



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu

*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Normen en methoden voor
kwaliteitsparameters in het te wijzigen
Besluit hygiëne en veiligheid
badinrichtingen en zwemgelegenheden**

RIVM rapport 2014-0121

**Dit rapport bevat ten aanzien van de
advieswaarde voor de zwemwaternorm
voor chlooraat een addendum
d.d. 27-09-2023 vanaf pagina 81.
Voor de overige in dit rapport genoemde
waterkwaliteitsparameters is de actualiteit
niet gecontroleerd.**



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Normen en methoden voor
kwaliteitsparameters in het te wijzigen
Besluit hygiëne en veiligheid
badinrichtingen en zwemgelegenheden**

RIVM Rapport 2014-0121

**Dit rapport bevat ten aanzien van de
advieswaarde voor de zwemwaternorm voor
chloraat een addendum d.d. 27-09-2023 vanaf
pagina 81. Voor de overige in dit rapport
genoemde waterkwaliteitsparameters is de
actualiteit niet gecontroleerd.**

Colofon

© RIVM 2014

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

F.M. Schets
L.L.M. Keltjens^a
G.J.M. Hulshof^b
H. Schoon^c
L.J.G. Feyen^d
P.J.C.M. Janssen^e
J.D. te Biesebeek^f

^a Aqualab Zuid BV

^b C-mark

^c Omegam-Water BV

^d Labo Derva

^e Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten, RIVM

^f Centrum Voeding, Preventie en Zorg, RIVM

Contact:

Ciska Schets

Centrum Zoönosen en Omgevingsmicrobiologie

ciska.schets@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van project Recreatiewater M/330405, M/270003

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Normen en methoden voor kwaliteitseisen voor de gewijzigde zwembadenwetgeving

Het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) wijzigt het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz). Houders van gechloorde zwembaden moeten het water en de lucht op meer kwaliteitseisen gaan controleren om de gezondheid van de zwemmers beter te beschermen. Het huidige Bhvbz is ruim veertig jaar oud en nieuwe inzichten maken de herziening nodig. Het gewijzigde Bhvbz zal begin 2016 in werking treden.

Ten opzichte van het huidige Bhvbz is het aantal microbiologische kwaliteitseisen uitgebreid, is een aantal chemische en fysische kwaliteitseisen strenger geworden en zijn metingen van de luchtkwaliteit in (overdekte) badinrichtingen en normen voor desinfectiebijproducten toegevoegd (DBP's). DBP's kunnen ontstaan doordat desinfectiemiddelen, die het zwemwater schoon moeten houden, chemische reacties kunnen aangaan met stoffen die door zwemmers in het water terechtkomen, zoals zweet en urine. DBP's kunnen bij zwemmers onder andere irritaties van ogen en luchtwegen veroorzaken.

Het gewijzigde Bhvbz betreft niet alleen gechloorde zwembaden, maar ook verschillende andere typen baden, zoals zwemvijvers, peuterspeelbaden, baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, floating tanks (zoutwaterbaden) en zogenoemde bronbaden.

Het RIVM heeft aan IenM per type bad adviezen uitgebracht over normen, meetmethoden en meetfrequenties voor de nieuwe kwaliteitseisen. Het uitgangspunt was hierbij de zwemmer en het personeel zo goed mogelijk te beschermen tegen mogelijke gezondheidsklachten door de aanwezigheid van microbiologische en/of chemische verontreinigingen in het water of in de lucht. De regelgeving moet zwemmers en personeel in alle typen baden in gelijke mate beschermen, ook al zijn niet alle typen baden hetzelfde en is per type bad een specifieke aanpak met eigen normen nodig.

Kernwoorden: Bhvbz, zwembaden, wetgeving, waterkwaliteit, kwaliteitseisen

Synopsis

Standards and methods for quality requirements in amended swimming pool legislation

The Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment has decided to amend the Swimming Facilities Hygiene and Safety Decree (Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden, BHVBZ). Owners of chlorinated swimming pools must now monitor water and air quality against stricter requirements in order to better protect the health of swimmers. The current version of the Decree dates back to the early 1970s, and new insights required an amendment. The amended Decree will enter into effect in early 2016.

Compared to the current version of the Decree, the number of microbiological quality requirements has been increased, some chemical and physical quality requirements have been made more stringent, and requirements concerning air quality measurements in (indoor) swimming facilities as well as standards for Disinfection By-Products (DBP's) have been included. DBP's may be created when disinfectants that have been added to keep pool water clean enter into a chemical reaction with substances that bathers introduce into the water, such as sweat and urine. In swimmers, DBP's may cause irritation of the eyes and the respiratory tract and other problems.

The amended Decree applies not only to chlorinated swimming pools, but also to other types of pools, such as swimming ponds, pools for toddlers, pools for single use, floating tanks (salt water pools), and so-called spring pools.

For each type of pool or pond the Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) has advised the Ministry about the standards, analysis methods and analysis frequencies for the new quality requirements. The main consideration was protecting swimmers and staff against possible health problems caused by the presence of microbiological and/or chemical contaminations in the water or in the air. The legislation must provide equivalent protection to swimmers and staff in all types of pools, although each type requires a specific approach with specific standards.

Keywords: Bhvzbz, swimming pools, legislation, water quality, quality requirements

Inhoudsopgave

Samenvatting – 11

1 Inleiding – 15

2 Parameters voor circulatiebaden – 17

- 2.1 Achtergrond parameters voor circulatiebaden – 17
- 2.2 Algemene toelichting op Tabel 1 – 20
- 2.3 Geadviseerde methoden per parameter – 20
 - 2.3.1 Vrij Beschikbaar Chloor – 20
 - 2.3.2 Ozon (in lucht) – 21
 - 2.3.3 Gebonden Beschikbaar Chloor – 21
 - 2.3.4 Trichlooramine (in lucht) – 21
 - 2.3.5 Chloraat – 21
 - 2.3.6 Bromaat – 21
 - 2.3.7 Trihalomethanen (THM's) – 21
 - 2.3.8 Pseudomonas aeruginosa – 22
 - 2.3.9 Intestinale enterococci – 22
 - 2.3.10 Sporen van sulfietreducerende clostridia – 22
 - 2.3.11 Staphylococcus aureus – 22
 - 2.3.12 Ureum – 22
 - 2.3.13 Nitraat – 23
 - 2.3.14 KMnO_4 -verbruik – 23
 - 2.3.15 Troebelheid – 24
 - 2.3.16 Zuurgraad – 24
 - 2.3.17 Waterstofcarbonaat – 24
 - 2.3.18 Doorzicht – 24
 - 2.3.19 Chloride – 25
 - 2.3.20 Legionella – 25

3 Parameters voor zwembijvers – 27

- 3.1 Definities – 27
- 3.2 Waterkwaliteit in zwembijvers – 27
 - 3.2.1 Noten met betrekking tot vulwater – 28
 - 3.2.2 Monsterneming – 28
- 3.3 Algemene toelichting op Tabel 2 – 30
- 3.4 Toelichting chemische parameters – 30
- 3.5 Toelichting biologische parameters – 31
- 3.6 Toelichting microbiologische parameters – 31
- 3.7 Geadviseerde methoden per parameter – 32
 - 3.7.1 Fysische parameters – 32
 - 3.7.2 Chemische parameters – 32
 - 3.7.3 Biologische parameters – 33
 - 3.7.4 Microbiologische parameters – 33

4 Parameters voor peuterspeelbaden – 35

- 4.1 Definities – 35
- 4.2 Achtergrond – 35
- 4.3 Adviezen ten aanzien van peuterspeelbaden – 35
 - 4.3.1 Peuterspeelbaden die dagelijks gelegegd worden – 35
 - 4.3.2 Peuterspeelbaden zonder recirculatie met continue verversing die niet dagelijks gelegegd worden – 35

- 4.3.3 Peuterspeelbaden met recirculatie en waterbehandeling die niet dagelijks gelegeerd worden — 36
- 4.3.4 Controlefrequentie — 36
- 5 Parameters voor baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt — 37**
- 5.1 Definitie — 37
- 5.2 Adviezen ten aanzien van baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt — 37
- 6 Parameters voor floating tanks — 39**
- 6.1 Definitie — 39
- 6.2 Adviezen ten aanzien van floating tanks — 39
- 7 Parameters voor 'bronbaden' — 41**
- 7.1 Definitie — 41
- 7.2 Adviezen ten aanzien van 'bronbaden' — 41
- 8 Aanvullende adviezen en gesignaleerde knelpunten — 43**
- 8.1 Peuterspeelbaden — 43
- 8.2 Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt — 43
- 8.3 Floating tanks — 43
- 8.4 Bronbaden — 44
- 8.5 Spray parks, splash parks, bedriegertjes — 44
- 8.6 Speelplaatsen in de natuur — 44
- 8.7 Zoutwaterbassins — 44
- 8.8 Baden voor meermalig gebruik, bijvoorbeeld in hotelkamers — 44
- 9 Normstelling voor desinfectiebijproducten in zwemwater — 47**
- 9.1 Inleiding — 47
- 9.2 Concentraties DBP's in badinrichtingen — 48
- 9.2.1 Trihalomethanen — 48
- 9.2.2 Trichlooramine — 50
- 9.2.3 Bromaat — 51
- 9.2.4 Chloraat — 51
- 9.3 Toxicologie en toxicologische grenswaarden — 52
- 9.3.1 Trihalomethanen (THM's) — 52
- 9.3.2 Chloroform — 52
- 9.3.3 Broomdichloormethaan (BDCM) — 54
- 9.3.4 Dibroomchloormethaan (DBCM) — 54
- 9.3.5 Bromoform — 55
- 9.3.6 Trichlooramine — 55
- 9.3.7 Bromaat — 57
- 9.3.8 Chloraat — 58
- 9.4 Ozon — 59
- 9.5 Blootstellingsberekeningen — 60
- 9.5.1 Opzet blootstellingsberekeningen — 60
- 9.5.2 Berekening van de blootstelling — 62
- 9.5.3 Resultaten blootstellingsberekeningen — 62
- 9.6 Voorstellen voor zwemwaternormen — 63
- 9.6.1 THM's — 63
- 9.6.2 Trichlooramine — 63
- 9.6.3 Bromaat — 64
- 9.6.4 Chloraat — 64

9.6.5 Ozon — 64

10 Slotwoord — 67

Referenties — 69

Bijlage 1 Gerapporteerde concentraties trihalomethanen in gechlorde binnenbaden in verschillende landen — 75

Bijlage 2 Blootstellingsberekening voor trihalomethanen (THM's), bromaat en chlooraat — 77

11 Addendum Advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chlooraat — 81

11.1 Inleiding — 81

11.2 Werkwijze — 81

11.2.1 Toepassing van de stof — 83

11.3 Toxicologische informatie — 83

11.3.1 Overzicht toxicologische informatie — 83

11.3.1.1 Toxicokinetiek — 83

11.3.1.2 Acute toxiciteit — 83

11.3.1.3 Chronische toxiciteit — 84

11.3.2 Eerdere beoordeling zwemwaterkwaliteitsnorm door het RIVM — 86

11.3.3 Evaluatie — 88

11.4 Conclusies — 89

11.5 Referenties — 90

11.6 Lijst met gebruikte afkortingen — 92

11.7 Bijlage A Beschouwing TDI EFSA - Kritische kanttekeningen Weterings et al. (2016) en Haber et al. (2021) — 92

Samenvatting

In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft het RIVM in het kader van de voorgenomen wijziging van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz) adviezen uitgebracht ten aanzien van de in dit Besluit op te nemen kwaliteitsparameters voor conventionele gechlorde zwembaden (circulatiebaden). Het betreft een twintigtal parameters, dat onder te verdelen is in desinfectiemiddelen (vrij beschikbaar chloor, ozon in lucht), desinfectiebijproducten (gebonden beschikbaar chloor, trichlooramine in lucht, chloraat, bromaat, trihalomethanen (THM's)), parameters die informatie geven over de microbiologische antropogene belasting (*Pseudomonas aeruginosa*, intestinale enterococconen, sporen van sulfietreducerende clostridia, *Staphylococcus aureus*) en de chemische antropogene belasting (ureum, nitraat, KMnO_4 -verbruik, troebelheid), hygiëne hulpparameters (zuurgraad, waterstofcarbonaat), doorzicht, en de zogenaamde reguliere indicatoren chloride en Legionella. Voor deze parameters zijn normwaarden of maximaal toelaatbare hoeveelheden, meetfrequenties (en waar en door wie monsters genomen en onderzocht dienen te worden) en analysemethoden geadviseerd. Ten opzichte van het huidige Bhvbz is het aantal microbiologische parameters uitgebreid, zijn de eisen voor een aantal chemische en fysische parameters aangescherpt en zijn metingen van de luchtkwaliteit in (overdekte) badinrichtingen toegevoegd.

Alle adviezen zijn gebaseerd op de huidige stand van de wetenschap en de huidige kennis en praktijkervaring van geraadpleegde experts. De adviezen met betrekking tot normstelling voor desinfectiebijproducten in circulatiebaden zijn tot stand gekomen door raadpleging en beoordeling van de beschikbare wetenschappelijke literatuur. Voor chloraat, bromaat en THM's zijn de voorgestelde normwaarden onderbouwd door middel van blootstellingsberekeningen voor zwembadbezoekers en zwembadpersoneel. Door de blootstellingswaarden te vergelijken met relevante toxicologische grenswaarden is vastgesteld dat de voorgestelde normwaarden voldoende beschermend zijn.

Desinfectiemiddelen voor badinrichtingen kunnen door chemische reacties (met door de zwemmers ingebrachte organische stoffen) in het zwemwater potentieel toxische desinfectiebijproducten (DBP's) vormen, waaronder chloraat, bromaat, trichlooramine en THM's. Voor chloraat is een zwemwaternorm van 30 mg/liter vanuit toxicologisch oogpunt adequaat. Concentraties tot dit maximum mogen als onschadelijk voor de gezondheid van zwemmers beschouwd worden. Voor bromaat is een zwemwaternorm van 100 µg/liter geschat, uitgaande van een acceptabel risiconiveau van een op honderdduizend per leven voor de carcinogene werking door deze stof. Voor trichlooramine wordt voorgesteld een maximumwaarde van 500 µg/m³ en een streefwaarde van 200 µg/m³ in zwembadlucht aan te houden. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare toxicologische informatie. Voor THM's (trichloormethaan (chloroform), broomdichloormethaan (BDCM), dibroomchloormethaan (DBCM) en tribroommethaan (bromoform)) biedt een maximumwaarde in zwemwater van 50 µg/liter vanuit toxicologisch oogpunt voldoende bescherming. De norm geldt voor de som van alle THM's en wordt uitgedrukt als chloroform.

Op basis van door de WHO vastgestelde maximumwaarden en een in Nederland geldende wettelijke grenswaarde voor arbeidsblootstellingen is voor ozon (als dit

gebruikt wordt) een luchtgrenswaarde van 120 µg/m³ geselecteerd als limiet voor blootstelling in badinrichtingen.

Voor verschillende andere typen badinrichtingen, waaronder zwembijvers, peuterspeelbaden, baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, floating tanks en zogenaamde bronbaden, zijn eveneens adviezen uitgebracht met betrekking tot kwaliteitsparameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden.

Zwembijvers zijn kunstmatig aangelegde ecosystemen om in te zwemmen, waarin men de omstandigheden van natuurlijke wateren nabootst. Zwembijvers dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de microbiologische en chemische kwaliteitseisen voor Nederlands drinkwater. De waterkwaliteit in zwembijvers moet doorlopend bewaakt worden, waarbij fysische (zuurstofverzadiging, doorzicht, watertemperatuur, kleur en geur), chemische (ammonium, totaal fosfor, hardheid, geleidbaarheid, nitraat, zuurgraad, waterstofcarbonaat), biologische (vissen, watervogels, ratten, slakken, fytoplankton) en microbiologische (*Escherichia coli*, intestinale enterococci, *Pseudomonas aeruginosa*, Legionella, *Staphylococcus aureus*) parameters regelmatig gemeten dienen te worden.

Peuterspeelbaden zijn baden met een geringe waterdiepte (0,1 – 0,5 m) ingericht om in te spelen of te baden, met een harde bodem die niet in contact staat met de onderliggende natuurlijke bodem (aarde). Peuterspeelbaden kunnen snel verontreinigd raken, doordat ze een relatief klein watervolume hebben en relatief hoog worden belast. Deze baden dienen gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Peuterspeelbaden die dagelijks geleegd worden, moeten eveneens dagelijks gereinigd worden. In deze peuterspeelbaden, en de peuterspeelbaden zonder recirculatie maar met continue verversing met drinkwater, moeten de microbiologische parameters die gelden voor circulatiebaden periodiek gemeten worden. Wanneer chloor wordt gedoseerd, moeten de desinfectieparameters vrij beschikbaar chloor en zuurgraad gemeten worden. Op peuterspeelbaden waarin het water wordt behandeld en recirculeert, zijn de kwaliteitseisen van toepassing die gelden voor conventionele gechloorde buitenzwembaden, waarbij ozon en trichlooramine in lucht en gebonden beschikbaar chloor en THM's niet gemeten hoeven te worden, maar chloraat en bromaat wel. Aangezien openstelling en belasting van deze baden samenhangen met de weersomstandigheden, zijn omstandigheidsafhankelijke controlefrequenties geadviseerd.

Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, meestal door één persoon, maar soms door enkele personen tegelijkertijd, zijn bijvoorbeeld voetenbaden, dompelbaden, kruidenbaden, kleine whirlpools en therapeutische baden. Dergelijke baden dienen kort voor gebruik gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Na gebruik dient het bad leeggemaakt te worden, waarna het wordt gereinigd en gedesinfecteerd, nagespoeld met drinkwater en gedroogd. Wanneer het water in baden voor eenmalig gebruik wordt gedesinfecteerd, dienen maandelijks de microbiologische parameters gemeten te worden die gelden voor circulatiebaden. Indien dergelijke baden worden belucht, dient controle op de aanwezigheid van Legionella uitgevoerd te worden zoals in circulatiebaden.

Floating tanks zijn donkere, gesloten baden, voor een of twee personen, gevuld met water dat is verzadigd met Epsomzout of natuurlijke zouten, bijvoorbeeld uit de Dode Zee. Het water in deze baden wordt door meerdere personen na

elkaar gebruikt. De floating tanks dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Het water in de floating tanks dient gedesinfecteerd te worden; floating tanks waarin het water niet wordt gedesinfecteerd worden niet toegestaan. De te controleren kwaliteitsparameters voor floating tanks zijn dezelfde als die voor circulatiebaden.

Baden die in de spreektaal worden aangeduid met 'bronbaden' zijn baden die gevuld zijn met water uit zelfstandige collectieve watervoorzieningen of 'eigen winningen'. Dit water dient te voldoen aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Wanneer water uit 'eigen winning' wordt gebruikt voor het (bij)vullen (suppletie) van circulatiebaden, dienen deze badinrichtingen te voldoen aan dezelfde eisen als circulatiebaden.

De adviezen zijn gericht op het bereiken van de meest wenselijke situatie in de verschillende typen badinrichtingen ten aanzien van water- en luchtkwaliteit. Hierbij is het uitgangspunt de gebruiker en het personeel zo goed mogelijk te beschermen tegen negatieve gezondheidseffecten veroorzaakt door de aanwezigheid van microbiologische en/of chemische verontreinigingen in het water of in de lucht. Hoewel niet alle typen badinrichtingen hetzelfde zijn en ze daardoor een typespecifieke aanpak behoeven, dient de regelgeving gebruikers en personeel in alle typen baden in gelijke mate te beschermen.

Het is aan te bevelen om de in het gewijzigde Bhvbx opgenomen kwaliteitsparameters en de daarbij behorende normwaarden en analysemethoden in de toekomst te evalueren op basis van praktijkervaringen van exploitanten en handhavers. Toepassing in de praktijk geeft waardevolle informatie over de bruikbaarheid van de parameters en normen en geeft inzicht in het voldoen van de parameters en normen aan het gestelde doel.

1 Inleiding

Zwemmen is belangrijk voor volksgezondheid, welzijn, ontspanning en de sociale cohesie. Verder is het in ons waterrijke land van levensbelang om te kunnen zwemmen, als men onverhoeds te water raakt. Ook is zwemmen een belangrijk element bij onder meer recreatieve voorzieningen (zoals campings, pretparken, hotels en wellness-bedrijven) en locaties met een therapeutisch karakter (zoals ziekenhuizen en zorginstellingen). Daarmee is zwemmen ook van belang voor de economie. Verder is zwemmen een sport waarin Nederlanders in internationaal verband regelmatig hoog scoren.

Naast al deze positieve aspecten kunnen aan het zwemmen ook risico's verbonden zijn. Het water kan bijvoorbeeld microbiologisch of chemisch verontreinigd zijn en daarmee negatieve effecten hebben op de gezondheid, en er kunnen risico's zijn op verwonding of verdrinking.

Het hygiënisch en veilig kunnen zwemmen en baden is daarom al gedurende enkele tientallen jaren onderwerp van specifieke overheidszorg. In 1969 is daartoe de Wet hygiëne en veiligheid in zweminrichtingen vastgesteld. Deze wet is overigens pas in 1984, met een aantal aanpassingen, in werking getreden. Sinds de totstandkoming is de wet vele malen aangevuld en aangepast. Zo werd in 2000 de reikwijdte van de wet uitgebreid (Anonymous, 2000) en werd de naam gewijzigd in Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz).

Geconstateerd kan worden dat de inmiddels ruim veertig jaar oude regelgeving op tal van punten verouderd is. Tegelijkertijd is de regering van mening dat er ter bescherming van de volksgezondheid nog steeds behoefte is aan regelgeving om de risico's van zwemmen zoveel mogelijk te beperken. Bovendien vereist de Europese Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG (EU, 2006) dat er nationale wetgeving is waarin deze richtlijn geïmplementeerd wordt. Daarom is besloten om de bestaande regelgeving te herzien.

Een belangrijk aspect bij de herziening van de zwemwaterregelgeving is de integratie hiervan in de Omgevingswet. In het wetsvoorstel voor de Omgevingswet zijn enkele artikelen opgenomen die specifiek betrekking hebben op zwemlocaties in oppervlaktewater en op badinrichtingen. Deze artikelen zullen vooral wettelijke grondslagen bevatten voor nadere regeling van onderwerpen bij of krachtens algemene maatregelen van bestuur (amvb).

De inwerkingtreding van de Omgevingswet en de daarop gebaseerde regelgeving zal naar verwachting pas op middellange termijn kunnen plaatsvinden, terwijl er in de uitvoeringspraktijk grote behoefte wordt gevoeld aan eerdere inwerkingtreding van geactualiseerde regelgeving. Het gaat daarbij voornamelijk over regelgeving voor badinrichtingen. Daarom is besloten tot wijziging van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz), binnen het kader van de huidige Whvbz. Dit is fase 1 van het traject voor de herziening van de zwemwaterregelgeving.

Fase 2 bestaat uit de integratie in de Omgevingswet en de vaststelling van de benodigde onderliggende regelgeving bij amvb en ministeriële regeling. De ontwerpen in deze fase zullen inhoudelijk overeenkomen met het huidige voorstel en worden uitgebreid met enkele aspecten die in fase 1 niet geregeld kunnen worden, omdat de Whvbz daarvoor onvoldoende basis biedt.

Ter ondersteuning van de wijziging van het Bhvbz geeft dit rapport voor verschillende typen badinrichtingen adviezen ten aanzien van te bepalen waterkwaliteitsparameters (inclusief meetfrequentie en normwaarden) en de daarvoor te gebruiken analysemethoden. Het 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' (Appel et al., 2012), dat door de Werkgroep van de Brancheorganisatie Zwembad-techniek (BoZt) aan het Ministerie van Infrastructuur en Milieu is uitgebracht, heeft hiervoor als basis gediend.

2 Parameters voor circulatiebaden

2.1 Achtergrond parameters voor circulatiebaden

Het 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' (Appel et al., 2012) adviseert voor circulatiebaden de monitoring van een twintigtal parameters die onder te verdelen zijn in groepen van parameters die informatie geven over desinfectiemiddelen, desinfectiebijproducten, microbiologische antropogene belasting, chemische antropogene belasting, efficiëntie van desinfectie, doorzicht, chloridegehalte en aanwezigheid van Legionella (Tabel 1). Voor deze parameters zijn normwaarden en een onderzoekfrequentie geadviseerd. Tevens is voor elke parameter advies uitgebracht over de plaats waar bemonsterd zou moeten worden om een representatief monster te verkrijgen.

De voor de aangegeven desinfectiemiddelen aanbevolen bandbreedtes waarborgen een maximale desinfectie en voorkomen negatieve neveneffecten. Er zijn aanwijzingen dat gechlorideerde organische verbindingen, de zogenaamde desinfectiebijproducten (DBP's), schadelijke effecten hebben op de gezondheid van zwemmers en zwembadpersoneel (Jacobs et al., 2007, 2012). Definitieve conclusies over de relatie tussen de voorkomende concentraties van deze stoffen en gezondheidseffecten bij de mens zijn nog niet te trekken, maar men is het er over eens dat DBP's in zijn algemeenheid vanuit gezondheidsoogpunt ongewenst zijn. In het advies van de expertgroep is een aanzet gedaan tot toxicologische normering door het adviseren van maximaal toelaatbare waarden (Appel et al., 2012). Dit advies is door het RIVM verder uitgewerkt en onderbouwd (zie hoofdstuk 9 van het voorliggende rapport).

Ten aanzien van pathogene micro-organismen in zwemwater zijn de eisen aangescherpt in vergelijking tot het huidige Bhvz. De toegenomen kennis over chloorresistente micro-organismen, de beschikbaarheid van methoden voor analyse en identificatie van alternatieve micro-organismen die duiden op de aanwezigheid van pathogenen, en het niet langer gedetailleerd voorschrijven van specifieke maatregelen om deze pathogene micro-organismen uit zwemwater te verwijderen, zoals zandfilters, liggen hieraan ten grondslag.

In plaats van het voorschrijven van een minimale hoeveelheid suppletiewater adviseert de expertgroep maximale concentraties van schadelijke en/of ongewenste opgeloste stoffen, die een maat zijn voor de chemische antropologische belasting, zoals ureum en kaliumpermanganaatverbruik. Door te sturen op deze maximale waarden kan een goede zwemwaterkwaliteit gehandhaafd worden. Daarnaast is de troebelheid van het zwemwater niet alleen van direct belang voor de veiligheid, maar geeft deze ook de mate van badbelasting in relatie tot het rendement van de filtratie aan. Door het stellen van een eis aan deze parameter is het mogelijk voor degelijk ontworpen installaties om een hogere badbelasting te verwerken.

Het voorliggende rapport bevat voor alle parameters een advies voor een door houder of laboratorium te gebruiken en door de overheid voor te schrijven analysemethode, met als doel een zo goed mogelijke standaardisatie van analyses, resulterend in meetwaarden die met elkaar te vergelijken zijn. Deze adviezen zijn tot stand gekomen door discussies met verschillende experts met ruime praktijkervaring, waar mogelijk onderbouwd met wetenschappelijke

literatuur. Paragraaf 2.2 geeft een algemene toelichting op Tabel 1, terwijl in paragraaf 2.3 voor elke parameter de geadviseerde methode nader wordt uitgewerkt en toegelicht.

Ten opzichte van de tabel met parameters en normwaarden zoals gerapporteerd door Appel et al. (2012) wijken de normwaarden voor gebonden beschikbaar chloor, bromaat en trichlooramine af en is ozon als parameter toegevoegd als gevolg van de door het RIVM in het kader van de huidige rapportage uitgevoerde onderbouwing en blootstellingsschatting. De normwaarde voor Legionella is aangepast conform het RIVM-advies om voor deze parameter de normwaarde te stellen naar analogie van de Nederlandse drinkwaterwetgeving.

