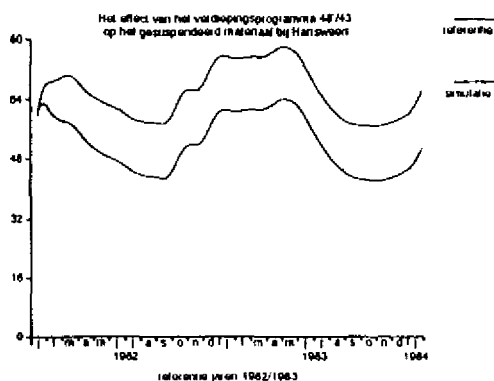
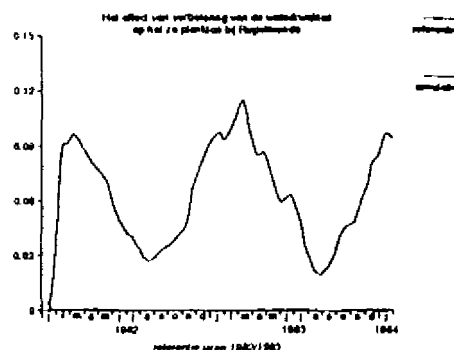
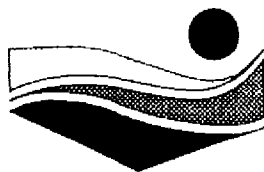


Modelberekeningen met MOSES



In opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland

Febbruari 1994



NIOO-CEMO Centrum voor Estuariene en Mariene Oecologie
Vierstraat 28, 4401 EA Yerseke

INHOUDSOPGAVE

DANKWOORD	IV
SAMENVATTING	V
1 INLEIDING	1
2 WERKWIJZE	5
2.1 Verdieping	5
2.1.1 Dispersie coëfficiënten	5
2.1.2 Sedimentatie/erosie coëfficiënten	5
2.1.3 De hoeveelheid gesuspendeerd materiaal	6
2.1.4 Het gezamenlijk effect van bovengenoemde parameters	8
2.2 In gebruikname afvalwater-zuiveringsinstallaties Brussel	8
2.2.1 Aanpassen van de zoetwater grens bij Rupelmonde.	8
2.2.2 Geïmporteerd koolstof en stikstof in de Vlaamse compartimenten	9
3 RESULTATEN EN DISCUSSIE	11
3.1 Verdieping	11
3.1.1 dispersie coëfficiënten	11
3.1.2 sedimentatie/erosie coëfficiënten	12
3.1.3 toename van gesuspendeerd materiaal.	12
3.1.4 de drie scenario's gecombineerd	13
3.2 Het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit voor oppervlakte water	14
3.2.1 De effecten van het veranderen van de condities in de zoetwater grens	15
3.2.2 De effecten van de aanpassing van de 'waste' importen	16
3.3 Verdieping en bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water gecombineerd.	16
4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	19
4.1 De verdieping	19
4.2 Het bereiken van de basiskwaliteit	19
4.3 Aanbevelingen voor verder onderzoek	19
LITERATUURLIJST	21
BIJLAGEN	
BIJLAGE 1. Residentie tijd van chloride in verschillende compartimenten in dagen.	23
BIJLAGE 2. Lijst met afkortingen van de afgebeelde variabelen.	24
BIJLAGE 3. Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de proportionele verandering van de dispersie coëfficiënten Q_{disp} , voor opgeloste stoffen, en Q_{part} , voor stoffen met particulier gedrag.	25
BIJLAGE 4. Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de proportionele verandering van de sedimentatie/erosie coëfficiënt.	39
BIJLAGE 5. Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de toename van gesuspendeerd materiaal ten opzichte van de referentie jaren 1982/83.	45
BIJLAGE 6. Grafische weergave van effecten veroorzaakt door het bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water aan de zoetwatergrens van het model ten opzichte van de referentie jaren 1982/83.	55
BIJLAGE 7. Samenvattend overzicht verdieping en het bereiken van de basiskwaliteit.	67
BIJLAGE 8. MOSES TRANSPORT	79

DANKWOORD

Op deze plaats wil ik iedereen bedanken voor de stimulerende discussies en informatie die ik nodig had om dit project te kunnen uitvoeren. Met name Piet Lieveense, Renske Postma en Loes de Jong van Rijkswaterstaat directie Zeeland en Bram Schouwenaar, Tom Pieters, Jon Coosen, Belinda Kater van het Rijksinstituut der Kust en Zee te Middelburg en Johan de Kok van RIKZ-Den Haag voor de algemene informatie met betrekking tot de verdieping en het ecosysteem in het Schelde estuarium. Een belangrijk deel van de basisgegevens waarop MOSES werd gecalibreerd zijn ter beschikking gesteld door het SAWES team van RIKZ (coördinator B. van Eck). Speciale dank voor Dirk van Maldegem van RIKZ Middelburg voor zijn niet aflatende steun bij het door worstelen van de slibgegevens en het invoeren van deze gegevens in MOSES.

Ik ben Leo Santbergen van RWS-DZI en Henk Mackelberghe van de Vlaamse Milieu Maatschappij zeer erkentelijk voor hun informatie met betrekking tot de ontwikkelingen wat betreft de zuiveringsinstallaties in het Vlaams Gewest en de bouw van de Brusselse afvalwater-zuiveringsinstallaties. Karline Soetaert en Bertjan de Hoop van het NIOO-CEMO wil ik bedanken voor de nuttige adviezen en tips betreffende het gebruik van SENECA en MOSES. Als laatste wil ik Peter Herman bedanken voor de altijd weer inspirerende discussies en adviezen.

SAMENVATTING

In opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zeeland werd met behulp van het ecosysteem model MOSES de effecten van het verdiepingsprogramma 48'/43' en het verbeteren van de waterkwaliteit in Vlaanderen op het ecosysteem in het Schelde estuarium ingeschat.

Het bleek dat de verdieping nauwelijks effect heeft op het ecosysteem, alleen wanneer de hoeveelheid gesuspendeerd inderdaad met dertig procent toeneemt zal de primaire produktie in de Westerschelde in de zomer sterk afnemen (rond de dertig procent). Deze veranderingen hebben nauwelijks invloed op de andere organismen. Ook de suspensie eters zullen last hebben van deze sterke toename van gesuspendeerd materiaal

Het bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water veranderde niets aan de eutrofiëring. Weliswaar nam het ammonium gehalte behoorlijk af, maar dit werd volledig gecompenseerd door een toename van nitraat. Het effect van deze verandering is het sterkst bij Rupelmonde, maar is ter hoogte van Vlissingen nog steeds merkbaar.

Alle diergroepen, met uitzondering van de suspensie eters, profiteerden van een toename van het zuurstof gehalte in de Beneden Zeeschelde. Alhoewel de hoeveelheid organisch materiaal afnam was er nog altijd enkele malen meer organisch koolstof dan phytoplankton. Daardoor bleef de detritus/bacterie keten de belangrijkste voedselbron voor het zoöplankton, hyperbenthos en de suspensie eters, en is het effect op het phytoplankton door een toegenomen graasdruk vrijwel nihil.

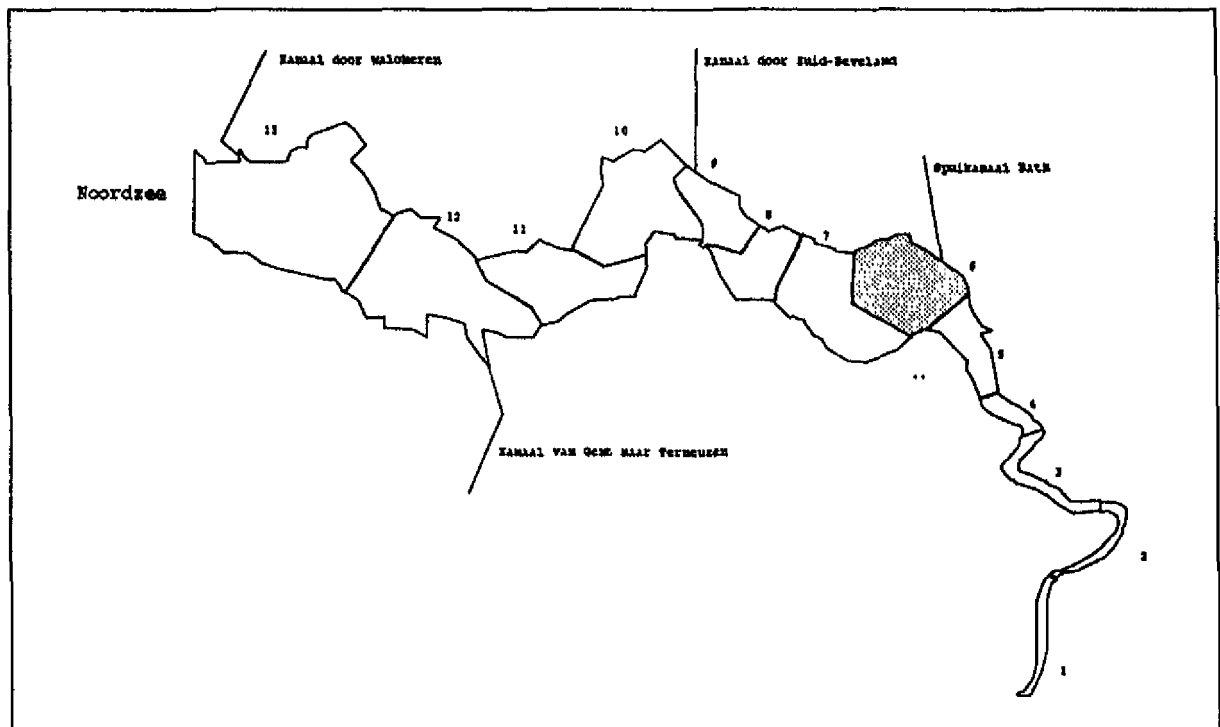
Tijdens het uitvoeren van de verschillende simulaties bleek dat vooral de suspensie eters alsook het gedrag van het gesuspendeerd materiaal nog niet optimaal gemodelleerd zijn, het verdient aanbeveling nadere aandacht aan deze knelpunten in MOSES te besteden.

1 INLEIDING

De mens maakt op velerlei manieren gebruik van estuaria, de gevolgen van het ingrijpen in estuaria zijn merkbaar in het ecosysteem. In de nabije toekomst zullen verschillende ingrepen in het Schelde estuarium plaatsvinden, met name een verdieping van de vaarweg en het plaatsen van afvalwater zuiveringsinstallaties in onder meer Brussel. De gevolgen van deze ingrepen zullen gemonitord worden. Om een realistisch monitoringsprogramma vast te kunnen stellen is het van belang de effecten van deze ingrepen zo goed mogelijk in te schatten.

Om tot een inschatting te komen van de effecten die kunnen optreden ten gevolge van deze ingrepen in het ecosysteem is het nodig om inzicht te hebben in de biologische en biochemische processen. Het ecosysteem model MOSES, MOdel of the Schelde ESTuary, beschrijft de belangrijkste daarvan. MOSES is gedocumenteerd in een rapport en een aantal manuscripten (Soetaert & Herman, 1993).

De modelgrenzen van MOSES zijn gelegen ter hoogte van Rupelmonde in België en op de lijn Vlissingen-Breskens. Hiertussen is het estuarium opgedeeld in 13 pelagische compartimenten (figuur 1). De processen in de intergetijde gebieden worden apart gemodelleerd. De schematisatie van de intergetijdegebieden is te zien in figuur 2. In MOSES worden de hieronder beschreven processen gemodelleerd.



Figuur 1. Ruimtelijke indeling van de pelagische en subtidale compartimenten in MOSES (uit Soetaert & Herman, 1993)

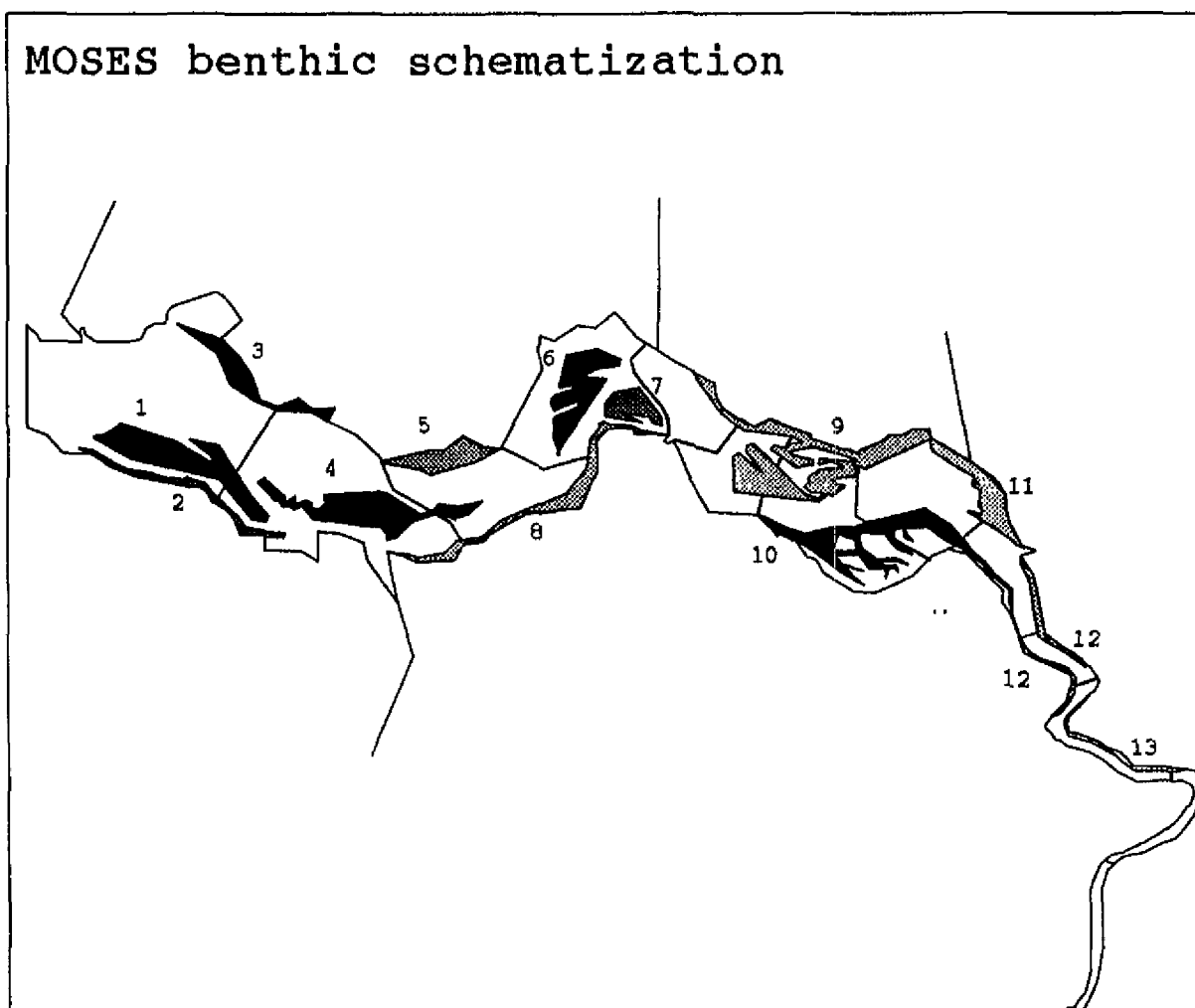
In het Westerschelde estuarium is de primaire produktie door fytoplankton licht gelimiteerd door de hoge mate van troebelheid van de waterkolom. De algen bestaan uit zoet-, brak-, en zoutwater soorten die nitraat/ammonia en silicaat (diatomeeën) opnemen. De algen worden begraasd door (meso/micro) zoöplankton, hyperbenthos en macrozoöbenthos (filter-feeders). Het hyperbenthos consumeert ook zoöplankton. Het door dieren opgenomen organisch materiaal wordt omgezet tot kooldioxide, detritus en ammonia waarbij zuurstof verbruikt wordt.

Het estuarium wordt gekarakteriseerd door een hoge invoer van koolstof afkomstig van detritus. Deze C-bron wordt gemineraliseerd door bacteriën en kan tot een vrijwel zuurstofloze situatie leiden in de nabijheid van het troebelheidsmaximum. De pelagische detritus/bacterie keten levert voedsel voor het zoöplankton, hyperbenthos en macrozoöbenthische filter-feeders.

Benthische primaire produktie is beperkt tot de getijde zone en tot de periodes van laag water gezien de hoge troebelheid van het water. Het macrozoöbenthos bereikt de hoogste dichtheden en biomassa in de getijde zone. Ze bestaan uit filtreerders (filtreren de bovenstaande waterkolom, ook suspensie-eters genoemd) of detritus eters (deposit-feeders) die zich voeden met benthische micro-algen en gesedimenteerd detritus.

De belangrijkste biochemische reacties zijn de oxidatie van ammonium naar nitraat en het oplossen van partikulair silicaat. Organisch materiaal wat sedimenteert, wordt afgebroken in een vaste volgorde van oxydantia, te beginnen met zuurstof, daarna nitraat. In de aërobe zone van het sediment wordt ammonium geoxideerd tot nitraat. Deze biochemische reacties in het sediment zorgen, samen met de biologische consumptie van zuurstof voor een netto flux van zuurstof van het water naar de bodem, terwijl ammonium en meestal ook nitraat vanuit het sediment vrijkomen.

De effecten van predatie door vissen en vogels zijn wel in het model opgenomen, de hogere trofische niveaus zijn echter niet gemodelleerd.



Figuur 2. Intertidale benthos compartimenten in MOSES (uit Soetaert & Herman, 1993).

Het doel van dit onderzoek is om de effecten van het verdiepingsprogramma 48'/43' en van het in gebruik nemen van afvalwater-zuiveringsinstallaties in onder meer Brussel op het ecosysteem in het

Schelde estuarium in te schatten, zodat op basis van deze inschatting een realistisch monitoringsprogramma opgezet kan worden.

Vraagstelling:

In welke mate zullen de verwachte veranderingen het functioneren van het ecosysteem beïnvloeden, en welke kenmerken van het ecoysteem zullen het meest gevoelig zijn voor de invloeden van de fysische veranderingen?

Deelvragen:

- Wat zullen de gevolgen zijn van het verhogen van de dispersie coëfficiënten voor met name de zuurstof profielen in het estuarium, de estuariene residentietijd, de afbraak van organisch materiaal en de nitrificatie.
- Wat zullen de gevolgen zijn van een verhoogde sedimentatie in de ondiepe zones. Met name wat betreft concentraties organische stof, de bodemwater uitwisseling en het benthos.
- Wat zullen de gevolgen zijn van het verhogen van de hoeveelheid zwevend stof in de waterkolom. Met name de effecten op de primaire produktie, de secundaire produktie door het zoöplankton en het hyperbenthos en de produktie van het benthos zijn van belang.
- Wat zijn de gevolgen van een verlaging van de organische belasting en de belasting met ammonium op het estuarium. Wat zijn de gevolgen voor de doorvoer van N naar zee, de zuurstof huishouding, de produktie van het zooplankton en het hyperbenthos en de primaire produktie.
- Wat zijn de gevolgen wanneer de boven genoemde veranderingen in parameters gecombineerd worden. Zowel voor de verdieping en afvalwaterzuivering apart als voor een combinatie van deze twee scenario's.

2 WERKWIJZE

In dit hoofdstuk is beschreven hoe de verschillende parameters veranderd zijn en welke simulaties uitgevoerd zijn. Alvorens hiermee gestart werd is nagegaan of MOSES op zo recent mogelijke gegevens gecalibreerd is. Dit bleek voor alle toestandsvariabelen het geval te zijn met uitzondering van het macrozoobenthos, de detritus en suspensie eters. Met name wat de suspensie eters betreft werd verwacht dat problemen zouden kunnen optreden. Omdat het waarschijnlijk was dat de benodigde gegevens betreffende het macrozoobenthos pas na enkele maanden beschikbaar zouden zijn, is besloten de simulaties met de bestaande versie van het MOSES model uit te voeren.

2.1 Verdieping

Allereerst worden de verschillende stappen beschreven die genomen zijn om de effecten van de verdieping te beschrijven: de aanpassing van de dispersiecoëfficiënten, de sedimentatie/erosie-coëfficiënten en het veranderen van de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal.

2.1.1 Dispersie coëfficiënten

Het transport van opgeloste stoffen is in MOSES met behulp van een tijdgemiddeld, constant volume, advectief-diffusief differentiaal vergelijking gemodelleerd (Soetaert & Herman, 1993, bijlage 8). De dispersiecoëfficiënten voor opgeloste stoffen, Q_{disp} , zijn met behulp van de saliniteitsprofielen in het estuarium vastgesteld. Het transport van particulier materiaal is gecalibreerd op een "gladgestreken" dataset aangezien deze teveel variatie vertoonde. De dispersiecoëfficiënten voor particulier materiaal, Q_{part} , zijn hierop gecalibreerd (Soetaert & Herman, 1993, bijlage 8).

Het was zeer lastig in te schatten hoe deze dispersiecoëfficiënten zullen veranderen door de verdieping. Daarom werd gekozen om beide coëfficiënten proportioneel te vergroten met de factoren 1,1; 2; 5; en 10. De verhoging die chloride gehalten opleverde die het dichtst in de buurt lagen van de door de Technische Scheide Commissie voorspelde verhogingen bij Hansweert en de Nederlands-Belgische grens werd gezien als de meest realistische verhoging.

2.1.2 Sedimentatie/erosie coëfficiënten

Omdat voor de sedimentatie op de intertidale compartimenten geen gegevens beschikbaar waren is voor ieder compartiment dezelfde sedimentatie coëfficiënt vastgesteld (Soetaert & Herman, 1993). In de subtidale compartimenten kan zowel netto sedimentatie als netto erosie optreden. Voor ieder subtidaal compartiment is een eigen sedimentatie/erosie coëfficiënt vastgesteld.

Ook voor deze coëfficiënten is het lastig te voorspellen hoe ze zullen veranderen. Daarom zijn al deze coëfficiënten proportioneel vergroot met de factoren 0,9; 1,1; 1,2; en 2.

Vooral de netto sedimentatie/erosie coëfficiënt voor het subtidaal leidde tot problemen. Een negatieve coëfficiënt leidde er toe dat wanneer de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in de waterkolom verhoogd werd, er automatisch ook meer erosie plaatsvond.

Voor de compartimenten waar een negatieve coëfficiënt was, werd een vaste bron erosie vastgesteld op $1,1 \times$ de gemiddelde erosie. Verder werd er een sedimentatie coëfficiënt vastgesteld die $-0,1 \times$ de oude coëfficiënt was. Zodoende was de gemiddelde erosie over een jaar hetzelfde als in het oorspronkelijke model. Weliswaar veranderde de fluctuatie in erosie in de betreffende compartimenten, maar daar staat tegenover dat de oorspronkelijke fluctuatie in het model ook artificieel was (zie ook het stukje onder dispersie-coëfficiënt) (Soetaert & Herman, 1993).

De veranderde code staat in figuur 3. Deze verandering had wel als consequentie dat daar waar erosie optrad de berekende snelheden waarmee phytoplankton, detritus en aan detritus gebonden silicium (ALGrate, DIARate, DETrate en DETSirate) sedimenteren onzin werden. Deze werden immers berekend met de sedimentatie/erosie coëfficiënt die inmiddels de veranderde sedimentatie coëfficiënt geworden was, dus deze snelheden mochten niet gebruikt worden! Door te zorgen dat er

niets uitgerekend werd wanneer de erosie niet gelijk was aan nul werden boven genoemde rates niet gebruikt. Op deze manier werkte het model in principe net zo als vroeger voor detritus en phytoplankton variabelen. Deze konden in het oorspronkelijke model ook niet resuspenderen.

DE OUDE CODE:	NIEUWE CODE:
<code>sedim = pPELAGIC * SUSPMAT(J) * SUSPRATE</code>	<code>sedim = pPELAGIC * SUSPMAT(J) * SUSPRATE -</code> <code>pPELAGIC * erosion/surfsubtid(I)</code>
<code>SUSPsed = SUSPsed + sedim</code>	<code>SUSPsed = SUSPsed + sedim</code>
<code>dsUSPMAT(J) = dsUSPMAT(J) - sedim * bentopel</code>	<code>SUSPMAT(J) = dsUSPMAT(J) - sedim * bentopel</code>
 <code>en uit J loop:</code>	 <code>SUSPsedS(I) = SUSPsed * surfsubtid(I)</code>
<code>SUSPsedS(I) = SUSPsed * surfsubtid(I)</code>	 <code>erosion is positief (1,1 * gemiddelde</code> <code>erosie) en de nieuwe sedcoef is ook posi-</code> <code>tief (-0,1* oude sedcoef).</code>
 <code>en voor "other particles:"</code>	 <code>If (erosion(I).EQ.0.) then</code>
<code>If (pSEdaubt(I).gt.0.) then</code>	

Figuur 3. Aanpassing van de code in de transport module.

2.1.3 De hoeveelheid gesuspendeerd materiaal

Er zijn twee mogelijkheden om de veranderingen veroorzaakt door een verhoging van het gesuspendeerd materiaal in MOSES tot uitdrukking te brengen. De hoeveelheid vrijkomend materiaal kan berekend worden en toegevoegd in de compartimenten, of de invloed van gesuspendeerd materiaal kan met een bepaalde factor verhoogd worden.

Dit laatste is een grof geschut methode, maar is wel handig om snel mogelijke veranderingen op te sporen. De nadelen van deze methode zijn dat er wellicht iets over het hoofd wordt gezien, het lastig is om voor de verschillende compartimenten verschillende factoren in te stellen en de veranderingen in gesuspendeerd materiaal zelf niet zichtbaar worden. Bovendien zijn de wiskundige consequenties van deze methode in combinatie met andere deel-simulaties nauwelijks of niet te overzien. Daarom is het beter om voor de uiteindelijke simulatie de hoeveelheid materiaal dat vrijkomt te berekenen.

Om een indicatie van het effect van een verhoging gesuspendeerd materiaal te krijgen is voor de berekening van de extinctie, het verlies aan phytobenthos door slecht weer (windloss) en de limitatie van "clearance rate" van de suspensie eters (Botses) de invloed van suspmat met 30% verhoogd. Uiteraard is de sedimentatie van gesuspendeerd materiaal in deze simulatie niet verhoogd omdat anders de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal zou dalen en de effecten op bovengenoemde variabelen teniet worden gedaan.

Het is duidelijk dat het realistischer is om de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal dat vrijkomt te berekenen. Het is echter niet eenvoudig om de juiste hoeveelheden vast te stellen. Daarom zijn de volgende aannames gemaakt:

- Het verdiepingsprogramma wordt in twee jaar uitgevoerd.
- Uit de specie die extra gebaggerd wordt voor de verdieping, komt al het aanwezige slib vrij
- Tweederde komt vrij tijdens het baggeren zelf en eenderde tijdens het storten.

Om de maximale hoeveelheid slib die in suspensie kan komen te berekenen zijn per baggerplaats de hoeveelheden te verwijderen specie opgezocht (Technische Schelde commissie, 1984) met de bijbehorende slibpercentages (Ministerie van de Vlaamse gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, 1991; Van Maldegem, 1993). Vervolgens zijn volgens de methode zoals beschreven in appendix 4 van Van Maldegem de hoeveelheden slib omgerekend van kubieke meter naar gram. Het soortelijk gewicht kan behoorlijk variëren, in dit geval is overal de gemiddelde waarde 2,65 gebruikt. Er is vanuit gegaan dat de waarden uit het 1984 rapport goed gepakt sediment betreft en het holtepercentage 40% is. Dan bevat 1 m³ sediment 0,6 m³ zand en slib en 0,4 m³ water. De omrekening per bagger plaats wordt dan:

hoeveelheid te baggeren * percentage vaste stof * SG_{vaste stof} * %slib.

Dit moet nog met 10^6 vermenigvuldigd worden om de hoeveelheid slib in g in plaats van ton uit te drukken. In onderstaande tabel wordt per baggerplaats aangegeven hoeveel gebaggerd gaat worden, wat het slib% is en hoeveel slib er aanwezig is. Tevens wordt aangegeven hoeveel materiaal er per dag vrijkomt er vanuitgaande dat er twee jaar gewerkt wordt.

Tabel 1. Omrekening van te hoeveelheid te baggeren specie naar de hoeveelheid vrijkomend slib.

baggerplaats	comp	te baggeren (* 10^6 m^3)	% slib	slib (g)	66% in susp (g)	hoeveelheid/dag (g/dag)
Dr. van Zandvliet	5	0,44	3,1	2,17e10	1,43e10	1,96e7
Dr. van Bath	6	0,67	1,75*	1,86e10	1,23e10	1,68e7
Dr van Valkenisse	6/7	0,73	1,8	2,09e10	1,38e10	1,89e7
Ov. van Valkenisse	7/8	0,44	0,8	5,60e9	3,70e9	5,67e6
Dr. van Walsoorden	8	0,51**	2,8	2,27e10	1,50e10	2,05e7
Dr. van Hansweert	9	0,51**	0,8	6,49e9	4,28e9	5,86e6
Ov. van Hansweert	10	1,73	0,8	2,20e10	1,45e10	1,99e7
Dr van Terneuzen	12	0,23	1,0***	3,66e9	2,42e9	3,32e6
Dr van Borsele	13	<u>1,18</u>	1,0	1,88e10	1,24e10	1,70e7
totaal		6,33		1,40e11		
stortplaats	comp	% van totale stort (4,63e10g slib)				
Sch. vd Spijkerplaat	13	35				
VI.Sch. v.d. Everingen	12	35				
VISch Ev. Ellewoutsdijk	11/12	30				

* Er is zowel van het stroomafwaartse als van het stroom opwaartse deel een slib percentage bekend. Van deze twee waarden is hier het gemiddelde genomen.

** De hoeveelheid uit te baggeren sediment voor de drempels van Walsoorden en Hansweert was in het (1984) rapport samen genomen. Hier wordt ervan uitgegaan dat deze hoeveelheid gelijk verdeeld is over deze twee drempels

*** In het (1991 rapport) werd geen slib concentratie gegeven voor de drempel in de pas van Terneuzen. Uit gegevens uit v. Maldegem blijkt het slib % hier tussen de 0 en 2% te zijn. Aangenomen wordt dat een gemiddelde waarde van 1 de werkelijkheid benadert.

De totale hoeveelheid slib die vrijkomt is $1,40e11$ gram, er werd aangenomen dat hiervan 33% vrijkomt bij het storten van de specie. Dit is in totaal $4,63e10$ gram slib.

Al het extra vrijkomende materiaal werd in het westelijke deel van de Westerschelde gestort. Er werd geen rekening mee gehouden dat de stort activiteiten in het oostelijk deel van de Westerschelde verminderd worden. Om het te storten materiaal zo realistisch mogelijk te verdelen werd aan de hand van Memo NWL-93.31 bepaald op welke stortplaatsen de geplande stort het meeste zal toenemen ten opzichte van de periode 1979/83. Dit bleken de Schaar van de Spijkerplaat (stortplaats 15), de vloed-schaar van de Everingen (stortplaats 14) en de vloed-schaar van de Everingen ter hoogte van Ellewoutsdijk (een nieuwe stortplaats, 14a) te zijn. Vervolgens werd de procentuele verdeelsleutel bepaald van de toename op deze plaatsen en werd de berekende hoeveelheid vrijkomend materiaal volgens deze verdeelsleutel over deze drie plaatsen verdeeld.

Al het vrijkomend materiaal werd omgerekend in hoeveelheden per compartiment per dag. Deze hoeveelheden werden aan het gesuspenseerd materiaal toegevoegd door een constante "waste load" te definiëren

Tevens werd aangenomen dat een deel van dit slib uit organisch koolstof bestaat. De percentages zijn overgenomen uit ten Brinke (1992, deel 1 bijlage 2c). Er werd dus een extra wasteload-import voor langzaam vergaand detritus gedefinieerd net als voor gesuspenseerd materiaal.

De berekende hoeveelheden werden over twee jaar verdeeld. Eerst was aangenomen dat de verdieping twee jaar zou duren, later werd duidelijk dat men drie jaar aanhoudt (Memo NWL-93.31). Wegens tijdgebrek werd in deze studie toch een tijdsspanne van twee jaar aangehouden. Aangezien men ieder jaar evenveel wil storten kwamen de extra hoeveelheden te storten materiaal als gevolg van verdieping en toegenomen onderhoud redelijk overeen met de in dit rapport berekende hoeveelheden per jaar wanneer alleen de verdieping meegenomen werd.

2.1.4 Het gezamenlijk effect van bovengenoemde parameters

Uit de hierboven beschreven deel-simulaties werd telkens de meest realistische gekozen, deze werden gecombineerd tot een totaal scenario om de effecten van de verdieping te kunnen inschatten.

Voor de dispersie coëfficiënt werd die simulatie gekozen waar de chloride concentraties in Hansweert en aan de Belgisch-Nederlandse grens het beste overeenkwamen met de waarden zoals ze in het verdiepingsrapport van de Technische Scheldec commissie (1984) voorspeld zijn. Voor de hoeveelheid toe te voegen gesuspendeerd materiaal/langzaamvergaand detritus werd zowel de simulatie genomen zoals boven beschreven alsook de simulatie met een extra toename van het gesuspendeerd materiaal van factor 10. Dit laatste om een stijging van gesuspendeerd materiaal van ongeveer 30% te krijgen, zoals voorspeld werd in het verdiepingsrapport (Technische Schelde commissie, 1984). Het was erg lastig om criteria vast te stellen om de meest realistische verandering voor de sedimentatie coëfficiënt te bepalen. Zoals boven beschreven is, is een netto sedimentatie/erosie coëfficiënt niet ideaal, vandaar dat afhankelijk van de totale uitkomsten van de deelsimulatie een waarde gekozen werd die waarschijnlijk realistisch is.

2.2 In gebruikname afvalwater-zuiveringsinstallaties Brussel

In deze paragraaf wordt beschreven welke stappen genomen zijn om de effecten van het grootschalig zuiveren van afvalwater in België te simuleren.

In Brussel wordt in 1996 de eerste afvalwater-zuiveringsinstallatie (RWZI-Brussel-Zuid) in gebruik genomen. De tweede installatie (RWZI Brussel-Noord) zal als alles volgens planning verloopt in 1998 gereed zijn (mondelinge communicatie, L Santbergen, RWS/DZI). In totaal gaat het om 1.500.000 inwoner equivalenten. De eerste installatie zal met name de lozing van organisch koolstof en ammonium verminderen. In de tweede installatie wordt ook een denitrificering/defosfateringstrap ingebouwd. Naast organisch koolstof en ammonium zal dus ook de hoeveelheid geloosd nitraat afnemen.

Er werd gepoogd om de vermindering in Rupelmonde, de modelgrens, van deze stoffen uit te rekenen op basis van recente meetgegevens van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) en de geschatte zuiveringscapaciteit van de te bouwen installaties in Brussel. Bij nadere bestudering van de jaarverslagen van de VMM bleek dat het BOD gehalte niet op alle meetpunten gemeten werd in 1991/92, waaronder de voor deze berekening belangrijke meetpunten Hemiksem (modelgrens) en Sint-Amands (meer stroomopwaarts, dus zonder de invloed van de Rupel). Zonder deze gegevens is het nagenoeg onmogelijk een realistische afname te berekenen van organisch koolstof. Na telefonisch contact met de VMM (dhr. Maeckelberghe) is besloten in plaats hiervan de basiskwaliteitseisen voor oppervlakte water als uitgangspunt te nemen.

2.2.1 Aanpassen van de zoetwater grens bij Rupelmonde.

In de zoetwater grens werden de gemeten grenscondities vervangen door constante waarden van de basiskwaliteit. Deze staan in tabel 2. Eerst werden de effecten van een vermindering van het BOD-gehalte, de vermindering van Ammonium en kjehldal-stikstof, en een toename van zuurstof apart bepaald. Vervolgens werd de afname van Ammonium gecombineerd met de toename van nitraat. Zoals uit de tabel blijkt wordt de vermindering van ammonium geheel teniet gedaan door een toename in nitraat, deze is meer dan een verdubbeling van de nu gemeten maximum waarden. Daarna zijn de deelscenario's gecombineerd en worden alle bovengenoemde waarden tegelijk vastgesteld op de basiskwaliteitseisen voor oppervlakte water.

Voor bovengenoemde variabelen is de absolute grenswaarde gebruikt, alleen voor ammonium was de gemiddelde waarde gegeven, zodat voor ammonium de gemiddelde waarde gebruikt is. Voor de absolute grenswaarden geldt dat dit de absolute maximum of minimum waarden zijn, die niet overschreden mogen worden. Dit betekent dat het gebruiken van deze waarden als input tot een conservatieve simulatie leidt. Gezien de snelheid van het ingebruik nemen van nieuwe installaties mag echter niet verwacht worden dat een betere waterkwaliteit in de nabije toekomst (tussen 1994

en 1998) gerealiseerd zal worden. Immers de ingebruik name van de eerste grote zuiveringsinstallatie te Brussel zal niet voor 1996 plaatsvinden.

Tabel 2. Basiskwaliteitseisen oppervlakte water en de recente meetwaarden

variabele	basiskwaliteit*	gemiddelde 1990/91**	
BOD (gO/m ³)	≤6	niet gemeten	-
ammonium (gN/m ³)	<1***	6,3	max: 9,3
nitraat + nitriet (gN/m ³)	≤10	1,3	max: 4,0
kjehldal stikstof (gN/m ³)	≤6	niet gemeten	-
zuurstof (gO ₂ /l)	≥5	1,3	min: 0,5

* absolute waarden, uit bijlage 3.1.1. Ministerie van de Vlaamse gemeenschap, 1991
 ** Gemiddelde waarde te Hemiksem, 1990/91. Gebaseerd op meetgegevens van de VMM
 *** gemiddelde waarde, uit bijlage 3.1.1. Ministerie van de Vlaamse gemeenschap, 1991

2.2.2 Geïmporteerd koolstof en stikstof in de Vlaamse compartimenten

Er wordt niet alleen organisch koolstof en stikstof via de zoetwatergrens geïmporteerd maar ook langs de randen van het model. Voor de in België gelegen compartimenten één tot en met vijf bestaan deze importen uit: afvalwaterzuiveringen, industriële lozingen, polderlozingen en regenwater. De hoeveelheden zijn in kilogram per jaar gegeven. Voor al deze categorieën geldt dat de basiskwaliteitsnormen voor oppervlaktewater niet van toepassing zijn. Per categorie wordt beschreven welke aannames gemaakt zijn.

afvalwaterzuiveringen en industriële lozingen

Alhoewel vele industriële lozingen niet onder de categorie stedelijk afvalwater vallen maar specifieke voorschriften in een lozingsvergunning hebben werden ze toch op dezelfde manier behandeld als het stedelijk afvalwater. In de korte tijd dat het project duurde was geen tijd om al de lozingsvergunningen op te zoeken.

De Vlaamse normen voor stedelijk afvalwater zijn gebaseerd op EG richtlijn van 21 mei 1991 "inzake de behandeling van stedelijk afvalwater". Het maximale BOD in het effluent is 25mg/l O₂ of een vermindering van 70 à 90 procent ten opzichte van het influent, voor het totaal stikstof gehalte geldt 15 mg/l N of een vermindering van 70 à 80 procent.

Met behulp van de gemiddelde zuiveringspercentages van de huidige installaties werd bepaald hoeveel de opgegeven emissies nog aangepast moeten worden, voor BOD was dit ongeveer 10 procent extra vermindering. Voor ammoniak was dit 46 procent en voor nitraat/nitriet was dit een toename van 159 procent om aan een totaal van 15 mg N/l effluent te komen. Deze toename is realistisch omdat ook bij nog te bouwen installaties de denitrificatie trap vaak ontbreekt. Boven genoemde veranderingen werden toegepast op de importen van BOD en stikstof van communale en industriële lozingen.

polderlozingen

Het water uit polderlozingen bestaat voor het grootste deel uit overtollig regenwater dat uitspoelt, en voor een kleiner deel uit nog niet gezuiverd afvalwater. Dit afvalwater moet ook gezuiverd worden. Voor het afvloeiend regenwater gelden geen normen.

Hoe groot het aandeel ongezuiverd afvalwater in de polderlozingen is, is niet precies bekend. Met behulp van notitie GWA0-88.1257 (Van Eck, 1988) is bekeken hoeveel l/s nog gezuiverd moeten worden, dit is vergeleken met de gemiddelde hoeveelheid l/s in polderlozingen die opgegeven stonden in SAWES-nota 91.06 (Wattel, G & A. Schouwenaar, 1991) voor de jaren 1980-87. Aan de hand hiervan is bepaald op welk deel van deze waste-import de eisen voor zuiveringsinstallaties moeten worden toegepast.

Het mestbeleid in Vlaanderen is met name gericht op de probleemgebieden in West-Vlaanderen, het landbouwgebied rond de Beneden Zeeschelde wordt niet als probleem gebied beschouwd. Een vermindering van de hoeveelheid stikstof of organisch materiaal wordt hier niet verwacht door de

VMM (mondelinge communicatie, dhr H. Maeckelberghe, VMM). Daarom werd op het deel van het polderwater dat van het land afstroomt geen vermindering op de vuilvracht toegepast.

regenwater

Het is erg moeilijk om in te schatten of, en hoe, de deposities uit het regenwater zullen veranderen. Daarom werd aangenomen dat de hoeveelheden vervuiling in regenwater niet zullen veranderen.

3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

Eerst worden de resultaten van het apart aanpassen van de dispersie en sedimentatie/erosie coëfficiënten en het verhogen van het gesuspendeerd materiaal besproken. Vervolgens wordt de combinatie van deze drie behandeld.

De resultaten van het aanpassen van de zoetwatergrens van het model aan de basiskwaliteitseisen voor oppervlakte water worden besproken, alsook de aanpassing van de grensimporten van organisch koolstof en stikstof in de Belgische compartimenten (1-5).

Er wordt afgesloten met het combinatie-scenario van de verdieping en het bereiken van de basiskwaliteit.

3.1 Verdieping

3.1.1 dispersie coëfficiënten

De dispersie coëfficiënten werden met de factoren 1,1, 2, 5 en 10 verhoogd. Vanaf factor 2 en hoger bleek het niet zinnig alleen de coëfficiënt voor opgeloste stoffen (Q_{disp}) te verhogen en niet die voor stoffen met particulier gedrag (Q_{part}) of vice versa. Er traden dan ongewenste neven effecten op. Bijvoorbeeld het verdwijnen van gesuspendeerd materiaal bij een eenzijdige verhoging van Q_{disp} of het vast lopen van het model door het verdwijnen van phytoplankton bij een eenzijdige verhoging van Q_{part} .

In praktijk zullen de veranderingen van Q_{disp} en Q_{part} waarschijnlijk in de zelfde grootorde liggen, al hoeven deze veranderingen niet identiek te zijn. Het was onmogelijk om de grootte van de verschillen in verandering tussen Q_{disp} en Q_{part} aan te geven. Daarom werden alleen de resultaten van de simulaties waarbij Q_{part} en Q_{disp} evenveel vergroot zijn nader bestudeerd.

Om de meest realistische factor vast te stellen waarmee de dispersie coëfficiënten zullen veranderen werden de resultaten van de simulaties wat betreft het chloride gehalte vergeleken met de voorspellingen van de Technische Schelde Commissie (TSC, 1984). In tabel 3 staan de resultaten van de simulaties voor de compartimenten 5 en 6, samen met de voorspelde verhoging bij de Nederlands/Belgische grens bij Doel. Ook de resultaten van de simulaties bij compartiment 10 samen met de voorspellingen bij Hansweert zijn vermeld. Het bleek dat de simulatie met een verhoging van 1,1 het beste overeenkomt. Bij de grens was de voorspelling vrijwel gelijk met de gesimuleerde verhoging, bij Hansweert viel de gesimuleerde verhoging nog net binnen de opgegeven marges.

Tabel 3. Effect van proportionele verhogingen van de dispersie coëfficiënten op de chloride gehalten in het estuarium ten opzichte van de voorspelde veranderingen door de Technische Schelde Commissie.

	CL(5) (grens)		CL(6) (grens)		CL(10) (Hansweert)	
1984,tsc		400±1200		400±1200		80±300
referentie	5202		7031		12215	
* 1.1	5675	+474	7520	+489	12521	+306
* 2	8689	+3487	10377	+3346	14049	+1834
* 5	12449	+7247	13497	+6466	15376	+3161
* 10	14220	+9018	14839	+7808	15870	+3655

De grafieken van de resultaten staan in bijlage 3. Hierin viel op dat de veranderingen bij een verhoging van de dispersiecoëfficiënten met factor 1,1 ten opzichte van de standaard marginaal zijn. Het was echter wel interessant te zien wat er gebeurde bij een verhoging met factor 2 tot 10.

De chloride concentratie in het oosten steeg, dit had als gevolg dat zoetwaterorganismen vervangen werden door zoutwaterorganismen. Het totaal phytoplankton steeg iets, maar de primaire produktie veranderde nauwelijks. Het hyperbenthos nam ook iets toe.

De hoeveelheid ammonium nam af ten opzichte van de referentie, nitraat nam over het geheel gezien af. Het zuurstof gehalte steeg vooral in de compartimenten drie, vier en vijf (in de Beneden Zeeschelde) maar de vorm van het profiel veranderde niet.

De verandering in het snel vergaand detritus ten opzichte van de standaard schommelde sterk, in het westelijk deel van de Westerschelde trad voornamelijk een stijging op. Het langzaam vergaand detritus daalde met name in het oostelijk deel van de Westerschelde. Voor de bacteriële produktie viel op dat in compartiment één en twee geen verschil te zien was, in het midden van het estuarium trad in het voorjaar een daling op en in het najaar een stijging. In het westelijk deel van de Westerschelde tradt alleen in het najaar een stijging op.

De sedimentatie schommelde sterk. De detritus eters namen toe in de Beneden Zeeschelde en daalden in het oostelijk deel van de Westerschelde. De suspensie eters namen ook toe in de Beneden Zeeschelde en namen af in het westelijk deel van de Westerschelde.

Er wordt nogmaals op gewezen dat al deze effecten bij een verhoging met de factor 1,1 hooguit als trend waarneembaar waren in de simulaties. In praktijk zullen deze kleine verschillen wegvallen in gebruikelijke variatie van de te meten waarden.

Bij de simulatie waarbij de dispersie coëfficiënten met factor 1,1 verhoogd werden nam de estuarine residentietijd in ieder compartiment af met ongeveer 5% (bijlage 2). Dit kwam overeen met ongeveer twee dagen korter in de Beneden Zeeschelde en een dag korter in het westelijk deel van de Westerschelde. De residentietijden van de referentie en de simulatie met factor 1,1 staan in bijlage 1.

3.1.2 sedimentatie/erosie coëfficiënten

De sedimentatie/erosie coëfficiënten werden veranderd met de factoren 0,9; 1,1; 1,2 en 2,0. De resultaten van deze simulaties zijn grafisch weergegeven in bijlage 4.

Een toegenomen sedimentatie coëfficiënt veroorzaakte een daling van het gesuspendeerd materiaal en dus een afname van de extinctie, dit veroorzaakte weer een stijging van de primaire produktie, met name in de zomer.

Het zooplankton en hyperbenthos namen toe in de zomerpiek, in de rest van het jaar namen ze af ten opzichte van de referentie. Dit effect trad alleen op bij verhoging met factor 2,0.

Ook bij de bacteriële produktie trad een extra zomerpiek op. Het snel vergaand detritus veranderde nauwelijks en het langzaam vergaand detritus liet een kleine daling zien.

De nutriënten en zuurstof gehalten werden niet beïnvloed.

De sedimentatie nam toe. De detritus eters reageerden niet op het veranderen van de sedimentatie coëfficiënt. De suspensie-eters profiteerden van de afgenomen troebelheid en namen toe. Ook de primaire produktie van het phytobenthos vertoonde een extra zomerpiek, als gevolg van extra sedimentatie van organische koolstof..

3.1.3 toename van gesuspendeerd materiaal.

Voor het gesuspendeerd materiaal werd zowel een simulatie gemaakt waarbij het gesuspendeerd materiaal als "wasteload" wordt toegevoegd als een simulatie waarin alleen de invloed van gesuspendeerd materiaal proportioneel verhoogd werd met 30%. De grafische weergave van deze simulaties staat in bijlage 5.

Het bleek dat de verhoging van het gehalte aan gesuspendeerd materiaal als gevolg van de berekende toevoegingen van gesuspendeerd materiaal ver onder de in het verdiepingsrapport (TSC, 1984) voorspelde toename van 15-30% (10 mg/l) lag. Om aan de voorspelde verhoging van gesuspendeerd materiaal te komen werd de hoeveelheid toegevoegd gesuspendeerd materiaal met factor 10 vermenigvuldigd. Nu lag de verhoging van gesuspendeerd materiaal in alle compartimenten in de Westerschelde rond de 30%. In compartiment 6 tot 10 varieerde de toename tussen 10 en 18 mg/l. Dit is meer dan de voorspelde 10 mg/l van de Technische Schelde Commissie. De referentie hoeveelheid gesuspendeerd materiaal ligt in deze compartimenten rond de 80 mg/l. In de

zeventiger jaren is in het Eems-Dollard estuarium een vergelijkbaar verdiepingsprogramma uitgevoerd. De concentraties gesuspendeerd materiaal waren voor de verdieping lagen rond de 75 mg/l, na de verdieping waren ze opgelopen tot 95 mg/l. Een verhoging van 12 - 18 mg/l bij hoge uitgangskoncentraties lijkt dus realistisch te zijn. De effecten van deze extra toevoeging zijn weergegeven bij de samenvattende simulaties, bijlage 7.

Uit de simulatie waarbij alleen de invloed van gesuspendeerd materiaal met 30% verhoogd werd bleek dat de extinctie toenam, waardoor de primaire produktie afnam. Tevens bleek dat de "clearance rate" van de suspensie eters sterk afnam door een toename het gesuspendeerd materiaal.

Door het toevoegen van gesuspendeerd materiaal en langzaam vergaand detritus als een extra 'wasteload' nam de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal uiteraard toe, evenals de extinctie coëfficiënt. Het nutriënten en zuurstof gehalte werd nauwelijks beïnvloed. Alleen wanneer de hoeveelheid toegevoegd gesuspendeerd materiaal met een factor 10 verhoogd werd nam de primaire produktie af in de zomermaanden.

De bacteriële produktie en het snel vergaand detritus reageerden niet op de verhoogde troebelheid. De hoeveelheid langzaam vergaand detritus steeg sterk in de compartimenten waar het toegevoegd werd.

Het zooplankton had in de hele Westerschelde een extra zomerpiek, waarschijnlijk profiteerde het van de toename van langzaamvergaand detritus als extra voedselbron. Het hyperbenthos reageerde niet op de toename van gesuspendeerd materiaal.

De sedimentatie nam sterk toe, met name als de hoeveelheid toegevoegd gesuspendeerd materiaal met factor 10 vermenigvuldigd werd. De detritus eters reageerden niet op de toename van gesuspendeerd materiaal, in tegenstelling tot de suspensie eters die er sterk onder te lijden hadden. De primaire produktie van het phytobenthos vertoonde in de benthische compartimenten 6 tot 13 een toename in de zomerpiek, deze werd waarschijnlijk veroorzaakt door de toegenomen sedimentatie van organisch koolstof. Bij afbraak van organisch koolstof in de bodem komt kooldioxyde vrij die beschikbaar is voor het phytobenthos.

