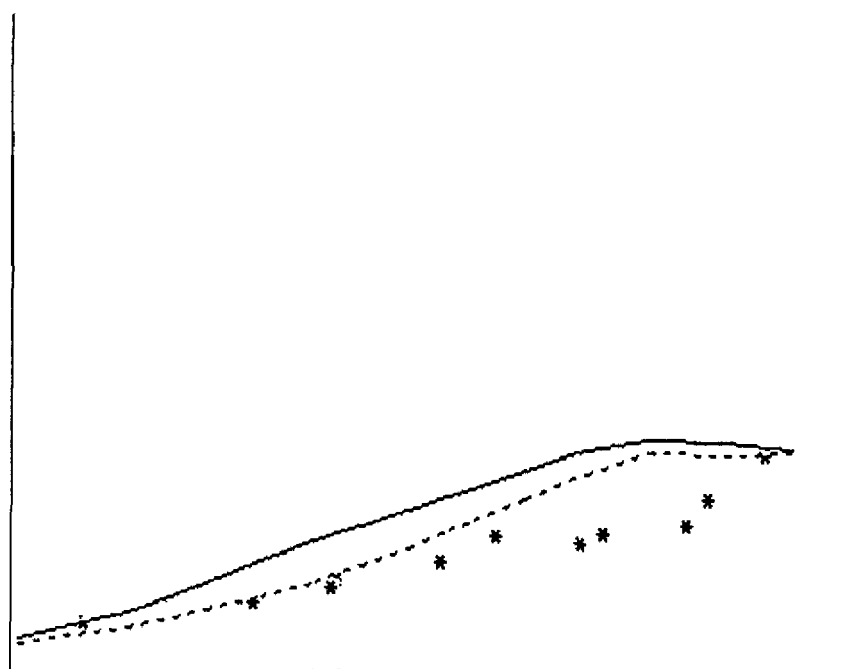
Figuur 10c

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3))

3.0037



Datum

december 1987

— SAWES.MAP

--- ..\MODEL4\run4\S

* Metingen

Vlissingen

Rupelmonde

.2100

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3))

3.0037



Datum

februari 1988

— SAWES.MAP

--- ..\MODEL4\run4\S

* Metingen

Vlissingen

Rupelmonde

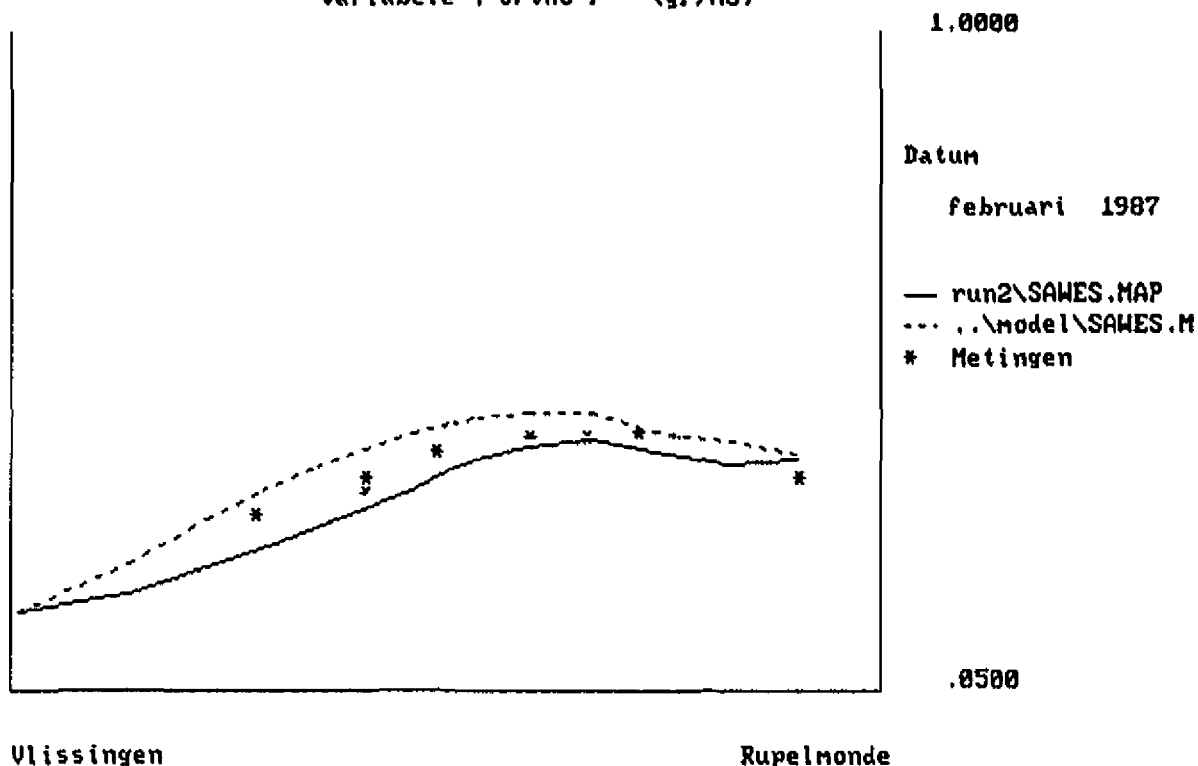
.2100

Figuur 10d

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

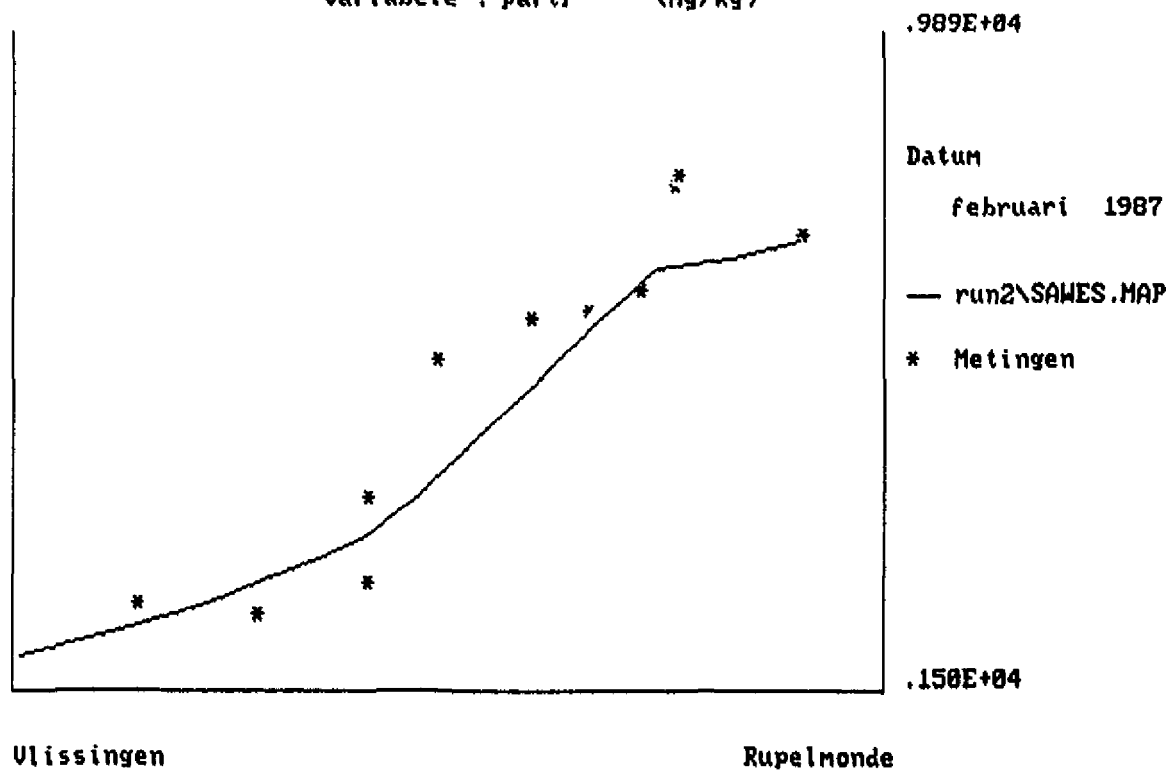
Variabele : ortho-P (gP/m3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (ng/kg)

