

# 霞ヶ浦流域での地下水が水・物質収支に及ぼす 影響の再評価

## RE-EVALUATION OF GROUNDWATER DYNAMICS ABOUT WATER AND NUTRIENT BUDGETS IN LAKE KASUMIGAURA

中山忠暢<sup>1</sup>・渡辺正孝<sup>2</sup>

Tadanobu NAKAYAMA and Masataka WATANABE

<sup>1</sup>正会員 工博 国立環境研究所流域圏環境管理研究プロジェクト 主任研究員  
(〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

<sup>2</sup>正会員 Ph. D. 国立環境研究所水圏環境研究領域 領域長  
(同上)

The previous researches about the Lake Kasumigaura have neglected the effect of groundwater on the water and nutrient budgets in the lake because they have believed that the effect of surface water is predominant. In this study, the National Institute for Environmental Studies (NIES) Integrated Catchment-based Eco-hydrology (NICE) model was expanded to include the interaction between the lake water and groundwater in this catchment. Although inflowing and outflowing streams are dominant in the annual hydrologic budget of the lake, the model shows that groundwater seepage plays a great role in the net water budget. Groundwater entering the lake from the north side is contaminated with high concentrations of nitrate and ammonia from intensive pig and cattle raising. This groundwater inflow plays an important role in the nutrient loading into the lake and consequently in the water quality and eutrophication.

**Key Words :** groundwater seepage, nutrient loading, shallow eutrophic lake,  
NIES Integrated Catchment-based Eco-hydrology (NICE) model

### 1. はじめに

霞ヶ浦(西浦・北浦・外浪逆浦から構成される)は関東平野の東部に位置し、日本で2番目に大きな湖(湖面積: 220km<sup>2</sup>)である(図-1)。平均水深は4m程度と非常に浅く、流域における農業・畜産業・工業及び下水道排水による流入汚濁負荷に起因する水質汚濁に現在まで悩まされ続けている。湖の水質は1980年代前半を境に改善の傾向が見られるものの依然として悪く<sup>1)</sup>、日本を代表する富栄養化湖である。

上記のような背景のもとで社会的及び行政的な要請からも霞ヶ浦に関する従来の研究は数多く存在し、流域の水収支の解明<sup>2), 3)</sup>・水質汚濁の発生メカニズムの解明<sup>2), 4), 5)</sup>・モデル化<sup>6), 7)</sup>・影響評価<sup>8)</sup>、などが主なものである。しかしながら依然として水質汚濁に悩まされていることを考えると、これまでの研究で不十分・未解明な点が残されていると考えるのが自然である。その大きな原因の1つとして、霞ヶ浦流域を対象とした水・物質循環の研究及び政策ではこれまで表面流(河川流)が湖に及ぼす影響(一部、湖の底泥が湖の水質に及ぼす影響等の研究あり)に主眼がおかれ、湖周辺の地下水の影響はその小ささ<sup>2), 3)</sup>ゆえにほとんど無視されてきた。

