

De zuivering van zoet oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening in Nederland

Grondslagen basisplannen 8

Ten geleide

Bij het opstellen van basisplannen voor de toekomstige drinkwatervoorziening is de parameter kwaliteit van grote betekenis.

De kwaliteitsaspecten van oppervlaktewater-verwerking worden in bijgaande grondslag no. 8 behandeld. Met de publikatie ervan wordt niet alleen informatie beoogd, maar ook het uitlokken van reacties en commentaar, waarvan graag gebruik zal worden gemaakt bij het ontwerpen van het nationale basisplan. Dat het tevens moge stimuleren tot verder onderzoek op dit terrein ter vergroting van het inzicht, ter verbetering van zuiveringsmethodieken en ter ondersteuning van een doelmatig kwalitatief beheersbeleid.

De directeur van het Rijkinstituut
voor Drinkwatervoorziening
Ir. T. Verheul

1. Inleiding

De toevoer van zoet oppervlaktewater in Nederland is praktisch geheel afkomstig van de rivieren Rijn en Maas. Hierbij is de toevoer van de Rijn vele malen groter dan die van de Maas.

Dit oppervlaktewater kan naast de stoffen die normaal in grondwater voorkomen [1] verontreinigingen bevatten als slib, algen, virussen, kleur- en smaakstoffen, toxinen, carcinogene stoffen, pesticiden, detergents, metalen als kwik, koper, zink, lood en radio-actieve isotopen. Men zal in het algemeen overgaan tot verwerking van oppervlaktewater indien onvoldoende grondwater ter plaatse beschikbaar is.

Op het ogenblik doet deze situatie zich in toenemende mate voor bij grote steden als Rotterdam, Amsterdam en Den Haag en in gebieden als Zeeuwsch-Vlaanderen en Noord-Holland. In de toekomst zal het zoete oppervlaktewater een zeer belangrijke bron voor de drink- en industriewatervoorziening vormen.

De kwaliteit van het beschikbare rivierwater kan tijdelijk dermate slecht zijn dat de tot nu toe gebruikelijke zuivering niet geschikt is om een goede kwaliteit drinkwater te produceren. Een mogelijke oplossing van dit probleem vormt het aanleggen van oppervlaktewater voorraden teneinde dergelijke perioden te overbruggen. Met name bij Maaswater zal voorraadvorming ook uit kwantitatief oogpunt plaats moeten vinden. Naast genoemde en calimiteitsoverwegingen heeft het aanleggen van watervorraden tevens tot doel met behulp van het natuurlijke zelfreinigingsproces de waterkwaliteit te verbeteren.

Voorraadvorming kan plaatsvinden in open bekkens of in de bodem. Deze wijzen van voorraadvorming worden ook wel open- en gesloten buffering genoemd:

In Nederland moet in combinatie met de zelfreiniging het oppervlaktewater steeds op kunstmatige wijze worden gezuiverd. Alvorens de mogelijke combinaties van natuur-

lijke en kunstmatige zuivering te beschouwen zal eerst een summier overzicht worden gegeven van het zelfreinigingsproces en de in het algemeen toegepaste kunstmatige zuiveringsmethoden voor oppervlaktewater. Tenslotte is een globale raming gemaakt voor de kosten van zuivering van oppervlaktewater bij verschillende wijzen van voorraadvorming.

2. Zelfreiniging

De zelfreiniging van oppervlaktewater kan het resultaat zijn van onderstaande processen:

- chemische oxidatie;
- biochemische oxidatie;
- inactivering van biologisch leven;
- bezinking;
- adsorptie;
- aeratie.

De snelheid van de chemische oxidatie is meestal zo groot dat de oxidatie volledig mag worden genoemd bij de inname van het oppervlaktewater.

De biochemische oxidatie vormt een van de belangrijkste aspecten van de zelfreiniging. Onder aerobe omstandigheden uit de biochemische oxidatie zich o.a. in een verbetering van de smaak en in een afneming van het permanganaatgetal en het ammoniakgehalte [2, 3]. Uiteindelijk is het zich voltrekken van dit oxidatieproces een belangrijke oorzaak van de verbetering van de bacteriologische betrouwbaarheid door uitputting van de voor bacteriën beschikbare voedselvoorraad [4, 5, 6].

De bezinking [7] speelt een grote rol wanneer het te zuiveren water een belangrijk gehalte aan gesuspendeerd materiaal bezit. Dit is steeds het geval bij water uit rivieren of bij water uit ondiepe meren zoals het IJsselmeer, waar de invloed van de wind groot is [8].

De verwijdering langs natuurlijke weg van opgeloste verontreinigingen door adsorptie aan vast materiaal treedt enerzijds op in combinatie met de bezinking terwijl dit anderzijds bij infiltratie en verblijf in de bodem plaats kan vinden.

De aeratie als onderdeel van het zelfreinigingsproces is uiteraard alleen mogelijk bij contact tussen lucht- en waterfase. Naast het voorzien in de zuurstof die nodig is voor biochemische oxidatieprocessen kan de aeratie bijdragen tot een verlaging van het gehalte van het water aan vluchtige bestanddelen waaronder verschillende reuk- en smaakstoffen.

Het zelfreinigingsproces wordt bij de waterzuivering, naast het geval van voorraadvorming, ook benut door middel van langzame zandfiltratie. De naam van dit filtratieproces duidt reeds op een bezwaar dat kleeft aan toepassing van uitsluitend het zelfreinigingsproces voor de waterzuivering, namelijk de zeer grote tijdsperiode die veelal voor deze vorm van oppervlaktewaterzuivering nodig is.

3. Kunstmatige zuiveringsmethoden voor oppervlaktewateren

De kunstmatige zuivering van oppervlaktewater zal veelal de verwijdering omvatten van:

- plankton en andere (micro)-organismen;
- ammoniak;
- ijzer, mangaan en eventueel hardheid;
- kleurstoffen, colloïdale stoffen en gesuspendeerde stoffen;
- opgeloste organische stoffen waaronder reuk- en smaakstoffen en toxische stoffen.

De zuiveringsmethoden die hiervoor in aanmerking komen zijn microzeving, chloring, flocculatie, filtratie, adsorptie aan actieve kool en ozonisatie.

3.1 Microzeving

Teneinde bij de kunstmatige zuivering van oppervlaktewater de afzetting van plankton in filters en zodoende onder meer een snelle verstopping hiervan te voorkomen, is het gewenst de hoeveelheid plankton in het te filtreren water tot een minimum te beperken.

Sinds de tweede wereldoorlog wordt dit op grote schaal nagestreefd met behulp van microzeven [9]. Hierbij wordt het water gezeefd door met zeer fijn gaas bespannen roterende trommels.

Het effect van microzeven is sterk afhankelijk van vorm en grootte van het plankton ten opzichte van de maaswijdte van de microzeven welke vaak 35 micron bedraagt. Naarmate het percentage van de in het water aanwezige algen, die kleiner zijn dan 35 micron, groter is zal het rendement van deze oogstmethode afnemen.

