

nota GWWS-91.085

Zuurstofgehalten 1989 bij
Schaar van Ouden Doel.

auteur(s): A.M.B. Holland en K. Kramer

datum: 10 oktober 1991

samenvatting: Vanaf eind 1987, maar vooral in de zomer van 1988 en de eerste helft van 1989 is het zuurstofgehalte in de Schelde bij Schaar van Ouden Doel onverwacht een stuk lager dan het langjarig gemiddelde. Door K. Kramer is op kontraktbasis een studie uitgevoerd naar de oorzaak van de zuurstofafname. Dit gebeurde met simulatiemodellen die voor de Westerschelde ontwikkeld zijn. Voor de simulaties zijn gegevens gebruikt van een standaardjaar, dat zijn de gemiddelde gegevens van de periode 1980-1988. Het blijkt dat de achteruitgang in zuurstofgehalte bij Schaar van Ouden Doel in het standaardjaar, met uitsluitend de temperatuur van 1989, voor ruim 40% verklaard wordt. Met uitsluitend de (geschatte!) belasting van de Schelde in 1989 wordt de achteruitgang in zuurstofgehalte voor ruim 90% verklaard en met uitsluitend de hoge windsnelheid van 1989 wordt een toename in het zuurstofgehalte van 26% berekend. Wordt 1989 gesimuleerd, met de temperatuur van 1989 én de geschatte debieten en lozingen in dat jaar, dan wordt er te Schaar van Ouden Doel een verlaging in zuurstofgehalte berekend van 42% ten opzichte van de gemiddelde situatie. Dit is in overeenstemming met de gemeten achteruitgang in zuurstofconcentratie bij Schaar van Ouden Doel in 1989. Naast de presentatie van de resultaten van het modelonderzoek bevat deze nota een interessant overzicht van alle belangrijke processen en interacties die van invloed zijn op het zuurstofgehalte van zoute wateren.

Inhoudsopgave

0 Samenvatting	1
1 Inleiding en probleemstelling	5
2 Procesbeschrijving	11
2.1 Reaeratie	11
2.1.1 Zuurstofdeficiet	12
2.1.2 Zuurstofoverdrachtscoëfficiënt	13
2.1.2.1 Windsnelheid en temperatuur	13
2.1.2.2 Wind (theorie)	17
2.1.2.3 Wind (empirisch)	18
2.1.2.4 Stroming (theorie)	20
2.1.2.5 Stroming (empirisch)	21
2.1.2.6 Oppervlak-actieve stoffen	22
2.1.2.7 Stoffen in het water	23
2.1.2.8 Regenval	23
2.1.3 Gekozen zuurstofoverdrachtscoëfficiënt	24
2.2 Stikstofprocessen	26
2.2.1 Nitrifikatie	26
2.2.2 Denitrifikatie	30
2.2.3 Ammonifikatie	32
2.3 Biochemisch zuurstofverbruik	35
2.4 Temperatuurscoëfficiënt	37
2.5 Overzicht parameterwaarden en procesbeschrijving	38
3 Gevoeligheidsanalyse	40
3.1 Windsnelheid	40
3.2 Temperatuur	42
3.3 Vracht zuurstofverbruikende stoffen	44
3.4 Konklusies gevoeligheidsanalyse	46

4	Zuurstofbalans	47
4.1	Kalibratie	47
4.2	Overzicht modelberekeningen 1980-1988	49
4.3	Analyse 1989	49
4.3.1	Resultaten analyse 1989	51
4.3.1.1	Invloed van vracht van de Schelde plus zijdelingse lozingen	57
4.3.1.2	Invloed van temperatuur	57
4.3.1.3	Invloed van windsnelheid	57
4.3.1.4	Invloed van debiet	58
4.3.1.5	Invloed van windsnelheden plus lozingen	58
4.3.1.6	Invloed van debiet en lozingen	58
4.3.1.7	Invloed van temperatuur, vracht plus zijdelingse lozingen, en windsnelheden	59
4.3.1.8	Invloed van temperatuur, debiet en windsnelheid	59
4.3.1.9	Invloed van zwevend stof	59
4.3.1.9.1	Troebelheidsmaximum	59
4.3.1.9.2	Baggeren en storten	60
4.3.2	Diskussie analyse 1989	61
4.3.2.1	Lozingen	61
4.3.2.2	Temperatuur	63
4.3.2.3	Windsnelheid	64
4.3.3	Konklusies analyse 1989	64
5	Konklusies en aanbevelingen.	65
6	Literatuur	67
	BIJLAGEN	71

1. Inleiding en probleemstelling

Dit rapport bestaat uit een aantal delen:

- Hoofdstuk 2 behandelt de processen en vergelijkt de door CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO gebruikte formulering en parameterwaarden met wat er in de literatuur bekend is.

Hieruit volgde dat sommige procesformuleringen en/of parameterwaarden moesten worden gewijzigd. Er is veel nadruk gelegd op de beschrijving van reaeratie, omdat dit proces in een getijdesysteem nog onvoldoende bekend was.

Uiteindelijk is er gekozen voor een empirische formulering waarbij de reaeratiesnelheid afhankelijk is van zowel de windsnelheid als de stroomsnelheid.

- In hoofdstuk 3 wordt de gevoeligheid van het systeem onderzocht voor verandering in windsnelheid, temperatuur en vracht zuurstofverbruikend materiaal. Dit is gedaan met CHARONW, gecalibreerd voor 1983. Per proces wordt de mate van verandering onderzocht.

De hoeveelheid geresaeerde zuurstof is afhankelijk van de windsnelheid. Verschillen in windsnelheid blijken hierdoor belangrijke gevolgen te hebben voor het verloop van zuurstofverbruikende processen.

Afhankelijk van de gekozen temperatuurscoëfficiënt is een proces meer of minder gevoelig voor verandering in temperatuur. De uiteindelijke konklusie of de temperatuur al dan niet de oorzaak is van het lage zuurstofgehalte in de Schelde is daarmee afhankelijk van de keuze van de temperatuurscoëfficiënten van de verschillende processen.

Het effect van de hoeveelheid zuurstofverbruikend materiaal is vergeleken met dat bij een reductie van 50%. Het biologisch zuurstofverbruik wordt hierdoor in de eerste segmenten van het geschematiseerde estuarium sterk verminderd. Het zuurstofgehalte verbetert echter slechts in relatief geringe mate. Dit komt doordat nitrifikatie toeneemt als gevolg van de grotere beschikbaarheid van zuurstof.

- Hoofdstuk 4 geeft een zuurstofbalans voor een periode in 1989, waarvan de meetgegevens sterk afwijken van het langjarig gemiddelde. Dit wordt gedaan met DELWAQ-CHARON-DYNAMO waarin de ervaring, die is opgedaan in bovengenoemde delen, wordt gebruikt. Er wordt uitgegaan van een standaardjaar, dit is het gemiddelde van de periode 1980-1988. Achtereenvolgens wordt van elke externe faktor die het zuurstofgehalte beïnvloedt onderzocht welk percentage van de vermindering in zuurstofgehalte in 1989 door deze faktor verklaard kan worden.

Dit onderzoek is het gevolg van de waarneming dat vanaf eind 1987, maar vooral in 1988 en 1989 het zuurstofgehalte bij Schaar van Ouden Doel onverwacht is verslechterd. Onverwacht, omdat er in de periode 1980 tot 1986 juist een geleidelijke toename was van het jaargemiddelde O₂-gehalte (Beleidsplan Westerschelde, 1989).

Een verklaring van dit verschijnsel zou met de beschikbare gegevens en hulpmiddelen eigenlijk gevonden moeten kunnen worden. Bij Schaar van Ouden Doel wordt al jaren lang om de veertien dagen een veelheid aan metingen verricht en de ontwikkeling van het Zuurstofmodel Westerschelde (CHARONW) en het waterkwaliteitsmodel Westerschelde (DELWAQ-CHARON-DYNAMO) is dermate ver gevorderd, dat ze toepasbaar zijn bij de verklaring van een dergelijk probleem. Deze modellen zijn door het Waterloopkundig Laboratorium in opdracht van DGW ontwikkeld. CHARONW is de voorloper van DELWAQ-CHARON-DYNAMO. De belangrijkste uitbreiding van DELWAQ-CHARON-DYNAMO ten opzichte van CHARONW is de DYNAMO-module die een beschrijving geeft van de ontwikkeling van algen in het watersysteem.

Voor deze modellen is de Westerschelde geschematiseerd in 7 segmenten, gelegen tussen de plaats waar de rivier de Rupel in de Schelde stroomt en het Nauw van Bath. Zie bijlage SEGMENT op blz. 90.

Het is nuttig eerst een indruk te hebben van de belangrijkste verschillen tussen de jaren 1988 en 1989 ten opzichte van het gemiddelde in de periode 1980 tot en met 1989. In de bijlage DATA zijn de meetgegevens van alle relevante parameters in figuren weergegeven van de periode 1980 tot en met 1989 van het routinemeetpunt van DGW bij Schaar van Ouden Doel. De getrokken lijn is steeds het gemiddelde van deze periode, en is per waterkwaliteitskenmerk in de figuren hetzelfde. Dit om een vergelijk eenvoudiger te maken. Bij zuurstof is tevens de zuurstofverzadigingswaarde weergegeven, berekend volgens vergelijking (2) uit paragraaf 2.1 Reaëratie. Het debiet is gemeten in de Schelde bij Schelle.

Hieronder worden de opvallendste afwijkingen van 1988 en 1989 ten opzichte van de gemiddelde situatie beschreven. Aangegeven wordt welke invloed deze factoren op het zuurstofgehalte kunnen hebben.

- temperatuur (blz. 73). In 1988 blijken de eerste 80 dagen en in 1989 de eerste 120 dagen 3 & 4 graden boven het gemiddelde te liggen. Bij een hoge temperatuur is de verzadigingsconcentratie lager dan bij een lage temperatuur. In een niet-verzadigde situatie zal het zuurstofdeficiet afnemen bij een toename in temperatuur, omdat de verzadigingswaarde lager komt te liggen. Het zuurstofdeficiet is het verschil (tekort) in zuurstofconcentratie in het

water ten opzichte van de verzadigingskoncentratie. Door een toename in temperatuur neemt het zuurstofverbruik door biologische en chemische processen toe. Het gevolg is dat het zuurstofgehalte daalt en het zuurstofdeficiet groter wordt. Een toename in de temperatuur heeft dus twee tegengestelde effecten op het zuurstofdeficiet. Het zuurstofdeficiet wordt netto groter bij een hogere temperatuur als de verlaging van het zuurstofgehalte door zuurstofverbruikende processen groter is dan de verlaging van de zuurstofverzadigingswaarde.

Het belang van het zuurstofdeficiet ligt in het feit dat reaeratie hieraan recht evenredig is gerelateerd. Als het zuurstofdeficiet kleiner wordt bij toenemende temperatuur, dan wordt er minder zuurstof door reaeratie in het water gebracht. Wordt het deficiet groter, dan wordt er meer zuurstof gereae-reerd.

- debiet (blz. 74). Vooral in de winter en voorjaar 1988 was er een hoge afvoer, ook de rest van 1988 had een debiet dat vaak boven het gemiddelde lag. In 1989 was het debiet gedurende vrijwel het gehele jaar lager dan het gemiddelde van 1980-1989. Dit heeft tot gevolg dat de chloridegehalten in 1988 laag zijn en in 1989 hoog (blz. 75). Bij een toename in het chloridegehalte neemt de zuurstofverzadigingswaarde af. In een niet-verzadigde situatie en bij een gelijkblijvend zuurstofgehalte wordt het zuurstofdeficiet dus kleiner bij een lager debiet. Dit heeft tot gevolg dat er minder zuurstof wordt gereae-reerd. Hierin verschilt 1988 belangrijk van 1989.
- windsnelheid (blz. 76). In januari 1989 ligt het maandgemiddelde ver onder het gemiddelde van 1980 tot en met 1989. De maandgemiddelde waarden van februari en maart liggen echter ruim boven het gemiddelde, overeenkomstig aan 1988. Naast het zuurstofdeficiet is de windsnelheid de belangrijkste faktor die de reaeratiesnelheid bepaalt: hoe hoger de windsnelheid, des te groter de reaeratie. Bij lage windsnelheden zal de reaeratiesnelheid naast het zuurstofdeficiet door de stroomsnelheid bepaald worden, en deze is bij een vergelijk tussen de jaren konstant te veronderstellen.
- ammonium (blz. 77). In 1988 ligt het ammoniumgehalte gedurende vrijwel het gehele jaar onder het gemiddelde. In 1989 ligt deze concentratie gedurende het gehele jaar onder het gemiddelde.
- nitriet + nitraat (blz. 78). In 1988 ligt gedurende gehele jaar de nitriet + nitraatkonzentratie rond het gemiddelde. In 1989 ligt deze waarde de eerste 150 dagen ver boven het gemiddelde.

Het afwijken van de gehalten van de stikstofcomponenten in 1989 kan betekenen dat vooral stroomopwaarts van Schaar van Ouden Doel de nitrifikatie (de

omzetting van ammonium in nitraat) toegenomen is ten opzichte van de gemiddelde situatie.

- biochemisch zuurstofverbruik (blz. 79). In 1988 ligt dit gehalte rond het gemiddelde. In 1989 liggen de meeste metingen ver onder het gemiddelde van 1980-1989. Ook hiervoor geldt dat in 1989 het zuurstofverbruik door oxydatie van de betreffende stoffen stroomopwaarts van Schaar van Ouden Doel plaats gevonden kan hebben.
- primaire produktie. Een algenpopulatie produceert een zekere hoeveelheid zuurstof. Deze hoeveelheid hangt af van het nutriënten aanbod (dat in de Westerschelde groot is), de hoeveelheid licht (bepaald door het doorzicht, blz. 80 en het zwevend stof, blz. 81) en de temperatuur. Een grove indruk van de zuurstofproduktie door primaire producenten kan verkregen worden door de chlorofyl-a gehalten te bekijken (blz. 82). Gedurende de zomers van beide jaren (1988/89) ligt de chlorofyl-a concentratie echter duidelijk onder het gemiddelde. Hierbij moet wel bedacht worden dat Schaar van Ouden Doel wat algen betreft op de grens van zout en zoet ligt: zoetwatalgen zullen sterven vanwege het hoge zoutgehalte, zoutwatalgen zullen sterven vanwege het lage zoutgehalte, zodat onbekend is welke fraktie van het gemeten chlorofyl-a actief is. Alleen hierom al is vertaling van chlorofyl-a gehalten naar zuurstofproduktie een moeilijke zaak.
- zuurstofgehalte (blz. 83). Dit is het resultaat van het krachtenspel om zuurstof door bovenbeschreven factoren. Het is zo goed als onmogelijk om met kennis van de invloed per faktor afzonderlijke gedachtenexperimenten uit te voeren, om de invloed op de gevonden verandering in zuurstofgehalte in te schatten. Een modelaankpak als DELWAQ-CHARON-DYNAMO is daarvoor geschikt, omdat daarin wel met alle invloeden tegelijkertijd rekening gehouden wordt. In 1988 worden vooral in de zomerperiode lage zuurstofgehalten gevonden, terwijl in 1989 al vanaf het begin van het jaar lage waarden worden gevonden. Dit herstelt zich enigszins tegen het einde van 1989. Ook valt op dat er in 1989 geen waarden gevonden zijn die ver boven het gemiddelde liggen, in tegenstelling tot andere jaren. Er zijn in 1989 blijkbaar weinig of geen situaties geweest waarin de zuurstofconcentratie zich zou kunnen herstellen. Vooral de eerste drie maanden van 1989 zijn interessant voor een nadere analyse gezien het extreme karakter ervan. Vermoed wordt dat de hoge temperatuur in deze periode het zuurstofgehalte in sterke mate heeft bepaald. In dit onderzoek zal worden onderzocht of dit ook daadwerkelijk het geval is, en zoja, welke processen vooral door een hogere temperatuur beïnvloed worden.

- zuurstofverzadigingswaarde (blz. 83). Als gevolg van bovengenoemde temperatuur- en chloridegehalten blijkt dat voor 1988 de zuurstofverzadigingswaarde ongeveer de eerste 80 dagen laag is ten opzichte van het gemiddelde, vanaf t=80 volgt de zuurstofverzadigingswaarde van 1988 het gemiddelde. In 1989 is echter gedurende het gehele jaar een verlaagde zuurstofverzadigingswaarde gevonden, met name gedurende de eerste 100 dagen. Een hoge temperatuur blijkt volgens de gebruikte formule een grotere invloed te hebben op de zuurstofverzadigingswaarde dan een hoog chloridegehalte. Echter gezien het verschil in chloridegehalten tussen 1988 en 1989, en de overeenkomstige temperatuur, is het debiet dat deze verschillen in chloridegehalte veroorzaakt een faktor om rekening mee te houden.

Behalve veranderingen in interne processen door veranderingen in temperatuur, debiet en windsnelheid, kunnen er ook wijzigingen zijn in de emissies van zuurstofverbruikende stoffen (BOD, NH_4^+ , org-N, etc.). Over de precieze waarden van emissies bestaat veel onduidelijkheid. Wel is het zo dat het deel van de achteruitgang in zuurstofgehalte dat niet verklaard kan worden door veranderingen in zuurstofverbruik door interne processen, veroorzaakt moet zijn door een wijziging in de emissies.

Dit rapport zal in een aantal delen worden opgedeeld:

- processen. De manier waarop de zuurstofbeïnvloedende processen in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO gemodelleerd zijn zal beschreven worden, met de gebruikte parameterwaarden. Deze beschrijving en de gebruikte waarden zullen vergeleken worden met wat er in de literatuur hierover geschreven wordt. De resultaten van dit hoofdstuk zullen gebruikt worden om het model DELWAQ-CHARON-DYNAMO nader af te regelen voor de segmenten rond Schaar van Ouden Doel. Hierbij ligt de nadruk op het reaeratieproces. De invloed van wind en stroming is relatief onbekend voor getijdesystemen.
- gevoeligheidsanalyse. Onderzocht zal worden in welke mate het zuurstofverbruik, c.q. de zuurstoftoevoer van bovengenoemde processen verandert indien externe variabelen als de temperatuur, wind of de belasting met zuurstofverbruikende stoffen verandert. Dit is gedaan met CHARONW.
- zuurstofbalans. De zuurstofconcentratie blijft konstant als het verbruik even groot is als de toevoer. Het zuurstofgehalte daalt als het zuurstofverbruik groter is dan de toevoer (reaeratie plus produktie door algen). Is de toevoer groter dan het verbruik, dan stijgt het zuurstofgehalte. Een balans waarin de snelheid van verbruik en toevoer van zuurstof is weergegeven toont zodoende

in één oogopslag wanneer de zuurstofconcentratie daalt dan wel stijgt. De snelheid van zuurstofverbruik en -toevoer kan per proces worden bekeken, zodat te zien is welke faktor, of combinatie daarvan verantwoordelijk is voor de lage zuurstofconcentratie. Dit is uitgevoerd met DELWAQ-CHARON-DYNAMO. Omdat vooral het voorjaar van 1989 voor meerdere parameters sterk afwijkt van de gemiddelde situatie, zal de analyse van de lage zuurstofconcentratie zich toespitsen op deze periode.

2. Procesbeschrijving

In dit hoofdstuk zal een beschrijving worden gegeven van reaeratie, ammonifikatie, nitrifikatie, denitrifikatie en het biologisch zuurstofverbruik. Deze processen hangen sterk met elkaar samen, waarbij zuurstof als de bindende faktor optreedt. Per proces zullen de parameters besproken worden die van belang zijn, en tevens in welke mate verandering in de waarde van een parameter de processnelheid beïnvloedt. Verder zal de procesbeschrijving en de parameterwaarden zoals die door CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO worden gebruikt, vergeleken worden met methoden respectievelijk waarden zoals die in de literatuur gevonden zijn.

2.1. Reaeratie

Reaeratie is de uitwisseling van zuurstof tussen de lucht- en waterfase op grond van het zuurstoftekort of zuurstofoverschot in het water ten opzichte van de verzadigingsconcentratie. Deze uitwisseling wordt in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO beschreven door:

$$\frac{dO_2}{dt} = K_L \cdot (O_{2sat} - O_2) / H \quad (1)$$

K_L	= zuurstofoverdrachtscoëfficiënt	[m/dag]
O_{2sat}	= zuurstofconcentratie bij verzadiging	[mg O_2 /L]
O_2	= zuurstofconcentratie	[mg O_2 /L]
H	= gemiddelde diepte	[m]

Omdat reaeratie een oppervlakteproces is, is voor hoeveelheid zuurstof die per liter wordt gereaereerd de verhouding tussen het oppervlak en volume van het desbetreffende watersysteem van belang. Oftewel: $K_a = K_L / H$. K_a wordt de reaeratieconstante genoemd en bepaalt de snelheid van reaeratie per liter water van een watersysteem, bij een gegeven zuurstofdeficiet. De waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt ligt gemiddeld tussen 1 en 2. De waarde van het zuurstofdeficiet bij Schaar van Ouden Doel is meestal veel groter: gemiddeld 7 à 8 (mg/l). In formule (1) is het zuurstofdeficiet de term $(O_{2sat} - O_2)$. Een goede berekening van het zuurstofdeficiet is dus belangrijker dan een zeer nauwkeurige berekening van K_L . Ook onnauwkeurigheid in de waarde van de gemiddelde diepte kan een wezenlijk verschil geven tussen de berekende en de werkelijke reaeratie (zie vergelijking (1)).

2.1.1. Zuurstofdeficiet

Het zuurstofdeficiet is het verschil tussen de zuurstofverzadigingswaarde en het werkelijke zuurstofgehalte. De reaeratiesnelheid is rechtevenredig met dit zuurstofdeficiet zodat het van belang is de zuurstofverzadigingswaarde nauwkeurig te kennen. De zuurstofverzadigingsconcentratie is afhankelijk van de temperatuur en chloridegehalte en wordt in DELWAQ-CHARON-DYNAMO uitgerekend volgens (Van Pagee, 1978a):

$$O_{2sat} = (0,680 - 0,0006 \cdot T) \cdot (755,4 - 0,032 \cdot T^2) \cdot (1 - 0,009 \cdot ((d-1000)/1,45)) \cdot (1/(T+35)) \quad [\text{mg } O_2/\text{L}] \quad (2)$$

$$S = 1,806 \cdot Cl^- + 0,030 \quad (3)$$

$$d = 1000,0 + 0,80 \cdot S - 0,0061 \cdot (T - 4 + 0,2 \cdot S)^2 \quad (4)$$

$$S = \text{saliniteit} \quad [\text{mg/L}]$$

$$Cl^- = \text{chlorideconcentratie} \quad [\text{g/L}]$$

$$d = \text{dichtheid water} \quad [\text{g/L}]$$

$$T = \text{temperatuur} \quad [^{\circ}\text{C}]$$

In de bijlage DATA is voor ieder jaar het verloop van de zuurstofverzadigingswaarde weergegeven (blz. 81). Wordt de verzadigingswaarde uitgezet tegen de temperatuur, bij een konstant chloridegehalte van 4 gr/L, dan blijkt er een redelijke overeenstemming te zijn met de vergelijking:

$$O_{2sat} = 11,32 - 0,27 \cdot T \quad [\text{mg } O_2/\text{L}] \quad (5)$$

Bij stijgende temperatuur zal de zuurstofverzadigingswaarde met 0,27 mg O_2 per graad Celcius afnemen. Het jaargemiddelde chloridegehalte te Schaar van Ouden Doel is ongeveer 4 g Cl^-/l . In de winter en het voorjaar van 1989 is de temperatuur ongeveer 8 $^{\circ}\text{C}$. Dit is zo'n drie graden boven het gemiddelde van de periode 1980-1989. De bijbehorende zuurstofverzadigingswaarden zijn 9,97 en 9,16 voor het gemiddelde van 1980-1989, respectievelijk de waarde van 1989, zodat de zuurstofverzadigingswaarde in 1989 8% onder het gemiddelde ligt. In welke mate het zuurstofdeficiet verandert is hier niet te zeggen, omdat het zuurstofgehalte door veel meer factoren wordt beïnvloed.

De invloed van het chloridegehalte op de zuurstofverzadigingswaarde werkt in vergelijking (2) via de dichtheid van water. Om een indruk te krijgen van de invloed van chloride op de verzadigingswaarde: bij 5 $^{\circ}\text{C}$ heeft de faktor $1 - 0,009 \cdot ((d-1000)/1,45)$ de waarde 0,82 bij een chloridegehalte van 19 g/L, en 0,95 bij een chloridegehalte van 4 g/L. De variatie rond het normale jaarverloop van het chloridegehalte bij Schaar van Ouden Doel is echter veel geringer. Het chloridegehalte bij Schaar van Ouden Doel varieert van 1 tot 7 gr Cl^-/l . (zie blz. 72, bijlage DATA).

Gekonkludeerd kan worden dat de temperatuurveranderingen een veel grotere invloed hebben op het zuurstofverzadigingspercentage dan veranderingen in het chloridegehalte.

2.1.2. Zuurstofoverdrachtscoëfficiënt K_L

De zuurstofoverdrachtscoëfficiënt geeft bij een bepaald zuurstofdeficiet de snelheid van de reaeratie aan. Het is een konstante die beïnvloed wordt door vele factoren, waaronder temperatuur, windsnelheid, stroomsnelheid, stoffen in het water en stoffen op het water. In de volgende paragrafen zal de invloed van deze factoren op K_L behandeld worden. Op grond daarvan wordt gekozen welke factoren voor de Westerschelde van belang zijn. In CHARONW wordt de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt beschreven met $K_L = 0,04 \cdot W_{10}^2$ meter per dag, waarbij de windsnelheid op 10 meter hoogte konstant wordt gehouden op 5 m/s, omdat windsnelheidsveranderingen niet zijn gemodelleerd. Daardoor is de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt bij Schaar van Ouden Doel steeds 1 meter per dag. Onderzocht zal worden in hoeverre deze beschrijving overeenkomt met in literatuur gevonden beschrijvingen. Het doel is een goede beschrijving te vinden voor reaeratie in getijdesystemen en deze toe te passen in DELWAQ-CHARON-DYNAMO.

2.1.2.1. Windsnelheid en temperatuur

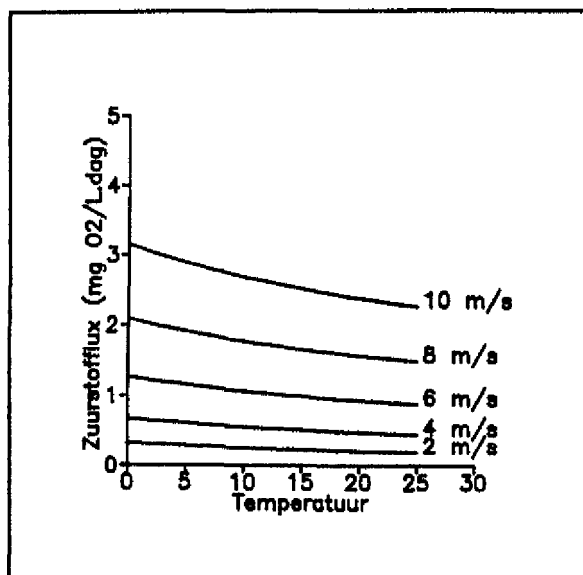
De zuurstofoverdrachtscoëfficiënt wordt vaak beschreven in termen van windsnelheid en temperatuur. In GREWAQ (De Vries et al., 1988) wordt de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt benaderd door:

$$K_L = 0,03 \cdot W_{10}^2 \cdot 1,016^{T-20} + 0,15 \quad [\text{m/d}] \quad (6)$$

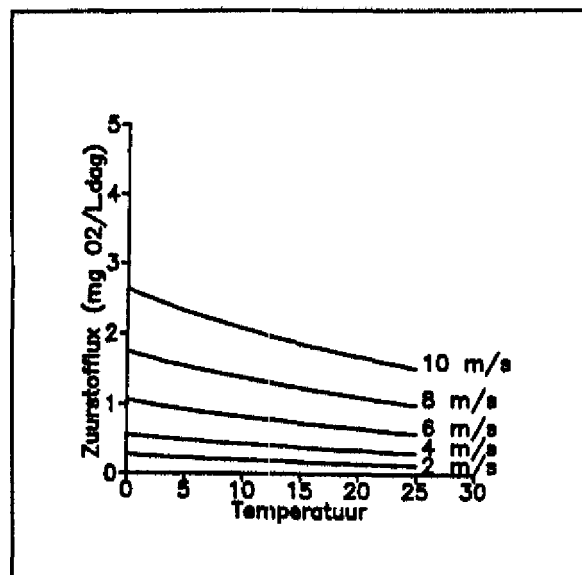
W_{10} = windsnelheid op 10 meter hoogte [m/s]
 T = watertemperatuur [°C]
Formule 6 is (deels) empirisch, zodat de eenheden niet kloppen.

Voor deze formulering kan uit figuur 1 tot en met 4 een indruk worden verkregen van de snelheid van de reaeratie of zuurstofflux bij een bepaalde temperatuur, windsnelheid en zuurstofconcentratie.

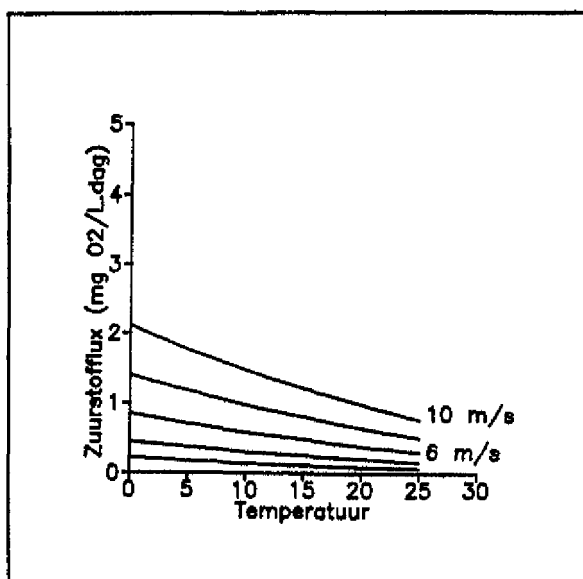
Er is een diepte aangehouden van 9 meter. Dit is de gemiddelde diepte van segment 5 volgens de nieuwe schematisatie op bijlage SEGMENT (naar G. Wattel, 1989). Voor de berekening van de zuurstofverzadigingswaarden is een chloridegehalte van 4 gram per liter aangehouden.



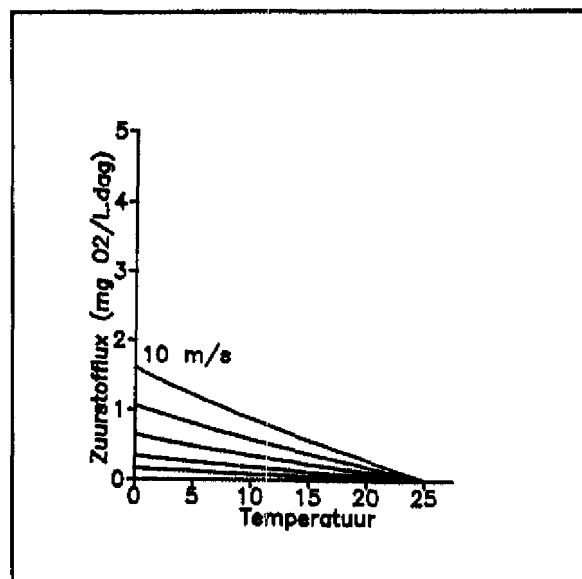
Afbeelding 1 Zuurstofconcentratie 2 mg/L.



Afbeelding 2 Zuurstofconcentratie 4 mg/L.



Afbeelding 3 Zuurstofconcentratie 6 mg/L.



Afbeelding 4 Zuurstofconcentratie 8 mg/L.

Reeratiesnelheid als functie van temperatuur en windsnelheid. Windsnelheid 2-10 m/s, diepte 9 m, $[Cl^-] = 4$ gr/L. Berekend volgens vergelijking (1), (2), (3), (4) en (6) uit de tekst.

Het is te zien dat er een kwadratisch verband is tussen de zuurstofflux en de windsnelheid, en een lineair verband tussen zuurstofflux en zuurstofgehalte. Het effect van een toename in temperatuur op de zuurstofflux, bij een konstant zuurstofdeficiet en konstante windsnelheid, is gering. Verandering in windsnelheid heeft daarentegen een groot effect. Dit effect is groter naar mate het zuurstofdeficiet groter is.

De temperatuur is van invloed op het reaeratieproces doordat de moleculaire diffusie, de oppervlaktespanning, de viscositeit en de dichtheid van het water afhankelijk zijn van de temperatuur (Delvigne, 1980). De temperatuursinvloed wordt gewoonlijk beschreven als een effect op de K_L , wat tot uitdrukking komt in de volgende formule:

$$K_L(T) = K_L(20) \cdot \theta^{T-20} \quad (7)$$

$K_L(20)$ = zuurstofoverdrachtscoëfficiënt bij 20 °C [m/dag]
 θ = konstante

O'Connor et al. geven een range voor θ van 1,016 tot 1,04 en gebruiken de waarde 1,025. Delvigne geeft een range voor θ van 1,016 voor het filmvernieuwingsmodel, tot 1,057 voor het filmlaag model (zie hieronder) en adviseert de waarde 1,016 omdat het filmvernieuwingsmodel de meest realistische beschrijving geeft van wat er op de grens tussen lucht en water gebeurt. Deze waarde wordt ook door GREWAQ gehanteerd. Vanwege de algemene overeenstemming voor de waarde 1,016 van de θ van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt zal deze waarde ook in DELWAQ-CHARON-DYNAMO gehanteerd worden.

