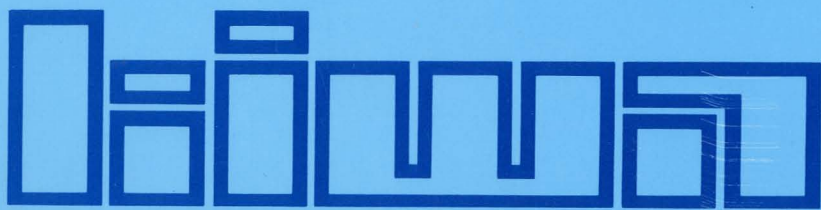
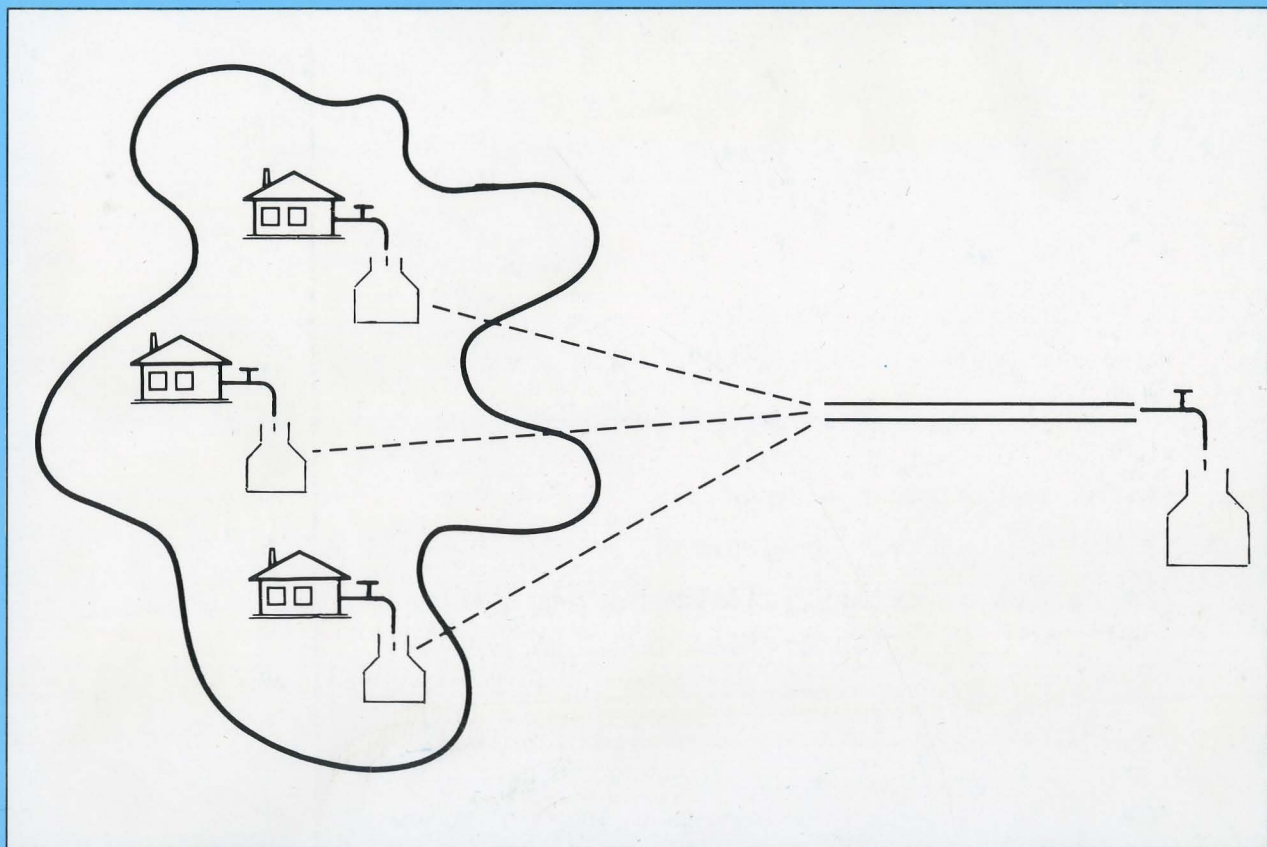


het loodgehalte van drinkwater



keuringsinstituut voor waterleidingartikelen kiwa n.v.

mededeling nr. 96

Mededeling nr. 96 van het KIWA

HET LOODGEHALTE VAN DRINKWATER

Een schatting per voorzieningsgebied op basis van
de loden buizenproef

dr. Th.J.J. van den Hoven
Vakgroep Distributie

Nieuwegein, februari 1986

keuringsinstituut voor waterleidingartikelen kiwa n.v.

Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V.

Hoofdkantoor
Sir Winston Churchill-laan 273
Postbus 70
2280 AB Rijswijk
Telefoon (070) 95 35 35
Telex 32480

Hoofdafdeling Speurwerk
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
Telefoon (03402) 6 08 60
Telex 32480

© Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V.

Niets uit dit drukwerk mag worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KIWA N.V., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

	<u>INHOUD</u>	Blz.
	WOORD VOORAF	3
	SUMMARY	5
	SAMENVATTING	7
1	INLEIDING	
1.1	Algemene achtergrond en doel van het onderzoek	9 9
1.2	Methode en opzet van het onderzoek	11
2	HET LODEN BUIZENBESTAND	13
3	HET LOODOPLOSSEND VERMOGEN VAN HET DRINKWATER IN GEBIEDEN MET LODEN LEIDINGEN	15
3.1	Inleiding	15
3.2	Methode	15
3.2.1	Standaard loden buizenopstelling	15
3.2.2	Proefuitvoering	18
3.2.3	Wateranalyses	19
3.2.4	Deelnemende waterleidingbedrijven	20
3.2.5	Gegevensverwerking	20
3.3	Resultaten en discussie	22
3.3.1	Invloed van de doorstroomtijd	22
3.3.2	Lood-stagnatiecurven	25
3.3.3	Het loodoplossend vermogen in relatie tot de waterkwaliteit	30
3.3.4	De bruikbaarheid van het diffusie-model	32
3.4	Loden buizen met een inwendige tinlaag	34
3.4.1	Conclusies	36

	Blz.	
4	HET LOODOPLOSSEND VERMOGEN VAN DRINK- WATER IN RELATIE TOT HET LOODGEHALTE AAN DE TAPKRAAN	37
4.1	Inleiding	37
4.2	Beschikbare gegevens over het lood- gehalte van tapkraanmonsters	37
4.3	Het loodoplossend vermogen van het water in de steden van het "19-steden-ondezoek"	40
4.3.1	Stad A	40
4.3.2	Stad B	43
4.3.3	Stad C	45
4.3.4	Stad D	47
4.3.5	Stad E	49
4.3.6	Stad F	51
4.3.7	Stad G	53
4.3.8	Stad H	56
4.3.9	Stad I	56
4.3.10	Stad J	59
4.4	Het verband tussen de loden buizen- proef en het 19-steden-onderzoek	60
4.4.1	Gestabiliseerde opstellingen	60
4.4.2	Recent geïnstalleerde opstellingen	65
4.5	Conclusies	71
5	SCHATTING VAN HET LOODGEHALTE AAN DE TAPKRAAN	72
6	CONCLUSIES	75
7	LITERATUUR	77
8	LIJST VAN BIJLAGEN	79

WOORD VOORAF

Aan dit onderzoek hebben velen een bijdrage geleverd. Op de eerste plaats de contactpersonen van de waterleidingbedrijven die binnen hun bedrijf hebben zorggedragen voor de plaatsing van de opstellingen en de uitvoering van de metingen.

Verder de voorzitters van de regionale bijeenkomsten, die aan het begin en tijdens het onderzoek zijn georganiseerd om de contactpersonen te informeren over het doel en de voortgang van het onderzoek. De voorzitters hebben ook deel uitgemaakt van de werkgroep die het onderzoek heeft begeleid. Deze groep bestond uit:

drs. A. Boes (voorzitter)	N.V. Waterleiding Friesland
dr.ir. J.W. van Lieshout	Stichting Waterlaboratorium Oost
ir. P.A.N.M. Nuhn	N.V. Waterleidingmaatschappij "Noord-West-Brabant"
ir. J. van Puffelen	Duinwaterleiding van 's-Gravenhage
ir. D. van Rijsbergen	N.V. Waterleidingmaatschappij Oost-Brabant
ir. J.G.M.M. Smeenk	Gemeentewaterleidingen Amsterdam
ir. A.I.A. Soppe	Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen
dr. Th.J.J van den Hoven	projectleider/secretaris KIWA N.V.

Vrijwel alle waterleidinglaboratoria zijn bij dit onderzoek betrokken geweest.

De VEWIN en de Directie Drink- en Industriewater-
voorziening van het Ministerie van Volkshuisves-
ting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer hebben
voor dit onderzoek budgetten ter beschikking ge-
steld. De betrokken waterleidingbedrijven hebben de
kosten van de opstellingen en van de chemische ana-
lyses gedragen.

SUMMARY

Drinking water may contribute substantially to the human exposure to lead in areas where the water is distributed through lead pipes. In The Netherlands in 1985 about 560.000 of the 5 million house service connections consisted of lead. About 110.000 lead pipes had a tin lining. Due to the replacement policy of the waterworks, the number of lead pipes is gradually decreasing.

To attack the problem of lead in drinking water, first of all information has to be obtained on the lead level of tap water in all distribution areas. All methods currently used for this purpose, are based on measurements at the tap. Such methods are time consuming and expensive and, consequently, not appropriate for large scale investigations. This report describes a new method, enabling a simple and straightforward determination of the tap water lead level in a specific supply area. This method is based on the lead pipe test, in which the lead concentration of the water under test is measured after varying periods of stagnation in an old lead pipe. The resulting stagnation curve can be characterized by two parameters: the plateau (saturation) value and the T_{50} -value, being the stagnation time at which the value of 50 ug/l is attained. Comparison with data previously obtained on the basis of the proportional sampling technique shows both parameters to be related to the mean lead concentration of the consumed tap water in the lead plumbed houses in the concerning distribution area. According to the quantitative expressions obtained, the mean lead concentration exceeds the value of 50 ug/l when the plateau value exceeds about 200 ug/l and/or when T_{50} is less than about

30 minutes. The results of the lead pipe test can also be converted to percentages of the lead plumbed houses in an area exceeding a certain lead level. Thus, at least 90 percent of the lead plumbed houses in a specific supply area have a mean tap water lead concentration below 50 ug/l when the plateau value is below 160 ug/l. All values mentioned hold for lead pipe tests performed under standardized conditions (flow rate, pipe geometry), using stabilized lead pipes. The latter condition is important, since in general the lead release immediately after installing the pipe rigs considerably exceeds the equilibrium value.

Uptill now in 30 supply areas the lead pipe test has been performed after stabilization of the pipes. These areas cover 80 percent of the properties with unlined lead tubes. The lead levels obtained varied widely, i.e. from 5 to 115 ug/l. In 10 areas the mean lead concentration exceeds the value of 50 ug/l. In the presence of a tin lining, the value of 50 ug/l is rarely exceeded, even after prolonged stagnation.

Analysis of the pipe test data yielded additional information on the factors that determine the lead content of drinking water. The lead release is controlled by diffusion; both the influence of stagnation time and pipe radius can be described using a diffusion model. Lead solubility (plateau value) decreases with increasing pH and decreasing temperature.

pH-adjustment is very effective in reducing the mean tap water lead content to values below 50 ug/l.

SAMENVATTING

Drinkwater kan in belangrijke mate bijdragen aan de blootstelling van de mens aan lood, met name in gebieden met loden leidingen. In Nederland komen naar schatting nu (1985) nog 560.000 panden met een loden dienstleiding voor. Ongeveer 110.000 hiervan bevatten een inwendige tinlaag. Exacte gegevens over het aantal woningen met een loden binneninstallatie ontbreken vrijwel. Het vaststellen van het loodgehalte van drinkwater bij aanwezigheid van loden leidingen geschiedde tot op heden door middel van bemonstering van individuele wooneenheden. Deze methode is tijdrovend en kostbaar en zeker voor een grootschalig onderzoek niet geschikt. Dit rapport beschrijft een nieuwe methode, waarmee per voorzieningsgebied (watertype) het gemiddelde loodgehalte van het drinkwater uit loden leidingen bepaald kan worden. Basis van de ontwikkelde methode is de loden buizenproef, waarin het loodgehalte van het water wordt gemeten als functie van de verblijftijd in een gepassiveerde loden buis. De resulterende "lood-stagnatiecurve" kan door twee parameters gekenschetst worden: de plateauwaarde (= verzadigingswaarde) en de T_{50} -waarde (= verblijftijd waarbij de waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ bereikt wordt). Beide parameters zijn significant gecorreleerd met het loodgehalte aan de tapkraan. Dit blijkt als de resultaten van de loden buizenproeven vergeleken worden met het gemiddelde loodgehalte van het geconsumeerde drinkwater uit loden leidingen, zoals dat enige jaren geleden door middel van proportionele bemonstering in een aantal gebieden is bepaald. De over de loodpanden gemiddelde waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ aan de tapkraan blijkt overeen te komen met een plateauwaarde van ongeveer 200 $\mu\text{g/l}$ en een T_{50} .

van ongeveer een half uur. Verder blijkt dat in minstens 90 % van de loodpanden in een bepaald gebied het gemiddelde loodgehalte van het drinkwater lager is dan 50 µg/l als de plateauwaarde kleiner is dan 160 µg/l. Het bovenstaande geldt onder de voorwaarde dat de buizenproef onder gestandaardiseerde omstandigheden is uitgevoerd en dat de opstelling gestabiliseerd is. De laatste voorwaarde is van belang, omdat gebleken is dat de loodafgifte direct na installatie van de opstelling meestal veel groter is dan nadat de opstelling enige maanden doorstroomd is.

In 30 voorzieningsgebieden met loden leidingen zijn metingen na stabilisatie van de opstelling uitgevoerd. In deze gebieden bevinden zich ruim 360.000 van de in totaal 450.000 panden met een loden dienstleiding zonder tinvoering. Het gemiddelde loodgehalte varieert van 5 tot circa 115 µg/l. In 10 gebieden, met in totaal bijna 200.000 loodpanden, overschrijdt het berekende, (over de loodpanden) gemiddelde loodgehalte van het geconsumeerde tapwater de waarde van 50 µg/l.

Bij aanwezigheid van een inwendige tinvoering wordt de waarde van 50 µg/l ook na lange verblijftijden zelden of nooit overschreden. Een in het verleden aangebrachte tincoating geeft nu nauwelijks bescherming meer.

Analyse van de verkregen gegevens leert, dat het loodoplossend vermogen toeneemt met toenemende temperatuur en dalende pH. Het effect van de verblijftijd en de buisdiameter op het loodgehalte is goed met een diffusiemodel te beschrijven.

Loden buizenproeven op 3 pompstations tonen aan, dat conditionering een zeer effectieve methode is om het gemiddelde loodgehalte van het drinkwater tot onder de 50 µg/l waarde terug te dringen.

1 INLEIDING

1.1 Algemene achtergrond en doel van het onderzoek

De blootstelling van de mens aan lood is een onderwerp, dat de laatste jaren sterk de aandacht vraagt. Oorzaak hiervan is het groeiend aantal aanwijzingen dat een langdurige blootstelling aan lood, ook bij lage concentraties, schadelijk is voor de gezondheid (Orlebeke en Van Doornen, 1984). De belangrijkste symptomen zijn bloedarmoede, remming van de geestelijke ontwikkeling en een verminderde nierfunctie.

In gebieden met loden leidingen is drinkwater een belangrijke "leverancier" van lood. Dit blijkt uit de talrijke publikaties waarin een significante correlatie is aangetoond tussen het loodgehalte van drinkwater en de hoeveelheid lood die in het bloed van mensen is aangetroffen. Het loodgehalte van bloed is een goede indicator van de actuele blootstelling aan lood, omdat het in de lucht, het voedsel en het water aanwezige lood via respectievelijk de longen en het maag-darmkanaal in het bloed wordt opgenomen.

De toegenomen kennis over de schadelijke effecten van lood heeft in EEG-verband enige jaren geleden geleid tot het stellen van een norm voor de maximaal toelaatbare concentratie van lood in drinkwater (50 µg/l in stromend water). Deze norm is in 1984 in de Nederlandse wetgeving opgenomen.

Ook in andere zin heeft de overheid zich de laatste jaren met de loodproblematiek beziggehouden. In 1982 heeft de toenmalig Staatssecretaris van Volksgezondheid en Milieuhygiene in een notitie aan de Vaste Commissie voor Milieuhygiene van de Tweede Kamer een aantal beleidsvoornemens gepresenteerd om

tot vermindering van de loodbelasting te komen. Voor het terugdringen van de loodinname via drinkwater zijn toen de volgende mogelijkheden genoemd: (i) vervanging van loden leidingen, (ii) voorlichting aan de consument om de leiding door te spoelen na langdurige stilstand van het water en (iii) conditionering van het water. Als eerste stap voor het opstellen van een actieplan heeft de overheid het noodzakelijk geacht nader inzicht te krijgen in de loodafgifte in elk distributiegebied afzonderlijk.

De afgelopen 10 jaar is in binnen- en buitenland (KIWA/RID, 1982; Hulsmann, 1985; Gregory en Jackson, 1984; Greathouse et al., 1976; Sartor et al., 1981) reeds veel onderzoek gedaan naar het loodgehalte van tapwater uit loden leidingen. Hieruit blijkt, dat de waarde van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ vaak overschreden wordt. Vrijwel al het uitgevoerde onderzoek is echter gebaseerd op eenmalige bemonsteringsmethoden. Een nadeel hiervan is, dat zij geen beeld geven van de werkelijke loodinname via drinkwater, omdat geen rekening gehouden wordt met het feit, dat de verblijftijd en daarmee het loodgehalte van drinkwater in loden leidingen sterk varieert. Dit bezwaar kleeft niet aan de "proportionele" bemonsteringsmethode die aan het eind van de jaren zeventig door het RID is geïntroduceerd (Zoeteman en Haring, 1978). In deze methode wordt gedurende een langere tijd een evenredig deel van het geconsumeerde drinkwater afgetapt en op lood geanalyseerd. Toepassing van deze methode in 12 steden met onbeschermd loden leidingen wees uit, dat in 20 % van de ongeveer 600 bemonsterde panden de waarde van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ overschreden werd (KIWA/RID, 1982). Deze resultaten brachten de VEWIN ertoe een onderzoek in te stellen naar het loodgehalte van

drinkwater in alle voorzieningsgebieden in Nederland, hetgeen aansloot bij het eerder genoemde actieplan van de overheid.

Hoewel een vooruitgang, is de methode van proportionele bemonstering tijdrovend en kostbaar en daarom voor een dergelijk grootschalig onderzoek niet geschikt. Het doel van het in dit rapport beschreven onderzoek is:

1. het ontwikkelen van een experimenteel eenvoudige methode om de loodiname via drinkwater vast te stellen. (In de Memorie van Toelichting bij het Waterleidingbesluit van 1984 wordt dit onderzoek al aangekondigd);
2. toepassing van deze methode in alle distributiegebieden in Nederland ten einde het gemiddelde loodgehalte van het drinkwater te bepalen.

De VEWIN heeft het KIWA belast met de ontwikkeling van de methode en de coördinatie en rapportage van de metingen, die door de waterleidingbedrijven en waterleidinglaboratoria zijn uitgevoerd.

1.2 Methode en opzet van het onderzoek

Essentie van de in dit onderzoek ontwikkelde methode is de loden buisproef. In deze proef wordt het loodgehalte per watertype gemeten als functie van de verblijftijd in een loden leiding. De redenering achter de keuze van deze methode is de volgende. Het loodgehalte van drinkwater wordt met name bepaald door de waterkwaliteit, de samenstelling van de laag corrosieproducten aan de binnenzijde van de buis en de verblijftijd van het water. De eerste twee factoren zijn in het algemeen binnen een voorzieningsgebied constant. In principe is het daarom

mogelijk om de loodiname per voorzieningsgebied vast te stellen door het loodgehalte van het water in een loden buis te meten bij variërende verblijftijden en vervolgens de resultaten van de loden buizenproef te combineren met gegevens over tappartronen. Laatstgenoemde gegevens zijn echter schaars, zodat de relatie tussen de loden buizenproef en de loodiname empirisch vastgesteld moet worden. Voor dit doel wordt in dit onderzoek gebruik gemaakt van de resultaten van de eerder besproken proportionele bemonstering.

Het onderzoek is gestart met een inventarisatie van het loden buizenbestand. De resultaten zijn vermeld in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 beschrijft de loden buizenproef en geeft de resultaten van de proeven die in vrijwel alle gebieden met loden leidingen zijn uitgevoerd. De verkregen gegevens worden geanalyseerd ten einde inzicht te krijgen in het mechanisme dat aan de loodafgifte ten grondslag ligt. De empirische relatie tussen de loden buizenproef en de loodiname komt in hoofdstuk 4 aan de orde. Aangetoond wordt, dat de gemiddelde loodiname vertaald kan worden naar parameters die eenvoudig met de loden buizenproef zijn te bepalen. Combinatie van de resultaten in hoofdstuk 3 en 4 levert in hoofdstuk 5 informatie over de loodiname via drinkwater in de belangrijkste loodgebieden in Nederland. Het rapport sluit af met een hoofdstuk waarin de belangrijkste conclusies zijn opgenomen.

HET LODEN BUIZENBESTAND

Loden buizen vormen de oudste bestanddelen van het Nederlandse waterleidingnet. Tot ongeveer 1930 werd vrijwel alleen dit materiaal gebruikt voor dienst- en binnenleidingen. Daarna zijn geleidelijk andere materialen in gebruik genomen.

Voor en na de tweede wereldoorlog is het lood in ongelegeerde vorm toegepast (KIWA, 1950). Tijdens deze oorlog zijn, vanwege de schaarste aan lood, pogingen gedaan om gelegeerd loden buizen (minimaal 95 % lood en 1 % antimoon) te introduceren. Deze legeringen hebben een grotere trekvastheid, waardoor, bij gelijke sterkte, met minder materiaal kan worden volstaan. In hoeverre dergelijke buizen ook werkelijk toepassing hebben gevonden, is niet bekend. Praktijkervaringen duiden er echter op, dat gelegeerd loden buizen, zo ze al toegepast zijn, vanwege hun beperkte levensduur inmiddels uit het leidingnet verdwenen zijn. Na de oorlog is de toepassing van lood voor drinkwaterleidingen sterk verminderd en thans zelfs verboden. Loden leidingen komen daarom nu alleen nog in oude woningen en aansluitingen voor.

Naast onbeschermd loden leidingen zijn in sommige streken loden leidingen met een inwendige tinvoering of tincoating toegepast. Dit gebeurde vooral daar waar men vermoedde dat het water erg agressief was voor lood.

Bij de start van het loodonderzoek (voorjaar 1983) is bij de waterleidingbedrijven door middel van een enquête geïnformeerd naar het bestand aan loden leidingen. Daarbij is gevraagd om gegevens over zowel dienst- als binnenleidingen, terwijl tevens verzocht is het aandeel van de buizen met tinvoe-

ring op te geven. De resultaten van de enquête zijn opgenomen in bijlage I. Hierin is ook het totale buizenbestand per bedrijf vermeld. Deze gegevens zijn ontleend aan de VEWIN-statistieken van 1984. Blanco vakken in bijlage I duiden op het ontbreken van de betreffende informatie.

Bijlage I geeft vrij gedetailleerde informatie over het bestand aan loden dienstleidingen. Hierbij moet wel aangetekend worden, dat het in veel gevallen om ruwe schattingen gaat en dat van enkele gebieden gegevens ontbreken. Globaal blijken 560.000 van de 5.1 miljoen aansluitingen in Nederland van lood te zijn. Ongeveer 110.000 hiervan bevatten een inwendige tinlaag. Twintig jaar geleden bedroeg het aantal loden dienstleidingen naar schatting 1.3 miljoen.

Zoals uit bijlage I blijkt, beschikken de waterleidingbedrijven vrijwel niet over gegevens omtrent de loden binnenleidingen. Aan de hand van een enquête onder 1472 huishoudens in 1976 (Haring, 1979) werd het totaal aantal loden binnenleidingen geschat op 932.000 \pm 91.000.

3 HET LOODOPLOSSEND VERMOGEN VAN HET DRINKWATER IN GEBIEDEN MET LODEN LEIDINGEN

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de loden buizenproef en geeft een overzicht van de resultaten die inmiddels in de meeste voorzieningsgebieden met loden leidingen met deze proef zijn verkregen. Deze gegevens worden vervolgens geanalyseerd om de factoren vast te stellen die het loodoplossend vermogen van drinkwater bepalen. Het belangrijkste doel van de loden buizenproeven is echter om gegevens te verkrijgen op basis waarvan het gemiddelde loodgehalte van tapwater geschat kan worden. De wijze waarop deze schatting uitgevoerd wordt en de resultaten hiervan komen in de volgende hoofdstukken aan de orde.

Het in dit rapport beschreven onderzoek is gericht op onbeschermd loden buizen. Zoals reeds opgemerkt in het vorige hoofdstuk, komen in sommige gebieden loden buizen met een inwendige tinlaag voor. De beschermende werking van tinlagen is in dit onderzoek op beperkte schaal onderzocht. De resultaten hiervan komen ook in dit hoofdstuk aan de orde.

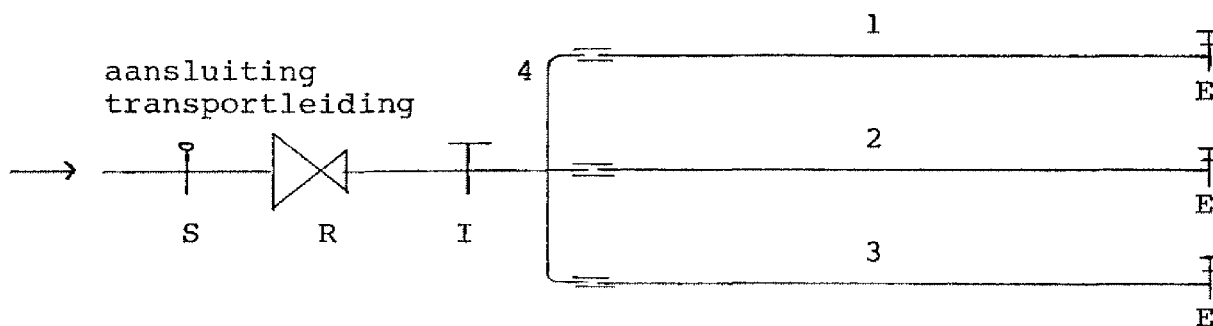
3.2 Methode

3.2.1 Standaard loden buizenopstelling

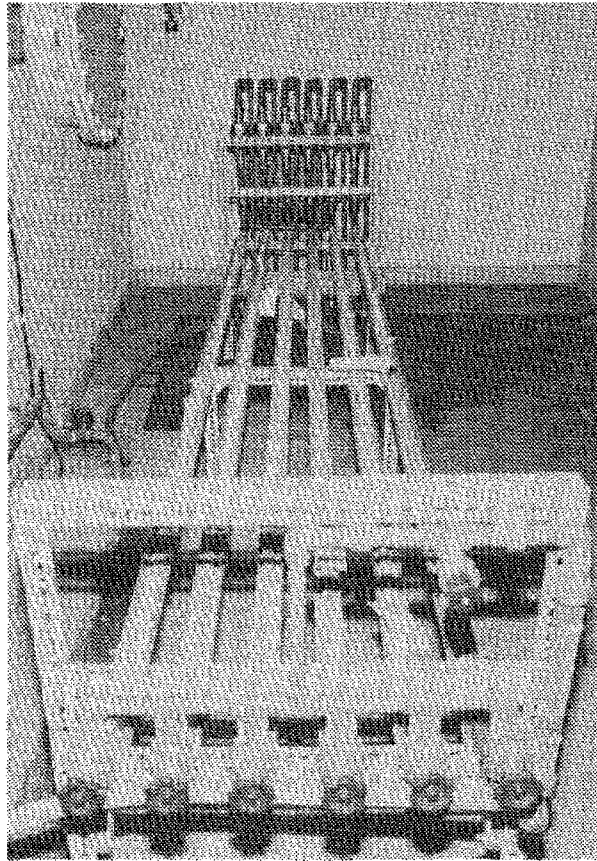
Voor de bepaling van het loodoplossend vermogen is gebruik gemaakt van loden buizenopstellingen, die in vrijwel alle gevallen in het pompstation zijn geïnstalleerd. Alle opstellingen bevatten (meestal drie) gepassiveerde buizen, dat wil zeggen buizen

waarin zich aan de binnenzijde een laag van loodzouten (deklaag) gevormd heeft. Dit maakt een vertaling van de resultaten naar het voorzieningsgebied mogelijk, omdat daar overwegend ook gepassiveerde buizen voorkomen. Om aan de eis van passivatie te voldoen, moesten voor de meeste opstellingen buizen in het voorzieningsgebied opgegraven worden. Zoveel mogelijk zijn hiervoor verschillende locaties gekozen. De uitname en het transport van de leidingen is zo voorzichtig mogelijk gebeurd, om beschadigingen aan de deklaag te beperken. Om dezelfde reden zijn de buizen zolang mogelijk gevuld gebleven met water. Alle buizen zijn voor de installatie in de opstelling op de mate van deklaagvorming onderzocht.

In figuur 3.1 is de loden buizenopstelling schematisch weergegeven. Figuur 3.2 toont één van de opstellingen.



Figuur 3.1 - Schematische weergave van de loden buizenopstelling
1, 2, 3 loden buizen
4 kunststofleiding (lichtdicht)
E tapkraan met kaliberplaatje voor effluent
I tapkraan voor influent
R reduceertoestel
S stopkraan



Figuur 3.2 - Een van de loden buizenopstellingen

Behoudens de loden proefbuizen zijn in de opstelling nog de volgende (zoveel mogelijk niet-loodhoudende) onderdelen opgenomen:

1. een kunststof aanvoerleiding;
2. een kunststof tapkraan voor de bemonstering in de aanvoerleiding en direct na elke proefbuis;
3. een reduceertoestel in de aanvoerleiding om eventuele drukfluctuaties te nivelleren;
4. een kaliberplaatje aan het eind van elke buis voor de snelheidsregeling.

De hulpstukken zijn met knelkoppelingen gemonteerd. De aanvoerleiding is door middel van wateranalyses op loodafgifte gecontroleerd.

In de loop van het onderzoek kwam naar voren, dat bij gebruik van lichtdoorlatende materialen algengroei optreedt, waardoor de proeven verstoord worden. Een aantal opstellingen moest daarom later zo gewijzigd worden, dat er geen licht meer tot het water kon toetreden.

De waterleidingbedrijven is verzocht om de opstellingen horizontaal of licht oplopend naar het tappunt te plaatsen in ruimtes waar de temperatuur vrij constant is en waar geen trillingen optreden.

3.2.2 Proefuitvoering

Het onderzoek is uitgevoerd door het loodgehalte van het water in de loden buizen te meten na stilstandtijden van 0,5, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 48 en 72 uur. In enkele gevallen is van deze tijdreeks afgeweken. Vóór iedere stagnatieproef is de buisinhoud minstens driemaal verversed. De bemonstering van de proefbuizen vond plaats door verdringing van het "stagnatiewater" met vers water uit de aanvoerleiding. Omdat de snelheid van het water in het midden van de buis groter is dan aan de wand, treedt bij het verdringen menging op van het inkomende en stagnerende water. Dit kan de resultaten beïnvloeden. Om dit te voorkomen, is bij de monsternamen minimaal het laatste kwart van de buisinhoud onbenut gelaten. Laboratoriumproeven met een kleurstof hebben aangetoond, dat deze marge onder de gegeven proefomstandigheden ruim voldoende is. Voorts is een voorloop van 50 à 100 ml niet opgevangen.

Zowel bij het bemonsteren als het verversen van de buizen lag de watersnelheid in het laminaire gebied. Bij de meeste opstellingen bedroeg deze ongeveer 5 cm/sec.

3.2.3 Wateranalyses

De loodmetingen zijn uitgevoerd door de in KIWA-verband samenwerkende laboratoria. Daarbij is er naar gestreefd de analysemethoden zo goed mogelijk op elkaar af te stemmen. Dit heeft geleid tot een schriftelijk verzoek aan de laboratoria om de volgende punten in acht te nemen:

1. voor de loodmonsters polytheen flessen gebruiken. Nieuwe flessen vooraf gedurende 24 uur met salpeterzuur behandelen (Haring, 1984);
2. het monster voor de loodbepaling niet filtreren;
3. zo snel mogelijk na de monsternamen aanzuren met salpeterzuur tot pH = 2 of lager;
4. bij de loodbepaling standaardadditie toepassen. Pas als aangetoond is dat voor het betreffende watertype de ijklijnmethode dezelfde waarden oplevert, mag deze techniek toegepast worden.

Om de vergelijkbaarheid van de laboratoriumresultaten vast te stellen, is ten tijde van het loodproject een ringonderzoek voor lood georganiseerd op het niveau van 300 en 350 µg/l. Deze concentraties liggen midden in de range van verzadigingswaarde die met de buizenproef gemeten zijn. Aan het ringonderzoek hebben 24 laboratoria deelgenomen. Voor het gemiddelde en de standaarddeviatie werden respectievelijk de volgende waarden verkregen (Olrichs, 1985): 289 en 43 µg/l voor het niveau van 300 µg/l en 355 en 52 µg/l voor het niveau van 350 µg/l. Hieruit blijkt, dat er een redelijke overeenstemming tussen de laboratoria is. In eerdere ringonderzoeken zijn vergelijkbare resultaten voor lagere loodconcentraties verkregen (Olrichs, 1983 en 1985).

Behalve het loodgehalte is van het stilstaande water ook de temperatuur en, waar mogelijk, bij langere standtijden het zuurstofgehalte en de pH bepaald. Laatstgenoemde parameters zijn in het onderzoek opgenomen om eventueel optredende corrosieprocessen vast te stellen. Van het inkomende water zijn minstens één keer de volgende parameters bepaald: pH, CO_2/CO_3 , HCO_3 , O_2 , Pb, Cu, Elektrisch geleidingsvermogen, temperatuur. Deze parameters zijn hoofdzakelijk uit theoretische overwegingen geselecteerd.

3.2.4 Deelnemende waterleidingbedrijven

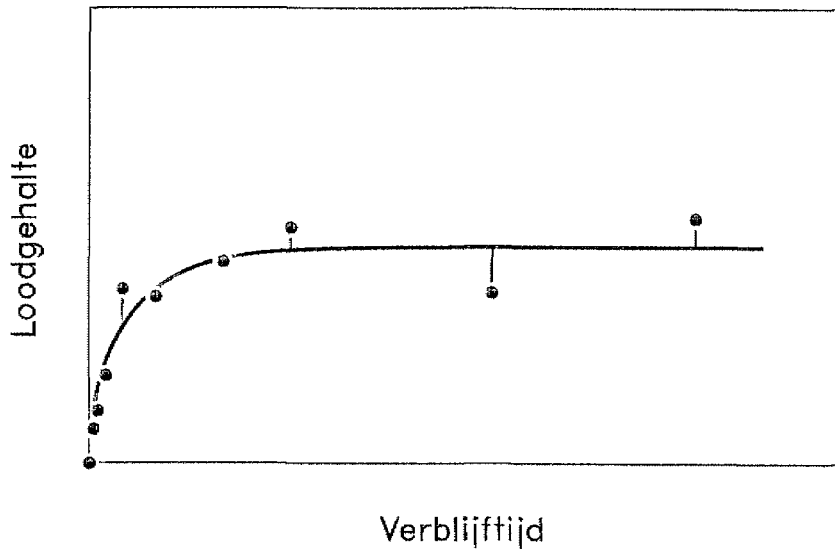
De bedrijven die aan de loden buizenproeven hebben deelgenomen, zijn in bijlage II vermeld.

3.2.5 Gegevensverwerking

In het algemeen blijkt het loodgehalte van het water in de proefbuizen na een aanvankelijk snelle toename met de verblijftijd een min of meer constante waarde te bereiken. In figuur 3.3 is dit verloop schematisch weergegeven.

Dergelijke lood-stagnatiecurven bevatten informatie over de mogelijke loodinnname door de consument. Op de eerste plaats betreft dit de plateauwaarde (PbMAX), die inzicht geeft in het loodgehalte na lange verblijftijden in de dienst- en binnenleidingen. Op de tweede plaats geeft het stijgende deel van de curve aan hoe snel het loodgehalte van drinkwater bij stilstand in loden leidingen toeneemt. Een praktische maat voor deze snelheid is de verblijftijd, waarbij de waarde van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Waterleidingbesluit) bereikt wordt (T_{50}). Beide parameters kunnen voor een gegeven serie lood-verblijf-

tijd-gegevens door curve-fitting bepaald worden.



Figuur 3.3 - Schematisch verband tussen het loodgehalte van het water in een loden buis en de verblijftijd

In deze techniek worden de parameters in een vooraf gekozen modelvergelijking zodanig gekozen, dat de som van de kwadraten van de afwijkingen van de meetpunten van de modellijn minimaal is (zie figuur 3.3). In dit onderzoek wordt de volgende vergelijking gebruikt:

$$\begin{aligned} \text{Pb}(t) = \text{PbMAX} \{ & 1 - 0.692\exp(-5.78 \text{ B}t) - \\ & - 0.131\exp(-30.5 \text{ B}t) - 0.0534\exp(-74.9 \text{ B}t) - \\ & - 0.0288\exp(-139 \text{ B}t) - 0.0179\exp(-223 \text{ B}t) \} \end{aligned} \quad [3.1]$$

$$\text{met } B = D/a^2 \quad [3.2]$$

waarin $\text{Pb}(t)$ de loodconcentratie na verblijftijd t voorstelt. PbMAX is de plateauwaarde, D de diffusiecoëfficiënt van het loodion (-complex) en a de straal van de buis.

Vergelijking [3.1] is gebaseerd op een diffusiemodel (zie Van den Hoven, 1984; aan de modelvergelijking uit deze publikatie zijn twee termen toegevoegd om toepassing voor kortere verblijftijden mogelijk te maken).

In recent ander KIWA-onderzoek is aangetoond, dat de invloed van de verblijftijd op de afgifte van koper door koperen waterleidingen met dit model goed beschreven kan worden (Van den Hoven, 1984). In paragraaf 3.3.4 zal blijken, dat dit ook voor de loodafgifte door loden leidingen geldt. Hoewel er nog vele andere wiskundige uitdrukkingen bestaan die het in figuur 3.3 geschetste verband kunnen beschrijven, is aan vergelijking [3.1] de voorkeur gegeven omdat de hierin voorkomende parameters een fysische betekenis hebben. Zoals hierna zal blijken, strekt dit tot voordeel bij de interpretatie van de resultaten.

Vergelijking [3.1] geldt voor waarden van Bt groter dan ongeveer 3×10^{-3} , hetgeen voor buizen met een straal van 9.5 mm en voor waarden van D gelijk aan die vermeld in de literatuur (Parsons, 1959) overeenkomt met verblijftijden van meer dan ongeveer 5 minuten. Hiervan is in dit onderzoek vrijwel steeds sprake geweest.

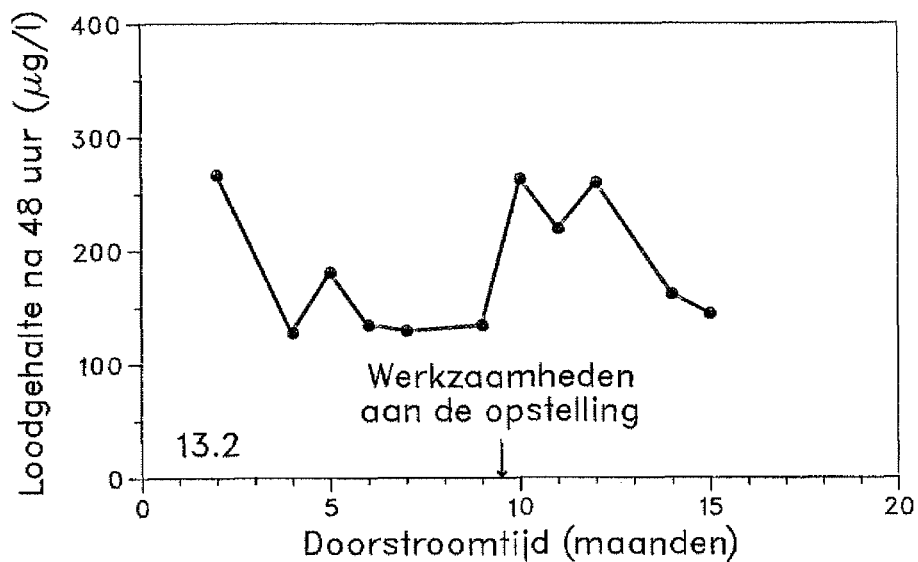
De T_{50} -waarden zijn uit $PbMAX$ en B berekend met behulp van vergelijking [3.1].

3.3 Resultaten en discussie

3.3.1 Invloed van de doorstroomtijd

Op vrijwel alle pompstations zijn de opstellingen na de installatie 1 à 2 weken doorstroomd, waarna de loodstagnatiecurven zijn bepaald. Vervolgens is met een klein aantal opstellingen de loodafgifte

als functie van de doorstroomtijd gemeten om de reproduceerbaarheid van de stagnatiecurven vast te stellen. Deze metingen toonden aan, dat de loodafgifte tijdens de eerste maanden van doorstroming (soms aanzienlijk) kan dalen. Ter illustratie hiervan zijn in figuur 3.4 de loodconcentraties weergegeven zoals deze periodiek na 48 uur stilstand in opstelling 13.2 zijn gemeten.



Figuur 3.4 - Het loodgehalte van het water van pompstation 13.2 na 48 uur stilstand in loden buizen als functie van de doorstroomtijd

Duidelijk is te zien, dat de loodafgifte tijdens de doorstroming daalt. Pas na maanden wordt een constant niveau bereikt. Worden de buizen daarna weer blootgesteld aan trillingen (in dit geval door de installatie van koperen buizen), dan neemt de loodafgifte sterk toe. Soortgelijke resultaten zijn met andere opstellingen verkregen (zie volgende hoofdstuk). Het ligt voor de hand de daling van de loodafgifte toe te schrijven aan veranderingen in de

deklaagstructuur. Waarschijnlijk is bij de uitname, het transport en de installatie van de loden buizen, hoe voorzichtig ook uitgevoerd, de laag corrosieproducten aan de binnenzijde beschadigd. De beschermende werking, die van deze laag uitgaat, neemt hierdoor af. Bij doorstroming van de buizen kan de deklaag zich onder invloed van corrosiereacties herstellen, wat gepaard zal gaan met een daling van de loodafgifte. De veronderstelling, dat er een deklaag gevormd wordt tijdens het doorstromen van de buizen, wordt gesteund door de resultaten van zuurstofmetingen. Deze wijzen uit, dat het zuurstofverbruik van het water in recent geïnstalleerde loden buizen afneemt naar mate deze langer doorstroomd zijn (zie paragraaf 4.3.3, 4.3.5, 4.3.9). Voor koperen buizen is aangetoond, dat een dergelijk zuurstofverbruik het gevolg is van deklaagvorming (Van den Hoven, 1983).

Op grond van deze bevindingen is beloten om de opstellingen, die pas geïnstalleerd waren, na de eerste serie metingen enkele maanden continu te doorstromen en vervolgens de proeven te herhalen. Zoveel mogelijk is door middel van tussentijdse metingen onderzocht of stabilisatie was opgetreden. Opstellingen waar geen tussentijdse metingen zijn verricht, worden als gestabiliseerd verondersteld wanneer minimaal 6 maanden doorstroomd is. Gezien de resultaten van bovenstaand en ook ander onderzoek (zie volgende hoofdstuk, figuren 4.3, 4.9 en 4.14), is deze veronderstelling gerechtvaardigd. In de volgende paragraaf zullen de resultaten van de eerste en tweede serie metingen besproken worden.

3.3.2 Lood-stagnatiecurven

In bijlage III en IV zijn per pompstation de resultaten van de metingen aan recent geïnstalleerde respectievelijk gestabiliseerde opstellingen weergegeven. Meetpunten die drie maal zo hoog of zo laag als de naastliggende punten lagen, zijn als uitbijters beschouwd en daarom niet in de figuren opgenomen. De getrokken lijnen in de grafieken zijn door curve-fitting met vergelijking [3.1] verkregen. Om identificatie te vergemakkelijken, is in deze lijnen bij 10 en 90 uur het symbool van de corresponderende buis (verkleind) weergegeven. Dit zijn dus geen meetpunten.

In de legenda zijn achtereenvolgens vermeld het codelnummer van het waterleidingbedrijf (bd), van het pompstation (ps) en van de loden buis en de T_{50} -waarde.

In het algemeen blijken de stagnatiecurven per pompstation redelijk overeen te stemmen, hetgeen de betrouwbaarheid van de buizenproef bevestigt. Op enkele pompstations wordt echter een grote spreiding tussen de buizen gevonden. In een aantal gevallen ging dit samen met andere afwijkingen. Zo blijkt de hoge loodafgifte van buis 2 in opstelling 1.3 (bijlage III) gepaard te gaan met een sterke pH-daling van het water tijdens stilstand in deze buis. De aard van het verzuringsproces kon niet vastgesteld worden. De geringe overeenstemming van de curven van pompstation 3.1 (bijlage III) en 16.1 (bijlage IV) is terug te voeren op verschillen in waterkwaliteit. Hierop komen we in het volgende hoofdstuk terug.

In bijlage V en VI zijn de plateau- en B-waarden weergegeven, zoals deze door curve-fitting met vergelijking [3.1] voor de recent geïnstalleerde res-

pectievelijk gestabiliseerde opstellingen verkregen zijn. Tevens is hier de relatieve fout in beide parameters en de buisdiameter vermeld. In alle gevallen is de spreiding in de plateauwaarden veel kleiner dan die in de B-waarden. Gemiddeld genomen zijn de resultaten van de gestabiliseerde opstellingen iets nauwkeuriger dan die van de recent geïnstalleerde.

Om nadere analyses van de resultaten te vergemakkelijken, zijn de gegevens in bijlage V en VI op de volgende wijze bewerkt:

1. buizen met een spreiding van meer dan 30 % in PbMAX of 100 % in B zijn uit het bestand verwijderd. Voor verdere analyses worden deze metingen te onnauwkeurig geacht;
2. per opstelling zijn de plateauwaarden op overeenstemming getoetst met behulp van de studentized range toets bij een betrouwbaarheid van 95 %. Deze toets is uitgevoerd zoals omschreven in bijlage VII;
3. de T_{50} -waarde is afhankelijk van de buisdiameter: naar mate de diameter groter wordt zal het langer duren voordat het loodgehalte de grens van 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ bereikt. Bij het middelen van de T_{50} -waarden is deze afhankelijkheid in rekening gebracht door vooraf alle T_{50} -waarden te normeren op de meest voorkomende buisstraal van 9.5 mm. Uit vergelijking [3.1] kan eenvoudig afgeleid worden, dat T_{50} evenredig is met het kwadraat van de straal. Dit verband wordt door de loodmetingen experimenteel bevestigd (zie paragraaf 3.3.4). Daarom is de normering volgens onderstaande uitdrukking uitgevoerd:

$$T_{s_0}(9.5) = T_{s_0}(x) \left(\frac{9.5}{x} \right)^2 \quad [3.3]$$

waarin $T_{s_0}(x)$ de T_{s_0} -waarde van een buis met straal x voorstelt.

De procedure onder 2 is vanuit statistisch oogpunt niet geheel juist. Toch is zij gevolgd, omdat op deze wijze eenvoudig een redelijk betrouwbaar gegevensbestand verkegen wordt, dat een nadere analyse mogelijk maakt. Bovendien is niet te verwachten, dat meer verfijnde maar veel tijdrovender statistische analyses tot andere conclusies zullen leiden, gezien de talrijke andere onzekerheden die rondom de loodmetingen bestaan.

De resultaten van bovenbeschreven gegevensverwerking zijn opgenomen in tabel 3.1 en 3.2.

Tabel 3.1 - Overzicht van plateau- en T₅₀-waarden van recent geïnstalleerde opstellingen

Pomp-station	buizen waarover gemiddeld wordt	plateauwaarde (µg/l)	T ₅₀ (min)
31.1	1,2,3	79	151
25.1	1,2	85	161
31.2	1,2,3	95	212
27.1	2,3	101	172
3.3	1,2,3	108	200
14.1	1,2	129	46
7.1	2,3	131	16
31.4	1,2,3	146	30
27.2	2,3	161	313
21.2	1,2,3	163	60
17.1	1,2,3	180	24
2.1	2,3	183	15
35.4	1,2,3	212	69
21.1	2,3	213	21
18.4	2,3	227	23
13.2	1,2,3	239	8.3
23.1	1,2,3	249	24
8.1	1,2	254	21
17.2	1,2,3	270	39
13.1	1,2,3	272	29
20.2	1,2	272	6.3
35.1	1,2,3	289	30
5.1	1,2,3	293	62
9.2	1,2	299	3.3
35.3	1,2,3	302	25
34.1	1,2,3	309	17
9.1	1,2	313	5.3
18.3	2,3	331	17
1.3	1,3	339	5.3
15.1	1,2	341	10
1.2	1,2,3	366	6.2
18.2	2,3	375	5.1
1.1	1,2,3	391	7.2
35.2	1,2,3	497	28
18.1	1,2	501	5
20.1	1,2,3	523	6.3
24.1	1,2	572	<5
6.1	1,2,3	644	<5
19.1	1,3	651	<5
11.1	1,2,3	671	<5
3.1	2,3	711	<5
16.1	1,2,3	749	<5
28.1	1,2	759	<5
32.1	2,3	1010	<5

Tabel 3.2 - Overzicht van plateau- en T_{s_0} -waarden van gestabiliseerde opstellingen

Pomp- station	buizen waarover gemiddeld wordt	plateauwaarde ($\mu\text{g/l}$)	T_{s_0} (min)
30.3n	1,2	78	204
2.1	2,3	88	737
10.1	1,2	109	132
27.1	1,2,3	119	123
18.4	1,3	128	151
25.1	1,2,3	135	32
27.2	1,2	144	85
10.3	1,2	145	224
14.1	2,3	159	154
18.2	2,3	160	88
23.1	1,2,3	165	44
13.2	1,2,3	166	59
33.2	1	167	64
13.1	1,2,3	169	148
16.1n	1,2	177	67
21.2	1,2,3	184	63
12.1	1,2,3	188	41
1.2	1,2,3	189	39
21.1	1,2,3	192	31
5.1	1,2,3	205	73
29.1	1,2	219	14
30.1	1,2	227	15
30.3o	1,2	231	24
18.1	2,3	245	45
4.1	2,3	247	26
6.1	1,2,3	252	17
18.3	1,2,3	253	36
15.1	1,2,3	258	12
18.5	1,2,3	277	28
16.1o	3	360	11
11.1	1,2,3	362	22
33.1	1,2,3	393	7

o = oud (vóór recente conditionering)

n = nieuw (nà recente conditionering)

Overeenkomstig de verwachting zijn de plateauwaarden van de gestabiliseerde opstellingen gemiddeld genomen lager dan die van de recent geïnstalleerde. In geen enkel geval is het loodoplossend vermogen (plateauwaarde) echter kleiner dan 50 µg/l. De T_{50} -waarden variëren van enkele uren voor watertypen met een laag loodoplossend vermogen tot korter dan 5 minuten voor sterk loodoplossende watertypen.

3.3.3 Het loodoplossend vermogen in relatie tot de waterkwaliteit

Uit tabel 3.1 en 3.2 blijkt, dat de plateau- en T_{50} -waarden voor de onderzochte watertypen sterk uiteenlopen. Dit duidt erop, dat de waterkwaliteit van invloed is. Om hier kwantitatief inzicht in te krijgen, is met behulp van multiple regressie onderzocht of, en zo ja in welke mate, er een relatie bestaat tussen de plateauwaarden en de volgende waterparameters: pH (7.1 - 8.7), TAC = ($\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 + \text{CO}_2$) (1.2 - 6.5 mMol/l), O_2 (5.6 - 10.5 mg/l), Cl (15 - 166 mg/l), SO_4 (0 - 190 mg/l) en de temperatuur (7 - 20 °C). Tussen haken is het gebied aangegeven waarover de betreffende parameter varieerde. De chloride- en sulfaatgehalten zijn ontleend aan VEWIN-statistieken (1981). De overige parameters zijn in dit onderzoek bepaald. De regressie is alleen op de gegevens van de gestabiliseerde opstellingen toegepast, omdat deze het meest betrouwbaar zijn. Het gegevensbestand is daarbij aangevuld met de resultaten van loodmetingen met enkele experimentele watertypen die (nog) niet gedistribueerd worden en daarom niet in bijlage VI en tabel 3.2 zijn opgenomen. Uitgaande van lineaire verbanden werd de volgende vergelijking verkregen:

$$\text{PbMAX}(\mu\text{g/l}) = - 141 \text{ pH} + 12 \text{ T} + 1135 \quad [3.4]$$

waarin T de temperatuur (in °C) voorstelt. De plateauwaarde van gestabiliseerde opstellingen neemt dus af met toenemende pH en afnemende temperatuur. De overige parameters die boven genoemd zijn, hebben volgens deze analyse bij een betrouwbaarheid van 95 % geen significante invloed op PbMAX.

Vergelijking [3.4] moet echter met de nodige voorzichtigheid beschouwd worden, omdat het slechts 37 % van de variantie in PbMAX verklaart. Andere factoren spelen dus ook nog een belangrijke rol. Ongetwijfeld is de spreiding tussen de laboratoria er daar één van (zie paragraaf 3.2.3). Hoewel speculatief, is het toch nuttig om hier kort op mogelijke andere factoren in te gaan. Allereerst moeten de waterparameters, die niet in de regressie betrokken zijn, genoemd worden, zoals het TOC-gehalte. Het is algemeen bekend, dat humuszuren zware metalen in sterke mate binden, waardoor meer metalen in oplossing kunnen gaan. Een geheel andere factor die van invloed kan zijn, is de wijze van doorstromen tijdens de ontwikkeling van de deklaag. Aanwijzingen hiervoor zijn verkregen uit aanvullende proeven op pompstation 30.3. Daaruit blijkt, dat uit leidingen die continu doorstroomd worden minder lood in oplossing gaat dan uit buizen die met tussenpozen doorstroomd worden (in dit geval 5 keer per etmaal circa 10 minuten; het verschil in loodafgifte varieerde van 30 tot 100 %). Deze bevindingen komen overeen met de resultaten van recent ander KIWA-onderzoek (Hulsmann, 1985). Deze laten verhoogde loodgehalten aan de tapkraan zien in panden met een uitzonderlijk laag waterverbruik. Tenslotte kan een beïnvloeding van de loodafgifte door de materiaalsamenstelling, hoewel erg onwaar-

schijnlijk, niet geheel uitgesloten worden (KIWA, 1950).

Het bovenstaande maakt duidelijk, dat een gegevensbestand, dat opgebouwd is door metingen aan een groot aantal proefopstellingen zich niet leent voor een nauwgezette en betrouwbare analyse van de relatie tussen het loodoplossend vermogen en de waterkwaliteit. Experimenten aan één opstelling met een systematische variatie van afzonderlijke waterparameters, zijn daarvoor de aangewezen weg. In zeer beperkte mate zijn dergelijke proeven in dit onderzoek gedaan. Zo is op pompstation 16.1, onder gelijkblijving van alle andere parameters, de invloed van de pH onderzocht (zie paragraaf 4.3.1). Een verhoging van de pH van 7.1 naar 7.8 à 7.9 leidt tot een verlaging van het loodoplossend vermogen van 360 naar 177 µg/l. Dit effect is groter dan vergelijking [3.4] voorspelt. Uit deze en andere proeven blijkt, dat vergelijking [3.4] wel de richting maar niet de grootte van de invloed van de pH en de temperatuur op het loodoplossend vermogen juist voorspelt.

3.3.4 De bruikbaarheid van het diffusiemodel

De verwerking van de resultaten van de loden buizenproeven steunt zwaar op vergelijking [3.1]. Deze vergelijking is gebaseerd op een diffusiemodel. In dit model wordt aangenomen, dat de toename van het loodgehalte bij stilstand in een loden buis bepaald wordt door diffusie van lood-ionen vanaf de deklaag naar het midden van de buis. De talrijke loodmetingen maken het nu mogelijk om achteraf de juistheid van deze aanname vast te stellen. Daartoe zijn de B-waarden van de recent geïnstalleerde (bijlage V) en gestabiliseerde opstellingen (bijlage VI) per

buisstraal gemiddeld en vergeleken met de theoretische waarden zoals deze met vergelijking [3.2] berekend worden. Bij de berekening is voor D de waarde van het Pb^{2+} -ion ingevuld (Parsons, 1959). B-waarden met een spreiding van meer dan 100 % zijn bij het middelen buiten beschouwing gelaten. De resultaten zijn weergegeven in tabel 3.3.

Tabel 3.3 - Vergelijking tussen de experimentele en theoretische waarden voor de parameter B in vergelijking [3.1]. De experimentele waarden zijn bepaald met de loden buizen opstellingen; de theoretische zijn berekend met vergelijking [3.2]

straal (mm)	B (1/sec)		
	theoretisch (verg. [3.2])	experimenteel	
		recent geïnstalleerd	gestabiliseerd
6.5	2.3×10^{-5}	1.7×10^{-5} (n = 33)	1.5×10^{-5} (n = 32)
9.5	1.1×10^{-5}	$8.8 \cdot 10^{-6}$ (n = 107)	8.3×10^{-6} (n = 62)
11	8.1×10^{-6}	2.6×10^{-6} (n = 2)	3.9×10^{-6} (n = 1)
12.5	6.2×10^{-6}	3.1×10^{-5} (n = 1)	4.0×10^{-5} (n = 1)

n = aantal buizen

Tabel 3.3 laat zien, dat de B-waarde van zowel de recent geïnstalleerde als de gestabiliseerde buizen met een straal van 6.5 en 9.5 mm dicht bij de theoretische voorspellingen ligt. Bij de overige buisstralen is er geen overeenstemming maar gezien het zeer geringe aantal metingen kan hier geen beteke-

nis aan toegekend worden. Op grond van deze resultaten kan geconcludeerd worden, dat het diffusiemodel zowel de invloed van de verblijftijd als de buisdiameter op het loodgehalte van drinkwater uit loden buizen goed beschrijft, hetgeen in overeenstemming is met recente bevindingen van Kuch en Wagner (1983). Het maakt daarbij niet uit of de deklaag intact is of niet. Dit is een waardevolle conclusie, omdat het de interpretatie van de loodmetingen aanzienlijk vereenvoudigt. Bovendien kan het model in de toekomst dienen om in combinatie met gegevens over tapgewoonten de loodname van diverse categorieën verbruikers te voorspellen.

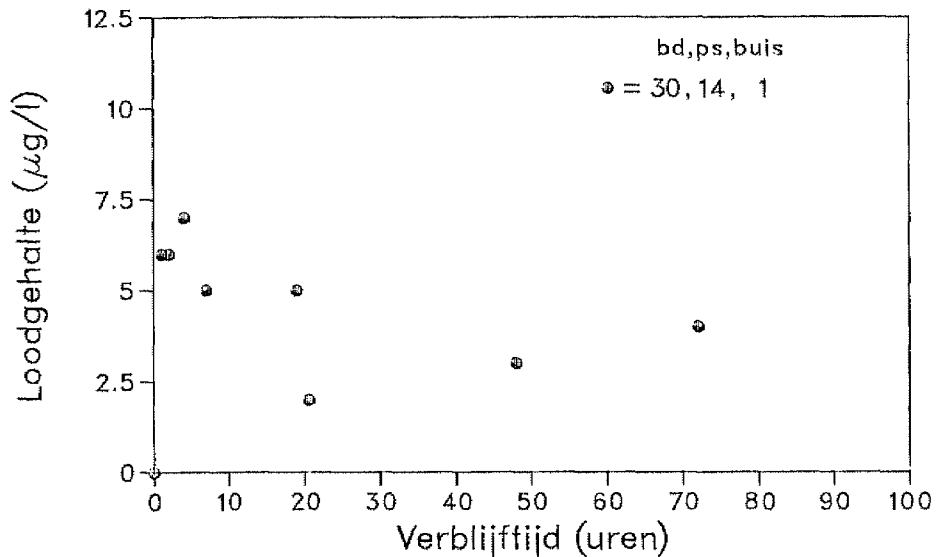
3.4 Loden buizen met een inwendige tinlaag

Onderzoek aan enkele uitgenomen vertinde loden buizen leert, dat twee soorten tinlagen te onderscheiden zijn: een tinvoering met een dikte van 0.5 mm of meer en een tincoating die veel dunner is. Van beide typen zijn in dit onderzoek buizen op loodafgifte onderzocht. Bij aanwezigheid van een tinvoering blijkt het loodgehalte van het water, ook na verblijftijden van enkele dagen, zelden de waarde van 50 µg/l te overschrijden. Bij het merendeel van de onderzochte buizen lag het loodgehalte in de orde van grootte van dat van het inkomende water (zie figuur 3.5).

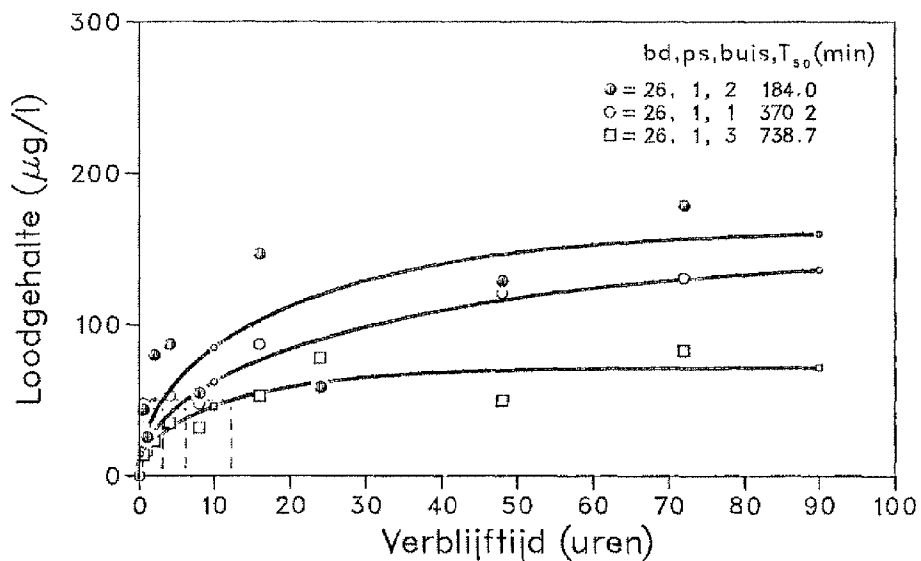
Geheel anders is de situatie voor buizen met een tincoating. Figuur 3.6 laat de lood-stagnatiecurven zien zoals deze voor drie van dergelijke buizen verkregen zijn.

Het loodgehalte neemt toe met de verblijftijd tot waarden boven de 50 µg/l. Dit duidt op een aanzienlijk contactoppervlak tussen het water en het lood.

Visuele inspectie bevestigde, dat in alle buizen de coating plaatselijk verdwenen was. De conclusie is dan ook, dat de in het verleden toegepaste buizen met een tincoating nu als onbeschermde loden buizen beschouwd moeten worden.



Figuur 3.5 - Het loodgehalte van drinkwater in een loden buis met tinvoering als functie van de verblijftijd



Figuur 3.6 - Het loodgehalte van drinkwater in loden buizen met tincoating als functie van de verblijftijd

3.4.1 Conclusies

Het loodoplossend vermogen (= plateauwaarde) van het water in gebieden met gestabiliseerde loden leidingen varieert van 80 tot 400 $\mu\text{g/l}$. De T_{50} -waarden lopen hier uiteen van circa 5 minuten tot enkele uren.

Voor een deel wordt de opname van lood in drinkwater door de waterkwaliteit bepaald: bij een verhoging van de pH en een verlaging van de temperatuur daalt het loodoplossend vermogen.

De afgifte van lood door loden buizen neemt aanzienlijk toe als deze aan trillingen zijn blootgesteld. Maanden na de blootstelling kan dit effect zich nog manifesteren. Daarom moeten loden buizen, ook al zijn ze gepassiveerd, na installatie in een opstelling enkele maanden doorstroomd worden voordat de loodafgifte stabiel is.

De invloed van de verblijftijd en de buisdiameter op het loodgehalte van drinkwater kan goed met een diffusiemodel beschreven worden.

4 HET LOODOPLOSSEND VERMOGEN VAN DRINKWATER IN RELATIE TOT HET LOODGEHALTE AAN DE TAPKRAAN

4.1 Inleiding

In het vorige hoofdstuk zijn de resultaten besproken van het onderzoek naar het loodoplossend vermogen van het drinkwater in gebieden met loden leidingen. Er blijkt van een vrij grote variatie sprake te zijn. De vraag is nu of er een verband bestaat tussen het loodoplossend vermogen en de loodinnname via drinkwater en als dat zo is, hoe dit verband dan tot uitdrukking gebracht kan worden. Dit hoofdstuk probeert op deze vragen een antwoord te geven. Allereerst zullen we daartoe een overzicht geven van de beschikbare gegevens over het loodgehalte van tapkraanmonsters.

