

SUMMARY

Biological and Chemical Aspects of the Storage of Rhine Water in the Berenplaat Reservoir

Since 1966 the Rotterdam Municipal Waterworks operates a reservoir, in which the heavily polluted Rhine water is stored. The present article describes the biological and chemical experiences of the first two years after its filling. Because of its fertility the stored Rhine water supports a heavy growth of algae during most of the growing season (march till november). The plankton population is dominated by diatoms (e.g. *Asterionella formosa*); blue-green algae are nearly absent, presumably while the storage period of one month is too short for their development. Notwithstanding the algal growth, storage has a very favourable effect on the biochemical quality of the water, due to the physical and biological processes of selfpurification.

Where the river Rhine carries a heavy load of taste and odour compounds of industrial origine, the large reduction in the threshold taste number is considered the most important effect of storage.

Biologisch-chemische ervaringen met opslag van Rijnwater in het Berenplaat-reservoir

1. INLEIDING

Voor de drinkwatervoorziening van Rotterdam en omgeving is sinds 1966 een ruw water reservoir in gebruik.

Aan de opzet van dit project liggen de volgende gedachten ten grondslag (Bijker 1963):

1. Voorraadvorming tijdens grote rivierafvoeren dient ter overbrugging van perioden van lage afvoeren en daarmee gepaard gaande slechte waterkwaliteit. De samenstelling van het te zuiveren water wordt door de afvlakking van de verontreinigingstoppen gelijkmatiger dan bij de tot dan toe gebruikelijke dagelijkse onttrekking.
2. Het aanleggen van een voorraad kan niet alleen dienen voor overbrugging van droge perioden, maar is tevens noodzaak in geval van accidentele verontreinigingen van het rivierwater door giftige stoffen of eventuele radio-activiteit.
3. De gedurende de verblijftijd optredende zelfreiniging onder invloed van fysische en bacteriële processen kan in belangrijke mate bijdragen tot een verbetering van de waterkwaliteit.

In de omgeving van Rotterdam bood het eiland Berenplaat de beste mogelijkheid tot het inrichten van een spaarbekken, dat deze driedelige functie althans gedeeltelijk kon vervullen. Het op de omslag afgebeelde reservoir heeft een totale inhoud van ca. 8.000.000 m³ bij een gemiddeld nat oppervlak van ruim 120 ha en een gemiddelde diepte van 6,5 m. Het toelaatbare verschil tussen hoogste en laagste waterniveau is 6 m, hetgeen neerkomt op een voor overbrugging nuttige inhoud van 7.300.000 m³.

Teneinde kortsluitstromen te voorkomen zijn in het spaarbekken zes geleidedammen aangebracht, waardoor enerzijds wel de verblijftijd spreiding gering is, doch anderzijds de egaliserende functie sterk wordt verminderd. Hoe zijn nu in de praktijk de drie genoemde functie gehanteerd?

Sinds de inbedrijfstelling van het produktiebedrijf Berenplaat in maart 1966 heeft het bekken enkele malen zijn nut als noodvoorraad bewezen bij scheepsongevallen, waarbij vergiftiging van het rivierwater aannemelijk leek.

In de genoemde periode welke gekenmerkt was door grote afvoeren, was het aanspreken van de voorraad op grond van slechte rivierkwaliteit nauwelijks nodig. Bovendien biedt de grootte van de nuttige voorraad slechts een zeer geringe ruimte. Bij de huidige dagelijkse onttrekking (ca. 360.000 m³)

is deze voor 20 dagen toereikend. Een langdurige periode van minder bruikbaar water kan slechts zeer gedeeltelijk overbrugd worden. Immers na 20 dagen is het waterniveau in het spaarbekken tot het laagst toelaatbare gedaald en zal het dan beschikbare rivierwater, hoe slecht van kwaliteit ook, noodzakelijk moeten worden ingenomen. In dat geval wordt ook niet meer geprofiteerd van de aanzienlijke kwaliteitsverbetering, die anders gedurende de verblijftijd in het spaarbekken zou zijn opgetreden. Op grond van deze overweging is het accent in de bedrijfsvoering vooral komen te liggen op het handhaven van de langst mogelijke verblijftijd. Op deze wijze wordt het zelfreinigend vermogen van het reservoir ten volle benut.

Het in Nederland voor de watervoorziening beschikbare oppervlaktewater is eutroof, d.w.z. rijk aan voedingszouten. Onder gunstige condities van temperatuur en lichtintensiteit is in zulk water een massale planktonontwikkeling mogelijk. De verstoring van het biologisch evenwicht door het afwisselend optreden van perioden van opbloeien en afsterving kan leiden tot een zware belasting voor het zelfreinigend vermogen van een spaarbekken. In de literatuur zijn een groot aantal gevallen beschreven, waarin de biologische activiteit in het water tot ernstige problemen bij de zuivering tot drinkwater aanleiding gaf (Task Group Report 1966).

Het water voor het Berenplaat spaarbekken wordt onttrokken aan de Oude Maas: een delta-arm van de Rijn. Dit water heeft een grote organische belasting van huishoudelijke en industriële aard en is daarnaast zeer rijk aan alle voor planktongroei benodigde voedingszouten. Op grond hiervan stond het zonder meer vast, dat periodiek een massale ontwikkeling van algen op zou treden. Afgewacht moest worden, of hierdoor de waterkwaliteit in het spaarbekken zodanig beïnvloed zou worden, dat het effect van de zelfreiniging geheel of gedeeltelijk te niet zou worden gedaan. In dit artikel zal nader worden ingegaan op verschillende hiermee samenhangende facetten van de zelfreiniging in het spaarbekken Berenplaat.

2. PERIODE NA DE EERSTE VULLING

In de tweede helft van augustus 1965 werd het reservoir gevuld met rivierwater. In tabel 1 is van een aantal belangrijke componenten het gemiddelde gedurende de inlaatperiode gegeven. Gedurende de eerste drie maanden (september t/m november) werd geen water aan het spaarbekken onttrokken. Dit bood een unieke gelegenheid om gedurende een langere periode de effecten van de biologische processen op de waterkwaliteit te bestuderen.

De zuurstofhuishouding

In afb. 1 is het verloop van het zuurstofverzadigingspercentage aan oppervlak en bodem weergegeven. De monsters werden genomen op 30 cm onder het oppervlak, resp. 10 cm boven de bodem.

Het ingenomen rivierwater was voor slechts 40 % verzadigd aan zuurstof. Na de eerste week (gedeeltelijk nog vulperiode) bedroeg dit percentage aan oppervlak en bodem ca. 60 %. In de daarop volgende drie weken bleef aan het oppervlak het zuurstofpercentage vrijwel constant. Dit duidt op een evenwichtssituatie tussen de vrijwel onmiddellijk op gang gekomen biologische oxydatieprocessen en het fysische proces van zuurstofopname uit de lucht. In de vierde en vijfde week waren de weersomstandigheden zonnig en windstil. Dit schiep de voorwaarden voor een zeer snelle ontwikkeling van een massale algengroei, bestaande uit een mengpopulatie van *Chlamydomonas* soorten *) (éencellige groene algen, behorend tot de flagellaten). De fotosynthetische activiteit van het plankton ging gepaard met een grote zuurstofproductie: in één week tijd steeg de zuurstofverzadiging aan het oppervlak van 67 % tot 132 %.

Dit stond in duidelijke tegenstelling tot de bodemsituatie, waar het zuurstofgehalte van de tweede tot de vijfde week geleidelijk daalde tot een minimum van 20 % verzadiging. Dit verloop wijst erop, dat in de diepere waterlagen de zuurstofverbruikende afbraakprocessen overheersten. Ondanks de vrijwel uniforme temperatuur trad toch gedurende deze windstille periode een duidelijke chemische stratificatie op, die evenwel in de daarop volgende week met matig winderig weer volledig werd opgeheven. Zoals uit afb. 1 blijkt, waren de zuurstofpercentages in de zesde week voor beide diepten gelijk; onder- en bovenwater waren volledig gemengd. Deze menging was tevens de leiding tot een snelle afsterving van de groei, waarbij zoals te verwachten viel, grote hoeveelheden zuurstof nodig bleken voor de mineralisatie van het afgestorven plankton.

Dit grote verbruik, dat zich wederom sneller manifesteerde in de diepte, leidde zowel voor bodem als oppervlak tot het zeer lage percentage van 30 % in de achtste week. Deze snelle afwisseling van hoge en lage zuurstofgehalten onder invloed van biologisch gebeuren, is kenmerkend voor staande of zeer langzaam stromende eutrofe wateren.

In dit geval was het zuurstofverbruik tengevolge van de afsterving zo groot, dat op het dieptepunt het gehalte zelfs lager was dan van het oorspronkelijk ingenomen rivierwater. Men zou verwachten, dat de door de algen geproduceerde zuurstof toereikend zou zijn voor de afbraak van hun celmateriaal. Echter gedurende de periode van oververzadiging wordt zuurstof afgegeven aan de atmosfeer en deze onttrekt zich aan het milieu. Dit extra zuurstofdeficit wordt zo langzaam aangevuld door fysische reëratie, dat deze geen gelijke tred kan houden met het verbruik. Uit afb. 1 blijkt dan ook, dat in de negende week het zuurstofgehalte slechts weinig toenam. In de daarop volgende week trad een duidelijk herstel in, doch dit werd mede veroorzaakt door het optreden van de bruine flagellaat *Cryptomonas ovata*. Als gevolg van het vergevorderde seizoen (begin november) bleef deze groei binnen de perken en zijn verdwijnen (na de elfde week) had weinig invloed op de zuurstofhuishouding (verzadigingspercentages 80 à 90 %). In de daarop volgende maanden werd geen algengroei van betekenis meer waargenomen in overeenstemming met wat bij winterse temperaturen verwacht mag worden. Het zuurstofverzadigingspercentage van boven- en onderwater bewoog zich gedurende de wintermaanden tussen de 80 % en 100 %.

