生物活性炭による河川水からの有機物除去効果の長期変化

亀 屋 隆 志* 桃 井 清 至*
浦 野 紘 平** 大 垣 眞一郎***

Changes on Removal Effects of Organic Pollutants in River Water by Biological Activated Carbon in Long Term

Takashi KAMEYA*, Kiyoshi MOMONOI*,
Kohei URANO** and Shinichiro OHGAKI***

* Division of Environmental Systems Engineering, Nagaoka University of Technology, 1603-1, Kamitomioka-machi, Nagaoka 940-21 Japan

** Laboratory of Safety and Environmental Engineering, Yokohama National University, 79-5, Tokiwadai, Hodogaya-ku, Yokohama 240 Japan

*** Department of Urban Engineering, The University of Tokyo, 7-3-1, Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113 Japan

Abstract

In this study, actual river water, that was pretreated by coagulation sedimentation, was treated in a fixed bed mini-column of biological activated carbon (BAC) or sand for a very long term about 1,800 days, and the changes of effects to remove organic compounds by biodegradations and adsorption were investigated. In sand column which has only biodegradation effect by biofilm, 34% of organic compounds as TOC could be removed after one or two months of lag time. Biodegradation of organic compounds which had adsorbed once in pores brought about the extension of adsorption ability of BAC, and pore volume was recovered. Adsorption ability decreased with pore volume decrease by adsorption of organic compounds which were hardly degradable, and TOC removal ratio of BAC decreased gradually and became as same as that for sand after a long time.

Key words: biological activated carbon, pore volume, bioregeneration, drinking water, advanced water treatment

1. はじめに

粒状活性炭 (GAC) を用いた水処理は、異臭物質や界面活性剤をはじめとする微量の合成化学物質および有機ハロゲン化合物 (TOX) の生成原因となるフミン質などの水道原水中の主たる有機物成分を除去するための最も有効な高度浄水処理方法として期待され、近年多くの研究が行われている¹⁻⁵⁾。特に、GAC の優れた吸着効果に加え、GAC の表面に形成する生物膜による分解効果 (生物膜効果) および一度吸着した有機物が分解除去される生物再生により吸着効果が長期間にわたって継続する、いわゆる生物活性炭 (BAC) の機能が注目されている⁶⁻²²⁾。しかし、多様な有機物を含む実際の河川水についての BAC 装置の設計や運転管理の最適化を行うには、生物膜効果および吸着効果のそれぞれが有機物除去にどの

程度寄与し、また、長期的にどのように変化するか明らかにするとともに、生物再生による吸着効果の変化を定量的に解析して活性炭の寿命を明らかにする必要がある。そこで本研究では、生物膜効果と吸着効果とを合わせ持つ BAC と生物膜効果のみの砂のミニカラム装置を用いて、実河川水を凝集沈殿した水を約1,800日間の長期に及ぶ連続処理を行い、通水時間や空塔接触時間 (θ) による有機物除去効果の変化を解析するとともに、活性炭細孔容積を測定して細孔内での物質収支を明確にすることにより、生物再生が吸着性能低下を遅らせている証拠を明らかにした。

2. 実 験

2.1 試 料

2.1.1 試料水

* 長岡技術科学大学環境・建設系 〒940-21 新潟県長岡市上富岡町1603-1

** 横浜国立大学工学部 〒240 横浜市保土ヶ谷区常盤台79-5

*** 東京大学大学院工学系研究科 〒113 文京区本郷 7-3-1

Table 1 Qualities of sample water

	Min.	Max.	Ave.
A ₂₆₀ (50mm cell)	0.035	~ 0.122	0.069
TOC (mg/L)	0.54	~ 2.16	1.14

Fig. 1 Mini-column fixed bed adsorption apparatus

実験期間中の試料水の水質を Table 1 に示す。相模川下流の神奈川県寒川浄水場の沈砂池を通過した原水を概ね 2 週間ごとに実験室に持ち帰り、ポリ塩化アルミニウムを Al_2O_3 換算で $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度添加して攪拌し、4 時間以上静置して凝集沈殿を行った後、砂濾過の代わりに東洋 ADVANTEC 社製の No. 1 と No. 5 C の汙紙を重ねて吸引濾過した水を試料水とした。試料水は 4°C の冷蔵庫内で有機物が分解しないように保管したが、採水日の天候や季節の変化などにより約 4 倍の水質変動があった。

