

waterloopkundig laboratorium
delft hydraulics laboratory

waterkwaliteitsmodel Rijn

datarapport;
gegevensverzameling en analyse ten behoeve
van de modellering van de zuurstof- en
nutriëntenhuishouding

verslag onderzoek

R 1056-VI

juli 1981

R1056-6

waterkwaliteitsmodel Rijn

datarapport;
gegevensverzameling en analyse ten behoeve
van de modellering van de zuurstof- en
nutriëntenhuishouding

verslag onderzoek

R 1056 - VI

juli 1981

Samenvatting

De verzameling van gegevens en de opbouw van een databestand is één van de belangrijkste activiteiten in het kader van de ontwikkeling van een waterkwaliteitsmodel voor de Rijn. Het databestand omvat gegevens waaruit de invoergegevens voor het mathematisch model kunnen worden afgeleid, alsmede gegevens die nodig zijn voor een toetsing van de berekeningsresultaten aan de gemeten grootheden.

De benodigde gegevens kunnen worden onderscheiden in 3 categorieën, te weten; hydrologische gegevens, immissie-gegevens en emissie-gegevens.

De hydrologische gegevens omvatten zowel de debietgegevens als de hydraulische karakteristieken, zoals diepte en stroomsnelheid, van de Rijn en de belangrijkste zijrivieren.

De immissie-gegevens zijn de gegevens van de in de Rijn en zijrivieren gemeten waterkwaliteitsgrootheden.

De emissie-gegevens zijn de lozingsgegevens afkomstig van industriële en stedelijke afvalwaterlozingen en de belasting vanuit diffuse bronnen (b.v. bos, landbouw e.d.).

De verzameling van de bovengenoemde gegevens is bemoeilijkt door het grote aantal betrokken instanties en het ontbreken van een overzichtelijke presentatie van de voor het waterkwaliteitsmodel van belang zijnde gegevens.

Ondanks de grote hoeveelheid beschikbare gegevens zijn uit een oogpunt van waterkwaliteitsmodellering de gegevens onvolledig danwel gedeeltelijk onbruikbaar vanwege het gemis aan onderlinge vergelijkbaarheid. Als gevolg daarvan zal de nauwkeurigheid waarmee het mathematisch model kan worden geijkt en getoetst beperkt zijn. Een nauwgezette analyse van recente meetgegevens en een onderlinge afstemming van de toekomstige meetprogramma's van de Rijn in een internationaal kader, is één van de belangrijkste aanbevelingen, teneinde de informatie die uit de gegevens kan worden afgeleid zo optimaal mogelijk te benutten.

INHOUD

Samenvatting

Inhoudsopgave

Lijst van figuren

Lijst van tabellen

	pag.
<u>1</u> Inleiding.....	1
1.1 Het projekt "Waterkwaliteitsmodel Rijn".....	1
1.2 Het data-rapport.....	4
<u>2</u> <u>Hydrologische gegevens</u>	7
2.1 Algemeen.....	7
2.2 Het stroomgebied van de Rijn.....	8
2.3 Afvoermeetstations en langjarig afvoerregiem.....	11
2.3.1 Afvoermeetstations.....	11
2.3.2 Langjarig afvoerregiem van de Rijn.....	14
2.3.2 Langjarig afvoerregiem van de grootste zijrivieren.....	16
2.4 Hydraulische gegevens.....	17
2.5 Model opzet in relatie tot hydrologische gegevens.....	21
2.6 Afvoer-berekening als basis van het waterkwaliteitsmodel.....	25
<u>3</u> <u>Immissie-gegevens</u>	29
3.1 Algemeen.....	29
3.2 Routinematig waterkwaliteitsonderzoek.....	31
3.3 Fliessende Welle-onderzoek 1974 en 1980.....	33
3.4 Onderlinge vergelijkbaarheid van de metingen.....	37
3.5 Ontwikkeling van de waterkwaliteit over de periode 1970-78...	40
3.6 Statistische relatie tussen BOD ₅ , COD, KMnO ₄ en UV.....	42

INHOUD (vervolg)

	pag.
<u>4</u> <u>Emmissie-gegevens</u>	45
4.1 Algemeen.....	45
4.2 Lozingsinventarisaties in inwonereenheden en inwonerekwivalenten (i.e.).....	47
4.3 Afvalwaterproduktie per i.e.....	54
4.4 Invloed van zuivering.....	60
4.5 Totale belasting door puntlozingen in 1973, 1977 en 1985.....	63
4.6 Nadere beschouwing grote lozers (> 1 M i.e.).....	69
4.7 Belasting ten gevolge van diffuse bronnen (samenvatting).....	73
<u>5</u> <u>Databestanden en verwerkingsprogrammatuur</u>	77
<u>6</u> <u>Konklusies en diskussie</u>	81

Literatuur

Bijlagen:

- I Projektorganisatie
- II Resultaten Fliessende Welle-onderzoek 1974 (IRC)
- III Resultaten Fliessende Welle-onderzoek 1980 (RIWA)
- IV Overzicht ontwikkeling waterkwaliteit van de Rijn voor de periode 1972-1979 (RIZA)
- V Lozingsgegevens van de BASF-fabrieken [27], [28]
- VI Databestanden ten behoeve van het "Waterkwaliteitsmodel Rijn"

Lijst van figuren

	pag.
1.1	Het databestand als onderdeel van het waterkwaliteitsmodel... 5
2.1	Het gemodelleerde gedeelte van de Rijn en zijrivieren..... 9
2.2	De opbouw van het afstromingsoppervlak van de Rijn..... 10
2.3	Hydrologisch profiel van de Rijn (periode 1951-1970)..... 14
2.4	Het afvoerregiem van de Rijn, Aar en Moezel per maand..... 15
2.5	Hydrologisch profiel van de Aare (periode 1951-1970)..... 16
2.6	Hydrologisch profiel van de Neckar (periode 1951-1970)..... 16
2.7	Hydrologisch profiel van de Main (periode 1951-1970)..... 16
2.8	Hydrologisch profiel van de Moezel (periode 1951-1970)..... 16
2.9	Maximale diepte van de Rijn bij gemiddelde afvoer..... 18
2.10	Gemiddelde diepte en stroomsnelheid van de Rijn..... 18
2.11	Trajektindeling van het waterkwaliteitsmodel Rijn..... 22
2.12	Diffuse toestroming en punttoestroming in het waterkwali- teitsmodel Rijn..... 28
3.1	Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de Rijn..... 32
3.2	Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de IJssel..... 32
3.3	Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de Nederrijn/Lek..... 32 ^a
3.4	Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de Waal..... 32 ^a
3.5	Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de zijrivieren..... 32 ^a
3.6	Jaargemiddelde COD-gehalten in de Rijn (1973)..... 41
3.7	Jaargemiddelde NO ₃ -N-gehalten in de Rijn (1973)..... 41
3.8	Regressie-resultaat voor BOD ₅ als functie van KMnO ₄ 44
3.9	Regressie-resultaat voor BOD ₅ als functie van COD..... 44

Lijst van figuren (vervolg)

	pag.
4.1 Schematisch overzicht van de berekening van de verwijdering en omzetting van stikstofcomponenten bij biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater.....	62
4.2 Ontwikkeling van de afvalwaterproductie en zuivering in het gemodelleerde deel van de Rijn (i.e.-basis).....	65
4.3 Herkomst afvalwaterproductie in het gemodelleerde deel van de Rijn (i.e.-basis).....	65
4.4 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (BOD ₅).....	65
4.5 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (COD).....	65
4.6 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (org-N).....	66
4.7 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (NH ₄ -N).....	66
4.8 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (NO ₃ -N).....	66
4.9 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (tot-N).....	66
4.10 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (part-P).....	67
4.11 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (ortho-P).....	67
4.12 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (tot-P).....	67
5.1 Overzicht datafiles en verwerkingsprogrammatuur in relatie tot het waterkwaliteitsmodel MODQUAL.....	78

Lijst van tabellen

	pag.
2.1	Belangrijke zijrivieren van de Rijn..... 11
2.2	Afvoermeetstations van de Rijn en zijrivieren met respektievelijke waarden van het gemiddelde debiet (periode 1951-1970)..... 13
2.3	Hydraulische gegevens voor de Neckar, Main en Moezel..... 19
2.4	Hydraulische gegevens voor de nederlandse Rijntakken..... 20
2.5	Hydraulische kondities voor ieder model-trajekt..... 25
2.6	Verdeling van de diffuse toestroming per model-trajekt..... 26
3.1	Overzicht van de voor het waterkwaliteitsmodel relevante gegevens van de Fliessende Welle-onderzoeken..... 36
3.2	Regressie-resultaten voor BOD ₅ als functie van KMnO ₄ (1) en COD (2)..... 43
4.1	Overzicht lozingsinventarisatie van de IRC voor het gehele stroomgebied van de Rijn..... 49
4.2	Overzicht van de herkomst van afvalwaterproduktie in het gemodelleerde stroomgebied van de Rijn (afgeleid uit IRC-inventarisaties)..... 50
4.3	Procentuele bijdrage in de afvalwaterproduktie voor 4 hoofdkategorieën..... 50
4.4	Afvalwaterproduktie van de Rijn, IJssel, Nederrijn/Lek en Waal uitgesplitst naar herkomst en zuiveringsaard..... 52
4.5	Onderscheid in kleine en grote puntlozingen en zijrivieren op basis van afvalwaterproduktie..... 53
4.6	Gemiddelde samenstelling van huishoudelijk afvalwater..... 55
4.7	Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproduktie per huishoudelijke i.e..... 56
4.8	Verhouding BOD ₅ /COD voor verschillende industrietakken..... 57
4.9	Verhouding BOD ₅ : N en BOD ₅ : P voor een aantal soorten industrieel afvalwater..... 57
4.10	Belangrijke lozers van stikstofverbindingen..... 59
4.11	Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproduktie per industriële i.e..... 59
4.12	Zuiveringsreduktiefactoren..... 60

Lijst van tabellen (vervolg)

4.13	Berekende bruto/netto belasting en overall zuiveringsreduktiefactoren van de Rijn voor de gemodelleerde stoffen (1973, 1977 en 1985).....	68
4.14	Overzicht van waargenomen lozingsinvloeden bij het Fliessen-de Welle-onderzoek 1974.....	71

1 Inleiding

1.1 Het projekt "Waterkwaliteitsmodel Rijn"

In 1976 is met betrekking tot een modelmatige benadering van de waterkwaliteit van de Rijn een samenwerkingsprojekt gestart tussen het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA), Directie Waterhuishouding en Waterbeweging (W&W), Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (RID) en het Waterloopkundig Laboratorium (WL).

In de eerste probleemanalyserende fase is de waterkwaliteit van de Rijn beschouwd uit een oogpunt van beleid en beheer, waarbij relaties zijn gelegd tussen waterkwaliteitsaspecten en de schade die een onvoldoende waterkwaliteit veroorzaakt bij de gebruikers van het Rijnwater. Tevens is het belang aangegeven van een modelmatige beschouwing van de waterkwaliteit opdat meer kwantitatieve informatie ter beschikking komt van beleid en beheer.

Op basis van de resultaten van de probleemanalyserende fase is in overleg met het RIZA, besloten tot modellering van de waterkwaliteit van de Rijn, waarbij de hoogste prioriteit dient te worden toegekend aan de nutriëntenhuishouding. Dit vooral vanwege de belangrijke relatie met de eutrofiëringsproblematiek in de min of meer stagnante wateren die in hoofdzaak met het Rijnwater worden gevoed (b.v. het IJsselmeer en de toekomstige zoete Delta wateren).

Vanwege de onderlinge samenhang tussen de nutriënten- en zuurstofhuishouding is deze laatste eveneens in beschouwing genomen mede omdat de voorgenomen saneringsmaatregelen in het stroomgebied van de Rijn zich vooralsnog vooral richten op een reducering van de lozing van zuurstofbehoevende stoffen. Met het onderzoek, dat in opdracht van het RIZA door het WL wordt uitgevoerd in samenwerking met het RIZA, W&W, RID en de Dienst Informatie Verwerking (DIV) van Rijkswaterstaat, wordt beoogd een mathematisch model te ontwikkelen dat in staat is de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding van de Rijn te beschrijven als functie van hydrologische gegevens, lozingsgegevens en temperatuur.

Benevens de mogelijkheid om met het model voorspellingen te kunnen doen met betrekking tot de na voltooiing van de geplande saneringsmaatregelen te verwachten zuurstof- en nutriënteniveaus te Lobith, Kampen, Vreeswijk en Gorinchem, mag worden verwacht dat het onderzoek het inzicht zal vergroten in de herkomst van belastingen op de Rijn en de invloed van processen.

Op deze wijze ontstaat tevens de mogelijkheid alternatieve c.q. additionele saneringsmaatregelen te formuleren, alsmede de effecten van deze maatregelen op de waterkwaliteit te kwantificeren.

Het projekt is in hoofdlijnen begeleid door een daartoe ingestelde stuurgroep "Waterkwaliteitsmodellering Rijn en Maas".

Voor de meer konkrete uitvoering van het onderzoek en de ontwikkeling van het model heeft regelmatig overleg plaatsgevonden binnen de daartoe ingestelde projectgroep "Waterkwaliteitsmodel Rijn".

De taak en samenstelling van zowel de stuurgroep als de projectgroep is opgenomen in Bijlage I.

In het kader van het projekt "Waterkwaliteitsmodel Rijn" zijn in de probleem-analyserende fase de navolgende rapporten verschenen.

. RI056-I/S321-I

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, probleemanalyse",
april 1977.

. RI056-II/S321-II

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, processen zuurstofmodellering",
april 1977.

. RI056-III/S321-III

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, zuurstofmodellen",
april 1977.

De rapportage van de 2e fase van het projekt "Waterkwaliteitsmodel Rijn" met betrekking tot de modellering van zuurstof en nutriënten omvat de navolgende rapporten:

. CBH 79-518

"Stikstofhuishouding in de Rijn en de Rijntakken"
december 1979.

. RI056-IV/RI463-I/S321-IV

"MODQUAL, een ééndimensionaal steady state waterkwaliteitsmodel voor rivierstelsels",
juli 1981.

- . R1056-V/S321-V
"Diffuse bronnen; aard en omvang van de diffuse belasting met nutriënten in het stroomgebied van de Rijn,
juli 1981.

- . R1056-VI
"Data-rapport; gegevensverzameling en analyse ten behoeve van de modellering van de zuurstof en nutriëntenhuishouding"
juli 1981.

- . R1056-VII/S321-VI
"Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn"
juli 1981.

- . R1056-VIII
"Simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn, zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding",
augustus 1981.

Het rapport R1056-IV/R1463-I/S321-IV betreft een gezamenlijke rapportering van de projecten waterkwaliteitsmodellering Rijn en Maas.

Het onderhavige rapport R1056-VI, Data-rapport, wordt in paragraaf 1.2 nader ingeleid.

1.2 Het data-rapport

Met dit rapport wordt beoogd een overzicht te geven van de gegevens die tijdens de uitvoering van het project "Waterkwaliteitsmodel Rijn" ten behoeve van dit project beschikbaar zijn gekomen.

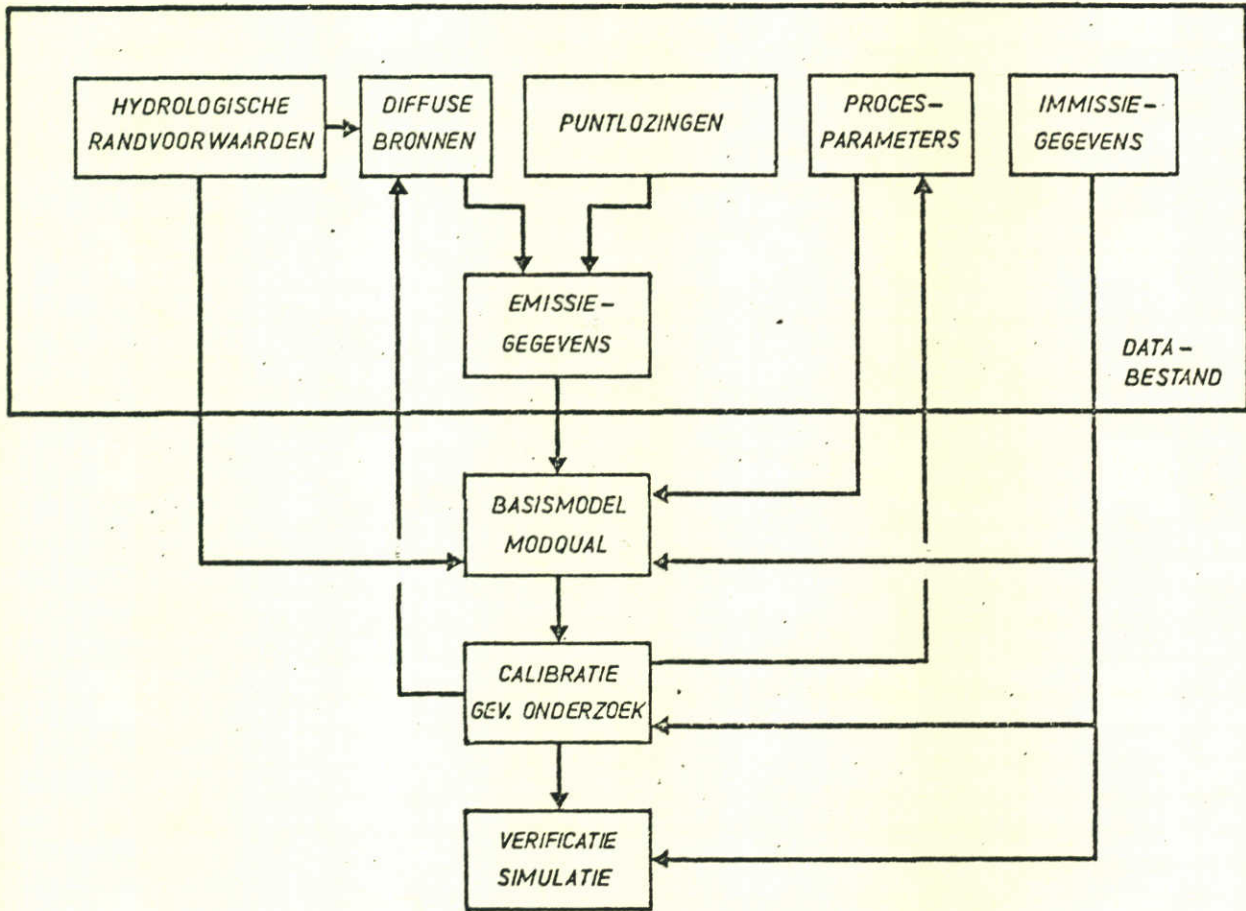
De aard van de gegevens kunnen worden onderscheiden in een drietal categorieën te weten hydrologische gegevens, immissie-gegevens, emissie-gegevens.

De categorie hydrologische gegevens betreft zowel gegevens omtrent debieten als informatie over hydraulische randvoorwaarden, zoals diepte, stroomsnelheid en dergelijke. Deze gegevens kunnen worden beschouwd als invoergegevens of randvoorwaarden voor de modellering van waterkwaliteitsaspecten.

De immissie-gegevens zijn de gemeten waterkwaliteitsgegevens in de verschillende riviertakken. Deze gegevens omvatten de concentraties van de verschillende opgeloste en gesuspendeerde stoffen, terwijl ook de temperatuur tot deze categorie kan worden gerekend. Behoudens de temperatuurgegevens en de kwaliteit van de bovenstroomse begrenzing(en) van het model, die te beschouwen zijn als invoergegevens c.q. randvoorwaarden voor de modellering, zijn de waterkwaliteitsgegevens nodig voor een toetsing van de modelberekening in de kalibratie en verificatie fase.

De emissie-gegevens hebben betrekking op de belasting op de Rijn via zowel puntlozingen als diffuse toestroming. De diffuse toestroming kan worden beschouwd als een min of meer natuurlijke belasting die niet of nauwelijks kan worden beïnvloed door beleids- en beheersmaatregelen. De puntlozingen vertegenwoordigen de belasting vanuit stedelijke en industriële gebieden en zijn derhalve belangrijke invoergegevens voor het model die direkt kunnen worden beïnvloed door saneringsmaatregelen (b.v. de bouw van zuiveringsinstallaties). Een overzicht van het belang van de opbouw van een databestand in relatie tot de ontwikkeling van het waterkwaliteitsmodel kan worden geïllustreerd aan de hand van figuur 1.1.

Uit deze figuur kan worden afgeleid dat het databestand van belang is voor het leveren van invoergegevens, randvoorwaarden en toetsingsgegevens voor kalibratie en verificatie. De kalibratie van het model bestaat voornamelijk uit het bijstellen van procesparameters binnen de ranges zoals die in de literatuur naar voren komen, alsmede een eventuele bijstelling van de bijdrage vanuit diffuse bronnen. Een dergelijke kalibratie is nodig omdat de betreffende gegevens over het algemeen specifiek zijn voor een bepaald gebied en oppervlaktewater hetgeen een zekere aanpassing aan plaatselijke omstandigheden noodzakelijk maakt.



Figuur 1.1 Het databestand als onderdeel van het waterkwaliteitsmodel

De andere gegevens in het databestand zijn voornamelijk invoergegevens en randvoorwaarden.

Het is evident dat de nauwkeurigheid waarmee het model kan worden gekalibreerd in directe relatie staat tot de nauwkeurigheid (en volledigheid) van de betreffende invoergegevens.

Het is om deze reden dat aan de verzameling en interpretatie van gegevens veel aandacht is besteed en dit eigenlijk dient te worden beschouwd als één van de hoofdonderdelen van het project.

Voor dit onderdeel van het project zijn belangrijke bijdragen geleverd door het Rijksinstituut van Zuivering van Afvalwater (RIZA), de directie Waterhuishouding en Waterbeweging van Rijkswaterstaat (W&W) en het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (RID).

Dit rapport kan derhalve worden beschouwd als een gezamenlijke rapportering van de bovengenoemde instituten waarvan de bijdragen zijn geleverd door de vertegenwoordigers in de projektgroep: Waterkwaliteitsmodel Rijn (zie bijlage I). De eindredactie en koördinatie van de rapportage is verricht door ir. J.A. van Pagee van het Waterloopkundig Laboratorium (WL).

2 Hydrologische gegevens

2.1 Algemeen

Het belang van hydrologische gegevens voor het waterkwaliteitsmodel wordt gekarakteriseerd door de functie van randvoorwaarde. Met name het debiet is een belangrijk basiselement als het gaat om de relatie tussen de lozingshoeveelheden en de kwaliteit van het rivierwater. Andere gegevens die van belang zijn voor de waterkwaliteit in de rivier hebben een directe relatie met de hydraulische karakteristieken van het rivierbed (stroomsnelheid, diepte). Mede omdat het debiet kan worden beschouwd als de 'drager' van de te modelleren stoffen is het van belang een volume-balans op te stellen voor het gehele riviertraject dat wordt gemodelleerd. Hiervoor dient onderscheid worden gemaakt in punttoestromingen via zijrivieren en diffuse toestroming zoals grondwater toestroming en toestroming via beken en kleine rivieren.

Over het algemeen worden de toestromingen van zijrivieren bepaald door afvoermeetstations nabij de uitmonding in de Rijn. Van de diffuse toestroming is veelal vrij weinig bekend. Door een vergelijk van de debieten van de Rijn op verschillende plaatsen kan uit een volume-balans de grootte van de diffuse toestroming worden bepaald indien wordt aangenomen dat er geen onttrekkingen zijn of verdamping plaatsvindt. Mede omdat de nauwkeurigheid van de afvoermeetstations beperkt is, kan bij het bepalen van het verloop van de afvoer de toename van het afstromingsoppervlak enige ondersteuning geven.

De hydraulische gegevens zijn in hoge mate plaatsgebonden. Hoewel het waterkwaliteitsmodel mogelijkheden heeft voor de berekening van diepte en stroomsnelheid uit dwarsdoorsneden, verval en ruwheidscoëfficiënten is de voorkeur gegeven aan een meer directe invoer via debiet-afhankelijke functies voor de stroomsnelheid en diepte.

Dergelijke functies kunnen worden afgeleid uit dwarsdoorsneden en Q-h krommen (relaties tussen debiet en waterstand).

Bovengenoemde gegevens zijn door het verschijnen van de monografie over de hydrologie van de Rijn [1] tijdens het ontwikkelen van het waterkwaliteitsmodel beschikbaar gekomen. Aanvullingen met betrekking tot de debieten na 1970 alsmede enkele hydraulische gegevens zijn door Rijkswaterstaat (W&W) opgevraagd bij de Bundesanstalt für Gewässerkunde (Duitsland), Agence financière de bassin Rhine-Meuse (Frankrijk) en Eidgenössisches Amt für Wasserwirtschaft (Zwitserland).

Opgemerkt dient te worden dat de in dit hoofdstuk gepresenteerde informatie slechts een beknopte samenvatting geeft van onderdelen met betrekking tot de hydrologie, die voor het waterkwaliteitsmodel van belang kunnen zijn. Voor meer detail wordt verwezen naar de monografie [1] die hiervoor als belangrijkste informatiebron is gebruikt.

2.2 Het stroomgebied van de Rijn

Het stroomgebied van de Rijn strekt zich uit over een 10-tal Europese landen met een totaal oppervlak van ca. 185.000 km². Het grootste deel van het stroomgebied bevindt zich in West-Duitsland (ca. 54%). Het resterende deel van het stroomgebied bevindt zich vooral in Zwitserland, Frankrijk en Nederland. Globaal kan het stroomgebied worden verdeeld in drie gedeelten te weten:

1. Alpenrhein en Hochrhein (oorsprong-Basel)
2. Oberrhein, Mittelrhein en Niederrhein (Basel-Lobith)
3. Rijndelta (Lobith-zee)

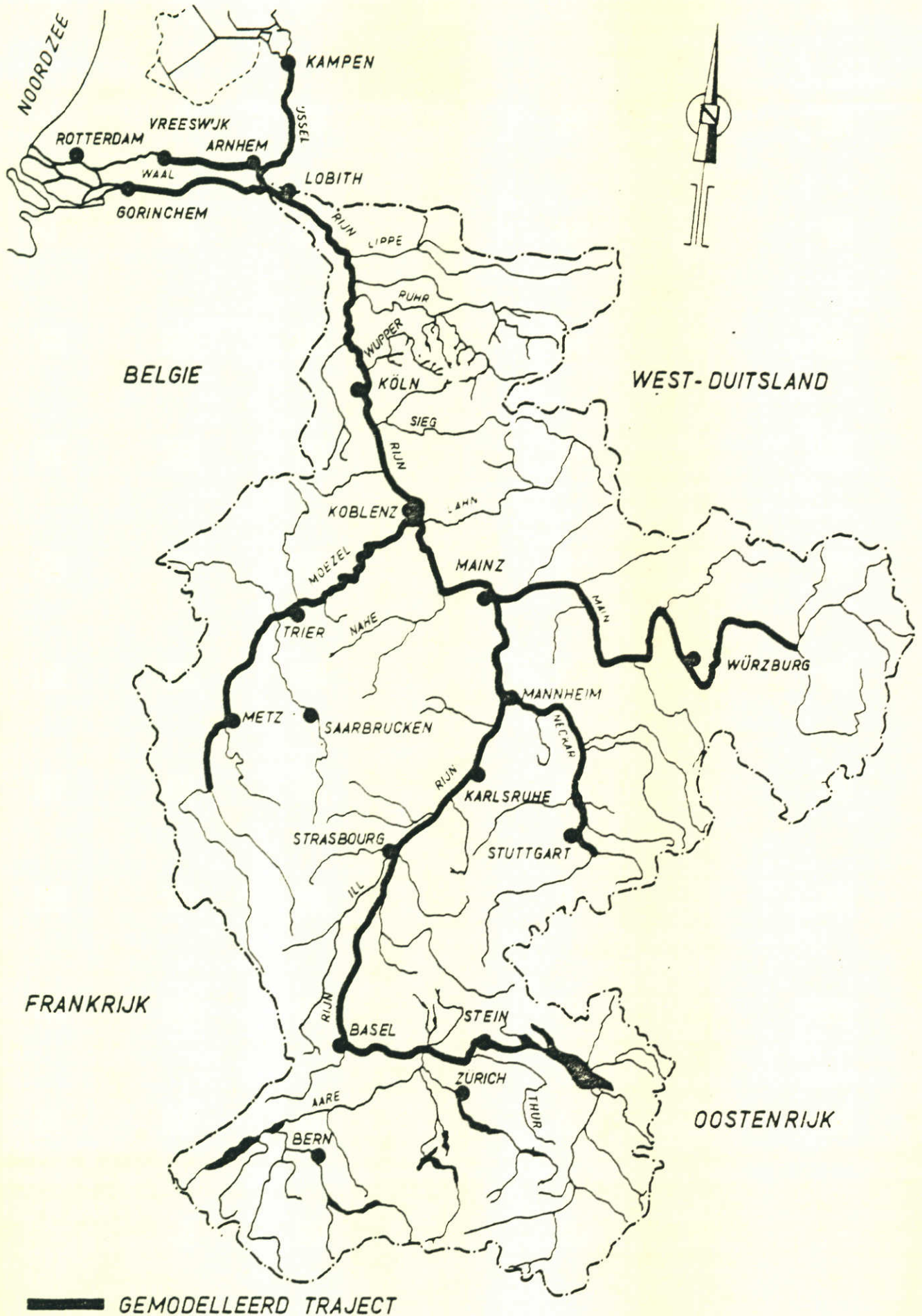
Het stroomgebied van het eerste gedeelte bevindt zich vooral in Zwitserland. Een belangrijke zijrivier van de Hochrhein is de Aare die zorg draagt voor een verdubbeling van de afvoer. Het afvoerregiem van het eerste gedeelte wordt gekarakteriseerd door dat van een gletsjer-rivier.

Het stroomgebied van het tweede gedeelte bevindt zich vooral in Duitsland en Frankrijk. Belangrijke zijrivieren die toestromen zijn de Neckar, Main en Moezel. Globaal bezien wordt de afvoer over dit gedeelte verdubbeld. Het afvoerregiem van de toestromende zijrivieren is karakteristiek voor dat van een regenrivier.

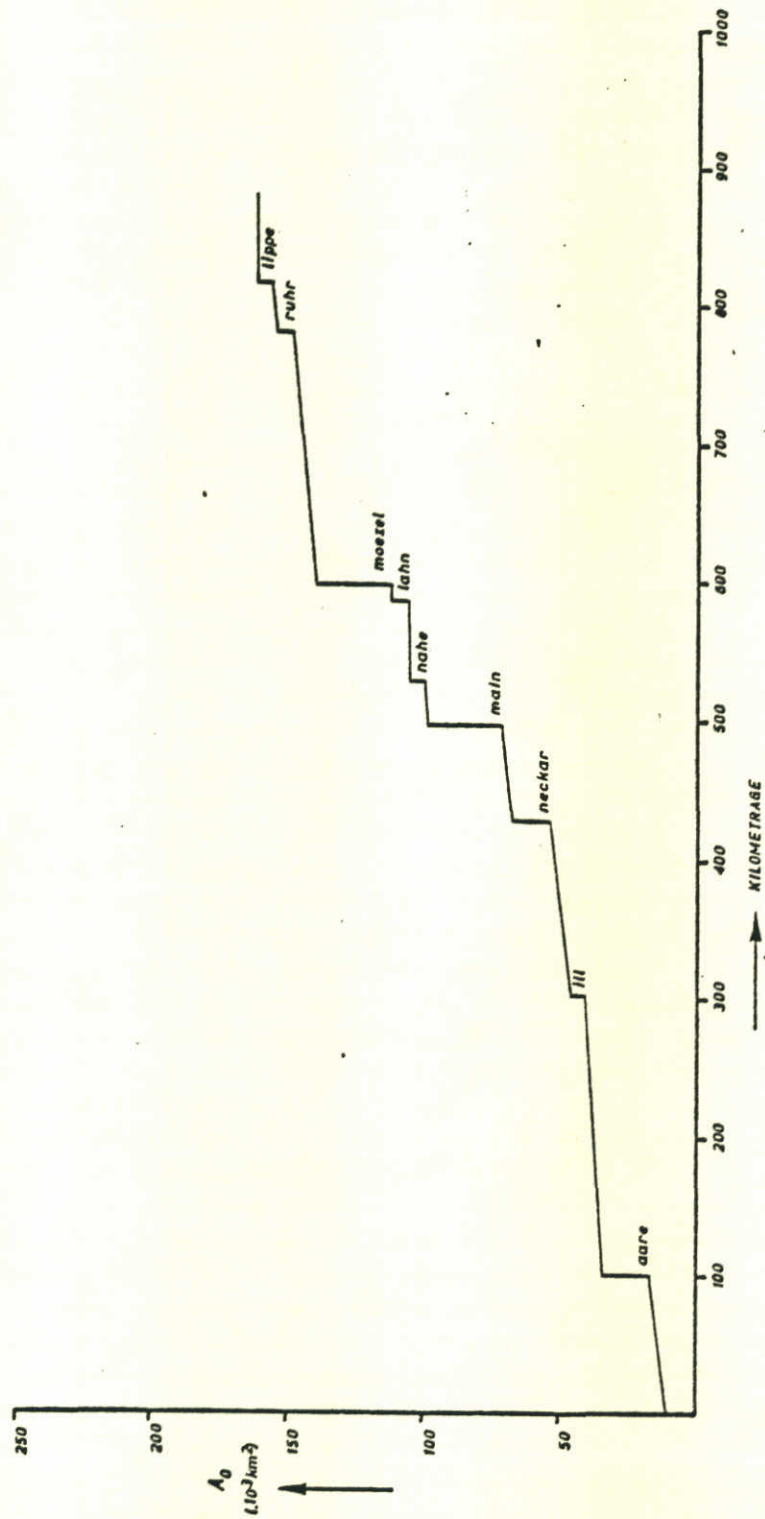
Het stroomgebied van de Rijndelta bevindt zich vrijwel volledig in Nederland. In dit gedeelte van het stroomgebied vertakt de Rijn zich in drie hoofdtakken te weten: de Waal, Nederrijn/Lek en IJssel. De toename van de afvoer over deze riviertakken is nagenoeg verwaarloosbaar.

Het waterkwaliteitsmodel Rijn richt zich voornamelijk op het beschrijven van de waterkwaliteit in het 2e en 3e gedeelte van de Rijn. Vanwege de relatief grote invloed van de zijrivieren Neckar, Main en Moezel zijn gedeelten van deze rivieren eveneens in model gebracht.

Een overzicht van de gemodelleerde trajekten is gegeven in figuur 2.1.



Figuur 2.1 Het gemodelleerde gedeelte van de Rijn en zijrivieren



Figuur 2.2 De opbouw van het afstromingsoppervlak van de Rijn

Stein is gekozen als bovenstroomse randvoorwaarde omdat ter plaatse de waterkwaliteit wordt bepaald in het kader van de 'Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung', die in Nederland wordt aangeduid met Internationale Rijn Commissie (IRC).

De opbouw van het afstromingsoppervlak voor de Rijn vanaf de Bodensee (0 km) tot Lobith (865 km) is schematisch weergegeven in figuur 2.2.

In totaal zijn 9 toestromende zijrivieren onderscheiden waarvan het afstromingsoppervlak groter is dan 4000 km², (zie tabel 2.1).

zijrivieren	plaats van de monding in Rijn	afstromingsoppervlak
Aare	103,0 km	17.800 km ²
Ill	300,0 km	4.800 km ²
Neckar	428,2 km	14.000 km ²
Main	496,6 km	27.200 km ²
Nahe	529,2 km	4.100 km ²
Lahn	585,7 km	5.900 km ²
Moezel	595,1 km	28.100 km ²
Ruhr	780,1 km	4.500 km ²
Lippe	814,5 km	4.900 km ²

Tabel 2.1 Belangrijke zijrivieren van de Rijn

Het totale afstromingsoppervlak tot Lobith bedraagt ca. 160.800 km². Hiervan bevindt zich ca. 35.000 km² bovenstrooms van Basel.

Van de resterende 125.800 km² behoort ca. 75% van het oppervlak tot de zijrivieren met een afstroomgebied groter dan 4.000 km².

2.3 Afvoermeetstations en langjarig afvoerregiem

2.3.1 Afvoermeetstations

Afvoermetingen vinden zowel plaats in de Rijn als in de zijrivieren, waarbij over het algemeen de hoogte van de waterstand (h) wordt vertaald in het debiet (Q). De betreffende Q-h kromme is specifiek voor een bepaalde plaats in de

rivier en is bepaald op basis van hydraulische gegevens als dwarsdoorsneden en stroomsnelheden. Over het algemeen zal derhalve ter plaatse van een afvoermeetstation de hydraulische karakterisering van de rivier bekend zijn (zie par. 2.4).

In het kader van het waterkwaliteitsmodel Rijn is getracht de gemeten debieten van de bekendste afvoermeetstations van de Rijn en de belangrijkste zijrivieren, op basis van maandgemiddelden te verzamelen voor de periode 1970-1978.

Een overzicht van de belangrijkste afvoermeetstations is gegeven in tabel 2.2. In deze tabel zijn tevens opgenomen de betreffende gemiddelde debieten die door deze stations zijn gemeten voor de periode 1951-1970. Voor de aangekruiste stations is het opgebouwde data-bestand voor de periode 1970-1978 (nagenoeg) volledig.

Uit de tabel 2.2 is af te leiden dat oneigenlijke verschillen kunnen voorkomen tussen 2 opvolgende meetstations (b.v. tussen Rees ($2410 \text{ m}^3/\text{s}$) en Lobith ($2295 \text{ m}^3/\text{s}$)). Dergelijke verschillen, die vermoedelijk worden veroorzaakt door systematische afwijkingen in de debietbepaling, bemoeilijken het opstellen van een volume-balans voor het rivierstelsel. Bij het opstellen van een volume-balans dient tevens rekening te worden gehouden met correcties die nodig zijn voor een juiste kwantificering van de afvoer van zijrivieren. Een aantal stations is namelijk niet zo dicht bij de monding in de Rijn gelegen, dat het gemeten debiet tevens de afvoer van de gehele zijrivier vertegenwoordigd. Door de IRC [2] worden de volgende correctie-factoren genoemd.

