

Kwaliteitsvermindering tijdens bereiding van drinkwater

De chemische zuiveringsmethoden, die voor oppervlaktewater in gebruik zijn, hebben enkele bijwerkingen, die sommige kwaliteitsaspecten tot op zekere hoogte verminderen.

Met name valt te denken aan een verhoging van de hardheid en van het gehalte aan zouten.

Biologische zuivering kan, ondanks de voordelen van het nastreven van het biologisch evenwicht, aanleiding geven tot een hinderlijke produktie van zichtbare levende organismen. Als de zuivering niet geheel voltooid is, wordt water dat nog nutriënten bevat voor verdere biologische ontwikkelingen tijdens het transport, afgeleverd.

1. Chemische zuivering

De chemische zuivering omvat gewoonlijk een oxydatietrap, gevolgd door coagulatie, een adsorptietrap, hetzij door toevoegen van poederkool, of door passage over korrelkool, snelle zand- of dubbellaagsfiltratie en een nachloring ten dienste van het transport.

Varianten in oxydatiemiddelen zijn: chloor, chloordioxyde, ozon, terwijl ook de plaats van de oxydatietrap in het geheel verschillend wordt gekozen.

De vlokkingmiddelen bestaan in ijzer- of aluminiumzouten, waarnaast hoog moleculaire organische stoffen als vlokhelpmiddelen worden toegepast. De technische uitvoering vertoont vele varianten, zoals meerlaagssedimentatie, vlokkendekensystemen, opwaartse filtratie en andere.

Het ene systeem is wat effectiever in vlokverwijdering dan het andere, maar in chemisch opzicht is er geen principieel verschil. De nafiltratie, die voor de verlangde helderheid zorgt, moet slechts een grotere of een kleinere belasting verwerken.

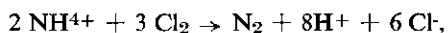
1.1 *Kwaliteitsvermindering inherent aan breekpuntchloring*

1.1.1 Verhoging van het chloride-gehalte

De toeneming van het chloride-gehalte is een direct gevolg van de chloorvraag van het ruwe water. Deze bestaat uit twee delen:

de hoeveelheid chloor nodig voor de organische stof, en die welke nodig is voor de verwijdering van het ammonium. Voor de oxydatie van organische stof blijkt, afhankelijk van de voorgeschiedenis van het water, 3 tot 10 mg per liter nodig te zijn.

Elke milligram NH_4^{++} -ion heeft voor de omzetting tot stikstof theoretisch 6 mg Cl_2 nodig:



36 mg NH_4^{++} vraagt 213 mg Cl_2 , d.i. 1 : 6.

Een klein deel wordt langs een ander reactiemechanisme tot NO_3^- geoxydeerd, hetgeen in de praktijk er toe leidt, dat de verhouding op circa 6,5 uitkomt. Water uit de rivier de Rijn kan gemiddeld over een jaar 2, in droge jaren zelfs 3,6 mg/l (1964) ammoniak bevatten. Bij directe verwerking werd in 1964 het chloridegehalte, alleen al door de NH_4 -overchloring met 23,5 mg/l verhoogd, waarbij nog ruim 8 mg/l voor organische stof moest worden opgeteld. Dit resulteerde in een verhoging van het gemiddelde chloridegehalte van 206 mg/l in de rivier

tot 234 mg/l na breekpuntchloring. De oplossing van dit kwaad ligt in de toepassing van een biologische verwijdering van de ammoniak, zoals dit bijvoorbeeld in een goed belucht spaarbekken, bij voordoende verblijftijd, het geval is.

1.1.2 Hardheid-verhoging tengevolge van breekpuntchloring

De verwijdering van NH_4^+ -ionen middels Cl_2 verloopt over een aantal substitutiereacties onder vorming van HCl .

Voor het verwijderen van 1 milli-equivalent NH_4^+ ontstaan 4 milli-equivalenten zuur (zie vergelijking in 1.1.1). Om het water weer op evenwichts-pH te brengen wordt deze hoeveelheid zuur met de goedkoopste base, kalk, geneutraliseerd. De kalkzouten die in oplossing blijven, vertegenwoordigen daarmee een verhoging van de hardheid met 4 milli-equivalenten. Dit betekent per milligram

4
verwijderd NH_4^+ een toename van de hardheid met —
18

m. eq. = 0,6 °DH.

Voor het bovenaangehaalde voorbeeld van directe verwerking van water uit de Rijn in 1964, derhalve over het jaar gemiddeld $3,6 \times 0,6 = 2,2$ °DH hardheidsverhoging, op een reeds aanwezige hardheid van 15,7 °DH.

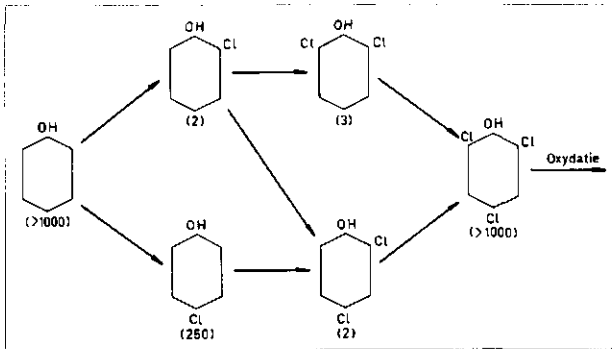
Als een spaarbekken is voorgeschakeld, heeft daarin reeds een vergaande rijping van het water plaatsgevonden, hetgeen resulteert in minder chloorverbruik en daardoor ook een geringere hardheidstoename. Voor het bedrijf Berenplaat bedraagt deze in totaal (inclusief die tengevolge van coagulatie) 1,7 °DH tot 2,2 °DH.

1.1.3 Smaakverandering

Een algemeen gangbare kritiek op de overchloring van water met een gehalte aan enige microgrammen fenol is de smaakverslechtering, welke aan gevormde chloorfenolen te wijten zou zijn. Deze kritiek is te ongenueanceerd. Bij nadere studie van de chlorerings- en daarana volgende oxydatiereacties is door Burttschell [1] gevonden, dat de chlorering van fenol verloopt over de tussenprodukten 2-mono of 4-monochloorfenol, vervolgens 2,4- of 2,6-dichloorfenol en tenslotte 2,4,6-trichloorfenol.

Dit laatste reageert met hypochloriet in water tot een mengsel van niet fenolische oxydatie-produkten. Burttschell bepaalde ook de „threshold odour concentrations”, d.w.z. de concentratie in microgrammen per liter waarin de stof juist nog organoleptisch waarneembaar is. Deze waarden zijn in afb. 1 bij de verbindingen weergegeven. Het blijkt dat drie van de tussenprodukten reeds bij 2 of 3 microgram per liter waarneembare geur geven, daarentegen is van het trichloorfenol meer dan 1 milligram, (dus 1000 maal meer) nodig voor de fysiologische waarneembaarheid.

