



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 15023

Examensarbete 30 hp
Februari 2016

Undersökning och utvärdering av effektiviserad fotokatalytisk vattenrening i Kenya

Sanna Rutqvist

Undersökning och utvärdering av effektiviserad fotokatalytisk vattenrening i Kenya

Sanna Rutqvist

Orsaken till många av de vanligast förekommande sjukdomarna främst i utvecklingsländer är förorenat och osäkert dricksvatten. Ett exempel på ett utvecklingsland med sådan problematik är Kenya där cirka 17,2 miljoner invånare saknar rent dricksvatten. Landet är i behov av ekonomiskt hållbara och effektiva vattenreningstekniker för att minska antalet vattenrelaterade sjukdomar. En sådan teknik är fotokatalytisk vattenrening. Fotokatalysens grundläggande beståndsdelar är UV-ljus och ett halvledande material, som exempelvis titandioxid. Det vatten som ska renas kombineras med titandioxid, samtidigt som titandioxiden exponeras för solljus. När mikroorganismer och föroreningar i vattnet kommer i kontakt med titandioxiden startar en nedbrytningsprocess. Som slutprodukt erhålls vanligtvis koldioxid och vatten. Det finns dock begränsningar i den fotokatalytiska tekniken. Föroreningar och mikroorganismer transporteras till titandioxidytan via en masstransport, för att sedan adsorbera till ytan där nedbrytningen äger rum. Slutprodukterna desorberar därefter från ytan till vattenvolymen, vilket ofta är en långsam process. Vidare måste vatten med hög turbiditet filtreras innan det kan genomgå en fotokatalytisk behandling, vilket är både tidskrävande och kostsamt.

Syftet var att undersöka huruvida begränsningarnas negativa inverkan kan reduceras genom att använda titandioxidbelagda solabsorberande material, som antas höja temperaturen och resultera i en snabbare desorptionsprocess. Den fotokatalytiska tekniken kombinerades även med en förbehandling med protein från Moringafrön. Partiklar i vattnet attraheras och adsorberar till proteinet, som sedan sedimenterar och ett mer transparent vatten kvarstår.

För att kunna utvärdera de solabsorberande ytornas effekt jämfördes de med titandioxidbelagda glasprover. Två metoder användes för att jämföra effektiviteten. En reaktor användes för att mäta nedbrytningen av en modellförorening som färgar vattnet blått. Den andra metoden innebar att jämföra färgskiftningen hos samma modellförorening, där en snabbare färgskiftning indikerar en snabbare nedbrytning av modellföroreningen. Samma metoder användes på vatten med hög turbiditet som behandlats med fröproteinet, för att mäta dess potential som förbehandlingsmetod. Antalet bakteriekolonier beräknades i vattenprov innan behandling och efter för att jämföra reduceringen av antalet bakteriekolonier.

Resultatet som erhöles indikerade att de solabsorberande proverna effektiviserar den fotokatalytiska processen både med avseende på degradering av föroreningar och inaktivering av bakterier. Stora problem uppstod med att fästa titandioxiden på de solabsorberande proverna, vilket fortfarande är ett olöst problem. Resultatet visade även att en förbehandling med fröprotein från Moringa för att minska turbiditeten fungerade effektivt och är en lämplig förbehandling av vatten som sedan ska genomgå en fotokatalytisk process.

Nyckelord: Fotokatalys, vattenreningstekniker, titandioxid, turbiditet, Moringa

Institutionen för kemi, Uppsala Universitet

Lägerhyddsvägen 1

SE-75 121 Uppsala

Examination and evaluation of enhanced photocatalytic water treatment in Kenya

Sanna Rutqvist

The cause of many of the most common diseases, in particular in developing countries, is contaminated and unsafe drinking water. An example of a developing country with such problems is Kenya, where about 17,2 million people lack clean drinking water. The country is in need of financially sustainable and efficient water treatment technologies to reduce the amount of water-related diseases. One such technology is photocatalytic water treatment. The basic constituents in photocatalysis are UV-light and a semiconducting material such as titanium dioxide. The water to be purified is exposed to sunlight and in combination with a surface coated with titanium dioxide. When microorganisms and pollutants in the water come in contact with the titanium dioxide, a decomposition process starts. The obtained end product is usually carbon dioxide and water. However, there are limitations in the photocatalytic technology. When the contaminants and microorganisms reach the surface, they adsorb and the breakdown process takes place. In the next step, the end products desorb from the surface to the volume of water, which is often a slower process. Desorption of end products becomes a rate-limiting step in the process. Furthermore, high turbidity water needs to be filtered before it can undergo a photocatalytic treatment, which is both time consuming and costly.

The aim was to investigate whether the technology can be enhanced by using titanium dioxide coated sun absorbing material, which is assumed to raise the temperature and result in a faster desorption process. The photocatalytic technology was also combined with a pretreatment with protein from Moringa seeds. Particles in the water tend to adsorb to the protein, which then settles and more transparent water remains.

In order to evaluate the efficacy of the sun absorbing surfaces, it was compared with glass samples coated with titanium dioxide. Two methods were used in order to compare the efficiency. A reactor was used for measuring the degradation of a model pollutant that gives the water a blue color, and rate constants were calculated for comparison. In the second method the color shift of the same model pollutant was analyzed, where a faster color change indicates a faster degradation of the model pollutant. The same methods were used for investigating if the pretreatment with seed protein is a suitable pretreatment when combined with photocatalysis. The number of bacterial colonies was calculated in water samples from before and after treatment to compare the reduction in the number of bacterial colonies.

The results indicate that the sun absorbing surfaces enhance the photocatalytic process both with respect to the degradation of contaminants and to the inactivation of bacteria. Big problems occurred in the preparation of the sun absorbing surfaces, which is still an unsolved problem. The results also shows that a pretreatment with seed protein from Moringa for reducing turbidity functioned efficiently and is therefore an appropriate pretreatment of water which is supposed to be treated in a photocatalytic process.

Keywords: Photocatalysis, water cleaning technologies, titanium dioxide, turbidity, Moringa

*Department of chemistry, Uppsala university
Lägerhyddsvägen 1, SE-751 21 Uppsala*

FÖRORD

Efter snart fem års studier förverkligade jag en av mina drömmar. Jag åkte ensam till Kenya för att genomföra mitt examensarbete, men också för att ställas inför nya utmaningar och tvingas lösa problem på egen hand. Mina två månader i Kenya har gett mig nya kunskaper, erfarenheter och minnen som jag kommer att bära med mig när jag nu tar nästa steg i livet. Min pappa säger alltid ”Hellre lyst till den sträng som brast, än att aldrig spänna en båge”, vilket är ord som präglat min resa genom denna civilingenjörsutbildning, och nu detta examensarbete. Jag är glad för den chansen jag fick att genomföra examensarbetet som ett U-landsprojekt, vilket jag har att tacka organisationen ”International Science Programme”, ISP och dess anställda för.

Jag vill också tacka mina handledare Lars Österlund, Peter Owino och Mghendi Mwamburi. Lars Österlund från institutionen för teknikvetenskaper, fasta tillståndets fysik på Ångströmlaboratoriet har fungerat som bollplank och bistått med viktig kunskap och infallsvinklar under arbetets gång. Min kenyanska handledare Peter Owino från institutionen för fysik, University of Eldoret hjälpte mig mycket under min vistelse i Kenya och utan honom hade examensarbetet inte varit möjligt att genomföra. Mghendi Mwamburi från institutionen för fysik, University of Eldoret var också en viktig person för mig i Kenya som bistod med de resurser jag behövde från universitetet.

Vidare vill jag tacka min ämnesgranskare Tomas Edvinsson från institutionen för kemi, Ångströmlaboratoriet som hjälpt mig under arbetets gång och erbjudit sina resurser från institutionen. Tomas motiverade och glada bemötande bidrog till min egna motivation och kreativitet.

Inte att förglömma är Silunya Mukuruma från institutionen för fysik, University of Eldoret som ofta hjälpte mig på laboratoriet i Eldoret och som blev min goda vän.

Trevlig läsning.

Sanna Rutqvist, Uppsala 2015

Populärvetenskaplig sammanfattning

”*Det finns ingen planet B*”. En slogan som används av många miljöaktivister, och slagorden inkluderar många olika typer av miljöproblem som vi står inför, såväl idag som i framtiden. Orden står för agerande, reagerande och de står för rädslan inför vad problemen kan komma att leda till i framtiden. Bristen på rent dricksvatten är idag ett av de största problemen som vi står inför att lösa för att säkra vår framtid. Problemen hotar vår miljö, vår planet och inte minst vår existens, eftersom det inte finns en ”planet B”. Idag uppskattas att cirka 1,2 miljarder människor på jorden saknar tillgång till rent dricksvatten och miljoner människor dör varje år i vattenrelaterade sjukdomar som diarré och kolera. Ett av de mest fundamentala och grundläggande behoven som krävs för att människan ska kunna uppnå god hälsa, välfärd samt social- och ekonomisk tillväxt är rent dricksvatten. Denna naturliga resurs är starkt påverkad av bland annat klimatförändringar, och resultatet av detta blir förorenade och osäkra dricksvattentillgångar.

En ekonom myntade uttrycket ”Världens politiker måste inse att existerande miljöproblem = människorättsproblem”. Det står klart att miljöförstörelse är integrerat i hela vårt samhälle, i varje del av det och kopplar oss samman. För att lyckas lösa problemen och rädda vår planet krävs agerande, och reagerande. Men dricksvattenproblemen drabbar inte alla. Medan vi i Sverige har ett överskott på rent dricksvatten, drabbas befolkningen i torra utvecklingsländer runt ekvatorn mycket hårt och bristen på vatten att dricka är stor. Ett exempel på ett sådant land är Kenya. Ungefär 43,4 % av Kenyas befolkning lever i fattigdom och 44,5 % saknar rent dricksvatten. Landet har nästan uteslutande ett torrt klimat, en snabb populationstillväxt och en okontrollerbar urbanisering. Alla dessa faktorer har bidragit till den rådande dricksvattensituationen, vilken också förvärras av att vattnet är relativt svåråtkomligt. På grund av detta klassas Kenya som ett av de länder i världen som drabbats hårdast av vattenrelaterade problem.

Frågan som bekymrar många är: Hur ska mer rent dricksvatten kunna skapas för dessa människor? Det står klart att om frågan kan besvaras kommer välfärden att växa, antalet sjukdomar kommer att minska och en ekonomisk tillväxt kan förväntas. Många åtgärder och metoder har tagits fram för att behandla förorenat dricksvatten i dessa områden, och metoderna har i olika utsträckning visat lovande resultat. Kraven som ställs på teknikerna som behandlar vattnet är bland annat användarvänlighet och effektivitet, för en relativt låg kostnad och utan behov av avancerad utrustning. Ett exempel på en sådan teknik är fotokatalys. Fotokatalysen använder endast solljuset som energikälla vilket gör den billig i drift, samtidigt som den är kraftfull och enkel att använda. Det som krävs utöver solljus är ett material som leder ström relativt bra, som exempelvis titandioxid. Titandioxid är ett billigt material som finns runt omkring oss i vårt dagliga liv, ibland annat i kosmetika och tandkräm. När solljus träffar titandioxiden, påbörjas den vattenrenande processen genom att reaktiva substrat bildas och angriper föroreningar och mikroorganismer.

Trots de lovande resultaten har fotokatalysen vissa begränsningar som fortfarande inte har utretts och åtgärdats. Den fotokatalytiska vattenreningstekniken är som tidigare nämnt kraftfull och de reaktiva substraten agerar utan att vara selektiva, men det återstår att

undersöka om behandlingen kan effektiviseras så att hastighetsbegränsande steg i processen kan minimeras. Kan något göras för att nedbrytningshastigheten i den fotokatalytiska behandlingen ska öka?

Ett annat problem som sätter stopp för fotokatalysens framfart är grumlighet. Solens strålar orkar inte ta sig igenom ett grumligt vatten, vilket gör att solstrålarna inte når fram till titandioxiden så att den fotokatalytiska processen kan aktiveras. Sådant vatten kan alltså i dagsläget inte renas utan att en förbehandling görs som minskar mängden partiklar i vattnet. Förbehandlingarna innebär ofta höga kostnader och mödosamt arbete. Så frågan är ifall andra förbehandlingsmetoder finns som kan ske på ett billigt och enkelt sätt, där vattnet sedan kan behandlas fotokatalytiskt?

Tekniken står alltså inför stora frågor, som behöver svar.

Detta examensarbete försöker hitta svar på dessa frågor. För att effektivisera fotokatalysen applicerades titandioxid på ytor som absorberar en stor mängd solljus, vilket förväntades höja temperaturen i vattnet och på titandioxidytan där nedbrytningen äger rum. Den höjda temperaturen antogs ha en hastighetsökande effekt som gör att föroreningar och mikroorganismer kan brytas ned snabbare. För att söka svar på den andra frågan användes ett protein från en frö som växer på trädet Moringa Oleifera. Proteinet har visat sig ha en flockulerande effekt, vilket innebär att partiklar i ett vatten som skapar grumlighet attraheras av proteinet och fäster till detta. Sedan påbörjas en sedimentation av fröprotein och partiklar, och kvar blir ett mer transparent vatten. Trädet växer i de flesta länder i Afrika och fröna är billiga och enkla att använda. Det enda som krävs är att de krossas och sedan blandas med vattnet och därefter sköter processen sig självt. Denna reningsmetod kombinerades med fotokatalys för att undersöka om kombinationen är ett lämpligt alternativ till andra metoder som används.

Slutsatserna blev att de solabsorberande ytorna verkar effektivisera den fotokatalytiska processen och göra den mer effektiv, men att lyckas få titandioxiden att fästa bra till de solabsorberande ytorna är något som måste utredas vidare. Om ett grumligt vatten förbehandlas med protein från Moringafrön verkar den fotokatalytiska behandlingen vara mer effektiv än om ingen förbehandling görs. Grumligheten minskade kraftigt och vattnet kunde sedan behandlas fotokatalytiskt. Det återstår att undersöka hur förbehandlingen med Moringafrön står sig gentemot andra förbehandlingsmetoder med avseende på effektivitet. Men det står säkert att det är ett mycket lämpligt sätt att minska grumligheten på ett vatten som sedan ska renas med hjälp av fotokatalys. Resultatet blir ett rent dricksvatten och vi tar ett steg mot en säkrare framtid!

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND.....	1
1.2	PROBLEM	2
1.3	SYFTE	2
1.4	FRÅGESTÄLLNINGAR	3
1.5	MÅL	3
1.6	TIDSRAM OCH AVGRÄNSNINGAR.....	3
2.	TEORI	4
2.1	KENYA	4
2.1.1	Kenyas vattensituation idag	5
2.1.2	Eldoret	6
2.1.3	Vattensituationen i Eldoret.....	6
2.1.4	River Sosiani	7
2.2	DEN FOTOKATALYTISKA TEJNIKEN	8
2.2.1	Vattenrening med fotokatalys	9
2.2.2	Teknikens ingående processer.....	10
2.2.3	Fotokatalysens antibakteriella effekter.....	12
2.2.4	Styrande faktorer	14
2.3	FOTOKATALYTISKA FÖRBÄTTRINGAR.....	18
2.4	FOTOKATALYTISKA MATERIAL	19
2.4.1	Titandioxid [TiO ₂].....	19
2.5	METYLEN-BLÅ (MB).....	20
2.6	SOLABSORBERING	21
2.7	MORINGAFRÖET	21
2.8	REAKTORN	22
2.8.1	Reaktorns beståndsdelar	23
2.8.2	Reaktorns beräkningsmetodik	24
2.9	ANDRA RENINGSMETODER	25
2.9.1	SODIS	25
2.9.2	Klorinering	26
2.9.3	Solvatten.....	26
3.	MATERIAL OCH METODER	27

3.1	EXPERIMENT I SVERIGE.....	27
3.1.1	Experiment med reaktorn	27
3.1.2	Moringaexperiment	31
3.2	EXPERIMENT I KENYA	31
3.2.1	Experiment med reaktorn	32
3.2.2	Experiment med skålar	33
3.2.3	Moringaexperiment	33
3.2.4	Uppskattning av mängden bakteriekolonier	35
4.	RESULTAT	36
4.1	EXPERIMENT I SVERIGE.....	36
4.1.1	Provpreparering.....	36
4.1.2	Experiment med reaktorn	37
4.1.3	Moringaexperiment	42
4.2	EXPERIMENT I KENYA.....	43
4.2.1	VU-vatten	43
4.2.2	VB-vatten	44
4.2.3	Experiment med reaktorn	45
4.2.4	Experiment med skålar	48
4.2.5	Moringaexperiment	51
4.2.6	Moringaexperiment - Kaffe.....	56
4.2.7	Beräkning av bakteriekolonier	58
5.	DISKUSSION	63
5.1	PROVPREPARERINGEN.....	63
5.2	EXPERIMENT MED REAKTORN	64
5.2.1	I Kenya och avjonat vatten	64
5.2.2	I Kenya och VU-vatten	65
5.3	EXPERIMENT MED SKÅLAR I SOLEN.....	67
5.4	MORINGAEXPERIMENT	67
5.5	BERÄKNING AV BAKTERIEKOLONIER.....	68
6.	SLUTSATSER.....	71
6.1	EXPERIMENT MED REAKTORN	71
6.2	EXPERIMENT MED SKÅLAR I SOLEN.....	71
6.3	MORINGAEXPERIMENT	71

6.4	BAKTERIEEXPERIMENT	71
7.	REFERENSER.....	72

1. INLEDNING

1.1 BAKGRUND

I stora delar av världen är bristen på rent dricksvatten ett av de största problemen idag och hotar både vår miljö och existens. Chong et al., (2010) menar att cirka 1,2 miljarder människor saknar tillgång till rent dricksvatten och miljoner människor dör årligen i vattenrelaterade sjukdomar som diarré och kolera. Förorenat vatten och undermåliga sanitära förhållanden orsakar tillsammans cirka 80 % av alla sjukdomar i världens utvecklingsländer.

Grundvattnet förser cirka en tredjedel av världens befolkning med vatten. Grundvattennivåer runt om i världen sjunker mellan 1-3 meter per år och denna siffra förväntas stiga på grund av överexploatering. Orsaken till sänkningen av grundvattennivån beror på att det ytvatten som bildas förbrukas i många delar av världen innan det infiltreras och transporteras till grundvattnet. Blanco et al., (2008) menar att detta resulterar i stora problem. Om överanvändandet fortsätter kommer två utav tre personer av världens befolkning att leva i områden med rådande vattenbrist inom en 10-årsperiod. Problemen kommer framförallt att drabba utvecklingsländer med torra klimat, där den genomsnittliga vattentillgängligheten per person är cirka 15% av vad vattentillgängligheten var per person år 1950. I dessa delar av världen står regeringar och vattenindustrier inför den stora utmaningen att hitta livskraftiga vattenreningstekniker som är implementerbara och ekonomiskt bärkraftiga. Blanco et al., (2008) framlägger vidare att en stor del av den förnyelsebara energiproduktionen idag består av solenergi, som möjligtvis har den högsta potentialen bland alla förnyelsebara energiformer. Det är också ett faktum att de platser i världen där graden av solstrålning är hög också är de platser där vattenbristen och problemen med undermålig vattenkvalitet är som störst. Därför kan anpassade vattenreningsteknologier som använder solljus som energikälla vara mycket lämpliga i syfte att bidra till att lösa såväl energi- som vattenrelaterade problem.

Ett land som stämmer väl in på beskrivningen ovan är Kenya, där cirka 43,4 % av populationen lever i fattigdom och 17,2 miljoner av landets befolkning saknar tillgång till rent dricksvatten. Landet har nästan uteslutande torrt klimat, vattnet är svåråtkomligt och endast en liten procent av landytan kan användas för jordbruk (Blanco et al., 2008). Populationens tillväxt är cirka 2,8 % årligen och i takt med tillväxt och globalisering växer många av städerna okontrollerat. Den snabba urbaniseringen har även resulterat i att fattiga människor tvingats flytta utanför städerna, där tillgängligheten på vatten och sanitet är nästintill obefintlig.

För att skapa tillgängligt och rent dricksvatten samt för att hindra att de vattenrelaterade problemen förvärras i Kenya är implementering och utveckling av enkla vattenreningstekniker med avseende på kostnads- och reningseffektivitet önskvärt. En förbättrad vattenkvalitet i länder som Kenya förväntas kunna reducera kostnaderna för sjukvård och behandling, eftersom färre människor antas drabbas av vattenrelaterade sjukdomar. Det skulle även bidra till mindre dödlighet, bättre och säkrare matförhållanden, ekonomisk tillväxt och minskade klimatförändringar. Vidare kan de positiva konsekvenserna

även innebära att kvinnor sparar tid i husarbetet, samtidigt som fler flickor kan spendera mer tid i skolan i utbildningssyfte.

Ett exempel på vattenreningstekniker som visat sig vara effektiva är Avancerade Oxidationsprocesser, AOP's. Detta är ett samlingsnamn för flera ingående tekniker som alla innefattar en oxidationsprocess. Dessa innebär generellt låga kostnader, fullständig nedbrytning och ingen förekomst av toxiska nedbrytningsprodukter. Vidare är teknikerna som innefattas av AOP kraftfulla och bryter ned komplexa och stabila organiska föroreningar. En av de tekniker som hör till gruppen AOP är fotokatalytisk nedbrytning och desinficering med hjälp av ett halvledande material, som exempelvis titandioxid. Titandioxiden är mycket aktiv, kemiskt och termiskt stabil och förblir oförändrad även efter repeterad användning. I den fotokatalytiska tekniken kombineras vatten med titandioxid, samtidigt som titandioxiden exponeras för solljus. Mikroorganismer och föroreningar som finns vattnet, kommer i kontakt med titandioxiden och reagerar med detta material och en nedbrytningsprocess startar. Som slutprodukt erhålls vanligtvis koldioxid och vatten. Resultatet blir rent dricksvatten, där endast solljus är den energikälla som krävs vilket gör tekniken ekonomiskt hållbar.

1.2 PROBLEM

Den fotokatalytiska tekniken har dock några begränsningar. Vid hög turbiditet måste vattnet initialt filtreras vilket är både tidskrävande och kostsamt. Vidare är desorptionen av slutprodukter från den fotokatalytiska ytan ofta en långsammare process än masstransporten av föroreningar och mikroorganismer till ytan, vilket begränsar teknikens effektivitet eftersom föroreningar och mikroorganismer hindras att adsorbera till titandioxiden, vilket hindrar att nedbrytnings- och desinficeringsprocessen kan starta.

1.3 SYFTE

Studien utfördes delvis i Sverige och delvis i Kenya och ämnade att undersöka huruvida den fotokatalytiska tekniken vid vattenrening kan effektiviseras med avseende på massreducering av föroreningar och mikroorganismer och tid med hjälp av två olika metoder. Första metoden innebär att tekniken kombineras med en titandioxidbelagd solabsorberande yta. Den andra metoden innebär att vatten med hög turbiditet som ska genomgå en fotokatalytisk behandling förbehandlas med protein från Moringafrön.

1.4 FRÅGESTÄLLNINGAR

1. Blir nedbrytningen av föroreningar och inaktiveringen av bakterier mer effektiv med avseende på massreducering och tid då den fotokatalytiska tekniken kombineras med en solabsorberande yta?
2. Är en förbehandling med moringaprotein ett lämpligt alternativ till andra filtreringsmetoder, då vattnet därefter ska genomgå en fotokatalytisk behandling?
3. Blir nedbrytningen av föroreningar och desinficeringen mer effektiv med avseende på massreducering och tid då den fotokatalytiska tekniken kombineras med filtreringsmetoden med fröproteinet från Moringa?

1.5 MÅL

Studiens mål är att utvärdera huruvida den fotokatalytiska tekniken kan effektiviseras genom att:

1. Använda Moringabehandlingen som en initial filtreringsmetod
2. Belägga titandioxid på solabsorberande ytor

1.6 TIDSRAM OCH AVGRÄNSNINGAR

Studiens planerade tidsåtgång var 20 veckor och en muntlig presentation hölls den 8 juni. Projektet genomfördes under de första 8 veckorna på Ångströmlaboratoriet i Uppsala, där arbetet innefattade såväl laborations- som kontorsarbete. Efter avresa till Eldoret, Kenya genomfördes mestadelen av arbetet på laboratorium. Ett studiebesök till stadens reningsverk planerades under de 8 veckorna som spenderades i landet. Studien belyser och undersöker effekten från Moringa som filtreringsmetod och de solabsorberande ytornas inverkan på nedbrytning av föroreningar och inaktivering av mikroorganismer. Andra modifikationer undersöktes ej. Detta innebar även att andra påverkande faktorer och huruvida deras negativa effekter kan begränsas utelämnades från denna studie. På grund av det relativt korta tidsperspektivet för projektet borde vidare studier genomföras i syfte att säkerställa och verifiera de resultat som erhöles i denna studie.

2. TEORI

2.1 KENYA

Kenya är ett östafrikanskt land beläget vid ekvatorn som har en befolkning på cirka 44 miljoner människor. Av dessa bor cirka 3 miljoner i huvudstaden Nairobi som ligger i mitten av Kenya. De centrala delarna tillsammans med västra Kenya består av en högplatå där även Afrikas stora dalsänka är belägen, the Great Rift Valley, som sträcker sig i nord-sydlig riktning (Karlsson, 2013). Högländerna består av bördig jord där jordbruk är en av de största industrierna. Där odlas bland annat te, kaffe och majs. Från huvudstaden och söderut övergår markerna i savanner som därefter fortsätter in i Tanzania. I dessa områden är flera av de kända nationalparkerna belägna som exempelvis Masai Mara och Amboseli. Klimatet i Kenya är mestadels tempererat trots att landet ligger nära ekvatorn, vilket beror på den höga höjden. Vid kusten är klimatet istället tropiskt. På grund av ojämnt fördelad nederbördsmängd över landet får endast en tiondel av landet den mängden regn som krävs för att jordbruk ska vara lämpligt. De områden som enligt Karlsson (2013) får tillräckligt med regn är framförallt högländerna, vilket gör att jordbruket är dominerande i detta område. Kenyas ekonomi bygger främst på jordbruket och dess produkter dominerar även exporten. De största exportvarorna är te, kaffe och snittblommer. Det rika jordbrukssamhället gör att de flesta kenyaner arbetar inom denna industri, som exempelvis med odling eller boskapsskötsel. Cirka tre fjärdedelar av befolkningen arbetar med att bruka jorden. En annan viktig del av ekonomin är turismen.

Kenyas befolkning består av drygt 40 olika folkgrupper där de fem största är Kikuyu, Luhya, Kalenjin, Luo och Kamba (Karlsson, 2013). De olika folkgrupperna har olika språkliga och kulturella särdrag, där exempelvis Kikuyu har en stark koppling till danser, ekonomi och konsthantverk. Folkgrupperna från kustområdet har arabiska och muslimska traditioner.

Efter det politiska valet år 2007 inträffade en stor konflikt, vilken berodde på missnöjen kring den rådande politiken och dess utövare. Enligt globalis (2013) hade den kenyanska demokratin stora brister och har det fortfarande idag. Under valet försökte politiker att stärka sin egen position genom att bortse från etniska motsättningar. Efter valet blev stora delar av befolkningen mycket missnöjd, och landet och dess politiska system var nära en kollaps, vilket av vissa förväntades kunna leda till inbördeskrig. Oroligheterna resulterade i stora störningar i ekonomin vilket bidrog till att många fick svårt med matförsörjningen och tvingades in i fattigdom. År 2010 fick Kenya en ny författning, vilken syftade till att begränsa presidentens inflytande och makt som var mycket stor före detta åretal (globalis, 2013). Den nya författningen som bestod av två kamrar, hade en starkare ställning medan rättsväsendet reformerades och syftade till att bli mer oberoende jämfört med tidigare. Landet har varit drabbat av stora korruptionsproblem under en lång tid och samhället präglas fortfarande av detta.

Enligt Karlsson (2013) lever cirka hälften av Kenyas befolkning i fattigdom, där hälften av dessa lever på mindre än en dollar per dag. Det som orsakat den förvärrade levnadsstandarden för många är torka, översvämningar, hög befolkningstillväxt samt etniska motsättningar.

2.1.1 Kenyas vattensituation idag

Kenya har en pågående vattenkris, som innebär att landet har svårigheter att förse dess befolkning med rent dricksvatten. Enligt The Water Project, (2015) anses Kenya idag vara ett av de länder i världen som har störst problem med vattenförsörjning. Detta innebär inte bara dricksvattenrelaterade problem utan även problem anknytna till grödor, jordbruk, boskap och fiske. Vattenbristen resulterar i att vatten från våtmarker förbrukas, och dessa områden med mycket gräs blir mindre och färre. Våtmarkerna används också för uppfödning av boskap, vilket leder till att boskapsindustrin påverkas negativt av de minskande våtmarksarealerna. Enligt Mumma, (2005) är en av orsakerna till den ökande vattenkrisen överanvändandet av marker som exploateras för exempelvis uppförandet av gemensamma bosättningar. I Kenyas högland finns Mau Forest beläget, vilken har en av Kenyas största vattentillgångar. I detta område har lokalbefolkningen använt marken för egna intressen, som exempelvis för byggnation av bostäder och bondgårdar. Detta har orsakat allvarliga jorderosionsproblem då träden avverkas, vilket har förorenat vattentillgången i Mau Forest och försämrat vattenkvalitén drastiskt. Mau Forest har förlorat en fjärdedel av sin ursprungliga storlek sedan år 1980 på grund av skogsskövlingen.

Enligt World Water Assessment programme (2005) är Kenya ett av de länder i Östafrika som har de mest mångfaldiga skogarna, vilka även är viktiga för att skydda vattentillgångarna som finns i dessa områden. Kenyas skogar håller dock på att försvinna, eftersom träden avverkas för att användas som drivmedel eller för att expandera jordbruksmarker. När skogarna försvinner, försvinner också värdefullt dricksvatten. Marken där skogarna växer består vanligtvis av näringsfattiga jordar som inte är lämpade för jordbruk. När jordarna efter en tid förlorar dess kapacitet att producera grödor, fortsätter bönderna att avverka skog på ny mark. Detta resulterar i att skogsskövlingen ökar och vattenkvalitén försämrar, vilket är en trend svår att vända.

En annan viktig orsak till vattenbristen i Kenya är den ojämt fördelade nederbörden. På grund av detta drabbas stora områden av extrem torka medan andra delar har gott om vatten under stora delar av året (The Water Project, 2015). Vattentillgångarna blir således tillgängliga för vissa medan andra människor helt saknar rent vatten.

Enligt World Water Assessment programme (2005) orsakar de bristande vattenresurserna många problem, som exempelvis ökat antal sjukdomsfall och att konflikter uppstår mellan olika folkgrupper över de kvarvarande vattenresurserna. När rent vatten blir mer svåråtkomligt tvingas kvinnor ta sig till fots längre sträckor varje dag för att hitta det vatten som krävs för att försörja hela familjen i hemmet. Vidare orsakar den årliga befolkningstillväxten på 2,6 % att allt fler människor flyttar till storstäder som exempelvis Nairobi. Många av dessa människor hamnar i slumområdena i utkanten av staden, vilka då ökar i storlek. Slumområdena har dåliga levnadsförhållanden med undermåliga sanitära resurser och mycket förorenat vatten, vilket leder till fler vattenrelaterade sjukdomar. Mer än hälften av populationen i Kenya saknar tillgång till fungerande vattenledningssystem med kranvatten, och tvingas därför bli beroende av andra vattenresurser där vattnet har undermålig kvalitet. Vidare är även vattnet i kranarna ofta förorenat på grund av bristande vattenledningssystem som exempelvis vandaliserats eller inte underhållits.

I jämförelse med andra länder är Kenyas vattenpolitik enligt Mumma (2005) unik, där områden har delats in i privatiserade områden och outvecklade områden där investerare avskräckts att satsa ekonomiskt. Dessa utvecklade områden på landsbygden saknar underhåll av rörledningar och tankar i vattenledningssystemen vilket medför att vattenkvalitén är undermålig och människorna som lever i dessa områden saknar rent dricksvatten. På grund av Kenyas korruptionsproblematik saknas även underhåll av vattenledningssystemen i städerna. Det orsakas av att regeringen inte lägger ekonomiska medel på underhåll av vattenledningssystemen, eller för att driva pumpstationer samt att existerande pumpstationer är i dåligt skick.

I ett land som Kenya där populationen är starkt beroende av jordbruket, menar The Water Project (2015) att det svårt att begränsa de aktiviteter inom jordbruket som påverkar miljön negativt, som exempelvis en minskning av vattenförbrukningen. Människorna i landet behöver jordbrukets resurser för att överleva och bibehålla en god levnadsstandard. Påfrestningen på de vattenresurser som finns ökar i takt med att jordbruket expanderar, mer mark brukas och energianvändandet ökar.

2.1.2 Eldoret

Eldoret är Kenyas femte största stad, med en mycket snabbt växande population (Minneapolis, 2000). Staden är belägen i Uasin Gishu regionen i västra Kenya, och är även huvudstaden i detta område. Namnet Eldoret kommer från Masaiernas ord "eldore" som betyder stenig flod, vilket härstammar från den steniga flodbädden där River Sosiani rinner igenom. Jordbruk är stadens största industri, där de mest förekommande grödorna är majs, vete och pyrethum vilket är en planta som används för att tillverka insektsmedel. Andra råvaror som odlas i området är te och kaffe.

2.1.3 Vattensituationen i Eldoret

Följande beskrivning av vattensituationen i Eldoret bygger på O.Olal, pers. komm. (2015). Vattentillförseln till befolkningen i Eldoret är begränsad och den fattiga delen av människorna är ofta de som drabbas hårdast. För att åtgärda problemen har exempelvis vattenpriserna i staden reglerats, men trots detta tar vattnet ofta slut innan det når vattennätets slutliga rör. De flesta människorna är anslutna till det centrala dricksvattennätet där vattnet kommer från ett vattenreningsverk i Chebara. Chebara består av en damm och är belägen norr om Eldoret. Vattnet som dammen består av härstammar från berget Moibien. Längre nedströms är dammen ansluten till ett reningsverk, varifrån vattnet sedan transporteras via vattenledningar till Eldoret.

De som inte är anslutna till dricksvattennätet är framförallt de fattiga människorna, vilka ofta är bosatta vid stadens utkanter. Dessa människors vattenförsörjning kommer från River Sosiani via borrhål, och i vissa enstaka fall direkt från floden. Vattnet från borrhålen anses dock inte som lämpligt dricksvatten på grund av innehållet av föroreningar och bakterier, och används därför främst till bland annat matlagning och tvätt. En del människor använder dock vattnet som dricksvatten, vilket leder till att de drabbas av vattenrelaterade sjukdomar och höga medicinkostnader. Ett annat alternativ som används av lokalbefolkningen är att rena borrhållsvattnet innan förtäring, genom klorinering eller att koka vattnet i minst 15 minuter.

Dessa reningsmetoder är dock ansedda som relativt ineffektiva och osäkra, vilket resulterar i att lokalbefolkningen trots försök till rening av borrhålsvattnet, drabbas av vattenrelaterade sjukdomar.



Figur 1. River Sosiani vid stadens inlopp. Foto: Sanna Rutqvist.

2.1.4 River Sosiani

River Sosiani är en flod vilken är ett delavrinningsområde till den större floden Nzoia, som mynnar ut i Victoriasjön. Sosiani rinner genom Eldoret öster ifrån och fortsätter därefter i riktning mot Uganda (Chibole, 2013). Vattnet i floden är kontaminerat dels från den tunga trafiken i staden, dels från dagligt avfall som plaster och metaller (fig 1 och fig 2). Längs med Sosiani finns även industrier, jordbruk och biltvätt belägna vilket bidrar till en försämring av föroreningsituationen i Sosiani, genom att industriellt avloppsvatten och kemikalier från jordbruk släpps ut i floden. För de människor i staden som inte är anslutna till vattenledningssystemet är Sosiani deras vattenresurs, där vattnet enligt Chibole (2013) används till bland annat bevattning, matlagning, hushållsarbete och även som dricksvatten.



Figur 2. River Sosianis väg genom Eldoret. Foto: Sanna Rutqvist.

Ett annat problem är att vattenståndet i floden konstant sjunker, vilket antas bero på den kraftiga skogsskövlingen i avrinningsområdet runt floden. För 100 år sedan var områdena kring floden täckta med regnskog och biodiversiteten var hög. Därefter påbörjades skogsskövling i syfte att skapa marker där stora jordbruksarealer kunde placeras. Idag pågår skövlingen fortfarande bland annat på grund av den stora efterfrågan på ved för eldning till matlagning. Skogsskövlingen orsakar även erosion vilket har medfört att vissa delar av markerna längs med floden blivit näringsfattiga. På grund av detta har många av dessa områden längs med floden övergivits. Tillgången på skog i området är idag bristfällig, vilket resulterar i att priset på ved stiger och många människor tvingas söka efter andra lösningar eftersom de inte har de ekonomiska resurserna som krävs.

2.2 DEN FOTOKATALYTISKA TEKNIKEN

Fotokatalys är en mångsidig teknik som implementerats i många olika användningsområden och i länder som exempelvis Japan, Mexico och Spanien. Den har använts bland annat för självsterilisering och självrengöring av ytor, luftrengöring, vattenrening samt för att förhindra smuttbildning på olika typer av ytor. Fotokatalysen förhindrar också att vattenånga bildas på spegelytor genom att göra de mer hydrofila. Det vill säga vatten som kommer i kontakt med spegelytan rinner av och ytan blir torr. Denna funktion är därför mycket användbar på backspeglar, eftersom fotokatalysen förhindrar ångbildning på spegeln. Tekniken är enkel att använda, kräver ingen avancerad utrustning och nyttjar solljuset som energikälla. Fujishima et al., (1999) menar att vetenskapliga studier på de fotokatalytiska egenskaperna har gjorts sedan 1970-talet och sedan dess har de positiva egenskaperna uppmärksamats och tekniken utvecklats inom fler och fler användningsområden.

Fujishima et al., (1999) framhåller vidare att ljusrengöring består av två huvudsakliga faktorer. Dessa är ultraviolett strålning (UV) samt ett fotokatalytiskt material, exempelvis titandioxid vilket är ett av de mest förekommande materialen i vårt dagliga liv. UV-strålningen inkluderar våglängder på 400 nanometer [nm] och mindre, vilket är kortare än våglängden hos det synliga ljuset. Titandioxid (TiO_2) är ett mycket mångsidigt och användbart material som finns i bland annat olika livsmedel och kosmetika. Materialet är en halvledare, vilket betyder att materialet leder ström vid exponering av ljus med en viss våglängd eller om en elektrisk spänning ansätts. Många halvledande material tenderar att bryta ned organiska beståndsdelar som kommer i kontakt med materialet. Tekniken har utnyttjats för att bryta ned bland annat kemikalier, smuts, mikroorganismer som bakterier och jäst samt toxiska substrat. Det fotokatalytiska materialet som används vid vattenrening kan appliceras på olika sätt, där en av de mest förekommande metoderna är att immobilisera en yta av titandioxid på ett fast material som exempelvis glas. Därefter låter man ytan exponeras för solljus. Ett annat alternativ är att tillsätta ett pulver av titandioxid i vattenvolymen som ska behandlas och låta den fotokatalytiska reaktionen ske vid de fina titandioxidpartiklarna i vätskan.

2.2.1 Vattenrening med fotokatalys

Enligt Fujishima et al., (1999) kan vattenrening med hjälp av fotokatalys delas upp i olika underklasser; behandling av dricksvatten, avloppsvatten, industriellt avloppsvatten, vattenanvändning inom jordbruk samt vatten som används i simbassänger och lagringstankar. De utvärderade också möjligheterna att avlägsna gröna alger från reservoarerna i vattenkraftverk där syftet var att bibehålla rent och klart vatten. Ytorna täcktes med en tunn film av titandioxid och då alger kom i kontakt med ytan immobiliserades de vid titandioxiden. Möjligheterna till att rena stora volymer vatten är dock begränsade, eftersom vattnet absorberar UV-strålningen så att ljuset ej når kontaktytan. En eventuell hög turbiditet i vattenvolymen bidrar även till att ljuset bryts och inte når kontaktytan. En annan nackdel är att ytan täcks av partiklar och inhiberas efter en tid i bruk vilket försämrar dess funktion. Vid användande av ett titandioxidpulver som dispergeras i vattenvolymen, reduceras dock den negativa påverkan som vatten med hög turbiditet kan orsaka och underlättar reningen av stora volymer vatten. Detta kräver dock också en filtrering efter den fotokatalytiska behandlingen, vilket är både kostsamt och besvärligt.

De största orsakerna till förorenat yt- och grundvatten är bland annat industriutsläpp, överdrivet användande av pesticider och övergödning. Idag ökar komplexiteten hos många av de vattenförekommande föroreningarna, vilket bland annat beror på att koncentrationer och antalet föroreningar ökar. Vid rening av avloppsvatten där komplexa föroreningar är ett problem, innebär det initiala steget oftast filtrering och därefter används metoder som bygger på fysiska och kemiska processer. Ett exempel på en sådan metod är biologisk nedbrytning, där föroreningar bryts ned till icke-toxiska substrat. Det finns dock biotjäviga föroreningar som inte är nedbrytningssbara via biologisk nedbrytning. På grund av detta finns en stor potential i tekniker som fotokatalys för vatten som innehåller biotjäviga föroreningar eller då föroreningarna har hög kemisk stabilitet, där konventionella metoder inte är brukbara. Den fotokatalytiska processen bildar extremt reaktiva radikaler som i sin tur

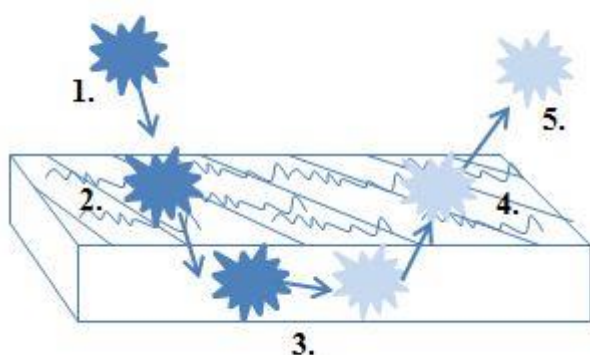
reagerar med organiska substrat och bildar icke-toxiska slutprodukter. Fotokatalysen har visat sig vara en kraftfull teknik som bryter ned även mycket komplexa vattenförekommande föreningar, varvid de kan mineraliseras fullständigt.

2.2.2 Teknikens ingående processer

De ingående processerna i en fotokatalytisk vattenbehandling som görs i syfte att bryta ned föroreningar och inaktivera mikroorganismer beskrivs nedan. Kontaminerat vatten kombineras med ett fotokatalytiskt material som titandioxid, som samtidigt exponeras för solljus.

Enligt Chong et al., (2010) innefattar den fotokatalytiska processen fem generella steg (fig 3):

1. En vattenlösning ingående komponenter som exempelvis föroreningar och mikroorganismer diffunderar spontant i mediet och dessa kommer slumpmässigt i kontakt med den fotokatalytiska kontaktytan. Detta kallas för en masstransport av föreningar till kontaktytan.
2. När en förening når ytan kommer det att adsorbera och binda till titandioxiden.
3. När den fotokatalytiska ytan blir exponerad för solljus, absorberas solenergi vilket medför att elektroner exciteras och två typer av bärare, elektroner och positiva laddningsbärare, skapas som reagerar med den adsorberade föreningen, antingen direkt eller via reaktioner där laddningsbärarna har bildat hydroxyl- eller oxidradikaler. Som följd av reaktionen bryts föreningen ned via oxidering.
4. Reaktionsprodukterna som vanligtvis är vatten och koldioxid desorberar från den fotokatalytiska ytan.
5. En masstransport av reaktionsprodukterna sker från kontaktytan till den omgivande vattenlösningen.



Figur 3. Illustrering av de fem generella stegen i en fotokatalytisk process. Källa: Sanna Rutqvist

Då titandioxiden absorberar solljus med en energi som är lika med eller större än bandgapet för titandioxid startar den fotokatalytiska nedbrytningsprocessen. Två typer av bärare genereras vilka är elektroner och positiva laddningsbärare, så kallade hål. Dessa kallas för elektron-hål-par. När elektronerna exciteras till ledningsbandet hamnar de i ett lägre

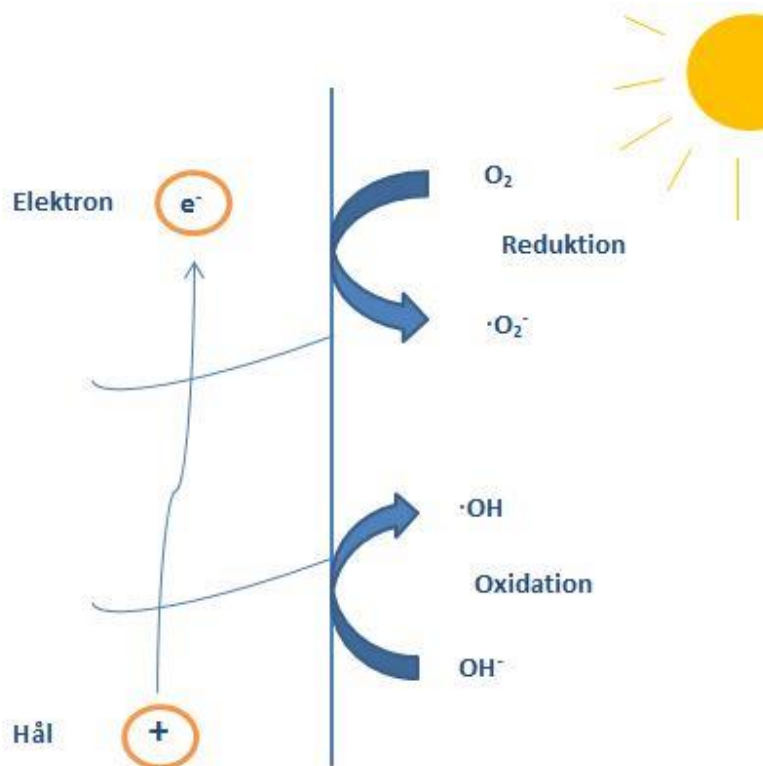
energitillstånd än i valensbandet hos atomen, och det lämnas ett hål i valensbandet. Hålet kan formellt räknas som en positiv laddning. I ledningsbandet är elektronerna delokaliserade och lättrorliga. Hur mycket energi som måste tillsättas för att elektronerna ska exciteras till ledningsbandet bestäms av bandgapet, vilket är energiskillnaden mellan ledningsbandet och valensbandet. För många strömledande material elimineras bärarna omedelbart genom att de återförenas då elektronen återkommer till sin ursprungliga position. Energin som absorberats från solljuset emitteras då i form av värme eller ljus, men för halvledare som titandioxid stannar elektronerna kvar en längre tid och en del av dem migrerar till partikelytan (Fujishima et al., 1999). Förhållandet mellan elimineringshastigheten och hur snabbt nya elektron-hål-par bildas bestämmer till stor utsträckning effektiviteten i den fotokatalytiska reaktionen. Karakteristiskt hos titandioxid är att den oxiderande potentialen hos hålen är större än den reducerande potentialen hos de exciterade elektronerna. Detta resulterar i att adsorberade hydroxylmolekyler vid ytan lätt kan oxideras och de fungerar således som elektrondonerare till de positivt laddade hålen. De oxiderade hydroxylmolekylerna som bildas kallas hydroxylradikaler ($\cdot\text{OH}$) vilka är extremt reaktiva. Dessa radikaler kan reagera med alla typer av organiska substrat som exempelvis aromatiska- och klorerade föreningar samt mikroorganismer. Initialt bildas fria radikaler som är ostabila molekyler med en ensam elektron, vilket gör att de har en stor benägenhet att reagera med andra molekyler.

Vid närvaro av molekyllärt syre reagerar de fria radikalerna med syremolekylerna, vilket resulterar i att organiska peroxyradikaler bildas (H_2O_2). Dessa radikaler innehåller två syremolekyler och de ingår i olika nedbrytande kedjereaktioner. På detta sätt kan organiska substrat, som exempelvis aromatiska kolväten, brytas ned till intermediater som aldehyder och karboxylsyror, för att sedan brytas ned fullständigt till slutprodukterna koldioxid och vatten. Blanco et al., (2008) framhåller några exempel på föroreningar som kan brytas ned via fotokatalys, vilka är fenoler, halogenerade kolväten, biocida föreningar från läkemedelsindustrin och farliga metalljoner.

Elektronernas uppgift är att reducera syremolekyler vilka agerar som elektronacceptorer i detta fall. Detta resulterar i att oxiderade, radikala anjoner bildas (O^{2-}) (fig 4), vilka i sin tur kommer binda till de organiska peroxyradikalerna (H_2O_2). Denna ostabila slutprodukt innehåller nu minst fyra oxidjoner och kan brytas ned vidare vilket möjliggör produktion av koldioxid som ofarlig slutprodukt. De radikala anjonerna har även en annan viktig funktion vilken är att de ökar oxidationsprocessen och gör den till en förbränningsprocess. En ytterligare mekanism är bildande av atomärt syre (O) vilken är mycket reaktiv och agerar på kol-kolbindningarna i organiskt material, vilket bryter ned de toxiska substraten.

Generellt är direkt oxidation av organiska substrat mycket mer sannolikt än oxidering av vattenmolekyler, vilket resulterar i att vid hög koncentration av organiska substrat ökar sannolikheten att de positiva laddningsbärarna reagerar med dessa snarare än att först reagera med vatten för att producera hydroxylradikaler. På detta sätt elimineras de intermediära stegen vilket ökar den fotokatalytiska effektiviteten. Det är även ett effektivt sätt att hindra de positivt laddade hålen från att återförenas med de exciterade elektronerna, vilket gynnar

elektron-hål-parens reaktionsmöjligheter. Det hastighetsbestämmande steget i detta fall blir överföringen av exciterade elektroner till molekylärt syre, det vill säga till en elektronacceptor, vilket kan resultera i en flaskhals i den fotokatalytiska processen. Finns inget molekylärt syre tillgängligt som kan ta upp exciterade elektroner, sänks hastigheten och därmed effektiviteten.



Figur 4. Schematisk bild över oxidations- och reduktionsprocesser som ingår i fotokatalysen. Källa: Sanna Rutqvist

2.2.3 Fotokatalysens antibakteriella effekter

De organismer som kan förstöras och inaktiveras i den fotokatalytiska reaktionen är bakterier, virus och mögel (Fujishima et al., 1999). Samma förutsättning råder för mikroorganismer i vattnet som för föroreningar, vilken är att reaktionen aktiveras då substratet kommer i kontakt med ytan samtidigt som den exponeras för solljus. Den fotokatalytiska tekniken är mest lämpad för att kontrollera tillväxt av bakterier och virus när det fortfarande är relativt få kolonier till antal, det vill säga innan antalet växer exponentiellt. Sjukhus och andra offentliga faciliteter är platser där kontroll av bakterietillväxt är nödvändigt och där fotokatalysen kan spela en essentiell roll i syftet att förhindra och reducera antalet bakterier. Titandioxiden har enligt Fujishima et al. (1999) visat sig vara det mest effektiva bakteriedödande materialet i jämförelse med andra antibakteriella medel. Till skillnad från de antibakteriella medlen fortskrider den fotokatalytiska inaktiveringsreaktionen och således den celldödande effekten även då cellerna täcker hela ytan och aktiv förökning råder. En annan fördel är vid kontroll av tillväxten på *Escherichia coli*, *E.colibakterier*. När en *E.colibakterie* dör bildas ett endotoxin

vilket är ett giftigt substrat som orsakar bland annat hög feber. Trots bakteriernas höga stabilitet kan den fotokatalytiska reaktionen även bryta ned det toxiska endotoxinet.

Blanco et al., (2008) framhåller att den bakteriella desinficeringshastigheten från solstrålning är proportionell mot strålningsintensiteten och temperaturen. Detta är i sin tur omvänt proportionellt mot vattnets djup. Detta beror på spridningen av ljus i vatten, det vill säga dispersion vilket minskar mängden inkommande solljus som når den fotokatalytiska ytan. Inaktiveringshastigheten ökar inte avsevärt på temperaturer mellan 12°C och 40°C, medan temperaturer på 50°C och högre erhåller en ökande inaktiveringshastighet med en faktor två. Enligt Blanco et al., (2008) beror temperaturberoendet på synergien som erhålls mellan strålning och temperatur.

Följande beskrivning av de ingående processerna i den fotokatalytiska inaktiveringen av mikroorganismer bygger på Byrne et al., (2010). Vid fotokatalytisk desinficering av mikroorganismer agerar de reaktiva radikalerna på dessa och orsakar en omfattande skada genom att cellmembranet förstörs samt genom att attackera cellens DNA och RNA. Andra typer av skador har också observerats som exempelvis skador på cellens respiratorsystem, minskad fluiditet och ökad jonpermeabilitet i cellmembranet. Förslag har även lagts fram på huruvida skador på cellmembranet kan öppna vägen för vidare oxidativa attacker på interna cellkomponenter som slutligen kan resultera i celldöd.

Enligt Malato et al., (2007) har en omfattande studie gjorts där nedbrytning av koenzym A (CoA) i bakterierna *Lactobacillus acidophilus* och *E.coli* samt i jäst studerades i en suspension med titandioxid som exponerades för solljus. Då mängden CoA minskade i cellerna, minskade också deras metaboliska aktivitet vilket resulterade i celldöd. Resultatet visade att celldöden var omvänt proportionell mot tjockleken och komplexiteten hos cellväggen. Därefter gjordes vidare forskning i syfte att få mer förståelse för bakteriell aktivitet i den fotokatalytiska reaktionen. Forskningen innefattade undersökning av de cellulära skadorna i den fotokatalytiska processen och dess bidrag till celldöd i *E.coli*-bakterier. Resultatet visade att oxideringen via de positivt laddade hålen inledningsvis orsakade skador på cellväggens lipopolysackarider, när den fotokatalytiska ytan fick kontakt med cellerna. Den fotokatalytiska reaktionen ökade sedan successivt cellpermeabiliteten, och därefter blev tillgängligheten större genom att ett öppet flöde av intracellulära komponenter bildades när cellen brast. Titandioxidpartiklarna kom lättare i kontakt med intracellulära komponenter, vilket accelererade hastigheten på celldöden.

För närvarande är titandioxidens fotokatalytiska, inaktiverande effekt fortfarande okänd på en mer detaljerad nivå. Det finns idag inte vetskap om vilka av de reaktiva syreradikalerna som är direkt involverade i den celldödande processen. Detta gäller framförallt för de huvudsakliga reaktiva syreradikalerna, ROS, som inkluderar hydroxylradikalerna OH⁻, H₂O₂ och O²⁻. Ett senare bidrag till denna forskning gjordes nyligen av Chong et al., (2010), vilken belyste hydroxylradikalens viktiga roll i den fotokatalytiska inaktiveringsprocessen. Antingen

agerande hydroxylradikalen oberoende av andra eller i samverkan med andra ROS. Resultatet visade bland annat att hydroxylradikalens inaktiverande effekt på E.coli-bakterier vid exponering av solljus var linjärt beroende av koncentrationen hydroxylradikaler.

2.2.4 Styrande faktorer

Det finns många ofta förekommande faktorer som påverkar effektiviteten i den fotokatalytiska processen. Komplexiteten hos många föroreningar leder till problem så som svårigheter i att bryta ned dessa föroreningar. Genom att känna till de faktorer som påverkar den fotokatalytiska effektiviteten, kan åtgärder vidtas och förbättringar blir möjliga så att även komplexa och stabila föroreningar potentiellt kan brytas ned. Nedan beskrivs några av de faktorer som påverkar fotokatalysens effektivitet.

