

Vannkvalitet i svømmebasseng: Vurdering av innvirkningen tilført vann har på vannkvaliteten i bassenget

Water quality in swimming pools: Assessing the impact of inflow water on pool water quality

Bacheloroppgave

Prosjektnummer: IMA-B-28-2024

Innleveringsdato: 21.05.2024

Gradering: Åpen

Forfatter: Christine Tendenes Gabrielsen

Intern veileder: Lene Østby

Oppdragsgiver: COWI

Ekstern veileder: Bjørn Aas

Forord

Hensikten med denne oppgaven var å undersøke innvirkningen tilført vann har på vannkvaliteten i svømmebasseng, med spesielt fokus på Pirbadet i Trondheim. Bakgrunnen for dette er å bedre forstå hvordan vannkvaliteten i basseng påvirkes av de ulike komponenter som tilføres gjennom drikkevannet og hvordan disse endres i renseprosessene. Målet er å øke kunnskapen rundt hvilken innvirkning tilførselsvannet kan ha på bassengvannet, og inspirere til en videre interesse for mer forskning på dette ellers lite utforskede feltet. Oppgaven er skrevet som en del av avsluttende bacheloroppgave ved Institutt for materialteknologi (IMA) ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Jeg ønsker å takke alle som har hjulpet til med denne prosessen.

Tusen takk til internveileder Lene Østby som alltid har hatt åpen dør for å komme å stille spørsmål, og hele tiden vært tilgjengelig og sørget for en effektiv fremgang i prosjektet. Takk til eksternveileder Bjørn Aas som har stilt opp med kunnskap, entusiasme og gode samtaler rundt temaet.

Jeg vil også rette en takk til alle på Pirbadet som har brukt tiden av sine hektiske skift på å veilede, og gi oss tilgang inn i deres skjulte labyrint i kjelleren på Pirbadet. Tusen takk til labansvarlige på NTNU Akrinn, Liv Anita Nonstad og Hege Sundgård, som har stilt opp med guiding av lab, innkjøp og hjelp med utstyr.

Takk til sola som ga en ekstra motivasjonsboost på innspurten av oppgaven. Vil også helt til slutt rette en stor takk til alle halvliterne med Red Bull og Sandra som har vært stødige støttespillere gjennom hele oppgaven, og gjort dagene noe lysere.

Mai 2024

Christine Gabrielsen

Sammendrag

Badende tilfører partikler, organisk materiale og andre kjemikalier til vannet. I dag brukes mekanisk rensing som sandfilter, kullfilter og UV-bestråling, i kombinasjon med kjemisk rensing som klor og koagulanter for å fjerne forurensning fra vannet i bassenget. I tillegg til dette tilføres det nytt vann for kontinuerlig utskiftning av vannet i bassenget. Dette er for det meste drikkevann, men til noen basseng tilføres det også sjøvann. Forurensningene i vannet reagerer med klor og danner biprodukter som kan ha helseskadelige effekter. Det er ønskelig å redusere dannelsen av disse biproduktene.

Hovedoppgaven med oppgaven var å vurdere drikkevannets bidrag til bassengvannets kvalitet. Drikkevann tilføres for å erstatte vann som fordamper eller fjernes ved tilbakespyling av filtrene. Tilførsel av drikkevann bidrar også til å fjerne forurensninger som ikke kan elimineres ved dagens rensesprosesser. For å kunne vurdere innvirkningen til tilførselsvannet, ble organisk materiale, fargetall, turbiditet, alkalitet og pH analysert i alle vannprøvene. Vannprøver ble tatt fra tre ulike bassengsystem på Pirbadet i Trondheim. Det ble også tatt prøver fra et drikkevannsuttak og et sjøvannsuttak.

Resultatene viste at tilførselen av drikkevann har en merkbar innvirkning på vannkvaliteten i bassenget. Drikkevannsprøvene inneholder rundt åtte ganger så mye aromatiske organiske forbindelser sammenlignet med bassengvannsprøvene. Prøver tatt ved kveldstid og påfølgende morgen tilsier også at drikkevannet har større betydning for mengden tilført organisk materiale i vannet, enn de badende. Sjøvannet hadde mindre innvirkning basert på de målte parameterne, og hadde et tilnærmet likt innhold av organisk materiale som bassengvannsprøvene.

Abstract

Bathers introduce particles, organic material and other chemicals into the water. Mechanical filtration methods such as sand filters, carbon filters and UV radiation, combined with chemical treatments such as chlorine and coagulants, are currently used to remove contaminants from the pool water. Additionally, fresh water is added continuously to replace the water in the pool. This is mostly drinking water, but some pools also use seawater. Contaminants in the water react with chlorine to form byproducts that can have harmful health effects. It is desirable to reduce the formation of these byproducts.

The main objective of this study was to assess the contribution of drinking water to pool water quality. Drinking water is added to replace water lost through evaporation or filter backwashing. The addition of drinking water also helps to remove contaminants that cannot be eliminated by the current treatment processes. To evaluate the impact of the added water, organic material, color, turbidity, alkalinity, and pH were analyzed in all water samples. Samples were taken from three different pool systems at Pirbadet in Trondheim. Samples were also taken from a drinking water source and a seawater source.

The results showed that the addition of drinking water has a noticeable impact on the pool water quality. The drinking water samples contained about eight times as many aromatic organic compounds compared to the pool water samples. Samples taken in the evening and the following morning also indicated that drinking water contributes more to the amount of organic material in the water than the bathers do. Seawater had less impact based on the measured parameters and had an organic material content similar to that of the pool water samples.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	1
Sammendrag	2
Abstract.....	3
Innholdsfortegnelse	4
Liste over tabeller	6
Liste over figurer	6
Ordliste.....	7
1. Innledning	8
2. Teori	9
2.1 Dagens rensemetoder i svømmebasseng	9
2.1.1 Sandfilter til partikkelfjerning i bassenget	9
2.1.2 Kullfilter	10
2.1.3 UV-stråling av bassengvannet.....	10
2.2 Tilførsel av nytt vann til svømmebassenget	11
2.3 Klor som desinfeksjonsmiddel	12
2.3.1 Fritt, bundet og total klor.....	12
2.3.2 Desinfeksjonsbiprodukter	14
2.3.3 Klor som inhibitor for mikroorganismene.....	15
2.4 Forbindelser i vann.....	16
2.5 Partikler	16
2.6 Løste organiske forbindelser	17
2.6.1 Naturlig organisk materiale og humusstoffer	17
2.6.2 Fargetall	19
2.6.3 SAC254	20
2.6.4 Andre metoder for måling av organisk materiale i vannprøver (TOC og KOF)	21
2.7 pH og alkalitet i bassenget	21
2.8 Pirbadet.....	22
3. Materialer og metode	24
3.1 Utstyr og kjemikalier	24
3.1.1 Utstyr.....	24
3.1.2 Kjemikalier	24
3.2 Prøveinnhenting.....	24
3.3 Måling av organisk materiale ved SAC254	26
3.3.1 Metodeutprøving og justering	26

3.3.2 Standardkurve for huminsyre	26
3.3.3 Måling på spektrofotometer	26
3.4 Fargetall	26
3.5 Total alkalitet og pH	27
3.6 Turbiditet	27
4. Resultater og diskusjon	28
4.1 Organisk materiale målt ved SAC254	28
4.1.1 Standardkurve av huminsyre for SAC254	28
4.1.2 Resultater av mengde organisk materiale målt ved SAC254	30
4.2 Fargetall	32
4.3 pH	34
4.4 Total alkalitet	35
4.5 Turbiditet	36
4.6 Renseprosessen	37
4.7 Tilførselsvannet	39
5. Konklusjon	42
Videre arbeid	43
Referanseliste	44
Vedlegg	46
A - Risikoanalyse	46
B – Eksempelberegning til Tabell 4.11	48

Liste over tabeller

Tabell 2.1 Oversikt over grenseverdier for fritt og total klor [3]	12
Tabell 2.2 Grenseverdier satt i § 16 i Forskrift for bassengbad [3].....	16
Tabell 2.3 Oversikt over hvilke basseng som inngår i de ulike vannsystemene på Pirbadet [13]	23
Tabell 2.4 Bassengverdier for tre av vannsystemene på Pirbadet [13]	23
Tabell 3.1 Oversikt over prøvepunkt og prøveinnhentinger	25
Tabell 3.2 Oversikt over når de ulike prøvene ble tatt	25
Tabell 4.1 Absorbansverdier for standardkurve A	28
Tabell 4.2 Absorbansverdier for standardkurve B	29
Tabell 4.3 Verdier for absorbans målt ved 254 nm – 400 nm	31
Tabell 4.4 Konsentrasjon av organisk materiale i vannprøvene	31
Tabell 4.5 Absorbans ved bølgelengde 410 nm	32
Tabell 4.6 Fargetall i vannprøvene.....	33
Tabell 4.7 pH-verdier for vannprøvene.....	34
Tabell 4.8 Titrantforbruk for alkalitetsmålinger	35
Tabell 4.9 Total alkalitet i vannprøvene.....	35
Tabell 4.10 Målte verdier for turbiditet.....	36
Tabell 4.11 Andel drikkevann som kan tilføres bassenget fordelt på parameter.....	40

Liste over figurer

Figur 2.1 Oppsett av vannsystem i svømmeanlegg. Figuren er inspirert av illustrasjon i [4]	9
Figur 2.2 Fordeling av HOCl og OCl ⁻ i vannet som funksjon av pH. Figuren er inspirert av illustrasjon i [4]	13
Figur 2.3 Inndeling av naturlig organisk materiale. Inspirert av illustrasjon i [24]	18
Figur 2.4 Inndeling og karakterisering av humusstoffer [21].....	18
Figur 2.5 Bølgelengdekurve for en løsning av fulvinsyre (humus) og en standardløsning for måling av fargetall. Figuren er inspirert av illustrasjon i [1].....	19
Figur 4.1 Standardkurve A for huminsyre	29
Figur 4.2 Standardkurve B for huminsyre ved lave konsentrasjoner.....	30
Figur 4.3 Det var synlig forskjell i fargetall for vannprøvene. F.v: Bassengvann (familiebad), sjøvann og drikkevann	33
Figur 4.4 Målt konsentrasjon av organisk materiale over de ulike prøveinnhentingsdatoene fordelt på prøvepunkt.....	37

Ordliste

Abs ₄₁₀	–	Absorpsjon ved bølgelengde 410 nm
DBP	–	Desinfeksjonsbiprodukt
DOC	–	Løst organisk material (Dissolved organic carbon)
DOM	–	Løst organisk materiale (Dissolved organic matter)
KOF	–	Kjemisk oksygenforbruk
NOM	–	Naturlig organisk materiale
SAC ₂₅₄	–	Spectral absorption coefficient at 254 nm
SUVA	–	Spesifikk UV-absorbans
THM	–	Trihalometan
TOC	–	Totalt organisk karbon (Total organic carbon)
UV ₂₅₄	–	Bølgelengde 254 nm

1. Innledning

De eldste svømmebassengene kan dateres tilbake til 2600 fvt.. Den gangen ble de antakeligvis brukt til religiøse seremonier og ritualer [2]. I dag er svømmebassenget en del av skoleopplæringen, terapibehandlinger, toppidrett og rekreasjon. Svømmehallen er for mange en viktig arena for trening, rekreasjon og lek og tiltrekker seg derfor mye folk. Da er det viktig at forholdene er rene og trygge. Det brukes i dag avanserte systemer for kjemisk og mekanisk rensing av vannet som sirkulerer i bassenganlegget, og det stilles strenge krav til kvaliteten på dette vannet gjennom reguleringer i Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v. [3]. Forskriften blir i denne oppgaven omtalt som Forskriften for bassengbad.

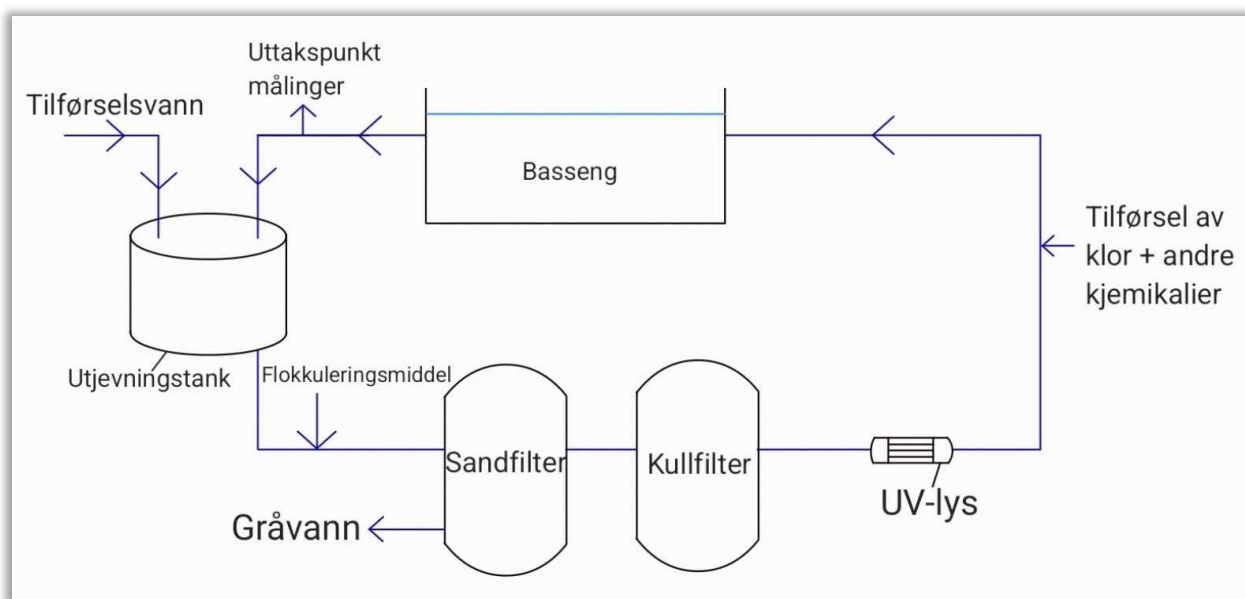
Drikkevann tilføres bassenget kontinuerlig for å opprettholde en jevn utskiftning av vannet i bassenget. Det stilles strenge krav til drikkevann i Norge, men krav til drikkevann og badeforhold er ikke alltid helt sammenfallende. Det har blitt lite forsket på hvilken innvirkning drikkevannet har på badevannskvaliteten. Det er derfor av interesse å vurdere om, og eventuelt hvordan det tilførte vannet påvirker vannkvaliteten i bassenget. Det er også av interesse å vurdere mengden drikkevann som tilføres. I dag er det anbefalt en utskiftning på 30 liter per badende per dag, eventuelt 60 liter per badende per dag ved temperaturer over 34 °C [3].