Enige moeilijkheden die bij het microzeven op kunnen treden zijn verstopping van de zeven bij hoge planktonconcentraties en dichtgroeien van het gaaswerk met bacteriën. Dit laatste kan worden tegengegaan door bv. chloren van het spoelwater of continue UV bestraling.

3.2 Chloring

De chloring van oppervlaktewater, welke plaats vindt nadat het water zoveel mogelijk van algen is ontdaan, kan het onderstaande tot doel hebben:

- doden van algen en overige (micro)-organismen;
- verwijdering van ammoniak door breekpuntschloring waarbij hoofdzakelijk moleculaire stikstof vrijkomt [11];
- oxidatieve afbraak van organische stoffen.

Ter optimalisering van het effect van de werking van chloor, of beter het na hydrolyse gevormde onderchlorigzuur, is het wenselijk een contacttijd van ongeveer een half uur aan te houden.

Een betrouwbare desinfectie door chloring is vaak bij oppervlaktewater moeilijker te bereiken dan bij grondwater.

Een oorzaak hiervan is het in sterkere mate voorkomen van schadelijke micro-organismen waaronder vooral de virussen, die tot de meest tegen desinfectie resistente organismen moeten worden gerekend. Tevens draagt hieraan bij het mogelijk hogere gehalte van het te zuiveren water aan gesuspendeerde deeltjes, en aan colloïdale of opgeloste anorganische en organische stoffen. De aanwezigheid van deze stoffen heeft enerzijds een snel verbruik van het onderchloringzuur tot gevolg terwijl anderzijds de te desinfecteren virussen en andere micro-organismen door omhulling met de in het water aanwezige

verontreinigingen tegen inactivering worden beschermd [12].

Gezien de geringere desinfecterende werking van gebonden chloor op o.a. virussen [13] zal een betrouwbare desinfectie van oppervlaktewater extra maatregelen vereisen zoals bv. een gecombineerd toepassen van intensieve chloring en ozonisatie bij zuiveringsfasen waar de kwaliteit van het water optimaal voor desinfectie is.

Doorgaans wordt het chloorgehalte van het gezuiverde water, in verband met desinfectie tijdens transport, automatisch gecorrigeerd door bij een te hoog gehalte dit met sulfiet weg te nemen en bij een te lage concentratie extra chloor te suppleren.

De oxidatieve afbraak van organische stoffen met chloor kan zich in een verlaging van o.a. het permanganaatverbruik uiten.

Daar de oxidatie met chloor biochemisch moeilijk aantastbare stoffen voor micro-organismen aantastbaar kan maken, brengt dit het gevaar met zich van nagroei, bij afwezigheid van desinfectantia tijdens het verblijf in het distributienet.

Het effect van chloring op de verwijdering van kleur- en smaakstoffen is gering en zal wat betreft de smaak van het water juist nadelig zijn wanneer het een hoog gehalte aan fenolen en verwante stoffen bezit. Deze stoffen vormen na chloring de bekende chloorfenolen die een meer intense smaak bezitten dan de oorspronkelijke smaakstoffen [14].

De aanwezigheid van desinfectantia in het water zal uiteraard ongewenst zijn wanneer als laatste fase van oppervlaktewaterzuivering gebruik wordt gemaakt van het zelfreinigingsproces zoals bv. bij langzame zandfiltratie.

3.3 Flocculatie

De centrale plaats van de filtratie bij de zuivering van grondwater wordt bij oppervlaktewaterzuivering gedeeld met de coagulatie en flocculatie. De oorzaak hiervan is het voorkomen van colloïdale stoffen in het oppervlaktewater, zoals troebelheid veroorzakende kleimineralen en organische kleurvormende bestanddelen, die alvorens zij kunnen worden verwijderd in bezinkbare of affiltreerbare vorm moeten worden gebracht. Dit kan plaatsvinden door coagulatie en flocculatie met behulp van ijzer- of aluminiumzouten [15].

De afmetingen van colloïdale deeltjes variëren globaal van 1-100 μ m. Colloïdale kleimineralen zijn negatief geladen, waterafstotend en zij bezitten een fasegrensvlak. De kleurvormende organische colloïden bestaan uit macromoleculaire stoffen met een waterminnend karakter.

Wanneer ijzer- of aluminiumzouten aan het te zuiveren water worden toegevoegd hydrolyseren de driewaardige metaalionen en vormen polymere complexen die afhankelijk van de pH, neutraal, negatief of positief geladen zijn. Neutrale complexen van aluminiumhydroxide ontstaan bij een pH tussen 6,5-7,0 en voor ferrihydroxide bij een pH van ca. 8,0.

De coagulatie zal het snelst verlopen bij deze pH-waarde daar nu de wederzijdse afstoting van de metaalhydroxide deeltjes het kleinst is. Bij de snelle coagulatie van het ijzer- of aluminiumhydroxide worden de colloïdale kleideeltjes ingesloten.

De kleurvormende, waterminnende colloïden zijn afkomstig uit humusverbindingen en vlokken door hun nega-

tieve lading het beste uit met positief geladen metaalhydroxide complexen. Daarom vindt optimale kleurverwijdering plaats voor ijzer als coagulans bij een pH van ongeveer 4 en voor aluminium bij een pH tussen 5,0 en 5,5.

Na het destabiliseren van de colloïden moeten de deeltjes tijdens de flocculatie aaneengroeien tot vlokken die gemakkelijk uit het water zijn te verwijderen. Hierbij dient te worden gestreefd naar grote vlokken met een hoge dichtheid. Wanneer de eigenschappen van de gevormde vlok niet aan de gestelde eisen beantwoorden kunnen door middel van toevoeging van flocculatiemiddelen de dichtheid, wrijvingsbestendigheid en grootte van de vlok worden verbeterd [16]. Meestal is het gebruik van deze middelen alleen noodzakelijk gedurende de winterperiode daar dan door de lage temperatuur en hoge viscositeit van het water de vlokvorming wordt belemmerd. Tot de flocculatiemiddelen behoren o.a. polyacrylamiden en zetmeel derivaten. Hun werking berust in hoofdzaak op het vormen van bruggen tussen de deeltjes.

Bij vergelijking van ijzer- en aluminiumzouten als coagulantia dient te worden vermeld dat de oplosbaarheid van aluminiumhydroxide groter is dan die van ferrihydroxide. Hierdoor is het voor coagulatie geschikte pH traject bij toepassing van aluminiumzouten smaller en de bedrijfsvoering meer kritisch. Tevens is het moeilijker om het restgehalte aan coagulans in het geflocculeerde water bij gebruik van aluminiumzouten te minimaliseren. Hier staat echter tegenover dat de optimale pH voor kleurverwijdering bij aluminiumdosering minder ver in het zure gebied ligt.

