

# 流域環境負荷低減における物質動態モデルの役割と開発の現状

Development of model to simulate material cycles in a watershed for reducing environmental loads

北海道大学農学研究院 波多野隆介

## 1. 背景

流域レベルの物質循環と流出の記述に関する研究は、20年ほど前からの酸性雨の影響評価に関する研究により大きく進展した。Dise et al.(1998)は139のヨーロッパの森林における溶存無機態窒素(DIN)の林内雨と溪流水流出を調べ、林内雨によるインプットが1~70kgN/ha/yr、溪流水流出によるアウトプットが1~50kgN/ha/yrであることを示した。その両者のプロットから、林内雨が10kgN/ha/yrを超えるまでは、溪流水への流出が見られないことを示した。これは、Aber et al.(1989)が仮説として挙げた、窒素降下物の増加により生育促進から停滞ついで衰退、硝酸態窒素の計流水への流出といった一連のプロセスを支持するものであった。

その当時は、大量に投入される化学肥料による水汚染が深刻化した時代でもあり、ヨーロッパ、合衆国では、適切な窒素管理についての研究が進められていた。流域への人為起源の窒素投入として大気降下物、化学肥料、マメ科作物、輸入食料、輸入飼料が上げられ、流域からの窒素搬出量として輸出食料、輸出飼料が上げられる。その窒素投入と窒素搬出の差を正味の窒素投入量(NNI, Net Nitrogen Input)という(Howarth et al., 1996)。西欧、北米、南米、中国などの各国の流域で測定されたNNIに対して、その流域の出口で測定されたTN流出量の関係をプロットしたところ、有意な直線関係にあり、その回帰式の傾きは0.30であった。北海道の標津川流域でも同様の結果が得られている(Hayakawa, 2009)。すなわち、河川を通じた窒素流出はNNIの30%程度にすぎず、残りの70%はいわゆるミッシング窒素であり、土壌や植物(樹木)への蓄積、根圏以深への浸透、脱窒などに分配されていると考えられている(Van Breemen et al., 2002)。

河川への窒素の流出には、時間スケールも強く関わっている。無降雨時の地下水流出は長い時間をかけて流出している、一方で、降雨時の地表面流出、中間流出に伴うものは短時間のイベントである。粒子状有機態窒素の流出は降雨時の地表面流出に由来し、そのピークは水のピークより素早く起こる。一方、溶存態窒素の相対的にゆっくりとした流出は上昇する地下水面に関連する土壌層が流出源である(Jiang, et al., 2010)。また、河川水の硝酸態窒素のピーク濃度の相対的出現時間は、起伏比(流域の最大と最小標高差と河川長の比)に負の相関が( $R^2=0.33, p<0.01$ )が認められ、急な地形は地表面流を増加させる(Jiang et al., 2012)。

無降雨時の流域の河川水硝酸態窒素濃度と農地面積率の関係をみたところ、流域ごとに正の相関がみられたが、その傾きは流域の窒素収支が大きい方が大きかった(Woli et al., 2004)。このことは、流域の窒素収支には、窒素インプットとその面積の2つの因子が関わっていることを示している。さらに、無降雨時の硝酸態窒素濃度と農地面積率の関係の傾きは、下流に湿地がある別寒辺牛川流域で、湿地を持たない標津川流域より小さく、流域の水分環境に伴う脱窒能の違いといった土壌の性質の違いが示唆された(Hayakawa et al.,

2006)。

なお、Ritchie et al. (1974)はセシウム(Cs)損失量が Universal Soil Loss Equation (USLE)により推定された侵食量と相関があること示した。Csは土粒子に強く吸着されることから、土砂流出の予測は、Cs流出量の見積もり精度の鍵を握る。

以上から、循環と流出に係る主要因子とその影響は次のようにまとめられよう。

- 1) インプット量：生態系の許容を超えると流出量増加。
- 2) 土地利用：面積に比例して流出量増加。
- 3) 地形：勾配が大きい程、降雨時の素早い流出。
- 4) 土壌：脱窒など土壌と溶質の反応。
- 5) 侵食：降雨、傾斜に強く依存、吸着したCsを輸送。