2.2.4.1 Turbiditet

I den fotokatalytiska tekniken är vattenreningspotentialen begränsad i vatten med hög turbiditet vilket medför att vattnet måste filtreras, som är både kostnads- och tidskrävande. Turbiditet är en egenskap hos vattnet som enligt Malato et al. (2007) beskriver hur mycket icke-lösliga partiklar som finns i vätskan. Detta är en viktig egenskap som bör tas i beaktning på grund av att den rubbar fotokatalysens ingående reaktioner. Turbiditeten påverkar de optiska egenskaperna och hämmar UV-strålningens penetrering i vattnet eftersom partiklarna absorberar och sprider ljusstrålarna (Malato et al., 2007). De suspenderade, fasta partiklarna skärmar även av föroreningarna och hindrar de från att ingå i själva oxideringsreaktionerna.

Vatten med hög turbiditet orsakar variationer i hur mycket titandioxid som måste användas, hur mycket UV-ljus som krävs samt variationer i styrkan som behövs på ljusintensiteten. Detta leder således till osäkerheter i förberedelserna inför en fotokatalytisk behandling. För att säkerställa en snabb fotokatalytisk nedbrytningshastighet bör turbiditeten enligt Malato et al., (2007) inte överstiga 5 nepalometrisk turbiditetsenheter, NTU. Turbiditeten kan förslagsvis mätas med en fotoelektrisk detektor eller med nepalometri som mäter intensiteten på ljusspridningen. Denna gräns är dock godtycklig och beror på egenskaperna hos vattnet som ska renas, samt vilken grad av vattenrening som eftersträvas. Det finns många tillgängliga metoder för att reducera turbiditeten hos ett vatten som exempelvis filtrering, sedimentering eller flockulering.

2.2.4.2 Agglomerering

Enligt Chong et al., (2010) har titandioxidpartiklar en tendens att agglomerera, vilket kan medföra problem exempelvis då en titandioxidlösning immobiliseras på en yta. Agglomerering innebär att fina partiklar ansamlas och bildar aggregat som följd av lokala attraktionskrafter. Det som eftersträvas vid användande av fasta titandioxidtytor är homogenitet i filmen, vilket uppnås då de fina partiklarnas storlek bevaras. De fina partiklarna har dock en tendens att agglomerera och ansamlas i olika stora mängder på ytan. Detta beror på de fina partiklarnas storlek och deras stora specifika ytareal. Detta kan sedan påverka effektiviteten i den fotokatalytiska processen eftersom antalet titandioxidpartiklar dit föroreningar och mikroorganismer i vattnet kan adsorbera reduceras.

2.2.4.3 Bildande av elektron-hål-par

En viktig faktor med avseende på effektivitet är som tidigare nämnt hur snabbt elektron-hål-par kan produceras, samtidigt som rätt elektronacceptorer måste finnas tillgängliga. Detta kan bli ett stort energislösande steg om inte rätt elektronacceptorer finns tillgängliga och således en begränsande faktor för fotokatalysens effektivitet. Enligt Malato et al., (2007) har flera studier gjorts i syfte att öka reaktionshastigheten i fotokatalysen, där den fotokatalytiska ytan och dess sammansättning har modifierats och elektronacceptorer har adderats.

2.2.4.4 Adsorption-desorption

En annan nackdel i den fotokatalytiska tekniken som Österlund, pers. komm. (2015) belyser är adsorption-desorption till kontaktytan. För att den fotokatalytiska nedbrytningen och inaktiveringen ska kunna äga rum måste substraten transporteras via diffusion till ytan så att de kan adsorbera till titandioxiden, samtidigt som slutprodukter från nedbrutna substrat måste desorbera från ytan till vattnet så att nya substrat kan komma i kontakt med titandioxiden. Dessa funktioner kan bli hastighetsbegränsande på det sätt att masstransporten till kontaktytan är långsam eller desorptionen långsam, vilket resulterar i en lägre reaktionshastighet. Om desorptionen är långsam kommer nedbrutna slutprodukter konkurrera med föroreningar och mikroorganismer om platserna på titandioxiden. Det resulterar i att färre substrat i vattenmatrisen kan adsorbera till kontaktytan och den fotokatalytiska behandlingens effektivitet reduceras.

2.2.4.5 Temperatur

Ett flertal studier har genomförts som påvisat den fotokatalytiska reaktionens temperaturberoende. Österlund, pers. komm. (2015) menar att reaktionshastigheten är exponentiellt beroende av temperaturen i en fotokatalytisk behandling med en fast titandioxidyta. Detta innebär att under slutskedet av nedbrytnings- och inaktiveringsprocessen ökar reaktionshastigheten mycket som funktion av en höjning av temperaturen. Då temperaturen uppgår till 80°C ökar dock rekombineringshastigheten för elektron-hål-paren. Vid dessa temperaturer missgynnas även organiska substrats adsorption till kontaktytan. Vid temperaturer högre än 80°C sker en drastisk reduktion av aktiviteten, där nedbrytningsprodukter som bildas i den fotokatalytiska processen desorberar långsamt i förhållande till andra processer (Chong et al., 2010). Detta resulterar i att desorptionen av nedbrytningsprodukter blir den hastighetsbestämmande faktorn, och således begränsas den fotokatalytiska effektiviteten. Vid lägre temperaturer under 80°C gynnas istället adsorptionen av organiska substrat. På grund av detta har de flesta studier rapporterat att den optimala temperaturen för fotokatalytiska reaktioner bör vara mellan 20 – 80°C.

2.2.4.6 Inkommande solljus

Eftersom temperaturen är viktig i den fotokatalytiska behandlingen, blir även mängden inkommande solljus, det vill säga ljusintensiteten, en viktig faktor för att kunna uppnå god effektivitet i den fotokatalytiska behandlingen. Den fotokatalytiska reaktionen sker uteslutande vid kontaktytan mellan ett substrat och titandioxiden, vilket gör att mängden inkommande strålning som kan nå kontaktytan i stor utsträckning bestämmer effektiviteten

hos reaktionen. Då mängden inkommande strålning är stor, höjs temperaturen och den fotokatalytiska behandlingen effektiviseras.

2.2.4.7 Upplöst syre

Mängden upplöst syre i vattnet har en stor betydelse i den fotokatalytiska behandlingen, eftersom syre hindrar exciterade elektroner att rekombineras med de positivt laddade hålen. Då mer upplöst syre finns tillgängligt kan en högre produktion av radikaler ske. Syret ingår även i produktionen av andra reaktiva radikaler, i stabiliseringen av radikalernas intermediärer, mineralisering och även i själva nedbrytningsprocessen. Chong et al., (2010) framhåller att då upplöst syre finns tillgängligt förbättras nedbrytningen av aromatiska substrat, där förekomsten av syre i vattnet ökar förmågan att bryta ringstrukturerna i aromatiska, organiska föreningar.

2.2.4.8 Inhibering

Tidigare forskning har enligt Chong et al. (2010) rapporterat om den fotokatalytiska reaktionshastighetens beroende av koncentrationen föroreningar i vattnet som ska behandlas. Resultatet har visat att olika initiala koncentrationer föroreningar medför att olika bestrålningstider krävs för att uppnå fullständig nedbrytning och/eller desinficering. Absorptionen av ljus hos den fotokatalytiska ytan är som tidigare nämnt en viktig faktor som i stor utsträckning styr effektiviteten i reaktionen. Vid höga koncentrationer av organiska föreningar, som exempelvis föroreningar, mättas kontaktytan och inhiberas av de organiska föreningarna. Detta medför därefter att fotoner inte kan absorberas lika effektivt. Resultatet av detta blir ett mindre antal producerade elektron-hål-par och således en mindre effektiv fotokatalytisk deaktivering och nedbrytning (Chong et al., 2010). Vidare medför inhiberingen att livstiden för det fotokatalytiska materialet förkortas, vilket innebär att det måste bytas ut efter en tid av användande. Detta ökar kostnaderna och innebär även mer arbete då materialet måste bytas ut efter en tid.

Det är dock inte alla organiska föreningar som ger denna negativa effekt och hur mycket inhiberingen påverkar effektiviteten beror även på den kemiska strukturen och de ingående stegen i nedbrytningsprocessen hos de organiska substrat som ska brytas ned. En förorening som mineraliseras via många olika intermediater kräver en längre bestrålningstid än ett substrat som omedelbart mineraliseras fullständigt till koldioxid och vatten. Detta beror på konkurrensen om platserna på kontaktytan, där alla substrat har samma sannolikhet att adsorbera eftersom kontaktytan är icke-selektiv. Således kommer de olika intermediaterna hos en organisk förening att förlänga bestrålningstiden som krävs för fullständig nedbrytning. En del studier som genomförts i syfte att studera den fotokatalytiska nedbrytningen av föroreningar i avloppsvatten har enligt Chong et al., (2010) visat att en långsam kinetik ibland erhålls på grund av en del lösta organiska föroreningars persistens. Långsam kinetik resulterar i längre behandlingstider och högre kostnader. Problemen med långsam kinetik har medfört att den fotokatalytiska processen vid vissa tillfällen har kombinerats med biologisk nedbrytning. En sådan kombinerad möjliggör att retentionstiden i den biologiska nedbrytningen kan reduceras samtidigt som icke-nedbrytbara substrat i avloppsvattnet kan omvandlas till biologiskt nedbrytbara föreningar via den fotokatalytiska processen.

2.2.4.9 Förekomst av oorganiska joner

Enligt Chong et al., (2010) har ett flertal studier genomförts i syfte att utvärdera hur förekomsten av oorganiska joner som sulfat och nitrat påverkar inaktiveringshastigheten. Resultaten visade att olika joner påverkade inaktiveringshastigheten olika, där sulfat påverkade inaktiveringshastigheten mest. Reduceringen i effektivitet beror på absorption av ljus, adsorption till den fotokatalytiska ytan, konkurrens om fotoner, ytavlagringar bestående av utfällningar och elementära metaller, och på konkurrensen om reaktiva radikaler. Ett reducerat antal genererade positiva hål observerades även i flera av studierna. Då de oorganiska jonerna adsorberas till den fotokatalytiska kontaktytan inhiberas även materialet och möjligheterna för ytreaktioner minskar.

Ett flertal studier som genomförts har undersökt effekterna från förekomst av både oorganiska kat- och anjoner som exempelvis Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} och Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- , PO_4^{3-} . Slutsatsen från dessa studier är att Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , Cl^- och PO_4^{3-} försämrar den fotokatalytiska nedbrytningshastigheten (Chong et al., 2010). Jonerna Ca^{2+} , Mg^{2+} och Zn^{2+} har påvisat en försumbart liten effekt, vilket beror på att dessa joner inte kan avge ytterligare elektroner och kan därmed inte reagera med kontaktytan. Således hindrar dessa joner inte nedbrytningshastigheten. Förekomsten av Cu^{2+} kan förbättra den fotokatalytiska reaktionen om koncentrationen av jonen inte överstiger 0,1 mM. Om koncentrationen överstiger detta gränsvärde reduceras reaktionshastigheten. Enligt Chong et al., (2010) genererar konkurrensen om platser på ytan en ständig förflyttning av hydroxidjoner från kontaktytan, eftersom de oorganiska jonerna tar ett antal av dessa platser. Detta resulterar i att mängden hydroxidjoner som kan reagera med organiska föreningar minskar.

En reducerande fotoneffektivitet erhålls när utfällningar bildas och avlagras på kontaktytan, eftersom avlagringarna hindrar tillgängligheten för fotoner och organiska föreningar. De oorganiska joner som enligt Chong et al., (2010) visat sig rekombinera positivt laddade hål och minska antalet radikaler är Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} och PO_4^{3-} . Inhiberingseffekten som skapas av Cl^- i fotokatalys med titandioxid beror främst på undanträngandet av adsorberade OH^- joner vid kontaktytan. Detta medför att mängden tillgängliga OH^- joner som kan ingå i vidare nedbrytningsreaktioner minskar, samtidigt som Cl^- ökar rekombineringen av elektron-hålpar. Andra joner som PO_4^{3-} har en förmåga att avvärja adsorptionen av aminosyror till titandioxidytan. CO_3^{2-} joner tenderar att själva reagera med hydroxylradikalerna, vilket resulterar i en konkurrens mellan dessa joner och mikroorganismer, som i sin tur försämrar reaktionseffektiviteten. Det finns olika metoder att tillgå i syfte att reducera den negativa påverkan som oorganiska joner skapar, bland annat en förbehandling av titandioxidytan som orsakar jonbyten i vattenvolymen.

2.2.4.10 Förekomst av organiskt material

Förekomsten av organiskt material är en faktor som enligt Chong et al., (2010) visat sig ha stor påverkan på desinfektionshastigheten. Det organiska materialet konkurrerar om de reaktiva radikalerna, ROS, och även om fotoner som kan absorberas. Den fotokatalytiska effektiviteten är således starkt beroende av vattenkvaliteten och innehållet av organiskt

material hos det vatten som ska renas. På grund av detta kan en förbehandling av vattnet vara fördelaktig, som exempelvis filtrering eller flockulering så att oönskat organiskt material kan avlägsnas innan den fotokatalytiska behandlingen påbörjas.

Vid behandling av vatten innehållande klorerade föroreningar, avlägsnas klorjoner relativt enkelt till vattnet i nedbrytningsprocessen. Kväveinnehållande molekyler bryts vanligen ned till nitrat eller ammonium, där de sistnämnda är relativt stabila. Proportionerna mellan dessa joner beror främst på hur mycket organiskt kväve som oxideras samt hur länge vattnet blir exponerad för solljus. Om lösningen innehåller organiska föroreningar med fosfor, exempelvis pesticider, produceras fosforjoner. Dessa joner kan antingen finnas i lösning eller adsorberat till kontaktytan. Då pH är 4 eller mindre är vanligtvis fosforjonerna adsorberade till kontaktytan vilket inhiberar materialet. Inhiberingen medför en reducerad reaktionshastighet, eftersom platser där fotokatalytisk nedbrytning kan ske i detta fall är upptagna.

2.3 FOTOKATALYTISKA FÖRBÄTTRINGAR

En viktig del i utvecklingen av den fotokatalytiska tekniken är att identifiera och begränsa hastighetsbegränsande steg i reaktionen. Nya fotokatalytiska material har prövats som kan tillgodose mer än 5 % av det totala inkommande solljuset, vilket är titandioxidens begränsning. Di Paola et al., (2011) framhåller att studier har genomförts där den fotokatalytiska ytan har modifierats, täckts med metalljoner eller där titandioxiden kopplats med andra halvledare. Dessa förbättringar har prövats i syfte att antingen skifta ljusabsorptionen mot den synliga regionen av det elektromagnetiska spektrumet, det vill säga för våglängder större än 400 nm, eller i syfte att förlänga livstiden på elektron-hål-paren så att fler radikaler kan bildas via dessa. Nya innovativa katalyssammansättningar har tagits fram med hög effektivitet, men deras främsta begränsning är att de är kostsamma, vilket resulterar i att de inte implementeras och används.

Di Paola et al., (2011) framhåller ett tillvägagångssätt som prövats i syfte att förbättra den fotokatalytiska tekniken, vilket är att kombinera titandioxid med aktivt kol. Resultaten visade att en högre effektivitet vid nedbrytning av organiska föroreningar. Synergien mellan titandioxid och aktivt kol erhöll en hög fotokatalytisk effekt genom att organiska substrat lätt kunde adsorberas till ytan. En annan metod som testats är att täcka titandioxiden med kvävepartiklar. Att UV-strålning krävs för att den fotokatalytiska reaktionen ska starta, kommer från att titandioxidens bandgap är relativt stort. Detta betyder att det krävs energi motsvarande storleken på bandgapet för att excitera elektroner. Genom att dopa titandioxiden med kväve utvidgas absorptionen av ljus till det synliga ljuset, det vill säga våglängder större än 400 nm. Genom att mer solljus kan absorberas, ökar den fotokatalytiska effektiviteten.

I den fotokatalytiska reaktionen över en titandioxidfilm är reaktionshastigheten exponentiellt beroende av temperaturen, vilket innebär att i slutskedet av nedbrytningsprocessen ökar reaktionshastigheten mycket som funktion av en högre temperatur (Österlund, pers. komm.

2015). På grund av detta kan ett temperaturhöjande således öka den fotokatalytiska aktiviteten och påskynda ytreaktioner eftersom temperaturen höjs på den fotokatalytiska filmen. Två faktorer som begränsar reaktionskinetiken är masstransporten av partiklar till kontaktytan, och desorptionen av slutprodukter från kontaktytan till vätskan. Om temperaturen kan höjas kan desorptionen av slutprodukterna påskyndas vilket gör att den enda återstående process som begränsar reaktionshastigheten är masstransporten, vilken är svår att påverka. Denna antas dock påverkas av en högre temperatur på det sätt att masstransporten kommer att bli mer effektiv och substrat i vattnet kommer att få kontakt med ytan snabbare än då kontaktytan har en lägre temperatur.

Eftersom de filterande teknikerna som finns tillgängliga både är kostsamma och tidskrävande, är alternativa sätt att filtrera vatten av intresse. Om turbiditeten hos ett vatten kan minskas på ett effektivt och ekonomiskt hållbart sätt skulle även vattentillgångar med hög turbiditet kunna renas med hjälp av fotokatalys. Detta antas även minska inhiberingen av substrat på kontaktytan och således förlänga livtiden hos materialet så att den kan användas i fler fotokatalytiska behandlingar.

2.4 FOTOKATALYTISKA MATERIAL

Enligt Byrne et al., (2010) finns en mängd olika material som har testats och utvärderats som potentiella halvledande fotokatalytiska material. Några exempel på dessa är metalloxider som TiO_2 , ZnO , ZrO och Fe_2O_3 och även några metallsulfider som CdS och ZnS . Det hittills mest använda materialet är titandioxidformen Anatas, vilken har ett bandgap på 3,2 eV och kräver således ljus innehållande UV-strålning för att elektroner ska exciteras och starta den fotokatalytiska processen. Halvledande material som metallsulfider absorberar våglängder i spektrumet för det synliga ljuset, men i enlighet med Byrne et al., (2010) genomgår dessa en foto-anodisk korrosion vid fotokatalys och materialet är därför inte att föredra då ändamålet med fotokatalysen är vattenrening. Med hänsyn till kostnad, kemisk och fotokemisk stabilitet samt graden av toxicitet är titandioxid det material som är mest lämpat när syftet med fotokatalysen är vattenrening.

2.4.1 Titandioxid [TiO_2]

Titandioxiden är ett lättillgängligt, billigt och kemiskt stabilt material. Den fotokatalytiska effektiviteten med titandioxid under vanligt solljus är begränsad till ljusets innehåll av UV-strålning, det vill säga en våglängd på 400 nm eller mindre. Detta motsvarar ungefär 4 % av den totala inkommande strålningen från solen, vilket är för våglängder på 400 nm eller mindre. Det innebär att titandioxiden måste exponeras för UV-strålning för att fotoner ska absorberas och således för att elektroner ska exciteras (Di Paola et al., 2011).

Enligt Luttrell et al., (2014) förekommer titandioxiden i tre olika naturliga polymorfer, det vill säga kristallstrukturer, vilka är Rutil, Anatas och Brookit. Rutil är den termodynamiskt mest stabila formen av titandioxid. Bandgapet skiljer sig mellan de olika formerna, där bandgapet för Anatas är 3,2 eV respektive 3,0 eV för Rutil. Rutils mindre bandgap indikerar att en större

del av den inkommande solstrålningen kan tillgodose och inducera excitation av elektroner till ledningsbandet. Enligt Luttrell et al., (2014) har många studier gjorts och forskare har konstaterat att Anatas är den polymorf som är den mest fotokatalytiskt aktiva av de tre formerna. Detta beror bland annat på den effektiva transporten av exciterade elektroner till ytan, det vill säga skedet då elektroner har exciterats till ledningsbandet och är på väg att återförenas med hålet, men istället hamnar på titandioxidytan. Anatas effektivitet beror också på elektron-hålpars livstid. Livstiden för elektron-hålpars är längre för Anatas vilket medför att laddningarna antas kunna ingå i fler ytreaktioner. Den vanligaste formen av titandioxid som används är en kombination av Anatas och Rutil i puderform eftersom det har visat sig medföra en synergistisk effekt och således vara mer effektivt än de rena formerna var för sig. Denna kombinerade blandningen kallas P-25 och innehåller cirka 80 % Anatas och 20 % Rutil.

Titandioxiden förekommer generellt i två olika former, immobiliserad och suspenderad. Den suspenderade formen innebär att titandioxiden blandas med en flytande vätskeblandning, vanligtvis avjonat vatten och glycerol. Den immobiliserade metoden innebär att titandioxiden appliceras som en film på en fast yta, och blir således immobiliserad (Chong et al., 2010). De flesta dokumenterade studierna har rapporterat att den suspenderade metoden är mer effektiv på grund av den stora ytarean som bildas vilket därmed möjliggör redoxreaktioner på större ytor. Dess stora nackdel är dock det stora behovet av efterbehandling i form av separation och återvinning av det katalytiska materialet, och konsekvensen blir att behandlingen blir mer komplex och mer kostsam. På grund av detta är metoden med immobiliserade titandioxidtytor mer uppmärksammas. Enligt Byrne et al., (2010) studerade forskare vid University of Ulster effektiviteten med en immobiliserad titandioxidfilm på olika fasta material, bland annat med avseende på inaktivering av E.coli bakterier. Resultatet visade att hastigheten på inaktiveringen var snabbare och mer effektiv med titandioxidfilmerna på fasta material, än då titandioxiden var suspenderad i lösning. Vid användande av immobiliserad titandioxid är det som tidigare nämnt viktigt att erhålla en god masstransport av reaktanter till kontaktytan eftersom det är endast där nedbrytning och inaktivering kan ske. Enligt Chong et al., (2010) bör således denna hastighetsbegränsande faktor beaktas extra mycket då immobiliserade ytor tillämpas.

Stefanov et al., (2010) framhåller att antalet lager fotokatalytisk film som används inte påverkar den fotokatalytiska aktiviteten i någon större utsträckning. Prestandan på den fotokatalytiska nedbrytningen och inaktiveringen ökar inte ytterligare då tjockleken på filmen uppnått 1-2 μm .

2.5 METYLEN-BLÅ (MB)

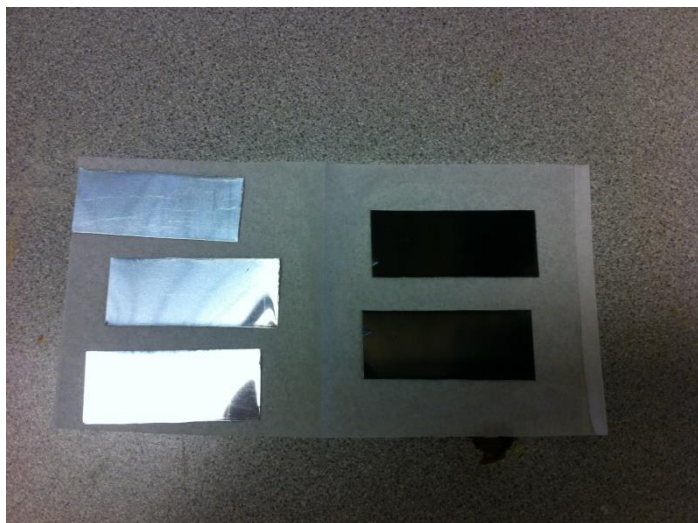
Metylen-blått (MB) är enligt Open Chemistry Database, (2015) ett färgämne som skapar en kraftigt blå färg vid upplösning av dess kristaller i vatten och vid tillgång på syre. Då lösta MB-partiklar i vatten degraderas, försvinner den blåa färgen successivt och är slutligen helt borta då alla MB-partiklarna har brytits ned. Metylen-blått används ofta som en indikator, bland annat för att undersöka om redoxreaktioner råder i en viss miljö. Om MB exponeras för

ett reduktionsmedel, övergår MB från kraftigt blått till färglös vilket således indikerar huruvida redoxreaktioner förekommer eller inte. Dess kemiska namn är metyltitioniumklorid och förkortas $C_{16}H_{18}ClN_3S$. Ämnet har även haft andra användningsområden som exempelvis till motgift vid förgiftning av cyanväte.

2.6 SOLABSORBERING

För att erhålla en så hög absorption av solljus som möjligt bör ytan där den fotokatalytiska processen ska ske enligt S-Solar AB, (2009) ha en hög optisk effekt, kunna absorbera en hög andel av solens inkommande ljus och omvandla det till värme. Det är även fördelaktigt om värmen kan stanna i materialet så länge som möjligt. Om det kan åstadkommas antas mer solljus kunna absorberas, och därmed en höjning av temperaturen på ytan. En högre temperatur antas gynna den fotokatalytiska teknikens adsorptions- och desorptionsprocesser. Enligt Encyclopædia Britannica, (2015) innebär den optiska effekten att brytningsindex (ett mått på hur mycket ljusstrålens riktning ändras då den går från ett material till ett annat) för ett specifikt ämne ändras som en funktion av den elektriska fältstyrkan i ljuset.

De solabsorberande ytorna, Sun-strips, är tillverkade av företaget S-Solar AB (fig 5). Dessa ytor består av aluminium som basmaterial. Materialet är sedan belagt med tre olika tunnfilmsskikt med tjockleken nanometerområdet, vilka är transparenta så att värmestrålning kan absorberas av ytan. Två av tunnfilmsskikten innehåller enligt S-Solar AB (2009) de partiklar som absorberar ljuset, medan ett av skikten är ett anti-reflektskikt som förhindrar att ljus studsar och reflekteras bort från ytan. Det är dessa skikt som ger materialet dess höga optiska effekt. Absorptionsförmågan för ytorna är cirka 96-98 % och förlusten är cirka 3-5 %.



Figur 5. De solabsorberande ytorna. Den blåsvarta framsidan visas till höger och baksidan visas till vänster.
Foto: Sanna Rutqvist.

2.7 MORINGAFRÖET

Följande beskrivning av Moringa oleifera och dess frö bygger på Dr H M Kwaambwa, (2014). Moringafröet växer på en planta vid namn Moringa Oleifera, som växer i hela Afrika

med undantag för några länder i de norra delarna. Plantan antas härstamma från norra Indien, men finns nu i de tropiska- och subtropiska klimatzonerna. Trots att plantan är tålig ska klimatet företrädesvis vara soligt och marken bestå av väl-dränerad sandig eller lerig jord med ett pH på mellan 6,3 – 7,0. Moringafröet har många olika användningsområden på grund av dess näringsrika innehåll, och är bland annat blodtrycks- och kolesterolsänkande, antibakteriellt och febernedsättande. Dess innehåll är till 40 % olja och den resterande andelen av fröet består av proteiner som verkar flockulerande på partiklar i vatten. Moringafröets flockulerande effekt orsakas av att proteinets positiva laddningar attraherar partiklars negativa laddningar i fluiden, som exempelvis ler- och siltpartiklar. Då partiklar i vatten med hög turbiditet attraheras till proteinet, adsorberar de till dessa och börjar därefter att sedimentera. Det som sedan återstår efter filtrering är ett vatten med lägre turbiditet.

Studier som gjorts i syfte att studera Moringafröets egenskaper har rapporterat att upptill 90 % av föroreningar i ett vatten kan avlägsnas genom attraktion till fröets protein (Dr H M Kwaambwa, 2014). Prepareringen av fröet innan vattenrening innebär att kärnan krossas, antingen efter att oljan extraherats eller då kärnan fortfarande innehåller oljan. Därefter blandas pulvret med en liten mängd vatten, som sedan blandas med det vatten som ska renas. Olika mängder krävs för olika volymer och turbiditet, där ett frö räcker till behandling av en liter vatten med hög turbiditet.

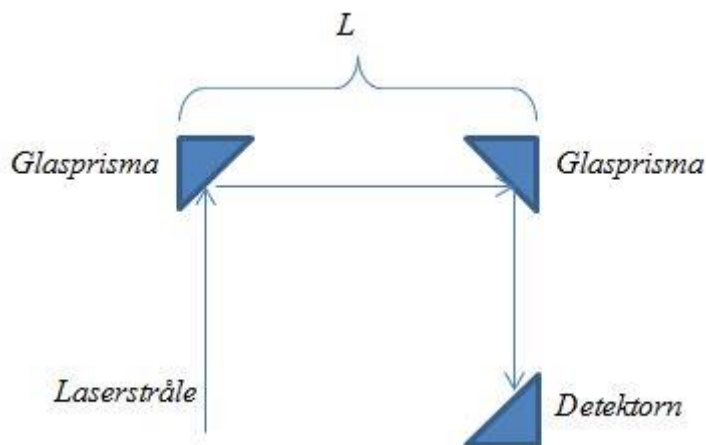
2.8 REAKTORN

Forskare vid avdelningen för fasta tillståndets fysik på Ångströmlaboratoriet i Uppsala har utvecklat ett portabelt vattenreningssystem i syfte att kunna utföra fotokatalytiska reaktioner i ett kontrollerat system. Vattenreningssystemet, reaktorn, mäter enligt Stefanov et al., (2010) absorbansen av en modellförorening i lösning där inga kemikalier eller dyr kemisk analysutrustning krävs. Tekniken innebär att en modellförorening som exempelvis MB upplöses i vatten, där molekylerna därefter absorberar fotoner vid en specifik våglängd, som startar den fotokatalytiska nedbrytningen. Absorbansen illustreras sedan som den specifika absorbanstoppen för MB som funktion av tiden. Reaktorn är automatiserad och kräver ingen expertiskunskap av den som ämnar att använda den. En stor fördel med reaktorn är dess noggrannhet och höga precision, där även små förändringar i absorbansen detekteras (Stefanov et al., 2010). Vidare är det enkelt att ändra provtyp och reaktorinställningar om olika typer av fotokatalytiska experiment ska utföras, vilket underlättar mätningarna. Genom att sätta samman de ingående komponenterna till en enda fotokatalytisk reaktor, och sedan kombinera den med reaktionscellen, kemisk analys, avläsning och datavisualisering, kan fotokatalytisk aktivitet mätas direkt och resultatet erhålls omedelbart.

Aktiviteten hos fotokatalytiska ytbeläggningar undersöks vanligtvis på laborationsskala där mätning med hjälp av en reaktor är mycket användbart. Reaktorn är enkel och billig och tillverkad i syfte att underlätta fotokatalytiska experiment i små skalor där immobiliserat fotokatalytiskt material på en fast yta används. Funktionen i reaktorn baseras på standardiserade analytiska tekniker. Om en modellförorening ska analyseras används UV-VIS spektroskopi i syfte att detektera koncentrationen av denna under reaktionsprocessen som äger rum vid kontaktytan. Detta sker under belysning av UV och synligt ljus.

2.8.1 Reaktorns beståndsdelar

Reaktorn som används i en del av experimenten består av en specialbyggd kyvett tillverkad i sodaglas och är ungefär 5 mm tjock. Väggarna är tillverkade i icke-reflekterande svart folie i syfte att undvika att omgivande ljus når det katalytiska provet, lösningen eller interfererar med det fotometriska detektionssystemet. Inuti kyvetten finns också en fläkt som kyler ned insidan då strömmen är ikopplad. Ljuskällan är utbytbar och sitter ovanför kyvetten på lockets undersida. Inuti reaktorn finns plats för att placera provet, samt en magnetomrörare som ser till att partiklar i provet inte sedimenterar utan är i ständig rörelse. De fotometriska mätningarna görs med hjälp av ett inbyggt fotoelektriskt system. Om MB används som modellförorening har laserstrålen en våglängd på 670 nm, vilket motsvarar detektionsvåglängden där MB absorberar fotoner från laserstrålen. Diodens laserstråle är riktad mot ett optiskt system som består av två reflekterande glasprismor vilka är placerade på insidan av reaktorns kärl, under vattenprovets yta så att glasprismorna befinner sig i vattenmatrisen. När mätning görs reflekteras laserstrålen av glasprismorna och färdas genom vattenmatrisen mellan glasprismorna sträckan L (fig 6). Därefter reflekteras laserstrålen tillbaka till den undre delen, där den halvledande fotodetektorn är placerad. I denna produceras en signal, en spänning på upptill 500 mV, som sedan delas upp via en spänningsdelare i syfte att matcha den digitala voltmeter som har ett voltspann på 200 mV. Den digitala voltmeter har sedan till uppgift att visa signalen i ett fönster. På framsidan av kontrollpanelen finns switchar som styr motorn som aktiverar magnetomröraren, laserstrålen, ljuskällan och multimeter. För att erhålla en utsignal kopplas reaktorn till en mjukvara där ett flertal olika inställningar kan utföras för att justera olika parametrar. Exempelvis kan tiden med och utan UV-ljus bestämmas, periodicitet, hastighet på magnetomröraren och laserintensitet justeras. Manuella mätningar kan också utföras av programmet. Funktionen på detektionssystemet är absorbanstoppen som funktion av våglängden. Som utsignal erhålls absorban som funktion av tiden.



Figur 6. Schematisk bild över laserstrålens väg genom vattnet, där en signal sedan registreras i detektorn.
Källa: Sanna Rutqvist.

2.8.2 Reaktorns beräkningsmetodik

Ljusintensiteten är direkt beroende av spänningen och beskrivs enligt Beer-Lamberts lag. Denna lag redogör för sambandet mellan absorptionen av elektromagnetisk strålning och egenskaperna hos materialet som strålen passerar genom. Enligt Beer-Lamberts lag finns ett exponentiellt samband mellan transmittansen av ljus genom fluiden samt längden på sträckan som ljuset färdas genom fluiden.

$$I = I_0 \cdot 10^{-\varepsilon \cdot c \cdot L} \quad (1)$$

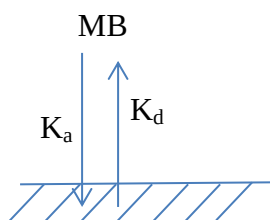
Absorbansen (A) beskrivs enligt:

$$A = 1 - T \quad (2)$$

Transmittansen T är en storhet som beskriver förhållandet mellan inkommande och utgående strålningsintensitet. I är den utgående ljusintensiteten, I_0 är den ursprungliga inkommande ljusintensiteten vid tiden noll, ε (epsilon) är den molära absorptiviteten, vilken ofta är känd för den specifika modellförening som används. C är den molära koncentrationen MB. Koncentrationen kan väljas olika beroende på experiment men varierar mellan cirka 0.4-1 ppm vid tiden noll. L är längden på sträckan där ljuset passerar genom provet (fig 6).

När en mätning påbörjas görs inställningar för bland annat ljusintensitet, hastighet på magnetomröraren och vid vilken tidpunkt som UV-strålningen ska aktiveras. Initialt görs en mätning för baslinjen, vilket är spänningen genom vattenmatrisen då modellföreningen ännu inte tillsatts. När sedan modellföreningen tillsätts sjunker spänningen drastiskt eftersom MB bryter ljusstrålen som färdas genom vattnet.

Mätningen består av två faser: mörka fasen och UV-fasen. Dark phase är den tid det tar för adsorptions-desorptionsjämvikten att ställa in sig, vilket i detta fall är under de första 20 minutrarna av mätningen. MB kommer initialt att adsorbera till alla ytor inne i kyvetten. Därefter sker en desorption från materialet i kyvetten till lösningen. På grund av detta kommer koncentrationen av MB att minska under dark phase, vilket leder till en ökad spänning eftersom laserstrålen lättare kan färdas genom fluiden.

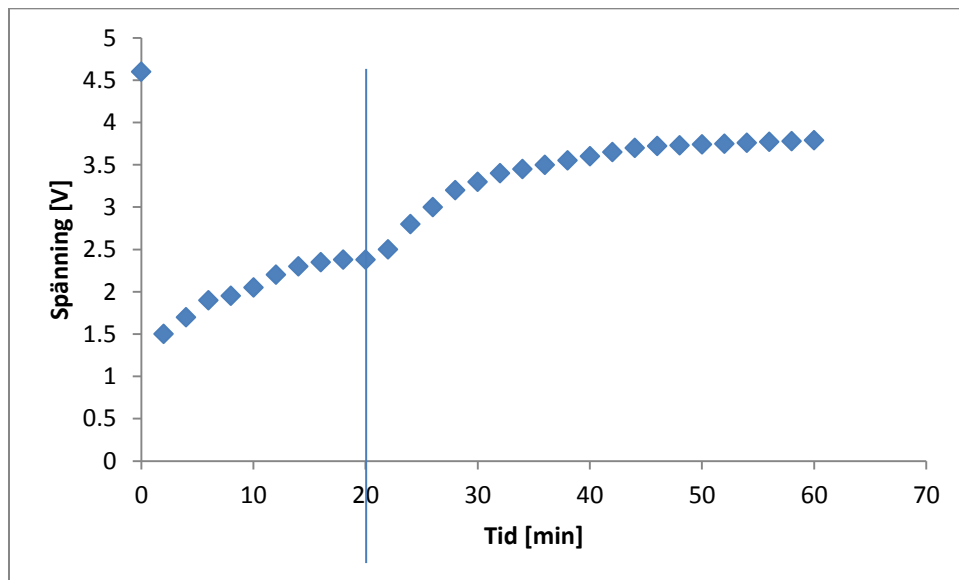


Figur 7. Adsorptions-desorptionsjämvikt mellan vattenvolymen och kyvettens ytor. Källa: Sanna Rutqvist.

Jämvikten beskrivs som: $K = \frac{K_d}{K_a}$, där K_d är hastighetskonstanten för desorptionen och K_a är hastigheten för adsorptionen (Figur 7).

Efter mörka fasen aktiveras UV-strålningen vilket sker då mätningen övergår till UV-fasen. Vid denna tid aktiveras alltså den fotokatalytiska nedbrytningen av MB, som sedan fortskrider

tills att mätningen avslutas. Under denna fas minskar koncentrationen av MB på grund av den fotokatalytiska nedbrytningen och inte på grund av att jämvikten ställs in. Då koncentrationen minskar, ökar spänningen eftersom laserstrålen kan färdas genom vattenmatrisen mer obehindrat (fig 8). Ju lägre koncentration av MB, desto lättare för laserstrålen att färdas genom fluiden.



Figur 8. En typisk spänning vs. tidskurva från en mätning med reaktorn. Det initiala mätvärdet vid tiden 0 visar spänningen i vattenvolymen då ingen MB har adderats. Källa: Sanna Rutqvist.

I figur 8 illustreras ett exempel på hur en spänning vs. tidskurva från en mätning kan se ut. Den initiala spänningsökningen fram till $t = 20$ min beror på jämviktsinställning och mellan $t = 20$ min och $t = 60$ min beror spänningsökningen på den minskade koncentrationen MB.

2.9 ANDRA RENINGSMETODER

Många olika alternativa tekniker finns för att rena och desinficera vatten för att skapa rent dricksvatten. De som tas upp i detta avsnitt är metoder som visat sig vara framgångsrika eller vanligt förekommande i utvecklingsländer som Kenya.

2.9.1 SODIS

Följande avsnitt som beskriver SODIS-metoden bygger på SODIS, (2011). Ett exempel på en utvecklad vattenreningsteknik är SODIS, Solar Disinfection. Tekniken är en enkel och billig lösning som desinficerar vatten, där de enda resurserna som krävs är solljus och en transparent behållare fylld med vatten. De transparenta behållarna, vanligen PET-flaskor, placeras utomhus och exponeras för solljus i 6-48 timmar. Solljuset bryter ned mikroorganismer som bakterier i vattnet, vilket skapar drickbart och desinficerat vatten. Vattnet i behållaren exponeras för UV-ljus från solen och värms upp, vilket ger den bakteriedödande effekten. Som en indikator kan paraffinvax appliceras på en liten plats på behållaren. När vaxet smälter är temperaturen tillräcklig för att erhålla den bakteriedödande effekten.

Meienhofer och Wegelin (2002) framhåller att det finns flera olika faktorer som påverkar effektiviteten hos tekniken, bland annat inkommande strålning, kvaliteten på vattnet, turbiditet samt typ av förorening som råder. Nackdelar med tekniken är att det tar relativt lång tid att desinficera vattnet samt att tjockleken på behållaren kan påverka UV-strålarna så att de hindras att tränga igenom väggarna och nå vattnet. Om behållarna exponeras för solljus under för lång tid eller om det finns sprickor i behållaren, finns risk att plastämnen släpper från behållaren och desorberar till vattnet vilket kan generera toxiska, fria radikaler.

Enligt Byrne et al., (2010) har tidigare studier gjorts på desinficering i PET-flaskor med SODIS-effekten innehållande källvatten naturligt förorenat med coliformbakterier. I denna studie jämfördes desinficerings effektiviteten i PET-flaskor med och utan titandioxid. Resultatet visade att SODIS med titandioxid var väsentligt mycket mer effektivt med avseende på inaktivering av coliformbakterier. De studerade även den bakteriella återväxten och i flaskorna utan titandioxid observerades återväxt, medan flaskorna med titandioxid inte innehöll någon återväxt av bakterier.

2.9.2 Klorinering

Den mest använda desinfektionsmetoden för vatten i utvecklingsländer är klorinering. Enligt Blanco et al., (2008) innebär klorbehandlingen att klorid tillsätts som gas eller utspätt, som sedan reagerar med virus och bakterier och inaktiverar dessa. Klorinering är en effektiv metod med avseende på desinficering, men den kan generera mycket giftiga biprodukter som exempelvis trihalometaner och andra cancerframkallande föreningar. En annan nackdel är att förekommande organiskt material kan reagera med klor och bilda skadliga biprodukter, vilket leder till en hälsorisk vid förtäring av klorerat vatten. Vidare är klorineringens desinfektionseffektivitet enligt webbsidan ProMinent, (2015) väldigt beroende av vattnets pH-värde.

2.9.3 Solvatten

Solvatten är en välkänd och mycket använd teknik som utvecklades av Petra Wadström år 2006. Enligt SOLVATTEN, (2015) innebär metoden att en bärbar svart låda utnyttjar solljus för att behandla och värma upp vatten. Lådan använder UV-ljus och en ökning av temperaturen för att behandla vattnet, men den innehåller även ett inbyggt filter som renar det kontaminerade vattnet. En fördel med tekniken är att det svarta ytterhöljet runt lådan får en hög temperatur, vilket medför att den inte påverkas av turbiditeten i vattnet i samma utsträckning som många andra vattenreningstekniker. Inaktiveringen av patogener kan ske direkt med hjälp av det svarta ytterhöljet. Potentialen hos Solvatten är enligt SOLVATTEN, (2015) desinficering av 11 liter vatten under 2-6 timmar. Konstruktionen består av den svarta lådan med två inlopp för kontaminerat vatten samt två utlopp för det renade vattnet ut från lådan. Det kontaminerade vattnet hålls i lådan, därefter öppnas locket på lådan vilket möjliggör att plastskyddet exponeras för solljus. Då behandlingen är klar och vattnet är renat aktiveras en indikator vilken meddelar att behandlingsprocessen är klar benom att börja lysa.

3. MATERIAL OCH METODER

Denna studie hade i syfte att undersöka huruvida den fotokatalytiska tekniken med avseende på vattenrening kan effektiviseras med hjälp av två olika metoder. Den första metoden som utvärderades innebar att en solabsorberande yta belades med titandioxid, TiO_2 , och experiment utfördes för att kvantifiera den fotokatalytiska nedbrytningen och inaktiveringen. De solabsorberande ytorna antas höja temperaturen vilket bör öka desorptionen av föreningar från kontaktytan till vattenvolymen. Resultatet från experimentet jämfördes därefter med samma experiment men i kombination med ett titandioxidbelagt glasprov. Jämförelsen gjordes för att möjliggöra analys av massreduceringen av föroreningar och mikroorganismer med avseende på tid. Potentialen hos de solabsorberande proven undersöktes dels med reaktorn och dels med skålar utomhus, där färgskiftningen från blått till transparent hos vattnet i respektive skål observerades och fotograferades.

Den andra metoden som utvärderades hade till syfte att minska turbiditeten hos ett vatten med hjälp av ett protein från Moringafröet. Därefter testades detta vatten i fotokatalytisk vattenrening för att se huruvida Moringaprotein kan vara en potentiellt användbar metod för att minska turbiditeten på ett vatten som sedan ska genomgå en fotokatalytisk behandling. Fröproteinets potential som filtreringsmetod undersöktes med reaktorn och med skålar utomhus. För att undersöka dessa två metoder utfördes experiment i Sverige och i Kenya under verkliga förhållanden med stark solinstrålning.

3.1 EXPERIMENT I SVERIGE

Inledningsvis genomfördes experiment i Sverige med en portabel reaktor där den fotokatalytiska aktiviteten analyserades. För att studera Moringaproteinets potential testades det på smutsigt vatten gjort på konstgjord väg.

3.1.1 Experiment med reaktorn

För att säkerställa att reaktorn fungerade, samt för att optimera dess funktion inför kommande mätningar genomfördes experiment med reaktorn på laboratorium i Sverige. Det initiala steget innan mätningar kunde påbörjas innebar att immobilisera titandioxid på de solabsorberande ytorna som erhållits från S-Solar AB, samt på vanliga glasprover (fig 10).

3.1.1.1 Provpreparering

Det solabsorberande materialet klipptes till bitar som var anpassade till storleken i reaktorn. Både solabsorberande prover samt glasprover belades med titandioxid med metoden Doctor Blading (fig 9). Doctor Blading innebär att proverna fästs på en glasyta med hjälp av tejp. Därefter appliceras en pasta innehållande titandioxid på proverna med hjälp av en metallstav som dras över proverna. Då erhålls en jämn titandioxidfilm på proverna. Alla prover förs sedan in i en ugn under 9 timmar med stegvis ökande temperatur upp till 300°C . I slutskedet sänks temperaturen successivt tills att den är 25°C . Uppvärmningen medför att organiskt kol i pastan förångas och filmen består då nästan uteslutande av titandioxid. Ytan blir porös vilket innebär att många platser erhålls dit substrat i vattnet kan adsorbera.



Figur 9. Schematisk bild över den genomförda provprepareringen. Provet placerades på glasskivan (vänster). Därefter applicerades titandioxidpastan (mitten). Metallstaven drogs över provet och en tunn film erhöles (höger). Foto: Sanna Rutqvist.

3.1.1.2 Mätningar

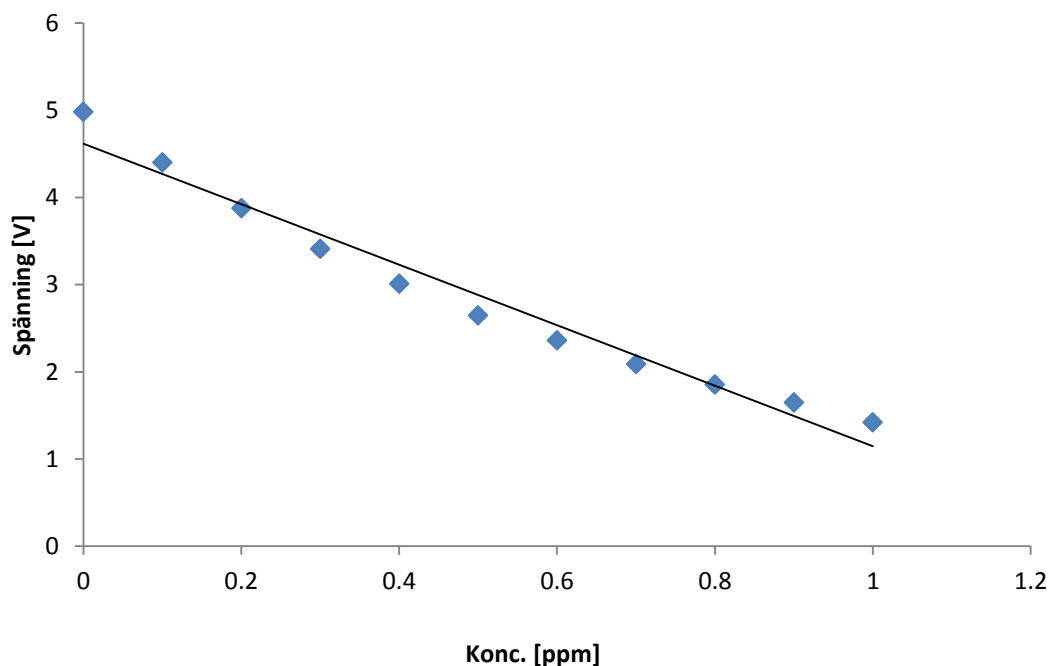
När provprepareringen var färdig utfördes mätningar med reaktorn, där vattenmatrisen bestod av avjonat vatten och modellföroreningen MB. Mellan varje mätning rengjordes kyvetten med avjonat vatten för att minimera risken att MB-partiklar återstod i kyvetten från tidigare experiment. Nedan beskrivs utförandet vid en mätning med reaktorn:

1. Kyvetten fylldes med 100 ml avjonat vatten och det fotokatalytiska provet placerades därefter i kyvetten tillsammans med magnetomröraren. Magnetomröraren aktiverades.
2. Efter några minuters omröring slogs laserstrålen på för att avläsa bassignalen av det avjonade vattnet. Bassignalen erhöles som en spänning (V) genom vattenvolymen.
3. MB adderades från en standardlösning med hjälp av en volpipett.
4. Locket på reaktorn sattes på och experimentet startades. Mätningen fick genomgå den mörka fasen under 20 min så att adsorptions-/desorptionsjämvikt av MB-partiklarna kunde uppnås mellan vattnet och kyvettens material.
5. Mätningen påbörjades. UV-lampan slogs automatiskt på efter mörka fasen och en avläsning av absorbansen gjordes automatiskt varannan minut i 40 eller 60 min. Därefter avslutades mätningen.

Det är fördelaktigt att initialt göra en kalibrering av reaktorn innan mätningar påbörjas, för att undersöka vilket koncentrationsspänn som erhöles den mest känsliga signalen, det vill säga det koncentrationsspänn där detektorn är som känsligast för ändring i koncentration av MB. Från kalibreringens resultat erhöles den optimala koncentrationen MB som ska användas för att reaktorn ska ge så exakta mätvärden som möjligt då MB bryts ned och koncentrationen minskar. Grafen som erhöles från kalibreringens resultat kan antingen vara linjär, vilket betyder att reaktorn har samma känslighet oavsett MB-koncentration, eller så erhöles en kurva med olika lutning. Där lutningen är som brantast, är detektorn som känsligast och reaktorn ger då en känsligare signal vid koncentrationer MB motsvarande den brantaste lutningen.

Kalibreringen utfördes genom att spänningen mättes kontinuerligt då 0,1 ml stamlösning med koncentrationen 100 ppm adderades successivt, där spänningen efter varje addition avlästes. Additionen av MB gjordes fram tills att koncentrationen uppnådde 1 ppm i vattenmatrisen. Från de erhållna mätvärdena plottades sedan spänningen som funktion av koncentrationen.

Resultatet från kalibreringen för reaktorn gav en icke-linjär kurva för mätvärdena (fig 10).



Figur 10. Kalibreringskurvan för reaktorn.

Lutningen (k) var som brantast för koncentrationer mellan 0-0,5 ppm. Kurvan flackade därefter ut mellan 0,5 -1 ppm. Detta indikerade att om koncentrationer runt 0-0,5 ppm MB användes i experimenten, skulle ändringen i spänning och således i nedbrytningen av MB att vara känsligare, eftersom reaktorn har en känsligare detektion vid dessa koncentrationer. Koncentrationen MB i vattenmatrisen kan dock inte vara för låg på grund av att reaktorn inte detekterar väldigt låga koncentrationer. Vid närmare analys erhöles följande lutningar (V/ppm) ur fig 10:

k_{medel} = medelvärde på lutningen om mätvärdena approximeras med en rät linje = 3,4722 mellan koncentrationerna 0-1 ppm

$k = 2,216$ = lutningen på kurvan mellan koncentrationerna 0,7-1 ppm

$k = 2,323$ = lutningen på kurvan mellan koncentrationerna 0,4-0,7 ppm

$k = 4,935$ = lutningen på kurvan mellan koncentrationerna 0-0,4 ppm

Från denna information valdes den initiala koncentrationen av MB till 0,4 ppm för de

kommande experimenten. Den volym som krävdes från standardlösningen beräknades enligt följande:

$$C_0 \cdot V_0 = C_1 \cdot V_1 \quad (3)$$

$$100 \text{ ppm} \cdot V_0 \text{ ml} = 0,4 \text{ ppm} \cdot 100 \text{ ml}$$

$$V_0 \text{ ml} = \frac{0,4 \text{ ppm} \cdot 100 \text{ ml}}{100 \text{ ppm}} = 0,4 \text{ ml}$$

Standardlösningens koncentration var 100 ppm molandel, det vill säga 1 mol MB vs 1 mol vatten, och vattenvolymen som användes i reaktorn är 100 ml. Den volym som krävdes från standardlösningen var således 0,4 ml för att erhålla en koncentration på 0,4 ppm i vattenvolymen i experimenten med reaktorn.

3.1.1.3 Beräkningar

Från varje mätning erhöles en mängd data över förändringen i absorbans med avseende på tid. Från denna data beräknades hastighetskonstanten, k , som sedan användes i syfte att jämföra och analysera de olika mätningarna. Ju högre hastighetskonstant, desto snabbare var nedbrytningen av MB med avseende på tid.

Kinetiken i en fotokatalytisk nedbrytningsprocess av många organiska substrat kan enligt Stefanov et al., (2010) ofta modelleras genom Langmuir-Hinshelwood (LH) hastighetsekvation. För den typ av reaktor som används i dessa experiment är denna ekvation enligt:

$$-\frac{dC}{dt} = \frac{kKC}{1+KC} \quad (4)$$

Där $\frac{dC}{dt}$ är nedbrytningshastigheten av föreningen, C är koncentrationen, k är hastighetskonstanten och K är den rådande adsorption-/desorptionsjämviktskonstanten. Vid låga koncentrationer C , vanligtvis då $C_0 < 1 \text{ ppm}$, kan ekvation 4 förenklas till ett uttryck för en pseudo första ordningens reaktion:

$$-\frac{dC}{dt} = k \cdot C \quad (5)$$

När ekvation 5 integreras blir uttrycket:

$$-\ln \frac{C}{C_0} = k \cdot t$$

Om $-\ln \frac{C}{C_0}$ plottas mot tiden t erhålls en rät linje med lutningen k vilken är den rådande hastighetskonstanten som inkluderar alla effekter från alla bidragande faktorer i en given fotokatalytisk process. Mätvärdena approximeras med en rät linje och lutningen i den räta linjens ekvation motsvarar hastighetskonstanten.

Hastighetskonstanten kunde därför beräknas för de experiment som genomfördes och sedan sättas i relation till varandra. Erhölls ett högre värde på k för de solabsorberande ytorna än för ett glasprov, indikerar det att nedbrytningen av MB var mer effektiv. Således kan slutsatsen då dras att de solabsorberande ytorna ger en effektivare nedbrytning i en fotokatalytisk vattenreningsprocess i jämförelse med glasprover.

Dessa undersökningar krävde starkt UV-ljus samt relativt stora fotokatalytiska ytor för att någon skillnad mellan proverna skulle kunna observeras. Lampan i reaktorn är inte tillräckligt stark samtidigt som solen i Sverige inte ger UV-ljus av tillfredsställande intensitet. På grund av detta utvärderades effekten med solabsorberande prov i Kenya och var inte möjlig att utföra i Sverige.

3.1.2 Moringaexperiment

Protein från Moringafrön erhöles från institutionen för Kemi, där oljan i fröna hade avlägsnats i syfte att öka lösligheten av fröproteinet i vattnet. I Sverige studerades fröets effekt på smutsigt vatten gjort på konstgjord väg.

3.1.2.1 Provpreparering

100 ml vanligt avjonat vatten blandades med torr Bentonit och 100 ml avjonat vatten blandades med torr Kaolinit, vilket är två olika typer av ler. Detta gjordes i syfte att få ett vatten med en hög turbiditet som sedan kunde behandlas med moringafröet. Cirka en tredjedels tesked Bentonit respektive Kaolinit krävdes för att få rätt turbiditet på vattenvolymererna. Två olika typer av ler användes för att observera eventuella skillnader i turbiditet mellan vattenvolymererna. Därefter blandades cirka två teskedar fröprotein med 25 ml avjonat vatten i en annan bägare som sedan skakades kraftigt för att fröproteinet skulle lösa sig i vattnet. Den lösta fröproteinblandningen rördes ner i bägaren med Bentonit och den andra förblev orörd. Bägarna fick sedan stå och sedimentera medan bilder togs med ett intervall på 20 min. Bägarna fick stå över natten i syfte att se om en tydlig skillnad i turbiditet på vattenblandningarna erhöles.

För att säkerställa att den fotokatalytiska tekniken kunde utföras på moringabehandlat vatten genomfördes mätningar på detta vatten i reaktorn i syfte att studera den fotokatalytiska effektiviteten.

3.2 EXPERIMENT I KENYA

Efter ankomst till Eldoret, Kenya genomfördes experiment utomhus under soliga dagar på Univeristy of Eldoret. Experimenten genomfördes då solen stod som högst på himlen eftersom solintensiteten då var som störst. Reaktorn samt skålar användes för att studera den fotokatalytiska effektiviteten. Vatten från två olika källor i områden runt Eldoret hämtades och analyserades både med och utan behandling med fröprotein från Moringa. Den första källan var vatten från River Sosianis utlopp, VU-vatten, där vattnet färdats genom staden och innan det hamnar i reningsverket där vattnet behandlas. Den andra källan var från en plats där olika industrier fanns belägna som exempelvis en biltvätt. Detta vatten fick namnet VB-vatten.

3.2.1 Experiment med reaktorn

Reaktorn ställdes ut så att kyvetten exponerades för solljus (fig 11). De första mätningarna utfördes på 100 ml avjonat vatten och MB som modellförorening. Koncentrationen MB var densamma som för experimenten i Sverige, det vill säga 0,4 ppm.

De experiment som utfördes med reaktorn såg ut som följer:

Experiment 1: Doctor-blade:at glasprov med titandioxid.

Experiment 2: Doctor-blade:at solabsorberande prov med titandioxid.

Experiment 3: Upp-och-ned-vänt titandioxidbelagt glasprov. Fungerar som kontroll.

Samma experiment 1, 2, 3 genomfördes på VU-vatten. För varje experiment som genomfördes på VU-vatten togs ett vattenprov efter den fotokatalytiska behandlingen och ett vattenprov togs från VU-vattnet initialt, innan fotokatalytisk behandling. Total tidsåtgång för respektive mätning var en timme där den mörka fasen utgjorde 20 minuter och UV-fasen utgjorde 40 minuter. En mätning av absorbansen gjordes varannan minut. Experimenten med reaktorn syftade att besvara följande frågeställningar:

Frågeställning 1: Vad händer med den fotokatalytiska nedbrytningen då vatten från Sosianis utlopp mäts, jämfört med mätningarna på avjonat vatten?

Frågeställning 2: Blir nedbrytningen mer effektiv med de solabsorberande proverna?

Mätningarna med reaktorn utfördes på samma sätt som mätningarna utfördes i Sverige, med undantaget att UV-lampan på reaktorn inte användes utan solens UV-ljus var den strålning som användes.



Figur 11. Uppställningen av reaktorn utomhus. Reaktorn exponeras för solljus medan mjukvaran i datorn erhåller signalen under pågående experiment. Foto: Sanna Rutqvist.

3.2.2 Experiment med skålar

De skålar som användes hade tagits med från Sverige till Kenya. Mitt på dagen ställdes skålarna ut med magnetomrörare på en gräsbelagd yta där de fick exponeras för solljus under 2,5 timmar. Koncentrationen MB valdes så att en tydlig blåfärg erhöles initialt. I takt med att MB degraderas minskar dess blåa färg och övergår tillslut till en helt transparent vätska, vilket indikerar att all MB genomgått en nedbrytningsprocess. Eftersom MB agerar som en modellförorening indikerar detta även att vanligt förekommande organiska föroreningar genomgår samma nedbrytningsprocess. Det som studerades i dessa experiment var således färgskiftningarna mellan skålar vid olika tidpunkter under behandlingen, vilket möjliggjordes då fotografier togs kontinuerligt under experimenten. I dessa experiment krävdes ingen mörk fas utan den fotokatalytiska processen startades omedelbart då skålarna med titandioxidbelagda prover exponerades för solljus. Initialt utfördes mätningar på 75 ml avjonat vatten och en koncentration på 2 ppm mol MB/mol vatten, vilket gav en klar blåfärg på vattnet. Varje experiment innehöll följande:

Skål 1: Doctor-blade:at glas med titandioxid

Skål 2: Doctor-blade:at solabsorberande prov med titandioxid

Skål 3: Upp-och-ned-vänt titandioxidbelagt glasprov. Fungerar som kontroll.

Samma experiment gjordes även på VU-vatten. Skål 1 och 2 försågs med magnetomrörare som säkerställde kontinuerlig omrörning i vattenmatrisen. På grund av brist på magnetomrörare saknade skål 3 omröring med undantag för manuell omröring var 15:e minut. Magnetomröraren placerades i botten av skålarna, medan proverna placerades något högre upp där de vilade på små glasstavar. Vattenprover togs från samtliga skålar vid slutet av varje experiment där VU-vatten användes. Ett vattenprov togs även från VU-vattnet innan fotokatalytisk behandling vilket användes för jämförelser med resterande vattenprov. Experimenten med skålar syftade att besvara följande frågeställningar;

Frågeställning 1: Hur ser färgskillnaderna ut, går färgskiftningen snabbare i skålarna med solabsorberade prov?

Frågeställning 2: Hur skiljer sig färgskiftningarna mellan vattnet från Sosiani och det avjonade vattnet?

3.2.3 Moringaexperiment

I dessa experiment användes VB-vatten som hade en hög turbiditet. Dagen innan mätningen behandlades en del av vattnet med fröproteinet och den andra delen behandlades inte med fröproteinet utan förblev med samma turbiditet. Behandlingen med fröproteinet skedde på samma sätt som i Sverige och fick stå över natten för sedimentation. Icke- moringa respektive moringabehandlat vatten användes för experiment dels med skålar i solen och dels med reaktorn i solen.

I experimentet med skålar adderades MB till en koncentration av 1 ppm till samtliga skålar innan experimentet påbörjades. Mängden vatten som adderades till samtliga bägare var 75 ml. Fotografier togs kontinuerligt under mätningen så att färgskiftningar kunde analyseras. Experimentet såg ut som följer:

Skål 1: VB-vatten kombineras med två titandioxidbelagda glasprover. Vattnet har behandlats med Moringaprotein

Skål 2: VB-vatten kombineras med två titandioxidbelagda glasprover. Vattnet har inte behandlats med Moringaprotein

Skål 3: VB-vatten har inte behandlats med Moringaprotein. Inte i kombination med glasprover.

I experimentet med reaktorn adderades MB till en koncentration av 1 ppm i moringabehandlat vatten som tillsattes i kyvetten. Därefter genomfördes ett experiment med titandioxidbelagt glasprov på samma sätt som tidigare. Följande frågeställningar ämnade dessa experiment att söka svar på:

Frågeställning 1: Vilken inverkan har Moringafröet, fungerar idén om att Moringa minskar turbiditeten och möjliggör fotokatalytisk nedbrytning efter moringabehandling?

Frågeställning 2: Fungerar behandlingen med fröprotein från Moringa? Är färgskiftningarna densamma för vattnet som behandlats med Moringa som för vattnet som inte behandlats med Moringa?

Ett vattenprov togs från experimentet med skålar på vattnet innan det behandlades med Moringa och ett togs efter. Därefter togs vattenprov efter fotokatalytisk behandling för det behandlade respektive obehandlade vattnet. Med hjälp av vattenproverna kunde innehållet i det vatten som behandlats respektive inte behandlats med Moringaprotein analyseras och jämföras, både innan fotokatalytisk behandling och efter.

De olika experimenten, de koncentrationer MB som användes samt de vattenprover som togs för vidare analys visas i tabell 1. I varje experiment med skålarna togs ett vattenprov från varje skål. I samtliga experiment med reaktorn togs ett vattenprov. För alla experiment togs vattenproven vid tiden t_0 , det vill säga tiden vid experimentets start, samt vid t_{slut} , vilket var då experimentet avslutades.

Tabell 1. De olika experimenten och antal vattenprover som tas

Experiment	Koncentration MB [ppm]	Antal vattenprov
Reaktor, VU	0,4	4 (1 st vid t_0 , 3 st vid t_{slut})
Reaktor, VB	0,4	0 (pga brist på burkar)
Skålar, VU	2	3 (0 st vid t_0 , 3 st vid t_{slut})
Skålar, VB	2	4 (2 st vid t_0 , 2 st vid t_{slut})
Totalt antal vattenprov		11 st

3.2.4 Uppskattning av mängden bakteriekolonier

För att studera och jämföra den fotokatalytiska effektiviteten med avseende på inaktiveringen av bakterier, genomfördes experiment där antalet bakteriekolonier räknades för samtliga vattenprover. Utrustningen fanns tillgänglig på University of Eldoret och utfördes i slutet på vistelsen i Kenya. De vattenprover som samlades in från de olika experimenten, totalt 11 stycken, förvarades i förslutningsbara glasburkar. Kontrollen från samtliga experiment räknades på grund av det faktum att solljuset har en bakteriedödande effekt om temperaturen överstiger 55°C, vilket utnyttjas i tekniker som bland annat SODIS. Kontrollmätningen ger en indikation till hur mycket av bakteriekolonierna som inaktiverats på grund av solljuset. Med hjälp av experimentet kunde antalet bakteriekolonier jämföras mellan de olika vattenproverna, före och efter fotokatalytisk behandling. Detta gav således en indikation till huruvida fotokatalysens förmåga att inaktivera bakterier i Sosianis vatten blev bättre då den fotokatalytiska tekniken kombinerades med Moringaprotein och/eller solabsorberande yta under titandioxid.

Den metod som användes för att bestämma antalet bakteriekolonier innebar att en liten del av vattenprovet applicerades på ett näringsrikt material, ett näringsagar, som tillät bakterier att växa. Därefter placerades materialet i en behållare där det inkuberades under 24-48 timmar vid 25°C. Då inkubationen var färdig räknades bakteriekolonierna i materialet manuellt. 1 ml vattenprov blandades initialt med 9 ml sterilt vatten. Därefter applicerades 1 ml av blandningen på materialet där bakterierna tilläts växa. Materialet inkuberades och därefter räknades bakteriekolonierna manuellt.

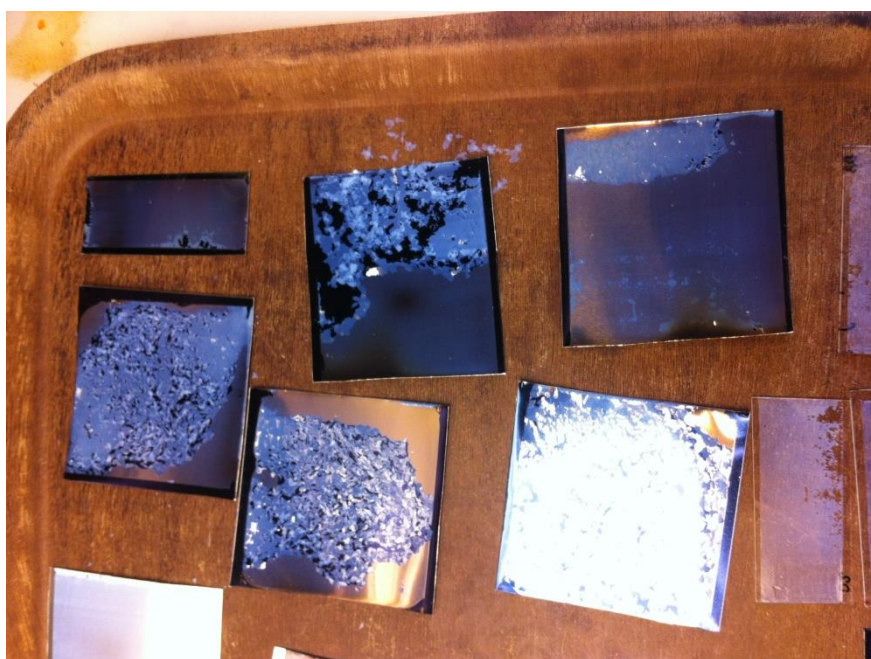
4. RESULTAT

4.1 EXPERIMENT I SVERIGE

I detta avsnitt redovisas resultatet från provprepareringen och därefter presenteras resultaten från de fotokatalytiska experiment som genomfördes. Sist redovisas resultaten från moringaexperimentet med smutsigt vatten, som preparerats på konstgjord väg.

4.1.1 Provpreparering

Provprepareringen hade som syfte att fästa titandioxidfilmen till de prover som skulle användas i de fotokatalytiska experimenten, det vill säga glasprover och solabsorberande ytor. Den förväntade tidsåtgången till denna del av projektet överskreds väsentligt på grund av att problem uppstod i samband med fästandet av titandioxidfilmen till de solabsorberande proverna. De fotokatalytiska, solabsorberande proverna som preparerades var bristfälliga med svagt sittande titandioxidfilmer, som hade en tendens att flagna av vilket kan ses i fig 12. Dagen innan avresa till Kenya hade problemet fortfarande inte lösts, vilket medförde att dessa prover var de som användes i samtliga experiment med solabsorberande prov. Fram tills skrivande stund är detta fortfarande ett problem som återstår att lösas.



Figur 12. De stora provernas titandioxidfilm var svagt sittande och tenderade att flagna av. Endast en liten beröring krävdes för att filmen skulle spricka och släppa från proverna. Foto: Sanna Rutqvist.

Provprepareringen av de större proverna, vilka skulle användas i experimenten med skålar, var mycket komplicerad och titandioxidfilmens fäste till de solabsorberande proverna var mycket bristfällig. Provprepareringen av de mindre proverna, vilka var ämnade att användas i reaktorn, var enklare och titandioxidfilmens fäste var tillräcklig. Det som orsakade dessa problem var materialet i de solabsorberande proverna. Proverna består av två olika material vilka har olika materiella egenskaper. Detta resulterade i att proverna böjde sig vid uppvärmning över 300°C och titandioxidfilmen släppte från ytan och flagnade av. Då de små proverna värmdes till 300°C och inte högre, behöll dessa sin ursprungliga form, men även vid

300°C böjde sig de stora proverna. På grund av detta problem var det endast de små proverna som användes i experiment där solabsorberande ytor under titandioxid skulle användas (fig 13).



Figur 13. Färdiga små prover som togs ut ur ugnen. Delvis lyckade prover med titandioxidfilmer som fäste till proverna. Foto: Sanna Rutqvist

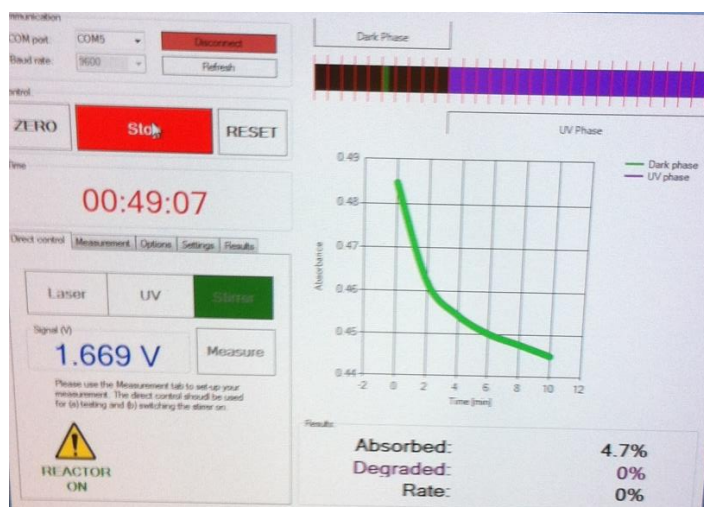
Då provprepareringen av de lyckade proverna var färdig, sattes de i en ozonrenare i 180 minuter. Ozonrenaren har till uppgift att rena titandioxidfilmen från smuts som adsorberat till ytorna.

4.1.2 Experiment med reaktorn

För att säkerställa att reaktorn fungerade korrekt och att de prover som preparerats var fotokatalytiskt aktiva, genomfördes fotokatalytiska experiment med glasprover respektive solabsorberande prover på Ångströmslaboratoriet i Sverige. Ingen skillnad i fotokatalytisk effektivitet mellan glasproven och de solabsorberande proverna förväntades på grund av det svaga UV-ljuset från lampan i reaktorn. Fotokatalytiska experiment gjordes även på glasprover utan en titandioxidfilm i syfte att kontrollera att reaktorn fungerade korrekt. Detta kunde säkerställas genom att studera reaktionshastigheten och jämföra denna mellan de olika experimenten. En indikation om att reaktorn fungerar korrekt erhålls om reaktionshastigheten är väsentligt lägre för experimenten med provet utan titandioxid.

Från samtliga av de lyckade fotokatalytiska experimenten erhöles liknande kurvor för den mörka fasen. En mätning av absorbansen gjordes varannan minut och en grön kurva erhöles under mörka fasen, vilken visar hur MB desorberar och adsorberar till kyvettens ytor. Det som eftersträvas är ett utplanande av kurvan i mörka fasens senare skede eftersom det

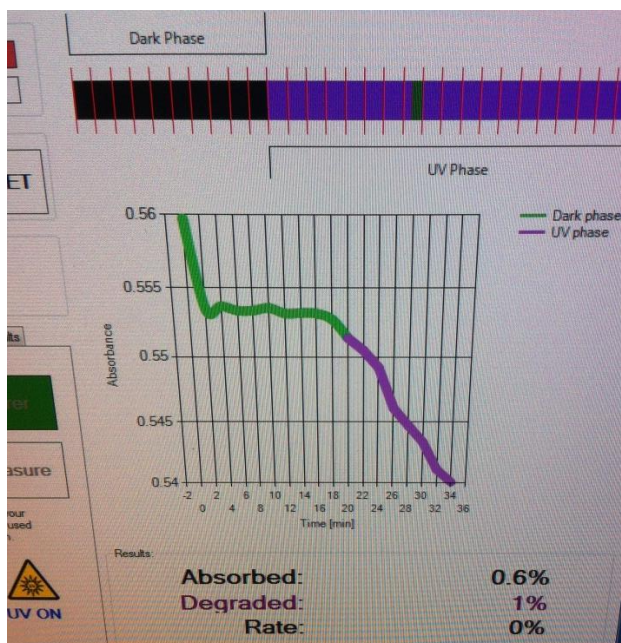
indikerar att adsorptions-/desorptionsjämvikt har uppnåtts. De kurvor som erhöles från den mörka fasen för de lyckade experimenten hade alla detta uppträdandet, vilket visas i fig 14.



Figur 14. Den gröna kurvan som erhöles från den mörka fasen under ett lyckat experiment. Foto: Sanna Rutqvist.

I vänstra, nedre hörnet av fig 14 visas den uppmätta spänningen vid en specifik tidpunkt efter experimentets start. Klockan visar återstående tid av ett experiment. Procentandelen absorberad MB visas kontinuerligt genom hela experimentet. Längst upp i fig 14 finns en tidsaxel som illustrerar den mörka fasens längd (svart område) och UV-fasens längd (lila område). Verikala röda streck visar vid vilka tidpunkter mätningar genomförs.

Då mörka fasen har passerat slås UV-lampan på automatiskt och den gröna kurvan övergår till en lila kurva. Om resultaten är optima avtar den lila kurvan exponentiellt och i övergången mellan grön och lila kurva är en tydlig ”knäck” synlig. I fig 15 illustreras utseendet på kurvorna som erhöles för de lyckade experimenten under UV-fasen.



Figur 15. Den lila kurvan som erhöles från ett lyckat experiment. Ett tydligt avtagande av kurvan observerades då mätningen övergick från mörka fasen till UV-fasen. Foto: Sanna Rutqvist.

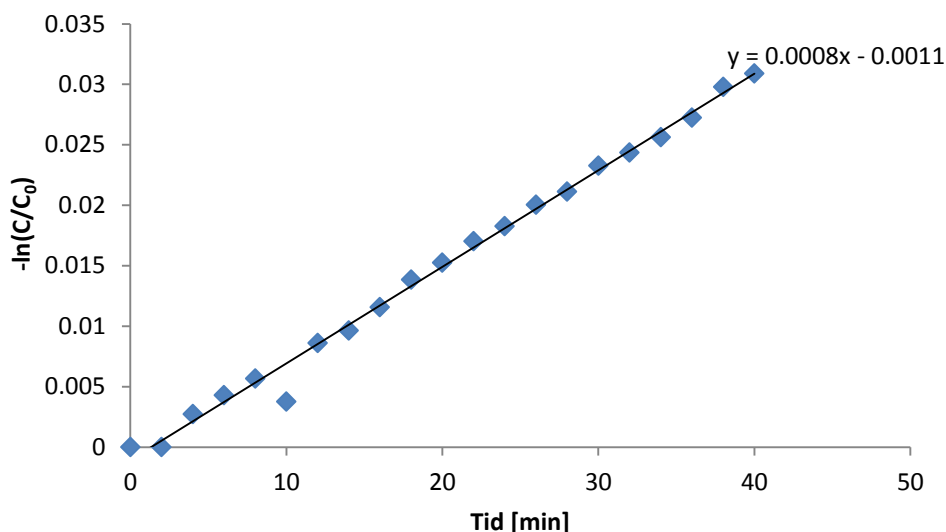
Då de lyckade experimenten var färdiga erhöles en kurva liknande den i fig 16, samt en fil med data över absorbansen med avseende på tid. Data kopierades till Excel där vidare beräkningar genomfördes.



Figur 16. Vid ett experiments slut syntes kurvan för hela experimentets förlopp. Foto: Sanna Rutqvist.

Beräkningarna gjordes för samtliga experiment i syfte att erhålla en hastighetskonstant (k), som sedan kunde användas vid jämförelser. Hastighetskonstanten beräknades enligt ekvation 5. Den erhållna datan från mörka fasen var inte relevant i dessa experiment, eftersom förändringen i koncentrationen MB under detta skede endast beror på adsorption/desorption till kyvettens ytor och inte på grund av fotokatalytisk nedbrytning av MB. På grund av detta sattes t_0 i beräkningarna till tiden då UV-fasen påbörjades och C_0 sattes till koncentrationen MB vid denna tid.

Det lyckade experimentet med ett titandioxidbelagt glasprov erhöll en hastighetskonstant k på 0,0008 1/min, vilket är lutningen på den rätta linjen (fig 17).



Figur 17. Plott av $-\ln(C/C_0)$ mot tiden för experimentet med titandioxidbelagt glasprov.

För att kunna sätta k i relation till hur effektiv nedbrytningen av MB är, beräknades antalet procent av den ursprungliga koncentrationen MB som hade degraderats vid experimentets slut. Genom att studera och jämföra andelen degraderad MB mellan experimenten, kunde antaganden göras huruvida den fotokatalytiska nedbrytningshastigheten i reaktorn var normal och inte avvikande från tidigare studiers resultat. Procentandelen användes sedan för att beräkna antalet mol MB som hade degraderats i experimentet.

Tillvägagångssättet för att erhålla procentandelen degraderad MB var enligt följande;

$C_0 = \text{koncentrationen vid tiden } t_0 = 0,4 \text{ ppm}$

Genom att dividera absorbansen vid tiden t_{20} , vilket var efter 20 minuter då UV-fasen påbörjades, med absorbansen vid tiden t_0 vilket är vid experimentets start, erhöles en procent som visade andelen MB i procent då UV-fasen påbörjades;

$$\frac{Abs(t_{20})}{Abs(t_0)} = \frac{0,255}{0,253} = 1,006 = 100 \% \quad (6)$$

$$C_{20} = \text{koncentrationen efter 20 min} = 1,006 \cdot 0,4 = 0,402 \text{ ppm}$$

Det var koncentrationen MB vid UV-fasens början som motsvarade den koncentration MB som fanns tillgänglig för fotokatalytisk degradering, då adsorptions-/desorptionsjämvikt antogs ha uppnåtts. I detta experiment var således koncentrationen MB konstant under de första 20 minuterna eftersom att 100 % MB fanns kvar i vattenvolymen efter den mörka fasen.

Samma beräkning genomfördes för absorbansen vid tiden t_{20} och absorbansen vid tiden t_{60} i syfte att bestämma andelen MB som återstod efter det fotokatalytiska experimentet. Procentandelen som erhöles var 93 %.

Den initiala mängden MB i mol beräknades enligt;

$$0,4 \text{ ppm} = 0,4 \frac{\text{mg}}{\text{l}} = 4 \cdot 10^{-4} \frac{\text{g}}{\text{l}}$$

$$MB_{\text{initialt}}[\text{mol}] = \frac{4 \cdot 10^{-4} \text{ g/l}}{319,5 \text{ g/mol}} = 1,25 \cdot 10^{-6} \frac{\text{mol}}{\text{l}} = 1,25 \cdot 10^{-7} \text{ mol} = 0,125 \mu\text{mol} \quad (7)$$

Den beräknade procentandelen användes sedan för att beräkna mängden MB (mol) som återstod i vattenvolymen vid experimentets slut.

Molmassan för MB är 319,5 g/mol. Volymen vatten som användes i samtliga av dessa experiment var 100 ml = 0,1 liter (l).

Mängden MB som återstod vid experimentets slut efter 40 minuters UV-bestrålning var $0,93 \cdot 1,25 \cdot 10^{-7} = 1,16 \cdot 10^{-7} \text{ mol} = 0,116 \mu\text{mol}$

Således hade 7 % MB degraderats vilket motsvarar $0,009 \mu\text{mol}$. Vid jämförelse med tidigare experiment utförda i andra studier, var detta en rimlig mängd. Eftersom UV-lampan har en relativt låg intensitet och titandioxidprovet var relativt litet i förhållande till volymen vatten, kunde en högre fotokatalytisk effektivitet inte förväntas.

Samma beräkningar gjordes för samtliga experiment med reaktorn, vilka visade att de proverna som skulle användas i Kenya var fotokatalytiskt aktiva och reaktorn fungerade korrekt (tabell 2).

Tabell 2. Beräknade hastighetskonstanter, andel degraderad MB samt mängden degraderad MB (mol) för experimenten med reaktorn och de olika proverna

Experiment med reaktorn i Sverige			
Prov	Hastighetskonstant (k)	Degraderad MB (%)	Degraderad MB (μmol)
TiO ₂ - glasprover	0,0008	7%	0,009
TiO ₂ - solabsorberande prover	0,0011	10%	0,014
Kontroll	0,0006	6%	0,007

4.1.3 Moringaexperiment

Innan avresa till Kenya genomfördes ett experiment där Moringabehandling som filtreringsmetod undersöktes på smutsigt vatten gjort på konstgjord väg. Därefter genomfördes ett fotokatalytiskt experiment i syfte att säkerställa möjligheten till fotokatalytisk behandling.

Efter tillsats av Kaolinit och Bentonit till två olika bägare med vardera 100 ml avjonat vatten, blandades suspensionen kraftigt. Vattnet i båda bägarna fick en hög turbiditet (fig 18).



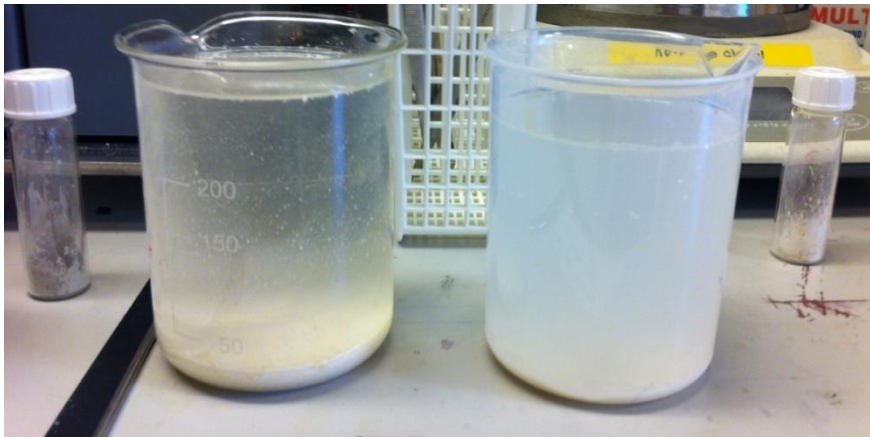
Figur 18. Suspensionerna innan tillsats av Moringaprotein. Bägaren till vänster innehöll Bentonit och bägaren till höger innehöll Kaolinit. Foto: Sanna Rutqvist.

Två teskedar med Moringaprotein blandades med en liten mängd vatten och skakades kraftigt. Därefter tillsattes denna blandning till den vänstra bägaren (fig 19).



Figur 19. I den vänstra bägaren tillsattes Moringaprotein, medan den högra bägaren förblev orörd. Foto: Sanna Rutqvist.

Bägarna fick stå för sedimentation under tre timmar, därefter togs ett fotografi i syfte att illustrera skillnaden i turbiditet mellan bägarna (fig 20).



Figur 20. Efter tre timmar hade lerpartiklarna sedimenterat. Foto: Sanna Rutqvist.

Den vänstra bägaren som behandlades med Moringaprotein hade en väsentligt mycket mindre turbiditet medan den högra bägaren som inte genomgick behandling med Moringaprotein endast hade en liten mindre turbiditet än innan sedimentationen påbörjades.

Ett fotokatalytiskt experiment genomfördes för det moringabehandlade vattnet. Hastighetskonstanten k beräknades på samma sätt som i föregående experiment med reaktorn, och det k som erhöles var 0.0021 1/min och andelen degraderad MB var 17% vilket motsvarar 0,018 μmol MB. Detta indikerade således att vatten med hög turbiditet kan behandlas med Moringaprotein och därefter genomgå en fotokatalytisk behandling som fungerar effektivt, där nedbrytning av toxiska substrat och inaktivering av mikroorganismer är möjlig.

4.2 EXPERIMENT I KENYA

I detta avsnitt redovisas först resultaten som erhöles från experimenten i solen med den medtagna reaktorn. De vattenkällor som användes i experimenten var avjonat vatten, vatten från där industrier och biltvätt finns belägna, VB-vatten, samt vatten från River Sosianis utlopp, VU-vatten. Därefter presenteras resultaten från de fotokatalytiska mätningar som genomfördes med skålar i solen. De vattenkällor som användes var desamma som de för experimenten med reaktorn. Slutligen redovisas resultaten från experimenten som genomfördes i syfte att studera Moringaproteinets potential som filtreringsmetod, innan vatten med hög turbiditet kan genomgå en fotokatalytisk behandling.

4.2.1 VU-vatten

Platsen där VU-vattnet hämtades (fig 21) var där vattnet färdats genom staden Eldoret, men innan det når reningsverket. Vattnet var trots vetskapen om innehållet av föroreningar och mikroorganismer färglöst och turbiditeten var låg.



Figur 21. Källan där vatten hämtades från River Sosianis utlopp. Foto: Sanna Rutqvist.

4.2.2 VB-vatten

Mitt i staden Eldoret mycket nära en plats där en biltvätt låg belägen hämtades VB-vattnet (fig 22). I närheten av platsen fanns även en tungt trafikerad väg samt industrier. Vattnet var mycket smutsigt med en intensiv brunfärg och således med hög turbiditet.



Figur 22. Platsen där VB-vattnet hämtades. Foto: Sanna Rutqvist.

De olika vattenvolymer som hämtades skiljde väldigt mycket i turbiditet (fig 23). Dessa vattenkällor användes eftersom verkligt smutsigt vatten skulle användas i experimenten. VB-vattnet lämpade sig bra till Moringaexperimenten på grund av dess höga turbiditet.



Figur 23. VB-vatten till vänster och VU-vatten till höger. Foto: Sanna Rutqvist.

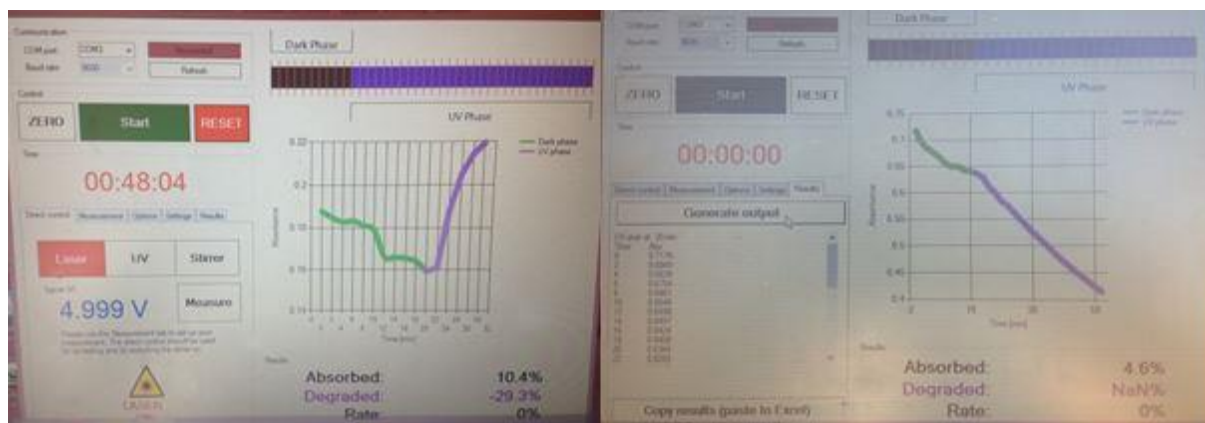
4.2.3 Experiment med reaktorn

All utrustning som krävdes installerades utomhus i solen innan experimenten påbörjades (fig 24). 100 ml vattenvolym användes i samtliga experiment. Initialt användes en koncentration MB på 0,4 ppm, i syfte att behålla samma koncentration som i de tidigare utförda experimenten i Sverige. Det upptäcktes dock att den fotokatalytiska nedbrytningen var mycket mer effektiv då UV-ljuset från solen användes, som har mycket högre intensitet än UV-lampan i reaktorn. På grund av detta användes en högre koncentration MB i de senare experimenten i syfte att eventuellt kunna se större skillnader mellan initial och slutlig koncentration MB. Den mycket noggranna volpipett som medtagits till Kenya gick även sönder vilket medförde svårigheter att mäta exakta volymer.



Figur 24. Installationen klar. Reaktorn stod i solen (till höger i bild) och mjukvaran i datorn registrerade den fotokatalytiska nedbrytningen. Foto: Sanna Rutqvist.

De experiment som genomfördes med reaktorn i solen innebar en del problem, vilket antogs bero på att det starka solljuset interfererade med reaktorn. Detta resulterade i experiment med orimliga resultat, och många antal experiment krävdes för att erhålla korrekta data som kunde analyseras. Många av experimenten gav dock goda resultat med en hög fotokatalytisk effektivitet.

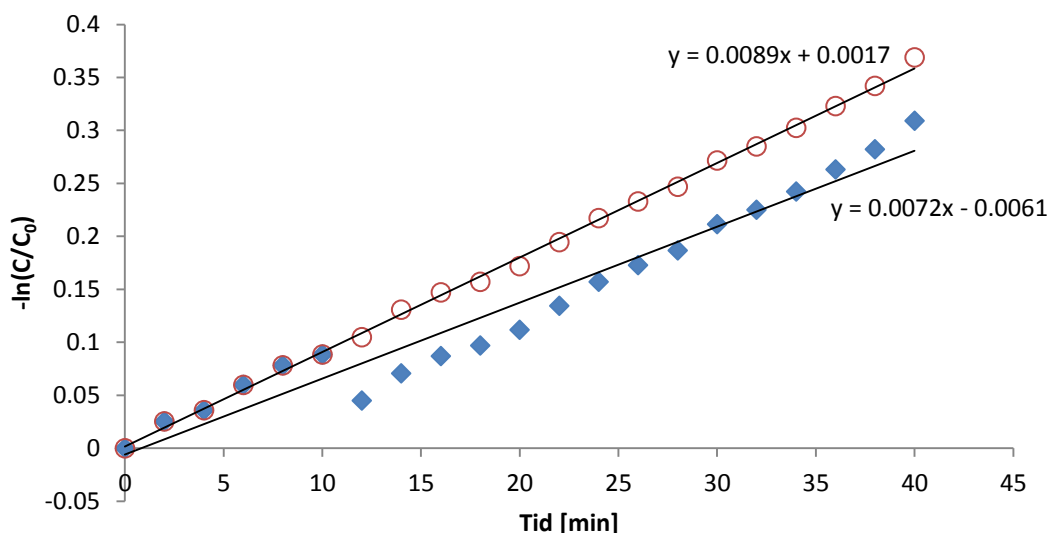


Figur 25. Orimliga resultat till vänster och goda resultat till höger. Foto: Sanna Rutqvist.

Som illustreras i den vänstra delen av fig 25 erhöll några experiment orimliga resultat, som i detta experiment visade en negativ degradering av MB, det vill säga koncentrationen MB ökade med avseende på tid. Den gröna kurvan för den mörka fasen var även mycket ostabil vilket tydde på felaktiga resultat. Den högra delen av fig 25 illustrerar ett lyckat experiment där den fotokatalytiska nedbrytningen av MB var effektiv och kurvan från UV-fasen har en negativ lutning. I den högra delen av fig 25 visas även data som erhöles vid experimentets slut.

4.2.3.1 Experiment med reaktorn: Avjonat vatten

Samma beräkningar som genomfördes för experimenten med reaktorn i Sverige gjordes även i Kenya, där resultatet visas i tabell 3. För experimentet med titandioxidbelagt glasprov erhöles en hastighetskonstant k på 0,0072 1/min (fig 26, blå serie). På grund av den plötsliga minskningen hos mätvärdena (fig 27), vilket kan bero på mättekniska fel, gjordes en justering av värdena i syfte att jämföra hastighetskonstanterna. Den justerade hastighetskonstanten K_{just} som erhöles var 0,0089 1/min (fig 26, röd serie) vilket var densamma som den erhållna hastighetskonstanten för solabsorberande prov (tabell 3).



Figur 26. Plott av $-\ln(C/C_0)$ mot tiden för experimentet med titandioxidbelagt glasprov.

Beräkningarna för det titandioxidbelagda glasprovet gjordes utifrån de ojusterade mätvärdena. I tabell 3 visas samtliga beräknade hastighetskonstanter, andel degraderad MB samt mängden mol degraderad MB.

Tabell 3. Hastighetskonstanter, andel degraderad MB samt mängden mol degraderad MB för experimenten med reaktorn och avjonat vatten

Experiment med reaktorn i Kenya – Avjonat vatten			
Prov	Hastighetskonstant (k)	Degraderad MB (%)	Degraderad MB (μmol)
TiO ₂ - glasprover	0,0072	51	0,051
TiO ₂ - solabsorberande prover	0,0089	52	0,033
Kontroll	0,006	48	0,051

4.2.3.2 Experiment med reaktorn: VU-vatten

Resultatet från experimenten med reaktorn och VU-vatten visas i tabell 3. Den initiala koncentrationen MB valdes till 1 ppm för samtliga av följande experiment på grund av att de tidigare gjorda experimentens resultat visade att nedbrytningen var så effektiv i det starka solljuset, samt för att den medtagna volpipipetten gick sönder vilket gjorde det svårt att pipettera en så exakt volym MB som 0,4 ml.

Tabell 4. Hastighetskonstanter, andel degraderad MB samt mängden mol degraderad MB för experimenten med reaktorn och VU-vatten

Experiment med reaktorn i Kenya – VU-vatten			
Prov	Hastighetskonstant (k)	Degraderad MB (%)	Degraderad MB (μmol)
TiO ₂ - glasprover	0,0053	36	0,099
TiO ₂ - solabsorberande prover	0,0047	35	0,096
Kontroll	0,003	23	0,058

4.2.3.4 Summering och svar på frågeställningar

Då VU-vatten användes i de fotokatalytiska experimenten med reaktorn blev samtliga hastighetskonstanter lägre, det vill säga den fotokatalytiska processen gick långsammare. Andelen degraderad MB var även lägre för de experiment som utfördes på VU-vatten.

Resultatet från de experiment som genomfördes med reaktorn gav ingen indikation på att de solabsorberande ytorna kan effektivisera den fotokatalytiska processen. Det fanns en del skillnader i resultaten mellan de olika experimenten, men både hastighetskonstanter och andel degraderad MB var väldigt lika mellan samtliga experiment. Vidare anses dessa skillnader vara inom mätosäkerheten för experimentet, eftersom olika volymer kan ha adderats och koncentrationerna kan ha varierat vilket leder till olika resultat även om den fotokatalytiska processen varit lika effektiv i samtliga experiment. Detta resultat motstrider således hypotesen som formulerades. Senare i projektets gång gjordes även ett ytterligare experiment med reaktorn och ett titandioxidbelagt solabsorberande prov. Vattnet som användes var VU-vatten. Hastighetskonstanten som erhöles var 0,0052 1/min, och andelen degraderad MB var 37 %. Detta resultat är liknande det som erhöles för det titandioxidbelagda glasprovet och skillnaderna i fotokatalytisk effektivitet var små mellan experimenten med solabsorberande prov och glasprov.

4.2.4 Experiment med skålar

I de experiment som genomfördes först användes avjonat vatten. En skål innehöll två titandioxidbelagda glasprover och en skål innehöll två titandioxidbelagda solabsorberande prov. Den tredje skålen innehöll inga prover och fungerade som en kontroll. För att färgskiftningarna skulle vara tydliga placerades skålarna på vita papper och därefter på varsin magnetomrörare, med undantag för skålen utan något fotokatalytiskt prov. Därefter tillsattes en mängd MB så att koncentrationen i vardera bägare blev 2 ppm och en tydlig blåfärg var synlig. Fotografier togs successivt varje timme med undantag för sista bilden som togs 30 minuter efter föregående fotografi. Detta gjordes i syfte att tydligt illustrera färgskiftningarna från experimentets start till slut.

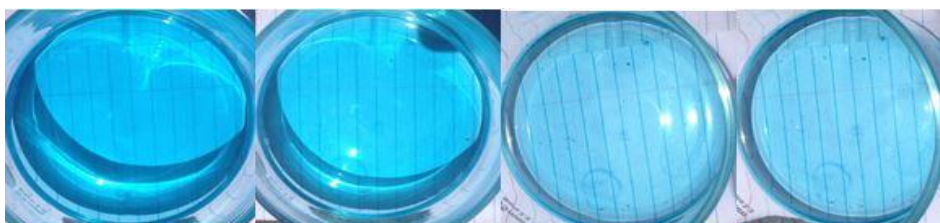
4.2.4.1 Avjonat vatten

För experimentet med skålar i solen och avjonat vatten kunde en tydlig färgskillnad observeras, där skålen med de två solabsorberande proverna erhöles den största färgskiftningen från blått till transparent (fig 27). Vid experimentets slut hade denna skål den mest transparenta färgen, vilket indikerar att de solabsorberande proverna effektiviserar den fotokatalytiska nedbrytningen.

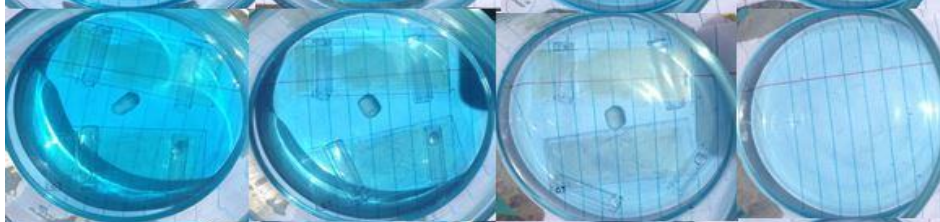
Tabell 5. Information och hur experimentet med skålar och avjonat vatten bereddes och tidsåtgången för försöket

EXPERIMENT: Avjonat vatten				
Klockslag start	Klockslag slut	Tidsåtgång	Beredning	Koncentration
11:10	13:40	2 h, 30 min	100 ml vatten, 2 ml MB (koncentration: 100 ppm)	2 ppm

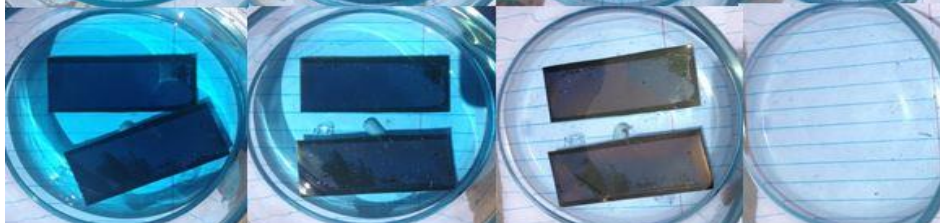
KONTROLL



GLASPROV

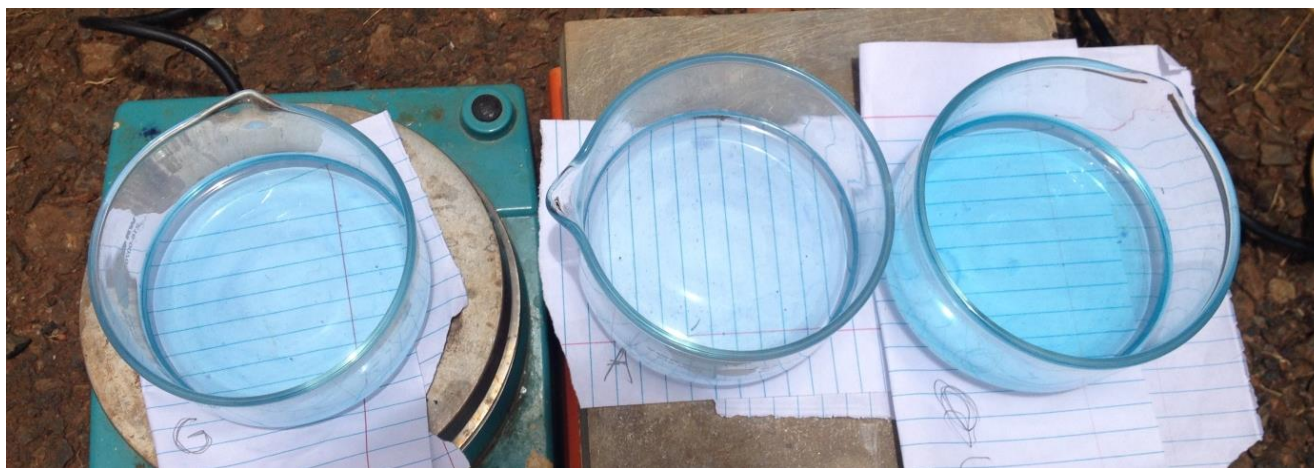


SOL-
ABSORBERANDE
PROV



Figur 27. De olika färgskillnaderna illustreras för experiment genomförda på avjonat vatten. Foto: Sanna Rutqvist.

Färgskillnaderna kunde tydligt observeras under experimentets gång, där skålen med de solabsorberande proverna erhöll den största färgskiftningen och fluiden i denna skål hade den svagaste blåfärgen av samtliga skålar vid experimentets slut. Skillnaderna kunde tydligt observeras då skålarna ställdes bredvid varandra (fig 28). Experimentet fick tyvärr avslutas före planerad tid eftersom vädret förändrades och övergick till molnigt. Detta medförde att vid experimentets slut fanns fortfarande icke degraderade MB-partiklar i samtliga skålar som medförde en viss blåfärg.



Figur 28. De olika färgskillnaderna var lättare att jämföra då skålarna ställdes bredvid varandra. Till vänster är skålen som innehöll titandioxidbelagda glasprover, skålen i mitten innehöll solabsorberande prover och skålen till höger innehöll inga titandioxidprover och fungerade som kontroll. Foto: Sanna Rutqvist.

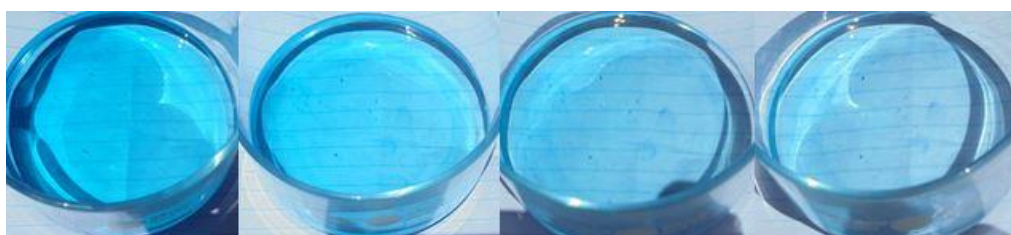
4.2.4.2 VU-vatten

För experimentet med skålar i solen och vatten från River Sosianis utlopp gjordes samma uppsättning som tidigare. De resultat som erhöles var liknande som för experimentet med avjonat vatten (fig 29).

Tabell 6. Information om beredningen i experimentet med skålar och VU-vatten, samt tidsåtgången för försöket

EXPERIMENT: VU-vatten				
Klockslag start	Klockslag slut	Tidsåtgång	Beredning	Koncentration
11:00	13:30	2 h, 30 min	100 ml vatten, 2 ml MB (koncentration: 100 ppm)	2 ppm

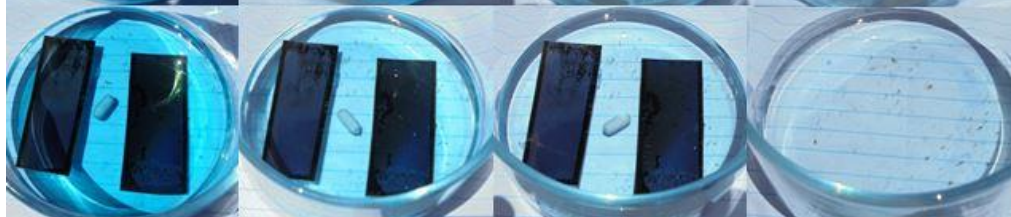
KONTROLL



GLASPROV

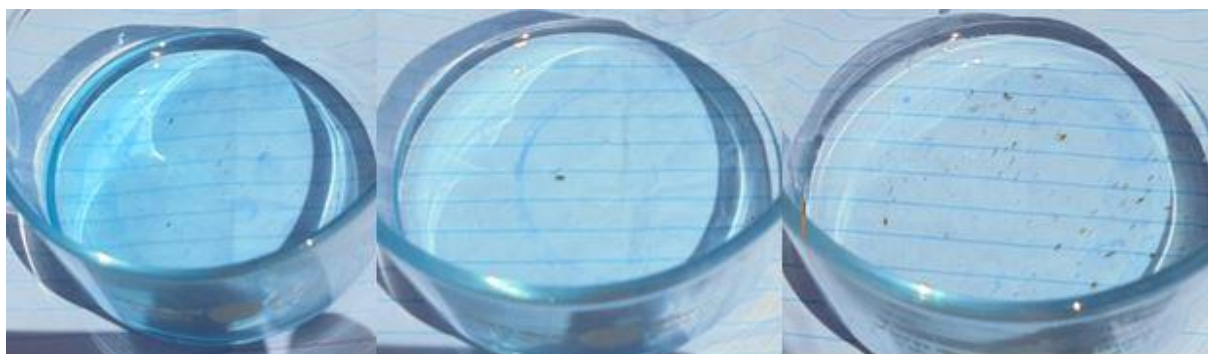


SOL-
ABSORBERANDE
PROV



Figur 29. Färgskiftningarna för experiment med vatten från River Sosianis utlopp, VU-vatten. Foto: Sanna Rutqvist.

Då färgskiftningarna i detta experiment studerades, gjordes samma observation som i föregående experiment med avjonat vatten. Färgskiftningen var störst för skålen med solabsorberande prover och vid experimentets slut hade fluiden i denna skål den svagaste blåfärgen. I resultatet från detta experiment (fig 29) observerades att färgskiftningen en halvtimme innan experimentets slut var särskilt tydlig (näst sista bildsekvensen, fig 29), och skålen med de solabsorberande proverna hade en betydligt ljusare blåfärg än resterande skålar. Trots att alla MB-partiklar i samtliga skålar inte degraderats då experimentet avslutades, användes samma behandlingstid som för föregående experiment i syfte att utföra de experimenten så identiskt som möjligt. Skillnaden i blåfärg mellan skålarna vid experimentets slut illustreras i fig 30.



Figur 30. Skillnad i blåfärg mellan skålarna vid experimentets slut. Till vänster visas kontrollen, i mitten skålen som innehöll titandioxidbelagda glasprover och till höger skålen som innehöll titandioxidbelagda solabsorberande prover. Foto: Sanna Rutqvist.

4.2.4.3 Summering och svar på frågeställningar

Resultaten från dessa experiment, som syftar till att utvärdera potentialen hos de solabsorberande proverna, indikerade att de kan effektivisera den fotokatalytiska processen och MB bryts ned snabbare. Detta kunde konstateras eftersom färgskiftningen gick snabbare i de skålar som innehöll titandioxidbelagda, solabsorberande prover än i resterande skålar. Båda experimenten visade på samma resultat. Skillnaderna mellan experimenten på avjonat respektive VU-vatten är svåra att avgöra eftersom det enda som studeras i dessa experiment är färgskiftningarna från blått till transparent. Huruvida nedbrytningen av MB är mer effektiv i något av experimenten är svårt att avgöra, eftersom färgskiftningen från blå till transparent är ungefär densamma i de två experimenten.

4.2.5 Moringaexperiment

Moringaexperimenten gjordes i syfte att studera huruvida fotokatalytisk behandling kan äga rum efter en moringabehandling, och om det moringabehandlade vattnet uppnår en snabbare färgskiftning från blått till transparent än det vatten som inte behandlats med Moringaprotein.

4.2.5.1 Experiment med reaktorn och VB-vatten

I följande avsnitt redovisas de experiment som genomfördes med vatten från en källa i staden Eldoret, där bland annat industrier och en biltvätt finns belägna. Vattnet hade en hög turbiditet och en brun färg, vilket gjorde det omöjligt att se igenom fluiden. Fotokatalytisk behandling skulle således ej vara möjlig utan förbehandling som filtrerar och sänker turbiditeten. På

grund av detta utfördes en initial moringabehandling på vattnet i syfte att sänka vattnets turbiditet och således möjliggöra fotokatalytisk behandling.

Två bägare fylldes med vardera 75 ml VB-vatten (fig 31).



Figur 31. Två identiska bägare med VB-vatten från staden Eldoret. Vattnets färg var brun och det hade en hög turbiditet. Foto: Sanna Rutqvist.

Därefter rördes cirka två teskedar Moringaprotein ned i en liten mängd vatten, som sedan blandades med den vänstra bägarens innehåll (fig 32). Den andra bägaren förblev orörd. Bägaren som behandlades med Moringaproteinet skakades kraftigt.



Figur 32. Bägaren till vänster har blandats med Moringaprotein. Foto: Sanna Rutqvist.

För att sedan kunna studera moringabehandlingens effekt fick bägarna stå för sedimentation och ett fotografi togs var trettionde minut. Efter 30 minuter hade en betydligt större mängd partiklar sedimenterat i den vänstra bägaren vid jämförelse med den högra som inte behandlats med Moringaprotein (fig 33).



Figur 33. Fotografi efter 30 minuter. På botten i bägarna syntes den mängd partiklar som sedimenterat vid denna tidpunkt. Foto: Sanna Rutqvist.

Efter 2 timmar avslutades experimentet och skillnaden i turbiditet var tydlig mellan de två bägarna (fig 34) , (fig 35).