Tabel 1 Advies monitoringsparameters voor circulatiebaden

Te bepalen parameter	Norm	Locatie	Houder	Laboratorium	Advies analysemethode
<i>A. Desinfectiemiddel</i>					
Vrij beschikbaar chloor, binnenbaden	$0,5 \leq \text{VBC} \leq 1,5 \text{ mg/L}$	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Vrij beschikbaar chloor, buitenbaden	$0,5 \leq \text{VBC} \leq 3,0 \text{ mg/L}$	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Ozon in lucht, binnenbaden	$120 \mu\text{g/m}^3$	slechtste	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN 14625:2012
<i>B. Desinfectiebijproducten</i>					
Gebonden beschikbaar chloor	$\leq 0,60 \text{ mg/L}$	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Trichlooramine in lucht, binnenbaden	$200 \mu\text{g/m}^3 \text{ Cl}_2$ streefwaarde $500 \mu\text{g/m}^3 \text{ Cl}_2$ maximum	slechtste	n.v.t.	1 keer/kwartaal	INRS analysemethode 007/V01.01
Chloraat	$< 30 \text{ mg/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 10304-4:1999
Bromaat	$\leq 100 \mu\text{g/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 15061:2001
Σ THM's (als CHCl_3)	$\leq 50 \mu\text{g/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 15680:2003
<i>C. Microbiologische antropogene belasting</i>					
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$< 1 / 100 \text{ mL}$	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 16266:2008
Intestinale enterococci (IE)	$< 1 / 100 \text{ mL}$	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7899-2:2000
Sporen van sulfietreducerende Clostridia (SSRC)	$< 1 / 100 \text{ mL}$	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-ISO 6461-2:1993
<i>Staphylococcus aureus</i>	$< 1 / 100 \text{ mL}$	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 6888-1:1999/ A1.2003
<i>D. Chemische antropogene belasting</i>					
Ureum	$\leq 2,0 \text{ mg/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6494:1984
Nitraat	$\leq 50 \text{ mg/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-ISO 15923-1:2013 NEN-ISO 7890-3:1999 NEN-EN-ISO 10304-1:2009 NEN-EN-ISO 13395:1997
KMnO ₄ -verbruik	$\leq 3,0 \text{ mg/L O}_2$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 8467:1995
Troebelheid	$\leq 0,50 \text{ FTE}$	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7027:2000
<i>E. Efficiëntie desinfectie (Hygiëne hulpparameters)</i>					
Zuurgraad (pH)	$7,30 \pm 0,30$	hoofdbad	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 10523:2012
Waterstofcarbonaat	$\geq 40 \text{ mg/L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6531: 1986 NEN-EN-ISO 9963-1:1996 NEN-EN-ISO 9963-2:1996
<i>F. Doorzicht</i>					
Doorzicht	bodem	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	organoleptisch NEN 6606: 2009
<i>G. Indicatoren regulier</i>					
Chloride	$\leq 800 \text{ mg/L}^1$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 10304-1:2009 NEN-ISO 15923-1:2013
Legionella	$< 100 \text{ kve/L}$	hoofdbad en plaatsen waar aerosolen gevormd worden	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN 6265: 2007

¹ geldt niet bij zoutwaterbaden of toepassing van zoutelektrolyse

2.2 Algemene toelichting op Tabel 1

Voor alle parameters, met uitzondering van trichlooramine en ozon in lucht, dient een monster genomen te worden op de slechtst doorstroomde plaats in een bassin; deze wordt bepaald door middel van een kleurproef conform NEN-EN 15288-2:2008 Zwembaden - Deel 2: Veiligheidseisen voor beheer. Ten aanzien van alle parameters geldt dat monsternamen met de in Tabel 1 aangegeven frequentie plaatsvindt, zonder voorafgaande kennisgeving en in verschillende maanden op verschillende tijdstippen gedurende de openingsuren, maar altijd ten minste één uur na opening van het zwembad. Van seizoensgebonden buitenbaden worden alleen monsters genomen gedurende de periode van opening. Wanneer door de houder meerdere monsters per dag worden genomen, dient dit één keer voor de opening van het bad en twee keer verspreid gedurende de openingstijd te gebeuren. Met betrekking tot trichlooramine kan extra onderzoek uitgevoerd worden bij klachten over chloorlucht en de daarmee samenhangende symptomen. Voor de parameters trichlooramine en ozon in lucht vindt monsternamen plaats op de plek die geacht wordt de slechtste te zijn in de zwemhal, dat wil zeggen de plek met de meeste waterbeweging, de plek waar de meeste chloorlucht wordt waargenomen of de zijde waar de lucht naar buiten wordt afgevoerd; monsternamen wordt gedurende minimaal één uur op een hoogte van 1,5 meter boven het wateroppervlak uitgevoerd.

2.3 Geadviseerde methoden per parameter

2.3.1 *Vrij Beschikbaar Chloor*

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6480:1982 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 7393-2:2000 Water - Bepaling van het vrije chloorgehalte en het totale chloorgehalte - Deel 2: Colorimetrische methode met gebruik van N,N-diethyl-1,4-phenylenediamine, voor routine controledoeleinden.

Opmerking:

Nagenoeg alle laboratoria gebruiken een fotometer met DPD-1- en DPD-3-tabletten of vloeibare producten. Deze methode komt het beste overeen met NEN-EN-ISO 7393-2:2000. De methode volgens NEN-EN-ISO 7393-2 is het meest geschikt als veldmethode.

In de machinekamers van de badinrichtingen worden elektroden gebruikt voor de analyse van vrij chloor en incidenteel totaal chloor. Ook zijn er diverse monitoringssystemen in de handel ter vervanging van de dagelijkse handmatige metingen door het zwembadpersoneel, voor zover bekend op basis van elektroden of vloeibaar DPD-reagens. Het zwembadpersoneel gebruikt voor de handmatige metingen eenvoudige fotometers met DPD-1- en DPD-3-tabletten of vloeibare reagentia die overeenkomen met DPD-1 en DPD-3.

De methode conform NEN-EN-ISO 7393-2 zou als referentiemethode kunnen worden vastgesteld. Alle afgeleide methoden gehanteerd door zwembadpersoneel of monitoringssystemen zouden hieraan gelijkwaardig moeten zijn. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA-document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.2 *Ozon (in lucht)*

Advies:

NEN-EN 14625:2012 Luchtkwaliteit - Buitenlucht - Standaard methode voor het meten van de concentratie ozon door middel van ultraviolette fotometrische methode.

Opmerking:

Voor ozonmeting in lucht geeft de Europese Richtlijn 2008/50/EG voor buitenluchtkwaliteit (EU, 2008b) als referentiemethode EN 14625:2012 Ambient air quality — Standard method for the measurement of the concentration of ozone by ultraviolet photometry of een gelijkwaardige methode. Dit komt overeen met een US-EPA-aanbeveling in een Code of Federal Regulations (40CFR chapter I, subchapter C, part 50; www.ecfr.gov). De UV-fotometrische methode is in de praktijk veruit de meest gebruikte. Voor meting van ozon in arbeidsruimten en andere ruimten zijn ozonmeters gebaseerd op UV-absorptie commercieel verkrijgbaar. US-EPA houdt een lijst bij van monitoren die als gelijkwaardig met de federaal erkende meetmethoden beschouwd worden (<http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/criteria/reference-equivalent-methods-list.pdf>).

2.3.3 *Gebonden Beschikbaar Chloor*

Advies:

NEN-EN-ISO 7393-2:2000 Water - Bepaling van het vrije chloorgehalte en het totale chloorgehalte - Deel 2: Colorimetrische methode met gebruik van N,N-diethyl-1,4-phenylenediamine, voor routine controledoeleinden.

Opmerking:

Hiervoor geldt hetzelfde normvoorschrift als voor vrij beschikbaar chloor, waarbij geldt: totaal beschikbaar chloor minus vrij beschikbaar chloor is gebonden beschikbaar chloor. Meestal wordt een afgeleide van NEN-EN-ISO 7393-2:2000 toegepast.

2.3.4 *Trichlooramine (in lucht)*

Advies:

In Europa wordt doorgaans de Franse analysemethode van het INRS gevolgd; analysemethode 007/V01.01 (Hery et al., 1995).

2.3.5 *Chloraat*

Advies:

NEN-EN-ISO 10304-4:1999 Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 4: Bepaling van het gehalte aan chloraat, chloride en chloriet in water met een lichte verontreiniging.

2.3.6 *Bromaat*

Advies:

NEN-EN-ISO 15061:2001 Water - Bepaling van opgelost bromaat - Methode met vloeistofchromatografie van ionen.

2.3.7 *Trihalomethanen (THM's)*

Advies:

NEN-EN-ISO 15680:2003 Water - Gaschromatografische bepaling van een aantal monocyclische aromatische koolwaterstoffen, naftaleen en verscheidene gechlorideerde verbindingen met 'purge-and-trap' en thermische desorptie.

2.3.8 *Pseudomonas aeruginosa*

Het huidige Bhvbschrijft NEN 6573:1987 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 16266:2008 Water - Detectie en telling van *Pseudomonas aeruginosa* - Methode met membraanfiltratie (CN-agar).

2.3.9 *Intestinale enterococci*

Advies:

NEN-EN-ISO 7899-2:2000 Water - Detectie en telling van enterococci - Deel 2: Membraanfiltratiemethode

Opmerking:

De onderste analysegrens van de MPN-methode conform NEN-EN-ISO 7899-1:2000 ligt te laag voor zwembadwater, dat wil zeggen dat de methode niet gevoelig genoeg is.

2.3.10 *Sporen van sulfietreducerende clostridia*

Het huidige Bhvbschrijft NEN 6567:1985 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-ISO 6461-2:1993 Water - Detectie en enumeratie van de sporen van sulfietreducerende anaeroben (clostridia) - Deel 2: Methode door middel van membraanfiltratie.

Opmerking:

NEN-ISO 6461-2 is het beste te vergelijken met veelgebruikte methode volgens NEN 6567. NEN 6567 is echter ingetrokken. Het verschil tussen deze twee normen is het gebruik van een filter met een kleinere poriëgrootte (0,22 µm ten opzichte van 0,45 µm) in NEN-ISO 6461-2 en de pasteurisatietemperatuur. In NEN-ISO 6461-2 wordt het monster gepasteuriseerd bij (75 ± 5) °C gedurende 15 minuten. In NEN 6567 wordt het monster 30 minuten bij (70 ± 1) °C gepasteuriseerd.

2.3.11 *Staphylococcus aureus*

Advies:

NEN-EN-ISO 6888-1:1999/A1:2003 Microbiologie van voedingsmiddelen en diervoeders - Horizontale methode voor de bepaling van coagulasepositieve stafylokokken (*Staphylococcus aureus* en andere soorten) - Deel 1: Methode met behulp van het Baird-Parkermedium.

Opmerking:

Deel 2 en 3 van deze NEN-EN-ISO zijn minder geschikt voor gechloreerd water. De toepassing van moderne chromogene media, zoals Chromagar CSA, is voor deze parameter een optie. Voor deze of andere chromogene media dient dan wel gelijkwaardigheid aan NEN-EN-ISO 6888-1 aangetoond te worden. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.12 *Ureum*

Het huidige Bhvbschrijft NEN 6494:1984 voor; deze norm is nog steeds actief.

Advies:

NEN 6494:1984 Water - Enzymatische bepaling van het gehalte aan ureum in zwemwater.

Opmerking:

Naar mening van sommige experts is deze methode verouderd en dient een methode te worden genormeerd waarbij ureum enzymatisch wordt omgezet naar ammonium en vervolgens ammonium wordt geanalyseerd, bijvoorbeeld door middel van een fotometrische methode met een 'segmented flow analyser'. Door geaccrediteerde laboratoria is gelijkwaardigheid van deze methode te accrediteren. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA-document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl). Het is wenselijk deze methode te normeren.

2.3.13 *Nitraat*

Advies:

De veelgebruikte norm NEN 6604:2007 Water - Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie is ingetrokken en vervangen door NEN-ISO 15923-1:2013 Waterkwaliteit - Bepaling van de ionen met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie - Deel 1: Ammonium, chloride, nitraat, nitriet, ortho-fosfaat, silicaat en sulfaat.

Opmerking:

Het toepassingsgebied van NEN-ISO 15923-1 omvat grondwater, drinkwater, oppervlaktewater, afvalwater, eluaten en ketelwater. De matrix zwemwater lijkt geen probleem. Nagenoeg alle drinkwaterlaboratoria gebruiken de discreetanalyser.

Een mogelijk alternatief is NEN-ISO 7890-3 'Water - Bepaling van het gehalte aan nitraat - Deel 3: Spectrometrische methode met zwavelsalicylzuur'. Met deze methode is echter weinig tot geen ervaring.

Een ander mogelijk alternatief is NEN-EN-ISO 10304-1:2009 'Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat' of NEN-EN-ISO 13395:1997 'Water - Bepaling van het stikstofgehalte in de vorm van nitriet en in de vorm van nitraat en de som van beide met doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie'.

2.3.14 *KMnO₄-verbruik*

Het huidige Bhvz schrijft NEN-EN-ISO 8467:1995 voor; deze norm is nog steeds actief.

Advies:

NEN-EN-ISO 8467:1995 Water - Bepaling van de permanganaatindex.

Opmerking:

Een beperking van NEN-EN-ISO 8467 is dat deze methode toepasbaar is voor zwemwater met maximaal 300 mg/L chloride. Zwemwater met een hoger gehalte aan chloride dient verdund te worden, waardoor ook de rapportagegrens met deze verdunningsfactor wordt verhoogd. Bij hoge chloridegehalten kan daardoor de rapportagegrens boven de norm komen. Impliciet vraagt deze methode dus ook om een chlorideanalyse. In veel badinrichtingen is het chloridegehalte hoger dan 300 mg/L.

Een alternatief is een fotometrische methode met een 'segmented flow analyser'. Door geaccrediteerde laboratoria is gelijkwaardigheid van deze methode te accrediteren. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA-document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl). Het is wenselijk deze methode te normeren.

2.3.15 *Troebelheid*

Het huidige Bhvbx schrijft NEN-ISO 7027:1994 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 7027:2000 Water - Bepaling van de troebelheid.

Opmerking:

De kwantitatieve methode via bepaling van diffuse straling dient toegepast te worden.

2.3.16 *Zuurgraad*

Het huidige Bhvbx schrijft NEN 6411:1981 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 10523:2012 Water - Bepaling van de pH.

Opmerking:

Het zwembadpersoneel gebruikt voor de handmatige pH-metingen eenvoudige fotometers met fenolroodtabletten. Deze bepalingen dienen aantoonbaar gelijkwaardig te zijn aan de bepaling conform NEN-EN-ISO 10523. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA-document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.17 *Waterstofcarbonaat*

Advies:

NEN 6531:1986 Water - Titrimetrische bepaling van het gehalte aan waterstofcarbonaat in water met een pH lager dan of gelijk aan 8,35.

Opmerking:

De methoden conform NEN-EN-ISO 9963-1 'Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 1: Bepaling van de totale en de samengestelde alkaliniteit' en NEN-EN-ISO 9963-2 'Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 2: Bepaling van de carbonaataalkaliniteit' zijn mogelijke alternatieven.

2.3.18 *Doorzicht*

Advies:

NEN 6606:2009 Water - Bepaling van de doorzichtigheidsdiepte met behulp van een schijf volgens Secchi.

Opmerking:

Het doorzicht kan tevens organoleptisch worden vastgesteld. De richtlijn is dat de bodem van de bassins zichtbaar dient te zijn.

2.3.19 Chloride

Advies:

NEN-ISO 15923-1:2013 Waterkwaliteit - Bepaling van de ionen met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie - Deel 1: Ammonium, chloride, nitraat, nitriet, ortho-fosfaat, silicaat en sulfaat.

Opmerking:

Het toepassingsgebied van NEN-ISO 15923-1 omvat grondwater, drinkwater, oppervlaktewater, afvalwater, eluaten en ketelwater. De matrix zwemwater lijkt geen probleem. Nagenoeg alle drinkwaterlaboratoria gebruiken de discreetanalyser.

Een mogelijk alternatief is NEN-EN-ISO 10304-1:2009 'Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat'.

2.3.20 Legionella

Het huidige Bhvbs schrijft NEN 6265:1991 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN 6265:2007 Water - Detectie en telling van Legionella.

Opmerking:

Een alternatief is de methode conform NEN-EN-ISO 11731-2:2008 'Water - Detectie en telling van Legionella - Deel 2: Directe membraanfiltratiemethode voor water met een laag bacteriegehalte'.

Het advies is echter de methode conform NEN 6265 te gebruiken, naar analogie van de drinkwaterwetgeving, en te filtreren, alvorens uit te strijken op een voedingsbodem. Direct uitstrijken van een monster op een selectieve plaat wordt afgeraden, omdat dit ten koste gaat van de detectielimiet. Deze is na filtratie 100 kve/L en zonder filtratie slechts 5000 kve/L (indien twee platen worden beënt, zoals beschreven in NEN 6265)

Aanvullend advies met betrekking tot Legionella door RIVM experts naar aanleiding van additionele vragen van IenM.

- < 1 per 1 ml is hetzelfde als < 1000 per liter.
- Er wordt geadviseerd om de normwaarde te stellen op < 100 kve per liter naar analogie van de drinkwaterwet.
- Monstername heeft slechts een indicatorfunctie. Vanwege spreiding in de analysemethode en fluctuaties in legionella-aantallen is een negatief resultaat nooit een garantie voor afwezigheid van legionella. De nadruk zou daarom moeten liggen op juist aanleggen en beheer van de installaties. Vier maal meten geeft altijd een nauwkeuriger beeld dan twee keer meten over de legionellastatus van de installatie. Dit is echter ook een economische afweging.
- Monsterpunten zoals voorgesteld (bij aerosolvormende elementen en bij uitlaatbuffer/filter) lijken een zinvolle aanvulling op meten bij uitlaat van elk bassin.
- Analyse uitvoeren volgens NEN 6265:2007 of een gelijkwaardige methode. Niet met NEN 6254:2012, omdat deze slechts gericht is op detectie van *L. pneumophila*, terwijl de norm gebaseerd is op Legionella species (of in analogie met de drinkwaterwet, op de 21 legionellasoorten die ziekte kunnen veroorzaken)
- Advies om bij het opstellen van een norm duidelijk te zijn over het doel van de norm: als de norm is gericht op gezondheidsrisico, kan deze gelden voor alleen de meest ziekmakende legionellasoorten (zoals *L. pneumophila*). Als

de norm is gericht op aantonen van installaties waar de condities voor legionellagroei gunstig zijn, zou deze moeten gelden voor alle legionellasoorten. De voorkeur gaat uit naar de laatste keus, omdat de norm alleen dan een preventieve functie heeft (met het voorkomen van legionellagroei in een installatie voorkom je uiteindelijk ook groei van ziekmakende soorten).

3 Parameters voor zwembijvers

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in zwembijvers.

3.1 Definities

Voor een goed begrip dient duidelijk onderscheid gemaakt te worden tussen zwembijvers en natuurbaden.

Zwembijvers

Zwembijvers zijn kunstmatig aangelegde ecosystemen waarin men de omstandigheden van natuurlijke wateren nabootst. Zwembijvers zijn speciaal voor zwemmen aangelegd. Het water in zwembijvers staat niet in contact met de onderliggende bodem. Zwembijvers hebben een gebruiksdeel, waarin gezwommen wordt, en een zuiveringsdeel, waarin het water behandeld wordt met gebruik van een helofytenfilter en eventuele andere methoden. Er worden gedefinieerde eisen aan de waterkwaliteit gesteld; de waterbehandeling is geheel of voor het grootste deel biologisch.

Natuurbaden

Natuurbaden zijn eenduidig begrensde zwemplaatsen die bestaan uit een voor zwemmen geschikt en omschreven deel van een oppervlaktewater dat is aangewezen om te zwemmen (een officiële zwemlocatie conform de Europese Zwemwaterrichtlijn) en het daarbij behorende landoppervlak. Karakteristieke voorzieningen zoals kleedruimten, duikfaciliteiten en glijbanen zijn aanwezig.

3.2 Waterkwaliteit in zwembijvers

De waterkwaliteit in zwembijvers moet doorlopend bewaakt worden. Wanneer niet aan de geformuleerde eisen voldaan kan worden, doordat grenswaarden worden overschreden of niet bereikt, dienen de oorzaken te worden vastgesteld en dienen maatregelen te worden genomen.

Er wordt onderscheid gemaakt tussen de kwaliteit van het water in het deel van de zwembijver waarin gezwommen wordt (bassin), het water dat gebruikt wordt om het systeem te vullen of bij te vullen (vulwater) en het water dat de zwembijver voedt (behandeld water).

Definities:

- bassin: het water in het gebruiksdeel van de zwembijver, dat wil zeggen het water waarin gezwommen wordt;
- vulwater: het water dat voor de eerste vulling en navulling (eventueel na voorbehandeling) gebruikt wordt, bijvoorbeeld voor het opvangen van verlies door verdamping, waterafvoer door zwemmers of om te koelen;
- behandeld water: het water dat alleen onmiddellijk na de biologische waterbehandeling gebruikt wordt om het bassin te voeden.

Het vulwater dient te voldoen aan de microbiologische en chemische kwaliteitseisen van Nederlands drinkwater (Drinkwaterbesluit, 2011). Voor het bassin en het behandelde water zijn kwaliteitseisen opgenomen in Tabel 2. De normwaarden in Tabel 2 zijn voor alle parameters, met uitzondering van de

microbiologische parameters, richtwaarden; voor de microbiologische parameters zijn de aangegeven normwaarden maximale waarden.

3.2.1 *Noten met betrekking tot vulwater*

Voor een aantal chemische parameters zijn de in Tabel 2 opgenomen normwaarden afwijkend van de eisen die aan drinkwater worden gesteld. Het kan overwogen worden om voor deze parameters de drinkwatereisen op te nemen: ammonium < 0,2 mg/L, nitraat < 50 mg/L.

De eis voor waterstofcarbonaat in drinkwater is > 60 mg/L. Er zal in regio's met zacht water (Veluwe en Utrechtse Heuvelrug) zeker drinkwater zijn met een concentratie lager dan 122 mg/L. In dergelijke gevallen kan een filtratiestap over bijvoorbeeld marmer de hardheid verhogen om te voldoen aan de eis die aan water in zwembadwater gesteld wordt.

3.2.2 *Monsterneming*

Voor monsterneming uit zwembadwater en conservering van de genomen monsters worden de volgende normen aanbevolen:

- monsterneming: NEN 6600-3:2010 - Water - Monsterneming - Deel 3: Zwembadwater;
- monsterneming fytoplankton: raadpleeg bijlage 2 van het blauwalgenprotocol 2012 (www.helpdeskwater.nl);
- conservering: NEN-EN-ISO 5667-3:2012 Water - Monsterneming - Deel 3: Conservering en behandeling van watermonsters.

Tabel 2 Advies monitoringsparameters voor zwembijver

parameter	water	normwaarde	meet-frequentie	tijdstip monstername	analysemethode
<i>fysische parameters</i>					
zuurstofverzadiging	bassin	80–120 %	dagelijks	ochtend	NEN-ISO 5813:1993 NEN-ISO 5814:2012
doorzicht ¹	bassin	tot op de bodem	continu	tijdens toezicht	NEN 6606:2009 organoleptisch
watertemperatuur ²	bassin	≤ 25 °C	3 x per dag	ochtend, mid-dag, avond	NEN 6414:2008
kleur en geur	bassin	geen abnormale veranderingen	dagelijks		organoleptisch
<i>chemische parameters</i>					
ammonium	bassin behandeld water	≤ 0,3 mg/L ≤ 0,1 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN-ISO 7150-1:2002 NEN-ISO 5664:2004 NEN-EN-ISO 11732:2005 NEN 6604:2007 NEN 6646:2006
totaal fosfor	bassin behandeld water	≤ 0,01 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 6878:2004 NEN-EN-ISO 15681-1:2005 NEN-EN-ISO 15681-2:2005 NEN-EN-ISO 11885:2009 NEN-EN-ISO 17294-2:2004
hardheid	bassin behandeld water	≥ 1,0 mmol/L ≥ 5,6 °dH	maandelijks	ochtend	NEN-ISO 6059:2005
geleidbaarheid	bassin behandeld water	200 – ≤ 1000 µS/cm bij 25 °C			NEN 6535:1986 NEN-ISO 7888:1994
nitraat	bassin behandeld water	≤ 30 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN-ISO 15923-1:2013 NEN-EN-ISO 10304-1:2009 NEN-EN-ISO 13395:1997
zuurgraad ³	bassin behandeld water	6,0–8,5	dagelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 10523:2012
waterstofcarbonaat K _S 4,3	bassin behandeld water	≥ 2 mmol/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 9963-1:1996 NEN-EN-ISO 9963-2:1996
<i>biologische parameters</i>					
vissen ⁴	alle	afwezig	maandelijks/ jaarlijks		visueel NEN-EN 14011:2003
watervogels en ratten ⁵	alle	afwezig	dagelijks		visueel
slakken ⁶	bassin	afwezig	wekelijks		visueel
fytoplankton ⁷	bassin	≤ 1 mm ³ /L 100 µg/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN 15204:2006 NEN 6520:2006
<i>microbiologische parameters</i>					
<i>Escherichia coli</i>	bassin	≤ 100 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 9308-1:2000 NEN-EN-ISO 9308-3:1999
intestinale enterococcen	bassin	≤ 50 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 7899-1:1998 NEN-EN-ISO 7899-2:2000
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	bassin	≤ 10 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 16266:2008
Legionella ⁸	bassin	< 100 kve /L	wekelijks	middag	NEN 6265: 2007
<i>Staphylococcus aureus</i>	bassin	< 1 / 100 mL	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 6888- 1:1999/A1.2003

Voetnoot bij Tabel 2

¹ minstens 1,80 m; ² watertemperatuur tot 28 °C gedurende vijf dagen toegestaan, bij watertemperatuur > 23 °C geen technische verwarming van het water toegestaan; ³ bij wijze van uitzondering tot pH 9,0; ⁴ geen vissen uitzetten, aanwezige vissen zo veel mogelijk verwijderen; ⁵ gerichte maatregelen om deze dieren op een afstand te houden gewenst; ⁶ in het zwemgedeelte dient de slakkenpopulatie zo klein mogelijk gehouden te worden; bij massale ontwikkeling is mechanische verwijdering noodzakelijk; beoordeling van april tot en met oktober; ⁷ dient hoofdzakelijk uit groenalgen (*Chlorophyta*), kieselalgen (*Bacillariophyceae*) en bruin-groenalgen (*Cryptophyceae*) te bestaan; cyanobacteriën mogen slechts als begeleidende soorten voorkomen; de waarde 100 µg/l chlorofyl-a is de normwaarde voor oppervlaktewater; ⁸ alleen routinematige controle bij technische verwarming van het water

3.3 Algemene toelichting op Tabel 2

De in Tabel 2 opgenomen waterkwaliteitsparameters zijn veelal afkomstig uit Richtlijnen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche) (FLL, 2011). Toetsing heeft plaatsgevonden door diverse experts van RIVM, C-Mark, Omegam-Water, Aqualab Zuid, de NEN-normcommissies Microbiologische parameters, Anorganische parameters en Ecologie en aan Vlare II (LNE, 2009).

3.4 Toelichting chemische parameters

Uit organisch gebonden stikstof kan ammonium gevormd worden. In een nitrificatieproces kan ammonium omgezet worden in nitriet en vervolgens in nitraat, waaruit stikstofgas kan ontstaan. Het nitrificatieproces kost zuurstof en heeft invloed op het zuurstofgehalte van het water. Bij vorming van stikstofgas kan zuurstofarm water ontstaan. Dit is schadelijk voor veel leven in het water en brengt het ecosysteem in gevaar. Te veel nitraat in het water is, bij inslikken, schadelijk voor de mens (WHO, 2011).

Fosfor komt in het milieu meestal als fosfaat voor; een te hoge concentratie fosfaat bevordert de algenbloei in water. Te veel fosfaat in het water kan bij mensen die dit inslikken nierproblemen en osteoporose veroorzaken (WHO, 2011). Water met een hoge hardheid heeft voor zover bekend geen nadelige gezondheidseffecten. Water met een te lage hardheid bevat erg weinig calcium en magnesium (mineralen), waardoor stoffen uit leidingmaterialen gemakkelijker oplossen, waaronder bijvoorbeeld giftige stoffen en zware metalen (WHO, 2011). Behalve voor gebruikers zou dit nadelig kunnen zijn voor het biosysteem van de zwemvijver, maar naar verwachting is dit proces voor zwemvijvers niet erg relevant.

Te hoge waarden van bovengenoemde stoffen worden in drinkwater zelden aangetroffen; de niveaus die in drinkwater worden gevonden zijn niet schadelijk voor de gezondheid (WHO, 2011).

De buffercapaciteit van het water bepaalt de mate waarin het water schommelingen in de zuurgraad kan opvangen. Zowel hoge als lage pH-waarden kunnen ongunstige effecten hebben op het leven in het water en de gezondheid van de mens, met name op de huid (WHO, 2003).

Wanneer chemische parameters dagelijks gemeten moeten worden, is het aannemelijk dat de houder dit zelf zal doen. In dat geval dient de houder te beschikken over de juiste kennis en apparatuur om dit zelf naar behoren te doen; dat is niet altijd eenvoudig. Het is te overwegen deze parameters daarom wekelijks door een extern laboratorium te laten meten. Een tussenvorm is de houder dagelijks te laten meten én een extern laboratorium wekelijks.

3.5 Toelichting biologische parameters

Vanuit hygiënisch oogpunt is het onwenselijk dat grote aantallen vissen in het water aanwezig zijn; ook vogels en ratten, die ziekteverwekkers in het water kunnen brengen, dienen afwezig te zijn, dan wel tot een minimum (vogels) beperkt te worden. Er is echter geen informatie beschikbaar over praktijksituaties waarin dit ook daadwerkelijk lukt of juist niet lukt, en wat daarvan de consequenties zijn. De afwezigheid van vissen is moeilijk aan te tonen. Ter controle zou eenmaal per jaar elektrisch gevestigd kunnen worden volgens NEN-EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with Electricity. Aangezien zoetwaterslakken (in het bijzonder poelslakken) de tussengastheer zijn van de door watervogels verspreide parasiet *Trichobilharzia*, waarvan de larven bij zwemmers zwemmersjeuk veroorzaken, is het van belang ervoor te zorgen dat er in zwembadwater geen slakken aanwezig zijn. In stilstaand helder water, zoals in zwembadwater, gedijen slakken uitstekend en de aanwezigheid van waterplanten, al is het in de waterbehandelingszone, creëert bovendien een habitat waarin zij voedsel en een plaats om eitjes af te zetten vinden. Wanneer zoetwaterslakken worden aangetroffen die behoren tot de soorten die als gastheer voor *Trichobilharzia* kunnen optreden, is het raadzaam de slakken en/of het water in de zwembadwater te onderzoeken op de aanwezigheid van de parasiet (Schets et al., 2010).

Zoöplankton speelt een belangrijke rol bij de biologische zuivering van het water. Door filtratie verzamelt het zoöplankton voedsel, dat uit bacteriën en algen bestaat. Wanneer veel verschillende soorten en veel individuen aanwezig zijn, is de bijdrage aan de zuivering groter dan wanneer de soortensamenstelling relatief arm is en er weinig individuen aanwezig zijn. Het is van belang het zoöplankton, evenals het fytoplankton, regelmatig te controleren, omdat dit inzicht geeft in het functioneren van de biologische waterzuivering. Eisen aan de zoöplanktensamenstelling kunnen echter niet gesteld worden (Anonymous, 2010; FLL, 2011).

In plaats van het tellen van fytoplankton kan het gehalte aan chlorofyl-a worden vastgesteld. De in Tabel 2 opgenomen normwaarde is de normwaarde voor oppervlaktewater (algemeen en met functie bereiding van drinkwater); voor oppervlaktewater met als functie zwembadwater bestaat geen norm voor chlorofyl-a. Wel bestaat een normwaarde van 25 µg/L als streefwaarde voor de Goede Ecologische Toestand in ondiepe meren als doelstelling in de Kaderrichtlijn Water (EU, 2000).

3.6 Toelichting microbiologische parameters

De eisen met betrekking tot de fecale-indicatorparameters zijn strenger dan die uit de Europese Zwembadrichtlijn (EU, 2006). Zij stroken echter wel met verschillende epidemiologische studies naar de relatie tussen fecale verontreiniging van zwembadwater en maag-darmklachten bij zwemmers. In zwembadwater zijn de baders vrijwel de enige bron van fecale verontreiniging en ziekteverwekkers. Geïnfecteerde zwemmers kunnen ziekteverwekkers in hoge concentraties uitscheiden en het is bekend dat de concentratie fecale indicatoren niet altijd de concentratie ziekteverwekkers reflecteert (Schets et al., 2011a). Het is daarom in deze context verdedigbaar en aan te bevelen dat de eisen strenger zijn dan die aan oppervlaktewater.

Aangezien *Pseudomonas aeruginosa* van nature in allerlei wateren kan voorkomen en kan uitgroeien bij hogere watertemperatuur, en de aanwezigheid van deze bacterie niet wordt aangegeven door de aanwezigheid van de fecale indicatoren, is de parameter zeer relevant. In Duitsland lijkt voor veel zwembadwater de eis van < 10 kve/100 ml haalbaar op een enkele incidentele uitschieter na (Anonymous, 2003).

De waarde van Legionella als microbiologische parameter in deze systemen is lastig in te schatten. Wanneer er alleen leidingwater aanwezig zou zijn, is er weinig concurrentie voor Legionella en zou bij aanwezigheid van amoeben vermeerdering kunnen optreden. Voor de zwembijvers geldt echter wel een beperking met betrekking tot de toegestane maximum watertemperatuur. Wanneer een ecosysteem ontstaat waarin verschillende micro-organismen in het water een evenwicht vormen, is de concurrentie voor Legionella (net als dat in oppervlaktewater het geval is) waarschijnlijk te groot. Bij afwezigheid van aerosolvormende elementen is deze parameter mogelijk eveneens niet relevant. Naar deze parameter in dit soort systemen is nader onderzoek nodig. In de bij de Duitse richtlijn gevoegde onderbouwende publicatie wordt geen aandacht aan Legionella besteed.

Niet in de Duitse richtlijn opgenomen, maar wel van belang is de microbiologische parameter *Staphylococcus aureus*. *S. aureus* komt bij de mens algemeen voor op de huid en in de slijmvliezen in de mond- en keelholte. *S. aureus* is ziekteverwekkend voor de mens en de aanwezigheid van deze bacterie in zwembadwater duidt rechtstreeks een gezondheidsrisico voor de zwemmer aan (WHO, 2006). *S. aureus* komt vooral voor in de bovenste laag van het zwembadwater. Gezondheidsklachten door aanwezigheid van *S. aureus* in zwembadwater worden vooral geassocieerd met een hoge badbelasting. Wanneer *S. aureus* wordt aangetroffen, was er op het moment van monsternamen mogelijk sprake van een te hoge (momentane en/of voorafgaande) badbelasting in combinatie met een daartoe ontoereikende waterzuivering.

3.7 Geadviseerde methoden per parameter

3.7.1 Fysische parameters

- NEN-ISO 5813:1993 Water - Bepaling van het gehalte aan opgeloste zuurstof - Iodometrische methode.
- NEN-EN-ISO 5814:2012 Water - Bepaling van het gehalte aan opgeloste zuurstof - Elektrochemische methode.

Opmerking:

De methode voor zuurstofverzadiging volgens ISO/DIS 17289:2013 Water - Bepaling van opgeloste zuurstof - Optische sensormethode zal door Nederland worden overgenomen zodra deze norm definitief is.

- NEN 6606:2009 Water - Bepaling van de doorzichtigheidsmeting met behulp van een schijf volgens Secchi.
- NEN 6414:2008 Water en slib - Bepaling van de temperatuur.

3.7.2 Chemische parameters

- NEN-ISO 7150-1:2002 Water - Bepaling van ammonium - Deel 1: Handmatige spectrometrische methode.
- NEN-ISO 5664:2004 Water - Bepaling van ammonium - Destillatie en titratiemethode
- NEN-ISO 15923-1:2013 Waterkwaliteit - Bepaling van de ionen met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie - Deel 1: Ammonium, chloride, nitraat, nitriet, ortho-fosfaat, silicaat en sulfaat.
- NEN-EN-ISO 11732:2005 Water - Bepaling van ammonium stikstof - Methode voor doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie.
- NEN 6646:2006 Water - Fotometrische bepaling van het gehalte aan ammoniumstikstof en van de som van de gehalten aan ammoniumstikstof en aan organisch gebonden stikstof volgens Kjeldahl met behulp van een doorstroomanalysesysteem.

- NEN-EN-ISO 6878:2004 Water - Bepaling van fosfor - Ammoniummolybdaat spectrometrische methode.
- NEN-EN-ISO 15681-1:2005 Water - Bepaling van het gehalte aan ortho-fosfaat en het totale gehalte aan fosfor met behulp van doorstroomanalyse (FIA en CFA) - Deel 1: Methode met een doorstroominjectiesysteem (FIA).
- NEN-EN-ISO 15681-2:2005 Water - Bepaling van het gehalte aan orthofosfaat en het totale gehalte aan fosfor met behulp van doorstroomanalyse (FIA en CFA) - Deel 2: Methode met een continu doorstroomanalyzesysteem (CFA).
- NEN-EN-ISO 11885:2009 Water - Bepaling van geselecteerde elementen met atomaire-emissiespectrometrie met inductief gekoppeld plasma (ICP-AES).
- NEN-EN-ISO 17294-2:2004 Water - Toepassing van massaspectrometrie met inductief gekoppelde plasma (ICP-MS) - Deel 2: Bepaling van 62 elementen.
- NEN-ISO 6059:2005 Water - Bepaling van de som van calcium en magnesium - EDTA titrimetrische methode (hardheid).
- NEN 6535:1986 Water - Berekening of schatting van de ionensterkte (geleidbaarheid).
- NEN-ISO 7888:1994 Water - Bepaling van het elektrisch geleidingsvermogen.
- NEN 6604:2007 Water - Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie.
- NEN-EN-ISO 10304-1:2009 Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat.
- NEN-EN-ISO 13395:1997 Water - Bepaling van het stikstofgehalte in de vorm van nitriet en in de vorm van nitraat en de som van beide met doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie.
- NEN-EN-ISO 10523:2012 Water - Bepaling van de pH (zuurgraad).
- NEN-EN-ISO 9963-1:1996 Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 1: Bepaling van de totale en de samengestelde alkaliniteit.
- NEN-EN-ISO 9963-2:1996 Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 2: Bepaling van de carbonaataalkaliniteit.

3.7.3 *Biologische parameters*

- NEN-EN 15204:2006 Kwaliteit van water - Richtlijn voor het tellen van fytoplankton met behulp van omgekeerde microscopie (Utermöhltechniek)
- NEN 6520:2006 Water - Spectrofotometrische bepaling van het gehalte aan chlorofyl-a.
- NEN-EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with electricity.

3.7.4 *Microbiologische parameters*

- NEN-EN-ISO 9308-1:2000 Water - Detectie en enumeratie van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep - Deel 1: Methode met membraanfiltratie.

Opmerking:

Deze norm is in 2014 vervangen door NEN-EN-ISO 9308-1:2014 Water - Telling van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep - Deel 1: Methode met membraanfiltratie voor water met een lage achtergrondconcentratie aan bacteriën

Deze norm maakt gebruik van een chromogeen agarmedium; door de lage selectiviteit van het medium kan groei van achtergrondbacteriën interfereren met een betrouwbare telling van *E. coli* en bacteriën van de coligroep. Deze methode is daarom alleen geschikt voor wateren waarin minder dan 100 kolonies op chromogeen coliform agar (CCA) worden verwacht, zoals drinkwater,

gedesinfecteerd zwembadwater of afgeleverd water uit drinkwaterzuiveringen en niet voor oppervlaktewater.

- NEN-EN-ISO 9308-3:1999 Water - Bepaling en enumeratie van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep in oppervlaktewater en afvalwater - Deel 3: Geminiaturiseerde methode (meest waarschijnlijke aantal) door enting in een vloeibaar medium.
- NEN-EN-ISO 7899-1:1998 Water - Detectie en telling van enterococcon - Deel 1: Geminiaturiseerde methode (meest waarschijnlijke aantal) voor oppervlaktewater en afvalwater.
- NEN-EN-ISO 7899-2:2000 Water - Detectie en telling van enterococcon - Deel 2: Membraanfiltratiemethode.
- NEN-EN-ISO 16266:2008 Water - Detectie en telling van *Pseudomonas aeruginosa* - Methode met membraanfiltratie.
(CN-agar)
- NEN 6265:2007 Water - Detectie en telling van Legionella.

4 Parameters voor peuterspeelbaden

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in peuterspeelbaden.

4.1 Definities

Onder peuterspeelbaden wordt hier verstaan: kleine baden met een geringe waterdiepte (0,1–0,5 m) ingericht om in te spelen of baden, met een harde bodem die niet in contact staat met de onderliggende natuurlijke bodem (aarde), bijvoorbeeld een betonnen bak. Deze baden worden gevuld met water, maar staan niet in verbinding met oppervlaktewater. Ze zijn vaak te vinden in de stedelijke omgeving, bijvoorbeeld in parken of woonwijken. Het betreft locaties waar geen van de aanwezige bassins dieper is dan 0,5 meter.

Opmerking:

Onder de term '(peuter)speelvijver' of 'waterspeelplaats' is een aantal ondiepe zwemlocaties in oppervlaktewater opgenomen in de lijst van officiële Nederlandse zwemlocaties. Deze zwemlocaties dienen te voldoen aan de eisen uit de Europese Zwemwaterrichtlijn (EU, 2006).

4.2 Achtergrond

Peuterspeelbaden kunnen snel verontreinigd raken, doordat ze een relatief klein watervolume hebben en een relatief hoge belasting. Daarnaast zal het regelmatig voorkomen dat kleine kinderen er in urineren en vuil inbrengen vanuit de omgeving, zoals gras en aarde. Wanneer om wat voor reden dan ook de hygiënische kwaliteit niet gewaarborgd kan worden, dient de beheerder het peuterspeelbad te sluiten. Honden en andere dieren mogen geen toegang hebben tot peuterspeelbaden en hun directe omgeving (bijvoorbeeld grasweide).

4.3 Adviezen ten aanzien van peuterspeelbaden

4.3.1 *Peuterspeelbaden die dagelijks gelegegd worden*

Peuterspeelbaden die dagelijks gelegegd worden, dienen eveneens dagelijks gereinigd te worden. Zij dienen gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Bij gebruik van water anders dan Nederlands drinkwater (bijvoorbeeld water uit een zelfstandige collectieve voorziening of 'eigen winning') dient eens per jaar aangetoond te worden dat de kwaliteit overeenkomt met die van Nederlands drinkwater. Wanneer er geen circulatie is en niet wordt gedesinfecteerd, dienen periodiek (zie paragraaf 4.3.4 voor frequentie) de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C) gemeten te worden. De meetwaarden dienen te voldoen aan de in de Tabel 1 gestelde eisen.

4.3.2 *Peuterspeelbaden zonder recirculatie met continue verversing die niet dagelijks gelegegd worden*

Peuterspeelbaden zonder recirculatie met continue verversing met drinkwater, al dan niet in combinatie met chloordosering, dienen te worden gecontroleerd zoals peuterspeelbaden die dagelijks gelegegd worden.

Wanneer geen chloordosering plaatsvindt, betreft de controle alleen de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C); bij chloordosering dienen eveneens de desinfectieparameters VBC en zuurgraad (Tabel 1, sectie A en E)

gemeten te worden. De meetwaarden dienen te voldoen aan de in Tabel 1 gestelde eisen.

4.3.3 *Peuterspeelbaden met recirculatie en waterbehandeling die niet dagelijks geleege worden*

Op peuterspeelbaden waarin het water wordt behandeld en recirculeert, zijn de kwaliteitseisen die ook gelden voor conventionele gechloorde buitenzwembaden van toepassing (Tabel 1); ozon en trichlooramine in lucht en THM's hoeven niet gemeten te worden, chlooraat en bromaat wel. GBC hoeft niet gemeten te worden, omdat dit overeenkomstig het GBC in conventionele buitenbaden laag zal zijn door afbraak door UV uit zonlicht.

4.3.4 *Controlefrequentie*

Aangezien openstelling en belasting van peuterbaden samenhangen met de weersomstandigheden, dient voor de controlefrequentie van alle peuterbaden uitgegaan te worden van het volgende:

- Bemonstering dient na 12.00 uur uitgevoerd te worden in verband met geringe belasting in de ochtenduren; slechts in de schoolvakanties mag ook in de ochtenduren bemonsterd worden; monsters dienen gedurende het seizoen gevarieerd over de (mid)dag genomen te worden.
- Controles dienen uitgevoerd te worden wanneer het bad voor het eerst gevuld wordt, en daarna als volgt:
 - frequentie onderzoek minimaal 1x per maand wanneer de buitentemperatuur gedurende drie opeenvolgende dagen > 20 °C is en het bad is opengesteld;
 - frequentie onderzoek minimaal 1x per week wanneer de buitentemperatuur gedurende drie opeenvolgende dagen > 25 °C is en het bad is opengesteld.
- Bij aanwezigheid van aerosolvormende elementen en een buitentemperatuur gedurende 3 opeenvolgende dagen van > 25 °C, dient controle op de aanwezigheid van Legionella plaats te vinden, conform de eisen in sectie G in Tabel.
- Wanneer een flexibele planning van het onderzoek, gestuurd door de buitentemperatuur, niet mogelijk is, dient elke twee weken onderzoek uitgevoerd te worden, gedurende de periode dat het bad is opengesteld.

5 Parameters voor baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt.

5.1 Definitie

Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, meestal door één persoon, maar soms door enkele personen tegelijkertijd, zijn bijvoorbeeld voetenbaden, dompelbaden, kruidenbaden, kleine whirlpools en therapeutische baden.

5.2 Adviezen ten aanzien van baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt

Dergelijke baden dienen kort voor gebruik gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Na gebruik dient het bad leeggemaakt te worden, waarna het wordt gereinigd en gedesinfecteerd, nagespoeld met drinkwater en gedroogd. Het bad mag niet vochtig of met een laagje water erin blijven staan, als het buiten gebruik is. De verplichting om het bad na gebruik (en voor het volgende gebruik) te legen, te reinigen en te desinfecteren, na te spoelen met drinkwater en te drogen geldt ook voor baden die met water anders dan Nederlands drinkwater worden gevuld.

Indien het bad gevuld wordt met water uit een zelfstandige collectieve voorziening of eigen winning, dient de houder eens per jaar aan te tonen dat dit dezelfde kwaliteit heeft als Nederlands drinkwater. Water in baden voor eenmalig gebruik die worden gevuld met gechloord zwembadwater dient gecontroleerd te worden conform en te voldoen aan de eisen voor conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1).

Wanneer het water in baden voor eenmalig gebruik wordt gedesinfecteerd, dienen maandelijks de microbiologische parameters die gelden voor conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1, sectie C) en de parameters VBC (Tabel 1, sectie A), zuurgraad (Tabel 1, sectie E) en troebelheid (Tabel 1, sectie D) gemeten te worden. De waterkwaliteit dient aan de in Tabel 1 gestelde eisen te voldoen. Voor troebelheid geldt echter de eis die aan Nederlands drinkwater wordt gesteld (< 4 FTU).

Wanneer het water niet wordt gedesinfecteerd, dienen 1x per maand de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C) en de troebelheid (Tabel 1, sectie D) gemeten te worden en dient de waterkwaliteit aan de gestelde eisen te voldoen. Dergelijke metingen geven inzicht in het schoonmaakregime. Bij niet voldoen aan de eisen dient de onderzoeksfrequentie verhoogd te worden, bijvoorbeeld naar 1x per week. De toezichthouder dient dit te regelen.

Indien baden voor eenmalig gebruik worden belucht, dient controle op de aanwezigheid van Legionella uitgevoerd te worden zoals in conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1, sectie G).

6 Parameters voor floating tanks

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in floating tanks.

6.1 Definitie

Floating tanks zijn donkere, gesloten baden, voor een of twee personen, gevuld met water dat is verzadigd met magnesiumsulfaat (Epsomzout) of natuurlijke zouten, bijvoorbeeld uit de Dode Zee. Het water in deze baden wordt door meerdere personen na elkaar gebruikt. Deze baden zijn bedoeld voor psychotherapeutische behandelingen. Epsomzout heeft enige anti-bacteriologische eigenschappen, maar de dosering van desinfectantia wordt meestal uitgevoerd zoals voor whirlpools.

6.2 Adviezen ten aanzien van floating tanks

De floating tanks dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Het water in de floating tanks dient gedesinfecteerd te worden. Floating tanks waarin het water niet wordt gedesinfecteerd worden niet toegestaan.

De waterkwaliteit in floating tanks dient gecontroleerd te worden conform Tabel 1 en te voldoen aan de eisen die aan de parameters gesteld worden. De parameter kaliumpermanganaatverbruik (Tabel 1, sectie D) is echter niet bruikbaar, omdat de aanwezigheid van hoge concentraties zout de analyse onmogelijk maakt. In het zoute water is ureum al bij aanvang aanwezig en daarom dient in deze baden de toename van de hoeveelheid ureum gemeten te worden. Deze mag niet te groot zijn (toename < 2 mg/L, maximale absolute toename ten opzichte van de startsituatie).

Gedurende de eerste drie maanden na opstarten dienen verschillende parameters dagelijks (temperatuur, doorzicht) of wekelijks (ureum, zuurgraad, troebelheid, *Pseudomonas aeruginosa*, waterstofperoxide (indien aanwezig)) gemeten te worden om te kunnen zien of de installatie optimaal functioneert; daarna kan worden overgegaan op de maandelijks meetfrequentie conform Tabel 1 (InfoMil, 2010).

Onderzoek heeft aangetoond dat gebruik van chloorverbindingen in floating tanks nevenreacties geeft, met geur- en reukproblemen tot gevolg (Reuß et al., 2011). Dit heeft geleid tot de keuze voor gebruik van waterstofperoxide. De combinatie van het toepassen van chloorverbindingen en waterstofperoxide is om chemische redenen niet verstandig: de ene stof neutraliseert de andere. In aanwezigheid van waterstofperoxide is de parameter kaliumpermanganaatverbruik niet bruikbaar en de parameter ureum niet relevant. In de praktijk wordt de combinatie waterstofperoxide en UV toegepast, echter alleen als een bad niet in gebruik is. Het primaire doel is oxidatie ('advanced oxidation'). Omdat hierbij radicalen worden gevormd, moet bij ingebruikneming van een bad worden aangetoond dat er geen waterstofperoxide meer aanwezig is. Dit kan analytisch of met behulp van commercieel verkrijgbare teststrips.

Het water in de floating tanks dient regelmatig ververs te worden om ophoping en indikking van debris te voorkomen. Hiervoor kan gekozen worden voor een vaste frequentie of na een vast aantal gebruikers. Ook kan door middel van

onderzoek vastgesteld worden of ophoping en indikking hebben plaatsgevonden en kan op basis van de uitkomsten het water al dan niet ververs worden. Een precieze aanbevolen frequentie die voor alle floating tanks toepasbaar is, kan op basis van de huidige kennis niet gegeven worden.

7 Parameters voor 'bronbaden'

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in 'bronbaden'.

7.1 Definitie

Baden die in de spreektaal worden aangeduid met 'bronbaden' zijn baden die gevuld zijn met water uit zelfstandige collectieve watervoorzieningen of 'eigen winningen'. Dit water dient te voldoen aan de eisen die aan Nederlands drinkwater worden gesteld. Hiertoe dient een meetprogramma opgesteld en uitgevoerd te worden conform Tabel IIIa of IIIb in Bijlage 3 behorend bij de artikelen 10 en 11 van de Drinkwaterregeling (wetten.overheid.nl).

7.2 Adviezen ten aanzien van 'bronbaden'

Wanneer water uit 'eigen winning' wordt gebruikt voor het (bij)vullen (suppletie) van conventionele gechloorde zwembaden, dienen deze te voldoen aan dezelfde eisen als conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1). Wanneer natuurlijke eigenschappen van het water het voldoen aan bepaalde eisen onmogelijk maken, maar geen consequenties hebben voor de volksgezondheid, zijn afwijkingen dan wel ontheffingen mogelijk. Dit is maatwerk. Ontheffingen op grond van gezondheidsbevorderende eigenschappen (balneologie) die niet in parameters te vangen zijn, dienen per situatie afgewogen te worden.

8 Aanvullende adviezen en gesignaleerde knelpunten

Tijdens de overleggen met experts zijn voor de in de voorgaande paragrafen besproken typen baden verschillende discussiepunten gesignaleerd waarvoor geen consensus is bereikt of die vanwege tijdgebrek niet voldoende zijn uitgediscussieerd. Deze punten verdienen wel aandacht en zijn derhalve in dit hoofdstuk opgenomen.

8.1 Peuterspeelbaden

- Het al dan niet toestaan van gebruik van cyaanuurzuur: dit wordt in de praktijk nu wel gebruikt.
- Het al dan niet meten van chemische parameters: in de praktijk worden de baden niet altijd dagelijks gelegeerd en/of niet op de juiste wijze gereinigd; met chemische analyses kan hierop controle plaatsvinden.
- De houder/eigenaar is verantwoordelijk voor de afstemming van de monsternamen in relatie tot de buitentemperatuur: wie bewaakt dit? Controleert de wettelijke toezichthouder achteraf of de frequentie in overeenstemming is geweest met de weeromstandigheden?

8.2 Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt

- Al dan niet opnemen wat er met het gebruikte water moet gebeuren: het kan naar het riool worden afgevoerd (voor kruidenbaden bestaat hiertoe de voorkeur) of worden afgevoerd naar een bufferkelder van een zwemwaterbehandelingsinstallatie en hergebruikt worden.
- Het al dan niet meten van chlooraat en bromaat: bij gebruik van chloor zouden deze parameters gemeten moeten worden. Het analysepakket wordt (te) zwaar in relatie tot het risico. Bij openbare baden is een relatie te leggen met de chlooraatgehalten van andere bassins: als daar geen problemen zijn, zal dat in deze baden ook zo zijn.

8.3 Floating tanks

- Voor alle baden worden normen en voorschriften opgesteld gebaseerd op desinfectie met chloorverbindingen op basis van onderchlorigzuur en hypochloriet. Is het toestaan van waterstofperoxide-uv voor floating tanks wel consequent? Andere manieren van desinfecteren toestaan past echter wel in een doelenwetgeving.
- Het is onduidelijk of de toepassing van waterstofperoxide in floating tanks wettelijk is toegelaten: het Werkboek Bhvz meldt in de versie van 28-05-2010: 'De branche vraagt nog een toelatingsnummer aan....'.
- Het water in de floating tanks dient regelmatig ververs te worden om ophoping en indikking te voorkomen. Hiervoor kan gekozen worden voor een vaste frequentie of na een vast aantal gebruikers. Ook kan door middel van onderzoek vastgesteld worden of ophoping en indikking hebben plaatsgevonden en kan op basis van de uitkomsten het water al dan niet ververs te worden. Frequenties en/of gebruikersaantallen zijn nog niet bediscussieerd.

8.4 Bronbaden

- In dit typen baden kunnen snel THM's en andere DBP's ontstaan, waardoor niet aan de eisen uit de Tabel voldaan kan worden, mogelijk resulterend in sluiting.
- Wanneer water uit 'eigen winning' alleen gebruikt wordt voor suppletie van het zwembad, wordt onderzoek conform genoemde tabel IIIa wel erg uitgebreid en kostbaar. Nu hebben deze baden daar een eenmalig analysepakket en een jaarlijks beperkt pakket voor dat in 1986 door Centrilab is opgesteld en door Vrom is goedgekeurd. Mogelijk kan dit pakket (na enige aanpassing) in deze situaties gebruikt worden.

Daarnaast zijn typen baden geïdentificeerd waarvoor mogelijk ook regelgeving gewenst is.

8.5 Spray parks, splash parks, bedriegertjes

- Behandelen zoals peuterspeelbaden; inclusief altijd controle Legionella (risico van deze waterpartijen is bekend).

8.6 Speelplaatsen in de natuur

- Worden gevuld met slootwater of ander oppervlaktewater en staan daarmee in verbinding.
- Eisen aan oppervlaktewater niet van toepassing, want vulwater is vaak geen officiële zwemlocatie en natuurlijke processen die in oppervlaktewater plaatsvinden, gebeuren hier niet of veel minder.
- Risico van deze waterpartijen is onbekend, maar problemen komen voor (bijvoorbeeld Den Haag); inventarisatie van risico's en omvang daarvan is gewenst, alsook vaststellen van relevante parameters.

8.7 Zoutwaterbassins

- Worden gevuld met drinkwater (of water uit 'eigen winning') waaraan zout wordt toegevoegd; het zijn baden met conventionele waterbehandeling.
- Normale parameters zijn niet-duidelijk (mogelijk vervangende parameters nodig) en worden snel overschreden; overschrijdingen zijn vanuit gezondheidskundig perspectief relevant.
- Deze baden zouden met betrekking tot de te analyseren parameters behandeld kunnen worden als floating tanks; dan is aanpassing van de beschrijving/definitie van floating tanks nodig.
- Mogelijk aanpassingen nodig voor de parameters chloride, kaliumpermanganaatverbruik en ureum.

8.8 Baden voor meermalig gebruik, bijvoorbeeld in hotelkamers

- Baden voor meermalig gebruik zonder enige waterbehandeling zijn niet bekend.
- Baden voor meermalig gebruik moeten wel waterbehandeling hebben, anders zou er een bak met troebel water ontstaan.
- Baden in hotelkamers zonder waterbehandeling worden dagelijks gelegeerd (en horen behandeld te worden als baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt).

Ten aanzien van de toetsfrequentie en herleidbaarheid is opgemerkt:

- Bij onvoldoende waterkwaliteit (dat wil zeggen, als ze niet voldoen aan de voor het betreffende type bad gestelde eisen) moet de meetfrequentie omhoog; regelen door toezichthouder.
- Voor alle typen overige baden geldt dat alle handelingen met betrekking tot schoonmaak, desinfectie en waterbehandeling of -verversing in een logboek moeten worden vastgelegd.
- Als er standardeisen zijn voor het bewaren van dergelijke logboeken, moeten die ook voor deze typen baden gelden (en als ze er niet zijn, moeten ze er komen).

9 Normstelling voor desinfectiebijproducten in zwembadwater

9.1 Inleiding

Een centraal uitgangspunt bij de voorgenomen wijziging van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz) is dat de veiligheid van zwemmers en andere aanwezigen in het zwembad gegarandeerd dient te zijn.

Desinfectie van het zwembadwater heeft als doel een adequate microbiologische kwaliteit van het water te bewerkstelligen en te handhaven tijdens het gebruik van het zwembad door bezoekers. De desinfectie beschermt zwemmers tegen bacteriële ziekteverwekkers, maar de gebruikte desinfectiemiddelen vormen door chemische reacties met stoffen in het zwembadwater wel desinfectiebijproducten (DBP's). Deze DBP's hebben vaak toxische eigenschappen en kunnen zodoende schadelijk zijn voor de gezondheid van zwemmers en personeel. Omdat sinds de invoering van de huidige wetgeving met betrekking tot DBP's veel nieuwe kennis beschikbaar is gekomen, dient aanvullende normstelling voor deze DBP's overwogen te worden. Dit sluit aan bij ontwikkelingen in ons omringende landen.

Het doel van een dergelijke normstelling is om de schadelijke gezondheidseffecten door DBP's te minimaliseren zonder daarbij het doel van adequate desinfectie in gevaar te brengen.