Dette ble gjennomført ved å måle organisk materiale i vannprøvene. Organisk materiale ble analysert ved UV-absorbans (254 nm), fargetall og turbiditet. Organisk materiale er forløpere til flere uheldige biprodukter, i tillegg beskytter det mikroorganismer fra desinfeksjon [4]. Det ble også målt alkalitet og pH i vannprøvene.

2. Teori

2.1 Dagens rensemetoder i svømmebasseng

Svømmehaller tiltrekker seg mye folk, og for å sikre at bassengvannet holder høy kvalitet må det være et velgjennomtenkt rensesystem. Et eller flere basseng er koblet sammen i et felles vannsystem sammensatt av flere mekaniske og kjemiske rensekomponenter. Fra bassenget føres bassengvannet først inn i rensesystemet gjennom overløpsrenner og bunnsluser. Det overskytende vannet går over i en utjevningstank som er med på å sikre at vannivået i bassenget alltid er fullt. Her tilføres det også nytt vann til bassenget i form av drikkevann og eventuelt sjøvann. Vannet tilsettes et flokkuleringsmiddel som samler de minste partiklene i flokker, før vannet pumpes videre gjennom filtrene [4]. Mest normalt til bruk i større svømmeanlegg er et sandfilter [5]. Noen svømmeanlegg har i tillegg et kullfilter og UV-lys. Her fjernes det aller meste av resterende partikler og noen biprodukter brytes ned. Videre tilsettes vannet en passende mengde klor og syre/base, og går tilbake inn i bassenget [4]. Et eksempeloppsett av et vannsystem i en svømmehall er vist i Figur 2.1.



Figur 2.1 Oppsett av vannsystem i svømmeanlegg. Figuren er inspirert av illustrasjon i [4]

2.1.1 Sandfilter til partikkelfjerning i bassenget

Et sandfilter brukes til å fjerne suspenderte partikler i vannet. Dette innebærer blant annet hudceller, bakterier, alger og støv. Sanden fungerer som et filter ved at partiklene blir fanget i porene mellom sandkornene. Partikkelretensjonen til filteret avhenger av størrelsen på

sandkornene, men sanden kan ofte fjerne partikler av mindre størrelse enn porestørrelsen til filteret grunnet den adsorberende effekten til sandkornene. Vannet blir gjerne koagulert før filtreringen for å øke filteropptaket av små partikler [5]. Sandfilter fjerner likevel ikke de aller minste partiklene eller løste stoffer fra vannet. Etter hvert som partiklene samler seg opp i filteret, øker trykket på filteret og filtreringseffekten reduseres [6]. Sandfilteret må da renses ved tilbakespyling. Dette gjøres ved å spyle gjennom filteret i motsatt retning av den normale vannstrømmen. Partiklene som har samlet seg opp i filteret, løsner da fra sandkornene og føres over i en gråvannstank. Dette vannet går ikke tilbake til bassenget. Tilbakespyling av sandfilteret gjøres normalt ukentlig eller hver andre uke. Dette betyr at hudavfall og annet organisk materiale kan bli værende i filteret i opptil to uker. Dette øker forbruket av klor i vannet og sannsynligheten for dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (DBPer). Sandfilter har i tillegg et høyt energi- og vannforbruk. I en vannkvalitetsundersøkelse ble det derfor forsøkt å bytte ut sandfilter i rensesystemet med et trommelfilter, for å minimere ressursforbruket og korte ned lagringstiden til partiklene i filteret. Dette førte til at partikkelinnholdet og mengden organisk materiale i vannsystemet økte og var etter bare noen få dager havnet på et høyere nivå enn ved bruk av sandfilter. Det ble derfor konkludert at bruk av trommelfilter måtte brukes i kombinasjon med sandfilter. Ved å kombinere de to filtertypene vil dannelsen av DBPer reduseres ved at partikler ikke samles opp i sandfilteret i like stor grad [5].

2.1.2 Kullfilter

Filter bestående av aktivt karbon, kullfilter, fjerner partikulært materiale, klorforbindelser og noen av de løste organiske forbindelsene (DOC) fra vannet [7]. Aktivt kull er et svært porøst materiale og har derfor også et stort overflateareal. Forurensningen fjernes fra bassengvannet ved at den adsorberes til denne kulloverflaten [8]. For økt effekt kobles gjerne flere slike filter sammen etter hverandre. Kullfilteret er også med på å redusere farge og lukt i vannet [7].

2.1.3 UV-stråling av bassengvannet

UV-bestråling brukes i bassenganlegg for å fjerne bakterier, protozoer og de aller fleste virus [9]. UV-lys er stråling med bølgelengder mellom 10 og 400 nm [10]. Det ble først attraktivt å bruke UV-bestråling i vannverk i 1998 da det ble oppdaget at UV-lys hadde mulighet til å inaktivere de klorresistente protozoene *Giardia* og *Cryptosporidium*. UV-stråler ved bølgelengde 254 nm er vist å gi best effekt til å inhibere mikroorganismer. UV-strålingen måles

som regel i mJ/cm^2 . Ved bruk i vannverk er stråledoser på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ vist å ha best desinfiserende effekt, men høye mengder organisk materiale i vannet kan redusere gjennomtrengningen av UV-lys i vannet og dermed minimere denne effekten. For å begrense denne reduksjonen av stråling plasseres som regel UV-lampen nedstrøms for filterne i renseanlegget. En av fordelene med UV-lys er at det gir god desinfiserende effekt ved kort kontaktid, på bare noen få sekunder. UV-lys gir derimot ingen resteffekt, slik klor gjør. Det betyr at UV-strålingen ikke har noen desinfiserende effekt på vannet etter at det har passert UV-lampen. En risiko med dette er at noen mikroorganismer har muligheten til å reaktiveres etter inaktivering. Dette blir spesielt fremmet av naturlig lys. UV-stråling i svømmeanlegg brukes derfor alltid i kombinasjon med klorering av vannet. UV-bestråling har ikke vist noen økt dannelse av DBPer ved den anbefalte strålingsdosen [9]. Ved høyere stråledoser er UV-stråling vist å minimere mengden kloraminer (bundet klor) i vannet, mens dannelsen av trihalometaner (DBPer) økte [11]. UV-stråling fører ikke til noen signifikante endringer i pH, korrosivitet, naturlig organisk materiale eller turbiditet [9].

2.2 Tilførsel av nytt vann til svømmebassenget

I dag må bassengvann skiftes ut kontinuerlig for å fjerne utforurensning i bassengvannet som ikke er mulig å fjerne ved de kjemiske og mekaniske renseprosessene som brukes. Det er mest vanlig å tilføre drikkevann til bassenget, men til noen basseng tilføres det også delvis sjøvann. Saltvannet sies å gi økt badekomfort, men øker også blant annet korrosjonen i anlegget [4].

Det er nitrat, løst organisk materiale, enkelte DBPer og salter som er mest problematisk å fjerne fra bassengvannet [4, 12]. Det er derfor anbefalt en utskiftning av bassengvannet på litt over 30 liter per badende per dag. For basseng med temperatur 34°C eller høyere, bør mengden være over 60 liter per badende per dag [3]. I praksis skiftes ofte vannet ut i forbindelse med tilbakespyling av filterne. Vannet som brukes til spylingen er oppsamlet vann i utjevningstanken, og fjernes fra vannsystemet etter spylingen. Utjevningstanken fylles deretter gradvis opp igjen med drikkevann frem til neste tilbakespyling, etter omtrent en uke [13]. Denne vannmengden er ment å tilsvare mengden som er anbefalt i Forskriften for bassengbad [3].

2.3 Klor som desinfeksjonsmiddel

2.3.1 Fritt, bundet og total klor

Klor er det vanligste brukte desinfeksjonsmiddelet i svømmebasseng, og er lovpålagt å bruke i alle offentlige svømmebasseng i Norge. Ved målinger av klormengde i bassenget deles den totale mengden klor i bassenget inn i «fritt klor» og «bundet klor». Fritt klor er klor som enda ikke har reagert med andre forbindelser i vannet, og utøver den høyeste desinfiserende effekten. Fritt klor danner biprodukter med organiske og uorganiske stoffer. Dette skjer mye raskere enn selve desinfiseringen [4].

Bundet klor er klor som har reagert med forbindelser i vannet. Bundet klor har noe desinfiserende effekt, men betraktelig lavere enn for fritt klor. I tillegg består bundet klor av biprodukter som kan føre til helseskader hos de badende. Det er derfor ønskelig å minimere mengden bundet klor, samtidig som man opprettholder en bestemt mengde fritt klor i bassenget for ikke å miste den desinfiserende effekten [4].

I Forskriften for bassengbad er det derfor satt maksimumsgrenser for bundet klor i bassenget, og minimumsgrenser for fritt klor [3]. Grensene er satt avhengig av temperatur, og for fritt klor starter konsentrasjonen på 0,4 mg/l ved 27 °C. Dette betyr at det til enhver tid skal være et overskudd av klor i bassenget. Grenseverdier for fri og total klor ved ulike bassengvannstemperaturer er vist i Tabell 2.1 [3].

Tabell 2.1 Oversikt over grenseverdier for fritt og total klor [3]

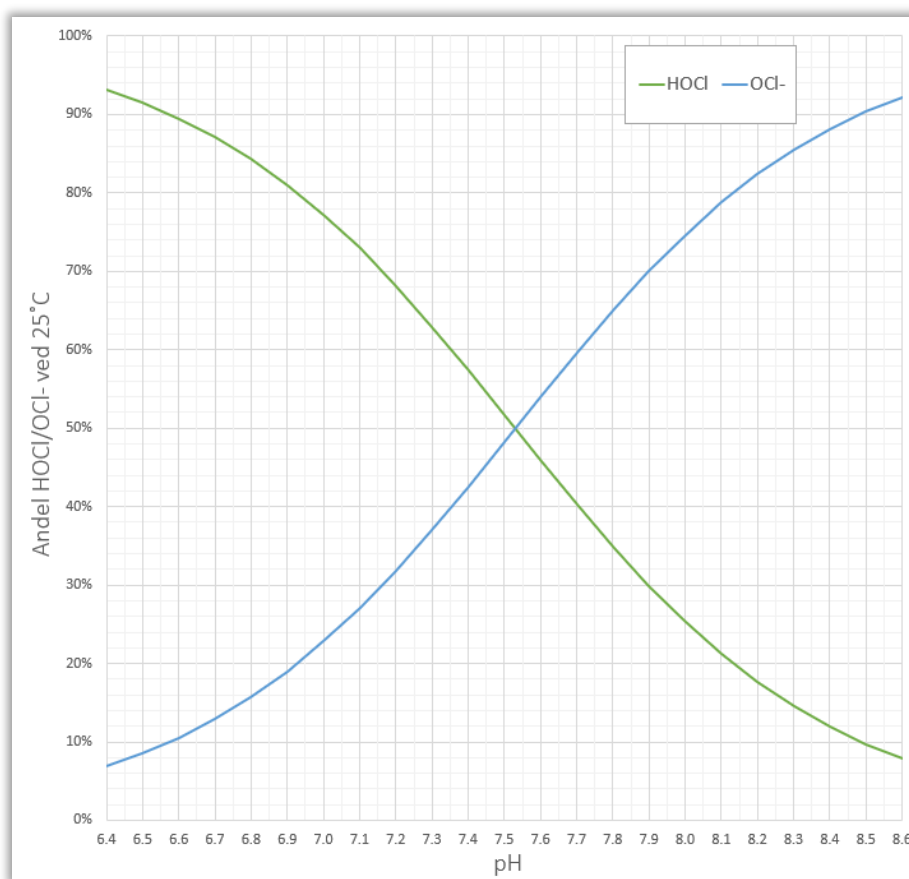
Vanntemperatur	Vannets laveste innhold av fritt klor	Sum av fritt og bundet klor, maksimalverdi
≤ 27 °C	0,4 mg/l	3 mg/l
27-29 °C	0,5 mg/l	3 mg/l
29-33 °C	0,7 mg/l	4 mg/l
33-37 °C	0,9 mg/l	4 mg/l
>37 °C	1,0 mg/l	4 mg/l

Bundet klor skal heller aldri overstige 50 % av mengden fritt klor i bassenget og skal alltid holdes under 0,5 mg/l. I bassenganlegg er det lovpålagt å måle restklor i vannet [3].

Tidvis må også bassenget sjokkloreres. Punktet hvor nøyaktig all klor har reagert med andre forbindelser kalles knekkpunktet. All klor foreligger da som bundet klor. Ved sjokklorering

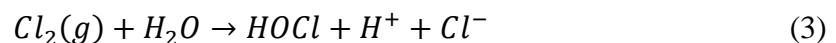
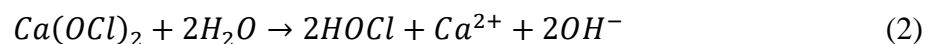
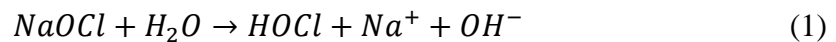
tilføres klor i betydelig høyere konsentrasjoner enn dette punktet for å drepe klorresistente mikroorganismer, fjerne biofilmer og oksidere alle klorforbrukende forbindelser i vannet [4]. Dette gjøres utenom den normale besøkstiden for badende.

I Norge er natriumhypokloritt (NaClO), kalsiumhypokloritt ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) og klorgass (Cl_2) de mest vanlige desinfeksjonsmidlene brukt i svømmebasseng [4]. Disse danner hypoklorsyre (HOCl) i vannet. I denne reaksjonen dannes syre- og basekomponenter som endrer pH i vannet. pH i bassenget må derfor jevnlig justeres ved tilsetning av syre eller base. Reaksjonsligninger for dannelse av hypoklorsyre er vist i Formel 1-3. Hypoklorsyren er i en pH-avhengig likevekt med hypokloritt (OCl^-), vist i Formel 4. Fordelingen er vist grafisk som funksjon av pH i Figur 2.2. HOCl og OCl^- er klorforbindelsene som betegnes som fritt klor, og har høyest desinfiserende effekt i vannet. HOCl regnes derimot å være 40-80 ganger mer effektivt til desinfisering enn OCl^- .



