

1. Inleiding

De kwaliteit van het water waarmee een zwembad gevuld wordt, meestal drinkwater, is na een voorbehandeling van dien aard dat zwemmers er zonder problemen en met plezier in kunnen vertoeven. Zwemmers brengen vuil in het bassin dat zeer gevarieerd van samenstelling is. Teneinde een goede zwemwaterkwaliteit te handhaven is het noodzakelijk dit zwimmersvuil uit het bassinwater te verwijderen bijvoorbeeld door behandeling van het water in het bassin of door zuivering van het verontreinigde water in een waterbehandelingssysteem.



IR. L. L. M. KELTJENS
Landbouwhogeschool Wageningen,
vakgroep Waterzuivering



C. COLLÉ
Landbouwhogeschool Wageningen,
vakgroep Waterzuivering



DR. IR. A. KLAPWIJK
Landbouwhogeschool Wageningen,
vakgroep Waterzuivering

Doel van dit artikel is het beschrijven van:

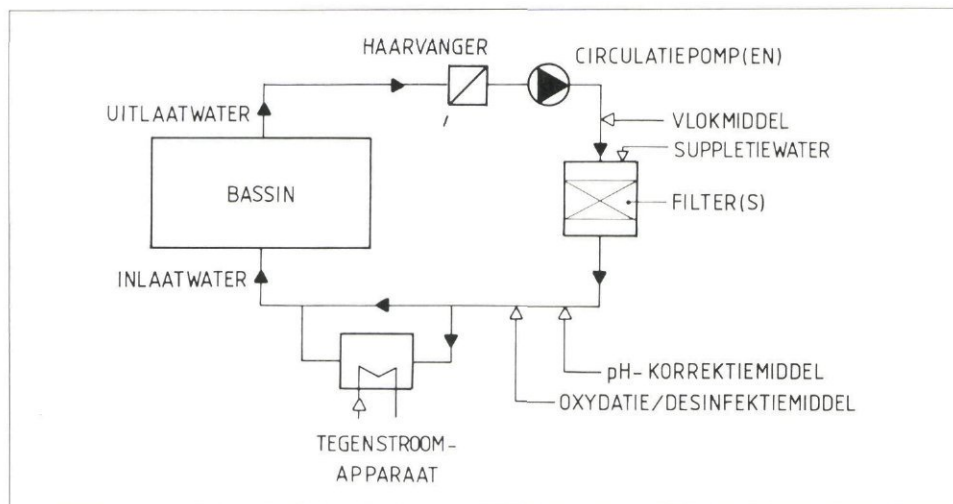
1. de zwemwaterbehandeling zoals veelal toegepast in Nederlandse zwembaden;
2. de normen geldend voor het zwemwater in overdekte zwemgelegenheden categorie A, zoals geformuleerd in het Besluit Hygiëne en Veiligheid Zwemgelegenheden (BHVZ) [1];
3. de toepassing van chloorverbindingen als oxydatie/desinfectiemiddel;
4. de optimale dosering van chloorverbindingen door meting en regeling van de concentratie ervan, aan de hand van zes praktijkvoorbeelden.

TABEL I – Normen voor zwemwater in overdekte zweminrichtingen categorie A, volgens het Besluit Hygiëne en Veiligheid Zwemgelegenheden [1].

Parameter*	Eenheid	Norm
1. Bij 37 °C kweekbare kiemen	aantal per ml	≤ 100
2. Bacteriën van de coligroep	aantal per 100 ml	niet aantoonbaar
3. Doorzicht	meter	tot bodem
4. Kaliumpermanganaatverbruik (KMnO ₄ -verbruik)	mg/l	70% van het KMnO ₄ -verbruik van het suppletiewater + 6
5. Zuurgraad (pH)		6,8 ≤ pH ≤ 7,8
6. Ureum	mg/l	≤ 2,0
7. Vrij beschikbaar chloor	mg/l	≥ 0,3 bij pH ≤ 7,5 ≥ 0,5 bij pH > 7,5
8. Gebonden beschikbaar chloor	mg/l	≤ 1,0
9. Ozon** (indien als oxydatiemiddel gebruikt)	mg/l	niet aantoonbaar

* Te meten in het bassin op de plaats waar de waarde van deze parameter naar mag worden aangenomen het minst gunstig is.

** Te meten in het toevoerwater.



Afb. 1 - Schema van een conventioneel waterbehandelingssysteem.