Aare (Stilli)	1,01
Neckar (Rockenau)	1,09
Main (Frankfurt)	1,09
(Kleinheubach)	1,25 [*])
Moezel (Cochem)	1,04
Wupper (Opladen)	1,20 ^{**})
Ruhr (Hattingen)	1,08
Lippe (Schermbeck)	1,02

*) afgeleid uit langjarig afvoerregiem van de Main (zie fig. 2.7)

***) uit gegevens van de Bundesanstalt für Gewässerkunde

Afvoermeetstations Rijn			Afvoermeetstation zijrivieren			
station	km	Q(m ³ /s)	Q(m ³ /s)	zijrivieren	km	station
Rheinklingen	32	372				
Neuhausen	48	373				
	(65)		48	Thur	9	Andelfingen*
Rekingen	92	449				
	(102)		557	Aare	13	Stilli*
Rheinfelden	148	1054				
Basel	167	1079				
Marlen	288	1060				
Strassburg*	294	1112				
	(310)		44	Ill	15	Chasseur-Froid*
Plittersdorf*	340	?				
Maxau*	362	1310				
Speyer*	401	?				
	(428)		133	Neckar	26	Rockenau*
Worms*	443	1440				
	(497)		159	Main	125	Kleinheubach*
Mainz*	498	1620				
	(529)		31	Nahe	7	Grollsheim*
Kaub*	546	1670				
	(586)		50	Lahn	31	Kalkofen Up*
	(595)		315	Moezel	52	Cochem*
Andernach*	614	2060				
	(659)		66	Sieg	8/64	Menden/Rosbach
Köln*	688	2200				
	(703)		14	Wupper		Opladen
Düsseldorf*	744	2250				
	(780)		71	Ruhr	56	Hattingen*
	(815)		53	Lippe	22	Schermbek*
Rees*	837	2410				
Lobith*	865	2295				
	(867)		1585	Waal		Pannerdense kop*
	(870)		418	Lek		Driel*
	(878)		279	IJssel		IJsselkop*

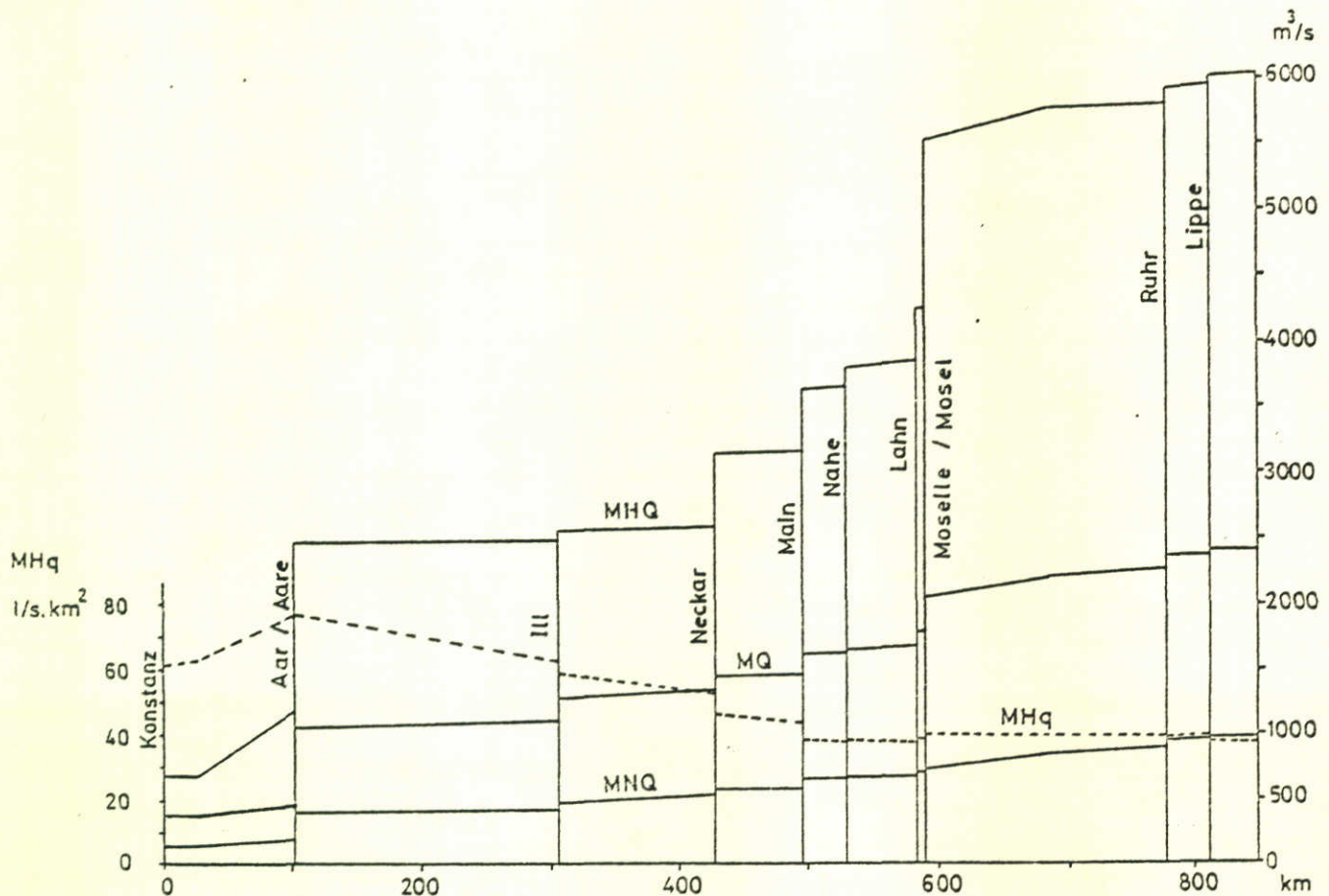
Tabel 2.2 Afvoermeetstations van de Rijn en zijrivieren met respectievelijke waarden voor het gemiddelde debiet voor de periode 1951-1970

* databestand (voor 1970-1978) nagenoeg compleet

2.3.2 Langjarig afvoerregiem van de Rijn

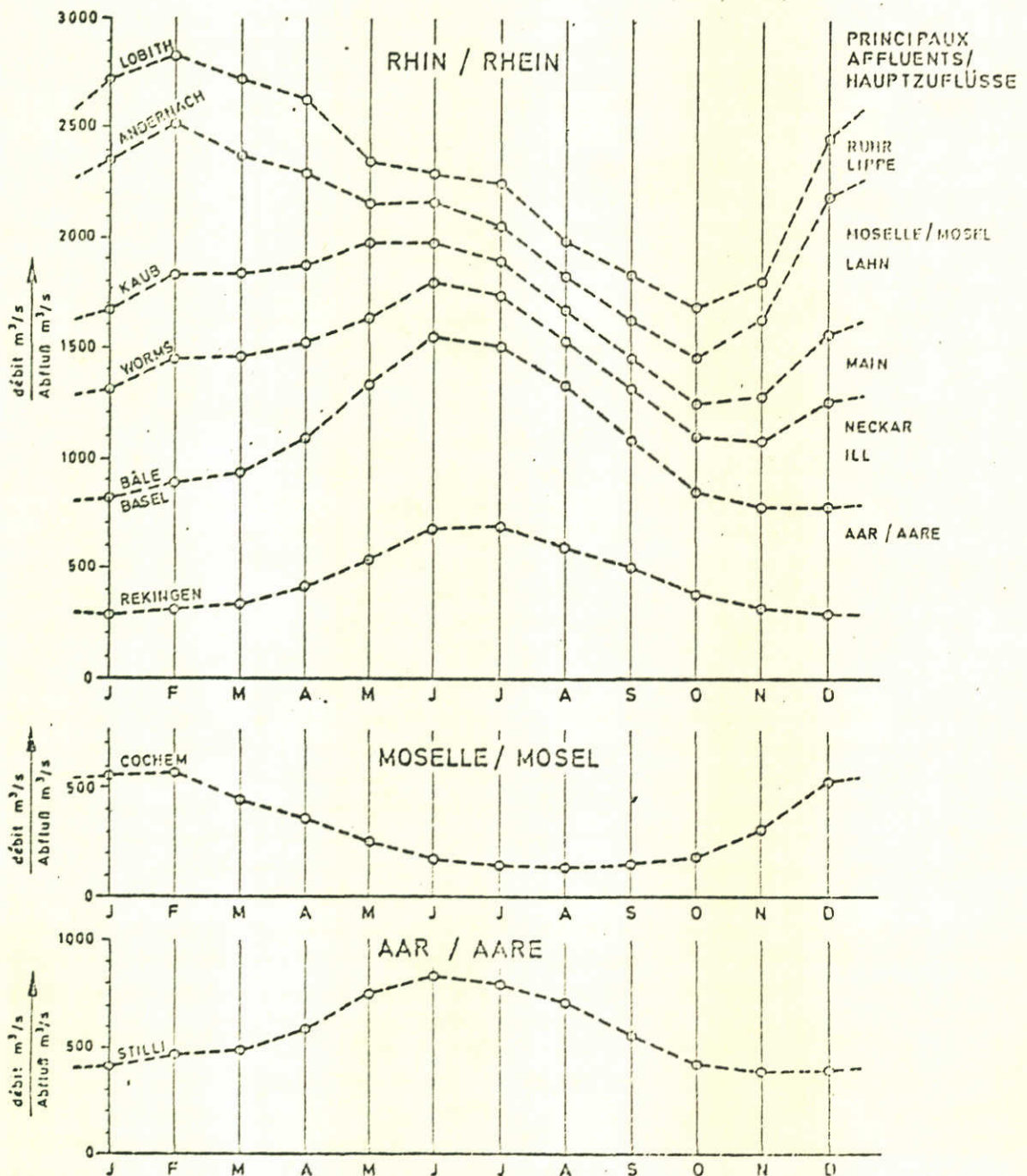
In figuur 2.3 is de toename van de afvoer over het traject Konstanz-Lobith uitgezet gebaseerd op de hydrologische gegevens van de periode 1951-1970. Benevens de gemiddelde afvoer (MQ) zijn tevens de gemiddelde waarden uitgezet van de jaarlijks in deze periode voorgekomen minimale (MNQ) en maximale (MHQ) afvoer. Tevens is voor maximale afvoerkondities de afstroming per oppervlakte-eenheid (MHq) genomen in $l/s \text{ km}^2$.

Voor gemiddelde afvoerkondities is de afstroming van het gebied bovenstrooms van Rheinfelden (148 km) ca. $30 \text{ m}^3/s$ per 1000 km^2 , terwijl van het benedenstroomse gedeelte de gemiddelde afstroming ca. $10 \text{ m}^3/s$ per 1000 km^2 bedraagt. Vanwege deze verschillen is de opbouw van de afvoer niet volledig in overeenstemming met de opbouw van het afstromingsoppervlak (fig. 2.2)



Figuur 2.3 Hydrologisch profiel van de Rijn (periode 1951-1970), [1]

Het langjarig afvoerregiem op maandgemiddelde basis is uitgezet in figuur 2.4. Uit deze figuur blijkt dat er duidelijke seizoensvariaties in het debiet voorkomen. De aard van deze seizoensvariaties verandert over de lengte-as van de rivier doordat bovenstrooms het karakter van een gletsjer-rivier overheerst, terwijl benedenstrooms van Basel de toestroming vooral het karakter heeft van een regenrivier. Ter illustratie zijn de seizoensvariaties van de Aare en Moezel eveneens in de figuur opgenomen.



Figuur 2.4 Het afvoerregiem van de Rijn, Aare en Moezel per maand, [1]

2.3.3 Langjarig afvoerregiem van de grootste zijrivieren

Vanwege het belang van de grootste zijrivieren met betrekking tot de waterkwaliteitsmodellering is in de figuren 2.5, 2.6, 2.7, en 2.8 het verloop van het debiet over de lengte-as opgenomen voor respectievelijk de Aare, Neckar, Main en Moezel. Tevens is in deze figuren de plaats van de betreffende afvoermeetstation aangegeven.

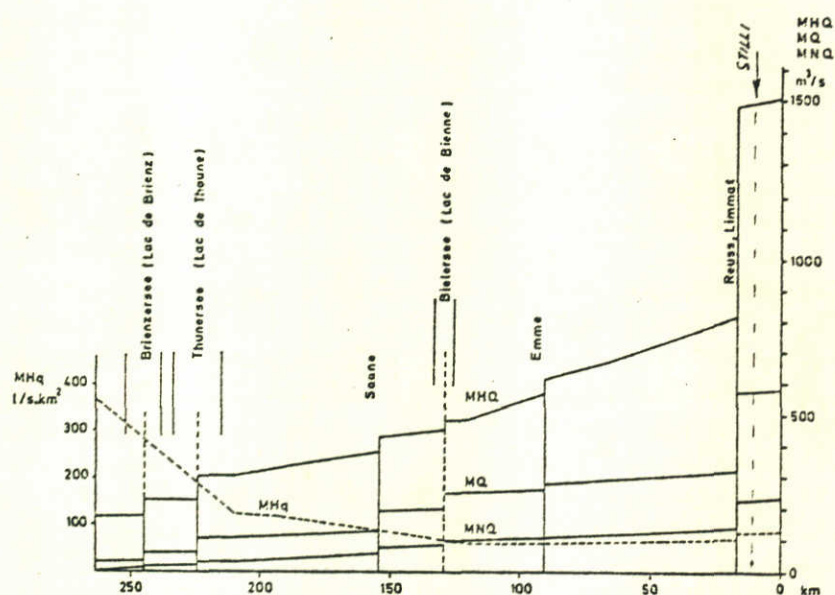


Fig. 2.5 Hydrologisch profiel van de Aare (periode 1951-1970), [1]

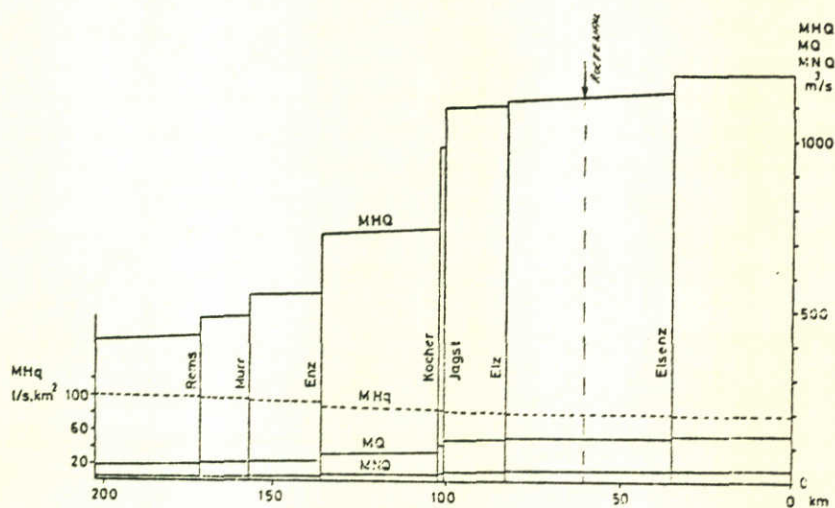


Fig. 2.6 Hydrologisch profiel van de Neckar (periode 1951-1970), [1]

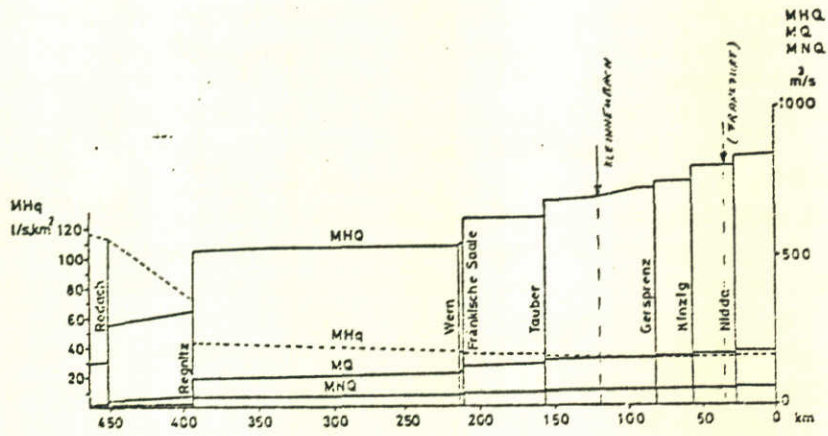


Fig. 2.7 Hydrologisch profiel van de Main (periode 1951-1970), [1]

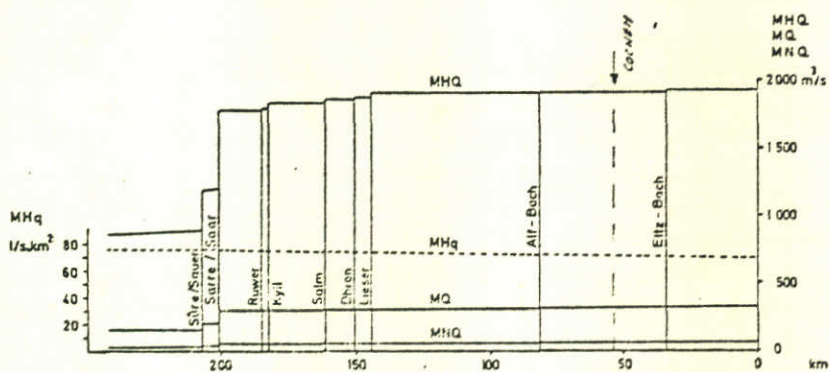


Fig. 2.8 Hydrologisch profiel van de Moezel (periode 1951-1970), [1]

2.4 Hydraulische gegevens

Voor het model zijn van belang de gemiddelde diepte en de gemiddelde stroomsnelheid als functie van het debiet.

In figuur 2.9 is de maximale diepte uitgezet over het traject van de Bodensee tot Lobith behorende bij de langjarig gemiddelde afvoer.

Opmerkelijk zijn de grote diepte variaties in het gestuwde deel van de Rijn, waarbij vooral de grote diepten in de stuwpannen van het Grand Canal d'Alsace opvallen (170-290 km).

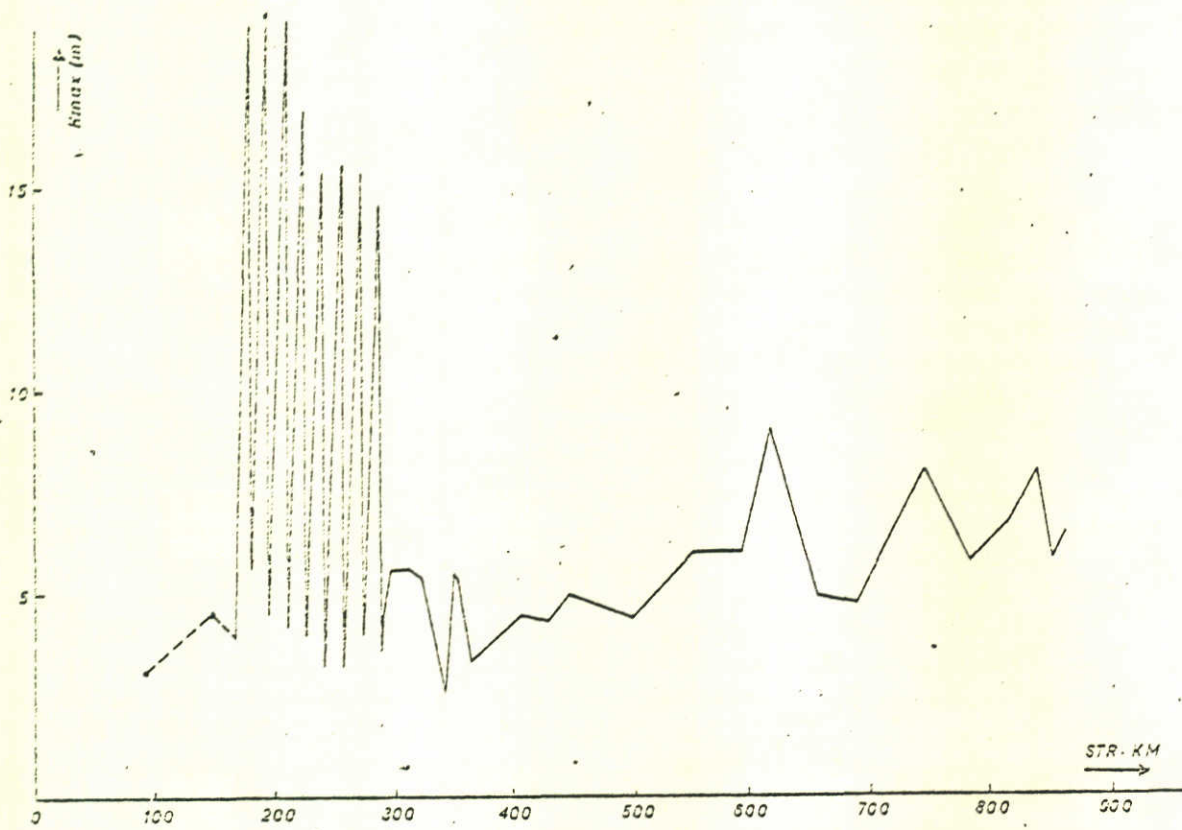
Uit de dwarsprofielen en de bij het langjarig gemiddelde debiet behorende waterstanden, zijn de gemiddelde diepten (\bar{H}) afgeleid alsmede de gemiddelde stroomsnelheid (\bar{v}) met behulp van de volgende relaties

$$\bar{H} = \frac{A}{b_{\text{opp}}} \quad \text{en} \quad \bar{v} = \frac{Q}{A} = \frac{Q}{b_{\text{opp}} \bar{H}}$$

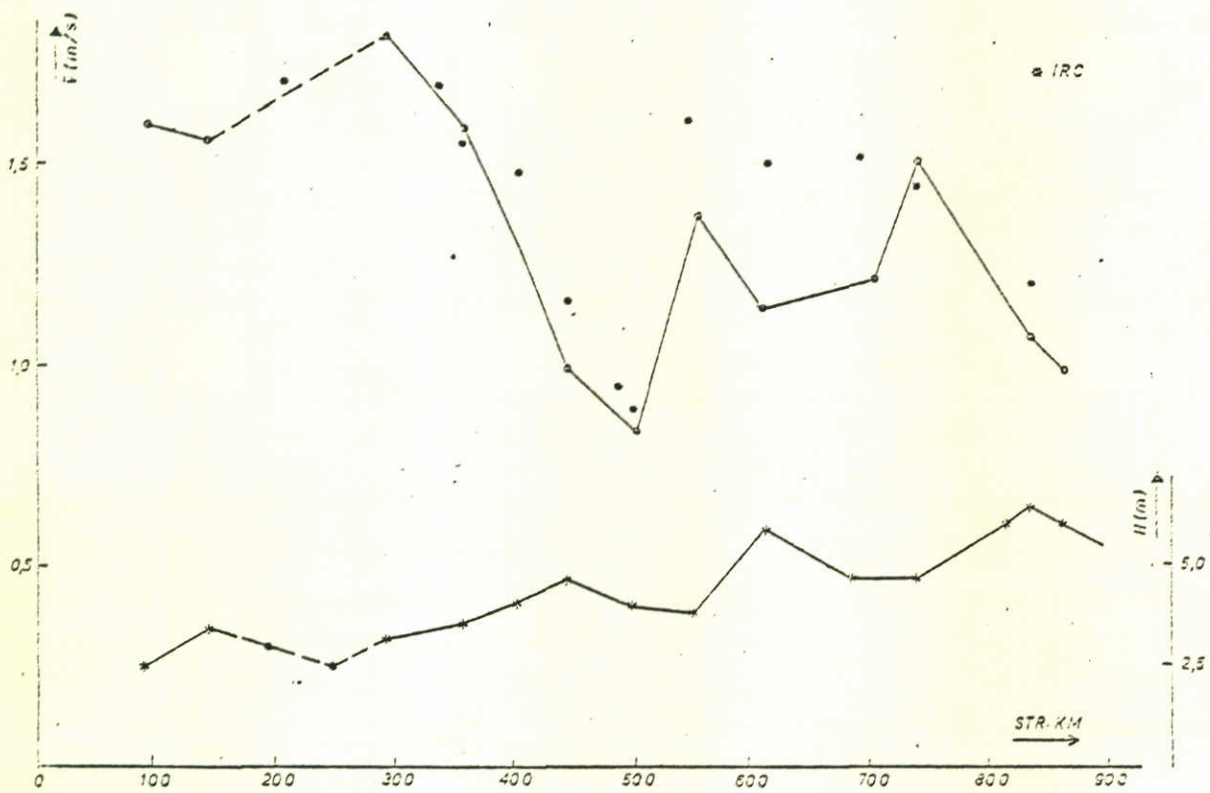
A is het natte oppervlak van de dwarsdoorsnede, b_{opp} is de breedte van de rivier aan het oppervlak, Q is het debiet.

Rekening houdend met zowel het verloop van de maximale diepte als het verloop van het debiet, is het mogelijk een gediscretiseerd verloop voor de gemiddelde stroomsnelheid en diepte af te leiden, dat als basis kan dienen voor het gebruik als randvoorwaarde voor de modellering.

In figuur 2.10 zijn de uit de monografie [1] afgeleide gegevens met betrekking tot gemiddelde diepte en stroomsnelheid opgenomen voor het traject Bodensee-Lobith. Deze gegevens behoren bij de langjarig gemiddelde afvoer. In de figuur zijn tevens opgenomen stroomsnelheidsgegevens zoals die door de IRC [2] zijn afgeleid. Opmerkelijk hierbij zijn de afwijkingen tussen 500 en 700 km. Helaas kan niet worden nagegaan hoe de gegevens van de IRC tot stand zijn gekomen zodat voor het waterkwaliteitsmodel de voorkeur is gegeven aan het gebruik van de uit dwarsprofielen en Q-h krommen afgeleide gegevens.



Figuur 2.9 Maximale diepte van de Rijn bij gemiddelde afvoer



Figuur 2.10 Gemiddelde diepte en stroomsnelheid van de Rijn

Voor de zijrivieren Neckar, Main en Moezel zijn slechts een beperkt aantal dwarsprofielen beschikbaar. Een overzicht van de uit de monografie afgeleide gegevens, is opgenomen in tabel 2.3.

meetstation	plaats (km)	Q (m ³ /s)	\bar{H} (m)	\bar{v} (m/s)
<u>Neckar</u>				
Rockenau	60	133	3,5	0,51
<u>Main</u>				
Kemmern	400	43	1,5	1,1
Pettstadt (Regn)	330	52	1,9	0,55
Scheinfurt	330	101	3,1	0,47
Steinbach	290	173	2,8	0,65
Kleinheubach	120	159	3,0	0,56
<u>Moezel</u>				
Toul	390	63	2,3	0,24
Haucorcourt	290	125	1,1	0,80
Mettlach (Saar)	220	82	2,2	0,70
Trier	200	276	3,8	0,40
Cochem	55	305	4,0	0,71

Tabel 2.3 Hydraulische gegevens voor de Neckar, Main en Moezel

Voor de Nederlandse riviertakken is voornamelijk gebruik gemaakt van gegevens zoals die voor het model zijn aangeleverd door Rijkswaterstaat (W&W). Een overzicht van deze gegevens is opgenomen in tabel 2.4 en 2.4a voor respectievelijk een ongestuwde en gestuwde Nederrijn/Lek (volgens stuwprogramma 285).

trajekt	km	Q (m ³ /s)	H (m)	\bar{v} (m/s)
<u>Waal</u>				
Pannerdense Kop-Nijmegen	867-884	1585	5.55	1.10
Nijmegen-Dodewaard	884-901	1585	5.80	1.05
Dodewaard-Tiel	901-913	1585	5.80	1.05
Tiel-St.Andries	913-926	1585	5.80	1.05
St.Andries-Zaltbommel	926-935	1585	5.55	1.05
Zaltbommel-Herwijnen	935-945	1585	5.20	1.00
<u>Pannderdens Kanaal</u>				
Pannerdense Kop-IJsselkop	867-878	773	5.35	1.05
<u>Nederrijn/Lek</u>				
IJsselkop-Driel	878-893	430	4.50	0.90
Driel-Amerongen	893-922	430	4.95	0.70
Amerongen-Hagestein	922-952	430	4.70	0.65
<u>IJssel</u>				
IJsselkop-De Steeg	878-891	343	4.45	1.00
De Steeg-Doesburg	891-902	343	4.70	0.90
Doesburg-Dieren	902-912	343	4.70	0.90
Dieren-Zutphen	912-928	343	4.90	0.85
Zutphen-Deventer	928-945	343	4.40	0.80
Deventer-Olst	945-957	343	4.40	0.80
Olst-Wijhe	957-965	343	4.50	0.75
Wijhe-Katerveer	965-981	343	4.20	0.70
Katerveer-Kampen	981-996	343	3.90	0.60

Tabel 2.4 Hydraulische gegevens voor de Nederlandse Rijntakken (Nederrijn ongestuwd, Q Lobith = 2358, m³/s)

trajekt	km	Q (m^3/s)	H (m)	\bar{v} (m/s)
<u>Pannerdens kanaal</u>				
Pannerdens Kop-IJsselkop	867-878	305	4.40	0.5
<u>Nederrijn-Lek</u>				
IJsselkop-Driel	878-893	25	3.35	0.07
Driel-Amerongen	893-922	25	4.45	0.05
Amerongen-Hagestein	922-952	25	4.60	0.04
<u>IJssel</u>				
IJsselkop-De Steeg	878-891	280	3.80	0.95
De Steeg-Doesburg	891-902	280	4.05	0.85
Doesburg-Dieren	902-912	280	4.05	0.85
Dieren-Zutphen	912-928	280	4.55	0.75
Zutphen-Deventer	928-945	280	3.85	0.75
Deventer-Olst	945-957	280	3.80	0.75
Olst-Wijhe	957-965	280	3.90	0.70
Wijhe-Katerveer	965-981	280	4.00	0.60
Katerveer-Kampen	981-996	280	3.80	0.50

Tabel 2.4 Hydraulische gegevens voor de Nederlandse Rijntakken (Nederrijn gestuwd, $Q_{Lobith} = 1342 \text{ m}^3/\text{s}$)

2.5 Model opzet in relatie tot hydrologische gegevens

Voor de opbouw van het waterkwaliteitsmodel Rijn is het noodzakelijk de rivier in een aantal trajekten te verdelen. Van belang voor deze diskretisatie van de rivier is de verandering van het debiet over de lengte-as, alsmede veranderingen in hydraulische kondities (diepte, stroomsnelheid). Aangezien in het basis-model MODQUAL (rapport R1056-IV/R1463-I/5321-IV) tevens is aangenomen dat de temperatuur over een traject niet verandert (tenzij de temperatuur zelf wordt gemodelleerd) en de belasting van kleinere lozingen en diffuse bronnen gelijkmatig over een traject wordt verdeeld kunnen dit eveneens belangrijke randvoorwaarden zijn voor de modelopzet.

De hydraulische gegevens van een traject kunnen worden ingevoerd op basis van geschematiseerde dwarsdoorsneden, verhang en ruwheidsgegevens, alsmede op basis van eenvoudige relaties tussen de gemiddelde diepte, stroomsnelheid en het debiet.

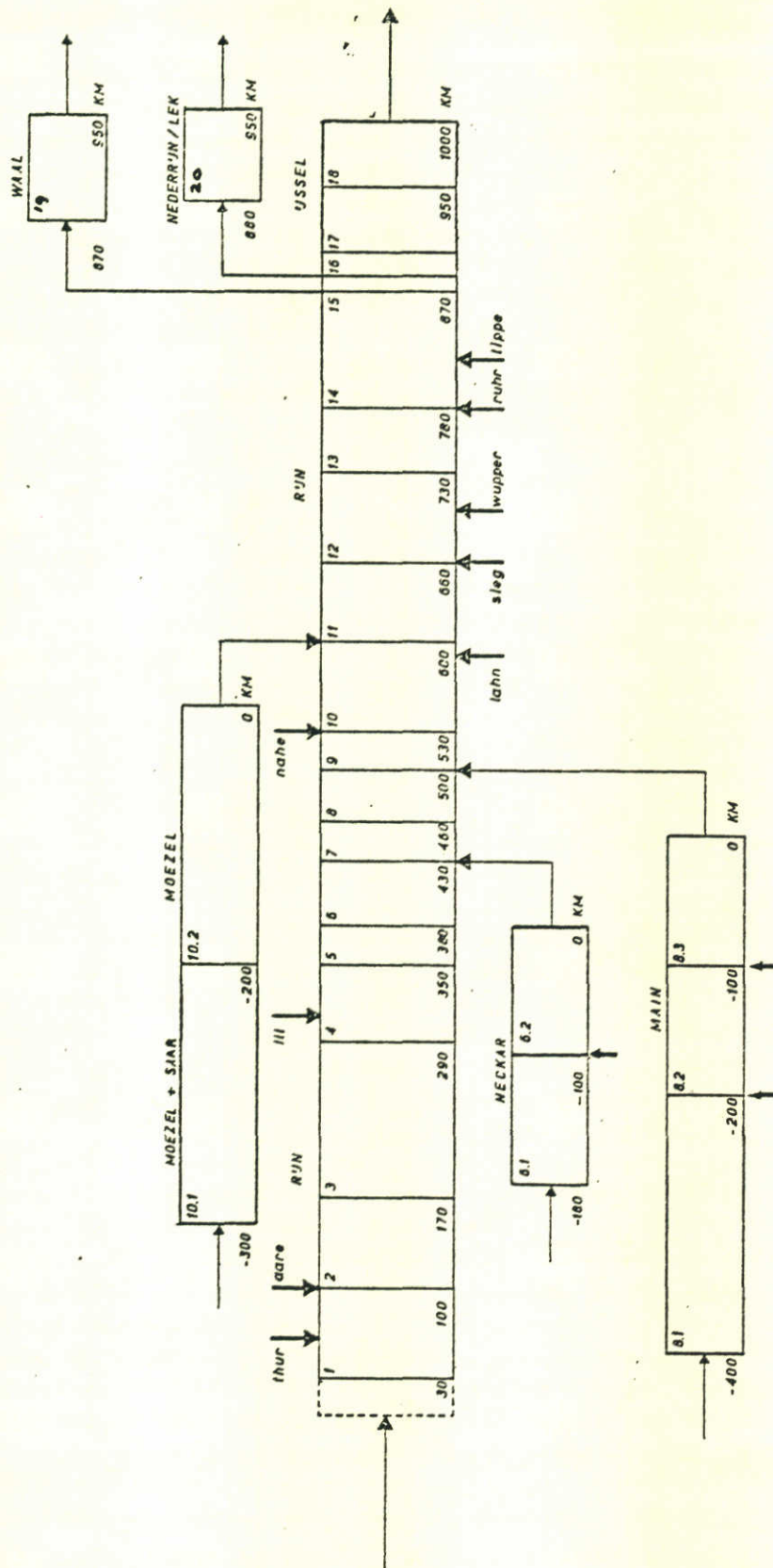
Aangezien deze laatste vorm de meest direkte wijze van invoer is, is hieraan de voorkeur gegeven. De betreffende relaties zijn

$$\bar{v} = a Q^b \quad \text{en} \quad \bar{H} = c Q^d$$

a, b, c en d zijn konstanten die karakteristiek zijn voor een bepaald traject. De stroomsnelheid \bar{v} , de diepte \bar{H} en het debiet Q kunnen over het traject veranderen ten gevolge van instromende zijrivieren, een gelijkmatig over het traject verdeelde toestroming en/of lokale onttrekkingen. Aangezien de hydraulische relaties zich zullen wijzigen als een belangrijke zijrivier instroomt ligt het voor de hand hierop de traject indeling af te stemmen. Tevens is het noodzakelijk rekening te houden met veranderingen in diepte en stroomsnelheid (zie fig. 2.10). Uiteindelijk is voor het Rijn-traject Bodensee-Pannerden een onderverdeling gemaakt in 14 trajekten. Tesamen met de trajekten voor de Neckar, Main en Moezel alsmede het Pannerdens kanaal, Waal, Nederrijn/Lek en de IJssel zijn voor het gehele waterkwaliteitsmodel Rijn 27 trajekten onderscheiden.

Een overzicht van de trajectindeling is opgenomen in figuur 2.11.

In deze figuur zijn tevens de toestromingen door zijrivieren aangegeven. Voor ieder traject wordt het aandeel in de diffuse toestroming bepaald op basis van volume-balansen (zie par. 2.7).



Figuur 2.11 Trajektindeling van het waterkwaliteitsmodel Rijn

Voor ieder traject zijn de konstanten a, b, c en d bepaald met behulp van de hydraulische gegevens met betrekking tot diepte en stroomsnelheid (par. 2.4). Mede omdat de beschikbare gegevens beperkt zijn tot enkele lokale plaatsen is een nauwkeurige bepaling van de konstanten voor het gehele traject niet mogelijk. Teneinde het aantal vrijheidsgraden te beperken is op basis van een theoretische beschouwing een schatting gemaakt van de konstanten b en d die de debiet afhankelijkheid van de diepte- en stroomsnelheid karakteriseren. Indien wordt aangenomen dat de stroomvoerende breedte van de rivier nagenoeg onafhankelijk is van de waterstand (afvoer), dan geldt per definitie:

$$Q = \bar{v} \cdot \bar{H} \cdot b_{\text{opp}} \sim Q^{b+d}, \quad \text{zodat} \quad b + d = 1$$

Uit zowel semi-empirische relaties uit de literatuur voor vrij-afstromende rivieren als op basis van afgeleide relaties uit de beschikbaar gekomen hydraulische gegevens voor de Rijntakken blijkt een debiet-afhankelijkheid voor v en H volgens,

$$v \sim Q^{0,4} \quad \text{en} \quad H \sim Q^{0,6} \quad (\text{d.w.z. } b = 0,4 \text{ en } d = 0,6)$$

Voor gestuwde gedeelten is aangehouden

$$v \sim Q^{1,0} \quad \text{en} \quad H = \text{konstant} \quad (\text{d.w.z. } b = 1,0 \text{ en } d = 0)$$

Hoewel de aldus bepaalde konstanten b en d een gemiddelde voor de Rijn vertegenwoordigen, is aangenomen dat deze voor ieder traject van toepassing zijn. Nadat vervolgens de konstanten a en c zijn bepaald op basis van de gegevens behorende bij het langjarig gemiddelde heeft een controle-berekening plaatsgevonden voor een 50% hoger en lager debiet.

Uit dit vergelijk kan worden opgemaakt dat de afwijkingen niet groter zijn dan ca. 20%. Mede omdat de hydraulische gegevens gebaseerd zijn op veelal één lokatie in een traject zal een hierop gebaseerde bijstelling van de relaties geen reële verbetering van de nauwkeurigheid geven.

trajekt	\bar{v} (m/s)	\bar{H} (m)	\bar{Q} (m ³ /s)	a	b	c	d
1 30- 100 km	1,6	2,5	400	0,146	0,4	0,069	0,6
2 100- 170 km	1,6	3,4	1050	0,100	0,4	0,052	0,6
3 170- 290 km	1,0	6,0	1050	0,0010	1,0	6,0	0,0
4 290- 350 km	1,7	3,3	1250	0,098	0,4	0,046	0,6
5 350- 380 km	1,6	3,6	1250	0,092	0,4	0,050	0,6
6 380- 430 km	1,3	4,2	1250	0,075	0,4	0,058	0,6
7 430- 460 km	1,0	4,8	1400	0,055	0,4	0,062	0,6
8 460- 500 km	0,8	4,1	1400	0,044	0,4	0,055	0,6
9 500- 530 km	1,6	4,0	1550	0,085	0,4	0,049	0,6
10 530- 600 km	1,4	3,8	1600	0,073	0,4	0,045	0,6
11 600- 660 km	1,2	5,9	2000	0,057	0,4	0,062	0,6
12 660- 730 km	1,2	4,7	2100	0,056	0,4	0,048	0,6
13 730- 780 km	1,4	4,7	2100	0,066	0,4	0,048	0,6
14 780- 870 km	1,1	6,1	2200	0,051	0,4	0,060	0,6
15 870- 880 km	1,1	5,4	770	0,077	0,4	0,100	0,6
16 880- 900 km	1,0	4,6	340	0,097	0,4	0,139	0,6
17 900- 950 km	0,9	4,6	340	0,087	0,4	0,139	0,6
18 950-1000 km	0,7	4,2	340	0,068	0,4	0,127	0,6
19 870- 950 km	1,1	5,7	1580	0,060	0,4	0,070	0,6
20 880- 950 km	0,7	4,8	430	0,062	0,4	0,126	0,6 ¹⁾
	0,05	4,5	25	0,0020	1,0	4,5	0,0 ²⁾
6.1 180- 100 km	0,5	3,5	75	0,0067	1,0	3,5	0,0
6.2 100- 0 km	0,5	3,5	150	0,0033	1,0	3,5	0,0
8.1 400- 200 km	0,6	2,8	125	0,0048	1,0	2,8	0,0
8.2 200- 100 km	0,5	3,0	175	0,0029	1,0	3,0	0,0
8.3 100- 0 km	0,5	3,0	175	0,0029	1,0	3,0	0,0
10.1 300- 200 km	0,7	2,0	300	0,0023	1,0	2,0	0,0
10.2 200- 0 km	0,6	4,0	300	0,0020	1,0	4,0	0,0

1) ongestuwd 2) gestuwd

Tabel 2.5 Hydraulische kondities voor ieder model-trajekt

Een overzicht van de gebruikte konstanten voor de verschillende trajekten is gegeven in tabel 2.5. In deze tabel zijn per traject tevens opgenomen de karakteristieke waarden voor het langjarig gemiddelde debiet en de bijbehorende gemiddelde diepte en stroomsnelheid.