De technische uitvoering van coagulatie en flocculatie kan plaatsvinden met behulp van filtratie door een vlokkendeken of door middel van opwaartse zandfiltratie. Bij het zuiveren van zeer grote waterhoeveelheden kan worden overwogen om een sedimentatiebekken in te schakelen.

In verband met het gevaar voor oplossen van het precipitaat onder anaerobe omstandigheden dient een dergelijk bezinkbekken regelmatig te worden gereinigd.

Is ontharding van het oppervlaktewater gewenst dan kan deze tegelijk met de coagulatie en flocculatie worden uitgevoerd door de benodigde chemicaliën als kalk en soda aan het water toe te voegen [1].

Door het grote adsorptievermogen van de metaalhydroxide vlok kan bij coagulatie en flocculatie tevens een verlaging optreden van de concentratie aan radio-actieve stoffen [17, 18], virussen [19, 20] en schadelijke stoffen zoals de carcinogene polycyclische aromaten [21].

3.4 Filtratie

De filterfase welke doorgaans op de flocculatiefase volgt heeft in hoofdzaak tot doel doorslag van de flocculatie af te vangen. Deze doorslag kan bestaan uit ijzer- of aluminiumhydroxide en wanneer tevens wordt onthard uit calciumcarbonaat en magnesiumhydroxide.

Voor de mogelijke uitvoeringen van het snelfiltratieproces zij verwezen naar [1].

Naast het verwijderen van bovengenoemde stoffen kunnen de organische kwaliteit en de microbiologische betrouwbaarheid verder worden verbeterd door gebruikmaking van langzame zandfiltratie. In dit geval blijft het gewenst een snelfilterfase tussen te schakelen ten behoeve van een lange looptijd van de langzame zandfilters.

Tegenover de grote betrouwbaarheid van langzame zandfilters staan de bezwaren van de moeilijke reiniging, hoge investeringskosten en het grote benodigde grondoppervlak.

3.5 Ozonisatie en actief kool adsorptie

Wanneer tijdens de zuivering van oppervlaktewater onvoldoende tijd ter beschikking staat aan het zelfreinigingsproces kan de verwijdering van ongewenste organische stoffen langs chemische of fysische weg worden verkregen. Kunstmatige zuiveringstechnieken zijn vooral gewenst wanneer het water is verontreinigd met biochemisch moeilijk aantastbare stoffen waaronder humusverbindingen of carcinogenen, pesticiden en reuk- en smaakstoffen met een vertakte molecuulstructuur.

Wegens de zeer grote oxidatiekracht is ozon een bij uitstek geschikt middel voor de oxidatie van dergelijke moeilijk aantastbare organische stoffen [22, 23, 24], welke zodoende tot kleinere brokstukken worden afgebroken, die vaak wel biochemisch aantastbaar zijn.

Naast de verbetering van reuk en smaak wordt door de oxidatie van humusverbindingen tijdens ozonisatie een verbetering van de kleur, een verlaging van het permanganaatverbruik en het destabiliseren van schutcolloïden verkregen.

Tenslotte bezit ozon een krachtige desinfecterende werking die vooral bij virusdesinfectie van groot belang kan zijn.

De snelheid waarmee organische stoffen uit het water worden verwijderd bij adsorptie aan actieve kool wordt voor een deel bepaald door de aard van de organische stof. Naarmate de oplosbaarheid in water groter is neemt de adsorbeerbaarheid aan kool af [25, 26]. Zo worden de neutrale koolwaterstoffen beter geadsorbeerd dan amines en zuren. Enige andere belangrijke parameters zijn de pH en de grootte van de koolporiën.

De adsorptie aan actieve kool kan plaatsvinden met behulp van koolfilters en door bv. poederkool dosering bij de flocculatie. Uit hygiënisch oogpunt verdient dosering van poederkool vaak de voorkeur boven koolfilters.

Het rendement van actieve kooladsorptie is hoger bij langere contacttijd tussen kool- en waterfase. Een minimum contacttijd van 20-30 minuten is aan te bevelen.

4. Combinaties van zelfreiniging en kunstmatige zuivering

4.1 Inleiding

Bij een bepaalde omvang van de produktie wordt de grootte van een voorraadreservoir primair bepaald door de tijdsduur die ingeval van calamiteiten in acht moet worden genomen voor overbrugging.

Hiernaast kan door een maximale waarde van het toegestane chloride gehalte van het af te leveren water bedrijfsvoering en grootte van voorraadreservoirs worden vastgelegd, zoals uiteengezet in de grondslagen basisplannen 3 [6], 5 [27] en 6 [28].

De eisen die uit hoofde van het zelfreinigingsproces voor bedrijfsvoering en omvang van voorraadreservoirs gelden kunnen als van ondergeschikt belang worden beschouwd wanneer de verwijdering van de resterende verontreiniging op hygiënisch en economisch verantwoorde wijze met behulp van kunstmatige zuivering mogelijk is.

Aan de hand van de aard en de plaats van de voorraadvorming in het zuiveringsproces kunnen de volgende

combinaties van zelfreiniging en kunstmatige zuivering worden onderscheiden:

- Open voorraadvorming:
 - Bekken vóór de kunstmatige zuivering;
 - Bekken tijdens de kunstmatige zuivering.
- Gesloten voorraadvorming:
 - Infiltratie vóór de kunstmatige zuivering;
 - Infiltratie tijdens de kunstmatige zuivering;
 - Infiltratie na de kunstmatige zuivering.

4.2 Open voorraadvorming

Het gestelde in dit hoofdstuk is voor een belangrijk deel ontleend aan werk van de Commissie Limnologie Spaarbekken [30].

Bekken vóór de kunstmatige zuivering

Wanneer voorraadvorming in bekkens voorafgaat aan de kunstmatige zuivering zal een kwaliteitsverbetering van het water optreden als resultaat van de natuurlijke zelfreiniging. Tevens bestaat echter het gevaar voor een massale algengroei die tot gevolg heeft dat afgestorven algemateriaal het zelfreinigingsproces extra belast. Dit kan dergelijke vormen aannemen dat vooral bij windstil weer of bij een thermisch gestratificeerd diep bekken ter plaatse van de bodem anaërobie optreedt en hierdoor een verdere kwaliteitsverslechtering plaatsvindt van het anaërobie water wat betreft de concentratie aan ijzer, mangaan, ammoniak, fosfaat en reuk- en smaakstoffen en aan het slib geadsorbeerde toxische metalen.

Deze thermische en chemische stratificatie, die 's zomers in bekkens met een grotere diepte dan ongeveer 7-10 meter voor kan komen kan worden bestreden door menging van de warme zuurstofrijke bovenlaag, het epilimnion, met de koudere onderste waterlaag, het hypolimnion.