本研究では著者らがこれまでに開発してきたプロセススペースの統合型流域モデル<sup>9)-11)</sup>の使用により、

これまで霞ヶ浦の水・物質収支において研究・政策レベルでもほとんど考慮されてこなかった地下水の影響について新たな解明を行った。

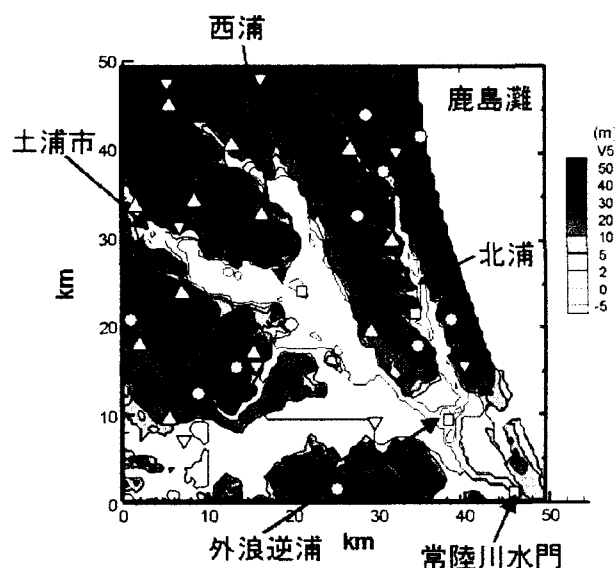


図-1 対象領域である、霞ヶ浦流域(面積2, 135km<sup>2</sup>)の標高図

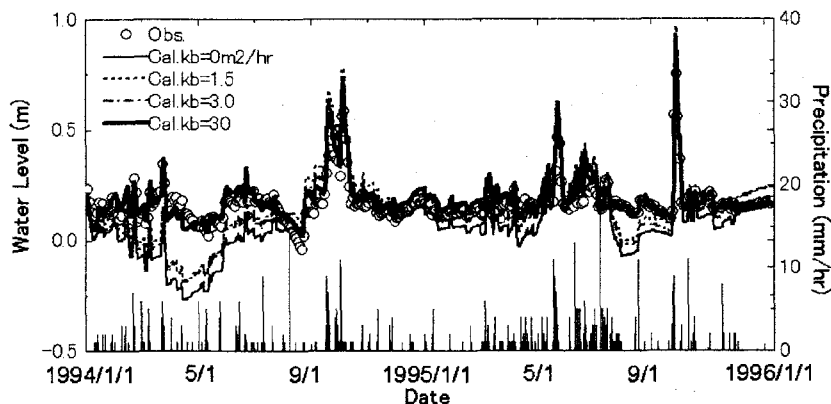


図-2 湖水位(西浦)の比較(O:観測値、線:計算値)

## 2. NICEモデルの霞ヶ浦流域への適用

### (1) NICEモデルの概要

著者らがこれまでに開発してきたプロセスベースの統合型流域モデルである NICE (NIES Integrated Catchment-based Eco-hydrology) モデル<sup>9)-11)</sup>を使用した。NICE モデルは、MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) 衛星データから得られる葉面積指数 (LAI) や光合成有効放射率 (FPAR) 等の高次プロダクトと同化することによって植生の季節変化・増殖を考慮し、かつ、河川水・土壌水分・地下水及び植生間での相互作用を考慮した3次元グリッド型の水・熱・物質収支モデルである。各サブモデルは土壌層内からの水蒸気輸送・降水浸透・復帰流・地下水流出などのフラックスの連続性を考慮することによって互いに接続されている。

### (2) NICEモデルの改良

本研究では、NICE モデルに湖沼モデルを結合することにより、流域における湖沼(西浦・北浦・外浪逆浦)を通じた水循環の影響を考慮した。湖と周辺地下水間での湧き出し量  $q_i$  ( $m^3/s$ ) は下記のダルシーの法則によって表現される。

$$q_i = k_b (h_i - h_a) \quad (1)$$

ここで、 $h_i$ : 湖水位 (m)、 $h_a$ : 地下水頭 (m)、 $k_b (=c_a c_b / (c_a + c_b))$ : 地下水層  $c_a$  と湖底堆積土砂層  $c_b$  の等価コンダクタンス ( $m^2/s$ )、である。湖セルと水平及び鉛直方向に隣り合うセルに対して上式(1)を適用することによって、NICE モデル<sup>9)</sup>の3次元地下水サブモデルの式(12)における残差項  $RHS$  及び係数マトリックス  $HCOF$  に対して湧き出しに伴う項が追加される。

$$\begin{aligned} RHS_{ijk} &= RHS_{ijk} - c_m h_i^{n-1} : h_a > h_{bot} \\ &= RHS_{ijk} - c_m (h_i^{n-1} - h_{bot}^{n-1}) : \text{水平境界で } h_a < h_{bot} \\ &= RHS_{ijk} \pm 0 : \text{鉛直境界で } h_a < h_{bot} \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} HCOF_{ijk} &= HCOF_{ijk} - c_m : h_a > h_{bot} \\ &= HCOF_{ijk} \pm 0 : h_a < h_{bot} \end{aligned} \quad (3)$$

