

MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN

Bestuur der Waterwegen

STUDIE VAN DE EKOLOGISCHE EFFEKTEN VAN DE VOORHAVEN VAN ZEEBRUGGE

(OVEREENKOMST REF. M.O.W. 23.01.79)

EINDVERSLAG : DECEMBER 1982

**Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee
en het Schelde-Estuarium**

MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN VAN HET GEZIN

MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN

Bestuur der Waterwegen

**STUDIE VAN DE EKOLOGISCHE EFFEKTEN
VAN DE VOORHAVEN VAN ZEEBRUGGE**

(OVEREENKOMST REF. M.O.W. 23.01.79)

EINDVERSLAG : DECEMBER 1982

**Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee
en het Schelde-Estuarium**

MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN VAN HET GEZIN

INHOUDSTAFEL

	blz.
Hfdst. I. Inleiding	1.1.
Hfdst. II. Hydrodynamische modellen	2.1.
1. Model Kanaal - Zuidelijke Bocht	2.2.
1.1. Beschrijving van de drager	2.2.
1.2. Getijdenstromingen	2.2.
1.3. Residuele circulatie	2.3.
2. Model kustzone : referentietoestand	2.5.
2.1. Beschrijving van de drager	2.5.
2.2. Getijdenstromingen	2.6.
2.3. Residuele circulatie	2.7.
3. Model kustzone : geperturbeerde toestand	2.7.
3.1. Beschrijving van de drager	2.7.
3.2. Getijdenstromingen	2.8.
3.3. Residuele circulatie	2.8.
Hfdst. III. Dispersiemodel	3.1.
1. Dispersievergelijking	3.1.
2. Resolutie	3.3.
3. Randvoorwaarden	3.5.
4. Eerste toepassing : dispersie van een inerte tracer	3.5.
5. Simulatie van de inputs aan de kust	3.7.
Hfdst. IV. De toestandsveranderlijken, hun concentraties in zee en de inputdebieten aan de kust	4.1.
1. Concentraties in het marien milieu	4.1.
1.1. De fekale bacteriën	4.1.
1.2. De opgeloste organische materie	4.2.
1.3. Zink en kwik	4.3.

2. Inputdebieten in zee	4.4.
2.1. De fekale bakteriën	4.7.
2.2. De opgeloste organische materie	4.8.
2.3. Zink en kwik	4.9.
Hfdst. V. De fekale bakteriën	5.1.
1. Interaktie met het marien milieu	5.1.
2. Simulatie van de dispersie in de referen- tietoestand	5.3.
3. Simulatie van de dispersie in de gepertur- beerde toestand	5.5.
Hfdst. VI. De opgeloste organische materie	6.1.
1. Interaktie met het marien milieu	6.1.
2. Simulatie van de dispersie in de referentie- toestand	6.6.
3. Simulatie van de dispersie in de gepertur- beerde toestand	6.7.
4. Model van de cyclus van organische stof in het marien ecosysteem en simulatie van de effekten van de voorhaven van Zeebrugge	6.8.
4.1. Simulatie van de cyclus in de referen- tietoestand	6.10.
4.2. Simulatie van de cyclus in de gepertur- beerde toestand	6.12.
4.3. Besluit	

Hfdst. VII. Zink en kwik	7.1.
1. Interaktie met het marien milieu	7.1.
2. Simulatie van de dispersie in de referentietoestand	7.5.
3. Simulatie van de dispersie in de geperturbeerde toestand	7.5.
Hfdst. VIII. Bijzonder geval van de voorhaven	8.1.
Hfdst. IX. De invloed van de voorhaven van Zeebrugge op de trajekten van vlottende voorwerpen in de Belgische kustzone	9.1.
1. Basisprincipes	9.1.
2. Parameters, gegevens en initiële voorwaarden	9.2.
3. Resultaten van de simulaties	9.4.
4. Besluiten	9.6.
Hfdst. X. Besluiten	10.1.
Bibliografie	11.1.

Hoofdstuk I. Inleiding

De Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Schelde-estuarium (Ministerie van Volksgezondheid) werd door het Ministerie van Openbare Werken belast met de uitvoering van een studie aangaande de ekologische effecten van de uitbouw van de voorhaven van Zeebrugge.

Deze studie heeft tot doel, voor de mariene zone van Zeebrugge, de verspreiding van fekale bacteriën, opgeloste organische materie evenals zink en kwik te beschrijven, waarbij deze veranderlijken beschouwd worden als karakteristiek voor respektievelijk huishoudelijke, organische en anorganische verontreiniging.

Deze beschrijving gebeurt aan de hand van mathematische dispersie modellen, voor dewelke de snelheidsvelden geleverd worden door tussenkomst van aangepaste hydrodynamische modellen waarvan de eigenschappen van behoud van massa zorgvuldig werden nagekeken.

De dispersiemodellen "draaien" voor de zogenaamde referentietoestand (d.w.z. zonder voorhaven) en voor de zogenaamde geperturbeerde toestand (d.w.z. met voorhaven). De vergelijking van de resultaten van beide simulaties laat gemakkelijk toe de effecten van de nieuwe konstruktie in het licht te stellen.

De hoofdstukken II en III beschrijven de mathematische hydrodynamische en dispersiemodellen die in onderhavige studie worden gebruikt.

Het hoofdstuk IV beschrijft de in zee waargenomen concentraties van de hier beschouwde biologische en chemische veranderlijken en bespreekt de debieten van hun lozingen door de afvoersystemen aan de kust.

De hoofdstukken V, VI en VII stellen de resultaten voor van de dispersiesimulaties in de referentie- en de geperturbeerde toestand, respektievelijk voor de fekale bakteriën, de opgeloste organische materie (met uitbreiding naar het geheel van de stikstofcyclus) en voor de zware metalen (zink en kwik). Elk van deze drie hoofdstukken begint met een paragraaf die een samenvatting is, op het huidig kennisniveau, van de wisselwerkingen van de beschouwde veranderlijken met het marien milieu.

De hoofdstukken VIII en IX behandelen twee bijzondere gevallen. Het eerste betreft de wijziging van de waterkwaliteit binnenin de voorhaven terwijl het tweede de trajekten van drijvende voorwerpen in volle zee voor Zeebrugge tot onderwerp heeft.

Tenslotte worden de besluiten samengevat in hoofdstuk X.

Hoofdstuk II. Hydrodynamische modellen

De hypothese van een uniforme dichtheid van zeewater laat ons toe de mechanische veranderlijken (stroomsnelheid, stijgen van het wateroppervlak) los te koppelen van alle andere veranderlijken (chemische, biologische, ...) die nodig zijn om een volledige beschrijving van het marien ecosysteem te bekomen.

In het beginstadium hebben wij er ons toe verbonden de hydrodynamiek van de Belgische kustzone op te stellen, zoals deze in het kontrakt omschreven is. Om dit te doen was het nodig een model te ontwikkelen waarvan de fysische drager meer uitgestrekt was (deze drager omvat de Zuidelijke Bocht, het Nauw van Calais en een deel van het Kanaal). Dit model liet toe aanvaardbare randvoorwaarden te bekomen voor het kustzonemodel.

Anderzijds wordt de hydrodynamiek van de kustzone opgesteld voor twee verschillende situaties. De eerste, referentietoestand genoemd, komt overeen met de bathymetrie en de uiterlijke vorm van de haven zoals ze bestonden voor de aanvang der werken. De tweede, of de geperturbeerde toestand, komt overeen met de toekomstige vorm van de voorhaven, die de Belgische kustlijn ter hoogte van Zeebrugge wijzigt en eveneens een wijziging in de dieptes van de vaargeulen teweegbrengt. De vergelijking tussen deze twee toestanden zal de invloed aanwijzen die het bouwen van de voorhaven heeft op zowel de getijdenstromingen als op de residuele circulatie in de kustzone.

1. Model Kanaal - Zuidelijke Bocht

1.1. Beschrijving van de drager

Dit model is als volgt begrensd :

- in het Noorden : door de parallel 53° N
- in het Zuidwesten : door de meridiaan 2° W

Het rooster dat als drager dient voor dit model wordt gekenmerkt door mazen met dimensie

$$\Delta\lambda = 6'40'' \text{ in lengte}$$

$$\Delta\Phi = 4' \text{ in breedte}$$

Onder deze voorwaarden is de gemiddelde oppervlakte van een maas 57 km^2 .

De figuur 2.1. toont het basisrooster dat dient als drager voor het mathematisch model.

1.2. Getijdenstromingen

Met behulp van een klassiek hydrodynamisch model werd, in de zone bedekt door het modelrooster, het gedrag berekend van de komponent M2 (halfdagelijkse lunaire komponent) van het getij.

Vergelijkingen uitgevoerd tussen enerzijds de harmonische komponenten M2 en M4 van het getij berekend met het model en anderzijds dezelfde komponenten afkomstig door de harmonische analyse van de tijdseries waargenomen in een groot aantal stations, lieten ons toe te besluiten dat dit model op een zeer bevredigende manier het gedrag van het halfdagelijks lunair getij in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee reproduceert en in het bijzonder in het gebied omvat door het kustmodel (tab. 2.I. : vergelijking tussen de berekende en de waargenomen harmonische komponenten in een bepaald aantal stations).

1.3. Residuele circulatie

De drift op lange termijn van de stoffen in het zeewater is een fenomeen waarvan de karakteristieke variatietijd veel groter is dan één getijperiode. Dit fenomeen is verbonden met de verplaatsingen van watermassa's op lange termijn. Deze residuele transporten hebben we als volgt bepaald :

De formule voor de continuïteit van het getijdenstromingenmodel wordt in deze vorm genoteerd :

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial H\bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial H\bar{v}}{\partial y} = 0$$

Als men integreert over een getijperiode voor een systeem volmaakt in regimetoestand, bekomt men :

$$\frac{1}{T} \int_0^T \frac{\partial \xi}{\partial t} dt + \frac{1}{T} \int_0^T \frac{\partial H\bar{u}}{\partial x} dt + \frac{1}{T} \int_0^T \frac{\partial H\bar{v}}{\partial y} dt =$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{1}{T} \int_0^T H\bar{u} dt \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{1}{T} \int_0^T H\bar{v} dt \right) = 0$$

Als men de componenten van het residueel transport als volgt definieert :

$$U_0 = \frac{1}{T} \int_0^T H\bar{u} dt \quad V_0 = \frac{1}{T} \int_0^T H\bar{v} dt$$

dan bevestigen deze componenten de vergelijking

$$\frac{\partial U_0}{\partial x} + \frac{\partial V_0}{\partial y} = 0 \quad (2.1.)$$

Men kan aan deze componenten een stromingsfunctie toemeten gedefinieerd door :

$$\frac{\partial \psi}{\partial y} = U_0 \quad \frac{\partial \psi}{\partial x} = -V_0$$

Met deze voorwaarden is de vergelijking (2.1.) automatisch geverifieerd en is de stromingsfunctie ψ de oplossing van de volgende vergelijking :

$$\frac{\partial^2 \psi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \psi}{\partial y^2} = \frac{\partial U_0}{\partial y} - \frac{\partial V_0}{\partial x} \quad (2.2.)$$

De ruimtelijke verspreiding van de stroomfuncties $\psi(x,y)$ werd als volgt bekomen :

- De beginoplossing ψ_0 van de stromingsfunctie wordt bekomen door het uitvoeren van de integratie :

$$\psi_0(x,y) = \int_{y_0}^y U_0(x,\eta) d\eta$$

Als men dit doet, constateert men dat in het Kanaal, daar waar de richting x een bevoorrechte richting is voor residuele stromingen, de bekomen waarde voor ψ_0 langsheen de Engelse kusten schommelen tussen 78.000 en 81.000 m³/s . Dit toont

aan dat het model voor de getijstromingen zeer konservatief is. Anderzijds hebben veel auteurs [1] het debiet in de doorgang van het Nauw van Calais geschat en de waarden die zij voorstellen variëren tussen de 56.000 en 168.000 m³/s , met een gemiddelde waarde van 110.000 m³/s . Bijgevolg lijkt een debiet van 80.000 m³/s voor het Nauw van Calais ons zeer aanneemlijk.

- De eindoplossing van de stromingsfunctie werd bekomen door de vergelijking (2.2.) met een relaxatie methode op te lossen vertrekkend van de begindistributie hierboven bepaald met oplegging van de volgende randvoorwaarden :

$$\begin{aligned}\psi &= 0 \text{ langsheen de Franse, Belgische en Nederlandse kusten} \\ \psi &= 80.000 \text{ m}^3/\text{s} , \text{ langsheen de Engelse kusten.}\end{aligned}$$

De figuur 2.2. toont de distributie van de residuele circulatie in het Kanaal en in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee.

2. Model kustzone : referentietoestand

2.1. Beschrijving van de drager

De zone beschreven door het kustzonemodel is deze bepaald volgens het kontrakt. Bijgevolg zijn de grenzen van het met behulp van dit model bestudeerde gebied de volgende :

- de Belgische kust vanaf de Franse grens tot aan het estuarium van de Schelde
- het estuarium van de Schelde (rechte lijn tussen Breskens en Vlissingen)
- het eiland Walcheren

- een denkbeeldige lijn in open zee op 30 km afstand van en evenwijdig met de Belgische kust tussen Zeebrugge en het Zwin
- twee loodrechten op diezelfde kust, in open zee, de eerste vanaf Braydunes, de tweede vanaf Domburg (Walcheren).

De figuur 2.3. toont de positie van het basisrooster van het kustzonemodel. Het basisrooster dat dient als drager voor dit model is gekenmerkt door vierkante mazen waarvan de zijden telkens overeenkomen met 1 km. De richting x van dit rooster (evenwijdig met de Belgische kust tussen Zeebrugge en het Zwin) maakt een hoek van $21,4^\circ$ met de richting van het geografisch Oosten.

2.2. Getijdenstromingen

Met behulp van een klassiek hydrodynamisch model hebben we het gedrag der componenten M2 en M4 van het getij in het Belgisch kustgebied gereproduceerd.

De vergelijkingen uitgevoerd ter hoogte van meerdere stations - zowel vanuit het oogpunt van het vertikaal getij als van het horizontaal getij - tussen de door het model berekende waarden en de waargenomen waarden, laten ons toe te bevestigen dat het model op zeer bevredigende wijze het gedrag van de komponent van het half-dagelijks lunair getij weergeeft in het Belgisch kustgebied.

Zie : - fig. 2.4. : positie van de vergelijkingstations voor het vertikaal getij

- fig. 2.5., 2.6., 2.7., 2.8., 2.9. : vergelijkingen tussen de berekende en waargenomen vertikale getijden.
- fig. 2.10. : positie van de vergelijkingstations voor het horizontaal getij.
- fig. 2.11., 2.12., 2.13. : vergelijkingen tussen de berekende en waargenomen stromingen.

2.3. Residuele circulatie

Een analoge techniek als hierboven beschreven liet ons toe de ruimtelijke verspreiding van de residuele circulatie in de Belgische kustzone te bepalen. Om dit te verwezenlijken hebben we de volgende randvoorwaarden opgelegd :

- grenslijn in open zee : op ieder punt van de grenslijn werd de waarde van de stromingsfunctie ψ berekend door middel van bilineaire interpolatie uitgaande van de bekomen resultaten van het model Kanaal-Zuidelijke Bocht
- langsheen de Belgische kust : men legt op $\psi = 0$
- langsheen het eiland Walcheren : men legt op $\psi = - 100 \text{ m}^3/\text{s}$ zodanig dat rekening wordt gehouden met het gemiddeld debiet van de Schelde.

De figuur 2.14. toont de verspreiding van de residuele circulatie in de Belgische kustzone terwijl fig. 2.15. toont dat, in de kustzone, er een overeenkomst bestaat tussen de residuele circulatie, berekend enerzijds door het kustzone model en anderzijds door het model Zuidelijke Bocht.

3. Model kustzone : geperturbeerde toestand

3.1. Beschrijving van de drager

De konstruktie van de voorhaven zal zich hoofdzakelijk als een wijziging in de kustlijn uiteten zoals te zien is op fig. 2.16. Anderzijds brengen de werken ook een verdiepen van de navigatievaargeulen met zich mede. De in deze studie gekozen geperturbeerde toestand komt overeen met toestand C zoals beschreven in het rapport M.O.D. 384 [2].

M¹⁰D 382

3.2. Getijdenstromingen

Met behulp van het hierboven beschreven model en zonder de randvoorwaarden te wijzigen, hebben we 3 halfdagelijkse lunaire getijdencyclusen gesimuleerd uitgaande van het regime in de referentietoestand. Aldus bekwamen wij een regime voor de geperturbeerde toestand.

Daarna hebben wij, met maximale ebbe en maximale vloed, de verschillen op de stijging van het wateroppervlak ende snelheidsmodulus berekend, tussen de resultaten bekomen in de geperturbeerde toestand en deze bekomen in de referentietoestand. Deze resultaten zijn samengevat in tabel 2.II.

In het algemeen kan men vaststellen dat de perturbatie berekend door ons model minder uitgestrekt en minder belangrijk is dan deze berekend in het rapport MOD 382 [2]. Dit wordt hoofdzakelijk verklaard door het verschil in getijde-amplitudes, opgelegd aan de grenzen van de modellen. In voornoemd rapport neemt men bijvoorbeeld, in de nabijheid van Zeebrugge en bij maximale ebbe, een maximale perturbatie op de snelheidsmodulus waar van - 67 cm/sec daar waar wij een perturbatie waarnemen van - 43 cm/sec. Deze twee perturbaties zijn praktisch in dezelfde verhouding (1.3 : 1) als de getijde-amplitudes te Zeebrugge.

3.3. Residuele circulatie

Een analoge berekening als voordien beschreven, heeft ons toegelaten de ruimtelijke verspreiding van de residuele circulatie te bepalen in het geval van de C-konfiguratie van de nieuwe voorhaven en van de uitdieping van de vaargeulen.

De fig. 2.17. toont ons deze verspreiding. Als men deze vergelijkt met de ruimtelijke verspreiding van de residuele circulatie in het geval van de oude configuratie van de voorhaven en vaargeulen, zoals gegeven op fig. 2.14., dan konstateert men :

- enerzijds een lichte verschuiving van de stromingslijnen die overeenkomen met de waarden 2, 4, 6 en $8 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{s}$ van de stromingsfunctie
- anderzijds het voorkomen van een waterzone welke residueel stagneert (of met andere woorden met een residuele verplaatsing die zeer zwak is, praktisch nul) in het Oosten van de Zeebrugse haven. Zonder de belangrijkheid te onderschatten van een mogelijke artefact, te wijten aan het model zelf en meer in het bijzonder, aan de wijze waarop de kust gediskretiseerd wordt en de manier van schematiseren van de voorhaven met behulp van mazen met een zijde van 1 km, kan men zich indenken dat de waarschijnlijkheid van een dergelijke zone reëel is. Dit resultaat is zorgwekkend daar het een belangrijke verblijfstijdvermeerdering met zich meebrengt van verschillende stoffen in deze zone en dus een wijziging in de dynamiek van de verschillende fenomenen eigen aan de zone. Men zal begrijpen dat dit van aard is de sedimentatiekarakteristieken, de aanslibbing en het hersuspenderen te wijzigen in de ganse zone begrepen tussen de nieuwe voorhaven en de Belgisch-Nederlandse grens.

Hoofdstuk III. Dispersiemodel

1. Dispersievergelijking

In de Noordzee, en meer bepaald in de Zuidelijke Bocht, en vooral in de kustzone, is de turbulente menging zeer intens en snel. De experimenten in-situ inzake dispersie hebben aangetoond dat, uitgezonderd de eerste ogenblikken na een storting, de concentraties over de ganse waterkolom als gelijkwaardig verspreid moeten beschouwd worden. De horizontale concentratieverdeling, waarvan de kennis noodzakelijk is voor de bepaling van de invloed van een storting in het gebied dat het stortingspunt omringt, kan dan gewoon bestudeerd worden aan de hand van de concentraties gemiddeld over de diepte.

Als onder deze voorwaarden, r_α de concentratie van de toestandsveranderlijke α voorstelt, hetzij de massa per volume-eenheid mengsel van een tracer of een geïsoleerd bestanddeel, hetzij de massa per volume-eenheid van een kompartiment (in de betekenis volgens Nihoul [3]: saliniteit, phytoplankton biomassa,...), hetzij de massa per volume-eenheid van een uitgekozen element in een gegeven kompartiment (opgeloste stikstof, fosforgehalte in het plankton,...), dan kan de tridimensionele vergelijking van behoud van massa, die de evolutie beschrijft in de ruimte en in de tijd van $r_\alpha(x_1, x_2, x_3, t)$ geïntegreerd worden over de diepte en vindt men na berekening :

$$\frac{\partial \bar{r}_\alpha}{\partial t} + U \cdot \nabla \bar{r}_\alpha = \bar{S}_\alpha + \bar{I}_\alpha + H^{-1} \nabla \cdot \left[\gamma \frac{H^2}{U} \bar{U} (\bar{U} \cdot \nabla \bar{r}_\alpha) \right] \quad (3.1.)$$

waarin men definieert :

$$\bar{r}_a = H^{-1} \int_{-h}^{\zeta} r_a dx_3 \quad (3.2.)$$

$$\bar{u} = H^{-1} \int_{-h}^{\zeta} u_h dx_3 \quad (3.3.)$$

$$H = h + \zeta \quad (3.4.)$$

waarin h de gemiddelde diepte is op het punt (x_1, x_2)

ζ de stijging van het gemiddeld vrij oppervlak

\bar{S}_α vertegenwoordigt de totale invoer van buitenaf, inbegrepen de flux aan de oppervlakte en op de bodem.

$$\bar{I}_a = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\zeta} I_a dx_3 \quad (3.5.)$$

I_a is een maat voor de produktie (of afbraak) door de onderlinge wisselwerkingen binnen het systeem (translokaties) en is in het algemeen afhankelijk van r_a en de andere veranderlijken r_β, r_γ gekoppeld aan r_α

$$H^{-1} \nabla \cdot \left[\gamma \frac{H^2}{\bar{u}} \bar{u} (\bar{u} \cdot \nabla \bar{r}_a) \right] = \bar{S}_a = H^{-1} \nabla \cdot \int_{-h}^{\zeta} (-\bar{r}_a \hat{u}) dx_3 \quad (3.6.)$$

Deze term staat voor een horizontale dispersie, analoog aan de turbulente dispersie maar aanzienlijk meer doeltreffend. Dit effect wordt het "afschuifspannings-effekt" (shear-stress) genoemd. Deze afschuifspanning veroorzaakt een diffusie in de richting van de ogenblikkelijke snelheid met een schijnbare diffusie van de orde van $\bar{u}H$. De daaruit voortvloeiende dispersie is natuurlijk belangrijker in de richting van de overheersende stroming (bijvoorbeeld, de grote as van de getijde-ellips) en dit verklaart de uitgesproken anisotropie van gepollueerde watermassa's die dikwijls een uitgerokken vorm vertonen met een maximale dispersie in een zelfde - of bijna dezelfde

richting van de maximale stroming.

γ kan berekend worden op basis van snelheids- en turbulente diffusie profielen. Voor profielen, die typisch zijn voor deze waargenomen in het Zuiden van de Noordzee vindt men :

$$\gamma \sim 0.5$$

2. Resolutie

Rekening houdend met het feit dat alle koëfficiënten (u , H , I ...) die voorkomen in de vergelijking (3.1) variëren in ruimte en tijd en dat I een niet lineaire functie kan zijn, kan men de vergelijking (3.1) enkel numeriek integreren.

Indien men voorlopig de I termen, die uit het numeriek integratieoogpunt nauwelijks problemen stellen daar zij geen horizontale gradienten van \bar{r} bevatten, verwaarloost, dan wordt de vergelijking (3.1) :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{r}}{\partial t} + \bar{u}_1 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_1} + \bar{u}_2 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_2} & \quad (3.7.) \\ = H^{-1} \left[\frac{\partial}{\partial x_1} \left(\gamma \frac{H^2}{\bar{u}} \bar{u}_1^2 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_1} \left(\gamma \frac{H^2}{\bar{u}} \bar{u}_1 \bar{u}_2 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_2} \right) \right. \\ & \quad \left. + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\gamma \frac{H^2}{\bar{u}} \bar{u}_1 \bar{u}_2 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_1} \right) + \frac{\partial}{\partial x_2} \left(\gamma \frac{H^2}{\bar{u}} \bar{u}_2^2 \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_2} \right) \right] \end{aligned}$$

De vergelijking is dus van de vorm van een afleiding van de tweede orde en alhoewel de advectie termen $\bar{u}_i \frac{\partial \bar{r}}{\partial x_i}$ op het ogenblik van maximale stroming veel groter kunnen zijn

(20 tot 50 maal) dan de diffusietermen

$$H^{-1} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\gamma \frac{H^2}{U} \bar{u}_i \bar{u}_j \frac{\partial \bar{F}}{\partial x_j} \right)$$

van de afleiding van de tweede orde, mogen deze niet verwaarloosd worden. Hun rol is fysisch gezien essentieel in het gedrag van de toestandsveranderlijken; aldus is de diffusie een dominant fenomeen als men ze bekijkt in een referentiestelsel in beweging met het getij en als men veronderstelt dat de onderlinge wisselwerkingen verwaarloosbaar zijn en de verspreiding van de hydrodynamische parameters homogeen. Het is eveneens belangrijk de benadering van de advectie termen, van een hogere grootte-orde, voldoende precies is om geen fout (numerieke diffusie) in te brengen van dezelfde orde-grootte, of zelfs groter, dan de aan de schuifspanning te wijten diffusietermen .

Dit is de reden waarom de integratie van de vergelijking (3.7) uitgevoerd wordt met een half-impliciete predictor-corrector methode met eindige verschillen, in detail beschreven in volume 5 (dispersiemodellen) van het Eindrapport van het Projekt Zee [4].

Deze methode vertoont meerdere karakteristieken die ze onderscheiden van de gebruikelijke integratiemethoden van de dispersievergelijkingen :

- zij vertoont een duidelijk hogere precisie voor een equivalente ruimtelijke diskretisatiestap ,wat van hoofdzakelijk belang is als men niet over een zeer fijn verdeeld integratiestrooster kan beschikken.

- zij weerstaat bijzonder goed aande niet-lineaire onstabilliteit
- zij is konservatief, met andere woorden zij behoudt de massa in die mate dat er geen inbreng of verliezen langs de grenzen of door onderlinge wisselwerkingen zijn.

3. Randvoorwaarden

Het integratiedomein van de vergelijking (3.7), die de kustzone is, omschreven door het hydrodynamisch model in voorgaand hoofdstuk, bezit twee soorten grenzen :

- de kusten : men annuleert er de fluxen van stoffen behalve waar de kustafvoerkanalen in de zee uitmonden
- de grenzen in open zee : dit zijn geen grenzen met fysische betekenis (ze zijn willekeurig vastgesteld omdat de fysische drager van het model geen oneindige dimensies kan hebben.

Gezien ons doel, zijnde het evalueren van het gevolg van de bouw van de voorhaven op de dispersie van stoffen geloosd aan de kust, en gezien de grote afstand van de open grenzen met betrekking tot de kustafvoerkanalen, hebben we, in de verschillende hierna beschreven simulaties, de fluxen van stoffen ter hoogte van deze open grenzen mogen uitschakelen.

4. Eerste toepassing : dispersie van een inerte tracer

Ten einde de oplossingsmethode van de dispersievergelijking uit te proberen hebben we het verloop van de verspreiding van een inerte tracer gesimuleerd ($\bar{I}_\alpha = 0$ en $\bar{S}_\alpha = 0$ in de vergelijking (3.1)).

We hebben een begindistributie aangenomen (voorgesteld door figuur 3.1.) die overeenkomt met een cirkelvormige zone met straal 5 km en waarvan de gemiddelde concentratie, geïntegreerd over de diepte, in het centrum gelijk is aan 45.

In deze omstandigheden is de conservatieve test teruggevoerd tot de berekening van de verhouding tussen de totaal bekomen massa op een gegeven tijdstip tot de massa in het begin aanwezig :

$$R = M(t)/M_0 \quad (3.8.)$$

In de loop van de eerste getijdencyclus varieert de verhouding R, gegeven door (3.8.) tussen 1 en 1.023. De maximale fout verschijnt reeds in de eerste integratiestappen en dat is zonder twijfel een gevolg van een slechte aanpassing van de begindistributie aan de lokale hydrodynamische omstandigheden. Dit werd bevestigd in de loop van de tweede gesimuleerde getijdencyclus (de begindistributie was dan de distributie bekomen op het einde van de eerste cyclus) waar tijdens de duur van deze tweede cyclus de fout steeds minder dan 0.8 % is. Wij mochten vanaf dan besluiten dat onze methode om de dispersievergelijking op te lossen volledig conservatief is. De figuren 3.2 tot 3.7 tonen de verspreiding van de inerte tracer om de 115' in de loop van de eerste getijdencyclus. De figuur 3.8. toont diezelfde distributie na juist één getijdeperiode. Op elk van deze figuren hebben wij met behulp van een x het centrum van de initiële vlek gemerkt en hebben wij de stroomrichting in het centrum van de zone aangeduid. De figuur 3.9. toont het verloop van de verhouding R in de loop van twee gesimuleerde getijdyclussen.

5. Simulatie van de inputs aan de kust

Zoals we verder zullen zien zal de hoofdzaak van deze studie het evalueren zijn van de invloed van de bouw der voorhaven op de dispersie van de door de kustafvoerkanalen geloosde pollutanten. We zullen eveneens zien dat de belangrijkste afvoerkanalen de Blankenbergse riolen en het Afleidingskanaal van de Leie zijn. De hoeveelheid van een pollutent geloosd in zee door een afvoerkanaal zal bepaald worden op basis van het debiet van het kanaal en de gehalte van de beschouwde pollutent in het kanaalwater.

Als we de riolen van Blankenberge beschouwen zien we dat we te maken hebben met een continue lozing. Deze lozing zal gesimuleerd worden in het punt (10.48) (fig. 3.10) van het dispersiemodel rooster. Dit lozingspunt zal hetzelfde zijn zowel in de referentie- als in de geperturbeerde toestand, zoals bepaald in het voorgaand hoofdstuk.

Wat het Afleidingskanaal van de Leie betreft zien we dat de sluizen slechts geopend zijn tussen het ogenblik van het half getij volgend op het hoogtij en het ogenblik van het half getij volgend op het laag getij. Anderzijds zal de plaats van het kanaal in de toekomstige uiterlijke vorm van de voorhaven zeer verschillend zijn. Inderdaad, voor de aanvang der werken was dit kanaal rechtstreeks in contact met de zone buiten de haven. Bijgevolg is het punt waar deze lozing zal gesimuleerd worden in de referentietoestand, het punt (11.56) (fig. 3.10) van het dispersiemodelrooster. Daartegenover zal in de geperturbeerde toestand het kanaal in rechtstreeks contact staan met het bekken gevormd door de voorhaven.

Dientengevolge waren we genoodzaakt om de bijdrage van de
polluenten binnen het bekken, gevormd door de voorhaven, te model-
eren. Onze modelisatie steunt op de volgende hypothesen :

- 1) Uit hydrodynamisch oogpunt : we hebben de voorhaven vergeleken
met een bekken dat leegloopt of zich vult door het effect van
de getijden. De stijging van het wateroppervlak met betrekking
tot het referentieniveau binnen het bekken werd op elk moment
gelijk beschouwd als de door middel van het hydrodynamisch model
berekende stijging binnen de maas die rechtstreeks in contact
staat met de opening van de haven (maas (13.55); fig. 3.11).
Het debiet van leeglopen of vollopen van het bekken werd berekend
aan de hand van volgende formule :

$$Q = \frac{(Z(t+\Delta t) - Z(t)) * S}{\Delta t} \quad (3.9.)$$

waarin : t = integratiepas van het dispersiemodel ($\Delta t = 1146.51''$)
 Q = debiet aan de ingang van het bekken gedurende het
tijdsinterval Δt
 S = binnenoppervlak van de voorhaven
 $Z(t)$: stijging van het wateroppervlak op tijdstip t
 $Z(t + \Delta t)$: stijging van het wateroppervlak op tijdstip $t + \Delta t$

Logischerwijze heeft men :

$$Q > 0. \Leftrightarrow Z(t+\Delta t) > Z(t)$$

tijdens het opkomend getij en

$$Q < 0. \Leftrightarrow Z(t+\Delta t) < Z(t)$$

tijdens het afnemende getij

Het binnenoppervlak van de voorhaven werd geschat op 4 km^2 . Onder deze voorwaarden kan men, en wetend dat te Zeebrugge de stijging bij vloed gelijk is aan 1.76 m en bij ebbe aan -1.51 m , de gemiddelde waarde van het debiet bij leeglopen berekenen :

$$Q = 633 \text{ m}^3/\text{s} \quad (\text{het afnemend getij heeft een duur van } 5\text{u}44'3" \quad (3.10)$$

Op dezelfde manier kan men de gemiddelde waarde voor het debiet bij vollopen berekenen :

$$Q = 570 \text{ m}^3/\text{s} \quad (\text{het opkomend getij heeft een duur van } 6\text{u}22'10" \quad (3.11)$$

Opmerking : deze gemiddelde waarden zijn enkel richtinggevend daar in de berekening rekening werd gehouden met het werkelijk debiet berekend met behulp van de formule (3.9).

- 2) Uit oogpunt van simulatie van de lozing : het gehalte van pollutanten in het havenwater wordt afgeleid uit de vergelijking van behoud van massa die als volgt wordt geschreven:

a) van hoogtij naar laagtij :

$$\frac{d(HC_p)}{dt} = -k.H(t).C_p(t) + \frac{I_L}{S} \delta(t-t_1) + \frac{Q(t).C_p(t)}{S} \quad (3.12)$$

waarin $\delta(t-t_1) = 0$ voor $t < t_1$
 $= 1$ voor $t > t_1$

en $C_p(t)$ = de concentratie aan polluenten van het havenwater op tijdstip t

k = maat voor verdwijning (wij zien inderdaad dat voor de bestudeerde polluenten de onderlinge wisselwerkingsterm \bar{I} van de vergelijking (3.1) uitgedrukt kan worden met behulp van een eenvoudige verhoudingswet

$$\bar{I} = -k \bar{C}$$

$Q(t)$ = debiet van leeglopen ($Q < 0$)

I_L = toevoer van de polluenten afkomstig van het water uit het Afleidingskanaal van de Leie.

b) van laagtij naar hoogtij :

$$\frac{d(HC_p)}{dt} = -kH(t) \cdot C_p(t) + \frac{I_L}{S} \delta(t-t_2) + \frac{Q(t) \cdot C_{ext}(t)}{S} \quad (3.13)$$

waarin $\delta(t - t_2)$ = 1 voor $t \leq t_2$
= 0 voor $t > t_2$

met t_1 = tijdstip van halftij volgende op het hoogtij van Zeebrugge

t_2 = tijdstip van halftij volgend op het laagtij van Zeebrugge

waarin $Q(t)$ = debiet van vollopen ($Q(t) > 0$)

$C_{ext}(t)$ = 'concentratie aan polluenten van het water in de maas van het model in contact met de voorhavenopening

- 3) Uit oogpunt van simulatie van de impact : de maas van het dispersie-modelrooster dat in contact staat met de voorhavenopening ondergaat de invloed van het leeglopen of vollopen van de voorhaven. Hieruit voortvloeiend zal het gehalte aan polluenten in deze maas, onafgezien het feit dat ze voldoet aan de algemene dispersievergelijking, onderhevig zijn aan de impact van het leeglopen of vollopen van de voorhaven die op volgende wijze kan gemodelleerd worden :

- van hoogtij naar laagtij :

$$\frac{d(HC)}{dt} = \frac{- Q \cdot C_p(t)}{S}$$

- van laagtij naar hoogtij :

$$\frac{d(HC)}{dt} = \frac{-Q \cdot C(t)}{S}$$

waar S de oppervlakte is van de beschouwde maas

Hoofdstuk IV. De toestandsveranderlijken, hun concentraties in zee en
de inputdebieten aan de kust.

Men heeft zowel in de referentie- als in de geperturbeerde toestand het gedrag van drie toestandsveranderlijken bestudeerd, te weten de fekale bacteriën, de opgeloste organische materie en de zware metalen (zink en kwik).

Wat betreft de fekale bacteriën en de zware metalen heeft men het probleem van hun dispersie - eventueel interaktief - beschouwd, na hun emissie aan de kust door de kanalen en riolen in de omgeving van Zeebrugge. Wat de opgeloste organische materie betreft heeft men daarbij nog de natuurlijke cyclus van produktie-konsumptie beschouwd.

1. Koncentraties in het marien milieu

1.1. De fekale bacteriën

Het grootste gedeelte van de beschikbare informatie is afkomstig van de inventaris opgesteld door het IHE ten tijde van het nationaal programma R-D, Projekt Zee, dat zich uitstrekt over de periode 1971-1975 [5]. Gemiddelden werden herberekend voor periodes waarin de resultaten vrij homogeen zijn, met name :

- een zomerperiode : van juni tot september
- een winterperiode : van november tot maart

De overgangsperioden (april-mei en oktober) werden niet meegerekend .

De resultaten van de tellingen der fekale coli's zijn weergegeven in tabel 4.I. Twee fenomenen vallen bijzonder op :

- het groot verschil tussen de seizoenen
- de gradiënten kust-zee

Het paradoxaal karakter van de situatie is duidelijk : het is het toeristisch hoogseizoen, potentiële verwekker van de grootste fekale bevuiling, die gekenmerkt wordt door de gezondste bakteriologische situatie.

Aan de andere kant is het opmerkelijk dat de bevuiling hoofdzakelijk de zone ten Westen van Zeebrugge treft terwijl de residuele circulatie van West naar Oost gaat. Een verklaring voor deze beide punten elk wordt gegeven in respectievelijk § 1 en § 2 van hoofdstuk V.

1.2. De opgeloste organische materie

De tabel 4.II, die de resultaten verzamelt bekomen door het IHE tijdens 5 opeenvolgende jaren in de omgeving die ons aanbelangt, toont zeer goed dat geen enkele ruimtelijke of tijdelijke significante evolutie kan aangetoond worden voor deze parameter. Het gemiddelde van de waarden - gegevens in BOD_5 - is $3.68 \text{ mgO}_2/\text{l}$ ($1641 \text{ mgC}/\text{m}^3$) met een standaard afwijking van 1.97 .

Dit gemiddelde zou iets hoger zijn in BOD_{10} en zou wel overeenkomen met de voor de bacteriën direkt bruikbare totale hoeveelheid opgeloste organische materie (niet-fossiele materie) : $\sim 5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ($2200 \text{ mgC}/\text{m}^3$).

Meer nog, hebben drie meetkampagnes gekoördineerd door de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Schelde-estuarium, en uitgevoerd in de omgeving van Zeebrugge (fig. 4.1, 4.2 en 4.3), toegelaten eventuele gevolgen van de ruimtelijke verspreiding gedurende zekere periodes van het jaar (winter, plankton-bloom periode en zomer) te schatten [6].

De resultaten van deze campagnes bevestigen de vermoedens gebracht door de survey van het IHE : er is geen significatieve tendens in de ruimtelijke verspreidingen van BOD_5 , voor dewelke men een variatiekoëfficiënt (σ/m) van de orde 0.25 berekent. Aldus zijn de punten het dichtst gelegen bij kanalen en afvoersystemen niet noodzakelijk rijker of armer in BOD_5 .

Alhoewel anderzijds de waarden voor juli gemiddeld iets lager liggen dan in de winterperiode of de plankton-bloomperiode, is de orde van grootte voor BOD_5 niet gewijzigd.

Deze grote stabiliteit - met inachtneming van de talrijke oorzaken van variabiliteit die in het algemeen de resultaten van biologische metingen beïnvloeden - kan paradoxaal klinken omdat het marien milieu zelf bron is van intense fluktuaties van de produktie van opgeloste organische materie door het fytoplankton. Een theoretische uitleg voor deze stabiliteit wordt uiteengezet in hoofdstuk VI § 1.

1.3. Zink en kwik

De tabellen 4.III en 4.IV, met betrekking tot zink en kwik in oplossing, zijn opgesteld aan de hand van de resultaten verstrekt door het IHE ten tijde van het Inventaris Programma ondernomen gedurende de periode 1971-1975 [5]. Dezelfde zones werden bestudeerd tijdens het Programma Geconcerteerde Akties in Oceanologie uitgevoerd tijdens de periode 1977-1981 [7,8] waarbij meer gesofistikeerde methoden werden aangewend en waarbij bijkomende informatie bekomen werd betreffende de frakties in suspensie (tabel 4.V).

Men dient vooral te letten op het feit dat de veranderlijkheid van de waargenomen waarden belangrijk is daar de standaarddeviatie in het algemeen van dezelfde orde van grootte is als het gemiddelde.

Geen enkele seizoengebonden tendens is aantoonbaar in deze veranderlijkheid. Bovendien variëren de gemiddelden (tabel 4.III en 4.IV) niet significant in de bestudeerde zone.

De concentratiewaarden voor Zn in oplossing verschillen met een faktor 5 voor de twee series gegevens daar waar de resultaten voor Hg coherent zijn.

De noodzakelijke correctie toepassend, komt men tot de volgende gemiddelde waarden voor de kustwateren in de omgeving van Zeebrugge :

Zn "in oplossing"	: 10 $\mu\text{g}/\text{l}$
Zn in suspensie	: 3 $\mu\text{g}/\text{l}$
Hg "in oplossing"	: 0.12 $\mu\text{g}/\text{l}$
Hg in suspensie	: 0.13 $\mu\text{g}/\text{l}$

Er dient opgemerkt te worden dat het begrip "in oplossing" willekeurig genomen is daar het om een geheel gaat van enerzijds werkelijk opgeloste deeltjes en anderzijds ook van colloïdale of zeer fijne deeltjes die door een membraan filter met 45 μm poriëndiameter gaan. Men weet bijvoorbeeld door het werk van Gillain [9], dat in zee meer dan 90 % van de zink "in oplossing" in feite gekomplexeerd is met organische en anorganische materie.

2. Inputdebieten in zee

Deze debieten hangen af van het waterregime van kanalen en afvoersystemen en van de concentraties van fekale bacteriën, opgeloste organische materie en zware metalen in deze kanalen, en afvoersystemen.

De gegevens betreffende de waterregimes van de vier kanalen of afvoersystemen die uitmonden in het Zeebrugse kustgebied, zijn vooral afkomstig van de Dienst voor Hydrologisch Onderzoek van het Departement Openbare Werken en van de Waterzuiveringsmaatschappij van het Kustbekken (WZK). Deze vier systemen zijn : het Afleidingskanaal van de Leie (kanaal van Schipdonk), het Leopoldkanaal, het Boudewijnkanaal en de riolen van Blankenberge.

Enkel het Afleidingskanaal van de Leie en de riolen van Blankenberge hebben tegelijk een beduidenswaardig debiet en een verhoogd pollutie-niveau. Dit is dan ook de reden waarom enkel deze in aanmerking worden gebracht voor de berekeningen van de dispersie in zee.

1) Het Afleidingskanaal van de Leie

Vanaf Balgerhoeke (bij Adegem) tot Knokke-Heist is het kanaal onderworpen aan regelmatige niveauveranderingen die het resultaat zijn van het sluisopenen bij elk afgaand getij. Boven de stuw van Balgerhoeke is het niveau zo goed behouden als mogelijk. De Dienst voor Hydrologisch Onderzoek van het Departement Openbare Werken heeft waargenomen dat voor een behouden niveau van 5.20 m er een debiet van $10 \cdot \text{m}^3/\text{s}$ hiermee overeenkomt (gemiddelde van een dag). Dit is de normale situatie. Er kunnen zich ogenblikken voordoen, met maxima tot $70 \text{ m}^3/\text{s}$ zodat het op een jaarlijkse basis berekend gemiddelde debiet $15 \text{ m}^3/\text{s}$ wordt, hetzij een werkelijk gemiddeld gebied van $30 \text{ m}^3/\text{s}$ tijdens elke dagelijkse twee openingen van de sluizen te Heist.

In de referentietoestand wordt de waterlozing van dit kanaal gesimuleerd in het knooppunt (11,56) van het dispersiemodelrooster (fig. 3.10).

De tijdstippen van hoogtij te Zeebrugge (1), het halfgetij (2), het laagtij (3) en het halfgetij (4) zijn weergegeven op de getijden-ellips uitgetekend op het knooppunt (11;57) van het rooster (fig. 4.4).

De sluizen van het Afleidingskanaal van de Leie zijn geopend tussen de tijdstippen (2) en (4). Vandaar dat de gemiddelde stroming die overeenkomt met de openingsperiode der sluizen in hoofdzaak een ebstroming is die echter een vloedstroming wordt op het einde van de lozing, dus op het moment waarop de totale hoeveelheid polluenten geloosd door het Afleidingskanaal van de Leie gedurende een getijde zich in het marien milieu bevindt.

In de geperturbeerde toestand mondt dit kanaal uit in de voorhaven. Verderop zal men zien dat, aangezien de sluisdeuren worden geopend van halfgetij tot halfgetij, er slechts een verband bestaat tussen deze opening en het leeglopen van het bekken van de voorhaven tijdens een kwart van de getijdeperiode (van het halfgetij volgend op het hoogtij tot het laagtij), wat natuurlijk voor gevolg heeft dat de verblijfstijd van deze wateren in de voorhaven verhoogd wordt.

2) De riolen van Blankenberge

De lozing vanwaar hier sprake is vloeit met een kontinu debiet van zowat $6000 \text{ m}^3/\text{dag}$ ter hoogte van de Westelijke pier. De seizoensgebonden veranderingen van het debiet zijn weinig uitgesproken. Deze lozing wordt gesimuleerd in het knooppunt (10,48) van het dispersiemodelrooster (fig. 3.10). Dezelfde informatiebronnen als voor het Afleidingskanaal van de Leie werden gebruikt om de berekening van de inputs te maken.

2.1. De fekale bacteriën

Wat de concentraties aan fekale kiemen in de kanalen en afvoersystemen betreft hebben we zowel gebruik gemaakt van gepubliceerde gegevens uit verschillende technische verslagen [5,10] van het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie als van recente gegevens afkomstig van de Waterzuiveringsmaatschappij van het Kustbekken, verworven in het kader van een inventarisprogramma van de kustinputs gecoördineerd door de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Schelde-estuarium.

Men stelt vast (tabel 4 VI) dat voor het Afleidingskanaal van de Leie de niveaus van vervuiling vrij hoog liggen en bovendien dat de variabiliteit van deze niveaus belangrijk is. Echter wordt deze variabiliteit zeker niet afgespiegeld in de gemeten waarden op zee (zie § 1.1 en tabel 4.I). Dit kan verklaard worden door de hoge variatiefrekwentie waargenomen tijdens onlangs uitgevoerde metingen door het WZK gedurende perioden van verschillende opeenvolgende dagen.

Men is dan ook gestaafd in de onderstelling dat de effecten van deze variabiliteit gedempt zijn en dat het gewettigd is een typische waarde voor de input te beschouwen voor de berekening van de dispersie.

Het gemiddeld inputgebied aan kiemen per seconde, berekend aan de hand van deze gegevens, is weergegeven in tabel 4.VII. Deze waarde stemt overeen met een periode van opening der sluizen.

Wat de riolen van Blankenberge betreft zien we dat het niveau van vervuiling - dat zeer hoog ligt - een opmerkelijke seizoensvariatie vertoont met een vertienvoudiging van de concentratie in de zomer (tabel 4 VI). Hoewel om gans andere redenen, is het input-debiet van dezelfde orde van grootte als deze van het Afleidingskanaal van de Leie (tabel 4 VII).

2.2. De opgeloste organische materie

De concentraties van BOD_5 in de kanalen en afvoersystemen zijn gemeten geweest op een punt zo dicht mogelijk bij hun uitmonding in zee (L. Swyngedouw & J. Roos [11, 12]). In voldoende verluchte natuurlijke milieus geeft deze parameter inderdaad een gebruiksklare aanwijzing van de hoeveelheid opgeloste organische materie, welke biodegradeerbaar is door de in het bestudeerde milieu natuurlijk aanwezige heterotrofe bacteriën.

De omzetting van de opgeloste hoeveelheid materie in koolstof veronderstelt de toepassing van een ademhalingscoëfficiënt van 1.20. Bovendien moet men rekening houden met het feit dat de bacteriële ademhaling slechts 70 % van het verbruik van het opgelost organisch substraat uitmaakt.

Aldus vertegenwoordigt een BOD_{10} van 1 mg $O_2/1$ een vermindering van 446 mg C/m^3 organisch substraat degradeerbaar in 10 dagen. De proeven waarbij het verbruik van zuurstof kinetisch gevolgd werd tonen ons meestal dat de waarde van BOD zich min of meer stabiliseert na 10 dagen terwijl ze zowat 70 % van de BOD_{10} benadert na 5 dagen.

Wat het Afleidingskanaal van de Leie betreft zien we dat de niveaus van BOD_5 volgens de seizoenen fluktuëren en ogenschijnlijk in fase met de toeristische activiteit. Aldus berekent men een gemiddelde waarde van 9,66 mg $O_2/1$ (uitersten : 9 - 11) buiten het seizoen en 17 mg $O_2/1$ (uitersten : 12 - 28) in de zomerperiode en naseizoen. Deze gemiddelden komen overeen met respectievelijk 4313 en 7589 mgC/ m^3 organische koolstof. Met de wetenschap dat het gemiddelde debiet van het kanaal 30 m^3/s bedraagt tijdens een periode van opening van de sluisen, kan men berekenen dat de input voor een opening in de winter 2,79 ton koolstof bedraagt, hetzij respectievelijk $1,29 \cdot 10^5$ mgC/s en $2,28 \cdot 10^5$ mgC/s.

en 4,92 ton in de zomer

Wat de riolen van Blankenberge betreft zien we dat de lading aan organisch materiaal hoog ligt en een duidelijke seizoensgebonden variatie vertoont : $BOD_5 = 76 \text{ mg } O_2/1$ in de winter en $154 \text{ mg } O_2 /1$ in de zomer, hetzij respektievelijk $33,9 \text{ gC/m}^3$ en $68,8 \text{ gC/m}^3$. Rekening houdend met een debiet van ongeveer $6000 \text{ m}^3/\text{dag}$ berekent men een input van 203 kg C/dag in de winter en 413 kgC/dag in de zomer, hetzij respektievelijk $2348 \cdot 10^3 \text{ mgC/s}$ en $4777 \cdot 10^3 \text{ mgC/s}$. De inbreng van Blankenberge bedraagt dus ongeveer dagelijks $1/25$ van de inbreng van het Afleidingskanaal van de Leie.

2.3. Zink en Kwik

De beschikbare resultaten zijn afkomstig van verschillende studies over de kwaliteit van het water in deze kanalen en afvoersystemen (IHE en WZK). Deze resultaten zijn echter niet talrijk. De standaardafwijking is van dezelfde orde van grootte als het gemiddelde voor Hg en is gelijk aan de helft van het gemiddelde in het geval van Zn. Er kon geen enkele seizoensgebonden variatie van deze waarden worden aangetoond. Bovendien zijn deze waarden niet altijd coherent met recente en meer gevoelige metingen uitgevoerd in het kader van het Programma "Gekoncerteerde Akties" in Oceanologie zodanig dat het nodig bleek beschikbare resultaten kritisch te evalueren en ze te onderwerpen aan de noodzakelijke verbeteringen. De bekomen gemiddelden zijn weergegeven in tabel 4.VIII. Men merkt het verschil op tussen het gedrag van Hg en Zn wat de verdeling tussen de waterfase en vaste fase betreft. De resultaten van de berekeningen van de inputdebieten zijn gegeven in tabel 4.IX.

Men neemt waar dat het verschil tussen de riolen en het Afleidingskanaal van de Leie meer uitgesproken is voor de metalen in oplossing en dat de hoeveelheden metaal gebonden aan gesuspendeerde deeltjes relatief

hoger zijn in de Blankenbergse riolen, wat natuurlijk niet te verwonderen is. In elk geval lijkt de input van Blankenberge te mogen verwaarloosd worden ten opzichte van de input van het Afleidingskanaal van de Leie omdat we meestal een verschilfaktor 10 (of meer) vinden tussen de inputwaarden in zee.

Hoofdstuk V : De fekale bacteriën

1. Interactie met het marien milieu

In alle gevallen steunt het mathematisch dispersiemodel op de hoofdvergelijking van de dispersie van een opgeloste stof zoals ze beschreven werd in hoofdstuk III :

$$\frac{\partial \bar{r}_a}{\partial t} + U \cdot \nabla \bar{r}_a = \bar{I}_a + H^{-1} \nabla \cdot \left[\gamma \frac{H^2}{U} \bar{U} (\bar{U} \cdot \nabla \bar{r}_a) \right]$$

\bar{I} staat in deze vergelijking voor de interacties van de desbetreffende substantie met het marien milieu. In het geval van de fekale bacteriën zal deze interactie een belangrijke mortaliteit veroorzaken, zodat de ruimtelijke verspreiding van deze bacteriën sterk beïnvloed zal worden. Inderdaad, zijn "antibiotische" eigenschappen van het marien milieu ten opzichte van de darmflora reeds lang gekend. De in-situ verworven informatie is echter zeldzaam. Meerdere factoren, waaronder de fysische en biologische factoren schijnen te moeten domineren, kunnen tussen komen in het fenomeen van de bacterie-onderdrukking :

- fysische factoren : UV-straling en adsorptie op gesuspendeerde deeltjes
- biologische factoren : antibiotische werking van de uitscheidingsprodukten van mariene organismen (mariene bacteriën en algen).

De mate van vermindering gemeten in vitro en uitgedrukt in halverings-tijd (T_{50}) als volgt gedefinieerd :

$$T_{50} = \ln 2/k$$

waarin k = mate van verdwijning (u^{-1}) varieert, afhankelijk van de situatie, tussen 0,5 en 28 uur voor E. Coli (overzicht van de litteratuur door Pichot en Barbette [13] . Joiris [14] bepaalt in vitro bij 18° C voor de Noordzee een T_{50} , in hetzelfde gamma van waarden (2 tot 20 uur).

De mate van vermindering op indirekte wijze geschat op tellingen gedaan in situ, rekening houdende met gradiënten en mechanismen van advectieve en diffusieve dispersie, zijn vrij goed in overeenstemming te brengen met de in vitro gemeten waarden (vb. Pichot en Barbette [13] . In het bijzonder berekende Slaedts [15] voor de omgeving van Zeebrugge, met behulp van deze indirecte methode, een T_{50} in situ van 13,19 uur in februari 1981.