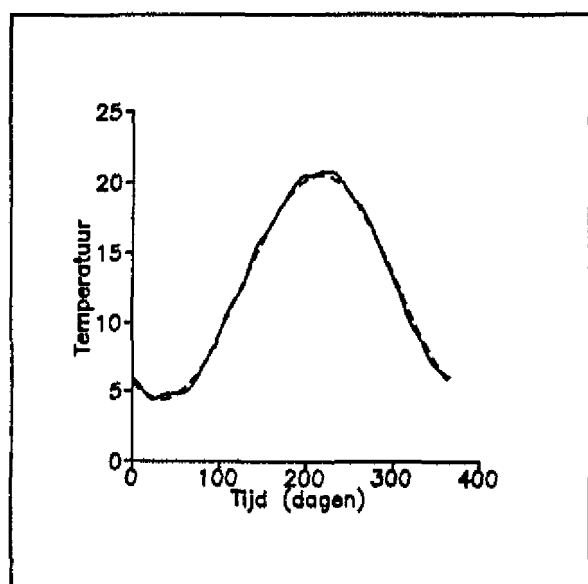
Een hoge temperatuurscoëfficiënt betekent een lage reaeratiesnelheid bij lage temperatuur. Echter een verandering in temperatuur bij een hoge temperatuurscoëfficiënt heeft procentueel een groter effect dan bij een lage temperatuurscoëfficiënt. Bijvoorbeeld voor de temperatuurverhoging in het voorjaar van 1989 met drie graden ten opzichte van de gemiddelde situatie, betekent dit voor $\theta = 1,016$ een toename van de reaeratie van 4,9%/3°C, en voor $\theta = 1,025$ een toename van 7,8%/3°C. Voor de maximaal gevonden waarden van θ van 1,04 (O'Connor et al.) is de toename 12,8%/3°C en voor θ van 1,057 (Delvigne) zelfs 18,2%/3°C. De keuze van de waarde van θ heeft blijkbaar belangrijke gevolgen voor de verandering in de reaeratiesnelheid bij een verandering in temperatuur.

Temperatuur en windsnelheid zijn niet gedurende het gehele jaar konstant. Het verloop van deze variabelen over het jaar kan met een cosinus beschreven worden met een zeker gemiddelde en amplitude. Figuur 5 is verkregen door van de periode 1980-1989 de dagelijkse temperatuur te berekenen met behulp van lineaire interpolatie tussen de meetgegevens bij Schaar van Ouden Doel. Vervolgens is per dag de gemiddelde temperatuur berekend (de doorgetrokken lijn) en is er een functie door gefit (de gestippelde lijn). De gekozen temperatuursfunctie is:

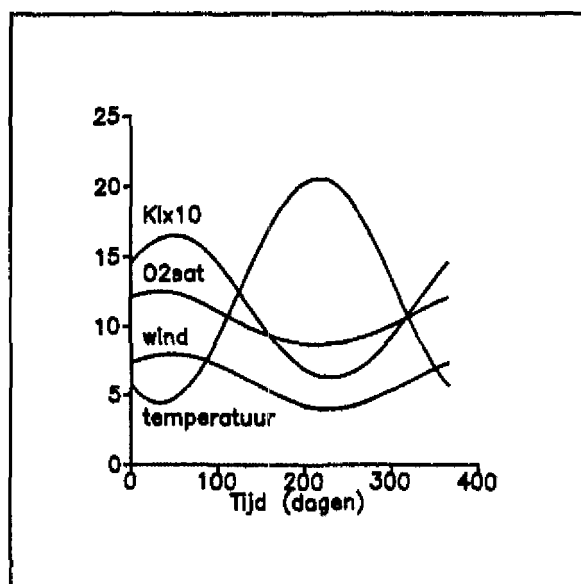
$$T(t) = 12,5 + 8,1 \cdot \cos(2\pi \cdot ((t/365) - (216/365))) \quad (8)$$

De gemiddelde jaartemperatuur is 12,5 °C, de amplitude 8,1 °C en de maximumtemperatuur ligt op 4 augustus.

De windsnelheid op tien meter hoogte gedraagt zich in mindere mate als een cosinus. In navolging van GREWAQ is er gekozen voor een jaargemiddelde van 6 m/s en een amplitude van 2 m/s met het maximum op 15 februari. Zie de bijlage DATA (blz. 73) over de windsnelheid te Schaar van Ouden Doel. In figuur 6 is in een figuur de zuurstofverzadigingsconcentratie, de temperatuur en de windsnelheid uitgezet tegen de tijd volgens bovengenoemde formules. Onder deze omstandigheden is de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt berekend volgens vergelijking (6), en eveneens in figuur 6 weergegeven. Bij deze schaal is K_L met 10 vermenigvuldigd. Voor het chloridegehalte is 4 gr/L gekozen.



Afbeelding 5 Temperatuurverloop te Schaar van Ouden Doel. Getrokken lijn: gemiddelde 1980-1989. Gestippelde lijn: $T(d)=12,5+8,1 \cdot \cos(2\pi(d/365)-(216/365))$



Afbeelding 6 Zuurstofverzadigingsconcentratie (mg/L); temperatuur (°C); windsnelheid (m/s); $K_L \times 10$ (m/dag). Diepte 9 m. $[Cl^-]$ 4 gr/L.

De waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt blijkt bij een dergelijk verloop van temperatuur en windsnelheid tussen de 0,6 en 1,6 m/dag te liggen. De hoogste windsnelheid is bij deze formulering echter slechts 8 m/s, zodat verwacht kan worden dat de waarde van K_L incidenteel hoger zal liggen dan hier geschatst.

2.1.2.2. Wind (theorie)

In zijn literatuuronderzoek gaat Van Pagee (1978b) uitgebreid in op theoretische en empirische modellen die windgedreven reaeratie proberen te beschrijven. Hieronder zal een samenvatting worden gegeven van de belangrijkste resultaten van dit literatuuronderzoek.

Uit verschillende theoretische modellen blijkt dat de schuifspanningssnelheid in de waterfase de karakteristieke grootheid is die de windafhankelijkheid van de reaeratie bepaalt. Er zijn echter geen experimenten bekend waarin deze grootheid wordt bepaald, maar er is wel een benadering mogelijk. De schuifspanningssnelheid is gedefinieerd als:

$$u_* = (t_w/d_w)^{1/2} \quad (9)$$

u_* = schuifspanningssnelheid van waterfase [m/s]
 t_w = oppervlakte schuifspanning in de waterfase [kg/m.s²]
 d_w = dichtheid van water [kg/m³]

Uit een literatuurverzameling van de heer Wu blijkt, dat uit veldomstandigheden de schuifspanning die de wind uitoefent op het wateroppervlak vrij goed te beschrijven is door de relatie:

$$t_1 = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot d_1 \cdot W_{10}^{2,5} \quad 1 \text{ m/s} < W_{10} < 15 \text{ m/s} \quad (10)$$

t_1 = oppervlakteschuifspanning in de luchtfase [kg/m.s²]
 d_1 = dichtheid van lucht [kg/m³]

Veelal wordt verondersteld dat ongeveer 20% van deze schuifspanning 'verloren' gaat in het opwekken c.q. in stand houden van golven, zodat de schuifspanning die het water doet stromen gelijk is aan $t_w = 0,8 \cdot t_1$. Uitgaande van $d_1 = 1,24 \text{ kg/m}^3$ en $d_w = 1006 \text{ kg/m}^3$ (dit volgt uit vergelijking (3) en (4) bij een chlooridegehalte van 4 en bij 10 °C), volgt:

$$u_* = 7,02 \cdot 10^{-4} \cdot W_{10}^{1,25} \quad [\text{m/s}] \quad (11)$$

Op grond van de schuifspanningssnelheid kan een indruk worden verkregen over de waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt K_L . Als uitgegaan wordt van de veronderstelling dat de opname van zuurstof volledig wordt bepaald door het transport van zuurstof over de diepte door turbulente diffusie, dan geldt (Van Pagee, 1978b):

$$K_L = c \cdot u_* \cdot 86400 \quad [\text{m/d}] \quad (12)$$

Waarbij c ligt tussen 0,04 en 0,2 afhankelijk van de dikte van de laag die zuurstofverzadigd is. De faktor 86400 in (12) is nodig om van m/s om te rekenen naar m/d. Ook in andere formules komt deze faktor terug.

Uit vergelijking (11) en (12) volgt dat K_L voor het turbulente diffusie model ligt tussen de 2,43 en 12,13 meter per dag maal de windsnelheid tot de macht 1,25. Gebleken is echter dat het turbulente diffusiemodel een mate van reaeratie suggereert die ca. 10-1000 maal groter is dan door middel van experimenten wordt waargenomen. De mate van reaeratie die op grond van het turbulente diffusiemodel wordt berekend, moet dan ook als de theoretisch maximale waarde van reaeratie beschouwd worden. Het verschil tussen het theoretische maximum en de experimentele gegevens moet worden toegeschreven aan een extra weerstand bij de opname van zuurstof. Deze extra weerstand is in andere modellen wel ingebouwd in de vorm van een laminaire laag waarin de verplaatsing van zuurstof over de diepte plaatsvindt door moleculaire diffusie. Door de invoering van een dergelijke laag wordt de mate van reaeratie bepaald door de eigenschappen van deze laag.

Een van deze modellen is het filmlaagmodel. In dit model wordt verondersteld dat aan het oppervlak een laminaire laag aanwezig is die de belangrijkste weerstand vormt voor zuurstofabsorptie, zodat de mate van reaeratie voornamelijk afhangt van de moleculaire diffusie en de dikte van de laag, δ . Op grond van dit model is de minimale waarde van reaeratie te berekenen.

Als $\delta = 10^{-5} \cdot H$ dan kan de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt op grond van dit model benaderd worden door:

$$K_L = 0,001 \cdot u^*.86400 \quad [\text{m/s}] \quad (13)$$

Dit komt neer op 0,061 meter per dag, wat een zeer lage waarde is. De werkelijke waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt zal liggen tussen het theoretische minimum van het filmlaagmodel, en het theoretische maximum van het turbulente diffusie model. Omdat deze theoretische waarden een nogal groot bereik hebben (0,06 tot 12,13 m/dag) zullen hieronder de empirisch bepaalde waarden van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt nader onderzocht worden.

2.1.2.3. Wind (empirisch)

Liss (in Van Patee, 1978b) heeft onderzoek gedaan in een bak van 4,5x0,3x0,1 meter, en heeft de waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt bepaald als functie van de windsnelheid op tien centimeter hoogte. Omrekenen naar veldomstandigheden leverde hem het volgende resultaat op:

$$K_L = 0,16 \cdot W_{10}^{0,63}$$

$$K_L = 0,03 \cdot W_{10}^{1,9}$$

$$1 < W_{10} < 4,1 \text{ m/s}$$

$$W_{10} > 4,1 \text{ m/s}$$

$$[\text{m/dag}] \quad (14a)$$

$$[\text{m/dag}] \quad (14b)$$

Als er rekening gehouden wordt met verschillen tussen laboratorium- en veldomstandigheden, dan moet volgens Liss vergelijking 14a vermenigvuldigd worden met een faktor 2 en vergelijking 14b met een faktor 1,3. De verandering in afhankelijkheid van K_L van de windsnelheid is mogelijk het gevolg van een regime-overgang in het reaeratiemechanisme door het ontstaan van ribbels op het wateroppervlak. Ofwel door de overgang van een laminair systeem naar een min of meer turbulent systeem. Uit 14a plus bovengenoemde korrektie volgen waarden voor K_L die liggen tussen 0,32 en 0,77 meter per dag. Uit 14b volgen waarden van K_L die groter zijn dan 0,57 meter per dag.

Interessant zijn de reaeratiemetingen van Banks in het Theems-estuarium. Hij stelt dat uit zijn metingen de volgende vergelijking van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt kan worden afgeleid:

$$K_L = 0,86 + 0,29 \cdot W_{10} \quad [\text{m/dag}] \quad (15)$$

Het konstante deel van de reaeratie moet toegeschreven worden aan getijdestromen in het Theems-estuarium. Deze konstante is dus niet zomaar voor andere estuaria te gebruiken. Na een 'vertaling' van de gemeten warmte-uitwisselingscoëfficiënt vindt hij tenslotte de volgende windafhankelijkheid:

$$K_L = 0,36 \cdot W_{10}^{0,5} \quad 1 < W_{10} < 6 \text{ m/s} \quad [\text{m/dag}] \quad (16a)$$

$$K_L = 0,03 \cdot W_{10}^{2,0} \quad 6 < W_{10} < 30 \text{ m/s} \quad [\text{m/dag}] \quad (16b)$$

Uit vergelijking 16a volgen waarden voor K_L die liggen tussen 0,36 en 0,88 meter per dag, en uit 16b volgen waarden voor K_L die liggen tussen 1,08 en 27 meter per dag, hoewel windsnelheden van 30 meter per seconde (108 km/uur) zich niet vaak zullen voordoen. In het Theems-estuarium treedt de overgang van een laminair naar een turbulent systeem van zuurstofoverdracht bij een iets hogere windsnelheid op dan onder de laboratoriumomstandigheden die Liss heeft bestudeerd, namelijk bij 6 meter per seconde in plaats van 4,1 meter per seconde. De empirisch bepaalde waarden van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt liggen zowel bij Liss als bij Banks binnen het bereik van de theoretische minimum en maximum waarden. De empirische minimumwaarde van K_L ligt echter aanmerkelijk hoger dan het theoretische minimum van 0,06 m/dag. De waarden van K_L in een turbulent systeem zullen afhankelijk van de windsnelheid in de meeste gevallen onder het theoretische maximum van ruim 12 meter per dag liggen.

Hierna zal nader ingegaan worden op het belang van stroming voor de zuurstof-overdracht van lucht naar water, omdat verwacht kan worden dat bij lage windsnelheden er door stroming nog een belangrijke mate van reaeratie zal optreden.

2.1.2.4. Stroming (theorie)

Delvigne (1980) heeft een literatuuronderzoek verricht dat een vervolg is op dat van Van Pagede (1978b). Hierin beschouwt hij reaeratie in rivieren waar vooral de stroming van belang is. Hieronder volgt een samenvatting van zijn voornaamste bevindingen.

Er bestaat een verzameling modellen waarvan de mate van reaeratie ligt tussen de waarden die door het turbulente-diffusiemodel worden berekend (theoretisch maximum) en die door het filmlaagmodel worden berekend (theoretisch minimum). Wat deze modellen gemeen hebben is, dat ze rekening houden met de vernieuwing van het wateroppervlak.

Higbie veronderstelt een watersysteem dat stagnant is voor een korte periode, t_e (orde 5-10 seconden), waarin zuurstof uit de luchtlaag wordt geabsorbeerd en door moleculaire diffusie naar beneden getransporteerd wordt, gevolgd door volledige menging van het gehele watersysteem door turbulente diffusie. Voor K_L geldt dan:

$$K_L = 2 \cdot (D_m / (\pi \cdot t_e))^{1/2} \quad [\text{m/dag}] \quad (17)$$

t_e = tijdsduur waarin gehele watersysteem stagnant is [dag]

D_m = moleculaire diffusiviteit [m²/dag]

Danckwerts breidt dit idee uit door een systeem te veronderstellen dat uit verschillende waterelementen bestaat, die individueel volledige menging kunnen ondergaan met een verschillende periodeduur tussen de mengingen. Daarvoor koppelt hij aan elk oppervlakte-element een verdeling van de levensduur volgens:

$$f(t) = r \cdot e^{-rt} \quad (18)$$

$f(t)$ = fraktie van oppervlakte-elementen met ouderdom tussen t en $t + \Delta t$

r = gemiddelde oppervlaktevernieuwingssnelheid [1/dag]

Vervolgens geeft Danckwerts de volgende benadering voor K_L :

$$K_L = (D_m \cdot r)^{1/2} \quad [\text{m/dag}] \quad (19)$$

Dobbins stelt in Danckwerts' model een grens aan de diepte tot waar de zuurstof door moleculaire diffusie in het water doordringt. Op deze wijze wordt er weer

een film met dikte δ gekreëerd, zodat Dobbins' model een koppeling is van het vernieuwingsmodel met het filmlaagmodel en het turbulente diffusiemodel. Net als in het filmlaagmodel is het bovenste laagje verzadigd met zuurstof en is de onderliggende watermassa homogeen gemengd. Echter nu worden gedeelten van het oppervlak bij tijd en wijle turbulent gemengd. Voor dit model leidt Dobbins de volgende vergelijking af:

$$K_L = (D_m \cdot r)^{1/4} \cdot \cotan((r \cdot \delta^2 / D_m)^{1/4}) \quad [\text{m/dag}] \quad (20)$$

δ = dikte filmlaag [m]

Op dit model zijn vele aanpassingen verondersteld voor verschillende watersystemen. In de meeste gevallen blijkt de relatie tussen de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt en de schuifspanningssnelheid de volgende te zijn:

$$K_L = (D_m / V)^{1/4} \cdot u_* \quad [\text{m/dag}] \quad (21)$$

V = kinematische viskositeit [m²/dag]

Delvigne (1980) gaat dieper in op deze, en andere, theoretische beschrijvingen van K_L .

2.1.2.5. Stroming (empirisch)

O'Conner en Dobbins vinden voor rivieren met een kleine verticale snelheidsgradient, zoals bij diepe rivieren en/of rivieren met een niet te ruwe bodem dat voor de vernieuwingsnelheid geldt:

$$r = U/H \quad [1/s] \quad (22)$$

U = gemiddelde stroomsnelheid [m/s]
 H = gemiddelde diepte [m]

Zodat voor de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt geldt:

$$K_L = (D_m \cdot U/H \cdot 86400)^{1/4} \quad [\text{m/dag}] \quad (23)$$

Churchill et al. doen zeer uitgebreide metingen en komen na het toetsen van deze metingen aan 19 vergelijkingen tot de volgende empirische specificatie van vergelijking (23):

$$K_L = 5,01 \cdot U^{0,969} / H^{0,673} \quad [\text{m/d}] \quad (24)$$

Deze empirische benadering wordt in andere literatuur als zeer betrouwbaar bestempeld. Een indruk van de gemiddelde stroomsnelheid kan op grond van metin-

gen voor scheepvaart worden verkregen. O'Connor et al. (1983) geven de volgende berekeningswijze:

$$U = (1/\sqrt{\pi}) \cdot (U_v + U_e) \quad (25)$$

U_v = maximale stroomsnelheid bij vloed [m/s]
 U_e = maximale stroomsnelheid bij eb [m/s]

Op grond van de gegevens uit de Stroomatlas Westerschelde is U_e 1,1 m/s en U_v 0,8 m/s, zodat de gemiddelde stroomsnelheid ter hoogte van Schaar van Ouden Doel 1,07 m/s is. Bij een diepte van 9 meter betekent dit dat bij Schaar van Ouden Doel de stroomgedreven zuurstofoverdrachtscoëfficiënt 1,22 meter per dag is. Bij een diepte van 7 meter (de diepte van het segment stroomopwaarts van Schaar van Ouden Doel) heeft K_L de waarde 1,44 meter per dag, bij dezelfde stroomsnelheid. Uit deze waarden van K_L blijkt dat de stroomgedreven waarden in dezelfde orde van grootte zijn als de windgedreven waarden, bij een gemiddelde windsnelheid.

Delvigne merkt verder op dat bij een stromende rivier de diepte toeneemt bij toenemende stroomsnelheid, terwijl K_L evenredig is met U^p en H^q met $p > 0$ en $q < 0$. Het is dus niet duidelijk of de reaeratiekonstante zal toenemen bij toenemende stroomsnelheid. Verder kan het zijn dat er voor sommige watersystemen rekening gehouden moet worden met gelaagdheid, zodat voor de berekening van de mate van reaeratie niet de gemiddelde diepte van de rivier gebruikt mag worden, maar dat de effectieve waarde van H reëler is. Immers: de mate van turbulentie is bij gelaagdheid anders dan bij een volledige homogene menging en daarmee de oppervlaktevernieuwingssnelheid. Delvigne gaat ook dieper in op de (grote) problemen die optreden als laboratoriumgegevens met veldgegevens worden vergeleken.

2.1.2.6. Oppervlak-actieve stoffen

Met oppervlak-actieve stoffen worden stoffen bedoeld die de energierelaties aan het oppervlak beïnvloeden. Deze invloed kan op drie manieren ontstaan (Delvigne, 1980):

- beïnvloeding van de viscositeit van het oppervlak. In het algemeen zal de viscositeit ten gevolge van deze stoffen verhoogd worden. Dit heeft weer tot gevolg dat de filmvernieuwingssnelheid vermindert. Dit effect is het belangrijkste van de drie.
- verlaging van de moleculaire diffusie ten gevolge van gewijzigde intermoleculaire krachten leidt tot afname van de reaeratie.

- verlaging van de oppervlaktespanning. Hierdoor zou de mate van reaeratie kunnen toenemen. Deze veronderstelling kon echter niet door experimenten worden bevestigd.

De invloed van oppervlak-actieve stoffen op de reaeratie blijkt gelijk te zijn in zoet en zout water. Boven een bepaalde concentratie van oppervlak-actieve stoffen blijkt de reaeratiekonstante niet verder af te nemen. Downing & Truesdale maten pas een afname in K_L bij een dikte van een olielaag groter dan 10^{-6} meter. Van stoffen op het water in de Westerschelde zijn echter weinig gegevens bekend. Vandaar dat de invloed van oppervlak-actieve stoffen op de reaeratie noodgedwongen achterwege wordt gelaten.

2.1.2.7. Stoffen in het water

Hoe de mate van reaeratie precies beïnvloed wordt door de aanwezigheid van opgeloste stoffen of gesuspendeerd materiaal is niet precies duidelijk. Te denken valt aan:

- verandering van de zuurstofverzadigingsconcentratie.
- verandering van de turbulente structuur van de stroming. Dit effect kan vooral belangrijk zijn bij gesuspendeerd materiaal. Hoe de turbulentie verandert, is niet duidelijk.
- verandering vloeistofeigenschappen aan het wateroppervlak (zie vorige paragraaf).

In de literatuurstudies van Van Pagee (1978a) en Delvigne (1980) worden studies naar de invloed van zout, afvalstoffen, gesuspendeerd zand en mikro-organismen in het water op reaeratie geciteerd. Steeds blijkt de invloed van opgeloste stoffen op de reaeratiesnelheid niet duidelijk te zijn, in de zin dat niet goed is aangegeven of de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt wordt beïnvloed, dan wel de zuurstofverzadigingswaarde of de zuurstofverbruiksnelheid. Al deze effecten zijn in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO afzonderlijk beschreven, vandaar dat bovengenoemde effecten niet gebruikt zullen worden ter correctie van de waarde van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt.

2.1.2.8. Regenval

Door de inslag van een druppel op het wateroppervlak zal de turbulentie ter plaatse toenemen, zodat de mate van reaeratie wordt verhoogd. De toevoer van zuurstof uit verzadigde regendruppels aan de watermassa zal slechts weinig bijdragen tot de reaeratie. Banks & Herrera vonden voor het Theems-estuarium de

volgende vergelijking voor de afhankelijkheid van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt van regenval:

$$K_L = 0,028 \cdot (2,39 + 0,103 \cdot 10^{-3} \cdot z) \cdot r^{1,26} \quad (28)$$

z = valhoogte [m]
 r = regenval [mm/uur]

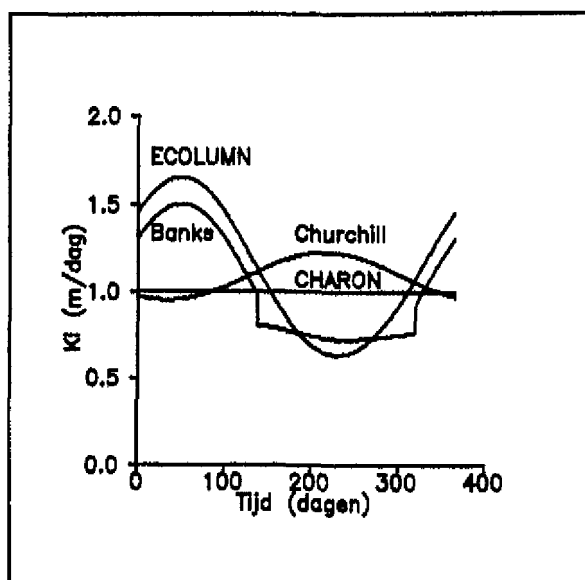
De invloed van de valhoogte is gering. De intensiteit van de regenval maakt daarentegen wel duidelijk verschil: gedurende een regenval van 2 mm per uur krijgt K_L de waarde 0,16 m/dag, bij 10 mm per uur 1,22 m/dag, en bij 20 mm per uur 2,92 m/dag. Ter vergelijking: in figuur 6 varieert K_L van 0,6 tot 1,7 m/dag. De invloed van regenval en wind op K_L blijkt, op een kleine correctie na, additief te zijn (Banks en Herrera in Van Pagee, 1987b).

Ook deze invloed op de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt zal buiten beschouwing gelaten moeten worden bij de berekening van K_L wegens gebrek aan gegevens over de duur en de intensiteit van de regenbuien boven de Westerschelde.

2.1.3. Gekozen zuurstofoverdrachtscoëfficiënt

Samenvattend zijn de belangrijkste factoren die de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt bepalen de temperatuur, de stroomsnelheid, en de windsnelheid. Andere invloeden die in het Schelde-estuarium de reaeratie beïnvloeden zijn het zoutgehalte en de mikrobiologische activiteit. De invloed van deze factoren is indirect, door verandering van het zuurstofdeficiet. Bij een hoger zoutgehalte neemt de zuurstofverzadigingsconcentratie af, in het model wordt hiermee rekening gehouden door middel van vergelijking (2). Bij verhoogde microbiële activiteit wordt er meer zuurstof verbruikt. Dit zuurstofverbruik wordt in het model berekend. De invloed van regen mag tussen Ruppelmonde en Vlissingen konstant verondersteld worden. Onbekend blijft in hoeverre er een verschil in reaeratie is tussen Ruppelmonde en Vlissingen als gevolg van verschillende concentraties oppervlak-actieve stoffen. Deze invloed wordt noodgedwongen verwaarloosd.

Voor wat betreft de temperatuur wordt hier gekozen voor vergelijking (7) met $\theta = 1,016$. Voor wat betreft de wind- en stroomsnelheid nemen wij de konklusie van Delvigne over: de onbekendheid van het gedrag van het dunne waterfilmpje dicht bij het wateroppervlak is de reden dat theoretische modellen niet met de empirische reaeratie-formules overeenstemmen. Voor de Westerschelde kiezen we dan ook voor de formule die in een overeenkomstige situatie empirisch is bepaald.



Figuur 7. Zuurstofoverdrachtscoëfficiënt berekend volgens Banks, Churchill, GREWAQ en CHARONW.

Dit zijn de formules van Banks (vergelijking (16a en b)) voor windgedreven reaeratie, en die van Churchill *et al.* (vergelijking (24)) voor stroomgedreven reaeratie. Hierbij is voor de temperatuurscoëfficiënt θ de waarde 1,016 gekozen. In figuur 7 is het verloop van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt uitgezet berekend volgens Banks, Churchill, GREWAQ en CHARONW. Dit is gedaan met een temperatuurs- en een windsnelheidverloop als in de figuur 6.

De zuurstofoverdrachtscoëfficiënt zal voor DELWAQ-CHARON-DYNAMO berekend worden volgens Banks (vergelijking 16), als deze een waarde oplevert die groter is dan de berekening volgens Churchill, en volgens Churchill (vergelijking 24), als deze een waarde oplevert die groter is dan de waarde berekend volgens Banks. De reden daarvan is dat bij een windsnelheid groter dan ongeveer 6 m/s wordt verondersteld dat windgedreven reaeratie overheersend is, terwijl er bij een windsnelheid kleiner dan ongeveer 6 m/s van wordt uitgegaan dat de stroomgedreven reaeratie overheerst. In beide gevallen met eenzelfde temperatuurscoëfficiënt θ van 1,016. In de bijlage DATA is het verloop van K_L in de periode 1980-1989 weergegeven te Schaar van Ouden Doel, berekend volgens bovengenoemde methode.

Definitieve keuze voor de formulering van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in DELWAQ-CHARON-DYNAMO zijn de empirisch afgeleide formules:

$$K_L = 5,01 \cdot U^{0,969} / H^{0,673} \cdot 1,016^{T-20} \quad 0 < W_{10} < 6 \text{ m/s} \quad (29a)$$

$$K_L = 0,03 \cdot W_{10}^{2,0} \cdot 1,016^{T-20} \quad 6 < W_{10} < 30 \text{ m/s} \quad (29b)$$

$$K_L = \text{zuurstofoverdrachtscoëfficiënt} \quad [\text{m/dag}]$$

$$U = \text{stroomsnelheid} \quad [\text{m/s}]$$

$$H = \text{gemiddelde diepte (constant per segment)} \quad [\text{m}]$$

$$W_{10} = \text{windsnelheid op 10 meter hoogte} \quad [\text{m/s}]$$

In latere analyses is bovengenoemde formulering vergeleken met een konstante waarde van K_L van 1 meter per dag, waarmee CHARONW rekent. Het is gebleken dat CHARONW door deze lage zuurstofoverdrachtscoëfficiënt, bij Schaar van Ouden Doel een veel langere periode van anaërobie berekent dan er daadwerkelijk gemeten is.

2.2. Stikstofprocessen

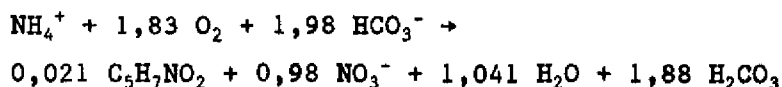
Onder stikstofprocessen worden de processen verstaan die de overgang van de verschillende vormen van stikstof realiseren. De belangrijkste vormen zijn: stikstof gebonden aan organisch materiaal, stikstof in de vorm van: ammonium, nitriet, nitraat en vrije stikstof.

Ammonifikatie is de omzetting van organisch gebonden stikstof tot ammonium.

Nitrifikatie is de omzetting van ammonium tot nitriet en vervolgens tot nitraat (nitritifikatie respectievelijk nitrifikatie). Denitrifikatie verzorgt de omzetting van nitraat tot vrije stikstof. Hieronder zullen deze processen nader beschouwd worden en vergeleken met andere beschrijvingen die in de literatuur gevonden zijn. Met name met de beschrijving die door Billén et al. gehanteerd wordt in hun model van de Schelde.

2.2.1. Nitrifikatie

Nitrifikatie is de microbiële oxydatie van ammonium tot nitriet en vervolgens tot nitraat. In de Westerschelde is dit een belangrijk zuurstofverbruikend proces. Smits (1980) geeft de volgende totaalreactie:



Hieruit blijkt dat er per mol stikstof 1,83 mol zuurstof verbruikt kan worden omdat ammonium ook wordt geoxideerd door bicarbonaat, dit geeft een O₂/N ratio van 4,18. O'Conner (1983) gebruikt echter de theoretische waarde van 4,57 gram O₂ per gram stikstof. Deze zal ook hier worden gebruikt om de maximale hoeveelheid zuurstof te berekenen die bij nitrifikatie wordt verbruikt.

