

多摩川流域における窒素循環の把握および 地目連鎖による浄化能の解析

2007年

木村 園子ドロテア
東京農工大学大学院 共生科学技術研究部 助手

参加者

代表

木村園子ドロテア (Kimura, Sonoko Dorothea)

東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

岡崎 正規 (Okazaki, Masanori)

東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

豊田 剛己 (Toyoda, Koki)

東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

本林 隆 (Motobayashi, Takashi)

東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

楊 宗興 (Yo, Muneoki)

東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

小口 高 (Oguchi, Takashi)

東京大学 The University of Tokyo

もくじ

I 土地利用が多摩川の硝酸態窒素濃度に及ぼす影響

1. 多摩川流域における土地利用と河川水窒素濃度の関係 1～10 項
2. 多摩川中流域（拝島-日野橋間）における水質形成 11～40 項

II FM 本町水田における窒素収支

3. 2005 年における FM 本町水田圃場における窒素収支および硝酸態窒素除去能の評価 41～48 項
4. 2006 年における FM 本町水田 B3 圃場における全窒素収支 49～96 項

1. 多摩川流域における土地利用と河川水

窒素濃度の関係

(木村園子ドロテア・岡崎正規・小口高)

1.1 導入

反応性窒素 (Reactive Nitrogen : Nr) とは生物的、化学的、物理的反応に関与する窒素である (INI 2004)。人間活動のない場合、生物的窒素固定が反応性窒素の主な起源であり、全地球上でおよそ $90-130 \text{ TgN y}^{-1}$ と見積もられている (Galloway et al. 1995)。人間活動により化学肥料、水田やマメ科作物による窒素固定や化石燃料の燃焼により、反応性窒素は年間およそ 1.150 TgN y^{-1} 増加した (Galloway 1998)。この増加した反応性窒素により作物生産が増加したが、同時に、酸性化や富栄養化、地球温暖化といった環境負荷をもたらした。反応性窒素の循環量を最適化し、窒素利用効率を高め、環境への流出、負荷を減らす技術が求められている (南京宣言 INI 2004)。

流域生態系では、環境負荷は点源と面源から生じる。点源は工場や下水処理場、畜舎等からの流出水を意味しており、同定することが容易にできる。一方、面源は土地利用、農耕地や宅地による負荷で、その負荷の程度を測定することが難しい。面源からの負荷を減らすためには浄化能力を有する土地利用の積極的な利用が着目されている。人工湿地や河畔林に関する研究はこれらの土地利用が河川窒素水質を改善する可能性を示している (Lowrance and others 1997, Sabater et al. 2003)。浄化は主に、脱窒、生物学的あるいは非生物学的な硝酸態窒素の有機化 (固定)、そして、植物の吸収によって生じる (Rueckauf et al. 2004)。脱窒はその中でも恒常的に窒素を除去できるため最も有効な手段とされている (Lund et al. 2000)。

本研究の目的は多摩川流域の土地利用が河川水硝酸態窒素濃度に及ぼす影響を解析することである。

1.2 方法

多摩川の支流は国立環境研究所 (2004) の調査地点それぞれについて求めた。各地点について、ArcView9.0 のアドインソフト Hydrology Modeling により 50m メッシュデータ (国土地理院 2001) を用いて地表水の流れを特定し、流域界を決定した。土地利用は 100m メッシュ土地利用図 (国土交通省 1997) を用いて各支流について面積および被覆率を求めた。土壌の分布は 20 万分の 1 の土壌マップを用いた (経済企画庁 1969)。支流の流量および硝酸態窒素濃度は国立環境研究所の 2003 年度および 2004 年度の月 1 回の調査結果から年間平均値を算出し用いた。調査地点は 27 地点存在し、それぞれについて、その地点より上流部をその地点の支流として、内部の土壌タイプ、土地利用を ArcView9.0 により求めた。

1.3 結果と考察

多摩川の流域面積は 1240km²、1997 年については 59%が森林、23%が宅地、農耕地は 5%であった (図 1. 1 a)。森林が広がる上流部は褐色森林土が広がり、下流では黒ボク土が広がっていた(図 1. 1 b)。

2003 年度の河川の硝酸態窒素 (NO₃-N) 濃度の年間平均値は下流に行くに従い増加し、上流では 0.7 mgN L⁻¹であったのが下流では 6.0 mgN L⁻¹にまで上昇する (図 1. 2、国立環境研究所 2004)。河川水の窒素濃度に関する環境基準は日本にない。しかし、湖沼の環境基準は 1 mg N L⁻¹である (環境省 1971)。EU 諸国では地表水の窒素濃度の環境基準は 2.2 mg N L⁻¹とされている (Erisman et al. 2001)。日本は EU 諸国より降水量が多く、希釈効果が存在するにもかかわらず、多摩川の窒素水質は EU の基準を上回っていることになり、未だ相当汚染されていることを示していた。

河川の全窒素濃度と硝酸態窒素濃度を比較したところ、両者には優位な正の相関が認められ、傾きは 0.80 とされた (図 1. 3)。よって河川窒素濃度の約 80%が硝酸態窒素に寄っていることが示唆された。

2003 年度と 2004 年度を比較したところ、流量は 2004 年が 2003 年の 1.5 倍であったことが示された (図 1. 4 a)。特に流量が大きい地点についてその違いが顕著に見られた。年間降水量で両年に大きな違いはなく、例えば府中では 2003 年は 1768mm、2004 年は 1747mm であった。下流部における水利用の変化が原因とも考えられる。河川水質に年次間で大きな違いはなく、両年ともにほぼ 1 : 1 の関係にあった (図 1. 4 b, c)。はずれ値のため、傾きは全窒素濃度では 0.90、硝酸態窒素濃度では 0.81 とやや低い値を示した。

2003 年度の年間平均の硝酸態窒素濃度と宅地面積と森林面積の関係を図 1. 5 に示す。硝酸態窒素濃度は宅地面積と正の相関に、森林面積とは負の相関にある傾向が見られたが、宅地面積が 25%以上で森林面積が 50%以下の 5 つの支流域については大きくはずれていた。宅地面積と正の相関を示すことは過去の研究で、多摩川河川水について ¹⁵N 濃度を調査した研究結果 (熊澤ら 1997) を裏付ける結果となった。熊澤ら (1997) は家庭排水が主な負荷源であると言っている。

5 つのはずれ値について詳しく解析するため、各支流域の面積および水域と水田の割合を調べた (図 1. 6)。図 1. 5 ではずれ値として示された流域は流域面積が 1.5 から 15.5 km² と小さいこと (図 1. 6 a)、水田の占める割合が 0.3 から 3.0%、水域の占める割合が 8.3 から 30.6%と他の流域に比べて非常に高いことが分かる (図 1. 6 b)。これらの支流域は多摩川左岸の丘陵地帯を含み、複雑な地形を有する。水域が 30%と言う値は地表面積を過小評価し、水域の面積の割合を過大評価している可能性がある。これらの小さい流域には 100m メッシュと言う土地利用分類図は粗すぎ、適正な評価ができなかった可能性が示唆される。その一方、水域と水田の占める割合が高かったことはこれらの土地利用の有する浄化機能により、高い宅地割合にもかかわらず、水質を低く保った可能性も考えられる。

土地利用割合が河川水質と関係が深いのは過去の研究で知られている (Tabuchi et al. 1995, Woli et al. 2002, Kimura 2004)。この関係は平水時に最も良く現れ (Schilling and Zhang 2004)、降雨時や融雪期などにおいては降雨強度や積雪量の影響が強い (Singh and

Kumar 1997, Iqbal 2002)。一度大きな河川に流入した窒素負荷は長い距離を移動し、離れた地点においても存在する(Alexander et al. 2000)。河川に入る前に水質は浄化された状態でないとならない。

河畔林は面源からの汚染を軽減することができる(Sabater et al. 2003)。時空間的に変動が大きいため、河畔林の浄化能は大きく変動し 5 m^{-1} から 30 m^{-1} に及ぶ(Sabater et al. 2003)。河畔林の浄化能力は水文、地形、土壌タイプ、生物学的プロセスと多くの要因に左右されるため(Lowrance et al. 1997)、GISモデルでのパラメタリゼーションはあまり見られない。Basnyat ら(2000)は河畔林を水域から33.5mの森林帯と定義し、それらが水に含まれる硝酸態窒素の90%を除去できると過程した。しかし、彼らの解析では、河畔林が河川水質に及ぼす影響は非常に限られており、河畔林の地理的な位置づけではなく、流域に占める森林あるいは宅地の割合が水質に影響していたことが明らかになった。河畔林は上流からの窒素負荷を保持あるいは除去するのではなく、低窒素濃度の水を供給することで濃度を希釈していたことが示唆された。

本研究でもBasnyat ら(2000)の研究と同じような結果であった。宅地からの汚水はしばしば樋門を通過して河川に直接流入する。それらの水は土壌と直接接触しない。よって宅地が流域に占める面積が河川水質に大きく影響している。樋門に人工湿地や河畔林を設置することは河川の窒素汚染を大いに軽減することができる。

1.4 引用文献

- Alexander R.B. Smith R.A. and Schwarz G.E. 2000: Effects of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf on Mexico. *Nature* 403.758-761.
- Basnyat P., Teeter L.D., Flynn K.M. and Lockaby B.G. 1999: Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environ. Manage.* 23. 539-549.
- 経済企画庁 1969 土壌図 1:20 0000.
- Erismann J.W., de Vries W., Kros J., Oenema O., van der Eerden L., van Zeijts H. et al. 2001. An outlook for an integrated nitrogen 1996. Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewapolicy. *Environ. Sci. Policy* 4: 87-95.
- FAO/UNESCO 1988: World reference base for soil resources. 84 World Soil Resources Reports. http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/W8594E/W8594E00.htm
- Galloway J.N. Schlesinger W.H. Levy II H. Michaels A. and Schnoor J.L. 1995: Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochem. Cycl.* 9. 235-252.
- Galloway J.N. 1998: The global nitrogen cycle: Changes and consequences. *Environ. Pollut.* 102. 15-26.
- 国土地理院 2001: 数値地図 50m メッシュ(標高) 1: 25000 東京, 国土地理院

- INI (International Nitrogen Initiative) 2004: <http://www.initrogen.com/>
- Iqbal M. Z. Krothe N. C. and Spalding R. F. 1997: Nitrogen isotope indicators of seasonal source variability to groundwater. *Environ. Geol.* 32. 210-218.
- Kimura 2004: Creation of an Eco-Balance model to assess environmental risks caused by nitrogen load in a basin-agroecosystem. PhD thesis, Hokkaido University Graduate School of Agriculture. 137p.
- 熊澤喜久、山本洋司、加藤 茂、朴 光来、田村幸美 1997: 窒素安定同位体比法を用いた多摩川の窒素汚染と浄化作用に関する研究. とうきゅう環境浄化財団 学術研究 NO. 188 Tokyu Environmental Purification Found Report No. 188
- Lowrance R, Altier LS, Newbold JD, Schnabel RR, Groffman PM, Denver JM, Correll DL, Gilliam JW, Robinson JL, Brinsfield RB, and others. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environ Manage.* 21:687-712.
- Lund L. J., Horne A. J. and Williams A. E. 2000: Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios. *Ecol. Eng.* 14. 67-76.
- 国土交通省 1997. 国土数値情報. <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>
- 環境省 1971: 公害対策基本法第9条の規定に基づく水質汚濁に係る環境基準、別表2 生活環境の保全に関する環境基準 1 河川(2) 湖沼(天然湖沼及び貯水量が1,000万立方メートル以上であり、かつ、水の滞留時間が4日間以上である人工湖)
- National Institute for Environmental Studies 2004: Summary of the Annual Report on Water Quality 2004. Tokyo. Tokyo
- Rückauf U., Augustin J., Russow R. And Merbach W. 2004: Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil Biol. Biochem.* 36. 77-90
- Sabater S., Butturini A., Clement J-C., Burt T., Dowrick D., Hefting M., Maitre V., Pinay G., Rzepecki C.P.M. and Sabater F. 2003: Nitrogen Removal by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation. *Ecosys.* 6. 20-30.
- Schilling K. and Zhang Y.-K. 2004: Baseflow contribution to nitrate-nitrogen export from a large, agricultural watershed, USA. *J. Hydrool.* 295. 305-316.
- Singh P. and Kumar N. 1997: Effect of orography on precipitation in the western Himalayan region. *J. Hydrool.* 199. 183-206.
- Tabuchi T. Yoshino K. Shimura M. Kuroda S. Ishikawa M and Yamaji E. 1995: Relation between land use and nitrate concentration of outflow water from watersheds of agricultural and forest areas. *JSIDRE* 178. 129-135.
- Woli P. K. Nagumo T. and Hatano R. 2002: Magnitude of nitrogen pollution in stream water due to intensive livestock farming practices. *Soil Sci. Plant Nutr.* 48. 883-887.

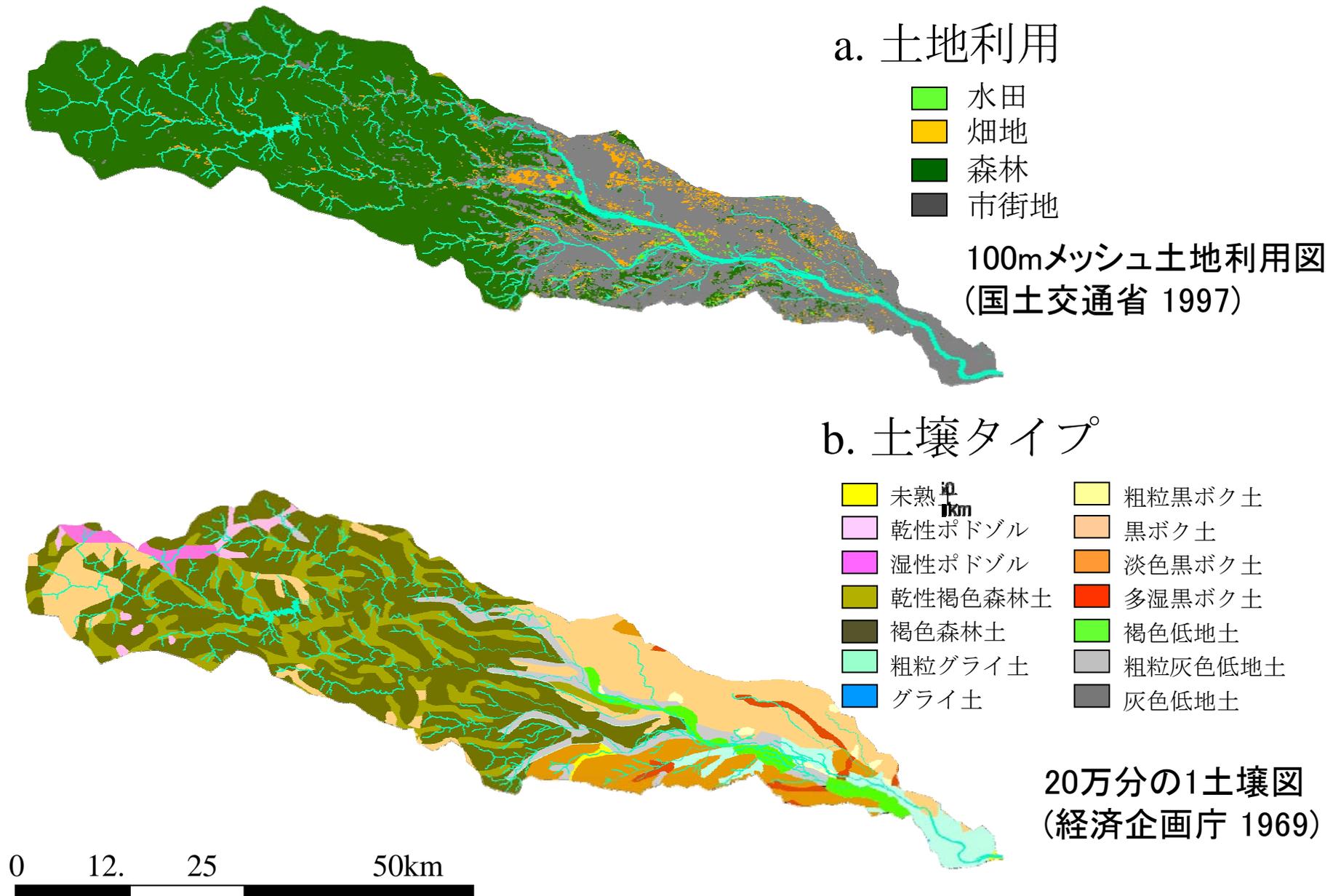


図1.1 多摩川流域における土壌タイプおよび土地利用

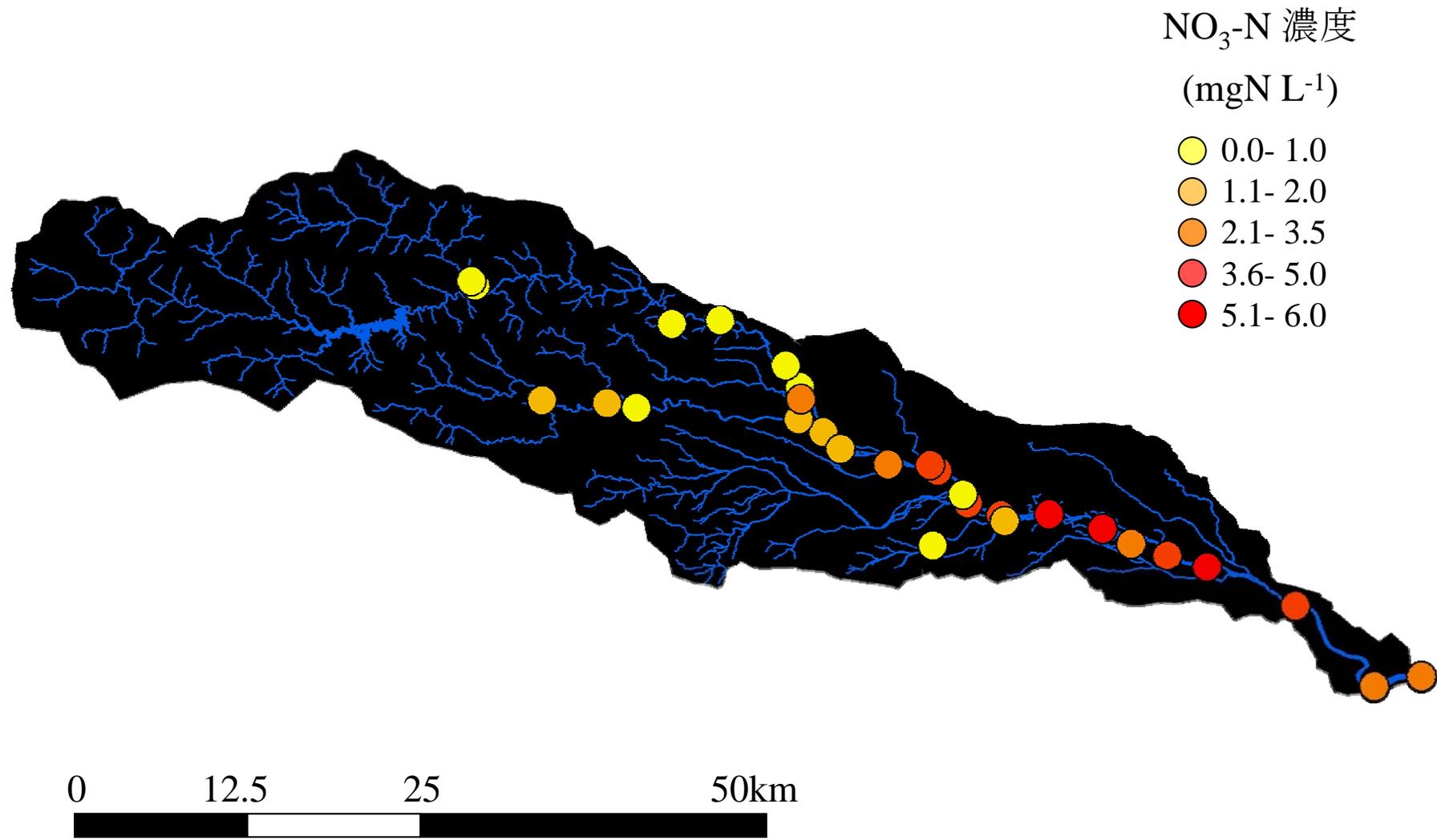


図1.2 2003年度における硝酸態窒素濃度の平均値
(国立環境研究所 2004)