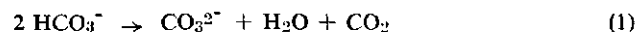
Koolzuurevenwicht

In afb. 1 zijn eveneens de drie voor het koolzuurevenwicht kenmerkende grootheden uitgezet. De pH nabij het opper-

vlak stelde zich in de eerste week in op een waarde van 7,75 à 7,80. Dit is de evenwichts-pH behorend bij een HCO_3^- -gehalte van 170 à 180 mg/l en een CO_2 -gehalte van 4 à 5 mg/l. Het verlies aan (agressief) CO_2 werd voornamelijk veroorzaakt door afgifte aan de atmosfeer.

In het diepe water vergde dit proces drie weken. Voor het verdere verloop bestond een uitgesproken paralleliteit met het zuurstofgehalte, d.w.z. een vrijwel constant niveau tot de 4e week, waarna de *Chlamydomonas* groei niet alleen alle vrije CO_2 consumeerde, maar ook het in HCO_3^- half gebonden CO_2 assimileerde. Dit gaf aanleiding tot een snelle stijging van de pH in het bovenwater tot 8,70, waardoor tevens enige ontharding optrad.

De vergelijkingen hiervoor zijn:



De alg assimileert de in (1) vrijkomende CO_2 , terwijl gelijktijdig een fijn verdeeld neerslag van CaCO_3 ontstaat.

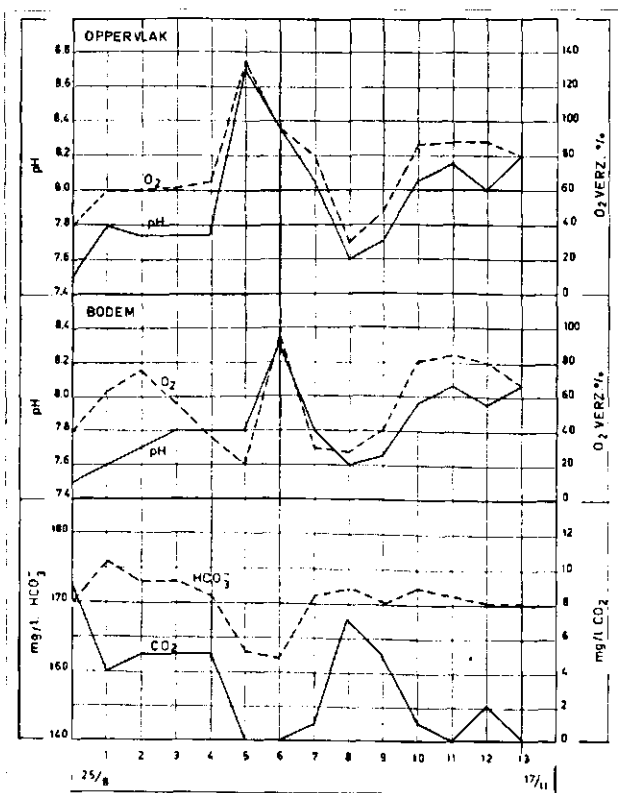
Op het tijdstip van de maximale pH was het CO_2 -gehalte tot 0 gedaald, terwijl de bovenvermelde onthardingsreacties een minimum in het HCO_3^- -gehalte veroorzaakten.

Na de menging van onder- en bovenwater in de 6e week toont ook het pH-verloop duidelijk de gevolgen van de afsterving. De oxydatieve afbraak van organisch materiaal leverde zoveel CO_2 , dat eerst de ontharding teniet werd gedaan (door omkering van bovengenoemd reactieschema), waarna het gehalte aan vrije CO_2 toenam tot 7 mg/l (zie de stijging van het HCO_3^- - en CO_2 -gehalte in afb. 1 in de 7e en 8e week). De daarna optredende *Cryptomonas* verbruikte slechts in hoofdzaak CO_2 en leidde door zijn geringere intensiteit niet meer tot ontharding van enige betekenis.

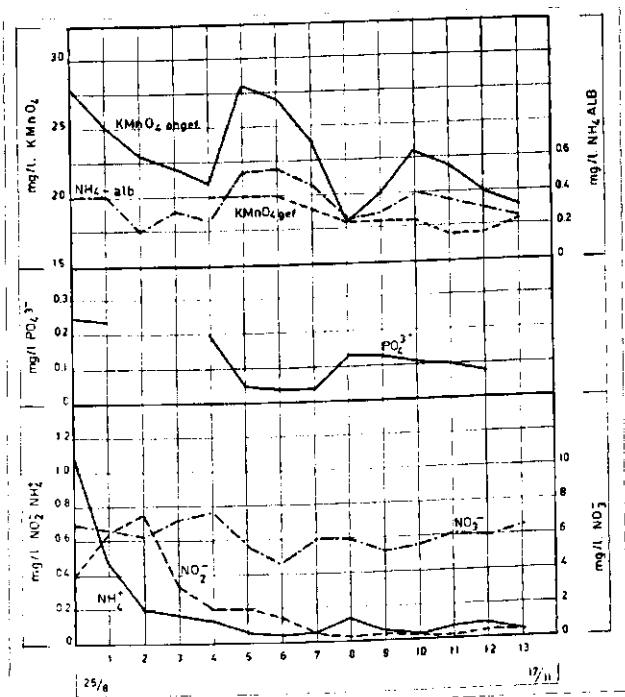
Organische stof

Afb. 2 laat het verloop zien van de gehalten aan totale en opgeloste organische stof. Het KMnO_4 -verbruik en het gehalte aan albuminoïde NH_4 , bepaald in ongefiltreerde

Afb. 1 - Kwaliteitsveranderingen in stilstaand water 1965.



*) De auteurs danken dr. Van Heusden van de Gemeentewaterleidingen Amsterdam voor de in deze beginperiode verleende steun en adviezen betreffende het planktononderzoek.



Afb. 2 - Kwaliteitsveranderingen in stilstaand water 1965.

monsters, is gehanteerd als maat voor de som van opgelost en gesuspenseerd organisch materiaal.

Het KMnO_4 -verbruik bepaald na filtratie kan gezien worden als indicatie voor het gehalte aan opgeloste organische stof. In de eerste vier weken daalde het totale gehalte aan organische stof tot een niveau, dat vrijwel gelijk was aan de waarde, die in een gefiltreerd monster werd gevonden.

Deze geleidelijke afname beruiste op de sedimentatie van aan zwevende stof geadsorbeerde organische verbindingen. (Het zwevende stofgehalte daalde in deze tijd van ca. 30 mg/l tot 3 mg/l). Ten tijde van de massale algenontwikkeling steeg het ongefiltreerde KMnO_4 -verbruik van 21 tot 28 mg/l om na de 6e week nagenoeg even snel weer te gaan dalen tot een minimum van 18 mg/l in de 8e week.

Een tweede minder hoge piek trad op ten tijde van de *Cryptomonas*-groei (23 mg/l in de 10e week). Dit verband tussen algengroei en organische stof-gehalte is volkomen analoog afleesbaar uit de lijn voor de albuminoïde NH_4 . Uit de vanaf de 4e week bepaalde KMnO_4 -waarden in gefiltreerde monsters blijkt, dat het gehalte aan opgeloste organische stof onafhankelijk van de algengroei een langzaam dalende tendens vertoonde. Een grote afname was ook niet te verwachten, daar een belangrijk deel van de opgeloste organische stof uit kleurvormende bestanddelen bestaat, die al ver gevorderd zijn op hun weg naar stofwisselingsproducten. Dit wordt bevestigd door de kleur van het opgeslagen water, die in de beschreven periode van 13 weken van 28 mg Pt/l slechts verminderde tot 25 mg Pt/l.

De metingen nabij de bodem vertoonden voor de ongefiltreerde monsters een minder duidelijk beeld. In de gefiltreerde monsters bewoog het KMnO_4 -verbruik zich op hetzelfde niveau als dat in het bovenwater.

Fosfaat

Het opgeloste fosfaat is een uitermate belangrijke voedingsstof voor planktongroei. Het in afb. 2 gegeven verloop laat duidelijk zien, dat ten tijde van de *Chlamydomonas* opbloei het PO_4^{3-} -gehalte daalde van 0,2 mg/l tot 0,04 mg/l. Het in de alg vastgelegde PO_4^{3-} komt echter weer voor een belangrijk gedeelte vrij, zodra de alg afsterft, getuige de waarde van 0,13 mg/l in de 8e week. De daarna opkomende *Cryptomonas*-groei had weinig invloed op het gehalte aan opgelost PO_4^{3-} .

Stikstofhuishouding

De drie anorganische componenten van de stikstofhuishouding zijn weergegeven in afb. 2. Met name in de eerste twee weken trad een snelle vermindering van het NH_4^+ -gehalte op. De voornaamste oorzaak was de nitrificatie.

Een toename in het gehalte van het tussenproduct NO_2^- was duidelijk waarneembaar met een maximum van 0,75 mg/l na 2 weken. De verwachte stijging van het NO_3^- -gehalte (met ca. 3 mg/l) bleef vrijwel achterwege.

Hiervoor zijn meerdere verklaringen denkbaar. Gedacht kan worden aan vastlegging van NO_3^- in de oorspronkelijk op de bodem van het spaarbekken aanwezige begroeiing van hogere planten. Een tweede mogelijkheid zou kunnen zijn NO_3^- -assimilatie door het aanvankelijk nog in matige hoeveelheden aanwezige fytoplankton, vooruitlopend op de explosieve algenontwikkeling in de 5e week. Een derde alternatief vormt de veronderstelling, dat denitrificatie tot N_2 heeft plaatsgevonden hoewel de tamelijk hoge zuurstofspanning in het water hiermee in strijd lijkt te zijn. De belangrijke reductie in het NO_3^- -gehalte in de 4e tot 6e week viel samen met de groei van *Chlamydomonas*. In de periode van afsterven (7e en 8e week) namen de gehalten aan NH_4^+ en NO_3^- (tengevolge van eiwit afbraak) weer enigszins toe, waarna deze cyclus zich in mindere mate herhaalde bij de groei en afsterving van *Cryptomonas*.