2.1.2 粒状活性炭および砂

Calgon 社製の石炭原料の GAC である F400 を用いた。また、細孔を持たない汙過用の天然砂も比較対象に用いた。F400 と砂は、粒径を $0.50\text{mm}\sim 0.71\text{mm}$ (平均 0.61mm) にふるい分け、微粉を水洗して乾燥し、 110°C の窒素ガス中で 3 時間以上精製した後、純水中で減圧脱気して細孔内の空気を十分に追い出して使用した。

2.2 装置および実験方法

実験には Fig. 1 に示すようなミニカラム装置を 15°C の恒温水槽に設置して用いた¹³⁾。カラムは、内径 12mm のアクリル製で、活性炭または砂を 16cm 充填して直列に 4 本つなぎ、各カラム出口に採水口を設けた。1 本目カラムの前段には気泡や懸濁物質の流入を阻止するためのガラスウールのプレカラムを設置した。試料水は、液体側境界膜拡散が吸着速度に影響しない線速度 $6.4\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ で通水し、空塔接触時間 (θ) が 2.5min , 5.0min , 7.5min , 10.0min , すなわち空間速度 (SV) が 24h^{-1} , 12h^{-1} , 8h^{-1} , 6h^{-1} に相当する処理水を得た。有機物濃度は、全有機炭素 (TOC) や波長 260nm での吸光度 (A_{260}) を測定して求め、これら TOC や A_{260} でみた有機物除去率や (1) 式の積算 TOC 除去量 ($\text{mg}\cdot\text{C}\cdot\text{g}\cdot\text{AC}^{-1}$) の長期的な変化を解析した。

カラム i での積算 TOC 除去量

$$= \sum_{\Delta t} \frac{(C_{i-1} - C_i) \cdot F \cdot \Delta t}{W_i} \quad (1)$$

C_{i-1} と C_i は i 本目カラムの入口と出口での TOC 濃度 ($\text{mg}\cdot\text{C}\cdot\text{l}^{-1}$)、 F は流量 ($\text{l}\cdot\text{d}^{-1}$)、 Δt は測定間隔 (d)、 W_i はカラム内の活性炭重量 ($\text{g}\cdot\text{AC}$) である。また、使用前と使用途中の活性炭を 110°C の乾燥器中で 3 時間以上乾燥させ、細孔分布を窒素吸着法による Porous Material Inc. 社製 BET Sorptometer で測定した。この装置は、一定容積のチャンバー内に活性炭を入れ、窒素の沸点 96.1K における窒素の吸着または脱離での圧力と吸着量の変化を測定し、毛管凝縮理論に基づく修正 Kelvin 式を用いた Cranston-Inkey の方法 (C. I. 法) で細孔容積分布を求めることができる。

2.3 有機物除去効果の解析方法

Camper ら⁹⁾は、生物活性炭においては、砂を担体とした場合に比べて単位容積あたりの細菌付着量が多いため、生物活性の増大がもたらされると報告しているが、有機物が吸着する活性炭の細孔径は数 nm 以下であり、 $1\mu\text{m}$ 程度の細菌がこの中に入ることは考えられない。これに対し、担体表面への細菌の付着速度は活性炭が砂に比べて速いが、最終的な付着細菌数は基質の供給速度によって支配されるため、活性炭も砂も概ね $10^7\sim 10^8\text{ cells}\cdot\text{g}\cdot\text{AC}^{-1}$ と同程度になる^{7,8,10,14,15)}ことが実験的に確かめられている。したがって、粒径の等しい GAC と砂の表面に形成される生物膜の濃度はほぼ等しいと考えられるので、生物膜効果は粒子の外表面積と θ でほぼ決まり¹³⁾、粒径と θ の等しい GAC と砂ではほぼ同じになる考えられる。このとき、BAC と砂との除去量の差を吸着効果による除去量と考えることができる。

