

分布型モデルを用いた河川・地下水の水質解析

WATER QUALITY ANALYSIS OF RIVER AND GROUNDWATER BY DISTRIBUTED SYSTEM MODEL

飯泉佳子¹・木内豪²・深見和彦³

Yoshiko IIZUMI, Tsuyoshi KINOCHI and Kazuhiko FUKAMI

¹非会員 博(農) 土木研究所 水災害・リスクマネジメント国際センター
(〒305-8516 茨城県つくば市南原1丁目6)

²正会員 博(工) 福島大学 共生システム理工学類 (〒960-1296 福島県福島市金谷川1番地)

³正会員 工修 土木研究所 水災害・リスクマネジメント国際センター
(〒305-8516 茨城県つくば市南原1丁目6)

The purpose of this research is to develop a distributed model for water and material cycle and apply the model to a watershed of agricultural land use area from the viewpoint of the catchment management that aims to improve river and ground water quality.

After applying the developed model with specified item of nitrogen to the case study of Lake Ushikunuma watershed, we successfully reconstructed spatial distribution of dissolved inorganic nitrogen in unconfined ground water and trend of fluctuation of dissolved inorganic nitrogen in river water.

The model will be a useful tool for the planning of the measures to recover river and groundwater quality once we upgrade its performance by improving its generality and accuracy and making it applicable with other water quality items.

Key Words : distributed system model, nitrogen, farmland, material cycle, water cycle, Lake Ushikunuma

1. はじめに

河川や湖沼、地下水等の公共用水域の水質を改善するためには、流域スケールで自然系と人工系における水と汚濁物質の移動、循環の実態を明らかにし、効果的な対策を提示する必要がある。モニタリングとモデリングを実施することにより、流域の水・物質循環の実態を適切な時空間スケールで定量的かつ詳細に明らかにすることができれば、流域環境の変化とそれに対する水・物質循環の変化、さらには各種水質改善対策を実施した場合の効果量を定量的に評価・予測することが可能となる。

本報では、特に農業活動の盛んな流域を対象として取り扱う。このような流域の河川水質は、面源である農地が大きく影響していると言われる¹⁾。例えば、農地では人為的に合成された窒素肥料が生産性向上のため大量に使用され、流域における地下水の硝酸汚染や水系の窒素富化の一因となっているとされる^{2) 3)}。このような流域の物質循環をモデル化するためには、汚濁負荷が水循環過程において河川や地下水に到達する間に受ける自然浄

化プロセスを解明し、様々な条件下での水・物質循環を定量化する必要がある。このようなモデルを用いてシミュレーションを行うことにより、汚濁負荷発生源の管理施策や最適な浄化施設の配置計画立案、あるいは自然浄化機能を最大限活用するような土地利用計画の提案が可能となるであろう。

これらを踏まえ、水質改善を目的とした流域管理の観点から、農地流域に適用可能な分布型水・物質循環モデルの作成と適用を検討したので、ここに報告する。なお、ここでは茨城県の牛久沼流域をケーススタディ流域とし、水質項目として窒素に着目した。

2. 牛久沼流域の概要

流域面積はおよそ166.7km²で、谷田川や西谷田川、稲荷川等、複数の流入河川流域を中心に構成されている(図-1)。牛久沼の平成11年度の平均CODは全国ワースト3であり、水質汚濁の著しい富栄養湖である。流域内の主な土地利用は田畑で、総面積の約半分を占めている。

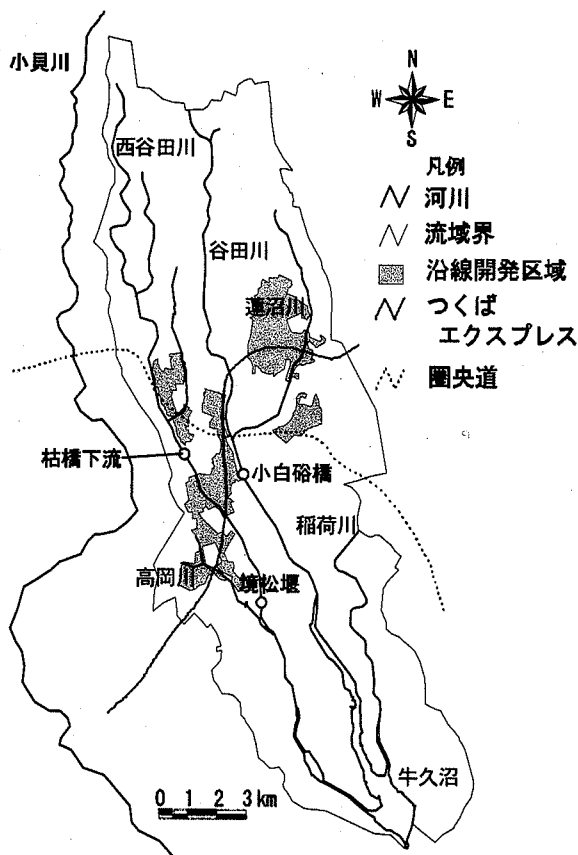


図-1 流域概況図

また、人口はおおよそ13万人（平成7年国勢調査結果）である。流域およびその周辺地域では、東京とつくばを結ぶつくばエクスプレス（2005年8月開通）の沿線開発が進行しており、今後の急激な都市化により流域の水循環や物質循環、牛久沼の水質が影響を受けることが懸念される。そのため、開発以前から流域内の水循環・物質循環に関する様々なデータを蓄積しながら、流域条件の変化による影響をモニタリングとモデリングにより評価することが求められている⁴⁾。

なお、牛久沼（谷田川）流域の水循環については、既に実態調査に基づいて、流域内の水利用や排水系統の状況、灌漑期と非灌漑期における平常時流量の特徴、浅層地下水や深層地下水の時空間分布の特徴が明らかにされている⁵⁾。これらの実態調査と平行して、土木研究所において開発された分布物理型水循環モデルであるWEPモデル⁶⁾の適用を試み、流量、地下水位等の時空間分布の再現性が確認されている^{5) 7)}。

3. 分布型窒素循環モデルの作成と初期条件

(1) 窒素循環モデルの概要

流域スケールにおける無機態窒素と有機態窒素の移動と消長の解析を行う数値モデルを作成し、牛久沼流域に適用した（図-2）。無機態窒素にはアンモニア態窒素、

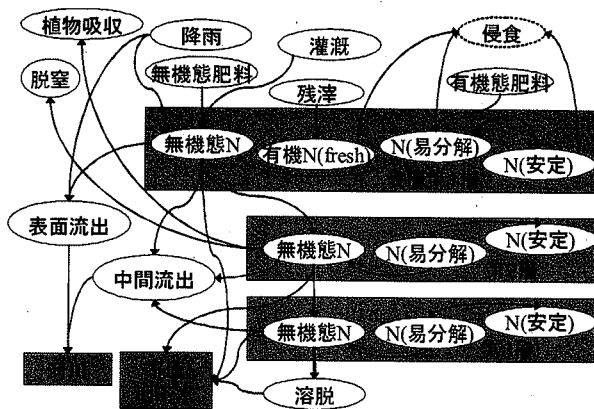


図-2 土壌表層における窒素の挙動模式図

亜硝酸態窒素、硝酸態窒素があり、酸化状態では硝化によってアンモニア態窒素が亜硝酸態窒素を経て硝酸態窒素へと変化するが、これらの区別は行わず無機態窒素として一括して扱った。

有機態窒素の分類方法としては、粒子性か溶解性かによる分類、たんぱく質か非たんぱく質かによる分類、易分解性か難分解性かによる分類などがある。平常時には地下水の無機態窒素（特に硝酸態窒素）の高濃度化や、その河川への流出による河川水質の悪化が問題になると考えられるが、もともとの原因としては、肥料による無機態窒素の供給とともに、有機態窒素の分解・無機化、硝化反応が挙げられる。したがって、モデルでは有機態窒素のこのような挙動を表現することが必要となる。一方、洪水時には表面流出による懸濁態の窒素成分が無視できないことから、これについても考慮が必要である。ただし、今回作成した初期モデルでは、無機態窒素の表層土壌、地下水、河川水での挙動解析を主たる目的としたため、懸濁態窒素についてはモデル化していない。

表層における窒素プールの設け方はモデルにより異なる。SHETRAN[®]では有機態窒素の種類ごとに分解速度が異なることを考慮して、厩肥や糞尿（fece）から成る即分解性の有機態窒素、落葉、農作物の残滓、枯死した根（dead root）、microbial biomassから成る易分解性のlitter、難分解性の安定な腐植土の3つのプールを設けている。また、SWAT[®]では、有機態窒素を、植物の残滓とmicrobial biomass（Fresh organic N）、易分解性（active）の腐植土、難分解性（stable）の腐植土の3つのプールに分けている。また、AnnAGNPS¹⁰⁾でも有機態窒素を易分解性（active）の腐植土、難分解性（stable）の腐植土の2つのプールで表現している。そこで、本研究ではSWATおよびAnnAGNPS等を参考に、窒素を有機態窒素3プールと無機態窒素1プールで表し、定式化した。これらのプールはモデル上、表層土壌の上部に位置し、水輸送には影響を及ぼさず、窒素の供給源として機能するとして扱った。

WEPモデルでは、計算上の土地利用を水域、水田、背の高い植生（森林、樹木）、背の低い植生（草地、農地）、裸地、都市建物面、都市地表面の7分類にしている。そこで、それぞれの土地利用面において有機態窒素、無機態窒素の反応と輸送のプロセスをモデル化した。

(2) モデルの構造

a) 表層土壌

表層土壌の層厚を水循環モデルの適用事例⁵⁾と同様に平均2mと仮定し、水平方向に3層に分割して各層における水分と窒素の移動を数式化した。裸地、植生地ともに降雨による窒素の流入があり、加えて、水田、農地では灌漑水や施肥により窒素が流入する。また、水田や植生地では腐植層中の有機態窒素の無機化により、無機態窒素が増加する。アンモニア性窒素の揮発は量的に非常に少ない⁸⁾ことから、初期バージョンのモデルでは考慮しないものとした。

b) 水域

水域では降雨の表面流出による無機態窒素の流出のみを想定し、降雨中の窒素濃度と降雨量から求めた。

$$N_{water} = PC_{rain}$$

ここで、 N_{water} ：水域からの流出窒素量、 P ：降雨量、 C_{rain} ：降雨中の無機態窒素濃度である。

c) 不浸透域

不浸透域では降雨の表面流出による無機態窒素の流出に加えて、地表面に堆積する有機態窒素や土粒子に付着する無機態窒素の流出が想定される。初期モデルでは降雨中の無機態窒素の流出のみを考え、降雨中の窒素濃度と降雨量から求めた。

$$N_{min,urban} = cR_{u1}C_{rain} + (1-c)R_{u2}C_{rain}$$

ここで、 $N_{min,urban}$ ：不浸透域からの流出窒素量、 c ：不浸透域での都市キャノピーの面積割合、 R_{u1} ：都市キャノピーからの表面流出、 R_{u2} ：都市地表面からの表面流出である。

d) 地下帯水層中における挙動

地下帯水層（不圧地下水、被圧地下水）中においては、濃度的に卓越する硝酸態窒素のみを対象とし、その挙動は水平2次元の移流方程式に従うとして次式を用いた。

〈不圧帯水層〉

$$\begin{aligned} C_u \frac{\partial h_u}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} [k(h_u - z_u) \frac{\partial h_u}{\partial x}] + \frac{\partial}{\partial y} [k(h_u - z_u) \frac{\partial h_u}{\partial y}] \\ &+ (Q_3 + WUL - RG - E - Per - GWP) \\ &\frac{\partial(C_u h_u C_{u,NO3})}{\partial t} + u_u h_u \frac{\partial(q_x C_{u,NO3})}{\partial x} + v_u h_u \frac{\partial(q_y C_{u,NO3})}{\partial y} \\ &= N_{leach} + N_{WUL} - (RG + Per + GWP)C_{u,NO3} \end{aligned}$$

$$q_x = k(h - z_u) \frac{\partial h}{\partial x}, \quad q_y = k(h - z_u) \frac{\partial h}{\partial y}$$

$$N_{WUL} = 0$$

〈被圧帯水層1〉

$$\begin{aligned} C_1 h_1 \frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial t} + u_1 D_1 \frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial x} + v_1 D_1 \frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial y} \\ = Per(C_{u,NO3} - C_{1,NO3}) \end{aligned}$$

〈被圧帯水層2〉

$$\begin{aligned} C_2 h_2 \frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial t} + u_2 D_2 \frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial x} + v_2 D_2 \frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial y} \\ = Per_1(C_{1,NO3} - C_{2,NO3}) \end{aligned}$$

ここで、 h ：地下水位（不圧帯水層）あるいは水頭（被圧帯水層）、 C ：貯留係数、 k ：透水係数、 z ：帯水層底部の標高、 D ：帯水層の厚さ、 Q_3 ：不飽和透水層からの涵養、 WUL ：上水道漏水、 RG ：地下水流出、 E ：蒸発散、 Per ：下部帯水層への涵養、 GWP ：地下水揚水、 C_{NO3} ：地下水中の硝酸態窒素濃度、 u 、 v ：地下水の x 方向および y 方向流速、 N_{leach} ：不飽和土壌層からの溶脱される硝酸態窒素量、 N_{WUL} ：上水道漏水に伴う硝酸態窒素流入量（ゼロと仮定）である。なお、下付き添字 u 、 1 、 2 はそれぞれ不圧帯水層、被圧第1帯水層、被圧第2帯水層を示す。なお、難透水層を経由する際に窒素の除去はないと仮定した。地下帯水層の流動は、既存文献¹¹⁾を参考に時間的には前進差分、空間的には風上差分を適用した。

e) 河川への流出

地下水流出、中間流出、表面流出に伴って硝酸態窒素も河川に流出する。地下水流出、中間流出により地下帯水層および不飽和土壌層から除去される硝酸態窒素量は次式で表した。

$$RNO3_{GW} = C_{NO3} \times RG$$

$$RG = \begin{cases} k_b A_b (h_u - H_r) / d_b & h_u \geq H_r \\ -k_b A_b & h_u < H_r \end{cases}$$

$$RNO3_{R2} = C_{NO3} \times R2$$

$$R2 = k(\theta) \sin(\text{slope}) Ld$$

ここで、 $RNO3$ ：河川に流出する硝酸態窒素量、 H_r ：河川水位、 k_b ：河床土壌の透水係数、 A_b ：1メッシュ内の河床での浸透面積、 d_b ：河床の土壌厚、 $k(\theta)$ ：体積含水率 θ の土壌の透水係数、 slope ：地表面の勾配、 L ：1メッシュ内の河川の長さ、 d ：不飽和土壌層の厚さである。下付き添字 GW と $R2$ はそれぞれ不圧帯水層からの地下水流出と不飽和層からの中間流出を意味する。

また、河床や河岸を通過する際に生物学的作用を受けて硝酸態窒素濃度が変化すると考えられる。中間流出に

伴う脱窒は既に表層土壌内の脱窒現象として考慮していることから、不圧地下水の河川流出においてのみ、係数 $\beta_{NO_3, GW}$ を掛け合わせて、河川へ流出する硝酸態窒素量 NO_3 を表現した。

$$NO_3_{GW} = \beta_{NO_3, GW} RNO_3_{GW}$$

f) 河道内における挙動

河道内における無機態窒素の挙動は、次の移流拡散方程式により表した。

$$\frac{\partial(AC_r)}{\partial t} + \frac{\partial(QC_r)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_L \frac{\partial C_r}{\partial x} \right) + \sum q_{in} C_{in} - q_{irr} C_r$$

$$\sum q_{in} C_{in} = \sum N_{in} \\ = NO_3_{GW} + NO_3_{R2} + NO_3_{surface} + NO_3_{was} + NO_3_{div}$$

ここで、A：流水の断面積、Q：流量、 C_r ：無機態窒素濃度、x：流下方向長さ、 D_L ：縦分散係数（初期モデルではゼロと設定）、 q_{in} ：河道単位長さ当たりの横流入量、 C_{in} ：横流入水中の無機態窒素濃度、 q_{irr} ：河道単位長さ当たりの河川からの取水量（灌漑等の用途）、 $NO_3_{surface}$ ：表面流出による河川への窒素流入量、 NO_3_{was} ：雑排水による河川への窒素流入量、 NO_3_{div} ：河川への（灌漑用水の）導水による窒素流入量である。

g) 表面流出に伴う物質移動

雨天時の表面流出等による無機態窒素の挙動は次の移流方程式により表した。

$$\frac{\partial(A_s C_s)}{\partial t} + \frac{\partial(Q_s C_s)}{\partial x} = q_o C_o$$

ただし $C_o = C_s$ if $q_o < 0$

ここで、 A_s ：流水の断面積、 Q_s ：流量、 q_o ：流下方向単位長さ当たりの横流入量、 C_o ：横流入水中の無機態窒素濃度、s：流下方向長さである。

h) 窒素の初期条件

水田では地力窒素の指標である可給態窒素（易分解性有機態窒素に微生物中に含まれる窒素（バイオマス窒素）を加えたもの）が高く、畑地では低い¹²⁾。このデータに基づき、可給態窒素量の初期条件として、水田作土層で $13 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ 、畑（普通畑、露地野菜畑）の土層で $6 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ と設定した。

i) 初期条件の設定

表層土壌水中における深さ z 方向の無機態窒素（アンモニア態窒素と硝酸態窒素）の濃度 $C(z)$ 及び含有量 $N(z)$ の分布は次式に基づき与えた。

$$C(z) = \sum_i f_{r_i} C_i(z)$$

$$N(z) = \sum_i f_{r_i} C_i(z) \theta_i(z)$$

$$C_i(z) = C_{top, i} \exp(-k_i z)$$

ここで、 $i=1 \sim 6$ （順に、森林、草地、樹木、水田、裸地、

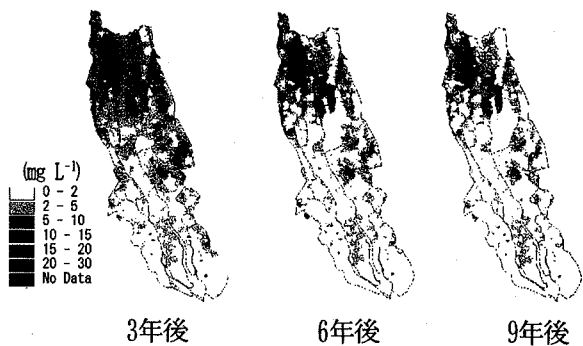


図-3 不圧帯水層における無機態窒素濃度

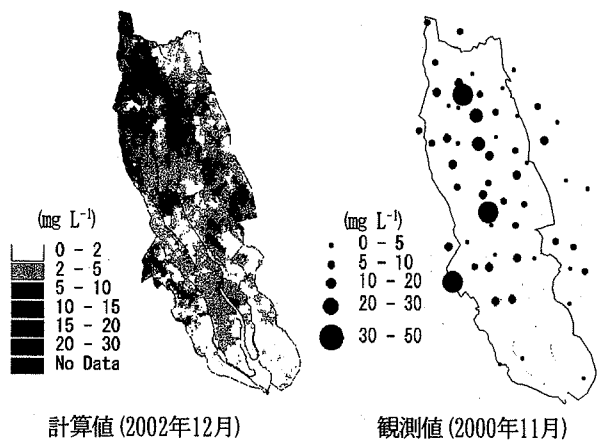


図-4 不圧帯水層における無機態窒素濃度の空間分布（非灌漑期）

農地)、 f_{r_i} ：それぞれの土地利用面積率、 $\theta_i(z)$ ：土壌水分量、 $C_{top, i}$ ： $z=0$ における無機態窒素濃度（ $=3.0 \text{ mg } L^{-1}$ と設定）、 k_i ：減衰係数（ $=0.02$ と設定）である。

4. モデル解析結果

(1) 地下水中の無機態窒素濃度

a) 初期条件を定数として与えた場合

図-3は、不圧帯水層の無機態窒素濃度の初期条件を $10 \text{ mg } L^{-1}$ とし、計算プログラムを用いて算出した窒素負荷¹³⁾を毎年同じパターンと量で農地に与え、3年、6年、9年経過後の地下水中の無機態窒素濃度を示している（これらの結果は、2000年1月～2002年12月までの水文・気象条件を3回繰り返して与えることにより得られた）。これにより、初期濃度が流域全体で一定であっても、経年的に濃度の空間分布が変化し、窒素負荷の相対的に多い上流域では $10 \text{ mg } L^{-1}$ を越える濃度域が広がることがわかる。

b) 実測値を初期条件として与えた場合

2000年11月の調査結果を2000年1月1日の不圧帯水層の無機態窒素濃度の初期条件として与え、2002年12月31日の地下水中の無機態窒素濃度を計算した

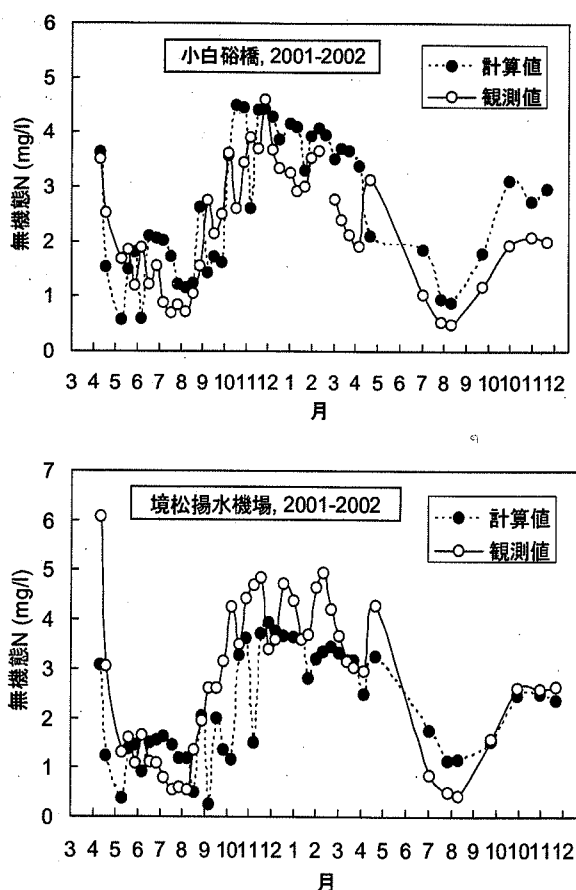


図-5 河川水中の無機態窒素濃度の
計算値と実測値

(図-4)。上流域では無機態窒素の高濃度域が見られ、初期条件を定数として与えて計算した場合と類似の空間分布を示した。また、中流域にある実測の高濃度域は消滅した。初期条件を定数として与えた場合(図-3)にも中流域の高濃度は計算されなかったことから、実測の高濃度の由来は、畜産排水によるものか、あるいは放棄された農地に残存する窒素によるものではないかと推察される。流域における過去の窒素投入の履歴を考慮に入れることで、計算結果をより実測に近づけることができると思われる。また、実測と計算の差異の一因としては、計算結果が100mメッシュの平均値であるのに対して、実測値は井戸(ポイント)での値であり局所性が強く表れることも考えられる。

(2) 河川水中の無機態窒素濃度

図-5に河川の流量と水質評価の基準地点である東谷田川・小白裕橋地点および西谷田川・境松堰地点における無機態窒素濃度の実測値(10日に1回の採水分析結果)と計算値(実測と同日、同時刻での結果)を示す。両地点ともに、灌漑期に濃度が低減して非灌漑期に上昇するという傾向はうまく再現されているが、灌漑期の後半で計算値が実測より過大で、非灌漑期では実測値と1mg/L程

度のずれが見られた。河川近傍の地下水流動に伴う物質輸送や水田における浄化過程のモデル化に改良の余地があるものと推察される。

5. まとめ

特に河川経由での窒素汚濁負荷軽減に着目した流域管理の観点から、農地流域に適用可能な分布型物質循環モデルの作成と適用について検討を行った。

牛久沼流域に分布型窒素循環モデルを適用し、不圧地下水中の無機態窒素濃度の空間分布をおおよそ再現し、河川水中の無機態窒素濃度が灌漑期に低減して非灌漑期に上昇するという傾向を再現した。

今後、地下水ならびに河川水の水質改善施策の立案に役立つモデルとして性能を向上させるために、他の水質項目の追加を含め、汎用性と精度を向上させることが必要と考える。

参考文献

- 1) 井上京, 山本忠男, 長澤徹明: 北海道東部浜中地区における流域の土地利用と河川水質, 農業土木学会論文集, 200, 85-92, 1999.
- 2) 環境庁水質保全局水質管理課監修: 硝酸性窒素による地下水汚染対策ハンドブック, 公害研究対策センター, 1993.
- 3) 川西琢也, 川島博之, 尾崎保夫: 地下水の硝酸態窒素濃度の上昇と農業生産 - 諸外国の研究事例のとりまとめと今後の課題 -, 用水と廃水, 33, 725-736, 1991.
- 4) 茨城県つくば市住宅・都市整備公団茨城地域支社(財)リバーフロント整備センター: 常磐新線沿線地区水環境システム整備計画調査概要版, 35, 1997.
- 5) 吉谷純一, 木内豪, 賈仰文, 倪广恒, 戸嶋光映: 谷田川流域における水循環に関する研究(1), 土木研究所資料第3782号, 2001.
- 6) Jia, Y., Ni, G., Kawahara, Y., and Suetsugi, T.: Development of WEP model and its application to an urban watershed, Hydrological Processes, 15, 2175-2194, 2001.
- 7) 木内豪, 賈仰文, 戸嶋光映, 吉谷純一, 倪广恒: 農地と都市が混在する流域における WEP MODEL を用いた水循環解析, 水工学論文集, 46, 283-288, 2002.
- 8) Birkinshaw, S. J. and Ewen, J.: Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modeling, Journal of Hydrology, 230, 1-17, 2000.
- 9) Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R. and King, K. W.: Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2000, 458, 2002.

- 10) Bingner, R.L., Theurer, F.D. and Yuan, Y. : AnnAGNPS technical processes documentation, ver. 3.3, 146, 2003.
- 11) Lasserre, F., Razack, M. and Banton, O. : A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater, Journal of Hydrology, 224, 81-90, 1999.
- 12) 農業総合センター農業研究所：最近の県内農耕地土壌の実態，試験研究主要成果集，104-105，2001.
- 13) 飯泉佳子，木内豪，深見和彦：窒素を対象とする農地汚濁負荷量算出方法の提示と分布型モデルによる河川・地下水の水質解析，土木技術資料，47，44-49，2005.

(2006. 4. 6 受付)