## 2. SWAT モデル

上記のように、断片的であるものの、流域において実験、モニタリングを通して、環境負荷の原因、プロセスに関して多くのことがわかってきた。とくにモニタリング結果は、流域における土地利用と管理が、地域の気象を通して、おかれた地形や土壌の性質に反応した結果として現れるものである。したがって、物質動態を記述する方程式を組み合わせることで数値モデルを作成し、現在のモニタリング結果と一致させることができれば、完全にすべての事象がわからなくても、将来をある程度予測することができると思われる。流域の物質循環の支配因子として、インプット、土地利用、地形、土壌が上げられることから、それらを総合的に取り扱うことができるモデルが望ましい。

ここで紹介する Soil and Water Assessment Tool (SWAT) は流域内の地形、土壌、気象、土地利用および土地管理の空間分布をインプットし、流域内の植物生育、水および養分（窒素・リン酸）循環、養分溶脱、水流出、養分流出、土砂流出の物理的プロセスをアウトプットするモデルである。水循環については、SWATは表面流去と地下水流出を計算する。オリジナルのSWATモデルは外部からの地下水流入は考慮していないがそれを加えることも可能である(Jiang et al., 2011)。養分循環のためには、SWATは吸着、無機化、有機化、硝化、脱窒、植物吸収を計算する。土砂流出のためには、SWATは地表侵食、流路内の堆積や流路侵食を計算する。植物生育のためには、SWATは水吸収、養分吸収、作物の収量を計算する。元素循環については、オリジナルSWATモデルは窒素とリンのみを対象にしている。

SWATモデルによるシミュレーションのために、まず感度分析により鍵となるパラメータを把握し、実測値と計算値を比較しながらパラメータ値を最適化してキャリブレーションを行う。SWATモデルは初期値依存性があり、キャリブレーションには普通2年間のデータを用意し、1年間はウォームアップとして使用し、次の1年の実測値と計算値が適合するようにパラメータ値を最適化する。キャリブレーションしたSWATを用いて、別の年の計算を行い実測値との適合性を確認すると精度をより高めることができる。SWATモデルによる将来予測のキャリブレーションには、最低2年可能な限り3年以上のモニタリングデータが必要である。

但しSWATモデルはこれまで蓄積された、土壌、植物間の養分循環プロセスのデフォルト値が準備されているので、キャリブレーションのためのモニタリングデータが無い場合

でも、定量的に傾向を把握できる。

### 3. SWAT モデルの適用

#### 1) 流域

水、養分(N)、土砂(SS)流出のモニタリングデータが十分そろっている標津川流域 (Hayakawa et al., 2009)において、SWAT の適用に関する問題点を検討した。標津川流域 (679 km<sup>2</sup>) の土地利用は、森林 45.6%、農地 51.4%、市街地 1.4%、荒地 1.6%であり、農地の 95%以上を牧草地が占める。年降水量は約 1150 mm、年平均気温約 5°C である。土壌は、摩周岳火山灰由来の黒ぼく土を主体とし、下流の低地帯には灰色低地土や一部に泥炭が分布する。

#### 2) SWAT のキャリブレーション

標津川流域では 2003 年から 2008 年の 6 年間の水、栄養元素、土砂(SS)の流出のモニタリングが行われた(Hayakawa et al., 2009)。SWAT には多くのパラメータが介在する。感度分析はどのパラメータが結果に大きな影響を与えるかを見るものである。目的のパラメータを感度分析するためには多くのパラメータの組み合わせをテストする必要がある。その組み合わせの選択のために 2次元のラテン方格法を n次元に拡張したラテン超方格法を用い、一つのパラメータ値のみを変化させる方法 Latin hypercube one-at-a-time (LH-OAT) 法を行った。