Als deel van het voorbereidingstraject voor de beoogde nieuwe wetgeving heeft de Werkgroep BoZt een advies uitgebracht aan het Ministerie van IenM (Appel et al., 2012). In dit 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' is op voorlopige basis gerapporteerd over normen van de geselecteerde DBP's. Het ministerie van IenM heeft het RIVM in 2013 gevraagd aanvullend te adviseren over normstelling in de beoogde nieuwe wetgeving, daarbij uitgaand van de voorlopige voorstellen. Deze aanvullende advisering is gericht op onderbouwde voorstellen voor normen voor DBP's. Conform de keuze door Appel et al. (2012) wordt in de huidige rapportage uitgegaan van desinfectie met chloorverbindingen op basis van onderchlorigzuur en hypochloriet. De reden hiervoor is dat in de praktijk deze middelen in veruit de meeste (semi-)openbare badinrichtingen worden gebruikt. Eventuele DBP's gevormd tijdens desinfectie met andere desinfectiemiddelen vallen buiten het bestek van dit advies.

In de afgelopen decennia is steeds meer wetenschappelijk onderzoek over chloorgerelateerde DBP's beschikbaar gekomen. In eerste instantie ging het hier om onderzoek gericht op DBP's in drinkwater, maar gaandeweg is er ook aandacht gekomen voor vorming van DBP's in zwembadwater. Voor zwembadwater is belangrijk dat als gevolg van de aanwezigheid van zwemmers additioneel organisch materiaal in het water terechtkomt dat als precursor kan fungeren voor DBP's. In Nederland worden voor de bereiding van drinkwater geen chloorverbindingen op basis van onderchlorigzuur en hypochloriet meer gebruikt. Wel wordt Duits water ingekocht dat gechloord is, en wordt soms chloordioxide toegepast. Organische desinfectiebijproducten komen in Nederlands drinkwater normaliter niet meer voor.

De meeste DBP's zijn van organische aard, maar ook enkele anorganische DBP's komen voor (chloriet, chloraat, bromaat). Veel organische DBP's hebben

toxische eigenschappen, maar ook de anorganische DBP's zijn vanuit gezondheidsoogpunt van belang.

Van het totale mengsel aan organische DBP's, zoals in wisselende concentraties aangetroffen in zwemwater, is tot op heden slechts een deel chemisch geïdentificeerd. Het gaat voornamelijk om verbindingen die chloor of broom bevatten, de zogenaamde gehalogeneerde verbindingen. Chrobok (2003) vermeldt dat van het totaal aan gehalogeneerde verbindingen in zwemwater rond 20% uit trihalomethanen (THM's) bestaat, rond 13% uit gehalogeneerde azijnzuren, 2% uit haloacetonitrillen, 1,5% uit chloralhydraat en 1% uit cyaanchloride. Meer dan 60% is onbekend. Het aantal gevormde DBP's is groot tot zeer groot. Richardson et al. (2010) identificeerden bij metingen in Spaanse binnenbaden meer dan honderd verschillende organische DBP's. In drinkwater zijn zeshonderd verschillende DBP's bekend (Richardson et al., 2007), maar in Nederlands drinkwater komen DPBs normaliter niet meer voor. Naast de aanwezigheid van DBP's in het zwemwater moet ook rekening gehouden worden met DBP-concentraties in de lucht. Trichlooramine is een belangrijk DBP in lucht, zo tonen metingen aan. Het complexe beeld voor de verschillende DBP's wordt nog eens versterkt door de waarschijnlijk aanzienlijke variatie in concentraties tussen verschillende badinrichtingen en, waarschijnlijk in mindere mate, binnen een en dezelfde badinrichting. Tal van factoren zijn van invloed, zoals het aantal bezoekers en hun gedrag met betrekking tot hygiëne en verblijfsduur, karakteristieken van het invoerwater, mate van waterverversing, concentratie vrij beschikbaar chloor, temperatuur, instraling van zonlicht (buitenbaden), en ventilatie. Dit alles maakt dat volledige kwantitatieve risicobeoordeling voor DBP's niet mogelijk is en dat pragmatische keuzes onontkoombaar zijn, wanneer het gaat om regulering van DBP's in zwemwater.

Conform Appel et al. (2012) worden met het oog op de normstelling in de voorgenomen nieuwe zwemwaterwetgeving de volgende DBP's als prioritair beschouwd: THM's, trichlooramine, bromaat en chlooraat. Deze selectie is een pragmatische keuze op basis van de huidige kennis over DBP's. Ook is rekening gehouden met de normstelling in omringende Europese landen. Daarnaast verdient ozon aandacht, gezien de mogelijke gezondheidsproblemen die gebruik ervan oplevert voor zwembadbezoekers en -personeel.

9.2 Concentraties DBP's in badinrichtingen

9.2.1 *Trihalomethanen*

De trihalomethanen zijn de bekendste DBP's, die ook toxicologisch uitgebreid onderzocht zijn. Deze groep bestaat uit trichloormethaan (chloroform), broomdichloormethaan (BDCM), dibroomchloormethaan (DBCM) en tribroommethaan (bromoform). In met onderchlorigzuur en hypochloriet behandelde zwembaden is chloroform duidelijk de belangrijkste component, die in de hoogste concentratie aanwezig is. Wanneer in het toevoerwater bromide aanwezig is, kan de bromoform-concentratie verhoogd zijn. Wanneer desinfectie wordt uitgevoerd met broomhoudende desinfectiemiddelen, neemt bromoform de dominante positie van chloroform over.

Over concentraties chloroform en andere THM's in het water van Nederlandse badinrichtingen zijn in de openbare literatuur slechts beperkt gegevens beschikbaar. In hoeverre in de 'grijze literatuur' (rapporten van diverse overheden, universiteiten, onderzoeksinstituten, etc.) meetgegevens beschikbaar zijn, is niet duidelijk door de geringe toegankelijkheid van die literatuur. De enige beschikbare rapportage is die door Keuten (1996). Deze

auteur citeert metingen uit de periode vóór 1994 waarbij in binnenbaden met zandfiltratie gemiddeld rond 100 µg THM/liter aanwezig was. Daarvan was rond 90% chloroform en 7-9% BDCM en rond 2% DBCM. In binnenbaden waarin actief koolfiltratie werd gebruikt lagen de concentraties duidelijk lager (som THM gemiddeld rond 35 µg/liter). Voor buitenbaden met zandfiltratie lagen de niveaus het hoogst: gemiddeld tot rond 120 µg THM/liter. In eigen onderzoek in vier binnenbaden vond Keuten (1996) gemiddelde THM-concentraties in het zwembad van 17 tot 89 µg/liter. Veruit het grootste deel was aanwezig als chloroform. Een belangrijke bepalende factor was het suppletiewater, vooral de hoeveelheid precursors daarin. De chloorconcentratie kwam eveneens naar voren als een bepalende factor (Keuten, 1996). In de periode 2009-2012 werden in enkele binnenbaden in Nederland (wedstrijdbaden, recreatiebaden) chloroformconcentraties gemeten van 2,4 tot 42 µg/liter. De corresponderende BDCM-concentraties lagen tussen 0,7 en 7,1 µg/liter. De concentraties DBCM en bromoform waren duidelijk lager (respectievelijk <0,05-4,1 en 0,05-1,4 µg/liter) (persoonlijke mededeling G. Hulshof, 31-05-2013). Bijlage 1 toont gemeten concentraties in gechlorde binnenbaden, zoals gemeten in enkele andere landen. In overeenstemming met de beschikbare Nederlandse data blijkt dat chloroform beschouwd kan worden als de dominante verbinding, met broomdichloormethaan als tweede in concentratieniveau. De concentraties van de beide andere THM's zijn laag (DBCM) tot zeer laag (bromoform). Bromoform zal echter verhoogd zijn als bromide aanwezig is in het toevoerwater van het zwembad of met chemicaliën die worden toegevoegd in het water terecht komt. De beschikbare metingen voor Duitsland wijzen op een duidelijke trend naar dalende THM-niveaus over de decennia vanaf 1980. De recentste Duitse data in de tabel wijzen op concentraties totaal THM's in binnenbaden van rond 20 µg/liter (Chrobok, 2003)¹.

In buitenbaden zijn de THM-concentraties in zwembad hoger dan in binnenbaden. Dit is een gevolg van de hogere concentraties vrij beschikbaar chloor die nodig zijn in buitenbaden vanwege een grotere insleep van verontreinigingen in buitensituaties en afbraak van vrij beschikbaar chloor door zonlicht. Simard et al. (2013) vonden in 39 buitenbaden in de Canadese provincie Québec tijdens de zomerperiode maandgemiddelde totaal THM-concentraties die ongeveer twee keer hoger waren dan in binnenbaden (n=15; gemiddelde 98 µg/liter versus 44 µg/liter; 90-percentiel 181 µg/liter versus 89 µg/liter). De door Chrobok (2003) gerapporteerde data wijzen ook op hogere concentraties THM's in buitenbaden. Het patroon van THM's is buiten hetzelfde als binnen (chloroform dominant, gevolgd door BDCM). Zoals Chrobok (2003) aangeeft, is voor buitenbaden geen trend naar dalende niveaus zichtbaar. De reden daarvoor zou het uitblijven van daarvoor noodzakelijke modernisering in buitenbaden in Duitsland zijn.

THM's zijn vluchtig en vooral in binnenbaden komen verhoogde concentraties in lucht voor. Keuten (1996) deed hiernaar onderzoek. Hij vond in vier binnenbaden de in Tabel 3 weergegeven chloroform-concentraties in zwembad en zwembadlucht. Uit een modelmatige analyse bleek dat de overgang van water naar lucht een beperkende factor was waardoor veruit het meeste van de totale hoeveelheid aanwezige THM's (97-98%) aanwezig was in de waterfase. Dicht bij een whirlpool en een waterval bleken de concentraties ruwweg een

¹ De Duitse DIN 19643-2:1997-04 stelt een limiet aan de som van THM's in het filtraat van filters van maximaal 20 µg/L. Hierop is de waterbehandeling van veel baden aangepast. Hieruit kan de conclusie worden getrokken dat de recente Duitse meetgegevens gunstiger zijn ten gevolge van additionele waterbehandelingstechnieken die zijn toegepast om aan de norm van 20 µg/L te kunnen voldoen.

factor twee hoger als gevolg van het strippen van THM's uit het water (Keuten, 1996).

Tabel 3 Gemiddelde chloroformconcentraties in zwembadwater en zwembadlucht (Keuten, 1996)

binnenbad	chloroform in water in $\mu\text{g/liter}$ (range)	chloroform in lucht in $\mu\text{g/m}^3$ (range)
locatie D	62 (46-77)	261 (247-275)
locatie F	22 (11-34)	84 (43-92)
locatie K	48 (47-48)	181 (111-251)
locatie N	12	81

Verdere gegevens voor Nederlandse binnenbaden ontbreken. Chrobok (2003) rapporteerde metingen in binnenbaden in Duitsland, met als recentste resultaat (uit 2000) een gemiddelde concentratie totaal THM in lucht op 20 cm boven het wateroppervlak van $93,6 \mu\text{g/m}^3$ (range $23,9$ - $178,9 \mu\text{g/m}^3$), bij een gemiddelde concentratie in het zwembadwater van $19,6 \mu\text{g/liter}$. De gemiddelde luchtconcentraties op 150 cm boven het wateroppervlak zijn tot ongeveer 30% lager. Metingen in de deelstaat Baden-Württemberg (BMBF, 2003) bevestigen dit relatief geringe verschil. De gerapporteerde concentraties totaal THM in lucht waren gemiddeld $56 \mu\text{g/m}^3$ (range 15 - $192 \mu\text{g/m}^3$), bij concentraties in zwembadwater van 5 tot $32 \mu\text{g/liter}$ totaal THM (BMBF, 2003). Het is niet bekend hoe representatief deze Duitse metingen zijn voor de situatie in Nederland. Bij elkaar laten de beschikbare metingen zien dat de verdeling van individuele THM's in lucht een afspiegeling is van de verdeling in water (dominantie van chloroform in de meeste situaties). Gezien de situatie in binnenbaden, vooral voor wat betreft variatie in mate van ventilatie, is het aannemelijk dat THM-concentraties in lucht aanzienlijk zullen fluctueren in de tijd.

Hoewel in buitenbaden de THM-concentraties in het zwembadwater hoger zijn dan in binnenbaden, liggen de concentraties in lucht duidelijk lager. De oorzaak hiervoor is verwaaiing en/of verspreiding in de open lucht. Beschikbare metingen uit Duitsland laten boven buitenbaden concentraties totaal THM zien tot rond $15 \mu\text{g/m}^3$ (gemeten op 20 cm hoogte) (Chrobok, 2003).

9.2.2

Trichlooramine

Jacobs et al. (2007) voerden metingen uit in de lucht van zes binnenbaden in Nederland. Driemaal per dag werd gedurende 2-uursperioden bemonsterd op 150 cm hoogte boven het waterpeil. In één bad werd gedurende vijf dagen gemeten. Met behulp van een model werden de chronische trichlooramineconcentraties geschat. De gemiddelde concentratie was $560 \mu\text{g/m}^3$ en hoogste concentratie (2-uursgemiddelde) was $1340 \mu\text{g/m}^3$. Variatie in trichlooramineconcentratie in de tijd was minder dan een factor 2. De geschatte concentraties over langere duur lagen tussen 380 en $1100 \mu\text{g/m}^3$ met een gemiddelde van $660 \mu\text{g/m}^3$. In latere 2-uursmetingen in negen binnenbaden (drie achtereenvolgende metingen per dag) vond men wat lagere concentraties in lucht (gemiddeld $210 \mu\text{g/m}^3$; hoogste gemiddelde dagconcentratie $440 \mu\text{g/m}^3$; hoogste meetwaarde $780 \mu\text{g/m}^3$). Rond 90% van de metingen was lager dan $500 \mu\text{g/m}^3$.

DGUV (2009) deed metingen in meer dan negentig binnenbaden (diverse soorten inclusief schoolbaden, pretzwembaden, therapiebaden) in Duitsland. Ongeveer 95% van de meetwaarden lag beneden $500 \mu\text{g/m}^3$ (50-percentiel

120 µg/m³, 90-percentiel 370 µg/m³). De concentraties lagen in pretzwembaden iets hoger dan in gewone binnenbaden. De metingen werden uitgevoerd op een hoogte van 150 cm boven de badrand. Metingen op 20 cm hoogte boven het water lieten iets hogere concentraties zien (93% van metingen beneden 500 µg/m³). Metingen op schouderhoogte bij zwembadpersoneel leverden iets lagere concentraties op met een maximum van 450 µg/m³.

Parrat et al. (2012) voerden 24-uursmetingen uit in lucht in dertig Zwitserse binnenbaden gedurende de winterperiode van 2007-2008 en vonden een gemiddelde concentratie van 114 ± 43 µg/m³ (25- en 75-percentiel van respectievelijk 30 en 158 µg/m³). Nordberg et al. (2012) bepaalden trichlooramine in de lucht van tien Zweedse binnenbaden met een bemonsteringsduur van drie uur. Van alle metingen was de gemiddelde concentratie 210 µg/m³ met een range van 1 tot 770 µg/m³. Fantuzzi et al. (2013) rapporteren meetresultaten voor twintig Italiaanse binnenbaden. Ze bemonsterden gedurende honderd minuten. De gemiddelde concentratie was 650±200 µg/m³ met een range van 200 tot 1020 µg/m³.

9.2.3 *Bromaat*

Bromaat ontstaat als bromide aanwezig is in het toevoerwater of met de gebruikte chemicaliën in het water terecht komt. Vrij beschikbaar chloor zorgt voor omzetting van bromide naar bromaat. Toepassing van ozon leidt ook tot vorming van bromaat uit bromide. Vorming van bromaat treedt ook op tijdens elektrolytische productie van hypochloriet als het daarbij gebruikte zout verontreinigd is met bromide. Ook chloorbleekloog kan aanzienlijke gehalten bromaat en chloraat bevatten.

In Nederland zijn door het onderzoeksbureau Labo Derva recent metingen gedaan in enkele badinrichtingen. De resultaten lieten concentraties zien tot ongeveer 250 µg/liter (persoonlijke mededeling L. Feyen, juni 2013). Strähle (2000) geeft voor binnenbaden in Duitsland gemiddelde bromaatconcentraties in zwemwater van 0,8 mg/liter (in thermaal-, zout- of zeewaterzwembaden waar ozonering wordt toegepast), 0,4 mg/liter (in drinkwatergesuppleerde baden met broomdesinfectie) en 0,15 mg/liter (in drinkwatergesuppleerde baden met chloordesinfectie). Er zijn verder geen gegevens beschikbaar over bromaatconcentraties in zwemwater.

9.2.4 *Chloraat*

Chloraat ontstaat door afbraak van hypochloriet. Ook bij gebruik van zoutelektrolyse voor het maken van vrij beschikbaar chloor kan chloraat gevormd worden. Concentraties kunnen zich opbouwen, omdat chloraat niet verwijderd wordt tijdens de watercirculatie en/of chemisch kan worden geoxideerd.

Labo Derva heeft in 2012 metingen gedaan in dertig badinrichtingen in Nederland, waarbij de volgende distributie van de chloraatconcentraties werd gevonden (n=1317 metingen) (persoonlijke mededeling L. Feyen, juni 2013):

- < 7 mg/liter: 35,69%
- 7-20 mg/liter: 27,56%
- 20-50 mg/liter: 26,12%
- 50-100 mg/liter: 7,37%
- >100 mg/liter: 3,26%

Dygutsch en Kramer (2012) geven voor Duitse badinrichtingen iets lagere concentraties dan die in Nederlandse badinrichtingen zijn gemeten: meer dan 90% lag onder 30 mg/liter.

9.3 Toxicologie en toxicologische grenswaarden

Deze paragraaf beschrijft in het kort de toxicologische eigenschappen van de geselecteerde DBP's en de toxicologische grenswaarden die op basis van de beschikbare toxicologische informatie zijn vastgesteld door verschillende beoordelingsinstanties. Deze grenswaarden (Tabel 4) zijn bruikbaar als toetsingswaarden bij de normstelling voor zwemwater. Omdat in badinrichtingen ook inhalatoire blootstelling plaatsvindt, wordt ook aandacht besteed aan inhalatoire toxiciteit.

Tabel 4 Toxicologische grenswaarden voor DBP's

DBP	route	grenswaarde in µg/kg lichaamsgewicht/dag ¹	toelichting
chloroform	oraal	15	veilige inname
BDCM	oraal	0,07-0,26	extra kankerrisiconiveau 10 ⁶ /leven
		7-26	extra kankerrisiconiveau 10 ⁴ /leven
trichlooramine	inhalatie	500 µg/m ³ (maximum)	toelaatbare maximum concentratie op basis van gezondheidsklachten
		200 µg/m ³ (streefwaarde)	streefwaarde op basis van gezondheidsklachten
bromaat	oraal	0,005	extra kankerrisiconiveau 10 ⁶ /leven
		0,5	extra kankerrisiconiveau 10 ⁴ /leven
		0,05	acceptabele inname volgens EFSA-methode
chloraat	oraal	30	veilige inname WHO (2005c)
		10	veilige inname JECFA (2008)

¹ Tenzij anders vermeld

9.3.1 Trihalomethanen (THM's)

De toxicologische eigenschappen van de THM's zijn beoordeeld door diverse (inter)nationale beoordelingsinstanties. Alle THM's zijn beoordeeld door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) in het kader van drinkwaterrichtlijnen (WHO, 2011). Van de beschikbare evaluaties zijn deze het meest actueel en compleet. Het RIVM heeft de toxicologie van chloroform voor het laatst beoordeeld in 2001 (Baars et al., 2001). In Europees verband is voor chloroform een concept Risk Assessment Report (RAR) opgesteld, dat echter nooit afgerond is (EU, 2008a).

9.3.2 Chloroform

Met chloroform zijn een groot aantal proefdierstudies uitgevoerd. Deze worden samengevat in documenten van de WHO (WHO, 2004; 2005a). Studies naar acute effecten wijzen op matige acute toxiciteit. In orale en inhalatoire studies met herhaalde toediening veroorzaakte chloroform nadelige lever- en niereffecten; de lever was het meest gevoelig. Voor de orale route werd een

chronisch laagste-effectniveau afgeleid van 15 mg/kg lichaamsgewicht/dag, afkomstig uit een studie bij honden met 7,5 jaar toediening van chloroform in tandpasta (WHO 2004; 2005a).

Chloroform is door de IARC (International Agency for Research on Cancer van de WHO) geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'beperkt bewijs' bij de mens en 'voldoende bewijs' bij proefdieren. In carcinogeniteitsexperimenten bij ratten en muizen veroorzaakte chloroform lever- en niertumoren. Op basis van beschikbare mechanistische studies en genotoxiciteitsonderzoek concludeert de WHO (2005a) dat het mechanisme voor deze tumorvorming waarschijnlijk is gebaseerd op cytotoxiciteit in combinatie met verhoogde proliferatie van cellen. Dit betekent dat de dosisresponscurve niet lineair is bij lage doses en dat een drempelwerking aannemelijk is (niet-genotoxisch mechanisme). Ook in andere beoordelingen is deze conclusie getrokken (Baars et al., 2001). Dit betekent dat voor chloroform een veilige waarde afleidbaar is.

De WHO (2004) berekende met een PBPK-model² op basis van het laagste-effectniveau van 15 mg/kg lichaamsgewicht voor levereffecten uit de 7,5-jaarsstudie bij honden dat bij de mens een kritische toename in toxische levermetabolieten bereikt wordt bij een orale inname vanaf 12 mg/liter in drinkwater (bij levenslange blootstelling). De overeenkomstige inademiesconcentratie werd berekend op 3,4 mg/m³. Met gebruikmaking van een assessment factor van 25 (2,5 voor interspecies verschillen, 10 voor verschillen in gevoeligheid in de menselijke populatie) berekende de WHO (2004) hieruit een orale veilige waarde voor de algemene bevolking van 15 µg/kg lichaamsgewicht/dag en een inhalatoire veilige concentratie voor de algemene bevolking van 140 µg/m³. Deze beide waarden gelden voor levenslange blootstelling. Beide zijn afgeleid op basis van orale studies. Deze beide grenswaarden dienen bij gelijktijdige blootstelling op geïntegreerde wijze te worden gebruikt, dat wil zeggen door de totale somblootstelling te schatten (interne dosis).

De aldus afgeleide inhalatoire veilige waarde houdt geen rekening met lokale effecten in ademhalingswegen. De beschikbare informatie over effecten bij de mens (vrijwilligersstudies met kortdurende toediening van hoge concentraties, klinische ervaringen bij gebruik als anestheticum, oude arbeidstoxicologische studies) wijst niet op een duidelijke potentie van chloroform tot het induceren van dergelijk effecten (US-EPA, 2009). In diverse inhalatiestudies bij ratten zijn echter wel lokale effecten op de luchtwegen waargenomen. De EU-RAR (EU, 2008) leidt voor lokale luchtwegirritatie na herhaalde blootstelling een laagste-effectniveau (LOAEL) af van 2 ppm (10 mg/m³) afkomstig uit een 13-wekenstudie bij ratten, met blootstelling gedurende zeven dagen per week. Het waargenomen effect bij deze concentratie was geringe beschadiging van het neusepitheel. Bij hogere testconcentraties waren de effecten ernstiger (dosisrespons aanwezig). Het is bekend dat de mens minder gevoelig is voor dit specifieke effect op het neusepitheel. Daarbij komt dat bij de mens voor chloroform zelfs bij hoge concentraties geen luchtwegeffecten gerapporteerd zijn (WHO, 2004). Een en ander maakt dat bij de voor badinrichtingen gerapporteerde chloroformconcentraties in lucht tot rond 200 µg/m³ de kans op lokale luchtwegeffecten als gering tot zeer gering moet worden geschat.

² PBPK: Physiologically Based Pharmacokinetic. Deze modellen geven een wiskundige beschrijving van het kinetische gedrag van giftige stoffen in het lichaam.

9.3.3 *Broomdichloormethaan (BDCM)*

Met broomdichloormethaan (BDCM) zijn diverse orale proefdierstudies uitgevoerd. Deze worden samengevat in een WHO document (WHO, 2005a). In orale studies met herhaalde toediening waren voor BDCM net als voor chloroform de lever en de nieren de doelorganen. Een vergelijkende studie wijst erop dat, van de vier broom/chloor-THM's, BDCM het meest potent is voor levereffecten (WHO, 2005a).

BDCM is door de IARC geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'beperkt bewijs' in de mens en 'voldoende bewijs' in proefdieren.

In carcinogeniteitsexperimenten bij ratten en muizen veroorzaakte BDCM niertumoren (rat en muis), levertumoren (muis) en, in hoge incidenties, tumoren in de dikke darm (rat). De resultaten van het genotoxiciteitsonderzoek wijzen op een zwakke genotoxische werking door BDCM. Voor genotoxische carcinogenen wordt in de risicobeoordeling lineair geëxtrapoleerd naar vooraf gekozen kankerrisiconiveaus (maximaal toelaatbaar dan wel verwaarloosbaar). De WHO (2005a) geeft aan dat de tumoren in de dikke darm relevant lijken in het licht van epidemiologische gegevens die wijzen op een verhoogd risico voor darmtumoren door THM's in drinkwater. Voor de darmtumoren in ratten berekende de WHO (2000a) voor BDCM een risicospecifieke dosis van 2,4 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor een extra kankerrisico van een op honderdduizend (levenslange blootstelling). De WHO (2005a) geeft op basis van de verschillende tumorsoorten zoals gevonden bij ratten en muizen een range van 0,7-2,6 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor een op honderdduizend (levenslange blootstelling)³.

Met BDCM zijn geen inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henrycoëfficiënt van BDCM is enige emissie naar zwembadlucht aannemelijk (maar wel lager dan voor chloroform). Door blootstellingsschatting (zie paragraaf 9.5 en Bijlage 2) kan de inhalatoire inname van BDCM berekend worden als lichaamsdosis. Specifieke toetsing op mogelijke lokale toxische werking in de luchtwegen (zoals bij chloroform) is niet uitvoerbaar vanwege het ontbreken van inhalatoire toxiciteitsdata voor BDCM.

9.3.4 *Dibroomchloormethaan (DBCM)*

In orale proefdierstudies (rat, muis) veroorzaakte dibroomchloormethaan (DBCM) net als chloroform en BDCM lever- en nierbeschadiging. In semichronische experimenten met ratten en muizen was het hoogste niveau zonder effecten 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag. In studies naar het effect op de reproductie bij muizen waren diverse voortplantingsparameters verlaagd bij toediening van meer dan 171 mg/kg lichaamsgewicht/dag (niveau zonder effect 17 mg/kg lichaamsgewicht/dag). Voor DBCM zijn geen inhalatoire toxiciteitstudies beschikbaar (WHO, 2005a).

Orale studies naar de carcinogene werking van DBCM lieten geen duidelijke effecten zien. In genotoxiciteitstudies in vitro was DBCM positief; de enige in-vivostudie was negatief (WHO, 2005a). DBCM is door de IARC ingedeeld in Groep 3, 'niet classificeerbaar'.

Op basis van een niveau zonder effecten van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag in een semichronische studie met ratten leidde de WHO (2005a) een orale grenswaarde af van 21,4 µg/kg lichaamsgewicht/dag.

³ Berekend uit de door de WHO opgegeven drinkwaterconcentraties van 21 tot 77 µg/liter als overeenkomend met een extra kankerrisico van één op honderdduizend (uitgaand van 60 kg lichaamsgewicht en een drinkwaterinname van 2 liter per dag).

Voor DBCM zijn geen inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henrycoëfficiënt van DBCM is geringe emissie naar zwembadlucht aannemelijk (duidelijk lager dan voor chloroform).

9.3.5 *Bromoform*

In orale proefdierstudies (rat, muis) veroorzaakte bromoform levereffecten. In semichronische experimenten met ratten en muizen was het hoogste niveau zonder effecten respectievelijk 25 en 100 mg/kg lichaamsgewicht/dag (WHO, 2005a).

Genotoxiciteitsstudies wijzen erop dat bromoform mogelijk zwak mutageen is. Uitgevoerde orale studies naar de carcinogene werking leverden beperkt bewijs voor een dergelijke werking (WHO, 2005a). IARC deelde bromoform op basis van de beschikbare carcinogeniteitsgegevens in in Groep 3, 'niet classificeerbaar'. Op basis van een niveau zonder effecten van 25 mg/kg lichaamsgewicht/dag in een semi-chronische studie met ratten leidde de WHO (2005a) een orale grenswaarde af van 17,9 µg/kg lichaamsgewicht/dag.

Met bromoform zijn geen volwaardige inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henrycoëfficiënt van DBCM is geringe emissie naar zwembadlucht aannemelijk (duidelijk lager dan voor chloroform).

9.3.6 *Trichlooramine*

De beschikbare dierexperimentele data voor trichlooramine zijn zeer beperkt. In een semichronische orale drinkwaterstudie met ratten veroorzaakte trichlooramine geringe histologische effecten in nieren en schildklier (geen effect meer bij 0,23 mg/kg lichaamsgewicht/dag) (Nakaia et al., 2000). Inhalatoire dierproeven met herhaalde blootstelling ontbreken.