Over de gehele periode van 13 weken werd de totaal balans voor opgeloste stikstof duidelijk lager. Uit de begin- en eindwaarden van de vier N-componenten laat zich een N-verlies van 1,1 mg/l berekenen. Dit is bijna 40 % van de oorspronkelijk aanwezige totaal N-concentratie van 2,9 mg/l. Op deze stikstofverliezen zal later worden teruggekomen, daar dit verschijnsel zich ook in de hierna volgende bedrijfsperiode manifesteerde.

De ervaring van deze periode samenvattend kan gesteld worden, dat gerekend moest worden op een sterke beïnvloeding van de waterkwaliteit in het spaarbekken door algengroei.

Hoewel het uiteindelijk effect van de beschreven opslagperiode op de waterkwaliteit zeer gunstig genoemd kan worden (zie tabel 1), stond echter geenszins vast, dat bij de zuivering geen moeilijkheden zouden optreden, als het aan het spaarbekken onttrokken water grote hoeveelheden algen zou bevatten. Dit gold te meer voor die perioden, waarin afsterving van een massale algengroei zou leiden tot zeer lage zuurstofgehalten en mogelijk een grote achteruitgang in de smaak van het te onttrekken water.

TABEL 1 - Kwaliteitsverandering rivierwater na 3 maanden opslag.

	rivierwater in vulperiode	spaarbekkenwater na 3 maanden opslag
Kleur mg Pt/l	28	25
pH	7,5	8,2
Zwevende stof mg/l	30	2
KMnO_4 - ongef. mg/l	28	19
KMnO_4 - gef. mg/l	—	18
NO_2^- mg/l	0,40	0,06
NO_3^- mg/l	7,0	6,6
PO_4^{3-} mg/l	0,25	0,06
NH_4^+ + sal mg/l	1,1	0,05
NH_4 alb. mg/l	0,40	0,25
Fe mg/l	1,2	0,06
Mn mg/l	0,15	0,03
CO_2 mg/l	9	0
O ₂ mg/l	4	11,3
Phenol $\mu\text{g/l}$	4	1
Smaakgetal (verdunding)	80	3

Regelmatig hydrobiologisch onderzoek van het spaarbekken-water werd dan ook onmisbaar geacht, teneinde voorbereid te kunnen zijn op met algengroei samenhangende problemen.

3. BIOLOGISCH ONDERZOEK

a. Het fytoplankton in de Oude Maas

Gedurende 1966 werden slechts zeer incidenteel monsters genomen voor biologisch onderzoek. Hieruit kwam naar voren, dat het planktongehalte van de rivier laag was, terwijl in het plankton de diatomeeën (kiezelwieren) het meest op de voorgrond traden.

De Oude Maas voert het gehele jaar door veel slib af. De daarmee samenhangende kleine lichtintensiteit in het water is waarschijnlijk de voornaamste oorzaak voor de geringe planktonontwikkeling in de rivier. Lichtextinctiewaarden van 2 tot 4 zijn heel normaal, hetgeen betekent dat in een waterlaag van 1 m dikte de lichtintensiteit 10^2 à 10^4 maal kleiner wordt. De meeste algen komen dan ook niet tot volle ontwikkeling. De afmetingen blijven relatief klein en de diatomeeën bereiken slechts een geringe graad van verkiezeling.

In 1967 werd gestart met een veel frequenter onderzoek (1 x per week) teneinde vast te stellen of er een verband bestaat tussen de opbloei van bepaalde algen in het spaarbekken en hun voorkomen in de rivier. Ook in dit jaar bleek, dat van de algensoorten alleen de diatomeeën een geringe opbloei vertoonden. Het aantal soorten bedroeg in de wintermaanden 10 tot 15 en steeg naar de zomer tot ca. 25, om daarna vanaf september weer geleidelijk te dalen tot het winterniveau.

In kwantitatief opzicht viel de maximale ontwikkeling in mei, waarin *Asterionella formosa*, *Synedra acus* en *Stephanodiscus astraea* voorkwamen in aantallen tot 10^4 exemplaren per l. Gedurende de zomer kwam alleen nog *Stephanodiscus astraea* tot een tweede ontwikkeling, hoewel wederom de aantallen tot ca. 10^4 ex/l beperkt bleven.

De tweede algengroep, waarvan een vrij groot aantal soorten aangetroffen werd, waren de Chlorophyceae (groenwieren). Weliswaar was in de wintermaanden het aantal soorten zeer gering (kleiner dan 5), maar dit liep op tot ruim 20 in zomer en najaar. Qua voorkomingsfrequentie traden *Scenedesmus quadricauda* en *Ankistrodesmus falcatus* het meest op de voorgrond.

Cyanophyceae (blauwwieren), Conjugatae (jukwieren) en Flagellata waren vrijwel het gehele jaar door aanwezig. Het aantal soorten en de aantallen per liter waren echter zeer gering. Van de blauwwieren bleek *Oscillatoria agardhii* verreweg het meest frequent voor te komen.

b. Het fytoplankton in het spaarbekken

In de eerste maanden van 1966 voor de inbedrijfstelling van het productiebedrijf op 15 maart, werd het plankton gekenmerkt door het optreden van de bruine flagellaat *Cryptomonas ovata*. Deze groei met een max. aantal van $6 \cdot 10^5$ ex/l duurde tot begin maart. Inmiddels begon eind februari een bloeiperiode van *Asterionella formosa*, die zich in maart explosief ontwikkelde. In twee weken tijd vond een vermeerdering plaats van 10^4 tot 10^7 kolonies per liter. *Asterionella formosa* domineerde gedurende het gehele voorjaar het planktonbeeld van het spaarbekken met aantallen van 10^6 à 10^7 kolonies per liter. Vanaf eind mei was *Asterionella* plotseling verdwenen. Vanaf half maart begonnen verschillende soorten groenwieren en flagellaten o.a. *Ankistrodesmus falcatus*, *Scenedesmus quadricauda* en verschillende *Chlamydomonas*-soorten zich in wat grotere aantallen te manifesteren, zonder dat overigens van een bloei sprake was. In april voegden zich hier nog *Actinastrum hantzschii* en *Eudorina elegans* bij.

Van de volgende diatomeeën werden in april en mei eveneens grotere aantallen gevonden: *Fragilaria crotonensis*, *Melosira granulata*, *Stephanodiscus astraea*, *Synedra acus* en *Synedra ulna*.

De twee *Synedra* species vertoonden van begin tot eind mei een duidelijke bloei met aantallen variërend van $3 \cdot 10^5$ tot $8 \cdot 10^5$ cellen/l.

De maand juni werd gekenmerkt door een betrekkelijke rust. Alleen enkele groenwieren en flagellaten bleven als mengflora aanwezig. Naast de reeds genoemde species traden *Pandorina morum* en *Coelastrum microporum* op.

Gedurende de rest van het groeiseizoen (t/m oktober) bleven alle genoemde groene algen in wisselende hoeveelheden aanwezig, zonder dat één soort een duidelijke ontwikkeling vertoonde. In begin juli begon een nieuwe massale groei van *Asterionella formosa*, die tot half september voortduurde. De aantallen varieerden van 10^6 tot $5 \cdot 10^6$ kolonies per l. Het verdwijnen van *Asterionella* werd gevolgd door een kort durende ontwikkeling van *Cyclotella meneghiniana* met een maximum van $3 \cdot 10^5$ cellen/l. *Asterionella formosa* vertoonde eind september nogmaals een opbloei, waarbij de concentratie de $2 \cdot 10^5$ kolonies per l echter niet overschreed. Gedurende de gehele maand oktober werd het planktonbeeld beheerst door de diatomee *Actinocyclus normanii*, hoewel geen extreem hoge aantallen meer werden waargenomen (max. $5 \cdot 10^5$ ex/l). Nadien kwam het biologisch leven in het spaarbekken op een voor de wintermaanden karakteristiek laag niveau. Het aantal soorten liep sterk terug en behoudens enkele korte groeiperioden van *Cryptomonas ovata* kwam geen enkele plankter tot ontwikkeling van betekenis.

Deze situatie duurde voort tot half februari 1967, waarna de voorjaarsontwikkeling van verschillende diatomeeën een aanvang nam. Aanvankelijk was sprake van een gemengde populatie, waarin *Asterionella formosa*, *Melosira granulata*, *Stephanodiscus astraea*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Suriella ovata* en de beide *Synedra* species *acus* en *ulna* voorkwamen in aantallen variërend van 10^4 tot 10^5 ex/l. In de eerste twee weken van maart begon evenals in 1966 een massale ontwikkeling van *Asterionella formosa*. Deze groei bereikte haar maximum eind april (7×10^6 kolonies/l) om daarna geleidelijk in intensiteit af te nemen totdat zij eind mei plotseling verdween. Voor het merendeel der bovengenoemde diatomeeën viel de grootste ontwikkeling begin april. Eind april waren de meesten verdwenen, uitgezonderd de *Synedra* soorten, waarvan de groei voortduurde tot in de tweede helft van mei. Uitgezonderd de diatomeeën kwamen in het voorjaar nog tot ontwikkeling *Chlamydomonas pseudopertii* (eind februari) en *Eudorina elegans* (half april tot half mei), die beiden tot de flagellaten behoren. Na het hoogtepunt van het diatomeeënseizoen begon in mei een periode, die gekenmerkt werd door het optreden van groenwieren. De belangrijkste soorten in chronologische volgorde van ontwikkeling waren *Dictyosphaerium pulchellum*, *Micractinium pusillum*, *Actinastrum hantzschii*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetrastrum staurogeniaeforme*, *Ankistrodesmus falcatus* en *Scenedesmus falcatus*. Deze periode duurde tot de eerste helft van juni, waarna alleen *Scenedesmus falcatus* zich handhaafde tot half augustus.

De maand juni werd gekenmerkt door een gering aantal fytoplanktonsoorten. Zo bedroeg het aantal diatomeeënsoorten slechts 10 (tijdens hun hoogtepunt in april was dit aantal 25), terwijl het aantal soorten groenwieren in de eerste helft van juni daalde van 31 tot 17.

Gedurende juli en augustus steeg het aantal soorten groenwieren weer tot 30, waarvan zoals reeds vermeld *Scenedesmus falcatus* qua aantal de voornaamste was (max. 10^5 ex/l). In tegenstelling tot het voorgaande jaar was van een *Asterionella* groei in de zomer geen sprake. Wel kwam in juli tot ontwikkeling de diatomee *Stephanodiscus astraea*, die ook reeds begin juni een korte opbloei vertoond had. Half juli bereikte de groei zijn maximum met een aantal van $5 \cdot 10^5$ cellen/l. Na eind juli was de soort plotseling vrijwel verdwenen. Vanaf begin augustus begon het aantal soorten diatomeeën geleidelijk te stijgen van het zomerminimum van 5 tot 18 in begin oktober. Het duurde echter tot begin september voordat één der soorten een aantal bereikte van 10^4 cellen/l, i.c. *Synedra acus*. Deze groei werd gevolgd door

het optreden van wederom *Stephanodiscus astraea* in de tweede helft van september (ca. 10^4 ex/l). De maand oktober werd na een kortstondige ontwikkeling van de *Scenedesmus* species *quadricauda* en *falcatus* gekenmerkt door een gelijktijdige bloei van *Actinocyclus normanii* (max. $5 \cdot 10^4$ ex/l) en *Melosira granulata* (max. 10^4 ex/l), waarna tot in de tweede helft van november nog een late groei van *Cyclotella meneghiniana* en *Stephanodiscus astraea* zich voordeed, alvorens de rust van de wintersituatie intrad.

Uit het verrichte onderzoek kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

1. In 1967 bleek het niet mogelijk uit het in de rivier aanwezige plankton te voorspellen, welke soorten in het spaarbekken zich zouden gaan ontwikkelen. Voor zover al van enige uitsluitend tot diatomeeën beperkte opbloei in de rivier sprake was, trad deze op in de maand mei toen het hoogtepunt van de diatomeeënvoorjaarsgroei in het spaarbekken reeds voorbij was. De *Stephanodiscus astraea* groei in juli viel in rivier en spaarbekken samen. Van een „enten” van het spaarbekkenwater kan ook hier niet worden gesproken. Ook voor de najaarsgroei der diatomeeën in het spaarbekken bestond geen correlatie met het rivierplankton. In deze periode nam het aantal soorten diatomeeën in de rivier zelfs af in tegenstelling tot het spaarbekken, waar het aantal soorten juist toenam.
2. Gedurende 1966 en 1967 werd het fytoplankton in het Berenplaat spaarbekken gedomineerd door diatomeeën. Hun voorjaarsgroei duurde in beide jaren volle drie maanden (eind februari tot eind mei), waarbij de stervormige kolonies van *Asterionella formosa* in kwantitatief opzicht verreweg het belangrijkste waren. Na de betrekkelijke rust van de voorzomer, waarin de groenwieren de boventoon voerden (rijk in soorten, maar vrijwel nooit in zeer grote aantallen), begon in juli een tweede kiezelwieren „pulse”, die aanvankelijk bestaande uit één soort (1966: *Asterionella formosa*; 1967: *Stephanodiscus astraea*) leidde tot een opeenvolging van verschillende soorten die tot begin november voortduurde. Deze overheersing van diatomeeën in het fytoplankton stemt overeen met wat gevonden is in vele meren in de gematigde klimaatzone, waarin 80 tot 90 % van de jaarlijkse plankton „oogst” bestaat uit diatomeeën (Mc Combie 1953).
3. Zeer opvallend was het vrijwel geheel ontbreken van de blauwwieren in het spaarbekken. Hoewel het aantal ge-

vonden soorten hoger was dan in de rivier (10 tegen 5), werden van elke soort nooit meer dan enkele ex/l aangetroffen. De meeste blauwwieren gedijen alleen bij hogere temperaturen ($> 16^\circ \text{C}$). In vele stilstaande wateren komen blauwwieren dan ook pas aan het eind van de zomer tot grote ontwikkeling, hetgeen er tevens op wijst, dat hun generatietijd vrij lang is.

In dit licht bezien zou de korte verblijftijd in het spaarbekken Berenplaat (4 à 5 weken in 1966 en 1967) de oorzaak kunnen zijn voor het achterwege blijven van de ontwikkeling van blauwwieren. Een tweede verklaring kan gevonden worden in het feit, dat blauwwieren voor hun groei afhankelijk zijn van verbindingen, die bij afsterven van andere algen gevormd worden (Windle Taylor 1964). De diatomeeën en de groenwieren bereiken in het spaarbekken echter nooit het afstervingsstadium, maar worden voordien reeds met het water uit het reservoir afgevoerd. Ook deze tweede oorzaak, n.l. het ontbreken van bepaalde groeistoffen zou een indirect gevolg van de korte verblijftijd kunnen zijn.

4. KWALITEITSVERANDERINGEN IN HET SPAARBKKN (1966/1967)

Op 15 maart 1966 werd na uitgebreid proefdraaien het produktiebedrijf in dienst gesteld en het eerste drinkwater in het net geleverd. Vanaf die datum werd een regelmatig inlaatregime toegepast, dat slechts incidenteel onderbroken werd in verband met lozingen van giftige stoffen op de rivier. Tevens werd een selectief inlaatregime toegepast, als op grond van de waterstanden in Duitsland verwacht mocht worden, dat de rivierafvoer zou stijgen. Gedurende 1966 en 1967 bedroeg de gemiddelde verblijftijd 4 à 5 weken. Over het algemeen kan de kwaliteit van het spaarbekkenwater (bemonsterd op het onttrekkingspunt) dan ook vergeleken worden met de rivierwaarden van de maand daarvoor. De in de afb. 3 t/m 5 met „rivier” en „spaarbekken” aangeduide lijnen zijn gebaseerd op de maandgemiddelden, samengesteld uit meestentijds dagelijkse waarnemingen. In tabel 2 zijn tevens de jaargemiddelden van een aantal grootheden verzameld, aangevuld met de maandgemiddelden van een karakteristieke winter- en zomermaand.

Zuurstof

De belasting met zuurstofverbruikende stoffen in het rivierwater is zo groot, dat de balans tussen verbruik en reäeratie negatief is. Met name is het zuurstofgehalte laag in de

TABEL II - Kwaliteitsveranderingen Oude Maaswater bij opslag gedurende één maand.

	Oude Maas 1966	Reservoir 1966	Oude Maas 1967	Reservoir 1967	Oude Maas jan. 1967	Reservoir febr. 1967	Oude Maas juni 1967	Reservoir juli 1967
Smaakgetal	95	14	110	20	150	48	105	9
pH	7,65	8,30	7,55	8,25	7,60	8,05	7,50	8,50
Kleur mg Pt/l	27	24	26	24	20	20	23	23
Zwevende stof mg/l	63	7	118	10	121	15	171	13
KMnO ₄ -verbr. ongef. mg/l	31	22	34	23	27	17	36	26
KMnO ₄ -verbr. gef. mg/l	22	20	24	21	21	16	21	22
NH ₄ ⁺ -sal. mg/l	1,30	0,35	1,26	0,57	1,34	0,94	0,81	0,13
NH ₄ -alb. mg/l	0,40	0,29	0,48	0,29	0,39	0,18	0,42	0,40
NO ₃ ⁻ mg/l	11	9	10,8	10,8	10,9	12,3	10,2	8,7
PO ₄ ³⁻ -ortho mg/l	0,28	0,12	0,26	0,15	0,25	0,19	0,23	0,07
SiO ₂ mg/l	7	4	8	5	10	6	7	3
Fe mg/l	2,1	0,20	3,6	0,24	3,2	0,32	4,2	0,11
Mn mg/l	0,16	0,09	0,22	0,09	0,16	0,10	0,31	0,07
O ₂ mg/l	5,7	9,6	5,8	11,0	9,3	12,2	4,9	10,7
O ₂ verz. %	54	91	55	102	72	98	51	120
HCO ₃ ⁻ mg/l	173	157	167	148	167	152	174	140
Ca ²⁺ mg/l	77	72	79	75	70	66	76	68

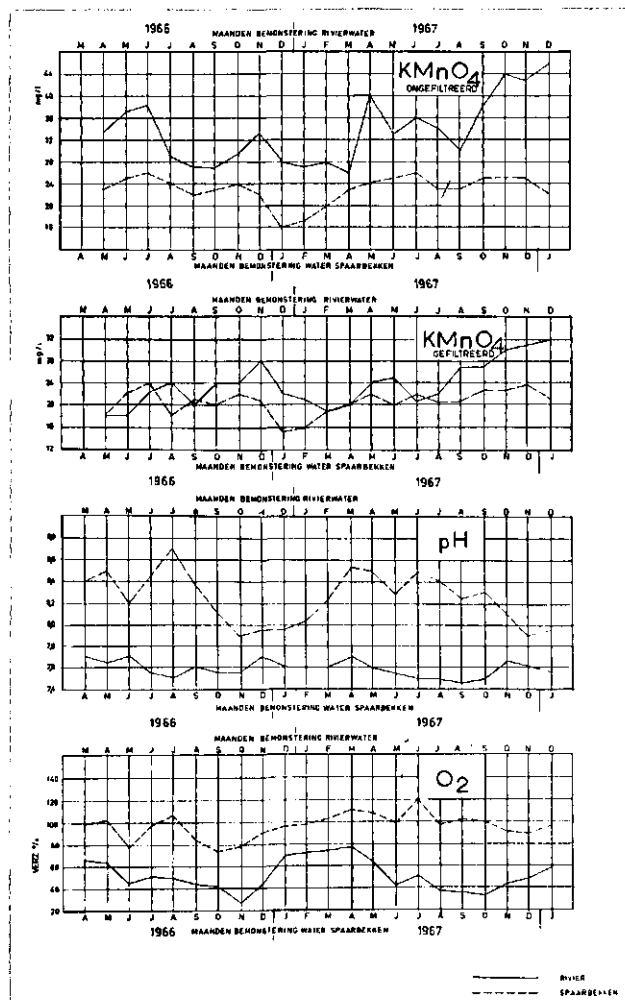
zomer; de bacteriële activiteit is dan zeer groot. De hogere zuurstofgehalten in de winter zijn niet het gevolg van een geringere verontreiniging, maar worden veroorzaakt door een bij lage temperaturen geremde mineralisatie. In afb. 3 zijn de verzadigingspercentages van het ingenomen water weergegeven door een getrokken lijn. Duidelijk blijkt de sterke onderverzadiging (30 tot 50 %) in de periode van mei tot november.

De in de literatuur veelvuldig beschreven „oxygen sag” is bij temperaturen hoger dan 8 à 10° C veel geprononceerder. In de winterperiode bevat de rivier ca. 9 mg/l zuurstof, overeenkomend met verzadiging van 70 - 75 %.

De gestippelde lijn in de zuurstofgrafiek geeft de verzadiging na 1 maand verblijftijd. Deze ligt onder alle omstandigheden veel hoger dan in het rivierwater. Zo stijgt het zuurstofgehalte in de wintermaanden met 3 à 4 mg/l tot een verzadigingspercentage van 90 tot 100. Hiervoor is voornamelijk de fysische reaeratie verantwoordelijk, die in alle jaargetijden werkzaam is. Door zijn ligging is het spaarbekken goed toegankelijk voor windinvloeden. Er blijkt bij de overheersende westelijke windrichting een goede circulatie in elk der compartimenten aanwezig te zijn, waardoor al het water regelmatig in contact met de lucht komt. In het algemeen blijkt deze invloed voldoende om in twee weken tijd een zuurstofverzadiging van 80-100 % te bereiken.

In de zomer is het verschil in zuurstofgehalte tussen rivier en spaarbekken nog groter (vaak 5 à 6 mg/l), enerzijds een gevolg van het grotere deficit in het rivierwater, anderzijds onder invloed van de fotosynthetische zuurstofproductie, waardoor niet zelden oververzadiging optreedt.

Afb. 3 - Kwaliteitsveranderingen in doorstromend water.



In de zuurstofgrafiek komt deze oververzadiging minder duidelijk tot uiting om de volgende redenen:

1. het weergeven van maandgemiddelde waarden introduceert een zekere afvlakking;
2. het zuurstofgehalte wordt bepaald in monsters, die het gemiddelde van de gehalten over de vertikaal weergeven. Ook hiervan is een afvlakking van de pieken het gevolg. De zuurstofproductie vindt voornamelijk in de bovenste 2 à 3 m plaats. Tengevolge van de in het algemeen goede verticale circulatie treedt een snelle afgifte van de overtollige zuurstof aan de atmosfeer op, terwijl daardoor tevens een goede zuurhuishouding van de bodem verzekerd is. Slechts bij (meestal kortdurende) perioden van zonnig, windstil weer, wordt de oververzadiging aan het oppervlak zeer sprekend en kan dan tot 200 % bedragen. In zulke perioden is dan tijdelijk sprake van lagere zuurstofgehalten nabij de bodem. Tijdens de beschreven periode is echter nooit een zuurstofverzadiging lager dan 30 % geconstateerd.

pH

Men kan de zuurstofverzadigingscurve vergelijken met de grafiek voor de pH, die bij algengroei zeer duidelijke maxima vertoont.

Over het algemeen is er een goede correlatie tussen de maxima in de zuurstofverzadiging, de pH en de planktongroei. De hoogste pH-waarden werden gemeten in die maanden, waarin kiezelwieren de algengroei domineerden.

De twee pieken in de pH van 1966 (voorjaar en zomer) zijn vrijwel geheel teweeggebracht door de groei van *Asterionella formosa*. Dit was ook het geval in het voorjaar van 1967. De zomerpiek in dit jaar (juli) werd veroorzaakt door het groenwier *Scenedesmus falcatus*, nog versterkt door de groei van de diatomee *Stephanodiscus astraea*. In de herfst van 1967 (oktober) werd de voor het seizoen hoge pH van 8,3 gevonden, veroorzaakt door de groei van de diatomeeën *Actinocyclus normanii* en *Melosira granulata*. In de winterperiode daalt de pH tot 7,9 à 7,95 en is daarmee wat hoger dan overeenkomt met het kalk-koolzuur evenwicht. De algengroei is dan nauwelijks meer van betekenis. Men zou verwachten dat de reaeratie tot de evenwichts-pH van ca. 7,8 zou leiden. Waarschijnlijk is de extra pH-verhoging toe te schrijven aan de bufferende werking van tijdens de „biogene ontharding” op de bodem neergeslagen CaCO₃.

Organische stof

Op grond van de (in het voorgaande beschreven) goede correlatie tussen algengroei en de waarden van het KMnO₄-verbruik in gefiltreerde en ongefiltreerde monsters, is deze bepaling ook hier toegepast als maat voor het gehalte aan opgeloste en gesuspendeerde organische stoffen.

Het verloop van het permanganaatgetal in ongefiltreerd resp. gefiltreerd rivier- en spaarbekkenwater is eveneens weergegeven in afb. 3. Bij vergelijking der ongefiltreerde monsters, blijkt dat het KMnO₄-verbruik van het rivierwater na doorstroming van het spaarbekken gemiddeld ca. 30 % (= 10 mg/l) gedaald is (zie ook tabel II). Deze grote reductie heeft een voornamelijk fysische oorzaak, n.l. de bezinking van het rivierslib. Binnen twee weken tijd sedimenteert ongeveer 90 % van de zwevende stof, waaraan een belangrijk deel van de organische stof geadsorbeerd is.

De permanganaatverbruiken na filtratie vertonen een geheel ander beeld. Deze blijken soms af te nemen, in andere maanden gelijk te blijven of zelfs te stijgen.

De verklaring ligt in de balans der naast elkaar verlopende biologische processen van fotosynthese en mineralisatie. Hoewel het verband in de grafiek niet voor de afzonderlijke maanden ondubbelzinnig geldig is, bestaat in het algemeen de tendens dat in de perioden van sterke algengroei het gehalte aan opgeloste organische stof gelijk blijft of toeneemt (voorjaar en zomer). Bij de synthese van celmateriaal wordt een gedeelte van de gevormde organische stof in opgeloste vorm aan het water afgegeven (Overbeck 1967), waardoor het

KMnO₄-verbruik van gefiltreerde monsters verhoogd wordt. In de herfst en winter overheerst de dissimilatie, waardoor ondanks de lage temperaturen een duidelijke vermindering van het KMnO₄-verbruik van gefiltreerde monsters gevonden wordt, die zelfs 7-10 mg/l kan bedragen in de periode dat de algengroei minimaal is (november-februari).

De conclusie kan getrokken worden, dat de mineralisatie in de perioden van hogere temperaturen nog veel intensiever moet verlopen, maar dat het effect hiervan geheel wordt genivelleerd door de synthese van nieuw celmateriaal. Er vindt dus verschuiving plaats van in het rivierwater aanwezige kunstmatige verontreiniging naar een natuurlijke verontreiniging. Dat het effect van deze „secundaire” verontreiniging niet noodzakelijkerwijs ongunstig is, zal blijken bij de behandeling van de invloed van de verblijftijd in het spaarbekken op de smaak van het water.

Het netto effect van de synthese en mineralisatie leidde tot een verbetering in de gefiltreerde KMnO₄-waarden van 22 tot 20 mg/l in 1966 en van 24 tot 21 mg/l in 1967.

Vergelijking van de uitkomsten voor ongefiltreerde en gefiltreerde monsters in het spaarbekken laat eveneens het effect van algengroei zien. In de winter is het verschil tussen beiden niet meer dan 1 mg/l. In voorjaar en zomer loopt dit verschil op tot 3 à 5 mg/l, om in de herfst weer geleidelijk af te nemen. Dit wijst erop, dat dan een groot gedeelte van de aanwezige zwevende stof uit plankton bestaat. Dit wordt bevestigd door de uitkomsten van de albuminoïde NH₄. Uit de in tabel II gegeven waarden blijkt, dat de reductie in het gehalte aan organische N gemiddeld 25 tot 40 % bedroeg in 1966 en 1967. Er is echter een groot verschil in de uitkomsten voor een winter- en een zomermaand. Van januari naar februari 1967 werd het gehalte meer dan gehalveerd (van 0,39 naar 0,18 mg/l). Daarentegen vond in de gegeven zomermaand vrijwel geen vermindering plaats. Zonder algengroei was een nog grotere reductie dan in de winter te verwachten geweest. Te concluderen valt, dat aan het eind van het spaarbekken in een zomermaand meer dan de helft van de organische belasting van autochtone oorsprong zou kunnen zijn.