4.2 Beschikbare gegevens over het loodgehalte van tapkraanmonsters

Bij de start van dit loodproject is een inventarisatie gemaakt van de loodmetingen die in het verleden door de waterleidingbedrijven in hun voorzieningsgebied zijn uitgevoerd. Met name de laatste 10 jaar zijn dergelijke metingen op ruime schaal verricht. Bestudering van de gegevens leert, dat de spreiding per voorzieningsgebied altijd bijzonder groot is. Enerzijds is dit terug te voeren op variaties in de contacttijd van het water met de loden leidingen en in de stroomsnelheid ("spreiding binnen een pand"), anderzijds spelen variaties in de constructie en samenstelling van de drinkwaterinstallaties een rol ("spreiding tussen panden"). Als

gevolg van de grote spreiding en het feit, dat de bemonsteringscondities veelal niet of onvoldoende bekend zijn, geven veel van de eerder genoemde loodmetingen geen inzicht in de loodiname via drinkwater in een bepaald voorzieningsgebied.

Een dergelijk inzicht kan wel ontleend worden aan het loodonderzoek dat in de periode 1977-1979 door het RID en het KIWA in 19 steden is uitgevoerd (KIWA en RID, 1982). In dit onderzoek is de "spreiding binnen een pand" onderdrukt door gedurende 1 week een deel van het voor consumptie gebruikte water af te tappen (proportionele bemonstering) en van het verzamelmonster het loodgehalte te bepalen. De "spreiding tussen panden" is in rekening gebracht door per voorzieningsgebied 50 panden te bemonsteren. In tabel 4.1 zijn de resultaten van het 19-steden onderzoek samengevat. Steden waar uitsluitend lood met tinvoering voorkomt of waarvan het loodoplossend vermogen van het drinkwater niet is gemeten, zijn niet in de tabel opgenomen. De eerste kolom geeft het rekenkundig gemiddelde weer. Hierbij moet aangetekend worden, dat de loodconcentraties geen normale verdeling volgen. In elke stad vertoont de verdeling een "staart" naar hoge waarden. De logaritme van de loodconcentratie is bij benadering wel normaal verdeeld. Voor statistische analyses is het daarom beter het geometrisch gemiddelde te hanteren. In dit onderzoek is echter toch gekozen voor het rekenkundig gemiddelde, omdat deze grootte gemakkelijker is te hanteren en bovendien het uiteindelijke beeld hierdoor niet beïnvloed wordt. In de tweede kolom is de 90-ste percentiel vermeld. Dit stelt het loodgehalte voor waar 90 % van de monsters onder ligt. Samen met de gemiddelde waarde geeft het een indruk van de hoge uitschieters.

Tabel 4.1 - Het gemiddelde en de 90-ste percentiel van het loodgehalte van het geconsumeerde drinkwater. Gegevens ontleend aan het KIWA-RID rapport (1982).
Voor een verklaring zie bovenstaande tekst

Stad	loodgehalte geconsumeerd drinkwater ($\mu\text{g/l}$) rekenkundig gemiddelde	90-ste percentiel
A	100	180
B	67	110
C	49	75
D	79	120
E	38	65
F	69	105
G	27	40
H	21	40
I	38	65
J	60	90

De gemiddelde waarden van de steden A, C en J in tabel 4.1 wijken enigszins af van de waarden die vermeld zijn in het 19-steden rapport (KIWA en RID, 1982). De oorzaak hiervan is dat, in tegenstelling tot het 19-steden rapport, in bovenstaande tabel percelen met uitsluitend koperen leidingen buiten beschouwing zijn gelaten. Bovendien zijn in tabel 4.1 voor stad J de binneninstallaties met een loodconcentratie van kleiner dan 30 $\mu\text{g/l}$ niet meegenomen. De reden hiervan is, dat in stad J ook loden leidingen met tinvoering voorkomen. Omdat het loodonderzoek gericht is op onbeschermd lood, moet het gegevensbestand hiervoor gecorrigeerd worden.

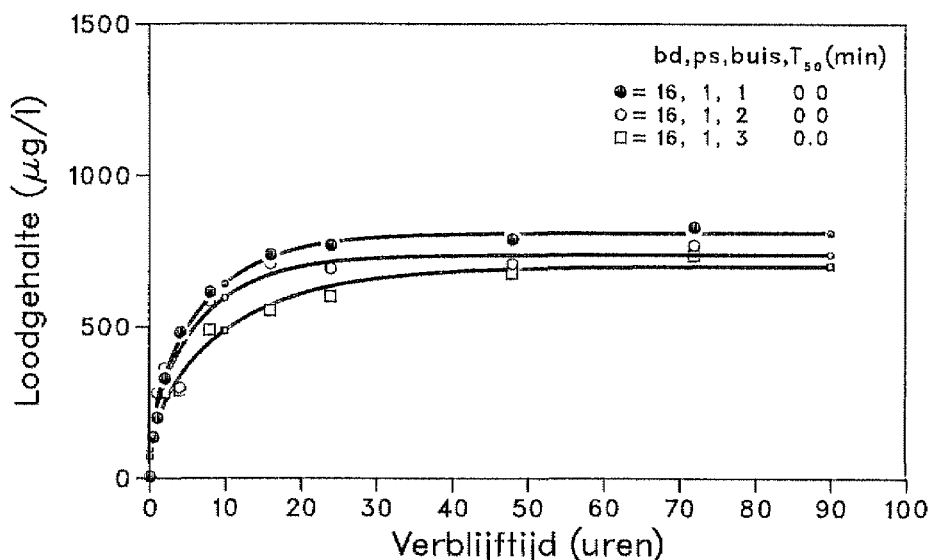
Dit is mogelijk aan de hand van de loodconcentratie, omdat uit het 19-steden onderzoek blijkt, dat bij aanwezigheid van een gave tinvoering het loodgehalte vrijwel altijd beneden de 30 µg/l blijft.

Van de beschikbare gegevens over tapkraanmonsters geven de resultaten van het 19-steden onderzoek het meest betrouwbare beeld van de loodname via drinkwater. Deze gegevens zullen dan ook gebruikt worden om na te gaan in hoeverre het loodoplossend vermogen bepalend is voor de loodbelasting van de consument via drinkwater. In de volgende paragraaf zal daartoe eerst voor elk van de in tabel 4.1 genoemde steden de resultaten van het onderzoek naar het loodoplossend vermogen van het gedistribueerde water besproken worden.

4.3 Het loodoplossend vermogen van het water in de steden van het "19-stedenonderzoek"

4.3.1 Stad A

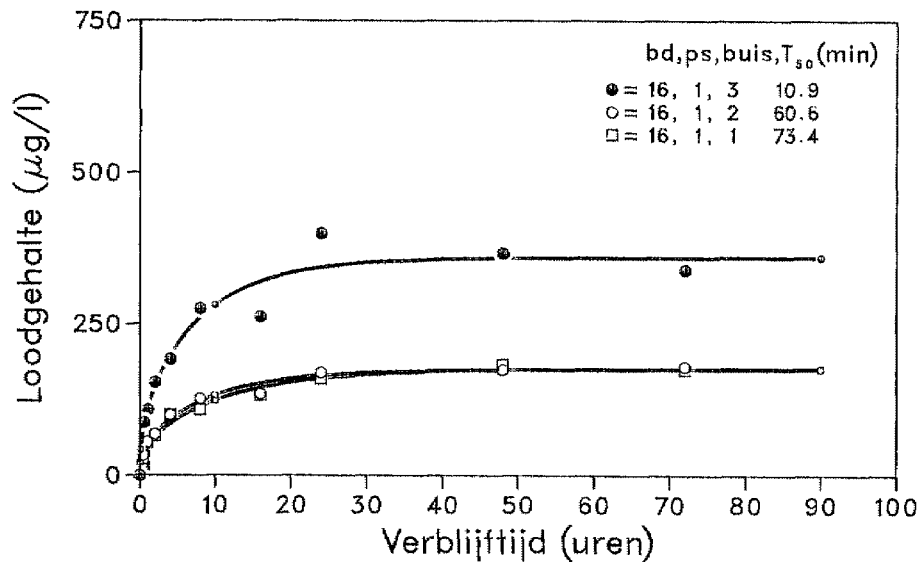
Stad A wordt gevoed door één pompstation. Twee maal is hier, conform de procedure die beschreven is in paragraaf 3.2, met 3 loden buizen het loodgehalte van het water gemeten als functie van de verblijftijd. De resultaten van de eerste meting zijn weergegeven in figuur 4.1. Deze meting is vrijwel direct uitgevoerd nadat de buizen uit het voorzieningsgebied waren genomen. In de legenda zijn achtereenvolgens vermeld het codenummer van het waterleidingbedrijf (bd), van het pompstation (ps) en van de loden buis en de T_{50} -waarde (in minuten). T_{50} stelt de verblijftijd voor, waarbij de waarde van 50 µg/l bereikt wordt.



Figuur 4.1 - Lood-stagnatiecurven van stad A, gemeten kort na installatie van de buizenopstelling (pH = 6.7)

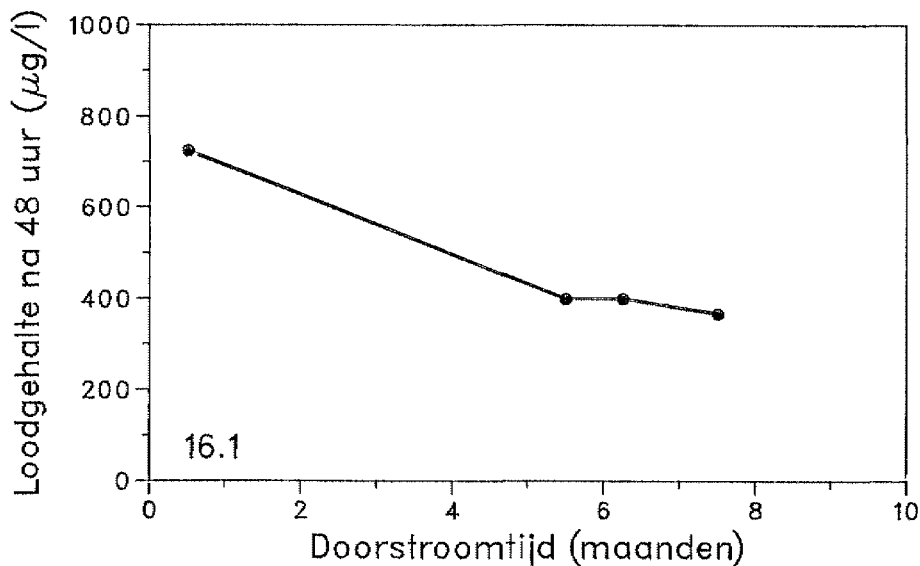
In de periode tussen de eerste en tweede meting is door opname van een loogdosering in het zuiveringsproces de waterkwaliteit gewijzigd. Twee van de buizen (nrs. 1 en 2) zijn met het nieuwe watertype (pH = 7.8-7.9) doorstroomd, één (nr. 3) met het oorspronkelijke (pH = 7.1). Na ruim 7 maanden doorstroming zijn de resultaten in figuur 4.2 verkregen.

Opvallend in deze figuur is de sterke verlaging van de loodafgifte als gevolg van de loogdosering. Dit gunstige effect van pH-verhoging komt ook tot uiting in de T_{50} -waarden. Deze stijgt van 10 minuten voor het ongeleogde water tot ruim een uur voor het geleogde water. Vergelijking van figuur 4.1 en 4.2 leert, dat het loodoplossend vermogen van het oorspronkelijke water na het doorstromen aanzienlijk is gedaald. Voor een klein deel is dit terug te voeren op het verschil in pH van het water tijdens



Figuur 4.2 - Lood-stagnatiecurven van stad A, gemeten na stabilisatie van de opstelling. Bovenste curve: oorspronkelijk water-type (pH = 7.1) Onderste curve: geloofd water (pH = 7.8-7.9)

de eerste en tweede meting (6.7 respectievelijk 7.1). Voor het grootste deel zal de daling echter te maken hebben met het herstel van beschadigingen in de deklaag, die (zoals besproken in paragraaf 3.3.1) tijdens de uitname en de installatie van de buizen ontstaan. De vraag is nu of de deklaag zich tijdens de 7 maanden van doorstroming in die mate heeft kunnen herstellen, dat de resultaten van buis 3 representatief zijn voor het loodoplossend vermogen van het drinkwater van stad A. Deze vraag kan met redelijke zekerheid bevestigend beantwoord worden, omdat tussentijdse metingen na ongeveer 5 en 6 maanden bij een verblijftijd van 48 uur (zie figuur 4.3) dezelfde resultaten gaven als die na 7 maanden.

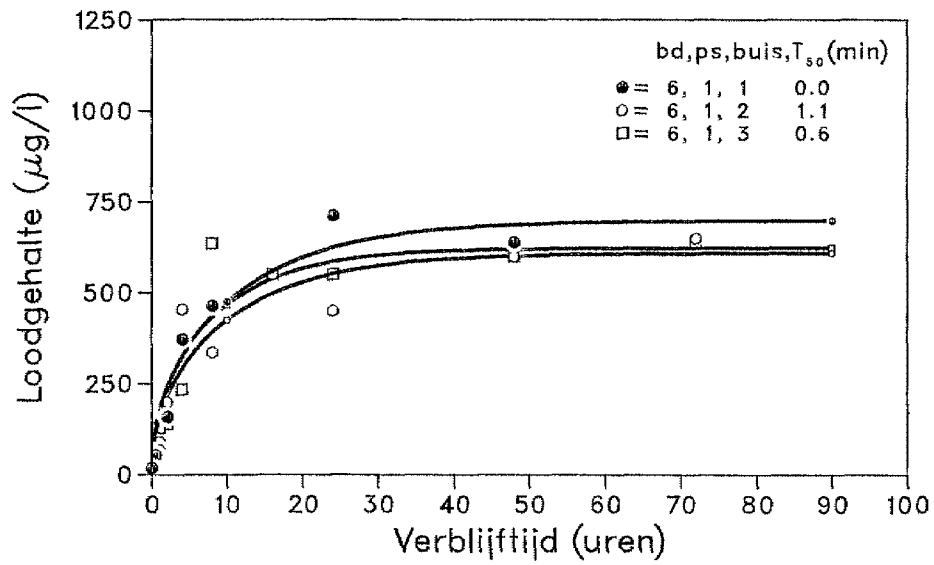


Figuur 4.3 - Het loodgehalte van het (niet geloogde) water van A na 48 uur stilstand in een loden buis als functie van de doorstroomtijd

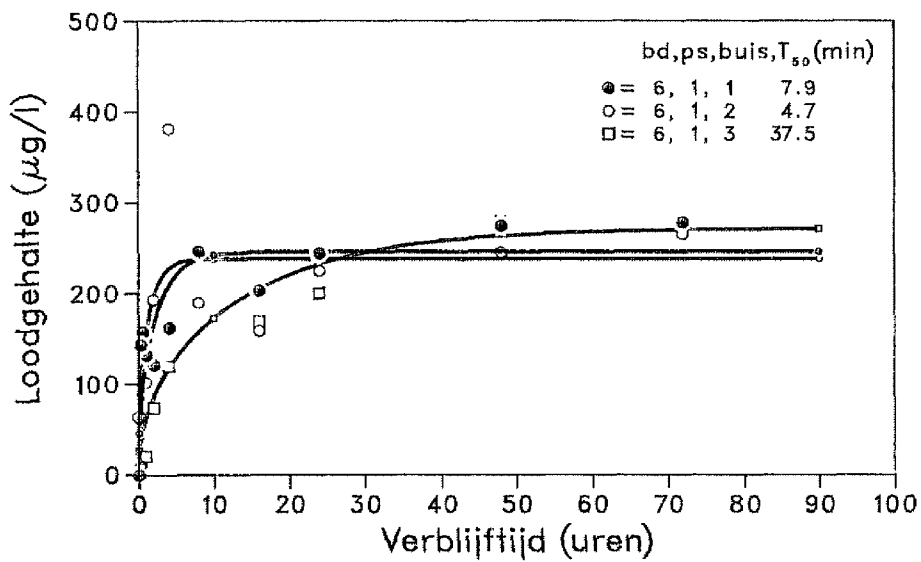
De samenstelling van het water tijdens de eerste meting en van het influent van buis 3 bij de tweede meting is vrijwel identiek aan die van het drinkwater ten tijde van het 19-steden-onderzoek. De resultaten van deze metingen zullen dan ook met de gegevens van de proportionele bemonstering gecorrigeerd worden.

4.3.2 Stad B

Op het pompstation, dat stad B van drinkwater voorziet, is de loden buizenproef twee keer volledig uitgevoerd, terwijl tussentijds een keer bij één standtijd is gemeten. De eerste meting vond plaats kort na de installatie van de loden buizenopstelling, de tweede is uitgevoerd nadat de buizen 18 maanden doorstroomd waren. De resultaten zijn weergegeven in figuur 4.4 respectievelijk 4.5



Figuur 4.4 - Lood-stagnatiecurven van B, gemeten direct na installatie van de opstelling



Figuur 4.5 - Lood-stagnatiecurven van B, gemeten na stabilisatie van de opstelling

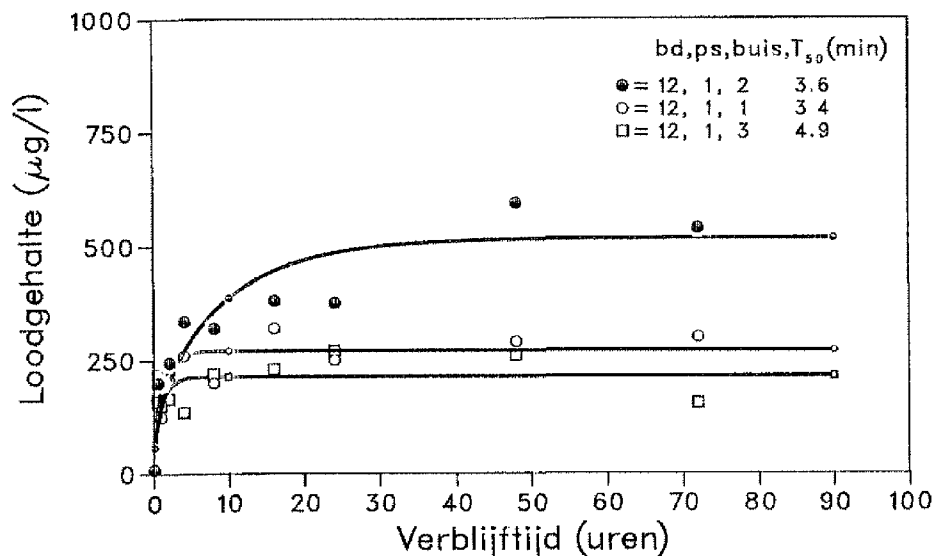
Ook in dit geval blijkt het loodoplossend vermogen sterk verminderd te zijn na het doorstromen van de

buizen. Het is niet waarschijnlijk, dat deze daling zich bij langer doorstromen nog veel verder zal doorzetten, omdat de resultaten van de tussentijdse meting (na 16 maanden doorstromen: 331 $\mu\text{g/l}$ na 48 uur stilstand) niet veel van die in figuur 4.5 afwijken. Bovendien blijkt uit de proeven op de andere pompstations, dat na een half jaar doorstromen vrijwel altijd stabilisatie is opgetreden.

Van belang is nog, dat de waterkwaliteit sinds het 19-steden onderzoek geen wijziging heeft ondergaan.

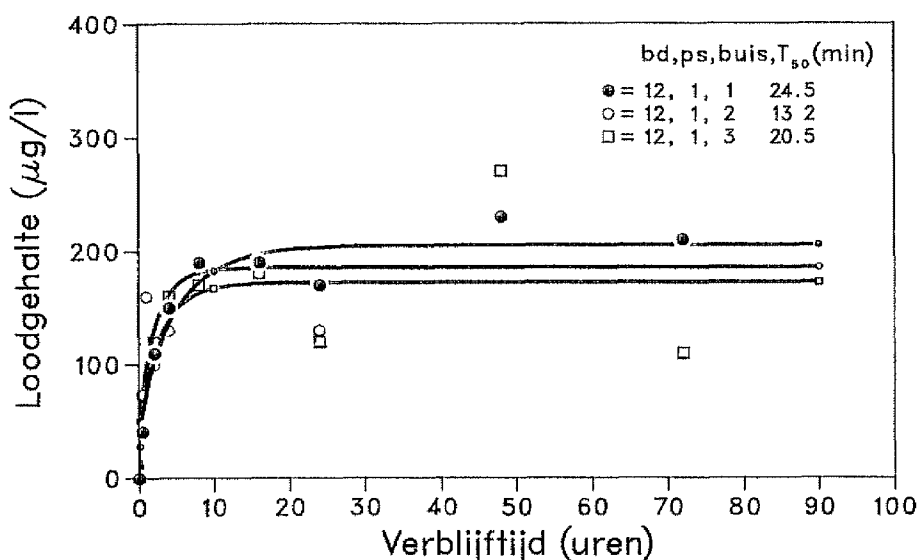
4.3.3 Stad C

Ook op het pompstation van stad C zijn de loodproeven twee keer uitgevoerd. De eerste meting direct na uitname van de loden buizen uit het distributiegebied gaf de resultaten die in figuur 4.6 gepresenteerd zijn.



Figuur 4.6 - Lood-stagnatiecurven van C, gemeten kort na installatie van de opstelling

De plateauwaarde van een van de buizen verschilt sterk van die van de overige twee. Na ruim een half jaar doorstroming is dit verschil verdwenen, zoals uit figuur 4.7 blijkt. De plateau's liggen op hetzelfde niveau als die van de samenvallende curven in figuur 4.6. Een verklaring voor deze resultaten is, dat de deklaag in buis 2 bij de uitname en installatie meer beschadigd is dan die in de andere twee. Deze veronderstelling wordt gesteund door het feit, dat bij de eerste meting de zuurstofconsumptie tijdens stilstand van het water in buis 2 groter was dan die in buis 1 en 3.



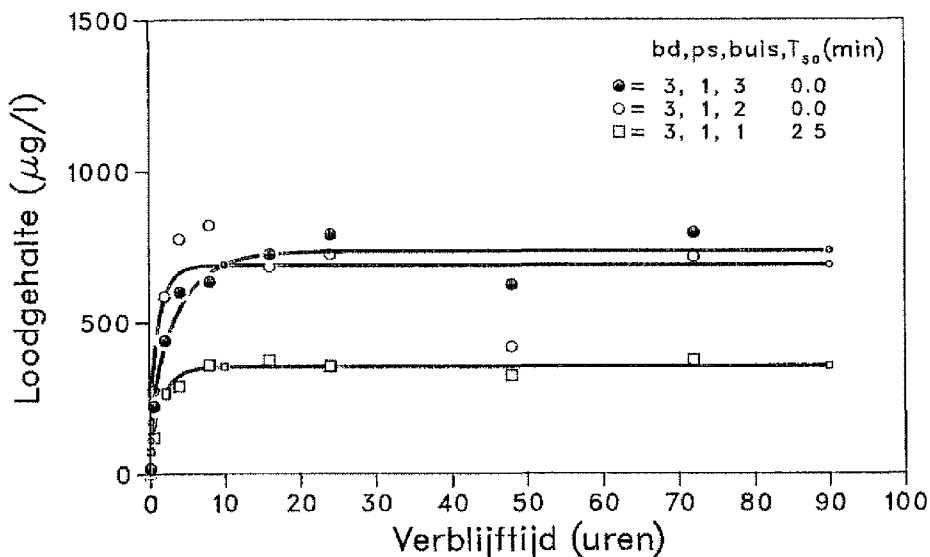
Figuur 4.7 - Lood-stagnatiecurven van C, gemeten na een half jaar doorstroming van de opstelling

Bij de tweede meting trad in geen van de buizen een significante daling van het zuurstofgehalte op, hetgeen op een gave deklaag wijst (zie paragraaf 3.3). Zowel de zuurstof- als de loodmetingen duiden er dus op, dat de opstelling bij de tweede meting in voldoende mate gestabiliseerd is.

De watersamenstelling is sinds het 19-steden onderzoek niet gewijzigd.

4.3.4 Stad D

In stad D zijn de loodmetingen niet op het pompstation maar in de stad uitgevoerd. Daarvoor is de loden dienstleiding van een drietal percelen gebruikt. Twee van de percelen waren bewoond en hebben een nieuwe (PVC) dienstleiding gekregen. Op alle leidingen heeft tot vlak voor de proefneming een normaal verbruik gezeten. De bemonstering vond plaats via een tapkraan met kaliberplaat, die vlak voor de (oorspronkelijke) watermeter was aangebracht. De metingen zijn op dezelfde wijze uitgevoerd als de proeven met de loden buizenopstellingen. De resultaten zijn weergegeven in figuur 4.8.



Figuur 4.8 - Lood-stagnatiecurven van de dienstleiding van 3 panden in stad D. Twee panden worden gevoed door pompstation 3.1a (bovenste curven), een door de pompstations 3.1b en 3.1c (onderste curve)

Figuur 4.8 laat zien, dat de loodcurven van twee percelen samenvallen. De derde curve wijkt sterk af. Deze afwijking blijkt terug te voeren op een verschil in de herkomst van het water. Analyse van het inkomende water leert, dat tijdens de loodproeven perceel 2 en 3 vrijwel steeds door het pompstation 3.1a gevoed zijn, terwijl het water in perceel 1 van het pompstation 3.1b en/of 3.1c afkomstig was. Het drinkwater in stad D is dus niet overal gelijk van samenstelling. Dit is vrijwel zeker ten tijde van het 19-steden onderzoek ook niet het geval geweest. Uit distributietechnische gegevens blijkt, dat mogelijk 14 van de 50 proportioneel bemonsterde panden voor korte of langere tijd water van 3.1b en 3.1c hebben ontvangen. Zeker is, dat de overige 36 percelen door pompstation 3.1a gevoed zijn. Opsplitsing van de gegevens van de proportionele bemonstering naar pompstation resulteert in een (rekenkundig) gemiddeld loodgehalte aan de tapkraan van 81 $\mu\text{g}/\text{l}$ voor 3.1a en 77 $\mu\text{g}/\text{l}$ voor 3.1b/3.1c. Het verschil in waterkwaliteit komt hierin dus nauwelijks tot uiting. Verschillende oorzaken kunnen hiervoor genoemd worden:

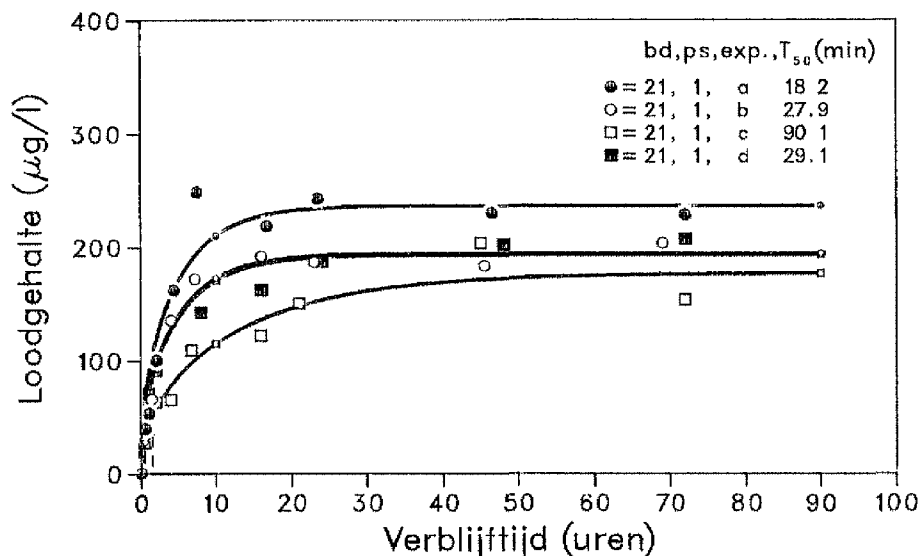
1. sommige van de 14 bovengenoemde percelen ontvangen water van wisselende kwaliteit. Dit kan de loodafgifte ongunstig beïnvloeden;
2. in de periode van het 19-steden onderzoek was het gebruik van een van de 14 panden extreem laag (5 m^3/jaar). Dit pand geeft mogelijk geen goed beeld van de gemiddelde loodinnname. Wordt dit pand uit de gegevens weggelaten, dan wordt voor 3.1b/3.1c een gemiddelde waarde van 65 $\mu\text{g}/\text{l}$ verkregen;
3. het aantal percelen, dat tijdens het 19-steden onderzoek niet door pompstation 3.1a van water is voorzien, is mogelijk toch kleiner geweest.

Gezien deze onzekerheden lijkt het raadzaam de 14 percelen buiten het correlatie-onderzoek te houden en te volstaan met de gegevens die op pompstation 3.1a betrekking hebben.

4.3.5 Stad E

De stad E wordt gevoed door twee pompstations. Op beide is een loden buizenopstelling geplaatst. Omdat de percelen, die in het 19-steden onderzoek bemonsterd zijn vrijwel uitsluitend water van één van deze pompstations ontvangen (21.1), zullen in deze paragraaf alleen de resultaten van het loodonderzoek op dit pompstation worden besproken.

De loodmetingen op pompstation 21.1 zijn direct na installatie van de loden buizen uitgevoerd en na 3, 6 en 15 maanden doorstroming van de opstelling. De resultaten zijn weergegeven in figuur 4.9. Elk punt in deze figuur stelt het gemiddelde loodgehalte van 3 buizen voor.



Figuur 4.9 - Lood-stagnatiecurven van 21.1, gemeten direct na installatie (a) en na 3 (b), 6 (c) en 15 (d) maanden doorstroming

Na 3 maanden doorstroming is de plateauwaarde gedaald van 235 naar 195 $\mu\text{g/l}$. Zuurstofmetingen wijzen uit, dat deze daling gepaard gaat met een afname van het zuurstofverbruik tijdens stilstand van het water (zie tabel 4.2)

Tabel 4.2 - Het zuurstofverbruik van het water van 21.1 tijdens stilstand in de loden buizenopstelling na diverse doorstroomtijden

standtijd (uren)	zuurstofverbruik (mg/l) na x maanden doorstroming			
	x = 0	x = 3	x = 6	x = 15
24	1.9	2.0	-	-
48	6.2	2.6	-	1.2
72	7.8	2.6	-	-

- = niet significant

Beide verschijnselen duiden, zoals eerder besproken (paragraaf 3.3), op herstel van de beschadigingen die door de uitname, het transport en de installatie van de buizen zijn ontstaan. Na langere doorstroomtijden treedt geen significante zuurstofdaling meer op.

Figuur 4.9 laat zien, dat de loodafgifte na 3 en 15 maanden doorstroming vrijwel identiek is. De meting na 6 maanden geeft echter, met name bij korte verblijftijden, een ander beeld. De oorzaak hiervan is niet duidelijk. Deze discrepantie komt overigens ook tot uiting in de waarden die, door fitting van de gegevens met vergelijking [3.1], voor de diffusiecoëfficiënt D worden verkregen. Na substitutie

in deze vergelijking van de waarde van 9.5 mm voor de straal van de buizen resulteren voor de eerste, tweede en vierde meting waarden van respectievelijk 0.79×10^{-9} , 0.78×10^{-9} en 0.76×10^{-9} m²/sec. Dit is in redelijke overeenstemming met literatuurgegevens (0.98×10^{-9} m²/sec voor het Pb²⁺-ion (Parsons, 1959)). De diffusiecoëfficiënt die op basis van de derde meting verkregen wordt (0.30×10^{-9} m²/sec.), wijkt hier vanaf.

Op grond van deze gegevens zullen de samenvallende curven in figuur 4.9 als representatief voor de gestabiliseerde opstelling beschouwd worden. De waterkwaliteit van 21.1 is sinds het 19-steden onderzoek niet veranderd.

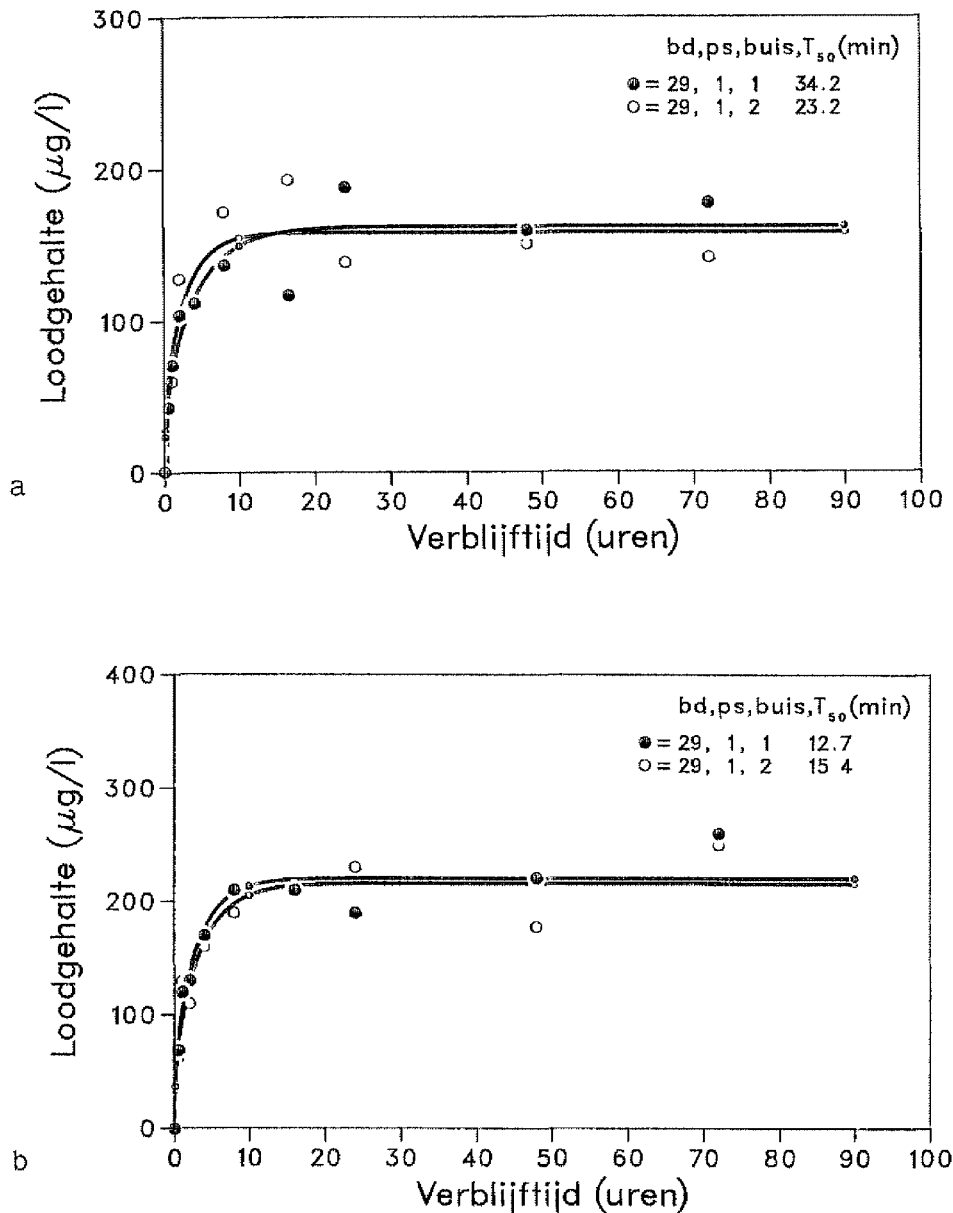
4.3.6 Stad F

De loden buizenopstelling van F, waarmee in dit onderzoek de metingen zijn verricht, is al in 1969 op het pompstation geplaatst. Behoudens enkele onderbrekingen is de opstelling volgens een vast patroon van stilstand en stroming met water doorstroomd.

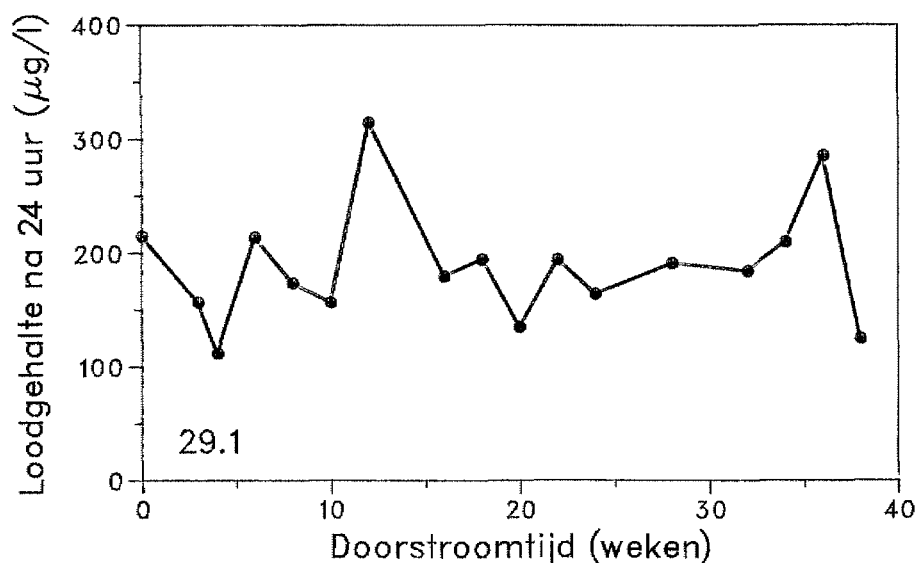
In november 1983 en oktober 1984 is met 2 buizen uit de opstelling een volledige lood-stagnatiecurve gemeten. De resultaten zijn in figuur 4.10 weergegeven.

Opmerkelijk is dat, terwijl de spreiding per buis gering is en de overeenstemming van de twee buizen per proef goed, de reproduceerbaarheid van de metingen matig is. Weliswaar is de waterkwaliteit door toepassing van chlooring tussentijds gewijzigd, maar dit speelt blijkens andere metingen nauwelijks een rol. Blijkbaar zijn andere (externe) factoren in het geding. De variatie van de loodafgifte in de tijd blijkt ook uit de resultaten van de loodmetin-

gen, die tussentijds ongeveer tweewekelijks na 24 uur stilstand zijn uitgevoerd (zie figuur 4.11).



Figuur 4.10 - Lood-stagnatiecurven van de gestabiliseerde opstellingen van F, gemeten in november 1983 (a) en oktober 1984 (b)



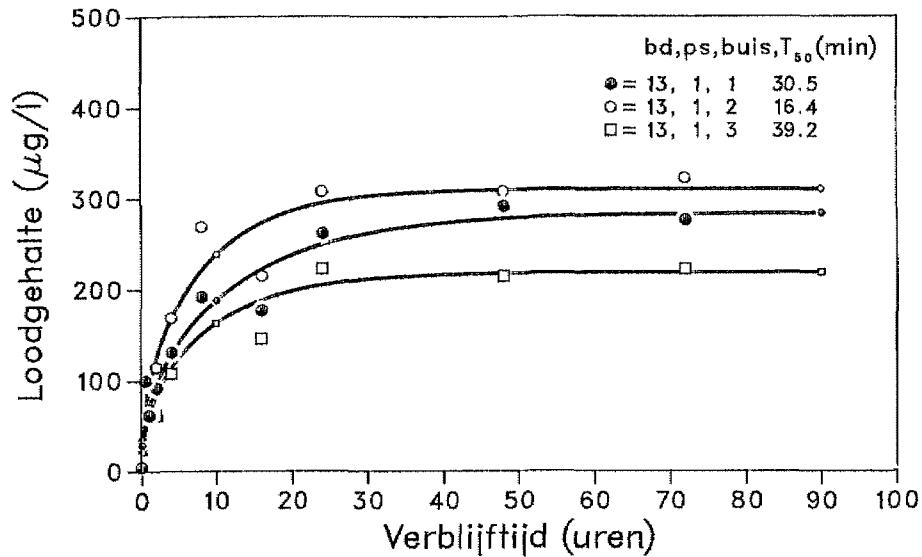
Figuur 4.11 - Het loodgehalte van het water van F na 24 uur stilstand in gestabiliseerde loden leidingen in de periode februari-november 1984

Ondanks de schommelingen geven deze metingen een goed beeld van de gemiddelde waarde van het loodoplossend vermogen. Deze bedraagt $190 \mu\text{g/l}$ en ligt precies tussen de plateauwaarde van de loodcurven van de eerste en tweede meting in. Voor het correlatie onderzoek zal dan ook het gemiddelde van de resultaten van de eerste en tweede loodproef aangehouden worden. De kwaliteit van het water van F is sinds het 19-steden onderzoek nauwelijks gewijzigd.

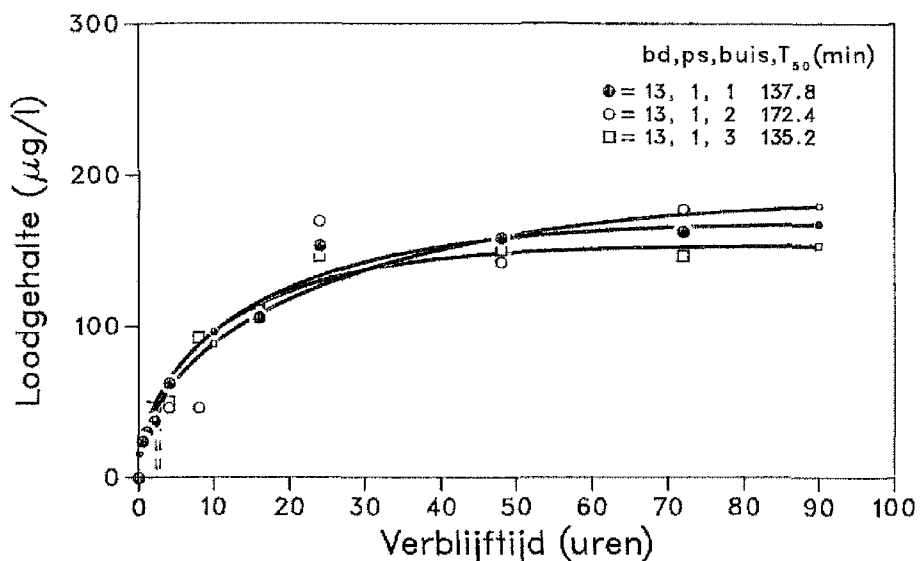
4.3.7 Stad G

Medio 1983 is op het pompstation, dat G van drinkwater voorziet, een loden buizenopstelling geplaatst. Kort na de installatie zijn de eerste loodproeven uitgevoerd. Deze zijn herhaald na ruim een jaar doorstroming van de opstelling. De verkre-

gen lood-stagnatiecurven zijn afgebeeld in figuur 4.12 respectievelijk 4.13. Opnieuw blijkt het doorstromen van de loden buizen tot een daling van de plateauwaarde en een toename van de T_{s_0} -waarde te leiden. Bovendien neemt daardoor de overeenstemming tussen de buizen toe.

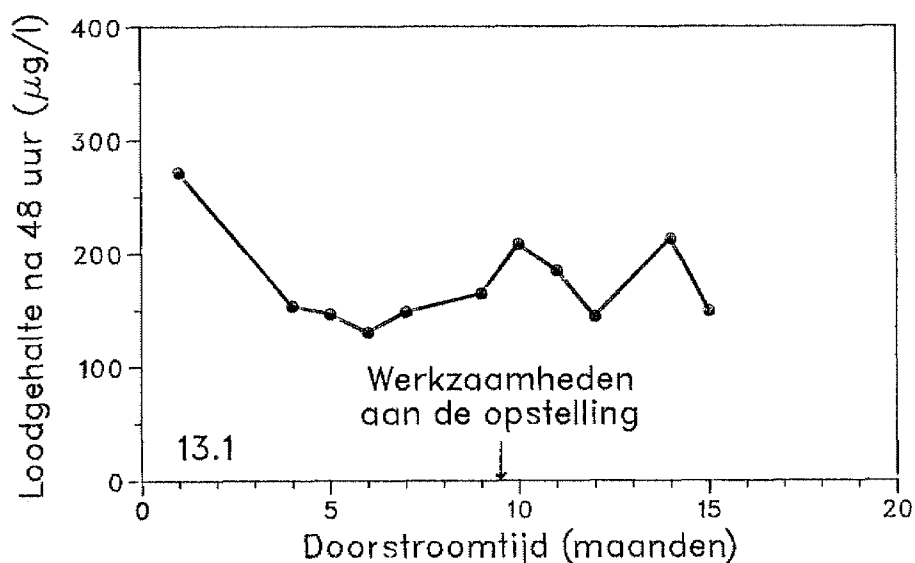


Figuur 4.12 - Lood-stagnatiecurven van G, gemeten direct na installatie van de opstelling



Figuur 4.13 - Lood-stagnatiecurven van G, gemeten na stabilisatie van de opstelling

Tussentijds is maandelijks het loodgehalte na 48 uur stilstand bepaald. De resultaten van deze metingen (zie figuur 4.14) laten zien, dat gedurende de eerste maanden doorstroming de loodafgifte aanzienlijk daalt. Na ongeveer 5 maanden wordt een min of meer constant niveau bereikt. Opvallend is de toename van het loodgehalte nadat werkzaamheden aan de opstelling zijn uitgevoerd. Pas na enkele maanden wordt dan weer het oorspronkelijke niveau bereikt.

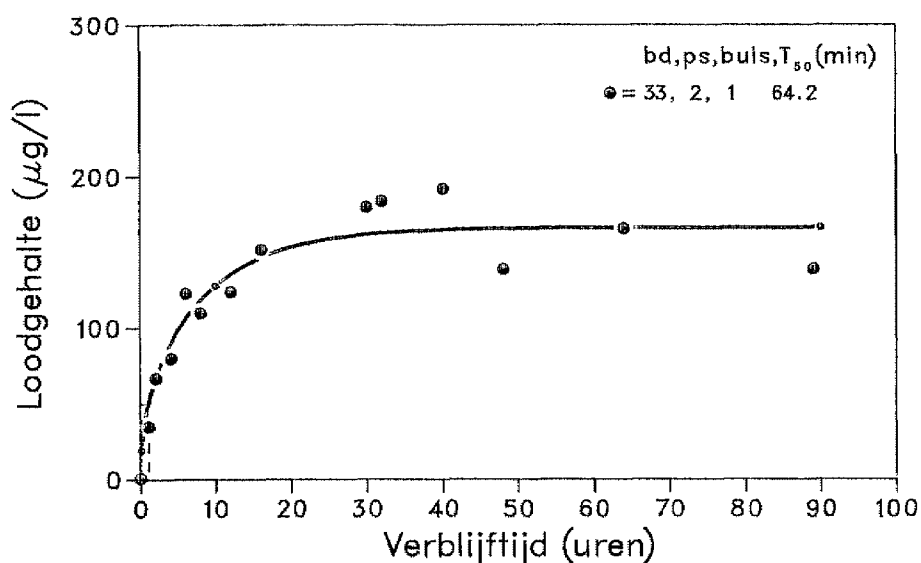


Figuur 4.14 - Het loodgehalte van het water van G na 48 uur stilstand in loden leidingen als functie van de doorstroomtijd

De plateauwaarden van de curven van de tweede meting vallen samen met de loodconcentraties die gemeten worden als de opstelling gestabiliseerd is. Figuur 4.13 geeft dan ook met grote waarschijnlijkheid het juiste beeld van het loodoplossend vermogen van het drinkwater in G. De waterkwaliteit is sinds het 19-steden onderzoek niet gewijzigd.

4.3.8 Stad H

H wordt van drinkwater voorzien door twee pompstations. Een daarvan (33.2) voedt de loodpanden die in het 19-steden onderzoek zijn bemonsterd. Op dit pompstation staat een loden buizenopstelling die reeds jaren lang in bedrijf is. Figuur 4.15 toont de lood-stagnatiecurve die in eerder onderzoek door het betrokken bedrijf na stabilisatie van de opstelling is gemeten.



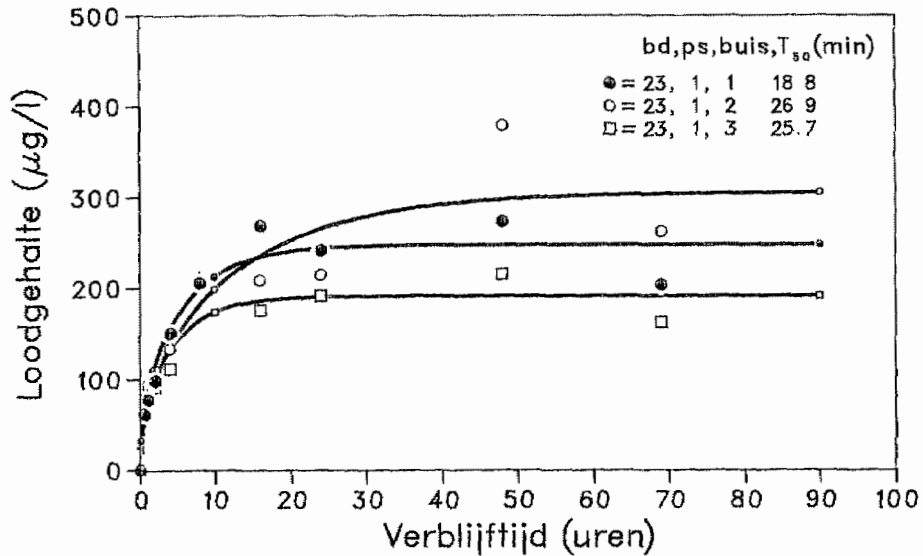
Figuur 4.15 - Lood-stagnatiecurve van 33.2, gemeten na stabilisatie van de opstelling

Het water van pompstation 33.2 is sinds het 19-steden-onderzoek niet van samenstelling veranderd.

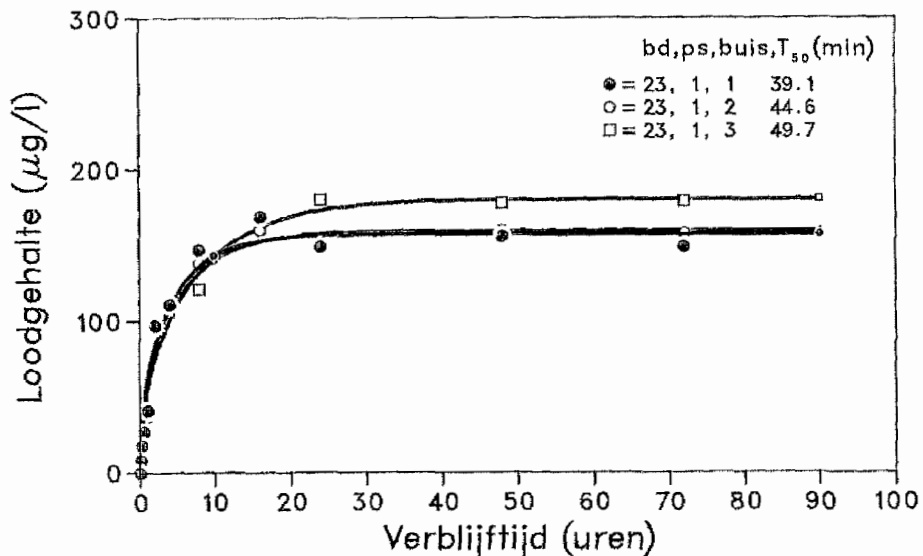
4.3.9 Stad I

Stad I ontvangt drinkwater van twee pompstations, 23.1 en 23.2. Behoudens een klein verschil in TOC-gehalte, is de waterkwaliteit van beide pompstations, voor zover van belang voor het loodoplossend

vermogen, vrijwel identiek. Daarom is op slechts een van beide pompstations (23.1) een loden buizenopstelling geplaatst. Hiermee zijn kort na de plaatsing en na 1 jaar doorstroming van de buizen de lood-stagnatiecurven gemeten die zijn weergegeven in figuur 4.16 respectievelijk 4.17.



Figuur 4.16 - Lood-stagnatiecurven van pompstation 23.1, gemeten direct na installatie van de opstelling



Figuur 4.17 - Lood-stagnatiecurven van pompstation 23.1, gemeten na stabilisatie van de opstelling

Uit deze curven blijkt, dat ook in dit geval de loodafgifte na doorstroming lager is. Deze verlaging gaat gepaard met een daling van het zuurstofverbruik tijdens stilstand, zoals blijkt uit de gegevens in tabel 4.3. Beide verschijnselen vinden waarschijnlijk weer hun verklaring in het herstel van beschadigingen in de deklaag.

Tabel 4.3 - Het zuurstofverbruik van het water van 23.1 tijdens stilstand in een loden buis direct na uitname uit het voorziensgebied en na 1 jaar doorstroming

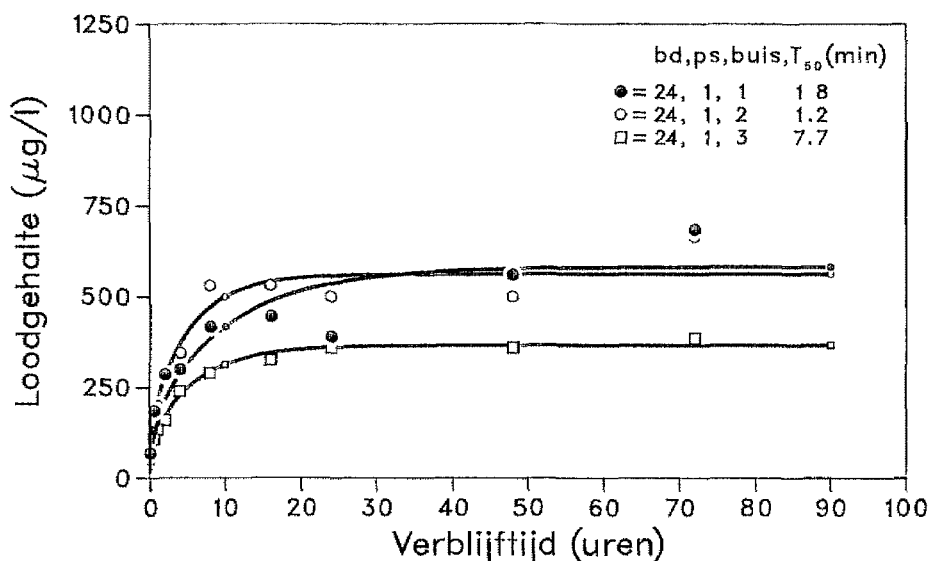
verblijftijd (uren)	zuurstofverbruik (mg/l)	
	direct na installatie	na 1 jaar doorstroming
24	2.6	1.7
48	4.5	3.2
72	5.6	4.0

Opmerkelijk is nog de geringe overeenstemming van de buizen bij de eerste meting. Waarschijnlijk komt dit doordat bij uitname en installatie de deklaag in de buizen in verschillende mate beschadigd is. Na 1 jaar doorstroming is de overeenstemming tussen de buizen goed, hetgeen erop duidt, dat de deklaag zich voldoende heeft kunnen herstellen. Mede gezien de lange doorstroomtijd is het daarom niet te verwachten, dat bij langer doorstromen de loodafgifte nog verder zal dalen. De resultaten in figuur 4.17 zullen dan ook als maatgevend voor het loodoplossend vermogen van het drinkwater van I beschouwd worden. Dit water is sinds het 19-steden-onderzoek

niet in samenstelling veranderd.

4.3.10 Stad J

Kort na de plaatsing van de loden buizenopstelling zijn op het pompstation van de stad J de lood-stagnatiecurven gemeten die in figuur 4.18 zijn weergegeven. Twee buizen geven vrijwel dezelfde resultaten, de derde wijkt enigszins af.



Figuur 4.18 - Lood-stagnatiecurven van J, gemeten direct na installatie van de opstelling.

Na de proef is de opstelling afgebroken, zodat de metingen niet herhaald konden worden. Daarom kan niet vastgesteld worden in hoeverre de opstelling gestabiliseerd is.

Ook in J is de waterkwaliteit sinds het 19-steden onderzoek niet veranderd

4.4 Het verband tussen de loden buizenproef en het 19- steden onderzoek

Uit het voorgaande blijkt, dat de resultaten van recent geïnstalleerde en enige maanden doorstroomde opstellingen aanzienlijk kunnen verschillen. Bij het onderzoek naar de correlatie tussen de loden buizenproef en de proportionele bemonstering moet hiermee rekening gehouden worden. Op voorhand is de meest betrouwbare informatie te verwachten van de gestabiliseerde opstellingen. Opmerkelijk genoeg echter, blijken ook de metingen kort na plaatsing van de opstelling bruikbare gegevens over de lood-inname via drinkwater te verschaffen. Voor beide typen opstellingen zal hierna het verband met de resultaten van de proportionele bemonstering besproken worden.

4.4.1 Gestabiliseerde opstellingen

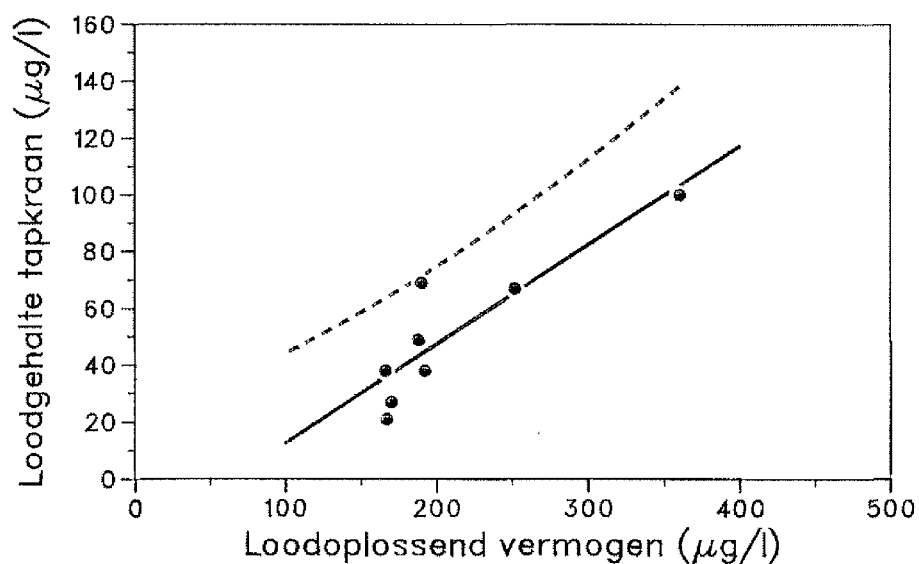
Steden waarvan gegevens van gestabiliseerde opstellingen voorhanden zijn, zijn A (figuur 4.2, bovenste curve), B (figuur 4.5), C (figuur 4.7), E (figuur 4.9, twee samenvallende curven), F (gemiddelde gegevens in figuur 4.10a en 4.10b), G (figuur 4.13), H (figuur 4.15) en I (figuur 4.17). Alle lood-stagnatiecurven zijn te kenschetsen door twee parameters, de plateauwaarde en de T_{50} -waarde. Beide parameters zijn voor bovengenoemde steden in tabel 4.4 weergegeven. Stad D is niet in deze tabel opgenomen. Zoals in de volgende paragraaf zal worden besproken, bestaan er sterke aanwijzingen, dat de proefbuizen van D, hoewel niet uitgenomen, toch tot de niet-gestabiliseerde opstellingen gerekend moeten worden.

In figuur 4.19 en 4.20 zijn respectievelijk het ge-

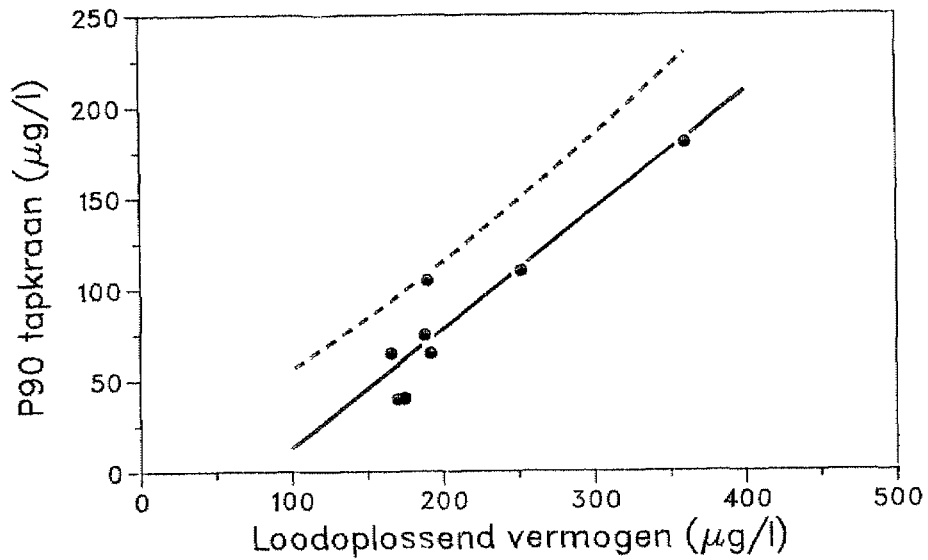
middelste loodgehalte aan de tapkraan en de 90-ste percentiel (zie tabel 4.1) uitgezet tegen de plateauwaarden uit onderstaande tabel.

Tabel 4.4 - Plateau- en T_{50} -waarden van de gestabiliseerde opstellingen

Stad	plateauwaarde ($\mu\text{g/l}$)	T_{50} (minuten)
A	360	10.9
B	252	16.7
C	188	19.4
E	192	29.1
F	190	21.4
G	170	148
H	167	64.3
I	166	44.5



Figuur 4.19 - Het gemiddelde loodgehalte van geconsumeerd tapwater (tabel 4.1) als functie van de plateauwaarde van gestabiliseerde opstellingen
---- = 95 % betrouwbaarheidsgrens



Figuur 4.20 - De 90-ste percentiel (P90) van het loodgehalte van geconsumeerd tapwater (tabel 4.1) als functie van de plateauwaarde van gestabiliseerde opstellingen
---- = 95 % betrouwbaarheidsgrens

Beide figuren duiden op een verband tussen het loodgehalte aan de tapkraan en het loodoplossend vermogen. Toepassing van lineaire regressie leert, dat dit verband beschreven kan worden door de volgende vergelijkingen:

$$PbTAP = 0.349 \quad PbMAX - 22.3 \quad (r = 0.88) \quad [4.1]$$

$$P90 = 0.65 \quad PbMAX - 52.2 \quad (r = 0.93) \quad [4.2]$$

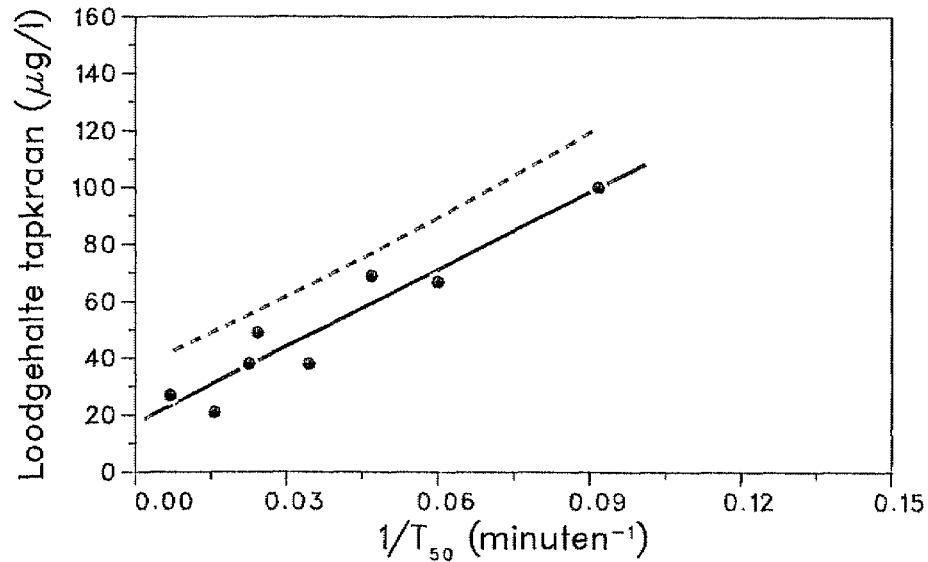
waarin PbTAP en P90 respectievelijk het gemiddelde en de 90-ste percentiel van het loodgehalte van het geconsumeerde tapwater voorstellen en PbMAX de plateauwaarde van de stagnatiecurve. De regressielijnen zijn in bovenstaande figuren getekend. Opmerkelijk is, dat beide curven niet door de oorsprong

gaan en dat het intercept negatief is. Gezien de grote spreiding in het intercept (standaarddeviatie = 110 %) kan hier echter geen grote betekenis aan toegekend worden.

Vergelijking [4.1] geeft voor de verhouding tussen het gemiddelde loodgehalte van de proportionele monsters en het loodoplossend vermogen een waarde van 0.349. Wordt aangenomen dat diffusie bepalend is voor de toename van het loodgehalte bij stilstand in loden leidingen, dan kan hieruit aan de hand van het eerder besproken diffusiemodel (vergelijking [3.1]) de gemiddelde verblijftijd van het water in het 19-steden-onderzoek geschat worden. Als in deze vergelijking voor de diffusiecoëfficiënt de waarde voor het Pb^{2+} -ion (0.98×10^{-9} m²/sec. (Parsons, 1959)) ingevuld wordt en voor de diameter van de loden buizen waarden variërend van 6.5 tot 9.5 mm, dan volgen voor de verblijftijd waarden die variëren van 20 tot 42 minuten. Dit is in redelijke overeenstemming met gegevens over tappatronen (Bailey en Russell, 1981; NWBr, 1985), hetgeen in enige mate de betrouwbaarheid van vergelijking [4.1] bevestigt.

Informatie over de gemiddelde verblijftijd van het proportioneel bemonsterde water in de loden leidingen kan ook verkregen worden uit figuur 4.21, waar het gemiddelde loodgehalte van tapkraanwater uitgezet is tegen de reciproke van de T_{s_0} -waarden uit tabel 4.4. De T_{s_0} -waarde van stad C is gecorrigeerd voor het feit, dat deze opstelling buizen met een andere diameter bevat (13 in plaats van 19 mm). De correctie is uitgevoerd met vergelijking [3.3].