Figur 2.2 Fordeling av HOCl og OCl^- i vannet som funksjon av pH. Figuren er inspirert av illustrasjon i [4]

Ved pH 7,5 er det like mye HOCl og OCl⁻ i vannet (pKa = 7,53). Ved lavere pH øker konsentrasjonen av HOCl, og konsentrasjonen av OCl⁻ minker [4]. Grenseverdiene for pH i offentlige svømmebasseng er i Norge satt til mellom 7,2 og 7,6 [3]. Figur 2.2 viser at ved pH 7,2 er andelen HOCl i bassenget 68 %, mens ved pH 7,6 er denne andelen 46 %. En pH i bassenget på laveste eller øverste grenseverdi vil dermed ha stor innvirkning på desinfeksjonseffekten i bassenget.

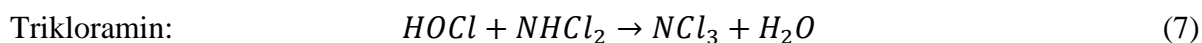
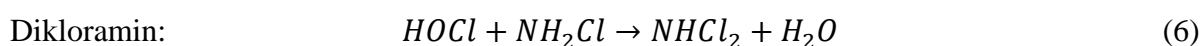
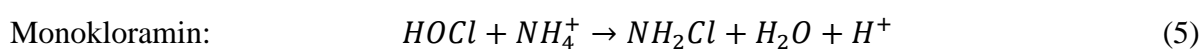


2.3.2 Desinfeksjonsbiprodukter

Klor er et sterkt oksidasjonsmiddel og reagerer raskt med nitrogenforbindelser og organisk materiale i vannet. Flere av desinfeksjonsbiproduktene som dannes er volatile forbindelser som forurenses luften som de badende og andre som oppholder seg rundt bassenget puster inn. Høye temperaturer i badevannet fører til økt volatilitet. DBPer kan også inntas ved svelging og gjennom huden, og er antatt å øke risikoen for astma, nyreskader og kreft [14]. Det er desinfeksjonsbiproduktene som i størst grad forårsaker den kjente klorlukten og sviende øyne. Sammensetningen av det naturlige organiske materiale i vannet har stor betydning for hvilke biprodukter som dannes. I 2010 ble det gjennomført en omfattende undersøkelse for å detektere ulike DBPer og undersøke deres mutagenitet, som er forbindelsenes mulighet til å forårsake permanente mutasjoner i cellers genmateriale [15, 16]. I undersøkelsen ble det oppdaget flere tidligere uoppdagede biprodukter i undersøkelser gjort av drikkevann, totalt over 100 ulike desinfeksjonsbiprodukter [16]. En gruppe som likevel oftest trekkes frem er trihalometaner (THM), derav kloroform, som ofte står for den største andelen av DBPer som oppstår i bassenget. Trihalometaner dannes også av brom i vannet. Brom er et mye brukt desinfeksjonsmiddel i andre land, som et alternativ til klor, men tilføres også bassengvannet ved tilførsel av sjøvann [14]. Selv om noen tiltak kan føre til redusert dannelse av trihalometaner, er det ikke nødvendigvis slik at alle andre DBPer reduseres. Noen ganger kan disse også øke i konsentrasjon, ved reduserende tiltak for THM. Dette kan være DBPer som

forekommer i mindre konsentrasjon i bassenget, men som har høyere risiko for skadelige effekter på de badende [17].

Desinfeksjonsbiprodukter dannes også i reaksjoner med nitrogenforbindelser i vannet. Organiske nitrogenforbindelser tilføres vannet i form av urea fra de badende. Dette brytes ned til uorganiske nitrogenforbindelser, som ammonium (NH_4^+), av mikroorganismer i vannet. HOCl reagerer med disse nitrogenforbindelsene og danner tre typer kloraminer. Dannelsen av disse er vist i Formel 5-7. Det er disse aminene som betegnes som bundet klor. Kloraminer har også en desinfiserende effekt, men mye mindre enn fritt klor. Disse fjernes ved knekkpunktsklorering [4].



Høy temperatur i vannet øker tilførselen av organisk materiale fra de badende [14]. Det er derfor satt krav om høyere doser av desinfeksjonsmiddel i basseng med høyere temperatur [3]. Dette fører til økt dannelse av DBPer i bassengvannet. Derfor er også anbefalingen til vanntilførsel i basseng med temperatur over 34 °C høyere enn basseng med lavere temperatur [3, 14].

2.3.3 Klor som inhibitor for mikroorganismene

Klor inaktiverer mikroorganismer ved å ødelegge for de enzymatiske prosessene i cellen. Disse prosessene er livsnødvendige for cellen. HOCl er mer fettløselig enn OCl^- . HOCl klarer derfor mer effektivt å passere passivt gjennom cellens membraner, hvor den kan angripe metabolismezymer og DNA i cellen. Dette er hovedgrunnen til at HOCl er et bedre desinfeksjonsmiddel enn OCl^- . Ved normale klorkonsentrasjoner i svømmebasseng inaktiveres cellene, men ved høye konsentrasjoner kan også cellene lysere [4]. Cellen går da i oppløsning, og kan ikke fotoreaktiveres.

Høyest desinfeksjonseffekt oppnås ved høyt nivå av fritt klor, lang kontaktid, høy vanntemperatur og god innblanding. I tillegg til lav pH, lav turbiditet og fravær av forstyrrende forbindelser [4].

2.4 Forbindelser i vann

Hver enkelt badende tilfører forurensning til bassengvannet. Det meste av denne forurensningen er i form av organisk materiale som svette, urin og døde hudceller. I tillegg tilføres det ukjente kjemikalier til vannet gjennom bruk av kosmetikk og andre velværeprodukter. Noe forurensning kommer også fra råvannet som tilføres bassenget. Forurensning i bassengvann deles gjerne inn i partikulært materiale, løst materiale og mikroorganismer. Organiske forbindelser reagerer med de klorholdige desinfeksjonsmidlene som tilføres vannet [14]. Dette senker effektiviteten av desinfiseringen og fører til at det må tilføres mer klor til vannet. Desinfeksjonsbiproduktene som dannes er ofte helsefarlige, noe som kan utgjøre en risiko for de badende dersom konsentrasjonene blir høye. Høye konsentrasjoner partikulært og organisk materiale danner også gode vekstvilkår for bakterier [4]. Det er derfor viktig at dette blir fjernet. I Forskriften for bassengbad er det satt grenseverdier for ulike parametere for å sikre at alle offentlige bassenganlegg opprettholder god kvalitet på vannet [3]. Disse grenseverdiene er vist i Tabell 2.2.

Tabell 2.2 Grenseverdier satt i § 16 i Forskrift for bassengbad [3]

Parameter	Laveste tillatte verdi	Høyeste tillatte verdi
1. Fargetall [mg/l Pt]		5
2. Turbiditet [NTU]		0,5
3. Surhetsgrad [pH-verdi]	7,2	7,6
4. Kimtallsbakterier ved 37°C [per ml]		10
5. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> [per 100 ml]		0
6. KOF_{Mn} [mg/l O]		4

2.5 Partikler

Hudrester og hårrester som tilføres vannet forekommer i størst grad som partikulært materiale [4]. Partikler danner en barriere rundt bakterier og beskytter dem med dette fra UV-bestråling og klorering [18]. Partikler i vannet reagerer også med desinfeksjonsmidlene slik at desinfiseringseffekten i bassenget synker. Ved stillestående vann synker partikler som er større enn 1 μm til bunns eller flyter til overflaten og fjernes fra bassenget ved bunn suging eller via

overløpsrennene. Disse kan videre fjernes ved filtrering. For partikler av kolloidal størrelse (<1 µm) må det tilføres en koagulant ofte kombinert med et flokkuleringsmiddel. Ved normal pH i svømmebassenget er de fleste organiske partiklene svakt negativt ladet, slik at partiklene frastøter hverandre. Koagulantene gjør at disse partiklene danner aggregasjoner (flokker). Koagulantene består som regel av aluminium eller jernforbindelser som danner forbindelser med hydroksidioner i vannet. Disse omsvøper partiklene og danner svakt sammensatte grupperinger av partikler. Koagulantene kombineres gjerne med en hjelpflokkulant bestående av syntetiske polymere som binder flokkene bedre sammen. Flokkene som oppstår kan filtreres bort på samme vis som større partikler [4].

Turbiditet er et mål på uklarheten i vannet, spesielt forårsaket av finpartikulært materiale [18]. Partikler av kolloidal størrelse sprer eller absorberer lys. Denne lysspredningen kan måles ved et turbidimeter [19]. Turbiditet korrelerer som regel med mengden partikler i vannet, men korrelasjonen kan variere ut fra ulike vannkilder avhengig av størrelsesfordelingen på partiklene [20]. Turbiditet oppgis ofte i nefelometriske turbiditetsenheter (NTU). I bassengvann skal ikke turbiditeten overstige 0,5 NTU [3].

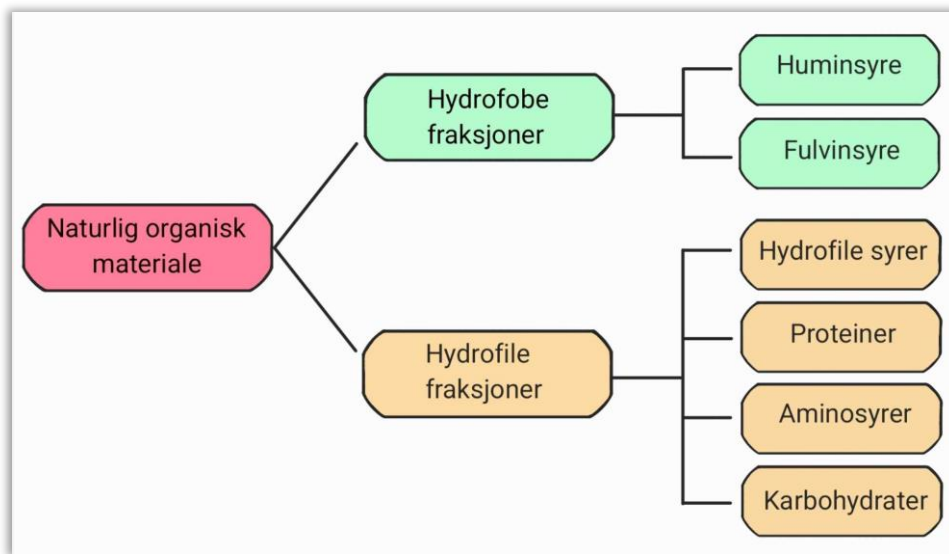
2.6 Løste organiske forbindelser

Organisk materiale forekommer ofte løst i vannet. Dette tilføres i hovedsak fra drikke- og sjøvannet som tilføres bassenget, og i noen grad fra de badende [4]. Organisk materiale i tilførselsvann er for det meste humusstoffer som stammer fra nedbrutte planter og bakterier i vannkilden. Humusstoffer er ikke helsefarlige, men ved større konsentrasjoner gir humusstoffer en gul/gulbrun farge og lukt til vannet [21]. Mengden organisk materiale i drikkevann er derfor regulert i drikkevannsforskriften [22]. I bassengvann må organisk materiale holdes til et minimalt nivå for å unngå høye konsentrasjoner av helseskadelige biprodukter. I Forskriften for bassengbad er det derfor satt grenseverdier for kjemisk oksygenforbruk (KOF) og fargetall [3].

2.6.1 Naturlig organisk materiale og humusstoffer

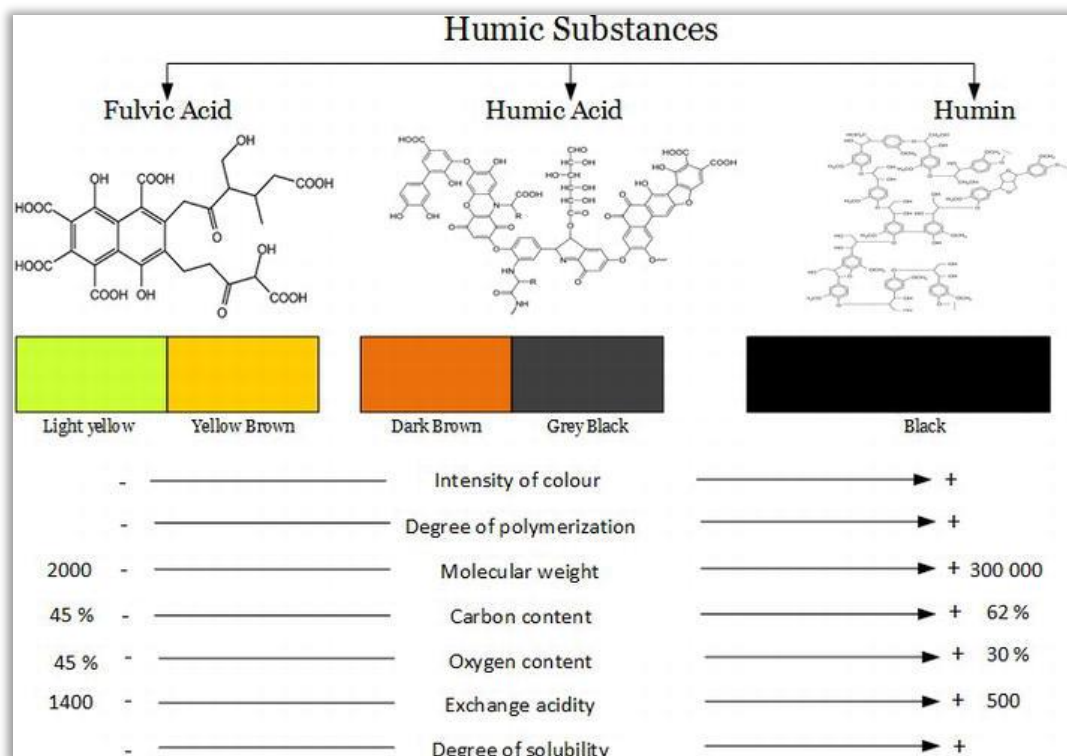
Det meste av organisk materiale i drikke- og bassengvann er naturlig organisk materiale (NOM) som stammer fra råvannskilden. NOM er en betegnelse på et bredt spekter av forbindelser som stammer fra nedbrutte planter, dyr og mikroorganismer. Huminsyre brukes

ofte som modellforbindelse for NOM fordi dens sammensatte og heterogene natur ligner den naturlige sammensetningen av vann [23]. Inndelingen av NOM er illustrert i Figur 2.3.



Figur 2.3 Inndeling av naturlig organisk materiale. Inspirert av illustrasjon i [24]

Størsteparten av NOM består av humusstoffer. Humusstoffer kan igjen deles inn i kategoriene fulvinsyre, huminsyre og humus, hvor huminsyre utgjør den største andelen [21]. Grupperingen og ulike karakteriseringer av humusstoffene er vist i Figur 2.4.

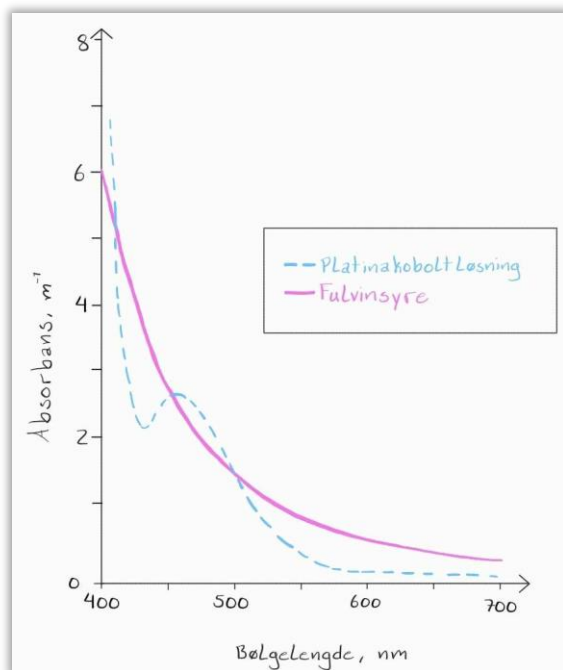


Figur 2.4 Inndeling og karakterisering av humusstoffer [21]

Som vist på figuren har de ulike gruppene noe forskjellig sammensetning og kvaliteter. Generelt sett er alle komplekse organiske forbindelser sammensatt av aromatiske ringer og karboksylgrupper [23]. Begrepene for inndelingen av humusstoffer brukes i praksis ofte om hverandre, og er oftest omtalt som humus. Humusstoffene gir farge til vannet, og er grunnen til at innsjøer og elver noen ganger kan ha en gul/gulbrun farge. Ved fargetall over 15 mg/l Pt er fargen tydelig nok til å kunne differensiere visuelt, og ved høyt fargetall (>25 mg/l Pt) kan vannet føre til misfarging på klær. Humusinnholdet svekker også strålingsintensiteten ved UV-bestråling av vannet, og fører til økt bakterievekst [18].

2.6.2 Fargetall

Humusstoffer kan måles som fargetall i vannet [20]. Fargetall måler humus, jern og mangan,



Figur 2.5 Bølgelengdekurve for en løsning av fulvinsyre (humus) og en standardløsning for måling av fargetall. Figuren er inspirert av illustrasjon i [1]

som er forbindelser som gir farge til vannet. I vann som ikke inneholder betydelige mengder jern og mangan gir dette derfor en god indikasjon på mengden humus i vannet. Fargetall kan måles visuelt, med et kolorimeter eller på spektrofotometer med bølgelengde 410 nm. Ved sistnevnte metode brukes en løsning av en platinaforbindelse som standard og verdien oppgis derfor i milligram platina per liter (mg/l Pt) eller dimensjonsløst. Ved spektrofotometriske målinger av fargetall benyttes høyeste sammenfallende bølgelengde for ukjent prøve og standard. For måling av fargetall er denne bølgelengden ved 410 nm som illustrert ved Figur 2.5 [1].

Det er mulig å beregne fargetall ut fra empiriske data av platinamålinger som vist i Formel 8 [20]. Faktor 387 er stigningstallet som er funnet ved empiriske målinger av platinastandarden. Faktor 5 kommer av størrelsen på kyvetten. Platinastandarden måles med en kyvette på 50 mm, mens fargetall måles med en kyvette på 10 mm og oppgis med enhet cm^{-1} .

For drikkevann anbefales det at fargetallet ikke overskrider 20 mg/l Pt [22]. I svømmebasseng skal konsentrasjonen av organisk materiale holdes så lav som mulig for å minimere dannelsen av DBPer. Fargetall i svømmebasseng skal ikke overstige 5 mg/l Pt [3].

$$\text{Fargetall} = \text{Abs}_{410} \cdot 5 \cdot 387 \quad (8)$$

2.6.3 SAC254

En lettanvendelig metode for å måle naturlig organisk materiale i vannprøver kalles «spectral absorption coefficient 254» og forkortes til SAC254. Ved denne metoden filtreres vannprøven og måles på spektrofotometer ved bølgelengde 254 nm. Prøven filtreres gjerne med et membranfilter som har porestørrelse på 0,45 mikrometer for å fjerne alle større partikler som kan virke inn og skape støy i målingene på spektrofotometeret. Partikler i prøven vil kunne føre til kunstig høye verdier [23]. Noen filter kan påvirke absorbansmålingene ved at de adsorberer noe av det organiske materiale eller ved at de tilfører organisk materiale eller partikler til prøven [25]. Det er viktig å velge et filter som filtrerer bort større partikler samtidig som det i minst mulig grad påvirker prøvene. Kraftig spyling av filteret med ultrarent vann (Milli-Q) i forkant av filtreringen vil hjelpe å minimere forurensningen fra filteret [25]. Filter av cellulosenitrat, glassfiber eller polykarbonat ofte brukt til denne metoden [26]. Et alternativ til filtrering av prøvene, er å sammenligne absorbansverdiene målt ved 254 nm, med absorbans målt ved bølgelengde 400 nm for å kompensere for turbiditeten i prøven [27].

Det er nødvendig å bruke kvartskvyetter til målingene da disse gir høyest sensitivitet ved måling av bølgelengder under 380 nm [28]. Kyvetter med diameter på 10 mm er mest vanlig å bruke til denne metoden, men ved vannprøver med lave konsentrasjoner av organisk materiale kan det være nødvendig å bruke kyvetter med diameter 5 cm eller 10 cm.

Målingene fra spektrofotometeret kan brukes til å finne konsentrasjon av organisk materiale i prøven. Dette gjøres ved å sammenligne verdiene fra ukjentprøvene med verdier målt av en tillaget standard. Løsninger av huminsyre eller fulvinsyre er vanlige å bruke som standard [23].

Organisk materiale har høy absorbans ved korte bølgelengder. Bølgelengden på 254 nm er valgt ut fra dette fordi den gir høy sensitivitet for prøver som inneholder organisk materiale, i tillegg til at bølgelengden har høy sensitivitet i lyslampen som brukes i spektrofotometer [23].

UV254 er nært knyttet til konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC). Målinger på spektrofotometer bør ikke inneholde partikulært materiale, da dette kan forårsake støy i

målingene. For vann med lavt partikulært innhold er derimot metoden sammenlignbar med både løst organisk karbon (DOC) og TOC. Mesteparten av det organiske innholdet som absorberer lys er naturlig organisk materiale (NOM). Metoden er derfor en god måling på NOM i vannet. Det er π -elektroner i huminsyren som absorberer lys ved UV-stråling. π -elektroner forekommer i umettede hydrokarboner, forbindelser med aromatiske ringer og karboksylgrupper [23]. Andelen av disse er størst i den hydrofobe delen av NOM [21].

I en analyse hvor drikkevannsprøver og bassengvannsprøver ble målt både ved UV254 og TOC, viste resultatene at forholdet mellom absorbansverdiene og verdiene for TOC var betraktelig større mellom bassengvannsprøvene enn for drikkevannsprøvene. Dette skyldtes antakelig at drikkevannet har en større andel av organisk materiale med høy molekylær vekt enn bassengvannet, og dermed høyere absorbans ved UV254 [29].

2.6.4 Andre metoder for måling av organisk materiale i vannprøver (TOC og KOF)

Organisk materiale kan også måles direkte ved hjelp av en TOC-analysator eller indirekte ved å måle kjemisk oksygenforbruk (KOF). I Norge er det ikke satt noen grenseverdi for TOC i bassengvann, mens KOF er satt til maksimum 4 mg/l O [3].

Forholdet mellom UV254 og TOC-målinger kan brukes til å finne spesifikk UV-absorbans (SUVA). SUVA₂₅₄ blir brukt for å karakterisere komponentene i vannet. SUVA over 4 indikerer at prøven i hovedsak består av hydrofobiske og aromatiske forbindelser. SUVA under 3 indikerer at hovedandelen av det organiske materiale i prøven er hydrofile forbindelser [23].

2.7 pH og alkalitet i bassenget

Alkalitet er et mål på vannets evne til å nøytralisere syre, og er vannets naturlige buffer. Alkalitet måles ut fra konsentrasjonen av hydroksid (OH^-), karbonat (CO_3^{2-}) og hydrogenkarbonat (HCO_3^-) i vannet. Alkalitet er viktig i svømmebasseng for å unngå raske endringer i pH ved tilsats av ulike kjemikalier. Den vanligste metoden for å måle alkalitet er ved titrering, hvor det finnes to ekvivalenspunkt. Det første punktet måles ved endepunktet til indikatoren fenolftalein ved pH 8,3 når omtrent alt hydroksid og halvparten av karbonat er forbrukt. Det andre ekvivalenspunktet er når alt hydrogenkarbonat og resterende karbonat er brukt opp. Dette måles ved endepunktet for metyloransje ved pH 4,5. Noen ganger titreres det også til pH 4,2. Ved dette stadiet er alle de alkaliske komponentene forbrukt og beregninger

som gjøres ved dette endepunktet kalles total alkalitet [30]. For vannprøver med pH under 8,3, titreres kun til dette endepunktet. Ekvivalenspunktene kan også måles potensiometrisk med bruk av et pH-meter [31]. Beregning av total alkalitet er vist i Formel 9.

$$A_T \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{HCO}_3^- \right] = \frac{V(\text{titrant})[\text{ml}] * N [N] * Mm(\text{hydrogenkarbonat}) \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right] * 1000}{V(\text{analytt}) [\text{ml}]} \quad (9)$$

I norske basseng må det noen ganger tilsettes karbonat til bassenget for å øke alkaliteten. Dette kommer av at norske drikkevannskilder generelt har et lavt innhold av alkaliske komponenter (ned mot 6 mg/l HCO_3^-). I tillegg blir noen av komponentene fjernet i rensesystemet [4].

En stabil pH er også viktig for å sikre at desinfeksjonen i vannet er optimal, og at pH ligger innenfor forskriftskravene. Desinfeksjonseffekten er som forklart i kapittel 2.3.1 høyest ved lav pH. Lav pH fører derimot til økt korrosjon i bassenganlegget og er med på å øke dannelsen av enkelte biprodukter. Dette skaper et mindre badevennlig miljø, ved økt svie i øyne, hudirritasjon og utsettelse for en høyere andel potensielt helseskadelige biprodukter [4, 32]. Grenseverdier for pH i offentlige basseng i Norge i dag er derfor satt til mellom 7,2 og 7,6 [3].

2.8 Pirbadet

Pirbadet er et større badeanlegg på Brattøra i Trondheim. Badet åpnet i 2001, og har i dag rundt 400 000 besøkende årlig. Flere av bassengene er koblet sammen i felles vannsystemer med tilhørende renselanlegg. Det er totalt fem slike vannsystem på Pirbadet [33].

Bassengsammensetning for tre av vannsystemene er vist i Tabell 2.3. Dette er de tre eldste vannsystemene på Pirbadet.

Tabell 2.3 Oversikt over hvilke basseng som inngår i de ulike vannsystemene på Pirbadet [13]

Vannsystem	Type basseng
Idrettsbasseng	Idrettsbasseng (med mulighet for todeling)
Helsebad	Helsebasseng 1
	Helsebasseng 2
	Velværebasseng
	Boblebasseng
Familiebad	Ungdomsbasseng
	Barnebasseng
	Bølgebasseng
	Boblebasseng ungdom
	Boblebasseng barn

Mer detaljerte verdier for de tre vannsystemene er vist i Tabell 2.5.

Tabell 2.4 Bassengverdier for tre av vannsystemene på Pirbadet [13]

	Idrettsbasseng	Helsebad	Familiebad
Kjemikalier	Natriumhypokloritt (desinfeksjon) Svovelsyre (pH-regulering) P-flock AHC (Aluminiumhydroksidklorid) (flokking)		
Antall basseng i rensesystem	1 (2) stk	4 stk	5 stk
Temperatur	27 °C	34 – 34 – 34 – 38 °C	31 – 31 – 31 – 38 – 38 °C
Vannvolum	3404,9 m ³	802,4 m ³	815,4 m ³
Sirkulasjonsmengde	560 m ³ /h	400 m ³ /h	600 m ³ /h

I tillegg til verdiene gitt i Tabell 2.4 tilføres det sjøvann til idrettsbassenget.

3. Materialer og metode

I forkant av de praktiske analysene ble det utarbeidet en risikoanalyse. Denne er lagt ved i Vedlegg A.

3.1 Utstyr og kjemikalier

3.1.1 Utstyr

- Spektrofotometer (Thermo Scientific – Evolution 60S UV-Visible Spectrophotometer)
- Glassfiberfilter (Glass microfibre filters without binder, grade MN 85/220 BF, Macherey-Nigel)
- Titreroppsett
- pH-meter (Radiometer Copenhagen – PHM 92 Lab pH meter)
- Turbidimeter (Hach - 2100N Turbidimeter)

3.1.2 Kjemikalier

- Huminsyre (Thermo scientific, Humic acid, Crystalline powder, CAS: 1415-93-6)
- Konsentrert svovelsyre (18 M H₂SO₄)

3.2 Prøveinnhenting

Vannprøvene ble tatt på Pirbadet i Trondheim. Pirbadet har fem separate rensesystem, med hvert sitt uttakspunkt, hvor bassengvannprøver tas flere ganger daglig. Det ble tatt prøver fra tre av disse, og det ble totalt utført fem prøveinnhentingene. Prøvene ble tatt to ganger på kveldstid og etterfølgende morgen for å se om vannkvaliteten i bassengene ble endret over natten. En prøvetaking ble i tillegg tatt enkeltvis på morgentid. Drikkevannsprøvene ble tatt fra en vannkran rett ved uttaket for de andre prøvene. En oversikt over hvor alle prøvene ble tatt og antall prøver er vist i Tabell 3.1. En oversikt over når prøvene ble tatt er vist i Tabell 3.2. Prøveinnhenting fra 18.april er markert i grå for å tydeliggjøre at prøven ikke ble tatt i kombinasjon med en prøveinnhenting dagen før, slik som de fire andre prøveinnhentingene. Alle prøvene ble oppbevart i 1-liters beholdere av borosilikat.