Tegelijkertijd gebruikmakend van de in vitro methode zoals Joiris [14] , maar bij de meer representatieve temperatuur van 5° C leidt hij een T_{50} waarde af van 18.30 uur. Het verschil tussen de resultaten bekomen in vitro en deze in situ zijn zonder twijfel te wijten aan fysische factoren (vb. UV-straling) die de natuurlijke situatie beïnvloeden, maar niet voorkomen bij proeven in het laboratorium.

Wij onthouden echter het belangrijkste gegeven dat de T_{50} eigen aan een winterse situatie hoger ligt (van de orde van een tiental uren tenminste) in de beschouwde zone evenals, naar alle waarschijnlijkheid, in het geheel van het marien gebied onder onze breedtegraad. Daaruit resulteert dat de overleving niet verwaarloosbaar zijnde, de waargenomen concentraties in zee hoger zijn in de winter en dat het gebied waarin de fekale kiemen voorkomen zeer uitgestrekt is (zie hoofdstuk IV, §1.1).

Omgekeerd leidt men uit de op zee waargenomen ruimtelijke verspreiding af dat, in de zomerperiode, de T_{50} zich bevindt op het andere uiterste van het gekende waardenspektrum (van de orde van een uur). Bijgevolg wordt de interaktieterm \bar{I} in de algemene vergelijking voor dispersie hierboven gegeven uitgedrukt door een eenvoudige proportionaliteitswet :

$$\bar{I} = - k\bar{F}$$

waarin k de mate van verdwijning voorstelt. Deze mate van vermindering is verbonden met de halveringstijd door de relatie :

$$(k = \ln 2 / T_{50})$$

waarin T_{50} de halveringstijd voorstelt. De uiteindelijk aangenomen waarde van de halveringstijd in de winterperiode is 10 uur.

2. Simulatie van de dispersie in de referentietoestand

Vier getijden cyclussen werden gesimuleerd vertrekkend van een nultoestand en een regimetoestand bereikend. De figuren 5.1. tot 5.3. tonen respectievelijk de gemiddelde verdeling geïntegreerd over een getijdeperiode en de extreme situaties voor de gehalten aan fecale bacteriën in de Belgische kustwateren gedurende de winterperiode (de meest ongunstige voor deze parameter). Bovendien laat tabel 5.I. toe een vergelijking te maken tussen de door het model bekomen resultaten voor de knooppunten dicht bij de bemonsteringspunten gelegen en de metingen in situ. De posities van deze bemonsteringspunten zijn gegeven in de figuur 5.4.

Er bestaat een voldoende overeenkomst tussen de gemiddelde waarden bekomen uitgaande van het model en deze berekend uitgaande van de metingen in situ. (Tabel 5.I). In het bijzonder, wat goed tot uiting komt in figuur 5.1, bewijst het model zeer goed de accumulatie van

de fekale bakteriën ten Westen van Zeebrugge daar waar de belangrijkste lozing, deze van het Afleidingskanaal van de Leie, zich te Zeebrugge voordoet terwijl men algemeen kon verwachten dat, hetgeen geloosd wordt te Zeebrugge terug te vinden zou zijn ten Oosten van de haven. Dit is evenwel gemakkelijk te verklaren als men zich herinnert dat de lozing van het water afkomstig van het Afleidingskanaal van de Leie gebeurt van het halfgetij volgend op het hoogtij tot het halfgetij volgend op laagtij en dat, gedurende de lozingstijd, de stroming hoofdzakelijk een ebstroom is die de geloosde substanties ter hoogte van Zeebrugge meevoert naar het Westen.

Dit lijkt ons een bijzondere belangrijke vaststelling. Inderdaad toont de figuur 5.1. onomstootbaar aan dat het net van isokurven voor de gemiddelde concentraties berekend volgens het model niet altijd overeenkomt met het net dat getekend zou kunnen worden uitgaande van de gemiddelde waargenomen waarden ter hoogte van de stations. Men mag niet uit het oog verliezen dat bij bemonstering de positie van de boot slechts gekend is met een nauwkeurigheid van enkele honderden meters. Welnu, de resultaten wijzen uit dat op bepaalde tijdstippen van het getij de afstand die twee isokurven scheidt van dezelfde orde van grootte is. Hieruit menen wij te mogen besluiten dat figuur 5.1., die de verdeling weergeeft van het gemiddelde gehalte aan fekale bakteriën in de Belgische kustwateren, voldoende representatief is voor de wintersituatie. Wegens voorafgaandelijk gemaakte opmerkingen met betrekking tot de variabiliteit der inputs en de variabiliteit der waarnemingen in situ, lijkt het ons niet verantwoord te pogen om de gedragingen van de fekale bakteriën gedurende de winterperiode in de Belgische kustwateren door een ander stationair model voor te stellen.

3. Simulatie van de dispersie in de geperturbeerde toestand

Het essentieel verschil tussen deze simulatie en de voorgaande komt voor uit het feit dat de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie zich zal voordoen in de binnenruimte van de haven zelf en niet meer er buiten. De wijze waarop de bijdrage van een gegeven pollutent in de binnenruimte van het bekken gevormd door de voorhaven, gemodeliseerd wordt is behandeld in hoofdstuk III. Dit geldt ook voor de simulatie van de lozing in zee ter hoogte van de havenopening.

De figuren 5.5 tot 5.7 geven respectievelijk de gemiddelde verdeling weer gedurende een getijdeperiode en de extreme situaties voor de gehalten aan fekale bacteriën in de Belgische kustwateren in het geval van de geperturbeerde toestand.

Als men de resultaten analyseert komt duidelijk tot uiting dat de invloed van de Zeebrugse voorhaven zich op twee verschillende manieren manifesteert :

- de bijna volledige verdwijning van de fekale bacteriën ten Oosten van Zeebrugge. De figuur 5.5 die de gemiddelde verspreiding van het gehalte aan fekale bacteriën weergeeft, toont ons dat de isokurve die overeenkomt met een gehalte van 10 kiemen/dl de Zeebrugse haven niet meer overschrijdt in Oostelijke richting
- er een gevoelige vermindering is van het gehalte aan fekale bacteriën in de zone gelegen Westelijk van de haven. Dezelfde figuur toont dat de isokurve die overeenkomt met een gehalte van 200 kiemen/dl praktisch beperkt is tot de zone van Blankenberge.

Deze twee vaststellingen zijn, volgens ons, verbonden en zijn het gevolg van twee verschillende oorzaken :

- enerzijds, het feit dat de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie gebeurt binnenin de voorhaven, die zich aldus gedraagt als een bufferzone, veroorzaakt een gevoelige vermindering van de lozing van fekale bacteriën in zee. Men kan deze vermindering van de lozing als volgt voorstellen : het gemiddelde gehalte aan fekale

bakteriën in de voorhaven, berekend volgens de vergelijkingen beschreven in hoofdstuk III, is 448 kiemen/dl. Hieruit volgt dat, als men het gemiddeld debiet van het leeglopen der voorhaven van de orde van $633 \text{ m}^3/\text{s}$ in acht neemt, dit een gemiddelde lozing in zee van de orde van $2,8 \cdot 10^9$ kiemen/s geeft. In de referentiesituatie, waar wij de totale lozing terugbrachten tot de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie in het Noordoosten van de haven, was deze lozing $1,35 \cdot 10^{10}$ kiemen/s (hetzij een verhouding van 1 op 5). Men konstateert dus dat de lozingen komende van de voorhaven zelfs ondergeschikt zijn aan de lozingen voortkomend van de Blankenbergse riolen en dat ze bovendien gebeuren in een zone waar de dieptes bijna drie maal groter zijn. Als men rekening houdt met de verdunning te wijten aan het verschil in diepte konstateert men dat de lozing voortkomende van de voorhaven in een verhouding staat van 1 op 100 met betrekking tot de lozing voortkomende van de Blankenbergse riolen.

- anderzijds, zoals we reeds voorafgaandelijk hebben uitgelegd, worden de stoffen geloosd te Zeebrugge van halfgetij tot halfgetij hoofdzakelijk afgevoerd naar het Westen. Welnu, wegens de verandering van de getijdenstromingen te wijten aan de bouw van de voorhaven enerzijds en aan de aanwezigheid van de voorhaven zelf anderzijds, hebben de stoffen voorkomend in het Westen van Zeebrugge de kans niet meer de voorhaven te omtrekken zodat de voorhaven zich als een echte dam gedraagt.

Het effect van de vermindering van de lozing te Zeebrugge is evenwel overheersend en de aanwezigheid van de voorhaven leidt niet tot een verhoging van de bakteriële verontreiniging ten Westen ervan.

Hoofdstuk VI : De opgeloste organische materie

1. Interaktie met het marien milieu

De opgeloste organische materie die voorkomt in het marien milieu is ofwel van endogene oorsprong, ofwel afkomstig van de kanalen en afvoersystemen. In beide gevallen neemt de materie deel aan de cyclus van consumptie-productie van zodra ze in het marien ecosysteem terechtkomt.

Men heeft geprobeerd de heterotrofe consumptie activiteit van de opgeloste organische materie in de omgeving van Zeebrugge te bepalen en indien mogelijk de vorm en de kinetische parameters te bepalen van de vergelijkingen die rekening houden met deze microbiologische activiteit. Met dit doel werden vier stations (voorgesteld door een dubbele cirkel in fig. 4.1) regelmatig gevolgd tijdens het jaar 1981 voor de in vitro meting van de heterotrofe bacteriële activiteit in de tijd (Joiris[6]).

In het merendeel der gevallen verdween al het gemakkelijk afbreekbaar substraat in minder dan 10 dagen (gemiddeld in 8 dagen). De BOD_5 stelde ongeveer 70 % van het bruikbaar substraat voor (zie fig. 6.1) wat het verschil uitlegt tussen het gemiddelde cijfer voor de zee afkomstig van de inventaris van het IHE [5] (1641 mgC/m^3) en het gemiddelde cijfer uitgaande van de BOD_{10} metingen (2143 mgC/m^3). Een gemiddelde maat voor de dagelijkse afbraak van 0.223 (22,3 %) werd aangenomen. Deze waarde moet natuurlijk bepaald op de initiële variatie in O_2 concentratie, omdat naarmate de dagen voorbijgaan, de afwijking te wijten aan de niet-natuurlijke omstandigheden van de fles zich duidelijk stelt.

Men dient aan te stippen dat niettegenstaande deze maat voor de degradatie hoofdzakelijk betrekking heeft op de vermindering van het natuurlijk in het marien milieu geproduceerde substraat, men beschouwde dat ze eveneens representatief was voor de biologische vermindering van het organisch substraat afkomstig van de afvoerkanalen.

Inderdaad :

- 1°) de metingen verricht op zee zo dicht mogelijk bij deze lozingspunten laten geen effect veronderstellen - zij het in de gemiddelde mate van verdwijning of in de kinetiek - dat kan toegeschreven worden aan stoffen die een verschillend gedrag hebben dan de natuurlijke organische stoffen.
- 2°) de organische stoffen aangevoerd door de beschouwde afvoersystemen zijn hoofdzakelijk natuurlijk (rioolprodukten, zoetwaterplankton...)
- 3°) zolang het geen aromatische verbindingen of complexe polymeren betreft, worden de meeste organische synthetische molekulen praktisch even snel en gemakkelijk afgebroken als de natuurlijk gevormde molekulen.

In onderhavig geval hebben we de aktiviteit van de heterotrofe bakteriepopulatie verbonden aan een verdwijning van substraat gemodeliseerd met behulp van een eenvoudige wet van proportionaliteit die goed overeenkomt met wat men kinetisch kan waarnemen in de fles. Dientengevolge wordt de onderlinge wisselwerkingsterm als volgt geschreven :

$$\bar{r} = -k \bar{x}_a$$

waarin k de mate van verdwijning is ($k = 2.58 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$)

Men mag evenwel niet uit het oog verliezen dat deze benadering - die trouwens klassiek is (zie meerdere modellen voor de waterkwaliteit, zoals deze van Streeter en Phelps [16] bijvoorbeeld) - het probleem erg vereenvoudigt : zoals in het model voor de stikstofcirculatie, verder beschreven (§ 4), is de mate van mineralisatie slechts weergegeven door een kinetiek van 1e orde, zodanig dat de mariene heterotrofe bacteriën (die logischerwijze zouden moeten behandeld worden als een toestandsveranderlijke) niet voorkomen in het model. Dit heeft tot gevolg dat de formulatie van de uptake - zonder twijfel te behandelen als een kinetiek van de 2e orde, zoals dit het geval is voor alle andere relaties van het type "prooi-predator" of "voedsel-verbruiker" beschreven in het stikstof-circulatiemodel - omzeild is. Nochtans hebben Billen et al. [17] onlangs de kinetische parameters die tussenkomen in de evolutievergelijkingen losgekoppeld van de opgeloste organische materie (het substraat S) en van de bakteriële biomassa B opgesteld voor een serie van kleine organische substraten (monomeren), natuurlijk voorkomend in de wateren van het Belgisch kustgebied :

$$\frac{dS}{dt} = P - \frac{V_m \cdot S}{K_m + S} \cdot B \quad (6.1)$$

$$\frac{dB}{dt} = y \frac{V_m \cdot S}{K_m + S} B - mB \quad (6.2)$$

waarin P = produktie van opgeloste organische bestanddelen (F_{24} in het model van de stikstofcirculatie)
 V_m = maximale snelheid van de uptake
 K_m = half-verzadigingskonstante
y = konstante die de doeltreffendheid van de opname uitdrukt ("yield")
m = mortaliteitskonstante

Uit dit model vloeit voort dat, bij de regimetoestand, de concentratie van het substraat S konstant is :

$$\bar{S} = \frac{K_m}{\left(\frac{y V_m}{m} - 1 \right)} \quad (6.3)$$

Dit wil zeggen dat ze ~~niet~~ ^{slechts} onafhankelijk is van de inbreng P opgelost organisch materiaal en dat het ~~niet~~ ^{slechts} de fysiologische bakteriële parameters (K_m , y, V_m , m) zijn die het concentratieniveau van S bepalen. Daartegenover zijn de fluktuaties van de bakteriële biomassa nauwgezet verbonden met deze van de inbreng P van organisch materiaal, daar :

$$\bar{B} = \frac{y \cdot P}{m} \quad (6.4)$$

Men merkt direkt op dat :

1. het niet verwonderlijk is dat de metingen van BOD_5 gedaan gedurende verschillende seizoenen geen noemenswaardige verschillen tonen, in weerwil van een intense primaire produktie tijdens de lente (zie hoofdstuk IV § I.2).

2. de seizoensgebonden variatie van de opgeloste organische materie gesimuleerd door het stikstofcirculatiemodel kan volledig teruggebracht worden tot de variatie van de bacteriële biomassa zoals ze afgeleid kan worden uit het model van Billen et al. [17].

Tot besluit :

In het huidige stadium van de opzoekingen in de Noordzee is het vooralsnog niet mogelijk een verband te leggen tussen de twee modellen daar :

1. de kinetische parameters slechts gekend zijn voor de biodegradatie van de kleine substraten.
2. de experimentele bevestiging van de seizoensgebonden evolutie van de bacteriële biomassa nog ontbreekt. Het is evenwel mogelijk om, zonder te grote kans op fouten, te beschouwen dat de vereenvoudigde formulering van de onderlinge wisselwerking van het degradeerbare substraat-mariene milieu, geldig blijft voor de berekening van de dispersie aangewend voor de surplus concentraties toegevoegd door kanalen en afvoersystemen. Anderzijds mag men niet uit het oog verliezen, dat de opvatting van Billen et al. [17] zich beperkt tot een uitleg van het ontbreken van een signifikante variatie in de tijd in het gehalte van organische opgeloste materie van de kustwateren. Het ontbreken van een beduidende ruimtelijke variatie, de onmiddellijke nabijheid van afvoersystemen inbegrepen, kan slechts uitgelegd worden door de dispersie door de mariene stromingen van de lozing uit de afvoersystemen gekombineerd met de activiteit van de bacteriële populatie. De combinatie van deze twee effecten moet zo zijn dat ze, plaatselijk, geen significante variatie van het gehalte aan organische opgeloste stof van de kustwateren toelaat.

2. Simulatie van de dispersie in de referentietoestand

Zes getijdencyclusen werden gesimuleerd vertrekkend van een nultoestand om zodoende voldoende dicht een regimetoestand te benaderen zonder deze evenwel te bereiken. Inderdaad is de tijd om het systeem in regime te brengen veel langer dan in het geval van de fekale bakteriën als gevolg van het sterke verschil tussen de maten voor de verdwijning. Nochtans zijn we dicht genoeg bij deze regimetoestand om te kunnen stellen dat elke voortzetting van de berekeningen de bekomen resultaten niet merkbaar zou gewijzigd hebben.

De figuren 6.2, 6.3 en 6.4 tonen respectievelijk de gemiddelde verdeling tijdens een getijdeperiode en de extreme situaties voor de verhogingen van het gehalte aan opgeloste organische materie in de kustwateren, gedurende de zomerperiode (welke de meest ongunstige is gelet op de verdubbeling van de input).

Men stelt vast dat, gedurende het getij, de afvoersystemen aan de kust hoogstens kunnen leiden tot een maximum-verhoging van de orde van 100 mgC/m^3 van het gehalte aan opgeloste organische materie in de kustwateren in de omgeving van de lozingspunten. Anderzijds is de maximale verhoging in de nabijheid van de lozingspunten van de orde van 50 mgC/m^3 gemiddeld over een getijdeperiode, hetzij 2 % van het gewoonlijk in situ gemeten gehalte aan opgeloste organische materie. Zodoende toont de uitgevoerde simulatie dat de kustafvoersystemen niet kunnen leiden tot een significante ruimtelijke variatie van deze parameter. Zoals voor de fekale bakteriën, vindt men de geloosde hoeveelheden in een hogere concentratie ten Westen dan ten Oosten van de haven, door het feit van het overwicht van de ebsituatie gedurende de opening van de sluizen.

3. Simulatie van de dispersie in de geperturbeerde toestand.

De figuren 6.5, 6.6 en 6.7 tonen respectievelijk de gemiddelde verdeling gedurende een getijdeperiode en de extreme situaties voor de verhoging van opgeloste organische materie in de Belgische kustwateren in het geval van de geperturbeerde situatie.

Men stelt enerzijds vast dat een flauwe afname van de stijging van het gehalte aan opgeloste organische stof in de kustwateren verbonden is met de lozing van de afvoersystemen en dat er anderzijds een bijna totale verdwijning is van deze stijging ten Oosten van Zeebrugge. Dit tweede punt wordt verklaard door de verschillen tussen de momenten van begin en einde van de lozing veroorzaakt door enerzijds het Afleidingskanaal van de Leie en door de voorhaven anderzijds.

Het eerste punt wordt verklaard enerzijds door het bufferend effect veroorzaakt door de voorhaven en anderzijds door de wijzigingen van de dieptes in de vaargeulen voor Zeebrugge. Zoals we hierna zullen zien is de verhoging in gehalte aan opgeloste organische stof van de havenwateren van de orde van 285 mgC/m^3 .

Onder deze omstandigheden kan de lozing buiten de haven geschat worden op $1.8 \cdot 10^5 \text{ mgC/s}$, als een gemiddelde van hoogtij naar laagtij. Dit vertegenwoordigt een vermindering van de orde van 20 % van de lozing in zee veroorzaakt door het Afleidingskanaal van de Leie. Het bufferend effect van de voorhaven in het geval van de opgeloste organische materie is veel kleiner dan het bufferend effect in het geval van de fekale bacteriën, hoofdzakelijk als gevolg van het verschillen tussen de mates van verdwijning. Anderzijds, resulteert de verhoging van diepte op het punt waar men de lozing van de voorhaven simuleert in een afname in belangrijkheid van deze lozing door een effect van verdunning.

4. Model van de cyclus van organische stof in het marien ecosysteem en simulatie van de effecten van de voorhaven van Zeebrugge.

In § 1 van dit hoofdstuk, heeft men gezien dat opgeloste organische stof van endogene oorsprong deel uitmaakt van een cyclus van produktie-konsumptie in het marien ecosysteem. Heterotrofe bakteriële activiteit vertegenwoordigt een zekere etappe in deze cyclus, in verband met dewelke de problematiek van een adekwate formulatie van de relatie substraat-bakteriën ook in deze paragraaf werd bediscussieerd.

Organischestof komt ook onder andere vormen in het marien milieu voor, zodat, indien men een voldoende gedetailleerde beschrijving wil geven van de seizoenvariatiën van de organische stoffen in een marien ecosysteem, het nodig is de vier volgende toestandveranderlijken in acht te nemen : de opgeloste nutriënten (X_1), het fytoplankton (X_2), het zoöplankton (X_3) en de opgeloste organische stoffen (X_4).

In dit werk dat meer specifiek de Belgische kustzone behandelt, worden de beschouwde toestandsveranderlijken in stikstofconcentraties uitgedrukt en geïntegreerd over de diepte : dus zijn alle gebruikte eenheden in gN/m^2 .

De evolutievergelijkingen van deze veranderlijken bevatten ekologische interaktietermen - waarvan het toelichtend schema gegeven is in fig. 6.8 - en hydrodynamische termen voor advectie en diffusie.

De oplossing van deze partiële differentiaalvergelijkingen is betrekkelijk ingewikkeld. Daarom verdeelt men in een eerste stadium, de beschouwde ruimte in n delen, "dozen" genoemd, waarin de toestandveranderlijken als homogeen verondersteld worden. Men gaat dus over van één systeem met partiële differentiaal vergelijkingen tot n gekoppelde systemen van differentiaal vergelijkingen, waarin de advectie en diffusie termen voorkomen onder vorm van uitwisselingen tussen dozen.

Bovendien staat een geografische afbakening van de verschillende dozen, die steunt op de distributie van de residuele stromingsfuncties, een vereenvoudiging toe van de uitdrukkingen van de advectie en diffusie uitwisselingen : inderdaad bestaan er geen advectie uitwisselingen over een stroomlijn heen en ook zijn de diffusie uitwisselingen te verwaarlozen ten opzichte van de advectie uitwisselingen, langs eenzelfde stroomlijn.

Voor een doos i , worden de evolutievergelijkingen als volgt :

$$\dot{X}_1 = F_{01}^{\text{Sed } i} + F_{41}^i + F_{31}^i - F_{12}^i + A_1^i + D_1^i \quad (6.5)$$

$$\dot{X}_2 = F_{12}^i - F_{24}^i - F_{23}^i - F_{20}^i + A_2^i + D_2^i \quad (6.6)$$

$$\dot{X}_3 = F_{23}^i - F_{31}^i - F_{30}^{\text{fpi}} - F_{30}^{\text{fish } i} + A_3^i + D_3^i \quad (6.7)$$

$$\dot{X}_4 = F_{24}^i - F_{41}^i - F_{40}^i + A_4^i + D_4^i \quad (6.8)$$

- met :
- $F_{01}^{\text{Sed } i}$: flux van de opgeloste nutriënten vanuit de sedimenten.
 - F_{12}^i : totale primaire produktie.
 - F_{24}^i : opgeloste primaire produktie
 - F_{23}^i : "grazing" door zoöplankton
 - F_{30}^{fpi} : produktie van "fecal pellets" door zoöplankton
 - F_{20}^i : bezinking en natuurlijke mortaliteit van het fytoplankton
 - $F_{30}^{\text{fish } i}$: konsumptie van zoöplankton door hogere trofische niveau's.
 - F_{31}^i : vloeibare excretieprodukten van zoöplankton
 - F_{41}^i : mineralisatie van opgeloste organische stoffen
 - F_{40}^i : mortaliteit van mariene bacteriën
 - A_j^i : advectie uitwisseling van toestandsveranderlijken j
 - D_j^i : diffusie uitwisseling van toestandsveranderlijken j .

De analytische uitdrukkingen voor deze verschillende termen en de waarden van de verschillende parameters die zij bevatten, worden gegeven en gerechtvaardigd in [18]. Men ziet ook in [18] dat de ruimtelijke en tijdelijke evolutie van de toestandveranderlijken, die gegeven wordt door de oplossing van vergelijkingen (6.5) tot (6.8) in goede overeenstemming is met de beschikbare experimentele waarnemingen voor de zuidelijke baai van de Noordzee.

4.1. Simulatie van de cyclus in de referentietoestand

Het model bestaand uit de vergelijkingen (6.5) tot (6.8) wordt toegepast op de Belgische kustzone onderverdeeld in 25 dozen (fig. 6.9) waarvan de geometrische karakteristieken gegeven zijn in tabel 6.I.

De transversale verdelingen van deze dozen is equidistant opgesplitst tussen Middelkerke en Westkapelle, terwijl de longitudinale verdelingen overeenstemmen met de ligging van de stroomlijnen 2, 4, 6, 8 en 10 $10^3 \text{ m}^3/\text{s}$. Als grens werd de stroomlijn $10^4 \text{ m}^3/\text{s}$ gekozen, omdat aangetoond werd in hoofdstuk II dat de invloed van de uitbouw van de voorhaven op de circulatie op lange termijn niet merkbaar is boven deze lijn. Anderzijds werden de nodige verbeteringen aangebracht aan de advectiefluxen voor dozen 11, 16 en 21 om zo rekening te houden met het debiet van het Afleidingskanaal van de Leie ($\sim 15 \text{ m}^3/\text{s}$) en met het gemiddeld debiet van de Schelde (geschat op $100 \text{ m}^3/\text{s}$).

De ekologische interactieparameters, gebruikt voor deze toepassing, zijn dezelfde als deze gebruikt in [18], met uitzondering van de extinctiecoëfficiënt K_c van de lichtintensiteit in het water, die de primaire produktie sterk beïnvloedt en die varieert van de kust naar de open zee toe volgens figuur 6.10 [19]. De voor de verschillende dozen gebruikte K_c -waarden worden gegeven in tabel 6.I.

Voor de randvoorwaarden, worden de inkomende advectionfluxen in de dozen 1, 2, 3, 4 en 5 en de uitgaande diffusiefluxen uit de dozen 5, 10, 15, 20 en 25 berekend aan de hand van een gelijkwaardig mathematisch model, maar waarvan de fysische omvang uitgebreider is en het ganse Oostelijke deel omvat van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee (fig. 6.11).

Bovendien krijgt doos 11 van het Afleidingskanaal van de Leie een konstante toevoer van anorganische opgeloste stikstof geschat op $6.6 \cdot 10^3$ TN/jaar en de doos 21 van de Schelde een toevoer geschat op $8.5 \cdot 10^3$ TN/jaar die echter varieert in de loop van het jaar evenredig met het waterdebiet van de Schelde.

Deze gelijkenis van het Afleidingskanaal en van het Schelde-estuarium kwa stikstoftoevoer is opvallend maar wel te begrijpen :voor het kanaal is het debiet nogal belangrijk (gemiddeld ongeveer $15 \text{ m}^3/\text{s}$) zodat de verblijfstijd klein is en dus het biologisch verbruik van anorganisch stikstof in het kanaal zelf beperkt blijft. Integendeel, ligt de verblijfstijd van de watermassa's veel hoger in de Schelde alhoewel het debiet stroomopwaarts meer dan tien keer hoger kan liggen. Als gevolg, kan een belangrijke biologische verwerking wel geschieden.

Om de resultaten van het model te verifiëren, maakt men gebruik van de experimentele gegevens van het monitoringsnetwerk van de Beheerseenheid van het Model zee (fig. 6.12), van de stations 13, 23, 14, 24, 15 en 25 die zich respectievelijk situeren in de dozen 2, 10, 12, 15, 21 en 23 van het model.

Fig. 6.13 laat toe het gemiddelde en de standaardafwijking van de opgeloste nutriënten X_1 waargenomen in 1979 [20] in 6 referentie meetstations, te vergelijken, met het gemiddelde en de standaardafwijking van X_1 bekomen door het model voor de 6 overeenkomstige dozen, die per week uitgemiddeld werden (wat overeenkomt met de normale duur van een meetkampagne).

Evenzo laat fig. 6.14 toe het gemiddelde en de standaardafwijking van het fytoplankton X_2 waargenomen in 1977 [21], 1978 [22], 1979 [23] en 1980 [24] referentie meetstations, te vergelijken met het gemiddelde

en de standaardafwijking bekomen door het model voor de 6 overeenkomstige dozen die per week uitgemiddeld werden.

De overeenstemming tussen metingen en resultaten van het model mag als bevredigend beschouwd worden. Het is belangrijk hier aan te stippen, dat gezien de complexiteit van de metingen van de ekologische veranderlijken en hun natuurlijke variabiliteit, de vergelijking tussen de metingen en de resultaten uit het model een meer "kwalitatief" karakter heeft voor wat de ekologische veranderlijken betreft dan voor de hydrodynamische veranderlijken.

Anders gezegd, is men gedwongen, door de aard van de ekologische veranderlijken zelf, minder strenge eisen te stellen voor de verifikatie van de ekologische modellen dan voor die van de hydrodynamische.

4.2. Simulatie van de cyclus in de geperturbeerde toestand

Om het effect van de verstoring veroorzaakt door de voorhaven te bestuderen, gebruikt men hetzelfde box-model als hierboven beschreven. Maar, in dit geval baseert de geografische begrenzing van de dozen (fig. 6.15) zich op de distributie van de residuele stromingsfuncties overeenkomstig met de verstoorte situatie. In het bijzonder, werd een 26ste doos toegevoegd overeenstemmend met de residuele stilstaande waterzone, die tot uiting kwam ten Oosten van de voorhaven door het stationair hydrodynamisch model van de verstoorte situatie. De uitwisselingen van doos 26 met de nieuwe doos 16 gebeuren hoofdzakelijk door diffusie.

De fig. 6.16 a,b,c en d tonen de seizoensevolutie van X_1 , X_2 , X_3 en X_4 aan in doos 17, voor de referentie situatie en de verstoorte situatie. Men stelt vast dat de effecten van de voorhaven verwaarloosbaar zijn.

Anderzijds, toont de fig. 6.17 a,b,c en d de seizoensevolutie aan van X_1 , X_2 , X_3 en X_4 voor de referentie situatie (doos 16) en voor de verstoorde situatie (doos 26). Men ziet dat er voor de verstoorde situatie, een netto aangroei van het gehalte aan opgeloste nutriënten is. Dit veroorzaakt na de planktonische lente "bloom" kleine schommelingen die kunnen geïnterpreteerd worden als een aanwijzing van een tendens tot plaatselijke destabilisatie van het ecosysteem.

4.3. Besluit

Dit model kan geen effect aantonen van de voorhaven op de seizoensevolutie van de beschouwde toestandsveranderlijken, die de stikstofcyclus en het water ter hoogte van Zeebrugge karakteriseren, met uitzondering van wat gebeurt in doos 26.

Men moet wel onder ogen zien dat op lange termijn de aangroei van opgeloste nutriënten het eutrofiëringsproces versterkt, wat een latent probleem is voor de ganse Belgische kustzone en leidt tot een verarming van de samenstelling van de planktonische gemeenschap en tot een vermeerdering van de flux van organische afvalstoffen die zich in de sedimenten opstapelen.

Hoofdstuk VII : Zink en kwik

1. Interaktie met het marien milieu

Het beeld dat men had van de cyclus der zware metalen in de mariene ecosystemen werd de laatste jaren gevoelig gewijzigd.

Aldus heeft de verfijning der technieken toegelaten de detektielgrenzen sterk te verlagen en de precisie en betrouwbaarheid van de analysemethodes voor zware metalen in water te verhogen, (Gillain [9]) zodanig dat bleek dat de ionenconcentraties in zee beduidend lager waren dan voordien algemeen werd aangenomen. Het is duidelijk dat het grootste gedeelte van de input in zee opgenomen wordt door de levende organismen, de opgeloste en partikulare organische materie, de organische of anorganische colloïden : weinig of geen ingebrachte metalen blijven onder ionische vorm en, behalve ijzer en lood die colloïdale hydroxyden kunnen vormen, wordt het merendeel gekomplexeerd aan de organische materie aanwezig onder verschillende vormen in het marien milieu.

De affiniteit van metalen voor vele organische substanties, en in het bijzonder voor molekulen rijk aan SH-groepen, komt tot uiting aan de oppervlakte (vb : extracellulaire vallen zoals de slijmerige lagen aanwezig bij organismen representatief voor alle stadia van de biologische evolutie) en op intracellulair niveau. Men heeft aldus berekend dat het fytoplankton voor de Belgische kustzone een cellulaire oppervlakte biedt van 5 tot 10m^2 per m^3 water in de "bloom"-periode ! Deze hoeveelheid mag verdubbeld worden als men rekening houdt met het geheel der vaste materie in suspensie.

Anderzijds hebben proeven gedaan op vaste materiedeeltjes in suspensie in de Schelde (Baeyens et al. [25]) aangewezen dat, voor addities gaande tot 2 ppm kwik, alle metaal geabsorbeerd of geadsorbeerd werd binnen de 24 uur en dit onafhankelijk van het zoutgehalte. Ander auteurs (geciteerd door Baeyens et al. [25]) hebben aangetoond dat voor kleisoorten dit fenomeen minder dan 1 uur bedraagt.

Het blijkt dus duidelijk dat de totale capaciteit van absorptie/adsorptie door het geheel van niet-opgeloste frakties in geen geval verzadigd is in het marien milieu.

Bovendien hebben als klassiek beschouwde werken aangetoond dat de metalen en pesticiden gekoncentreerd worden door de trofische keten : bijvoorbeeld in Minamata bevatten de vissen 500.000 keren meer methylkwik dan het water. In de Belgische kustzone van de Noordzee vindt men voor de schol en de wijting een concentratiefactor van ongeveer 700 voor zink en 1500 voor kwik (gebaseerd op de resultaten van Vyncke et al. [26] , Rijksstation voor Zeevisserij).

Op primair en sekundair niveau van de voedselketen berekent men voor zink een concentratiefactor van waarschijnlijk 40.000 x in het fytoplankton en van 2.500 x in het zoöplankton. Voor kwik is deze faktor 2500 x in het zoöplankton (berekeningen gebaseerd gedeeltelijk op een bespreking van Elskens [27] en op resultaten van proeven door Davies [28]).

Wat de anorganische verbindingen betreft zou er dus eerder een afnemende concentratie optreden doorheen de voedselketen, na een massale adsorptie op het primair niveau.

Inderdaad maken - en dit is de tweede les ons bijgebracht door recente onderzoeken - de overdrachten van de zware metalen tussen funktionele kompartimenten van het marien ecosysteem geen gebruik van dezelfde wegen als deze gevolgd door koolstof en stikstof in de voedselketen : het is fout de eerste van de tweede af te leiden in die mate waar de directe intoxicatie (vb. door de kieuwen) in sterke mate de intoxicatie via de voedselwegen overtreft (vb. : de werken van Noël-Lambot et al. [29]). Bovendien maakt deze afleiding

van de flux van de metalen dat de "fecale pellets" van het zoöplankton de onverwachte en niet verwaarloosbare vektor worden van een metallische polluentenstroom rechtstreeks gaande van plankton naar sediment.

Verskillende factoren beheersen het proces van rechtstreekse ingang van metaalpolluenten : de aard en het karakter van het metaal, de relatieve doorlaatbaarheid van verschillende organen, het belang van het kontaktoppervlak, omgevingsfactoren, de fysiologische staat der organismen enz... Het proces zelf is veranderlijk naargelang de organismen : passieve diffusie bij de meeste algen, transport geholpen door permeasen bij zekere dieren, endocytose van colloïdale materie bij mosselen enz...

Er bestaan eveneens eliminatieprocessen, zodanig dat men evolueert hetzij naar een evenwichtssituatie tussen input en output gekenmerkt door een concentratieplateau, hetzij door een continue accumulatie.

Al deze processen en hun intensiteiten zijn kenmerkend voor de betrokken stoffen en organismen en deze extreme complexiteit zorgt dat het tot op heden niet mogelijk is de niveaus van vervuiling te voorspellen in de mariene organismen.

Werken uitgevoerd op organismen representatief voor alle trappen van de evolutie tonen voortdurend dat als men individus afkomstig van niet of weinig gepollueerde milieus blootstelt aan concentraties van zware metalen, zeer duidelijke inhibitiegevolgen waargenomen worden, die zonder twijfel een gevolg zijn van de relatie van deze metalen met bepaalde aktieve enzymes van het cellulair metabolisme. Aldus toonde Davies [28] aan dat de zinkconcentratie in de Britse kustwateren (en dus ook in de Belgische kustwateren) significant toxisch zou zijn voor het Atlantisch fytoplankton. Dezelfde studies tonen nochtans ook aan dat, na een latente periode (bv : Berland et al. [30]), welke dikwijls kort is, de organismen een nieuwe resistentie verkrijgen. Inderdaad, de synthese van proteïnedeleeltjes (de metallothioneïnes) werd opgewekt door deze metalen die, eenmaal gekomplexeerd door hen, alle toxiciteit hadden verloren. Dit opmerkelijk mechanisme van verdediging laat

toe dat - voor zover de verhoging van de metaalkoncentratie niet plotseling en massaal is maar eerder progressief - grote hoeveelheden metaal kunnen gebioakkumuleerd worden zonder merkbaar gevolg in de mariene organismen (zie de studie van Noël-Lambot [29]) maar wel tot nadeel van hun verbruikers.

Wil dit nu zeggen dat de zware metalen die in het marien ecosysteem gebracht worden geen enkel gevaar vormen voor het mariene leven zelf, omdat ze hetzij min of meer definitief gebonden worden, hetzij geakkumuleerd maar zeer goed getolereerd door mariene organismen ?

Niets is minder zeker daar men goede gronden heeft te geloven dat de complexatie door zware metalen van vele organische opgeloste molekulen hen definitief onttrekt aan elke mogelijkheid tot recyclage in het ecosysteem door hen weerstandig te maken aan elke biodegradatie.

Men vreest heden ten dage de noodlottige terugslagen die deze "fossilisatie" van de natuurlijke organische materie kan hebben op de goede werking van het ecosysteem.

Tot besluit : de metaalcyclus wordt heden ten dage veel beter begrepen door verwezenlijking van een belangrijke kwalitatieve sprong voorwaarts in de tijdspanne van enkele jaren. Er is echter nog geen sprake van om deze cyclus te modeliseren daar het aantal kwantitatieve gegevens nog ontbreekt.

Het is bovendien niet gerechtvaardigd deze oefening trachten uit te voeren in het kader van deze studie, daar men weet dat de zeer zwakke input-debieten gemeten in de omgeving van Zeebrugge (zie hoofdstuk IV) slechts zeer minieme stijgingen in concentratie kunnen teweegbrengen, zonder meetbaar gevolg voor het marien milieu.

Om deze laatste hypothese te testen heeft men het gedrag van zink en kwik gesimuleerd alsof het om passieve elementen ging ($\bar{I} = 0$). De ruimtelijke uitbreiding van de toegevoegde concentraties aldus gesimuleerd is dus maximaal.

2. Simulatie van de dispersie in de referentietoestand

Zes getijdencylussen werden gesimuleerd vertrekkend van een "nultoestand" om zo voldoende dicht een regimetoestand te benaderen, zonder deze evenwel te bereiken, zoals reeds het geval was voor de organische opgeloste materie.

De fig. 7.1, 7.2 en 7.3 geven respectievelijk de gemiddelde verdelingen weer van zink in oplossing, ~~en in suspensie en van zink in oplossing~~ verbonden aan de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie (de lozing van de riolen van Blankenberge mogen verwaarloosd worden : zie hoofdstuk IV).

De eerste vaststelling is dat de aangroei zeer zwak is met betrekking tot de concentraties in situ : van de orde van 1 % en 3 % respectievelijk voor de opgeloste zink en in suspensie voor de kurve 100 ng/l in de nabijheid van de voorhaven en eveneens 1 % voor kwik. Dit is de reden waarom de dispersieberekening voor kwik slechts gedaan werd - ten titel van inlichting - voor het opgeloste kwik, daar men voor de fraktie verbonden met de materie in suspensie in het domein komt kleiner dan één nanogram/l (10^{-3} ppb)!

Het is dus duidelijk dat de invloed van deze afvoersystemen zeer miniem is in vergelijking met de waargenomen concentraties in het marien milieu en ook gezien hun belangrijke variabiliteit.

Zoals in de voorgaande simulaties, en om dezelfde redenen, vindt men meer metaal ten Westen van de haven van Zeebrugge dan ten Oosten ervan.

3. Simulatie van de dispersie in geperturbeerde toestand

De fig. 7.4, en 7.5 tonen ons de gemiddelde verdelingen, gedurende een getijdeperiode, van de vermeerdering van respectievelijk opgelost zink en zink gebonden aan de materie in suspensie. De verdeling van de vermeerderingen van het kwik gehalte wordt niet meer gegeven daar de

waarden buiten de haven systematisch beneden een duizendste van een ppb lagen.

Alhoewel de vermeerderingen zeer miniem zijn (1 tot 3 % van de toegevoegde concentratie) zoals ook het geval was in de referentiesituatie, zijn er zeer karakteristieke veranderingen in het "pattern" van de isokurven :

- de verschuiving naar het Westen van de zones met vermeerdering is een fenomeen dat reeds aangetoond werd bij gelegenheid van voorgaandelijke simulaties
- de isokurven van 100 ng/l en 50 ng/l komen niet meer voor. Dit is een gevolg van de wijzigingen van de diepten ter hoogte van het lozingspunt, met betrekking tot de referentiesituatie.

Het is dus gewettigd te besluiten dat de storingen meegebracht door de voorhaven van Zeebrugge niet beduidend de lading aan zink en kwik in de Belgische kustwateren zal wijzigen en alzo niet het kenmerkend gevaar zullen opleveren voor de werking van het marien ecosysteem.

Hoofdstuk VIII : Bijzonder geval van de voorhaven

In de nieuwe situatie zal het Afleidingskanaal van de Leie in rechtstreeks contact zijn met het bekken gevormd door de voorhaven van Zeebrugge. We hebben in hoofdstuk III gezien dat, om de input van dit kanaal in zee te kunnen simuleren, men genoodzaakt was het gedrag der pollutanten binnenin het bekken gevormd door de voorhaven te modelleren.

De fig. 8.1 tot 8.3 tonen de evolutie, gedurende een getijde, van de gehalten van de wateren van de voorhaven respectievelijk aan de fekale bacteriën, de organische opgeloste stof en aan zink en kwik (opeenvolgend in oplossing en suspensie), zoals ze gestuurd worden door de vergelijkingen.

Men merkt op dat naargelang de mate van verdwijning belangrijk of zwak is, de concentraties min of meer sterk variëren gedurende het getijde. Aldus kan men stellen dat de vermeerdering van het gehalte aan organische opgeloste stof afhankelijk is van het evenwicht dat zich instelt tussen de uitwisselingen tussen het Afleidingskanaal van de Leie en de voorhaven enerzijds en tussen de voorhaven en de kustzone anderzijds, zodat voor het geval van de fekale bacteriën de verdwijning door mortaliteit een belangrijke rol speelt. Voor de metalen in oplossing of in suspensie varieert de toegevoegde concentratie nog minder daar ze slechts een gevolg is van de wateruitwisselingen tussen kanaal, haven en zee.

Anderzijds konstateren wij dat de vermeerdering van het gehalte aan organische opgeloste stof van de orde is van 285 mgC/m^3 gemiddeld over de duur van een getijdeperiode. Dit stelt ongeveer 10 % voor van de gewoonlijk waargenomen waarde. Wat betreft de metalen neemt men voor de frakties in oplossing een vermeerdering waar die ongeveer gestabiliseerd is op 3.5 % van de concentratie in zee. Wat de frakties verbonden aan gesuspendeerd materiaal betreft bestaat er een zeer sterk verschil tussen het zink en het kwik daar de vermeerdering van het zink ongeveer 17 % zou zijn daar waar deze voor kwik slechts van de orde van 0.3 % zou zijn.

Tot besluit : binnenin de voorhaven zelf, zal de vermeerdering in concentratie van diverse bestanddelen (organisch opgelost materiaal, zink in oplossing - maar waarschijnlijk ook de nutriënten, plankton en bacteriën) niet langer verwaarloosbaar zijn daar ze de 10 % kan bereiken en overschrijden. Het is zeer moeilijk met juistheid alle gevolgen op korte en lange termijn te schatten van de vermeerdering in materie, resulterend uit de verhoging van de verblijfstijd van de watermassas en de vermindering van de turbulentie in een havenzone van 4 km². Om dit te kunnen doen is er een grondige studie nodig die ver buiten de grenzen van deze studie reikt. Men kan voorspellen dat de problemen van de haven van Zeebrugge dezelfde zullen zijn van de meeste havens : duidelijk meer geëutrofiëerd water binnenin de haven en een kronische aanslibbing die periodieke baggering noodzakelijk maakt.

Hoofdstuk IX : De invloed van de voorhaven van Zeebrugge op de trajekten
_____ van vlottende voorwerpen in de Belgische kustzone.

1. Basisprincipes

De vlottende voorwerpen aan het oppervlak van de zee verplaatsen zich onder invloed van verscheidene fysische factoren : de stroming aan het oppervlak, de wind aan het oppervlak, de golven,...

De verplaatsing gehoorzaamt aan de wetten der klassieke mechanika : de versnelling van het lichaam is evenredig met de krachten uitgeoefend op dit lichaam, die een gevolg zijn van de aangehaalde fysische fenomenen.

Tegelijkertijd beschouwt men algemeen dat de inertie van de voorwerpen klein genoeg is om te worden verwaarloosd, zodat men een vergelijking kan schrijven die de verplaatsing beheert in de veronderstelling dat de bestanddelen onderworpen zijn aan een "niet-versnelde " beweging onder invloed van krachten welke continu in evenwicht zijn.

Deze krachten variëren natuurlijk wel met de tijd maar de karakteristieke duur van hun variaties is veel hoger dan de tijd nodig om het permanent regime van verplaatsing in te stellen, gezien hun zwakke inertie.

Men stelt dus aan de hand van deze hypothese, dat de ogenblikkelijke snelheid van verplaatsing van een vlottend voorwerp een vektoriële samenstelling is van de verplaatsingssnelheden veroorzaakt door elk van de krachten afzonderlijk inwerkend op het bestanddeel.

Zij \underline{V}_c de snelheid van de oppervlaktestroming

\underline{V}_v de windsnelheid

\underline{V}_w de meevoersnelheid door de golven

dan wordt de verplaatsingssnelheid als volgt geschreven :

$$\underline{V}_o = \underline{V}_c + \beta \underline{V}_v + \underline{V}_w \quad (9.1.)$$

Men veronderstelt dat de oppervlaktestroming dezelfde richting heeft als de gemiddelde stroming.

Bovendien, als men ermee rekening houdt dat de golven veroorzaakt zijn door de wind en dat de oppervlaktestroming een functie is van de gemiddelde stroming in de waterkolom en van de wind aan het wateroppervlak, verenigt men de meevoering te wijten aan de golven en het gedeelte te wijten aan het verschil tussen de oppervlaktestroming en de gemiddelde stroming in de meevoering te wijten aan de wind, door een adequate parameter in te voeren :

$$\underline{V}_o = \underline{V}_c + \alpha \underline{V}_v \quad (9.2.)$$

Deze formule wordt veelvuldig toegepast in de berekeningsmodellen van de verplaatsingen van olievlekken. Ze is zonder beperkingen toepasselijk op het geval van vlottende voorwerpen met zwakke inertie en niet uitgerust met systemen welke de windkracht benutten of van motoren.

Het merendeel van de afdrijvende vlottende voorwerpen beantwoorden aan deze karakteristieken.

2. Parameters, gegevens en initiële voorwaarden

Het is dus noodzakelijk om de drift van de vlottende voorwerpen in de kustzone te berekenen, de distributie van de stroming, van de wind en ook van de parameter α tussenkomend in de formule (9.2.) te kennen.

De noodzakelijke stromingen worden geleverd door het hydrodynamisch model voor de kustzone gebruikt door de Beheerseenheid van het Model Zee (BMM).

De wind, homogeen verondersteld over de bestudeerde zone, zal ofwel nul (in dit geval zal enkel de stroming de vlottende voorwerpen verplaatsen), ofwel gelijk zijn aan 5 m/sec en met richting 260° ten opzichte van het Noorden. Deze waarde is de gemiddelde jaarlijkse waarde in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee.

Men stelt op deze wijze de algemene tendensen van de verplaatsing van vlottende voorwerpen voor.

Wat betreft de parameter α : hij wordt gelijk gesteld aan 0.03, zoals voor de simulatie van de verplaatsing van olievlekken.

De BMM heeft in deze studie het model gebruikt die ze ontwikkeld heeft voor de Belgische kustzone voor de berekening van de verplaatsing van olievlekken.

De invloed van de havenkonstrukties werd enkel ingevoerd in de verspreiding van de kuststromingen, zoals voor de berekening van de dispersie van opgeloste stoffen.

De eventuele invloed van deze konstrukties op de plaatselijke wind of op de golven werd verwaarloosd.

Men heeft volgende 4 gevallen bestudeerd voor de referentiesituatie en voor de door de voorhaven geperturbeerde situatie :

- de initiële distributie van de vlottende voorwerpen wordt opgelegd één uur voor hoogtij te Zeebrugge. Men houdt geen rekening met de wind.
- de initiële distributie van de vlottende voorwerpen wordt opgelegd één uur voor hoogtij te Zeebrugge. Men gebruikt de gemiddelde wind zoals voordien gedefinieerd.
- de initiële distributie van de vlottende voorwerpen wordt opgelegd op het ogenblik van laagtij te Zeebrugge. Men houdt geen rekening met de wind.
- de initiële distributie van de vlottende voorwerpen wordt opgelegd op het ogenblik van laagtij te Zeebrugge. Men gebruikt de gemiddelde wind zoals voordien gedefinieerd.

In alle gevallen heeft men verondersteld dat de initiële distributie van de vlottende voorwerpen gedefinieerd was zoals in de figuren 9.1 (referentiesituatie) en 9.2 (geperturbeerde situatie). Vlottende voorwerpen worden voorgesteld door een kruis.

De trajekten van de omcirkelde punten op deze figuren werden bovendien getekend om de verplaatsingen beter te visualiseren.

Deze trajekten werden iedere keer berekend gedurende een volledige getijdeperiode.

3. Resultaten van de simulaties

De figuren 9.3 tot 9.10 tonen de resultaten van de simulaties in de beschouwde gevallen.

Eerste geval (fig. 9.3) : initiële distributie voor hoogtij-zonder wind

De vlottende voorwerpen komende uit het Westen van de havenkonstrukties worden door het getijde verplaatst naar het Oost-Zuid-Oosten in de referentiesituatie.

In de gestoorde situatie (fig. 9.4) is de verplaatsing van de vlottende voorwerpen veel groter dan in de referentiesituatie, vooral voor de voorwerpen komende van de omgeving van de Wenduine Bank. De richting van de verplaatsing van de vlottende voorwerpen is in volle zee duidelijker georiënteerd naar het Westen. De drijvende bestanddelen afkomstig van de omgeving van Knokke-Heist, zelfs van de Wielingen, hebben neiging om zich te verzamelen in de kleine baai gevormd door de haveninstallaties ten Oosten ervan.

Tweede geval (fig. 9.5) : initiële distributie vóór hoogtij - met wind

Dit geval is meer gangbaar dan het eerste geval dat slechts voor een beperkte tijd van een normaal jaar realistisch is. Zoals men ziet op de fig. 9.5

is de invloed van de wind opmerkelijk daar de algemene verplaatsingen in dit geval zich voordoen naar het Oosten. Men kan in dit geval nochtans de invloed van de getijdestroming niet verwaarlozen, die verplaatsingen veroorzaakt van dezelfde orde van grootte als de verplaatsingen te wijten aan de wind.

Men neemt waar dat in de referentiesituatie zekere vlottende voorwerpen afkomstig van de omgeving van Blankenberge kunnen stranden ten Oosten van de haven, maar dat de vlottende voorwerpen komende van de Scheur de kust niet snel naderen. Daartegenover, constateert men dat in de geperturbeerde situatie, door de nieuwe havenkonstrukties (fig. 9.6), de vlottende voorwerpen afkomstig van de Wenduine Bank de neiging hebben "gevangen" te worden in de kustzone van Blankenberge, terwijl de vlottende voorwerpen afkomstig van de Scheur de neiging hebben zich te verzamelen in de baai van Knokke-Heist.

Derde geval (Fig. 9.7) : initiële distributie bij laagtij - zonder wind

In dit geval hebben de vlottende voorwerpen de neiging om zich naar het Noordwesten te verplaatsen wanneer ze ver uit de kust zijn en naar het Zuidwesten wanneer ze dicht bij de kust zijn. De vlottende voorwerpen van de Wenduine Bank hebben de neiging ter plaatse te blijven.

In dit geval beïnvloedt de aanwezigheid van de haveninstallaties niet voelbaar het gedrag van het merendeel van de bestudeerde vlottende voorwerpen (fig. 9.8.).

Vierde geval (fig. 9.9.) : initiële distributie bij laagtij - met wind

De algemene neiging is een verplaatsing naar het Oosten, zoals in het tweede geval. De aanwezigheid van de haveninstallaties (Fig. 9.10) verhoogt het risico van accumulatie in 2 kleine baaien gevormd ten Oosten en ten Westen.

In de twee laatste gevallen is de storende invloed van de haveninstallaties minder duidelijk uitgesproken dan voor de 2 eerste gevallen. Niettemin constateert men dat de accumulatie der vlottende voorwerpen verhoogd wordt door de aanwezigheid van de haveninstallaties.

4. Besluiten

De aanwezigheid van de nieuwe haveninstallaties, die de plaatselijke stromingen storen, verhoogt de kans tot accumulatie van vlóttende voorwerpen in de baaien gevormd aan elke zijde van de installaties. De perturbatie is meer uitgesproken bij de gemiddelde meteorologische situaties dan bij windstilte. Dit kan uitgelegd worden door de aktie zelf van de Westenvind, die de drijvende bestanddelen naar het Oosten duwt, dus naar de kust en naar de zones waar de stroming hoofdzakelijk gestoord is door de nieuwe haveninstallaties.

De perturbaties zijn eveneens belangrijker op de trajekten van de vlottende voorwerpen dicht bij de kust. Ze zijn meer uitgesproken wanneer de drijvende bestanddelen "gelost" worden bij laagtij dan bij hoogtij.

Hoofdstuk X. Besluiten

De simulaties van de dispersie van enkele veranderlijken karakteristiek voor de mariene verontreiniging in de zone van Zeebrugge heeft - zoals voorzien - vereist te beschikken over instationaire (getijdenstromingen) en stationaire (residuele circulatie) snelheidsvelden.

Indien het getijdenmodel beschreven in deze studie resultaten verschaft, vergelijkbaar met deze van de eerder door het Departement van Openbare Werken uitgevoerde studies, dan toont het model van residuele stromingen dat, in de door de konstruktie van de nieuwe voorhaven "geperturbeerde" situatie, er een zone met residueel stagnerend water verschijnt ten Oosten van Zeebrugge.