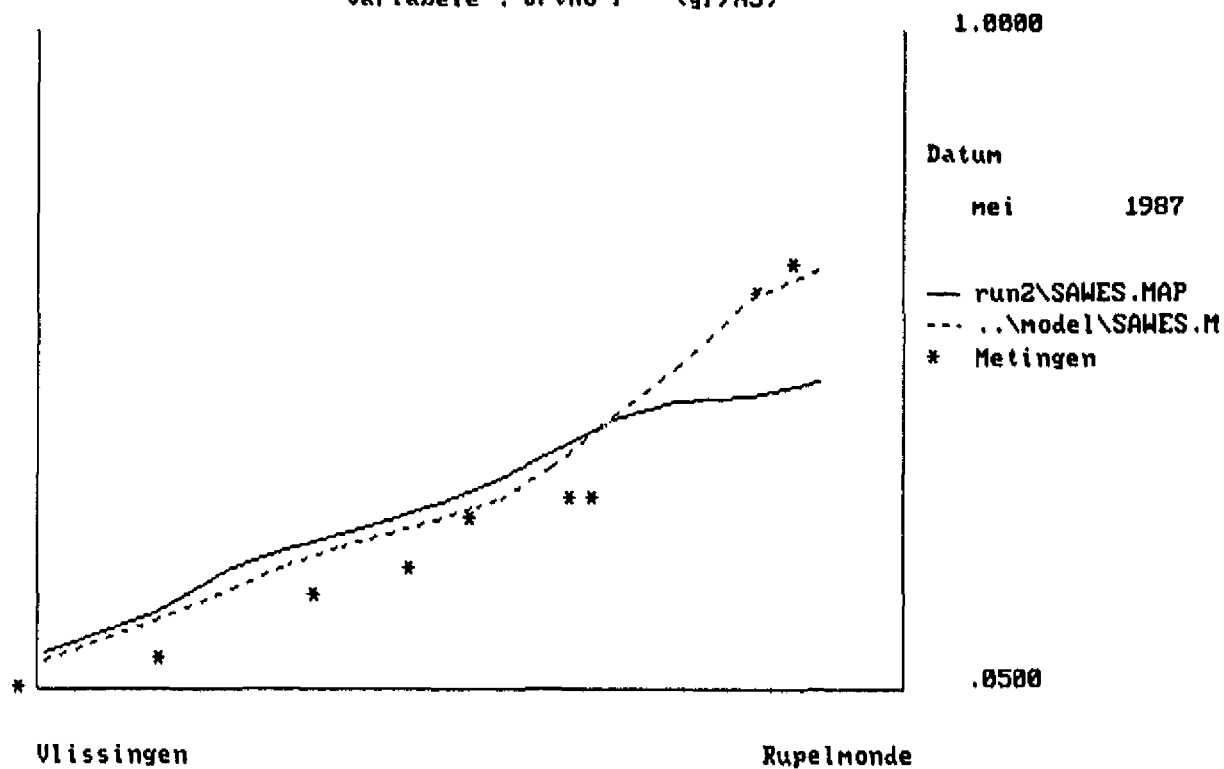


Figuur 11a

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

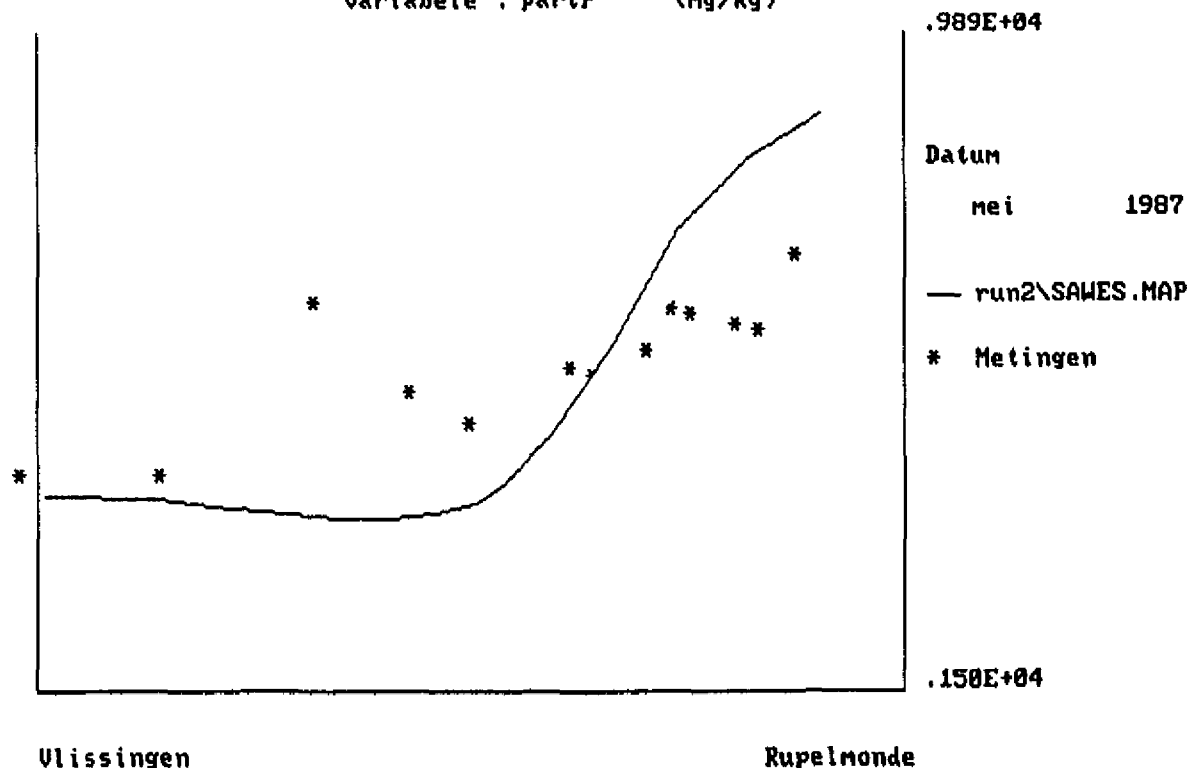
Variabele : ortho-P (gP/m³)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