Tabell 3.1 Oversikt over prøvepunkt og prøveinnhenting

Prøvepunkt	Antall prøver per prøveinnhenting	Totalt antall prøveinnhenting
Drikkevann	2	5
Sjøvann	2	4 (5)
Familiebad	3	5
Idrettsbasseng	3	5
Helsebad	3	5

Tabell 3.2 Oversikt over når de ulike prøvene ble tatt

Prøveinnhenting nr.	1	2	3	4	5
Dato	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Kveld/morgen	Kveld	Morgen	Morgen	Kveld	Morgen

Ved første og andre prøveinnhenting ble sjøvannsprøvene tatt ved kaien utenfor Pirbadet. Verdiene for disse prøvene er satt i parentes i resultatdelen. Ved andre prøveinnhenting ble det i tillegg tatt en sjøvannsprøve fra et uttak inne på Pirbadet med lite sirkulasjon. Denne prøven hadde betydelig høyere partikkelinnhold enn de resterende sjøvannsprøvene. De tre siste prøveinnhentingene ble sjøvannsprøvene derfor tatt fra et uttak inne på Pirbadet med høyere sirkulasjon.

Prøvene ble oppbevart ved 4 grader over natten, og ble tatt ut rundt 30 minutter før analyse, slik at de fikk tid til å romtempereres. Alle prøvene ble analysert innen tre dager etter innhenting.

3.3 Måling av organisk materiale ved SAC254

3.3.1 Metodeutprøving og justering

Ved utprøving av metoden ble vannprøvene filtrert med glassfiberfilter med retensjonsfaktor 0,4 µm i forkant av spektrofotometermålingene. Ved analyser av bassengprøvene ble prøvene ikke filtrert på forhånd.

3.3.2 Standardkurve for huminsyre

5 mg av huminsyren ble veid ut på analysevekt og løst i 500 ml destillert vann til en konsentrasjon på 10 mg/l. Av denne ble det gjort uttak og fortyninger for å lage en parallell med konsentrasjonene 0,1, 0,2, 0,5, 1, 3 og 5 mg/l. Alle standardløsningene ble målt på spektrofotometer med bølgelengdene 254 og 400 nm. Destillert vann ble brukt som blankprøve.

En standardkurve for lavere konsentrasjoner av standarden ble laget ved å veie opp 4 mg av huminsyrepulveret. Dette ble løst i 1 l destillert vann til en konsentrasjon på 4 mg/l. Stammløsningen ble fortynnet til konsentrasjoner på 0,006, 0,01, 0,05, 0,1 og 1 mg/L. Det ble laget to slike paralleller ut fra samme stamløsning. Alle standardprøvene ble målt på spektrofotometer som beskrevet i kapittel 3.3.3.

3.3.3 Måling på spektrofotometer

Vannprøvene ble helt direkte over i kvartskvetter med 10 mm diameter. Hver prøve ble fordelt på minst fire kvetter. Kvettene ble tørket for vann og smusk, og eventuelle luftbobler ble fjernet. Deretter ble prøvene plassert i spektrofotometeret og målt ved bølgelengdene 254 nm og 400 nm. Absorbansverdiene ble omregnet til konsentrasjon av organisk materiale ved å bruke verdiene fra regresjonskurven for standardkurven vist i Figur 4.1.

Underveis ved måling av vannprøvene ble det i tillegg tatt jevnlig målinger av destillert vann for å sjekke at disse prøvene ga absorbans $<0,010 \text{ cm}^{-1}$.

3.4 Fargetall

Vannprøvene ble helt over i kvetter med 10 mm diameter. Prøvene ble målt på spektrofotometer med bølgelengde 410 nm. Absorbansverdier ble regnet om til fargetall ved å bruke empiriske data vist i Formel 8.

3.5 Total alkalitet og pH

Vannprøvenes alkalitet ble målt ved titrering mot 0,02 M svovelsyre. Svovelsyren ble laget ved å fortynne konsentrert svovelsyre (18 M) med destillert vann.

Byretten ble først skylt med svovelsyren, før syren ble fylt opp. Deretter ble prøvene pipettert over i begerglass i alikvoter på 100 ml hver. Det ble laget tre alikvoter for hver prøve, totalt ni alikvoter per bassengsystem per prøveinnhenting. En magnetrører ble brukt for å sikre at prøven var homogen. Et pH-meter ble plassert i prøven og pH for vannprøven ble avlest. Prøven ble deretter titrert frem til endepunkt ved pH 4,5 (potensiometrisk) og forbruk av svovelsyren ble avlest. Alkalitet i prøven ble beregnet ved å bruke Formel 9.

3.6 Turbiditet

Alle prøvene ble vendt og latt stå et par minutter for analysering. Prøvene ble deretter helt over i prøveglass og eventuelle luftbobler ble fjernet. Prøven ble plassert i turbidimeteret (Hach – 2100N Turbidimeter) og verdi ble avlest etter 10-15 sekunder. Det ble utført tre målinger av hver prøve.

4. Resultater og diskusjon

I denne oppgaven var det ønskelig å finne ut av hvilken innvirkning vannet som tilføres bassengvannet har på vannkvaliteten. Det var også av interesse å ta en vurdering på hvilken tilført vannmengde som kunne være passende. I dag er anbefalt mengde tilført vann satt til 30 liter per badende per dag. For basseng med temperatur 34°C eller høyere er denne anbefalingen over 60 liter per badende per dag [3]. Parametere for organisk materiale, turbiditet, alkalitet og pH ble analysert for å kunne ta en vurdering på dette.

4.1 Organisk materiale målt ved SAC254

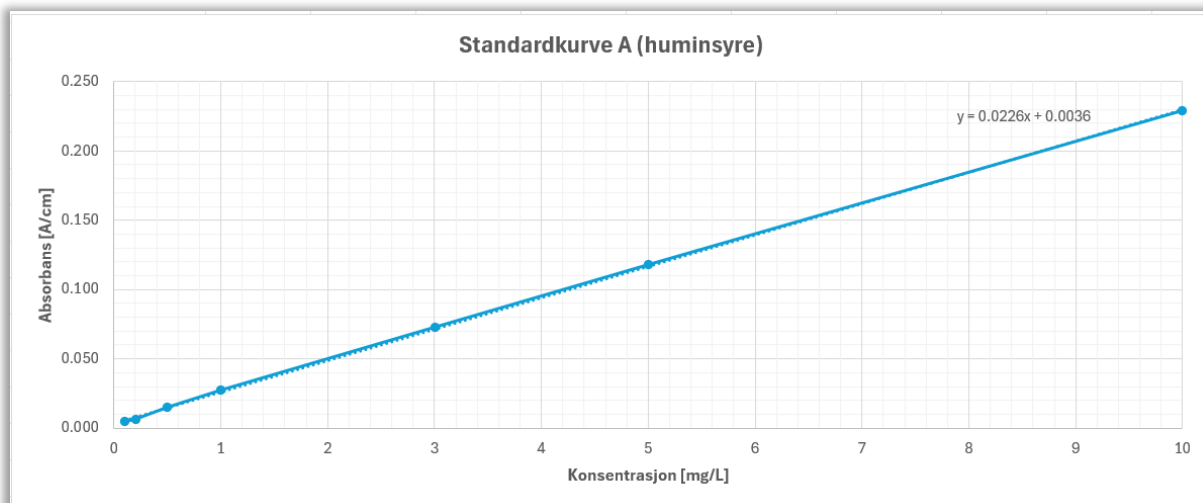
Ved utprøving av denne metoden ble det brukt glassfiberfilter med porestørrelse 0,40 µm for å fjerne eventuelle partikler i vannprøvene. Sammenligning av filtrerte og ufiltrerte prøver målt på spektrofotometer viste at de filtrerte prøvene ga høyest absorban. Dette indikerte at filtrene som ble brukt tilførte partikler eller organisk materiale til prøvene [25], og fungerte dermed mot sin hensikt. Det ble derfor bestemt å heller bruke metoden hvor prøvene måles ved to ulike bølgelengder. Ingen av vannprøvene vist i resultatdelen er derfor filtrert. Alle de oppgitte absorbanverdiene er i forkant tatt differansen av bølgelengdene 254 nm og 400 nm.

4.1.1 Standardkurve av huminsyre for SAC254

En standardkurve av huminsyreløsninger med konsentrasjoner fra 0,1 til 10 mg/l huminsyre ble laget for å kunne beregne konsentrasjonsverdier for vannprøvene med ukjent konsentrasjon. Absorbansverdier for standardkurven (Standardkurve A) er vist i Tabell 4.1. Målingene er illustrert grafisk i Figur 4.1.

Tabell 4.1 Absorbansverdier for standardkurve A

Konsentrasjon [mg/l]	0,1	0,2	0,5	1	3	5	10
Absorbans [cm ⁻¹]	0,005	0,006	0,015	0,027	0,073	0,118	0,229
Standardavvik [cm ⁻¹]	0,003	0,004	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003



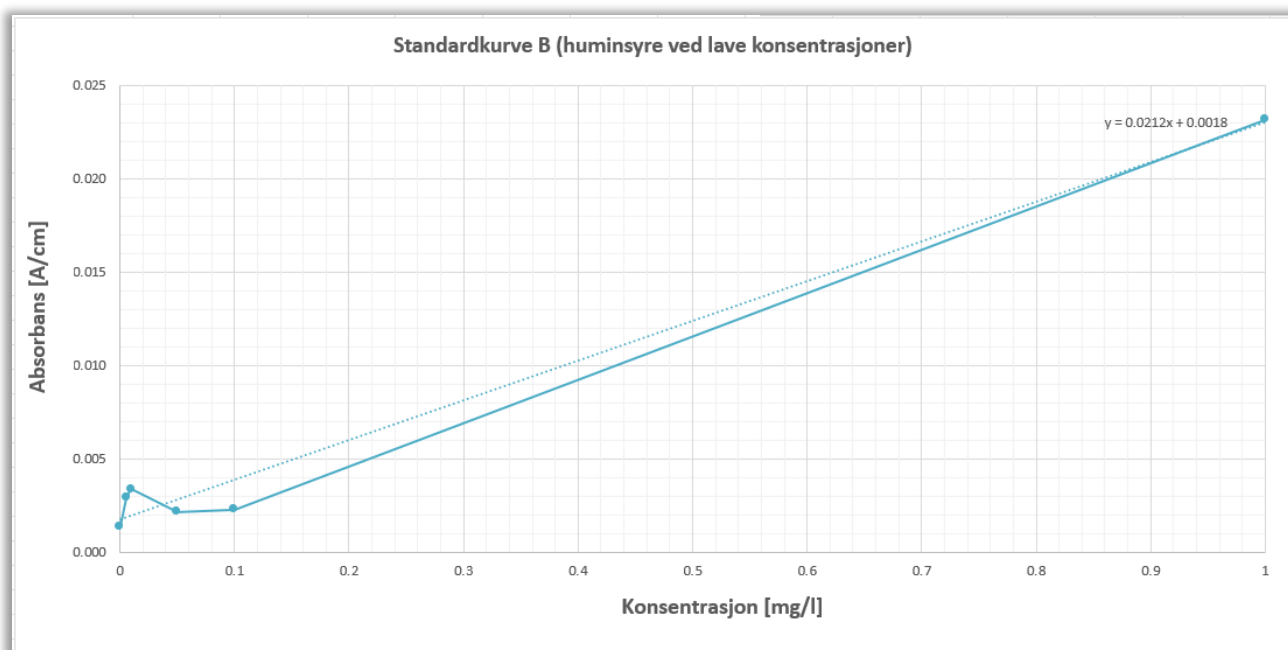
Figur 4.1 Standardkurve A for huminsyre

Stigningstallet for standardkurve A er 0,023. Grunnet noe naturlig støy ved målingene går ikke kurven gjennom origo.

Bassengvannprøvene viste svært lave absorbansverdier, det ble derfor forsøkt å lage en standardkurve for enda lavere konsentrasjoner av huminsyren enn i Standardkurve A. For denne standardkurven (Standardkurve B) ble det laget to paralleller. Middelerdi for absorbansmålingene av disse er vist i Tabell 4.2. Standardkurven er illustrert grafisk i Figur 4.2.

Tabell 4.2 Absorbansverdier for standardkurve B

Konsentrasjon [mg/l]	0	0,006	0,01	0,05	0,1	1	4
Absorbans [cm ⁻¹]	0,001	0,003	0,003	0,002	0,002	0,023	0,094
Standardavvik [cm ⁻¹]	0,002	0,004	0,003	0,003	0,002	0,003	0,005



Figur 4.2 Standardkurve B for huminsyre ved lave konsentrasjoner

Verdien for stamløsningen på 4 mg/l er utelatt fra Figur 4.2 for å tydeligere få frem de lave verdiene i kurven. Standardkurven viser at «stigningen» stagnerer kraftig for verdier under 0,1 mg/l. I dette området er den målte absorbansen under $0,005 \text{ cm}^{-1}$. Det er derfor naturlig at noe støy vil forekomme, spesielt med tanke på at spektrofotometeret har høy sensitivitet ved bølgelengde 254 nm [23]. Standardkurve A brukes derfor for å beregne konsentrasjon i vannprøvene. Konsentrasjoner under 0,1 mg/l oppgis som $<0,1 \text{ mg/l}$.

For å være sikker på at det meste av støy som kan forekomme er utelukket, kunne det vært hensiktsmessig å sette en høyere avgrensingsverdi enn 0,1 mg/l. For eksempel ved å runde av alle de målte absorbansverdiene til to desimaler. I et forsøk på å differensiere noe mellom de ulike bassengprøvene er dette ikke gjort her.

4.1.2 Resultater av mengde organisk materiale målt ved SAC254

Resultatene for målinger av basseng og råvannsprøver på spektrofotometer ved differanse av bølgelengdene 254 nm og 400 nm er presentert i Tabell 4.3. Målingene er regnet om til konsentrasjon ved bruk av likningen for regresjonskurven i Figur 4.1 og er presentert i Tabell 4.4. Grunnet støyen i ligningen for regresjonskurven er standardavvikene i Tabell 4.4 noe lavere sammenlignet med standardavvikene i Tabell 4.3.

Tabell 4.3 Verdier for absorbans målt ved 254 nm – 400 nm

Prøvepunkt [Abs/cm]	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	0,082 ±0,003	0,095 ±0,001	0,093 ±0,002	0,093 ±0,003	0,096 ±0,004
Sjøvann	(0,066 ±0,002)	0,031 ±0,002	0,016 ±0,005	0,013 ±0,003	0,017 ±0,004
Familiebad	0,008 ±0,004*	0,006 ±0,005*	0,011 ±0,006	0,015 ±0,004	0,013 ±0,002
Idrettsbasseng	0,005 ±0,003*	0,006 ±0,003*	0,007 ±0,004*	0,009 ±0,002*	0,011 ±0,003
Helsebad	0,010 ±0,005	0,012 ±0,003	0,016 ±0,004	0,017 ±0,003	0,019 ±0,004

*Verdier med absorbansverdi under 0,010 cm⁻¹.

Tabell 4.4 Konsentrasjon av organisk materiale i vannprøvene

Prøvepunkt [mg/l]	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	3,5 ±0,0	4,0 ±0,0	4,0 ±0,0	4,0 ±0,0	4,1 ±0,0
Sjøvann	(2,8 ±0,0)	1,2 ±0,0	0,5 ±0,1	0,4 ±0,0	0,6 ±0,0
Familiebad	0,2 ±0,0	0,1 ±0,1	0,3 ±0,1	0,5 ±0,0	0,4 ±0,0
Idrettsbasseng	<0,1 ±0,0	0,1 ±0,0	0,2 ±0,0	0,2 ±0,0	0,3 ±0,0
Helsebad	0,3 ±0,1	0,4 ±0,0	0,5 ±0,0	0,6 ±0,0	0,7 ±0,0

Verdiene målt ved UV254 viser at vannprøvene tatt av drikkevannet har et tydelig høyere innhold av organisk materiale sammenlignet med både bassengvannsprøvene og sjøvannsprøvene. Tilførselen av drikkevann til bassengvannet vil føre til økt trykk på filterne i rensesystemet, og kunne føre til økt dannelse av DBPer. De lave verdiene for bassengvannet kan skyldes at disse har en større andel hydrofile organiske forbindelser, tilført av de badende, som ikke absorberes like godt ved denne bølgelengden. Sammenlignet med de hydrofobe organiske forbindelsene som har et større innhold av aromatiske ringer [23, 29].

4.2 Fargetall

Vannprøvene ble målt på spektrofotometer ved bølgelengde 410 nm. Middelverdi og standardavvik for de målte absorbansverdiene er vist i Tabell 4.5. Absorbansverdiene ble regnet om til fargetall ved å bruke Formel 8. Absorbansmålingene for spesielt bassengprøvene ga veldig lave verdier. Det er derfor knyttet en del usikkerhet til fargetall i vannprøvene. Noen av de målte absorbansverdiene ble også negative. Dette kan forekomme ved veldig lave verdier, kombinert med noe støy i blankprøven. Dette kommer altså av at prøven absorberer svært små mengder av lyset som sendes gjennom prøven. De negative verdiene er derfor satt til 0 i beregning av middelverdi og fargetall. På grunn av lavere sensitivitet for spektrofotometeret ved høye bølgelengder, som 410 nm, var ikke støyen like høy for disse absorbansmålingene, som for målinger tatt ved bølgelengde 254 nm. Ved måling av destillert vann ved bølgelengde 410 nm, var middelverdien i underkant av $0,001 \text{ cm}^{-1}$.

Tabell 4.5 Absorbans ved bølgelengde 410 nm

Vannprøver [cm ⁻¹]	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	0,007 ±0,003	0,011 ±0,004	0,009 ±0,001	0,010 ±0,003	0,009 ±0,001
Sjøvann (Ute)	(0,012 ±0,002)	0,020 ±0,002 (0,011 ±0,001)	0,003 ±0,002	0,003 ±0,002	0,005 ±0,005
Familiebad	0,001 ±0,001*	0,002 ±0,003	0,001 ±0,002	0,003 ±0,003	0,001 ±0,001*
Idrettsbasseng	0,001 ±0,002	0,002 ±0,002	0,001 ±0,002	0,001 ±0,001	0,002 ±0,002
Helsebad	0,002 ±0,002	0,003 ±0,004	0,001 ±0,001*	0,001 ±0,001	0,001 ±0,002*

*Verdier med middelverdi i underkant av $0,001 \text{ cm}^{-1}$.

Tabell 4.6 Fargetall i vannprøvene

Vannprøver	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	14	21	17	19	17
Sjøvann	(23)	(21)	6	6	10
Familiebad	2	4	2	6	2
Idrettsbasseng	2	4	2	2	4
Helsebad	4	6	2	2	2

Ved så lave absorbanverdier vil ikke spektrofotometeret kunne gi like nøyaktige svar. For majoriteten av bassengprøvene er det prosentvise standardavviket over 100 %. Det er derfor tydelig at den brukte metoden fungerer dårlig for så lave verdier. Prøvene ble analysert med en lyslengde på 10 mm. En kyvettediameter på 50 mm har høyere sensitivitet og ville bedre kunne detektere absorban i vannprøvene med lavt fargetall. Det er også en usikkerhet i å bruke empiriske data for konsentrasjonsberegninger, da utgangspunktet for målingene vil variere noe.

Til tross for at målingene ga lave verdier, var det mulig å se forskjell i fargetall på drikkevannet i forhold til de andre prøvene. Figur 4.3 viser en av drikkevannsprøvene ved siden av en bassengprøve og en sjøvannsprøve fra 18.april. Et betydelig høyere fargetall for drikkevannsprøven enn de resterende vannprøvene kommer også frem av verdiene for fargetall fra 18.april vist i Tabell 4.6.



Figur 4.3 Det var synlig forskjell i fargetall for vannprøvene.
F.v: Bassengvann (familiebad), sjøvann og drikkevann

Når absorpsjonsverdiene ble regnet om til fargetall ble likevel noen av verdiene høye sammenlignet med grenseverdiene for fargetall i drikke- og bassengvann. At prøvene ikke er filtrert på forhånd vil kunne forårsake noe støy og gi forhøyede verdier på spektrofotometeret. Målinger av turbiditet viser derimot at bassengprøvene har relativt lav konsentrasjon av partikler. Usikkerheten vil ha størst innvirkning på sjøvannsprøvene, som hadde høyest turbiditet (kap 4.5). Prøvene ble også latt stå noen minutter før analysen for at de største partiklene skulle kunne sedimentere.

Tross mye usikkerhet i målingene viser verdiene for fargetall i Tabell 4.6 at prøvene ligger omtrent hvor en skulle forvente. Hvor både bassengvann og drikkevann jevnt over ligger rett under forskriftskravene på henholdsvis 5 og 20 mg/l Pt [3, 22].

Svarene gir uansett en tydelig indikasjon på differansen i fargetall mellom tilførselsvannet og bassengvannet. Drikkevannet viste 3-9 ganger så høyt fargetall som for bassengprøvene. Dette tyder på at mengden naturlig organisk materiale er en del høyere i drikkevannet enn i bassenget.

4.3 pH

Det ble også målt pH i vannprøvene. De målte verdiene er vist i Tabell 4.7.

Tabell 4.7 pH-verdier for vannprøvene

Prøver	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	8,0	7,9	8,1	8,0	8,0
Sjøvann	(7,9)	(7,9)	8,0	8,0	8,0
Familiebad	7,3	7,4	7,4	7,3	7,4
Idrettsbasseng	7,3	7,3	7,3	7,2	7,3
Helsebad	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3

pH-verdiene for bassengvannet er som forventet i området mellom 7,2 og 7,6, da denne påvirkes relativt lite av forurensning som tilføres fra de badende. pH-verdiene for tilførselsvannet ligger en del høyere enn bassengvannet, med rundt 8,0 i pH. Dette er også over grenseverdiene som er satt for bassengvann. Dette betyr at økt tilførsel av drikkevann vil føre

til økt forbruk av pH-justerende kjemikalier til vannet. At pH ligger over øverste grenseverdi betyr også at tilsetning av drikkevannet fører til lavere desinfiserende effekt i vannet. pH vil bli justert før vannet går tilbake til bassenget, men høy pH i rensesystemet vil kunne føre til økt bakterievekst i rør og filtersystem.

4.4 Total alkalitet

Alkalitet i prøvene ble bestemt ved titrering mot svovelsyre (0,02 M). Forbruk av svovelsyre under titreringen er vist i Tabell 4.8. Disse er regnet om til total alkalitet ved Formel 9 og presentert i Tabell 4.9.

Tabell 4.8 Titrantforbruk for alkalitetmålinger

Prøve [ml]	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	2,98	2,91	2,92
Sjøvann	6,12	6,05	6,01
Familiebad	1,07	0,94	1,01
Idrettsbasseng	0,95	0,89	0,85
Helsebad	0,86	0,81	0,81

Tabell 4.9 Total alkalitet i vannprøvene

Prøve [mg/L]	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	72,8	71,0	71,2
Sjøvann	149,2	147,5	146,6
Familiebad	26,0	23,0	24,5
Idrettsbasseng	23,2	21,7	20,8
Helsebad	21,1	19,7	19,8

I denne metoden ble det titrert til pH 4,5. Dette vil gi et noe lavere forbruk av titrant, slik at alkalitetsverdien også blir lavere enn metoder hvor det titreres til pH 4,2.

Drikkevannet har rundt tre ganger så høy alkalitet som bassengprøvene. Tilførsel av drikkevann vil derfor føre til en kontinuerlig tilførsel av karbonat til vannet, som er med på å opprettholde en pH som er mest mulig stabil.

4.5 Turbiditet

Høy turbiditet kan tyde på et høyt partikkelinnhold i vannet, som også vil kunne føre til økt bakterievekst [18]. Det er derfor satt en øvre grense på 0,5 NTU for vann i bassengbad [3]. De målte verdiene for turbiditet i vannprøvene er vist i Tabell 4.10.

Tabell 4.10 Målte verdier for turbiditet

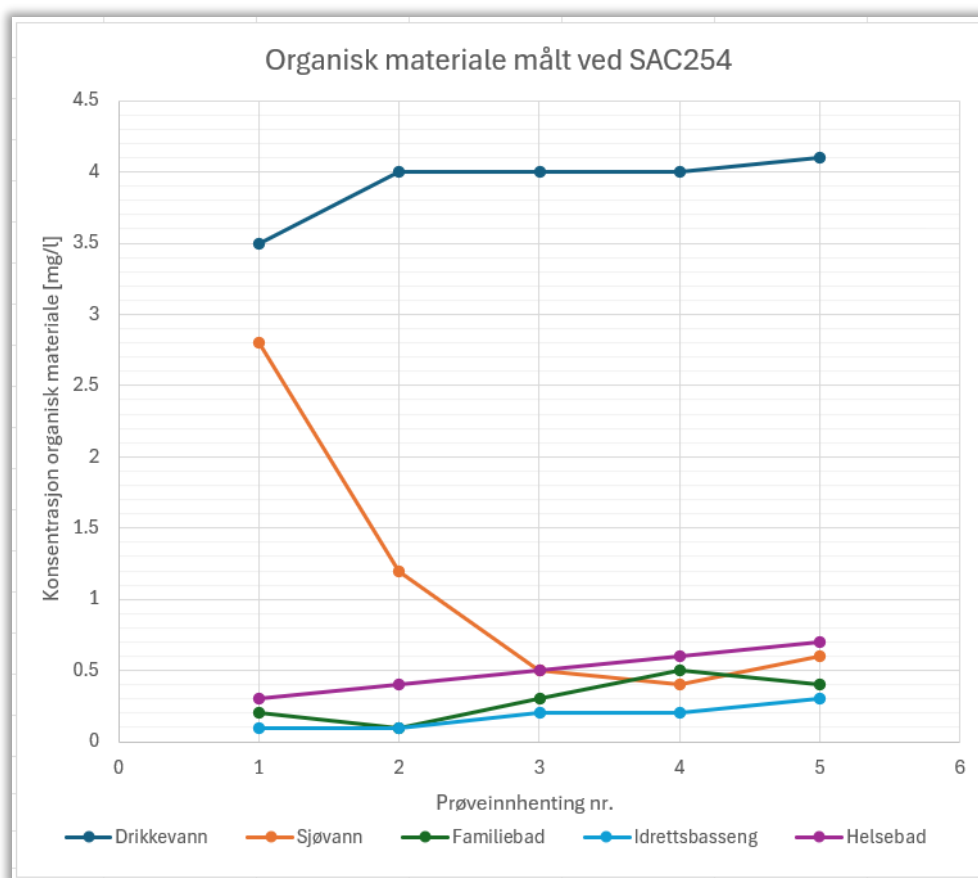
Vannprøve [NTU]	20.mars	21.mars	18.april	22.april	23.april
Drikkevann	0,116	0,145	0,162 ±0,007	0,128 ±0,004	0,151 ±0,015
Sjøvann (ute)	(1,24 ±0,03)	(1,34 ±0,05)	0,619 ±0,124	0,629 ±0,337	0,424 ±0,169
Familiebad	0,073 ±0,001	0,085 ±0,006	0,068 ±0,005	0,072 ±0,007	0,072 ±0,003
Idrettsbasseng	0,064 ±0,001	0,066 ±0,005	0,067 ±0,005	0,083 ±0,017	0,078 ±0,008
Helsebad	0,074 ±0,001	0,074 ±0,002	0,069 ±0,009	0,087 ±0,007	0,077 ±0,003

Alle verdier for turbiditet i bassengprøvene ligger godt under maksimumsgrensen på 0,5 NTU [3]. Drikkevannet har noe høyere verdier enn bassengprøvene, men ligger også godt under maksgrensen som er satt for bassengvann.

Sjøvannsprøvene har derimot en del høyere turbiditet enn de andre vannprøvene. Noen av sjøvannsprøvene ligger også over maksgrensen for bassengbad [3]. Vannprøvene fra idrettsbassenget som er presentert i Tabell 4.10, viser at turbiditeten i idrettsbassenget ligger i samme område som for de andre bassengprøvene. Dette tyder på at renseanlegget effektivt klarer å fjerne denne forurensningen. En bedre filtrering av sjøvannet vil likevel kunne redusere noe av partikkeloppsamlingen på filtrene i bassengvannsystemene. Dette vil også kunne redusere bakterievekst og dannelse av biprodukter i vannsystemet.

4.6 Renseprosessen

I denne oppgaven var det ønskelig å se på hvordan kvaliteten av bassengvannet ble endret over natten. Etter flere timer med kontinuerlig rensing av vannet, uten tilførsel av forurensning fra de badende, kunne det forventes at vannet hadde noe lavere konsentrasjon av organisk materiale på morgenen, enn på kvelden. Noen av prøvene ble derfor tatt ved kveldstid og påfølgende morgen, for å kunne observere eventuell variasjon i konsentrasjon for de målte parameterne. Det er lagt hovedvekt på organisk materiale målt ved SAC254, da det er denne som i størst grad vil påvirkes av de badende. Konsentrasjon av organisk materiale fordelt på de ulike datoene for prøveinnhenting er vist i Figur 4.4.



Figur 4.4 Målt konsentrasjon av organisk materiale over de ulike prøveinnhentingsdatoene fordelt på prøvepunkt

Målingene fra prøveinnhenting nr. 1 og 4 (20.mars og 22.april) ble tatt på kveldstid. Forventningen skulle derfor tilsi at prøveinnhenting nr 1 og 4, skulle vært høyere enn henholdsvis prøveinnhenting nr 2 og 5 (21.mars og 23.april), som er tatt ved morgentid. Dette stemmer for familiebadet. Både fra prøveinnhenting 1 til 2 og 4 til 5, synker konsentrasjonen av organisk materiale i løpet av natten. For helsebadet vises motsatt trend. Både fra

prøveinnhenting 1 til 2 og fra prøveinnhenting 4 til 5, stiger konsentrasjonen av organisk materiale. For idrettsbassenget stiger konsentrasjonen av organisk materiale fra prøveinnhenting 4 til 5, mens konsentrasjonen er tilnærmet konstant fra prøveinnhenting 1 til 2. De målte konsentrasjonene for bassengvann følger altså stort sett ikke trenden som skulle forventes.

Flere av bassengprøvene viser derimot en lignende variasjon som den i kurven for drikkevann. Drikkevannskurven viser også at konsentrasjonen av organisk materiale stiger i løpet av natten. Dette virker derfor som at den største andelen av løst organisk materiale kommer fra drikkevannet, ikke fra de badende.

Det er likevel en forventet trend i kurven tilhørende bassengene i familiebadet. Det er mulig at disse bassengene er mer utsatt for forurensning fra de badende enn de andre bassengene. For eksempel ved at disse bassengene benyttes av en større andel av de besøkende, eller at de brukes av en større andel barn som ikke er like nøye med hygienen før de besøker badet.

Av bassengprøvene er konsentrasjonen av organisk materiale jevnt over høyest for vannprøvene fra helsebadet, hvor temperaturene også jevnt over er høyere enn for bassengene i familiebadet. Dette skyldes antakeligvis at temperaturen gir bedre vekstvilkår for bakterier, i tillegg til at hudavsetningene fra de badende er høyere ved høyere temperaturer [14].

Idrettsbassenget er vannsystemet med lavest konsentrasjon av organisk materiale. Dette kan komme av at dette er bassenget som holder den laveste temperaturen. Det kan også være grunnet andelen med sjøvann som tilføres dette vannet. Andelen sjøvann som tilføres, fører til at behovet for drikkevann blir noe mindre. Sjøvannsprøvene som er tatt inne på Pirbadet med høyere sirkulasjon, har et lavere innhold av organisk materiale enn drikkevannet, og ligger på rundt samme konsentrasjonsverdiene som er målt i bassengprøvene.

Vannet i bassengene renses kontinuerlig. Grunnen til at konsentrasjonen av organisk materiale i flere basseng ikke synker over natten kan komme av at rensesystemet effektivt fjerner denne typen forurensning i løpet av dagen, slik at konsentrasjonen ikke hopper seg opp til kvelden. Dette vil i så fall også bety at de målte konsentrasjonene av organisk materiale er de tilnærmet laveste konsentrasjonene vannsystemet/reanseanlegget vil kunne oppnå, ved den mengden tilførselsvann som brukes i dag.

Det er derimot også en sannsynlighet for at de små organiske molekyler som tilføres bassenget av de badende ikke detekteres ved målinger ved UV254 [29]. Målinger av TOC til

sammenligning med UV254 ville gitt en mer helhetlig vurdering av den totale andelen organisk materiale i prøvene. Det ville da vært mulig å beregne spesifikk UV-absorbans, som ville gitt et bedre bilde på inndeling av de hydrofile og hydrofobe fraksjonene av det organiske materialet [20].

Den lave andelen av aromatiske organiske forbindelser i bassengvannet, i forhold til drikkevannet tyder derimot på at mye av det organiske materialet som tilføres bassengvannet gjennom drikkevannet, filtreres bort i renseanlegget. Det kan også være at disse store aromatiske forbindelsene brytes ned til mindre organiske forbindelser, som ikke absorberer stråling ved UV254 like godt. I dette tilfellet vil drikkevannet kunne være med på å tilføre en større andel organisk materiale som er vanskeligere å fjerne i rensesystemet. I så fall kunne det vært hensiktsmessig å vurdere å filtrere drikkevannet ytterligere for organisk materiale før det tilføres vannsystemet til bassengene.

Variasjonene i konsentrasjon av organisk materiale som fremkommer av grafen i Figur 4.4 kan også forårsakes av naturlige eller tilfeldige variasjoner i vannet, da differansene mellom konsentrasjonen i de ulike målingene av bassengvann er relativt lave. Høyeste og laveste verdi som er målt for alle bassengprøvene varierer fra 0,7 til 0,1 milligram organisk materiale per liter. De målte verdiene fra figuren viser uansett at det ikke er noe som tilsier at det er en tydelig nedgang i konsentrasjon av organisk materiale i løpet av natten. Det er heller ingen tvil om at drikkevannet tilfører en betydelig mengde organisk materiale til bassengvannet.

Selv om drikkevannet tilfører høyere mengder organisk materiale til bassengvannet, som er forløpere til skadelige biprodukter, er det ikke mulig å kutte tilførselen helt. Drikkevannstilførselen er nødvendig for fjerning av annen forurensning som tilføres bassenget [4, 12]. Det er likevel av interesse å se på om mengde av vanntilførsel slik den er i dag kunne vært nødvendig å justere, basert på de målte parameterne.

4.7 Tilførselsvannet

Organisk materiale fordelt på de ulike uttakene, vist i Figur 4.4, viser at det er tilførselsvannet som har høyest konsentrasjon av aromatiske organiske forbindelser. Beregninger er gjort for å finne høyeste andel drikkevann som kan tilføres vannstrømmen uten å overskride maksverdien som er satt for den enkelte parameteren. Disse er vist i Tabell 4.11. Beregning er vist i Vedlegg B. Dette vil gjelde vannstrømmen før den føres inn i renseanlegget. Høyest målte verdi for bassengvann og drikkevann er brukt i beregningene. Dette er for å tydeligere få frem hvilke

parametere som påvirker vannstrømmen i vannsystemet mest, og for å vurdere om mengden tilførselsvann bør justeres.

Grunnet noe usikkerhet knyttet til verdiene for fargetall, og verdier som overskrider maksimumsgrensene, er det tatt utgangspunkt i fiktive verdier som ligger nært maksimumsgrensene i de respektive forskriftene [3, 22]. Dette er også gjort for grenseverdiene for SAC254. Siden det ikke finnes noen grenseverdi for absorbans ved UV254, er det brukt en grenseverdi sammenlignet med grenseverdien som er satt for KOF. Organisk materiale målt ved UV254 vil gi lavere verdier enn KOF, da denne metoden kun måler de aromatiske organiske forbindelsene i en vannprøve. Grenseverdien for KOF i bassengbad er satt til 4 [3]. Grenseverdi for SAC254 ble derfor satt til 3.

Tabell 4.11 Andel drikkevann som kan tilføres bassenget fordelt på parameter

Parameter	Maksgrense	Høyest målte verdi (drikkevann)	Høyest målte verdi (basseng)	Maksimal andel drikkevann [%]	Andel bassengvann [%]
pH	7,6	8,1	7,4 (familiebad)	46,1	53,9
Fargetall [mg/l Pt]	5	(20)	(4)	6,2	93,8
Turbiditet [NTU]	0,5	0,162	0,087 (familiebad)	-	-
SAC254 [mg/l]	3	4,1	0,7	67,6	32,4

For turbiditet ligger både drikkevannet og bassengvannet godt under maksimumsgrenseverdiene for bassengbad [3]. Det er derfor ikke beregnet noen verdi for andel tilført drikkevann for denne parameteren.

Selv om drikkevannet tilfører høyere mengder organisk materiale og øker pH i vannet, er det ingenting som tilsier at vanntilførselen slik den er i dag har behov for å nedjusteres. Verdiene som er målt for de ulike parameterne i bassengvannet, ligger innenfor sine fastsatte og estimerte krav. Rensesystemet slik det er i dag fungerer ut fra analysene godt til å fjerne denne forurensningen og eventuelt justere ulike parametere.

Forløpere til desinfeksjonsbiproduktene er likevel ønskelig å holde på et så lavt som mulig nivå [3]. Dersom det er ønskelig å redusere disse, kan endringer i drikkevannstilførselen være et godt tiltak. Et godt tiltak vil kunne være å filtrere drikkevannet for organisk materiale før det

tilføres bassengsystemet. Det kan også gjøres mer omfattende undersøkelser for å vurdere om drikkevannstilførselen med fordel kan reduseres, for å redusere tilførsel av organisk materiale. Dette vil også føre til mindre behov for pH og temperaturjusteringer i bassengsystemet. Det er et begrenset antall parametere som er analysert i denne oppgaven. For å vurdere om drikkevannet kan nedjusteres må det tas nærmere målinger av nitrat, hydrofile organiske forbindelser og andre DBPer som normalt samler seg opp i systemet. Dette kan gjøres ved å måle innhold av ulike fraksjoner av organiske forbindelser i vannet, eller ved å måle TOC.

5. Konklusjon

Analyser av organisk materiale, fargetall, turbiditet, alkalitet og pH viser at drikkevannet ikke bare fjerner forurensning fra vannet, men også er med på å tilføre noe forurensning.

Drikkevannet har høyere innhold av store organiske forbindelser og øker pH i vannet. Dette vil kunne føre til økt bakterievekst og dannelse av skadelige biprodukter i bassengvannet. Det virker derimot til at rensesystemet på Pirbadet fjerner det meste av forurensningen som tilføres. Det vil derfor ikke være nødvendig å gjøre justeringer i forhold til drikkevannstilførselen.

Dersom det er av interesse å minimere andelen forløpere til desinfeksjonsbiprodukter i bassengvannet kan drikkevannet filtreres for organisk materiale før det tilføres vannsystemet til svømmebassengene. Dette vil kunne senke tilførselen av store organiske forbindelser til vannet, og derav minimere dannelsen av helseskadelige biprodukter i bassenget betraktelig.

Det kan også være mulighet for å nedjustere mengden tilført drikkevann i noen grad. Det er derimot viktig å ta hensyn til andre parametere som saltinnhold, nitrat og mindre organiske forbindelser, for å kunne vurdere en konkret anbefalt mengde tilførselsvann til bassenget. Disse parameterne er ikke lagt vekt på i denne oppgaven.

Videre arbeid

Det kunne vært interessant å se hvordan konsentrasjonen av organisk materiale i bassenget ville blitt endret ved en nedjustering av drikkevannstilførselen. Målinger av flere parametere og over lenger tid, vil være nødvendig for å kunne gjøre videre bestemmelser rundt drikkevannstilførselen. Ved spektrofotometriske målinger bør det brukes kyvetter med større lyslengde enn 10 mm for å oppnå en høyere sensitivitet.

Optimalt sett bør det brukes metoder som detekterer og skiller både de hydrofile og hydrofobe organiske forbindelsene fra hverandre, for å se fordelingen av disse. Da SAC254 nm og flere andre metoder i størst grad måler den hydrofobiske andelen. Dette er andelen av organisk materiale som i hovedsak stammer fra råvannskilden, mens den hydrofile andelen i større grad tilføres av de badende.

Mengden organisk materiale kan for eksempel vurderes ved å ta målinger av TOC, KOF eller beregne SUVA₂₅₄.




Referanseliste

1. Hongve, D., Åkesson, G., *Spectrophotometric determination of water color in Hazen units*. Water research, 1996. **Vol. 30**.
2. Britannica, *Great Bath*, in *Encyclopedia Britannica*, The Editors of Encyclopedia, Editor. 2023: Britannica.com.
3. *Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu m.v.*, Helse- og omsorgsdepartementet, Editor. 1996, Lovdata: Lovdata.no.
4. Liltved H., Vogelsang C., Iversen E. og Efraimssen H., *Vannkvalitet og vannbehandling i bade- og svømmeanlegg*. 2001, Norsk institutt for vannforskning (NIVA). p. 68.
5. Christensen, M.L., et al., *Filtration for removal of microparticles in swimming pool water*. Separation and Purification Technology, 2024. **337**: p. 126413.
6. Basseng a/s. *Mekanisk renhold av bassenget*. Bassengskolen [cited 2024 Mai]; Available from: <https://www.basseng.no/bassengskolen/mechanisk-renhold-av-bassenget>.
7. Tröger, R., et al., *A case study of organic micropollutants in a major Swedish water source – Removal efficiency in seven drinking water treatment plants and influence of operational age of granulated active carbon filters*. Science of The Total Environment, 2020. **706**: p. 135680.
8. Council, N.R. *IV An Evaluation of Activated Carbon for Drinking Water Treatment*. Drinking Water and Health: Volume 2 1980; Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK234593/>.
9. Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L. J. og Gjerstad, K. O., *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*. 2008, Norsk Vann: norskvann.no.
10. Britannica, *Ultraviolet radiation*, in *Encyclopedia Britannica*, The Editors of Encyclopedia, Editor. 2024: Britannica.com.
11. Cimetiere, N. and J. De Laat, *Effects of UV-dechloramination of swimming pool water on the formation of disinfection by-products: A lab-scale study*. Microchemical Journal, 2014. **112**: p. 34-41.
12. COWI, *Undersøgelse af krav til returskyllevand der ønskes genbrugt i svømmebade*. 2024, Miljøstyrelsen.
13. Sigernes, T., *Personlig kommunikasjon*. 2024, Pirbadet.
14. Carter, R.A.A. and C.A. Joll, *Occurrence and formation of disinfection by-products in the swimming pool environment: A critical review*. Journal of Environmental Sciences, 2017. **58**: p. 19-50.
15. (EFSA), E.F.S.A. *Glossary; Mutagenicity*. Available from: <https://www.efsa.europa.eu/en/glossary/mutagenicity>.
16. Richardson, S.D., DeMarini, D. M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., Ballesté, C., Heederik, D., Meliefste, K., McKague, A. B., Marcos, R., Font-Ribera, L., Grimalt, J. O., & Villanueva, C. M., *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, 2010.
17. Kaarsholm, K.M.S., *Strategies for chemically healthy public swimming pools*, in *Department of Environmental Engineering*. 2013, Technical University of Denmark (DTU).
18. Folkehelseinstituttet (FHI). *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. Veileder for stoffer i drikkevann 19.03.2021 [cited 2024 April]; Available from:

- <https://www.fhi.no/sm/drikkevann/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/?term=#farge>.
19. Britannica, *Nephelometry and turbidimetry*, in *Encyclopedia Britannica*, The Editors of Encyclopedia, Editor. 2017: Britannica.com.
 20. Kaste Ø., Skarbøvik E. og Vogt R. D., *Utredning om parametere for suspendert stoff og organisk materiale kan inkluderes i klassifiseringssystemet for vann*. 2023, Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). p. 89.
 21. Rajneesh Kumar, G., et al., *Humic Substances: Its Toxicology, Chemistry and Biology Associated with Soil, Plants and Environment*, in *Humic Substances*, M. Abdelhadi, Editor. 2021, IntechOpen: Rijeka.
 22. *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*, Helse- og omsorgsdepartementet, Editor. 2017, Lovdata: Lovdata.no.
 23. Uyguner, C.S., Bekbolet, M., *Implementation of spectroscopic parameters for practical monitoring of natural organic matter*. Desalination, 2004.
 24. Priya, T., Mishra, B.K., Prasad, M.N.V., *Physio-chemical techniques for the removal of disinfection by-products precursors from water*, in *Disinfection By-products in Drinking Water*, Majeti Narasimha Vara Prasad, Editor. 2020, Butterworth-Heinemann,. p. 23-58.
 25. Yoro, S.C., Panagiotopoulos C., and Sempéré R., *Dissolved organic carbon contamination induced by filters and storage bottles*. Water research, 1999. **Vol. 33**.
 26. Vladimir, D. and F. Michael, *Dissolved Organic Matter and Its Ultraviolet Absorbance at 254 Nm in Different Compartments of Three Forested Sites*, in *Soil Science*, A. Michael and B. Indi, Editors. 2022, IntechOpen: Rijeka. p. Ch. 2.
 27. Kemtrak. *SAC 254 / DOC (UV)*. Water & Environment [cited 2024; Application note]. Available from: <https://www.kemtrak.com/wp-content/uploads/Kemtrak-Application-Note-7.03-SAC-254.pdf>.
 28. Scientific, J.K. *Choosing the Material for Cuvettes: Quartz or Glass?* Resource Center [cited 2024 Mai]; Available from: <https://www.jk-sci.com/blogs/resource-center/choosing-the-material-for-cuvettes-quartz-or-glass>.
 29. Ekeberg, S., Eikenes, M., Paulsen, H., *Options to Improve Water Quality and Operation of Treatment at Rud Svømmehall (Bærum)*, in *Chemical engineering*. 2022, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU).
 30. Dhoke, S.K., *Determination of alkalinity in the water sample: a theoretical approach*. Chemistry Teacher International, 2023.
 31. *Analysis Method for pH and Alkalinity*. Available from: <https://wrrc.umass.edu/research/projects/acid-rain-monitoring-project/analysis-method-ph-and-alkalinity>.
 32. Szala, M., K. Beer-Lech, and M. Walczak, *A study on the corrosion of stainless steel floor drains in an indoor swimming pool*. Engineering Failure Analysis, 2017. **77**: p. 31-38.
 33. Pirbadet. *Informasjon om Pirbadet*. Available from: <https://www.pirbadet.no/info-om-pirbadet>.

Vedlegg

A - Risikoanalyse

RISIKOANALYSE (alternativ til bruk av RiskManager)											
Enhet/Institutt:		Institutt for Materialteknologi									
Ansvarlig linjeleder (navn):		Ida Westermann									
Ansvarlig for aktiviteten som risikovurderes (navn):		Christine Gabrielsen, Even Østby Syversrud, Anita Britt Olsen, Lene Østby									
Deltakere (navn):		Christine Gabrielsen og Even Østby Syversrud									
Beskrivelse av den aktuelle aktiviteten, området mv.: Utvikling av metode for analyse av råvann tilførsel til bassengvann. Det skal tas prøver fra forskjellige kilder fra svømmehaller der analyse og ytterligere bestemmelser for vannkvalitet og rammer skal bestemmes. Medlemmene av gruppen skal ut i felt og ta prøver fra Pirbadet og eventuelt Husebybadet. Det skal utføres analyser av pH, turbiditet, alkalitet og DOC ved bruk av spektrofotometer. Analysene utføres på laboratorium på NTNU Akkrinn.											
Aktivitet/arbeidsoppgave	Mulig uønsket hendelse	Eksisterende risikoreducerende tiltak	Vurdering av sannsynlighet (S)		Vurdering av konsekvens (K)				Risikoverti (S x K)	Forslag til forebyggende og/eller korrigerende tiltak <i>Prioriter tiltak som kan forhindre at hendelsen inntreffer (sannsynlighetsreducerende tiltak) foran sluppet beredskap. (konsekvensreducerende tiltak)</i>	Restriksjon eller tiltak (S x K)
			(1-5)	Menneske (1-5)	Øk/materiell (1-5)	Ytre miljø (1-5)	Omdamme (1-5)				
Prøvetaking vannprøver i svømmehall	Puste inn klorforbindelser Skli og falle ved bassengkanten Komme i kontakt med ukjente rør som har høy varme Generell høy temperatur i analyseområdet (tjeller)	Gå forsiktig, ikke bruk unødvendig tid på prøvetaking Oppsøke hjelp på pirbadet og oppsøke lege ved skade	1	1					1		1
Bruk av sterk syre, Saltsyre (HCl 37%) 	H290 Kan være etsende for metaller	P390 Absorber spill for å hindre materiell skade	2		2				4	Rolige bevegelser. Generell varsomhet.	1x2 = 2
	H315 Irriterer huden	P280 Bruk vernehansker/verneklær /vernebriller/ansiktsskjerm Kjemikaliehansker testet i henhold til EN 374 er egnet. Materiale: NBR (Nitrilgumm)	P264 Vask hender/utstyr ol. grundig etter bruk	2	3				6	Være nøye ved bruk av verneutstyr Jobbe med rolige bevegelser på lab	2x2 = 4
	H319 Gir alvorlig øyeirritasjon	P337+P338 Ved hudkontakt: Tilslutte klær må fjernes og vaskes før bruk. Får man stoff på huden, vask straks med store mengder vann og såpe. Ved hudreaksjoner oppsøk lege Ved svelging: Skyll munnen straks og drikk etterpå rikelig vann. Aldri gi noe gjennom munnen til en bevisstløs person eller til en som har kramper. Kontakt lege øyeblikkelig. Ved slukking består fare for perforering av spiserøret og magen (sterk etsende virkning)	P337+P338 Ved vedvarende øyeirritasjon: Søk legehjelp P305+P351+P338 Ved øyekontakt: Skyll forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen. Ved vedvarende øyeirritasjon: Søk legehjelp.	1	2				2	Dersom fortyrmet saltsyre (0,05 M) er tilgjengelig på lab, brukes dette.	2
	H335 Kan forårsake irritasjon av luftveiene	P261 Unngå innånding av støv/røyk/gass/låke/damp/aerosoler P403+P233 Oppbevares på et godt ventilert sted. Hold beholderen tett lukket P304+P340 Ved innånding: Personen føres ut i frisk luft og holdes varm og i ro. Ved bevisstløshet: Bring personen i stabil sideleie på siden og kontakt lege umiddelbart. I alle tilfelleer samt når symptomer viser seg, kontaktes lege umiddelbart. Jobbe i avtrekk	P403+P233 Oppbevares på et godt ventilert sted. Hold beholderen tett lukket	2	3				6	Brukes alltid i avtrekk Dersom fortyrmet saltsyre (0,05 M) er tilgjengelig på lab, brukes dette.	1x3 = 3
Bruk av 0,01 M EDTA-løsning	Ingen H/P-setninger for valgt konsentrasjon Hyppig og vedvarende hudkontakt kan føre til hudirritasjoner, hovedsakelig ikke etsende	Bruk egnete vernehansker. Kjemikaliehansker testet i henhold til EN 374 er egnet.	1	1					1		1
Bruk av 1M Ammonium (acetat) buffer 	Ingen H/P-setninger Fare for eksplosjon med: natriumhypokloritt, gull forbindelser Kraftig reaksjon er mulig med: Sterke syrer, sterke baser, sterke oksidasjonsmidler.	Generell varsomhet	1	1					1		1
	Innånding	Etter innånding: frisk luft	1	1					1		1
	Hudkontakt	Ved hudkontakt: Alle tilslutte klær må fjernes straks. Skyll/ dusj huden med vann.	1	1					1		1
	Øyekontakt	Etter øyekontakt: Skyll mye med vann. Fjern kontaktlinser.	1	1					1		1
	Svelging	Etter svelging: Gi vann å drikke (2glass som mest). Kontakt lege hvis ubehag oppstår.	1	1					1		1
Etanol, 96% 	H225 Meget brannfarlig væske og damp	P210 Holdes vekk fra varme/gnister/åpen flamme/varme overflater. Røyking forbudt P233 Hold beholderen tett lukket	1		2				2		2
	H319 Gir alvorlig øyeirritasjon	P305+P351+P338 VED KONTAKT MED ØYENE: Skyll forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen.	1	2					2		2

Bruk av Eriochrome Black T (indikator) 	H225 Meget brannfarlig væske og damp	P210 Holdes borte fra varme, varme overflater, gnister, åpen flamme og andre antenningsskilder. Røyking forbudt P403+P233 Oppbevares på et godt ventilt sted. Hold beholderen tett lukket.	1		2			2		2
	H319 Gir alvorlig øyereirritasjon	P305+P351+P338 VED KONTAKT MED ØYENENE: Skyll forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen.	1	2				2		2
Bruk av saltsyre (HCl 0,1 M)	H290 Kan være etsende for metaller	P234 Oppbevares bare i originalemballasjen P390 Absorber spill for å hindre materiell skade P406 Oppbevares i korrosjonsbestandig beholder med korrosjonsbestandig indre belegg	2		1			2		2
Bruk av Metyloranjo (indikator)	Ingen H/P-setninger	Generell varmsomhet overholdes på lab	1	1				1		1
Bruk av 3 M Kalliumklorid (KCl)	Ingen H/P-setninger	Generell varmsomhet overholdes på lab	1	1				1		1
Bruk av Humic acid ≥98%	Ingen H/P-setninger	Generell varmsomhet overholdes på lab	1	1				1		1
Bruk av svovelsyre (H2SO4 96%) 	H290 Kan være etsende for metaller	Generell varmsomhet	2		2			4	Rolige bevegelser. Generell varmsomhet.	1x2 = 2
	H314 Gir alvorlige etseskader på hud og øyne	P290 Bonytt vernehansker/verneklær/vernebriller/ansiktskjerm. Kjemikaliehansker testet i henhold til EN 374 er egnede. Materiale: FKM (fluorgummil) P301+P330+P331 VED SVELSING: Skyll munnen. IKKE framkall brekning P303+P361+P353 VED HUDKONTAKT (eller håret): Tilsatte klær må fjernes straks. Skyll (eller dusj) huden med vann P305+P351+P338 VED KONTAKT MED ØYENENE: Skyll forsiktig med vann i flere minutter. Fjern eventuelle kontaktlinser dersom dette enkelt lar seg gjøre. Fortsett skyllingen P310 Kontakt umiddelbart et GIFTINFORMASJONSSENTER/lege	2	3				6	Rolige bevegelser og generell varmsomhet Dersom fortynnet svovelsyre (0,1 M) er tilgjengelig på lab, brukes dette.	2x2 = 4
Hach Turbidimeter 2100N	ingen faremomenter	Medfølgende manual følges. Generell varmsomhet overholdes.						1		1
Evolution 605 - UV-Visible Spectrophotometer	ingen faremomenter	Medfølgende manual følges. Generell varmsomhet overholdes.						1		1
Radiometer Copenhagen - PHM92 Lab pH meter	ingen faremomenter	Medfølgende manual følges. Generell varmsomhet overholdes.						1		1
Håndtering av vannprøver	Forurensing av prøve	Oppbevares på PFA-Teflon, polyetylene eller polycarbonate flasker. Disse vaskes med HCl 0,1 M. Analysene gjennomføres så fort det lar seg gjøre, og med færrest mulig steg.						1		1

B – Eksempelberegning til Tabell 4.11

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$$
$$\text{pH } 8,1 = 7,94328 \cdot 10^{-9} \text{ mol/L } \text{H}^+$$
$$\text{pH } 7,4 = 3,98107 \cdot 10^{-8} \text{ mol/L } \text{H}^+$$
$$\text{pH } 7,6 = 2,51189 \cdot 10^{-8} \text{ mol/L } \text{H}^+$$

$$\text{pH}(\text{drikkevann}) \cdot \text{andel} + \text{pH}(\text{basseng}) \cdot \text{andel} = \text{pH}(\text{maksgrense}) \cdot 1$$
$$7,94328 \cdot 10^{-9} \cdot X + 3,98107 \cdot 10^{-8} \cdot (1-X) = 2,51189 \cdot 10^{-8}$$
$$-3,186742 \cdot 10^{-8} X = -1,46918 \cdot 10^{-8}$$
$$X(\text{drikkevann}) = 0,46103$$