2.6 Afvoer-berekening als basis van het waterkwaliteitsmodel

Voor het bepalen van de diffuse toestroming per model-traject is het noodzakelijk een volumebalans op te stellen voor het gehele stroomgebied. Hiertoe dient allereerst de afvoer van de afzonderlijk te beschouwen zijrivieren te worden gekwantificeerd op basis van de gegevens van de afvoermeetstations voor deze rivieren en de eventuele correctie die nodig is voor een juiste bepaling van de afvoer bij uitmonding in de Rijn.

Vanwege de onnauwkeurigheid van de afvoermetingen is het niet mogelijk de afvoermeetstations van de Rijn voor de eigenlijke balans-berekening te gebruiken. De gegevens van deze meetstations kunnen wel worden gebruikt voor een controle van de berekening.

Onderscheid is gemaakt in 3 hoofdtrajekten, waarvoor het bijbehorende totale debiet van diffuse toestroming wordt gekwantificeerd.

Deze zijn,

1. 30-100 km diffuse toestroming = Q_{d1} (m^3/s) (modeltraject 1)
2. 100-500 km diffuse toestroming = Q_{d2} (m^3/s) (modeltraject 2 t/m 8)
3. 500-870 km diffuse toestroming = Q_{d3} (m^3/s) (modeltraject 9 t/m 14)

Voor een onderverdeling van de toestroming per model-traject is voor de Rijn-takken gebruik gemaakt van gegevens omtrent de verdeling van het afstromingsoppervlak.

Deze informatie is vertaald in de fractie per model-traject van het diffuus toestromend debiet van het betreffende hoofdtraject (zie tabel 2.6).

trajekt	A_o^d	fraktie	rivieren	A_o^{riv}
0 < 30 km				10.000 km ²
1 30-100 km	2.900 km ²	1,00	Thur (60 km)	3.000 km ²
2 100-170 km	1.500 km ²	0,08	Aare (100 km)	17.800 km ²
3 170-290 km	4.500 km ²	0,23		
4 290-350 km	3.500 km ²	0,18	Ill (310 km)	4,800 km ²
5 350-380 km	3.000 km ²	0,15		
6 380-430 km	3.500 km ²	0,18		
7 430-460 km	2.000 km ²	0,10	Neckar (430 km)	14.000 km ²
8 460-500 km	1.500 km ²	0,08		
9 500-530 km	1.000 km ²	0,09	Main (500 km)	27.200 km ²
10 530-600 km	800 km ²	0,08	Nahe (530 km)	4.100 km ²
			Lahn (590 km)	25.900 km ²
11 600-660 km	2.500 km ²	0,24	Moezel (600 km)	28.100 km ²
12 660-730 km	1.000 km ²	0,09	Sieg (660 km)	2.500 km ²
			Wupper (700 km)	1.000 km ²
13 730-780	3.000 km ²	0,28		
14 780-870	2.300 km ²	0,22	Ruhr (780 km)	4.500 km ²
			Lippe (815 km)	4.900 km ²
totaal	33.000 km ²			127.800 km ²

Tabel 2.6 Verdeling van de diffuse toestroming per model-trajekt

Het debiet van de diffuse toestroming wordt als volgt bepaald

$$Q_{870} = Q (\text{Waal} + \text{Nederrijn/Lek} + \text{IJssel})$$

$$\begin{aligned} Q_{500} &= Q (\text{Mainz}) + Q (\text{Main}) \\ &\approx Q (\text{Kaub}) - 0.10 Q_{d3} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_{100} &= Q (\text{Rekingen}) \\ &\approx Q (\text{Rheinfelden}) - 0,04 \cdot Q_{d2} - Q_{Aare} \\ &\approx Q (\text{Basel}) - 0,08 \cdot Q_{d2} - Q_{Aare} \end{aligned}$$

$$Q_{30} = Q (\text{Neuhausen})$$

Uit een eenvoudige volume-balans is af te leiden

$$Q_{d3} = Q_{870} - Q_{500} - Q (\text{Nahe} + \text{Lahn} + \text{Moezel} + \text{Sieg} + \text{Wupper} + \text{Ruhr} + \text{Lippe})$$

$$Q_{d2} = Q_{500} - Q_{100} - Q (\text{Aare} + \text{Ill} + \text{Neckar} + \text{Main})$$

$$Q_{d1} = Q_{100} - Q_{30} - Q (\text{Thur})$$

De debiet verdeling over de gemodelleerde zijrivieren Neckar, Main en Moezel is afgeleid uit de langjarige afvoerregiems voor deze rivieren (zie par. 2.3.3). Een overzicht van de toestroming van ieder traject is weergegeven in figuur 2.12.

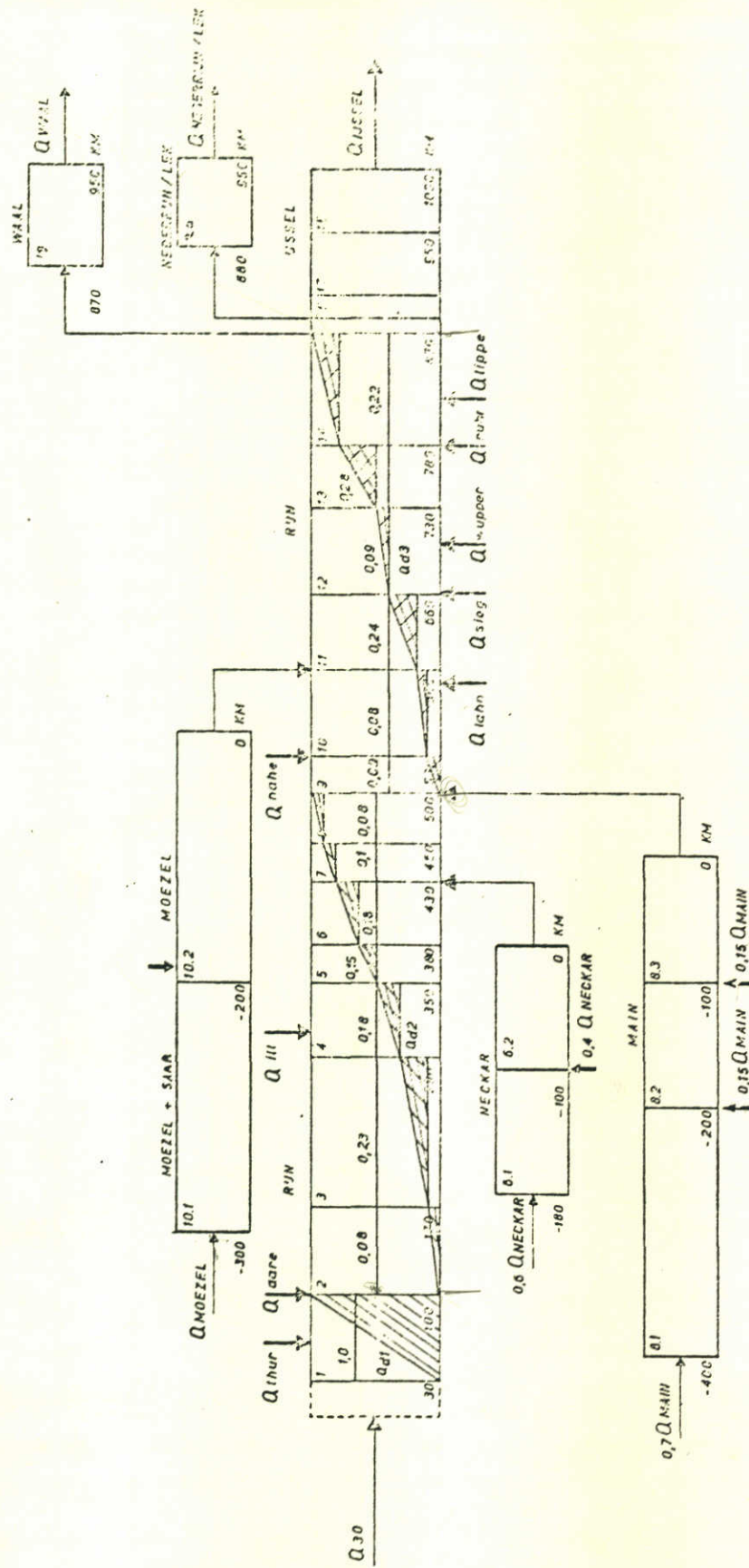


Fig. 2.12 Diffuse toestroming en punttoestroming in het waterkwaliteitsmodel Rijn

3 Immissie-gegevens

3.1 Algemeen

In de inleiding is reeds aangegeven dat het belang van de immissie-gegevens vooral betrekking heeft op een toetsing van het mathematisch model aan de waterkwaliteit zoals die in werkelijkheid is waargenomen.

De kwaliteit van de Rijn wordt op een groot aantal plaatsen routinematig bepaald door zowel beheers-instellingen als instanties die tot de categorie gebruikers kunnen worden gerekend (o.a. drinkwaterleidingbedrijven). De resultaten van deze metingen worden veelal periodiek gepubliceerd (jaarverslagen e.d.).

In het kader van dit projekt is besloten deze gepubliceerde gegevens op te nemen in een computerbestand, zodat voor een toetsing van de met het model berekende waarden voor de componenten van de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding zowel een mathematisch als visueel (computerplots) vergelijk mogelijk is. Voor het Nederlandse deel zijn deze gegevens voor een belangrijk deel direkt overgenomen uit het computerbestand WAKWAL, dat onder beheer van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) is opgebouwd en gegevens bevat voor het gehele Nederlandse waterkwaliteitsmeetnet van de Rijkswateren. Als aanvulling op deze gegevens zijn door de Rijncommissie Waterleidingbedrijven (RIWA) tevens een groot aantal laboratorium-staten ter beschikking gesteld. Ook deze gegevens zijn voor een belangrijk deel opgenomen in het computerbestand zoals dat voor dit projekt is opgebouwd.

Vanwege de enorme hoeveelheid gegevens die ter beschikking staat is de opbouw van het bestand beperkt tot de periode vanaf 1970 tot 1977. De waterkwaliteitsgegevens die zijn opgenomen hebben vooral betrekking op de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding. De betreffende waterkwaliteitsgegevens zijn:

zuurstof (DO)

bio-chemisch zuurstofverbruik (BOD_5^{20})

chemisch zuurstofverbruik (COD)

} zuurstofhuishouding

Kjeldahl-stikstof (Kjd-N)

ammonium (NH_4^+-N)

nitriet (NO_2^-N)

nitraat (NO_3^-N)

totaal stikstof (tot-N)

} stikstofhuishouding

ortho-fosfaat (PO_4^{3-} -P)	}	fosfaathuishouding
totaal-fosfaat (tot-P)		

Benevens bovengenoemde gegevens die van direkt belang zijn voor de toetsing van de te berekenen componenten zijn tevens gegevens opgenomen die van belang kunnen zijn voor het kwantificeren van bepaalde processen. Dit betreft gegevens zoals

zwevend stof (i.v.m. de relatie tot sedimentatie/resuspensie processen)
chlorofyl-a (i.v.m. de relatie tot de invloed van algen)
temperatuur (i.v.m. de temperatuursafhankelijkheid van diverse processen)

Vanwege de beperkte beschikbaarheid van BOD_5^{20} -gegevens zijn tevens de waarden in het bestand opgenomen van het chemisch zuurstofverbruik op basis van oxidatie door KMnO_4 en de absorptie van UV (254 nm). Op basis van een statistische analyse is getracht deze gegevens te "vertalen" in een BOD_5^{20} -gehalte (zie par. 3.6)

In het opgebouwde computerbestand zijn verder opgenomen de datum waarop de betreffende metingen zijn uitgevoerd en (indien bekend) de bijbehorende afvoer. De lokatie waarop de betreffende metingen zijn verricht is aangegeven volgens de rivierkilometrerings vanaf de Bodensee.

Naast het routinematig onderzoek worden er zo nu en dan specifieke bemonsteringen genomen bijvoorbeeld tijdens kalamiteiten, of gericht op een nadere analyse van processen, en/of lozingspatroon. Vermeldenswaard zijn hierbij de "Fliessende Welle" onderzoeken die in 1974 in het kader van de Internationale Rijncommissie (IRC) en in 1980 in het kader van de RIWA zijn uitgevoerd. Deze onderzoeken beschouwen de verandering van de waterkwaliteit over de lengte-as van de rivier, waarbij de bemonstering zodanig plaatsvindt dat een waterpakket in stroomafwaartse richting wordt gevolgd. Op deze wijze kan inzicht worden verkregen omtrent de processen en lozingen die de waterkwaliteit in het pakket beïnvloeden. Een nadeel van een dergelijk onderzoek is dat het een momentopname van de rivier betreft, waardoor het inzicht in het gemiddelde beeld van de rivier kan worden verstoord door fluktuaties in zowel lozingen als processen (zie verder par. 3.3).

Zowel uit de specifieke onderzoeken, als uit een onderling vergelijk tussen de resultaten van de meetstations uit het routinematig onderzoek, blijkt dat zo nu en dan oneigenlijke verschillen voorkomen tussen de gemeten waarden. Dit kan worden veroorzaakt door verschillen in analyse methode en/of een niet homogene verdeling over de dwarsdoorsnede van de rivier. Tevens kunnen verschillen voorkomen als gevolg van onderlinge afwijkingen in meetdatum en/of meettijdstip. Een belangrijk aspect voor de toetsing van een eendimensionaal, steady state waterkwaliteitsmodel is derhalve de vraag "Hoe representatief is de gemeten waterkwaliteit voor het betreffende riviersegment tijdens de gesimuleerde periode?". In paragraaf 3.4 zal hierop nader worden ingegaan.

3.2 Routinematig waterkwaliteitsonderzoek

Het routinematig waterkwaliteitsonderzoek in het stroomgebied van de Rijn wordt uitgevoerd door diverse instanties waarvan de meetgegevens worden gepubliceerd in het kader van:

1. Internationale Rijn Commissie (IRC) [3]
2. Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee- Rhein (AWBR)*) [4]
3. Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.v. (ARW)*) [5]
4. Rijncommissie waterleidingbedrijven (RIWA)*) [6]
5. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) [7]
6. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins (Arge Rhein) [8]

*) geassocieerd in Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), [9].

Een overzicht van de waterkwaliteitsgegevens die door de verschillende instanties worden geanalyseerd is voor 1973 gegeven in de figuren 3.1, 3.2, 3.3 en 3.4 van respectievelijk de Rijn bovenstrooms van Lobith, de IJssel, Nederrijn/Lek en de Waal.

FREKVENTIE DER METINGEN PER JAAR :

- ⊙ - MEER DAN 40 x (WEKELIJKS)
- - 24 x (2 - WEKELIJKS)
- ⊗ - 12 x (MAANDELIJKS)
- - MINDER DAN 12 x

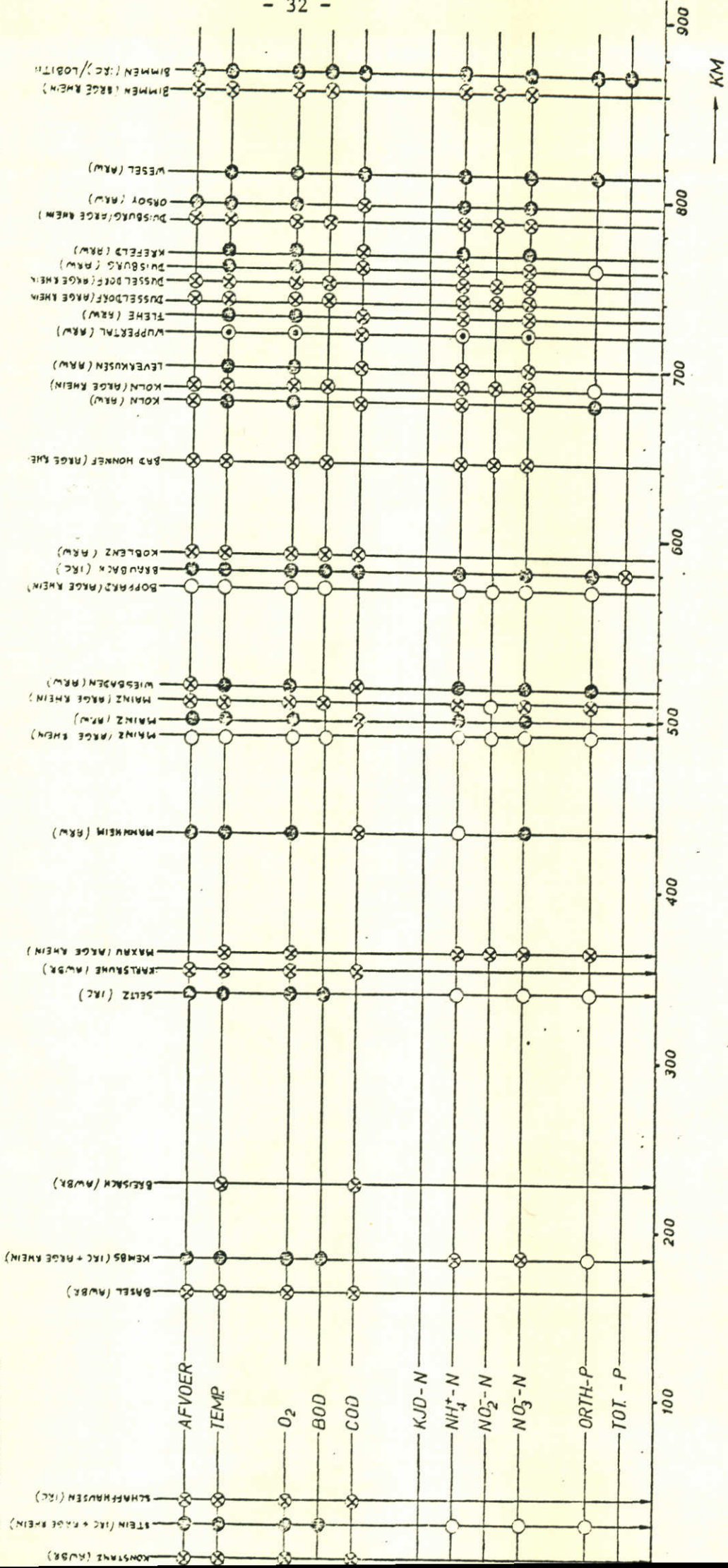


Fig. 3.1 Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de Rijn

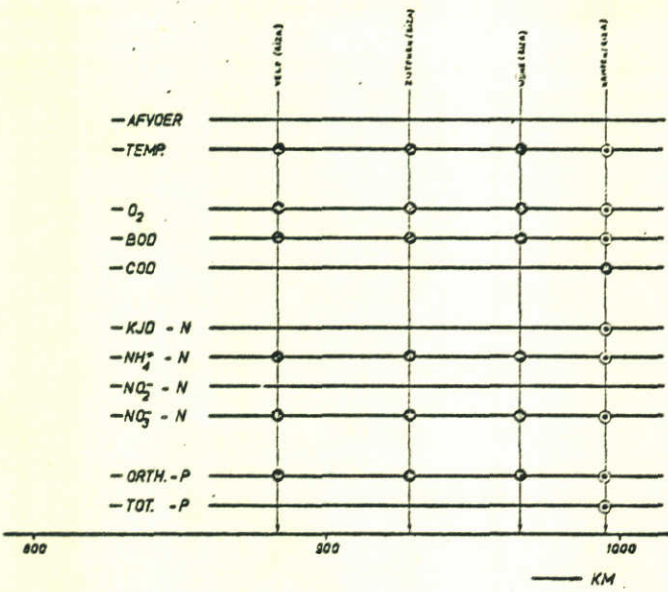


Fig. 3.2 IJssel

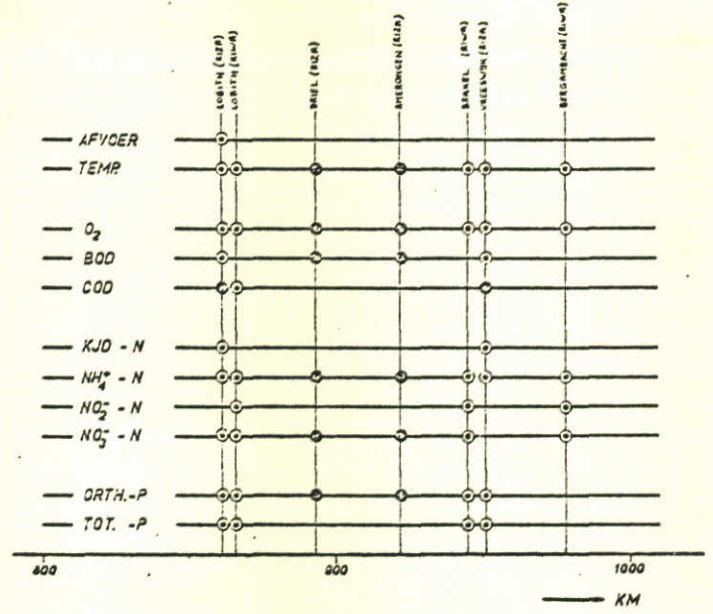


Fig. 3.3 Nederrijn/Lek

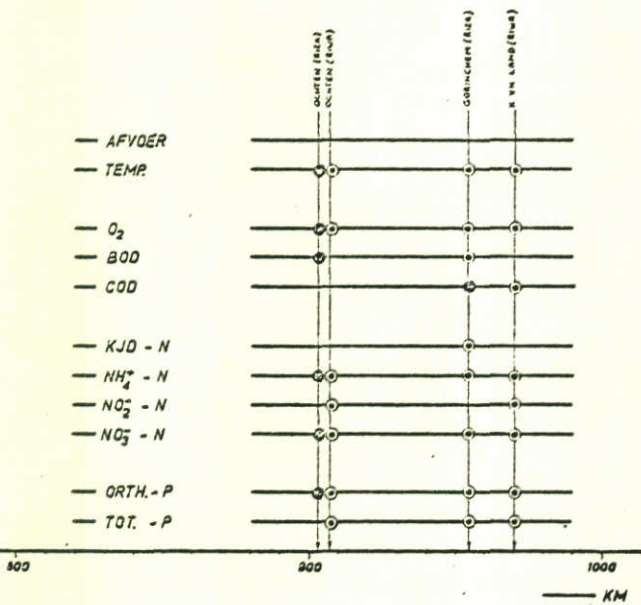


Fig. 3.4 Waal

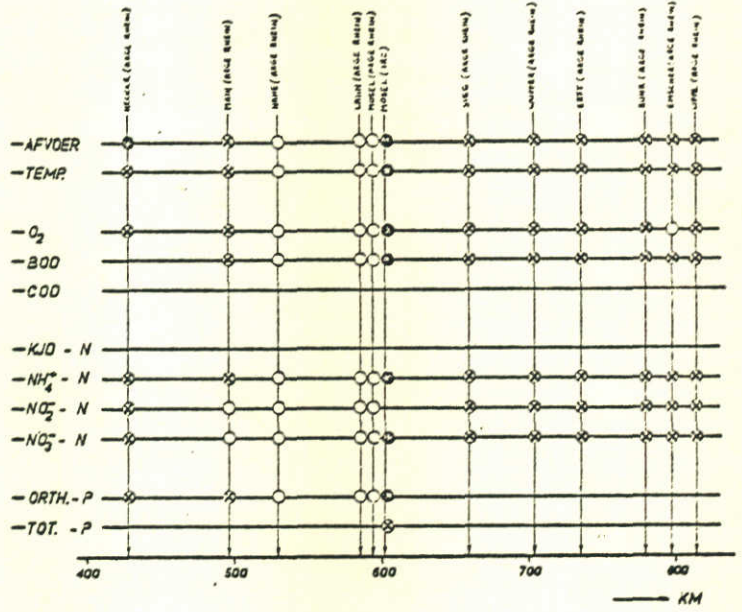


Fig. 3.5 zijrivieren van de Rijn

1973

FREKWENTIE DER METINGEN PER JAAR :

- ⊙ - MEER DAN 40 x (WEKELJKS)
- - 24 x (2-WEKELJKS)
- ⊗ - 12 x (MAANDELIJKS)
- - MINDER DAN 12 x

Overzicht van meetstations en meetfrequentie waterkwaliteit in de IJssel, Nederrijn/Lek, Waal en zijrivieren van de Rijn

In deze figuren is tevens de meetfrequentie opgenomen van de betreffende waterkwaliteitsvariabelen. Uit deze figuren kan worden afgeleid dat de meetfrequentie kan variëren van minder dan 12x per jaar tot meer dan 40x per jaar hetgeen min of meer overeenstemt met wekelijkse metingen. Over het algemeen kan worden gesteld dat de IRC-metstations en een deel van de meetstations van de IAWR de waterkwaliteit ca. 2x per maand analyseren. De meetfrequentie van de Arge Rhein is over het algemeen beduidend lager. Voor de Nederlandse riviertakken varieert de bemonsteringsfrequentie over het algemeen van 2x per maand tot 1x per week.

Met betrekking tot het analysepakket per meetstation kan worden opgemerkt dat voor het gedeelte bovenstrooms van Lobith (fig. 3.1) belangrijke hiaten voorkomen bij Kj-d-N, en tot-P.

Waterkwaliteitsvariabelen die slechts in beperkte mate worden geanalyseerd zijn BOD₅, NO₂-N en ortho-P. Verder is opmerkelijk dat slechts op enkele stations zowel BOD₅ als COD wordt geanalyseerd.

Voor de Nederlandse Rijntakken lijkt het analysepakket vrij volledig voor de hoofdmeetstations Lobith, Kampen, Vreeswijk en Gorinchem.

Benevens de waterkwaliteit in de Rijntakken wordt tevens de waterkwaliteit van de zijrivieren van de Rijn geanalyseerd. Een overzicht van de beschikbare gegevens is opgenomen in figuur 3.5. Belangrijke hiaten in het bestand van de zijrivieren zijn COD, Kj-d-N en tot-P.

Het meest volledig analysepakket is beschikbaar van het IRC-metstation te Koblenz, aan de monding van de Moezel.

3.3 Fliessende Welle-onderzoek 1974 en 1980

Een "Fliessende Welle"-onderzoek wordt uitgevoerd om het effect van de advektieve stroming van de rivieren zoveel mogelijk uit te schakelen. Daartoe wordt op een zodanige wijze met de stroomsnelheid van de rivier rekening gehouden dat steeds in hetzelfde waterpakket wordt bemonsterd. Tot op dit moment zijn er een aantal van deze fliessende Welle-onderzoeken uitgevoerd:

1. In 1974 van 24-6 tot 1-7 over de gehele bevaarbare Rijn. In Nederland heeft de monstername plaatsgevonden op het traject Lobith-Gorkum-Rotterdam. In mindere mate is ook de IJssel in het onderzoek betrokken. Het onderzoek heeft plaatsgevonden onder auspiciën van de Internationale Rijncommissie (IRC).

2. In 1980 op 23 en 24 april van km 680 (juist bovenstrooms van Keulen) tot Hoek van Holland via Lobith, Gorkum en Rotterdam. Dit onderzoek werd uitgevoerd door de Nederlandse Rijncommissie Waterleidingbedrijven (RIWA)
3. In 1980 op 5, 11, 17 en 19 juni in de IJssel van IJsselkop (km 878.6) tot Deventer (km 944). RIZA en RID waren verantwoordelijk voor dit onderzoek.

In het kort zullen deze onderzoeken hieronder nader worden besproken. Een overzicht van de voor het waterkwaliteitsmodel relevante meetgegevens is opgenomen in tabel 3.1.

IRC-onderzoek 24-6 t/m 1-7-1974

Het Fliessende Welle-onderzoek van de IRC in 1974 richtte zich op de algehele kwaliteitstoestand van het Rijnwater. Het werd uitgevoerd in intensieve samenwerking tussen Duitse en Nederlandse instanties en het onderzoek was dan ook zeer ruim van opzet. Om de 15 km werd op 3 posities, links, rechts en midden, een monster genomen. Deze monsters zijn gescheiden geanalyseerd, met uitzondering van de organische mikro-verontreinigingen waarvoor uit deze drie monsters een mengmonster werd samengesteld.

Een overzicht van de meetresultaten met betrekking tot de zuurstof- en nutriëntenhuishouding is opgenomen in bijlage II.

Het RIWA-onderzoek 23 en 24-4-1980

Ook het Fliessende Welle-onderzoek in het kader van de RIWA [10] richtte zich op de algehele waterkwaliteitsgesteldheid van de Rijn. Daartoe werd een uitgebreid monsterprogramma afgewerkt met een grote hoeveelheid aan parameters. Speciale aandacht werd besteed aan een aantal organische mikro-verontreinigingen. Het RIWA-onderzoek voldeed evenwel niet volledig aan het criterium van een Fliessende Welle-onderzoek aangezien de vaarsnelheid (ca. 10 km/h), groter was dan de stroomsnelheid (ca. 4 km/h), waardoor niet eenzelfde waterpakket is gevolgd. De monsters werden tijdens de tocht steeds aan de rechterzijde van de rivier genomen en wel ongeveer 30 m van de oever. Ten behoeve van het deelonderzoek naar organische mikro-verontreinigingen werden tevens drie monsters aan de linkerzijde van rivier genomen.

Een overzicht van de meetresultaten met betrekking tot de zuurstof en nutriëntenhuishouding is opgenomen in bijlage III.

RIZA- en RID-onderzoek in juni 1980

In tegenstelling tot de beide voorgaande onderzoeken richtte het RIZA- en RID-programma in juni 1980 zich rechtstreeks op de modellering van de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding en wel met name in de IJssel. Het meetprogramma was dan ook veel beperkter van opzet waarbij speciale aandacht is besteed aan de stikstofhuishouding door het meebepalen van nitrificerende bacteriën.

Naar aanleiding van de bovengenoemde onderzoeken kan het volgende worden opgemerkt:

1. Aangezien zo goed mogelijk eenzelfde waterpakket wordt gevolgd kan een goed inzicht verkregen worden in de waterkwaliteitsveranderingen die zich in een dergelijk pakket afspelen. Aangezien het advektief transport wordt uitgeschakeld zijn deze kwaliteitsveranderingen een direct gevolg van lozingen en waterkwaliteitsprocessen en dispersie.
2. Kwaliteitsveranderingen ten gevolge van lozingen kunnen goed onderscheiden worden doordat in het lengteprofiel van de rivier plotselinge pieken optreden. De mate van afname van de piek is vervolgens weer een maat voor de invloed van waterkwaliteitsprocessen, verdunning en bezinking
3. De konsekwenties van dergelijke Fliessende Welle-onderzoeken is dat het resultaat steeds een momentopname van de rivier is, waarbij het vloeistofpakket dat toevallig werd bemonsterd, zich gedurende zijn reis door de rivier op de gemeten wijze heeft gedragen.
4. Door het toevalskarakter van het onderzoek zal invloed van tijdsafhankelijke lozingen niet eenduidig kunnen worden bepaald, zodat bij het gebruik van een Fliessende Welle-onderzoek voor de identifikatie van lozingen met dit aspect rekening dient te worden gehouden.

	IRC Rijn: km 150-1000 24/6-1/7 1974	RIWA Rijn: km 680-1000 23/24-4-1980	RIZA/RID IJssel: km 878-944 5/6, 11/6, 17/6 en 19/6-1980
afvoer	x	-	x
snelheid	-	-	x
temperatuur	x	x	x
O ₂	x	x	x
BOD ₅	x	x	x
COD	x	x	-
TOC	x	x	-
KMnO ₄	-	x	-
UV	-	x	-
NH ₄	x	x	x
NO ₂	x	-	x
NO ₃	x	x	-
NO ₂ + NO ₃	-	-	x
tot N _{gef}	-	-	x
tot N _{ongef}	-	-	x
o-PO ₄	x	x	x
tot P _{gef}	-	x	x
tot P _{ongef}	-	-	x
zwevende stof	x	x	x
Chlorofyl	-	-	x
Nitrosomonas	-	-	x
Nitrobacter	-	-	x

Tabel 3.1 Overzicht van de voor het waterkwaliteitsmodel relevante gegevens van de Fliesende Welle-onderzoeken

3.4 Onderlinge vergelijkbaarheid van de metingen

Voor een vergelijk tussen de berekende en gemeten waarden van de gemodelleerde waterkwaliteitscomponenten is het van belang dat dit vergelijk plaatsvindt op basis van dezelfde eenheden. Aangezien de modellering van respectievelijk de zuurstof-, stikstof- en fosfaatcomponenten plaatsvindt op basis van respectievelijk mg O₂/l, mg N/l en mg P/l is hieraan de voorkeur gegeven.

De gepubliceerde gegevens dienen derhalve voor een deel te worden gekonverteerd tot de bovengenoemde eenheden.

Enkele konversie voorbeelden zijn:

1 mval (NH ₄ ⁺)/l	= 14 mg (NH ₄ -N)/l
1 mval (NO ₃ ⁻)/l	= 14 mg (NO ₃ -N)/l
1 mval (PO ₄ ³⁻)/l	= $\frac{31}{3}$ mg (PO ₄ -P)/l
1 mg (NH ₄)/l	= $\frac{14}{18}$ mg (NH ₄ -N)/l
1 mg (NO ₂)/l	= $\frac{14}{46}$ mg (NO ₂ -N)/l
1 mg (NO ₃)/l	= $\frac{14}{62}$ mg (NO ₃ -N)/l
1 mg (PO ₄)/l	= $\frac{31}{95}$ mg (PO ₄ -P)/l
1 mg K ₂ Cr ₂ O ₇ verbruik/l	= 0,1633 mg O ₂ verbr./l
1 mg KMnO ₄ verbruik/l	= 0,2531 mg O ₂ verbr./l

Nadat de konversies voor de betreffende gegevens van ieder meetstation heeft plaatsgevonden is vervolgens de gemeten waterkwaliteit op de verschillende stations onderling met elkaar vergeleken. Hierbij moest worden gekonkludeerd dat belangrijke afwijkingen kunnen voorkomen die niet alleen kunnen worden toegeschreven aan lozingen en processen. Mogelijke oorzaken voor oneigenlijke verschillen tussen de meetstations kunnen een gevolg zijn van:

- verschil in analyse-methode
- onnauwkeurigheid bij de analyse
- verschil in tijdstip van de monsternamen
- inhomogeniteit over de dwarsdoorsnede
- vergissing bij de overdracht/verwerking van de meetgegevens.

Alvorens nader in te gaan op de mogelijke fouten bronnen dient eerst te worden toegelicht dat voor het bepalen van de nauwkeurigheid van gemiddelde gehalten

over een bepaalde periode (b.v. jaargemiddelde), onderscheidt dient te worden gemaakt tussen toevallige en systematische fouten.

Indien voor de middelingsperiode kan worden beschikt over een groot aantal individuele metingen dan zal de nauwkeurigheid van de gemiddelde meetwaarde groter zijn als gevolg van het uitmiddelen van toevallige fouten. Het aandeel in de onnauwkeurigheid van systematische fouten kan echter niet door een middelingsproces worden gereduceerd.

Het zijn vooral deze systematische fouten die voor een belangrijk deel verantwoordelijk zijn voor de oneigenlijke verschillen tussen de verschillende meetstations. Tevens kunnen als gevolg van de geringe meetfrequentie van een aantal meetstations extra onnauwkeurigheden ontstaan met betrekking tot de gemiddelde waterkwaliteit van een bepaalde periode. Dit kan enerzijds worden veroorzaakt door een onvoldoende uitmiding van toevallige fouten, anderzijds zal, als gevolg van het stochastische karakter van het waterkwaliteitsgedrag, het gemiddelde van de individuele waarnemingen af kunnen wijken van het werkelijke gemiddelde.

De onnauwkeurigheden die kunnen worden veroorzaakt door verschillen in de analysemethode (a) zijn door het RIZA nader bestudeerd aan de hand van de resultaten van enkele zogenaamde ringonderzoeken. Dergelijke onderzoeken hebben veelal tot doel de systematische afwijkingen tussen verschillende laboratoria te onderkennen en zonodig de ijkings- en analysemethoden op elkaar af te stemmen. Tevens kan uit de spreiding van de resultaten inzicht worden verkregen omtrent de omvang van de toevallige fouten in relatie tot de omvang van systematische fouten.

Ringonderzoeken zijn onder andere uitgevoerd in het kader van de Rijncommissie Waterleidingbedrijven (RIWA), de Werkgroep Analyse Methodieken Rijkswateren (WAMER) alsmede een intern onderzoek binnen het RIZA.

De resultaten van deze onderzoeken leveren echter onvoldoende informatie om de grootte van mogelijke systematische afwijkingen tussen verschillende laboratoria te kwantificeren.

De onnauwkeurigheden die binnen één laboratorium kunnen optreden (b) zijn over het algemeen geringer. Mede omdat dergelijke onnauwkeurigheden kunnen worden gerekend tot de categorie toevallige fouten, is deze foutenbron in de analyse

van een waterkwaliteitsgrootheid minder ernstig dan de eerder genoemde systematische foutenbron tussen verschillende laboratoria.

Als gevolg van verschillen in het tijdstip van de monsternamen (c), zowel wat betreft het uur van de dag, als de datum is een vergelijk tussen verschillende meetstations niet zondermeer mogelijk. Indien de monsternamen willekeurig in de tijd plaatsvindt, zijn de afwijkingen te beschouwen als toevallig en zal het effect hiervan bij middeling over een groot aantal waarnemingen afnemen. Indien echter de verschillen in tijdstip van monsternamen systematisch zijn, doordat één station altijd 's middags in plaats van 's morgens, of altijd 's maandags in plaats van 's vrijdag wordt bemonsterd, dan zullen ook de afwijkingen tussen de stations systematisch kunnen zijn. In dat geval zal de invloed van dergelijke afwijkingen niet worden verkleind bij middeling van een aantal waarnemingen.

Bij de monsternamen op een bepaalde plaats in de rivier dient men zich te realiseren dat dit watermonster niet representatief hoeft te zijn voor de waterkwaliteit in de rivier ter plaatse. Dit wordt veroorzaakt door mogelijke aanwezigheid van inhomogeniteiten over de dwarsdoorsnede van de rivier (d), die een gevolg kunnen zijn van b.v. lokale lozingen, of een gedeeltelijke bezinking/resuspensie van stoffen waardoor de concentraties nabij de bodem afwijkend kunnen zijn. Het Fliessende Welle-onderzoek van de IRC zoals beschreven in paragraaf 3.3 alsmede onderzoeken van het RIZA ter plaatse van het meetstation Lobith, tonen aan dat dit tot significante oneigenlijke verschillen kan leiden.

Tot slot dient te worden opgemerkt dat tevens afwijkingen kunnen worden geïntroduceerd als gevolg van vergissingen die worden gemaakt bij de overdracht en verwerking van de meetgegevens (e). Hoewel dit toevallige fouten betreft kan de invloed hiervan doorwerken in het gemiddelde voor een bepaalde periode, vooral als het aantal waarnemingen voor die periode beperkt is.

In de figuren 3.6 en 3.7 zijn ter illustratie een tweetal voorbeelden opgenomen van oneigenlijke verschillen tussen meetstations. In deze figuren zijn de jaargemiddelde gehalten van respectievelijk COD en $\text{NO}_3\text{-N}$ uitgezet zoals die voor de verschillende meetstations zijn bepaald. Voor de IRC-stations is het 95% betrouwbaarheidsinterval aangegeven voor de berekende gemiddelden. Het COD-gehalte (figuur 3.6) wordt in Duitsland alleen bepaald op de IRC-stations en de meetstations van de drinkwaterleidingbedrijven.

Voor het Nederlandse traject (> 860 km) zijn alleen de RIZA-metingen opgenomen. De metingen van de drinkwaterleidingbedrijven zijn over het algemeen 25-50% lager dan de IRC- en RIZA-metingen. Gebleken is dat dit verschil wordt veroorzaakt doordat de meetstations van de drinkwaterleidingbedrijven het watermonster analyseren na filtratie. De meetresultaten zijn derhalve niet vergelijkbaar. Opmerkelijk is verder de zeer hoge concentratie van het meetstation Mannheim (430 km), hetgeen dient te worden toegeschreven aan inhomogeniteiten over de dwarsdoorsnede.