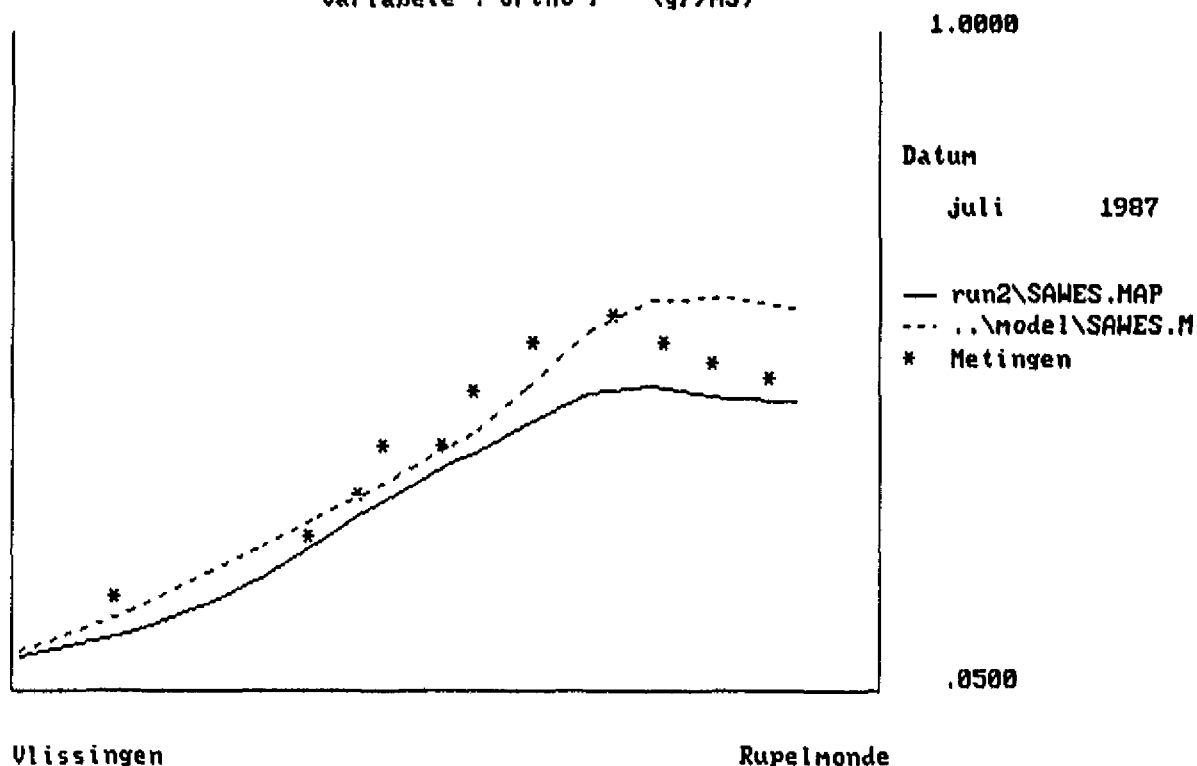


Figuur 11b

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

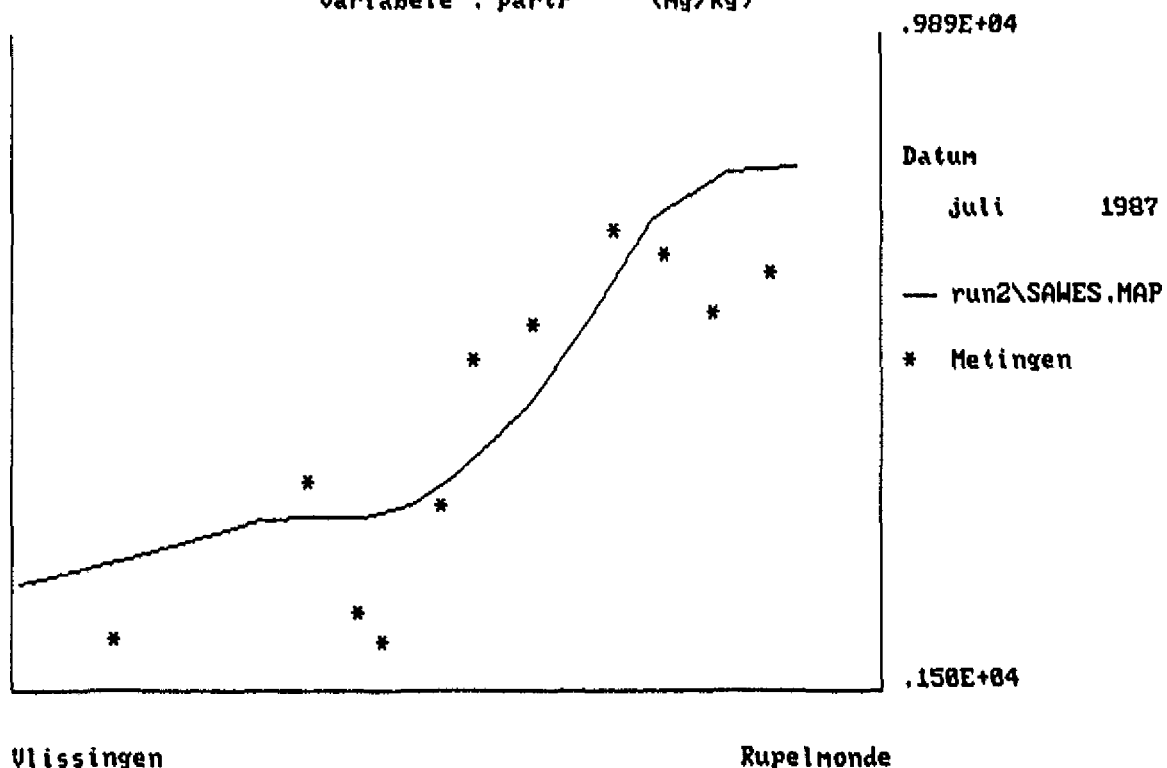
Variabele : ortho-P (gP/m³)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