In deze stagnerende zone, hebben de gesimuleerde parasitaire schommelingen in de seizoensgebonden cyclus van het phyto-en zoöplankton geen ingrijpende gevolgen, daar ze duidelijk lager liggen dan de natuurlijk waargenomen variabiliteit van deze biomassas. Niettegenstaande is het bestaan zelf, van betreffende zone van aard de sedimentatie- en aanslibbingskarakteristieken te wijzigen in het marien gebied begrepen tussen de nieuwe voorhaven en de Belgisch-Nederlandse grens.

De distributie van de fekale bakteriën, van de opgeloste organische materie en van zink en kwik, geloosd door het Afleidingskanaal van de Leie (Schipdonkanaal) en/of de afvoerpijpen van Blankenberge wordt vergeleken voor de referentie- en de geperturbeerde toestand, met behulp van mathematische dispersiemodellen.

Men stelt vast dat de geperturbeerde toestand leidt tot een vermindering van elk van deze veranderlijken, en dat deze vermindering sterker tot uiting komt ten Oosten van de nieuwe voorhaven dan ten Westen.

Dit effect is het meest uitgesproken voor de concentratie aan fekale bacteriën verbonden aan de beschouwde lozingen, welke kwasi nul wordt ten Oosten van Zeebrugge. Dit betekent ondermeer dat indien men de nieuwe infrastrukturen wil gebruiken voor marikultuurtesten, bij voorkeur de Oostelijke buitendam aan te raden is.

Deze vermindering aan pollutanten is voornamelijk te wijten aan de aangroei van de verblijfstijd van het water van het Afleidingskanaal van de Leie binnenin de nieuwe voorhaven, welke een bufferende rol speelt tussen de lozing en de zee en die de plaatselijke ontwikkeling van de mortaliteits- en sedimentatieprocessen toelaat. Deze vermindering is meer voelbaar ten Oosten dan ten Westen van de haven, door het feit dat, door het spel van de getijden het leeglopen van de voorhaven in zee in de oostelijke richting gebeurt.

Deze resultaten kunnen als eerder voordelig voor het omringend marien ecosysteem worden beschouwd. Niettegenstaande moet men wel begrijpen dat deze gekompenseerd worden door de degradatie van de wateren binnenin de voorhaven zelf, waar de stijging van de concentratie aan de diverse bestanddelen onder beschouwing, niet verwaarloosbaar is. Deze wateren zullen meer geëutroficeerd zijn dan buiten de voorhaven. Er zal een kronische aanslibbing optreden die periodieke baggerwerken zal noodzaken, en waarvan de baggerspecie meer geladen zal zijn aan organische materie en zware metalen, en dit zolang de zuiveringsprogrammas van het hydrografisch net hun effect niet zullen hebben laten voelen. Het komt er dus op aan aandacht te blijven besteden aan de voorwaarden van her- storting in de zee van dit baggerslib.

Tenslotte, toont de simulatie van de trajekten van de vlottende voorwerpen - die, bijvoorbeeld, een schets van de verplaatsing van olievlekken in volle zee ter hoogte van Zeebrugge kan zijn - aan dat, in de geperturbeerde situatie, er een verhoging van de waarschijnlijkheid tot accumulatie bestaat in de baaien gevormd aan beide zijden van de voorhaven, en dit variërend in functie van meteorologische omstandigheden evenals van de plaats en de tijd met betrekking tot het getij waar de vlottende voorwerpen zijn "losgelaten".

BIBLIOGRAFIE

-
- [1] Report of the Study Group on the Flushing Times of the North Sea : International Council for the Exploration of the Sea, CM 1980 : C15
- [2] "Mathematisch Model van de Zeewaartse uitbouw van de haven van Zeebrugge". MOD. 382 EINDRAPPORT
- [3] Nihoul, J.C.J., 1975. Modelling of Marine Systems, Elsevier Publ., Amsterdam
- [4] Adam, Y., 1976. La simulation numérique de l'évolution de polluants issus de déversements en Mer du Nord. in Nihoul, J.C.J. et Adam, Y. (eds.) "Modèles de dispersion". Vol. 5 du Rapport Final du Projet Mer - Programme National R-D, Environnement Eau.
- [5] Nihoul, J.C.J. et Boelen, C. (eds.), 1976. Niveaux de pollution du réseau hydrographique et de la zone côtière belge. Recueil des données. Vol. 11C du Rapport Final du Projet Mer - Programme National R-D Environnement-Eau.
- [6] Joiris, C., 1982. Ekologische effecten van de voorhaven van Zeebrugge. Eindverslag.
- [7] Gillain G. et al., 1982. Distribution, transport and fate of Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb and Zn in the Belgian coastal marine environment. Part 1 : Sampling techniques and analytical methods. ICES C.M./E : 34.

- [8] Decadt, G., 1982. Distribution, transport and fate of Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb and Zn in the Belgian coastal marine environment. Part 2 : Spatial, temporal and compartmental distribution in the water column. ICES C.M./E : 35.
- [9] Gillain, G., Duyckaerts C. and Distèche A., 1980. Trace metals (Zn, Cd, Pb, Cu, Sb and Bi) levels (ionic and dissolved complexes) in the Southern Bight (Belgian coast). Technique to avoid contamination during sampling and filtration and to improve representativity. C.M. 1980/E:38. Marine Environmental quality Committee. ICES.
- [10] Steenlant, M., 1980. Bakteriologisch overzicht van de eindpunten der kanalen welke uitmonden in de Noordzee. (Technisch verslag I.H.E.-Brugge)
- [10bis] Barbette, J., 1973. Hoofdstuk "Bactériologie" in "Inventaire de la pollution des Eaux". C.I.F.S. Rapport de Synthèse 1973 (I.H.E. - I.R.C.) blz. I.H.E. -25)
- [11] Swyngedouw, I., Roos, I. en Brosse, L., 1978. Fysico-chemisch kwaliteitsoverzicht van een aantal waterlopen in West-Vlaanderen. Verslag I.H.E. , D/1979/2505/14.
- [12] Swyngedouw, I. en Roos, J., 1980. Kwaliteitsevolutie in 1979 van een aantal Westvlaamse waterlopen. Verslag I.H.E.
- [13] Pichot, G. et Barbette, J., 1978. Estimation des taux moyens de disparition des bactéries fécales dans les eaux côtières belges de la mer du Nord. Rev. Int. Océanogr. Méd. Tomes LI-LII. pp. 115-126.

- [14] Joiris, C. , 1973. Etude de l'effet antibiotique potentiel en mer du Nord. C.I.P.S. Techn. report 1973/bact. 06.
- [15] Slaedts, M., 1981. Etude comparative, in vitro et in situ, des taux de disparition, en eau de mer, de deux types de bactéries indicatrices de pollution fécale : Escherichia coli et Streptococcus faecalis (Mémoire U.C.L. - V.U.B.)
- [16] Streeter, H.W. and Phelps, E.B. , 1925. Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. Bull. U.S. Publ. Health Serv. n° 146.
- [17] Billen, G. et al., 1980. Concentration and Microbiological Utilization of Small Organic Molecules in the Scheldt Estuary, the Belgian Coastal Zone of the North Sea and the English Channel. Estuar. Coastal Mar. Sci. , 11, 279-294.
- [18] Pichot G. , 1980. Simulation du cycle de l'azote à travers l'écosystème pélagique de la baie sud de la mer du Nord, Thèse de doctorat, Université de Liège, 168 p.
- [19] Mommaerts, J.P., 1973. On primary production in the South Bight of the North Sea. Br. phycol. J., 8, 217-231.
- [20] Vandenhoudt A., 1980. Nutrient analyses van de maandelijkse survey's van het rooster in de zuidelijke Noordzee - 1979., Tech. Rep. SURVEY/1980 : 01.
- [21] Nijs J. en Bertels A., 1978. Dosage van chlorofyl- en pheophytinepigmenten in de Belgische kustwateren tijdens het jaar 1977, Tech. Rep. SURVEY 1978 : 03

- [22] Nijs J. en Bertels A., 1978. Dosage van chlorofyl en pheophytine-pigmenten in de Belgische kustwateren tijdens het jaar 1978, Tech. Rep. SURVEY 1978 : 08
- [23] Hecq J.H., Gaspar A. et Licot M., 1980. Détermination des chlorophylles a en baie sud de la mer du Nord, Tech. Rep. CHLORO 1980 : 01
- [24] Hecq J.H., 1981. Plant pigments 1981 (in data base, Beheerseenheid van het Mathematisch Model Noordzee en Schelde-estuarium).
- [25] Baeyens, W. , Decadt, G. , Dehairs, F., Goeyens, L., Dedeurwaerder, H. and Gillain, G., 1982. Distribution, transport and fate of Bi, Cd, Cu, Hg, Pb, Sb and Zn in the Belgian coastal marine environment.
Part V : Interaction kinetics between dissolved inorganic mercury and estuarine suspended matter. ICES C.M./E :38
- [26] Vyncke, W., Vanderstappen, R., De Clerck, R. , Moermans, R. en Van Hoeyweghen, P., 1981. De evolutie van het gehalte aan zware metalen in schol, wijting, sprot en garnaal van de Belgische kustwateren. Landbouwtijdschrift nr. 5, 34, 1981.
- [27] Elskens, I., 1973. Some aspects of the dynamic behaviour of metallic and other pollutants in the water column and the associated sectors. Belgian Nat. R-D Program - Sea Project - Annual Rept. December 1973.
- [28] Davies, A.G. and Sleep, J.A., 1979. Inhibition of carbon fixation as a function of zinc uptake in natural phytoplankton assemblages. J. mar. biol. A-s. U.K., 59, 937-949.

- [29] Noël-Lambot, F., Bouquegneau J.M. and Distèche, A., 1980. Some mechanisms promoting or limiting bioaccumulation in marine organisms. ICES, C.M. 1980/E:39. Marine Environmental quality Committee
- [30] Berland, B.R., Bonin, D.J., Guérin-Ancey, O.J., Kapkov, V.I. et Arlhac D.P., 1977. Action de métaux lourds à des doses sublétales sur les caractéristiques de la croissance chez la diatomée *Skeletonema costatum*. Mar. Biology, 42, 17-30.

TABELLEN

Station	Breedte	Lengte	M2 Komponente				M4 Komponente			
			ampl. (m)		fase (°)		ampl. (m)		fase (°)	
			waargen.	ber.	waargen.	ber.	waargen.	ber.	waargen.	ber.
Lowestoft	52°28'	1°45'	0.71	0.79	257.5	256.4	0.05	0.04	329.7	37.3
Margate	51°24'	1°24'	1.65	1.79	341.0	339.1	0.05	0.1	300.9	274.7
Hoek van Holland	51°59'	4°7'	0.73	0.62	62.3	66.4	0.17	0.21	113.0	101.4
Dunkerque	51°3'	2.22'	2.11	2.19	353.7	352.7	0.15	0.12	280.6	279.4
Nieuwpoort	51°9'	2°43'	1.86	2.02	359.8	359.3	0.13	0.09	310.0	316.5
Oostende	51°14'	2°55'	1.75	1.88	5.	4.8	0.09	0.09	337.4	354.8
Zeebrugge	51°21'	3°12'	1.62	1.63	13.5	13.2	0.10	0.12	15.5	44.6

Tab. 2.I. Vergelijking van de berekende en waargenomen harmonische componenten in verschillende stations van de Zuidelijke Bocht

Ebmaximum

	$\Delta \xi$ (cm)	$\Delta \ \bar{u}\ $ (cm/sec)
Ten Westen van Zee- brugge	- 4	- 49
Ten Oosten van Zee- brugge	+ 5	- 33
Belgisch-Nederlandse grens	+ 1	- 3

Vloedmaximum

	$\Delta \xi$ (cm)	$\Delta \ \bar{u}\ $ (cm/sec)
Ten Westen van Zee- brugge	+ 6	- 45
Ten Oosten van Zee- brugge	- 6	- 77
Belgisch-Nederlandse grens	- 1	- 7

Tab. 2.II. Impact van de uitbouw van de voorhaven op de lokale hydrodynamiek

- Opm. : $\Delta \xi = \xi_p - \xi_R$ waar ξ_p : opstuwung van het wateroppervlak berekend voor de geperturbeerde toestand
- ξ_R : opstuwung van het wateroppervlak berekend voor de referentietoestand
- $\Delta \|\bar{u}\| = \|\bar{u}_p\| - \|\bar{u}_R\|$ $\|\bar{u}_p\|$: modulus van de gemiddelde stroming berekend voor de geperturbeerde toestand
- $\|\bar{u}_R\|$: modulus van de gemiddelde stroming berekend voor de referentietoestand

Station	Seizoen	Fekale coli's (kiemen/dl)			
		gemiddelde	(n)	min	max
Wenduine 400m	winter	263	(5)	100	450
	zomer	10	(4)	2	27
Blankenberge 400 m	winter	211	(7)	40	525
	zomer	13	(4)	0	35
Blankenberge 3000 m	winter	20	(3)	16	30
	zomer	1	(1)		1
Blankenberge 6000 m	winter	12	(3)	6	16
	zomer	0	(1)		0
Heist W 400 m	winter	289	(5)	81	690
	zomer	18	(4)	3	55
Heist 400 m	winter	262	(7)	60	820
	zomer	12	(6)	0	32
Heist 3000 m	winter	14	(3)	9	18
	zomer	0	(1)		0
Heist 6000 m	winter	3	(3)	0	6
	zomer	0	(1)		0
Heist 0 400 m	winter	262	(5)	70	310
	zomer	10	(4)	0	20
Knokke 400 m	winter	59	(5)	10	88
	zomer	4	(6)	0	25

Tab. 4.I. Gemiddelde aantallen, minima en maxima van fekale coli's geteld in 10 meetpunten, in de streek van Zeebrugge.

datum	Wenduine 400 m	Blankenberge 400 m	Heist W 400 m	Heist 400 m	Heist 3000 m	Heist 6000 m	Heist 0 400 m	Knokke 400 m
710929	2.0	4.3	1.8	1.0	-	-	1.9	2.7
711201	2.0	2.5	8.5	3.5	-	-	2.0	5.0
720202	3.6	3.3	2.9	2.8	-	-	4.1	5.2
720801	2.6	2.3	3.1	1.8	-	-	1.4	1.1
730111	5.1	4.0	1.9	3.5	-	-	5.5	8.7
740214	4.9	1.7	5.0	3.9	-	-	3.1	3.2
740605	8.7	5.2	7.7	3.0	-	-	12.4	6.8
750219	3.0	3.2	5.2	4.0	2.3	2.5	2.0	4.5
750424	3.7	3.3	3.8	2.7	1.6	2.7	2.2	3.0
750611	4.2	5.0	4.8	3.2	4.3	3.1	2.9	2.8
750918	4.4	6.2	3.6	2.0	3.0	2.3	2.7	2.6

Tab. 4.II. : BOD₅ (mgO₂/l) gemeten door het IHE in verschillende stations in de nabijheid van Zeebrugge, en op verschillende ogenblikken, tijdens het Inventaris Programma 1971-1976.

Station	Afstand van de kust		
	400 m	3000 m	6000 m
Knokke	63 (63)	-	-
Heist Oost	79 (82)	-	-
Heist	49 (43)	31(20)	50 (41)
Heist West	54 (62)	-	-
Blankenberge	66 (77)	41(12)	34 (9)
Wenduine	66 (66)	-	-

Tab. 4.III. Gemiddelde concentraties ($\mu\text{g/l}$) en standaardafwijkingen voor opgelost zink in de Belgische kustwateren, gemeten door het I.H.E. , tijdens het Inventaris Programma 1971-1976.

Station	Afstand van de kust		
	400 m	3000 m	6000 m
Knokke	0.05(0.07)	-	-
Heist Oost	0.12(0.24)	-	-
Heist	0.09(0.15)	0.01(0.02)	0.37(0.90)
Heist West	0.09(0.08)	-	-
Blankenberge	0.07(0.07)	0.02(0.03)	0.07(0.06)
Wenduine	0.17(0.30)	-	-

Tab. 4.IV. Gemiddelde concentraties ($\mu\text{g/l}$) en standaardafwijkingen voor opgelost kwik in de Belgische kustwateren, gemeten door het I.H.E. , tijdens het Inventaris Programma 1971-1976.

Fractie	Zone	Zink	Kwik
in oplossing	(1)	8.19 (5.52)	0.074 (0.073)
	(2)	10.37 (5.91)	0.120 (0.112)
in suspensie	(1)	2.48 (3.37)	0.060 (0.081)
	(2)	3.22 (2.15)	0.126 (0.132)

Tab. 4.V. Gemiddelde concentraties van zink en kwik in oplossing en suspensie ($\mu\text{g}/\text{l}$) en standaardafwijkingen, in de Belgische kustwateren, gemeten tijdens het Programma van Gekoncentreerde Akties in Oceanologie (periode 1979-1981)

(1) gemiddelde van de ganse zone (20 meetpunten)

(2) gemiddelde voor de sektor van Zeebrugge (6 meetpunten)

Lozingspunt	Seizoen	Fekale coli's (kiemen/dl)		
		typische waarde	min	max
Afleidingskanaal van de Leie	-	45000	3000	120000 (1)
Blankenbergse riolen	Winter	10^7	10^5	$3 \cdot 10^8$ (3)
	Zomer	10^8	10^5	$6 \cdot 10^8$

Tab. 4.VI. Aantallen fekale kiemen aan de lozingspunten

(opm. : aangezien er niet genoeg waarden bestaan om statistisch verantwoorde gemiddelden te laten berekenen, heeft men hier liever "typische waarden" aangegeven die schijnbaar het meest frekwent voorkomen).

Lozingspunt	Seizoen	Fekale coli's (kiemen/s)
Afleidingskanaal van de Leie	-	$1.35 \cdot 10^{10}$
Blankenbergse riolen	winter	$7 \cdot 10^9$
	zomer	$7 \cdot 10^{10}$

Tab. 4.VII. Typische debieten van fekale coli's (kiemen/s) aan de lozingspunten in de nabijheid van Zeebrugge.

Lozingspunt	zink kwik		kwik zink	
	opg.	gesusp.	opg.	gesusp.
Afleidingskanaal van de Leie	0.12	0.012	10	15
Blankenbergse riolen	0.60	0.64	15	400

Tab. 4.VIII. Gemiddelde gehalten ($\mu\text{g/l}$) aan kwik en zink - respectievelijk in oplossing en gesuspenderd - in het Afleidingskanaal van

Lozingspunt	Zink		Kwik	
	opgelost	gesuspendeerd	opgelost	gesuspendeerd
Afleidingskanaal van de Leie	300	450	3.6	0.375
Blankenbergse riolen	1.042	27	0.042	0.044

Tab. 4IX. Input debieten (mg/s) van kwik en zink in de nabijheid van Zeebrugge.

Station	Gemiddelde waarde		Minimale waarde		Maximale waarde	
	berekend	waarge- nomen	berekend	waarge- nomen	berekend	waarge- nomen
Wenduine 400	185	263	65	100	307	450
Blankenberge 400	202	211	103	40	325	525
Blankenberge 3000	37	20	14	16	78	30
Blankenberge 6000	3	12	<1	6	12	16
Heist W 400	190	289	112	81	254	690
Heist 400	264	262	124	60	433	820
Heist 3000	61	14	21	9	93	18
Heist 6000	5	3	<1	0	16	6
Heist 400	161	262	89	70	302	310
Knokke	60	59	<1	10	113	88

Tab. 5.I. Vergelijking tussen de resultaten bekomen met het model op de knopen dicht bij de meetstations gelegen, en in-situ waarnemingen (gehalten in kiemen/dl).

Doos	H^i (m)	S_2^i (km^2)	K_e^i (m^{-1})
1	6.8	31	1.15
2	10	27.5	0.61
3	9.9	29.3	0.5
4	10.6	31.1	0.4
5	14.5	37.5	0.37
6	6	34.8	1.15
7	7.4	28.4	0.61
8	9.6	32.1	0.47
9	13.6	33.9	0.37
10	16.9	33	0.33
11	7.2	33.6	1.15
12	8.9	33	0.61
13	11.1	35.7	0.44
14	11.6	34.8	0.37
15	11.8	33	0.33
16	8.6	46.7	0.97
17	10.8	42.8	0.53
18	7.7	47.6	0.38
19	8.6	44	0.33
20	14.7	42.1	0.29
21	11.6	127.5	0.54
22	6.3	76.9	0.42
23	7.6	49.3	0.36
24	10.4	41.1	0.35
25	17.2	33.9	0.27

Totale oppervlakte : 1040,6 km²

Gemiddelde diepte : 10,4 m.

Tab. 6.I. Geometrische kenmerken en attenuatie-coëfficiënten van de verschillende Dozen.

FIGUREN

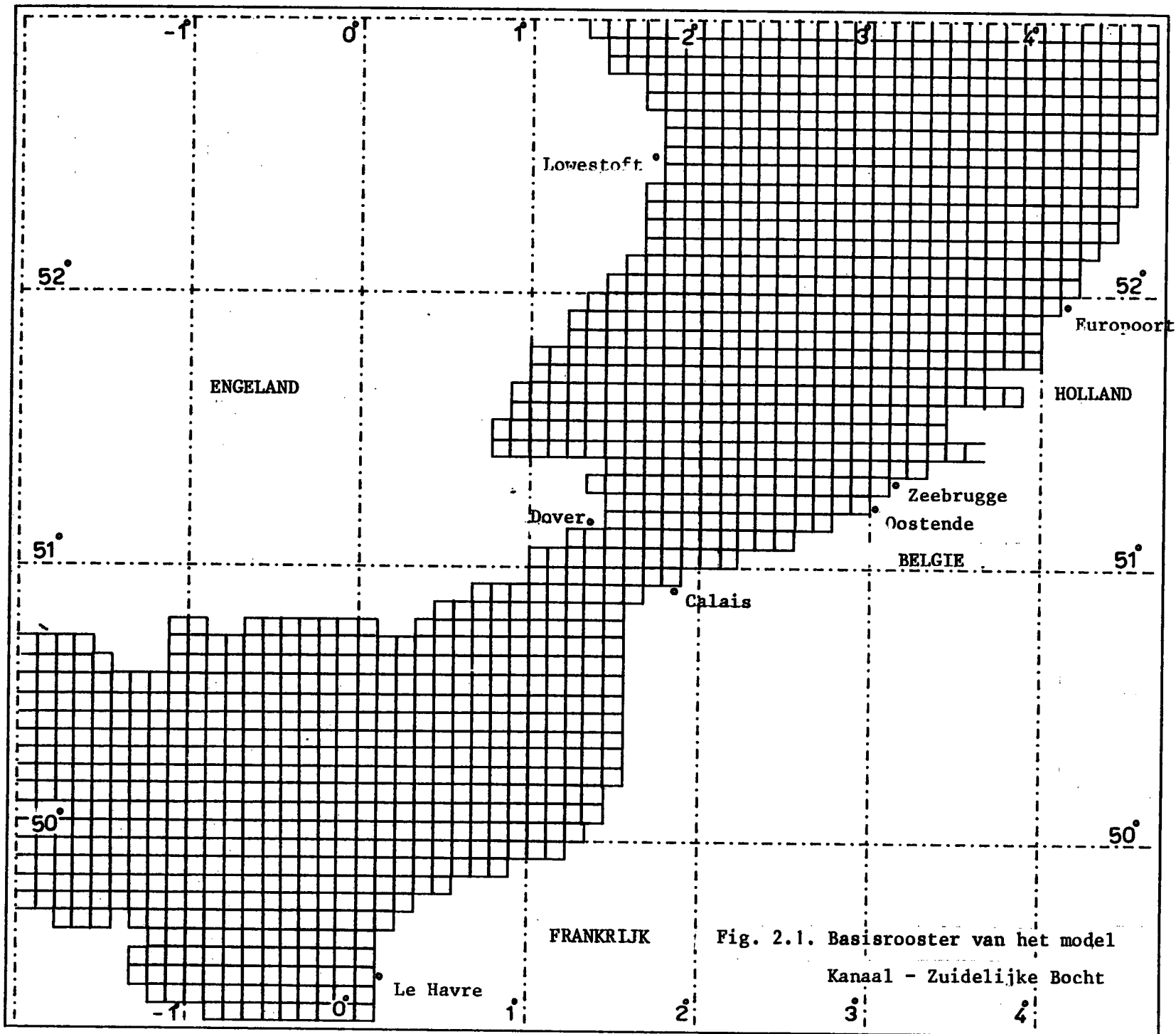


Fig. 2.1. Basisrooster van het model
 Kanaal - Zuidelijke Bocht

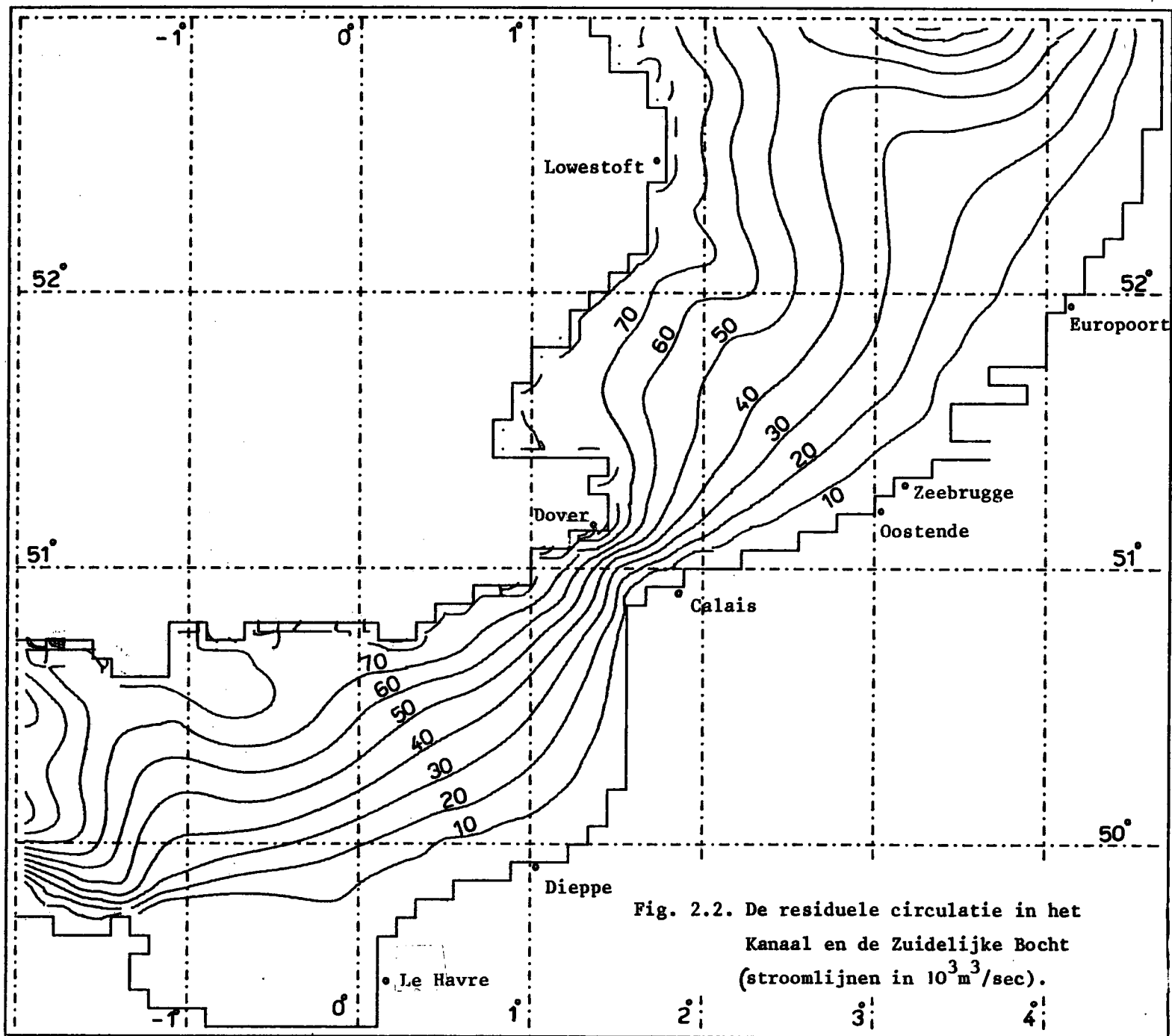


Fig. 2.2. De residuele circulatie in het Kanaal en de Zuidelijke Bocht (stroomlijnen in $10^3 \text{ m}^3/\text{sec}$).

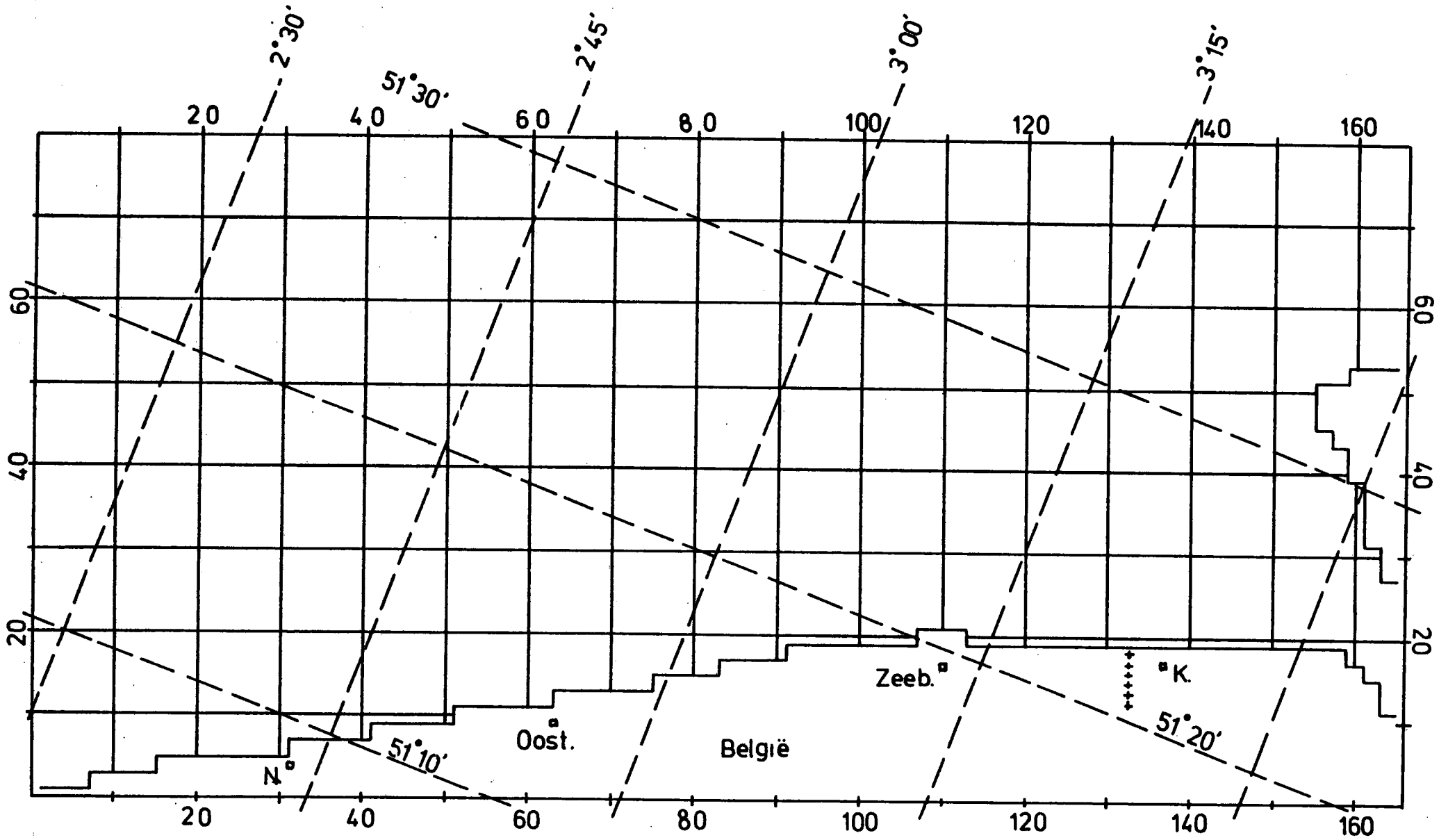


Fig. 2.3. Basisrooster van het model van de kustzone

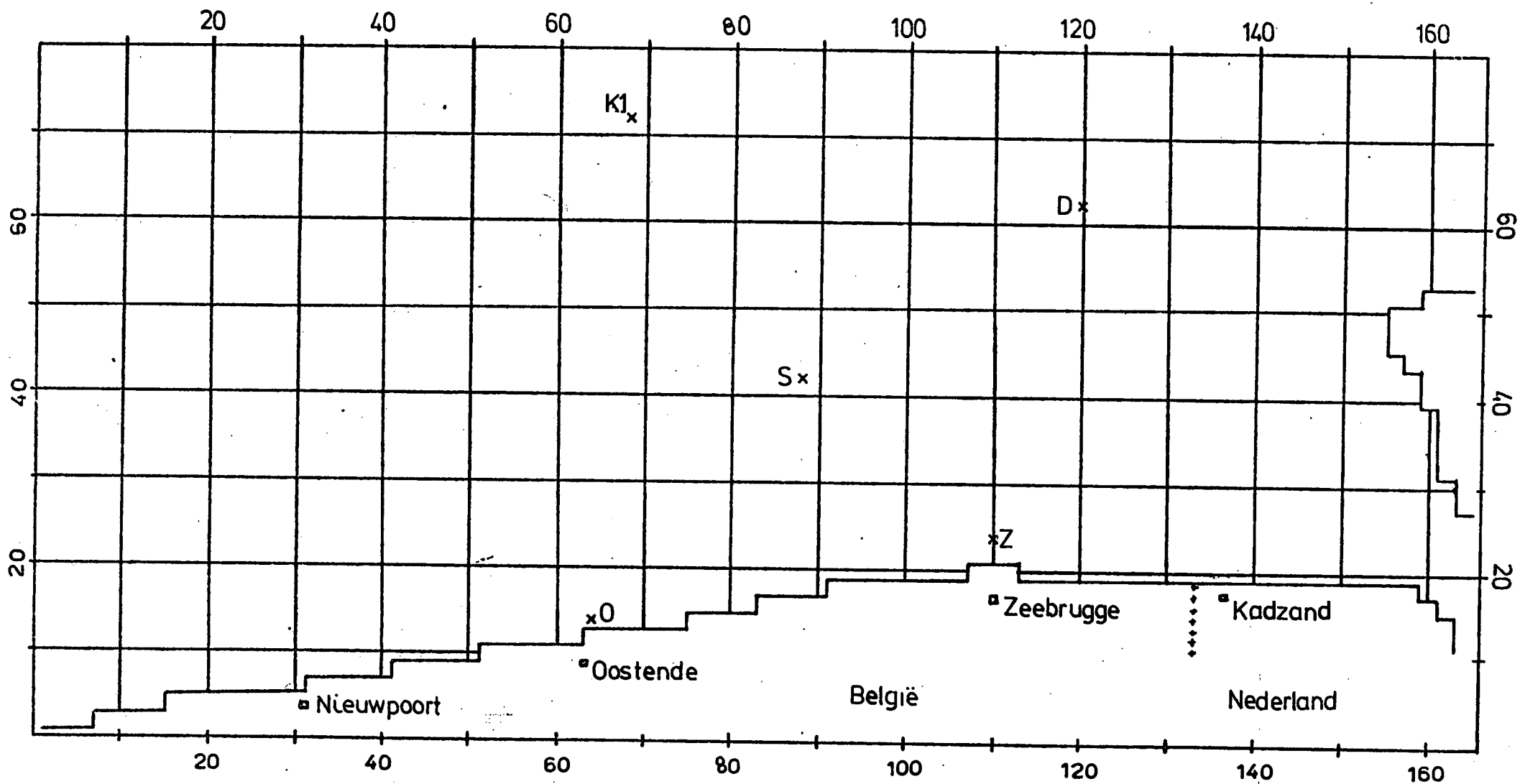


Fig. 2.4. Ligging van de meetstations waar de M2 en M4 componenten van het geobserveerde getij, vergeleken werden met deze door het model berekend.

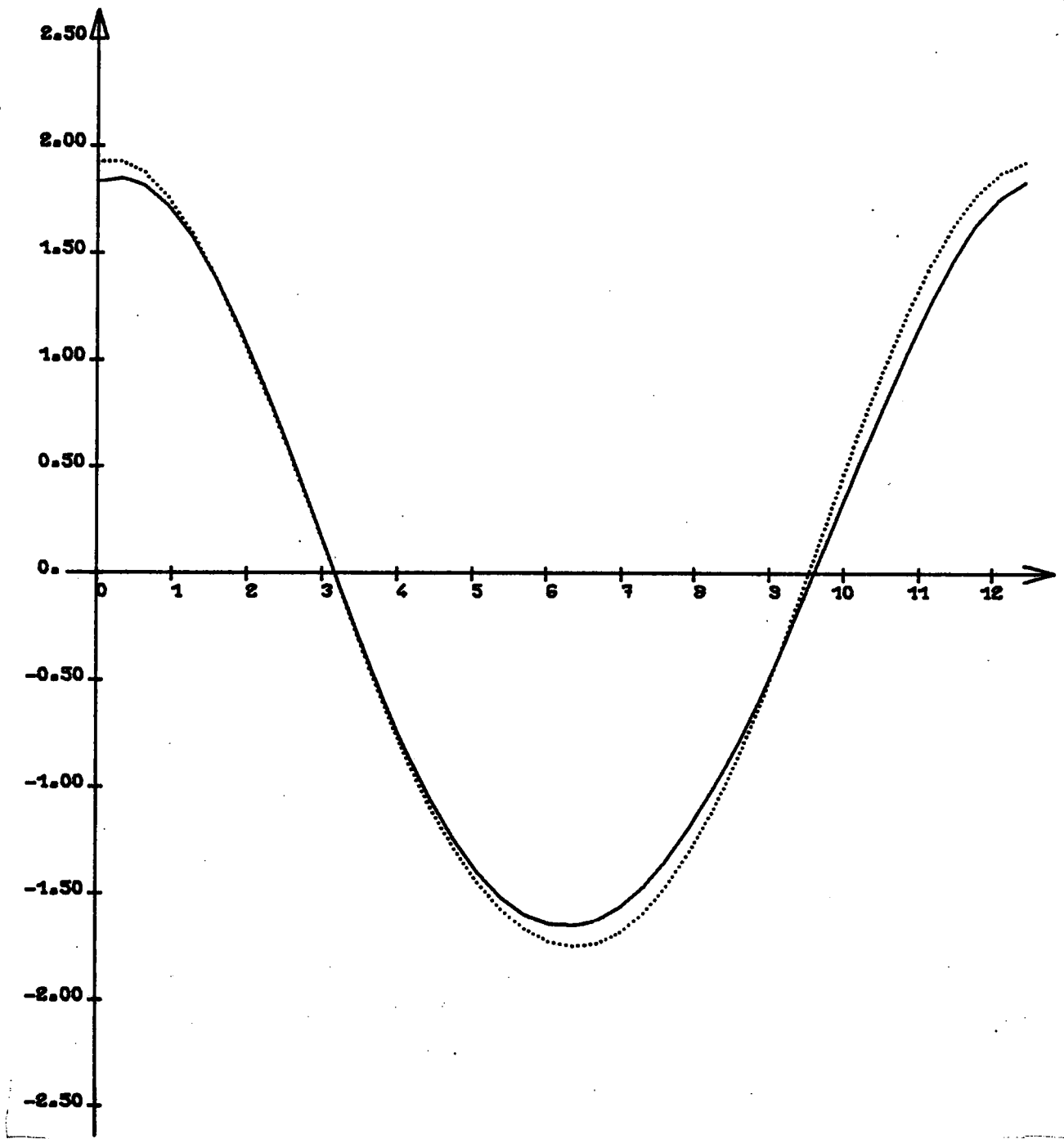


Fig. 2.5. Vergelijking tussen het geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) vertikaal getij aan het station Oostende.

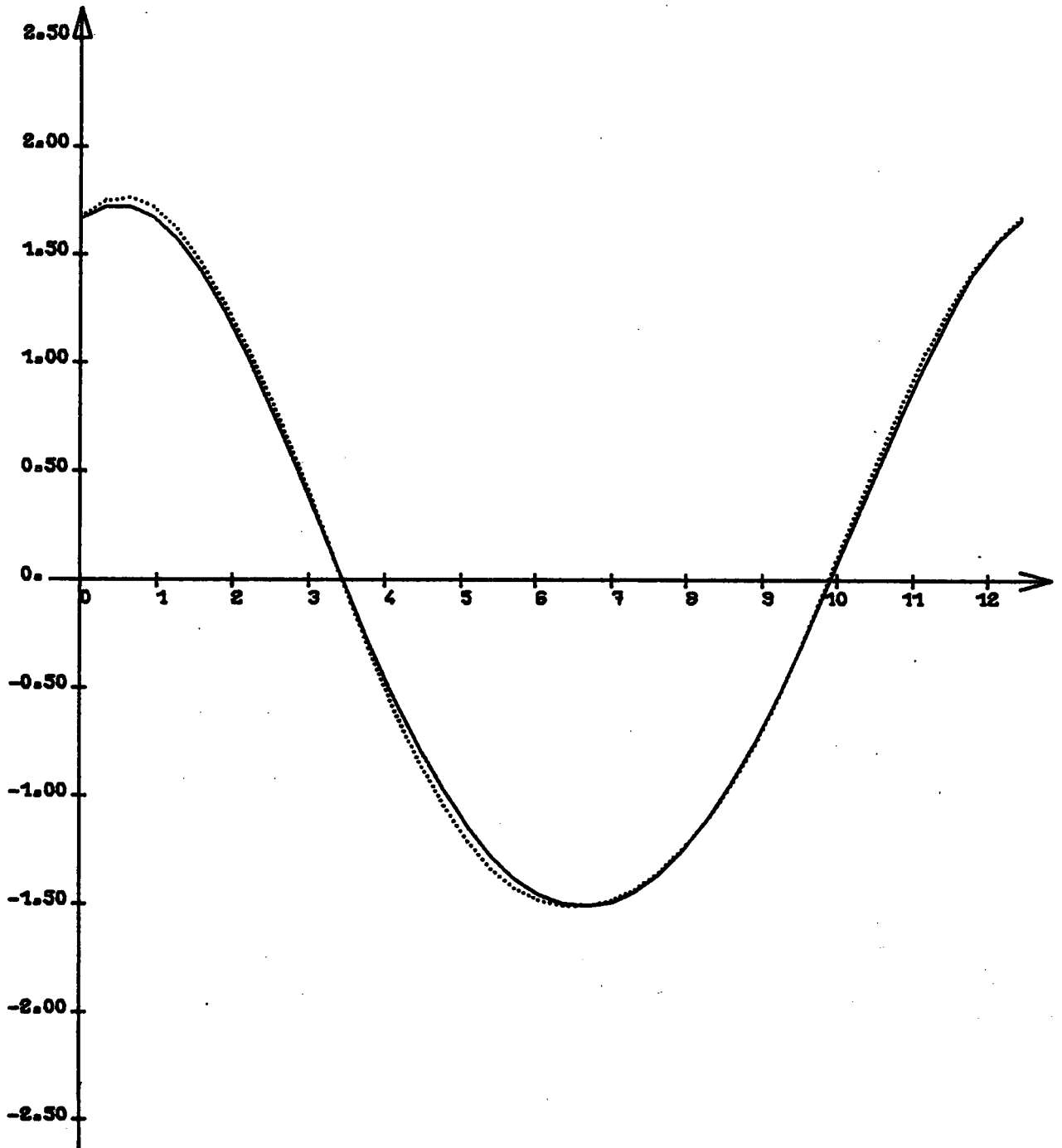


Fig. 2.6. Vergelijking tussen het gëobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) vertikaal getij aan het station Zeebrugge.

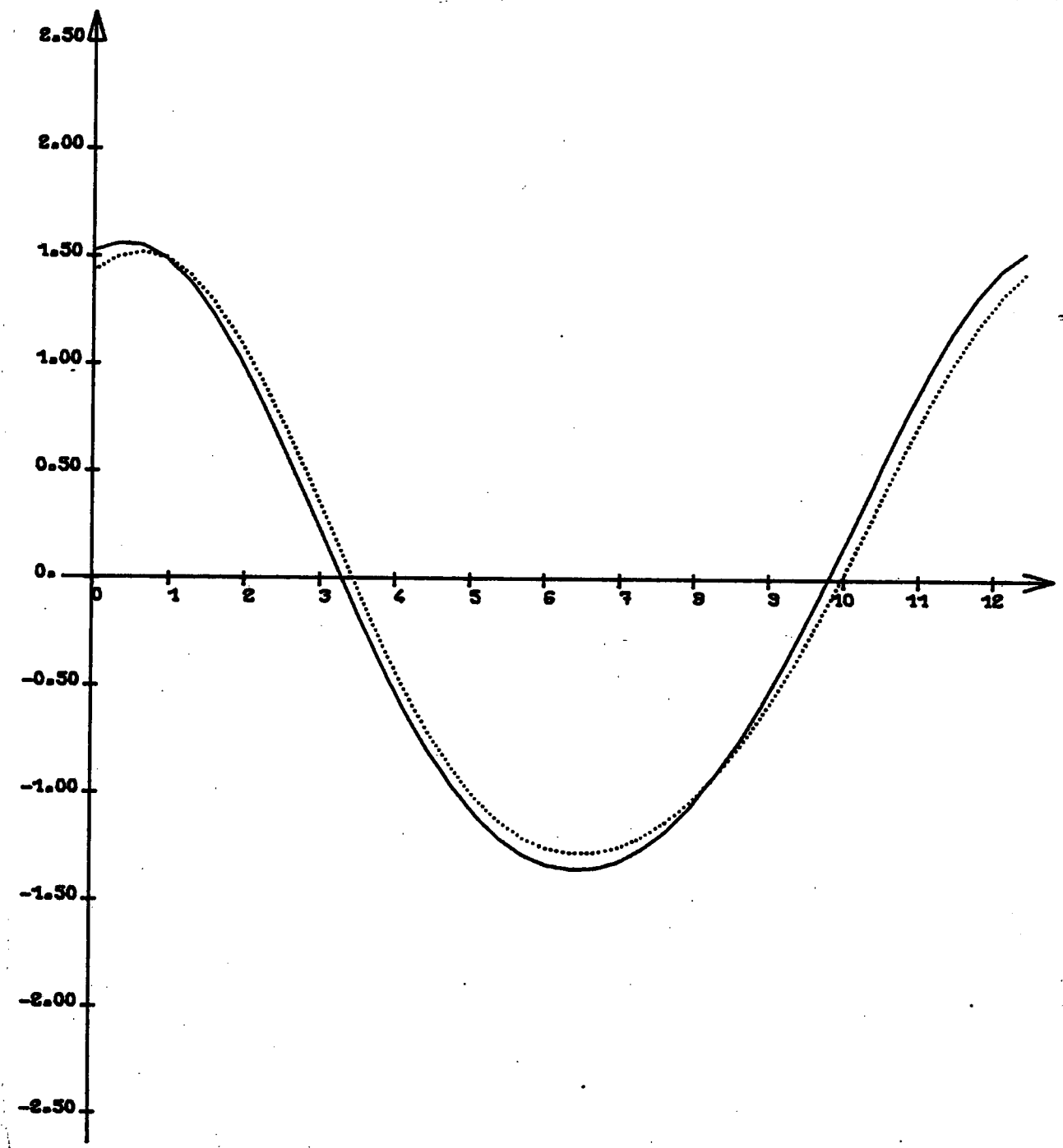


Fig. 2.7. Vergelijking tussen het geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) vertikaal getij aan het station Deurloo

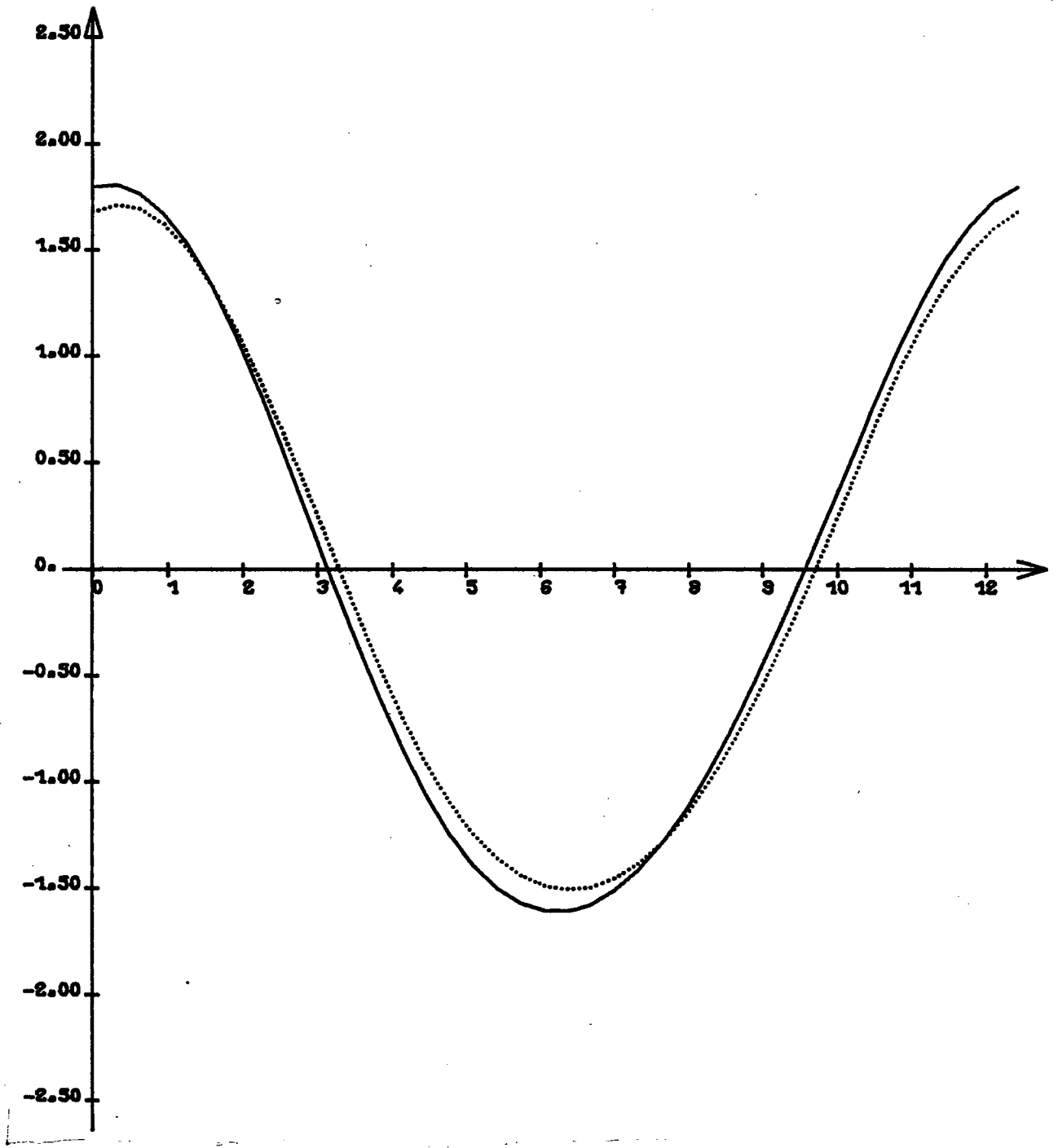


Fig. 2.8. Vergelijking tussen het geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) vertikaal getij aan het station Scheur 1.

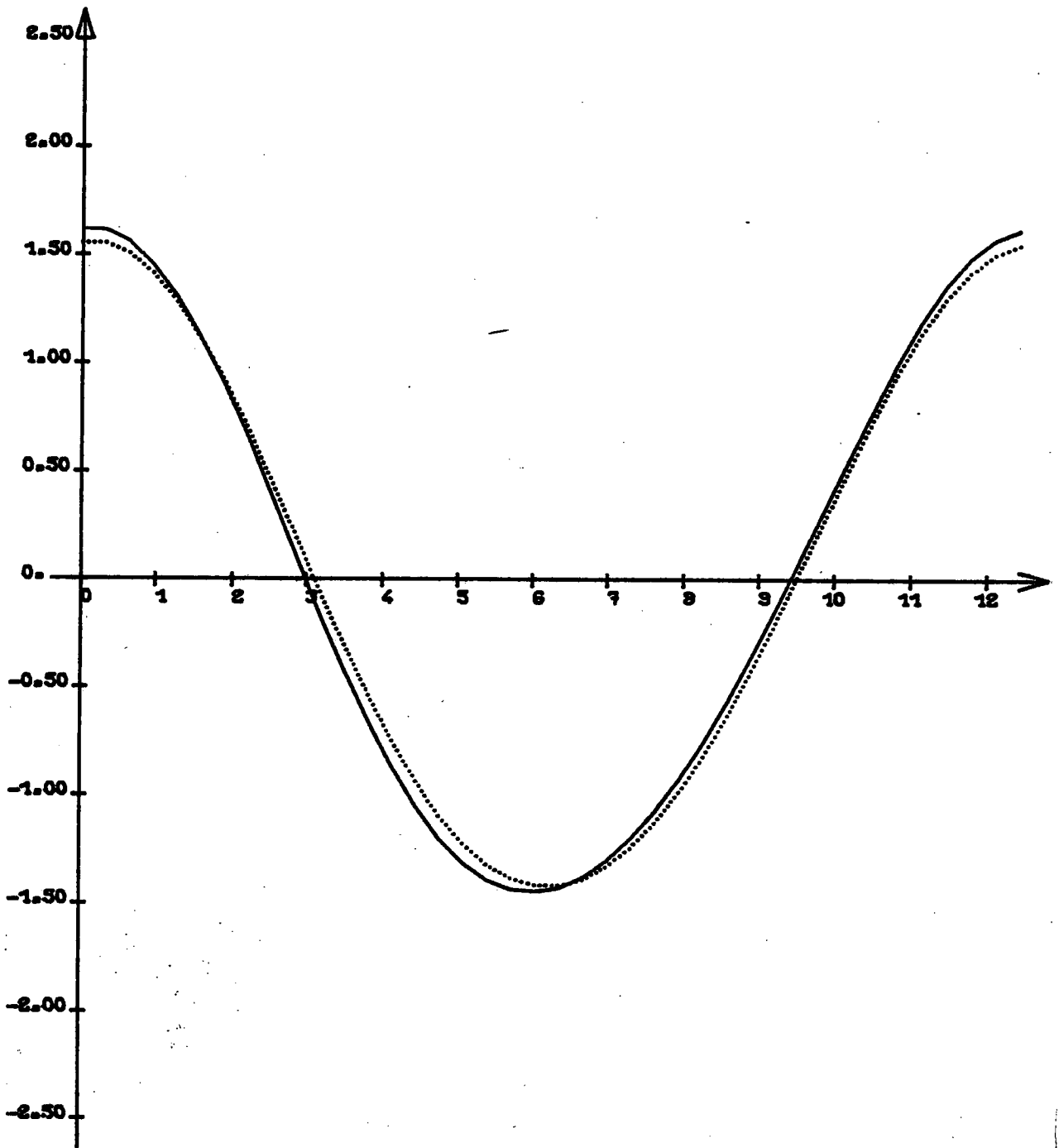


Fig. 2.9. Vergelijking tussen het geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) vertikaal getij aan het station Knickpunt 1.