Voor trichlooramine zijn relatief veel humane gegevens beschikbaar. In diverse epidemiologische cross-sectionele studies is verband gelegd tussen trichlooramineconcentraties in lucht in binnenbaden en het voorkomen van luchtwegklachten bij badpersoneel en baders. In Nederland is dergelijk onderzoek uitgevoerd door Jacobs et al. (2007). Zij vonden een concentratie-afhankelijk verhoogd voorkomen van luchtwegklachten en astma-gerelateerde klachten bij zwembadpersoneel in badinrichtingen waarin concentraties van 130 tot 1340 µg/m³ gemeten werden. Andere studies wijzen op een verhoogde permeabiliteit van het longepitheel, mogelijk leidend tot ontstekingsreacties en een verhoogd sensibilisatierisico (Bernard et al., 2003; Voisin et al., 2014). Specifieke groepen waarvoor dit onderzocht is, zijn sportzwemmers en zeer jonge kinderen. Dergelijke onderzoeken hebben ook een verband gelegd tussen het bezoek aan gechlorde zwembaden en dergelijke klachten (dus niet direct gerelateerd aan trichlooramine). Het bewijsmateriaal voor het bestaan van een oorzakelijk verband met inductie van astma is beperkt, zodat een eenduidige conclusie nog niet te trekken is (UBA, 2011). De potentie van trichlooramine om andere luchtwegklachten, zoals irritatie, te veroorzaken staat minder ter discussie, hoewel ook daarover de gegevens slechts een beperkt beeld geven van de concentratie-effect-relatie (UBA, 2011).

Hery et al. (1995) voerden een onderzoek uit bij dertien binnenbaden en vonden een correlatie van de trichlooramineconcentratie in lucht met klachten bij het personeel van irritatie van ogen en luchtwegen. Vanaf 500 µg/m³ werden de eerste klachten gemeld, terwijl boven 700 µg/m³ alle geïnterviewde personen klaagden over irritatie. Op basis van hun resultaten schatten zij een

'comfortniveau' van $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bonvallet et al. (2010) publiceerden een review van alle beschikbare studies. Zij komen tot een laagste-effectniveau van $355 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gedurende 45 minuten voor longspecifieke eiwitten (als maat voor permeabiliteit van longepitheel) bij sportzwemmers. Zij stellen extrapolatiefactoren voor van 10 voor gevoelige groepen en 10 voor het gebruik van een effectniveau in plaats van een niveau zonder effecten. Aldus komen zij tot een voorgestelde grenswaarde van $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Recentere studies zijn gerapporteerd door Parrat et al. (2012), Nordberg et al. (2012) en Fantuzzi et al. (2013). Parrat et al. (2012) voerden een cross-sectionele studie uit bij 184 werknemers van dertig Zwitserse binnenbaden. De werknemers vulden vragenlijst in over het voorkomen van luchtwegklachten en werden vervolgens vergeleken met een controlegroep van 71 personen. De onderzoekspopulatie werd ingedeeld in drie concentratiegroepen: $50 \pm 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $150 \pm 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $360 \pm 110 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Odds ratio's voor neusirritatie waren significant verhoogd bij de groep met de hoogste concentratie. Odds ratio's voor oogirritatie waren significant verhoogd bij de laagste en de hoogste concentratiegroep. De auteurs concluderen dat hun resultaten erop wijzen dat een verhoogd risico voor irritatieklachten al aanwezig is bij 200 tot $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Fantuzzi et al. (2013) voerden een vergelijkbare studie uit bij twintig Italiaanse binnenbaden. Zij vonden verhoogde frequenties van oog- en neusklachten bij zwembadpersoneel ($n=128$) bij concentraties $\geq 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nordberg et al. (2012) inventariseerden het voorkomen van respiratoire symptomen en astma bij een cohort zwembadpersoneel ($n=1741$) en vonden verhoogde odds ratio's voor astma en klachten van slijmvliezen en luchtwegen. De gemiddelde concentratie in de desbetreffende badinrichtingen was $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$ met een range van 1 tot $770 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dezelfde onderzoekers voerden bovendien een vrijwilligersstudie uit met een groep gezonde proefpersonen ($n=37$) en een groep zwembadpersoneel ($n=14$). De vrijwilligers deden een inspanningstest van twee uur in een binnenbadomgeving waarin de gemiddelde concentratie trichlooramine $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (voor zwembadpersoneel) of $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (voor een groep gezonde proefpersonen) bedroeg. Voor beide groepen vonden de onderzoekers een gering effect in een longfunctietest (FEV). Twee biomarkers voor longepitheelpermeabiliteit lieten geen eenduidig effect zien.

Bovenstaande gegevens geven een incompleet beeld van de concentratie-effectrelatie voor de inhalatoire toxiciteit van trichlooramine voor de mens. De laagste concentratie waarbij zich nog effecten voordoen, is niet eenduidig vast te stellen. Het onderzoek van Parrat et al. (2012) suggereert dat bij 200 tot $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al irritatieklachten kunnen optreden. Andere onderzoeken geven aan dat dergelijke klachten pas bij hogere concentraties te verwachten zijn. Op informele basis is in het verleden meestal als gezondheidsrichtwaarde de door Hery et al. (1995) aanbevolen $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gehanteerd. Alles overziend ligt de aanbeveling voor de hand dat vanuit het oogpunt van gezondheidsbescherming de trichlooramineconcentraties in lucht in badinrichtingen bij voorkeur zo laag mogelijk dienen te zijn. In een recente beoordeling door het Duitse Umweltbundesamt (UBA, 2011) wordt geconcludeerd dat een grenswaarde niet afleidbaar is en wordt op pragmatische gronden aangesloten bij de in Zwitserland voorgestelde luchtnorm van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor de nieuwe zwemwaterwet wordt voorgesteld om $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aan te houden als maximum en de lagere waarde van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als streefwaarde te hanteren. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare informatie.

9.3.7 Bromaat

Kaliumbromaat werd in het verleden gebruikt als meelverbeteraar, maar dit gebruik is sinds 1990 niet meer geoorloofd in de EU vanwege de carcinogene eigenschappen van de stof. In de uitgevoerde proefdierstudies is bromaat toxisch gebleken voor de nieren. Beperkte gegevens voor de mens wijzen ook hier op niertoxische potentie. In dierproeven waarbij ratten chronisch werden blootgesteld aan bromaat, had bromaat een carcinogene werking in diverse organen. In diverse drinkwaterstudies met ratten werden tumoren in nieren, schildklier en buikvlies (mesotheliomen) waargenomen (RIVM, 1992; US-EPA, 2001; WHO, 2005b; OEHHA, 2009).

Kaliumbromaat is door de IARC geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'inadequaat bewijs' bij de mens en 'voldoende bewijs' bij proefdieren.

In genotoxiciteitsproeven in in-vitrosystemen veroorzaakte bromaat genmutaties (bij bacteriën) en chromosoomaberraties (in zoogdiercellen). In-vivomicronucleusstudies bij ratten en muizen (beenmerg, perifere bloedcellen) waren positief. Dit betekent dat de in-vitrogenotoxische potentie bij intacte dieren leidt tot genotoxische schade. Enkele in-vivochromosoomaberratietesten bij ratten (beenmergcellen) waren eveneens positief. Op basis van de positieve genotoxiciteit in vivo en de aangetoonde carcinogene werking bij proefdieren concludeerde het RIVM (1992) dat bromaat als genotoxisch carcinogeen beschouwd dient te worden. Voor de carcinogene werking in de nieren zijn sindsdien diverse mechanistische studies uitgevoerd. Daaruit komen beperkte aanwijzingen dat bij het ontstaan van deze tumoren niertoxiciteit (oxidatieve beschadiging door vrije radicalen in combinatie met verhoogde celproliferatie) een rol speelt. De WHO (2005b) concludeert dat deze aanwijzingen onvoldoende zijn om een genotoxische component te kunnen uitsluiten in de complexe ontstaanswijze van de niertumoren. Voor de tumoren in buikvlies en schildklier ontbreken verdere gegevens over het mogelijke ontstaansmechanisme. De conclusie voor bromaat is dat op basis van het beschikbare bewijsmateriaal met een genotoxisch carcinogene werking bij de mens rekening moet worden gehouden (ongewijzigde conclusie ten opzichte van 1992)⁴.

In 1992 heeft het RIVM voor bromaat een risicospecifieke dosis berekend van 0,016 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor een extra kankerrisico van een op miljoen per leven. Dit niveau komt overeen met het verwaarloosbare risico (VR) in het Nederlandse milieubeleid. Voor een extra risico van een op tienduizend, het maximaal toelaatbare risico (MTR) in het Nederlandse milieubeleid, is dit 1,6 µg/kg lichaamsgewicht/dag. US-EPA (2001), WHO (2005b) en OEHHA (2009) geven berekeningen op basis van nieuwere proefdiergegevens. Hieruit komt een 'unit risk' van 0,19-0,21 per mg/kg lichaamsgewicht/dag bij levenslange blootstelling. VR- en MTR-niveaus op basis hiervan bedragen respectievelijk 0,005 en 0,5 µg/kg lichaamsgewicht/dag. Met de benaderingswijze voor genotoxisch carcinogenen zoals voorgesteld door EFSA

⁴ Voor de volledigheid wordt erop gewezen dat deze conclusie afwijkt van die zoals recent getrokken in een herbeoordeling van bromaat door het Duitse Umwelbundesamt (UBA). Deze UBA-beoordeling is gebruikt voor het vaststellen van de bromaatnorm in de vernieuwde Duitse norm DIN 19643. UBA concludeerde in de toxicologische beoordeling dat bromaat als indirect werkend, niet-genotoxisch carcinogeen met een geringe carcinogene potentie beschouwd dient te worden. Voor de werking in het doelorgaan, de nieren, achtte UBA bij lage doses een werkingsdrempel aannemelijk. Deze andere evaluatie van de carcinogene werking door bromaat leidde tot een hogere toxicologische grenswaarde bij UBA, nl. 3 µg/kg lichaamsgewicht/dag (UBA 2009).

(2005) kan een nog acceptabele inname van 0,05 µg/kg lichaamsgewicht/dag berekend worden⁵.

9.3.8 *Chloraat*

De toxicologie van chloraat is beoordeeld door de WHO (2005c) en JECFA (2008). In proefdierstudies en ook bij de mens is methemoglobinevorming waargenomen. Net zoals chloriet en andere oxiderende verbindingen zet chloraat ijzerionen in hemoglobine om van Fe²⁺ naar Fe³⁺, waardoor methemoglobine ontstaat dat niet in staat is zuurstof te transporteren. Dit gaat waarschijnlijk gepaard met een reductie van de glutathionconcentraties waardoor cellen onbeschermd raken tegen oxidatieve stress door chloraat. Een geringe verhoging van methemoglobine in het bloed is relatief onschuldig. Pas bij percentages vanaf 15% treden de eerste symptomen op. In semichronische en chronische rattenstudies bleken schildklieren echter gevoeliger (colloïdedepletie, hypertrofie, hyperplasie). Op basis van colloïdedepletie leidde de WHO (2005c) een geen-effectniveau af van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag, afkomstig uit een semichronische proefdierstudie in ratten. In nadien uitgevoerde orale proeven bleek dat na chronische toediening bij ratten ook hyperplasie in de schildklier ontstaat en dat bij hoge doses ook schildkliertumoren ontstaan. Mede op basis van de negatieve genotoxiciteit is een niet-genotoxisch werkingsmechanisme het meest aannemelijk voor deze tumoren. Chloraat verstoort de hormoonproductie door de schildklier, waarschijnlijk als gevolg van competitieve verstoring van jodiumopname door schildkliercellen. Dit resulteert in verhoging van afgifte van schildklierstimulerend hormoon met als gevolg schildkliercelproliferatie. De mens is hoogstwaarschijnlijk minder gevoelig voor dit effect dan de rat. In de orale ratten- en muizenproeven deden bloedeffecten zich pas bij relatief hoge doseringen voor. JECFA (2008) berekende voor schildkliereffecten een Benchmark Dose Limiet (BMDL) van 1,1 mg/kg lichaamsgewicht/dag voor 10% toename van schildklierhypertrofie bij mannelijke ratten zoals waargenomen in een chronisch experiment uit 2005.

In een vrijwilligersstudie, uitgevoerd rond 1980, met toediening van chloraat met het drinkwater, was geen schadelijk effect aantoonbaar bij 0,036 mg/kg lichaamsgewicht/dag (het enige doseringsniveau) (Lubbers et al., 1981). In deze studie dronken gezonde mannelijke proefpersonen gedurende twaalf weken dagelijks 500 ml water met daarin een concentratie van 5 mg/liter chloraat. Bloedonderzoek (klinische chemie en hematologie) en urineanalyse werden uitgevoerd. Ook werden de concentraties schildklierhormonen en methemoglobine gemeten in het bloed.

Ten behoeve van de drinkwaternormering leidde de WHO (2005c) op basis van het niveau zonder effecten van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag een chronische orale grenswaarde af van 30 µg/kg lichaamsgewicht/dag (extrapolatiefactoren van 10 voor gevoelige groepen in de populatie, 10 voor interspecies, 10 voor beperkte studieduur). Het resultaat van de humane vrijwilligersstudie werd daarbij als ondersteunend bewijs voor de grenswaarde beschouwd. De latere beoordeling door JECFA (2008) omvat aanvullende studies. Op basis van de resultaten van deze studie berekende JECFA (2008) een chronische BMDL van 1,1 mg/kg lichaamsgewicht voor schildklierhyperplasie en leidde op basis van

⁵ De EFSA beveelt een Margin of Safety van 10.000 ten opzichte van de LED₁₀ (95% statistische ondergrens op de dosis die 10% verhoging geeft van de tumorfrequentie) aan. De LED₁₀ voor multipole tumoren in de rat zoals gerapporteerd door OEHA (2009) bedraagt 0,55 mg/kg lichaamsgewicht/dag.

deze BMDL een driemaal lagere orale grenswaarde af van 10 µg/kg lichaamsgewicht/dag (extrapolatiefactoren van 1 voor interspecies variatie, omdat bekend is dat de rat gevoeliger is dan de mens voor het kritische effect, 10 voor gevoelige groepen in de populatie, extra factor 10 voor beperkingen in de dataset). Vanwege de relatief hoge extra factor in combinatie met mindere gevoeligheid van de mens voor het kritische effect betekent dit een conservatieve benadering. De eerdere grenswaarde van 30 µg/kg lichaamsgewicht/dag blijft bruikbaar als een minder conservatieve benadering.

9.4 Ozon

Ozon wordt in sommige badinrichtingen gebruikt als oxidatie- en desinfectiemiddel. Dit leidt tot mogelijk verhoogde concentraties in water en lucht. Concentratie metingen in badinrichtingen ontbreken echter.

Ozon is een veel voorkomende milieucontaminant in de buitenlucht. Het wordt gevormd uit stikstofoxiden en vluchtige organische componenten ('smog') onder invloed van zonlicht. Op zonnige dagen in de zomer kan de concentratie oplopen tot boven 200 µg/m³. Dit kan voorkomen in stedelijke gebieden, maar ook in niet-stedelijke gebieden, waar de concentraties gemiddeld genomen zelfs hoger liggen als gevolg van de vormingsdynamiek en atmosferisch transport (EU, 2011). Ozon heeft een sterke oxiderende werking en kan daardoor reageren met talloze celcomponenten. Bij inademing door mens of dier kan dit leiden tot schade in alle delen van de luchtwegen, waarbij de locatie van de afwijkingen afhankelijk is van de concentratie, het blootstellingspatroon en de ademintensiteit.

Bij proefdieren deed zich bij hoge inademingsconcentraties (tot 7000 µg/m³) gedurende zes tot acht uur over een periode van 7 tot 21 dagen, concentratie-afhankelijke celbeschadiging voor in neus, trachea, bronchiën en alveoli. Ontstekingen, verhoogde permeabiliteit en verminderde afweer treden ook op. Gedurende de eerste dagen van de blootstelling ontwikkelen zich ontstekingen die vervolgens in ernst afnemen. Tegelijkertijd ontstaat hyperplasie van het epitheel die na ongeveer een week niet verder meer toeneemt. Deze effecten zijn omkeerbaar na stopzetten van de blootstelling. Fibrose van tussencelruimtes neemt echter gedurende de blootstellingsperiode langzaam toe en kan blijven voortbestaan na stopzetten van de blootstelling. Vanaf 400 µg/m³ doet zich bij eenmalige blootstelling van proefdieren ook vermindering van longfunctie voor die zich uit in kortademigheid en verminderde longcapaciteit. Meestal verdwijnen deze effecten weer in de weken na de blootstelling.

Bij de mens zijn talrijke vrijwilligersstudies uitgevoerd met ozon (samengevat in WHO, 2000b; 2006). In deze studies werd aantasting van de longfunctie gevonden, meestal vergezeld van respiratoire symptomen. In studies naar acute effecten, met gezonde proefpersonen en patiënten met luchtwegaandoeningen, werden concentraties variërend van 160 tot 1000 µg/m³ getest met blootstellingsduren van een tot acht uur. De omstandigheden in deze testen waren bedoeld om in de praktijk voorkomende luchtverontreinigingssituaties na te bootsen. Bij gezonde, jonge proefpersonen doen zich bij matige inspanning de volgende effecten voor op de longfunctie bij blootstelling gedurende vier of acht uur:

- vermindering van het secondevolume voor geforceerde expiratie (FEV1) vanaf 160 µg/m³;
- verhoogde luchtwegweerstand vanaf 160 µg/m³;
- verminderde geforceerde vitale capaciteit vanaf 200 µg/m³;
- toegenomen luchtwegreactiviteit vanaf 160 µg/m³.

In studies waarbij gebruik werd gemaakt van bronchoalveolaire lavage werd aangetoond dat zich vanaf $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ontstekingsreacties voordoen in de luchtwegen (WHO, 2000b). Onderzoek bij patiënten met longaandoeningen wees niet op een duidelijk grotere gevoeligheid voor ozon, maar door een reeds slechtere longwerking loopt deze groep desondanks meer risico op schadelijke effecten (Van Pul et al., 2011).

De langetermijneffecten van ozon zijn slechts beperkt onderzocht. De invloed op longfunctie, op het ontstaan van astma en op sterfte zijn onderzocht, maar definitieve conclusies voor wat betreft langdurige concentraties zonder effect zijn nog niet te trekken uit deze onderzoeken (Van Pul et al., 2011).

Op basis van de resultaten van de vrijwilligersproeven stelde de WHO (2000b) een maximum dagelijks 8-uursgemiddelde voor van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Uit latere onderzoeken naar het verband tussen fluctuaties in ozonconcentraties en bijbehorende sterftecijfers komen echter aanwijzingen dat beneden deze concentraties al gezondheidseffecten voorkomen (WHO, 2006). Daarom stelde de WHO (2006) voor om het 8-uursmaximum te verlagen naar $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In Europa is via de luchtkwaliteitsrichtlijn 2008/50/EG van de Europese Unie (EU, 2008b) een streefwaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ van kracht (hoogste 8-uurgemiddelde per dag). Deze concentratie mag gemiddeld over drie jaar niet vaker dan 25 dagen per kalenderjaar worden overschreden. De doelstelling voor de lange termijn is dat de hoogste 8-uursgemiddelde ozonconcentratie op geen enkele dag in een kalenderjaar meer boven de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ komt. Bij de EU-streefwaarde hoort een 1-uursinformatiedrempel⁶ van $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een 1-uursalarmdrempel⁷ van $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Van Pul et al., 2011). Een jaargemiddelde grens- of streefwaarde voor ozon is niet vastgesteld vanwege onvoldoende inzicht in de concentratie-responsrelatie.

Voor arbeidsblootstellingen geldt in Nederland een wettelijke grenswaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1-uursgemiddelde) (SER, 2007).

Op basis van het bovenstaande wordt voor ozon een grenswaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geselecteerd als richtwaarde voor blootstelling in badinrichtingen.

9.5 Blootstellingsberekeningen

Bij de normstelling voor DBP's zoals voorgesteld in het voorliggende rapport kan ter onderbouwing de blootstelling voor bezoekers en zwembadpersoneel bij de normconcentraties in water en/of lucht worden geschat. Deze kan vervolgens worden vergeleken met beschikbare relevante toxicologische grenswaarden. Aldus is op eenvoudige wijze na te gaan of de voorgestelde normen beschermend genoeg zijn voor de gezondheid van de potentieel blootgestelden in badinrichtingen.

9.5.1 Opzet blootstellingsberekeningen

Humane blootstelling in badinrichtingen kan plaatsvinden via inhalatie, via huidopname als gevolg van dermaal contact en via orale inname als gevolg van inslikken van zwembadwater. De intensiteit van de blootstelling verschilt van persoon tot persoon, bijvoorbeeld doordat het ademvolume sterk toeneemt bij lichamelijke inspanning, maar ook doordat het lichaamsgewicht en huidoppervlak voor verschillende blootgestelden anders zijn, zoals badmeesters,

⁶ Dit is de grens voor 'matige smog'. Als er matige smog door ozon wordt verwacht of ontstaat, moet de overheid informatie over de luchtkwaliteit verspreiden. Men beoogt hiermee de gezondheidsrisico's van bijzonder gevoelige bevolkingsgroepen te beperken.

⁷ Boven de alarmdrempel wordt gesproken van 'ernstige smog'. Er kunnen dan gezondheidsrisico's voor de gehele bevolking zijn. De overheid heeft de verplichting hiervoor te waarschuwen.

baby's, volwassenen en sportzwemmers (Prud'Homme de Lodder et al., 2006). Voor de relevante blootstellingsparameters zijn representatieve standaardwaarden beschikbaar per groep van blootgestelden. De blootstelling wordt geschat per dag en vervolgens op basis van jaarlijkse frequenties van zwembadbezoek vertaald naar een chronische blootstelling. De jaarlijkse frequenties van zwembadbezoek zijn ontleend aan Schets et al. (2011b). De motivatie voor deze berekeningswijze is dat de relevante gezondheidslimieten ook zijn gebaseerd op gezondheidseffecten op de langere termijn.

Voor de THM's wordt orale, dermale en inhalatoire blootstelling meegenomen. Deze stoffen verdampen uit het water naar de lucht en gaan bovendien relatief gemakkelijk door de huid (US-EPA, 2003). Binnen de groep van THM's zijn de orale gezondheidslimieten voor chloroform, bromoform en DBCM vergelijkbaar (15-21,4 µg/kg lg/dag). BDCM wijkt af, omdat deze stof als genotoxisch werkend carcinogeen wordt beschouwd. Blootstellingsberekeningen en toetsing met behulp van gezondheidslimieten worden gedaan voor chloroform als indicator voor THM's en daarnaast apart voor BDCM vanwege de grotere toxiciteit van deze THM.

Voor het schatten van de inhalatoire blootstelling zijn luchtconcentraties nodig. Omdat de concentraties van THM's in lucht moeilijk te modelleren zijn, gaan we uit van vaste concentraties in lucht. De concentratie is geschat op basis van beschikbare meetgegevens. Voor de inhalatoire blootstellingsschatting wordt daarom uitgegaan van de meest recente Duitse meetgegevens (Chrobok, 2003):

- chloroform: op 20 cm hoogte 93,6 µg/m³; op 150 cm hoogte 65,52 µg/m³;
- BDCM: op 20 cm hoogte 9,36 µg/m³; op 150 cm hoogte 6,55 µg/m³ (geschat op basis van verhouding chloroform/BDCM in zwemwater rekening houdend met het verschil in vluchtigheid uit water).

Voor de schatting van de dermale en orale blootstelling van chloroform en BDCM wordt gerekend met een beoogde zwemwaternorm van 50 µg/liter. Voor chloroform is deze concentratie onveranderd ingevoerd in de berekening. Rekening houdend met de gangbare verhouding tussen chloroform en BDCM is voor deze laatste stof een lagere concentratie van 20 µg/liter doorgerekend.

Bromaat en chloraat zijn niet vluchtig en penetreren als anorganische geladen deeltjes naar verwachting niet of nauwelijks door de huid. Voor deze DBP's is alleen de orale route relevant. De voor bromaat relevante orale risicowaarden zijn 0,005 µg/kg lichaamsgewicht/dag als het Verwaarloosbare Risico (VR) en 0,5 µg/kg lichaamsgewicht/dag als het Maximum Toelaatbare Risico (MTR). Voor chloraat zijn orale toxicologische grenswaarden beschikbaar van 10 en 30 µg/kg lichaamsgewicht/dag. Voor bromaat en chloraat zijn eerder op voorlopige basis normen voorgesteld van respectievelijk 50 µg/liter en 30 mg/liter (Appel et al., 2012). Om voor bromaat en chloraat de afweging te kunnen maken voor de huidige voorstellen voor zwemwaternormen zijn de diverse beschikbare orale grenswaarden teruggerekend naar een concentratie in zwemwater (reverse calculation), daarbij gebruikmakend van de in Bijlage 2 beschreven orale-blootstellingsformule.

Voor trichlooramine zijn geen gegevens over het voorkomen in zwemwater beschikbaar. Het transport van trichlooramine naar zwembadlucht vanuit water is een complex proces dat slechts ten dele begrepen wordt (Schmalz et al., 2011). De toxicologische maximumwaarde van 500 µg/m³ en de streefwaarde van 200 µg/m³ voor lucht zijn afgeleid op basis van studies naar het verband tussen trichlooramineconcentraties in lucht in binnenbaden en het voorkomen van luchtwegklachten bij zwemmers en personeel. In deze situatie is

blootstellingsberekening ter onderbouwing van de luchtnorm niet mogelijk en ook niet zinvol.

Voor ozon geldt een soortgelijke situatie. De ozonconcentraties in zwemwater in Nederland zijn onbekend. Ozon is instabiel in water. Chobrok (2003) vermeldt een halfwaardetijd van 11 minuten bij 10 °C. Ozon reageert vooral met dubbele banden in organische moleculen, onder vorming van specifieke DBP's. Door de instabiliteit in water is modelberekening van concentraties in lucht niet mogelijk. De toxicologische literatuur voor ozon is uitsluitend gericht op inhalatoire effecten. In deze situatie is blootstellingsberekening voor ozon niet mogelijk en ook niet zinvol.

9.5.2 *Berekening van de blootstelling*

Voor de berekening wordt uitgegaan van de blootstellingsmodellen zoals eerder gebruikt door het RIVM in een risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen (Mennes, 1994). De totale blootstelling wordt modelmatig bepaald als som van de blootstellingen via de te onderscheiden routes inhalatie, oraal en dermaal. De totale interne blootstelling van mensen wordt geschat als som van de blootstellingen via de afzonderlijke routes. Details van de blootstellingsberekening zijn weergegeven in Bijlage 2.

9.5.3 *Resultaten blootstellingsberekeningen*

Tabel 5 toont de berekende blootstelling aan de THM's chloroform en BDCM in een binnenbadsituatie uitgaand van een concentratie in zwemwater van 50 µg/liter voor chloroform en 20 µg/liter voor BDCM.

Voor bromaat en chloraat zijn de grenswaarden teruggerekend naar een concentratie in zwemwater die resulteert in een blootstelling gelijk aan de grenswaarden. Voor de berekeningen is de orale formule zoals weergegeven in Bijlage 2 gebruikt. Tabel 6 toont de resultaten van deze berekeningen.

Tabel 5 Blootstelling aan chloroform en BDCM in een binnenbad bij een zwembadnorm van 50 µg/liter¹

	blootstelling (µg/kg lg/dag)				
	inhalatie	oraal	dermaal	totaal-acute	totaal-chronisch
<i>chloroform</i>					
badmeester	9,58	x	x	9,58	6,82
baby	1,89	0,24	0,21	2,34	0,08
volwassene	5,13	0,12	0,65	5,90	1,05
sportzwemmer	10,83	0,06	0,65	11,54	8,22
<i>BDCM</i>					
badmeester	1,20	x	x	1,20	0,85
baby	0,24	0,10	0,03	0,37	0,01
volwassene	0,64	0,05	0,10	0,79	0,14
sportzwemmer	1,35	0,02	0,10	1,47	1,05

¹ Invoerconcentratie voor chloroform 50 µg/liter, voor BDCM 20 µg/liter (dit zijn de geschatte maximaal mogelijke concentraties voor deze stoffen bij een totaal THM-norm van 50 µg/liter)

Tabel 6 Concentraties bromaat en chloraat in zwemwater ($\mu\text{g/L}$) overeenkomend met de orale grenswaarde

	bromaat VR ¹	bromaat MTR ²	chloraat	chloraat
grenswaarde ($\mu\text{g/kg}$ lichaamsgewicht\dag)	0,005	0,5	10	30
max. concentratie ($\mu\text{g/L}$) baby's	29,01	2.901	58.026	174.078
max. concentratie ($\mu\text{g/L}$) volwassenen	11,70	1.170	23.397	70.191
max. concentratie ($\mu\text{g/L}$) sportzwemmers	5,85	585	11.699	35.097

¹verwaarloosbaar risico; ² maximaal toelaatbaar risico

9.6 Voorstellen voor zwemwaternormen

In deze paragraaf worden zwemwaternormen voor de geselecteerde DBP's voorgesteld (Tabel 7). Daarbij zijn de eerdere voorlopige waarden zoals voorgesteld door Appel et al. (2012) als uitgangspunt genomen. Om de beoogde zwemwaternormen van onderbouwing te voorzien zijn waar mogelijk en relevant blootstellingsberekeningen uitgevoerd. De uitkomsten daarvan worden vergeleken met de beschikbare toxicologische grenswaarden. Wanneer bij een bepaalde concentratie in zwemwater de te verwachten blootstelling beneden erkende toxicologische grenswaarden blijft, kan deze concentratie als in toxicologisch opzicht acceptabel beschouwd worden.