Figuur 4.21 toont aan, dat er ook een verband is tussen de T_{s_0} -waarden en het loodgehalte aan de tapkraan. Dit verband wordt beschreven door onderstaande uitdrukking:



Figuur 4.21 - Het gemiddelde loodgehalte van geconsumeerd tapwater (tabel 4.1) als functie van de reciproke T_{50} -waarden van gestabiliseerde opstellingen
---- = 95 % betrouwbaarheidsgrens

$$\text{PbTAP} = 902/T_{50} + 17.1 \quad (r = 0.95) \quad [4.3]$$

De correlatiecoëfficiënt van vergelijking [4.3] is iets groter dan die van modelvergelijking [4.1]. Toepassing van de discriminatieprocedure volgens Hosten en Froment leert echter dat niet op grond hiervan aan eerstgenoemde vergelijking de voorkeur kan worden gegeven.

Uit vergelijking [4.3] blijkt, dat de waarde van 50 µg/l aan het tappunt correspondeert met een T_{50} -waarde van 27 minuten. Hieruit volgt, dat de gemiddelde verblijftijd van het water in de 8 steden van figuur 4.21 ten tijde van het proportionele bemonsteringsonderzoek 27 minuten heeft bedragen, vooropgesteld, dat de leidingen die in dit onderzoek bemonsterd zijn, dezelfde diameter hebben als die in de opstellingen (19 mm). Bestaat er een verschil in buisdiameter, dan moet de verblijftijd hiervoor gecorrigeerd worden. Vergelijking [3.3] maakt zo'n correctie mogelijk. Deze uitdrukking laat zien, dat

de T_{50} -waarde evenredig is met het kwadraat van de straal. Op deze wijze wordt voor een gemiddelde buisdiameter van de proportioneel bemonsterde panden van 13 mm een verblijftijd van 13 minuten verkregen. Beide waarden stemmen redelijk overeen met de bovengenoemde theoretisch berekende waarden.

De norm die in het Waterleidingbesluit is vastgelegd voor de maximaal toelaatbare concentratie van lood in drinkwater bedraagt 50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Hoewel voorgescreven is om het monster na verversing van de leiding te nemen, is de intentie van de norm toch, dat het loodgehalte aan de individuele tapkraan gemiddeld genomen kleiner dient te zijn dan 50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Uit vergelijking [4.2] volgt dat dit voor minimaal 90 % van de loodpanden in een bepaald voorzieningsgebied het geval is, als het loodoplossend vermogen van het gedistribueerde water kleiner is dan 160 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Verder blijkt uit vergelijking [4.1] en [4.3] dat de gemiddelde waarde van het loodgehalte van het drinkwater uit loden leidingen in een bepaald gebied kleiner is dan 50 $\mu\text{g}/\text{l}$, als het loodoplossend vermogen kleiner is dan 207 $\mu\text{g}/\text{l}$ en/of als de T_{50} -waarde groter is dan 27 minuten. P90 bedraagt dan 82 $\mu\text{g}/\text{l}$, hetgeen betekent dat in 90 % van de loodpanden het gemiddelde loodgehalte lager is dan 82 $\mu\text{g}/\text{l}$.

4.4.2 Recent geïnstalleerde opstellingen

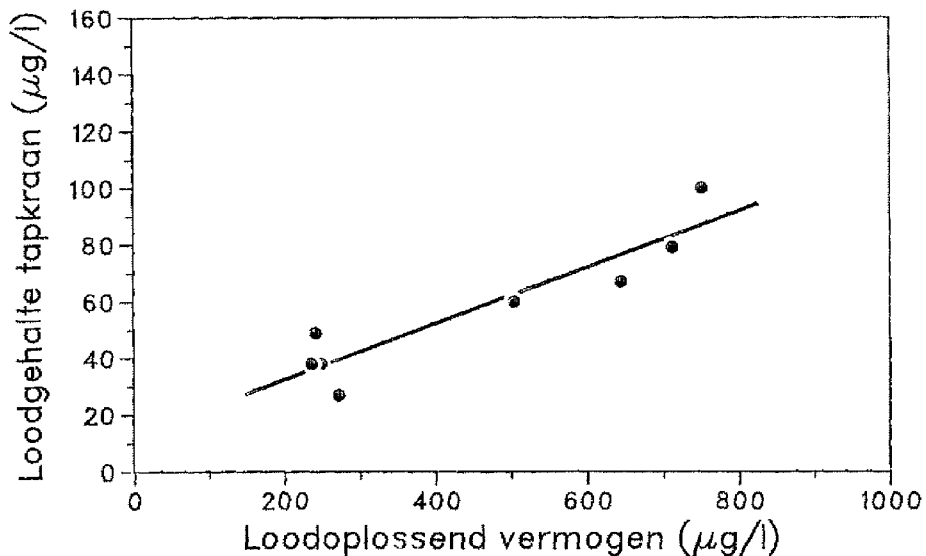
In de volgende steden zijn kort na de uitname en installatie van de loden buizen lood-stagnatiecurven gemeten: A (figuur 4.1, bovenste curve), B (figuur 4.4), C (figuur 4.6), E (figuur 4.9, bovenste

curve), G (figuur 4.12), I (figuur 4.16) en J (figuur 4.18). De resulterende plateau- en T_{50} -waarden zijn in onderstaande tabel opgenomen.

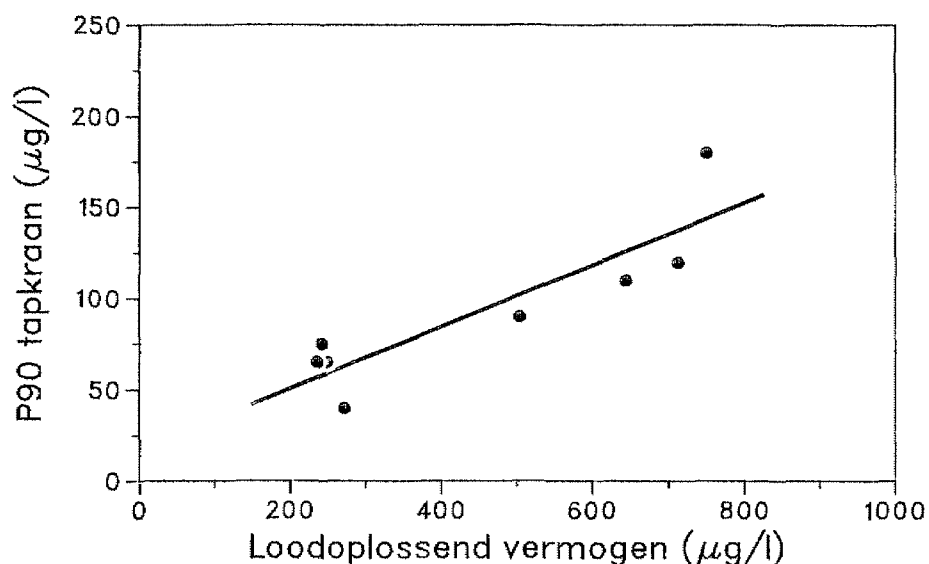
Tabel 4.5 - Plateau- en T_{50} -waarden van opstellingen kort na hun installatie

Stad	plateauwaarde ($\mu\text{g/l}$)	T_{50} (minuten)
A	750	0
B	644	0.55
C	242	4.0
E	236	18.2
G	272	28.7
I	249	23.8
J	504	3.6

Zoals in figuur 4.22 en 4.23 te zien is, vertonen ook de plateauwaarden van deze niet gestabiliseerde opstellingen een duidelijk verband met het gemiddelde en de 90-ste percentiel van het loodgehalte aan de tapkraan.



Figuur 4.22 - Het loodgehalte van geconsumeerd tapwater (tabel 4.1) als functie van de plateauwaarde van recent geïnstalleepde opstellingen



Figuur 4.23 - De 90-ste percentiel (P90) van het loodgehalte van geconsumeerd tapwater (tabel 4.1) als functie van de plateauwaarde van recent geïnstalleerde opstellingen

In deze figuren zijn ook de resultaten van stad D (figuur 4.8, samenvallende curven; plateau = $711 \mu\text{g/l}$, $T_{50} = 0$ minuten) opgenomen. Zoals eerder vermeld, is in de stad D gemeten aan leidingen, die in de grond zijn blijven liggen. De laag corrosieproducten aan de binnenzijde kan daarom niet door uitname of transport beschadigd zijn. Toch is het onwaarschijnlijk, dat deze laag nog intact is, omdat:

1. de resultaten van stad D niet overeenkomen met die van de gestabiliseerde opstellingen maar wel met die van de recent geïnstalleerde;
2. het zuurstofverbruik bij stilstand tamelijk hoog is (na 72 uur ongeveer 50 % van het oorspronkelijke gehalte).

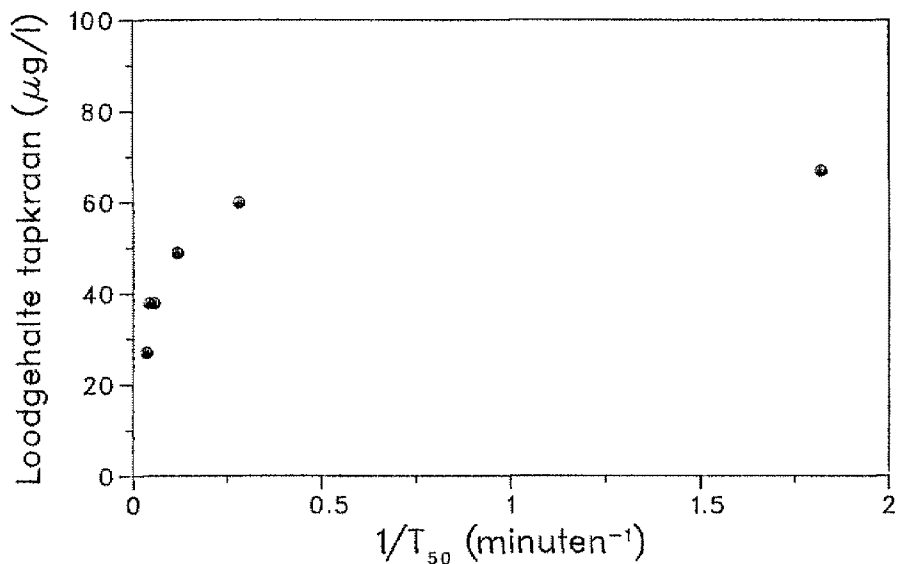
Het is zeer wel mogelijk, dat de deklaag beschadigd is tijdens het aanbrengen van voorzieningen voor de proefuitvoering en/of het leggen van een nieuwe dienstleiding voor de bewoners. Reeds eerder is gebleken (paragraaf 4.3.7), dat de deklaag van loden buizen bijzonder gevoelig is voor dit soort werkzaamheden.

Toepassing van lineaire regressie op de gegevens in figuur 4.22 en 4.23 levert de volgende vergelijkingen:

$$PbTAP = 0.099 PbMAX + 12.6 \quad (r = 0.93) \quad [4.4]$$

$$P90 = 0.184 PbMAX + 7.11 \quad (r = 0.89) \quad [4.5]$$

Voor de verhouding tussen de plateauwaarden en het gemiddelde loodgehalte van tapwater volgt uit vergelijking [4.4] een factor van ongeveer 10. Als we deze factor omrekenen in de gemiddelde verblijftijd van het water in het 19-steden onderzoek (zie vorige paragraaf), dan vinden we voor leidingen met een diameter van 13 en 19 mm waarden van respectievelijk 1.5 en 3 minuten. Vergelijkbare waarden volgen uit een analyse van figuur 4.24, waar het gemiddelde loodgehalte aan de tapkraan weergegeven is als functie van de reciproke van de bovengenoemde T_{50} -waarden. De T_{50} -waarde van stad C is weer gecorrigeerd voor de afwijkende buisdiameter (zie vorige paragraaf). De gegevens van de steden A en D vallen buiten de grafiek. Alleen voor lage waarden van $1/T_{50}$ wordt bij benadering een lineair verband gevonden.



Figuur 4.24 - Het loodgehalte aan de tapkraan (tabel 4.1) als functie van de reciproke T_{50} -waarden van recent geïnstalleerde opstellingen

In figuur 4.24 is af te lezen dat een loodgehalte van 50 $\mu\text{g/l}$ aan de tapkraan correspondeert met een T_{50} van ongeveer 6 minuten. Als de dienst- en binnenleidingen, die in het 19-steden onderzoek bemonsterd zijn, gemiddeld dezelfde diameter hebben als de leidingen in de loden buizenproef, volgt hieruit, dat de gemiddelde verblijftijd in het 19-steden onderzoek 6 minuten heeft bedragen. Is de gemiddelde diameter van de dienst- en binnenleidingen kleiner, dan volgen lagere waarden. Deze korte verblijftijden stroken niet met praktijkervaringen (zie vorige paragraaf). Aangezien de resultaten van de gestabiliseerde opstellingen hier wel mee overeenstemmen, kan geconcludeerd worden, dat in het 19-steden onderzoek voornamelijk gestabiliseerde leidingen bemonsterd zijn. Dit wil natuurlijk niet zeggen, dat in deze steden geen loden leidingen met beschadigde deklagen voorkomen. Integendeel, op grond van eerdere bevindingen (zie paragraaf 3.3.1

en 4.3.7) zijn dergelijke leidingen met name te verwachten op plaatsen waar trillingen als gevolg van bijvoorbeeld zwaar verkeer of verbouwingen optreden. Het loodgehalte van het drinkwater zal hier groter zijn dan op basis van figuur 4.19 (of 4.22) berekend wordt. De mate waarin een verhoging zal optreden, kan geschat worden aan de hand van de resultaten van opstellingen waaraan zowel direct na installatie als na stabilisatie gemeten is (zie respectievelijk tabel 4.4 en 4.5). Kort na plaatsing van de opstelling zijn de plateauwaarden 1.2 à 2.5 keer zo groot als na stabilisatie. Veronderstellen we de curve in figuur 4.19 ook buiten het onderzochte gebied lineair, dan volgt hieruit, dat de loodname via drinkwater in gebieden met trillingen 1.2 à 2.5 zo groot is als in de overige gebieden.

Uit figuren 4.22 en 4.24 blijkt, dat voor recent geïnstalleerde opstellingen de grens van 50 µg/l aan de tapkraan overeenkomt met een plateauwaarde van ongeveer 400 µg/l en een T_{50} van 6 minuten.

Het feit, dat metingen aan recent geïnstalleerde opstellingen inzicht geven in het loodgehalte van tapwater uit (veelal gestabiliseerde) loden leidingen is verrassend te noemen, zo goed als het opmerkelijk is, dat de onderlinge overeenstemming tussen recent uitgenomen buizen vaak goed is (zie paragraaf 4.3). Eerder is voor deze buizen een grillig patroon van resultaten te verwachten, omdat de mate waarin de deklaag bij uitname en transport beschadigd wordt sterk zal variëren. Een verklaring hiervoor is moeilijk te geven. Aangezien het buiten het bestek van dit project valt, is geen poging gedaan hier inzicht in te krijgen.

4.5 Conclusies

Dit hoofdstuk toont aan, dat de loden buizenproef een bruikbare methode is om de loodiname via drinkwater in een bepaald voorzieningsgebied te schatten. De resultaten van de buizenproef kunnen door twee parameters (plateau- en T_{50} -waarde) gekenschetst worden, die beide een duidelijk verband met het gemiddelde loodgehalte van het tapwater in loodpanden vertonen. Dit verband wordt sterk bepaald door de aard van de opstelling. Zijn de buizen gestabiliseerd, dan moet met een overschrijding van de gemiddelde waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ aan de tapkraan rekening gehouden worden als de plateauwaarde groter is dan 207 $\mu\text{g/l}$ en/of als de T_{50} -waarde kleiner is dan 27 minuten. Is de opstelling niet gestabiliseerd, dan kan toch inzicht in het loodgehalte aan de tapkraan verkregen worden als de proef direct na de uitname en installatie van de buizen is uitgevoerd. In dat geval correspondeert de waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ aan de tapkraan met een plateauwaarde van 400 $\mu\text{g/l}$ en een T_{50} van 6 minuten.

De loden buizenproef is bijzonder gevoelig voor trillingen. Bij de vertaling van de resultaten naar het voorzieningsgebied dient men hierop bedacht te zijn.

Uit dit onderzoek kan geconcludeerd worden, dat in Nederland overwegend gestabiliseerde loden dienst- en binnenleidingen voorkomen.

SCHATTING VAN HET LOODGEHALTE AAN DE TAPKRAAN

Het in hoofdstuk 4 aangetoonde verband tussen de resultaten van de loden buizenproef en die van de proportionele bemonstering maakt het mogelijk om voor alle voorzieningsgebieden waar deze proef is uitgevoerd, een schatting te maken van het gemiddelde loodgehalte van het geconsumeerde drinkwater in panden met een loden leiding. In tabel 5.1 zijn de resultaten opgenomen zoals deze door toepassing van vergelijking 4.1 en 4.3 op de plateau- respectievelijk T_{s_0} -waarden van de gestabiliseerde opstellingen (zie tabel 3.2) verkregen zijn. De gegevens van de recent geïnstalleerde opstellingen zijn, vanwege hun geringe betrouwbaarheid, buiten beschouwing gelaten. In tabel 5.1 is ook per pompstation het aantal panden met een loden dienstleiding (zonder tinvoering) vermeld. Deze gegevens zijn ontleend aan bijlage I, waarbij aan de hand van het jaarboek van de VEWIN zoveel mogelijk in rekening is gebracht dat enkele pompstations ook distributiegebieden van andere bedrijven van water voorzien.

Tabel 5.1 laat in het algemeen een goede overeenstemming zien tussen de loodgehalten die op basis van de plateau- en T_{s_0} -waarden worden berekend. Worden de plateauwaarden als maatgevend beschouwd, dan blijkt dat in 10 van de 30 onderzochte gebieden de gemiddelde waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ overschreden wordt (voordat onlangs in 2 gebieden het water is geconditioneerd waren dat er 12). Op basis van de T_{s_0} -waarden bedraagt dit aantal 7 (respectievelijk 9).

Gerekend naar het aantal loden dienstleidingen geeft tabel 5.1 het volgende beeld. De tot nog toe uitgevoerde loden buizenproeven bestrijken ruim 360.000 van de in totaal 450.000 panden met een

Tabel 5.1 - Het gemiddelde loodgehalte van het geconsumeerde tapwater in een aantal voorzieningsgebieden, zoals bepaald met de loden buizenproef. Alleen gegevens van gestabiliseerde opstellingen zijn verwerkt

Pompstation	Aantal loden dienstleidingen zonder tinvoering	Loodgehalte tapkraan ($\mu\text{g/l}$) berekend uit de	
		plateauwaarde	T ₅₀ -waarde
30.3n(o)	13421	4.9(58)	22(55)
2.1	6500	8.4	18
10.1	22000	16	24
27.1	6700 (incl. 27.2)	19	24
18.4	0	22	23
25.1	5800	25	45
27.2	6700 (incl. 17.1)	28	28
10.3	16000	28	21
14.1	320	33	23
18.2	1656	34	27
23.1	45000*	35	38
13.2	1650	36	32
33.2	6000 + X	36	31
13.1	5000	37	23
16.1n(o)	590	40(103)	31(99)
21.2	12000	42	31
12.1	7626	43	39
1.2	1500	44	40
21.1	14000	45	46
5.1	1250	49	30
29.1	115000**	54	82
30.1	4982	57	77
18.1	2977	63	37
4.1	1325	64	52
6.1	29703	66	70
18.3	4785	66	42
15.1	1500	68	52
18.5	312	74	49
11.1	2000	104	58
33.1	9300 + Y	115	146

o = oud (vóór recente conditionering)

n = nieuw (na recente conditionering)

X + Y = 25000

* = inclusief 61.1, 61.2, 62.1, 63.1 en 64.1

** = inclusief 57.1, 58.1 en 59.1

loten dienstleiding zonder tinvoering (= 80 %). De gebieden waar volgens de loden buizenproef het gemiddelde loodgehalte in loodpanden groter is dan 50 µg/l, omvatten bijna 200.000 panden. Benadrukt wordt dat het hier om een overschrijding van de over alle loodpanden gemiddelde waarde gaat en dat dus niet in alle panden de 50 µg/l waarde overschreden wordt.

Tabel 5.1 bevat drie pompstations waar het effect van conditionering (pH-verhoging, soms in combinatie met verlaging van het totaal anorganische koolstofgehalte) met de loden buizenproef is onderzocht: 30.3, 16.1 en 18.4 (= 18.5 na ontharding). In alle drie de gevallen blijkt de toegepaste conditionering effectief om het gemiddelde loodgehalte tot onder de waarde van 50 µg/l terug te dringen.

CONCLUSIES

1. Het aantal loden dienstleidingen bedraagt thans ongeveer 560.000, wat neerkomt op 11 % van het totale bestand. Ongeveer 110.000 loden leidingen bevatten inwendig een tinlaag.
Recente gegevens over de loden binnenleidingen zijn nauwelijks beschikbaar.
2. De loden buizenproef, mits standaard uitgevoerd, is een goede methode om het loodgehalte van het geconsumeerde tapwater in een voorzieningsgebied te bepalen.
3. De loden buizenproef is bijzonder gevoelig voor trillingen. Bij de vertaling van de resultaten naar het voorzieningsgebied dient men hierop bedacht te zijn.
4. De resultaten van de buizenproef kunnen door twee parameters (plateau- en T_{s_0} -waarde) geken- schetst worden, die beide een duidelijk verband vertonen met het loodgehalte van het gecon- sumeerde drinkwater.
5. Is de buizenopstelling gestabiliseerd, dan moet ermee rekening gehouden worden dat het (over de loodpanden gemiddelde) loodgehalte van het ge- consumeerde drinkwater de waarde van 50 $\mu\text{g/l}$ overschrijdt als de plateauwaarde groter is dan circa 200 $\mu\text{g/l}$ en/of als de T_{s_0} -waarde kleiner is dan circa een half uur.
Als de plateauwaarde van een gestabiliseerde opstelling kleiner is dan 160 $\mu\text{g/l}$, dan is in minstens 90% van de loodpanden in het betref- fende distributiegebied het gemiddelde loodge- halte van het geconsumeerde drinkwater lager dan 50 $\mu\text{g/l}$.
6. In Nederland komen overwegend gestabiliseerde loden leidingen voor.

7. Tijdens dit onderzoek zijn in ruim 60 voorzi-
ningsgebieden loden buizenproeven uitgevoerd.
Van 30 gebieden zijn resultaten van de opstel-
ling in gestabiliseerde toestand beschikbaar.
In deze gebieden bevinden zich ruim 360.000 van
de in totaal 450.000 panden met een loden
dienstleiding zonder tinvoering. In 10 gebieden
wordt gemiddeld genomen de waarde van 50 µg/l
overschreden. Deze gebieden bevatten bijna
200.000 panden met een onbeschermd loden
dienstleiding.
8. Bij aanwezigheid van loden buizen met een in-
wendige tinvoering wordt de waarde van 50 µg/l
zelden overschreden. Een in het verleden aange-
brachte tincoating geeft nu veelal nauwelijks
of geen bescherming meer.
9. Het loodoplossend vermogen neemt toe met dalen-
de pH en stijgende temperatuur.
10. De invloed van de verblijftijd en de buisdia-
meter op het loodgehalte van drinkwater uit loden
leidingen kan goed met een diffusiemodel be-
schreven worden.
11. Conditionering is een effectieve methode om het
gemiddelde loodgehalte van het geconsumeerde
drinkwater beneden de waarde van 50 µg/l terug
te dringen.

LITERATUUR

Bailey, R.J. en Russell, P.F.; Proceedings Symp. "Lead in drinking water", Lane End, Engeland, maart (1981).

Gregory, R. en Jackson, P.J.; AWWA-conf. Dallas (1984).

Greathouse, D.G.; Craun, G.F. en Worth, D.; Symp. "Trace Substances in Environmental Health", Missouri (1976).

Haring, B.J.A.; "Lead in drinking water", Proefschrift, Universiteit van Amsterdam (1984).

Haring, B.J.A., Karres, J.J.C., Van der Poel, P. en Zoeteman, B.C.J., H₂O 12, 212 (1979).

Van den Hoven, Th.J.J.; H₂O 17, 25, 603 (1984).

Van den Hoven, Th.J.J.; KIWA-rapport, SWI 83-102 (1983).

Hulsmann, A.D.; KIWA-mededeling 92 (1985).

Kuch, A. en Wagner, I.; Water Res. 17, 1303 (1983).

Johnson, N.L.J. en Leone, F.C.; "Statistics and experimental design in engineering and the physical sciences", Vol. I, Wiley and Sons, Londen (1976).

"Rapport inzake het onderzoek van loden en geleerd loden buizen", KIWA-rapport (1950).

"Onderzoek naar de invloed van loden dienst- en binnenleidingen op het loodgehalte van drinkwater in Nederland", KIWA-RID-rapport (1982).

Noord-West Brabant, Waterleiding Maatschappij, intern rapport (1985)

Olrichs, S.H.H.; KIWA-rapport, SWO 83-242 (1983).

Olrichs, S.H.H.; KIWA-rapport, SWO 85-211 (1985).

Orlebeke, J.F. en Van Doornen, L.J.P., Intermediair 20, 4(1984)

Parsons, R.; "Handbook of electrochemical constants", Butterworths scientific publications, Londen (1959).

Sartor, F., Van Beneden, P. en Rondia, D.; Proc. Int. Conf. "Heavy Metals in the Environment", Amsterdam (1981).

VEWIN, "De uitkomsten van het fysisch en chemisch onderzoek 1981" (1982).

Zoeteman, B.C.J. en Haring, B.J.A.; "Introduction of chemical compounds into drinking water during distribution", RID-mededeling 78-6 (1978).

8 LIJST VAN BIJLAGEN

- I Het loden buizenbestand per distributiegebied
- II Waterleidingbedrijven die aan de loden buizenproeven hebben deelgenomen.
- III Lood-stagnatiecurven van recent geïnstalleerde opstellingen
- IV Lood-stagnatiecurven van gestabiliseerde opstellingen
- V Resultaten van recent geïnstalleerde opstellingen.
- VI Resultaten van gestabiliseerde opstellingen
- VII Toets van plateauwaarden op overeenstemming

HET LODEN BUIZENBESTAND PER DISTRIBUTIEGEBIED

(D.G. = distributiegebied; Ti = totaal bedrijf i)

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.			% tinv.	aantal	
1.1		3937				7150		
1.2		1500				1000		
1.3		2625				2750		
1.4		1252				1250		
T1	69000	9314	13 %					
2.1	22000	6500	30 %			2500		
3.1		4500						
3.2		1800						
3.3		2600						
3.4		300						
T3	136000	9200	7 %					
4.1		1325						
5.1		1250				1000		
5.2		1800				1350		
5.3		150				125		
5.4		2000				1500		
T5	38000	5200	14 %					
6.1	54000	29703	55 %					
7.1		650				400		
8.1		158				3500		0 %
T4,7,8	38000	2133	6 %	0 %				
9.1	22000	10000		0 %		9000		0 %
10.1		22000		0 %		38000		0 %
10.2		6000		0 %		10000		0 %
10.3+								
+10.4		16000		0 %		28000		0 %
10.5		7000		100 %		13000		100 %
T10	422000	51000	12 %	14 %		89000		15 %
11.1	19000	2000	10 %			>2000		
12.1	36000	7626	21 %			10626		

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.	% tinv.		aantal	% tot.	% tinv.
13.1		5000		0 %				
13.2		1650		0 %				
13.3		1950		0 %				
13.4		300		0 %				
T13	58000	8900	15 %					
14.1	29000	450	2 %	20 %				
15.1	26000	1500	6 %					
16.1	10000	590	6 %			945		
17.1		1500		10 %				
17.2		1000		99 %				
17.3		500		99.8 %				
17.4		36		100 %				
17.5		200		10 %				
17.6		1985		90 %				
17.7		774		90 %				
17.8		60		-				
17.9		1505		0.1 %				
T17	220000	7560	3 %					
18.1		2977						
18.2		1656						
18.3		4785						
18.4		0						
18.5		312						
T18	152000	9730	6 %					
19.1	12600	2000	16 %			4000		
20.1		5500						
20.2		1250						
20.3		1350						
T20	180000	8100	5 %					
21.1		14000				14000		
21.2		12000				12000		
T21	35000	14000	40 %					
22.1	6000	4000	67 %	0 %		1500		0 %
23.1	415000	26000				140000		
24.1	20000	5000	25 %	0 %				0 %

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.	% tinv.		aantal	% tot.	% tinv.
25.1	44000	5800	13 %		20000			
26.1		1200		0 %	2000			
26.2		600		0 %	2000			
T26	29000	1800	6 %					
27.1								
27.2								
T27	23000	6700	29 %	0 %				
28.1	14000	2000	14 %		3500			
29.1	180000	100000	56 %	0 %			0 %	
30.1		4982						
30.2		870						
30.3		13421						
30.15		850						
T30	212000	20123	9 %					
31.1								
31.2								
31.3								
31.4								
T31	195000	1000	0.5%					
32.1	29000	9000	31 %	0 %	8500		0 %	
33.1		9300 +			40000 +			
		+ x*25000			+ x*120000			
33.2		6000 +	16 %		20000 +			
		+ (1-x)*25000			+ (1-x)*120000			
T33	120000	40300	34 %					
34.1	17000	4100	24 %	100 %	6000		100 %	
35.1	317000	2000	0.6%	100 %				
36.1	222000	55	0 %		55			
37.1	9000							
38.1		200		95 %	2200			
38.2		30		95 %	150			
T38	52000	230	0.5%					

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.	% tinv.		aantal	% tot.	% tinv.
39.1	88000	4200	5 %					
40.1		1200						
40.2		800						
T40	17000	2000	12 %					
41.1	37000	10000	27 %	99 %	15000		90 %	
42.1	12000	2500	21 %	50 %	2500		50 %	
43.1	43000	CA.0	CA.0%					
44.1	4250	425	10 %	0 %	>425			
45.1		1700		100 %				
45.2	8500	140	2 %	100 %				
T45	9000	1840	20 %					
46.1	5000	250	5 %	100 %	500		100 %	
47.1	26000	3500	13 %	>99 %	2500		90 %	
48.1	4000	10	0.2%		540			
49.1	28000	584	2 %	50 %	4783			
50.1	<1000	40			40			
51.1	8000	4600	58 %		4000			
52.1	13500	2200	16 %		4000		30 %	
52.2	4500	600	13 %		1000		22 %	
T52	18000	2800	16 %					
53.1	5000	23	0.5%	100 %	21			
54.1	4000	665	17 %					
55.1	2000	365	18 %		200			
56.1	11000	600	5 %		2750			
57.1	42000	4300	10 %		>4300			
58.1	30000	18000	60 %	95 %	17500			

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.	% tinv.		aantal	% tot.	% tinv.
59.1	9000	4800	53 %	0 %		5000		
60.1	112000	1500	1 %					
61.1		9350				9350		
61.2		360				360		
T61	33000	9710	29 %					
62.1	12000	1150	10 %			2000		
63.1	30000	6000	20 %			<6000		
64.1	29000	3800	13 %	50 %		9000		50 %
65.1	12000	1500	13 %					
66.1	7000	2000	29 %	100 %				
67.1	23000	960	4 %	100 %				100 %
68.1	26000	9000	35 %	100 %		7000		100 %
69.1	51000	15.000 à 20.000	29 à 39%	100 %				
70.1	6000	1009	17 %	100 %				
71.1	229000	<100		0 %				
72.1	67000	16000	24 %	100 %				
73.1	9000	1200	13 %	100 %		1300		100 %
74.1	10000	2000	20 %	100 %		1200		90 %
75.1	21000	310	1 %	100 %				
76.1	57000	4600	8 %	>95 %				
77.1	14000	0	0 %			0		
78.1	25000	0	0 %	-				
79.1	6000	0	0 %	-				
80.1	17000	2500	15 %	100 %		2500		100 %

D.G.	Dienstleidingen				Binneninstallaties			
	Totaal	Lood			Totaal	Lood		
		aantal	% tot.	% tinv.		aantal	% tot.	% tinv.
81.1	12000	0	0 %	- %				
82.1	9000	1500	17 %	100 %		150		
83.1	25000	0	0 %	-				
84.1	15000	0	0 %	-				
85.1	10000	0	0 %	-				
86.1	150000	1700	1.1%	100 %				
87.1	41000	0						
88.1	3000							
89.1	6000							
90.1	18000							
91.1	7000							
92.1	2000	450	22.5%					
93.1	55000							
94.1	2000							
95.1	5000							

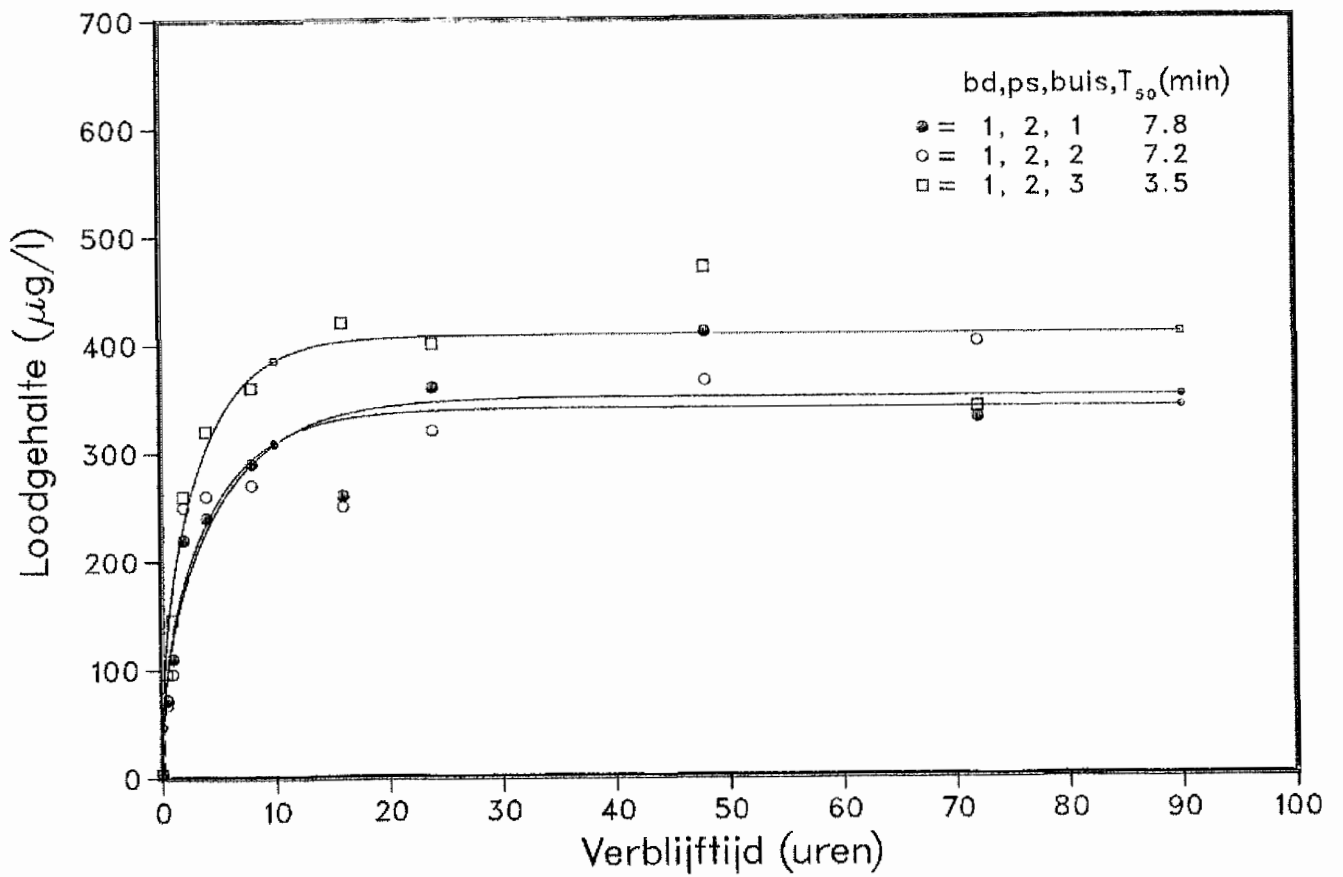
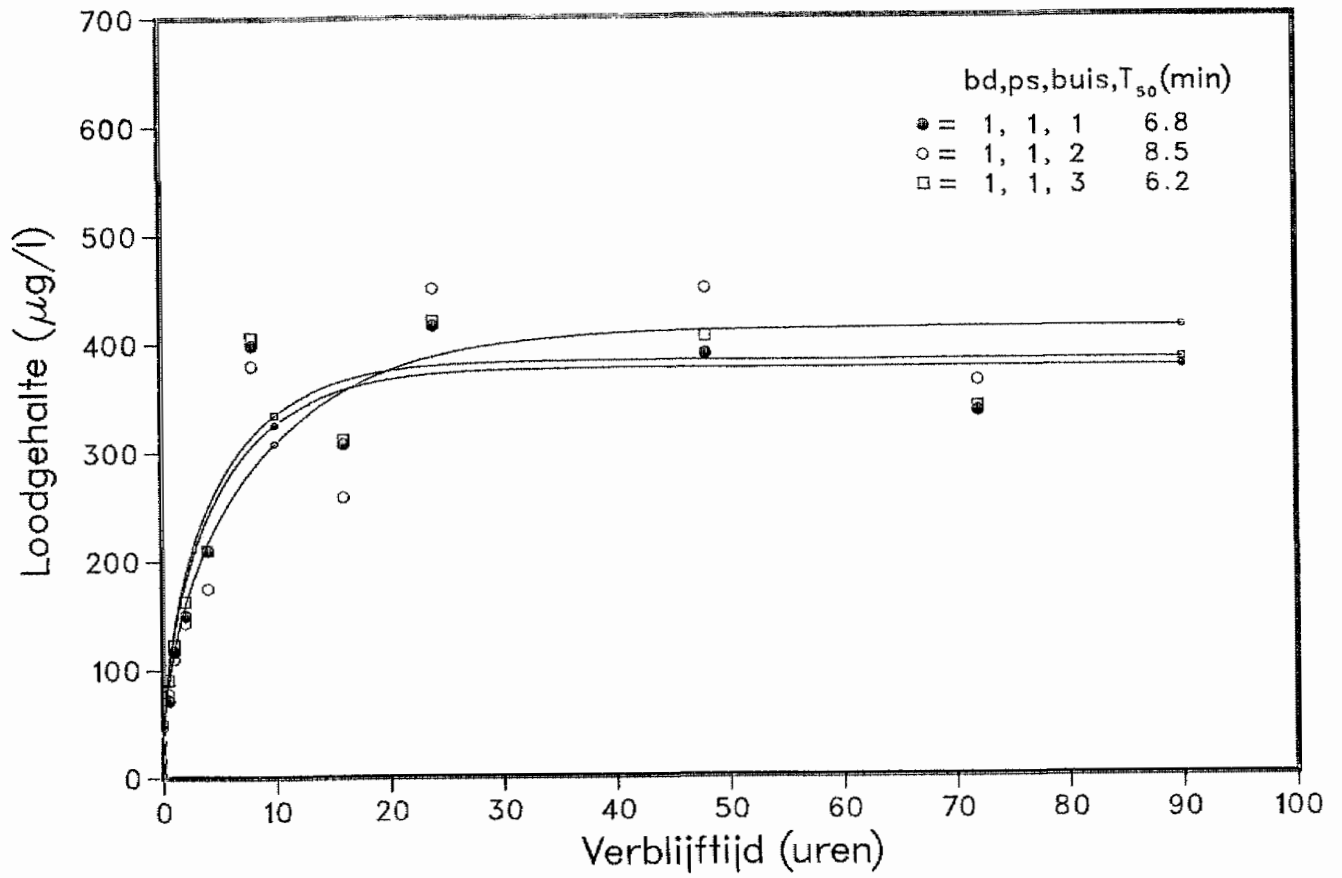
WATERLEIDINGBEDRIJVEN DIE AAN DE LODEN BUIZENPROEVEN HEBBEN DEELGENOMEN

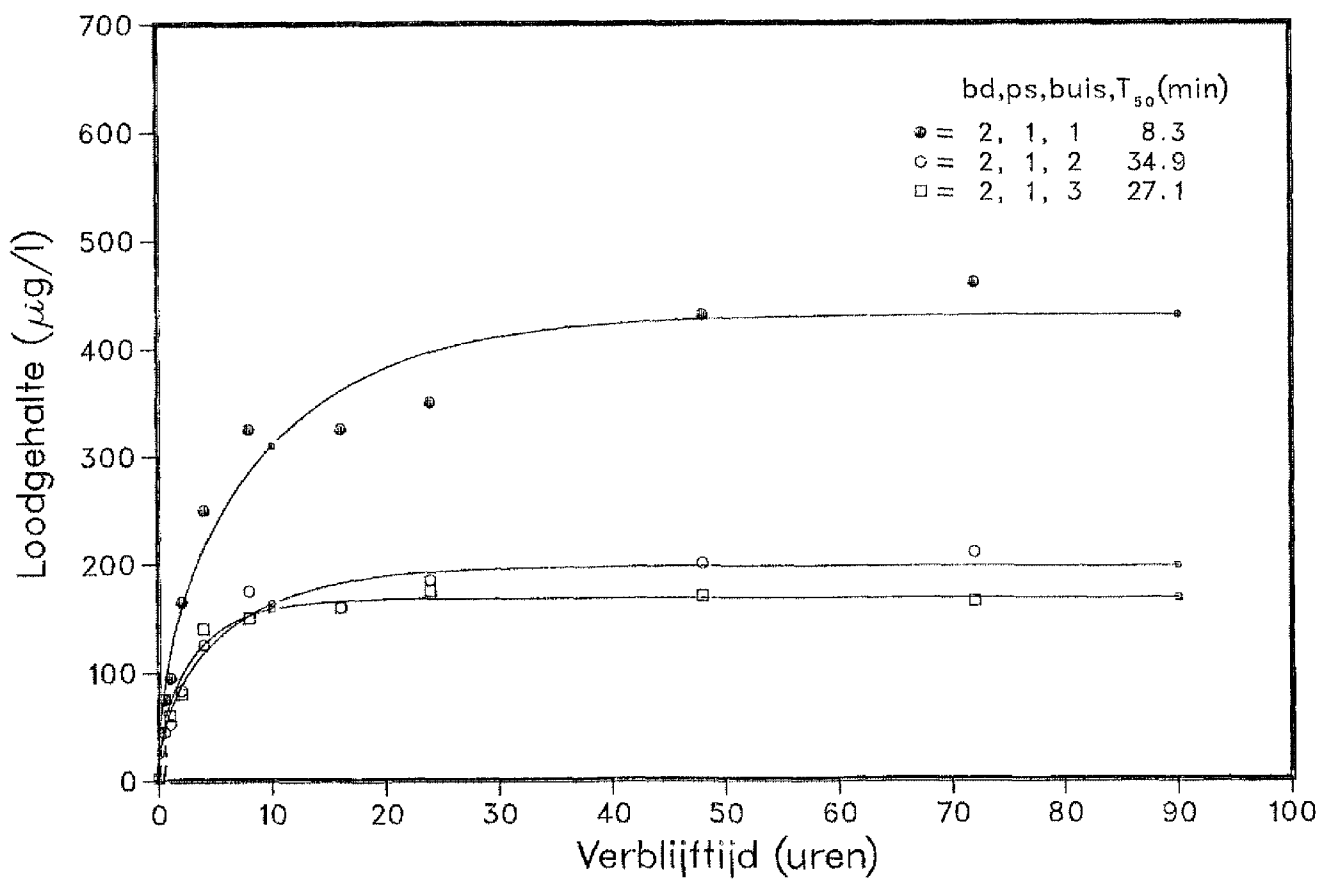
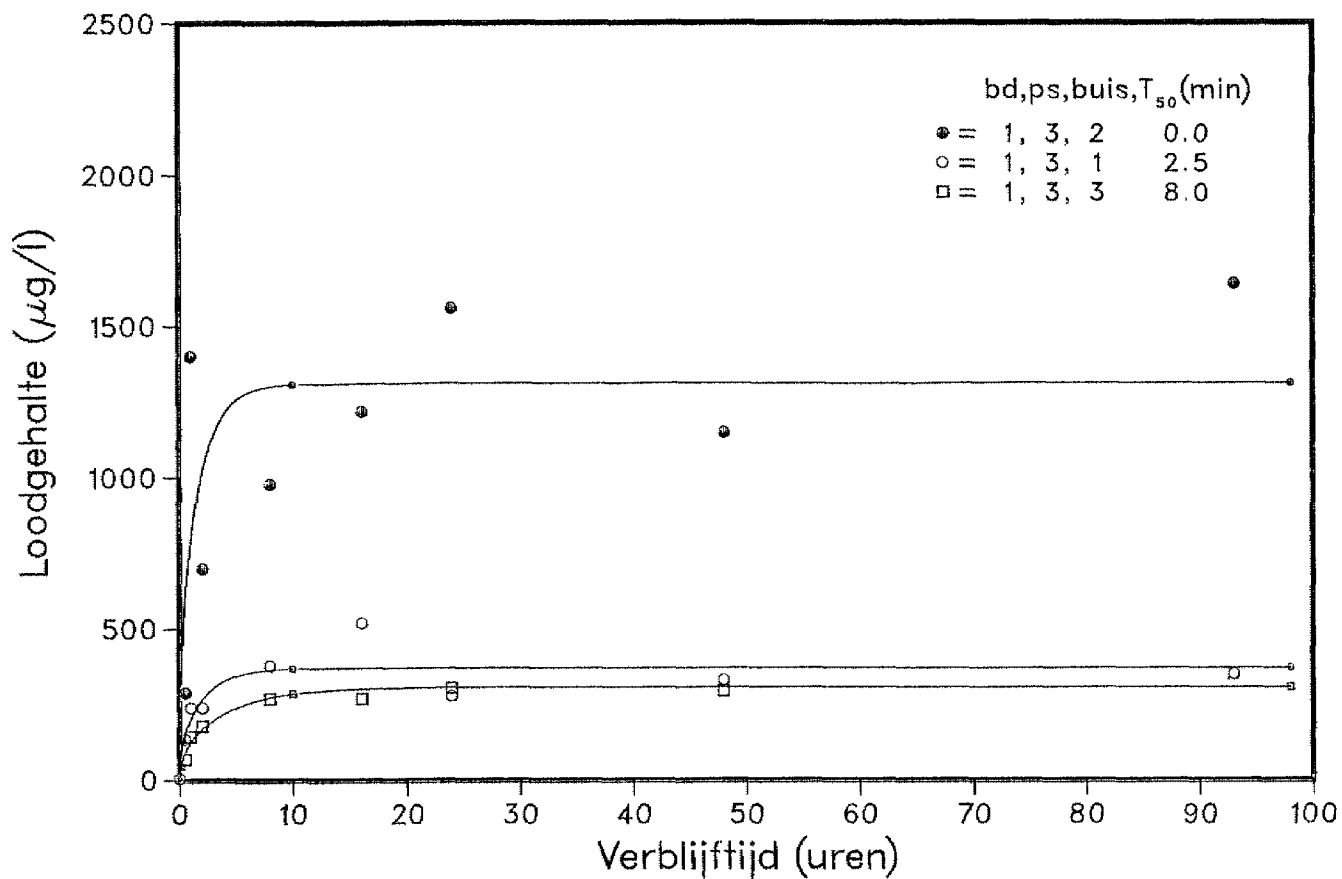
- Bedrijf gas, reiniging en water der gemeente Velsen
- De Goudse Waterleiding Maatschappij N.V.
- Drinkwaterleiding de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden
- Drinkwaterleiding Rotterdam
- Drinkwaterproduktiebedrijf Alphen a/d Rijn
- Duinwaterleiding van 's-Gravenhage
- Gemeente Energie- en Waterleidingbedrijven Deventer
- Gemeente Gas- en Waterbedrijf Zandvoort
- Gemeente Licht- en Waterbedrijven Waalwijk
- Gemeente Nutsbedrijven Ridderkerk
- Gemeente Waterleidingbedrijf Middelburg
- Gemeentebedrijven Bergen op Zoom
- Gemeentebedrijven Maastricht
- Gemeentebedrijven Noordwijk
- Gemeentelijk Drinkwaterbedrijf Zwijndrecht
- Gemeentelijk Energie- en Waterleidingbedrijf Roosendaal en Nispen
- Gemeentelijk Energiebedrijf Dordrecht
- Gemeentelijk Gas- en Drinkwaterbedrijf Hengelo
- Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen
- Gemeentelijk Waterbedrijf Haarlem
- Gemeentelijk Waterbedrijf Hendrik-Ido-Ambacht
- Gemeentewaterleidingen Amsterdam
- Gemeentewerken- en bedrijven Hoogeveen
- N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij
- N.V. Roermondse Waterleiding Maatschappij
- N.V. Waterleiding Friesland
- N.V. Waterleiding Maatschappij Gelderland
- N.V. Waterleiding Maatschappij Overijssel
- N.V. Waterleidingmaatschappij Limburg

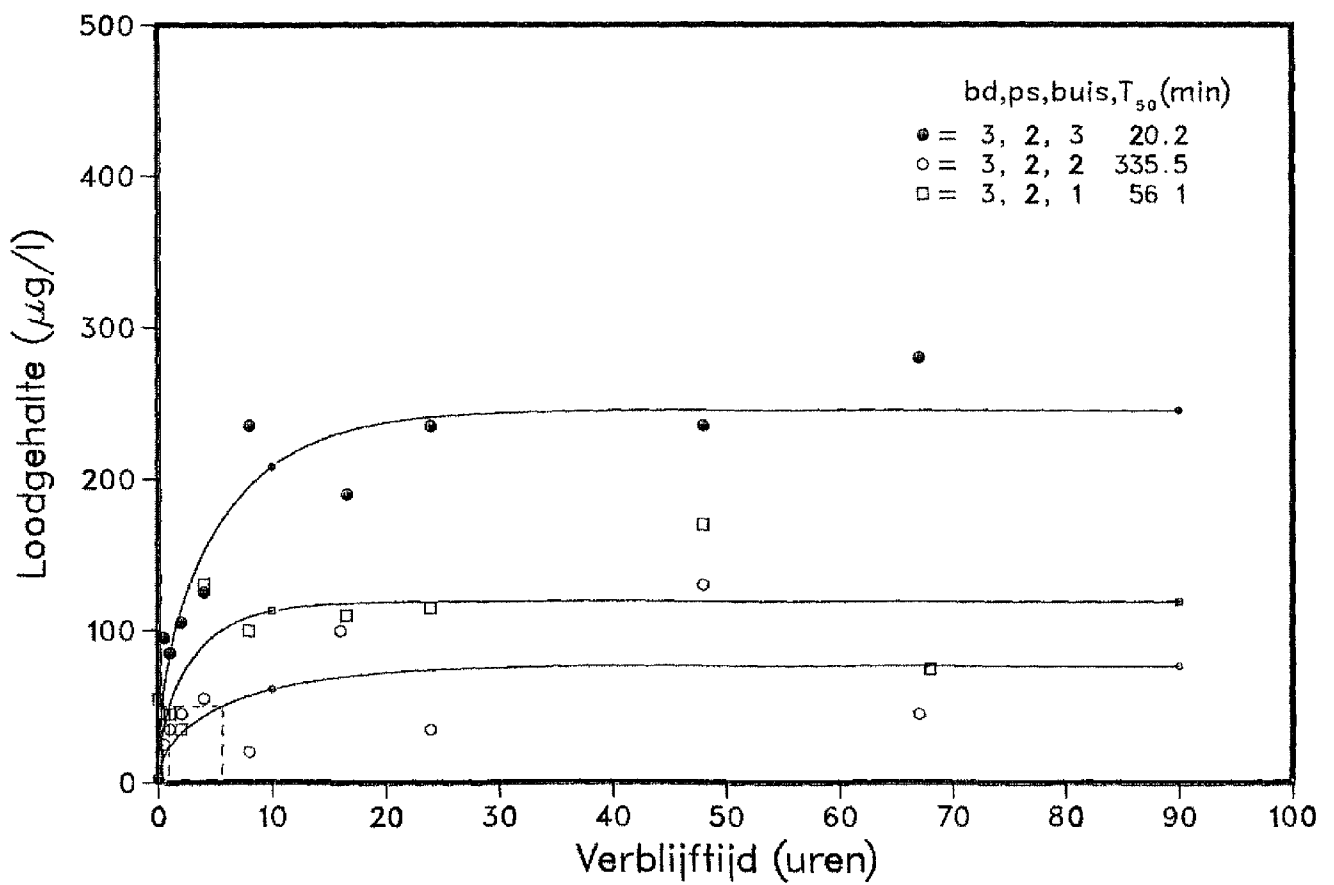
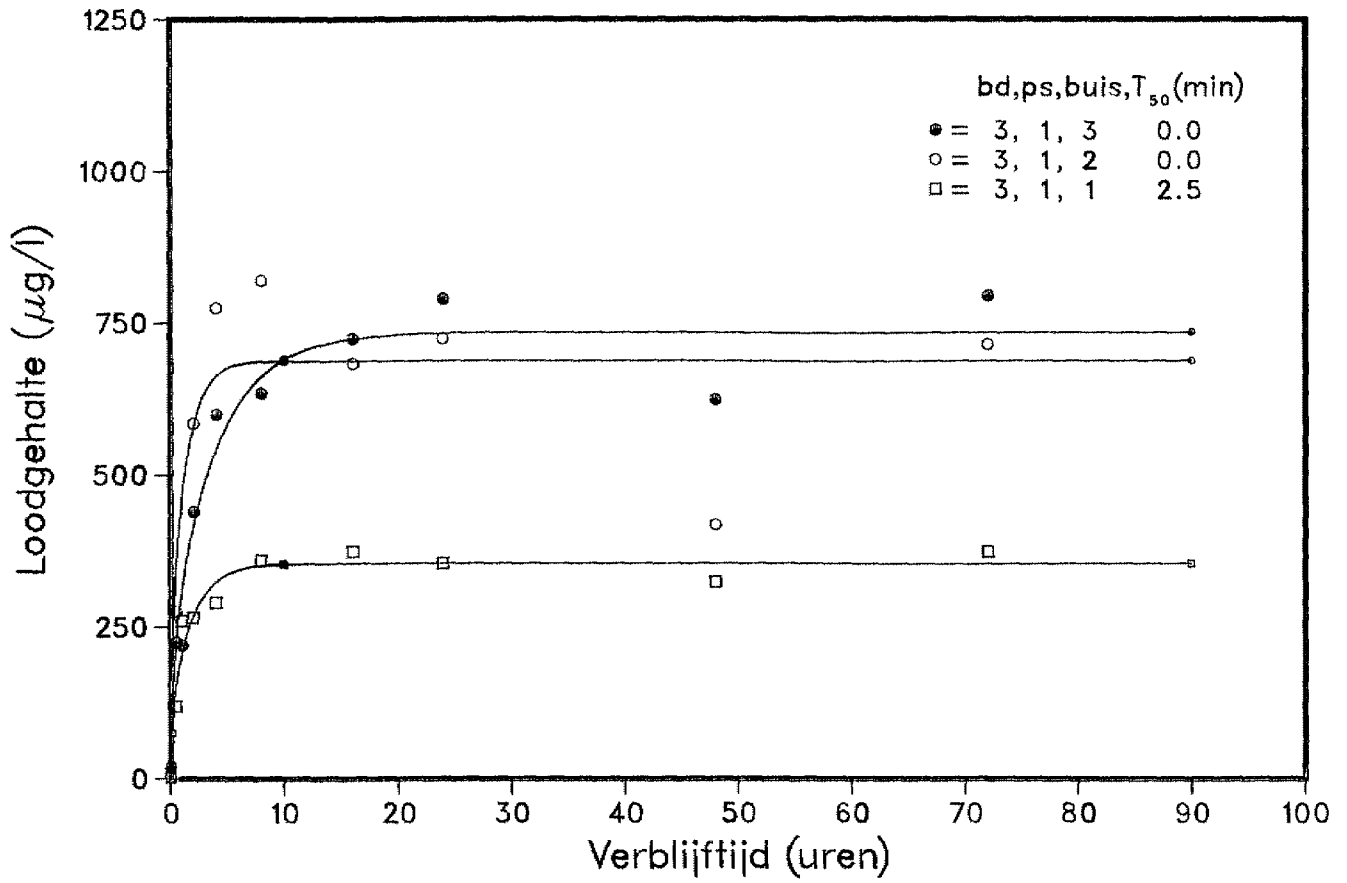
- N.V. Waterleidingmij Noord West Brabant
- N.V. Waterleidingmij Oostelijk Gelderland
- N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland
- N.V. Westlandsche Drinkwaterleiding Mij
- Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland
- Stichting Bronwaterleiding Hoeksche Waard
- Waterleidingbedrijf Midden-Nederland
- Waterleidingbedrijf de Rijnstreek

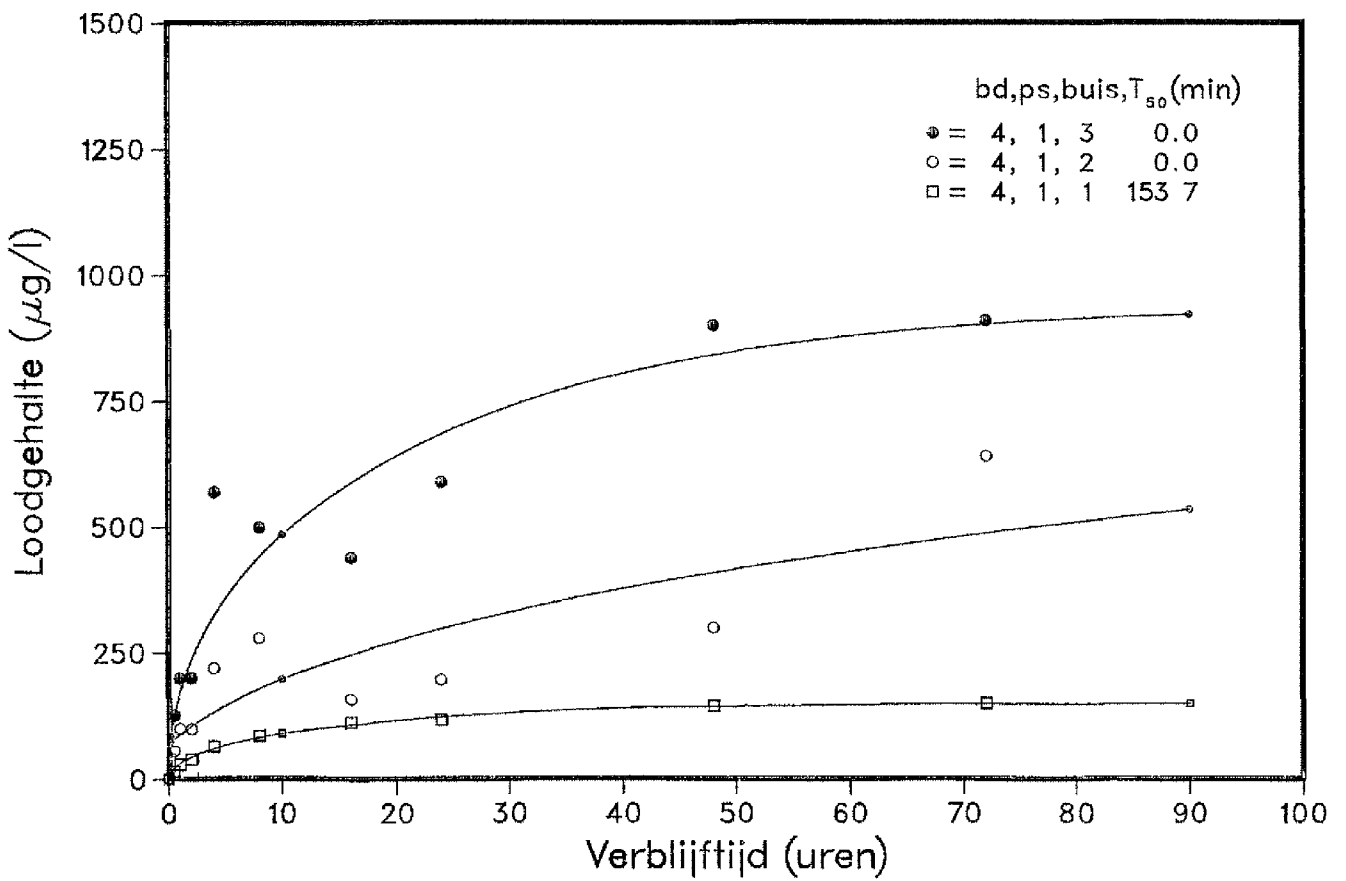
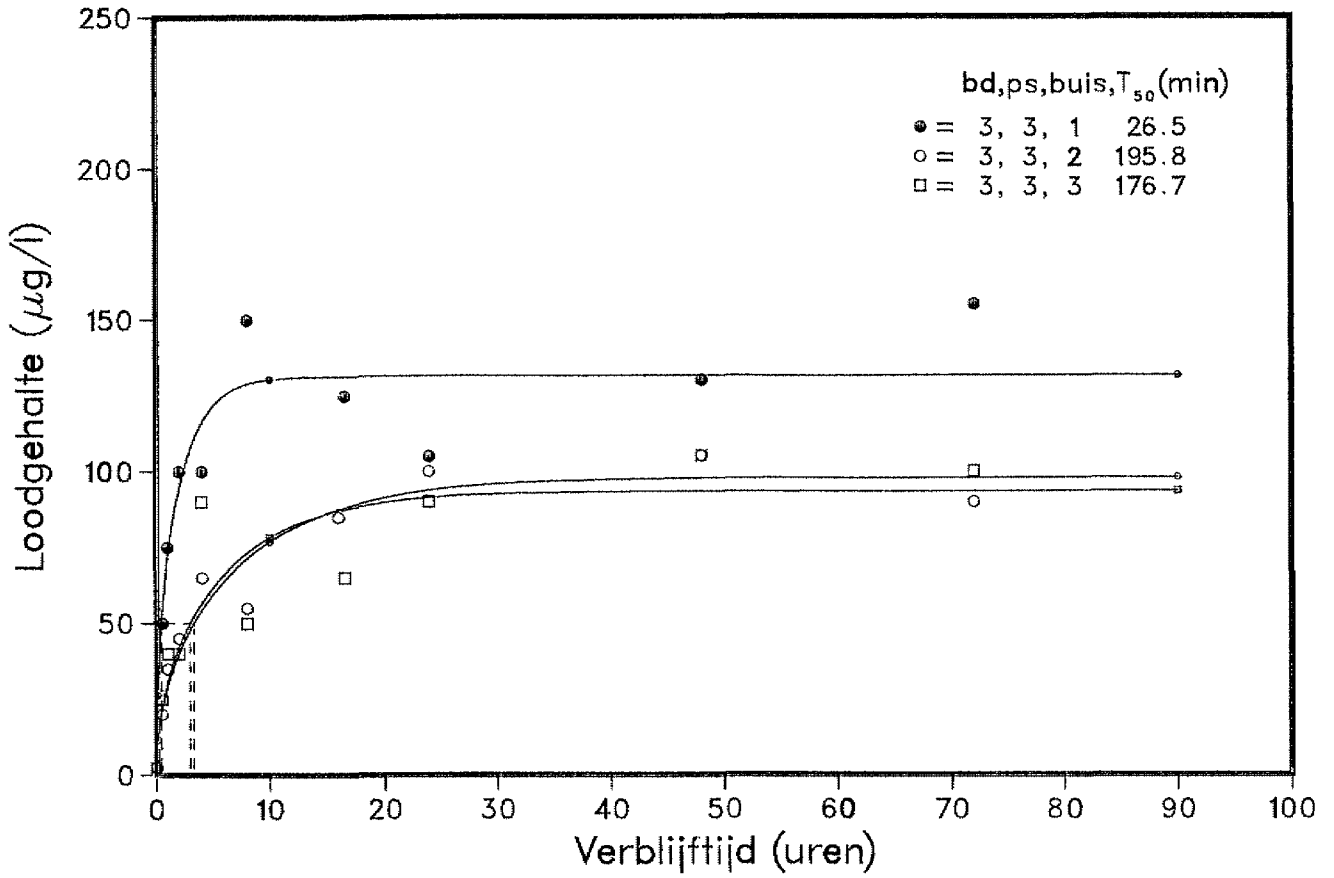
LOOD-STAGNATIECURVEN VAN RECENT GEINSTALLEERDE
OPSTELLINGEN

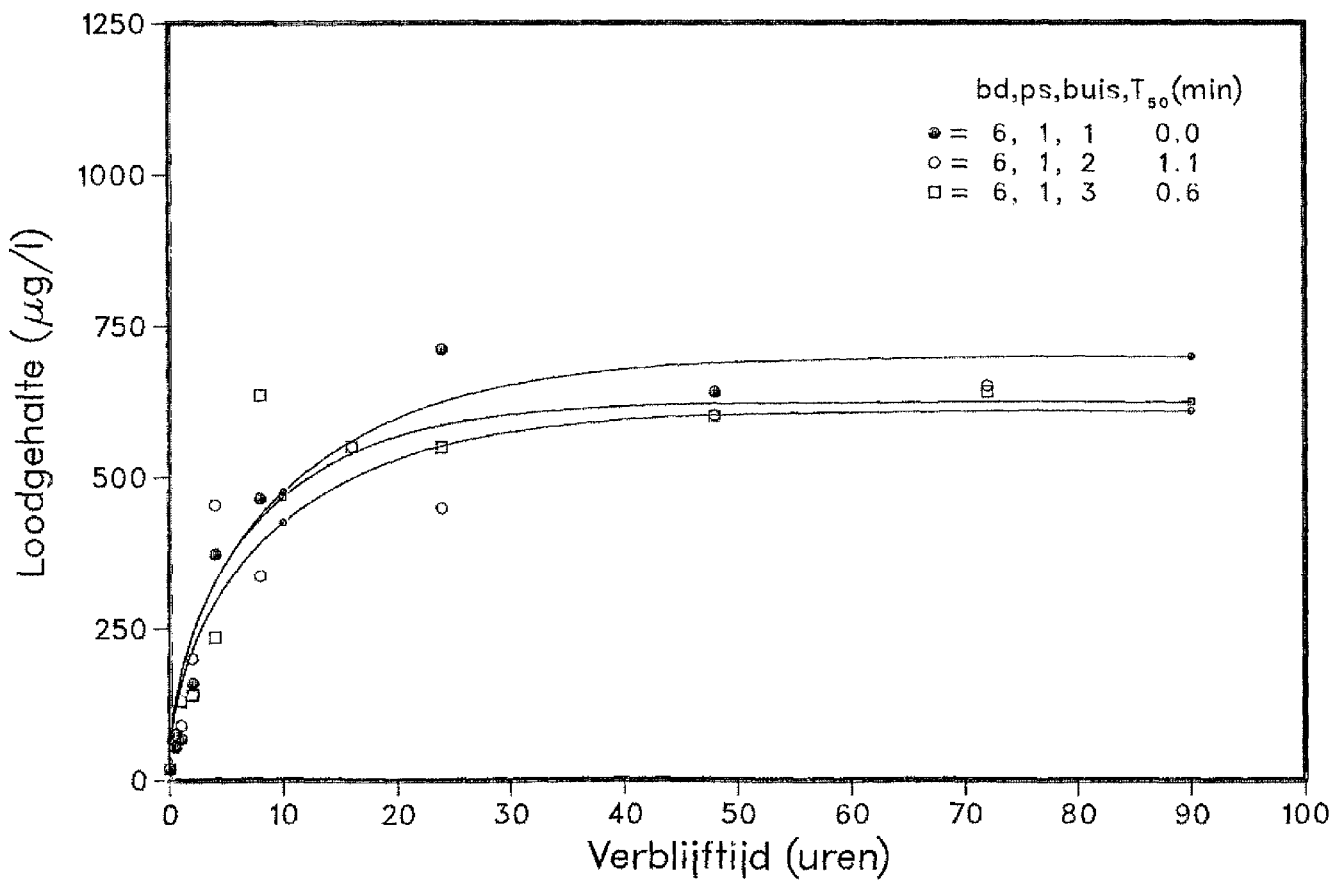
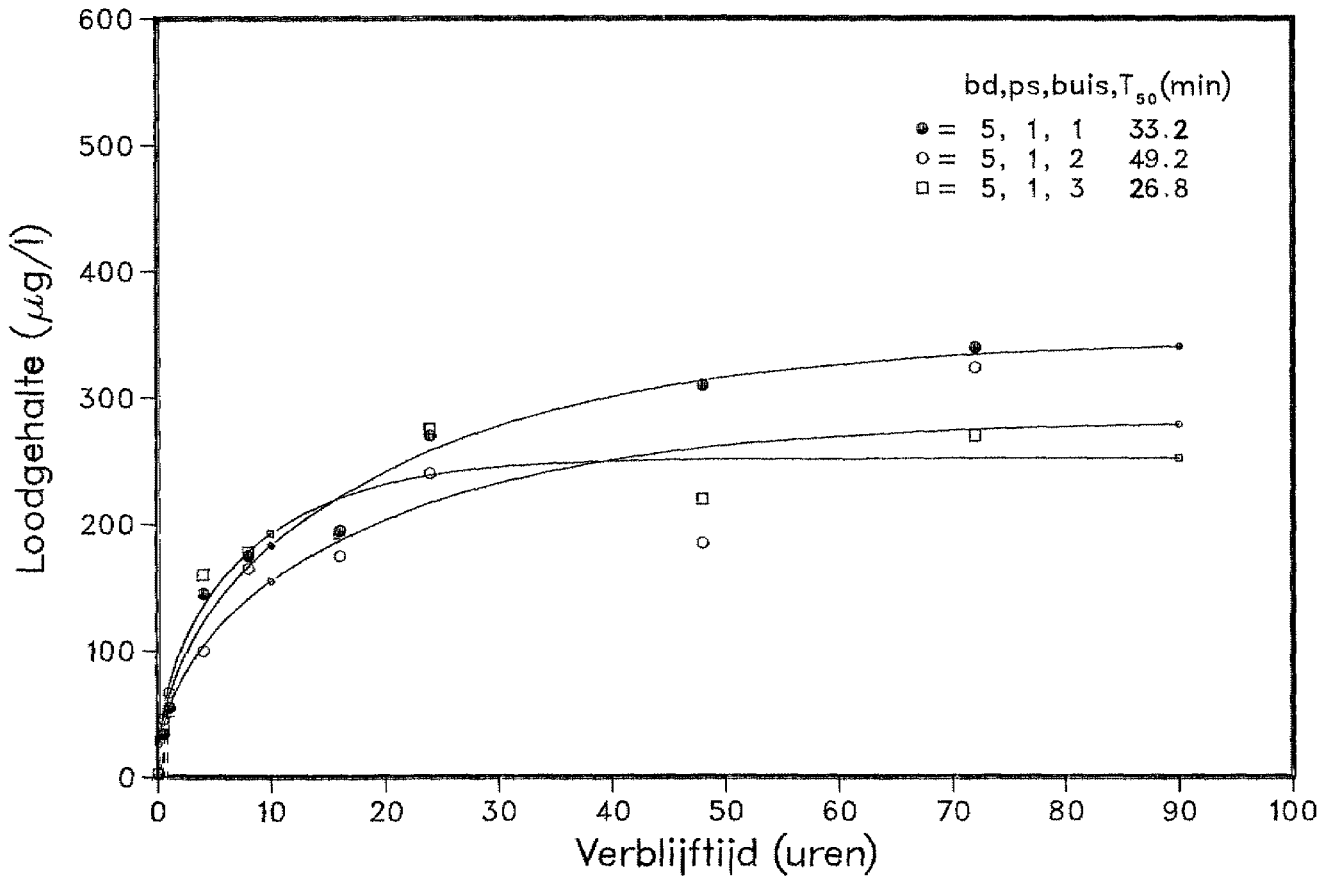
NB. In de grafieken is bij 10 en 90 uur het symbool van de corresponderende buis verkleind weergegeven om identificatie te vergemakkelijken. Dit zijn dus geen meetpunten.