また、生物再生は、一度吸着した有機物が分解除去されることによって減少した細孔容積が元に戻る効果と考えられるので、吸着効果による積算除去量 ($\text{mg}\cdot\text{C}\cdot\text{g}\cdot\text{AC}^{-1}$) と細孔容積減少量 ($\text{ml}\cdot\text{g}\cdot\text{AC}^{-1}$) との差を生物再生量 ($\text{mg}\cdot\text{C}\cdot\text{g}\cdot\text{AC}^{-1}$) とみることができる。これらの各効果による除去量の関係をまとめると (2) 式, (3) 式になる。なお、吸着した有機物量と細孔容積減少量との関係は、著者らの別報²²⁾において、本研究と同じ原水を用いた別実験で、その比 (有機物の密度) が約 $0.91\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、炭素換算で約 $460\text{mg}\cdot\text{C}\cdot\text{ml}^{-1}$ であることが実験的に確かめられている。

$$\begin{aligned} & (\text{生物活性炭での全除去量}) - (\text{砂での除去量}) \\ &= (\text{生物膜効果と吸着効果による除去量}) - (\text{生物膜効果による除去量}) \\ &= (\text{吸着効果による除去量}) \quad (2) \\ & (\text{生物再生量}) = (\text{吸着効果による積算除去量}) - (\text{細孔容積減少量}) \times 460 \quad (3) \end{aligned}$$

3. 結果と考察

3.1 A₂₆₀ と TOC の相関

A_{260} と TOC との関係を Fig. 2a, Fig. 2b, Fig. 2c に示す。試料水の濃度が低いいためばらつきが大きいが、別報^{2,13)}と同様に、河川水とその凝沈水では (4) 式の切片のある直線関係で近似された。また、砂処理水では (5) 式の原点を通る直線関係で近似された。一方、F400 処理水では、原点を通る (6) 式の直線関係で近似され、砂の場合に比べ

Fig. 2 Relationships between A_{260} and TOC in sample waters and treated waters by F400 and sand

A_{260} と TOC との比 (A_{260}/TOC) が大きくなった。

$$\text{TOC} = 7.0 \cdot A_{260} + 0.5 \quad (r = 0.65) \quad (4)$$

$$\text{TOC} = 14 \cdot A_{260} \quad (r = 0.62) \quad (5)$$

$$\text{TOC} = 20 \cdot A_{260} \quad (r = 0.60) \quad (6)$$

すなわち、(4)式の切片に相当する A_{260} のない有機物は砂でも BAC でも生分解されて除去されやすく、 A_{260} の高い有機物は BAC に吸着されやすいことがわかった。したがって、BAC では吸着性能の低下とともに TOC 除去率が A_{260} 除去率に比べて小さくなると考えられる。なお、以下の検討では、TOC を全有機物濃度の指標とすることにした。

Fig. 3 Changes of TOC removal for sand at each empty bed contact time

Fig. 4 Changes of cumulative TOC removal for sand in each empty bed contact time. *Converted from sand to F400 of same volume

Fig. 5 Relationships between empty bed contact time and TOC removal for F400 and sand

3.2 砂カラムでの TOC 除去性能

砂カラムでの TOC 除去率の経日変化を Fig. 3 に示す。TOC 除去率は、約 1 カ月から 2 カ月程度かけて上昇し、その後流入水質が変動した影響でばらついたが、約 1 年後には θ ごとにほぼ一定になった。すなわち、河川水の凝沈水を GAC で処理した場合にも、GAC 表面に比較的短期間に生物膜が形成されて BAC となるが、生物膜が安定するまでには約 1 年程度必要であると推定された。