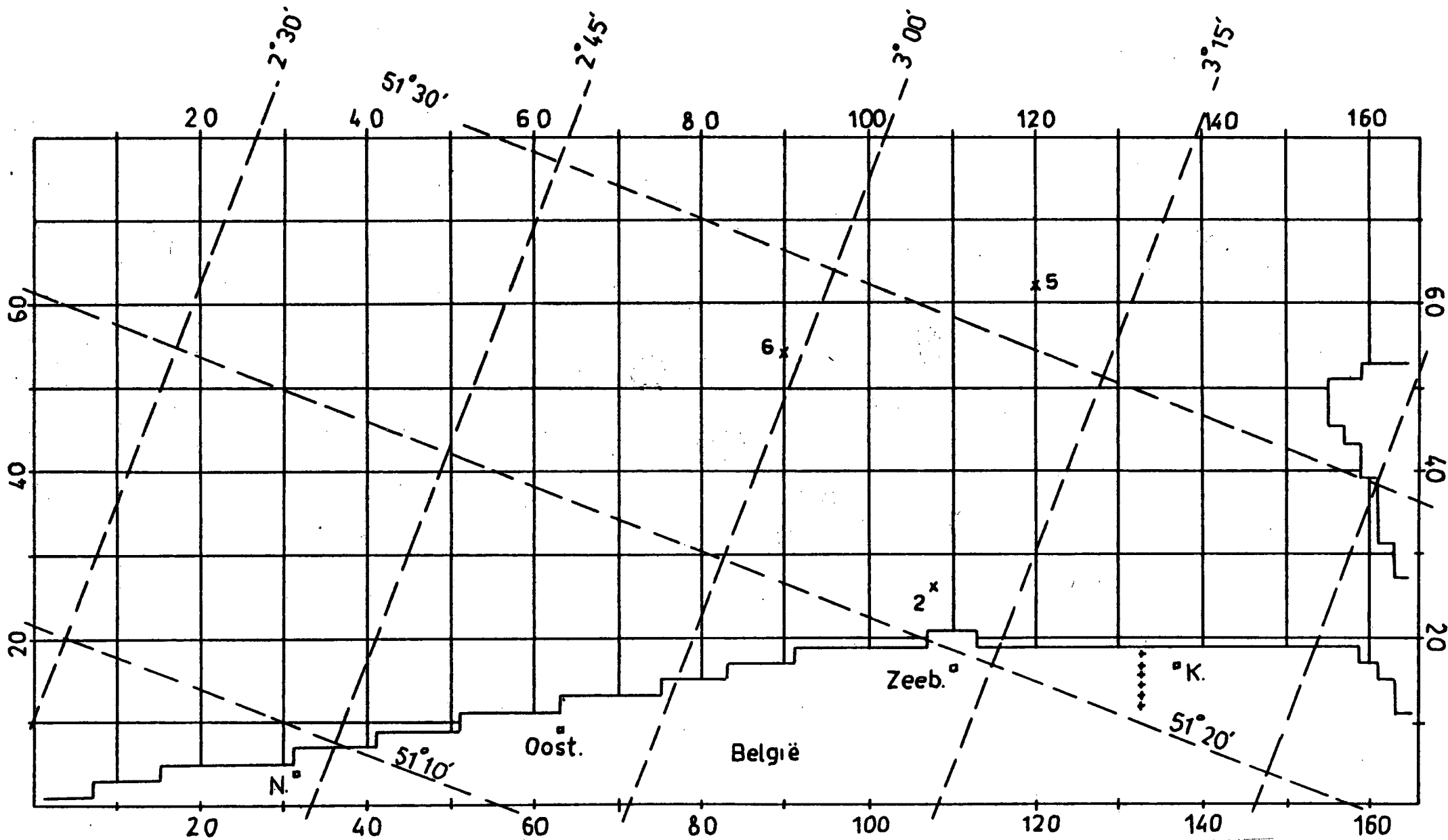


Fig. 2.10. Ligging van de meetstations waar de M2 komponent van de gëobserveerde stroming vergeleken werd met deze door het model berekend.

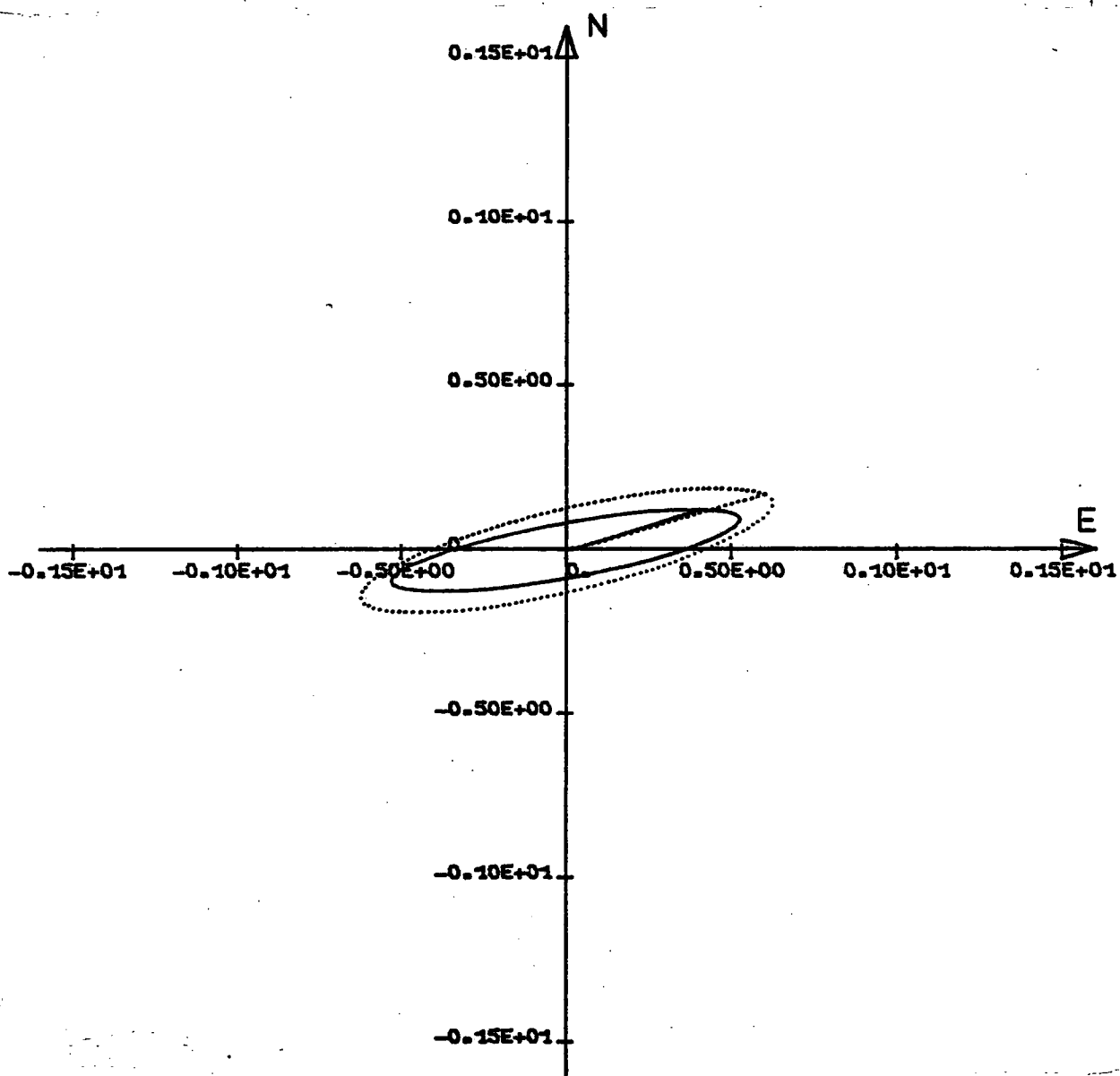


Fig. 2.11. Vergelijking tussen de geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippelij) stromingen aan het station 2 (eenheid : m/sec).

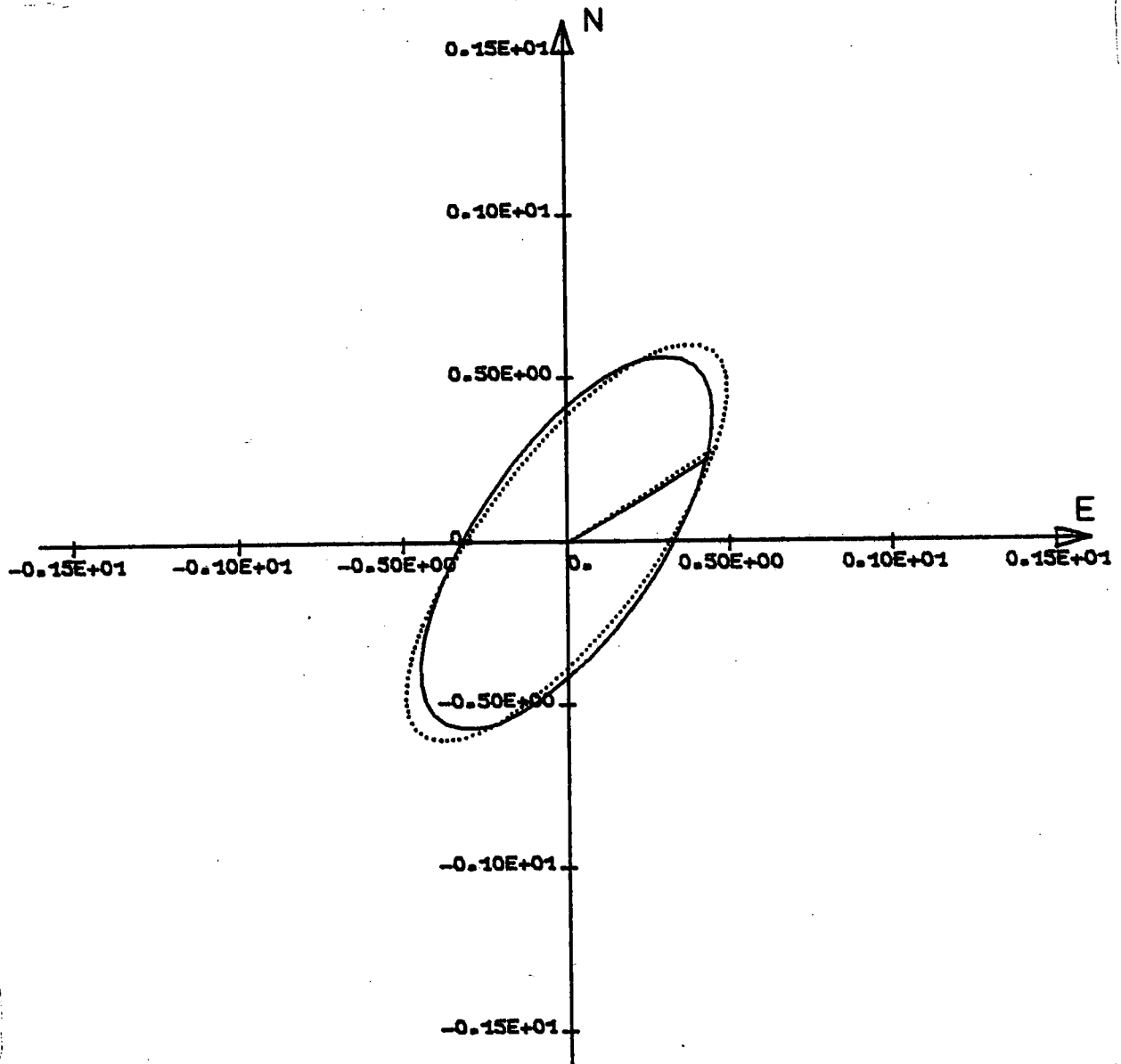


Fig. 2.12. Vergelijking tussen de geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippelij) stromingen aan het station 5 (eenheid : m/sec)

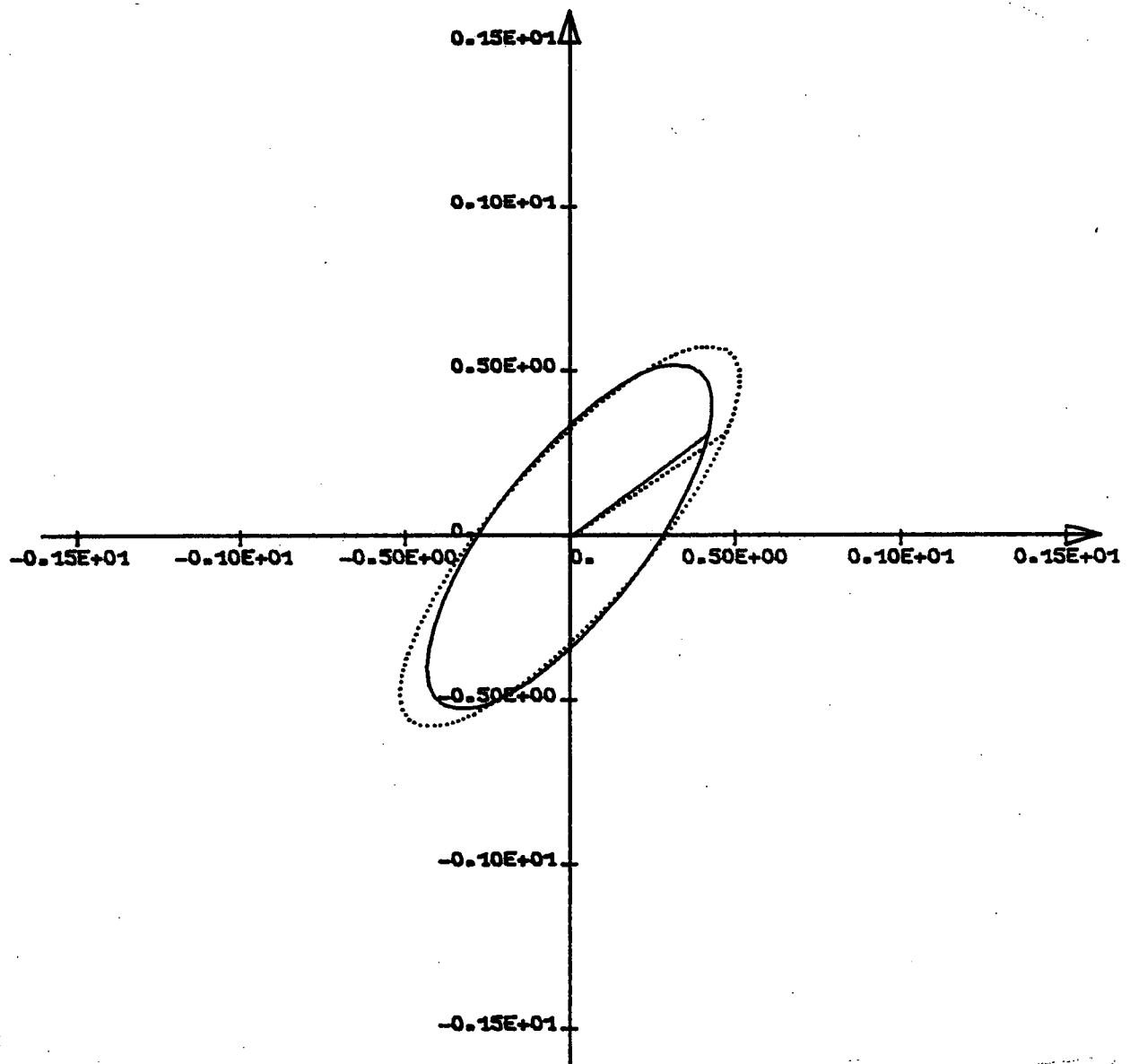


Fig. 2.13. Vergelijking tussen de geobserveerde (volle lijn) en berekende (stippellijn) stromingen aan het station 6 (eenheid : m/sec).

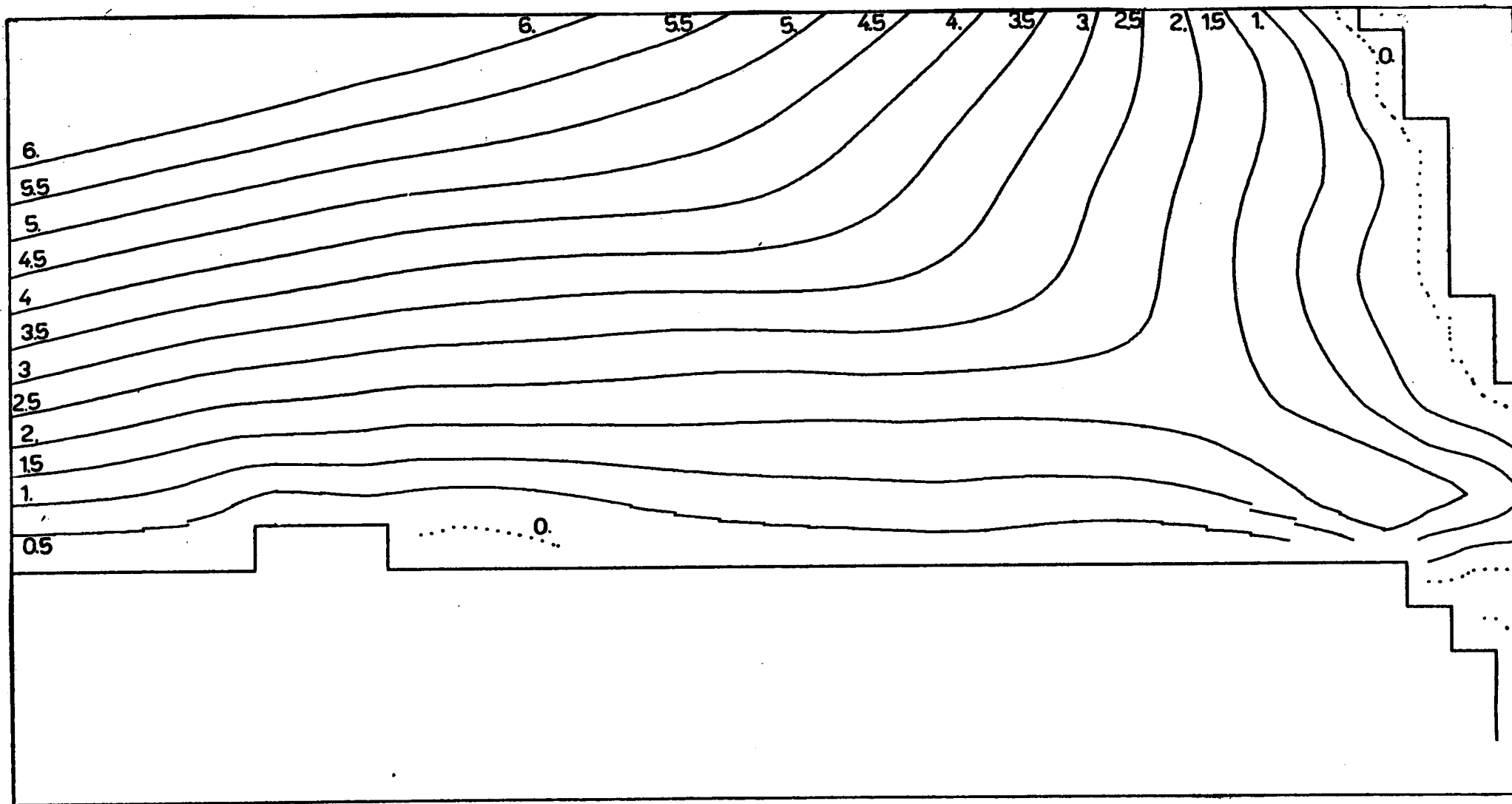


Fig. 2.14 bis . De residuele circulatie in de rechtstreekse nabijheid van Zeebrugge, berekend voor de referentietoestand. (stroomlijnen in $10^3 \text{ m}^3/\text{sec}$).

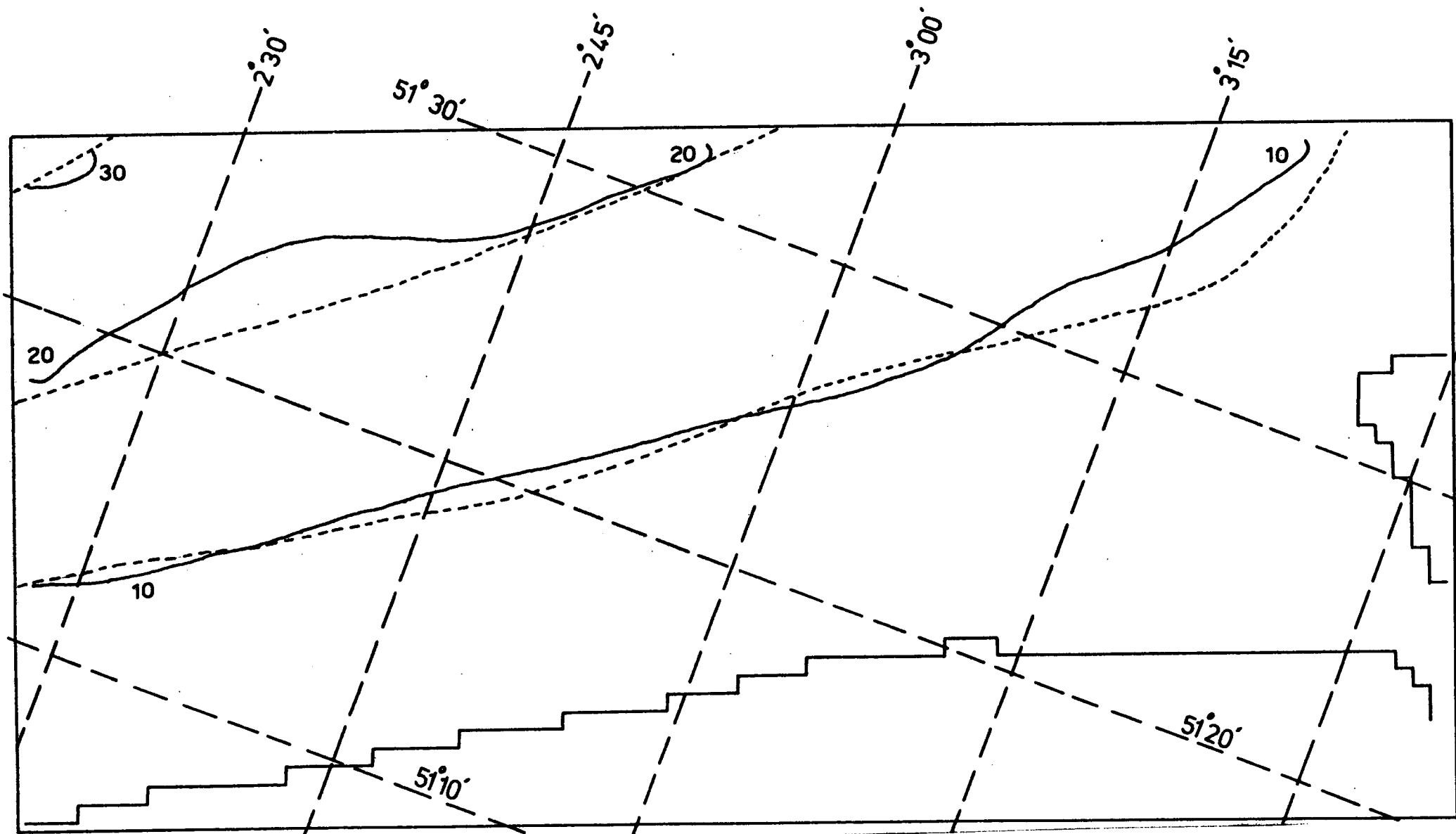


Fig. 2.15. Vergelijking tussen de resultaten van het kustzonemodel en het model

Kanaal-Zuidelijke Bocht.

Volle lijnen : stroomlijnen berekend met het kustzone model

Stippellijnen : stroomlijnen berekend met het model Kanaal-Zuidelijke Bocht

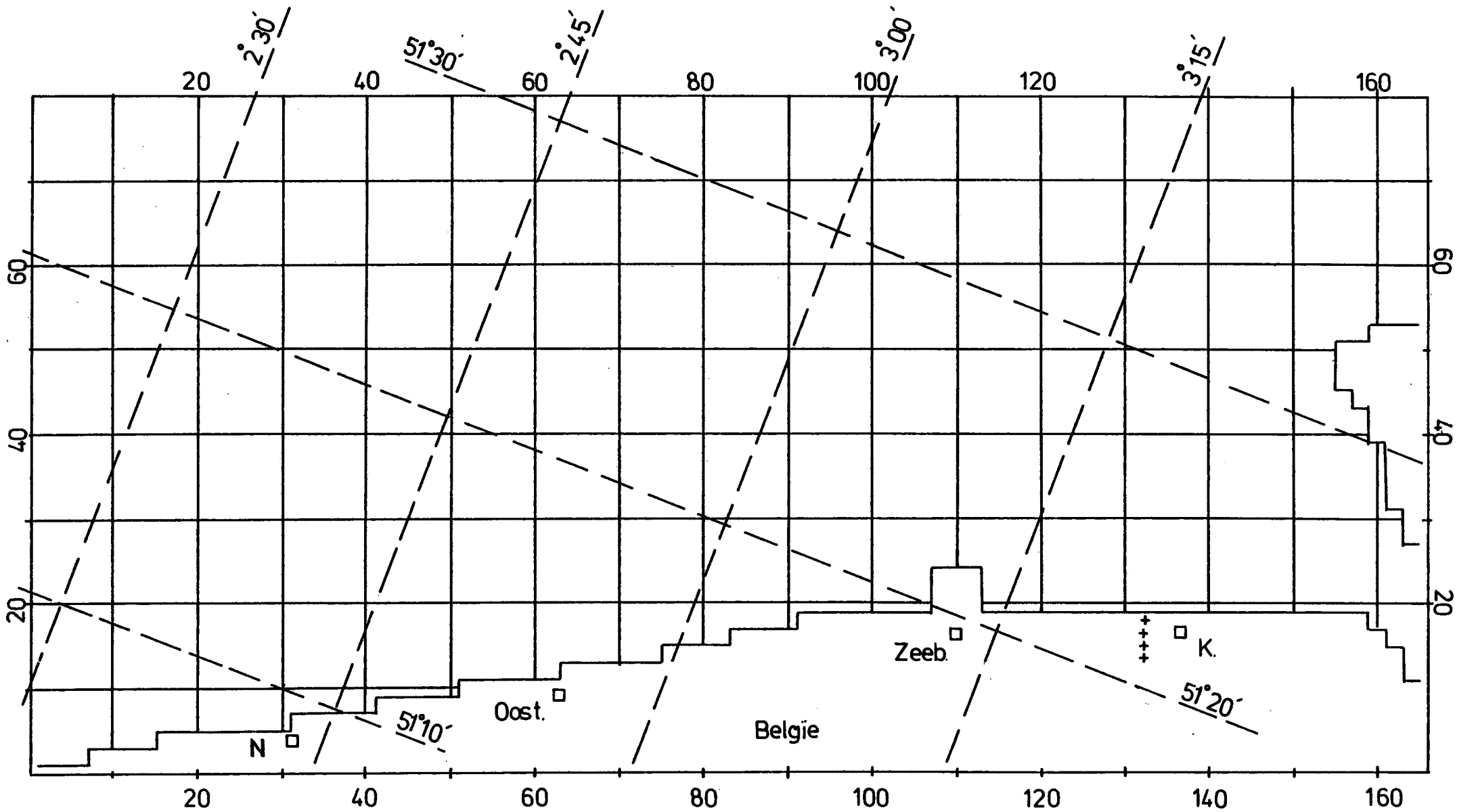


Fig. 2.16. Basisrooster van het kustzonemodell in de geperturbeerde toestand

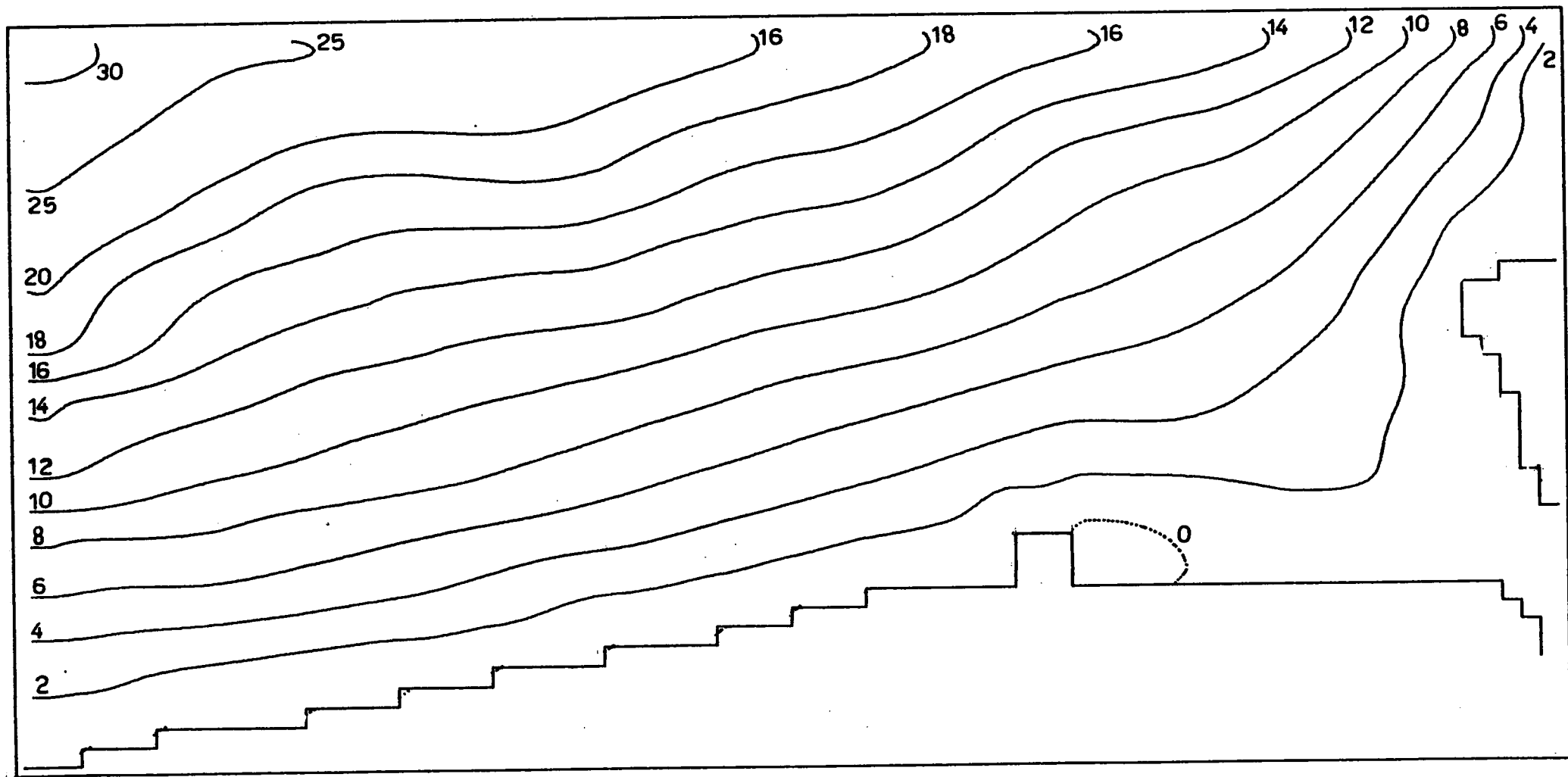


Fig. 2.17. De residuele circulatie in de Belgische kustzone, berekend voor de geperturbeerde toestand (stroomlijnen in $10^3 \text{ m}^3/\text{sec}$).

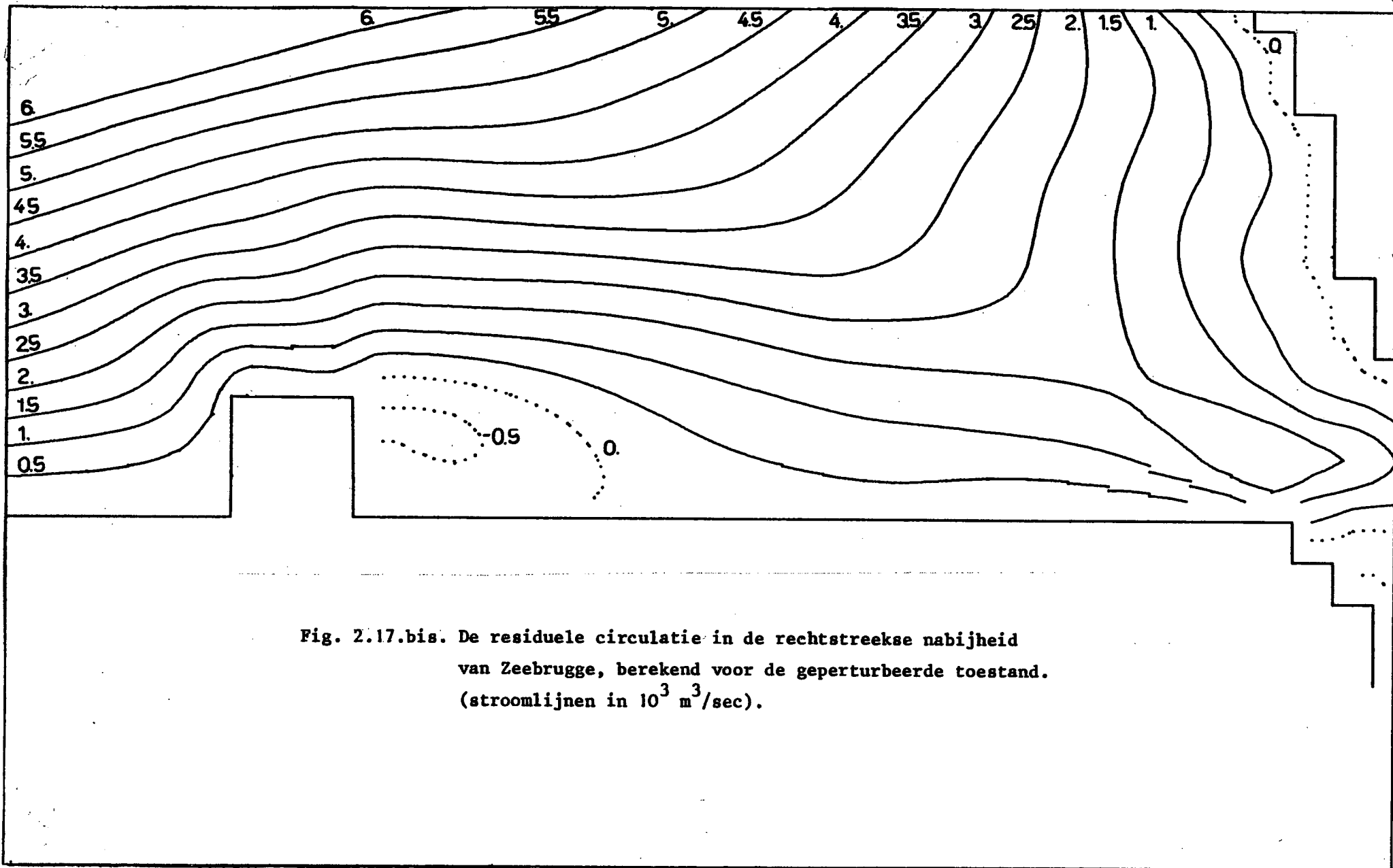


Fig. 2.17.bis. De residuele circulatie in de rechtstreekse nabijheid van Zeebrugge, berekend voor de geperturbeerde toestand. (stroomlijnen in $10^3 \text{ m}^3/\text{sec}$).

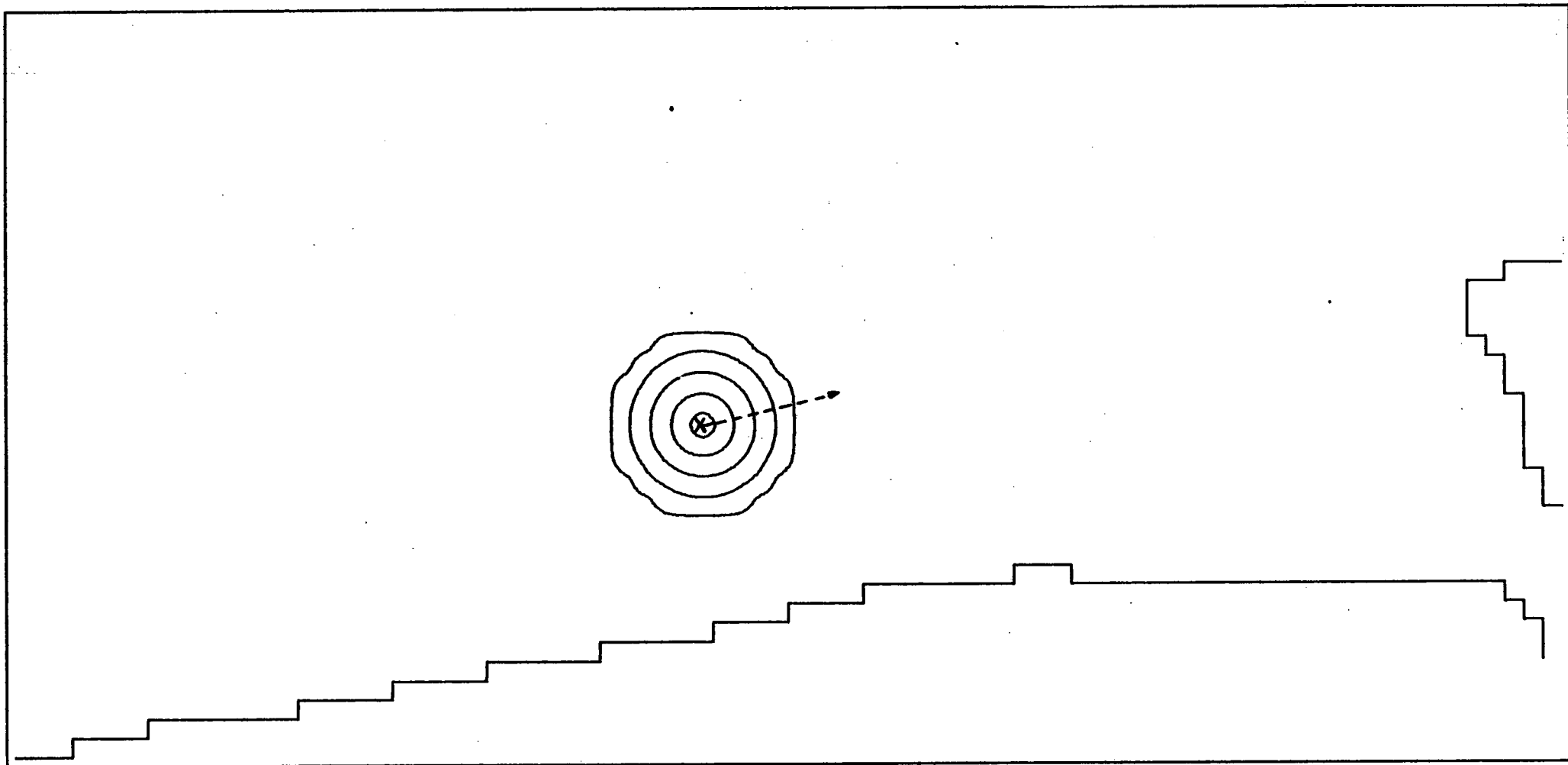


Fig. 3.1. Initiële distributie van een inerte tracer
met isokoncentratie kurven van 1, 10, 20, 30
en 40;
 \bar{C}_{\max} is gelijk aan 45.

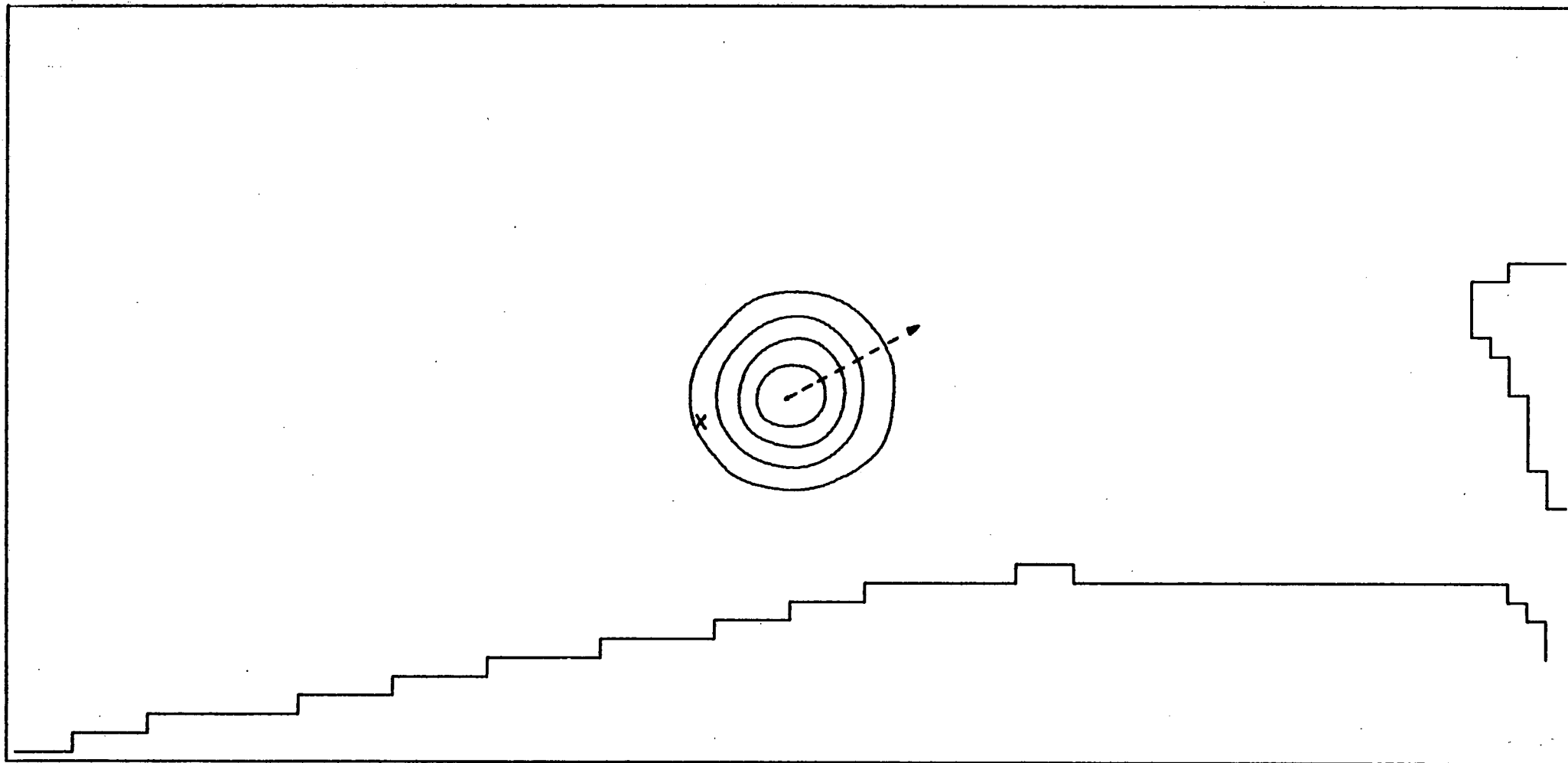


Fig. 3.2. Distributie van de isokoncentratie kurven 1, 10, 20, 30
en 40 na 115'
($\bar{C}_{\max} = 39$ en $M_t/M_o = 1.0138$).

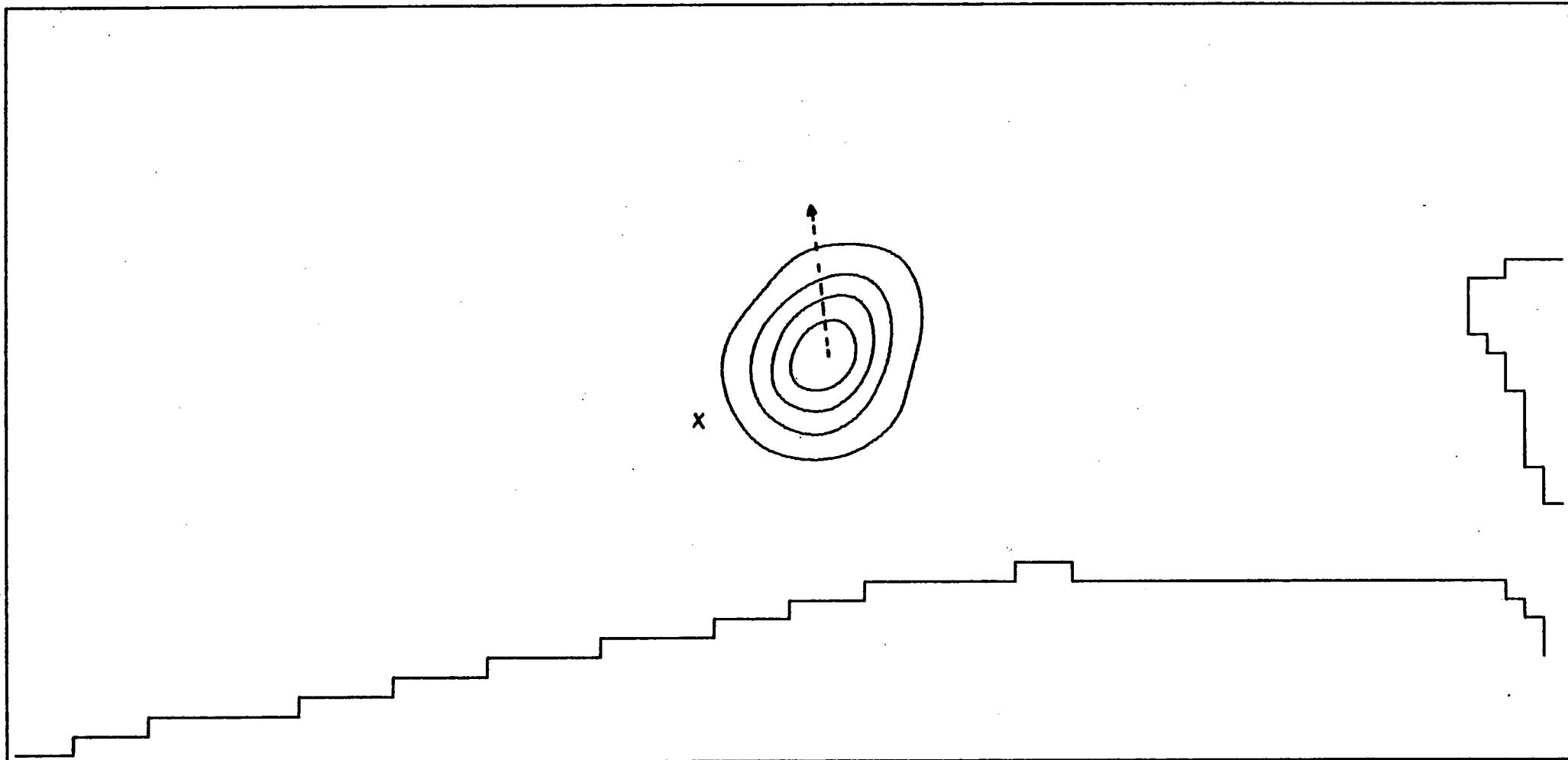


Fig. 3.3. Distributie van de isokonzentratie kurven 1, 10, 20 en 30 na 230'

$$(\bar{C}_{\max} = 38 ; M_t/M_o = 1.0139)$$

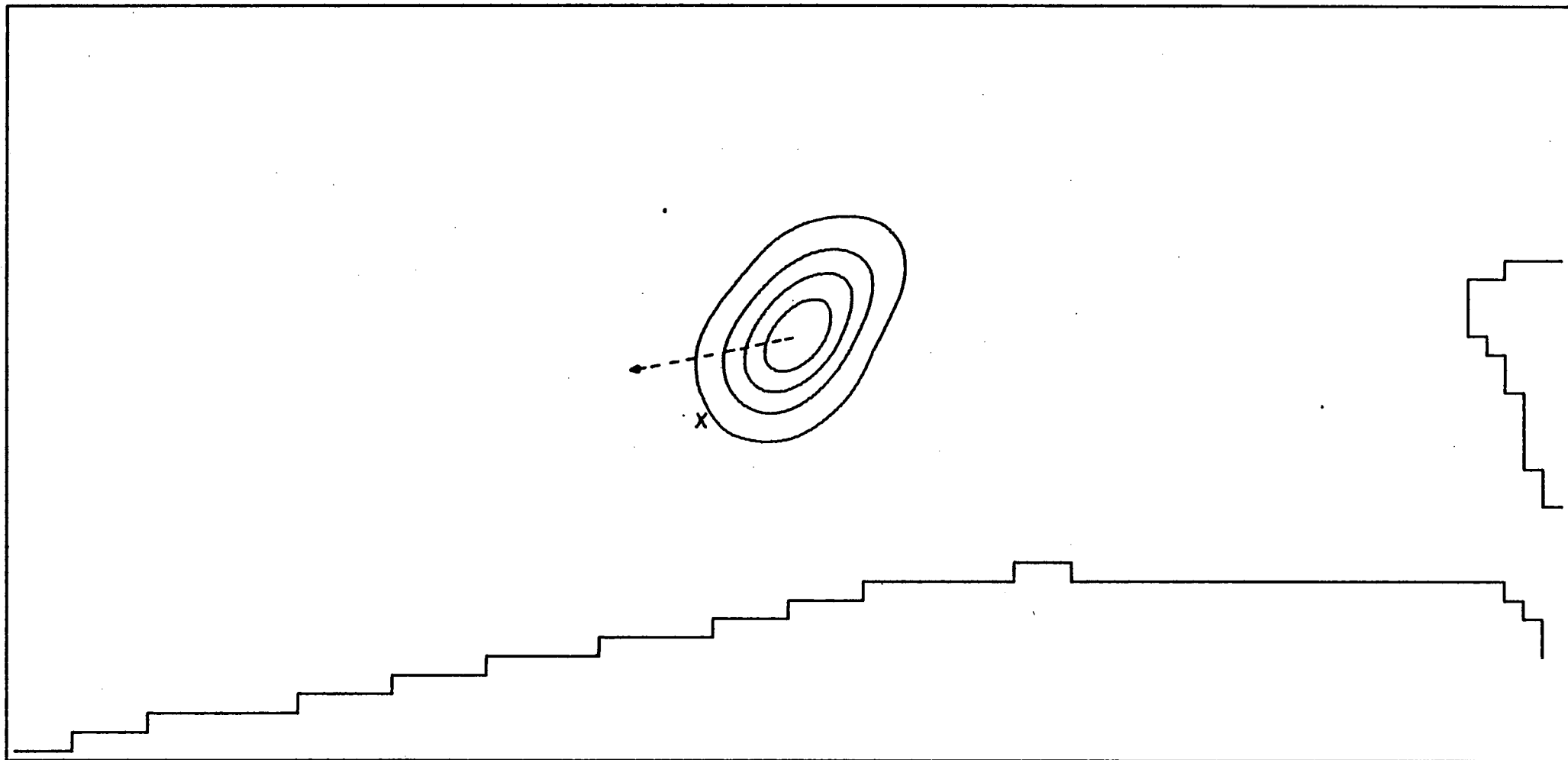


Fig. 3.4. Distributie van de isokonzentratie kurven

1, 10, 20 en 30 na 345! ($\bar{C}_{\max} = 37$; $M_t/M_o = 1.015$)

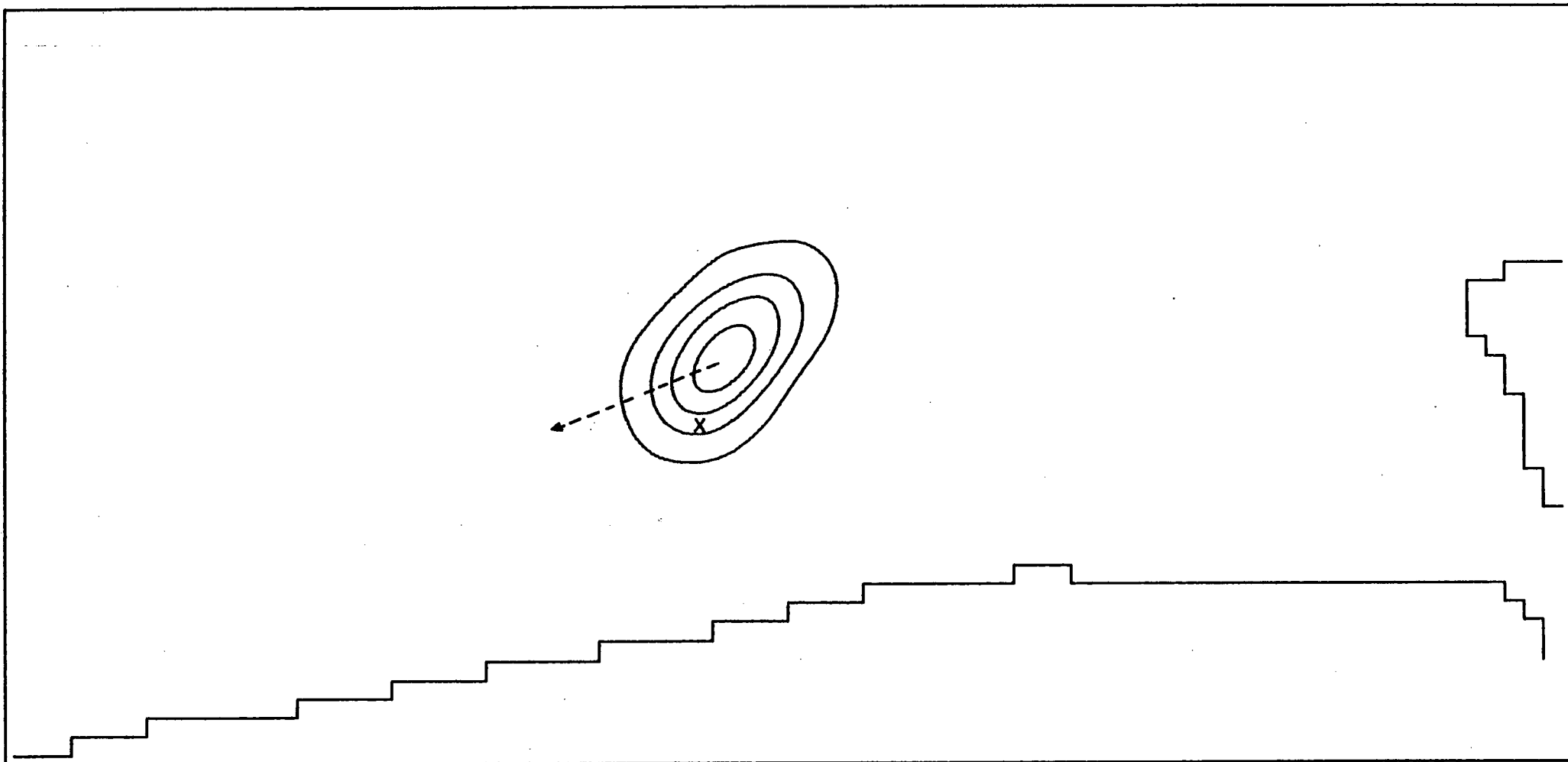


Fig. 3.5. Distributie van de isokonzentratie kurven

1, 10, 20 en 30 na 460' ($\bar{C}_{\max} = 36$; $M_t/M_o = 1.015$)