Teneinde in het bekken de produktie en accumulatie van organische stoffen als gevolg van het fotosynthese proces, dat zich in de algencel voltrekt, tegen te gaan staan in principe twee werkwijzen ter beschikking:

- reductie van phytoplankton groei;
- oogsten van phytoplankton.

Een reductie van algengroei is te bewerkstelligen door algiciden aan het water toe te voegen, door zeer korte verblijftijden toe te passen, en door een voor algen noodzakelijke groeifactor als licht, koolzuur of fosfaat zoveel mogelijk te elimineren. De laatste methoden verdienen doorgaans uit milieu-hygiënisch oogpunt de voorkeur. In de Nederlandse situatie beperken het licht, de temperatuur en het fosfaat meestal de omvang van de algengroei.

Vermindering van de gemiddelde hoeveelheid beschikbaar licht per algencel kan naast het tegen licht afsluiten van spaarbekken, wat economisch-technisch nog weinig aantrekkelijk is, worden bereikt door de troebelheid van het water kunstmatig te verhogen en door diepe spaarbekken aan te leggen, mogelijk in combinatie met een geforceerde watercirculatie van het oppervlak naar de bodem zodat iedere alg geruime tijd in het donker verblijft. Bij voldoende lange verblijftijd in het donker kan de algencel door uitputting van de voorraad reservevoedsel afsterven.

De temperatuur is een factor die in de toekomst alleen in ongewenste zin op de reductie van algengroei zal werken, daar de verwarming van het oppervlakte-

water in toenemende mate een rol zal gaan spelen.

De verwijdering van fosfaat als mogelijke methode voor remming van de algengroei komt aan de orde bij de bespreking van het tweede type van open voorraadvorming. Het oogsten van algen vindt in de natuur plaats via het eco-systeem phytoplankton — zoöplankton — vis — visvangst. Wanneer dit eco-systeem in een bekken volledig zou kunnen worden beheerst werd een belangrijke vermindering van de nadelige gevolgen van algengroei mogelijk.

Een kunstmatige oogstmethode in een bekken, het microzeven wordt hier buiten beschouwing gelaten, bestaat uit het continu of intermitterend afvoeren van op of nabij de bekkenbodem bezonken materiaal. Economisch is dit echter weinig aantrekkelijk. Deze methode sluit natuurlijk geforceerde circulatie van het water ter reductie van algengroei uit.

Omtrent de economische en kwantitatieve aspecten van algengroei-reductie in bekkens ten behoeve van een goede kwaliteit van het kunstmatig te zuiveren water zijn de gegevens nog schaars.

Bekken tijdens de kunstmatige zuivering

Zoals hiervoor werd aangeduid kan het zinvol zijn om alvorens oppervlaktewater in bekkens op te slaan het zodanig voor te behandelen dat door een tekort aan fosfaat algengroei wordt beperkt. Voor een praktisch volledige onderdrukking van de algengroei dient de fosforbelasting van een bekken te worden verlaagd tot een kritische waarde van ongeveer 0,2 g P/m²/jaar [29]. Naarmate de verblijftijd in een bekken groter is zal een hogere fosfaatconcentratie van het water dat het bekken voedt zijn toegestaan voordat de kritische fosforbelasting van het bekken wordt bereikt.

Op het ogenblik staat voor de verwijdering van fosfaat vooral het coagulatie- en flocculatieproces ter beschikking. Het fosfaat wordt hierbij aan de ijzer- of aluminiumhydroxide vlok gebonden. Voor het verkrijgen van een vergaande defosfatering is een intensieve verwijdering van het precipitaat door sedimentatie of snelfiltratie gewenst.

Bij bekkens met verblijftijden van enige maanden zal gedeeltelijke defosfatering tot een belasting die groter is dan de kritische waarde toch zinvol zijn om de groeisnelheid van de algen zodanig te remmen dat grote pieken in de algencentratie worden tegengegaan en daarmee tevens onaantvaardbare verhogingen van de smaak en de kleur van het water.

De huidige gedachtengang schetsend [30] zal voorraadvorming in geval van zeer korte verblijftijden vóór de kunstmatige zuivering plaatsvinden. Bij verblijftijden tussen 1 en 6 maanden kan een gereduceerde algencentratie in het te zuiveren water worden nagestreefd door een gedeeltelijke en eenvoudige defosfatering, het bouwen van diepe bekkens en wellicht door in deze diepe bekkens met behulp van geforceerde circulatie de gemiddelde lichtintensiteit per alg te minimaliseren.

Bij verblijftijden groter dan 6 maanden behoort een vergaande fosfaatverwijdering tot de kritische belasting tot de mogelijkheden.

Een voorzuivering zal tevens tot doel hebben om zwerende deeltjes tegelijk met hieraan geadsorbeerde toxische stoffen zoals kwik en cadmium te verwijderen zodat een voortschrijdende vervuiling van het bekken met mogelijke gevaren van dien wordt tegengegaan.

Een verantwoorde keuze uit of combinatie van de genoemde mogelijkheden zal alleen na verdere studie kunnen worden gemaakt.

4.3 Gesloten voorraadvorming

Algemeen

In oorlogsomstandigheden biedt gesloten voorraadvorming in vergelijking met bekkens de voordelen van een grotere veiligheid en een grotere bedrijfszekerheid.

Ook in vreedstijd geldt bij gesloten voorraadvorming het aantrekkelijke facet van de zuiverende werking van de bodem door adsorptie van waterverontreinigingen aan bodemmateriaal. Op deze wijze kan een bescherming worden verkregen tegen schadelijke organische stoffen die biochemisch moeilijk aantastbaar, niet vluchtig en stabiel in water zijn, evenals tegen bv. virussen [31] en radio-actieve stoffen [32, 33, 34]. Een ander belangrijk voordeel is dat door de verblijftijdspreiding factoren als het zoutgehalte en de temperatuur van het teruggewonnen water minder aan variatie onderhevig zijn. Tenslotte is bij gesloten voorraadvorming eenvoudiger een fasering in de uitvoering van de werken aan te brengen.

Een nadeel van voorraadvorming in de bodem is dat in geval het opgeslagen water sterk is verontreinigd een snelle doorspoeling van het reservoir niet mogelijk is.

Een ander nadeel dat direct voortvloeit uit het adsorptievermogen van de bodem is dat dit effect slechts tijdelijk van aard kan zijn en dat een toenemende verstopping van de bodem op kan treden [35, 36].

Een van de belangrijkste problemen bij gesloten buffering vormt niet zozeer de verstopping van de bodem dan wel de verstopping van het infiltratie-oppervlak.

Teneinde verstopping van infiltratiewerken te minimaliseren zal vooral bij hoge infiltratiesnelheden en open infiltratiemiddelen een voorbehandeling van het oppervlaktewater zijn gewenst.

De optimale bedrijfsvoering wat betreft schoonmaakkosten van infiltratiemiddelen en kosten van voorzuivering zal van geval tot geval moeten worden bestudeerd.