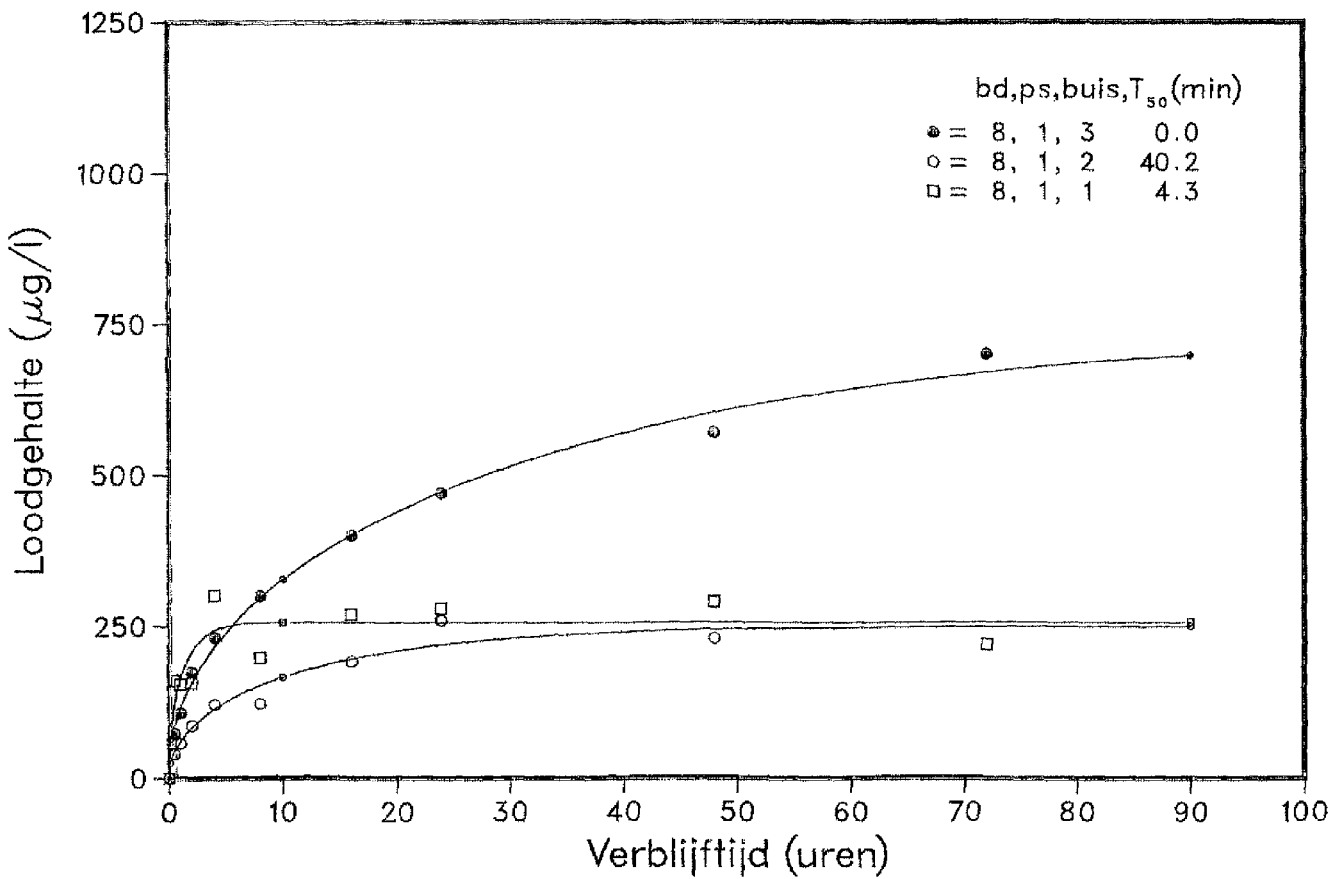
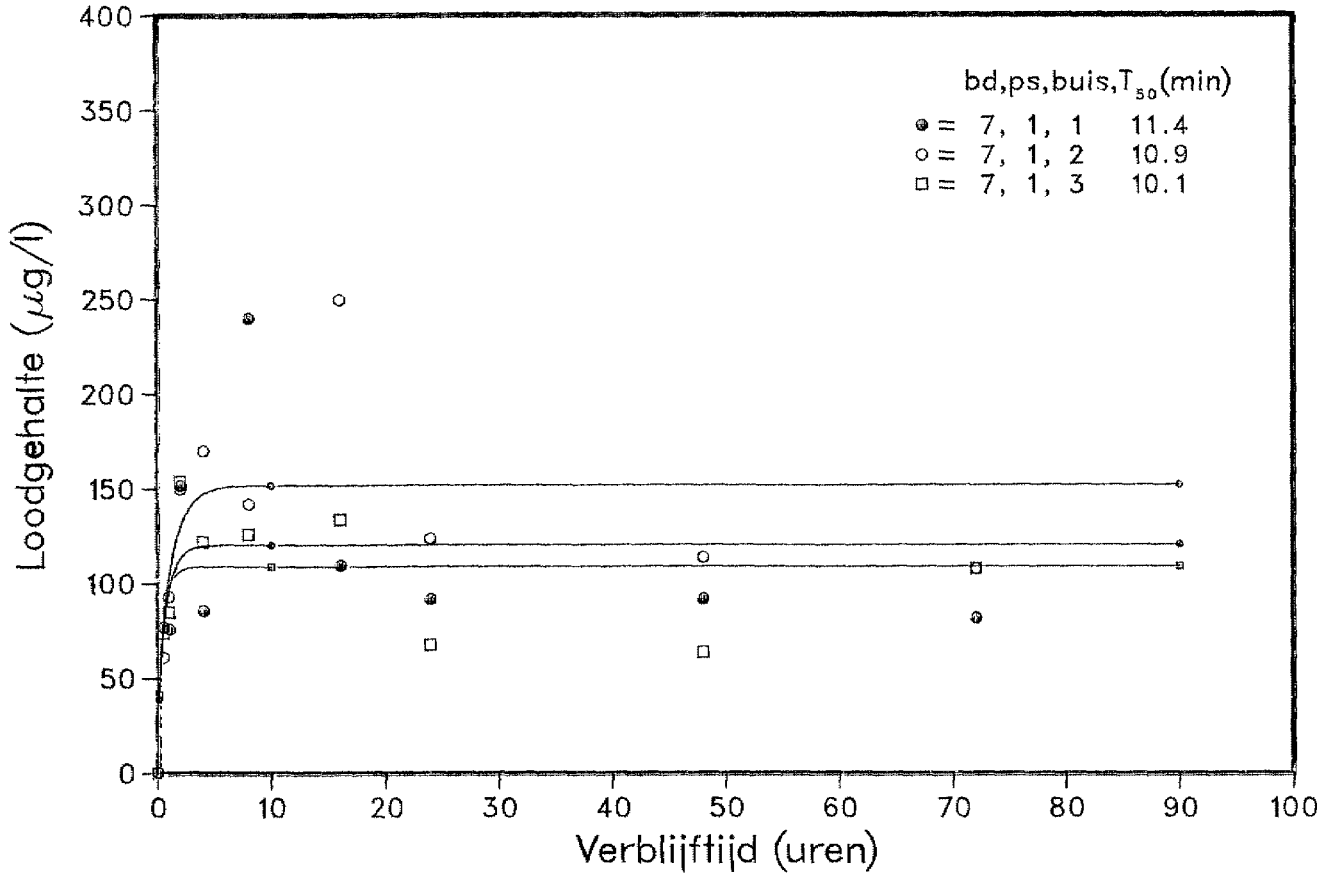


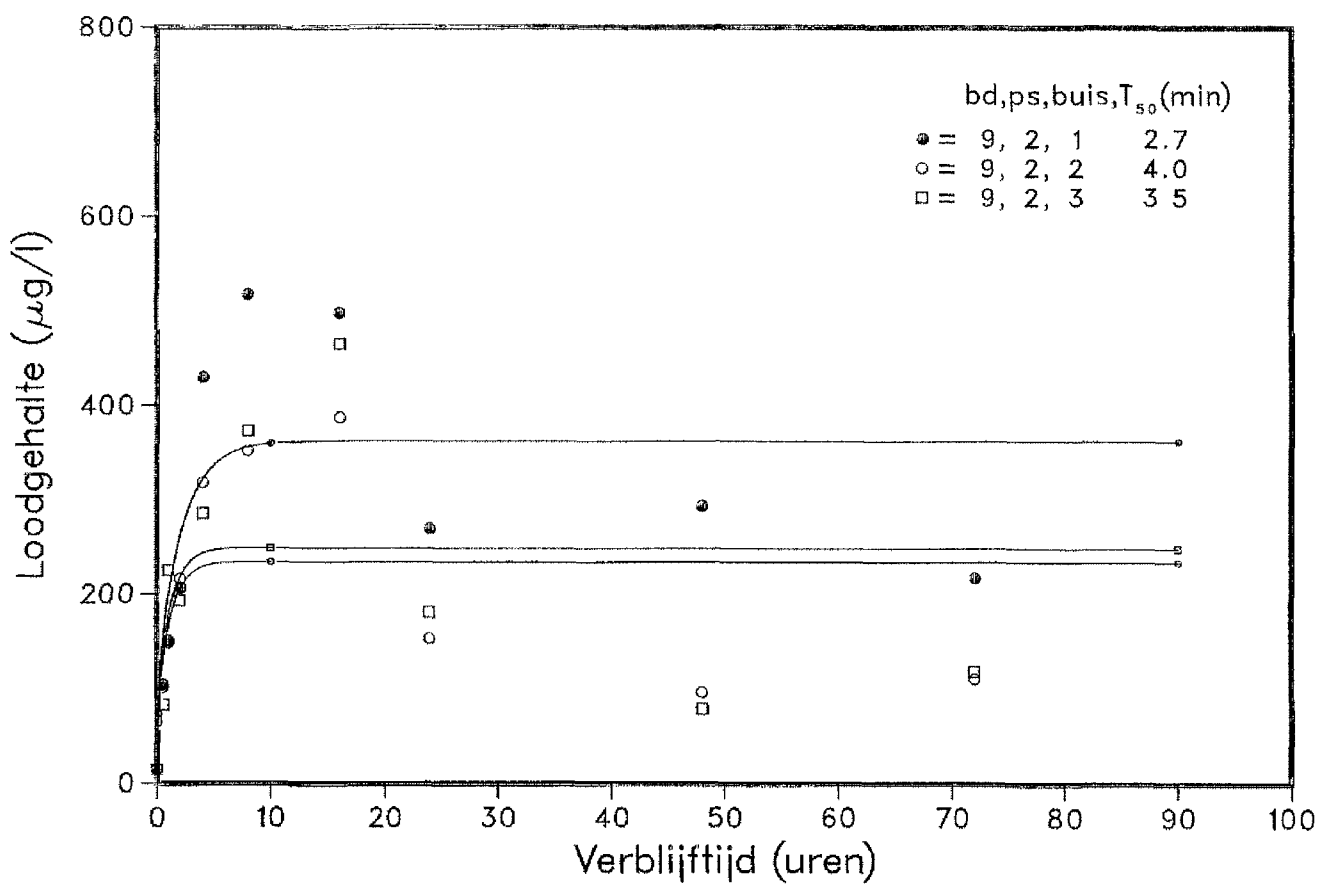
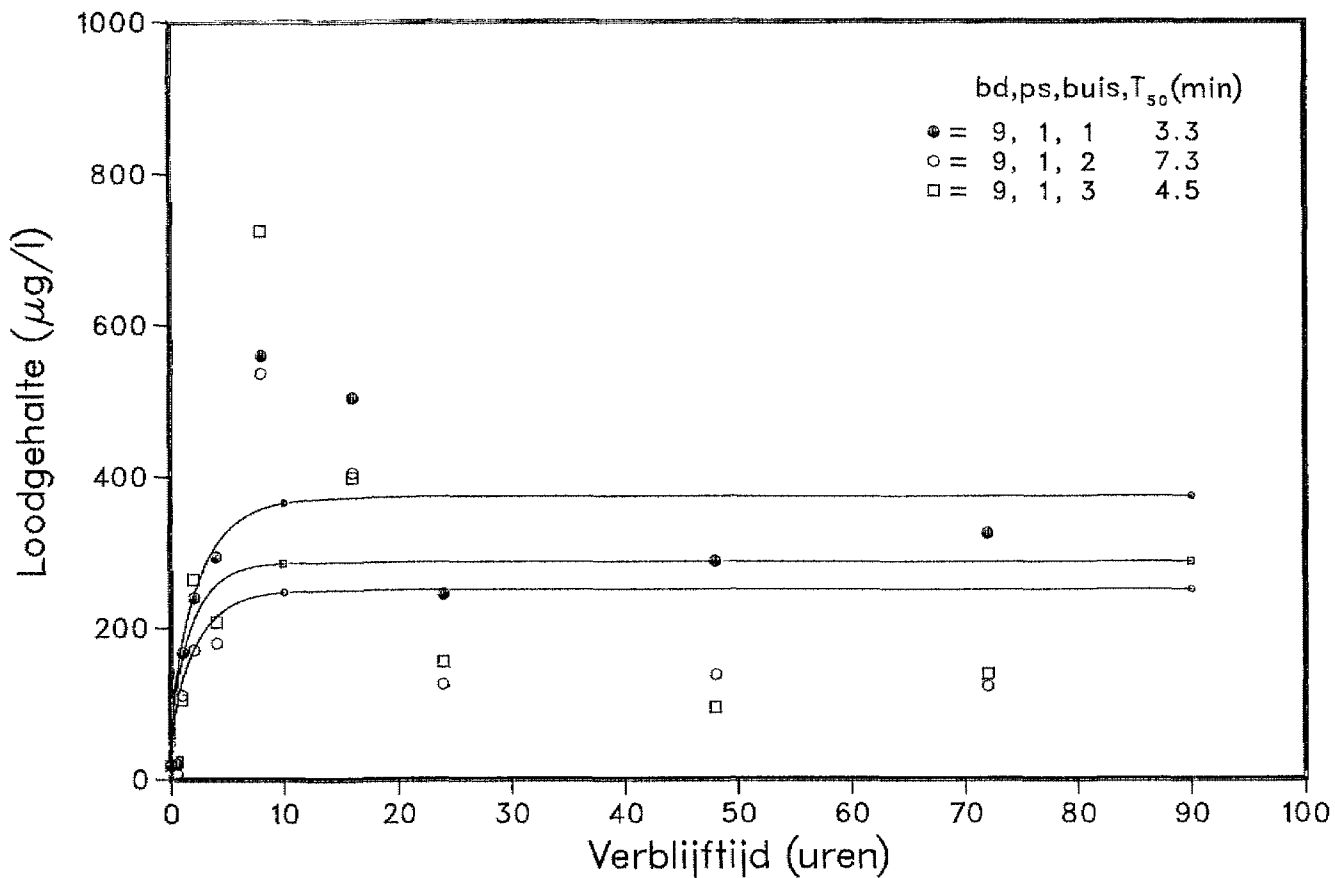


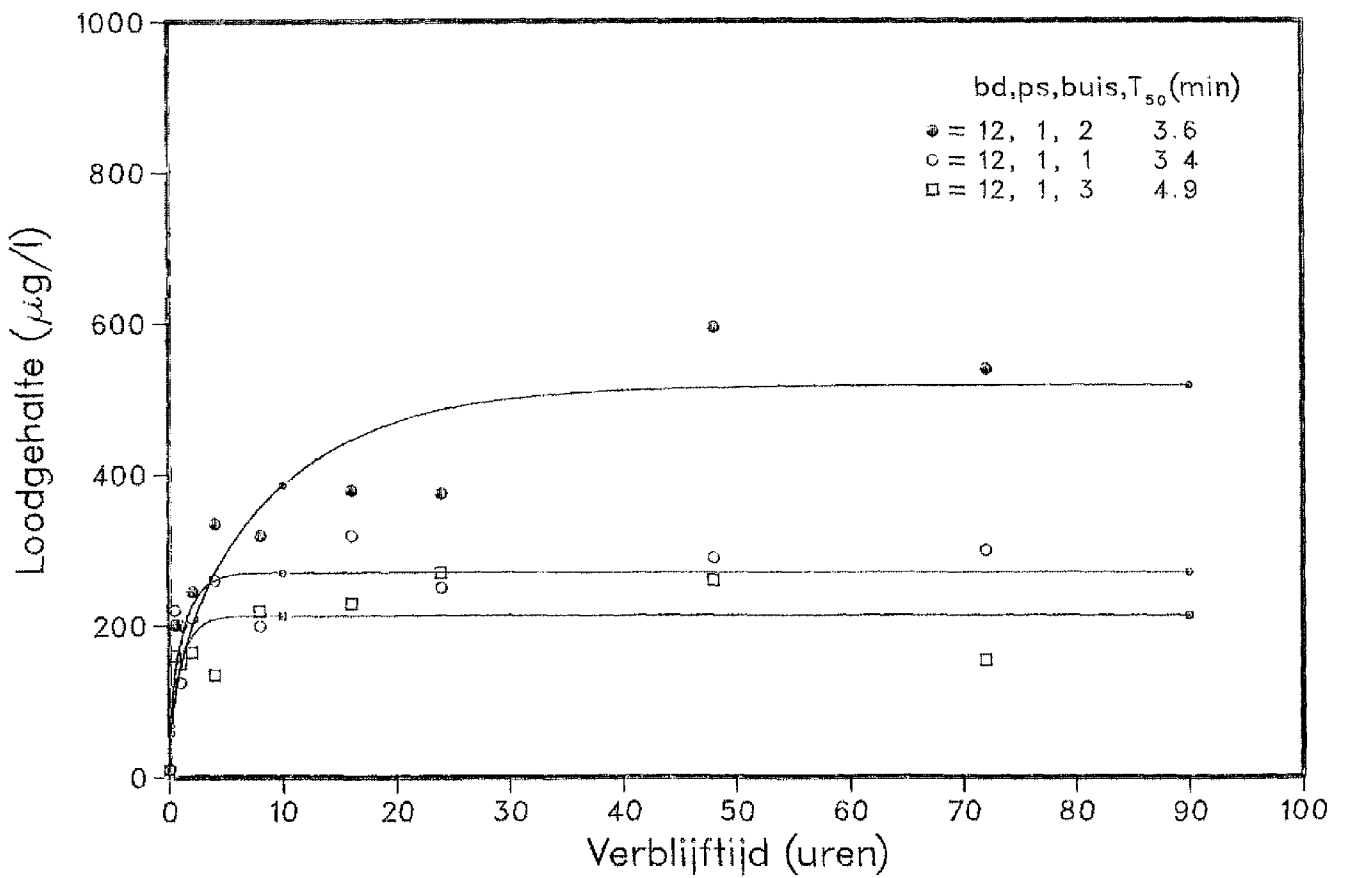
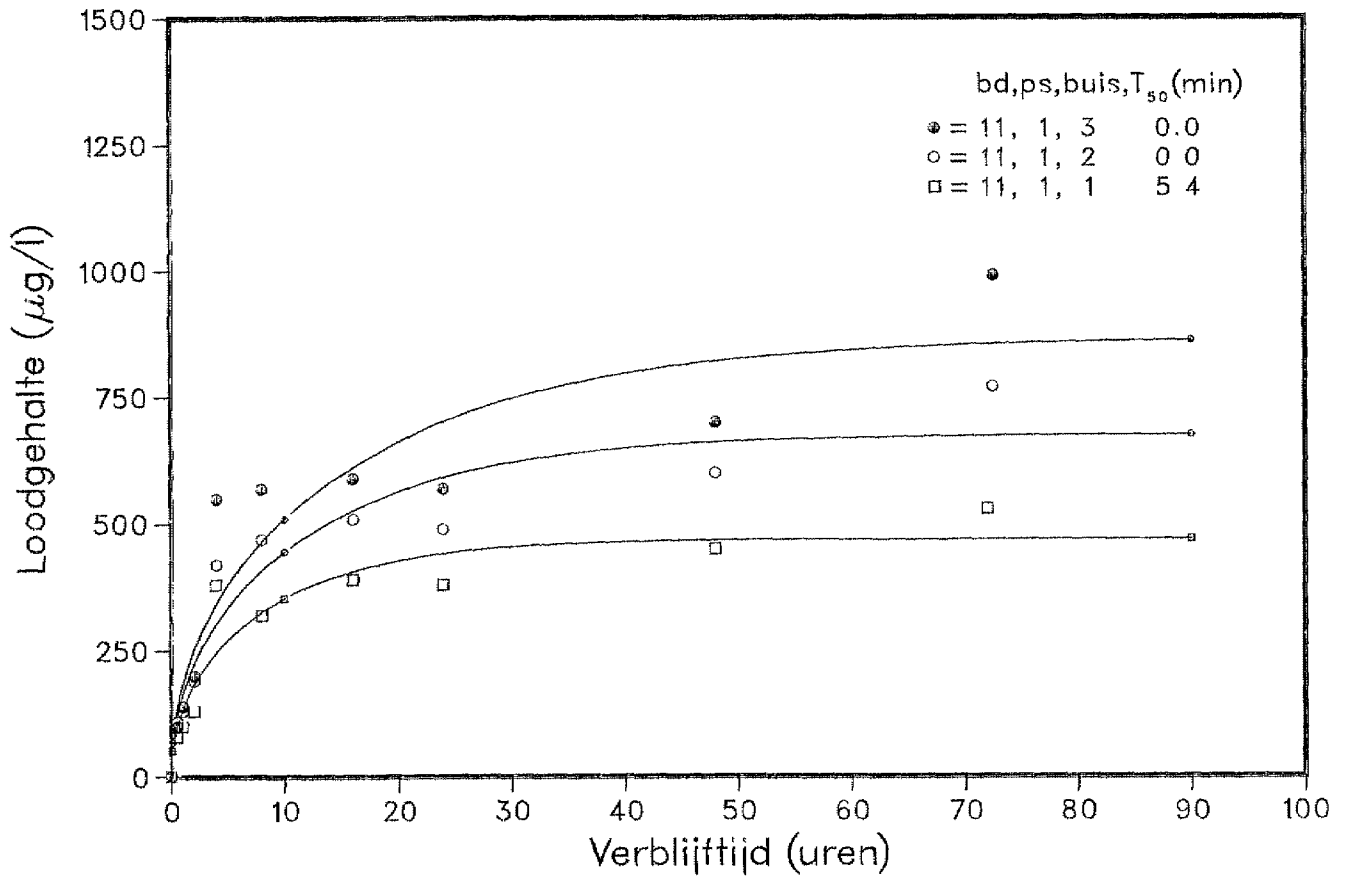


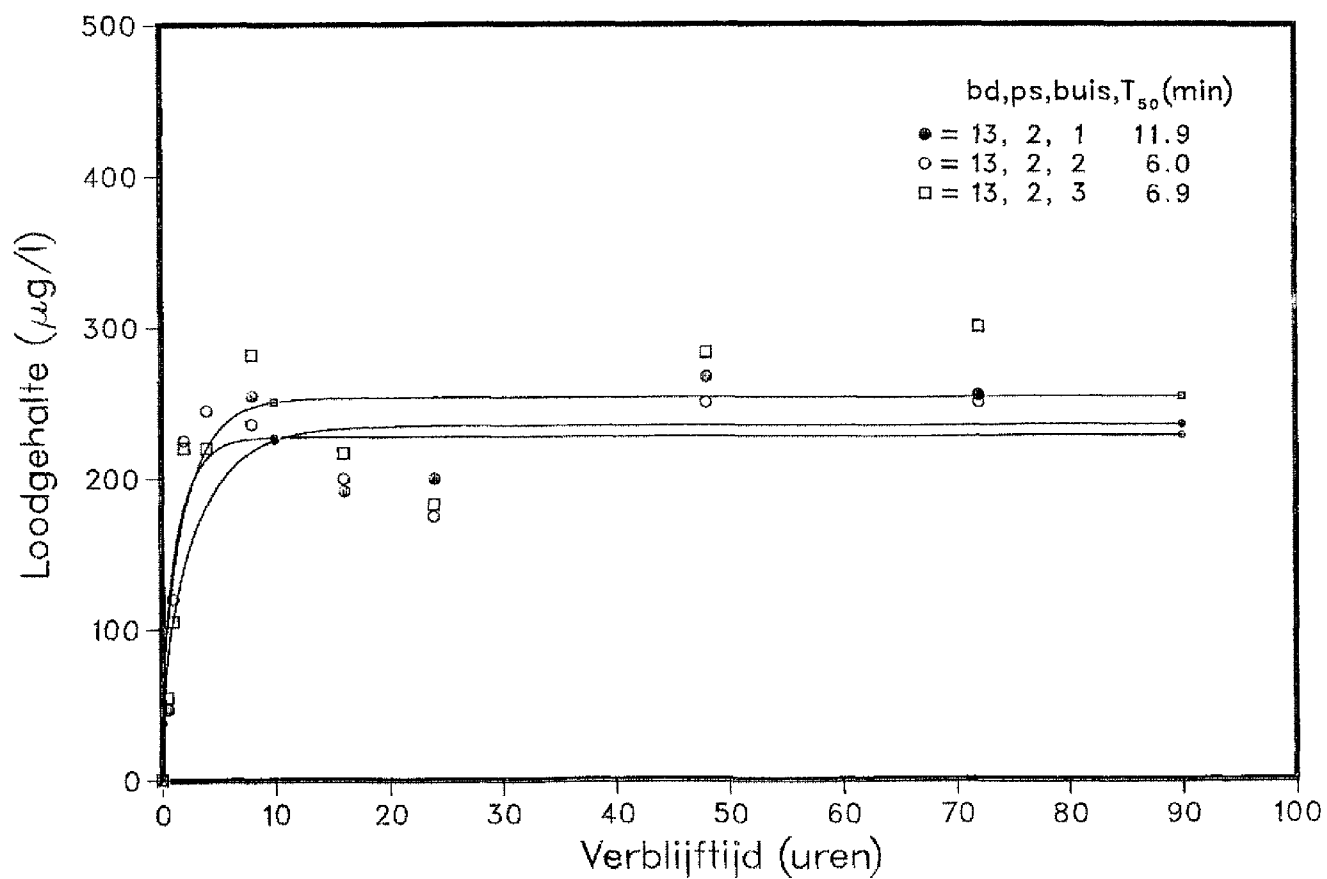
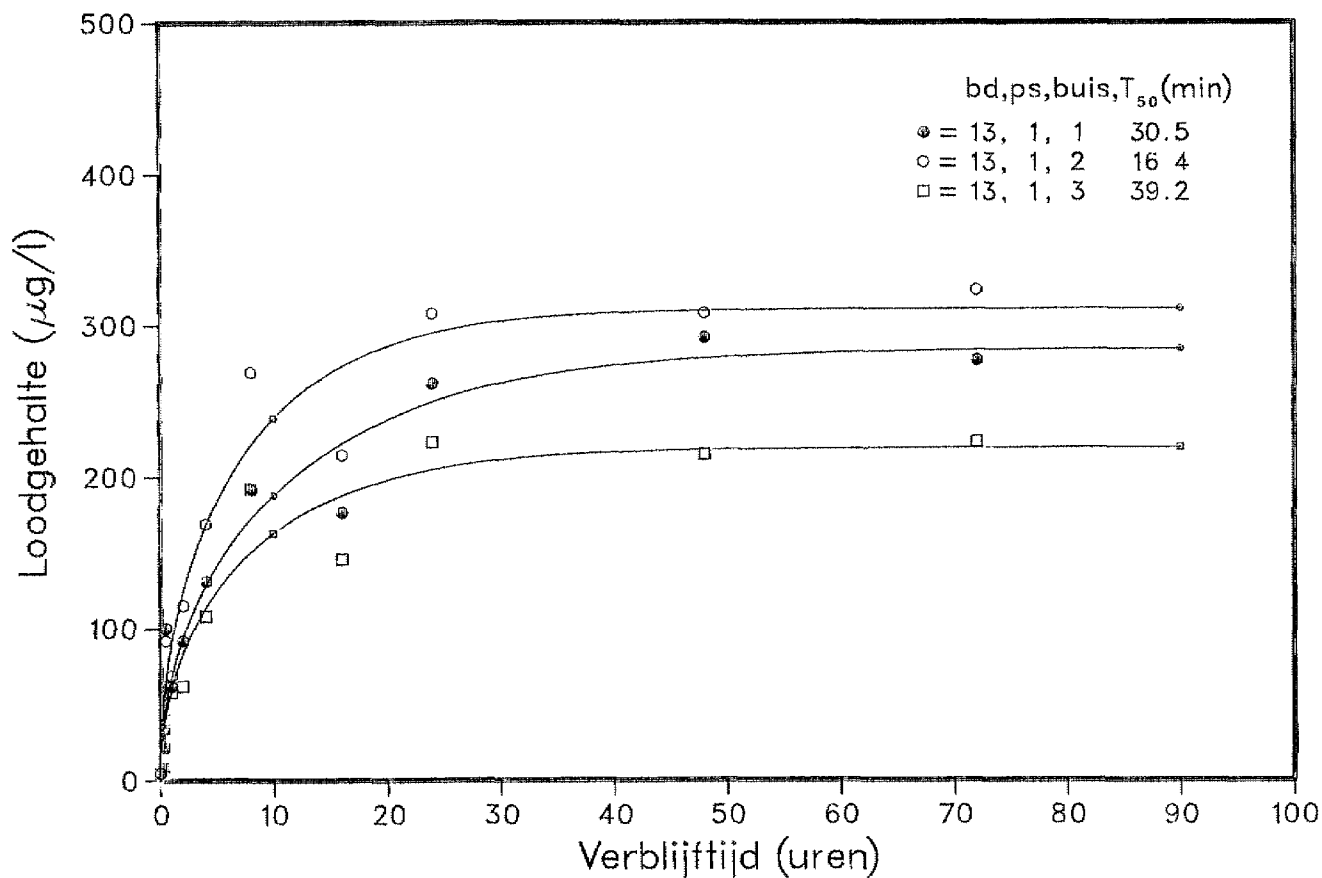


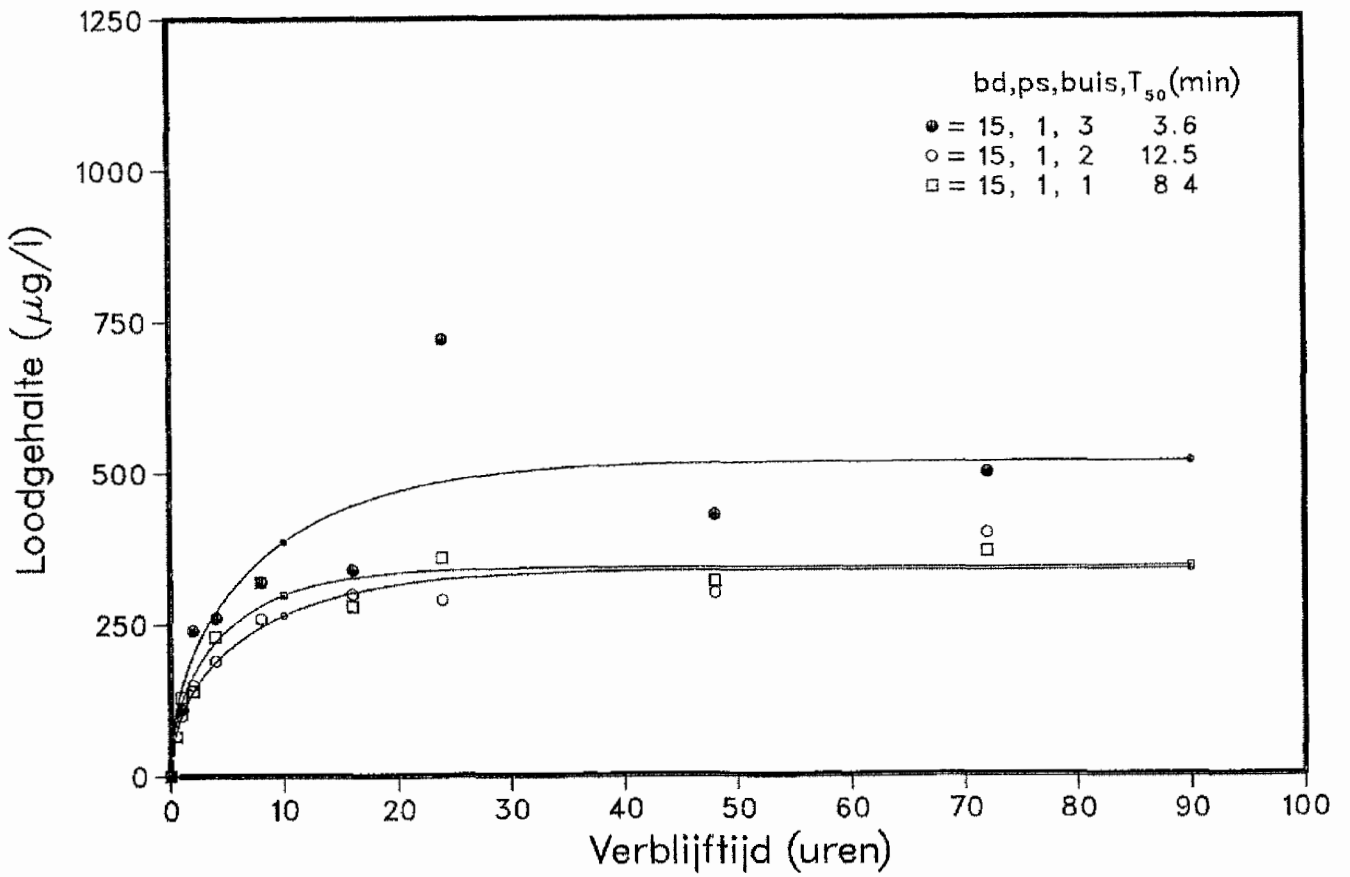
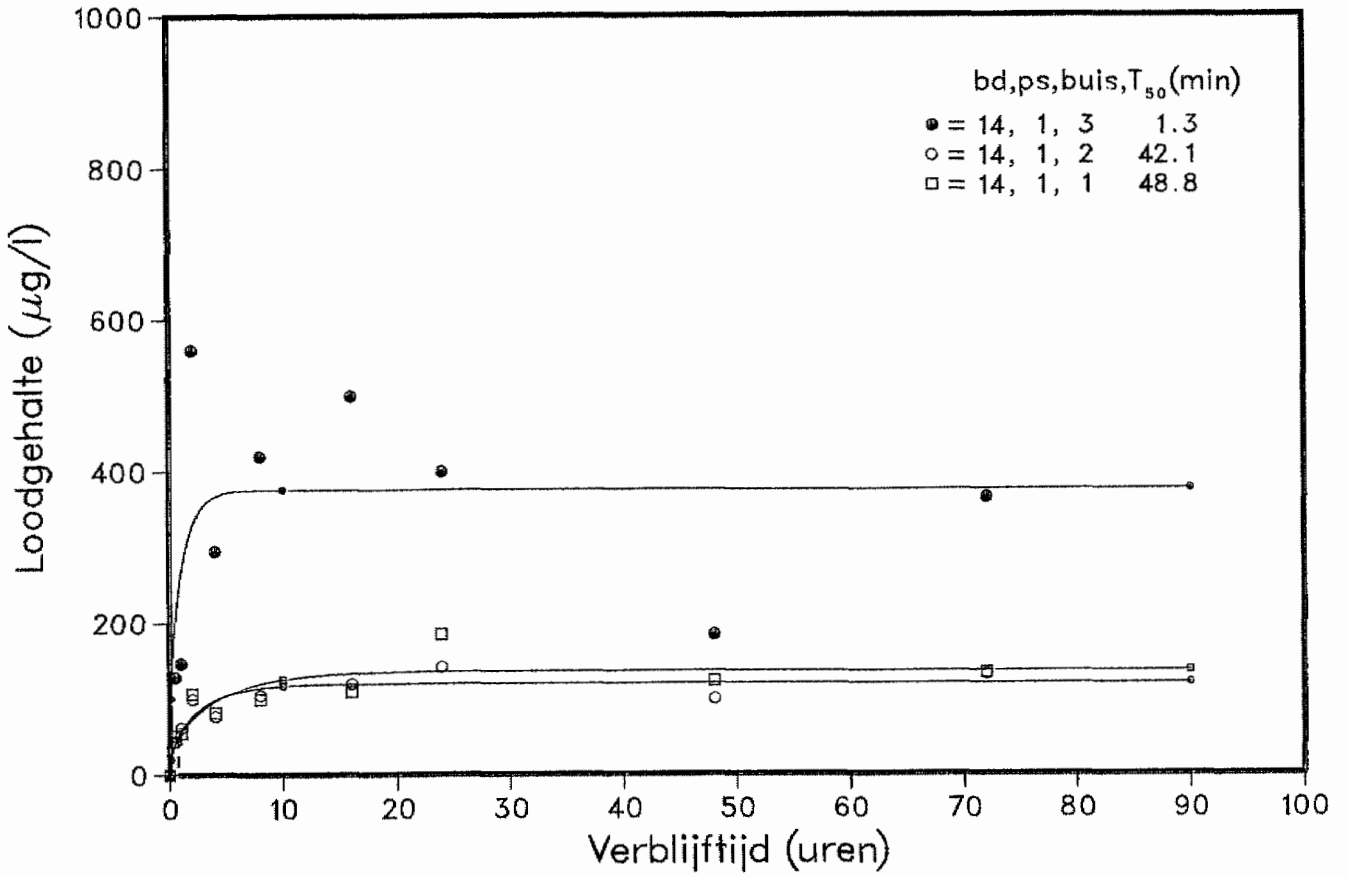


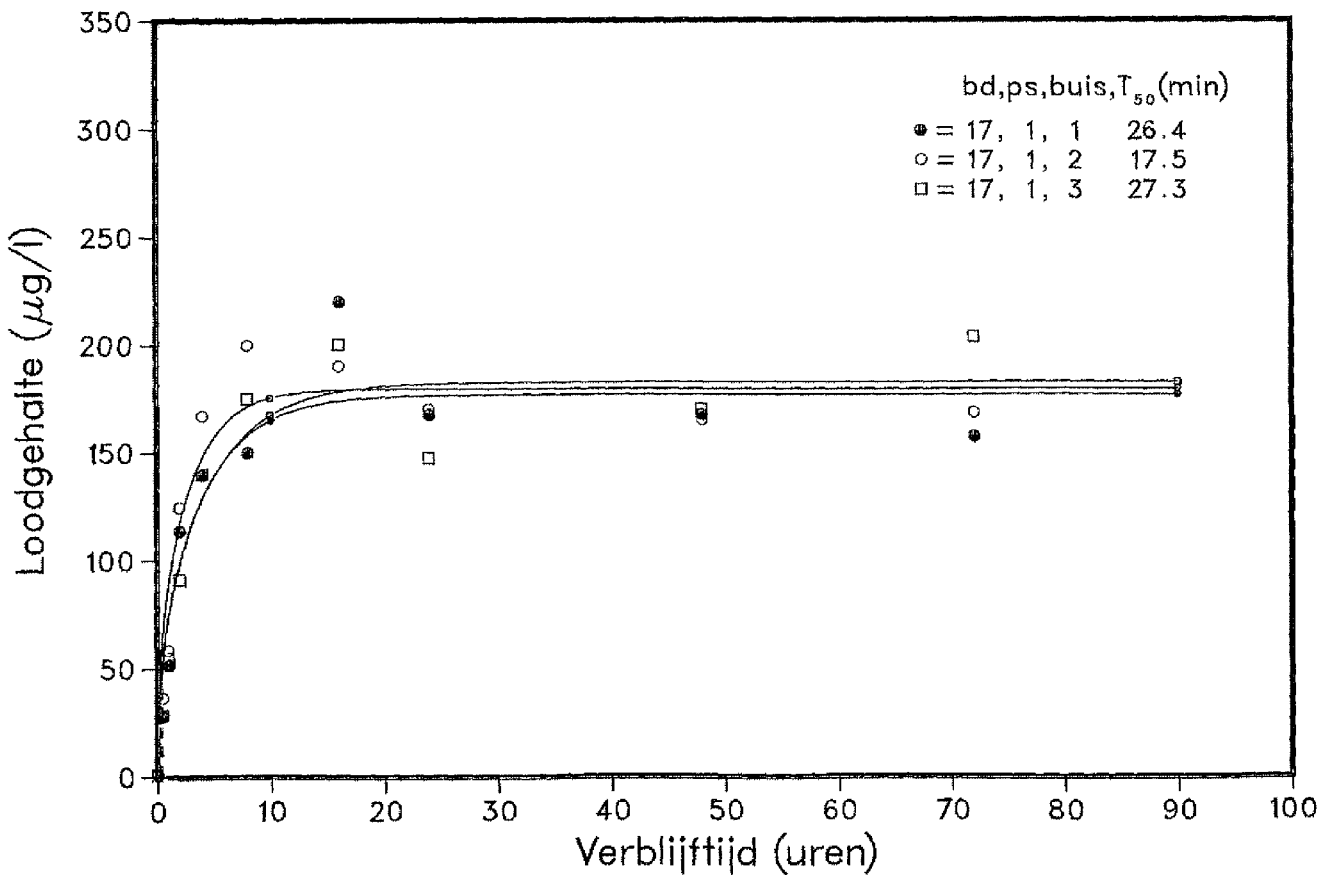
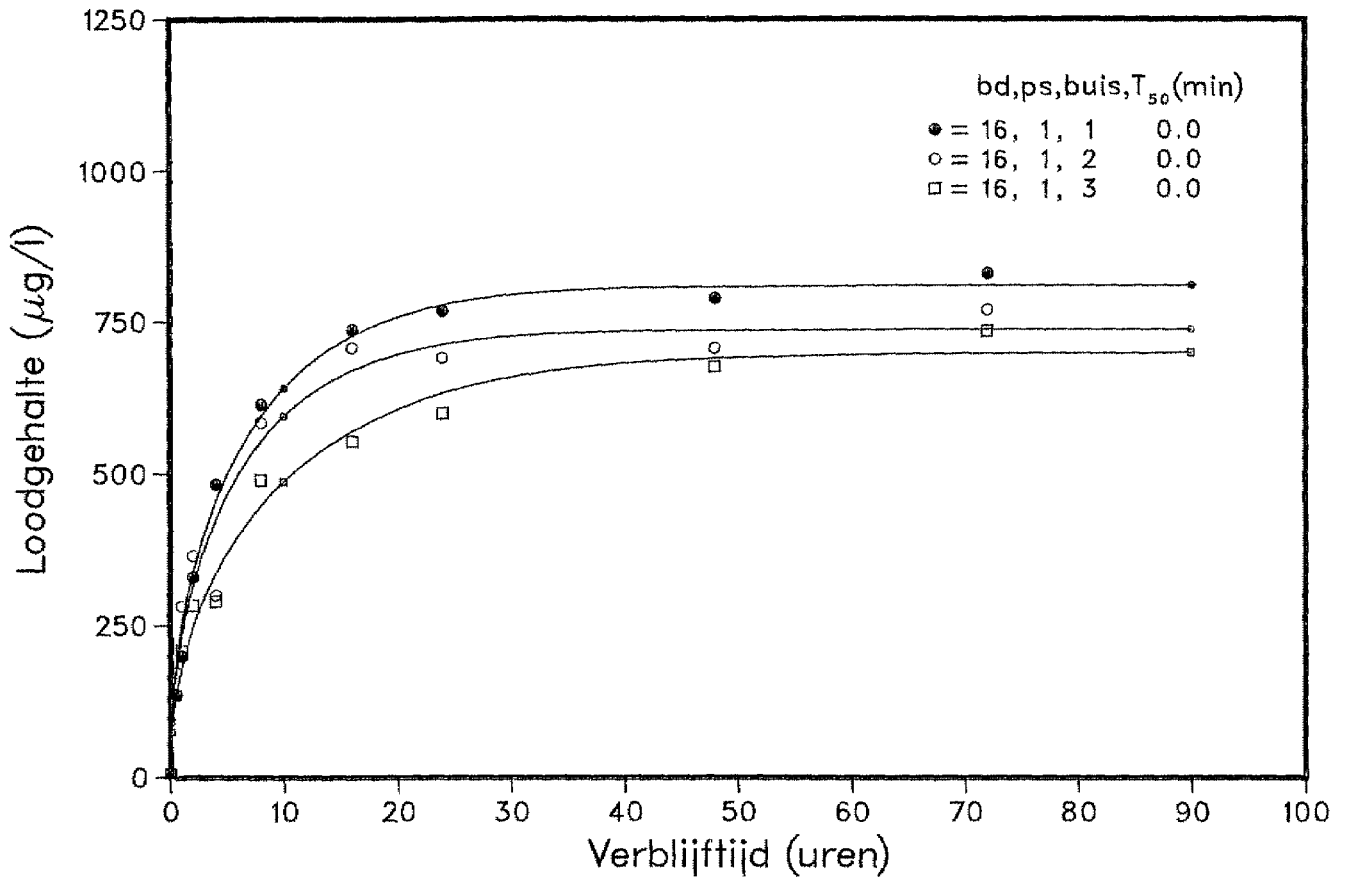


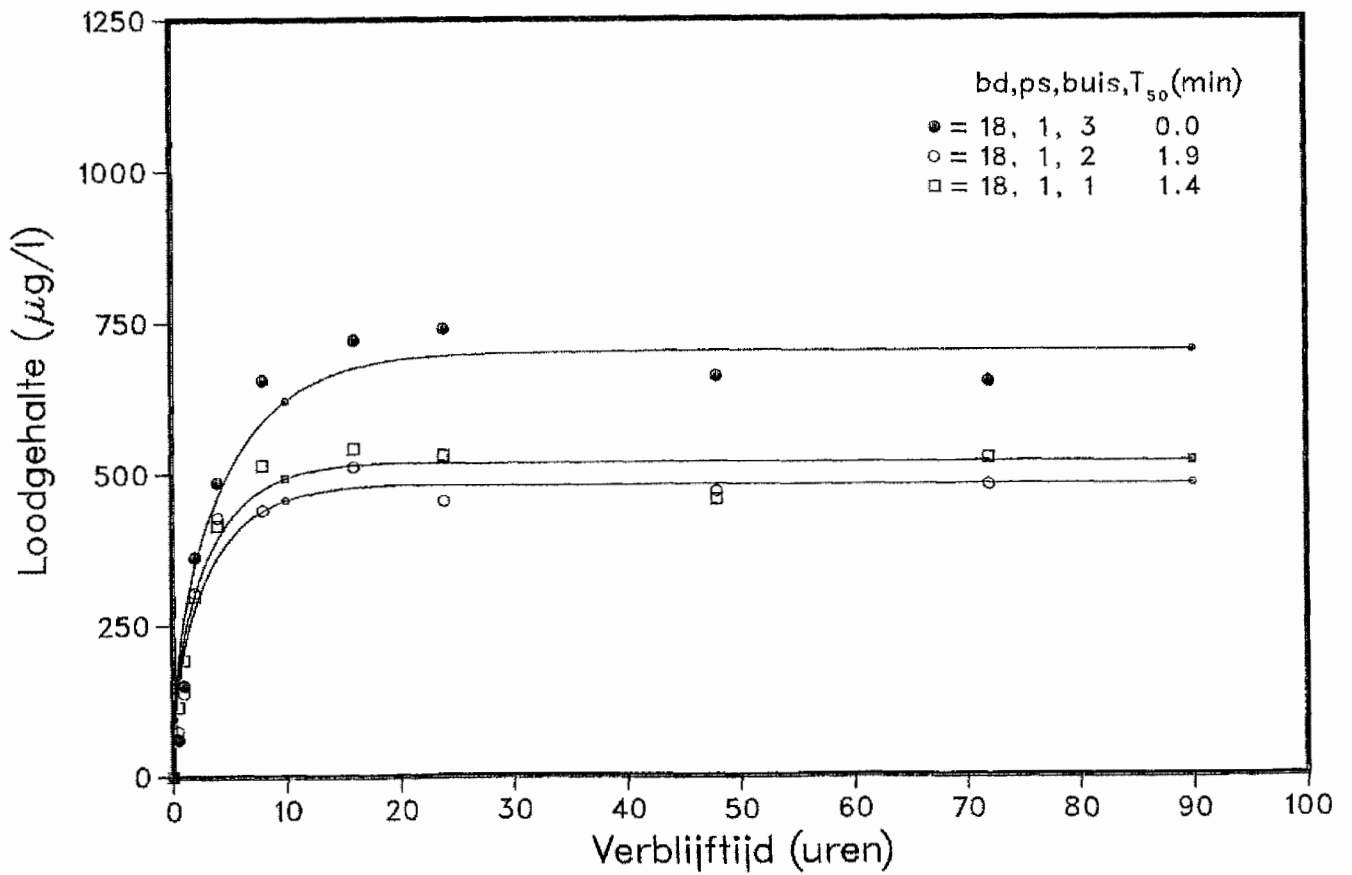
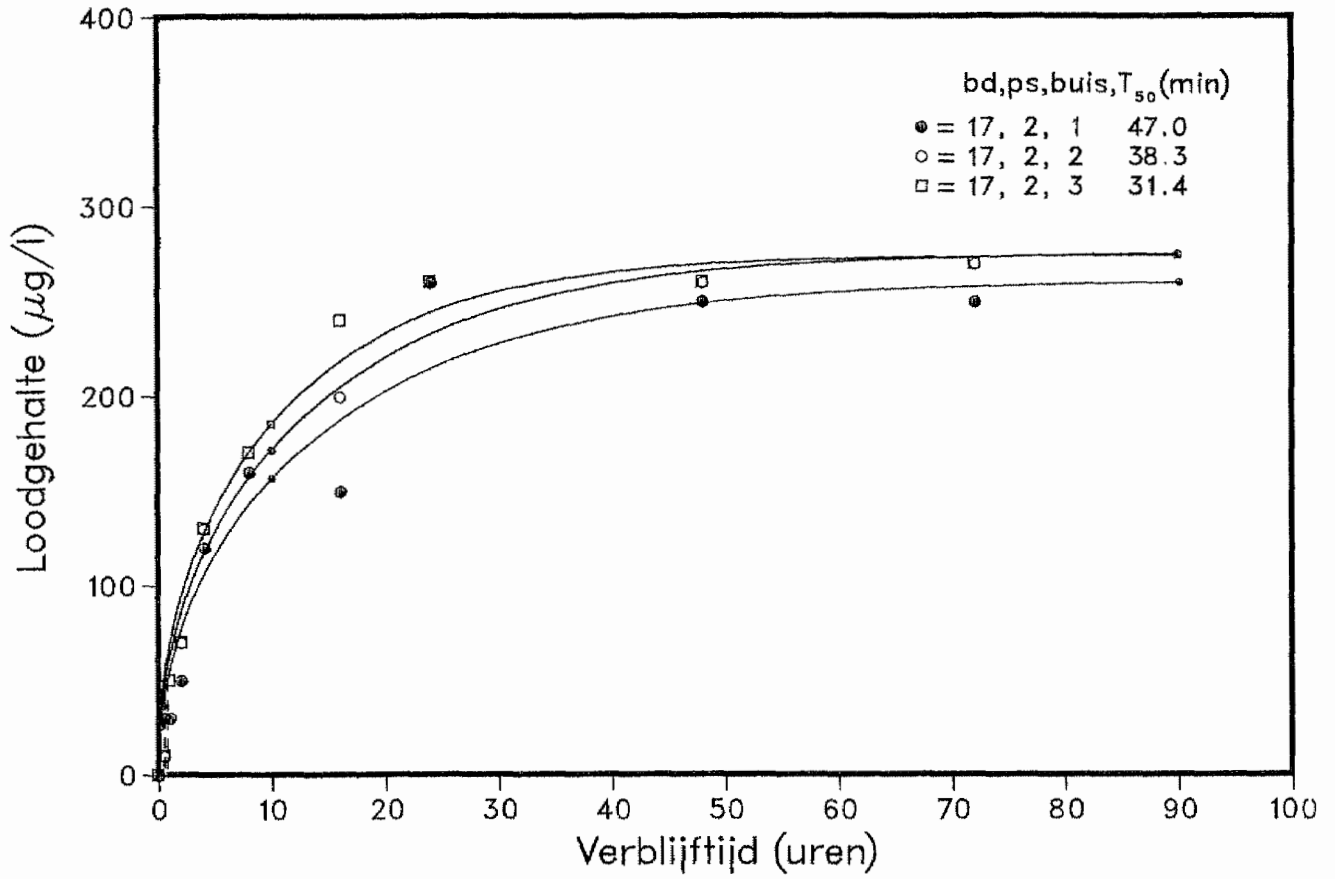


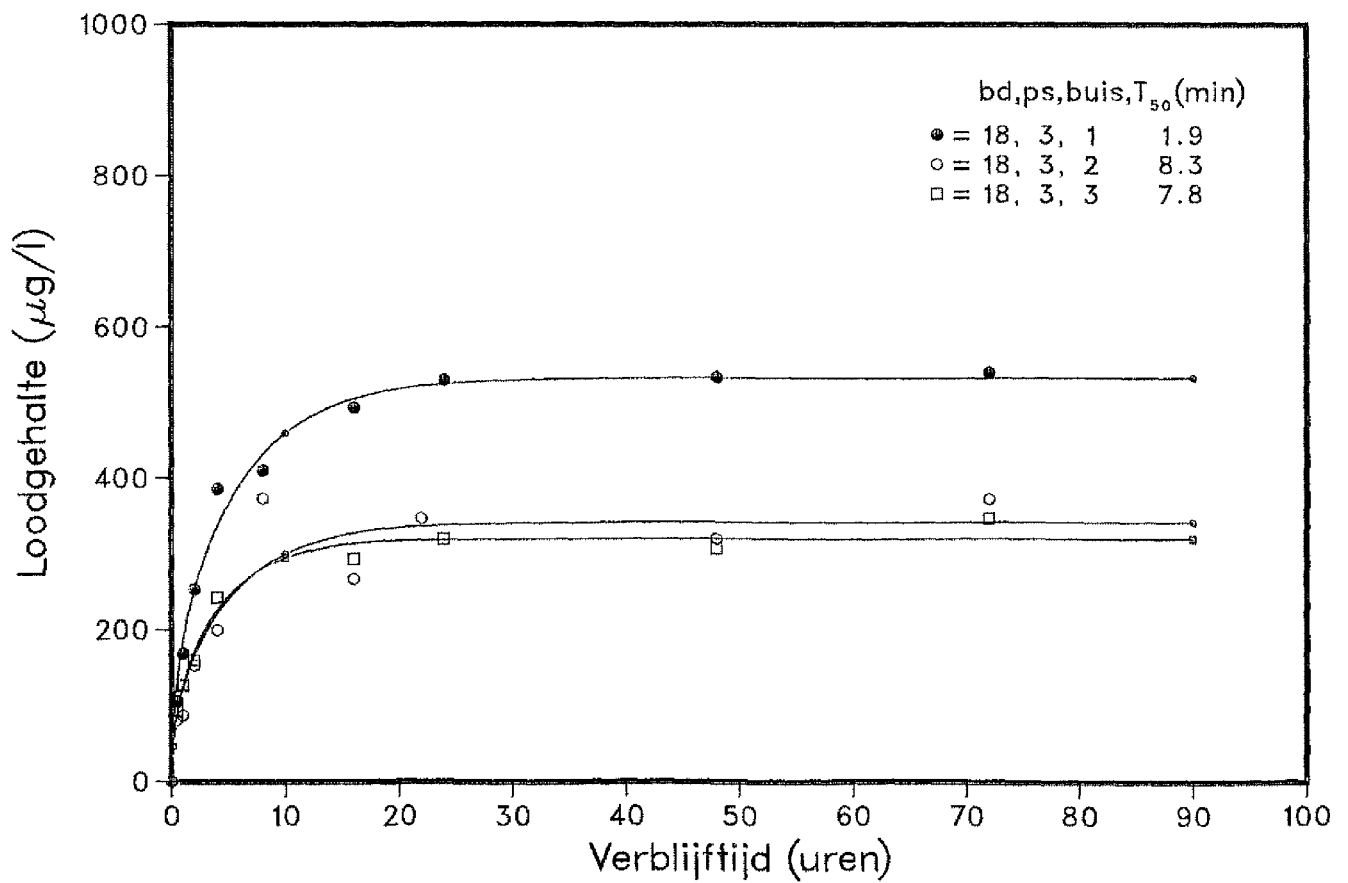
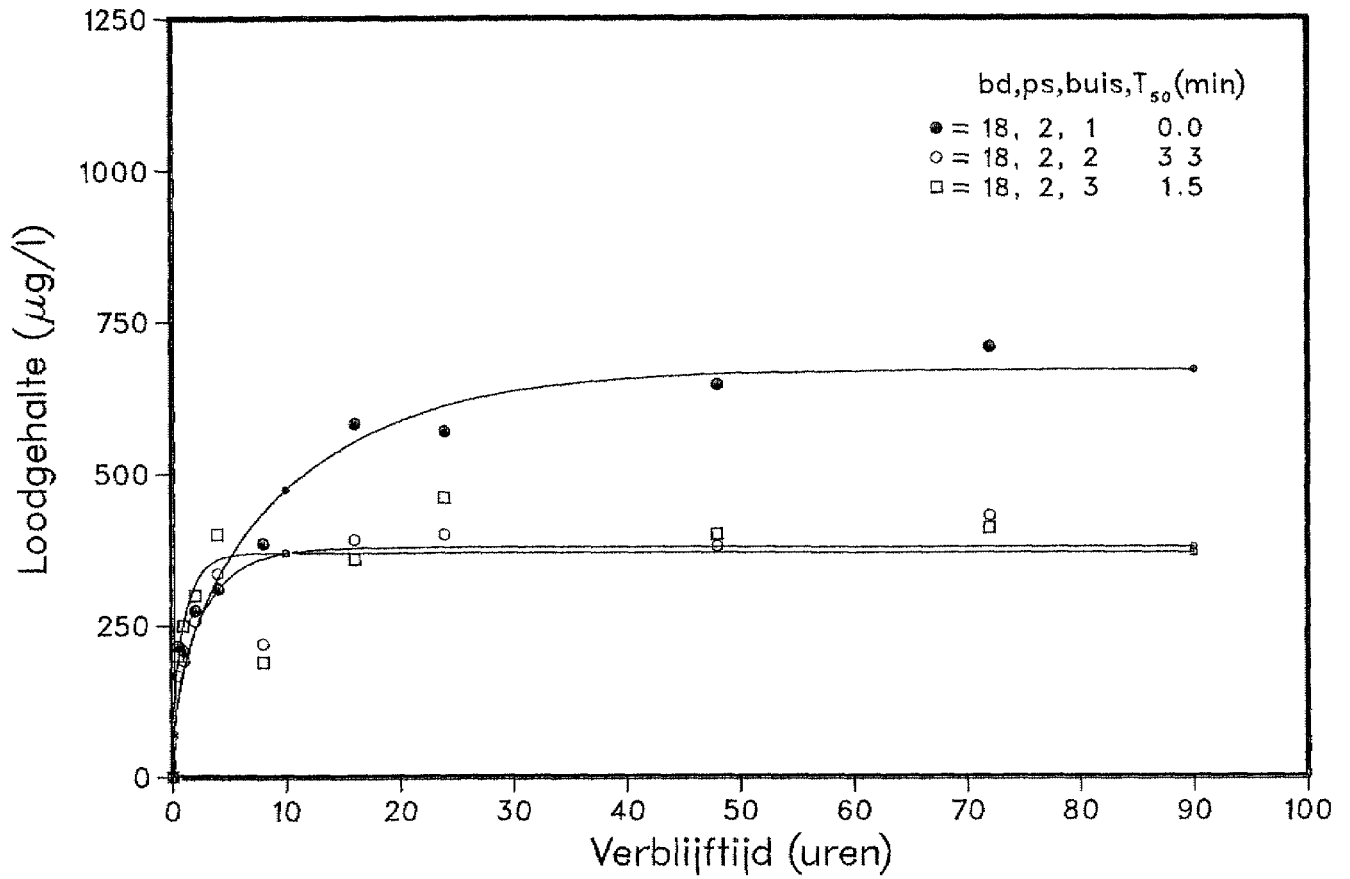