3.1.4 de drie scenario's gecombineerd

Voor de gecombineerde scenario's werd voor de dispersie coëfficiënten de verhoging met factor 1,1 gekozen omdat de effecten hiervan het beste overeenkwamen met de door TSC voorspelde chloride gehalten.

Zoals eerder aangegeven was de in MOSES gehanteerde netto sedimentatie/erosie coëfficiënt niet ideaal, evenals de geformuleerde noodoplossing met een vaste bronerosie en een sedimentatie coëfficiënt. Het bleek onmogelijk deze coëfficiënten aan gegevens van de TSC of aan gegevens uit andere bronnen te toetsen. Uiteindelijk werd voor een verhoging van 20% gekozen, aannemende dat een nog grotere toename niet waarschijnlijk is.

Voor de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal werd zowel de simulatie gekozen waarin gesuspendeerd materiaal werd toegevoegd zoals berekend was als de simulatie waarin de berekende hoeveelheid toe te voegen gesuspendeerd materiaal met factor 10 verhoogd werd.

De resultaten van deze twee simulaties staan in bijlage 7 bij de samenvattende simulaties, lijn 5 en lijn 6. Een samenvatting van de resultaten staat in tabel 4.

Tabel 4. Effecten verdieping

dispersie coefficient * 1,1
 sedimentatie coëfficiënt * 1,2
 verhoging suspmat zoals berekend en de berekening * 10
 comp zijn de pelagische compartimenten en bcomp zijn de bentische compartimenten

naam	comp 1	comp 3	comp 13
gesusp. mat.	-	kleine ↑ *10	↑ *10
extinctie.	-	kleine ↑ *10	↑ *10
Chloride	kleine ↑	↑	-
NH4	-	-	-
NITR	-	-	↓
OX	kleine ↓	↓	-
bact.prod.	-	kleine ↓	-
zoopl	-	-	-
prim.prod.pl	-	-	↓ *10
hyperbenthos	kleine ↓	-	↓ in voorjaar/zomer
toc	-	kleine ↑	kleine ↑
		bcomp 13	bcomp 9
bdep		↓	↓
bsusp		kleine ↓ mn *10	↓↓ *10
prim.prod.ben.		iets ↓ zomerpiek	↑ zomerpiek
sedimentatie		↑↑	↑↑

Zoals uit de tabel en de grafieken af te lezen is, steeg het chloride gehalte in de oostelijke compartimenten licht, en gaf het zuurstof gehalte daar een kleine daling te zien. Het nitraat gehalte daalde iets in de westelijke compartimenten.

De totale hoeveelheid organisch koolstof nam iets toe in compartiment 3 tot 13. De bacteriële produktie daalde iets in het troebelheidsmaximum, een verschuiving van het troebelheidsmaximum werd niet waargenomen. Het hyperbenthos daalde zeer weinig in compartiment 1 en in het westen nam de voorjaars/zomer piek af.

De detritus eters namen in het hele estuarium iets af. De suspensie eters namen met name in de Westerschelde zelf behoorlijk af. De sedimentatie nam in alle compartimenten behoorlijk toe.

In het geval dat de toegevoegde hoeveelheid gesuspendeerd materiaal met 10 vermenigvuldigd werd, nam de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in de hele Westerschelde met ongeveer 30% toe en in mindere mate in de Beneden Zeeschelde. Daardoor nam de extinctie ook toe en nam de primaire produktie van het fytoplankton in de zomer af. Hierdoor werd een nog groter deel van het Schelde estuarium netto consumerend dan nu al het geval is. Ook de sedimentatie nam nog sterker toe en de suspensie eters namen erg sterk af in de Westerschelde maar ook in de Beneden Zeeschelde was nu een daling te zien.

3.2 Het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit voor oppervlakte water.

Eerst worden de effecten besproken van het apart aanpassen van het BOD gehalte, het stikstof gehalte en het zuurstof gehalte in de boundary. Vervolgens wordt de combinatie van bovengenoemde simulaties besproken. De grafische weergave van deze simulaties is te vinden in bijlage 6. Daarna wordt ingegaan op de effecten van het aanpassen van de vuilimporten in de compartimenten één tot en met vijf.

3.2.1 De effecten van het veranderen van de condities in de zoetwater grens

de aanpassing van het BOD gehalte in de zoetwater grens

Het BOD gehalte werd op een constante import van 6 mg zuurstof verbruik per liter ingesteld. De bacteriële produktie, suspensie eters, het hyperbenthos, zooplankton, snel en langzaam vergaand detritus namen allemaal in meerdere of mindere mate af vooral in de eerste compartimenten. De ammonium en nitraat gehalten veranderden nauwelijks. Ook het phytobenthos liet een kleine afname zien. De deposit feeders namen echter toe vanaf comp 9. Waarschijnlijk als gevolg van de iets toegenomen hoeveelheid zuurstof in de pelagische compartimenten twee, drie en vier. Want het voedsel (detritus en phytobenthos) namen alle iets af.

de aanpassing van het ammonium gehalte

Uiteraard ging ook het ammonium gehalte in compartiment 1 omlaag als gevolg van de verlaging van de import (1 mg N/l) via de zoetwatergrens. Deze verlaging was in compartiment 13 sterk verminderd maar nog steeds zichtbaar. Ook het nitraat gehalte ging omlaag. Het zuurstof gehalte nam iets toe. Het hyperbenthos en de detritus eters profiteerden van het toegenomen zuurstof gehalte. De bacteriële produktie ging iets omlaag; het zoetwater phytoplankton veranderde niet. De primaire produktie van het phytobenthos en de suspensie eters namen niet noemenswaardig af.

de aanpassing van het ammonium en het nitraat gehalte

Door de vergrote import van nitraat (10mg N/l) in de zoetwatergrens nam het nitraat gehalte in compartiment één behoorlijk toe. Ook in compartiment dertien werd een verhoging van het nitraat gehalte van 10 tot 25% geconstateerd. Verder was de bacteriële produktie toegenomen. De overige variabelen reageerden net als onder de verlaging van ammonium, zonder toename van nitraat.

de aanpassing van het zuurstofgehalte

Door de hoeveelheid zuurstof te verhogen naar 5mg zuurstof per liter in de zoetwater grens, ging de hoeveelheid nitraat omhoog evenals het hyperbenthos, de detritus eters en de bacteriële produktie. De hoeveelheid ammonium daalt. En er trad een niet noemenswaardige daling op van de suspensie eters, het totaal organisch koolstof, de primaire produktie, snel en langzaam vergaand detritus en de sedimentatie van detritus in het sub- in intertidaal.

de combinatie van bovenstaande simulaties

Een samenvatting van de resultaten is te vinden in tabel 5.

Tabel 5. Effecten van het bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water in Vlaanderen

comp zijn de pelagische compartimenten en bcomp zijn de benthische compartimenten

naam	comp 1	comp 3	comp 13
NH ₄	↓↓ ± factor 10	↓ ± factor 3	↓ in pieken ± factor 1,3
NITR	↑↑ ± factor 4à5	↑ ± factor 2à3	↑ in pieken ± factor 1,25
OX	↑↑ ± factor 2à4	↑ ± factor 2	-
bact.prod.	↑ ± factor 1,25	zeer wisselend	-
zoopl	↑ in voorjaar/zomer	↑ voorjaar zomer	-
prim.prod.pl	geen verschil	-	-
hyperbenthos	↑ mn. in zomerdalen	↑ mn in zomer	↓ in voorjaar
	bcomp 13	bcomp 9	
bdep	↑ ± factor 4	-	
bsusp	iets lager	iets lager	
prim.prod.ben.	iets ↓ zomerpiek	-	

Zoals in de tabel te zien is daalde de hoeveelheid ammonium over het hele estuarium, maar werd

dit gecompenseerd door een toename in de hoeveelheid nitraat. Ook de hoeveelheid zuurstof nam behoorlijk toe.

Van de zuurstof toename profiteerden alle diergroepen in de Beneden Zeeschelde, met uitzondering van de suspensie eters. Door het instellen van een "no-flux" grens voor het zoöplankton was er een spectaculaire stijging waarneembaar door het zuurstofrijker (dus "levend") worden van de rivier. Ook de bacteriële produktie nam iets toe in compartiment één als gevolg van een hoger nitraat en zuurstof gehalte, ondanks een afname in het organisch koolstof gehalte.

De primaire produktie ondervond nauwelijks of geen hinder van de transformatie van ammonium naar nitraat. Het phytobenthos had waarschijnlijk last van een iets hogere bioturbatie en een kleine afname van sedimenterend koolstof.

3.2.2 De effecten van de aanpassing van de 'waste' Importen

Door ook het geïmporteerde BOD, ammonium en nitraat gehalte via de landsgrenzen van compartiment één tot en met vijf aan te passen werd de boven beschreven trend nog iets versterkt. De resultaten staan in bijlage 7, lijn 2.

3.3 Verdieping en bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water gecombineerd.

De grafische weergave is te vinden in bijlage 7, lijn 3 en 4. Een samenvatting van de resultaten is te vinden in tabel 6.

Tabel 6. Effecten verdieping en bereiken basiskwaliteit

dispersie coëfficiënt * 1,1			
sedimentatie coëfficiënt * 1,2			
verhoging suspmat zoals berekend en de berekening * 10			
bereiken basiskwaliteit, inclusief no-flux boundary voor zoöplankton			
comp zijn de pelagische compartimenten en bcomp zijn de bentische compartimenten			
naam	comp 1	comp 3	comp 13
gesusp. mat.	-	kleine ↑ *10	↑ *10
extinctie	-	kleine ↑ *10	↑ *10
Chloride	kleine ↑	↑	-
NH4	↓↓ ± factor 5	↓ ± factor 3	↓ in pieken ± factor 1,3
NITR	↑↑ ± factor 4à5	↑ ± factor 2à3	↑ in pieken ± factor 1,2
OX	↑↑ ± factor 2à4	↑ ± factor 2	-
bact.prod.	↑ ± factor 0-2,5	↓ zomer ↑ winter	-
zoopl	↑↑ in voorjaar/zomer	↑ voorjaar zomer	-
prim.prod.pl	-	-	↓ *10
hyperbenthos	↑ factor 1,3	↑ mn winter/voorj.	↓ in voorjaar
toc	↓ factor 2	↓ factor 1.5	klein ↑
	bcomp 13	bcomp 9	
bdep	↑ ± factor 4	-	
bsusp	↓ * 10	↓↓ *10	
prim.prod.ben.	-	↑ zomerpiek	
sedimentatie	↑↑	↑↑ (uitg. snel vergaand detritus)	

Wanneer tabel 6 vergeleken werd met de tabellen 4 en 5, dan bleek dat de verdieping vooral invloed heeft op de parameters: hoeveelheid gesuspenseerd materiaal, extinctie, chloride gehalte en sedimentatie van materiaal. De zuiverings operatie in België heeft vooral invloed op chemische parameters als het ammonium, nitraat en zuurstof gehalte. De totale hoeveelheid koolstof wordt verminderd door de zuiveringsoperatie in Vlaanderen en Brussel maar vermeerderd door de bagger

activiteiten. Vandaar dat in de Beneden Zeeschelde de hoeveelheid organisch koolstof daalt, terwijl in het oostelijk deel van de Westerschelde nauwelijks verandering optreedt en in het westelijk deel van de Westerschelde juist een kleine stijging te zien is.

De primaire produktie van het phytoplankton wordt vooral beïnvloed door het verhogen van de extinctie. De dierlijke organismen profiteren vooral van de toename van het zuurstof gehalte in de oostelijke compartimenten. Ondanks de toename van de verschillende dierlijke organismen en de afname van organisch koolstof is de aanwezige hoeveelheid organische koolstof nog altijd enige malen groter dan de hoeveelheid phytoplankton. Daarom heeft het phytoplankton nauwelijks last van extra graasdruk door een hogere activiteit van de grazers en een afname van andere voedselbronnen. Alleen de suspensie eters worden negatief beïnvloed door de toename in gesuspendeerd materiaal, dit doet eventuele andere positieve effecten geheel teniet.

4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

4.1 De verdieping

De verdieping heeft volgens het model slechts een beperkte invloed op het ecosysteem. Alleen wanneer de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal sterk stijgt zal de primaire produktie in de zomer afnemen. Daardoor zal een nog groter deel van het Schelde estuarium netto consumerend in plaats van netto producerend worden. Het zoöplankton, hyperbenthos en de suspensie eters zullen in dat geval nog meer voedsel uit de detritus/bacterie keten betrekken. Met name de suspensie eters zullen waarschijnlijk last te hebben van grote hoeveelheden gesuspendeerd materiaal.

4.2 Het bereiken van de basiskwaliteit

Het bereiken van de basiskwaliteit heeft geen vermindering van de stikstofvract naar de zee tot gevolg (er is zelfs een kleine toename!). In het estuarium zal ammonium door nitraat vervangen worden. De fauna in het eerste compartiment stijgt spectaculair doordat de rivier weer levend wordt als gevolg van de verhoging van de hoeveelheid zuurstof

Met name wat betreft de hoeveelheid organisch koolstof werken de effecten van de verdieping en de afvalwaterzuivering tegengesteld en kunnen ze elkaar opheffen; volgens MOSES gebeurt dit vooral in het oostelijk deel van de Westerschelde.

4.3 Aanbevelingen voor verder onderzoek

Het macrozoobenthos en met name de suspensie eters reageren erg gevoelig op veranderingen in het model. Herkalibratie op een recente en vooral uitgebreidere dataset lijkt erg zinvol. Wellicht moet het macrozoobenthos gedeeltelijk geherformuleerd worden.

Ook het gedrag van gesuspendeerd materiaal moet nader bestudeerd worden, misschien zakt het te snel uit en moet de sedimentatie/erosie coëfficiënt anders aangepast worden.

LITERATUURLIJST

- Brinke, W.B.M. ten. 1992. Slib in het estuarium van de Schelde: Paden en lotgevallen deel 1 en 2. R 92-10 Instituut voor marien en atmosferisch onderzoek, Utrecht.
- E.G. 1991. Richtlijn van de Raad van 21.V.1991 inzake de behandeling van stedelijk afvalwater.
- Eck, G.Th.M. van. 1988. Compartimentkeuze en waterbelasting per compartiment in België t.b.v. het SAWES model. Notitie GWAO-88.1257 RWS-DGW/RIKZ Middelburg
- Maldegem, D.C. van. 1993. De slibbalans van het Schelde-estuarium. Studierapport. Nota GWAO.081. RWS-RIKZ/RIKZ, Algemeen Onderzoek Fysica, Middelburg
- MEMO NWL-93.31. 1993. Verdieping Westerschelde, programma 48'/43'. Stortplaatsen en hoeveelheden baggerspecie vanaf 1995. RWS-DZI, Middelburg. contact persoon D. van Dam.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur. 1991. De baggerwerken in de Schelde en de kwaliteit van water en bodem; Stand van zaken. Brussel.
- Soetaert, K & P.M.J. Herman. 1993. MOSES, MOdel of the Scheldt ESTuary; Ecosystem Model Development Under Seneca. Ecolmod report EM-3 / JEEP report. CONCEPT. NIOO-CEMO, Yerseke.
- Technische Scheldec commissie, subcommissie Westerschelde. 1984. Verdieping Westerschelde Programma 48'/43', deel 1 en 2. Studie rapport. Antwerpen/Middelburg.
- Wattel, G & A. Schouwenaar. 1991. De bestanden met hieruit de berekende belasting van het Schelde-estuarium over de periode 1980-1988. SAWES-nota 91.06 RWS-DGW/RIKZ, Middelburg

BIJLAGE 1.

Residentie tijd van chloride in verschillende compartimenten in dagen.

Voor de referentie en voor een proportionele verhoging van de dispersie coëfficiënten met 1,1. Er wordt uitgegaan van een vaste advectionele stroming van 100 m³/s

Compartiment Referentie *1,1

1	65	61
2	63	59
3	58	54
4	55	52
5	54	50
6	50	46
7	47	43
8	41	38
9	38	35
10	33	30
11	29	26
12	19	18
13	12	11

BIJLAGE 2.

Lijst met afkortingen van de afgebeelde variabelen.

Bij iedere grafiek staat XXX(Y) waarbij XXX de gebruikte afkorting voor variabele X is en Y het compartimentsnummer (van het pelagisch of bentisch compartiment).

Pelagische subtidale variabelen.

CL	g/m ³	CHLORIDE
SUSPMAT	g/m ³	suspended matter
EXTINC	M-1	EXTINCTION COEFFICIENT
FDET	G C/M ³	FAST DECAYING DETRITUS
SDET	G C/M ³	SLOWLY DECAYING DETRITUS
TOC	g C/m ³	Total organic carbon
BOD5	g O/m ³	BOD 5 values
DETSI	G SI/M ³	DETRITAL SILICON
SOLSI	G SI/M ³	DISSOLVED SILICON
NITR	G N/M ³	NITRITE + NITRATE
NH4	G N/M ³	AMMONIAK
OX	G O ₂ /M ³	OXYGEN CONCENTRATION
FRDIA	G C/M ³	FRESHWATER DIATOMS
BRDIA	G C/M ³	BRACKISH WATER DIATOMS
FRALG	G C/M ³	FRESHWATER NON-DIATOM ALGAE
BRALG	G C/M ³	BRACKISH WATER NON-DIATOM ALGAE
CHLOR	g chl/m ³	Chlorophyll load of water
TOTPHY	g C/m ³	Total phytoplankton
ZOO	g C/m ³	Mesozooplankton (Marine+brackish)
DRYBRAK	g DW/m ³	dry weightdry weight of brackish mesozooplankton
DRYMAR	g DW/m ³	dry weight of marine mesozooplankton
HYP	g C/m ³	Hyperbenthos (mainly Mysids)
DRYHYP	mg ADW/1000 m ²	ash free dry weight hyperbenthos
FSEDSUB	g C/m ²	sedimentation of fast decay matter in subtidal
SSEDSUB	g C/m ²	sedimentation of slow decay matter on subtidal
SUSPSEDS	g/day	suspended load that sediments on subtidal comp I

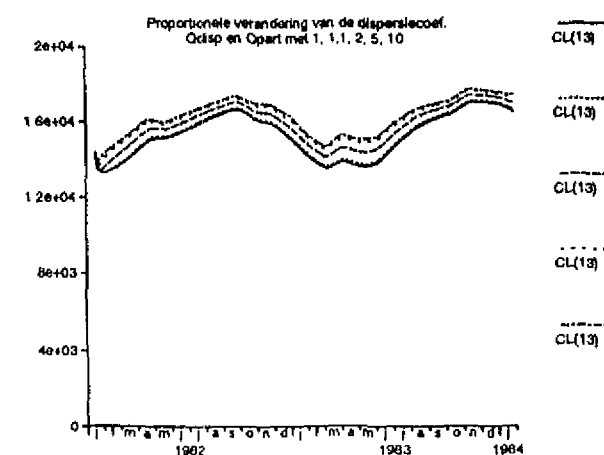
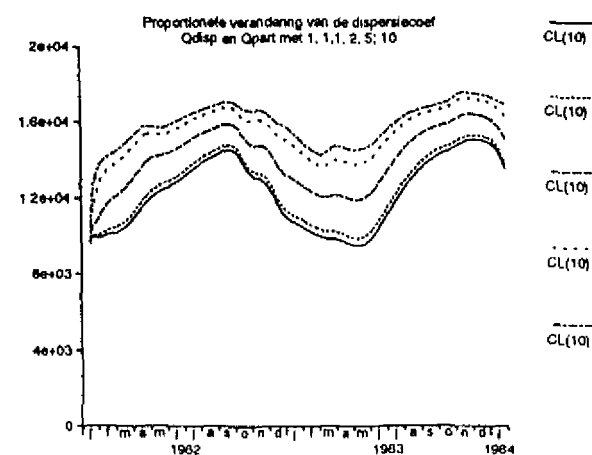
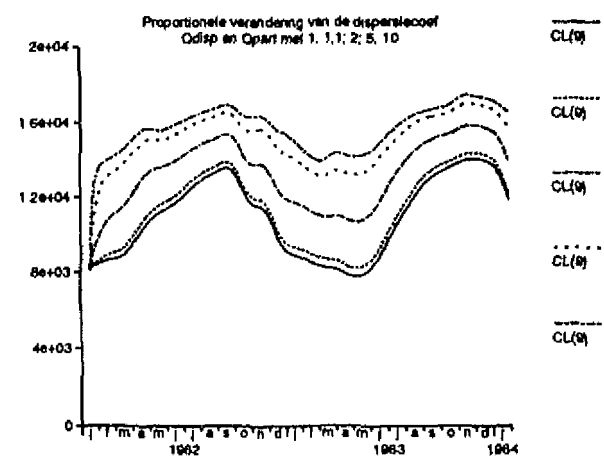
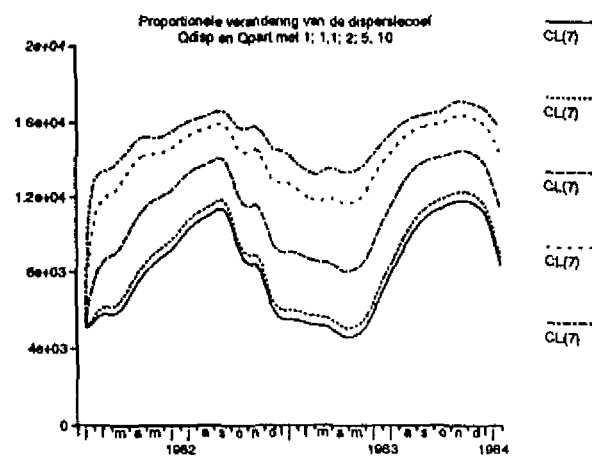
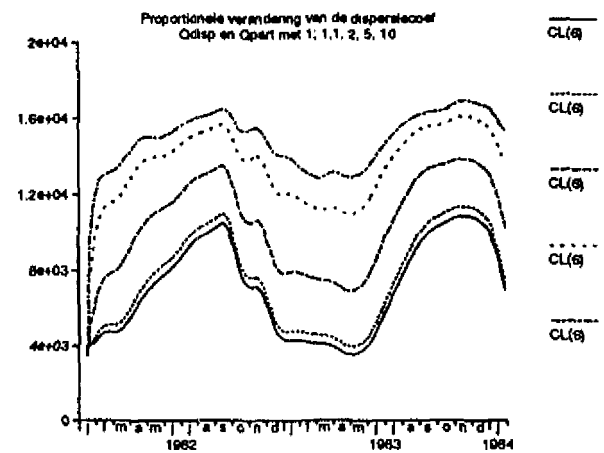
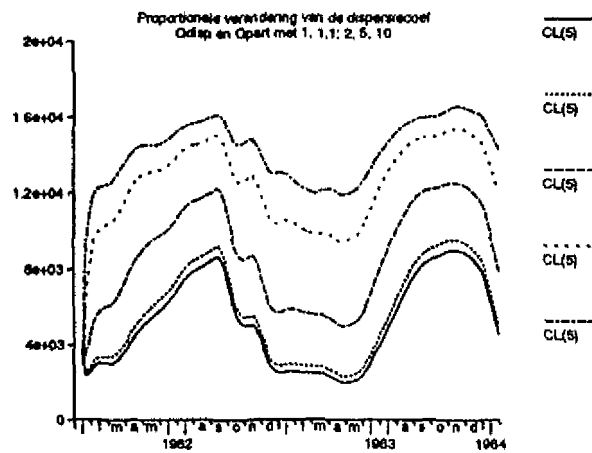
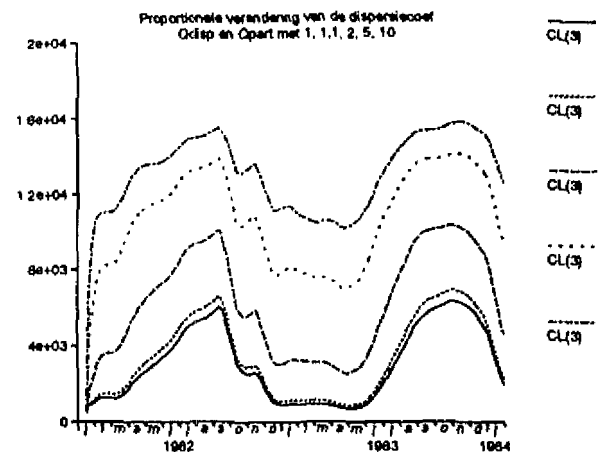
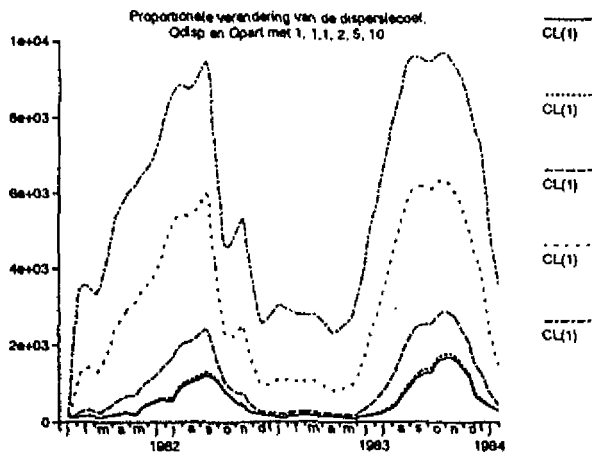
Benthische variabelen

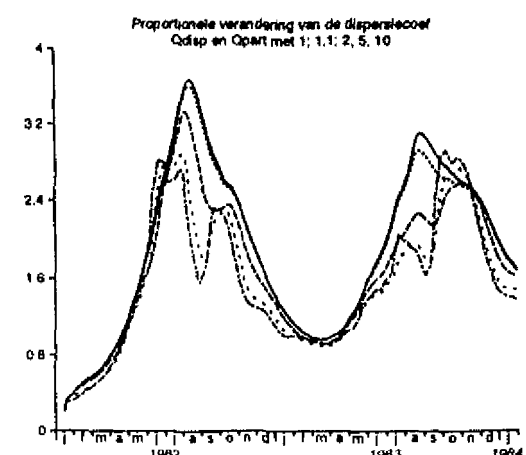
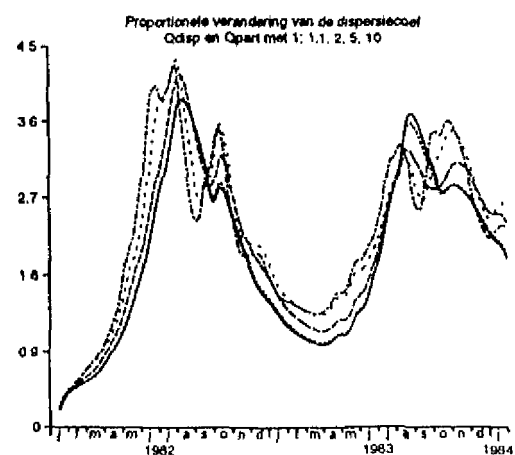
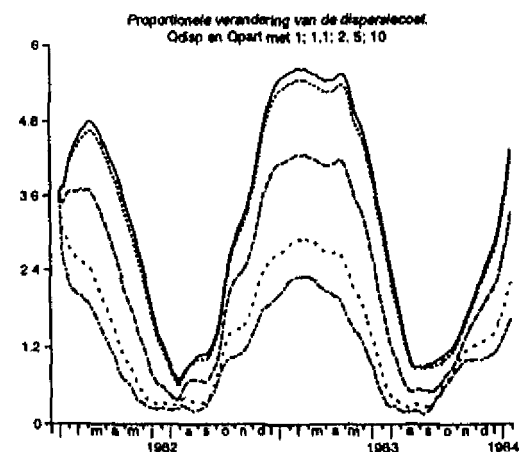
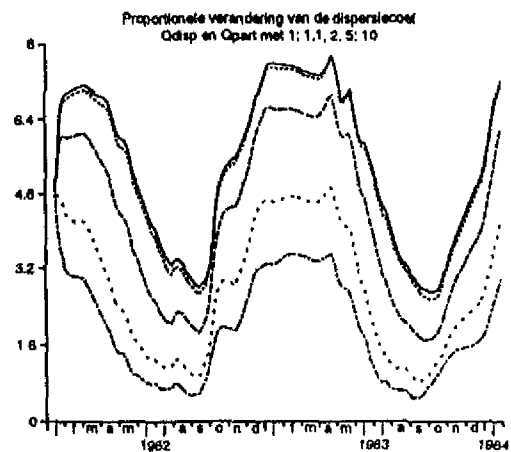
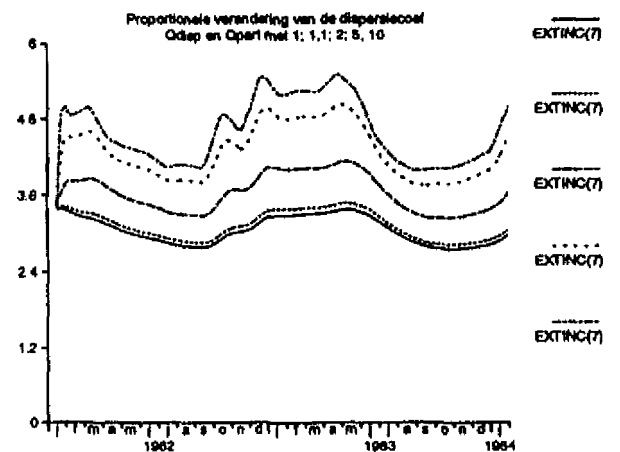
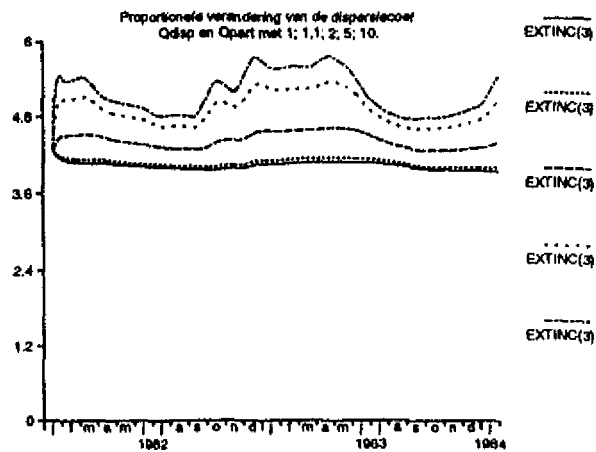
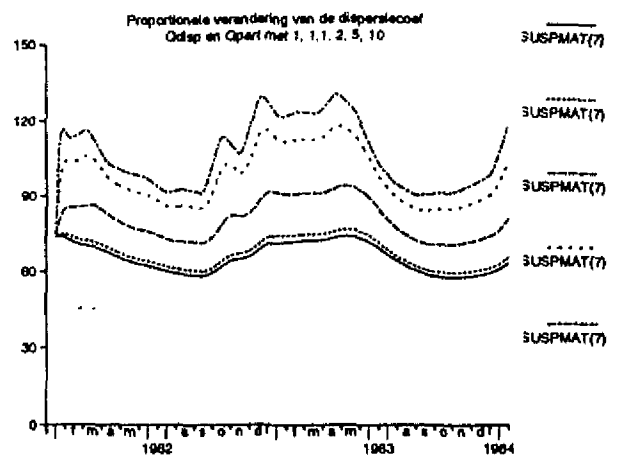
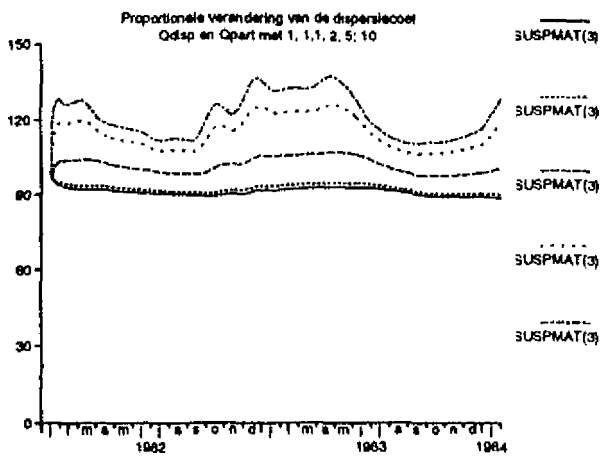
BSUSP	g C/m ²	benthic suspension feeders
ADWBSUSP	g ADW/m ²	ash free dry weight suspension feeders
BDEP	g C/m ²	Benthic deposit feeders
ADWBDEP	g ADW/m ²	ash free dry weight deposit feeders
DIAB	g C/m ²	benthic diatoms
PPRODBEN	g C/m ³	netto primary production of phytobenthos
BCHL	mg chl/m ²	benthic chlorophyll a
FSEDINT	g C/m ²	sedimentation of fast decay matter on intertidal
SSEDINT	g C/m ²	sedimentation of slow decay matter on intertidal
SUSPSEDI	g/day	suspended load that sediments on intertidal I

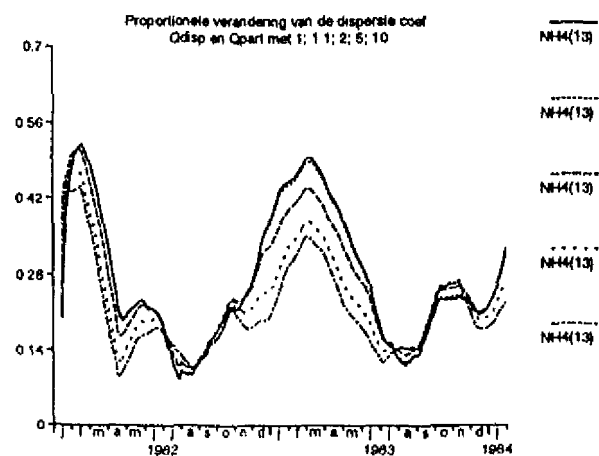
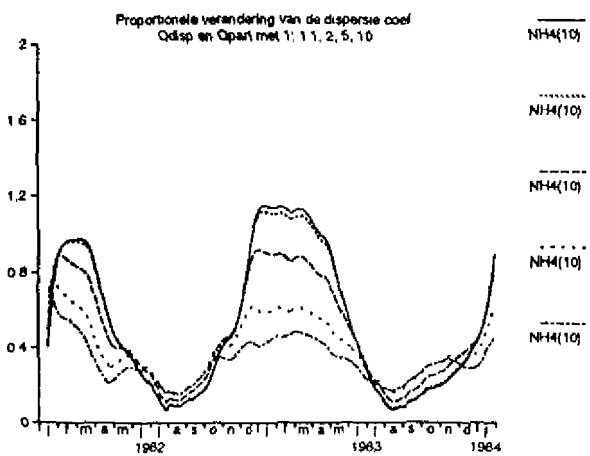
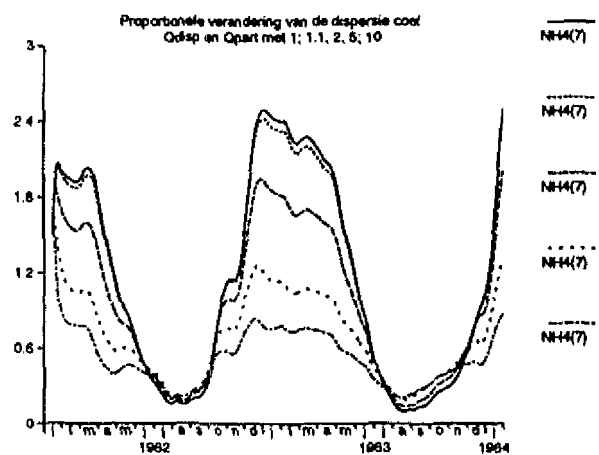
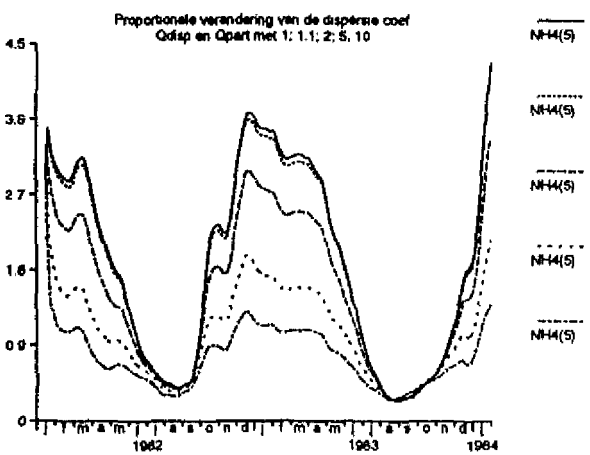
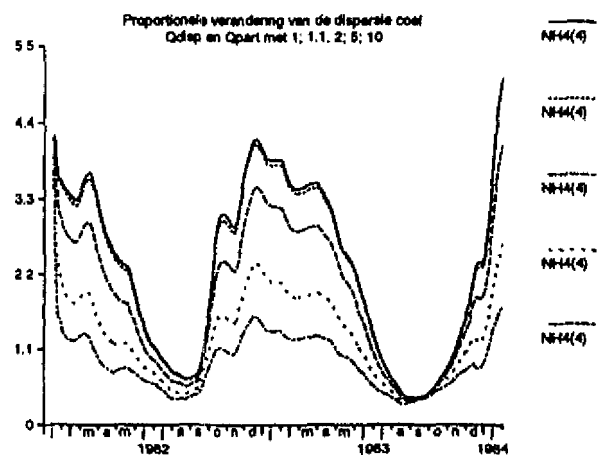
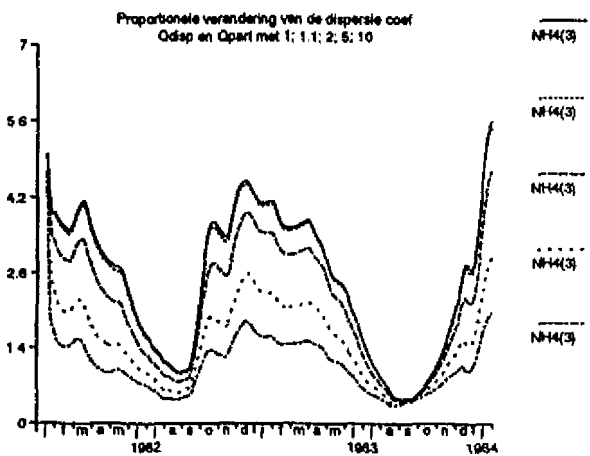
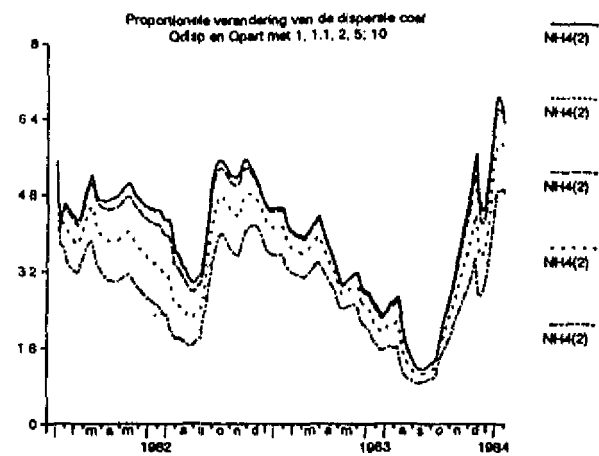
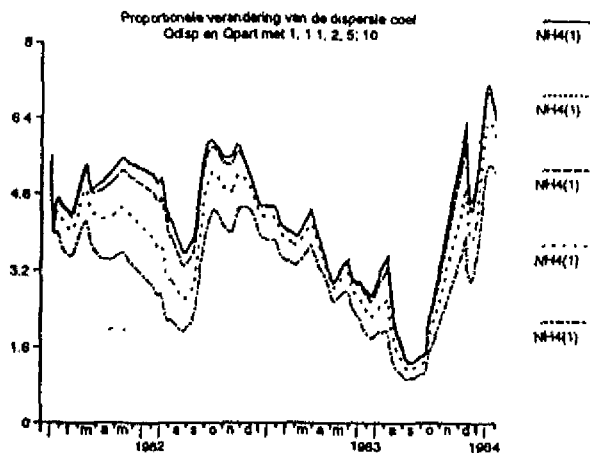
BIJLAGE 3.

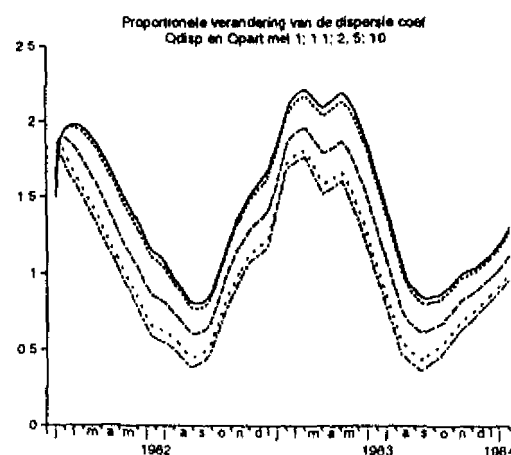
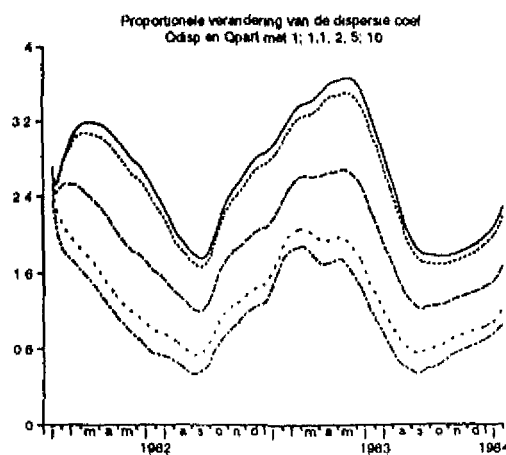
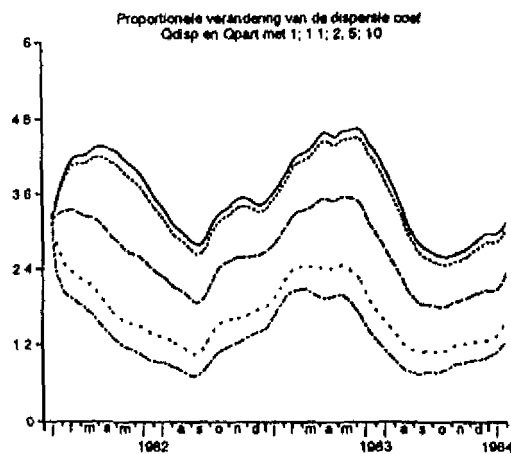
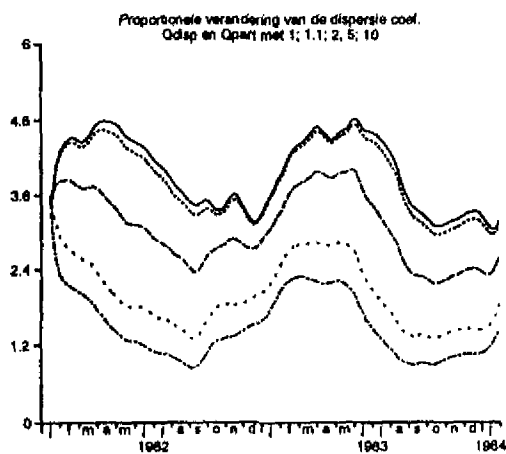
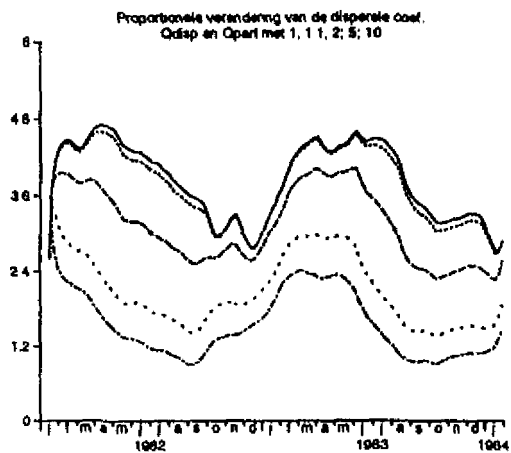
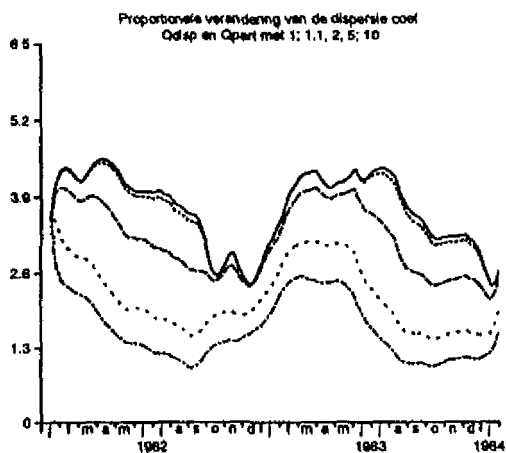
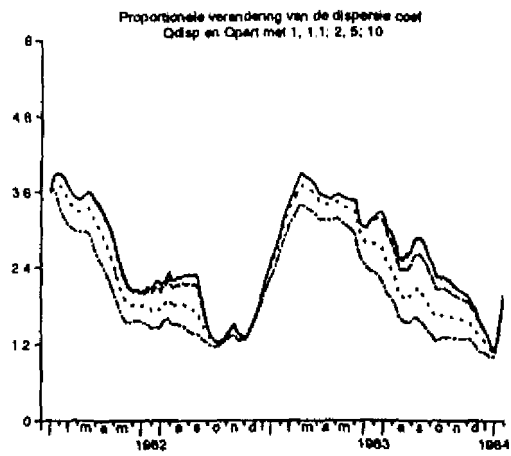
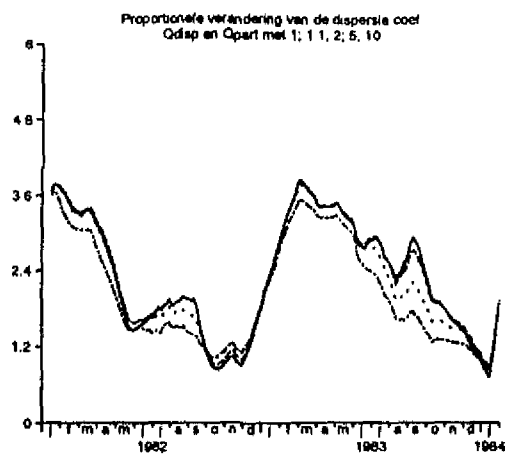
Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de proportionele verandering van de dispersie coëfficiënten Q_{disp} , voor opgeloste stoffen, en Q_{part} , voor stoffen met particulier gedrag.