砂カラムでの積算 TOC 除去量の経日変化を Fig. 4 に示す。ただし、後述する活性炭との比較のため、単位重量の活性炭と同体積の砂あたりの積算 TOC 除去量で示している。生物膜が安定した数百日以降は積算 TOC 除去量が直線的に増加し、生物膜効果による TOC 除去速度がほぼ一定になることがわかった。このときの θ と

Fig. 6 Relationship between empty bed contact time and TOC removal rate for sand after long time

Fig. 7 Changes of TOC removal for F400 at each empty bed contact time

平均 TOC 除去率との関係を Fig. 5 に黒丸で示す。また、各 θ に対応するカラム内の平均 TOC 除去速度を Fig. 6 に示す。これより、河川水中有機物は分解速度が小さいため θ の大きなところでも TOC 除去が行われるが、河川水中の有機物のうち生物膜効果で分解除去可能な有機物の量が限られるため、 θ の増加につれて TOC 除去率が頭打ちになることがわかった。

3.3 生物活性炭カラムでの TOC 除去性能

F400での TOC 除去率の経日変化を Fig. 7 に、積算 TOC 除去量の経日変化を Fig. 8 に示す。 θ を大きくしても吸着性能が極めて高い通水開始直後の TOC 除去率が85%程度以上にならないことから、河川水中には吸着除去できない有機物が存在することが確かめられた。数百日程度までの期間は、吸着性能は低下するが生物膜の形成が進むので、TOC 除去率が砂の2倍以上となる状態が続き、積算 TOC 除去量はみかけ上直線的に増加した。その後数百日以降は、生物膜効果はほぼ一定となるが吸着効果はさらに低下するため、TOC 除去率は通水日数とともに徐々に低下し、積算 TOC 除去量は上に凸の曲線となった。さらに長期間通水すると吸着性能がかなり低下して、TOC 除去率はほぼ一定となった。すなわち、F400での TOC 除去率は、 θ が2.5min では約900日以降は約15%、5.0min では約1,300日以降は約27%、7.5min では約1,500日以降は約38%となり、それぞれ砂での TOC 除去率に近い値となり、このとき、積算 TOC 除去量の増加速度は Fig. 4 に示した砂の場合とほぼ同じ傾きまで低下することがわかった。すなわち、BAC に長期間通水するとカラム入口付近から順に吸着効果が失われ

Fig. 8 Changes of cumulative TOC removal for F400 in each empty bed contact time

Fig. 9 Changes of cumulative TOC removal amounts by adsorption effect estimated as difference between F400 and sand in each empty bed contact time

Fig. 10 TOC removal rate for F400 and sand in each empty bed contact time

て生物膜効果のみの砂と同程度の有機物しか除去できなくなることが確かめられた。

また、各通水日数における F400での θ と TOC 除去率との関係を Fig. 5 に白抜き記号で示した。 θ が小さいカラム入口付近では F400での TOC 除去率が短期間に砂の場合に近づくが、 θ が大きいところでは両者は長期間離れたままとなり、F400の吸着能力が長期間維持されることがわかった。

3.4 吸着効果による TOC 除去性能

F400での吸着効果による積算 TOC 除去量の経日変化を Fig. 9 に示す。吸着効果による積算 TOC 除去量は、通水初期は速やかに増加したが、その後は次第に頭打ちになった。この傾向は θ の小さいところほど顕著に現れた。また、 θ が7.5~10.0min の4本目カラムでは、約1,800日後でも吸着効果が若干持続していた。

各 θ の位置での生物膜効果および吸着効果による

Fig. 11 Typical example of adsorption isotherm of organic substances in sample water for F400

Fig. 12 Changes of pore volume decrease for F400 in each empty bed contact time

TOC 除去速度の変化を Fig. 10 に示す。通水初期には吸着効果が大きく寄与して全体の TOC 除去速度がかなり高いが、カラム入口付近から順に吸着効果が低下し、生物膜効果の寄与が大きくなる。このため、BAC での TOC 除去は長期的には徐々に生物膜効果に依存するようになることがわかった。

ここで、試料水を砂カラムに通水して生物膜効果で除去可能な TOC 成分をあらかじめ除去した水を約 5 倍に減圧濃縮し、この濃縮水 500mL に F400 の粉末を 10mg ~ 100mg 投入して求めた吸着等温線の典型例を Fig. 11 に示す。この方法では、活性炭を過剰に投入すると吸着可能な成分がほとんど吸着して試料水中には吸着できない成分のみが残るため、図中 (i) のように等温線がある濃度で大きく折れ曲がって垂直になる。この濃度を差し引いて求めた吸着可能な成分のみの吸着等温線は図中 (ii) のように両対数でほぼ直線で近似できた。これより、実験期間中の試料水の平均濃度約 $1.1 \text{ mg-C} \cdot \text{L}^{-1}$ に対する平衡吸着量は約 $55 \text{ mg-C} \cdot \text{g-AC}^{-1}$ とみられたが、Fig. 9 の吸着効果で除去された TOC はこの約 3 倍と大きく上回ることがわかった。

3.5 細孔容積の減少

カラム入口から各 θ の位置の活性炭の細孔容積減少量の経日変化を Fig. 12 に示す。細孔容積減少量は、 θ の小さいところでは速やかに、 θ の大きいところではゆっ

Fig. 13 Relationship between cumulative TOC removal amount by adsorption effect and pore volume decrease in each empty bed contact time

くりと上昇したが、いずれも上に凸型の曲線となり徐々に頭打ちになった。ここで、F400 では吸着量が極少ない通水初期に細孔の一部が閉塞して細孔容積が $0.05 \text{ mL} \cdot \text{g-AC}^{-1}$ 程度減少する²²⁾ので、図中に破線で示したこの初期閉塞分を差し引くと、細孔容積減少量は約 $0.12 \text{ mL} \cdot \text{g-AC}^{-1}$ で頭打ちになり、この結果は Fig. 9 に示した吸着効果による積算 TOC 除去量の変化と対応することがわかった。すなわち、活性炭の細孔容積の減少にともなって吸着能力が低下することが実験的に明らかになり、細孔容積を時間変化とともに測定することによって活性炭の吸着性能の変化をある程度評価できると考えられた。

3.6 生物再生による吸着除去量の増加

湖沼の底質や腐葉土中に存在するフミン質の炭素含有率は約 50%²³⁾であり、また、前述のように活性炭細孔内に吸着した TOC 成分の密度は約 $0.91 \text{ g} \cdot \text{mL}^{-1}$ ($460 \text{ mg-C} \cdot \text{mL}^{-1}$) である²²⁾から、吸着効果による積算 TOC 除去量 ($\text{mg-C} \cdot \text{g-AC}^{-1}$) を細孔容積減少量 ($\text{mL} \cdot \text{g-AC}^{-1}$) に換算し、実測値と比較して Fig. 13 に示す。吸着効果で除去された TOC が蓄積したままであれば、積算 TOC 除去量と細孔容積減少量は図中の破線に沿って平衡吸着量まで増加することになるが、実際には細孔容積減少量は積算 TOC 除去量よりかなり小さくなった。この実験結果は、一度吸着した TOC 成分のかかなりの部分が生物再生で分解除去されて細孔容積が回復し、吸着性能が長時間持続したことを明確に示している。

なお、活性炭の吸着除去量が増加する現象を細菌が活性炭を担体とすることで生物膜効果が高められる「生物活性炭化効果」と捉える報告^{7,15,24,25)}もあるが、前述したように長期間通水した BAC と砂では TOC 除去率がほぼ等しくなることから、このような生物活性炭化効果はほとんどないと考えられた。

また、活性炭細孔内には生物再生されない有機物が次第に蓄積して細孔容積が減少し、吸着効果はやがて失われるが、生物再生されやすい有機物が多く含まれる水では、生物再生によって活性炭の寿命が大きく延長されるものと考えられる。このように、BAC では有機物の吸着性と生分解性の両者によって活性炭の寿命が決まるので、処理性能を予測する場合には、使用する活性炭と処

理する水について、生物膜効果による分解速度と分解率、活性炭への平衡吸着量と吸着速度、および生物再生による分解速度を明らかにする必要があると考えられた。

4. ま と め

本研究では、実河川水を生物活性炭 (BAC) で処理する場合の吸着と生物分解による有機物除去効果の長期的な変化を、粒状活性炭あるいは砂を充填したミニカラム装置で約1,800日に及ぶ長期間連続処理を行って、TOC除去率や積算 TOC 除去量および活性炭の細孔容積の変化から解析し、以下の結論を得た。

1) 試料水中の A_{260} と TOC との間には、ばらつきの大きい直線的相関が認められた。 A_{260} のない有機物は生物膜効果で除去されやすく、 A_{260} の高い有機物は吸着効果で除去されやすいことがわかった。

2) 砂では通水1~2カ月で生物膜効果が現れ、約1年後には TOC 除去率が θ ごとにほぼ一定となり、このとき、TOC 除去率の θ による変化は上に凸型の曲線となって頭打ちになることがわかった。

3) BAC の吸着性能が極めて高い通水開始直後でも TOC 除去率が85%程度であること、吸着等温線がある濃度で折れて垂直になることから、河川水中には吸着除去できない有機物が存在することが確かめられた。

4) BAC では、吸着効果が大きい数百日間は TOC 除去率が砂の2倍以上となるが、長期間通水するとカラム入口から順に吸着効果が失われて生物膜効果のみの砂と同程度の有機物しか除去できなくなることがわかった。

5) 約1,800日間の通水期間に吸着効果で除去された TOC は平衡吸着量および細孔容積減少量の約3倍となり、一度吸着した有機物が細孔内から分解除去され、吸着能力が長期間持続することが実験的に確かめられた。

6) 生分解されにくい有機物が活性炭の細孔内に蓄積するため、カラム入口付近の活性炭から順に細孔容積が減少して吸着能力が低下することが実験的に確かめられた。

謝 辞

本研究を行うにあたり、神奈川県企業庁水道局寒川浄水場の皆川欽一氏をはじめとする皆様に多大なご協力をいただいた。また、当時横浜国立大学工学部の学生だった矢澤賢一郎氏、飯島正暢氏、平岩俊也氏、波田達也氏には長期間連携したデータ収集にご協力をいただいた。ここに記して深く感謝の意を表します。

(原稿受付 1997年3月5日)

(原稿受理 1997年5月29日)

参 考 文 献

- Lykins, B. W. Jr., Clark, M. and Adams, J. Q. (1988) Granular activated carbon for controlling THMs, *Jour. AWWA*, 80 (5), 85-92.
- 浦野紘平, 渡部茂樹, 岩瀬葉子, 藤江幸一 (1991) 有機ハロゲン前駆物質の分子量と粒状活性炭の固定床吸着性能, 水質汚濁研究, 14, 451-459.
- Crittenden, J. C., Vaitheeswaran, K., Hand, D. W., Howe, E. W., Aieta, E. M., Tate, C. H., McGuire, M. J. and Davis, M. K. (1993) Removal of dissolved organic carbon using granular activated carbon, *Water Research*, 27, 715-721.
- Sorial, G. A., Suidan, M. T., Vidic, R. D. and Brenner, R. C. (1993) Effect of GAC characteristics on adsorption of organic pollutants, *Water Environ. Research*, 65, 53-57.
- 谷口光臣, 藤好紘一郎, 服部和夫, 堀真佐司, 湯浅晶, 中野重和 (1996) 大阪府における高度浄水処理用粒状活性炭の仕様に關する調査, 水道協会雑誌, 65(1), 33-46.
- Weber, W. J., Pibazari, M. and Melson, G. L. (1978) Biological growth on activated carbon: An investigation by scanning electron microscopy, *Environ. Sci. and Technol.*, 12, 817-819.
- Li, A. Y. and DiGiano, F. A. (1983) Availability of sorbed substrate for microbial degradation on granular activated carbon, *Jour. of Water Pollut. Control Fed.*, 55, 392-399.
- Maloney, S. W., Bancroft, K., Pipes, W. O. and Suffet, I. H. (1984) Bacterial TOC removal on sand and GAC, *Jour. of Environ. Eng.*, 110, 519-533.
- Camper, A. K., LeChevallier, M. W., Broadway, S. C. and McFeters, G. A. (1986) Bacteria associated with granular activated carbon particles in drinking water, *Applied and Environmental Microbiology*, 52, 434-438.
- 黒沢義乗, 真柄泰基, 武藤暢夫 (1988) 生物活性炭による有機性汚染物質の除去, 水質汚濁研究, 11, 590-598.
- Specchia, V., Ruggeri, B. and Gianetto, A. (1988) Mechanisms of activated carbon bioremoval, *Chem. Eng. Commun.*, 68, 99-117.
- Stewart, M. H., Wolfe, R. L. and Means, E. G. (1990) Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking water, *Appl. and Environ. Microbiol.*, 56, 3822-3829.
- 浦野紘平, 岩瀬葉子, 藤江幸一 (1992) モデル表流水の生物活性炭処理効果, 水環境学会誌, 15, 593-599.
- Nishijima, W., Tojo, M., Okada, M. and Murakami, A. (1992) Biodegradation of organic substances by biological activated carbon-Simulation of bacterial activity on granular activated carbon, *Water Sci. and Technol.*, 26, 2031-2034.
- 西嶋涉, 東條光峰, 岡田光正, 村上昭彦 (1992) 生物活性炭における低濃度有機化合物の分解除去, 水環境学会誌, 15, 683-689.
- Carls, M. A., Heffernan, K. M., Ziesemer, C. C. and Snyder, E. G. (1994) Comparison two GACs for adsorption and biostabilization, *Jour. AWWA*, 86 (3), 91-102.
- 鈴木基之, 王建中, 藤井隆夫, 迫田章義 (1995) 上水の生物活性炭処理におけるトリハロメタン前駆物質の挙動, 水環境学会誌, 18, 405-411.
- 西嶋涉, 金子侑, 江藤英司, 岡田光正 (1996) 活性炭に対する吸着性及び生分解性に基づく溶存有機物の分画, 水道協会雑誌, 65 (4), 25-30.
- 王建中, 迫田章義, 鈴木基之 (1996) クロマト法による生物活性炭層における有機物の挙動の検討, 化学工学論文集, 22, 317-325.
- Kim, W. H., Nishijima, W., Shoto, E. and Okada, M. (1996) Competitive removal of DOC by adsorption and biodegradation on biological activated carbon, *Water Sci. and Technol.*, 35, 147-154.
- Kameya, T., Hada, T. and Urano, K. (1997) Changes of adsorption capacity and pore distribution of biological activated carbon on advanced water treatment, *Water Sci. and Technol.*, 35, 155-162.
- 松原英隆 (1994) 水中フミン質の塩素との反応特性と構造に関する研究, 横浜国立大学工学部博士論文.
- Prober, R., Pyeha, J. J. and Kidon, W. E. (1975) Interaction of activated carbon with dissolved oxygen, *AIChE Jour.*, 21, 1200-1214.
- Yagi, M., Nakashima, S. and Muramoto, S. (1988) Biological degradation of musty odor compounds, 2-methyl-isoborneol and geosmin, in a bio-active carbon filter, *Water Sci. and Technol.*, 20, 255-260.