SS 流出の感度分析は、修正 USLE による地表面侵食に関連するパラメータ群、流路と流路への堆積と流路の侵食に関するパラメータ群の 2つのパラメータ群で検討した。その中の代表的なパラメータのデフォルト値を 50%増加させたときのモデルの出力の変化率を見た。

キャリブレーションの手法は、感度分析で選ばれたパラメータをランダムに選んで行うもので、全パラメータにわたり、その反応性をチェックした。最適化後、計算値と実測値を比較するものである。これらは SWAT の不確実性評価ルーチンである SUWAT-CUP にプログラムされており (Neitsch et al., 2002)、これを用いてキャリブレーションが行われた。水、窒素、土砂の流出について、1991~2002 年の 12 年間をまずウォームアップ期間として走らせ、つぎに 2003~2005 年の 3 年間をキャリブレーションの対象とした。さらに 2006~2008 年の 3 年間を確認期間として、実測値と比較した。実測値と計算値の関係の決定係

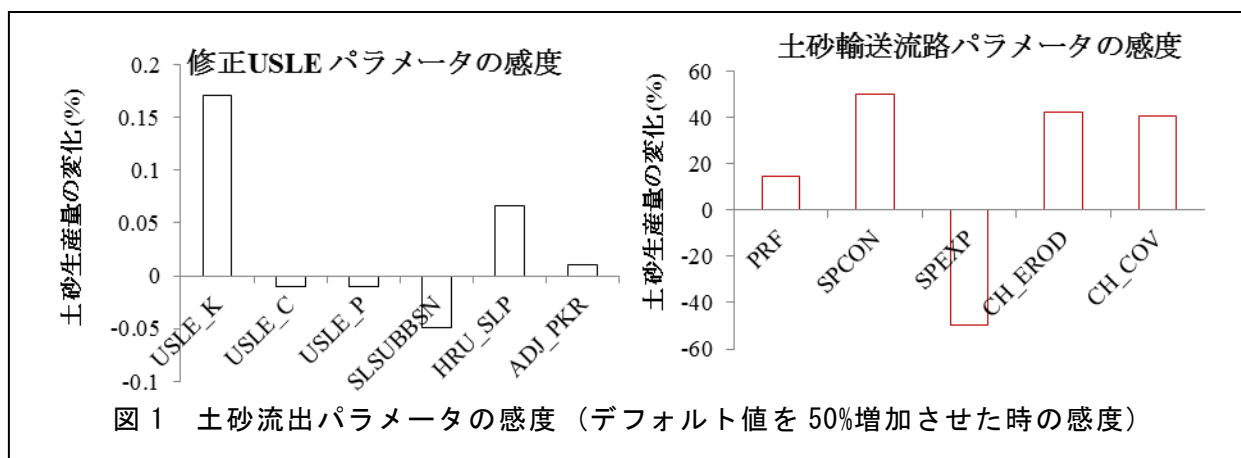


図 1 土砂流出パラメータの感度 (デフォルト値を 50%増加させた時の感度)

数( $R^2$ )および, Nash and Sutcliffe (1970)によるモデル有効性係数 ( $E_{NS}$ )で評価した。

### 3) 流出を規定する主要パラメータ

水流出を強く影響する上位 5 つのパラメータは, SOL\_AWC(有効水分,  $\text{mm H}_2\text{O mm}^{-1}$  soil), CANMX(樹幹貯留,  $\text{mm H}_2\text{O}$ ), GW\_DELAY(地下水位回復遅れ, days), SMFMN(積雪融解速度,  $\text{mm } ^\circ\text{C}^{-1} \text{d}^{-1}$ ), SURLAG(表面流去遅れ係数)であった。すなわち流れの抑制因子による変動が大きいことを示している。NO<sub>3</sub>-N 流出では, CMN(易分解性有機物からの無機化速度), RSDCO(残渣分解係数), SOL\_CBN (有機炭素含有率, 重量%), ANION\_EXCL(陰イオン排除孔隙率), CDN(脱窒速度係数)であった。すなわち, 無機化と脱窒などの微生物反応, および移動速度の因子による変動が大きいことを示している。

