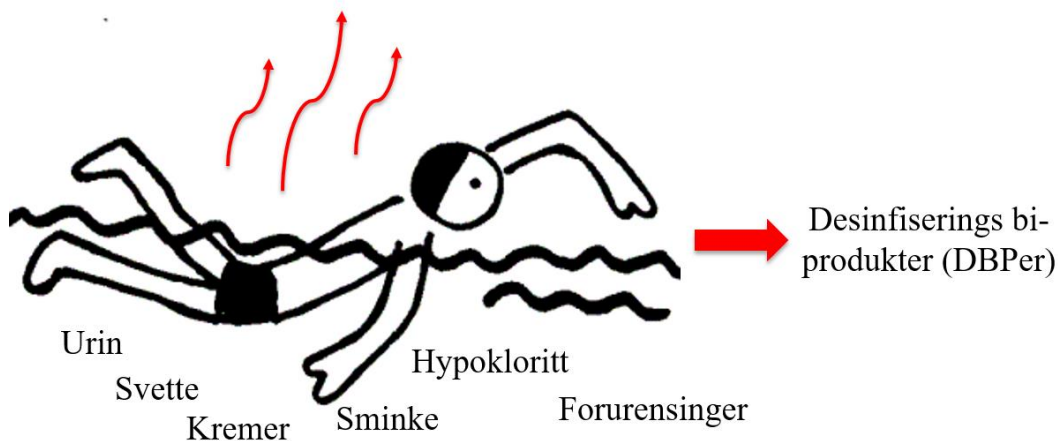


Rapport: Kjemiske forurensinger i vann og luft ved innendørs svømmeanlegg

Skrevet av: Therese Bergh Nitter (Senter for idrettsanlegg og teknologi, 2018)

I reaksjon mellom klor, organisk- og nitrogenholdig materiale i vannet dannes uønskede DBPer, se figur 1. Primærkilden til de organiske og nitrogenholdige komponentene er de badende selv og tilføres vannet i form av hud, svette, kremer, hår, urin, sminke og avføring. Per i dag er det identifisert over 600 DBPer i klorert vann hvor flere av disse mistenkes å være toksiske, reproduksjonsskadelige og kreftfremkallende. Ved bruk av klor/hypokloritt til å desinfisere vil hovedvekten av DBPer være fra stoffgruppene halogenerte eddiksyrer (HAA), trihalometaner (THM) og kloraminer (også kalt bundet klor). Det viktig å forstå hvilke fysiologiske parametere som påvirker dannelsen av DBPer, samt hvilke helseeffekter som er knyttet til eksponering for disse. Årsaken til dette er at ved risikovurdering er det nødvendig å ta i betraktning alle de viktigste DBPer, ettersom tiltak for å redusere en forbindelse kan forårsake økte konsentrasjoner av andre, og selv om noen DBPer isolert sett er helseskadelige, er det ikke sikkert de utgjør noen helsefare i et svømmeanlegg.



Figur 1: Kilder til dannelsen av DBPer i badebassenget

Det internasjonale kreftforskningsbyrådet (IARC) har laget et klassifiseringssystem for kreftfremkallende stoffer og de ulike gruppene er gitt i tabell 1. Denne grupperingen vil bli henvist til i denne rapporten for de DBPer som er klassifisert etter denne ordningen.

Tabell 7: IARC's klassifiseringsgrupper (International Agency for Research on Cancer, 2017)

Gruppe	Beskrivelse
1	Kreftfremkallende for mennesker
2A	Sannsynligvis kreftfremkallende for mennesker
2B	Mulig kreftfremkallende for mennesker
3	Ikke klassifisert som kreftfremkallende for mennesker

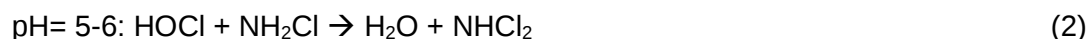
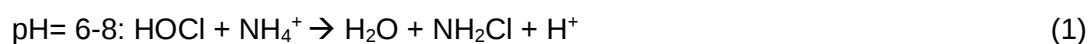
Haloaminer

Haloaminer er en fellesbetegnelse for kloraminer (bundet klor) og bromaminer og haloaminene dannes når både halogener og ammonium er representert i vannet. Ammonium tilføres badevannet blant annet i form av urea. Urea er fargeløs og lettløselig i vann og tilføres bassenget fra de badende, både via hud, svette og urin. Huden vår har et overflateareal på mellom 1,5 m² og 2 m² og arginin urea er en av aminosyrene i huden som gjør at den holder seg fuktig. Epidermis (hudens ytterste lag) inneholder omtrent 8 µg/cm² med dette stoffet og en badende med hudareal på 2 m² vil dermed avgitt rundt 0,16 g urea til bassengvannet (K. Gunkel, 1986). En time med aktiv svømming vil også tilføre en liter svette, som inneholder omtrent 1,5 g urea, til bassengvannet (Dr. Ernst Stottmeister, 2006). Urin inneholder omtrent 1,024 g/l urea og 0,56 g/l ammonium (World Health Organization, 2006) og ettersom de badende i snitt urinerer 35 ml når de er i bassenget, er dette en ytterligere kilde til dette stoffet. Dersom de badende vasker seg før de entrer bassenget, er det anslått at vi kan redusere konsentrasjonen av urea avgitt fra huden med mellom 75 % og 97 % (Dr. Ernst Stottmeister, 2006).

Kloraminer- (bundet klor)

Opprinnelse og karakteristikk

Reaksjonen mellom ammonium (NH₄⁺) og klor i vannet danner kloraminer, også kalt bundet klor (Edmonds, 2004; Norsk institutt for vannforskning, 2000). Når ammonium reagerer med klor oppstår det, avhengig av pH- verdi, ulike reaksjoner. I hovedsak er det tre ulike kloraminer (trikloramin, dikloramin og monokloramin) som dannes i reaksjon mellom ammonium og hypokloritt, se formel 1, 2 og 3 (Norsk Bassengbad Teknisk Forening, 2000; Simonič, 2003).