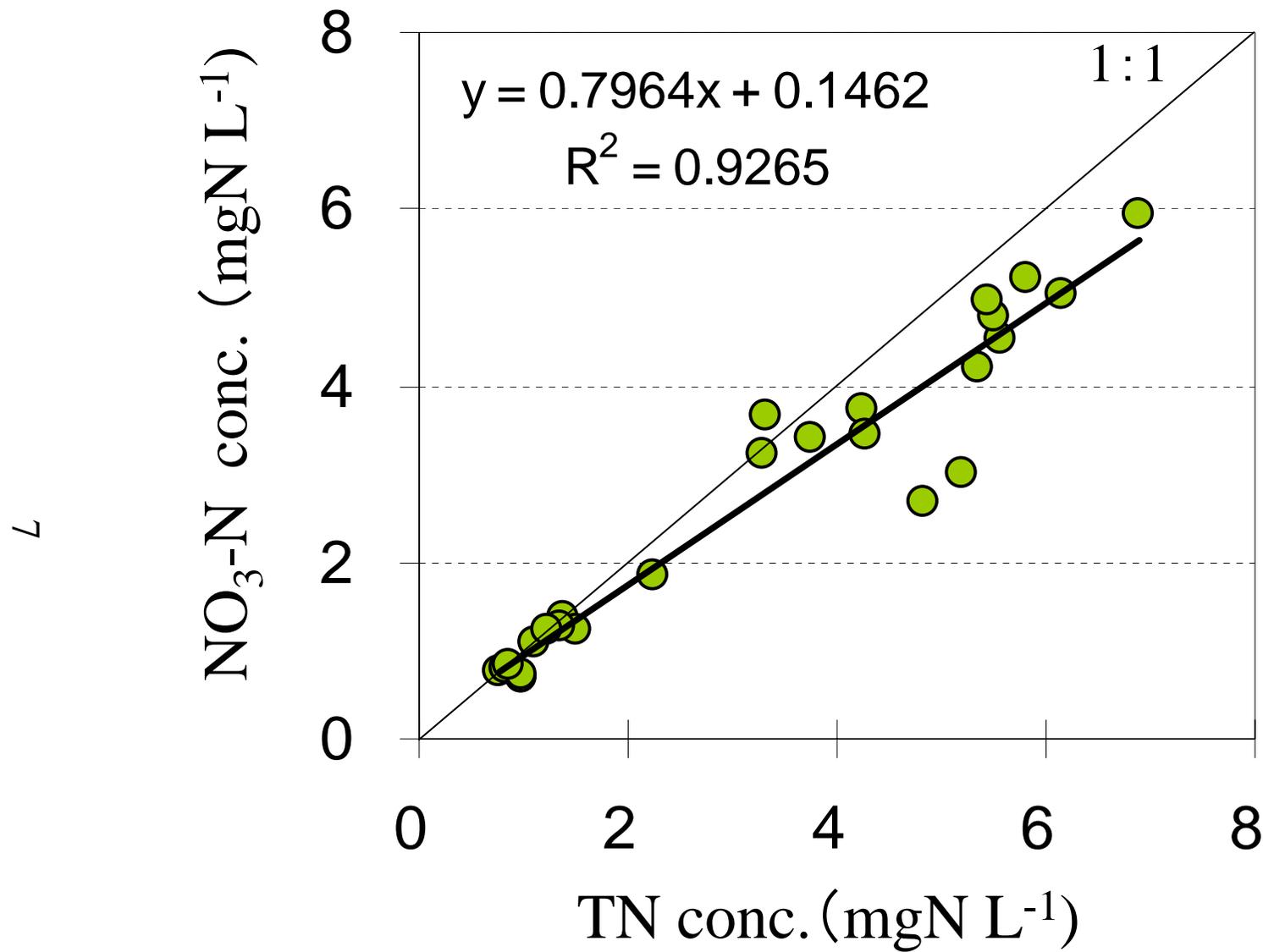


図1.3 2003年度における硝酸態窒素濃度と全窒素の関係

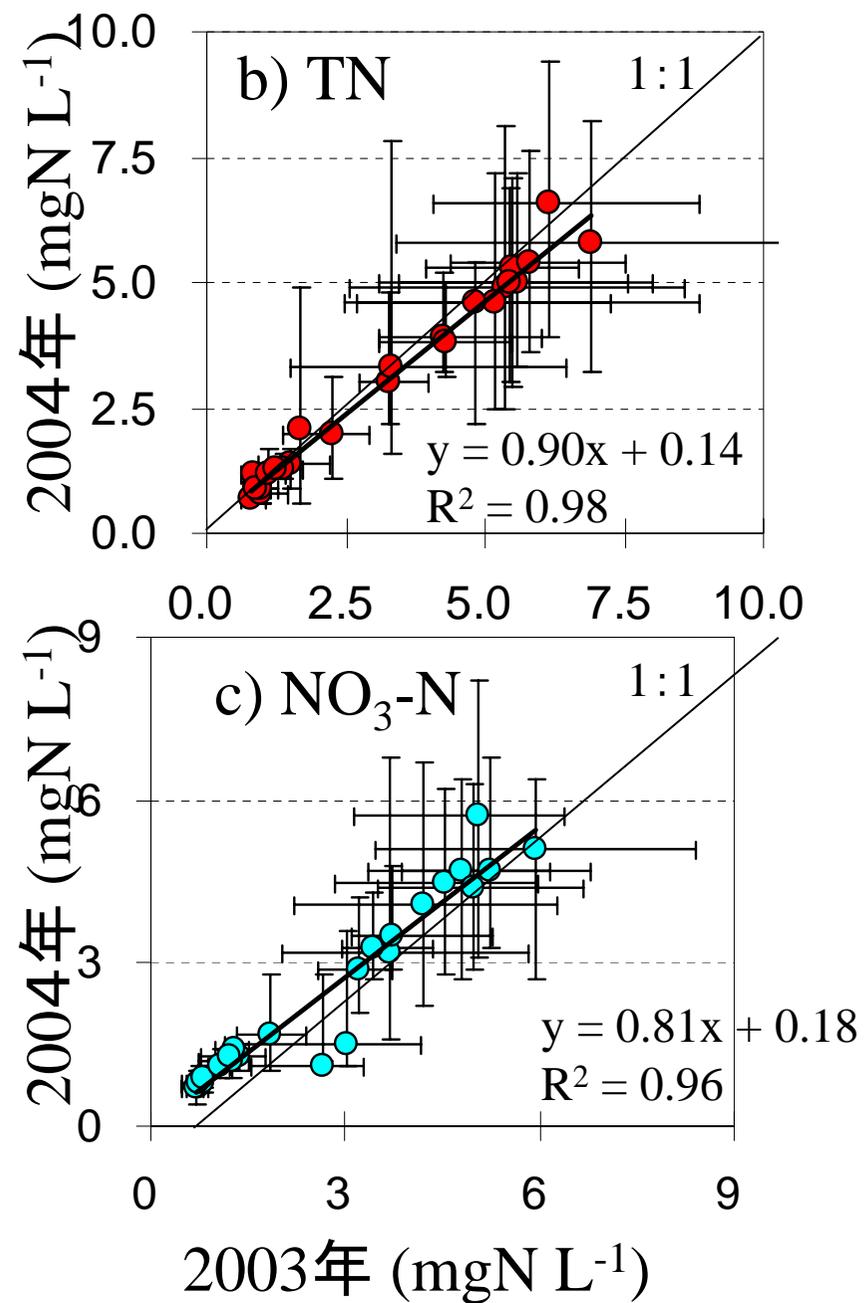
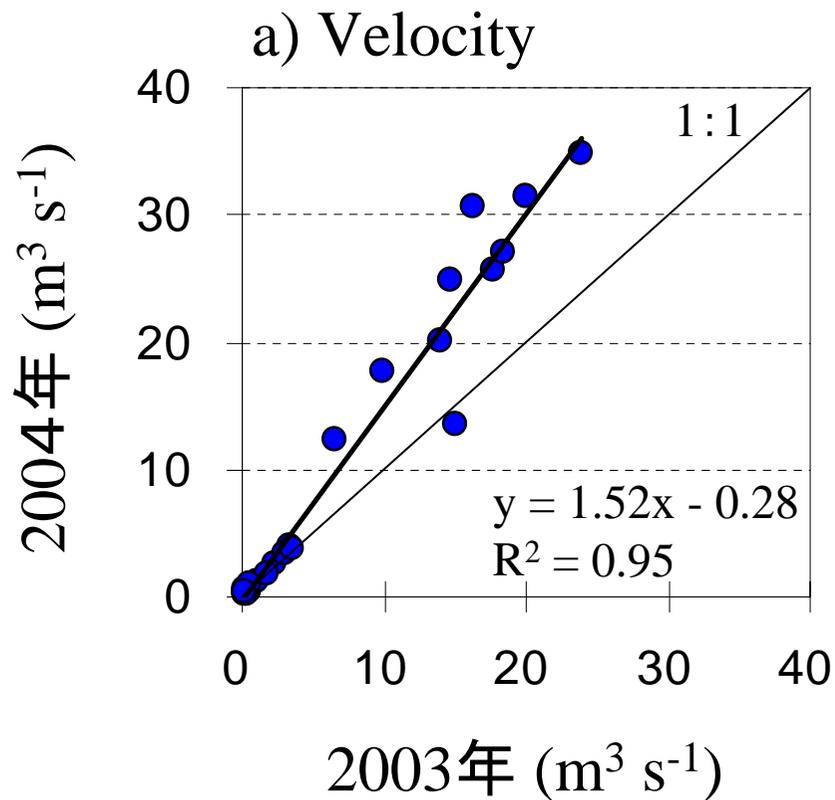


図1.4 2003年度と2004年度の流量、全窒素および硝酸態窒素の比較

(Error bar: Max & Min)

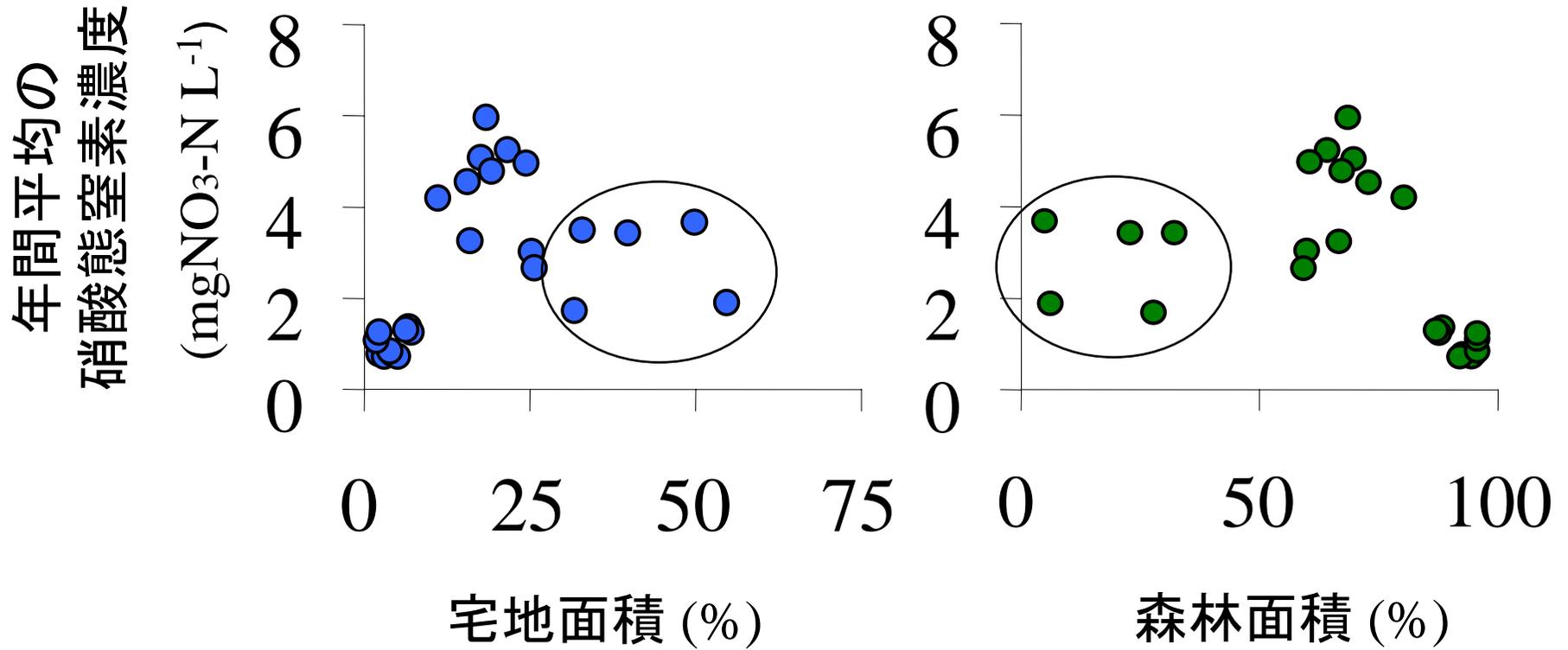


図1.5 各土流域における土地利用と年平均硝酸態窒素濃度の比較。

(丸で囲ってある地点ははずれ値)

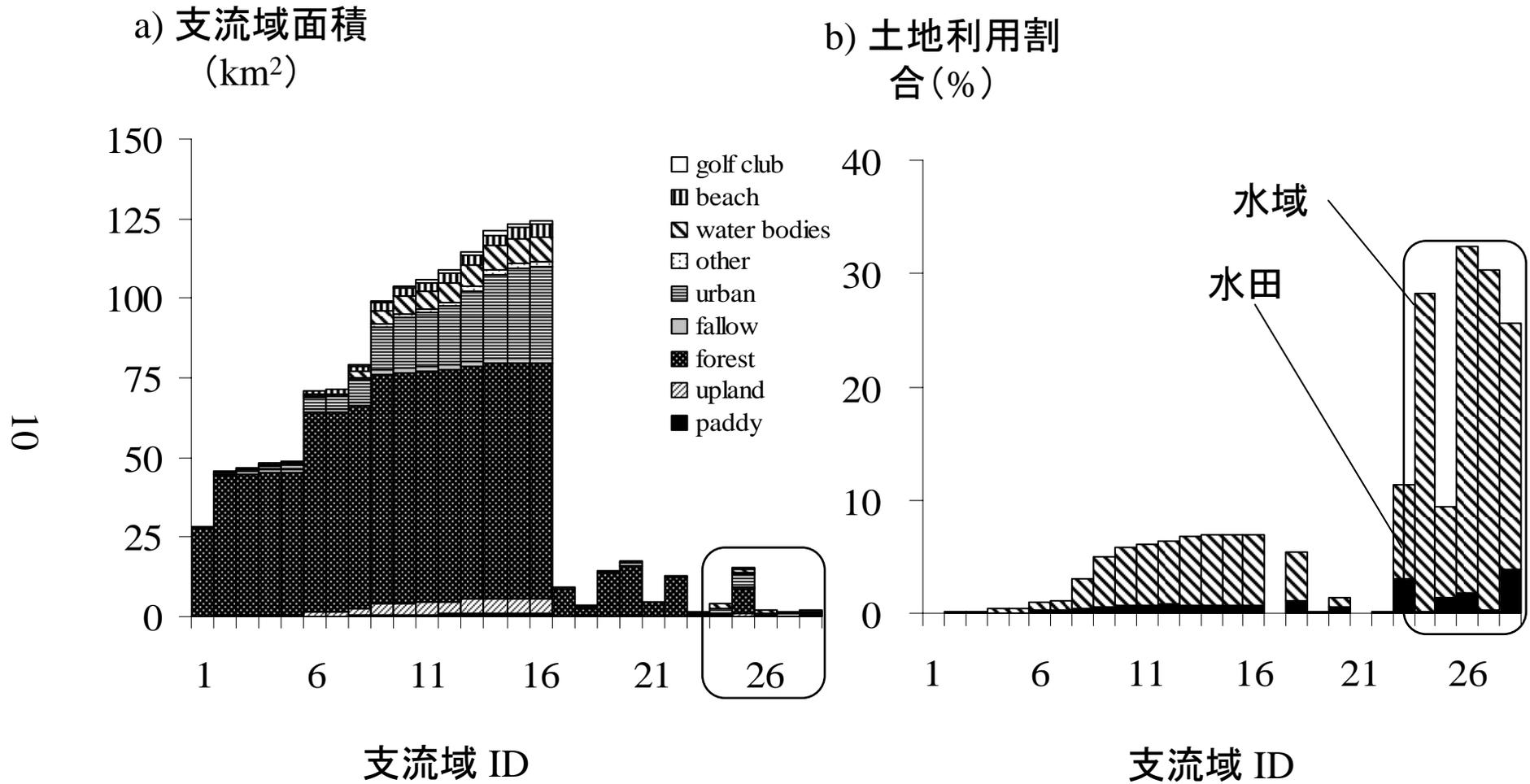


図1.6 各支流域における土地利用面積と水域と水田の占める割合
(丸で囲ってある支流が図1.5のはずれ値)

2. 多摩川中流域（拝島-日野橋間）における水質形成

（遠田公和、木村園子ドロテア）

2.1 導入

近年、人間活動により過剰な窒素（N）やリン（P）が河川に流出している。これら栄養塩類の増加により河川における生態系のバランスが崩れ、藻類等の異常増殖繁茂、また水中の酸素消費量の増加による貧酸素化、また藻類が生産する有害物質による水生生物の死滅が生じている。また、水質は悪化し、透明度が低く水は悪臭を放つようになる。（E I C ネット 2007a）

窒素は動植物の増殖に欠かせない元素だが、富栄養化になりプランクトンの異常増殖の要因となり赤潮等が発生する（E I C ネット 2007b）。湖沼、海域には全窒素という指標で環境基準が設定されているが、河川にはない。海域、湖沼の利用目的の適応性ごとに分けた五つの項目（自然環境保全目的や水産の種別ごとに分類したもの）のなかの窒素の基準の最大値は（水産3種、工業用水、農業用水、環境保全の項目で） 1.0mg L^{-1} 以下、全リンの場合は同様の項目の中で基準の最大値は（水産3種、工業用水、農業用水、環境保全の項目で） 0.1 mg L^{-1} 以下とされている（環境省 2007）。

リン化合物は窒素化合物と同様に、動植物の成長に欠かせない元素であるが、水中の濃度が高くなってくると水域の富栄養化を招くことになる（E I C ネット 2007c）。リン（TP）はリン化合物全体のことで、無機態リンと有機態リンに分けられる。無機態リンはオルトリン酸態リンと重合リン酸に分けられ、有機態リンは粒子性有機態リンと溶解性有機態リンに分けられる。重合リン酸はリン酸が多数重合した形態でメタリン酸、ピロリン酸等で、人為的影響が強く、分解され最終的にはオルトリン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ 、正リン酸又は単にリン酸）になる。粒子性有機態リンは藻類などの体内に取込まれた状態で粒子として存在し、溶解性有機態リンは水に溶解している状態で存在する。全リンは河川には環境基準値がなく、湖沼・海域に定められている。富栄養化の目安としては、 0.02 mg L^{-1} 程度とされている（E I C ネット 2007c）。

窒素やリンと河川に供給されたケイ素のバランスというものは河川の植物プランクトンの種構成に影響すると考えられている。藻にはケイ素を必要とする珪藻類と窒素を必要とする鞭毛藻類があり、後者は毒素を産出し、魚のへい死や毒素を発生させるなど悪影響を及ぼすものもある。ケイ素対窒素およびケイ素対リンのモル比がそれぞれ 2.7、64.3 以上なら、珪藻類の増殖に寄与し、以下なら鞭毛藻類の増殖に寄与する（Kudo and Matsunaga 1999）などどの種類の藻類が分布しているかを見分ける目安となる。（波多野 2002）

多摩川の源流は山梨県笠取山で、河口は羽田沖の東京湾である。全長は 138km、流域面積は $1,240\text{km}^2$ である。山梨、東京、神奈川県を流れる一級河川である。多摩川は「治水」「利水」「環境」のどのキーワードにも、それぞれ大きな特徴がある川だといえる。「治水」面では、昭和 49 年の粕江水害に代表される長い水害の歴史を持ち、急勾配が特徴でたくさん

の堰が流下の妨げになっており、いまだに多くの課題が残されている。「利水」面では、上流域での取水と中流域での下水処理水の排水の流入といったことが課題となっている。「環境」面では、昭和 55（1980）年に全国で初めて、市民との直接対話による「多摩川河川環境管理計画」をスタートさせ、さらに 2000 万人もの人が訪れる河川敷の保全・利用のルールなどを充実させる必要があることが挙げられる。（国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所 2007）多摩川では上流の和田橋のほうまで行けば環境省レッドデータブックが絶滅危惧 1 種に指定しているスナヤツメという魚も生息している。さらに中流域の田園調布堰下まではアユも生息している。（東京都環境局 東京都環境白書 2006）しかし、2003 年度における排水基準適用特定事業場総数は東京都の総数 1857 に対して多摩川で 1063 と全体の約 60 を占める。（東京都環境局 東京都環境白書 2006）

多摩川水系の水は東京都では 17% の比率で使われており、主に東村山浄水場で、多摩川水系貯水池から自然流下で原水を取水している。比率の内わけとしては、利根川荒川水系が 79.9%、相模川水系 2.9%、地下水 0.2% となっている。（東京都水道局 2007）その中でも多摩地区では、良質な地下水を水道水源として利用してきた。現在でも、多摩地域全体で水道水の約 3 割、日量約 40 万トンの地下水が利用されている。地下水は、河川水と比べて水温の変化が小さく、土壌のろ過作用を経て水質が清浄である。（昭島市 2004 年）残りの約 7 割は小作浄水場（多摩川からの原水含む）、上記の東村山浄水場、朝霞浄水場からの水である。（東京都水道局 2007）

本研究では、多摩川中流域における河川水の全窒素（TN）、全リン（TP）濃度変化の傾向、またその原因を調べることによって、その結果をもとに河川に多大な影響を及ぼす過剰な N、P を削減していく方法を見つけることを目的としている。

2.2 方法

研究対象地の拝島橋は東京都昭島市拝島町 4-10、日野橋は東京都日野市日野 1096 に位置している（図 2.1）。年間の水質については東京都 自然環境部水環境課の公共用水域水質測定結果（東京都：平成 15 年度、16 年度）を用いた。この資料は東京都の中にある代表的な河川に対して地点（主に橋）ごとに水質を測ったものである。本研究で扱う項目は流量と全窒素（TN）および全リン（TP）濃度である。両地点とも 2003 年 4 月から 2005 年 3 月までの計測値を用いた。拝島橋で流量については各月一回計測しているのをその月の流量として用いた。TN および TP については各月四回、計測しているのを平均をとり、それをその月の TN および TP の値とした。日野橋では流量、TN および TP とも各月一回だけ計測しているのをそのままその月の値として用いた。降水量は気象庁（2007）の気象統計データより得た。

また、拝島橋と日野橋間の窒素流入量を 2006 年 11 月 9 日に調べた。この日より 10 日前に降雨はなかった。採取時において、拝島橋と日野橋以外の流量について、メジャー、

おりじゃくを用いて流入水の断面積を求め、その断面積を3~6等分したものについて、河床から1/3の水位地点で流速を小型電磁流速計(東邦電探 TK-105X型)により測定し、各流入水の流量とした。流入水は100mlの広口ポリビン(アイボーイ)で採取し、その日のうちにpHを測定後、冷暗所に保管し、2日以内に0.45 μ mのメンブレン濾紙でろ過を行った。硝酸態窒素についてキャピラリー電気泳動(大塚電子 Capi3000)によって測定した。

2.3 結果と考察

2.3.1 日野橋における2003年3月~2005年4月の水質

1) 拝島橋の水質の経時変化

図2.2は拝島橋における2003年4月~2004年3月と2004年4月~2005年3月までの月別TN濃度の変化である。2003年の変動(1~2.0 mg L⁻¹)のほうが2004年(1~1.6 mg L⁻¹)と比べて大きく変動していることがわかる。2003年の最大値はTN濃度の最大値は8月のもので1.90 mg L⁻¹、最小値は2月の0.97 mg L⁻¹である。2004年はTN濃度の最大値は10月の1.53 mg L⁻¹、最小値は5月の1.03 mg L⁻¹となっている。両年で最小値を記録した月がそれぞれ2月および5月、最大値を記録した月は8月および10月と比較的、近い月であった。この傾向からも明らかのように、夏にかけて高く、冬にかけて低い傾向が見られた。

図2.3は拝島橋における2003年~2004年3月と2004年4月~2005年3月までの月別TP濃度である。両年とも一年を通して、似た動きをしていることが読み取れるが、決定的に違うのが8月の濃度である。2003年の8月では0.05 mg L⁻¹を記録しているのに対して、2004年8月では0.01 mg L⁻¹となっており、およそ5倍もの差が認められた。

図2.4は拝島橋における2003年~2004年3月と2004年4月~2005年3月までの月別流量である。2004年の10月および11月を除けば、流量に大きな変動は見られず、1.97~20.65 m³ s⁻¹であった。2003年10月では4.23 m³ s⁻¹、および11月に4.99 m³ s⁻¹であったのに対して、2004年10月では48.76 m³ s⁻¹、11月では45.22 m³ s⁻¹となっていた。両年の違いの理由として2004年10月における大きな降雨量が挙げられる。2003年の年間降雨量の合計が1747mmに対して10月の降雨量の合計は785mmもあった(気象庁2007)。このために10月の流量が大きくなり、さらに11月まで影響したと考えられる。

2) 拝島橋における水質と流量の関係

図2.5は縦軸に拝島橋のTN濃度(mg L⁻¹)、横軸に流量(m³ s⁻¹)を取ったものである。2003年4月~2004年3月では、TN濃度は0.97~1.9 mg L⁻¹の間であった。TN濃度と流量の関係は6 m³ s⁻¹までは流量の増加に従いTN濃度も増加、その後は流量の増加に従いTN濃度は減少する傾向を示した。TN濃度の最大値は8月のもので1.9 mg L⁻¹(流量6.38 m³ s⁻¹)となっていた。逆に最小値は2月の0.97 mg L⁻¹(流量1.97 m³ s⁻¹)となっていた。流量が10 m³ s⁻¹以上の値を示した6、12および9月の流量測定日の降雨状況を見ても前日や当日に大雨や大雪が降っているわけではない。つまり、流量は多いが6、9および12月のデータを他

と異なるものとして扱う必要はないと考えられた。6月は7日前に5mmと3日前に81mmの降雨がある。9月は5日前に12mm、2日前に1mmの降雨があった。12月は4日前に1mmの降雨があるだけである。逆に流量の一番小さい2月の測定日前一週間の降雨を見てみると1日前に5mm、2日前に2mm、3日前に17mmの雨が降っていた。二番目に流量が小さい3月を見てみても1日前に55mm、6日前に5mmの雨が降っていた。

ここで、TN濃度の高い月を見てみると8月、7月、4月、5月となっており、4月から8月に偏っていた。そして、TN濃度の小さい月を見てみると2月、3月、9月、1月となっており1月から3月に偏っていた。ここから、推測できることは4月から8月にかけて、酸性雨の中に含まれるNの濃度が高くなっているために河川でのTN濃度に影響しているのではないかということと、1月から3月は降雨自体が無い、または酸性雨の中に含まれているNの濃度が低いために河川のTN濃度も低くなっているのではないかということだ。この仮説を証明するために、まず、各月の総降雨量を調べてみた、2003年4月～2004年3月で各月126, 195, 112, 206, 312, 161, 131, 213, 42, 6, 17, 110mmであった。12月、1月、2月の降雨量は極端に低く、降雨が少なく、N沈着も小さいため、河川のTN濃度が小さくなるという仮説に当てはまる。八王子市の降雨の月別窒素濃度は、夏と冬について窒素濃度に明確な違いは認められなかった。(首都圏の酸性雨 2002)。つまり、降雨の窒素濃度も関係がないことになる。そこで、拝島橋近辺の航空写真を見たところ、約二キロメートル先に農家があった。この農家の農薬散布期と拝島橋でのTN濃度の変動が関係あると推定した。が2004年ではTNと濃度の関係が2003年と異なっていた、おそらく毎年、散布時期は変わらず、1件の農家の影響はさほど大きいとは考えられないため農薬散布との関係は小さいと予想される。

一方、TN濃度の値が 1.7mg L^{-1} より大きい4、7および8月の測定日では、どれも前日、または当日に雨が降っていた。つまり、TN濃度は流量と関係しているというよりも直前の降雨に関係していると考えられた。拝島橋のある昭島市の隣にある八王子市の窒素沈着量は1996～1997年は $11.8 \times 10^3 \text{g ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ 、降雨の窒素濃度は $0.84 \text{kmol ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ であった(Chishima and Okazaki 2000)。降雨により窒素酸化物が地表に降下し、河川に流れ込んだため、窒素濃度が高くなっていると考えられた。しかし、他の月の測定日前日や当日にも降雨があったにもかかわらず、低い値が認められていることから、影響はあまり大きくないと考えられた。

2004年4月から～2005年3月のデータでは、TN濃度は $1 \sim 1.5 \text{mg L}^{-1}$ 強の間で変動している。このグラフを見る限りでは、流量とTN濃度の間に相関性は見られない。TN濃度が一番高い月は10月の 1.53mg L^{-1} (流量 $48.8 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$)である。逆にTN濃度が一番低い月は5月の 1.03mg L^{-1} (流量 $2.7 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$)である。

流量が $10 \text{m}^3 \text{s}^{-1}$ 以下の時でも $1.0 \sim 1.52 \text{mg L}^{-1}$ の濃度を記録している。これにより、TN濃度と流量が関連性を持っていないことが強められる。ちなみに流量は10月にとても高い降雨量があったために10月とその影響を受けて11月も高くなっている。

図2.6は縦軸に拝島橋のTP濃度(mg L^{-1})、横軸に流量($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)をとったものである。2003

年4月～2004年3月では、TP濃度の値は0.005から0.05 mg L⁻¹強まで広がっていた。8月の流量が6 m³ s⁻¹のときだけ明らかに0.052 mg L⁻¹と大きなTP値をとっていた。それ以外の値は0.025 mg L⁻¹以下であった。TNに比べ、流量とTPの値には一定の関係が見られない。TN濃度と同様に各月の測定日の降雨量を見てみると、TP濃度が最も高い値(5, 6, 4, 7, 8月)で前日、または当日に雨が降っていた。流量というよりはやはり降雨と関係があると予想された。リンは天然では通常、岩石起源の無機リン酸塩と動植物の分解で生まれたリン酸塩および有機リンがある。人為的にはリンを含む合成洗剤、生活排水、農業廃水などの廃水が起因となることもある。拝島橋の場合、近くに農家は見当たらないが、廃水処理施設は見当たらない(図2.1)。この農家の農薬散布期を調べれば、関連性が見えてくるかもしれない。降雨によって岩石あるいは河岸の土壌が削られ、そこからリンが発生したとも考えられる。一番TP濃度が高い8月の測定日の降雨量は14mmあり、7月および4月の測定日の降雨量はそれぞれ4mmおよび6mmであったのに対して、濃度が低かった10月では0mmであった。これらのことより降雨量の差で河岸の削られる量も変わり、リンの流出する量も変わると予想された。半谷ら(1999)に自然条件下における水中のリンは岩石起源の無機リン酸塩と動植物体の分解で生じたリン酸塩および有機リンに由来するとある。ただし、河川への寄与も一般に小さいともある。拝島橋について3月は、前日に55mmもの大雨が降ったにも関わらずTP濃度は7番目で0.011 mg L⁻¹であったので、この岩石に由来する量はあまり大きくないと考えられる。

2004年4月～2005年3月では、TP濃度は0.01～0.025 mg L⁻¹の間で変動している。このグラフにはTP濃度と流量には相関性は見られない。2003年4月～2004年3月は0.01～0.024 mg L⁻¹を変動していて、ただ8月だけは際立って高く0.05 mg L⁻¹を記録していた、2004年4月～2005年3月は前年度と同じような濃度の範囲を変動しているが、前年度のように際立って濃度が高くなっているような月はなく0.01～0.025 mg L⁻¹の間に収まっている。TP濃度が一番高い月は0.025 mg L⁻¹(流量48.8 m³ s⁻¹)である。一番低い月は3月の0.01 mg L⁻¹(流量4.1 m³ s⁻¹)である。

2.3.2 日野橋における2003年3月～2005年4月の水質

1) 日野橋の水質の経時変化

図2.7は日野橋における2003年～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別TN濃度である。両年とも6月～12月の夏から冬にかけての期間が、1月か～5月の冬から春にかけての期間より低い傾向を示した。両年を比較すると、2003年で8月～9月にかけて濃度が下がっているのに対して、2004年では上がっていた。9月～10月に関しては、両年でその逆の動きをとっていた。1月～3月にかけても2003年では上昇しているのに対して、2004年では下がっていた。

図2.8は日野橋における2003年～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別TP濃度である。両年は10月、11月、2月、3月以外は同じような変動をしており、TNと同様に6～12月にかけて、1～5月にかけてより低い傾向を示した。2003年の10月、11月

は両月とも 0.451 mg L^{-1} であったのに対して、2004 年では 0.082 mg L^{-1} となっていた。2 月では 2003 年においては 0.786 mg L^{-1} であるのに対し 2004 年では 0.396 mg L^{-1} 、3 月では 2003 年に 0.831 mg L^{-1} であるのに対し 2004 年には 0.343 mg L^{-1} となっていた。

図 2.9 は日野橋における 2003 年～2004 年 3 月と 2004 年 4 月～2005 年 3 月までの月別流量である。2004 年の 10 月および 11 月を除き、両年とも一年を通して変動は小さく $3.94 \sim 24.24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ の範囲で存在した。2003 年の 10 月が $8.37 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ であるのに対し、2004 年では $62.87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 、2003 年の 11 月が $9.14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ であるのに対し、2004 年では $57.99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ となっており大きく異なっていた。日野橋においても拝島橋の流量と同じように 2004 年 10 月の高い降水量が関係していると思われる。

2) 日野橋における水質と流量の関係

図 2.10 は縦軸に日野橋の TN 濃度 (mg L^{-1})、横軸に流量 ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) をとったものである。2003 年 4 月～2004 年 4 月の TN は 2 から 9 mg L^{-1} の間に分布している。TN 濃度と流量に有意な関係が認められなかった拝島橋に対して、TN 濃度と流量の間には 1% で有意な関係 (相関係数 -0.78 $p < 0.01$) があつた。流量の増加とともに TN 濃度が減少している形をとっている。この日野橋では、先ほどの拝島橋とは違い、流量に比例して窒素濃度が薄まると考えられた。拝島橋 (図 2.2) と日野橋 (図 2.7) TN 濃度の値の推移を比べると明らかに日野橋の値の方が高い。二つの地点の周りにどのような施設があるか見比べてみたところ、日野橋のすぐ近くに錦町下水処理場という施設があることがわかつた (図 2.1)。下水道処理水というものは多くの窒素化合物を含んでいる (半谷ら 1999)。これが日野橋の TN 濃度を高くしている原因と考えられた。

2004 年 3 月～2005 年 4 月では TN 濃度が、前年度同様に拝島橋より何倍も高くなっている。日野橋では流量と TN 濃度に有意な関係 ($r = -0.71$ $p < 0.01$) があつたことがわかつた。前年度同様に流量の増加と共に TN 濃度は小さくなる傾向がある。この動きは、日野橋付近では錦町下水処理場からの排水により降雨に関係せず常にある一定量の TN 濃度が供給されており、河川の流量の増加により希釈されるためと考えることができる。