SS 流出では, PRF.bsn(本流におけるピーク速度調整ファクター), SPCON(土砂輸送係数), SPEXP(土砂流路の同調化パラメータ), CH\_EROD(流路受食係数), CH\_COV(流路被覆係数)であった。SS 流出の感度分析の結果は, 表面侵食に関するパラメータの変化よりも, 流路と流路への堆積と流路の侵食に関するパラメータの方がより強くモデルの出力を変化させることを示した(図 1)。すなわち, SS 流出には, SS の生産過程よりも流路と流出過程における堆積と侵食による変動が大きいことを示している。Cs は粘土鉱物に強く吸着されることから SS 流出に伴う流出が最も懸念される。SS がどのような流路で流出しているかの把握は対策策定に欠かせないと思われる。

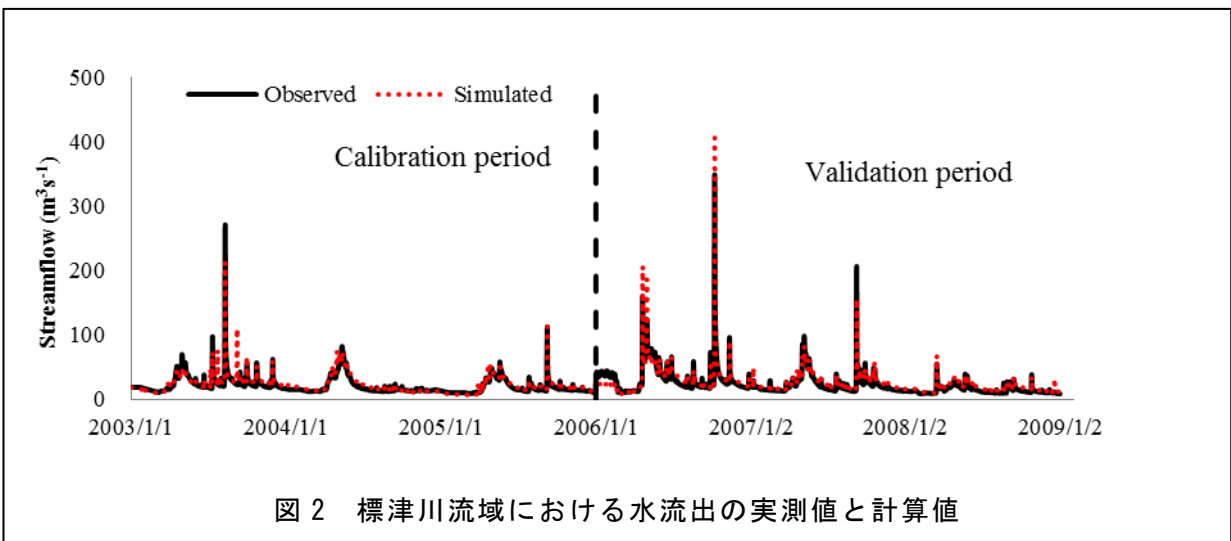


図 2 標津川流域における水流出の実測値と計算値

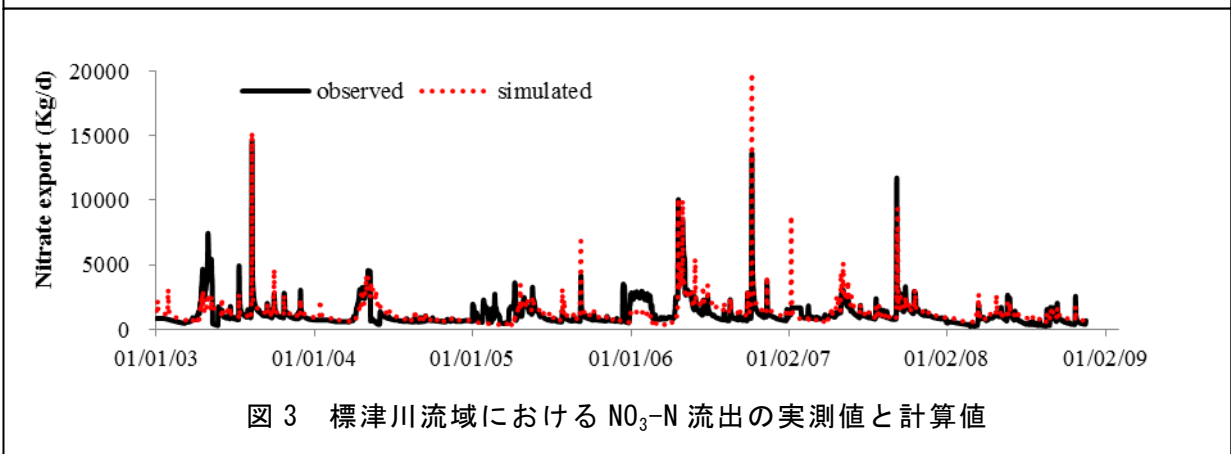


図 3 標津川流域における NO<sub>3</sub>-N 流出の実測値と計算値

#### 4) SWAT モデルによる予測

標津川流域の水、NO<sub>3</sub>-N、SS 日流出の実測値と計算値を図 2～4 に示す。計算値はいずれの流出ピークのタイミングを良く再現していた。水流出は流域外部からの地下水流入を考慮したときに良い一致をみせた( $R^2=0.85$ ,  $E_{NS}=0.85$ )(図 2)。NO<sub>3</sub>-N でも、外部から流入する地下水の濃度を 0.5mg/L とした場合に比較的良い一致を示した( $R^2=0.52$ ,  $E_{NS}=0.47$ )。NO<sub>3</sub>-N の月流出量で見ると、その適合性はより高かった( $R^2=0.79$ .,  $E_{NS}=0.65$ )(図 3)。すなわち日流出量のピークの予測にバラつきが大きいことを示している。SS は外部からの地下水流入に伴う河道侵食の増加が考えられる。日流出量の適合度( $R^2=0.44$ ,  $E_{NS}=0.43$ )より月流出量の適合度は( $R^2=0.68$ ,  $E_{NS}=0.66$ )高く、日流出量のピー