Trikloramin (NCl_3) har en Henrys lov konstant (dimensjonsløs) på 435 (ved pH= 1,8 og 20 °C), og er anslagsvis 966 ganger mindre vannløselig og mer flyktig sammenlignet med monokloramin, som har en Henrys lov konstant på 0,45 (ved pH= 6,4 og 20 °C). Dikloramin har en Henrys lov konstant på 1,52 (ved pH= 9 og 20 °C) (Holzwarth, Balmer, & Soni, 1984). Flere karakteristikk og rettleidende verdier for luft og badevann (RLV_{LUFT} og RLV_{BV}) for CAM i svømmehallen er listet opp i tabell 8.

Tabell 8: Karakteristikk og rettleidende verdier for eksponering CAM i svømmehallen

	$\text{RLV}_{\text{LUFT}}^1$ (mg/m ³)	RLV_{BV}^2 (mg/l)	Henrys lov konstant (20 °C, atm m ³ /mol)	Kp (cm/t)	TDI (µg /kg kroppsvikt)	Gruppering
MCAM	Ikke fastsatt	0,2 ^c 0,4 ^d	9,4 x 10 ^g	Ukjent	94 ^h	3 ^h
DCAM	Ikke fastsatt	0,6 ^b 0,5 ^{e,f,h}	2,9 x 10 ^g	Ukjent		
TCAM	0,5 ^{a,i} 0,3 ^b 0,2 ⁱ		1,0 x 10 ^{-1g}	Ukjent		

¹ RLV_{LUFT} = Rettleidende verdi i luft, ² RLV_{BV} = rettleidende verdi i badevann

^a WHO (World Health Organization, 2006), ^b Frankrike (ANSES, 2010), ^c Tyskland, ^d Sverige (Socialstyrelsen, 2006), ^e Norge (Helse- og omsorgsdepartementet, 1996), ^f Danmark (Miljøministeriet naturstyrelsen, 2013), ^g (Holzwarth et al., 1984), ^h WHO (World Health Organization, 2011), ⁱ Nederland har en øvre grense for TCAM i luft på 0,5 mg/m³, men målet er satt til 0,2 mg/m³ (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 2014).

Verdien for tolererbart daglig inntak (TDI) i tabell 2 er angitt av WHO. TDI representerer hvor mye et menneske kan eksponeres for, hver dag gjennom et helt liv, uten at eksponeringen anses som helseskadelig. Til å estimere de kjemiske stoffenes evne til å penetrere gjennom huden, oppgis ofte stoffets permeabilitetskonstant (Kp) i cm/t (United States Environmental Protection Agency, 1992, 2007). Kp til de tre kloramine er ikke kjent. Som angitt i tabell 2 er den rettleidende verdien for trikloramin i luft satt til 0,5 mg/m³ (N. Massin, 1998; World Health Organization, 2006). I Frankrike er den rettleidende verdien i luft satt til 0,3 mg/m³ etter at det ble påvist signifikant økning i øyne- og luftveisirritasjoner, samt hudproblemer blant de som var eksponert for luftkonsentrasjoner av trikloramin på over 0,30 mg/m³ (Jean Parrat, 2011). Det er anslått at utøvere kan være eksponert for konsentrasjoner av kloraminer over anbefalt yrkeseksponering etter kun to timer med hard trening (Drobnic, 1994).

Kloraminer og helseeffekter

Kloraminer har ikke vist seg å være kreftfremkallende for mennesker (gruppe 3) (World Health Organization, 2011). Kloraminer kan imidlertid gi helseplager som røde øyne, irritasjoner i hud samt at de gir den karakteristiske klorlukten. Astma defineres som en kronisk inflammasjonsforstyrrelse i luftveiene med bronkial hyperreaktivitet og variabel bronkokonstriksjon. Det er kjent at økt lungeventilasjon og økt innånding av forurenset luft kan trigge og utløse det som kalles anstrengelsesutløst- (EIA) og trenings-indusert astma (EIB) (Jan C Wuestenfeld, 2013). Prevalensen av astma er høyere blant eliteutøvere sammenlignet med befolkningen ellers (Helenius, Tikkanen, Sarna, & Haahtela, 1998; Rundell & Jenkinson, 2002). Eksponering for trikloraminer antas å være viktigste årsak til økt prevalens av yrkesindusert astma blant bassengansatte (Jacobs et al., 2007; Thickett, McCoach, Gerber, Sathra, & Burge, 2002), og det er dokumentert å være en assosiasjon mellom trikloraminer og fare for å utvikle permanent bronkial hyperreaktivitet (N. Massin, 1998).

Halogenerte eddiksyre- HAA

Opprinnelse og karakteristikk

HAA dannes under klorering av vann ved at H-atomet på en metylgruppe ($-\text{CH}_3$) i eddiksyre (CH_3COOH), erstattes av et eller flere klor- eller bromatomer (Patnaik, 2010b). I kontakt med klor, påvirker nitrogenholdig materiale fra mennesker i større grad dannelsen av HAA, sammenlignet med naturlig organisk materiale i vannet. Økt kontakttid og økte vanntemperaturer er også funnet å akselerere dannelsen av HAA (Kanan & Karanfil, 2011). Det europeiske kjemikaliebyrådet omtaler HAA som den kvantitativt nest viktigste gruppen av DBPer, etterfulgt av trihalometaner (THM). (The European Chemicals Agency, 2016). I tabell 10 er de seks vanligste HAA (6HAA), med tilhørende karakteristikk og rettleidende verdier, listet opp.