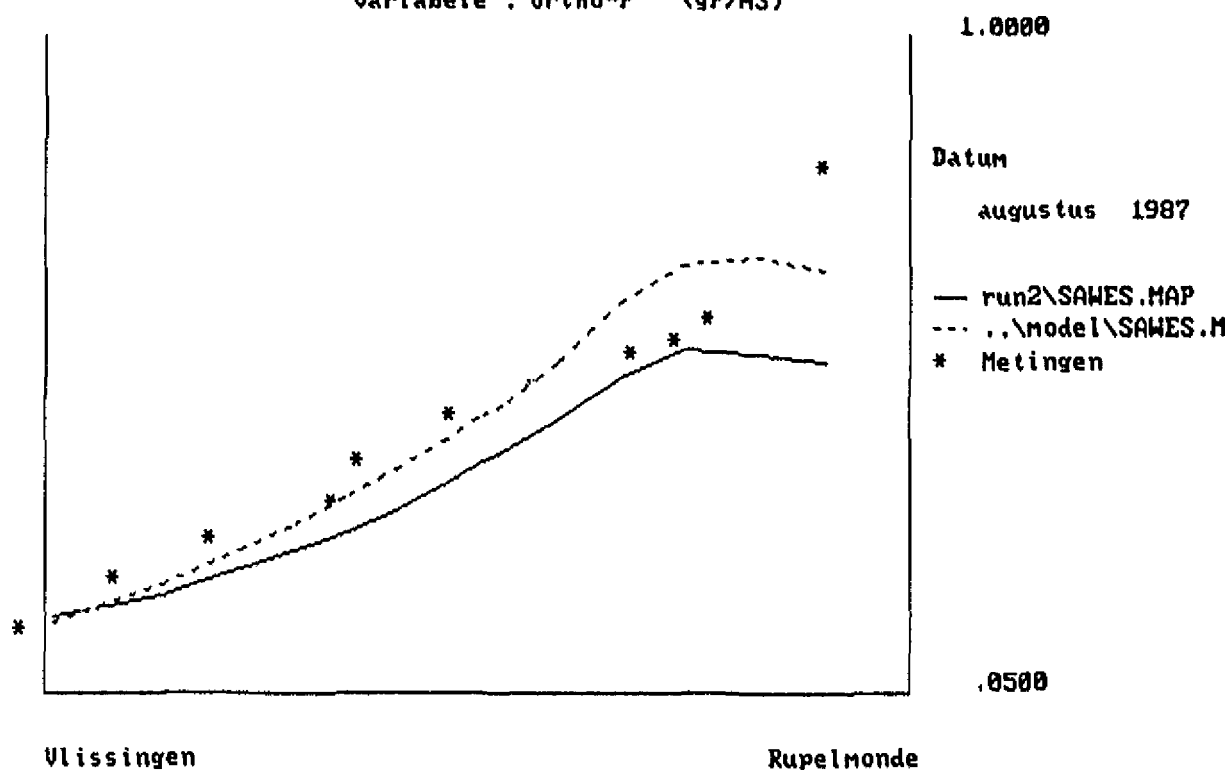


Figuur 11c

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

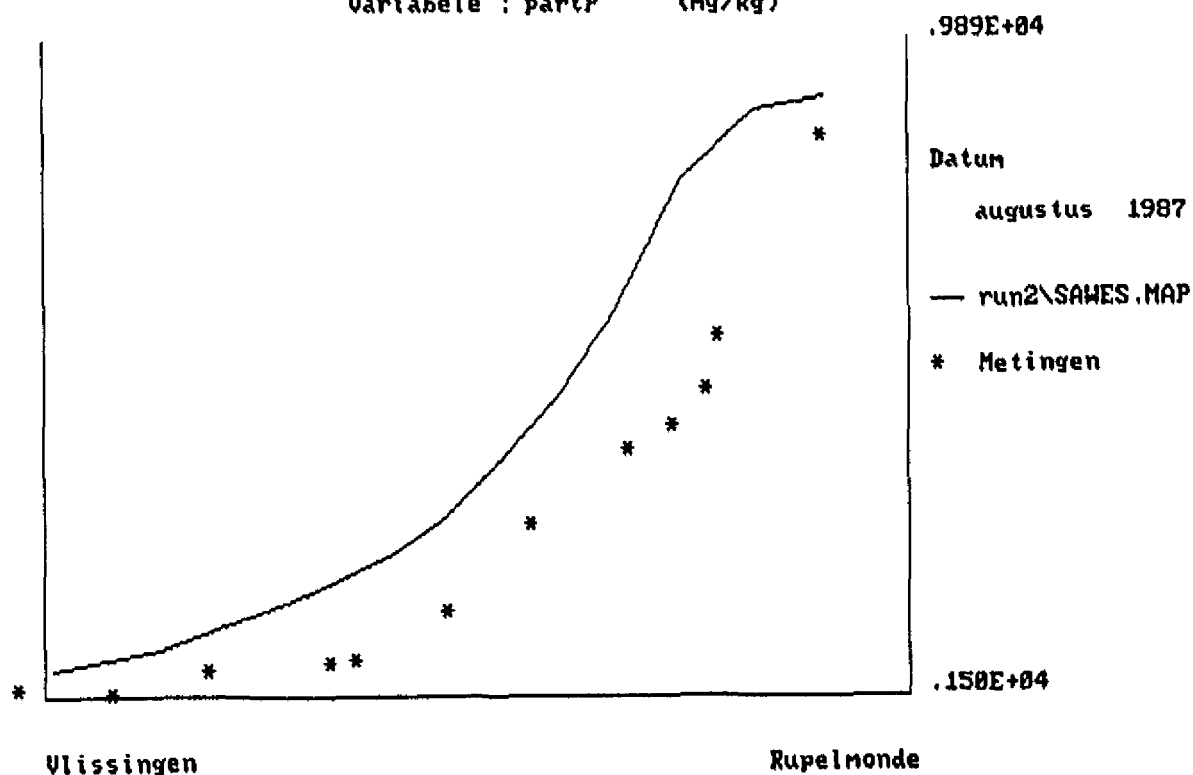
Variabele : ortho-P (gP/m3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

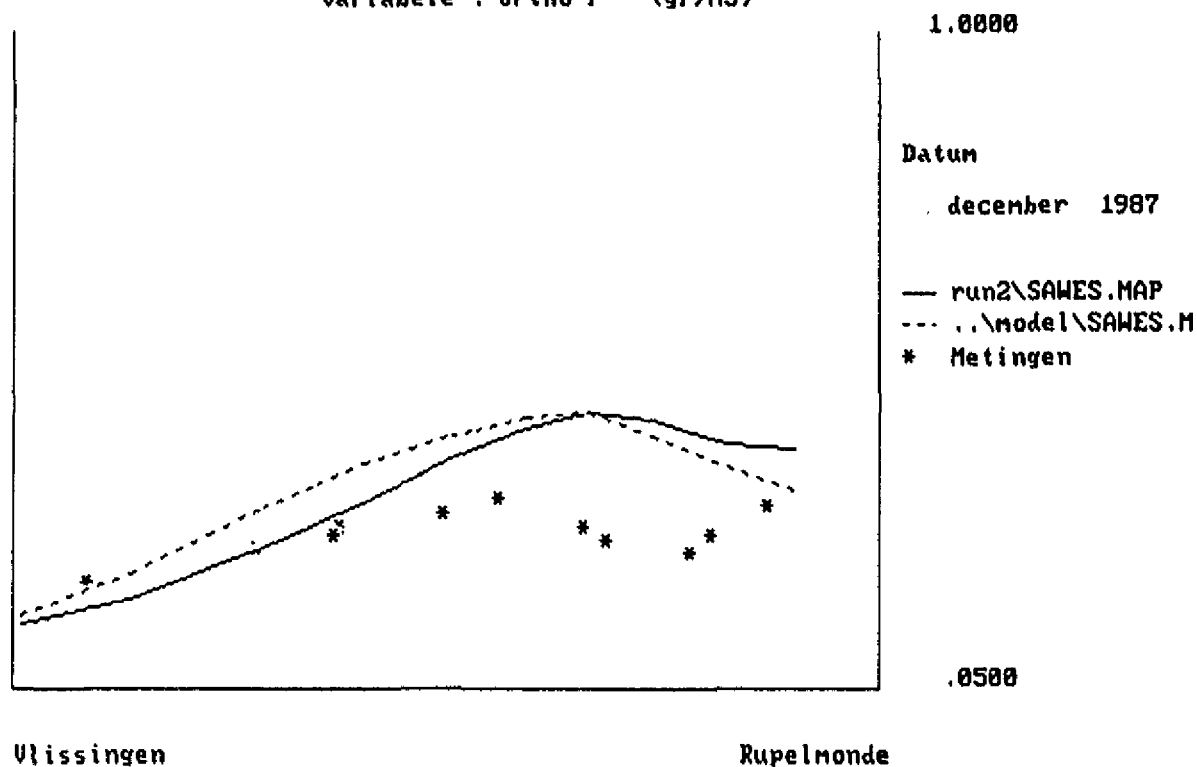


Figuur 11d

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

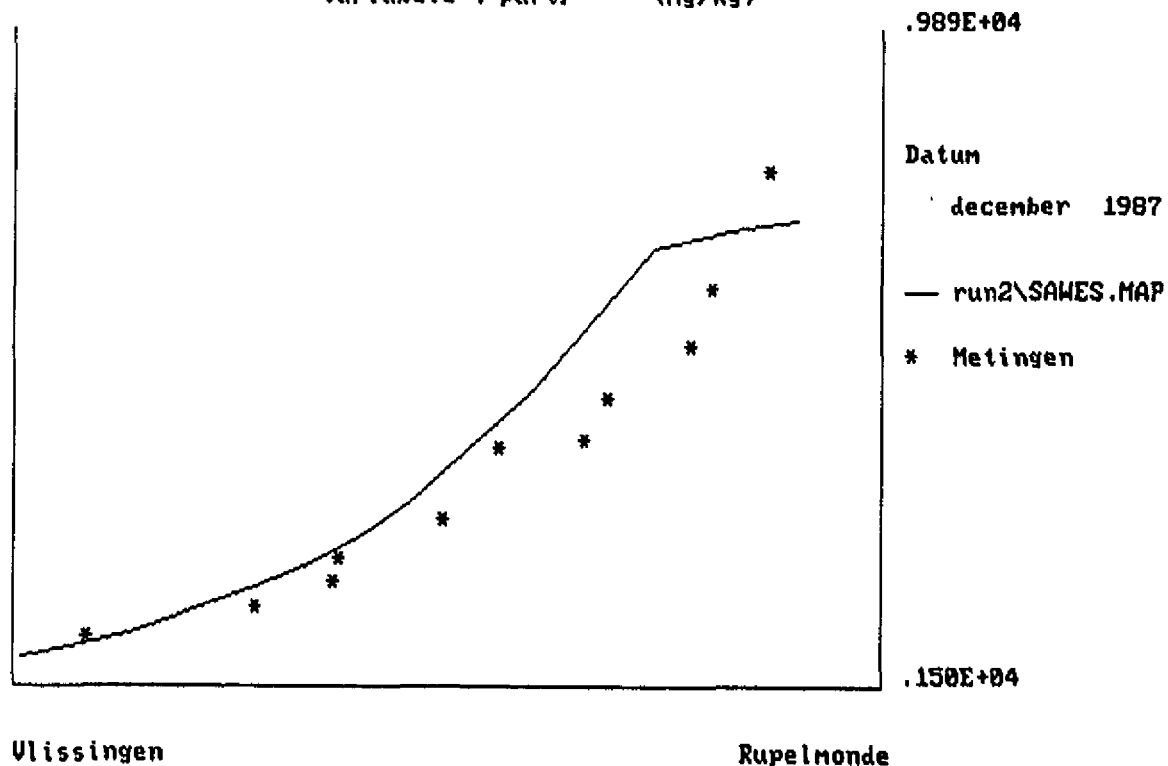
Variabele : ortho-P (gP/m3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