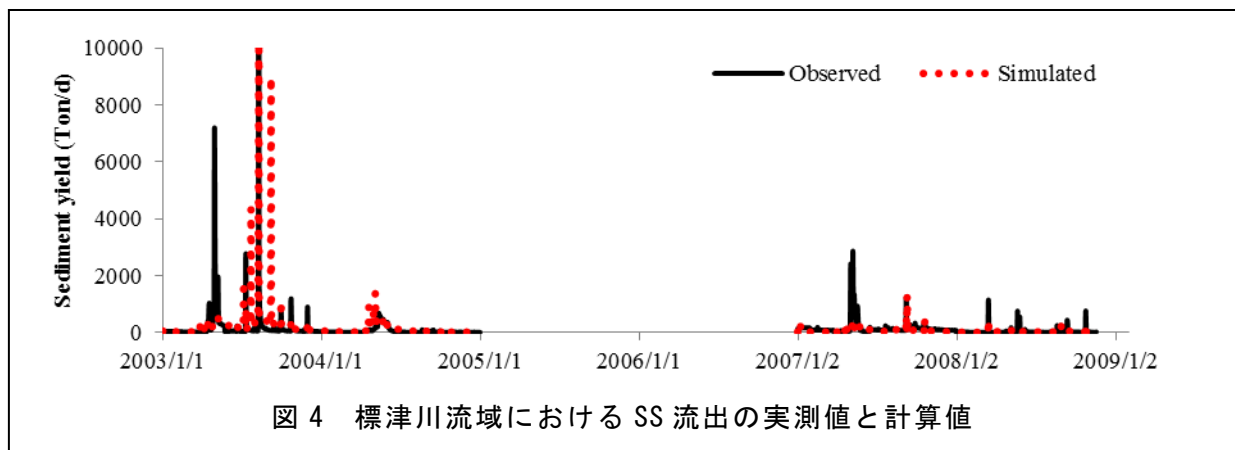


図 4 標津川流域における SS 流出の実測値と計算値

クの予測により大きなバラつきがあることを示している(図 4)。流域の年間の流出水量の計算値(1120 mm/yr)は実測値(1138 mm/y)と良く一致し、降水量(1204 mm/yr)とほぼ等しかった。流域外からの地下水流入(563 mm/yr)が 50%を占め、蒸発散量(494 m/yr)を補う形になっていた。流域の年間の NO<sub>3</sub>-N 流出の計算値は(6.08 kg/ha/yr)は実測値(6.04kg/ha/y)とよく一致した。その多くは地下水を経由しており(73%)、ついで表面流去(23%)であった。また、流域土壌への年間の主要な窒素インプットは化学肥料と堆肥による(119 kg/ha/yr)で、無機化窒素量(181 kg/ha/yr)の方が大きかった。流域土壌への年間の主要な窒素アウトプットは植物吸収(143 kg/ha/yr)と脱窒(61 kg/ha/yr)であった。年間の平均 SS 流出の計算値(41607 ton/yr) は実測値(43490 ton/yr) とほぼ一致していた。表面侵食由来(87 ton/yr)は全体の 0.2% でしかなかった。

#### 4. 今後の課題 セシウムの動態把握のために

放射性セシウム(Cs)の半減期は30年と長いので、生態系へ長期間にわたり問題を起こす。Kirk and Staunton (1989)は吸着、拡散、溶脱、植物根による吸収を含む理論モデルを開発し、草地土壌での放射性 Cs の行方を予測した。Cs は粘土鉱物に多くが固定され、長期にわたる降雨条件においても Cs は根群域から拡散溶脱することは無く、生態系の中で Cs は循環すると述べている。Rogowski and Tamura(1970)は小規模侵食試験 (2.3×2.3m) で、Cs の損失は土壌侵食により起こりやすいことを示し、Ritchie et al. (1974)は Cs 損失量が Universal Soil Loss Equation (USLE) により推定された侵食量と相関があること示しており、流出は、傾斜地における土砂流出に伴い生じる。