ここで、 $ijk$ : 特定のマトリックス項、 $m$ : 特定のセル間境界、 $c_m$ : セル間のコンダクタンス ( $m^2/s$ )、 $h_{bot}$ : 湖底標高 (m)、 $n-1$ : 1 ステップ前の時刻、である。

湖水位は下記の水収支式を用いて各時間ごとに計算され更新される<sup>12)</sup>。

$$h_i^{new} = h_i^{old} + \Delta t \frac{p - e + rnf - w - q_i + Q_{si} - Q_{so}}{A_s} \quad (4)$$

ここで、 $h_i^{new}$ : 新しい時刻での湖水位 (m)、 $h_i^{old}$ : 1 ステップ前の時刻での湖水位 (m)、 $p$ : 湖への降水量 ( $m^3/s$ )、 $e$ : 湖からの蒸発量 ( $m^3/s$ )、 $rnf$ : 湖への表面流量 ( $m^3/s$ )、 $w$ : 湖からの灌漑量 ( $m^3/s$ )、 $Q_{si}$ : 湖への河川流入量 ( $m^3/s$ )、 $Q_{so}$ : 湖からの河川流出量 ( $m^3/s$ )、 $A_s$ : 湖の面積 ( $m^2$ )、である。式(2)及び(3)を用いた地下水モデルの計算において水頭が収束するまで繰り返し計算を行った後で、式(4)を用いて次ステップでの湖水位が計算される。

### (3) モデルの境界条件・初期条件など

土地利用・植生・土壌・地質(図-1中の○を用いてクリギング補間)などのGISデータを各3次元グリッドに与えるとともに、地表面にはforcing気象データ (AMeDAS、図-1中の▽) を与えた。流域の最上流端では、地下水に関して反射条件、斜面流量は常にゼロとした。海域境界(東側)では水頭0mを与えた。また、初期条件として地表面勾配に平行な地下水面を与えた。湖面での蒸発量はペンマン法を用いて算定した。流域における工業・農業由来の水需要に関しては土木研究所提供のオリジナルメッシュデータ (1994-1995年) を使用した。

### (4) 計算対象領域・期間及び方法

霞ヶ浦流域 (2,135  $km^2$ ) を対象として、1994年1月1日から1995年12月31日までの2年間のシミュレーションを行った。本計算に先立って1年間のスピニングアップを行い、収束解に達していることを確認した。対象領域は比較的透水性の高い地域であるため、安定な解を得るために半陰解法を用いた<sup>13)</sup>。計算領域 (50km x 50km) を500mメッシュで分割し、鉛直方向には不等間隔格子で20層に分割した(最下層: -150m)。また、時間刻みは6時間とした。