図 2.11 は縦軸に日野橋の TP 濃度、横軸に流量をとったものである。TP 濃度は 0.1 から 0.9 mg L^{-1} の範囲であつた。TN 濃度と同様に、TP 濃度と流量の間には有意な関係が認められた ($r = -0.79$, $p < 0.01$)。TN 濃度と同様、流量とともに TP 濃度が減少する形になっていた。日野橋では流量の増加とともに、リン濃度が薄まるため、負荷源は流量や降雨に依存しないものであると考えられた。TN と同様に下水道処理場という点源の影響が大きいと考えられる。拝島橋のときは八月を除いて、値の開きは 0.02 mg L^{-1} ほどで抑えられていたが、日野橋の場合は最大 0.7 mg L^{-1} ほどの開きがあり拝島橋の 35 倍となっている。そもそも、TN 同様、値のスケールが拝島橋と比べて 10 倍程度となっていた。

2004 年 3 月～2005 年 4 月では、TP 濃度は前年度同様に拝島橋よりもほとんどの月で 10 倍以上高くなっていることがわかる。3 月を見てみると日野橋の方が拝島橋の 80 倍も大きくなっている。TN と同様に、また前年とも同様に日野橋では流量と TP 濃度の間に有意な関

係($r = -0.71$ $p < 0.01$)があることがわかった。前年度同様に流量の増加と共に TP 濃度は小さくなる傾向がある。この動きも、TN 同様、錦町下水処理場の排水が河川水により希釈されていることに起因すると考えられる。

図 2.12 および 2.13 はそれぞれ TN および TP の 2003 年 4 月～2004 年 3 月と 2004 年 4 月から～2005 年 3 月の流出量 (mg s^{-1}) を示している。流出量は月別の濃度と流量の積で求めた。拝島橋における TN の流出量であるが、両年とも大体 $0 \sim 25 \text{ mg s}^{-1}$ の間で変動していた (図 2.12a)。しかし、2004 年の 10 月と 11 月には流量が大きい (上述しているが、十月に大きな降雨量があったため) ために TN 流出量も 2003 年の 8 倍程度になっていた。日野橋における TN の流出量であるが、両年とも大体、 $20 \sim 60 \text{ mg s}^{-1}$ の間で変動していた (図 2.12b)。この場合も 2004 年の 10 月と 11 月には流量が大きいため TN 流出量も 2003 年の 5 倍程度になっていた。拝島橋における TP の流出量は両年とも $0 \sim 0.3 \text{ mg s}^{-1}$ の間で変動していた (図 2.13a)。ただ、この場合も 2004 年の 10 月と 11 月には流量が大きいため TP 流出量も 2003 年の 10 倍程度になっていた。日野橋における TP の流出量であるが、両年、似た変動を示し、 $2 \sim 5 \text{ mg s}^{-1}$ で変動していた (図 2.13b)。日野橋の TP 流出量は拝島橋の TN、TP および日野橋の TN 流出量と異なり、2004 年の 10 月と 11 月に流量によって TP 流出量が一年の中で、突出して大きくなるということにはなかった。日野橋の TN、TP 濃度はとても大きな流量のときに、TN、TP 濃度が一年の中でも小さくなっている。ただ、2004 年の日野橋の 10 月と 11 月の TP 濃度と 2004 年の 10 月と 11 月以外の月の TP 濃度の差 (約 5 倍) が、2004 年の TN 濃度の 10 月、11 月の濃度と 10 月と 11 月以外の TN 濃度の差 (約 2 倍) よりもはるかに大きいため日野橋の TP 流出量は一年の中で 10 月、11 月に突出した値を示すことがなかった。

2.2.3 日野橋と拝島橋の比較

二つの地点の決定的な違いは日野橋の近くには下水道処理場があるということである (図 2.1)。この錦町下水処理場は汚水を一日約 $54,903 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ の排水を多摩川に放流している (立川市 2004 年)。下水道処理水には高濃度のリンや窒素が含まれている (水質ハンドブック 年号)。これにより拝島橋に対して日野橋では TN 濃度で約 2～5 倍、TP 濃度で約 10～16 倍の差が存在していた。日野橋は拝島橋に比べてかなりの汚染を受けていると言える。

排水基準は、有害物質による汚染状態にあつては、排出水に含まれる有害物質の量について、有害物質の種類ごとに定める許容限度とし、その他の汚染状態にあつては、前条第二項第二号に規定する項目について、項目ごとに定める許容限度とするとある (引用 環境省 水質汚濁防止法 昭和四十五年十二月二十五日法律第百三十八号)。TN の排水基準は 30 ppm d^{-1} 以下、TP は 3 ppm d^{-1} 以下とある (東京都下水道局 2007 年)。川的生活環境の保全に関する環境基準に TN と TP は含まれていない。河川における硝酸体窒素及び亜硝酸体窒素についての環境基準は 10 mg L^{-1} 以下である。ここで問題であるのは、河川の基準に P の項目が入っていないことである。国立環境研究所 (2007) によると、水質汚染で知られる霞

ヶ浦（茨城県）の2000年の平均TP濃度でさえ、 0.1 mg L^{-1} となっている。

もうひとつの違いは、日野橋は2003年～2004年のデータと2004年～2005年のデータに流量の増加に伴いTNおよびTP濃度が減少していくという同じ傾向が見られた。一方、拝島橋のTN濃度は2003年～2004年は $1.0\sim 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ であり、2004年～2005年は $1.0\sim 1.6 \text{ mg L}^{-1}$ であり、流量に関係なしに変動していた。拝島橋のTP濃度もTN濃度と同様に、流量に関係なく $0.01\sim 0.024 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲で変動していた。例外は2004年の8月で、際立って高く 0.05 mg L^{-1} という値を示した。

平成十四年度の調査ではCOD（生物化学的酸素要求量）は拝島橋から日野橋で 1.8 mg L^{-1} から 4.3 mg L^{-1} 急激に上昇しており、日野橋の地点以下は上流に比べて2倍以上に増えている。（東京都環境局 東京都環境白書 2006）平成十四年度のBODでは拝島橋で 0.9 mg L^{-1} であったのが日野橋で急に 2.1 mg L^{-1} となっている。さらに、この日野橋のBODの値は日野橋より下流のほとんどの測定地点の値よりも高い。（東京都環境局 東京都環境白書 2006）これらのことから、日野橋での水質汚染は、非常に進んでいるといえる。

2.2.4 2006年11月6日における水質形成

図 2.14 に多摩川中流域における国立環境研究所の定点調査地点を示す。拝島より上流は水質は1支流を除き硝酸態窒素濃度の年間平均値は 2 mg N L^{-1} 以下である。河口から約40kmに位置する拝島橋の硝酸態窒素濃度の年間平均値は2003年において 1.2 mg N L^{-1} 、流量は $6.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ であった。一方、拝島橋から約6km下流の日野橋では硝酸態窒素濃度の年間平均値は 4.2 mg N L^{-1} 、流量は $9.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ であった。（より広域の濃度分布図は図 1.2 に記載）

拝島橋-日野橋間における流入口の位置を図 2.15 に、各流入口における水路の形状を図 2.16 に示した。水路は河川脇の日野用水からの水、本流脇は谷地川が本流に流入する手前の地点、日野用水は用水の取水口付近であり、他の地点については本流への流入口を示す。左岸に樋門は3箇所、支流が1箇所存在した。右岸には樋門は6箇所存在し、そのうち1箇所（樋門9）は支流を含んでいた。流量は拝島橋、日野橋の他、谷地川、樋門3、樋門5、樋門8、樋門9については測定できなかった。支流および本流の箇所については国立環境研究所(2004)の年間平均流量を用い、樋門3、5、8の流量については日野橋の流量から他のすべての流入量を差し引いた値とした。各地点の1日の測定値に対して、これらの地点は年間平均値であるため、不確実性は高く、今後詳細な調査を必要とする。

樋門2、樋門6および樋門8は 2 mg N L^{-1} 以下と低い値を示したが、他の流入値は高く、特に谷地川が4.0、樋門3が9.1、樋門5が5.9、樋門9が 5.1 mg N L^{-1} 以上の高い値を示した。

拝島橋、日野橋間における水収支は、樋門3、5、9の流量が不明なため便宜的に合計量は日野橋における年間流出量に合わせてある（図 2.17）。樋門3、5、9はそれぞれ同量の流出水と仮定した。上流の拝島橋からの流入量が全体の67%を占め、本流と支流（谷地川、

樋門 9) 以外の流入量は全流入量の 21%を占めた。

硝酸態窒素収支は、流入量を平均値からの差し引きによって求め、地下浸透等を考慮しておらず、過大評価をしているにもかかわらず日野橋における流出量が流入量の合計を上回った (図 2.18)。拝島橋より上流の寄与は 28%に過ぎず、支流を含んだ寄与でも 44%であった。本流と支流以外の寄与は 30%であった。本流と支流以外の流入量においては、下水処理場からの排水を含む 2つの樋門 3 と樋門 5 が全体の 88%を占めた。

表 2.1 に拝島橋と日野橋の上流域の集水域面積と、それぞれの地点における硝酸態窒素の日平均流出量を示す。日野橋は拝島橋の 6km 下流に位置するに過ぎないため、流域面積は 71.6 に対して 79.2 と 8.6 しか変わらない。一方、硝酸態窒素の流出量は日野橋が拝島橋の 3.5 倍で、面積あたりの負荷量は拝島橋では $11.9 \text{ kg N km}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であったのが日野橋では $37.8 \text{ kg N km}^{-2} \text{ d}^{-1}$ と 3.1 倍に増えている。両地点間で増加した面積あたりにおける負荷量で算出すると $281 \text{ kg N km}^{-2} \text{ d}^{-1}$ となり、拝島橋上流部の 30 倍近い値であった。

2.4 結論

流量に対しての TN 濃度および TP 濃度の変化は日野橋、拝島橋の両地点では、異なる傾向が見られた。拝島橋では流量と TN 濃度および TP 濃度の関係は見られなかったが、降雨量の影響が TN、TP 濃度を左右していることが示唆された。日野橋では流量と TN 濃度および TP 濃度の間には有意の関係があることが分かり、流量の増加に伴い、濃度が小さくなっていくことが分かり、下水処理場による一定の負荷量が流量の増加で希釈されたものと考えられた。年間値の形成は 1 日の水質形成によってより詳細に説明され、下水処理場の寄与が河川からの流入量以外の負荷の 88%を占めた。

負荷軽減の対策としては、河川に関しても TN や TP 濃度の基準も設置することが挙げられる。汚染源からの濃度を制限するのではなく、河川水量に対しての基準を設定することが、沿岸地域への汚染軽減につながると考えられる。河川への流入口である樋門に、人工湿地などを設置することも河川に TN や TP が流入する前に負荷を軽減することができ、有効な方法と考えられる。

2.5 引用文献

市川 新 著 平成 9 年初版発行 多摩川：そのエコバランス ソフトサイエンス社 吉

田 進 発行 第 1 章 多摩川の概況 P 2 1

半谷高久、高井雄、小倉紀雄 著 平成 1 1 年発行 水質調査ハンドブック 丸善株式会

社 鈴木信夫 発行 第 6 章水質分析法の概要 P 8 8, P 8 9

立川市 2007 : <http://www.city.tachikawa.tokyo.jp/jp/citylife/suido/16nenpo.html>

E I C ネット 2007a :

<http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&ecoword=%C9%D9%B1%C9%CD%DC%B2%BD>

E I C ネット 2007b :
<http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&ecoword=%C3%E2%C1%C7>

E I C ネット 2007c :
<http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=2695>

国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所 2007
http://www.keihin.ktr.mlit.go.jp/index_top.html

東京都：公共用水域水質測定結果 2007 :
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kansi/mizu/sokutei/sokuteikekka/kokyou.htm>

気象庁の気象統計データ 2007 :
<http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html>

拝島橋の写真 2001 :
<http://www.hop-penchan.org/yogawa/news/tamagawa/20010504.html>)

日野橋の写真 2007 :
国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所
川崎市 2007 : 川崎市統計書
<http://www.city.kawasaki.jp/20/20tokei/home/tokeisyo/menu.htm>

慶應義塾大学理工学部環境化学研究室 2002 首都圏の酸性雨 慶応義塾大学出版会 P
224 付録

Takashi CHISHIMA and Masanori OKAZAKI 2000 : Effect of acid deposition on forest
ecosystem 多摩丘陵におけるアカマツ林に及ぼす酸性沈着に関する事例研究 P 10

波多野隆介 2002 : 地域における食料の生産と消費に伴う窒素の循環と環境の流出 農
業および園芸 第77巻 第12号 p

国立環境研究所 2007 : (<http://www.nies.go.jp/escience/kosho/index.html>)

東京都環境局 2006 : 東京都環境白書
<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kikaku/hakusho/2006/date.html>

Kudo, I and Matsunaga, K 1999 Environmental factors affecting the occurrence and
production of the spring phytoplankton bloom in Fukuoka Bay, Japan. Journal of
Oceanography, 55 505-513