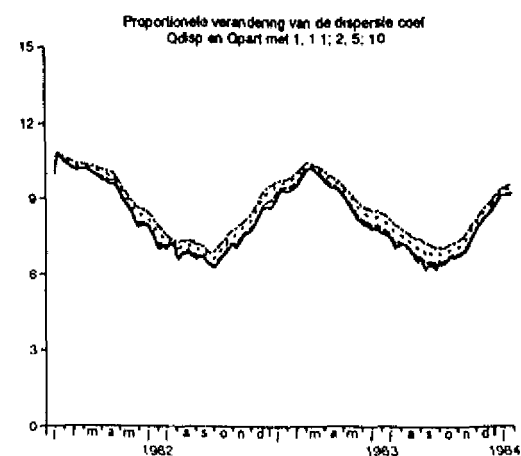
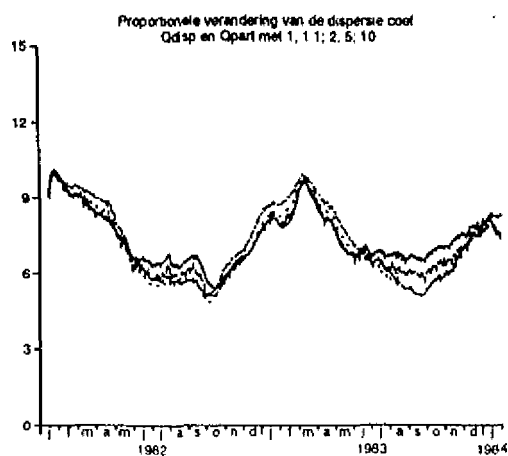
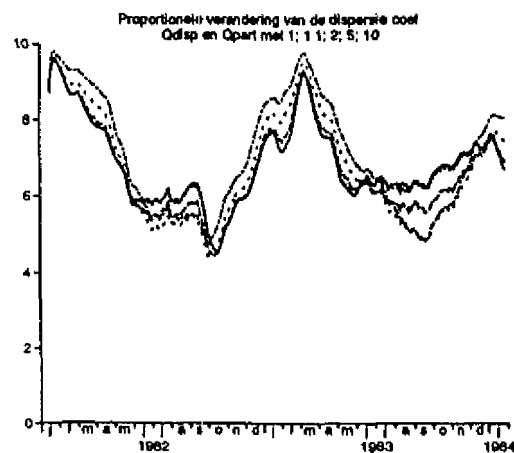
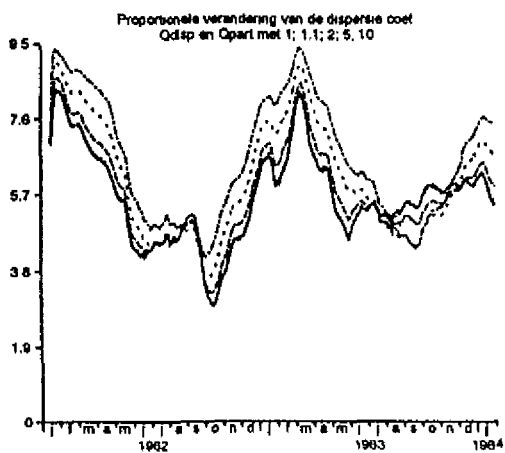
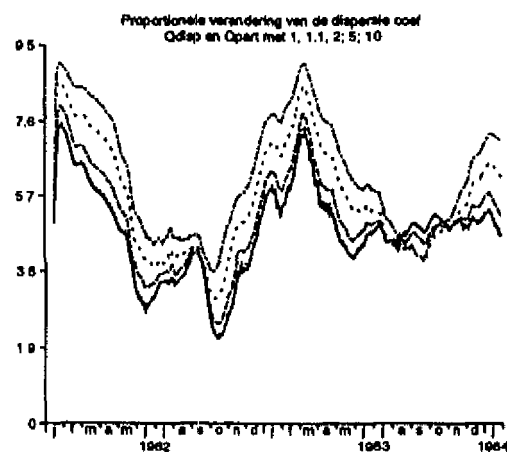
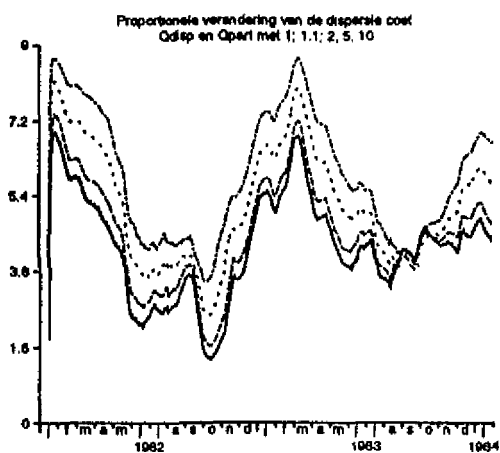
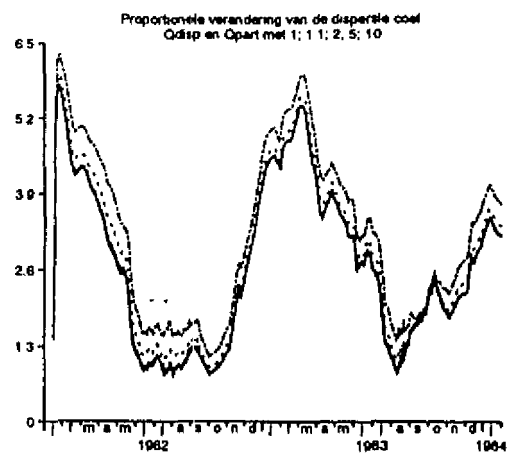
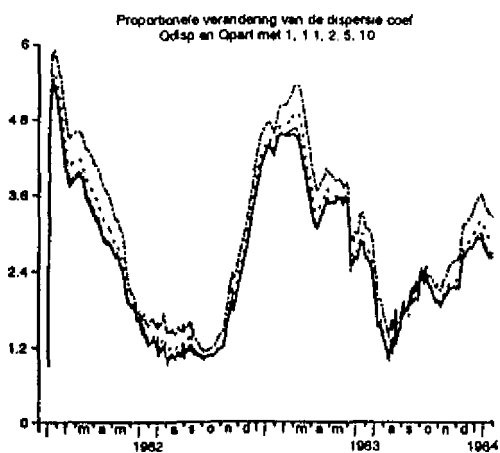
- grafiek 1: referentie jaren 1982/83
- grafiek 2: simulatie van de proportionele verhoging met factor 1,1
- grafiek 3: simulatie van de proportionele verhoging met factor 2
- grafiek 4: simulatie van de proportionele verhoging met factor 5
- grafiek 5: simulatie van de proportionele verhoging met factor 10

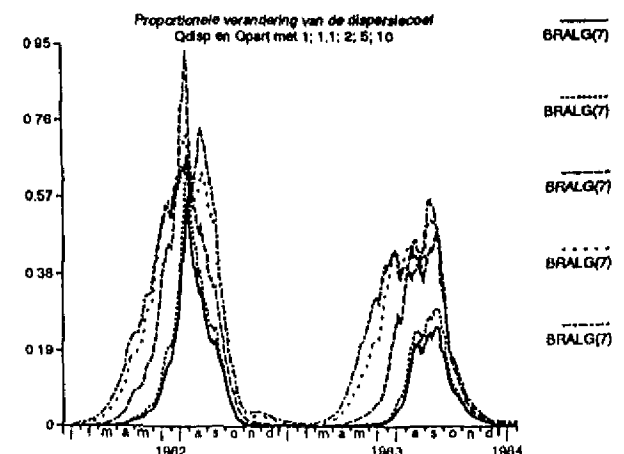
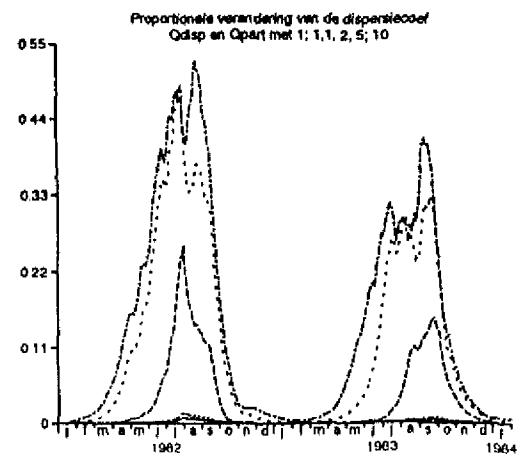
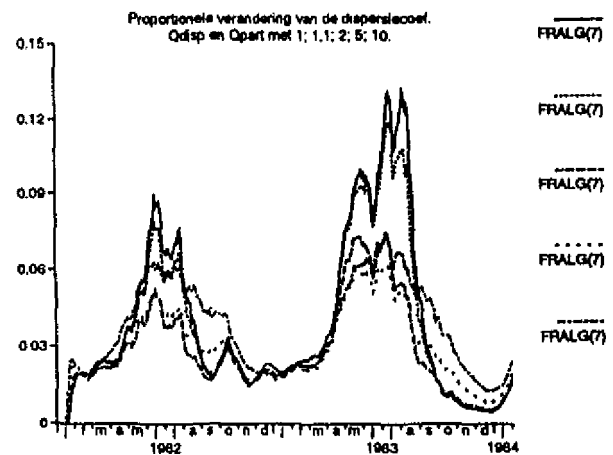
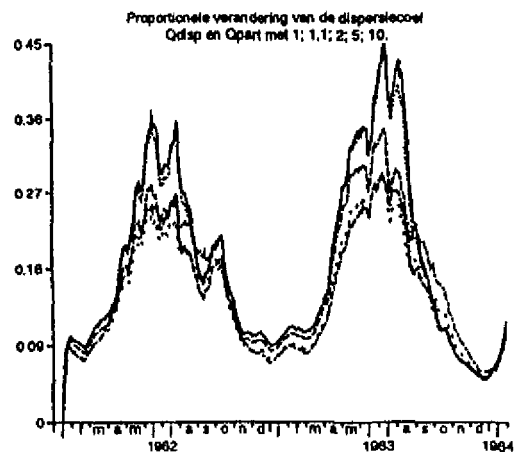
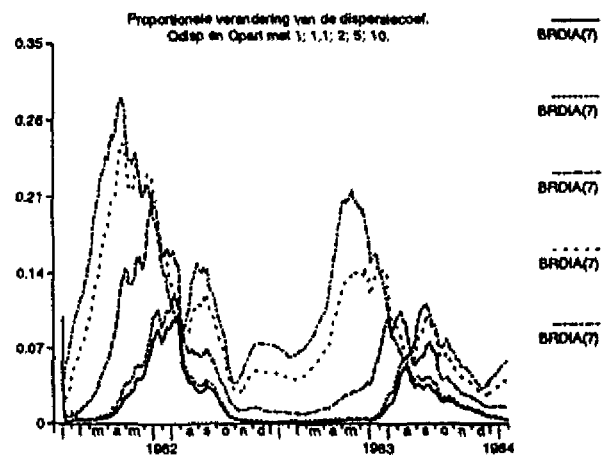
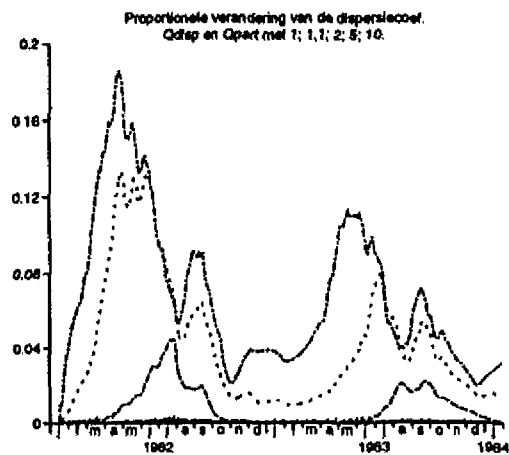
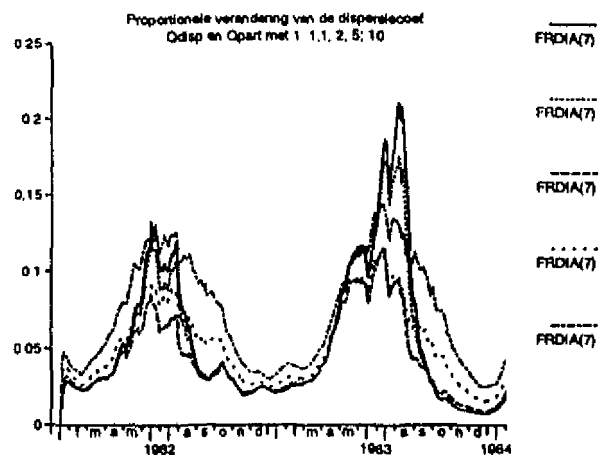
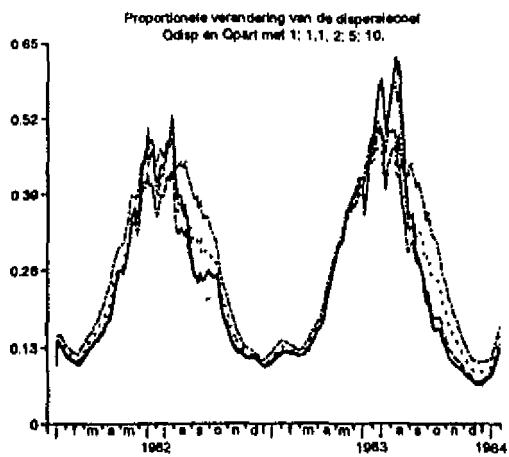


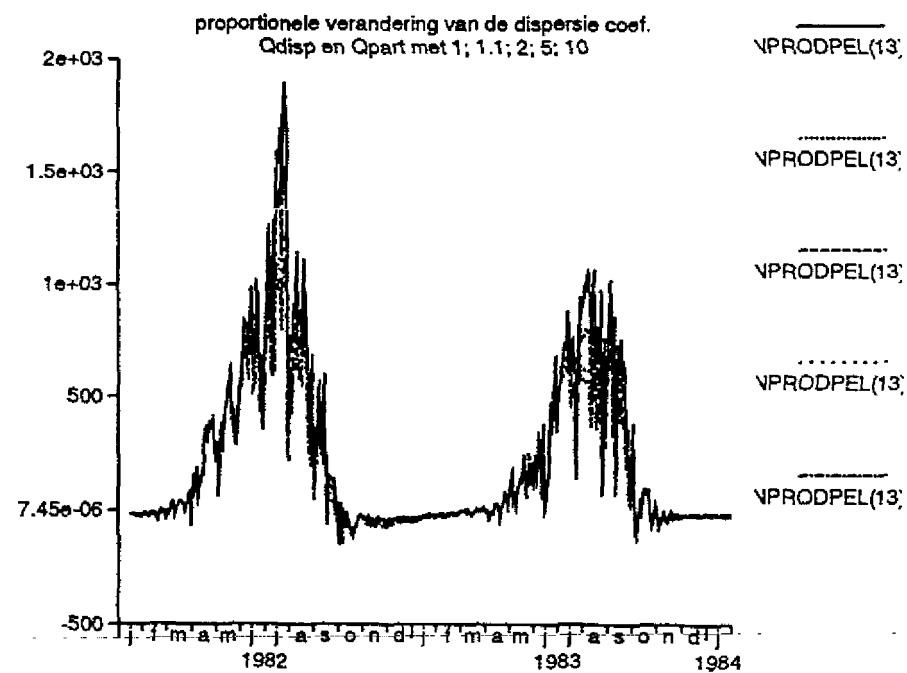
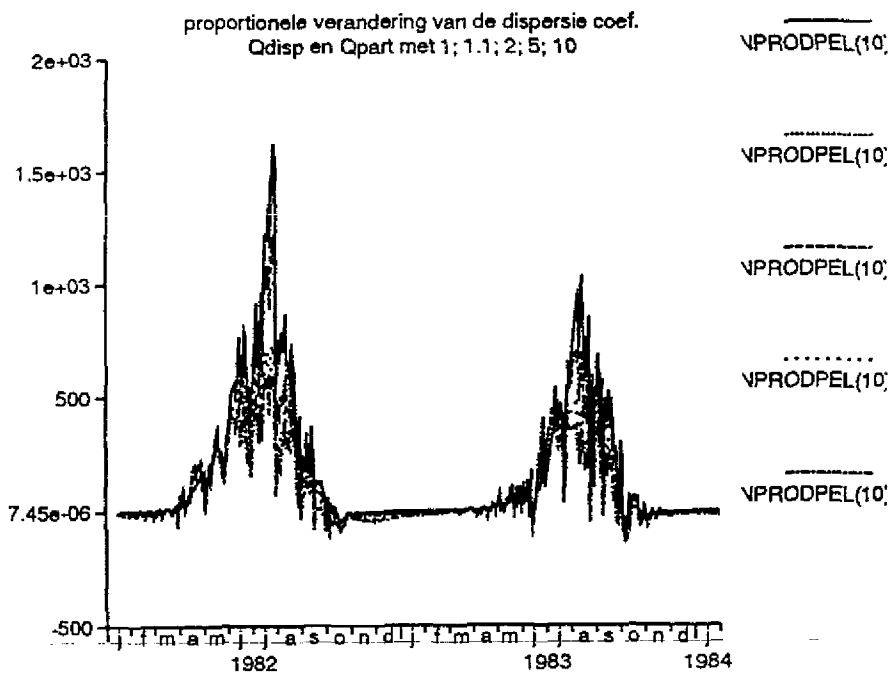
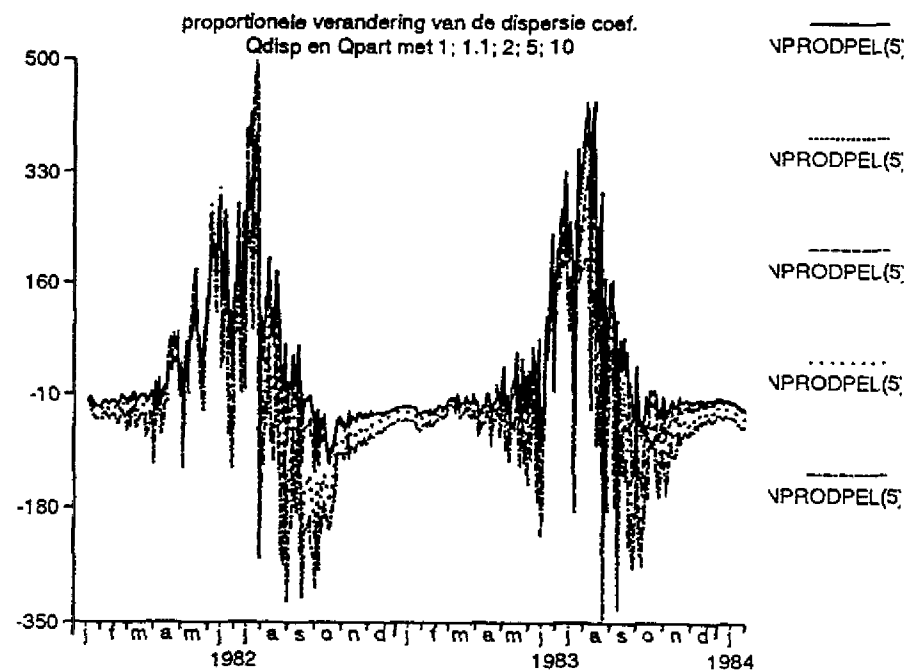
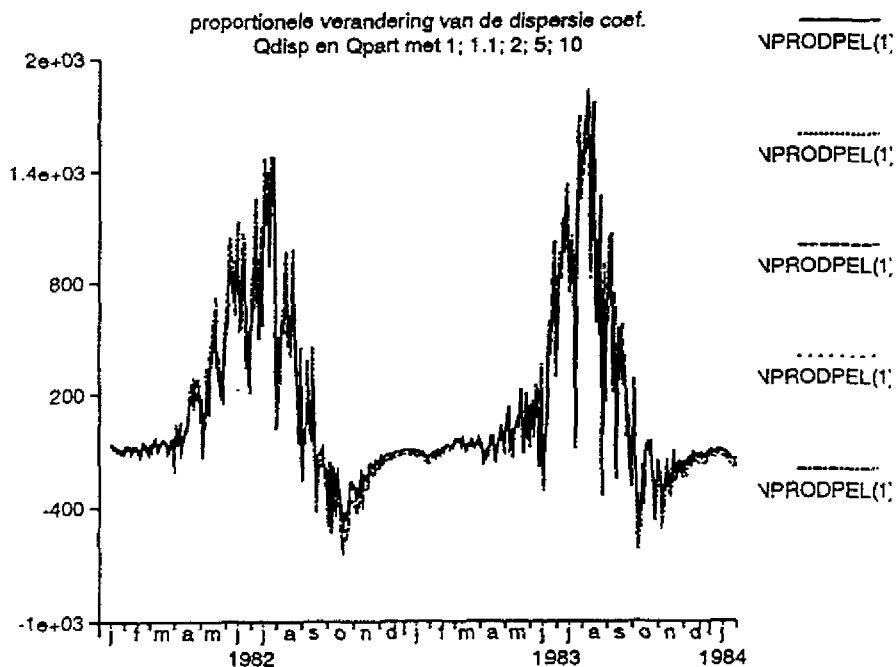


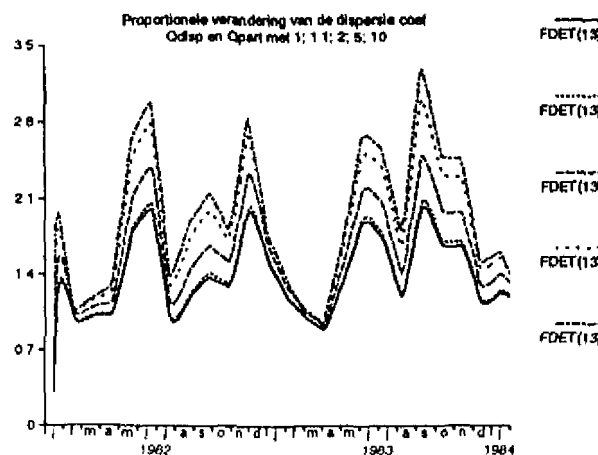
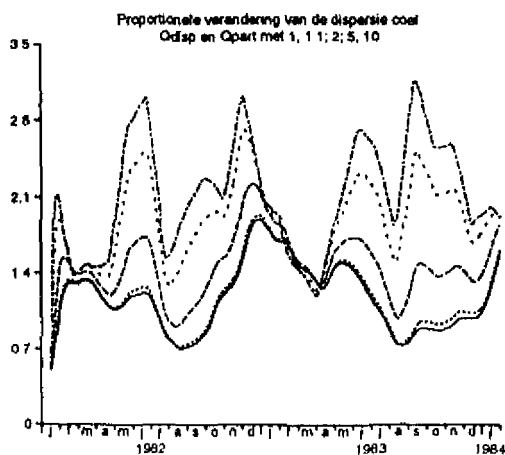
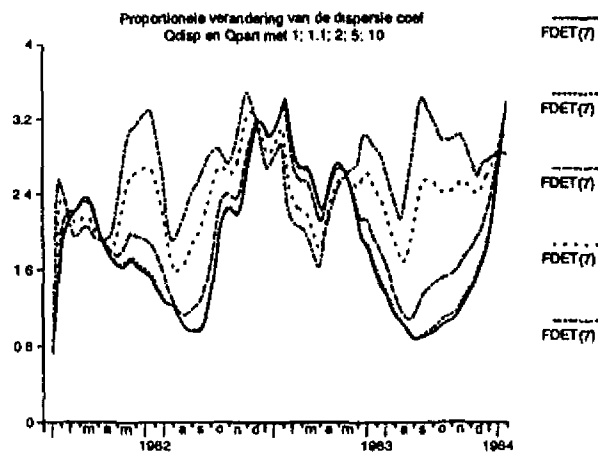
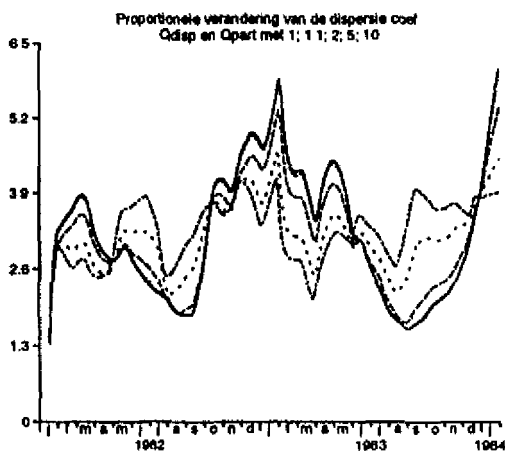
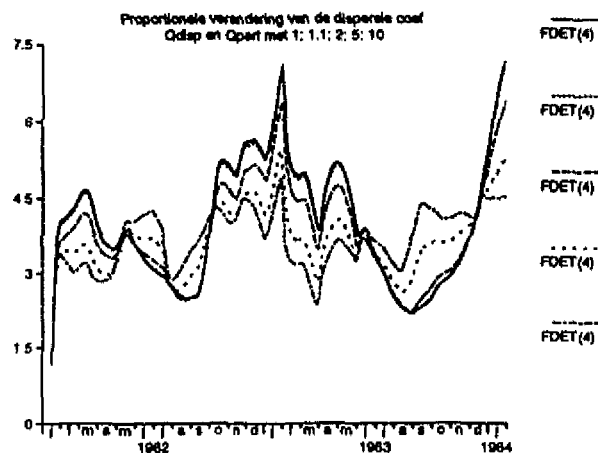
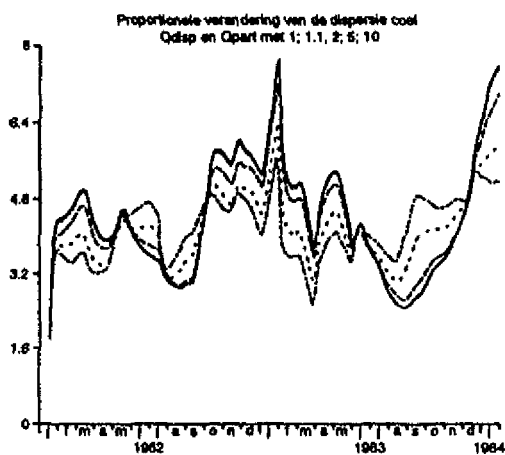
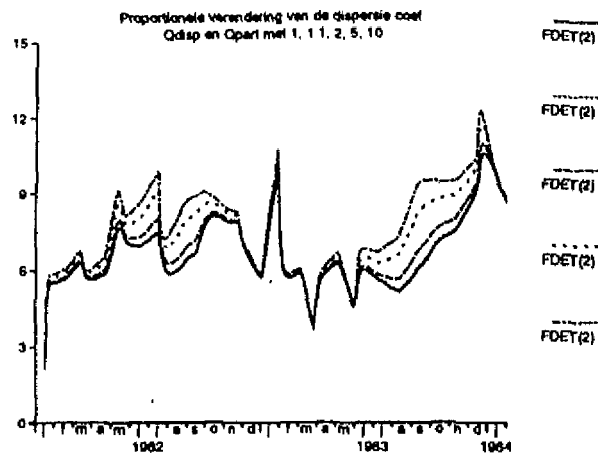
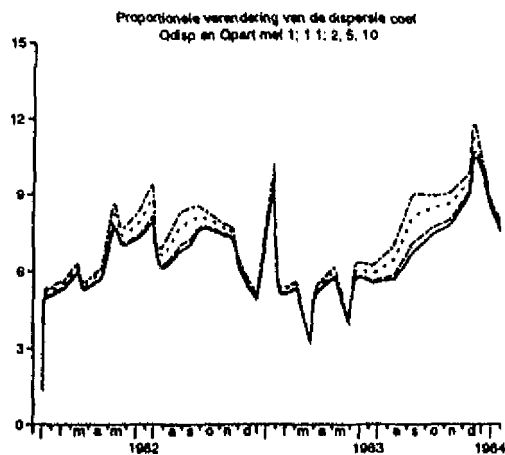


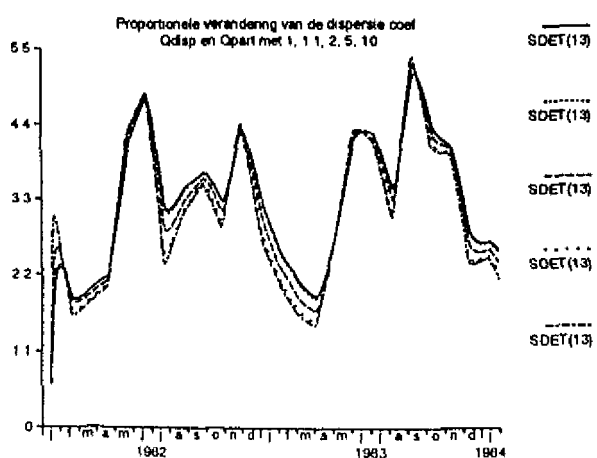
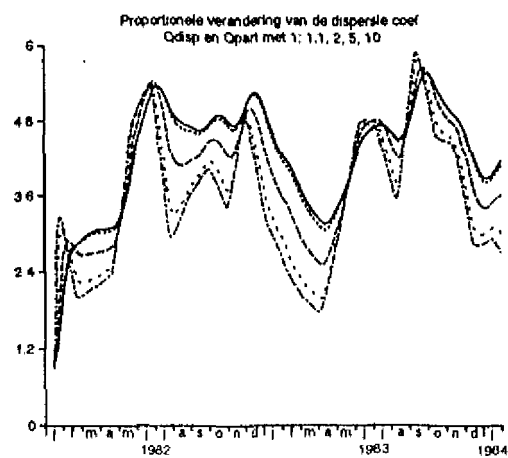
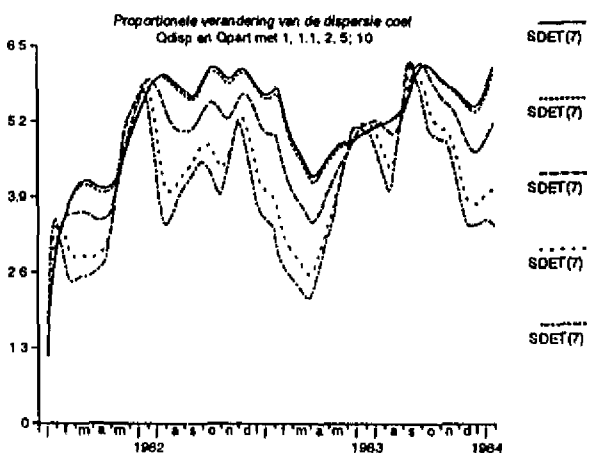
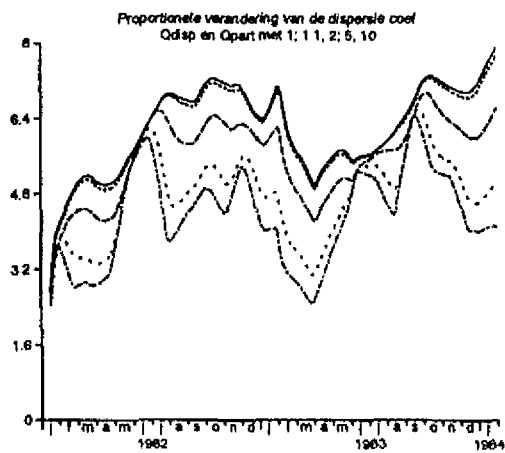
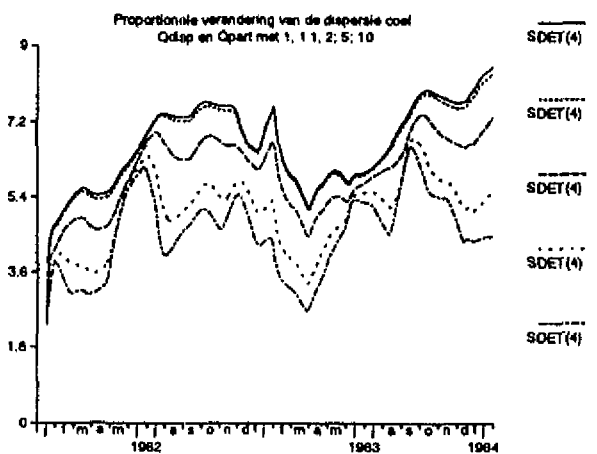
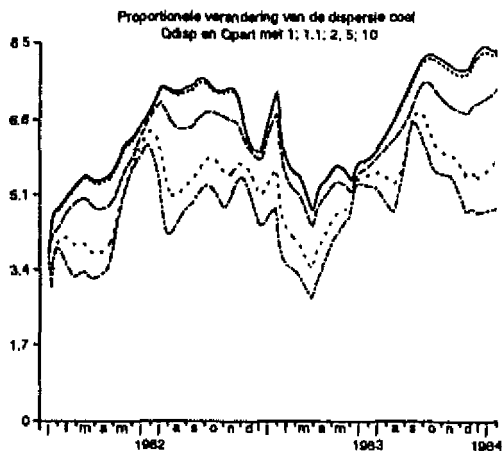
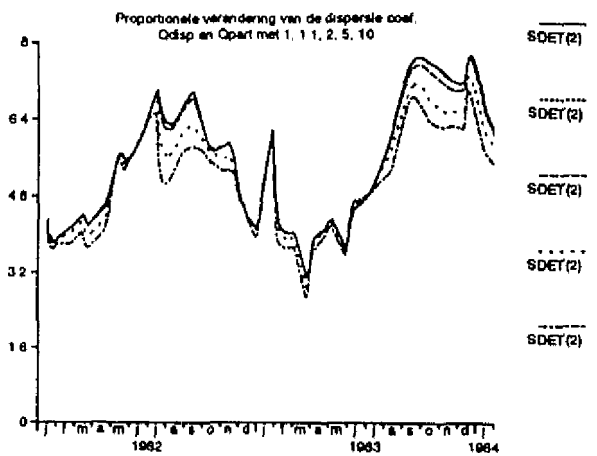
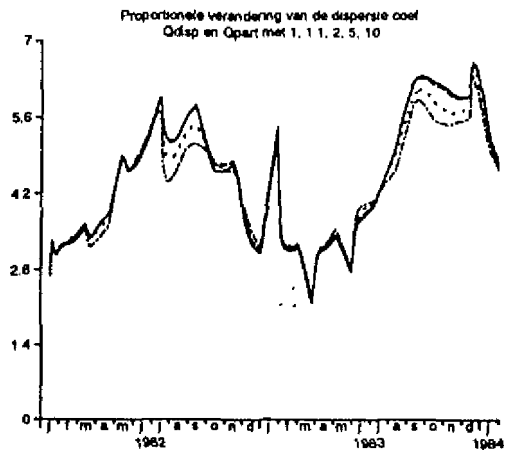


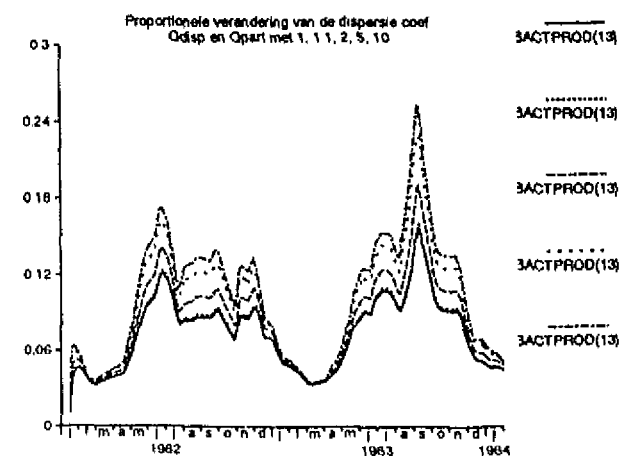
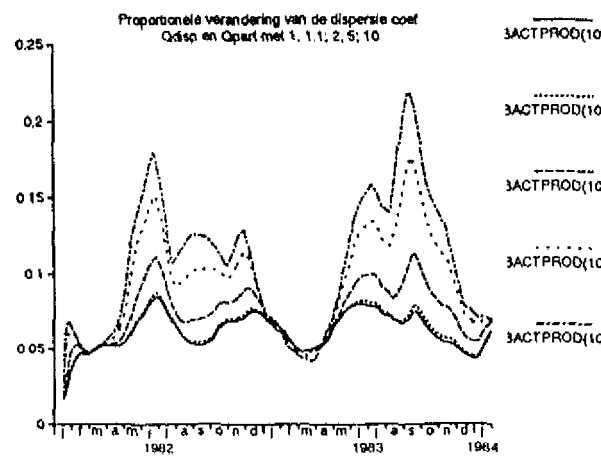
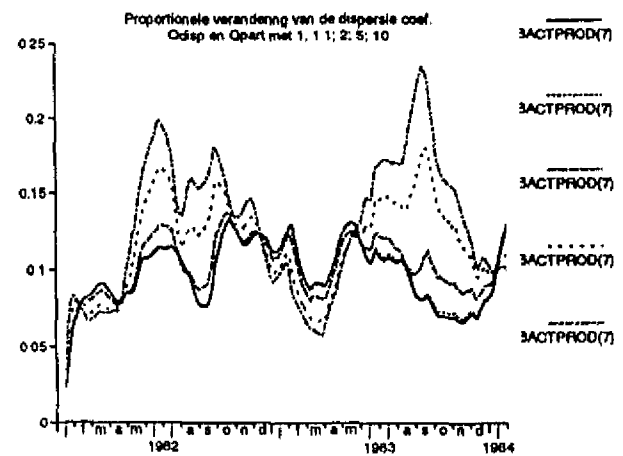
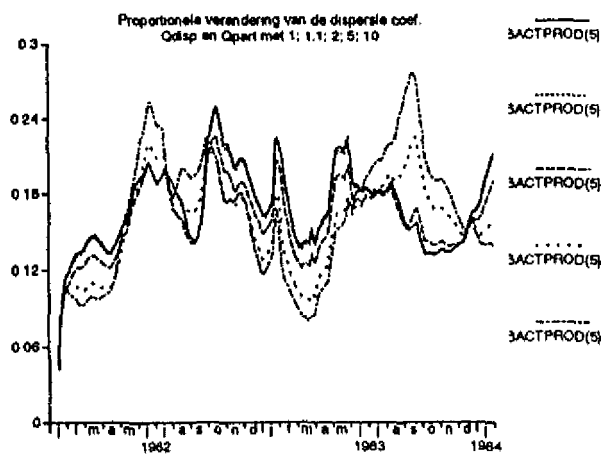
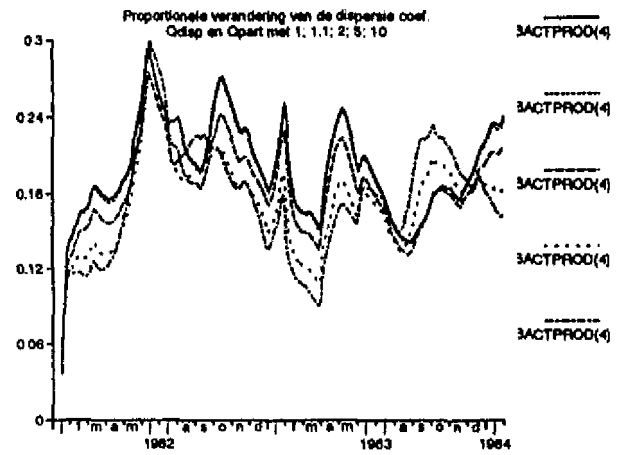
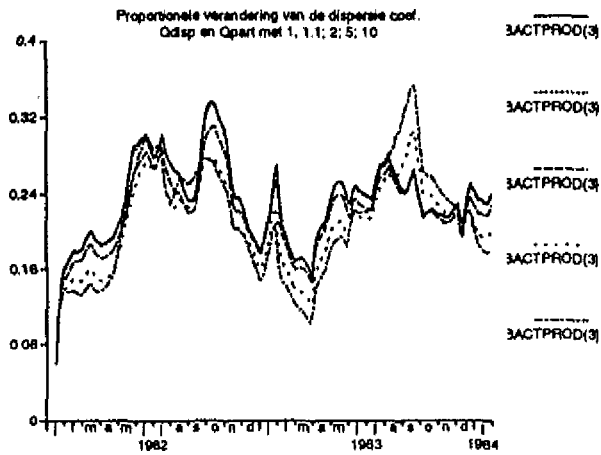
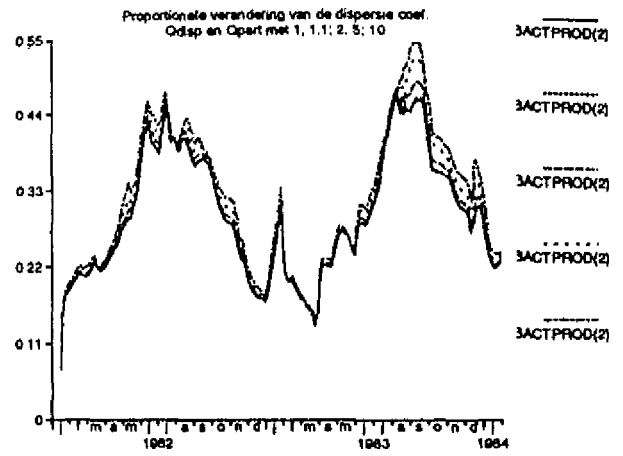
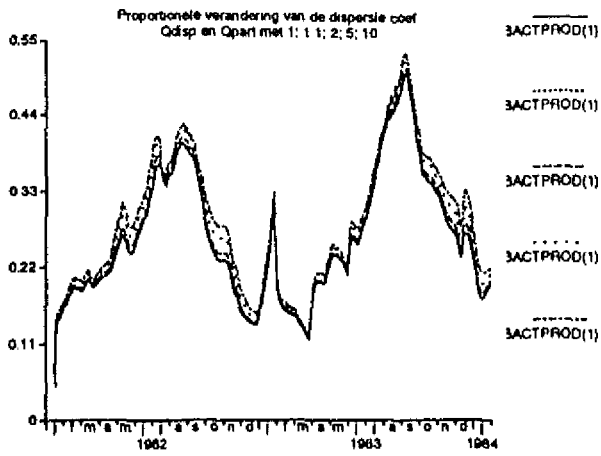


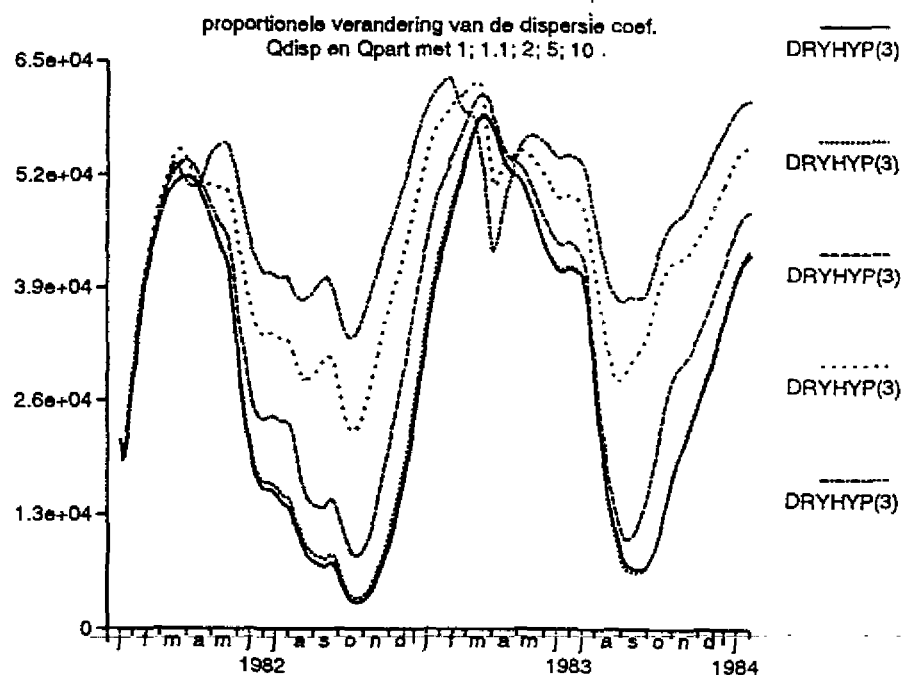
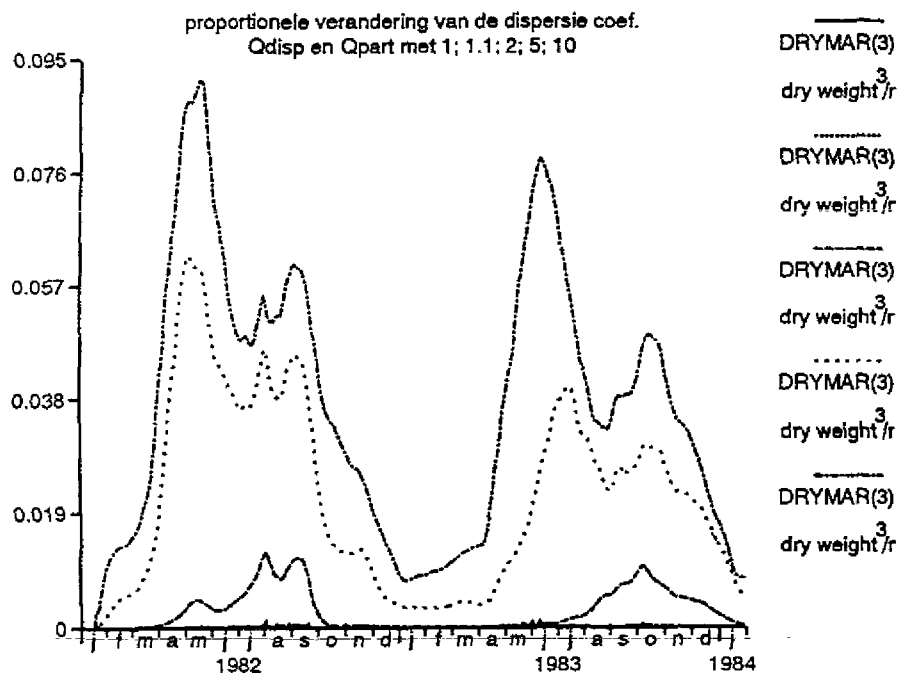
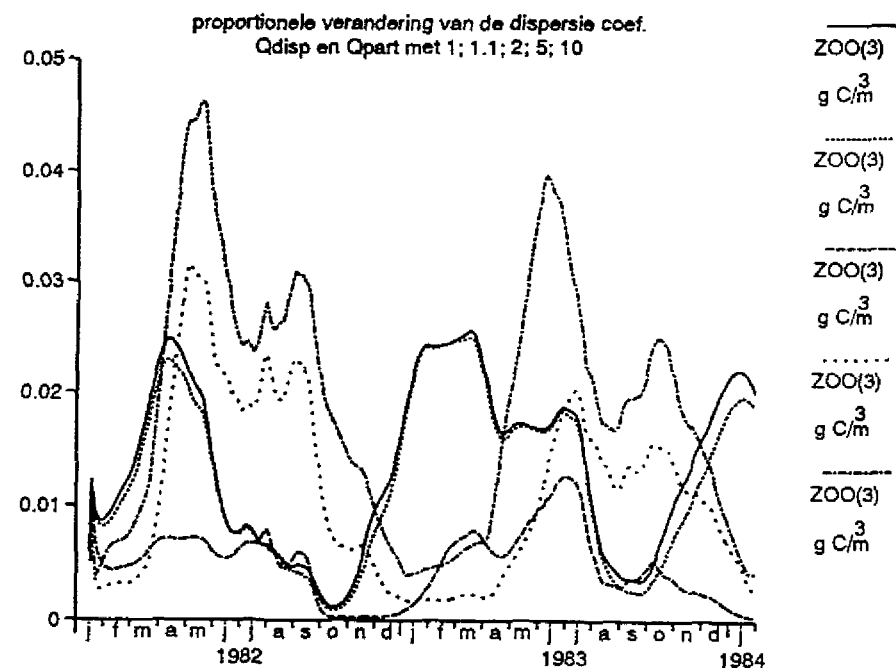
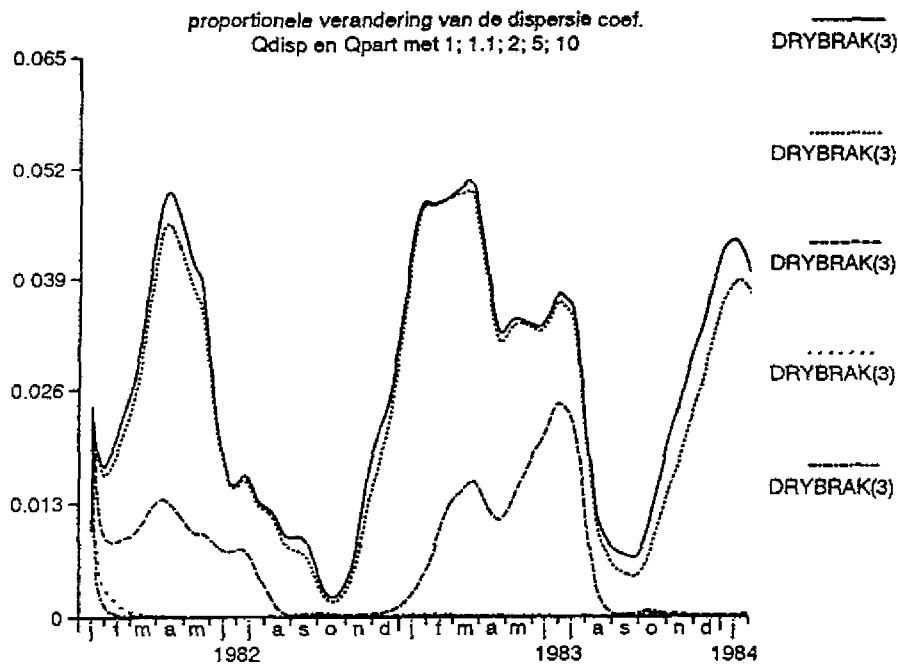


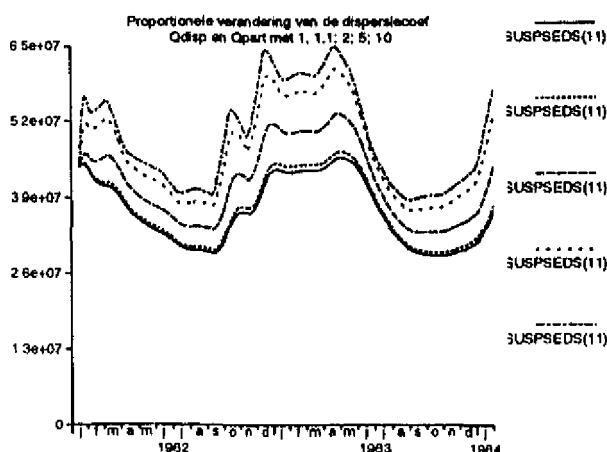
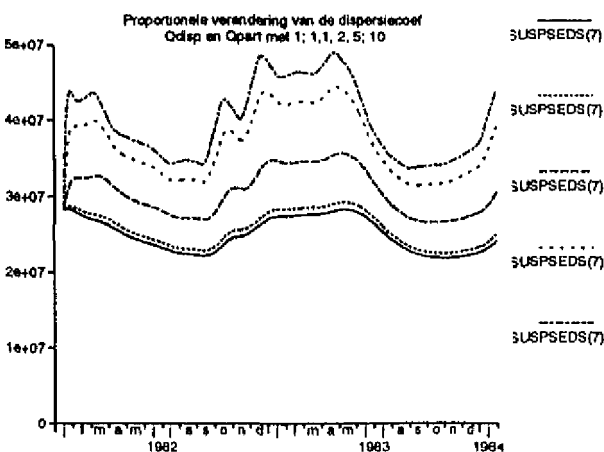
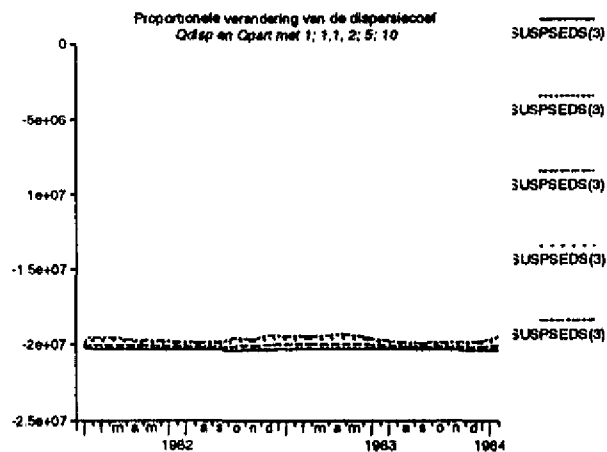
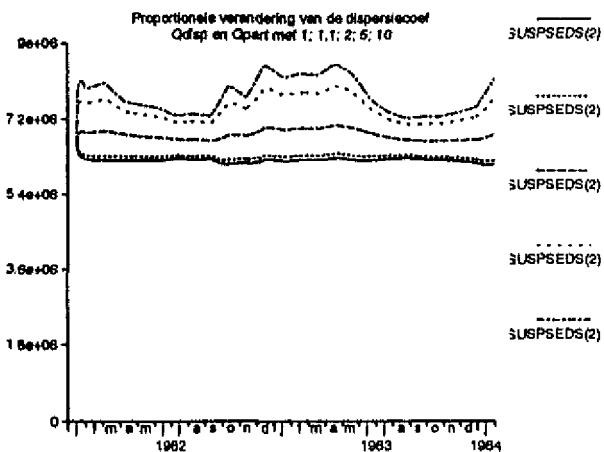
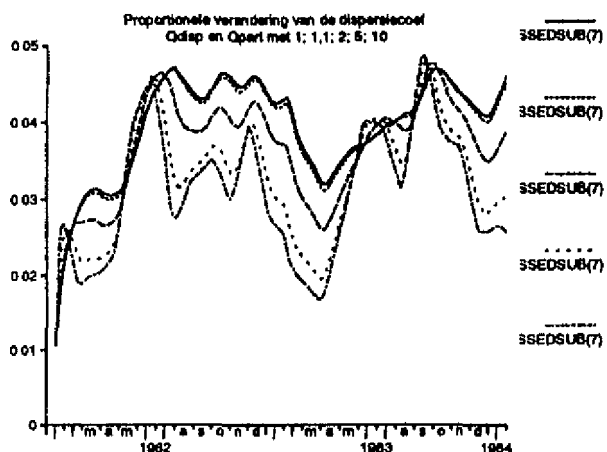
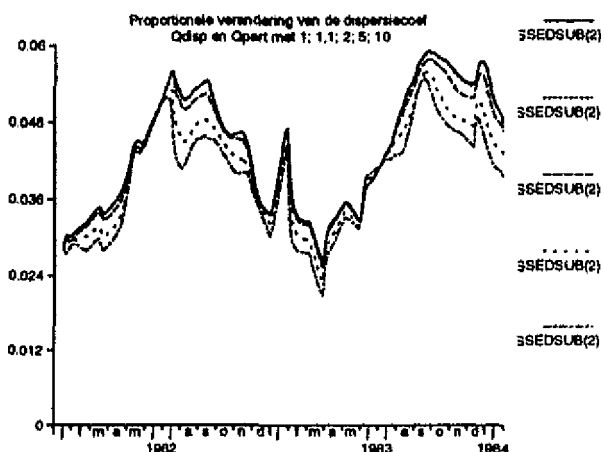
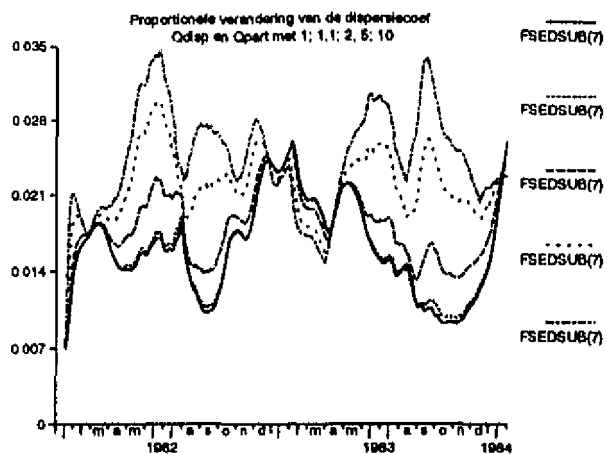
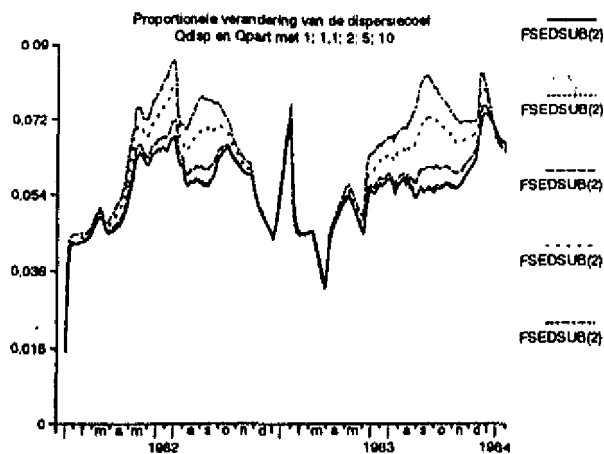