De oorzaak van de grote spreiding in de jaargemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties (figuur 3.7) is onbekend. Deze spreiding is des te opmerkelijker gezien de geringe nitraatbelasting door afvalwaterlozingen (paragraaf 4.5) en de tijdens het Fliessende Welle-onderzoek van 1974 gevonden geringe concentratieveranderingen.

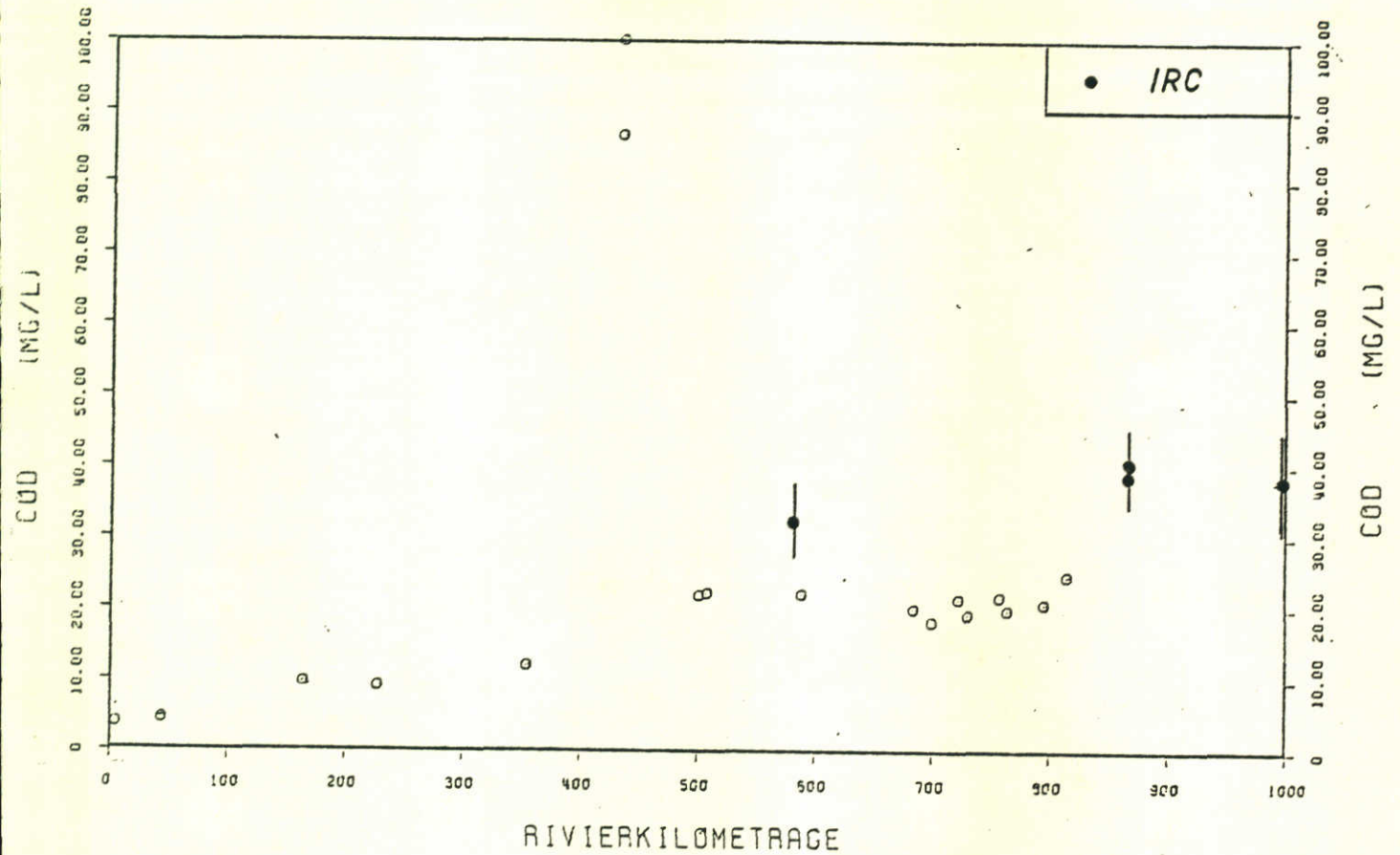
3.5 Ontwikkeling van de waterkwaliteit over de periode 1970-78

Het meetprogramma in de Rijn en de Rijntakken heeft in de loop der jaren diverse ontwikkelingen meegemaakt. Het is dan ook onmogelijk over een aantal jaren een volledig consistent en compleet overzicht te geven van alle metingen. In kwartaal en jaarverslagen worden de resultaten van de analyses gerapporteerd door diverse instanties. Samenvattende overzichten van de ontwikkeling van de waterkwaliteit over een aantal jaren zijn nog zeldzaam. Van de zijde van het RIZA is een overzicht verschenen: "De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland over de periode 1972-1979" [11]. Daarnaast wordt in de jaarverslagen van de RIWA [6] aandacht besteed aan het verloop van sommige parameters over een aantal jaren.

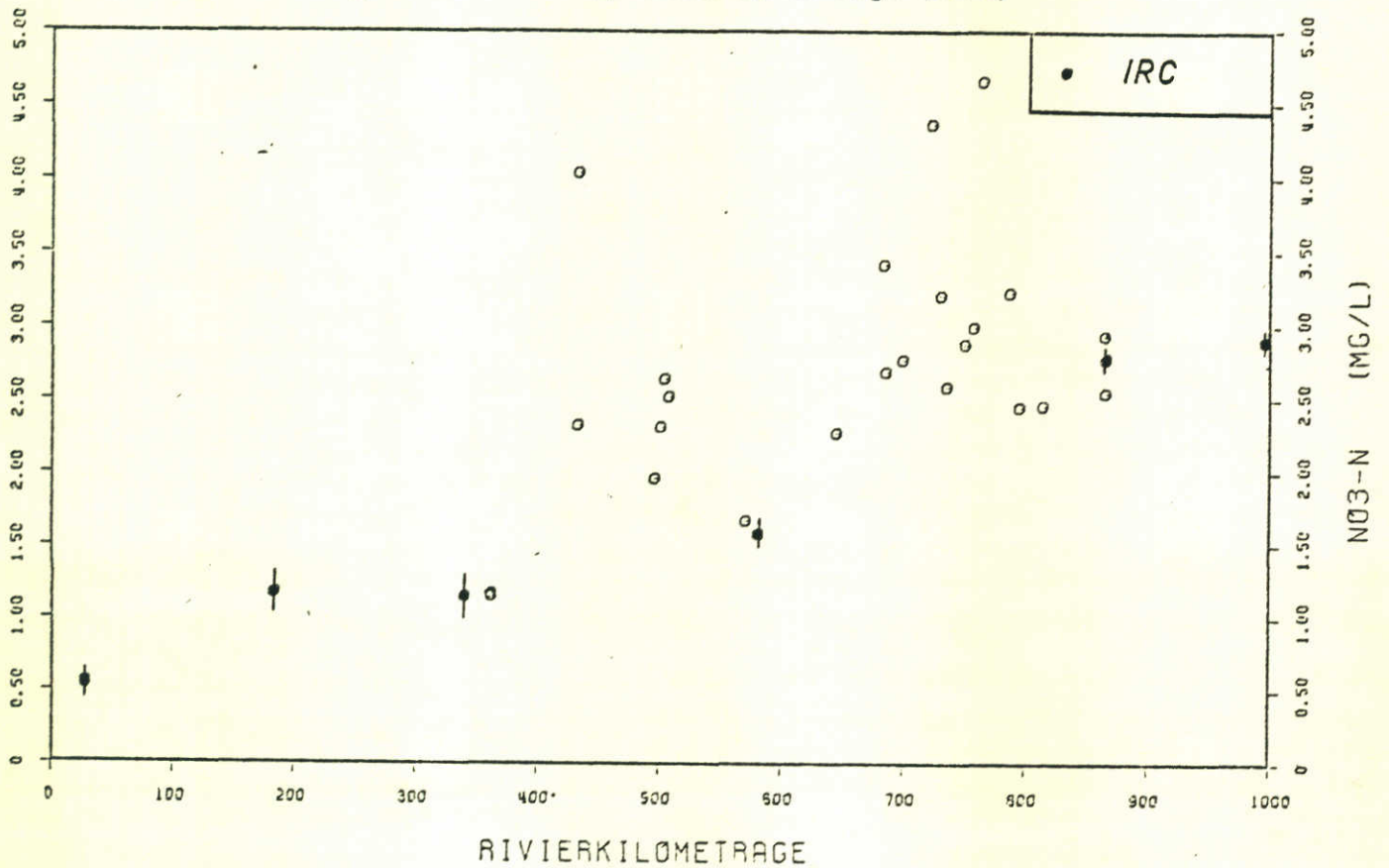
In onderstaande wordt een korte samenvatting gegeven van het RIZA-rapport No. 80-032: "De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1972-1979" [11].

In bovenvermeld overzicht wordt het aksent gelegd op de meetpunten Lobith, Kampen en Maassluis. Ten aanzien van de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding worden de volgende ontwikkelingen gesignaleerd:

1. De zuurstofhuishouding is in de rapportageperiode 1972-1979 duidelijk verbeterd; in 1978 en 1979 werd zelfs voor de parameters zuurstofgehalte en biochemisch zuurstofverbruik aan de normen voor de basiskwaliteit als jaargemiddelde voldaan.



Figuur 3.6 Jaargemiddelde COD-gehalten in de Rijn (1973)



Figuur 3.7 Jaargemiddelde NO₃-N-gehalte in de Rijn (1973)

2. De stikstofhuishouding vertoont twee tegengestelde ontwikkelingen, een significante afname van het ammoniakgehalte en een significante toename van het nitraatgehalte. Beide parameters voldeden als jaargemiddelde aan de normen van de basiskwaliteit.
3. De gehalten aan ortho- en totaalfosfaat zijn vrij konstant gebleven en voldoen niet aan de norm voor de basiskwaliteit.

In de bijlage IV wordt één en ander nader geïllustreerd.

3.6 Statistische relatie tussen BOD₅, COD, KMnO₄ en UV

Reeds in een vroeg stadium van het onderzoek bleek dat er over het algemeen weinig BOD₅ gegevens beschikbaar zouden zijn. Enerzijds is dit waarschijnlijk te wijten aan de vrij lastige, tijdrovende en bovendien niet al te betrouwbare analysetechniek, anderzijds is de parameter uit oogpunt van bijvoorbeeld de drinkwatervoorziening nauwelijks relevant vanwege het relatieve gemak waarmee zich BOD₅ uit het water laat verwijderen. Aangezien evenwel de modellering van BOD₅ een belangrijk onderdeel is van het waterkwaliteitsmodel is onderzocht of met behulp van statistische technieken, vooral regressie analyse, BOD-gegevens kunnen worden afgeleid uit de ter beschikking staande COD-, KMnO₄- en UV-gegevens, eventueel ook in relatie tot andere parameters.

Een verdere analyse van het gegevensbestand over de jaren 70-72 leverde echter de konklusie dat UV geen betrouwbare remplaceant voor BOD₅ zou kunnen vormen. Verder bleven er van de ruim 30 meetstations slechts twee (Bimmen/Lobith en Braubach) over waarmee een zinvolle statistische exercitie mogelijk was. Een derde mogelijkheid vormde het totale gegevensbestand. In totaal zijn 5 modellen voor BOD getoetst, waarvan er hier twee besproken zullen worden, namelijk

- BOD als functie van KMnO₄, waarbij $BOD_5 = a + b \text{ KMnO}_4$
- BOD als functie van COD, waarbij $BOD_5 = a + b \text{ COD}$

In tabel 3.2 zijn de resultaten van beide bovengenoemde regressiemodellen weergegeven voor het meetstation Bimmen/Lobith en alle stations tesamen (alle gegevens).

	model	r	n	a	b
Bimmen/Lobith	(1)	0.43	78	4.37	0.09
alle gegevens	(1)	0.44	498	3.40	0.08
Bimmen/Lobith	(2)	0.56	77	4.60	0.11
alle gegevens	(2)	0.50	153	4.70	0.11

Tabel 3.2 Regressie resultaten van BOD₅ als functie van KMnO₄ (1) en COD (2)

De resultaten van de regressie zijn grafisch weergegeven in de figuren 3.8 en 3.9.

Op grond van de resultaten van dit statistisch deelonderzoek is uiteindelijk gekonkludeerd dat BOD-gegevens niet op basis van andere gemeten waterkwaliteitsvariabelen kunnen worden gegenereerd.

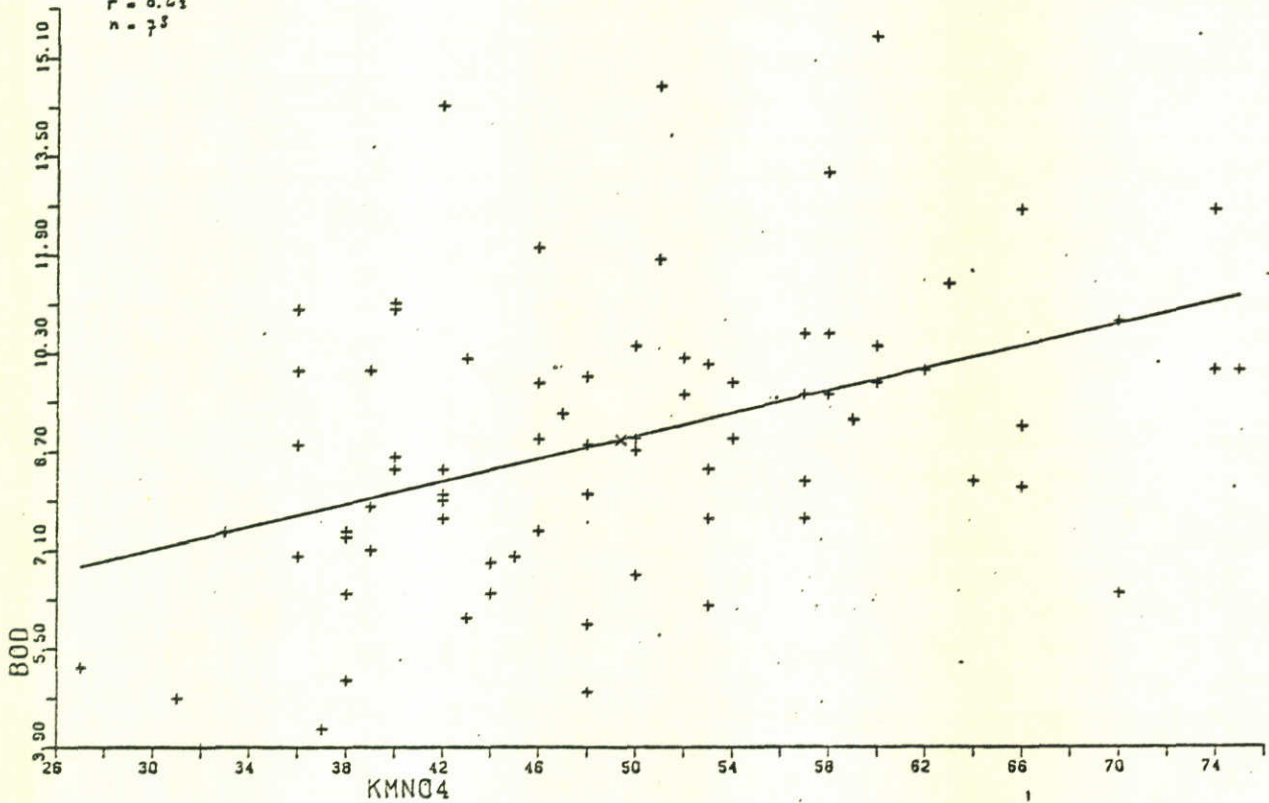
BOD-KMNO4 REGRESSIE BINNEN 1970-1972

02/10/79 14.45.35.

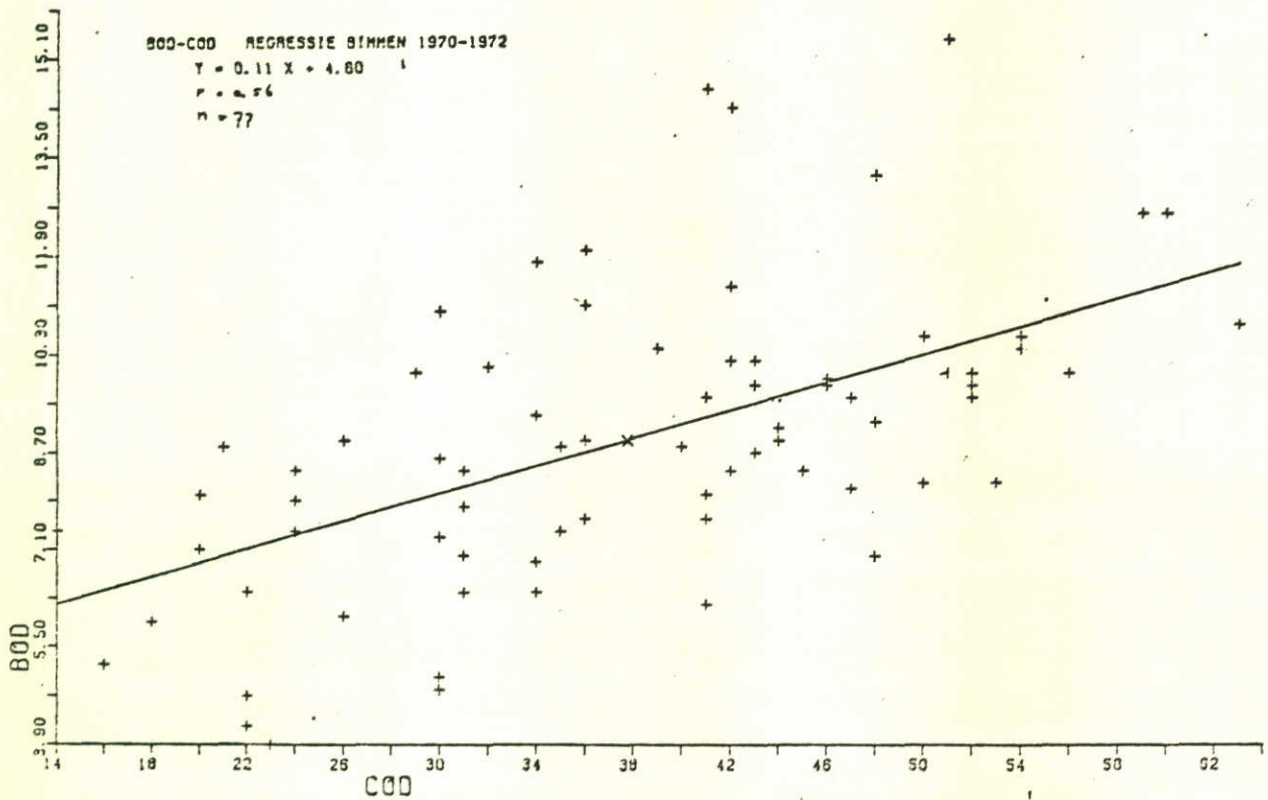
$$Y = 0.09 X + 4.37$$

$$r = 0.62$$

$$n = 78$$



Figuur 3.8 Regressie-resultaat BOD₅ als functie van KMnO₄



Figuur 3.9 Regressie-resultaat BOD₅ als functie van COD

4 Emissie-gegevens

4.1 Algemeen

Het ligt voor de hand dat voor een zinvolle modellering van zowel nutriënten als zuurstofhuishouding, de belasting aan fosfor- en stikstofcomponenten, alsmede zuurstofverbruikende stoffen één van de belangrijkste invoergegevens is. De belasting op de Rijn kan worden onderscheiden in (1) belasting via puntlozingen en (2) belasting via diffuse bronnen. Onder de puntlozingen kunnen worden verstaan de lozingen afkomstig van stedelijke en/of industriële gebieden. De belastingen via diffuse bronnen is voornamelijk afkomstig van uitspoeling van de grond via runoff en de toestroming van grondwater. Hoewel de belasting via diffuse bronnen enigszins wordt beïnvloed door grondgebruik (landbouw, wijnbouw, veeteelt, bos etc.) kan dat worden beschouwd als de 'natuurlijke' of 'achtergrond' belasting op de rivier.

Tijdens de studie is gebleken dat deze 'achtergrond' belasting niet kan worden verwaarloosd terwijl voor de toekomst mag worden verwacht dat door saneringsmaatregelen de belasting via puntlozingen wordt teruggebracht zodat het belang van diffuse bronnen relatief zal toenemen. Het is mede om deze reden dat een uitgebreid literatuuronderzoek is verricht naar de mogelijke bijdragen van diffuse bronnen. De resultaten van dit onderzoek zijn afzonderlijk gerapporteerd (rapport R1056-V/S321-V). In paragraaf 4.7 is derhalve volstaan met een korte samenvatting van de resultaten van dit onderzoek.

Voor de puntlozingen zijn over het algemeen geen directe gegevens bekend over de hoeveelheid die van een bepaalde stof wordt geloosd. Enerzijds is dit een gevolg van het konfidentiële karakter van de diverse lozingsgegevens, anderzijds wordt slechts een beperkt gedeelte daadwerkelijk gemeten. Het is vooral dankzij initiatieven vanuit de Internationale Rijncommissie (IRC) dat getracht is de belasting te inventariseren. Dergelijke inventarisaties zijn weliswaar niet gedaan op basis van lozingsvrachten, maar op basis van inwonereenheden of de daarmee vergelijkbare inwonerekwivalenten. Hoewel de definiëring van deze vervuilingseenheden weinig eenduidig is, is de achtergrondgedachte gebaseerd op de hoeveelheid vervuiling die per persoon middels activiteiten van huishoudelijke aard per dag in de vorm van afvalwater wordt geproduceerd.

Mede omdat de samenstelling van huishoudelijk en industrieel afvalwater aanmerkelijk kan verschillen wordt onderscheid gemaakt in respektievelijk inwonereenheden (huishoudelijk) in inwonerekwivalenten (industrieel). Over het algemeen wordt de vervuilingswaarde van industrieel afvalwater beoordeeld op

basis van zuurstofverbruikende stoffen (BOD_5) zodat voor deze categorie van stoffen de betekenis van inwonereenheid en inwonerekwivalent vergelijkbaar is. In het navolgende zal zowel de inwonereenheid als inwonerekwivalent worden afgekort met i.e., waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen huishoudelijke en industriële i.e.'s.

Aangezien voor de modellering van de waterkwaliteit als functie van lozingen bekend moet zijn hoe groot de lozingsvracht is, dient de betekenis van een i.e. te worden vertaald in de hoeveelheid belasting van de te modelleren stoffen.

Hoewel voor de lozing van zuiver huishoudelijke aard de lozingshoeveelheid per i.e. en de samenstelling van het afvalwater vrij goed bekend is, is dit geenszins het geval voor industriële lozingen. Dit heeft tot gevolg dat voor bepaalde takken van industrie slechts ruwe schattingen mogelijk zijn met betrekking tot de hoeveelheid nutriënten die wordt geloosd.

Voor deze schatting is gebruik gemaakt van literatuurgegevens en metingen van enkele industriële zuiveringsinstallaties. Ook het in 1974 uitgevoerd Fliesende Welle onderzoek heeft bijgedragen tot de identificering van de lozing van nutriënten door bepaalde industrieën (par. 3.3).

Mede vanwege de grote verschillen in samenstelling van het afvalwater van huishoudelijke en industriële aard en verschillen per industrietak is het bij de inventarisatie van lozingen van belang te weten wat de herkomst is van het afvalwater.

Het is tevens van belang te weten in hoeverre de hoeveelheid afvalwater die wordt geproduceerd rechtstreeks op het rivierstelsel wordt geloosd, danwel via een zuiveringsinstallatie eerst (gedeeltelijk) wordt gezuiverd. Aangezien het zuiveringsrendement afhangt van de aard van zuivering is ook deze informatie van belang ten einde de werkelijke belasting op het oppervlaktewater te kunnen bepalen.

Vanwege het grote aantal puntlozingen in het stroomgebied van de Rijn is in het kader van het waterkwaliteitsmodel Rijn een computermodel ontwikkeld dat de netto belasting op de Rijn berekent voor de verschillende stoffen die in het waterkwaliteitsmodel worden beschouwd.

De invoergegevens voor dit model (genaamd EMIS) zijn enerzijds gegevens uit de lozingsinventarisatie te weten:

1. plaats van de lozing (rivier kilometers)
2. hoeveelheid geproduceerde i.e.'s

3. herkomst afvalwater

4. aard van zuivering

anderzijds informatie met betrekking tot

5. belasting per i.e. (afhankelijk van herkomst afvalwater en beschouwde stof die wordt geloosd)

6. zuiveringsrendement (afhankelijk van de aard van zuivering en beschouwde stof die wordt geloosd).

Het model EMIS is verder in staat om sommaties te verrichten over kleinere puntlozingen per riviertrajekt die in het waterkwaliteitsmodel homogeen verdeeld over het trajekt kunnen worden ingevoerd. Tevens kunnen grotere lozingen of lozingen op een niet gemodelleerde zijrivier worden gesommeerd tot een enkele puntlozing. De uitvoer van het model kan derhalve direkt worden gebruikt als invoer van de waterkwaliteitsmodellering.

In de navolgende paragrafen 4.2 t/m 4.4 zal aandacht worden besteed aan de belangrijkste gegevens die nodig zijn voor de emissieberekening van puntlozingen terwijl in paragraaf 4.5 en 4.6 een interpretatie van de emissieberekening zal plaatsvinden mede in relatie tot verrichte metingen in het stroomgebied van de Rijn.

4.2 Lozingsinventarisaties in inwonereenheden en inwonerekwivalenten (i.e.'s)

Voor de periode na 1970 is een aantal inventarisaties van lozingen in het stroomgebied van de Rijn gepubliceerd. Deze inventarisaties zijn alle op basis van i.e.'s. In volgorde van het jaar waarop de inventarisatie betrekking heeft, is deze opgesteld in het kader van de werkzaamheden van,

	stand
1. Arbeitgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins [12]	1971
2. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen [13]	1971
3. Internationale Rijncommissie [2]	1973
4. Rat vor Sachverständigen [13]	1975
5. Internationale Rijncommissie [14]	1977
6. Internationalen Städtesymposium 1979 [15]	1978

De inventarisaties (3) en (5), die zijn opgesteld in het kader van de IRC, zijn veruit het meest compleet. Tevens bevatten deze IRC-inventarisaties een prognose tot 1985 met betrekking tot veranderingen in afvalwaterproductie (vóór zuivering) en aard van zuivering.

De IRC-inventarisaties hebben betrekking op het gehele stroomgebied van de Rijn, terwijl inventarisatie (1) zich beperkt tot West-Duitsland. Inventarisatie (2) is weliswaar erg gedetailleerd maar heeft alleen betrekking op het Landesgebiet Nordrhein-Westfalen.

De inventarisaties (4) en (6) beperken zich tot lozingen groter dan 100.000 i.e., waarbij inventarisatie (6) alleen betrekking heeft op stedelijke afvalwater.

Voorals omdat de IRC-inventarisaties het meest compleet zijn en tevens een prognose bevatten tot 1985 zijn deze inventarisaties gekozen als basis voor het waterkwaliteitsmodel Rijn. De overige inventarisaties zijn gebruikt voor eventuele aanvullingen en/of correcties op deze IRC-inventarisaties.

In de IRC-inventarisaties is de volgende informatie opgenomen:

- land waarin de lozing plaatsvindt
- plaats van lozing in de Rijn (oeverzijde, kilometrage)
- naam van stad, industriegebied of zijrivier
- grootte van de afvalwaterproductie (i.e.'s)
- grootte van het gedeelte dat ongezuiverd wordt geloosd (i.e.'s)
- grootte van het gedeelte dat mechanisch wordt gezuiverd (i.e.'s)
- grootte van het gedeelte dat gedeeltelijk biologisch wordt gezuiverd (i.e.'s)
- grootte van het gedeelte dat volledig biologisch wordt gezuiverd (i.e.'s)
- prognose van de afvalwaterproductie in 1985 (i.e.'s)
- prognose met betrekking tot saneringsmaatregelen zoals de bouw van zuiveringsinstallaties (jaar van voltooiing, aard zuivering).

Voor de lozingen op zijrivieren is dezelfde informatie opgenomen behalve die met betrekking tot de plaats van lozing.

In principe beperken de inventarisaties zich tot puntlozingen met een afvalwaterproductie die groter is dan 50.000 i.e.'s. Deze ondergrens is weliswaar niet strikt gehanteerd, maar geeft wel aan dat een deel van de totale belasting via relatief kleinere puntlozingen niet in deze inventarisaties is opgenomen.

Een overzicht van het aantal geïnventariseerde puntlozingen op zowel de Rijn als de zijrivieren is opgenomen in de onderstaande tabel.

	1973	1977
aantal geïnventariseerde puntlozingen op de Rijn	ca. 115	ca. 150
aantal geïnventariseerde puntlozing op de zijrivieren	ca. 250	ca. 295
aantal geïnventariseerde zijrivieren	40	41

Tabel 4.1 Overzicht lozingsinventarisatie van de IRC voor het gehele stroomgebied van de Rijn

Voor zover kan worden afgeleid uit de naam van de lozing en de aanduiding of het industrieel of huishoudelijk afvalwater betreft zijn de lozingen onderverdeeld in een 15-tal categorieën. Onderscheid is gemaakt in 13 industrietakken, een categorie overige industrieën en een categorie huishoudelijke lozingen. In tabel 4.2 is opgenomen hoe groot de bijdrage per categorie is met betrekking tot de totale afvalwaterproduktie in het gemodelleerde stroomgebied van de Rijn.

Uit deze tabel zijn 4 hoofdkategorieën te onderscheiden waarvan de procentuele bijdrage met betrekking tot de afvalproduktie op basis van i.e.'s is samengevat in tabel 4.3.

Opgemerkt dient te worden dat de lozingen in Zwitserland niet in beschouwing zijn genomen indien deze bovenstrooms van meren zijn gesitueerd, verder is de afvalwaterproduktie van Luxemburg toegevoegd aan de inventarisatie (ca. 700.000 i.e.) en is de afvalwaterproduktie van de Emscher gekorrigeerd volgens de inventarisatie (1) van de Arge-Rhein.

categorie afvalwater	afvalwaterproduktie in 10 ⁶ i.e. -		
	1973	1977	1985
1. levensmiddelen	1,2	1,7	1,8
2. chemisch	21,9	17,2	16,4
3. olieraffinaderijen	0,1	0,2	0,1
4. petrochemisch	0,8	1,7	2,0
5. textiel	0,9	0,9	1,1
6. celstof	3,3	4,0	4,1
7. papier	7,1	5,6	5,8
8. ijzer + staal	0,6	0,4	0,4
9. cokes	0,1	0,1	0,1
10. gieterijen	0	0,1	0,1
11. glas	0	0	0
12. mijnbouw	0,4	0,3	0,5
13. leer	0	0	0
14. overige industrieën	18,5	25,4	30,2
15. huishoudelijk	22,0	25,3	31,1
totaal	76,9	82,8	93,6

Tabel 4.2 Overzicht bijdrage in afvalwaterproduktie per categorie in het gemodelleerde stroomgebied van de Rijn (afgeleid uit IRC-inventarissen)

categorie	procentuele bijdrage in afvalwaterproduktie		
	1973	1977	1985
huishoudelijk	29	31	33
industrieel: chemisch	29	21	18
celstof + papier	13	12	11
overige	29	36	38
totaal	100%	100%	100%

Tabel 4.3 Procentuele bijdrage in de afvalwaterproduktie voor 4 hoofdcategorieën

Uit tabel 4.2 is af te leiden dat de totale afvalwaterproduktie over de periode 1973 tot 1977 duidelijk is toegenomen. Voor de periode vanaf 1977 tot 1985 wordt verwacht dat deze stijgende tendens zich zal voortzetten.

Opmerkelijk is de sterke stijging van de stedelijke afvalwaterproduktie (huishoudelijk + overige industrieën) die mede een gevolg is van de uitbreiding van rioleringsystemen, waardoor meer stedelijk afvalwater direkt (veelal via zuiveringsinstallaties) op het grotere oppervlaktewater wordt geloosd.

Een overzicht van de veranderingen in de zuiveringssituatie, alsmede de herkomst van het afvalwater uitgesplitst in huishoudelijk en industrieel, is opgenomen in tabel 4.4 voor zowel de Rijn (Konstanz-Lobith), IJssel (tot Kampen), Waal (tot Gorkum), als de Lek (tot Vreeswijk). Uit dit overzicht blijkt dat sinds 1973, toen voor de Rijn nog ca. 52,4 van de 75,1 10^6 i.e. niet of slechts mechanisch werd gezuiverd, een duidelijke toename van biologische zuivering heeft plaatsgevonden. Voor 1985 wordt zelfs gepland dat nog slechts 2,7 van de 90,5 10^6 i.e. niet of alleen mechanisch gezuiverd zal zijn. Verwacht wordt dat in 1985 voor het gemodelleerde stroomgebied een hoeveelheid afvalwater van 86,6 van de 93,6 10^6 i.e. volledig biologisch zal worden gezuiverd, 4,3 10^6 i.e. zal partieel biologisch gezuiverd in overbelaste installaties, 1,7 10^6 i.e. zal mechanisch en 1,0 10^6 i.e. zal niet worden gezuiverd.

Uit zowel modelleringsoverwegingen (zie verder het rapport RI056-VII/S321-VI "Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn"), alsmede het grote aandeel van een beperkt aantal grote lozingen in de totale afvalwaterproduktie is een onderscheid gemaakt tussen grote puntlozingen ($>10^6$ i.e.) en 'kleine puntlozingen ($<10^6$ i.e.). In tabel 4.5 zijn de op deze wijze onderscheiden kleine en grote lozingen, alsmede de grote zijrivieren opgenomen. Opmerkelijk hierbij is dat slechts een gering aantal grote lozers en zijrivieren meer dan driekwart van de totale afvalwaterproduktie vertegenwoordigen. Mede omdat de kleinere lozers slechts door hun gezamenlijk effect de waterkwaliteit in de Rijn zullen beïnvloeden is uit modeloverwegingen de belasting van deze lozingen gelijkmatig over de modeltrajekten verdeeld. De grote lozingen alsmede de niet gemodelleerde zijrivieren zijn als afzonderlijke puntlozingen in het model opgenomen. Aangezien het merendeel van de lozingen op de niet gemodelleerde zijrivieren zich op minder dan 50 km van de monding op het gemodelleerde rivierstelsel bevindt, is verondersteld dat de invloed van processen op het geloosde afvalwater verwaarloosbaar is. De bijdrage van deze lozingen is derhalve beschouwd als één puntlozing ter plaatse van de monding van de betreffende zijrivier.

	RIJN			IJSSSEL			NEDERRIJN/LEK			WAAL		
	1973	1977	1985	1973	1977	1985	1973	1977	1985	1973	1977	1985
	totale afvalwaterproduktie (10 ⁶ l.e.)	75,1	80,1	90,5	1,2	1,8	1,8	0,3	0,4	0,7	0,3	0,6
uitsplitsing afvalwaterproduktie (10 ⁶ l.e.) volgens:												
<u>herkomst:</u>												
huishoudelijk	21,2	23,7	29,4	0,4	1,0	1,0	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3
industrieel	53,9	56,4	61,1	0,8	0,8	0,8	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3	0,3
<u>zuiveringsgraad:</u>												
Geen	23,8	11,1	1,0	0,6	0,2	0,0	0,3	0,2	0,0	0,3	0,5	0,0
mechanisch	28,6	12,4	1,7	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
partieel biologisch	3,8	4,4	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
biologisch	18,9	52,2	83,5	0,2	1,5	1,8	0,0	0,2	0,7	0,0	0,1	0,6

Tabel 4.4 Afvalwaterproduktie voor de Rijn, IJssel, Nederrijn/Lek en Waal uitgesplitst volgens herkomst en zuiveringsgraad

Uitsplitsing afvalwater- productie (10 ⁶ i.e.)	km	1973	1977	1985
<u>Kleine lozingen</u> ($< 10^6$ i.e.)		20,8	22,5	26,2
<u>Grote lozingen</u> ($> 10^6$ i.e.)				
Rhone Poulenc Ch.	198	2,7	2,0	2,0
Cellulose Strasbourg	292	1,6	1,8	1,9
Strasbourg	300	2,3	1,0	1,2
Holtzmann, Karlsruhe	363	1,0	1,0	1,0
BASF, Ludwigshafen	429	8,6	6,3	6,3
Papierwerke Waldhof	432	3,0	3,0	3,0
Köln	696	1,4	1,4	1,4
Bayer, Leverkusen	700	4,8	2,0	2,0
Bayer, Dormagen	711	-	1,7	2,0
Düsseldorf	737	-	1,3	1,3
Düsseldorf	752	-	1,0	1,1
Krefeld	766	-	1,0	1,0
Bayer, Krefeld	766	2,0	2,0	1,0
totaal		27,2	25,4	25,1
<u>Grote zijrivieren</u> ($> 10^6$ i.e.)				
Aare	103	3,2	3,2	3,7
Neckar	428	4,5	6,1	6,9
Schwarzbach	475	-	1,0	1,0
Main	497	8,8	9,2	11,1
Moezel	595	4,6	5,6	6,3
Wupper	703	1,4	2,1	3,3
Ruhr	780	1,3	1,6	2,4
Emscher	798	3,7	5,0	5,5
Lippe	815	1,4	1,3	2,2
totaal		28,9	35,0	42,3

Tabel 4.5 Onderscheid in kleine en grote puntlozingen en zijrivieren op basis van afvalwaterproductie (gemodelleerde stroomgebied over de Rijn)

4.3 Afvalwaterproduktie per i.e.

Over het algemeen dient te worden gekonstateerd dat de i.e. een weinig eenduidige eenheid is voor zover het de produktie van afvalwater betreft. Enerzijds is dit een gevolg van de wisselende samenstelling van het afvalwater anderzijds de wijze waarop de i.e. wordt gedefinieerd. Zo wordt in Nederland het aantal i.e.'s gebruikt als basis voor de berekening van heffingen waarbij de berekening van het aantal i.e.'s is vastgelegd in de wet verontreiniging oppervlaktewater (WVO). Hoewel deze berekening voor huishoudelijk afvalwater vrij eenduidig is, is dit geenszins het geval voor afvalwater van industriële herkomst.

De berekeningsmethode in Nederland is gebaseerd op de hoeveelheid zuurstofverbruikende stoffen, waarbij het aantal i.e.'s als volgt wordt bepaald;

$$\text{aantal i.e.'s} = \frac{Q}{180} (\text{COD} + 4,57 \times \text{Kjd-N})$$

danwel,

$$\text{aantal i.e.'s} = \frac{Q}{180} (2,5 \times \text{BOD}_5 + 4,57 \times \text{Kjd-N})$$

In de berekening is er vanuit gegaan dat per inwoner per etmaal 135 gram COD (overeenkomend met 54 gram BOD₅) en ca. 10 gram Kjeldahl-stikstof wordt geloosd. Daarmee bedraagt de totale hoeveelheid zuurstof die gebonden wordt door het afvalwater van een inwoner per etmaal 135 gram (COD) + 4,57 x 10 gram (Kjd-N) = 180 gram.

Het zal duidelijk zijn dat o.a. hierdoor uit het aantal i.e.'s van industriële lozingen niet eenduidig kan worden afgeleid hoeveel COD en Kjd-N wordt geloosd, terwijl informatie met betrekking tot lozingen van NO₃-N en P volledig ontbreekt. In de IRC-inventarisaties is opgenomen dat 1 i.e. overeenkomt met 60 g BOD₅/dag. Hoewel deze BOD₅-last afwijkt van die welke over het algemeen in Nederland wordt gebruikt (54 g BOD/i.e. dag) is het aantal geïnventariseerde i.e.'s dat in Nederland wordt geloosd niet aangepast. In overleg met het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) is daarom de afvalproduktie per i.e. voor Nederland afzonderlijk beschouwd.

