

水質変化に伴う紫外線ランプのファウリング
Fouling of UV Lamps with varying influent water quality

T.Gehrら

概要

紫外線ランプのファウリングに関する研究を St.Eustache Que の排水処理施設にて実施した。この施設では一般排水を生物ろ過により、生物処理を行っている。また、夏場には、りん除去のため、アルミを使用している。Trojan UV 3000 の実験施設は 2 本の紫外線ランプを有する 3 系列のモジュールからなる。これらモジュールは、邪魔板により仕切られ、他の系列とは、それぞれ独立している。1 系列のモジュールにて紫外線を照射した際、他の系列は、電源 off (OFF) 及び、可視光のみの照射 (VIS) のそれぞれに設定を行った。トレーサー実験による分散係数は、約 0.01 であった。有機物、無機物、生物的要因によるランプのファウリングに関して検討した。

Run1 では、アルミニウムを添加する夏場に行われ、VIS の系列、OFF の系列は、それぞれ、藻類、スラッジのような茶色のものによるファウリングが生じた。紫外線照射を行った系列では、薄い dry film のファウリングが生じた。これは、主に無機物からなり、Ca, Al, Mg がそれぞれ、80, 108, 20mg/g-乾燥ファウリング物質 含まれていた。コントロール実験用の紫外線ランプには、90%以上の VSS 由来のファウリングが生じたが、紫外線照射を行った系列では、CSS, COD, たんぱく質は検出されなかった。4 週間以上の実験においても、紫外線殺菌効率は減少せず、本生物処理を行った水に対しては、ファウリングが大きな影響を与えないことが分かる。アルミを加えない冬場の実験からも同様の結果が得られた。

第 2 段階として、紫外線装置前に、凝集剤として塩鉄を加えた実験を行った。鉄濃度は、0.2~1.4mg/L, 2.6~4mg/L の間にて、変化させた。どちらのケースにおいても 1 週間以内に紫外線ランプに湿潤のファウリング物質が付着し、紫外線照射量が 0 になった。実際、鉄濃度を 0.1~1.6mg/L 以下にした場合、1 日以内に紫外線照射量の減少が確認された。このファウリング物質は、無機物、有機物、生物由来のたんぱく質である。内側の無機物のファウリング層は、主に、Ca, Mg である。湿潤の赤みを帯びたファウリングは、外側に付着し、Al、有機物、たんぱく質由来のものである。Al 濃度は、40mg/g-乾燥ファウリング物質であり、Fixed solid、蒸発残留物、たんぱく質濃度は、それぞれ、6, 250, 7, 500, 1, 035, mg/L である。乾燥ファウリング物質の 50%以上が、蒸発残留物であり、たんぱく質は 7.5% 程度である。コントロール実験において、たんぱく質は、8, 000mg/L 以上であった。

鉄の投入量が増加するにつれ、ファウリング物質中の鉄濃度は、64, 9~150.6mg/L まで上昇した。また、鉄の投入量が増加するにつれ、ファウリング物質中の Mg, Al, Ca, Mn, Zn 濃度が増加した。これより、塩鉄の注入は、ファウリング物質の生成を促し、有機物、無機物と結びついて、ランプ性能を低下させることが分かる。

これらの結果より、紫外線装置の上流にて行う化学処理が、ランプのファウリングにどのような影響を与えるかが、明示される。

実験装置

実験装置は、St-Eustache (Quebec) の排水処理施設に設置した。この施設では、前処理（流量測定、スクリーニング、砂除去）後、一次沈澱、生物ろ過を行っており、その後段に紫外線消毒装置を設置した。夏には、凝集の前にアルミニウムを添加し、リンの除去を行っている。このプラントでは約 40,000 人（日平均 29,500m³/d）を処理し、Rivere des Milles Iles に放流している。

Trojan UV 3000 のパイロットシステムは、ステンレスの開水路タイプのものであり、独立した 3 モジュールから成る。各モジュールは、水平方向に 2 本のランプ（1.63m）を有し、プレキシガラスの邪魔板により分離されている。各ユニット寸法は 0.075m×0.19m×1.63m（空き容量 23L）であり、ランプ浸漬時には、16L の水を保有する。最初のモジュールには可視光、熱を発する蛍光灯が設置した（VIS）。2 段目には、26.7W の低圧水銀ランプ（UV）を設置し、3 段目のユニットは実験を通じて消灯した（OFF）。

流入水は 4.5L/s にて通水した。

Figure.1 に実験装置を示す。

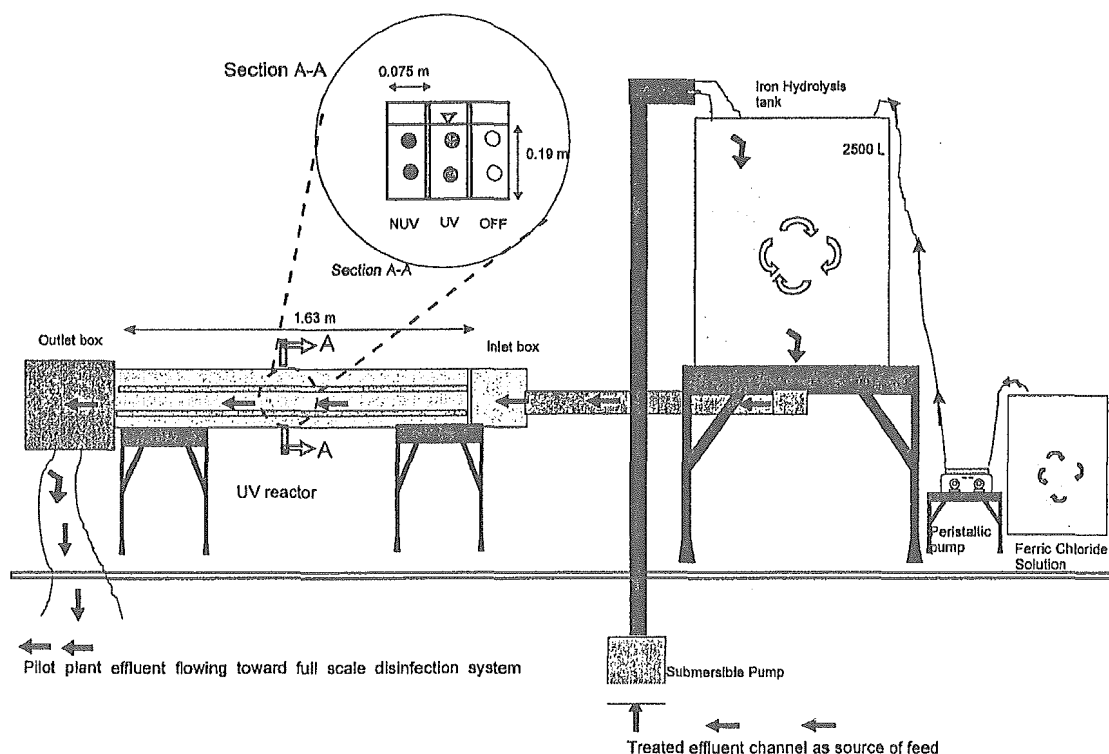


Figure 1. Pilot plant setup

実験条件

4つの実験条件を Table1 に示す。

Run3, 4 において塩鉄を加える際、接触時間を設けるために 2500L のタンク (9 分の接触時間) を設置した。

Table 1. Summary of run characteristics

Run	Date of Start-up	Duration (days)	Use of alum earlier in treatment process	Addition of ferric chloride for purposes of study	[Al ³⁺] in influent (mg/L)	[Fe ³⁺] in influent (mg/L)
1	98-06-18	28	X		0.29	0.07
2	99-01-14	7			0.045	0.107
3	98-11-17	7		X	0.053	0.2-1.4
4	98-12-14	7		X	0.018	2.6-4.0

サンプリング

実験を通じて、流入、流出水のサンプルを採取した。これらのサンプルは、ポリエチレン瓶に直接採取し、冷暗所に保存し他の地、McGill 大学の Enviromental Engineering Laboratory に搬送した。生物学的試験は、サンプルした日に実施した。他の試験もサンプル後、24 時間以内に実施した。

Figure. 2 にランプファウリング物質の採取方法を示す。



Figure 2. Methodology for removal of foulant from quartz sleeve.

分析手法

水質分析手法は、Standard Methods (APHA et al., 1995) に準じた。水質項目としては、濁度、SS、VSS、pH、温度、りん、COD である。PSD (Particle Size Distribution) は、Lasentec M100F particle Characterization monitor を用いて、現地にて測定した。紫外線透過率は、Beckman DU-65 spectrometer により計測押した。

ファウリング物質中の鉄の分析は、Lady Davis Institute for Cancer Research にて行

った。

金属物質の濃度は ICP-MS を用い、分析は McGill 大学の化学部門にて行った。ファウリング物質のサンプルは、「王水 (HCl と HNO₃ を 3:1 で混合したもの)」にて分解させた。その後、Perkin-Elmer SCIEX ELAN 5000 inductivity coupled mass spectrometer (ICP-MS) (SCIEX, Thornhill, ON, Canada) にて分析した。その際の分析条件を Table 2 に示す。

また、検出限界値を Table. 3 に示す。

Table 2. Instrumental operating parameters of the ICP-MS

Rf power	1000 W
Plasma Ar flow	15 L min ⁻¹
Auxiliary Ar flow	0.8 L min ⁻¹
Nebulizer Ar flow	1 L min ⁻¹
Sample uptake	1 mL min ⁻¹

Table 3. Detection limits of metal analyses

Element	DL (ppb)
Mg	0.26
Al	0.08
Ca	8.4
Fe	3.3

結果

流入水の水質

Table. 4 に Run1~4 の際の流入水原水水質を示す。

Table 4. Influent wastewater quality

Run no. and date started	RUN 1 July 16, 1998	RUN 2 Jan. 21, 1999	RUN 3 Nov. 24, 1998	RUN 4 Dec. 21, 1998
Duration (d)	28	7	7	7
SS (mg/L)	16.7	25	24	30
VSS (mg/L)	6.7	6.7	15.6	70
COD (mg/L)	93.43	70	119	137
Turbidity(NTU)	13		18.9	19
pH	7.14	7.3	7.21	7.4
Temperature (°C)	20	14	14	14
FC (CFU/100mL)	3,600	4,350,000	6,700	350,000
UV Trans. (%)	71	34	28	25
Metals (mg/L)				
Mg	18.65	20.13	17.64	24.32
Al	0.29	0.05	0.05	0.02
Ca	41.33	68.63	46.14	62.33
Mn	0.04	0.01	0.02	0.03
Fe	0.07	0.11	2-1.4	2.6-4.0
Zn	0.19	0.02	0.004	0.32

ファウリング物質 乾燥総重量

Figure. 3 に各 run におけるファウリング物質質量を示す。最初の 2 つの run においては、紫外線ランプの付着ファウリング物質質量は、コントロール条件 (VIS, OFF) に比べてはるかに小さい。塩鉄を注入した後半の 2 つの run においては紫外線ランプのファウリング物質質量の増加は明らかである。

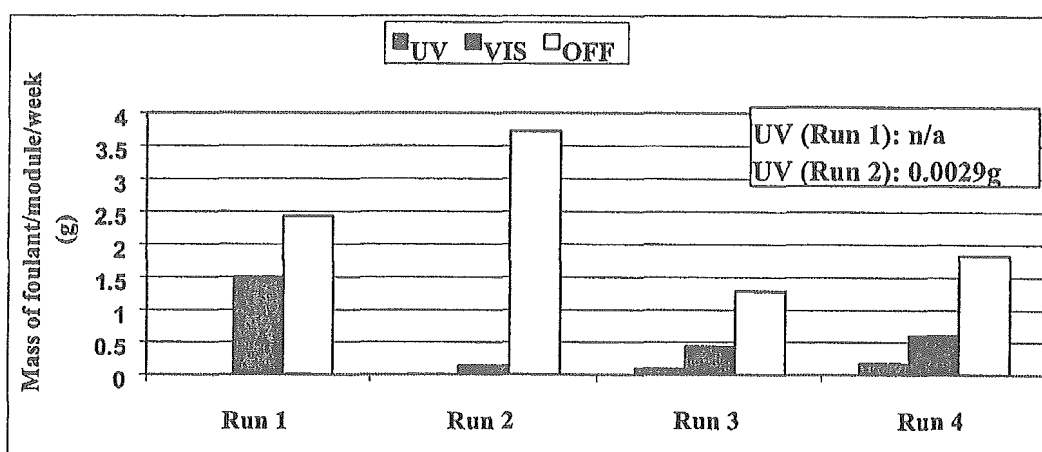


Figure 3. Dry mass of foulant on the UV lamps

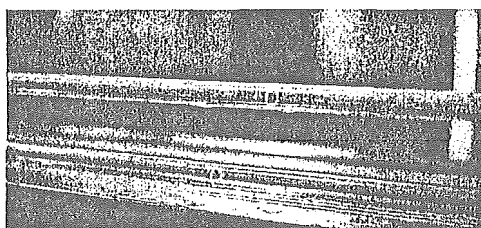
Run 1において、VIS ランプのファウリングは藻類由来のものである。OFF ランプは、常に、ファウリングの量が多いが、塩鉄注入によりファウリング物質量が減少しており、他の2つのランプとは異なる結果が得られている。Lin et al (1997)ではUV ランプがもっとも、ファウリング物質の蓄積が多いが、本実験ではコントロール実験(VIS, OFF)の方がファウリング物質が多い。これは、排水水質の違いによるものと思われる。

ファウリング物質の組成

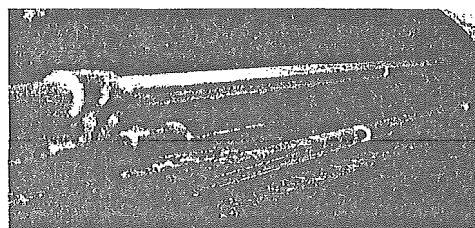
Table. 5 に各ランプのファウリング物質の特徴を示す。Run1.3 の写真を Figure. 4 に示す。

Table 5. Qualitative description of foulant

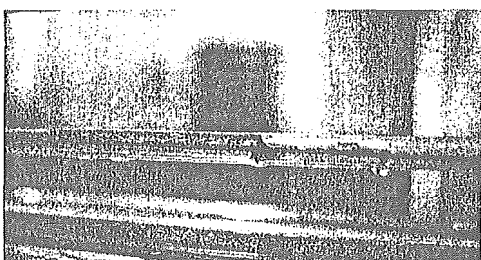
Run	UV	VIS	OFF
1	Thin dry film, negligible mass	Green algae growth	Brown sludge
2	Thin dry film, negligible mass	Brown wet film	Brown sludge
3	Reddish in color, wet	Reddish in color, wet	Reddish in color, wet
4	Reddish in color, wet	Reddish in color, wet	Reddish in color, wet



a) Run 1. UV lamp



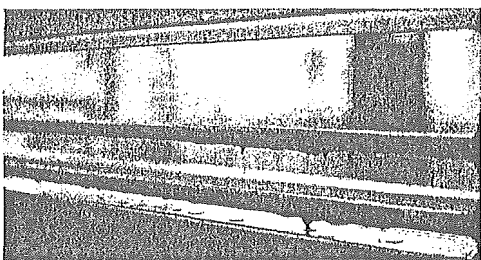
d) Run 3. UV lamp



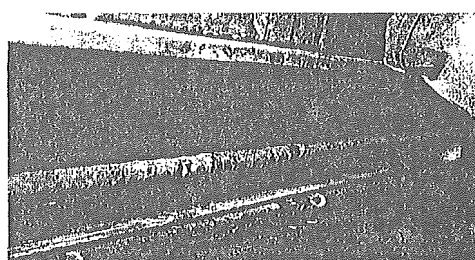
b) Run 1. VIS lamp



e) Run 3. VIS lamp



c) Run 1. OFF lamp



f) Run 3. OFF lamp

Figure 4. Foulants obtained at the end of runs 1 and 3.

SS と VSS

4 つの run における SS, VSS の量を Figure. 5 に示す。Run1 においては、サンプルの量が小さすぎて、紫外線ランプ上の SS 量を計測することは出来なかった。Run2 において、得られたサンプルは、固形物のみであり、dry film は無機物であることを示している。鉄系凝集剤を使用することで、wet foulant 付着し、SS が増加することが Run3, 4 より分かる。その際、VSS は SS の 50~60%程度である。

VIS ランプは、Run1 において、藻類由来の SS が多い。これらのうち、70~90%が VSS である。OFF ランプも SS が多く付着し、60-80%が、VSS である。

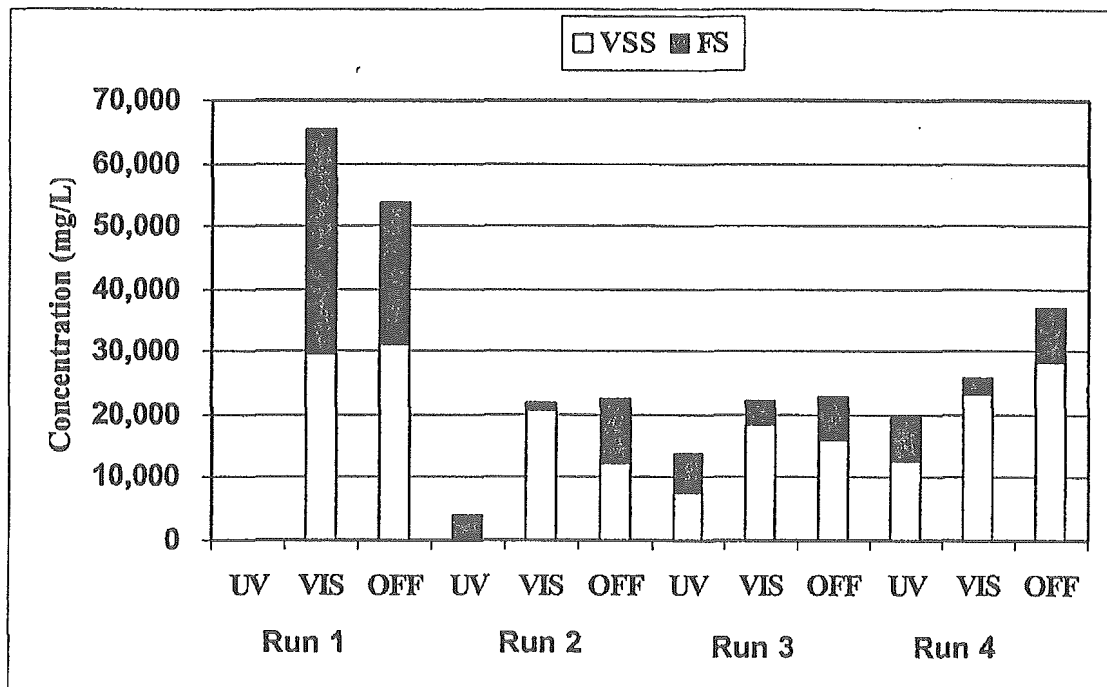


Figure 5. SS and VSS of lamp foulants.

COD

COD の分析結果を Figure. 6 に示す。Run1, 2 においては、有機物が付着していない事が分かる。鉄系凝集剤の注入により、COD の増加という形で、有機物量の増加が見られる。

この中で、塩鉄を注入しない場合、UV ランプには有機物の付着がないが、VIS ランプでは、有機物の付着が見られる。これは、鉄濃度がある一定以下である場合、本研究では、紫外線照射により、有機物の結合を妨げているためと思われる。しかし、鉄濃度が 0.2~1, 4mgFe/L の間ならば、有機物、無機物の紫外線ランプの付着は問題となる。

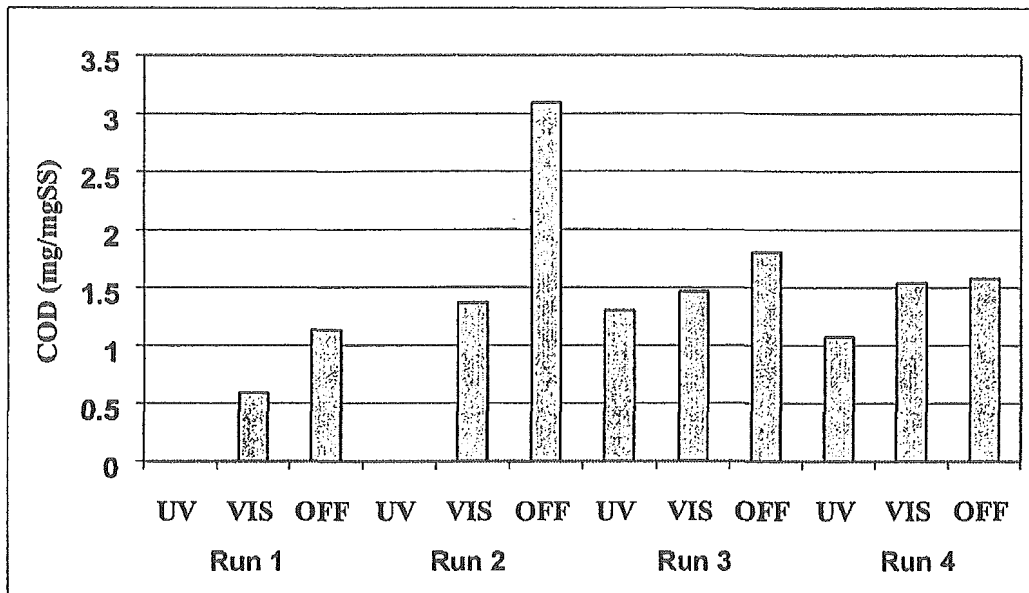


Figure 6. COD of foulant materials.

タンパク質

Figure.7 にタンパク質の分析結果を示す。鉄系凝集剤を用いない場合、付着物質にタンパク質は含まれないが、塩鉄を用いた場合は、タンパク質の付着がある。(0.2-0.3mg/mg VSS、11~46% VSS)。紫外線は、タンパク質の付着を抑える効果があるが、鉄系凝集剤が注入されると、紫外線ランプへの付着物質の中のたんぱく質量が増加する (Run3、0.14mg/g)

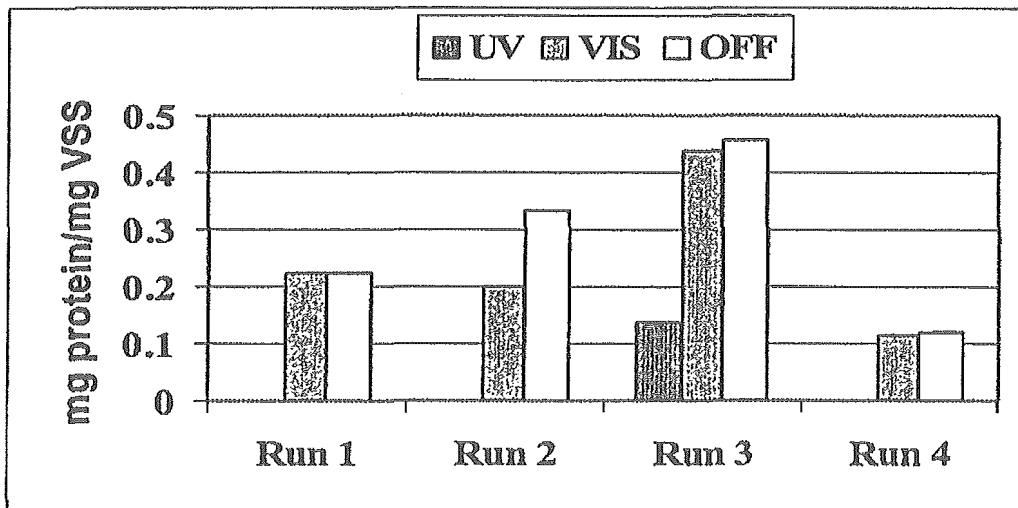


Figure 7: Protein analysis of foulant

OFF、VIS ランプにおける付着物質の生物膜が、Organic debris が生きた微生物かを確認するために、凍結させた試料を溶かし、光学顕微鏡(4000~10000X)をもち知恵試験した。蛍光ランプ上の付着物は、Cryptomonas や藍藻類(Figure. 8)に見える緑色の単細胞微生物(0.001~.001mm)を含んでいた。自家蛍光を有する微生物も観測された。一方、運転していない UV ランプは、茶色の ribbonlike 線維状、多細胞性の微生物が検出された。これより、鉄系凝集剤を添加することで、不定形の湿潤ファウリング物質が生成し、紫外線を阻止していると思われる。

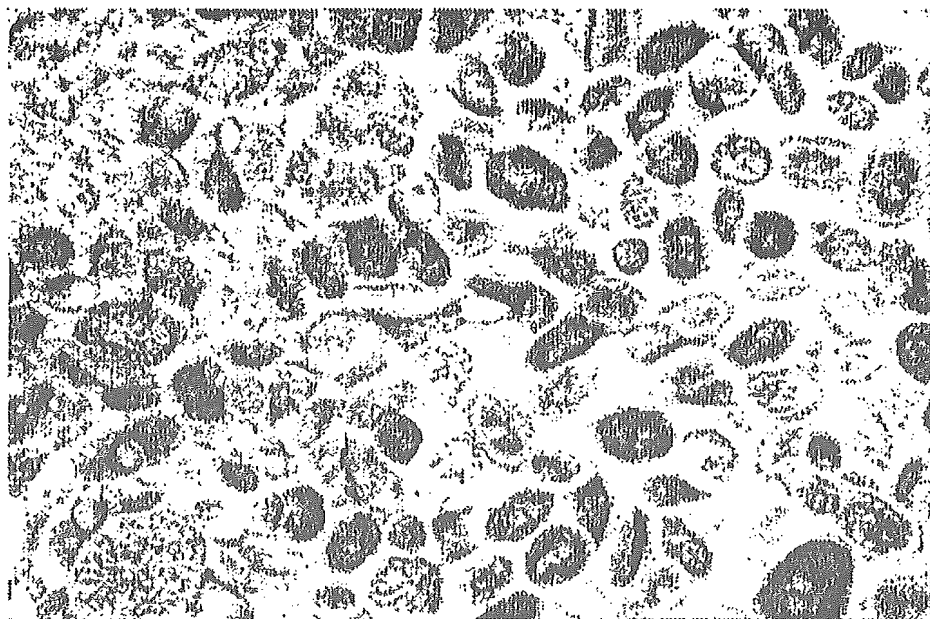


Figure 8: Algae in foulant on fluorescent lamps

無機物

紫外線付着物質の無機物量を Figure. 9 に示す。最初の 2 つの系においては、Ca, Mg, Al が主に含まれていた。Ca, Mg は 2 つの系列においてほぼ同じ値であったが、Al は、Run1 の方がはるかに高かった。これは、夏場にアルミ系凝集剤を注入していることに由来する。Run1 においては、Al が、ファウリング物質内に高濃度で付着しているにも関わらず、消毒効率は減少していない。

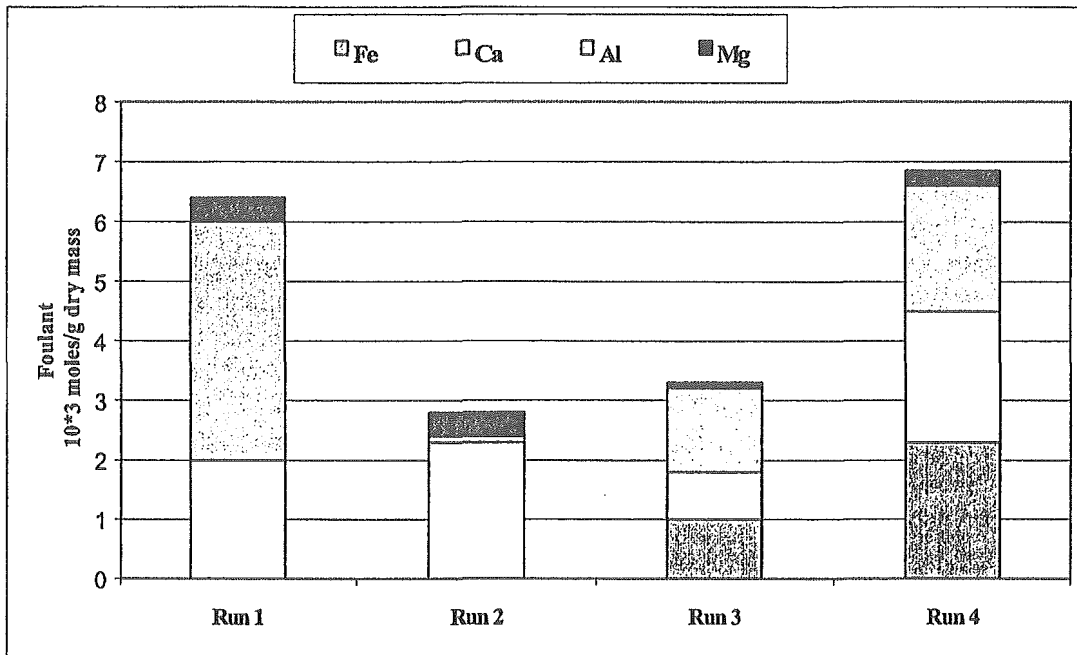


Figure 9. Inorganic constituents of UV lamp foulant

Run3,4において、赤みを帯びた付着物質は、高濃度で鉄を含む（60-150mg/g VSS）。鉄の注入濃度の増加に伴い、ファウリング物質中の鉄濃度は、増加するが、UV ランプの系が最も顕著である。Ca や Mg も重要な要因となっている。また、原水中の Al 濃度は低いのだが、ファウリング物質中には、高濃度の Al が含まれる。これは、鉄系凝集剤の注入により、不定形の湿潤ファウリング物質が生じ、その中に恐らく Al の配位子を含む有機物が生成しているためだと思われる。故に、Al は、廃水濃度が非常に高い場合や、Al と結合している有機物が付着物質をしてある際に UV ランプのファウリング物質として含まれる。更に、鉄系凝集剤の注入により、増加するのは、Fe のみではなく、その他の項目も増加している。

Run3 においては、付着物質の 2 層に分けて分析した。内側の層は、半透明の dry film を有し、おもに無機物由来の付着物質であり、Ca, Mg を含む。一方、外側の層は、湿潤の不定形の付着物質であり、Fe, Al、有機物をふくむ。このことより、先ず、無機物層主に Ca, Mg が廃水水質に抛らず付着し、その後、Fe 濃度が十分にあれば、赤みがかった湿潤の有機物、たんぱく質等を含む付着物質が生成する。

このことより、紫外線装置の上流で行なわれる物理化学処理が、直接、ランプファウリングに影響を与える。Al, Fe は凝集剤として添加されている場合、ファウリング物質中の大きな割合を占める。しかし、Al 系凝集剤単独では、29 日間の実証実験内に消毒効率の変化は、見られなかった。

Figure.10 に、コントロール実験において、ランプに付着した無機物構成物を示

す。Fe は、run3,4 においてのみ検出されているが、Al, Ca, Mg は、どの系列でも検出されている。

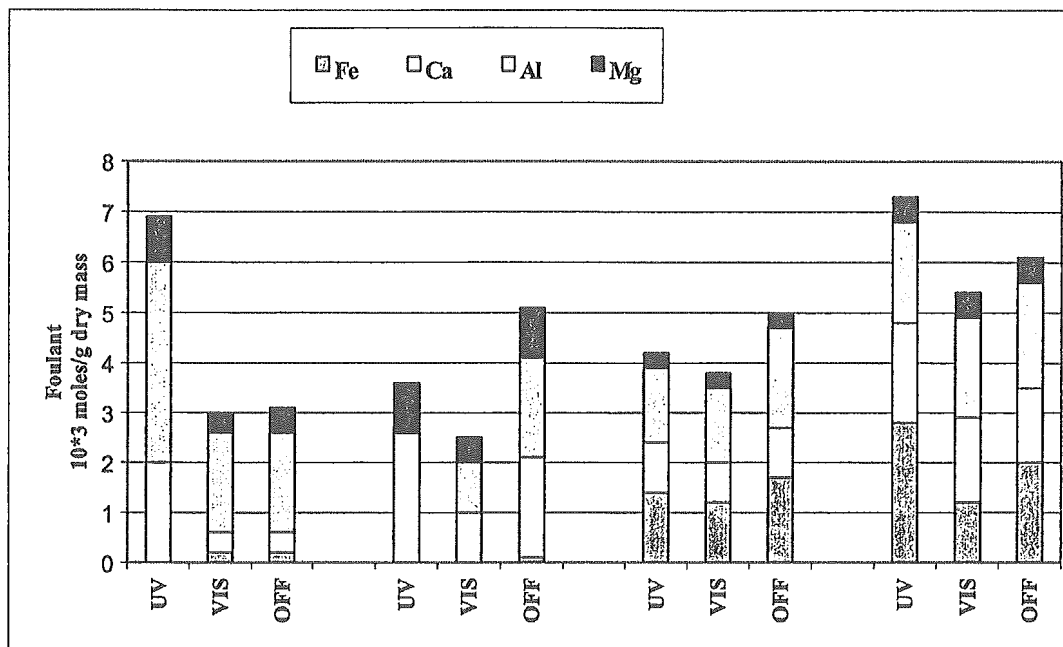


Figure 10. Inorganic constituents of all lamp foulants

消毒効率の変化

流出水の糞便性大腸菌を測定し、紫外線効率を算出したものを Figure. 11 に示す。

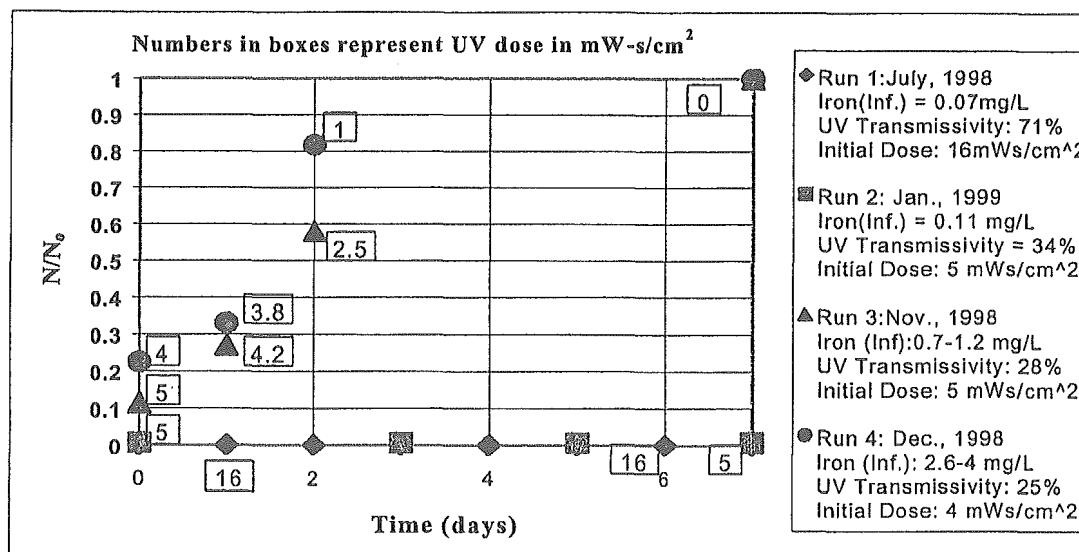


Figure 11. Variation in disinfection efficiency over time.