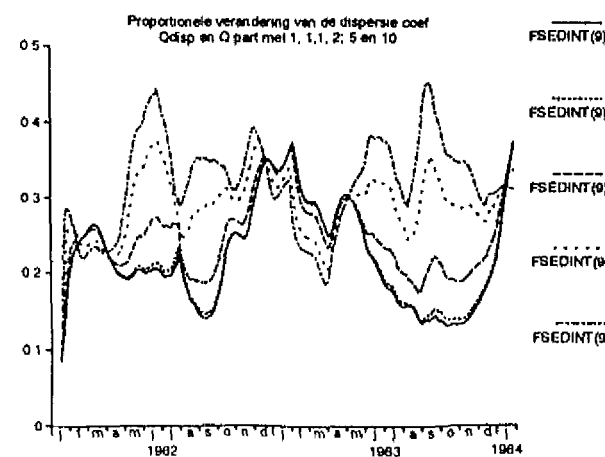
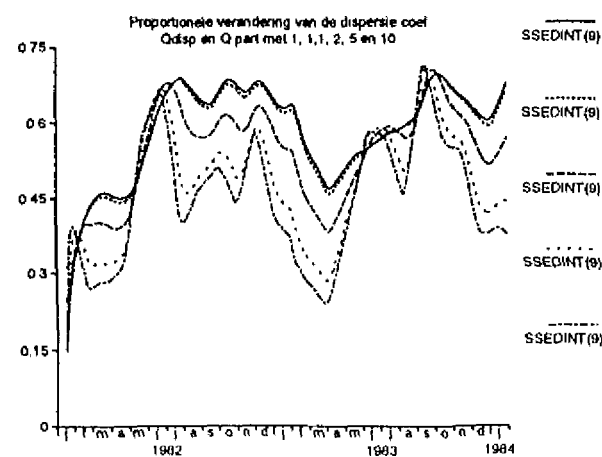
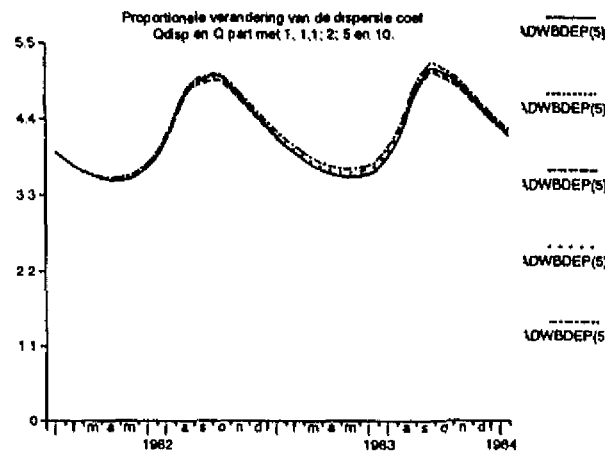
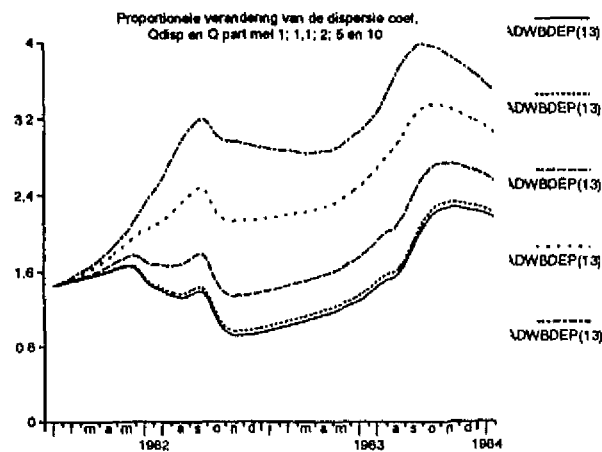
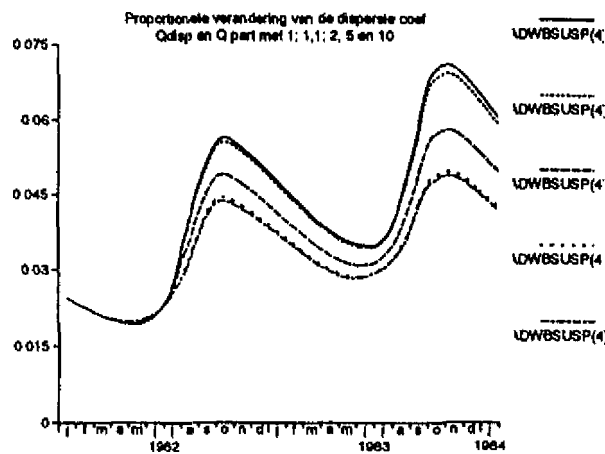
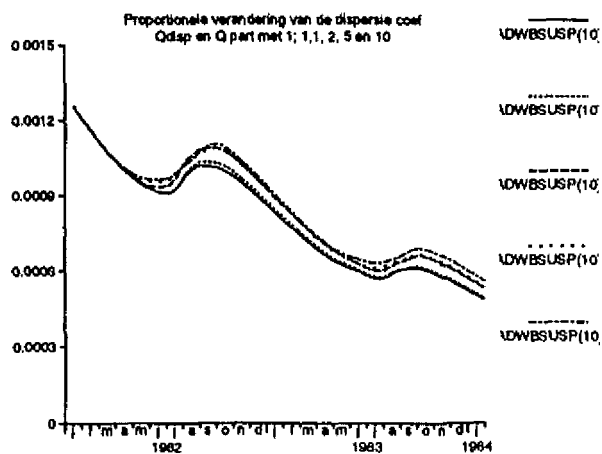
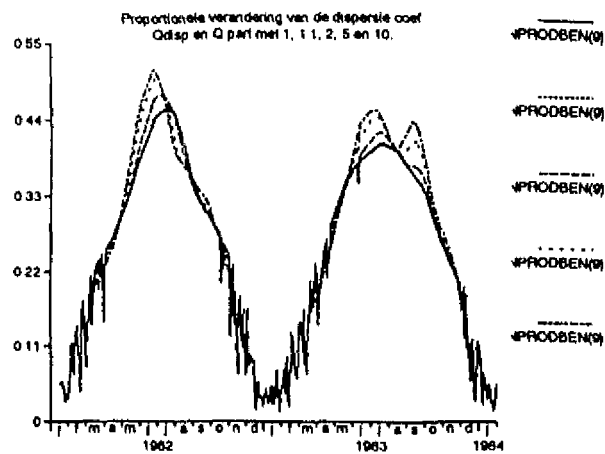
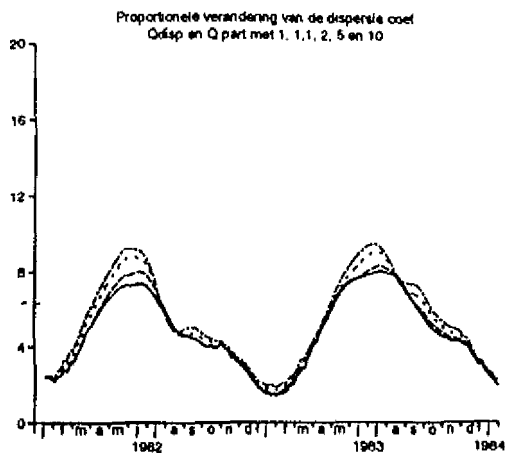










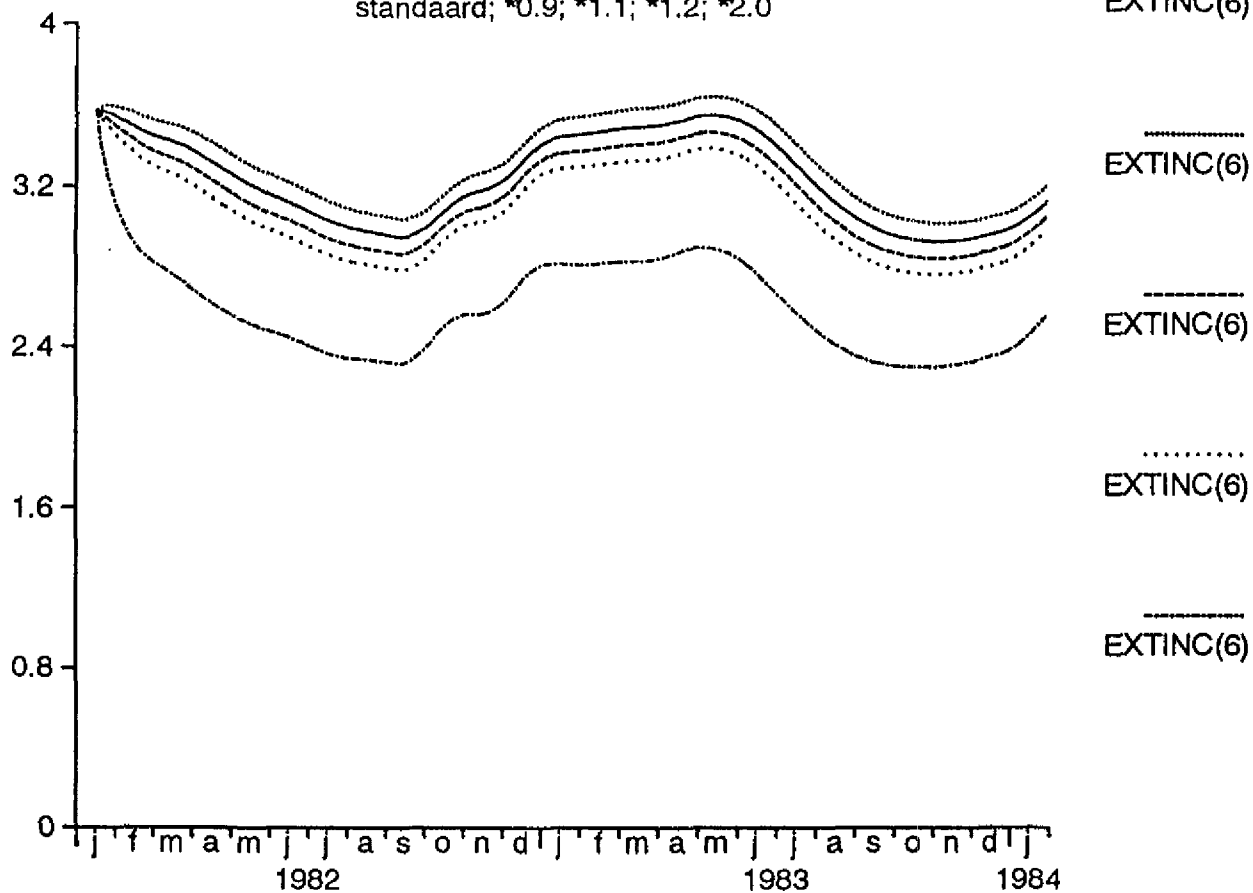


BIJLAGE 4.

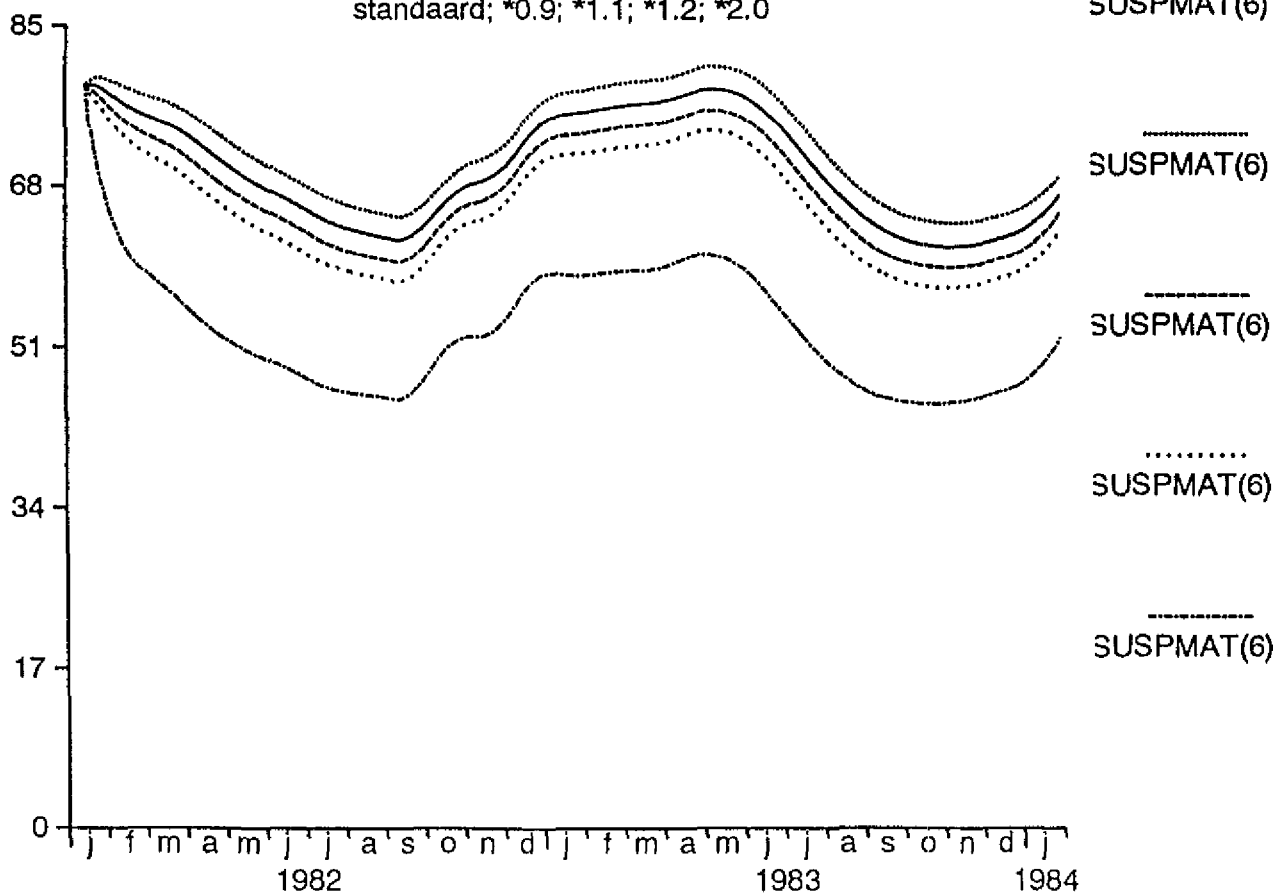
Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de proportionele verandering van de sedimentatie/erosie coëfficiënt.

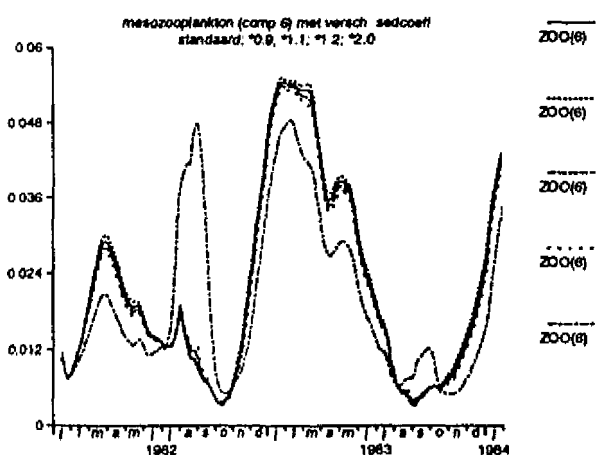
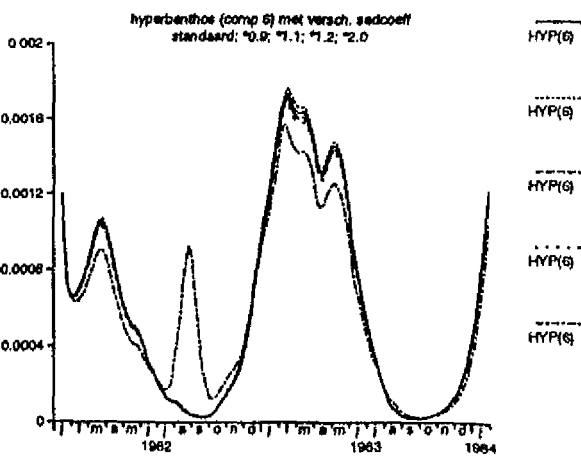
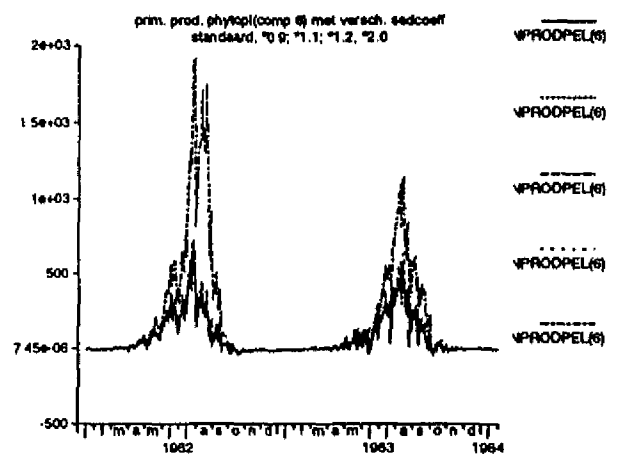
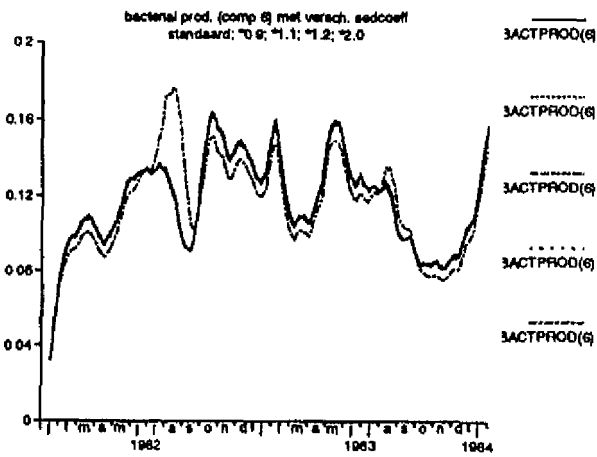
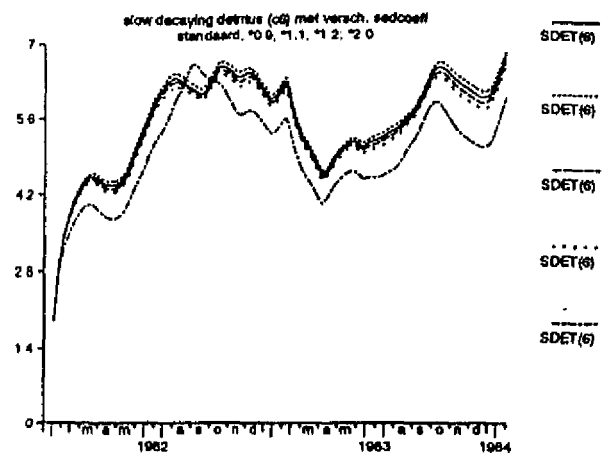
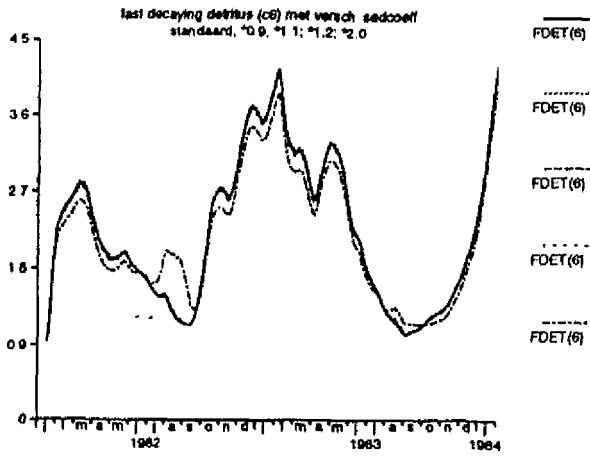
- grafiek 1: referentie jaren 1982/83
- grafiek 2: simulatie van de proportionele verhoging met factor 0,9
- grafiek 3: simulatie van de proportionele verhoging met factor 1,1
- grafiek 4: simulatie van de proportionele verhoging met factor 1,2
- grafiek 5: simulatie van de proportionele verhoging met factor 2,0

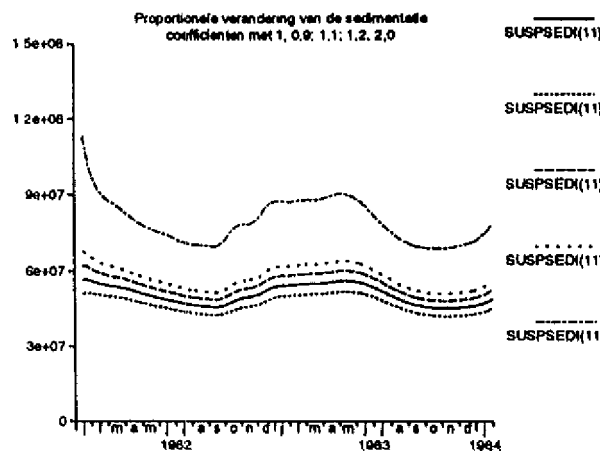
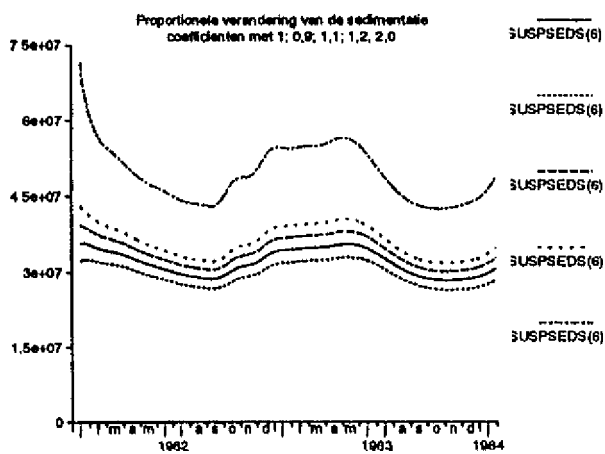
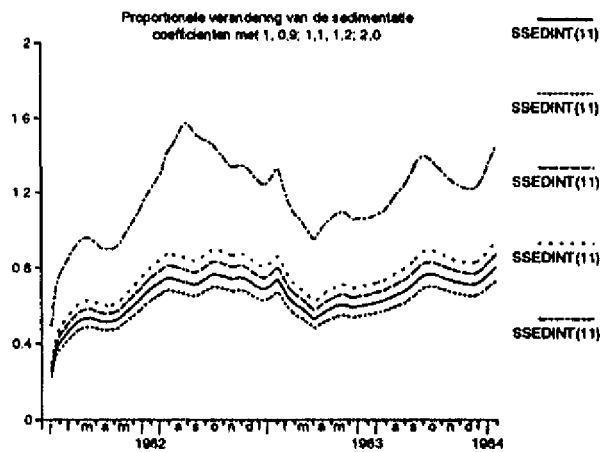
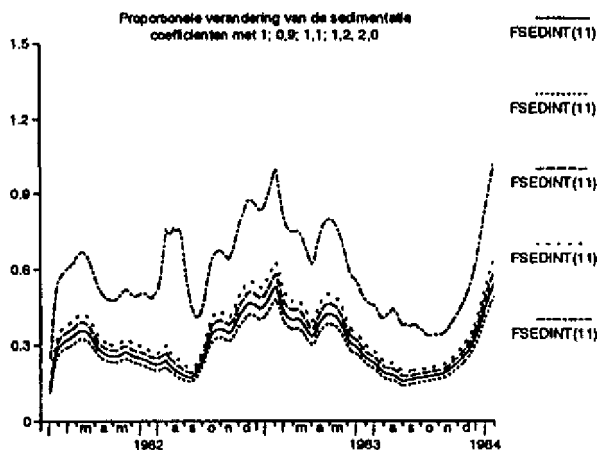
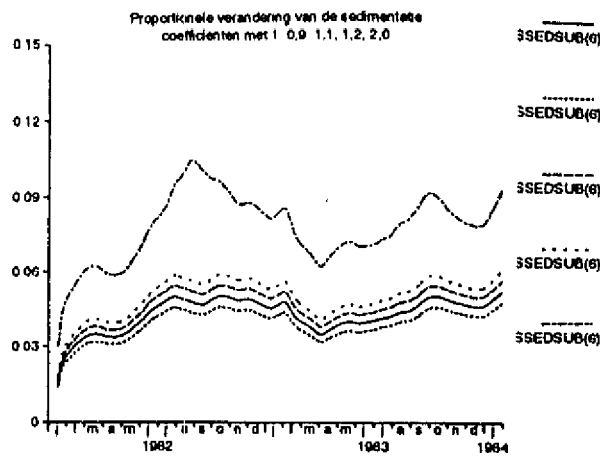
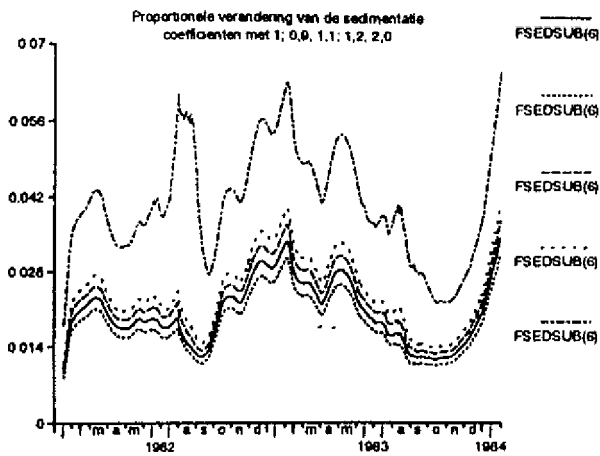
extinction in compartment 6 met versch. sedcoeff
standaard; *0.9; *1.1; *1.2; *2.0

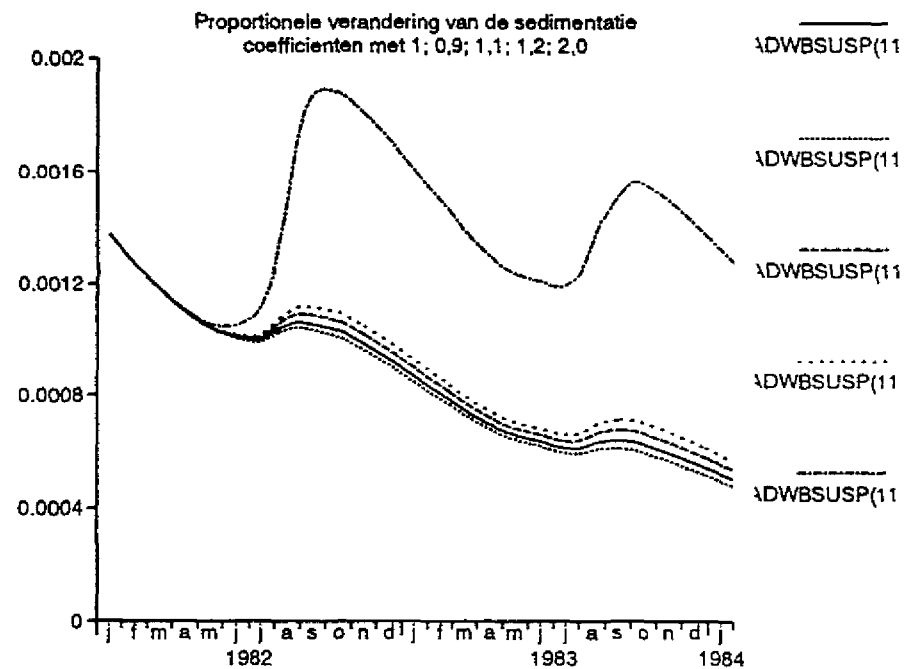
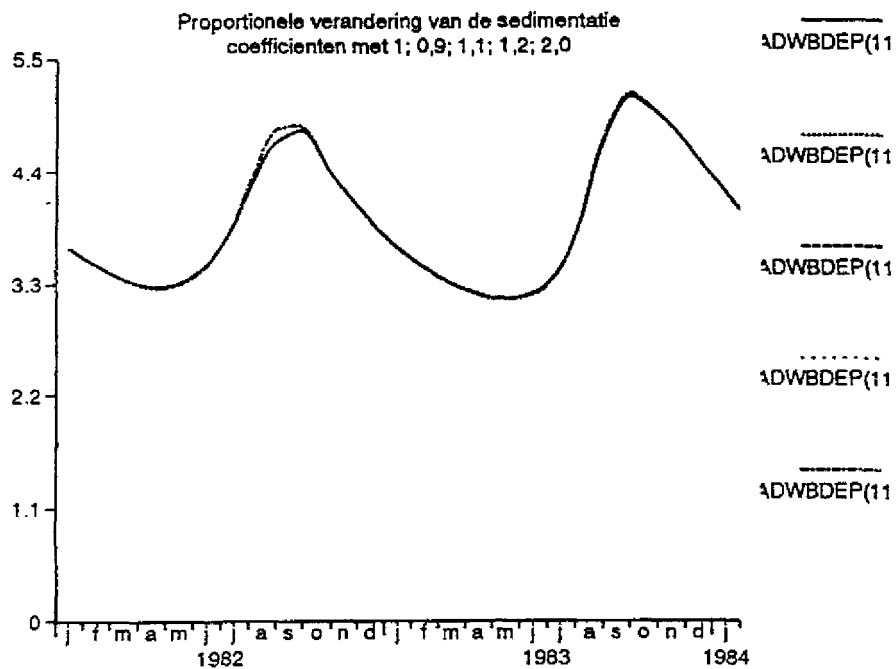


suspmat in compartment 6 met versch. sedcoeff
standaard; *0.9; *1.1; *1.2; *2.0

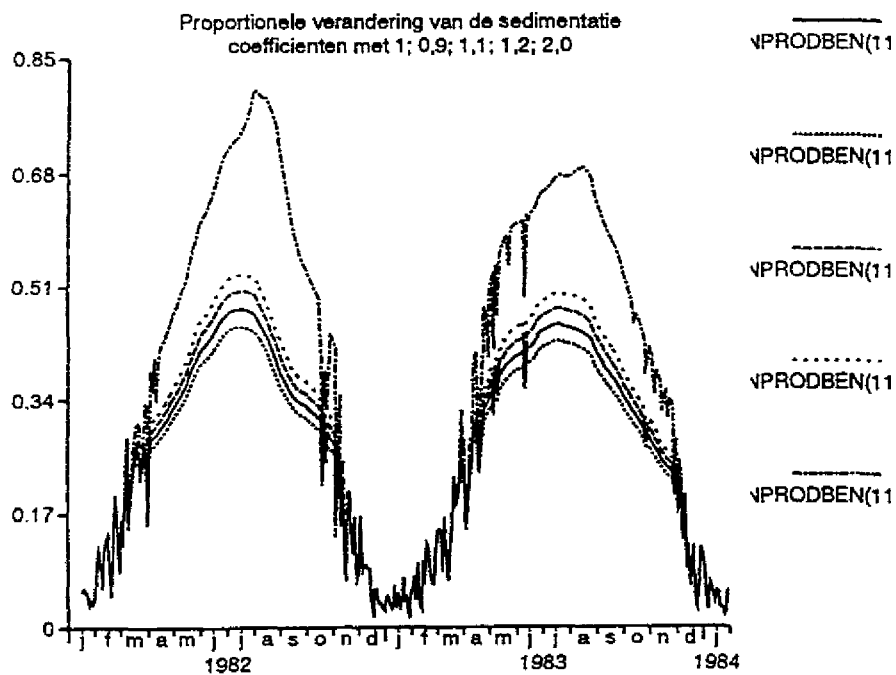








43



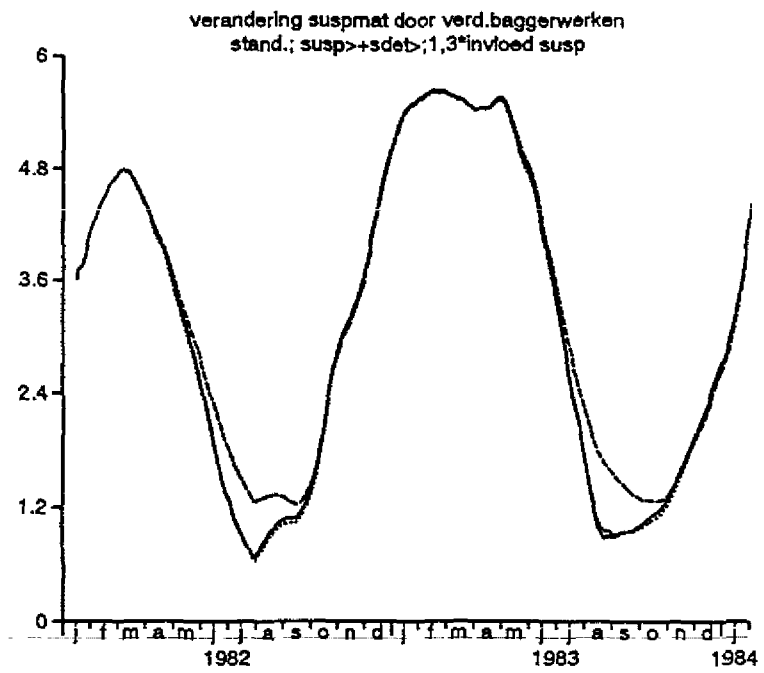
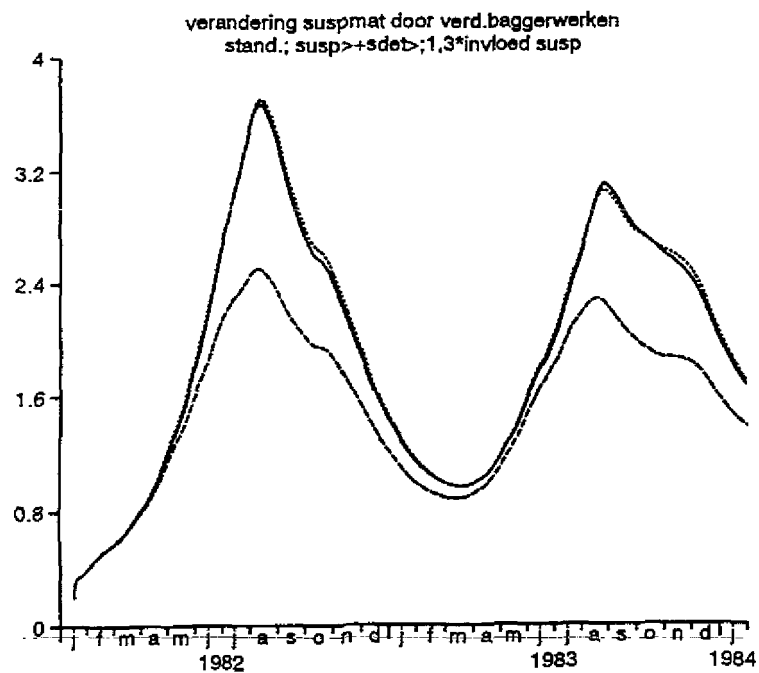
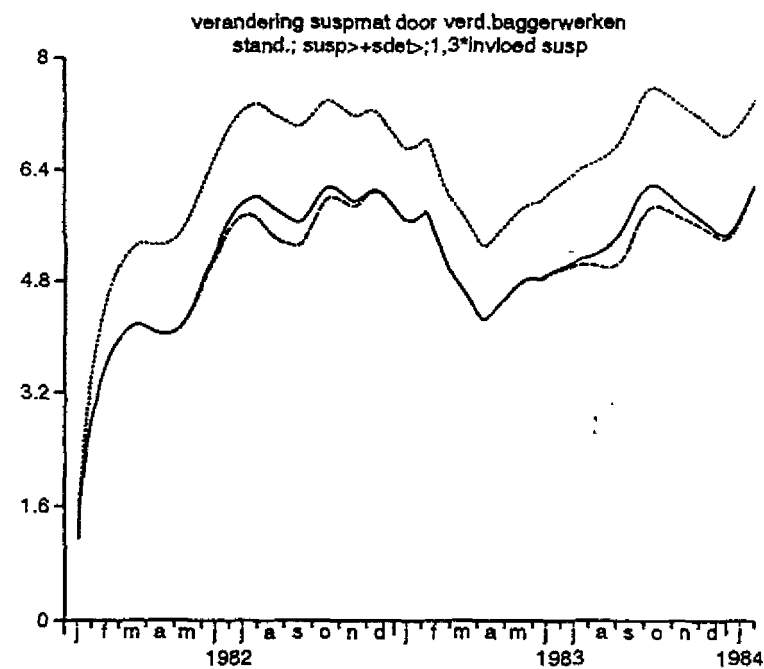
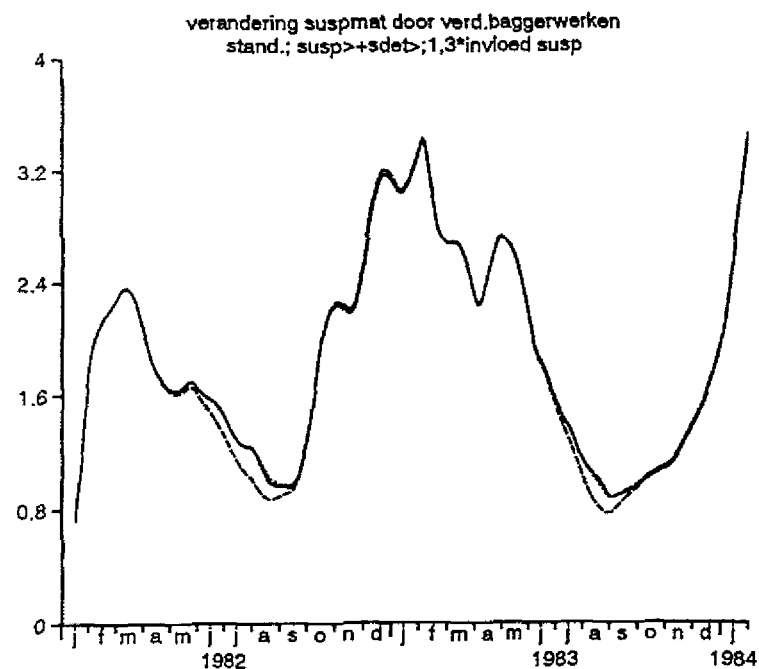
BIJLAGE 5.

Grafische weergave van effecten veroorzaakt door de toename van gesuspendeerd materiaal ten opzichte van de referentie jaren 1982/83.

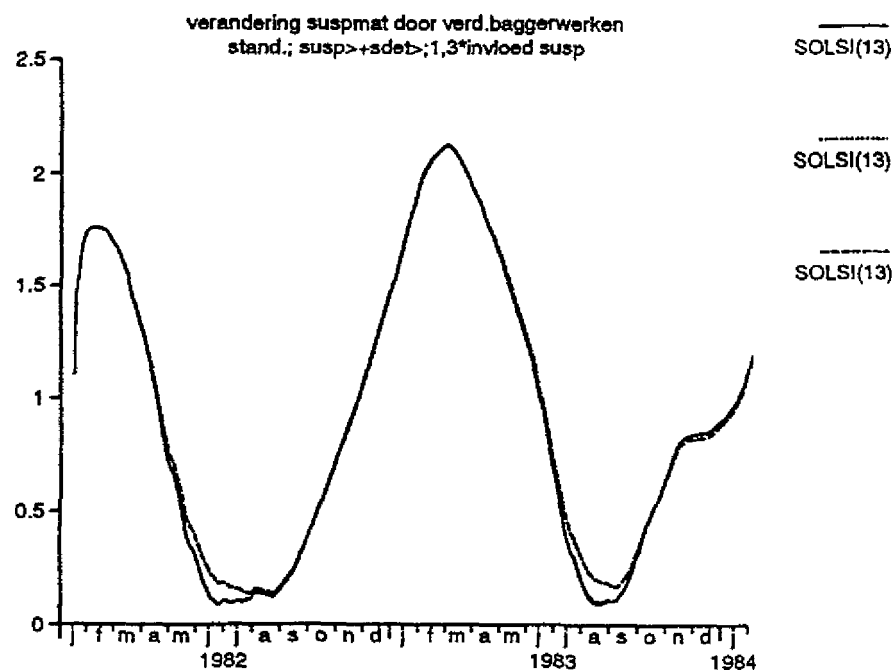
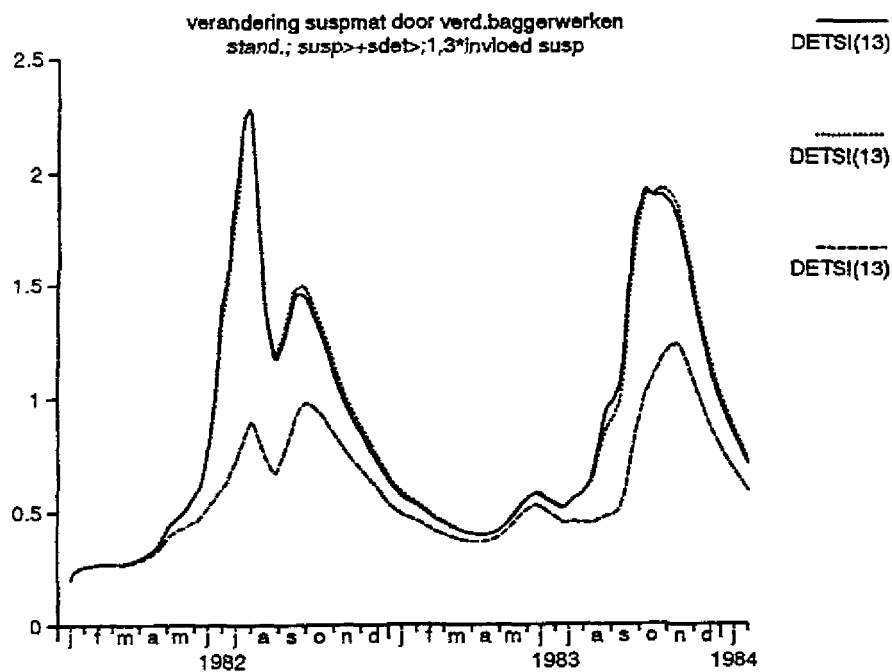
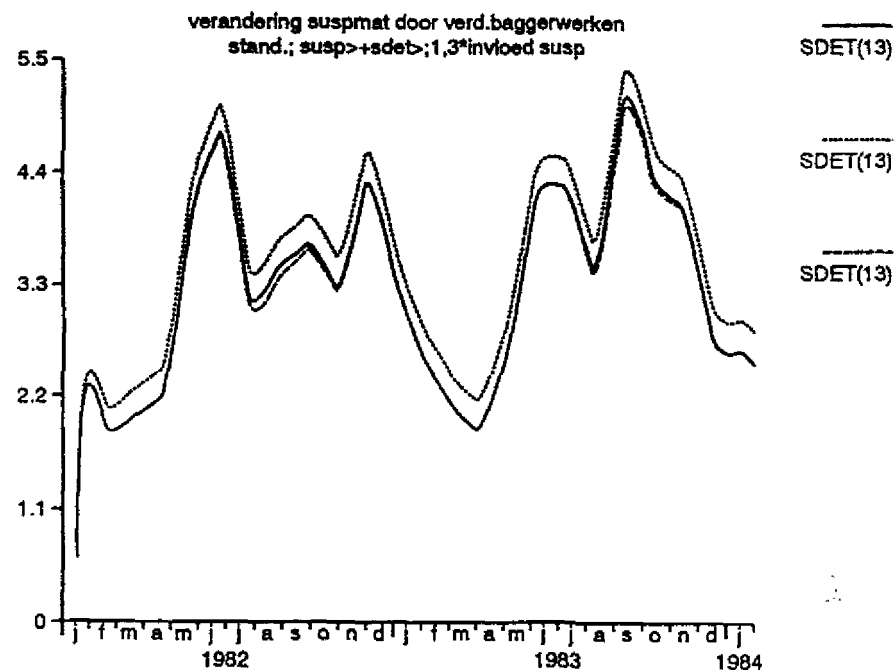
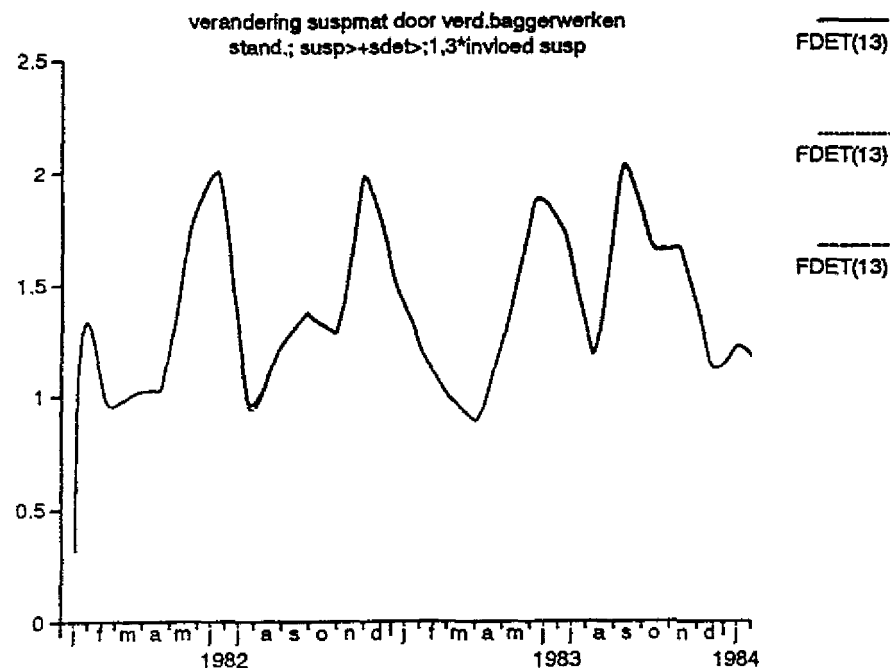
grafiek 1: referentie jaren 1982/83

grafiek 2: vrijkomend gesuspendeerd materiaal en langzaam vergaand detritus toegevoegd als een extra wasteload

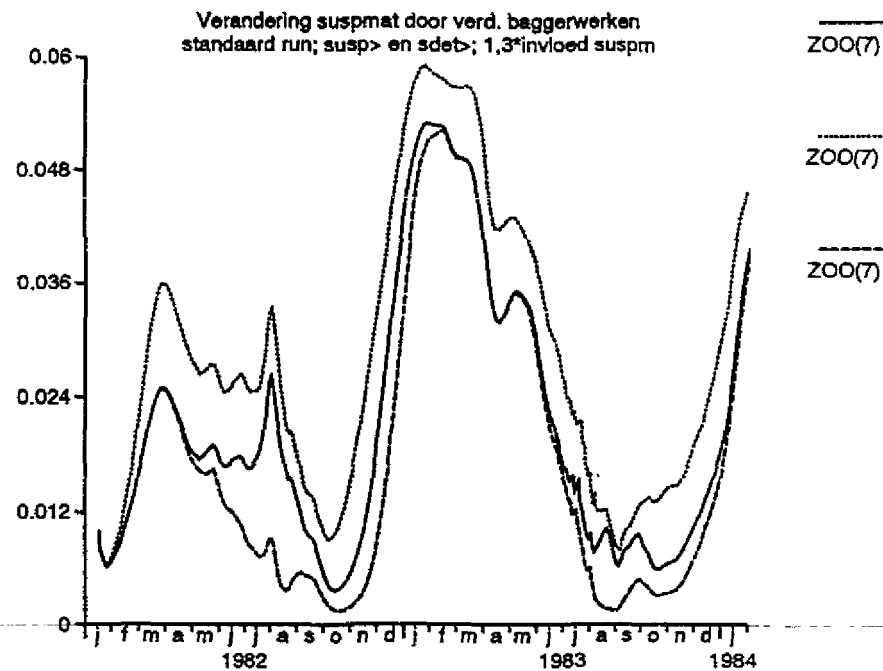
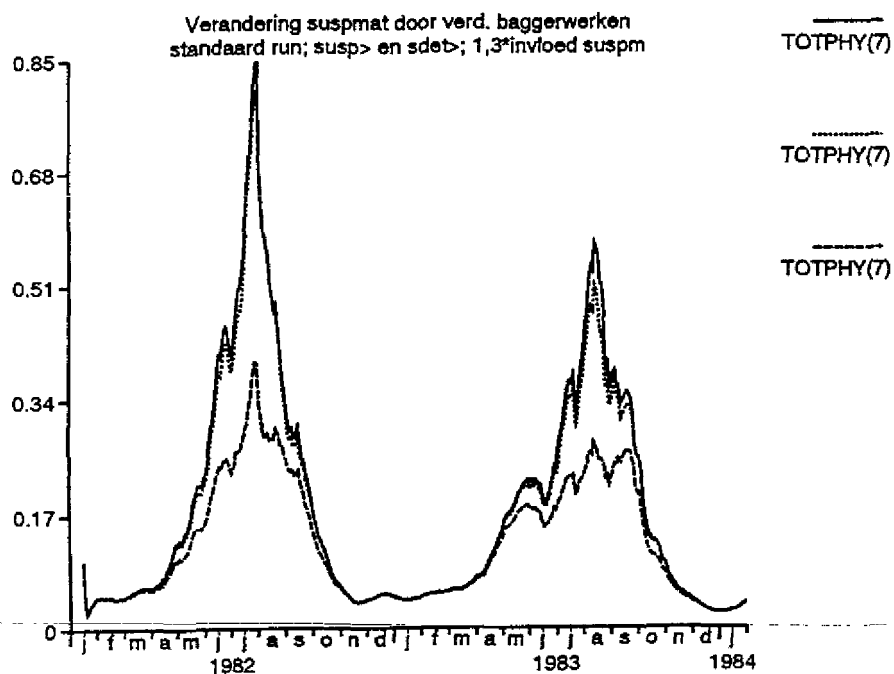
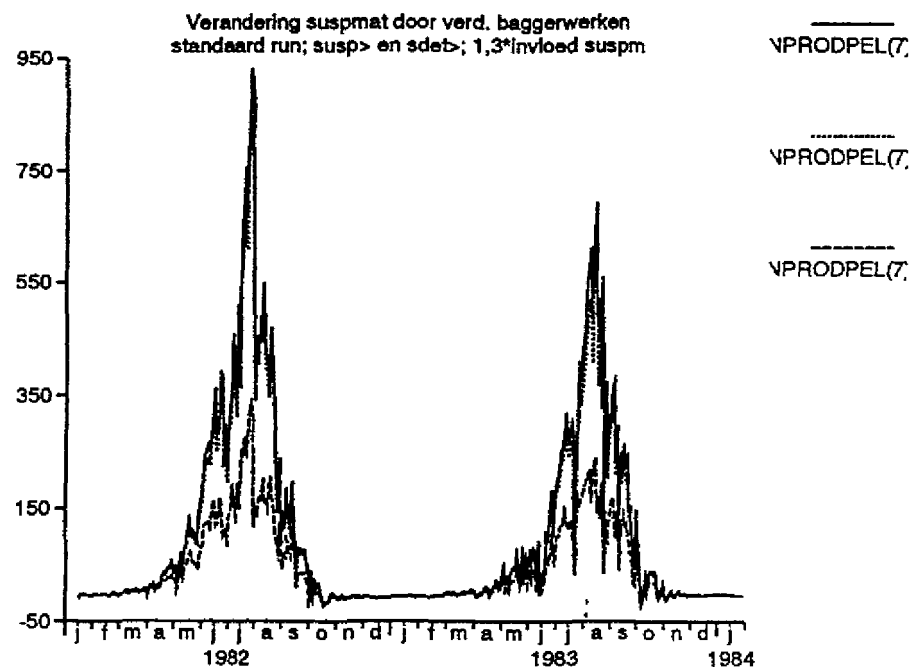
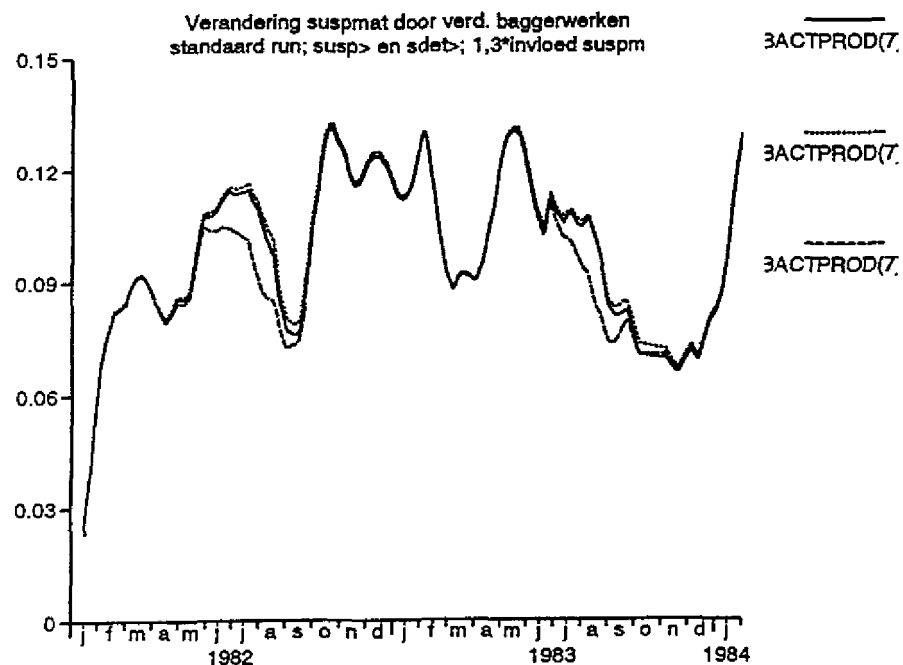
grafiek 3: de invloed van gesuspendeerd materiaal met factor 1,3 (30%) verhoogd.