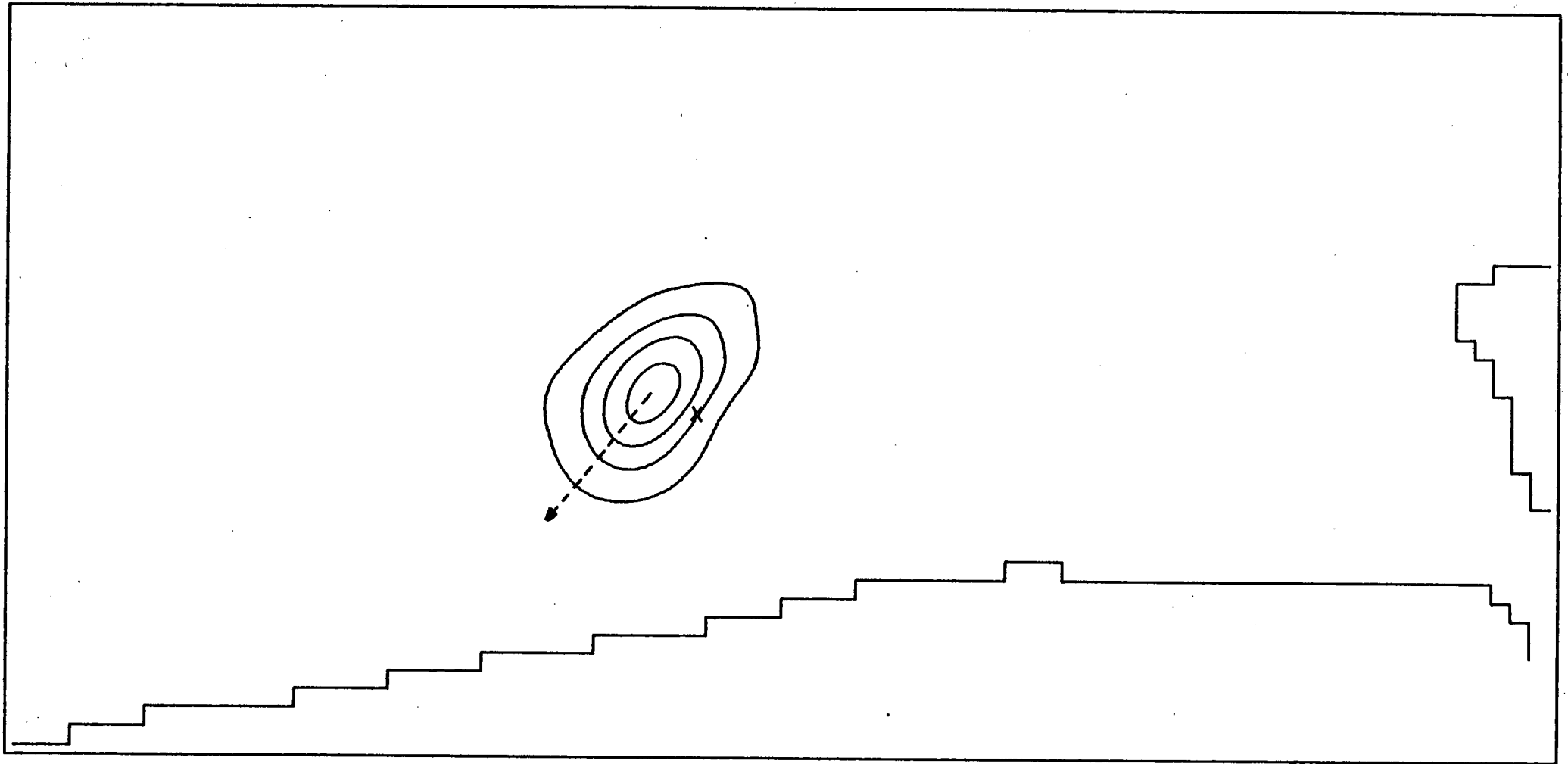


Fig. 3.6. Distributie van de isokoncentratie kurven

1, 10, 20 en 30 na 575'

$$\bar{C}_{\max} = 34; M_t/M_o = 1.0169)$$

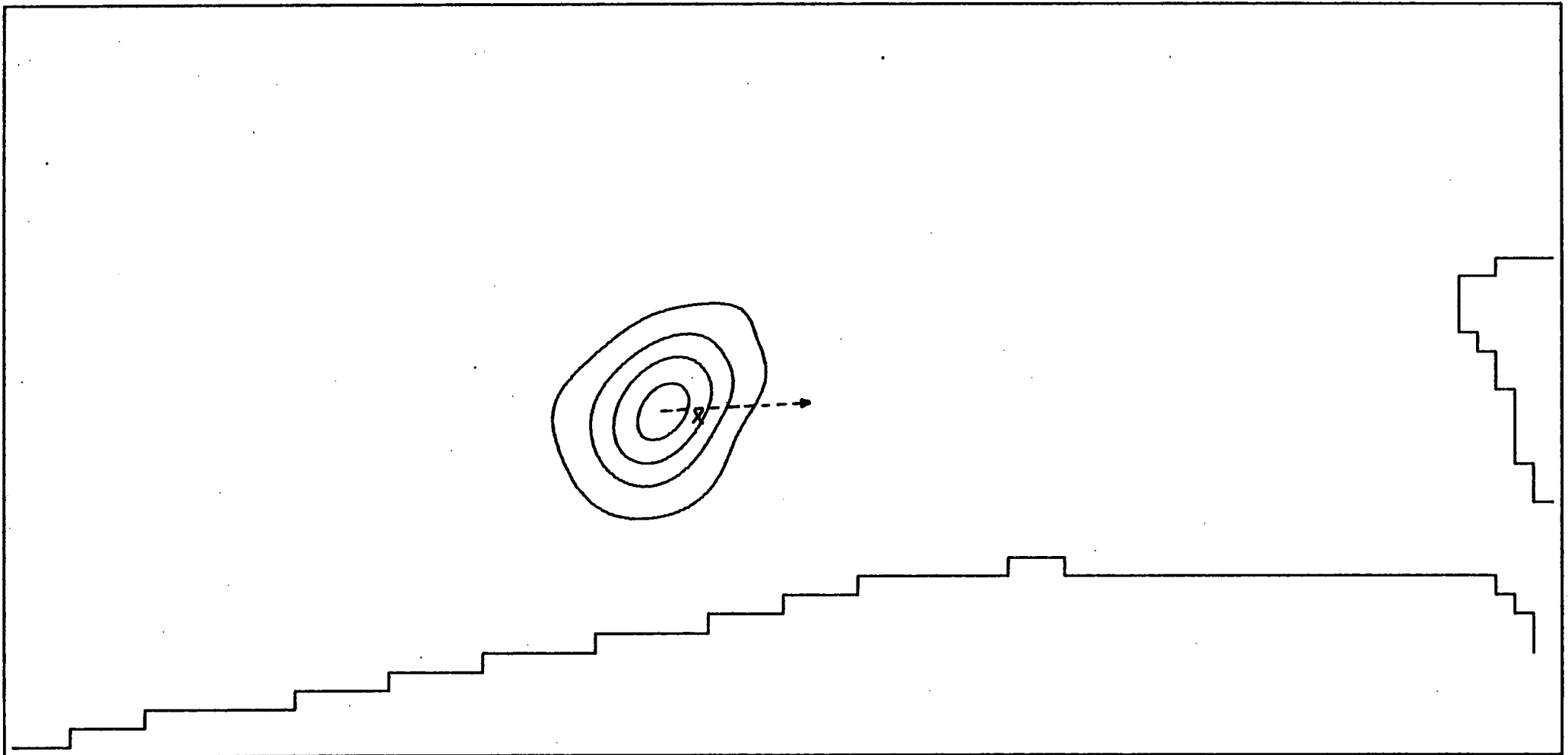


Fig. 3.7. Distributie van de isokoncentratie kurven

1, 10, 20 en 30 na 690'

($\bar{C}_{\max} = 35$; $M_t/M_o = 1.017$)

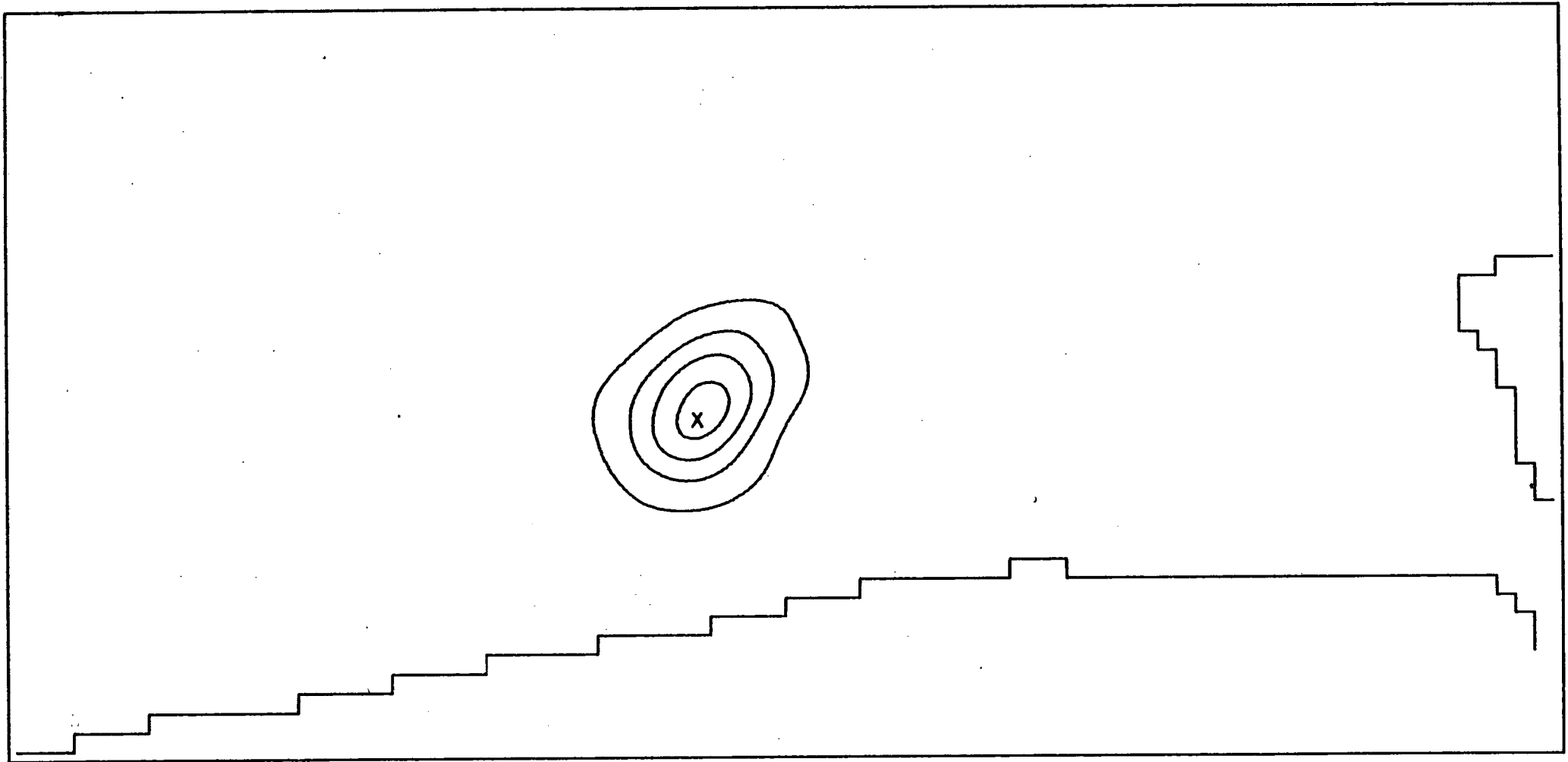


Fig. 3.8. Distributie van de isokonzentratie kurven
1, 10, 20 en 30 na één getijperiode
($\bar{C}_{\max} = 34$; $M_t/M_o = 1.016$)

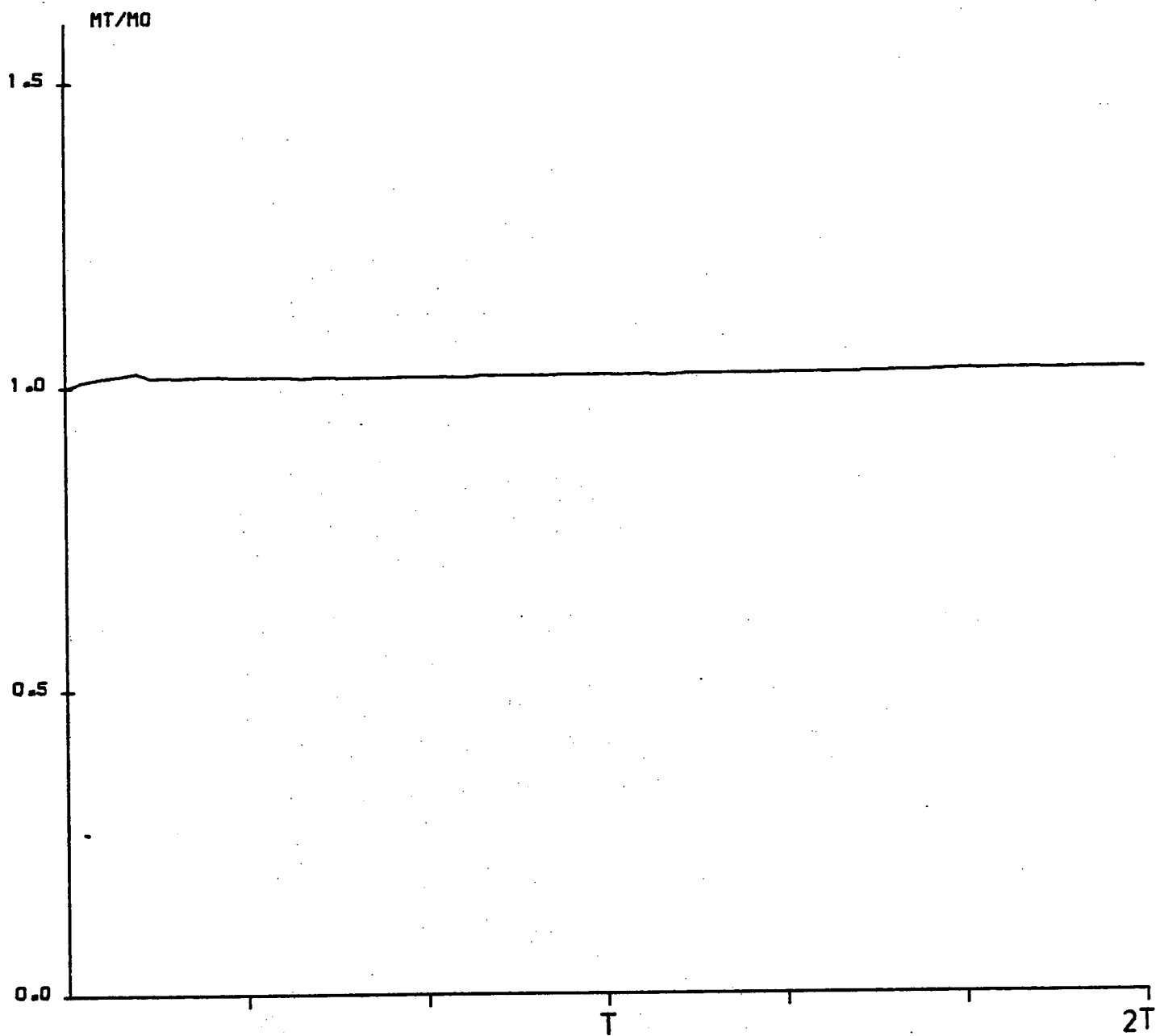


Fig. 3.9. Evolutie van de totale massa gedurende de twee eerste getijdencyclussen.

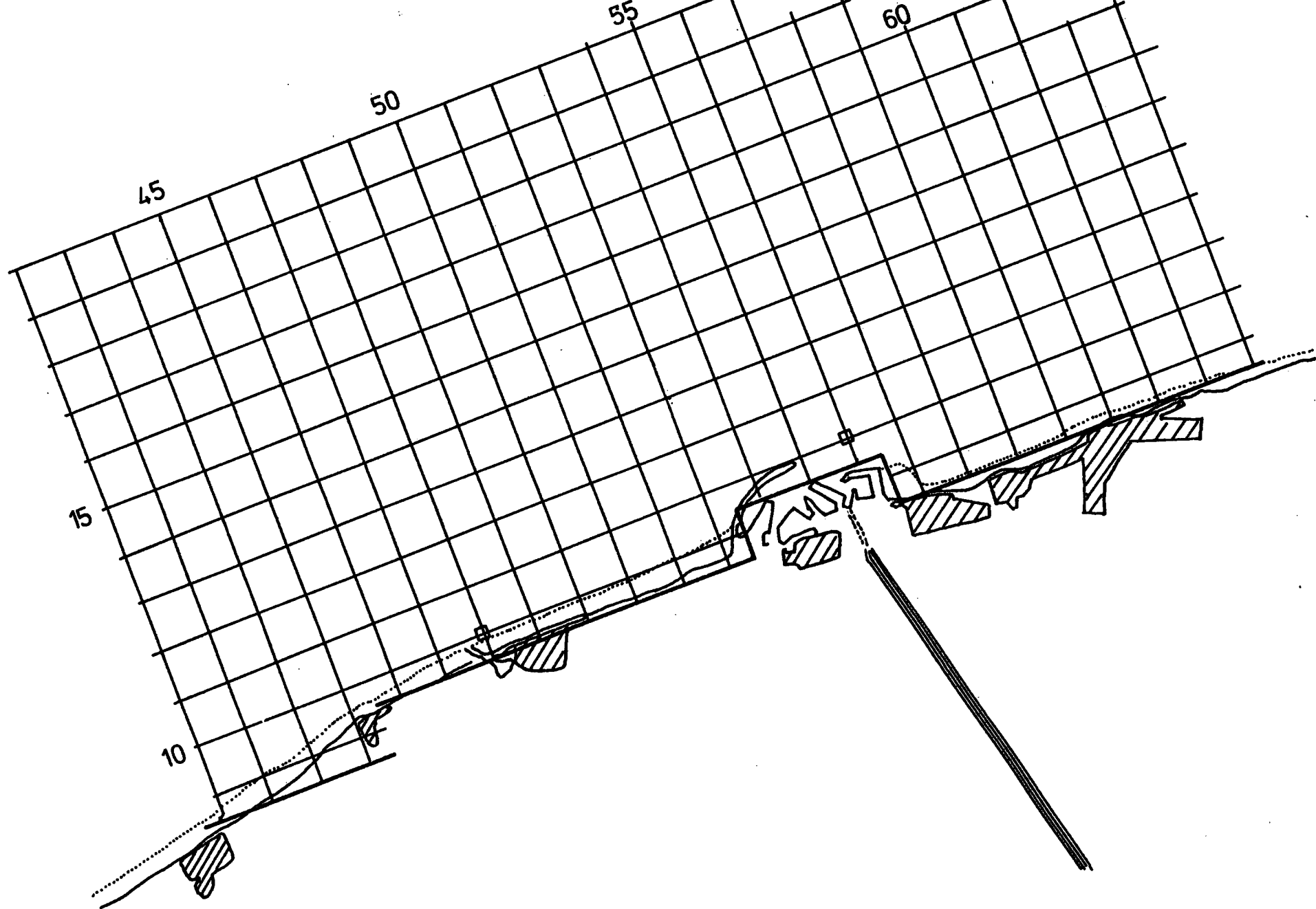


Fig. 3.10. Referentietoestand : ligging van de lozingspunten

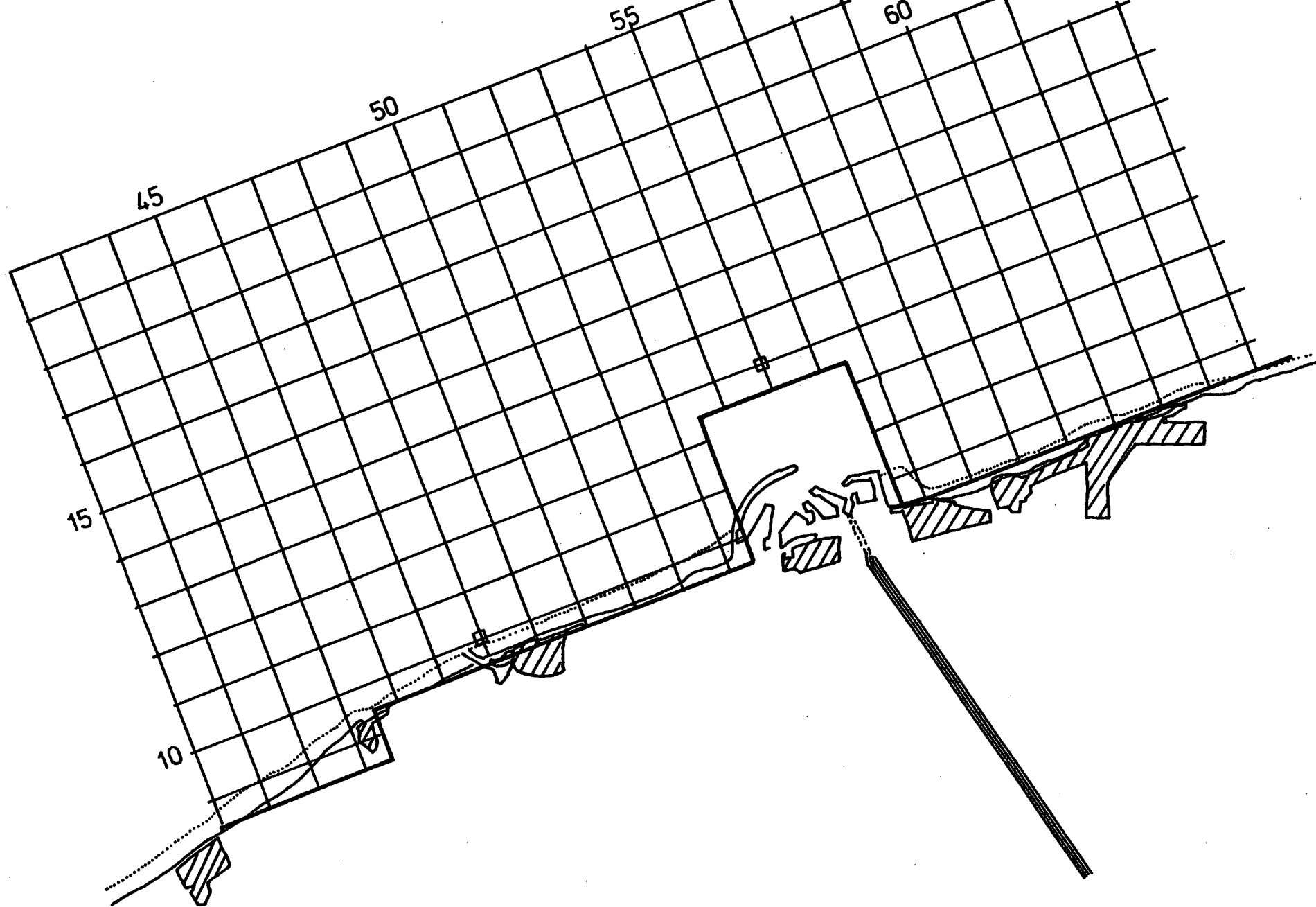


Fig. 3.11. Geperturbeerde toestand : ligging van de lozingspunten

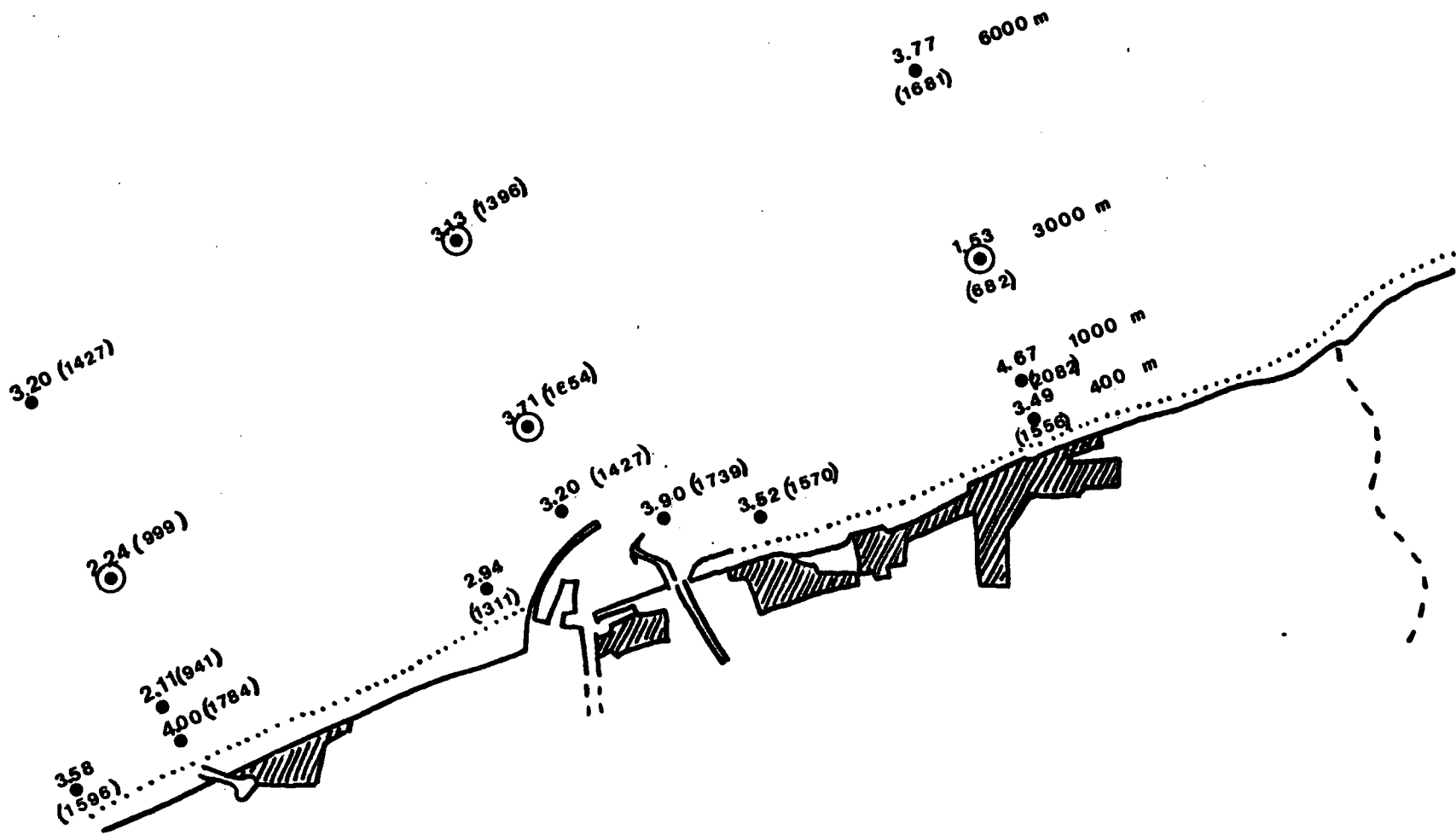


Fig. 4.1. Verspreiding van de BOD₅ waarden (mgO₂/l én (mgC/m³)) vóór Zeebrugge, van 9 tot 13 februari 1981.

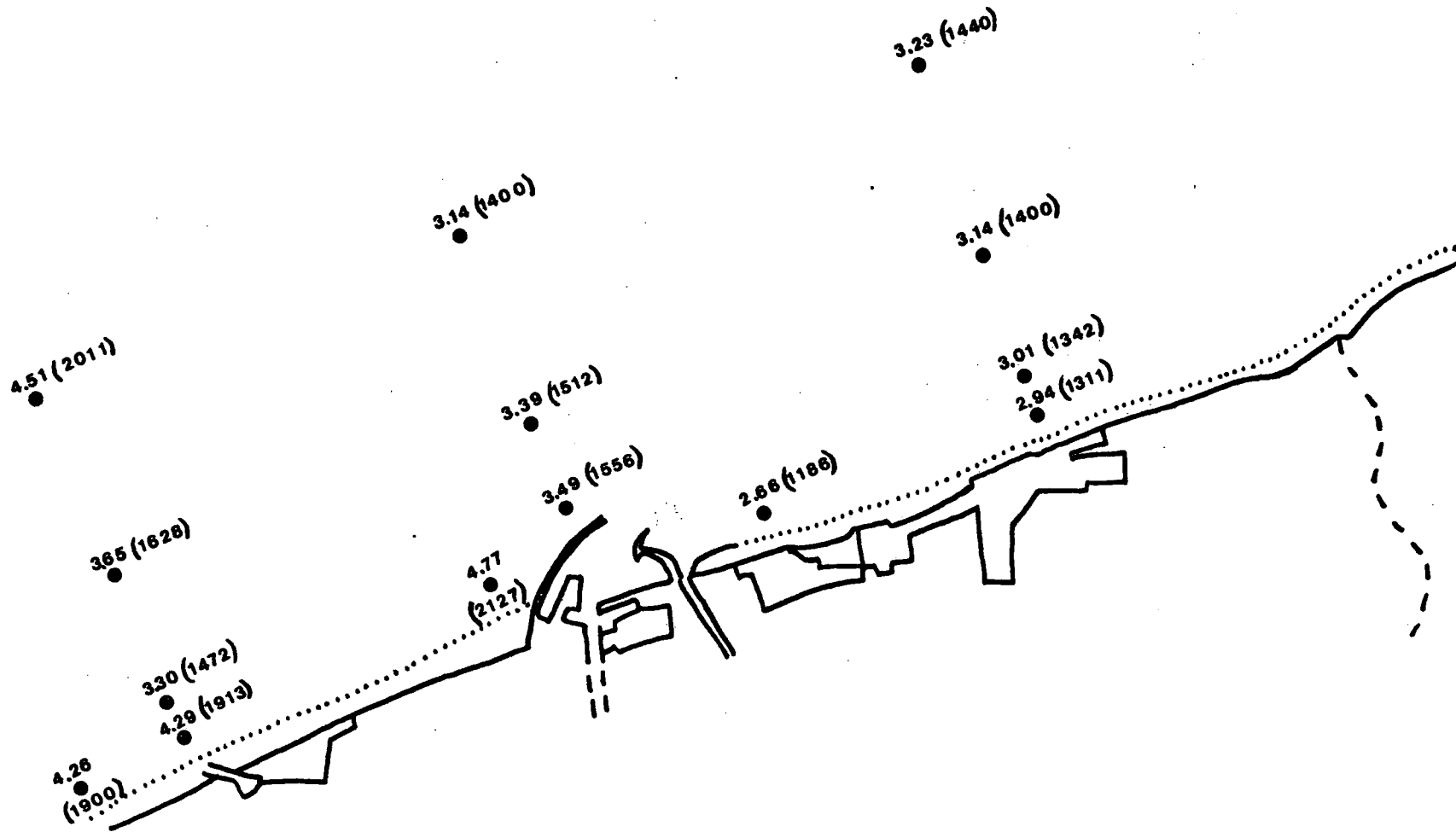


Fig. 4.2. Verspreiding van de BOD₅ waarden (mg O₂/l en (mg C/m³)) vóór Zeebrugge, op 11 en 12 mei 1981).

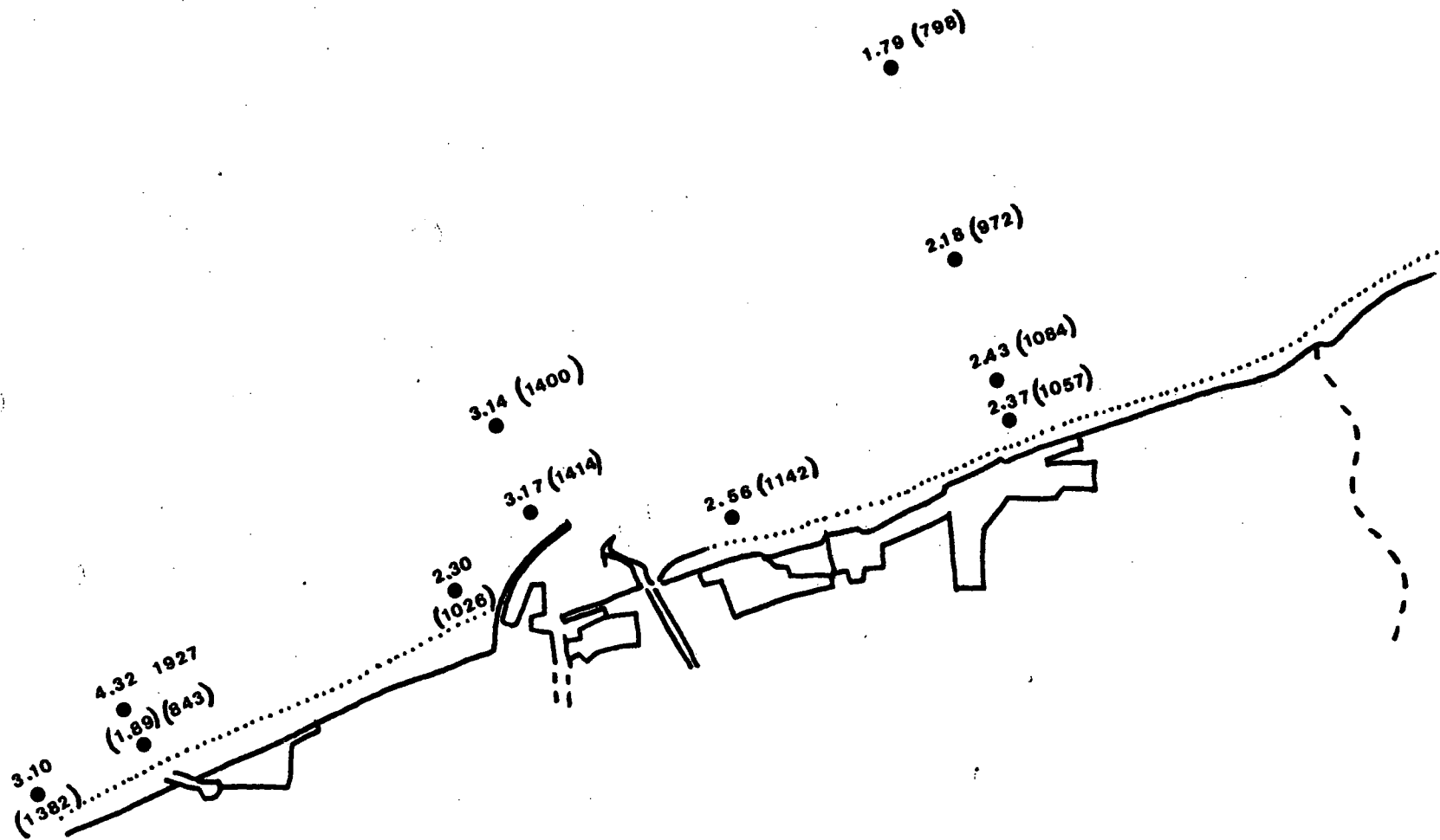


Fig. 4.3. Verspreiding van de BOD₅ waarden (mg O₂/l en (mg C/m³)) vóór Zeebrugge, op 6 en 7 juli 1982.

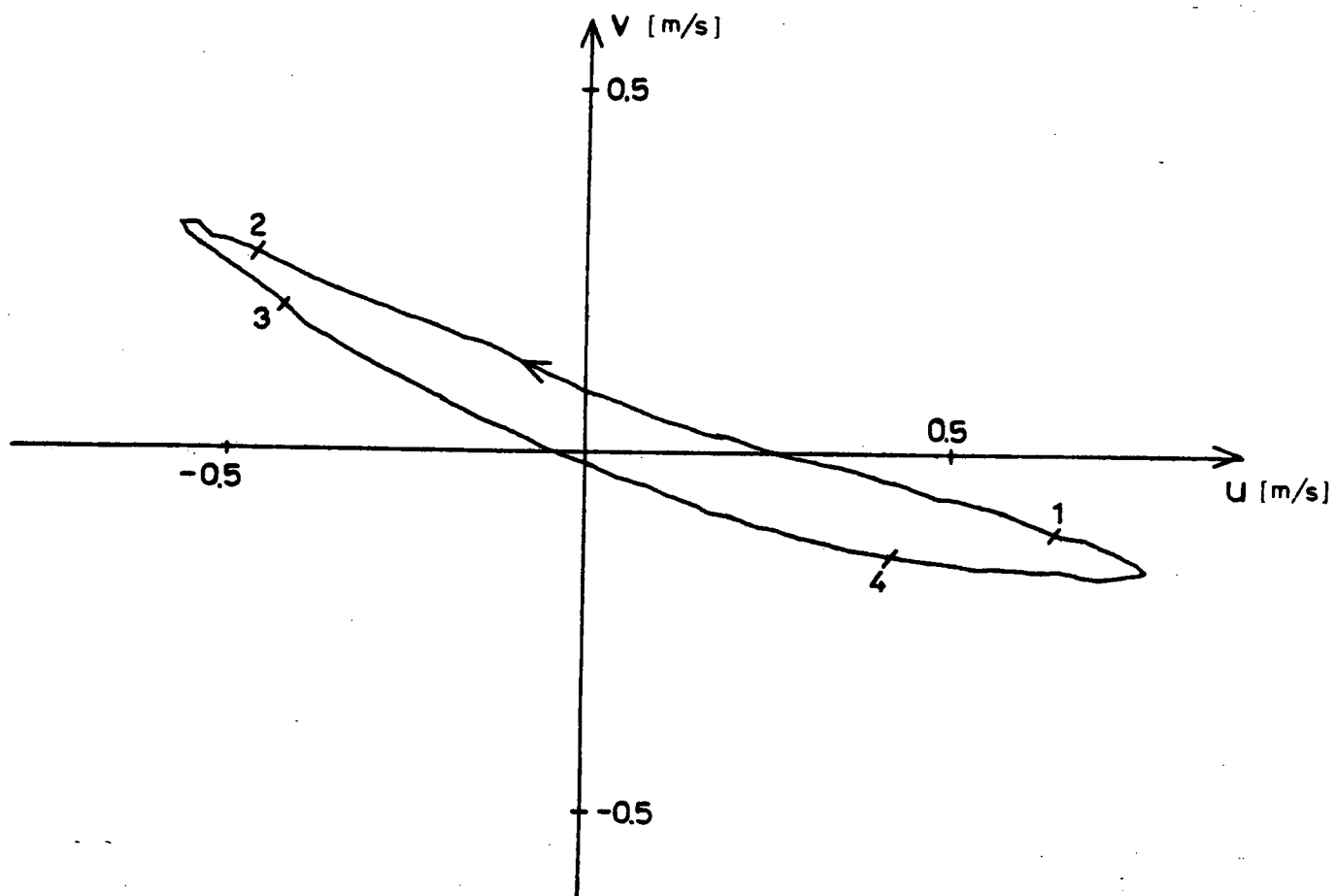


Fig. 4.4. getijellips op knoop (11,57) van het rooster van het model

- (1) : hoog water te Zeebrugge
- (2) : halftij na hoog water
- (3) : laag water
- (4) : halftij na laag water

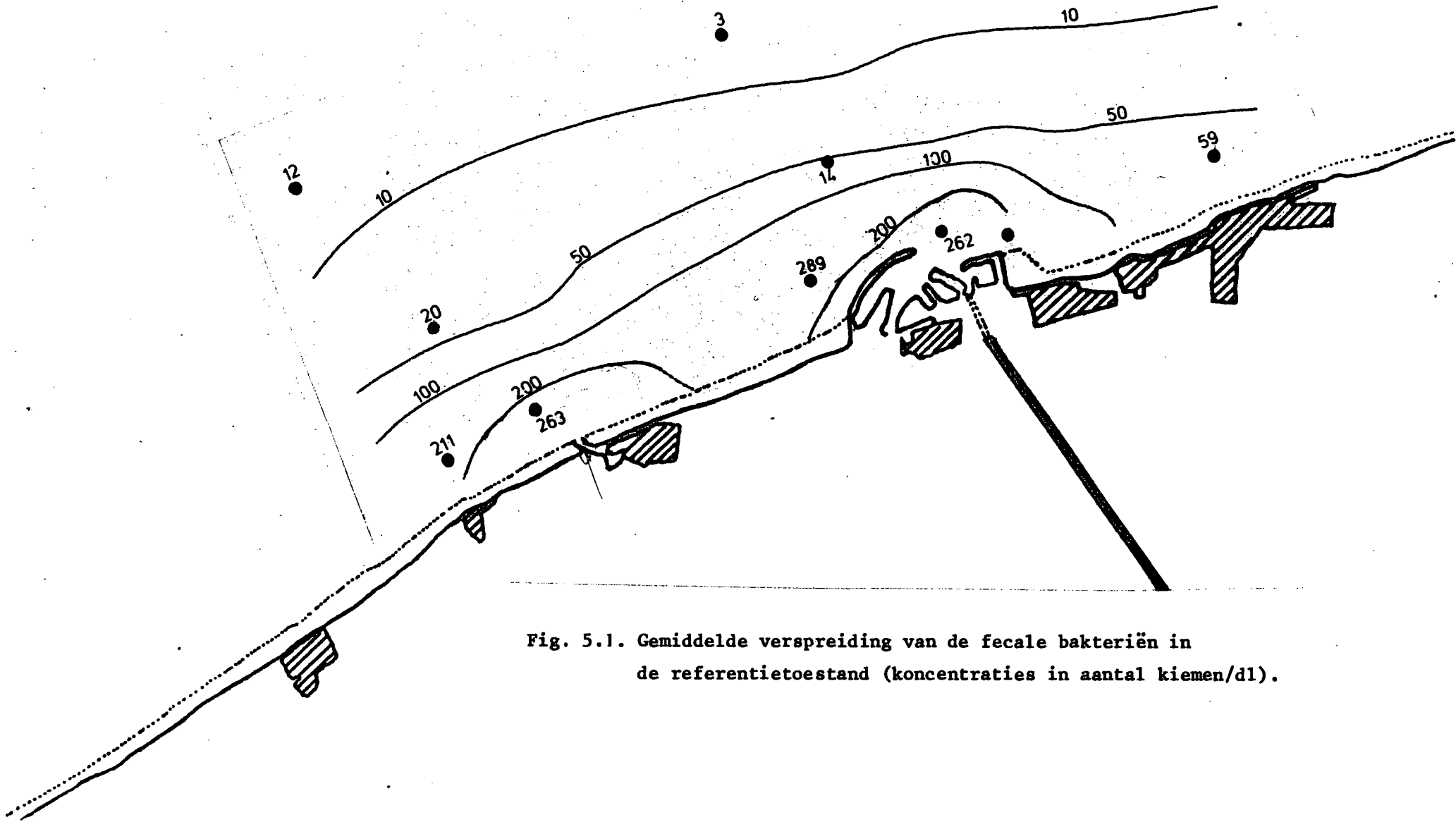


Fig. 5.1. Gemiddelde verspreiding van de fecale bacteriën in de referentietoestand (concentraties in aantal kiemen/dl).

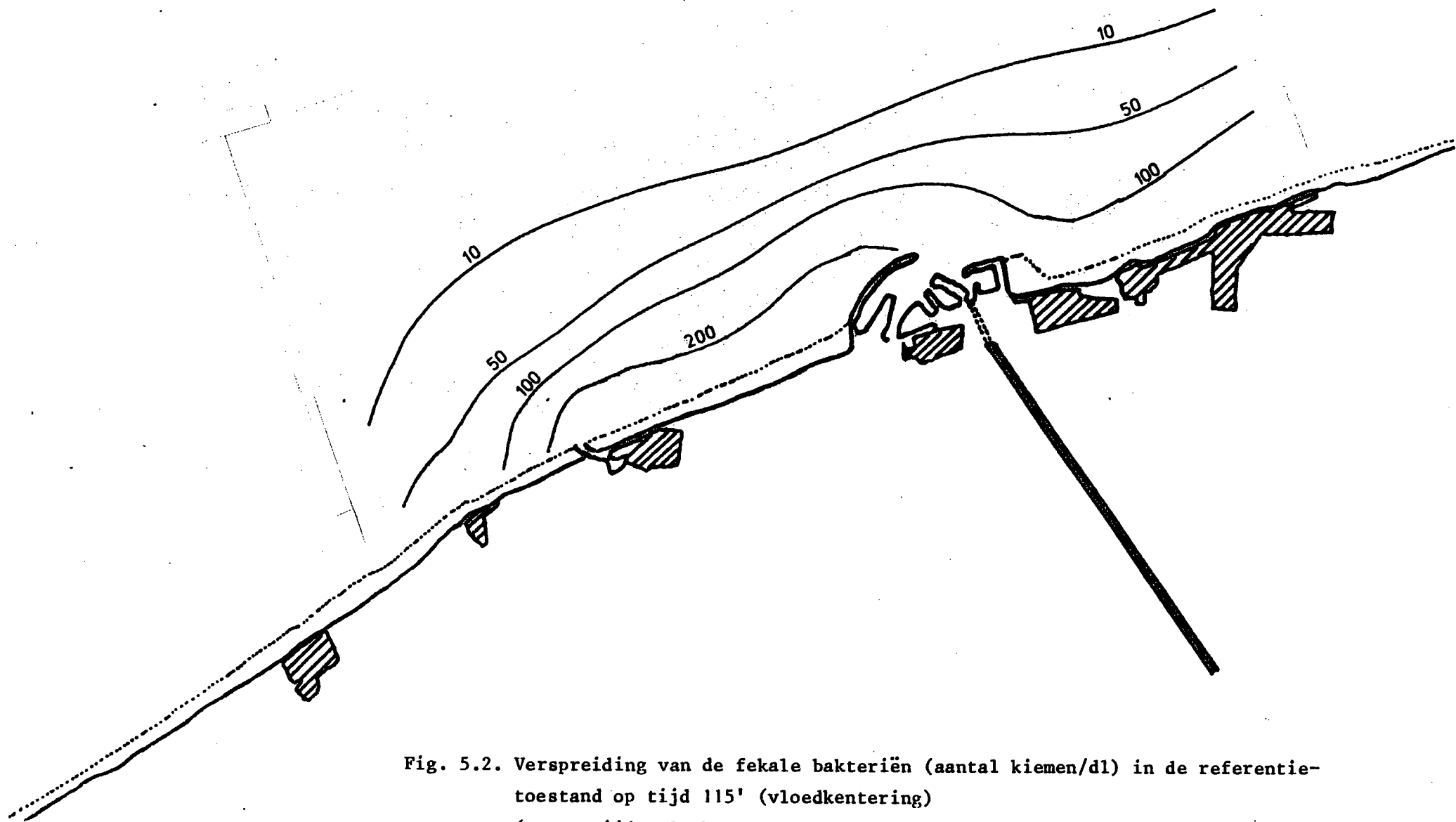


Fig. 5.2. Verspreiding van de fekale bacteriën (aantal kiemen/dl) in de referentietoestand op tijd 115' (vloedkentering)
 (opm.: tijd = 0 komt overeen met de maantransit te Greenwich)

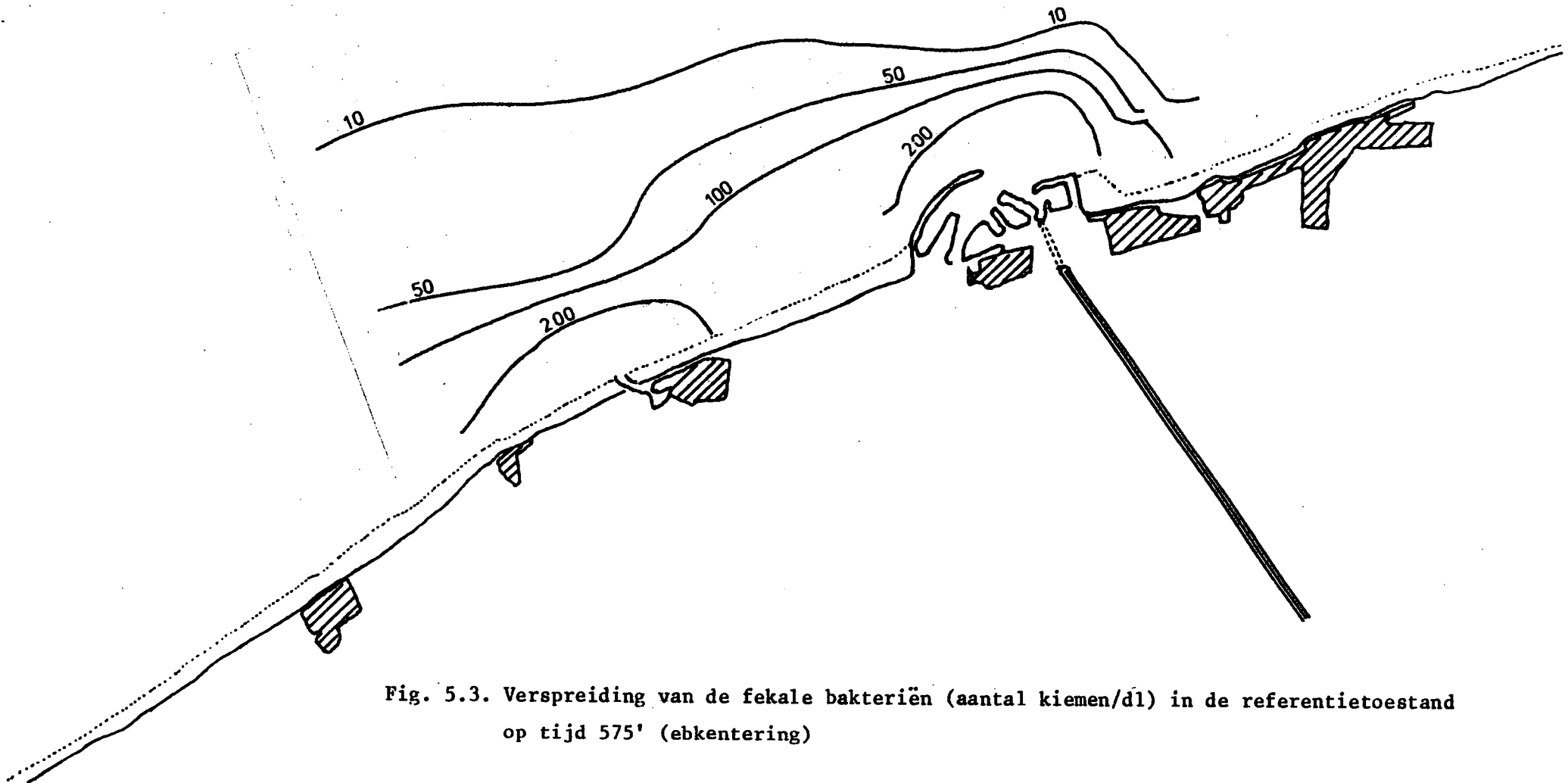


Fig. 5.3. Verspreiding van de fekale bacteriën (aantal kiemen/dl) in de referentietoestand op tijd 575' (ebkentering)

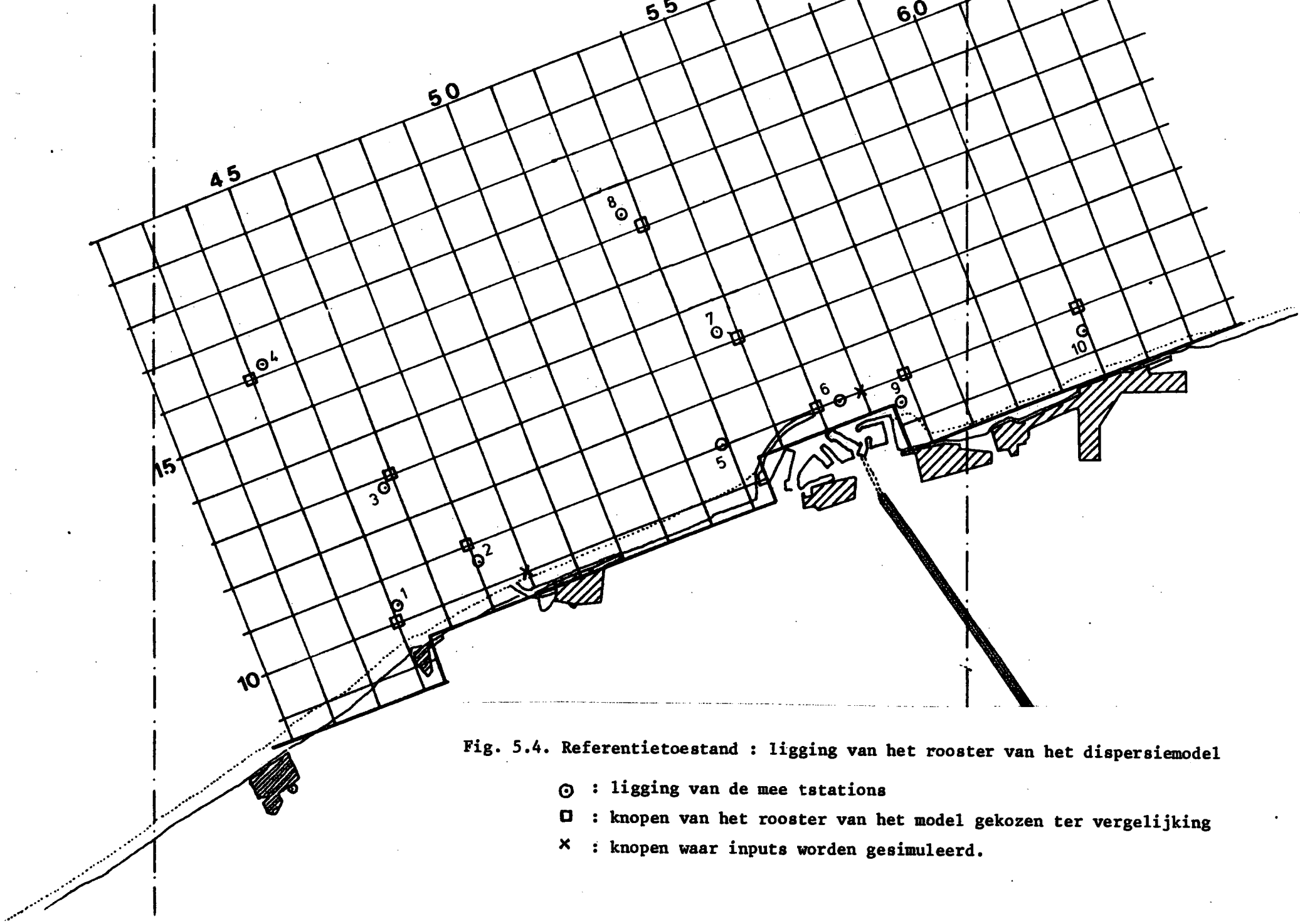


Fig. 5.4. Referentietoestand : ligging van het rooster van het dispersiemodel

- ⊙ : ligging van de meetstations
- : knopen van het rooster van het model gekozen ter vergelijking
- × : knopen waar inputs worden gesimuleerd.