De snelheid waarmee ammonium wordt omgezet in nitraat is als eerste door Streeter & Phelps beschreven (Smits, 1980):

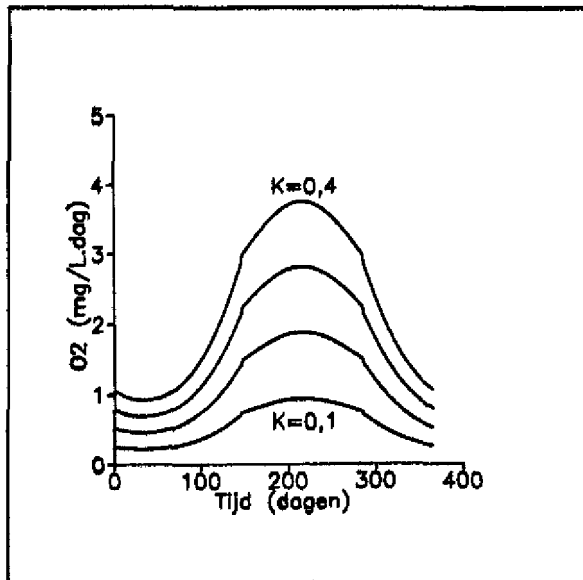
$$\frac{d\text{NH}_4}{dt} = K_T \cdot \text{NH}_4^+ \quad (1)$$

De reaktiekonstante K_T is temperatuurafhankelijk. Van Pagee (1978a) geeft de volgende relatie tussen K_T en de waarde van de reaktiekonstante bij 20 °C, K_{20} :

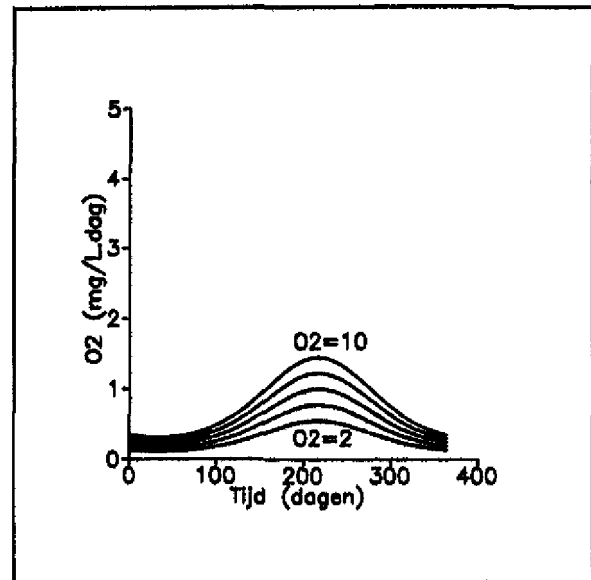
$$K_T = K_{20} \cdot 0,75 \cdot 1,108^{T-15} \quad 0 < T < 15 \text{ °C} \quad (2a)$$

$$K_T = K_{20} \cdot 1,047^{T-20} \quad 15 \leq T < 30 \text{ °C} \quad (2b)$$

Van Pagee gebruikt een K_{20} van 0,3 per dag. In de literatuur worden echter zeer uiteenlopende waarden voor K_{20} gevonden (Smits, 1980, O'Connor *et al.*, 1983), daarom is in figuur 8 het verloop van de nitrifikatie weergegeven, uitgedrukt als zuurstofverbruik, bij een K_{20} van 0,1, 0,2, 0,3 en 0,4, waarbij de temperatuur in de tijd varieert volgens vergelijking (8) in paragraaf 2.1.2.1 Reaeratie. De ammoniumconcentratie is konstant gehouden op 2 mg NH_4^+/L , dit is de gemiddelde waarde voor de periode 1980-1989, zodat de verandering in reaktiesnelheid uitsluitend een temperatuurseffekt is.



Figuur 8. Nitrifikatie volgens Streeter-Phelps.
 $T_{\text{gem.}} = 12,5^\circ\text{C}$. $\text{NH}_4^+ = 2 \text{ mg/L}$.
 $K_{20} = 0,2-0,4$ per dag.



Figuur 9. Nitrifikatie volgens CHARONW.
 $T_{\text{gem.}} = 12,5^\circ\text{C}$. $\text{NH}_4^+ = 2 \text{ mg/L}$.
 $\text{O}_2 = 2-10 \text{ mg/L}$.

In CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO wordt de verandering in ammoniumconcentratie beschreven door:

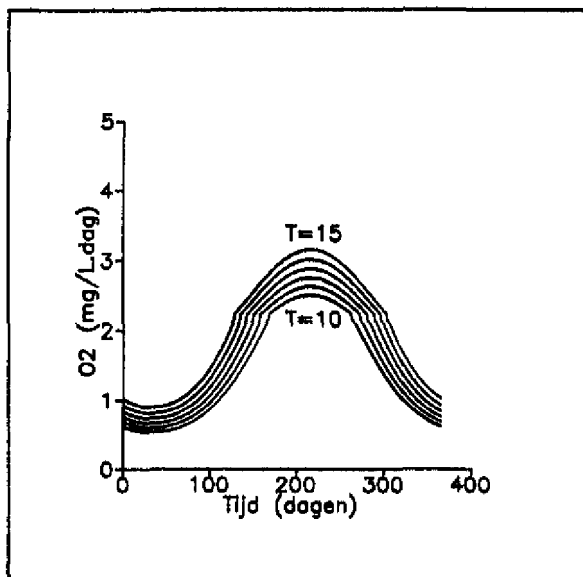
$$\frac{d\text{NH}_4}{dt} = 0,15 \cdot \text{NH}_4^+ \cdot 1,10^{T-20} \cdot \frac{\text{O}_2+3}{13} \quad (3)$$

Gezien de zuurstofafhankelijkheid van de omzetting van ammonium is in figuur 9 de verandering van ammonium bij vijf verschillende zuurstofconcentraties uitgevoerd, te weten 2, 4, 6 en 8 en 10 mg O_2/L . Onder overigens dezelfde omstandigheden als in figuur 8, is de invloed van de temperatuur op de nitrifikatiesnelheid weergegeven in figuur 9.

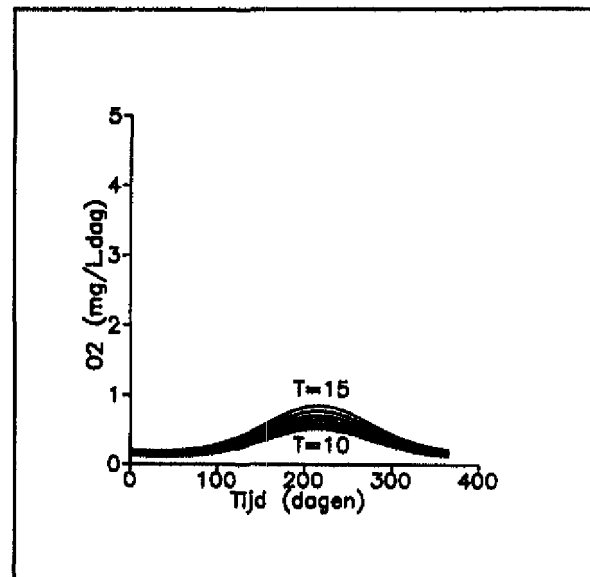
Bij een zuurstofconcentratie van 10 mg O_2/L is de waarde van de zuurstoffunctie 1, en is het zuurstofverbruik door nitrifikatie beschreven volgens CHARONW, vergelijkbaar met de beschrijving volgens Streeter-Phelps met een K_{20} tussen 0,1 en 0,2. De Streeter-Phelps beschrijving geldt blijkbaar bij zuurstofverzadiging,

wat bij Schaar van Ouden Doel zeker niet het geval is. Een realistische waarde van K_{20} voor de Westerschelde ligt tussen 0,1 en 0,2 (mond. med. N. de Rooy, WL).

In figuur 10 en 11 wordt het zuurstofverbruik door nitrifikatie berekend volgens Streeter-Phelps vergeleken met de berekening volgens CHARONW. De jaargemiddelde temperatuur is gevarieerd tussen 10 en 15°C, bij een konstante ammoniumconcentratie van 2 mg NH_4^+ /L, en in het geval van CHARONW bij een konstante zuurstofconcentratie van 3 mg/L. Dit is ongeveer de gemiddelde waarde voor de periode 1980-1989. In alle gevallen is de amplitude van de temperatuur 8,1 °C en ligt het maximum rond 4 augustus. Een toename van de gemiddelde temperatuur met 5 °C blijkt een maximale toename in het zuurstofverbruik door nitrifikatie te bewerkstelligen van 0,13 mg O_2 /°C volgens Streeter-Phelps, uitgaande van de hoge K_{20} -waarde van 0,3 en maximaal 0,06 mg O_2 /°C volgens CHARONW, bij 3 mg O_2 per liter. Dit verschil onderstreept het belang van de zuurstofsituatie in de gevoeligheid van nitrifikatie voor verandering in temperatuur.



Figuur 10. Nitrifikatie volgens Streeter-Phelps.
 $\text{NH}_4^+ = 2 \text{ mg/L}$. $K_{20} = 0,3 \text{ per dag}$
 $T_{\text{gem.}} = 10-15 \text{ }^\circ\text{C}$.



Figuur 11. Nitrifikatie volgens CHARONW.
 $\text{NH}_4^+ = 2 \text{ mg/L}$. $\text{O}_2 = 3 \text{ mg/L}$.
 $T_{\text{gem.}} = 10-15 \text{ }^\circ\text{C}$.

Het effect van verandering in temperatuur op de nitrifikatiesnelheid lijkt bij CHARONW nogal gering. Als een temperatuurscorrectie van $1,05^{T-20}$ wordt gebruikt is de temperatuursinvloed echter niet veel groter. De verandering in zuurstofverbruik door nitrifikatie per graad Celcius is op $t=80$ zo'n 5 & 6 procent uitgaande van het zuurstofverbruik bij een gemiddelde temperatuur van 10 °C.

Onder gunstiger omstandigheden, dat wil zeggen een hoger zuurstof- en ammoniumgehalte, berekent CHARONW een aanmerkelijk grotere verandering in zuurstofverbruik per graad Celcius. Bij de beschrijving van Streeter-Phelps, dus onder gunstige omstandigheden, is de verandering in zuurstofverbruik door nitrifikatie op $t=80$ gemiddeld 12% per graad Celcius, eveneens ten opzichte van het zuurstofverbruik bij een gemiddelde jaartemperatuur van 10°C .

Gekonkludeerd kan worden dat de waarde van 0,3 voor K_{20} zoals die door Van Pagee (1978a) wordt gebruikt, een hoge waarde is, met name omdat er niet voor de zuurstofsituatie wordt gecorrigeerd. CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO geven voor de Westerschelde een betere beschrijving voor nitrifikatie. De te kiezen waarde voor de reaktiekonstante en de temperatuurscoëfficiënt zal later nader bepaald worden.

Het is interessant om de modelbeschrijving van CHARONW te vergelijken met het model van Somville, Billen en Smits (1982) voor de modellering van nitrifikatie in het belgische gedeelte van de Schelde. Zij gaan namelijk uit van bekende fysiologische kenmerken die de groei van nitrificerende bacteriën bepalen. De totale hoeveelheid geoxideerd ammonium is te bepalen op grond van de groeisnelheid en de hoeveelheid ammonium die nodig is voor de duplicatie van één bacterie. Het groeimodel ziet er als volgt uit:

$$G = K \cdot B \quad (4)$$

$$A = \alpha \cdot K \cdot B \quad (5)$$

$$G = \text{groeisnelheid van nitrificerende bacteriën} \quad [\text{bacterie/sec}]$$

$$K = \text{groeikonstante} \quad [1/\text{sec}]$$

$$B = \text{aantal planktonische nitrificerende bacteriën} \quad [\text{bacterie/L}]$$

$$A = \text{nitrificerende aktiviteit}$$

$$\alpha = \text{hoeveelheid ammonium nodig voor duplicatie van één bacterie}$$

$$4,2 \cdot 10^{-6} \mu\text{M NH}_4^+/\text{bacterie onder optimale omstandigheden}$$

Somville (1984) heeft gevonden dat 90% van de nitrifikatie in de Schelde verricht wordt door autotrofe planktonische nitrificeerders, vandaar dat alleen deze groep beschouwd wordt. De reaktiekonstante K is een functie van saliniteit, ammoniumconcentratie, temperatuur en redox-potentiaal:

$$K = k \cdot f_1(S) \cdot f_2(\text{NH}_4^+) \cdot f_3(T) \cdot f_4(\text{Eh}) \quad (6)$$

$$f_1(S) = 1 - 0,018 \cdot S \quad (7)$$

$$f_2(\text{NH}_4^+) = \text{NH}_4^+ / (\text{NH}_4^+ + K_m) \quad (8)$$

$$K_m = \text{Michaelis-Menten-konstante} \quad 250 \mu\text{M NH}_4^+$$

$$f_3(T) \text{ uitgedrukt in } Q_{10}\text{-waarde} \quad Q_{10} = 1,9$$

$$f_4(\text{Eh}) = 1 \quad \text{Eh} \geq 220 \text{ mV}$$

$$f_4(\text{Eh}) = 0 \quad \text{Eh} < 220 \text{ mV}$$

$$k = \text{groeikonstante bij optimale groei} \quad 5 \cdot 10^{-6} \leq k \leq 25 \cdot 10^{-6}$$

De redox-potentiaal blijkt een sturende faktor voor de plaats waar nitrifikatie optreedt. Vanaf een lozingspunt van organisch materiaal wordt achtereenvolgens O_2 , MnO_2 , NO_3^- , $Fe(OH)_3$ en SO_4^{2-} als terminale elektronenacceptor gebruikt door heterotrofe bacteriën. Stroomopwaarts, onder betere zuurstofomstandigheden en hogere redox-potentiaal, gebeurt hetzelfde maar dan in omgekeerde volgorde. Bij een te lage redox-potentiaal is er wel een (grote) populatie nitrificerende bacteriën aanwezig, maar die is volledig inactief (Somville, 1984). Als de omstandigheden verbeteren kan de nitrifikatiesnelheid zich snel aanpassen. Gebleken is dat nitrificeerders zich kunnen aanpassen aan een veranderende zoutconcentratie gerelateerd aan de gemiddelde verblijftijd van twee maanden van de watermassa in de Schelde (Somville, 1984).

Het gebruik van een zuurstoffunctie zoals die in CHARONW gehanteerd wordt, komt overeen met de sturende rol van de redoxpotentiaal zoals Billén *et al.* die gebruikt. De rol van de redoxpotentiaal beschrijft echter een alles of niets situatie: boven de 220 mV wel nitrifikatie, eronder niet. Na een goede kalibratie zal het gebruik van de zuurstoffunctie nauwkeuriger zijn, omdat het een meer geleidelijke afname van de nitrifikatie beschrijft en omdat ook onder globaal zuurstofloze omstandigheden plaatselijk wel nitrifikatie kan optreden.

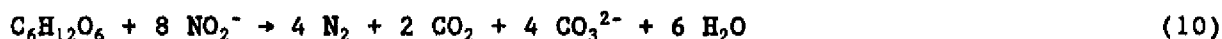
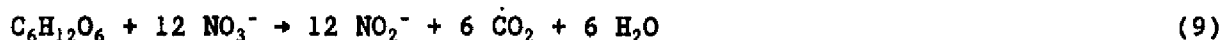
Een belangrijk verschil tussen beide modellen is dat CHARON de processnelheid niet laat afhangen van het aantal nitrificerende bacteriën, en Billén *et al.* dit wel doen. De vraag is of dit nodig is, aangezien voor bacteriën altijd de voedselvoorziening limiterend is: theoretisch is na één dag onbelemmerde groei de totale bacteriebiomassa groter dan de massa van de aarde. Het zou interessant zijn de resultaten van beide modellen met elkaar te vergelijken, omdat zij beide een beschrijving zijn van hetzelfde watersysteem.

Vooralsnog is er van uitgegaan dat de nitrifikatie door CHARON en DELWAQ-CHARON-DYNAMO op een voldoende bruikbare manier kan worden beschreven. Later zal nader ingegaan worden op de keuzen van de waarden van de parameters bij het gebruik van DELWAQ-CHARON-DYNAMO.

2.2.2. Denitrifikatie

Denitrifikatie is de bacteriële reductie van nitraat tot vrije stikstof onder mineralisatie (oxidatie) van organische stof. Daarmee is denitrifikatie een verliespost van stikstof het systeem uit. Denitrifikatie is pas mogelijk bij zeer lage zuurstofconcentraties ($O_2 < 0,4$, Smits, 1980) en is zodoende een anaëroob proces dat zich voornamelijk in de bodem afspeelt. O'Connor *et al.* geven de volgende primaire reacties, de denitrifikatie van nitriet heeft een

veel hogere reaktiesnelheid dan nitraat, zodat de nitraat-denitrifikatie de snelheid van de reactie bepaalt.



In CHARONW wordt denitrifikatie als volgt gemodelleerd:

$$\frac{d\text{NO}_3}{dt} = -0,01 \cdot \text{NO}_3^- \cdot 1,00^{T-20} \quad (11)$$

De temperatuurscorrectie is op deze manier beschreven altijd 1.

Denitrifikatie wordt dus gemodelleerd als een verwijdering van nitraat uit de waterfase. Dit is op te vatten als een nitraatflux de bodem in, waar nitraat onder anaerobe omstandigheden wordt gedenitrificeerd tot vrije stikstof. De snelheid waarmee denitrifikatie in de bodem optreedt, is op deze manier afhankelijk van de nitraatkonzentratie in de waterfase.

Omdat de nitraatflux van de waterfase naar de bodem niet afhankelijk is van de zuurstofkonzentratie in de waterfase, is in vergelijking (11) geen zuurstofterm opgenomen.

Er is geen temperatuurscorrectie. In zijn literatuuronderzoek geeft Smits (1980) de volgende referenties: Billén (1978) gebruikt een eerste-orde denitrifikatie en vindt een reaktiekonstante van 0-0,3 per dag. Ook blijkt dat de denitrifikatiesnelheid toeneemt met toenemend organische stof konzentratie, maar konstant wordt bij een organisch stofgehalte boven 5%. Van der Borgh en Billén (1977) vinden voor monsters van (zandig) Noordzeesediment een reaktiekonstante van 0,17-1,21 per dag bij een temperatuur tussen 5 en 19 °C. Kamp-Nielsen & Andersen geven een literatuuroverzicht voor overall denitrifikatiesnelheden en vinden voor sediment waarden van 0,200-54,0 mg N/L·dag en voor anoxisch hypolimnion 0,003-0,33 mg N/L·dag. Uit literatuurgegevens van Van Kessel berekent Smits de volgende temperatuursafhankelijkheid van de reaktiekonstante:

$$k_{\text{NO}_3} = 0,014 \cdot e^{0,057 \cdot (T-20)} \quad (12)$$

$$k_{\text{NO}_2} = 0,020 \cdot e^{0,060 \cdot (T-20)} \quad (13)$$

Dit komt niet overeen met de door CHARONW gebruikte temperatuurscorrectie van één. Een aantal waarden van eerste-orde reaktiekonstanten zijn in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1. Waarden van eerste-orde reaktiekonstanten van denitrifikatie volgens Smits, (1980).

Temperatuur: [°C]	0	5	10	15	20
k_{NO_3}	0,005	0,006	0,008	0,011	0,014
k_{NO_2}	0,006	0,008	0,011	0,015	0,020

De door CHARONW gebruikte waarde van 0,01 komt overeen met de waarden die Smits geeft voor een temperatuur boven de 15 °C. Onder deze temperatuur zijn de reaktiekonstanten van Smits aanmerkelijk lager dan 0,01.

Voor DELWAQ-CHARON-DYNAMO wordt dezelfde beschrijving voor denitrifikatie als voor CHARONW gehanteerd.

2.2.3. Ammonifikatie

Ammonifikatie is het proces waarbij organische gebonden stikstof gedissimileerd wordt tot ammonium en kooldioxyde door heterotrofe bacteriën. Ook kan een deel van het substraat gebruikt worden voor de vorming van celmateriaal. De mate van ammoniumproduktie hangt af van de C/N-verhouding van het substraat. Ammonifikatie kan zowel aeroob als anaëroob plaatsvinden, waarbij bij anaërobe dissimilatie een groter deel van het substraat in ammonium wordt omgezet dan bij aerobe dissimilatie. De hoeveelheid vrijkomend ammonium is bij anaërobe ammonifikatie gelijk of groter dan de hoeveelheid ammonium die bij aerobe ammonifikatie vrijkomt, ondanks de lagere groeisnelheid bij anaërobe ammonifikatie (Smits, 1980).

Tijdens voortgezette experimenten onder gekonditioneerde laboratoriumomstandigheden blijkt de C/N-verhouding toe te nemen, wat er op wijst dat de stikstofafbraak sneller gaat dan de koolstofafbraak van het organische materiaal (Otsuki & Hanya, in Smits 1980). De afbraak gaat door totdat er een refraktaire fractie overblijft die niet of zeer langzaam afbreekbaar is. Tijdens de afbraak wordt het substraat dus steeds moeilijker afbreekbaar, met als gevolg dat de reaktiekonstante geen konstante is, maar afneemt in de tijd.

In CHARONW wordt ammonifikatie als volgt gemodelleerd:

$$\frac{dBZVN}{dt} = 0,05 \cdot BZVN \cdot 1,07^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10+3} \quad (14)$$

BZVN = organisch gebonden stikstof [mg N/L]

Hieruit is het zuurstofverbruik door afbraak van dit materiaal te berekenen. BZVN wordt berekend uit N-Kjeldahl door hiervan de ammoniumconcentratie af te trekken. N-Kjeldahl bevat alle aan waterstof gebonden stikstof, minus NH_4^+ levert dit alle stikstof gebonden aan organisch materiaal.

Een reaktiesnelheid van 0,05 per dag is in overeenstemming met waarden die in literatuur gevonden worden. Fallon & Brock vinden waarden tussen 0,021 en 0,12 met een gemiddelde van 0,056 bij 20 °C Otsuki & Hanya melden een waarde van 0,36. Hierbij wordt een refraktaire fraktie gevonden van ongeveer 30%. CHARONW houdt geen rekening met een refraktaire fraktie, terwijl in de literatuurstudie van Smits geen precieze informatie wordt gegeven over de invloed van de zuurstofconcentratie op de snelheid van ammonifikatie, zodat de reaktiekonstanten niet goed te vergelijken zijn.

Komplexere eerste-orde modellen houden rekening met verschillende frakties van het organische materiaal, die elk met een eigen snelheid afgebroken worden. Otsuki en Hanya (in Smits, 1980) onderscheiden drie verschillende frakties en vinden reaktiesnelheden liggend tussen 0,005 en 0,056 per dag. Billén *et al.* (1986) beschouwen twee frakties, waarbij zij ervan uit gaan dat de afbraaksnelheid evenredig is met de biomassa van de bacteriën die de afbraak verrichten. Dit wordt beargumenteerd door te stellen dat makromoleculaire polymeren eerst exo-enzymatisch gehydrolyseerd moeten worden voor ze door een bacterie opgenomen kunnen worden. Deze hydrolyse is limiterend, en aangezien de concentratie aan exo-enzymen evenredig is met het aantal bacteriën, is ammonifikatiesnelheid afhankelijk van de biomassa van deze bacteriën. Het proces van organische stof degradatie beschrijven zij met het volgende stelsel vergelijkingen:

$$\frac{dH_1}{dt} = H_1 + P_1 - e_{1,max} \cdot \frac{H_1}{H_1 + K_1H} \cdot B \quad (15)$$

$$\frac{dH_2}{dt} = H_2 + P_1 - e_{2,max} \cdot \frac{H_2}{H_2 + K_2H} \cdot B \quad (16)$$

$$\frac{dB}{dt} = B + Y \cdot (e_{1,max} \cdot \frac{H_1}{H_1 + K_1H} + e_{2,max} \cdot \frac{H_2}{H_2 + K_2H}) \cdot B - dB \quad (17)$$

H_1, H_2 = concentratie organische stof in klasse 1 resp. klasse 2, 70% resp. 30% van organische stof uit afvalwater, en 80% resp. 20% van organische stof van fytoplankton lysis

P_1, P_2 = toevoersnelheid organische stof

$e_{1,max}, e_{2,max}$ = maximumsnelheid exo-enzymatische hydrolyse

K_1H, K_2H = halfverzadigingskonstante van hydrolyse

B = bacteriële biomassa

Y = groeiopbrengstkonstante, is ratio gevormde bacteriële biomassa en totaal gemetaboliseerde organische stof

d = eerste-orde mortaliteitskonstante van bacteriën

Om het effect te bepalen van heterotrofe activiteit op waterkwaliteit, beschouwen zij de gehele redox-balans. De redox-toestand van het water wordt gekarakteriseerd door de redox-functie F . F is gedefinieerd als de gewogen som van alle oxidanten die bij mikrobiële respiratie betrokken zijn. De redox-toestand wordt beïnvloed door transport processen, organotrofe activiteit als hierboven beschreven, fotosynthese, en zuurstoftoevoer door reaeratie. Een stikstofbalans kan opgesteld worden indien bekend is:

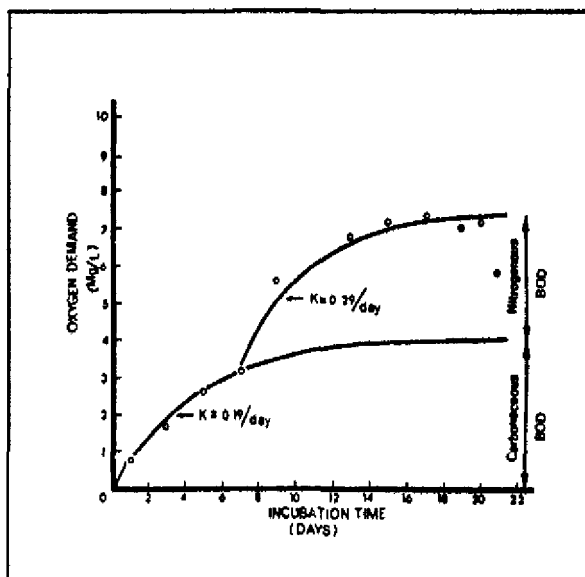
- de concentraties van de relevante redox-koppels
- de toevoer van ammonium door lozingen
- de mineralisatie van organisch gebonden stikstof
- de denitrifikatie in omstandigheden waar nitraat de beste oxidant is

Met dit model kunnen zij het verloop van de ammonium- en nitraatconcentratie in de Schelde goed reproduceren. Zoals gezegd in paragraaf 2.2.1 over nitrifikatie, is het gebruik van een redox-functie vergelijkbaar aan het gebruik van een zuurstoffunctie. Ook hier geldt dat het interessant zou zijn te bekijken in hoeverre het model van Billén *et al.* aansluit op de resultaten van CHARONW. Een uitbreiding van CHARONW kan er één zijn die rekening houdt met verschillende refraktaire frakties, elk met een eigen afbraaksnelheid.

Voor DELWAQ-CHARON-DYNAMO wordt voor dezelfde beschrijving gekozen als in CHARONW gebruikt wordt (vergelijking (14)). Dit, omdat deze eenvoudigere beschrijving van ammonifikatie eveneens goede resultaten blijkt te geven.

2.3. Biochemisch zuurstofverbruik

Het biochemisch zuurstofverbruik, BZV, is een maat voor de hoeveelheid beschikbare materiaal die geoxideerd kan worden, uitgedrukt in de hoeveelheid zuurstof die nodig voor deze oxydatie. Het BZV wordt gemeten door na vijf dagen, zonder licht en bij 20 °C, de zuurstofconcentratie te meten in monsters die eerst verzadigd zijn met O₂. De pH hierbij is ongeveer 7. Het biochemisch zuurstofverbruik is uit meerdere componenten opgebouwd: de afbraak van organisch gebonden koolstof, de afbraak van organisch gebonden stikstof tot ammonium en vervolgens de bacteriële oxydatie van ammonium tot nitraat via nitriet (nitrifikatie), en de oxydatie van gereduceerde anorganische verbindingen als het



Figuur 12. Verloop van zuurstofverbruik bij de afbraak van organisch materiaal. (Uit: O'Connor, 1983)

(autotrofe) nitrificerende bacteriën groter is dan die van de (heterotrofe) bacteriën, die verantwoordelijk zijn voor de oxydatie van de in organisch materiaal aanwezige koolstof. Daarnaast blijken nitrificerende bacteriën geremd te worden door organisch materiaal. Zodoende is een BZV₅-meting op te vatten als het zuurstofverbruik ten gevolge van de afbraak van organisch materiaal, exclusief het zuurstofverbruik door nitrificerende bacteriën, mits de zuurstof die nodig is voor de oxydatie van gereduceerde anorganische verbindingen verwaarloosbaar is ten opzichte van de hoeveelheid zuurstof die nodig is voor de oxydatie van organisch materiaal.

monster uit een anaërobe situatie is genomen. In de Westerschelde lopen deze processen tegelijkertijd, maar in een BZV-meting blijkt het nitrogene (nitrifikatie) deel van het biochemisch zuurstofverbruik het carbonogene deel op te volgen na een lag-periode van ongeveer 6 dagen, zie figuur 12. Gedurende deze zes dagen neemt het ammoniumgehalte toe. Komt de nitrifikatie goed op gang, dan neemt de ammoniumconcentratie af en de nitraatconcentratie toe. Volgens O'Connor *et al.* (1983) is dit te verklaren uit het feit dat de generatieduur van de

O'Connor et al. (1983) beschrijven het verloop van BZV als volgt:

$$\frac{dBZV}{dt} = k_a \cdot (BZV_0 - BZV) \quad [\text{mg O}_2/\text{dag}] \quad (1)$$

k_a = afbraakkonstante

[1/dag]

BZV_0 = zuurstofbehoefte als het materiaal volledig geoxideerd wordt [mg O₂]

BZV = hoeveelheid verbruikte zuurstof [mg O₂]

Na integratie levert dit:

$$BZV_t = BZV_0 \cdot (1 - e^{-k_a \cdot t}) \quad (2a)$$

En dus geldt:

$$BZV_0 = \frac{BZV_5}{1 - e^{-5k_a}} \quad (2b)$$

Op grond van het gemeten BZV₅ en de reaktiekonstante is het BZV₀ te berekenen, en op grond hiervan het verloop van het zuurstofverbruik door afbraak van organisch materiaal op ieder willekeurig tijdstip. Dit wordt in CHARONW gedaan volgens:

$$\frac{dBZV}{dt} = 0,15 \cdot BZV_0 \cdot 1,07^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10+3} \quad [\text{mg O}_2/\text{dag}] \quad (3)$$

Vergelijking (3) geldt voor snel afbreekbaar organisch materiaal (in CHARONW BOD1 genoemd). Langzaam afbreekbaar organisch materiaal heeft een reaktiekonstante van 0,01 in plaats van 0,15 (in CHARONW BOD2 genoemd). Overigens is de beschrijving van langzaam afbreekbaar materiaal identiek aan vergelijking (3).

Van Pagee (1978a) beschrijft de afbraak van organisch materiaal volgens:

$$\frac{dB}{dt} = K_T \cdot B \quad [\text{mg O}_2/\text{L.dag}] \quad (4)$$

B = hoeveelheid organisch materiaal, uitgedrukt in O₂ equivalenten nodig voor de volledige oxydatie van deze hoeveelheid organisch materiaal

K_T = temperatuurafhankelijke afbraakkonstante

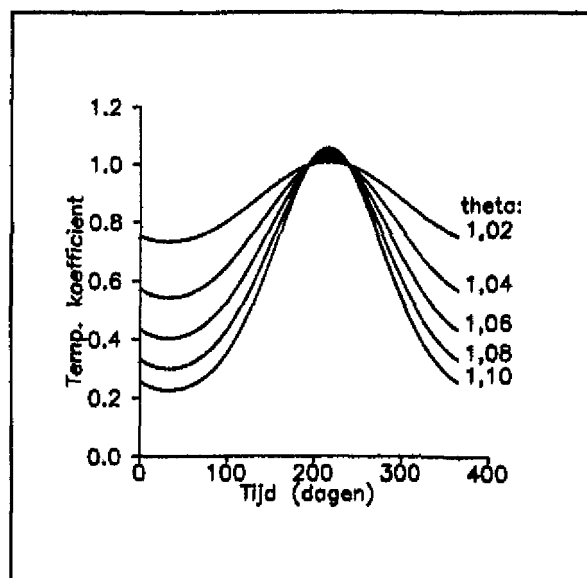
De afbraakkonstante is geen werkelijke konstante maar afhankelijk van de soort bacteriën, de aard van het organisch materiaal, de temperatuur en het zoutgehalte. Tevens blijkt de afbraakkonstante geleidelijk af te nemen gedurende het afbraakproces (Van Pagee, 1978a). Van Pagee gebruikt een K_{20} van 0,3 per

dag. O'Connor et al. noemen waarden variërend van 0,25 tot 0,40 voor afvalwater, afhankelijk van de mate van zuivering die dit water heeft ondergaan. Smits (1980) vermeldt een refraktaire fraktie van 30 tot 40% bij de mineralisatie van dode algen in sediment. Billen et al. (1986) geven een beschrijving van de afbraak van organisch materiaal waar rekening gehouden wordt met de redox-potentiaal en de biomassa van de heterotrofe bacteriën. Op grond van deze afbraak is de hoeveelheid zuurstof te berekenen die hiermee gemoeid is. Zie paragraaf Ammonifikatie.

De temperatuursafhankelijkheid van K_T is dezelfde als beschreven in paragraaf Nitrifikatie. Voor de temperatuurscoëfficiënt vermelden O'Connor et al. voor de afbraak van organisch materiaal waarden tussen 1,025 en 1,05, met een geadviseerde waarde van 1,04. Voor de door CHARONW gebruikte waarde van θ van 1,07 betekent bijvoorbeeld een verhoging van de temperatuur van 5 naar 8 °C, voorjaar 1989 ten opzichte van gemiddelde, een toename van BZV van 4,7% per °C, terwijl als voor θ 1,04 gekozen wordt deze toename 2,7% per °C is. Dit maakt de temperatuurscoëfficiënt tot een parameter die de processnelheid voor een belangrijke mate beïnvloed.

In DELWAQ-CHARON-DYNAMO is voor dezelfde beschrijving van het zuurstofverbruik door de afbraak van organisch materiaal gekozen als in CHARONW. De te kiezen waarden voor de reaktiekonstante en temperatuurscoëfficiënt zal in 2.5 nader behandeld worden.