Op basis van literatuurgegevens is nagegaan hoe de samenstelling is van zowel huishoudelijk afvalwater als afvalwater afkomstig van verschillende takken van industrie. Vanwege het grote aandeel in de totale afvalwaterproduktie is bij

het industrieel afvalwater vooral aandacht besteed aan het afvalwater afkomstig van de chemische en papier (+ celstof)-industrie.

Bij de samenstelling gaat het vooral om die stoffen die van belang zijn voor de modellering te weten BOD₅, COD, organisch-N, NH₄-N, NO₃-N, ortho-P, tot-P. Het debiet en zuurstofgehalte zijn van ondergeschikt belang aangezien de debieten van het afvalwater over het algemeen zeer klein zijn in vergelijking met het debiet van de Rijn. Wel is het debiet van belang voor de eventuele omrekening van de concentraties van het afvalwater naar lozingsvrachten (= hoeveelheid stof per tijdseenheid).

Het "Taschenbuch der Städtentwässerung" van Imhoff [16] en het kollegediktaat "behandeling van afvalwater" van Koot [17] zijn als basis gebruikt voor het afleiden van de samenstelling en hoeveelheid verontreiniging afkomstig van stedelijk en huishoudelijk afvalwater in zowel Duitsland als Nederland. Een goed overzicht met betrekking tot de samenstelling van huishoudelijk afvalwater wordt gegeven door Koot (tabel 4.6).

samenstelling	ruw	na 1 uur bezinken	in
pH	6,5-7,5	6,5-7,5	
opgeloste stoffen	700-1000	-	mg/l
gloeirest	45-55	-	%
onopgeloste stoffen	600-900	400-600	mg/l
gloeirest	30-40	30-40	%
bezinksel	5-10	<0,2	ml/l
biochemisch zuurstofverbruik	300-500	200-350	mg/l
chemisch zuurstofverbruik	600-1100	450-650	mg/l
ontkleuring van methyleenblauw	<1	<1	uur
stikstof:			
a. organische-N (Kjeldahl)	30-50	10-20	mg/l
b. NH ₄ ⁺ -N	40-65	40-65	mg/l
c. NO ₂ ⁻ -N	0-2	0-2	mg/l
d. NO ₃ ⁻ -N			
fosfor (als P)	15-30	15-30	mg/l
detergenten (an.act.)	10-20	-	mg/l
chloriden	200-400	200-400	mg/l

Tabel 4.6 Gemiddelde samenstelling van huishoudelijk afvalwater [17]

Uit deze gegevens zijn de lozingsvrachten afgeleid zoals deze zijn opgenomen in tabel 4.7. Bij de interpretatie van tabel 4.6 is aangenomen dat de afvalwaterproduktie van 1 i.e. wordt gedefinieerd door 54 g BOD₅/dag.

In deze tabel is tevens een spreidingsinterval opgenomen zoals dat op grond van literatuurgegevens ([18], [19], [20], [21]) is afgeleid. De lozingsvrach-

ten per i.e. die zijn aangehouden voor de modelsituaties zijn eveneens opgenomen in tabel 4.7.

Lozingsvracht (g/dag) per huishoudelijke i.e.				
Stof	Koot [17]	spreiding	modelaanname:	
			Duitsland	Nederland
BOD ₅	54	30 - 150	60	54
COD	120	60 - 300	120	120
org-N	5,4	2 - 12	6	6
NH ₄ -N	7,0	4 - 20	7	7
NO ₂ -N } NO ₃ -N }	0,2	0 - 2	0	0
tot-N	12,6	5 - 30	13	13
ortho-P		2 - 8	2,5	2,0
tot-P	3,2	2 - 8	4,0	3,4

Tabel 4.7 Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproduktie per huishoudelijke i.e.

Voor de samenstelling en hoeveelheid van industrieel afvalwater is onderscheid gemaakt in de diverse industrietakken. In het kader van het "Langfristiges Arbeitsprogram" van de IRC [2] zijn de BOD₅/COD-verhoudingen per industrie-groep weergegeven (tabel 4.8). De verhoudingen tussen BOD₅ en nutriënten zijn voor een aantal industrietakken weergegeven door Koot [22] (tabel 4.9).

Industrietak	BOD ₅	:	COD
levensmiddelen	1	:	1,67
chemisch	1	:	2,5
olieraffinaderijen	1	:	2,25 à 2,5
petrochemisch	1	:	2,5
textiel	1	:	2,86
celstof	1	:	5
papier	1	:	2,5
ijzer + straal	1	:	5
cokes	1	:	2
gieterijen	1	:	1,67
glas	1	:	2,22
mijnbouw	1	:	2,86
overige	1	:	2

Tabel 4.8 Verhouding BOD₅/COD voor verschillende industrietakken [2]

soort afvalwater	BZV in mg/l	N in mg/l	P in mg/l	BZV:N	BZV:P
suikerfabrieken (bieten) waswater	1.180-4.630	21-70	2,6-13	56:1-66:1	356:1-455:1
suikerfabrieken (bieten) perswater	13.900-39.000	28-712	31-274	55:1-488:1	142:1-488:1
aardappelmeelfabrieken	3.120	89-186	27-80,5	16,8:1--35:1	38,7:1-115:1
zuivelfabrieken	200-6.000	30	0,9-1,3	6,7:1-200:1	222:1-4.600:1
mouterijen	1.621	29	13	56:1	125:1
brouwerijen	611	156,4	20,2	3,9:1	30,2:1
gistfabrieken	3.042	858		3,5:1	
slachterijen	838	145	8,2	5,8:1	102:1
vilderijen	1.000-6.000	400-1.500	43,7	2,5:1-4:1	22,9:1--137:1
strokartonfabrieken	3.900-2.500	165-50		23,6:1-50:1	
vlasroterijen	2.500	40	26,1	62,5:1	96:1
wolbereiding	10.000	1.400		7,2:1	
ververijen	1.020	7-22		145:1	
looierijen	296-622	57-51		5,2:1-12,2:1	
distilleerderijen	15.000	1.900		7,9:1	

Tabel 4.9 Verhouding van BOD₅:N en BOD₅:P voor een aantal soorten industrieel afvalwater [22]

Uit de tabellen 4.8 en 4.9 blijkt dat de samenstelling van industrieel afvalwater sterk kan verschillen. Belangrijke verschillen in de samenstelling van huishoudelijk en industrieel afvalwater hebben betrekking op de hoeveelheid fosfor die wordt geloosd en de verhouding tussen de stikstof-komponenten. Over het algemeen wordt aangehouden dat de P-belasting door industrieel afvalwater een faktor 4 geringer is dan voor huishoudelijk afvalwater. Dit verschil wordt in belangrijke mate veroorzaakt door het gebruik van polyfosfaathoudende wasmiddelen in de huishoudens.

De lozing van stikstof door de industrie vindt plaats in de vorm van zowel organisch-stikstof, ammonium, nitriet als nitraat. Dit in tegenstelling tot huishoudelijk afvalwater, waarvoor de lozing van stikstof in de vorm van nitraat veelal verwaarloosbaar is.

In tabel 4.10 is door Koot [17] kwalitatief aangegeven welke stikstofverbindingen worden geloosd door bepaalde industrietakken. Mede op basis van deze informatie en diverse literatuurgegevens [23], [24], [25], [26], is voor de verschillende industrietakken een schatting gemaakt met betrekking tot de samenstelling van het afvalwater. De resultaten van deze schatting zijn opgenomen in tabel 4.11 en zijn gebruikt als basis voor de modelsimulaties.

Opmerkelijk zijn de lage nutriëntengehalten voor de papier (+ celstof)-industrie. Deze lage nutriëntengehalten hebben veelal tot gevolg dat voor de biologische zuivering van dit afvalwater nutriënten moeten worden toegevoegd.

Teneinde de in deze paragraaf opgesomde lozingsvrachten per i.e. op een juiste wijze te interpreteren is het van belang zich te realiseren dat het gemiddelde waarden betreft, die berusten op vrij ruwe schattingen vanuit de literatuur. Afwijkingen zowel per lozing als in de tijd kunnen aanzienlijk zijn.

Gezien het grote aantal lozingen in het stroomgebied van de Rijn mag evenwel worden verwacht dat dergelijke afwijkingen in zekere mate zullen worden onderdrukt door uitmiddelingseffekten.

Lokale afwijkingen kunnen echter van belang zijn voor een vergelijk van modelberekeningen met gemeten waarden, dit geldt met name voor de invloed van grote lozers. Het is om deze reden dat in paragraaf 4.6 de lozingsvracht van grote lozers afzonderlijk zal worden bestudeerd.

herkomst	stikstof in gereduceerde vorm (Kjeldahl-N)	stikstof in geoxydeerde vorm
huishoudelijk afvalwater	NH ₃ , NH ₄ ⁺ , ureum, eiwitten en afbraakproducten	niet of nauwelijks aanwezig
industrieel afvalwater		
verwerking van agrarische producten, zoals van melkfabrieken, aardappelmeelfabrieken en slachterijen	dezelfde soort verbindingen als bij huishoudelijk afvalwater	idem
bio-industrie	idem	idem
kunstmestfabrieken	NH ₃ , NH ₄ ⁺ , ureum	NO ₃ ⁻
cokesfabrieken	NH ₃ , NH ₄ ⁺ , CN ⁻ , CNS ⁻	-
metaalverwerkende industrieën	CN ⁻ , NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
chemische industrie	organische verbindingen, zoals acrylonitril, caprolactam, melamine	organische verbindingen, zoals nitroverbindingen, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻

Tabel 4.10 Belangrijke lozers van stikstofverbindingen [17]

stof	lozingsvracht (g/dag) per industriële i.e.					
	chemisch		papier + celstof		overige	
BOD ₅	60 ¹⁾	54 ²⁾	60 ¹⁾	54 ²⁾	60 ¹⁾	54 ²⁾
COD	150		150/300		100-300	³⁾
Org-N	6		4		6	
NH ₄ -N	6		0		6	
NO ₃ -N	1		0		0/1	⁴⁾
tot-N	13		4		12/13	
ortho-P	0,5		0		0,5	
tot-P	1		0,5		1	

- 1) niet Nederlandse lozingen
- 2) Nederlandse lozingen
- 3) bepaald volgens tabel 4.6
- 4) metaalverwerkende industrieën

Tabel 4.11 Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproductie per industriële i.e.

4.4 Invloed van zuivering

In de IRC-inventarisaties is onderscheid gemaakt tussen 3 vormen van zuivering te weten mechanisch, partieel biologisch en volledig biologisch. Over het algemeen kan worden gesteld dat mechanische zuivering voornamelijk stoffen verwijdert die bezinkbaar zijn. Dit heeft tot gevolg dat het zuiveringsrendement voor opgeloste stoffen erg gering zal zijn. Bij biologische zuivering vindt door bacteriële activiteit oxidatie plaats van organisch materiaal. Dit heeft tot gevolg dat het BOD₅ en in mindere mate ook het COD-gehalte aanzienlijk wordt gereduceerd. Door de groei van bacteriën kunnen tevens opgeloste nutriënten worden vastgelegd waardoor via nabezinking van het bacteriële slib ook voor deze nutriënten een reductie zal plaatsvinden. Een belangrijke verschuiving in stikstofverbindingen kan optreden als gevolg van processen als ammonifikatie en nitrifikatie. Door de afbraak van organisch materiaal wordt de hoeveelheid organisch stikstof gereduceerd en komt ammonium vrij. Door nitrificerende bacteriën vindt oxidatie van ammonium plaats waardoor nitriet en tenslotte nitraat wordt gevormd. Bij de kwantificering van de invloed van zuivering dient met deze veranderingen in stikstofverbindingen rekening te worden gehouden.

Op basis van deze gegevens toegeleverd door het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA), alsmede gegevens van de IRC [2] zijn zuiveringsreduktiefactoren afgeleid voor de verschillende stoffen (tabel 4.12).

stof	aard van zuivering			
	geen zuivering	mechanisch	part. biologisch	vol biologisch
BOD ₅	1,0	0,75	0,25	0,10
COD	1,0	0,75	0,45	0,20
org-N	1,0	0,75	0,30	0,15
NH ₄ -N	1,0	0,90	0,85	0,15
NO ₃ -N	1,0	0,90	0,80	0,70
ortho-P	1,0	0,95	0,90	0,85/0,10*)
org+part	1,0	0,75	0,70	0,60/0,10*)

*) bij defosfatering

Tabel 4.12 Zuiveringsreduktiefactoren

Aan de hand van onderstaand rekenvoorbeeld voor huishoudelijk afvalwater wordt toegelicht hoe deze zuiveringsreduktiefactoren dienen te worden geïnterpreteerd.

De afvalwaterproduktie per huishoudelijke i.e. (Duitsland) met betrekking tot BOD₅ is gelijk aan 60 g BOD₅/dag.

Na volledig biologische zuivering is de belasting op het oppervlaktewater gelijk aan $0,10 \times 60 \text{ g BOD}_5/\text{dag} = 6 \text{ g BOD}_5/\text{dag}$.

Voor de berekening van de belasting op het oppervlaktewater met betrekking tot de stikstofcomponenten is de berekening enigszins gekompliceerder vanwege de omzetting die bij deze vorm van zuivering plaatsvindt.

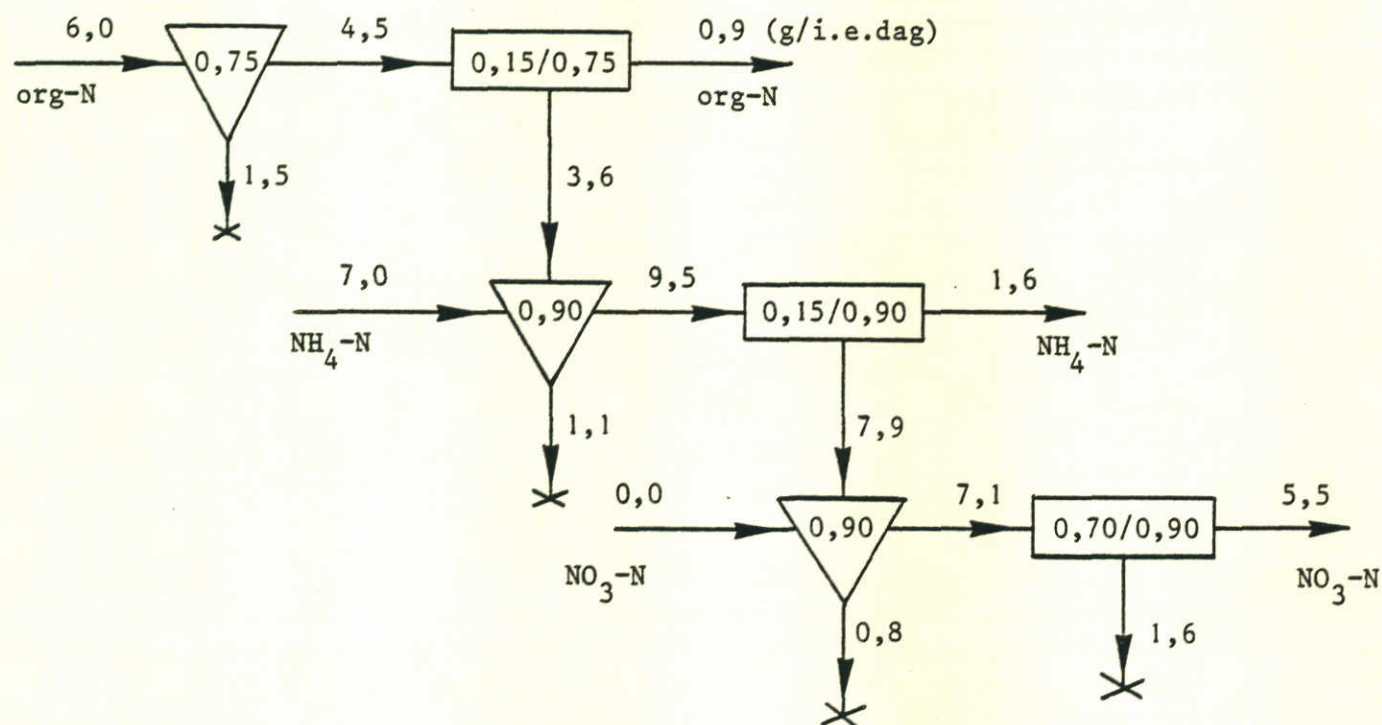
Deze omzetting is schematisch benaderd door een aaneenschakeling van zuivering van organisch-N, ammonium-N en nitraat-N. Bij de berekening van de omzetting van organisch-N in ammonium-N en van ammonium-N in nitraat-N is rekening gehouden met de verwijdering van de componenten bij de voor- en nabezinking. De verwijdering van de stikstofcomponenten bij de bezinking is gelijkgesteld aan de verwijdering die plaatsvindt bij mechanische zuivering.

In figuur 4.2 is een schematisch overzicht gegeven van de verwijdering en omzetting van de stikstofcomponenten bij biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater.

Het ongezuiverde afvalwater bevat 6 g org-N/i.e. dag die door de zuiveringsinstallatie wordt gereduceerd tot $0,15 \times 6 = 0,9 \text{ g org-N/i.e. dag}$. Het gedeelte van het organisch-N dat in het biologisch deel van de installatie wordt omgezet tot ammonium bedraagt $(1 - 0,15/0,75) \times (0,75 \times 6) = 3,6 \text{ g NH}_4\text{-N/i.e. dag}$. Het ongezuiverde afvalwater bevat 7 g NH₄-N/i.e. dag, die tezamen met de geammonificeerde hoeveelheid organisch-N wordt gereduceerd tot $0,15 \times (7 + 3,6) = 1,6 \text{ g NH}_4\text{-N/i.e.dag}$.

Het gedeelte van de ammonium dat in het biologische deel van de installatie wordt omgezet tot nitraat bedraagt $(1 - 0,15/0,90) \times (0,90 \times 10,6) = 7,9 \text{ g NO}_3\text{-N/i.e. dag}$.

Aangezien het ongezuiverd huishoudelijk afvalwater geen nitraat bevat wordt alleen de genitrificeerde hoeveelheid ammonium in de installatie gereduceerd tot $0,70 \times (0 + 7,9) = 5,5 \text{ g NO}_3\text{-N/i.e. dag}$.



Figuur 4.1 Schematisch overzicht van de berekening van de verwijdering en omzetting van stikstofcomponenten bij biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater (g/i.e. dag)

Samenvattend vinden bij biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater de volgende veranderingen plaats met betrekking tot de stikstofverbindingen.

stof	afvalwaterproductie (g/i.e. dag)	belasting oppervlaktewater (g/i.e. dag)
org-N	6	0,9
NH ₄ -N	7	1,6
NO ₃ -N	0	5,5
tot-N	13	8,0

Uit deze resultaten kan worden afgeleid dat de overall reductiefactor voor Kjeldahl-stikstof (org.+NH₄-N) voor huishoudelijk afvalwater gelijk is aan 0,20 en de overall reductiefactor voor totaal-stikstof gelijk is aan 0,62. Deze waarden komen overeen met de gegevens zoals door het RIZA zijn aangeleverd.

Ook met betrekking tot de zuiveringsreduktiefactoren dient te worden opgemerkt dat deze gemiddelde waarden betreffen. Afwijkingen per zuiveringsinstallatie en schommelingen in het rendement van de installatie zijn buiten beschouwing gelaten. Om vergelijkbare redenen als bij de beschouwing van de hoeveelheid afvalwater die wordt geproduceerd (par. 4.3), kan worden beargumenteerd dat een zekere afvlakking van deze afwijkingen zal plaatsvinden, gezien het grote aantal zuiveringsinstallaties.

4.5 Totale belasting door puntlozingen in 1973, 1977 en 1985

Zoals reeds is opgemerkt in paragraaf 4.2 zijn er sinds 1973 een groot aantal zuiveringsinstallaties gebouwd en is voor 1985 gepland dat nagenoeg alle puntlozingen in het stroomgebied van de Rijn biologisch zullen worden gezuiverd. Deze zuivering richt zich evenwel voornamelijk op de reducering van zuurstofverbruikende stoffen zoals BOD₅, COD, org-N en NH₄-N terwijl de invloed van zuivering voor NO₃-N en PO₄-P over het algemeen beperkt is.

Met behulp van de in de paragrafen 4.3 en 4.4 genoemde lozingshoeveelheden per i.e. en de zuiveringsreduktiefactoren is voor alle gemodelleerde stoffen de netto belasting op de Rijn berekend met behulp van het computermodel EMIS.

Een overzicht van de berekeningsresultaten voor 1973, 1977 en 1985 is opgenomen in de figuren 4.4 t/m 4.12.

In de figuren 4.2 en 4.3 is ter illustratie de ontwikkeling van afvalproductie, zuivering en herkomst (i.e.-basis) opgenomen.

Uit de berekende netto belasting per stof (fig. 4.4 t/m 4.12) kan worden afgeleid dat een duidelijke afname van de netto belasting is berekend voor BOD₅, COD, org-N en NH₄-N. Voor totaal-N en de fosforkomponenten zijn de veranderingen marginaal, terwijl voor NO₃-N een duidelijke toename is berekend. In deze figuren is benevens het (verwachte) verloop van de netto belasting over de betreffende periode tevens een onderverdeling aangebracht volgens de herkomst van de belasting opgesplitst in de 4 hoofdkategorieën, te weten industrieel (chemisch, papier + celstof, overige) en huishoudelijk afvalwater. Uit de figuren 4.4 en 4.5 kan worden afgeleid dat de reductie van de netto belasting van zuurstofbindende stoffen voor een belangrijk deel het gevolg is van de sanering van het afvalwater van de chemische industrie. Hieraan levert de in 1975 voltooide sanering van de BASF-fabrieken een belangrijke bijdrage. De figuren 4.6 t/m 4.12 illustreren het geringe aandeel van de papier- en celstofindustrie aan de nutriëntenbelasting.

Uit figuur 4.8 is af te leiden dat de sterke stijging in de nitraatbelasting voor een belangrijk deel is toe te schrijven aan de sanering (zuivering) van stedelijke (huishoudelijk + overige industrieën) lozingen.

Dat de stijging van het nitraatgehalte voornamelijk het gevolg is van de oxidatie van Kjeldahl-stikstof kan worden afgeleid uit de nagenoeg konstante stikstofbelasting (fig. 4.9). Uit figuur 4.11 blijkt dat de stijging van de ortho-fosfaatbelasting voornamelijk een gevolg is van de toename van de huishoudelijke belasting. Dit effect komt tevens naar voren bij een beschouwing van de totaal-P belasting (fig. 4.12).

Opgemerkt dient te worden dat de stijging van de ortho-P en totaal-P belasting zich beduidend sterker zou manifesteren indien de invloed van zuivering over de betreffende periode ongewijzigd zou blijven. Teneinde de effecten van zuivering nader aan te geven is in tabel 4.13 zowel de afvalwaterproduktie, netto belasting, als de uit de verhouding van deze grootheden af te leiden "overall zuiveringsreduktiefactor" opgenomen voor iedere gemodelleerde stof. Uit de reductiefactoren is af te leiden dat voor alle stoffen de invloed van zuivering aanmerkelijk toeneemt over de betreffende periode.

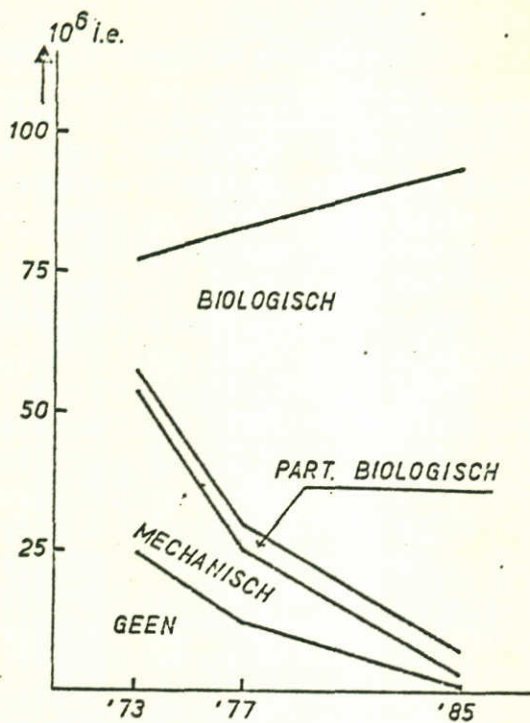


Fig. 4.2 Ontwikkeling van de afvalwaterproduktie en zuivering in het gemodelleerde deel van de Rijn (i.e.-basis)

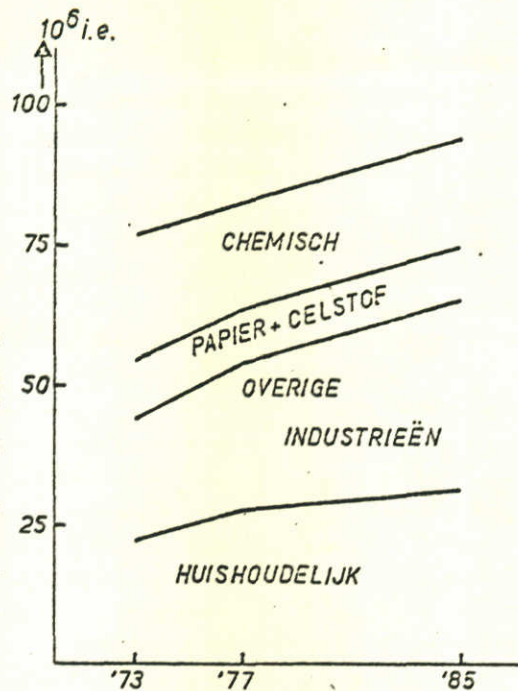


Fig. 4.3 Herkomst afvalwaterproduktie in het gemodelleerde deel van de Rijn (i.e.-basis)

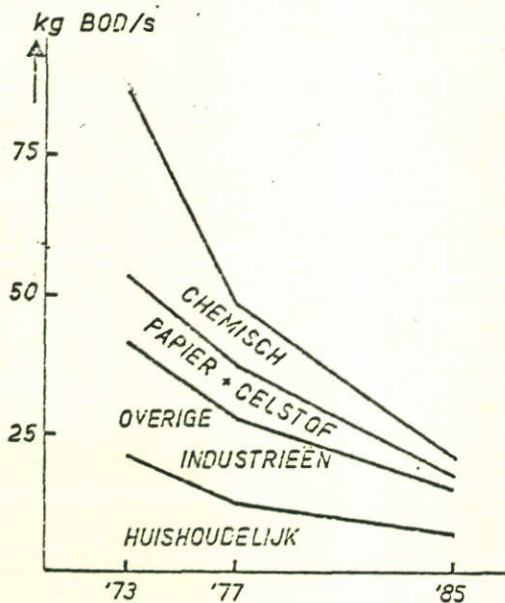


Fig. 4.4 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (BOD₅)

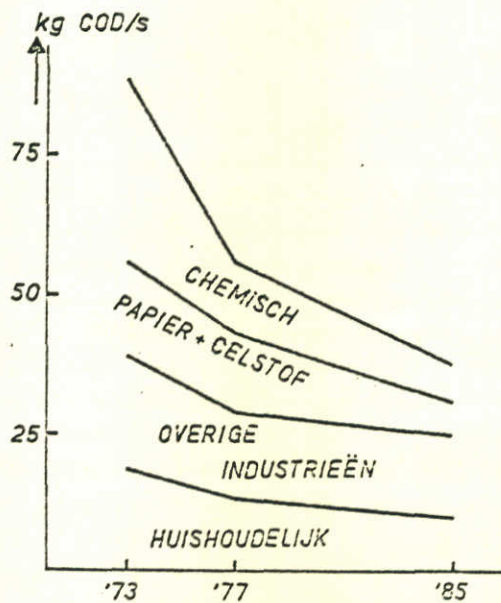


Fig. 4.5 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (COD)

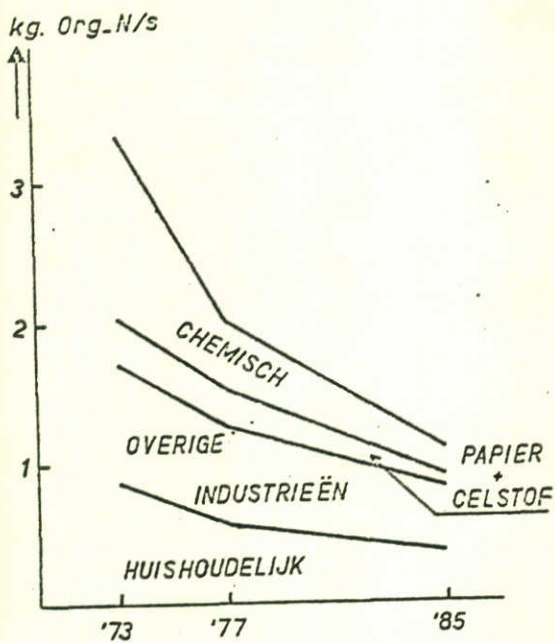


Fig. 4.6 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (org-N)

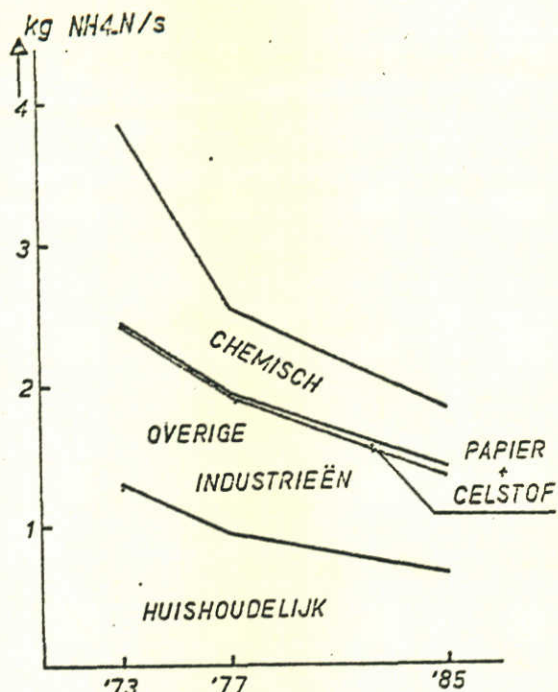


Fig. 4.7 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn ($\text{NH}_4\text{-N}$)

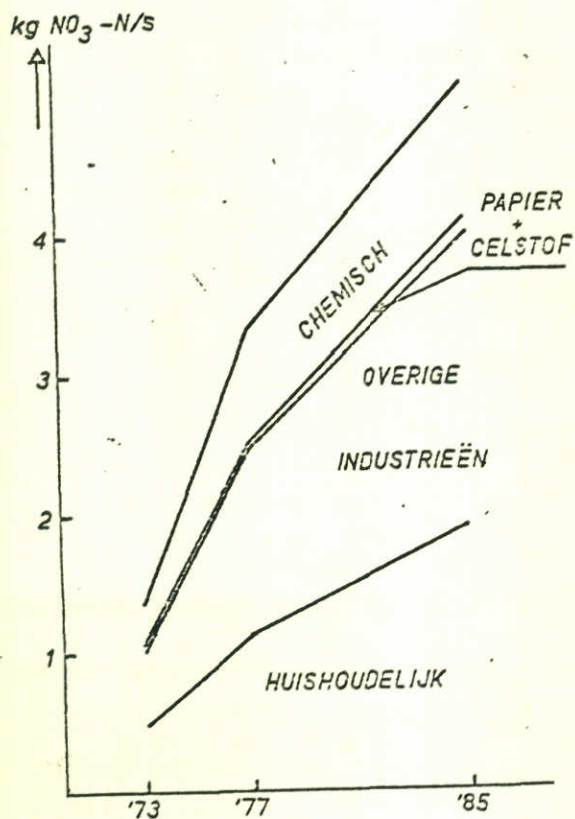


Fig. 4.8 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn ($\text{NO}_3\text{-N}$)

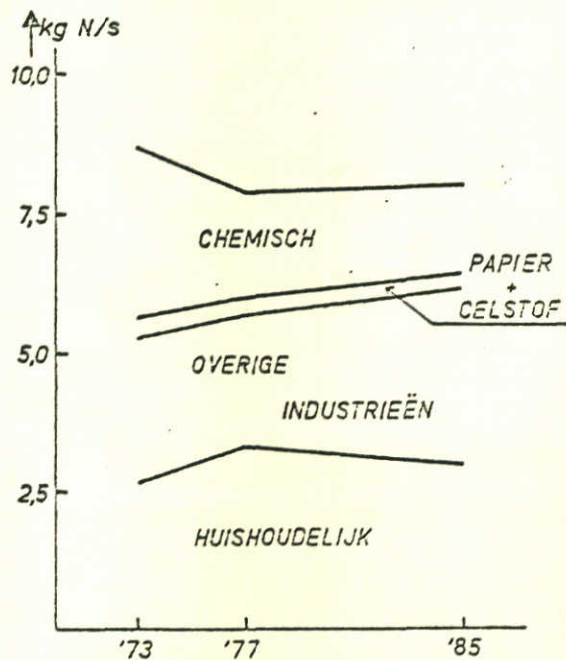


Fig. 4.9 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (tot-N)

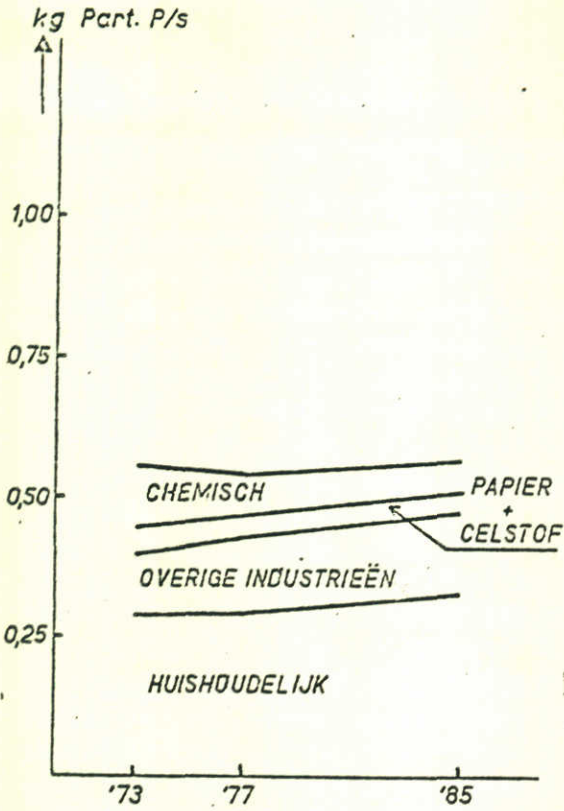


Fig. 4.10 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (part-P)

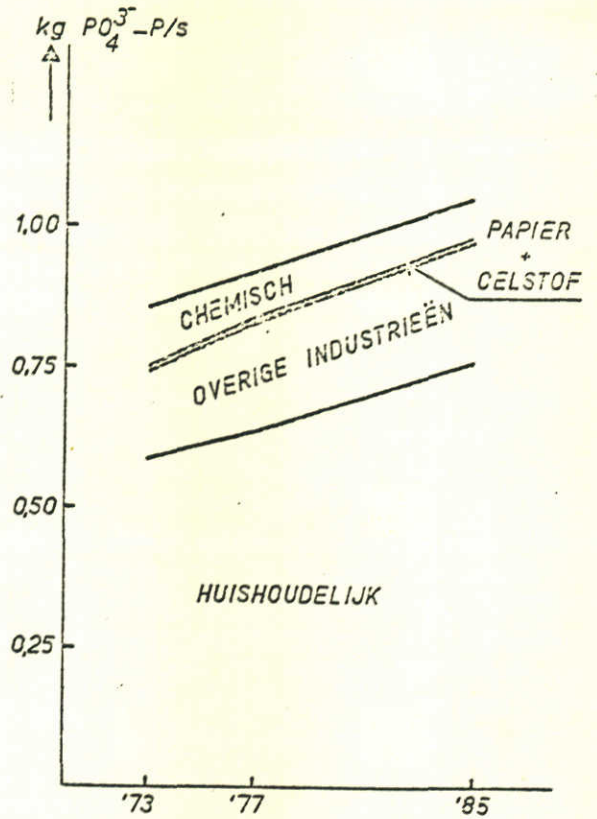


Fig. 4.11 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (ortho-P)

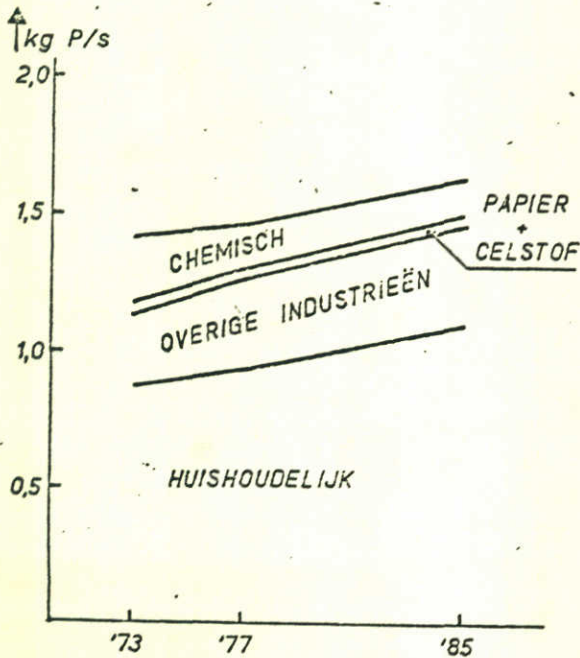


Fig. 4.12 Herkomst netto belasting van het gemodelleerde deel van de Rijn (tot-P)

jaar	I.E. 10 ⁶	BOD ₅ kg/s	COD kg/s	O-N kg/s	NH ₄ -N kg/s	NO ₃ -N kg/s	t-N kg/s	o-P kg/s	P-P kg/s	t-P kg/s	
1973	76,9	53,3	125,6	5,10	4,86	0,29	10,3	0,92	0,71	1,63	produktie
		34,3	86,9	3,36	3,82	1,35	8,5	0,85	0,56	1,41	netto belasting
		(.64)	(.69)	(.66)	(.79)	(-)	(.33)	(.92)	(.79)	(.87)	'overall zuiveringsreduktie- faktor'
1977	82,9	57,3	132,9	5,53	5,40	0,24	11,2	1,04	0,79	1,83	produktie
		19,3	56,6	2,00	2,54	3,34	7,9	0,92	0,54	1,45	netto belasting
		(.34)	(.43)	(.36)	(.47)	(-)	(.71)	(.88)	(.68)	(.79)	'overall zuiveringsreduktie- faktor'
1985	93,6	64,8	148,1	6,27	6,19	0,24	12,7	1,24	0,92	2,16	produktie
		8,3	35,0	1,11	1,82	5,08	8,0	1,06	0,56	1,62	netto belasting
		(.13)	(.24)	(.18)	(.29)	(-)	(.63)	(.85)	(.61)	(.75)	'overall zuiveringsreduktie- faktor'

Tabel 4.13 Berekende bruto en netto belasting en 'overall zuiveringsreduktiefaktor' van de Rijn voor de gemiddelde stoffen

4.6 Nadere beschouwing grote lozers (> 1 M i.e.)

Uit de lozingsinventarisaties (par. 4.2) is gebleken dat een beperkt aantal grote lozingen en grote zijrivieren ca. 75% van de totale afvalwaterproduktie (i.e.-basis) vertegenwoordigt. In het kader van een nadere kwantificering van de lozingsgegevens is nagegaan in hoeverre de belasting van deze grote lozer meer rechtstreeks zou kunnen worden bepaald dan de in paragraaf 4.5 gehanteerde berekeningsmethode op basis van afvalwaterproduktie (i.e.) en zuiverings-aard. Hiertoe zijn de volgende mogelijkheden verder onderzocht:

1. balansstudies
2. interpretatie Fliessende Welle-onderzoek
3. literatuuronderzoek

ad 1

Indien een grote lozer zich bevindt tussen twee meetstations in de Rijn waar de waterkwaliteit routinematig wordt bepaald (zie par. 3.2), dan lijkt het mogelijk om door middel van een balansstudie voor het tussen de meetstations gelegen traject, de grootte van de belasting op dit traject te bepalen. Een dergelijk balansstudie zal echter alleen zinvolle resultaten kunnen opleveren indien,

- i. de lozing een significante verandering van de concentraties in de Rijn veroorzaakt
- ii. geen andere belangrijke lozingen of zijrivieren op het betreffende traject uitkomen
- iii. het traject klein genoeg is in verband met de invloed van processen
- iv. het traject groot genoeg is in verband met de menging
- v. de nauwkeurigheid en vergelijkbaarheid van de metingen (immissie-gegevens) voldoende groot is.

Gebleken is dat over het algemeen niet aan deze criteria wordt voldaan, zodat deze methode niet als zodanig is gebruikt. Opgemerkt kan worden dat middels het gebruik van het waterkwaliteitsmodel, waarbij de berekende en gemeten concentratie met elkaar worden vergeleken, een soortgelijke balansstudie kan worden uitgevoerd, waarbij tevens andere lozingen en processen in beschouwing kunnen worden genomen, zodat de punten ii en iii kunnen vervallen.

ad 2

Uit het Fliessende Welle-onderzoek kan worden afgeleid op welke plaatsen een

signifikante toename van de concentratie plaatsvindt. Een dergelijk onderzoek biedt derhalve mogelijkheden voor een over het algemeen kwalitatieve beschouwing van grote lozers. Uit een vergelijk van de op basis van de berekende belasting verwachte toename van de concentratie en de waargenomen concentratieverandering kan een indicatie worden verkregen over de juistheid van de berekende belasting. Hierbij dient echter wel te worden opgemerkt dat een dergelijk onderzoek een momentopname betreft waardoor de waargenomen concentratieverandering niet representatief hoeft te zijn voor de gemiddelde belasting.

In tabel 4.14 is opgenomen op welke plaatsen een significante toename van de concentraties is waargenomen bij het in 1974 uitgevoerde Fliessende Welle-onderzoek (zie bijlage II). Voor een aantal lozingen in evenwel niet eenduidig vast te stellen of de toename veroorzaakt wordt door de betreffende lozing, danwel door lozingen in de direkte omgeving en aan dezelfde oever.

Van de BASF is getracht de resultaten van het Fliessende Welle-onderzoek te gebruiken voor een verifikatie van de berekende belasting voor deze grote lozer.

Uit het onderzoek zijn ter plaatse van de BASF (430 km, linker oever) de volgende concentratietoename af te leiden,

ΔBOD_5	≈ 11	mg/l	
ΔCOD	≈ 16	mg/l	
ΔNH_4	$\approx 1,6$	mg/l	(= 1,4 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$)
ΔNO_2	$\approx 0,07$	mg/l	(= 0,02 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$)
ΔNO_3	≈ 3	mg/l	(= 0,68 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$)
ΔPO_4	$\approx 0,15$	mg/l	(= 0,05 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$)

De IRC-inventarisatie voor 1973 geeft een afvalwaterproduktie van 8,6 M i.e., hetgeen ongezuiverd wordt geloosd. Derhalve is de geloosde BOD_5 -vracht gelijk aan $8,6 * 10^6 / 86400 = 5,9$ kg BOD_5/s .

Aangezien de concentratietoename ca. 11 mg/l bedraagt mengt deze vracht zich met ca. $550 \text{ m}^3/\text{s}$ hetgeen ongeveer 1/3 is van het debiet van de Rijn ter plaatse.

De COD-, NH_4 -, NO_2 - en NO_3 -vrachten kunnen op basis van deze menghoeveelheid eenvoudig worden afgeleid uit de concentratietoename. De resultaten zijn hieronder vermeld tesamen met de in paragraaf 4.5 berekende waarden van de BASF-lozing,

lozing	type lozing	plaats (km/oever)	afvalwaterprod. (10 ⁶ i.e.)*	BOD ₅	COD	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄
Aare	rivier	103 linker	3,2	niet opgenomen in het onderzoek					
Rhone Poulenc	chemisch	198 l	2,7	-	-	-	-	-	-
Cellulose Strassb.	celstof	292 l	1,6	-	-	-	-	-	-
Strassbourg	stedelijk	300 l	2,3	-	-	-	-	-	-
Holtzman	papier	363 rechter	1,0	-	-	-	-	-	-
Neckar	rivier	428 r	4,5	+	+	-	-	+	+
BASF	chemisch	429 l	8,6	+	+	+	+	+	+
Waldhof	papier	432 r	3,0	+	+	-	-	+	+
Schwarzbach	rivier	475 r	1,0**)	-	-	-	-	-	-
Main	rivier	497 r	8,8	+	+	+	-	-	-
Moezel	rivier	595 l	4,6	+	-	-	+	+	-
Köln	stedelijk	696 r	1,4	+	-	+	-	-	+
Bayer, Leverkusen	chemisch	700 r	4,8	+	-	+	-	-	+
Wupper	rivier	703 r	1,4	+	-	+	-	-	+
Bayer, Dorn.	chemisch	711 l	1,7**)	+	+	+	-	-	-
Düsseldorf	stedelijk	737 r	1,3**)	-	-	-	-	-	-
Düsseldorf	stedelijk	752 l	1,0**)	-	-	-	-	-	-
Krefeld	stedelijk	766 l	1,0**)	-	-	-	-	-	-
Bayer, Kref.	chemisch	766 l	2,0	-	-	-	-	-	-
Ruhr	rivier	780 r	1,3	-	-	-	-	-	-
Emscher	rivier	798 r	3,7	-	-	+	-	-	-
Lippe	rivier	815 r	1,4	-	-	-	+	-	-

*) 1973 + waargenomen toename ter plaatse van de betreffende lozing

***) 1977

Tabel 4.14 Overzicht van waargenomen lozingsinvloeden bij het Fliessende Welle-onderzoek 1974

berekend uit Fliessende Welle

berekend volgens paragraaf 4.5

BOD ₅	5,9 kg/s	5,9 kg/s	
COD	8,8 kg/s	14,7 kg/s	
NH ₄ -N		0,77 kg/s	0,59 kg/s
NO ₂ -N		0,01 kg/s	0 kg/s
NO ₃ -N		0,37 kg/s	0,10 kg/s
PO ₄ -P		< 0,03 kg/s	0,05 kg/s

Bij het vergelijk van de afgeleide lozingsvrachten dient men zich te realiseren dat het Fliessende Welle-onderzoek een momentopname betreft waardoor het vergelijk met de volgens paragraaf 4.5 berekende gemiddelde lozingsvrachten kan worden verstoord.

ad 3

Het ligt voor de hand dat publikaties omtrent de genoemde industriële lozingen over het algemeen niet ter beschikking staan.

Een belangrijke uitzondering betreft echter de grootste industriële lozer BASF, waarvoor eind 1974, middels interne saneringsmaatregelen en de bouw van een zuiveringsinstallatie, de netto belasting aanzienlijk is gereduceerd. Naar aanleiding hiervan zijn enkele publikaties verschenen, waaruit gegevens zijn af te leiden van het effluent vóór en na zuivering [27], [28], [29].

In bijlage II zijn enkele figuren en tabellen uit de bovennoemde referenties overgenomen. Uit deze gegevens zijn de onderstaande belastingen berekend vóór en na de genomen saneringsmaatregelen.

	vóór sanering		na sanering		
BOD ₅	5,8	(5,9)	0,15	(0,43)	kg/s
COD	10,5	(14,7)	1,7	(2,1)	kg/s
org-N	?	(0,59)	?	(0,06)	kg/s
NH ₄ -N	0,91	(0,59)	0,63	(0,10)	kg/s
NO ₃ -N	0,30	(0,10)	0,01	(0,41)	kg/s
part-P	?	(0,05)	?	(0,02)	kg/s
PO ₄ ³⁻ -P	0,01	(0,05)	0,00	(0,03)	kg/s

() berekend op i.e.-basis (par. 4.5)

Uit dit overzicht kan worden afgeleid dat de zuivering van BOD, COD en NO_3 efficiënter is dan uit de berekening naar voren komt. Dit is voornamelijk een gevolg van de 3e-trapszuivering (denitrifikatie) die niet in de berekening is betrokken. Uit referentie [29] blijkt dat de reductie van NH_4 minder efficiënt is dan op basis van het ontwerp van de zuiveringsinstallatie was verwacht. Extra maatregelen zijn gepland om de ammoniumreductie te verbeteren.

Uit dit vergelijk blijkt dat het gebruik van de op i.e.-basis berekende emissie-gegevens (par. 4.5) met de nodige restricties en voorbehoudens dient te geschieden. Dit geldt vooral voor de berekening van de belasting van de industriële lozers.

Andere informatie over lozingshoeveelheden van industriële lozers is slechts in beperkte mate beschikbaar gekomen, en heeft voornamelijk betrekking op de belasting van BOD_5 en COD.

4.7 Belasting ten gevolge van diffuse bronnen (samenvatting)

Benevens de belasting van de in de paragrafen 4.2 t/m 4.5 genoemde puntlozingen dient tevens rekening te worden gehouden met de belasting vanuit diffuse bronnen. Hieronder wordt verstaan de min of meer natuurlijke belasting op de Rijn als gevolg van de uitspoelingsverschijnselen. Aangezien de uitspoeling van nutriënten nauw gerelateerd is aan de hoeveelheid water die uit een bepaald gebied afstroomt, de hoeveelheid erosie (zwevend stof) en de aard en het gebruik van de grond dienen deze aspecten in de beschouwing te worden betrokken.

Op basis van een literatuurstudie en een nadere beschouwing van het gedrag van de belasting via niet (of slechts in geringe mate) door puntlozingen vervuilde zijrivieren is de omvang van de belasting ten gevolge van diffuse bronnen gekwantificeerd. Zoals genoemd in de inleiding is dit onderzoek afzonderlijk gerapporteerd, zodat in deze paragraaf wordt volstaan met een samenvatting van het rapport R1056-V/S321-V.

Het rapport bestaat uit de delen hydrologie, zwevende stof, fosfor en stikstof.

Wat betreft de hydrologie is onderscheid gemaakt tussen regenval, toestroming over het bodemoppervlak, toestroming door de bovenste bodemlaag en grondwater-toestroming.

Regenval en gehalten aan stoffen in regen is slechts beschouwd voorzover de regen op de bodem valt en bron is voor de andere vormen van toestroming.

Toestroming over het bodemoppervlak wordt voor de niet-stedelijke gebieden in West-Europa als een slechts zeer incidenteel voorkomend verschijnsel gezien. In het Duits-Franse deel van het stroomgebied van de Rijn wordt de meeste diffuse toestroming geacht door de bovenste bodemlaag plaats te vinden (zgn. "sub-surface flow" of "inter-flow"). Voor de direkte toestroming tot de Rijn, anders dan via de grote zijrivieren, is een langjarig gemiddelde per traject geschat.

De zwevende stofvracht uit het stroomgebied van de Rijn is met ca. 20 ton/km² lager dan die van vele grote rivieren in de wereld. Dit kan verklaard worden door het feit dat het stroomgebied al eeuwen in cultuur is, waarbij diverse maatregelen ter voorkoming van erosie genomen zijn, terwijl tevens delen van het rivierstelsel gestuwd zijn.

Uit de gehalten bij Lobith wordt de indruk gewekt dat voor niet te hoge debieten het zwevende stoftransport bestaat uit een gehalte van ca. 26 mg/l en daarbij gevoegd een vracht van ca. 35 kg/s. Bij debieten van 1500 à 5000 m³/s is een stijging van het gehalte tot 100 mg/l waarneembaar. Houden de hoge debieten aan dan komen gehalten tot 300 mg/l voor. Deze hoge gehalten bij hoge debieten geven aanleiding tot piekvrachten, die in zeer korte tijd ca. 25% van de jaarlijkse zwevend stofvracht kunnen belopen. Er is uit de beschikbare gegevens geen verband aan te geven tussen de lengte van de periode met lagere vrachten en de hoogte van de piekvrachten. Verschillen in oorzaken van de hoge debieten (smeltende sneeuw in Zwitserland, dan wel hevige regenval in Duitsland) kunnen mede een rol spelen.

Resumerend mag worden verwacht dat van zwevend stofgehalte te Lobith een gemiddeld gehalte van 26 mg/l, bij hogere debieten oplopend tot 100 à 300 mg/l, afkomstig is van de belasting van diffuse bronnen. Een debietonafhankelijke vracht van ca. 35 kg/s (overeenkomend met ca. 15 mg/l bij gemiddeld debiet is mogelijk afkomstig van puntlozingen.

Het ortho-fosfaatgehalte van water afkomstig uit bosgebied en nog niet in cultuur gebrachte grond bedraagt ca. 0,05 mg/l, terwijl voor kultuurgrond gehalten van 0,10 mg/l verwacht mogen worden, eventueel oplopend tot 0,15 à 0,20 mg/l voor intensieve bebouwing en bemesting.

De vracht partikulair fosfor is nauw verbonden met de herkomst van het betreffende zwevende stof. In het vrachtbestanddeel van ca. 35 kg zwevend stof/s bedraagt het partikulair fosforgehalte 1 à 2% (10 à 20 g P/kg zwevend stof),

terwijl in het concentratiebestanddeel van 26 mg zwevend stof/l een partikulair fosforgehalte 3 à 4 g P/kg zwevend stof verwacht mag worden. Bij piekdebieten kan deze komponent verminderen tot een gehalte van 1,5 à 2,5 g P/kg zwevend stof.

Resumerend kan een ortho-fosfaatgehalte van 0,05 mg/l voor natuurgebied tot 0,10 mg P/l voor kultuurgrond in het diffuus toestromende water worden verwacht.

Van het partikulair-P gehalte te Lobith zal ca. 0,10 mg P/l het gevolg zijn van diffuse bronnen. Bij hogere debieten kan dit oplopen tot 0,20 mg P/l of zelfs 0,4 à 0,5 mg P/l bij aanhoudend hoog debiet.

Aan stikstof mag voor natuurlijke gebieden een gehalte worden verwacht van 0,05 à 0,10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ en 0,5 à 1,0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ alsmede een gedeelte van 0,25 mg N/l aan organische en partikulair N in de winterperiode. Hierbij dient een vracht van ca. 0,5 kg N/km²/dag aan Kjeldahl-N en ca. 1 kg $\text{NO}_3\text{-N/km}^2\text{/dag}$, 's winters, te worden opgeteld.

Voor stedelijke en agrarische gebieden kunnen twee tot vier maal zo hoog gehalten en vrachten voorkomen.

In het groeiseizoen zal de diffuse toestroming van stikstof tot minder dan de helft van die in de winter dalen. Voor bosgrond resulteert dit in een opbrengst aan ca. 600 kg/km²/jaar aan totaal N en voor kultuurgrond in 1200 à 2500 kg N/km²/jaar.

Er moet in beschouwing genomen worden dat het debiet van het Duits-Franse deel afkomstig, 's winters ca. 600 m³/km²/dag bedraagt en 's zomers ca. 300 m³/km²/dag. Dan ontstaan bij deze gemiddelde afstromingen diffuse gehalten van 2,0 à 2,5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$'s winters voor natuurgebied en ca. 1,0 mg Kjeldahl N/l. Voor kultuurgebied is dit 4,0 à 8,0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ en 2,0 à 3,0 mg Kjeldahl N/l 's winters.

In de zomer ontstaan dan gehalten van ca. 1,5 à 2,0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ en 0,5 à 0,8 mg Kjeldahl N/l voor natuurgebieden en 2 à 3 maal zoveel voor cultuurgebieden. In stroomgebieden, waar de verblijftijd in de bodem en beken en eventuele stuwmeertjes groter is zal een verschuiving naar de nitraatkomponent optreden.

Samenvattend mag gesteld worden dat de diffuse bronnen in Europa een veel minder aan sedimenttransport gekoppeld karakter hebben dan bijvoorbeeld in de Verenigde-Staten. De door onderzoekers gevonden gehalten en opbrengsten per

stroomgebiedje verschillen zeer sterk en lenen zich slechts tot het zeer globaal aangeven van een tendens en een orde van grootte van de belasting.

Voor die situaties, waar de schatting van het gehalte van de diffuse toestroming een grote rol speelt, verdient het aanbeveling door metingen ter plaatse een bevestiging van de schatting te krijgen.

Tevens kan bij de kalibratie van het waterkwaliteitsmodel middels een aanpassing van de belasting van de diffuse bronnen binnen de gevonden ranges, mogelijk een meer specifieke waarde per stroomgebied worden bepaald.

5 Databestanden en verwerkingsprogrammatuur

In het kader van het projekt is een groot aantal gegevens verzameld waarvan het merendeel is opgenomen in computerbestanden. Verwerkingsprogrammatuur is ontwikkeld teneinde de gegevens uit de bestanden te kunnen selekteren en de betreffende gegevens zodanig te kunnen bewerken dat deze voor invoer van het waterkwaliteitsmodel kunnen worden gebruikt. In figuur 5.1 is een overzicht gegeven van de samenhang van datafiles, verwerkingsprogrammatuur en het waterkwaliteitsmodel MODQUAL. De gegevens die als basis voor de berekeningen ter beschikking staan zijn opgenomen in de volgende datafiles.

AFVOER-DATA	(debietgegevens op maandgemiddelde basis)
EMIS-DATA	(emissiegegevens op i.e.-basis, IRC)
WAKWAL-DATA	(immissiegegevens van de Nederlandse meetstations)
IMMIS-DATA	(immissiegegevens van de Duitse meetstations)

Een overzicht van de gegevens zoals die zijn opgenomen in de datafiles is in een afzonderlijke bijlage gepresenteerd. Van deze bijlage is slechts een beperkt aantal exemplaren verspreid onder de aan de projektgroep deelnemende instituten. De inhoudsopgave van deze bijlage is opgenomen in bijlage VI.

Hoewel in het rapport R1056-VII/S321-VI de algehele modelopzet nader zal worden toegelicht zal hieronder een kort overzicht worden gegeven van de verwerkingsprogrammatuur voor de betreffende datafiles.

Met het submodel AFVOER wordt uit de verzamelde maandgemiddelde afvoergegevens van diverse meetstations in het stroomgebied van de Rijn een volumebalans opgesteld. Uitgangspunten bij dit model zijn dat de diffuse afstroming op de Rijn wordt gekwantificeerd op basis van de afvoeren van de zijrivieren en de afvoeren te Lobith, Kaub en Basel. Een verdeling van de diffuse toestroming over de modeltrajekten vindt plaats op basis van de onderlinge verhouding van het afstromingsoppervlak (zie par. 2.6).

De uitvoer van het model is zodanig dat een vergelijk tussen gemeten en gesimuleerde afvoer mogelijk is voor die meetstations, die niet bij de berekening zijn betrokken.

Tevens wordt uitvoer aangemaakt, die benevens een specificering van de simulatie-perioden, informatie bevat omtrent de debieten van toestromingen en vertakkingen voor de te simuleren periode.

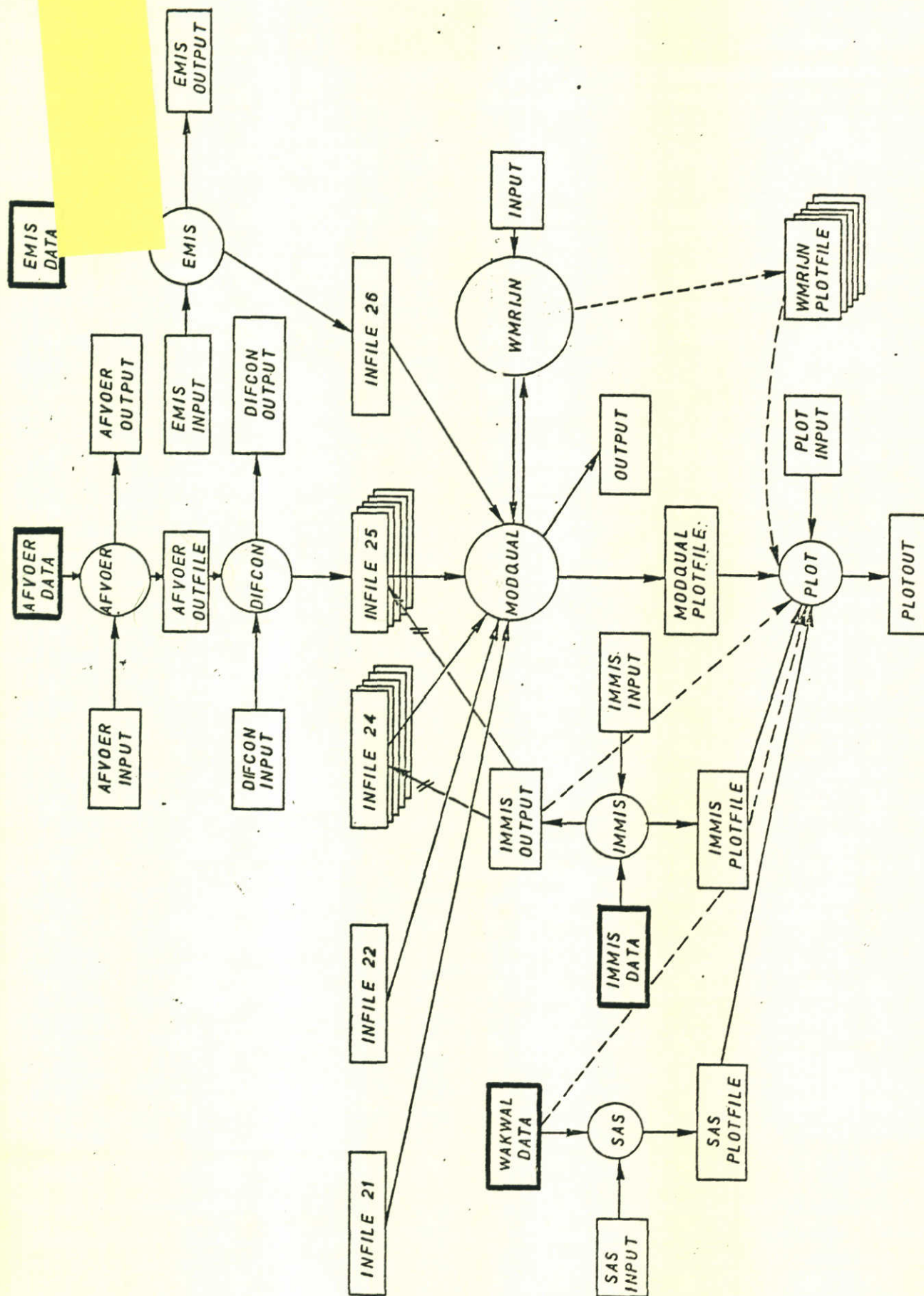


Fig. 5.1 Overzicht datafiles en verwerkingsprogrammatuur in relatie tot het waterkwaliteitsmodel MODQUAL

Met het submodel DIFCON kunnen deze toestromings- en afstromingsgegevens zodanig worden bewerkt dat deze geschikt zijn voor invoer in het waterkwaliteitsmodel MODQUAL. Dit impliceert een verdeling van de toestromingen over de in het model onderscheide toestromingspunten en trajekten. Tevens kan via de sturingsinput van het model een achtergrondkwaliteit aan het toestromende water worden toegekend. Deze concentraties zijn gebaseerd op de studie naar de invloed van diffuse bronnen (par. 4.7). Voor een aantal stoffen bestaat de mogelijkheid om het model rekening te laten houden met seizoenvariatiën. Deze variatiën zijn gebaseerd op een cosinus-vormige verandering van de concentratie over het jaar.

De uitvoer van het model is zodanig dat per simulatie-periode (b.v. per maand) de aldus onstane achtergrondconcentraties te Lobith worden berekend, indien geen omzettingen e.d. door processen zouden plaatsvinden.

Tevens wordt een uitvoerbestand aangemaakt dat direkt geschikt is als een inputonderdeel voor MODQUAL.

Het aandeel van de belasting door puntbronnen wordt op basis van vrachten (g/s) berekend met het model EMIS. Dit model berekent uit de gegevens van de inventarisaties van de Internationale Rijncommissie (IRC) de netto belasting voor ieder traject (par. 4.5). Voor iedere geïnventariseerde lozing wordt de netto belasting berekend voor de gemodelleerde stoffen op basis van de hoeveelheid afvalwaterproduktie (i.e.'s), de aard van de lozing (huishoudelijk, industrieel) en de aard van de zuivering (mechanisch, biologisch). Vervolgens vindt een sommatie per traject plaats voor de lozingen, die niet als puntbelasting in het model zijn opgenomen. Indien gewenst, bevat de uitvoer van het model informatie over de belasting van iedere geïnventariseerde puntbron voor de verschillende gemodelleerde stoffen. Tevens is in de uitvoer opgenomen de totale belasting in het gemodelleerde deel van het stroomgebied van de Rijn.

Het model maakt verder een output-file aan, die direkt geschikt is als een input-onderdeel voor MODQUAL. Deze output-file bevat zowel de belasting per traject, per bovenstroomse begrenzing, als per puntbelasting.

De sturing van het model EMIS geschiedt door het toekennen van belastingshoeveelheden per i.e. per dag waarbij onderscheid kan worden gemaakt met betrekking tot de herkomst van de belasting te weten huishoudelijk of industrieel (par. 4.3). De mogelijkheid bestaat om de belasting voor een 14-tal industrieën te specificeren. Tevens kan voor de lozingen bovenstrooms van Lobith een andere belastingshoeveelheid per i.e. worden opgegeven.

De invloed van zuivering kan worden onderscheiden voor een 4-tal typen van zuivering. Voor de invloed van de zuivering op de stikstofcomponenten is rekening gehouden met de eventuele omzetting van org-N in $\text{NH}_4\text{-N}$ en tenslotte in $\text{NO}_3\text{-N}$ (zie par. 4.4).

Naast de reeds genoemde invoerbestanden die door de submodellen DIFCON en EMIS worden aangemaakt; (respectievelijk infile 25 en infile 26) zijn er voor MODQUAL drie invoerbestanden nodig, die informatie bevatten omtrent sturing van het model (infile 21), hydraulische karakteristieken en procesparameters (infile 22), alsmede temperatuur en begincondities (infile 24).

De output, die door MODQUAL wordt aangemaakt, bestaat uit een print-output en een plotfile, die geschikt is voor het maken van plotjes waarbij de concentratie over de afstand van de rivier wordt uitgezet.

Met het submodel WMRIJN is het mogelijk de invoerbestanden zodanig te manipuleren dat op een eenvoudige wijze meerdere berekeningen met MODQUAL kunnen worden uitgevoerd. De resultaten van de verschillende berekeningen kunnen per gekozen lokatie worden samengevoegd en opgeslagen in afzonderlijke datafiles. Het programma is daardoor in het bijzonder geschikt voor toepassingen in kalibratieprocedures, gevoeligheidsanalyses en semi-dynamische berekeningen (b.v. maandgemiddelden).

Het statistisch programmapakket SAS en het submodel IMMIS worden gebruikt voor data-manipulaties met betrekking tot de gemeten concentraties. De uitvoer van deze modellen zijn geschikt voor het maken van computerplots met het programma PLOT, waarbij de berekende waterkwaliteit kan worden vergeleken met de gemeten concentraties.

6 Konklusies en diskussie

Bij de verzameling van gegevens als basis voor het waterkwaliteitsmodel Rijn is gebleken dat vanaf 1970 zeer veel metingen en inventarisaties zijn verricht. Slechts een gedeelte van deze gegevens is zodanig opgeslagen c.q. gepubliceerd dat ze voor het waterkwaliteitsmodel konden worden gebruikt. Tevens is gebleken dat een groot aantal gegevens onderling niet vergelijkbaar is, waardoor het nagenoeg onmogelijk is de hardheid van de gegevens af te schatten.

Uitgesplitst per categorie verzamelde gegevens kan het volgende worden opgemerkt;

hydrologische gegevens

De tijdens het projekt verschenen monografie van de Rijn [1] is, uit een oogpunt van een inventarisatie van de hydrologische gegevens, een zeer waardevolle gegevensbron. Uit een oogpunt van modellering dient echter te worden opgemerkt dat bij het samenstellen van de monografie onvoldoende aandacht is besteed aan de onderlinge vergelijkbaarheid van de verschillende gegevens. Dit geldt met name voor de debietgegevens van de verschillende afvoermeetstations, waardoor het opstellen van een volumebalans voor de Rijn wordt bemoeilijkt. Tevens is de monografie onvolledig met betrekking tot de geometrische gegevens van het rivierbed in combinatie met Q-h-krommen. Een nauwkeurige bepaling van de gemiddelde stroomsnelheid en diepte van een riviertrajekt bij een bepaalde afvoer is daardoor niet mogelijk.

Mede dankzij initiatieven van de direktie Waterhuishouding en Waterbeweging zijn de belangrijkste hydrologische gegevens tijdig voor het waterkwaliteitsmodel beschikbaar gekomen. De nauwkeurigheid van de voor het model van belang zijnde hydraulische gegevens en de afvoergegevens zou echter aanmerkelijk kunnen worden verbeterd indien de gegevens verder worden gekompleteerd. Tevens wordt aanbevolen in de toekomst meer aandacht te besteden aan de hydraulische karakteristieken (stroomsnelheid, diepte) van de verschillende riviertrajekten als functie van het doorstromend debiet. Een onderzoek naar de oneigenlijke verschillen tussen de afvoerstations lijkt noodzakelijk voor een nauwkeurige analyse van de herkomst en beschikbaarheid van Rijnwater.

immissie-gegevens

De waterkwaliteit van de Rijn en zijrivieren wordt op vele plaatsen gemeten. Toch laat het bemonsteringsprogramma in Duitsland veel te wensen over als het gaat om het parameterpakket en de meetfrequentie, met name ontbreken gegevens omtrent organisch stikstof en algen. Een onderling vergelijk tussen de verschillende meetstations wordt bemoeilijkt door verschillen in meettijdstip, inhomogeniteiten over de dwarsdoorsnede van de rivier en analysemethode. Hierbij kan bijvoorbeeld worden genoemd het verschil in analysemethode tussen de IRC-meetpunten en de drinkwaterleidingbedrijven. Hoewel het parameterpakket en de meetfrequentie van het drinkwatermeetnet vrij volledig is kan, in verband met de analyse van de monsters na filtratie, slechts een beperkt deel van de metingen worden gebruikt voor een vergelijk met de berekeningsresultaten van het waterkwaliteitsmodel.

De opbouw van een databestand voor de waterkwaliteitsgegevens is bemoeilijkt door de grote variëteit in presentatie van de meetgegevens. Voor het Nederlandse RIZA-meetnet is dankbaar gebruik gemaakt van het WAKWAL-bestand, dat goede mogelijkheden biedt voor een directe toepassing van de gegevens, bij de kalibratie en verifikatie van het model. De ontwikkeling van de verwerkingsprogrammatuur voor zowel de gegevens van het WAKWAL-bestand als de ingevoerde gegevens uit Duitsland is een essentieel onderdeel van het opgebouwde immissie-bestand.

In het licht van toekomstige meetprogramma's voor de Rijn is een onderzoek naar de onderlinge vergelijkbaarheid van de Duitse en Nederlandse waterkwaliteitsmetingen dringend gewenst.

emissie-gegevens

Een belangrijke informatiebron voor de bepaling van de lozingsgegevens zijn de inventarisaties uitgevoerd onder auspiciën van de IRC [2], [14]. Deze inventarisaties bieden de mogelijkheid voor een afschatting van de netto belasting op de Rijn voor de periode 1973 t/m 1985. Een nauwkeurige kwantificering van de netto belasting is echter niet mogelijk vanwege de niet eenduidige interpretatie van een gebruikte lozingseenheid (i.e.). Met name de onzekerheid in de betekenis van de lozingseenheid voor industriële lozers, zal de nauwkeurigheid waarmee het waterkwaliteitsmodel kan worden toegepast nadelig beïnvloeden.

Uit de inventarisatie is af te leiden dat sinds 1973 een groot aantal zuiveringsinstallaties is gebouwd, terwijl voor 1985 is gepland dat het merendeel van de lozingen biologisch gezuiverd zal zijn. Na voltooiing van de zuive-

ringsmaatregelen zal de invloed van de belasting vanuit diffuse bronnen relatief zijn toegenomen. De kwantificering van deze "achtergrond" belasting is voornamelijk geschied op basis van literatuurgegevens en een nadere beschouwing van de concentraties van niet door puntlozingen vervuilde waterstromen. Hoewel de nauwkeurigheid van de emissie-gegevens beperkt is, mag worden verwacht dat middels de toepassing van het waterkwaliteitsmodel het inzicht in de bijdrage van diverse belastingsbronnen zal worden vergroot.

LITERATUUR

1. Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes, Das Rheingebiet, Hydrologische Monographie, Staatsuitgeverij, Den Haag, 1978.
2. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Langfristiges Arbeitsprogram, Koblenz, 1974.
3. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheins sowie der Mosel/Koblenz, 1970/1977.
4. Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein, chemische, physikalische, biologische und bakteriologische Untersuchungen, Analysenverfahren, 1970/1975.
5. Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V, physikalisch-chemische Untersuchungen, Düsseldorf, 1970/1977.
6. Rijncommissie Waterleidingbedrijven, Jaarverslag (Deel A: de Rijn), Amsterdam, 1972/1977.
7. Rijkswaterstaat, Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, verslag van de resultaten per kwartaal, Lelystad, 1972/1977.
- 8a. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins, Die Verunreinigung des Rheins und seiner wichtigsten Nebenflüsse in Bundesrepublik Deutschland, Untersuchungsergebnisse 1962-1972, 1972.
- 8b. Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rheins. Untersuchungsergebnisse 1973-1975, zahlentafeln und graphische Darstellungen, 1978.
- 8c. Deutsche Kommission zur Reinhaltung des Rheins, Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen, Mainz, 1976/1977.

LITERATUUR (vervolg)

9. Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, Jahresbericht, Amsterdam, 1971/1977.
10. Rijncommissie Waterleidingbedrijven, rapport over het onderzoek naar de kwaliteit van het Rijnwater in de "Fliessende Welle" van Keulen tot Hoek van Holland op 23 en 24 april 1980, Amsterdam, 1980.
11. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, de waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1972-1979, Rijkswaterstaat nr80-032, Lelystad 1980.
12. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins, Die Verunreinigung des Rheins und seiner wichtigsten Nebenflüsse in der Bundesrepublik Deutschland, 1972.
13. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltprobleme des Rheins, Deutscher Bundestag 7/5014, 1976.
14. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Tätigkeitsbericht, Koblenz, 1978.
15. IMHOFF, K.R., Taschenbuch der Stadtentwässerung, München, Wien, 1972.
16. Internationales Städte-Symposium 'Sauberer Rhein', Düsseldorf, 1979.
17. KOOT, A.C.J., Inzameling en transport van rioolwater, Waltman-Delft, 1977.
18. WURHMAN, K., Objective technology and result of nitrogen and phosphorus removal processes, Water Resources Symposium, no. 2, Texas, 1968.
19. FAIR, G.M., et al, Water and Wastewater engineering, vol. 2, Water Purification and Waste-water Treatment and Disposal, New York, 1958.

LITERATUUR (vervolg)

20. GAHSTATTER, J.H., et al, A survey of phosphorus and nitrogen levels in treated municipal wastewater, Journal of Water Pollution Control Federation, April 1978, (p. 718-722).
21. THOMANN, R.W., System Analysis & Water Quality Management, Mc-Graw-Hill Inc., New York, 1972.
22. KOOT, A.C.J., Behandeling van Afvalwater, Waltman-Delft, 1977.
23. VOLLENWEIDER, R.A., Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, O.E.C.D., Paris, 1970.
24. STONE R., Industrial Pollution Control, Volume 2: Technological Strategies, NTIS PB-270 179, April 1977.
25. HELLMANN, H., Gewässerkundliche Untersuchungen über die Dynamik des Umsatzes von Phosphat, Nitrat und Borat im Rhein, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 1977.
26. HAMMER, M.J., Water & Waste-water Technology, Wiley & Sons, Inc., Toronto, 1975.
27. ENGELHARDT, H., System und Leistung der Kläranlage, Gewässerschutz am Rhein, BASF Symposium 1976, BASF Aktiengesellschaft, Ludwigshafen, 1977.
28. ENGELHARDT, H. et al, Abwasserreinigung in der Kläranlage des Werkes Ludwigshafen der BASF Aktiengesellschaft, Vom Wasser, band 47, 1977, (p. 141-153).
29. HANTGE, E., Erfolge bei der Reinhaltung des Rheins i- Rheinland-Pfalz, Wasserwirtschaft 67, 11, 1977 (p. 348-352).

BIJLAGE I

Projectorganisatie (1-1-'78 tot 1-9-'81)

Stuurgroep Waterkwaliteitsmodellen Rijn en Maas

taak: aangeven hoofddoelstelling onderzoek, vaststellen budget, geven van opdrachten voor deelprojecten, verstrekken van informatie over beleid en beheer.

samenstelling: ir. W.H. Barentsen, (tot 1-6-'81) voorzitter, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. K.P. Blumenthal, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging
ir. A.E. Brouwn, (vanaf 1-1-'79) Directie Bovenrivieren
ir. J.H. Jansen, (vanaf 1-6-'81) voorzitter, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. H. de Jong, (tot 1-1-'79) Directie Bovenrivieren
prof. dr. L. Lijklema, Technische Hogeschool Twente
ir. M.E. Pot, (vanaf 16-11-'78) Directie Limburg
ir. J.E. Prins, Waterloopkundig Laboratorium
ir. P. Santema, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
ir. R. Klomp, secretaris, Waterloopkundig Laboratorium

Projectgroep Waterkwaliteitsmodel Rijn

taak: formulering operationele doelstellingen onderzoek, toetsen voortgang, bewaken van budget, coördineren van deelprojecten.

samenstelling: drs. A.A. Beukema, (tot 1-9-'78) Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ing. A.H.J. Dijkzeul, secretaris (vanaf 1-7-'79) Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. J.G. de Graan, (tot 1-10-'80) Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
ir. R. Klomp, voorzitter, Waterloopkundig Laboratorium
dr. H.A.M. de Kruijf, (vanaf 1-10-'80) Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening

BIJLAGE I (vervolg)

ir. J.B.H.J. Linders, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening

ir. H.J. Opdam, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging

ir. M.C.M. van Oirschot, (vanaf 1-7-80) Rijksinstituut voor
Zuivering van Afvalwater

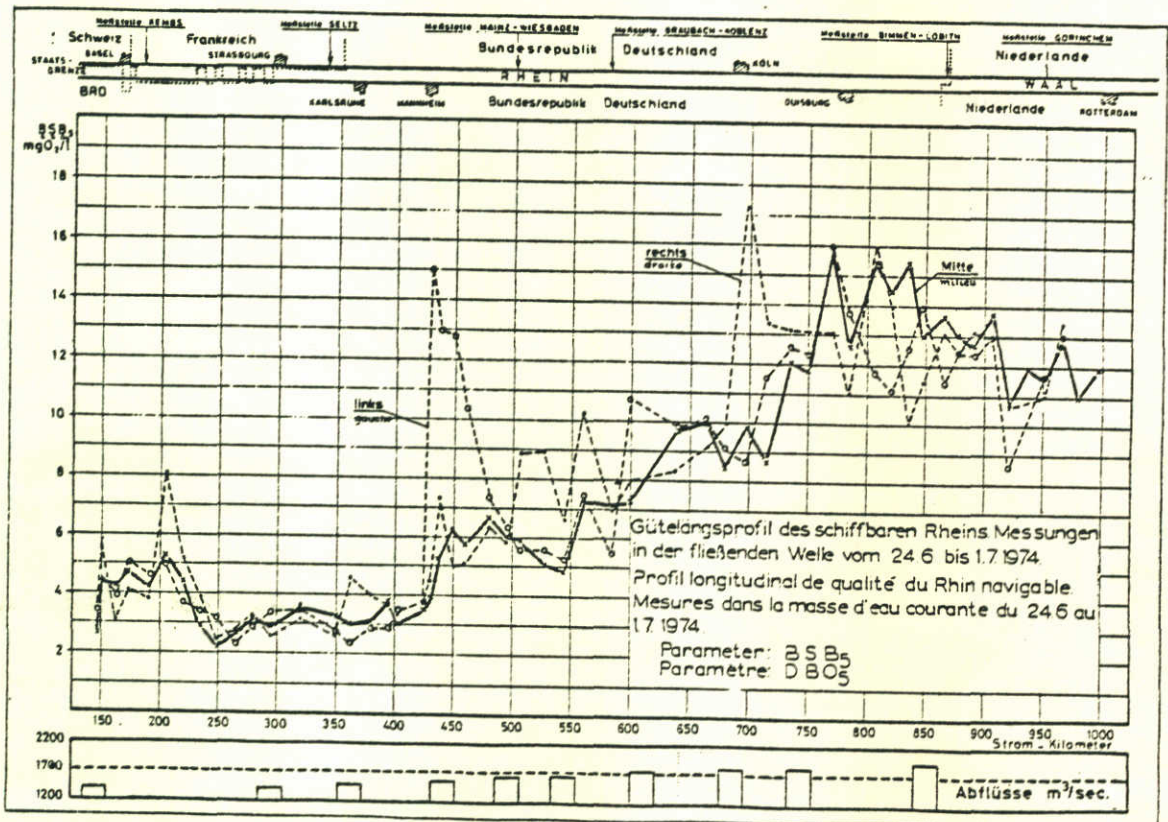
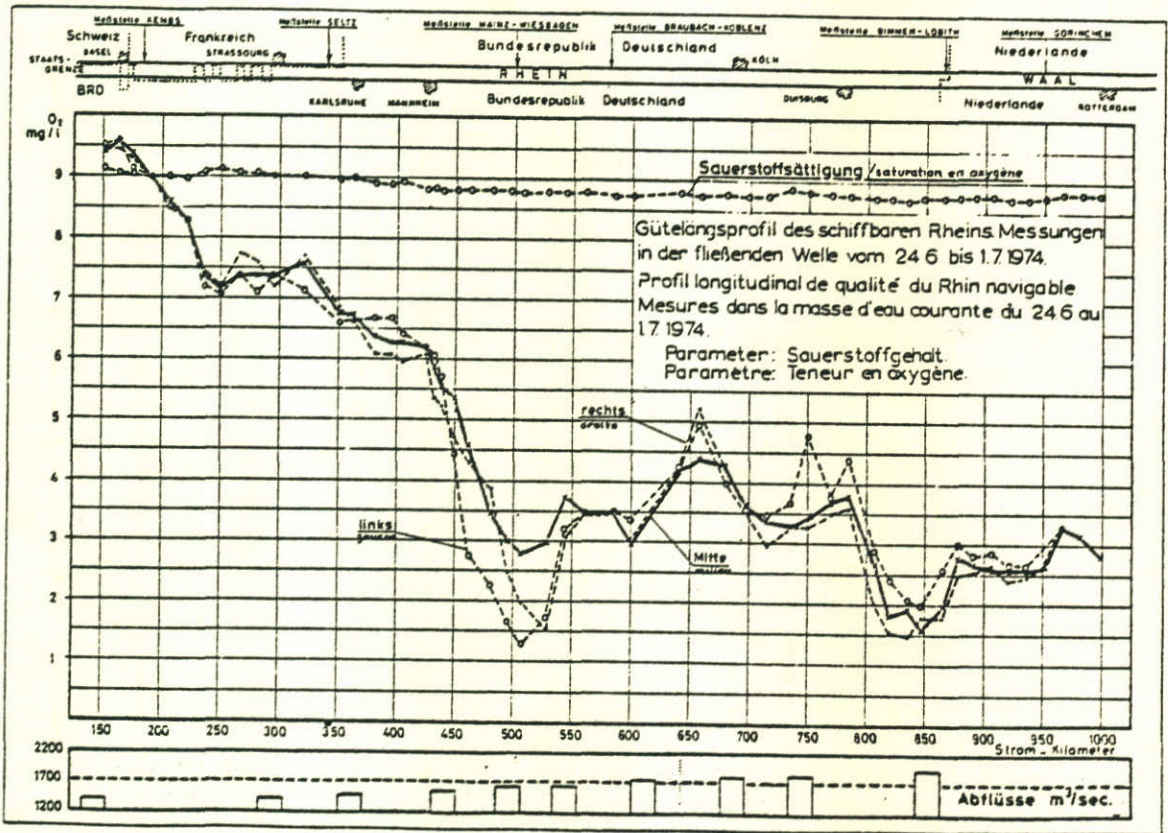
ir. J.A. van Pagee, Waterloopkundig Laboratorium

ir. L. Postma, (vanaf 1-7-79) Waterloopkundig Laboratorium

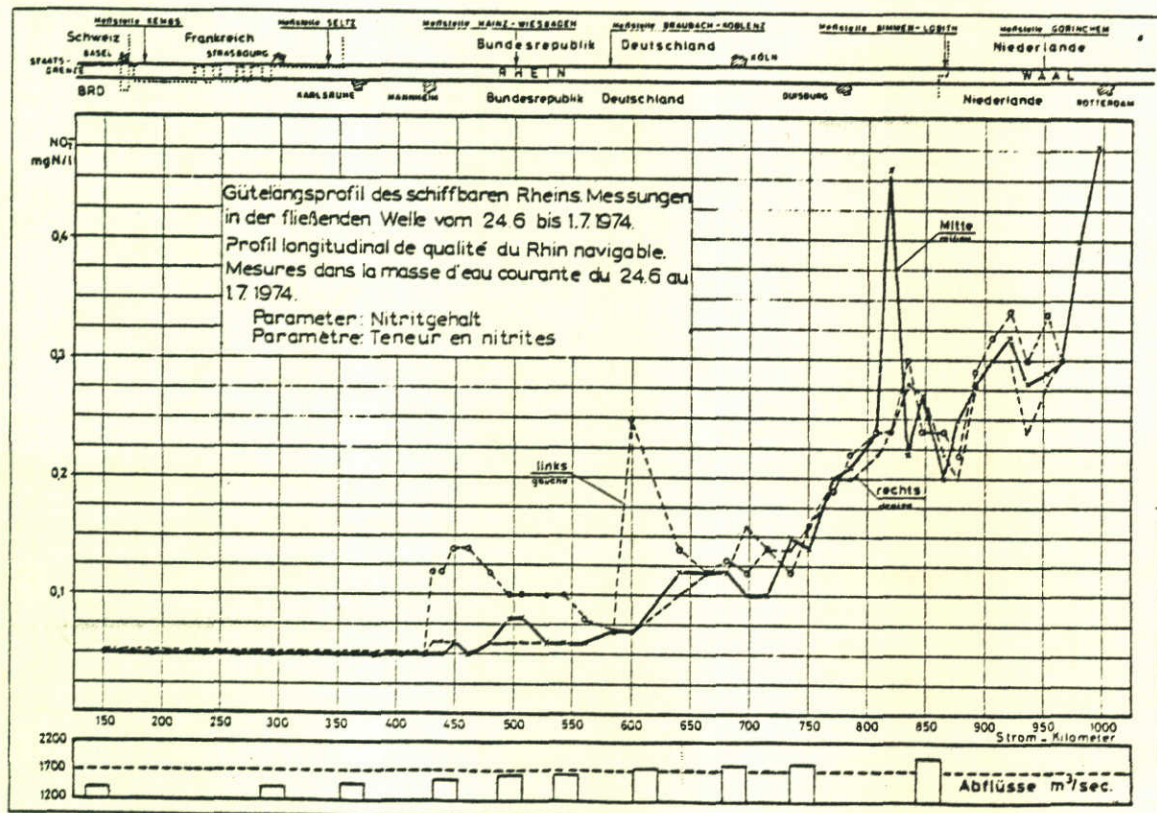
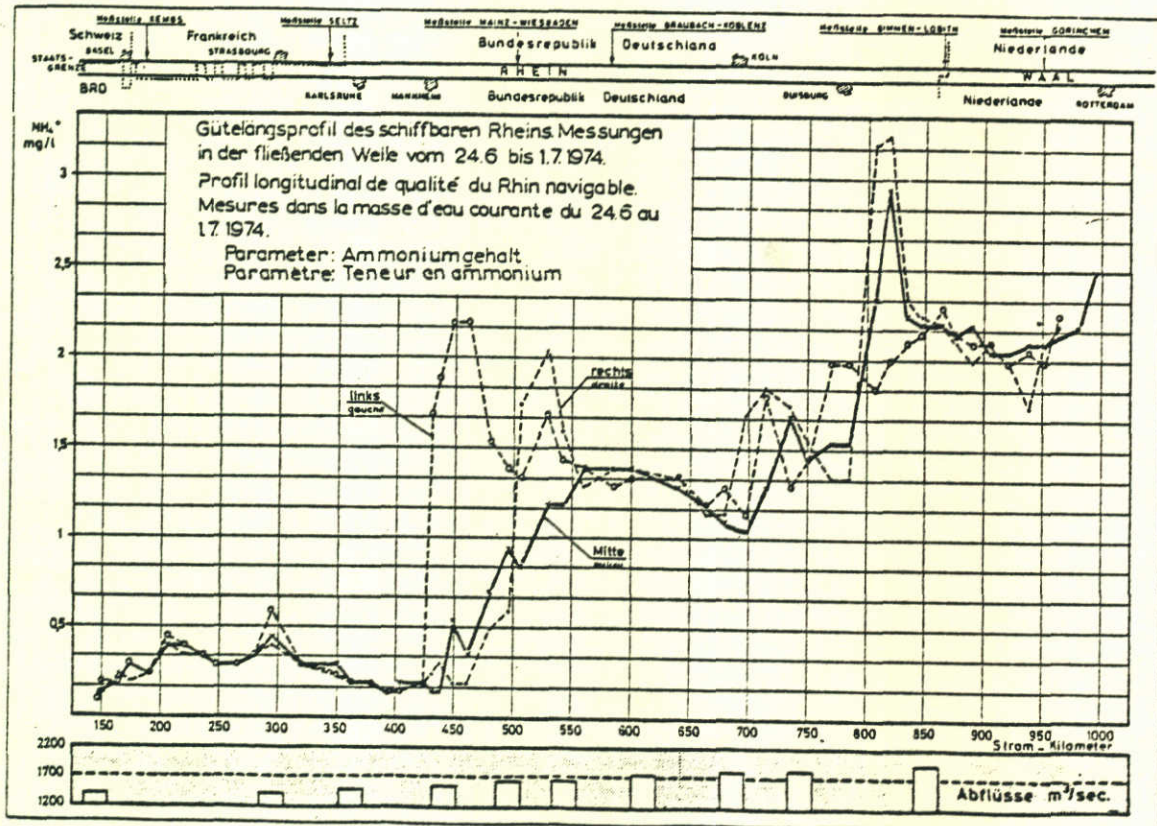
dr. ir. H.M. van Schieveen, (tot 1-1-81) Dienst Informatie
Verwerking

ir. B.G.M. van de Wetering, Rijksinstituut voor Zuivering van
Afvalwater (tot 1-7-79 secretaris)

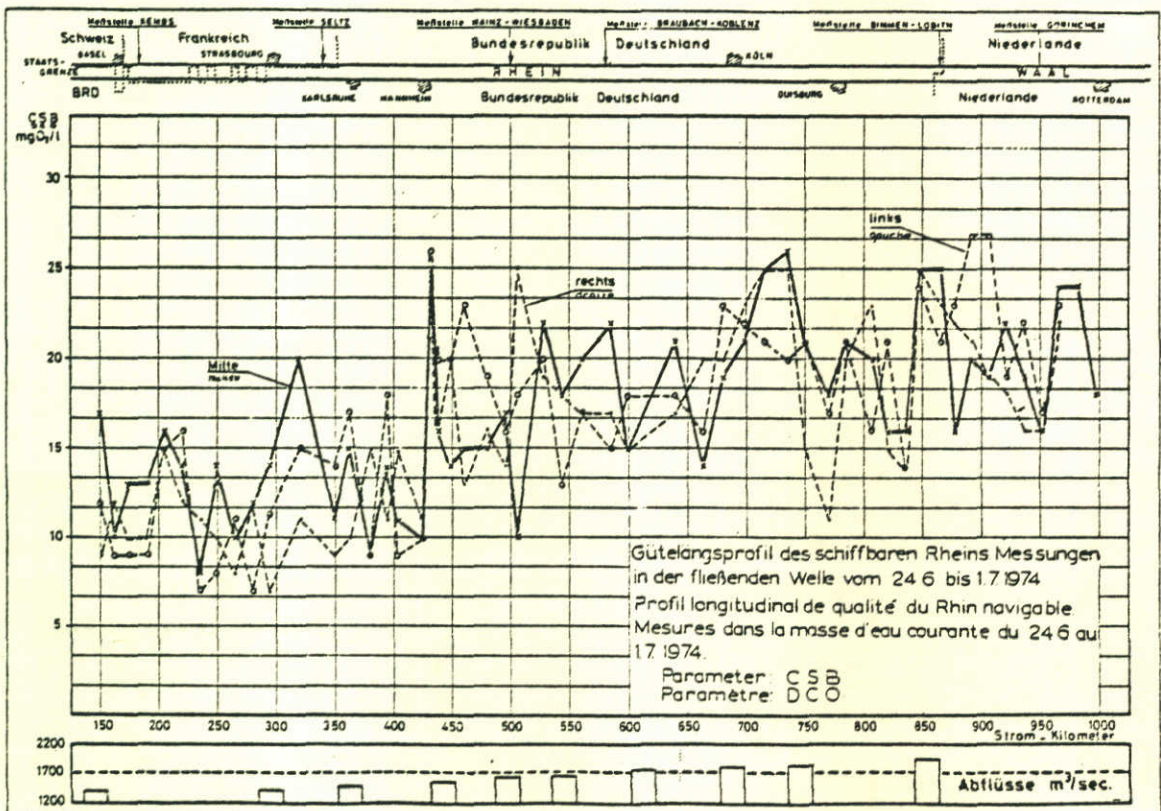
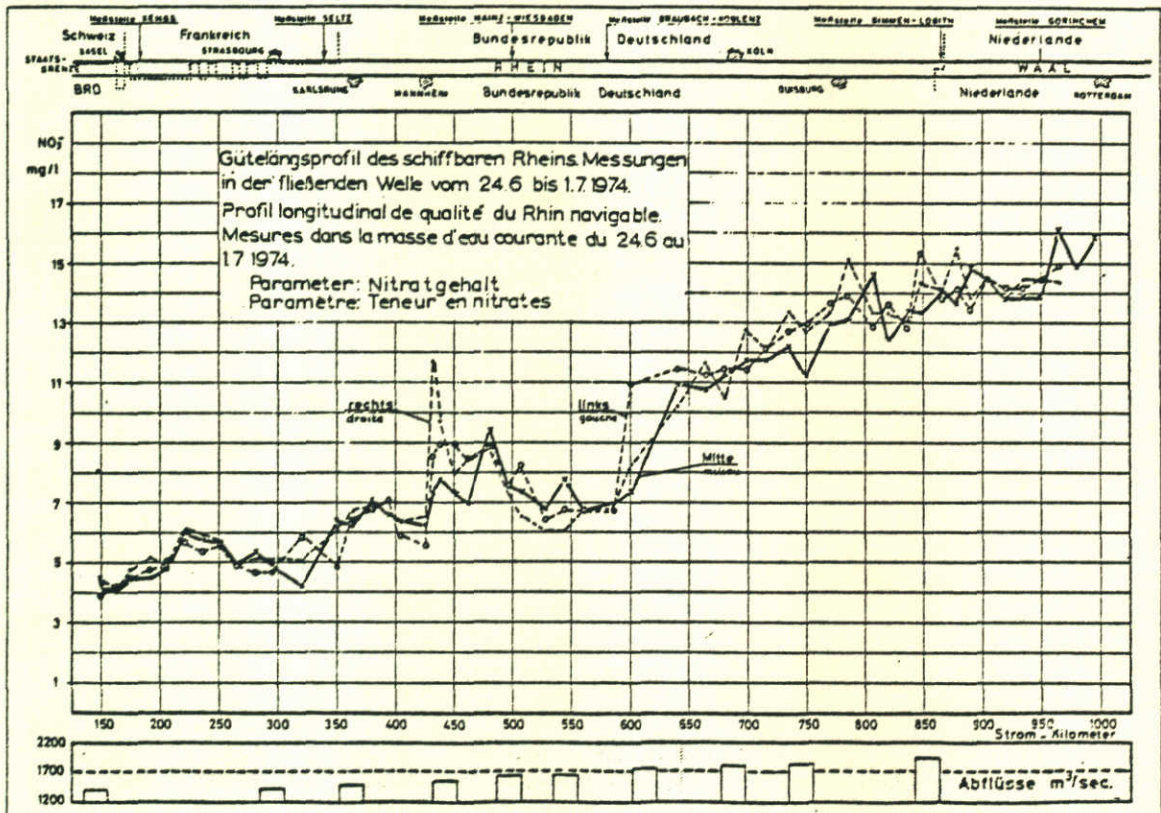
BIJLAGE II Resultaten Fliessende Welle onderzoek 1974 (IRC), [2]



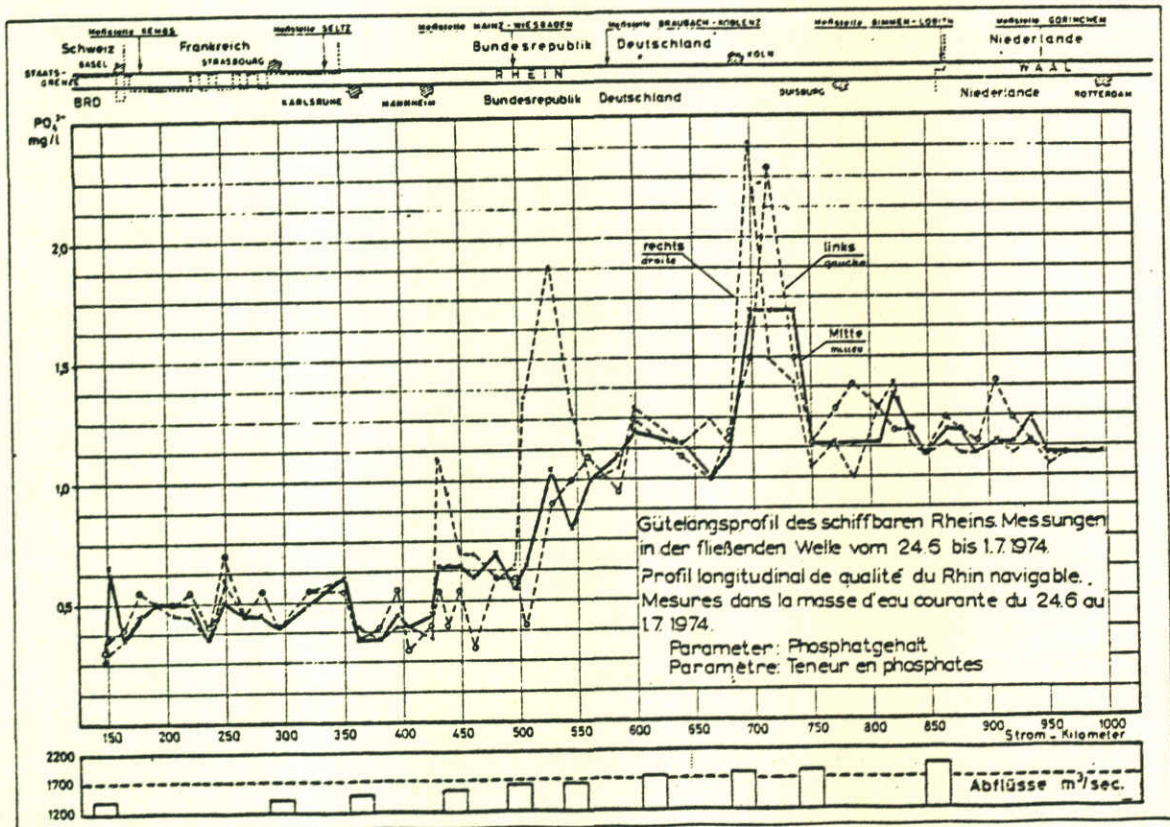
BIJLAGE II (vervolg)



BIJLAGE II (vervolg)



BIJLAGE II (vervolg)



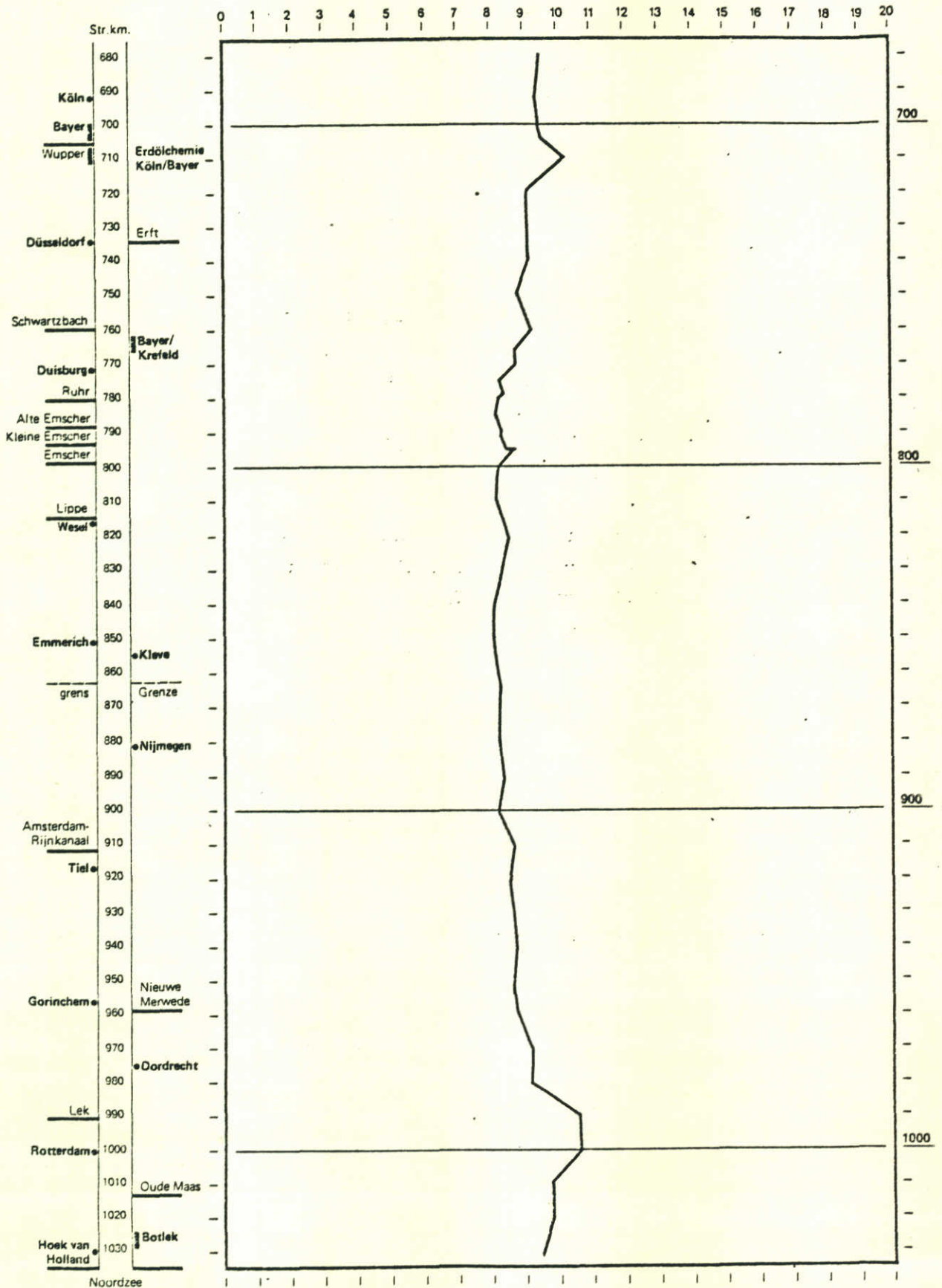
BIJLAGE III Resultaten Fliessende Welle onderzoek 1980 (RIWA), [10]



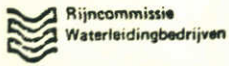
Rijncommissie
Waterleidingbedrijven

PARAMETER: Zuurstof (O₂) in mg/l

Onderzoek 'Fliessende Welle'
van de Rijn op 23 en 24 april 1980

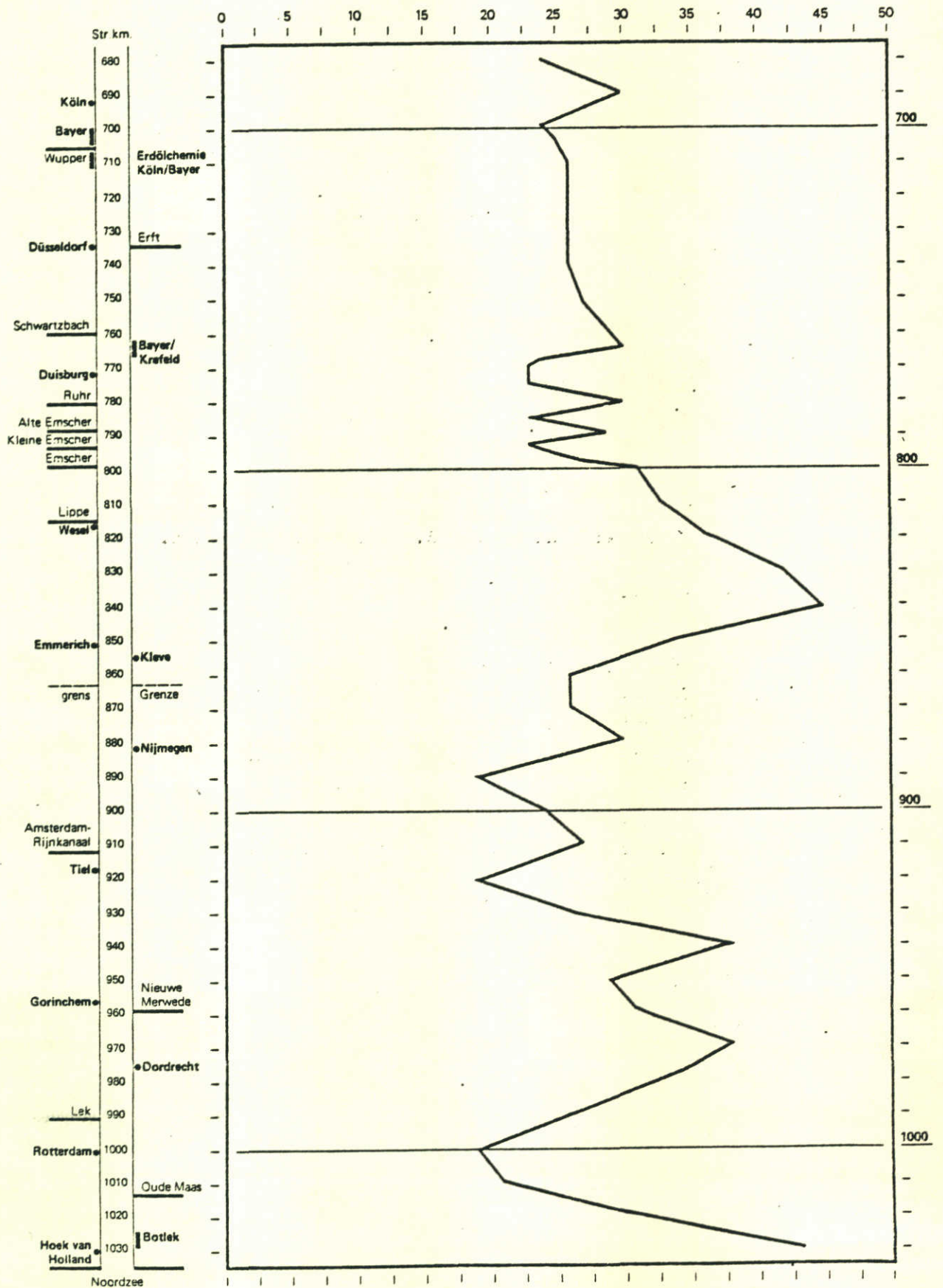


BIJLAGE III (vervolg)



PARAMETER: Chemisch zuurstofverbruik (COD) in mg/l

Onderzoek 'Fliessende Welle' van de Rijn op 23 en 24 april 1980

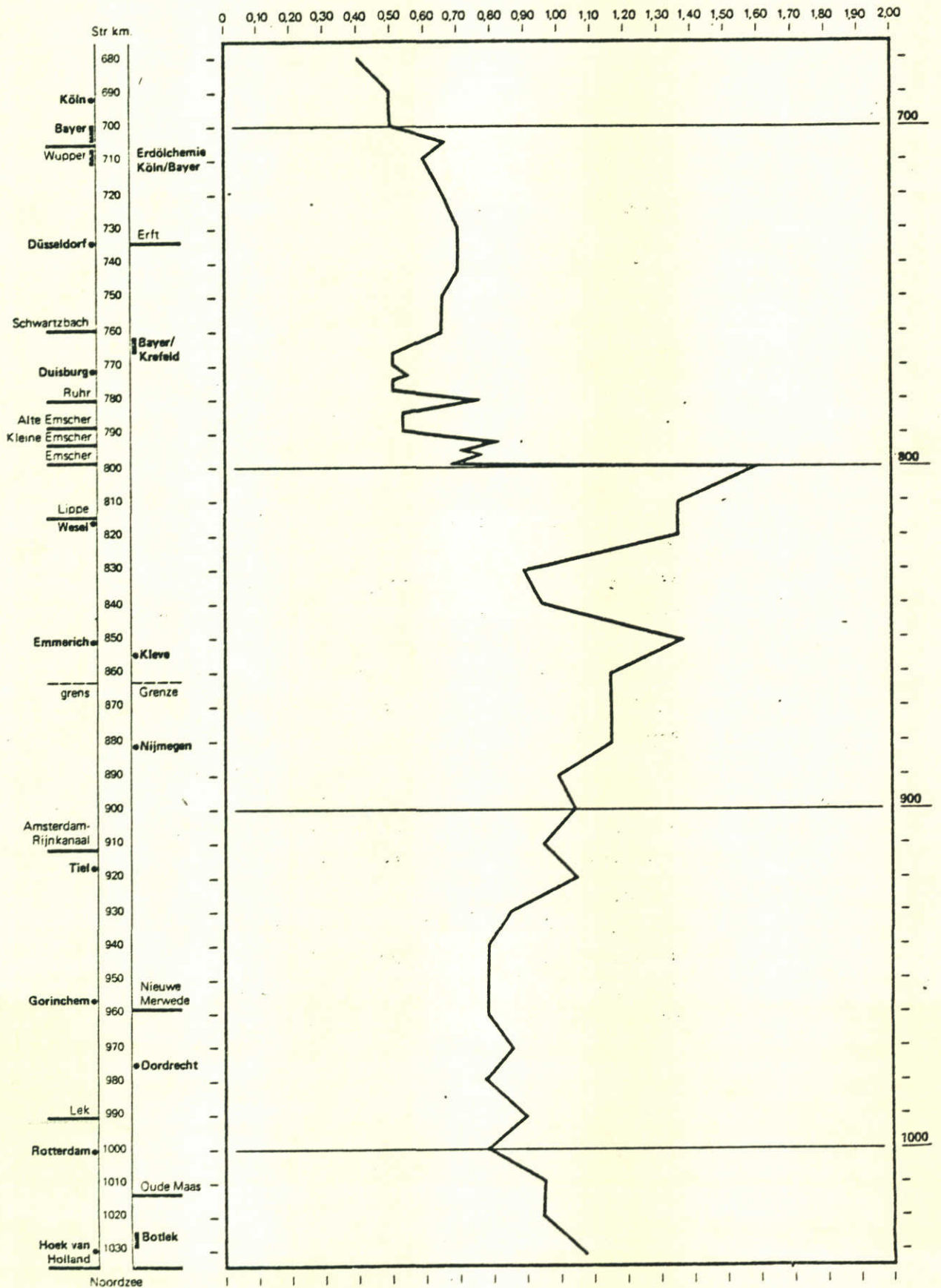


BIJLAGE III (vervolg)

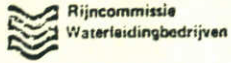


PARAMETER: Ammonium in mg/l NH₄⁺

Onderzoek 'Fliessende Walle' van de Rijn op 23 en 24 april 1980

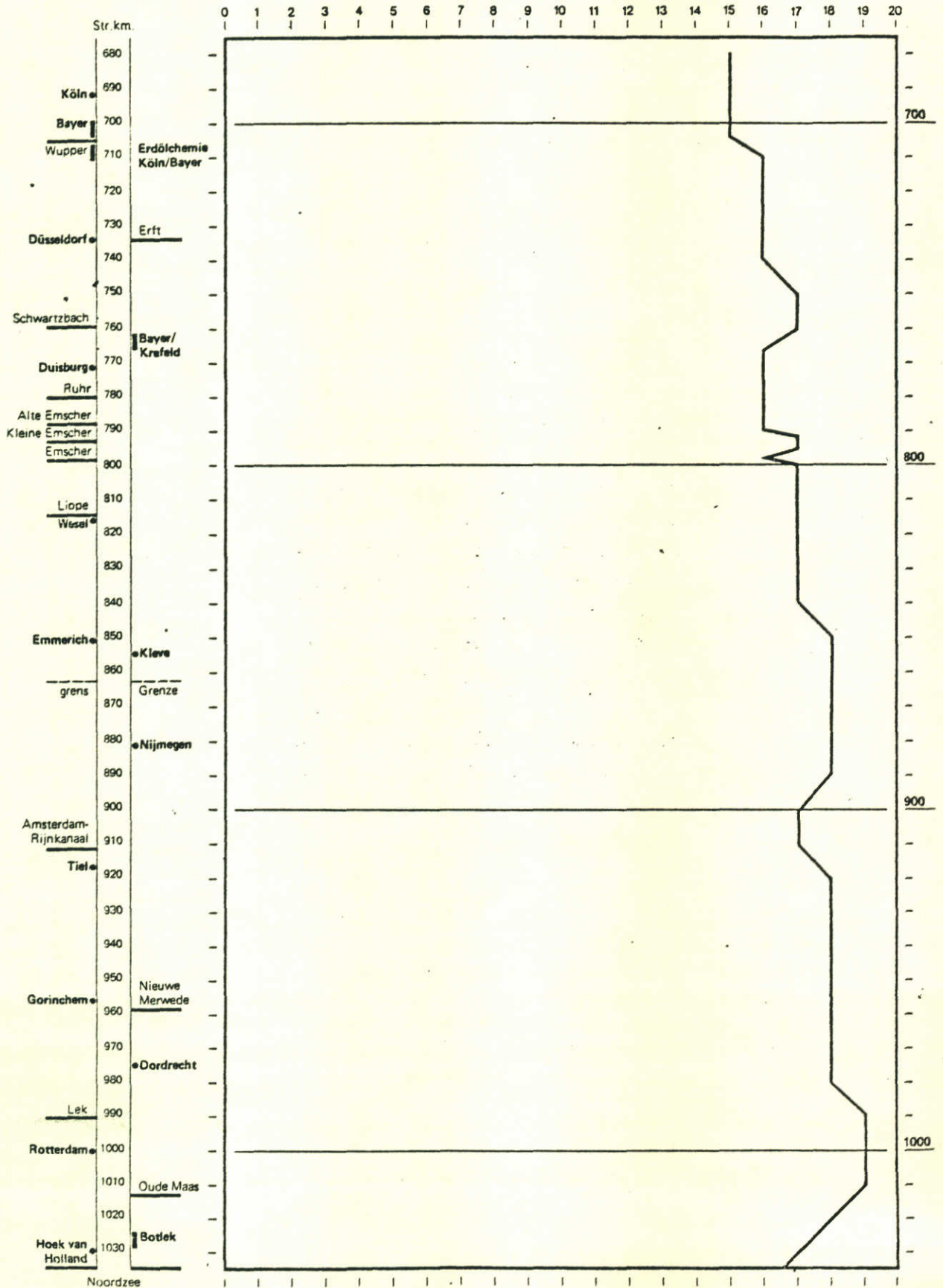


BIJLAGE III (vervolg)

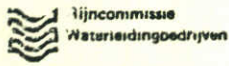


PARAMETER: Nitraat in mg/l NO₃

Onderzoek 'Flissende Welle' van de Rijn op 23 en 24 april 1980

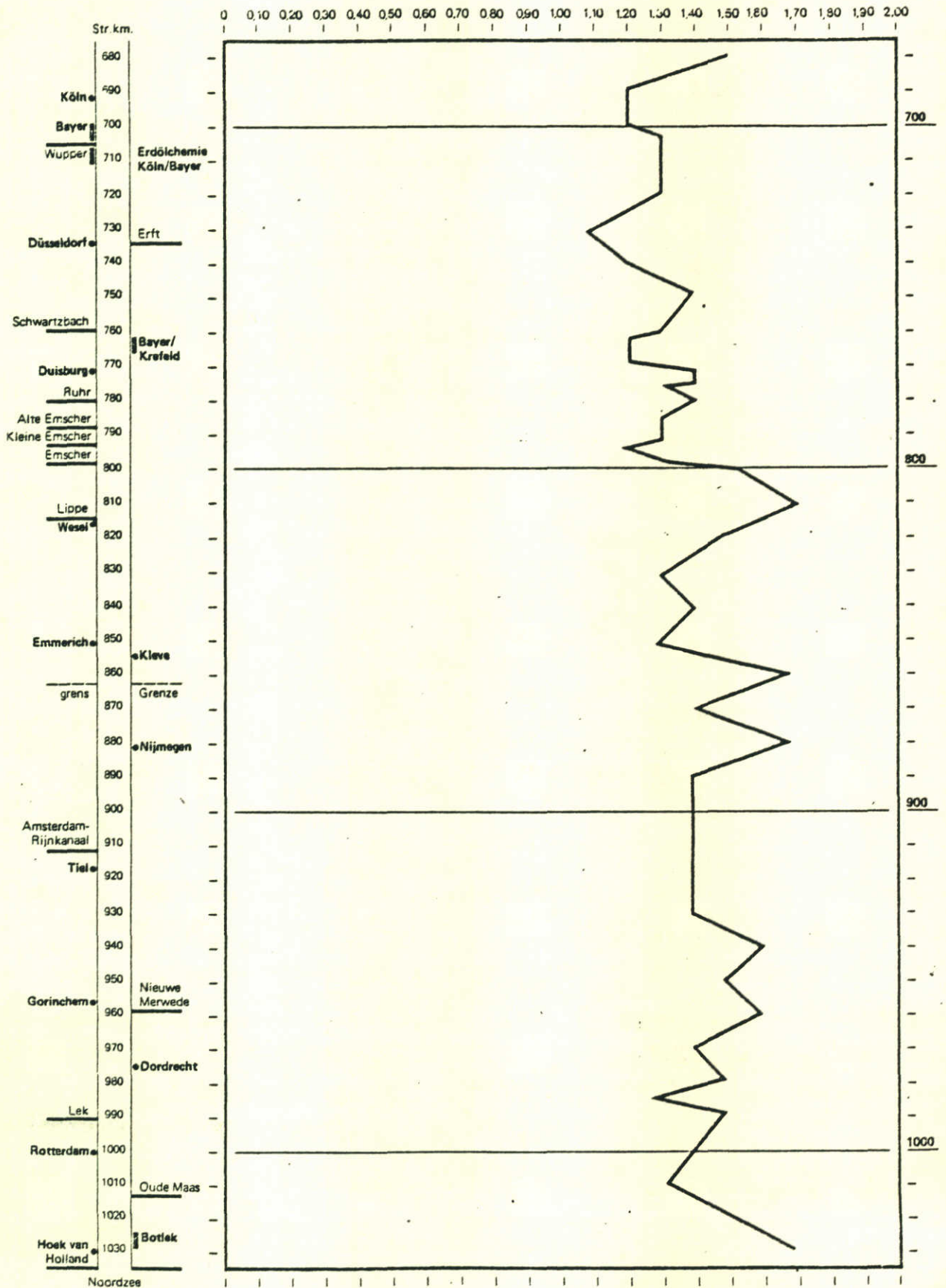


BIJLAGE III (vervolg)

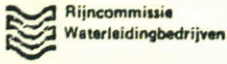


PARAMETER: Orthofosfaat in mg/l PO₄³⁻

Onderzoek 'Flussende Welle' van de Rijn op 23 en 24 april 1980

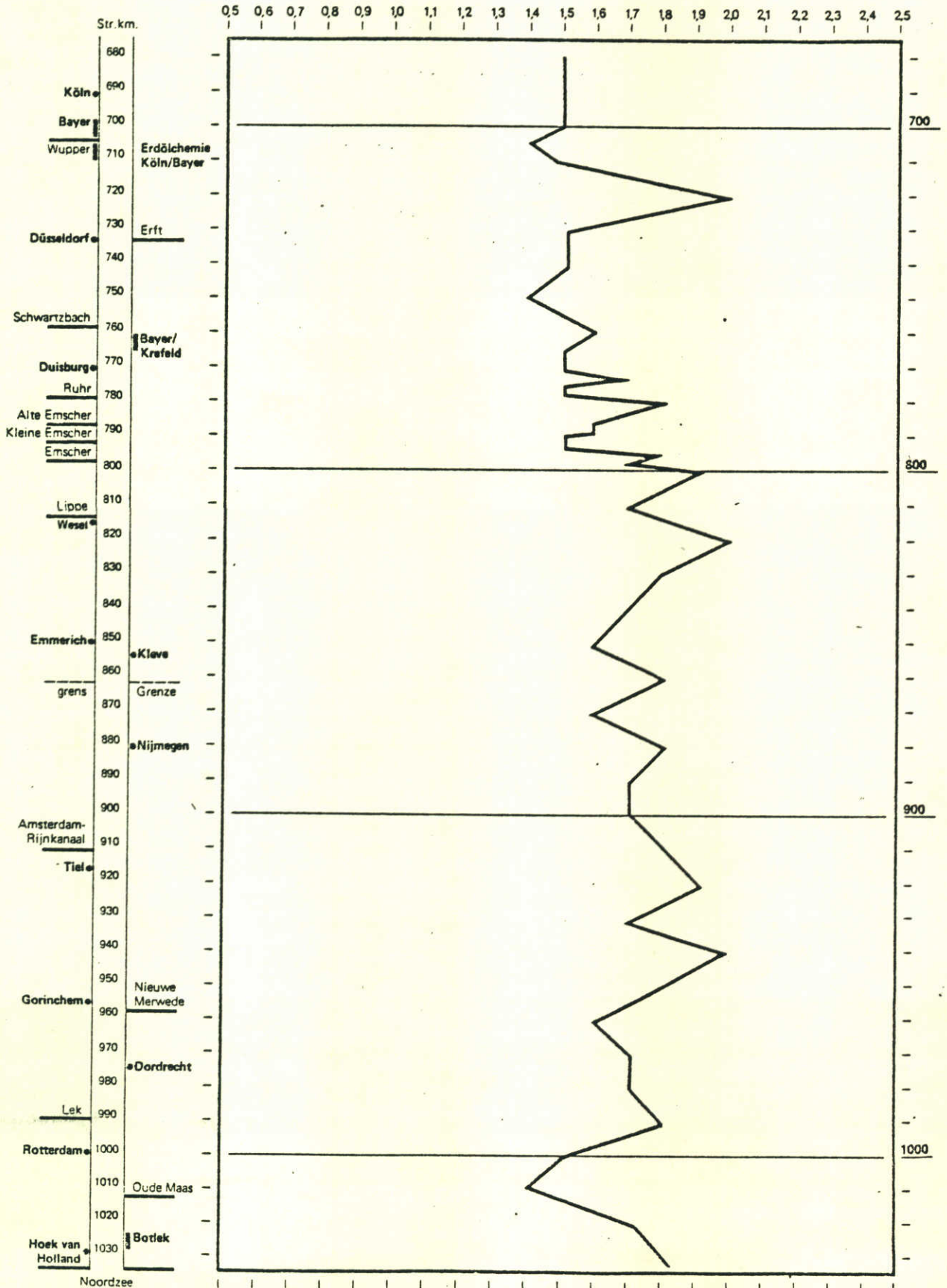


BIJLAGE III (vervolg)

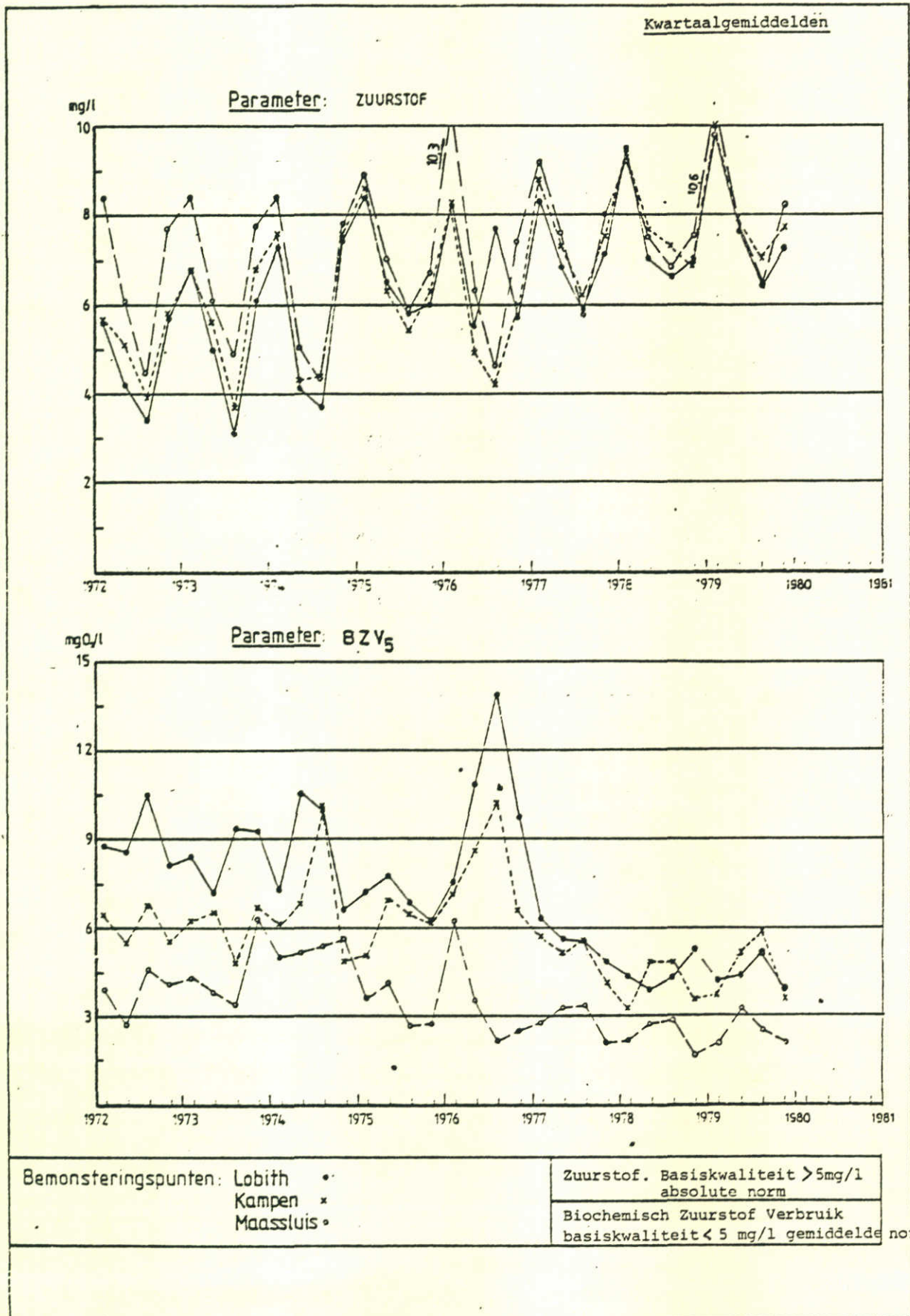


PARAMETER: Totaal fosfaat in mg/l PO₄

Onderzoek 'Fliessende Welle' van de Rijn op 23 en 24 april 1930

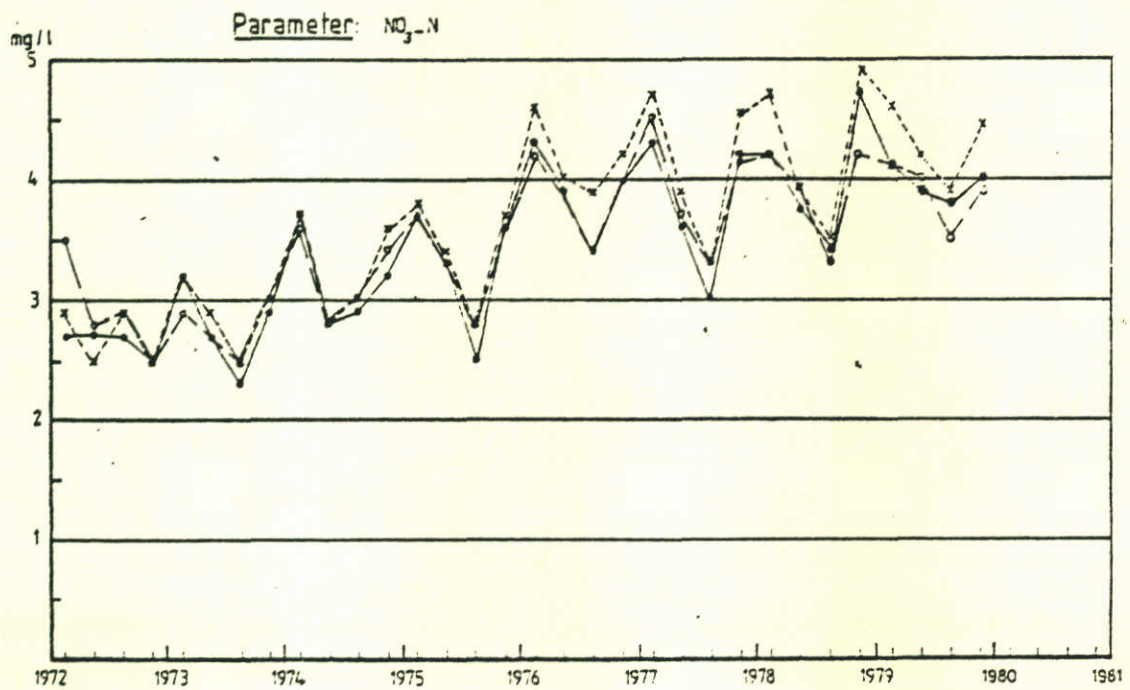
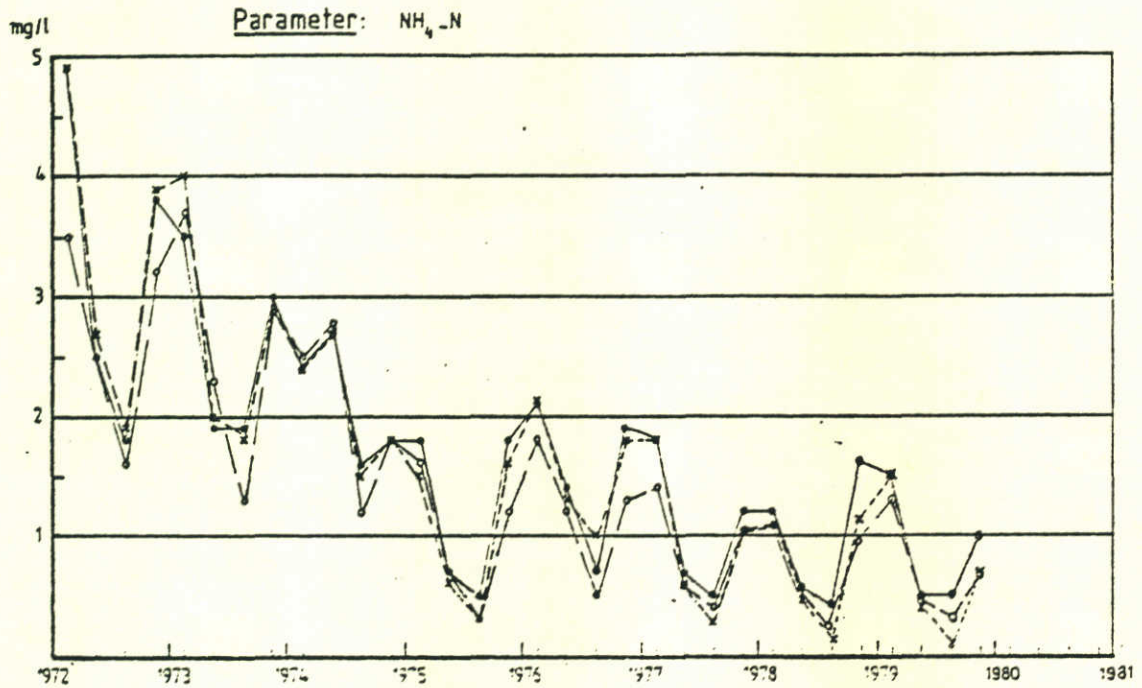


BIJLAGE IV Overzicht ontwikkeling waterkwaliteit van de Rijn voor de periode 1972-1979 (RIZA), [11]



BIJLAGE IV (vervolg)

kwartaalgemiddelden



Bemonsteringspunten: Lobith •
 Kampen x
 Maassluis •

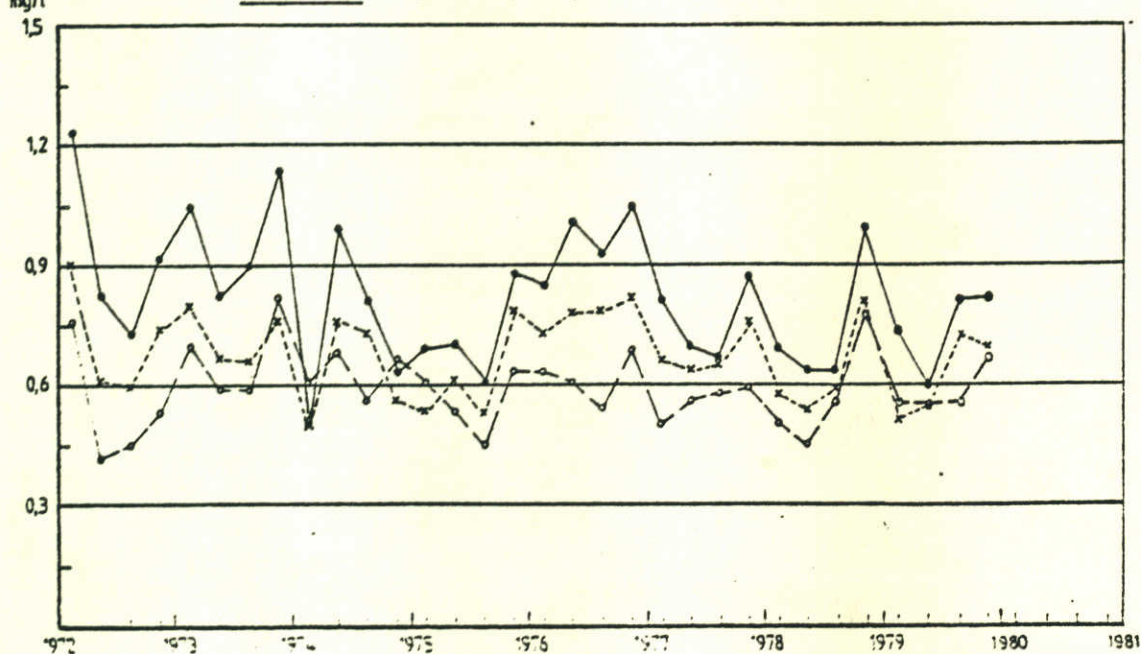
Ammoniumstikstof, basiskwaliteit
 < 1 mg/l gemiddelde norm.

Nitraatstikstof, basiskwaliteit
 < 10 mg/l absolute norm.

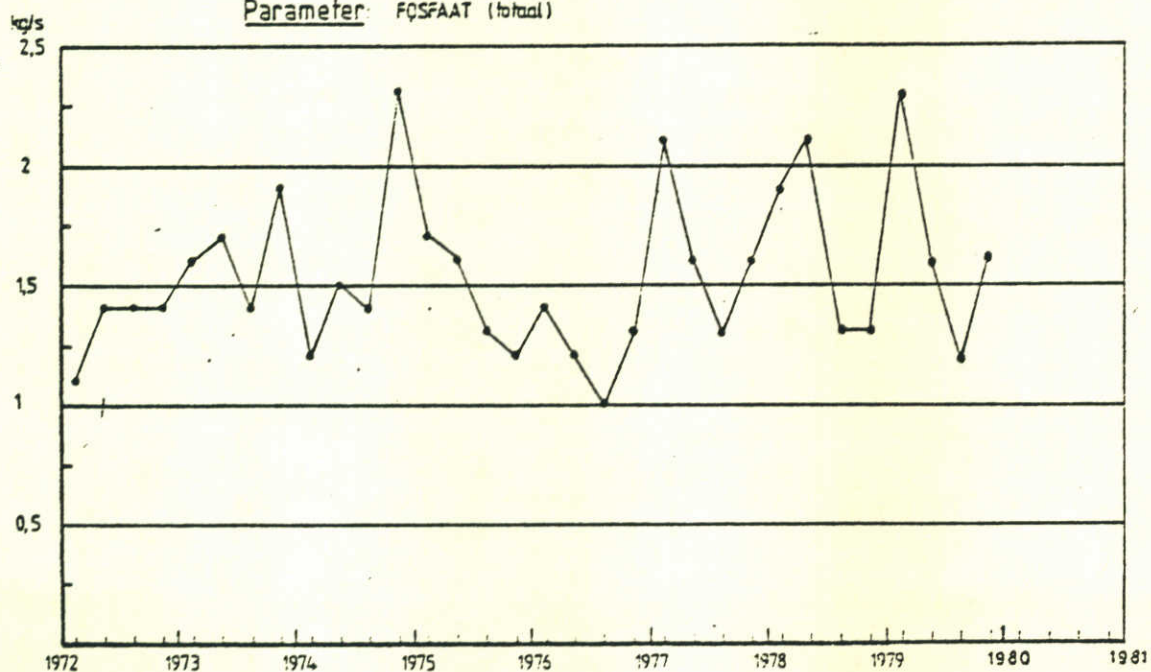
BIJLAGE IV (vervolg)

Kwartaalgegevens

Parameter: FOSFAAT (totaal)



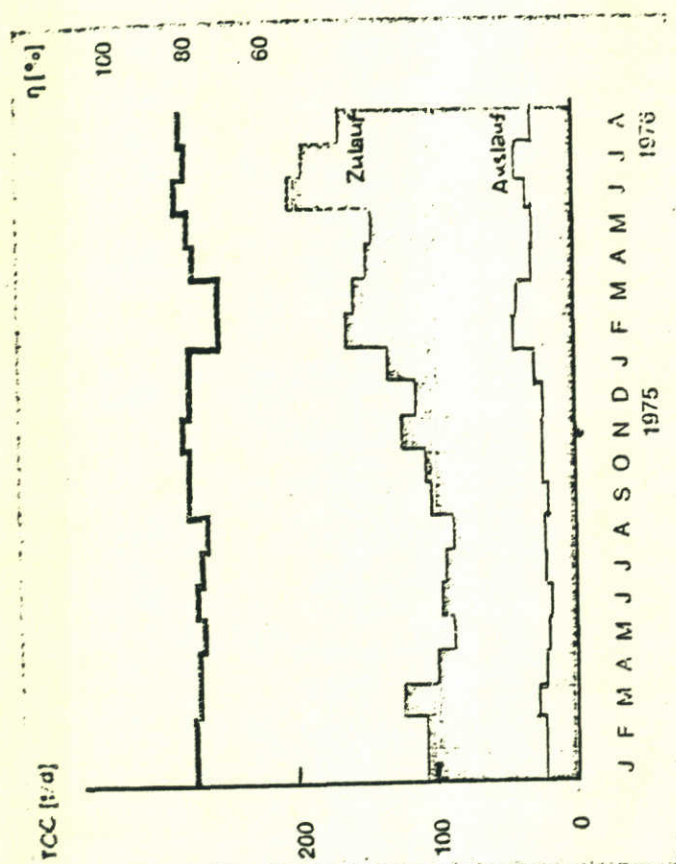
Parameter: FOSFAAT (totaal)



Bemonsteringspunten: Lobith •
 Kampen x
 Maassluis •

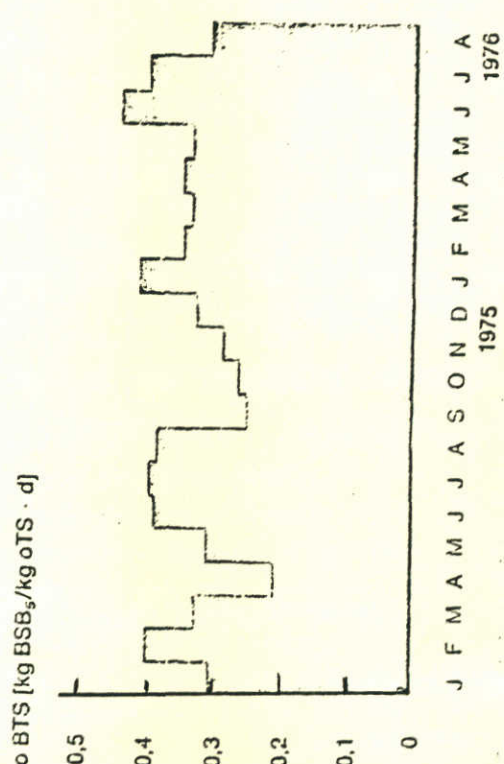
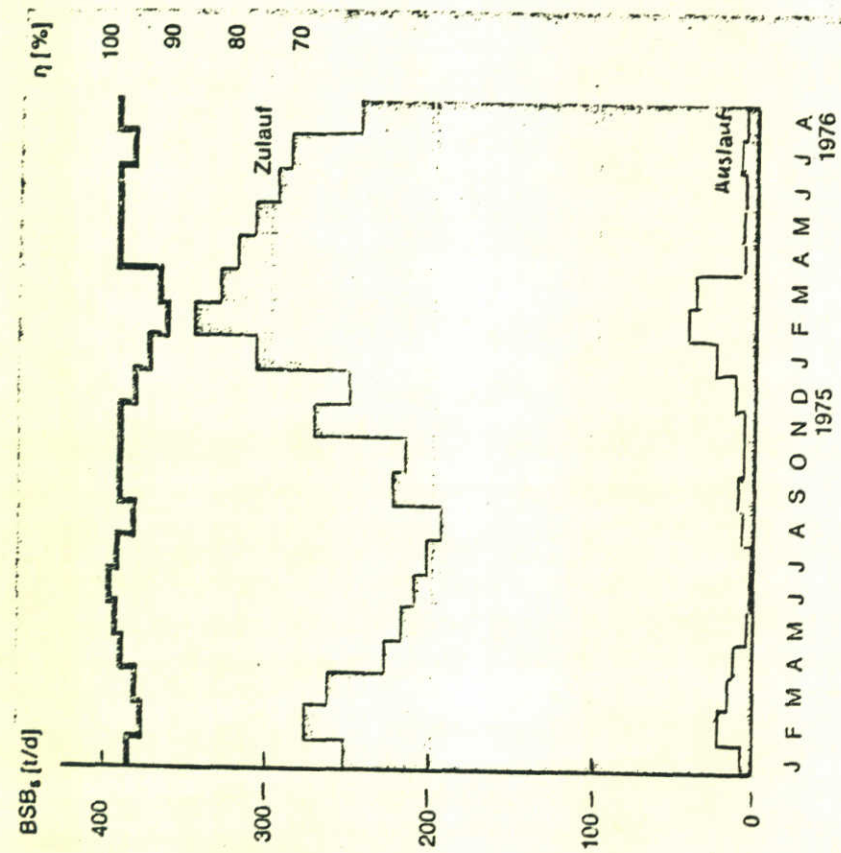
Totaal-fosfaat, basiskwaliteit 0,3
 mg/l gemiddelde norm.

BIJLAGE V Lozingsgegevens van de BASF-fabrieken [27], [28]



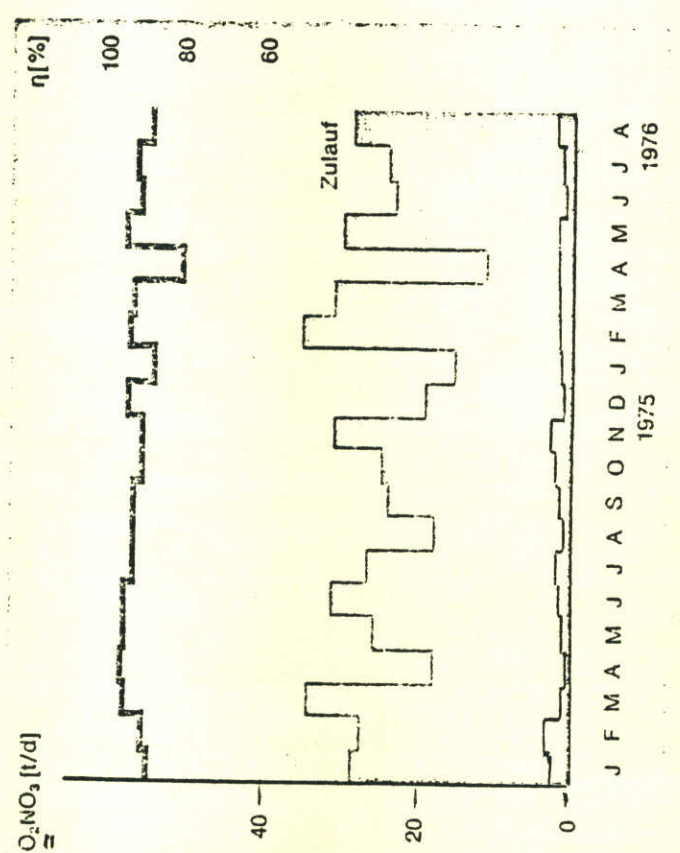
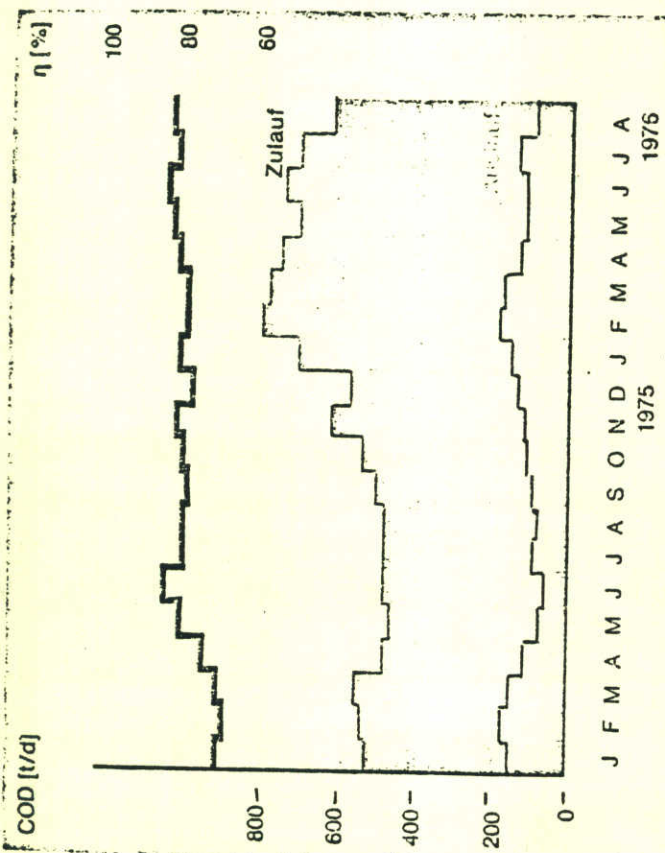
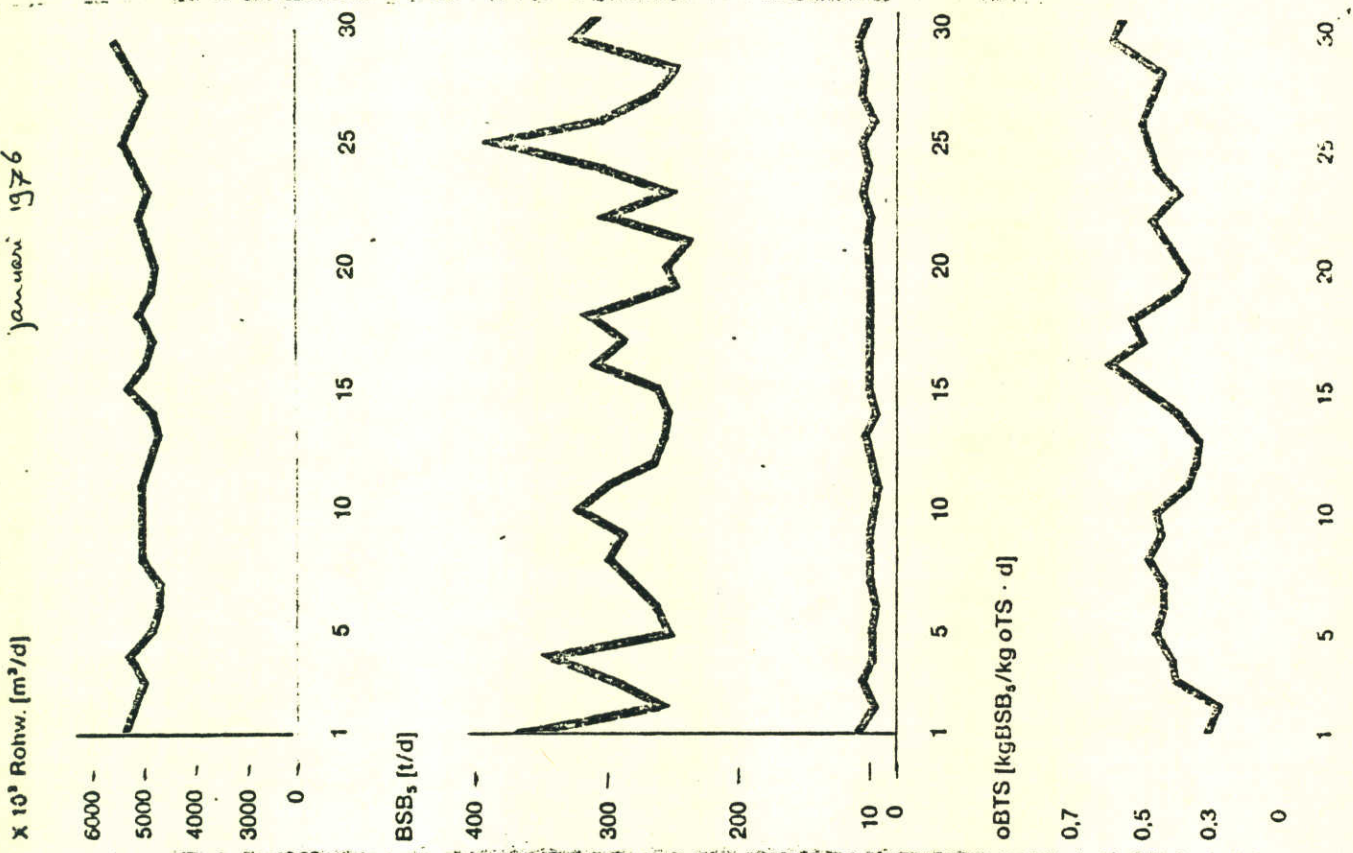
Tab. 1: Wirkungsgrad der Kläranlage Test am 26. und 27. 11. 1975

Inhaltsstoff	Zulauf (Mittelwert)	Ablauf (Mittelwert)	Abnahme durch Reinigung (%)
BSBs (mg/l)	737	20	97
TOC (mg/l)	510	82	84
Absetzbare Stoffe (mg/l)	20	0,2	99
pH	7,5-8,5	7,4-7,9	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	155	107	31
NO ₂ ⁻ (mg/l)	31	0,58	98
NO ₃ ⁻ (mg/l)	174	3,2	98
GSW (Geruchsschwellenwert)	240	30	88
Cl ⁻ (mg/l)	1110	1060	-
Cr (µg/l)	500	47	91
Cu (µg/l)	377	112	70
Zn (µg/l)	1302	504	61
Hg (µg/l)	0,1	0,1	-
O ₂ -hydrolyb. Phosphat (PO ₄ ³⁻ mg/l)	5,50	1,26	77

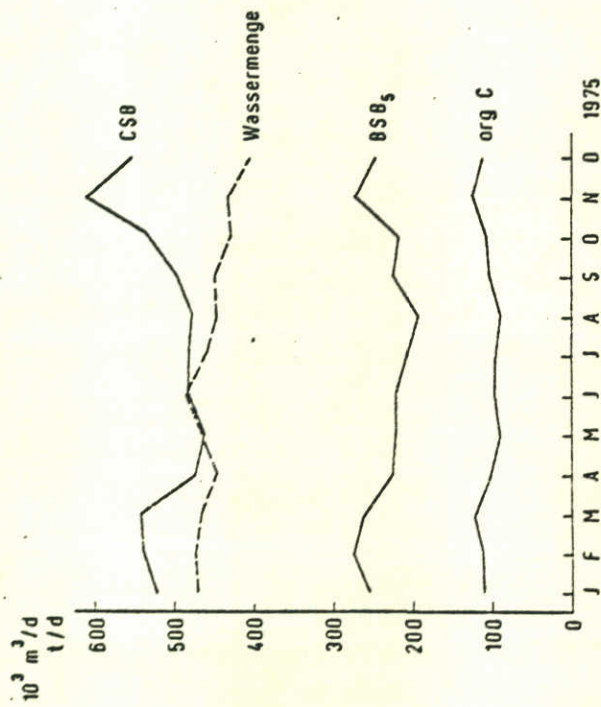
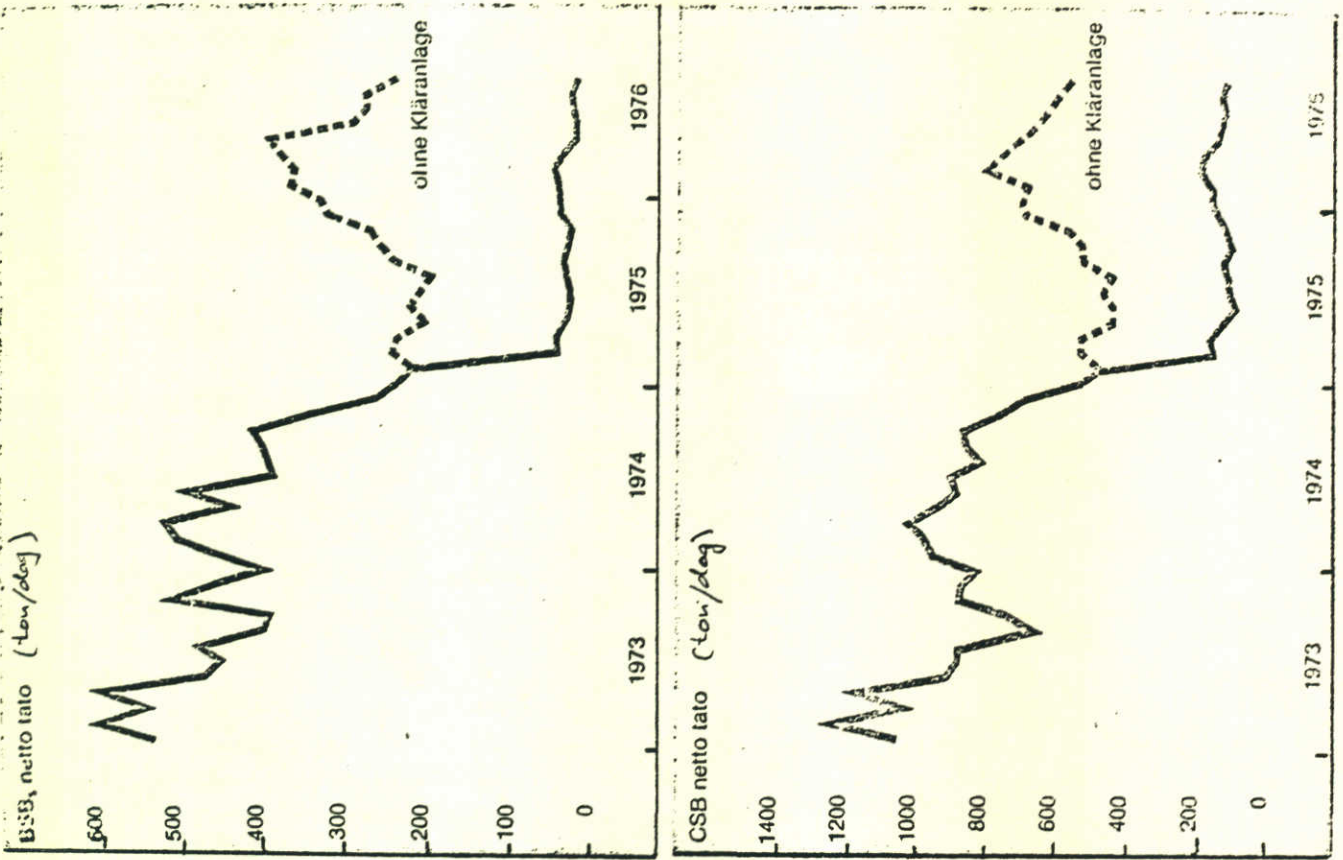


BIJLAGE V (vervolg)

januari 1976



BIJLAGE V (vervolg)



Kläranlage BASF AG, Ganglinien der Zulaufkraft und der Wassermenge (Monatsmittel) 1975.

BIJLAGE VI Databestanden ten behoeve van het Waterkwaliteitsmodel Rijn

Onderstaande inhoudsopgave heeft betrekking op een losbladige bijlage van het datarapport, waarin een overzicht is opgenomen van de in het kader van het projekt opgebouwde databestanden. Deze losbladige bijlage is vanwege de omvang en updatingsmogelijkheden slechts verspreid onder de bij het projekt betrokken instituten.

A. AFVOER-DATA

- A.1 Maandgemiddelde debieten van de Rijn en zijrivieren 1970-1978
- A.2 Jaargemiddelde debieten van de Rijn en zijrivieren 1970-1978

B. IMMIS-DATA

- B.1 Overzicht meetstations (bovenstrooms van Lobith) en jaargemiddelde waterkwaliteit, 95% betrouwbaarheidsinterval en aantal metingen, 1970-1977
- B.2 Overzicht meetstations (benedenstrooms van Lobith) en jaargemiddelde waterkwaliteit, 95% betrouwbaarheidsinterval en aantal metingen, 1972-1977
- B.3 Immissie-gegevens Rijn (bovenstrooms van Lobith), 1970-1977
- B.4 Immissie-gegevens zijrivieren (bovenstrooms van Lobith), 1970-1977

C. EMIS-DATA

- C.1 Emissie-gegevens Rijn, IJssel, Nederrijn/Lek en IJssel (i.e.-basis), 1973, 1977 en 1985

p.o. box 177

2600 mh delft

the netherlands