In het Nederlandse rivierwater komen in de winter enkele tientallen microgram fenol voor, zodat smaakverslechtering uit die hoek slechts gering is. Voorwaarde is, dat de breekpuntchloring volgens de regels van de wetenschap wordt uitgevoerd, d.w.z. dat de juiste bepalingmethode voor vrij chloor continu wordt uitgevoerd als procesbe-



Afb. 1 - Reactieschema voor chloreren van fenolen. () Reukgrens in $\mu\text{g/l}$ (volgens Burttschell).

waking, voorts dat voldoende contacttijd voorzien is voor de breekpuntsreactie en de pH gunstig wordt ingesteld. In het Rotterdamse bedrijf is de procesvoering zo, dat na 40 minuten contacttijd steeds 1 tot 2 mg/l vrij chloor aantoonbaar is.

In de winter is de reactie uiteraard langzamer dan bij zomertemperaturen. Een vergelijking is mogelijk tussen de verkregen smaak in winter en zomer in het bedrijf Honingerdijk, waar zowel biologische langzame zandfiltratie zonder breekpuntschloring, als volledige chemische zuivering naast elkaar aanwezig zijn als aparte processtromen. Onderstaande tabel geeft de smaakverduingsetallen weer voor beide processen:

	biologisch	chemisch
zomer 1969	1	1
winter 1969	3,5	2

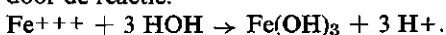
Men ziet, dat het chemisch proces bij temperaturen onder 5°C betere resultaten levert dan het biologische. Uiteraard is de verwijdering van het smaakstoffenpakket veel gecompliceerder dan alleen fenolverwijdering. Aanvullende verwijdering van smaakstoffen door adsorptie aan actieve kool is noodzakelijk in beide gevallen, waarbij gebleken is, dat de poederkooldosering in de wintersituatie minder effectief werkt dan koolfilters.

Tenslotte dient nog vermeld, dat volgens Buffle [2] chloorgas verontreinigingen zou bevatten, met name noemt hij hexachloorethaan, dat een DDT-smaak zou hebben. Wij hebben tot heden deze stof niet aangetoond, wel toonden wij door gaschromatografie enig chloroform aan. Volgens de specificatie komt 10 mg CCl_4 per kg chloor voor.

1.2 Coagulatie

Voor de verwijdering van colloïdaal materiaal is coagulatie middels ijzer- of aluminiumsulfaat voor oppervlaktewater noodzakelijk. In Nederlandse omstandigheden wordt meestal met driewaardig ijzer gevlokt. Het gebruikelijke ferrosulfaat moet eerst met chloor worden geoxydeerd tot de ferri-vorm. Ook dit brengt wederom een verhoging van het chloride-gehalte mee. Ook wordt het sulfaatgehalte verhoogd door de dosering van ijzer-sulfaat. Als regel is voor optimale coagulatie 8 tot 10 mg/l ijzer nodig. Voor de oxydatie van 1 equivalent ferro-ijzer is 1 equivalent chloor nodig, d.w.z. voor 8 mg Fe een chloride-verhoging van 5 mg/l.

Ingevolge de hydrolyse van het driewaardig ijzer ontstaat een hoeveelheid zuur, in eenvoudige vorm weergegeven door de reactie:



Derhalve moet voor 1 milli-equivalent gedoseerd ijzer 1 milli-equivalent zuur worden geneutraliseerd. Indien dit met kalk geschiedt, betekent dit ook 1 milli-equivalent kalk, dus een hardheidstoename van 1 milli-equivalent voor 1 milli-equivalent ijzer. Voor normale doseringen van 8 mg per liter ijzer belooft de samenhangende hardheidsverhoging dus $3/7 \times 2,8 = 1,2^{\circ}\text{DH}$.

1.3 Ozonisatie

Een oxydatiemiddel, dat zowel vóór als na de coagulatie wordt toegepast, is ozon. De gunstige werking van ozon op verwijdering van kleur en smaak is bij een directe waarneming evident. Evenwel blijkt, dat naarmate het inzicht door chemische metingen wordt verdiept, het oordeel veel genuanceerder wordt.

De eerste opvallende kwaliteitsverminderende werking van ozon, indien als laatste zuiveringstrap ingezet, is de enorme toeneming van de bacteriële nagroei in het leidingnet. Hiervan werd melding gemaakt door het bedrijf van Zürich en in Nederland bestaat een dergelijke ervaring na de invoering van ozonisatie op Ameland. Het kiemgetal bepaald bij 22°C blijkt na de ozonisatie tot duizenden kiemen per ml op te lopen, waar voordien hoogstens 10-tallen voorkwamen. Het kiemgetal bepaald bij 37°C broedtemperatuur werd niet hoger. Blijkbaar is ozon in staat om de stabiele eindproducten van een biologische waterzuivering, door gedeeltelijke oxydatie weer in nieuwe, voor bacterie-stofwisseling toegankelijke, stoffen om te zetten. Ook ten aanzien van de smaakverwijdering is ozon niet altijd een panacee. Dr. E. Heymann (Niederrheinische Gas- und Wasserwerke, Duisburg), heeft in uitgebreide proefnemingen met ozonisatie van Rijnoeverfiltraat, waarbij hij onder overdruk zelfs tot doseringen van 100 mg/l is gekomen, vastgesteld dat de slechte smaak slechts tijdelijk werd verwijderd. Na een nacht overstaan keerde de bijsmaak weer terug (persoonlijke mededeling).

Buydens [3] stelde vast, dat in geozoniseerd Maaswater ook na 1 nacht overstaan fenolen en COD-waarde meetbaar toenamen. Hij vindt een gereede verklaring in het feit, dat humusstoffen polyfenolen zijn, zodat bij gedeeltelijke oxydatie fenolische brokstukken ontstaan, die weer toegankelijk worden voor de COD-oxydatie met chroomzuur en wederom met de specifieke reagentia voor fenol positief reageren.

De consequentie is, dat men ozon niet als laatste zuiveringstrap kan gebruiken, tenzij men vooraf een goede oxydatie met chloordioxyde heeft toegepast. Buydens heeft experimenteel bevestigd dat de beste werkwijze is: oxydatie door chloordioxyde, coagulatie, filtratie en daarna ozonisatie. Men kan uiteraard de ozonbehandeling aan de coagulatie laten voorafgaan, doch het is een economische kwestie of het meerdere ozongebruik voordeliger is dan de chloordioxyde-behandeling.

1.4 Kool-adsorptiefilters

Deze worden in Nederland tot nu toe slechts in de drankenindustrie toegepast. Een voorbeeld van toepassing in een drinkwaterbedrijf is te vinden in de waterzuivering van Düsseldorf.

Op de korrelkool wordt organische stof geadsorbeerd, die in de praktijk aanleiding blijkt te geven tot sterke bacteriegroei.

Het filtraat kan in de eerste weken na ingebruikneming zeer hoge kiemgetallen bij 22°C opleveren, oplopend tot duizenden kiemen per milliliter. Na enkele weken continu

in bedrijf te zijn geweest, bleken althans in proeven van de Drinkwaterleiding Rotterdam, de kiemgetallen (22° C) sterk af te nemen. Discontinu bedrijf verstoort dit beeld. Het 37° C-kiemgetal blijft van de aanvang af laag.