9.6.1 THM's

De blootstellingsberekeningen voor chloroform op basis van de eerder op voorlopige basis voorgestelde waarde van $50 \mu\text{g/liter}$ als zwemwaternorm laten blootstellingen zien die onder de toxicologische grenswaarde van $15 \mu\text{g/kg}$ lichaamsgewicht blijven (Tabel 5). De berekening voor BDCM komt uit op een dagelijkse dosis van $0,01$ tot $1,05 \mu\text{g/kg}$ lichaamsgewicht (Tabel 5). Bij levenslange blootstelling resulteren deze blootstellingen maximaal in extra kankerrisico's rond een op honderdduizend per leven. Dit laatste niveau ligt tussen de in het Nederlandse milieubeleid gebruikte referentieniveaus van het Verwaarloosbare Risico en het Maximum Toelaatbare Risico. Mede gezien de recente ontwikkelingen rond de methodiek van de kwantitatieve kankerrisicoschatting⁸ kan dit risiconiveau vanuit normstellingsperspectief als nog vallend in de acceptabele range bestempeld worden.

De conclusie is dat voor THM's een zwemwaternorm van $50 \mu\text{g/liter}$ vanuit toxicologisch oogpunt voldoende bescherming biedt. Bij deze norm zullen internationaal geaccepteerde toxicologische grens- en referentiewaarden naar verwachting niet overschreden worden. De norm geldt voor THM-totaal en wordt uitgedrukt als chloroform.

9.6.2 Trichlooramine

Voor trichlooramine wordt conform Appel et al. (2012) een luchtnorm voorgesteld. De beschikbare toxicologische gegevens voor trichlooramine zijn beperkt. Bruikbare proefdierstudies ontbreken. De beschikbare humane gegevens geven een incompleet beeld van de concentratie-effect-relatie voor de

⁸ EFSA (2005) stelde berekening van een margin of exposure (MOE) voor tussen de LED_{10} (statistische betrouwbaarheidsondergrens van de dosis waarbij 10% effect optreedt) en de blootstelling voor. Een MOE van minimaal 10.000 werd daarbij als acceptabel aangemerkt. In termen van extra kankerrisico per leven komt dit nog acceptabele niveau overeen met een op honderdduizend.

inhalatieroute voor de mens. De laagste concentratie waarbij zich nog effecten voordoen, is niet eenduidig vast te stellen. Uit studies naar het voorkomen van irritatieklachten in badinrichtingen in relatie tot de daar gemeten concentraties trichlooramine komt een geschatte drempel van 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enkele van dergelijke studies wijzen echter op mogelijke klachten al bij 200 tot 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor de nieuwe zwemwaterwet wordt voorgesteld om 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aan te houden als maximum en een lagere waarde van 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als streefwaarde. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare toxicologische stofinformatie.

9.6.3 *Bromaat*

Voor bromaat als genotoxisch carcinogene verbinding geeft de uitgevoerde blootstellingsberekening aan dat het extra risiconiveau van een op miljoen per leven, het verwaarloosbare niveau zoals gehanteerd in het Nederlandse milieubeleid, geassocieerd is met zwemwaterconcentraties van 5,85 tot 29,01 $\mu\text{g}/\text{liter}$ (Tabel 6). Omdat de blootstelling voornamelijk plaatsvindt gedurende het volwassen leven, zijn de uitkomsten voor volwassenen en sportzwemmers het laagst (respectievelijk 11,70 en 5,85 $\mu\text{g}/\text{liter}$). Het extra kankerrisico van een op tienduizend per leven is verbonden met bromaatconcentraties in zwemwater van 1170 tot 585 $\mu\text{g}/\text{liter}$ voor volwassenen en sportzwemmers. Uitgaand van een risiconiveau van een op honderdduizend als een nog acceptabel te achten risiconiveau kan op basis hiervan een afgeronde zwemwaternorm van 100 $\mu\text{g}/\text{liter}$ geschat worden.

9.6.4 *Chloraat*

Voor chloraat zijn toxicologische grenswaarden beschikbaar van 10 en 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag (WHO, 2004; JECFA, 2008). Beide waarden zijn afgeleid op basis van schildkliereffecten zoals waargenomen in rattenstudies. De lagere waarde representeert een conservatievere schatting op basis van de beschikbare toxicologische informatie. Tabel 5 geeft de concentraties in zwemwater overeenkomend met de grenswaarden. De voorlopig opgegeven zwemwaternorm van 30 mg/liter als maximum (Dygutsch en Kramer, 2012) kan in het licht van deze uitkomsten als een vanuit toxicologisch oogpunt adequate keuze beschouwd worden. Concentraties tot dit maximum mogen als onschadelijk voor de gezondheid van zwemmers beschouwd worden.

9.6.5 *Ozon*

Op basis van de resultaten van humane experimenten met kortdurende blootstelling en studies naar de sterfteregistraties tijdens perioden van verhoogde ozonconcentraties in de omgevingslucht heeft de WHO een maximum dagelijks 8-uursgemiddelde vastgesteld van 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2006). In Europa geldt voor buitenlucht een streefwaarde van 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (hoogste 8-uursgemiddelde per dag). Bij deze EU-streefwaarde hoort een 1-uursinformatiedrempel van 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en een 1-uursalarmdrempel van 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Van Pul et al., 2011). Een jaargemiddelde grens- of streefwaarde voor ozon is niet vastgesteld vanwege onvoldoende inzicht in de concentratie-respons-relatie. Voor arbeidsblootstellingen geldt in Nederland een wettelijke grenswaarde van 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1-uursgemiddelde). Op basis van het bovenstaande wordt voor ozon een grenswaarde van 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ geselecteerd als limiet voor blootstelling in badinrichtingen.

Tabel 7 Advies normwaarden voor desinfectiebijproducten en ozon in badinrichtingen

stof	normwaarde	toelichting
THM's	50 µg/L water	uitgedrukt als chloroform
chloraat	30 mg/L water	
bromaat	100 µg/L water	
trichlooramine	500 µg/m ³ lucht	maximale waarde
	200 µg/m ³ lucht	streefwaarde
ozon	120 µg/m ³ lucht	1-uurswaarde

10 Slotwoord

In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft het RIVM in het kader van de voorgenomen wijziging van het Bhvzbz adviezen uitgebracht ten aanzien van normwaarden en analysemethoden voor de in dit Besluit op te nemen kwaliteitsparameters voor circulatiebaden (Appel et al., 2012). Daarnaast zijn adviezen uitgebracht voor verschillende typen badinrichtingen, waaronder zwembijvers, peuterspeelbaden, baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, floating tanks en zogenaamde bronbaden. Voor deze typen baden betreffen de adviezen kwaliteitsparameters, normwaarden, meetfrequenties en analysemethoden.

Alle adviezen zijn gebaseerd op de huidige stand van de wetenschap en de huidige kennis en praktijkervaring van de geraadpleegde experts. De adviezen met betrekking tot normstelling voor desinfectiebijproducten in circulatiebaden zijn tot stand gekomen door raadpleging en beoordeling van de beschikbare wetenschappelijke literatuur en voor chlooraat, bromaat en THM's onderbouwd door middel van blootstellingsberekeningen.

De adviezen zijn gericht op het bereiken van de, in de ogen van de experts, meest wenselijke situatie in de verschillende typen badinrichtingen ten aanzien van water- en luchtkwaliteit. Hierbij is het uitgangspunt de gebruikers en het personeel zo goed mogelijk te beschermen tegen negatieve gezondheidseffecten veroorzaakt door de aanwezigheid van microbiologische en/of chemische verontreinigingen in het water of in de lucht. Hoewel niet alle typen badinrichtingen hetzelfde zijn en ze daardoor een typespecifieke aanpak behoeven, dient de regelgeving gebruikers en personeel in alle typen badinrichtingen in gelijke mate te beschermen.

Het is wenselijk (en aan te bevelen) om de in het gewijzigde Bhvzbz opgenomen kwaliteitsparameters en de daarbij behorende normwaarden (normen) en analysemethoden in de toekomst te evalueren op basis van praktijkervaringen van exploitanten en handhavers. Toepassing in de praktijk geeft waardevolle informatie over de bruikbaarheid van de parameters en normen en geeft inzicht in het voldoen van de parameters en normen aan het gestelde doel. Van belang hierbij is om te investeren in een centraal beheerde database waarin meetgegevens worden opgeslagen en om een bewaartermijn voor logboeken en/of output van geautomatiseerde systemen af te spreken.

De voorgestelde afgeleide zwembadnormen voor THM's, trichlooramine, bromaat, chlooraat en ozon gelden zowel voor binnenbaden als voor buitenbaden. Er zijn echter relevante verschillen tussen binnenbaden en buitenbaden met betrekking tot de blootstelling aan DBP's, maar momenteel zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om deze baden apart te beschouwen. Het is de bedoeling dat de normen voor DBP's een haalbare, en vanuit gezondheidskundig oogpunt acceptabele, bovengrens aangeven voor de adequate praktische procesvoering ten aanzien van zwembaddesinfectie. Eventuele structurele overschrijdingen kunnen in de toekomst op hun toxicologische betekenis beoordeeld worden. Deze dient zo goed mogelijk afgewogen te worden tegen de winst ten aanzien van de microbiologische waterkwaliteit en financiële randvoorwaarden.

De auteurs zijn zich ervan bewust dat sommige adviezen verder gaan dan de huidige praktijk in verschillende badinrichtingen en dat soms (veel) inspanningen nodig kunnen zijn om de adviezen op te volgen. Het is echter aan IenM om te besluiten of en hoe de hier gepresenteerde adviezen worden overgenomen in het gewijzigde Bhvbx. Hierbij kan het kostenaspect, dat bij het opstellen van deze adviezen buiten beschouwing is gelaten, meegewogen worden. De kosteneffecten van de voorgestelde wijziging van de kwaliteitsparameters, analysemethoden en meetfrequenties voor circulatiebaden zijn door Pool Water Treatment (2014) in kaart gebracht. De belangrijkste conclusies uit dat onderzoek zijn:

- Om te kunnen voldoen aan de voorgestelde normen van de voorgestelde kwaliteitsparameters zijn voor de overgrote meerderheid van de badinrichtingen geen investeringen nodig en zullen de exploitatiekosten niet stijgen.
- Verhoogde laboratoriumkosten komen voornamelijk voort uit de uitbreiding van de microbiologische parameters en de meting van trichlooramine in lucht; de uitbreiding van deze parameters komt voort uit voortgeschreden inzichten met betrekking tot gezondheidsrisico's in badinrichtingen.
- De laboratoriumkosten voor de metingen van de voorgestelde kwaliteitsparameters zijn ruwweg gelijk aan de kosten voor badinrichtingen in Duitsland en Frankrijk; deze landen hanteren al een set van parameters die beter aansluit bij de huidige inzichten betreffende de gezondheidsrisico's van water en lucht in badinrichtingen dan het huidige Nederlandse Bhvbx.
- De voorgestelde kwaliteitsparameters vullen elkaar aan; zij geven houders van badinrichtingen handvatten voor het kostenefficiënter laten functioneren van het waterbehandelingsproces.
- De flexibiliteit van een aantal normen, ondersteund door het loslaten van voorgeschreven technieken, faciliteert de introductie van kostenbesparende technologieën.

Referenties

- Anonymous (2000) Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz). Staatsblad 125 (wetten.overheid.nl).
- Anonymous (2003) Hygienische Anforderungen an Kleinbadeteiche (künstliche Schwimm- und Badeteichanlagen). Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz 46: 527–529.
- Anonymous (2010) Keimelimination durch Zooplankton. Archiv des Badewesens 03: 167–175.
- Appel, P.W., F.M. Schets, A. Versteegh, M. Appel, G. Hulshof, P. Cuijpers, D. Slingerland, L. Feyen, F. Godfriedt, L.L.M. Keltjens, M. Keuten, H. Schoon, C. van Veluwen, J. van der Westen, D. Bastenhof (2012) Advies expertgroep ‘Veilig en gezond zwemmen in de nieuwe wetgeving. Werkgroep van de Brancheorganisatie Zwembad - techniek (BoZt).
- Baars, A.J., R.M.C. Theelen. P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse M.E. van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink L. Verdam, M.J. Zeilmaker (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM rapport 711701025. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Bernard, A., Carbonnelle, S., Michel, O., Higuët, S., De Burbure, C., Buchet, J.P., Hermans, C., Dumont, X., Doyle, I.(2003) Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools. Occupational and Environmental Medicine 60: 385-394
- BMBF (2003) Schwimmbeckenwasserprojekt BMBF - Förderkennzeichen:02 WT 0003 Verbundvorhaben: „Sicherheit von Schwimmbad Badebeckenwasser aus gesundheitlicher und aufbereitungstechnischer Sicht“, Teil 3: „Vergleich verschiedener Schwimmbeckenwasseraufbereitungstechnologien im Hinblick auf die gesundheitliche Bewertung von Desinfektionsnebenprodukten (DNP) und auf die Möglichkeiten zu deren Minimierung“. Rapport van het Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, geschat publicatiejaar 2003.
- Bonvallet N, P. Glorennec, D. Zmirou (2010) Derivation of a toxicity reference value for nitrogen trichloride as a disinfection by-product. Regulatory Toxicology and Pharmacology 56: 357–364.
- Bremmer, H.J., L.C.H. Prud'Homme de Lodder, J.G.M. van Engelen (2006) General Fact Sheet. Updated version for ConsExpo 4. RIVM rapport 320104002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Cammann, K., K. Hübner (1993) False results in headspace-gas chromatographic analysis of trihalomethanes in swimming pool water due to elevated headspace temperatures. Journal of Chromatography 648: 294-298.
- Chrobok, K. (2003) Desinfektionsverfahren in der Schwimmbeckenwasseraufbereitung unter besondere Berücksichtigung des elektrochemischen Aktivierungsverfahren zwecks Verbesserung der Beckenwasserqualität. Dissertation im Fachbereich der Biologie – Universität Bremen.
- Chu, H., M.J. Nieuwenhuijsen (2002) Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. Occupational and Environmental Medicine 59: 243–247.
- DGV (2009) Forschungsprojekt Trichloramin in Bädern. Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung, Berlin.
- Drinkwaterbesluit (2011) wetten.overheid.nl/BWBR0030111.
- Dyck, R., R. Sadiqa, M.J. Rodriguez, S. Simard, R. Tardif (2011) Trihalomethane exposures in indoor swimming pools: A level III fugacity model. Water Research 45: 5084–5098.

- Dygutsch D.P., M. Kramer (2012) Chlorit und Chlorat – Ein neuer Summenparameter der DIN 19643 zur Überwachung von Schwimmbeckenwasser. AB Archiv des Badewesens 03: 166-178.
- EFSA (2005) Opinion of the Scientific Committee on a request from EFSA related to a harmonised approach for risk assessment of substances which are both genotoxic and carcinogenic (Request No EFSA-Q-2004-020) (Adopted on 18 October 2005). The EFSA Journal 282: 1-31.
<http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/282.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- EU (2000) Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie L 327.
- EU (2006) Richtlijn 2006/7/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG. Publicatieblad van de Europese Unie L 64/37.
- EU (2008a) EU Risk Assessment Report – Chloroform CAS No. 67-66-3. Draft dated March 2008.
http://echa.europa.eu/documents/10162/13630/trd_rar_hh_france_chloroform_en.pdf (Geraadpleegd op 20-08-2014).
- (EU, 2008b) RICHTLIJN 2008/50/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 20 mei 2008 betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa Publicatieblad van de Europese Unie L 152/1. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:NL:PDF> (Geraadpleegd op 20-08-2014).
- EU (2011) Air quality in Europe – 2011 report. European Environment Agency EEA Technical report No 12/2011.
- Fantuzzi, G., E. Righi, G. Predieri, P. Giacobazzi, B. Petra, G. Aggazzotti (2013) Airborne trichloramine (NCl₃) levels and self-reported health symptoms in indoor swimming pool workers: dose-response relationships. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 23: 88–93
- FLL (2011) Richtlinien für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche),. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., Bonn.
- Hery, M., G. Hecht, J.M. Gerber, J.C. Gendre, G. Hubert, J. Rebuffaud (1995) Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. Annals of Occupational Hygiene 39: 427-439.
- InfoMil (2010) Werkboek Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden. (www.kaderbouwadvies.nl/images/pdf/werkboek_bhvbz.pdf; 4-8-2014).
- Jacobs, J.H., S. Spaan, G.B.G.J. van Rooy, C. Meliefste, V.A.C. Zaat, J.M. Rooyackers, D. Heederik (2007) Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. European Respiratory Journal 29: 690–698.
- Jacobs, J.H., E. Fuertes, E.J.M. Krop, J. Spithoven, P. Tromp, D.J.J. Heederik (2012) Swimming pool attendance and respiratory symptoms and allergies among Dutch children. Occupational and Environmental Medicine 69: 823–830.
- JECFA (2008) Acidified sodium chlorite - Safety evaluation of certain food additives and contaminants - Prepared by the Sixty-eighth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series nr. 59.

- http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241660594_eng.pdf
(Geraadpleegd op 15-07-2013).
- Kanan, A.A. (2010) Occurrence and formation of disinfection by-products in indoor swimming pools water - A Dissertation Presented to the Graduate School of Clemson University. South Carolina USA.
- Keuten, M.G.A. (1996) Optimalisatie zwemwaterbehandeling. Afstudeerverslag Technische Universiteit Delft, faculteit der civiele techniek.
- Lee, J. K.T. Ha, K.D. Zoh (2009) Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Science of the Total Environment*.
- Lee J., M.J. Jun, M.H.Lee, M.H. Lee, S.W. Eom, K.D. Zoh (2010) Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 213: 465-474.
- LNE (2009) VLAREM II – Besluit van de Vlaamse regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne – Aanpassing voor natuurlijke zwembaden, 2009. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid (www.lne.be).
- Lubbers, J.R., S. Chauhan, J.R. Bianchine (1981) Controlled clinical evaluations of chlorine dioxide, chlorite and chlorate in man. *Fundamental and Applied Toxicology*, 1:334-338 (Zoals geciteerd in WHO 2005c).
- Mennes W.C. (1994) Risico-evaluatie van chloroform in zweminrichtingen. RIVM Adviesrapport no. 94/289202.
- Nakaia, J.S. R. Poona, P. Lecavalier, I. Chua, A. Yagminasa, V.E. Valli (2000) Effects of Subchronic Exposure of Rats to Dichloramine and Trichloramine in Drinking Water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 31: 200-209.
- Nordberg G.F., N.G. Lundstrom, B. Forsberg, A. Hagenbjork-Gustafsson, B.J. Lagerkvist, J. Nilsson, M. Svensson, A. Blomberg, L. Nilsson, A. Bernard, X. Dumont, H. Bertilsson, K. Eriksson (2012) Lung function in volunteers before and after exposure to trichloramine in indoor pool environments and asthma in a cohort of pool workers. *BMJ Open* 2:e000973
<http://bmjopen.bmj.com/content/2/5/e000973.full.pdf> (Geraadpleegd op 11 juli 2013).
- OEHHA (2009) Public Health Goal for Bromate in Drinking Water. Prepared by Pesticide and Environmental Toxicology Branch Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency.
<http://oehha.ca.gov/water/phg/pdf/BromatePHG010110.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- Parrat, J., G. Donze, C. Iseli, D. Perret, C. Tomicic, O. Schenk (2012) Assessment of Occupational and Public Exposure to Trichloramine in Swiss Indoor Swimming Pools: A Proposal for an Occupational Exposure Limit. *Annals of Occupational Hygiene* 56: 1-14.
- Pool Water Treatment (2014) Kosteneffecten kwaliteitseisen (water en lucht) in de voorgestelde herziening regelgeving bhvzbz. Gewijzigde versie van 21-8-2014.
- Prud'Homme de Lodder, L.C.H., H.J. Bremmer, S.M.G.J. Pelgrom, M.V.D.Z. Park, J.G.M. van Engelen (2006). Disinfectant Products Fact Sheet. To assess the risks for the consumer. RIVM rapport 320005003, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Pul, W.A.J. van, P. H. Fischer, F.A.A.M. de Leeuw, R.J.M. Maas, D. Mooibroek, T.P.C. van Noije, M.G.M. Roemer, A. Sterkenburg (2011) Dossier ozon 2011 - Een overzicht van de huidige stand van kennis over ozon op leefniveau in Nederland. RIVM rapport nr. 680151001.
- Reuß, A., D.P. Dygutsch (2011) Qualitätsichere Wasseraufbereitung in Floatingbecken. *Archiv des Badewesens* 05: 297-305.

- Richardson, S.D., M.J. Plewa, E.D. Wagner, R. Schoeny, D.M. DeMarini (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research* 636: 178–242.
- Richardson, S.D., D.M. DeMarini, M. Kogevinas, P. Fernandez, E. Marco, C. Lourencetti, C. Ballesté, D. Heederik, K. Meliefste, A. B. McKague, R. Marcos, L. Font-Ribera, J.O. Grimalt, C.M. Villanueva (2010) What's in the Pool? A Comprehensive Identification of Disinfection By-products and Assessment of Mutagenicity of Chlorinated and Brominated Swimming Pool Water. *Environmental Health Perspectives* 118: 1523–1530.
- RIVM (1992) Toxicologie bromaat in drinkwater – advies van het RIVM aan de Hoofdinspecteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne Ir. P.J. Verkerk, Leidschendam. Advies RIVM/ACT 445/92 ACT vKo/Kn/mm, d.d. 16-06-1992.
- Schets, F.M., W.J. Lodder, A.M. de Roda Husman (2010) Confirmation of the presence of *Trichobilharzia* by examination of water samples and snails following reports of cases of cercarial dermatitis. *Parasitology* 137: 77-83.
- Schets, F.M., A.M. de Roda Husman, A.H. Havelaar. (2011a) Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiology and Infection* 139: 1114-1125.
- Schets, F.M., J.F. Schijven, A.M. de Roda Husman. (2011b) Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Research* 45: 2392-2400.
- Schmalz, C. F.H. Frimmel, C. Zwiener (2011) Trichloramine in swimming pools: Formation and mass Transfer. *Water Research* 45: 2681-2690.
- SER (2007) <https://www.ser.nl/en/grenswaarden/ozon.aspx> (Geraadpleegd op 20-08-2014).
- Silva, Z.I. M.H. Rebelo, M. Manso Silva, A. Martins Alves, M. da Conceição Cabral, A.C. Almeida, F. Rôxo Aguiar, A. Lopes de Oliveira, A. Cruz Nogueira, H. Rodrigues Pinhal, P. Manuel Aguiar. A.S. Cardoso (2012) Trihalomethanes in Lisbon Indoor Swimming Pools: Occurrence, Determining Factors, and Health Risk Classification. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75: 878–892.
- Simard, S., Tardif, R., Rodriguez, M.J. (2013) Variability of chlorination by-product occurrence in water of indoor and outdoor swimming pools. *Water Research* 47: 1763-1772.
- Strähle, J. (2000) Risikoabschätzung Risikoabschätzung der gesundheitlichen Belastung von Schwimmern durch die bei der Desinfektion von Schwimmbeckenwasser entstehenden Nebenreaktionsprodukte. Samenvatting van dissertatie. <http://archiv.ub.uni-heidelberg.de/volltextserver/939/1/STRHLE.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- Technical Notes for Guidance (TNsG) (2007). Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. EUROPEAN COMMISSION JOINT RESEARCH CENTRE EUR 20418 EN.
- UBA (2009) Ableitung eines lebenslang gesundheitlich duldbaren Leitwertes (LW) für Bromat im Badebeckenwasser (LWBW). UBA document nr. NA 119-04-13 AA N 162 d.d. 30-09-2009.
- UBA (2011) Bekanntmachung des Umweltbundesamtes: Gesundheitliche Bewertung von Trichloramin in der Hallenbadluft - Mitteilung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. *Bundesgesundheitsblatt* 54: 997–1004.
- US-EPA (2001) Toxicological review of bromate (CAS No. 15541-45-4).

- In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS) March 2001. <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/1002tr.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- US-EPA (2003). User's Manual Swimmer Exposure Assessment Model (SWIMODEL) Version 3.0. <http://www.epa.gov/oppad001/swimodelusersguide.pdf>.
- US-EPA (2009) Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals: Volume 12 (AEGL-document voor chloroform gepubliceerd door National Research Council). http://www.epa.gov/oppt/aegl/pubs/chloroform_volume12.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- Voisin, C., A. Sardella, A. Bernard (2014) Risks of new-onset allergic sensitization and airway inflammation after early age swimming in chlorinated pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 217: 38-45.
- WHO (2000a) Environmental Health Criteria nr 216 - Disinfectants and disinfectant by-products. WHO/IPCS. World Health Organisation <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm> (Geraadpleegd op 10-07-2013).
- WHO (2000b) WHO air quality guidelines for Europe, 2nd edition, 2000 (CD ROM version). World Health Organisation http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0018/123084/AQG2ndEd_7_2ozone.PDF.
- WHO (2003) Guidelines for safe recreational water environments - Volume 1: Coastal and fresh waters. World Health Organisation, http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en.
- WHO (2004) CICAD nr. 58 - Chloroform. World Health Organisation, WHO/IPCS Geneve. <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad58.pdf> (Geraadpleegd op 10-07-2013).
- WHO (2005a) Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organisation, WHO/SDE/WSH/03.04/64. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/trihalomethanes.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012).
- WHO (2005b) Bromate in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, WHO/SDE/WSH/05.08/78 http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/bromate260505.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012).
- WHO (2005c) Chlorite and Chlorate in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, WHO/SDE/WSH/05.08/86, http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/chlorateandchlorite0505.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012).
- WHO (2006) WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005. World Health Organisation. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf.
- WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. World Health Organisation, http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_chapters/en.
- Xu Xu C.P. Weisel (2005). Dermal uptake of chloroform and haloketones during bathing. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15: 289-290.

Bijlage 1 Gerapporteerde concentraties trihalomethanen in gechlorode binnenbaden in verschillende landen⁹

Binnen- baden	Chloroform (µg/liter)		BDCM (µg/liter)		DBCM (µg/liter)		Bromoform (µg/liter)		Land en jaar	referentie
	mean	range	mean	range	mean	range	mean	range		
n=9	197	43-980	19,6	0,1- 150	9,2	0,1- 140	1,6	nd-88	Duitsland 1981	Chrobok 2003
n=3	34,8	<0,1- 87,5	11,1	<0,05- 27,7	3,2	<0,05- 6,9	0,3	<0,05- 0,72	Duitsland 1994	Chrobok 2003
n=4	21,2	13,1- 37,5	1,5	0,8-3,1	0,4	0,1-1	<0,4	<0,4- <0,4	Duitsland 2000	Chrobok 2003
n=20	17,5	1-38	2,9	0,5-7	0,5	0,05- 2,5	0,3	<0,05- 0,7	Duitsland 2001	Chrobok 2003
n=3	8,2	5,5- 12,3	1,0	0,4-1,8	0,4	0,1-1,5	0,1	0,0-0,2	Duitsland 2003	BMBF 2003
n=8	121,1	45-212	8,3	2,5-23	2,7	0,67-7	0,9	0,67-2	Engeland 2000	Chu & Nieuwen- huijsen 2002
n=23	62 ^d	25-207	2 ^d	1-28	Nd	-	nd	-	VS 2010	Kanan 2010
n=30 ^c	nr ^b	6,28- 123	nr	1-21,5	nr	nr	nr	nr	Portugal 2012	Silva et al. 2012
n=15	55,2	12,93- 215	1,23	0-23,9	0,26	0- 27,13	0,26	0-19,23	Canada 2007/08	Dyck et al. 2011
n=72	40,7	0,2- 101,7	3,0	Nd- 10,5	0,5	nd-5,6	nd	nd	Zuid-Korea 2008	Lee et al. 2009
n=30	20,9	nd- 45,8	2,1	Nd-7,0	nd	nd	nd	nd	Zuid-Korea 2010	Lee et al. 2010
n=1	15,4	8,4- 20,8	14,2	9,3- 26,8	12,8	6,5- 22,6	7,2	3,0-16,5	Spanje 2010	Richardson et al. 2010

^a nd = niet detecteerbaar

^b nr = not reported

^c Totaal-THM's over periode van zes maanden: range 10,1-130 µg/liter, mediane waarden boven 80 µg/liter in vijf baden

^d mediaan

⁹ Keuten (1996) heeft problemen geconstateerd met de bepalingsmethode zoals voordien gebruikt voor het meten van trihalomethanen in zwembaden. Cammann en Hübner (1993) wezen daar eerder op. Als gevolg hiervan zijn de bijzonder hoge concentraties zoals gevonden bij de eerste metingen in de periode van voor 1993-1996 waarschijnlijk niet betrouwbaar (M. Keuten, persoonlijke mededeling 29-09-2014).

Bijlage 2 Blootstellingsberekening voor trihalomethanen (THM's), bromaat en chlooraat

Tabel 8 vat de toxicologische grenswaarden voor chloroform en broomdichloormethaan (BDCM), bromaat en chlooraat samen en geeft de relevante blootstellingsroute voor de verschillende stoffen.

Tabel 8 Toxicologische grenswaarden en relevante blootstellingsroute

DBP	Grenswaarde ($\mu\text{g}/\text{kg Ig}/\text{dag}$)	Relevante blootstellingsroute
Chloroform	15 (oraal)	inhalatie/oraal/dermaal
BDCM	7-26 (oraal)	inhalatie/oraal/dermaal
Bromaat	0,005-0,5 (oraal)	oraal
Chlooraat	10 en 30 (oraal)	oraal

Voor de blootstellingsparameters die nodig zijn voor de berekening zijn representatieve standaardwaarden beschikbaar (Bremmer et al., 2006; Prud'Homme de Lodder et al., 2006; Schets et al., 2011b). De chronische blootstelling wordt uitgedrukt per dag en berekend op basis van frequenties per jaar. De reden daarvoor is dat de relevante gezondheidsgrenzen ook zijn gebaseerd op gezondheidseffecten op de langere termijn.