## 3. 結果及び考察

### (1) 湖水位の比較

図-2は西浦の水位について、式(4)による計算値と観測値(図-1中の□、国土交通省提供)の比較図で

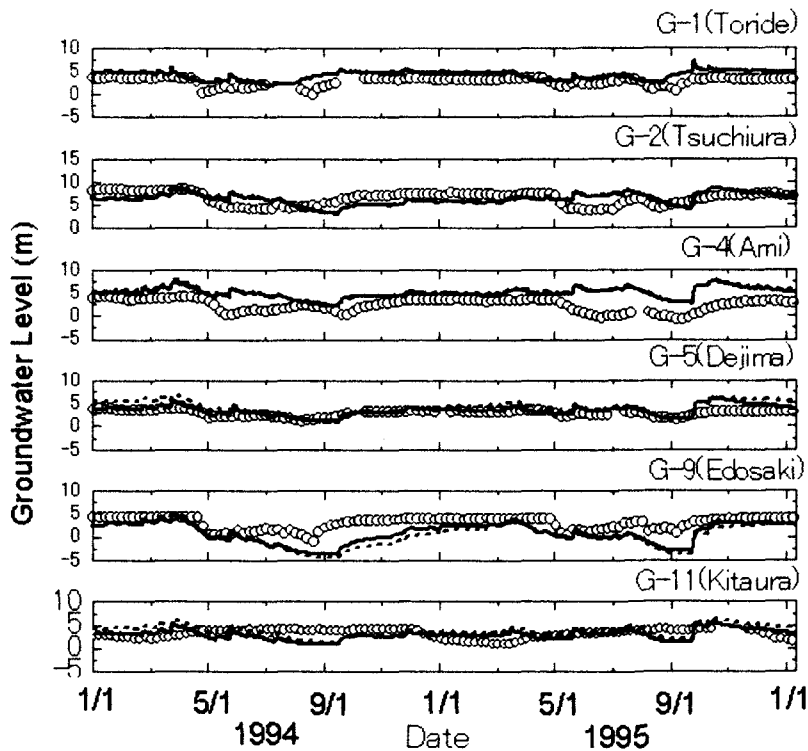


図-3 地下水位の比較(○:観測値, 点線: $k_b=0\text{m}^2/\text{h}$ , 実線: $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ )

ある。同図には湖畔の土浦市でのAMeDAS降水量の時系列も併示した。湖水位は5~6月の雨季と9~10月の台風期に高めの値となる。湖と周辺地下水間での湧き出しを無視した場合(湖底での水理コンダクタンス $k_b=0\text{m}^2/\text{h}$ )、春季から秋季にかけての農繁期(4~9月くらい)の農業用取水のために計算値は過小評価となる。一方、農閑期の計算値は観測値と良好に一致しており、後述の地下水位との比較より計算値は湖に関する水収支を正しく再現していると言える。

一方、湖底でのコンダクタンス $k_b$ が大きくなるにつれて農繁期での湖水位は増加し、 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ の時に計算値は観測値を最も良く再現する。このことは湖底堆積土砂の鉛直方向透水係数は湧き出し量に大きな影響を及ぼすことを示している。また、 $k_b$ は河底での水理コンダクタンス $k_r=300\text{m}^2/\text{h}$ に比べてかなり小さくなっており<sup>9)</sup>、従来の結果と特性が一致するとともに<sup>13)</sup>、周辺河川から流れ込む土砂のうち比較的粒径の小さいものが湖底に多く堆積していることを表している。

## (2) 地下水位分布

図-3は湖周辺での地下水位に関する計算値と観測値(図-1中の△、国土交通省提供)の比較図である。農繁期には地下水汲み上げ量が増加するため、地下水位は大きく低下しており、湖水位の変動と密接に関連している(図-2)。 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ の時の計算値は $k_b=0\text{m}^2/\text{h}$ の時よりも多少は改善されている。計算地下水位は山際及び湖周辺の両地域で観測値を良好に再現しており、NICEモデル<sup>9)-11)</sup>は涵養量を精度良く再現していることを示している。

図-4は湖周辺域での計算地下水位の季節平均コンターである。図中の実線は霞ヶ浦湖岸、点線は湖内での地下水頭が湖水位(=0.16m asl.)と等しい地点を表す。地下水位は湖に向かうにつれて低くなってお

り、水位勾配は北側の山際で大きく湖周辺で小さくなっている。湖の北側では一年中地下水位は湖水位よりも高いため地下水は常に湖に流れ込むと考えられるが、湖の南側では農繁期に地下水位は湖水位よりも低いために湖から周辺地下水に流れ出すプロセスが発生し農業用取水の影響を大きく受けていると言える。

## (3) 湖と周辺地下水間での相互作用

図-5は計算による周辺地下水から湖への湧き出し量の季節平均コンターである。図中の点線は湖内での湧き出し量がゼロの地点を表す。湖の北側では一年中地下水が湖に流れ込み、南側では季節により周辺域での農業用取水の影響を大きく受ける。特に、北側での地下水の湖への流れ込みは、後述するように北側に多く存在する畑地への投入肥料及び牧畜域での家畜のし尿由来の窒素負荷の湖への流入に大きな影響を及ぼす。