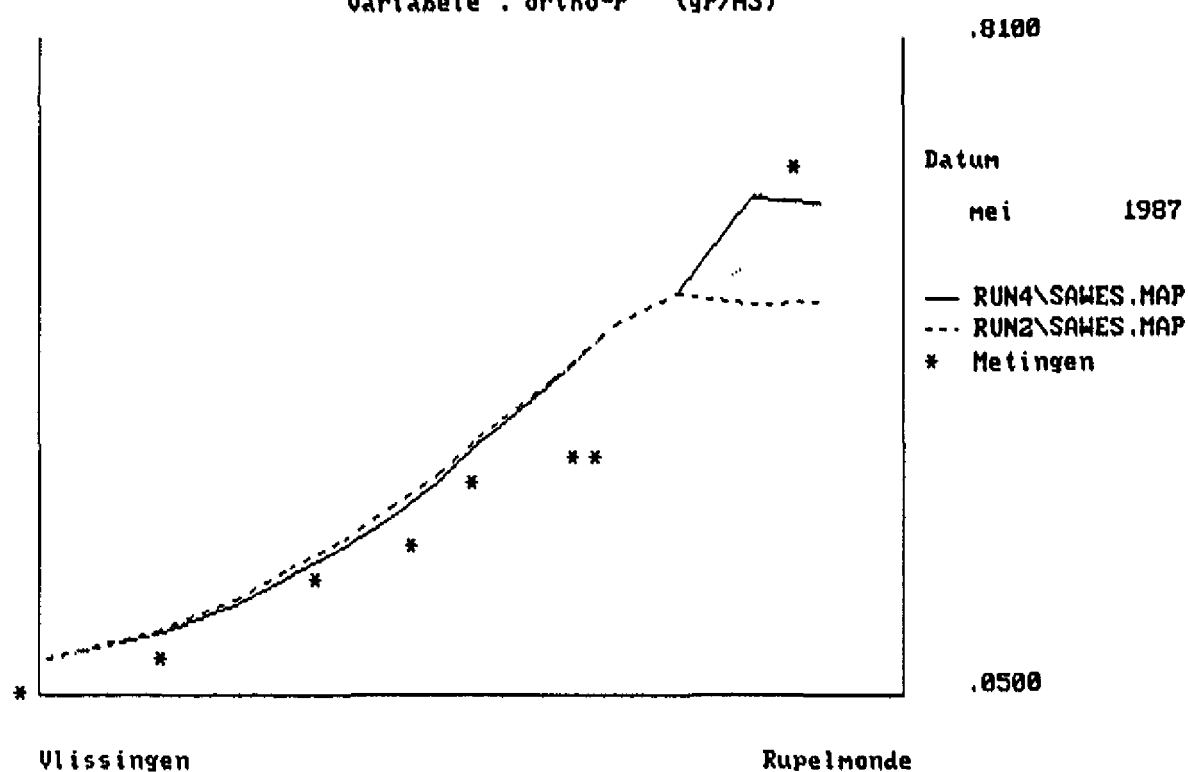


Figuur 11e

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

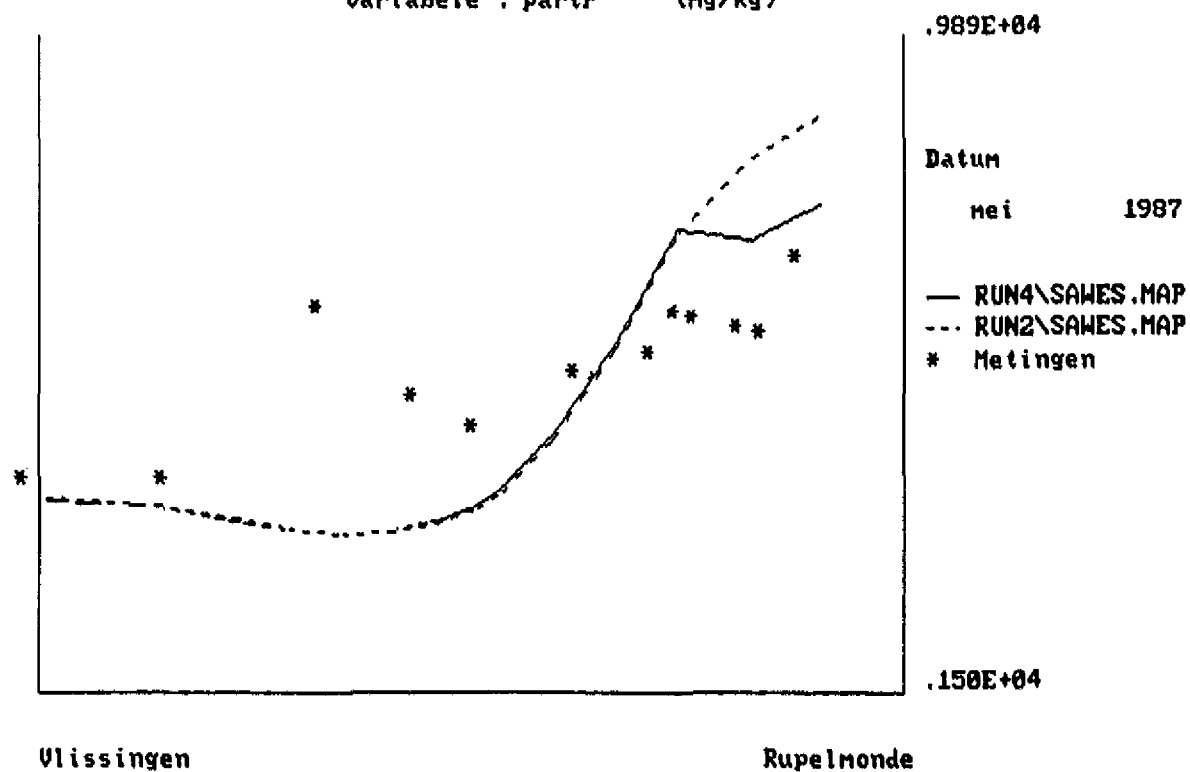
Variabele : ortho-P (gP/m3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (ng/kg)