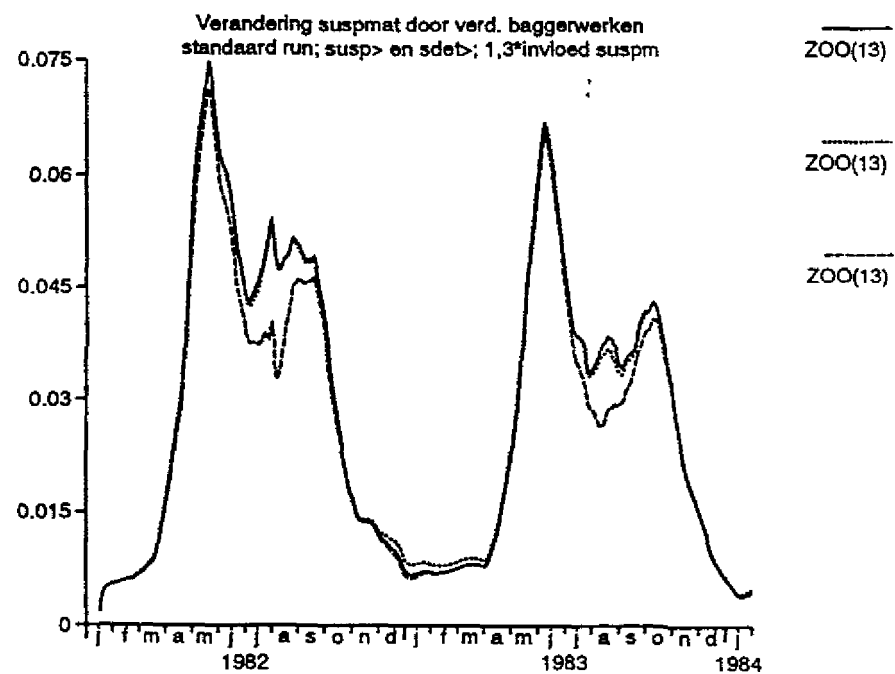
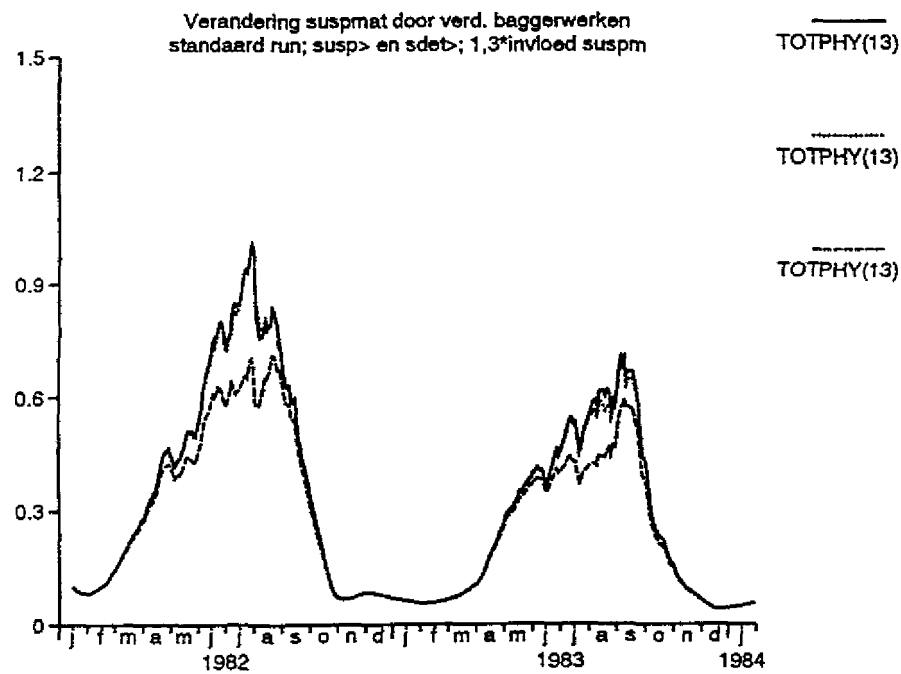
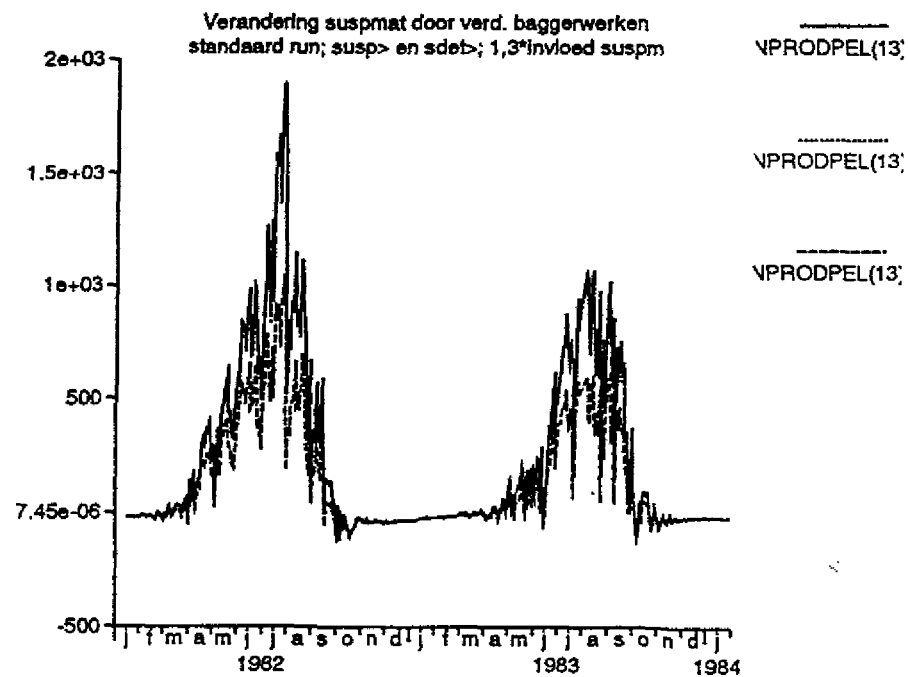
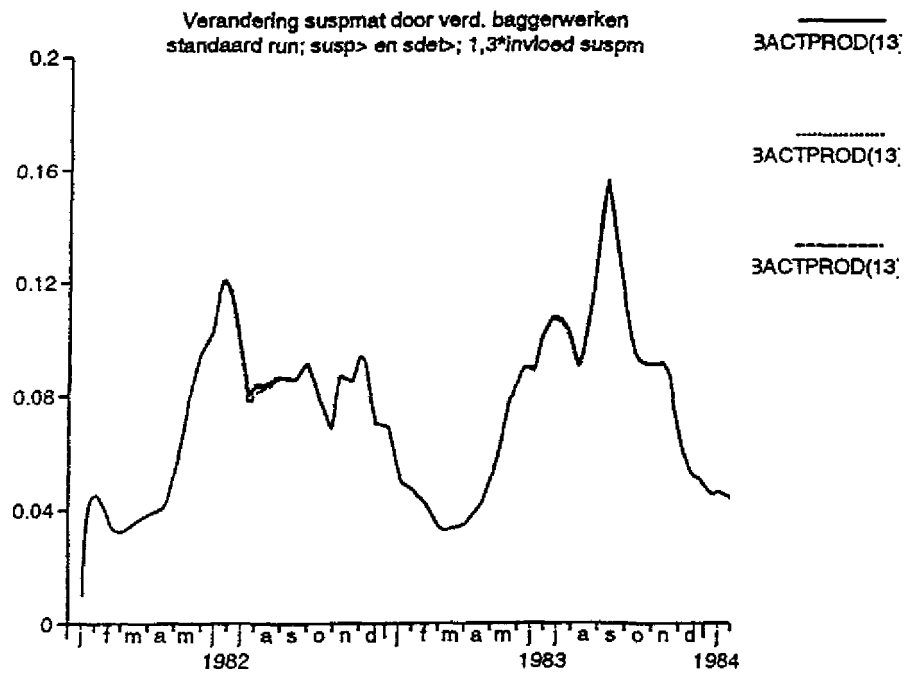


46

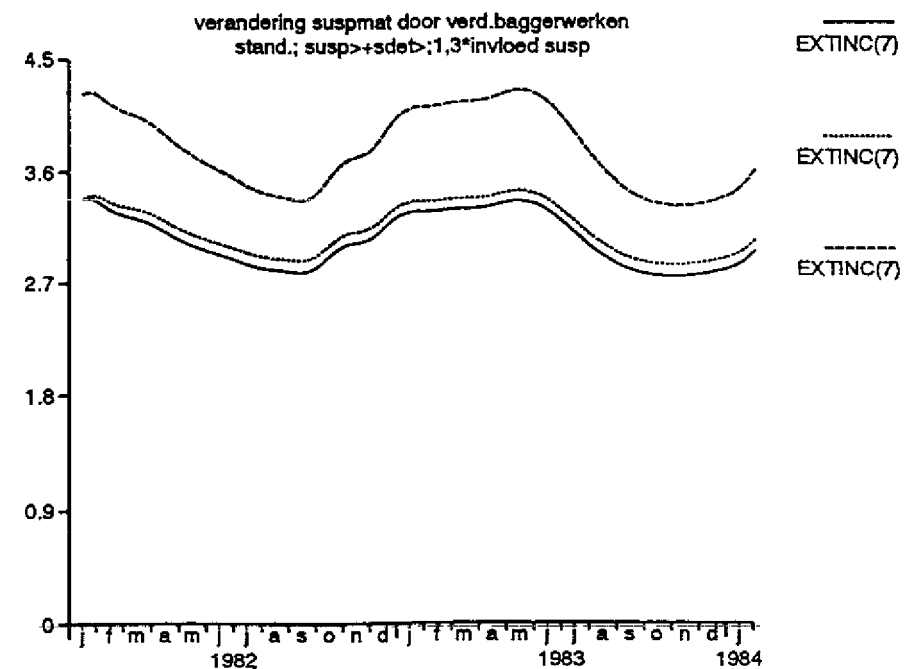
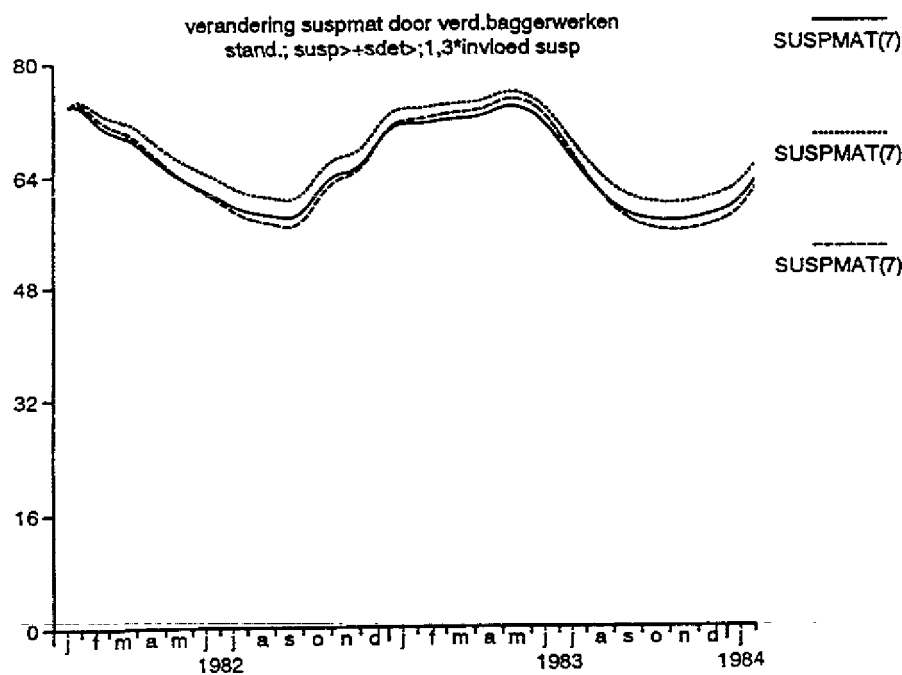
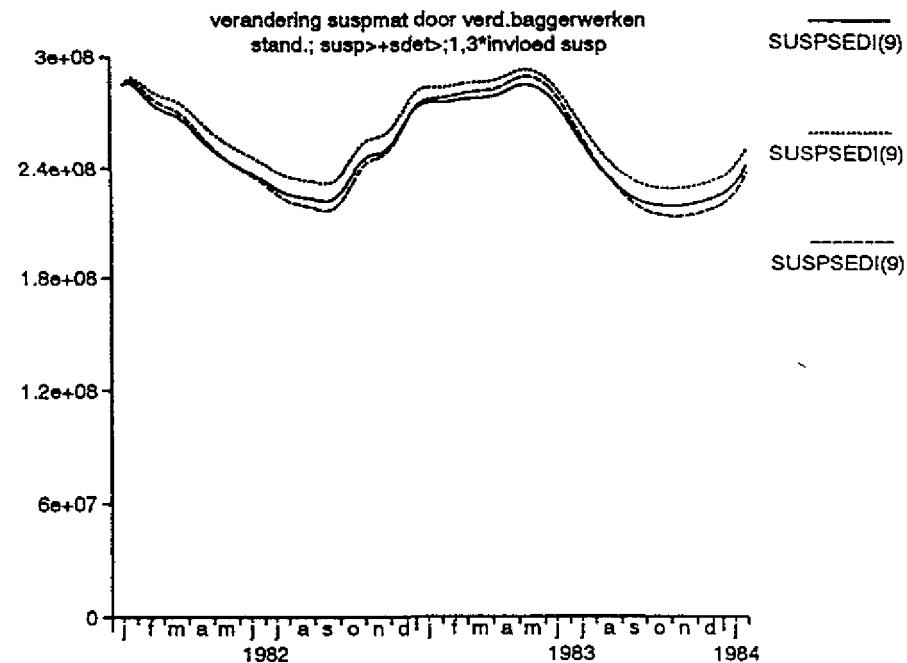
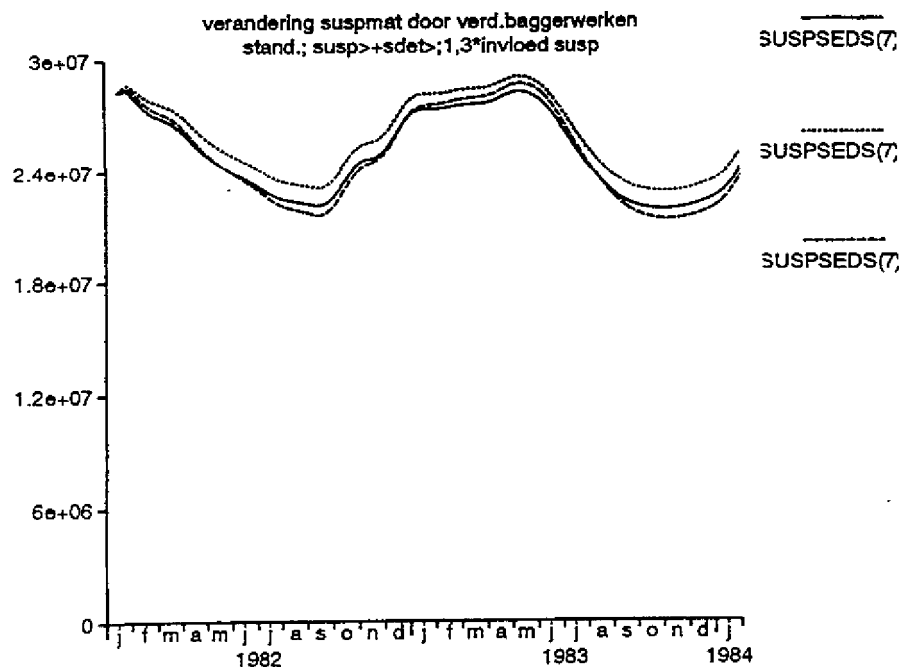


th

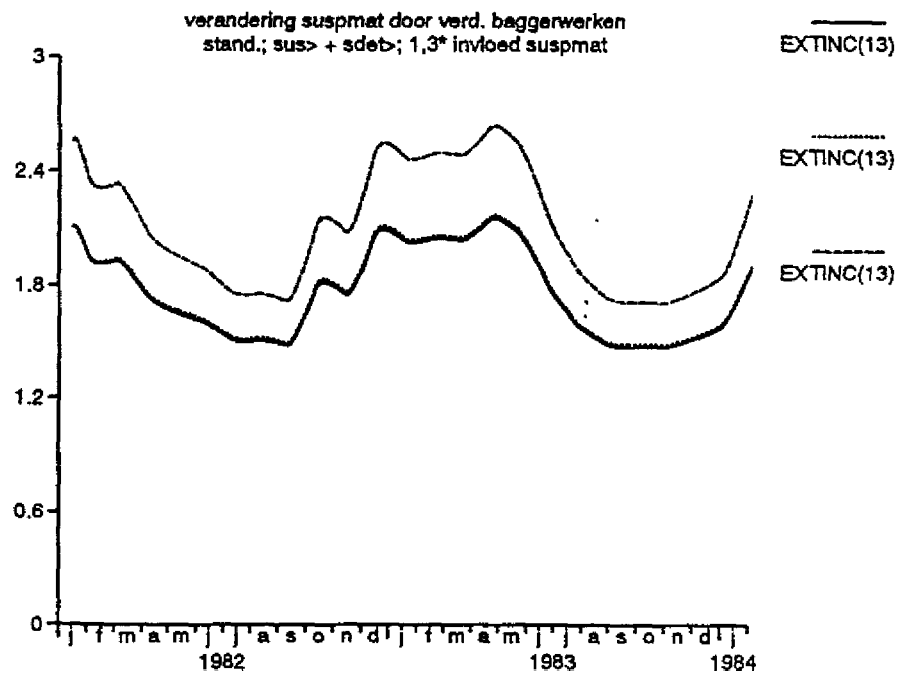
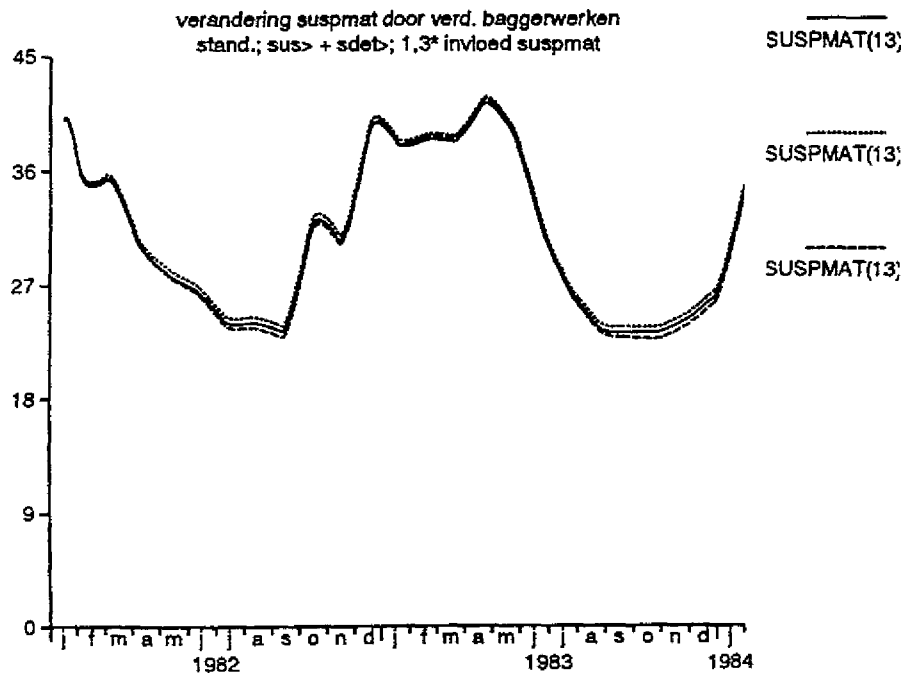
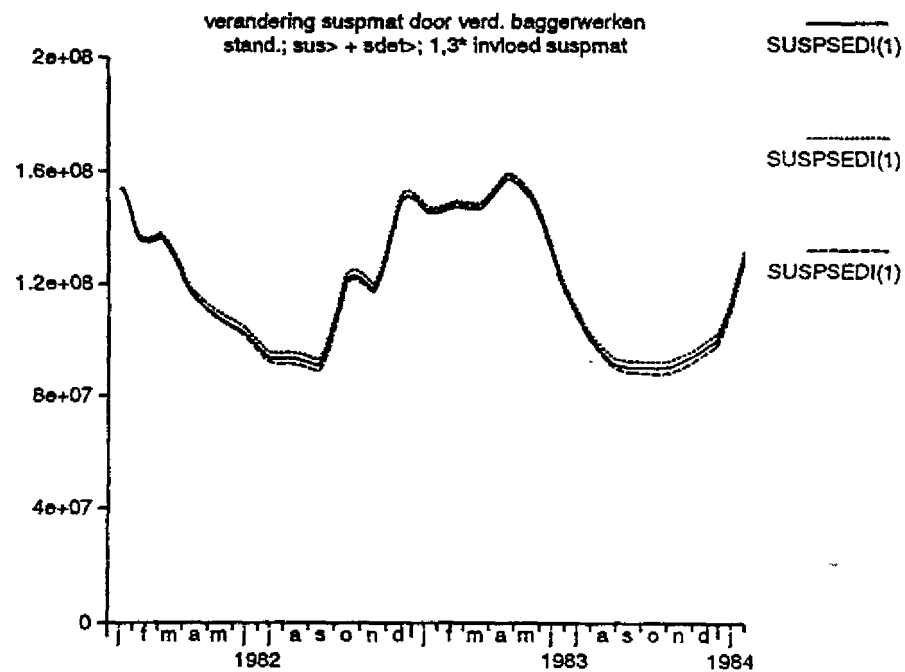
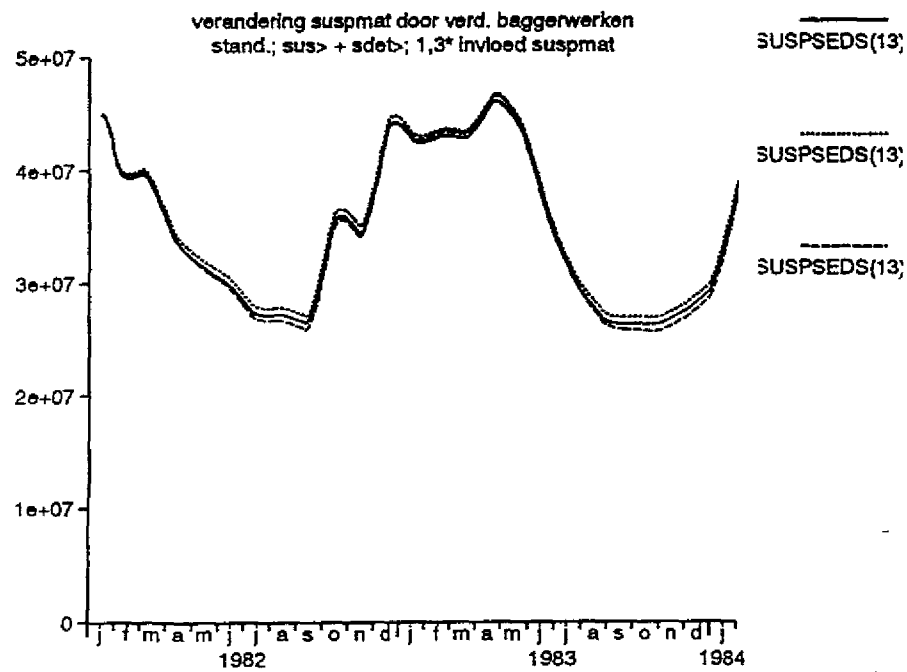




64



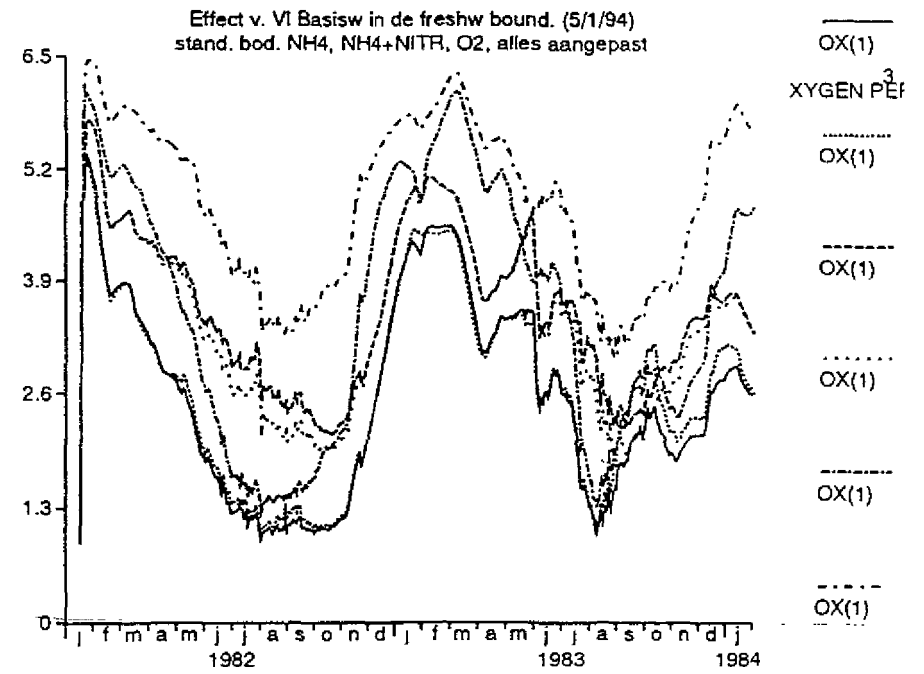
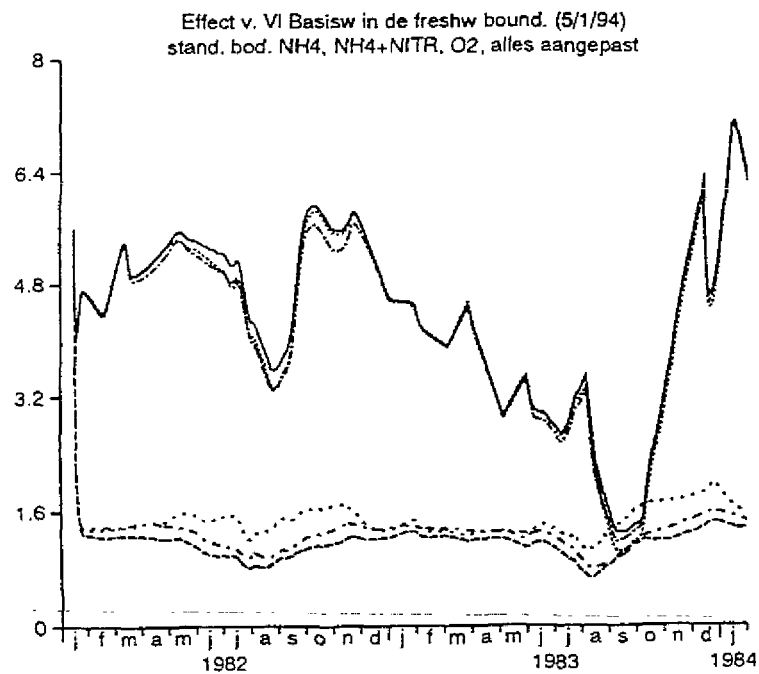
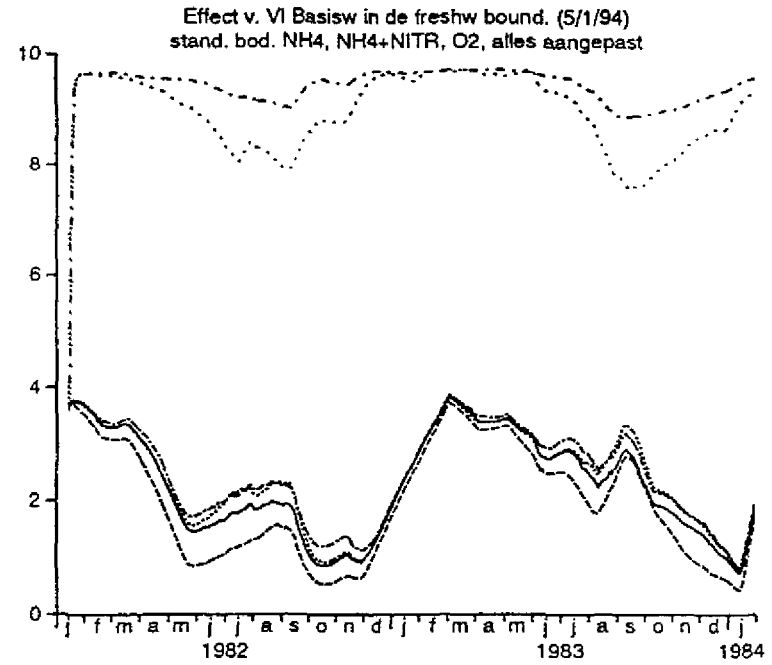
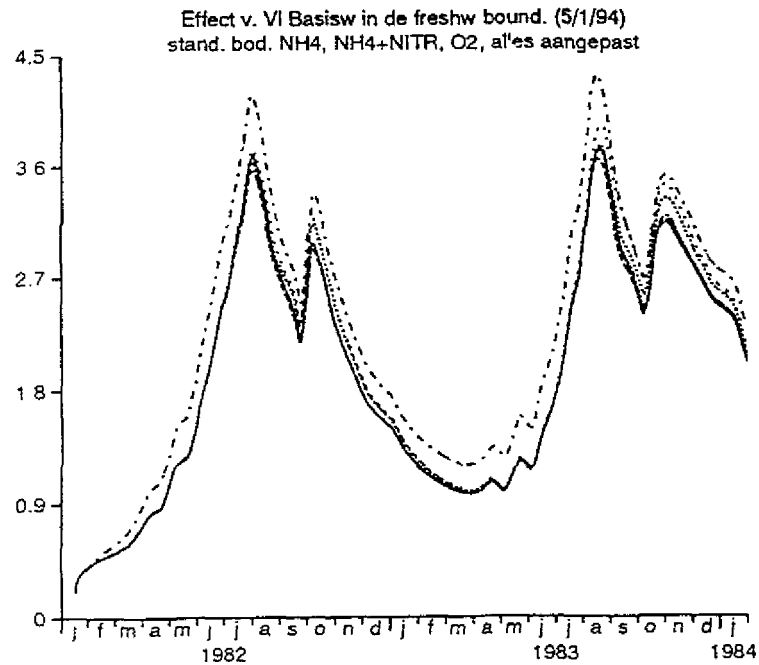
50

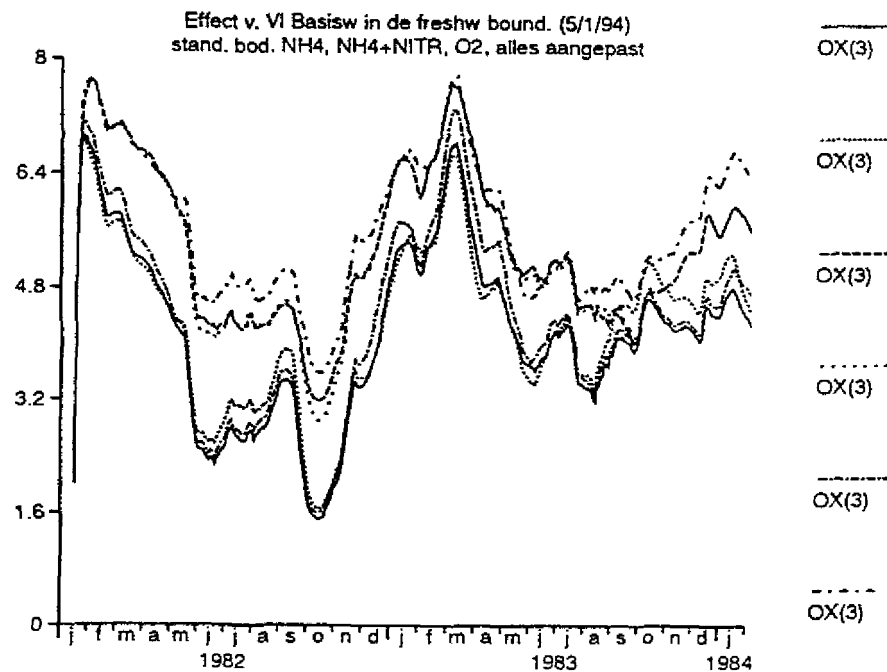
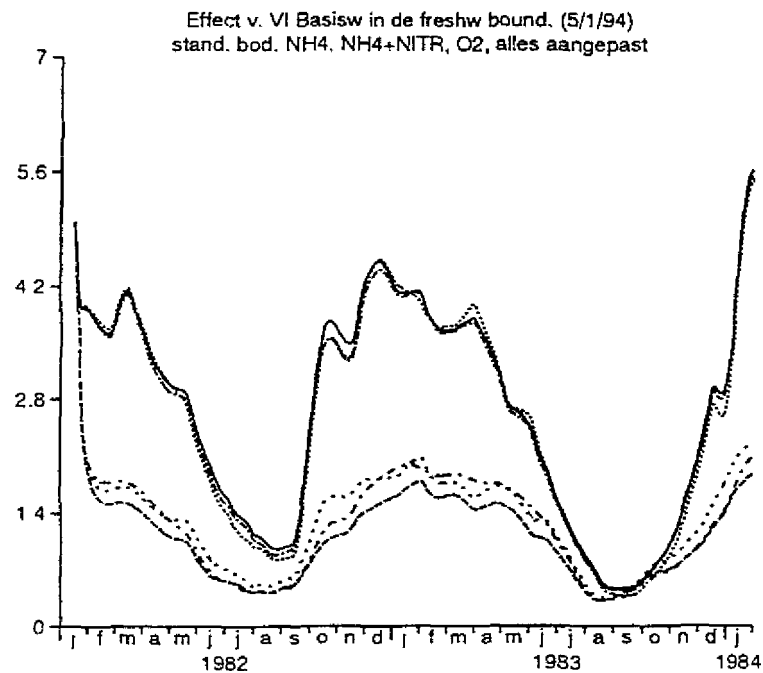
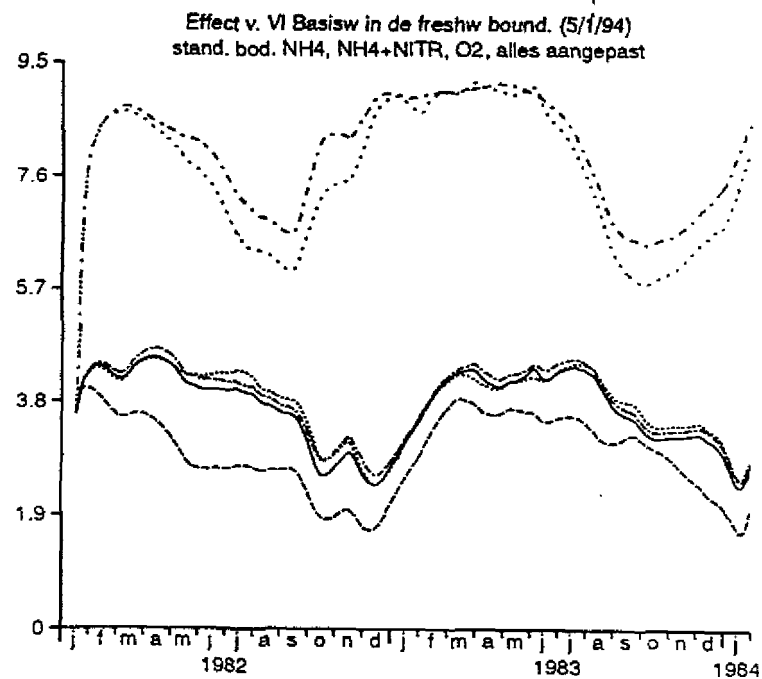
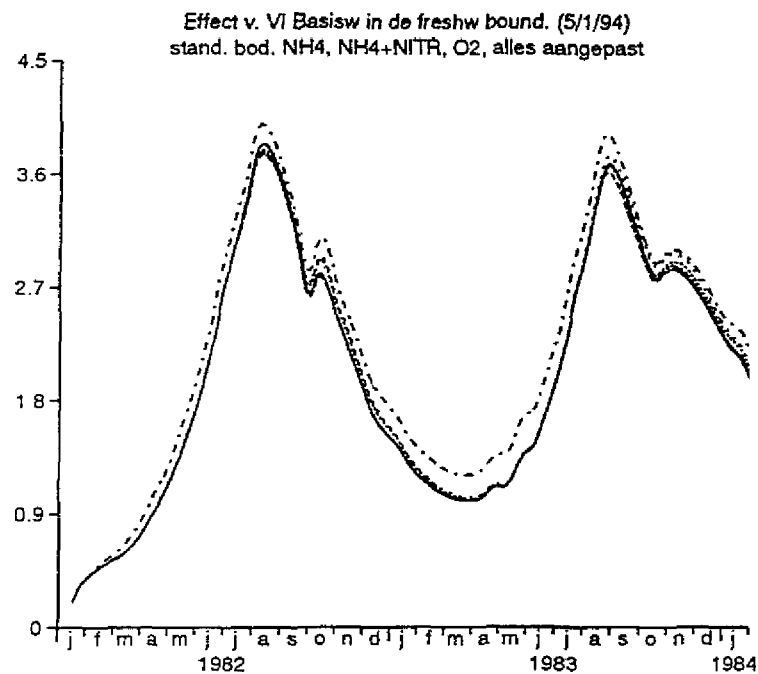


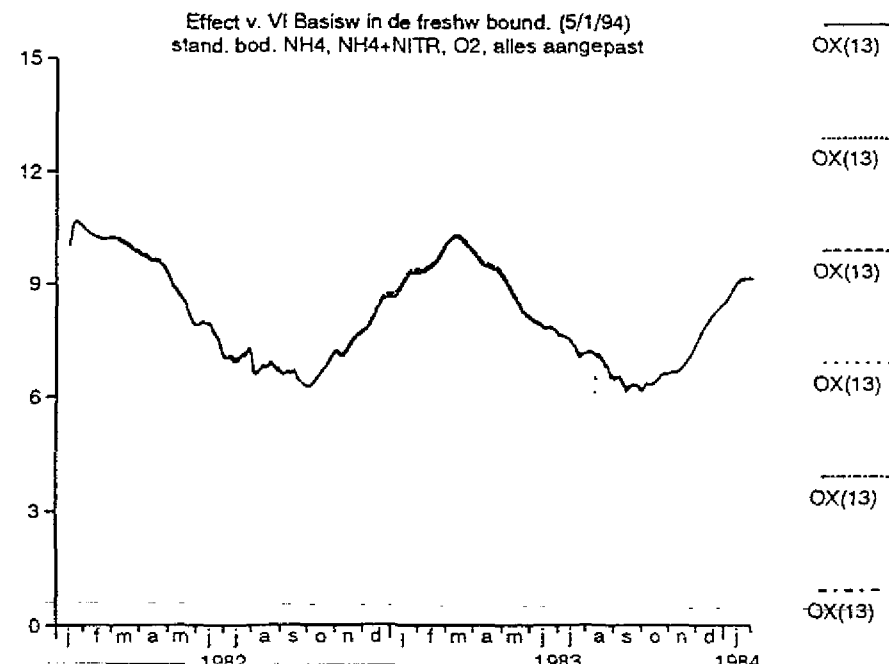
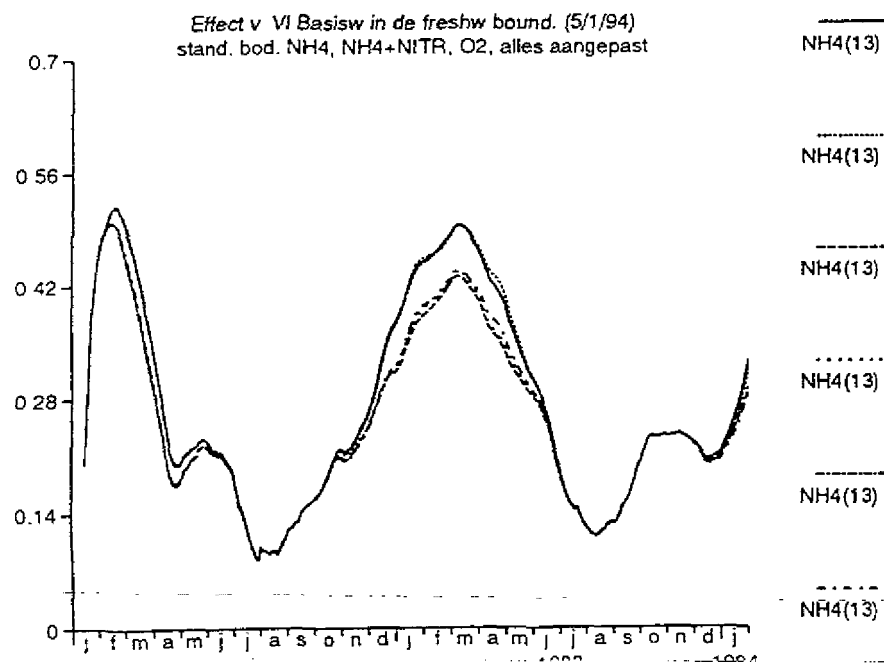
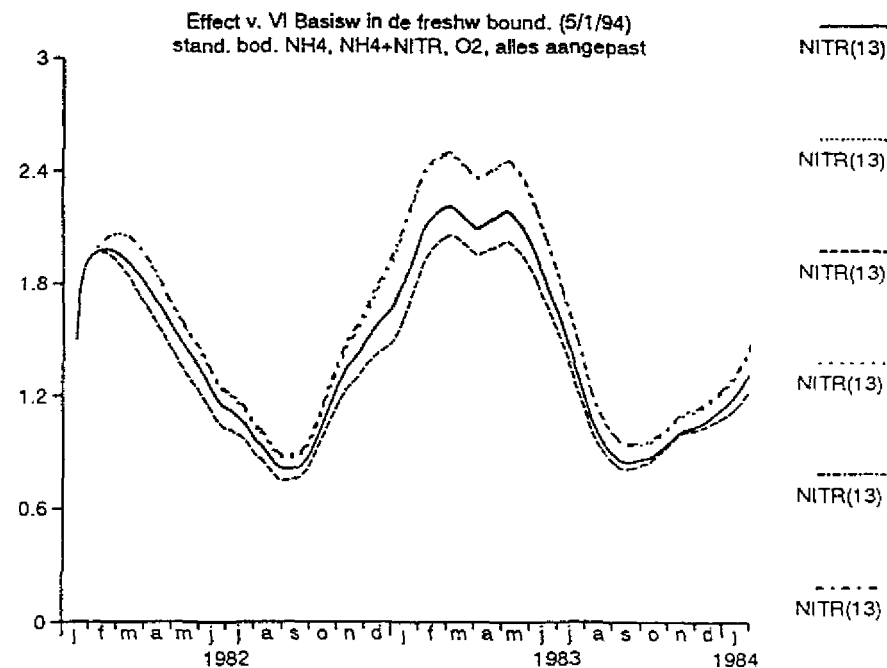
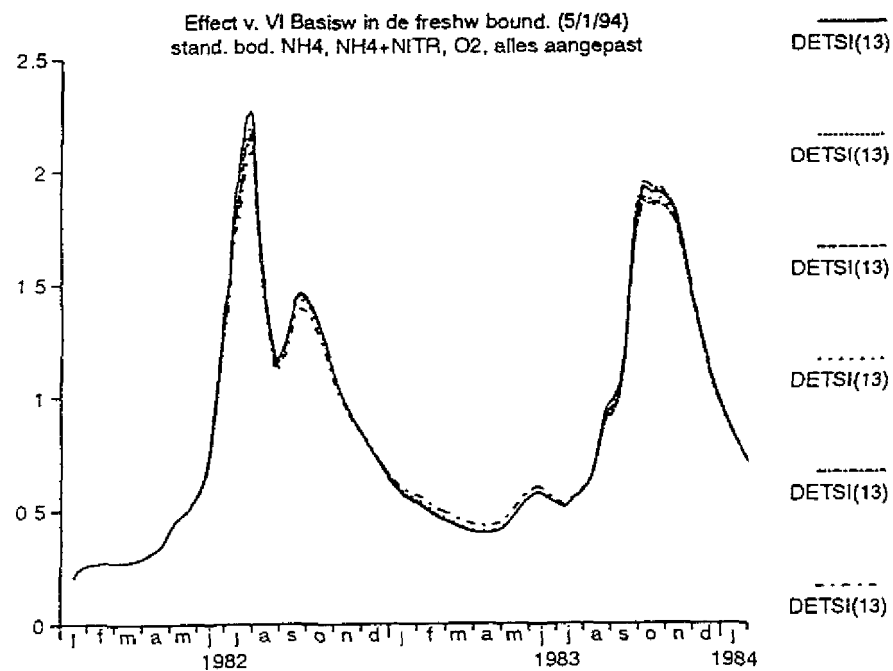
BIJLAGE 6.

Grafische weergave van effecten veroorzaakt door het bereiken van de basiskwaliteit voor oppervlakte water aan de zoetwatergrens van het model ten opzichte van de referentie jaren 1982/83.

