

人工湿地における窒素除去速度の解析

要旨

序章

はじめに

既往の研究

目的

第1章

1.1 硝化反応

1.2 脱窒反応

1.3 窒素固定

1.4 湿地の土壤

1.5 植物

1.6 窒素のマクロフロー

第2章

2.1 モデルの概念

2.2 土壤への浸透がない場合

2.3 土壤への浸透がある場合

第3章

3.1 既往の研究に報告された窒素除去速度の整理

3.2 K_{SURF} 、 K_{INF} の算出

第4章

4.1 流出水濃度

4.2 浸透水濃度

4.3 窒素除去率

4.4 面積当たり窒素除去量

第5章

5.1 実験装置

5.2 サンプル採取法および測定

5.3 窒素除去速度

5.4 K_{SURF} と K_{INF} の算出

第6章

6.1 滞水休耕田

6.2 面積当たりの窒素除去速度の季節変動

6.3 窒素除去速度の濃度依存性

6.4 いくつかの温度・濃度条件下での窒素除去速度の推算

まとめ

Appendix

Reference

要 旨

湛水休耕田での実測データに基づき、休耕田の窒素除去速度を推算するモデルを作製した。そして北陸では冬季を除外して考えると、硝酸態窒素の除去に対して最大能力を引き出すためには、特に季節に応じた供給水量の調整が必要であることを明らかにした。

序 章

はじめに

我が国における近年の公共水域の水質汚濁状況をみると、後背地に汚濁源を抱える内海、湖沼等の閉鎖性水域における環境基準の達成率が依然として低い⁶⁸⁾。これは、流入する汚濁負荷が大きい上に、汚濁物質が蓄積されやすいためである。さらに、窒素・リンを含む汚水が流入し、藻類等の水生生物が異常繁殖して起きる富栄養化なども問題になっている。これらの汚染物質の発生源は、農村からの生活雑排水、畜産のし尿、農業排水など、面的に存在し、都市型排水のように一括回収して処理することが難しい。閉鎖性水域の水質改善を図るために、その水域に流入する汚濁負荷を効果的に削減することが必要となる。

一方、我が国では1971年から導入された米の生産調整、いわゆる「減反政策」により65.9万ヘクタールの休耕田（1995年度）が存在する⁶⁷⁾。これは国土面積の約2%に及び、有効利用されないまま放置されている場合が多い。そこで、その有効利用方法の一つとして休耕田の一部に排水を引き入れ、湛水状態に保ち人工の湿地として窒素の流出を管理する事が考えられる。湿地には富栄養化の原因となる窒素、リン等の栄養塩を除去する能力があることが広く知られており、実際に湿地を用いて排水処理を行っている例も少なくない^{25) 38)}。本研究では、湛水休耕田を排水処理ではなく、農業地から流出した表流水など、硝酸態窒素濃度の高く、有機物濃度の低い水からの窒素除去を想定し、湛水休耕田の窒素除去能について検討を進める。このような湛水休耕田には次のような特徴があると考えられる。

- 1) 経済的に極めて安く実施できること
- 2) 維持管理が容易であること
- 3) 様々な水生生物に生息の場を与えること
- 4) 地球温暖化の原因となる炭酸ガスを土壤中に蓄積するシンク機能を有すること

既往の研究

湿地における窒素除去には、脱窒、植物への吸収、土壤への蓄積などさまざまなメカニズムが関与していることが知られている。従って、メカニステイックなモデルを作成するには、これらの機構をモデルに組み込む必要があるが、現在のところ、それに見合うだけの情報を得ることは難しい。

一方、湿地、水田などの湛水状態あるいはそれに近い状態の自然系の窒素除去速度については、すでに数多くの研究が行われており、さまざまな知見が蓄積されつつある。

田淵ら⁶⁶⁾は、湛水水田の土壤を用いた植生なしの室内実験を行い、その硝酸態窒素除去を調査している。その中で田渕らは、「湛水液中において、初期硝酸態窒素濃度 x [mg · L⁻¹] が高くなるにつれて、窒素除去量 Y [g · m⁻² · d⁻¹] は大きくなり、その関係は $Y = \alpha x$ の一次反応式で近似でき、20 °Cでの比例係数 α は 0.01 近傍にある。」と報告している。また、田淵らは水温と硝酸態窒素の除去量の関係についても調査⁵⁴⁾を行っており、「室内の無植生下の実験で、水温を 10 °C、20 °C、30 °C、40 °C の 4 段階に変えて実験を行い、 $\alpha = 0.000011 T^2 + 0.005$ の関係式が得られ、硝酸態窒素除去量に対する水温の影響は大きい。」と報告している。

細見ら²²⁾は、アシ、ガマを中心とした水生植物が繁茂した湛水休耕田を用いて、そこで生活排水の除去効果を調査している。その結果、年平均の全窒素除去速度は、0.13 g · m⁻² · d⁻¹であり、冬季（1月から3月）においては、0.10 g · m⁻² · d⁻¹となり、夏季よりも除去速度が遅くなるものの、年間を通じて全窒素が除去されるとしている。また、ヨシを用いた人工湿地を、表面流れ方式と浸透流れ方式（ヨシフィルター）の2つの排水処理システムに分けて調査⁶⁴⁾しており、浸透流れ方式のほうが、10倍以上窒素除去能力が優れていると報告している。

川西ら⁴⁹⁾は、流入硝酸態窒素濃度の低い湛水休耕田の物質収支を、2年間（無雪期、5月～12月）にわたって調査している。窒素に関しては、水生植物による吸収量が 15 ~ 18 gN · m⁻² · yr⁻¹、土壤への吸着量が 4 ~ 22 gN · m⁻² · yr⁻¹、脱窒量は 8 gN · m⁻² · yr⁻¹であり、調査地を通過する間に 9 ~ 20 gN · m⁻² · yr⁻¹ の硝酸態窒素が水中から消失し、流入硝酸態窒素が低濃度の休耕田でも、水中からの窒素除去機能を保持していることを確認している。

戸田ら⁵⁹⁾は、茶園一水田連鎖系において、水田による窒素流出負荷低減効果について調査を行っている。調査水田における灌漑期間（99日）の窒素収支は、流入窒素量が 314 kgN · ha⁻¹ · yr⁻¹、流出窒素量が 80 kgN · ha⁻¹ · yr⁻¹で、差し引き 234 kgN · ha⁻¹ · yr⁻¹ が調査水田を流下中に除去され、窒素除去では脱窒の効果が大きいとしている。

目的

休耕田や湿地を窒素除去に利用する際には、どの程度の供給水量を設定すれば良いか、また、浸透流量の大きさが流出、浸透水水質、および窒素の除去速度にどのように影響するのかということが問題になってくる。従って、本研究では休耕田や湿地における窒素除去速度を評価するために次のような事項について検討した。

- 1) 田渕ら⁶⁶⁾の知見をもとに、面積当たりの硝酸態窒素除去速度係数がその流入濃度に比例すると仮定し、湛水部での面積当たりの硝酸態窒素除去速度係数 (K_{surf}) を導入して、モデルを立てた。ま

た、土壤部でも同様の仮定が成り立つとし、土壤部での面積当たりの硝酸態窒素除去速度係数を K_{inf} とした。

- 2) 既往の研究を整理して、 K_{surf} 、 K_{inf} の代表値を求め、湿地、水田、湛水休耕田において、面積当たりの供給水量と浸透水量の大きさが窒素除去速度にどの程度影響をおよぼすか検討した。
- 3) 休耕田から採取した土壤と植物を用いて屋内実験を行い、それぞれ表面流方式と浸透流方式に分けて、硝酸態窒素除去速度の評価を行った。
- 4) 屋外での湛水休耕田⁶⁹⁾、屋内実験、文献値をもとに湛水休耕田の表面流における窒素除去速度の濃度依存性、温度依存性について検討した。
- 5) モデルにより、いくつかの温度、流入硝酸態窒素濃度条件下での表面流における窒素除去効果と面積当たりの供給水量との関係を推算した。

第1章

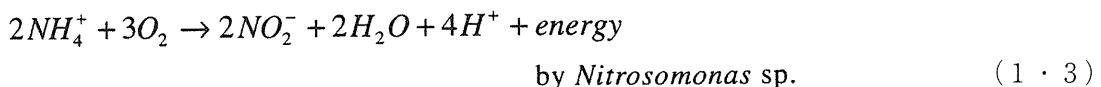
湿地は、他の自然系とは異なる微生物反応サイクルを持っている。湿地の土壤表層は、常に酸素の豊富な好気性層で物質の酸化が行われている。一方、脱窒やメタノール生成といった反応は嫌気性の土壤深部で行われている^{43) 56)}。嫌気性層中の反応の多くは微生物の数に影響される。また、湿地には窒素やリンのシンク機能があることが知られている。この章では、湿地での微生物反応とシンク機能について述べる。

1.1 硝化反応

図1・1に湛水湿地での窒素除去の流れを大まかに示す。まず第一の反応である有機窒素の分解は、有機物の存在下で微生物によって起こり、アンモニア態窒素が生成される。この反応はアンモニア化と呼ばれ、嫌気性、好気性の両条件下で起こる。アンモニア化の反応は、一般に次の式で与えられる。



土壤中でアンモニア態窒素 (NH_4^+) は、微生物や植物の根に吸着されて再び有機窒素に変化したり、マイナスのイオン基を持つ土壤粒子に吸着されて蓄積される。湿地の土壤の深部は嫌気性であるため、アンモニア態窒素が酸化されず土壤中に過剰に供給される。そのため、好気性である土壤表層と濃度差が生じ、アンモニア態窒素は土壤表層へと上方拡散して行く。アンモニア態窒素は好気性土壤、および地表面水中で酸化される。これは硝化反応と呼ばれている。



硝化はアンモニア態窒素を硝酸態窒素に酸化させる反応であり、十分な酸素がある植物の根圏で起こる。

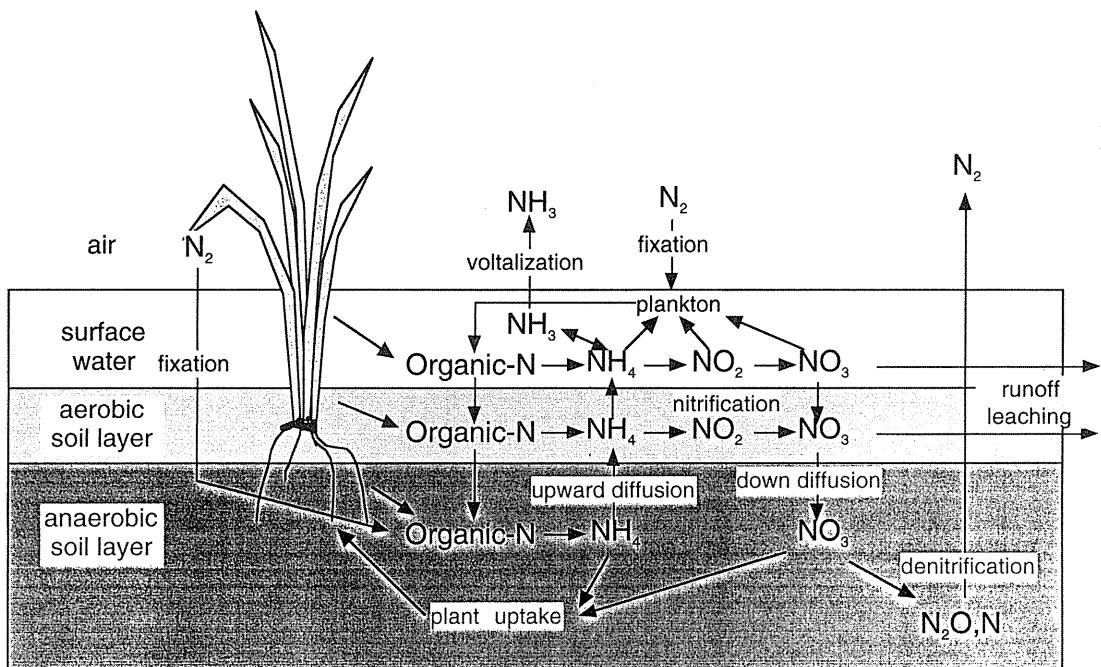
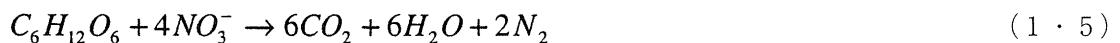


図 1・1 Nitrogen transformation in wetlands

1.2 脱窒反応

硝酸態窒素 (NO_3^-) は、陰イオンであるので土壤粒子に吸着されにくいが、溶解状態での移動性は陽イオンよりも優れている。窒素酸化物は主に、脱窒、植物への同化などにより除去される。脱窒反応は嫌気性状態で微生物によって起こり、窒素酸化物を窒素ガス (N_2) や亜酸化窒素ガス (N_2O) に変化させる還元反応である。なお、硝化、あるいは脱窒の仮定で亜酸化窒素ガスが発生するが、これは温暖化ガスのひとつである。亜硝酸ガスの発生条件は、嫌気性、酸性、低温、電子供与体である炭素源が不足している場合である。



湿地の土壤中での硝酸拡散速度はアンモニア拡散速度よりも約 7 倍大きい^{37) 38)}。そのため、もし、窒素がアンモニア態窒素で供給されているならば、アンモニア態窒素の拡散と硝化反応は窒素除去反応全体のなかで律速となる。また脱窒反応は酸性の土壤では起こらないという特徴を持っている。

窒素除去の反応過程全体を簡単に示すと次のようになる。

- 1) アンモニア態窒素が好気性の土壤表層へ拡散される。

- 2) 硝化反応により、アンモニア態窒素が硝酸態窒素に酸化される。
- 3) 硝酸態窒素が嫌気性層に拡散する
- 4) 脱窒反応により、硝酸態窒素が窒素ガス、あるいは亜酸化窒素ガスに無害化される。