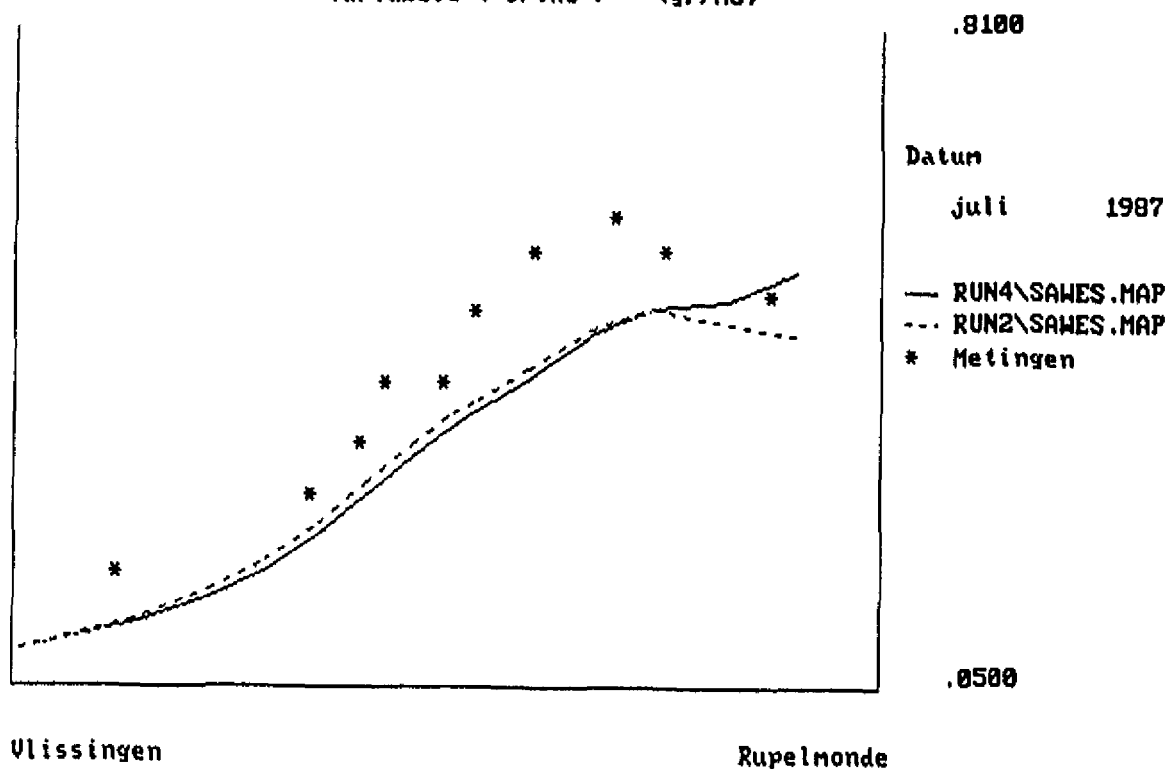


Figuur 12a

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

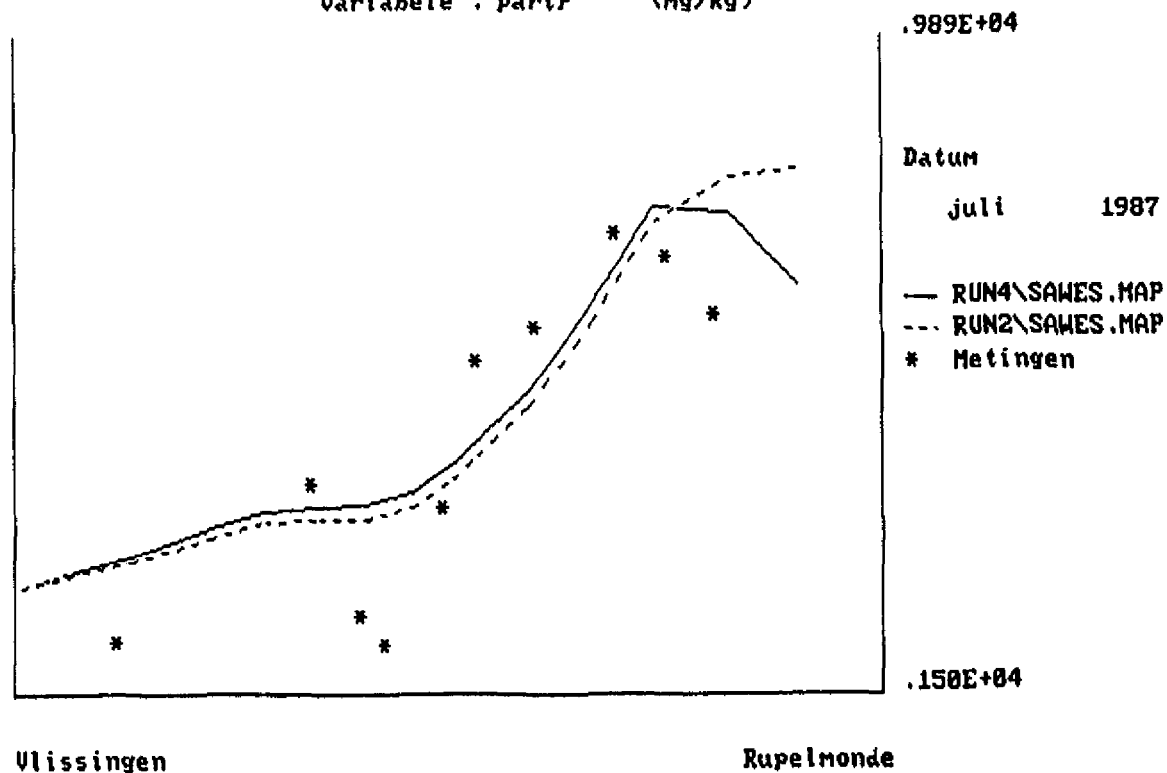
Variabele : ortho-P (gP/m3)



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : partP (mg/kg)

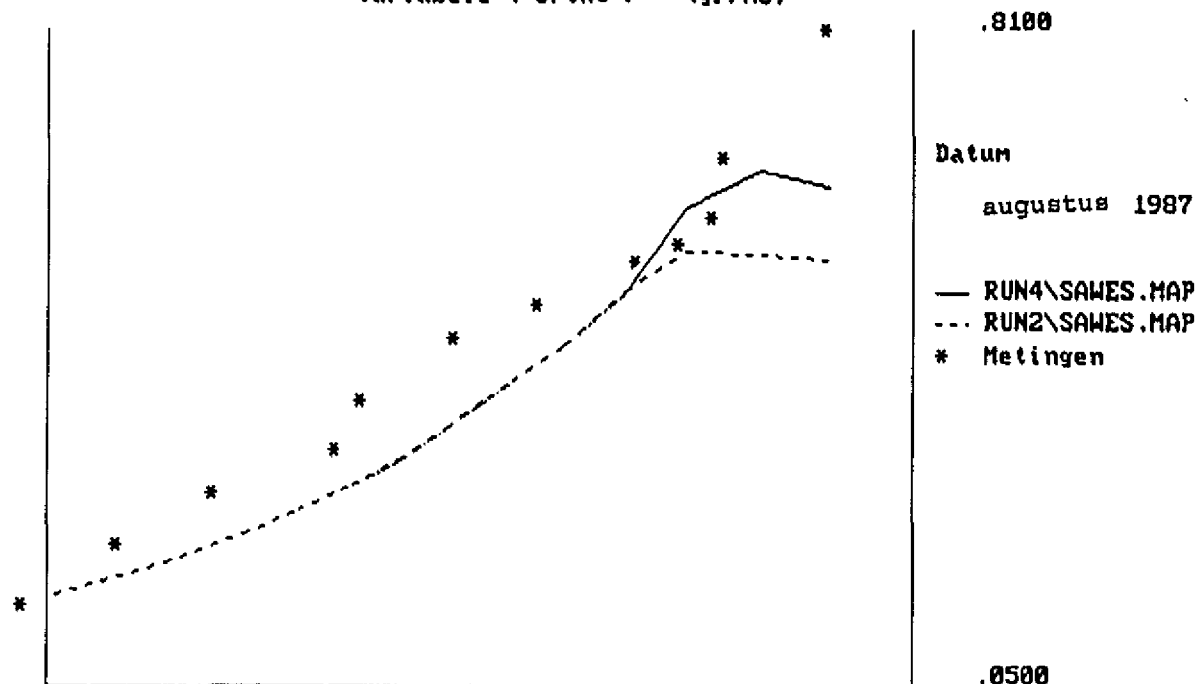


Figuur 12b

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : ortho-P (gP/m3)