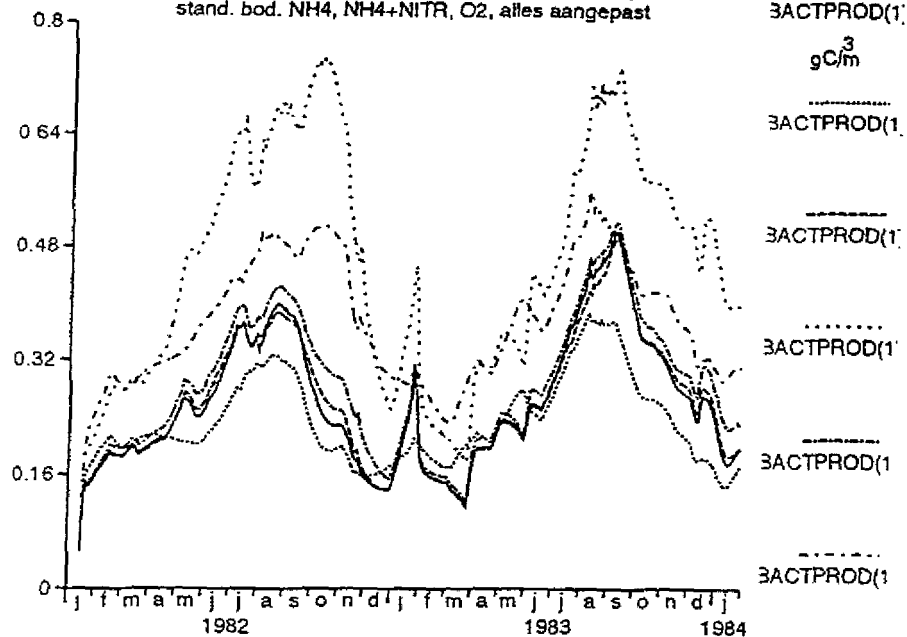
- grafiek 1: referentie jaren 1982/83
- grafiek 2: de aanpassing van het BOD gehalte
- grafiek 3: de aanpassing van ammonium
- grafiek 4: de aanpassing van ammonium en nitraat
- grafiek 5: de aanpassing van het zuurstofgehalte
- grafiek 6: de aanpassing van het BOD gehalte, ammonium, nitraat en het zuurstofgehalte



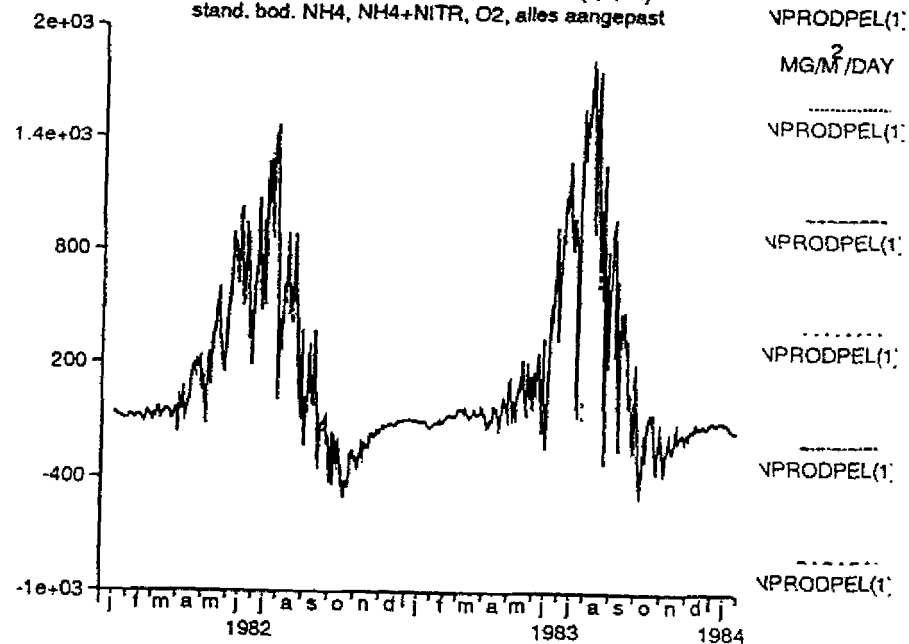




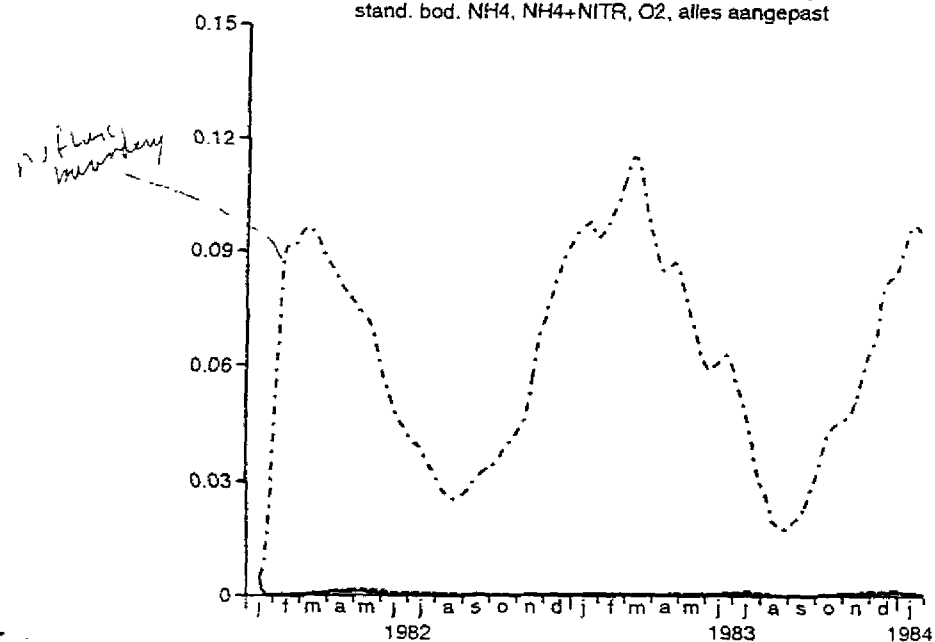
Effect v. VI Basisw in de freshw bound. (5/1/94)
stand. bod. NH4, NH4+NITR, O2, alles aangepast



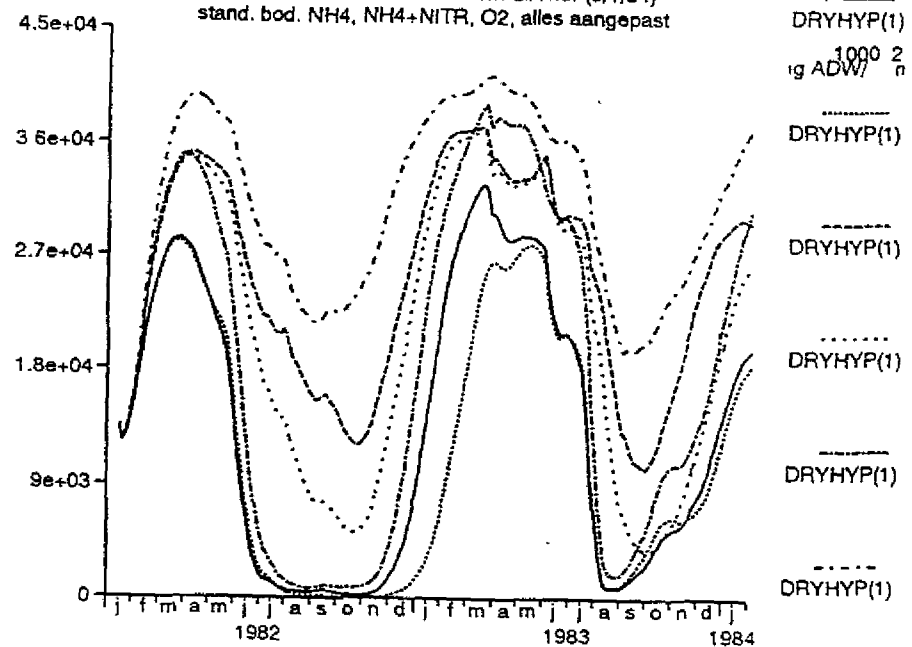
Effect v. VI Basisw in de freshw bound. (5/1/94)
stand. bod. NH4, NH4+NITR, O2, alles aangepast



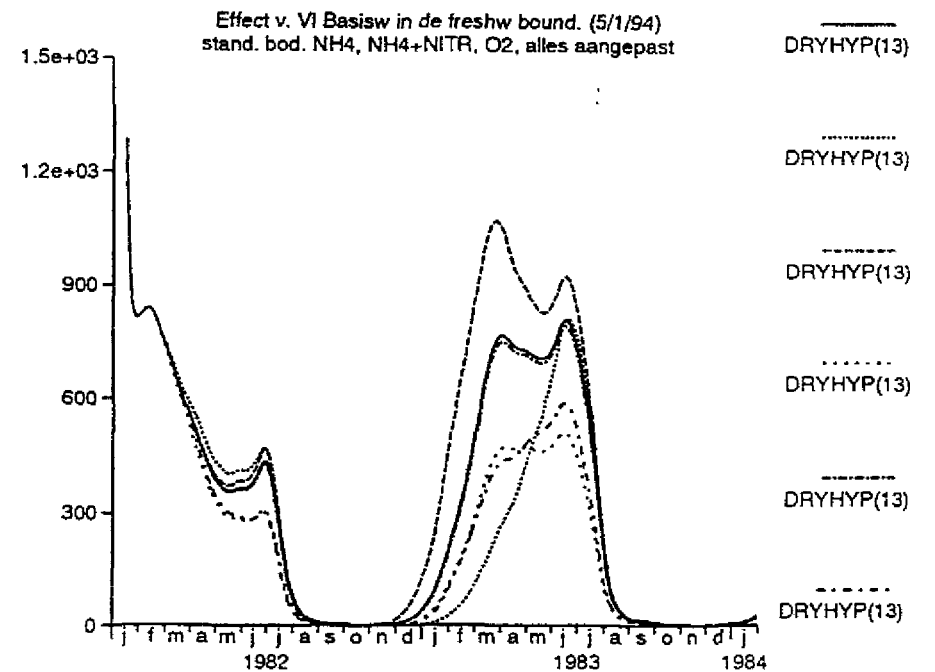
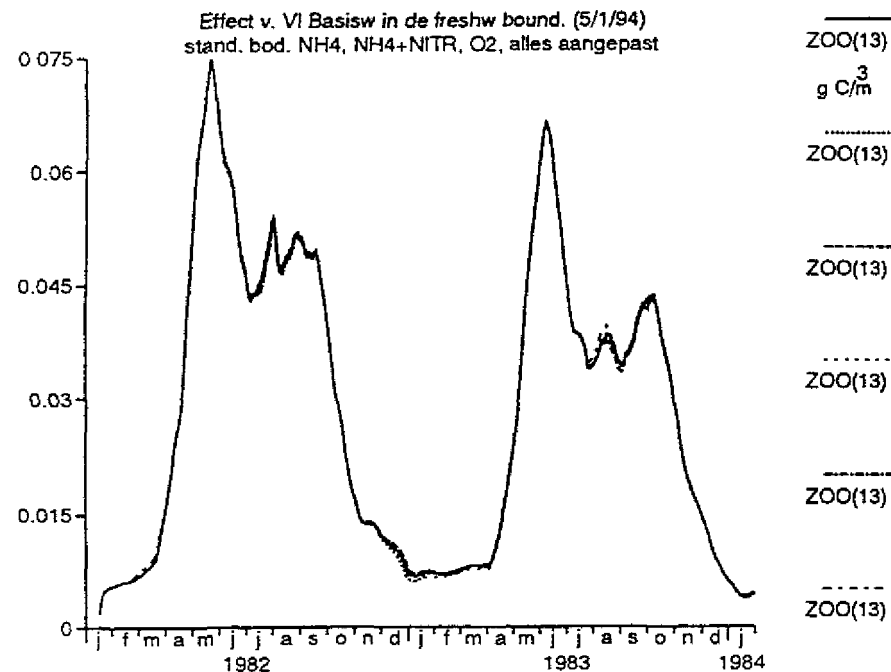
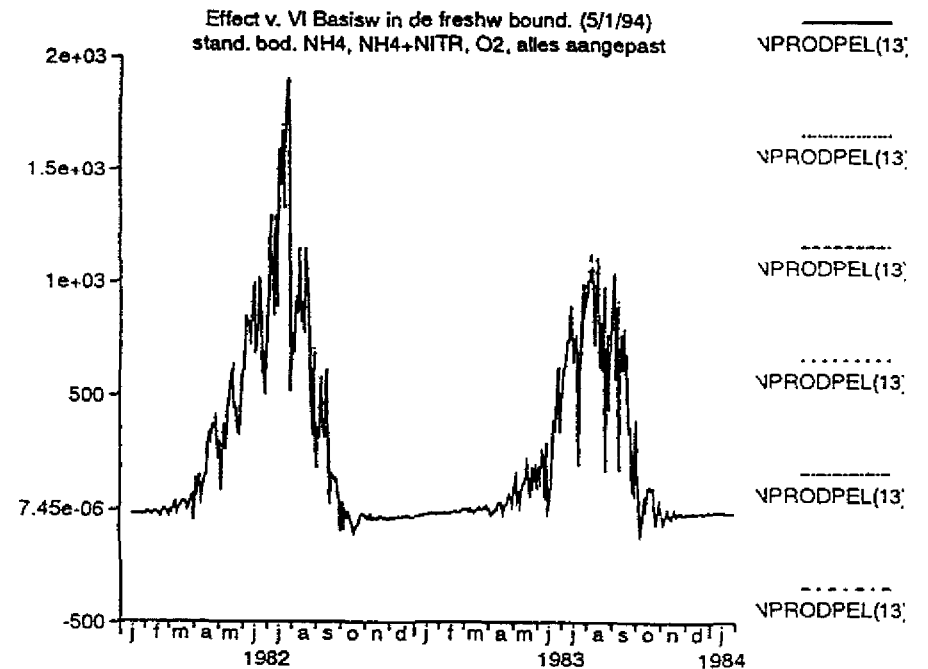
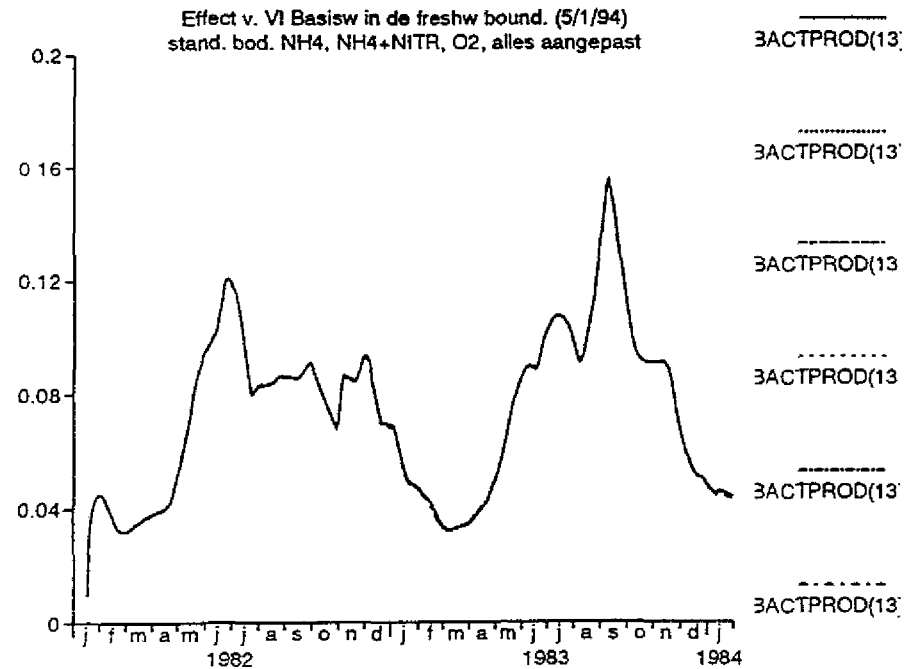
Effect v. VI Basisw in de freshw bound. (5/1/94)
stand. bod. NH4, NH4+NITR, O2, alles aangepast

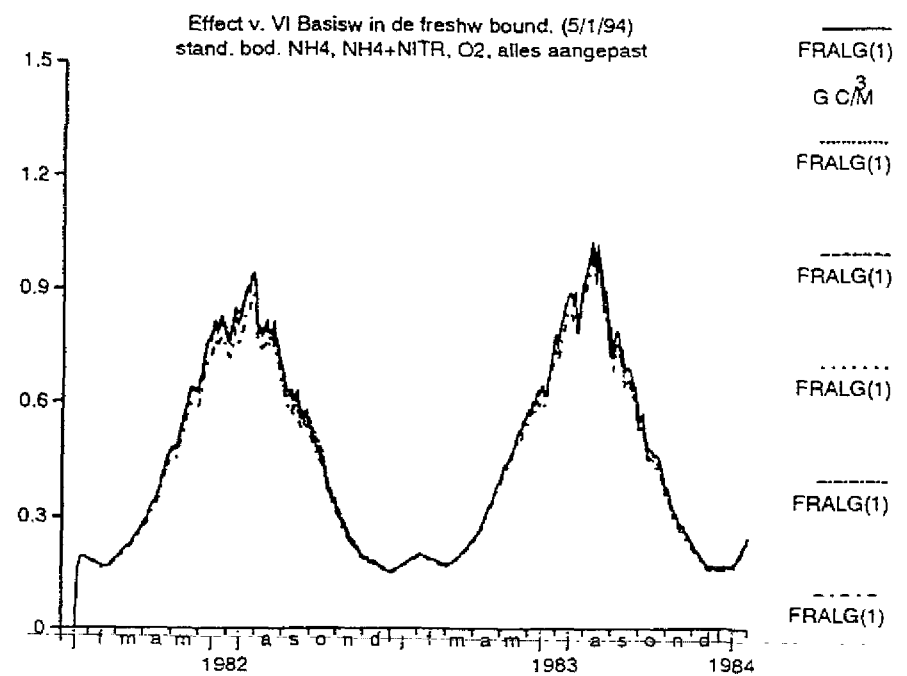
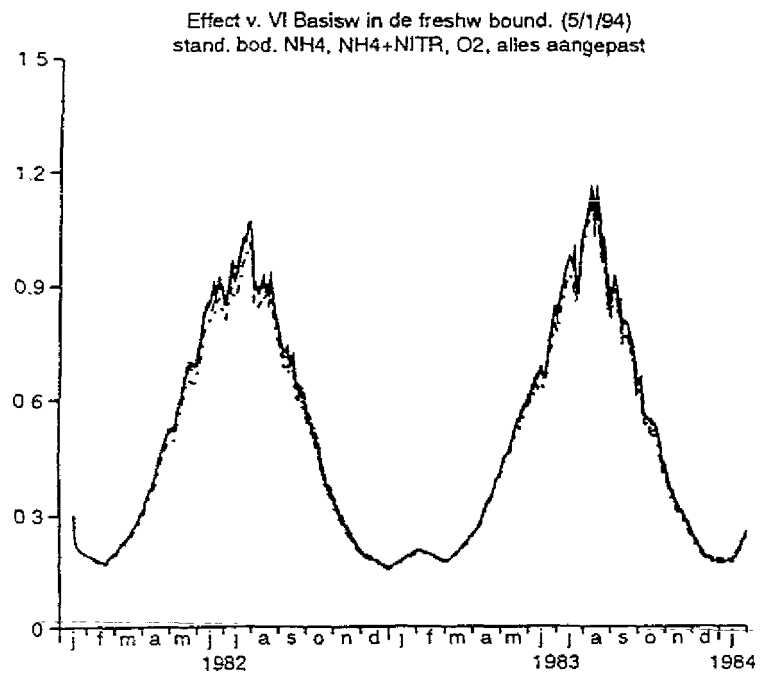
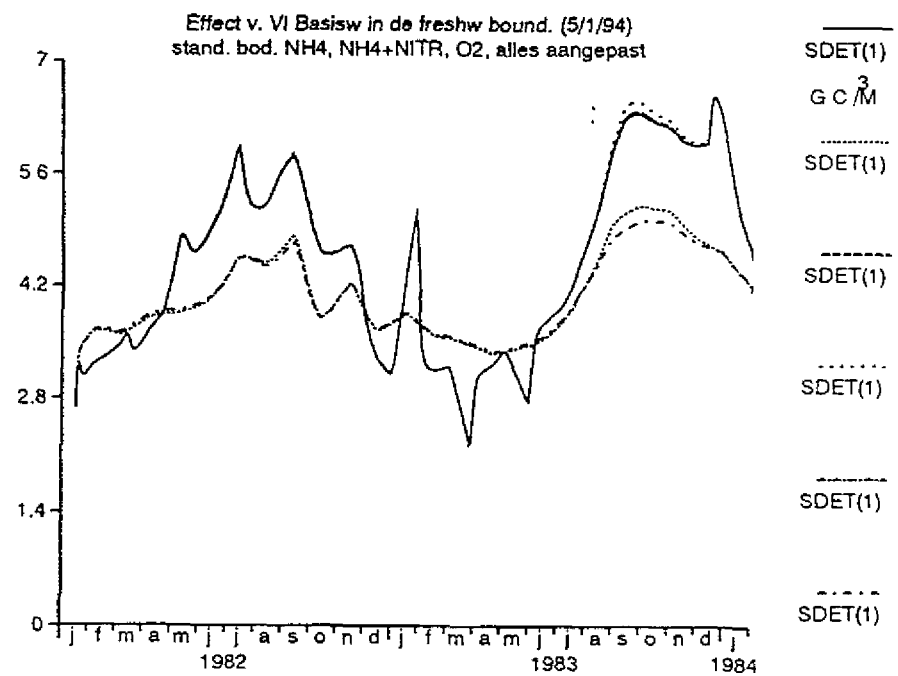
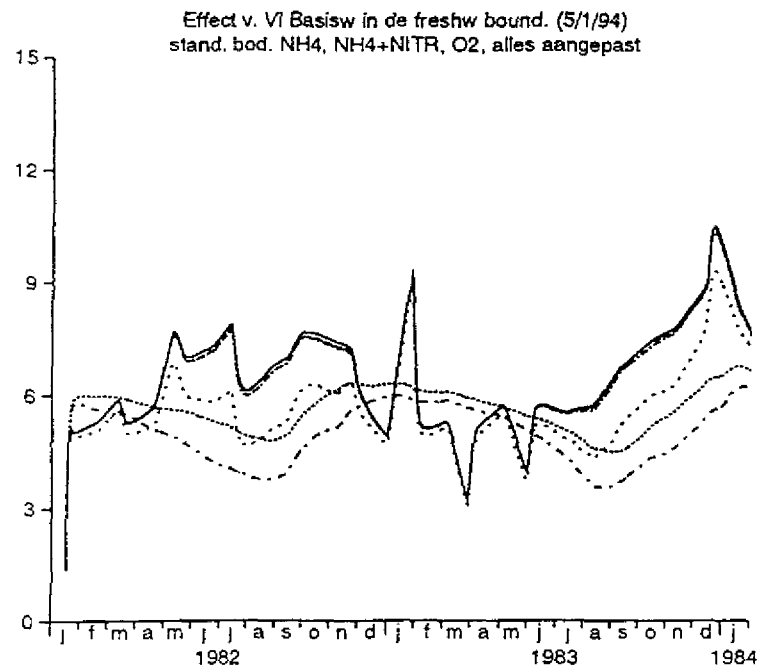


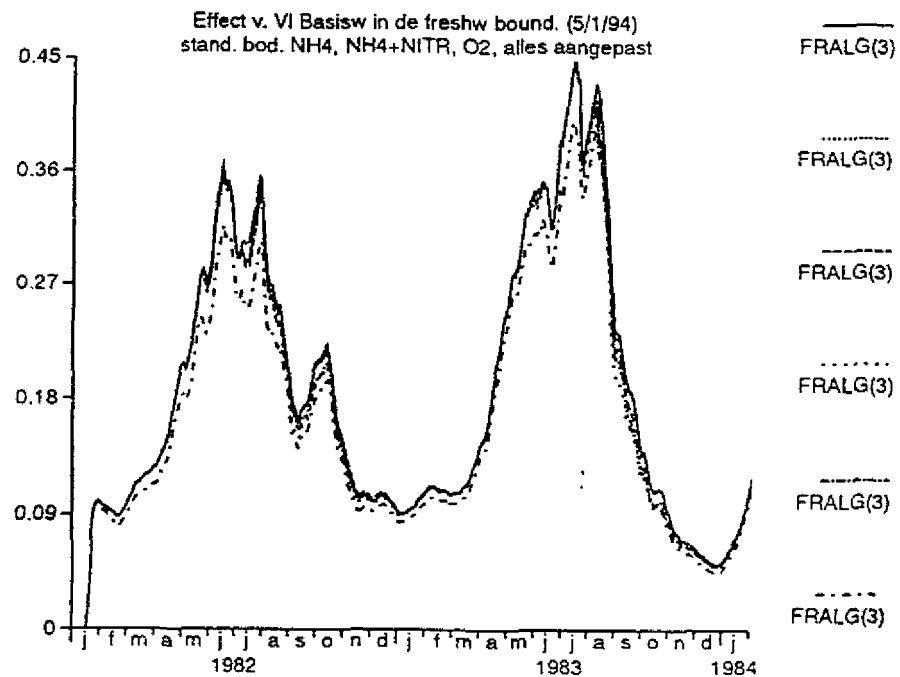
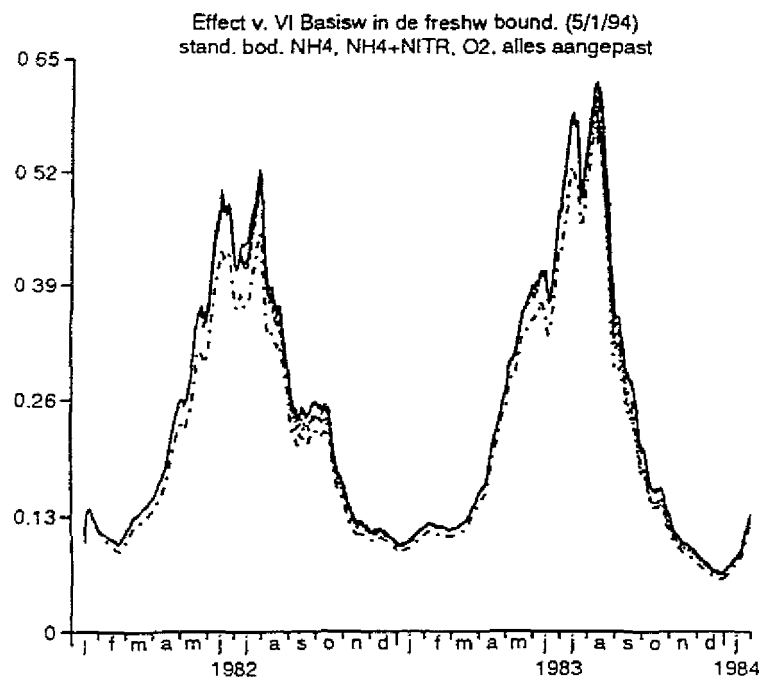
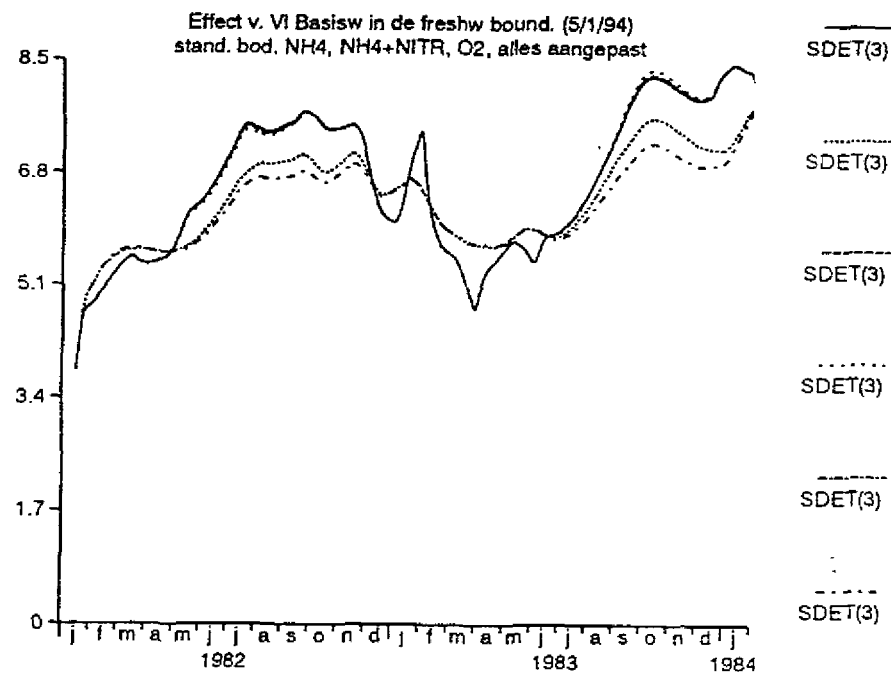
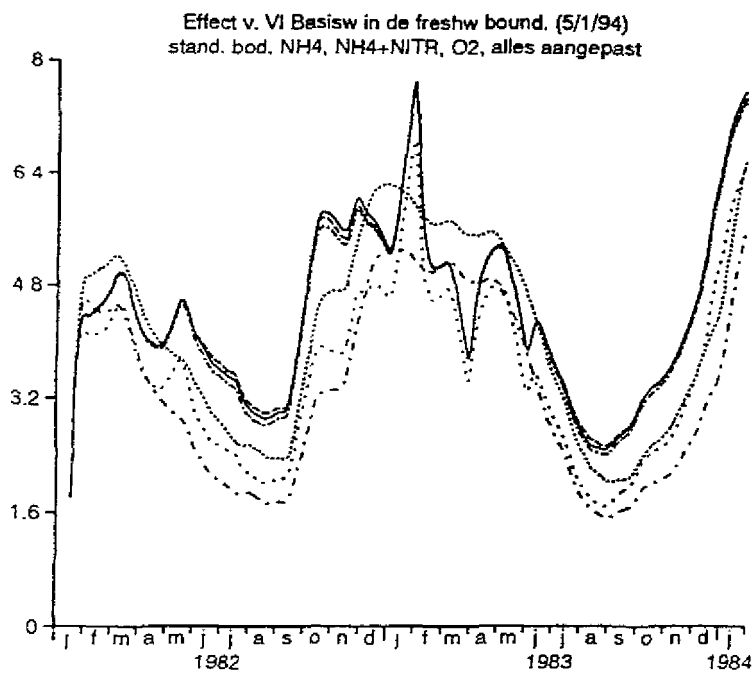
Effect v. VI Basisw in de freshw bound. (5/1/94)
stand. bod. NH4, NH4+NITR, O2, alles aangepast

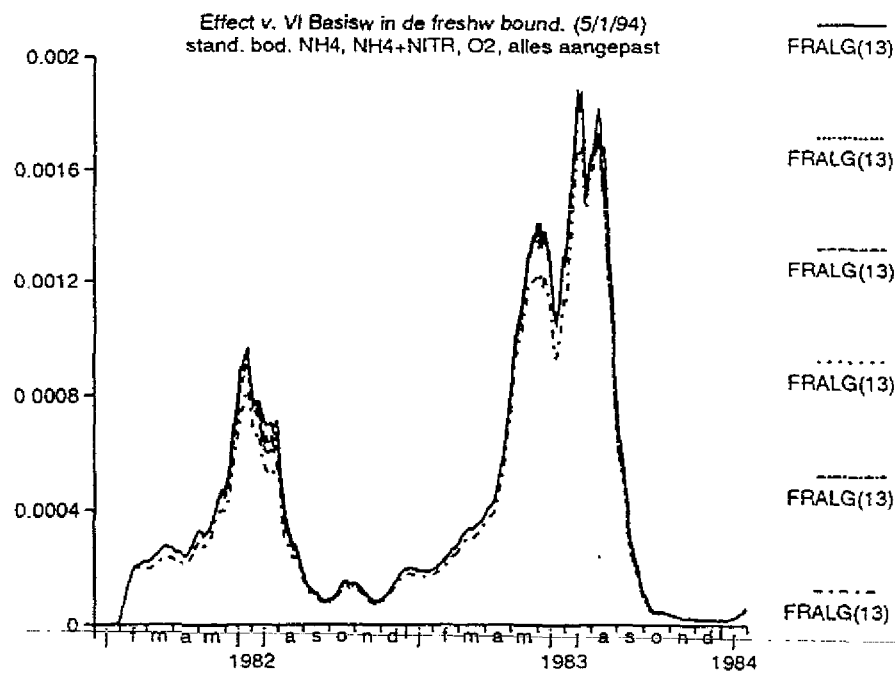
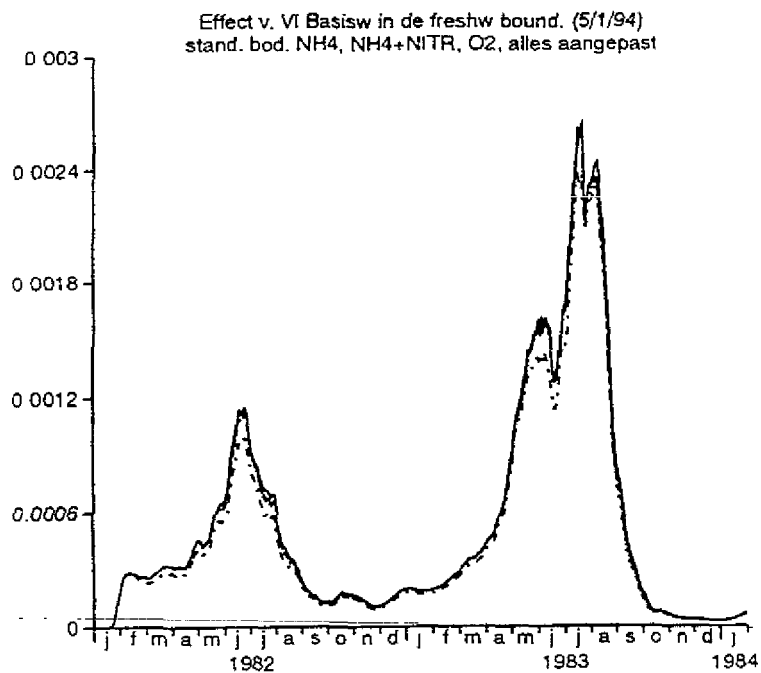
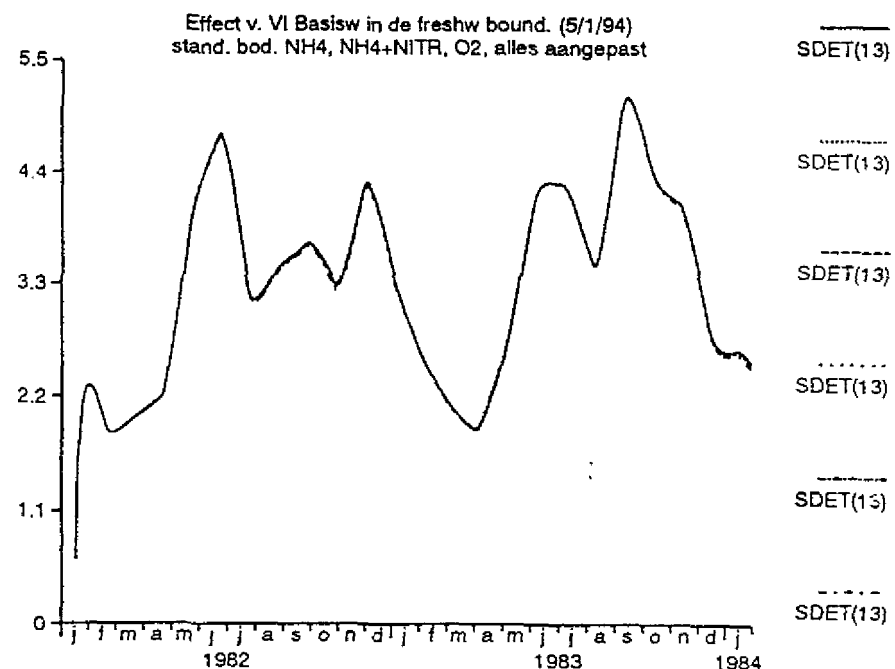
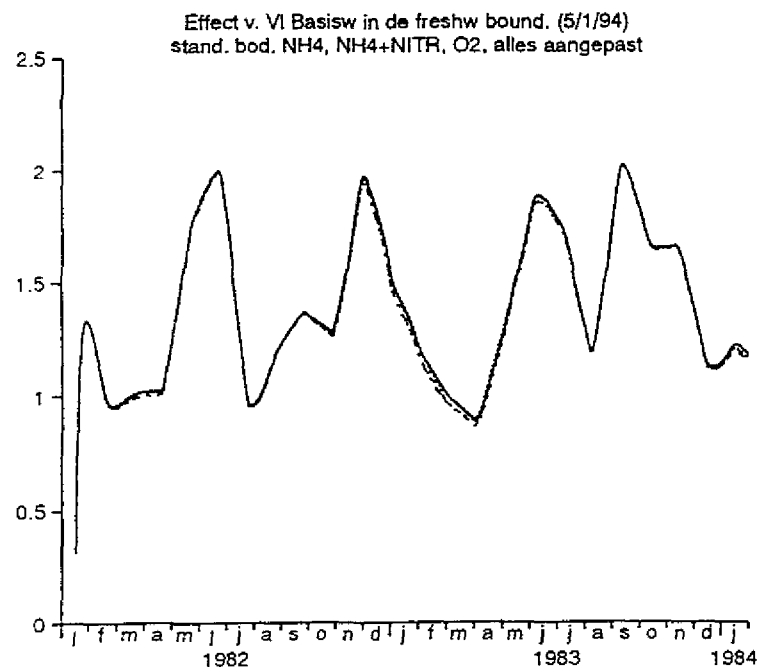


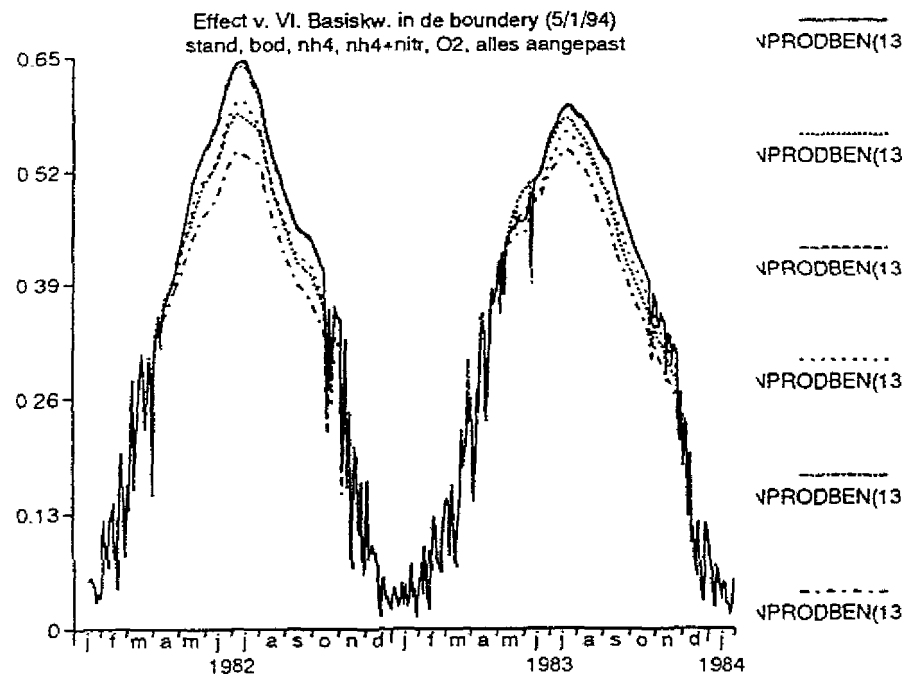
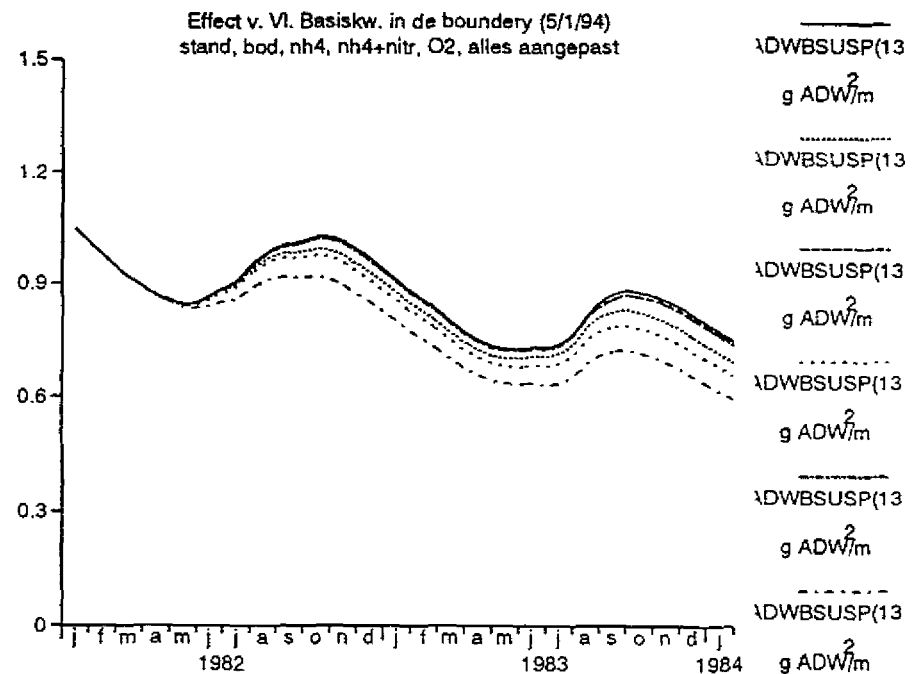
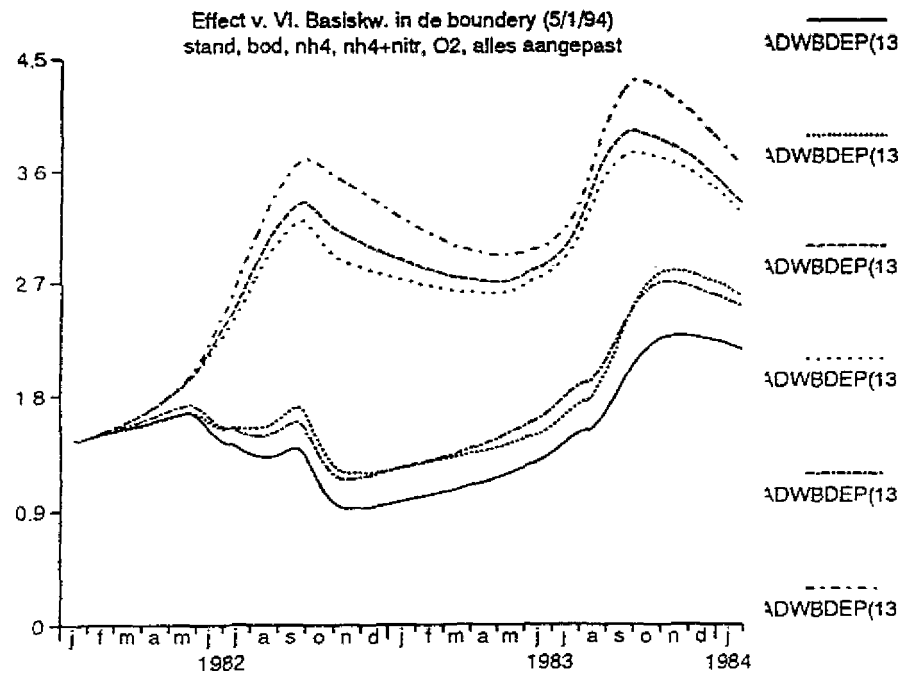
69



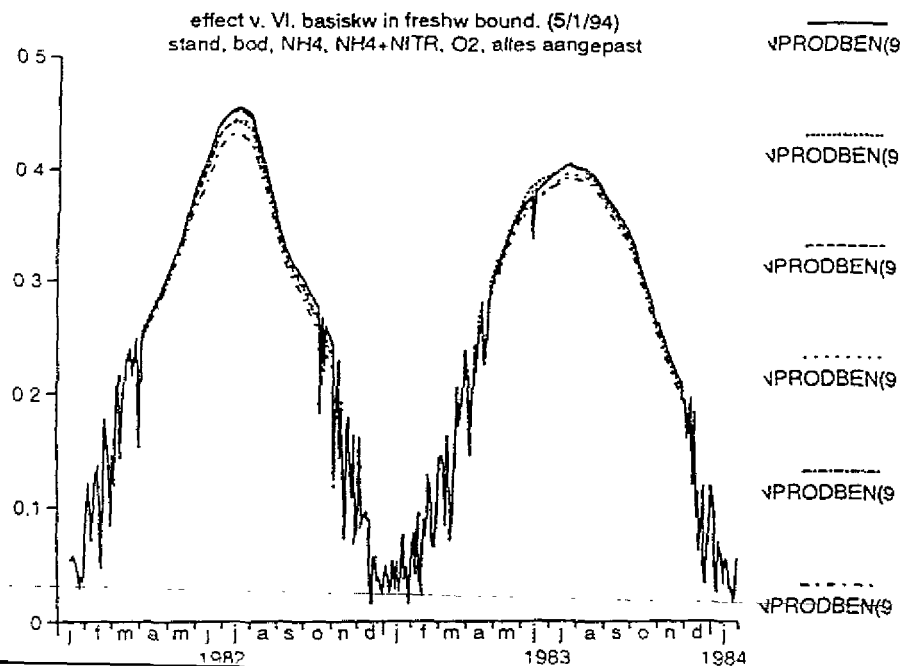
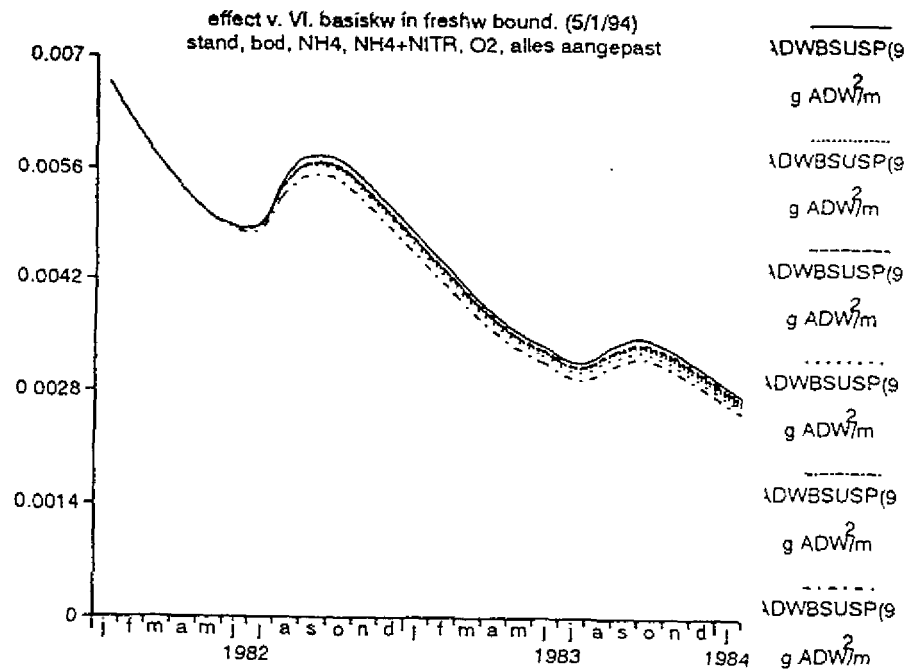
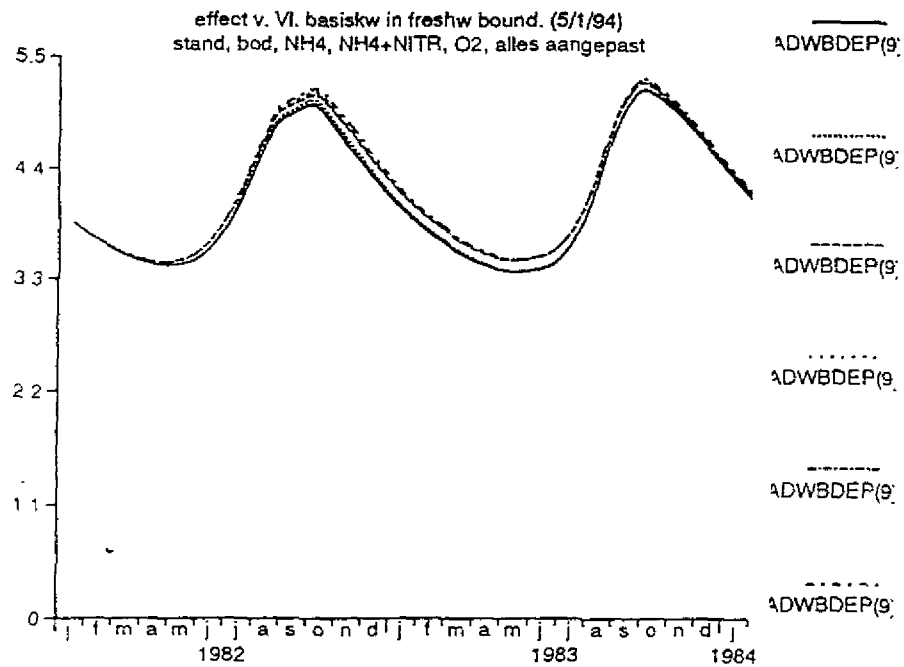








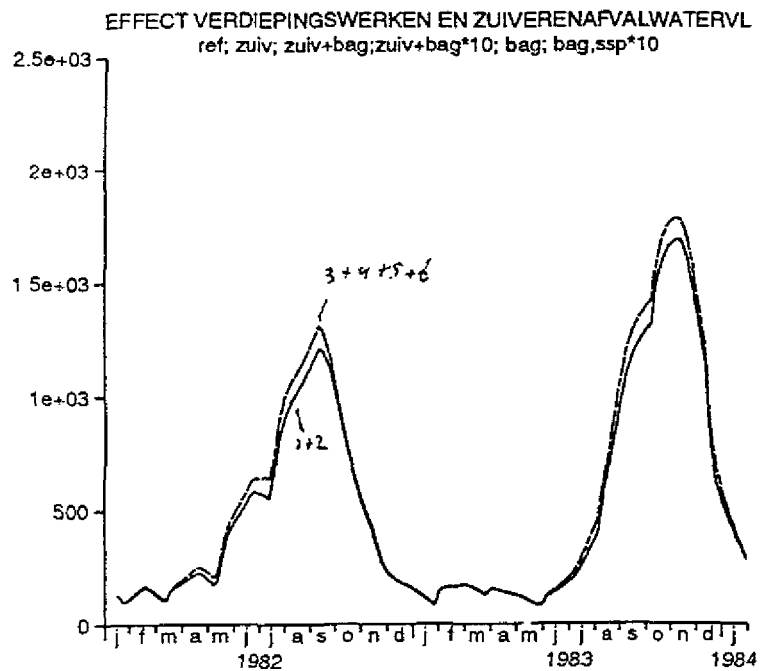
65



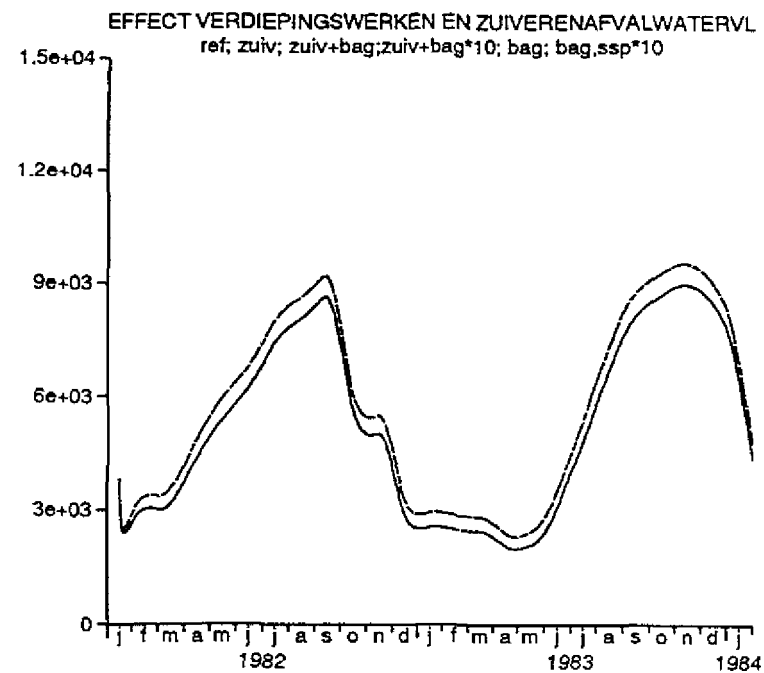
BIJLAGE 7.

Samenvattend overzicht verdieping en het bereiken van de basiskwaliteit.

- grafiek 1: referentie jaren 1982/83
- grafiek 2: simulatie van het bereiken van de basiskwaliteit oppervlakte water (inclusief gesimuleerde zuivering van de "wasteloads")
- grafiek 3: simulatie van het bereiken van de basiskwaliteit oppervlakte water en de verdieping
- grafiek 4: simulatie van het bereiken van de basiskwaliteit oppervlakte water en de verdieping waarbij de hoeveelheid extra toegevoegd gesuspendeerd materiaal met factor 10 verhoogd is.
- grafiek 5: simulatie van de verdieping
- grafiek 6: simulatie van de verdieping waarbij de hoeveelheid extra toegevoegd gesuspendeerd materiaal met factor 10 verhoogd is.

