地下水水質化学の基礎

6. 地中における微生物と化学

坂本一憲*

6. Microbiology and Chemistry in Soil Environment

Kazunori SAKAMOTO

1. はじめに

俗に「土は生きている」といわれるが、これはとりもなおさず土壤中に様々な生物が生息していて絶えず活発に活動しているからである。土壤生物は植物相から補給される有機物(植物遺体や根分泌物)から、あるいは直接藻類や光合成細菌等による光合成作用によって太陽エネルギーを取り入れており、土壌内では、生産者(植物)―消費者(動物)―分解者(微生物)間での物質循環・エネルギーフローが活発に営まれている。これら土壤生物は土壌を構成する土壌粒子、水、空気の有機環境とともに土壌生態系を構成している(図1)。土壌生態系はまた地球生態系の重要な一員であり、大気や地下水系などの周辺環境との間で活発な物質交換を行うことで、これらに大きな影響を及ぼしている。

1991年に「土壌の汚染に係わる環境基準」が制定された。ここでは土壌生態系が持つ機能を「植物生産能」および「水の浄化と地下水のかん養」と定義しており、土壌による地下水の保全・浄化を重視している。これは土壌と地下水系とが密接

図1 土壌生態系の構成要素

な関係にあることが背景となっているが、土壌生態系が持つ環境浄化機能、およびこの基礎となっている土壌微生物の物質循環機能が法的にも積極的に評価されたものとしてたいへん注目すべきことである。

*千葉大学園芸学部

ここでは土壤微生物とその物質代謝能について解説し(服部・宮下、1996; 木村ほか、1994)、さらに最近問題化している地下水の硝酸汚染との関連について述べたい。

2. 土壤中の微生物

植物を除く種々の土壤生物は、大きくミミズ、ダニ、センチュウ、トビムシなどから成る土壤動物相と糸状菌(カビ)、細菌、藻類、原生動物から成る土壤微生物相とに分けられる。生物体の現存量をバイオマスというが、土壤動物のバイオマスは通常土壤生物の全バイオマスの5%以下に過ぎず、土壤生物のバイオマスの大部分は微生物で占められている。微生物のバイオマスは膨大で、1gの土壤には数十億の細菌と数百メートルの糸状菌菌糸のネットワークが形成されている。その種類も非常に多く、現在環境中の細菌の種類は約3千種、糸状菌は約7万種存在すると推定されている、実際はさらに10~20倍の種が存在すると考えられている。

土壤動物は土壤に永続的にあるいは一時的に生育し、そこで何らかの活動を行っており、顕微鏡的に小さいセンチュウから肉眼的に見られるミミズまで種々様々である。土壤動物の類別は形態、体の大きさ、食性、水分要求、移動性などによって行われている。

土壤微生物のバイオマスは、主に糸状菌と細菌によって占められており、森林、草地、そして畑土壤では、その50~80%は糸状菌である。しかし、水田のような嫌気的な土壤では細菌が大部分を占めている。土壤中の微生物相の例を図2に示した。

一般にカビ、キノコと言われている糸状菌は、直径が2~10 μ m程度の菌糸を分枝状に伸長させて生育し、菌糸の先端に胞子を着生する。地上に子実体を形成しそこに胞子を作るのがキノコである。土壤糸状菌は動植物の遺体を利用して腐生的に生活しているものが多いが、生きている植物根に共生している種類もある(菌根菌)。酵母は分類学的には糸状菌と同類であるが、土壤中には極めて少ない。糸状菌の土壤生態系での役割の中で最も重要なのは土壤中での各種有機物、とりわけセルロース、リグニンなどの生体高分子化合物の分

細菌

放線菌

糸状菌

藻類

原生動物

図2 土壤微生物の形態

解であろう。

細菌は土壤生態系の中で最も重要な微生物のひとつで、特に土壤生態系での物質循環の重要な担い手である。土壤細菌の大きさは約1 μ m程度で小さく、微生物の中で最も進化の低い原核細胞から成っている。その生化学的活性は高く普遍的であり、環境条件に対する適応性が広いため、広く自然界に普遍的に分布している。大部分の微生物相は他の生物と同様好気的で酸素の存在が生育の必要条件であるが、細菌の中には酸素の存在しない嫌気的条件下で生育・活動できる種類がある。多くの細菌は有機物のエネルギーを利用しているが、植物のように光エネルギーを利用する種類や、無機化合物を酸化してエネルギーを獲得する種類がある。また細菌には空気中の窒素を単生、共生、共同的に固定できる種類がいる。シアノバクテリア(ラン藻)は光合成と空中窒素固定との両方を行