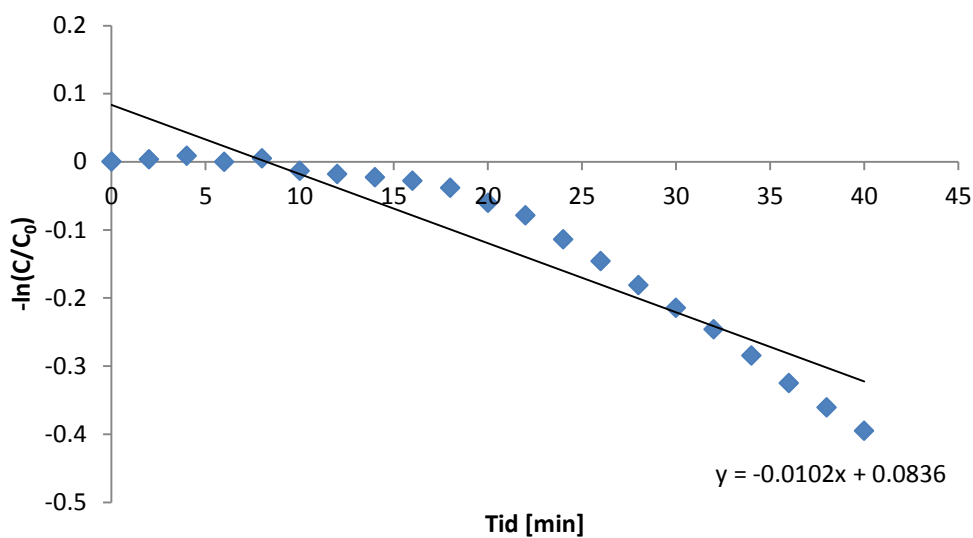
Figur 34. Experimentet avslutades efter 2 timmar. Foto: Sanna Rutqvist.



Figur 35. Skillnaden i turbiditet då behandlingen avslutades, visat uppifrån. Foto: Sanna Rutqvist.

VB-vattnet i den vänsta bägaren användes därefter i experiment med reaktorn för att studera den fotokatalytiska potentialen på vatten förbehandlat med Moringaprotein. Ett titandioxidbelagt glasprov användes i experimentet och koncentrationen MB var 0,4 ppm.

Den hastighetskonstant k som erhöles var $-0,01 \text{ 1/min}$ (fig 36). Detta betyder således att absorptionsen ökade med tiden, vilket är ett orimligt resultat. En ökad absorptions med tiden betyder att mängden partiklar i vattnet som potentiellt kan absorbera solljus ökade, vilket således skulle innebära att mängden MB ökade med tiden. Detta ansågs orimligt och antogs bero på Moringaproteinet och dess inverkan på fluiden under starkt solljus.



Figur 36. Plott av $-\ln(C/C_0)$ mot tiden för moringaexperiment med titandioxidbelagt glasprov.

Beräkningar som genomfördes gav resultatet att 249 % av MB-koncentrationen fanns i vattenvolymen vid experimentets slut. Detta motsvarar $2,49 \cdot 1,219 \cdot 10^{-7} \text{ mol} = 3,030 \cdot 10^{-7} \text{ mol}$.

Således degraderades ingen andel MB utan mängden vid tiden 20 min ökade med 149 % vilket betyder att mängden MB ökade med tiden. Detta resultat är orimligt eftersom ingen MB adderades. Ökningen antogs därför bero på att Moringaproteinet och andra partiklar i vattnet interfererade med laserstrålen, som medförde det felaktiga resultatet att andelen MB ökade med tiden.

4.2.5.2 Experiment med skålar och VB-vatten

Efter moringabehandlingen som gjordes enligt beskrivning i avsnitt 2.2.1, fylldes två skålar med 100 ml VB-vatten som inte behandlats med Moringa, och en skål fylldes med 100 ml vatten som behandlats med Moringa. En av skålarna med VB-vatten utan moringabehandling och skålen med samma vatten som behandlats med Moringa fick vardera två titandioxidbelagda glasprover. Den tredje skålen fungerade som en kontroll och innehöll inget fotokatalytiskt aktivt prov. Skålarna som hade fotokatalytiska prover blev försedda med magnetomrörare och placerades på dessa med vita papper emellan. 1 ml MB tillsattes till samtliga skålar. Därefter startade experimentet och pågick i 2 timmar och 30 min.

Tabell 7. Information om beredning i experimentet med Moringaprotein och VB-vatten, samt tidsåtgången för försöket

EXPERIMENT: Moringa och VB-vatten				
Klockslag start	Klockslag slut	Tidsåtgång	Beredning	Koncentration
11:30	13:30	2 h, 30 min	100 ml vatten, 1 ml MB (koncentration: 100 ppm)	1 ppm

KONTROLL



MORINGA-BEHANDLAT



ICKE MORINGA-BEHANDLAT



Figur 37. Färgskiftningarna för experiment som syftade att studera Moringaproteinets potential som förbehandling innan fotokatalytisk behandling. Foto: Sanna Rutqvist.

4.2.5.3 Summering och svar på frågeställningar

Då vatten med mycket hög turbiditet behandlades med Moringa sänktes turbiditeten vilket indikerar att detta är en bra förbehandlingsmetod då syftet är att göra en vätska klarare. Dock visade resultatet från experimentet med reaktorn att det möjligtvis inte lämpar sig att använda behandlingen då vattnet har en mycket hög turbiditet och ska genomgå en fotokatalytisk behandling. Detta antagande grundar sig i att absorbansen av MB ökade med tiden, vilket är ett orimligt resultat.

Resultatet från experimentet med skålar (fig 37) var delvis svårt att analysera. Degraderingen av MB var till synes mer effektiv i skålen med moringabehandlat vatten, där färgskiftningen var som störst och vattnet vid experimentets slut var vid jämförelse med resterande skålar mest transparent. Skillnaderna i transparens hos skålarna vid experimentets slut var dock små och färgskiftningen på det icke moringabehandlade vattnet var marginell. Färgskiftningen på vattnet i kontrollen var minst vid jämförelse med resterande skålar. Den initiala, blåa färgen skiljde sig mycket mellan de olika skålarna och koncentrationen MB var således inte densamma vid experimentets start. Det vatten som inte behandlats med Moringaprotein hade

en betydligt högre turbiditet och fler partiklar i fluiden, medan det moringabehandlade vattnet hade en lägre turbiditet och den initiala blåfärgen var tydlig. Den tydliga blåfärgen innebar att MB-partiklarna var tillgängliga för fotokatalytisk nedbrytning. Färgskiftningen på det moringabehandlade vattnet indikerade att den fotokatalytiska nedbrytningen är möjlig på vatten som förbehandlats med Moringaprotein. Vidare var den fotokatalytiska nedbrytningen mer effektiv på vatten som behandlats med Moringaprotein, i jämförelse med vatten som inte behandlats med Moringaprotein. På grund av skillnaderna i initial koncentration MB blev det dock svårt att jämföra skålarnas färgskiftning.

4.2.6 Moringaexperiment - Kaffe

En av de största orsakerna till missfärgat vatten i och i området kring Eldoret är kaffe och te. Sådant vatten kan inte behandlas fotokatalytiskt utan att en förbehandling genomförs för att minska turbiditeten. På grund av detta var det av intresse att utvärdera Moringaproteinets potential till att minska turbiditeten på vatten missfärgat med kaffe, så att det sedan kan behandlas med hjälp av fotokatalys för att reducera mängden föroreningar och mikroorganismer.

Till detta experiment användes avjonat vatten och pulverkaffe. 200 ml vatten värmdes för att kaffepulvret skulle lösas upp, och tre teskedar med kaffepulver blandades med fluiden. Volymen delades upp på två skålar, där den ena blandades med Moringaprotein som först löstes upp i en liten mängd vatten. Efter omröring fick skålarna stå för sedimentation, och fotografier togs kontinuerligt för att studera ändringen i turbiditet mellan skålarna.

Initialt hade båda skålarna en mörkbrun färg (fig 38).



Figur 38. Skålarnas vatten hade en svart färg innan moringaprotein adderades till den ena bägaren.
Foto: Sanna Rutqvist.

Därefter blandades skålen till höger med Moringaprotein (fig 39). Därefter fick skålarna stå för sedimentation.



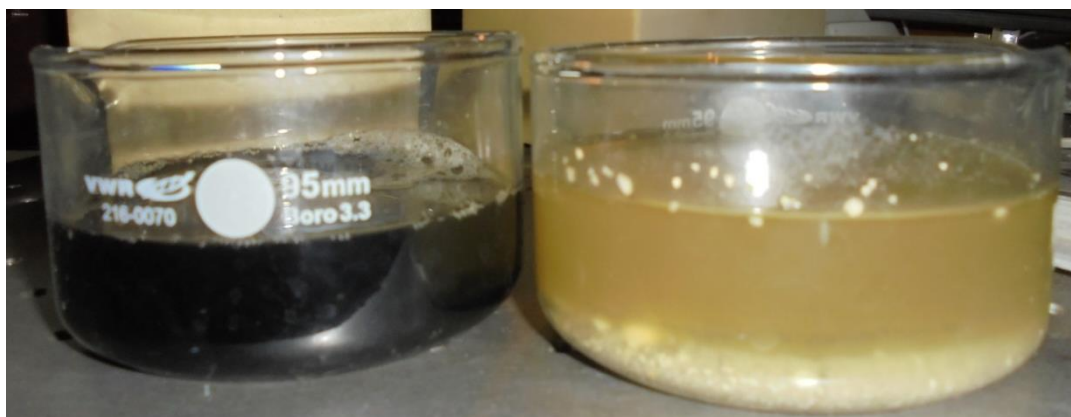
Figur 39. Moringaprotein blandades till den högra bägaren. Foto: Sanna Rutqvist.

Redan efter 20 minuter började Moringaproteinet att flockulera kaffepartiklarna och de började sedimentera (fig 40). Detta medförde att turbiditeten minskade mycket och färgen övergick från svart till ljusare brunt på kort tid.



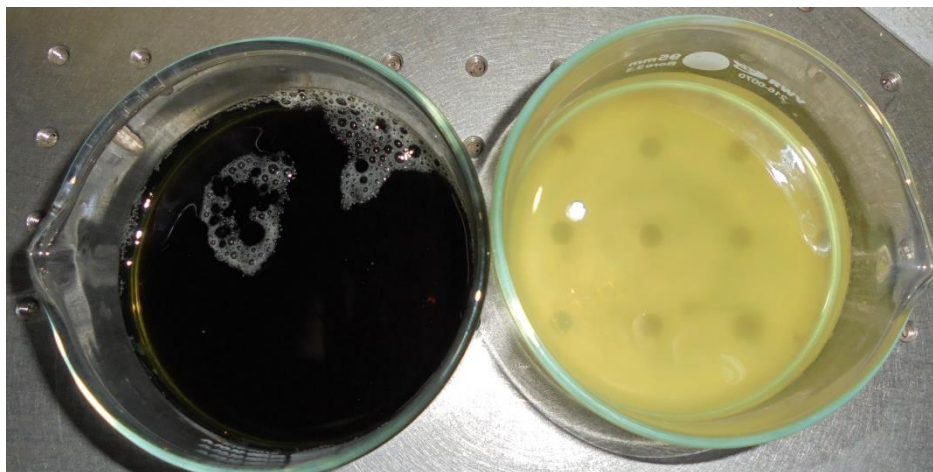
Figur 40. Innehållet i den högra bägaren började sedimentera och turbiditeten förändrades. Foto: Sanna Rutqvist.

Efter 1 timme och 30 minuter hade Moringaproteinet tillsammans med kaffepartiklar samlats på botten av skålen (fig 41) och experimentet avslutades.



Figur 41. Moringabehandlingen avslutades efter 1 timme och 30 min, då Moringaproteinet samlats på botten av skålen tillsammans med kaffepartiklar. Foto: Sanna Rutqvist.

Det moringabehandlade vattnet filtrerades med hjälp av filtreringspapper i syfte att avlägsna Moringaproteinet. Efter filtrering kunde en tydlig skillnad observeras (fig 42).



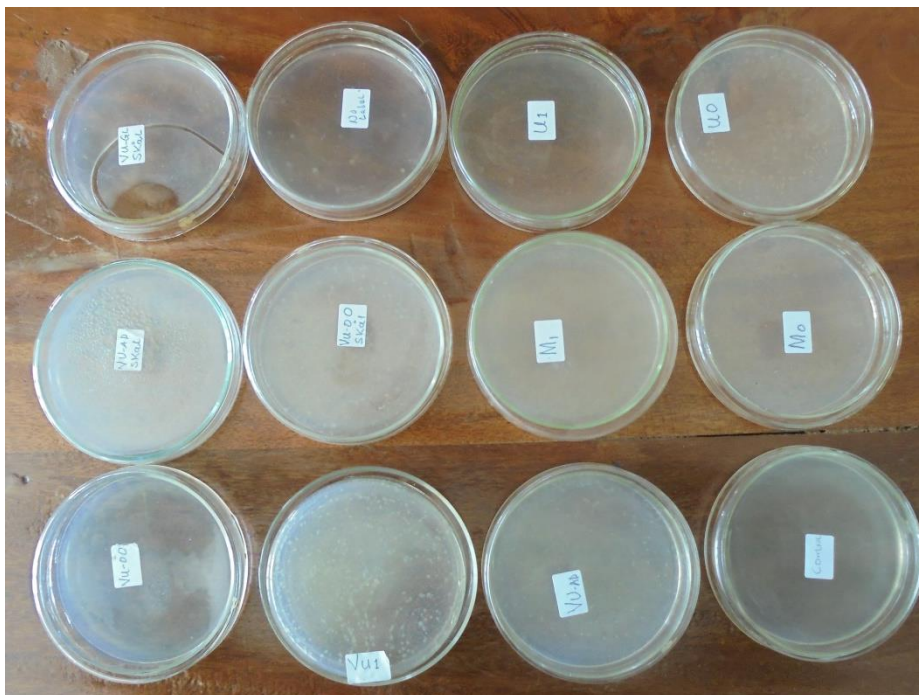
Figur 42. Resultatet vid experimentets slut. Foto: Sanna Rutqvist.

Detta experiment utfördes under sista veckan i Eldoret, och vädret var mestadels mulet. På grund av detta var vidare fotokatalytiska experiment på detta vatten inte möjliga att utföra. Det som kunde konstateras var dock att Moringaproteinet hade en effektiv inverkan på det missfärgade vattnet och minskade dess turbiditet relativt mycket. På grund av detta kan en förbehandling med Moringaprotein vara effektivt innan missfärgat vatten i städer som Eldoret behandlas fotokatalytiskt. Det är dock inte fastställt huvuvida den fotokatalytiska processen är effektiv på detta vatten, utan det är något som återstår att utvärdera för vidare studier.

4.2.7 Beräkning av bakteriekolonier

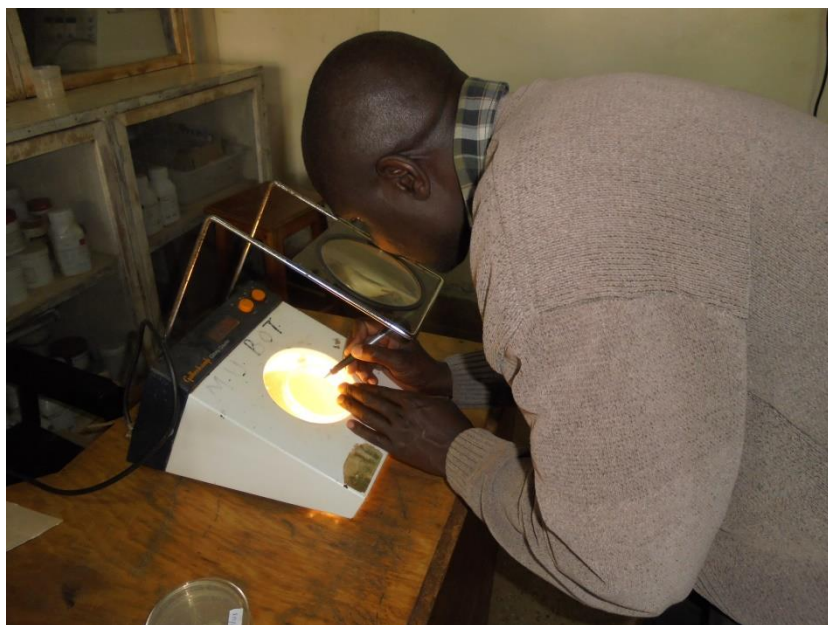
Då samtliga experiment avslutats, togs prover från VU-vattnet och sparades i provrör. De förvarades i kylskåp, för att sedan användas för beräkning av antalet bakteriekolonier i varje vattenprov. Genom att jämföra antalet bakteriekolonier innan och efter den fotokatalytiska behandlingen, erhålls information om huruvida antalet har reducerats som följd av den fotokatalytiska behandlingen eller inte. Därefter kan informationen användas för att kunna dra slutsatser om den fotokatalytiska effektiviteten med avseende på inaktivering av bakterier mellan de olika experimenten.

1 ml från respektive vattenprov applicerades på ett näringsagar i botten på en petriskål. Mediet tillät bakteriekolonierna att växa under 24 timmar i inglasade inkubationsskåp. Efter inkuberingen togs proverna ut för observation och räkning av antalet kolonier (fig 43).



Figur 43. Proverna efter inkubation. Varje vit prick motsvarade en bakteriekoloni.
Foto: Sanna Rutqvist.

Bakteriekolonierna räknades manuellt på en fjärdedel av skålens bottenyta och sedan multiplicerades värdet med 4 för att få den totala mängden bakteriekolonier i hela skålens bottendel (fig 44).



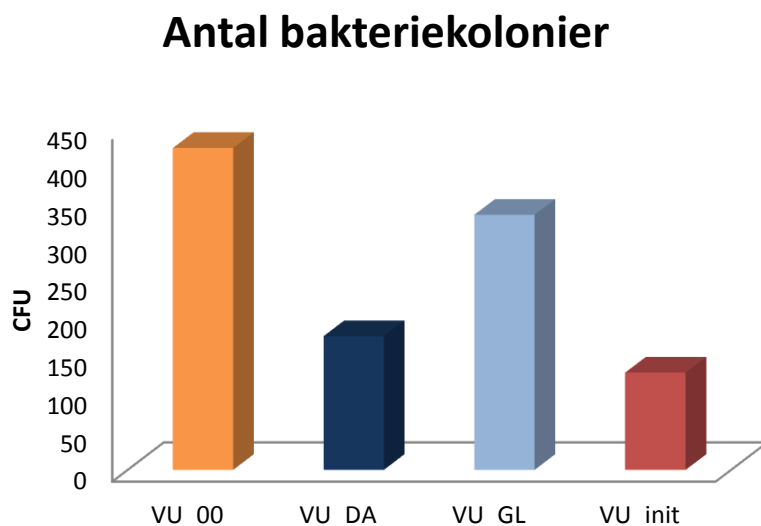
Figur 44. Bakteriekolonierna räknades manuellt. Sanna Rutqvist.

Totalt räknades bakteriekolonierna från 11 vattenprover. Tabell 8 ger de etiketter användes för de olika vattenproverna.

Tabell 8. De olika benämningar som användes då bakteriekolonierna räknades

Experiment: Reaktor		Experiment: Skålar		Experiment: Moringa+skålar	
VU_00	Experiment utan fotokatalytiskt aktivt prov	VU_00	Experiment utan fotokatalytiskt aktivt prov	M_0	Moringabehandlat vatten innan fotokatalytisk behandling
VU_DA	Experiment med titandioxidbelagt, solabsorberande prov	VU_DA	Experiment med titandioxidbelagt, solabsorberande prov	M_1	Moringabehandlat vatten efter fotokatalytisk behandling
VU_GL	Experiment med titandioxidbelagt glasprov	VU_GL	Experiment med titandioxidbelagt glasprov	U_0	Icke moringabehandlat vatten innan fotokatalytisk behandling
VU_init	Vattenprov från River Sosianis utlopp innan fotokatalytisk behandling	VU_init	Vattenprov från River Sosianis utlopp innan fotokatalytisk behandling	U_1	Icke moringabehandlat vatten efter fotokatalytisk behandling

För experimentet med reaktorn och VU-vatten erhöles följande antal bakteriekolonier i respektive vattenprov (fig 45).

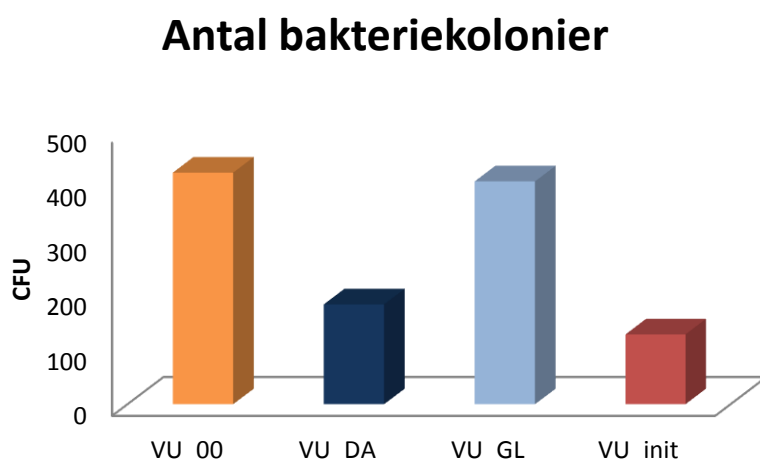


Figur 45. Antal bakteriekolonier i respektive prov från experimenten med reaktorn. CFU = Colony-forming Unit.

Det vattenprov som innehöll flest bakteriekulturer var vattenprovet som inte innehöll något fotokatalytiskt aktivt prov, vilket är rimligt eftersom det i experimentet inte förekom någon fotokatalytisk inaktivering. Vattnet från experimentet med titandioxidbelagt solabsorberande prov innehöll minst antal bakteriekolonier av de vattenprover som behandlades fotokatalytiskt, vilket indikerar att den fotokatalytiska effektiviteten var som störst i detta

experiment. De solabsorberande proverna antas således förbättra den fotokatalytiska inaktiveringen av bakterier vid jämförelse med fotokatalytisk behandling med titandioxidbelagt glasprov. Mängden bakteriekolonier var dock minst i vattenprovet från det vatten som inte behandlats fotokatalytiskt, utan endast hämtats från River Sosiani. Detta ses som orimligt eftersom platsen där vattnet hämtades var där vattnet färdats genom staden, innan inflöde till reningsverket. Detta betyder att vattnet bör innehålla bakterier, vilket skulle varit synligt då kolonierna räknades.

Experimentet med skålar i solen erhöll ett liknande resultat som de utförda med reaktorn (fig 46).

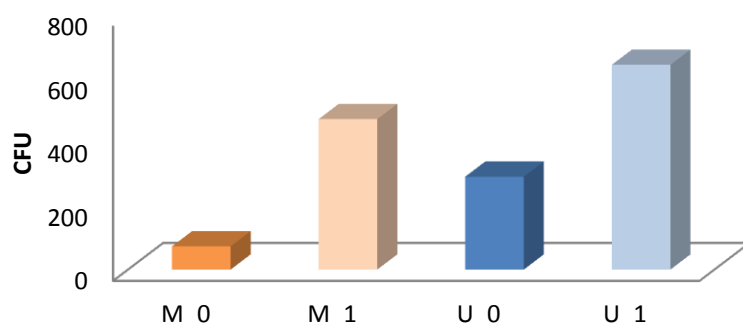


Figur 46. Antal bakteriekolonier i respektive skål från experimentet med skålar. CFU = Colony-forming Unit.

Det vattenprov som innehöll flest bakteriekolonier var detsamma som för resultatet från experimentet med reaktorn, det vill säga för vattnet som behandlades utan något fotokatalytiskt aktivt prov. Vattenprovet VU_init var ett och samma prov som användes i både experimentet med reaktorn och skålar i solen, och räknades därför endast en gång. På grund av detta uppstår samma problem som för föregående resultat från experimentet med reaktorn. Antalet bakteriekolonier i vattenprovet från skålen med de titandioxidbelagda, solabsorberande proverna var mindre än 50 % av antalet bakteriekolonier från vattnet i skålen med de titandioxidbelagda glasproverna. Även detta resultat indikerar således att de solabsorberande proverna effektiviserar den fotokatalytiska inaktiveringen.

Det experiment som genomfördes där VB-vatten förbehandlades med moringaprotein och därefter renades fotokatalytiskt, erhöll följande antal bakteriekolonier för respektive vattenprov (fig 47).

Antal bakteriekolonier



Figur 47. Antalet bakteriekolonier i respektive vattenprov från experimentet som syftar att utvärdera moringaprotein som en förbehandling för att minska turbiditeten. CFU = Colony-forming Unit.

Vid jämförelse mellan moringabehandlat och icke moringabehandlat vatten innan fotokatalytisk behandling, är mängden bakteriekolonier färre för det moringabehandlade än för det icke moringabehandlade vattnet. Efter fotokatalytisk behandling ökade dock antalet bakteriekolonier för båda fluiderna, vilket inte var det förväntade. Då antalet bakteriekolonier jämfördes mellan det moringabehandlade och det icke moringabehandlade vattnet efter fotokatalytisk behandling var dock antalet bakteriekolonier i det moringabehandlade vattnet färre.

5. DISKUSSION

5.1 PROVPREPARERINGEN

Den planerade tidsåtgången till prepareringen av proverna överskreds stort, och är idag fortfarande ett problem som återstår att lösas. Den metod som användes från början var manuell dip coating, vilken innebär att proverna klipps till rätt storlek och därefter doppas i en suspension med titandioxidpulver. Då ska en tunn film bildas på proverna, som sedan ska värmas i ugn under tre timmar för att fästa till provet. Denna metod var lyckad för glasproverna, men fungerade inte för de solabsorberande proverna. Filmen som bildades på dessa blev antingen ojämn, rann av eller flagnade efter uppvärmningen. Många olika metoder prövades utan några framsteg, vilket medförde att vi slutligen använde oss av doctor blading. Denna metod fungerade bra på glasproverna, men de solabsorberande proverna klarade inte att behålla sin struktur efter uppvärmning. Detta medförde att titandioxidfilmerna flagnade av och endast satt kvar på några få ställen på proverna. Problemen fortsatte fram tills avresa till Kenya och på grund av tidsbrist fick de prover som blivit lyckade användas, vilka var de små proverna. De prover som räknades som lyckade var de som fortfarande hade en titandioxidfilm på mestadelen av provet, men inget prov var optimalt utan delar av filmerna hade flagnat eller flagnade av vid användning senare i Kenya. De stora proverna som skulle användas i experimenten med skålar i solen var oanvändbara.

De solabsorberande proverna av bristande kvalitet ställde till problem i samtliga experiment. Då de användes i reaktorn flagnade en betydande del av titandioxiden av proverna och hamnade i vattenmatrisen. Detta orsakade att endast delar av de solabsorberande proverna var täckta med titandioxid, vilket minskade antalet platser där fotokatalytisk nedbrytning och inaktivering kunde äga rum. Vid de delar av titandioxidfilmen som hamnade i lösning kunde visserligen fotokatalys äga rum, men utan någon effekt från de solabsorberande ytorna, vilket gör att experimentet förlorade sitt syfte för vad som skulle undersökas. Då de solabsorberande proverna användes i experimenten med reaktorn uppstod samma problematik.

Hade provprepareringen varit lyckad hade prover med immobiliserade ytor använts och det hade blivit enklare att jämföra den fotokatalytiska effektiviteten mellan de olika experimenten. Som följd av den dåligt sittande titandioxidytan på de solabsorberande proverna, var filmens yta på glasproverna större och således kunde fler reaktioner ske vid användande av dessa prover. För experimenten med de solabsorberande proverna antas en högre konkurrens ha uppstått om platserna var nedbrytning och inaktivering kunde ske, vilket försämrade resultatet. Hade solabsorberande prover med en jämn titandioxidyta använts antas resultatet ha blivit bättre med avseende på fotokatalytisk effektivitet. Detta antagande görs eftersom de resultat som erhållits påvisar en viss effektivitetshöjande effekt, trots bristfälliga prover. Det hade varit väldigt intressant att utföra experiment med de stora proverna i skålar, för att jämföra effektiviteten då ytorna är större.

5.2 EXPERIMENT MED REAKTORN

Som tidigare nämnt är reaktorns funktion inte helt tillfredsställande, trots kalibrering och reparation sedan tidigare. En del fel uppstod, bland annat att spänningen för baslinjen ofta uppgick till 4,999 V, vilket är det maximala värdet direkt, utan att mätning gjordes. Detta var något som behövde korrigeras innan ett experiment kunde påbörjas, vilket medförde en del frustration då reaktorns avläsning av baslinjen inte fungerade korrekt. Det resulterade i många olika experimentförsök och en del extra arbete. Problemen förvärrades och uppstod oftare då reaktorn användes i direkt solljus, och solljuset antas ha interagerat med reaktorn och försämrat dess funktion. Den tid som fanns för dessa experiment var från början begränsad samtidigt som vädret var mulet under en stor del av vistelsen i Kenya, vilket resulterade i att de tillfällen då reaktorn fungerade korrekt vid rätt tidpunkt på dygnet och då vädret samtidigt var soligt, var begränsade.

Under några av experimenten med reaktorn ökade koncentrationen MB under mörka fasen. Detta antas kunna bero på bristfällig rengöring av kyvetten. Gamla rester av MB-partiklar från tidigare experiment kan ha torkat på silikonet som håller samman kyvettens väggar, som sedan släppts då nytt vatten hällts i reaktorn. Detta kan vara något som inträffar i samtliga experiment med reaktorn och är således något som kan ändra koncentrationen MB i vattenvolymen, en felkälla som det inte kan bortses ifrån.

5.2.1 I Kenya och avjonat vatten

Resultatet från experimentet med titandioxidbelagt glasprov hade en plötslig minskning i mätvärdena från tidpunkten 10 min till nästa mätvärde vid tidpunkten 12 min, se figur 27. Detta antas kunna bero på mättekniska fel och en förklaring kan inte hittas till orsaken. Hela mätserien uppträder linjärt, trots den plötsliga minskningen mellan tidpunkterna 10-12 min. På grund av detta gjordes även en linje för hela mätserien då den plötsliga minskningen uteslöts, för att studera skillnaderna på hastighetskonstanterna. Den justerade hastighetskonstanten blev densamma som för experimentet med solabsorberande prov. Detta indikerar att experimentens fotokatalytiska effektivitet var densamma för titandioxidbelagdt glasprov respektive solabsorberande prov och att ingen stor skillnad i nedbrytning erhöles. Detta antagande är dock osäkert på grund av den bristande vetskapen om huruvida minskningen berodde på mättekniska fel eller om det var korrekta mätvärden. I de beräkningar som gjordes användes dock den ojusterade hastighetskonstanten.

Resultatet som erhöles från experimentet med det solabsorberande provet blev en aning otydligt, där två mätvärden fick negativa värden på y-axeln efter 2 minuter in i experimentet. Detta innebär att absorbansen vid denna tidpunkt plötsligt ökade, för att därefter minska igen efter 6 minuter. Att absorbansen ökade innebär att koncentrationen MB ökade, vilket i detta experiment kan ha orsakats av att gamla rester av MB-partiklar från tidigare experiment släppts från silikonet, och desorberat till vattenvolymen och höjt koncentrationen. Det är dock omöjligt att bevisa denna teori utan är endast spekulationer. En annan möjlig orsak till de negativa y-värdena är mättekniska fel i reaktorn, som medförde att mätvärdena fick avvikande värden. För detta experiment fick även den erhållna datan justeras och det sista värdet vid tiden 40 minuter hanterades som en utstickare och exkluderades från beräkningarna. Detta gjordes på grund av att mätvärdet hade ett mycket avvikande y-värde, vilket medförde att

resultatet blev missvisande och hastighetskonstanten mycket lägre för detta experiment i förhållande till de andra. Orsaken till mätvärdets mycket avvikande värde är troligtvis orsakat av mättekniska problem.

För experimentet med glasprov utan titandioxid erhöles den lägsta reaktionshastigheten och den minsta andelen degraderad MB, vilket är i linje med den hypotes som formulerats. Den hastighetskonstant som erhöles samt andelen MB som degraderades var dock mycket höga och inte det förväntade. MB är ett kemiskt stabilt ämne som enligt teorin inte bör degraderas av endast solljus. Detta experiment innehöll inget prov med titandioxid, och således pågick ingen fotokatalytisk process. På grund av detta bör degraderingen av MB ha skett mycket långsammare. Orsaken till den höga hastighetskonstanten kan vara att titandioxidrester från tidigare experiment hamnat i reaktorn, som sedan hamnat i vattenvolymen under experimentet vilket medförde att en fotokatalytisk process kunde pågå som degraderade MB-partiklar. En annan möjlig orsak kan vara att solljuset lyckades penetrera glasproverna och nå titandioxiden på undersidan så att den fotokatalytiska processen kunde pågå i viss mån, trots att proverna var vända och inte hade någon titandioxidfilm på ovansidan. På grund av detta borde ett nytt experiment med reaktorn genomföras, helt utan prov och med en vattenvolym med en koncentration av MB på 1 ppm, för att kunna utesluta tekniska fel med reaktorn.

Sammanfattningsvis visade resultaten från experimenten med reaktorn och avjonat vatten en högre reaktionshastighet i experiment med solabsorberande prov än för experimentet med titandioxidbelagt glasprov, men en nästan lika stor mängd degraderad MB mellan experimenten. Det skiljde endast 1 % i mängd degraderad MB. Detta antas kunna bero på att titandioxidfilmen på de solabsorberande proverna är mindre än den på glasproverna, antingen på grund av doctor bladingen eller på grund av att delar av titandioxidfilmen på de solabsorberande ytorna flagnade av före eller under experimentets gång. Vidare finns en risk för att ytorna blir olika stora under doctor bladingen, eftersom titandioxidfilmen appliceras manuellt. Förklaringen till en högre hastighetskonstant men en nästan lika stor mängd degraderad MB kan således förklaras av att titandioxidfilmerna på de använda proverna är olika stora. Den mindre kontaktytan på det solabsorberande provet innebär en högre konkurrens om platser där fotokatalytiska reaktioner kan ske, och en flaskhals kan således bildas. En annan möjlig orsak till skillnaden i degraderad MB är osäkerheter i de volymer och koncentrationer som användes, vilka kan ha påverkats av den mänskliga faktorn eftersom de blev uppmätta manuellt.

Sammanfattningsvis ger experimenten med reaktorn och avjonat vatten ingen indikation på att de solabsorberande ytorna effektiviserar den fotokatalytiska processen. De skillnader som erhöles mellan hastighetskonstanterna och mängd degraderad MB anses vara inom mätosäkerheterna, vilket medför att inga slutsatser om effektiviteten kan dras med avseende på skillnad mellan solabsorberande prover och glasprover.

5.2.2 I Kenya och VU-vatten

För experimenten med VU-vatten erhöles en lägre hastighetskonstant samt en mindre andel degraderad MB för det solabsorberande provet än för det titandioxidbelagda glasprovet. Vid jämförelse mellan dessa experiment och motsvarande för avjonat vatten är skillnaden mellan

hastighetskonstanterna mindre och skillnaderna i andel degraderad MB är densamma på 1 %. Detta resultat tyder således på att effektiviteten mellan de solabsorberande proverna och glasproverna är snarlika.

För samtliga experiment var hastighetskonstanterna lägre än för motsvarande för avjonat vatten. Detta anses som rimligt eftersom det i VU-vattnet finns andra molekyler och mikroorganismer som tar plats på den fotokatalytiska ytan och bryts ned eller inaktiveras, vilket gör att degraderingen av MB-partiklarna tar längre tid då större konkurrens om platserna på kontaktytan uppstår. En annan orsak antas även vara att molekylerna och mikroorganismerna bryter ljuset, vilket hindrar det till att nå kontaktytan. Detta påverkar således den fotokatalytiska processen och gör den mindre effektiv. VU-vattnets innehåll är okänt, vilket gör det svårt att föra resonemang kring hur innehållet av molekyler och mikroorganismer interagerade med kontaktytan och den fotokatalytiska processen under experimentens gång. I resultaten från experimentet med glasprov utan titandioxid exkluderades två värden från grafen och hanterades som utstickare. Orsaken till dessa punkters avvikande värden antas bero på mättekniska fel. Den erhållna hastighetskonstanten i detta experiment är som i tidigare experiment orimligt hög, vilket antas bero på samma orsaker som beskrivna tidigare i detta avsnitt.

I dessa experiment användes en högre koncentration på 1 ppm. Detta gjordes främst eftersom den volpipett som tagits med som var mycket noggrann gick sönder, vilket medförde att volymerna fick mätas med en mycket mindre noggrann pipett. För att minska risken för felkällor i experimenten ändrades därför koncentrationen till 1 ppm, så att 1 ml MB-lösning pipetterades istället för 0,4 ml. Vidare var solens intensitet mycket hög vilket effektiviserade den fotokatalytiska processen och gjorde det möjligt att använda denna koncentration, även fast en lägre koncentration eventuellt kunde ge känsligare resultat, eftersom resultatet från kalibreringen var att detektionen var som känsligast mellan 0-0,4 ppm. Den höjda koncentrationen antogs också höja MB-partiklarnas förmåga att konkurrera om platserna på kontaktytan. I VU-vattnet fanns andra molekyler och mikroorganismer vilka konkurrerade med MB-partiklarna om platser på titandioxiden där en fotokatalytisk process kunde ske. En högre koncentration MB antogs därför kunna konkurrera bättre med resterande föreningar, vilket antogs förhindra att mycket låga hastighetskonstanter skulle erhållas.

5.3 EXPERIMENT MED SKÅLAR I SOLEN

Experimenten med skålar i solen var lättare att genomföra eftersom den enda utrustningen som behövdes var magnetomrörare och tre skålar. På grund av att det inte fanns tillgång till fler än två magnetomrörare vid University of Eldoret fick kontrollen under samtliga experiment stå utan magnetomrörare, eftersom en god masstransport av MB-partiklar inte ansågs vara av lika stort behov i denna skål. Manuell omrörning gjordes dock var 15:de minut i syfte att göra förhållandena så identiska som möjligt.

Resultatet från experimentet med avjonat vatten är relativt tydligt, där skålen med vatten som behandlats med solabsorberande prover var väsentligt mer transparent än för resterande skålar. Detta betyder att den fotokatalytiska processen var mest effektiv då titandioxiden kombinerats med solabsorberande ytor. Hade experimentet inte avbrutits hade troligtvis skillnaderna varit större, eftersom vattnet i skålen med solabsorberande provet hade blivit färglöst först. Detta resultat är i linje med examensarbetets hypotes och indikerar att fotokatalytisk vattenbehandling kan effektiviseras i kombination med solabsorberande prover. Det som dock kräver vidare studier är hur titandioxiden ska fästas på de solabsorberande proverna.

Liknande resultat erhöles för experimentet med VU-vatten där vattnet i skålen med de solabsorberande proverna var mest transparent, dock var skillnaderna mindre tydliga än för experimentet med avjonat vatten.

I slutet av båda experimenten är kontrollen den skål med mest blåfärg vilket indikerar att proverna som används är fotokatalytiskt aktiva och behandlingen fungerar korrekt. Resultatet från dessa experiment indikerar att de solabsorberande proverna effektiviserar den fotokatalytiska processen. Om de stora proverna hade kunnat användas antas skillnaderna bli ännu mer markanta och således resultatet ännu bättre, eftersom en större fotokatalytisk yta hade funnits där fler reaktioner kunde äga rum. Det faktum att kontrollen inte hade någon magnetomrörare antogs inte ha påverkat resultatet i någon större utsträckning.

5.4 MORINGAEXPERIMENT

Resultatet från experimentet med reaktorn och moringabehandlat VB-vatten blev svåranalyserat, där absorbansen ökade med tiden. Under experimentets gång var även den ökande turbiditeten observerbar med blotta ögat. Det erhållna resultatet antas kunna bero på ackumulering av partiklar. Då vattnet behandlas med Moringaprotein sker en flockulering av partiklar och de små partiklarna adsorberas till de större för att därefter sedimentera och ackumuleras på botten av skålen. När det moringabehandlade vattnet sedan filtreras avlägsnas denna fraktion med partiklar, med en viss storleksfördelning och de återstående partiklarna i den filtrerade vattenvolymen har en annan storleksfördelning på de återstående partiklarna som inte filtrerats bort. När det fotokatalytiska experimentet sedan genomförs, tvingas partiklarna upp i lösning på grund av magnetomrörarens rörelse, och de kan således inte sedimentera. Partiklar kan då deackumulera från större partikelansamlingar, vilket även gynnas av den ökade temperaturen. Följden blir en jämn storleksfördelning med mindre partikelstorlekar i vattnet efter den fotokatalytiska behandlingen. Den nya storleksfördelningen antas vara av den storleken att synligt ljus sprids mycket kraftigt, vilket

ger den observerbara ökade turbiditeten. Detta resultat tyder således på att moringabehandlingen inte fungerar om turbiditeten på vattnet är för hög. Alternativt skulle två efter varandra påföljande moringabehandlingar kanske lösa problemet genom att avlägsna mer av partiklarna och partikelansamlingarna i vattnet.

Resultatet från moringaexperimentet med skålar var delvis svåra att tyda, främst på grund av att de initiala koncentrationerna MB skiljde sig mellan skålarna. Eftersom blåfärgen skiljde sig stort mellan skålarna, betyder det att olika stora mängder MB-partiklar fanns tillgängliga för fotokatalytisk nedbrytning. Skillnaderna i koncentration MB antogs bero på att den större mängden partiklar i det icke moringabehandlade vattnet attraherade MB-partiklar, som adsorberades till dessa och sedimenterade. Detta betyder att de sedimenterade MB-partiklarna inte blev fotokatalytiskt tillgängliga. I det moringabehandlade vattnet hade dessa partiklar som adsorberar MB-partiklar avlägsnats, vilket resulterade i att koncentrationen blev högst i det moringabehandlade vattnet. Trots att koncentrationen MB-partiklar var som högst, erhöll detta vatten det mest färglösa resultatet vid experimentets slut. Det betyder således att den fotokatalytiska processen var mest effektiv i det moringabehandlade vattnet.

Det faktum att koncentrationerna inte var identiska i samtliga skålar innebär dock en del felkällor eftersom förhållandena i de olika skålarna inte är desamma. För att minska mängden felkällor bör ett nytt experiment genomföras där en högre koncentration MB används, för att kunna erhålla samma mängd MB-partiklar tillgängliga för fotokatalytisk nedbrytning i samtliga skålar. Då skulle blåfärgen observeras så att samma initiala färg erhålls i samtliga skålar. Experimentet antas inte ha påverkats i någon större utsträckning av att kontrollen inte hade någon magnetomrörare.

5.4.1 Moringaexperiment - Kaffe

Då vatten missfärgat med kaffe behandlades med Moringaprotein var avlägsnandet av partiklarna mycket effektiv och redan efter 20 minuter hade en stor del av kaffepartiklarna sedimenterat. Detta indikerar att en moringabehandling som förbehandling av vatten missfärgat med kaffe är effektiv, där vattnet därefter kan genomgå en fotokatalytisk behandling. För att säkerställa denna hypotes bör dock fotokatalytiska experiment göras på moringabehandlat vatten missfärgat av kaffe. Hade vädret varit soligt och om tid hade funnits, hade detta inkluderats examensarbetet

5.5 BERÄKNING AV BAKTERIEKOLONIER

Den metod som användes på University of Eldoret och som användes här var en manuell beräkningsmetod, där en anställd laborationstekniker räknade antalet bakterier i en fjärdedel av skålens botten och sedan multiplicerade antalet med 4 för att få totala antalet bakteriekolonier. Tillvägagångssättet uppfattades som godtyckligt och med innehåll av många felkällor. Om andra metoder hade funnit att tillgå hade dessa kanske varit att föredra istället för denna metod. Resultaten från experimenten med reaktorn och skålar i solen indikerade att de solabsorberande ytorna gav en mer effektiv fotokatalytisk process med avseende på inaktivering av mikroorganismer. Detta antas bero på att det uppstod en SODIS-effekt vid kontaktytan som följd av temperaturökningen. Då de solabsorberande ytorna används erhålls en högre temperatur, troligtvis på upptill 60°C i detta starka solljus. Denna temperatur är

tillräcklig för att mikroorganismer ska inaktiveras endast på grund av temperaturen och inte på grund av den fotokatalytiska behandlingen. Det uppstår således en SODIS-effekt som antas effektivisera den fotokatalytiska processen ytterligare.

Resultatet visade även att vattenprovet från VU-vatten som inte behandlats fotokatalytiskt innehöll minst mikroorganismer, vilket anses som ett orimligt resultat eftersom tidigare utredningar och mätningar gjorts om påvisat föroreningar och mikroorganismer som bakterier i vattnet. Detta tyder således på att resultatet är felaktigt och inte speglar verkligheten. En annan hypotes är att reaktorn och de prover som användes var kraftigt kontaminerade, vilket resulterade i att vattnet som behandlades blev kontaminerat. Det finns dock ett resultat som tyder på motsatsen. Olika bakterier ger olika färg på kolonierna då de tillåts växa på detta sätt. Det skulle varit synligt i proverna om bakteriekolonier med andra färger tillkommit efter den fotokatalytiska behandlingen. Resultatet visade dock samma färg på kolonierna innan behandling som efter, det vill säga alla kolonier var vita. Om reaktorn hade varit kontaminerad hade detta troligtvis varit synligt på det sätt att andra bakteriekolonier tillkommit med annan färg. Det kan dock inte bortses från hypotesen att reaktorn och proverna var kontaminerade.

De båda beräkningarna som gjordes för bakteriekolonierna i experimenten med reaktorn och skålar i solen påvisade dock samma sak, vilket var att vattenprovet som behandlats fotokatalytiskt med solabsorberande prover innehöll minst antal bakteriekolonier, vilket indikerar att den fotokatalytiska processen effektiviseras om den kombineras med solabsorberande prover. För att utesluta felaktigheter borde ett nytt prov genomgå samma manuella beräkning av kolonier för att säkerställa antalet bakteriekolonier i VU-vattnet innan fotokatalytisk behandling. Vidare var antalet bakteriekolonier för det vatten som behandlades med titandioxidbelagda glasprover nästan lika högt som för det vatten som behandlades utan något fotokatalytiskt aktivt prov, vilket indikerar att de titandioxidbelagda glasproverna inte uppnådde någon vidare inaktivering av bakterier. Även detta resultat påvisar således att resultaten är felaktiga eftersom vi sedan tidigare vet att dessa prover är fotokatalytiskt aktiva och bör inaktivera bakterier. Om orsaken till felaktigheterna i resultatet beror på kontaminerad utrustning har dock de solabsorberande proverna medfört en mer effektiv inaktivering av bakterierna i vattnet eftersom detta vattenprov innehöll minst bakteriekolonier.

Beräkningen av bakteriekolonierna i vattenprover från moringabehandlat respektive icke-moringabehandlat vatten påvisade samma problem där antalet bakteriekolonier hade ökat efter den fotokatalytiska behandlingen. Samma resonemang som i stycket ovan görs för detta experiment, det vill säga att orsaken antas kunna vara att de prover som användes var kontaminerade av bakterier, som sedan spreds i vattnet under den fotokatalytiska behandlingen. Bakterier skulle då ha tillkommit och tillåtits växa i antal. Ingen desinficeringsprens fanns att tillgå på laboratoriet där experimenten utfördes, vilket gjorde det svårt att genomföra fler experiment där utrustningen tvättades innan. På det sättet skulle antaganden om kontaminerade prover och reaktor kunna uteslutas.

Resultatet visar även att antalet bakteriekolonier är färre i det moringabehandlade vattnet efter fotokatalytisk behandling, vilket kan betyda att de glasprover som användes i denna skål var

mindre kontaminerade. Det kan även innebära att den fotokatalytiska inaktiveringen var mer effektiv i det moringabehandlade vattnet vilket hindrade bakteriekolonierna att växa i antal lika snabbt som i det icke moringabehandlade vattnet. En annan hypotes är att i materialet där bakteriekolonierna räknades hamnade även beståndsdelar från Moringaproteinet, som därefter inkluderades som bakteriekolonier i räkningen. För att utvärdera och verifiera dessa hypoteser bör vidare experiment genomföras.

6. SLUTSATSER

6.1 EXPERIMENT MED REAKTORN

Resultaten från de experiment som genomfördes i Kenya indikerar inte att den fotokatalytiska processen kan effektiviseras med avseende på nedbrytning av föroreningar då solabsorberande prov används istället för glasprover. Effekten verkade vara marginell och felkällor i experimenten genomförda främst med reaktorn kan inte uteslutas.

6.2 EXPERIMENT MED SKÅLAR I SOLEN

Resultaten från experimenten genomförda i Kenya indikerar att de solabsorberande proverna kan effektivisera den fotokatalytiska processen med avseende på nedbrytning av föroreningar. Samtliga experiment visade liknande resultat, vilket var att färgskiftningen var snabbare i de vatten som behandlats med solabsorberande prov. Vid jämförelse mellan experimenten genomförda på avjonat vatten och VU-vatten gick samtliga av de fotokatalytiska processerna långsammare för VU-vattnet vilket är ett rimligt resultat.

6.3 MORINGAEXPERIMENT

Moringaexperimenten som genomfördes med reaktor var svåra att analysera med avseende på nedbrytning av föroreningar eftersom resultatet var otydligt. Resultatet från experimenten med skålar i solen visade dock att en förbehandling med Moringa sänker turbiditeten i vattnet och att det därefter är lämpligt att behandla vattnet fotokatalytiskt. Resultatet indikerar även att den fotokatalytiska processen är mer effektiv på moringabehandlat vatten vid jämförelse med icke-moringabehandlat vatten.

Moringabehandlingen fungerar effektivt på vatten som missfärgats av kaffe, men det återstår att undersöka huruvida en påföljande fotokatalytisk behandling är lyckad eller inte.

6.4 BAKTERIEEXPERIMENT

Inaktiveringen av bakterier var mer effektiv i de vattenprover som behandlats med solabsorberande prover vid jämförelse med de som behandlats med glasprover, både i vattenproverna från reaktorn och från skålarna. Resultatet visade dock att VU-vattnet innan fotokatalytisk behandling innehöll minst bakteriekolonier, vilket är ett orimligt resultat och tyder på att felkällor finns i resultatet. Vidare innehöll vattnet som behandlades med titandioxidbelagda prover ett orimligt högt antal bakteriekolonier, vilket antas bero på att utrustningen var kontaminerad.

Antalet bakteriekolonier efter fotokatalytisk behandling i det moringabehandlade vattnet var färre än i det icke moringabehandlade vattnet. Detta indikerar att den fotokatalytiska behandlingen var mer effektiv på det moringabehandlade vattnet. Dock innehöll detta resultat samma problem som beskrivs ovan, det vill säga att mängden bakteriekolonier var minst innan den fotokatalytiska behandlingen.

7. REFERENSER

- Blanco, J., Malato, S., Fernandez, P., Alarcon, D., Gernjak, W., Maldonado, M.J., 2008. SOLAR ENERGY AND FEASIBLE APPLICATIONS TO WATER PROCESSES. Plataforma Solar de Almeria, Almeria, Spanien.
- Byrne, J.A., Fernandez-Ibanez, P.A., Dunlop, P.S.M., Dheaya, M., Alrousan, A., Hamilton, J., W.J., 2010. Photocatalytic Enhancement for Solar Disinfection of Water: A Review (No. doi:10.1155/2011/798051). International Journal of Photoenergy, Tabernas, Spanien.
- Chibole, O.K., 2013. Modeling River Sosiani's water quality to assess human impact on water resources at the catchment scale (No. 13 (2013) 241–245). University of Eldoret, Eldoret, Kenya.
- Chong, M.N., Jin, B., Chow, C., Saint, C., 2010. Recent development of photocatalytic water treatment technology: A review (No. 44(2010)2997-3027). Australien.
- Di Paola, A., Garcia-Lopez, E., Marci, G., Palmisano, L., 2011. A survey of photocatalytic materials for environmental remediation (No. 211-212(2012)3-29). Marghera, Italien.
- Dr H M Kwaambwa, 2014. Moringa Oleifera, the miracle tree. Sida, Stockholm, Sverige.
- Fujishima, A., Hashimoto, K., Watanabe, T., 1999. TiO₂ Photocatalysis -Fundamentals and Applications, 1st ed. BKC, Tokyo, Japan.
- globalis, 2013. Kenya, Republiken Kenya [WWW Document]. URL <http://www.globalis.se/Laender/Kenya> (accessed 5.14.15).
- Karlsson, L., 2013. Kenya [WWW Document]. Kenya. URL <http://www.landguiden.se/Lander/Afrika/Kenya?p=1> (accessed 5.14.15).
- Luttrell, T., Halpegamage, S., Tao, J., Kramer, A., Sutter, E., Bratzill, M., 2014. Why is anatase a better photocatalyst than rutile? - Model studies on epitaxial TiO₂ films (No. 4 : 4043). Department of Physics, University of South Florida, Florida, USA.
- Malato, S., Blanco, J., Alarcon, D.C., Maldonado, M., Fernandez-Ibanez, P., Gernjak, W., 2007. Photocatalytic decontamination and disinfection of water with solar collectors. El Sevier, Almeria, Spanien.
- Meienhofer, R., Wegelin, M., 2002. SOLAR WATER DISINFECTION - A guide for the application of SODIS (No. 06/02). SANDEC, EAWAG, Dübendorf, Switzerland.
- Minneapolis, 2000. Eldoret, Kenya [WWW Document]. URL <http://www.minneapolis.org/partners-amp-community/sister-cities/eldoret-kenya> (accessed 5.14.15).
- Mumma, A., 2005. Kenya's new water law: An analysis of the implications for the rural poor (No. 26-28). University of Nairobi, Johannesburg, South Africa.
- O.Olal, F., 2015. Water situation in Eldoret.
- Open Chemistry Database, 2015. Methylene Blue [WWW Document]. URL http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/methylene_blue#section=Top (accessed 5.14.15).
- Österlund, L., 2015. Svar på frågor.
- ProMinent, 2015. Desinfektion och rening av vatten [WWW Document]. URL <http://www.prominent.se/Komplett-system/Desinfektion/Desinfektion-av-vatten.aspx> (accessed 4.11.15).
- SODIS, 2011. SODIS METHOD [WWW Document]. URL http://www.sodis.ch/methode/index_EN (accessed 5.14.15).
- SOLVATTEN, 2015. What is SOLVATTEN? [WWW Document]. URL <http://www.solvatten.se/learn/learn-more/> (accessed 5.14.15).
- S-Solar AB, 2009. Världsledande teknologi [WWW Document]. URL <http://www.ssolar.com/Teknik/tabid/282/Default.aspx> (accessed 1.26.15).

Stefanov, B., Kaneva, N., Li Puma, G., Dushkin, C., 2010. Novel integrated reactor for evaluation for activity of supported photocatalytic thin films: Case of Methylene blue degradation on TiO₂ and nickel modified TiO₂ under UV and visible light (No. 382(2011)219-225). Loughborough University, United Kingdom.

The Editors of Encyclopædia Britannica, 2015. Kerr electro-optic effect [WWW Document]. URL <http://global.britannica.com/EBchecked/topic/315532/Kerr-electro-optic-effect> (accessed 1.26.15).

The Water Project, 2015. Water In Crisis - Kenya [WWW Document]. URL <http://thewaterproject.org/water-in-crisis-kenya> (accessed 5.14.15).

World Water Assessment programme, 2005. Kenya National Water Development Report (No. UN-WATER/WWAP/2006/12). Ministry of Water and Irrigation, Sydafrika.

Muntliga källor

Olal, Francis, Eldoret Water and Sanitation Company, Eldoret

Österlund, Lars, Institutionen för teknikvetenskaper, Fasta tillståndets fysik, Uppsala