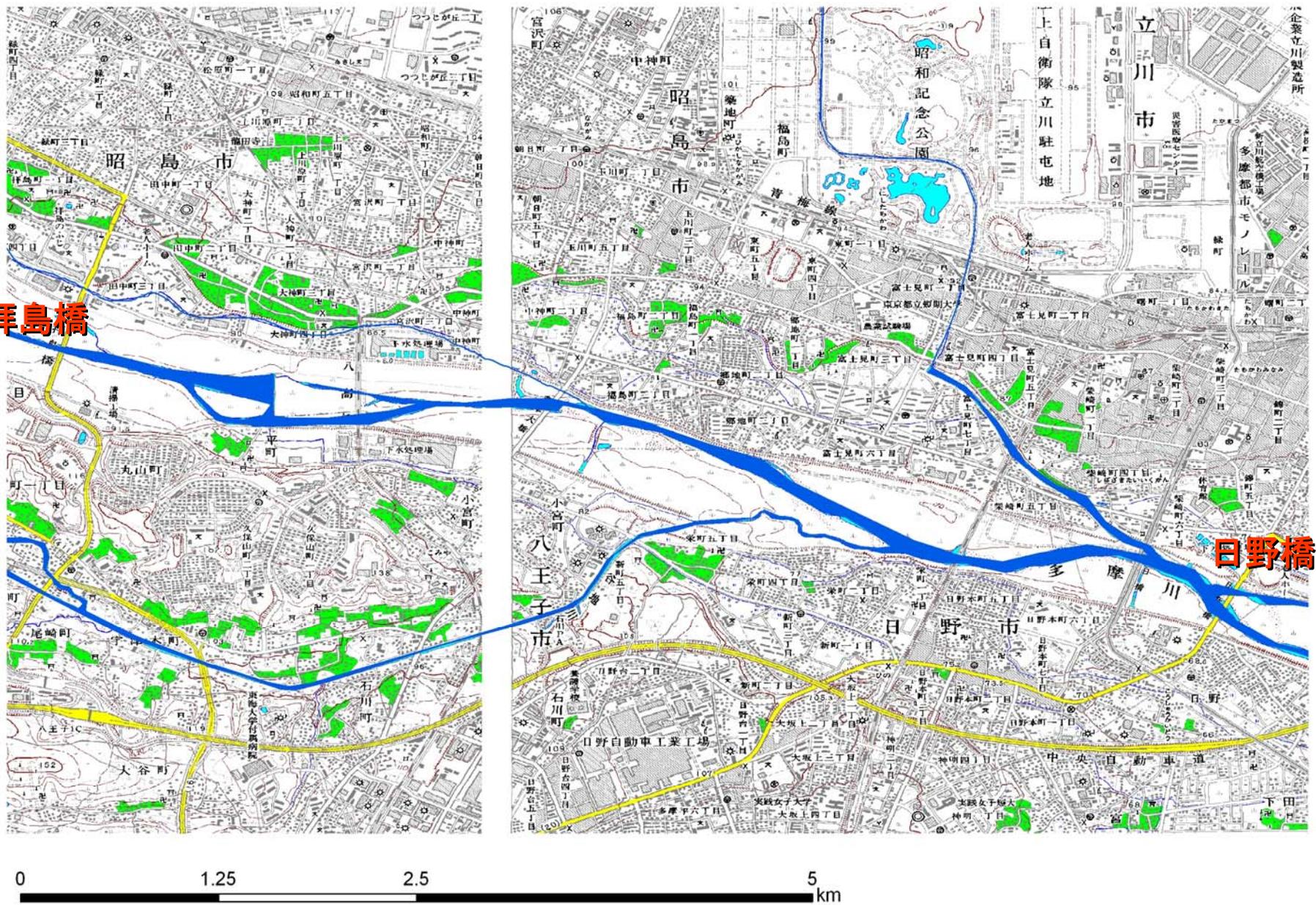


図2.1 拝島橋および日野橋付近の地図

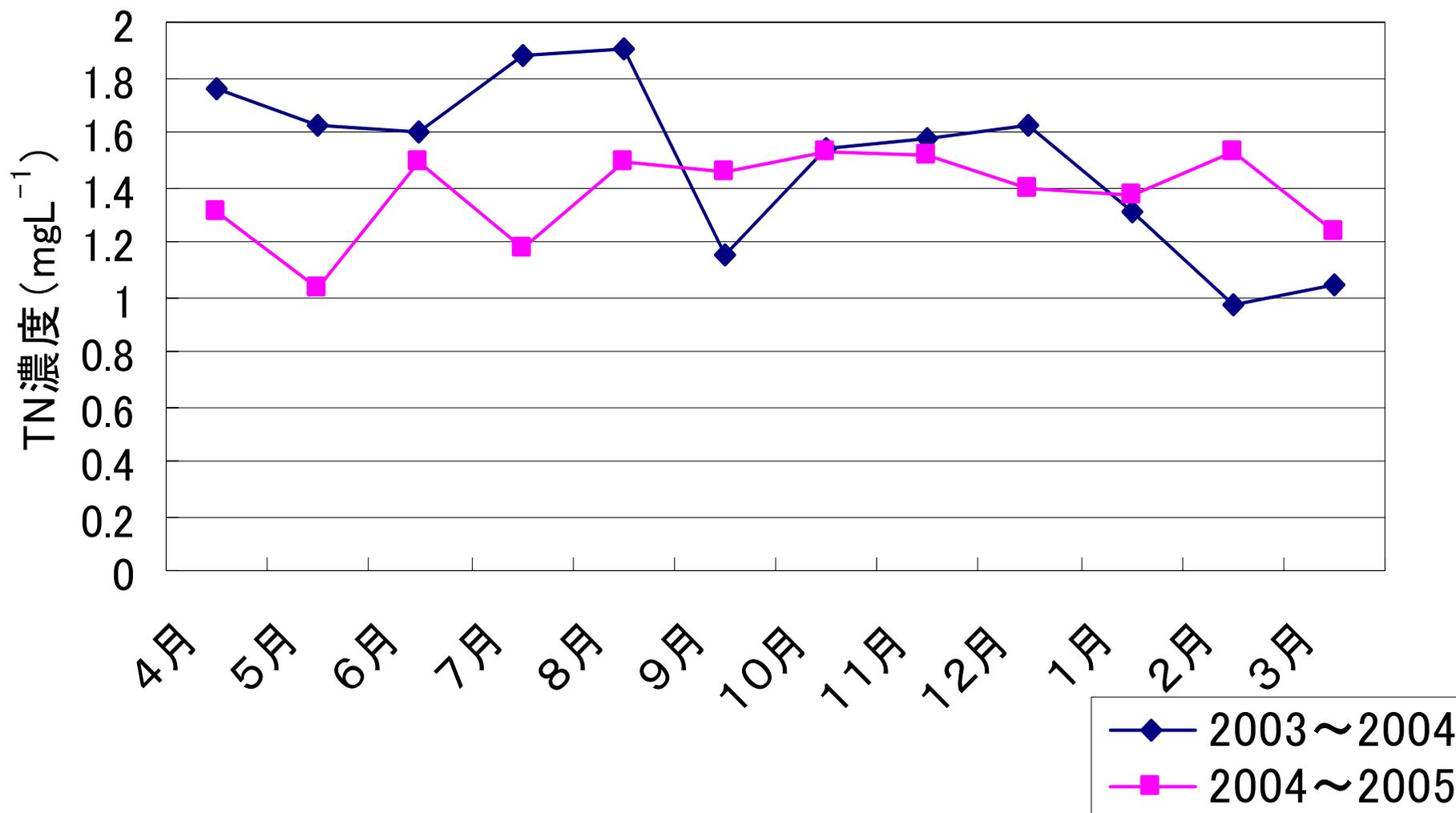


図2.2 拝島橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別全窒素濃度

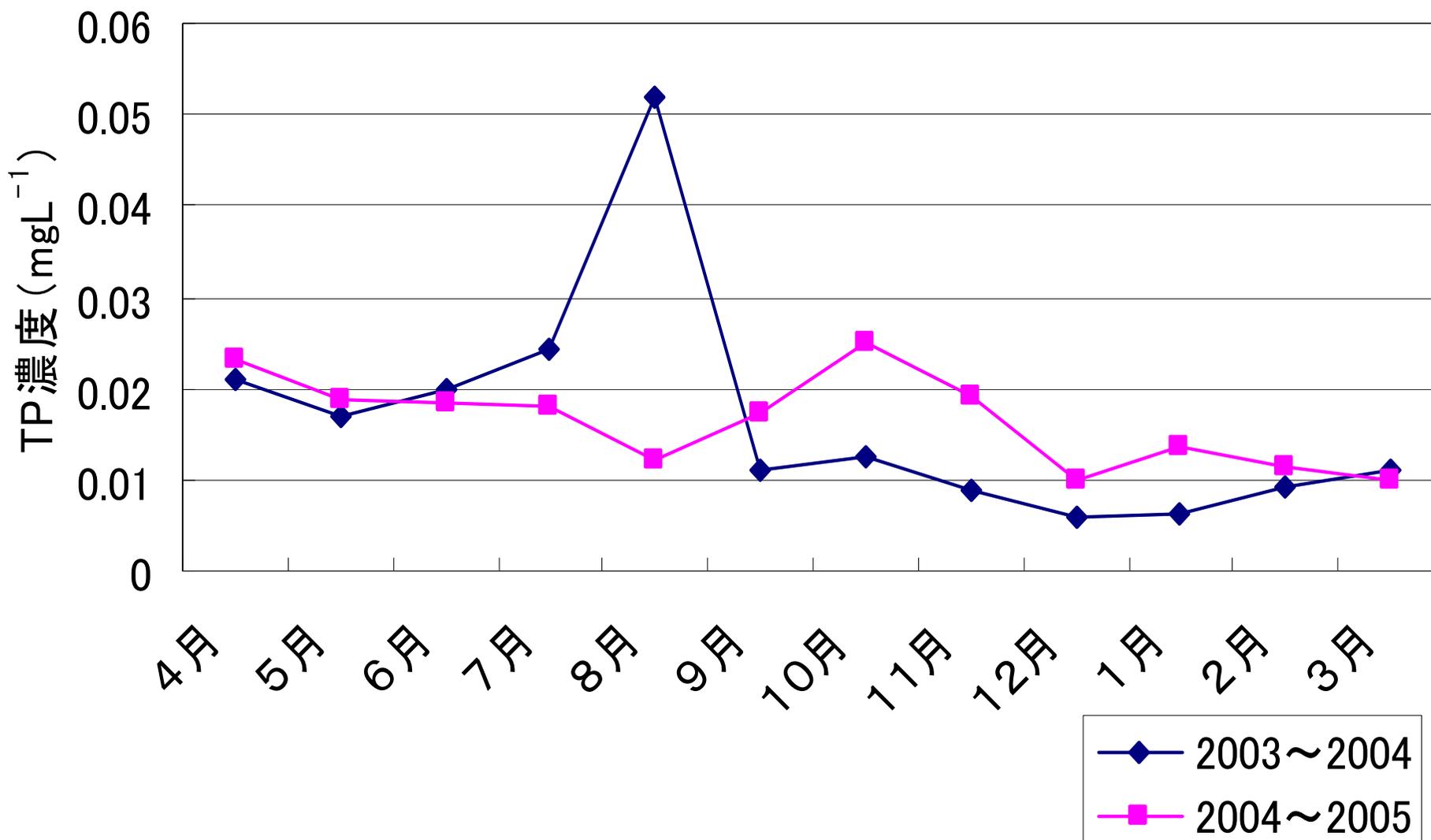


図2.3 栺島橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別全リン濃度

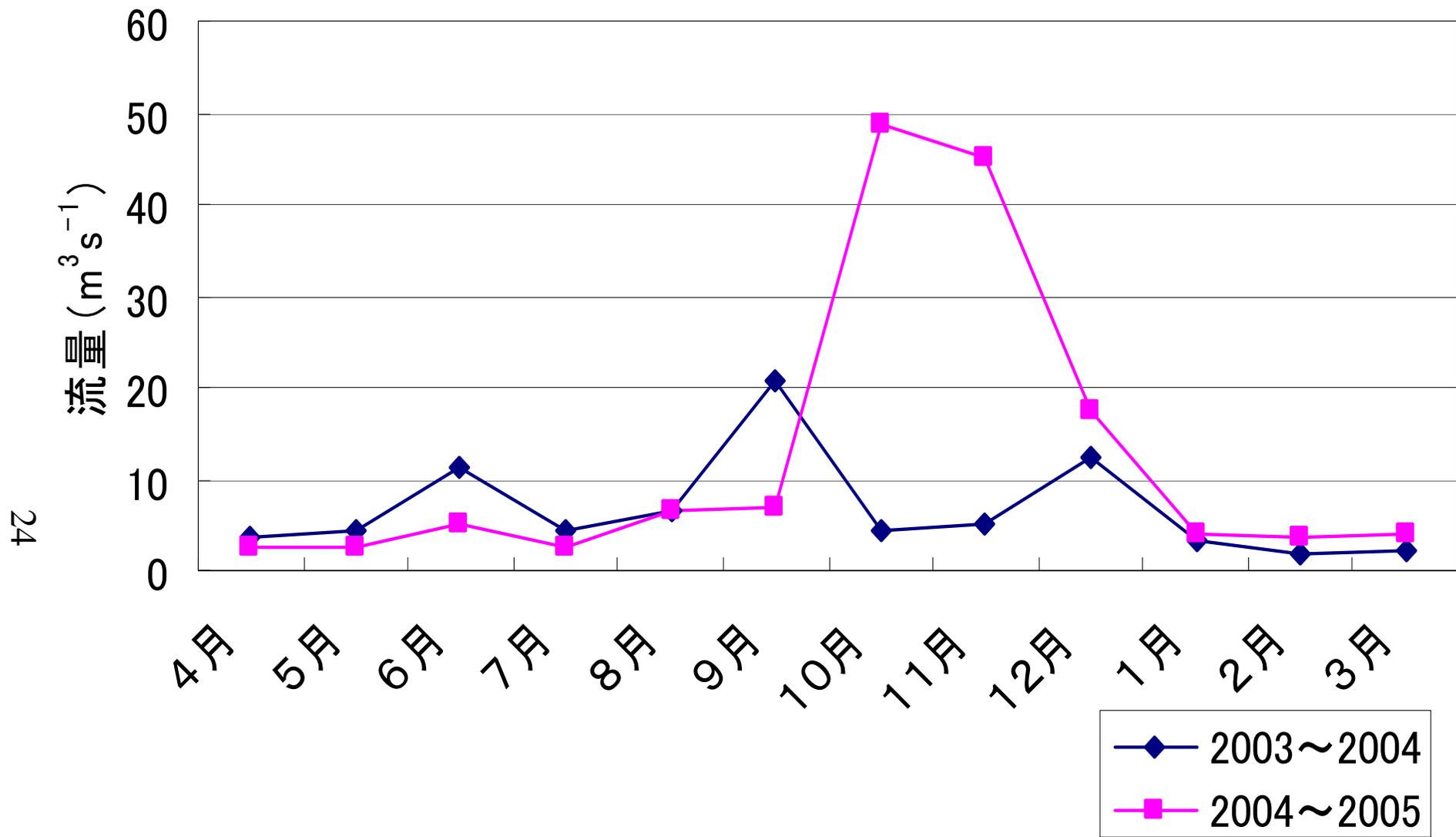


図2.4 栺島橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別流量

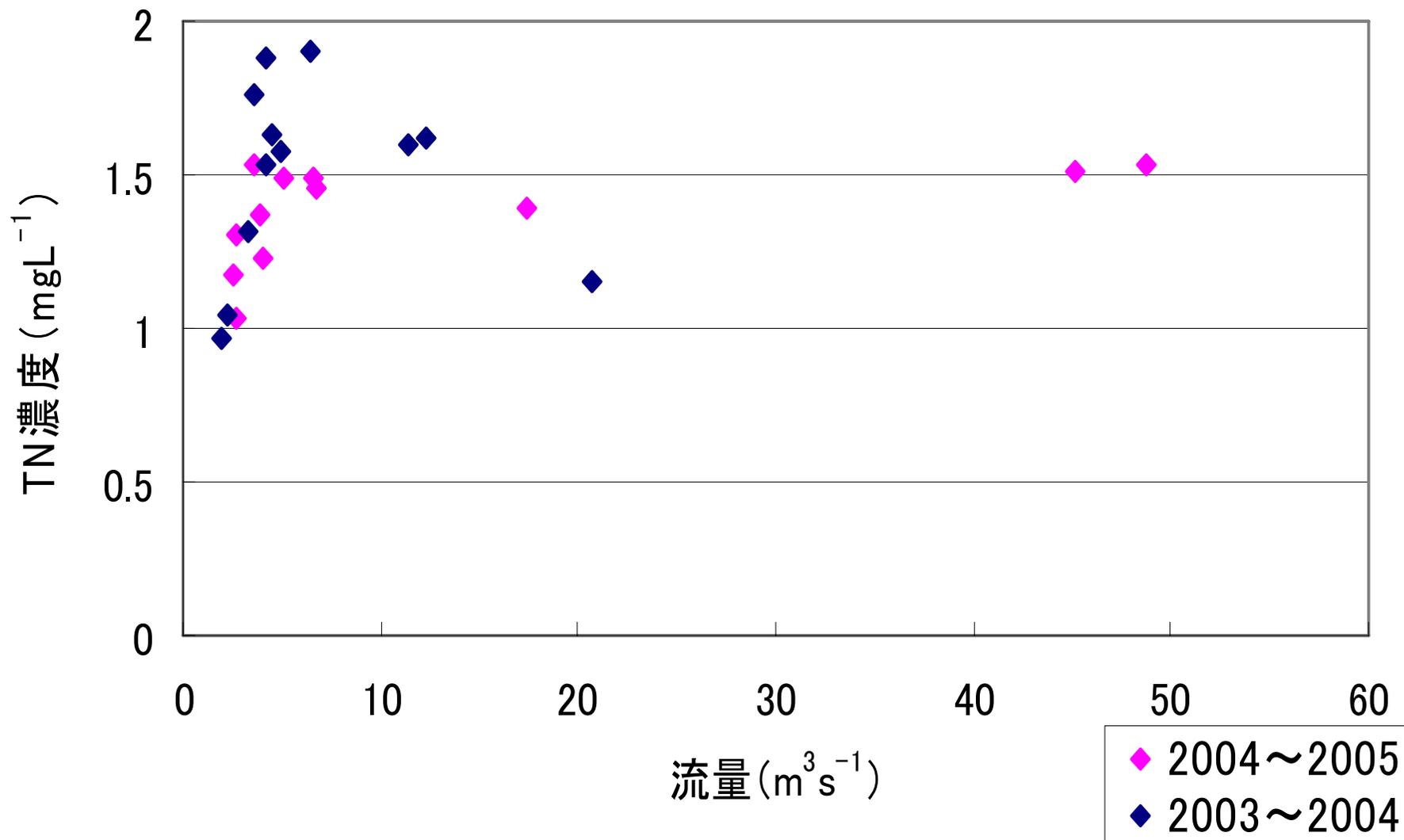


図2.5 拜島橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの各月の流量と平均全窒素濃度の関係

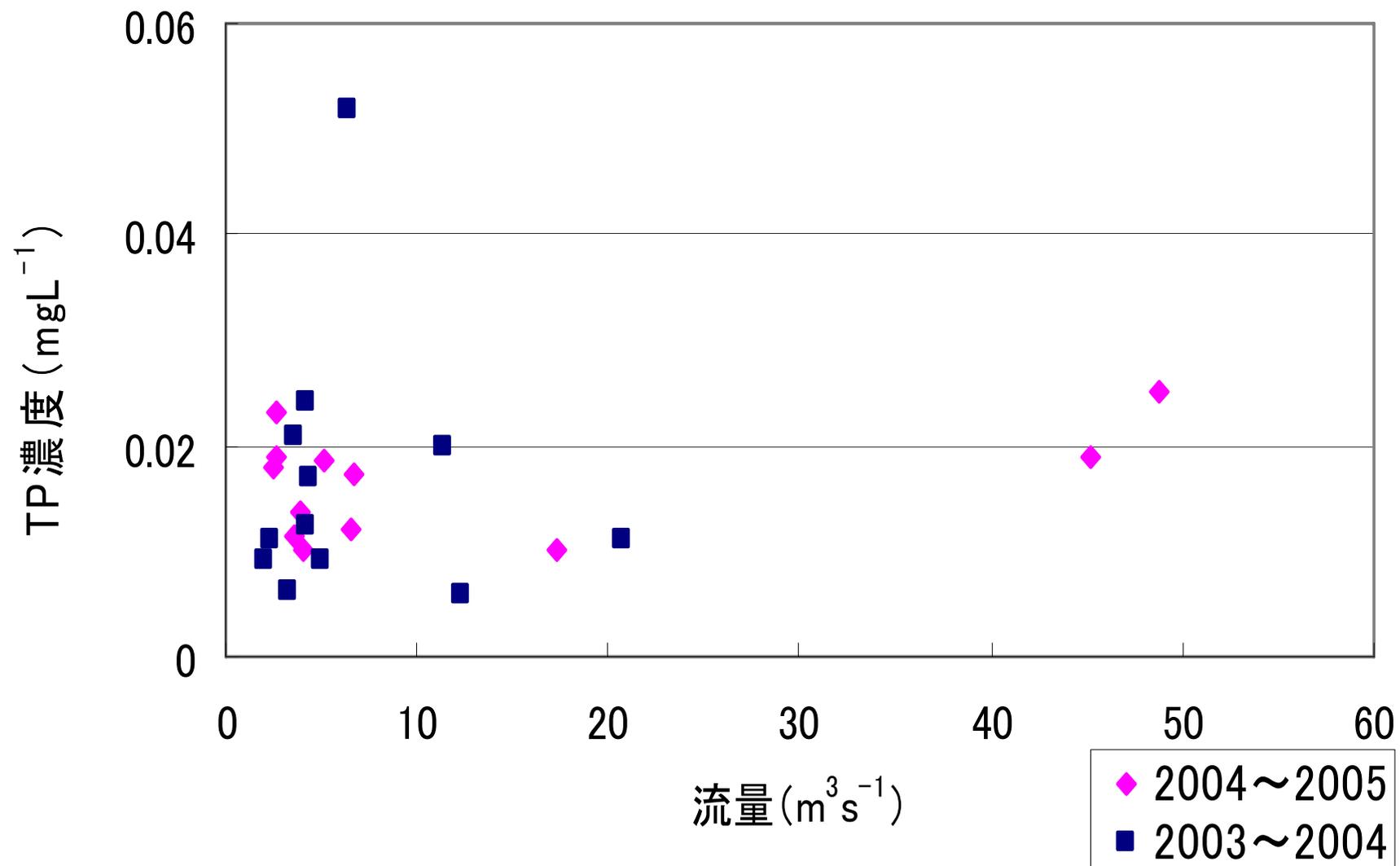


図2.6 拝島橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの各月の流量と平均TP濃度の関係