Deze bacteriële nagroei, welke overigens ook in ionenwisselaars en beenderkoolfiltertjes is gevonden, moet als kwaliteitsvermindering worden aangemerkt. Een remedie zou zijn dagelijks te spoelen met chloorhoudend water. Dit bleek in de Rotterdamse proefopstelling weinig effect te geven.

Een in de praktijk wel toegepaste oplossing is een geringe na-chloring waarbij slechts dode bacteriën in het net worden gebracht (Düsseldorf). Het transporteren van gedood bacterie-materiaal zou de groei van dierlijk plankton bevorderen, hetgeen ook een kwaliteitsvermindering betekent.

2. Waterwinningsproblemen

2.1.1 Winning van geïnfiltreerd water

Tijdens het verblijf in de bodem treden biologische processen op, die het water mineraliseren. De assimileerbare en dissimileerbare organische stoffen worden verwijderd. Het kiemgetal neemt sterk af. Worden nu voor de winning open kanalen toegepast met enkele dagen verblijftijd, dan neemt het organische stofgehalte door algengroei wederom toe en parallel daarmee het kiemgetal. Men doet eigenlijk de kwaliteitswinst verkregen door de infiltratie, voor een deel te niet.

2.1.2 Winning van grondwater

In het algemeen zal bij een gesloten systeem van winning geen kwaliteitsvermindering ontstaan. Het blijkt wel eens moeilijk de gunstige bacteriële kwaliteit tijdens het oppompen te bewaren. Door inzuiging van slechts weinig lucht, kunnen indien geen verdere behandeling wordt toegepast, troebelingen ontstaan.

3. Biologische waterzuivering

Het principe van mineralisatie, d.w.z. bio-oxydatie van NH_4^+ en van assimileerbare, of dissimileerbare organische stof, wordt technisch gerealiseerd door beluchting en passage over zandfilters. Men heeft of de combinatie snelle en langzame zandfilters, of de zgn. droogfilters.

Een aan zandfilters inherent bezwaar is, dat zij een ideaal levensmilieu, immers zandkorrels met een bacterieslijm-huid en belucht water, voor allerlei zichtbare organismen vormen, waarbij wormen, crustaceën en larven soms tot hinderlijke aantallen in het filtraat terecht komen. Met name loopt oppervlaktewater door zijn hogere zomertemperaturen gevaar. In de engelstalige literatuur vindt men vele meldingen van dergelijke „biologic infestations”. De in het Nederlands niet gebruikelijke term infestatie geeft het onderscheid met het begrip infectie, dat op bacteriële verontreiniging slaat.

Uit eigen ervaring kan worden vermeld, dat de borstelwormengroei in het voorjaar van 1965 duidelijk in de — toen nog in overbelaste toestand gebruikte — langzame zandfilters zo groot was, dat in het filtraat van een bepaald filter 50 exemplaren per m^3 voorkwamen.

Een ander geval was het optreden van regenwormen in een droogfilter, dat grondwater verwerkte. Hier blijkt wederom, dat men met de ideale milieucondities voor biologisch leven van dergelijke filters rekening moet houden.

Ook op langzame zandfilters komen soms grote aantallen wormen aan de zandoppervlakte voor. Met name is de

op de regenworm gelijkende *Eiseniella* goed aangepast aan de levensomstandigheden onder water. Het natuurlijk milieu is slootkanten en drassige grond. Er zijn geen aanwijzingen dat deze wormen of hun cocons („eieren”) zich door het zandbed verplaatsen en zo het afgeleverde water in gevaar brengen, maar het risico van verplaatsing door scheuren in wanden is denkbaar. De bestrijding van de worm is toepassing van 1 à 2 % keukenzout oplossing, waarin de jonge en volwassen dieren binnen een etmaal afsterven en door autolyse hun eigen materiaal oplossen. De cocons hebben een harde, slecht doordringbare wand en overleven de behandeling. Men dient de behandeling met regelmatige tussenpozen te herhalen, telkens als voldoende cocons zijn uitgekomen. De tijdsduur voor het uitkomen van de cocons is omstreeks twee maanden, de cyclus van ei tot ei is rond vijf maanden. De levensduur is ongeveer een jaar.

Naast de genoemde organismen komen nog andere vormen voor, zoals Nematoden (aaltjes) en Turbellaria, voorts Rotoren (raderdiertjes) en de Crustaceën planktonorganismen als *Daphnia*, *Cyclops*, *Bosmina*, afgebeeld in de afb. 2 en 3.

In maart 1965 werden in het filtraat van de meeste zandfilters door ons 10 tot 60 Nematoden per m^3 filtraat geteld, in één filter zelfs één keer 300; Nais-individuen kwamen voor in hoeveelheden van 0 tot 50 per m^3 en ook nog honderden Rotatoren. In de koudere periode (laatste week november) nam het aantal Nais-exemplaren voor de meeste filters af tot 0, terwijl in 8 filters nog rond 5 levende exemplaren naast 1 tot 10 dode exemplaren per m^3 werden vastgesteld. De Nematoden-tellingen liepen eveneens terug tot minder dan 10, behalve in één filter, dat nog 200 exemplaren per m^3 leverde.

Een gedegen onderzoek naar de fauna van leidingnet en zandfilters in een bedrijf, dat geïnfiltreerd oppervlakte water verwerkt, is verricht door de biologe drs. C. C. Bakels, in 1965.

Uit dit rapport (39 bladzijden met 38 bijlagen), waarin een groot aantal soorten organismen in het filterzand werden gedetermineerd, moge ik volstaan met de vermelding van enkele punten.

In de zandfilters werden steekmonsters genomen. De meeste dieren leven in de bovenste 10 cm; dieper neemt het aantal eerst af, waarna bij 60 à 70 cm een kleine toename werd gevonden.

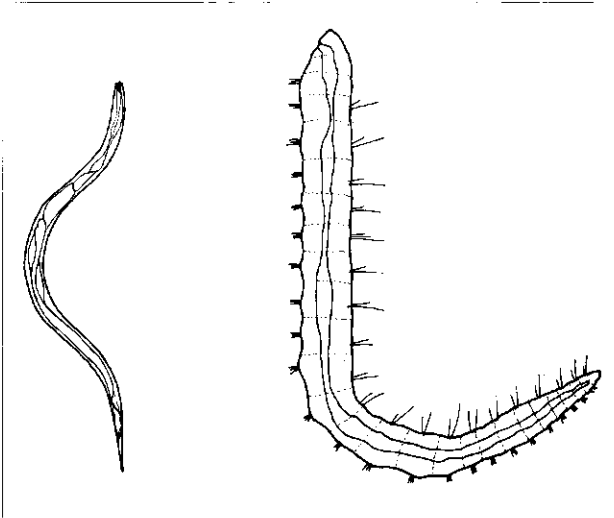
In het filtraat werden per m^3 de volgende aantallen vastgesteld:

Cyclops	0,3 - 2	Oligochaeten	0,5
Harpacticiden	2 - 20	Nematoden	0,5
Nauplius	14 - 23	raderdiertjes	1 - 55
Cladoceren	0,5 - 14		

Bij vergelijking van de soorten in het filterzand en het filtraat, bleek dat in het zandbed géén Cladoceren werden gevonden, voorts dat borstelwormen, Copepoden en Nematoden tamelijk sterk aan de zandkorrel vastzitten. De Cladoceren zouden dus in de ruimte onder het zandbed een broedplaats hebben.