Voor de schatting van de dermale en orale blootstelling aan THM's is voor chloroform een concentratie van 50 $\mu\text{g}/\text{liter}$ doorgerekend; rekening houdend met de gangbare verhouding tussen chloroform en BDCM is voor BDCM een lagere concentratie van 20 $\mu\text{g}/\text{liter}$ doorgerekend. Er is uitgegaan van een vaste inhalatieconcentratie in de lucht; deze is geschat op basis van beschikbare meetgegevens voor een binnenbadsituatie:

- chloroform: op 20 cm hoogte 93,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte 65,52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chrobok, 2003);
- BDCM: op 20 cm hoogte 9,36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte 6,55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (geschat op basis van verhouding chloroform/BDCM in zwembadwater 1:10)

Opmerking: De luchtconcentraties chloroform en BDCM op 150 cm worden geschat op 70% van de concentratie op 20 cm boven het wateroppervlak (Chrobok, 2003).

Voor de berekening van de dermale blootstelling van chloroform en BDCM wordt uitgegaan van specifieke dermale opnamecoëfficiënten (K_p -waarden) van respectievelijk $2,48 \times 10^{-4}$ cm/min (Xu Xu, 2005) en $9,67 \times 10^{-5}$ cm/min (US-EPA, 2003).

Mennes (1994) beschrijft blootstellingsmodellen ten behoeve van een risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen. Deze modellen zijn gebruikt voor de huidige berekeningen.

De totale blootstelling (Bt) wordt modelmatig bepaald als som van de blootstellingen via de te onderscheiden routes: inhalatie (Bi), oraal (Bo) en dermaal (Bd). De totale interne blootstelling wordt geschat als som van de blootstellingen via de afzonderlijke routes.

De blootstelling is berekend met de volgende formule:

$$B_t = B_i + B_o + B_d \text{ (mg/kg lichaamsgewicht/dag)}$$

Waarin:

$$B_i = C_{\text{lucht}} \times AV \times T \times f_i \times 10^{-3}/I_g$$

$$B_o = C_{\text{water}} \times IVT \times T \times 10^{-9}/I_g$$

$$B_d = C_{\text{water}} \times K_p \times T \times O \times 10^{-6}/I_g$$

Verklaring modelparameters:

C_{lucht} : DBP in zwembadlucht ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{water} : DBP in zwemwater ($\mu\text{g}/\text{liter}$)

AV: ademvolume (m^3/min)

f_i : fractie van de ingeademde hoeveelheid die werkelijk wordt opgenomen.

Default is 1,0. Voor chloroform is deze gesteld op 0,8 (conform Mennes, 1994)

T: tijdsduur zwemmen (min)

IVT: ingeslikt volume (water) (mg/min)

O: het totale lichaamsoppervlak persoon (cm^2)

I_g : lichaamsgewicht persoon (kg)

K_p : dermale opnamecoëfficiënt van DBP vanuit het zwemwater (cm/min)

10^{-3} : correctie eenheid (μg naar mg)

10^{-9} : correctie eenheden (μg naar mg; 10^{-3} , ml naar liter; 10^{-3} en mg naar gram; 10^{-3})

10^{-6} : correctie eenheden (μg naar mg en ml naar liter), 1 ml = 1 g = 1000 mg = $10^6 \mu\text{g}$ bij dichtheid water 1 (g/cm^3)

Modellen en modelparameters

De ConsExpo-factsheet 'Disinfectant Products' (Prud'Homme de Lodder et al., 2006) presenteert scenario's en defaults bruikbaar voor het berekenen van de DBP-blootstelling van zwemmers en personeel. De factsheet stelt in het scenario voor zwemmers het model 'verdamping vanuit een vloeistofoppervlak' voor. Het model kan hier echter niet worden gebruikt, omdat het model uitgaat van een (THM)-luchtconcentratie 'nul' op tijdstip $t=0$. In de praktijk zijn de concentraties voor chloroform en BDCM op tijdstip $t=0$ respectievelijk $93,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het ConsExpo-model onderschat in deze situatie de inhalatieblootstelling. Wel bevat ConsExpo (www.consexpo.nl) bruikbare modellen voor berekening van de dermale en orale blootstelling van zwemmers, waaronder het 'dermal skin permeation uptake model' en het 'oral constant rate model'. Het dermale model maakt gebruik van een stofs specifieke dermale opnamecoëfficiënt (K_p). Deze coëfficiënt geeft aan met welke snelheid een stof door de huid diffundeert en wordt uitgedrukt in cm/uur (of cm/min). Het orale model maakt gebruik van een vastgestelde hoeveelheid water die per tijdseenheid wordt ingeslikt (mg/min).

In de eerdere risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen door het RIVM beschrijft Mennes (1994) bovengenoemde orale en dermale modellen. Daarnaast beschrijft deze auteur een inhalatiemodel dat uitgaat van het inademen van een vaste luchtconcentratie. US-EPA (2003) beschrijft het 'Swim model' waarmee ook de inhalatie, orale en dermale blootstelling van zwemmers kan worden berekend. Het 'Swim model' gebruikt dezelfde formules als Mennes (1994). Omdat het ConsExpo-inhalatiemodel de binnenbadsituatie niet adequaat kan modelleren, wordt de voorkeur gegeven aan de berekeningsformules zoals beschreven door Mennes (1994). De defaultwaarden zoals gebruikt door Mennes (1994) zijn echter vervangen door recentere gegevens.

Hogere tier-modellen

De specifieke dermale opnamecoëfficiënten (K_p) van chloroform en BDCM zijn afkomstig uit publicaties van Xu Xu (2005) en US-EPA (2003). De laatste publicatie presenteert voor beide stoffen K_p -waarden die modelmatig zijn berekend op basis van de K_{ow} en de molecuulmassa. Voor een dergelijke berekening zijn meerdere modellen voorhanden. De K_p voor chloroform zoals afgeleid door Xu Xu (2005) is gebaseerd op een meting in aantal proefpersonen die 30 minuten in een (wellness) bad baadden. Het bad bevatte een constante concentratie chloroform (40 µg/liter). De proefpersonen droegen gedurende het experiment speciale ademapparatuur waarmee in de uitgeademde lucht chloroform werd gemeten. Omdat er alleen via de huid blootstelling plaatsvond, kon via een PBPK-modellering de K_p ($2,48 \times 10^{-4}$ cm/min) voor chloroform berekend worden. De K_p uit deze studie is beoordeeld als de beste beschikbare waarde voor chloroform.

De dermale formule (met K_p) beschrijft de interne blootstelling. De inhalatoire en orale formules beschrijven de externe blootstelling. Mennes (1994) gaat voor chloroform uit van 100% orale absorptie en 80% inhalatoire absorptie. Voor chloroform lijkt er in de literatuur voldoende informatie aanwezig te zijn voor PBPK-modellering voor ook de inhalatoire en orale route. Om redenen van tijd en efficiëntie is een dergelijke uitbreiding niet verder ontwikkeld voor de huidige berekening. Een van de redenen hiervoor is dat vergelijkbare invoergegevens ontbreken voor BDCM. Uiteindelijk is de potentiële opbrengst van PBPK-modellering voor alleen chloroform in termen van reductie van onzekerheid in de uiteindelijke normstelling in de huidige rapportage beperkt. In het licht hiervan is er gekozen voor de benadering conform Mennes (1994).

Standaardwaarden modelparameters

Schets et al. (2011b) hebben een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar karakteristieken van Nederlandse zwembadbezoekers. Zij presenteren informatie over zwemfrequentie, zwemduur en ingeslikte hoeveelheden water tijdens het zwemmen. Ook Prud'Homme de Lodder et al. (2006) presenteren bruikbare en recentere modelparameters die de defaults zoals gebruikt in Mennes (1994) op enkele punten zouden kunnen vervangen.

In principe zijn de gegevens zoals gerapporteerd door Schets et al. (2011b) gebruikt als beste beschrijving van de huidige Nederlandse binnenbadsituatie. In het geval van babyzwemmen is voor de parameters zwemduur en zwemfrequentie gekozen voor factsheet defaults. Schets et al. (2011b) presenteren de gegevens verdeeld over twee leeftijdsgroepen, namelijk volwassenen (> 15 jaar) en kinderen jonger dan 15 jaar. Baby's maken onderdeel uit van de groep <15 jaar. Er zijn wel kinderen van 0-1 jaar te onderscheiden in de oorspronkelijke dataset van Schets et al. (2011b), maar hun aantal is te klein om een enigszins betrouwbaar beeld te geven van zwemduur en zwemfrequenties van baby's. Voor baby's wordt wel gebruikgemaakt van de door Schets et al. (2011b) gepresenteerde innamevolumes (voor <15 jarigen), omdat geschat wordt dat deze volumes worst-case genoeg zijn voor baby's. Omdat er wordt vergeleken met langetermijntoxicologische grenswaarden, is er bij de gegevens van Schets et al. (2011b) uitgegaan van bovengrenswaarden (95% betrouwbaarheidsinterval) van het gemiddelde. Deze bovengrenswaarden worden beschouwd als conservatief.

Scenario's

De blootstelling is geschat op basis van verschillende scenario's in een binnenbadsituatie. De gebruikte defaultwaarden van de modelparameters zijn in Tabel 9 weergegeven.

Tabel 9 Karakteristieken voor zwemmers en badmeesters, gebruikt voor blootstellingsschatting

persoon	route blootstelling ^a	Gewicht ^{b,c} (kg)	duur (min)	Adem-volume ^f (m ³ /min)	frequentie (1/jaar)	lichaams-oppervlak ^c (cm ²)	water ingeslikt ^d (mg/min)
badmeester	I	60	480 ^e	0,023	260 ^g	nvt	nvt
baby	I/D/O	6,2	30 ^c	0,005	13 ^c	3460	1000
volwassenen	I/D/O	60	180 ^d	0,023	65 ^d	17500	800
sport-zwemmer	I/D/O	60	180 ^d	0,048	260 ^g	17500	400 ^h

^a I (inhalatie); D (dermaal); O (oraal)

^{b,c} 60 (kg) (TNSG, 2007); 6,2 (kg) (Prud'Homme de Lodder et al., 2006)

^d Schets et al. (2011b)

^e werktijd werknemer

^f www.consexpo.nl

^g vijf dagen per week

^h topsport ingeschat als de helft van een volwassene vijf dagen per week

Bij de badmeester, met een werkduur van acht uur per dag (260 dagen/jaar), is uitgegaan van lichte werkzaamheden (ademvolume = 0,023 m³/min). De badmeester wordt alleen blootgesteld via inhalatie aan een luchtconcentratie gemeten op een hoogte van 130 cm boven het wateroppervlak.

Bij de baby, met een blootstellingsduur van dertig minuten per dag (dertien dagen per jaar) is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een lichte inspanning (0,005 m³/min). Ouder en kind bevinden zich volgens het scenario in het pierenbadje. Tijdens het spelen slikt de baby water in (1000 µl/min). De baby wordt blootgesteld aan luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak. De baby heeft naast inhalatie ook huidblootstelling.

Bij de volwassen recreant, met een blootstellingsduur van 180 minuten per dag (65 dagen per jaar), is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een lichte inspanning (0,023 m³/min). De recreant heeft naast inhalatie ook huidblootstelling. Al zwemmend slikt de recreant water in (0,8 ml/min). De recreant wordt blootgesteld aan luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak.

Bij de sportzwemmer, met een blootstellingsduur van 180 minuten per keer (260 dagen per jaar), is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een zware inspanning (0,048 m³/min). De sportzwemmer heeft naast inhalatie ook huidblootstelling. De sportzwemmer slikt als gevolg van zijn goede geoefendheid slechts 0,4 ml water per minuut in, de helft van de recreant (Prud'Homme de Lodder et al., 2006). De sportzwemmer wordt blootgesteld aan DBP-luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak.

11 Addendum

Advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chlooraat

Auteur: L. de Wit
Datum: 27-09-2023

11.1 Inleiding

In RIVM rapport 2014-0121 getiteld *Normen en methoden voor kwaliteitsparameters in het te wijzigen Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden* is advies gegeven over normen en methoden voor kwaliteitsparameters voor water en lucht van zwembaden.

Dit addendum omvat een actualisatie van een advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chlooraat zoals beschreven in de oorspronkelijke teksten welke ongewijzigd te vinden zijn in de verschillende hoofdstukken van RIVM-rapport 2014-0121.

In de Omgevingswet is chlooraat toegevoegd als nieuwe kwaliteitsparameter voor zwemwater. Zodra deze wet in werking treedt, zal chlooraat gemeten moeten gaan worden. De zwembadbranche bereidt zich hier op voor. In het Besluit Activiteiten Leefomgeving (2023) is een zwemwaternorm voor chlooraat van 30 mg/L opgenomen, gebaseerd op RIVM rapport 2014-0121. Vooruitlopend op deze zwemwaternorm wordt in verschillende zwembaden het gehalte chlooraat in zwemwater gemeten. Hieruit blijkt dat er gehalten boven de toekomstige norm worden gemeten. Bij het uitvoeren van een actuele risicobeoordeling voor een dergelijke normoverschrijding is vastgesteld dat er nieuwe wetenschappelijke inzichten zijn en er een lagere gezondheidkundige grenswaarde is afgeleid dan waar de huidige zwemwaternorm op gebaseerd is (de Wit & Bokkers, 2021).

Naar aanleiding van deze ontwikkelingen is RIVM nu door het ministerie van IenW gevraagd een advieswaarde af te leiden voor de normering van het chlooraatgehalte van zwemwater in zwembaden op basis van de actuele wetenschappelijke inzichten over de schadelijkheid van chlooraat. De technische haalbaarheid vormt geen onderdeel van de afleiding van de advieswaarde.

11.2 Werkwijze

Mensen kunnen tijdens zwemmen op drie manieren stoffen uit het water binnenkrijgen: door het inademen van de damp van de stof boven het water, door opname via de huid en door het inslikken van water tijdens het zwemmen. Chlooraat is niet vluchtig en gaat als anorganisch geladen deeltje naar verwachting niet of nauwelijks door de huid (Schets et al., 2014). Daarom wordt aangenomen dat de orale route (het inslikken van zwemwater) het meest relevant is voor de blootstelling, en dat inademen en huidopname daar nauwelijks aan bijdragen. In deze beoordeling zal daarom alleen op basis van de orale route een advieswaarde voor de zwemwaternorm worden afgeleid.

Er is geen (inter)nationaal afgestemde standaard methodiek voor het afleiden van een zwemwaternorm. Op basis van de gezondheidskundige grenswaarde kan berekend worden wat de maximale concentratie in het zwemwater mag zijn om onder de gezondheidskundige grenswaarde te blijven. Hierbij is het doel om de meest gevoelige groep onder realistische worst-case omstandigheden te beschermen gedurende hun hele leven. Afhankelijk van de stof moet bekeken worden of de toepassing van een allocatiefactor nodig is. Deze factor geeft aan wat de maximale bijdrage van een blootstellingsbron, zoals in dit geval zwemwater, mag zijn aan de totale blootstelling. Dit is relevant wanneer er nog andere bronnen van blootstelling aan de stof, zoals bijvoorbeeld voedsel, bekend zijn. In lijn met de aanpak voor drinkwater in diverse kaders wordt in een dergelijk geval een standaard allocatiefactor van 20% voorgesteld (WHO, 2017; EC, 2018).

Dit geeft de volgende formule voor de berekening van de maximale concentratie in zwemwater, waarbij de allocatiefactor, de gezondheidskundige grenswaarde, het lichaamsgewicht (lg) en de hoeveelheid ingeslikt water worden meegenomen:

$$\frac{\text{allocatiefactor} \times \text{gezondh. grensw.} (\mu\text{g/kg lg}) \times \text{lg} (\text{kg})}{\text{hoeveelheid ingeslikt water} (L)} = \text{max. conc.} (\mu\text{g/L})$$

Voor een standaard lichaamsgewicht kan gebruik gemaakt worden van de ConsExpo General Fact Sheet. Als realistische worst-case aanname wordt aanbevolen de 25^e percentielen voor de verschillende leeftijdsgroepen te kiezen (Te Biesebeek et al., 2014). Voor de hoeveelheid ingeslikt water kan gebruik gemaakt worden van de data van Schets et al. (2011), die de karakteristieken van Nederlandse zwemmers onderzocht hebben. Hierbij wordt aanbevolen als standaardwaarde de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval te nemen.

Voor chlooraat geldt dat zwemwater niet de enige bron van blootstelling is aangezien we ook chlooraat binnen krijgen via voedsel en drinkwater (EFSA, 2015). Voor Nederlandse adolescenten en volwassenen¹⁰ bedraagt de gemiddelde blootstelling respectievelijk 1,3 – 1,5 µg/kg lg per dag en 1,2 – 1,4 µg/kg lg per dag, en de hoge blootstelling (P95) 2,2 – 2,5 µg/kg lg per dag en 2,0 – 2,4 µg/kg lg per dag. De blootstelling aan chlooraat voor Nederlandse jonge kinderen (2-6 jaar)¹¹ komt gemiddeld neer op 2,0 – 2,5 µg/kg lg per dag en voor jonge kinderen met een hoge blootstelling (P95) op 3,9 – 4,5 µg/kg lg per dag (EFSA, 2015). Voor Nederlandse kinderen van 1 en 2 jaar bedraagt de mediane blootstelling (P50) aan chlooraat via voedsel en drinkwater over een lange periode 0,08 – 0,52 µg/kg lg per dag en de hoge inname (P95) 0,65 – 1,3 µg/kg lg per dag (FO, 2020).

Omdat er meerdere bronnen van blootstelling aan chlooraat zijn, wordt er voor gekozen in de afleiding van de advieswaarde voor chlooraat in zwemwater een allocatiefactor van 20% te gebruiken. Dit wil zeggen dat de blootstelling aan chlooraat door het inslikken van zwemwater tot een

¹⁰ Op basis van de Nederlandse Voedselconsumptiepeiling (VCP) basis 2007-2010

¹¹ Op basis van de Nederlandse Voedselconsumptiepeiling (VCP) kids 2005/2006

blootstelling van maximaal 20% van de gezondheidkundige grenswaarde mag leiden.

11.2.1 *Toepassing van de stof*

Chloraat is een zogenaamd desinfectiebijproduct. In het zwemwater wordt chloraat gevormd als bijproduct wanneer chloor, chloordioxide of hypochloriet gebruikt worden als desinfectiemiddel¹²¹³. De concentraties chloraat kunnen zich in de loop van de tijd in het zwemwater opbouwen, omdat chloraat niet verwijderd wordt tijdens watercirculatie en/of chemisch kan worden geoxideerd (Schets et al., 2014).

11.3 **Toxicologische informatie**

11.3.1 *Overzicht toxicologische informatie*

Hieronder volgt een overzicht van de toxicologische informatie op basis van de beoordeling van chloraat door de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; European Food Safety Authority, 2015), zoals ook beschreven in de Wit & Bokkers (2021).

11.3.1.1 Toxicokinetiek

In proefdieren wordt chloraat snel opgenomen in het lichaam, heeft een brede verspreiding door het lichaam en wordt met name uitgescheiden via de urine. Er zijn ook aanwijzingen dat chloraat in het lichaam omgezet wordt in chloride. Er zijn geen studies gevonden die de toxicokinetiek van chloraat in mensen na orale inname beschrijven, maar op basis van twee vergiftigingscasussen kan gesteld worden dat chloraat ook in de mens biobeschikbaar is na orale inname en voornamelijk uitgescheiden wordt via de urine (EFSA, 2015).

11.3.1.2 Acute toxiciteit

De acute toxiciteit van chloraat wordt gekenmerkt door lokale effecten op het maag-darmstelsel (irritatie), vorming van methemoglobine, hemolyse (afbraak van rode bloedcellen), en niertoxiciteit wat kan resulteren in acuut nierfalen. De niertoxiciteit wordt als secundair effect gezien als gevolg van methemoglobinemie. Gerapporteerde symptomen zijn misselijkheid, overgeven, buikpijn, evenwichts- en bewegingsstoornissen (ataxie), kortademigheid, cyanose, bloed plassen (hematurie), hemoglobinurie en hemoglobinemie.

De vorming van methemoglobine wordt als kritisch effect beschouwd. Methemoglobine is, in tegenstelling tot hemoglobine, niet in staat om zuurstof te transporteren. Baby's zijn gevoeliger voor de vorming van methemoglobine onder invloed van chemische stoffen dan volwassenen (EFSA, 2015). Ook mensen met een glucose-6-fosfaatdehydrogenasedeficiëntie¹⁴ of erfelijke methemoglobinemie hebben een verhoogde gevoeligheid.

Voor de acute toxiciteit van chloraat heeft EFSA een acute referentiedosis (ARfD) van 36 µg/kg lg afgeleid op basis van een no-observed-effect-level (NOEL)¹⁵ van 36 µg/kg lg chloraat, de enig geteste

¹² <https://www.zwembadpoli.nl/voorbeeld/chloraat-in-zwembaden>

¹³ <https://www.wzz.nl/publicaties/nieuws/chloraat/>

¹⁴ Hierdoor ontstaat er een verhoogde gevoeligheid voor hemolyse door oxidatiemiddelen (zoals chloraat).

¹⁵ Een no-observed-effect-level (NOEL) is de hoogste dosering waarbij geen effecten gezien zijn in de studiepopulatie.

dosering, in een gecontroleerde klinische studie met een beperkt aantal proefpersonen (alleen gezonde mannen) die dagelijks gedurende 12 weken aan chloraat waren blootgesteld via drinkwater. EFSA geeft daarbij aan dat deze waarde minstens een factor 300 lager is dan de toxische dosering van 11-23 mg/kg lg in een vergiftigingsgeval waarbij geen inductie van methemoglobinemie was waargenomen. Fatale vergiftigingsgevallen traden op bij blootstellingen vanaf circa 50 mg/kg lg, ongeveer een factor 1400 hoger, waarbij vorming van methemoglobine gevolgd wordt door afbraak van rode bloedcellen en nierfalen. EFSA gaat ervan uit dat de waarde van 36 µg/kg lg ook voldoende beschermend is voor de meer gevoelige individuen. Daarom heeft EFSA bij de afleiding van de ARfD geen onzekerheidsfactor voor inter-individuele variatie toegepast.

11.3.1.3 Chronische toxiciteit

Chloraat remt de opname van jodium via de natrium-jodide symporter¹⁶ (NIS) uit het bloed naar de schildklier. Jodium in de vorm van jodide-ionen is nodig voor de aanmaak van schildklierhormonen en daarmee de normale werking van de schildklier. Het lichaam heeft fysiologische mechanismen om tijdelijke verstoringen van de jodiumopname te compenseren. Immers is ook de jodiuminname vanuit voedsel niet elke dag/periode constant. Dit vindt plaats door verhoogde afgifte van het thyreoïd stimulerend hormoon (TSH) om de schildklier te stimuleren. Ook heeft het lichaam een voorraad van opgeslagen jodium. Een complete blokkade van de jodiumopname gedurende één dag zal daarom niet tot nadelige effecten leiden (EFSA, 2014; Zimmermann, 2009; Zimmermann & Boelaert, 2015; Obregon et al., 2005). De remming van de jodiumopname door chloraat is reversibel. Wanneer de blootstelling gestopt is zal de remmende werking ophouden en de jodiumopname naar de normale situatie terugkeren. Bij langdurige blootstelling aan chloraat kan de continue verlaging van de schildklierhormoonspiegels leiden tot een verhoogde afgifte van TSH om de schildklier te stimuleren en kunnen symptomen van hypothyreoïdie ontstaan. Deze situatie kan vervolgens leiden tot groei van de schildklier (struma en multinodulair struma). Mensen met bepaalde schildklieraandoeningen of jodiumdeficiënties zijn (waarschijnlijk) gevoeliger voor nadelige effecten van de verminderde jodiumopname, als ook baby's en jonge kinderen (EFSA, 2015; BfR, 2018). Er zijn aanwijzingen dat met name in jonge kinderen een (voorbijgaande) verstoring in de normale werking van de schildklier tot nadelige effecten kan leiden, vooral in het ontwikkelende centrale zenuwstelsel (Crofton, 2008; Gilbert et al., 2012). Vanaf welke dosering en duur van blootstelling deze effecten een rol gaan spelen is onbekend. Zoals ook EFSA aangeeft in hun opinie over perchloraat, is er onzekerheid in welke mate een verminderde jodiumopname gedurende langere periode getolereerd kan worden zonder dat schadelijke effecten zich ontwikkelen (EFSA, 2014).

Voor de chronische toxiciteit van chloraat heeft EFSA een toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van 3 µg/kg lg per dag afgeleid, op basis van

¹⁶ Een symporter is een membraaneiwit dat betrokken is bij het transport van twee verschillende moleculen door het celmembraan heen in dezelfde richting.

de TDI voor perchloraat van 0,3 µg/kg lg per dag vermenigvuldigd met een factor 10 voor het verschil in potentie tussen de twee stoffen (EFSA, 2015). Perchloraat heeft namelijk hetzelfde werkingsmechanisme als chloraat en er zijn geen langdurende studies beschikbaar die in mensen het effect van chloraat op de jodiumopname bestuderen. Daarom is er gebruik gemaakt van de data van perchloraat. In 2014 heeft EFSA benchmark dose (BMD) modellering toegepast in de afleiding van de TDI voor perchloraat. Zij namen hierbij aan dat 5% remming van de jodiumopname in geen enkele subgroep van de totale populatie, dus inclusief gevoelige individuen, tot nadelige gezondheidseffecten zou leiden. Voor perchloraat is daarom voor een benchmark response (BMR)¹⁷ van 5% gekozen en is er een BMDL₀₅ (i.e. ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van de benchmark dose die gerelateerd is aan een 5% remming van de jodiumopname) van 0,0012 mg/kg lg per dag afgeleid op basis van een studie waarbij mensen gedurende 14 dagen blootgesteld waren. Een onzekerheidsfactor van 4 werd hierbij toegepast om te verdisconteren voor inter-individuele variatie in toxicokinetiek. EFSA (2014) stelde dat er geen aanvullende onzekerheidsfactoren nodig waren voor mogelijke inter-individuele verschillen in toxicodynamiek en voor de korte duur van de humane studie. Wel gaven zij aan dat kortdurende blootstelling aan perchloraat boven de TDI voor baby's die borstvoeding krijgen van moeders met een milde tot matige jodiumdeficiëntie en voor jonge kinderen met een milde tot matige jodiumdeficiëntie mogelijk een probleem kan zijn. Door het ontbreken van dosis-respons gegevens kon geen aparte grenswaarde voor kortdurende blootstelling voor deze groep worden afgeleid. EFSA (2014) merkte ten aanzien van de BMDL₀₅ op dat een langdurende 50% remming van jodide-opname in de schildklier door stoffen die natrium-jodide symporters remmen zoals perchloraat kan resulteren in struma en multinodulair struma, ook al veroorzaken kortdurende blootstellingen geen veranderingen in schildklierfunctietesten. EFSA (2014) stelde verder dat de consequenties van een remming van de jodide-opname in de schildklier van minder dan 50% onduidelijk zijn. Zij gaven ook aan dat de Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) een remming van de jodiumopname van 50% gebruikt heeft als BMR bij het vaststellen van een gezondheidkundige grenswaarde voor perchloraat (JECFA, 2011). JECFA deed dit vanwege het feit dat in zowel kortdurende als langdurende studies met blootstelling van gezonde vrijwilligers aan perchloraat, dit niveau van remming niet geassocieerd was met veranderingen in TSH of schildklierhormoongehalten (leidend tot een 'provisional' (voorlopige) maximum TDI van 10 µg/kg lg per dag). Maar stelde EFSA, hierbij wordt dan geen rekening gehouden met de lange termijneffecten die kunnen ontstaan door de langdurige adaptatie van de schildklier om te compenseren voor de verminderde jodiumopname. Daarom heeft EFSA gekozen voor een BMR van 5% welke de standaardwaarde is in geval van continue data. Perchloraat is ongeveer 10 keer meer potent dan chloraat. Deze factor 10 is gebaseerd op kortdurende studies in verschillende rattenstammen met de twee stoffen waarin perchloraat ongeveer 10x potenter was in het veroorzaken van hypertrofie van de schildklier dan chloraat. Daarnaast werd in mechanistische *in vitro* studies die keken naar het

¹⁷ Benchmark response is vooraf bepaalde effectgrootte die biologisch relevant geacht wordt

remmende effect van chloraat en perchloraat op het jodiumtransport gezien dat perchloraat potenter is dan chloraat. Hierin zijn verschillen in toxicokinetiek en toxicodynamiek tussen de twee stoffen niet meegenomen (EFSA, 2015).

De TDI van 3 µg/kg lg per dag (gebaseerd op remming van de jodide-opname door de schildklier), zoals afgeleid door EFSA (2015), zal worden gebruikt voor de herziening van de advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chloraat.