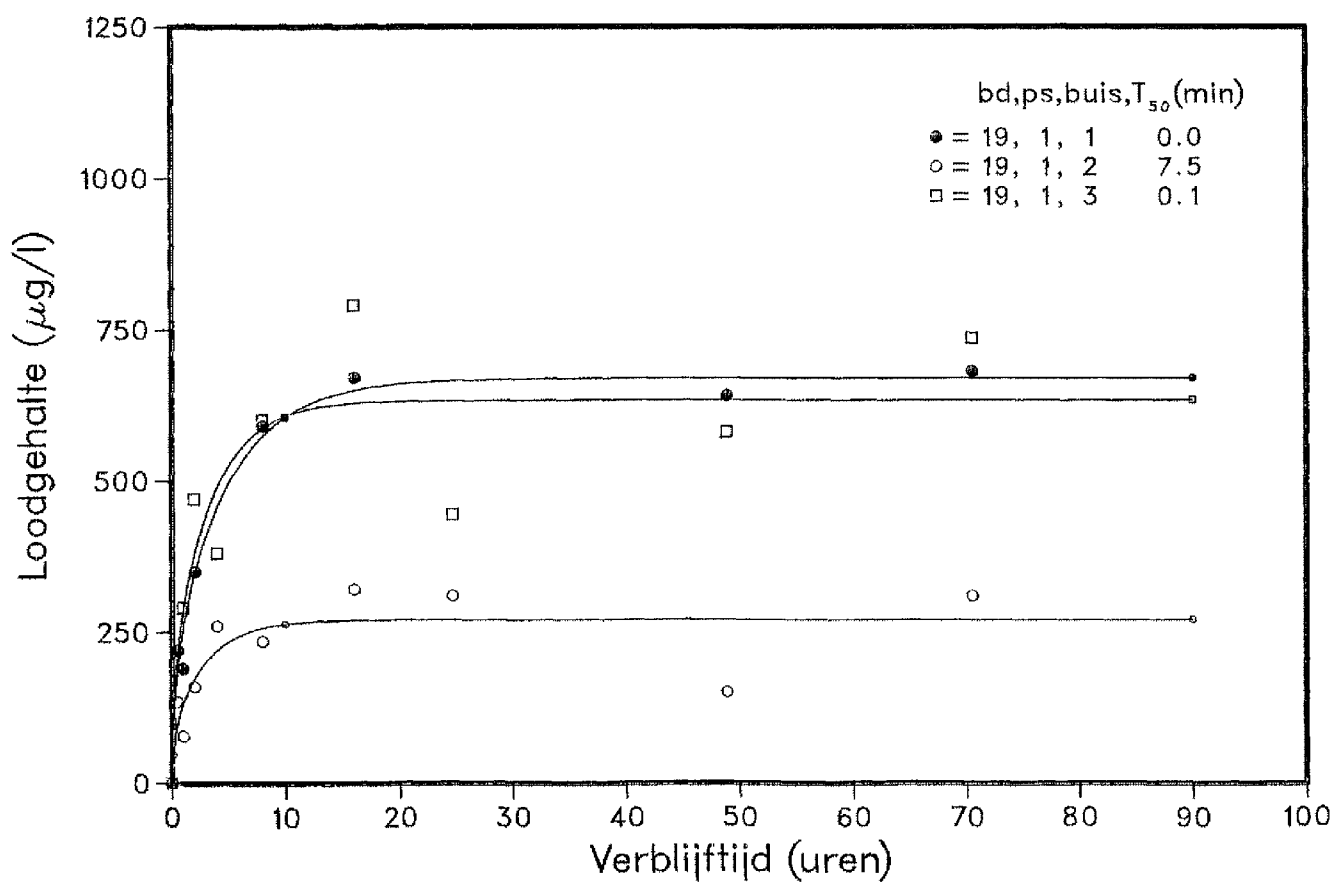
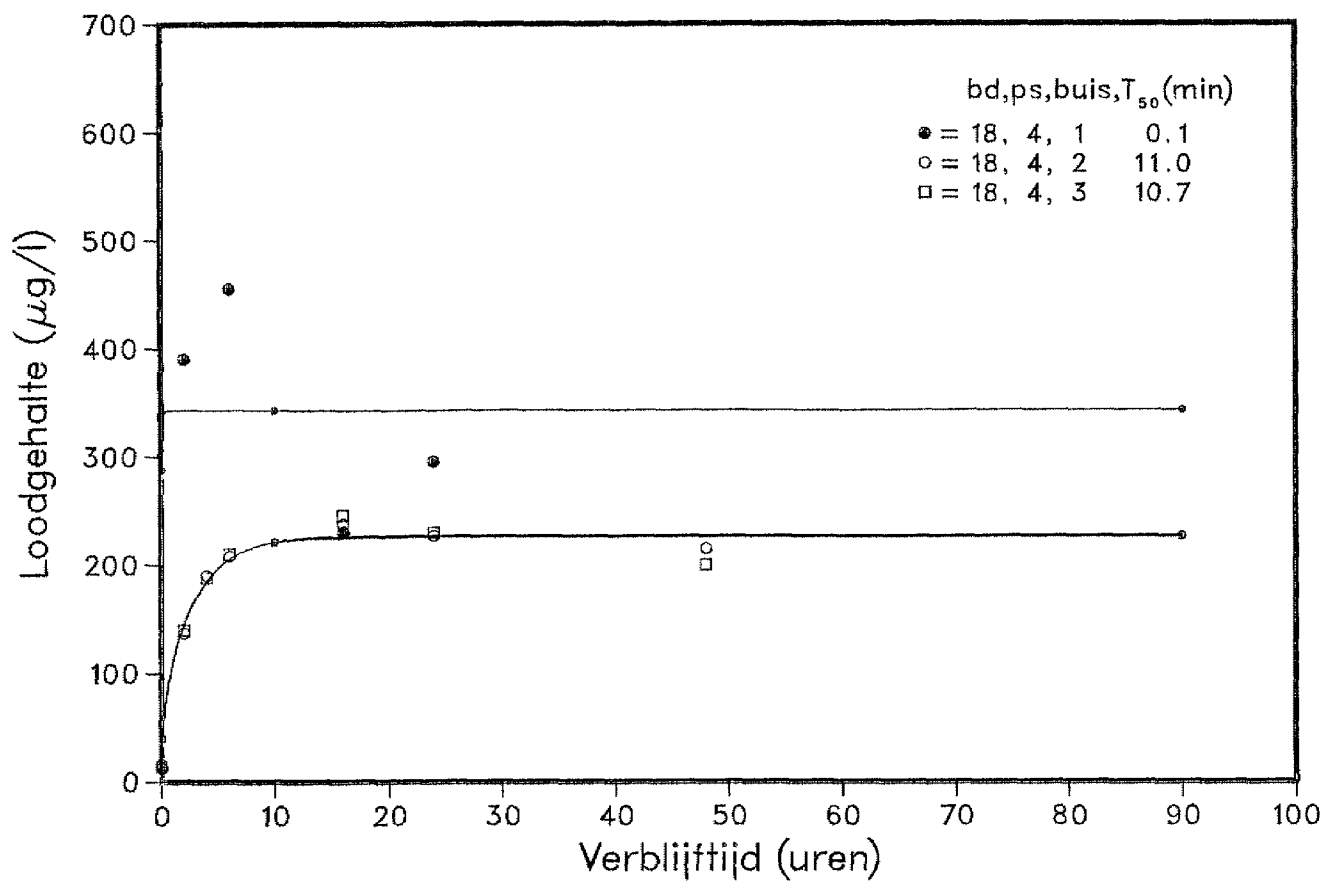


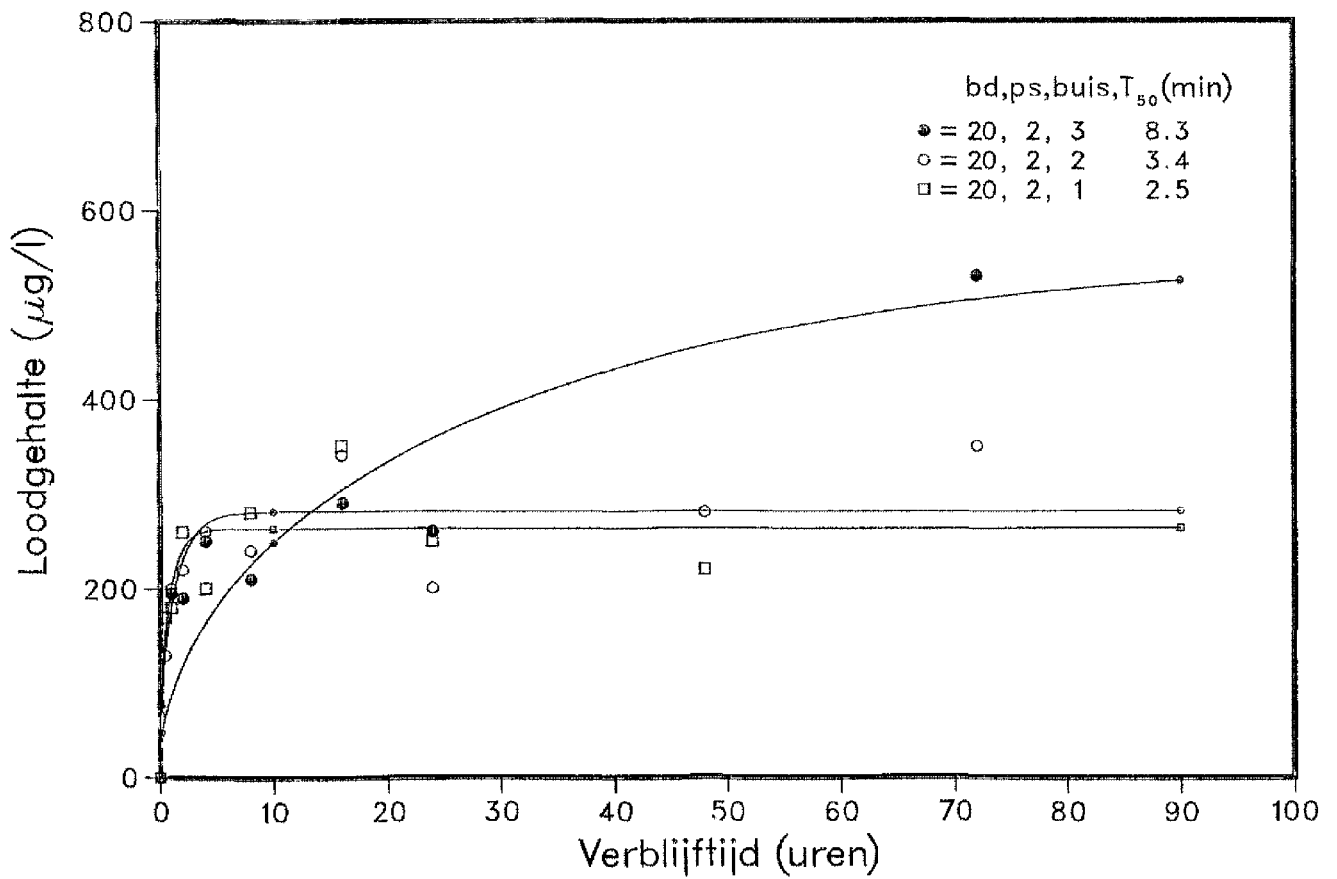
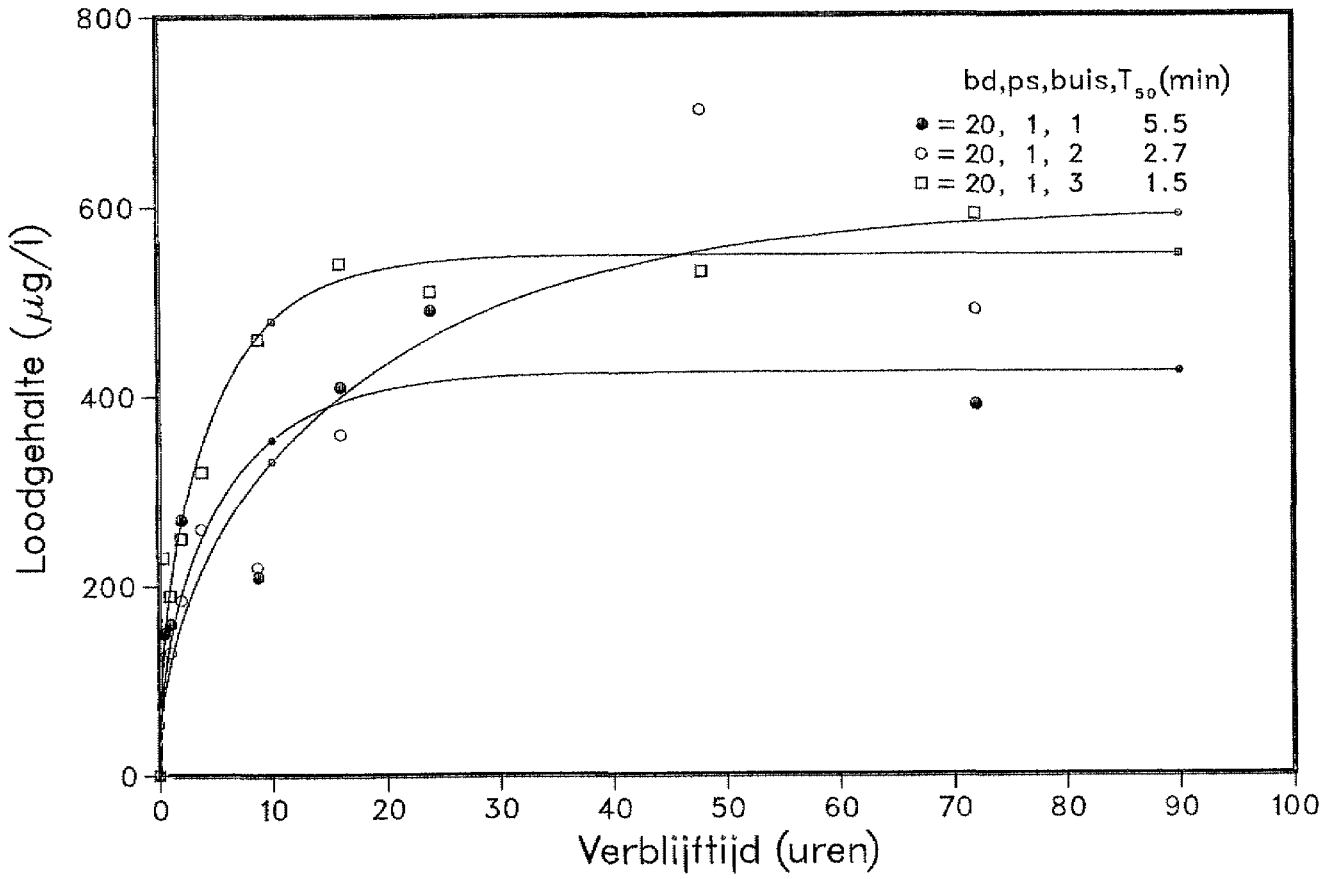


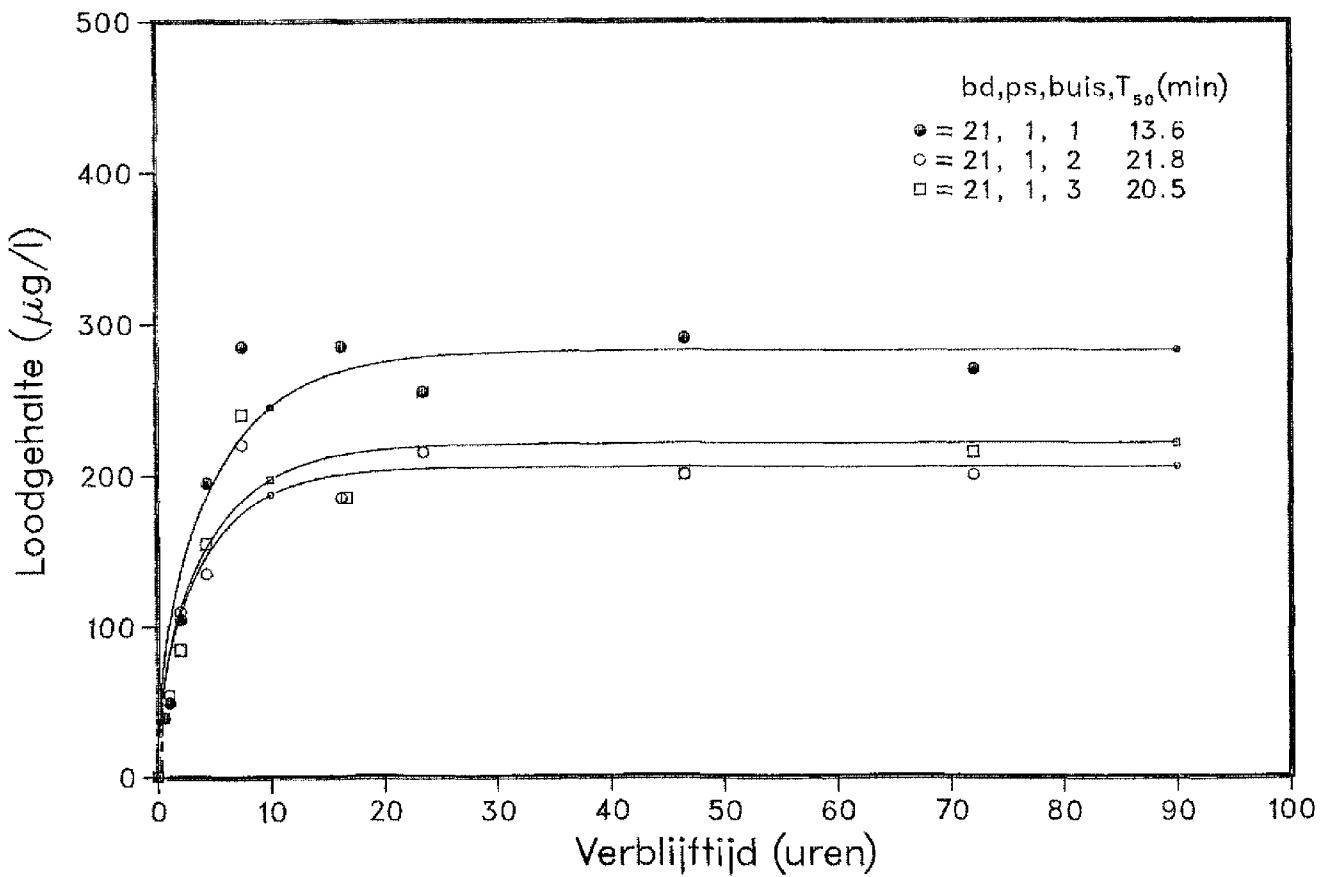
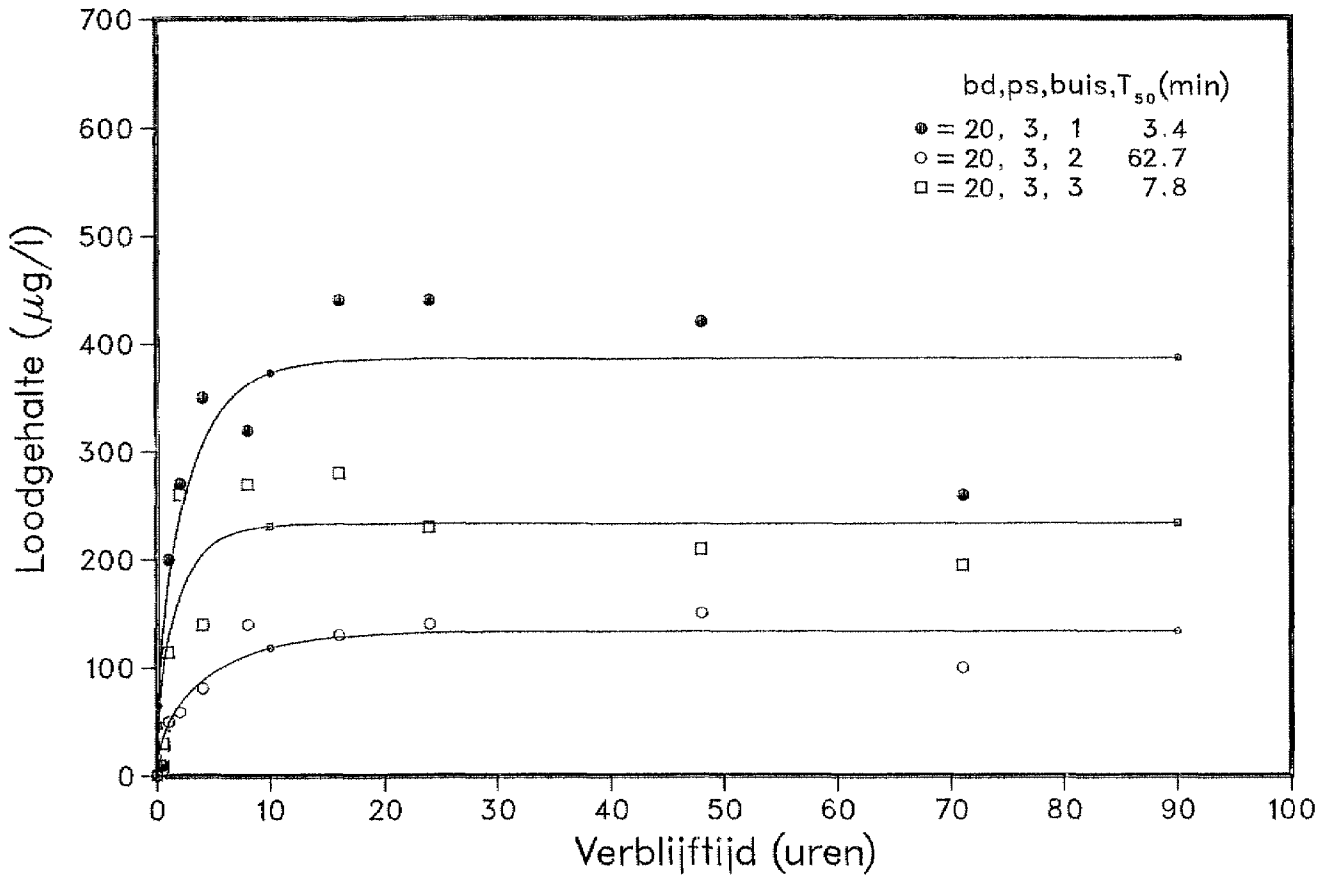


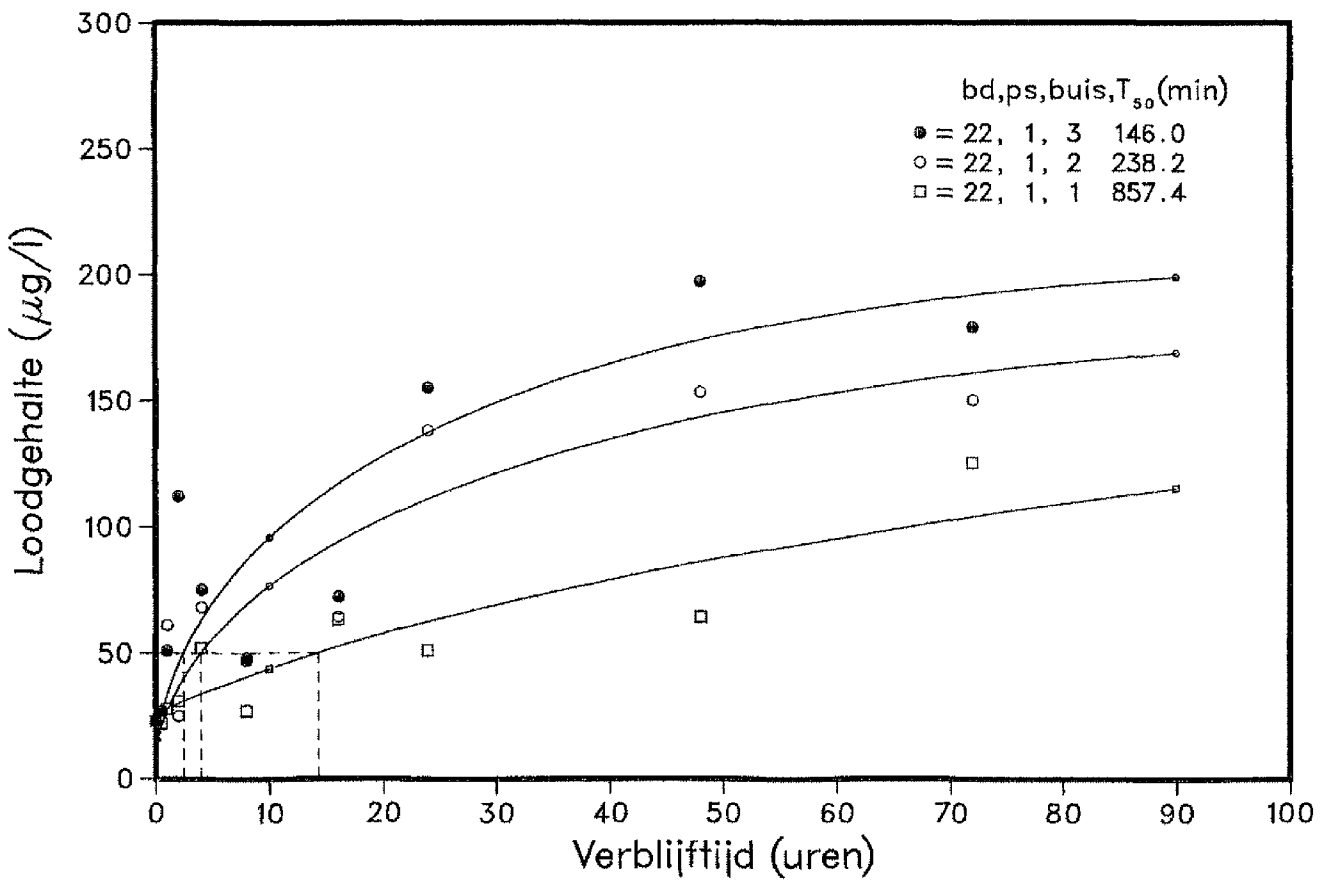
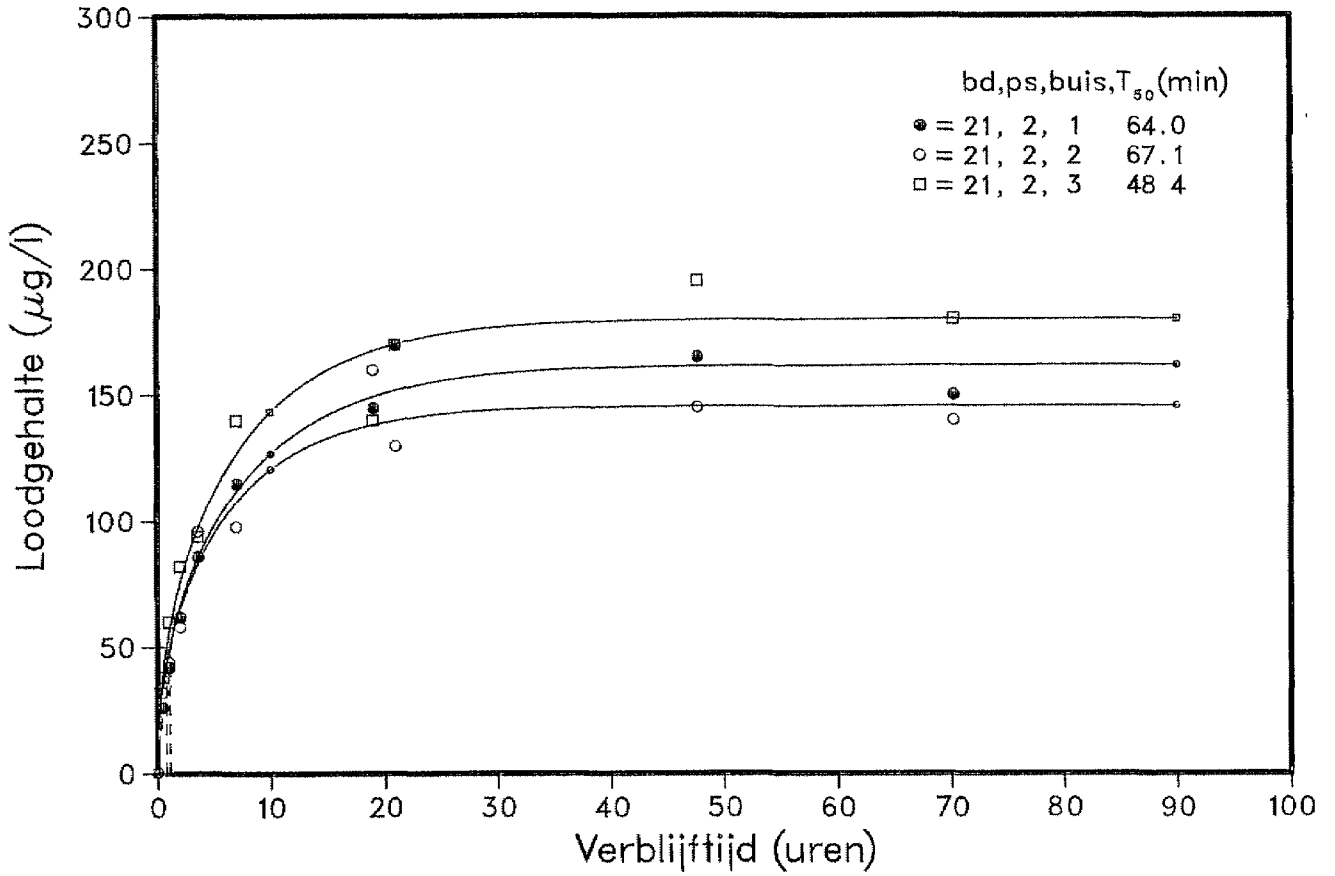


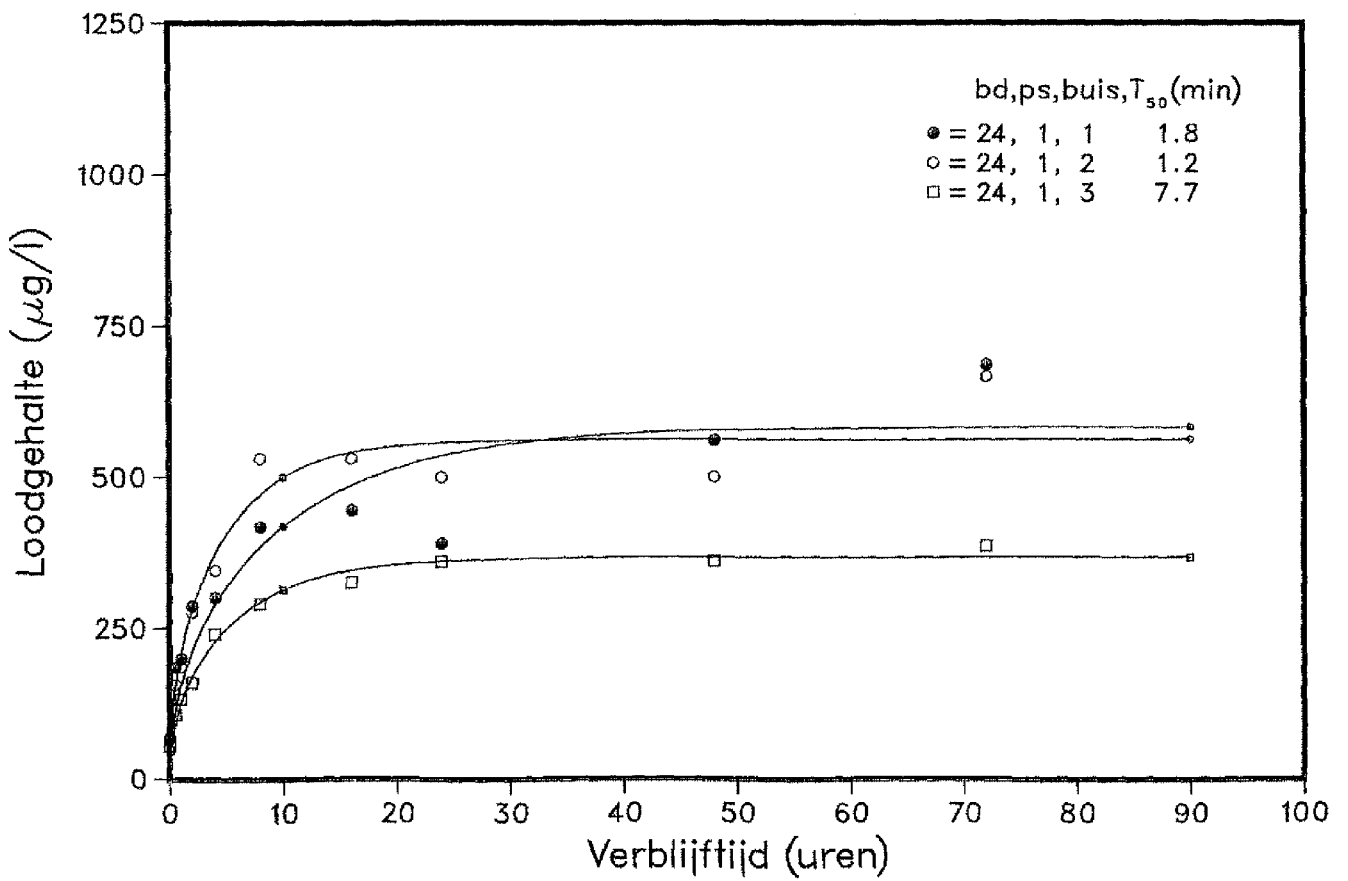
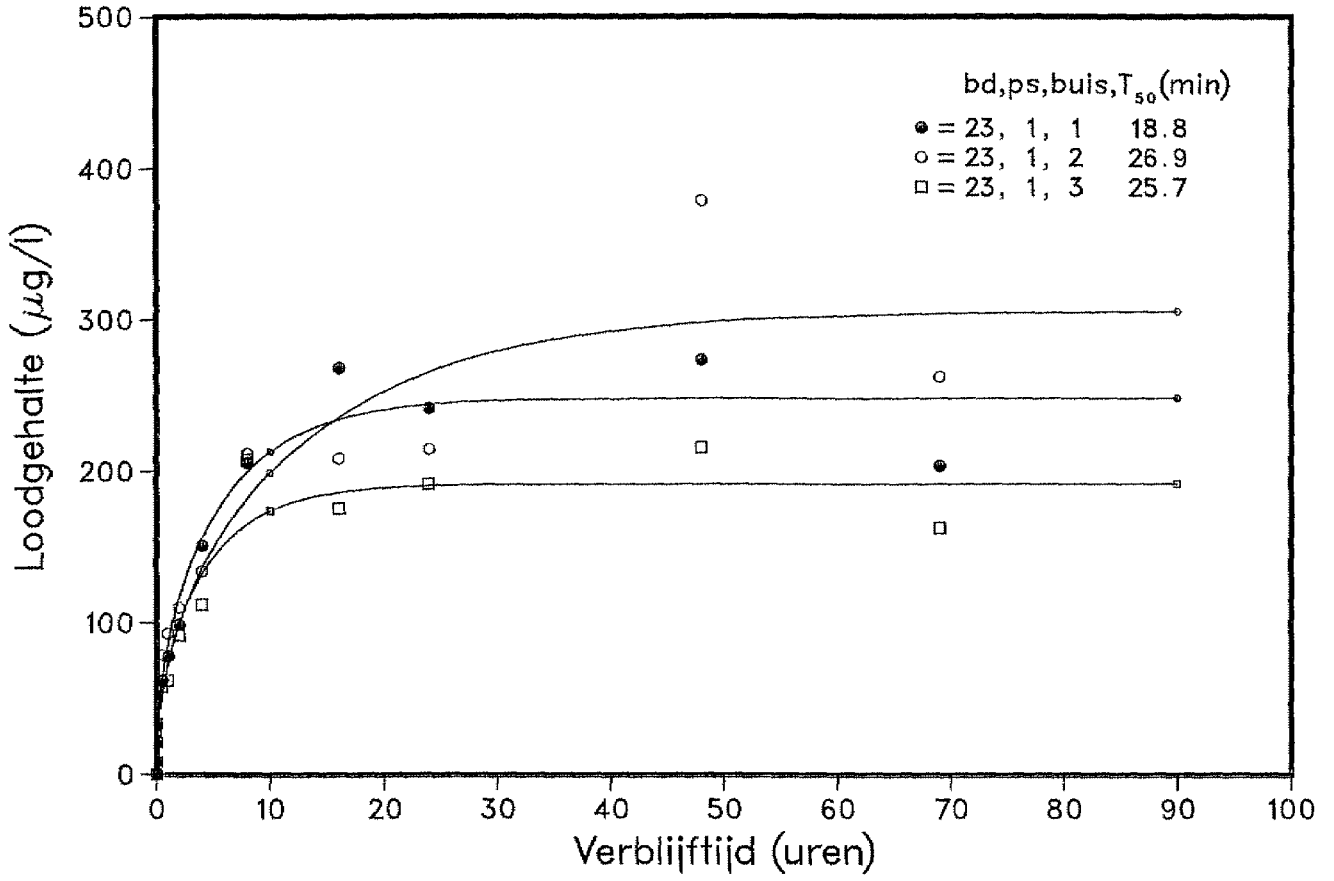


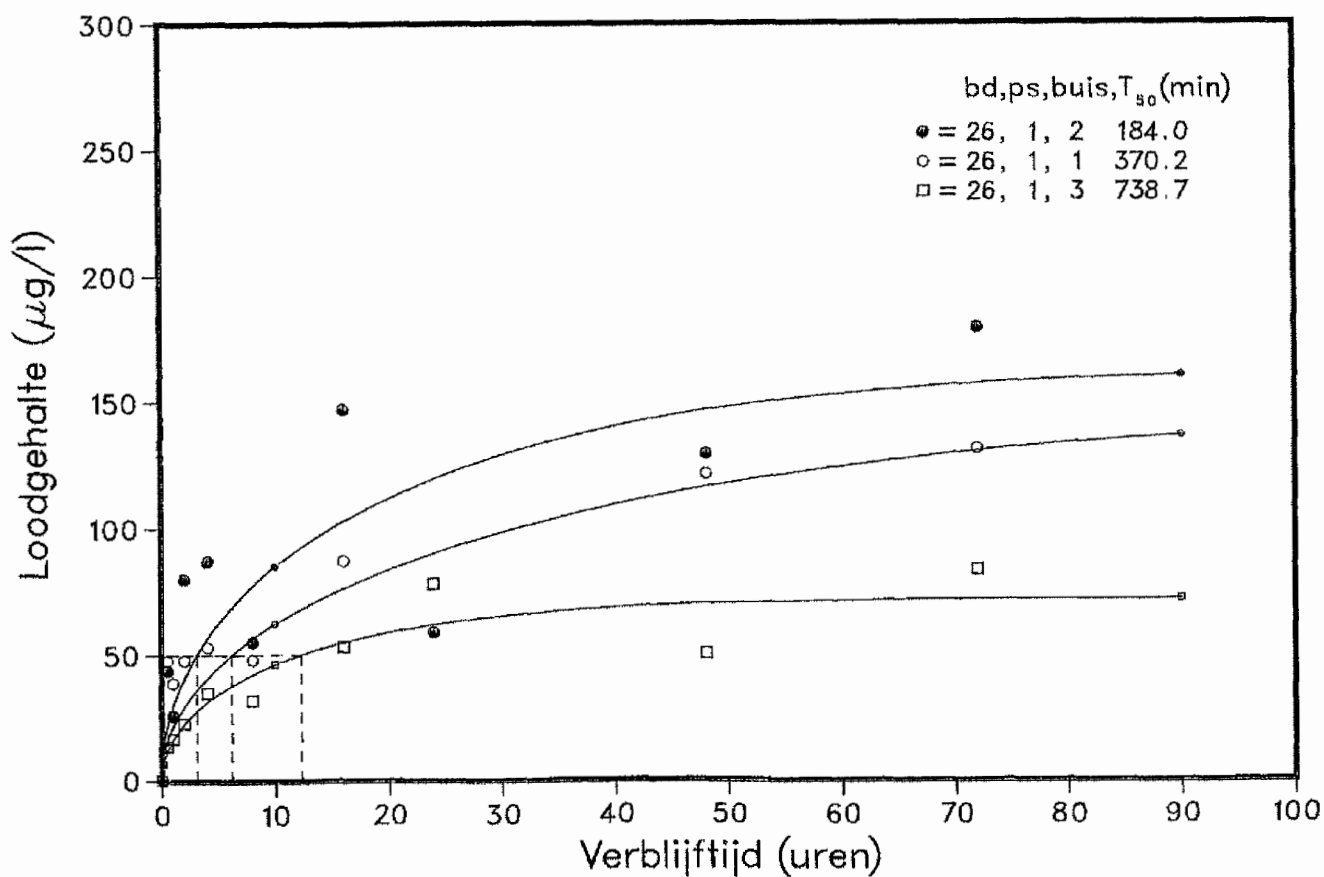
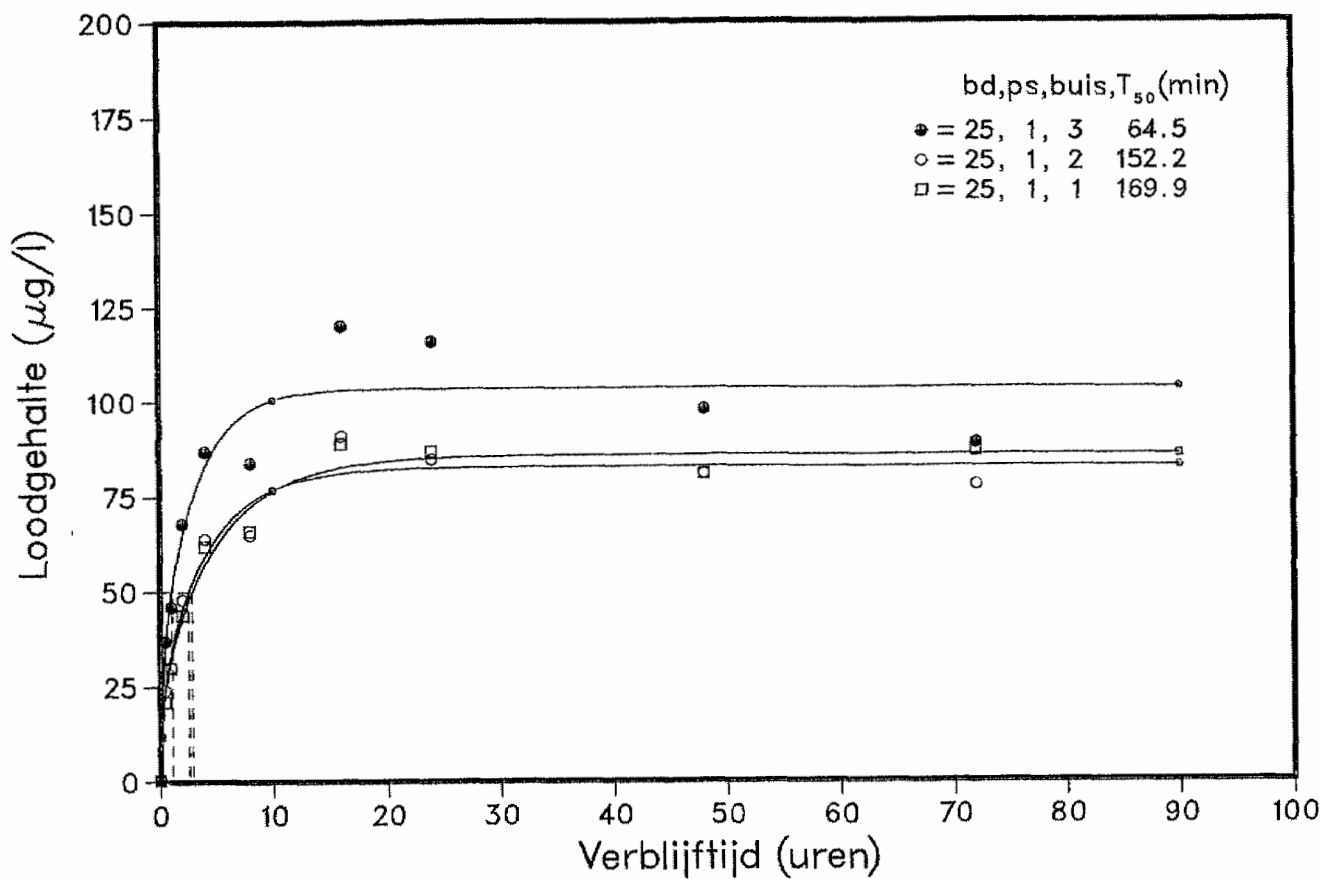


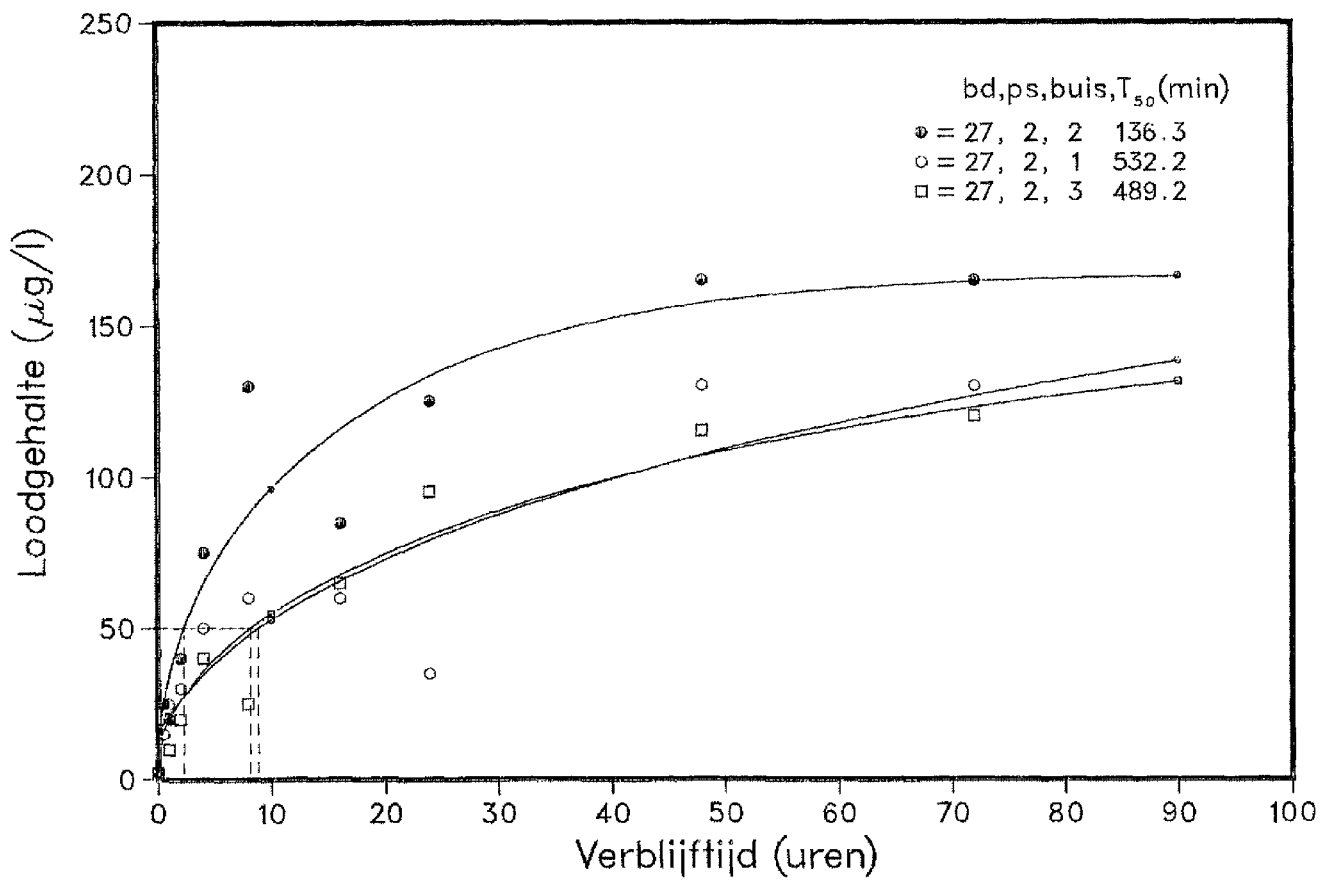
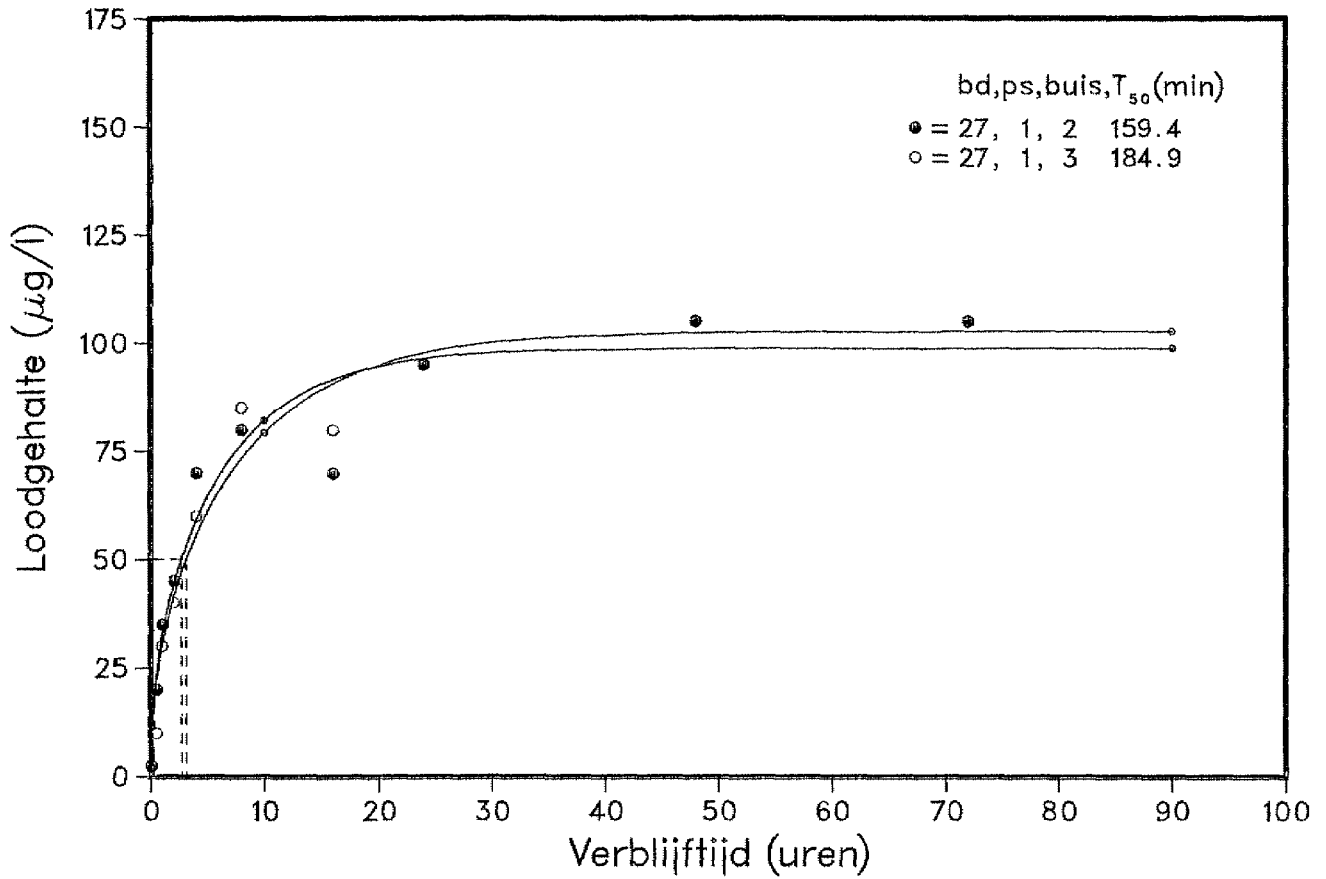


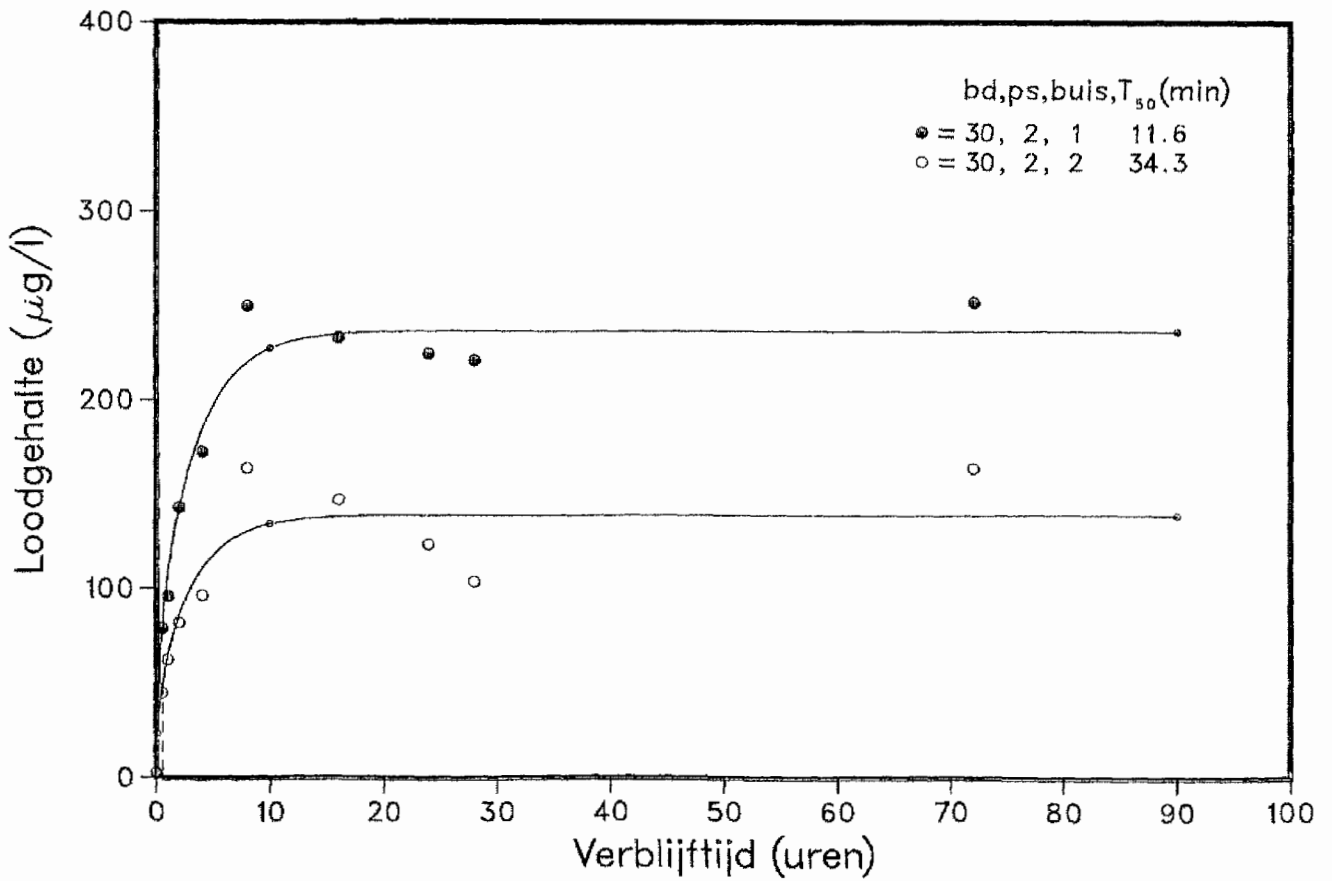
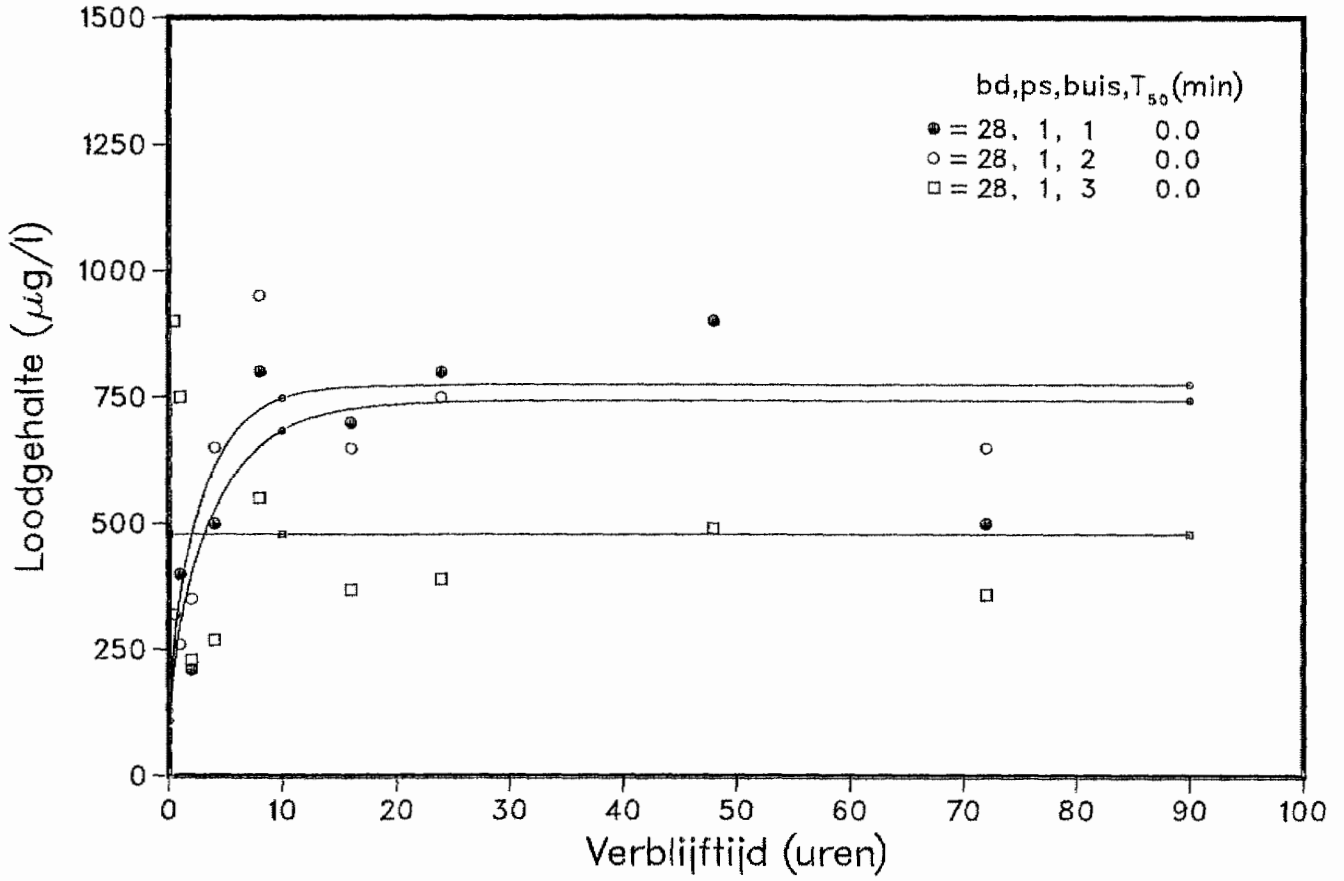


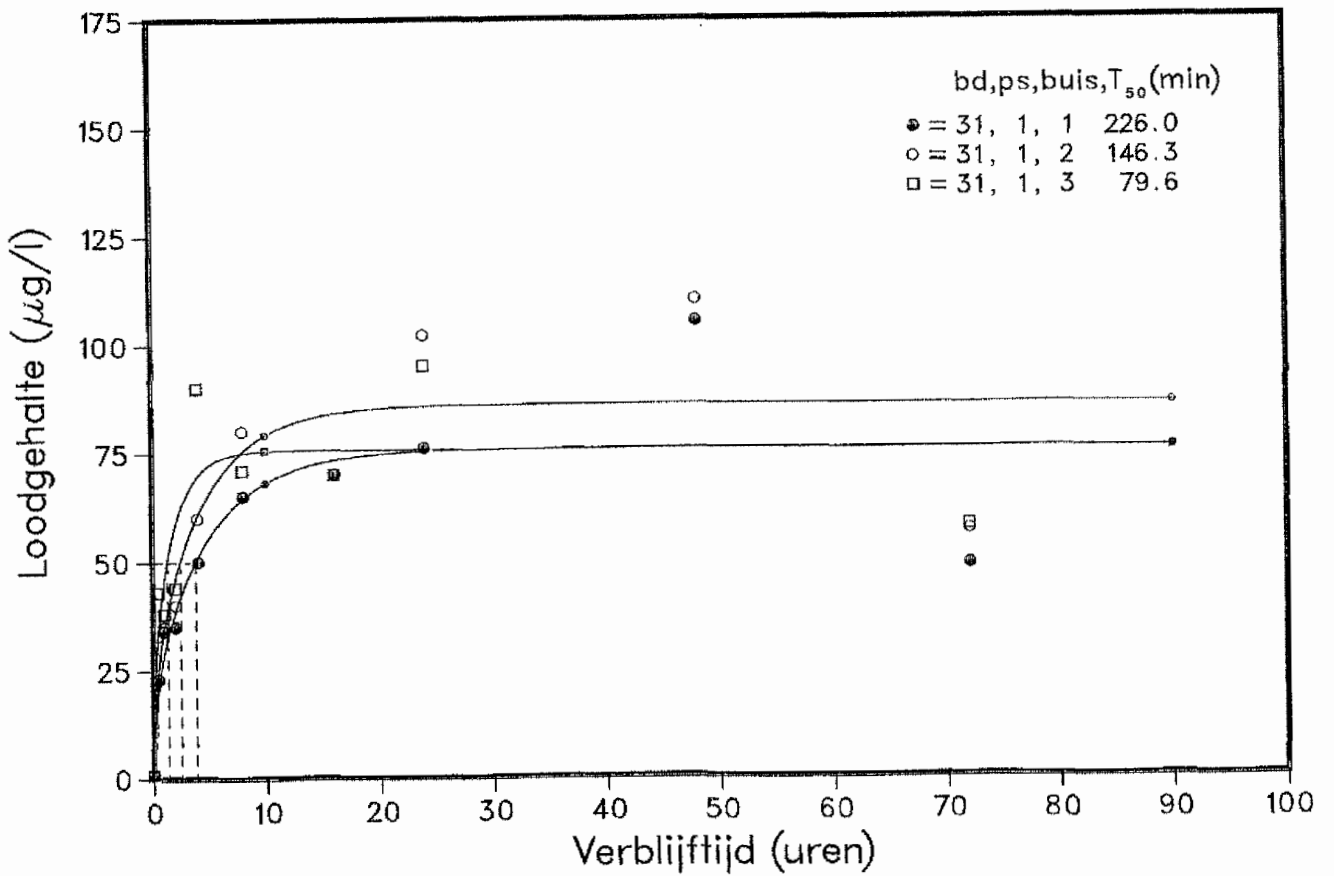
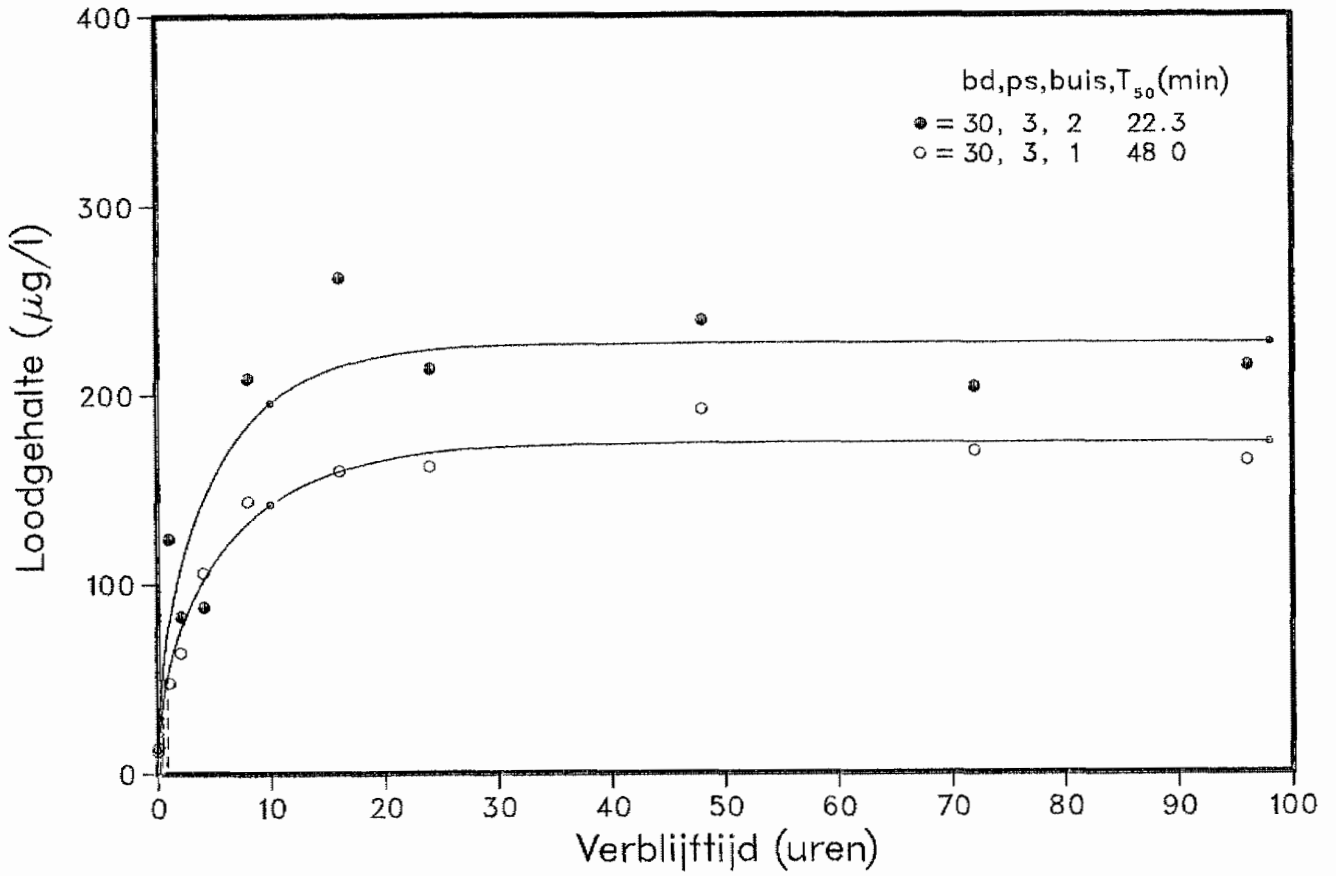