Voor de toch in het filtraat voorkomende wormen, aaltjes en Copepoden zegt het rapport, dat eerder een actief verlaten van het zandbed zal optreden dan een meegevoeld worden. Enkele soorten produceren eieren, die veel kleiner zijn dan de volwassen dieren.

M. P. Crabill [4] bericht in 1956 over een passage van eieren van *Cyclops* en *Camphocampus* door filters in een



Afb. 2 - Links: Nematode, lengte 1-2 mm, rechts: Nais sp. (borstelworm), lengte 5-15 mm.

Amerikaans bedrijf. De eitjes meten 3-4 micrometer. Deze kwamen dan later in het leidingnet uit en gaven in slecht doorstroomde delen aanleiding tot klachten. Stootsgewijze behandeling met gecombineerde dosering van 3 mg/l koper met 0,5 mg/l chloor doodt de volwassen exemplaren in vijf uur; doch dit kan niet continu gedoseerd worden. Een combinatie van 1 mg/l koper, met 0,5 mg/l chloor in de vorm van chlooramine werd aangegeven voor het afdoden van in het distributienet uitkomende eieren. Doch hierbij werd opgemerkt, dat deze behandeling slechts effect sorteert in schone buizen. Organisch vuil maakt door zijn chloorverbruik het chloor onwerkzaam, terwijl het koper bleek neer te slaan. De behandeling zou tevens raderdiertjes en Nais-wormen doden, doch was minder effectief tegen Nematoden.

4. Kwaliteitsvermindering bij opslag, transport en distributie

4.1 Chemische aspecten

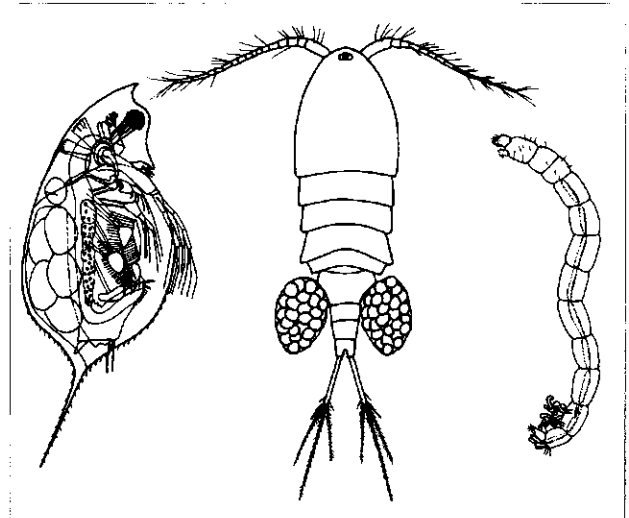
We trachten het water zodanig af te leveren, dat het niet kalkafzettend is, noch agressief koolzuur bevat, verder arm aan organische stoffen en nutriënten, rijk aan zuurstof. De corrosie van leidingnetonderdelen geeft aanleiding tot o.a. klachten over bruin water, roestdeeltjes, verder oplossing van lood of koper. De kwaliteitsaspecten van de corrosie zullen in de lessen over de kwaliteitsbeheersing aan de orde komen.

Hier te behandelen zijn dan natroebeling, biologische factoren en smaakproblemen.

Een directe samenhang is er met klachten van afnemers. In het Symposium on Consumer complaints in 1965 in Engeland gehouden [5], geeft Windle Taylor de volgende procentuele verdeling van klachtensoorten voor het Londense voorzieningsgebied:

reuk en smaak	44,5 %
roest of sedimentdeeltjes	15,3 %
bruin water	9,6 %
troebel water	5,3 %
wormen en insecten	3 %
verspreide oorzaken (o.a. ziekten)	26 %

Dit uit een aantal van rond 500 tot 800 klachten per jaar. De reuk- en smaakklachten traden meestal op bij ver-



Afb. 3 - Links: Daphnia spec., lengte 1,5-5mm, midden: Cyclops spec., lengte 1-3 mm, rechts: Chironomus spec., lengte 10-15 mm.

warmde leidingen, of bij water dat langdurig in een leiding heeft stilgestaan.

P. Koppe [6] wijst in een overzicht van 1969 op de bijna onvoorstelbaar kleine hoeveelheden stof, die goed afgeleverd drinkwater kunnen bederven.

Voor een troebeling of kleur, die in een glas water nog niet waarneembaar is, maar wel in een badkuip, geeft Koppe als minimale hoeveelheid benodigde stof 100 mg per m³ (0,1 mg/l) aan.

Voor het verkrijgen van een slechte reuk of smaak heeft Koppe vastgesteld dat 0,1 mg per m³ al voldoende is; om deze concentratie aanschouwelijk te maken geeft hij nog aan, dat dit 1 eetlepel (10 gram) sterk riekende olie per 100.000 m³ voorstelt.

Dit betekent, dat voor een kwaliteitsbederf in het distributienet niet eens grote vervuiling of verontreiniging door bijvoorbeeld buisbreuk nodig is.

Natroebeling, een verschijnsel, dat in Duitsland soms is waargenomen bij waterbereiding met aluminiumvlokkings, kan het gevolg zijn van overdosering, onvoldoende contacttijd voor de reactie, onvoldoende scherpe filtratie. De niet uitgevormde colloïdale hydroxyden vlokken langzaam uit tijdens de lange verblijftijd in het leidingnet. Mede om deze redenen is voor een coagulerend bedrijf een onmisbaar kwaliteitsbeheersings-instrument de continue troebelheidsmeting na de laatste filtratie. Hierbij dient de zeer scherpe norm van 0,1 JTU (0,25 mg/l SiO₂) te worden nagestreefd, gesteld in „Quality Goals for Potable Waters” door de American Water Works Association [7].

4.2 Bacteriële nagroei

In verschillende bedrijven treedt bijsmaakvorming in het leidingnet op. Bekend is het muff worden van water, dat aan te lange stilstand in slecht doorstroomde leidingen is blootgesteld. In de meeste gevallen is de oorzaak bacteriële zuurstofconsumptie. Bacteriën kunnen bij voldoende lange stilstand van het water reeds voldoende voedsel vinden in zeer weinig assimileerbare organische stof, met daarnaast weinig stikstofverbindingen en fosfaat. In de regel groeien slechts bacteriën, die bij een temperatuur van 22° C telbaar zijn. Het kiemgetal bepaald bij 37° C is meestal niet hoger. Men spreekt van nagroei. Indien het water meer dan enkele tienden mg/l

ammoniak bevat verloopt de zuurstofconsumptie intensiever, door het optreden van de nitrificerende bacteriën, dit is een gespecialiseerde groep, die de voor het leven benodigde energie wint door de oxydatie van ammoniak tot eerst nitriet (Nitrosomonas) en daarna tot nitraat (Nitrobacter). Voor de oxydatie van 1 molecule NH_4^+ worden 2 zuurstofmoleculen verademd. Bevat het gedistribueerde water 1 mg/l NH_4^+ , dan is de zuurstofconsumptie afgerond 4 mg/l.