うことができる細菌で、水田土壌の肥沃度維持に役立っていると言われている。放線菌は菌糸を形成する細菌であるが、医学の分野では抗生物質を生産する微生物として知られている。土壌生態系においては、やはり広範囲の種類の有機物を分解・利用することが知られている。そのほか極度な温度条件や特殊な有害物質に対する適応性をもつものなど多種多様である。

湿った土壌の表面には下等植物に属するが高等植物と同様に光合成作用をもつ藻類が見られる。藻類は特に水田や沼沢地に多く繁殖しているのが見られる。土壌藻類の大きさは、単細胞が直径5~50 μm で、糸状のもの、連珠状のもの、単細胞のものなど形態は様々である。

土壌中に生息する原生動物は大部分100 μm 以下で肉眼では認められない。アメーバなどに代表される原生動物は細菌などを捕食して生活し、細菌のバイオマスの変動要因として重要であると言われている。

地下水にも微生物は存在する。地下水中の微生物は地下水に常住するものと土壌から移動してきたものとで構成されている。各種の無機栄養細菌、低栄養下で増殖する低栄養細菌が存在しておりその多くは好気性菌である。菌数は地下試料1g当たり $10^2\sim10^5$ であり、細菌数の1割またはそれ以下の数の放線菌が認められることがある。またその分布は一様でなく、地下水の系列等による変動がある。糸状菌はまれに見い出され、原生動物の数も少ない。

3. 土壌中の物質代謝と微生物

地球上の生物にとって重要な元素を親生元素といい、炭素(C)、水素(H)、酸素(O)、窒素(N)、リン(P)、硫黄(S)などが含まれる。これらの元素は主要な生物体の構成元素であるが、土壌生態系におけるこれらの元素の挙動は土壌微生物の代謝活動によって著しく支配されている。微生物の活動がなければ、物質循環が停滞し植物と動物は生育できず、地球上の生態系は崩壊してしまう。以下各元素の微生物による代謝経路について述べる。

3.1 炭素の代謝

土壌環境では炭素は主として有機物として分布している。動植物遺体や土壌中の有機物は多種多様であるが、土壌微生物のエネルギー源として炭素源は主として、セルロース、ヘミセルロース、蛋白、脂肪、リグニン、キチン、それに土壌固有の有機物としての腐植酸などがある。いずれの有機化合物もその構造や利用される微生物の種類、土壌条件などによって代謝過程に相異があるものの、全般的にこれら有機化合物の生化学代謝過程にはある種の原則がある。

微生物菌体は生育のためのエネルギーは菌体細胞内での代謝活動によって得られるので、これらの有機化合物は細胞表面から細胞内に入る程度の大きさでなくてはならない。従って上に述べた有機化合物は普通一旦菌体外で、微生物によって生成・分泌される細胞外酵素によって加水分解され、より簡単な化合物として菌体内に吸収される。一般的には好气的条件下ではこのようにして菌体に吸収された有機化合物は、グリコースからピルビン酸への代謝経路(EMP経路)とピルビン酸からトリカルボン酸への代謝経路(TCAサイクル)を経て(図3)、グルコースの場合には次式のように

図3 土壌微生物による有機物の代謝経路

れる過程で副産物として N_2O が生産される。

また、土壌中にはこの硝酸を分子状酸素の代わりに呼吸作用に利用して、窒素ガスに還元する脱窒菌が広く分布している。脱窒作用は、原則的には硝酸からアンモニアまで還元される硝酸還元作用の一つで、脱窒菌はその還元過程で硝酸態窒素をアンモニア態窒素まで還元せず、途中で N_2 と極く微量の N_2O ガスに還元する。

土壌生態系では窒素は大部分有機態の形で多量存在しており、硝酸やアンモニアなどの無機態の形でしか窒素を吸収利用できない植物にとっては、一般的には窒素が生育の制限因子となっているといつてよい。農耕地土壌では化学肥料として無機態窒素を施用することは現代農業の常識となっているが、天然の土壌生態系では土壌微生物による土壌有機物の分解・無機化や空中の窒素固定に依存している。有機態窒素の土壌微生物による無機化作用はアンモニア化成とも呼ばれている。一方、土壌微生物自体も有機物分解の過程で菌体合成に必要な量の窒素を土壌から吸収する。つまり土壌中での無機態窒素の生成過程は土壌中の微生物の有機・無機化作用のバランスによって大きく左右されることになる。微生物菌体は一定の炭素量と窒素量の比率(C/N比)をもっており、この比率の高い生わらのような有機物が土壌に添加された場合には土壌の窒素成分は有機化の傾向に向かい、蛋白のような窒素含有率の高い有機物の場合には逆に無機化の傾向をたどる。土壌中で窒素成分が有機化か無機化の方向に向かう限界の有機物のC/N比は約20~30と推定されている。

3.3 リンの代謝

リンも生物にとって欠くことのできない元素の一つである。アデノシン三リン酸(ATP)やリン脂質化合物はそのリン結合ボンド中に生物学的エネルギーを貯え、生物代謝に重要な役割を果たしている。土壌には炭素の約100分の1の割合で存在し、窒素とともに土壌生態系の一次生産における制限因子となることがある。土壌中では大部分がファイチン、核酸、レシチンのような有機態の形で存在し、土壌微生物の活動によって分解、無機化して植物に利用され、土壌生態系におけるリンの代謝経路は図5に示した。

図5 土壌生態系におけるリンの代謝経路

無機リン酸塩は土壌に多量に存在する鉄やアルミニウムと結合して難溶性となり、植物によって吸収利用されがたくなる。土壌中の微生物は、シュウ酸、クエン酸、酪酸などの有機酸を生成したり(リン酸溶解菌)、硝酸化成菌や硫黄酸化細菌のように硝酸や硫酸を生成したり、あるいはまた、呼吸による炭酸ガス分圧の増加などによって難溶性のリンの有効化に役立つことも知られている。

土壌有機物中の全窒素と全リンとの割合はほぼ10:1で、添加有機物のリン含量が約0.1~0.2パーセントで土壌中のリンの有機化と無機化の限界濃度と推定され、これ以下のリン含量の有機物が土壌に投入された場合には、微生物と植物根との間にリン酸の吸収の競合がおこることが推定される。しかし、土壌中の微生物の多くは、フィターゼ、ヌクレアーゼ、フォスフォリパーゼなどの有機リンの無機化酵素をもっており、土壌中で無機リンの放出に役立っている。無機態リンは自然界では普通、酸素と結合した酸化物として存在するが、極めて低い還元条件下では嫌気性細菌の働きでフォスフィン(PH_3)となることが報告されているが、自然条件下でのフォスフィンの生成については未だに明らかにされていない。

3.4 硫黄の代謝

硫黄はシスチン、システイン、メチオニンなどのアミノ酸の成分として生物の活性には欠かすこ

とのできない元素である。土壌中では硫黄成分も大部分有機物として存在しており、土壌微生物による有機物分解によって無機化される。土壌中の無機態硫黄の代謝は、窒素の場合と極めて類似しており、好気的条件下では硫酸化細菌によって酸化されて硫酸(SO_4^{2-})となり、嫌気的条件下では硫酸還元菌によって硫化水素(H_2S)を生成する。硫黄の土壌生態系での代謝経路は図6に示した。

土壌中の有機態窒素と硫黄の含有率の比率はリンと類似して約10:1で、硫黄含量が約0.1~0.2パーセントが硫黄成分の土壌中での有機化・無機化の限界と推定される。窒素と硫黄は両成分ともタンパク質に多く含まれているので無機化の割合も同様と推定されるが、実際にはそれらの無機化量は両成分の土壌中での微生物学的、化学的作用の相異点などのため必ずしも一致しない。硫酸態硫黄は水田や底泥などの嫌気的条件下で還元されて硫化水素になるが、遊離の状態で存在することはあまりなく、普通は土壌中では鉄など反応して硫化物を形成する。微生物による硫酸還元過程は極めて特殊で、殆ど絶対嫌気性の硫酸還元菌 *Desulfovibrio* によって行われる。また硫化物の微生物的酸化も自然界では主として絶対好気性の硫黄酸化菌 *Thiobacillus* によって行われている。

3.5 鉄・マンガンの代謝

土壌中で鉄の2価から3価への酸化は一般にpHが4.5以上の場合には化学的に行われるが、pHが4.5以下の場合には微生物による作用が大部分である。鉄酸化細菌は硫酸化細菌、有柄細菌、

鞘皮細菌などのグループがある。水田や底泥などでは鉄は殆ど2価鉄として存在するが、この2価鉄の生成は大部分微生物の働きによる。水田の下層にしばしば発達する青灰色の還元層も一部、鉄還元を行う微生物の作用による。土中に埋めた鉄パイプなどが腐食してガス漏れを引き起こすことがあるが、嫌気的でpHが5.5以上の場合が多く、硫酸還元菌による硫酸還元作用と鉄の溶出が直接の原因である。土壌中での微生物による鉄の酸化や還元作用の例を次にあげる。

マンガンは土壌中に2価と4価の形で鉄とともに多量に存在する。鉄の場合と同様、嫌気的条件下で2価の形で水によくとけるがpHが中性付近では鉄の場合と異なり化学的に安定である。つまりpHが5.5~8.0では土壌微生物によるマンガンの酸化・還元作用が顕著に行われる。その作用の例を次式に示した。

水田表土中に存在する第二鉄や酸化マンガンは、湛水後微生物の作用によって還元され水とともに水田の下方に移動する。このように第一鉄や2価のマンガンとして溶脱した鉄やマンガンは、下方で再び酸化されて沈殿・集積する。林地のような酸化的土壌でも、寒冷、湿潤地帯の針葉樹林などで、地表にたまった植物遺体由来の酸性腐植のため、表土の鉄やアルミニウム、その他の塩類が溶脱して漂白層を形成することがある。このような現象を土壌のポドソル化とよんでいる。

4. 地下水系の硝酸汚染問題

近年における農業の集約化は食糧の増産には成功したが、化学肥料や農薬の大量使用により周辺環境へ様々な負荷を与える結果となった。この中

図6 土壌生態系における硫黄の代謝経路

の重要な問題のひとつが、土壤生態系から地下水系への硝酸態窒素の流出である。人体に入った硝酸は亜硝酸に還元され、乳児のヘモグロビンの機能を低下させる原因(メタヘモグロビン症)となったり、発ガン物質であるニトロサミンを生成するので、この問題に対する懸念は強い。WHO は、1945～1985年の間に硝酸態窒素 25mg L^{-1} 以上の水を飲まされていた乳幼児について2,000の症例と、そのうち160人の死亡例を報告している。

地下水の硝酸汚染はアメリカやEC諸国では早くも1970年代から問題化されていたが、わが国でも各地で汚染の実態が明らかになってきている。農林省が行った農業用地下水の水質調査によれば(農水省、1991)、調査された全国182地点の井戸のうち15.4%が飲料水の水質基準である 10mg L^{-1} を越えていた。土地利用別にみると水田地帯では107地点中の1地点が 10mg L^{-1} を越えていたのに対して、畑作地帯では75点中27地点、割合にすれば36%が基準値を越えていた。埼玉県における調査によれば、地下水の硝酸態窒素濃度は水田地帯では極めて軽微($0.3\sim 1.7\text{mg L}^{-1}$)であるが、普通畑地帯、集約畑地帯になるにつれて増大し($10.9\sim 17.2\text{mg L}^{-1}$)、茶園地帯では極めて高く(23.8mg L^{-1})、また畜産地帯や厩舎に近い井戸水では著しく高く($21.3\sim 46.0\text{mg L}^{-1}$)になっていた(日高、1992)。また長野県で行われた調査によれば、硝酸態窒素濃度は野菜・果樹栽培地帯では基準値をはるかに越えており、野菜作>果樹>普通作>水田>山地の順であった(臼田ほか、1990)。

地下水の硝酸汚染は多くの場合が施用された化学窒素肥料に起因している。施用される窒素肥料はわが国の場合アンモニア態窒素が多いが、これは速効性であるため速やかに土壤溶液中に溶け出し、硝化細菌の作用(硝化)により硝酸態窒素に酸化される(図4参照)。生成した硝酸態窒素は土壤に吸着しにくいアニオンであることから土壤中を容易に移動する。このため、作物・野菜等に吸収されなかった部分は土壤から降雨等によって溶脱し、下層の地下水を汚染するのである。このような現象は化学肥料以外にも、畜産廃棄物の土壤還元処理を行っている周辺、畜産廃棄物を野積みになっている休耕田・原野、酪農草地の周辺、また森林が大規模に伐採された地域でも認められてい

る。水田でも硝酸は生成するが、水が張られた水田土壤では下層が嫌氣的な還元部位になっており、ここに生息する脱窒細菌が硝酸を窒素ガスにするので地下水への影響はほとんどない(図4)。

化学肥料窒素の地下水への流出メカニズムを検討した研究は意外に少ない。この原因は主に肥料窒素の挙動・収支を現場圃場で追跡する正確かつ簡便な方法がないことにある。以下に小川(1995)の試験結果を示したい。

小川(1995)は茨城県農試内(表層腐植質黒ボク土)にモデル圃場(面積 10a 、表面流去水および地表下 1m 部位の土壤浸透水の採水が可能)を造成し野菜・穀類を栽培して、4年間(毎年4月～10月)の窒素肥料成分の収支を調査した。浸透水中の窒素は大部分が硝酸態であり、その濃度変化を施肥時期とともに示したのが、図7である。図によれば硝酸態窒素濃度は窒素肥料の施肥時期とは直接関係無く、波状の周期で変動し、前年に施肥した窒素や土壤から無機化した窒素が加わり、徐々に年と共に高まる傾向がみられた。標準施肥(342.5kg ha^{-1})区での年平均硝酸態窒素濃度は、 24.2mg L^{-1} であり、年間溶脱量は 75.7kg ha^{-1} であった。多肥(標準施用量の 1.7 倍)区では、平均濃度 48.2mg L^{-1} 、溶脱量は 149.5kg ha^{-1} にも達している。さらにこのモデル圃場内で重窒素(^{15}N)肥料を用いて野菜・穀類を栽培して、土壤中での施肥窒素の動向が調査された(図8)。ソルガム栽

図7 モデル畑圃場における浸透水中の硝酸態窒素の月別濃度変化(小川 1995)

↓は施肥時期を示す。分子は標準施肥区、分母は多量施肥区の窒素施用量(kg ha^{-1})を示す。

栽培作物：1974年 トウモロコシ・ハクサイ
1975年 グレインソルガム
1976年 ダイコン・ニンジン
1977年 トウモロコシ・ハクサイ

図8 モデル畑圃場における生育時期別肥料窒素の垂直分布(小川 1995)

窒素肥料は硫酸で窒素として 300kg ha^{-1} 施用。
栽培植物：グレインソルガム

培の場合、施肥後66日目までは肥料窒素の最大ピークは30～40cmにあり、70cm以下にはほとんど移行していなかった。収穫時には最大ピークは60～70cmに移り、1年後には作土層にわずかなピークがみられるものの、各層位とも 10mg kg^{-1} 以下となった。この実験における肥料窒素のピーク位置と施肥後の積算降水量との間には高い相関関係が認められ、他の作物の結果とともに判断すると、黒ボク土においては100mmの積算降水量によって肥料由来窒素のピークが約10cm降下すると見積もられた。今後このような基礎データが、土壌の種類別、気象条件別に調査されることが望まれる。また現場における測定技術の開発も急務な課題であるが、最近、窒素の安定同位体自然存在比を利用した測定法が検討され始め、その成果が期待されている(朴ほか、1995)。

以上述べたような地下水の硝酸汚染に対し、どのような汚染防止策が考えられるのであろうか。まず考えられているのが、作物の肥料利用効率を高めることを意図した肥培管理技術の改良である。これには、1)減肥、2)緩効性窒素肥料の使用、3)堆肥や有機質肥料の使用、4)肥料施用法の改良などが含まれる。1)については多くの野菜・穀類で肥料を20～30%減らしても収量および窒素吸収量が変わらないことが知られている。これは栽培品種や栽培方法で異なると考えられるが、各作物の窒素吸収特性と土壌養分条件を考慮した適切な

施肥量の設定が求められている。2)の緩効性肥料とは肥料成分をコーティングし、施用後徐々に溶解するように加工したものである。これらは各地の圃場試験で作用の窒素利用効率の向上が認められており、地下水汚染の防止効果が期待されている。3)に挙げた有機質肥料も窒素に関しては緩効的に機能する。また有機物は土壌改良効果があるため作物自身の窒素吸収能を向上させる効果も考えられ、優れた肥培管理技術といえる。4)の施肥法については、基肥を減らして追肥を増やしたり、全面全層施肥から溝施肥、条施肥に変えることにより施肥窒素の利用効率が高まることが知られている。

以上の技術は一圃場、一作毎に対処しようというものであるが、これに加えて、輪作導入による肥料の効率的利用や周辺に存在する水田・湿地帯の利用なども考えられている。前者は窒素吸収能の高い普通作物を過剰養分のクリーニングクロップとして輪作体系の中に組み込んで施肥管理を行うものである。多肥栽培が慣行化している野菜栽培ではできるだけ連作を避け、一定の輪作体系のもとに栽培を行うことが、連作障害を回避してより効率的な施肥法になると考えられる。後者は水田や湿地の脱窒作用を利用しようとするもので、一定地域内の各農業生態系および自然生態系をリンクさせることを意図している。以上述べたふたつの技術は地域輪作、地域複合といった地域を中心とした新しい農業生産システム、地域環境管理システムの構築が必要であり、農村振興計画等との連携が必要であろう。

土壌表層の浸透水中では高かった硝酸態窒素濃度が、地下水帯に近づくに連れ減少することがしばしば観察される。これは土壌水分が増加することによる希釈効果によるものが多いが、脱窒細菌による脱窒が起こっているのではないかという指摘がしばしばなされてきた(Jacobs and Gillian、1985)。実際、地下水帯は表層土壌に比べ嫌氣的であり酸化還元電位が低く、また脱窒細菌数が高いという報告(石塚・小野寺、1997)もあり、脱窒作用が期待される。しかしながら技術的な問題もあって未だ実際のどの程度の脱窒作用があるのかの実証はなされておらず、研究はあまり進展していない。

日本を含めた先進諸国では硝酸汚染に象徴されるような環境容量を越えた現代農業に危機感を強め、いわゆる環境保全型農業あるいは持続型農業への取り組みを開始している。21世紀における人口爆発と地球温暖化の問題をも考え合わせれば、環境に負荷を与えない持続的な農業を今後世界的に展開しなければ、人類の未来はかなり危機的なものとなろう。この講座で述べてきたように土壌生態系および地下水系における窒素等の物質代謝は土壌微生物が果たす役割がかなり大きい。しかしながら、環境中の微生物の生態にはまだまだ不明な点が多く、その利用も始まったばかりである。その影響の大きさを考えれば、土壌学分野以外の研究者・技術者等の参画によって土壌微生物研究の飛躍的な発展・拡大を計る時期にきているのではないかと著者は考えている。

参考文献

- 石塚成宏・小野寺真一(1997)： $\delta^{15}\text{N}$ 値による平地浅層地下水における脱窒の検証：茨城県南西部常総台地の例。土肥誌、68、1～7。
- 白田 誠・浅沼信治・佐々木喜一郎・黒沢和雄・松島松翠(1990)：地下水中の硝酸態窒素濃度の1年間の変動。日農医誌、39、726～727。
- 小川吉雄(1995)：水環境、庄子貞雄編『新農法への挑戦—生産・資源・環境との調和—』、博友社、43～62。
- 木村真人・仁王以智夫・丸本卓哉・金沢晋二郎・筒木潔・犬伏和之・植田 徹・松口龍彦・若尾紀夫・斎藤雅典・宮下清貴・山本広基・松本 聰(1994)：『土壌生化学』、朝倉書店。
- 農林省計画部資源課農村環境保全室(1991)：農業用地地下水の水質調査結果の概要。
- 服部 勉・宮下清貴(1996)：『土の微生物学』、養賢堂。
- 日高 伸(1992)：季刊肥料時報、No.1、37～39。
- 朴 光来・山本洋司・日高 伸・加藤 茂・熊澤喜久雄(1995)：埼玉県における露地野菜畑土壌からの浸透水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と $\delta^{15}\text{N}$ 値。土肥誌、66、146～154。
- Burt, T.P., A.L. Heathwaite and S.T.Trudgill (ed.) (1993)：Nitrate: Processes, Patterns and Management. Wiley & Sons, New York.
- Jacobs, T.C. and J.W. Gilliam (1985)：Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. J. Environ. Qual., 14, 472～478。
- (受付：1997年4月12日、受理：1997年10月6日)