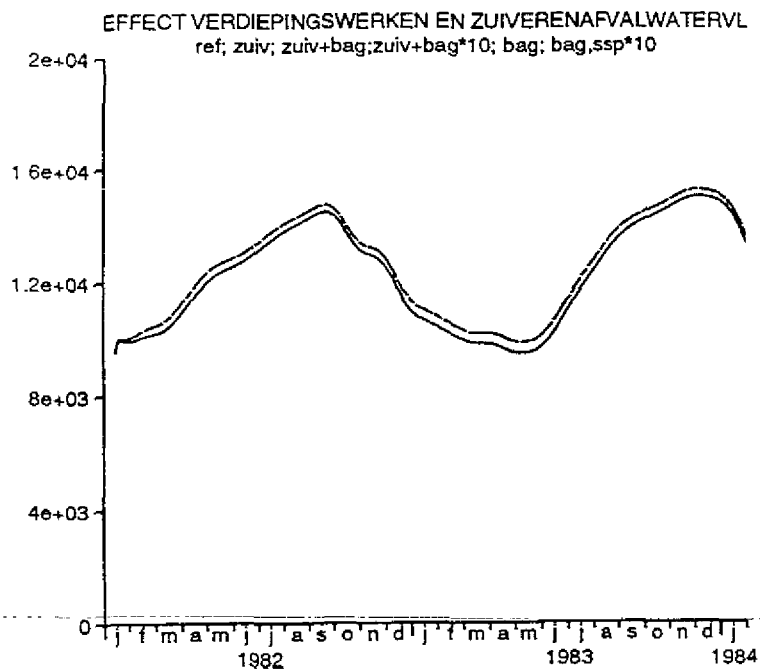


CL(1)
CL(1)
CL(1)
CL(1)
CL(1)
CL(1)

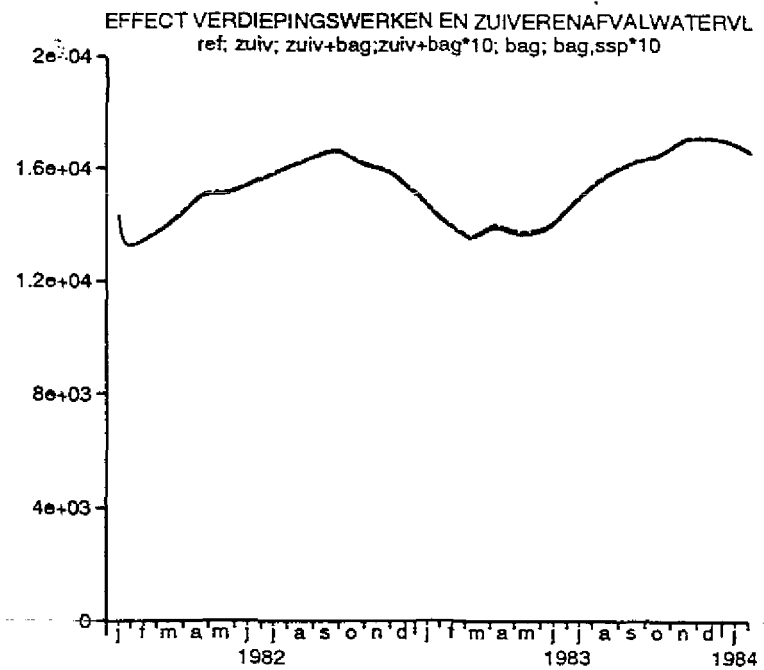


CL(5)
CL(5)
CL(5)
CL(5)
CL(5)
CL(5)

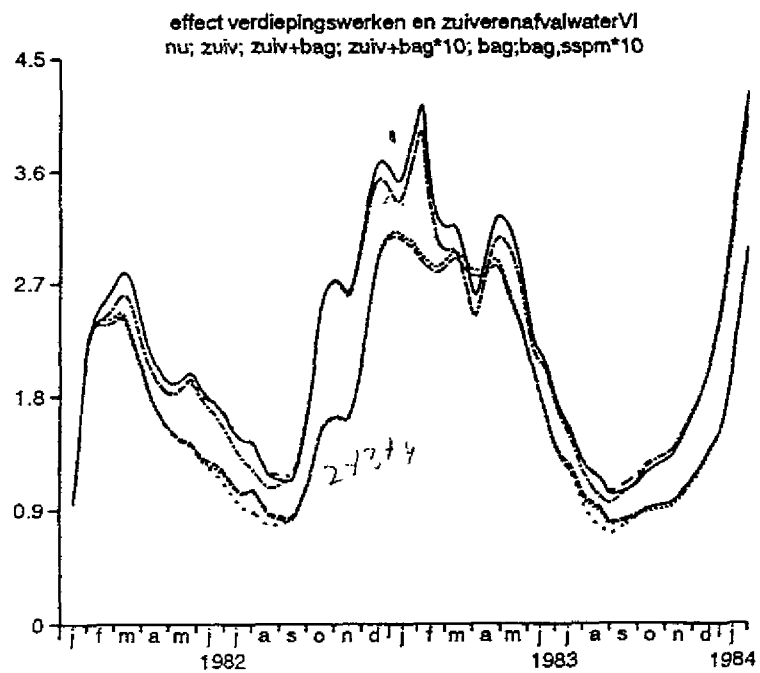
68



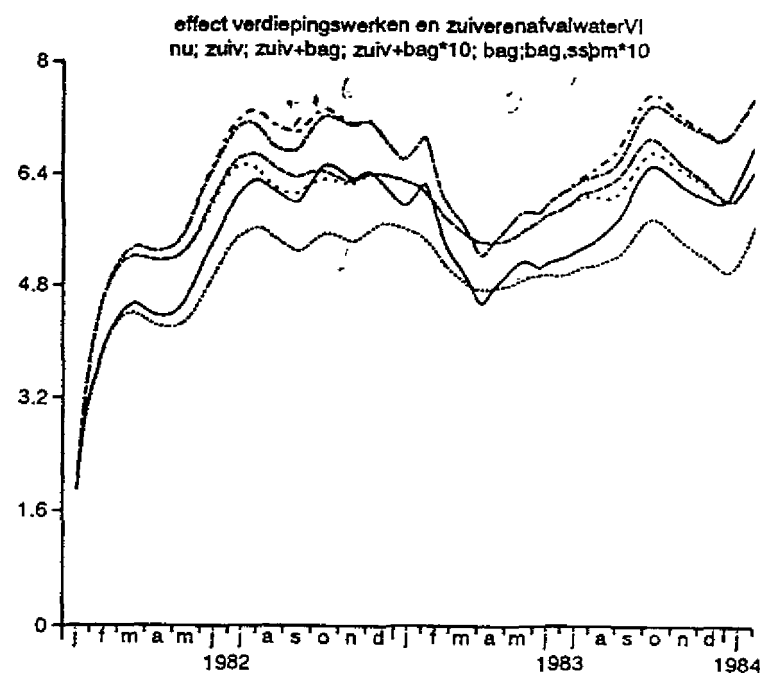
CL(10)
CL(10)
CL(10)
CL(10)
CL(10)
CL(10)



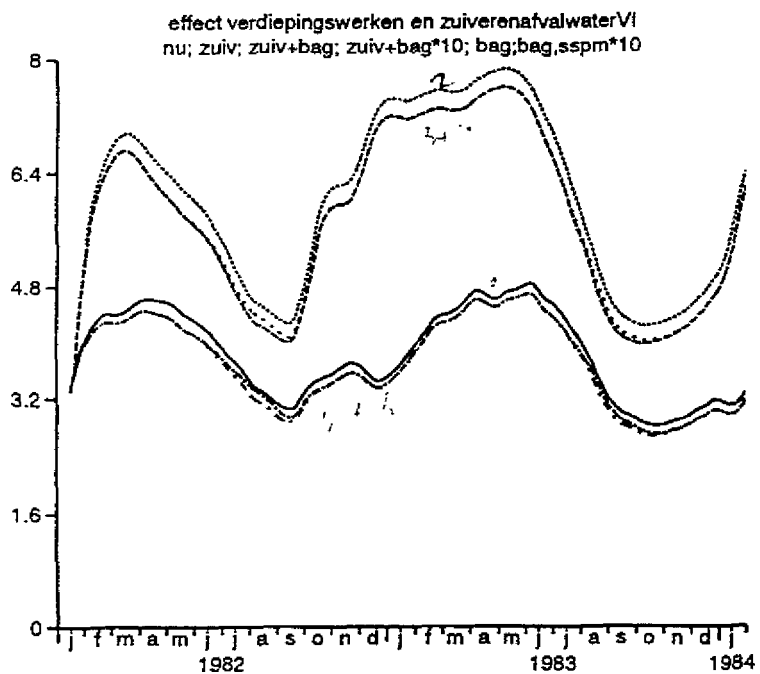
CL(13)
CL(13)
CL(13)
CL(13)
CL(13)
CL(13)



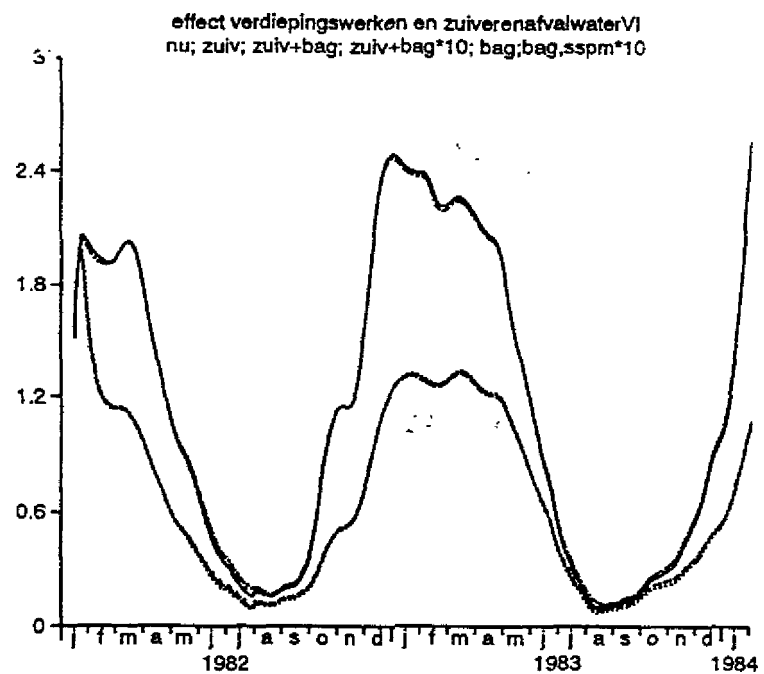
— FDET(6)
- - - FDET(6)
- - - FDET(6)
- - - FDET(6)
- - - FDET(6)
- - - FDET(6)



— SDET(6)
- - - SDET(6)
- - - SDET(6)
- - - SDET(6)
- - - SDET(6)
- - - SDET(6)



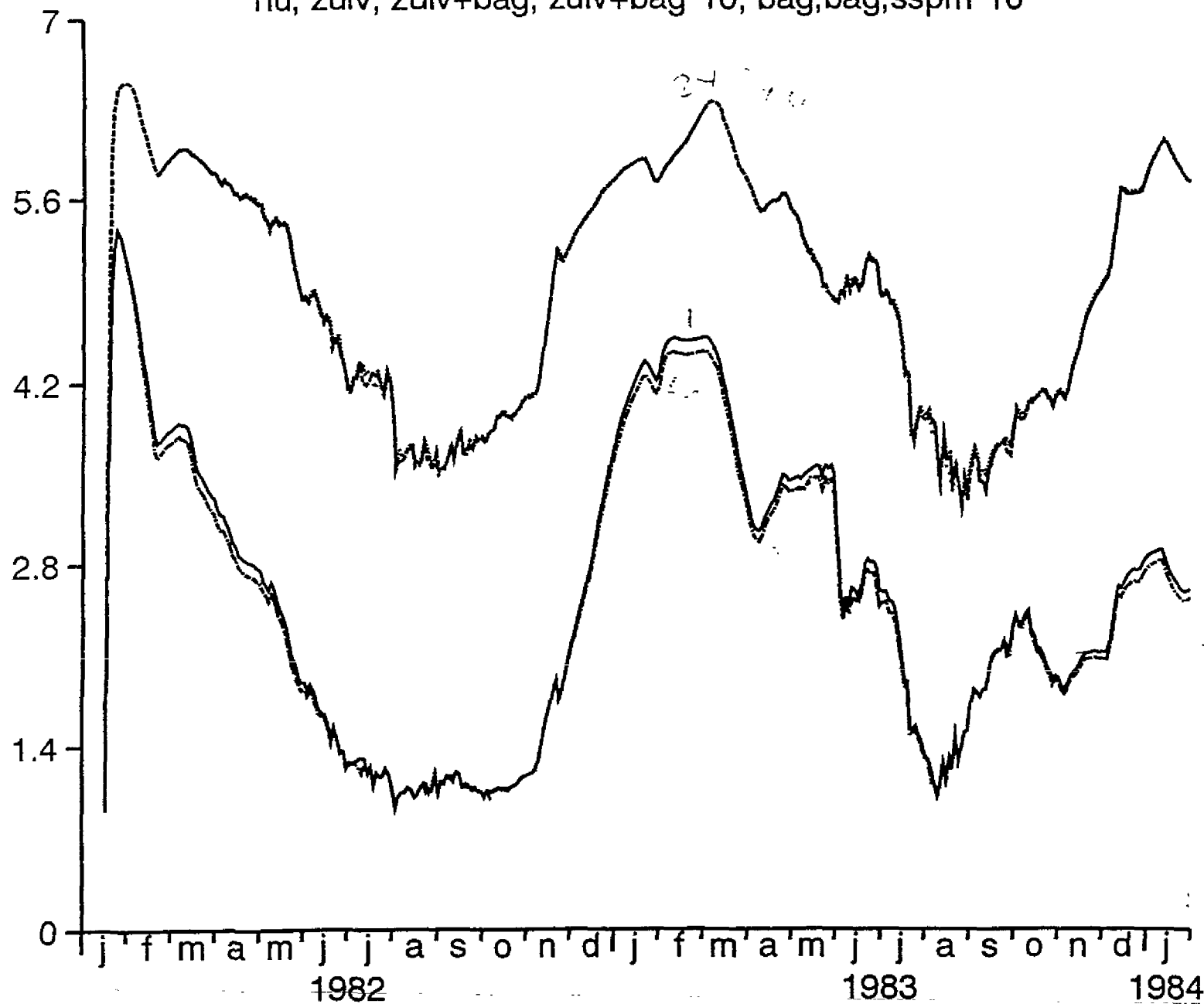
— NITR(6)
- - - NITR(6)
- - - NITR(6)
- - - NITR(6)
- - - NITR(6)
- - - NITR(6)



— NH4(7)
- - - NH4(7)
- - - NH4(7)
- - - NH4(7)
- - - NH4(7)
- - - NH4(7)

69

effect verdiepingswerken en zuiverenafvalwaterVI
 nu; zuiv; zuiv+bag; zuiv+bag*10; bag; bag,sspm*10



OX(1)
 XYGEN PEF³

OX(1)
 XYGEN PEF³

OX(1)
 XYGEN PEF³

OX(1)
 XYGEN PEF³

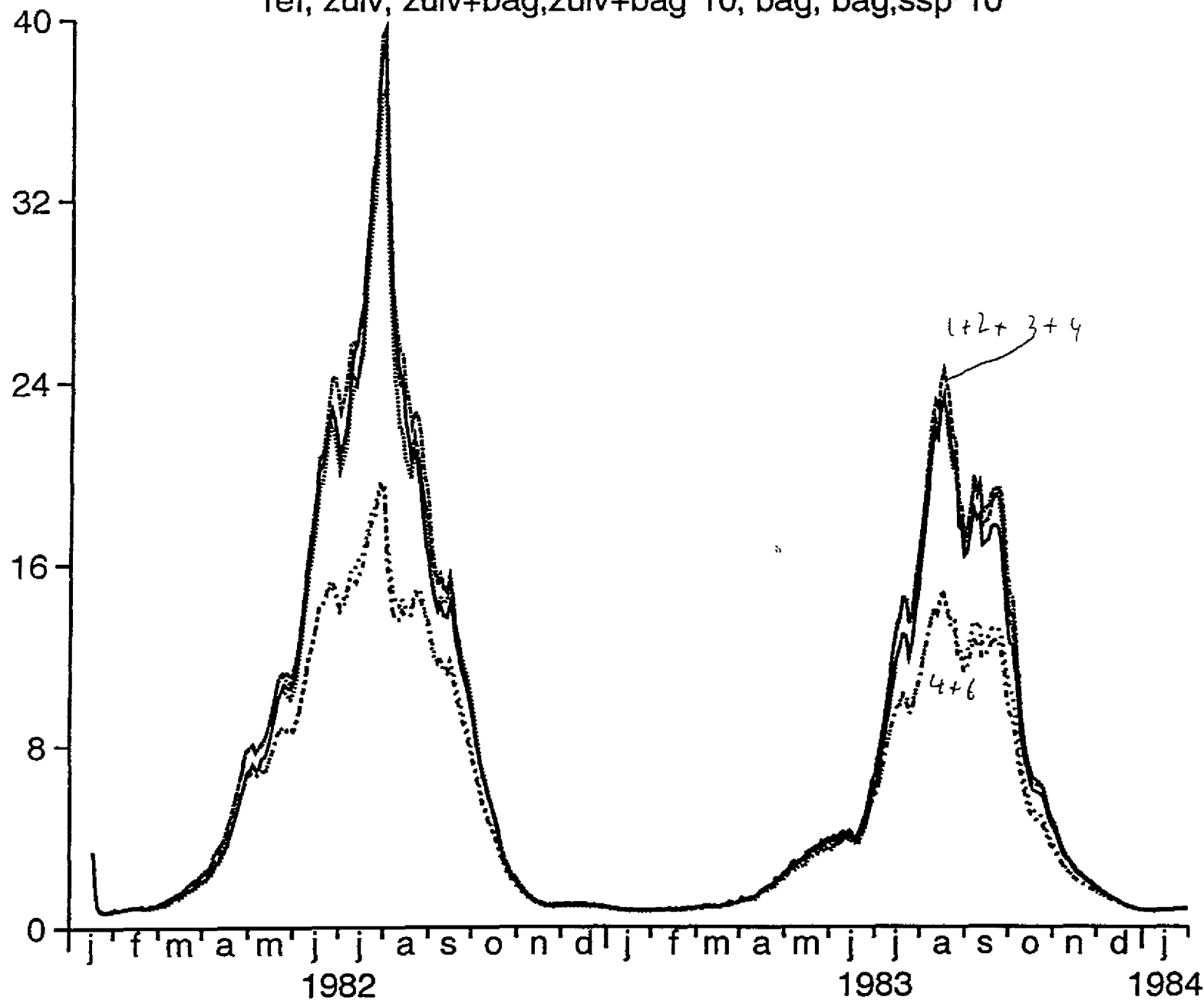
OX(1)
 XYGEN PEF³

OX(1)
 XYGEN PEF³

70

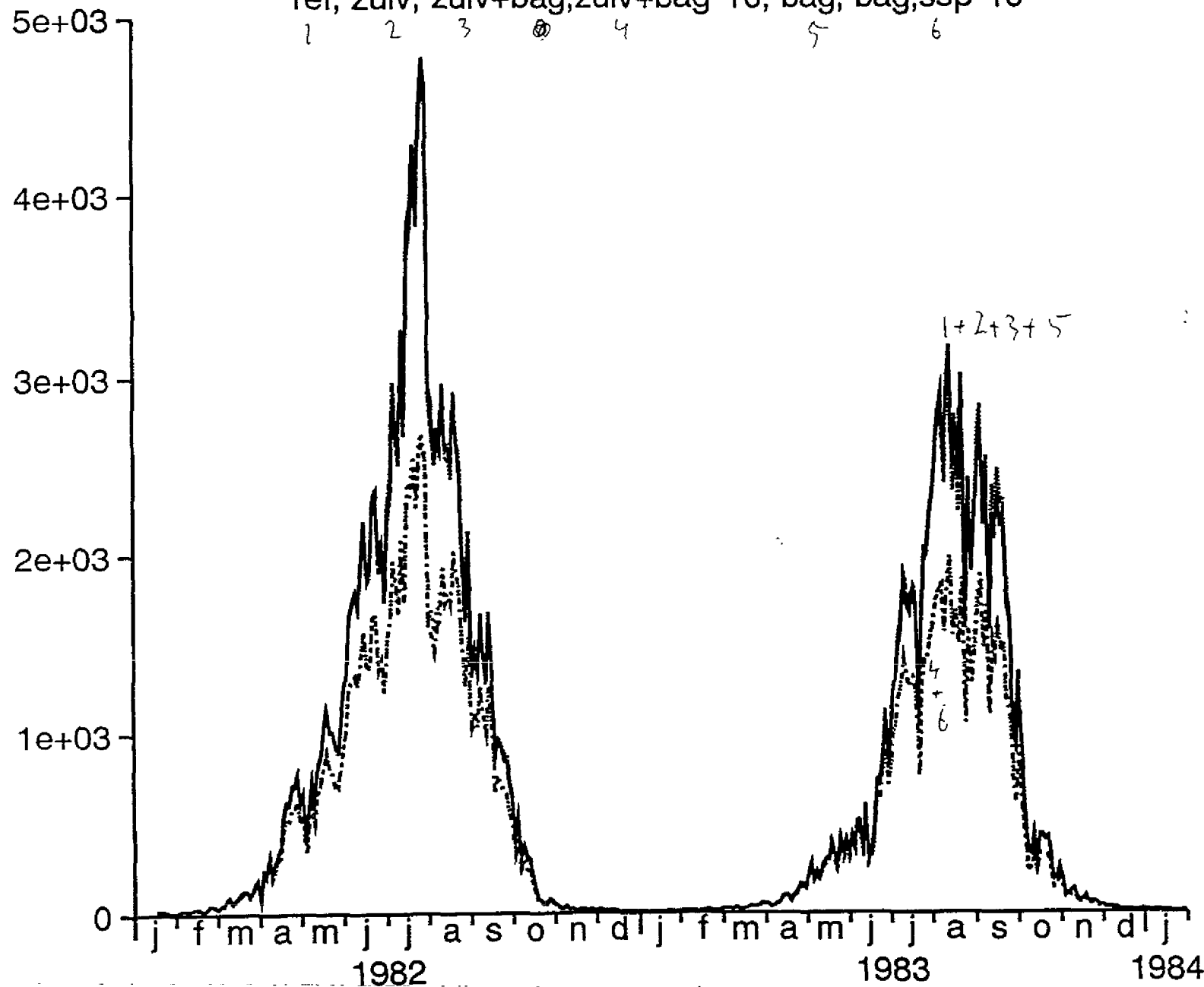
EFFECT VERDIEPINGSWERKEN EN ZUIVERENAFVALWATERVL

ref; zuiv; zuiv+bag; zuiv+bag*10; bag; bag,ssp*10



EFFECT VERDIEPINGSWERKEN EN ZUIVERENAFVALWATERVL

ref; zuiv; zuiv+bag; zuiv+bag*10; bag; bag,ssp*10



PPROD(12)

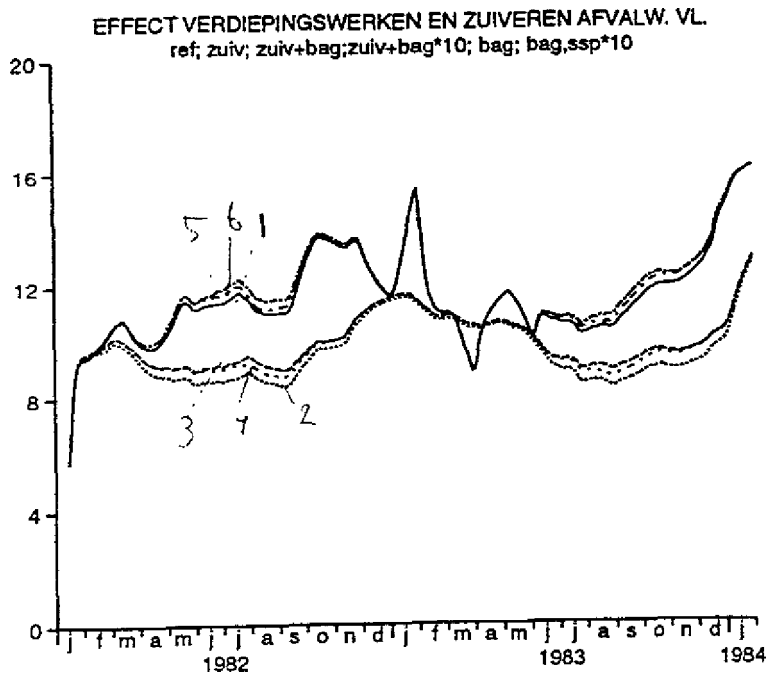
PPROD(12)

PPROD(12)

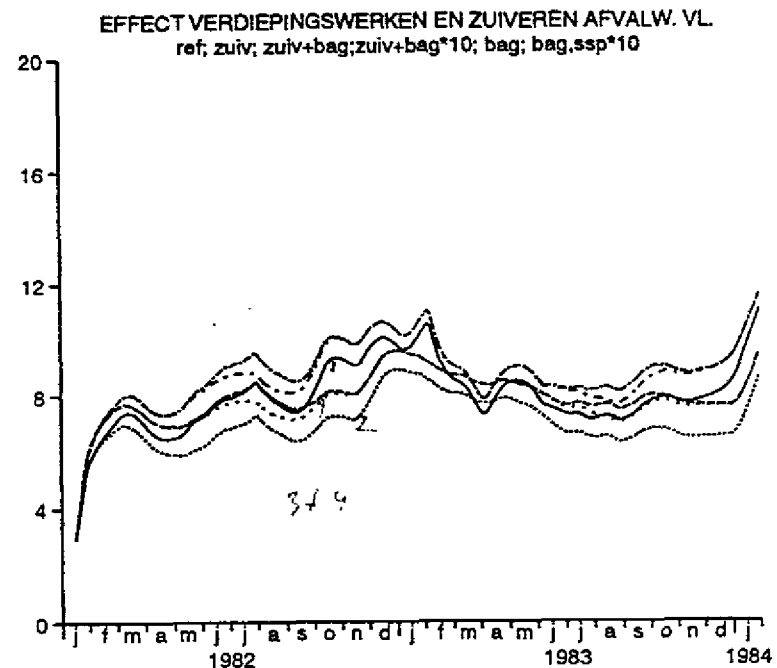
PPROD(12)

PPROD(12)

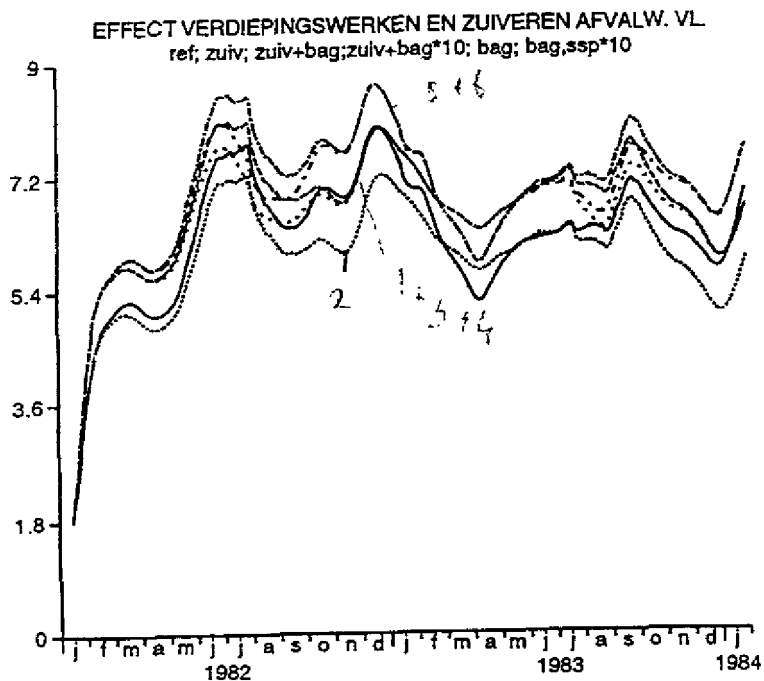
PPROD(12)



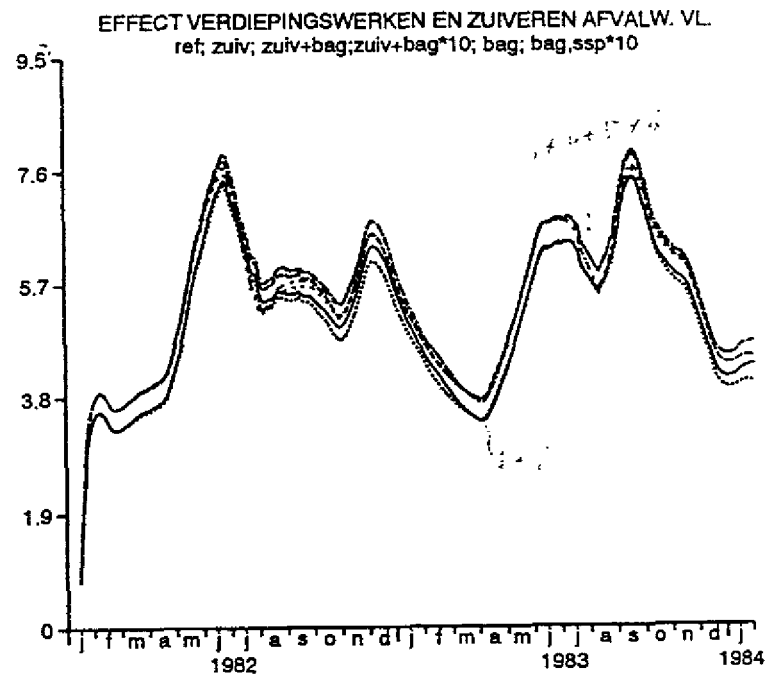
TOC(3)
TOC(3)
TOC(3)
TOC(3)
TOC(3)



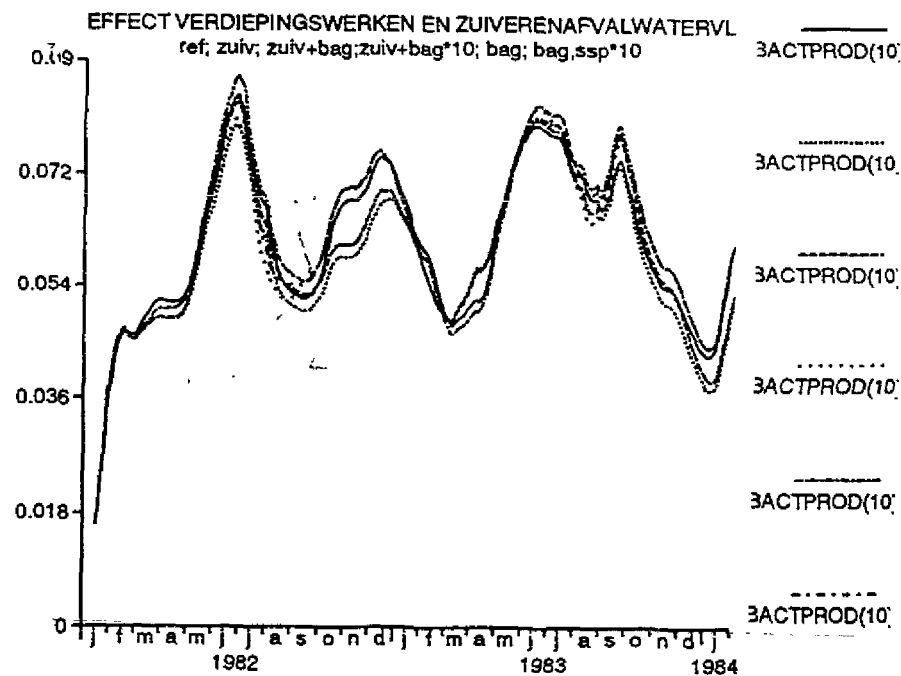
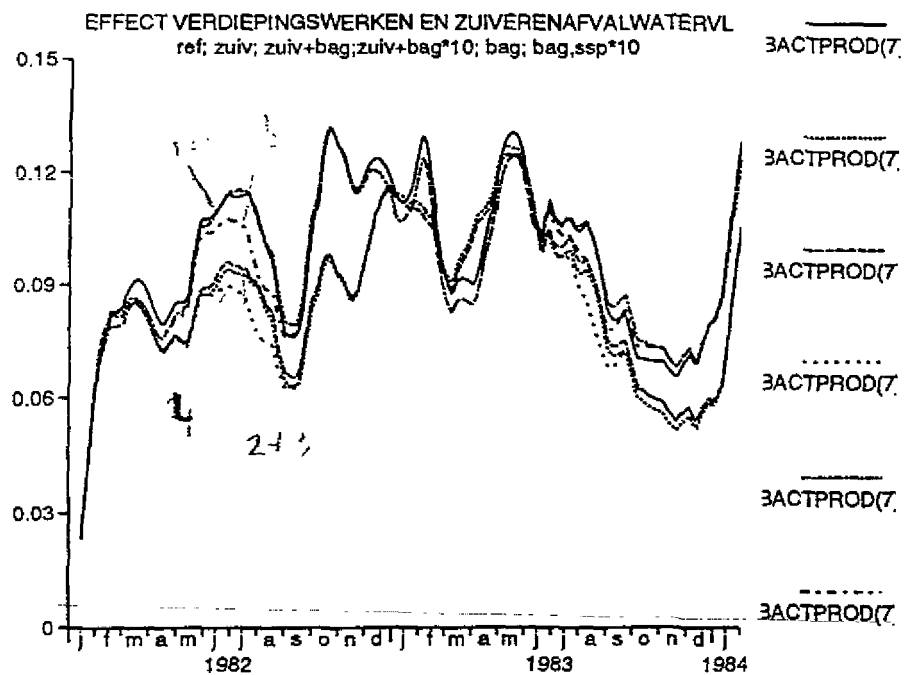
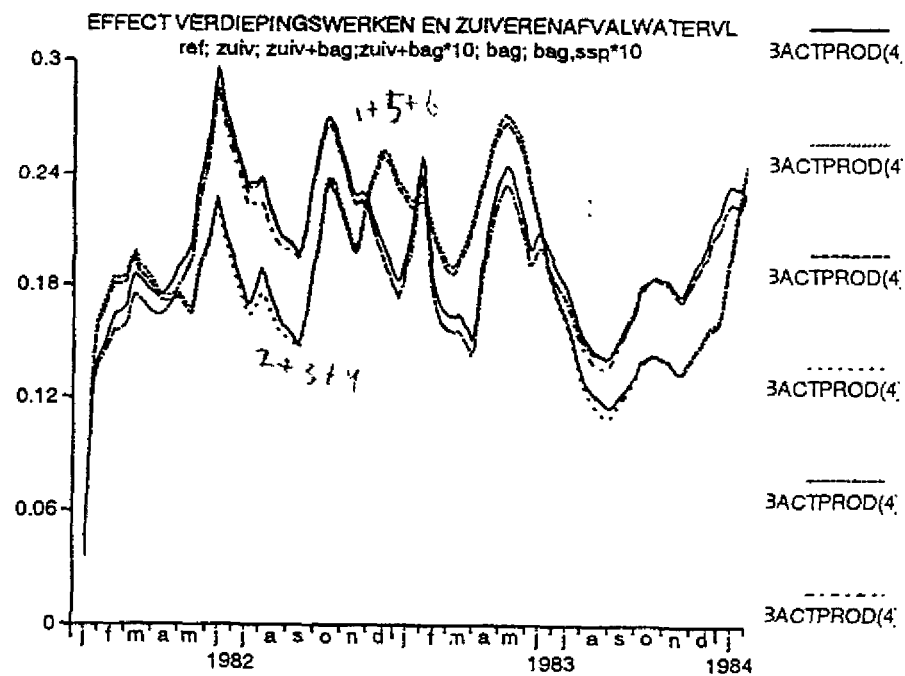
TOC(6)
TOC(6)
TOC(6)
TOC(6)
TOC(6)



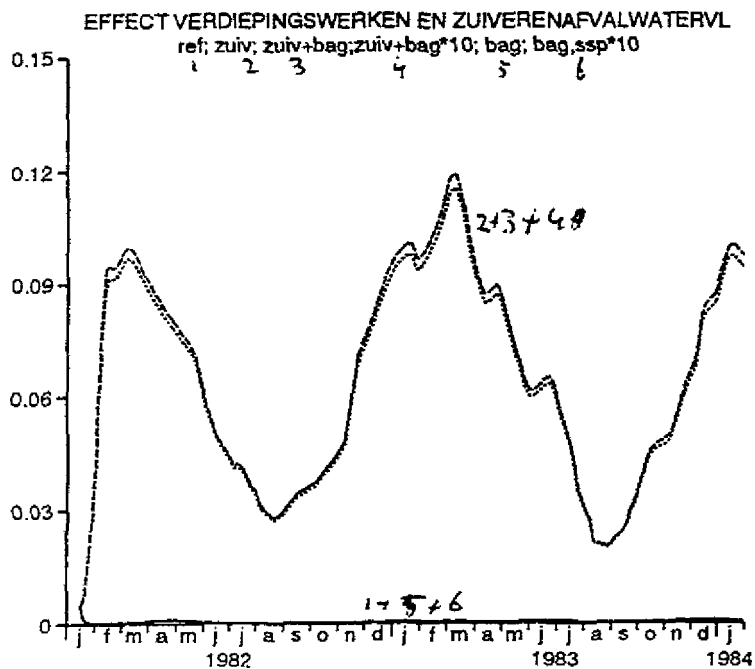
TOC(9)
TOC(9)
TOC(9)
TOC(9)
TOC(9)



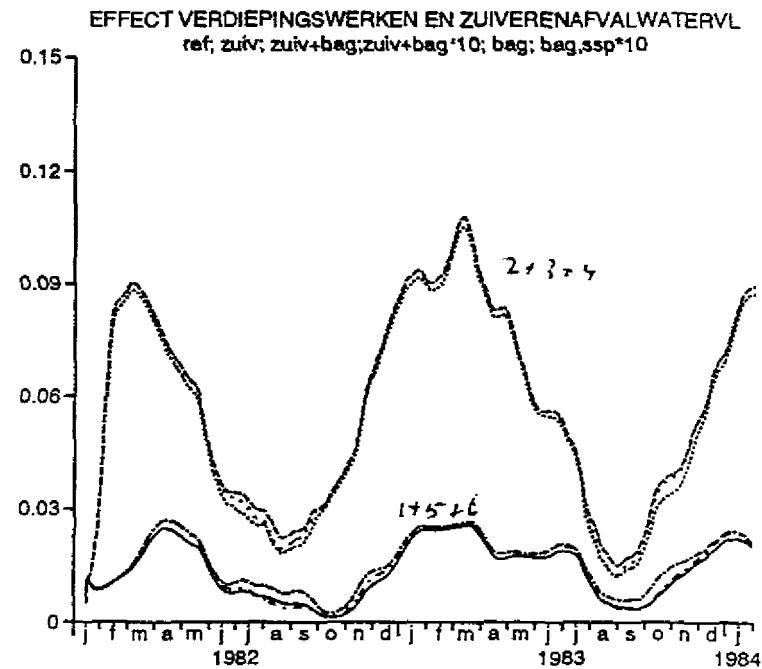
TOC(12)
TOC(12)
TOC(12)
TOC(12)
TOC(12)



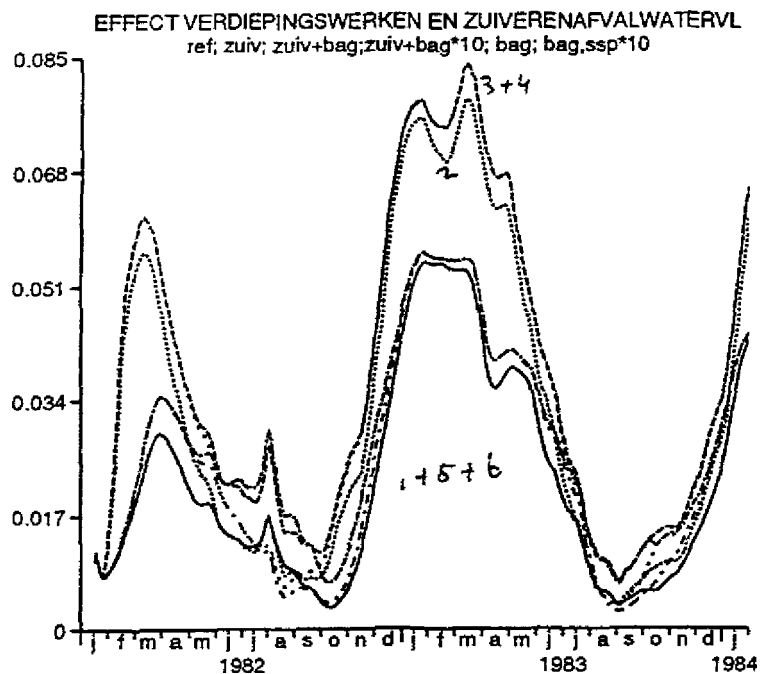
74



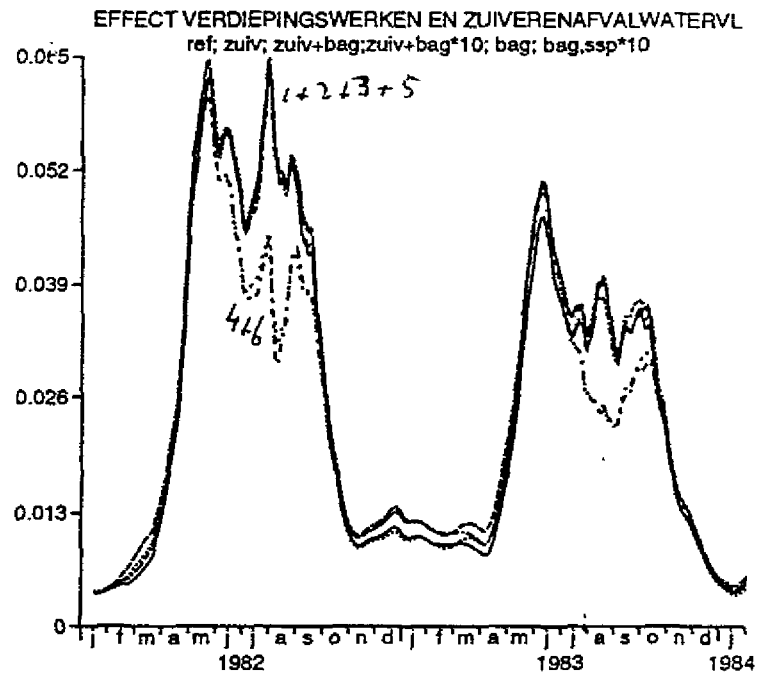
ZOO(1) 1
ZOO(1) 2
ZOO(1) 3
ZOO(1) 4
ZOO(1) 5
ZOO(1) 6



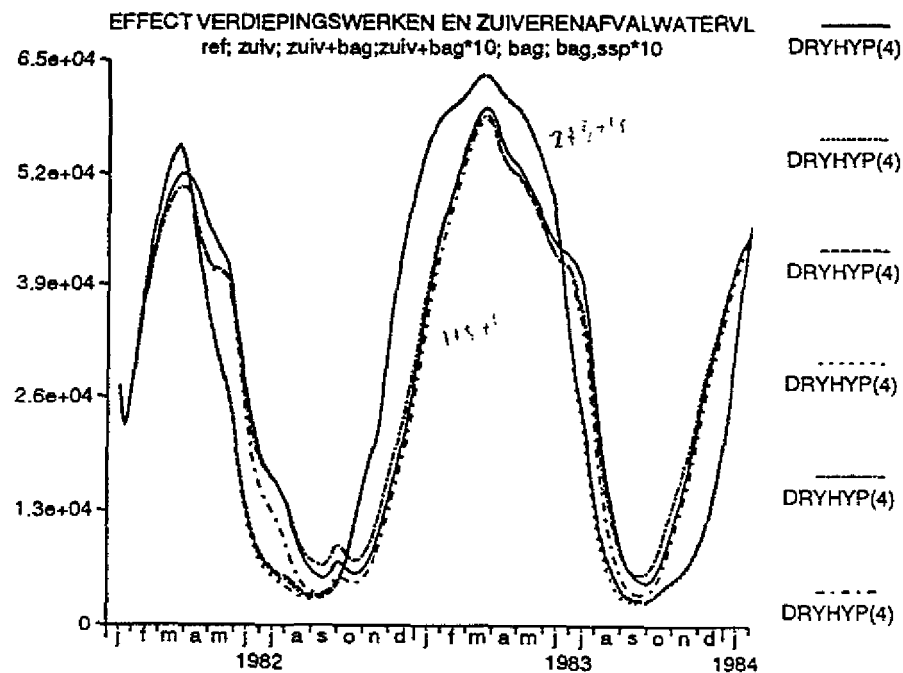
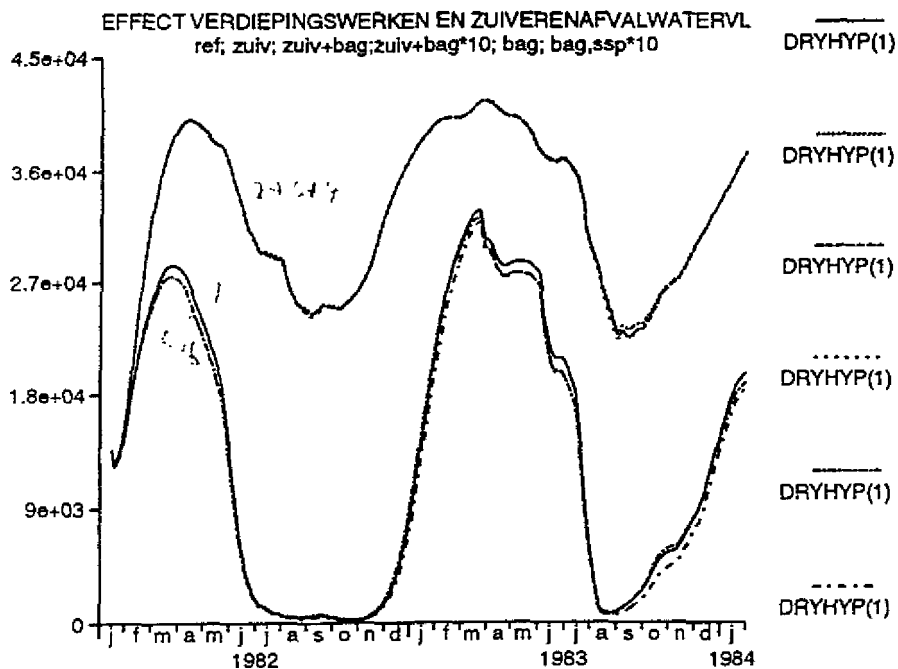
ZOO(3) 1
ZOO(3) 2
ZOO(3) 3
ZOO(3) 4
ZOO(3) 5
ZOO(3) 6



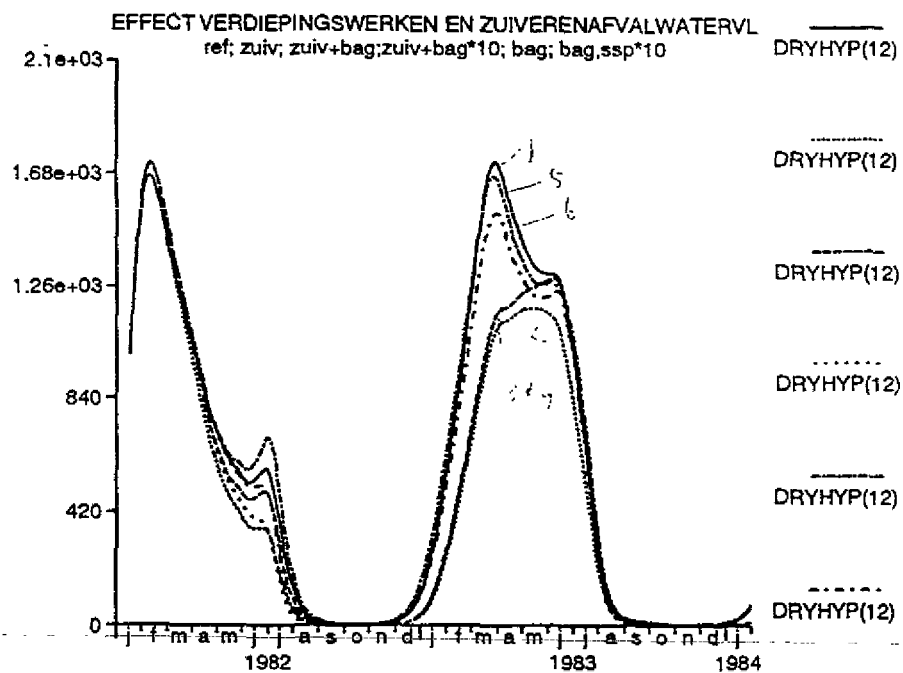
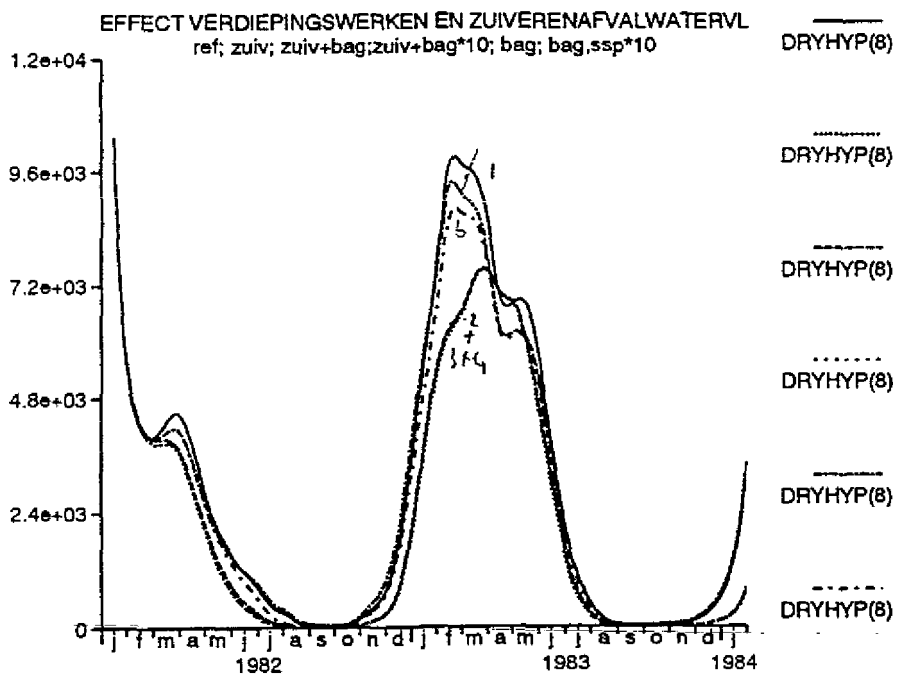
ZOO(6) 1
ZOO(6) 2
ZOO(6) 3
ZOO(6) 4
ZOO(6) 5
ZOO(6) 6

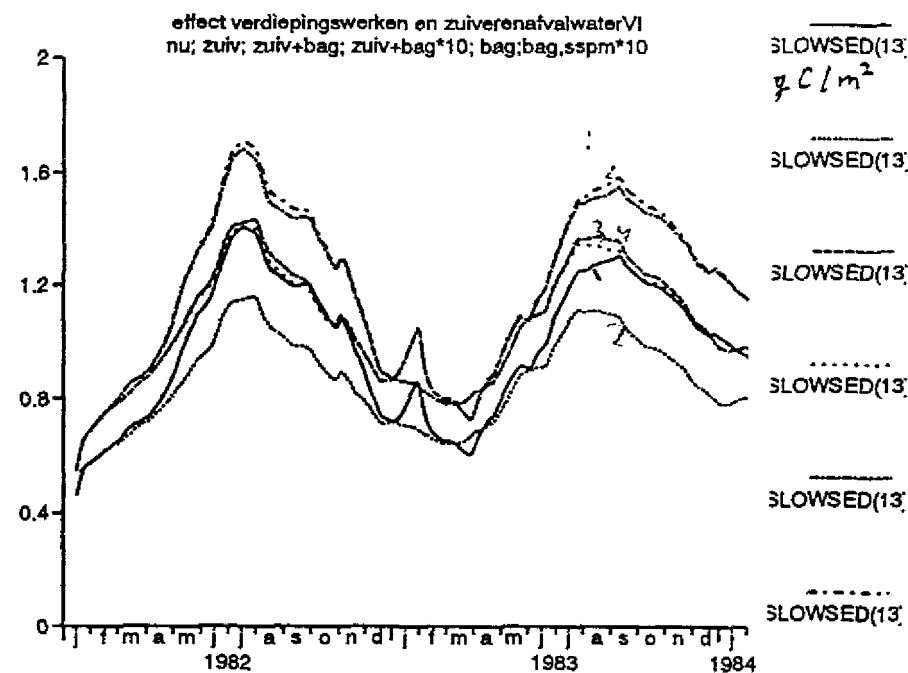
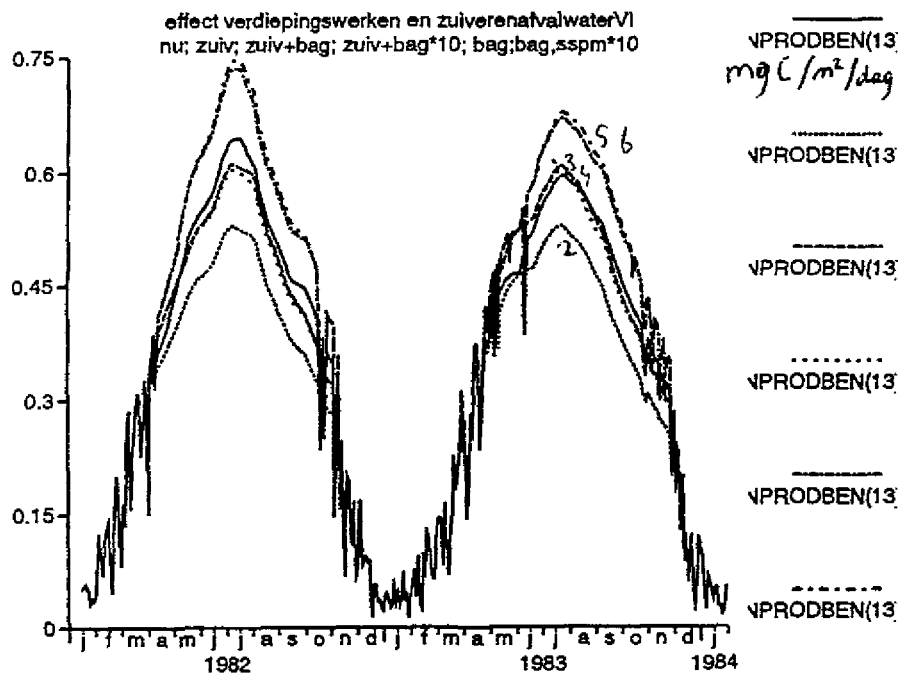
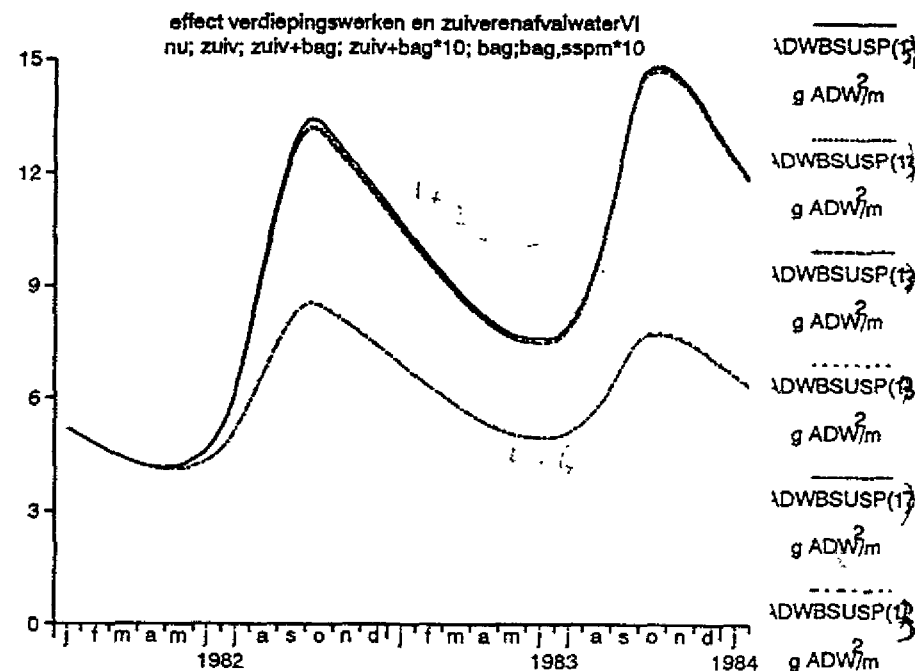
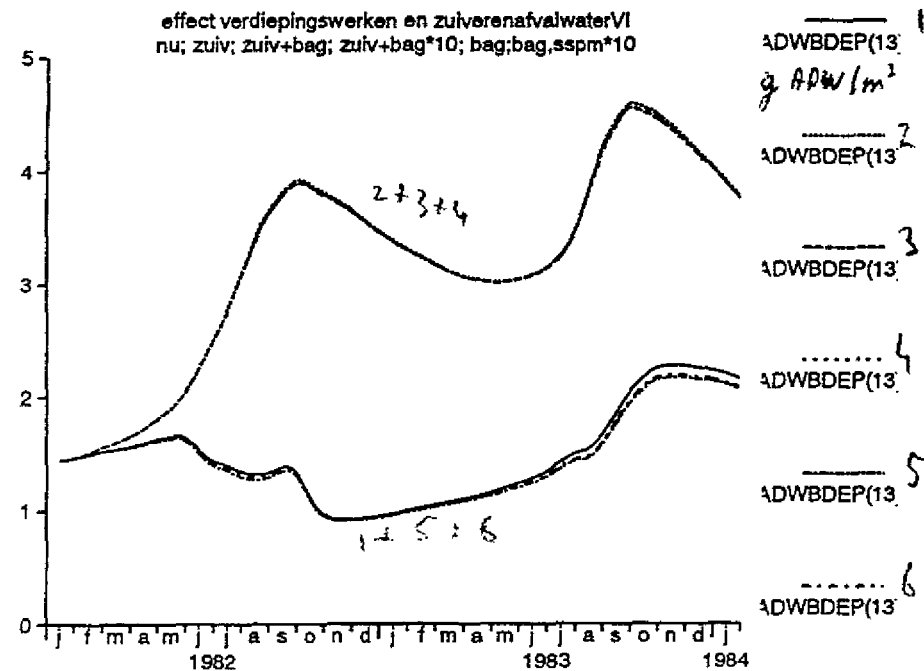


ZOO(12) 1
ZOO(12) 2
ZOO(12) 3
ZOO(12) 4
ZOO(12) 5
ZOO(12) 6



76





BIJLAGE 8.