Een bedrijf in Zuid-Holland leverde tot aan de ingebruikneming van droogfiltratie (in 1969) over het jaar 1968 water af met gemiddeld 4,8 mg/l ammoniumgehalte, naast 8,5 mg/l zuurstof. In 1970 was het ammoniumgehalte beter dan 0,1 mg/l, terwijl het water met zuurstof was verzadigd.

Nu beschouwen wij de gevolgen van het hoge ammoniumgehalte op een monsterpunt in het distributienet, dat een redelijke doorstroming had.

Het gemiddeld resultaat van maandelijkse bemonstering was als volgt:

	NH_4^+	NO_2^-	O_2 (alles in mg/l)
1968	3,0	0,5	6,8
1970	0,08	< 0,01	10,5

In het gemiddelde van 1968 ziet men wel een bepaalde zuurstofconsumptie met enige vorming van nitriet, doch als men bedenkt dat in twee van de monsters slechts 1,3 resp. 1,6 mg/l zuurstof voorkwam, bij nitrietgehalten van 1,1 resp. 0,8 mg/l, dan is de nitrificatie incidenteel zo sterk opgetreden, dat de normen werden overschreden. De toen gemeten NH_4^+ -gehalten waren, zoals te verwachten, laag, nl. 0,26 resp. 0,13 mg/l. Na de procesverbetering is in 1970 de zuurstofconsumptie met begeleidende nitrietvorming, overwonnen.

Uit metingen in het Rotterdamse voorzieningsgebied, waarin water afgeleverd wordt met zeer lage NH_4^+ -gehalten (0,03 mg/l) en met permanganaatwaarden van 8 tot 9, bleek toch nagroei van bij 20-22 °C kweekbare kiemen op te kunnen treden, zoals tabel I leert.

Het voorzieningsgebied dat hier als peripheer is aangeduid, bevat leidinggedeelten waarin verblijftijden van meer dan 20 uur kunnen optreden. Men ziet, dat de nachloring in de verafgelegen delen van het net nauwelijks invloed heeft.

In dit geval betreft het nagroeibacteriën, die kennelijk op de nog aanwezige biodegradabele stof leven.

In verschillende bedrijven treedt de bacterie-nagroei in geheel verschillende mate op. Hoe weinig van de grondbouwstof koolstof in het organisch materiaal van bacteriën aanwezig is, toont de volgende, benaderde berekening.

Bij een kiemgetal van 100.000 per ml, hetgeen als hoog moet worden aangemerkt, komt men, uitgaande van een volumen per bacterie van 10 kubieke micrometer en een koolstofgehalte van rond 10 % van het gewicht, tot een hoeveelheid van 0,1 mg koolstof per liter water. Een dergelijke hoeveelheid onttrekt zich aan de tot nu toe

TABEL I

Chloordosering	Gebied	Kiemgetal per ml (22° C)			
		— 1967 (in %)			
		0	1-50	50-500	> 500
0,3 mg/l	Stad	12,5	33,5	42	12
	Periferie	2,5	24	39	34

bekende analyse methoden, of men nu totaal koolstof bepaalt of een COD, of permanganaatverbruik. In de praktijk tracht men door desinfectie (nachloring) het kiemgetal bij aflevering tot praktisch nul te onderdrukken. Het blijkt, dat niettemin na langere verblijftijden, uit de zeer kleine aantallen bacteriën die aan de chloring zijn ontkomen, toch een 1000 tal kiemen kan ontstaan. De coliforme bacteriën zijn volgens de ervaring afdoende verwijderd, daar men van die groep nooit nagroei heeft vastgesteld.

In de reinwaterkelders begint vaak al een belangrijke mate na nagroei. Bij het ontwerp dient men voor doorstroming te zorgen en dode hoeken te vermijden. Men zie hiervoor de studie van prof. W. Langer. DVGW, Wasserfachliche Aussprachetagung 1970 [8].

Hier rijst de vraag, of het zinvol is de bij 20-22° C groeiende, uit gezondheidsoogpunt onschuldige bacteriën zo nadrukkelijk te bepalen. In de Nederlandse wetgeving heeft men daarvan afgezien. Toch hebben deze nagroeibacteriën veel betekenis voor de ecologie van het buizenet, immers vertonen ze zich als slijmachtig bacteriebelegsel op de buiswand. Op dat bacterielaagje vinden dan wederom hogere organismen voedsel; de eerder genoemde Nematoden, Nais-wormen, crustaceënplankton, Asellus e.d., afb. 4. De nagroeibacteriën vormen het begin van de voedselketen, er ontstaat een ecosysteem. Als kwaliteitsverminderende bacteriën zijn nog speciaal de mangaan- en ijzerbacteriën te noemen, die hygiënisch onschadelijk zijn, maar vlokkige bruingekleurde neerslagen ophopen, die gemakkelijk bij stroomsnelheidsverandering tot troebeling van het water leiden.

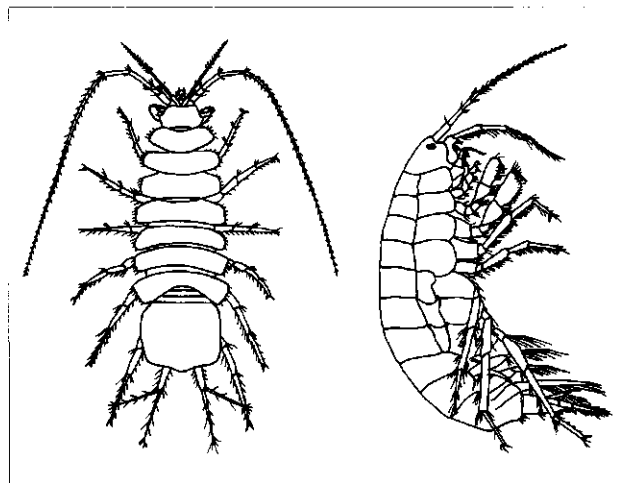
Tot deze groep behoren *Gallionella*, die vooral in ijzerhoudend, voedselarm water ijzervlokafzetting teweeg brengen en de *Crenothrix* en *Leptothrix*-soorten, die ijzer en mangaan uit de opgeloste vorm in los slib ophopen. Deze laatste groepen groeien bij voorkeur in mangaanhoudend water, dat wat rijker aan voedingsstoffen is.

4.3 Reuk en smaak

Er is in de laatste tien jaren veel werk verricht aan de identificatie van smaak- en reukstoffen, die door de bacteriegroep *Streptomyces* wordt afgescheiden. Deze bacteriën hebben hun leefwijze in hoofdzaak in de grond en zijn verantwoordelijk voor de typische muffe gronderige geur.

Zij hebben een nuttige functie bij de compostering. Ze

Afb. 4 - Links: *Asellus aquaticus*, lengte 8-12 mm, rechts: *Gammarus pulex*, lengte tot 20 mm.



kunnen in leidingwater, zij het zeer langzaam, zich vermenigvuldigen. Ze zijn echter moeilijk kweekbaar en de tot nu bekende isolatie-methoden geven slechte resultaten.