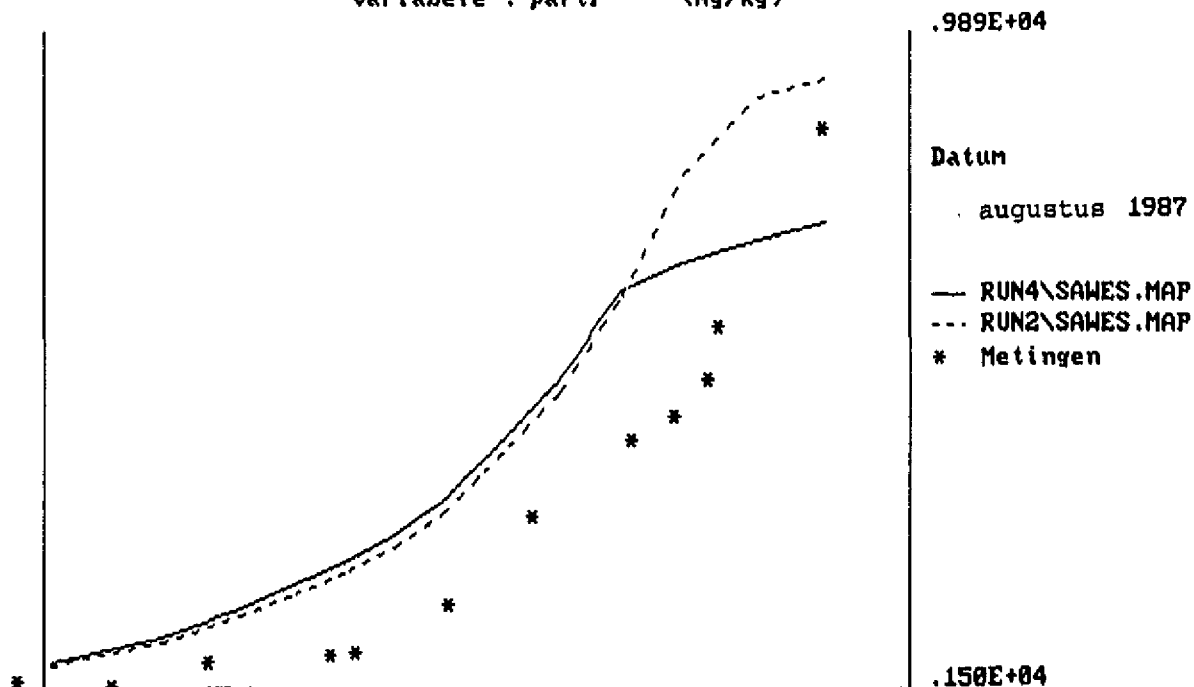
Vlissingen

Rupelmonde

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

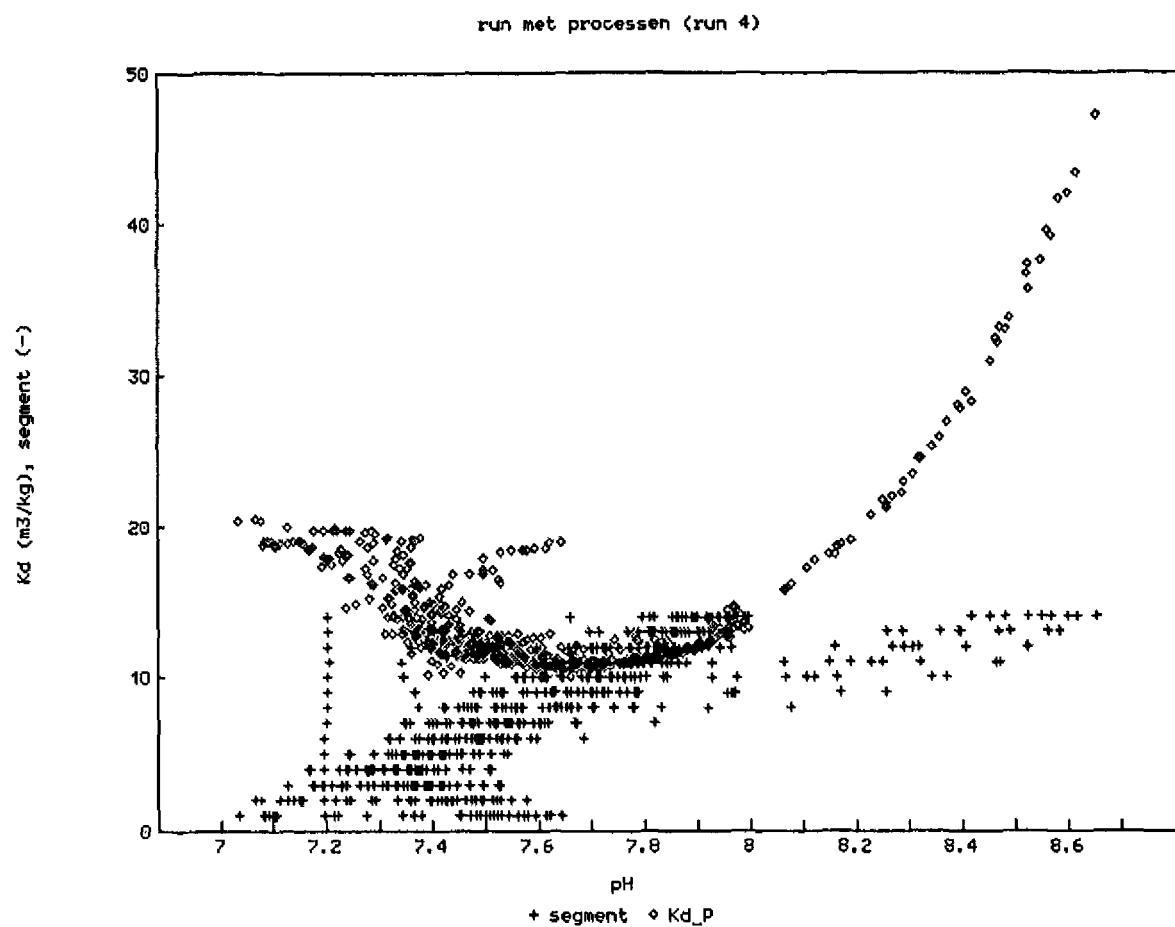
Variabele : partP (mg/kg)