Infiltratie vóór de kunstmatige zuivering

Infiltratie vóór de kunstmatige zuivering treedt op bij oeverinfiltratie. Dit proces wordt aangetroffen bij infiltrerende rivieren in poldergebieden. Door onttrekking van grondwater nabij drainerende rivieren kan ook hier oeverinfiltratie tot stand worden gebracht. Het dichtbij een rivieroever gewonnen grondwater zal steeds zijn samengesteld uit een deel van oorsprong rivierwater en een deel dat als neerslag de bodem is binnen gedrongen. Bij een korte gemiddelde verblijftijd van het rivierwater in de bodem en een in hoofdzaak uit oeverfiltraat bestaand opgepompt watermengsel dient de winning in geval van calamiteiten op de rivier te worden onderbroken. In deze situatie is een oppervlaktewater voorraad in de bodem langs een rivier niet functioneel.

Wanneer het winningsgebied op grotere afstand van de rivier is gelegen zal een permanente waterinname wel mogelijk kunnen blijven door het grotere adsorberende vermogen van het watervoerende pakket en door de sterkere afvlakking van de concentratie van de betreffende schadelijke stof als gevolg van de verblijftijdspreiding. Tevens zal nu door de verlaagde infiltratiesnelheid het gevaar voor verstopping van de rivierbedding aanzienlijk worden gereduceerd.

Het winnen van oeverfiltraat langs de Rijn en zijn vertakkingen kan aanleiding geven tot reuk- en smaakbe-

zwaren van het water [37] die zijn te elimineren tijdens de kunstmatige zuivering door ozonisatie. Langs de Maas zijn smaakbezwaren op het moment niet waarschijnlijk wegens de geringere verontreiniging met smaakstoffen van deze rivier.

Bij op voldoende afstand van de rivier gesitueerde winning van oeverfiltraat moet als belangrijke doelstelling worden gezien dat de kunstmatige zuivering kan worden vereenvoudigd.

Infiltratie tijdens de kunstmatige zuivering

Infiltratie tijdens de kunstmatige zuivering doet zich voor in die gevallen waar het water in het infiltratiegebied door anaerobie met verschillende stoffen wordt verontreinigd, terwijl een voorbehandeling wordt toegepast om verstopping van het infiltratie-oppervlak tegen te gaan. Een voorbeeld in Nederland is de duininfiltratie en in Duitsland de kunstmatige oeverinfiltratie bij het Wasserwerk Wiesbaden-Schierstein der Stadtwerke Wiesbaden AG [38].

In verband met het transport van rivierwater naar de duinen heeft de voorbehandeling bij duininfiltratie tevens tot doel vervuiling van de transportleiding door o.a. slibafzetting en bacteriegroei te voorkomen. De kunstmatige zuivering voor transport omvat een snelinfiltratie, beluchting en chlooring.

Een verdere voorbehandeling kan uit coagulatie en flocculatie bestaan teneinde bij de gebruikelijke open infiltratiewerken verstopping door algengroei en gesuspenseerd materiaal tegen te gaan.

Naarmate de waterkwaliteit beter is zullen hogere infiltratiesnelheden mogelijk worden. De optimale infiltratiesnelheid wordt naast de kosten van voorbehandeling, technische voorzieningen en schoonmaken bepaald door de in acht te nemen lengte van een overbruggingsperiode. Worden hoge infiltratiesnelheden in een bodem met anaeroob grondwater gewenst, dan is het denkbaar dat een voorzuivering tot anaeroob water wordt toegepast in combinatie met persputten. Een strikte anaerobie is in dit geval vereist teneinde verstopping door groei van ijzerbacteriën als Gallionella te voorkomen. Nadere studie over de technische en economische aspecten van infiltratie van anaeroob water in anaerobe bodem is gewenst, mede in verband met de grote problemen rondom verstopping van retourputten bij recirculatie van grondwater voor o.a. koeltoeleinden.

Daar het gewonnen infiltraat bij genoemde voorbeelden anaeroob is zal het een nazuivering behoeven. In geval het water nog ongewenste organische stoffen bevat kan de zuivering, naast de voor grondwater gebruikelijke methoden, bestaan uit bv. actief kool adsorptie of langzame zandfiltratie.

Infiltratie na de kunstmatige zuivering

Deze vorm van bedrijfsvoering is mogelijk wanneer het water tijdens de opslagperiode niet wordt verontreinigd zodat het na terugwinning geen zuivering meer behoeft. Voorwaarde hiertoe is het aerobisch blijven van het water tijdens de voorraadvorming in de bodem.

Infiltratie van gezuiverd aerobisch water in aerobe bodem wordt nagestreefd bij de in onderzoek zijnde Veluwe infiltratie en is toegepast bij het Mainwasseraufbereitungswerk der Stadtwerke Frankfurt am Main [39].

Daar algengroei een bedreiging vormt voor de aerobe toestand van het geïnfilterde water kan de aerobie door vergaande fosfaatverwijdering bij open infiltratiemidde-

len worden bevorderd of door infiltratie met behulp van overdekte kanalen of persputten.

De voorzuivering zal in principe bestaan uit chloring, coagulatie-flocculatie en snelfiltratie waarbij het ammonium door breekpuntschloring of door nitrificatie in de snelfilters kan worden verwijderd. Ook zal bij onvoldoende reuk- en smaakverbetering tijdens het verblijf in de bodem ozonisatie of actiefkool adsorptie tijdens de voorzuivering kunnen worden toegepast.

5. Kwaliteit van belangrijkste bronnen oppervlaktewater

Voor de drinkwatervoorziening wordt tot op heden voornamelijk oppervlaktewater gewonnen van Rijnkwaliteit of uit het door de Rijn gevoede IJsselmeer. In de nabije toekomst zal echter ook het Maaswater als bron voor de drinkwatervoorziening gaan dienen.

Een globale vergelijking van de kwaliteit van water uit de Rijn, de Maas en het IJsselmeer is mogelijk met behulp van voorlopige frequentiediagrammen van enige belangrijke waterbestanddelen [40]. Als maatstaf voor vergelijking werd de waarde van de mediaan aangehouden. Deze mediaanwaarde geeft in het algemeen niet het rekenkundig gemiddelde weer maar de waarde welke in 50 % van de gevallen wordt onderschreden.

Een overzicht van enige kenmerken voor de waterkwaliteit van de drie typen oppervlaktewater is in tabel I weergegeven. Bemonstering van de drie oppervlaktewateren vond bij de Maas bovenstreams van de Donge plaats, bij de Rijn (Lek) te Vreeswijk en bij het IJsselmeer te Andijk. Voor Rijn en Maas vond bemonstering plaats gedurende de periode 1962-1968 en voor het IJsselmeer over de periode 1965-1968.