Wel is bekend, dat natuurrubber afdichtingsringen een ideale voedingsbodem voor de Streptomyceten vormen, zoals in de publikaties van Rook [9] en later Leeftang [10] is beschreven. Uit onderzoek van de Metropolitan Water Board is gebleken dat zij ook uit het drinkwater zijn te isoleren. Gerber en Lechevallier [11] en later Rosen en medewerkers [12] hebben langs gaschromatografische en massaspektrometrische weg stoffen uit Streptomycesculturen geïdentificeerd, die de typische muffe, aardachtige geur in sterke mate hebben. Er zijn er al drie bekend: geosmin (trans-1, 10-dimethyl-trans-9-decalol), 2-methylisoborneol en mucidon. De reukgrens voor geosmin ligt bij 0,0002 mg/l. Er is nog te weinig bekend over de voorwaarden, waaronder de genoemde Streptomyces in drinkwaterleidingen deze typische geuren afgeeft.

Een andere ervaring, die eerder op chemische reacties berust, is het terugkeren van smaak van uit de rivier de Rijn met behulp van ozon ontsmaakt water. Volgens een onderzoek van dr. E. Heymann (Duisburg) keert bij laten staan van met ozon smaakloos gemaakt oeverfiltraat, na 1 nacht overstaan in flessen, de typische vieze smaak van het rivierwater terug. Misschien kan dit ook in het leidingnet optreden bij uit de rivier de Rijn door overchloring bereid drinkwater, hoewel de smaakproeven in het Rotterdamse bedrijf dit verschijnsel niet hebben kunnen vaststellen. Gaschromatografisch onderzoek door het Rotterdamse laboratorium verricht, van vers afgeleverd water heeft in de korte tijd, dat dit onderzoek thans loopt, nog geen aanwijsbare verschillen aangetoond met water uit het voorzieningsgebied.

4.4 Zichtbare organismen in het drinkwater

Wanneer men het overzicht „Survey of Animals in Distribution Systems”, Smalls and Greaves 1968 [13] over Engelse bedrijven en de rapporten van de bioloog drs. J. C. van der Vlucht aan de Biologische Studie Commissie beziet, dan dringt zich de vraag op, of er nog waterleidingen zijn, die in het geheel geen dierlijk leven herbergen. Het ziet er naar uit, dat uit langzame zandfilters, alsmede door besmetting bij reparaties en buisleggingen, altijd wel enkele levende microfauna-individen in het net kunnen geraken. Een veel voorkomende infectiepoort vormen ventilatie-openingen in watertorens en reservoirs. Vaak komen muggelarven tot ontwikkeling, die dan in het leidingnet worden overgebracht.

Gewoonlijk is de kwaliteitsbewaking niet op deze dierlijke organismen gericht. Typerend is bijvoorbeeld het artikel van J. H. Phillips [14] over levende organismen in de Great Yarmouth Water Supply (1966) waarin hij schrijft: „In september 1958 a consumer who happened to be a biology student, sent a sample of mains water to the office, which contained a live Asellus”.

Bij het daarop volgend aangevangen gerichte onderzoek, bleken uit 230 van de 400 hydranten bij spuien 3 à 4 *Asellus* individuen per 1000 gallon aanwezig te zijn. Ook *Nais*-wormen en vele soorten *Ostracoda*, *Cladocera*, *Cyclops* kwamen voor. Dat zulks nauwelijks bij het publiek opvalt blijkt uit zijn mededeling, dat ondanks aanzienlijke organismen populaties, over de periode van 1958 tot 1965 slechts 5 klachten van het publiek werden ontvangen.

TABEL II - Aantal bedrijven waarin levende organismen vastgesteld, van totaal 36 bedrijven (onderzoek WRA)

Soort van de fauna	aantal	Soort van de fauna	aantal
wormen:		Crustaceën:	
<i>Oligochaeta</i>	22	<i>Cladocera</i>	26
(borstelwormen)		(watervlooien)	
<i>Nais</i> , <i>Aeolosoma</i> , <i>Stylaria</i>		<i>Daphnia</i> , <i>Bosmina</i>	
<i>Nematoda</i> (aaltjes)	28	<i>Copepoda</i>	31
<i>Rotatoria</i>	8	<i>Cyclops</i> ,	
(raderdiertjes)		<i>Camphocamptus</i>	
		<i>Ostracoda</i>	21
		<i>Isopoda</i>	18
		<i>Asellus</i>	
		<i>Amphipoda</i>	18
		<i>Gammarus</i>	
		Insectenlarven	26

Analoge ervaring had het Rotterdamse bedrijf, waar het aantal klachten, bij de *Nais*-infestatie in 1964, tot enkele echte beperkt bleef.

Uit het overzicht van Smalls and Greaves [13] van de Water Research Association, bleken van 36 onderzochte waterleidingbedrijven in de meeste gevallen de distributienetten meer of minder bevolkt met levende organismen, zoals blijkt uit de tabel II.

Zij beschouwen de genoemde organismen, zij het met enige reserve, alleen aesthetisch ongewenst.

Bij oppervlaktewater-verwerkende bedrijven was het voorkomen van dierlijk leven vrij algemeen, bij grondwaterbedrijven minder frequent, met minder soorten en geringere aantallen. In grondwaterbedrijven kwamen voor: *Nematoden*, 60 % van de bedrijven; *Nais* en andere wormen 50 %, *Daphnia* 25 %, *Cyclops* 60 %, *Ostracoda* 40 %, *Asellus* 25 %, muggelarven 50 %. Voor oppervlaktewaterbedrijven lagen de voorkomingspercentages voor *Nematoden* op 80 %, *Nais* e.d. 60 %, *Daphnia* 72 %, *Cyclops* 100 %, *Ostracoda* 58 %, *Asellus* 50 %, muggelarven 72 %, mijten 65 %, slakken 25 %, zoetwatermossels 5 %. De WRA lanceerde als goede schoonmaakmethode de schuimplastiek prop. In Nederland werd de reiniging met plastiek proppen door het KIWA geïntroduceerd.

In het kader van de Biologische Studie Commissie is door drs. J. C. van der Vlucht (RID-bioloog) en C. H. J. Elzena (KIWA) een methode ontwikkeld om het levende bestand van buisleidingen kwantitatief te bepalen met behulp van schuimplastiekproppen. Uit hun ervaringen, die tot nog toe alleen aan de BSC zijn gerapporteerd, blijkt dat in Nederland in vrijwel alle leidingnetten levende hogere organismen voorkomen, ook wanneer voedselarm grondwater wordt gedistribueerd. Zij zijn in staat het aantal organismen per buisvolumen en per buiswandoppervlak te bepalen. Uit het vele materiaal volgt een willekeurig voorbeeld in tabel III.

Deze voorbeelden zijn bedoeld voor een zeer globale indruk. Er zijn in eenzelfde net grote verschillen in aantallen en soorten, afhankelijk van het monsterpunt. Een uitspraak kan slechts worden gedaan na uitgebreid onderzoek.

Het genoemde team Van der Vlucht-Elzena signaleert, dat bij overgaan op een andere waterwinning of zuivering, het ecosysteem in het leidingnet verstoord kan worden. Dit houdt het gevaar in, dat men plotseling voor onaangename verrassingen van loskomende populaties of snelle aanwas van eerst in beperkte mate aanwezige soorten kan komen te staan.