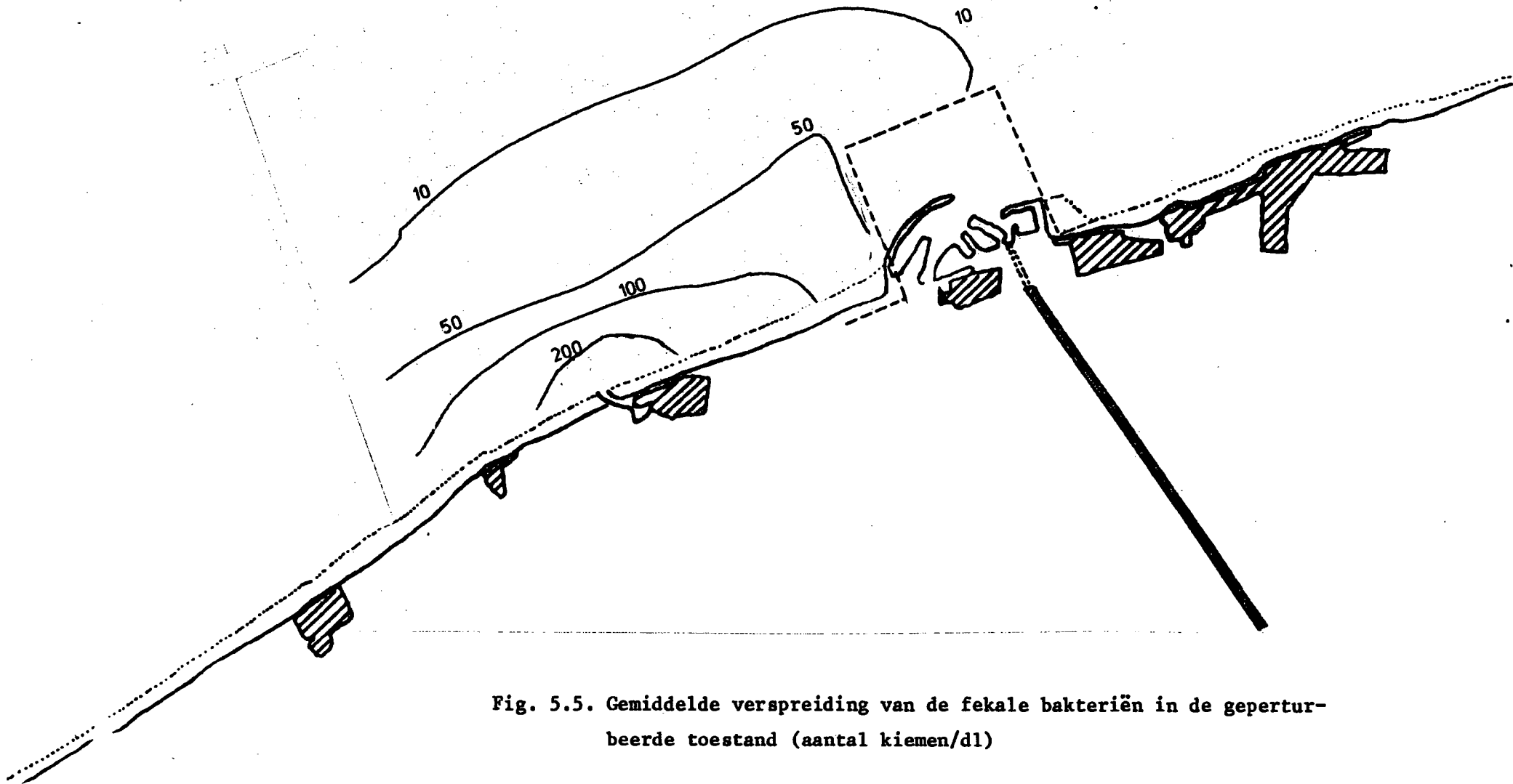


Fig. 5.5. Gemiddelde verspreiding van de fekale bakteriën in de geperturbeerde toestand (aantal kiemen/dl)

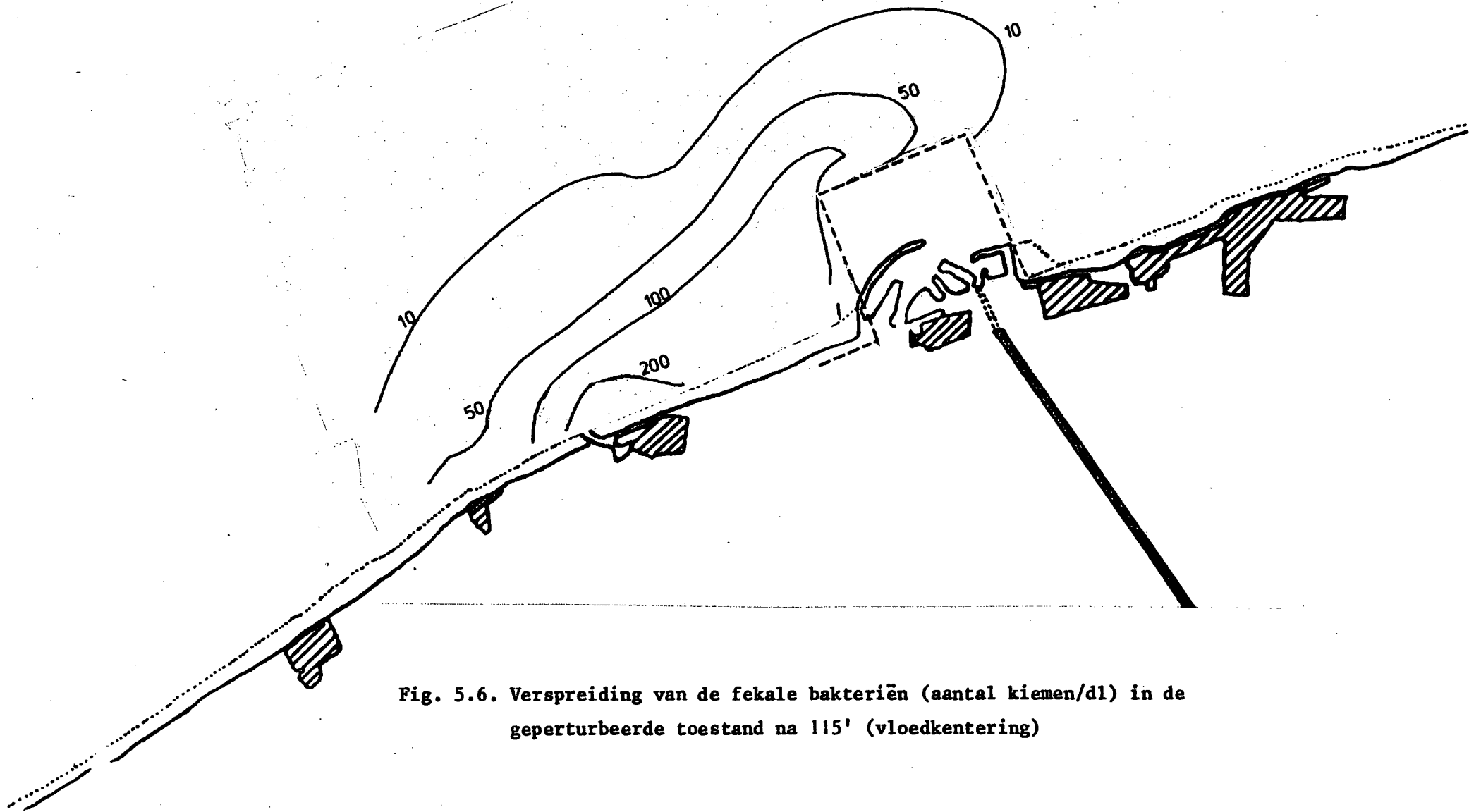


Fig. 5.6. Verspreiding van de fekale bacteriën (aantal kiemen/dl) in de geperturbeerde toestand na 115' (vloedkentering)

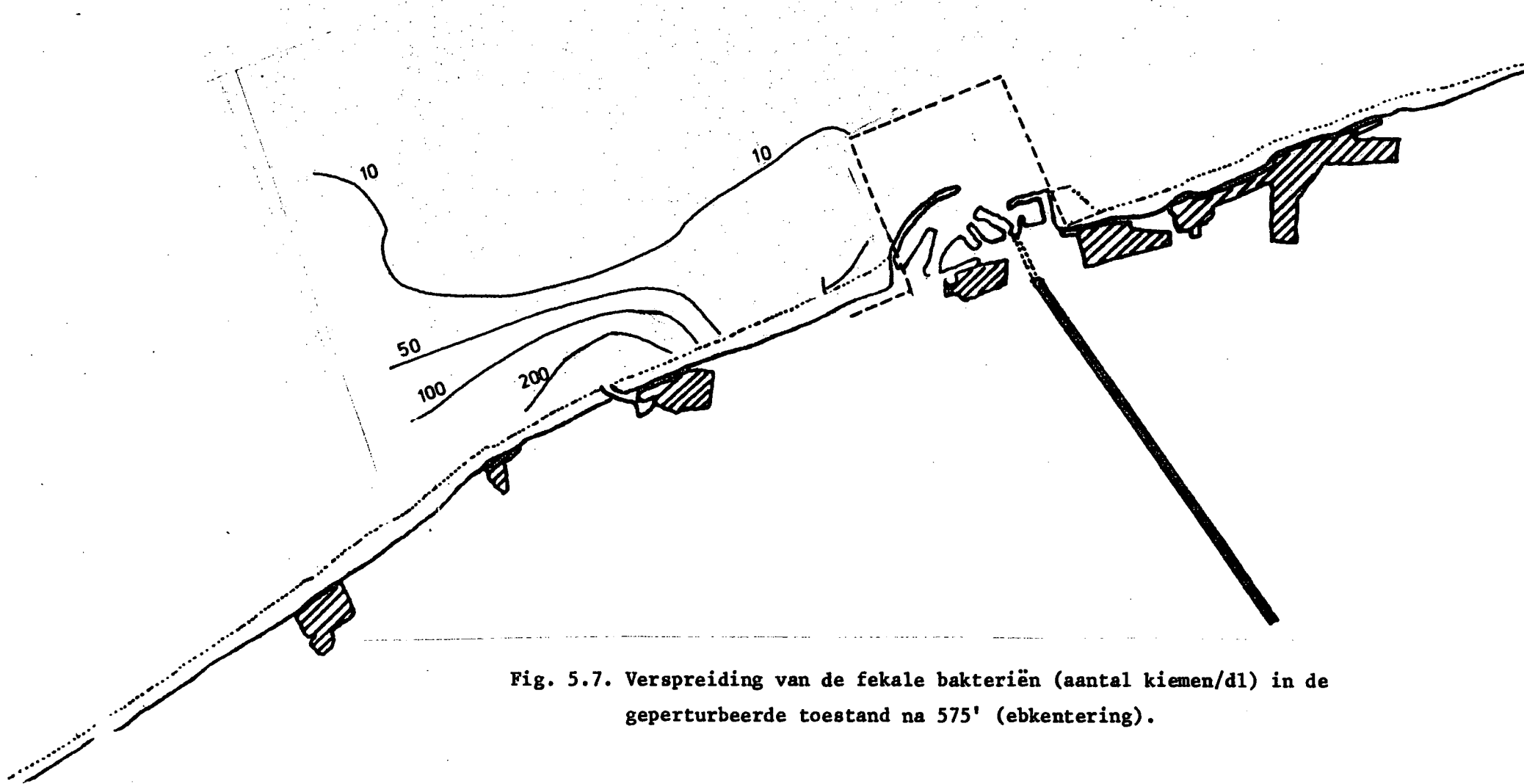


Fig. 5.7. Verspreiding van de fekale bakteriën (aantal kiemen/dl) in de geperturbeerde toestand na 575' (ebkentering).

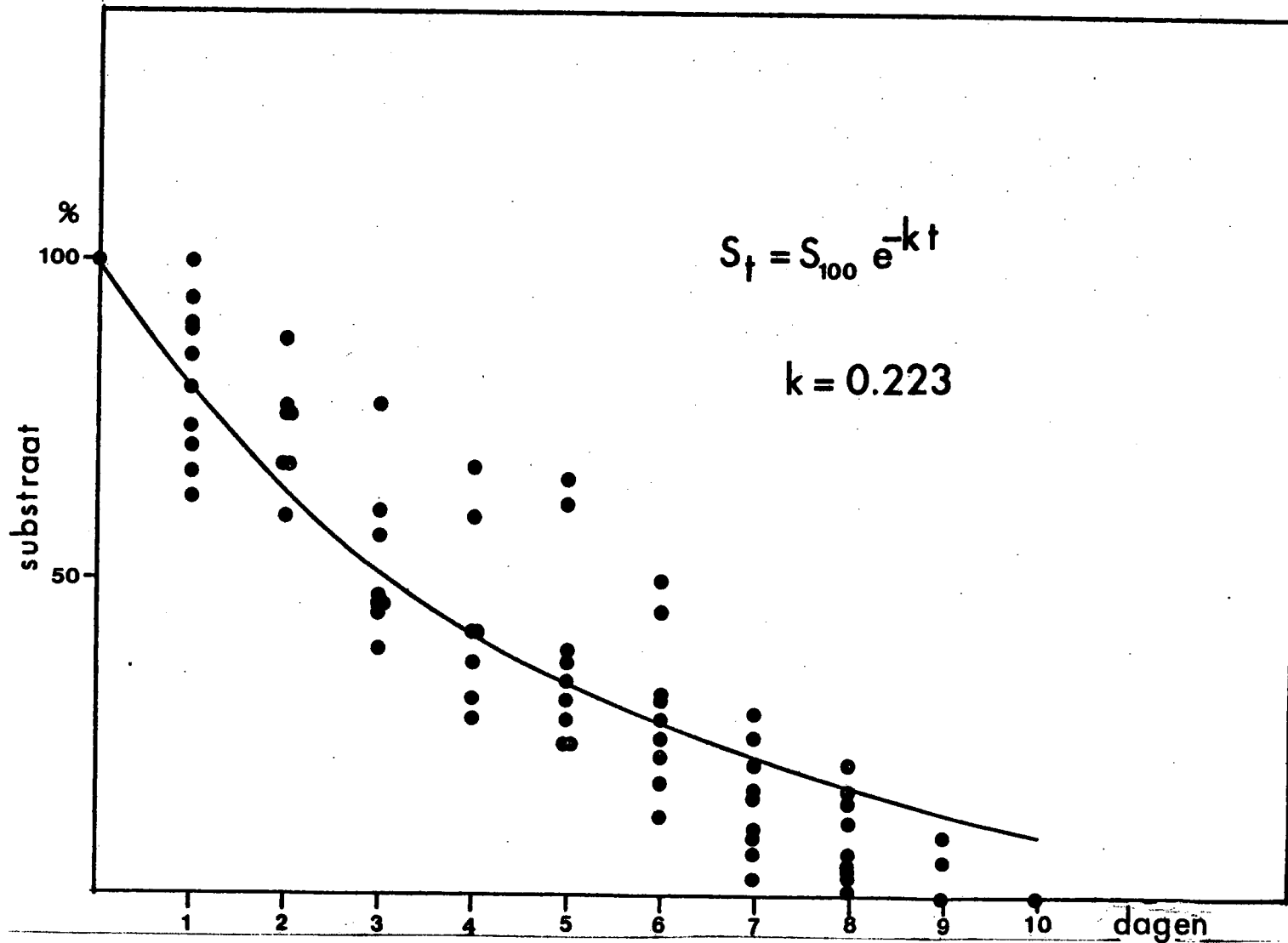


Fig. 6.1. Experimentele waarden en gemiddelde kinetische biodegradatiecurve in de zone vóór Zeebrugge (dubbel omcirkelde meetpunten in fig. 4.1), voor de meetcampagnes van februari, mei en juli 1982.

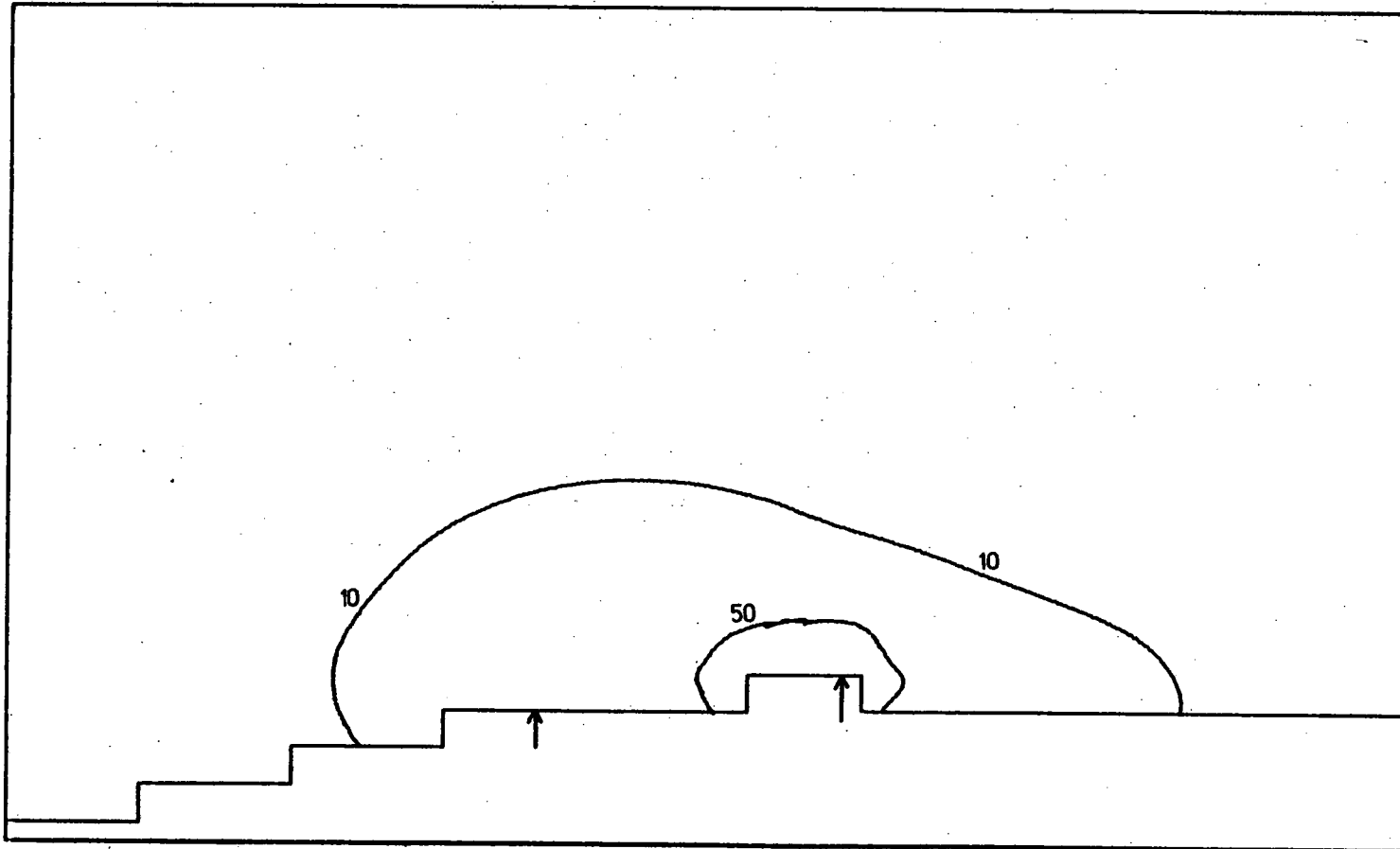


Fig. 6.2. Referentietoestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijden-
cyclus, van het gehalte (mgC/m^3) aan D.O.M. , te wijten aan de
lozingen aan de kust.

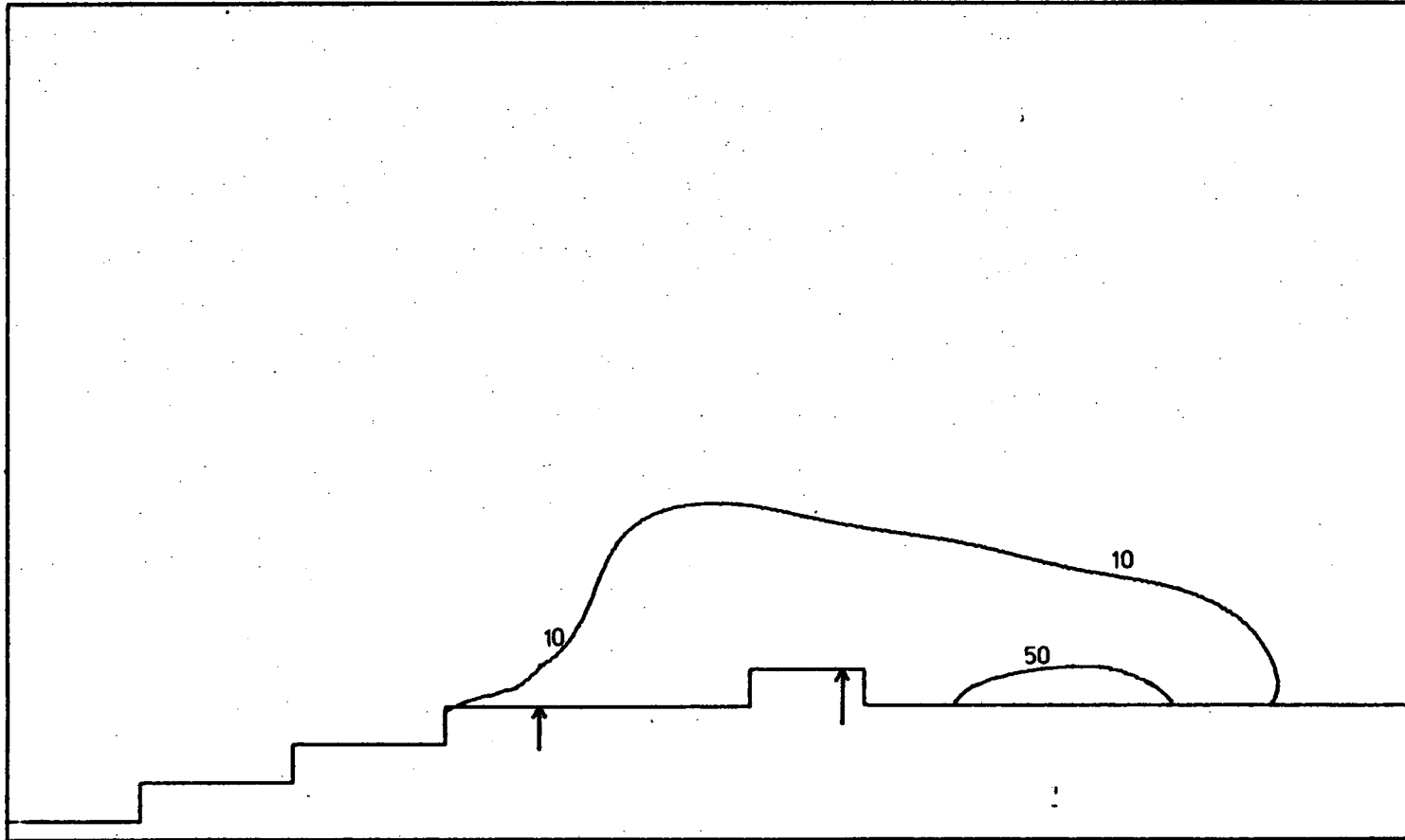


Fig. 6.3. Referentietoestand : verhoging na 115' van het gehalte (mgC/m^3)
aan D.O.M. , te wijten aan de lozingen aan de kust.

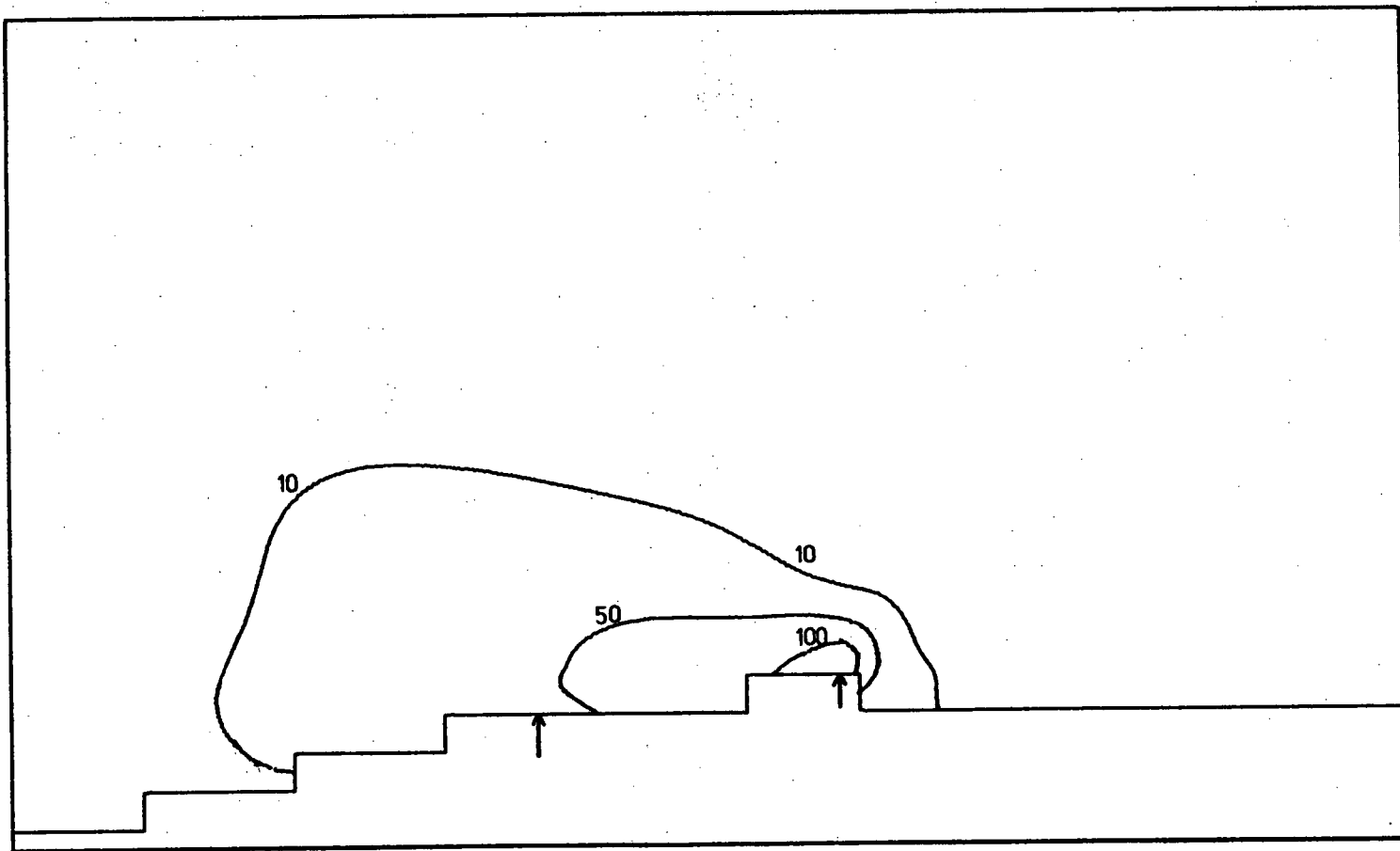


Fig. 6.4. Referentietoestand : verhoging na 575' van het gehalte (mgC/m^3)
aan D.O.M. , te wijten aan de lozingen aan de kust.

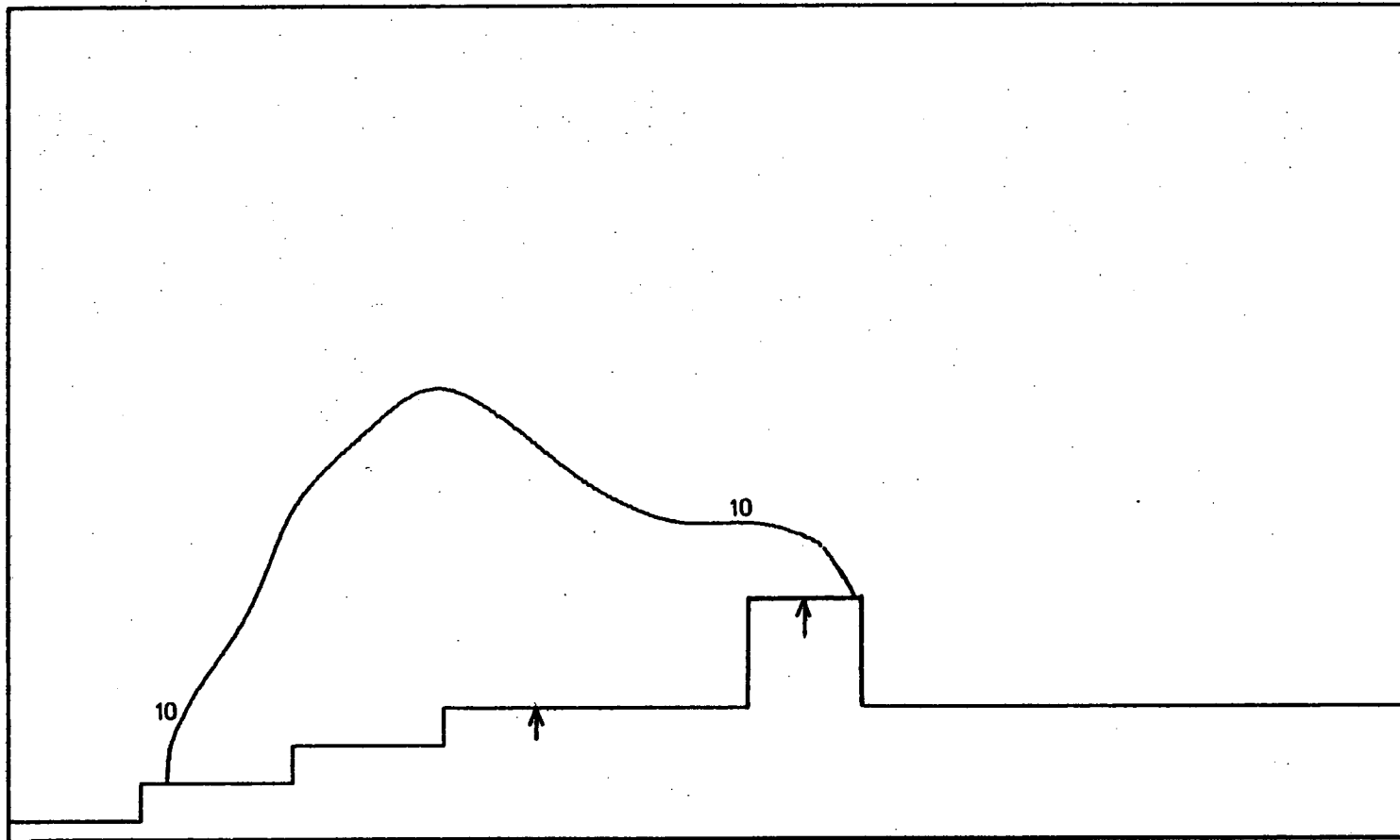


Fig. 6.5. Geperturbeerde toestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijdencyclus, van het gehalte (mgC/m^3) aan D.O.M., te wijten aan de lozingen aan de kust.

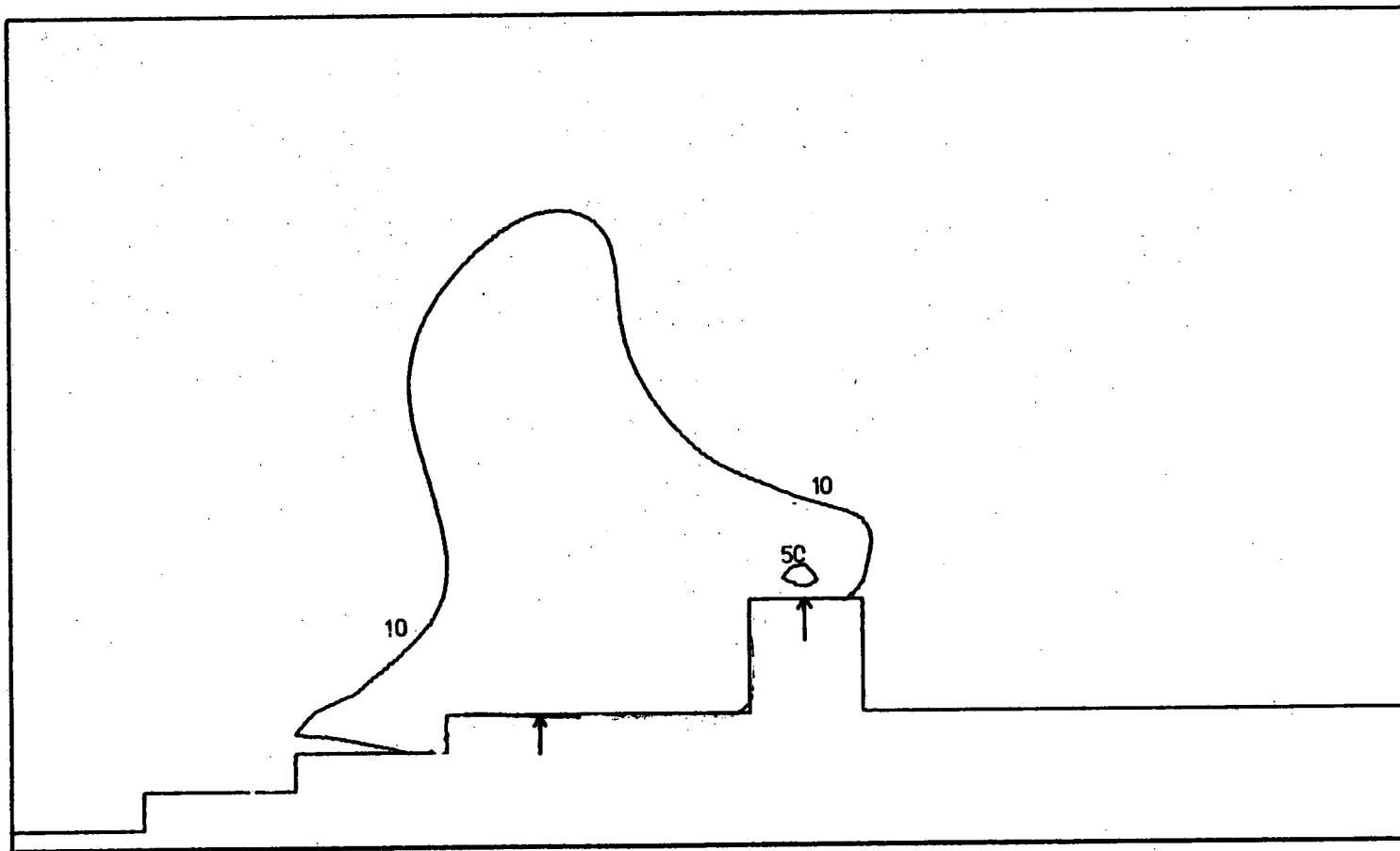


Fig. 6.6. Geperturbeerde toestand : verhoging na 115' van het gehalte (mgC/m³) aan D.O.M. , te wijten aan de lozingen aan de kust.

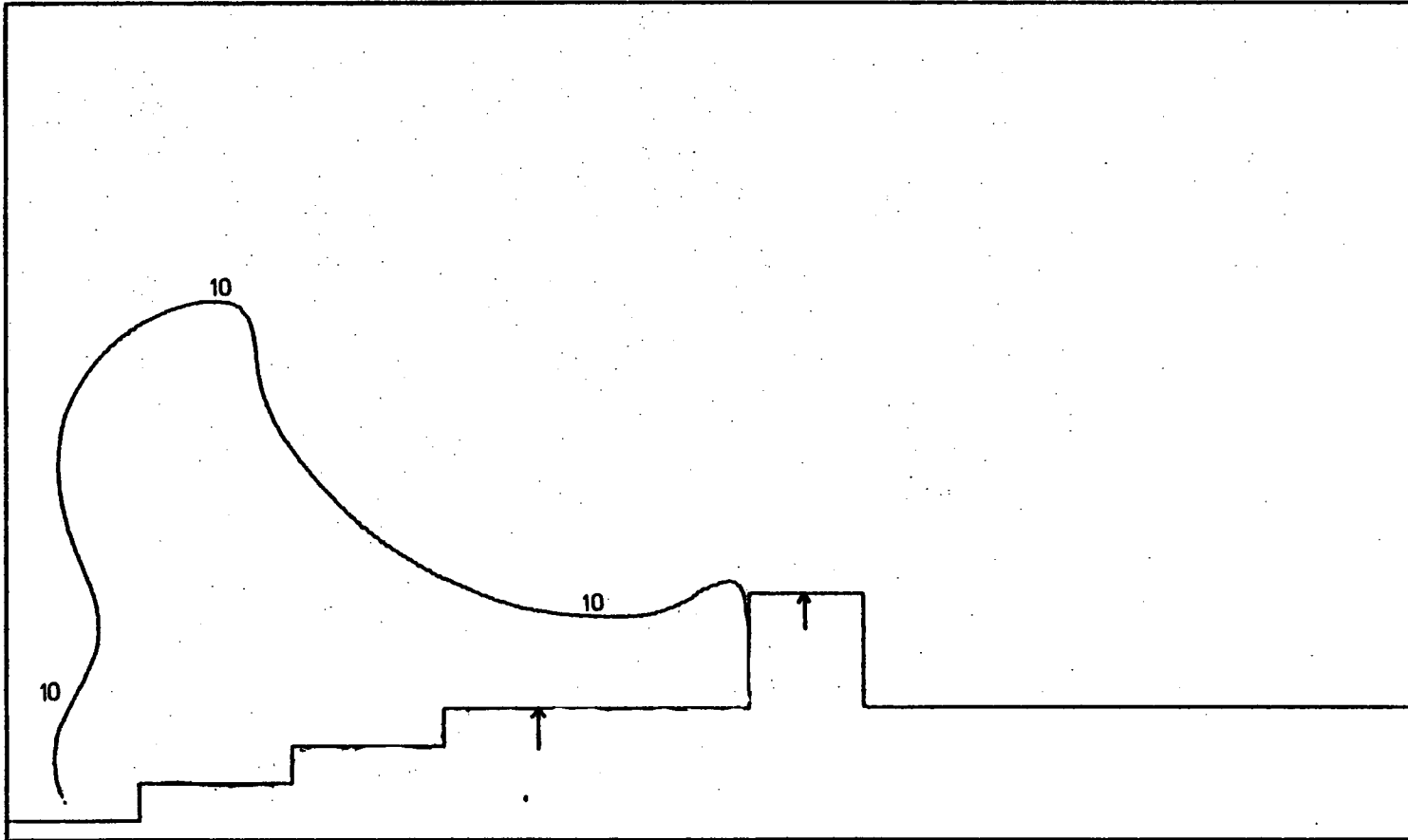


Fig. 6.7. Geperturbeerde toestand : verhoging na 575' van het gehalte (mgC/m^3) aan D.O.M., te wijten aan de lozingen aan de kust.

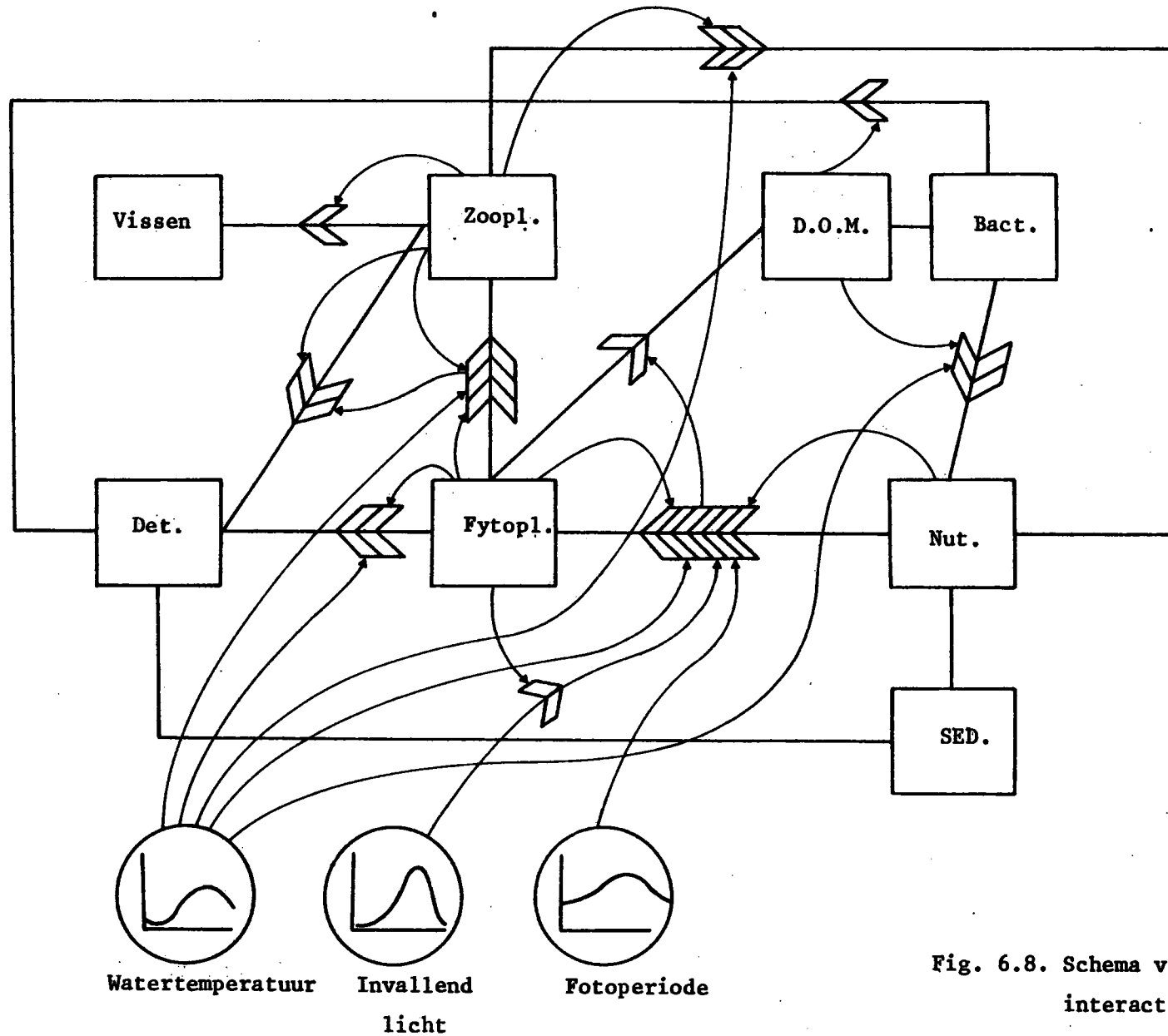


Fig. 6.8. Schema van de ecologische interacties in een marien ecosysteem.

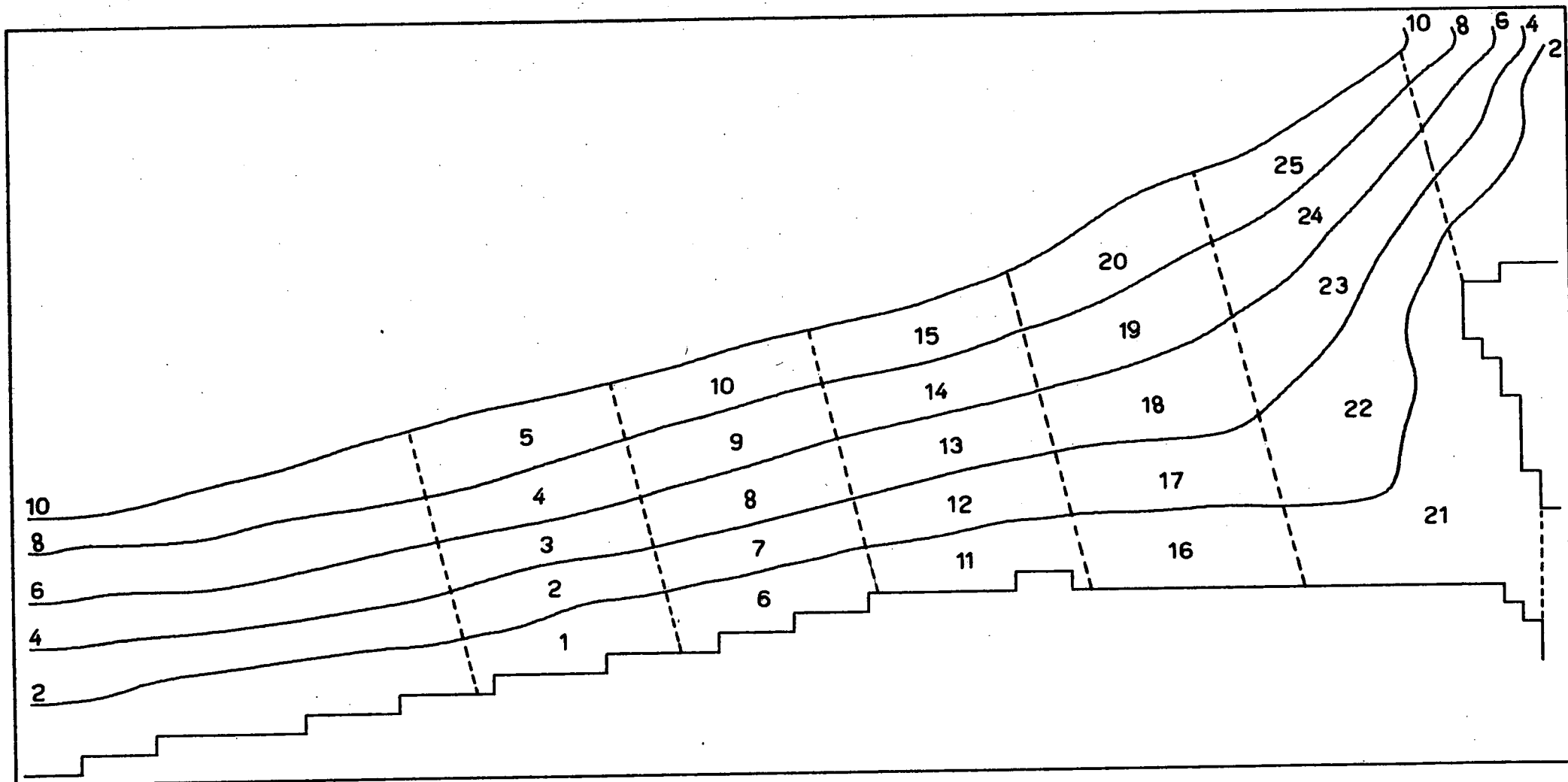


Fig. 6.9. Positie van de 25 dozen in de Belgische kustzone

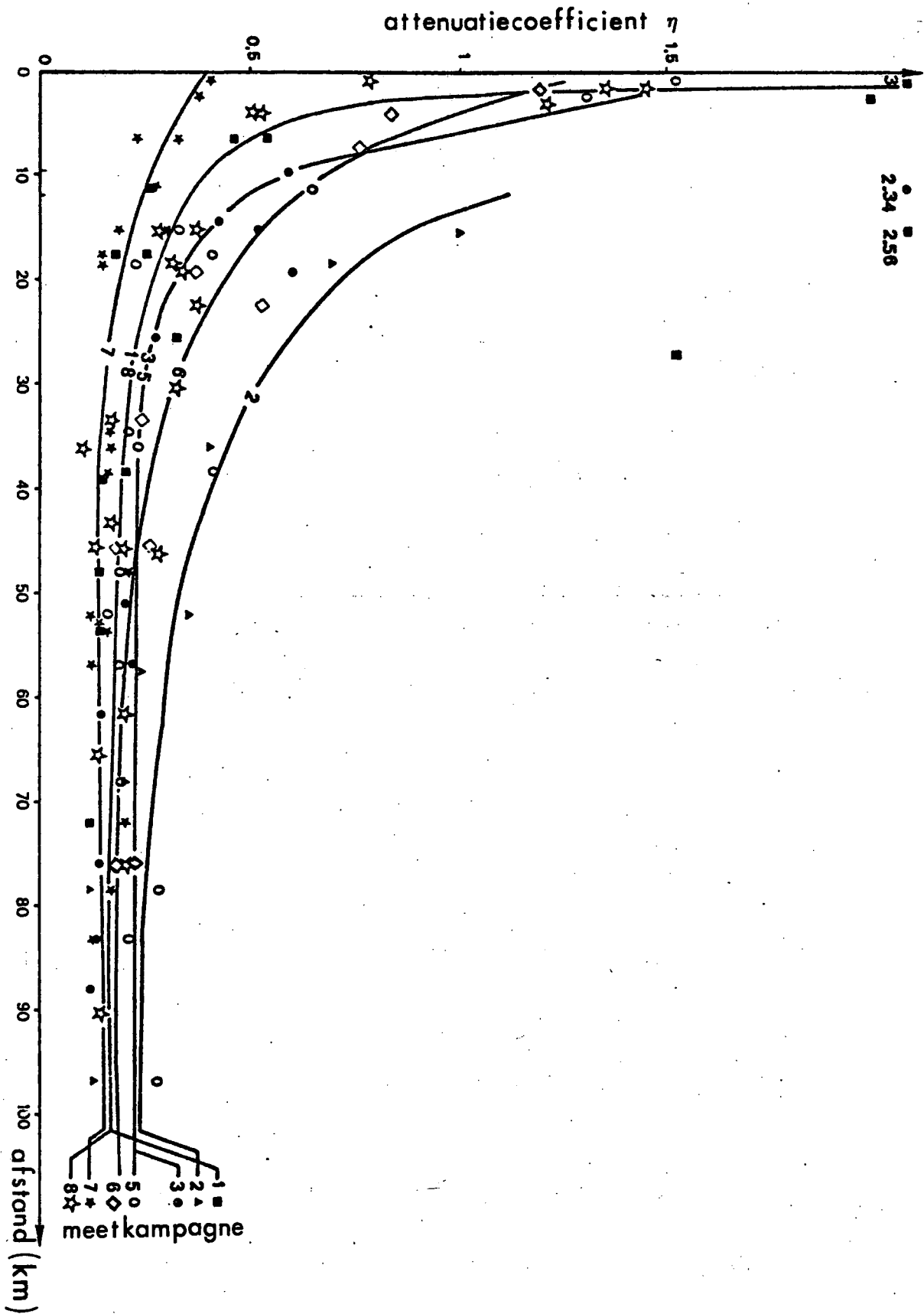
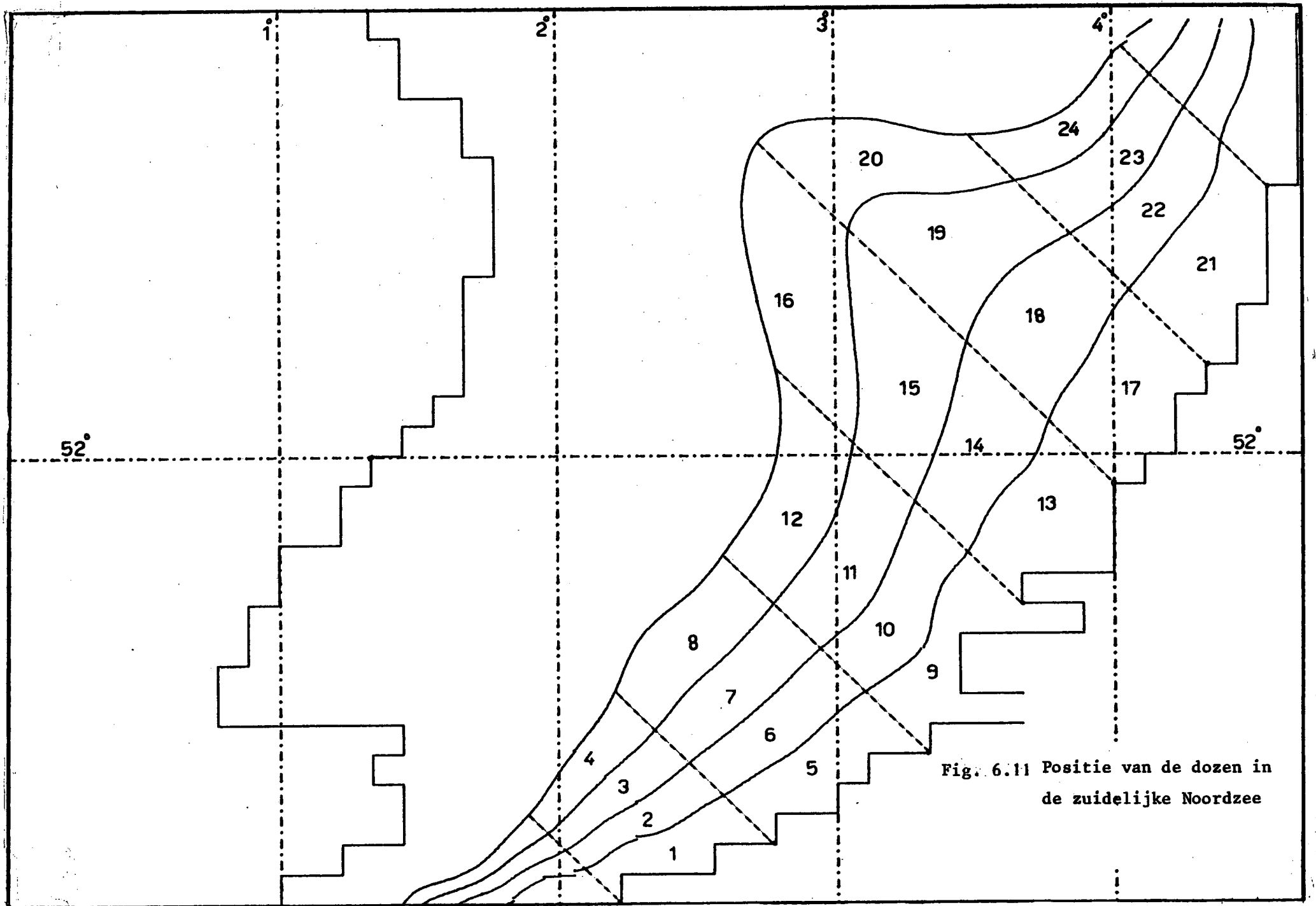


Fig. 6.10. Variatie van de attenuatiecoëfficiënt in functie van de afstand tot de kust.