TABEL I - Mediaanwaarden voor enige bestanddelen in water van Maas, Rijn en IJsselmeer

Bestanddeel in mg/l	Maas	Rijn	IJsselmeer
Smaakgetal (grootte-orde)	5	50	10
KMnO ₄ -verbruik	19	25	39
Cl ⁻	36	138	150
SO ₄ ²⁻	52	75	85
NH ₄ ⁺	1,00	1,50	0,05
NO ₂ ⁻	0,14	0,10	0,02
NO ₃ ⁻	12,2	6,9	5,0
Fe	1,40	1,15	0,25
Mn	0,14	0,10	0,01
Tot. hardheid (meq/l)	3,7	5,0	4,4
Hydrocarb. hardheid (meq/l)	2,5	2,5	2,2
O ₂	9,0	5,5	11,4

De kwaliteit van Maaswater is duidelijk beter dan van Rijnwater wat betreft het gehalte aan zuurstof, chloride-ionen en smaakstoffen.

In het IJsselmeer heeft een intensieve zelfreiniging plaats resulterende in een praktische voltooiing van het nitrificatieproces, sterke verbetering van de smaak en verzadiging met zuurstof. Door uitslagwater van polders en schutwater van de sluizen in de afsluitdijk wordt echter o.a. de zoutbelasting van het meer verhoogd.

6. Overzicht reinwater kwaliteit van verschillende bedrijven welke oppervlaktewater zuiveren

In tabel II is een overzicht gegeven van de kwaliteit van het reine water van verschillende oppervlaktewaterbedrijven voor het jaar 1968. De gegevens zijn ontleend aan de jaarverslagen van de verschillende bedrijven.

Teneinde de gemiddelde kwaliteit van beide typen gezuiverd oppervlaktewater te vergelijken met de gemiddelde kwaliteit van het gedistribueerde grondwater in Nederland en de aanbevelingen van de VEWIN voor gezuiverd oppervlaktewater is tabel III samengesteld. De gemiddelde kwaliteit van het gezuiverde grondwater is berekend voor de periode 1958-1964. De gemiddelde kwaliteit van het gezuiverde oppervlaktewater geldt voor het jaar 1968.

Uit de gegevens van tabel III is af te leiden dat bij de zuivering van oppervlaktewater tot drinkwater niet alleen het zoutgehalte van het water maar ook de verwijdering van organische stoffen zoals smaakstoffen veel aandacht vergt. Daar juist de verwijdering van resterende smaakstoffen wordt bemoeilijkt, onder meer door de geringe aantastbaarheid en de relatief hoge kosten van kunstmatige zuivering is een optimale smaakverbetering tijdens de voorraadvorming door het zelfreinigingsproces van grote waarde.

7. Globale kostenraming voor mogelijke bereidingswijzen van drinkwater uit oppervlaktewater

7.1 Algemeen

Bij de kostenraming is de kostprijs per m³ water berekend aan de hand van de investering per m³ jaarcapaciteit en op basis van het prijspeil januari 1970.

Aangenomen is dat de jaarlasten kunnen worden berekend als percentage van de investeringen, waarbij dit percentage is opgebouwd uit:

rente en afschrijving: 9-10 %, bij een rentevoet van 8 % en volgens de annuïteiten-methode. Afschrijvingstermijn

TABEL II - Overzicht reinwaterkwaliteit verschillende oppervlaktewaterbedrijven voor 1968

Open voorraad- vorming	Gemiddelde reinwaterkwaliteit									
	Globale productie in 10 ⁶ m ³ /jr	Smaak- getal	KMnO ₄ verbr. mg/l	pH	Geleid. verm. μS	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	O ₂ mg/l	Tot. hardh. meq/l
Andijk	5	1	23	7,9	875	192	110	0,06	13,9	5,2
Baanhoek	5		11	8,1	750	160	80	0,50	10,2	3,5
Berenplaat	70	1	8	8,0	780	146	95	0,03	11,6	5,4
Honingerdijk	40	2	7	7,9	780	142	95	0,03	9,4	5,2
Voorraadvorming in duinen										
Castricum	20	1	10	7,5	770	125	80	0,02	8,1	5,8
Den Haag	35	< 0,5	9	7,8	705	121	70	0,08	8,0	5,4
Leiden	10		22	7,5	705	99	64	0,05	6,3	6,5
Amsterdam	60	0	8	7,8	690	114	65	0	7,6	5,3

TABEL III - Overzicht reinwaterkwaliteiten van de drie watertypen voor de drinkwatervoorziening in Nederland

Reinwater type	Gemiddelde reinwaterkwaliteit								
	Smaak- getal	KMnO ₄ verbr. mg/l	pH	Geleid. verm. μS	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	O ₂ mg/l	Tot. Hard. meq/l
Grondwater	0	9	7,8	400	40	18	0,15	8,0	3,7
Oppervlaktewater gesloten buffering in duinen	< 0,5	10	7,7	710	116	69	0,03	7,0	5,5
Oppervlaktewater open buffering	1,5	8	8,0	795	147	95	0,05	11,0	5,2
Aanbeveling VEWIN minimum voorkeur voorkeur		< 20 < 10			< 250 < 100		< 0,2 < 0,05	> 2 > 6	< 5

voor de werktuigbouwkundige en electrotechnische installaties 15 jaar en voor gebouwen en leidingen 40 jaar.

Onderhoud en bediening : 1 %
Chemicaliën : 2.4 %
Energie, afhankelijk van opvoerhoogte: 2.5 %

Uit de jaarlasten werd de kostprijs berekend door te onderstellen dat direct na het in bedrijf nemen de volle capaciteit wordt geleverd.

Kosten van ontharding zijn niet in de geraamde kostprijzen opgenomen. De basisgegevens voor de kostenraming zijn ontleend aan een interne nota van het RID door ir. F. L. Schoufour. Voorts zijn de geraamde kostprijzen voor de verschillende wijzen van winning en zuivering van oppervlaktewater exclusief algemene kosten waaronder rente over bouwtijd, BTW en directie-kosten.

In onderstaande is voor de verschillende onderdelen de berekende investering in ct/m³ tussen haakjes aangegeven.

De aangegeven zuiveringswerken zijn gebaseerd op de voorgaande theoretische beschouwingen en kunnen in de toekomst duidelijk hiervan afwijken.

7.2 Opbouw van de werken

7.2.1 Oeverinfiltratie

Beschouwd wordt een pompstation van 10 miljoen m³ jaarcapaciteit. Naast de aankoop van 20 ha grond à f 3,—/m² is het pompstation als volgt opgebouwd gedacht: 30 putten à 20 m (5), terreinleidingen (5), dubbele filtratie (36), kelder met nachloring (10), hoge-druk-pompstation (15). Bij oever-infiltratie langs de Rijn dient ozonisatie (10) ter verbetering van de reuk en smaak te worden toegepast.