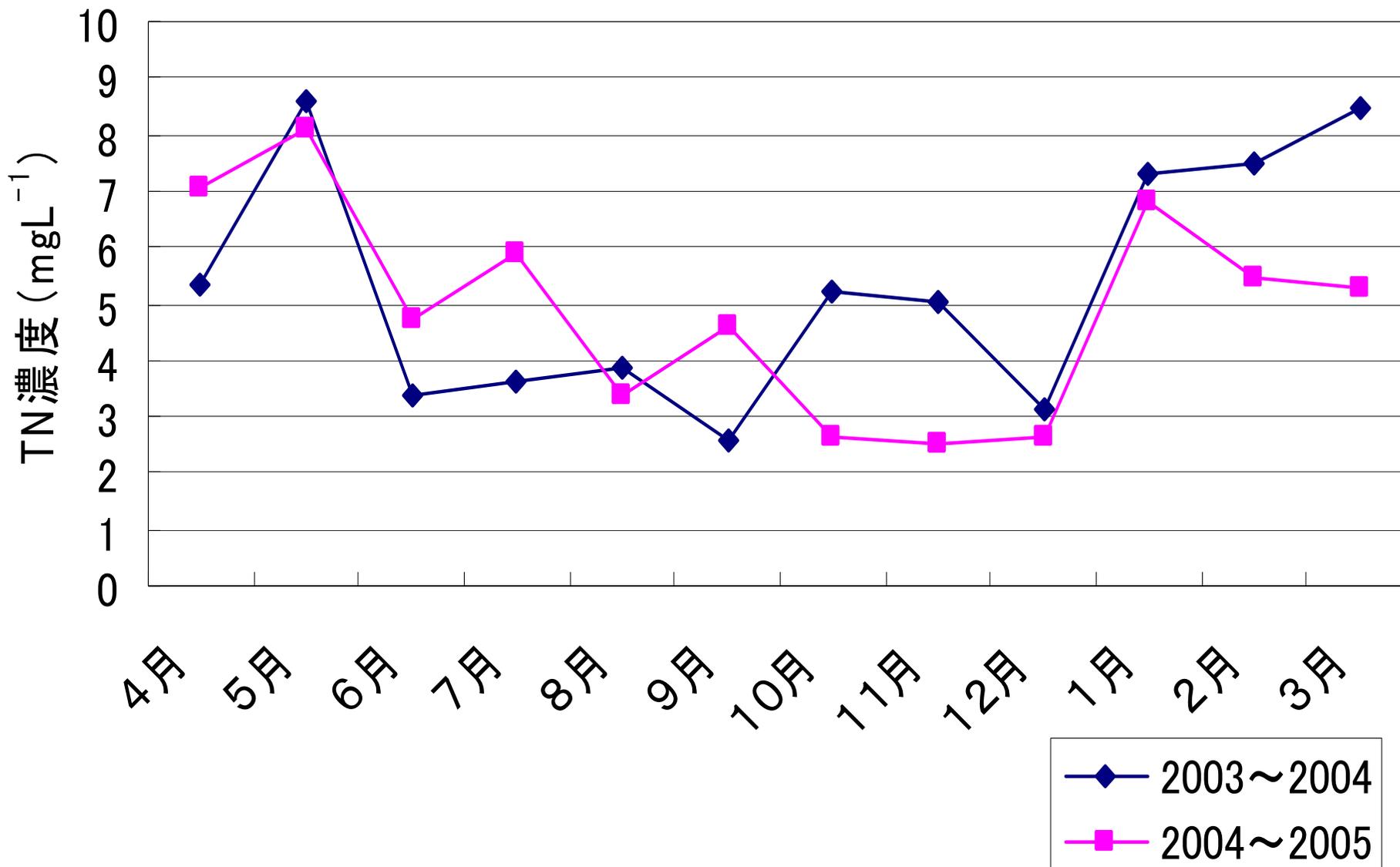


図2.7 日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別全窒素濃度

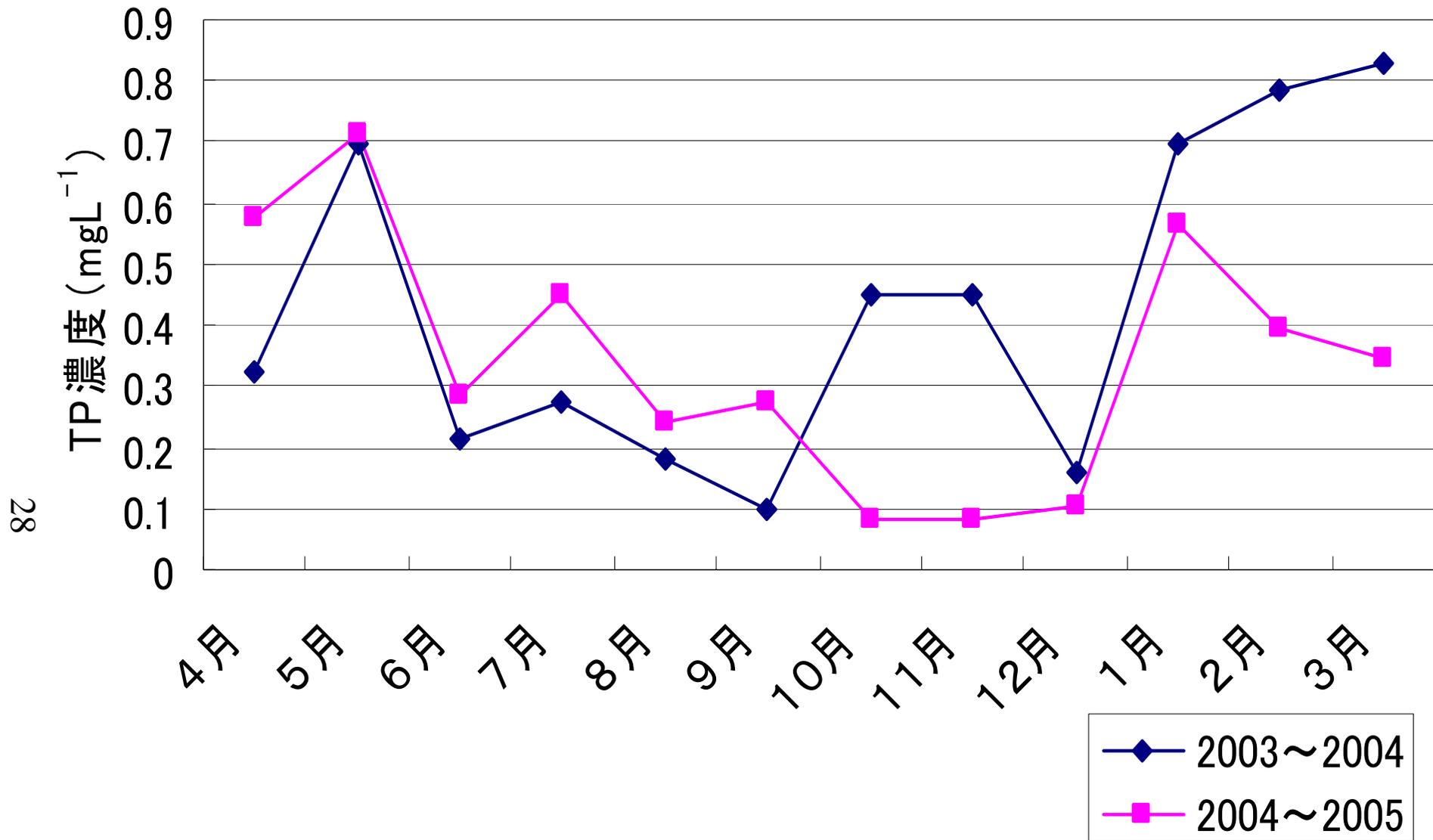


図2.8 日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別全リン濃度

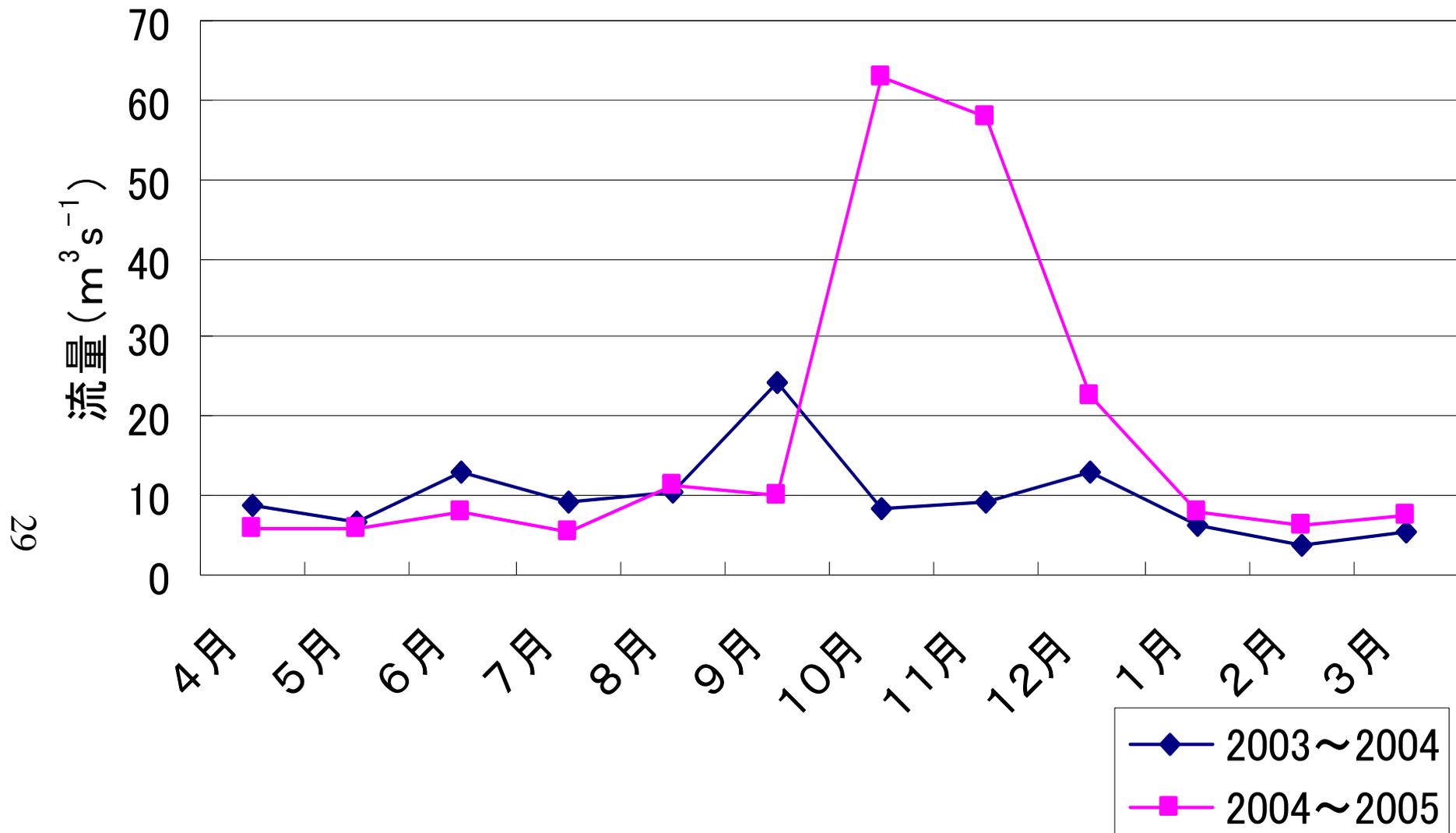


図2.9 日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別流量

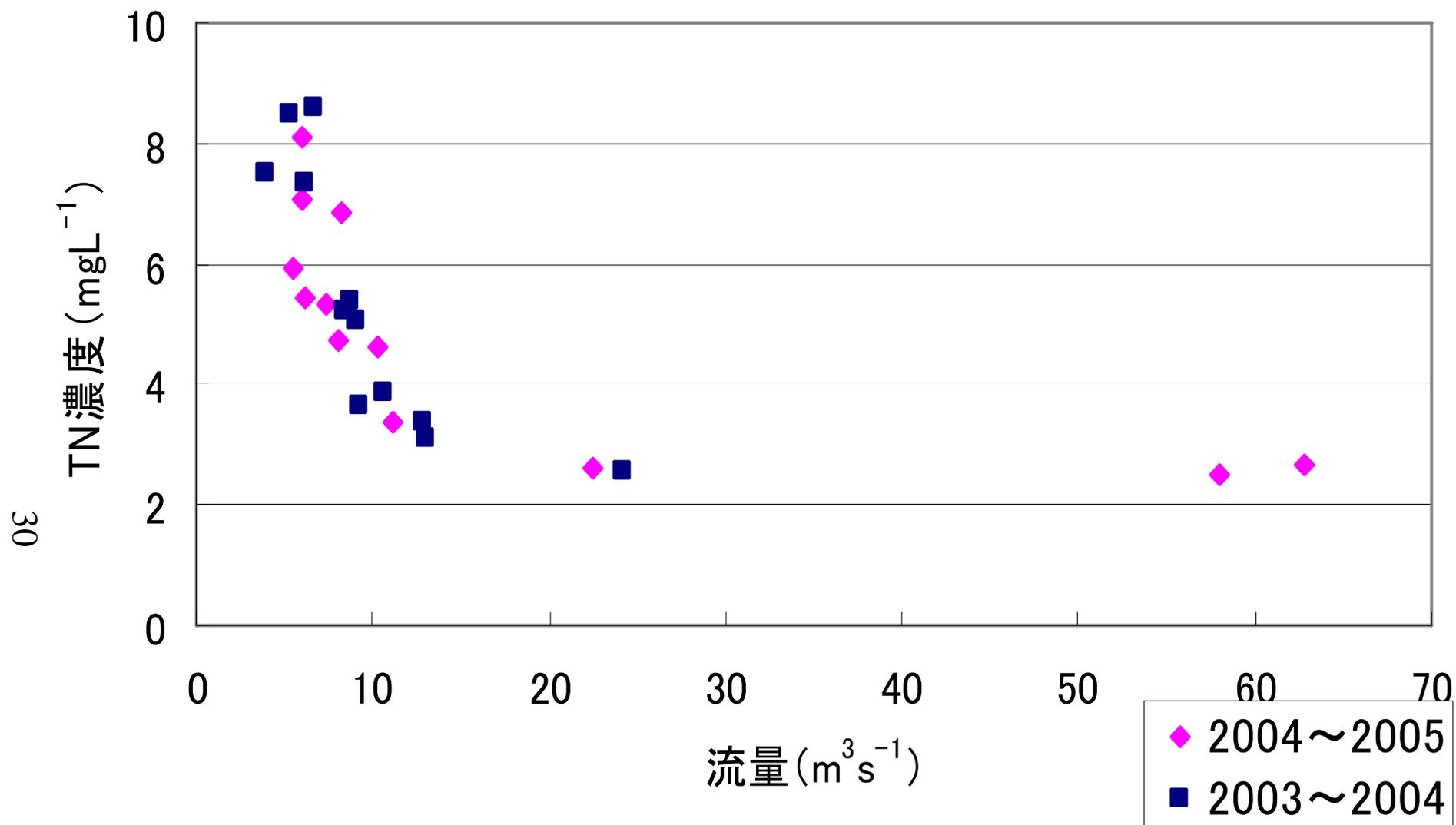


図2.10 日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの各月の流量と平均TN濃度の関係

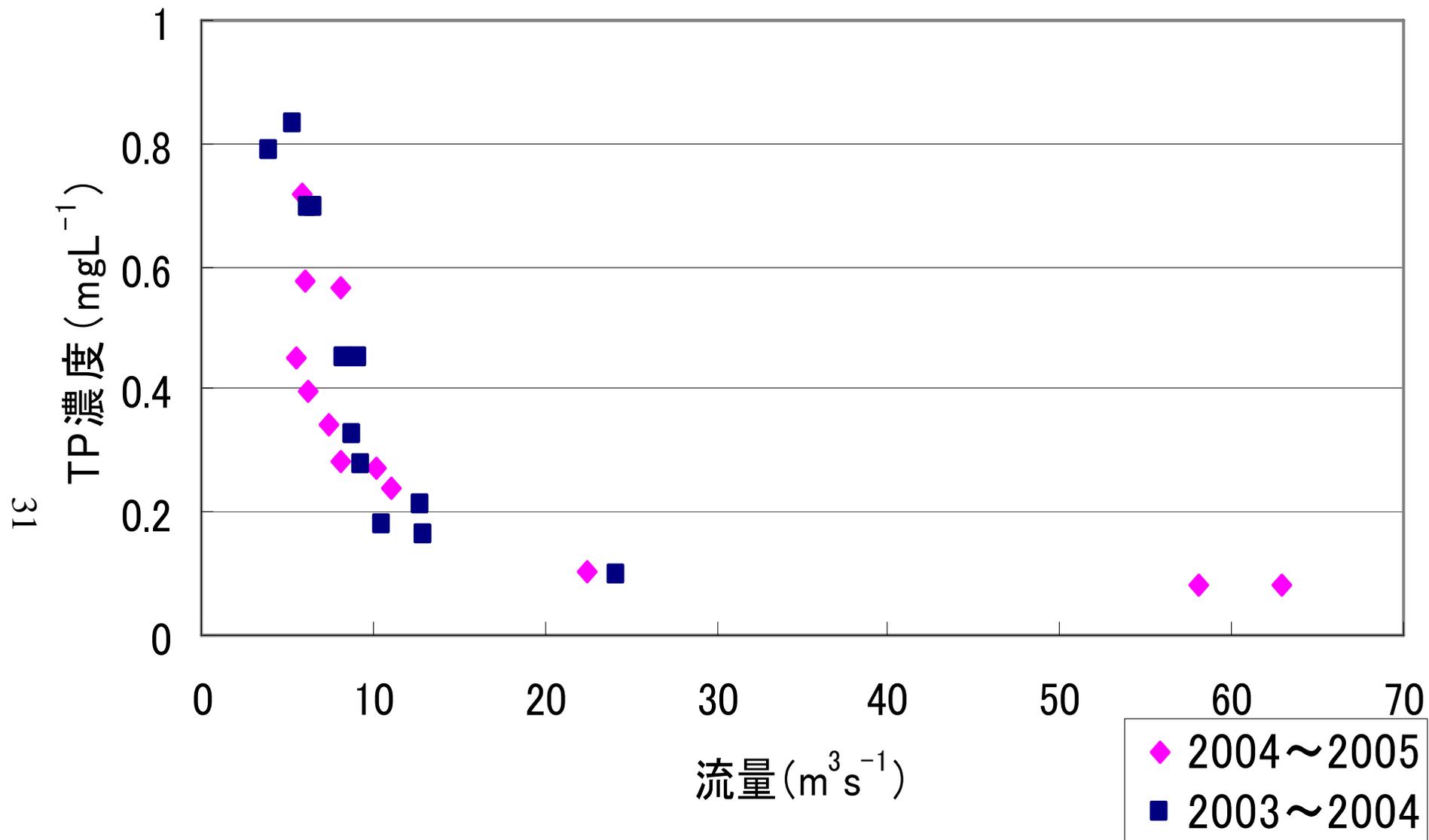


図2.11 日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの各月の流量と平均TP濃度の関係