TABEL III

Bron	Aantal organismen per m ³					
	Turbellaria (trilwormen)	Oligochaeten (borstelwormen)	Nematoden (aaltjes)	Crustaceën (kreeftjes)	Acari (mijten)	Asellus
1966 Grondwater (Veluwe)	—	20	80	35	300	—
1969 (Opp. water (chemisch))	70	3	26	800	—	23
1967 Opp. water (biol.)	40	200	30	70	20	20

Hieraan valt nog toe te voegen de eigen ervaring in het Rotterdamse bedrijf, dat de temperatuur van het water een belangrijke invloed heeft op de hoeveelheid gevonden levende organismen. Inherent aan de distributie van oppervlaktewater is de temperatuurcyclus, die van 1° C tot 24° C loopt (afb. 5). Het percentage van spui-monsters, waarin in het jaar 1967, Copepoden (*Cyclops*) Harpacticiden (*Camphocamptus*), Cladocera (*Bosmina*, *Daphnia*, *Chydorus*) levend werden aangetroffen, was in de winter 12 % met lage aantallen; echter in de zomer 37 % (namelijk 29 % 1 tot 100 exemplaren per m³ water, in 8 % der gevallen 100 tot 1000 levende exemplaren per m³). Een aangepast lucht-water spoelprogramma wordt in deze gevallen toegepast.

Hiermede komen wij tot de behandelingsmethoden. Indien men overvallen wordt door een plotselinge invasie van Nais-wormen, blijkt sterke chloring 2 mg/l chlooramine, gecombineerd met afspuien op dode einden wel effectief. In lange rechte leidingen is de plasticpropmethode een goede reinigingsmethode; deze is helaas slecht uitvoerbaar in sterk vertakte stedelijke netten. Hier helpt waterluchtspoeling, onder voorwaarde dat dit in een regelmatig programma geschiedt. Indien men de gebruiker niet wil storen, kan dit alleen 's nachts.

Een goede verhandeling over lucht-waterspoeling is die van W. Hartwig [15], waarin wordt vermeld, dat in Hannover een routine reinigingssysteem 's nachts uitgevoerd met 2 ploegen van 3 man op 1000 hydranten tweemaal per jaar met lucht en water wordt gespoeld. De kosten bedragen rond 150 DM per km leiding per jaar. Daarnaast dient men de biologische condities zo ongunstig mogelijk te maken, door de zuivering in te richten op aflevering van zeer voedselarm water. Men is op de goede weg, als bacterie-nagroeï niet optreedt, doch dit is een moeilijke opgave.

Bestrijdingsmiddelen als pyrethrine tegen *Asellus*, gecombineerd met systematisch afspuien, vindt ook wel toepassing. Essentieel is, dat de kwaliteitscontroledienst een systematische routine bemonstering, gericht op de genoemde organismen, als normaal taakonderdeel uitvoert. Het effect van chloren is bij de gebruikelijke dosering van 0,3 mg/l (af pompstation) ten enen male onvoldoende. In 1964 bleek in Rotterdam eerst bij 2 mg/l chloor in de vorm van chlooramine, na maandenlange toepassing, effect op de fauna op te leveren, zie tabel IV.

In 1964 bestond de fauna vooral uit Oligochaeten en Nematoden, in 1967 veel meer uit de kreeftjes *Bosmina* en *Cyclops*; met name in „dode” leidingdelen.

De som der percentages in de tabel kan 100 % overschrijden, omdat in vele monsters dode naast levende organismen zijn waargenomen en dan in beide kolommen hetzelfde monster is ingebracht. De langdurig aangehouden hoge chloordosering in 1964 kon het aantal monsters met levende organismen in de zomer tot 1,5 %, in de winter tot 0,2 % terugbrengen.

TABEL IV - Effect van chloor op dierlijke organismen in het leidingnet

periode	chloor-dosering	percentages		
		negatief	dood	levend
mei-aug. '64	NH ₂ Cl	60,5	38	1,5
sept.-dec. '64	2 mg/l	29,5	70,5	0,2
1964		43	56	1
zomer 1967	HOCl	36	49	37
winter 1967	0,3 mg/l	68	27	12
1967		51	37	21

in 1964 Oligochaeten en Nematoden
in 1967 *Bosmina*- en *Cyclops*soorten

4.5 Steriliserend effect van nachchloring op het leidingnet

De hoge chloordosering in 1964 en 1965 gaf ons de gelegenheid het steriliserend effect op infecties met gistingsbacteriën (positieve gistingen 37°) en de engere coliformegroep (positief op EMB of Endo agar) te bestuderen. Men dient de bepalingen van het aantal positieve gistingen als een kwaliteitscontrole te zien. Immers geven zij bij voldoende aantal monsters, de bacteriologische toestand in het leidingnet weer.

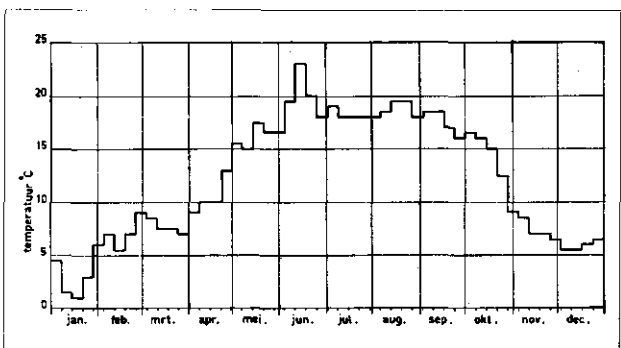
Invloeden van wanverbindingen, reparaties, lekkages, spiegelen zich hierin af. Het Rotterdamse bedrijf beperkt zich daarom niet tot het wettelijk voorgeschreven minimum aantal bemonsteringen, doch neemt per jaar in het gehele net 7000 tot 8000 bacteriologische monsters.

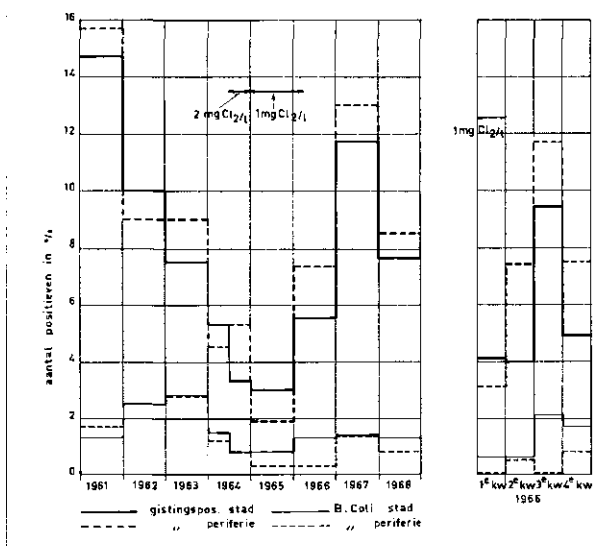
In de jaren 1961 tot 1963 werd een lichte nachchloring van gemiddeld 0,15 mg/l toegepast, in het jaar 1966 werd op 0,3 mg/l vrij chloor overgegaan.