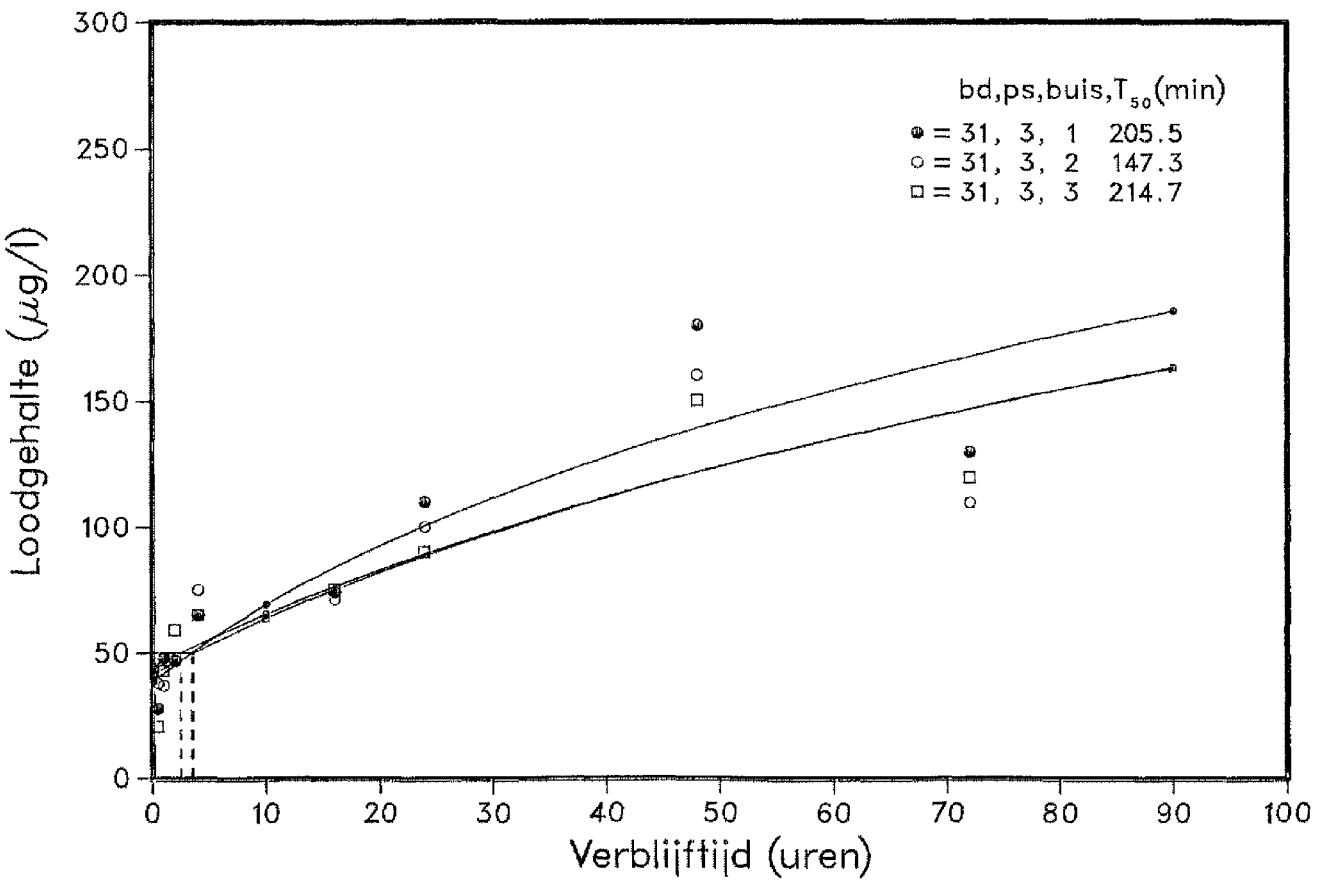
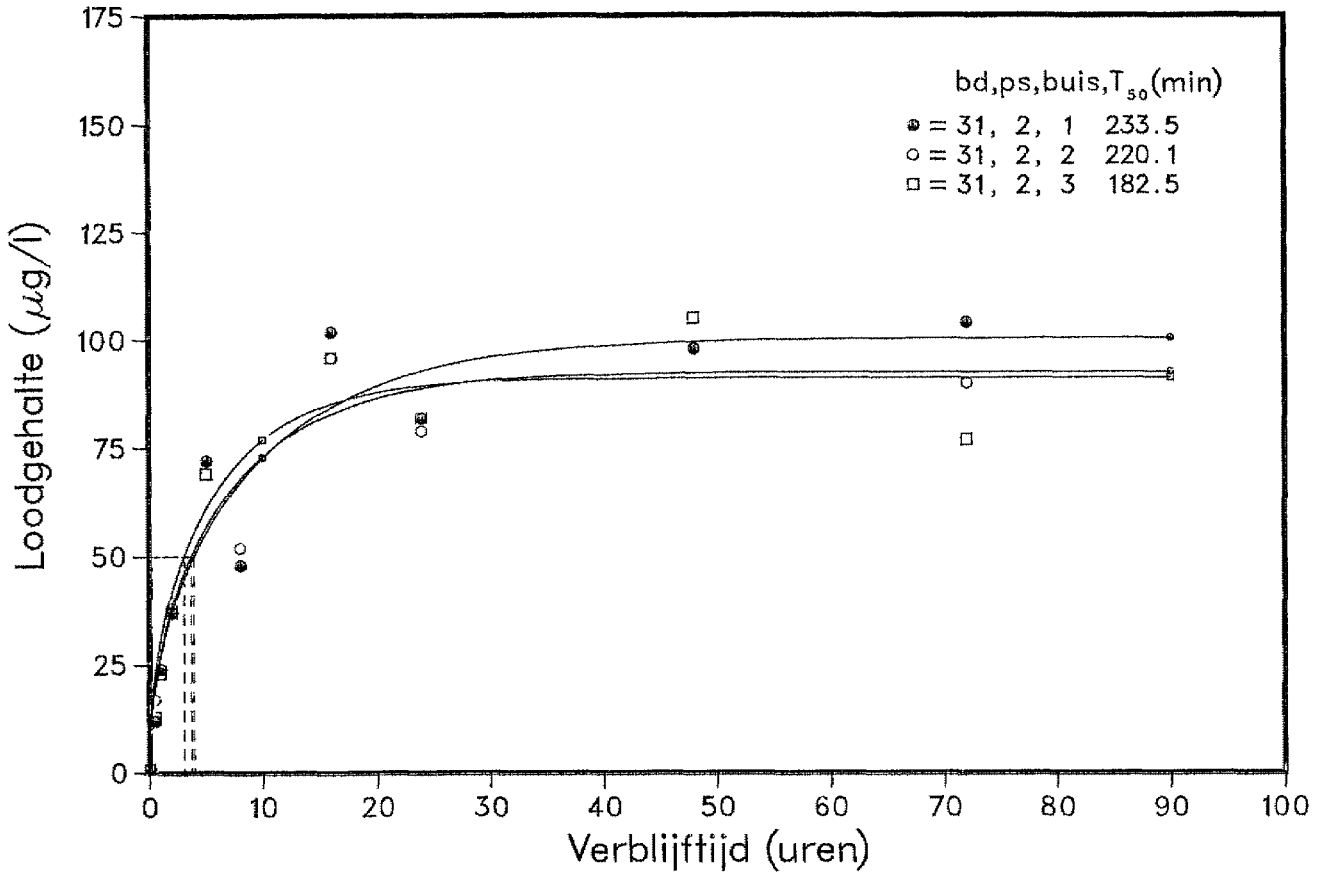


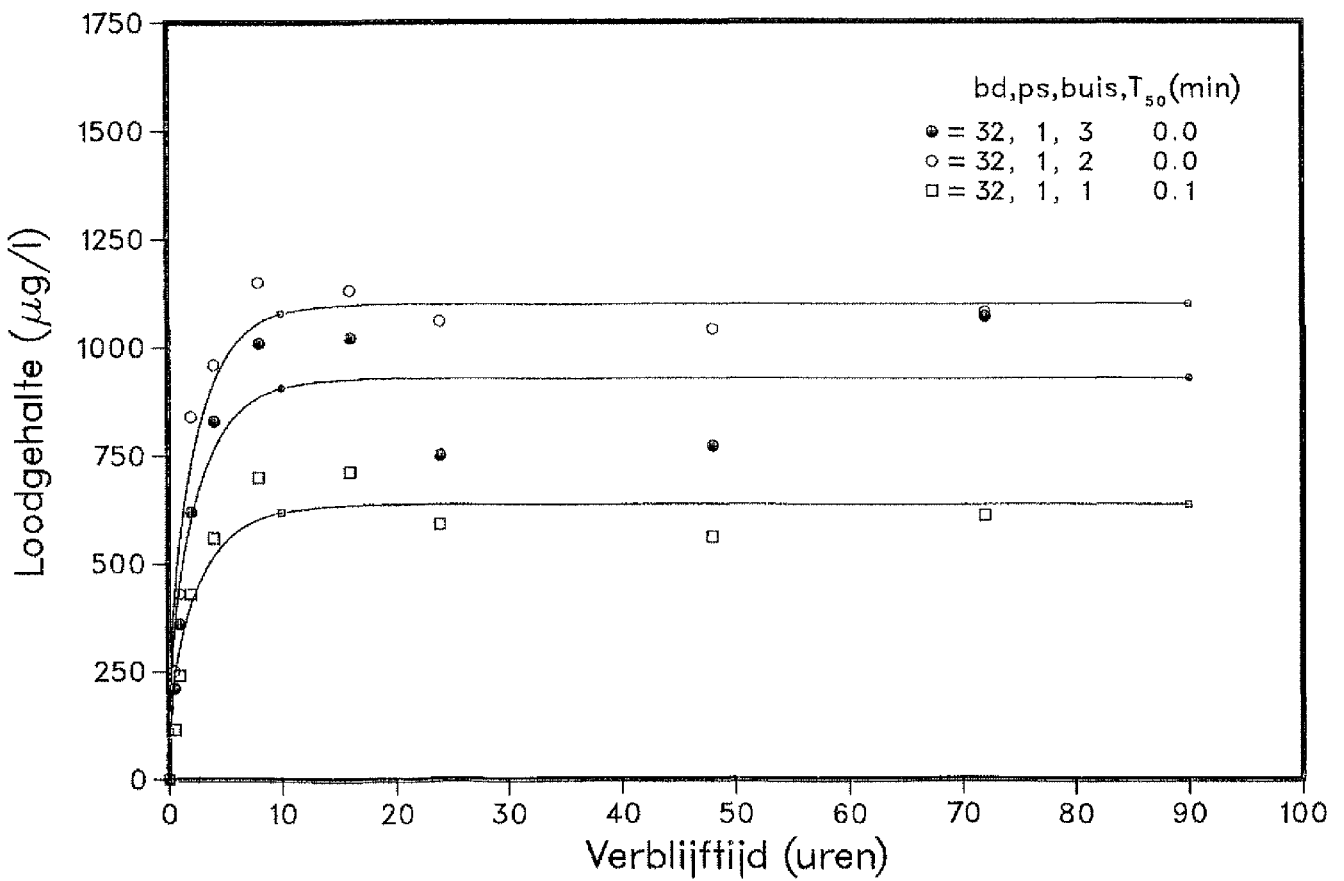
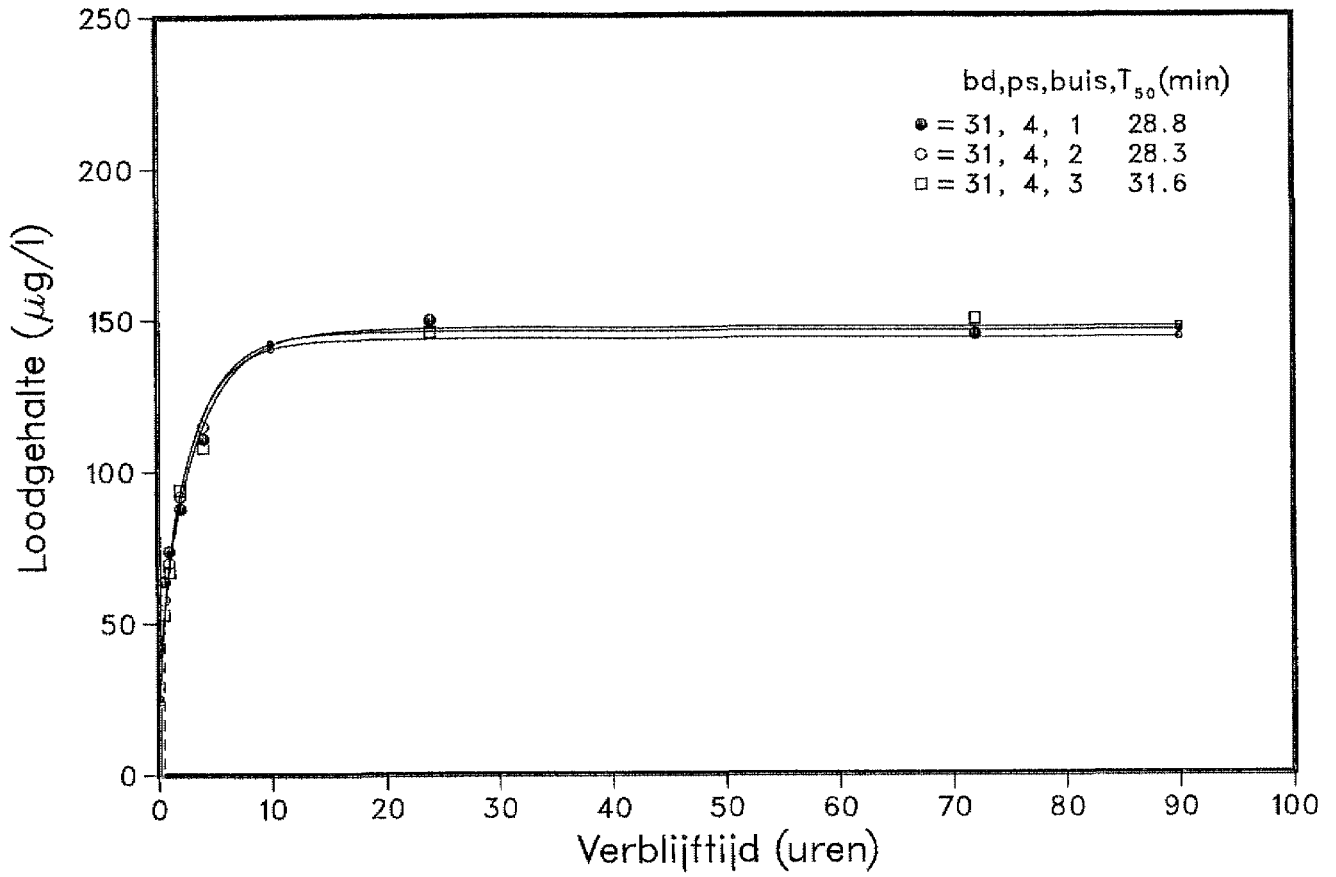


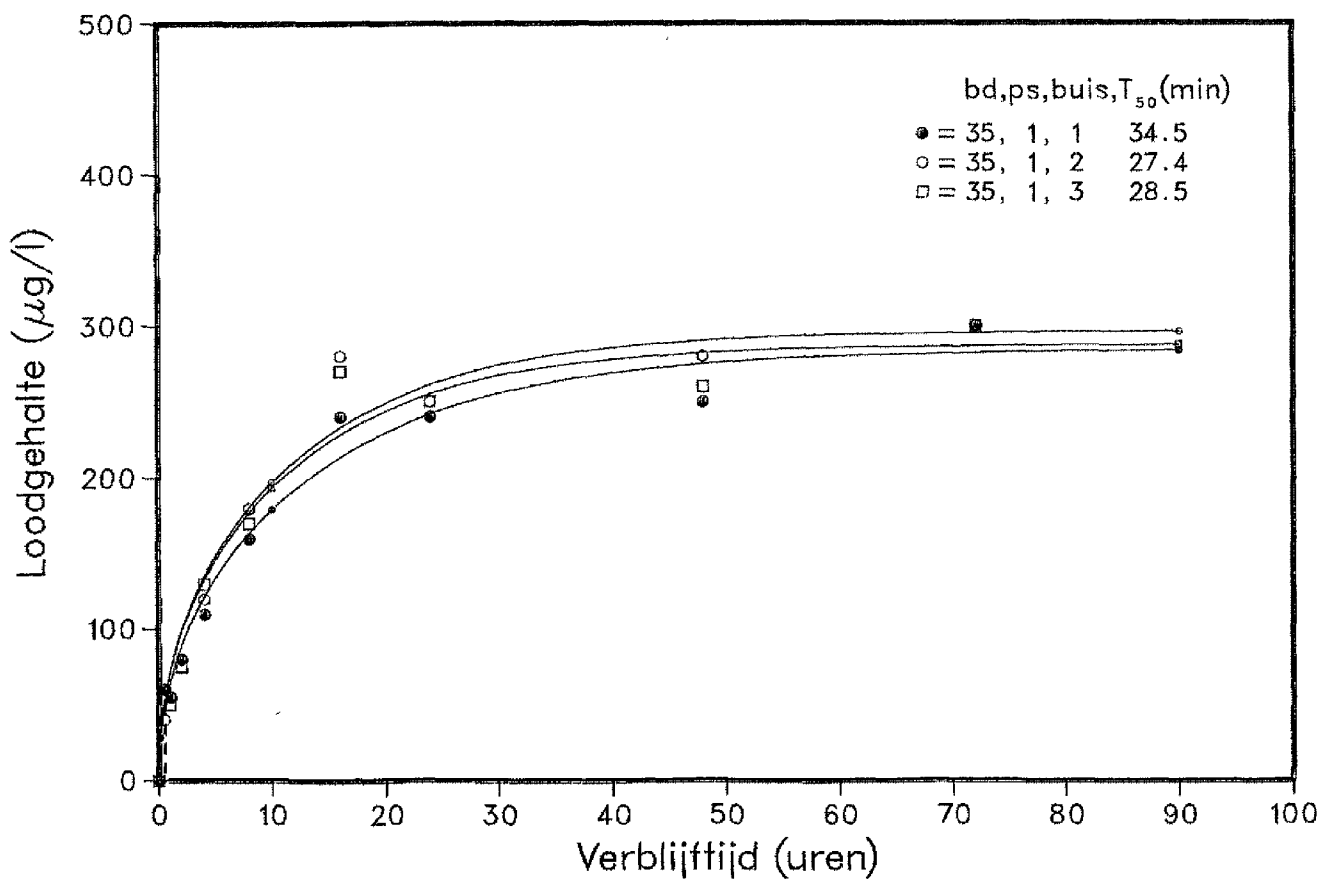
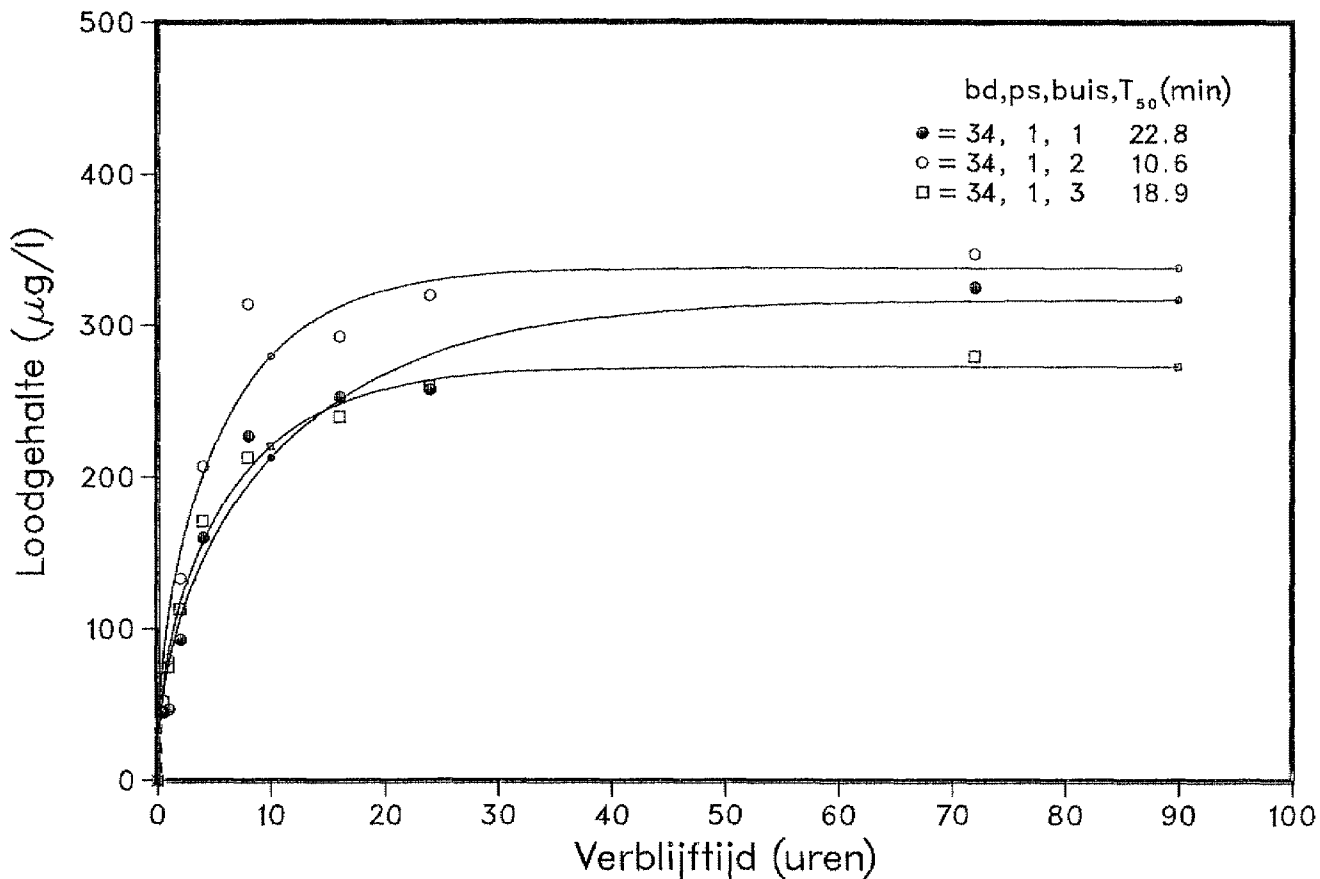


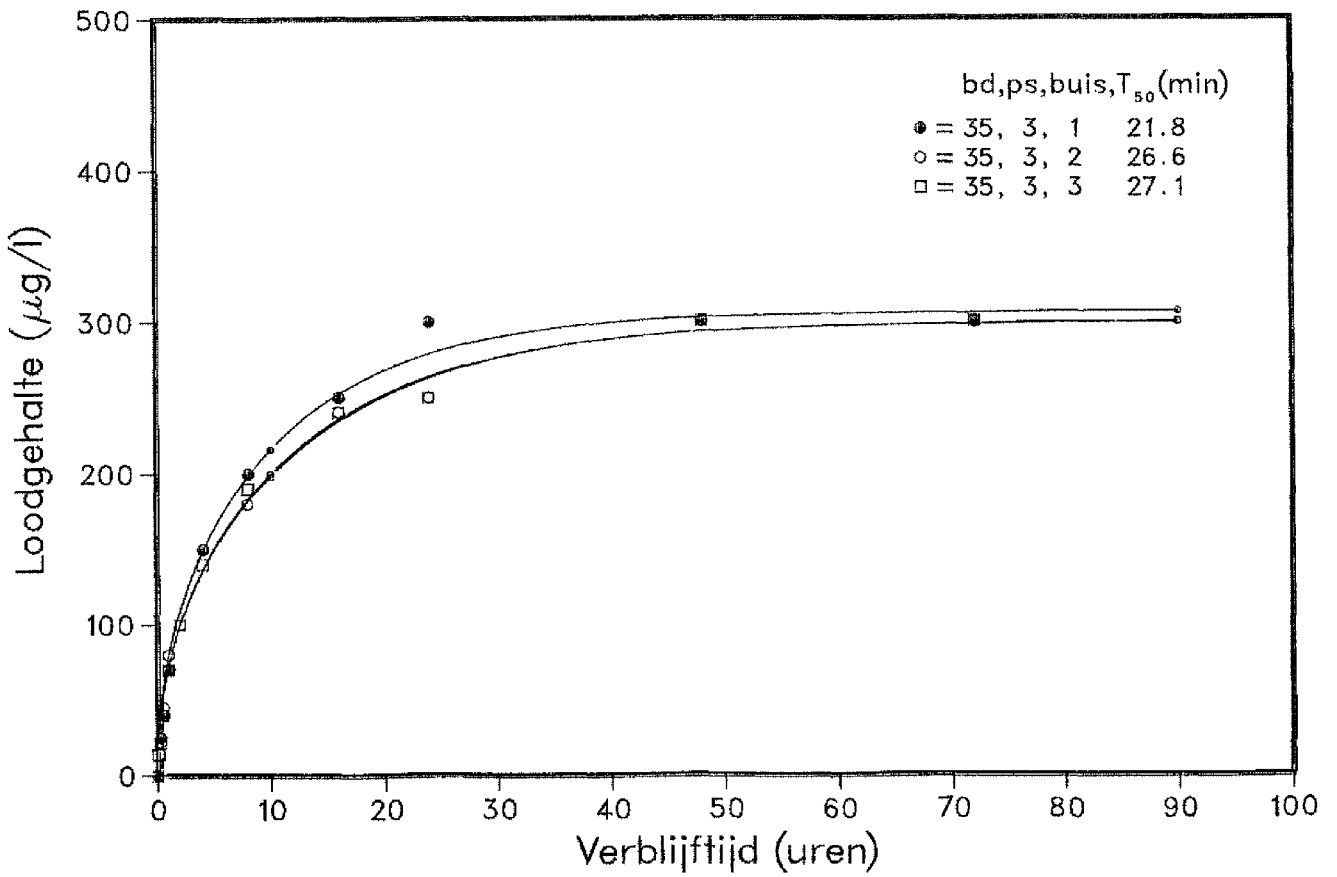
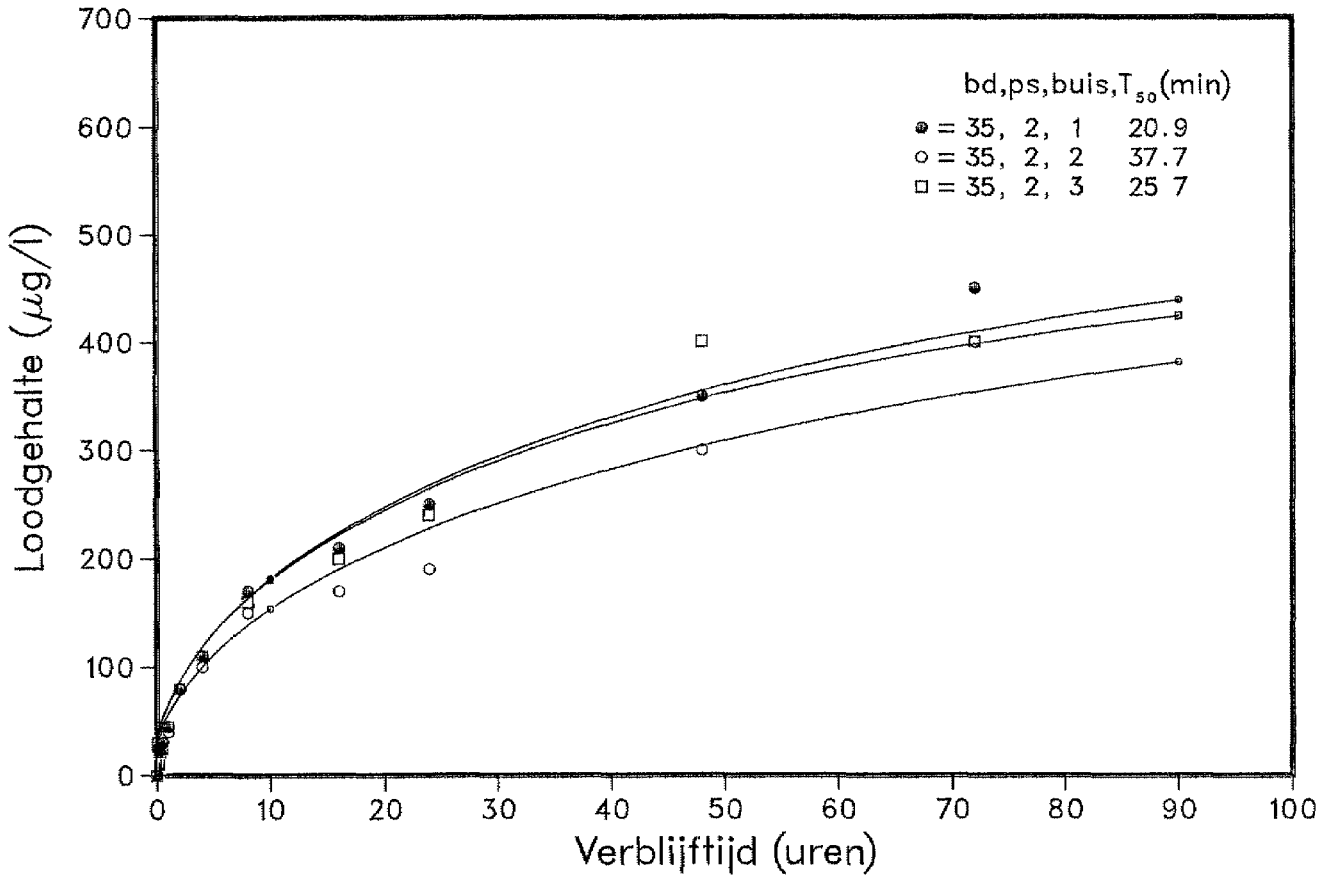


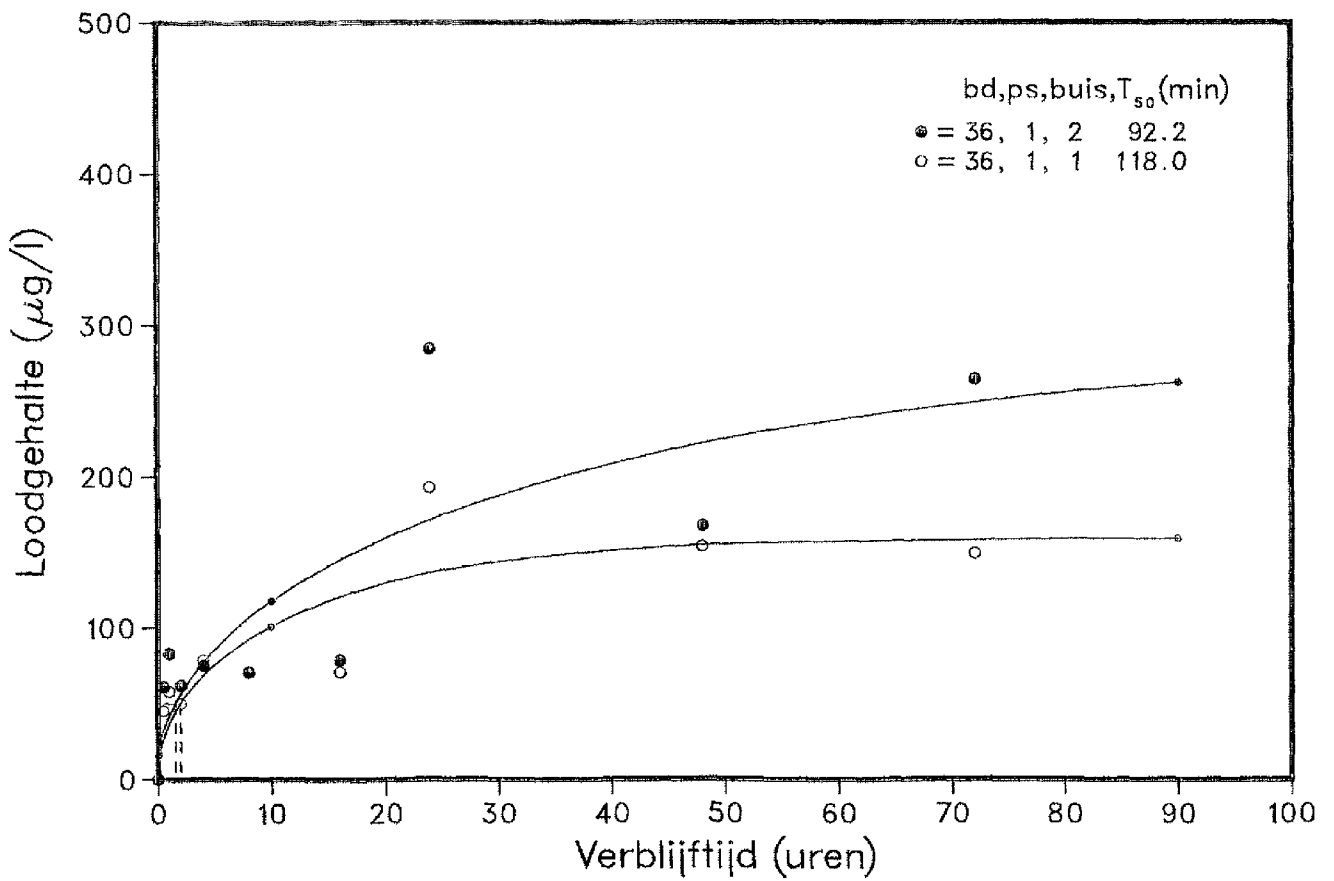
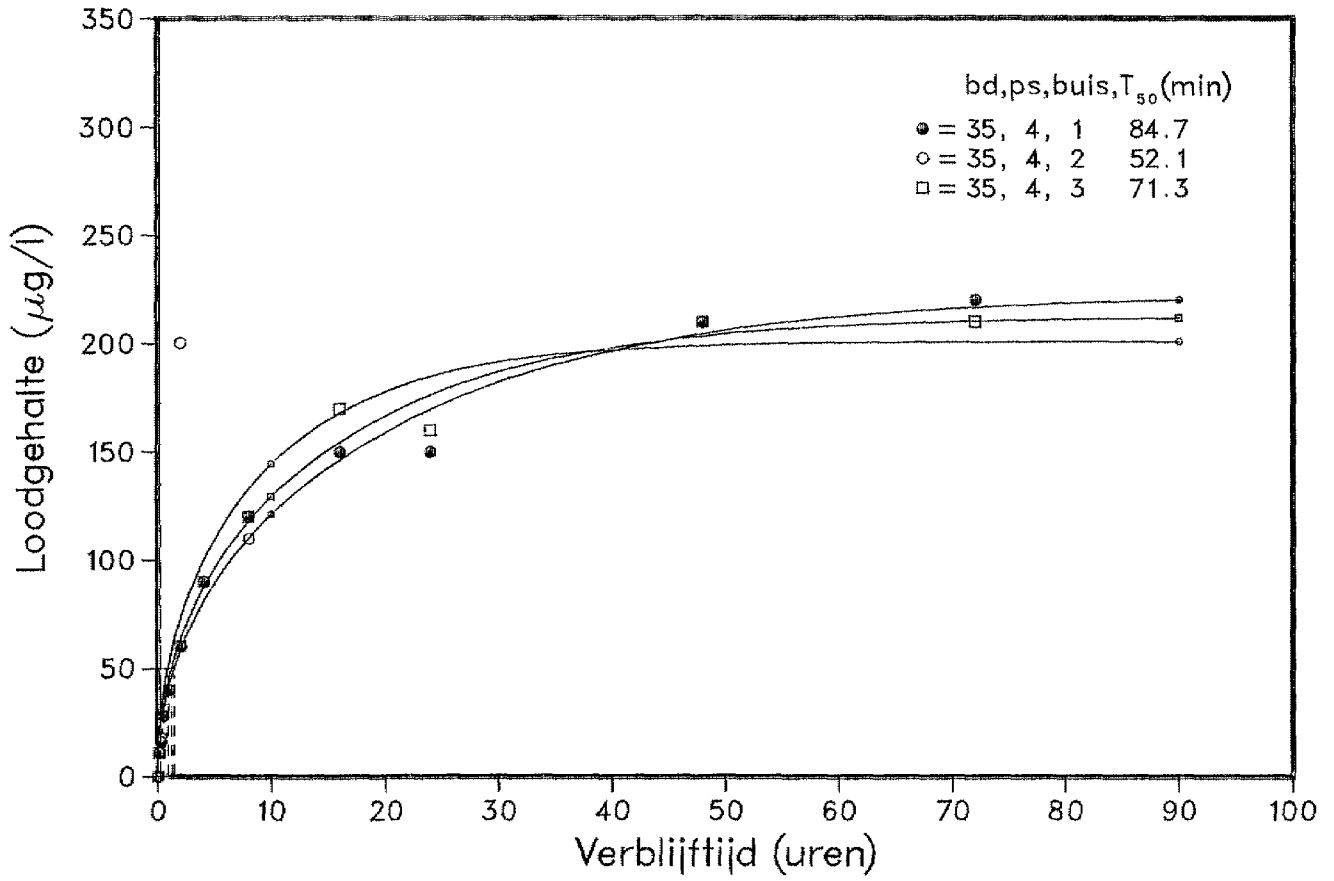






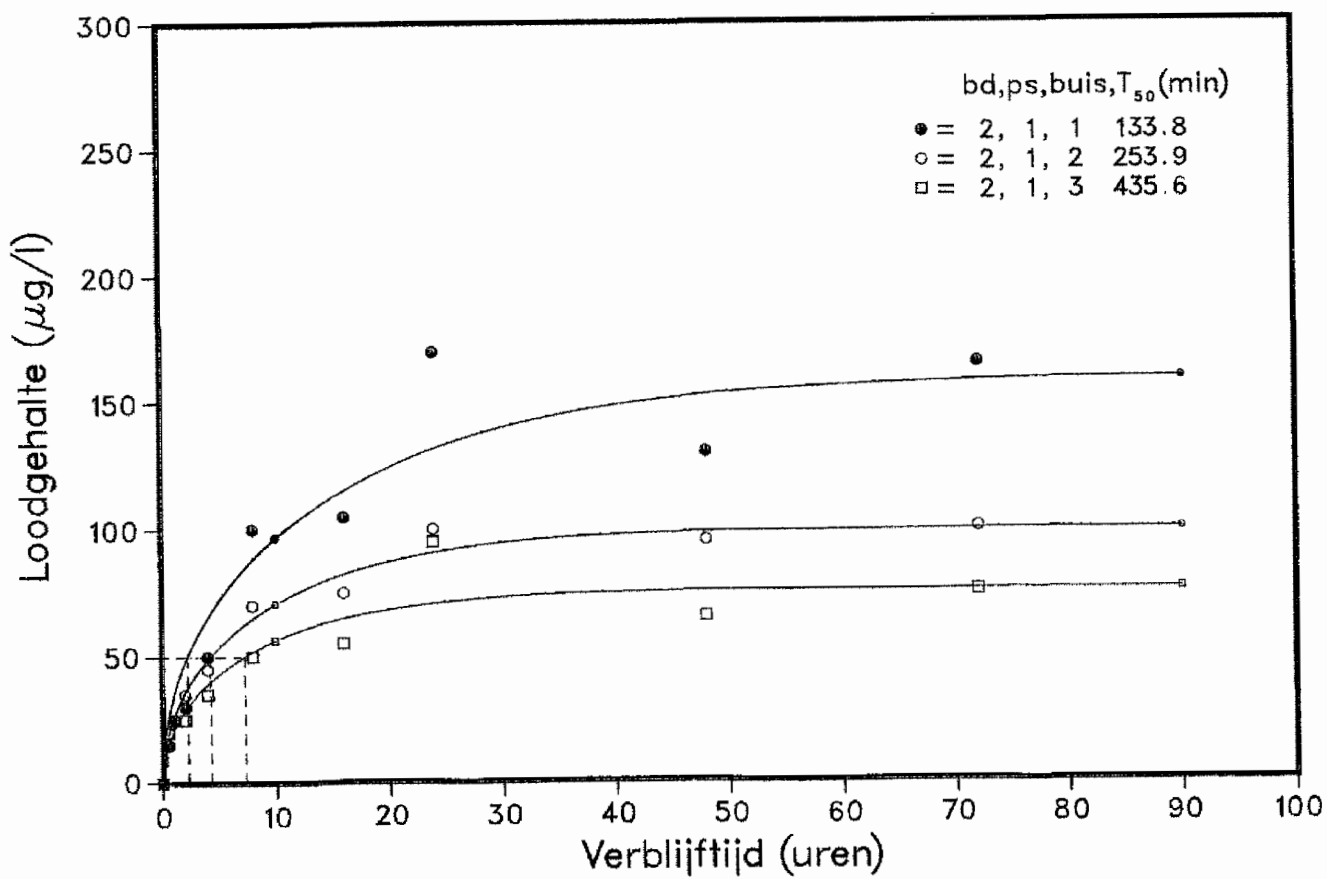
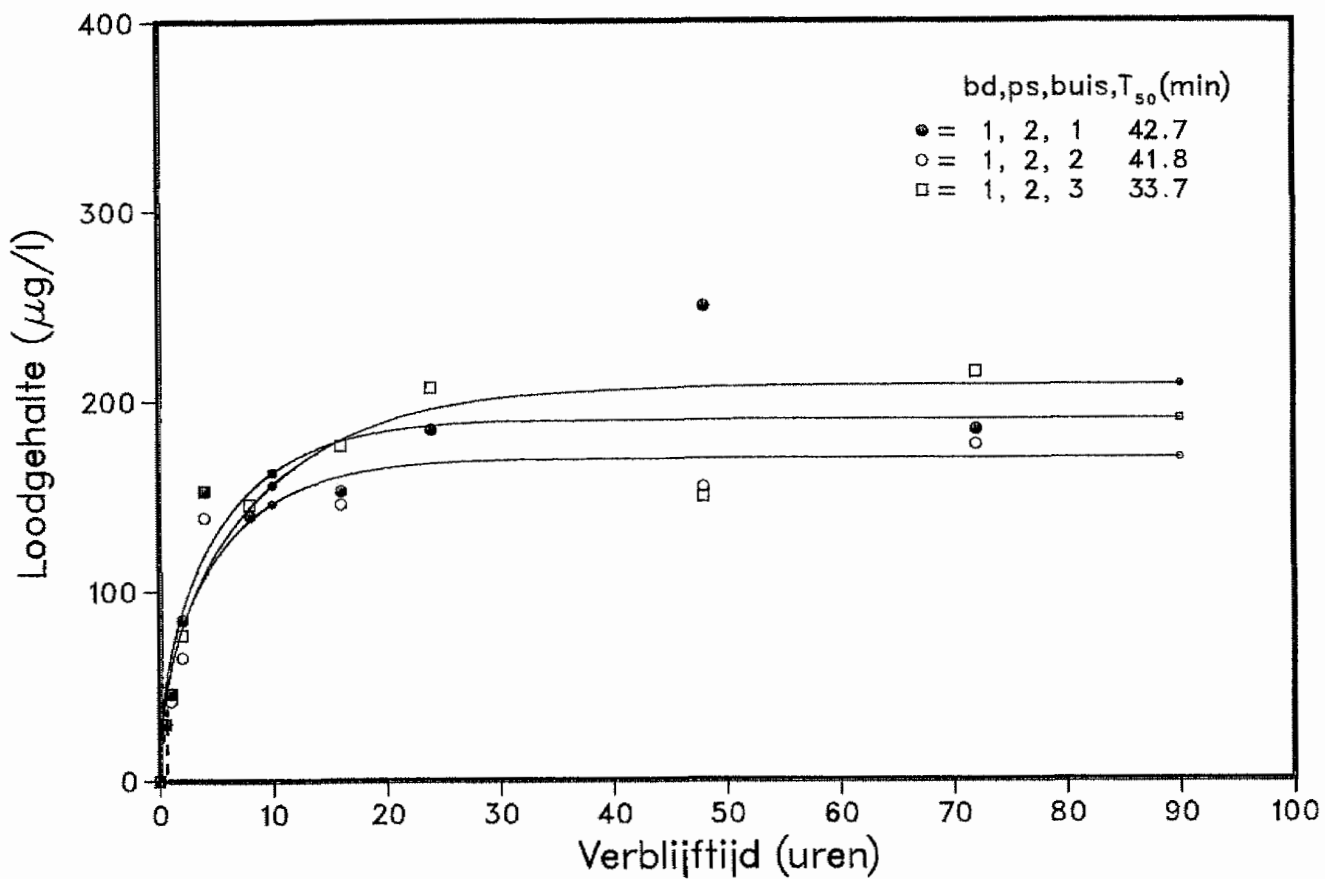


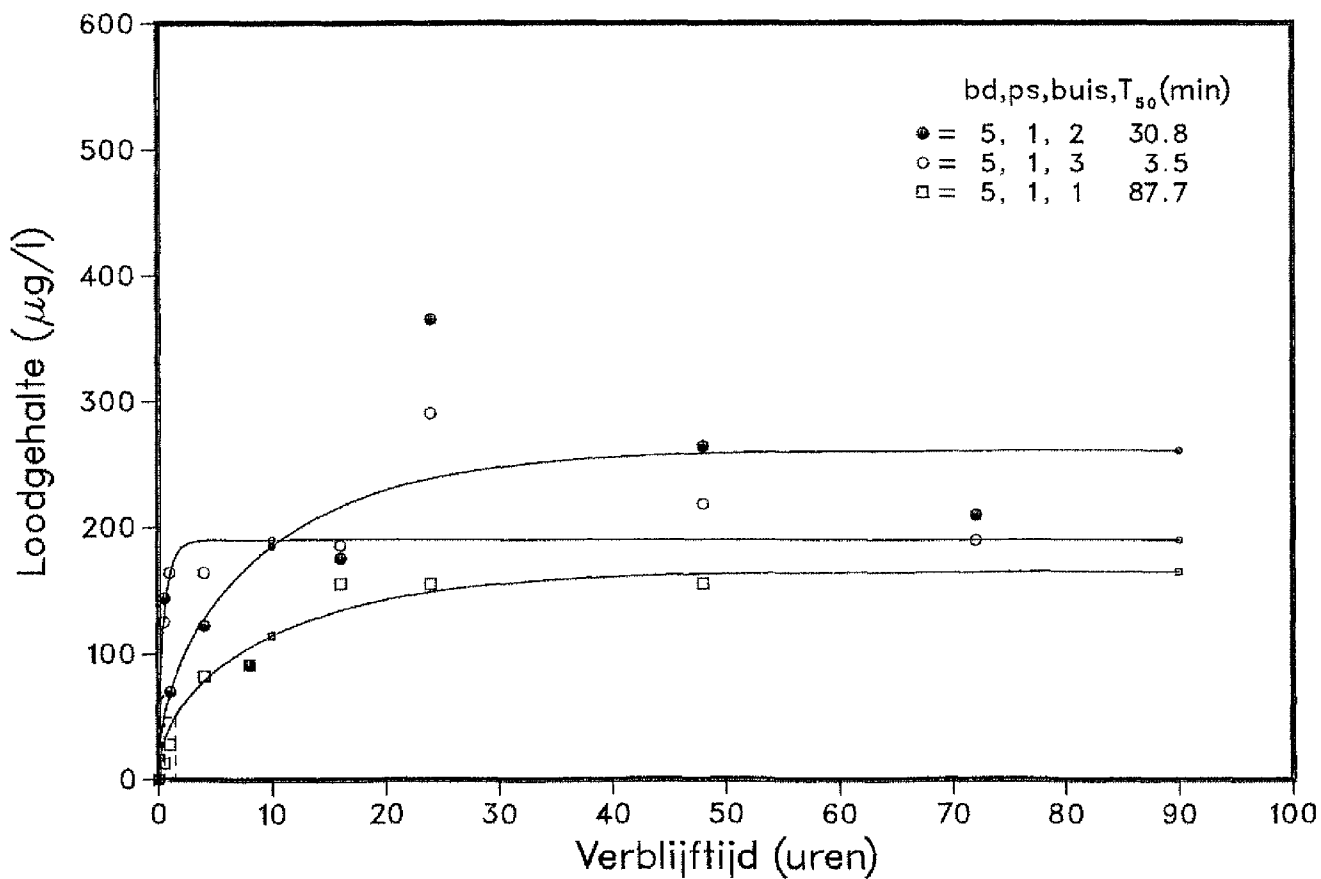
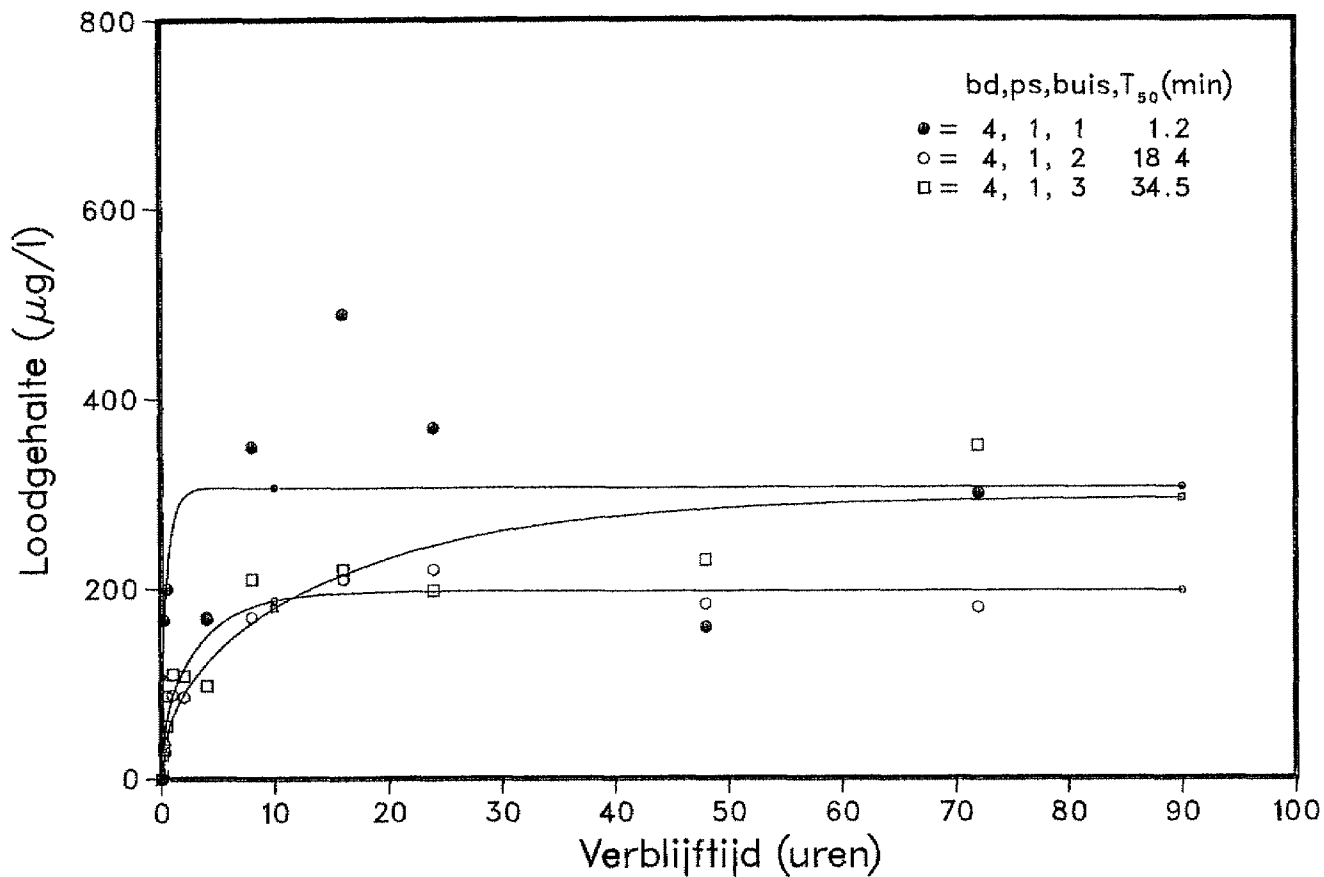


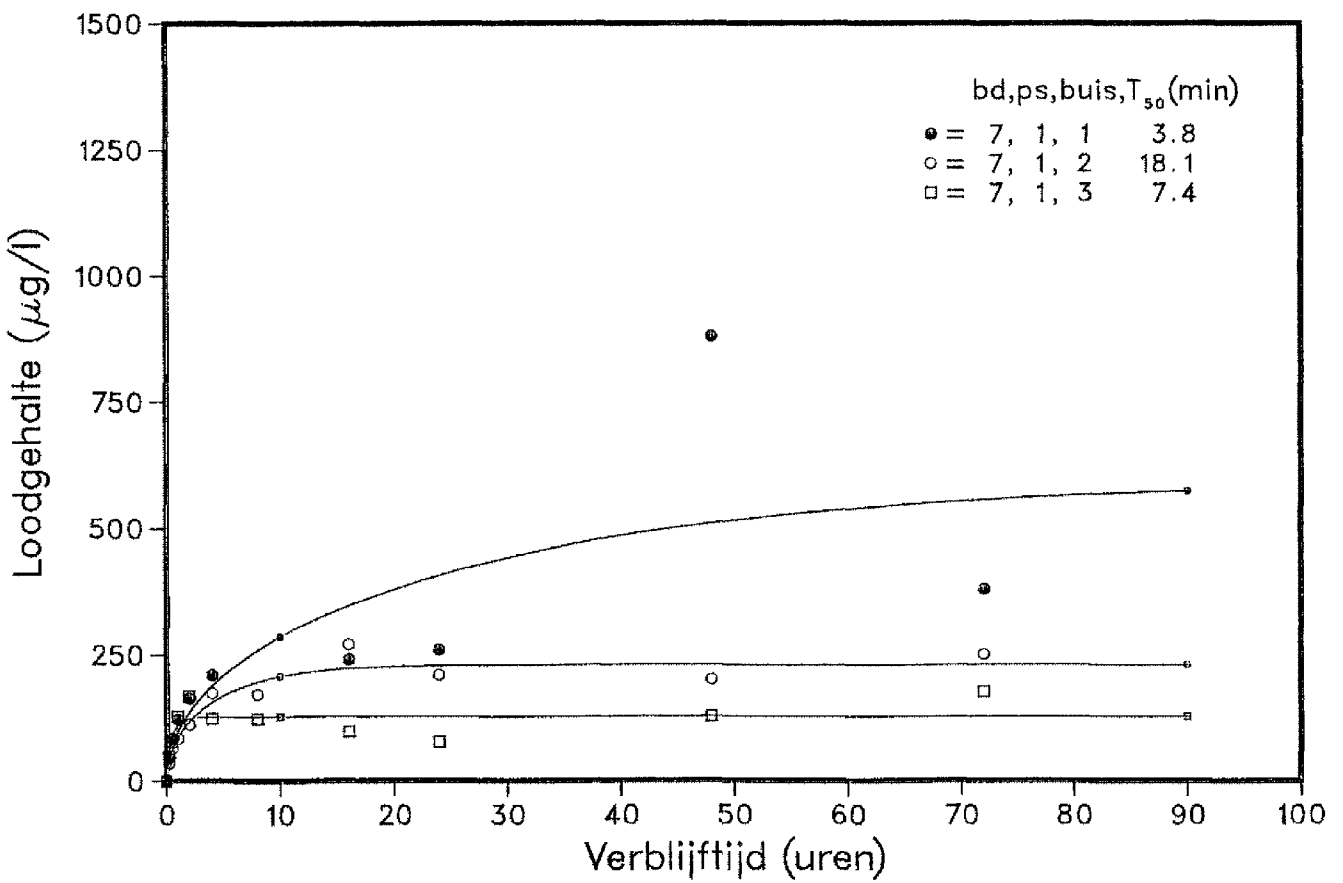
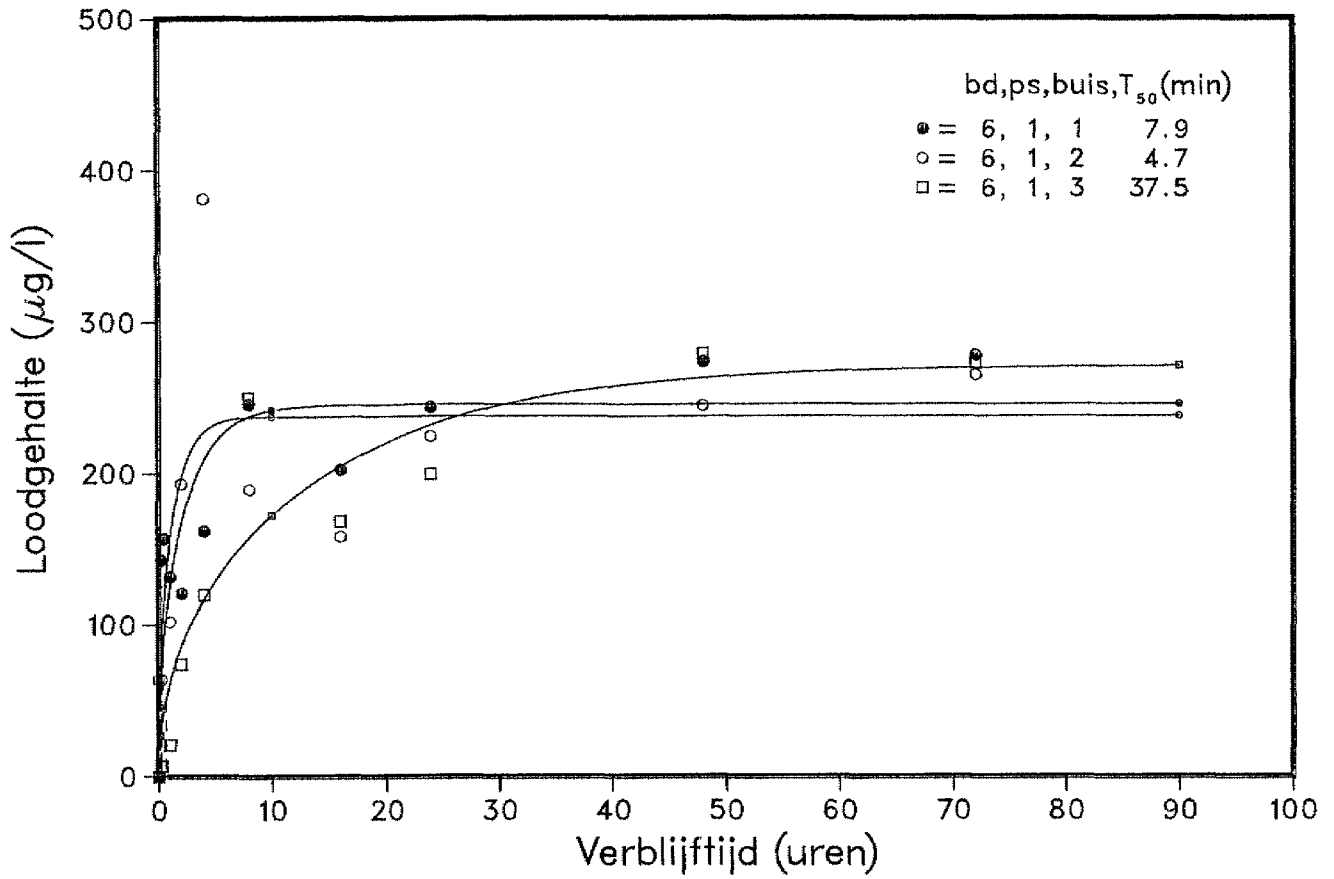


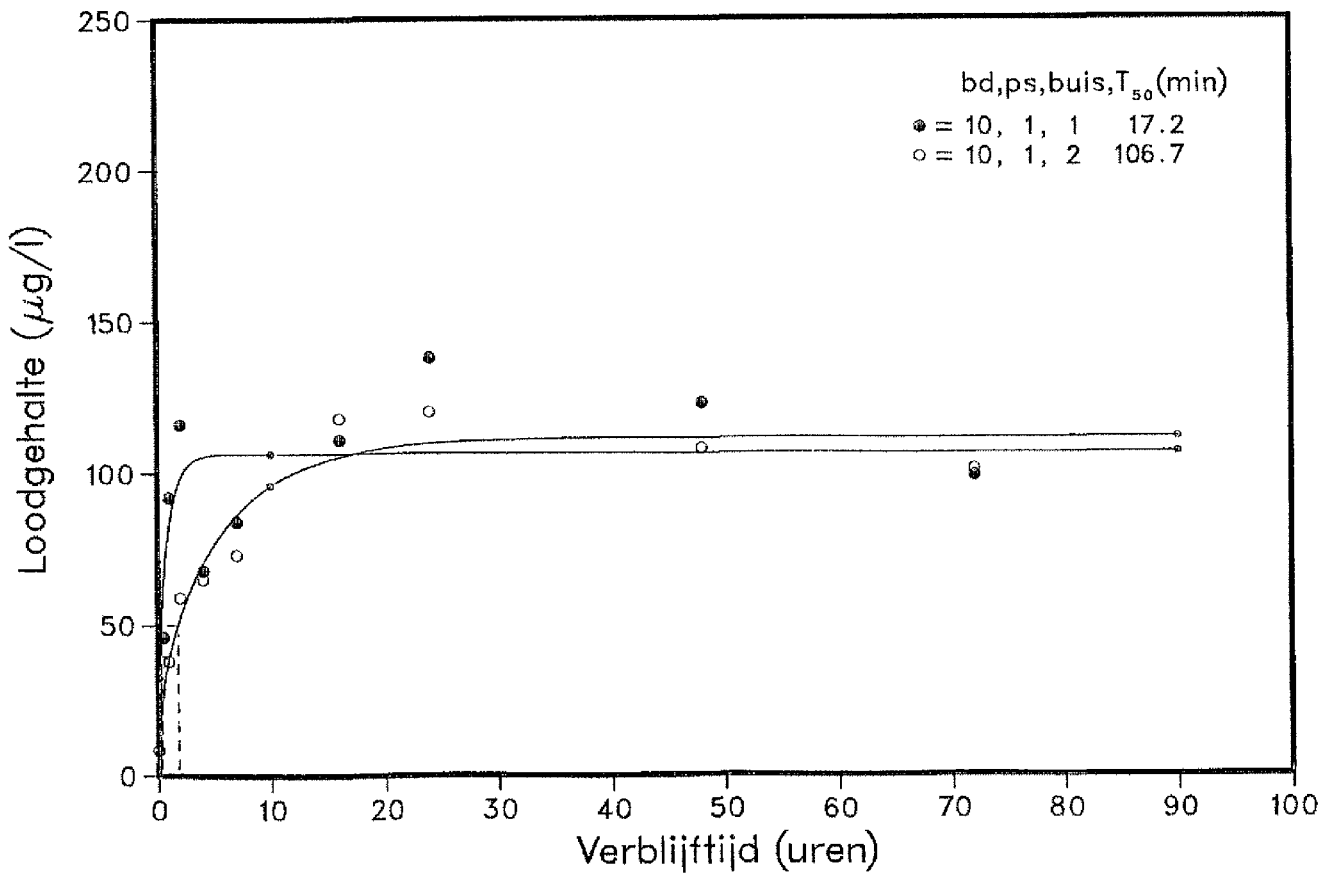
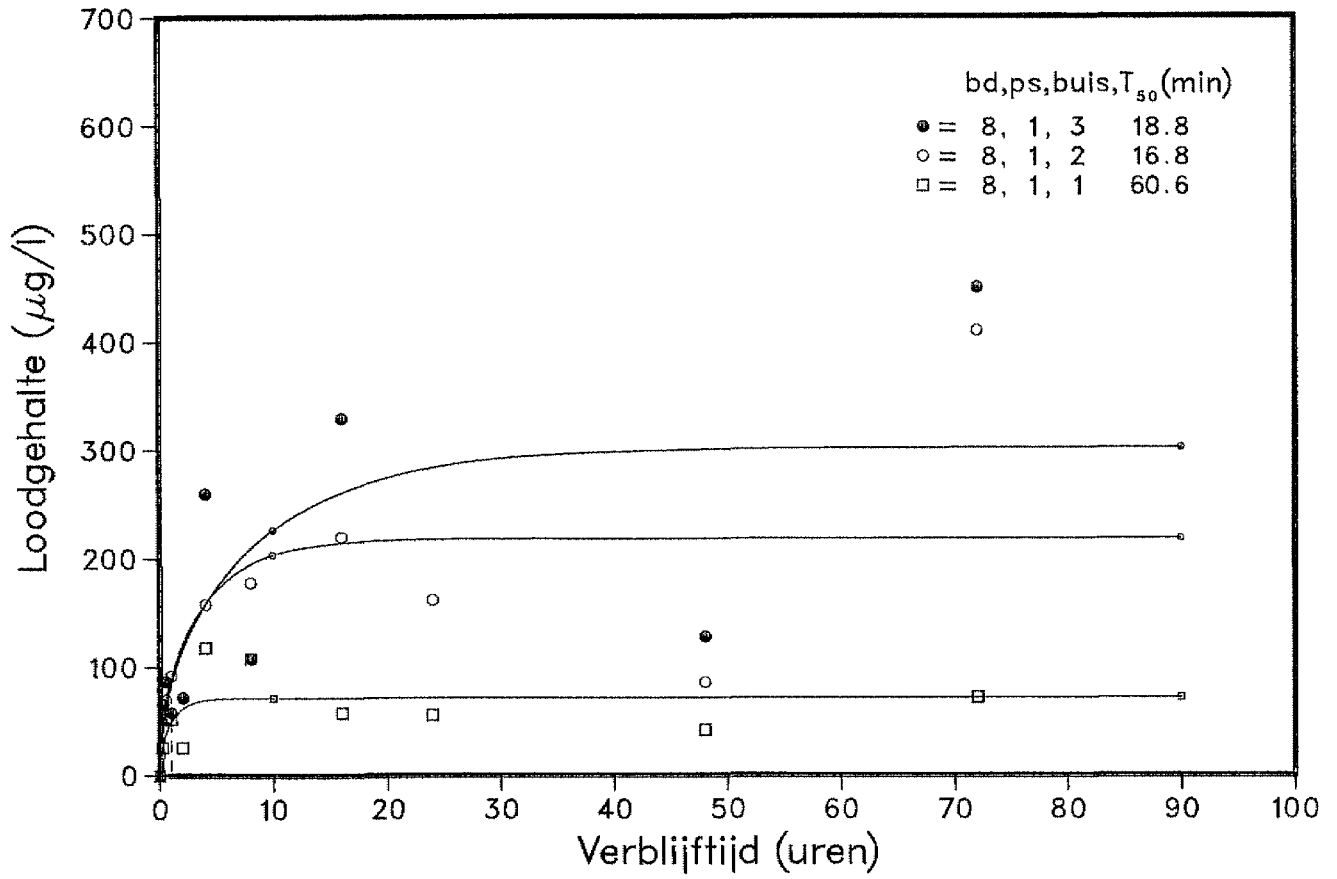
LOOD-STAGNATIECURVEN VAN GESTABILISEERDE OPSTEL-
LINGEN

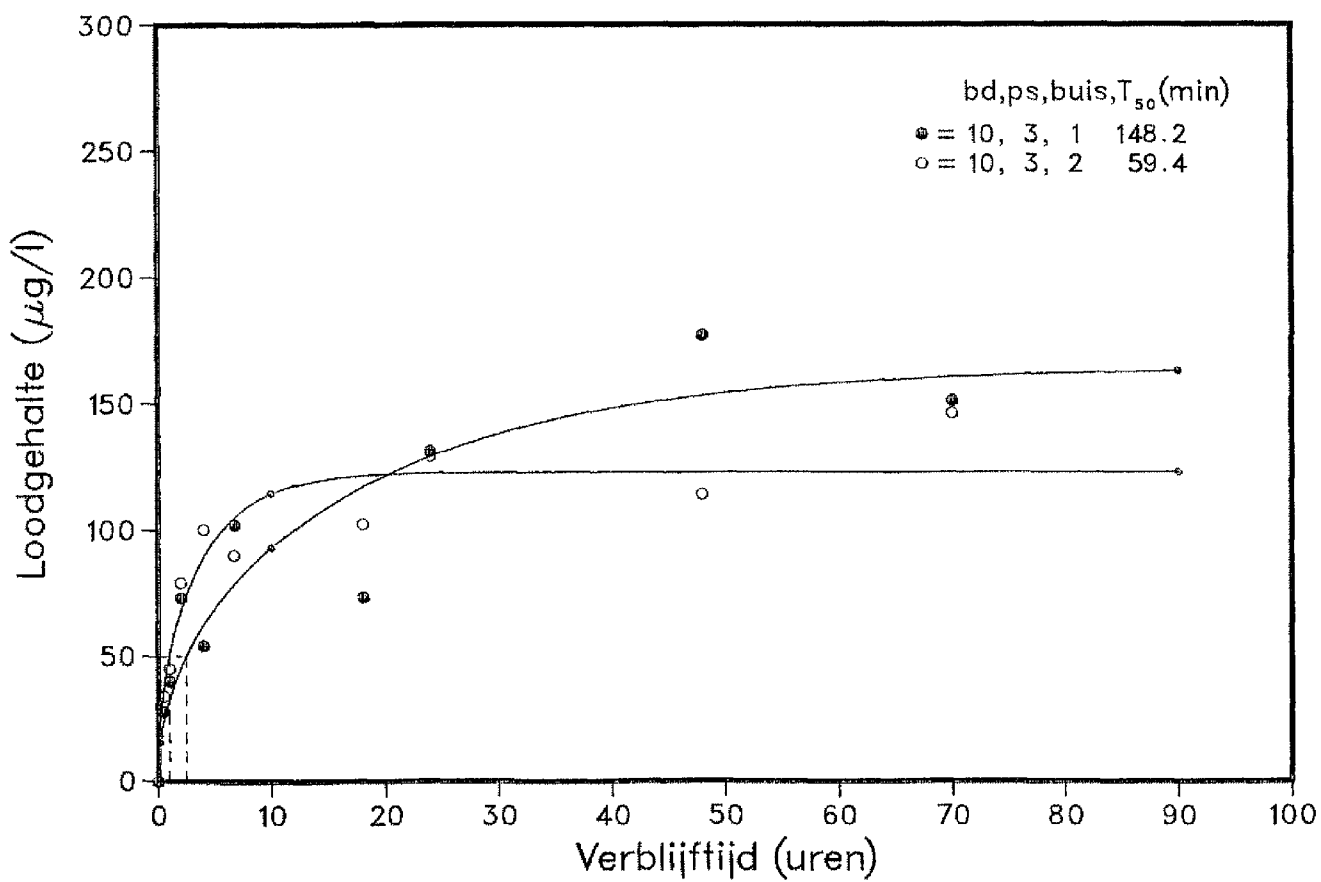
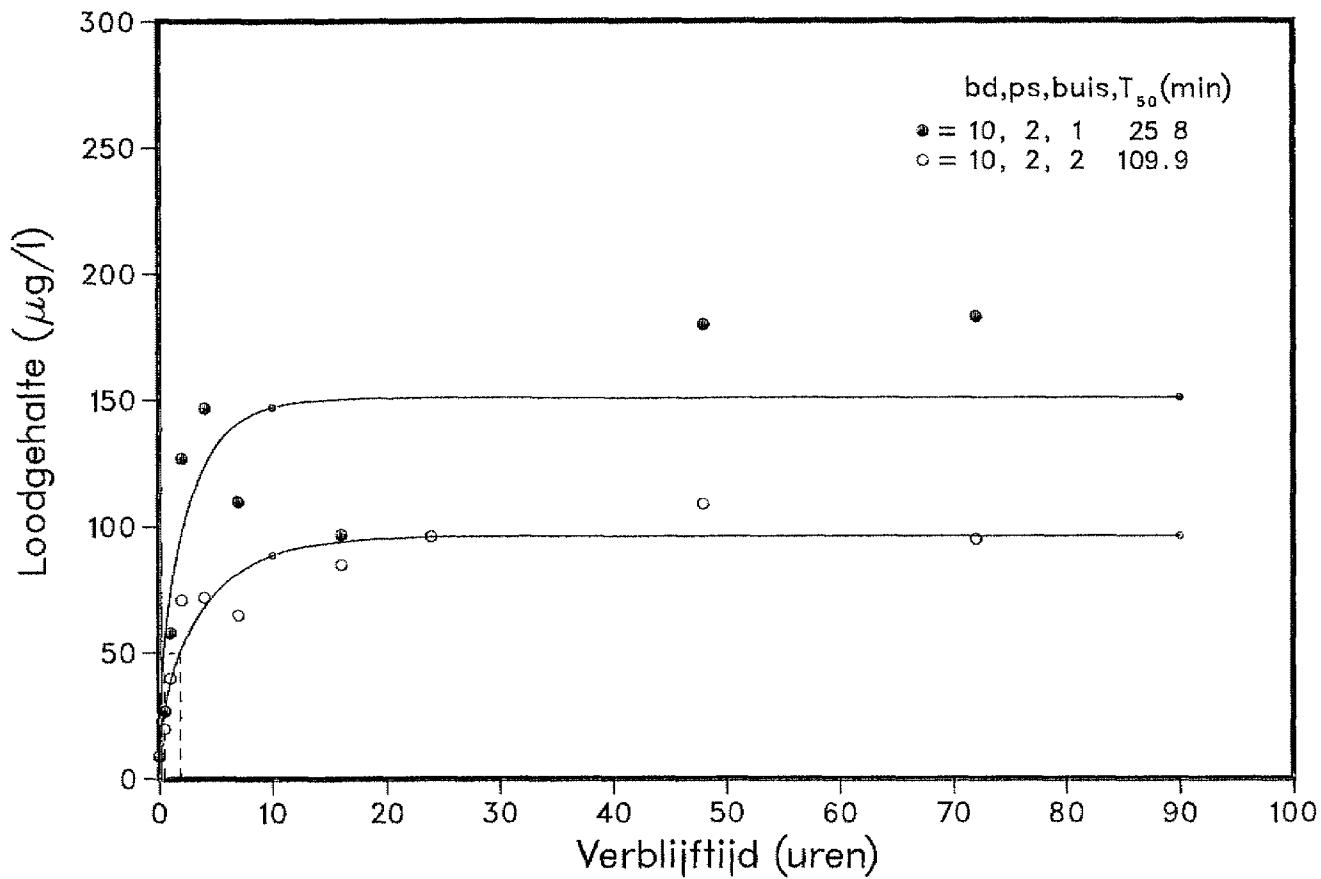
NB. In de grafieken is bij 10 en 90 uur het symbool van de corresponderende buis verkleind weergegeven om identificatie te vergemakkelijken. Dit zijn dus geen meetpunten.

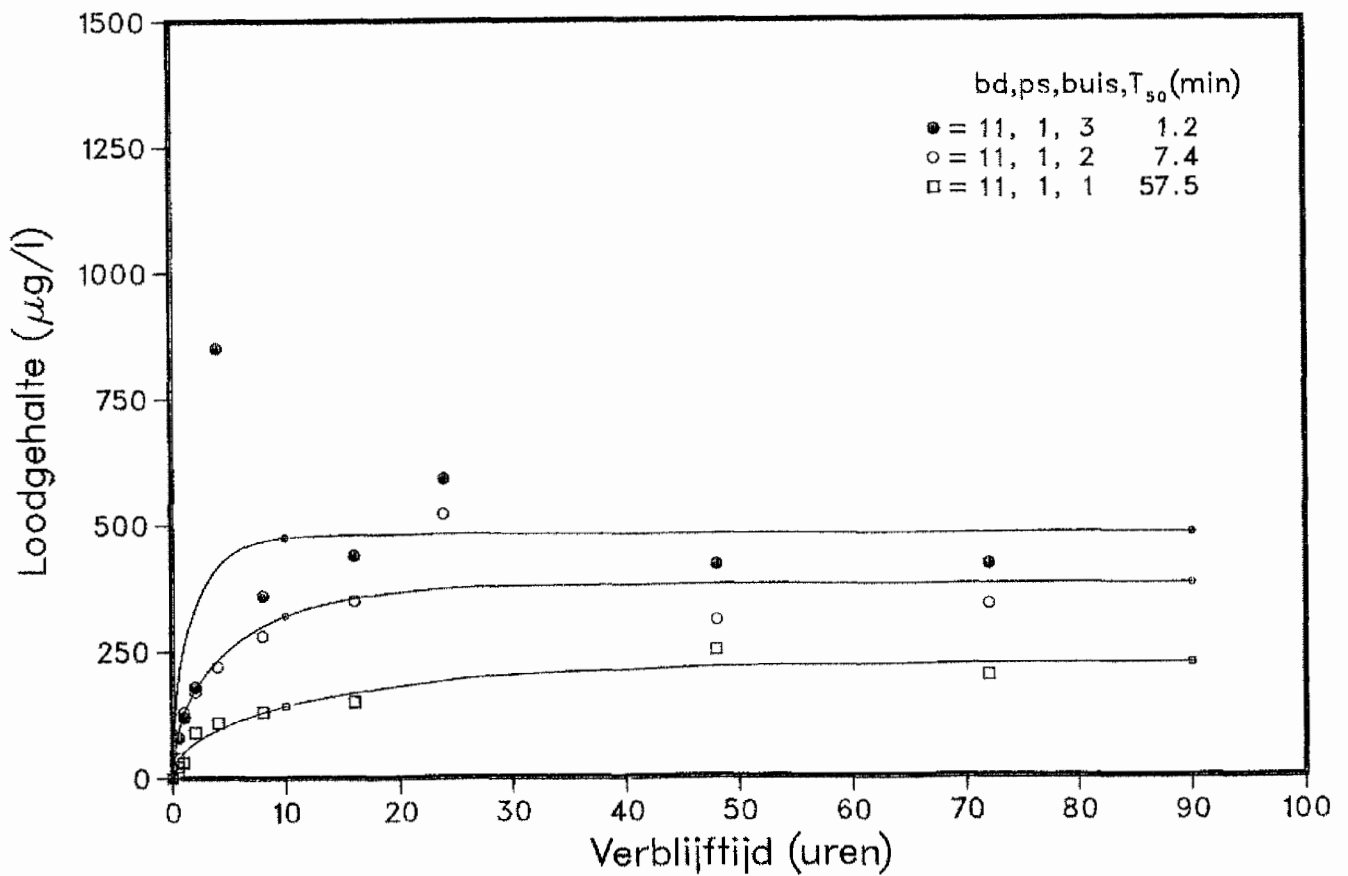
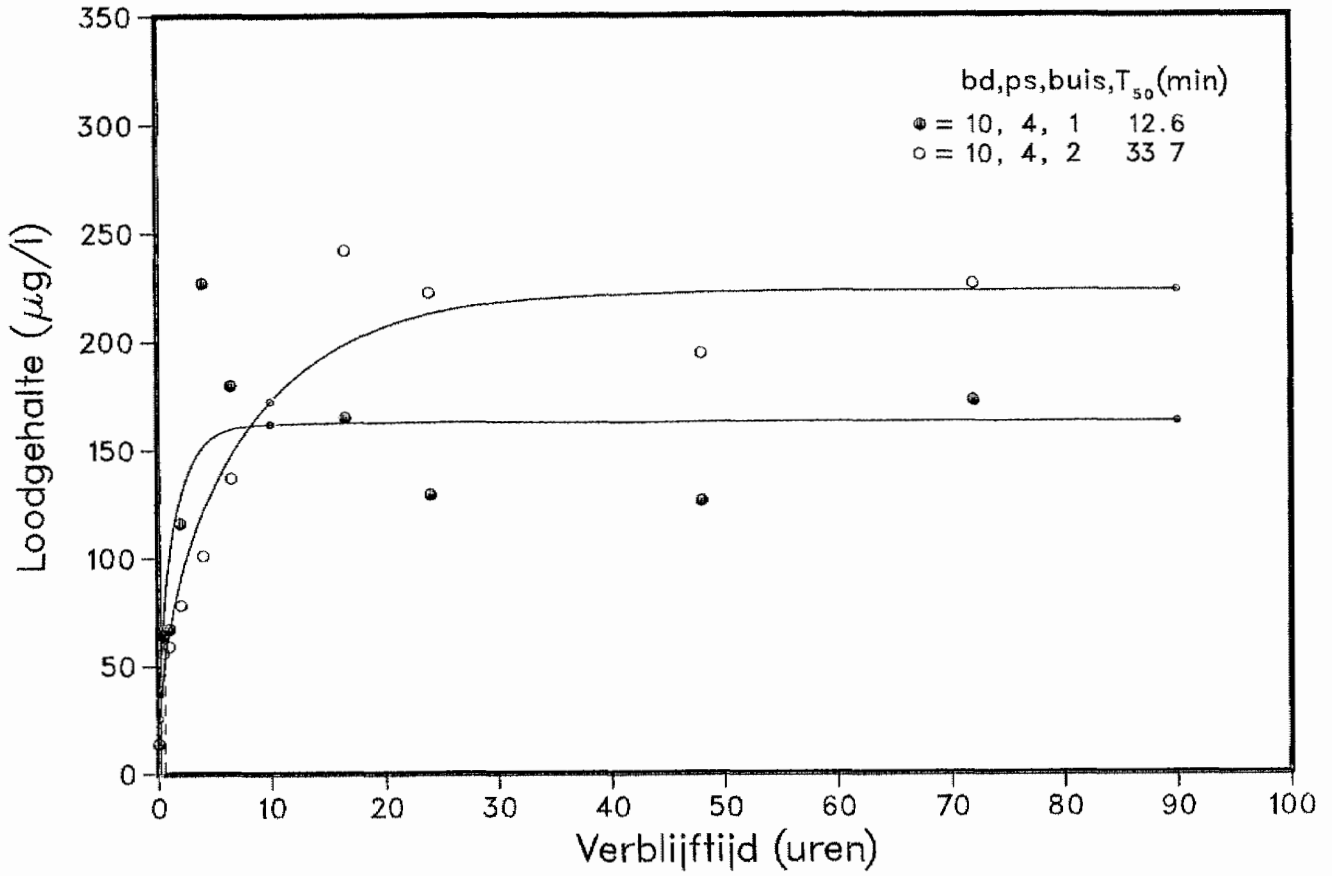


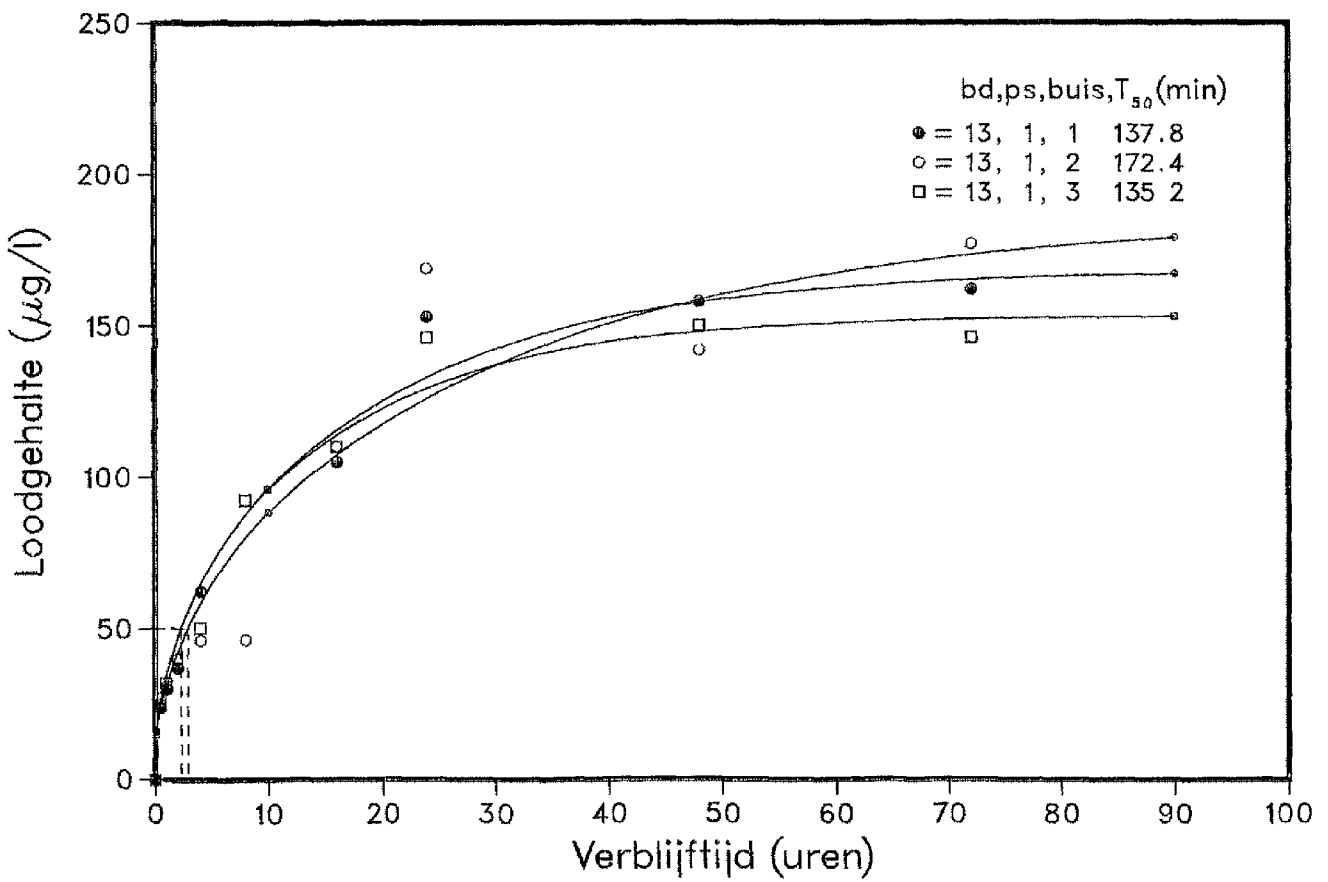
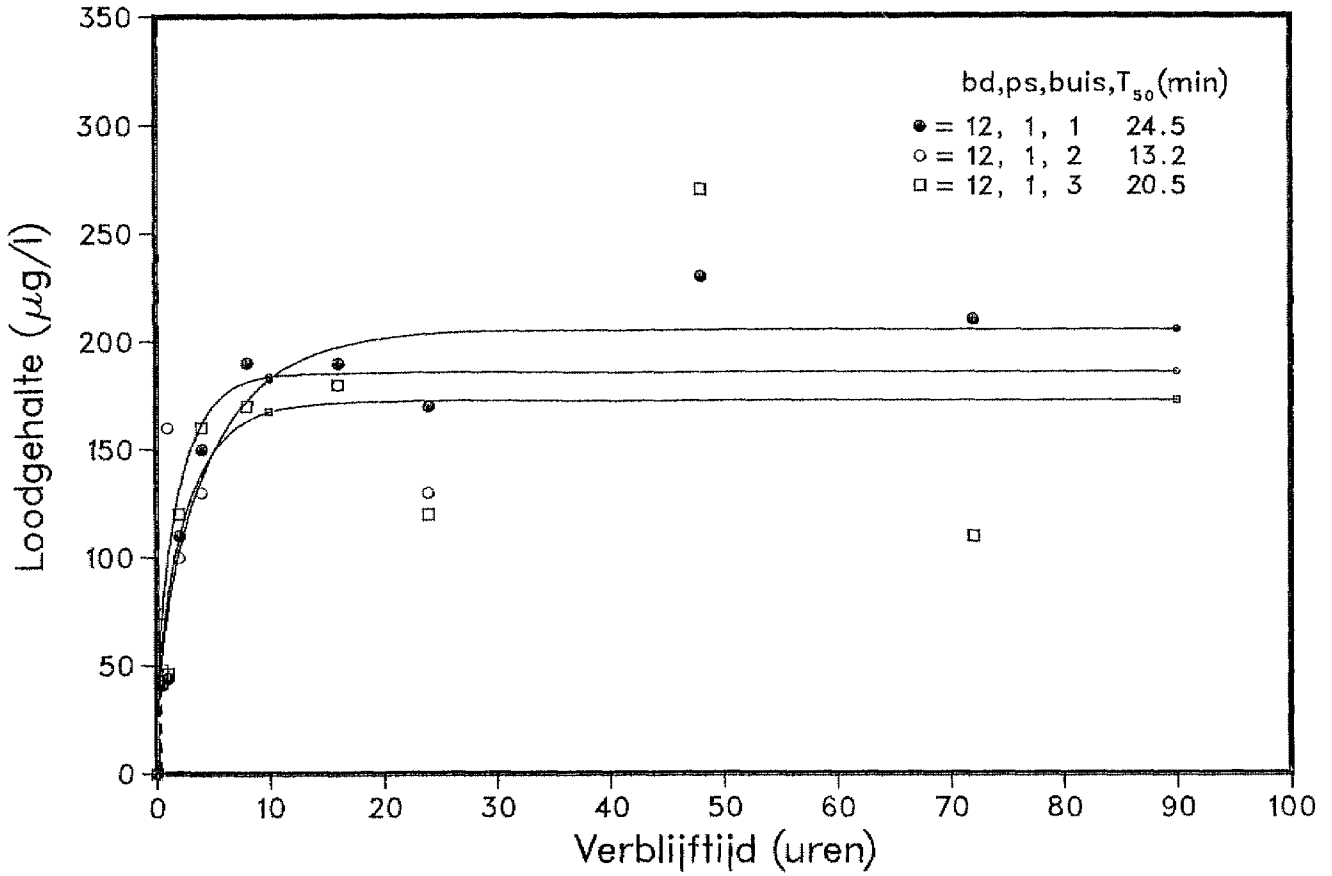


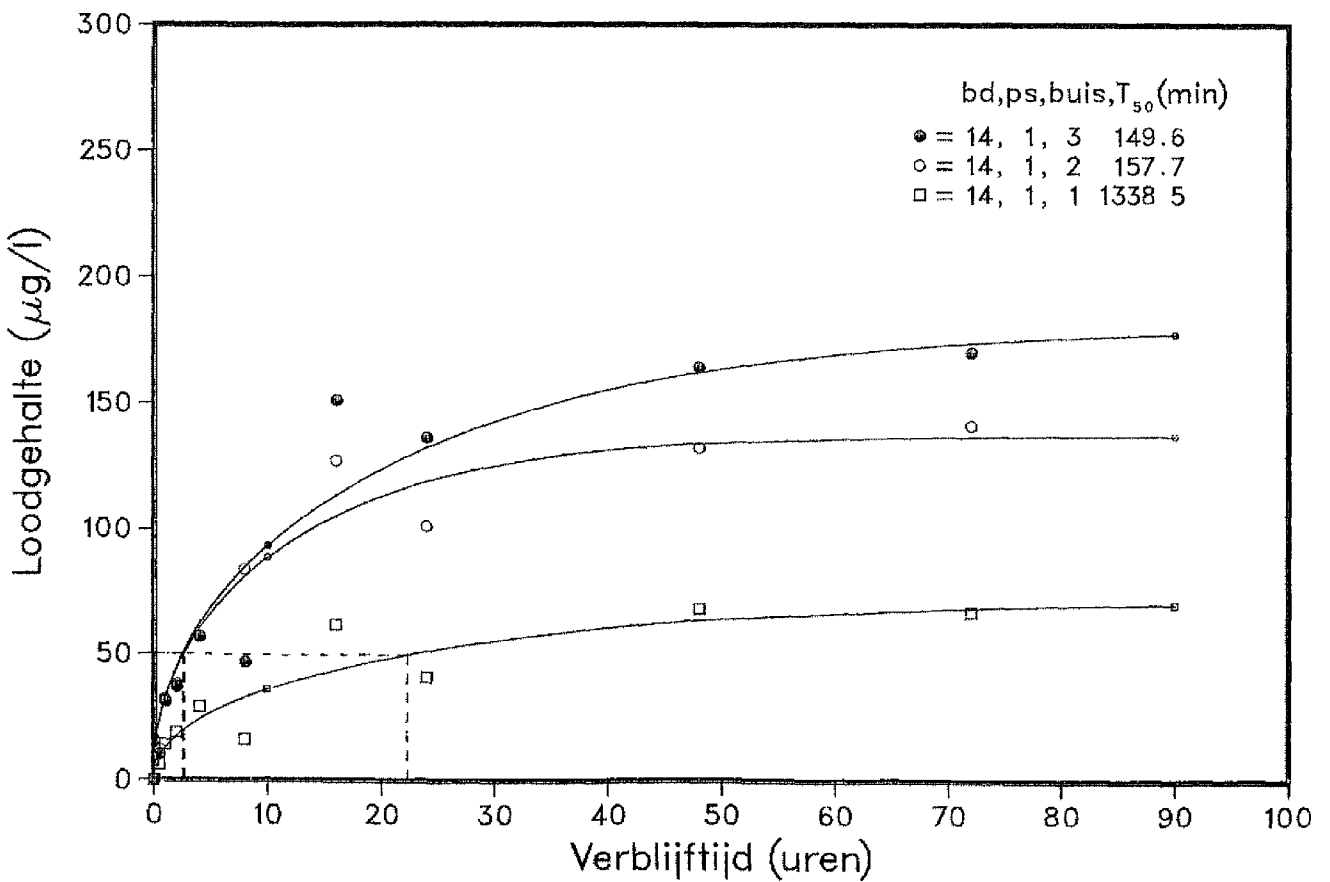
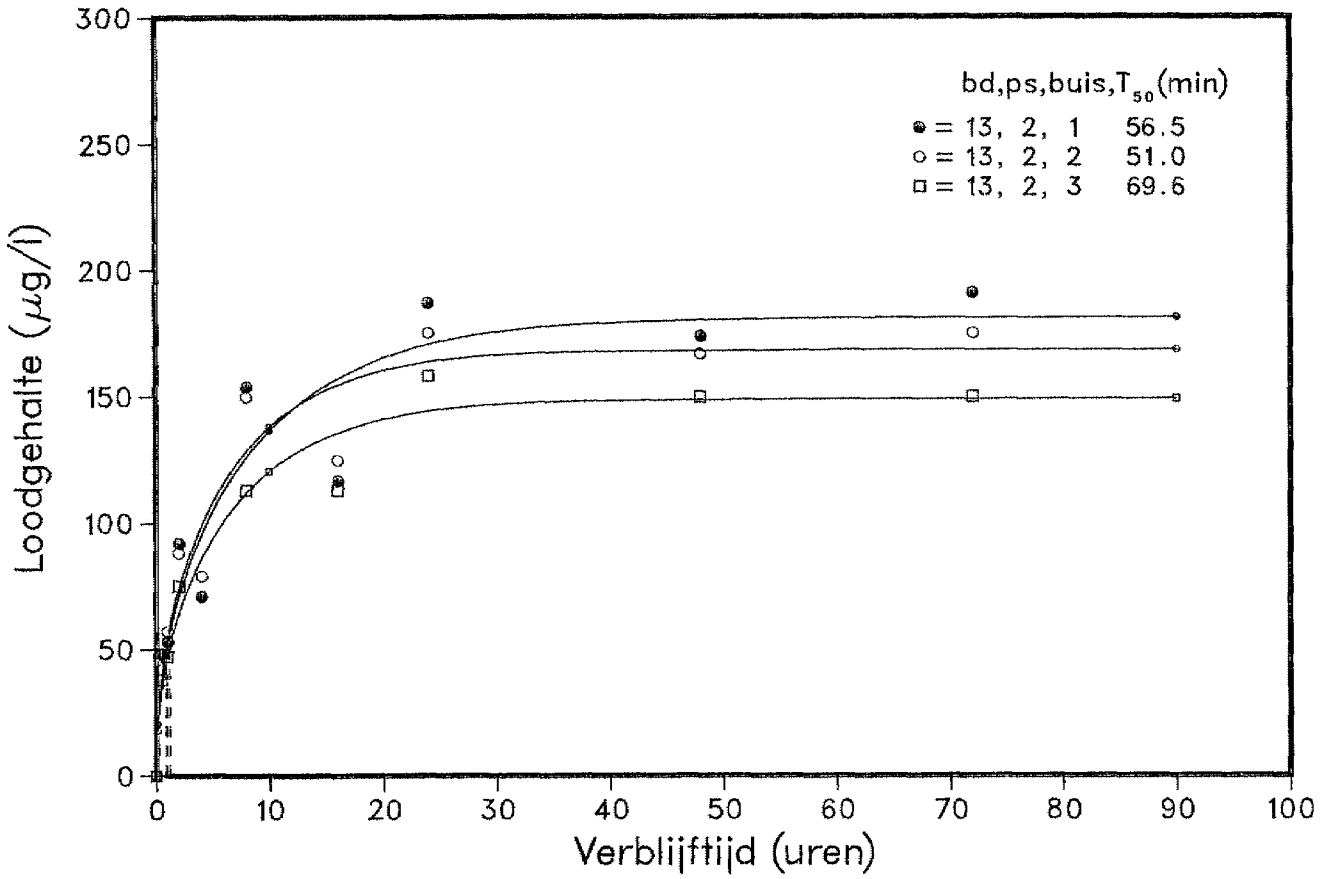


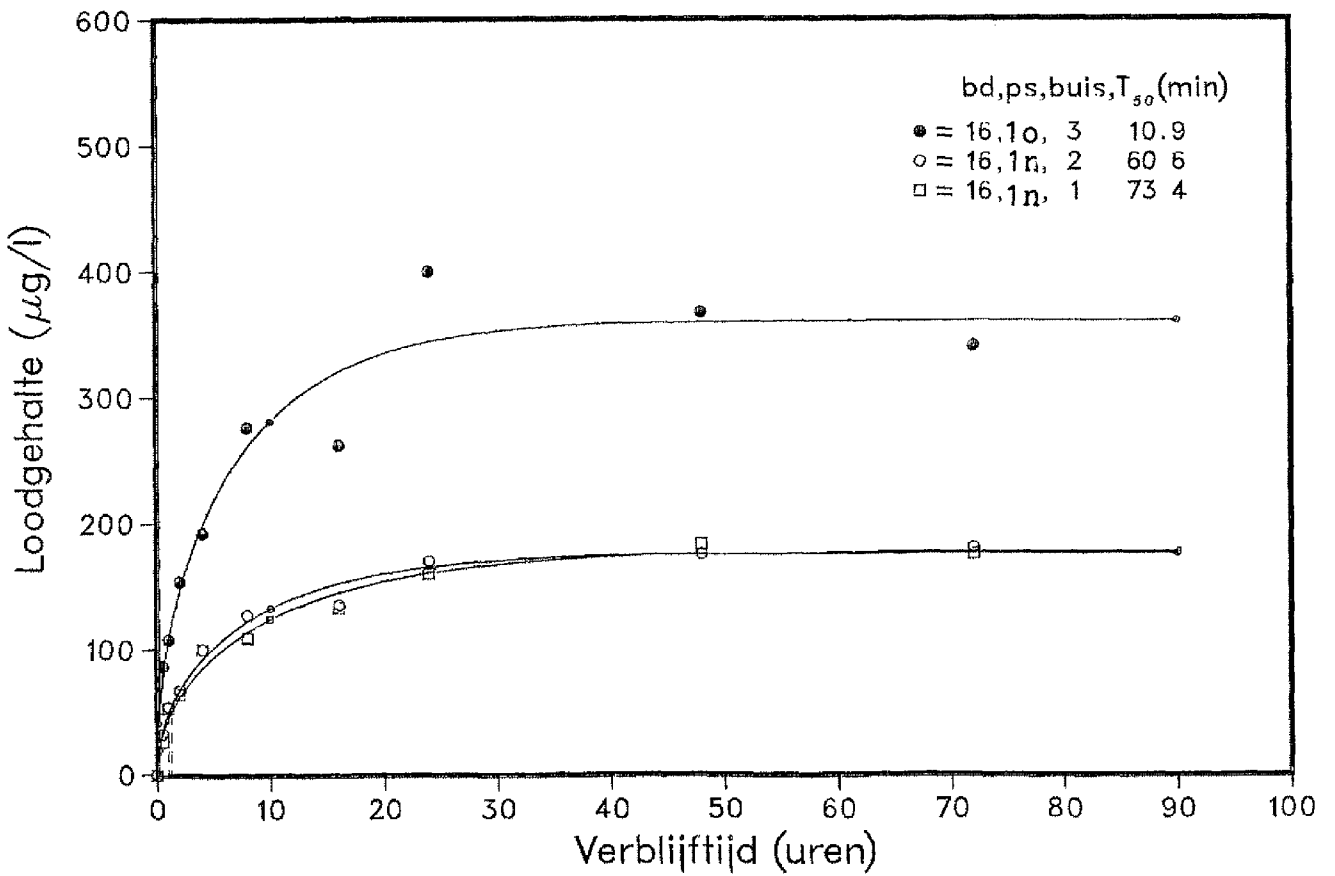
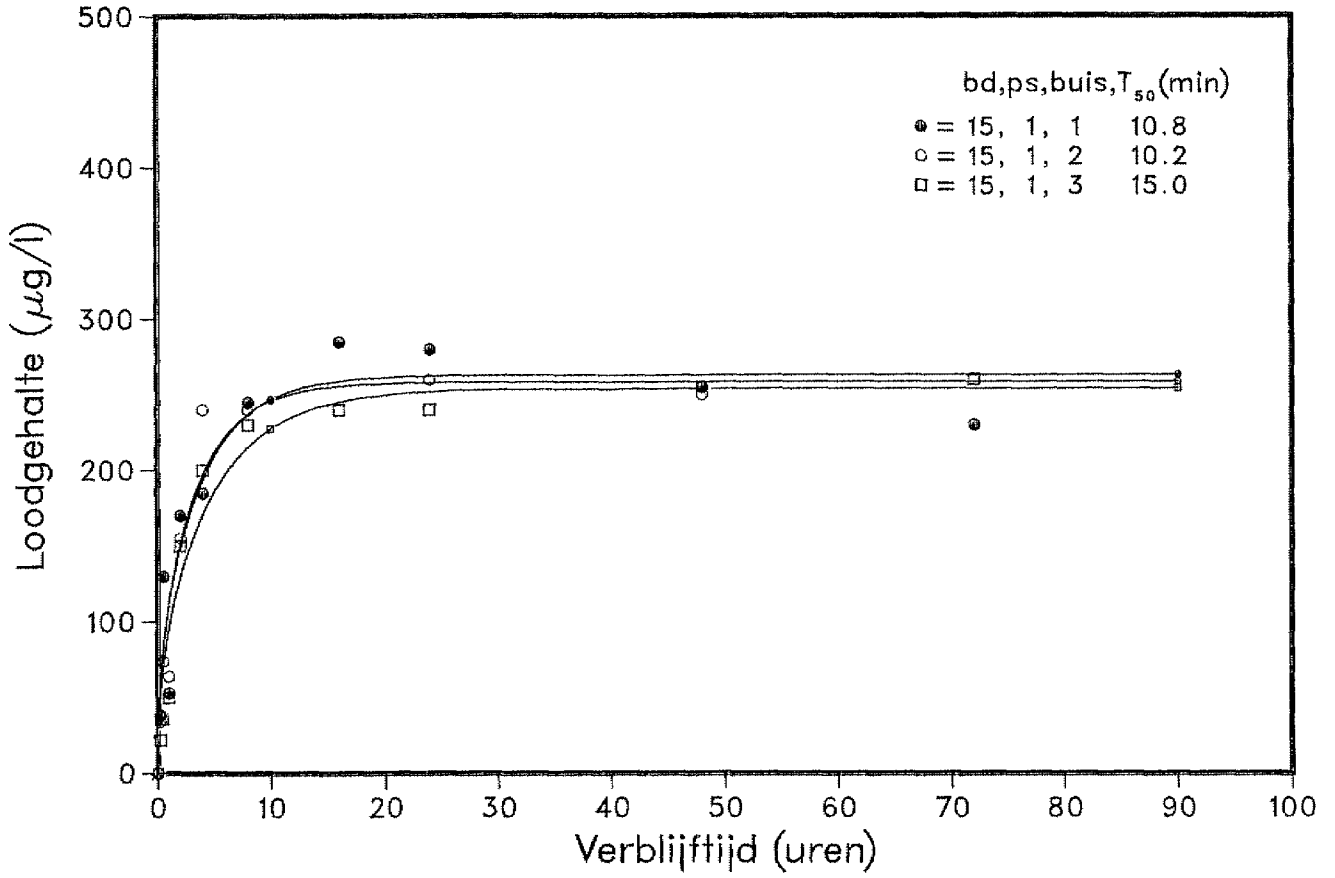


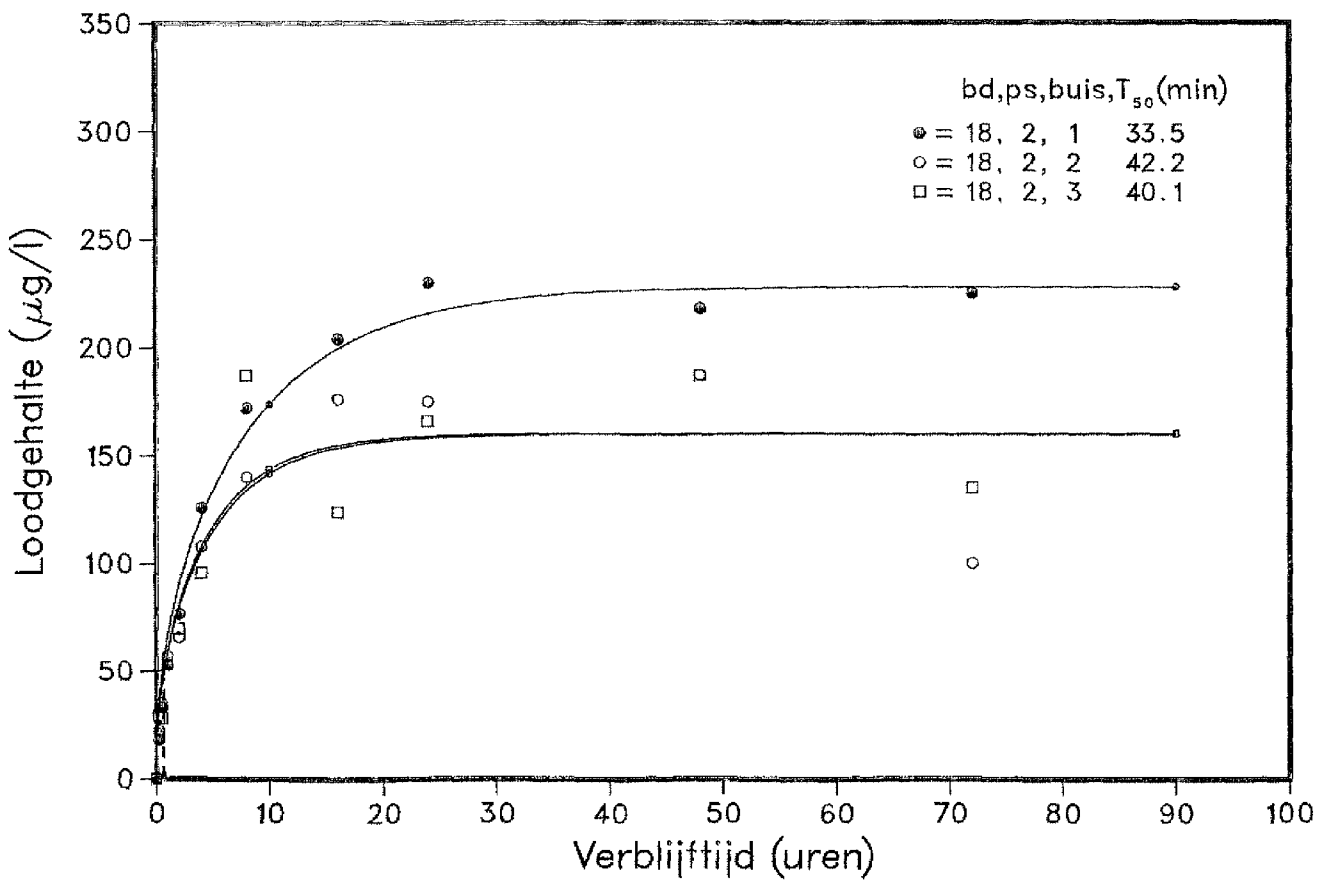
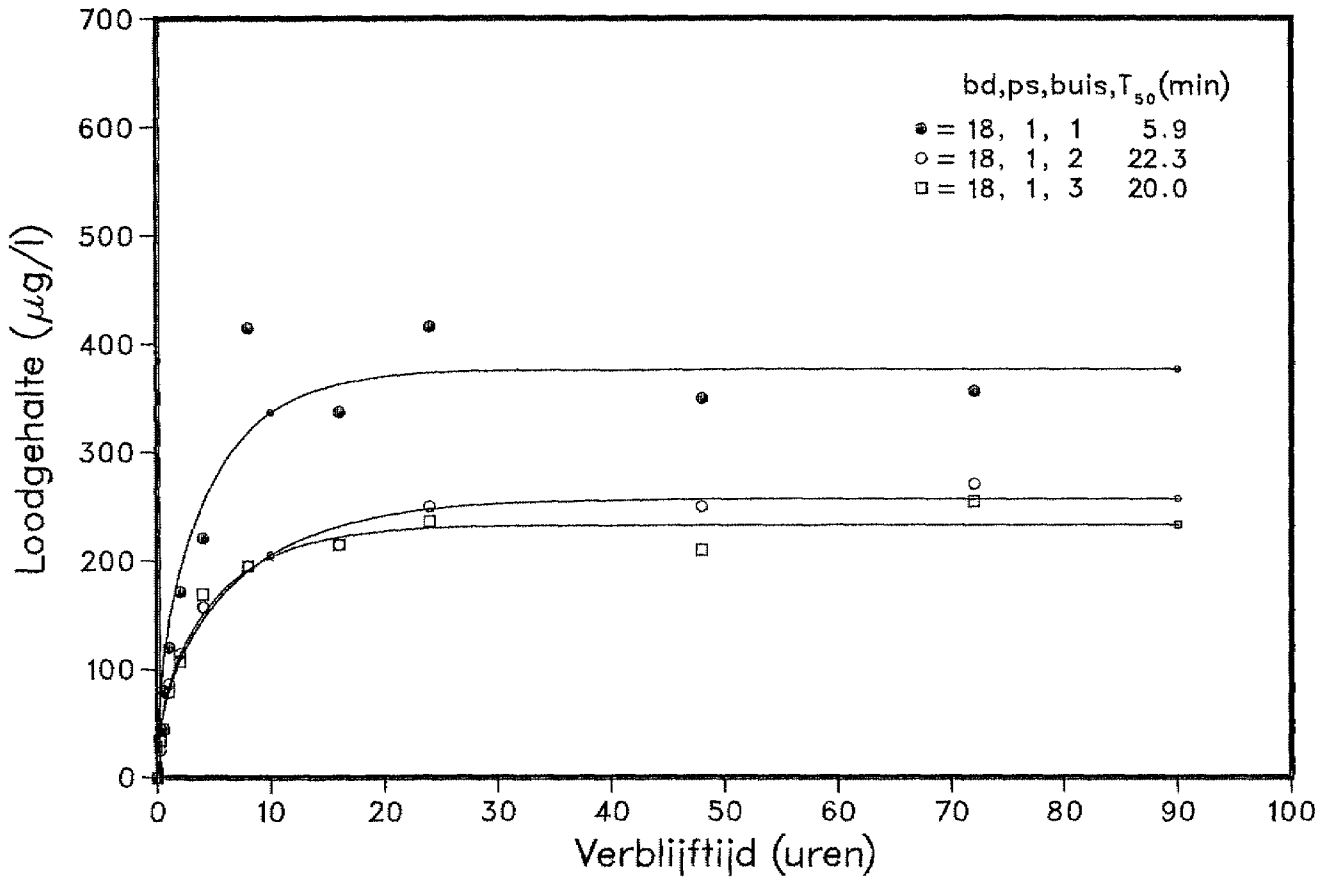


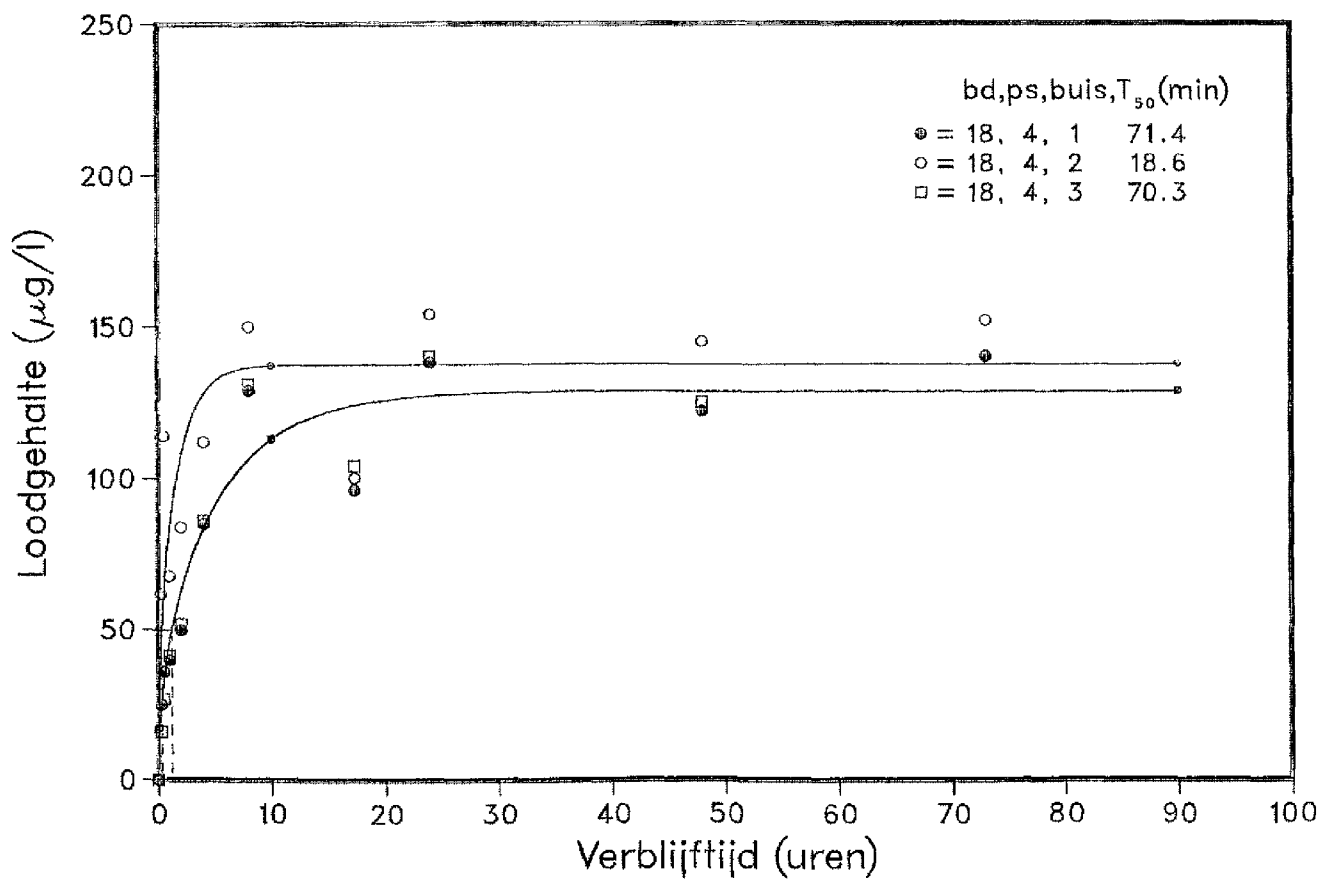
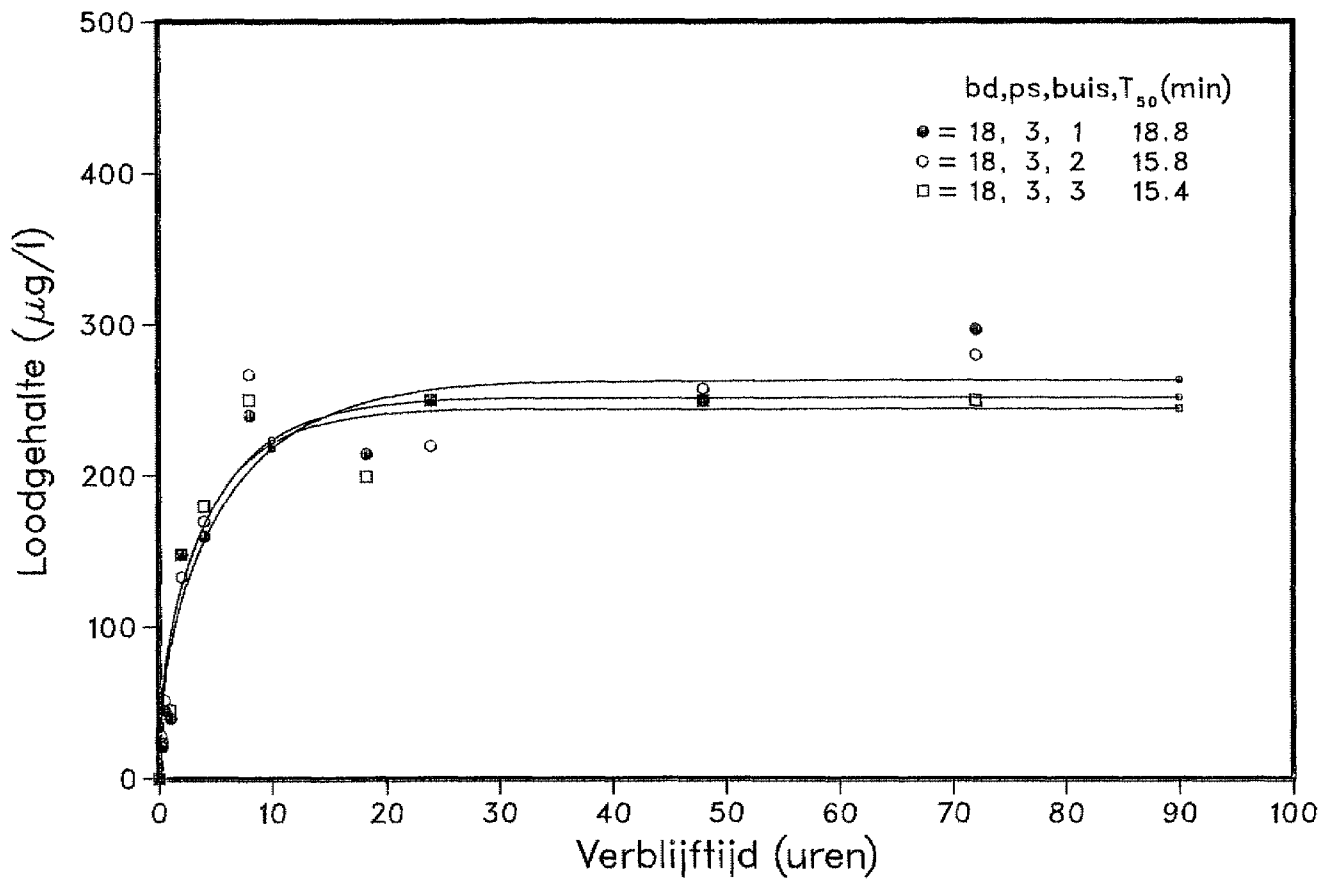


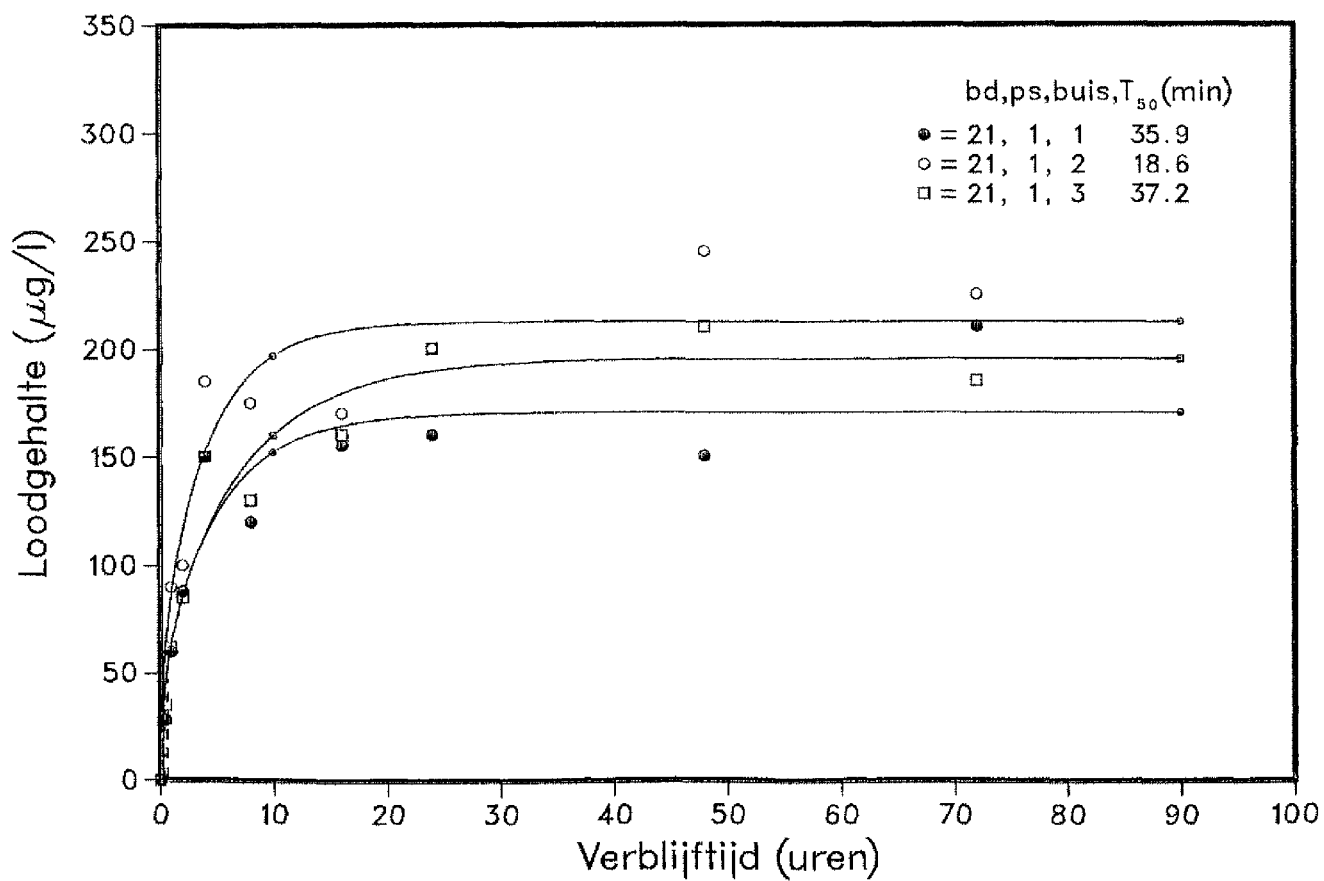
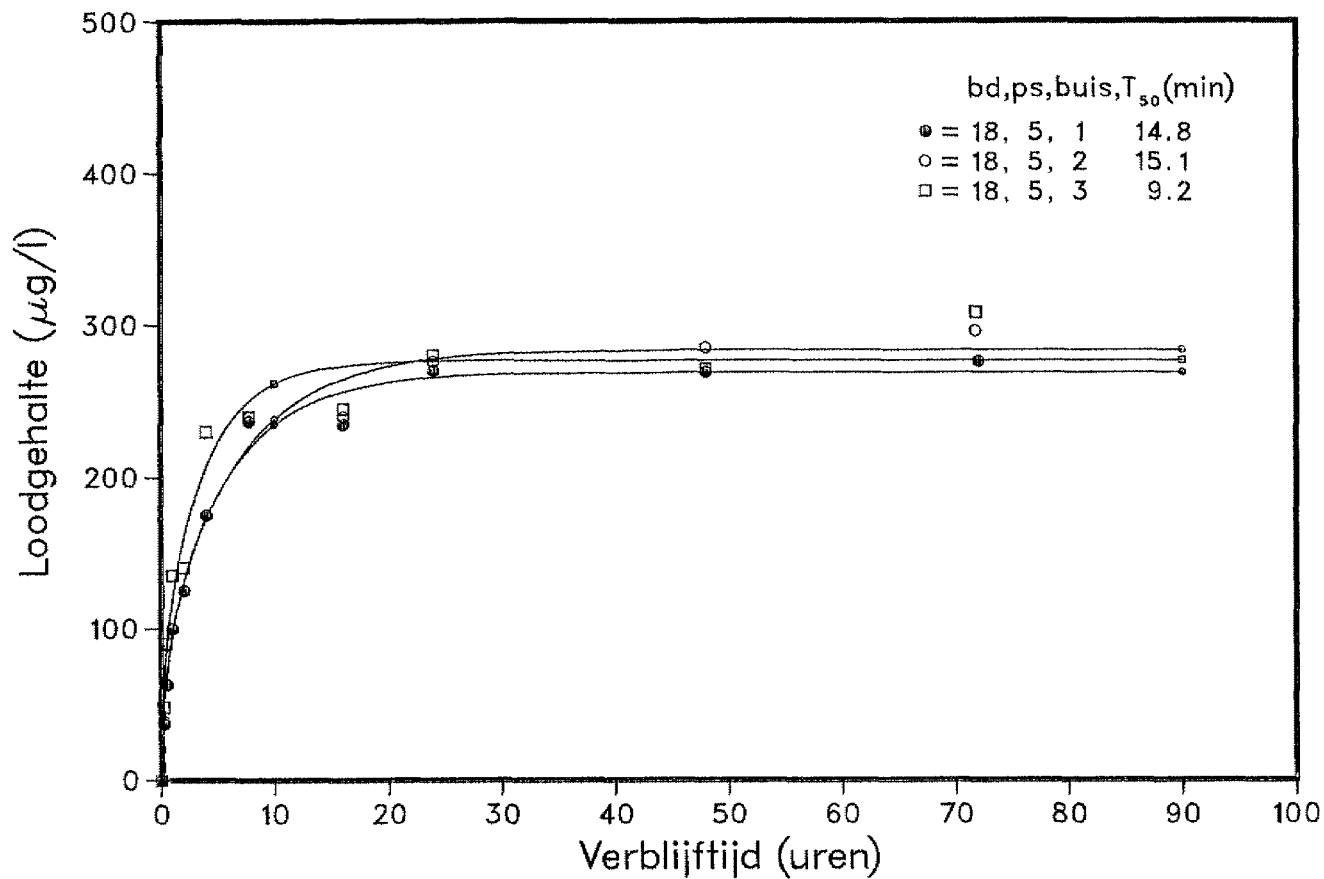