11.3.2

Eerdere beoordeling zwemwaterkwaliteitsnorm door het RIVM

Het RIVM heeft in 2014 in het kader van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden een advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chloraat voorgesteld (Schets et al., 2014). Hiervoor werd voor verschillende typen zwemmers (baby's, volwassenen, sportzwemmers) uitgerekend wat de maximale concentratie in zwemwater mag zijn om tot een blootstelling gelijk aan de destijds beschikbare gezondheidkundige grenswaarde(n) voor langdurige blootstelling aan chloraat te komen door het inslikken van zwemwater. Vervolgens hebben zij deze vergeleken met de voorlopig opgegeven zwemwaternorm van 30 mg/L, zoals afgeleid door Dygutsch & Kramer (2012) en overgenomen door Appel et al. (2012) als acute maatregelgrens voor Nederland. Hieronder volgt eerst een beschrijving van de door Dygutsch & Kramer (2012) voorgestelde zwemwaternorm.

Dygutsch & Kramer (2012) zijn voor de afleiding van de zwemwaternorm uitgegaan van een gezondheidkundige grenswaarde voor chronische effecten en een no-observed-adverse-effect-level (NOAEL¹⁸) voor meer acute effecten, beide afkomstig van een beoordeling van chloraat door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO; World Health Organization) uit 2005. Voor chronische effecten heeft de WHO een NOAEL geïdentificeerd van 30 mg/kg lg per dag op basis van het optreden van colloïdedepletie in de schildklier bij de eerstvolgende hogere dosering in een semichronische rattenstudie. Het toepassen van een onzekerheidsfactor van 1000 (factor 10 voor interspecies variatie, 10 voor intraspecies variatie en 10 voor de korte duur van de studie) leidde tot de afleiding van een TDI van 30 µg/kg lg per dag. Voor de meer acute effecten van chloraat is een NOAEL geïdentificeerd van 36 µg/kg lg per dag, de enige dosering getest in een studie met humane vrijwilligers die gedurende 12 weken chloraat in het drinkwater kregen (WHO, 2005).

In hun blootstellingsschatting zijn Dygutsch & Kramer (2012) uitgegaan van blootstelling primair via orale inname door een volwassene van 70 kg. Daarbij hanteren zij een hoeveelheid ingeslikt water van 100 mL per zwemmoment en gaan zij in eerste instantie uit van een dagelijkse blootstelling (365 dagen per jaar), levenslang. Ook hebben zij een allocatiefactor van 20% toegepast, omdat zij primair ervan uitgaan dat 80% van de TDI al opgevuld wordt door blootstelling via drinkwater (met concentratie van 0,7 mg/L (i.e. de WHO drinkwater richtwaarde voor chloraat) en consumptie van 2L per dag). Op basis van de formule

¹⁸ Een no-observed-adverse-effect-level (NOAEL) is de hoogste dosering waarbij geen nadelige effecten gezien zijn in de studiepopulatie.

voor berekening van de maximale concentratie chlooraat dat dan in zwemwater mag zitten (zie hoofdstuk 2) berekenden Dygutsch & Kramer voor chronische blootstelling een maximale concentratie van $(0,20 \times 30 \times 70) / 0,1 = 4200 \mu\text{g/L}$ oftewel 4,2 mg/L. Voor acute blootstelling berekenden zij een maximale concentratie van 8,4 (afgerond 10) en 58,8 (afgerond 60) mg/L voor respectievelijk gevoelige (i.e. glucose-6-fosfaatdehydrogenasedeficiënte) personen en de algemene bevolking. Onduidelijk is hoe deze "acute" waarden precies berekend zijn.

Vervolgens hebben Dygutsch & Kramer een verfijning toegepast op basis van zes scenario's, uitgaande van zes verschillende chlooraat concentraties in drinkwater (0,07 – 0,47 mg/L, gebaseerd op Duitse desinfectievereisten voor drinkwater), daarop aangepaste allocatiefactoren (47 – 92% voor zwemwater), en een aangepaste zwemfrequentie (260 dagen per jaar, i.e. 5 dagen per week; hierbij is de aanname dat ook de extreme zwemmer beschermd wordt). Dit resulteerde in 14-27 mg/L als maximale concentratie voor chronische effecten en 72-85 mg/L en 20-33 mg/L als maximale concentratie voor meer acute effecten voor respectievelijk de algemene bevolking en gevoelige personen.

Op basis van al deze berekeningen werd tot een overall zwemwaternorm van 30 mg/L voor de som van chloriet en chlooraat gekomen, om ook de glucose-6-fosfaatdehydrogenasedeficiënte personen afdoende te beschermen tegen de acute effecten (Dygutsch & Kramer, 2012).

In 2012 hebben Appel et al. een indicatie gegeven voor de hoogte van de Nederlandse zwemwaternorm voor chlooraat. Deze bedroeg 4 mg/L, met acute maatregelgrens van 30 mg/L. Ze gingen hierbij uit van de Duitse afleiding, en gaven aan dat de Nederlandse afleiding een nadere beoordeling vereiste en dat nadere normstelling noodzakelijk was.

Zoals hierboven benoemd is vervolgens in 2014 door het RIVM hier naar gekeken en berekend wat de maximale concentratie in zwemwater mag zijn om tot een blootstelling gelijk aan de destijds beschikbare gezondheidskundige grenswaarde(n) voor chlooraat te komen. Het RIVM heeft naast de gezondheidskundige grenswaarde van de WHO uit 2005 (TDI 30 $\mu\text{g/kg}$ lg per dag) ook die van JECFA gebruikt. In 2008 heeft JECFA nl. een aanvaardbare dagelijkse inname (ADI) voor chlooraat afgeleid. JECFA had daarvoor de beschikking over aanvullende studies, waaronder een orale chronische studie in ratten waarin o.a. hyperplasie in de schildklier werd waargenomen. Voor de schildkliereffecten berekende JECFA een BMDL van 1,1 mg/kg lg per dag voor een 10% toename van schildklierhypertrofie bij mannetjesratten. Na toepassing van een onzekerheidsfactor van 100 (1 voor interspecies variatie omdat de rat gevoeliger is dan de mens, 10 voor intraspecies variatie, 10 voor beperkingen in de dataset) leidde JECFA een ADI af van 0-10 $\mu\text{g/kg}$ lg per dag (JECFA, 2008). Schets et al. (2014) hebben beide gezondheidskundige grenswaarden gebruikt, waarbij de gezondheidskundige grenswaarde van JECFA als conservatieve benadering werd beschouwd, door de relatief hoge extra factor in combinatie met het feit dat de mens minder gevoelig is voor het kritische effect. De gezondheidskundige grenswaarde van WHO werd gebruikt als een minder conservatieve benadering. Een vergelijking met wat de maximale concentratie in zwemwater mag zijn om tot een

blootstelling gelijk aan deze grenswaarden te komen, leidde tot de conclusie dat een zwemwaternorm van 30 mg/L vanuit toxicologisch oogpunt als adequate keuze beschouwd kon worden. Schets et al. hebben bij het berekenen van de maximale concentratie in zwemwater geen rekening gehouden met een allocatiefactor, wel met de zwemfrequentie.

11.3.3 Evaluatie

Voor de huidige afleiding van een advieswaarde voor een zwemwaternorm voor chlooraat wordt uitgegaan van de meest recente gezondheidskundige grenswaarde, zoals afgeleid door EFSA (2015). Dit betreft een TDI van 3 µg/kg lg per dag. Deze TDI wordt beschouwd als conservatief (de Wit & Bokkers, 2021). Bijlage A geeft een overzicht van kritische kanttekeningen ten aanzien van deze TDI gevonden in de literatuur. Deze kritische kanttekeningen resulteren in voorstellen voor een 13,33 – 26,67 keer hogere (en dus minder conservatieve) TDI voor perchlooraat en daarmee voor chlooraat. Ondanks het conservatieve karakter van de EFSA TDI wordt in de huidige afleiding vastgehouden aan deze TDI, omdat de voorstellen in de literatuur niet wetenschappelijk getoetst zijn door een (inter)nationaal erkende instantie. Ook in de recente herbeoordeling van de drinkwaterrichtwaarde voor chlooraat is uitgegaan van de EFSA TDI.

De maximale concentratie chlooraat in zwemwater kan dan berekend worden aan de hand van de formules beschreven in de werkwijze (zie paragraaf 2). Voor chlooraat ziet deze formule er als volgt uit:

$$\frac{0,2 \times 3 (\mu\text{g}/\text{kg lg per dag}) \times \text{lichaamsgewicht (kg)}}{\text{hoeveelheid ingeslikt water (L)}} = \text{max. conc. } (\mu\text{g}/\text{L})$$

Hierin wordt er van uitgegaan dat de blootstelling aan de stof via inname van zwemwater maximaal 20% van de TDI opvult. Voor het standaard lichaamsgewicht is het 25^e percentiel voor de verschillende leeftijdsgroepen uit de ConsExpo General Fact Sheet gekozen als realistische worst-case aanname (Te Biesebeek et al., 2014). Voor de hoeveelheid ingeslikt water is de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval uit de data van Schets et al. (2011) gekozen. De waarden die gebruikt zijn voor de verschillende leeftijdsgroepen en typen zwemmers zijn weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4. Standaardwaarden voor verschillende groepen zwemmers en de berekende maximale concentraties chlooraat in zwemwater overeenkomend met de gezondheidskundige grenswaarde van 3 µg/kg lg per dag

Groep	Lichaamsgewicht (kg) ^a	Hoeveelheid water ingeslikt (L) ^b	Maximale concentratie chlooraat (µg/L)
Kinderen	15,7	0,200	47
Volwassenen	68,8	0,170 ^c	243
Topsporters	68,8	0,085 ^d	486

^a op basis van te Biesebeek et al. (2014)

^b op basis van Schets et al. (2011)

^c op basis van data voor mannen (worst case), voor vrouwen bedraagt hoeveelheid ingeslikt water 0,110 L

^d in lijn met Schets et al. (2014)

De maximale concentraties chlooraat per type zwemmer (afgerond) zijn weergegeven in de laatste kolom van Tabel 4. Hieruit blijkt dat de voor kinderen afgeleide maximale concentratie chlooraat in het zwemwater waarbij 20% van de TDI opgevuld wordt als meest conservatieve waarde beschouwd kan worden.

De advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chlooraat is daarom vanuit gezondheidskundig oogpunt 47 µg/L.

11.4 Conclusies

De vanuit gezondheidskundig oogpunt afgeleide advieswaarde voor de zwemwaternorm voor chlooraat bedraagt 47 µg/L.

Aandachtspunten

Opgemerkt wordt dat het huidige advies ten aanzien van de zwemwaternorm voor chlooraat conservatief is (zie 3.3), en beduidend lager dan de in 2014 door het RIVM voorgestelde waarde. Hieronder volgen een aantal aandachtspunten daarbij. Overigens vormt de technische haalbaarheid van de advieswaarde geen onderdeel van normafleiding door het RIVM, zoals eerder al aangegeven in de Inleiding.

Het doel bij het afleiden van een advieswaarde voor een norm voor een chemische stof is om de meest gevoelige groep onder realistische worst-case omstandigheden te beschermen gedurende hun hele leven. Dit houdt in dat er realistische worst-case aannames gedaan worden met betrekking tot de blootstelling. Zo is er in de berekening van de advieswaarde vanuit gegaan dat een kind elke dag 200 mL zwemwater inslikt. Kinderen zullen echter niet elke dag naar het zwembad gaan en daarbij niet elke keer 200 mL inslikken. Volgens Schets et al. (2011) is de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor de frequentie 91 keer, wat inhoudt dat 95% van de kinderen 91 of minder keer per jaar zwemt (gemiddeld is dat 24 keer, volgens Schets et al. (2011)). Idem vormt 200 mL de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het ingeslikt volume, terwijl het gemiddelde 51 mL is. De advieswaarde kan eventueel gecorrigeerd worden voor frequentie en/of ingeslikt volume. Een dergelijke correctie is echter niet gebruikelijk bij het uitvoeren van een blootstellingschatting voor normafleiding, omdat hierbij de blootstelling als het ware verdund wordt. Bij het afleiden van een advieswaarde voor een norm wordt geprobeerd de grootst mogelijke groep te beschermen, en wordt uitgegaan van een realistisch worst-case scenario. Opgemerkt wordt dat Schets et al. in 2014 bij het toetsen van de voorlopige zwemwaternorm wel een correctie voor de zwemfrequentie hebben toegepast.

Omdat er meerdere bronnen van blootstelling aan chlooraat zijn, is er in de afleiding van de advieswaarde voor chlooraat in zwemwater voor gekozen een allocatiefactor toe te passen. Recente innameberekeningen voor Nederland laten zien dat de inname van chlooraat via drinkwater en voeding over het algemeen hoog is en de TDI al kan overschrijden, met name voor jonge kinderen (EFSA, 2015; FO, 2020). Gezien dit lijkt de gekozen allocatiefactor van 20% voor zwemwater (conform de standaard allocatiefactor voor drinkwater) niet te streng. In 2014 is door

Schets et al. geen allocatiefactor toegepast voor blootstelling vanuit andere bronnen.

Tot slot is in de huidige afleiding de EFSA TDI (uit 2015) voor chronische effecten (op de schildklier) gebruikt als basis voor de zwemwaternorm. In 2014 is gekeken of de destijds in Nederland geldende voorlopige zwemwaternorm voor chlooraat (zoals overgenomen uit Duitsland) toxicologisch gezien als adequaat kon worden beschouwd. Maatgevend daarvoor waren de toentertijd beschikbare TDI van de WHO uit 2005 en de ADI van JECFA uit 2008. Deze TDI en ADI, beiden gebaseerd op schildkliereffecten, liggen respectievelijk een factor 10 en 3,3 hoger dan de EFSA TDI.

11.5 Referenties

Appel PW, Schets C, Versteegh A, Appel M, Hulshof G, Vente J, Cuijpers P, Slingerland D, Feyen L, Godfriedt F, Keltjens LLM, Keuten M, Schoon H, van Veluwen C, van der Westen J, Bastenhof D (2012). Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving. Werkgroep van de Brancheorganisatie Zwembad-techniek (BoZt).

Besluit activiteiten leefomgeving (2023). Geconsolideerde Staatsbladversie 11-07-2023. Beschikbaar via: <https://iplo.nl/regelgeving/stelsel-omgevingswet/overzicht-geconsolideerde-versies-omgevingswet/>

BfR (2018). Der eintrag von chlorat in die nahrungskette sollte reduziert werden. DOI 10.17590/20180216-094046. Beschikbaar via: <https://mobil.bfr.bund.de/cm/343/der-eintrag-von-chlorat-in-die-nahrungskette-sollte-reduziert-werden.pdf>

Crofton KM (2008). Thyroid disrupting chemicals: mechanisms and mixtures. *International Journal of Andrology* 31:209-23.

De Wit L, Bokkers B (2021). Verhoogd gehalte chlooraat in zwembad Hofbad. RIVM notitie, 22 pp. 10.21945/verhoogd-gehalte-chlooraat-zwembad-hofbad

Dygutsch DP, Kramer M (2012). Chlorit und chlorat. Ein neuer Summenparameter der DIN 19 643 zur Überwachung von Schwimmbeckenwasser. AB Archiv des Badewesens 03/2012.

EC (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Updated version 2018. Brussels, Belgium. European Commission

EFSA (2014). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables. *EFSA Journal* 12(10): 3869, 117 pp. Beschikbaar via: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2014.3869>

EFSA (2015). Scientific Opinion on risks for public health related to the presence of chlorate in food. EFSA Journal 13(6):4135, 103 pp.

Beschikbaar via:

<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2903/j.efsa.2015.4135>

FO (2020). Dietary exposure to chlorate by children 1 and 2 years of age and monitoring activities of chlorate outside the EU. Front Office Food and Product Safety. Beschikbaar via: <https://www.rivm.nl/en/food-safety/front-office-food-and-product-safety/beoordelingen-front-office-voedsel-en-productveiligheid>

Gilbert ME, Rovet J, Chen Z, Koibuchi N (2012). Developmental thyroid hormone disruption: Prevalence, environmental contaminants and neurodevelopmental consequences. NeuroToxicology 33: 842-52.

JECFA (2008). Safety evaluation of certain food additives and contaminants prepared by the sixty-eighth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO food additives series 59: 3-54. Beschikbaar via:

<https://apps.who.int/iris/handle/10665/43870>

JECFA (2011). Safety evaluation of certain contaminants in food prepared by the Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series 63, 685-762. Beschikbaar via:

<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v63je01.pdf>

Obregon MJ, Escobar del Rey F, Morreale de Escobar G (2005). The effects of iodine deficiency on thyroid hormone deiodination. Thyroid 15: 917-29.

Schets FM, Schijven JF, de Roda Husman AM (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. Water Research 45:2392-2400.

Schets FM, Keltjens LLM, Hulshof GJM, Schoon H, Feyen LJG, Janssen PJCM, te Biesebeek JD (2014). Normen en methoden voor kwaliteitsparameters in het te wijzigen Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden. RIVM rapport 2014-0121.

Beschikbaar via: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0121.pdf>

Te Biesebeek JD, Nijkamp MM, Bokkers BGH, Wijnhoven SWP (2014). General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure – Updated version 2014. RIVM report 090013003/2014.

Beschikbaar via:

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/090013003.pdf>

WHO (2005). Chlorite and Chlorate in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, WHO/SDE/WSH/05.08/86.

WHO (2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition 2017. Geneva, Switzerland, World Health Organization.

Zimmermann MB (2009). Iodine deficiency. *Endocrine Reviews* 30: 376-408.

Zimmermann MB, Boelaert K (2015). Iodine deficiency and thyroid disorders. *The Lancet* 3: 286-95.

11.6 Lijst met gebruikte afkortingen

ADI	Aanvaardbare dagelijkse inname
ARfD	Acute referentiedosis
BMD	Benchmark dose
BMDL	ondergrens van Benchmark dose betrouwbaarheidsinterval
BMR	Benchmark response
EFSA	European Food Safety Authority; Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid
FAO	Food and Agricultural Organisation; Voedsel- en Landbouworganisatie
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
NIS	natrium-jodide symporter
NOAEL	No-observed-adverse-effect-level
NOEL	No-observed-effect-level
PoD	Point-of-departure
RAIU	Radioactief gelabeld jodium
TDI	Toelaatbare dagelijkse inname
TSH	Thyreoid stimulerend hormoon
VCP	Voedselconsumptiepeiling
WHO	World Health Organization; Wereldgezondheidsorganisatie

11.7 Bijlage A Beschouwing TDI EFSA - Kritische kanttekeningen Weterings et al. (2016) en Haber et al. (2021)

Tekst gebaseerd op eerder advies (de Wit & Bokkers, 2021)

De EFSA TDI (2014) voor perchloraat is gebaseerd op een studie van Greer et al. (2002). In deze studie is het effect van orale blootstelling aan perchloraat gedurende maximaal 14 dagen onderzocht op radioactief gelabeld jodium (RAIU) en serum schildklierhormoonspiegels. Groepen van 7 of 10 proefpersonen kregen perchloraat in drinkwater (0,007, 0,02, 0,1 of 0,5 mg/kg lg per dag). Elk individu diende als zijn eigen controle. Individuele basislijnmetingen werden uitgevoerd voorafgaand aan de blootstelling aan perchloraat en op 15 (of 16) dagen na de laatste blootstelling (D15). Op de basislijndag, dagen 2 en 14 van blootstelling, en D15, kregen de proefpersonen gelabeld jodium (^{123}I) toegediend. Opname van RAIU werd na 8 en 24 uur gemeten. De studie rapporteerde zowel de onbewerkte (absolute) fractie RAIU als de (relatieve) RAIU uitgedrukt als het percentage van de basislijn, voor elke dosisgroep en meettijd (op dag 2 en 14 en op 8 en 24 uur na ingestie ^{123}I).

EFSA opinie perchloraat (2014)

De gegevens over RAIU uitgedrukt als het percentage afname ten opzichte van de basislijn van Greer et al. (2002) werden gebruikt voor de dosis-respons analyse en het afleiden van een BMDL als point-of-departure (PoD). De basislijnmetingen van elk individu werden gebruikt als zijn of haar eigen controle, daarom is de basislijnmeting voor elke proefpersoon door EFSA op 100% gesteld. Gegevens voor verschillende

tijdpunten (dag 2 en 14 op 8 en 24 uur na ingestie ¹²³I) werden gezamenlijk geanalyseerd met behulp van een covariaat voor de 4 tijdpunten. Resultaten van deze analyse lieten geen verschillen zien tussen de tijdpunten.

Als BMR heeft EFSA 5% en 50% gebruikt. De BMR van 50% was eerder voorgesteld en gebruikt door JECFA (2011) bij de beoordeling van perchloraat. De BMR van 5% is de default BMR voor continue effecten. Deze BMR is door EFSA gekozen omdat gegevens over de associatie tussen verminderde RAIU en de ontwikkeling van schildkliervergroting en schildklierknobbeltjes ontbreken. EFSA (2014) was van mening dat langdurige afname in RAIU van 50% (zoals gebruikt door JECFA, 2011) het risico op deze effecten zou kunnen verhogen, vooral bij jodiumdeficiënte populaties. Deze zorg was gebaseerd op bevindingen dat compensatie in de schildklier als reactie op langdurige perioden van laag schildklierjodium, kan leiden tot schildkliervergroting en -knobbeltjes, zelfs als de schildklierfunctie binnen normale grenzen blijft. Langdurige jodiumdeficiëntie komt in Nederland over het algemeen niet voor (Geurts & Verkaik, 2014; Hendriksen et al., 2016). In dat geval is de gekozen BMR van 5% aan de lage kant, omdat deze lage BMR bescherming biedt tegen een effect wat niet zal optreden in populaties met voldoende jodium inname.

De BMDL die uiteindelijk is gebruikt voor het afleiden van de TDI correspondeert met 5% afname in RAIU. De BMDL₀₅ afgeleid door EFSA is 1,2 µg/kg lg per dag. Na toepassen van factor 4 voor mogelijke interindividuele verschillen in toxicokinetiek, rapporteert EFSA een TDI van 0,3 µg/kg lg per dag.

Weterings et al. (2016)

Weterings et al. (2016) betogen dat de BMR van 5% te laag is, en dus resulteert in een te lage BMDL en TDI. Reden die hiervoor wordt aangedragen is dat RAIU binnen personen varieert in de tijd. Biologische en/of omgevingsfactoren veroorzaken (binnen individuen) dagelijkse variatie van de RAIU. Volgens Weterings et al. valt de 5% afname in RAIU binnen de dagelijkse schommeling in RAIU, en levert deze variatie geen toxicologische effecten op. Gebaseerd op statistische en biologische overwegingen, wordt een BMR van 20% voorgesteld. Dit is in lijn met de BMRs die voor sommige eindpunten op een hoger percentage worden gezet vanwege kennis over inter-individuele variatie over de tijd (Woutersen et al., 2001; Dekkers et al., 2006). Uitgaande van een BMR van 20% berekenen Weterings et al. een BMDL₂₀ van 16,6 µg/kg lg per dag en een TDI van 4 µg/kg lg per dag, na toepassen van een assessment factor van 4 op de BMDL₂₀. Deze laatste factor is overeenkomstig de factor toegepast door EFSA voor mogelijke interindividuele verschillen in toxicokinetiek.

Haber et al. (2021)

Haber et al. (2021) signaleren het grote verschil in gekozen BMRs van EFSA en JECFA, resp. 5 en 50%. Vervolgens wordt een ander conceptueel model voorgesteld om een BMDL af te leiden, de zogenaamde hybride methode. Hier gaat men niet uit van de RAIU uitgedrukt als het percentage afname ten opzichte van de basislijn, maar van de absolute RAIU data. Eerst wordt bepaald welke fractie van de metingen per dosisgroep onder een bepaalde grens vallen. Vervolgens worden deze fracties gebruikt om de BMDL af te leiden die

correspondeert met het 10% extra risico om onder die grens te vallen. Op basis van medische literatuur is 8% RAIU als grens gekozen. Dit is de ondergrens van een normale RAIU. Merk op dat in het geval dat humane gegevens beschikbaar zijn de hybride methode toegepast kan worden, aangezien de variabiliteit in de humane data mede bepaalt welke fractie over een bepaalde grens heen gaat. In het geval van proefdierdata is de variabiliteit niet indicatief voor de variabiliteit in mensen. Op basis van deze methode komen Haber et al. uit op een BMDL₁₀ van 30 µg/kg Ig per dag, en na toepassen van de factor voor interindividuele verschillen van 4, op een TDI van 8 µg/kg Ig per dag. Andere punten in de analyse van de data worden nog genoemd door Haber et al. als verbeteringen in de analysemethode ten opzichte van de analyse van EFSA, te weten 1) het rekening houden met het feit dat de observaties in Greer et al. (2002) niet onafhankelijk van elkaar zijn, omdat er meerdere metingen op verschillende tijdstippen zijn gedaan per individu, en 2) het toepassen van een distributie die veronderstelt dat de RAIU respons data begrensd zijn tussen 0 en 1. Deze twee punten zijn van secundair belang. Voor wat betreft punt 1) heeft EFSA (2014) geïllustreerd dat er geen verschillen zijn tussen de dosis-responses van verschillende tijdstippen. Het apart van elkaar analyseren van de data van verschillende tijdstippen, om zo onafhankelijkheid te garanderen, zal waarschijnlijk niet in een wezenlijk ander BMD betrouwbaarheidsinterval resulteren. Punt 2) is juist als absoluut RAIU wordt geanalyseerd zoals Haber et al. dat doen. De absorptiefractie van jodium kan immers niet kleiner zijn dan nul of groter dan één. In het geval van de EFSA (2014) analyse waar de basislijnmeting op 100% wordt gezet, is dit percentage echter niet begrensd tussen 0 en 1 (of 0% en 100%). Immers, de absolute RAIU kan ook toenemen van een van bijv. 0,127 naar 0,146, wat overeen komt met een toename van 100% (basislijn) naar 115%. Dit is te zien bij een aantal individuen, ook bij het vergelijken van de absolute RAIU's tussen dag 2 en 14 (Haber et al., 2021, Tabel 2).

Samenvattend

De interpretatie van de TDI van Haber et al. is anders dan die van de TDI van EFSA en Weterings et al., omdat de onderliggende methoden van afleiden van de BMDL verschillen. De TDI van Haber et al. beschermt het gevoelige deel van de populatie tegen een groter dan 10% extra risico op een RAIU van 8% (of lager). De TDI van EFSA en Weterings et al. beschermt het gevoelige deel van de populatie tegen een respectievelijk 5% en 20% afname in RAIU. Deze TDI's zijn moeilijk te vergelijken, maar aangezien de TDI afgeleid door Haber et al. hoger is dan die van EFSA en Weterings et al. kan geconcludeerd worden dat de TDI van Haber et al. correspondeert met een BMR groter dan 20%, of andersom, dat de TDI's van EFSA en Weterings et al. het gevoelige deel van de populatie ook beschermen tegen extra risico's kleiner dan 10% (op een RAIU van $\leq 8\%$).

Gezien de onwaarschijnlijkheid van langdurige jodiumdeficiëntie in Nederland én de normale dagelijkse variatie in jodiumopname zijn de BMR van 5% afname in relatief RAIU en de corresponderende BMDL en TDI waarschijnlijk aan de conservatieve kant.

Referenties bijlage A

Dekkers S, Telman J, Rennen MAJ, Appel MJ, de Heer C (2006). Within-animal variation as an indication of the minimal magnitude of the critical effect size for continuous toxicological parameters applicable in the benchmark dose approach. *Risk Analysis* 26:867-80.

EFSA (2014). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables. *EFSA Journal* 12(10): 3869, 117 pp. Beschikbaar via: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2014.3869>

Geurts M, Verkaik-Kloosterman J (2014). De jodiuminname van de Nederlandse bevolking na verdere zoutverlaging in brood. RIVM briefrapport 2014-0054. Beschikbaar via: <https://www.rivm.nl/publicaties/jodiuminname-van-nederlandse-bevolking-na-verdere-zoutverlaging-in-brood>

Greer MA, Goodman G, Pleus RC, Greer SE (2002). Health effects assessment for environmental perchlorate contamination: the dose response for inhibition of thyroidal radioiodine uptake in humans. *Environmental Health Perspectives*, 110, 927–937. Erratum in: *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113, A732.

Haber LT, Schoeny RS, Allen BC (2021). Impact of updated BMD modeling methods on perchlorate and chlorate assessments of human health hazard. *Toxicology Letters* 340: 89-100.

Hendriksen M, Etemad Z, van den Bogaard CHM, van der A DL (2016). Zout-, jodium- en kaliuminname 2015. Voedingsstatusonderzoek bij volwassenen uit Doetinchem. RIVM briefrapport 2016-0081. Beschikbaar via: <https://www.rivm.nl/publicaties/zout-jodium-en-kaliuminname-2015-voedingsstatusonderzoek-bij-volwassenen-uit-doetinchem>

JECFA (2011). Safety evaluation of certain contaminants in food prepared by the Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series 63, 685–762. Beschikbaar via: <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v63je01.pdf>

Weterings PJJM, Loftus C, Lewandowski TA (2016). Derivation of the critical effect size/benchmark response for the dose-response analysis of the uptake of radioactive iodine in the human thyroid. *Toxicology Letters* 257:38-43.

Woutersen RA, Jonker D, Stevenson H, te Biesebeek JD, Slob W (2001). The benchmark approach applied to a 28-day toxicity study with Rhodorsil Silane in rats: the impact of increasing the number of dose groups. *Food and Chemical Toxicology* 39:697-707.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag