Water Treatment with Pulsed Plasmas Generated Inside Bubbles

Keisuke Sato Student Member (Tokyo Institute of Technology)

Koichi Yasuoka Member (Tokyo Institute of Technology)

Shozo Ishii Member (Tokyo Institute of Technology)

Keywords : plasma in water, pulsed plasma, OH radical, water treatment

1. Introduction

Water treatment technology has been developed using ozone. Ozone is an effective oxidant for water treatment due to the high oxidation potential and the harmlessness to the environment. Recently, advanced oxidation technology is studied for effective utilization of O and OH radicals. The oxidation potentials of these radicals are higher than that of ozone, and they can decompose persistent organics, such as dioxin, which cannot be decomposed by ozone. The lifetimes of these radicals are very short, and that makes it hard to utilize these radicals. Up to now, OH radicals are generated in water though the reaction between ozone and UV light or ozone and hydrogen peroxide (H_2O_2). For more effective generation of OH radicals, direct generation methods using plasma are widely researched. We have studied a DC driven micro hollow cathode discharge operated in water with fast flow of oxygen and demonstrated the decomposition persistent materials in water. In this report, a parallel generation of pulsed plasma inside bubbles is investigated by applying fast rising voltage to the multi electrode system in treat water for improving the decomposition efficiency of persistent materials.

2. Experimental Set-up

The apparatus is schematically described in Fig.1. The electrode consisted of a dielectric plate (alumina) with a very small hole and a metal electrode (stainless steel). The thickness of the dielectric plate is 1 mm, and the diameter of the discharge hole was 0.2 mm. In the parallel discharge system, a dielectric plate with nine small holes (diameter: 0.2 mm) is used. Water above the electrode was grounded.

Oxygen (99.9%) gas or Argon (99.999%) gas was supplied through the narrow gap at the electrode and its flow rate was

controlled by a mass flow controller. The H.V. pulsed source consists of a DC power supply, an energy storage capacitor of 4.2nF and a Transistor switch.

Acetic acid (CH_3COOH) solution was used as a persistent organic. Total organic carbon (TOC) concentration was measured by TOC analyzer (Sievers 810) for detecting the decomposition of acetic acid. Initial TOC concentration was 10 ppm, and the volume of sample water was 10 mL.

3. Result

Decomposition rate and efficiency as a function of input power are shown Fig.2 and Fig.3. Both the decomposition rate and efficiency in nine parallel discharges are higher than those in single discharge for same input power. The maximum values of decomposition rate of 19.8 $\mu g/min$ and efficiency of 0.35 g/kWh were obtained with the nine parallel discharge system. This efficiency is over 40 times larger compared with the single DC discharge system.

Fig. 2. Decomposition rate as a function of input power

Fig. 3. Decomposition efficiency with power

Fig. 1. Experimental setup

水中気泡内パルスプラズマによる水処理

学生員 佐藤 圭輔* 正員 安岡 康一*
正員 石井 彰三*

Water Treatment with Pulsed Plasmas Generated Inside Bubbles

Keisuke Sato*, Student Member, Koichi Yasuoka*, Member, Shozo Ishii*, Member

Parallel operation of pulsed plasma generated inside bubbles is successfully demonstrated by applying fast rising voltage to a multi electrode system mounted in treat water. A 10 ppm acetic acid which is not decomposed by ozone is used as persistent materials in water and the decomposing efficiency of that material is evaluated by measuring TOC values in water. The electric conductivity of treat water affects the decomposing efficiency because the water resistor that is inversely proportional to the conductivity limits the plasma current flowing along the surface of bubbles that are generated by feeding oxygen gas. With nine parallel electrode system, the decomposing efficiency of acetic acid shows higher values than that with a single electrode system. The emission of OH radicals generated in plasma was observed by spectroscopic measurements.

キーワード : 水中プラズマ, パルス, OH ラジカル, 水処理

Keywords : plasma in water, pulsed plasma, OH radical, water treatment

1. はじめに

プラズマにより生成されるオゾン⁽¹⁾は、高い酸化力と低環境負荷の両面から塩素に代わる酸化剤として水処理等の分野に用いられている。しかしながら、オゾンの酸化力は有機物を完全に分解するには不足するため、ダイオキシンなどの難分解物質は処理できない。このため難分解物質も処理可能な、オゾン以上の酸化効果の得られる高度水処理方式が必要となっている。

オゾンを上回る酸化電位を持つ物質として O ラジカルや OH ラジカルがあるが、中でも OH ラジカルは活性酸素中で最も強力な酸化力をもつ。しかしラジカル寿命は数百 μ s 以下とされているため、生成と同時に利用しなければならず、効率的な利用を困難なものとしている。現在実用化されている高度水処理の方法としては、処理水へのオゾン注入に過酸化水素の添加や紫外線の照射などを組み合わせて、水中で OH ラジカルを生成する方式がある。このようなオゾン⁽¹⁾を介した間接的な生成法以外に、放電による直接的なラジカル生成方式も研究されている。酸素放電により O ラジカルは生成されるが、水分子が存在していればさらに OH ラジカルが生成される⁽¹⁾。

これまでに報告されている OH ラジカルの直接生成方式

として、水中においた電極から水中ストリーマ放電を発生させる方法⁽²⁾⁽³⁾や、泡の内部で放電を起こす方法⁽⁴⁾⁽⁵⁾、水面近傍で放電させて水中へ OH ラジカルを送り込む方法⁽⁶⁾⁽⁷⁾などがある。

筆者らはこれまで水中の数 μ m の微小な穴があいたアルミナに直流高電圧を印加することによりマイクロプラズマを生成し、水とプラズマを直接反応させる方式を採用し実験を行ってきた⁽⁸⁾。その結果、ラジカルによる難分解物質処理が可能になった。しかしながらこの方式では直流電圧を使用しているため、水の電気分解に加えて放電維持に高い投入電力が必要であり、分解効率の向上が課題だった。

本研究では直流電圧の代わりに高速パルス電圧を印加することにより、電気分解の抑制と同時に、多数の水中気泡内で同時にパルスプラズマを形成し、放電面積の拡大と、電極 1 つあたりの投入電力を抑制する方式を提案する。この方式の特徴を挙げると以下ようになる。

- (1) 水のごく近傍で OH ラジカルを生成することが可能。
- (2) 誘電体の微小な穴で放電するため、比較的低電圧で安定な放電が可能。
- (3) 水中放電であるため水面の影響を受けない。
- (4) 電極の並列化により放電面積の拡大が容易。

また処理対象としては難分解性物質として酢酸水溶液を用いた。酢酸は有機物としては低分子でありオゾン単体では分解できない。一般的に酢酸が分解できれば多くの難分

* 東京工業大学 電気電子工学専攻
〒152-8552 東京都目黒区大岡山 2-12-1
Department of Electrical and Electronic engineering, Tokyo
Institute of Technology
2-12-1, O-okayama, Meguro-ku, Tokyo 152-8552

解性有機物を分解でき、高度水処理効果を確認できるといわれている⁽⁷⁾。

2. 実験装置及び実験方法

〈2・1〉 実験装置 図 1 に実験装置の概略図を示す。実験装置は放電が発生し水処理が行われるリアクタとパルス電源から構成される。放電電極は、厚さ 1 mm のアルミナ (Macor) に直径 0.2 mm の微小な穴が 1 つある電極と 9 つある電極の 2 種類を用意した。どちらの電極も高電圧側電極は厚さ 0.2 mm のステンレス製金属平板を使用し、アルミナとの間にガスを通過させるために約 0.1 mm の隙間をあけて接触させている。また接地電極は、直径 20 mm のステンレス鋼線を直径 20 mm のリング状にして水中に配置した。図 2 は並列放電用電極構造の概観図である。本論文では便宜上、

図 1 実験装置図

Fig. 1. Experimental setup.

図 2 放電電極構造 (9 並列電極)

Fig. 2. Schematic of the electrode configuration.

図 3 実験回路図

Fig. 3. Circuit schematic.

表 1 パルス電源の主な仕様

Table 1. Specification of H.V. pulse source.

Max. Operating Voltage	8 kV
Max. Peak Current	30 A
Rise time	100 ns
Max. Switching Frequency	40kHz

微小な穴が 1 つの電極を 1 並列電極、9 つの電極を 9 並列電極と呼ぶこととする。

酸素 (純度 99.9%) またはアルゴン (純度 99.999%) はマスフローコントローラ (KOFLOC 3200) を介して流量制御をしながら電極部へ供給した。これまでの研究から、本方式においてはガス流量と分解速度は依存しないこと、すべての穴にガスが満たされないと並列放電しないことが分かっているため、放電開始に必要な十分な流量を供給した。1 並列時は 50 sccm, 9 並列時は 450 sccm とした。

実験回路図を図 3 に示す。パルス電源は、直流高圧電源 (松定プレジジョン製, HAR-30R40), 充電抵抗 (270 Ω), コンデンサ (4.2 nF), 半導体スイッチ (BEHLKE, HTS81), 電流制限抵抗 (330 Ω), 放電抵抗 (2.5 kΩ) により構成され、直流電源から充電抵抗を介してコンデンサを充電し、半導体スイッチで高速スイッチングし、高電圧電極に正極性のパルス電圧を印加する。半導体スイッチはパルスジェネレータ (Stanford research system, DG535) で制御している。パルス電源の主な仕様を表 1 に示す。電圧は高電圧プローブ (Tektronix, P6015A) により、電流は CT (Pearson Electronics Inc., CT4100) により測定し、それぞれデジタルオシロスコープ (Tektronix, TDS644B) に波形を取り込んでいる。

処理水には酢酸 (CH_3COOH) 水溶液を使用した。酢酸は完全分解すると、 H_2O と CO_2 となり処理水中の有機炭素濃度が減少する。このため本実験では分解の効果を水中の全有機炭素 (total organic carbon; TOC) 濃度を TOC 計 (Sievers 810) により測定することで評価した。また測定に使用した処理水の初期 TOC 濃度は 10 ppm とし、水量は 10 mL とした。

3. 実験結果および考察

〈3・1〉 放電特性 酸素ガスとアルゴンガスを使用したときのリアクタへの印加電圧及びリアクタに流れる電流

波形の代表例を図 4, 図 5 に示す。波形は 10 パルスの平均で、充電電圧は 8 kV、処理水の酢酸水溶液は導電率が 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ の精製水に酢酸を混ぜた溶液と、90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ の水道水に酢酸を混ぜた溶液を用いた。導電率が高い水道水をもとにした酢酸水溶液の方が、純水をもとにしたものよりも印加電圧の立下りが早く、電流値が大きいことが分かる。図中に ICCD カメラによって確認した処理水を流れる変位電流と放電開始のタイミングを示す。放電開始電圧は酸素ガスの 5kV に比べアルゴンガスは 2kV と低く、アルゴンガスの放電電流は酸素ガスよりも大きいことがわかる。酸素ガスは負性ガスであり、電子付着が起こり易いため放電維持電圧が高く、均一な放電を維持するのが困難である。一方で、希ガスであるアルゴンは電子付着が起こらない上に準

図 4 O_2 供給時の電圧電流波形

Fig. 4. Typical waveforms of single discharge with O_2 .

図 5 Ar 供給時の電圧電流波形

Fig. 5. Typical waveforms of single discharge with Ar .

安定原子により放電が維持されるために、放電維持電圧が低く均一な放電を形成しやすい。これらの物理的理由から図 4, 図 5 のような放電波形になったと考えられる。

電圧電流波形の積を時間積分することによって、1 パルスあたりの消費エネルギーを求めることができる。図 4 における 1 パルスあたりの消費電力は、精製水をもとにしたものは 0.12 mJ、水道水をもとにしたものは 1.16 mJ であり桁ほど値が変化するのに対し、図 5 のアルゴンガスの場合は、精製水をもとにしたものは 1.26 mJ、水道水をもとにしたものは 2.09 mJ と酸素ほどの大きな変化は見られなかった。

〈3・2〉 放電スペクトル OH ラジカルの励起発光を観測するため分光器 (Ocean Optics Inc, USB4000) による分光計測を行った。放電により OH ラジカルが発生すると、309 nm 付近のスペクトルが観測される。図 6 に酸素とアルゴンを用いて水道水をもとにした酢酸水溶液を処理した場合の発光スペクトル分布を示す。

図 6 から酸素とアルゴン共に OH ラジカル (309nm), O ラジカル (777.1nm, 844.6nm)⁽⁸⁾ の励起発光を確認することができた。したがって水中で OH ラジカルや O ラジカルが生成され、表 2 に示す(1)~(3)式の反応が起こっていると考えられる。

〈3・3〉 酢酸分解特性に対する放電ガスと導電率の影響

本方式においては水を片側の電極としており、導電率の違いによって 1 パルスあたりの消費エネルギーにも違いが生じることから、処理水の導電率が分解特性に影響を与える一つの要因であると考えた。そこで本実験では処理水で

図 6 分光計測結果

Fig. 7. Spectrum distribution of plasma emission of O_2 and Ar .

図7 O₂とArを用いた場合の分解特性

Fig. 7. Time dependency of decomposition of acetic acid with two different electric conductivities in case of using O₂ and Ar.

ある酢酸水溶液の導電率を 30 μS/cm である精製水をもとにしたものと 90 μS/cm である水道水をもとにしたものの 2 種類を用いて酢酸分解を行った。図 7 に導電率を変化させたときの酸素とアルゴンを用いた酢酸分解の時間的推移を示す。実験条件は 1 並列電極、充電電圧 8 kV、繰り返し周波数 3 kHz である。このときの放電電圧・電流波形はそれぞれ図 4、図 5 と対応している。

結果から導電率が 30 μS/cm の場合、酸素を用いたときはほとんど酢酸を分解できなかったが、アルゴンでは酢酸を分解することができた。また 90 μS/cm の場合、酸素とアルゴン共に酢酸を分解することができ、分解量は酸素のほうが大きかった。酢酸分子のオゾンとの反応速度定数は $3 \times 10^{-5} \text{ mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ であり⁽¹⁰⁾、実際に放電させずに酸素のみを流した場合やオゾンを注入した場合には TOC 濃度は減少しないことは確認している⁽⁷⁾。また分光結果からも確認できた OH ラジカルの反応速度定数は $1.6 \times 10^7 \text{ mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ であり⁽¹⁰⁾酢酸分子の分解に働いているのは OH ラジカルであると考えられる。

アルゴンの場合、処理水の導電率に関係なく放電が安定して形成され、1 パルスあたりの消費エネルギーに大きな違いは見られない。更にピーク電流値は 7 A 程度と酸素の 2 A よりも大きく、瞬間的に (1) 式の反応により大量に OH ラジカルは生成されるが、(4)～(6) 式の反応により OH ラジカルが酢酸分子と反応する量も減少すると考えられる⁽¹¹⁾。一方で酸素の場合、導電率が 90 μS/cm の処理水を用いると放電電流は 1 A 程度が 200 nS 程度継続していることが分かる。(1)～(3) 式の反応により OH ラジカルが生成されると共に、OH ラジカルの消滅過程はアルゴンの場合と比べて減少すると考えられる。

〈3・4〉 9 並列放電電極による放電特性 図 8 に 9 並列電極を用いたときのリアクタへの印加電圧及びリアクタに流れる電流波形の代表的なものを示す。波形は 10 パルスの平均で、このときの実験条件は O₂ ガス、充電電圧 8 kV、繰

表 2 OH 生成と消滅に関する反応

Table 2. Important chemical reactions about OH radical ; The unit for a two-body reaction is $\text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ and that for a three-body reaction is $\text{cm}^6 \text{s}^{-1}$.

No.	Reaction	k at 300K	Reference
(1)	$\text{H}_2\text{O} + \text{e} \rightarrow \text{OH} + \text{H} + \text{e}$	2.48×10^{-10}	KINEMA
(2)	$\text{e} + \text{O}_2 \rightarrow \text{O} + \text{O} + \text{e}$	4.12×10^{-9}	(12)
(3)	$\text{O} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{OH} + \text{OH}$	6.25×10^{-11}	(13)
(4)	$\text{OH} + \text{OH} + \text{M} \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2 + \text{M}$	6.09×10^{-31}	(14)
(5)	$\text{OH} + \text{OH} \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{O}$	1.80×10^{-12}	(13)
(6)	$\text{OH} + \text{H} + \text{M} \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{M}$	6.78×10^{-31}	(15)

図 8 酸素供給，9 並列電極電圧電流波形

Fig. 8. Typical waveforms of parallel discharge with O₂.

り返し周波数 1 kHz、処理水は導電率が、90 μS/cm の水道水に酢酸を混ぜた溶液を用いた。9 並列電極にすることで 1 並列電極の同条件よりも電圧の立下りが早く、ピーク電流値が大きいことがわかる。またこのときの 1 パルスあたりの消費電力は 2.2 mJ であった。

図 9 に 9 並列放電の 1 パルスあたりの放電発光の様子を示す。このときの放電条件は図 8 と同じで露光時間は 300 ns とした。写真から 9 つの穴すべてにおいて放電していることが確認された。これまでの研究では直流電圧を印加しているため電極を並列に配置しても放電が一箇所に集中し、安定に複数の放電を並列につけることは困難であった。これは直流放電を維持するために、電極 1 つあたり定常的に 40 W 程度の投入電力が必要で、電極を並列化するとその分だけ電極 1 つ当たりの投入電力が減少し安定放電が困難になるためであると考えられる。一方本研究では高速高電圧パルスを電極に印加しているため、平均投入電力は数 W 程度だが瞬間的には 12 kW 程度の高い電力を放電部に注入しており電極を複数に並べてもすべての電極において安定な放電が形成することが可能になったと考えられる。

〈3・5〉 9 並列放電電極による酢酸分解特性 図 10 に 1 並列電極と 9 並列電極を用いたときの印加電圧と消費電力の関係を示す。結果から印加電圧の増加に比例して消費電力が増加していることが分かる。また同じ繰り返し周波数では、9 並列電極のほうが 1 並列電極よりも消費電力は大きい、単純に 9 倍ではないことから、9 並列電極の放電ひと

Charging voltage : 8 kV, Pulse repetition rate : 1 kHz, Exposure time : 300 ns

図 9 酸素ガス供給, 9 並列放電の静止写真

Fig. 9. Still photograph of parallel discharge with O₂.

図 10 印加電圧と消費電力の関係

Fig. 10. Relationship between input power and charging voltage.

つ当りの平均消費電力は, 1 並列電極のそれよりも低いことが考えられる。

図 11 に消費電力に対する分解速度の変化を示す。図 11 において分解速度は(4)式を使って求めた。

$$\eta_t = \frac{\Delta C \cdot w}{\Delta t} \quad (4)$$

ここで η_t [g_{roc}/min] は単位時間当たりの分解量, ΔC [ppm] は TOC 減少分, w [g] は処理水量, t [min] は処理時間である。結果から消費電力に比例して分解速度が増加していることが分かる。消費電力量に比例して放電電流が増加することにより, プラズマの電子数密度が増加し(1)~(3)式の反応による OH ラジカル生成が促進されるためであると考えられる。また繰り返し周波数を増加させると生成される OH ラジカル量も増加するため, 酢酸の分解速度は増加している。

図 12 に消費電力に対する分解エネルギー効率の変化を示す。酢酸分解エネルギー効率は, (4)式で求めた分解速度を

図 11 消費電力に対する分解速度の変化

Fig. 11. Decomposition rate as a function of input power.

図 12 消費電力に対する分解エネルギー効率の変化

Fig. 12. Decomposition efficiency with power.

用いて, (5)式で求めた。

$$\eta_e = \frac{\Delta C \cdot w}{f \int V \cdot I dt} \quad (5)$$

η_e [groc/kWh] は単位エネルギーあたりの分解量, f [Hz] はパルス繰り返し周波数, V [V] は印加電圧, I [A] は放電電流である。図 12 から分解エネルギー効率は消費電力が大きくなると減少する傾向にあることが分かる。これは投入される電力が大きくなると, 生成される OH ラジカルの量が増加し, (4)~(6)式で示されるように酢酸分子と反応する前に OH ラジカル同士での反応が進みエネルギー損失が大きくなるためであると考えられる⁽¹¹⁾。エネルギー効率は繰り返し周波数によってあまり変化しないことから, 周波数が増加したことによる OH ラジカルの損失はほとんど無いと言える。1 並列電極の繰り返し周波数 5 kHz の放電で投入電力が最小のとき効率は減少しているが, これは充電電圧が 6

kV のとき安定な放電を維持することができなかったためであると考えられる。

図 11 と図 12 で 1 並列電極と 9 並列電極を比較すると、分解速度、分解エネルギー効率共に 9 並列電極のほうが優れていることが分かる。同じ投入電力で、放電が並列に発生している場合、電極 1 つ当たりの平均電力は 9 並列の方が少ないため、上述した OH ラジカル同時のエネルギー損失が減少し、1 パルスあたりに生成される OH ラジカルの酢酸分子と反応する割合が増加する。したがって電極を並列化することによって放電 1 つ当たりの投入電力を抑制し、分解速度、分解エネルギー効率が上昇したと考えられる。

4. ま と め

水中気泡内でパルスプラズマを並列駆動させ、難分解物質である酢酸の分解を行った。この結果より以下のことがわかった。

(1) パルス電圧を印加した場合、処理水の導電率が高くなることによって、放電電流が増加した。この結果 OH ラジカル生成量が増加し、酢酸の分解がより進んだ。

(2) 直流駆動方式から、パルス駆動方式にすることで放電電極の並列化に成功した。

(3) パルス駆動方式にすることによって、9 並列電極において最高分解速度は 19.8 $\mu\text{g}/\text{min}$ 、最高分解エネルギー効率は、0.35 g/kWh となり、直流放電時の約 46 倍の分解エネルギー効率が得られた。

本研究は文部科学省科学研究費補助金によって進められた。

(平成 19 年 6 月 22 日受付, 平成 20 年 1 月 18 日再受付)

文 献

- (1) R. Sankaranarayanan, B. Pashaie, and S. K. Dhali : "Laser-induced fluorescence of OH radicals in a dielectric barrier discharge", *Appl. Phys. Lett.*, Vol.77, pp.2970-2972 (2000)
- (2) M. A. Malik, A. Ghaffar, and S. A. Malik : "Water purification by electrical discharges", *Plasma Sources Sci. Technol.*, Vol.10, pp.82-91 (2001)
- (3) M. Sato, T. Ohgizama, and J. S. Clements : "Formation of Chemical Species and Their Effects on Microorganisms Using a Pulsed High-Voltage Discharge in Water", *IEEE Trans. Ind. Appl.*, Vol.32, No.1, pp.106-112 (1996)
- (4) T. Miichi, N. Hayashi, S. Ihara, S. Satoh, and C. Yamabe : "Generation of Radicals using Discharge inside Bubbles in Water for Water Treatment", *Ozone-Sci. Eng.*, Vol.24, pp.471-477 (2002)
- (5) M. Kurahashi, S. Katsura, and A. Mizuno : "Radical formation due to discharge inside bubble in liquid", *J. Electrostat.*, Vol.42, pp.93-105 (1997)
- (6) N. Sano, D. Yamamoto, T. Kanki, and A. Toyoda : "Decomposition of Phenol in Water by Cylindrical Wetted-Wall Reactor Using Direct Contact of Gas Corona Discharge", *Ind. Eng. Chem. Res.*, Vol.42, No.22, pp.5423-5428 (2003)
- (7) T. Iijima, Y. Okita, K. Kubo, R. Makise, and T. Murata : "New Oxidation Technology by Using OH Radical with Long Lifetime in Plasma", *Proc. 17th World Ozone Congress*, IV.2.7, pp.1-11 (2005)
- (8) A. Yamatake, J. Fletcher, K. Yasuoka, and S. Ishii : "Water Treatment by Fast Oxygen Radical Flow with DC Driven Micro-Hollow Cathode Discharge", *IEEE Trans. Plasma Sci.*, pp.1375-1381 (2006)
- (9) B. Sun, M. Sato, and J. S. Clements : "Optical study of active species produced by a pulsed streamer corona discharge in water", *J. Electrostatic*, Vol.39, pp.189-202 (1997)
- (10) 水ハンドブック, p.318, 丸善 (2003)
- (11) F. Tochikubo, S. Uchida, and T. Watanabe : "Study on Decay Characteristics of OH Radical Density in Pulsed Discharge in Ar/H₂O", *Jpn. J. Appl. Phys.*, Vol.43, No.1, pp.315-320 (2004)
- (12) C. Lee, D. B. Graves, M. A. Lieberman, and D. W. Hess : "Global-Model of Plasma Chemistry in a High-Density Oxygen Discharge", *J. Electrochem. Soc.*, Vol.141, No.6, pp.1546-1555 (1994)
- (13) R. Peyrou, P. Pignolet, and B. Held : "Kinetic simulation of gaseous species created by electrical discharge in dry or humid oxygen", *J. Phys. D : Appl. Phys.*, Vol.22, pp.1658-1667 (1989)
- (14) R. Atkinson, D. L. Baulch, R. A. Cox, R. F. Hampson, Jr., J. A. Kerr, and J. Troe : "Evaluated Kinetic and Photochemical Data for Atmospheric Chemistry: Supplement III. IUPAC Subcommittee on Gas Kinetic Data Evaluation for Atmospheric Chemistry", *J. Phys. Chem. Ref. Data*, Vol.18, p.881 (1989)
- (15) D. L. Baulch, C. J. Cobos, R. A. Cox, C. Esser, P. Frank, Th. Just, J. A. Kerr, M. J. Troe, R. W. Walker, and J. Warnatz : "Evaluated Kinetic Data for Combustion Modelling", *J. Phys. Chem. Ref. Data*, Vol.21, p.411 (1992)

佐藤 圭 輔 (学生員) 1983 年 7 月 2 日生。2006 年 3 月東京工業大学工学部電気電子工学科卒業。同年 4 月同大学大学院理工学研究科電気電子工学専攻入学、現在に至る。主に、プラズマを用いた水処理の研究に従事。

安岡 康 一 (正員) 1955 年 9 月 22 日生。1983 年 3 月東京工業大学大学院博士課程修了。同年 (株) 東芝入社。1995 年東京工業大学助教授を経て 2007 年教授。現在に至る。大気圧プラズマ、EHD 研究に従事。工学博士。IEEE, 応用物理学会, 静電気学会, オゾン協会会員。

石井 彰 三 (正員) 1945 年 12 月 16 日生。1973 年 3 月東京工業大学大学院理工学研究科電気工学専攻博士課程修了。同年 4 月東京工業大学工学部助手、助教授を経て、1990 年教授、現在に至る。主として、気体・液体・固体を用いたマイクロプラズマの研究に従事。工学博士。応用物理学会, IEEE 会員。