Tabell 10: Karakteristikk og rettleidende verdier for 6HAA

	RLV _{BV} ¹ (mg/l)	Henrys lov konstant (20 °C, atm m ³ /mol)	Kp (cm/t) (40 °C)	TDI (µg /kg kroppsvekt)	Gruppering
MCAA	0,8 ^a	Ukjent	1,1 x 10 ⁻³ c	3,5 ^d	Ikke gruppert
DCAA	1,5 ^a	3,52 x 10 ⁻⁷ ^b	1,9 x 10 ⁻³ c	7,6 ^e	2B ^f
TCAA	8,0 ^a	1,35 x 10 ⁻⁸ ^b	1,9 x 10 ⁻³ c	32,5 ^d	3 ^f
MBAA	0,8 ^a	Ukjent	1,4 x 10 ⁻³ c	-	Ikke gruppert
BCAA	-	Ukjent	1,6 x 10 ⁻² c	-	Ikke gruppert
DBAA	1,0 ^a	Ukjent	2,6 x 10 ⁻² c	-	Ikke gruppert

¹RLV_{BV} = rettledeende verdi i badevann, ^aECHA (The European Chemicals Agency, 2016), ^b(Cardador & Gallego, 2011), ^c(Xu, Mariano, Laskin, & Weisel, 2002), ^d(World Health Organization, 2003), ^e(World Health Organization, 2004a), ^f(World Health Organization, 2011)

Lave Henrys lov konstanter forteller at HAA er svært løselige i vann og stoffgruppen betegnes som lite flyktig (Cardador & Gallego, 2011). Kp- verdiene forteller også at HAA i liten grad tas opp via huden (Xu et al., 2002). Generelt er lave pH- verdier forbundet med høyere konsentrasjoner av HAA (Nikolaou, Golfinopoulos, Arhonditsis, Kolovoyiannis, & Lekkas, 2004).

Helseeffekter

Basert på in vitro forsøk utført på rotter og mus, er det påvist blære-, nyre- og endetarmskreft etter eksponering for HAA (Patnaik, 2010b). Ved oralt inntak anses HAA å være mer kreftfremkallende enn THM (Cardador & Gallego, 2011). En studie gjennomført for å kartlegge kreftrisiko ved opphold i svømmebasseng, beregnet imidlertid at HAA kun bidro med 0,04 % av total kreftrisiko. Av disse 0,04 % ble mellom 43 % og 65 % forbundet med dermalt opptak og fra 35 % til 56 % oralt inntak (S. Chowdhury, 2015). Andre studier konkluderer med at eneste eksponeringen for HAA i svømmebasseng skjer ved utilsiktet oralt inntak (Zwiener et al., 2007).

Andre DBPer

Når nitrogenholdig materiale reagerer med desinfiseringsmiddelet i vannet, dannes mange ulike nitrogenholdige bi-produkter (N-DBPer). Interessen for enkelte N-DBPer har de senere år økt fordi toksikologiske studier viser at disse forbindelsene kan være mer kreftfremkallende, genotoksiske og cytotoksiske sammenlignet med karbonholdige DBPer (Amisha D. Shah, 2012). En nitrosamin kalt N-nitrosodimethylamine (NDMA) anses, sammenlignet med THM, å være opp mot 600 ganger mer kreftfremkallende ved oralt inntak. Dersom konsentrasjon i vannet og i luften overstiger henholdsvis 7 ng/L og 0,7 µg/m³ anses dette, etter definisjon av IARC, å tilsvare en uakseptabel høy kreftrisiko ved livstidseksponering (United States Environmental Protection Agency, 1987). NDMA er en semiflyktig nitrosamin og forbindelsen er klassifisert i gruppe 2A som sannsynlig kreftfremkallende for mennesker. Eksponering for nitrosamin kan være irriterende på øyne og hud. Forbindelsen er også mutagen og er vist å kunne forårsake alvorlige leverskader (United States Environmental Protection Agency, 2014). I en studie ble det målt fra 2,4 ng/L til 105 ng/l med NDMA ved åtte ulike bassenger (Robert Tardif, 2015). I en annen studie hvor det ble gjort målinger av NDMA i svømmebasseng, ble denne forbindelsen målt i intervallet 49,5 ng/l til 208 ng/l. NDMA har en Kp- verdi på $2,5 \times 10^{-4}$ cm/t. Til sammenligning er kloroform (en trihalometan) 100 ganger mer gjennomtrengelig via huden (Hekap Kim, 2011).

En annen gruppe N-DBPer som også anses å være mer toksisk sammenlignet med THM og HAA, er Haloacetonnitril (HAN) (Amisha D. Shah, 2012; Hansen et al., 2012). Økte

konsentrasjoner av HAN er forbundet med økte vanntemperaturer og reduserte pH-verdier. IARC har ikke klassifisert noen av stoffene i denne gruppen som kreftfremkallende (World Health Organization, 2011).

I svømmebassenget vil det også være flere uorganiske bi- produkter som kloritt, klorat og bromat. Klorater dannes blant annet ved dekomponering av hypokloritt (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 2014). Hverken kloritt eller klorat er klassifisert som kreftfremkallende av IARC og ved høye konsentrasjoner er det oksidativ ødeleggelse av blodceller som er funnet å innebære størst helserisiko (World Health Organization, 2011). I Nederland er det satt en grenseverdi for klorater i badevannvann til 30 mg/l ettersom konsentrasjoner under denne verdien ikke anses som helseskadelig (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 2014). Bromat har vist seg å være kreftfremkallende både i in vivo og in vitro forsøk og er av IARC klassifisert i gruppe 2B (World Health Organization, 2011). I Nederland er det satt en grenseverdi for bromat i bassengvann til 100 µg/l (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 2014). Eksponering for bromater via hud og inhalasjon anses som ubetydelig (Tim Leighton, 2005).

Trihalometaner- THM

THM er enkeltstående karbonforbindelser tilknyttet tre halogenatomer (World Health Organization, 2004b) og dannes så lenge det er tilgang på fritt klor og organiske forbindelser i vannet (N. P. Thacker, 2003; Stack, Fitzgerald, O'Connell, & James, 2000). Den generelle formelen for THM er CHX_3 , hvor X kan være et eller flere av halogenatomene fluor, klor, brom eller jod (World Health Organization, 2004b). Halogenene tilhører gruppe 17 i det periodiske system og gruppen anses som svært reaktiv da de kun mangler ett ytterelektron for å danne stabile forbindelser (LibreTexts, 2017). Kontakttid og temperatur påvirker dannelsen av THM (Kanan & Karanfil, 2011), og ved en studie ble det funnet at når temperaturen økte fra 20 °C til 40 °C, økte også konsentrasjonen av THM med mellom 80 % og 90 % (R. K. Padhi, 2012). I tillegg til temperatur, akselereres dannelsen av THM med mengden humussyrer, pH- verdi, tilgjengelig klor og andelen bromidioner i vannet (Socialstyrelsen, 2006; White, 1999; World Health Organization, 2011). Av hensyn til helsefare ved opphold i svømmehallen, er det kloroform, samt de tre bromholdige THMene; BDCM, DBCM og bromoform, som er av interesse.

Kloroform

Klassifisering og rettledende verdier

Ren kloroform er fargeløs, klar, flyktig og har begrenset løselighet i vann. Kloroform har også en søtaktig lukt og luktgrensen er 420 mg/m³ (John E. Amoore, 1983). Den hyppigst observerte toksiske effekten ved eksponering er leverskade hos hunder. Laveste dose som er dokumentert å gi denne effekten er 15 mg/kg kroppsvekt per dag etter at hunder var eksponert for kloroformholdig tannkrem seks dager i uken i 7,5 år (Heywood R, 1979; World Health Organization, 2004b). Basert på dette har WHO definert TDI for kloroform til 15 µg/kg

kroppsvekt (World Health Organization, 2011). EU Direktivet har satt grenseverdi for yrkeseksponering for kloroform til 10 mg/m^3 . Denne verdien er også gjeldene for yrkeseksponering i Norge samt i flere andre land.. Verdien begrunnes med at den anses som lav nok til å ikke være reproduksjonsskadelig for mennesker (European Commision, 1998). Kloroform er klassifisert i gruppe 2B av IARC (Patnaik, 2010a).

WHO har satt en rettledeende verdi for kloroform i drikkevann til $300 \text{ } \mu\text{g/l}$ (World Health Organization, 2011). Som kommentar til denne verdien anbefales land hvor det er tillatt med lave ventilasjonsmengder og hvor befolkningen dusjer og bader mye, å ha strengere krav til konsentrasjonen i drikkevann. Dette skyldes kloroforms flyktighet og evne til å trenge gjennom huden (World Health Organization, 2011).

Helseeffekter

Som følge av sin høye Kp- verdi og noe fettløsende evne er kloroform påvist å kunne skade huden (Robert Scheuplein, 1969). Hydrert hud akselererer dermalt opptaket av kloroform. Ved absorpsjon, enten oralt, dermalt eller ved innånding, distribueres kloroform til alle deler av kroppen, men de høyeste konsentrasjoner er målt i lever, fett, blod, nyrer, lunger og nervesystem. Eliminering av kloroform fra kroppen er funnet å følge 1.ordens, enkompartiment farmakinetikk ($C = C_0 e^{-kt}$) (Aggazzotti, Fantuzzi, Righi, & Predieri, 1995). Studier av yrkeseksponering har gitt indikasjoner på at innånding av konsentrasjoner fra 100 mg/m^3 til 400 mg/m^3 har gitt plager som hodepine, depresjoner og fordøyelsesproblemer (P. J. R. Challen, 1958). Selv om trikloraminer er det stoffet som oftest assosieres med astma, er innånding av kloroform funnet å forverre allergiske betennelser (T. Haahtela, 2008).

Konsentrasjonen av kloroform i utåndet luft er funnet å øke med økende vanntemperatur (R. A. Corley & S. M. Gordon, 1999). Økte vanntemperaturer øker også opptaket via hud og i et in vitro forsøk hvor temperaturen ble justert fra $26 \text{ }^\circ\text{C}$ til $50 \text{ }^\circ\text{C}$, økte Kp- verdien fra $0,14 \text{ cm/t}$ til $0,19 \text{ cm/t}$ (Jamie S. Nakai, 1999). Kloroform er den mest flyktige av de fire THMene.

Bromoform

Klassifisering og rettledeende verdier

Bromoform har en gulaktig farge og en søtaktig lukt (ATSDR, 2005). Luktgrensen for bromoform er 13 mg/m^3 og sammenlignet med kloroform, er bromoform mindre flyktig (John E. Amooore, 1983). Av de fire THMene har bromoform den høyeste Kp-verdien og er den av de fire som penetrerer huden raskest (Xu et al., 2002). I et in vivo forsøk på rotter, ble det påvist tumor i tykktarmen etter eksponering for bromoform. Denne effekten ble observert i begge kjønn, men ble ikke observert i in vivo forsøk på mus. Med utgangspunkt i dette, har WHO satt TDI for bromoform til $17,9 \text{ } \mu\text{g/kg}$ kroppsvekt og den rettledeende verdien i drikkevann er satt til $100 \text{ } \mu\text{g/l}$ (World Health Organization, 2011). I Norge er grenseverdien

for yrkeseksponering for bromoform satt til 5 mg/m³ (grenseverdier, 2016). Det er ikke funnet beviser som tilsier at bromoform er kreftfremkallende for mennesker, og IARC har derfor klassifisert stoffet i gruppe 3 (World Health Organization, 2003).

Bromdiklormetan (BDCM) og dibromklormetan (DBCM)

Klassifisering og rettlede verdier

For DBCM har WHO har satt en rettlede verdi i drikkevann til 100 µg/l og TDI er satt til 21,4 µg/kg kroppsvekt (World Health Organization, 2011). IARC har klassifisert stoffet i gruppe 3 (World Health Organization, 2003). For BDCM har WHO satt en rettlede verdi i drikkevann til 60 µg/l, men det er ikke etablert noen TDI for dette stoffet (World Health Organization, 2011). BDCM er klassifisert i gruppe 2B (World Health Organization, 2003).

Helseeffekter

Eksponering for BDCM og DBCM har begge vist å kunne forårsake lever-, og nyreskader samt at de kan gi irritasjoner i hud, slimhinner og luftveier (Hazmap, 2016a) (Hazmap, 2016b). I in vivo forsøk på rotter hvor virkningen av BDCM og kloroform ble studert, viste resultatene at BDCM var signifikant mer leverskadelig sammenlignet med kloroform. Samtidig syntes eksponering for BDCM å være mer giftig for nyre (Patrick D. Lilly, 1997). Virkningene av eksponering for DBCM antas å være omtrent de samme som ved eksponering for bromoform (ATSDR, 2005). I tabell 12 er karakteristikk knyttet til de fire THM listet opp.

Tabell 12: Karakteristikk ved de fire THM (World Health Organization, 2004b)

	CHCl ₃	BDCM	DBCM	CHBr ₃
CAS nummer	67-66-3	75-27-4	124-48-1	75-25-2
Kokepunkt (°C)	61,3	90	119	149
Molekylvekt (g/mol)	119	163,8	208,3	252
Løselighet i vann (g/liter)	7,5-9,3	3,32	1,05	3,19
Relativ tetthet (kg/m ³)	1,48 (25 °C)	1,98 (30 °C)	2,38 (30 °C)	2,90 (20 °C)
Damptetthet, 1 atm, 20 °C (kg/m ³)	4,36	3,32	1,05	3,19
K _{ow}	93	76	120	240
Kp (cm/h), 25 °C	0,16 ^b	0,18 ^b	0,20 ^b	0,21 ^b
Henrys lov- konstant (m ³ atm/mol), 20 °C	3,1 x 10 ^{-3 a}	1,5 x 10 ^{-3 a}	7,7 x 10 ^{-4 a}	4,3 x 10 ^{-4 a}
Henrys- lov konstant (atm, 20 °C)	185	83 ^c	57,3	21,5
TDI (µg/kg kroppsvekt)	15	Ikke fastsatt	21,4	17,9
Gruppering	2B ^e	2B ^d	3 ^d	3 ^d

^a Henrys lov- konstant ble beregnet i studien til Nicholson et al (Nicholson, Maguire, & Bursill, 1984), ^b Kp- verdiene er fra studien til X. Xu et al (Xu et al., 2002)

^c Beregnet med konverteringsfaktor 55341,9 (Sander, 2015), ^d IARC (World Health Organization, 2003), ^e IARC (Patnaik, 2010a)

Samlet vurdering for total THM

Klassifisering og rettledeende verdier

Ettersom THM finnes i flere matvarer, noen medisiner, inneluft og i klorert drikkevann, har kroppen flere kilder til eksponering (Bonato, 2007). THMene tas opp via hud, mage-tarm og lunger og metaboliseres via cytokrom P-450 (Luciene da Silva, Charest-Tardif, Krishnan, & Tardif, 1999). Med P-450 menes en gruppe enzymer som kan bryte ned fettløselige stoffer til mer vannløselige metabolitter som enkelt kan transporteres ut ved hjelp av nyrene (Werck-Reichhart & Feyereisen, 2000). Ved oralt inntak anses THMene å entre fordøyelsessystemet ved passiv diffusjon (Sami Haddad 2007). Det er begrenset informasjon om hvilke effekter de fire THMene har når de kommer sammen (Chloé Le Cossec, 2016), men i 2007 ble det gjennomført et in vivo studie hvor rotter ble eksponert for de fire THMene, først alene, så i kombinasjon med hverandre. Resultatene viste signifikant høyere konsentrasjoner i blodet ved samtidig eksponering og stoffene ble derfor ansett å være i et toksikokinetisk samspill med hverandre (Luciene da Silva et al., 1999). Det er imidlertid flere studier som viser at bromholdige THM er mer genotoksiske og mutagene sammenlignet med kloroform (Kogevinas, 2010; Kroll RB, 1994; Pegram, Andersen, Warren, Ross, & Claxton, 1997). En årsak til dette er at bromholdige THM er funnet å øke dannelsen av genet GSTT1-1 (DeMarini DM, 1997). GSTT1-1 er involvert i metabolismen av bromholdige THM som er funnet å forhøye risikoen for å utvikle blant annet blærekreft (Cantor et al., 2010). Lignende funn er også gjort ved andre studier og på bakgrunn av dette er det foreslått at de fire THMene behandles med utgangspunkt i at de ikke har samme virkning på kroppen (Pegram et al., 1997).

Ettersom de fire THMene vanligvis opptrer sammen, er det flere land som stiller krav til samlet konsentrasjon av disse, både i drikkevann og i badevann (Mr Peter Watts, 2004). I Norge er grenseverdien for tTHM i drikkevann satt til 100 µg/l (Drikkevannsforskriften, 2017), men det er ikke fastsatt noe rettledeende verdi for badevann. WHO har heller ikke satt noen rettledeende verdi for THM i badevann, men henviser til anbefalte konsentrasjoner i drikkevann ved risikovurdering av opphold i svømmebassenget. For å ta hensyn til stoffenes additive toksisitet anbefaler WHO at summen for de fire THMene beregnes ved bruk av formel 4 (World Health Organization, 2011). I tabell 13 er en oversikt over noen rettledeende verdier for THM i ulike land listet opp.

$$\frac{C_{\text{bromoform}}}{RLV_{DV \text{ bromoform}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{RLV_{DV \text{ DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{RLV_{DV \text{ BDCM}}} + \frac{C_{\text{bromoform}}}{RLV_{DV \text{ bromoform}}} \leq 1 \quad (4)$$

Tabell 13: Ulike RLV for THM i vann ved innendørs svømmebassenger og grenseverdier (GV) for THM i luft

Land	RLV _{BD} for tTHM (µg/l), vann	GV, luft (mg/m ³) ^c
Sverige	100 ^a	CHCl ₃ : 10
Tyskland	20 ^a	CHCl ₃ : 2,5
Danmark	25 og 50 ^b	CHCl ₃ : 10 CHBr ₃ : 5
Frankrike	100 (krav) 20 (veiledende)	CHCl ₃ : 10
Nederland	50 ^a	CHCl ₃ : 2,5
Finland	50	CHCl ₃ : 10 CHBr ₃ : 5,2
Norge	Ikke fastsatt	CHCl ₃ : 10 CHBr ₃ : 5

^a Beregnes av kloroform, ^b Ved vanntemperatur på ≤ 34 °C: maksimum 25 µg/l. For øvrige bassenger gjelder 50 µg/l (Miljøministeriet naturstyrelsen, 2013)

^c Grenseverdiene (GV) for åtte timers yrkeseksponering

I tillegg til verdiene i tabell 13, har Nederland satt en rettledende verdi for eksponering for kloroform til 100 µg/m³. Denne verdien gjelder for luftkonsentrasjonen av kloroform i bygninger (A. Dusseldorp, 2007). Finland har ingen rettledende verdier for THM i luft ved innendørs svømmebasseng, men i henhold til Finlands forskrift om ventilasjon og luftkvalitet skal ikke konsentrasjonen av farlige agens overstige 1/10 av grenseverdi for arbeidseksponering (Miljöministeriet, 2012). Det betyr at konsentrasjonen ikke skal overstige 1000 µg/m³ for kloroform og 520 µg/m³ for bromoform. I henhold til Sveriges arbeidstilsyn skal det tas særskilte vurderinger dersom arbeidstaker utøver tungt arbeid ettersom dette øker lungeventilasjonen. Dersom farlige stoffer kan tas opp dermalt og oralt, må dette tas med i helhetsvurderingen av arbeidstakers totale eksponering. Dette gjelder også stoffer med synergiske effekter (STTV, 2008).

Referanser:

- A. Dusseldorp, M. v. B., J. Douwes, P.J.C.M. Janssen, G. Kelfkens. (2007). *Health-based guideline values for indoor environment*. Retrieved from <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/609021044.pdf>
- Aggazzotti, G., Fantuzzi, G., Righi, E., & Predieri, G. (1995). Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *Journal of Chromatography A*, 710(1), 181-190. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0021-9673\(95\)00432-M](http://dx.doi.org/10.1016/0021-9673(95)00432-M)
- Amisha D. Shah, W. A. M. (2012). Halonitroalkanes, Halonitriles, Haloamides, and N-Nitrosamines: A Critical Review of Nitrogenous Disinfection Byproduct Formation Pathways. *Environmental Science & Technology*, 46, 119-131. doi:dx.doi.org/10.1021/es203312s
- ANSES. (2010). Évaluation des risques sanitaires liés aux piscines. In *Partiel: piscines réglementées*. AVIS de l'Afsset: Anses.
- ATSDR. (2005). *Bromoform and Dibromochloromethane CAS # 75-25-2 and 124-48-1*. Retrieved from [atsdr.cdc.gov: https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp130-c1-b.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp130-c1-b.pdf)
- Bonato, A. (2007). Acqua e salute indicazioni tratte dalle linee guida dell'OMS sulla qualità dell'acqua destinata al consumo umano.
- Cantor, K. P., Villanueva, C. M., Silverman, D. T., Figueroa, J. D., Real, F. X., Garcia-Closas, M., . . . Kogevinas, M. (2010). Polymorphisms in GSTT1, GSTZ1, and CYP2E1, Disinfection By-products, and Risk of Bladder Cancer in Spain. *Environmental Health Perspectives*, 118(11), 1545-1550. doi:10.1289/ehp.1002206
- Cardador, M. J., & Gallego, M. (2011). Haloacetic Acids in Swimming Pools: Swimmer and Worker Exposure. *Environmental Science & Technology*, 45(13), 5783-5790. doi:10.1021/es103959d
- Chloé Le Cossec, A.-M. L., Alain Person, Isabelle Rouvié-Laurie, Claude Beaubestre. (2016). Trichloramine and trihalomethanes concentrations in air or water of Paris indoor swimming pools and impact of different water treatment methods. *Pollution Atmosphérique* 228.
- Chowdhury, S. (2015). Predicting human exposure and risk from chlorinated indoor swimming pool: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(8). doi:10.1007/s10661-015-4719-8
- DeMarini DM, S. M., Warren SH, Ross TM, Shim JY, Richard AM, Pegram RA. (1997). Glutathione S-transferase-mediated induction of GC-->AT transitions by halomethanes in Salmonella. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 30(4), 440-447.
- Dr. Ernst Stottmeister, K. V. (2006). Trichloramin in der Hallenbadluft. *Bädertechnik*, 158-162.
- Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften), (2017).
- Drobnic, F. F., Assumpcio; Casan, Pere; Sanchis, Joaquin; Guardino, Xavier. (1994). Assessment of chlorine exposure in swimmers during training. *The American College of Sports Medicine*, 28(2), 271-274.
- Edmonds, D. N. (2004). Monochloramine in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. 1-9.
- European Commission. (1998). *Occupational exposure limits. Recommendations of the Scientific Committee for Occupational Exposure Limits to chemical agents 1994-97*. Retrieved from Forskrift om Tiltaks- og grenseverdier, 704 C.F.R. (2016).
- Hansen, K. M. S., Willach, S., Antoniou, M. G., Mosbæk, H., Albrechtsen, H.-J., & Andersen, H. R. (2012). Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water – Is less THM better? *Water Research*, 46(19), 6399-6409. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.008>
- Hazmap. (2016a). Bromodichloromethane. Retrieved from <https://hazmap.nlm.nih.gov/category-details?id=4004&table=copytblagents>
- Hazmap. (2016b). Chlorodibromomethane. Retrieved from <https://hazmap.nlm.nih.gov/category-details?id=4333&table=copytblagents>
- Hekap Kim, K. H. (2011). Swimmers Contribute to Additional Formation of N-Nitrosamines in Chlorinated Pool Water. *Springer* doi:10.1007/s13530-011-0094-1

- Helenius, I. J., Tikkanen, H. O., Sarna, S., & Haahtela, T. (1998). Asthma and increased bronchial responsiveness in elite athletes: Atopy and sport event as risk factors. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 101(5), 646-652. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0091-6749\(98\)70173-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0091-6749(98)70173-3)
- Helse- og omsorgsdepartementet. (1996). Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v. Retrieved from <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1996-06-13-592>
- Heywood R, S. R., Noel PR, Street AE, Prentice DE, Roe FJ, Wadsworth PF, Worden AN, Van Abbé NJ. (1979). Safety evaluation of toothpaste containing chloroform. III. Long-term study in beagle dogs. *J Environ Pathol Toxicol.*, 3, 835-851.
- Holzwarth, G., Balmer, R. G., & Soni, L. (1984). The fate of chlorine and chloramines in cooling towers Henry's law constants for flashoff. *Water Research*, 18(11), 1421-1427. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90012-5](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(84)90012-5)
- International Agency for Research on Cancer. (2017). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Retrieved from <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/>
- Jacobs, J. H., Spaan, S., van Rooy, G. B. G. J., Meliefste, C., Zaat, V. A. C., Rooyackers, J. M., & Heederik, D. (2007). Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *European Respiratory Journal*, 29(4), 690.
- Jamie S. Nakai, P. B. S., Graeme L. Campbell, Ih Chu, Angela Li-Muller, Richard Aucoin. (1999). Penetration of chloroform, trichloroethylene, and tetrachloroethylene through human skin. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 58(3), 157-170. doi:10.1080/009841099157368
- Jan C Wuestenfeld, B. W. (2013). Special considerations for adolescent athletic and asthmatic patients. *Open Access Journal Sports Medicine*, 4, 1-7.
- Jean Parrat, G. D., Christophe Iseli, Daniel Perret, Catherine Tomicic and Olivier Schenk. (2011). Assessment of Occupational and Public Exposure to Trichloramine in Swiss Indoor Swimming Pools: A Proposal for an Occupational Exposure Limit. 264-277.
- John E. Amore, E. H. (1983). Odor as an Aid to Chemical Safety: Odor Thresholds Compared with Threshold Limit Values and Volatilities for 214 Industrial Chemicals -in Air and Water Dilution. *JOURNAL OF APPLIED TOXICOLOGY*, 3(6), 272-290.
- K. Gunkel, H.-J. J. (1986). Untersuchungen Über den Harnstoffeintrag in das Badewasser. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 14, 451-461.
- Kanan, A., & Karanfil, T. (2011). Formation of disinfection by-products in indoor swimming pool water: The contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids. *Water Research*, 45(2), 926-932. doi:<http://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.031>
- Kogevinas, M., Villanueva, C. M., Font-Ribera, L., Liviach, D., Bustamante, M., Espinoza, F., . . . Marcos, R. (2010). Genotoxic Effects in Swimmers Exposed to Disinfection By-products in Indoor Swimming Pools. *Environmental Health Perspectives*, 118(11), 1531-1537. doi:10.1289/ehp.1001959
- Kroll RB, R. G., Chung JH. (1994). Characterization of trihalomethane (THM)-induced renal dysfunction in the rat. I: Effects of THM on glomerular filtration and renal concentrating ability. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1, 1-4.
- LibreTexts. (2017). Group 17: General Properties of Halogens. Retrieved from https://chem.libretexts.org/Core/Inorganic_Chemistry/Descriptive_Chemistry/Elements_Organized_by_Block/2_p-Block_Elements/Group_17%3A_The_Halogens/0Group_17%3A_Physical_Properties_of_the_Halogens/Group_17%3A_General_Properties_of_Halogens
- Luciene da Silva, M., Charest-Tardif, G., Krishnan, K., & Tardif, R. (1999). Influence of oral administration of a quaternary mixture of trihalomethanes on their blood kinetics in the rat. *Toxicology Letters*, 106(1), 49-57. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00022-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00022-3)
- Miljöministeriet. (2012). D2 Finlands byggbestämmelsesamling Miljöministeriet, Avdelningen för den byggda miljön.
- Vejledning om kontrol med svømmebade, (2013).

- Mr Peter Watts, M. G. L., Ms M.E. Meek. (2004). Concise International Chemical Assessment Document 58 CHLOROFORM.
- N. Massin, A. B., P. Wild, M Hery, JP. Toamain, G. Hubert. (1998). Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools., 258-263.
- N. P. Thacker, V. N. (2003). Factors Influencing Formation of Trihalomethanes in Swimming Pool Water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 633-649. doi:10.1007/s00128-003-8650-2
- Nicholson, B., Maguire, B. P., & Bursill, D. B. (1984). Henry's law constants for the trihalomethanes: effects of water composition and temperature. *Environmental Science & Technology*, 18(7), 518-521. doi:10.1021/es00125a006
- Nikolaou, A. D., Golfinopoulos, S. K., Arhonditsis, G. B., Kolovoyiannis, V., & Lekkas, T. D. (2004). Modeling the formation of chlorination by-products in river waters with different quality. *Chemosphere*, 55(3), 409-420. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.008>
- Retningslinjer for vannbehandling i offentlige basseng, (2000).
- Norsk institutt for vannforskning. (2000). Vannkvalitet og vann- behandling i bade- og svømmeanlegg. Retrieved from https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/211098/-1/4318_72dpi.pdf
- P. J. R. Challen, D. E. H., Joan Bedford. (1958). Chronic chloroform intoxication *British Journal of Industrial Medicine* 15, 243-249.
- Patnaik, P. (2010a). Chloroform. In *Handbook of Environmental Analysis* (pp. 507-508): CRC Press.
- Patnaik, P. (2010b). Haloacetic Acids. In *Handbook of Environmental Analysis* (pp. 219-222): CRC Press.
- Patrick D. Lilly, T. M. R., Rex A. Pegram. (1997). Trihalomethane Comparative Toxicity: Acute Renal and Hepatic Toxicity of Chloroform and Bromodichloromethane Following Aqueous Gavage. *Fundamental and Applied Toxicology*, 40, 101-110.
- Pegram, R. A., Andersen, M. E., Warren, S. H., Ross, T. M., & Claxton, L. D. (1997). GlutathioneS-Transferase-Mediated Mutagenicity of Trihalomethanes inSalmonella typhimurium:Contrasting Results with Bromodichloromethane and Chloroform. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 144(1), 183-188. doi:<http://dx.doi.org/10.1006/taap.1997.8123>
- R. A. Corley, & S. M. Gordon, L. A. W. (1999). Physiologically Based Pharmacokinetic Modeling of the Temperature- Dependent Dermal Absorption of Chloroform by Humans following Bath Water Exposures. *Society of Toxicology*, 53, 13-23.
- R. K. Padhi, M. S., A. K. Mohanty, S. N. Bramha, K. K. Satpathy. (2012). Formation and Speciation Characteristics of Brominated Trihalomethanes in Seawater Chlorination. *Water Environmental Research*, 84, 2003-2009. doi:10.2175/106143012X13415215906735
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. (2014). *Normen en methoden voor kwaliteitsparameters in het te wijzigen Besluit hygiëne badinrichtingen en zwemgelegenheden*. Retrieved from <https://www.internetconsultatie.nl/zwembaden/document/1280>
- Robert Scheuplein, L. R. (1969). Effects of Surfactants and Solvents on the Permeability of Epidermi. *Journal of the Society of Cosmetic Chemists*, 21, 853-873.
- Robert Tardif, C. C., Sami Haddad, Manuel Rodriguez. (2015). *Assessment of Worker Exposure to Disinfection Byproducts at Indoor Swimming Pools in Québec* (R-894). Retrieved from <http://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/R-894.pdf>
- Rundell, K. W., & Jenkinson, D. M. (2002). Exercise-Induced Bronchospasm in the Elite Athlete. *Sports Medicine*, 32(9), 583-600. doi:10.2165/00007256-200232090-00004
- Sami Haddad , G.-C. T., Robert Tardif. (2007). Development of Physiologically Based Toxicokinetic Models for Improving the Human Indoor Exposure Assessment to Water Contaminants: Trichloroethylene and Trihalomethanes. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 2095-2136. doi:10.1080/15287390600631789
- Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for

- water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 4399-4982.
- Simonič, M. (2003). Bathing water conditioning. *Acta Chimica Slovenica*, 50(3), 587-591.
- Socialstyrelsen. (2006). Bassängbad Hälsorisker, regler och skötsel. In.
- Stack, M. A., Fitzgerald, G., O'Connell, S., & James, K. J. (2000). Measurement of trihalomethanes in potable and recreational waters using solid phase micro extraction with gas chromatography-mass spectrometry. *Chemosphere*, 41(11), 1821-1826. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00047-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00047-3)
- STTV. (2008). Sanitära anvisningar om inomhusluft och ventilation i simhallar och badanläggningar.
- T. Haahtela, P. M., A. Moreira. (2008). Mechanisms of asthma in Olympic athletes – practical implications. *Allergy*, 63(6), 685-694. doi:10.1111/j.1398-9995.2008.01686.x
- The European Chemicals Agency. (2016). Guidance on the Biocidal Products Regulation Volume V, Guidance on Disinfection By-Products.
- Thickett, K. M., McCoach, J. S., Gerber, J. M., Sadhra, S., & Burge, P. S. (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *European Respiratory Journal*, 19(5), 827.
- Tim Leighton, N. S., Cassi Walls. (2005). *Formation of Bromate Ion from Application of Dihalodialkylhydration Sanitizers (BCDMH and DBDMH) into Swimming Pools and Associated Cancer Risk for swimmers*. . www3.epa.gov: United States Environmental Protection Agency Washington, D.C. 20460 Retrieved from https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/cleared_reviews/csr_PC-006315_8-Dec-05_a.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (1987). *N-Nitrosodimethylamine*; CASRN 62-75-9. Retrieved from https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0045_summary.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (1992). Guidelines for Exposure Assessment.
- United States Environmental Protection Agency. (2007). *Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches*. Retrieved from <http://www.epa.gov/ncea>:
- United States Environmental Protection Agency. (2014). Technical Fact Sheet – N-Nitrosodimethylamine (NDMA). Retrieved from https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/ffrrofactsheet_contaminant_ndma_january2014_final.pdf
- Werck-Reichhart, D., & Feyereisen, R. (2000). Cytochromes P450: a success story. *Genome Biology*, 1(6), reviews3003.3001-reviews3003.3009.
- White, G. C. (1999). *Handbook of chlorination and alternative disinfectants* (Fourth Edition ed.): John Wiley and sons, inc.
- World Health Organization. (2003). Chemical fact sheets. In *Guidelines for drinking- water quality* (pp. 296-460). who.int: World Health Organization.
- World Health Organization. (2004a). Dichloroacetic Acid in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.
- World Health Organization. (2004b). *Trihalomethanes in Drinking-water*. Retrieved from who.int: http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/trihalomethanes.pdf
- World Health Organization. (2006). *Guidelines for safe recreational water environments volume 2 swimming pools and similar environments*. Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe2full.pdf
- World Health Organization. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4 th ed.).
- Xu, X., Mariano, T. M., Laskin, J. D., & Weisel, C. P. (2002). Percutaneous Absorption of Trihalomethanes, Haloacetic Acids, and Haloketones. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 184(1), 19-26. doi:<http://dx.doi.org/10.1006/taap.2002.9494>
- Zwiener, C., Richardson, S. D., De Marini, D. M., Grummt, T., Glauner, T., & Frimmel, F. H. (2007). Drowning in Disinfection Byproducts? Assessing Swimming Pool Water. *Environmental Science & Technology*, 41(2), 363-372. doi:10.1021/es062367v