2.4. Temperatuurscoëfficiënt



Figuur 13. Verloop van temperatuurscoëfficiënt.
 $TK = \theta^{T-20}$, $T = 12,5 + 8,1 \cdot \cos(2\pi(t/365)(216/365))$.

De snelheid waarmee een biologisch proces zich voltrekt is temperatuurafhankelijk, vandaar dat in de bovenstaande formules een korrektieterm is opgenomen voor de reaktiesnelheid bij verschillende temperaturen. De vorm van deze term is steeds: θ^{T-20} , waarbij de temperatuurscoëfficiënt, θ , een dimensieloos getal is met een waarde tussen 1 en 1,1. Om enig inzicht te krijgen in de invloed van θ op de reaktiesnelheid is in figuur 13 de temperatuurscoëfficiënt uitgezet tegen de tijd, waarbij de temperatuur wordt berekend volgens vergelijking (4)

in paragraaf 2.1.2.1 Reaeratie, dit is het gemiddelde temperatuurverloop te

Schaar van Ouden Doel in de periode 1980-1989. Met de temperatuurscoëfficiënt wordt de gevoeligheid voor verandering in temperatuur van een bepaald proces beschreven. Wordt er voor een hoge waarde van θ gekozen, dan is het proces veel gevoeliger voor verandering in temperatuur dan bij een lage waarde van θ . Dit blijkt uit figuur 13 doordat het verloop van de grafiek bij een waarde van θ van 1,10 veel steiler is dan bij een waarde van θ van 1,02. Zie paragraaf 2.1.2.1 voor een getallenvoorbeeld van de procentuele verandering in processnelheid bij verschillende waarden van θ .

2.5 Overzicht parameterwaarden en procesbeschrijving

In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte reaktiekonstanten en temperatuurscoëfficiënten in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO. Ook wordt het bereik gegeven dat in de literatuur gevonden is. Zie voor referenties van de literatuurwaarden de tekst. De waarden van de betreffende parameters van CHARONW zijn die zoals die voor het jaar 1983 gekalibreerd zijn. Hierop zijn de resultaten van hoofdstuk 3 Gevoeligheidsanalyse gebaseerd. De parameterwaarden van DELWAQ-CHARON-DYNAMO zijn voor de situatie van 1988 opnieuw gekalibreerd. Dit is gedaan op basis van de kalibratie van het Waterloopkundig Laboratorium, en rekening houdend met de bevindingen van dit hoofdstuk. Met deze keuze van de parameterwaarden zijn er op het oog goede tot zeer goede overeenkomsten tussen berekende en gemeten waarden van de relevante stoffen. Met deze parameterwaarden zijn de resultaten van hoofdstuk 4 verkregen.

Tabel 2. Voor CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO waarden van gebruikte reaktiekonstanten en temperatuurscoëfficiënten.

	reaktiekonstante			temperatuurscoëfficiënt		
	CHARONW	D-C-D	literatuur	CHARONW	D-C-D	literatuur
Nitrifikatie	0,15	0,20	0,05 -0,30	1,10	1,05	1,05 -1,08
Denitrifikatie	0,01	0,05	0,053-0,12	1,00	1,05	1,05 -1,07
Ammonifikatie	0,05	0,01	0,005-0,12	1,07	1,07	1,05 -1,07
BZV	0,15	0,20	0,25 -0,40	1,07	1,04	1,035-1,07
Reaeratie				1,016	1,016	1,016-1,04

In tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de beschrijving van de processen in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO.

Tabel 3. Beschrijving van processen in CHARONW en DELWAQ-CHARON-DYNAMO.

CHARONW	DELWAQ-CHARON-DYNAMO
Reaeratie	
$\frac{dO_2}{dt} = K_L \cdot (O_{2sat} - O_2) / H$	$\frac{dO_2}{dt} = K_L \cdot (O_{2sat} - O_2) / H$
O_{2sat} : thermo-dynamisch bepaald*	$O_{2sat} = (0,680 - 0,0006 \cdot T) \cdot (755,4 - 0,032 \cdot T) \cdot$ $(1 - 0,009 \cdot ((d - 1000) / 1,45)) \cdot (1 / (T + 35))$ $S = 1,806 \cdot Cl^- + 0,030$ $d = 1000,0 + 0,80 \cdot S - 0,0061 \cdot (T - 4 + 0,2 \cdot S)^2$
$K_L = 1$	$K_L = 5,01 \cdot U^{0,969} / H^{0,673} \cdot 1,016^{T-20} \quad 0 < W_{10} < 6$ $K_L = 0,03 \cdot W_{10}^{2,0} \cdot 1,016^{T-20} \quad 6 < W_{10} < 30$
Nitrifikatie	
$\frac{dNH_4}{dt} = 0,15 \cdot NH_4^+ \cdot 1,10^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$	$\frac{dNH_4}{dt} = 0,20 \cdot NH_4^+ \cdot 1,05^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$
Denitrifikatie	
$\frac{dNO_3}{dt} = 0,01 \cdot NO_3^- \cdot 1,00^{T-20}$	$\frac{dNO_3}{dt} = 0,05 \cdot NO_3^- \cdot 1,05^{T-20}$
Ammonifikatie	
$\frac{dBZVN}{dt} = 0,05 \cdot BZVN \cdot 1,07^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$	$\frac{dBZVN}{dt} = 0,01 \cdot BZVN \cdot 1,07^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$
BZV	
$\frac{dBZV}{dt} = 0,15 \cdot BZV_0 \cdot 1,07^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$	$\frac{dBZV}{dt} = 0,20 \cdot BZV_0 \cdot 1,04^{T-20} \cdot \frac{O_2 + 3}{10 + 3}$

* o.g.v. temperatuur, ionsterkte en verschil Gibbs-energie O_{2water} en $O_{2atmosfeer}$.

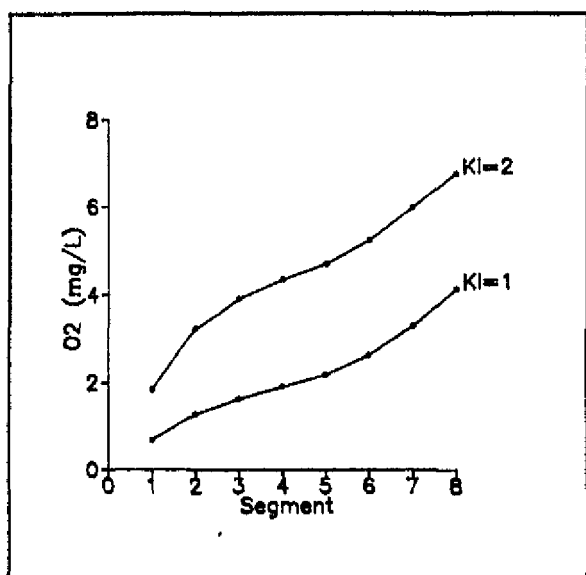
3. Gevoeligheidsanalyse

Het doel van deze gevoeligheidsanalyse is een indruk te krijgen van de invloed van externe factoren als temperatuur, windsnelheid en de belasting met zuurstofverbruikende stoffen op het zuurstofgehalte, en welke processen het meeste veranderen bij een verandering van deze factoren. Dit is gedaan voor de situatie van 1983, aangezien voor dat jaar alle benodigde gegevens beschikbaar zijn in een vorm die door CHARONW gebruikt kan worden. Bovendien is het model voor deze situatie gekalibreerd, zodat met de gegeven afstelling het gedrag van het systeem bekeken kan worden. Het DELWAQ-CHARON-DYNAMO-model voldoet niet aan deze voorwaarden.

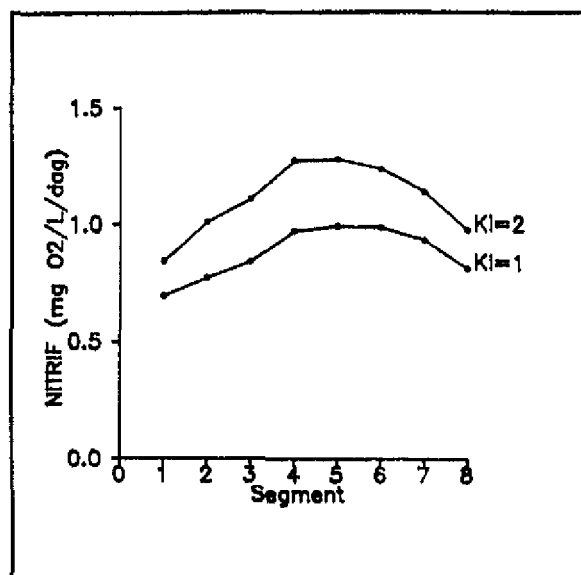
Steeds is één van bovengenoemde factoren gevarieerd, terwijl al het andere konstant gehouden is.

3.1. Windsnelheid

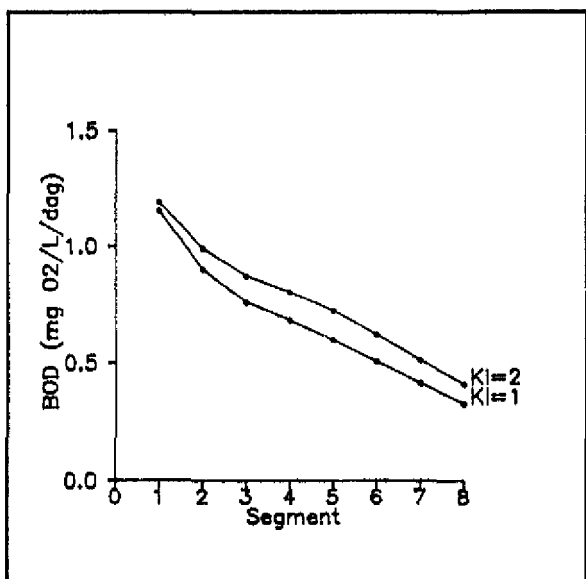
In CHARONW is het niet mogelijk direkt de windsnelheid te wijzigen, echter wel de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt, K_L . In CHARONW wordt uitgegaan van een kwadratisch verband tussen de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt en de windsnelheid op 10 meter hoogte (zie par. 2.1). Een andere K_L -waarde komt dus overeen met een andere, eveneens konstante, windsnelheid. Een K_L van 1 m/dag is vergeleken met een K_L van 2 m/dag. Dit komt overeen met een toename in de windsnelheid van 6 meter per seconde naar 8,5 meter per seconde. In figuur 14 tot en met 16 zijn de jaargemiddelde concentraties van de belangrijkste parameters van de eerste 8 segmenten weergegeven (oude schematisatie: Schaar van Ouden Doel in segment 8, zie blz. 71).



Figuur 14.



Figuur 15.



Figuur 16.

Verandering in O_2 concentratie en fluxen van stoffen betrokken bij nitrifikatie en biochemisch zuurstofverbruik. Zuurstofoverdrachtscoëfficiënt 1 en 2 meter per dag.

Tabel 4 vat de veranderingen voor wat betreft de zuurstofhuishouding de resultaten samen. De verandering in zuurstofgehalten en genoemde fluxen per zuurstofverbruikend proces is procentueel uitgedrukt ten opzichte van de resultaten bij een K_L van één meter per dag.

In de tabellen 4 t/m 6 scoort de aanduiding "EFFEKT" op O_2 een + als er een verandering in gehalte of flux wordt berekend die het zuurstofgehalte verhoogt en het scoort een - als er een verandering wordt berekend is het zuurstofgehalte verlaagt.

Tabel 4. Procentuele verandering door een verdubbeling van K_L , in de jaargemiddelde O_2 concentratie en fluxen van stoffen betrokken bij nitrifikatie, biologisch zuurstof verbruik, en oxydatie van anorganisch materiaal.

Segment:	1	2	3	4	5	6	7	8	Effekt op O_2
O_2	62,79	60,19	58,31	56,11	53,56	49,92	44,85	38,83	+
BOD1	3,44	9,85	15,02	18,14	20,49	22,54	24,14	25,35	-
BOD2	0,45	1,49	2,40	3,20	4,02	4,78	5,52	6,29	-
BODN	1,26	3,71	6,05	7,97	9,74	11,41	12,78	13,59	-
NITRIF	17,71	23,43	23,93	23,72	22,52	21,09	18,02	12,77	-
DENIT	0,63	2,57	4,62	5,96	6,69	6,82	6,43	5,73	-

BOD1 = snel afbreekbaar organisch materiaal (mineralisatie)
 BOD2 = langzaam afbreekbaar organisch materiaal (mineralisatie)
 BODN = organisch gebonden stikstof (ammonifikatie)
 NITRIF = alle door nitrifikatie gevormde NO_3^- (nitrifikatie)
 DENIT = alle door denitrifikatie gevormde N_2 (denitrifikatie)

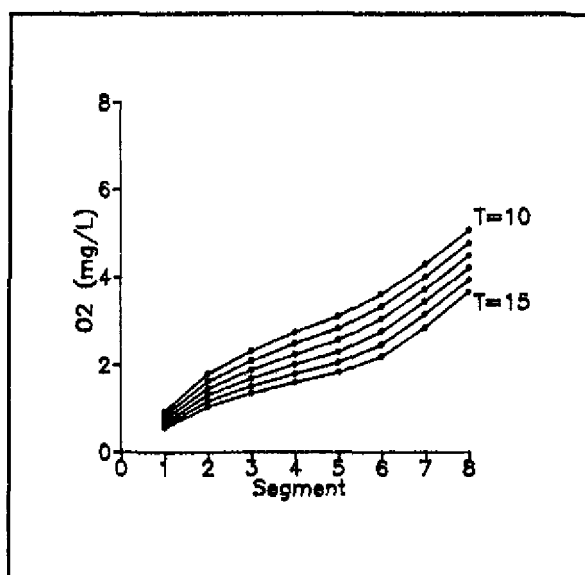
De zuurstofbehoefte van gereduceerd anorganisch materiaal blijkt zeer klein te zijn ten opzichte van de zuurstofbehoefte van nitrifikatie en BOD. Verder blijkt dat de nitrifikatie sterk toeneemt bij een grotere reaeratiesnelheid. De procentuele verandering in het jaargemiddelde zuurstofgehalte a.g.v. verdubbeling van de K_L neemt vanaf segment 1 stroomafwaarts geleidelijk af.

Gekonkludeerd kan worden dat een verandering van de windsnelheid, en daarmee van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt, een belangrijk effect heeft op de processen die het zuurstofgehalte bepalen. Opmerkelijk is dat het effect van een verandering in reaeratie op de nitrifikatie een optimum vertoont rond segment 3, maar dat voor BOD1 de invloed stroomafwaarts toeneemt van 3 tot 25%. Voor zuurstof blijkt de invloed vooral in segment 1 te liggen en dit neemt stroomafwaarts af.

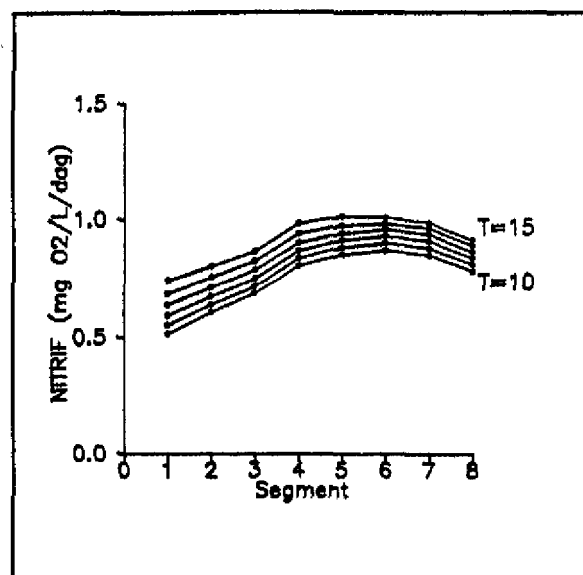
In de paragraaf 2.1 blijkt dat de waarde van K_L tussen één en twee meter per dag ligt. Is de windsnelheid op 10 meter hoogte boven de 8 m/s dan is de waarde van K_L groter dan 2 m/dag, een situatie die regelmatig zal kunnen voorkomen. Bij de simulaties in hoofdstuk 4 zal rekening gehouden worden met een variabele waarde van K_L , afhankelijk van temperatuur, windsnelheid en stroomsnelheid.

3.2. Temperatuur

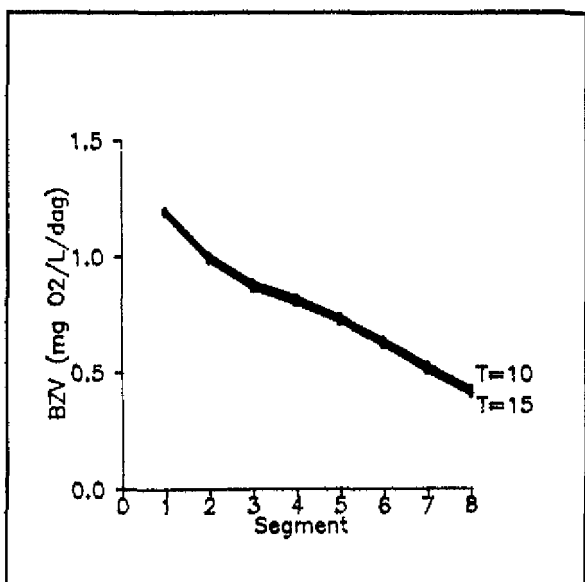
Het verloop van de temperatuur door het jaar wordt gevarieerd volgens de eerder genoemde cosinus-functie met een gemiddelde jaartemperatuur van 10 tot 15 °C. Verder wordt aangenomen dat de gemiddelde temperatuur van Rupelmonde tot Vlissingen met 0,1 °C per segment afneemt. Het resultaat van variatie in temperatuur staat in figuur 17 tot en met 19.



Figuur 17.



Figuur 18.



Figuur 19.

Verloop van jaargemiddelde O_2 concentratie en fluxen van stoffen betrokken bij nitrifikatie en biologisch zuurstofverbruik. Bij een gemiddelde jaartemperatuur van 10 tot 15 °C, uitgaande van situatie in 1983.

In tabel 5 is de procentuele verandering per °C weergegeven. Omdat in een bepaald segment de verandering per graad Celcius vrijwel gelijk is, is hiervan het gemiddelde genomen. Vervolgens is deze waarde uitgedrukt als percentage van de waarde behorende bij een gemiddelde jaartemperatuur van 10 °C.

Tabel 5. Procentuele verandering per graad Celcius ten opzichte van jaargemiddelde temperatuur van 10 °C.

Segment	1	2	3	4	5	6	7	8	effekt op O ₂ :
O ₂	7,70	8,26	8,37	8,31	8,19	7,80	6,71	5,55	-
NITRIF	8,88	6,43	5,18	4,44	3,77	3,16	3,21	3,39	-
BOD1	0,39	0,63	0,76	0,82	0,91	1,05	1,29	1,62	-
BOD2	0,05	0,10	0,14	0,17	0,22	0,28	0,36	0,45	-
BODN	0,13	0,25	0,34	0,45	0,57	0,73	0,92	1,17	-

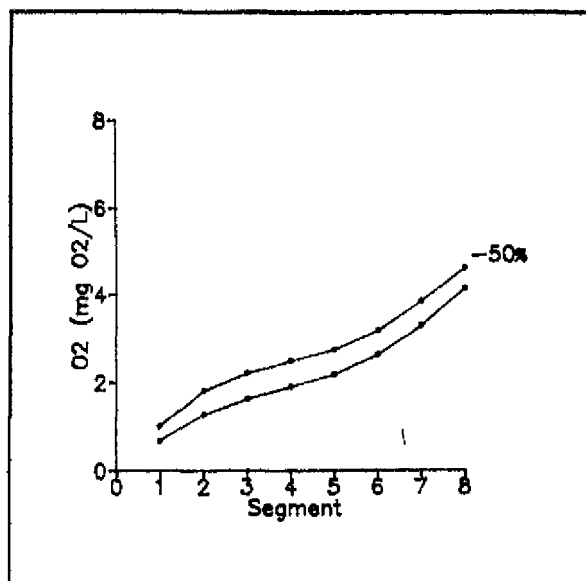
Het blijkt dat van alle zuurstofverbruikende processen vooral de nitrifikatie toeneemt bij een stijging in temperatuur. Deze gevoeligheid van nitrifikatie is te verklaren door de hoge waarde van de temperatuurscoëfficiënt voor nitrifikatie ($\theta=1,10$). De waarde van θ voor BZV is 1,07, wat de temperatuursgevoeligheid van BZV geringer maakt dan die van nitrifikatie. Zie tabel 2 en figuur 13. Zowel voor nitrifikatie als voor BZV is de mate van verandering per graad Celcius kleiner dan welke in hoofdstuk 2 is gevonden: nitrifikatie 5 à 6% per graad Celcius (paragraaf 2.2), BZV 4 à 5% per graad Celcius (paragraaf 2.3). Dit verschil wordt veroorzaakt door de zuurstoffunctie $(O_2 + 3)/(10 + 3)$ die in beide processen een rol speelt (zie tabel 3). Bij de berekende zuurstofgehalten van ca. 4 mg O₂/L in segment 8, heeft de zuurstoffunctie een waarde rond 0,7. Een stijging in temperatuur heeft weliswaar een grotere reaktiesnelheid tot gevolg, maar door het grotere zuurstofverbruik daalt het zuurstofgehalte. Dit heeft volgens bovengenoemde zuurstoffunctie een remmende werking op de reaktiesnelheid, zodat de netto toename van de reaktiesnelheid minder is dan op de temperatuurscoëfficiënt alleen verwacht kan worden.

De afname in zuurstofconcentratie bij stijgende temperatuur blijkt het grootst te zijn in segment 3 en neemt stroomafwaarts geleidelijk weer af. In segment 7, bij Schaar van Ouden Doel, is de afname in zuurstofgehalte bij een stijging van drie graden in temperatuur (voorjaar '88 en '89) zo'n 17%.

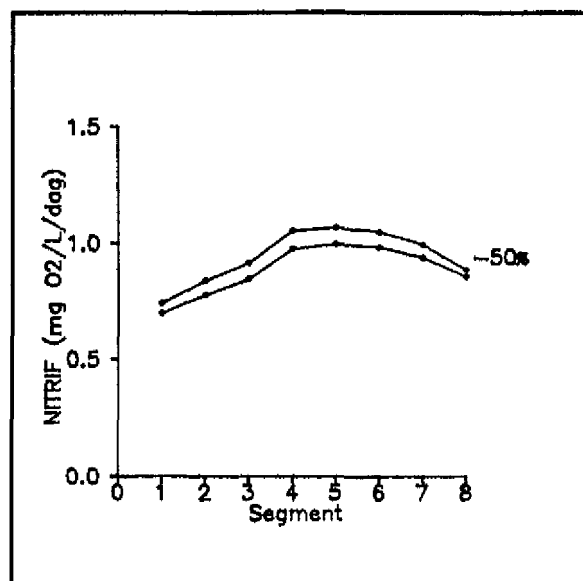
3.3. Vracht zuurstofverbruikende stoffen

Het is in CHARONW mogelijk de vracht organisch materiaal op de rand van het model bij Schelle te variëren, uitgedrukt in de hoeveelheid zuurstof die nodig is om deze vracht biologisch af te breken. Van der Meulen (1987) gebruikt voor zijn onderzoek naar het effect van vermindering van de vracht zuurstofverbruikende stoffen als uitgangssituatie een konstante vracht van 5380645,0 mol per

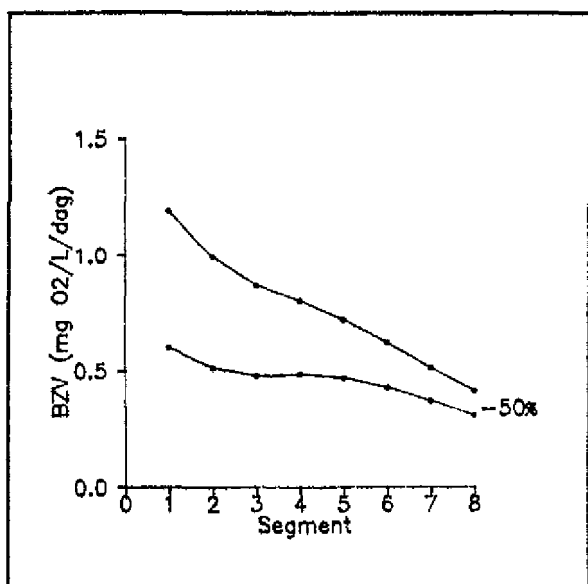
dag. Als voorbeeld van een reductie in de belasting van een zuurstofverbruikende stof, zal hier dezelfde waarde gebruikt worden en vergeleken met een vrachtreductie van 50%. In figuur 20 tot en met 22 zijn de jaargemiddelde concentraties weergegeven van de parameters die het meest veranderen.



Figuur 20.



Figuur 21.



Figuur 22.

Verloop van jaargemiddelde O₂-concentratie en fluxen van stoffen betrokken bij biologisch zuurstofverbruik, nitrifikatie, en de oxydatie van anorganisch materiaal. Bij de vracht zuurstofverbruikende stoffen van 1983 vergeleken met een reductie van 50%.

In tabel 6 is de mate van verandering weergegeven bij de reductie van 50% van de vracht op de rand van 1983. hierbij is het verschil uitgedrukt als percentage van de oorspronkelijke situatie van 1983.

Tabel 6. Procentuele verandering bij een vrachtredukatie van organisch materiaal met 50% t.o.v. de situatie van 1983.

Segment:	1	2	3	4	5	6	7	8	effekt O ₂ :
O ₂	48,06	41,25	35,89	30,60	25,97	21,02	16,42	11,52	+
BOD1	-49,64	-48,39	-45,08	-39,57	-34,85	-31,42	-28,28	-25,39	+
NITRIF	6,16	8,16	8,31	7,88	7,18	6,79	5,89	3,54	-

Zoals te verwachten valt is het effect van een reductie van zuurstofverbruikende stoffen het grootst op het biologisch zuurstofverbruik, waarbij de grootste afname plaatsvindt in segment 1. De toename in zuurstofverbruik door nitrifikatie neemt tussen segment 7 en 8 vrij abrupt af. Dit komt doordat de ammoniumconcentratie dan vrijwel gelijk is aan die van 1983, zonder de vrachtredukatie.

3.4. Konklusies gevoeligheidsanalyse

- verandering in de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt blijkt het zuurstofgehalte en de snelheid waarmee zuurstofverbruikende processen verlopen in belangrijke mate te beïnvloeden. In paragraaf 2.1 is gebleken dat K_L afhankelijk is van de temperatuur, de windsnelheid en de stroomsnelheid. Het is dus niet terecht K_L als een konstante te beschouwen.
- de temperatuurscoëfficiënt bepaalt in belangrijke mate de temperatuursgevoeligheid van zuurstofverbruikende processen, zoals die in tabel 3 beschreven zijn. Daarnaast blijkt er een antagonistisch effect op te treden tussen temperatuur en de gebruikte zuurstoffunctie. Een hogere temperatuur versnelt een zuurstofverbruikend proces, dit heeft tot gevolg dat het zuurstofgehalte daalt. Een laag zuurstofgehalte remt vervolgens de reaktiesnelheid van het zuurstofverbruikende proces.
- reductie van de belasting met zuurstofverbruikend materiaal heeft, zoals te verwachten valt, een vermindering in het zuurstofverbruik tot gevolg (figuur 21). De verbetering in het zuurstofgehalte is echter minder dan verwacht (figuur 20). Dit komt doordat andere zuurstofverbruikende processen, in dit geval nitrifikatie, meer zuurstof gaan verbruiken (figuur 22).

4. Zuurstofbalans

De analyse van de lage jaargemiddelde zuurstofconcentraties zal toegespitst worden op het voorjaar van 1989, omdat voor die periode het zuurstofgehalte, de temperatuur, het debiet, het biologisch zuurstofverbruik, de concentraties van NH_4^+ en NO_3^- , en de windsnelheid sterk afwijken van de gemiddelde situatie. De overige jaren zijn ook doorgerekend, maar worden in de beschouwing globaal behandeld.

Het doel van de analyse is aan te geven in welke mate de afwijking van 1989 ten opzichte van een gemiddelde situatie te verklaren is door de factoren temperatuur, wind, debiet, lozingen en een combinatie van deze. Dit zal op twee manieren gedaan worden, namelijk door te kijken in welke mate de concentraties veranderen, en in welke mate de fluxen veranderen door de verschillende factoren. Deze resultaten zullen vervolgens vergeleken worden met de inzichten die in de hoofdstukken Processen en Gevoeligheidsanalyse zijn opgedaan.

Een probleem met 1989 is dat veel gegevens, met name lozingen, ontbreken. Om 1989 zo goed mogelijk te kunnen reproduceren, is DELWAQ-CHARON-DYNAMO gekalibreerd voor de situatie van 1988, aannemende dat 1989 van alle jaren het meest met 1988 overeenkomt. Vervolgens is de invoer voor 1989 samengesteld uit de gegevens die wel beschikbaar zijn en met gegevens van andere jaren.

In de schematisatie van DELWAQ-CHARON-DYNAMO ligt Schaar van Ouden Doel in segment 5, zie blz. 71.

4.1. Kalibratie

Bij de kalibratie van DELWAQ-CHARON-DYNAMO is de nadruk gelegd op dispersief transport, reaeratie, ammonifikatie, nitrifikatie en denitrifikatie, en biologisch zuurstof verbruik. Hierbij is uitgegaan van de kalibratie zoals die door het Waterloopkundig Laboratorium is verricht. De aanpassing is vooral gericht op een goede overeenkomst tussen meetwaarden en berekende waarden in de eerste zeven segmenten. De gekozen procesformulering is in hoofdstuk 2 behandeld en in tabel 3 samengevat. In tabel 2 van hoofdstuk 2 staan de waarden van de reaktiekonstanten en temperatuurscoëfficiënten die uit deze kalibratie voor DELWAQ-CHARON-DYNAMO gevonden zijn. Dit is gedaan om een vergelijk met de waarden die door CHARONW worden gebruikt gemakkelijker te maken.

- dispersief transport. Dit is gekalibreerd door de dispersiecoëfficiënten net zolang te wijzigen totdat het gemeten en berekende chloridegehalte in ruimte en tijd op het oog een goede overeenkomst met elkaar vertonen. Afgezien van enkele

uitschieters in de meetgegevens is hierin een hoge mate van overeenkomst gevonden over de gehele Westerschelde. Uitgaande van een korrekt transport kunnen andere processen gekalibreerd worden.

- reaeratie. Er is voor gekozen voor de empirische wind- en stroomgedreven beschrijving van reaeratie, van Banks en Churchill. Zie paragraaf 2.1.3 en tabel 3.

- stikstofprocessen. Ammonifikatie, nitrifikatie en denitrifikatie zijn sterk aan elkaar gekoppelde processen. De kalibratie is gebaseerd op de overeenkomst tussen meetgegevens en modelresultaten van nitriet plus nitraat en ammonium. Verschillende waarden van de reaktieconstante en temperatuurscoëfficiënt, binnen de door de literatuur aangegeven grenzen, zijn uitgetest, totdat een goede overeenkomst bereikt is voor de situatie van 1988, voor de gehele Westerschelde.

- BZV. Biochemisch zuurstofverbruik is een proces waarvan de meet- en berekende gegevens met veel moeite enigermate in overeenstemming te brengen zijn. Dit geldt met name voor de segmenten stroomopwaarts van segment 10. Voor de segmenten 10 tot en met 14 is wel een goede overeenstemming gevonden. Deze overeenstemming wordt richting zee steeds beter. Stroomopwaarts zijn de berekende waarden steeds hoger dan de gemeten waarden. Deze diskrepantie is waarschijnlijk te verklaren doordat een BZV-meting onder wezenlijk andere omstandigheden plaatsvindt dan er in de Westerschelde heersen, namelijk bij 20°C en na volledige aeratie. De afbraak zal in de Westerschelde lager zijn vanwege de lagere temperatuur en doordat (door afbraak van zuurstofverbruikende stoffen en nitrifikatie) het zuurstofgehalte veel lager is dan tijdens een BZV-meting. Tenslotte is er gekozen voor de door O'Connor et al. geadviseerde waarden voor de reaktiesnelheid en temperatuurscoëfficiënt. Dit omdat deze binnen het literatuurbereik liggen, terwijl de waarden die in CHARONW zijn gekozen voor zowel de reaktiesnelheid als de temperatuurscoëfficiënt buiten dit literatuurbereik liggen. Zie tabel 2.

- primaire produktie. Over het algemeen is de zuurstofproduktie door algen te Schaar van Ouden Doel in de eerste maanden van het jaar en het vroege voorjaar nihil. Aan die bijdrage in de zuurstofhuishouding is in de analyse van het voorjaar 1989 daarom weinig aandacht besteed. Het blijkt dat bij de afstelling van DELWAQ-CHARON-DYNAMO door het Waterloopkundig Laboratorium de overeenkomst tussen gemeten en berekende chlorofyl-a concentraties gedurende het gehele jaar 1988 goed zijn. Ook veranderingen in gemeten concentraties worden goed door de berekende waarden gereproduceerd.

Met deze afstelling van DELWAQ-CHARON-DYNAMO blijkt voor 1989 de gemeten concentraties te Schaar van Ouden Doel van nitraat en ammonium tussen $t=0$ en $t=100$ voor beide stoffen lager te zijn dan de berekende. Een reden hiervoor kan zijn, dat de belasting van de Schelde en de zijdelingse lozingen, met name die van ammonium, in 1989 lager is geweest dan in 1988. Het berekende zuurstofgehalte is echter in deze periode iets hoger dan de gemeten waarden, zodat naar alle waarschijnlijkheid het berekende zuurstofverbruik door de verschillende processen wordt onderschat.

4.2. Overzicht modelberekeningen 1980-1989

Voor ieder jaar in de periode 1980-1989 en het standaardjaar is een zuurstofbalans gemaakt op basis van de afstelling van 1988. In de figuren in de bijlage BALANS zijn de resultaten weergegeven van het zuurstofverbruik door BZV en nitrifikatie, en de zuurstoftoevoer door reaeratie in mg O_2 per liter per dag. Globaal kan het volgende gekonstateerd worden:

- BZV. Het dagelijkse zuurstofverbruik door de afbraak van organisch materiaal is in de meeste gevallen voor de eerste vier segmenten min of meer konstant. Vanaf segment 4 stroomafwaarts neemt dit af. Voor de gehalten zuurstofverbruikende stoffen betekent dit dat die het sterkst afnemen in de eerste 4 segmenten.
- nitrifikatie. Hiervan vindt het grootste zuurstofverbruik plaats in segment 1 tot en met segment 4. Vanaf segment 4 stroomafwaarts is het zuurstofverbruik door nitrifikatie minder door een afnemend ammoniumgehalte. De nitraatgehalten nemen door de nitrifikatie stroomafwaarts toe.

- reaeratie. De zuurstoftoevoer door reaeratie verschilt sterk van jaar tot jaar, en ook per tijdstip. Het neemt van segment 1 naar segment 7 af doordat het zuurstofverbruik in die richting eveneens afneemt: het zuurstofdeficiet wordt minder als er minder zuurstof verbruikt wordt. Als de som van het zuurstofverbruik door BZV en nitrifikatie groter is dan de toevoer door reaeratie zal, op grond van deze processen het zuurstofgehalte moeten dalen, totdat er een evenwicht bereikt is dat onder de zuurstofverzadigingswaarde ligt. In veel gevallen blijkt de zuurstof inbreng door reaeratie minder te zijn dan het zuurstofverbruik door nitrifikatie en BZV.

4.3. Analyse 1989

Zoals eerder vermeld, is het voorjaar van 1989 een interessante periode vanwege de grote afwijkingen van allerlei parameters ten opzichte van het gemiddelde, maar zijn er van dit jaar onvoldoende invoergegevens beschikbaar. Dit geldt

vooral voor de lozingen. Vandaar dat 1989 samengesteld is, en wel op grond van de volgende veronderstellingen:

- zijdelingse lozingen plus vracht Schelde. Deze zijn in 1989 gelijk aan die van 1988.
- debiet. Het debiet van 1989 is 0,8 maal dat van het standaardjaar.
- temperatuur. Voor de temperatuur zijn de meetgegevens gemeten bij Schaar van Ouden Doel van 1989 genomen.
- windsnelheid. Voor de windsnelheid zijn de meetgegevens gemeten bij Vlissingen van 1989 genomen.

De keuze van de gebruikte zijdelingse lozingen en vracht van de Schelde zal bij de resultaten en de discussie nader behandeld worden. Wat betreft het debiet gaat deze konversie voor vrijwel alle metingen van het debiet te Schelle in 1988 en 1989 goed op (zie bijlage DATA). Slechts enkele metingen in 1989 hebben waarden die boven het gemiddelde liggen, en zelfs dan niet in belangrijke mate. De gekozen windsnelheden zijn gemeten bij Vlissingen, wat betekent dat deze te hoog zullen zijn voor de eerste zeven segmenten van de Westerschelde. In 'Windklimaat in Nederland' geven Wieringa en Rijkoort (1983) een tweemaandelijks overzicht van hoe de verschillende klassen van potentiële windsnelheden over Nederland verdeeld zijn. Hieruit blijkt dat gedurende de maanden november tot en met april het belgische deel van de Schelde in een gemiddelde potentiële windsnelheidsklasse valt die zo'n 92% is van die van het Nederlandse deel. In de zomermaanden valt de gehele Westerschelde in dezelfde windklasse van 5,0-5,5 meter per seconde. Omdat de windsnelheid in DELWAQ-CHARON-DYNAMO een functie is die voor gehele systeem geldt, is er een simulatie van 1989 gedraaid met 95% van de gemeten windsnelheid. Dit heeft geen noemenswaardige gevolgen voor de reaeratie en de zuurstofverbruikende processen.

Om 1989 te kunnen vergelijken met een gemiddelde situatie is er een standaardjaar gemaakt. Een standaardjaar is gedefinieerd als het gemiddelde van de waarden van temperatuur, windsnelheid, debiet, zijdelingse lozingen en vracht van de Schelde, en zwevend stofgehalten voor de periode 1980 tot en met 1988. Echter zonder 1987, omdat dit jaar door het doorspoelen van het Zoommeer dusdanig van de andere jaren afwijkt dat de waarden van 1987 het gemiddelde te sterk zou beïnvloeden.

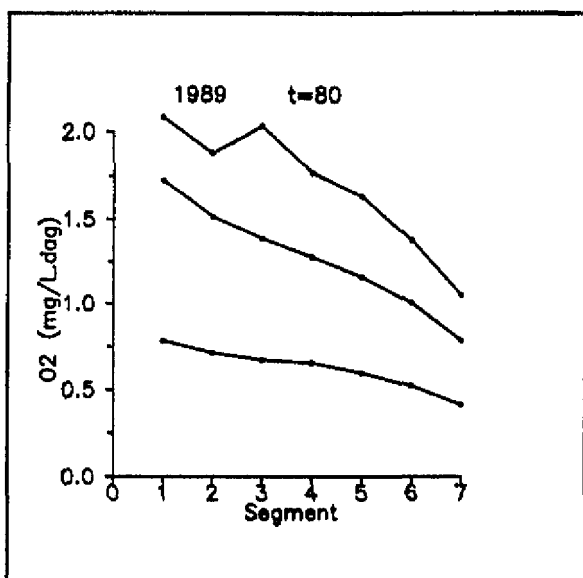
Voor de analyse van de invloed van de verschillende factoren zijn de onderstaande simulaties uitgevoerd. Tussen haakjes staat de code waarmee in de tabellen deze simulaties worden bedoeld.

- standaardjaar, (STD)
- 1989, (1989)
- standaardjaar met zijdelingse lozingen en Schelde-vracht van 1989, (L89)
- standaardjaar met windsnelheden van 1989, (W89)
- standaardjaar met temperatuur van 1989, (T89)
- standaardjaar met debiet van 1989, (D89)
- standaardjaar met temperatuur en lozingen van 1989, (TL89)
- standaardjaar met temperatuur en windsnelheden van 1989, (TW89)
- standaardjaar met temperatuur en debieten van 1989, (TD89)
- standaardjaar met windsnelheden en lozingen van 1989, (WL89)
- standaardjaar met windsnelheden en debieten van 1989, (WD89)
- standaardjaar met debieten en lozingen van 1989, (DL89)
- standaardjaar met temperatuur, windsnelheden en lozingen van 1989, (TWL89)
- standaardjaar met temperatuur, windsnelheden en debieten van 1989, (TWD89)

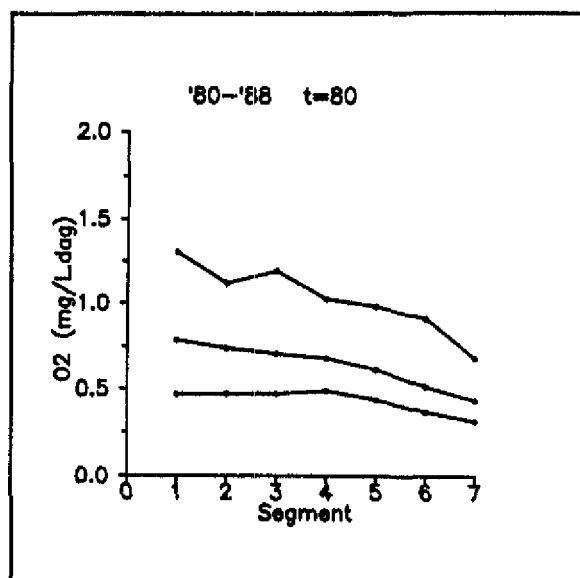
De analyse van deze simulaties is uitgewerkt voor $t=80$, dit is tot eind maart. Dit betekent niet dat het resultaat berust op de berekeningen van één dag, maar het gemiddelde van $t=60$ tot en met $t=80$. Het model is dan al voldoende 'ingespeeld', terwijl de verschillen tussen 1989 met het gemiddelde nog steeds zeer duidelijk aanwezig zijn.

4.3.1. Resultaten analyse 1989

In figuur 23 en 24 is de zuurstofbalans van 1989 en het standaardjaar weergegeven op $t=80$. De sterke toename van het zuurstofverbruik door nitrifikatie is duidelijk, evenals de toename van het biologisch zuurstofverbruik. De zuurstoftoevoer door reaseratie neemt sterk toe, echter minder dan het totale zuurstofverbruik. Dit heeft tot gevolg dat het zuurstofgehalte daalt.



Figuur 23. Zuurstofverbruik c.q. zuurstofproductie in het standaardjaar door: (van boven naar beneden) reaeratie, nitrifikatie en afbraak van zuurstofverbruikende stoffen.



Figuur 24. Zuurstofverbruik c.q. zuurstofproductie in 1989 door: (van boven naar beneden) reaeratie, nitrifikatie en afbraak van zuurstofverbruikende stoffen.

Zie ook het laatste blad van bijlage BALANS. De knik in bovenstaande figuren bij de reaeratie in segmenten 2 en 3 houdt verband met het feit dat segment 2 een vrij diep en smal segment is, en segment 3 een stuk ondieper en breder. Omdat reaeratie een oppervlakte proces is kunnen er tussen de segmenten deze verschillen gevonden worden.

In tabel 7 zijn bovenaan de berekende zuurstoffluxen in mg O_2 per dag weergegeven. Daaronder staat het verschil tussen het zuurstofverbruik door nitrifikatie plus BZV en de zuurstoftoevoer door reaeratie. Vervolgens is de procentuele verandering ten opzichte van het standaardjaar weergegeven. Tenslotte is de som van de procentuele verandering van verschillende combinaties van de factoren weergegeven. Worden deze waarden vergeleken met het laatste deel van tabel 7, dan kan gezien worden of de gekombineerde invloeden additief zijn of één of andere vorm van interactie vertonen.

In tabel 8 is op deze manier een overzicht gegeven van de berekende zuurstofconcentraties. In deze tabel staan de resultaten van (WL89) en (DL89), die ontbreken in tabel 7 omdat de fluxberekeningen door een technisch mankement niet meer op tijd berekend konden worden.

Tabel 7. Zuurstoffluxen (mg O₂/L.dag). T-temperatuur W-windsnelheid D-debiet
L-lozingen

t=80	STD	1989	L89	W89	T89	D89	TL89	TW89	TD89	WD89	TLW89	TDW89
BZV												
1	0,47	0,78	0,57	0,54	0,50	0,56	0,59	0,57	0,59	0,65	0,68	0,68
2	0,47	0,72	0,51	0,57	0,49	0,53	0,52	0,58	0,54	0,64	0,64	0,66
3	0,47	0,67	0,49	0,57	0,48	0,51	0,49	0,58	0,51	0,63	0,63	0,63
4	0,49	0,66	0,51	0,58	0,49	0,53	0,49	0,58	0,52	0,62	0,63	0,62
5	0,44	0,60	0,49	0,49	0,44	0,46	0,48	0,49	0,46	0,50	0,57	0,51
6	0,37	0,52	0,47	0,38	0,37	0,37	0,47	0,38	0,38	0,38	0,51	0,38
7	0,31	0,41	0,40	0,31	0,30	0,31	0,39	0,30	0,31	0,30	0,41	0,30
NITRIF												
1	0,79	1,72	1,22	0,90	0,85	0,94	1,30	0,98	1,01	1,09	1,48	1,17
2	0,74	1,52	1,06	0,89	0,78	0,83	1,09	0,93	0,86	1,01	1,35	1,05
3	0,71	1,39	0,98	0,86	0,73	0,77	1,00	0,88	0,78	0,94	1,29	0,97
4	0,68	1,28	0,96	0,80	0,70	0,73	0,95	0,83	0,74	0,87	1,21	0,89
5	0,61	1,16	0,93	0,69	0,63	0,65	0,93	0,70	0,66	0,71	1,12	0,73
6	0,51	1,01	0,88	0,54	0,53	0,53	0,90	0,55	0,54	0,54	0,98	0,56
7	0,43	0,79	0,75	0,44	0,43	0,44	0,74	0,43	0,43	0,43	0,78	0,43
REAIR												
1	1,31	2,08	1,36	1,91	1,29	1,32	1,36	1,88	1,31	1,91	2,01	1,90
2	1,12	1,88	1,23	1,56	1,12	1,15	1,24	1,56	1,16	1,61	1,78	1,61
3	1,19	2,03	1,37	1,58	1,20	1,24	1,39	1,60	1,25	1,64	1,93	1,66
4	1,03	1,77	1,21	1,33	1,04	1,05	1,24	1,35	1,07	1,36	1,69	1,39
5	0,98	1,63	1,20	1,20	1,00	0,98	1,23	1,22	1,01	1,19	1,60	1,22
6	0,91	1,38	1,13	1,03	0,93	0,89	1,16	1,05	0,92	0,99	1,39	1,02
7	0,68	1,05	0,88	0,74	0,71	0,66	0,91	0,79	0,69	0,70	1,07	0,75

Verschil tussen zuurstoftoevoer en zuurstofverbruik (REAIR - (BZV + NITRIF)).

1	0,05	-0,43	-0,42	0,47	-0,06	-0,18	-0,54	0,33	-0,29	0,17	-0,15	0,05
2	-0,10	-0,35	-0,34	0,10	-0,14	-0,21	-0,36	0,04	-0,23	-0,05	-0,21	-0,10
3	0,01	-0,03	-0,10	0,15	-0,00	-0,05	-0,10	0,14	-0,04	0,07	0,01	0,07
4	-0,15	-0,16	-0,25	-0,05	-0,15	-0,21	-0,21	-0,06	-0,20	-0,13	-0,15	-0,12
5	-0,07	-0,12	-0,22	0,02	-0,07	-0,12	-0,18	0,03	-0,11	-0,03	-0,10	-0,01
6	0,03	-0,15	-0,22	0,11	0,03	-0,01	-0,20	0,11	-0,00	0,06	-0,10	0,08
7	-0,06	-0,15	-0,27	-0,01	-0,02	-0,09	-0,22	0,05	-0,05	-0,03	-0,12	0,03

Percentage toe- of afname ten opzichte van standaard.

BZV												
1	66,53	20,72	14,74	5,58	19,52	25,90	21,12	25,10	38,65	43,82	44,62	
2	50,83	8,58	19,80	2,31	12,21	8,91	23,10	13,20	35,97	35,31	38,28	
3	41,84	3,55	20,39	0,71	8,51	3,01	21,99	8,16	31,91	32,45	32,62	
4	33,57	3,18	17,67	0,35	7,07	0,35	18,73	6,71	26,15	27,56	26,86	
5	36,05	11,75	10,93	0,33	4,73	10,28	11,91	5,06	14,85	31,00	15,66	
6	42,49	27,46	3,34	0,74	2,23	28,20	4,27	3,15	3,53	39,33	4,45	
7	32,68	28,21	-0,56	-1,96	0,56	26,26	-2,51	-1,12	-1,96	31,56	-3,91	
NITRIF												
1	119,33	55,13	14,80	8,35	19,57	65,87	24,11	28,16	38,90	88,78	48,45	
2	104,86	43,13	19,87	4,86	12,26	47,36	26,22	16,28	36,79	82,24	42,28	
3	96,20	39,12	21,28	2,97	8,80	41,50	24,85	10,82	33,17	81,93	36,74	
4	88,01	41,07	18,11	2,55	7,65	40,05	21,43	9,44	27,30	30,10		
5	89,25	51,87	11,80	2,34	5,37	51,87	14,72	7,48	16,47	82,24	19,16	
6	95,51	70,41	4,62	2,64	2,77	74,37	7,27	5,55	5,28	90,22	8,06	
7	81,53	72,69	0,80	-0,60	1,20	71,69	-0,20	0,40	-0,20	80,52	-1,20	
REAIR												
1	59,48	4,45	46,55	-1,15	1,01	4,02	43,68	0,29	46,55	53,74	45,11	
2	67,83	10,21	39,30	0,28	3,22	11,05	39,44	3,92	44,06	59,44	44,06	
3	70,42	14,79	32,39	0,70	3,52	16,20	33,80	4,93	37,32	61,27	39,44	
4	72,59	18,27	29,78	1,69	2,37	20,81	31,98	4,57	32,49	64,30	35,36	
5	66,42	22,63	21,90	2,19	0,00	25,55	24,82	2,92	21,17	62,77	24,82	
6	51,49	23,88	12,69	2,24	-2,24	27,61	14,93	0,75	8,21	52,24	11,94	
7	54,73	29,16	8,95	4,60	-3,20	34,27	15,60	1,79	3,58	57,29	10,61	

Tabel 7, vervolg. T-temperatuur W-windsnelheid D-debiet L-lozingen

t=80	percentage toe- of afname	T+L89	T+W89	T+D89	W+L89	W+D89	D+L89
BZV							
1		26,29	20,32	25,10	35,46	34,26	40,24
2		10,89	22,11	14,52	28,38	32,01	20,79
3		4,26	21,10	9,22	23,94	28,90	12,06
4		3,53	18,02	7,42	20,85	24,73	10,25
5		12,07	11,26	5,06	22,68	15,66	16,48
6		28,20	4,08	2,97	30,80	5,57	29,68
7		26,26	-2,51	-1,40	27,65	-0,00	28,77
NITRIE							
1		63,48	23,15	27,92	69,93	34,37	74,70
2		47,99	24,74	17,12	63,00	32,14	55,39
3		42,09	24,26	11,77	60,40	30,08	47,92
4		43,62	20,66	10,20	59,18	25,77	48,72
5		54,21	14,14	7,71	63,67	17,17	57,24
6		73,05	7,27	5,42	75,03	7,40	73,18
7		72,09	0,20	0,60	73,49	2,01	73,90
AIR							
1		3,30	45,40	-0,14	51,01	47,56	5,46
2		10,49	39,58	3,50	49,51	42,52	13,43
3		15,49	33,10	4,23	47,18	35,92	18,31
4		19,97	31,47	4,06	48,05	32,15	20,64
5		24,82	24,09	2,19	44,53	21,90	22,63
6		26,12	14,93	0,00	36,57	10,45	21,64
7		33,76	13,55	1,41	38,11	5,75	25,96

Tabel 8 heeft dezelfde opbouw als tabel 7. Er zijn echter concentraties weergegeven in plaats van zuurstoffluxen.

Tabel 8. Concentraties. T-temperatuur W-windsnelheid D-debiet L-lozingen

t=80	STD	1989	L89	W89	T89	D89	TL89	TW89	TD89	WL89	WD89	DL89	TLW89	TDW89
BZV (mg O₂/L)														
1	8,82	17,80	14,60	8,76	8,78	10,90	14,50	8,71	10,80	14,50	10,80	18,00	14,40	10,70
2	8,89	17,20	14,50	8,71	8,80	10,80	14,40	8,62	10,70	14,30	10,50	17,70	14,10	10,40
3	8,47	15,50	13,80	8,09	8,34	10,00	13,60	7,95	9,87	13,30	9,45	16,40	13,10	9,27
4	8,11	13,80	13,00	7,64	7,96	9,26	12,80	7,47	9,07	12,40	8,61	14,90	12,20	8,40
5	6,60	10,50	10,70	6,09	6,41	7,18	10,50	5,88	6,96	10,00	6,54	11,80	9,78	6,30
6	5,18	7,83	8,63	4,73	4,99	5,44	8,35	4,53	5,21	7,99	4,92	9,04	7,69	4,67
7	4,51	6,44	7,36	4,11	4,32	4,65	7,09	3,92	4,43	6,80	4,22	7,57	6,51	3,99
NO₃⁻ (mg N/L)														
1	3,63	8,59	6,69	3,67	3,65	4,62	6,72	3,69	4,65	6,75	4,69	8,44	6,79	4,72
2	3,90	9,15	7,05	3,99	3,93	4,99	7,09	4,03	5,02	7,21	5,15	8,87	7,25	5,19
3	4,32	9,80	7,52	4,52	4,36	5,49	7,54	4,57	5,52	7,85	5,79	9,31	7,88	5,83
4	4,54	9,88	7,71	4,78	4,56	5,66	7,71	4,82	5,67	8,12	6,00	9,34	8,14	6,02
5	4,78	9,76	7,93	5,04	4,79	5,75	7,92	5,07	5,75	8,40	6,07	9,24	8,41	6,09
6	4,73	9,20	7,86	4,96	4,74	5,49	7,84	4,97	5,47	8,28	5,75	8,81	8,28	5,75
7	4,59	8,42	7,38	4,79	4,59	5,22	7,36	4,79	5,20	7,76	5,44	8,13	7,75	5,43
O₂ (mg O₂/L)														
1	1,85	0,71	1,56	1,82	1,58	1,78	1,22	1,54	1,46	1,44	1,78	1,29	1,07	1,43
2	1,88	0,00	0,95	2,08	1,47	1,58	0,48	1,63	1,12	1,00	1,82	0,44	0,49	1,31
3	2,21	0,00	0,88	2,70	1,68	1,86	0,32	2,10	1,30	1,12	2,40	0,37	0,53	1,76
4	2,71	0,66	1,26	3,43	2,11	2,47	0,63	2,75	1,84	1,71	3,27	0,87	1,05	2,54
5	3,87	2,25	2,38	4,89	3,18	3,80	1,67	4,10	3,08	3,13	4,90	2,21	2,36	4,08
6	5,41	4,59	4,29	6,59	4,66	5,49	3,52	5,75	4,71	5,32	6,73	4,31	4,45	5,86
7	6,26	5,50	5,03	7,49	5,50	6,37	4,24	6,64	5,59	6,18	7,64	5,11	5,30	6,77
Percentage toe- of afname ten opzichte van standaard.														
BZV														
1		101,81	65,53	-0,68	-0,45	23,58	64,40	-1,25	22,45	64,40	22,45	104,08	63,27	21,32
2		93,48	63,10	-2,02	-1,01	21,48	61,98	-3,04	20,36	60,85	18,11	99,10	58,61	16,99
3		83,00	62,93	-4,49	-1,53	18,06	60,57	-6,14	16,53	57,02	11,57	93,62	54,66	9,45
4		70,16	60,30	-5,80	-1,85	14,18	57,83	-7,89	11,84	52,90	6,17	83,72	50,43	3,58
5		59,09	62,12	-7,73	-2,88	8,79	59,09	-10,91	5,45	51,52	-0,91	78,79	48,18	-4,55
6		51,16	66,60	-8,69	-3,67	5,02	61,20	-12,55	0,58	54,25	-5,02	74,52	48,46	-9,85
7		42,79	63,19	-8,87	-4,21	3,10	57,21	-13,08	-1,77	50,78	-6,43	67,85	44,35	-11,53
NO₃⁻														
1		136,64	84,30	1,10	0,55	27,27	85,12	1,65	28,10	85,95	29,20	132,51	87,05	30,03
2		134,62	80,77	2,31	0,77	27,95	81,79	3,33	28,72	84,87	32,05	127,44	85,90	33,08
3		126,85	74,07	4,63	0,93	27,08	74,54	5,79	27,78	81,71	34,03	115,51	82,41	34,95
4		117,62	69,82	5,29	0,44	24,67	69,82	6,17	24,89	78,85	32,16	105,73	79,30	32,60
5		104,18	65,90	5,44	0,21	20,29	65,69	6,07	20,29	75,73	26,99	93,31	75,94	27,41
6		94,50	66,17	4,86	0,21	16,07	65,75	5,07	15,64	75,05	21,56	86,26	75,05	21,56
7		83,44	60,78	4,36	0,00	13,73	60,35	4,36	13,29	69,06	18,52	77,12	68,85	18,30
O₂														
1		-61,46	-15,68	-1,62	-14,59	-3,78	-34,05	-16,76	-21,08	-22,16	-3,78	-30,27	-42,16	-22,70
2		-100,00	-49,57	10,64	-21,81	-15,96	-74,73	-13,30	-40,43	-46,97	-3,19	-76,44	-74,04	-30,32
3		-100,00	-60,27	22,17	-23,98	-15,84	-85,38	-4,98	-41,18	-49,32	8,60	-83,26	-75,93	-20,36
4		-75,61	-53,51	26,57	-22,14	-8,86	-76,75	1,48	-32,10	-36,90	20,66	-67,75	-61,25	-6,27
5		-41,86	-38,50	26,36	-17,83	-1,81	-56,85	5,94	-20,41	-19,12	26,61	-42,89	-39,02	5,43
6		-15,16	-20,70	21,81	-13,86	1,48	-34,94	6,28	-12,94	-1,66	24,40	-20,33	-17,74	8,32
7		-12,14	-19,65	19,65	-12,14	1,76	-32,27	6,07	-10,70	-1,28	22,04	-18,37	-15,34	8,15

Tabel 8, vervolg. T-temperatuur W-windsnelheid D-debiet L-lozingen

t=80	Percentage toe- of afname	T+L89	T+W89	T+D89	W+L89	W+D89	D+L89
BZV							
1		65,08	-1,13	23,13	64,85	22,90	89,12
2		62,09	-3,04	20,47	61,08	19,46	84,59
3		61,39	-6,02	16,53	58,44	13,58	80,99
4		58,45	-7,64	12,33	54,50	8,38	74,48
5		59,24	-10,61	5,91	54,39	1,06	70,91
6		62,93	-12,36	1,35	57,92	-3,67	71,62
7		58,98	-13,08	-1,11	54,32	-5,76	66,30
NO₃⁻							
1		84,85	1,65	27,82	85,40	28,37	111,57
2		81,54	3,08	28,72	83,08	30,26	108,72
3		75,00	5,56	28,01	78,70	31,71	101,16
4		70,26	5,73	25,11	75,11	29,96	94,49
5		66,11	5,65	20,50	71,34	25,73	86,19
6		66,38	5,07	16,28	71,04	20,93	82,24
7		60,78	4,36	13,73	65,14	18,08	74,51
O₂							
1		-30,27	-16,22	-18,38	-17,30	-5,41	-19,46
2		-71,38	-11,17	-37,77	-38,94	-5,32	-65,53
3		-84,25	-1,81	-39,82	-38,10	6,33	-76,11
4		-75,65	4,43	-31,00	-26,94	17,71	-62,36
5		-56,33	8,53	-19,64	-12,14	24,55	-40,31
6		-34,57	7,95	-12,38	1,11	23,29	-19,22
7		-31,79	7,51	-10,38	0,00	21,41	-17,89

Zowel wat zuurstoffluxen als concentraties betreft blijken er tussen het standaardjaar en 1989 belangrijke verschillen te zijn. De invloed van de verschillende factoren is voor de verschillende stoffen, processen en segmenten niet gelijk. Hieronder zal punt voor punt de invloed van de factoren en de combinaties ervan op de zuurstofflux en de gevolgen daarvan voor de concentraties van de belangrijkste parameters behandeld worden. De nadruk zal gelegd worden op het segment waarin Schaar van Ouden Doel zich bevindt: segment 5.

4.3.1.1. Invloed van vracht van de Schelde plus zijdelingse lozingen

Als het standaardjaar met de - veronderstelde - lozingen van 1989 (L89) doorgerekend wordt, dan blijkt dit van grote invloed te zijn op zowel de concentraties als het zuurstofverbruik c.q. zuurstoftoevoer door de beschouwde processen. In segment 5 kan 92% $(-38,50/-41,86 * 100\%)$ van de achteruitgang in zuurstofgehalten van 1989 verklaard worden door uitsluitend de hoge vracht plus zijdelingse lozingen van 1989. Dit komt doordat de zuurstoftoevoer in L89 0,22 mg O₂/L·dag tekort schiet, terwijl dit in 1989 0,12 mg O₂/L·dag is.

4.3.1.2. Invloed van temperatuur

Door een hogere temperatuur zullen processen als BZV en nitrifikatie sneller verlopen en daardoor meer zuurstof verbruiken. Hierdoor zal echter het zuurstofgehalte dalen, wat de reactie weer vertraagt. Dit mechanisme maakt het effect van een hogere temperatuur op zuurstoffluxen en concentraties op voorhand minder inzichtelijk. In segment 5 blijkt dat 43% $(-17,83/-41,86 * 100\%)$ van de achteruitgang in 1989 verklaard kan worden door uitsluitend de temperatuur van 1989. Dit is opmerkelijk veel gezien de betrekkelijk geringe procentuele verschillen in concentraties en fluxen.

4.3.1.3. Invloed van windsnelheid

In 1989 zijn rond t=80 hogere windsnelheden dan gemiddeld gemeten. Het gevolg hiervan is dat er meer zuurstof door reëratie het water ingebracht wordt, zodat het zuurstofgehalte stijgt. Dit heeft tot gevolg dat zuurstofverbruikende processen sneller verlopen. In segment 5 resulteert het standaardjaar met de windsnelheid van 1989 in een toename van het zuurstofgehalte. Qua ordegrrootte kan de hoge windsnelheid rond t=80 de achteruitgang in zuurstofgehalte door vracht plus zijdelingse lozingen en de hoge temperatuur van 1989 voor een deel teniet doen.

4.3.1.4. Invloed van debiet

Het lagere debiet van 1989 resulteert in hogere gehalten van BZV en NO_3^- ten opzichte van het standaardjaar. De zuurstofgehalten liggen in D89 onder die van het standaardjaar, behalve in de segmenten 6 en 7. In segment 5 blijkt dat slechts 4% van de achteruitgang van het zuurstofgehalte in 1989 verklaard kan worden door uitsluitend het debiet van 1989.

Naast de invloed van de afzonderlijke factoren op de gehalten en zuurstoffluxen is het interessant inzicht te hebben of er één of andere vorm van interactie is tussen de factoren. De resultaten hiervan zijn eveneens in bovenstaande tabellen opgenomen. Het blijkt dat de combinaties temperatuur plus lozingen, temperatuur plus windsnelheid, temperatuur plus debiet, en windsnelheid plus debiet additief zijn, met een onnauwkeurigheid van enkele procenten. Er blijkt echter een duidelijke interactie te zijn tussen windsnelheid en lozingen en debiet en lozingen. Deze interacties worden hieronder behandeld.

4.3.1.5. Invloed van windsnelheden plus lozingen

Hieronder zijn de verschillen tussen percentages toe- of afname van de concentratie van WL89 en W89 + L89 kwalitatief weergegeven (segment 5).

Koncentratie:

BZV	WL89 < W89 + L89	(+51,52% < +54,39%)
NO_3^-	WL89 > W89 + L89	(+75,73% > 71,34%)
O_2	WL89 < W89 + L89	(-19,12% > -12,14%)

Door de interactie tussen windsnelheid en lozingen is het uiteindelijke zuurstofgehalte lager dan het geval zou zijn als deze factoren additief zouden zijn. De hogere windsnelheid van 1989 verbetert weliswaar het zuurstofgehalte, maar dit effect wordt geremd door de hogere lozingen van 1989. Blijkbaar stimuleert de hogere reaeratie de zuurstofverbruikende processen méér bij de hogere lozingen van 1989, dan bij de lagere lozingen van het standaardjaar.

4.3.1.6. Invloed van debiet en lozingen

Ook hiervan is een kwalitatief overzicht gemaakt van de procentuele verschillen in toe- of afname van de concentratie in segment 5.

Koncentratie:

BZV	DL89 > D89 + L89	(78,79% > 70,91%)
NO ₃ -	DL89 > D89 + L89	(93,31% > 71,34%)
O ₂	DL89 > D89 + L89	(-42,89% > -40,31%)

De interactie tussen het lagere debiet van 1989 en de hogere vracht + zijdelingse lozingen van 1989 resulteert in een grotere afname van het zuurstofgehalte dan op grond van de afzonderlijke factoren gevonden wordt.

4.3.1.7. Invloed van temperatuur, vracht plus zijdelingse lozingen, en windsnelheden

Deze factoren verklaren de achteruitgang in zuurstofgehalte al in een belangrijke mate. In segment 5 voor 93%. Wat rest is het lage debiet van 1989, en de interactie tussen het debiet en de lozingen.

4.3.1.8. Invloed van temperatuur, debiet en windsnelheid

De combinatie van deze factoren kan de achteruitgang in zuurstofgehalten in 1989 niet verklaren. In segment 5 geeft de combinatie van deze factoren een verbetering van de zuurstofgehalten. Kortom: de vracht van de Schelde plus de zijdelingse lozingen moet een belangrijke verklarende factor zijn voor het lage zuurstofgehalte. Zeker gezien het feit dat de gebruikte waarden van temperatuur, debiet en windsnelheid goed overeenkomen met de werkelijke situatie van 1989.

4.3.1.9. Invloed van zwevend stof

Naast de hierboven besproken simulaties is er gekeken of er mogelijk een verband bestaat tussen de zeer hoge zwevend stof gehalten die in het voorjaar van 1988 en 1989 gemeten zijn en de zuurstofconcentratie, zie bijlage DATA. De meetgegevens zijn steeds rond laagwater gemeten, en niet verzeild. Een toename van het zwevend stof gehalte is op twee manieren mogelijk, namelijk door het verschuiven van het troebelheidsmaximum zodanig dat dit op het meetpunt komt te liggen, en/of door een verhoogde bagger-en stortactiviteit rond het meetpunt.

4.3.1.9.1. Troebelheidsmaximum

Bij een chloridegehalte tussen 0,5 en 3 gram per liter treedt er door fysisch-chemische reacties een klontering op van het slib dat in het water aanwezig is: flocculatie. Het troebelheids- of turbiditeitsmaximum is de plaats waar de

meeste flocculatie plaatsvindt. Troebelheid wordt uitgedrukt in milligram zwevend stof per liter. Aangezien flocculatie voornamelijk door het chloridegehalte wordt bepaald verschuift het troebelheidsmaximum afhankelijk van het rivierdebiet verder stroomopwaarts bij een laag debiet, c.q. stroomafwaarts bij een hoog debiet. Uit SAWES-tochten over de Westerschelde is gebleken dat de plaats waar een chloridegehalte van ongeveer 3 gram per liter wordt gevonden, bij een vergelijk tussen de 1987 en 1988, zo'n 20 kilometer kan verschuiven (D. van Maldegem, pers. med.). Van Maldegem & Storm (1990) konkluderen dat de Schelde-afvoer een overheersende invloed heeft op de jaargemiddelde zwevend stof concentratie. Verder verwachten zij een sterke positieve relatie tussen de slibconcentratie tussen Ruppel en de Belgisch-Nederlandse grens en de verandering in de Scheldeafvoer.

Een toename in troebelheid kan invloed hebben op biologische processen, bijvoorbeeld door verminderde fotosynthese, of toegenomen microbiële activiteit. In het Tamar-estuarium blijkt de maximum nitrifikatiesnelheden samen te vallen met het turbiditeitsmaximum (Zwolsman, 1986). Dit wordt verklaard doordat nitrificerende bacteriën zich hechten aan partikulair materiaal. Een dergelijk verband kan voor de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel niet vastgesteld worden: na regressie tussen nitraat- en zwevend stof gehalte, gebaseerd op alle meetgegevens in de periode 1980-1989, werd een r^2 van 0,04 gevonden. De aanwezigheid van partikulair materiaal is blijkbaar niet limiterend voor de nitrifikatie bij Schaar van Ouden Doel.

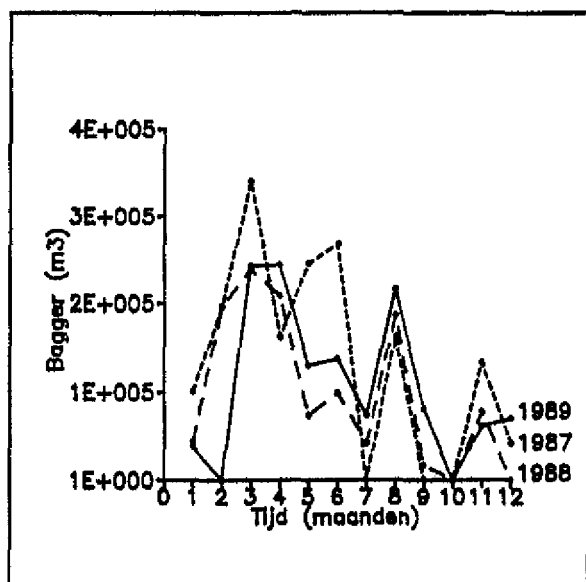
4.3.1.9.2. Baggeren en storten

In figuur 25 en 26 staan de bagger- resp. stortactiviteiten van de Antwerpse zeedienst in de jaren '87 tot en met '89. De gestorte hoeveelheden hebben uitsluitend betrekking op Schaar van Ouden Doel. Voor de gebaggerde hoeveelheden is de hoeveelheid bij de Drempel van Zandvliet plus die van de Drempel van Frederik genomen. In 1988 is er bovendien veel op de Rand en Plaat van Doel gebaggerd, zodat in dat geval ook deze activiteit is meegeteld (gegevens van E. Daemen, Directie Zeeland).

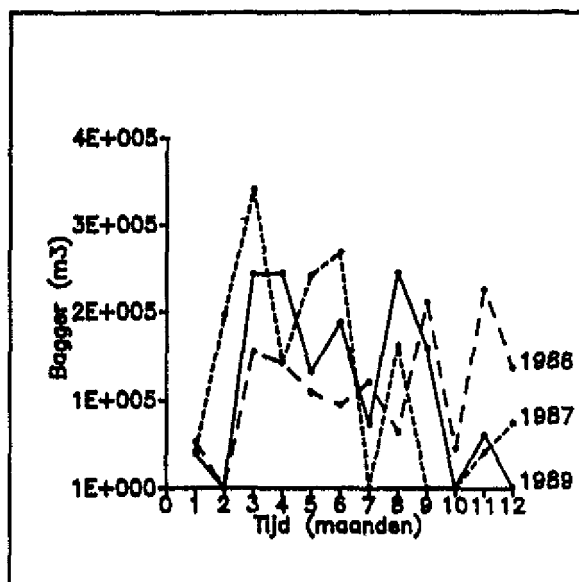
Worden deze gegevens vergeleken met de gemeten zwevend stofgehalten bij Schaar van Ouden Doel, dan kan er geen verband gevonden worden tussen bagger- en stortactiviteit en zwevend stofgehalten. Zo hebben bijvoorbeeld de eerste zes maanden 1987 hoge waarden voor gestorte hoeveelheid bagger, terwijl de gemeten waarden van het zwevend stof in die periode alle beneden het gemiddelde liggen. Andersom zijn in de eerste drie maanden 1988 en 1989 hoge waarden van het

zwevend stofgehalte gemeten, terwijl er tot maart van de desbetreffende jaren vrijwel niet gebaggerd of gestort is!

Evenmin is er een verband te leggen tussen zuurstofgehalten bij Schaar van Ouden Doel en de - tegelijkertijd - gemeten zwevend stofgehalten. Zo worden er bijvoorbeeld in 1988 hoge zwevend stof gehalten gevonden en zuurstofconcentraties die boven het gemiddelde liggen. Er kan gekonstateerd worden dat als er een invloed van zwevend stof op de zuurstofgehalten is, deze zeer lokaal en tijdelijk is, maar niet het zuurstofgehalte in de Schelde bepaalt.



Figuur 25. Gebaggerde hoeveelheden rond Schaar van Ouden Doel in 1987 tot en 1989.



Figuur 26. Gestorte hoeveelheden te Schaar van Ouden Doel in 1987 tot en met 1989.

4.3.2. Diskussie analyse 1989

De diskussie zal zich toespitsen op de invloed van de Schelde-vracht plus zijdelingse lozingen, de temperatuur en de windsnelheid op het zuurstofgehalte.

4.3.2.1. Lozingen

Uit de resultaten van de simulaties blijkt dat de vracht plus zijdelingse lozingen en de interacties hiervan met andere factoren, van doorslaggevende betekenis zijn op het zuurstofgehalte. Van de vracht van de Schelde en de zijdelingse lozingen in 1989 zijn nog geen gegevens voorhanden zodat de lozingen van 1988 zijn genomen. 1988 had echter een veel hogere afvoer dan 1989. De jaarvrachten bij de Schelle in segment 1 van ammonium lag in 1988 33% boven het gemiddelde van de jaren 1980-1988, de jaarvracht van nitriet plus nitraat 38% boven het gemiddelde, de vracht van BZV van 1988 lag daarentegen 6% onder het gemiddelde (Schouwenaar, 1989). Om een idee te krijgen hoe de lozingen over de

verschillende segmenten zijn verdeeld is in tabel 9 de procentuele bijdrage van de totale jaarvrachten van alle lozingspunten per segment van 1988 weergegeven. Hier zijn de jaarvrachten van alle lozingsbronnen van de eerste zeven segmenten en de vracht van de Schelde bij elkaar opgeteld. Vervolgens is van de rand en voor elk segment berekend welke fraktie van de totale jaarvracht aan lozingen door het desbetreffende segment geleverd wordt (Schouwenaar, 1989).

Tabel 9. Verdeling van de jaarvracht aan lozingen in de eerste 7 segmenten van de Schelde.

	Rand	1	2	3	4	5	6	7
BZV	49	13	9	7	14	5	3	0
NH ₄ ⁺	84	3	2	3	4	3	1	0
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	69	1	1	4	3	5	17	0

Uit tabel 9 blijkt de overheersende invloed van de vracht bij de Schelle op de eerste zeven segmenten. Deze jaarvrachten zijn berekend door de concentraties met het lozingsdebiet met elkaar te vermenigvuldigen, waarna die waarde werd vermenigvuldigd met de duur van de periode die bij de betreffende concentratie hoort, gevolgd door sommatie van de verschillende perioden in het jaar. Hieronder wordt voor enkele stoffen de lozingswaarden gegeven van het standaardjaar en van 1988, zoals die bij Schelle in segment 1 worden geloosd. De lozingswaarden in de tabel zijn berekend door de, op bovenbeschreven manier, berekende jaarvracht te delen door het aantal sekonden in een jaar.

Tabel 10. Enkele waarden van de Schelde-vracht plus zijdelingse lozingen in segment 1.

In het standaardjaar en 1988 (g/s).

	t=0		t=30		t=60		t=90	
	STD	1988	STD	1988	STD	1988	STD	1988
BZV	1620	1705	1176	1543	1441	2148	1059	986
Org-N	513	520	467	496	444	308	361	234
NH ₄ ⁺	901	1320	687	1184	963	1906	675	671
NO ₃ ⁻	792	858	642	773	673	1245	490	668

Uit tabel 10 kan gekonkludeerd worden dat er zeer substantiële verschillen in lozingen zijn tussen het gemiddelde van de jaren 1980-1988 en wat in 1988 gemeten is. Het is goed denkbaar dat 1989 door het lagere debiet van de Schelde, en ook van de zijdelingse lozingen, een lagere vracht heeft gehad dan 1988. Vandaar dat de hierboven beschreven simulatie L89 (standaardjaar met veronderstelde lozingen van 1989) voor een tweede keer is uitgevoerd. In plaats van de Schelde-vracht plus zijdelingse lozingen van 1988 is de vracht plus lozingen van 1985 genomen. Er is voor 1985 gekozen omdat het verloop van het debiet van de Schelde in 1985 vrij nauwkeurig overeenkomt met het verloop van het debiet in 1989 (zie bijlage DATA). Ook is 1985 een jaar waarin van veel lozingspunten nauwkeurige metingen van bekend zijn (pers. med. F. Lefèvre).

Het resultaat van deze simulaties dat er een forse toename (tot 10%) in zuurstofgehalte berekend wordt ten opzichte van het standaardjaar. Omdat de gemeten zuurstofconcentraties van 1989 ver onder het gemiddelde van de periode 1980-1989 liggen, moet de vracht plus zijdelingse lozingen in 1989 hoger zijn geweest dan de vracht plus lozingen van 1985. De konklusie is dat hoewel de gebruikte lozingen van 1988 waarschijnlijk te hoog zijn, de lozingen in 1989 zeker hoger zijn geweest dan die van 1985.

Verder blijkt dat de interacties tussen de verschillende factoren voor de situatie waarin L89 wordt samengesteld met de Schelde-vracht plus zijdelingse lozingen van 1985, overeenkomen met de situatie waarin L89 wordt samengesteld uit de Schelde-vracht plus zijdelingse lozingen van 1988.

4.3.2.2. Temperatuur

De invloed van temperatuur op biologische processen wordt in het DELWAQ-CHARON-DYNAMO beschreven door een temperatuurscoëfficiënt θ (zie hoofdstuk 2). In tabel 2 zijn de gekozen waarden van de verschillende temperatuurscoëfficiënten weergegeven. De keuze hiervan bepaalt het gevonden temperatuurseffekt, en het verschil in de waarden van θ bepaalt het verschil in temperatuursgevoeligheid van de verschillende processen. Voor reaeratie is op grond van de literatuurstudie een lage waarde voor de temperatuurscoëfficiënt genomen ($\theta=1,016$), zodat reaeratie betrekkelijk ongevoelig is voor veranderingen in temperatuur. Voor BZV is de advieswaarde van O'Connor et al. gekozen ($\theta=1,04$), omdat BZV een moeilijk te kalibreren proces is. Dit blijkt een tamelijk lage waarde te zijn voor een biologisch proces. Voor de verschillende stikstofprocessen zijn na kalibratie waarden voor θ gevonden die een goede overeenkomst laten zien tussen meet- en berekende waarden voor de situatie van 1988.

4.3.2.3. Windsnelheid

Gegevens over de wind zijn stroomopwaarts van Schaar van Ouden Doel relatief onbekend. Dit kan grote gevolgen hebben voor de hoeveelheid gereaereerde zuurstof, en daarmee op de snelheid waarmee zuurstofverbruikende processen verlopen. In de analyse is gekozen voor de windsnelheid gemeten te Vlissingen, en deze waarden zijn stelselmatig (iets) hoger dan de werkelijke windsnelheden in het belgische deel van de Schelde (Wieringa & Rijkoort, 1983). De reaeratie te Schaar van Ouden Doel zal dus stelselmatig enigszins overschat zijn.

4.3.3. Konklusies analyse 1989

De vracht van de Schelde en de zijdelingse lozingen van 1989 zijn de belangrijkste oorzaak van de lage zuurstofgehalten die in 1989 bij Schaar van Ouden Doel gevonden worden. Dit wordt versterkt door het lage debiet van 1989. De hoge windsnelheden van 1989 kunnen toename in zuurstofverbruik niet teniet doen en worden daarin door de hogere lozingen zelfs extra geremd. Daarnaast is de hogere temperatuur van 1989 een belangrijke faktor in de verklaring van de lagere zuurstofgehalten van 1989.

5. Konklusies en aanbevelingen.

Enerzijds wordt het zuurstofgehalte in de Schelde bepaald door het verloop van interne processen, zoals reaeratie en zuurstofverbruik door biologische omzettingen. De snelheid waarmee deze interne processen zich afspelen is onder andere afhankelijk van de temperatuur. Anderzijds is de belasting van de Schelde met zuurstofverbruikend materiaal niet konstant. Bij een hogere belasting met dit materiaal zal het zuurstofgehalte dalen.

Uit deze studie is gebleken dat bij langjarig gemiddelde omstandigheden maar uitsluitend met de hoge temperatuur van 1989, 43% van de achteruitgang van het zuurstofgehalte bij Schaar van Ouden Doel verklaard kan worden. Deze uitkomst kan vergeleken worden met de situatie waarin gemiddelde omstandigheden (ook gemiddelde temperatuur), gekombineerd worden met een zo goed mogelijke schatting van de belasting van de Schelde in 1989 met zuurstofverbruikend materiaal. Het resultaat is dat in dit geval 92% van de achteruitgang in zuurstofgehalte bij Schaar van Ouden Doel verklaard kan worden uitsluitend door deze hogere belasting.

Behalve een hogere temperatuur en een grotere belasting, heersten er gedurende de onderzochte periode in 1989 ook aanmerkelijk hogere windsnelheden dan gemiddeld, zodat een meer dan gemiddelde hoeveelheid zuurstof gereaereerd wordt. Worden gemiddelde omstandigheden genomen met uitsluitend de windsnelheden van 1989, dan resulteert dit in een verbetering van het zuurstofgehalte met 26%.

Wordt de situatie van 1989 rond eind maart gesimuleerd, dan wordt bij Schaar van Ouden Doel een reductie in zuurstofgehalte berekend van 42% ten opzichte van het langjarig gemiddelde. Dit resultaat is in overeenstemming met de metingen. De factoren temperatuur, belasting en windsnelheid samen verklaren 93% van deze reductie. Tussen de factoren die het zuurstofgehalte beïnvloeden spelen allerlei interacties. Deze interacties zijn eerder in dit rapport besproken.

Aanbevelingen voor volgend onderzoek zijn:

- lozingen. De precieze lozingen van 1989 zijn nog onbekend en het zou zeer waardevol zijn deze alenog te kennen.
- temperatuurscoëfficiënt. Deze heeft een belangrijke invloed op de snelheid waarmee zuurstofverbruikende en -producerende processen zich voltrekken, en het

zou nuttig zijn deze voor de situatie van de Westerschelde nader te onderzoeken om niet alleen afhankelijk te zijn van wat de literatuur biedt.

- kalibratie. Het kalibreren van een dergelijk groot model is met de hand in feite niet goed mogelijk. Nadat DELWAQ onder SENECA is gebracht, en het model opnieuw is gekalibreerd, is het de moeite waard na te gaan of de hier gedane bevindingen ook dan nog opgaan.

- BZV. Het zuurstofverbruik door de afbraak van organisch materiaal zoals dat in DELWAQ-CHARON-DYNAMO wordt gemodelleerd, gedraagt zich in veel gevallen niet zoals verwacht. Ook is onduidelijk wat de waarde van een BZV-meting (onder zeer specifieke laboratoriumomstandigheden) betekent voor het biologisch zuurstofverbruik op de plaats waar het monster is genomen.

Het resultaat van BZV volgens DELWAQ-CHARON-DYNAMO kan worden vergeleken met de wijze van modelleren zoals Billen et al. (1986) dat doen. Aan de hand van die bevindingen kan eventueel besloten worden de beschrijving van het biologisch zuurstofverbruik in het model te wijzigen.

- vergiften. O'Connor et al. (1983) vermelden een hoge gevoeligheid van nitrifikatie voor giftige stoffen in het water, met name Mangaan. Gezien de verontreiniging van de Westerschelde is het zeer de moeite waard (literatuur) onderzoek te doen naar de invloed van allerlei stoffen in het water op de biologische activiteit.

- reaeratieformulering. Voor watersystemen waarin zowel de wind als de stroming van het water de snelheid van reaeratie beïnvloeden, is het aan te bevelen de empirische reaeratieformuleringen van Banks en Churchill te gebruiken zoals dat in deze studie is gedaan.

6. Literatuur

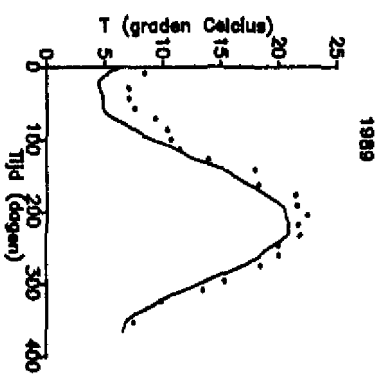
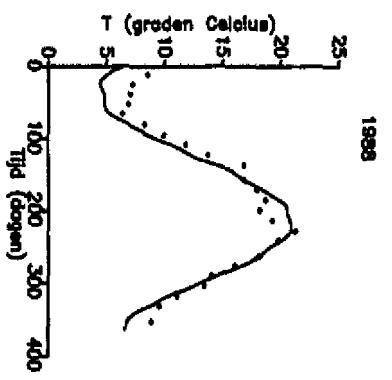
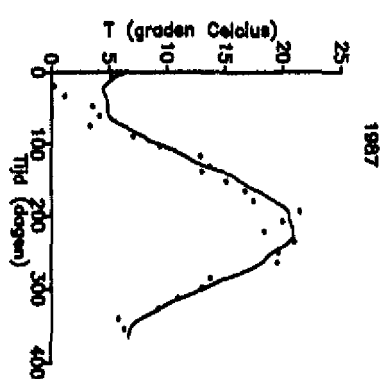
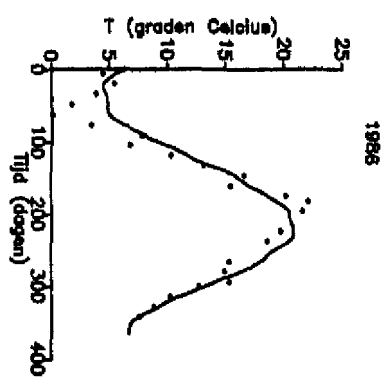
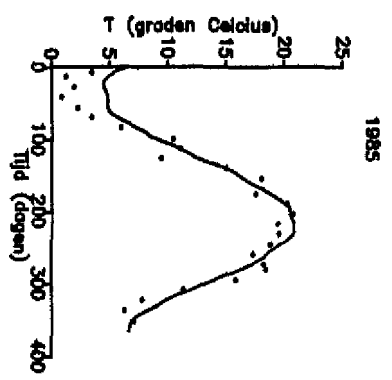
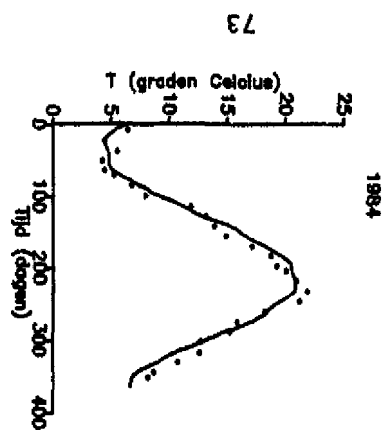
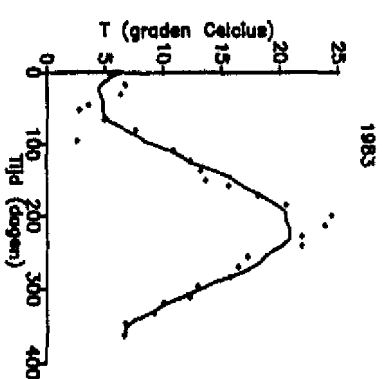
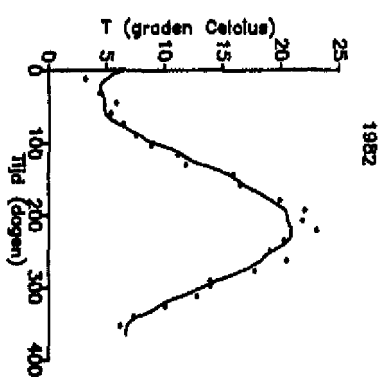
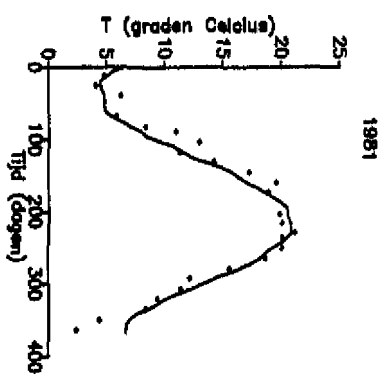
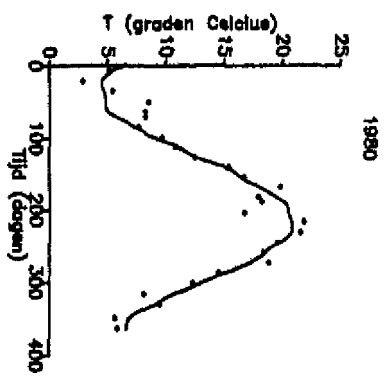
1. Beleidsplan Westerschelde, 1989.
De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 1, Nutriënten-huishouding en zuurstofhuishouding. Kerngroep Westerschelde.
2. Billén, G., J. Smitz, 1975.
A Mathematical Model of Microbial and Chemical Oxidation-Reduction Processes in the Scheldt Estuary. Mathematical Modelling of the Sea, ICES C:21.
3. Billén, G., 1976.
Thermal Pollution and Waterquality in an Industrial Estuary. System Simulation in Water Resources. Vansteenkiste ed., North-Holland Publ. Com.
4. Billén, G. 1978.
A Budget of Nitrogen Recycling in North-Sea Sediments of the Belgian Coast. Estuarine and Coastal Marine Science, 7, no. 2, pp. 127-146.
5. Billén, G., C. Lancelot, E. Debecker and P. Servais, 1986.
The Terrestrial-Marine Interface: Modelling Nitrogen Transformations During its Transfer through the Scheldt River System and its Estuarine Zone. Marine Interfaces Ecohydrodynamics. Nihoul ed., pp. 429-452. Elsevier, Amsterdam.
6. CHARON, 1988.
CHARON manual, Delft Hydraulics, T68 (R 1310).
7. Delvigne, G.A.L., 1980.
Natuurlijke beluchting van open water. WL-rapport R 1149.
8. DELWAQ, 1988.
Users manual. Version 3.0. Delft Hydrolics.
9. Vries, I. de, F. Hopstaken, H. Coossens, M. de Vries, H. de Vries en J. Heringa, 1988.
GREWAQ: An Ecological Model for Lake Grevelingen. Delft Hydraulics, T0215-03.
10. Holland, A.M.B., 1987.
Diskussiestuk eutrofiëring Belgisch kustwater t.g.v. saneringen Schelde. Notitie GWWS87.653, CWOB.
11. Holland, A.M.B., 1987.
De zuurstofhuishouding van het Westerschelde-estuarium. Notitie GWWS-87.658.
12. Holland, A.M.B., 1988.
De Stikstofhuishouding van de Westerschelde. Een bijdrage aan de zoutkrant van de DGW. Notitie GWWS-88.530.
13. Holland, A.M.B., 1990.
Ontwikkeling zuurstofgehalten in de westerschelde ter hoogte van Schaar van Ouden Doel. Notitie GWWS-90.13107, CWOB.
14. Holley, E.R., 1977.
Oxygen Transfer at the Air-Water Interface. Transport Processes in Lakes and Oceans. Gibbs & Shaw eds., Plenum Press.

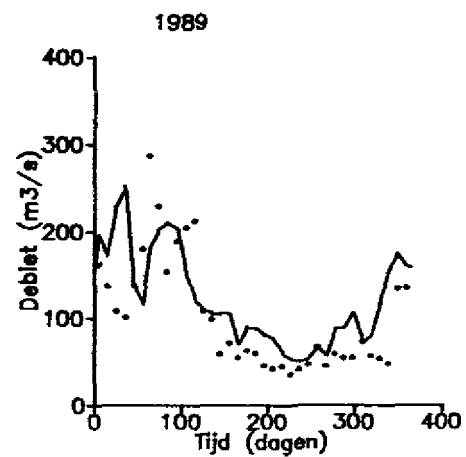
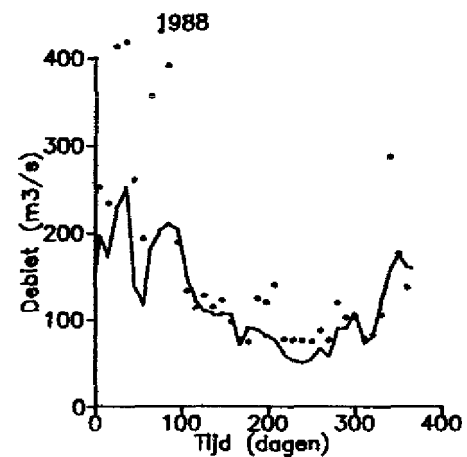
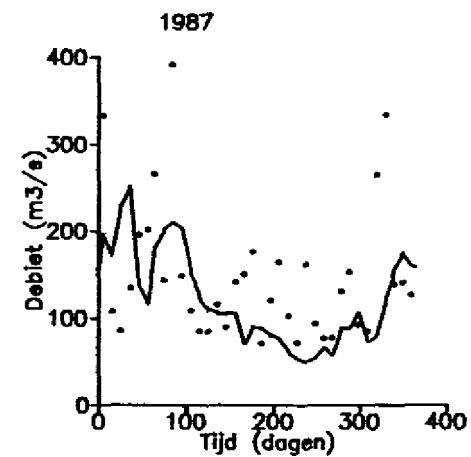
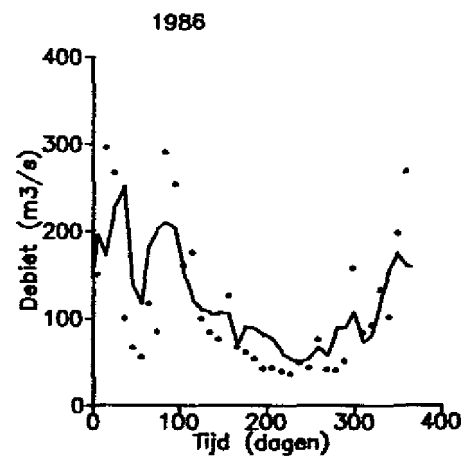
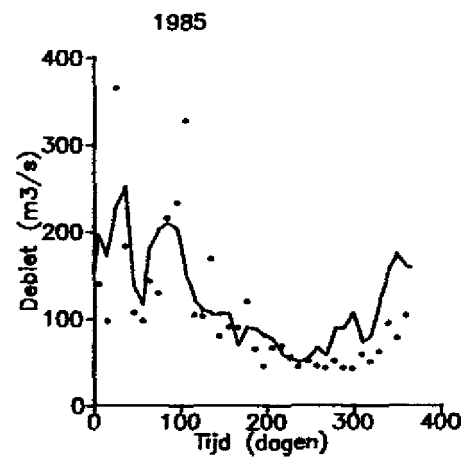
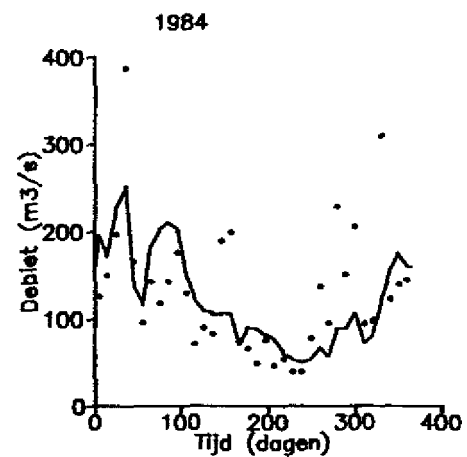
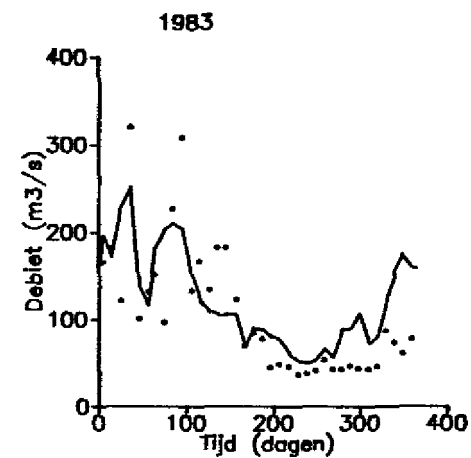
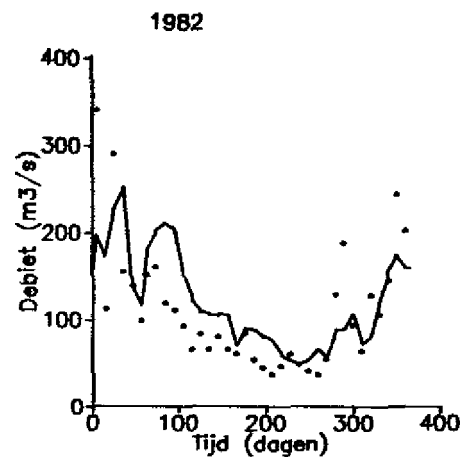
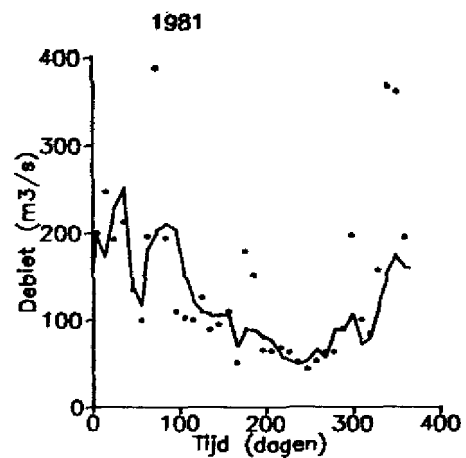
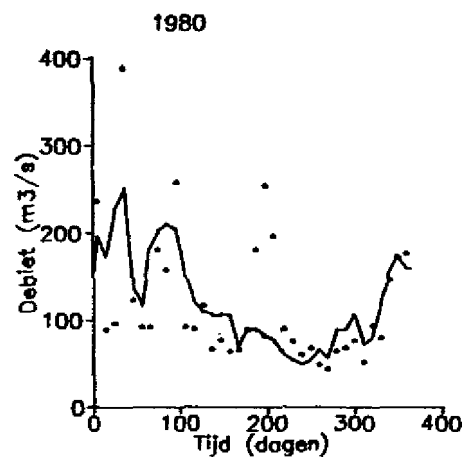
15. Maldegem, D. van, en K. Storm, 1990.
Verloop slibconcentratie Schelde-estuarium in relatie tot de baggerwerken.
Notitie OW-90.064/NWL-90.53.
16. Meulen, J. van der, 1987.
Vergelijking Belgisch-Nederlandse meetresultaten van Schaar van Ouden Doel.
Notitie GWWS-87.505.
17. Meulen, J. van der, 1987.
Stand van zaken m.b.t. chemische waterkwaliteit ten behoeve van beleidsplan Westerschelde. Notitie GWWS-87.543, CWOB.
18. Meulen, J. van der, 1987.
Effecten van sanering m.b.t. zuurbindende stoffen. Notitie GWWS-87.567.
19. O'Connor, D.J., D.M. DiToro, and R. Klomp, 1983.
European Course on Water Quality and Ecological Modelling.
20. Pagee, J.A. van, 1978a.
Zuurstofmodel Zoommeer tijdens ontzilting. WL-rapport R 1318.
21. Pagee, J.A. van, 1978b.
Natuurlijke beluchting van open water ten gevolge van wind. WL-rapport R 1318-II.
22. Schouwenaar, A., 1989.
Berekening jaarvrachten Westerschelde en Schelde van een aantal algemene parameters, nutriënten en zware metalen over de periode 1980-1988. Notitie GWWS-89.646.
23. Smits, J.G.C., 1980.
Microbial Decomposition of Organic Matter and Nutrient Regeneration in Natural Waters and Sediments. WL-rapport R 1310-5
24. Somville, M., 1982.
Mathematic Modelling for Evaluating Water Quality of Aquatic Environments. Interuniversitaire actie oceanologie, Dl. I, Nihoul & Wollast eds. Programmatie van het wetenschapsbeleid, Brussel.
25. Somville, M. en N. De Pauw, 1982.
Influence of Temperature and River Discharge on Waterquality of the Western Scheldt Estuary. Water Res. 16, pp. 1349-1356.
26. Somville, M. G. Billén en J. Smitz, 1982.
An Ecophysiological Model of Nitrification in the Scheldt Estuary. Mathematical Modelling Vol. 3, pp.523-533.
27. Somville, M., 1984.
Use of Nitrifying Activity Measurements for Describing the Effect of Salinity on Nitrification in the Scheldt Estuary. Applied and Environmental Microbiology Vol. 47, no. 2, pp 424-426.
28. Stronkhorst, J. en F. Lefèvre, 1988.
Effecten van de ontzilting van het Zoommeer op de Westerschelde. Notitie GWWS-88.567.

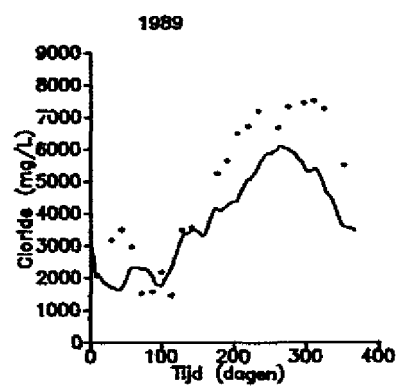
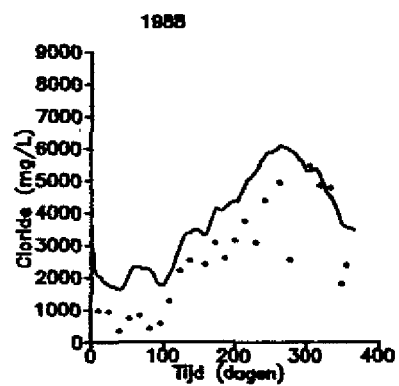
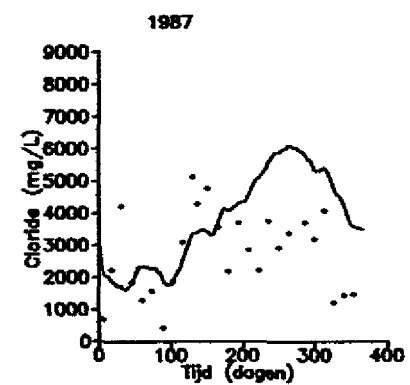
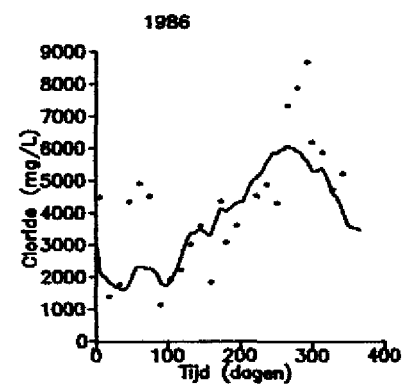
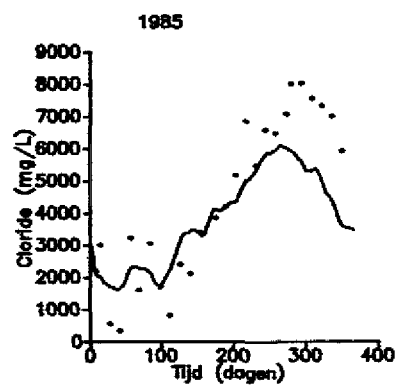
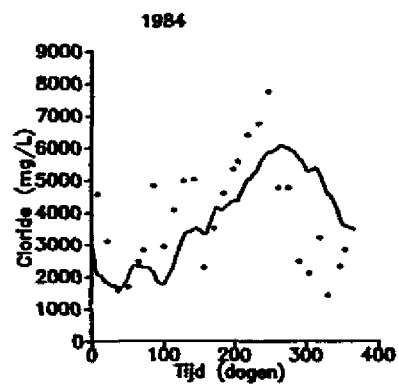
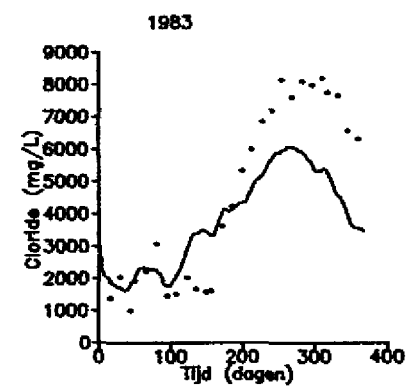
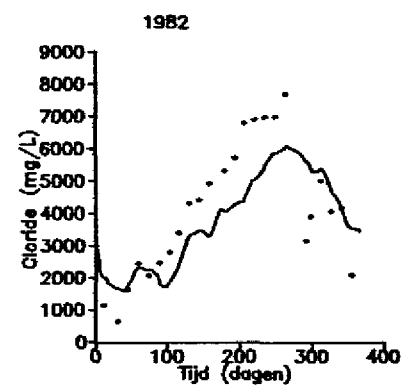
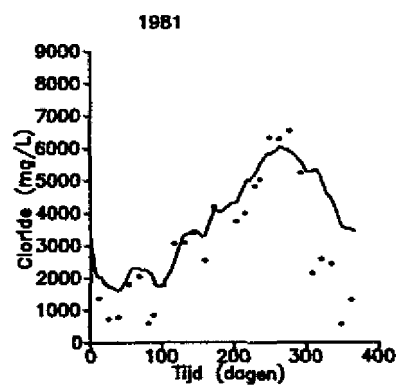
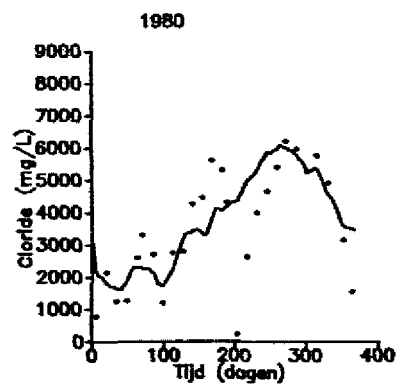
29. Thoman, R.V., 1972.
System Analysis and water Quality Managment. MacGraw-Hill Book Comp. New York.
30. Wattel, G., 1989.
Beschrijving SAWES-bestanden t.b.v. SAWES-model. Notitie GWWS - 89.648
31. Wieringa, J. en Rijkoort, P.J., 1983.
Windklimaat in Nederland. KNMI, Staatsuitgeverij, Den Haag.
32. Zuurstofmodel Westerschelde, 1988.
SAWES nota 88.02. T0257, Waterloopkundig Laboratorium.
33. Zwolsman, G.J., 1986.
Nutrient Biochemistry in estuaries, with an Emphasis on the Scheldt Estuary.
Student Report. Faculty of Geology State University of Utrecht.

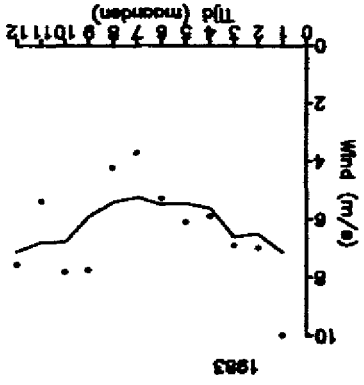
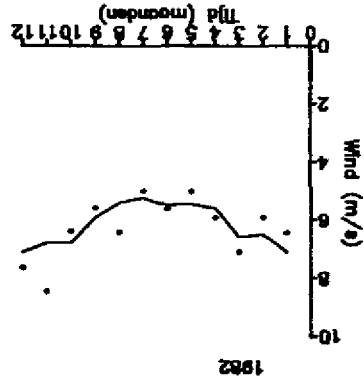
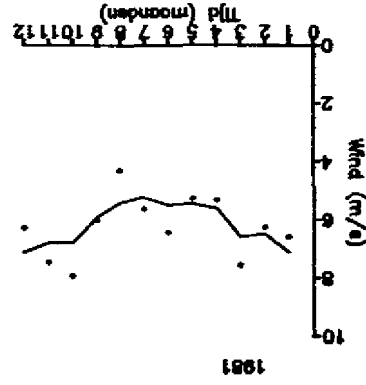
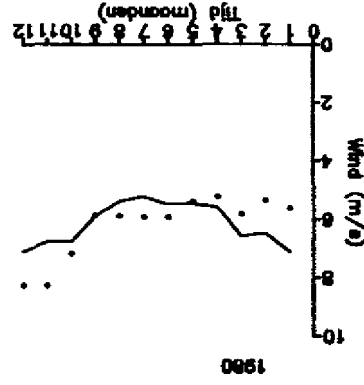
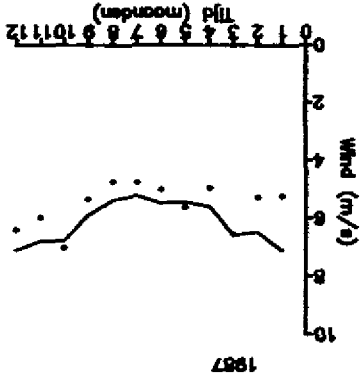
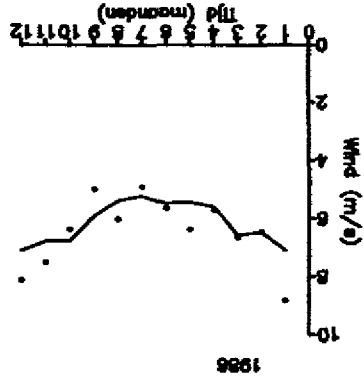
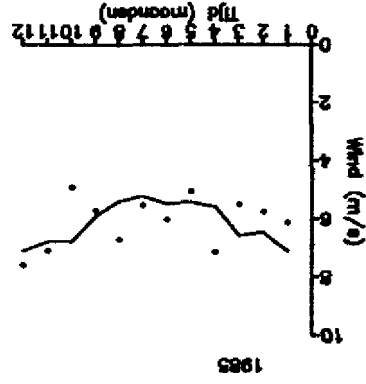
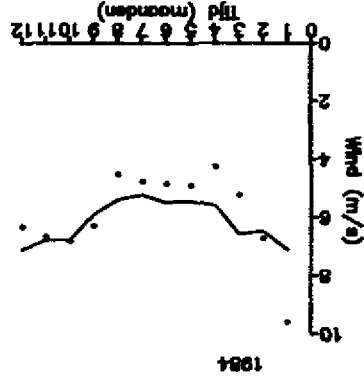
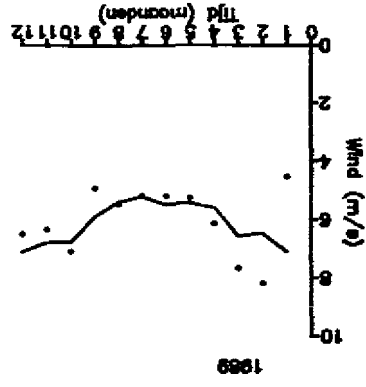
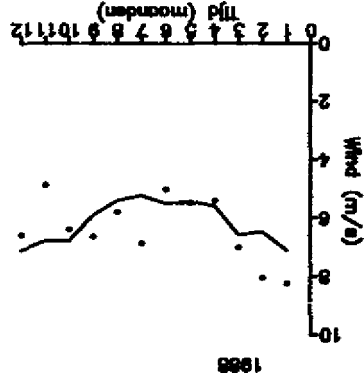
blz. 73 t/m 83; bijlagen DATA

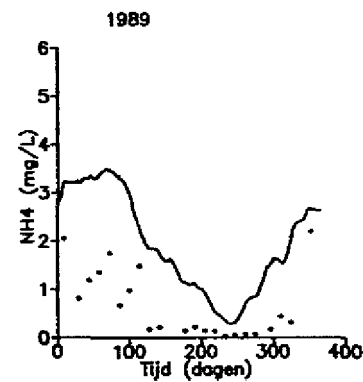
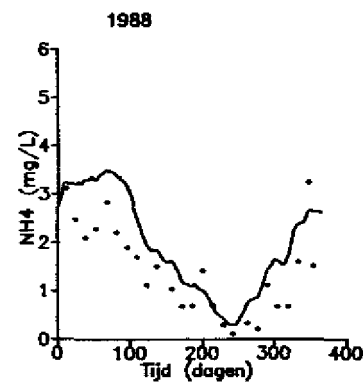
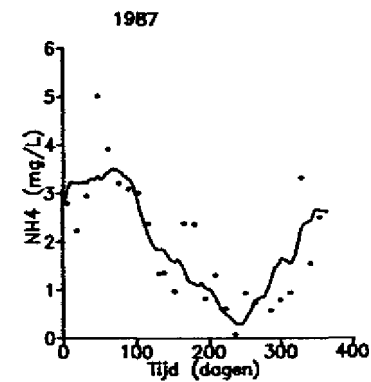
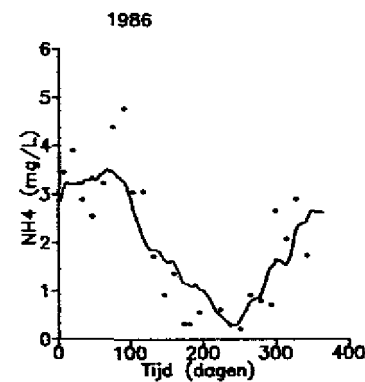
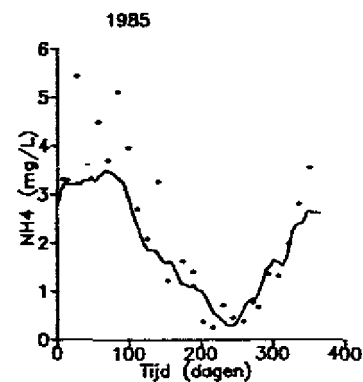
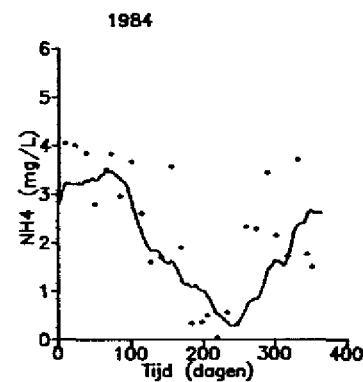
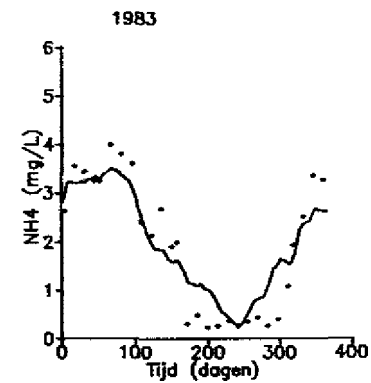
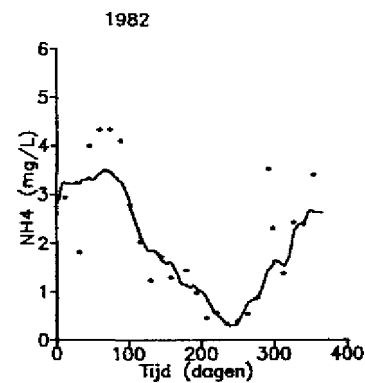
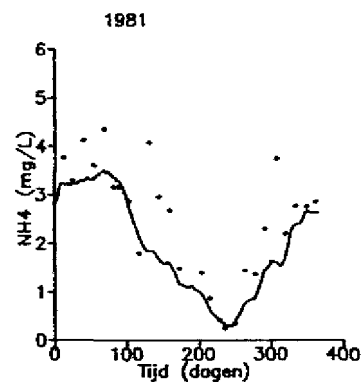
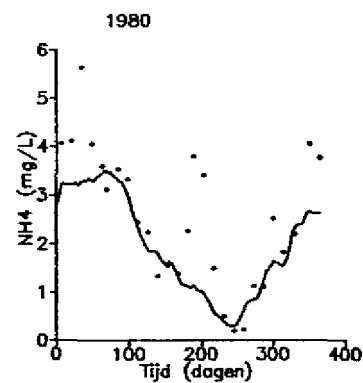
blz. 84 t/m 88; bijlagen BALANS

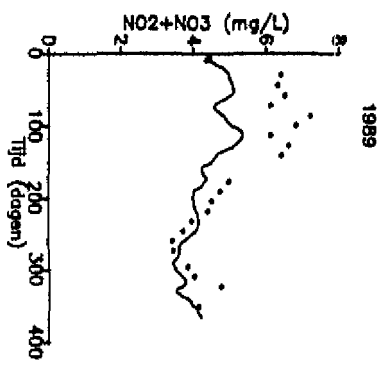
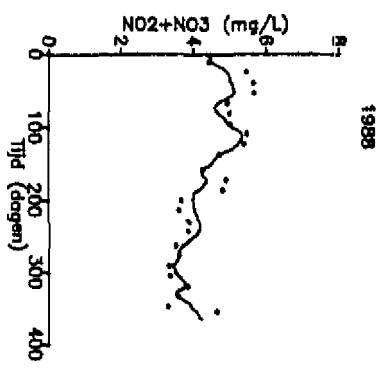
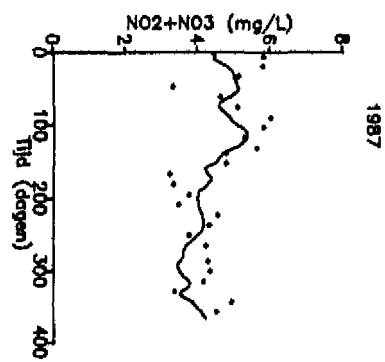
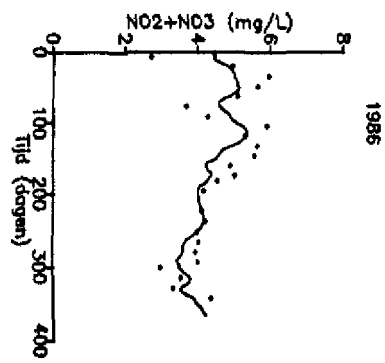
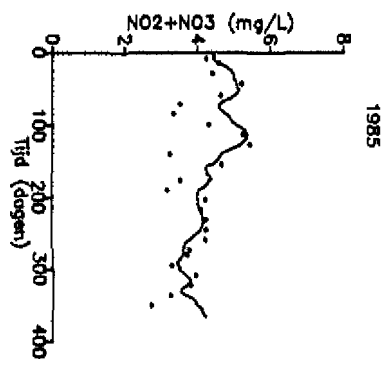
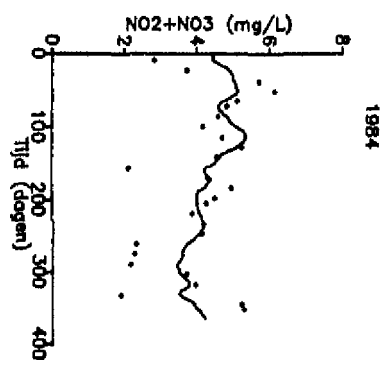
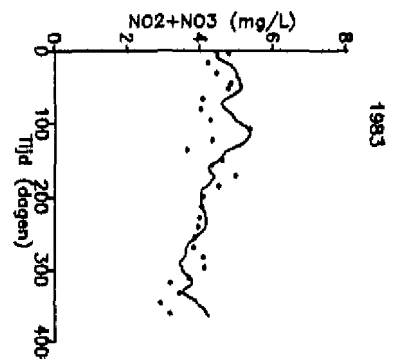
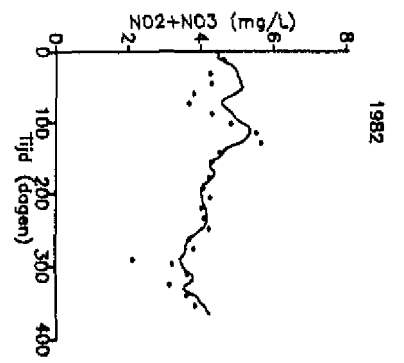
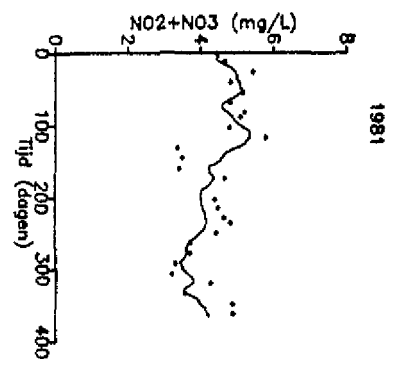
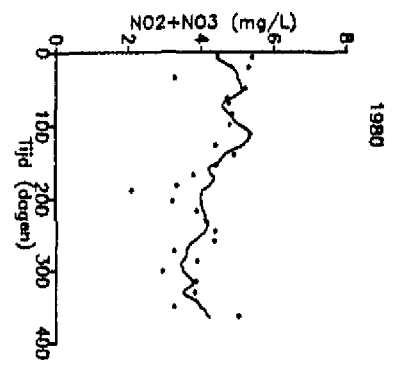


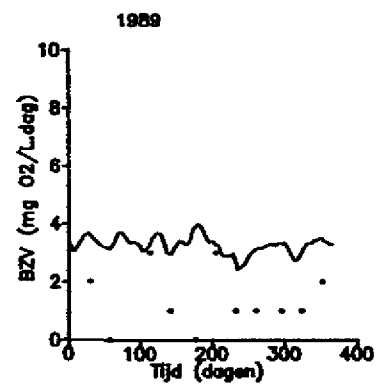
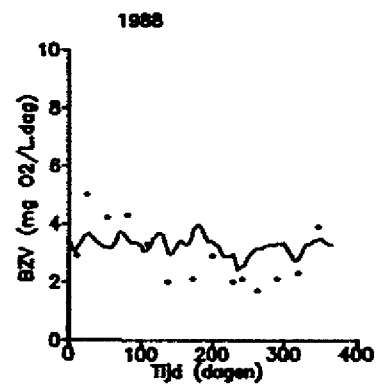
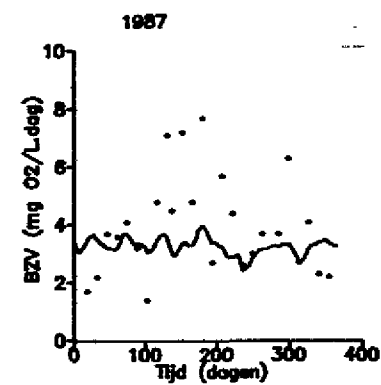
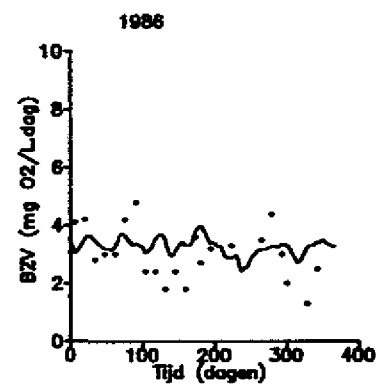
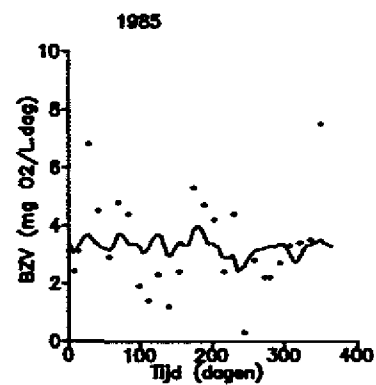
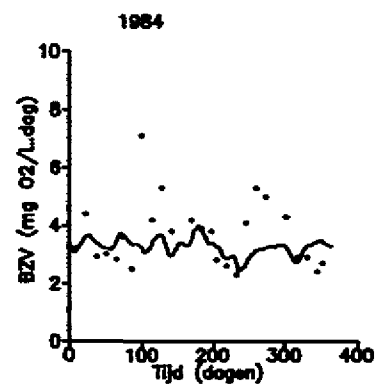
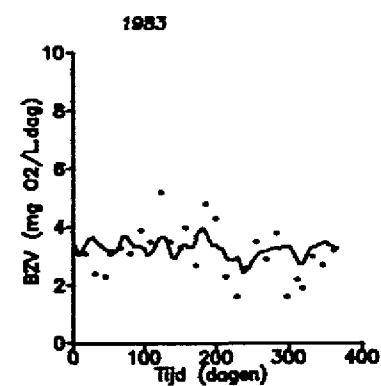
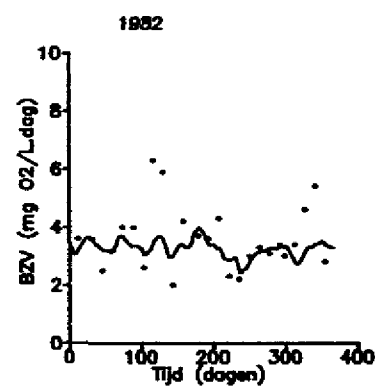
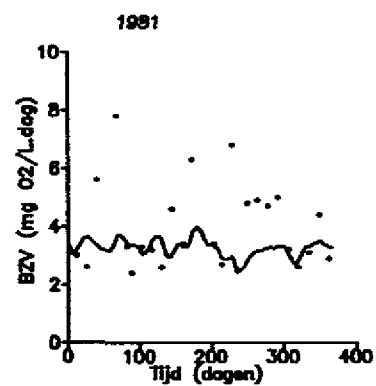
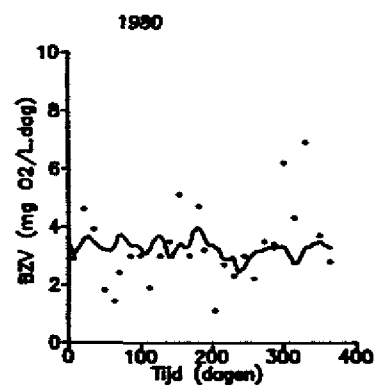


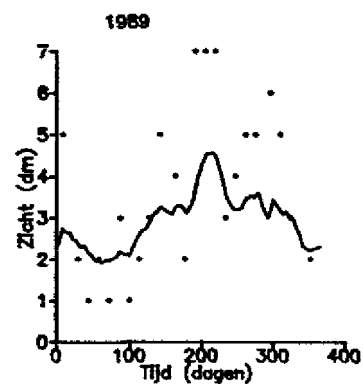
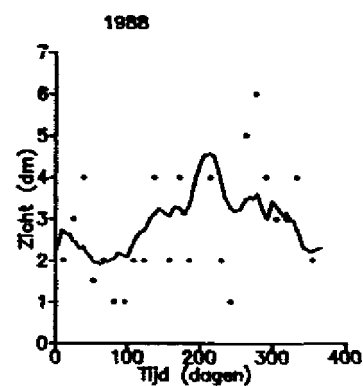
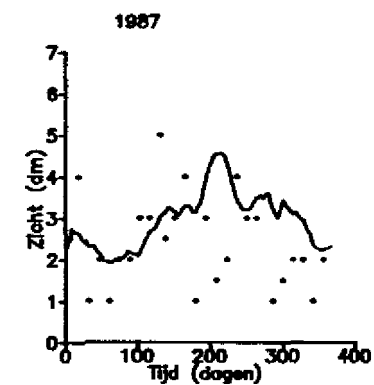
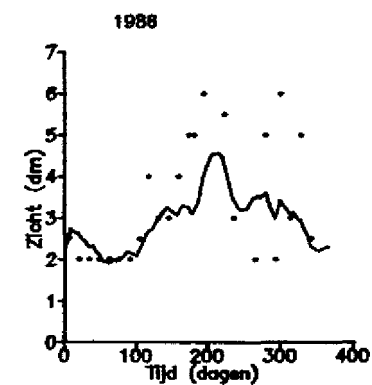
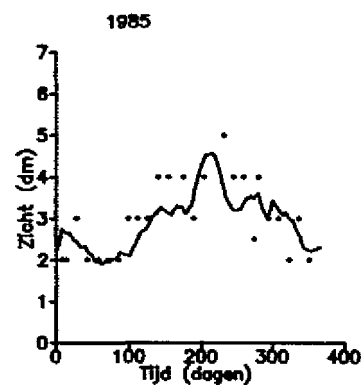
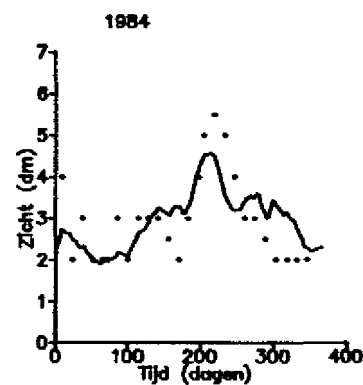
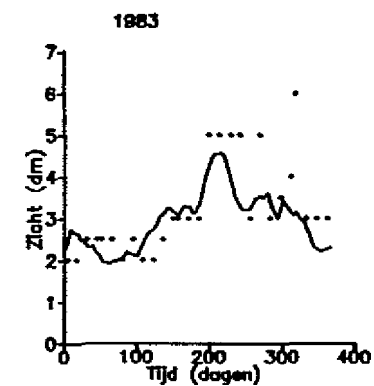
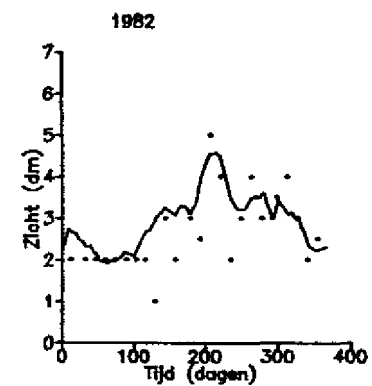
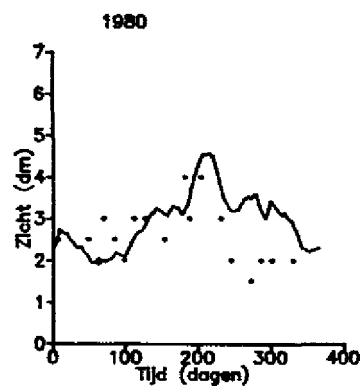


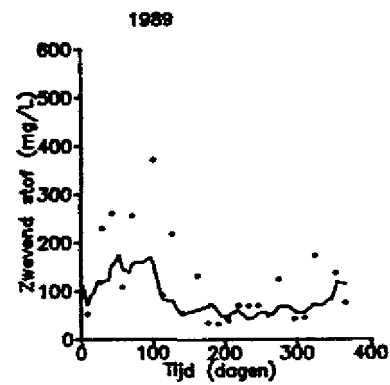
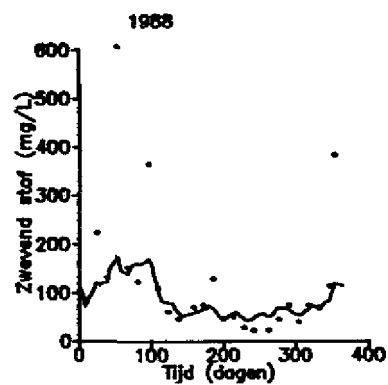
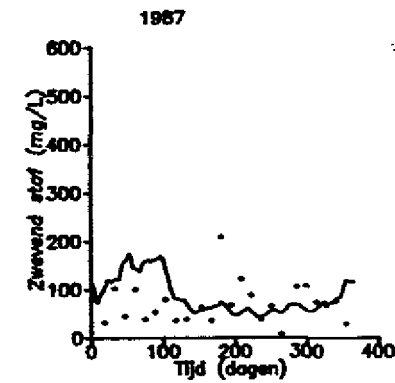
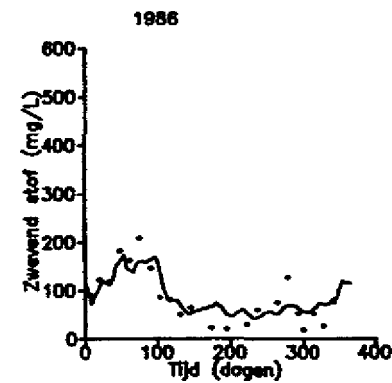
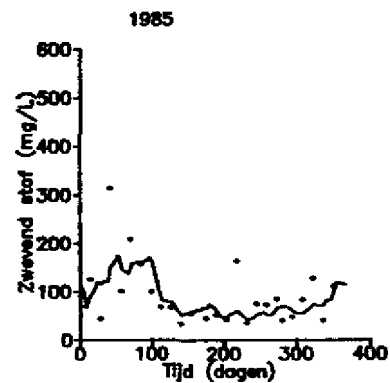
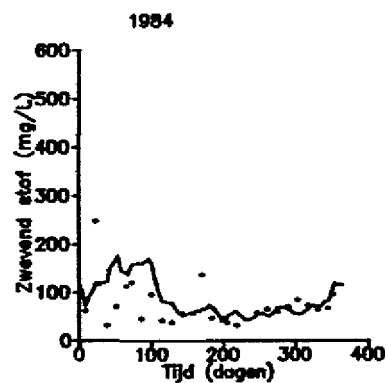
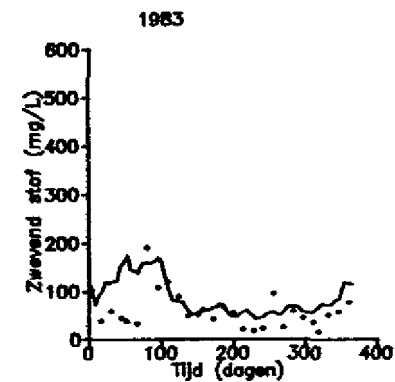
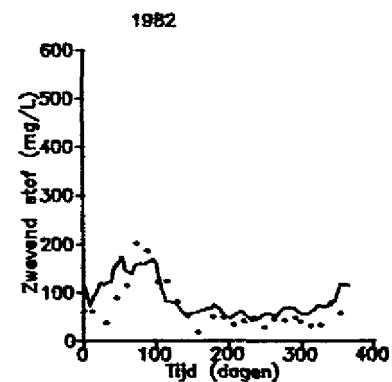


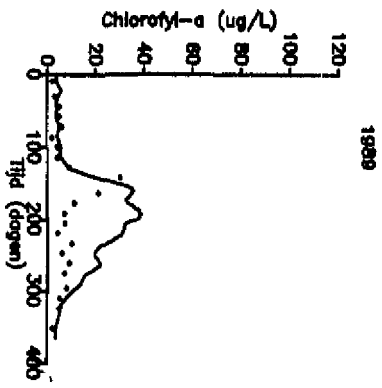
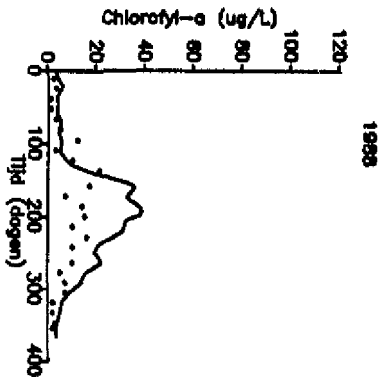
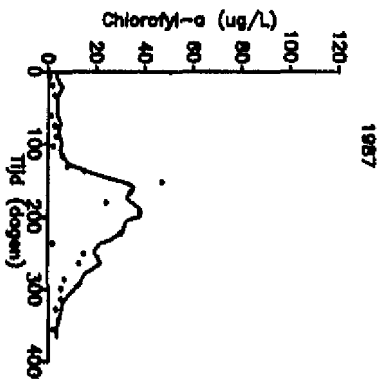
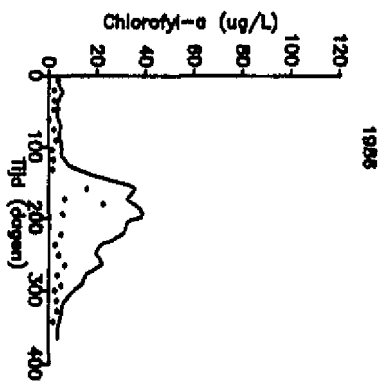
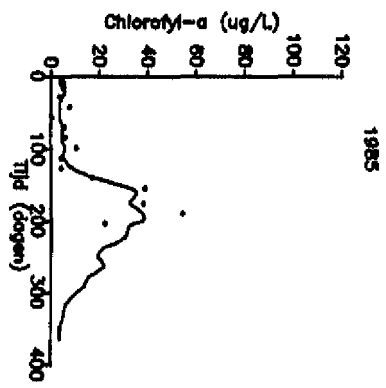
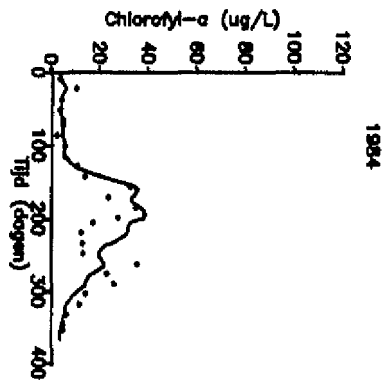
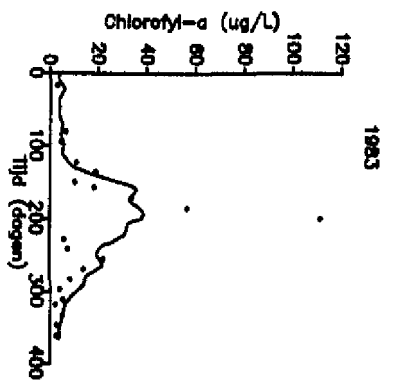
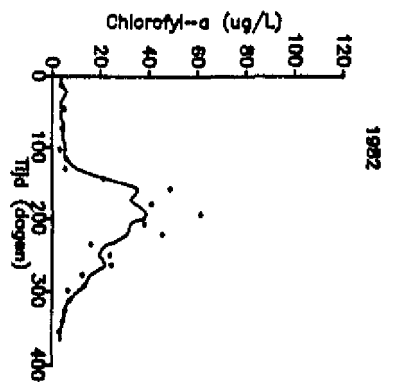
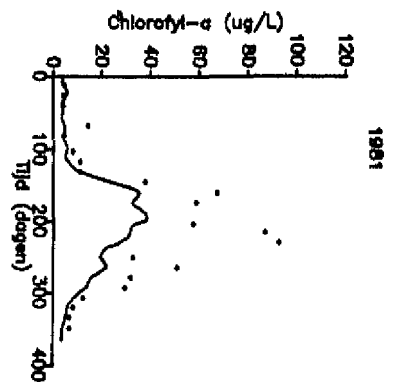
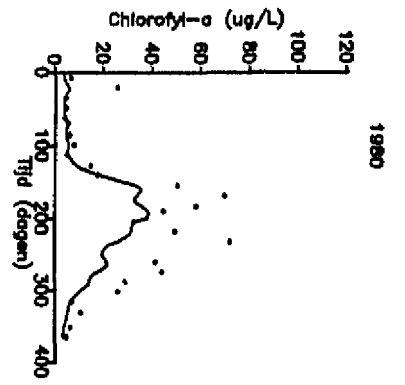


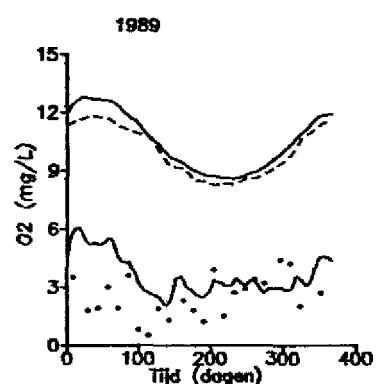
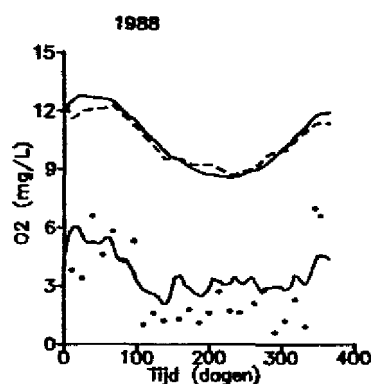
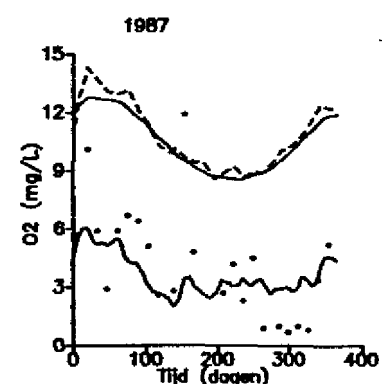
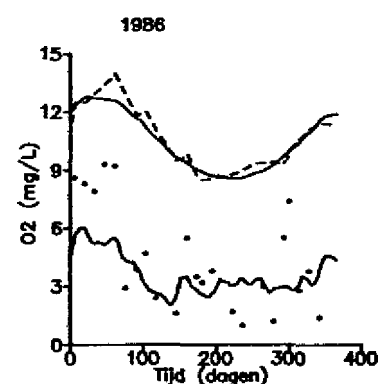
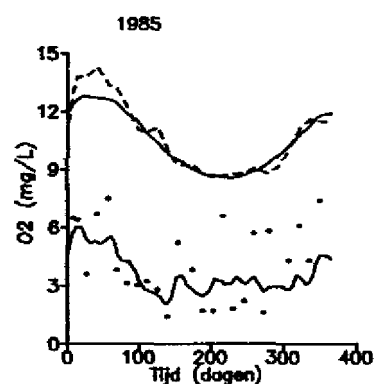
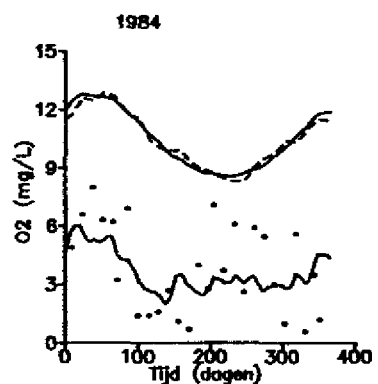
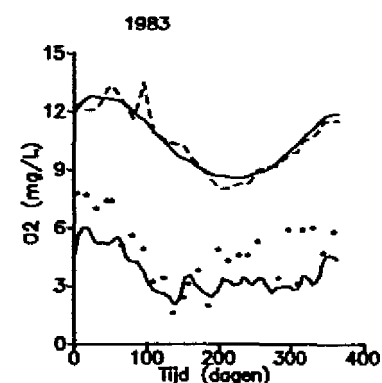
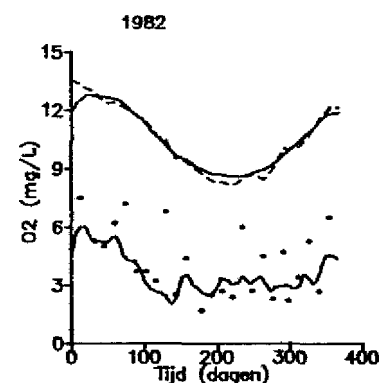
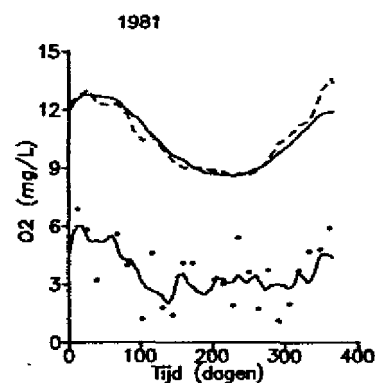
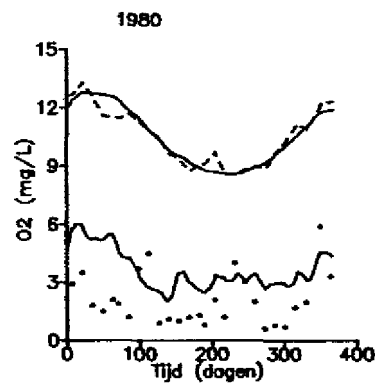












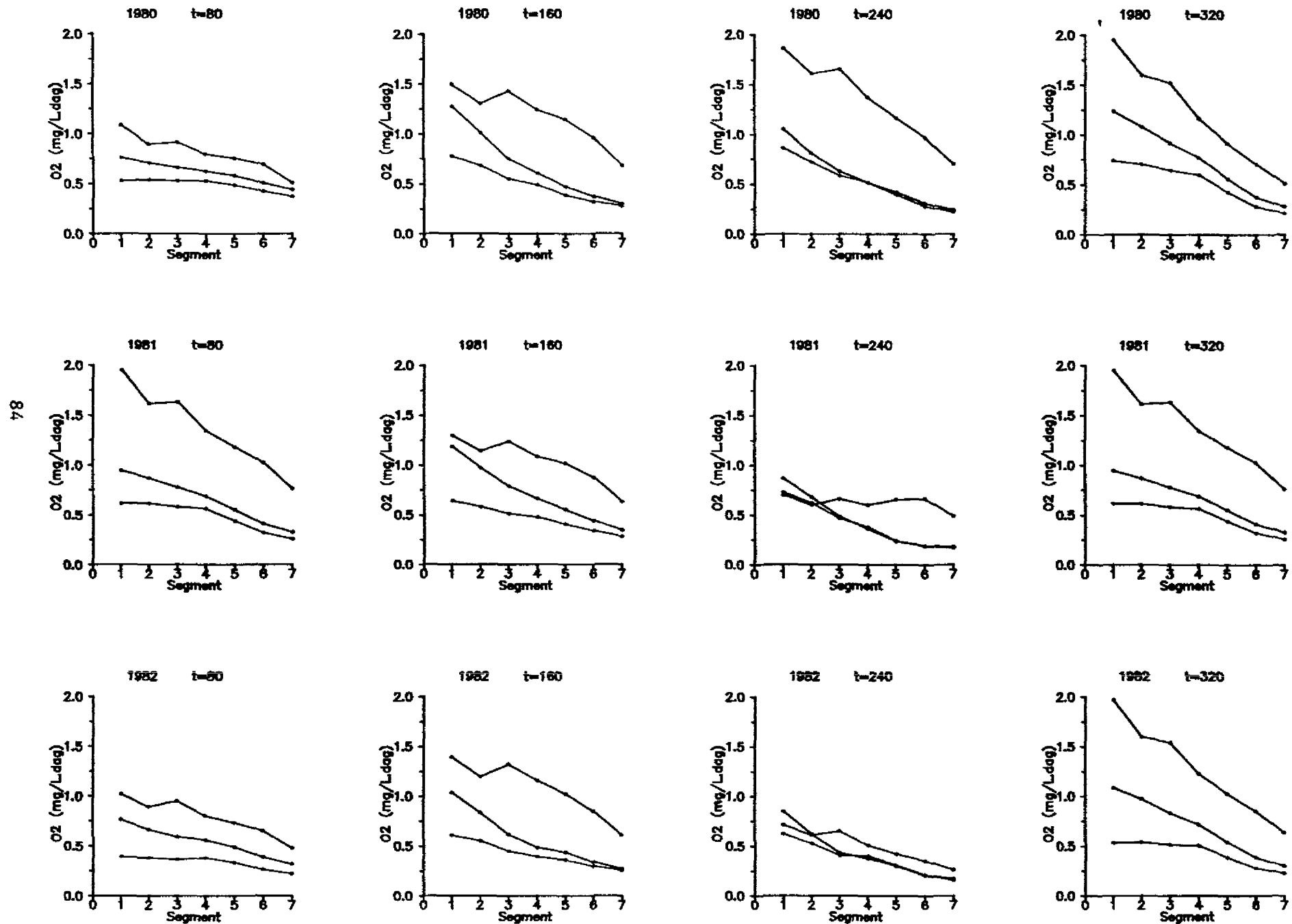
zuurstofverzadigingswaarde

12 — modeluitkomst '80-'88
 — actueel

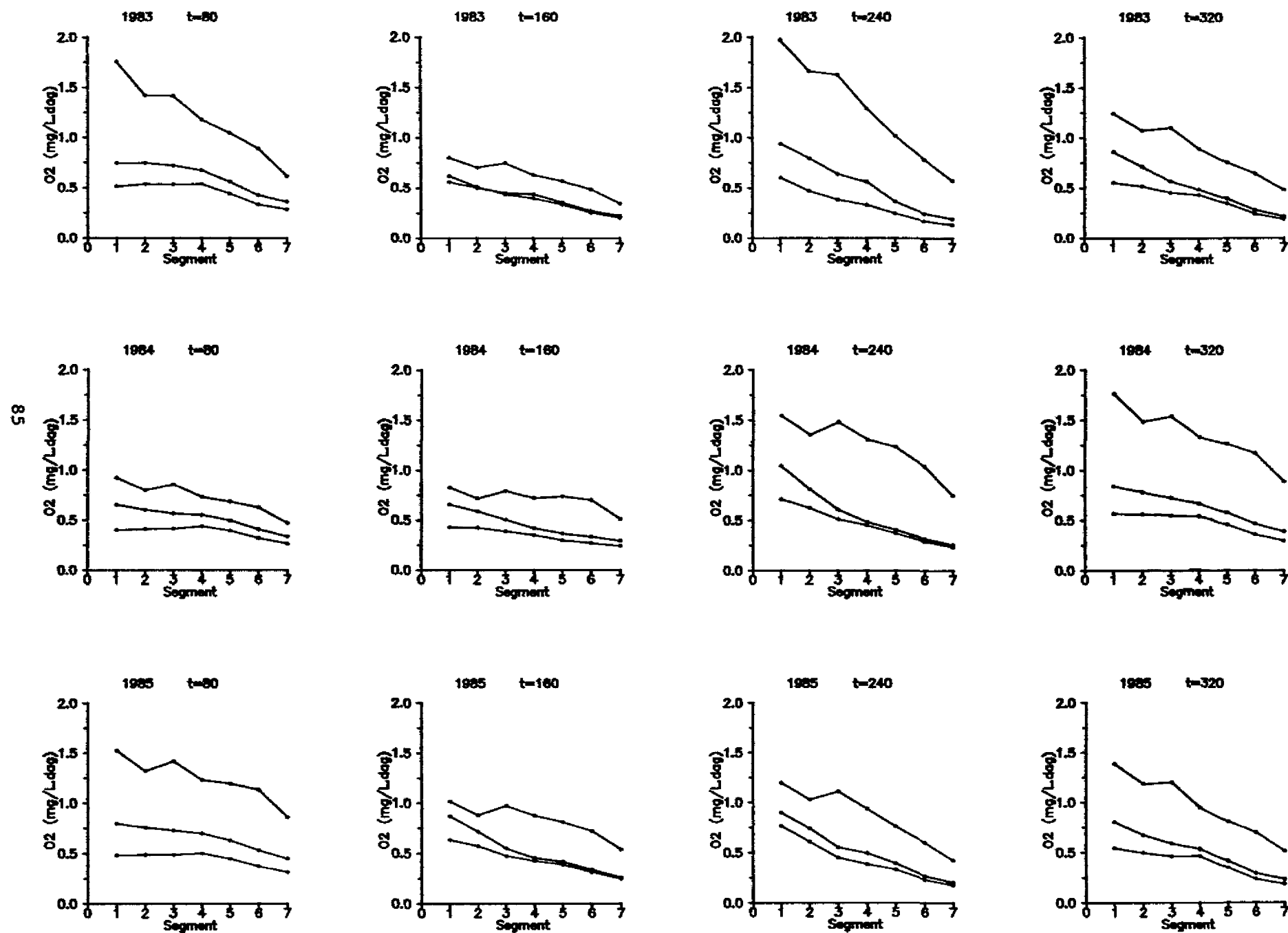
zuurstofgehalte

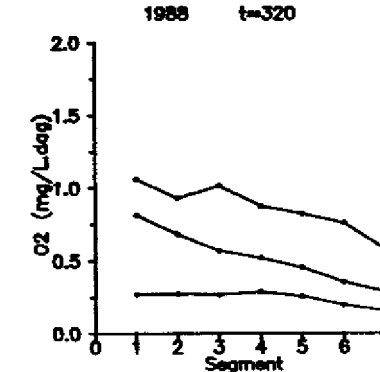
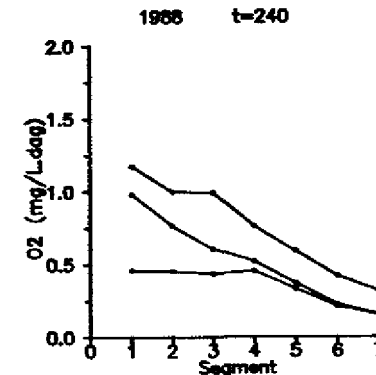
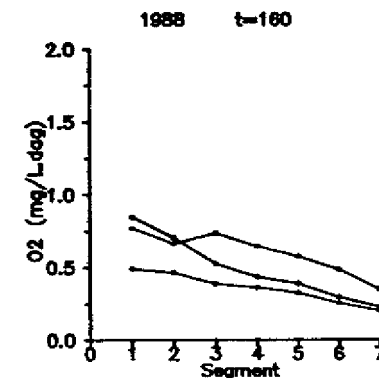
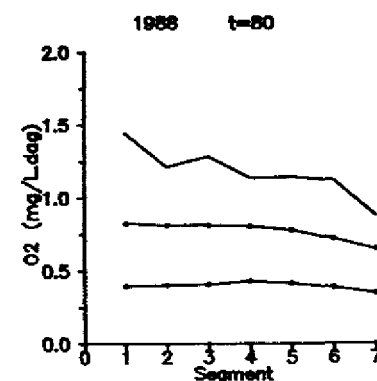
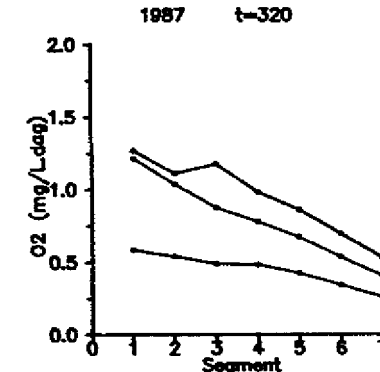
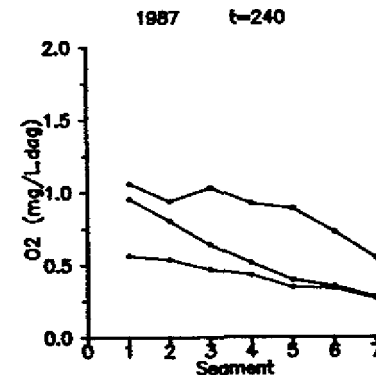
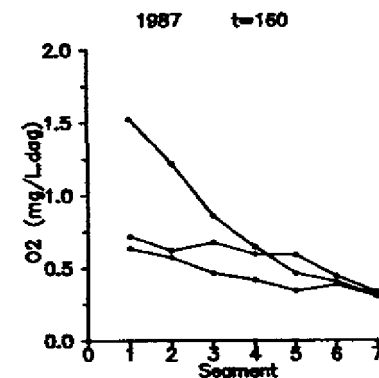
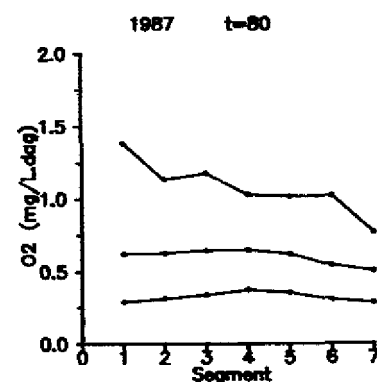
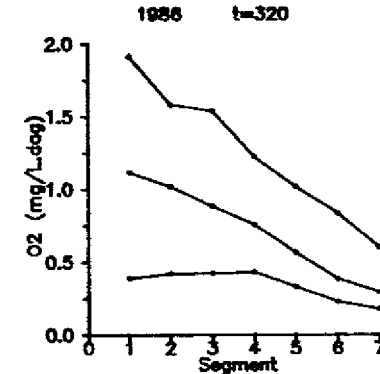
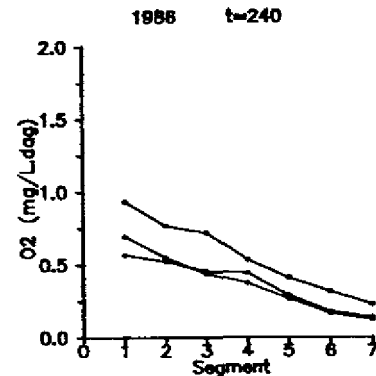
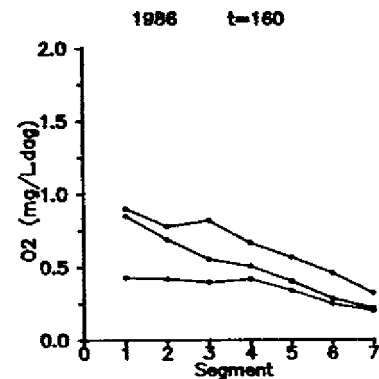
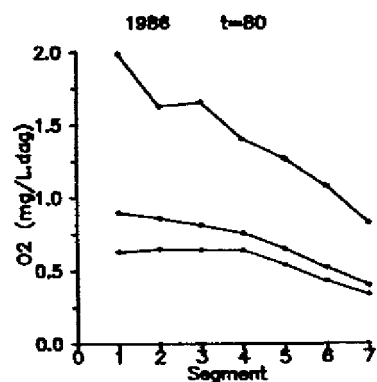
6 ••••• gemeten
 — modeluitkomst '80-'88

Zuurstoffluxen door reaeratie (bovenste lijn), nitrifikatie (middelste lijn) en BZV (onderste lijn).

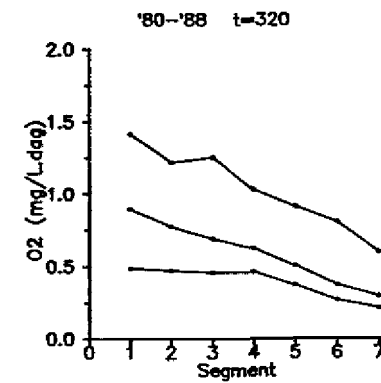
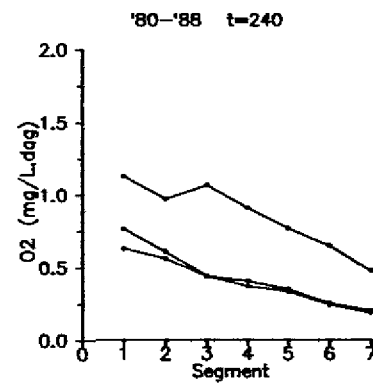
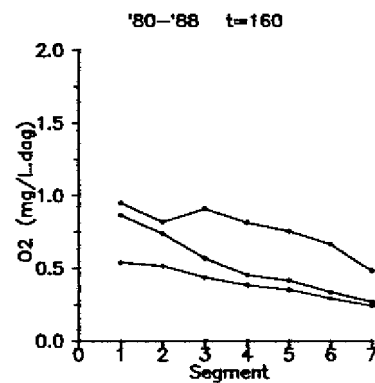
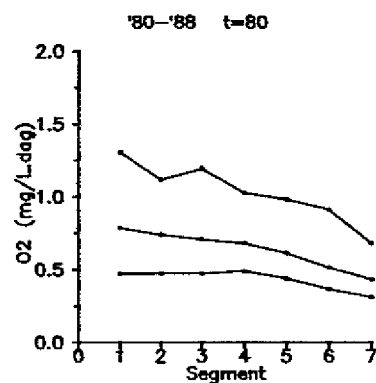
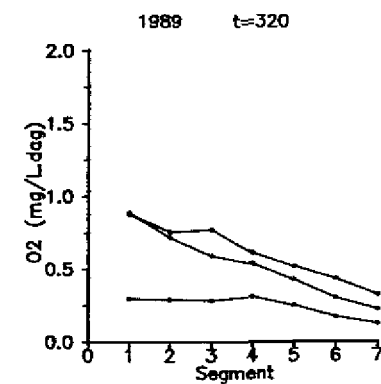
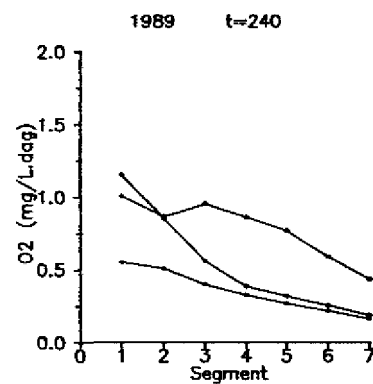
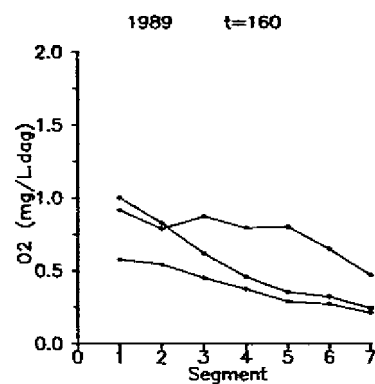
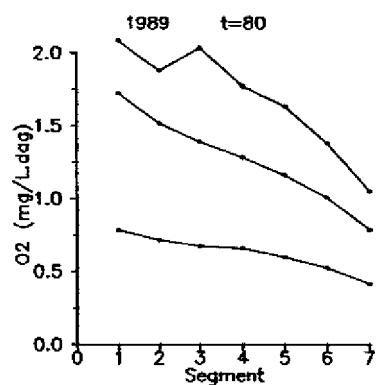


Zuurstoffluxen bij Schaar van Ouden Doel door reaeratie (bovenste lijn), nitrifikatie (middelste lijn) en BZV (onderste lijn).

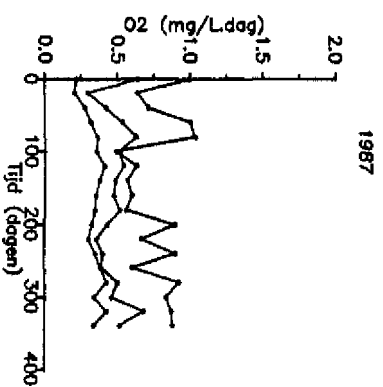
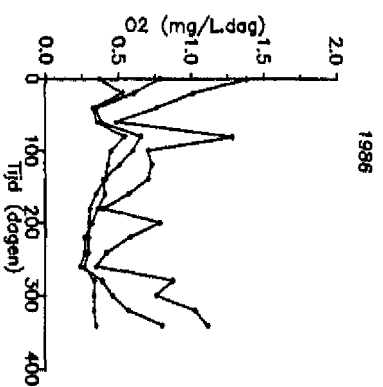
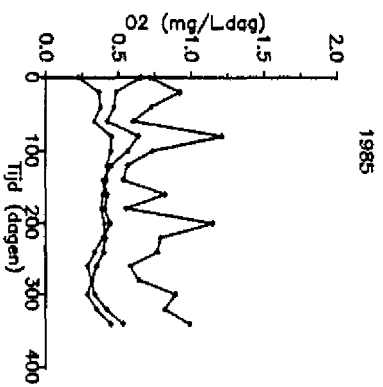
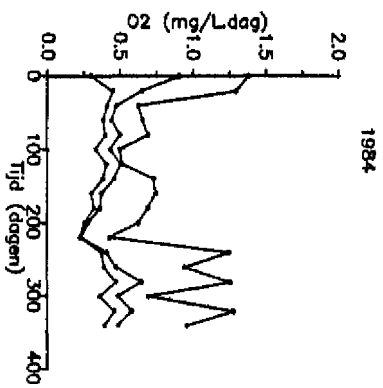
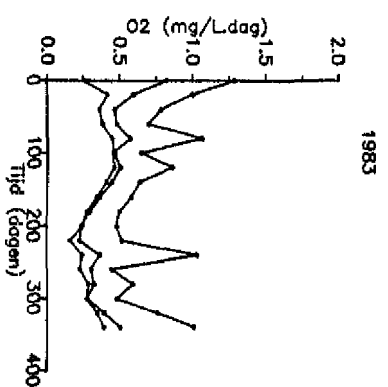
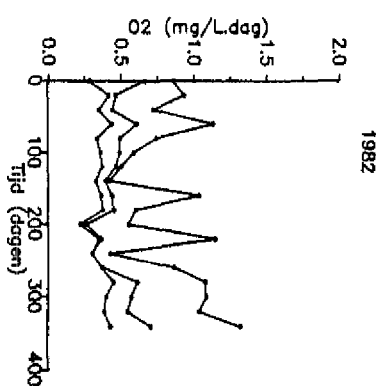
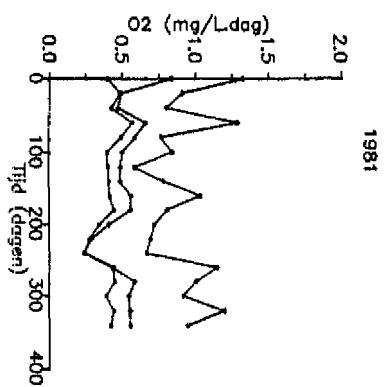
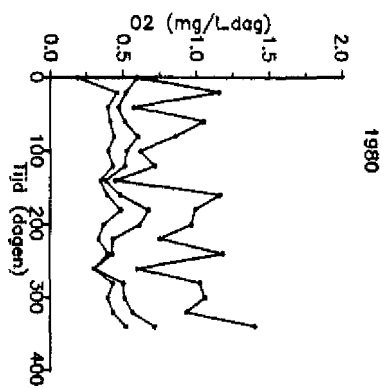




Zuurstoffluxen bij Schaar van Ouden Doel door reaeratie (bovenste lijn), nitrifikatie (middelste lijn) en BZV (onderste lijn).



Zuurstoffluxen bij Schaar van Ouden Doel door reëratie (bovenste lijn), nitrifikatie (middelste lijn) en BZV (onderste lijn).



88