2. Conventionele zwemwaterbehandeling

De kwaliteit van het zwemwater verslechtert doordat de zwemmer vuil in het bassin brengt. Dit zwimmersvuil bestaat uit: (pathogene) micro-organismen, gesuspendeerde en colloïdale deeltjes en opgeloste, meestal gedeeltelijk oxydeerbare, verbindingen. De verwijdering van dit zwimmersvuil vindt als regel plaats door vijf deelprocessen (zie afb. 1), te weten:

1. transport van het vervuilde bassinwater (uitlaatwater) naar het waterbehandelingssysteem;
2. flocculatie/filtratie van het circulerende water. Een flocculatiemiddel, meestal een aluminiumverbinding, wordt toegepast om de filtratie-efficiëntie van colloïdale deeltjes te verhogen;
3. desinfectie van het bassinwater door dosering van een geschikt desinfectiemiddel, meestal chloorverbindingen, om (pathogene) micro-organismen onschadelijk te maken;
4. oxydatie van het zwemwater door dosering van een geschikt oxydatiemiddel om opgeloste verbindingen te oxyderen c.q. te modificeren;
5. toevoeging van suppletiewater ter verversing van het bassinwater, zodat de concentratie van moeilijk of niet elimineer-

bare verontreinigingen door verdunning tot een aanvaardbare waarde verlaagd wordt.

Soms wordt een haarvanger toegepast om grote deeltjes, voor filtratie, uit het circulerende water te verwijderen. Voor de handhaving van een bepaalde pH wordt een pH-correctiemiddel gedoseerd, terwijl daarnaast een deelstroom van het circulerende water met behulp van een tegenstroomapparaat (warmtewisselaar) verwarmd wordt. In sommige Nederlandse, maar vooral in Duitse zwembaden, wordt het circulerende water extra behandeld bijvoorbeeld met behulp van een sterker oxydatiemiddel (ozon), door indirecte bestraling met UV-licht (photozone) of door directe bestraling met UV-licht (chlooramineseparator). Doel van deze extra behandeling is het zwimmersvuil zoveel mogelijk te oxyderen teneinde ongunstige nevenverschijnselen (stank) te verminderen of te voorkomen. Bespreking van dit soort waterbehandelingssystemen valt buiten het kader van dit artikel.

Het moge duidelijk zijn dat er een verband bestaat tussen badbelasting (het aantal zwemmers per tijdseenheid), het zuiverings-effect van het waterbehandelingssysteem en de waterkwaliteit in overdekte zwembaden. Immers de inbreng van vuil in het bassin is globaal evenredig met het aantal bezoekers, de zuivering is afhankelijk van de efficiëntie van het toegepaste zuiveringssysteem en dit samenspel resulteert uiteindelijk in een bepaalde waterkwaliteit.

3. Normen voor zwemwater

De kwaliteit van het zwemwater moet te allen tijde voldoen aan de wettelijke minimum normen, zoals geformuleerd in het BHVZ [1]. Dit besluit ter uitvoering van de Wet Hygiëne en Veiligheid Zweminrichtingen (WHVZ), is op 1 november 1984 in werking getreden. Onder de WHVZ vallen alle recht-

streeks voor het publiek toegankelijke zweminrichtingen en zwemgelegenheden in oppervlaktewater. We beperken ons tot de overdekte zweminrichtingen van categorie A: overdekte zweminrichtingen, ingericht voor het zwemmen anders dan in oppervlaktewater, waarvan een of meerdere bassins dieper zijn dan 0,50 meter, meestal circulatiebaden. De wettelijke normen voor het zwemwater in deze zweminrichtingen zijn weergegeven in tabel I.

Deze parameters dienen maandelijks door een controlerend laboratorium onderzocht te worden. De parameters 3, 5, 7, 8 en 9 dienen dagelijks zo vaak als met het oog op de bedrijfsvoering noodzakelijk is, doch ten minste bij de opening en tegen sluitingstijd, door de houder te worden onderzocht.

4. Desinfectie, oxydatie en redoxpotentiaal

4.1. Desinfectie

Het belangrijkste doel van zwemwaterbehandeling is het handhaven van een voldoende desinfecterend vermogen in het bassinwater om zodoende het infectierisico te beperken. Elke zwemmer brengt globaal een miljoen tot een miljard al of niet pathogene micro-organismen in het bassinwater. Zonder dosering van een geschikt desinfectiemiddel krijgt het bassinwater een slechtere bacteriologische kwaliteit en voldoet het op den duur niet meer aan de bacteriologische normen zoals gegeven in tabel I. Aangezien de zwemmers overal in het bassin kunnen vertoeven, zullen ook overal in het bassin micro-organismen kunnen voorkomen. Het desinfectiemiddel dient dus overal in het bassinwater in voldoende concentratie aanwezig te zijn om vooral ziekteverwekkers snel en afdoende onschadelijk te maken. Hierbij is uiteraard de desinfectiesnelheid van eminent belang.

Uit de literatuur [2] blijkt dat voor de desinfectie van bassinwater slechts een beperkt aantal verbindingen efficiënt toegepast kunnen worden, in het algemeen halogeenvverbindingen (broom, jood en chloor). Broomverbindingen worden, mede uit kostenoverwegingen, slechts sporadisch toegepast. In Nederland mogen broomverbindingen niet toegepast worden. Deze verbindingen bezitten geen toelatingsnummer in het kader van de Bestrijdingsmiddelenwet, met name omdat het bromide dat na reductie van broomverbindingen ontstaat een onaanvaardbaar geachte milieubelasting veroorzaakt. In sommige landen worden combinaties van chloor- en broomverbindingen toegepast. Joodverbindingen bezitten in lage concentratie in principe een voldoende desinfecterend vermogen. In Nederland worden echter voor de desinfectie van zwemwater in hoofdzaak chloorverbindingen gebruikt, mede omdat deze verbindingen naast een goede des-

infecterende eveneens een goede oxyderende werking bezitten.