7.2.2 Duininfiltratie

De kostprijs van drinkwater bij infiltratie van Rijnwater in de duinen wordt geraamd voor een bedrijf met een jaarcapaciteit van 50 miljoen m³. Een correctie is toegepast voor de mede gewonnen hoeveelheid natuurlijk grondwater welke op 10 % van de totale gewonnen hoeveelheid werd aangehouden. De posten voor de kostprijsraming zijn: Aankoop 45 ha grond à f 3,—/m², inlaatwerk (5) aan Rijn, filtratie (V = 5 m/u) en chloring (15), hoge-druk-pompstation (15), transportleiding (50 km Ø 1400 mm) (80), ozonisatie (7), infiltratiewerken (V = 0,5 m/dag, 10⁶ m³ graafwerk e.d.) (5), 125 putten à 10 m (3), terreinleidingen (5), dubbele filtratie met kooldosering (30), kelder met nachloring (10), hoge-druk-pompstation (15).

7.2.3 Veluwe-infiltratie

De kostprijs van door infiltratie van Rijnwater in de Veluwe gewonnen drinkwater is geraamd voor een bedrijf met 100 miljoen m³ jaarcapaciteit. De bijdrage van het natuurlijke grondwater is gesteld op 5 % van de totaal na infiltratie gewonnen hoeveelheid water. Als posten zijn opgenomen: Aankoop 45 ha grond à f 3,—/m², inlaatwerk aan IJssel (3), breekpuntschloring (5), coagulatie gevolgd door opwaartse filtratie (V = 5 m/u) (15), filtratie (V = 5 m/u) en chloring (15), hoge-druk-pompstation (12), transport (20 km, 2 x Ø 1400) (32), ozonisatie ((7), verdeelwerk en kelder (2), infiltratietunnels (V = 6 m/dag, 4,5 km à f 4000/m³) (18), 175 putten à f 40.000/stuk (7), terreinleidingen (4), kelder en nachloring (10), hoge-druk-pompstation (10).

7.2.4 Open voorraadvorming bij Maas

Op grond van kwantitatieve overwegingen is voorraadvorming van Maaswater met een overbruggingsperiode van 3 maanden aan te bevelen. Voor een hier te beschouwen pompstation van 100 miljoen m³ jaarcapaciteit betekent dit een spaarbekken met een inhoud van 25 miljoen m³. De opgenomen posten zijn: aankoop 250 ha grond à f 3,—/m², inlaatwerk aan Maas (3), spaarbekken met ijzerzout-dosering bij inlaat (30), pompstation (2), microzeven en breekpuntschloring (12), coagulatie en vlokverwijdering (15), filtratie (V = 5 m/u) en chloring (15), koolfiltratie (V = 10 m/u) (15), kelder en nachloring (10), hoge-druk-pompstation (10).

7.2.5 Open voorraadvorming bij Rijn

In verband met het hoge zoutgehalte van de Rijn is voorraadvorming met een gemiddelde verblijftijd van 6 maanden aan te bevelen. Bij een bedrijf met 100 miljoen m³ jaarcapaciteit is zodoende een bekkeninhoud van 50 miljoen m³ nodig. De opgenomen posten zijn: aankoop 500 ha grond à f 3,—/m², inlaatwerk aan Rijn (3), coagulatie en opwaartse filtratie (V = 5 m/u) (15), filtratie (V = 5 m/u) (15), spaarbekken (40), pompstation (2), breekpuntschloring (5), filtratie (V = 5 m/u) (15), ozonisatie en chloring (7), koolfiltratie (V = 10 m/u) (15), kelder en nachloring (10), hoge-druk-pompstation (10).

7.2.6 Open voorraadvorming in IJsselmeer

Door de hogere zoutgehalte van het IJsselmeer en de afvlakking van de kwaliteit ten opzichte van water uit de Rijn is een spaarbekken met een gemiddelde verblijftijd van 12 maanden gewenst. Voor de kostprijsraming wordt een bedrijf met een jaarcapaciteit van 330 miljoen m³

beschouwd. De opgenomen posten zijn: aankoop 4300 ha à f 0,50/m², en 100 ha grond à f 3,—/m², inlaatwerk (3), coagulatie en opwaartse filtratie (V = 5 m/u) (15), filtratie (V = 10 m/u) (8), spaarbekken (buitendijks) (40), pompstation (2), breekpuntschloving (5), filtratie (V = 5 m/u) (15), ozonisatie en chloving (7), koolfiltratie (V = 10 m/u) (15), kelder en nachloving (10), hoge-druk-pompstation (10).

7.3 Overzicht van de geraamde kostprijs af pompstation voor alternatieve produktiewijzen van drinkwater

In tabel IV is een overzicht gegeven van de op grond van bovenstaande onderstellingen geraamde kostprijs voor de produktie en het onder druk brengen van drinkwater.

TABEL IV - Geraamde kostprijzen voor drinkwaterbereiding af pompstation

Watertype	Wijze van voorraadvorming	Produktiecapaciteit in 10 ⁶ m ³ /jaar	Kostprijs af pompstation in ct/m ³
Grondwater [1]		10	10
Maas	Oeverfiltratie	10	11
Rijn	Oeverinfiltratie	10	12
Rijn	Duininfiltratie	50	23
Rijn	Veluwe-infiltratie	100	19
	Bekken:		
Maas	T = 3 mnd	100	17
Rijn	T = 6 mnd	100	20
IJsselmeer	T = 12 mnd	330	19

Teneinde een beter inzicht te verschaffen in de bijdrage van de zuivering, de voorraadvorming, het transport e.d. aan de totale kostprijs is tabel V samengesteld. De hierin vermelde waarden zijn alle gebaseerd op een bedrijf met een jaarcapaciteit van 100 miljoen m³.

TABEL V - Bijdragen aan de kostprijs voor drinkwater bereid uit Rijnwater

Onderdeel	Bijdrage aan kostprijs in ct/m ³		
	Gesloten voorraadvorming		Open voorraadvorming
	Duininfiltratie	Veluwe-infiltratie	Bekken met T = 6 mnd
Grondaankoop	0,2	0,1	1,2
Winning + transport vóór opslag	9,1	5,8	0,5
Voorraadvorming	0,6	2,2	4,0
Winning + transport na opslag, reinwaterkelder, hoge-druk-pompstation	3,5	3,8	2,9
Kunstmatige zuiveringswerken	8,3	6,7	11,8
Totaal	21,7	18,7	20,4

Uit tabel V blijkt dat de transportkosten minimaal zijn bij open voorraadvorming, terwijl bij deze methode de kosten van opslag maximaal zijn. De kosten van kunstmatige zuivering zijn minimaal bij infiltratie in de Veluwe, indien met het geschetste zuiveringssysteem kan worden volstaan.

Globaal verschillen de bereidingskosten van drinkwater voor de drie beschouwde wijzen van voorraadvorming weinig. Andere factoren zoals mogelijkheden van fase-ring, risico's en planologie zullen dan ook mede bepalend zijn voor de keuze.