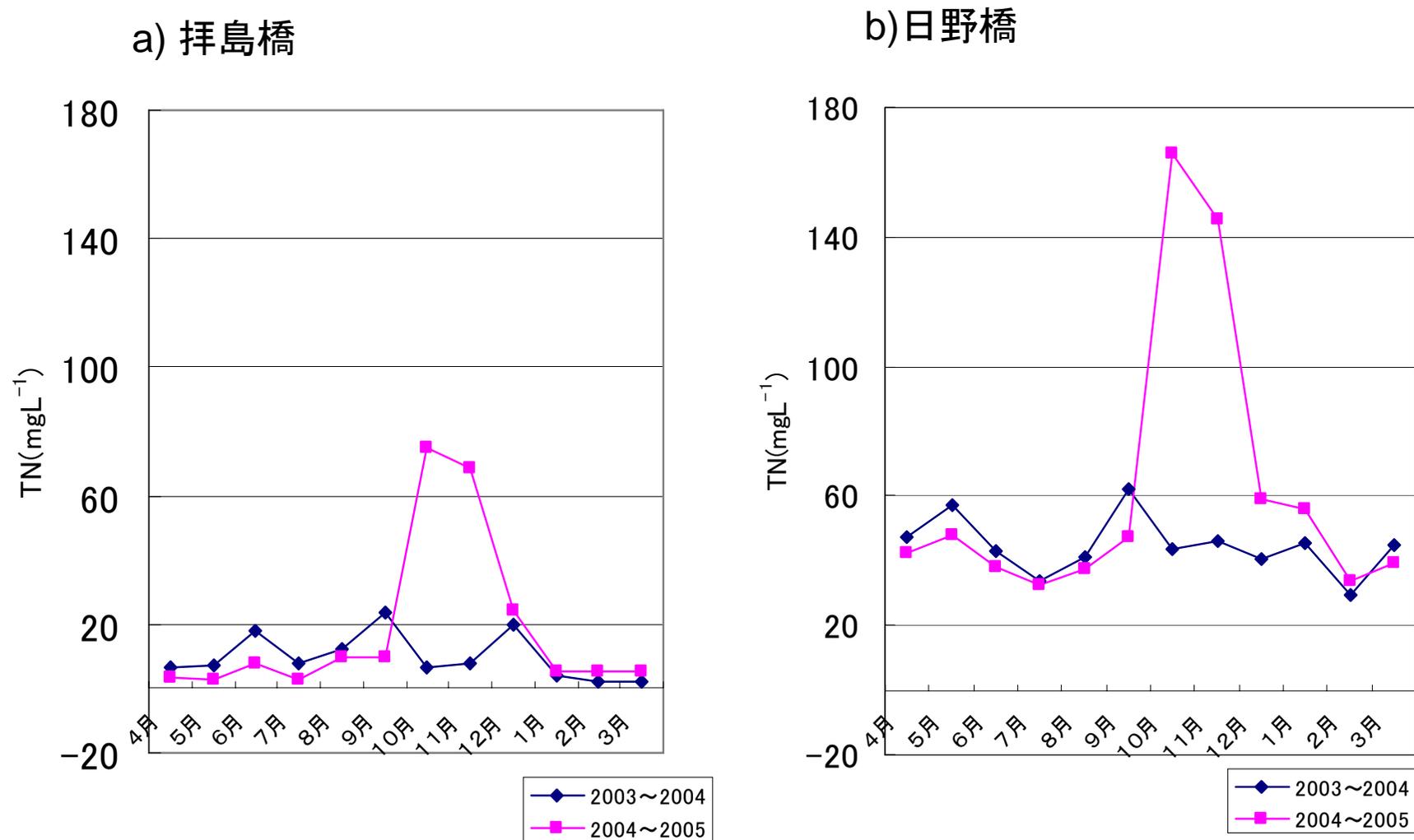


図2.12 a) 拝島橋およびb)日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別TN流出量

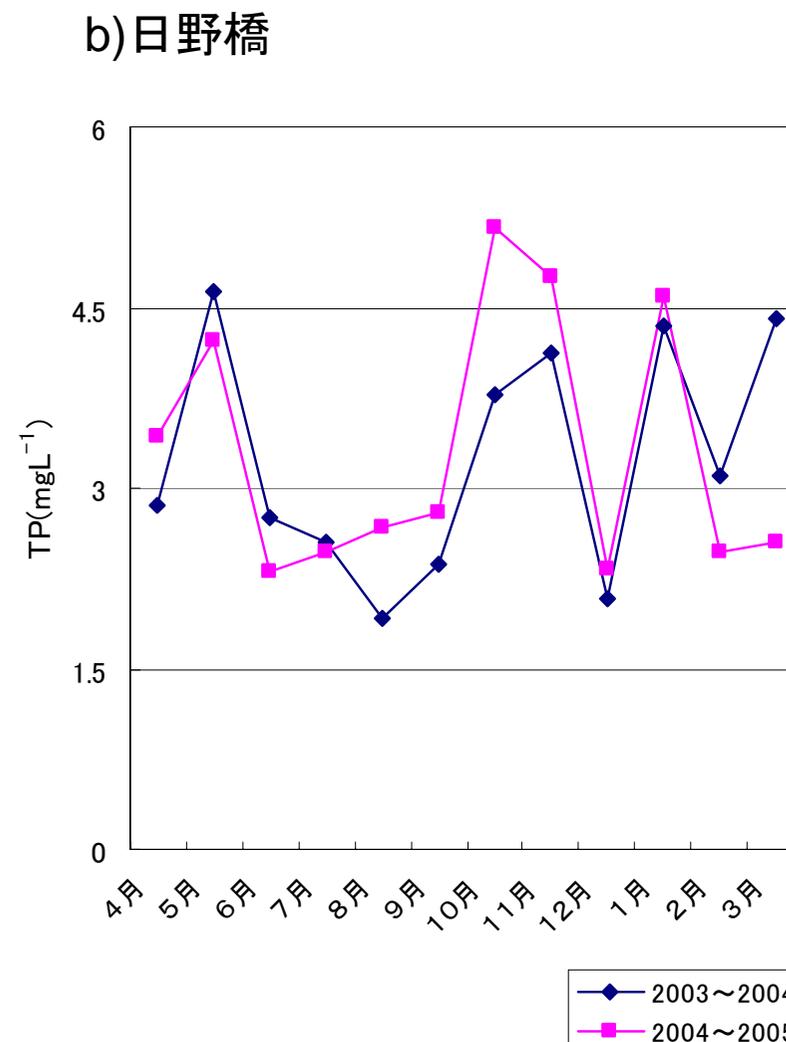
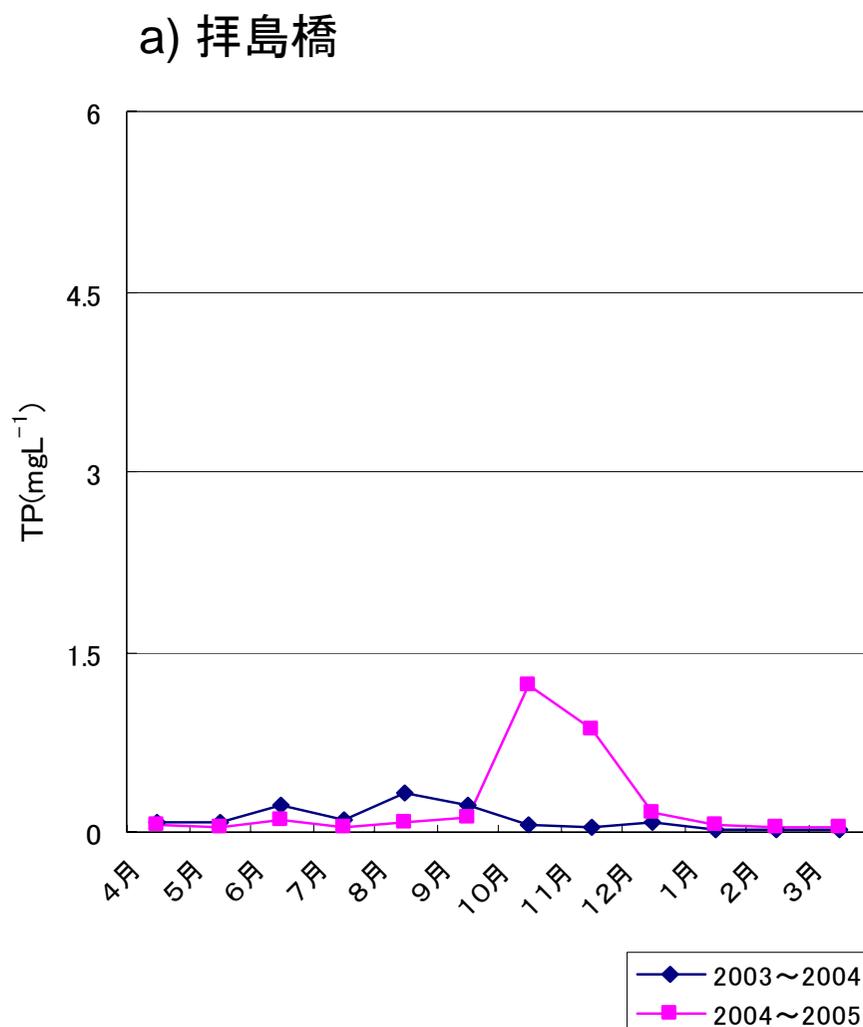


図2.13 拝島橋および日野橋における2003年4月～2004年3月と2004年4月～2005年3月までの月別TP流出量

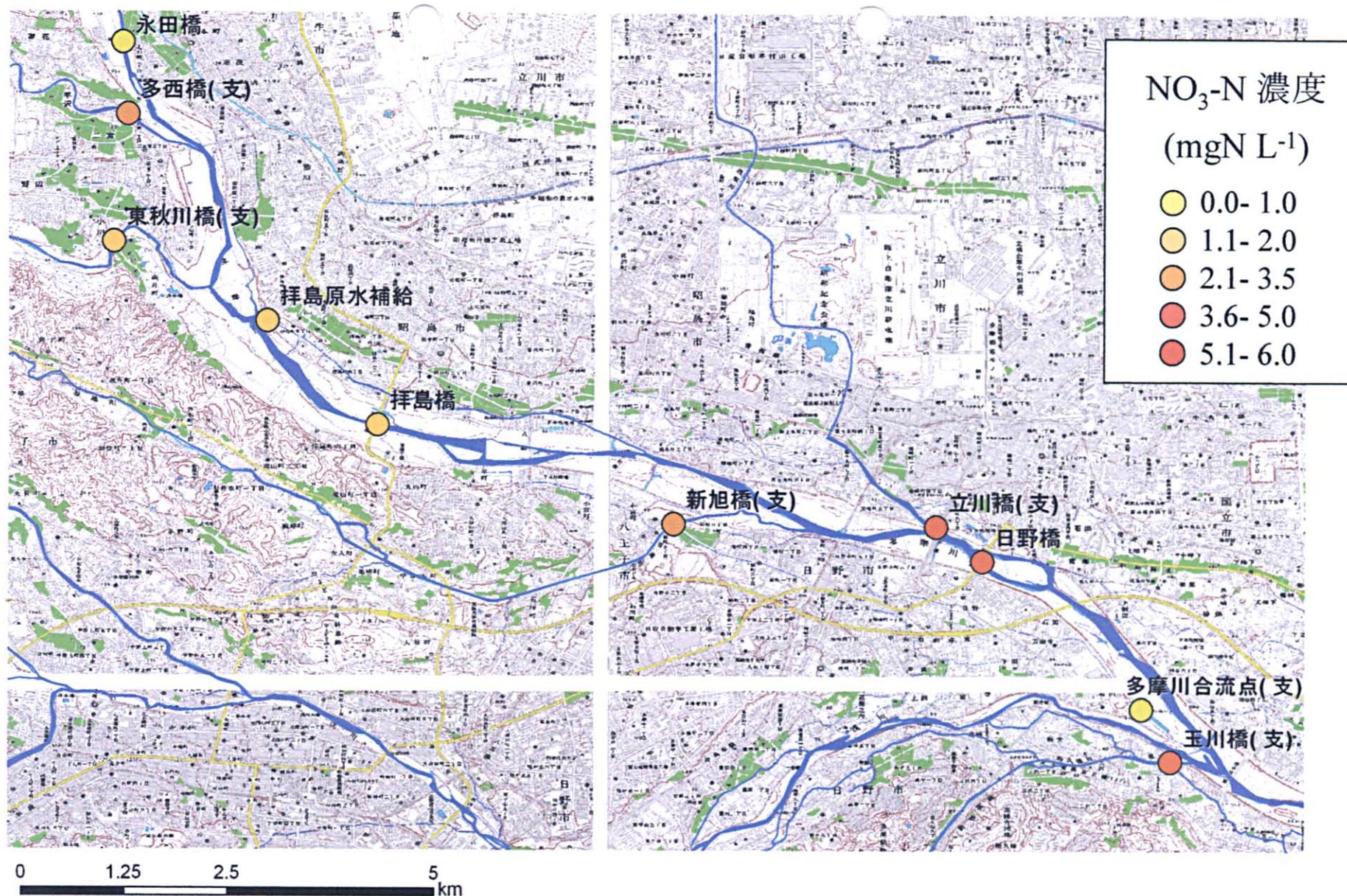


図2.14 多摩川中流域における定点調査地点
色は2003/04年における硝酸態窒素濃度

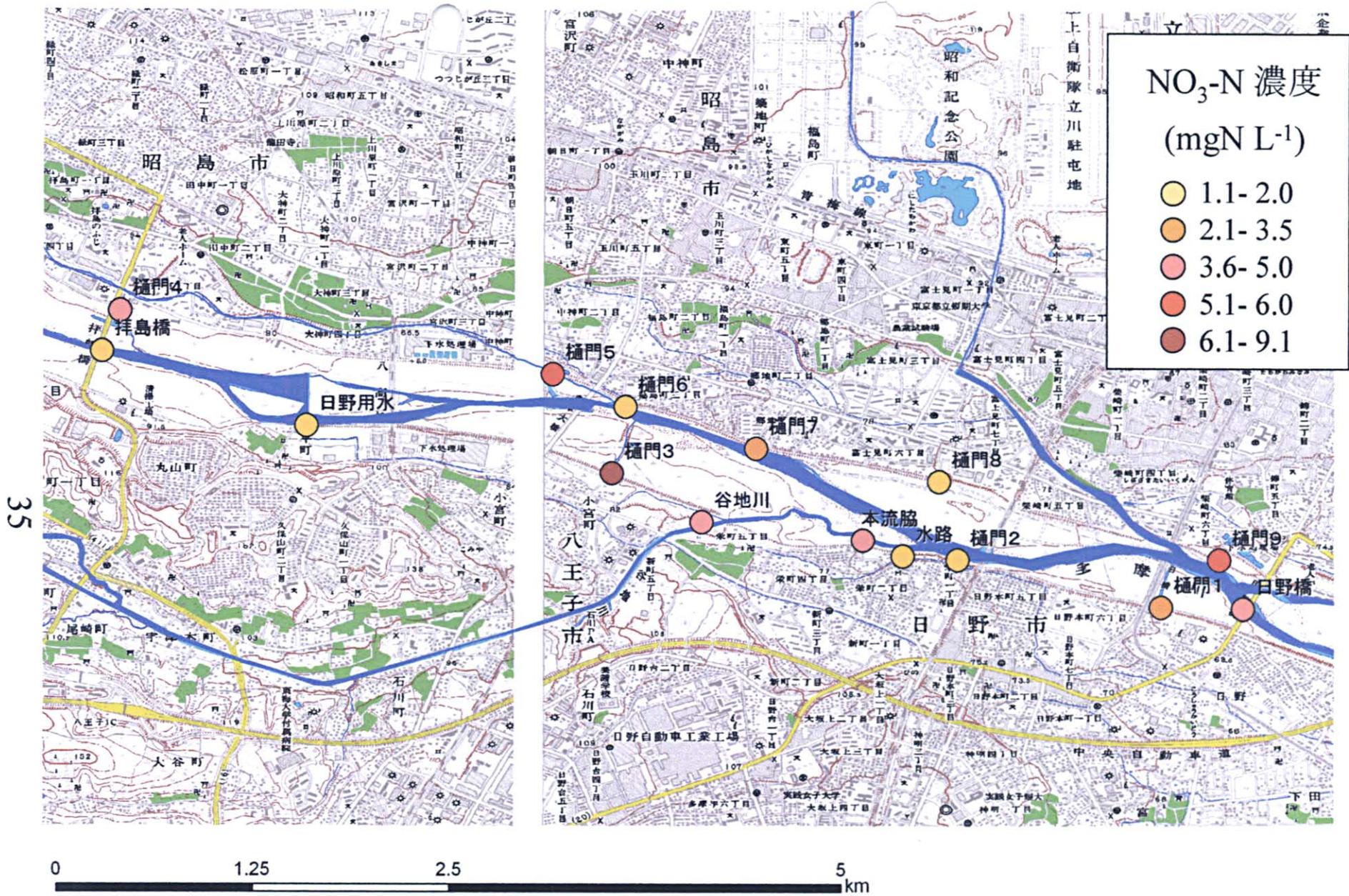


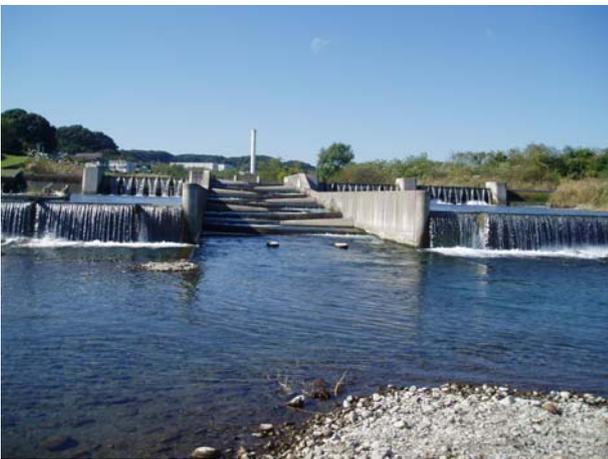
図2.15 拝島橋および日野橋間における樋門および支流の流入地点およびそれぞれの地点における硝酸態窒素濃度



日野橋から上流



谷地川



日野堰



拝島橋から上流



樋門1



樋門2

図2.16 サンプリング付近の風景



樋門3



樋門5



樋門6



樋門7



樋門8



樋門9

図2.16 サンプリング付近の風景 (続き)