図-6は霞ヶ浦全流域の地下水から湖への湧き出し量の時系列を示す。図中、丸は湖への流入河川流量・流出河川流量・農業や工業利用等の取排水量・処理場からの排水量・降水量・蒸発量等の観測データ(一部、国土交通省及び土木研究所提供)を用いて水収支により算出した地下水湧き出し量である。 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ の計算値は水収支による逆算値と良好に一致するとともに、農繁期には湖→地下水、農閑期には地下水→湖への流れが発生している。しかも、湧き出し量は従来の研究結果<sup>2),3)</sup>に比べてかなり大きく、霞ヶ浦の水収支において地下水の影響は無視できないことを示している。従来の研究<sup>2),3)</sup>においてこのように地下水湧き出し量を過小評価した原因として、a)単純に湖水位と周辺地下水位の観測値の水頭差のみから湧き出し量を評価したこと、b)湖周辺の数箇所で見積りした湧き出し量(しかも算定にあ

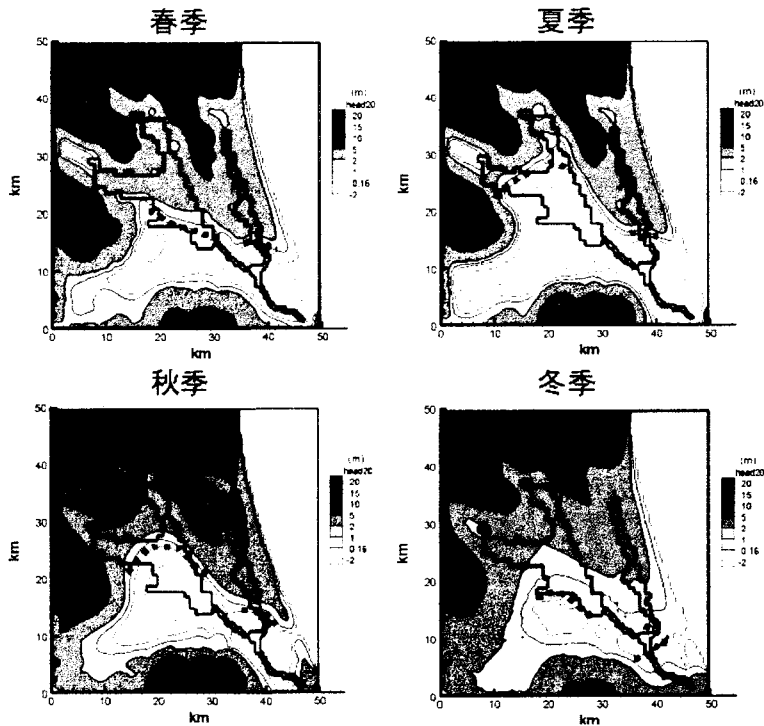


図-4 地下水位の季節平均(計算値 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ )

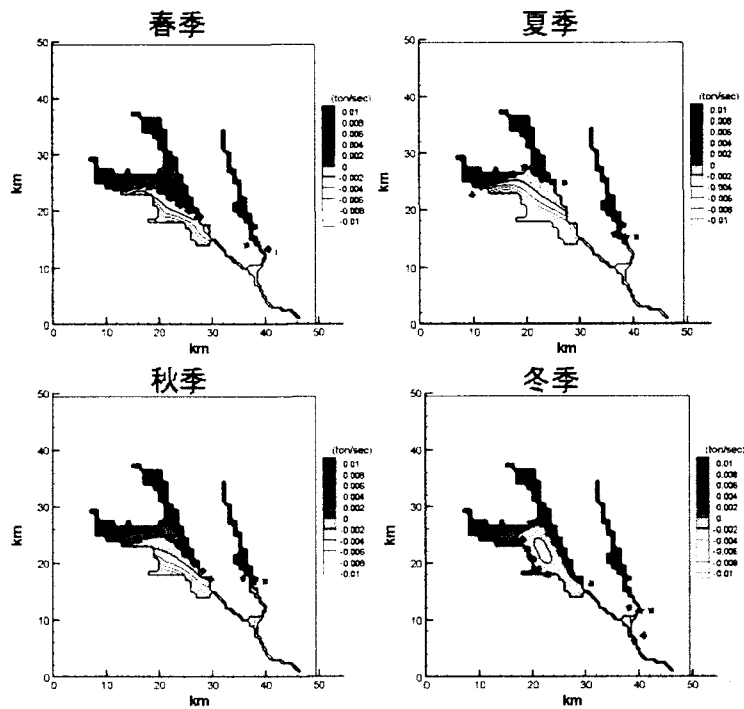


図-5 湖への地下水湧き出し量の季節平均(計算値 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ )

たって地下水層の厚さを一定値と仮定)のみから湖全体での値を評価したこと、などが原因と考えられる。ただし、降水量が多い時期、及び農繁期と農閑期の遷移期では逆算値は計算値に比べてばらつきが見られる。この原因として、水収支による逆算値は河川流量・取排水量・蒸発量・降水量等の観測誤差の影響を大きく受ける<sup>14)</sup>とともに、計算値はグリッドが粗いために実際に比べて局所的水頭勾配を過小評価する<sup>15)</sup>、ことが考えられる。さらに、逆算値による湧き出し量は各ステップにおいて流入・流出の

どちらか一方が常にゼロになるのに対して、計算値は各ステップにおいて流入・流出の成分をそれぞれ同時に計算できる長所を持つ。

#### (4) 地下水が湖の水質に及ぼす影響

図-7は茨城県が観測した2000-2002年の霞ヶ浦流域での地下水中の硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素濃度分布<sup>16)</sup>である。図中には、観測データをクリギング補間した地下水質のコンター図も併示した。また、湖での水質濃度も併示した。同図より、地下水中の

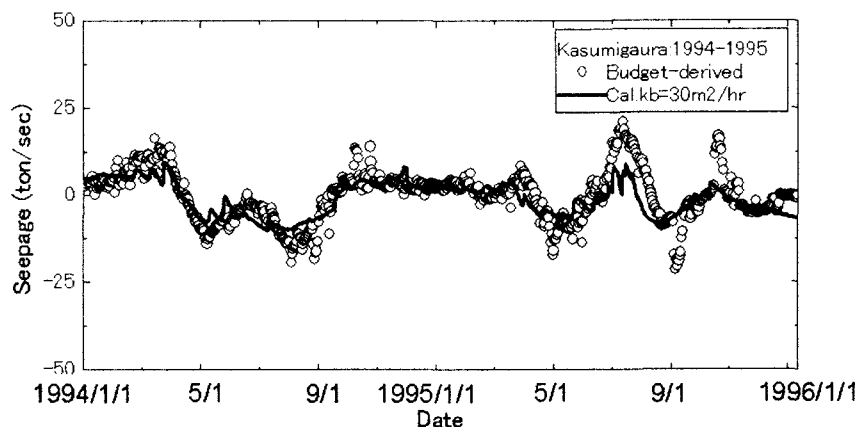


図-6 地下水湧き出し量の時系列(○:水収支による逆算値、線:計算値 $k_b=30\text{m}^2/\text{h}$ )

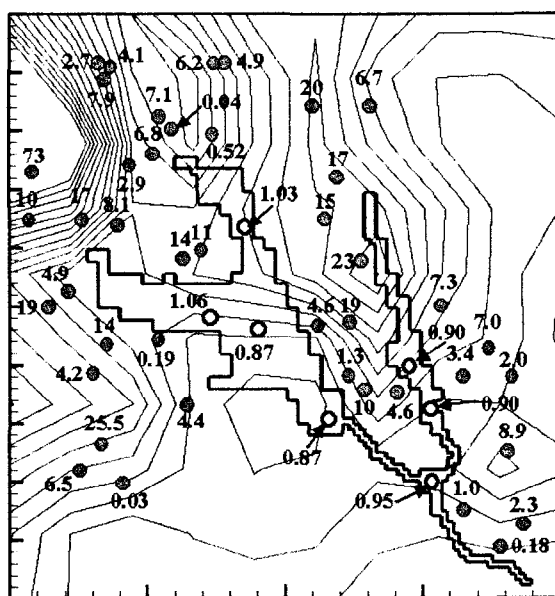


図-7 地下水及び湖での平均窒素濃度分布(mg/L)

窒素濃度は河川水中の値(平均 $3.0\text{mg/L}$ 程度<sup>16)</sup>)に比べて1オーダー程度大きく、特に、筑波山麓、北浦北側、西浦の出島周辺などでは数 $10\text{mg/L}$ 程度とかなりの高濃度の値になっている。この原因として、これらの地域の農地へ投入された化学肥料及び牧草地における家畜のし尿が地下水層に浸透し地下水が高濃度に汚染されていると考えられる。表-1は本研究によって得られた湖への窒素負荷量の算定値である。各平均窒素濃度は茨城県が観測したデータ<sup>16)</sup>の平均値である。処理場の濃度については観測値がないため、条例で定められた許容値<sup>17)</sup>を用いることで最大値として見積もった。同表より、本計算によって得られた湖への地下水流入量は河川流入量の10%程度であるのに対して(従来の研究では1.03%とほとんど無視できると報告されてきた<sup>2),3)</sup>、地下水流入窒素負荷量は河川流入負荷量の30%程度と比較的大きく(従来の研究では0.3-2.0%と報告されてきた<sup>2)</sup>、処理場から排出される(最大)負荷量の約4倍も大きい。このように、従来の研究では地下水は水収支・物質収支ともに無視できるほど小さいとみなされてきたが<sup>2),3)</sup>、本研究結果より水収支という点からのみならず

物質収支という点においてもかなり大きな割合を占めていることが明らかになった。

#### 4. まとめ

本研究は、著者らがこれまでに開発してきた統合型流域モデル(NICEモデル)を改良することによって霞ヶ浦流域に適用し、従来の研究ではほとんど無視されてきた地下水が流域の水循環に及ぼす影響について再評価を行ったものである。得られた結果は以下のようにまとめられる。

- (1) 改良型NICEモデルは湖水位・地下水位ともに観測値を良好に再現するとともに両水位は湖と周辺地下水間での湧き出し量と密接に関連しており、流域での農業用取水は水循環に大きな影響を及ぼしていることが明らかになった。
- (2) これまではほとんど影響ないと考えられてきた地下水由来の湖への湧き出し量は、河川流量に比べて小さいものの水収支に比較的大きな影響を及ぼしている。地下水質濃度は河川水質濃度に比べて1オーダー程度大きいことを考慮すると、地下水由来

表-1 霞ヶ浦への流入窒素負荷量の算定

	水フラックス (ton/sec)	平均窒素濃度 (mg/L)	流入窒素負荷量 (g/sec)
処理場	0.55	20.00	11.00
河川流入量	44.17	3.00	132.51
地下水流入量 (計算値)	3.59	11.97	42.97

の湖への流入負荷量は河川由来と同オーダー程度であり、湖の水質に支配的な影響を及ぼすことになる。(3) 以上の結果、これまで霞ヶ浦流域の水・物質収支において無視されてきた地下水の影響を考慮することは、流域での面源負荷の正確な評価とともに、霞ヶ浦の水質を改善する上でも今後の水環境政策に不可欠であることが明らかになった。

謝辞：本研究を遂行するにあたって、国土交通省関東地方整備局からは霞ヶ浦流域での河川流量・湖水位・地下水位の観測データを提供頂きました。総合研究開発機構研究開発部(もと土木研究所)の安陪和雄主任研究員からは霞ヶ浦流域での水需要に関するオリジナルメッシュデータを提供頂きました。土木研究所河川生態チームの天野邦彦上席研究員、国立環境研究所湖沼環境研究室の今井章雄室長、水研開発コンサルタントの石川裕二様からは霞ヶ浦流域に関して貴重なアドバイスを頂きました。計算の一部には国立環境研究所地球環境センターのスーパーコンピュータ(NEC SX-6)を使用致しました。ここに記して謝意を示します。

参考文献

1) National Institute for Environmental Studies (NIES), Lake Kasumigaura Database, Center for Global Environmental Research, CGER-M012(CD-ROM), 2001.  
 2) 村岡浩爾・細見正明, 霞ヶ浦沿岸地下水の挙動と水質, 陸水域の富栄養化に関する総合研究(IV), 国立公害研究所研究報告, 第20号, 69-102, 1981.  
 3) 村岡浩爾, 霞ヶ浦の水収支, 陸水域の富栄養化に関する総合研究(IV), 国立公害研究所研究報告, 第20号, 103-119, 1981.  
 4) Havens, K.E., T. Fukushima, P. Xie, T. Iwakuma, R.T. James, N. Takamura, T. Hanazato, and T. Yamamoto, Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA), *Environ. Pollut.*, 111, 263-272, 2001.  
 5) Imai, A., T. Fukushima., K. Matsushige, and Y.H. Kim, Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources, *Water Res.*, 35, 4019-4028, 2001.  
 6) Matsuoka, Y., T. Goda, and M. Naito, An eutrophication model of Lake Kasumigaura, *Ecol. Model.*, 31, 201-219, 1986.

7) Muraoka, K., T. Fukushima, On the box model for prediction of water quality in eutrophic lakes, *Ecol. Model.*, 31, 221-236, 1986.  
 8) Fukushima, T., N. Ozaki, H. Kaminishi, H. Harasawa, and K. Matsushige, Forecasting the changes in lake water quality in response to climate changes, using past relationships between meteorological conditions and water quality, *Hydrol. Process.*, 14, 593-604, 2000.  
 9) Nakayama, T., and M. Watanabe, Simulation of drying phenomena associated with vegetation change caused by invasion of alder (*Alnus japonica*) in Kushiro Mire, *Water Resour. Res.*, 40, W08402, 2004a.  
 10) Nakayama, T., et al., Simulation of drying phenomena associated with vegetation change by using NICE model in the Kushiro Mire, *CGER's Supercomputer Activity Report*, NIES, 11, 105-118, 2004b.  
 11) Nakayama, T., and M. Watanabe, Effect of local topography on snow cover and freezing/thawing soil layer and spring snowmelt runoff simulated by a grid-based multi-layer model in Kushiro Mire, *Water Resour. Res.*, 2004c (in revision).  
 12) Merritt, M., and L.F. Konikow, Documentation of a computer program to simulate lake-aquifer interaction using the MODFLOW ground-water flow model and the MOC3D solute-transport model, *U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations Report* 00-4167, 146, 2000.  
 13) Wentz, D.A., W.J. Rose, and K.E. Webster, Long-term hydrologic and biogeochemical responses of a soft water seepage lake in north central Wisconsin, *Water Resour. Res.*, 31, 199-212, 1995.  
 14) Pollman, C.D., T.M. Lee, W.J. Andrews, L.A. Sacks, S.A. Gherini, and R.K. Munson, Preliminary analysis of the hydrologic and geochemical controls on acid-neutralizing capacity in two acidic seepage lakes in Florida, *Water Resour. Res.*, 27, 2321-2335, 1991.  
 15) Lee, T.M., Hydrogeologic controls on the groundwater interactions with an acidic lake in karst terrain, Lake Barco, Florida, *Water Resour. Res.*, 32, 831-844, 1996.  
 16) 茨城県, 公共用水域及び地下水の水質測定結果, 2000-2002.  
 17) 茨城県, 茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例, 茨城県条例第56号11条, 1985.

(2004.9.30 受付)