Silicaat en fosfaat

Van de overige met de plankton activiteit samenhangende voedingsstoffen is vooral voor SiO₂ en PO₄³⁻ de correlatie met de planktongroei duidelijk. Waar de kiezelwieren in het plankton van het spaarbekken domineren, dient ten tijde van massale groei dit niet alleen in het gehalte aan opgeloste PO₄³⁻ tot uiting te komen, maar eveneens in het gehalte aan SiO₂, dat immers de belangrijkste bouwsteen vormt voor het skelet van de diatomeeën. Duidelijk wordt in afb. 4 geïllustreerd hoe vooral in voorjaar en zomer een zeer groot gedeelte van deze bouwstoffen aan het water wordt onttrokken.

De in het Berenplaat spaarbekken dominerende diatomee Asterionella formosa is het onderwerp geweest van vele studies, waarin de minimum behoeften aan PO₄³⁻ en SiO₂ zijn vastgesteld. Hierbij is gebleken, dat SiO₂ bij een concentratie van 0,4 à 0,5 mg/l als beperkende factor gaat optreden (Hutchinson 1967), terwijl ca. 150 µg SiO₂ verbruikt wordt voor de vorming van 10⁶ cellen (Windle Taylor 1968). Uit de grafiek voor SiO₂ blijkt, dat in voorjaar en zomer van 1966 het SiO₂-gehalte van het spaarbekkenwater juist verminderde tot de grensconcentratie van 0,5 mg/l. In het voorjaar van 1966 bedroeg het gemiddelde aantal cellen per liter 3 x 10⁷, waarvoor dan 4,5 mg/l SiO₂ verbruikt zou zijn. Dit betekent, dat ca. 70 % van alle verbruikte SiO₂ door Asterionella onttrokken zou zijn.

Het PO₄³⁻-verbruik bedroeg in deze periode ca. 300 µg/l = 100 µg P/l. We gaan nu van de veronderstelling uit, dat eveneens 70 % hiervan voor de groei van Asterionella formosa heeft gediend. Hieruit volgt dan, dat het P-verbruik

$$70 \text{ per cel} = 2,3 \cdot 10^{-6} \text{ µg heeft bedragen.}$$

$$3 \cdot 10^7$$

In cultuurexperimenten is gevonden, dat het minimum P-

gehalte waarbij nog vermenigvuldiging optrad, 6 x 10⁻⁸ µg P per cel bedraagt (Mackereth 1953). Onder natuurlijke omstandigheden blijkt dit minimum P-gehalte ca. 10⁻⁷ µg per cel te bedragen (Grim 1967).

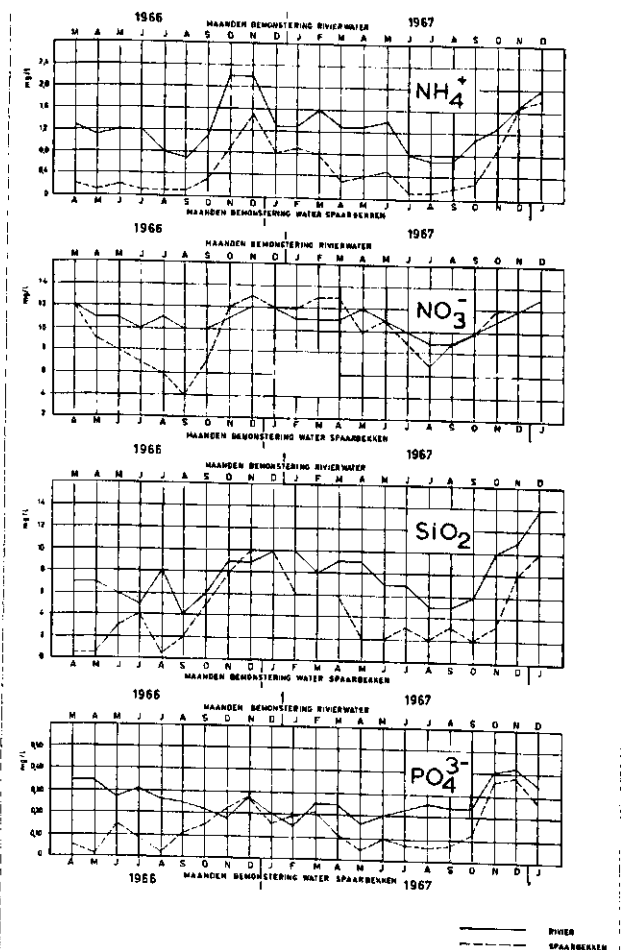
Als we dit getal vergelijken met de hier berekende hoeveelheid opgenomen P, dan blijkt dat Asterionella meer dan het twintigvoudige van de minimaal benodigde hoeveelheid P heeft verbruikt. Zelfs indien het P-verbruik door Asterionella minder dan de hier veronderstelde 70 % zou zijn geweest, overtreft het verbruik de minimum behoefte in aanzienlijke mate.

Dit vermogen tot „sparen” van grote hoeveelheden P is een eigenschap, die vele diatomeeën met Asterionella gemeen hebben. De aldus gevormde reservevoorraad wordt aangesproken als de externe P-bron is uitgeput. Dit is de verklaring voor het verschijnsel, dat massale algengroei kan optreden, zonder dat de aanwezigheid van opgelost PO₄³⁻ aangetoond is (Grim 1967).

Uit het voorgaande is een belangrijke conclusie te trekken. Voor het Berenplaat spaarbekken zou een voorzuivering (i.c. een fosfaatverwijdering) naar alle waarschijnlijkheid geen effect hebben op de intensiteit van de algengroei. Door middel van een volledige coagulatie en voorbezinking zou een reductie van 90 % tot ca. 10 µg P/l zijn te bereiken. Deze hoeveelheid P zou dan nog voldoende zijn voor de groei van 10⁸ cellen per liter, hetgeen meer is dan het tot nog toe gevonden maximum. Zelfs bij dit lage P-gehalte zou SiO₂ nog eerder beperkend worden dan P, daar voor deze hoeveelheid cellen 15 mg/l SiO₂ benodigd zou zijn; een waarde, die alleen in de wintermaanden incidenteel in de Oude Maas gevonden wordt.

Op grond van studies van vele natuurlijke en kunstmatige

Afb. 4 - Kwaliteitsveranderingen in doorstromend water.



meren zijn grensconcentraties voor de P-belasting voorgesteld, die als graadmeter voor de eutrofiëring van het water moeten dienen. Vollenweider (1967) gebruikt hiervoor de P-belasting g/m² bekken oppervlak/jaar. Een sterk eutroof water ontvangt volgens deze indeling een belasting met *totaal* P van meer dan 1 g/m²/jaar. Dit geldt voor diepe meren. Voor ondiepe bekkens (5 - 10 m) zou een P-belasting van 0,2 g/m²/jaar al voldoende zijn om eutrofe condities te bewerkstelligen.

Voor het Berenplaat spaarbekken is alleen al de belasting met *opgeloste* P al meer dan 10 g/m²/jaar. Zelfs een reductie van 90 % door een voorzuivering zou volgens het criterium van Vollenweider een indeling bij de sterk eutrofe wateren niet voorkomen. Uhlmann (1968) hanteert belasting per volume en geeft als P-belasting, waarboven massale algengroei mogelijk wordt 0,1 mg P/m³/dag als de verblijftijd 20 - 30 dagen bedraagt. Voorbehandeling van het water tot een concentratie aan opgeloste P van 10 µg/l levert onder de huidige omstandigheden (verblijftijd ca. 3 weken) een P-belasting van 0,5 mg/m³/dag. Ook volgens deze indeling zou een voorbehandeling van het water niet tot resultaat hebben, dat de P in het Berenplaat spaarbekken als beperkende factor zou gaan optreden.

Bij de beoordeling of een voorbehandeling zinvol kan zijn, dient naast de bereikbare P-concentratie de beschikbare verblijftijd mede in de beschouwing te worden betrokken. Bij korte verblijftijden zal ondanks een reductie van het P-gehalte tot 10 µg/l, elke m³ water een hoeveelheid P met zich meedragen, die voldoende is voor een massale planktongroei. Eerst bij lange verblijftijden kan de P als beperkende factor gaan fungeren, als de oorspronkelijke aanwezige P door het plankton verbruikt en aan het milieu onttrokken is.

Stikstofhuishouding

Uit afb. 4 blijkt, dat gedurende de maand verblijftijd in het spaarbekken een aanzienlijke vermindering van het NH₄⁺-gehalte optrad. Deze reductie kan toegeschreven worden aan de nitrificatie. Uit recent onderzoek is gebleken, dat de nitrificatiesnelheid onafhankelijk is van de NH₄⁺-concentratie (De Marco c.s. 1967). De nitrificatie wordt wel beïnvloed door de turbulentie. Evenals vele andere bacteriële processen speelt de nitrificatie zich bij voorkeur af aan vaste oppervlakken, b.v. zwevende stof. De turbulentie is verantwoordelijk voor de verversing van het water aan de nitrificerende oppervlakken, waar anders bij kleine concentraties het NH₄⁺- of O₂-gehalte snelheidsbepalend zou kunnen worden.

Verreweg de belangrijkste invloed wordt echter uitgeoefend door de temperatuur. In de literatuur worden voor de Q₁₀ (vergroting van de reactiesnelheid bij een temperatuurstijging van 10° C) waarden opgegeven, variërend van 2,3 (Knowles c.s. 1965) tot 3,0 (Brink 1967). Hieruit is af te leiden, dat bij elke graad temperatuurverhoging de nitrificatiesnelheid ongeveer 1,1 x zo groot wordt (1,1¹⁰ = 2,6).

De Metropolitan Water Board te Londen heeft de ervaring, dat in een winterperiode van 3 maanden ca. 1 mg/l NH₄⁺ in de spaarbekken geoxydeerd wordt; in de zomer bedraagt de NH₄⁺-vermindering 1 à 1,5 mg/l per maand. Combinatie van deze gegevens met een Q₁₀ van 2,6 leidt tot het in tabel III gegeven verband tussen nitrificatiesnelheid en temperatuur.