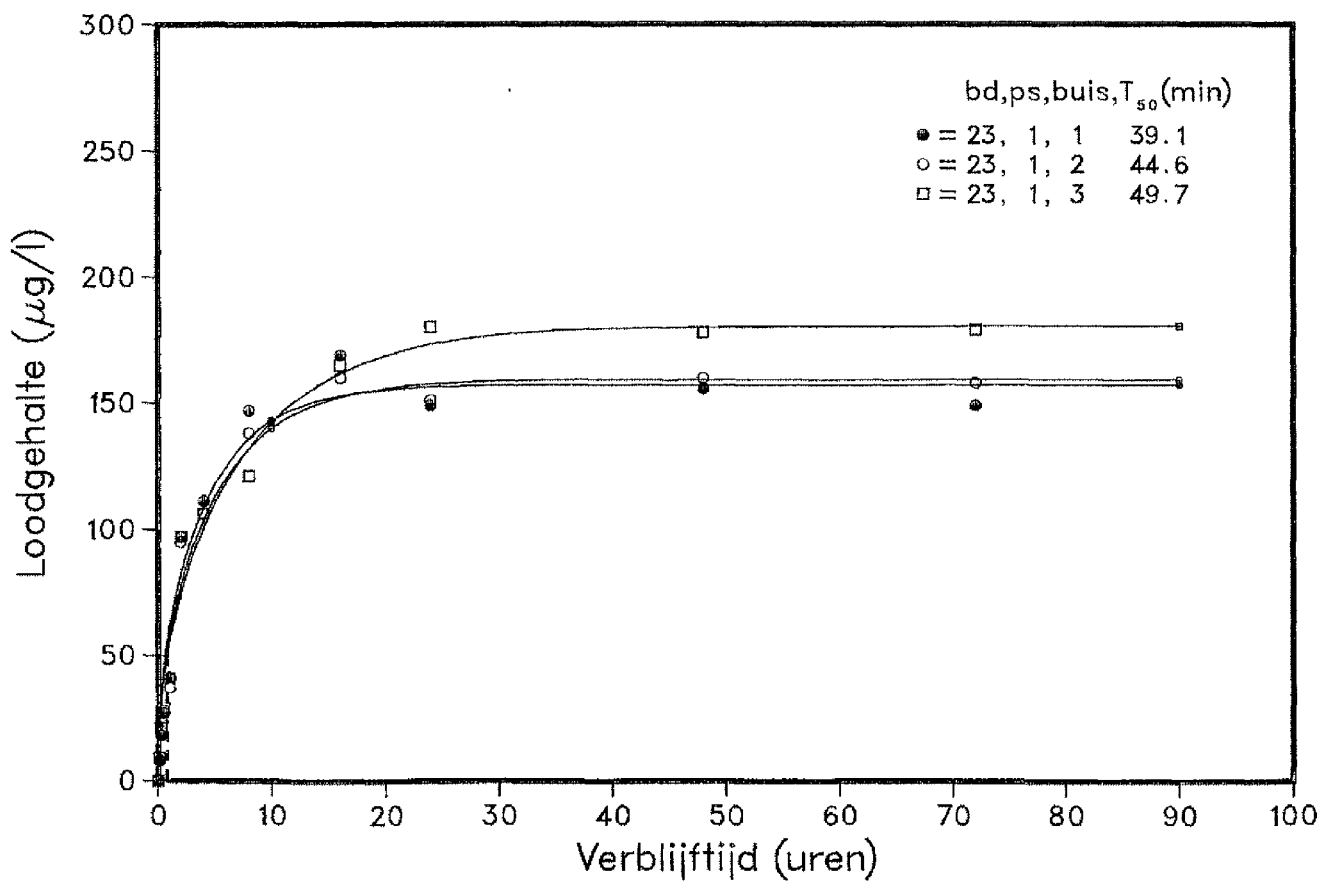
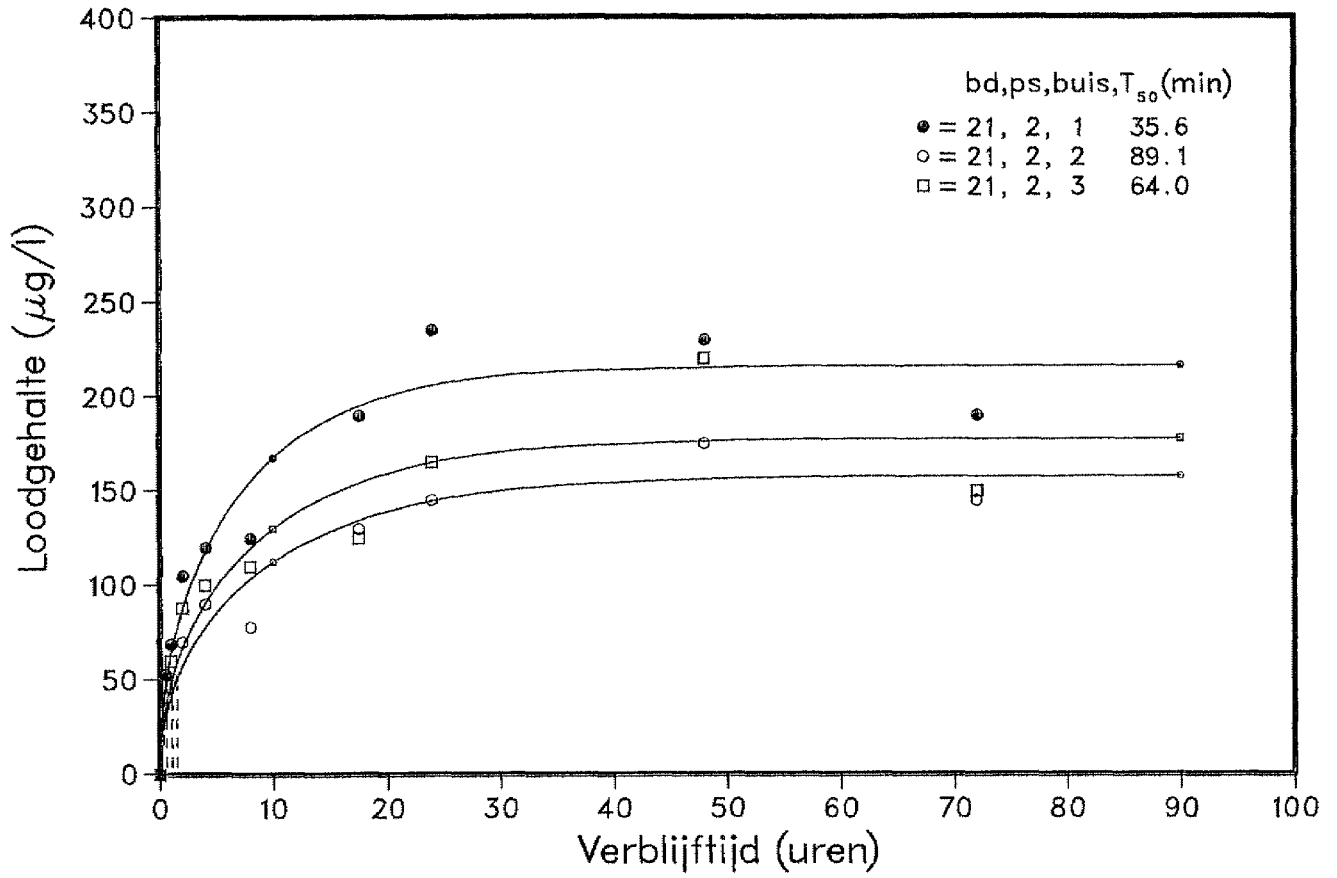


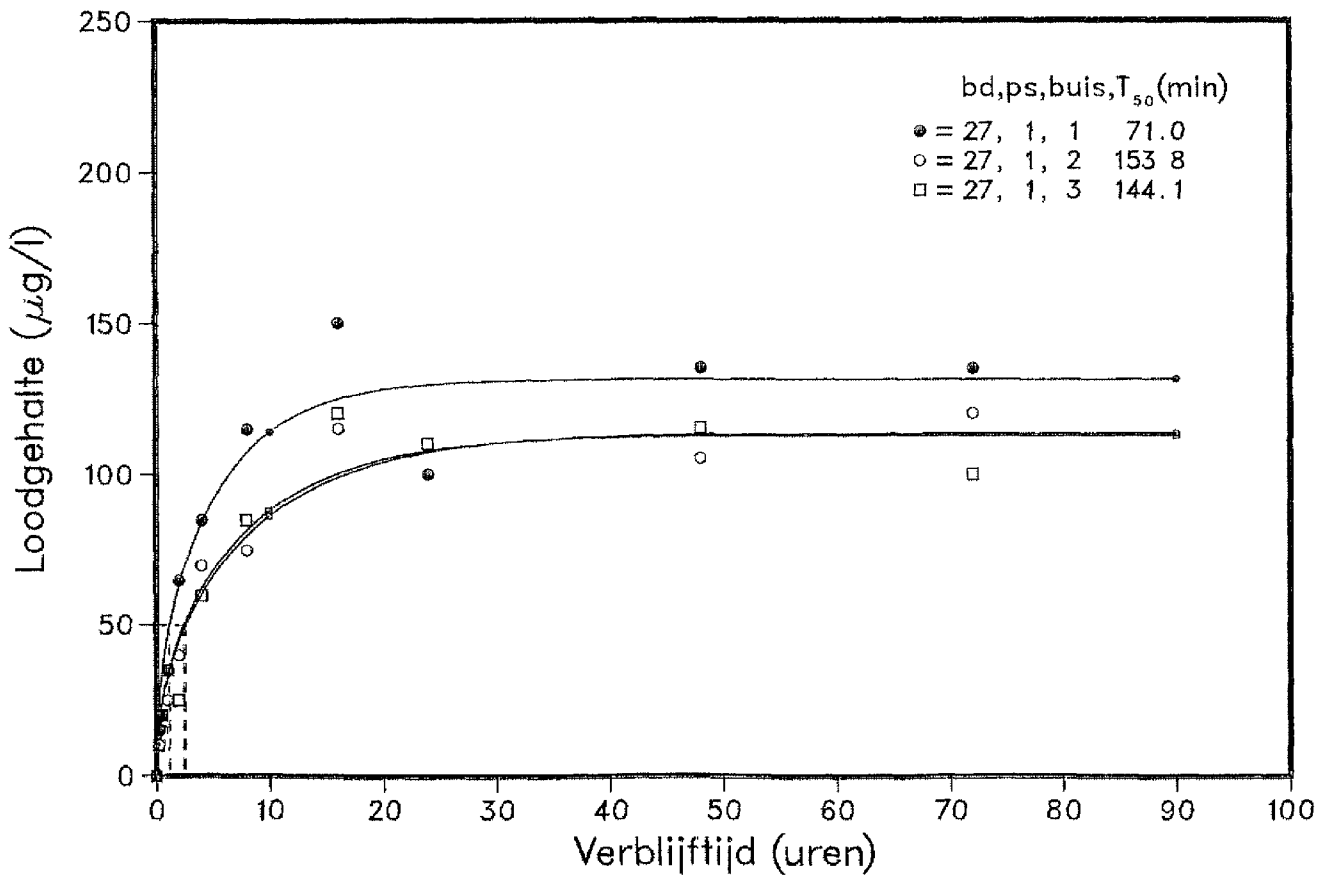
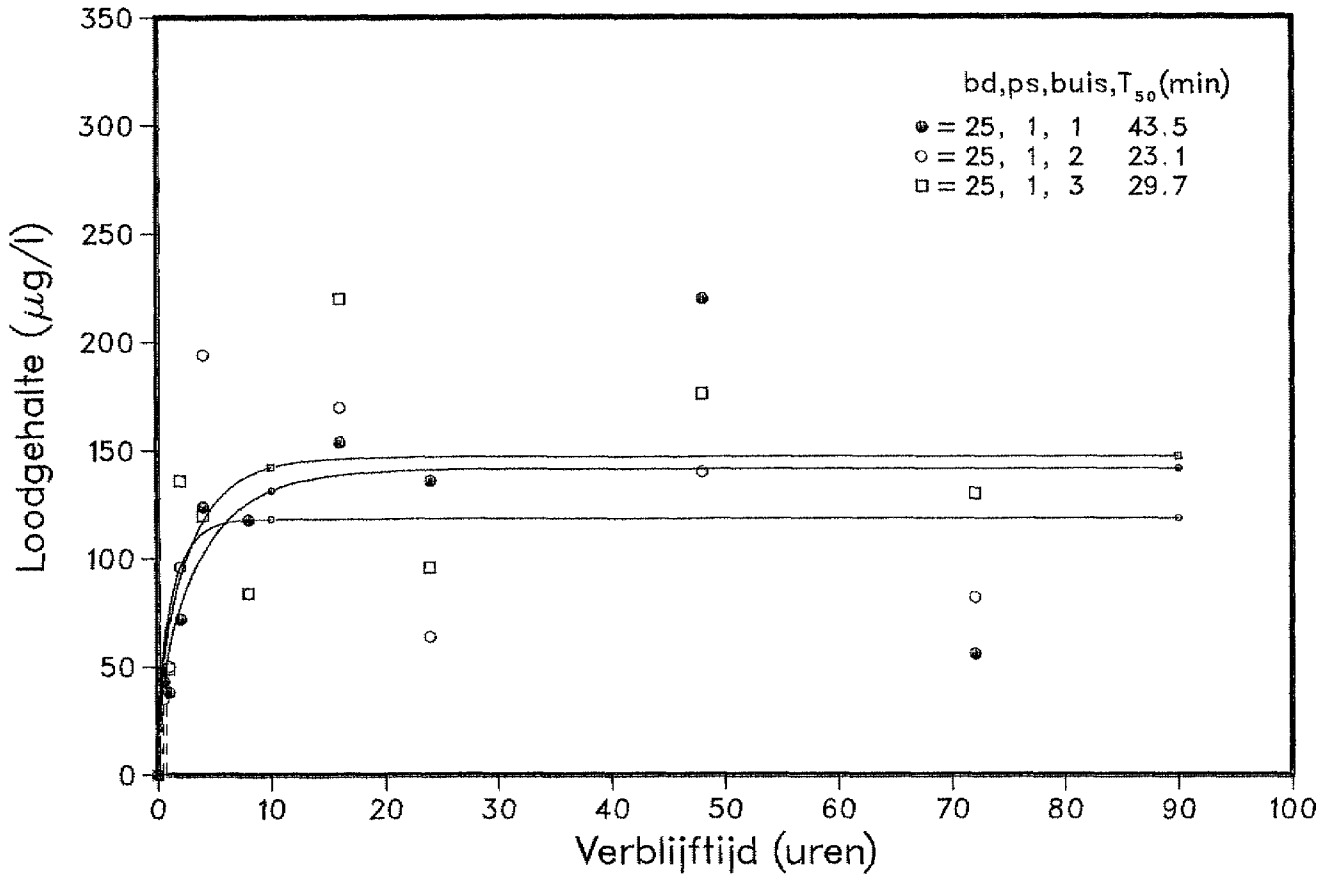


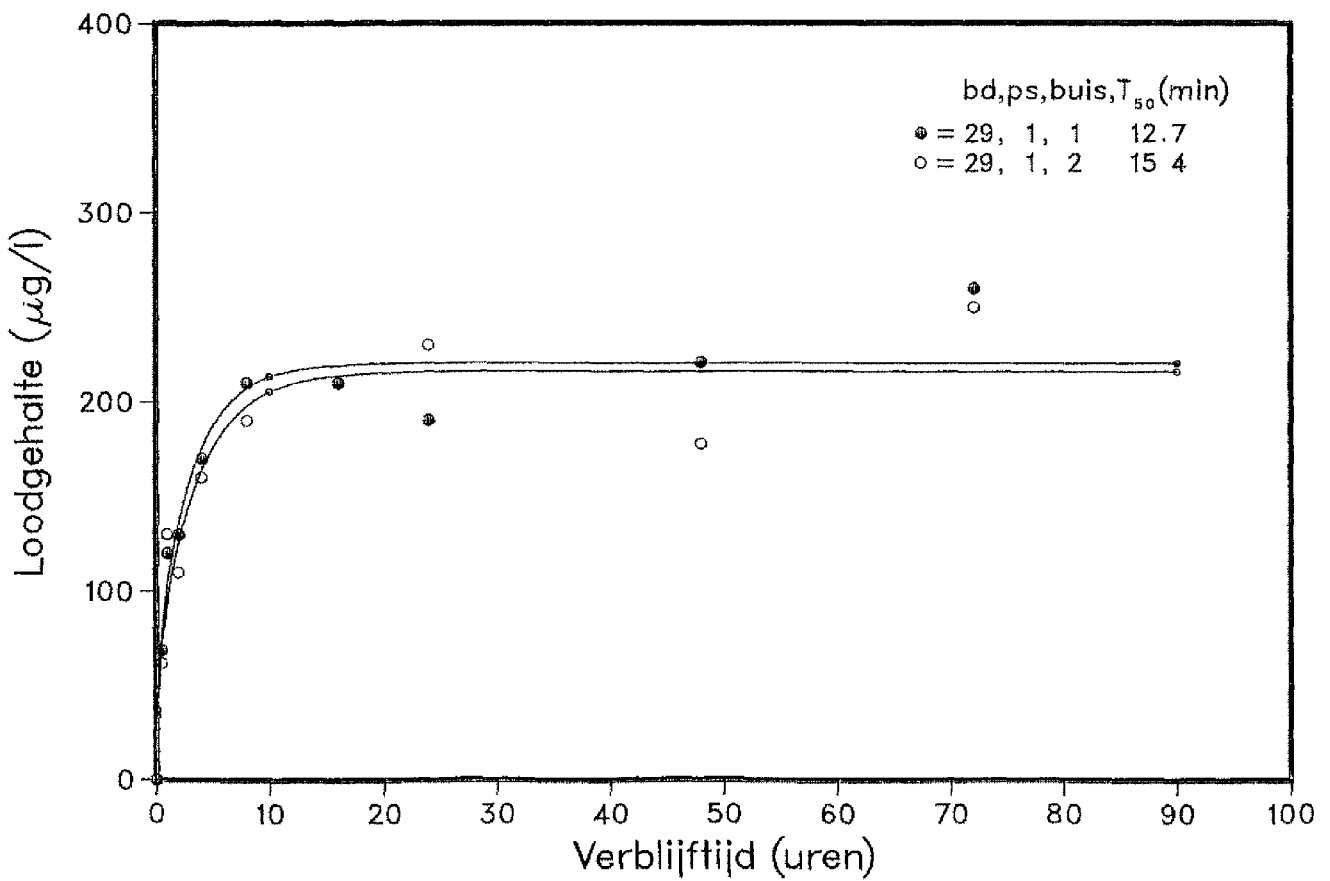
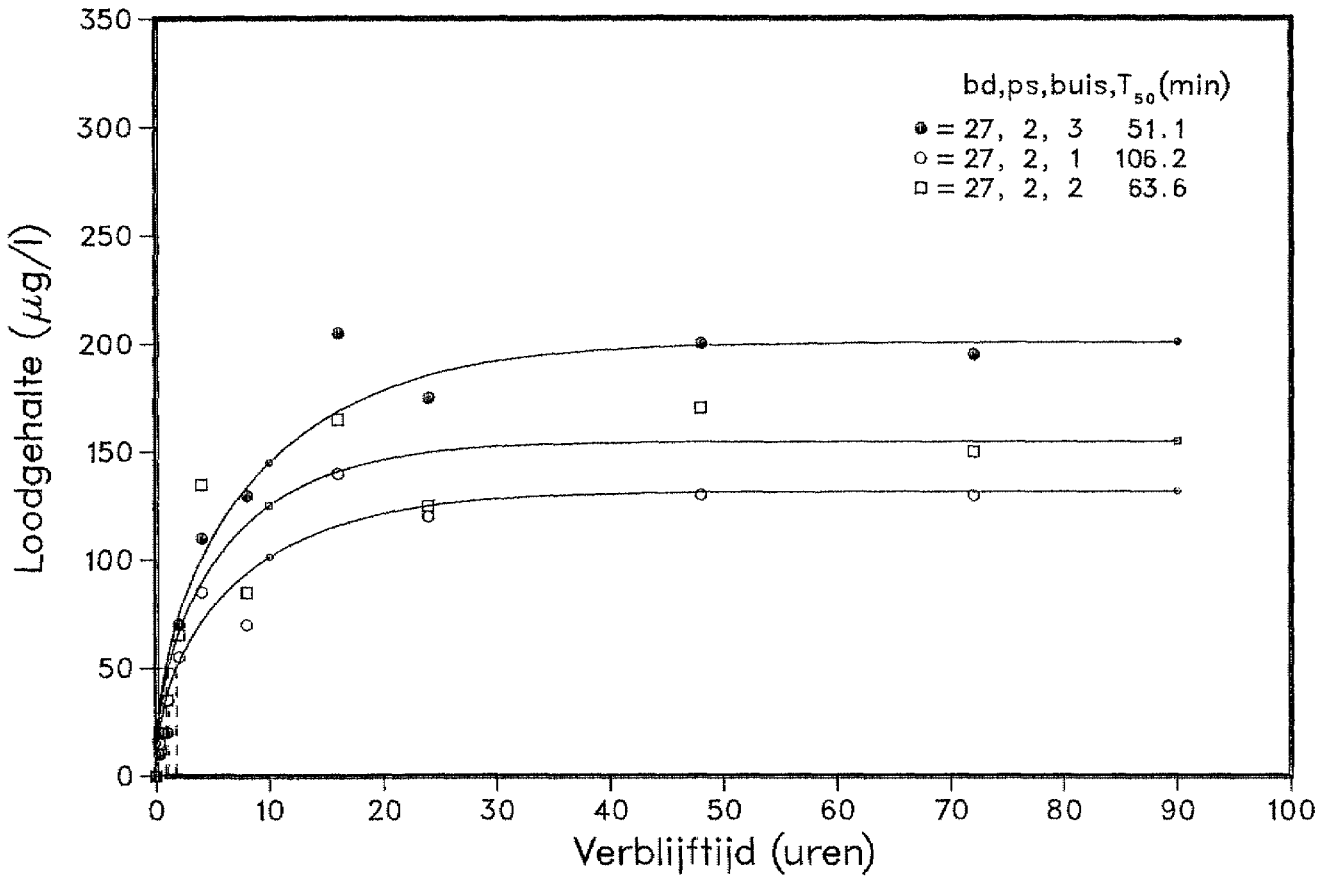


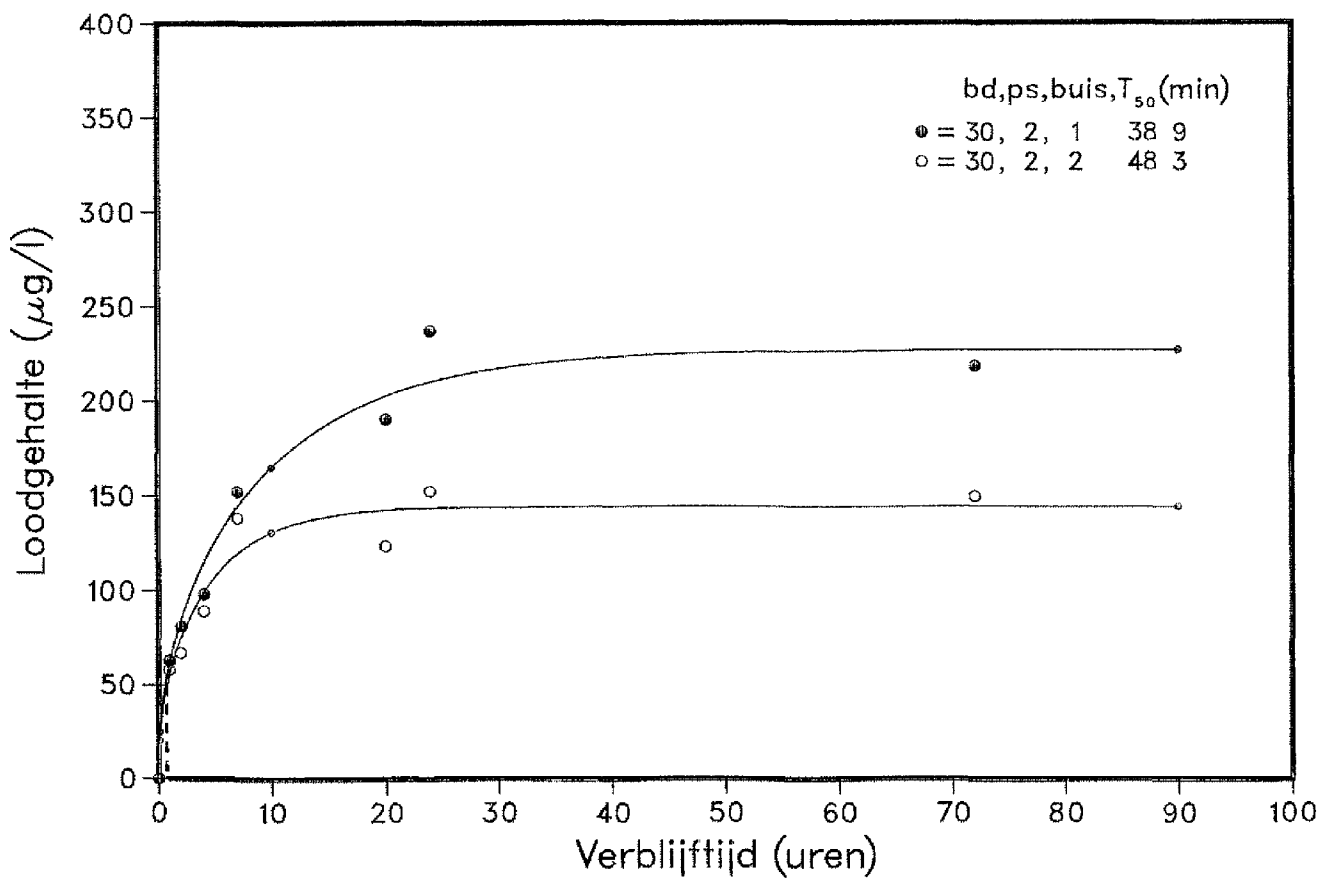
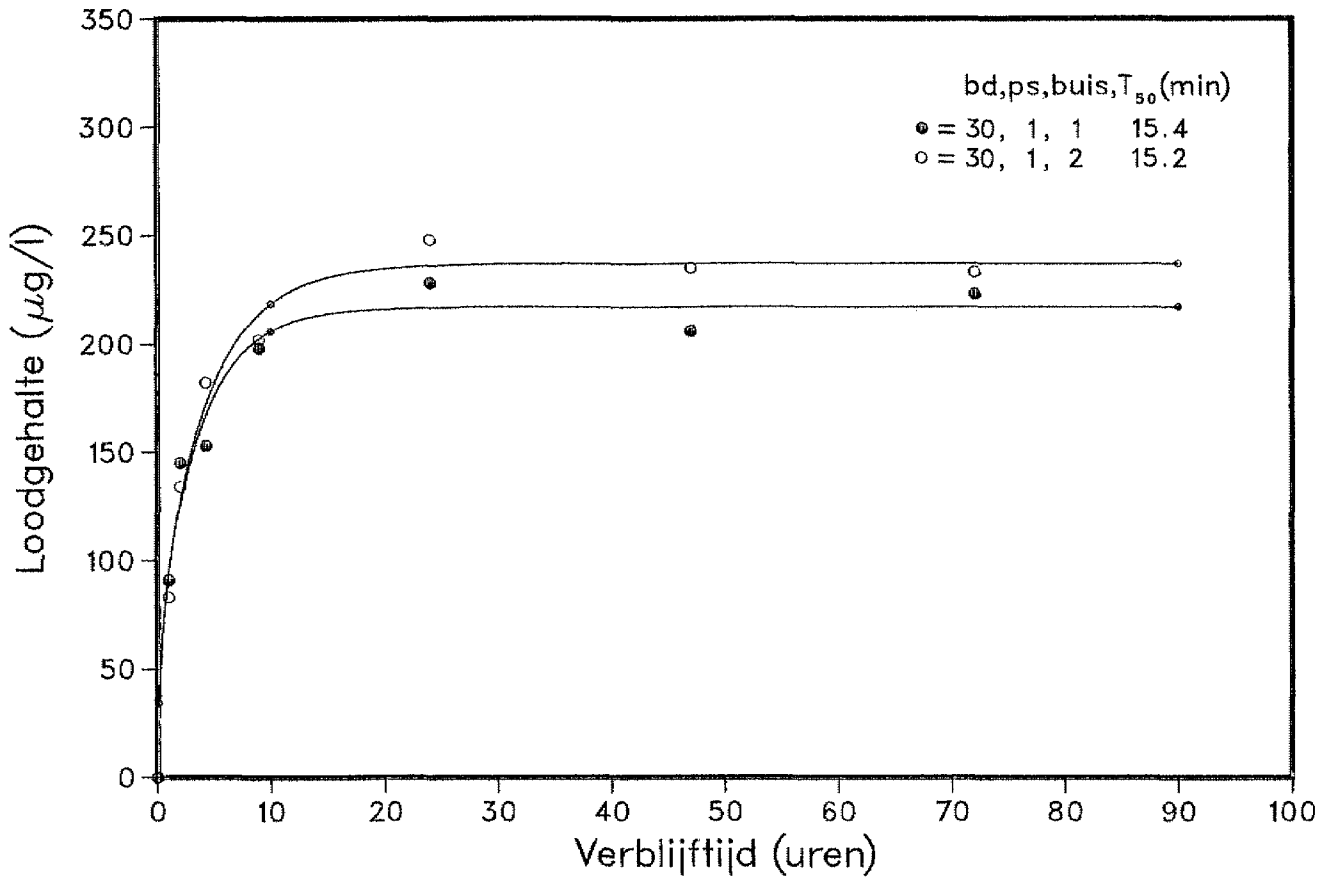


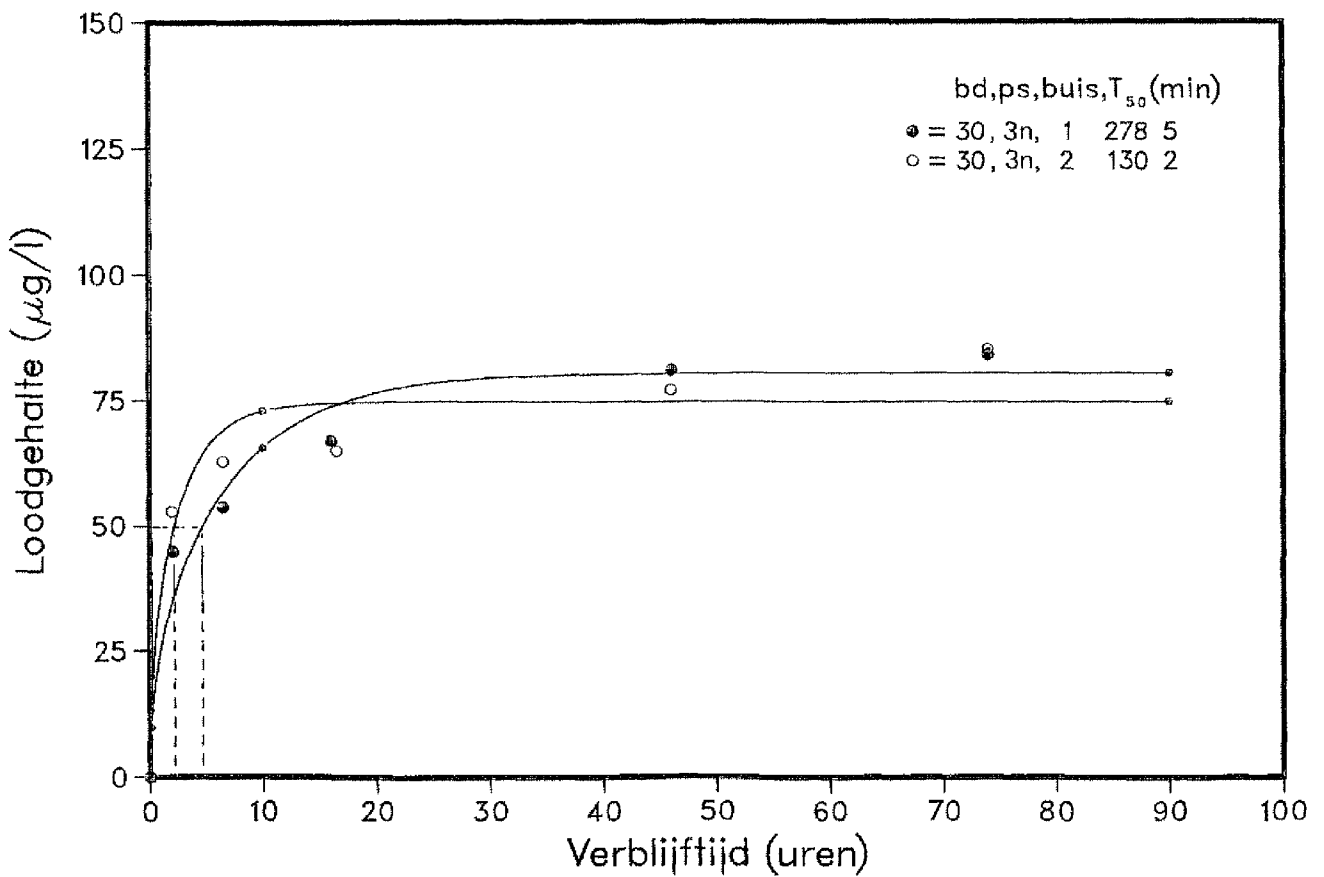
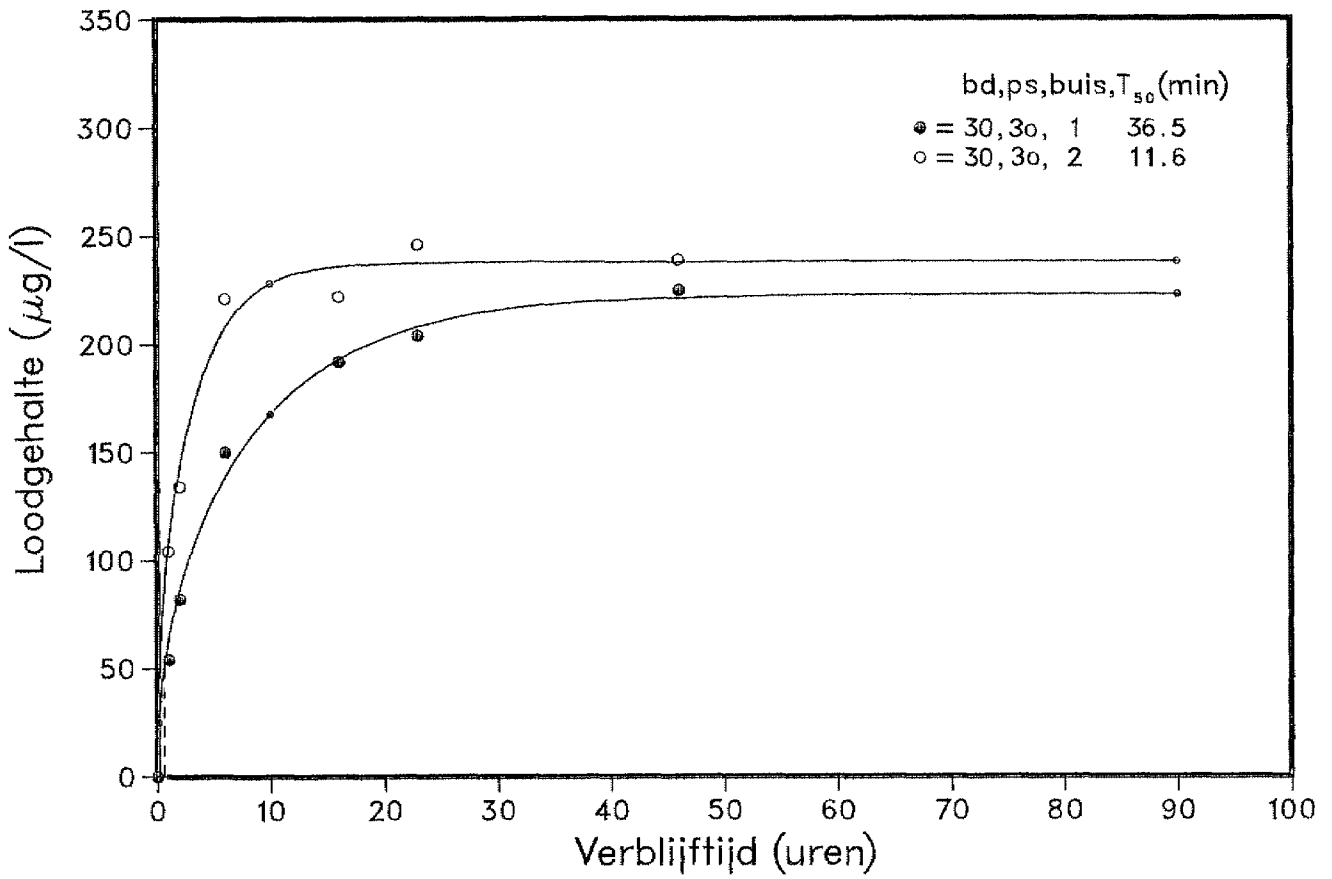


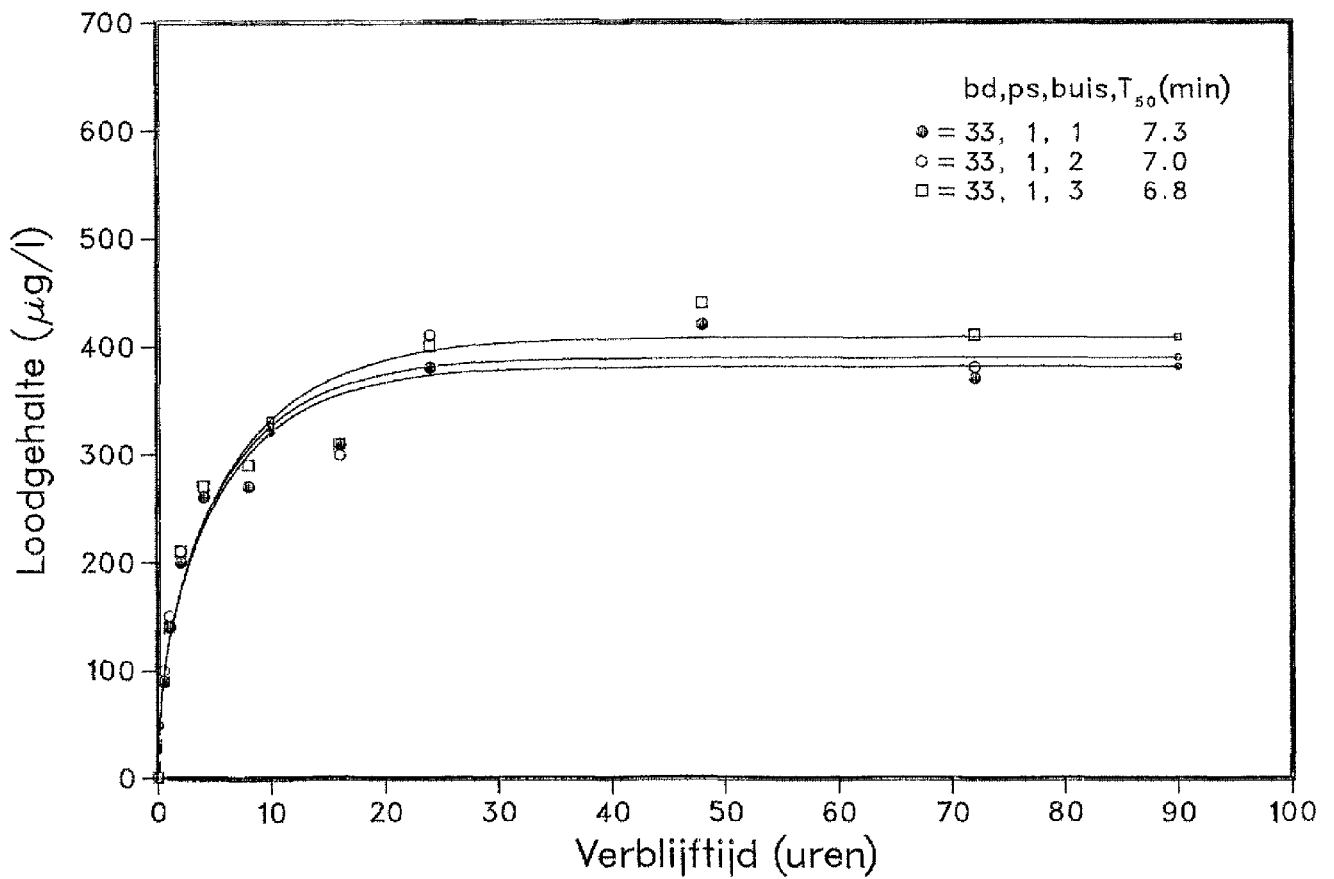
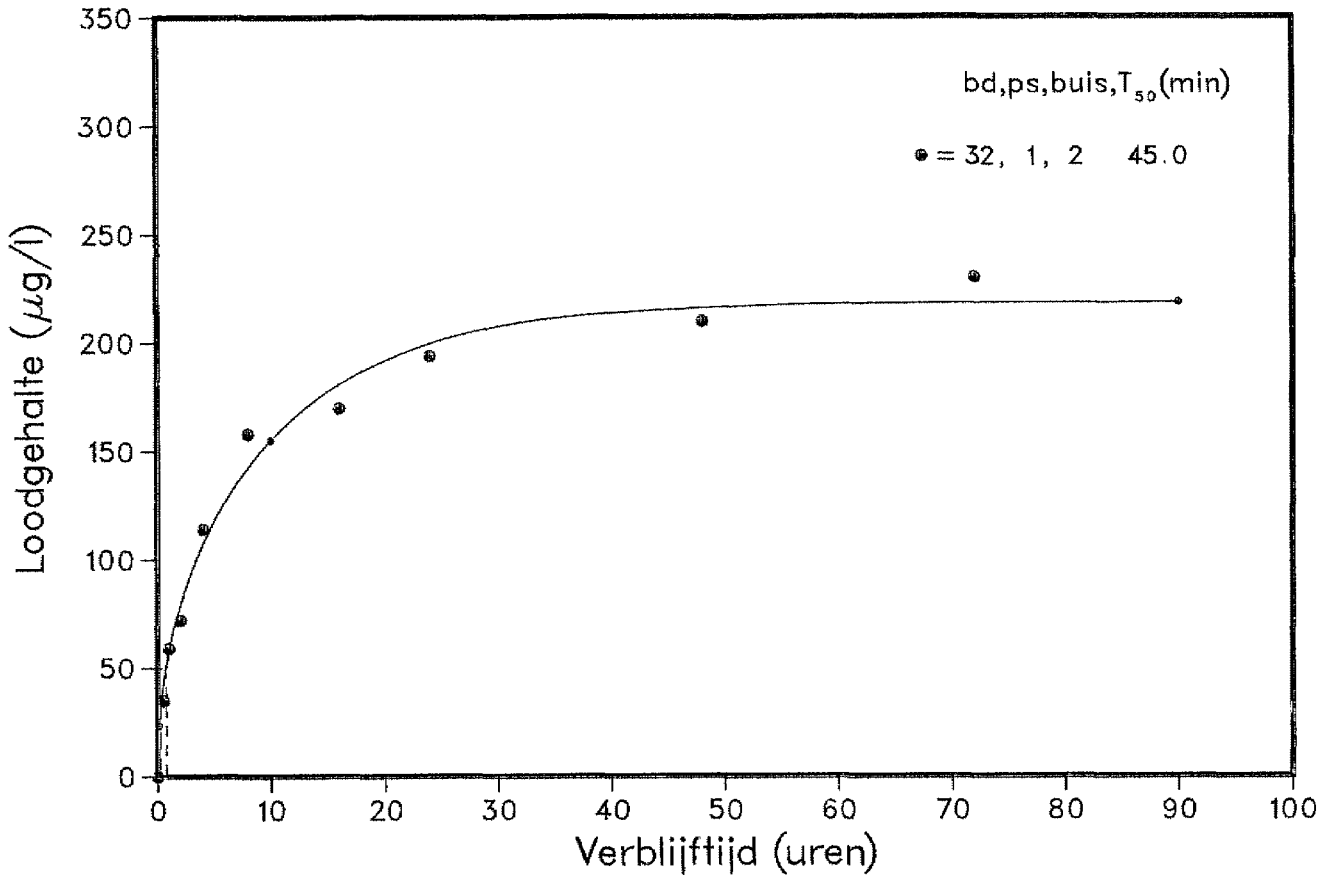


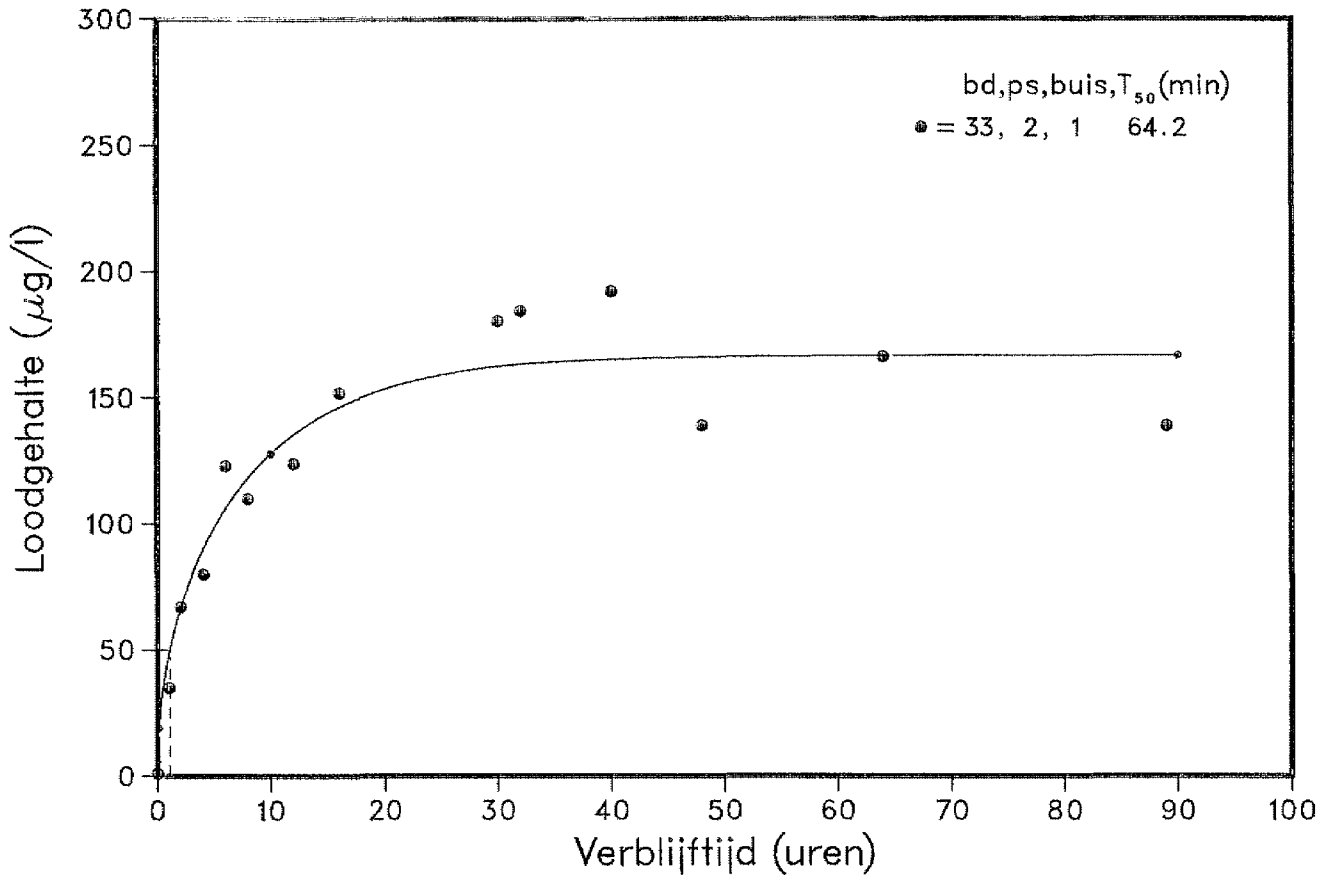












RESULTATEN VAN RECENT GEINSTALLEERDE OPSTELLINGEN

bd = codenummer waterleidingbedrijf

ps = codenummer pompstation

bs = buisnummer

a = buisstraal

PbMAX = plateauwaarde

 Δ PbMAX = relatieve fout in plateauwaarde

B = parameter in vergelijking [3.1]

 Δ B = relatieve fout in B

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Δ PbMAX (%)	B (1/sec)	Δ B (%)
1	1	1	9.5	377	7.3	7.8×10^{-6}	34
1	1	2	9.5	413	10	4.8×10^{-6}	43
1	1	3	9.5	384	7.2	8.1×10^{-6}	34
1	2	1	9.5	350	7.3	8.3×10^{-6}	40
1	2	2	9.5	340	9.3	9.7×10^{-6}	56
1	2	3	9.5	408	4.9	1.2×10^{-5}	25
1	3	1	9.5	371	8.9	2.2×10^{-5}	53
1	3	2	9.5	1312	14	2.7×10^{-5}	105
1	3	3	9.5	307	4.6	1.1×10^{-5}	29
2	1	1	6.5	430	6.1	4.4×10^{-6}	28
2	1	2	6.5	198	4.6	6.7×10^{-6}	23
2	1	3	6.5	168	3.9	1.2×10^{-5}	21
3	1	1	6.5	355	4.0	2.5×10^{-5}	25
3	1	2	6.5	688	7.6	3.5×10^{-5}	49
3	1	3	9.5	735	4.5	1.2×10^{-5}	23
3	2	1	9.5	119	15	1.3×10^{-5}	78
3	2	2	9.5	77	29	5.9×10^{-6}	143
3	2	3	6.5	245	7.5	7.3×10^{-6}	39
3	3	1	9.5	132	5.7	2.1×10^{-5}	32
3	3	2	9.5	98	5.8	5.5×10^{-6}	26
3	3	3	6.5	93	16	7.1×10^{-6}	96
4	1	1	9.5	151	3.7	2.7×10^{-6}	14
4	1	2	9.5	934	56	2.7×10^{-7}	128
4	1	3	9.5	941	17	1.9×10^{-6}	57

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g/l}$)	ΔPbMAX (%)	B (1/sec)	ΔB (%)
5	1	1	11	346	6.7	2.0×10^{-6}	23
5	1	2	6.5	282	19	2.2×10^{-6}	72
5	1	3	6.5	252	6.9	5.2×10^{-6}	32
6	1	1	9.5	700	11	3.7×10^{-6}	39
6	1	2	9.5	610	10	4.0×10^{-6}	46
6	1	3	9.5	623	9.8	4.9×10^{-6}	42
7	1	1	6.5	120	17	6.0×10^{-5}	111
7	1	2	9.5	152	12	3.6×10^{-5}	67
7	1	3	6.5	109	10	8.6×10^{-5}	70
8	1	1	12.5	257	7.2	3.1×10^{-5}	45
8	1	2	9.5	250	9.1	3.5×10^{-6}	31
8	1	3	9.5	742	8.0	1.3×10^{-6}	24
9	1	1	9.5	374	13	1.7×10^{-5}	55
9	1	2	9.5	251	24	1.9×10^{-5}	89
9	1	3	9.5	287	28	2.3×10^{-5}	106
9	2	1	9.5	363	13	2.2×10^{-5}	56
9	2	2	9.5	234	18	4.1×10^{-5}	93
9	2	3	9.5	249	20	4.1×10^{-5}	119
11	1	1	9.5	470	10	4.9×10^{-6}	49
11	1	2	9.5	676	11	3.4×10^{-6}	47
11	1	3	9.5	866	17	2.6×10^{-6}	67
12	1	1	6.5	271	8.3	3.4×10^{-5}	59
12	1	2	6.5	518	14	4.8×10^{-6}	72
12	1	3	6.5	214	12	4.0×10^{-5}	119
13	1	1	9.5	285	7.6	3.5×10^{-6}	31
13	1	2	9.5	311	6.9	5.3×10^{-6}	32
13	1	3	9.5	219	7.9	4.8×10^{-6}	35
13	2	1	9.5	235	7.8	1.4×10^{-5}	68
13	2	2	9.5	228	7.0	2.9×10^{-5}	37
13	2	3	9.5	254	7.9	2.0×10^{-5}	41
14	1	1	9.5	137	11	1.1×10^{-5}	62
14	1	2	9.5	120	7.2	1.6×10^{-5}	44
14	1	3	9.5	376	14	4.0×10^{-5}	76
15	1	1	9.5	343	5.1	8.1×10^{-6}	25
15	1	2	9.5	339	6.2	5.6×10^{-6}	30
15	1	3	9.5	517	13	4.8×10^{-6}	51

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX (µg/l)	ΔPbMAX (%)	B (l/sec)	ΔB (%)
16	1	1	9.5	810	2.6	5.8x10 ⁻⁶	12
16	1	2	9.5	738	4.9	6.1x10 ⁻⁶	23
16	1	3	9.5	700	4.2	4.0x10 ⁻⁶	18
17	1	1	9.5	177	6.5	1.1x10 ⁻⁵	31
17	1	2	9.5	179	5.4	1.6x10 ⁻⁵	26
17	1	3	9.5	183	6.0	1.0x10 ⁻⁵	29
17	2	1	9.5	261	9.2	2.7x10 ⁻⁶	33
17	2	2	9.5	275	6.7	3.0x10 ⁻⁶	25
17	2	3	9.5	274	5.7	3.7x10 ⁻⁶	22
18	1	1	6.5	519	3.6	1.3x10 ⁻⁵	18
18	1	2	6.5	482	5.0	1.2x10 ⁻⁵	25
18	1	3	6.5	702	5.5	8.6x10 ⁻⁶	25
18	2	1	9.5	671	5.7	4.2x10 ⁻⁶	25
18	2	2	6.5	379	8.7	1.6x10 ⁻⁵	61
18	2	3	6.5	370	8.8	3.8x10 ⁻⁵	58
18	3	1	6.5	533	2.9	7.7x10 ⁻⁶	14
18	3	2	6.5	342	7.8	8.2x10 ⁻⁶	38
18	3	3	6.5	320	2.9	1.0x10 ⁻⁵	16
18	4	1	6.5	343	15	6.3x10 ⁻⁴	>1000
18	4	2	6.5	227	2.2	1.6x10 ⁻⁵	12
18	4	3	6.5	226	3.8	1.6x10 ⁻⁵	21
19	1	1	6.5	669	3.7	9.5x10 ⁻⁶	18
19	1	2	6.5	270	10	1.6x10 ⁻⁵	54
19	1	3	9.5	633	8.6	1.3x10 ⁻⁵	45
20	1	1	6.5	425	14	6.9x10 ⁻⁶	65
20	1	2	6.5	595	14	2.3x10 ⁻⁶	48
20	1	3	9.5	548	4.6	8.2x10 ⁻⁶	24
20	2	1	6.5	263	8.2	5.0x10 ⁻⁵	58
20	2	2	6.5	281	7.4	3.2x10 ⁻⁵	50
20	2	3	6.5	555	34	1.4x10 ⁻⁶	102
20	3	1	6.5	386	9.3	1.5x10 ⁻⁵	49
20	3	2	6.5	133	8.1	8.8x10 ⁻⁶	36
20	3	3	6.5	233	11	2.1x10 ⁻⁵	60
21	1	1	9.5	282	6.6	7.9x10 ⁻⁶	30
21	1	2	9.5	205	5.5	9.9x10 ⁻⁶	26
21	1	3	9.5	221	7.5	9.0x10 ⁻⁶	34

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g}/\text{l}$)	ΔPbMAX (%)	B (1/sec)	ΔB (%)
21	2	1	9.5	162	3.8	5.6×10^{-6}	16
21	2	2	9.5	146	4.6	6.7×10^{-6}	21
21	2	3	9.5	180	5.1	5.9×10^{-6}	26
22	1	1	9.5	344	26	8.0×10^{-8}	62
22	1	2	9.5	183	36	1.2×10^{-6}	104
22	1	3	9.5	209	32	1.4×10^{-6}	99
23	1	1	9.5	248	5.3	7.6×10^{-6}	24
23	1	2	9.5	306	12	3.4×10^{-6}	46
23	1	3	9.5	192	6.2	9.7×10^{-6}	30
24	1	1	9.5	582	15	4.3×10^{-6}	74
24	1	2	9.5	562	5.3	8.7×10^{-6}	27
24	1	3	9.5	367	2.7	7.4×10^{-6}	13
25	1	1	9.5	86	3.0	8.9×10^{-6}	15
25	1	2	9.5	83	3.7	1.1×10^{-5}	19
25	1	3	9.5	104	5.2	1.5×10^{-5}	29
26	1	1	12.5	147	39	1.2×10^{-6}	114
26	1	2	12.5	163	37	1.9×10^{-6}	131
26	1	3	9.5	72	13	3.2×10^{-6}	50
27	1	2	9.5	99	6.6	6.8×10^{-6}	36
27	1	3	9.5	103	5.0	5.4×10^{-6}	23
27	2	1	9.5	204	54	4.1×10^{-7}	128
27	2	2	9.5	167	13	2.4×10^{-6}	47
27	2	3	9.5	155	27	8.1×10^{-7}	71
28	1	1	9.5	743	11	1.0×10^{-5}	54
28	1	2	9.5	774	8.1	1.4×10^{-5}	39
28	1	3	9.5	479	17	4.6×10^{-3}	>1000
30	2	1	6.5	237	3.3	1.4×10^{-5}	17
30	2	2	6.5	139	7.2	1.5×10^{-5}	35
30	3	1	9.5	174	3.0	6.4×10^{-6}	16
30	3	2	9.5	227	7.2	7.8×10^{-6}	35
31	1	1	9.5	76	11	9.1×10^{-6}	54
31	1	2	9.5	86	10	1.0×10^{-5}	52
31	1	3	9.5	76	9.4	2.6×10^{-5}	48
31	2	1	9.5	100	8.6	4.5×10^{-6}	36
31	2	2	9.5	93	7.1	5.7×10^{-6}	32
31	2	3	9.5	91	6.8	7.2×10^{-6}	33

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g}/\text{l}$)	ΔPbMAX (%)	B (1/sec)	ΔB (%)
31	3	1	9.5	499	40	9.8×10^{-8}	93
31	3	2	9.5	579	33	5.5×10^{-8}	81
31	3	3	9.5	541	29	6.2×10^{-8}	69
31	4	1	9.5	146	4.1	1.5×10^{-5}	18
31	4	2	9.5	144	3.1	1.6×10^{-5}	11
31	4	3	9.5	147	2.4	1.4×10^{-5}	10
32	1	1	9.5	635	5.4	1.6×10^{-5}	26
32	1	2	9.5	1099	4.0	1.7×10^{-5}	21
32	1	3	9.5	927	6.4	1.6×10^{-5}	32
34	1	1	9.5	317	7.1	3.6×10^{-6}	26
34	1	2	9.5	338	6.3	6.7×10^{-6}	27
34	1	3	9.5	273	3.3	6.1×10^{-6}	14
35	1	1	9.5	284	5.6	3.1×10^{-6}	22
35	1	2	9.5	296	5.8	3.2×10^{-6}	23
35	1	3	9.5	287	6.3	3.6×10^{-6}	25
35	2	1	9.5	525	13	7.7×10^{-7}	34
35	2	2	9.5	478	17	6.5×10^{-7}	43
35	2	3	9.5	488	15	8.9×10^{-7}	38
35	3	1	9.5	306	3.4	4.1×10^{-6}	14
35	3	2	9.5	299	3.3	3.5×10^{-6}	13
35	3	3	9.5	300	3.3	3.5×10^{-6}	13
35	4	1	9.5	223	5.5	2.1×10^{-6}	19
35	4	2	9.5	201	20	4.3×10^{-6}	95
35	4	3	9.5	212	4.3	2.8×10^{-6}	16
36	1	1	11	160	15	3.1×10^{-6}	56
36	1	2	11	285	44	1.1×10^{-6}	124

RESULTATEN VAN GESTABILISEERDE OPSTELLINGEN

bd = codenummer waterleidingbedrijf
 ps = codenummer pompstation
 bs = buisnummer
 a = buisstraal
 PbMAX = plateauwaarde
 ΔPbMAX = relatieve fout in plateauwaarde
 B = parameter in vergelijking [3.1]
 ΔB = relatieve fout in B

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX (μg/l)	ΔPbMAX (%)	B (1/sec)	ΔB (%)
1	2	1	9.5	208	9.2	4.9x10 ⁻⁶	42
1	2	2	9.5	170	6.1	7.8x10 ⁻⁶	29
1	2	3	9.5	190	7.4	7.5x10 ⁻⁶	34
2	1	1	6.5	160	11	2.8x10 ⁻⁶	40
2	1	2	6.5	99	4.0	4.2x10 ⁻⁶	17
2	1	3	6.5	76	8.9	4.8x10 ⁻⁶	36
4	1	1	9.5	307	15	7.1x10 ⁻⁵	130
4	1	2	9.5	197	5.0	1.3x10 ⁻⁵	25
4	1	3	9.5	296	16	2.8x10 ⁻⁶	68
5	1	1	11	165	9.0	3.9x10 ⁻⁶	32
5	1	2	6.5	261	18	4.2x10 ⁻⁶	67
5	1	3	6.5	190	12	7.2x10 ⁻⁵	95
6	1	1	9.5	246	9.5	1.8x10 ⁻⁵	60
6	1	2	9.5	238	12	3.3x10 ⁻⁵	57
6	1	3	9.5	271	14	3.1x10 ⁻⁶	56
7	1	1	6.5	594	34	1.6x10 ⁻⁶	106
7	1	2	9.5	230	5.6	9.4x10 ⁻⁶	26
7	1	3	6.5	128	8.9	8.1x10 ⁻⁵	50
8	1	1	12.5	72	15	4.0x10 ⁻⁵	81
8	1	2	9.5	218	22	1.1x10 ⁻⁵	140
8	1	3	9.5	302	25	4.9x10 ⁻⁶	109
10	1	1	6.5	106	8.6	5.3x10 ⁻⁵	62
10	1	2	6.5	111	4.8	7.7x10 ⁻⁶	22
10	2	1	6.5	151	14	1.6x10 ⁻⁵	78
10	2	2	9.5	96	6.7	1.0x10 ⁻⁵	38

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g}/\text{l}$)	ΔPbMAX (%)	B (l/sec)	ΔB (%)
10	3	1	6.5	166	15	2.3×10^{-6}	54
10	3	2	6.5	123	6.3	1.1×10^{-5}	35
10	4	1	6.5	162	9.0	2.0×10^{-5}	42
10	4	2	6.5	223	5.7	5.4×10^{-6}	24
11	1	1	9.5	224	8.1	3.1×10^{-6}	31
11	1	2	9.5	381	8.8	7.1×10^{-6}	37
11	1	3	9.5	481	17	1.9×10^{-5}	76
12	1	1	6.5	205	6.0	8.8×10^{-6}	30
12	1	2	6.5	186	10	2.0×10^{-5}	64
12	1	3	6.5	172	13	1.5×10^{-5}	67
13	1	1	9.5	168	6.4	2.4×10^{-6}	24
13	1	2	9.5	186	20	1.5×10^{-6}	62
13	1	3	9.5	153	5.3	3.0×10^{-6}	20
13	2	1	9.5	181	9.0	5.0×10^{-6}	41
13	2	2	9.5	168	6.4	6.5×10^{-6}	31
13	2	3	9.5	149	5.2	6.2×10^{-6}	28
14	1	1	9.5	72	19	1.8×10^{-6}	63
14	1	2	9.5	137	7.2	3.3×10^{-6}	29
14	1	3	9.5	181	14	1.9×10^{-6}	48
15	1	1	9.5	263	6.1	1.2×10^{-5}	30
15	1	2	9.5	258	5.3	1.3×10^{-5}	25
15	1	3	9.5	254	5.5	9.2×10^{-6}	26
16	1 _n	1	9.5	177	4.1	4.0×10^{-6}	17
16	1 _n	2	9.5	176	3.5	5.0×10^{-6}	16
16	1 _o	3	9.5	360	5.7	5.5×10^{-6}	25
18	1	1	6.5	377	6.0	9.0×10^{-6}	27
18	1	2	6.5	257	3.3	5.8×10^{-6}	16
18	1	3	6.5	233	3.7	8.2×10^{-6}	18
18	2	1	9.5	228	3.7	5.2×10^{-6}	16
18	2	2	6.5	160	8.1	8.8×10^{-6}	35
18	2	3	6.5	160	8.3	9.2×10^{-6}	39
18	3	1	6.5	263	7.1	6.7×10^{-6}	35
18	3	2	6.5	252	6.8	8.8×10^{-6}	34
18	3	3	6.5	244	6.3	9.6×10^{-6}	31
18	4	1	6.5	128	6.4	8.3×10^{-6}	32
18	4	2	6.5	137	>100	2.7×10^{-5}	>100
18	4	3	6.5	128	7.0	8.6×10^{-6}	30

bd	ps	bs	a (mm)	PbMAX ($\mu\text{g}/\text{l}$)	ΔPbMAX (%)	B (l/sec)	ΔB (%)
18	5	1	6.5	269	2.8	8.2×10^{-6}	14
18	5	2	6.5	284	3.1	7.0×10^{-6}	15
18	5	3	6.5	277	3.9	1.2×10^{-5}	21
21	1	1	9.5	170	8.3	9.0×10^{-6}	45
21	1	2	9.5	212	6.4	1.1×10^{-5}	37
21	1	3	9.5	195	6.0	6.5×10^{-6}	29
21	2	1	9.5	216	5.9	5.4×10^{-6}	26
21	2	2	9.5	158	6.9	4.3×10^{-6}	30
21	2	3	9.5	177	9.7	4.6×10^{-6}	44
23	1	1	9.5	157	4.5	9.8×10^{-6}	21
23	1	2	9.5	159	4.1	8.3×10^{-6}	19
23	1	3	9.5	180	4.0	5.7×10^{-6}	18
25	1	1	9.5	141	16	1.1×10^{-5}	77
25	1	2	9.5	118	16	3.1×10^{-5}	72
25	1	3	9.5	147	15	1.5×10^{-5}	91
27	1	1	9.5	131	6.4	8.0×10^{-6}	29
27	1	2	9.5	113	5.4	5.1×10^{-6}	23
27	1	3	9.5	113	6.0	5.6×10^{-6}	24
27	2	1	9.5	132	6.3	5.3×10^{-6}	27
27	2	2	9.5	155	9.7	6.2×10^{-6}	45
27	2	3	9.5	201	6.7	4.4×10^{-6}	27
29	1	1	9.5	221	4.6	1.5×10^{-5}	25
29	1	2	9.5	216	5.8	1.3×10^{-5}	32
30	1	1	9.5	217	3.6	1.2×10^{-5}	19
30	1	2	9.5	237	3.0	1.0×10^{-5}	15
30	2	1	6.5	227	6.0	4.5×10^{-6}	23
30	2	2	6.5	144	5.8	9.6×10^{-6}	27
30	3o	1	9.5	223	4.5	5.0×10^{-6}	19
30	3o	2	9.5	238	3.3	1.4×10^{-5}	17
30	3n	1	9.5	80	6.6	6.4×10^{-6}	38
30	3n	2	9.5	75	7.2	1.7×10^{-5}	59
32	1	1	9.5	218	3.8	4.2×10^{-6}	17
33	1	1	9.5	381	5.0	7.0×10^{-6}	26
33	1	2	9.5	389	5.9	7.0×10^{-6}	31
33	1	3	9.5	408	5.5	6.3×10^{-6}	28
33	2	1	9.5	167	4.7	5.3×10^{-6}	22

TOETS VAN PLATEAUWAARDEN OP OVEREENSTEMMING

1. Berekening van de spreiding in de gemiddelde plateauwaarde (S_g) volgens:

$$S_g = \sqrt{((S_1^2 + S_2^2 + S_3^2) / 3)} \quad [1]$$

waarin S_i de spreiding in de plateauwaarde van buis i voorstelt.

2. Bepaling van de statistische grootte $q(k,v)$ in tabel E op pagina 519 van Johnson en Leone (1976). k is het aantal vrijheidsgraden en wordt gegeven door de volgende uitdrukking:

$$v = k(n - 2) \quad [2]$$

waarin n het aantal meetpunten per curve voorstelt.

3. Rangschikking van de plateauwaarden van laag naar hoog: $PbMAX_1$, $PbMAX_2$, $PbMAX_3$.
4. Middeling van de plateauwaarden (bijlage V en VI) en van de T_{s_0} -waarden (bijlage III en IV) van de buizen
- 1, 2 en 3 als $(PbMAX_2 - PbMAX_1)$ en $(PbMAX_3 - PbMAX_2)$ kleiner zijn dan $q \times S_g$;
 - 1 en 2 als $((PbMAX_2 - PbMAX_1)$ en $(PbMAX_3 - PbMAX_2)$ respectievelijk kleiner en groter zijn dan $q \times S_g$;
 - 2 en 3 als $(PbMAX_2 - PbMAX_1)$ en $(PbMAX_3 - PbMAX_2)$ respectievelijk groter en kleiner zijn dan $q \times S_g$.
- Als $(PbMAX_2 - PbMAX_1)$ en $(PbMAX_3 - PbMAX_2)$ beide groter zijn dan $q \times S_g$, wordt het betreffende pompstation verder buiten beschouwing gelaten.