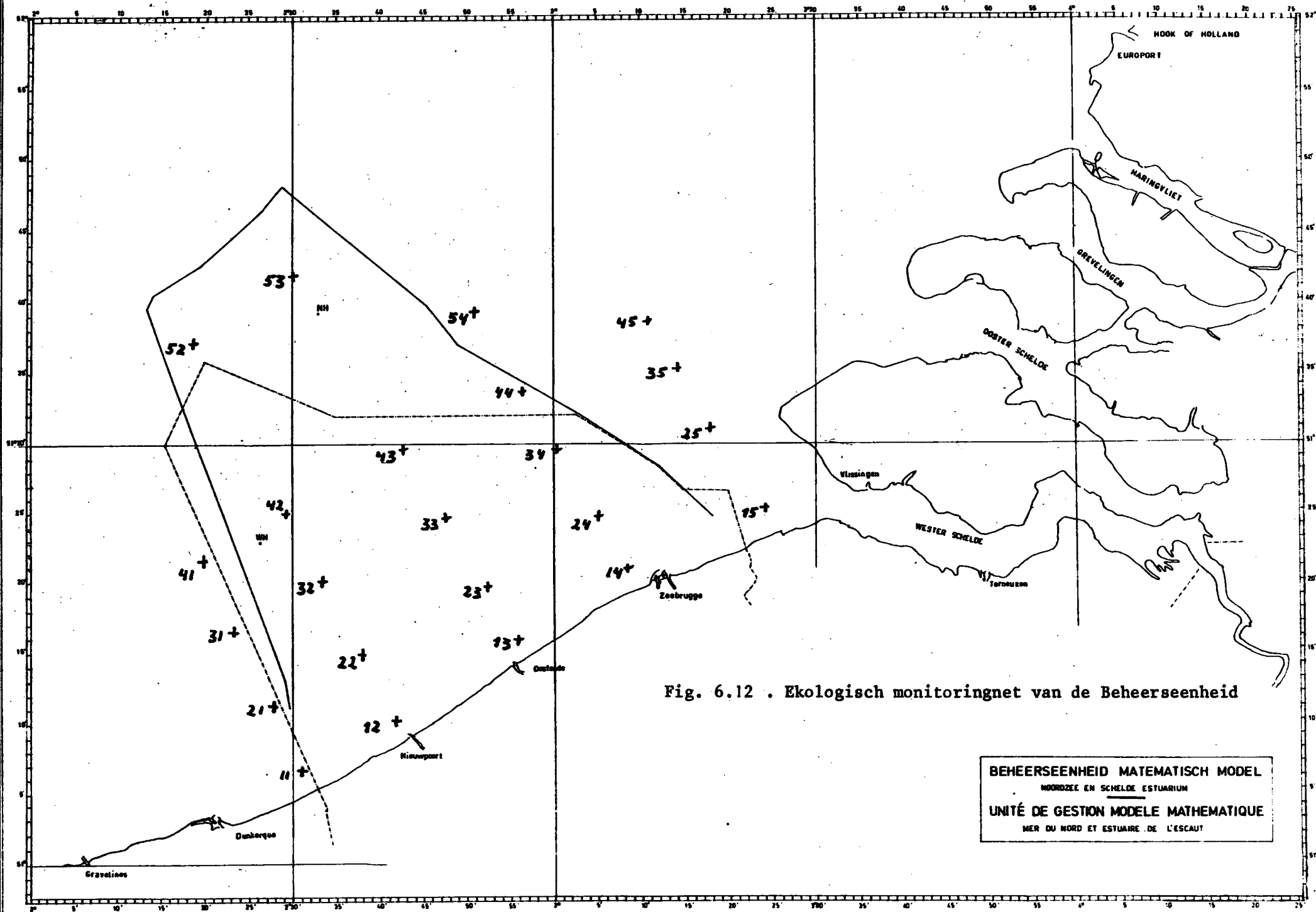


Fig. 6.12 . Ekologisch monitoringnet van de Beheerseeneid

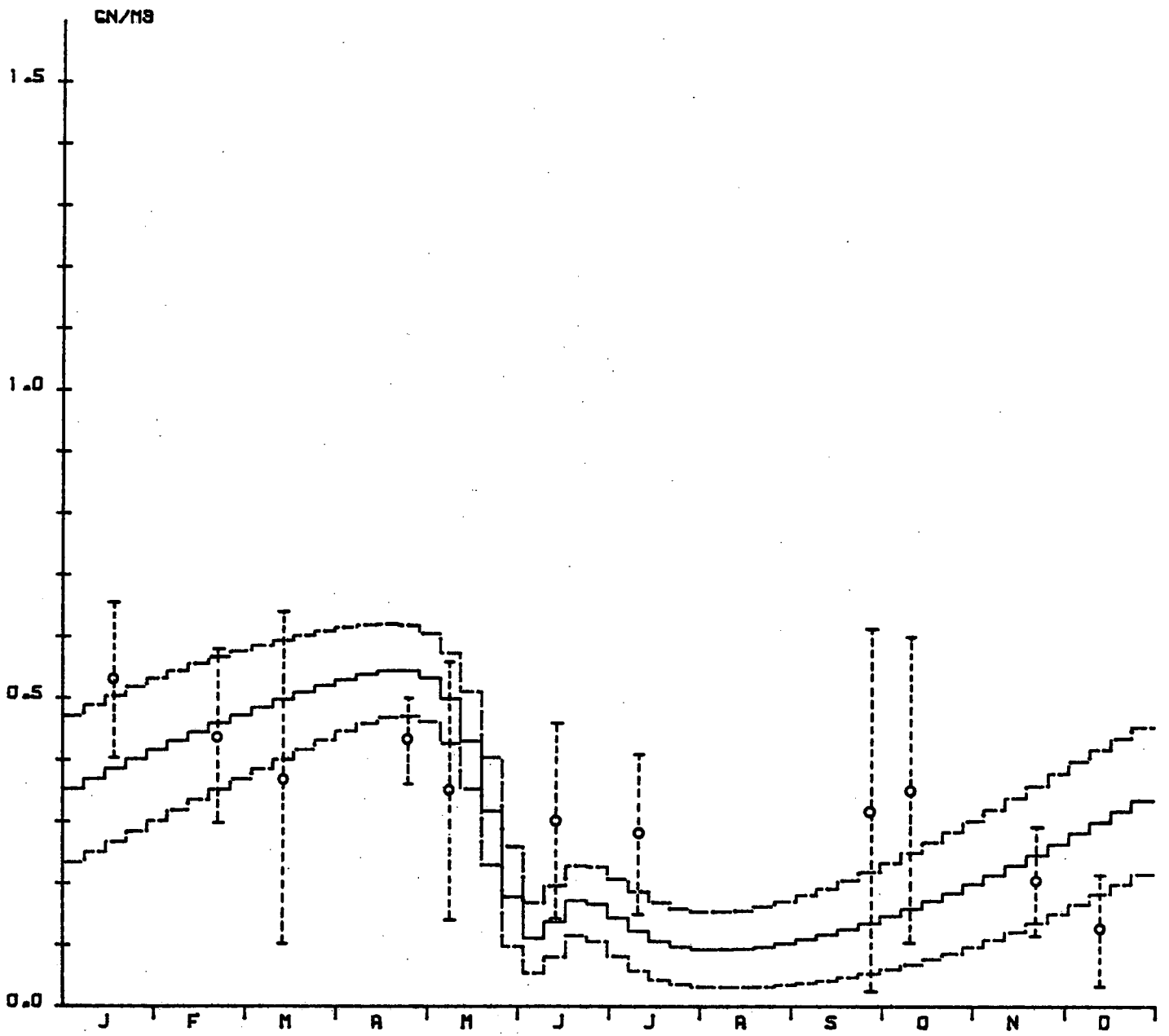


Fig.6.13.Vergelijking tussen de gemeten en door het model berekende opgeloste nutriënten.

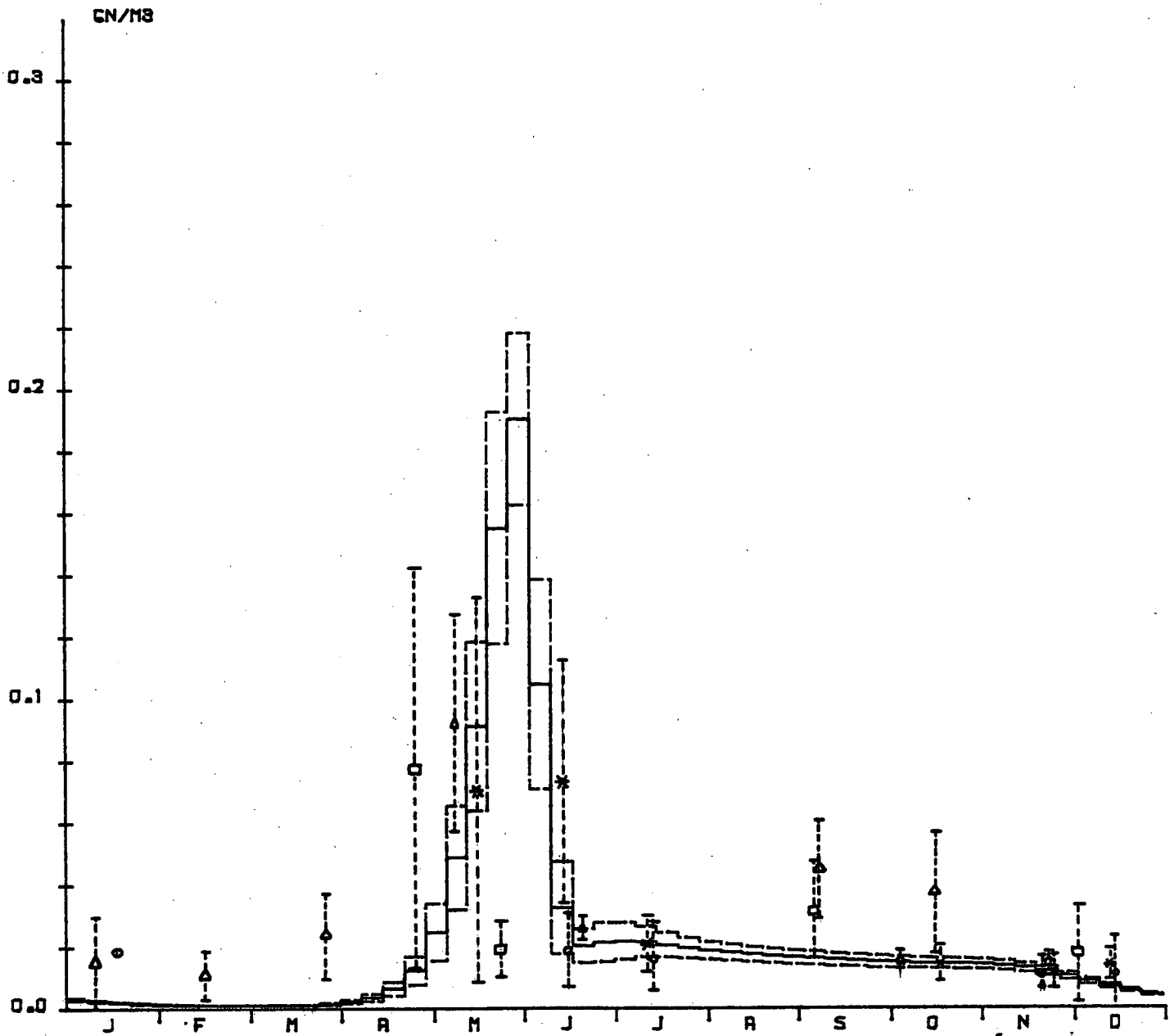


Fig.6.14Vergelijking tussen de gemeten en door het model berekende fytoplankton.

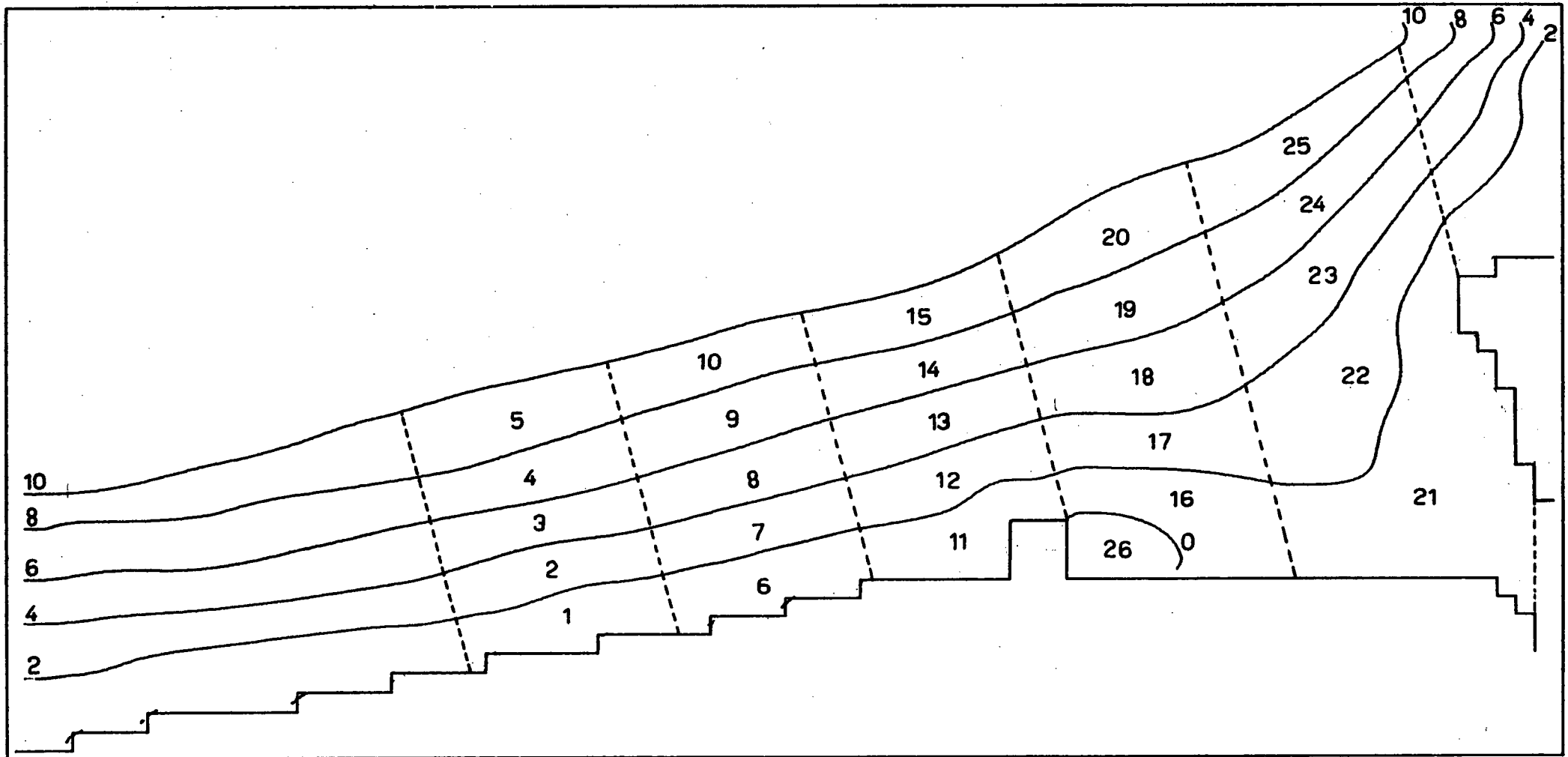


Fig 6.15. Positie van de 25 dozen in de Belgische kustzone voor de geperturbeerde situatie.

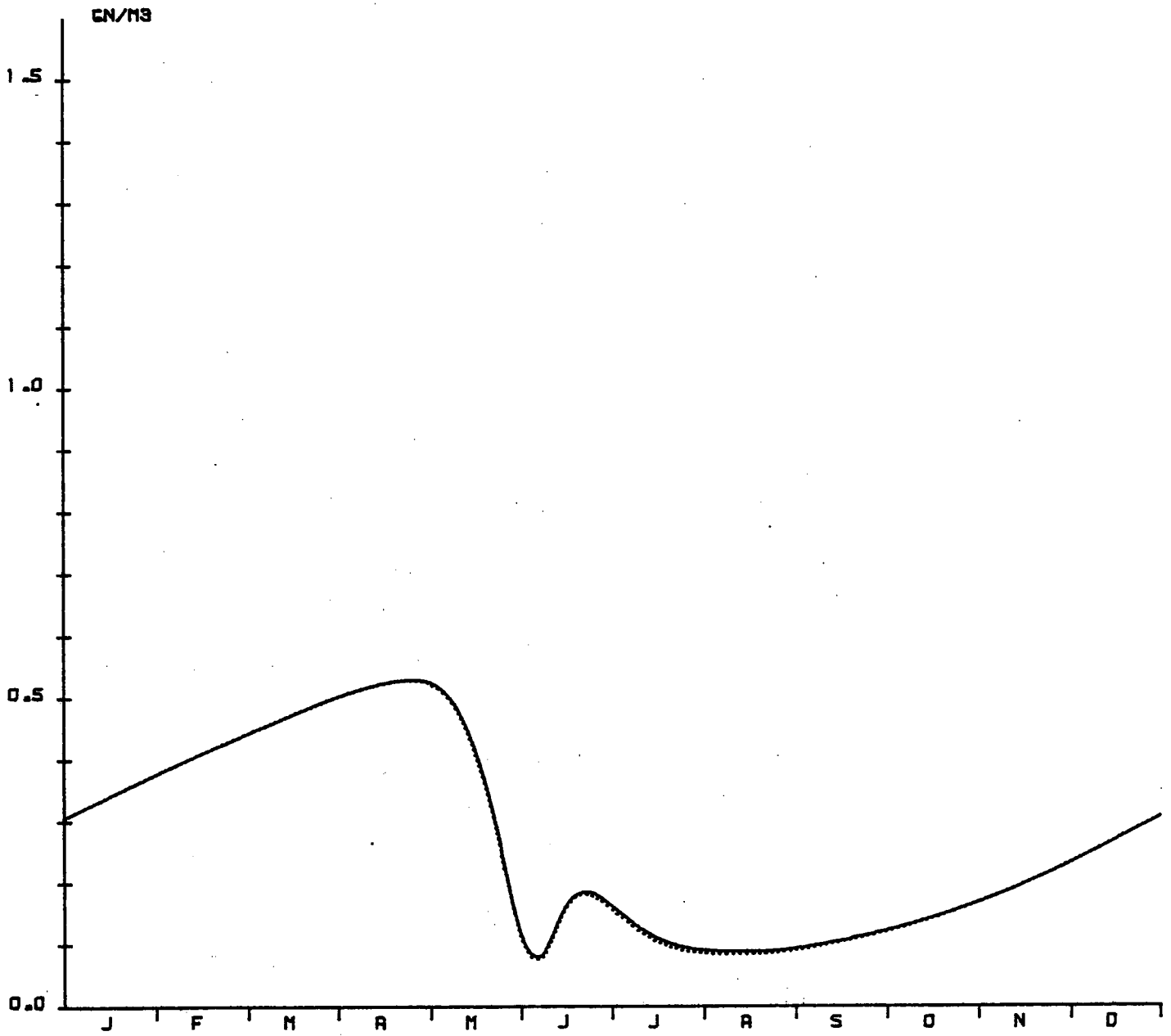


Fig. 6.16 a . Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (—) en de geperturbeerde situatie (.....) in de doos 17 voor X_1

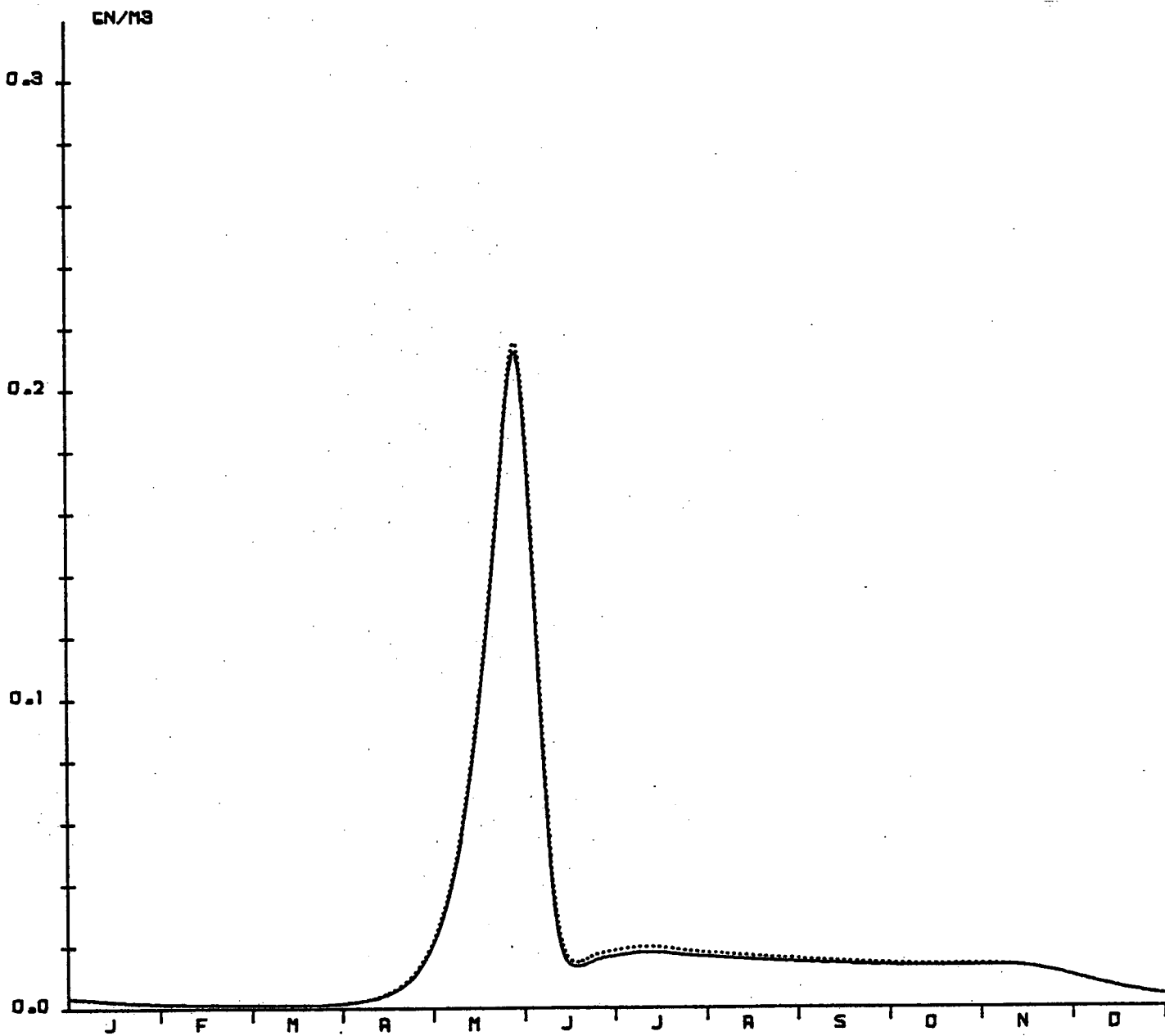


Fig. 6.16 b .Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (—) en de geperturbeerde situatie in de doos 17 voor X_2

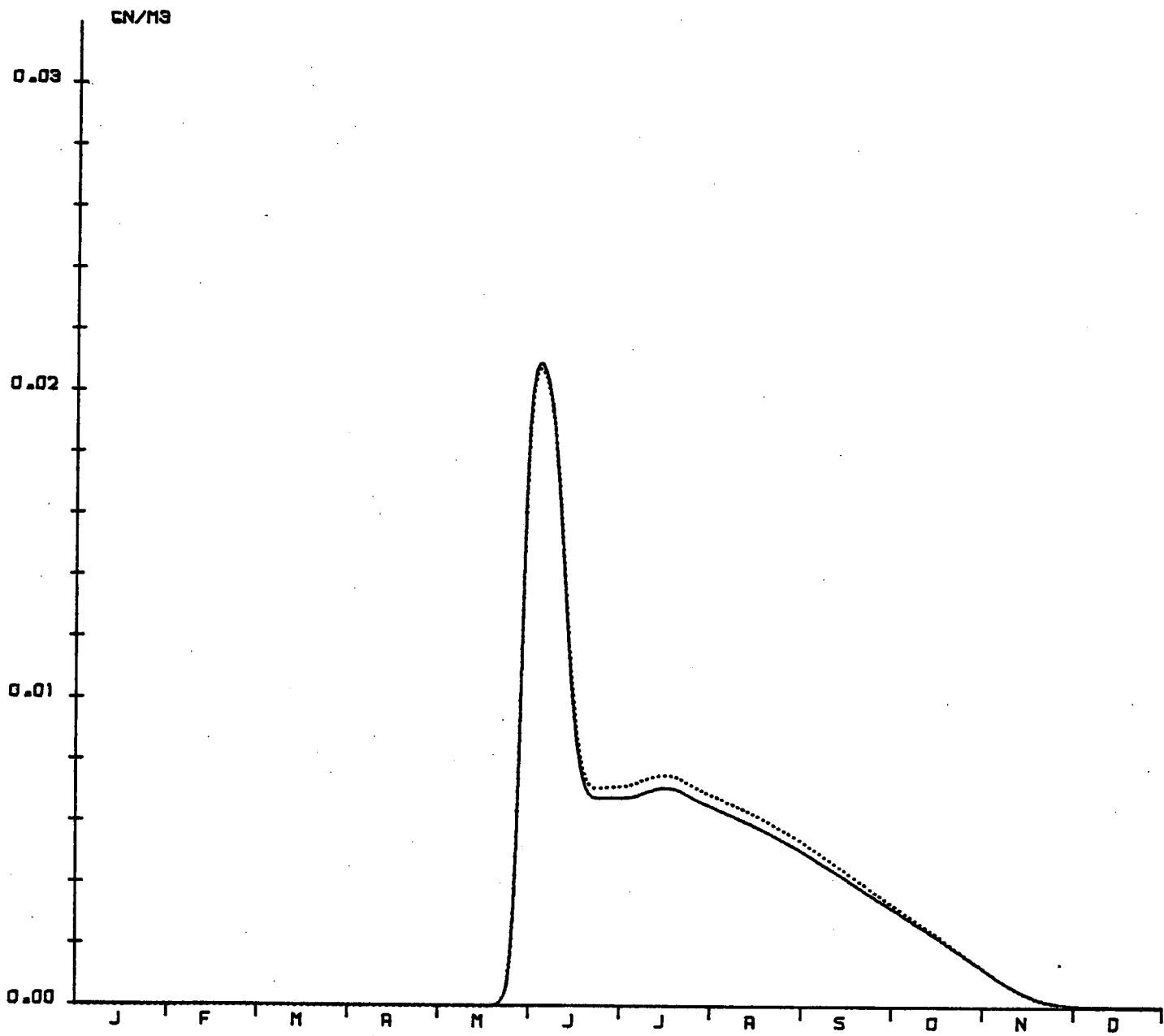


Fig. 6.16 c. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (—) en de geperturbeerde situatie (....) in de doos 17 voor X_3 .

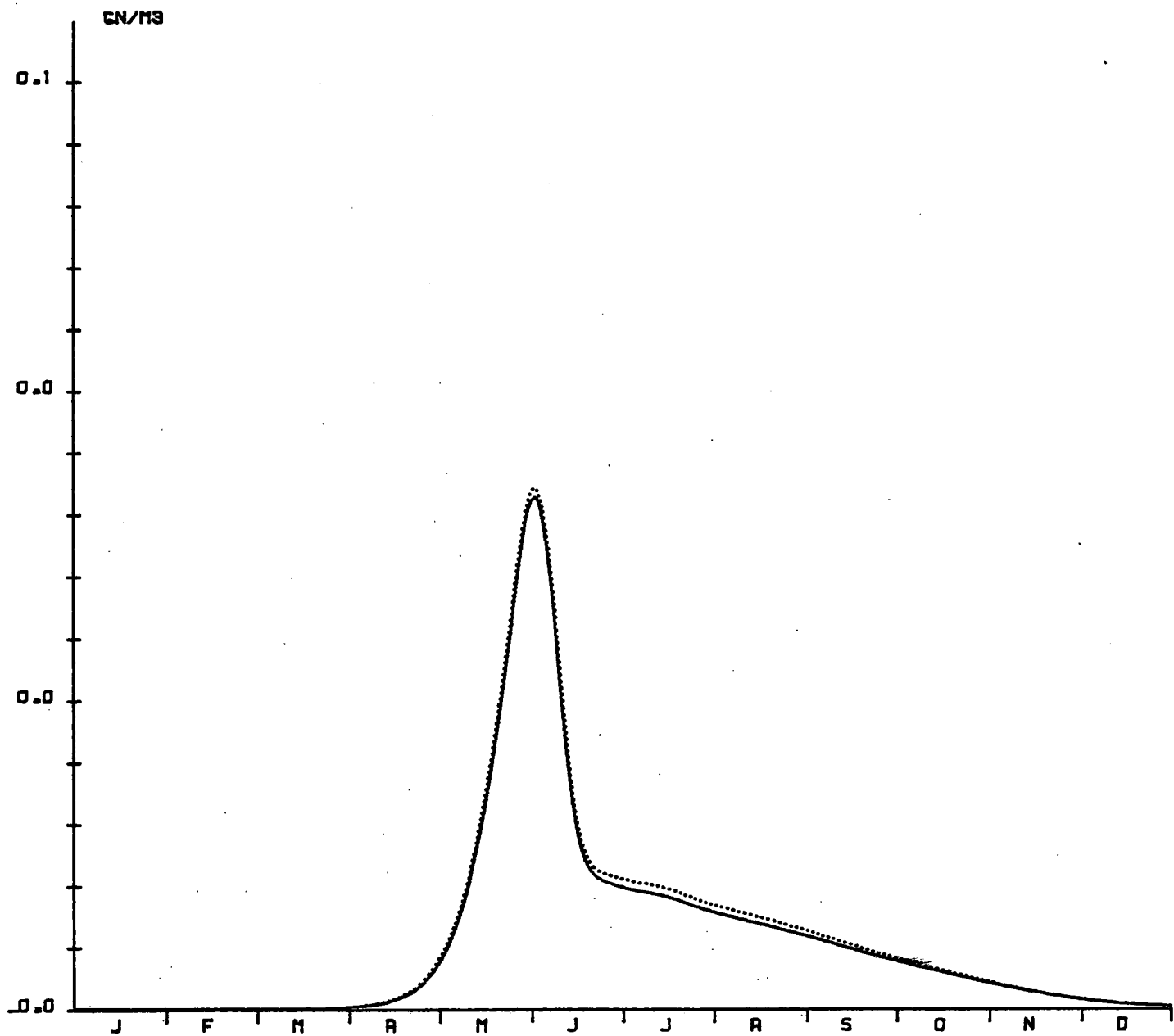


Fig. 6.16 d. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (—) en de geperturbeerde situatie (.....) in de doos 17 voor X_4

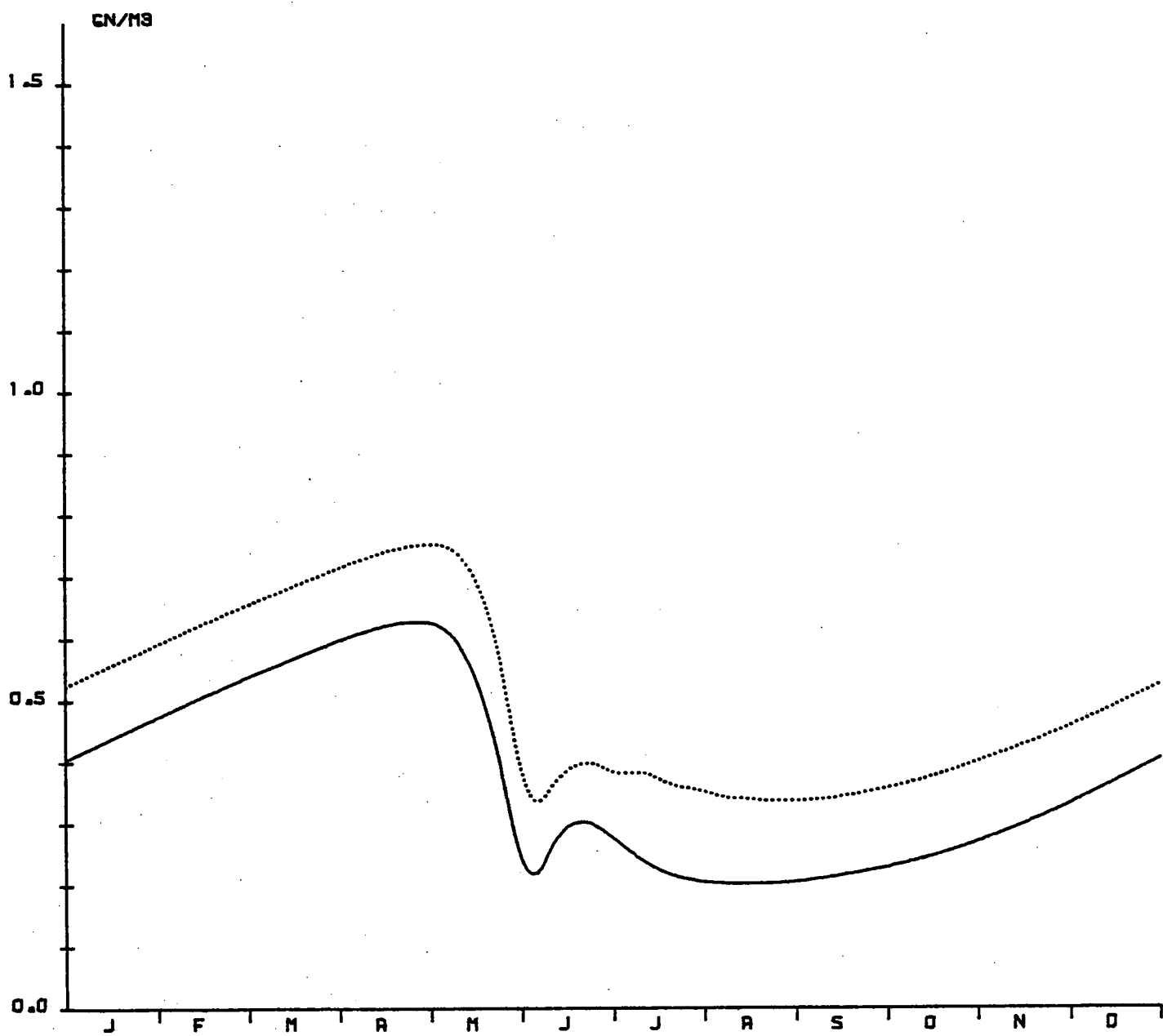


Fig. 6.17 a. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (doos 10) (—) en de geperturbeerde situatie (doos 26) (.....) voor X_1

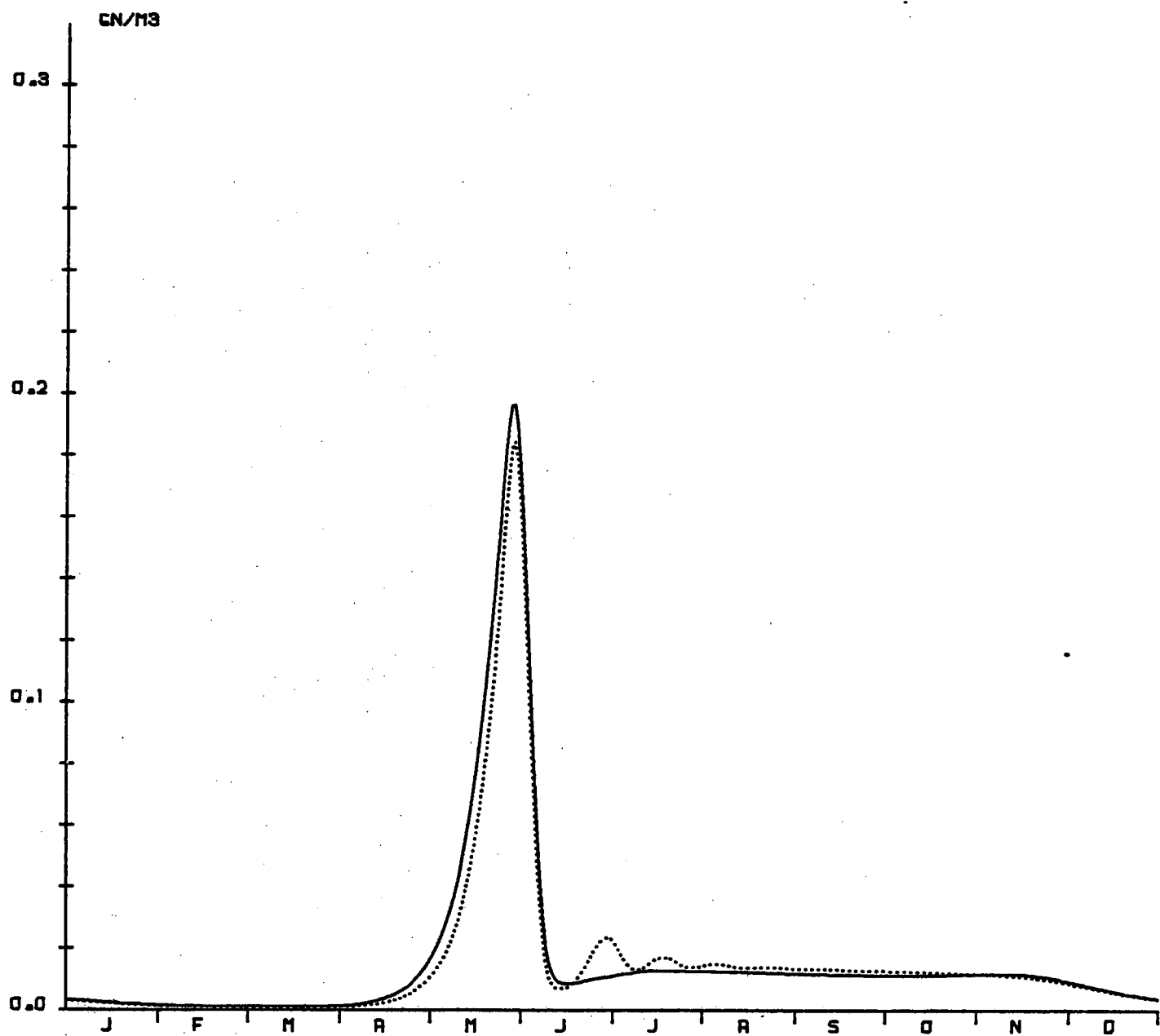


Fig. 6.17b. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (doos 16) (—) en de geperturbeerde situatie (doos 26) (.....) voor X_2

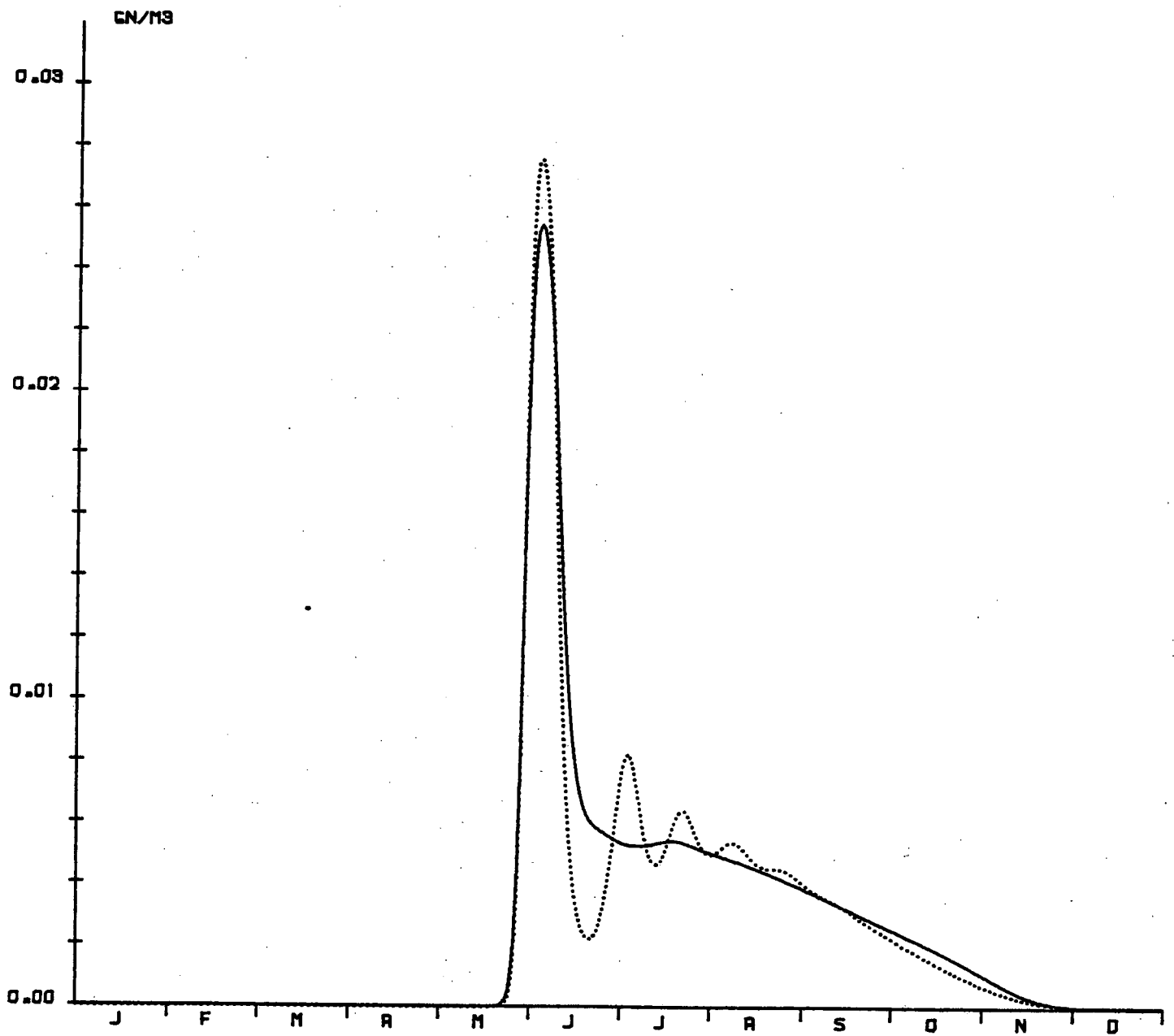


Fig. 6.17c. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (doos 16) (—) en de geperturbeerde situatie (doos 26) (.....) voor X_3

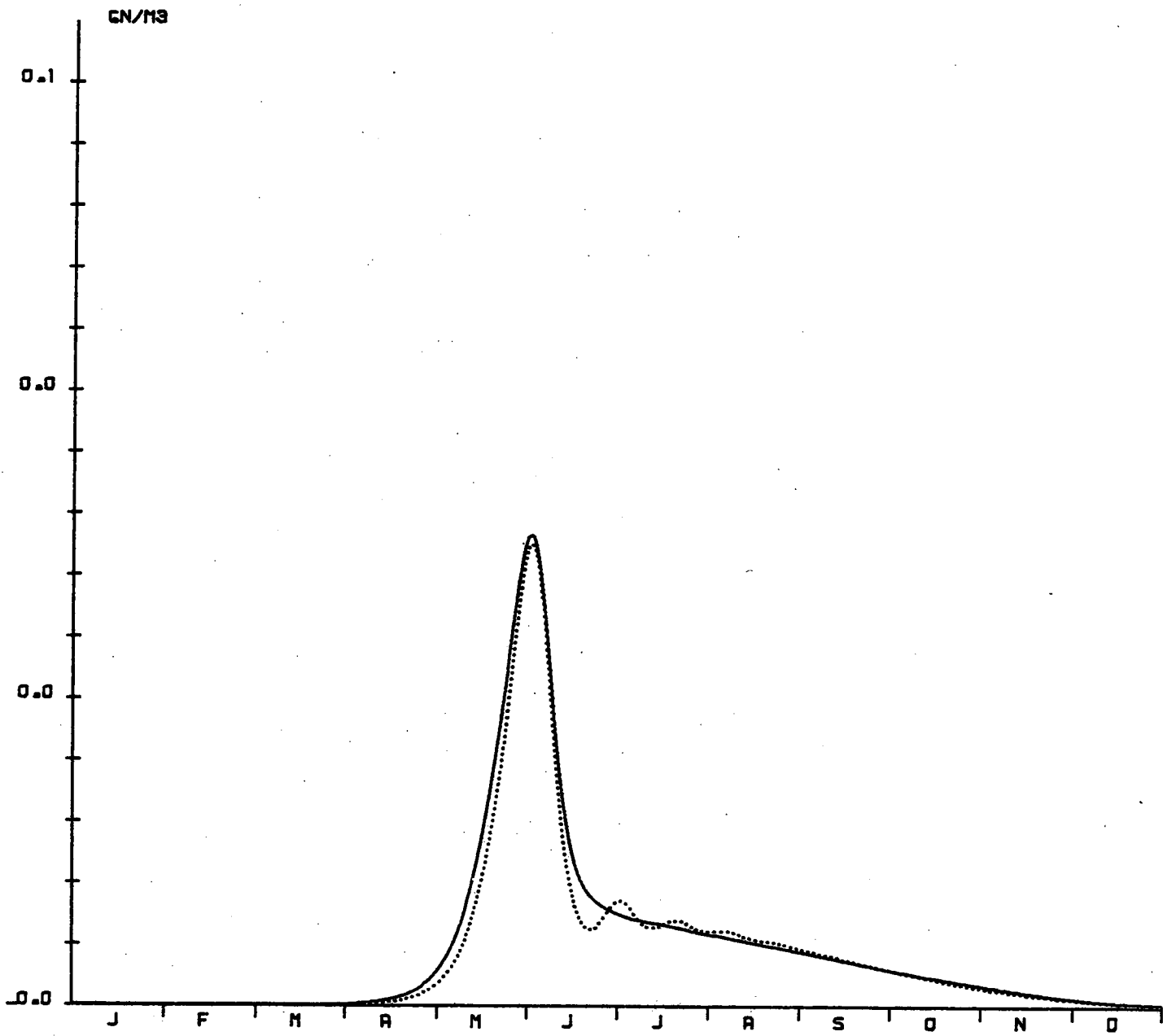


Fig. 6.17 d. Vergelijking van de seizoenevolutie tussen de referentie situatie (doos 16) (—) en de geperturbeerde situatie (doos 26) (.....) voor X_4

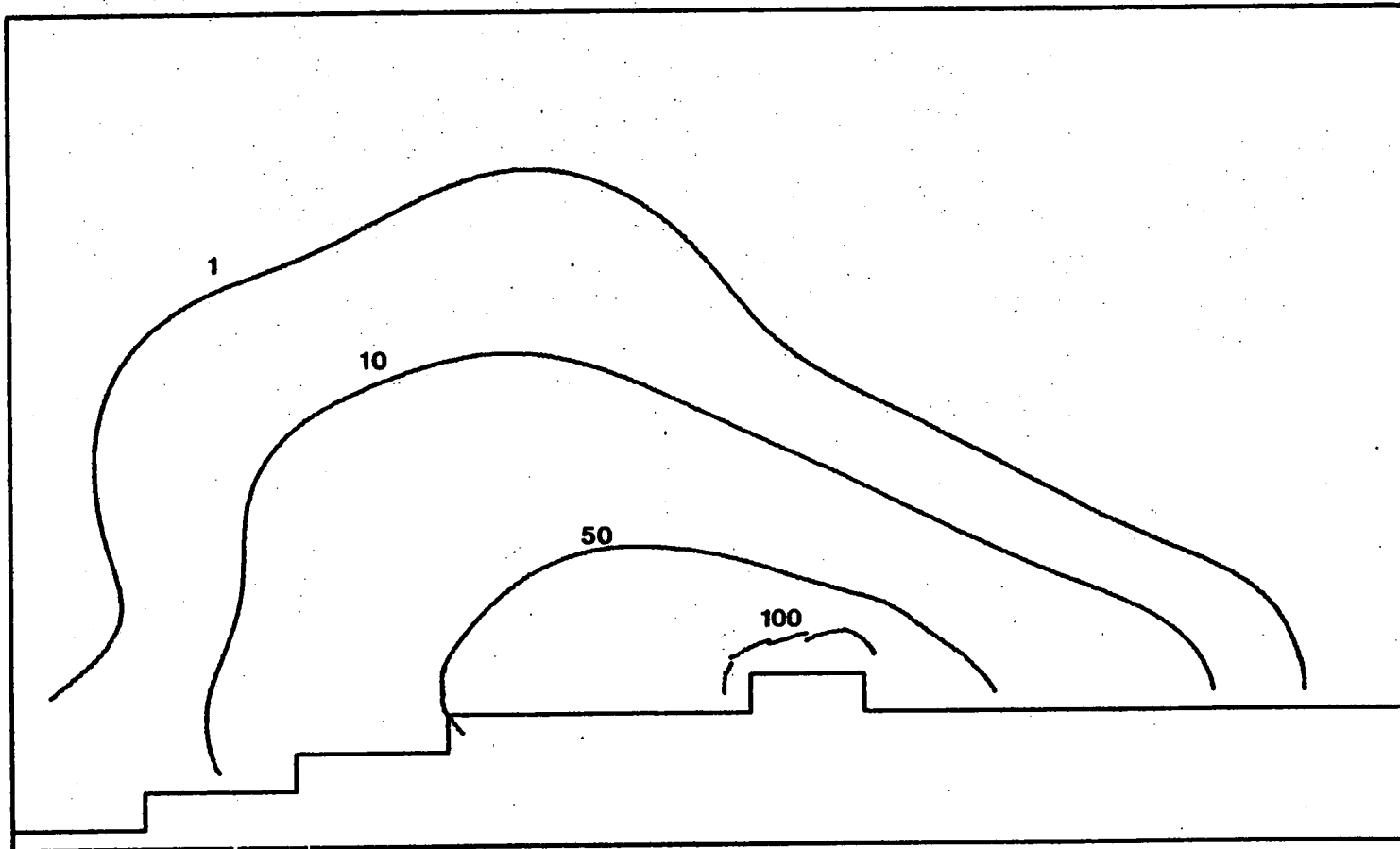


Fig. 7.1. Referentietoestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijden -
cyclus, van het gehalte (ng/l) aan opgelost zink, te wijten aan de
lozing van het Afleidingskanaal van de Leie.

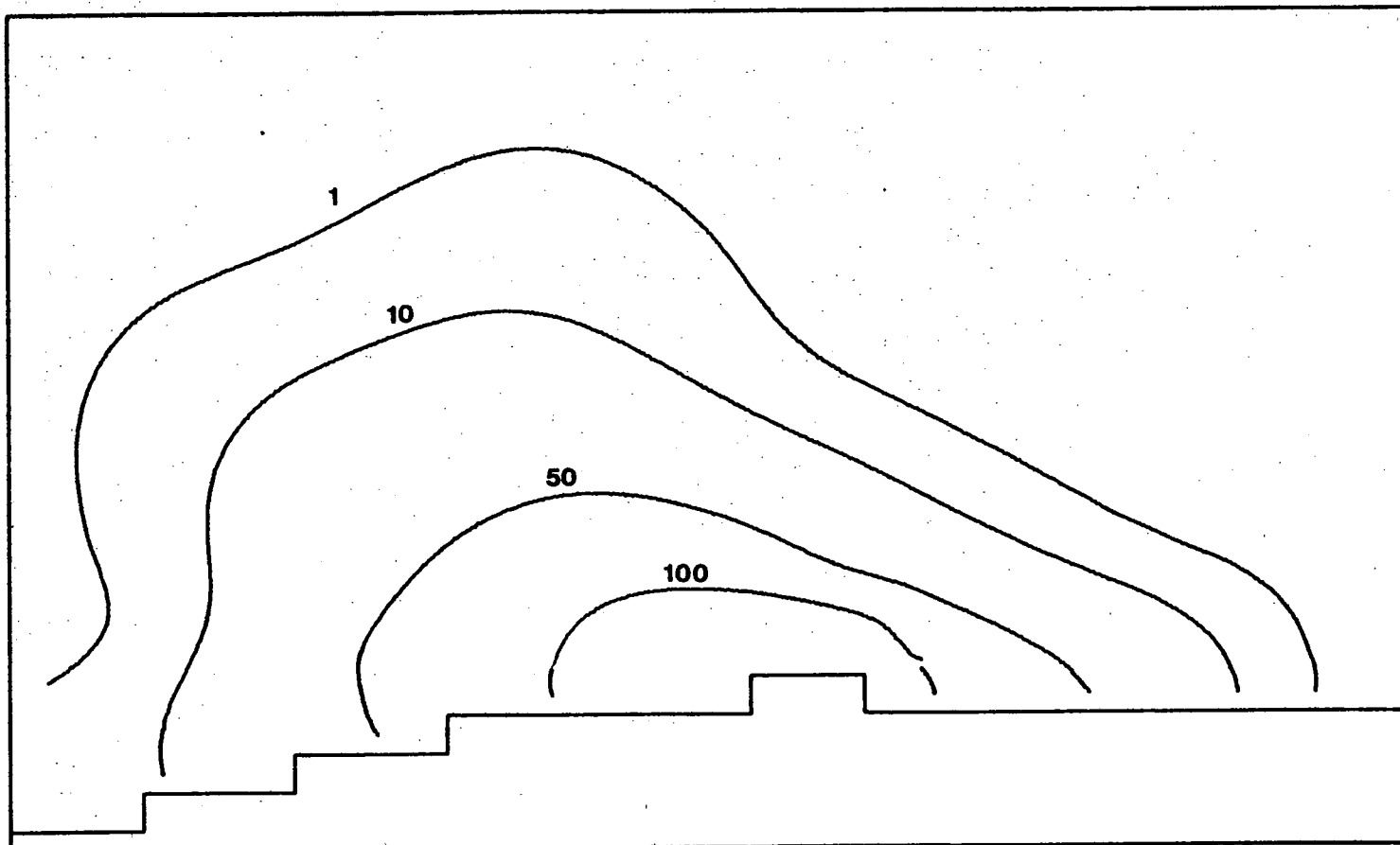


Fig. 7.2. Referentietoestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijden-
cyclus, van het gehalte (ng/l) aan gesuspendeerd zink, te wijten
aan de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie.