Uit het in afb. 4 weergegeven verloop van het NH₄⁺-gehalte in rivier en spaarbekken blijkt, dat de grootste-orde van de gegeven getallen redelijk wordt benaderd. Er zijn echter duidelijke afwijkingen waarneembaar, veroorzaakt door assimilatie van NH₄⁺ door algen. Voor sommige algen, o.a. Asterionella formosa, is aangetoond, dat zij NH₄⁺ - N als N-bron prefereren boven NO₃⁻ - N.

Dit is de verklaring voor het feit, dat in het voorjaar van beide jaren een veel grotere NH₄⁺-afname optrad (> 1 mg/l), dan op grond van de temperatuur verwacht mocht worden. De zeer geringe NH₄⁺ oxydatie aan het eind van de beschre-

TABEL III - Verband tussen nitrificatie en temperatuur.

Temperatuur °C	NH ₄ ⁺ -oxydatie mg/l/maand
4	0,35 ± 0,05
8	0,5 ± 0,1
12	0,75 ± 0,15
16	1,1 ± 0,2
20	1,6 ± 0,3

ven periode is het gevolg van korte verblijftijden van het water in het spaarbekken. Deze verkorting van de verblijftijd had twee oorzaken:

1. Vanaf eind november 1967 werd ook het productiebedrijf Honingerdijk vanuit het spaarbekken van ruw water voorzien. Dit leidde tot een permanente verkorting van de verblijftijd tot ca. 3 weken.
2. In de eerste helft van december vond een inspectie van het dijklichaam plaats. De hiervoor noodzakelijke peilverlaging gevolgd door snelle vulling van het reservoir had een extra verkorting van de verblijftijd in december 1967 en januari 1968 tot gevolg. De gemiddelde kwaliteit van het spaarbekkenwater is in deze periode dus niet meer vergelijkbaar met de gemiddelde rivierkwaliteit van de maand daarvoor.

De verwachte stijging van het NO₃⁻-gehalte trad alleen op in het koude jaargetijde (november-april).

In de overige maanden daalde met name in 1966 het NO₃⁻-gehalte op opvallende wijze en wel des te geprononceerder naarmate de zomer vorderde.

Door omrekening van NO₃⁻, NO₂⁻ en NH₄⁺ sal + alb. op N en somming van de 4 N-componenten kan voor elke maand een stikstofbalans voor rivier en spaarbekken opgesteld worden. De resultaten hiervan zijn voor 1966 weergegeven in tabel IV. Hieruit blijkt, dat het stikstofverlies in de warme periode 1,5 à 2 mg/l bedraagt.

In eerste instantie ligt verbruik door plankton als verklaring voor de hand. Hiertegen zijn echter een kwalitatief en een kwantitatief argument aan te voeren.

1. Er is geen goede correlatie tussen de maxima in de algengroei en de grootste N-verliezen. In deze laatste viel een continue stijgende lijn waar te nemen, terwijl in de planktonontwikkeling perioden van meer en mindere groei elkaar aflostten.
2. Het grootste N-verlies trad op in september (1,9 mg/l), toen de planktongroei zijn hoogtepunt reeds gepasseerd was. We hanteren nu voor de gemiddelde samenstelling van algencytoplasma de formulering van Stumm (1964):

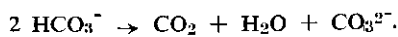


TABEL IV - Stikstofverliezen bij opslag gedurende 1 maand in Berenplaat spaarbekken.

maand	Σ N mg/l		Stikstofverlies %	Afname HCO ₃ ⁻ mg/l
	rivier	spaar- bekken		
maart/april	4,0	3,1	22	—
april/mei	3,7	2,4	35	—
mei/juni	3,8	2,3	40	10
juni/juli	3,6	2,1	42	32
juli/aug.	3,5	1,8	49	36
aug./sept.	3,1	1,2	61	15
sept./okt.	3,5	2,0	43	7
okt./nov.	4,6	3,6	22	11
nov./dec.	4,8	4,4	8	15

Hieruit volgt, dat de gehalten aan C en N van het plankton resp. ruim 50 en 9 % zijn. Het feit, dat de in het Berenplaat spaarbekken dominerende diatomeeën in het algemeen ook nog 30-40 % SiO₂ bevatten, is niet van belang voor de verhouding van de gehalten aan C en N.

Het op deze wijze berekende N-gehalte is voor kiezelwieren eerder te hoog dan te laag (Grim 1967). Uit de 1,9 mg/l N, die verdwenen is, volgt dan dat ca. 21 mg/l organische stof in de vorm van algenprotoplasma gevormd is. Het gehalte aan C hiervan is ca. 11 mg/l. Deze 11 mg/l organische C kan voor een klein gedeelte afkomstig zijn uit de in het water opgeloste vrije CO₂. Daar de pH-instelling bij doorstroming meestal niet meer dan 1 week vergt, is als C-bron slechts ca. 4 mg CO₂/l beschikbaar, overeenkomend met 1 mg C/l. De overige 10 mg/l organische C moet dus onttrokken zijn aan HCO₃⁻ volgens de vergelijking:



Dit betekent, dat de onttrekking van 10 mg/l C overeenkomt met een vermindering in het HCO₃⁻-gehalte van 100 mg/l. De vermindering van het HCO₃⁻ in de maand september bedroeg slechts 15 mg/l (zie ook tabel IV). De maximale vermindering in 1966 werd gevonden in augustus (bij de hoogste pH van het spaarbekkenwater), maar ook deze was met 36 mg/l nog ver verwijderd van de 85-90 mg/l, die op grond van het N-verlies (1,7 mg/l) verwacht mocht worden.

Het moet dus onwaarschijnlijk geacht worden, dat opname door plankton de enige oorzaak van de negatieve N-balans van het spaarbekkenwater is.

Aangenomen moet worden, dat bacteriële denitrificatie tot moleculaire N₂ mede verantwoordelijk is voor het verdwijnen van de stikstof. Windle Taylor (1960) kwam tot dezelfde conclusie, op grond van de resultaten, die gevonden werden bij opslag van water van de rivieren Thames en Lee.

Uit de aan de gegevens van de Metropolitan Water Board ontleende tabel V blijkt duidelijk, hoe ook bij de opslag van Thames water stikstofverliezen optreden, die afhankelijk van het seizoen tot 2,5 mg/l bedragen.

Het moet onwaarschijnlijk geacht worden, dat de denitrificatie in het vrije water plaatsvindt. Volgens de literatuur treedt denitrificatie niet of nauwelijks op, indien het O₂-gehalte van het water meer dan 1 mg/l is (Wheatland c.s. 1959). Een zo laag gehalte is in het Berenplaat spaarbekken ook in de bodemmonsters nimmer geconstateerd. Aangenomen moet worden dat het proces na adsorptie aan en diffusie in het bodemslib verloopt.

Mortimer (1941/1942) heeft experimenten uitgevoerd, waarin het effect van aerob slib werd onderzocht op de kwaliteit van het bovenliggende water onder geaereerde en niet-geaereerde condities. Ook in de „aerobe” tank was het NO₃⁻-gehalte na enige tijd tot nul gereduceerd, hetgeen er op wijst dat de aanwezigheid van het slib hiervoor een essentiële voorwaarde was. De snelheid van de denitrificatie is uiter-

aard afhankelijk van de temperatuur. De tweede factor, die eveneens een belangrijke rol kan spelen, is de rijkdom aan organisch materiaal van het bodemslib. Ten tijde van algengroei en vooral bij afsterving wordt het bodemslib verrijkt en het is dan ook te verwachten, dat na een massale planktongroei een versterkte denitrificatie op zal treden. Dit was waarschijnlijk de oorzaak dat in het Berenplaat spaarbekken na de sterke groei van augustus 1966 het grootste N-verlies werd gevonden. Eveneens wijst in deze richting, dat in de Londense spaarbekkens de denitrificatie maximaal was in de herfst (september t/m november). Hoewel de gemiddelde temperatuur van het bodemslib lager geweest zal zijn dan in de zomer, vond een versterkte denitrificatie plaats ten behoeve van de afbraak van het tijdens de zomer gevormde organische materiaal.

Smaakverbetering

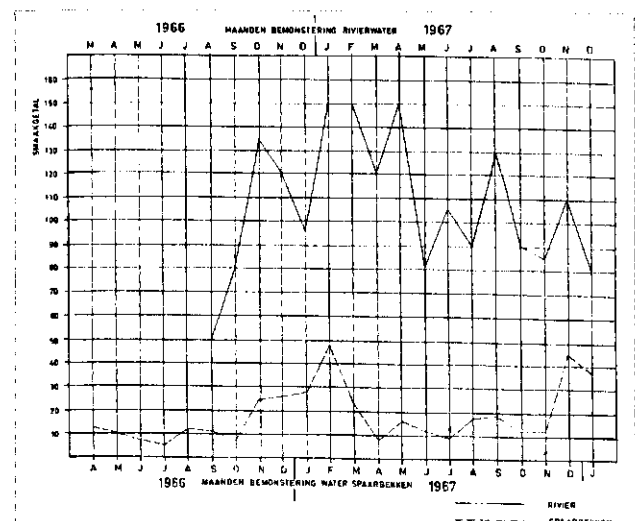
Afb. 5 illustreert op frappante wijze het uit waterzuiverings-oogpunt belangrijkste effect van de verblijftijd in het spaarbekken, n.l. de smaakverbetering.

Het smaakgetal wordt gedefinieerd als het aantal malen, dat het water met smaakloos water (van dezelfde zoutsamenstelling) dient te worden verdund, om juist niet meer te worden geproefd.