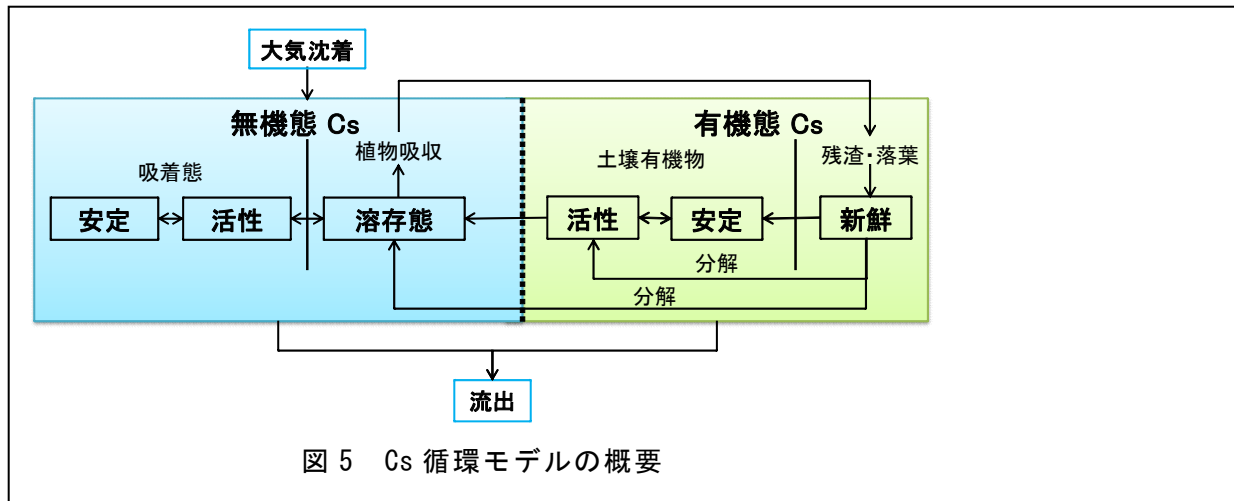


図 5 Cs 循環モデルの概要

Cs 循環モデルは、SWAT の P 循環モデルを参考にイオン交換反応を組み込み構築するのが良いと思われる。その概要は図 5 の通りである。大気からの Cs 沈着が土壌への流入の始まりである。土壌中の Cs は 6 つのプールに分ける。3 つが無機態プール，他の 3 つは有機態プールである。新鮮な有機態 Cs は植物残渣，落葉落枝に含まれる。新鮮な有機態 Cs から活性な有機態 Cs，安定な有機態 Cs が供給される。これらは土壌有機物に含まれ，両者は平衡関係にある。これら有機態 Cs は無機化し，無機態 Cs を供給する。無機態 Cs は溶存態 Cs と吸着態 Cs に分配される。吸着態 Cs のうち活性 Cs は溶存態 Cs と平衡にあり，活性 Cs と安定 Cs は平衡関係にある。植物の Cs 吸収は溶存態 Cs から生じる。Cs 流出は有機態，無機態プールの両方から主に侵食により生じる。流出は侵食によることから，侵食過程の記述の精度を上げることが鍵である。

#### 引用文献

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P. and Melillo J.M.: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39, 378–386 (1989)
- Dise, N. B. , Matzner, E. and Gundersen, P.: Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems, *Water Air and Soil Pollution* 105, 143-154(1998)
- Hayakawa A, Shimizu M, Woli KP, Kuramochi K and Hatano R: Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments: Impact of wetlands on stream nitrogen concentration. *J. Environ. Qual.* 35 (2): 617-627(2006)
- Hayakawa A, Woli KP, Shimizu M, Nomaru K, Kuramochi K, Hatano R: The nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan, *Soil Science and Plant Nutrition*, 55, 800–819(2009)
- Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zaho-Liang, Z...: Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry.*, 35: 75-139(1996).
- Jiang R, Woli KP, Kuramochi K, Hayakawa A, Shimizu M, Hatano R: Hydrological process controls on Nitrogen export during storm events in an agricultural watershed. *Soil Science and*

Plant Nutrition, 56(1), 72-85(2010)

Jiang, R., Li, Y., Wang, Q., Kuramochi, K., Hayakawa, A., Woli, K. P., Hatano, R.: Modeling the water balance processes for understanding the components of river discharge in a non-conservative watershed. *Transactions of the ASABE*, 54(6): 2171-2180 (2011)

Jiang, J., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hayakawa, A., Shimizu, M., Hatano, R.: Coupled control of land use and topography on nitrate-nitrogen dynamics in three adjacent watersheds. *Catena*, 97, 1-11 (2012)

Kirk G.J.D., Staunton S.: On predicting the fate of radioactive cesium in soil beneath grassland. *Journal of Soil Science*. 40, 71-84 (1989)

Ritchie, J. C., Spraberry, J. A. and McHenry' J. R.: Estimating soil erosion from the redistribution of fallout <sup>137</sup>Cs. *Soil Sci. Soc. Am. I*. 3E: 137-139(1974).

Rogowski, A. S. and Tamura, T.: Erosional behaviour of Cesium-137. *Health Physics*, 18, 461-477(1970).

Woli, K.P., Nagumo, T., Kuramochi, K. and Hatano, R.: Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas, *Science of the Total Environment*, 329, 61-74(2004)

Van Breemen, N., Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., Paustian, K., Seitzinger, S. P., Lajtha, K., Mayer, B., Van Dam, D., Howarth, R. W., Nadelhoffer, K. J., Eve, M., Billen, G.: Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A.. *Biogeochemistry*., 57/58: 267-293(2002).