1.3 窒素固定

窒素固定は、ある種の嫌気・好気性菌、藻類、および酵素によって大気中の窒素ガスを特定の炭素と結び付けて有機窒素に変換する反応である。これらの中で酵素は溶存酸素濃度（DO）が低いときに、活性が上がるという特徴を持っている。湿地における窒素固定は、地表水の表面、好気性・嫌気性土壌中、植物の根圏・葉・茎の表面で行われる。微生物による窒素固定は、非共生微生物（*Azotobacter*や藍藻など）、共生微生物（*Rhizobium*属など）によって行われている。

1.4 湿地の土壤

湿地の土壤は、さまざまな化学物質の反応の場であり、化学物質の蓄積の場である。湿地の土壤は、U. S. Soil Conservation Service(1987)⁴³⁾によって次のように定義されている。「植生期間において、飽和、あるいは湛水状態にある土壤の表層部分が好気性である土壤。」

また、湿地の土壤は、(1) 無機質土（mineral soil）、(2) 有機質土（organic soil）の2つのタイプに分けられる。無機質土は、岩石が風化・浸食作用を受けて、物理的・化学的变化が生じて生成されたものである。有機質土は生物の遺骸が生物作用を受けて生成されたもの（通常、植物が腐敗したもの）であるかまたはそれを多量に含んだ土をいう。また、ほとんどの土壤はその中に有機物を含んでおり、有機物を乾燥重量比で20～30パーセント以下含んでいるものは無機質土と考えられている⁴³⁾。

有機質土

湿地における有機質土は、植物遺体がさまざまな段階で分解、堆積しているため、好気性状態を形成し、高い保水力を持つようになる。有機質土は、植物が生育する場所であり、また、分解される場所でもある。空隙体積、陽イオン吸着許容量、透水係数、土壤粒子の多孔質性などにより、有機土壤の性質は決定される。それゆえ、実験の屋内外を問わず、植物の分解状態を観察すれば、有機質土の物理的特性を予想することは、ある程度可能である。

有機物の供給源である植物は、コケなどのセン類、草本類、落葉などが挙げられる。北方の泥炭地（*peat land*）においては、セン類はミズゴケを中心であるが、流入水に無機物が多く含まれている場合、他のセン類が繁殖する。

湿地土壤における植物分解、あるいは腐蝕化の進行具合は泥炭地に重要な特性を与える。湛水湿地において、植物の分解は非常にゆっくりと進行するため、親と異なる特徴を持つ植物に変化してしまう。泥炭

の分解が進むにつれて、空隙率は増加し、透水係数は減少する。泥炭地のロウ性物質、あるいは無極性溶媒中の溶存物質とリグニンは、植物分解によって増加する。一方、セルロース混合物と植物色素は、減少していく。汽水湿原に生息する草本類のような湿地の植物が枯死すると、植物中の有機物はすばやく分解される。これは汽水湿原において、物質代謝速度が大きいために、有機物分解が速くなると考えられている。

無機質土

湿地において湛水期間が長い場合、全ての無機質土において、共通の特徴が現れてくる。半永久的、あるいは永久的に湛水状態にある無機質土に共通する特徴は、灰色のグライ層（gley）が発達するという点である。灰色のグライ層の発達は、鉄分の化学的分解によって起こる。雨季にのみ湛水する無機質土は、*mottle formation*と呼ばれるプロセスによって、赤褐色の斑模様を呈するグライ層が発達する。これは、鉄分が酸化するためである。鉄分は溶解されず、また、湿地外に排出されることも無く、長期間に渡って土壤中に保持される。グライ層の形成速度、微生物活動による*mottle formation*の反応速度は、次の3つの条件によって決定される。

- 1) 通性嫌気性であること
- 2) 土壤温度が5℃以下であること（5℃は通常、微生物活動の限界温度と考えられているが、*mottle formation*の微生物活動は、5℃以下で非常にゆっくりと進んでいる。）
- 3) 微生物反応の基質である有機物が存在すること

この3つの条件のうち1つでも欠けていると、グライ層の形成も、*mottle formation*も起こらない。

無機質土のもう1つの特徴は、植物が葉や茎を通して根圏に酸素を運び込み、土壤中に好気性層を形成することである。根圏での物質代謝の結果生じる過剰酸素は、土壤に拡散したり、鉄を酸化するのに使われる。

1.5 植物

湿地において植物は、根圏に好気性層を形成することと、窒素を吸収することで、水中からの窒素除去に関与している。以下にそれぞれの特性を示す。

好気性根圏

土壤が嫌気性であるとき、植物の根を介して酸素が拡散される。拡散された酸素は土壤中に供給されて、根圏周辺に好気性層を作る。一方、根圏から離れた土壤では嫌気性層が形成されている。好気性層ではアンモニア態窒素の硝化が行われ、嫌気性層では脱窒反応が進み、硝酸態窒素が窒素ガスに還元されている。

このように、嫌気性層と好気性層の間で窒素の循環がスムーズに進み、窒素除去が行われていると考えられる。

窒素吸收

土壤中でアンモニア態窒素から硝酸態窒素に酸化されて植物に吸収される。土壤中での酸化反応によって窒素が植物に供給されるが、これまで研究で、植物は常に一定の速度で、窒素を吸収していると報告されている。これには、次の3つの原因が考えられる。

- 1) アンモニア態窒素は、硝酸態窒素に酸化するのに必要な酸素が、常に根圏へと供給されている。
- 2) ある種の植物は、アンモニア態窒素の形態で吸収することができる。
- 3) 栄養塩を吸収するために必要な物質代謝活性が、植物内で常に維持されている。

1.6 窒素のマクロフロー

湿地における窒素の流れを大きくとらえると図1・2のようになる。湿地における窒素のマスバランスを立てる際には、これらの窒素フローを考察する必要がある。窒素は、地表水（1）、降水（5）、および藻類などによる窒素固定（3）により湿地に流入する。湿地内では、植物体に吸収（11）あるいは微生物活動により土壤に吸着（12）される。窒素を取り込んだ植物はやがて枯死して（8）、その植物遺体は徐々に分解されて表面水、および土壤へ窒素を放出する（9、10）。湿地外へは、有機態、無機態（アンモニア態、亜硝酸態、硝酸態）で水中で流出する（2）ほか、アンモニアガスが表面水から蒸発し（6）、硝酸態窒素が脱窒により窒素ガス、あるいは亜硝酸ガスとして放出される（4）。

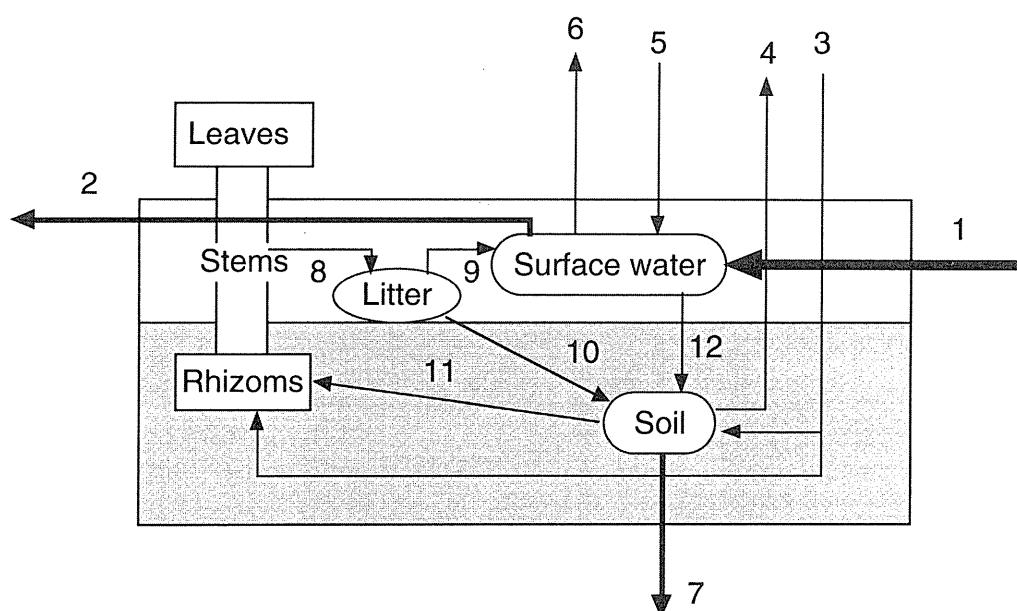


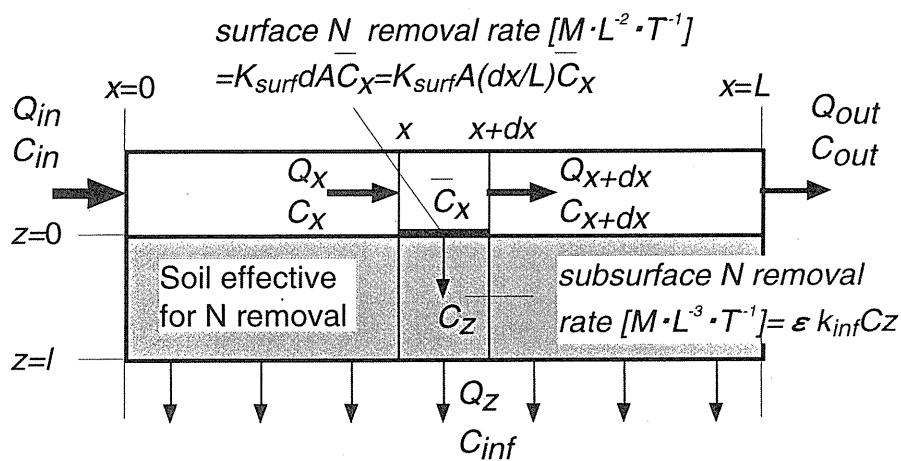
図1・2 Generalized diagram of a wetland mass balance

第2章

本章では、湿地、水田、および湛水休耕田における窒素除去能を評価するために、面積当たりの窒素除去速度が、流入濃度に比例すると仮定してモデルの導出を行った。

2.1 モデルの概念

本モデルでは、硝酸態窒素 ($NO_3^- - N$) の除去を湛水部での表面除去と土壤中での浸透除去の二つに分けて考える。図2・1にモデルの概念図を示す。図2・1において空白部分は表面水、塗りつぶしの部分は土壤を示し、矢印は水の流れを示している。



C:N concentration [$M \cdot L^{-3}$], Q:water load [$L^3 \cdot d^{-1}$], ϵ :porosity in soil [-]

z:soil depth [m], A:area of the wetland [m^2]

K_{surf} :first order removal rate constant in the surface flow system [$m \cdot s^{-1}$]

k_{inf} :first order removal rate constant in the infiltration flow system [$m \cdot s^{-1}$]

図2・1 Wetland N-removal model

湿地は本来、二次元の平面であるが、ここでは簡単のため $x = 0 \sim L$ までの一次元に近似してモデル化を行う。すなわち、面積 A の湿地を長さ L と、幅 A/L の長方形のプールで近似して考える。水は流入口 ($x = 0$) から一定水量 Q_{in} で流入し、一定方向に流れる。水の一部は ($0 \leq x \leq L$) の全ての点で一様な浸透水量 Q_z/A で土壤中に浸透する。浸透しなかった水は、流出口から Q_{out} の水量で地表水として湿地外へ流出する。

湛水部（地表部）を流れる水に対しては、硝酸態窒素除去は土壤の表面、植物茎表面などで生じ、土壤面積によって定まり、湛水深さは除去速度に影響しないとする。また、面積当たり窒素除去速度は、田淵ら⁶⁶⁾ が示す様に表面水の硝酸態窒素濃度 C_x に比例すると考え、その比例係数を K_{surf} [$m \cdot s^{-1}$] とする。この場合、面積当たり硝酸態窒素除去速度は $K_{surf} C_x$ で与えられる。

土壤部においても硝酸態窒素はやはり一次反応で除去されると仮定する。このときの一次反応速度定数を k_{inf} [S⁻¹] とする。土壤の孔隙率を ϵ [-] とすると、土壤単位体積あたりの窒素除去速度は、 $\epsilon k_{inf} C_z$ で与えられる。

以下、地下への水の浸透がある場合とない場合に分けて考える。

2.2 土壤への浸透がない場合

定常状態では、次の微分方程式と境界条件が成立する。

$$Q_{in} \frac{dC_x}{dx} + \frac{AK_{surf}}{L} C_x = 0 \quad (2 \cdot 1)$$

$$C_x = C_{in} \quad (z=0) \quad (2 \cdot 2)$$

この解より、出口における濃度は次式の様になる。

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \exp\left(-\frac{AK_{surf}}{Q_{in}}\right) \quad (2 \cdot 3)$$

2.3 土壤への浸透がある場合

湛水部に関する微分方程式および境界条件は次の 2 式で与えられる。

$$\left(\frac{d(Q_x C_x)}{dx} \right) + \frac{A}{L} \left(\frac{Q_z}{A} + K_{surf} \right) C_x = 0 \quad (2 \cdot 4)$$

$$C_x = C_{in} \quad (x=0) \quad (2 \cdot 5)$$

解より、

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \left(\frac{Q_{out}}{Q_{in}} \right)^{\frac{AK_{surf}}{Q_z}} \quad (2 \cdot 6)$$

さて、湛水部全面での平均濃度は、

$$\begin{aligned} \frac{C_{av}}{C_{in}} &= \frac{1}{L} \int_0^L \left(1 - \frac{Q_z}{Q_{in}} \frac{x}{L} \right)^{\left(\frac{AK_{surf}}{Q_z} \right)} dx \\ &= \frac{Q_{in}}{Q_z + AK_{surf}} \left[1 - \left(1 - \frac{Q_z}{Q_{in}} \right)^{\left(1 + \frac{AK_{surf}}{Q_z} \right)} \right] \end{aligned} \quad (2 \cdot 7)$$

となる。

土壤部においては、微分方程式

$$\frac{dC_z}{dz} = \varepsilon k_{inf} C_z \quad (2 \cdot 8)$$

境界条件は、 $z=0$ で x の各点における湛水部の濃度を与えてよいが、現象が線形であるから、 $z=0$ で $x=0 \sim L$ の平均濃度をとて解けば、ある深さにおける平均濃度が得られる。

$$C_x = C_z \quad (z=0) \quad (2 \cdot 9)$$

これを解くと、深さ l における平均濃度 $C_z(l)$ は、

$$\frac{\overline{C}_z(l)}{C_{av}} = \exp \left(-\varepsilon k_{inf} \frac{Al}{Q_z} \right) \quad (2 \cdot 10)$$

さて、湿地土壤のうち、窒素除去に貢献するのは表層の一部であると考えられる。窒素除去に有効な深さは求めることが難しいが、ほとんどの湿地でこれらは十数cmから数十cmの程度で、湿地によってさほど大きな差はないと考えられる。また、土壤の孔隙率のデータも、過去に研究された多くの湿地で不明である。しかし、これも体積率で数十パーセントの差であり、湿地によってオーダーの違いがあるとは考えられない。そこで、これらの不明な有効深さ l_{eff} 、孔隙率 ε を含んだ新しいパラメーター K_{inf} [$m \cdot s^{-1}$]を導入する。

$$K_{inf} = \varepsilon l_{eff} k_{inf} \quad (2 \cdot 11)$$

$$\frac{C_{inf}}{C_{av}} = \exp \left(-\frac{AK_{inf}}{Q_z} \right) \quad (2 \cdot 12)$$

ここで、 C_{inf} は、地下へ浸透する水の平均濃度、 K_{inf} は土壤における面積当りの窒素除去速度を表す定数である。

また、式（2・7）より入口濃度 C_{in} に対する C_{inf} は、次式で表すことができる。

$$\frac{C_{inf}}{C_{in}} = \frac{Q_{in}}{Q_z + AK_{surf}} \left[1 - \left(\frac{Q_z}{Q_{in}} \right)^{\left(1 + \frac{AK_{surf}}{Q_z} \right)} \right] \exp \left(- \frac{AK_{inf}}{Q_z} \right) \quad (2 \cdot 13)$$

窒素除去率は、

$$\begin{aligned} & \frac{Q_{in} C_{in} - Q_{out} C_{out} - Q_z C_{inf}}{Q_{in} C_{in}} \\ &= 1 - \left(\frac{Q_{out}}{Q_{in}} \right)^{\left(1 + \frac{AK_{surf}}{Q_z} \right)} - \frac{Q_z}{Q_z + AK_{surf}} \left[1 - \left(1 - \frac{Q_z}{Q_{in}} \right)^{\left(1 + \frac{AK_{surf}}{Q_z} \right)} \right] \\ & \quad \times \exp \left(- \frac{AK_{inf}}{Q_z} \right) \end{aligned} \quad (2 \cdot 14)$$

で求められる。

第3章

本章では、前章で求めたモデルを用いて、既往の研究^{1)~42) 44)~49) 51)~57) 58) 60)~66)}の整理を行い、硝酸態窒素および全窒素の除去速度パラメータ (K_{surf} , K_{inf}) の代表値を求める。

3.1 既往の研究に報告された窒素除去速度の整理

湿地における窒素除去速度については多くの研究がなされている。流入硝酸態窒素濃度に対する面積当たりの窒素除去速度を、全窒素と硝酸態窒素の表面流と浸透流について整理したものを図3・1から図3・4に示す。いずれの場合も濃度が高くなるほど面積当たりの除去速度が速くなることが分かるが、硝酸態窒素に関しては、表面流、浸透流ともに、硝酸態窒素濃度 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下と以上で二つの傾向に分けられると考えられる。窒素除去が問題になるのは高濃度の場合であるから、硝酸態窒素濃度 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上の部分について回帰分析をすると、表面流で $y = 0.0084 x^{1.25}$ 、浸透流で $y = 0.048 x^{0.94}$ となる。

全窒素に関しては、表面流、浸透流とともに、両対数グラフ上で、ばらつきがあるものの直線で近似できると考えられる。回帰分析の結果、表面流で $y = 0.0069 x^{1.33}$ 、浸透流で $y = 0.0015 x^{1.20}$ となる。

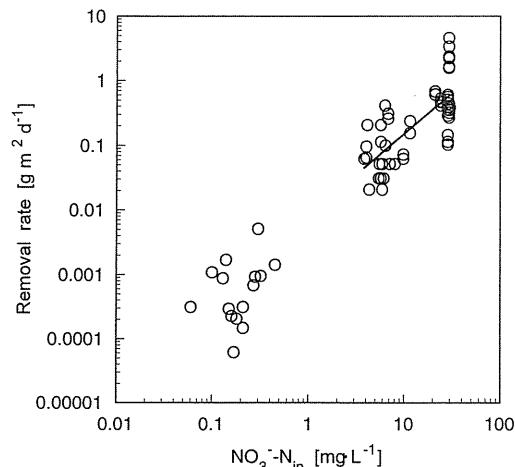


図3・1 NO_3^- -N removal rates in surface flow systems

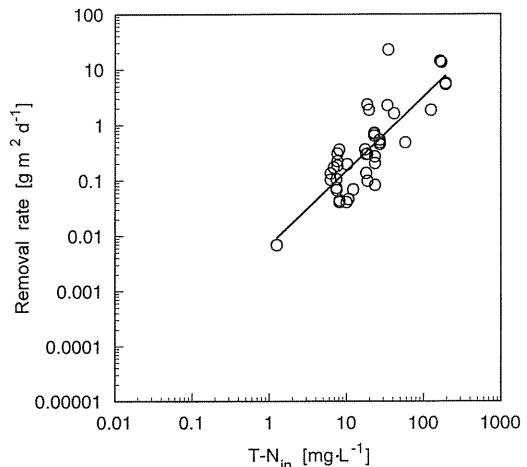


図3・2 T-N removal rates in surface flow systems

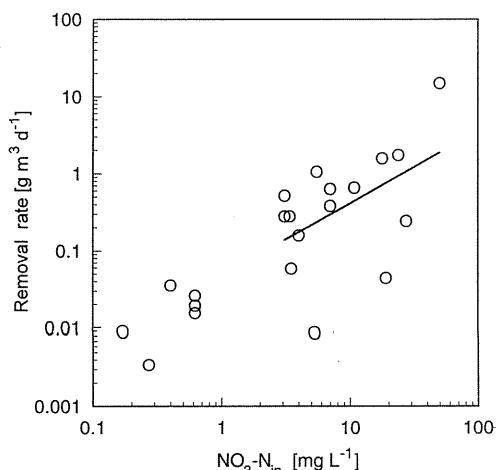


図3・3 NO_3^- -N removal rates in infiltration systems

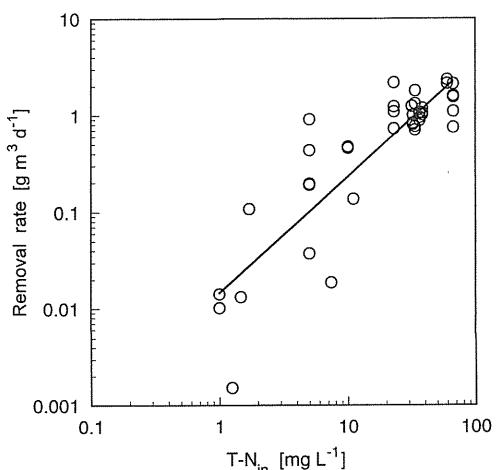


図3・4 T-N removal rates in infiltration systems

3.2 K_{surf} 、 K_{inf} の算出

硝酸態窒素に関しては田淵らの報告に見られるように面積あたりの窒素除去速度は流入硝酸態窒素にはほぼ比例すると考えて良い。全窒素に関しては、窒素除去速度が流入全窒素濃度に比例することは確認されていないが、ここではそれを仮定してパラメーターを算出する。

モデル式より、浸透流がある場合には、

$$K_{surf} = \frac{Q_{in}}{A} \frac{\ln(C_{out}/C_{in})}{\ln(Q_{out}/Q_{in})} \quad (3 \cdot 1)$$

浸透流がない場合には、

$$K_{surf} = -\frac{Q_{in}}{A} \ln\left(\frac{C_{out}}{C_{in}}\right) \quad (3 \cdot 2)$$

という式により K_{surf} を算出した。

また、一部の文献では、表面孤立水の濃度変化から窒素除去速度を算出しているが、この場合これらの式を用いる事ができないため、面積当たりの除去速度を流入窒素濃度で除することにより K_{surf} を算出した。

モデルに従えば K_{inf} は、

$$K_{inf} = -\frac{Q_z}{A} \ln\left(\frac{C_{inf}}{C_{av}}\right) \quad (3 \cdot 3)$$

で求めることができるが、ほとんどの文献では、表面水濃度 C_{av} が不明であった。このため、表面水濃度の変わりに流入窒素濃度 C_{in} を用いて算出することにする。

$$K_{inf} = -\frac{Q_z}{A} \ln\left(\frac{C_{inf}}{C_{in}}\right) \quad (3 \cdot 4)$$

この場合、水が湿地表面に拡散する間の窒素除去効果を無視することになるため、実際の値より少々過大評価することになる。

以上のような方法で計算した K_{surf} 、 K_{inf} を、横軸を対数軸にして累積度数分布で示したものが図3・5～図3・8である。なお硝酸態窒素（図3・5、図3・7）については、濃度が $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上の部分についてのみ整理したものである。分布は横軸に対数をとった累積度数分布で、ほぼ直線となり、対数正規分布に近い分布となる。また、硝酸態窒素と全窒素の地表面流と浸透流、全ての場合において、分布の幅が2オーダーの範囲に入っている。

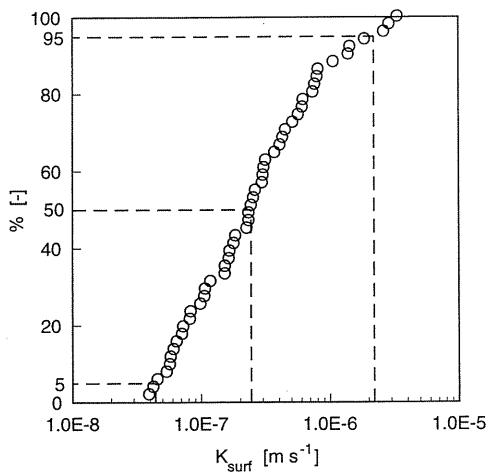


図 3・5 Cumulative distribution function of K_{surf} for NO_3^- -N in surface flow systems

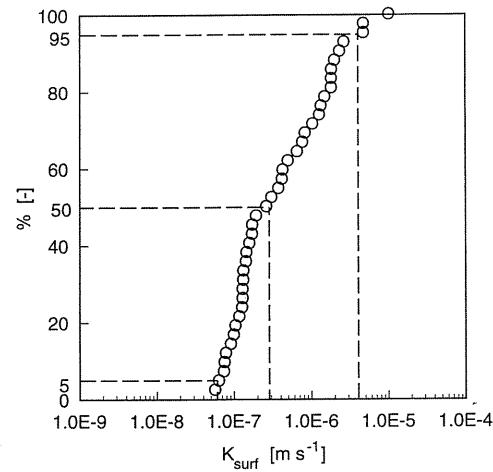


図 3・6 Cumulative distribution function of K_{surf} for T-N in surface flow systems

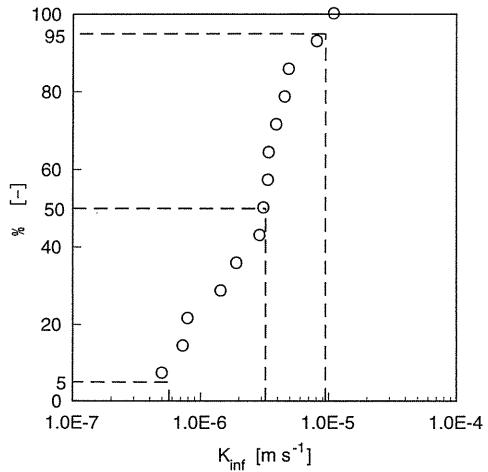


図 3・7 Cumulative distribution function of K_{inf} for NO_3^- -N in infiltration systems

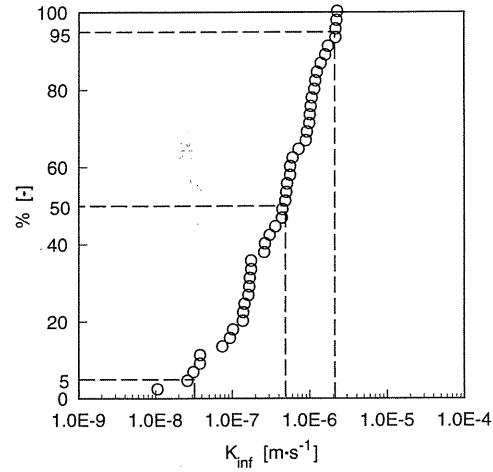


図 3・8 Cumulative distribution function of K_{inf} for T-N in infiltration systems

表 3・1 に、これらのデータの中央値と対数の平均と標準偏差を整理する。全窒素に関しては、 K_{surf} と K_{inf} の値の分布はほとんど変わらず、表面流でも浸透流でもほぼ同じ程度の全窒素除去が期待できることが分かる。これに対して、硝酸態窒素に関しては、 K_{inf} が K_{surf} よりも 1 オーダー大きく、浸透流のほうが表面流よりも面積当たりの硝酸態窒素除去速度が速いことが分かる。

表 3・1 Reported values of K_{surf} and K_{inf}

Surface flow $K_{surf} [\text{m} \cdot \text{s}^{-1}]$	Median	$\log_{10}(K_{surf})$		n
		Mean	S.D.	
TN	2.81E-7	-6.45	0.57	42
NO_3^- -N	3.04E-7	-6.30	0.51	51
Infiltration flow $K_{inf} [\text{m} \cdot \text{s}^{-1}]$	Median	$\log_{10}(K_{inf})$		n
		Mean	S.D.	
TN	4.86E-7	-6.44	0.58	45
NO_3^- -N	3.22E-6	-3.22	0.39	14

第4章

前章において、硝酸態窒素、全窒素の双方について、表面流、浸透流の面積当たりの窒素除去速度定数 K_{surf} 、 K_{inf} を文献値より整理した。ここでは、そこで得られた中央値（表3・1）を代表値として用いて、湿地において硝酸態窒素、全窒素がどれだけ除去され得るかについて、モデルにより計算した結果を示す。

4.1 流出水濃度

図4・1、4・2に面積当たりの供給水量（水量負荷）の、流出濃度の流入濃度に対する比に及ぼす影響を示す。図には、浸透水量 Q_z の供給水量 Q_{in} に対する割合をパラメーターとしてその流出濃度への影響を示してある。浸透水量の割合が大きくなるほど、表面流としての平均滞留時間が増加するため、流出濃度は減少することになる。

当然のことながら、流出濃度を低く保つためには、面積当たりの水供給量を低く抑えなければならない。例えば、浸透流がゼロの場合に、全窒素の流出濃度を流入濃度の0.1に抑えるためには、供給水量は $0.013 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ に、硝酸態窒素の流出濃度を流入濃度の0.1に抑えるためには、供給水量は $0.012 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ に抑える必要がある。

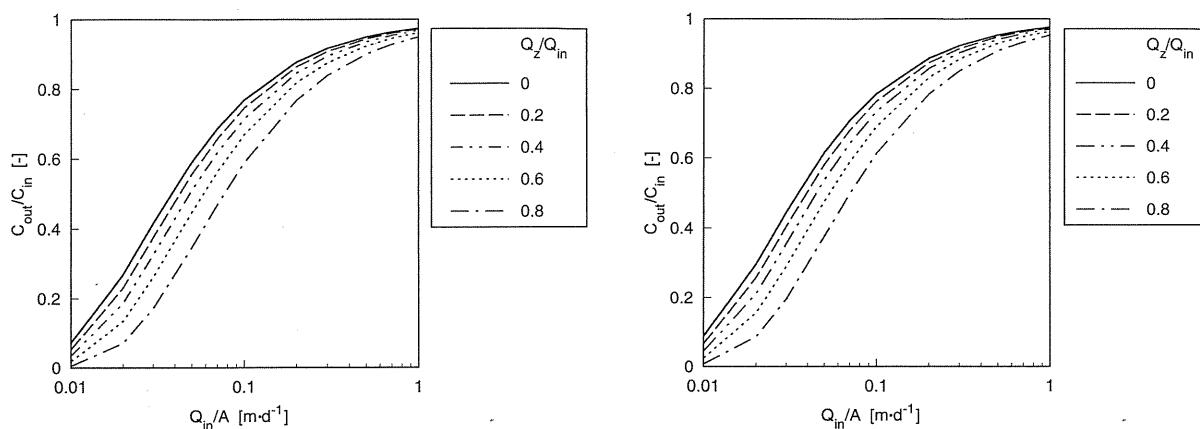


図4・1 Relationship between surface water NO₃⁻-N concentration reduction and water load

図4・2 Relationship between surface water T-N concentration reduction and water load

4.2 浸透水濃度

図4・3、4・4に面積当たりの供給水量（水量負荷）の、流出濃度に及ぼす影響を示す。表面流とは逆に浸透水量の割合が大きくなるほど、浸透水濃度は高くなる。これは浸透流の土壤中における平均滞留時間が短くなるためである。硝酸態窒素の K_{inf} は全窒素よりも1オーダー高く、除去速度が速くなる。そのため、硝酸態窒素の流出濃度と全窒素の流出濃度と同じ濃度に設定したとしても、面積当たりの供給水量に大きな違いが出てくる。

例えば、浸透水量の割合が 1 のとき、全窒素の流入濃度に対する流出濃度の比を 0.1 に抑えるためには、供給水量を $0.023 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ にする必要があるが、硝酸態窒素の流入濃度に対する流出濃度の比を 0.1 に抑えるためには、供給水量を $0.12 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ と、供給水量を 5 倍にすることが可能であると考えられる。

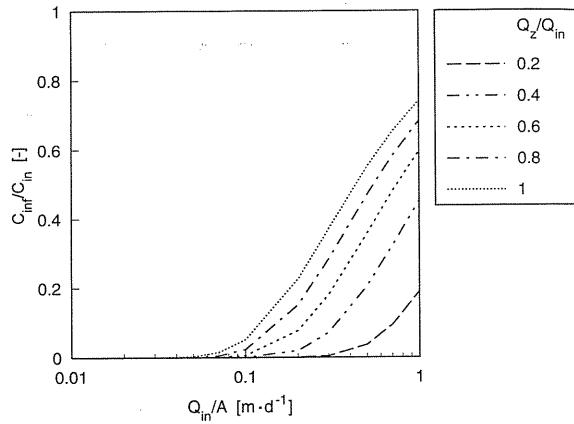


図 4・3 Relationship between infiltration water NO_3^- -N concentration reduction and water load

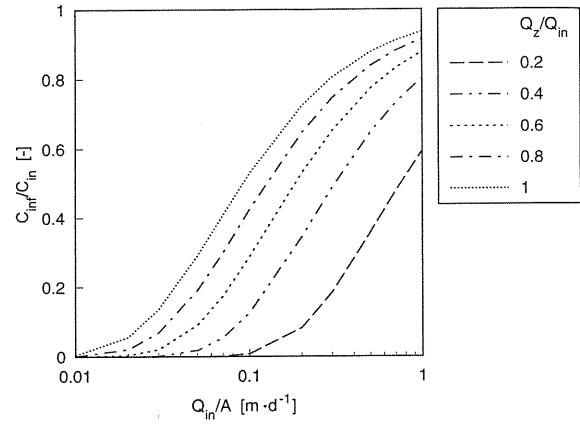


図 4・4 Relationship between infiltration water T-N concentration reduction and water load

4.3 窒素除去率

図 4・5、4・6 に面積当たりの水供給量に対する、全窒素、硝酸態窒素それぞれの除去率を示す。全窒素に関しては、文献より求めた K_{surf} 、 K_{inf} の中央値がそれぞれ $2.8 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 、 $4.9 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ と、1.8 倍程度しか変わらないため、浸透水量の供給水量に対する割合が変化しても、面積当たり供給水量と除去率との関係はほとんど変化しない（図 4・6）。これに対し、硝酸態窒素の場合は、文献より求めた K_{surf} 、 K_{inf} の中央値がそれぞれ $2.4 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 、 $3.2 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ と、後者が前者より 13 倍程度大きいため、浸透水量の供給水量に対する割合が増加するに従って、除去率は著しく向上する（図 4・5）。

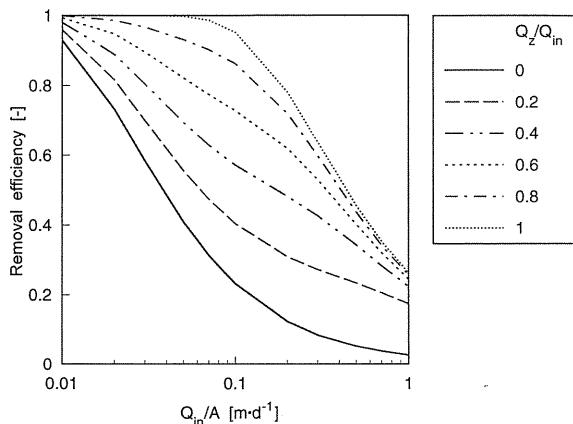


図 4・5 Relationship between NO_3^- -N removal efficiency and water load

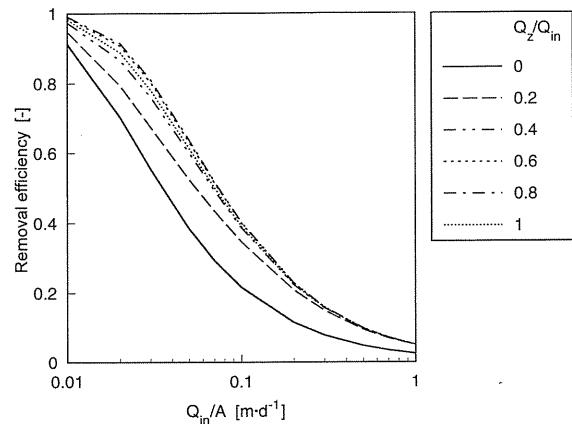


図 4・6 Relationship between T-N removal efficiency and water load

4.4 面積当たり窒素除去量

以上、水質、除去率と湿地への面積当たり供給水量との関係を考察した。さて富栄養化を防ぐためには、問題となる閉鎖性水域への栄養塩の流入量の総量を減らすことが望ましい。このため、もし湿地をこの目的の為に利用するならば、湿地での面積当たり窒素除去量を最大とすることが目的にかなうことになる。そこで、図4・7、4・8に、面積当たり供給水量と、入口濃度で基準化した面積当たり窒素除去量との関係を示す。図4・7、4・8において、縦軸の数字に流入濃度を乗じたものが面積当たり一日当たりの窒素除去量になる。両図から分かるように、面積当たりの窒素除去量は供給水量が大きくなるほど大きくなる。また、面積当たりの供給水量が大きい程、流出水、浸透水の濃度は高くなり、除去率は低下するが、窒素除去量は大きくなるのである。従って、窒素除去量を最大にするためには、面積当たり供給水量を大きくすることが望ましいことが分かる。

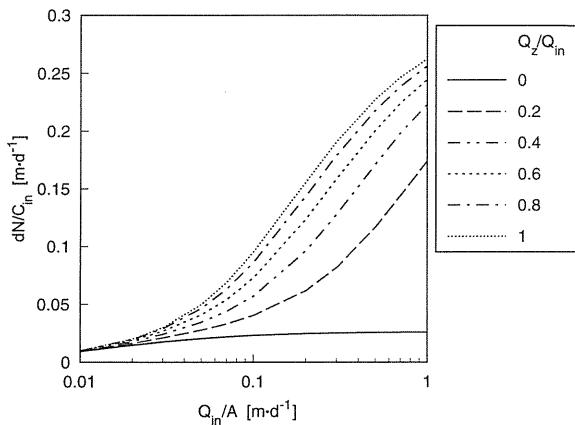


図4・7 Relationship between normalized NO_3^- -N removal rate and water load

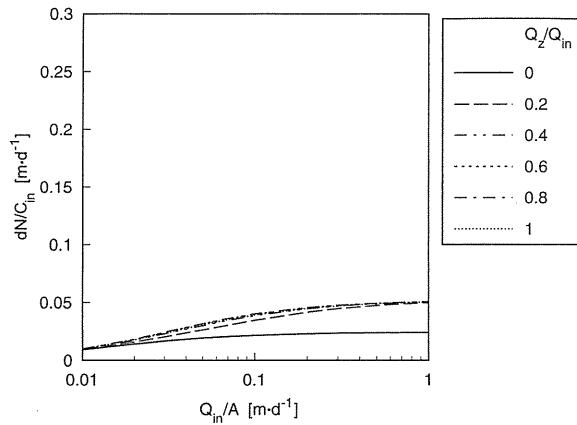


図4・8 Relationship between normalized T-N removal rate and water load

また、全窒素において、浸透水量の供給水量に対する割合が変化して、 K_{inf} 、 K_{surf} の中央値がほとんど変わらないために、窒素除去量に面積当たり供給水量と除去速度の関係はほとんど変わらない。しかし、ある程度の水が浸透することにより、土壤表面での窒素除去および土壤内部での窒素除去の両方が貢献することにより、全体での窒素除去量が大きくなる。

硝酸態窒素で見た場合は、 K_{inf} が K_{surf} より大きいため、浸透水量の増加が除去量に及ぼす影響は著しい。従って、硝酸態窒素のみの除去量を最大にする目的なら面積当たりの供給水量をできるだけ大きく、また、浸透水量の割合をできるだけ大きくするすることが望ましいことになる。

閉鎖性水域への窒素負荷削減の観点からは全窒素で考えるべきであろうから、その目的のためには図4・8の結果を用いるべきであろう。

第5章

前章までに文献の整理を行い、窒素除去速度パラメーターの代表値を求め、湿地の窒素除去能の検討を行った。硝酸態窒素に関しては、浸透流方式と表面流方式で窒素除去速度が大きく異なる傾向が見られた。そこで本章では、休耕田から採取した土壤および植物を用いて、地表面流方式と浸透流方式とで窒素除去速度が異なるかどうかを、実験室内でのポット実験によって検討した。

5.1 実験装置

図5・1に実験に用いた休耕田土壤・植物、ポットの概略を示す。ポットとして内径30cm、深さ40cmのポリエチレン製円筒容器を8個用いた（容量30Lのコック付きポリビンの上部を切り取ったものである）。それぞれの容器に砂利を約5cm敷いた上に、休耕田から採取した土を高さ約20cmになるように詰めた。ポットのうち6つには、土壤とともに、休耕田に生えていた植物を植えた。植物は同程度の大きさのガマを選び、それを中心に直径30cmの円形に区切って、なるべく休耕田での状態になるように実験容器に移し変えた。また、対照実験として植物のないポットを2つ用意した。ただし、植物のないポットの土壤は、一昨年に採取し、実験に使っていたものを、そのまま継続して使用した。ガマは新芽が生えてひとつつの実験槽に3本になることもあったが、9月下旬にはすべてのポットにおいて枯死した。実験室は東向き1Fの部屋であるが、室内における光量不足を補うために光源として白熱電球（150W）を用いた。電球は、サイクル式タイマーを用いて午前7時に点灯、午後5時に消灯するようにした。

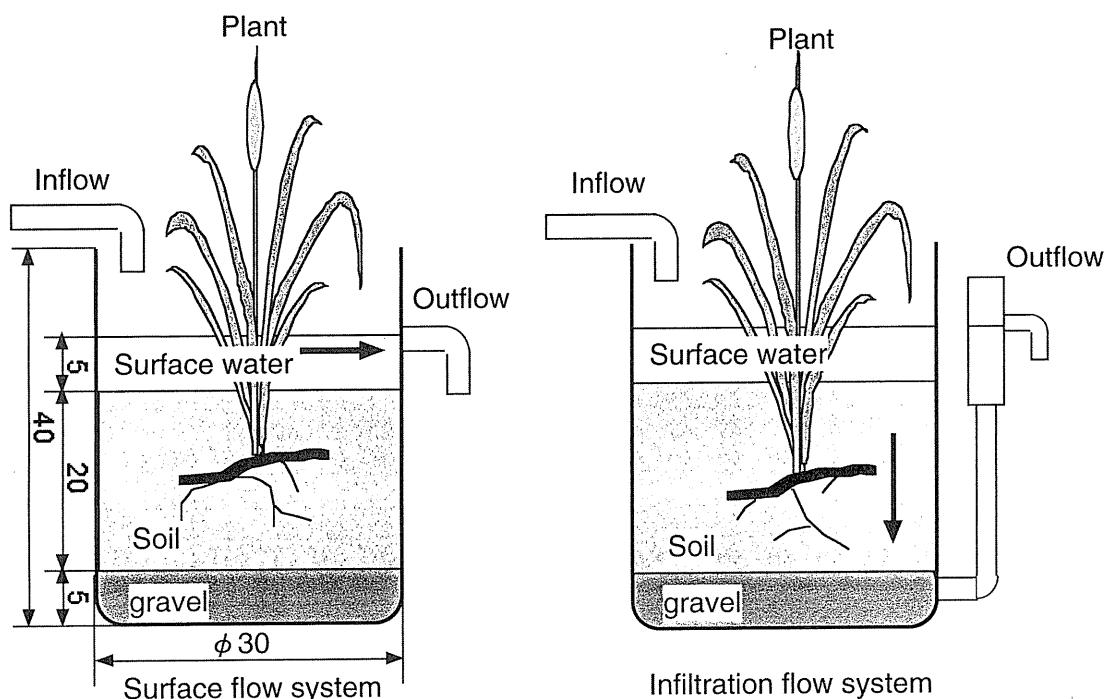


図5・1 Experimental apparatuses

ポット内の水の流れとして、表面流方式と浸透流方式を実験するため、図5・1に示すように、ポットの上部と下部に水の流出口を取り付けた。表面流方式では土壤表面よりも約5cm高い位置に流出口（ポリコック）を設け、そこからオーバーフローするようにした。浸透流方式では、ポット下部の流出口にナイロンチューブをつなぎ、サイフォンの原理を利用して、ポット内の湛水部の水深が表面流方式と同じ約5cmとなるように流出口の高さを定めた。8つのポットのうち、表面流方式、浸透流方式をそれぞれ4つずつ（うち、3つが植生を含み、1つは植生なし）用意した。

このように準備した8つのポットに、硝酸態窒素標準液（20,000 mg・L⁻¹）を水道水で一定濃度になるように希釀して、その溶液をペリスタルティックポンプで一定流量でポットに供給した。また、濃度と流量はポットごとに設定した。

5.2 サンプル採取法および測定

測定期間は、1998年6月2日から11月19日の約5ヶ月間で、サンプルの採取は週に1～2回程度の頻度で行った。面積当たりの供給水量に関しては、二通りに分けて実験を行った。6月2日から7月12日までは、面積当たりの供給水量を0.02 m・d⁻¹（第1測定期間）に設定し、7月13日から11月19日までは0.12 m・d⁻¹（第2測定期間）に設定した。流入水量は、メスシリンダー（容量10ml）を用いて1分間の供給水量を測定し、1日当たりの供給水量を算出した。また、流入水量が大きいため、蒸発散は無視できるとして流出水量に関しては測定を行わなかった。流出水サンプルは、各流出口からの水を20分間で、約120mL採取した。水質分析には、イオンクロマトグラフィ^{注)}を用い、硝酸態窒素と亜硝酸態窒素のみを測定した。亜硝酸態窒素に関しては、検出されなかった。水温および土壤温度は棒状温度計を用い、水温は水深2cmの地点での温度を、土壤温度は土壤表面から深さ約3cmの地点での温度をサンプル採取時に測定を行った。なお、水温は表面流方式のポットにおいてのみ測定し、第1測定期間には温度の測定を行っていない。

5.3 窒素除去速度

表5・1には、第1測定期間の、表5・2、5・3には第2測定期間の月別の平均温度、面積当たり供給水量、平均入口濃度、平均出口濃度、面積当たり窒素除去速度を示す。ただし、窒素除去速度を求める際に流出水量が必要になるが、ここでは蒸発散を無視できると考え、 $Q_{in} \approx Q_{out}$ に近似して計算した。

図5・2と図5・3に、第2測定期間の浸透流方式、表面流方式におけるポットごとの窒素除去速度を月別に整理した。浸透流方式、表面流方式とともに、7月から10月にかけては、窒素除去速度はほぼ一定に保たれていたが、11月になると除去速度は小さくなつた。特に表面流方式においては、11月に除去速度が1オーダー小さくなるという結果が得られ、冬季には硝酸態窒素除去速度が著しく低下することがわかる。また、1、2、4のポットで、11月に流入濃度より流出濃度が高くなるという現象が見られた。

これら、除去速度の低下の原因としては、温度の低下、または脱窒に必要な有機物の不足に伴って脱窒反応が遅くなること、土壤、あるいは植物遺体由来の窒素が硝化されて流出したことが考えられる。なお、窒素除去速度の濃度依存性については次章で詳しく検討する。

表5・1 Summary of the results during June 2-July 12, 1998

Pot number	Water flow	Vegetation	Q_{in}/A [m·s ⁻¹]	C_{in} [mg·L ⁻¹]	C_{inf} [mg·L ⁻¹]	Removal rate [g·m ⁻³ ·d ⁻¹]
1	Infiltration	×	0.024	5.88	1.01	0.622
3		○	0.022	8.28	0.60	0.688
5		○	0.020	19.3	0.21	1.56
7		○	0.020	19.4	0.38	1.55
Pot number	Water flow	Vegetation	Q_{in}/A [m·s ⁻¹]	C_{in} [mg·L ⁻¹]	C_{inf} [mg·L ⁻¹]	Removal rate [g·m ⁻² ·d ⁻¹]
2	surface	×	0.022	8.12	3.04	0.112
4		○	0.021	8.47	0.50	0.164
6		○	0.021	19.7	2.08	0.361
8		○	0.020	19.6	0.87	0.377

表5・2 Summary of the results in surface flow systems during July 13-Nov 19, 1998

Pot number	Month	Vegetation	Temperature[°C]*		Q_{in}/A^* [m·d ⁻¹]	C_{in}^* [mg·L ⁻¹]	C_{out}^* [mg·L ⁻¹]	Removal rate** [g·m ⁻² ·d ⁻¹]
			Soil	Water	[m·d ⁻¹]	[mg·L ⁻¹]	[mg·L ⁻¹]	
2	7	×	27.1	26.1	0.126	8.36	5.78	0.323
	8		27.6	27.5	0.088	10.2	6.97	0.285
	9		25.1	25.2	0.121	9.78	7.64	0.254
	10		23.6	23.4	0.123	9.76	8.51	0.152
	11		13.6	13.6	0.126	9.54	10.5	-0.125
4	7	○	26.3	25.5	0.124	8.71	5.29	0.430
	8		27.5	28.2	0.089	10.5	5.87	0.406
	9		25.1	26.0	0.123	10.1	6.73	0.410
	10		23.2	24.2	0.131	9.76	7.92	0.243
	11		14.0	14.5	0.124	10.5	14.5	-0.493
6	7	○	25.9	26.1	0.125	17.4	10.8	0.843
	8		26.8	28.3	0.093	17.9	13.0	0.446
	9		24.6	25.4	0.121	18.8	14.3	0.526
	10		22.6	23.6	0.133	18.1	16.3	0.249
	11		14.9	15.1	0.132	20.5	20.1	0.044
8	7	○	26.3	25.7	0.112	16.6	10.6	0.706
	8		27.1	26.9	0.095	17.5	13.1	0.405
	9		24.6	24.5	0.122	19.0	14.2	0.575
	10		22.7	22.6	0.125	18.1	15.6	0.319
	11		14.0	13.9	0.129	20.1	19.5	0.086

* Values are the mean of the measured values during the period.

** Calculated from the mean C_{in} , C_{out} and Q_{in}/A .

表5・3 Summary of the results in infiltration flow systems during July 13-Nov 19, 1998

Pot number	Month	Vegetation	Temperature[°C] Soil	Q_{in}/A [m·d ⁻¹]	C_{in} [mg·L ⁻¹]	C_{inf} [mg·L ⁻¹]	Removal rate [g·m ⁻³ ·d ⁻¹]
1	7	×	26.8	0.149	9.04	2.16	4.07
	8		27.3	0.085	10.1	4.87	1.60
	9		25.0	0.106	9.53	7.03	0.85
	10		23.9	0.107	9.31	7.54	0.74
	11		13.2	0.118	9.47	12.6	-0.323
3	7	○	26.7	0.124	7.99	1.95	3.13
	8		27.8	0.084	10.2	1.32	3.02
	9		25.5	0.119	9.71	3.27	3.02
	10		23.9	0.114	9.59	3.50	2.74
	11		13.9	0.122	11.3	8.66	1.29
5	7	○	25.7	0.108	16.2	7.00	3.91
	8		26.3	0.099	17.5	9.28	3.22
	9		24.4	0.127	17.8	11.3	3.27
	10		22.5	0.115	17.9	13.3	2.09
	11		12.9	0.130	19.0	17.3	0.88
7	7	○	26.0	0.109	15.9	3.78	5.15
	8		26.4	0.091	17.3	9.76	2.71
	9		24.4	0.113	19.4	12.1	3.25
	10		22.6	0.116	18.4	13.5	2.28
	11		13.3	0.128	19.3	18.0	0.67

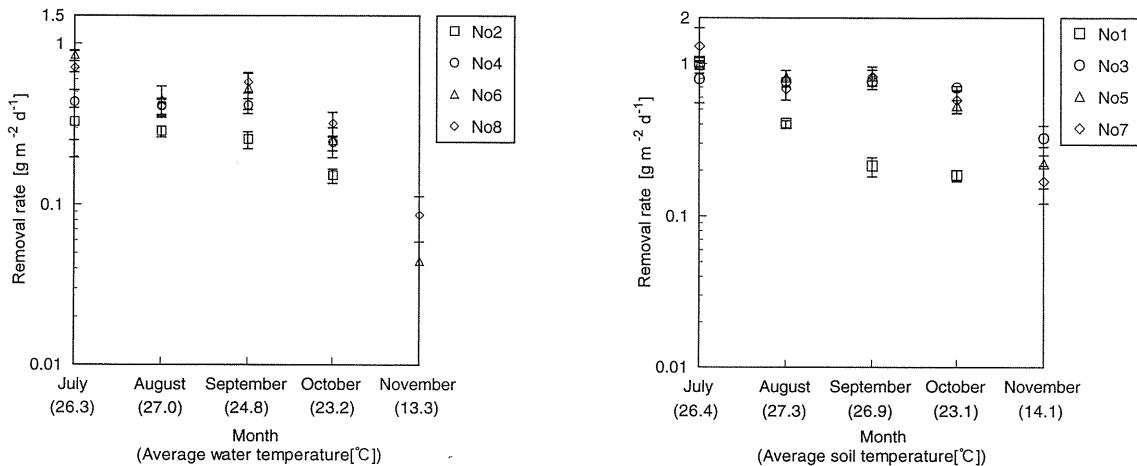


図 5・2 Changes in average NO_3^- -N removal rate in surface flow systems(Bars indicate standard error)

図 5・3 Changes in average NO_3^- -N removal rate in infiltration flow systems(Bars indicate standard error)

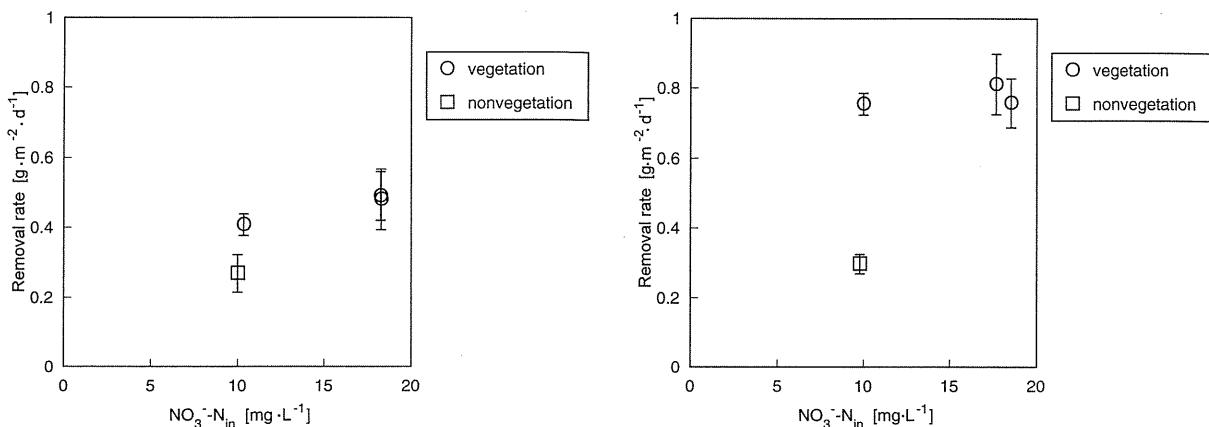


図 5・4 NO_3^- -N removal rates for vegetated and non-vegetated surface flow systems(Bars indicate standard error)

図 5・5 NO_3^- -N removal rates for vegetated and non-vegetated infiltration flow systems(Bars indicate standard error)

図 5・4 と 5・5 に、第2測定期間のうち、面積当たりの除去速度が、ほぼ一定と考えられる 8 月と 9 月の平均流入濃度と平均除去速度の関係を植生あり、なしに分けて示した。表面流方式、浸透流方式の両方において、流入濃度が増加するにつれて、面積当たりの除去速度が増加する傾向が見られた。植生に関しては、表面流方式では植生があるときの除去速度は $0.41 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、植生がないときは $0.30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、また浸透流方式ではそれぞれが、 0.75 、 $0.30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ となり、両方式において植生があるポットのほうが、植生のないポットに比べて高い硝酸態窒素除去速度を示した。

また、浸透流方式と表面流方式を比べると、植生のあるポットでは、それぞれの濃度において、浸透流方式のほうが表面流方式に比べて、約 2 倍の窒素除去速度となった。これは細見ら⁶⁴⁾が指摘している「表面流方式より浸透流方式のほうが、10 倍以上窒素除去能力が優れている。」と程度の違いはあるが一致する。

5.4 K_{surf} と K_{inf} の算出

表5・4と5・5に、第1測定期間と第2測定期間の K_{surf} と K_{inf} の月別平均値を整理して示す。なお、実験では、表面水平均濃度を測定していないので、表面水平均濃度の代わりに流入濃度を用いて算出を行った。植生のあるポットの各月の K_{surf} と K_{inf} を比較すると全ての場合において K_{inf} は K_{surf} より大きくなっている。ただし、その大きさの違い K_{inf}/K_{surf} が5.4～1.4で、文献調査で見られた11倍もの違いはなかった。

表5・4 K_{inf} and K_{surf} during June 2-July 12, 1998

Pot number	$K_{inf} \times 10^7$ [m·s ⁻¹]	Pot number	$K_{surf} \times 10^7$ [m·s ⁻¹]
1	4.89	2	2.50
3	6.68	4	6.87
5	10.5	6	5.46
7	9.10	8	7.21

表5・5 K_{inf} and K_{surf} during July 13-Nov 19, 1998

Month	Pot number	$K_{inf} \times 10^7$ [m·s ⁻¹]	Pot number	$K_{surf} \times 10^7$ [m·s ⁻¹]
7		30.8		5.35
		6.63		3.89
	1	2.95	2	3.36
		2.53		1.92
	11	—		—
8		27.0		7.18
		20.3		5.94
	3	15.0	4	5.86
		13.6		3.18
	11	3.71		—
9		10.5		7.27
		7.34		3.48
	5	7.61	6	3.81
		3.91		1.70
	11	1.36		0.25
10		21.7		6.26
		6.66		3.05
	7	6.35	8	4.22
		4.21		2.20
	11	1.02		0.50

第6章

本章では、前章で示した屋内実験と、湛水休耕田の物質収支の測定結果、および水田、水田土壤を用いた屋内実験の文献の整理を行うことにより、湿地の窒素除去速度について検討する。

6.1 湛水休耕田

1994年から1997年まで湛水休耕田の物質収支⁶⁹⁾を測定した。表6・1には供給水量、水質、硝酸態窒素除去速度の平均値のみを示す。硝酸態窒素流入濃度は $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下と低濃度であった。窒素除去速度の算出は、Eq. 2・4、2・7、2・12を用いて K_{surf} と K_{inf} を求め、浸透流で除去速度を $K_{inf}C_{av}$ 、湛水部分での除去速度を $K_{surf}C_{in}$ として算出した。窒素除去速度に関して、浸透流では $0.025\sim0.035\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、表面流では $0.054\sim0.098\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ となり、表面流の方が速くなった。これは、流入窒素濃度が低いため、窒素除去に対する植物寄与の割合が大きくなり、湛水部での除去速度が大きくなつたと考えられる。供給水量に対する浸透水量の割合(Q_z/Q_{in})は、測定を始めた1994年では0.38であったが、その後は0.65前後で推移した。

湛水休耕田の K_{surf} と K_{inf} は次の2式で求められ(第3章参照)、表6・2に年度別の平均値を示す。

$$K_{surf} = \frac{Q_{in}}{A} \frac{\ln(C_{out}/C_{in})}{\ln(Q_{out}/Q_{in})}$$

$$K_{inf} = -\frac{Q_z}{A} \ln\left(\frac{C_{inf}}{C_{av}}\right)$$

硝酸態窒素に関しては、 K_{surf} が $2.71\times10^{-6}\sim6.63\times10^{-6}\text{ [m}\cdot\text{s}^{-1}]$ 、 K_{inf} が $2.1\times10^{-6}\sim3.53\times10^{-6}\text{ [m}\cdot\text{s}^{-1}]$ となり、1995年を除いて、 K_{inf} の方が小さくなる。全窒素に関しては、1997年しか調査を行っていないが、 K_{surf} が $1.84\times10^{-6}\text{ [m}\cdot\text{s}^{-1}]$ 、 K_{inf} が $0.71\times10^{-6}\text{ [m}\cdot\text{s}^{-1}]$ となり、 K_{inf} が K_{surf} より小さくなつた。

表6・1 Water load, concentration and removal rate in the fallow paddy

period	Q_{in}/A [$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$]	Q_z/Q_{in} [-]	C_{in} [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	C_{out} [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	C_{inf} [$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$]	Removal rate		
						Surface [$\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	Infiltration [$\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$]	
$\text{NO}_3\text{-N}$	1994/4/28~9/30	0.546	0.382	0.283	0.110	0.044	0.078	0.030
	1995/5/18~8/22	0.374	0.673	0.319	0.087	0.060	0.059	0.035
	1996/5/1~8/20	0.684	0.642	0.279	0.073	0.113	0.098	0.025
	1997/5/1~8/25	0.525	0.658	0.306	0.148	0.137	0.054	0.033

表6・2 K_{surf} and K_{inf} in the fallow paddy

Year	$K_{surf}\times10^6$ [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	$K_{inf}\times10^6$ [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	
	1994	4.75	3.53
$\text{NO}_3\text{-N}$	1995	3.39	3.51
	1996	6.63	2.10
	1997	2.71	2.10

6.2 面積当たりの窒素除去速度の季節変動

図6・1に、湛水休耕田、水田、水田土壌を用いた屋内実験、および本研究で行ったポット実験の表面水における面積当たりの硝酸態窒素除去速度と流入濃度の関係を季節別に示す。ここでは、植生のある条件下のデータのみを用い、実験No.2は省いてある。このグラフにおいて白抜きの印は夏季、黒塗りの印は冬季を示している。夏季は4月～10月、冬季は11月～3月と考えてデータ整理を行った。なお、湛水休耕田⁶⁹⁾では、測定期間が5月～12月であったが、ここでは、5月～9月までの灌漑期間のみ示した。

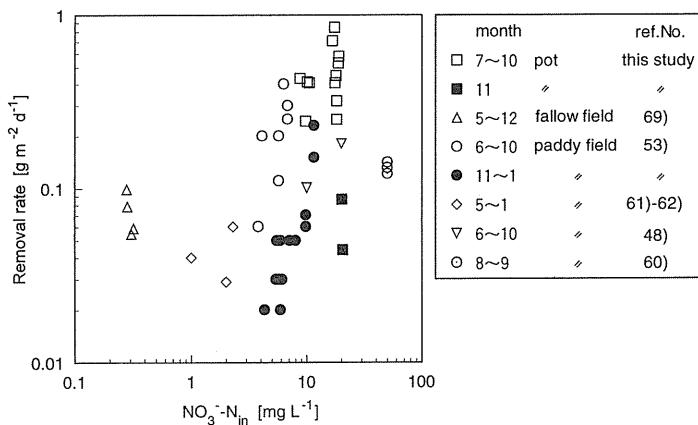


図6・1 Removal rate in surface flow systems

われわれが行ったポット実験のデータは、7月～8月（夏季）と11月（冬季）に分けて、それぞれ□、■で示している。夏季の硝酸態窒素除去速度は $0.2 \sim 0.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ で冬季は $0.05 \sim 0.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ であった。また、湛水休耕田のデータは△で示してある。硝酸態窒素除去量は、 $0.05 \sim 0.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ で、流入濃度が $0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ と低いにもかかわらず、このグラフでは高いところに位置した。これら、二つのデータ群では硝酸態窒素除去速度は流入濃度が高くなるにつれて大きくなる傾向がある。図より明らかなように、4月～10月のほうが11月から3月よりも大きい除去速度を示すことが判る。両期間の中では、濃度が高いほど除去速度が大きいことがわかる。

面積当たりの硝酸態窒素除去速度は、水温によって変化する傾向が見られる。そこで、図6・2に、われわれが行ったポット実験と、田渕ら⁶⁶⁾が行った実験で得られたデータの水温と表面流中の除去速度を示す。この図において、白抜きの記号は植生あり、黒抜きの記号は植生なしをそれぞれ示している。

屋内実験では、No4、6、8のポットにおける7月～11月までの月別の平均を横軸に、月別の平均窒素除去速度を縦軸にそれぞれプロットを行った。田渕らは、湛水条件下の水田土壌を用いて、恒温室の暗所で植生なしの湛水実験を行っている。また、水温は5、20、30℃の3通り、湛水液中の硝酸態窒素濃度は、1、10、30、100 mg·L⁻¹の4通りで行い、それぞれの除去速度を測定している。

グラフ上ではばらつきはあるものの、温度が上がるにつれて、面積当たりの除去速度が大きくなる傾向が見られ、温度依存性があると考えられる。

図より、本実験は田渕らより大きな温度依存性を示した。これは植生あり、なしの窒素除去メカニズム

の違い、または、われわれのポット実験では低温時に有機物の不足が起こっている可能性がある。

図6・3に同様にして整理を行った土壤温度と浸透流の除去速度の関係を示す。浸透流においても、温度が上がるにつれて面積当たりの除去速度が大きくなることが判る。

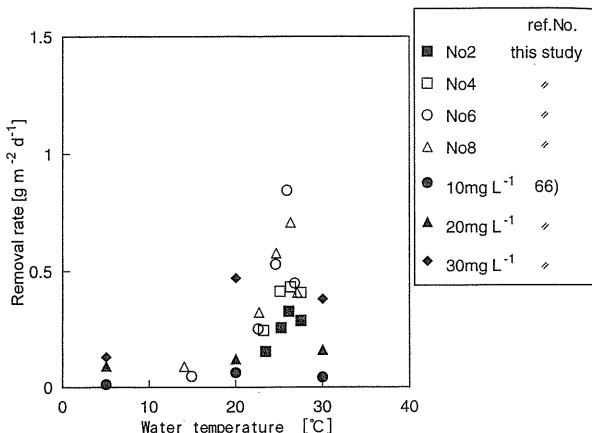


図6・2 Relationship between removal rate and average water temperature in surface flow systems

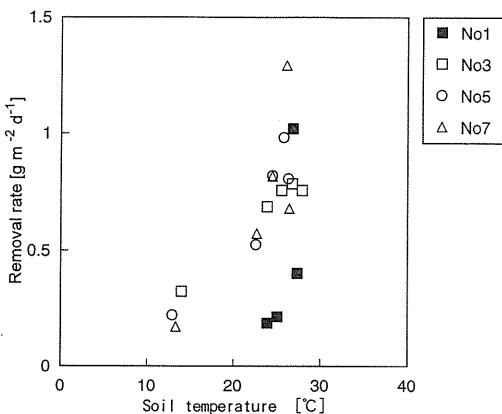


図6・3 Relationship between removal rate and average soil temperature in infiltration flow systems

6.3 硝素除去速度の濃度依存性

植生のあるポット実験、湛水休耕田、および前節で用いた田淵ら、國松ら、高村らの文献から求めた K_{surf} を夏季だけに限って、横軸に流入硝酸態窒素濃度をとって整理したものを図6・4に示す。両対数上ではらつきはあるものの、流入濃度が高くなるにつれて K_{surf} は小さくなる傾向が見られ、窒素除去速度が遅くなることがわかる。

図6・4において、われわれが行ったポット実験と湛水休耕田の K_{surf} を直線近似して回帰分析を行った結果、直線の傾きは -0.59 となる。一方、田淵ら⁶⁶⁾は、「窒素除去量 Y と濃度の関係を x の両対数上の回帰直線は $Y = 0.017x^{0.66}$ になった。」と報告している。これをここでの傾きに換算すると -0.34 となる。この結果では、 K_{surf} の濃度依存性は田淵らよりも大きくなつた。

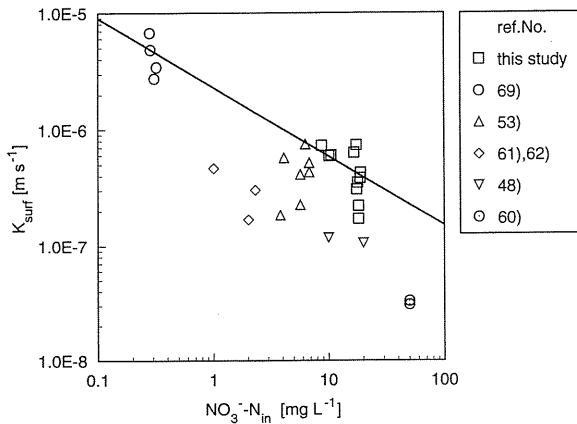


図 6・4 Relationship between K_{surf} and $\text{NO}_3^-\text{-N}_{in}$ concentration

6.4 いくつかの温度・濃度条件下での窒素除去速度の推算

6.2 節で窒素除去速度が温度依存性と濃度依存性を持つことが明らかとなった。そこで、モデルを用い、いくつかの温度、濃度条件下での表面水における濃度低下を推算した。図 6・2 におけるNo 6、8 のポットの温度依存性から除去速度 r_N [$\text{g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$] と水温 T [K] の関係式を求めるとき、 $r_N = 5.26 \times 10^{-25} e^{0.185T}$ 、水温 10 °C と 20 °C の K_{surf} は、 r_N をポット No 6、8 の平均流入濃度 C_{in} で除することによりそれぞれ、 9.5×10^{-9} 、 $1.2 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ と計算された。この K_{surf} をもとに 10 °C、20 °C、流入濃度 $C_{in} = 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ における表面流の濃度低下を算出した結果を図 6・5、6・6 に示す。グラフより、水温が 10 °C のときは供給水量が変化しても流出濃度は高い状態を保ち、窒素除去が望めないことが判る。一方、水温が 20 °C のときは供給水量が大きくなるにつれて、流出濃度が高くなる。浸透水量が 0 のとき、流出濃度を流入濃度の 0.5 にするには、供給水量を $0.016 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ 程度に抑える必要がある。

6.3 節では K_{surf} が濃度依存性を持つことを示した。そこで、流入濃度をパラメーターとして、一定水温における面積当たりの供給水量の、流出濃度の流入濃度に対する比に及ぼす影響を図 6・7 と 6・8 に示す。図 6・7 と 6・8 は、水温が 25 °C のときに関して、図 6・7 は流入濃度が $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、図 6・8 は流入濃度が $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の、流出濃度の流入濃度に対する比を示している。ここで K_{surf} は、ポット実験で窒素除去速度がほぼ安定していた 8、9 月の植生ありのポットにおいて、その流入濃度に対する K_{surf} の関係式より求めた。関係式は $K_{surf} = 3.83 \times 10^{-6} C_{in}^{-0.81}$ であった。これにより $C_{in} = 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $C_{in} = 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に対する K_{surf} はそれぞれ 5.94×10^{-7} 、 $2.44 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ となる。またこのときの平均水温は 25 °C になった。浸透水量が 0 の場合に濃度比を 0.2 にするには、流入濃度が $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ のときでは供給水量を $0.028 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ に抑える必要がある。一方、流入濃度が $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ のときでは供給水量を $0.013 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ に抑える必要がある。

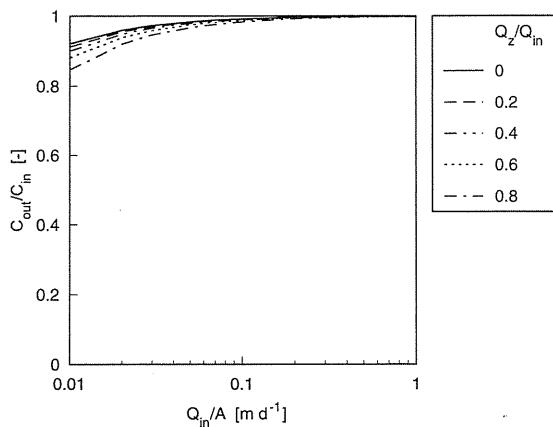


図 6・5 Relationship between surface water NO_3^- -N concentration reduction and water load ($C_{\text{in}}=20\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, water temperature 10°C)

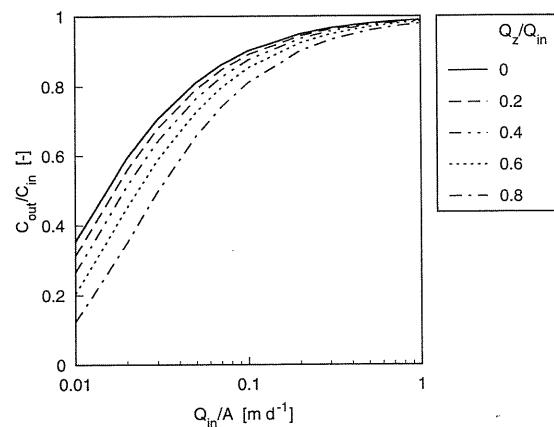


図 6・6 Relationship between surface water NO_3^- -N concentration reduction and water load ($C_{\text{in}}=20\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, water temperature 20°C)

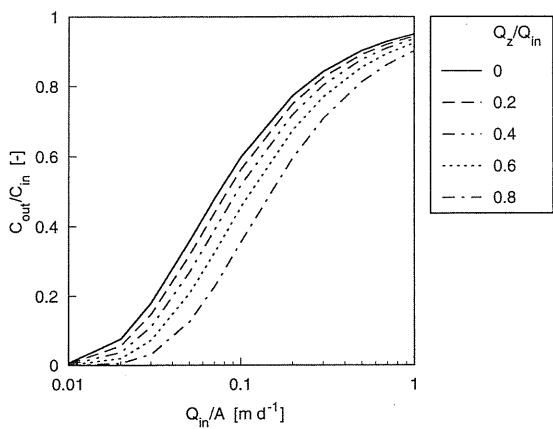


図 6・7 Relationship between surface water NO_3^- -N concentration reduction and water load ($C_{\text{in}}=10\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, water temperature 25°C)

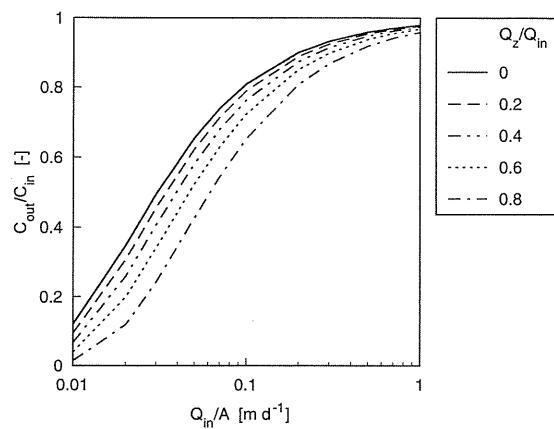


図 6・8 Relationship between surface water NO_3^- -N concentration reduction and water load ($C_{\text{in}}=30\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, water temperature 25°C)

まとめ

I 湿水休耕田（人工湿地）の除去速度を推算するモデルを作成した。

モデルは表面流と浸透流とを考え、それぞれの面積当たりの窒素除去速度が流入濃度に比例すると考えて、面積当たりの除去速度係数 K_{surf} [m · s⁻¹] (表面流)、 K_{inf} [m · s⁻¹] を導入した。

土壤への浸透がある場合とない場合のそれぞれについて、流入水窒素濃度 C_{in} 、流出水窒素濃度 C_{out} と浸透水平均窒素濃度 C_{inf} との関係は次のようになる。

土壤への浸透が無い場合

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \exp\left(-\frac{AK_{surf}}{Q_{in}}\right)$$

土壤への浸透がある場合

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \left(\frac{Q_{out}}{Q_{in}}\right)^{\frac{AK_{surf}}{Q_z}}$$

浸透水平均濃度

$$\frac{C_{inf}}{C_{in}} = \frac{Q_{in}}{Q_z + AK_{surf}} \left[1 - \left(\frac{Q_z}{Q_{in}} \right)^{1 + \frac{AK_{surf}}{Q_z}} \right] \exp\left(-\frac{AK_{inf}}{Q_z}\right)$$

II 既往の研究で報告された、全窒素、硝酸態窒素の除去速度をまとめ、モデルの仮定が正しいとしてそれぞれの K_{surf} 、 K_{inf} を算出した。全窒素、硝酸態窒素の K_{surf} 、 K_{inf} の中央値は次のようにになった。

硝酸態窒素

$$K_{surf} = 2.42 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \quad K_{inf} = 3.22 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

全窒素

$$K_{surf} = 2.81 \times 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \quad K_{inf} = 4.86 \times 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

硝酸態窒素に関しては、 K_{surf} より K_{inf} が大きく、土壤中での窒素除去速度が速くなり、供給水量に対する浸透量を大きくすることが有効である。全窒素に関しては、 K_{surf} と K_{inf} がほぼ等しくなり、除去速度に大きな違いは認められない。

III 屋内でのポット実験で、表面流方式と浸透流方式、および植生の有無、流入濃度の違いが除去速度に及ぼす影響を検討した。その結果、次のことが明らかになった。

- 1) 表面流方式より浸透流方式の方が、窒素除去速度は2倍程度大きくなる。
- 2) 植生のないポットよりも、植生のあるポットのほうが窒素除去速度は大きくなる。
- 3) 7月～10月ごろまで窒素除去速度はほぼ一定であったが、11月以降では著しく低下した。したがって冬季での窒素除去は難しいと考えられる。

IV ポット実験の成果をもとにいくつかの条件での窒素除去速度を推算した。

V 本研究の結果から示唆される湛水休耕田の窒素除去の効率化方策。

- 1) 全窒素濃度が高いときは、面積当たりの供給水量を減らし、ある程度の水を浸透させて、全窒素の流出濃度を低下させる必要がある。
- 2) 全窒素濃度が低いときには、単位面積当たりの供給水量を増加させて、全窒素の除去量を増やす。
- 3) 冬季の窒素除去速度は減少するため、供給水量を減少させて、植物遺骸や土壤からの窒素溶脱量を減らす。

実際の適応においては、景観、周辺圃場への雑草の影響、蚊などの衛生害虫の発生など管理面上で検討を加える必要があるが、閉鎖性水域への窒素負荷削減効果は高いことが判る。

Appendix

湿地で見られる代表的植物

ミヅソバ（溝蕎麦）

学名 *Persicaria thunbergii*

分類 タデ科イヌタデ属

大きさ 高さ30cm～100cm

一年草。日本各地の溝、川岸、池などの水辺や湿地に群生する。茎は基部が倒れ、短い逆向きの刺がある。葉は柄を上にすると牛の顔に似た形にみえ、ウシノヒタイの別名がある。花期は8月～10月。花は淡紅色。頭状花序の柄には腺毛（せんもう）が密生する。

セリ（芹）

学名 *Oenanthe javanica*

分類 セリ科セリ属

大きさ 高さ20cm～50cm

多年草。日本各地の低地の水湿地に生える。古事記や万葉集に名が見られるように、香り、歯ざわりが喜ばれ、古くから利用されてきた野菜であるが、栽培されたのは最近のこと、品種の分化は見られない。春の七草の一つ。春の季語。

ガマ（蒲）

学名 *Typha latifolia*

分類 ガマ科ガマ属

大きさ 高さは1.5m～2m

多年草。日本各地の池や川のほとりなどの淡水域の泥地に生える。花期は6月～8月。大国主命（おおくにぬしのみこと）が因幡の海岸で傷ついた白兎にこの花粉をつけて手当した話は有名。本邦の薬に関する記録としては最も古いものと言われる。丸ざぶとんや簾、火口、花材など用途は広い。別名ミスクサ。夏の季語。

ススキ

学名 *Miscanthus sinensis*

分類 キビ亜科シメアブラススキ連

大きさ 0.6m～2m、基部は径3～7mm、葉身は長さ20cm～60cm、幅6～20mm

山や平地の草原に生える多年草。太くて短い根茎があり、稈は束生して大きなかぶとなり、直立する。へりはひどくざらつき、下面是淡緑色、ときにやや粉白色、中央脈は白色で目立ち、葉舌は白色膜状で高さ1.5mmほど、上のへりにまばらに短毛が生える。花序は長さ20cm～30cm、10～25本ほどの総かなり、中軸は総より短く、総の長さは10～30cm、総には長柄を持つ小穂と短柄を持つ小穂が対になつてつき、小穂は長さ5～7mm、基部には白色またはわずかに淡紫色を帯びた長さ7～12mmの長毛を束生する。花期は8月～10月で、日本各地に存在し、他に朝鮮、中国、台湾、フィリピン、インドシナ半島、マレーシアなどでも見られる。すこぶる多型な種である。

ウキシバ

学名 *Pseudoraphis ukishiba*

分類 キビ亜科キビ連

大きさ 高さ20～60cm

水生の多年草。空気中に花序を出す。葉身は淡緑色、長さ2～4cm、幅2～5mm、葉鞘は葉身とほぼ同長で、高さ1mm未満の膜状の葉舌がある。花序は基部が頂の葉鞘中にあり、長さ15～25mmの中軸から15～30本の枝をだし、枝の中部近くにそれぞれ1小穂をつける。枝は小刺針があつてざらつく。小穂はごく短い柄で枝に圧着、長さ4～5mm。花期は7月～9月で日本各地の水湿地や静水中に生える。

ツリフネソウ（釣舟草）

学名 *Impatiens textori*

分類 ツリフネソウ科ツリフネソウ属

大きさ 高さ40～80cm

一年草。北海道から九州に分布。花期は7月～10月。花柄から下垂する花の形が舟を釣り下げたように見えるのでこの名がある。成熟期のさく果は熟すとはじけて種子をとばす。属名*Impatiens*（耐えられない）や英名の「さわるな」はこの様子を表している。秋の季語。

スギナ（杉菜）

学名 *Equisetum arvense*

分類 トクサ科トクサ属

大きさ 高さ20～40cm（栄養茎）、10～30cm（胞子茎）

夏緑性。全国の平地や山地に普通成育する。地上茎は食用にもなるつくしと呼ばれる胞子茎、その後にできるスギナと呼ばれる栄養茎がある。地下茎にはときに小さな塊根ができる。雑草としても嫌われるが、古生代に大森林を作り石炭のもととなったトクサ類の偉大な祖先の末裔である。春の季語。

湿地の種類

Bog.	流水の出入りのない水のたまつた低地。大部分はコケやその他の植物の酸性腐敗物が沈殿してできた表土の湿原。
Bottomland.	川沿いの低地で、季節によって湛水状態になる。
Fen.	泥炭層湿地で、周囲の無機質土から流水が流れ込む。
Marsh.	地下水位が地表に近いために、土質軟弱で樹木の生育に適さず、アシ・ガマの類が茂っている。
Mire.	泥炭層湿地。
Moor.	表面が泥炭層で排水の悪い湿地。特にイギリス北部に多い。
Muskeg.	<i>Peatland</i> 、あるいは <i>Bog</i> の広大なものを言う。カナダやアラスカで見られる。
Peatland	枯死した植物が堆積した湿地の類。
Playa.	アメリカ南西部に見られる。地形学的には異なるが、 <i>Potholes</i> に似た沼沢地である。
Potholes.	水深の浅い、 <i>Marsh</i> に似た沼沢地。ダコタ州やカナダの一部で見られる。
Reedswamp	アシが繁茂している低湿原。 <i>Marsh</i> と同じであるが、東ヨーロッパではこのように呼ばれている。
Slough.	アメリカ北部、中西部にある <i>Swamp</i> や浅い湖沼と似た沼沢地。
Swamp.	排水が悪いために水で覆われている森林地帯。 <i>Bog</i> のように酸性の下層土が無く、植物の生育が妨げられない。
Vernal Pool.	断続的に水に覆われる牧草の生えた低湿原。一般的に夏と秋に乾燥する。
Wet Meadow.	地表面が多くの水を含んでいる草原。
Wet Prairie.	<i>Marsh</i> とよく似ているが、地下水位が <i>Marsh</i> と <i>Wet Meadow</i> の中間に存在する湿原。

分析装置

L6000形高速液体クロマトグラフ (HITACHI)

L4200形UV検出器

L6000形ポンプ

D-2500形クロマトデータ処理装置

AS-4000形インテリジェントオートサンプラー

カラムオーブン

LC Column Oven, Model 556 (GL Sciences)

カラム

TSK-GEL for HPLC (TOSOH)

溶離液組成

9Lの超純水に次の薬品を溶かして溶離液とした。

アセトニトリル

ホウ砂

ホウ酸

グリセリン

グルコン酸カリウム

測定方法

超音波洗浄機 (SILENT SONIC, SHARP) を用いて、約5分間溶離液を脱気する。溶離液を液体クロマトグラフに流し、定常になるまで2~3時間放置する。カラムオーブンの温度は40℃にし、測定時間は15分で硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の検出を行う。また、サンプルは採取した翌日に分析し、マイショリディスク (W-25-2、TOSHO) を用いてろ過を行った。

Reference

- 1) A.J.Chick and D.S.Mitchell.(1995). A pilot study of vertical flow wetlands at Coffs Harbor, NewSouth Wales, Australia. *Wat.Sci.Tech.***32**(3),103-109
- 2) Andreas Schönborn, Brigitta Züst and Evelyn Underwood.(1997). Long term performance of the sand-plant-filter schattweid(Switzerland). *Wat.Sci.Tech.***35**(5), 307-314
- 3) C.Coombes and P.J.Collet.(1995). Used of constructed wetland to protect bathing water quality. *Wat.Sci.Tech.***32**.(3), 149-158
- 4) C.Max Finlayson and Alan J.Chick.(1983). Testing the potential of aquatic plants to treat abattoireffluent. *Water Res.* **17**(4), 415-422
- 5) Chris C.Tanner, James P.S.Sukias, and Martin P.Upsdell (1998) Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands.*J.Environ.Qual.***27**,448-458
- 6) Donald A.Hammer and Robeert L.Knight.(1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Wat.Sci.Tech.***29**(5),15-27
- 7) Gunther Geller. (1997). Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: Summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),157-166
- 8) Hanes B.Wittgren and Trond Mæhlum. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),45-53
- 9) Hans B.Wittgren and Scott Tobiason.(1994). Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetland. *Wat.Sci.Tech.***32**(3),69-78
- 10) Herman Bouwer and R.C.Rice (1984)Renovation of wastewater at the 23rd avenue rapid infiltration project. *J.WPCF.***56**.(1),76-83
- 11) Hong Yin and Weiran Shen.(1995). Using reed beds for winter operation of wetland treatment system for wastewater. *Wat.Sci.Tech.***32**(3),111-117
- 12).J.C.Lance, F.D.Whisler and R.C.Rice (1976) Maximizng denitrification during soil sewage water. *J.Environ.Qual.***5**.(1), 102-107
- 13) J.van Oostrom.(1995). Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent. *Wat.Sci.Tech.***32**(3), 137-147
- 14) Jesper Dørge.(1994). Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands.Estimating nitrogenretention and removal in wetlands in relation to their hydrology and nutrient loading. *Ecological Modelling.***75/76**,409-420
- 15) Johannes Laber, Reinhard Perfler and Raimund Haberl.(1997).Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),71-77

- 16) L.G.Wilson, G.L.Amy, C.P.Greba, H.Gordon, B.Johnson and J.Miller.(1995) Water quality change during soil aquifer treatment of tertiary effluent. *Water.Environ..Res.* **67**.(3),371-376
- 17) Lars Leonardson, Lars Bengtsson, Torbjörn Davidsson, Thomas Persson and Urban Emanuelsson.(1994). Nitrogen retention in artificially flooded meadows.*Ambio.***23**(6),332-341
- 18) Lowell E.Leach and Carl G.Enfield(1983) Nitrogen control in domestic wastewater rapid infiltration systems.*J. WPCF.***55**.(9),1150-1157.
- 19) Lowell E.Leach, Bert E.Bledsoe, Duan Zhen-Bo and Wang Shao-Tong(1990) Bilateral wastewater land treatment research. *Water.Environ.Tech.*(12),36-41.
- 20) Mark M.Srinson, H.David Bradshaw and Emilie S.Kane.(1984).Nutrient assimilative capacity of an alluvial floodplain swamp.*J.Applied.Ecology.***21**,1041-1057
- 21) Masaaki Hosomi and Ryuichi Sudo.(1991). Treatment of domestic wastewater by wetland system. *Japan Journal of Water Pollution Research.***14**(10),674-681
- 22) Masaaki Hosomi, Kazuho Inaba, Yuhei Inamori, Hideo Harasawa and Ryuichi Sudo. (1988) Treatment of gray water using the natural purification of wetland. *Res.Rpt.Natl.Inst.Environ.Stud.,Jpn.*,**119**,7-17
- 23) Masaya Ishikawa, Toshio Tabuchi, Eiji Yamaji and Jun Nakajima.(1992) Field test of water quality purification using underdrains-Study of water quality purification by soil layer in paddy fields(I)-*Trans.JSIDRE*,**159**,81-89
- 24) Masaya Ishikawa, Toshio Tabuchi, Eiji Yamaji and Jun Nakajima.(1992). Infiltration of concentration of nitrogen and percolation on water quality purification and growth of the rice-Study of water quality purification in soil layer of paddy fields(II)—*Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.***159**,91-99
- 25) Monika Schönerklee, Ferdinand Koch, Reinhard Perfler, Rainmund Haberl and Johannes Laber.(1997). Tertiary treatment in a vertical flow reed bed system-A full scale pilot plant for 200-600 P.E. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),223-230
- 26) Olga Urbance-Bercic and Alenka Gaberščik.(1997). Reed stands in constructed wetlands:"Edge effect" and photochemical efficiency of PS II in common reed. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),143-147
- 27) P.M.Gale, K.R.Reddy and D.A.Graetz.(1993). Nitrogen removal from reclaimed water applied to constructed and natural wetland microcosms. *Water Environ Res.***65**(2),162-168
- 28) P.S.Burgoon, K.R.Reddy and T.A.DeBusk.(1995). Performance of subsurface flow wetlands with batch-load and continuous-flow condition. *Wat.Environ.Res.***67**(5),855-862
- 29) Paul Cooper, Mark Smith and Henrietta Maynard.(1997). The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),215-221
- 30) Paul R.Adler, Steven T.Summerfelt, D.Michal Glenn and Fumiomi ,Takeda.(1996). Evaluation of a wetland system design to meet stringent phosphorus discharge requirements. *Wat.Environ.Res.***69**(5),836-840

- 31) Peder G.Eriksson and Stefan E.B.Weisner.(1997). Wetlands and aquatic processes. Nitrogen removal in a wastewater reservoir: The importance of denitrification by epiphytic biofilms on submersed vegetation. *J.Environ.Qual.***26**,905-909
- 32) Peter F. Breen (1997). The performance of vertical flow experimental wetland under a range of operational formats and environmental conditions. *Wat.Sci.Tech.***35**.(5),167-174
- 33) Peter F.Breen.(1990). A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Wat.Res.***24**(6),689-697
- 34) R.M.Gersberg, B.V.Elkins and C.R.Goldman.(1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Wat Res.***17**(9),l009-l014
- 35) R.M.Gersberg, B.V.Elkins and C.R.Goldman.(1984). Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. *Journal WPCF.***56**(2),152-156
- 36) R.M.Gersberg, B.V.Elkins, S.R.Lyon and C.R.Goldman.(1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat.Res.***20**(3),363-368
- 37) Reddy,K.R. and D.A.Ggraetz. (1988) Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils, in: *The Ecology and Management of Wetlands*, vol. I,D.D.Hook et al., eds., Timber Press, Potland, Ore.,pp.307-318
- 38) Reddy,K.R. and W.H.Patric,Jr. (1984) The relationship between net primary production and accumulation for a peatland in southeastern Manitoba. *CRC Crit. Rev. Environ. Control.*, **49** , 1471-1477 .
- 39) Robert H. Kadlec and Donald L. Tilton. (1979) The use of freshwater wetlands as a tertiary wastewater treatment alternative. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*.November,185-212
- 40) Robert H.Kadlec, Peter S.Burgoon and Michael E.Henderson.(1997). Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. *Wat.Sci.Tech.***35**(5),263-270
- 41) Ryouichi Kaneki, (1993). Distinction of denitrification using soil-Study of the purification of waste water using soil (I)-*Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering*. **163**, 1-9
- 42) S.B.Green and J.Upton.(1994). Constructed reed beds: A cost-effective way to polish wastewater effluents for small communities. *Water Environ Res.***66** (3), 188-192
- 43) Sherwood C. Reed, Ronald W. Crites and E. Joe Middlebrooks, (1995). Natural systems for wastewater management and treatment, 2nd edition., New York: McGraw-Hill, Inc.
- 44) Shinichi Misawa. (1987). Mechanism of the water quality change in paddy fields.*Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering*.**127**.69-78
- 45) Susan B.Peterson and John M.Teal.(1996). The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems. *Ecological engineering*.**6**, 137-148
- 46) T.Mæhlum, P.D.Jessen and W.S.Waner.(1995). Cold-climate constructed wetland. *Wat.Sci.Tech.***32**(3),95-101
- 47) Takao Kunimatu and Miki Sudo.(1993). Fluctuation of the concentration of nitrogen, phosphorus and COD in stream water discharging through a forested catchment-Studies on the mechanism of pollutants loading

- from a forest (Mt.Aburashi study area)(I)- *Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.* **166**, 35-44
- 48) Takao Kunimatu, Luo Rong, Miki Sudo and Ikuo Takeda.(1994). Runoff loading of materials causing water pollution from a paddy field during a non-pointing period. *Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.* **170**,45-54
- 49) Takuya Kawanishi, Hideshige Toda, Nobuhiro Nomura, Takashi Tanaka, Yoshishige Hayashi, Hiroshi Koizumi and Hiroyuki Kawashima. (1998). Carbon and nitrogen budgets in flooded fallow paddy field. 環境科学会誌。 **11**,(2),122-130
- 50) Thomas Gumbrecht.(1993).Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering.*(2),1-30
- 51) Todd L. Ingersoll and Lawrence A. Baker (1998) Nitrate removal in wetland microcosm. *Wat.Res.***32**,(3), 677-684.
- 52) Tong Zhu and F.J.Sikora. (1995) . Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. *Wat.Sci.Tech.*,**32**(3),219-228.
- 53) Toshio Tabuti, Seiji Suzuki and Yoshichika Takamura. (1983). Nitrogen removal in paddy fields during the non-ricegrowing period. *Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.* **104**,9-15
- 54) Toshio Tabuti, Yasuji Shinoda and Hisao Kuroda,(1993). Experiment on nitrogen removal in the flooded paddy field. *Journal of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.* **61**(12), 1123-1128
- 55) Trent Stober, John T.O' Connor and Blaise J.Brazos.(1997). Winter spring evaluations of a wetland for tertiary wastewater treatment. *Wat.Environ.Res.***69**(5), 961-968
- 56) U.W.Raisin and D.S.Mitchell.(1995). The use of wetlands for the control of non-point source pollution. *Wat.Sci.Tech.***32**(3),177-186
- 57) Wulliam J. Mitsch and James G. Gosselink. (1993). Wetlands. 2nd edition., New York: Van Nostrand Reinhold.
- 58) Yasuhumi Mori. (1990). A model for changes in the surface water nitrogen concentration in paddy fields. *Transaction of the Japanese Society of Irrigation Drainage and Reclamation Engineering.* **146**, 15-25
- 59) 戸田任重, 望月康秀, 川西琢也, 川島博之. (1997) 静岡県牧ノ原における茶園一水田連鎖系による窒素流出負荷低減効果の推定. 日本土壤肥料科学雑誌, **68**, (4), 365-375
- 60) 高村義親, 鈴木誠治, 古賀康夫, 田淵俊雄. (1983). 濚水土壤ライシメーターにおける硝酸態窒素および塩素イオンの動向と収支について, 日本土壤肥料科学雑誌, **54**, (1), 37-44
- 61) 高村義親, 田淵俊雄, 張替泰, 西村伸夫, 大槻英明, 久保田治夫, 鈴木誠治, 大崎和二. (1979). 水田の物質収支に関する研究 (第1報) 一霞ヶ浦流域の水田における窒素およびリンの動向と収支について一, 日本土壤肥料科学雑誌, **50**, (3), 211—216

- 62) 高村義親, 田淵俊雄, 張替泰, 大槻英明, 鈴木誠治, 久保田治夫. (1977). 水田の物質収支に関する研究（第2報）—新利根川流域の湿田における窒素およびリンの収支と排出について—, 日本土壤肥料科学雑誌. **47**, (9, 10), 431-436
- 63) 高村義親, 田淵俊雄, 鈴木誠治, 張替泰, 上野忠男, 久保田治夫. (1976). 水田の物質収支に関する研究（第1報）—霞ヶ浦流域の水田における窒素およびリンの動向と収支について—, 日本土壤肥料科学雑誌. **47**, (9), 398-405
- 64) 細見正明. (1995). 湿地システムによる水質改善, 繊維と工業, **51**, (1), 3-8
- 65) 田淵俊雄, 高村義親. (1982). 一ノ瀬川流域における窒素排出フローの現況試算とその改善案, 農業土木学会誌, **50**, (4), 321-326
- 66) 田淵俊雄, 末政奈緒希, 高梨めぐみ. (1987). 水田湛水による硝酸態窒素の除去試験, 農業土木学会誌, **55**, (8), 761-766
- 67) 農林統計協会. (1996), 平成7年版農業白書.
- 68) 環境庁. (1997), 平成8年度版環境白書.
- 69) 田中高志, (1998), 休耕田転換人工湿地における物質動態解析.