In de jaren 1964 en 1965 werd, als gevolg van de borstelwormeninfestatie chlooramine gedoseerd en wel 2 mg/l in 1964 en 1 mg/l in 1965.

Zoals bekend, is vrij chloor, gedoseerd aan het pompstation, vrij snel uitgewerkt. Chlooramine blijft langer houdbaar. In welke mate dit het geval is, is door het Rotterdamse laboratorium vergeleken. Daartoe werd door de monsternemer bij elke bacteriologische monsterneming met een comparator het aan het tappunt aan-

Afb. 5 - Temp. verloop in drinkwater over 1966.





Afb. 6 - Bacteriologisch onderzoek in leidingnet.

wezige chloorgehalte bepaald. De uitkomsten zijn in de volgende klassen gegroepeerd: 0, 0,01-0,1, 0,1-0,5 en groter dan 0,5 mg/l. In tabel V is een verdeling gemaakt tussen Rotterdams stadsgebied en het perifere voorziensgebied Voorne en Putten.

Hieruit valt af te lezen dat bij beide soorten nachloring er veel minder in het perifere gebied overblijft. Met veel chlooramine komen in de stad 63,5 % monsters met meer dan 0,5 mg/l voor, in de periferie slechts 23 %, terwijl chloorvrije monsters in het perifere-gebied zelfs nog 29 % van het totaal uitmaakten, tegen 3,5 % in de stad. In het jaar 1967, met een normale chloordosering van 0,3 mg/l vrij chloor, bevatten 1 % van de stadsmonsters meer dan 0,1 mg/l en de periferie slechts 0,4 %. Het aantal monsters waarin geen chloor kan worden aangehouden is dan voor de stad gestegen tot 29 % en voor het landelijk gebied tot bijna 40 %. Deze cijfers illustreren de onmogelijkheid om vanuit 1 centraal punt aan alle tappunten chloorhoudend water te leveren. Zo men dit al wil, dan moeten extra chloringsstations worden voorzien op strategische plaatsen.

Het effect van deze verschillende chloorconcentraties is ook in de kiemgetallen (22 °C) terug te vinden, zie tabel VI.

De invloed van de chloring op de percentages positieve uitslagen van de 37 °C-gistingstest is in afb. 6 weergegeven.

Men ziet dat in 1965 het aantal positieve gistingstesten, van voordien rond 10 %, daalde tot 3 %. In de periferie werkte het effect wat vertraagd door. Indien men nu zou verwachten dat het net „gesteriliseerd” is door de langdurige zwaardere chloring, dan blijkt wel uit de

TABEL V - Frequentietabel van rest-chloor Rotterdam

a. Stedelijk net

jaar	chloordosering	gemeten rest-chloor in mg/l			
		0	0,01-0,1	0,1-0,5	> 0,5
1965	1 mg/l NH ₂ Cl	3,5 %	21 %	12 %	63,5 %
1967	0,3 mg/l HOCl	29 %	70 %	1 %	0 %

b. Perifeer net

1965	1 mg/l NH ₂ Cl	29 %	45 %	3 %	23 %
1967	0,3 mg/l HOCl	39,5 %	60 %	0,4 %	0 %

TABEL VI - Aantal kiemen bij 22 °C in leidingnet

a. Stedelijk net

jaar	chloordosering	kiemgetal per ml			
		0	1-50	50-500	> 500
1965	1 mg/l NH ₂ Cl	19,9 %	46,7 %	27,3 %	6,1 %
1967	0,3 mg/l HOCl	12,5 %	33,7 %	41,7 %	12,1 %

b. Perifeer net

1965	1 mg/l NH ₂ Cl	10 %	30 %	50 %	10 %
1967	0,3 mg/l HOCl	2,5 %	24 %	39 %	34,1 %

5,5 % positieve gistingen, in 1969 verkregen bij 0,3 mg/l vrij chloordosering, dat dit niet het geval is.

Dit is niet als een nadeel voor de kwaliteitsbeheersing op te vatten, daar juist dan de kwaliteitscontrole meer relevante signalering oplevert. In de meeste gevallen van positieve gistingen vindt de inspectie wel een mechanische oorzaak. Werkt men met een zware chloordosis, dan worden dergelijke plaatselijke infectiebronnen gemaskeerd en vervalt de waarschuwingfunctie.

Samenvattend wordt opgemerkt:

1. De leidingnetplanning wordt gericht op zo kort mogelijke verblijftijd. Regelmatige controle op de dichtheid is nodig; in de praktijk blijkt het net geen afgesloten systeem te zijn.
2. Bij de zuivering moeten voedingsstoffen vergaand worden verwijderd, zowel organische als anorganische nutriënten.
3. Het drinkwater moet in chemisch evenwicht verkeren en geen corrosieve eigenschappen hebben. Het mag tijdens opslag en transport geen stoffen uit het materiaal van buis en afsluiter opnemen.
4. Voortdurende intensieve kwaliteitscontrole, zowel chemisch, bacteriologisch als biologisch is nodig voor de signalering van infecties door ondiepte of wanverbindingen. Voldoende doorspoeling van reservoirs en spuiprogramma's, zo mogelijk gecombineerd met plasticprop of luchtwaterspoeling getuigt van een goed kwaliteitsbeheer.

Literatuur

1. Burttschell, R. H. et al. JAWWA, 51 (1959), 205-214.
2. Buffle 6th IWSA Congress 1964 Stockholm, Proceeding, Vol. II, p. 114.
3. Buydens, R. la Tribune du Cebedeau, 23, no. 319-320 (1970), 286-291.
4. Crabill, M. P. JAWWA, 48 (1956), 269-274.
5. Windle Taylor, E. Symposium on Consumer Complaints 1965, Introduction, Proc. Soc. Water Tr. and Ex., 14 (1965), 99-101.
6. Koppe, P. DVGW, Wasserfachliche Aussprachetagung 1969 in Essen, DVGW-Broschure „Probleme der Wasserverteilung-Armaturen-Wasserversorgung im Ruhrgebiet”, 122-127.
7. Quality Goals for Potable Water, Statement of Policy, JAWWA, 60 (1968), 1317-1322.
8. Langer, W. DVGW, Wasserfachliche Aussprachetagung 1970 in Scheveningen, DVGW-Broschure „Wassergewinnung und Wassergüte”, 84-92.
9. Rook, J. J., Appl. Microbiol. 3 (1955), 302-309.
10. Leeftang, K. W. H., JAWWA, 55 (1963), 1523-1535.
11. Gerber, M. N. and Lechevallier, H. A. Appl. Microbiol. 13, 1965, 935-945.
12. Rosen, A. A., Mashni, C. I. and Safferman, R. S. Water Tr. and Ex. 19 (1970), 106-119.
13. Smalls, I. C. and Greaves, G. F. Water Tr. and Ex. 17 (1968), 150-186.
14. Phillips, J. H. J. Inst. Water Eng. (1966), 20, 207-217.
15. Hartwig, W. DVGW Wasserfachliche Aussprachetagung 1969 in Essen, DVGW-Broschure „Probleme der Wasserverteilung-Armaturen-Wasserversorgung im Ruhrgebiet”, 128-132.