MOSES TRANSPORT

Hoofdstuk 7 uit:

CONCEPT MOSES-Model of the Scheldt Estuary;
Ecosystem developement under SENECA.

Karline Soetaert, Peter, M.J. Herman
1993

NIOO-CEMO Yerseke
Ecolmod report EM-3 / JEEP report

7 MOSES - transport

7.1 Summary

The exchange of dissolved substances among compartments and over the boundaries is modeled by means of a tide-averaged, constant volume, advective-diffusive finite difference equation (Thomann & Mueller, 1987) using backward differences. Input to the transport model are (advective) freshwater flows across the compartment interfaces and across the boundaries, volumes of the compartments and boundary conditions for the dissolved state variables. Constant dispersive coefficients were obtained by calibration on a conservative substance (chlorinity). An implicit solution of the finite difference equation proved to be substantially faster during the calibration procedure. Its representation and the way to solve it are reported.

Particulate advective transport occurs partly by means of the freshwater flow, partly independent from this flow. This allows for the creation of a turbidity maximum which can shift downstream with higher freshwater flow. As the observations on the load of suspended matter showed too much scatter to be useful in an ecosystem model, a non-linear fit based on freshwater flow and distance along the estuary was used to smooth this data set. The particulate advective coefficients were then calibrated on this smoothed data set. Too many unknowns result in a particulate transport model with a high degree of uncertainty although the fit of simulated and 'observed' suspended matter is encouraging. Also the net transport values of fluvial and marine mud and total net sedimentation agrees with real-world observations.

Resuspension and sedimentation of particulate substances are modeled as a fixed part of total (pelagic) load that sediments to the bottom. Only suspended matter is allowed to be resuspended.

The residence times for a particle in the most upstream compartments was calculated with the transport model. It is in the order of 50 to 70 days for a dissolved substance and 70 to 80 days for a non-sedimenting particulate substance.

7.2 Introduction

Estuaries connect land to sea and a substantial amount of several solutes are transported with the freshwater flow. Within the estuary these chemical species undergo profound changes by various chemical and biological processes. Thus the residence time of substances in the estuary not only affects their rate of transfer to the adjacent coastal zone but also determines their chemical and biological characteristics (Wollast, 1983) and consequently the health of the estuary.

Whereas the net flow of dissolved material is function of the freshwater discharge in the estuary, particulate matter transport can be entirely independent and even opposite to this seaward transport (Dyer, 1988). In well mixed estuaries as the Westerschelde, the circulation pattern induces the occurrence of a turbidity maximum which corresponds to the zone of accumulation of sediments. This particulate matter in the water column is an important factor for the ecosystem as it determines the penetration of light in the water column and hence the magnitude of primary production.

Part of the particulate organic matter will be trapped into the estuarine sediments and will either enter the estuarine benthic food chain or be buried.

Pelagic organisms have a transport behavior somewhat intermediate to the solutes and the particulates and the degree of flushing to the sea will depend on this behavior. As many estuarine organisms have life cycles with time scales that are comparable to the rate at which they are flushed away, the importance of correctly describing transport processes is obvious. Yet many ecological models use only dissolved transport to model exchanges of organisms across the modeled regions (Ruurdij & Baretta, 1988; Radford, 1978; Kremer & Nixon, 1978).

7.3 MOSES transport of dissolved substances

A dissolved substance in estuaries is transported seawards by means of the freshwater flow of the main stream and its tributaries (advective flow), while tidal forces induce short-term oscillatory movements, resulting in a strong mixing (Thomann & Mueller, 1987).

7.3.1 The dissolved transport equation

Mathematical models that follow the time and space distribution of a substance within a tidal cycle are complex, they need detailed information over one tidal cycle for calibration and require a long time for computer simulation. However, in ecological models with a time scale of years one is not interested in variations within a tidal cycle and the model equations can thus be simplified by considering the time scale to be composed of tidal cycle units (Thomann & Mueller, 1987). This is achieved by transposing the transport equation to a new reference frame, which oscillates with the tide so as to maintain a constant volume upstream. Further tidal oscillations are then removed by applying a time averaging operator (O'Kane, 1980). As such the complex partial differential equation describing mass transport within a tidal cycle is brought back to the much simpler differential equation which describes the concentration (s) of a substance as a function of time (t) and space (x):

$$\frac{\partial s}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (Qs) + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (EA \frac{\partial s}{\partial x}) \quad (1)$$

(Thomann & Mueller, 1987), where E is the dispersion coefficient ($m^2 \cdot sec^{-1}$), Q the net advective flow ($m^3 \cdot sec^{-1}$) and A the cross sectional area (m^2).

Such differential equations can only in very general cases be solved analytically and one usually has to resort to approximate equations, which are solved numerically by computer. In practice one uses a 'finite difference' approximation of the equation. The estuary is divided into a series of segments which are supposed to be homogeneous and the average concentration of the substance in each segment is modeled.

$$V_i \frac{ds_i}{dt} = Q_{i-1,i} (\alpha_{i-1,i} s_{i-1} + (1-\alpha_{i-1,i}) s_i) - Q_{i,i+1} (\alpha_{i,i+1} s_i + (1-\alpha_{i,i+1}) s_{i+1}) + E'_{i,i+1} (s_{i+1} - s_i) - E'_{i-1,i} (s_i - s_{i-1}) \quad (2)$$

(Thomann & Mueller, 1987) with $E'_{i,i+1} = E_{i,i+1} * A_{i,i+1} / \Delta x_{i,i+1}$, the bulk

dispersion coefficient ($\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$) and $Q_{i,i+1}$, the advective flow ($\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$) between compartments i and $i+1$.

$A_{i,i+1}$ is the flow interface between compartments, $\Delta x_{i,i+1}$ the dispersion length, i.e. the length from the middle of compartment i to $i+1$.

The coefficients α are a weighing factor for estimating the concentration at the interfaces of segments. More specifically α indicates the importance of the upstream compartment and the more advective a system, the larger the value of α should be (Thomann & Mueller, 1987). Frequently α is set to 1 (backward differencing scheme, e.g. Miller & Mc Pherson, 1991) or to .5 (centered differencing scheme, e.g. Helder & Ruurdij, 1982; Klepper, 1989).

Approximating differential equations by difference equations introduces errors, and there are a number of criteria crucial to the ability of the numerical model to simulate transport processes correctly. Thus there exists the problem of computational instability, which implies an explosive growth of small errors, inevitably present in the numerical computations. Secondly, some concentrations may become negative. Thirdly, in addition to the true dispersion, an undesired 'dispersion' can be introduced (numerical dispersion) as, due to the crude spatial resolution, material is shunted too rapidly from one part of the estuary to the other. These errors put some restrictions on the possible values of the time and spatial step and of the weighing factor α . For backward differencing schemes, positive concentrations are always ensured, but they introduce the maximal numerical dispersion. Central differences have no numerical dispersion linked to spatial differencing, but here limits are imposed on segment size to assure positivity (Thomann & Mueller, 1987).

7.3.2 Implementation into MOSES

The transport of dissolved substances in MOSES was modeled by means of the finite difference equation (2), using the pelagic schematisation (FIGURE 1) as our computational grid. Input to the model are concentrations at the boundaries, advective flows across the interfaces and volumes of the MOSES compartments. Unknowns in the equation are the bulk dispersion coefficients (E') and the best values of α . They were calibrated on chlorinity data of 1982-1985, using the automatic calibration routine of SENECA. As the use of central differences in the three most upstream compartments introduced negative concentrations, their α 's were set to 1 and were not included in the calibration. The best goodness of fit was obtained using overall backward differences (all α 's set to 1). The best dispersive coefficients and flows are represented in addendum (2), goodness of fit in FIGURE 8.

The dispersion coefficients E may be compared among estuaries (Uncles & Radford, 1980). Values obtained from the Westerschelde fall well within ranges reported from the James river ($E=24$), the Mersey (161-360), Southampton water (158), the Tay (5-300), the Thames (53-338 $\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$) (Dyer, 1974 and references) and the Ems (0-450 $\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$) (Helder & Ruurdij, 1982). They are lower than dispersion coefficients in the Severn (160-1620) (Uncles & Radford, 1980) and the Columbia river (5000 $\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$) (Dyer, 1974).

Maximal numerical dispersion introduced due to backward spatial differencing can be calculated as:

$$E_{num} = \frac{Q \Delta x}{2 A} \quad \text{Thomann \& Mueller (1987)}$$

With Q varying from about 50 to 250 $\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$, this gives for the four most

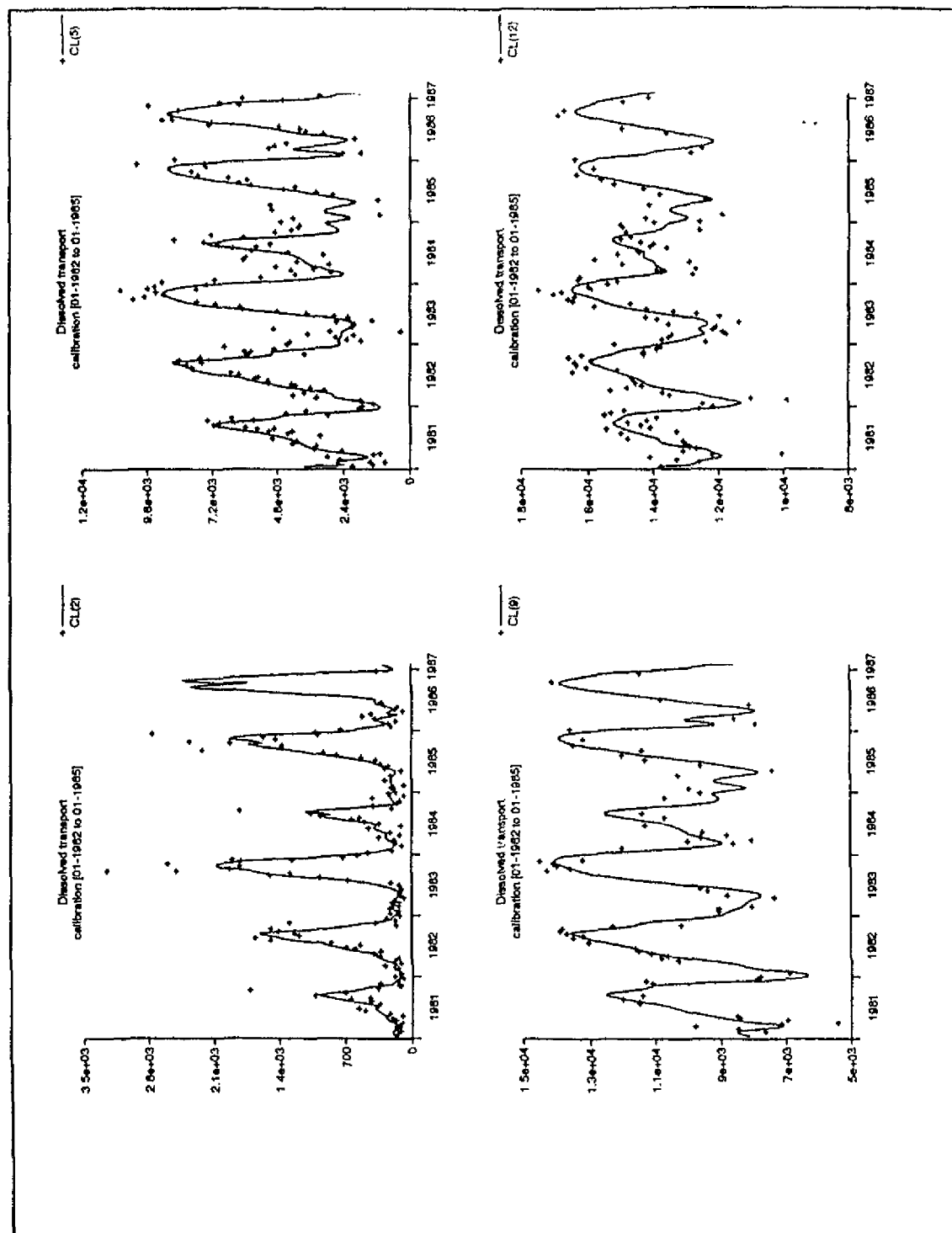


Figure 8. Goodness of fit of the dissolved transport in MOSES

upstream compartments a numerical dispersion which fluctuates from 50 to 200, i.e. up to an order of magnitude larger than the 'true' dispersion (addendum 2). For the more downstream compartments, numerical dispersion becomes a small part of true dispersion. According to Thomann & Mueller (1987) almost purely advective systems can have a reasonable accuracy (error less than 5 %) with E_{num} being 10 times larger than true dispersion. As this is near to the ratio observed in our (mainly advective) upstream

compartments, numerical dispersion due to spatial differencing is considered tolerable in the model. Further reflections on the small numerical dispersion of the model are given in Soetaert & Herman (submitted).

In order to maintain numerical stability for explicit time differencing, it is required that the time step selected is less than the residence time in any segment. In the modelling environment SENECA, the (explicit) Euler integration routine is implemented with variable time step which ensures that numerical errors remain within bounds, but as a result the simulation may be retarded. As during calibration, the model became unbearably slow, it was decided to implement an implicit transport submodel instead of the explicit one above, while keeping other processes explicit (and fast). Explicit methods use only information at the previous time step to calculate the concentrations at the next time step. Fully implicit schemes use only information at the new time. They are solved as a system of equations. Rationale and formulation of the implemented implicit scheme can be found in section 7.8, page 34. After having found the best solution for the dispersion coefficients, the explicit transport model was again computationally stable and was used further on in the ecological model.

The good fit of simulated chlorinities to the data set (FIGURE 8) give confidence that the transport model of dissolved substances as included in MOSES provides an adequate description of the exchange of these substances across compartment boundaries. Notwithstanding the crude spatial detail numerical dispersion remains within bounds, (except perhaps at the most upstream compartments), positivity is always ensured (backward differences) and the system is stable enough to allow for a relatively large time step.

7.4 MOSES transport of particulate matter

Particulate matter transport can be entirely independent and even opposite to dissolved seaward transport. Reasons are the asymmetry in tidal velocities during the eb and flood phase which results in more erosion during flood, the fact that resuspension of particles requires higher velocities than sedimentation and, in partially mixed estuaries, the existence of a landward current near the bottom (Postma, 1967; Dronkers, 1986; Dyer, 1988).

Although depth-integrated, one-dimensional models are barely fit to simulate mud transport in estuaries (Odd, 1988), it is beyond the scope of MOSES to implement a multi-dimensional transport model and the equations used have to be simple and fast as for dissolved substances.

7.4.1 The equation for horizontal particulate transport

In contrast with dissolved matter transport, particles are horizontally moved in the model by means of an 'apparent advective flow', which consists partly of a freshwater advective term Q_{adv} and an independent particulate term Q_{part} . The magnitude of this 'fraction of freshwater flow' was arbitrarily set to .5.

$$Q_{net} = \frac{(Q_{part} + Q_{adv})}{2} \quad (3)$$

with Q_{net} the net apparent advective flow of suspended sediment ($m^3.s^{-1}$), Q_{part} = apparent or 'particulate' flow ($m^3.s^{-1}$) and Q_{adv} the advective freshwater flow ($m^3.s^{-1}$).

Apart from the residual advective transport, a degree of mixing similar to dispersion of dissolved substances occurs, which can be described with the

same dispersion coefficients (E') as determined for dissolved substances (Klepper, 1989).

If the particulate flows (Q_{part}) are negative and larger than the freshwater flow at the seaward side of the estuary, marine suspended matter is allowed to move upstream, against the existing concentration gradient. Positive particulate flows at the freshwater side bring in fluvial sediment. Both opposite particulate flows allow for the creation of a turbidity maximum. The dependence of the net advective flow on the freshwater flow then allows this turbidity maximum to move upstream or downstream with fluctuating freshwater discharge.

The main interest in modeling the transport of particulate substances is to obtain a transport equation for phytoplankton, zooplankton and detritus. The phytoplankton and detritus are influenced by sedimentation and resuspension and as such will behave to some extent as particulates. In the partly mixed area of the estuary phytoplankton, zooplankton and detritus have a vertical distribution somewhat inbetween those of dissolved and particulate matter. Thus it is assumed that their transport behavior is also inbetween both (Klepper, 1989).

The substances are attributed a parameter indicating their 'dissolved like behavior' ($pSUBSTds$) and their net advective flow Q_{net} can then be calculated as

$$Q = Q_{net} = \frac{Q_{part} + Q_{adv}}{2} (1 - pSUBSTds) + Q_{adv} pSUBSTds \quad (3)$$

Remark that $pSUBSTds$ of sediment is 0, which leads to Q_{net} as defined in formula (3).

Total transport of particulate matter is then approximated by the backward difference equation

$$V_i \frac{dc_i}{dt} = Q_{i-1,i} c_{i-1} - Q_{i,i+1} c_i + E'_{i,i+1} (c_{i+1} - c_i) - E'_{i-1,i} (c_i - c_{i-1}) \quad (4)$$

with Q the net advective flow (Q_{net}) as defined above and E' the dispersive flows as obtained for dissolved matter transport.

7.4.2 Vertical movement

Apart from horizontal redistribution, an important exchange of particulates across the bottom-water interface takes place (resuspension and sedimentation) while intense dredging and dumping activity in the brackish part of the estuary causes large shifts in sediments (Belmans, 1988).

As there were no data available that give the deposition rate on each intertidal surface, it was assumed that sedimentation on the intertidal occurs with a constant rate, regardless of the location. This deposition of sediments is expressed as a fraction of total load in the water column that sediments on the intertidal surface per day ($pSEDintt$, in $(g \cdot m^{-2}) \cdot (g \cdot m^{-3})^{-1} \cdot day^{-1}$).

In the subtidal area, either a net sedimentation or a net resuspension occurs, depending on the compartment. This process is expressed in the same way as intertidal exchange, but now each MOSES compartment has its own deposition/resuspension rate ($pSEDsubt(\#)$)

Thus the change of suspended load (C) with time is represented as:

$$\begin{aligned} dC &= dC - pSEDintt * C * Surf/Vol \\ dC &= dC - pSEDsubt(I) * C * Surf/Vol \end{aligned}$$

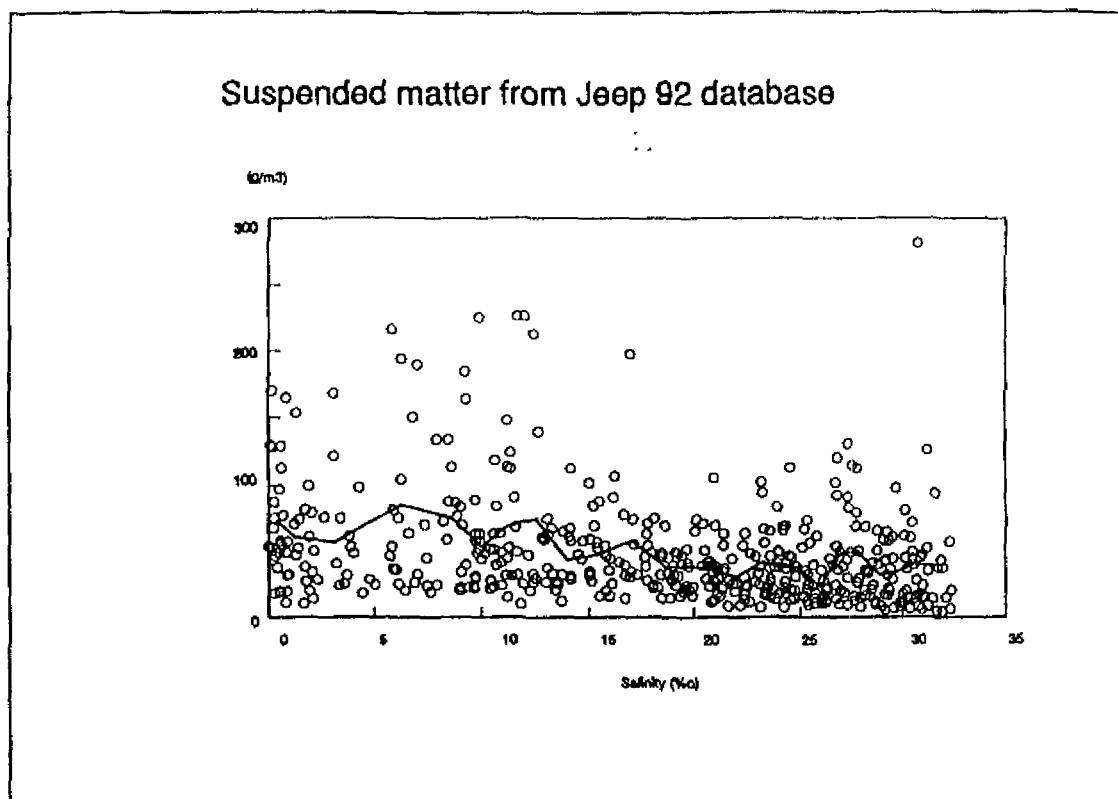


Figure 9. Suspended matter versus salinity with the running average (solid line).
Data from the JEEP data base (de Winter, 1992).

where 'Surf' indicates the surface of the intertidal resp. subtidal area, 'Vol' the volume of the compartment.

Not only the mud particles are apt to resuspension-sedimentation, a considerable sedimentation of phytoplankton and detritus occurs. It is assumed as in Klepper (1989) that the rate of exchange is some fraction of suspended matter exchange, which is governed by the 'part with dissolved-like behavior' ($pSUBSTds$) as defined in formula 27. Thus the exchange rate of a substance in the subtidal is defined as:

$$SUBSTrate = (1 - pSUBSTds) * pSEDsub(I)$$

In the intertidal area, benthic organisms will quickly consume part of the carbon that sediments at slack tide. This will result in a higher net sedimentation rate (coefficient $cSEDenh$). The sedimentation rate of an organic substance on the intertidal flats is then:

$$SUBSTrate = (1 - pSUBSTds) * pSEDintt * cSEDenh$$

The change in time of SUBST then becomes:

$$dSUBST = dSUBST - SUBSTrate * SUBST * Surf / Vol$$

Sedimenting detritus and flagellates join the bottom carbon and die

(stoichiometry is assured with ammonium 1), while sedimenting diatoms join the phyto-benthos pool. As some subtidal bottoms are continuous sources of

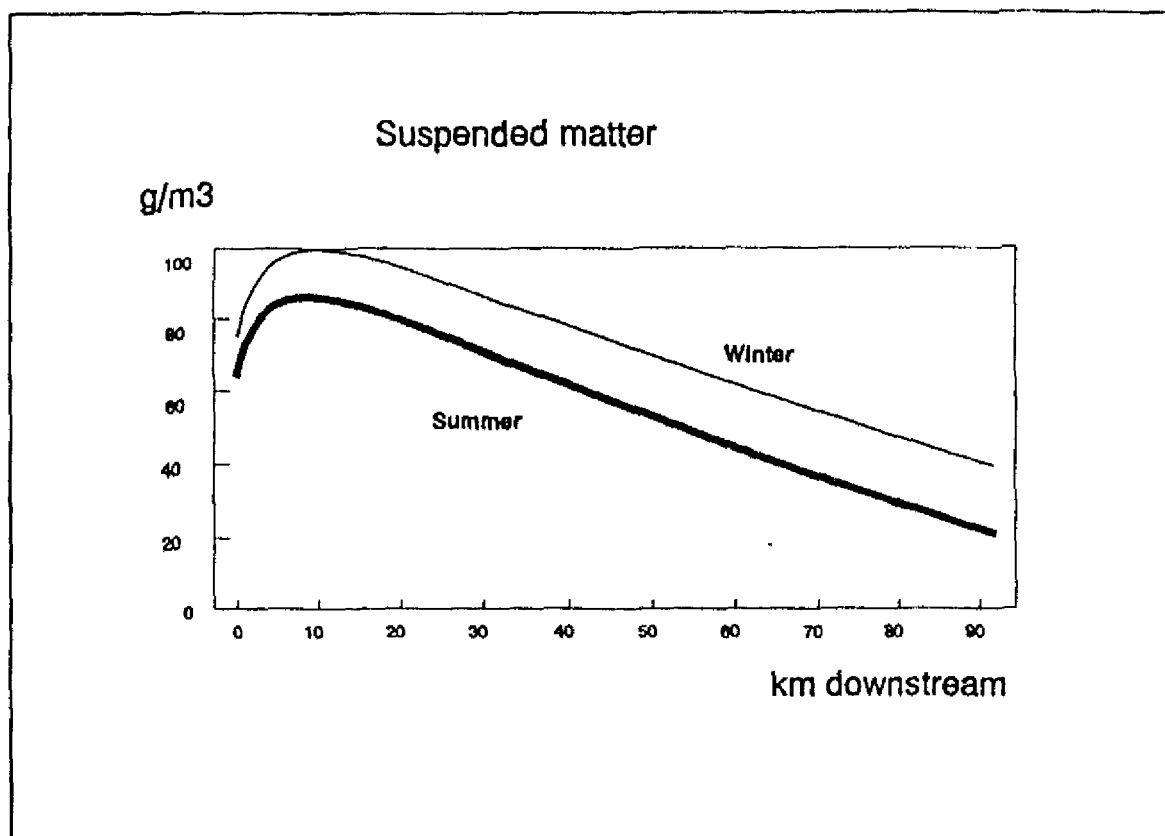


Figure 10. Obtained regression of suspended matter versus distance for a typical summer and winter situation.

matter, it is assumed that they do not contain detritus nor flagellates. Hence only resuspension of mud is allowed to take place there.

7.4.3 Implementation into MOSES

Unknowns in the particulate transport equations are the particulate flows Q_{part} and the sedimentation rates $pSED_{intt}$ and $pSED_{subt}$.

In contrast to dissolved transport, adequate data for calibration of particulate exchange are not available and figures from the literature are sometimes conflicting. For instance in SAWES (1991) the net transport of marine particulates in the estuary is reported to be about 1.4 times as important as the fluvial import, while Van Maldegem et al. (in press) find fluvial import to be about three times the value of total marine import. Due to this high degree of uncertainty, it was decided to estimate the best values of the apparent particulate flows Q_{part} by calibration on suspended matter content alone. An a posteriori check on the net import values then provides an independent check on the obtained model.

For the purpose of this calibration, suspended matter is considered to be equivalent to mud (as in e.g. van Alphen, 1990). Strictly speaking, this is not correct as suspended matter will comprise particles larger than $63 \mu m$. Moreover, organic matter also contributes to mud, but in the Westerschelde suspended matter contains usually less than 10 % organic

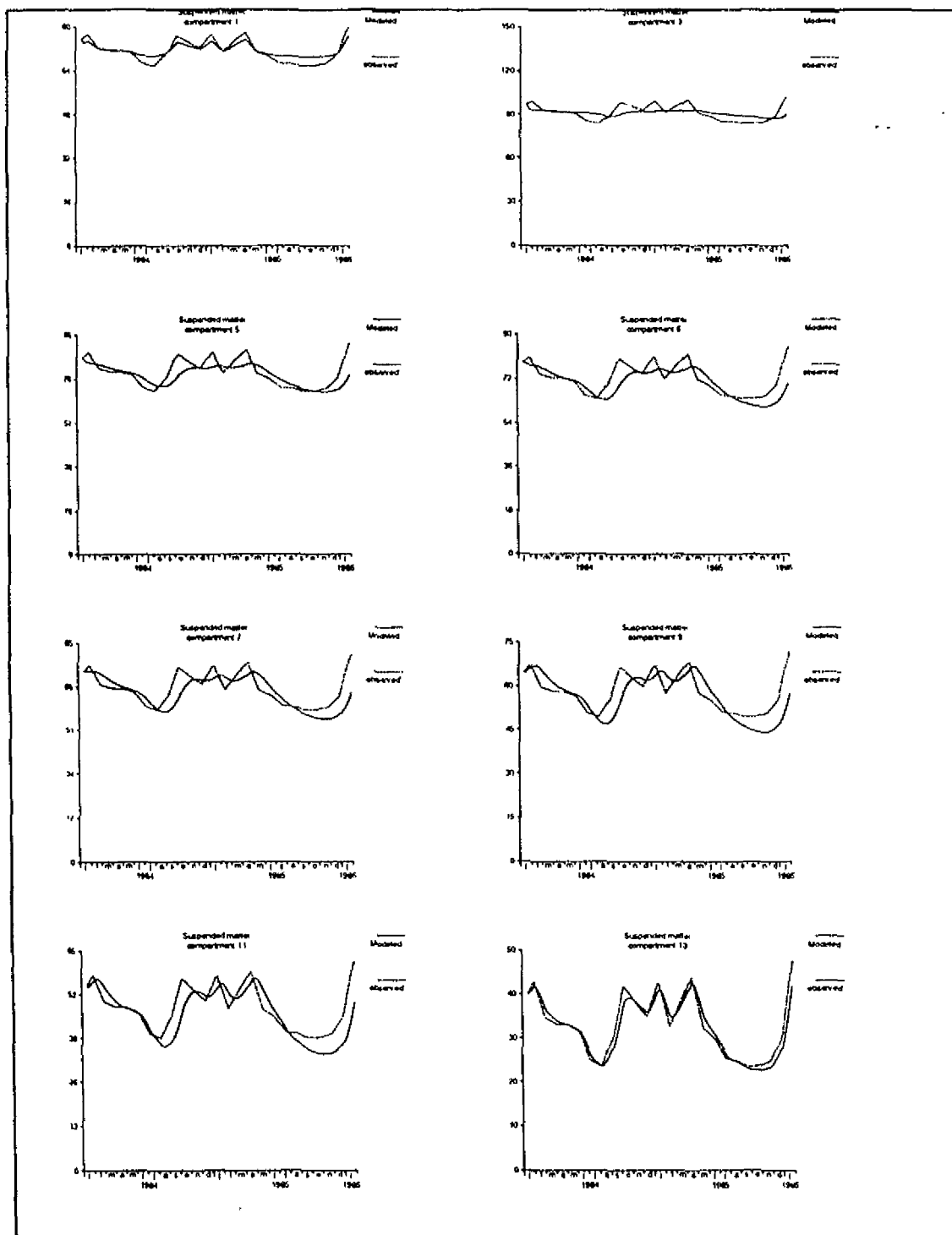


Figure 11. Goodness of fit of the particulate transport in MOSES.

particles.

Sedimentation rates were estimated as follows. The subtidal area belonging to those compartments that act as a sink of particulates were attributed a small deposition rate (.05). The subtidal in compartments that are sources of sediments were attributed a resuspension rate such that total amount of exchange was in the range as reported by Van Maldeghem et al. (in press).

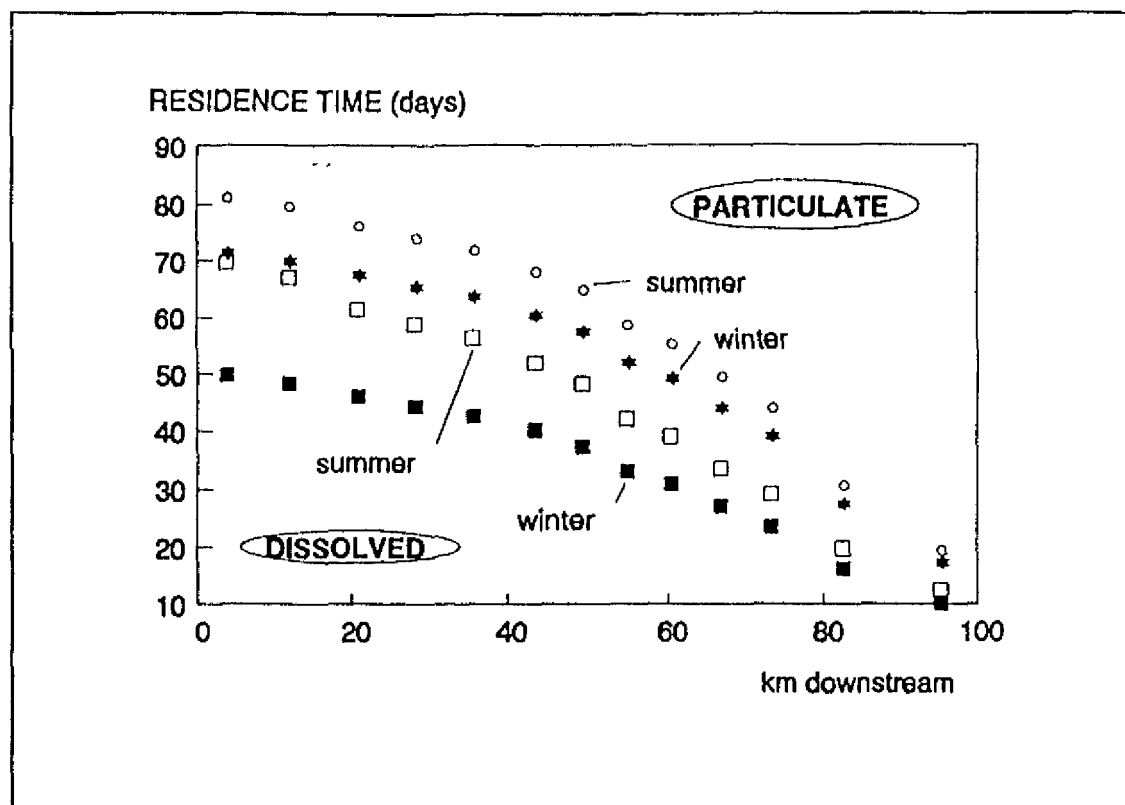


Figure 12. Mean residence time for dissolved and particulate substances in a winter and summer situation.

The constant intertidal sedimentation rate was then calculated such as to obtain a net sedimentation in the entire estuary of about $.9 \cdot 10^9$ gram. day⁻¹ (Van Maldeghem et al., in press). This can be achieved with a net sedimentation rate of $.3$ (g.m⁻².(g.m⁻³)⁻¹.day⁻¹) in the intertidal area. For a suspended load varying between 20 (flushing) and 100 g.m⁻³ (turbidity maximum) this corresponds with a sedimentation of 6 to 30 gram silt.m⁻².day⁻¹, which falls within reported ranges.

Tide-induced variation in current speeds produce a high degree of scatter into the data set of suspended matter (FIGURE 9). Moreover, the amount of observed data and their temporal spacing was not sufficient to enable a reasonable calibration. For the ecosystem model (which models average days rather than tidal cycles), it seemed desirable to remove this tide-induced variation and to obtain an adequate representation of daily mean suspended load with as few parameters as possible. On the average, the suspended load increased from the freshwater boundary towards compartment 2 and then declined steadily towards the sea. Also a seasonal trend was apparent, with turbidity being higher under high advective flow conditions. Thus, if x represents the distance of compartment I to the upstream boundary and FLOW the freshwater discharge, the 'best' regression obtained was

$$\text{SUSP}(I) = 300 \cdot \ln(x) - 15.92 \cdot (\ln(x))^2 + 0.016 \cdot \text{FLOW} \cdot \ln(x) - 0.062 \cdot \text{FLOW} - 1332.$$

(FIGURE 10).

This allows for a turbidity maximum which moves slightly downstream with increasing freshwater flow.

The transport model was calibrated against these calculated values of

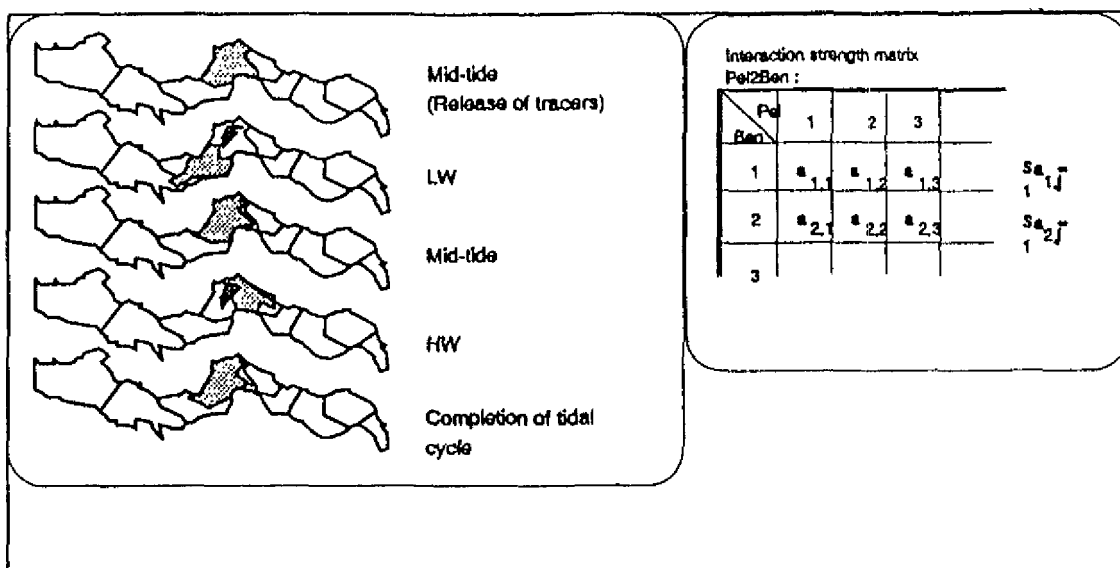


Figure 13. Benthic-pelagic coupling. In grey is a pelagic compartment which moves over a benthic compartment (black).

suspended matter rather than to the real observed data. Suspended matter in the model was allowed to change due to import across the boundaries (sea, freshwater), and net sedimentation and was transported according to formula (4). The range of the particulate flows was set positive for the most upstream compartments (importing fluvial sediment), negative for the most downstream compartments (importing marine sediments).

Values of the particulate flux thus obtained are in addendum (3) and the produced GOF in FIGURE 11. Remark that a time lag of modeled concentration versus 'observed' concentration is apparent and increases towards the central compartments.

In addendum 4 the yearly net import of marine and fluvial mud and the total yearly sedimentation obtained with this submodel are compared with values reported by SAWES (1991) and Van Maldegheem et al. (in press). There was a reasonable agreement with values cited by Van Maldegheem et al. (in press), although the marine mud in MOSES penetrates slightly less deep into the estuary, while the import of freshwater mud is somewhat overestimated both in magnitude and penetration downstream. Net import values of marine sediment reported by SAWES (1991) are probably too high: an initial calibration using these values as observed data resulted in particulate flows (Q_{part}) that were far too large to be realistic.

Yearly net sedimentation is also close to literature values (Addendum 4). Net resuspension of particulate matter occurs in MOSES compartments 4, 8 and 12, while sedimentation is most pronounced in compartments 6, 7, 10, 11 and 13.

7.5 Calculation of characteristic time scales

The residence time for both a dissolved substance and a particulate non-sedimenting substance, for the various compartments was calculated (FIGURE 12). Residence time of compartment I is herein defined as the average time

a water mass in the middle of the compartment needs to leave the estuary. It can be calculated by setting the initial concentration of this compartment to 1, while having the other compartments empty and following the decline of total concentration through time (see Soetaert & Herman, submitted). This was done for both a summer and a winter situation.

The residence time for dissolved substances in the upper estuary is about 50 days during high flushing conditions (winter) and about 70 days under low freshwater discharge (summer). This seasonal difference is especially pronounced in the most upstream (and most advective) compartments and declines toward the sea. Particulates in the upper estuary have a residence time that is somewhat higher, i.e. about 70 days in winter, 80 days in summer.

7.6 Benthic-pelagic coupling

Describing transport in a constant volume reference frame instead of a fixed frame has some important advantages for pelagic variables: as the frame moves along with the watercolumn, temporal oscillations due to the tides are circumvented. However, problems arise when describing the benthos: oddly enough the bottom now moves with respect to the reference frame with a periodicity of the tides. Thus a bottom compartment interacts with different pelagic compartments during the course of one tidal cycle (FIGURE 13). In the coupling of benthic and pelagic processes in MOSES this was taken into account.

For each intertidal bottom compartment the fraction of time that each pelagic compartment resides above this bottom will be calculated with a 2D hydrodynamical model of the Schelde estuary (Portela et al., 1992). We assume that the degree of interaction of this bottom with the various pelagic compartments is proportionate to this residence time. Benthopelagic coupling is then implemented as an array with dimensions (benthic compartments) * (pelagic compartments) representing the relative interaction of each bottom compartment with each pelagic compartment (FIGURE 13).

The subtidal compartmentalization is conform to the pelagic compartments. Here the pelagic-benthic coupling was done more directly by assuming that during each tidal cycle the more upstream and downstream compartment reside for 25 % above the subtidal compartment, while the corresponding pelagic compartment resides for about 50 % above each subtidal compartment. Thus it is assumed that a pelagic compartment moves in one tidal cycle for a distance of about its length.

7.7 Discussion

As in the models of the Ems-Dollard (Helder & Ruurdij, 1982), the Cumberland Basin (Gordon et al., 1986), the Severn estuary (Radford, 1978) and the Oosterschelde (Klepper, 1989), transport of dissolved substances in the Westerschelde model is driven by the freshwater discharge (advective term) and mixing (dispersive term). As tidal currents in the Westerschelde are quite high with respect to the freshwater flow, tidally-driven dispersion will be the main component of the mixing term. Thus mixing is likely to change with tidal range through the Spring/Neap cycle (Radford, 1978), or with magnitude and direction of wind speed (Zimmerman, 1976). Yet the use of a fixed dispersion coefficient in the Westerschelde provided

a close fit between modeled and observed salinities suggesting that tidal range and wind are not that important (see also Soetaert & Herman, submitted). This gives confidence in using this model as a basis for representing inter-regional transfers of solutes.

In contrast with most ecosystem models, an attempt has been made to allow for organisms to behave more or less as particulate matter and thus increasing their residence time in the estuary. A strategy as described in Klepper (1989) was adopted and modified. At first sight the agreement between simulated and 'observed' suspended data is encouraging. However, during the calibration exercise we obtained an equally satisfying fit with sedimentation rates that were far too low to be realistic and a turbidity maximum can also easily be modeled without extracting particulate matter from the sea. Nevertheless, as the net import of sediment from both the sea and the freshwater zone are reasonably well modeled and the net sedimentation in the model reproduces real-world observations it was decided that this crude representation of particulate transport was sufficient for incorporation into an ecosystem model.

7.8 Implicit solution of the finite-difference equation with backward differences.

Whereas in an explicit scheme one only uses data of the previous time step to calculate derivatives at the current time step, a fully implicit scheme uses data only at the current time step. Thus with α set to 1

$$V_i \frac{(S_i^{t+\Delta t} - S_i^t)}{\Delta t} = Q_{i-1,i} S_{i-1}^{t+\Delta t} - Q_{i,i+1} S_i^{t+\Delta t} + E'_{i,i+1} (S_{i+1}^{t+\Delta t} - S_i^{t+\Delta t}) - E'_{i-1,i} (S_i^{t+\Delta t} - S_{i-1}^{t+\Delta t})$$

with S_i^t = concentration in compartment i at time step t.

Rearranging one obtains:

$$S_i^t = \frac{\Delta t}{V_i} * [- (Q_{i-1,i} + E'_{i-1,i}) S_{i-1}^{t+\Delta t} + (\frac{V_i}{\Delta t} + Q_{i,i+1} + E'_{i,i+1} + E'_{i-1,i}) * S_i^{t+\Delta t} - E'_{i,i+1} S_{i+1}^{t+\Delta t}]$$

and at the boundaries:

$$S_1^t = \frac{\Delta t}{V_1} * [- (Q_{0,1} + E'_{0,1}) S_0^{t+\Delta t} + (\frac{V_1}{\Delta t} + Q_{1,2} + E'_{1,2} + E'_{0,1}) * S_1^{t+\Delta t} - E'_{1,2} S_2^{t+\Delta t}]$$

and

$$S_{13}^t = \frac{\Delta t}{V_{13}} * [- (Q_{12,13} + E'_{12,13}) S_{12}^{t+\Delta t} + (\frac{V_{13}}{\Delta t} + Q_{13,sea} + E'_{13,sea} + E'_{12,13}) * S_{13}^{t+\Delta t} - E'_{13,sea} S_{sea}^{t+\Delta t}]$$

Or, in matrix formulation and putting $E'_{0,1} = 0$ (no dispersion at the upper boundary):

$$\begin{array}{ccccccccc}
 b_1 & c_1 & 0 & 0 & 0 & & & & s_1^{t+\Delta t} & s_1^t + \Delta t/V_1 * Q_{0,1} * s_0^{t+\Delta t} \\
 a_2 & b_2 & c_2 & & & & & & s_2^{t+\Delta t} & s_2^t \\
 0 & a_3 & b_3 & c_3 & & & * & & s_3^{t+\Delta t} & = s_3^t \\
 & & & & & & & & & \\
 & & & & & & & & & \\
 0 & 0 & 0 & a_{13} & b_{13} & & & & s_{13}^{t+\Delta t} & s_{13}^t + \Delta t/V_{13} * E'_{13,sea} * s_{sea}^{t+\Delta t}
 \end{array}$$

(9)

with $a_i = -\Delta t/V_i (Q_{i-1,i} + E'_{i-1,i})$ $b_i = 1 + \Delta t/V_i (Q_{i,i+1} + E'_{i-1,i} + E'_{i,i+1})$ $c_i = -\Delta t/V_i * E'_{i,i+1}$

As the terms $s_{sea}^{t+\Delta t}$ and $s_0^{t+\Delta t}$ on the right hand side are to be calculated on the next time step, they are substituted by the explicit terms s_{sea}^t and s_0^t .

Thus the transport submodel reduces to the solution of a tridiagonal set of linear algebraic equations, which can easily be solved for all $s_i^{t+\Delta t}$ by backsubstitution (Press et al., 1987).

At first sight, a conflict seems to arise by the use of implicit time differencing in the transport equation, while SENECA (the simulation package) uses explicit time differencing. This was solved as follows: for every compartment i the concentration at time step $t+1$ (i.e. one SENECA time unit later) was estimated by solving equation (9) with Δt set to 1. The temporal derivatives were then calculated as:

$$\frac{ds_i}{dt} = s_i^{t+1} - s_i^t$$

and submitted to the integration routine of SENECA.