4.2. Oxydatie

De oxyderende werking van chloorverbindingen komt onder andere tot uiting in het feit dat het zwimmersvuil door het vrij beschikbaar chloor gedeeltelijk wordt geoxydeerd. In het BHVZ, zie tabel I, is een norm opgenomen voor het kaliumpermanganaatverbruik (KMnO_4 -verbruik) van het uitlaatwater. Het KMnO_4 -verbruik van het uitlaatwater is een maat voor de in het uitlaatwater aanwezige oxydeerbare verbindingen. Hoewel er in het bassinwater naast oxydatiereacties eveneens additie- en substitutie-reacties plaatsvinden, er ontstaan bijvoorbeeld trihalomethanen, worden met name stikstofverbindingen zoals ammonium en ureum door het vrij beschikbaar chloor geheel of gedeeltelijk tot stikstof en nitraat geoxydeerd. Door deze reacties neemt de vrij beschikbaar chloorconcentratie in het bassinwater af. Om toch een voldoende oxyderend en desinfecterend vermogen in het bassin te handhaven is een bepaalde minimum vrij beschikbaar chloorconcentratie strikt noodzakelijk. Ter voorkoming van nadelige gezondheidseffecten bij de zwemmer veroorzaakt door overdosering van chloorverbindingen, is handhaving van een lage constante vrij beschikbaar chloorconcentratie van het bassinwater evenzeer wenselijk.

4.3. Redoxpotentiaal

De redoxpotentiaal is in beginsel een maat voor het desinfecterend en oxyderend vermogen van het zwemwater. De hoogte van de redoxpotentiaal is afhankelijk van de verhouding tussen de concentratie van oxyderende verbindingen (bijvoorbeeld chloor) en reducerende verbindingen, die daarmee in evenwicht zijn. Indien we ons beperken tot chloor als oxydatie/desinfectiemiddel, dan blijkt [2] dat de hoogte van de redoxpotentiaal niet evenredig is met de

concentratie vrij beschikbaar chloor. Wel is in de praktijk [3] gebleken, dat met name voor chloorverbindingen de desinfectiesnelheid beter correleert met de redoxpotentiaal dan met de concentratie vrij beschikbaar chloor. Omdat de redoxpotentiaal een parameter is die nauwkeurig continu gemeten kan worden is dit een grootheid die nuttige aanwijzingen over het desinfecterend en oxyderend vermogen van het zwemwater geeft. De redoxpotentiaal is echter ongeschikt voor de regeling van een juiste dosering van chloorverbindingen, met name omdat deze parameter niet snel genoeg reageert op een verandering van de vrij beschikbaar chloorconcentratie (zie [2]).

5. Chloorverbindingen

5.1. Chemie van chloorverbindingen

Cl_2 , een giftig geel/groen gas, hydrolyseert in verdunde oplossing snel volgens vergelijking (1):



Volgens White [4] is de pK bij 25°C 3,35. Het onderchlorigzuur (HOCl) is een zwak zuur en dissocieert volgens vergelijking (2):

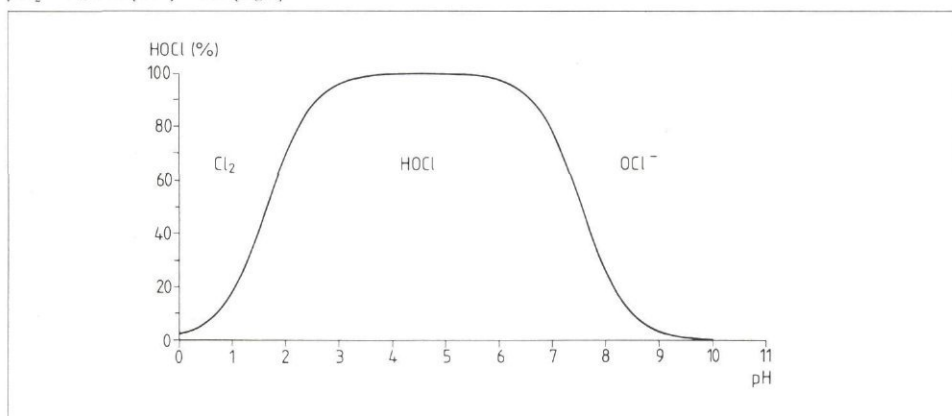


Volgens Morris [5], is de pK van dit evenwicht bij 25°C 7,54. Vrij beschikbaar chloor of vrij werkzaam chloor, wij gebruiken de afkorting VWC, is per definitie: de som van de concentraties opgelost moleculair chloor (Cl_2), onderchlorigzuur (HOCl) en hypochloriet (OCl^-). Uit reactievergelijking (1) en de ligging van dat evenwicht volgt dat bij de in zwembaden gebruikelijke pH geen opgelost moleculair chloor aanwezig is.

Het percentage HOCl aanwezig in water met een bepaalde VWC-concentratie kunnen we berekenen als functie van de pH. Afb. 2 laat dit zien voor water van 25°C .

Het desinfecterend en oxyderend vermogen van HOCl is aanmerkelijk groter dan van OCl^- . Een hoge pH is dus ongunstig voor het desinfectie- en het oxydatieproces. Vandaar

Afb. 2 - Het percentage HOCl van het vrij beschikbaar chloor als functie van de pH bij 25°C ; $pK_1 = 3,35$, $pK_2 = 7,54$ en $[\text{Cl}^-] = 709 \text{ [mg/l]}$.



de pH afhankelijk van de in tabel I gegeven minimum waarden voor de VWC-concentratie van het zwembadwater en de maximum waarde van de pH.

5.2. Dosering van chloorverbindingen

Chloorverbindingen kunnen in verschillende vormen aan het zwembadwater gedoseerd worden. De belangrijkste methoden zijn:

1. In de vorm van chloorgas. Chloorgas kan zonder verregaande veiligheidsmaatregelen niet in zwembaden toegepast worden. Het chloorgas wordt in vloeibare vorm in roestvrijstalen gascylinders onder druk geleverd. Door injectie van het gas in een deelstroom van het circulerende water, meestal met behulp van een vacuümventiel, ontstaat chloorwater met een VWC-concentratie variërend van 0,5-3,0 g/l. Het chloorwater wordt vervolgens in de toevoerleiding naar het bassin (indirecte chloring) gedoseerd. In Nederlandse zwembaden wordt chloorgas slechts sporadisch gebruikt. In Duitsland wordt het in zeer veel zwembaden toegepast, met name omdat het aanmerkelijk goedkoper is dan bijvoorbeeld chloorbleekloog.

2. In de vorm van natriumhypochloriet (chloorbleekloog). Natriumhypochloriet wordt bereid door inleiding van chloorgas in een oplossing van natriumhydroxyde, waarbij de volgende reactie plaatsvindt:



In de oplossing ontstaan NaOCl en een equivalente hoeveelheid NaCl, beide volledig gedissocieerd. Het VWC-gehalte van een handelsoplossing natriumhypochloriet ligt meestal tussen 150 en 170 g/l en de pH tussen 11,5 en 12,5. Het VWC in chloorbleekloog is in principe instabiel en de concentratie ervan neemt geleidelijk af. Deze afbraak wordt onder andere versneld door een hoge temperatuur, direct zonlicht en rechtstreeks contact met metalen zoals nikkel, koper en ijzer. Dosering van chloorbleekloog vindt onverdund plaats in de toevoerleiding naar het bassin. Door de hoge pH van het chloorbleekloog zet zich vaak kalk af op en/of in de buurt van het doseerpunt. In de meeste Nederlandse zwembaden wordt chloorbleekloog als oxydatie/desinfectiemiddel gebruikt.

3. Door elektrolytische chloorbereiding ter plaatse. Dit kan op twee manieren gebeuren (zie ook [6]):

- in het suppletiesysteem wordt een geconcentreerde NaCl-oplossing, chloridegehalte circa 18 g/l, geëlektrolyseerd, waarna deze oplossing gedoseerd wordt in de toevoerleiding naar het bassin;
- in het doorstroomsysteem wordt het circulerende zwembadwater met een chloridegehalte van 900-1.500 mg/l geëlektrolyseerd.

TABEL II – Een aantal gegevens van de zes onderzochte zwembaden.

Zwembad	Vlokmiddel dosering	Filter	Oxydatie/desinfectiemiddel	Totale inhoud m ³	Meting VWC-concentratie	Regeling VWC-concentratie
1	eenmalig NT**	open zand	CBL*	600	DPD/comparator	handbediening
2	eenmalig NT	gesloten zand	CBL	750	amperometrisch	proportioneel
3	continu	open zand	Cl ₂ -gas	1.200	colorimetrisch	aan/uit
4	continu	open zand	CBL	615	DPD/comparator	handbediening
5	continu	gesloten zand	elektrolyse (doorstroom)	320	amperometrisch productie	hoog/laag
6	continu	gesloten meerlaags	CBL	90	NVT***	NVT

* = chloorbleekloog

** = na terugspoelen

*** = niet van toepassing

Bij de elektrolyse vindt onder andere oxydatie van chloride tot Cl₂ plaats. Het chloorgas lost op in water en hydrolyseert en dissocieert respectievelijk volgens vergelijking (1) en (2). Naast chloorgas ontstaan in de elektrolysecel onder meer waterstofgas (H₂) en zuurstof (O₂).

Door de dosering van een chloorverbinding zal de pH van het zwembadwater, afhankelijk van het gedoseerde middel, stijgen of dalen. In de meeste gevallen moet dan ook de pH met een zuur of een base gecorrigeerd worden.

6. Meting en regeling van de vrij beschikbaar chloorconcentratie

De noot in tabel I geeft aan dat volgens de wet het watermonster op die plaats in het bassin genomen moet worden waar de waarde van de te meten parameter, naar mag worden aangenomen het minst gunstig is. In sommige bassins komen dode hoeken of voorkeursstromingen voor, zodat het bassinwater niet overal dezelfde kwaliteit heeft. In de meeste gevallen echter betekent de geest van de wet: monstername van het uitlaatwater, het water dat het bassin verlaat. De bepaling van de VWC-concentratie dient bij voorkeur titrimetrisch volgens NEN 6480 [7] te geschieden. De continue meting van de VWC-concentratie kan op twee principiële verschillende manieren uitgevoerd worden:

- colorimetrisch: in een continu doorstroomde cuvet wordt gelijktijdig uitlaatwater en een gebufferde DPD-oplossing gepompt en in een tweede cuvet alleen uitlaatwater. Het verschil in extinctie tussen de oplossingen in beide cuvetten is een maat voor de VWC-concentratie. Deze methode is de colorimetrische variant van de titrimetrische bepaling volgens NEN 6480;
- amperometrisch: in een continu doorstroomde meetcel bevinden zich twee elektroden van verschillende metalen, meestal koper en platina. Bij afwezigheid van

VWC in het meetwater is het galvanisch element dat de beide elektroden vormen nagenoeg volledig gepolariseerd. Het element levert slechts een kleine reststroom, die met behulp van een nulpuntinstelling gecompenseerd wordt. Bij aanwezigheid van VWC wordt het element gedepolariseerd en produceert het een elektrische stroom, die evenredig is met de VWC-concentratie. Door koppeling van het meetsignaal aan de chloordoseerinstallatie is het mogelijk de chloordosering automatisch te regelen; door meting en regeling is een nauwkeurige sturing van de VWC-concentratie op een bepaalde ingestelde waarde mogelijk. De regeling kan op een aantal manieren geschieden. Drie voorbeelden volgen.

- Bij een aan/uit regeling wordt, indien de gemeten VWC-concentratie lager is dan de ingestelde waarde, de chloordoseerinstallatie ingeschakeld. De hoeveelheid chloor die gedoseerd wordt is bij een doseerpomp bijvoorbeeld mede afhankelijk van het slagvolume en de puls frequentie.
- Bij een proportionele regeling is de hoeveelheid chloor die gedoseerd wordt afhankelijk van het verschil tussen de gemeten waarde enerzijds en de ingestelde grenswaarden en streefwaarde anderzijds. Indien de gemeten waarde hoger is dan de maximale grenswaarde schakelt de chloordoseerinstallatie uit. Indien de gemeten waarde lager is dan de minimale grenswaarde doseert de installatie met maximale capaciteit. Is de gemeten waarde groter dan de minimale grenswaarde en kleiner dan de maximale grenswaarde, dan is de gedoseerde hoeveelheid afhankelijk van het concentratieverschil tussen gemeten waarde en streefwaarde.
- Een hoog/laag regeling wordt veelal toegepast bij de elektrolytische chloorbereiding in doorstroomsystemen. Afhankelijk van de chloorvraag wordt, door regeling van de stroomsterkte van de elektrolyse-apparaat, maximaal of minimaal chloor geproduceerd.

7. Praktijkvoorbeelden

Aan de hand van zes praktijkvoorbeelden zullen we nader ingaan op de vraag hoe we de chloordosering in een zwembad zo goed mogelijk automatisch kunnen sturen. In tabel II zijn de gegevens van de zes onderzochte zwembaden, voorzover van belang, weergegeven.

In zwembad 1, een instructiebad van 25 bij 12,5 meter, zijn onder meer op 1 september 1983 metingen uitgevoerd. Hierbij werden zowel de VWC-concentratie van het uitlaatwater als van het inlaatwater volgens NEN 6480 [7] bepaald. De pH werd gemeten en bedroeg gemiddeld 7,4, terwijl bovendien het aantal bezoekers tijdens de openingsuren werd geteld.

Afb. 3 geeft het verloop van het badbezoek en het verloop van de VWC-concentratie van in- en uitlaatwater op die dag. Het badbezoek is laag, de gemiddelde specifieke badbelasting bedraagt slechts 0,06 personen/m³ uur. De gemiddelde specifieke badbelasting (F_b) wordt gedefinieerd als:

$$F_b = N / (V_t * U) \quad (4)$$

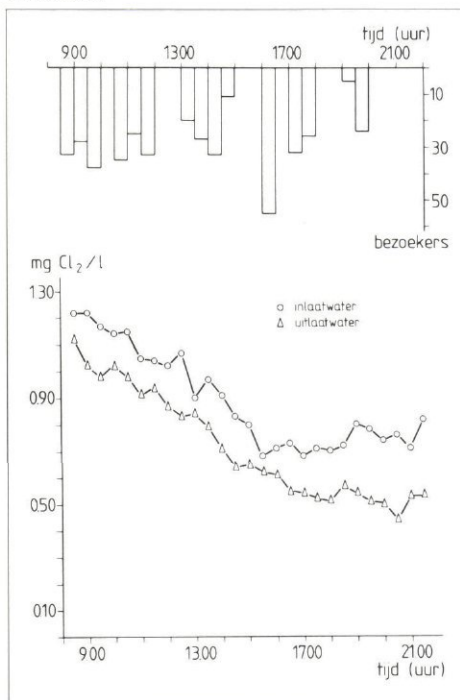
F_b = de gemiddelde specifieke badbelasting p/m³ uur

N = het totaal aantal bezoekers tijdens de openingsuren p

V_t = de totale waterinhoud van het zwembad m³

U = het aantal openingsuren van het zwembad uur

Afb. 3 - Het aantal bezoekers en de VWC-concentratie van het inlaatwater en uitlaatwater op 1 september 1983 in zwembad 1.



F_b is een goede maat voor de badbelasting bij onderlinge vergelijking van verschillende zwembaden.

De VWC-concentratie van het inlaatwater is duidelijk hoger dan die van het uitlaatwater, zie afb. 3. Dit wijst erop dat in het bassin een zeker VWC-verbruik plaatsvindt. De VWC-concentratie van in- en uitlaatwater nemen in de loop van de dag af; een normaal verschijnsel in een handbediend zwembad. Bij een hogere badbelasting of een kleinere totale waterinhoud van het systeem bij gelijkblijvende badbelasting, zou de VWC-concentratie van het uitlaatwater tot beneden de voorgeschreven 0,3 mg/l kunnen dalen. Slechts door vergroting van de capaciteit van de doseerpomp met de hand kan in deze gevallen het zwembad aan de wettelijke eisen blijven voldoen. Uit dit voorbeeld volgt dat in zwembaden met handbediening meestal niet volstaan kan worden met de bepaling van de VWC-concentratie van het uitlaatwater alleen bij opening en tegen sluitingstijd van het zwembad voor bezoekers.

Tabel III geeft de resultaten van de bepaling van de VWC-concentratie van het uitlaatwater in de zwembaden 1 t/m 5. Voor zwembad 1 zijn de meetresultaten van het uitlaatwater zoals weergegeven in afb. 3 gemiddeld. In zwembad 2 t/m 5 werd ten minste viermaal per dag gedurende vier dagen de VWC-concentratie van het uitlaatwater in duplo volgens NEN 6480 [7] bepaald.

TABEL III - Resultaten van de bepaling van de VWC-concentratie van het uitlaatwater in zwembad 1 t/m 5 volgens NEN 6480 [7].

Zwembad	VWC mg/l gemiddeld	SD	Aantal metingen
1	0,714	0,205	27
2	0,683	0,036	20
3	0,600	0,049	20
4	1,005	0,227	16
5	0,609	0,079	20

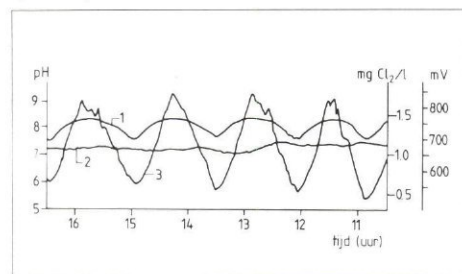
SD = standaarddeviatie.

Uit tabel III volgt, dat de standaarddeviatie in de handbediende zwembaden (1 en 4) het grootst is, het proportioneel geregelde zwembad (2) geeft de kleinste standaarddeviatie. De verschillen tussen de zwembaden 2, 3 en 5 zijn echter zeer klein en voor deze zwembaden met een gemiddelde specifieke badbelasting variërend van 0,05-0,20 p/m³ uur niet van belang.

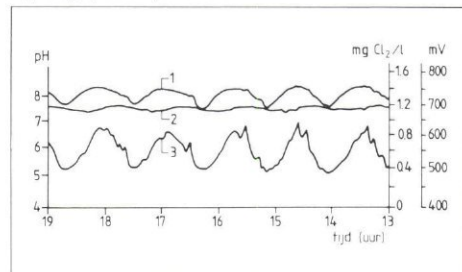
In zwembad 6 werd een uitgebreid onderzoek uitgevoerd (zie ook [9] en [10]). In dit zwembad, een klein bassin met een zeer hoge en sterk wisselende badbelasting, werd onder meer de sturing van de chloorbleekloogdoserings geoptimaliseerd. De specifieke

badbelasting varieerde op de 3 meetdagen van 2,5-4,0 p/m³ uur, met een maximale waarde van 8,8 p/m³ uur. Een dergelijke badbelasting is vergelijkbaar met de badbelasting van een hot-whirl-pool. In afb. 4a, 4b en 4c zijn voor de drie meetdagen de pH, de redoxpotentiaal en de VWC-concentratie van het bassinwater voorzover gemeten weergegeven. In dit zwembad werd bemonstering van het bassinwater toegepast omdat het bassin zich bij benadering als een ideaal gemengd systeem gedroeg. Meting van de pH en de redoxpotentiaal vond plaats respectievelijk met behulp van een gecombineerde glaselektrode en een gecombineerde redox-elektrode. De VWC-concentratie van het bassinwater werd continu met behulp van een colorimetrische methode gemeten. Op meetdag 1, afb. 4a, werd door meting van de redoxpotentiaal van het bassinwater de chloordosering gestuurd door middel van een aan/uit regeling met ingestelde streefwaarde 730 mV. De minimale en maximale VWC-concentratie bedragen respectievelijk 0,45 en 1,80 mg/l; de concentratie vertoont een

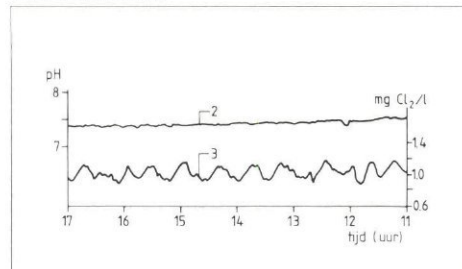
Afb. 4a - Het verloop van de redoxpotentiaal (1), de pH (2) en de VWC-concentratie (3) op meetdag 1; aan/uit regeling op redoxpotentiaal.



Afb. 4b - Het verloop van de redoxpotentiaal (1), de pH (2) en de VWC-concentratie (3) op meetdag 2; proportionele regeling op redoxpotentiaal.



Afb. 4c - Het verloop van de pH (2) en de VWC-concentratie (3) op meetdag 3; proportionele regeling op VWC-concentratie.



sinusvormig verloop met een periode van ongeveer 90 minuten. Het verloop van de drie parameters geeft aan dat tijdens het doseren van de chloorbleekloog de pH, de redoxpotentiaal en uiteraard ook de VWC-concentratie toeneemt. Op het moment dat de pH de ingestelde grenswaarde (7,4) bereikt wordt de zuurdosering ingeschakeld. Het is opmerkelijk dat op sommige momenten tijdens het doseren van chloorbleekloog de VWC-concentratie van het bassinwater afneemt. Dit betekent dat op die momenten het VWC-verbruik van het bassinwater, veroorzaakt door de hoge badbelasting, groter is dan de toename van die concentratie veroorzaakt door de chloordosering. Op meetdag 2, afb. 4b, werd de chloordosering gestuurd door meting van de redoxpotentiaal van het bassinwater en proportionele regeling op 730 mV met grenswaarden 720 en 740 mV. De VWC-concentratie vertoont nog steeds een sinusvormig verloop; de scherpe pieken naar boven en beneden zijn enigszins afgeopt. Grote schommelingen blijven echter optreden: minimaal 0,35 en maximaal 1,0 mg/l.

Op meetdag 3, afb. 4c, werd de chloordosering gestuurd door een colorimetrische meting van de VWC-concentratie van het bassinwater en proportionele regeling van die concentratie op de gemeten waarde. De ingestelde streefwaarde was relatief hoog, circa 1,0 mg/l, met grenswaarden van circa 0,9 en 1,1 mg/l, dit ter voorkoming van microbiële groei in het waterbehandelings-systeem. Het verloop van de VWC-concentratie van het bassinwater vertoont nog enige schommeling, de minimale waarden bedragen respectievelijk 0,9 en 1,2 mg/l.

Uit het onderzoek in zwembad 6 volgt, dat bij deze hoge specifieke badbelasting, de redoxpotentiaal niet geschikt is voor de automatische sturing van de chloordoseerinstallatie. De meting van de redoxpotentiaal is te traag, waardoor de regeling niet snel genoeg op de veranderingen in het bassinwater reageert: de VWC-concentratie vertoont onaanvaardbaar grote schommelingen. Met behulp van een continue colorimetrische meting van de VWC-concentratie van het bassinwater en een proportionele regeling van de doseerpomp bleek een sturing van de VWC-concentratie op een lage relatief constante waarde mogelijk.

8. Conclusies en aanbevelingen

1. Voor een juiste beoordeling van het effect van de zwemwaterbehandeling is een liefst continue meting en regeling van de oxydatie/desinfectiemiddel concentratie van het zwemwater wenselijk.

2. In zwembaden waar de regeling van de chloordoseerinstallatie met de hand geschiedt kan meestal niet volstaan worden met de

bepaling van de vrij beschikbaar chloorconcentratie van het zwemwater alleen bij opening en sluiting van het bassin voor bezoekers.

3. In zwembaden met een hoge specifieke badbelasting, bijvoorbeeld in de meeste hot-whirl-pools, is een (liefst proportionele) regeling van de chloordoseerinstallatie op basis van de gemeten vrij beschikbaar chloorconcentratie van het zwemwater onontbeerlijk. Regeling van de chloordosering op basis van de gemeten redoxpotentiaal is voor dit soort zwembaden ongeschikt.

Dankbetuiging

Met dank aan het Ministerie van VROM voor de financiering van het onderzoek en aan prof. dr. L. Lijklema voor het kritisch doorlezen van dit artikel.

Literatuur

1. De Algemene Maatregel van Bestuur ter uitvoering van de Wet Hygiëne en Veiligheid Zweminrichtingen (1984). *Besluit Hygiëne en Veiligheid Zwemgelegenheden*. Staatsblad, 470.
2. Grient, J. H. van der (1975). *Oxydatie en desinfectie van zwemwater*. Cursus Zwemwater en zweminrichtingen 1974-1975. Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek, Delft.
3. Carlson & Hässelbarth. *Das Verhalten von Chlor und oxidierend wirkenden Chlorsubstitutionsverbindungen bei der Desinfektion von Wasser* (1968). Vom Wasser, 35, 266-283.
4. White, G. C. (1972). *Handbook of chlorination*. Von Nostrand Reinhold Cy, New York.
5. Morris, J. C. (1966). *The acid ionization constant of HOCl from 5 to 35 °C*. J. Phys. Chem., 70, 3798-3805.
6. Vos, M. G. (1983). *Electrolytisch chloor in zwembaden*. Badcultuur 268, 1-9.
7. *Titrimetrische bepaling van het gehalte vrij beschikbaar en totaal beschikbaar chloor met ijzer(II)-ammoniumsulfaat en l-amino-4-diethylaminobenzene-waterstofsulfaat (N,N-diethyl-p-phenyleendiamine (DPD-sulfaat) als indicator*. NEN 6480 (1982). Nederlands Normalisatie Instituut, Delft.
8. Roeske, W. (1985). *Desinfektion von Schwimm- und Badebeckenwasser durch Chlor und Chlorverbindungen sowie die Messung und Regelung der Hygiene-Hilfsparameter freies Chlor, gebundenes Chlor, Redox-Spannung und pH-Wert*. Archiv des Badewesens 38, 70-74.
9. Keltjens, L. L. M., Jansen, E. J., Collé, C. & Klapwijk, A. (in voorbereiding). *Die Wasseraufbereitung in einem hoch belasteten Schwimmbecken*. 1. Mitteilung: Beschreibung der Aufbereitungsanlage, Material und Verfahren, Optimierung der Chlorung.
10. Keltjens, L. L. M., Jansen, E. J., Collé, C. & Klapwijk, A. (in voorbereiding). *Die Wasseraufbereitung in einem hoch belasteten Schwimmbecken*. 2. Mitteilung: der Verlauf einiger physikalische und chemische Parameter und eine Modelbeschreibung der Abhängigkeit zwischen der Trübung des Rohwassers, der Besucherbelastung und dem Volumenstrom.

• • •

TH Delft

Nieuws uit de vakgroep gezondheidstechniek & waterbeheersing

Promotie ir. H. H. Siebers

Op vrijdag 28 november 1985 zal ir. H. H. Siebers promoveren tot doctor in de technische wetenschappen.

De titel van zijn proefschrift luidt: 'Patterns and variability of phosphate and heavy metals in sediments of two swallow lakes'. Als promotors treden prof. dr. M. Donze en prof. dr. ir. L. Huisman op.

De plechtigheid zal plaatsvinden in de senaatszaal van de aula van de Technische Hogeschool Delft en zal om 15.45 uur aanvangen.

Belangstellenden zijn van harte welkom.



Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterzuivering en Waterkwaliteitsbeheer

Informatiepakket

Diegenen die tijdens het symposium 'Verbranding van zuiveringsslib', gehouden op 24 oktober jl., niet een volledig informatiepakket van Dorr-Oliver BV hebben verkregen, kunnen deze (incl. tekst van de voordracht) alsnog opvragen bij: Dorr-Oliver BV, Postbus 9090, 1006 AB Amsterdam, tel.: 020 - 5 10 79 11.



Vereniging voor Waterleidingbelangen in Nederland

'Waterleiding, om u te dienen'

Welke status in de bedrijfstad hebben de Algemene Voorwaarden Drinkwater met de Aansluitvoorwaarden en hoe kijken belanghebbende groeperingen van buiten, zoals aannemers, installateurs, doe-het-zelvers en afnemers daar tegenaan? Deze vraag vormt het thema van de VWN-vergadering 'Waterleiding, om u te dienen', op 18 december a.s. in De Reehorst te Ede.

Het programma is als volgt:

Mr. J. B. Abrahamse, adj.-secretaris VEWIN 'Conditie(s)test': Hoe staat het met onze condities (voor levering en aansluiting)? M. J. Leenhouts' bestuurslid Nederlands Verbond van Ondernemers in de Bouwnijverheid: