

Bruk av klor, UV og ozon for fjerning av cyanotoksiner i drikkevann – en vurdering av vannbehandlingens kapasitet i dag og i et fremtidig klima

Av Anne-Marie Bomo, Camilla H.C. Hagman og Sigrid Haande

Alle forfatterne er ansatt ved Norsk Institutt for vannforskning (NIVA). *Anne-Marie Bomo* er forsker ved seksjon for vann, avløp og miljøteknologi. *Camilla Hagman* og *Sigrid Haande* er henholdsvis forskningsassistent og forsker ved seksjon for biologisk mangfold, ferskvann.

Summary

The use of chlorination, UV-irradiation and ozonation for removal of cyanotoxins from drinking water – an assessment of water treatment capacity today and in a future climate.

Climate changes such as increased temperatures and more heavy rainfalls may increase the frequency and intensity of cyanobacterial blooms in drinking water sources. In such cases, the drinking water treatment must remove cyanobacteria and cyanotoxins from the water. A laboratory experiment was performed to investigate the efficiency of typical treatment methods at Norwegian water works (UV-irradiation, chlorination) in addition to ozonation, in order to remove increasing concentrations of free cyanotoxins from the water. The experiment was run with low (1 µg/l), medium (10 µg/l) and high (100 µg/l) concentrations

of dissolved microcystin in water. Ozonation efficiently (100%) removed microcystin at all concentrations (1, 10 and 100 µg/l), even at a relatively moderate dosing level (2 mg O₃/l). Chlorination worked well for low concentrations of microcystin (1 µg/l) (84 % removal efficiency), but the efficiency was significantly reduced (20 % and 0 %) when the microcystin concentration increased. UV and treatment with chlorine dioxide (Cl₂O) was inefficient methods. This applied to all concentrations of microcystin. In a future climate where the concentration of cyanotoxins in drinking water sources are expected to increase, some water works probably have to change treatment processes and adjust dosing levels to achieve an efficient removal of these substances from the water.

Sammendrag

Klimaendringer i form av økt temperatur og nedbør med påfølgende avrenning av næringsalter fra nedbørsfeltet kan fremme vekst og forekomst av cyanobakterier i drikkevannskilder. Vannbehandlingen må sørge for at cyanobakterier og tilhørende cyanotoksiner fjernes. Et laboratorieforsøk ble gjennomført for å vurdere om de vanlige behandlingsmetoder og doser som benyttes ved norske vannverk (UV, klor), i tillegg til ozon, er tilstrekkelig til å fjerne fritt cyanotoksin fra drikkevann, og hvilken kapasitet dagens vannbehandling har til å takle fremtidige utfordringer med hensyn på en økende konsentrasjon av cyanotoksiner i råvannet. Forsøket ble gjennomført med lav (1 µg/l), middels (10 µg/l) og høy konsentrasjon (100 µg/l) av løst microcystin i vann. Ozon fjernet effektivt (100 %) alle konsentrasjoner av microcystin (1, 10 og 100 µg/l), selv ved relativt lav behandlingsdose (2 mg O₃/l). Klorering fungerte for lave konsentrasjoner av microcystin (84 % fjerning), mens ved økende konsentrasjoner ble fjernings-effektiviteten redusert betraktelig (fra 20 % til 0 %). UV og klordioksid var lite effektive behandlingsmåter. I et fremtidig klima hvor konsentrasjonen av cyanobakterier og tilhørende toksiner i råvannet kan øke, vil vannverk antagelig måtte endre både prosessoppbygging og dosering for å oppnå en sikker fjerning av disse forurensingene fra råvannet.

Innledning

Cyanobakterier og tilhørende toksiner er allerede påvist i mange norske overflate-

vann som også brukes som drikkevann (Pauly, 2009), men det er per i dag ikke lovpålagt å overvåke forekomst og mengde av potensielle toksinproduserende cyanobakterier i norske drikkevannskilder. De mest dominerende cyanobakteriene i norske overflatevann tilhører slektene *Anabaena*, *Microcystis* og *Planktothrix*, som alle kan produsere cyanotoksinet microcystin. Microcystin er levertoksisk, og vanlige symptomer er synsforstyrrelser, kvalme, diare og lever-skader. I større konsentrasjoner er giften dødelig, både for mennesker og pattedyr. Verdens Helseorganisasjon (WHO) har anbefalt en grenseverdi for microcystin-LR (en vanlig type microcystin) på 1 µg/l i drikkevann (www.who.int). Klimaendringer i form av økt temperatur og nedbør med påfølgende avrenning av næringsalter fra nedbørsfeltet til overflatevann vil kunne fremme vekst og forekomst av cyanobakterier og kan forårsake oppblomstringsperioder som tiltar både i mengde og varighet. I de tilfeller hvor råvannskilden kan få problemer med oppblomstringer av cyanobakterier må vannbehandlingen sørge for at cyanobakterier og tilhørende cyanotoksiner fjernes og ikke når frem til forbruker.

Cyanotoksiner er i hovedsak bundet inne i cyanobakteriecellen, men kan lekke ut av cellen. Årsaker til dette kan være naturlig celledød, eller mekanisk stress og ødeleggelse av cellen, for eksempel forårsaket av selve vannbehandlingen. Celle-bundet toksin kan fjernes gjennom skånsom filtrering og koagulering, mens fritt toksin er vanskeligere å fjerne med

konvensjonell renseteknologi. I henhold til verdens helseorganisasjon (WHO) og flere internasjonale studier (Chorus og Bartram, 1999, Himberg m. fl., 1989; Rodriguez m. fl., 2007; Westrick m.fl., 2010) er det bare aktivt kull, ozon, kaliumpermanganat og i noen tilfeller klor som effektivt kan fjerne fritt cyanotoksin fra drikkevann. Status for norske vannverk er at de vanligste renseprosesser som brukes idag (filtrering, klorering, UV-bestråling) har liten eller ingen effekt på å fjerne cyanotoksiner som er løst i vann, mens en effektiv partikkelseparasjon kan fjerne intakte cyanobakterie-celler (Hem, 2006). Ozon og aktivt kull fremheves som de metodene som mest effektivt kan fjerne løste cyanotoksiner fra drikkevann, men dette er metoder som foreløpig er lite utbredt i Norge. Av alle norske vannverk som rapporterer inn til vannverksregisteret (www.vannverksregisteret.no), det vil si vannverk som leverer vann til mer enn 50 personer eller 20 husholdninger, viser for eksempel tallene for 2009 at i underkant av 1 % av vannverkene benytter ozon som en del av sin vannbehandling. I et fremtidig klima hvor konsentrasjonen av cyanobakterier og tilhørende toksiner i råvannet kan øke, vil noen vannverk antagelig måtte endre både prosessoppbygging og doseringsregime for å oppnå en sikker fjerning av disse forurensingene fra råvannet.

Et laboratorieforsøk ble gjennomført for å vurdere om de vanlige behandlingsmetoder og doser som benyttes ved norske vannverk (UV, klor), i tillegg til ozon, er tilstrekkelig til å fjerne fritt cyanotok-

sin fra råvannet, og hvilken kapasitet dagens behandling har til å takle fremtidige utfordringer med hensyn på en økende konsentrasjon av cyanotoksiner i råvannet. Forsøket ble gjennomført med cyanotoksinet microcystin. Forsøket ble gjennomført med ulike konsentrasjoner av microcystin for å illustrere dagens situasjon, det vil si lave konsentrasjoner i drikkevannskilder (1 µg/l), og hva man vil kunne forvente seg i fremtiden, det vil si høyere konsentrasjoner (10 – 100 µg/l). I tillegg til UV-bestråling, klorering med natriumhypokloritt og ozonering, ble det også testet ut hvorvidt klordioksid (ClO₂) kan være en effektiv behandlingsmetode. Klordioksid er en effektiv desinfektant mot mikroorganismer, reduserer lukt, smak og farge på vannet og har en stor fordel ved at det ikke produserer halogenerte biprodukter (THM) etter behandling. Klordioksid er en selektiv oksidant og har i noen tilfeller vist seg å reagere mindre med naturlig organisk materiale (NOM) enn for eksempel ozon (Swietlik m. fl., 2004). Med tanke på at konsentrasjonen av NOM antas å øke i overflatevannkilder i et fremtidig klima og dermed kan redusere desinfeksjons-effektiviteten til en del oksidanter, var klordioksid derfor interessant å teste ut.

Materiale og metode

Microcystin fra en kultur av cyanobakterien *Planktothrix prolifica* (NIVA-CYA 98, Steinsfjorden 1982) ble brukt i laboratorieforsøket. *Planktothrix* ble dyrket opp til et større volum med høy konsentrasjon og filtrert slik at kun biomasse fra

kulturen ble beholdt. Microcystin ble frigitt fra cellene ved frysetørrking. Det frysetørkede materialet ble videre løst i glassdestillert vann, og denne løsningen ble så videre fortynnet i fosfatbufret destillert vann (0,01 M KH_2PO_4 , 0,01 M NaOH, pH 7) til konsentrasjoner på ca. 1 $\mu\text{g/l}$, 10 $\mu\text{g/l}$ og 100 $\mu\text{g/l}$ microcystin. Konsentrasjonen av microcystin ble

målt ved hjelp av ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay) (Microcystin ADDA ELISA kit fra Biosense laboratories AS). I tillegg ble den generelle vannkvaliteten til løsningene målt, det vil si pH, turbiditet, total organisk karbon (TOC) og UV transmisjon, tabell 1 og 2. Alle analysene ble utført ved NIVA i henhold til akkrediterte metoder.

Konsentrasjon av microcystin ($\mu\text{g/l}$)	pH	Turbiditet (FNU)	Total organisk karbon (mg C/l)	UV transmisjon (%)
Kontroll*	7,0	0,22	< 0,10	100
1 (1,4 ± 0,2)	7,1	0,17	0,74	100
10 (11,1 ± 2,4)	7,3	0,52	0,82	98,7
100 (117,3 ± 8,9)	7,2	3,62	1,60	81,4

*fosfatbufret destillert vann uten microcystin

Tabell 1. Konsentrasjonen av microcystin, pH, turbiditet, organisk stoff og UV transmisjon i de ulike microcystin-løsningene for forsøk med natriumhypokloritt, UV og ozon. Den reelle startkonsentrasjonen av microcystin (målt med ELISA) er vist i parentes i tabellenes første kolonne.

Konsentrasjon av microcystin ($\mu\text{g/l}$)	pH	Turbiditet (FNU)	Total organisk karbon (mg C/l)	UV transmisjon (%)
1 (1,7 ± 0,22)	6,98	0,21	< 0,10	100
10 (13,1 ± 3,2)	6,98	0,45	0,13	99,9
100 (104,2 ± 15,8)	6,99	2,28	2,2	84,7

Tabell 2. Konsentrasjonen av microcystin, pH, turbiditet, organisk stoff og UV transmisjon i de ulike microcystin-løsningene for forsøk med klordioksid (ClO_2).

De ulike microcystin-løsningene ble behandlet med klor (natriumhypokloritt, klordioksid), ozon og UV med doser og eksponeringstid typisk anvendt i norsk drikkevannsbehandling i dag.

Klorering

Løsninger med fritt microcystin ble behandlet med en natriumhypokloritt-dose (4 % Natriumhypokloritt, VWR International) på ca. 0,4 mg/l med 30 minutters kontaktid. Tilsatt mengde

klor ble justert slik at mengde fritt klor i microcystinløsningen skulle være over 0,05 mg/l etter 30 minutters kontakttid. Etter 30 minutter ble konsentrasjonen av fritt klor målt ved hjelp av DPD-metoden (Hach metode nr. 8021, Hach, 2001).

Klordioksid ble produsert i en klordioksid generator (Legio Zon, type CDLa) og løsninger med microcystin ble behandlet med en konsentrasjon av klordioksid på 0,4 mg/l ClO₂ med 30 minutters kontakttid. Tilsvarende som for klorering med natriumhypokloritt ble det tilsatt nok klordioksid slik at konsentrasjonen etter 30 min skulle være høyere enn 0,05 mg/l. Konsentrasjonen av klordioksid ble målt med hjelp av DPD metoden for kloridoksid (Hach metode nr. 10126, Hach, 2001).

Ozonering

Ozon ble produsert i en ozongenerator (Wedeco Modular 8 HC Ozone generator). Løsninger med microcystin ble behandlet med en ozon konsentrasjon på 2 mg/l O₃ med 10 minutters kontakttid. Etter 10 minutter ble ozon konsentrasjonen i løsningene målt ved hjelp av Indigometoden (Hach metode nr. 8311, Accu-Vac® Ampuls 0-1,50 mg/l O₃, Hach, 2001).

Alle løsninger behandlet med klor og ozon ble nøytralisert med natriumthiosulfat etter behandling for å stanse videre reaksjoner. 5 ml av det behandlede vannet ble så tatt ut for måling av konsentrasjonen av microcystin ved hjelp av ELISA.

UV-bestråling

15 ml microcystin-løsning ble tilsatt i petriskåler (av glass) og satt under en

UV lampe (Collimated beam, 20 W lavtrykkslampe) på sakte omrøring og eksponert for en UV dose på 60 µWs/cm². Etter behandling ble 5 ml av det bestrålte volumet tatt ut for bestemmelse av microcystin-konsentrasjonen ved hjelp av ELISA.

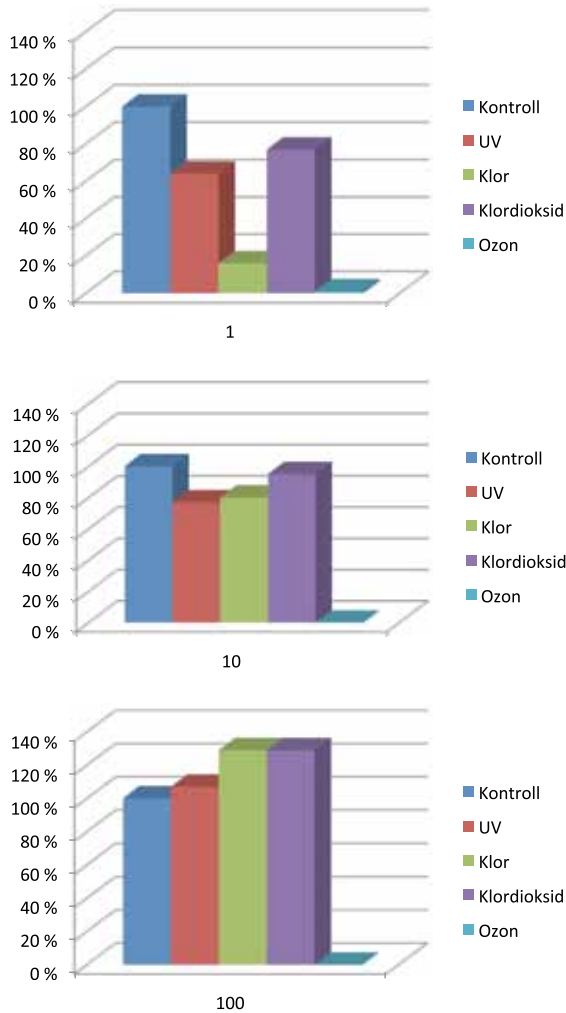
Alle behandlinger (klor, klordioksid, ozon og UV) ble gjentatt tre ganger (n=3) for de ulike konsentrasjonene av microcystin (1 µg/l, 10 µg/l og 100 µg/l). Ubehandlete microcystin-løsninger representerte kontrollprøver.

Resultater og diskusjon

Laboratoriestudiet ble gjennomført i vann med ulike konsentrasjoner av microcystin (1 µg/l, 10 µg/l og 100 µg/l). Vannet med de ulike microcystin-konsentrasjonene ble behandlet med identiske doser med henholdsvis UV, klor (natriumhypokloritt, klordioksid) og ozon, og konsentrasjonen av microcystin ble målt i alle prøver før (kontroll = ubehandlede prøver) og etter behandling, figur 1 og tabell 4. I tillegg ble konsentrasjonen av henholdsvis fritt klor, klordioksid og ozon målt i alle prøver etter behandling, tabell 5. Resultatene, fremstilt i figur 1 som prosentvis (%) gjenværende microcystin i vannet etter behandling, viste at selv ved en lav microcystin-konsentrasjon (ca 1 µg/l), fungerte UV og klordioksid dårlig. 64 % av microcystin var gjenværende i vannprøven etter UV-behandling, mens 77 % var gjenværende etter behandling med klordioksid. Bruk av klor og ozon var betydelig mer effektivt, og kun henholdsvis 16 % og 1 % av microcystin var igjen i

prøvene etter behandling. Den reelle startkonsentrasjonen i den ubehandlede vannprøven var i dette tilfellet 1,4 µg/l microcystin. Etter behandling var konsentrasjonen i behandlet vann lavere enn WHO's grenseverdi for drikkevann

(< 1 µg/l) for alle behandlinger, bortsett fra for kloridoksid, tabell 4. Dette tyder på at med lave microcystin-konsentrasjoner i råvannet kan dagens behandling og doser være tilstrekkelig til å fjerne microcystin fra råvannet.



Figur 1. Prosentvis (%) gjenværende microcystin i vannprøver etter behandling for lav (1), middels (10) og høy (100) konsentrasjon av microcystin.

Ved en økende konsentrasjon av microcystin i vannet ble effektiviteten til klor, klordioksid og UV redusert. Ved en konsentrasjon i vannet på 10 µg/l microcystin var gjenværende konsentrasjonen av microcystin i UV-behandlet vann økt til 77 %, til 80 % i klorbehandlet vann (natriumhypokloritt) og 95 % med klordioksidbehandling. Ozonering var fremdeles mest effektivt, og microcystin ble ikke påvist i prøvene etter behandling (0 %, 0,01 µg/l), figur 1 og tabell 4. For alle de andre behandlingene var nå konsentrasjonen av microcystin langt over WHO's krav til drikkevannskvalitet, tabell 4. Ved den høyeste konsentrasjonen av microcystin (100 µg/l) ble ikke noe fjernet ved behandling med klor, UV eller klordioksid, dvs 100 % gjenværende microcystin etter behandling. Til tross for at resultatene synes å indikere at konsentrasjonen av microcystin økte etter behandling (> 100 %) var denne forskjellen, relativ til kontrollprøvene, ikke signifikant. Ozon var fremdeles den mest effektive behandlingsmetoden, og selv ved en konsentrasjon på 100 µg/l microcystin, var behandlingen tilnærmet 100 % effektiv, og kun svært lave konsentrasjoner av microcystin ble påvist i det ozonerte vannet (0,25 µg/l), tabell 4.

Resultatene fra laboratorieforsøket stemmer overens med andre studier som har vist at klorering kan fungere, men at økte doser er påkrevd, mens ozonering er den mest effektive behandlingsformen (Keijola m. fl., 1988; Rodriguez m.fl., 2007; Ding m.fl., 2010; Westrick m.fl., 2010). UV fungerte dårlig og studier har vist at UV doser i området 1500 - 20 000 mJ/cm² kan være nødvendig for å destruere cyanotoksiner (Westrik m. fl., 2010). Dette er doser som er langt over det som er nødvendig for desinfeksjon av drikkevann. UV er derfor lite egnet som behandlingsmetode for fjerning av cyanotoksiner fra drikkevann. Behandling med klordioksid var lite effektivt og et dose-respons studie (resultater ikke vist) antydte at man må opp i behandlingsdoser på 40 mg/l ClO₂ ved 30 minutters kontakttid for å redusere microcystin-konsentrasjonen til under WHO's grenseverdi ved middels (10 µg/l) og høy (100 µg/l) microcystin konsentrasjon.

Forsøket ble utført med dagens krav til behandlingsdoser for drikkevann, tabell 5. For klorering betyr dette for eksempel at rest klordosen etter 30 minutters kontakttid skal være > 0,05 mg/l målt som fritt klor, for å oppnå en tilfredsstillende hygienisk barriere mot

Initiell microcystin-konsentrasjon	Behandling			
	Klor	Klordioksid	Ozon	UV
Lav (1 µg/l)	0,22 ± 0,08	1,34 ± 0,2	0,01 ± 0	0,90 ± 0,51
Middels (10 µg/l)	8,91 ± 0,24	12,43 ± 1,58	0,01 ± 0	8,57 ± 1,66
Høy (100 µg/l)	151,47 ± 14,7	134,15 ± 7,54	0,25 ± 0,14	125,56 ± 5,47

Tabell 4. Konsentrasjon (µg/l) av microcystin i vann etter behandling. Alle resultater er gjennomsnitt av tre paralleller ± standardavvik (n=3).

bakterier og virus. Den påkrevde restklorkonsentrasjonen ble kun oppnådd for lav og middels microcystin-konsentrasjon, mens for høy microcystin-konsentrasjon (100 µg/l) var rest-klorkonsentrasjonen 0,03 mg/l, tabell 5, etter 30 minutter. Vannkvaliteten, og spesielt konsentrasjonen av organisk karbon, vil påvirke effektiviteten til klor og restklorkonsentrasjonen. Organisk stoff blir oksidert av klor, og ved høye mengder organisk stoff i vannet må klordosene økes for å oppnå en tilfredsstillende desinfeksjon og restklorkonsentrasjon.

I dette forsøket stammet det organiske stoffet primært fra det frysetørkede materialet, og konsentrasjonen av organisk stoff, tabell 1, økte med økende tetthet av algekulturen, som igjen var nødvendig for å oppnå høye konsentrasjoner av microcystin. Resultatene antyder at noe av klorforbruket (målt som restklorkonsentrasjon etter behandling) kan skyldes oksidering av det organiske stoffet i de ulike løsningene. Samtidig så var konsentrasjonen av organisk stoff i vannet

generelt lav og tilnærmet lik for 1 µg/l og 10 µg/l microcystin-løsningene, dvs henholdsvis 0,74 mg C/l og 0,82 mg C/l, tabell 1, samtidig som effektiviteten for fjerning av microcystin ble betydelig redusert, det vil si fra 84 % til 20 %. For den høyeste microcystin konsentrasjonen var mengden av organisk stoff i vannet 1,6 mg C/l, og restklorkonsentrasjonen redusert til 0,03 mg/l, tabell 5. Samtidig ble ikke noe microcystin fjernet i dette tilfelle, dvs 100 % gjenværende etter behandling. Dette kan tyde på at det er en øvre grense for kapasiteten til klor og at klordosen må økes for å oppnå en effektiv fjerning av høye konsentrasjoner av microcystin. I henhold til WHO (www.who.int) kan behandling med en klordose på 3 mg/l, for å oppnå en restklorkonsentrasjon på 0,5 mg/l etter 30 minutters kontakttid, være nødvendig for å gi en effektiv fjerning av microcystin. I Norge har man imidlertid et restriktivt forhold til klordosering, og klorklukt og klorsmak på drikkevannet er lite akseptert. Høye klordoser kan også skape økte

	Behandling/dose			
	Klor (natriumhypokloritt) (mg/l Cl ₂)	Klordioksid (mg/l ClO ₂)	Ozon (mg/l O ₃)	UV (µWS/cm ²)
Initiell microcystin-konsentrasjon:	Før behandling (initiell dose)			
	0,40	0,40	2,0	60
	Etter behandling			
1 µg/l	0,43 ± 0,09	0,15 ± 0,04	0,82 ± 0,21	-
10 µg/l	0,25 ± 0,04	0,06 ± 0,01	0,20 ± 0,13	-
100 µg/l	0,03 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0	-

Tabell 5. Konsentrasjon av fritt klor (mg/l Cl₂), klordioksid (ClO₂) og ozon (mg/l O₃) før og etter behandling av vann med microcystin.

problemer med dannelse av kloreringsbiprodukter, som i seg selv kan gjøre drikkevannet toksisk.

I henhold til Drikkevannsveilederen (www.mattilsynet.no) bør konsentrasjonen av restozon være $> 0,2$ mg/l etter 10 minutters kontakttid, for effektiv inaktivering av bakterier og virus. Tilsvarende som for klorering, vil effekten av ozon være sterkt avhengig av vannkvaliteten, spesielt konsentrasjonen av organisk stoff. Resultatene fra dette forsøket viste at ozonbehandlingen var tilnærmet 100 % effektiv for alle konsentrasjonene av microcystin, mens restozon-konsentrasjonen etter 10 minutter kun var tilfredsstillende for lav og middels microcystin-konsentrasjoner. For den høyeste microcystin-konsentrasjonen ble det ikke funnet noe restozon. I Rositano m.fl (2001) ble det også funnet at microcystin ble 100 % destruert med ozon, uten at det ble målt noe restozon etter behandling. Microcystin-konsentrasjonen var imidlertid $20 \mu\text{g/l}$ og ozondosen fra $0,5 - 1,1$ mg/l O_3 . I dette forsøket var ozondosen $2 \text{ mg/l } \text{O}_3$, tabell 5, og til tross for at fjerningen av microcystin var 100 %, ville antagelig en enda høyere ozondose vært påkrevd for at behandlingen skulle fungere tilfredsstillende også som en hygienisk barriere. For desinfeksjonsformål alene er det imidlertid sjelden at man doserer utover $0,5-1,0 \text{ mg } \text{O}_3/\text{l}$ vann, men ved bruk av ozon for humusfjerning doseres det ofte opp mot $5 \text{ mg } \text{O}_3/\text{l}$ etter som nødvendig dose da er ca. $1 \text{ mg } \text{O}_3/\text{mg TOC}$ (Norvar rapport 147-2006).

Konklusjon og videre arbeid

Resultatene fra laboratorieforsøket viste at ozon er den mest effektive behandlingsmetoden for å fjerne fritt toksin (microcystin) fra vannprøvene. Ozon fjernet effektivt microcystin opp til $100 \mu\text{g/l}$, selv ved relativt lav behandlingsdose ($2 \text{ mg } \text{O}_3/\text{l}$). Klorering med de doser som praktiseres i dag, fungerte for lave konsentrasjoner av microcystin ($1 \mu\text{g/l}$), mens ved økende mengder microcystin ($10 - 100 \mu\text{g/l}$) ble effektiviteten betraktelig redusert. UV og klordioksid var lite effektive behandlingsmåter for fjerning av microcystin. Dette gjaldt både for lave og høye konsentrasjoner av microcystin.

I et fremtidig klima hvor konsentrasjonen av cyanobakterier og tilhørende toksiner i råvannet forventes å øke, vil noen vannverk antagelig måtte endre både prosessoppbygging og dosering for å oppnå en sikker fjerning av disse forurensingene fra råvannet. Resultatene fra disse laboratorieforsøkene tyder på at bruk av ozon eller økte klordoser kan imøtekomme noen av disse utfordringene.

Vi har i dette forsøket begrenset oss til å studere microcystin, som er det mest vanlige cyanotoksinet i norske vannkilder. Det er imidlertid kjent at ulike cyanotoksiner, for eksempel microcystin og nervetoksinet anatoxin-a, kan respondere forskjellig på behandling med for eksempel ozon. I et fremtidig klima hvor man kan forvente seg etablering av andre arter av cyanobakterier som igjen produserer andre toksiner, må det vurderes hvorvidt vannbehandlingen er tilstrekkelig til også å fjerne disse toksinene.

Det er ikke lovpålagt å overvåke alger i norske drikkevannskilder. Med hensyn på et klima i endring vil behovet for overvåking og måling av cyanotoksiner i drikkevann sannsynligvis komme. Et slikt behov kan imøtekommes med tids- og kostnadseffektive og pålitelige overvåkings- og analyseverktøy. I samarbeid med Veterinærinstituttet skal NIVA nå i gang med å evaluere bruk av passive prøvetakere for deteksjon av cyanotoksiner i vann fra vannverk med belastede råvannskilder. Dette prosjektet skal sluttføres høsten 2012.

Takk til

Dette prosjektet er finansiert over og inngår som en del av NIVAs strategiske satsing på klima «Climate SIS: Climate effects from mountains to fjords», arbeidspakke 4-1: Consequences of climate change for safe drinking water supply.

Referanser

Chorus, I. og Bartram, J. (1999) Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London. 416 s.

Ding, J., Shi, H., Timmons, T og Adams, C. (2010) Release and removal of microcystins from *Microcystis* during oxidative-, physical- and UV-based disinfection. Journal of Environmental Engineering, p. 3-11.

HACH (2001) Odyssey DR/2500 Spectrophotometer Procedure manual, HACH Company.

Hem, L. (2006) I hvilken grad kan vi forvente at cyanotoksiner fjernes i norske vannbehandlingsanlegg? VANN, nr 2, s. 182 – 185.

Himberg, K., Keijola, A-M., Hiisvirta, L., Pyysalo, H. og Sivonen, K. (1989) The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study. Water Research, 8, p. 979 – 984.

Keijola, A.M., Himberg, K., Esala, A.L., Sivonen, K og Hiisvirta, L. (1988) Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot-scale experiments. Toxicity assessment: An International journal, vol.3, p. 643 – 656.

Norvar rapport 147-2006. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann. 136 s.

Pauly, B. (2009) Verbreitung und Management von toxischen Cyanobakterien in Norwegen. Diplomarbeit. Fachhochschule Bingen (University of Applied Sciences, Germany). 87 p. På tysk.

Rodriguez, E., Onstad, G.D., Kull, T.P.J., Metcalf, J.S., Acero, J.L. og Gunten, U. (2007) Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate. Water Research, 41, p. 3381 – 3393.

Rositano, J., Newcombe, G., Nicholson, B. og Sztajn bok, P. (2001) Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters. Water Research, 1, p. 23 – 32.

Swietlik, J., Dabrowska A., Raczek-Stanislawiak, U. og Nawrocki, J. (2004) Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Research* 3, p. 547 – 558.

Westrick, J.A., Szlag, D.C., Southwell, B.J og Sinclair, J. (2010) A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Anal. Bioanal. Chem.*, 397, p. 1705 – 1714.