De smaakgetallen van het rivierwater waren in het koude seizoen in het algemeen hoger dan in de periode van voorjaar tot herfst. In de winter van '66/'67 varieerden de maandgemiddelden van 100 tot 150 met incidentele pieken tot 240, terwijl de zomerwaarden tussen 50 en 130 lagen. In de winter was de reductie van de smaakgetallen in het spaarbekken geringer dan in de warme periode. De smaakverbetering uitgedrukt als verhoudingsfactor van de smaakgetallen van in- en uitgaand water bedroeg in het koude seizoen 3 tot 5. In de zomer was deze factor 8 à 10, ondanks de soms aanzienlijke algengroei. Het is niet mogelijk om vast te stellen of de afwezigheid van algen een nog grotere verbetering tot resultaat zou hebben gehad.

Uit de resultaten in het vroege voorjaar van 1967 gevonden, zou men eerder tot het tegendeel willen besluiten. Ondanks de massale voorjaarsgroei van diatomeeën trad in maart en april een smaakreductie op, die betrokken op de nog lage watertemperatuur opvallend groot genoemd moet worden. Gewoonlijk ontwikkelt zich gelijktijdig met het plankton een saprofytische bacteriënfloora, die de door de algen aan het water afgegeven opgeloste organische stoffen weer mineraliseert (Overbeck 1968). Het is niet onmogelijk, dat de mineraliserende activiteit van deze bacteriën een extra bijdrage levert tot de oxydatieve afbraak van de reeds aanwezige reuk- en smaakstoffen.

Afb. 5 - Smaakverbetering.



TABEL V - Stikstofverliezen in spaarbekkens Metropolitan Water Board (ontleend aan Windle Taylor 1960).

1955 - 1956	Σ N mg/l		Stikstofverlies %
	Thames	spaarbekken	
lente	4,7	4,0	16
zomer	4,1	3,1	24
herfst	4,7	2,2	54
winter	6,1	4,1	32
1958 - 1959			
lente	4,9	4,6	8
zomer	4,8	3,3	32
herfst	4,8	2,9	40
winter	4,8	4,2	13

Hoe dit ook zij, een negatieve invloed van het plankton op de reuk en smaak van het water is nooit waargenomen.

Naast de bacteriële activiteit speelt ook de continue aeratie een rol, waardoor de organische stoffen met een grotere vluchtigheid (de waarneembaarheid van reuk- en smaakstoffen is juist het gevolg van hun min of meer vluchtig karakter) aan het grensvlak water-lucht uitgewisseld worden („uitwaaien”). De temperatuurgevoeligheid van de smaakverwijderingsprocessen wijst er echter op, dat de microbiële oxydatie als de belangrijkste factor aangemerkt moet worden. In de literatuur zijn vele verwijzingen te vinden betreffende de reuk en smaak van water in meren en reservoirs. In alle gevallen is er echter sprake van de *vorming* van reuk- en smaakstoffen onder invloed van biologische processen.

Opslag van een met smaak- en reukstoffen belast water als van de Rijn is blijkbaar zeer zeldzaam, want literatuur over de oxydatieve *afbraak* van deze stoffen ontbreekt geheel. Er is dan ook niets bekend over de kinetiek van deze processen.

Vanaf begin 1968 is een onderzoek gestart, waarin getracht zal worden, vast te stellen of de oxydatiesnelheid van de smaakstoffen een functie van de concentratie is. Het antwoord op deze vraag kan mede bepalend zijn voor de beslissing of een doorstroombekken als mengbekken, dan wel als verdringingsbekken moet worden ingericht.

Is de smaakverwijdering een proces van de eerste orde:

$$\frac{dc}{dt} = kc,$$

dan verdient een inrichting als verdringingsbekken de voorkeur.

Verloopt daarentegen de smaakafbraak onafhankelijk van de concentratie (proces van de nulde orde):

$$\frac{dc}{dt} = k,$$

dan hebben een mengbekken en een verdringingsbekken een equivalente werking. Inrichting als mengbekken verdient in dit geval de voorkeur daar dan tevens van de egaliserende werking maximaal profijt wordt getrokken.

Samenvatting

De in het voorgaande beschreven ervaringen met de opslag van Rijnwater laten samenvattend de volgende conclusies toe:

1. Gedurende een groot deel van het jaar (maart - november) trad in het reservoir een rijke algengroei op, die werd gedomineerd door diatomeeën. Van ontwikkeling van uit smaak- en reukooipunt beruchte blauwieren was geen sprake.
2. Tengevolge van de relatief korte verblijftijd maakte het plankton in het spaarbekken nooit een volledige groei- en afstervingscyclus door. Het plankton werd met het water aan het spaarbekken onttrokken, als het nog in de logaritmische groeifase verkeerde, zoals door planktontellingen in verschillende compartimenten werd aangetoond.
3. Uit het bovenstaande volgt, dat in 1966 en 1967 de tijd een belangrijke factor was voor de mate, waarin algengroei optrad. Dit werd bevestigd door de ervaring van 1968, in welk jaar de algengroei belangrijk minder was dan in 1966 en 1967. De voornaamste oorzaak hiervoor was de verkorting van de verblijftijd tot ca. 3 weken, als gevolg van de levering van spaarbekkenwater aan het productiebedrijf Honingerdijk.
4. Van een negatieve beïnvloeding van de waterkwaliteit door het plankton was vrijwel geen sprake. Het enige aantoonbare nadelige effect was de verhoging van het gehalte aan opgeloste organische stof (uitgedrukt als KMnO_4 -verbruik), die tijdens massale algengroei in voorjaar en zomer optrad.
5. De biochemische kwaliteit van het spaarbekkenwater was in vele opzichten gunstiger dan die van het rivierwater.

Hierbij sprongen vooral in het oog de zuurstofverrijking, de stijging van de pH en de NH_4^+ -oxydatie.

6. Dit had tot gevolg, dat de dosering van Cl_2 en CaO voor breekpuntchloring en pH-correctie aanzienlijk lager was, dan bij directe verwerking van rivierwater het geval geweest zou zijn. Voor Cl_2 werd dit verschil berekend op 9 mg/l, terwijl aan ongebluste kalk 14 mg/l minder nodig was. Gevoegd bij de ontharding, die in het spaarbekken optrad (gem. $0,6^\circ \text{DH}$), betekende dit dat de hardheid van het leidingwater tengevolge van de opslag ca. 2°DH lager was.
7. Het belangrijkste facet van de zelfreiniging in het spaarbekken was de smaakverbetering. De relatief korte verblijftijd in aanmerking genomen, was het effect verrassend groot. Dit betekende een aanzienlijke verlichting voor de op het spaarbekken volgende chemische zuivering.

Literatuur

1. Bijker, J. J. B., (1963), „*Drinkwater voor Rotterdam I. Verleden, Heden en Toekomst*”, De Ingenieur, 75, p.G 67.
2. Task Group Report (1966), „*Nutrient-Associated Problems in Water Quality and Treatment*”, JAWWA, 58, p. 1337.
3. McCombie, A. M. (1953), „*Factors Influencing the Growth of Phytoplankton*”, J. Fish. Res. Bd. Can., 10, p. 253.
4. Windle Taylor, E. (Editor, 1964), Fortieth Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters for the Years 1961 - 1962, Metropolitan Water Board, p. 103.
5. Overbeck, J., (1967), „*Zur Bakteriologie des Süßwassersees - Ergebnisse und Probleme*”, GWF, 108, p. 1258.
6. Hutchinson, G. E., (1967), „*A Treatise on Limnology*”, Vol. II: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton, New York, p. 437.
7. Windle Taylor, E., (Editor, 1968), Forty-second Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters for the Years 1965-1966, Metropolitan Water Board, p. 90.
8. Mackereth, F. J., (1953), „*Phosphorus Utilisation by Asterionella formosa*”, J. Exp. Bot., 4, p. 296.
9. Grim, J., (1967), „*Der Phosphor und der Pflanzliche Produktion im Bodensee*”, GWF, 108, p. 1261.
10. Vollenweider, R. A., (1967), Diskussionsbeitrag, Informationsblatt Nr. 14 „*Seenschutz*”, Föderation Europäischer Gewässerschutz, p. 122.
11. Uhlmann, D., (1968), „*Der Einfluss der Verweilzeit des Wassers auf die Massenentwicklung von Planktonalgen*”, Fortschritte des Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete, 8, p. 32.
12. Marco, J. de, Kurbiel, J., Symons, J. M. and Robeck, G. G., (1967), „*Influence of Environmental Factors on the Nitrogen Cycle in Water*”, JAWWA, 59, p. 580.
13. Knowles, G., Downing, A. L. and Barret, M. J. (1965), „*Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer*”. J. Gen. Microbiol., 38, p. 263.
14. Brink, N., (1967), „*Ecological Studies in Biological Filters*”, Int. Rev. ges. Hydrobiol., 52, p. 51.
15. Stumm, W., (1964), Discussion Proc. First Int. Conf. Wat. Poll. Res. London. Advances Water Pollution Research, 2, p. 216.
16. Windle Taylor, E., (Editor, 1960), Thirty-eighth Report on the Results of the Bacteriological, Chemical and Biological Examination of the London Waters for the Years 1957 - 1958, Metropolitan Water Board, p. 51.
17. Wheatland, A. B., Barret, M. J. and Bruce, A. M., (1959), „*Some Observations on Denitrification in Rivers and Estuaries*”, J. Inst. Sew. Purif., Part 2, p. 149.
18. Mortimer, C. H., (1941/1942), „*The Exchange of Dissolved Substances between Mud and Water in Lakes*”, J. Ecol., 29, p. 280; 30, p. 147.
19. Overbeck, J., (1968), „*Prinzipielles zum Vorkommen der Bakterien im See*”, Symposium: Stoffhaushalt der Binnengewässer, Chemie und Biologie, Mitteilung Nr. 14, Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., p. 134.