Vlissingen

Rupelmonde

Figuur 12c



Figuur 13

**Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib**

1.6800



Rupe l monde

**Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib**

1.6800



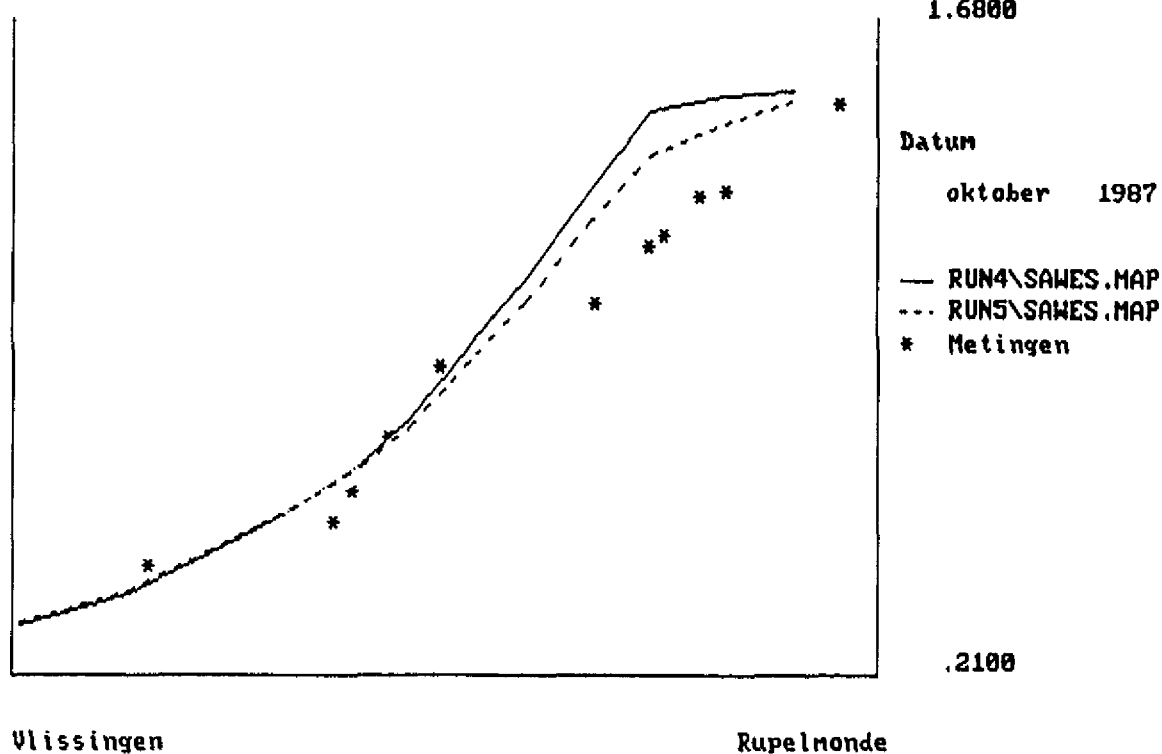
Rupe 1 monde

Fig - 27

Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

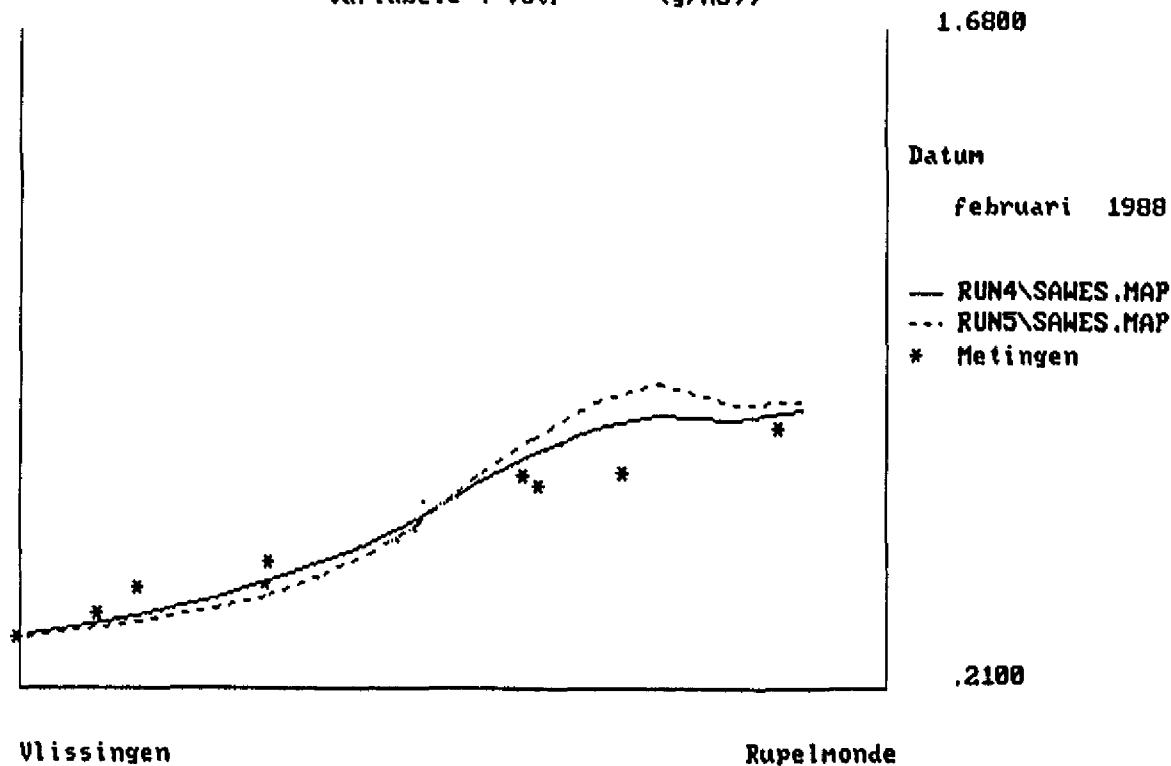
Variabele : totP (g/m3))



Waterkwaliteitsmodel Scheldebekken
Koppeling DELWAQ-CHARON-DYNAMO

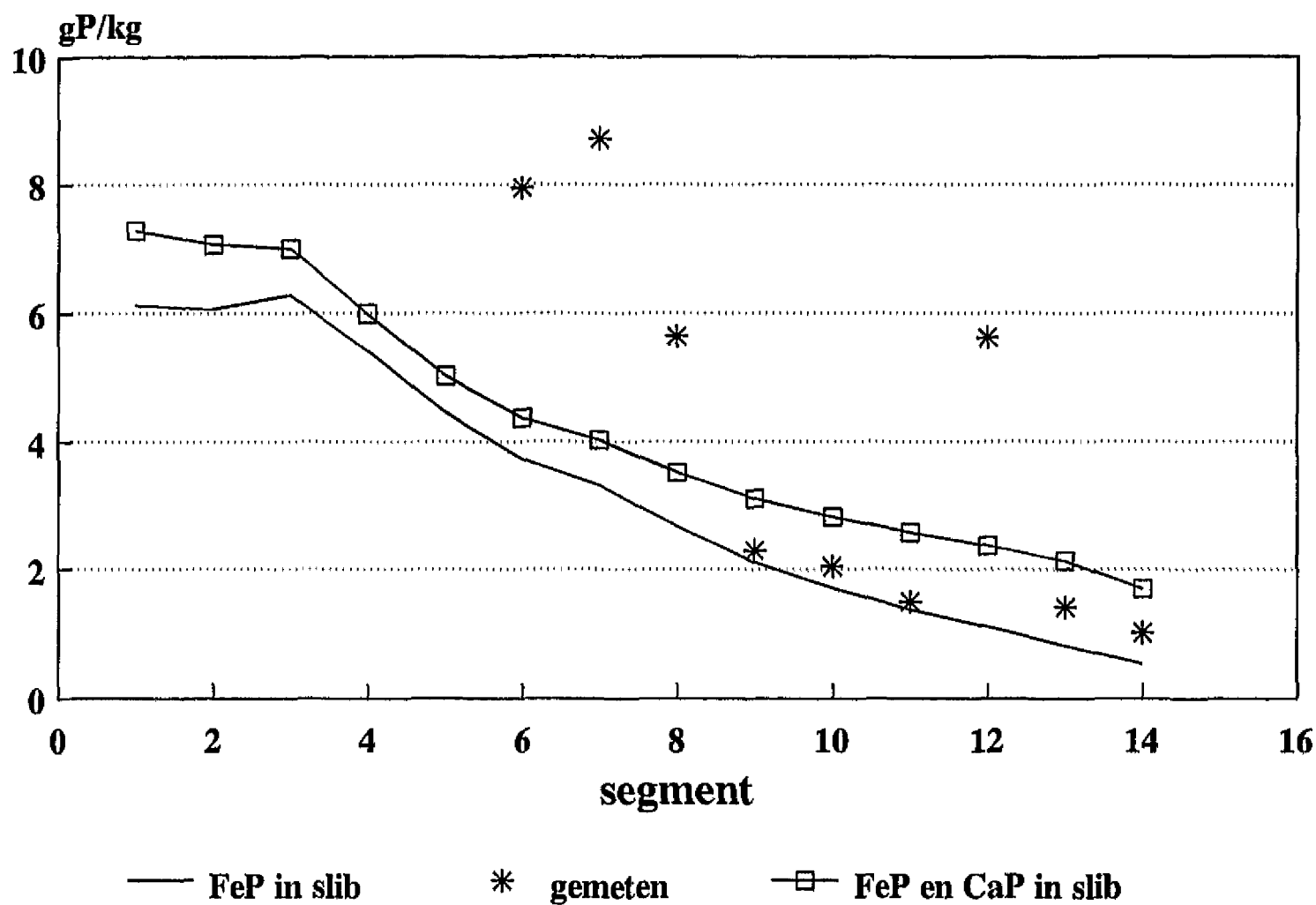
Schematisatie 14 elementen
Inbouw zware metalen en slib

Variabele : totP (g/m3))



Figuur 14b

gehalte P in de bodem



Figuur 15