8. Samenvatting

Bij de winning en zuivering van oppervlaktewater uit de Rijn, het IJsselmeer en de Maas nopen overwegingen van kwalitatieve resp. kwantitatieve aard tot het aanleggen van watervoorraden teneinde te allen tijde goed drinkwater te kunnen distribueren.

Watervoorraden kunnen worden aangelegd in bekken of in de bodem. Enerzijds zal tijdens de voorraadvorming door natuurlijke zelfreiniging de kwaliteit van het water verbeteren maar anderzijds kan een achteruitgang van de kwaliteit optreden door algengroei in open bekken en door anaërobie tijdens verblijf in de bodem. Zodoende verdient voorraadvorming van gezuiverd oppervlaktewater in een aerobe bodem de voorkeur. Ook op economische gronden blijkt de kunstmatige zuivering in dit geval optimaal.

Naarmate tijdens de zuivering de tijd welke ter beschikking staat aan de biologische zelfreiniging korter is wordt de bereiding van bijsmaakvrij water een moeilijker opgave. Het uit oppervlaktewater van Rijnkwaliteit bereide drinkwater bezit dan ook in verschillende gevallen een bijsmaak, vooral wanneer open voorraadvorming wordt toegepast. Voor een deel zal deze bijsmaak afkomstig zijn van het chloor nodig voor desinfectie tijdens het transport. Ter verbetering van de reuk en smaak zal in toenemende mate ozonisatie moeten worden toegepast.

Om veiligheidsredenen is het bij de zuivering van oppervlaktewater altijd gewenst een behandeling met actieve kool uit te voeren teneinde schadelijke organische stoffen te verwijderen. Deze handelwijze is vooral van belang daar anders, door de nog gebrekkige analyse-techniek, toxische stoffen onopgemerkt de zuivering kunnen passeren. Een spoedige verbetering van de analyse methodiek voor organische stoffen is dan ook van groot belang. Uit hygiënisch oogpunt is een combinatie van actief kool adsorptie en ozonisatie het meest verantwoord.

Naast onderzoek naar smaakstoffen en toxinen moet het virologisch wateronderzoek met kracht ter hand worden genomen. Evenals bij grondwater [1] zal nationaal economisch gezien gedeeltelijke ontharding van oppervlaktewater verantwoord zijn.

Literatuur

1. Zoeteman, B. C. J., H₂O 3 (1970).
2. Rook, J. J. en Oskam, G., H₂O 2 (1968), nr. 11, 260-279.
3. Zoeteman, B. C. J., H₂O 3 (1970) nr. 7, 136.
4. Oskam, G. en Rook, J. J., H₂O 3 (1970) nr. 10, 126.
5. Schippers, J. C., H₂O 1 (1968), nr. 23, 536-538.
6. Houston, A. C., *Reports on research work*, London (1908-1911).
7. Leeflang, K. W. H. en Edelman, J. H., Water 9 (1943) 77-82.
8. Huisman, L. en Martijn, Th. G., H₂O 1 (1968) nrs. 3, 4.
9. Knoppert, P. L., H₂O 2 (1969) nr. 4, 74-89.
10. Leeflang, K. W. H. en Frijling, H. T., H₂O 1 (1968), no. 9, 190-197.
11. Lips, H. J. M., H₂O 2 (1969) nr. 8, 178-181.
12. Metropolitan Water Board, *Report on the results of the bacteriological chemical and biological examination of the London waters*, 38 (1957-1958) 61.
13. Leeflang, K. W. H., TH Delft, Afd. Weg- en Waterbouwkunde, *Vakantiecursus 4* (1952) 113-139.
14. Kelly, S. M. and Sanderson, W. W., Am. J. Pub. Health 50 (1960) 14-20.
15. Kabler, P. W., Clarke, N. A., Berg, G. and Chang, S. L., Publ. Health Rep. 76 (1961) 565-570.
16. Bucksteeg, W. and Dietz, F., *Vom Wasser* 24 (1957) 282-293.
17. Oskam, G., H₂O 2 (1969), nr. 6, 120-131.

● slot op pag. 672

16. Boorsma, H. J., TH Delft, Afd. Weg- en Waterbouwkunde, *Vakantiecursus 19* (1967) 62-74.
17. Clark, J. H., Cumberland, R. F. and Smyth, M. J., Report AERE-R 5724 (1968).
18. McCauley, R. F. and Eliassen, R., JAWWA 47 (1955) 494.
19. Clarke, N. A., Berg, G., Kabler, P. W. and Chang, S. L., *Int. Conf. Water Poll. Res. (London)* (1962) Paper nr. 18.
20. Robeck, G. G., Clarke, N. A. and Dostal, K. A., JAWWA 54 (1962) 1275-1290.
21. Borneff, J., GWF 110 (1969) 29-34.
22. Heusden, G. P. H. van, TH Delft, Afd. Weg- en Waterbouwkunde, *Vakantiecursus 14* (1962) 70-90.
23. Reichert, J., GWF 110 (1969), 447-482.
24. Burg, L. v. d., *H₂O 1* (1968) 530.
25. Heil, G., TH Karlsruhe, (Abteilung Wasserchemie) *Veröffentlichungen 4* (1969) 136-167.
26. Schwuger, M. J., Jüntgen, H., GWF 109 (1968) 1281-1286.
27. Martijn, Th. G., *H₂O 1* (1968) nr. 21 en nr. 25.
28. Huisman, L. en Martijn, Th. G., *H₂O 2* (1969) nr. 16.
29. Vollenweider, R. A., OECD Report (1968), DAS/CSI/68.27.
30. Nog te publiceren rapport van de Commissie Limnologie Spaarbekkens.
31. Primavesi, TH Karlsruhe (abteilung Wasserchemie) *Veröffentlichungen 4* (1969) 195-213.
32. Lacy, W. J., *Ind. Eng. Chem.* 46 (1954) 1061.
33. Houtman, J. P. W., TH Delft, *Vakantiecursus 19* (1967) 121-134.
34. Jonker, G. S. en Lettinga, Reaktor Instituut Delft, halfjaarlijks rapport 5 (1969).
35. Holluta, J., Bauer, L. und Kölle, W., GWF 109 (1968) 1406-1409.
36. Kludig, K. H., GWF 109 (1968) 1401-1406.
37. Boorsma, H. J., Zoeteman, B. C. J. en Kraayeveld, A. J. A., *H₂O 2* (1969) 326-330.
38. Haberer, K., GWF 24 (1968) 636-640.
39. Stadager, K. and Eller, W., *Ost. Wasserw.* 10/11 (1960) 198-204.
40. Leeflang, K. W. H. Nog te publiceren rapport „*Oppervlaktewater*” van de Commissie Limnologie Spaarbekkens.
41. Jaarverslag duinwaterleiding van 's-Gravenhage (1967).
42. Jaarverslag drinkwaterleiding Rotterdam (1967).
43. Rapport waterkwaliteit van GEB Dordrecht (1968).