また、実験機を用い、処理性能より、実紫外線照射量を算出した。

Run 1 においては、糞便性大腸菌はほぼ 0 である。薄い dry film が形成されたが、紫外線消毒効率に悪影響は及ぼしていない。

Run2 は、冬場を実施し、流入水中の鉄濃度は 0.11mg/L であった。使い始めのランプにおいても、 N/N_0 (流入/流出の糞便性大腸菌比) は 0.15 に減少しただけである。これは、微粒子が増加したことにより、微生物が紫外線より遮蔽されたためであると思われる。1 週間の運転後も、 N/N_0 はほぼ一定であり、Run1.2 においては、生物処理を行なった廃水の場合、ファウリングは運転上の問題にならないことを示している。

塩鉄を注入している、Run3, 4 においても、 N/N_0 曲線は同様の挙動を示した。即ち、流出水の糞便性大腸菌は、明らかに増加し、ファウリング物質により、7 日以内に、紫外線の効果が得られなくなった。

結果

過去の研究と同様に、ランプの表面及び上流側に側面や下流側に比べ、多くのファウリング物質の付着が見られた。これらは、沈澱やフロック形成によるせん断が、ファウリングの主要因であることを示している。コントロール (OFF, VIS) が常に、紫外線ランプよりも多くの付着物が生じている。ランプは、密封されているため、ランプの発熱による難溶解性塩 (CaCO_3 , FePO_4) の沈澱が主要因であるとは、考えられない。アルミを凝集剤として使用した場合、Ca, Mg から成る薄い Dry film が紫外線ランプ上に形成されるが、28 日の運転ないで、消毒効率に影響を与えていない。

鉄系凝集剤を加えたときは、状況が大きく変化する。付着成分の中に VSS や COD のような有機物が多くみられるようになり、また、たんぱく質も検出される。鉄系凝集剤を使用した場合も、付着物内にある程度のアルミが見受けられる。消毒効率の変化は 1 日後から明らかになり、7 日後では、実紫外線照射量は 0 になる。

ゆえに、ファウリング物質生成における鉄の役割は複雑である。鉄は、無機、有機生物、たんぱく質等の付着物質の性情に影響を与え、ランプ種類 (UV、可視光) によりその影響も異なる。更なる研究が必要である。

2次処理水、3次処理水中の *Salmonella* spp.の紫外線による不活化
Inactivation of *Salmonella* spp. From secondary and tertiary effluents by UV irradiation

R.Keller ら

はじめに

本研究の目的は、異なる濁度の廃水中の *Salmonella* spp.の紫外線による不活化効率に関して、検証することである。実験は、バッチの実験機と実サイズの装置を用いて実施した。*Salmonella* spp は、臨床サンプルより取得し、UASB 反応槽、3つの浸漬曝気生物ろ過(BAF)、3次ろ過施設を有する廃水処理施設の廃水をオートクレープで圧力殺菌したものに、*Salmonella* spp.を添加した。SSが存在する、UASB 処理水中の *Salmonella* spp は、SSが紫外線の遮蔽を行なっていたため、不活化されないとの結果が得られた。紫外線消毒は、2時処理水、3次処理水には、有効であった。

分析手法**パイロットプラントの概要と性能**

本研究は、家庭排水(1000人規模)の廃水処理施設(WWTP)にて実施した。本施設は、UASB 反応槽(35m³)を4つの、3つの浸漬曝気生物ろ過槽(12m³)を有する。原水の平均水質は、COD=445mg/L、TSS=168mg/Lである。UASB 反応槽において、有機物は62%除去される(COD=191mg/L、TSS=62mg/L)。最終処理水における水質は、TSS<30mg/L、COD<90mg/L達成している。底泥スラッジの濃度は5%($\theta=11$ h)。生物ろ過よりの返送汚泥は、80%のVS濃度を有するにも関わらず、combined sludgeのVS濃度は59%値で一定とした。生物ろ過よりのスラッジ生成量は、1.44kg TSS/日であり、UASB 反応槽からのスラッジ生成量は、2.29 kg TSS/日である。生物ガスは、190L-biogas/kg-CODrem、即ち、一人当たり7L-biogasが発生した。バイオガスの70%がメタンであり、エネルギー利用効率が30%であるとすると、1.3kg-CH₄/日のメタンが発生し、これより、0.23kW/d(5W/1人)のエネルギーが生成可能である。

照射実験**実験室規模**

生下水とUASB 処理水、2次処理水(BF2)、3次処理水に対して照射実験を行い、照射を行わないコントロール実験を同時に行った。*Salmonella* spp.は、臨床サンプルより取得し、120mLのオートクレープ処理水に 6×10^6 個投入した。照射実験は、紫外線暴露面より40cm上方に殺菌ランプを有する実験機を用いて行なった、照射線量は、254nmに検出波長を有する線量計(MOD.UVC254-COD.2056-Lutron Instrument)を用いて、計測した。照射線量

は、10,20,30,50,75mWsec/m²である。照射実験中のサンプルは、攪拌棒により、攪拌した。

実規模

浸漬タイプの紫外線装置による実験を行った。本実験装置は、低圧水銀ランプ(30W×26本 10cm 間隔)を流れ方向に横断して設置している。この実験機は、3次処理水の後段に設置した。

Salmonella 試験

照射後、サンプルは、選択重セレン酸塩培地(novobiocine)にて 24 時間培養後、XLD 若しくは Brilliant Green 培地で 24 時間培養し、計数した(CETESB,1993)。実規模実験においては、1×10⁶ Salmonella を WWTP の 3次処理水を受ける 310L のダунк内に投入した。この人工下水は、反応装置内で 10 分の滞留時間があり、最初、中間、最後の水をサンプリングした。コンタミを避けるため、5%塩素を添加し、本テスト中に他の微生物が不活化しないよう、除去を行なった。

物理化学条件

化学試験は、Standard Methods(APHA,1995)に準拠し行なった。254nm の吸光度(1cm セル)は、Ultrospec 1000UV spectrophotometer,Amersham を用いて測定し、濁度(NTU)は、Lamotte-mod 2020 を用いて測定し、また、TSS の分析も行なった。3次処理水は 0.8 μm のフィルターでろ過し、異なる濁度レベルを設定した。

実験結果

実験室規模

生下水及び UASB 処理水中の Salmonella は余り不活化されず。SS が紫外線遮蔽を行なう障害物として作用している。2次、3次処理水は SS 濃度が低く、Salmonella の不活化も良い結果が得られている。その実験結果を Figure1~3 に示す。

本実験結果より、2次処理水に 50mWsec/m² の線量を照射することにより、2log の不活化が得られており、3次処理水でも同様の結果が得られている。

濁度による Salmonella の不活化に与える影響を検証するため、異なる濁度レベルにて実験を行った。Figure.2 より、未ろ過の 3次処理水は、30 mWsec/m² の線量を照射することで、2log の不活化が得られている。2log の不活化が得られた後、不活化曲線は Tailing が生じており、他の微生物や SS の影響の可能性が考えられる。また、3次処理水のろ過水は 20 mWsec/m² の線量を照射することで、2log の不活化が可能である。

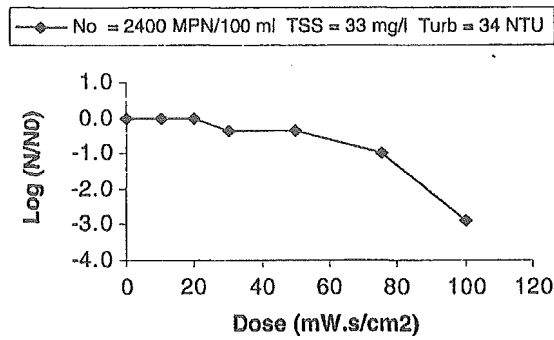


Figure 1 Disinfection of *Salmonella* with UV irradiation in the effluent of secondary reactor

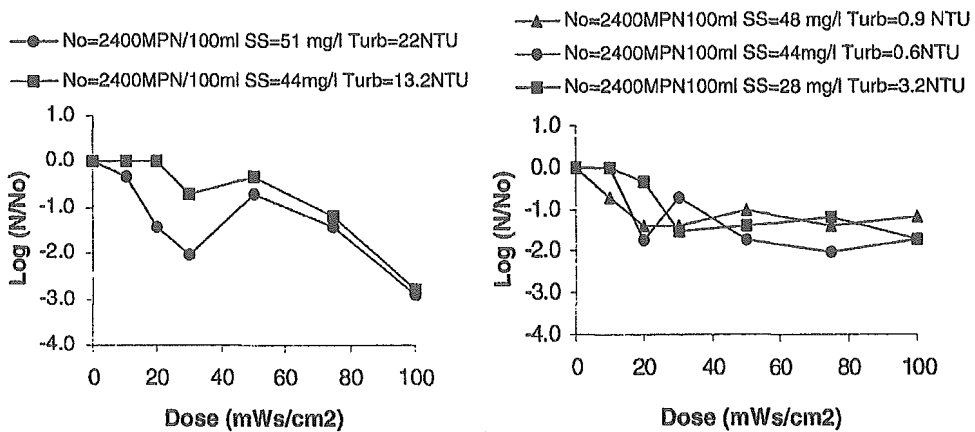


Figure 2 Disinfection of *Salmonella* with UV irradiation in effluents from tertiary reactor with different levels of turbidity

Figure 3 Disinfection of *Salmonella* with UV irradiation from tertiary effluents filtered to reach different levels of turbidity

実規模

実験室規模での実験により、実規模での設定条件の決定を行なった。Figure.4 に *Salmonella* の不活化データを示す。20mWsec/m² の線量で、放流可能な程度まで、*Salmonella* は不活化可能であった。それ以上に紫外線を照射しても、不活化レベルに変化は無かった。本研究での水理学的滞留時間は 90 秒であり、低線量での不活化には、十分な時間である。

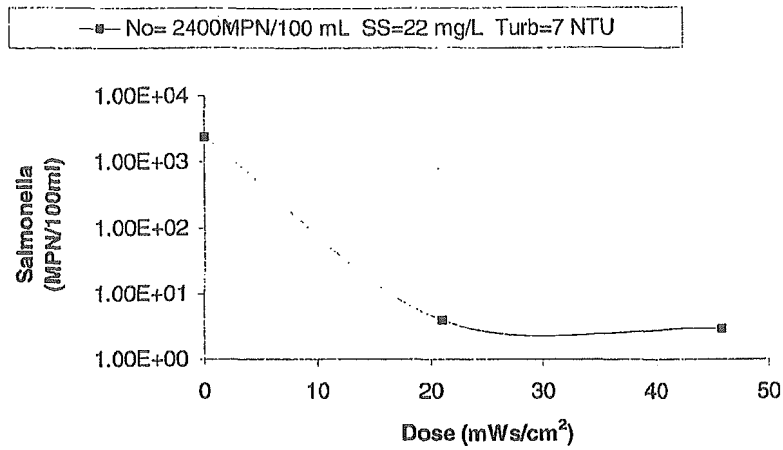


Figure 4 Real scale results of disinfection of *Salmonella* with UV irradiation in effluents from tertiary reactor

結論

低濁度原水に対して、紫外線照射を実施する方が効率が良い。また、実装置においても、20mWs/cm²の紫外線量で、2logの不活化が可能であった。

MS-2 大腸菌ファージのフロックに付着した紫外線不活化
UV Inactivation of Floc-associated MS-2 Coliphage

Michael Templeton ら

はじめに

アルミフロックと関連して MS-2 大腸菌ファージの紫外線による不活化能力を評価した。ベンチスケールの実験を、MS-2 をウイルスのサロゲート物質として、紫外線消毒前に、カオリン土粒子により凝集した場合及びウイルスの塊として集合した場合、に対して実験を行った。本実験は、微粒子サイズ、ウイルスの集合状態、濁度等が浄水処理に準じるよう実験条件の設定を行なった。また、3 番目として、PBS 溶液に MS-2 を入れたコントロール実験を行った、フロック微粒子とウイルスの塊により、ウイルスは紫外線を阻害されていることが示された。本要因による 1.1log の不活化減少が確認された。ウイルスの結合状態は、透過型電子顕微鏡を用いて、測定した。

方法

超純水に MS-2 ファージ、カオリン土粒子、アルミを添加した、ジャーテストにより、微粒子と有機物を凝集させ、フロック成長を促進させた。初期 MS-2 濃度は、 10^5 PFU/mL である。水質条件を Table.1 に示す。

Table 1: Summary of water quality parameters.

Effect Examined	Kaolin dose (mg/L)	Alum dose (mg/L)	MS-2 titer (PFU/mL)	Turbidity (NTU)
Particle-association and Aggregation	12.5	30	10^5	10
Aggregation	0	30	10^5	0.2
Control	0	0	10^5	~0

フロック形成促進のためのジャーテストは、100rpm で 3 分攪拌、30rpm で 20 分攪拌した。同条件での実験を 5 回繰り返した。

また、コントロール実験は、PBS 溶液に MS-2 を添加し実験を行った。コントロール実験は、同条件での実験を 7 回繰り返した。

紫外線照射は、低圧ランプを用いて実施した。紫外線照射の光学的分布は、IL1700 線量計(International Light Inc.,Nerburyport MA)を用いて、測定した。20mL のサンプルを、紫外線照射中、攪拌し続けた。平均紫外線照射量は、全て、飲料水用浄水処理でよく用い

られる 40mJ/cm²(NWRI-AWWARF,2000) の値を照射した。

微粒子分布は、Beckman-Coulter Multisizer(Mississauga ON)を用いて、測定した。(Figure.1)。フロックの大半は2 μm 以下であった。

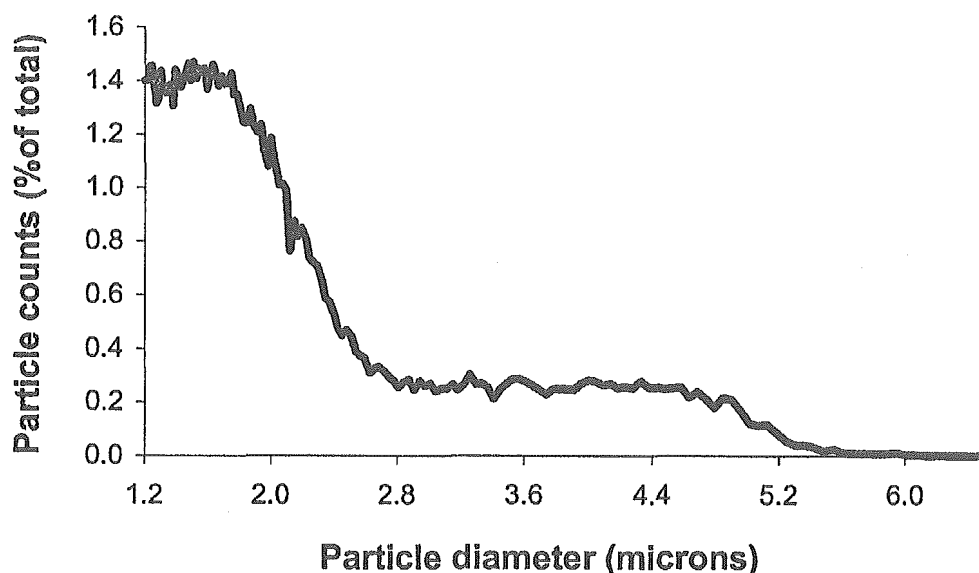


Figure 1: Typical particle size distribution for the alum/kaolin floc.

MS-2 フェージを、フロック、若しくは、ウイルスの集合体から抽出するには、2% beef extract eluent を添加し、20,000rpm で3分間混合させた。この beef extract 溶液は、たんぱく質を豊富に含み、ウイルスの電氣的、疎水性吸着を破壊する弱アルカリ性溶液である。抽出後は、標準重層観点方を用いて計数した (AWWA/APHA/WEF,1998)。

実験結果

従来知見により、40mJ/cm² の線量により、MS-2 は 2.5log の不活化が可能であり、本実験では、2.6log の不活化が得られた。

フロック微粒子とウイルスの塊の中の MS-2 の不活化率は、1.5log であり、コントロール実験よりも 1.1log 減少していた。ウイルスの集合体の条件下での不活化率は、2.1log であり、コントロール実験の値より、0.5log 減少していた(Figure.2)。

アルミ/カオリン及びアルミ単独での分散状態での不活化率はそれぞれ、3.1log,2.7log であり、コントロール実験の値 2.6log をほぼ同じ値である。また、集合若しくは微粒子付着状態での、MS2 不活化率は、それぞれ、1.3,1.9log であった。

MS-2 とはサイズ、表面特性の異なるウイルス (Adenovirus 等) に関する更なる研究が必要である。

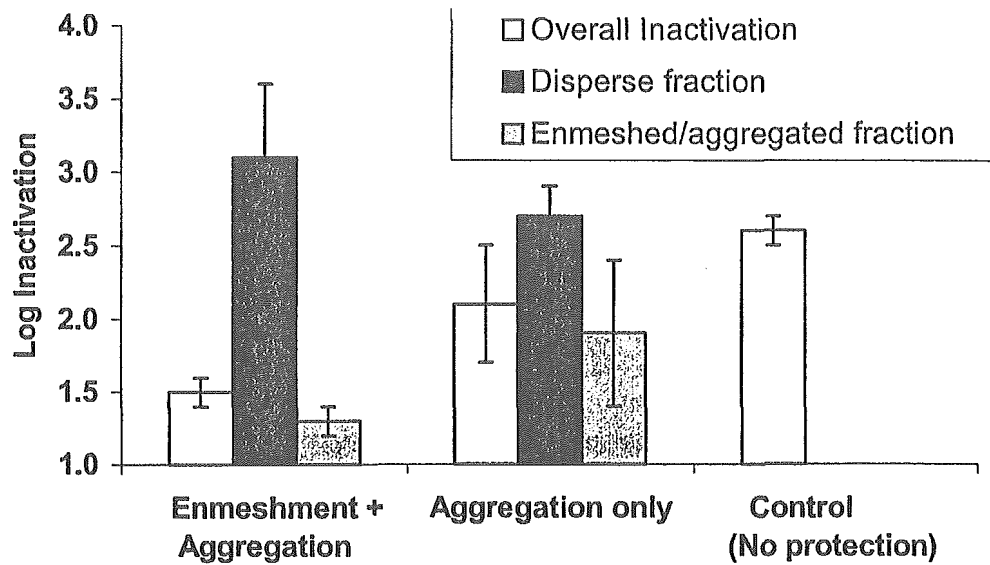


Figure 2: Summary of MS-2 inactivation results for the three water quality conditions considered. Applied UV dose = 40 mJ/cm² in all cases. Error bars represent standard deviations between replicates.

結論

ベンチスケールでの実験は、小さいフロックの微粒子、即ち、無機のコロイド粒子は、ろ過処理を通り抜け、MS-2 への紫外線照射を阻害する可能性がある。そのメカニズムとしては、微粒子の付着やウイルスの集合により、紫外線からウイルスが保護されていると思われる。

人工的水質及びサロゲート物質による結果ではあるが、自然水においても、同様の現象が生じると思われる。その程度に関しては、今後、研究を行なう予定である。

消毒の発達－中国における紫外線消毒技術の発達

Disinfection development:—The rise of UV in China

ZHANG XIN

1. はじめに

中国では、より新しい技術として紫外線消毒が行われている。特に環境意識の向上の結果として排水処理の応用に用いられている。

ZHANG XIN は、利用が増加しているこの技術について次のように報告している。

飲料水の UV 処理の利用は、中国ではまだ初期の段階にある。塩素が長年にわたり使用されてきた。塩素処理によりトリハロメタンやハロ酢酸類のような消毒副生成物が生成することが心配されるため、消毒に対して二酸化塩素やオゾンが使用され始め、現在のところオゾンに対する関心が非常に高い。現在、中国には 1 ダースのオゾン処理施設がある。

これらの施設の規模は次のとおりである。

Tongxiang city の Guoqiano plant は、150,000m³/day

Shenzhen city の Meilin plant は、60,000m³/day

Hangzhou city の Nanxing plant は、100,000m³/day

Daqing の Shiyou plant は、100,000m³/day

Kunming plant は、300,000m³/day

上海市のその他のいくつかの処理施設では、将来オゾンによる消毒システムの導入が計画されている。しかし UV 消毒は、オゾンに比べ比較的 low コストで、副生成物量も少なく、わずかな照射量で、化学薬品の消毒剤が多く量を必要とする病原性寄生虫の不活化を可能にするため、飲料水の処理方法として考えられ始めてきた。UV 消毒に関して、飲料水での使用に比べ、排水処理の分野では幾分大きな進歩がみられている。

2. UV と排水処理

中国における排水の消毒の要求とその技術は、「排水の放流基準と排水放流設計基準」により段階的に進歩している。

この基準には 4 つの改定版がある。JG11-63 (改訂版)、TJ14-74 (改訂版)、GBJ14-87 と GBJ14-87 (1997 年版の部分改定版) である。最も早い JG11-63 版には、都市排水の消毒については含まれていない。なぜなら、1974 年以前に建設された上海の Dongqu 排水処理施設や Beiqu 排水処理施設のような都市排水処理施設は、病院や特定産業排水処理システムとは分離

されていたからである。

Installation treating 25,000m³/day at Xincheng wastewater treatment plant, Wuxi, China (courtesy Trojan UV)