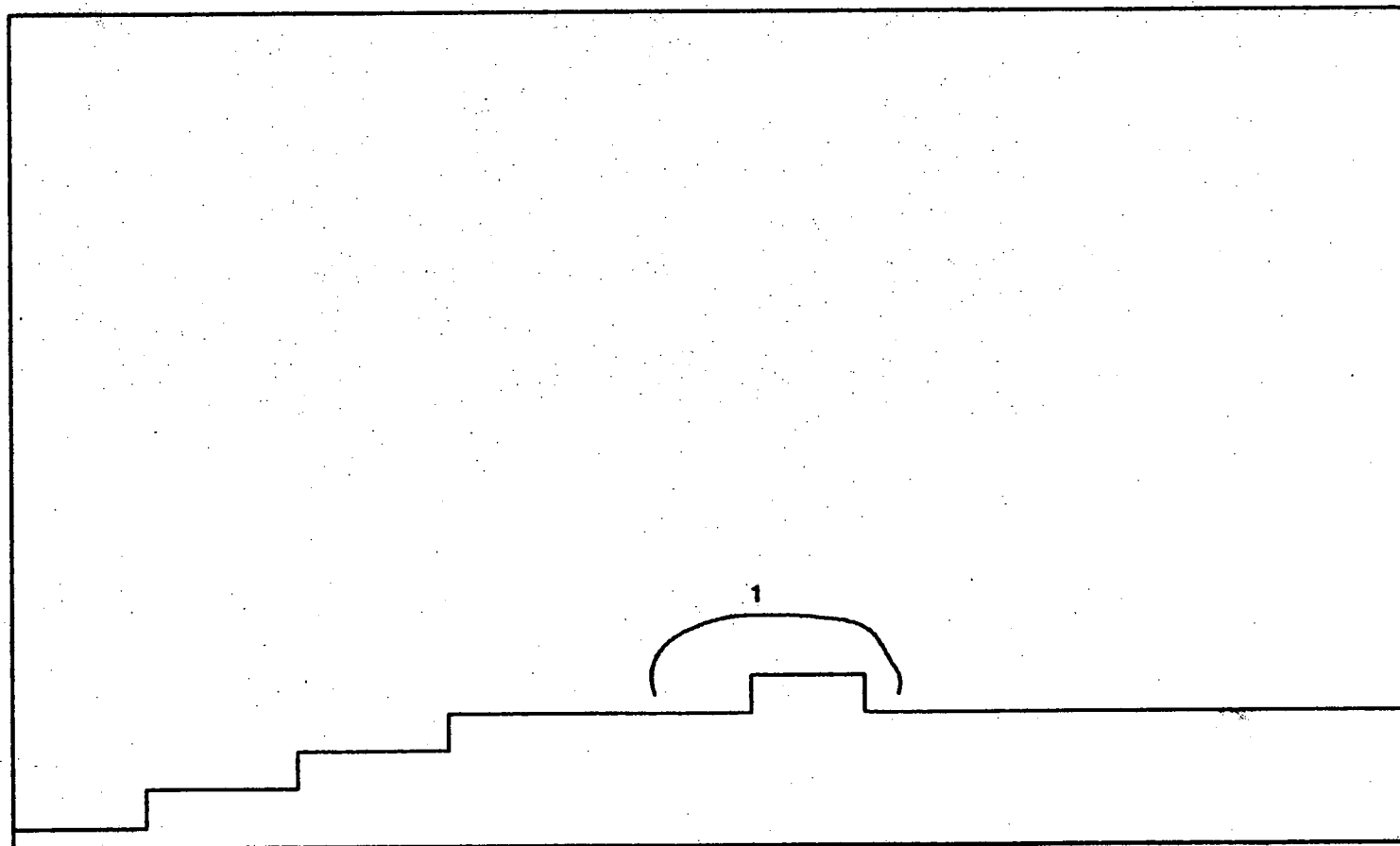


Fig. 7.3. Referentietoestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijden-
cyclus, van het gehalte (ng/l) aan opgelost kwik, te wijten aan
de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie.

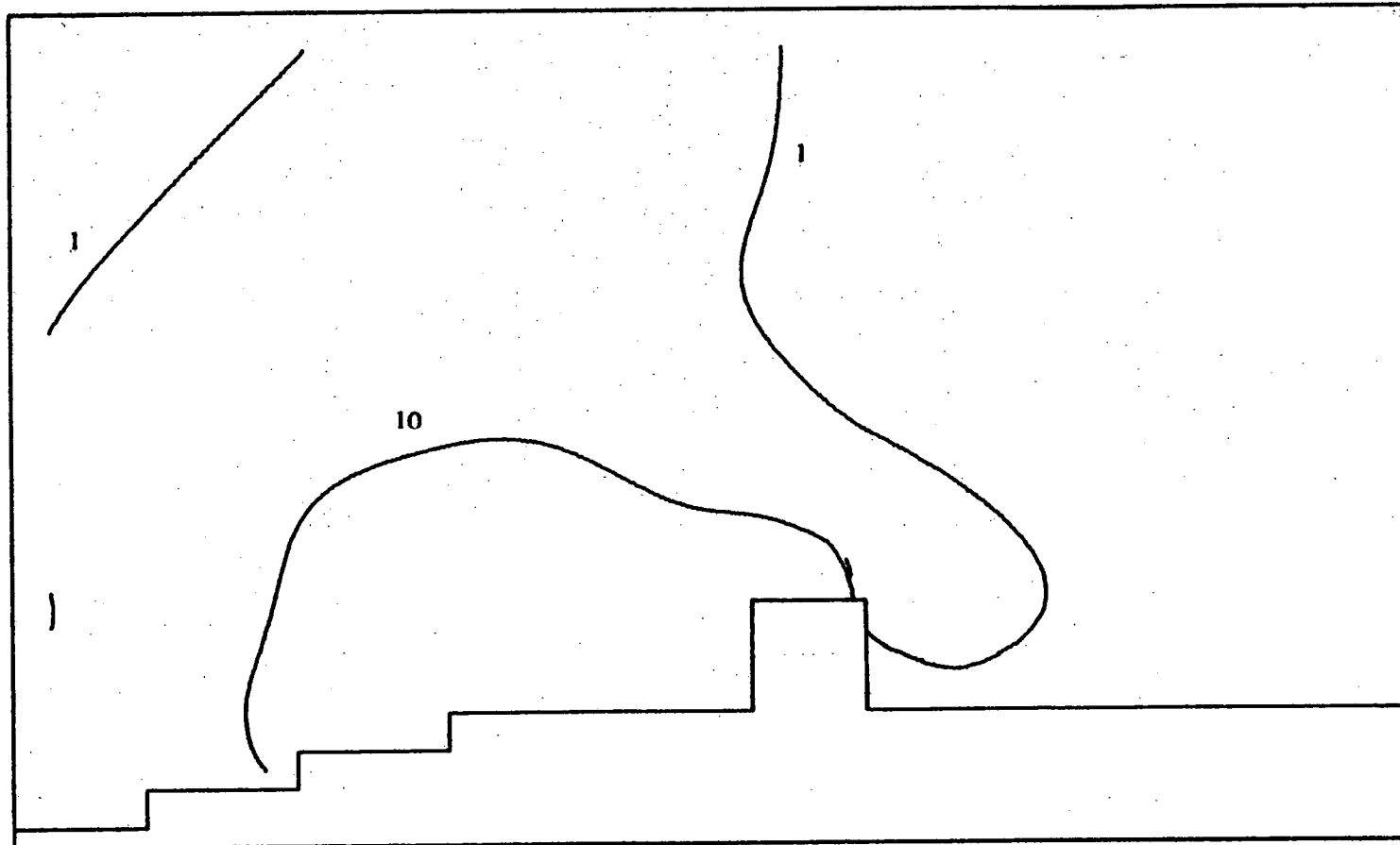


Fig. 7.4. Geperturbeerde toestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijdencyclus, van het gehalte (ng/l) aan opgelost zink, te wijten aan de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie.

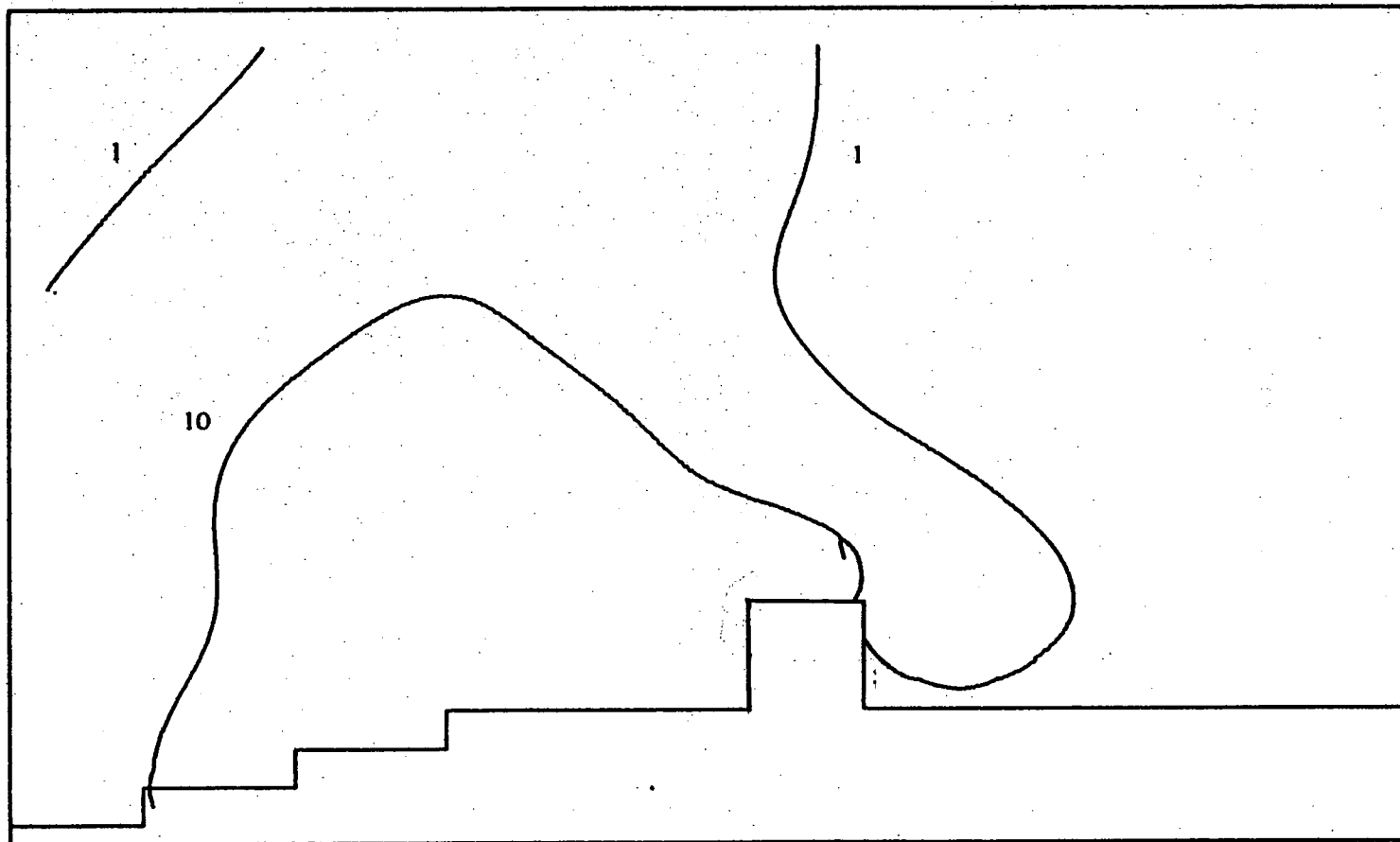


Fig. 7.5. Geperturbeerde toestand : gemiddelde verhoging, tijdens een getijden-
cyclus, van het gehalte (ng/l) aan gesuspendeerd zink, te wijten aan
de lozing van het Afleidingskanaal van de Leie.

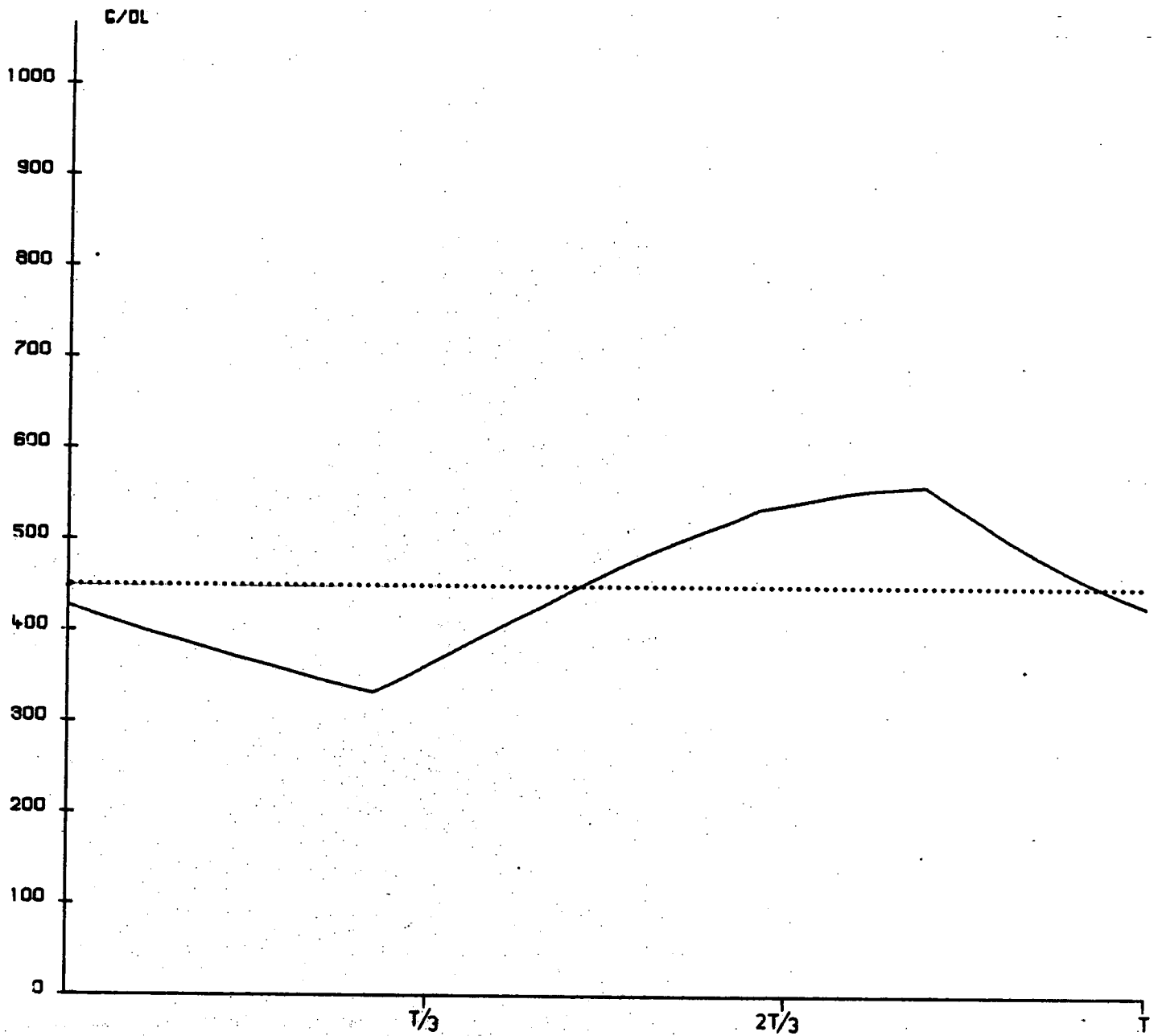


Fig. 8.1. Evolutie, tijdens een getijdencyclus, van het gehalte (kiemen/dl) aan fekale bacteriën in de voorhaven van Zeebrugge (stippellijn : gemiddelde waarde).

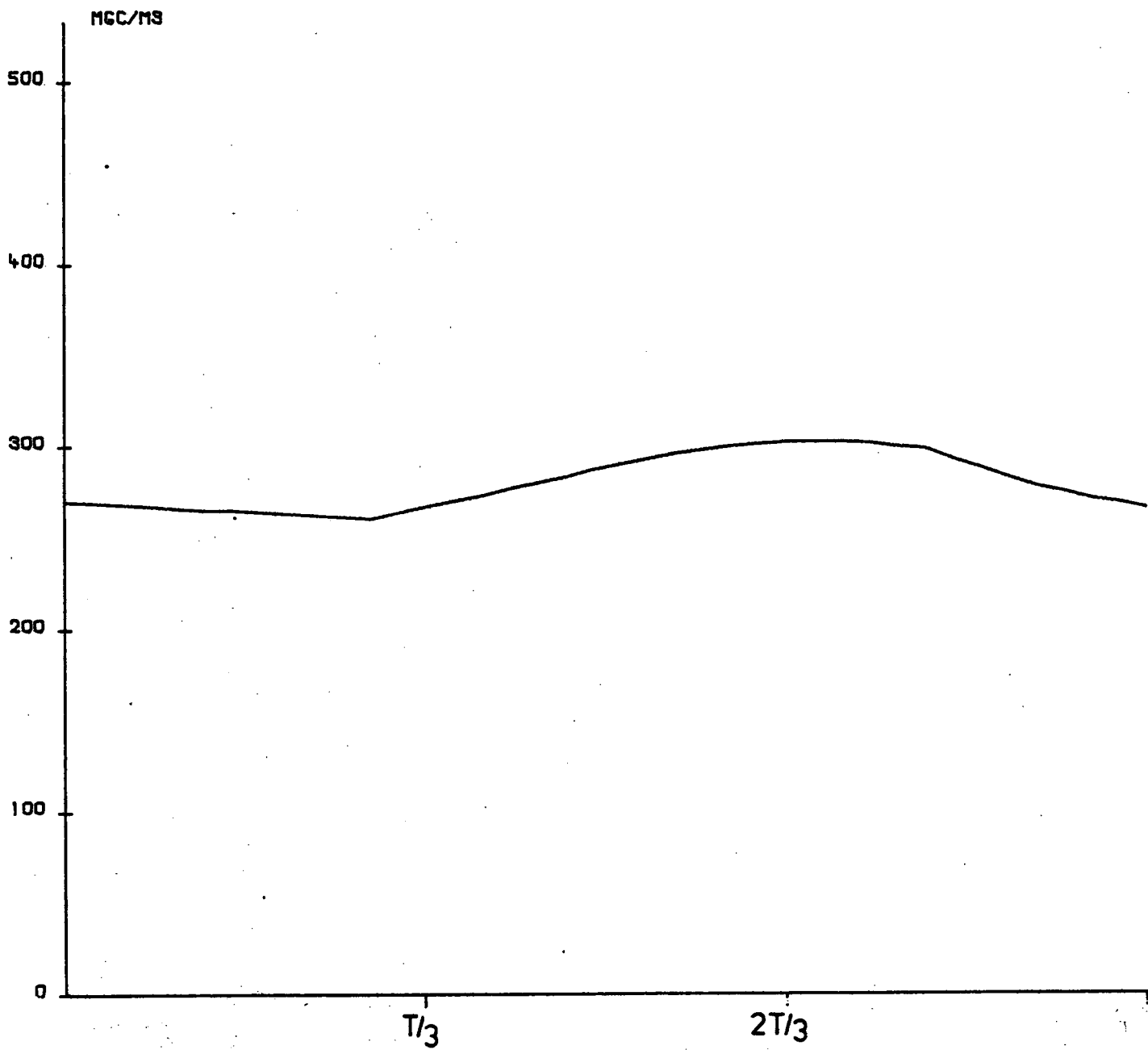


Fig. 8.2. Evolutie, tijdens een getijdencyclus, van het gehalte (mgC/m^3) aan D.O.M. in de voorhaven van Zeebrugge.

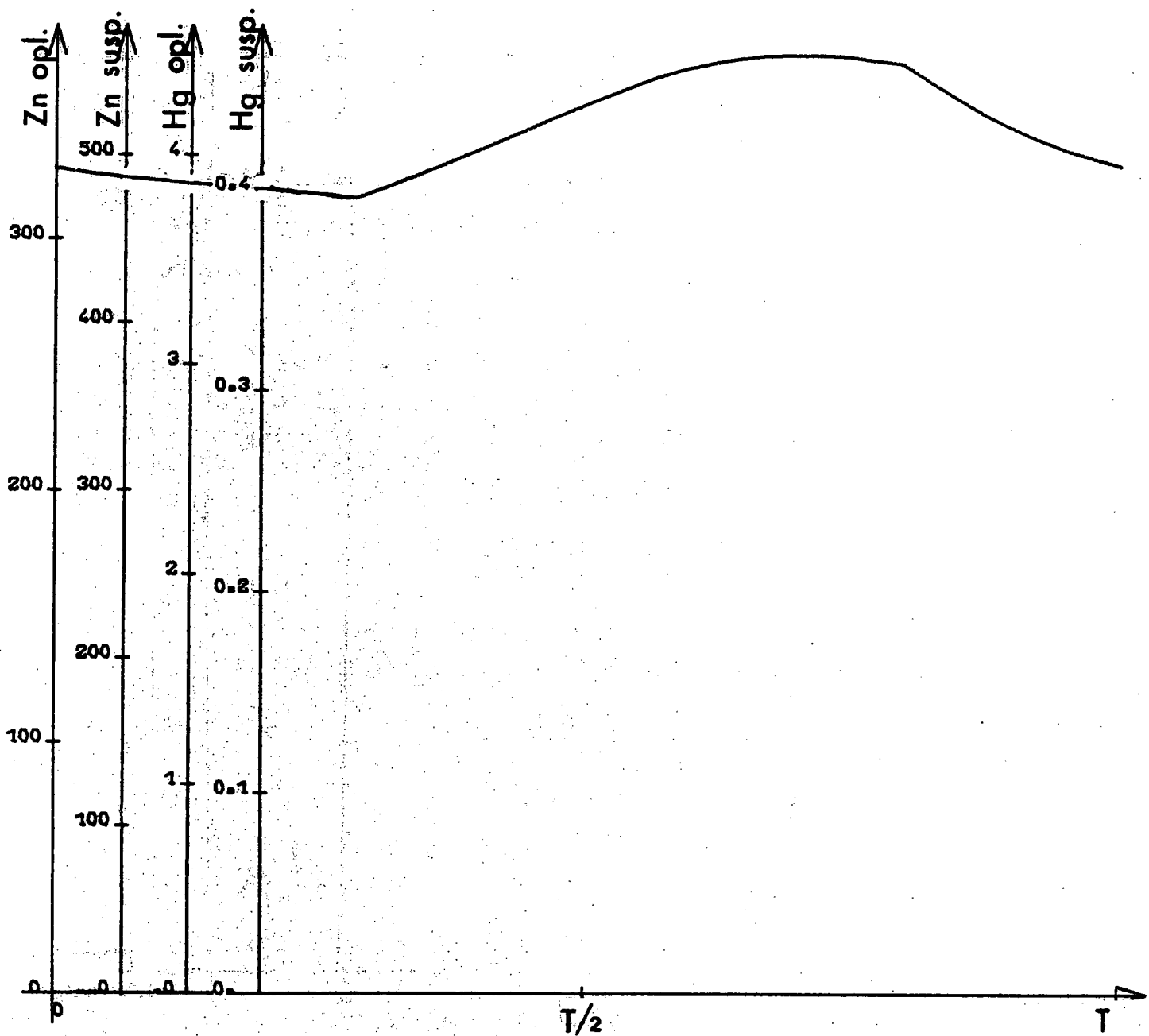


Fig. 8.3. Evolutie, tijdens een getijdencyclus, van het gehalte (ng/l) aan opgeloste en gesuspendeerde metalen in de voorhaven van Zeebrugge

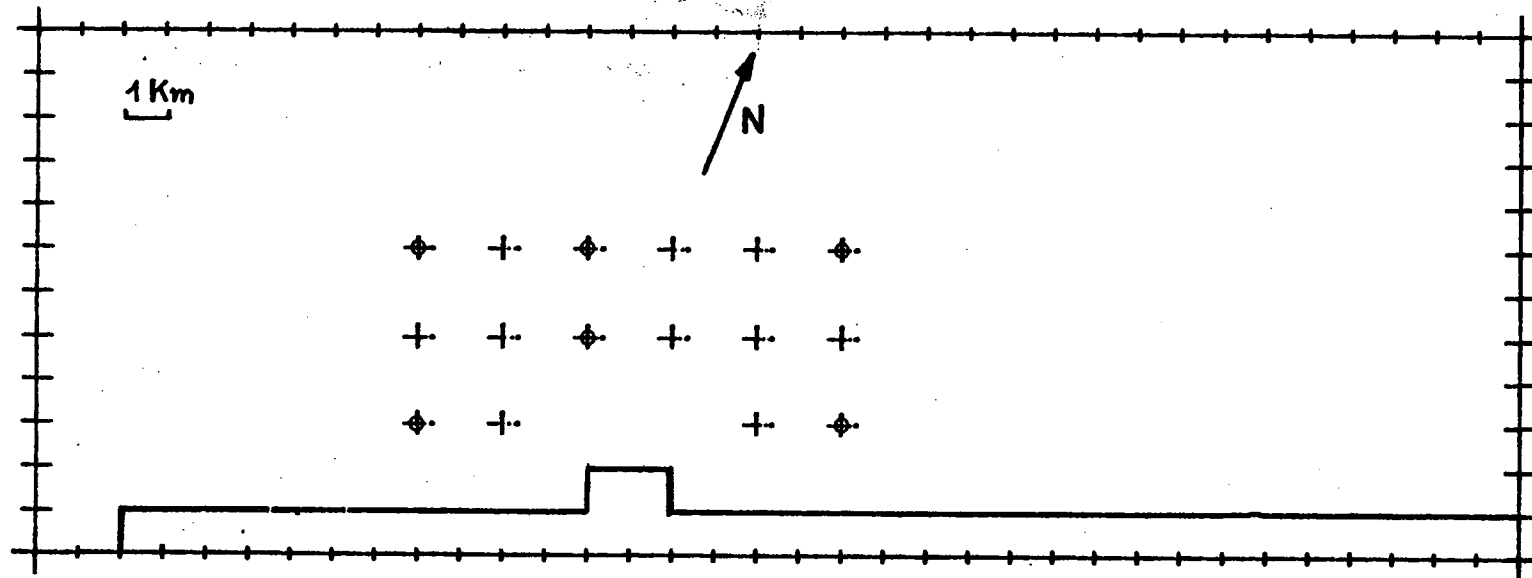


Fig. 9.1. Referentietoestand : initiële positie van de drijvende voorwerpen.

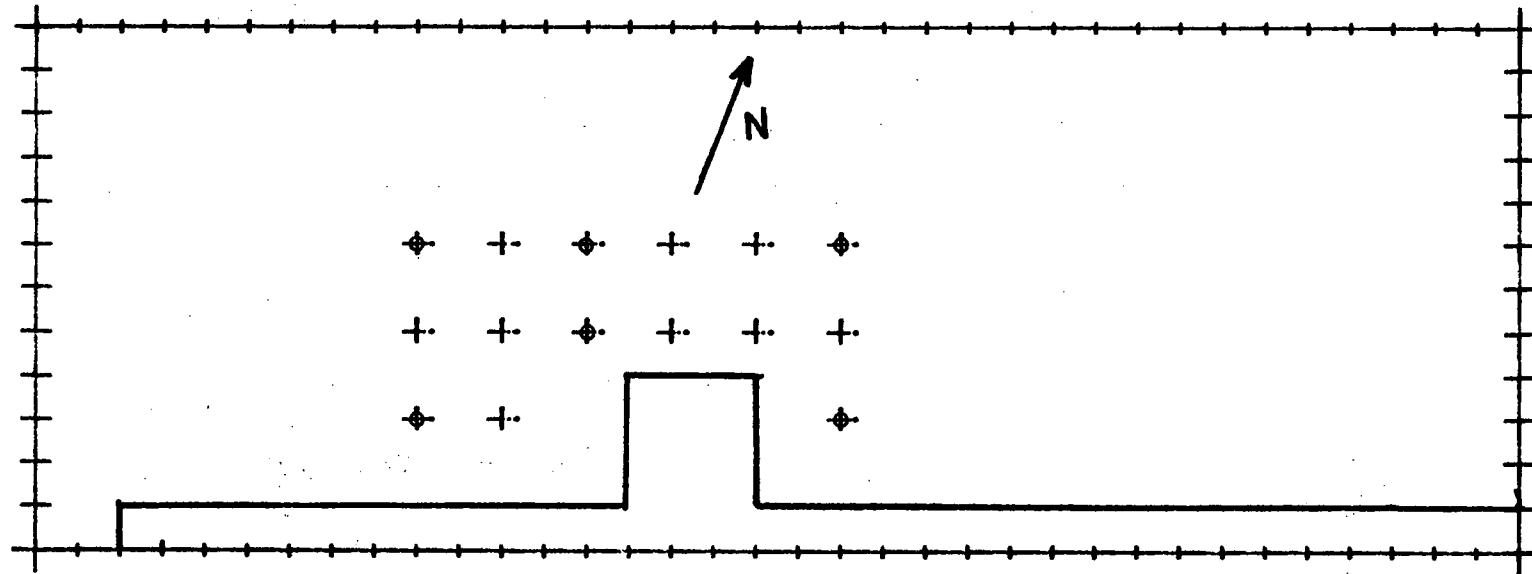


Fig. 9.2. Geperturbeerde toestand : initiële positie van de drijvende voorwerpen

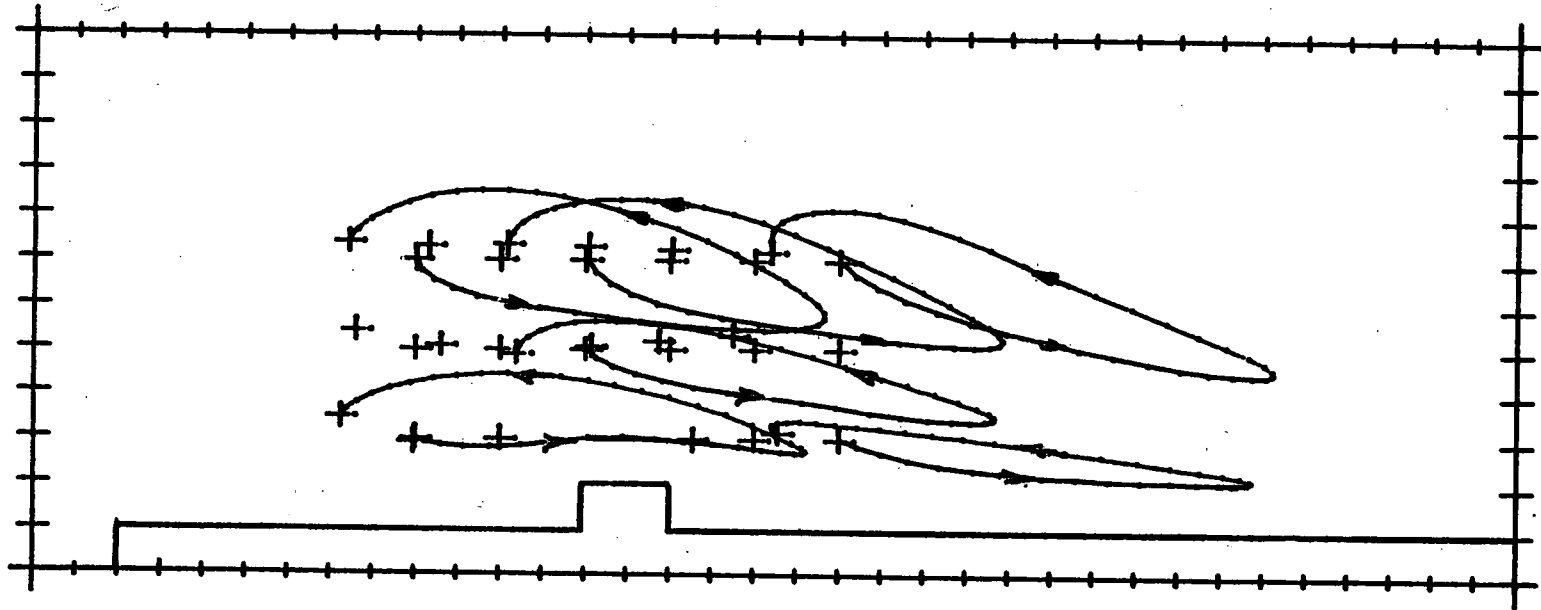


Fig. 9.3. Referentietoestand : verplaatsing van drijvende voorwerpen zonder wind (initiële posities vastgelegd één uur voor hoog water)

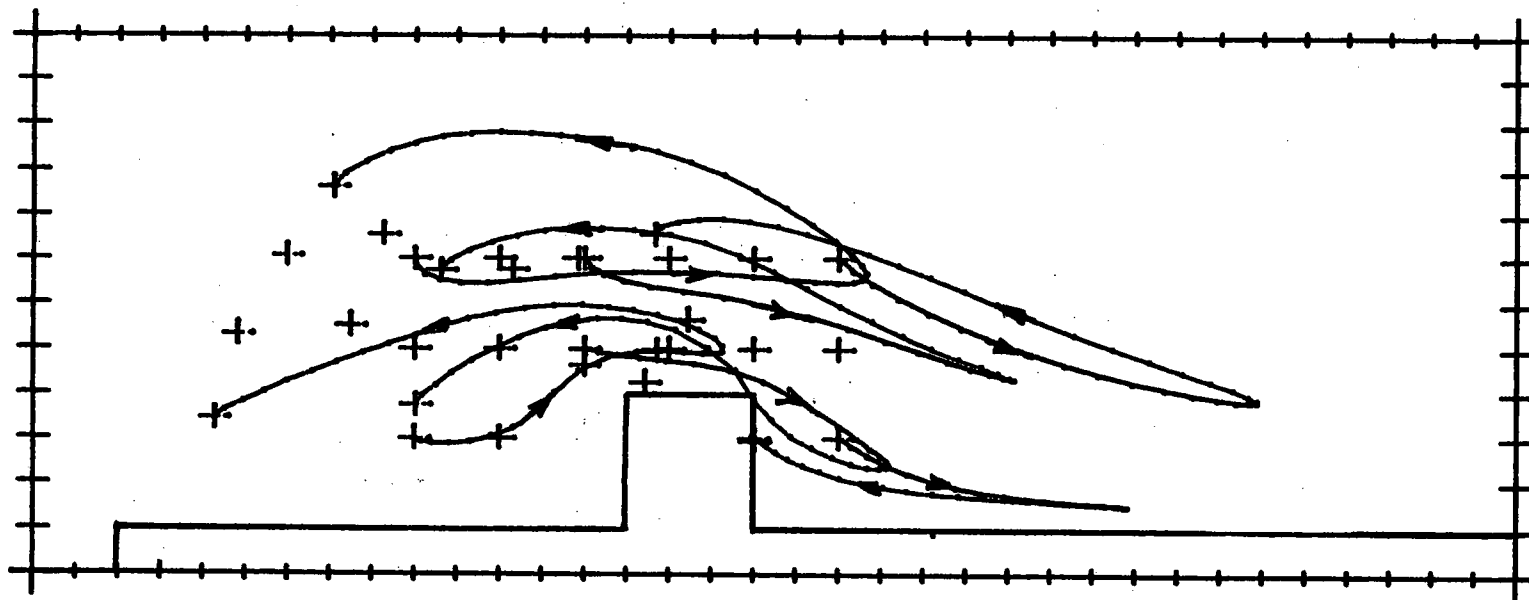


Fig. 9.4. Geperturbeerde toestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen zonder wind (initiële posities vastgelegd één uur voor hoog water).

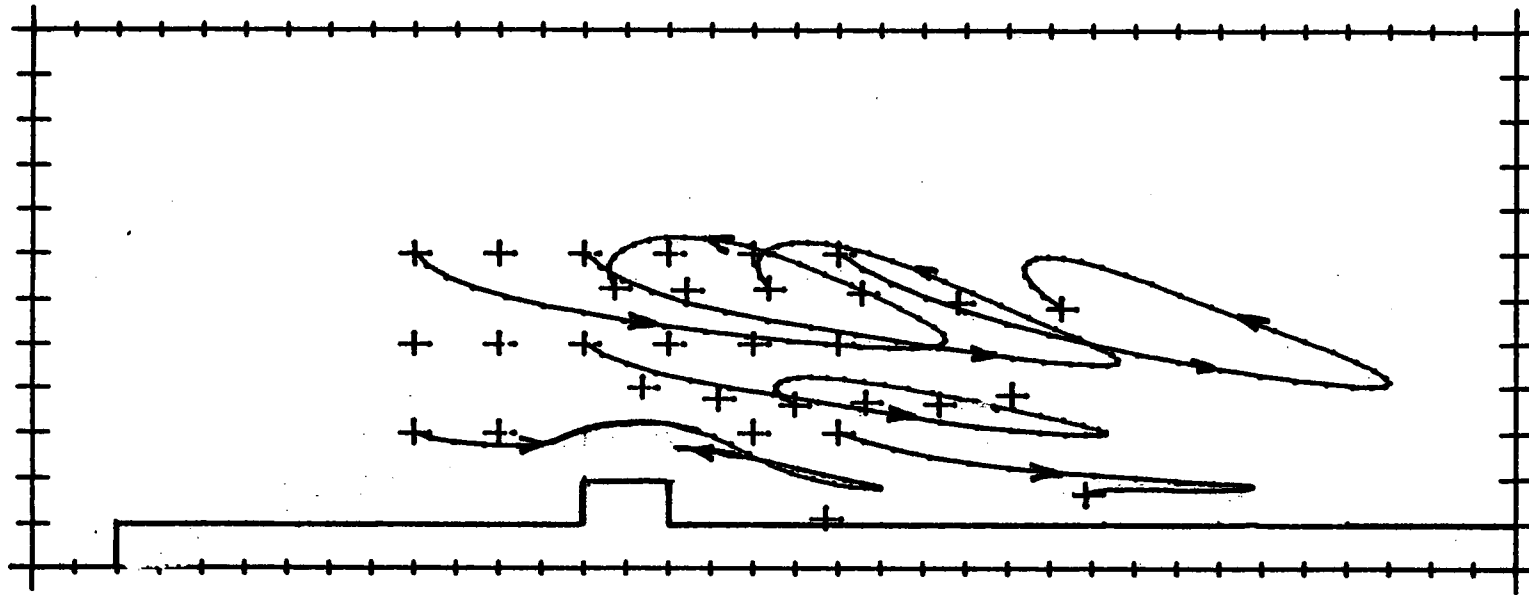


Fig. 9.5. Referentietoestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen met een wind van 5m/s; 260° (initiële posities vastgelegd één uur voor hoog water)

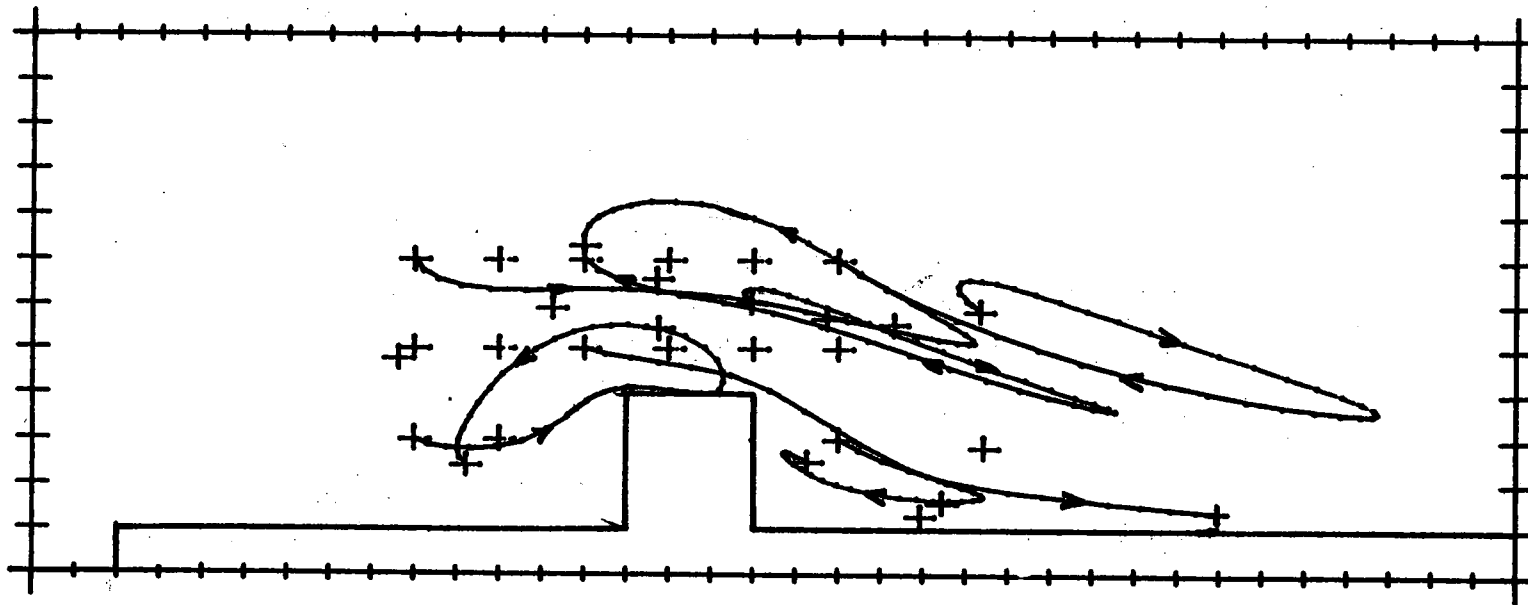


Fig. 9.6. Geperturbeerde toestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen met een wind van 5m/s; 260° (initiële posities vastgelegd één uur voor hoog water).

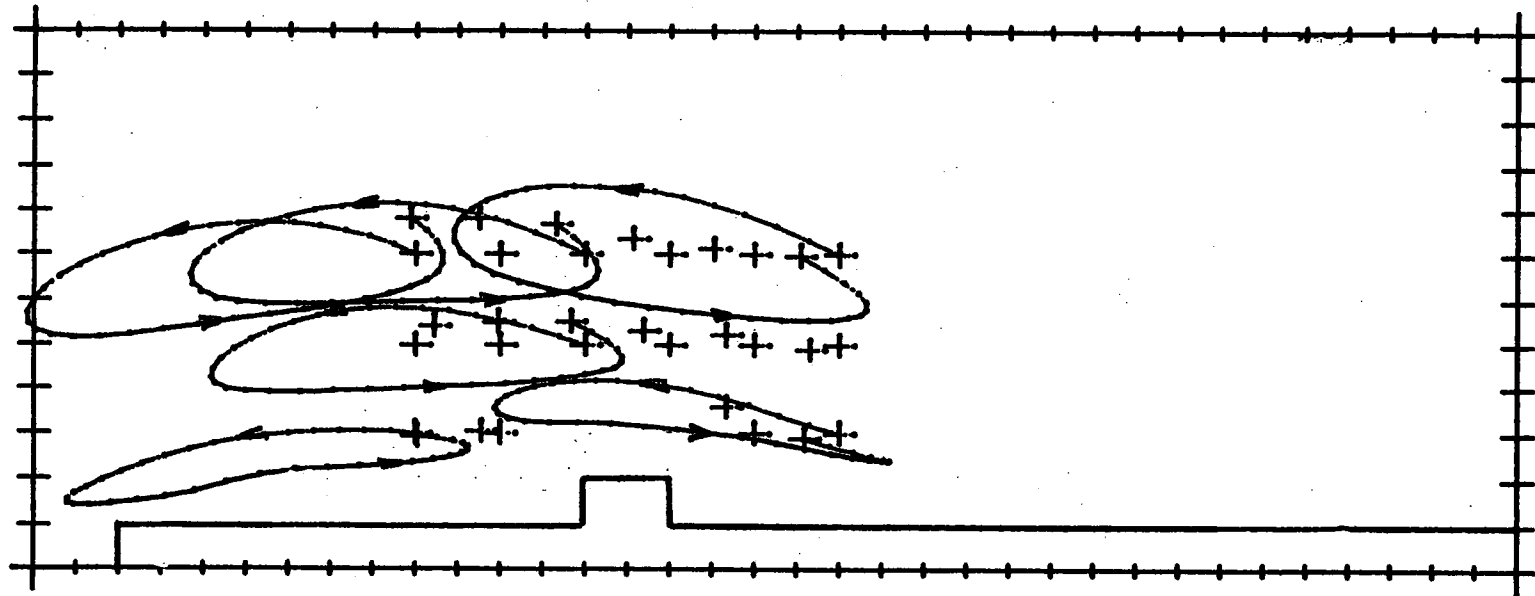


Fig. 9.7. Referentietoestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen
zonder wind (initiële posities vastgelegd bij laag water).

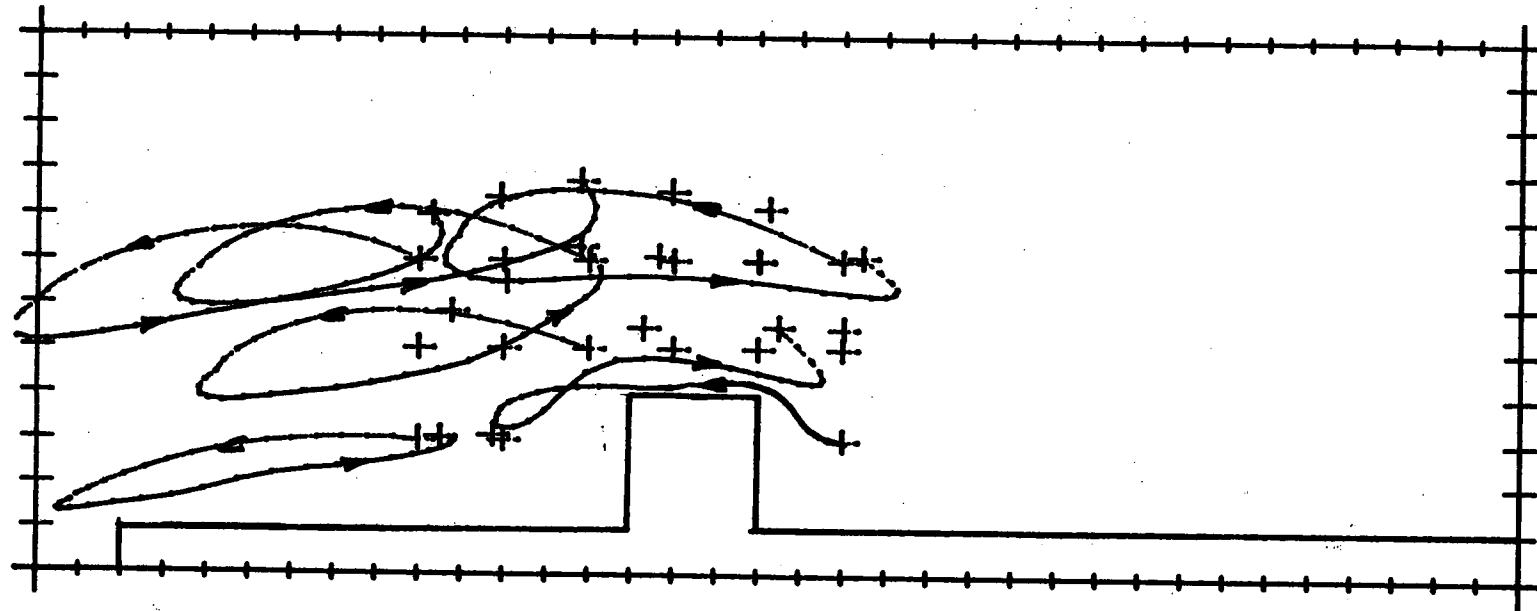


Fig. 9.8. Geperturbeerde toestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen zonder wind (initiële posities vastgelegd bij laag water).

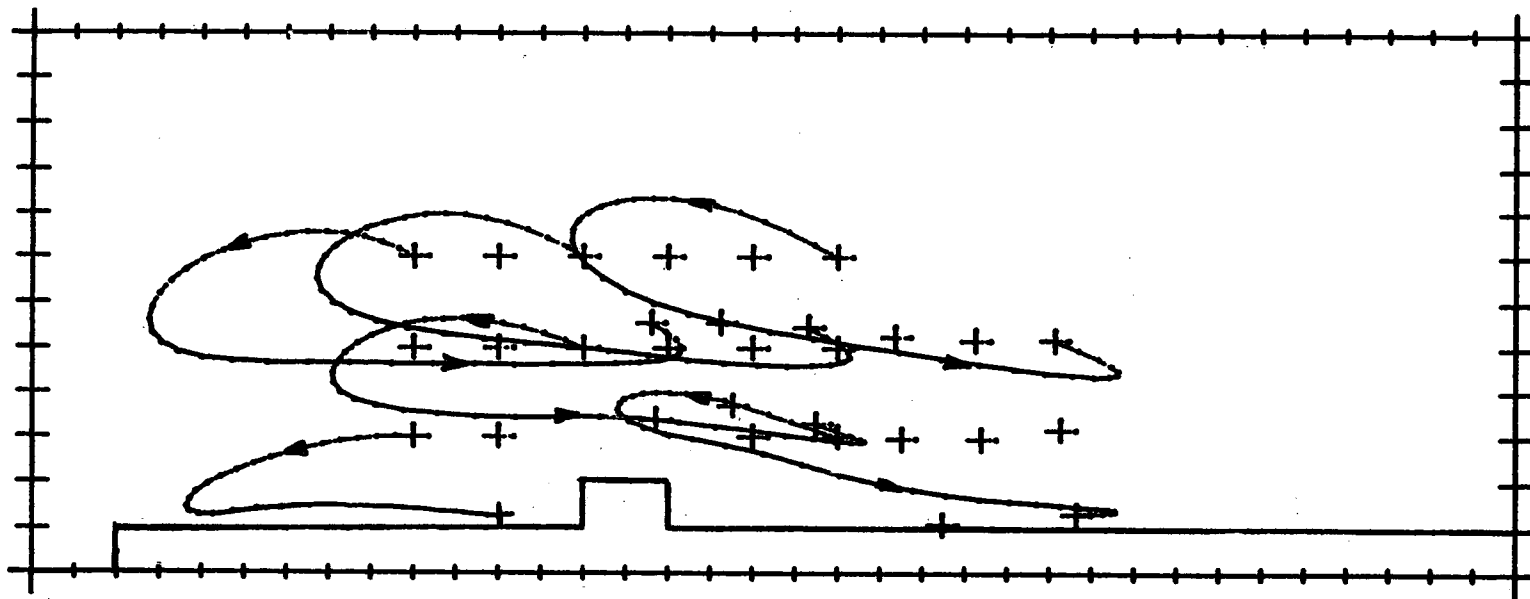


Fig. 9.9. Referentietoestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen met een wind van 5m/s; 260° (initiële posities vastgelegd bij laag water).

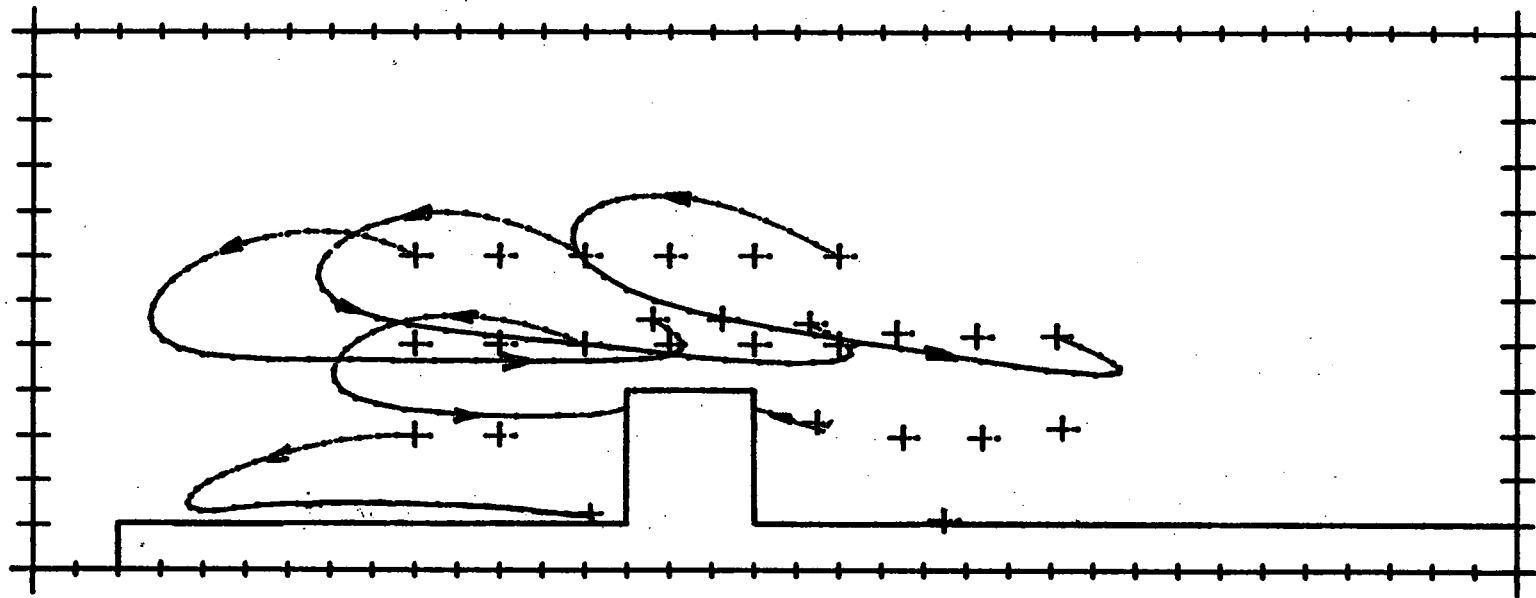


Fig. 9.10. Geperturbeerde toestand : verplaatsing van de drijvende voorwerpen met een wind van 5m/s; 260° (initiële posities vastgelegd bij laag water).