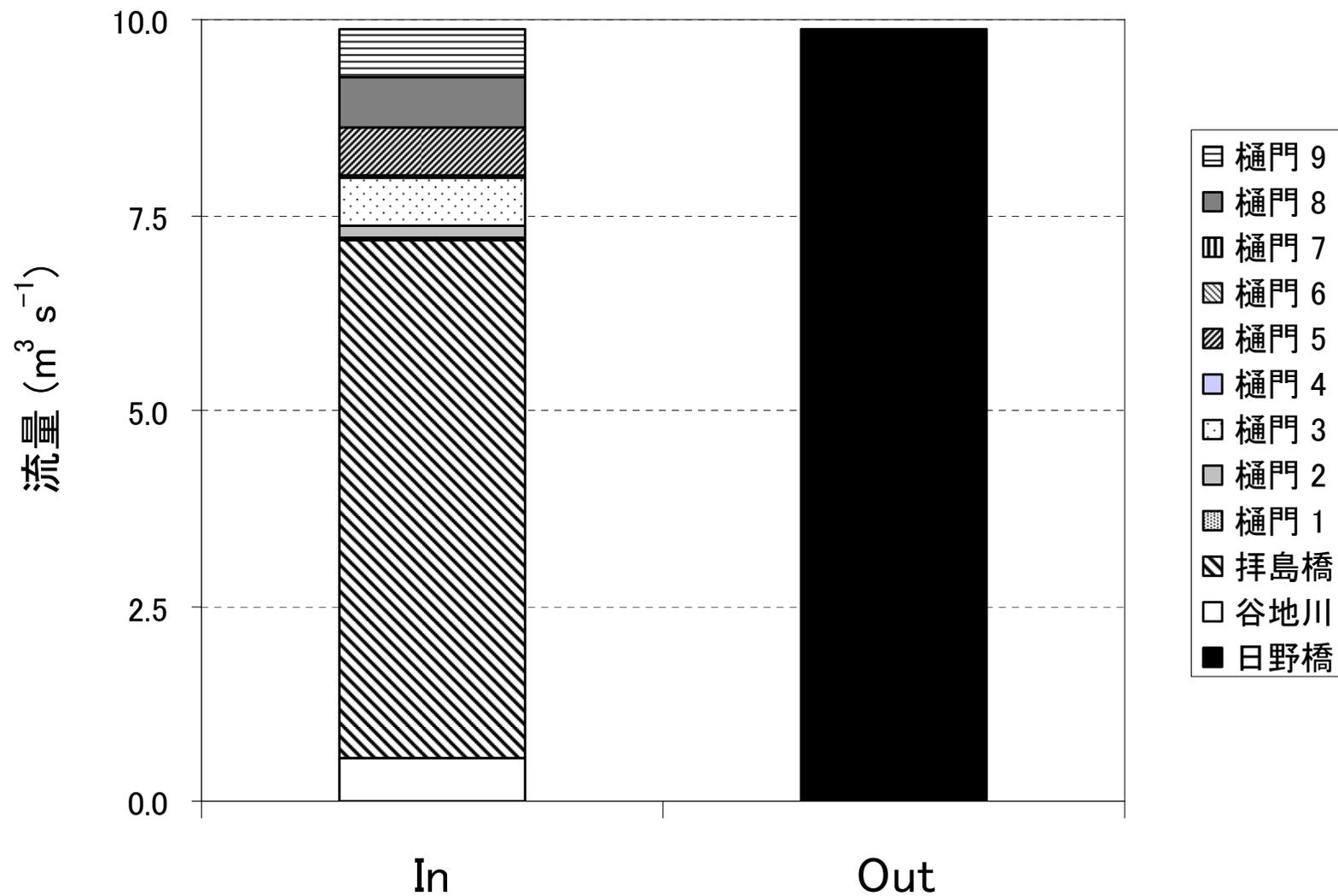


図2.17 拝島橋および日野橋間における水収支

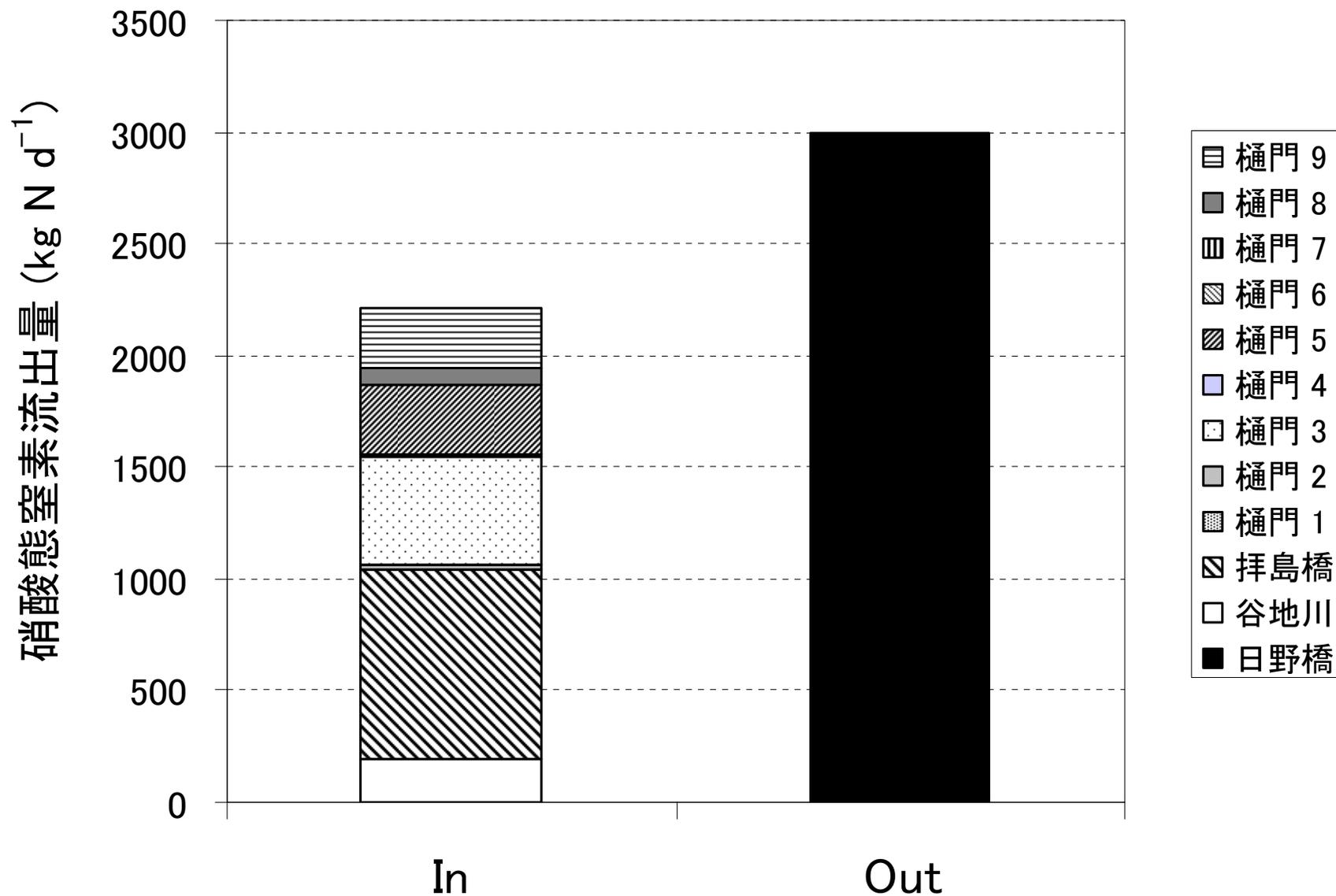


図2.18 樋島橋および日野橋間における硝酸態窒素収支

表2.1 拝島橋および日野橋間における硝酸態窒素収支

	収集域 面積 (km ²)	流出した NO ₃ -N (kgN d ⁻¹)	負荷/面積 (kgN km ⁻² d ⁻¹)
拝島橋	71.6	851.2	11.9
日野橋	79.2	2992.0	37.8

3 2005年におけるFM本町水田圃場における窒素収支

および硝酸態窒素除去能の評価

(高木麻衣、木村園子ドロテア、岡崎正規、本林隆)

3.1 導入

現在、世界中で地下水や河川水の硝酸態窒素 (NO_3^- -N) 汚染が深刻になっている。高濃度の NO_3^- -N は飲料水を通して体内に取り込まれると、身体に悪影響を及ぼす。過剰な NO_3^- -N は富栄養化、酸性化などによって、生態系に悪影響を与える。主な汚染要因は、家畜排泄物の地下浸透、農業地区からの過剰施肥、都市排水などであるとされている。 NO_3^- -N 汚染の問題に対して、汚染源の改善と、汚染水の浄化の両面からの対策が必要となっている。

わが国の地下水中の NO_3^- -N および亜硝酸態窒素濃度 (NO_2^- -N) の環境基準値は 10 mg L^{-1} と定められている(環境庁、1971)。しかし、平成15年度環境省の全国地下水調査によると、全調査井戸4288個のうち、6.5%がこの基準を超過していた(環境省、2004)。現在特に、茶園からの過剰施肥による NO_3^- -N 流出が、深刻な水質汚染を引き起こしている(新良ら、2005)。

東京農工大学のある立川段丘や武蔵野段丘の地下水や、段丘涯からの湧水中には、日本の環境基準である 10 mg N L^{-1} 相当する NO_3^- -N が含まれていることが知られている。 NO_3^- -N 汚染は顕著に現れており、早急な汚染源対策と、汚染水の浄化が必要である。

同一流域内において、異なる土地利用の組み合わせが汚染水中の NO_3^- -N を減らすことに利用する、地目連鎖の利用が近年注目されている。水田を通過した水の NO_3^- -N 濃度が低下したという数多くの報告もあり(Ogawa and Sasaki 1995, Ichiro and Kasuya 1998, 田淵 1998)、水田の脱窒能力をいかに利用するかが日本の土地利用のあり方の鍵となる。水田での浄化能が高いのは、水稻による吸収と水田土壌の脱窒によると考えられている。脱窒は、土壌微生物による NO_3^- -N の消費反応のひとつで、 $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ の一連の反応を示す。脱窒は、完全に反応が進めば、窒素ガスに変換される有用な浄化反応である。このような微生物作用を利用した処理方法は、化学的処理方法が NO_3^- -N 除去に選択性が低く、処理が困難な濃縮物を生み出す一方、微生物による脱窒は、水田土壌中の微生物が、土壌および水中に含まれる NO_3^- -N を還元して無害な N_2 に変換し、濃縮物なしに大気に放出される。また、コスト面、水田への施肥の削減においても非常に有効な方法であるといえる。しかし、稲の品質に関わる問題や、脱窒過程で発生する、地球温暖化ガスである亜酸化窒素やメタンの発生の可能性もある。生産や他の環境負荷に考慮しつつ、水田の脱窒能力を最大限に利用する方法が求められている。

本研究では、 NO_3^- -N を高濃度を含む地下水を灌漑水として利用している、本学FM本町を用い、水田での窒素収支を求めるとともに、水田における NO_3^- -N 除去機能を定量的に評価することを目的とした。

3.2 材料および方法

3.2.1 研究サイト

本研究は、東京農工大学フィールドサイエンス教育研究センターFM本町のB3圃場(図3.1)にて、2005年6月から9月の水稲栽培期間に行われた。府中市の過去20年間の気象データによると、年平均気温は14.7℃で、6月から9月の月平均気温は23.6℃である。年降水量は平均1476.5mm(6-9月:平均737.8mm)。本試験期間である2005年6月から9月の平均気温は25.7℃、降水量は695mmであった。水田土壌は灰色低地土である。

灌漑水として利用している地下水は、地下150mから、図3.1のポンプと記載のある地点でポンプを用いてくみ上げられ、各圃場へ分配されている。

試験圃場であるB3圃場は圃場全体の中央西側に位置し、面積は0.052ha(13m×40m)である。この圃場を波板でA、B、C、およびDの4プロットに区切った(図3.1)。各区画は9.8m×13mとした。本研究では、全区画無施肥としたが、AとC区画においては、灌漑水由来の窒素の行方を追跡するために、計10回0.25M硝酸カリウム(KNO₃)溶液を滴下した(計2.78kgNha⁻¹)。

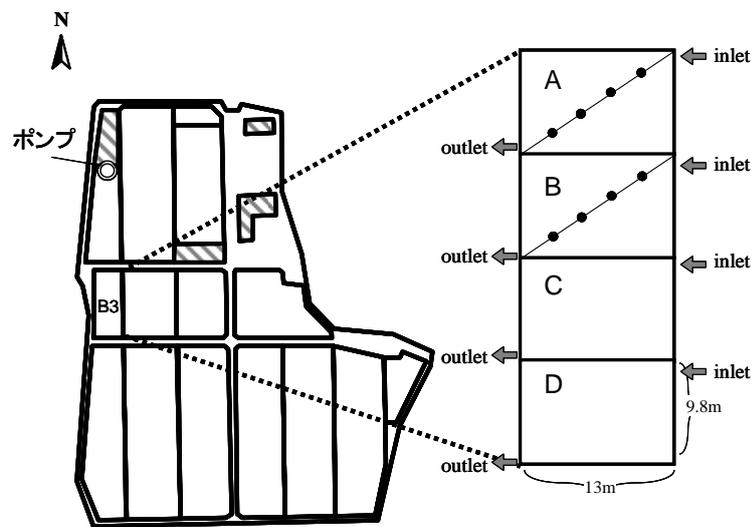


図3.1 FM本町全体図およびB3のA~Dプロット

3.2.2 水収支

栽培期間中の水田における水収支は、灌漑水および降水によって水が供給され、水稲からの蒸散と田面からの蒸発をふくむ蒸発散、地下浸透、表面流出によって失われるとした。

灌漑水は塩ビのパイプ(内径30mmおよび25mm)を用いて、A、B、CおよびDの各プロットの北東の端から、にそれぞれ灌漑水を流入させられるようにした。区画の流入口には、それぞれ流入量を調節できるような弁をつけ、流量計(KIMMON 30mm, AICHITOKAI 30mm, AICHITOKAI 30mm, AICHITOKAI 25mm)を設置した。流量計の目盛を、週に2~3回記録し、流入量と積算流入量を算出した。

降水は直径18cmの漏斗により採取し、降水量は府中本町農場の気象データを用いた。

蒸発散量は、38×26×24cmのプラスチックコンテナに水稲を2株植えて、取り付けられたメジャーで1日あたりの水位の減少を測定した。

地下浸透量は、内径30cmのPCVパイプをAおよびB区には5個、CおよびD区には2個ずつの計14個を水田土壌に20cmほどさし、取り付けられたメジャーで水位の減少を測定した。測定は8月9日から12日までの4日間毎日ほぼ同時刻に行った。

各区画の南西の端に三角堰を設けた。排水をスムーズに行うため、また三角堰の出口の高さが十分に保たれるように排水溝を深く掘り下げ、ポンプを使って排水させた。

3.2.3 窒素収支

水田内への窒素のインプットは、灌漑水、降水、生物的窒素固定および土壌の無機化とし、アウトプットは表面排水、地下浸透水、イネによる吸収および脱窒とした。

灌漑水＋降水＋生物的窒素固定＋土壌の無機化

＝表面排水＋地下浸透水＋イネによる吸収＋脱窒

A区およびB区の水口から水尻の対角線上、2.1、6.3、10.4および14.7mにおいて表面水および浸透水の採取を行った（図3.1）。土壌溶液は深さ10cmと25cmとした。灌漑水は各プロットの流入口より、表面排水は、流出のある時は流出している水を、流出のないときは三角堰内にたまっている水をポリビンに採取した。

水田から持ち帰った水試料は分析まで冷凍保存した。 NO_3^- -Nとアンモニウム態窒素（ NH_4^+ -N）測定前には、試料と標準溶液ともに0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過し、 NO_3^- -Nはキャピラリー電気泳動装置（CAPI3300：大塚電子）によって、 NH_4^+ -N濃度はインドフェノール青吸光度法（分光光度計、BioSpec-1600：SHIMADZU）によって測定した。

イネの植物体は9月19日に4条5株で計12地点において採取した。根元より約10cmを鎌で切断し、5株ずつを束ね、1地点を4束ずつにまとめ、10日間ほど圃場内のビニルハウス内で自然乾燥させた。乾燥後、水稻を5株ずつ脱穀機にかけ、まずは脱穀し、籾と稲ワラに分けた。籾はさらに籾摺り機にかけ、籾と玄米に分けた。このとき、玄米は長径1.8mmでふるい、精玄米とくず米に分けた。稲ワラ以外のサンプルは、紙袋に1地点ずつまとめ、稲ワラは2束を1つのサンプルとしてまとめた。一部を玄米、モミ、稲ワラと分け、80℃で2日間乾燥させ、乾物重を求めた。乾燥飼料の一部をフードミルおよび微粉碎機（MM301* Retsch）で粉碎しCNコーダー（MT-700：YANAKO）により全窒素濃度を測定した。

土壌の無機化ポテンシャルは有効温度積算法（杉原，1990）を用いた。耕起後、代掻き前（6月26日）に使用圃場のB3圃場全体から対角線上に15箇所、深さ0～10cmの土壌を採取して混合した。土壌は2mmのふるいで篩った後、風乾させた。風乾土約20gを遠心管に入れ、蒸留水を加えた後、攪拌した。空気が入らないように蒸留水を入れて密閉して30℃に設定されたインキュベーターで一定期間暗所静置培養させた。培養期間は0、2、4、6、8および13週間（積算温度で0、210、420、630、840および1335℃）で、4連行い、培養後、2Mの塩化カリウムで抽出る過後、インドフェノール青吸光度法で NH_4^+ -N濃度を測定した。土壌仮比重は深さ10cmのコアサンプルを9月19日に採取して求めた。

3.3 結果および考察

3.3.1 水収支

期間中の灌漑水量の積算水量を図 3.2 に示す。灌漑水は流入水量の、A、B、C および D 区それぞれで 93、83、84、86 %を占めた。また、灌漑水量の積算流入量は、A、B、C および D 区でそれぞれ 904、318、340 および 390 m³ で、1 ha 当りに換算すると、70958、24961、26688 および 30612 m³ であった。一般的に水稻栽培では、全生育

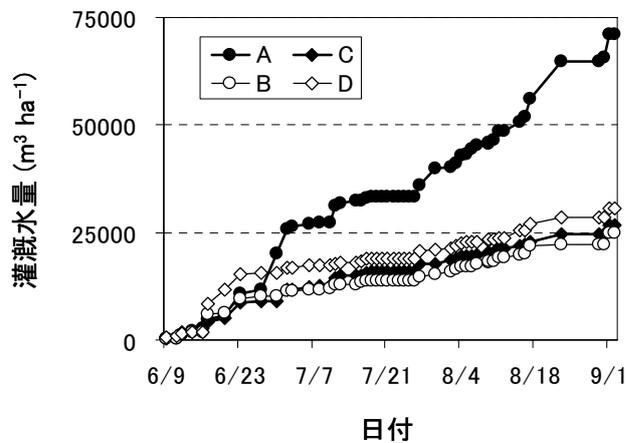


図 3.2 A~D プロットにおける積算灌漑水量

期間で、1 ha 当たり 22000~33000 m³ 程度の用水の確保が必要とされる（作物学辞典より算出）。この量と比較すると、A 区は 2~3 倍近く多く、B、C および D 区における灌漑水量は一般的な灌漑水量であったことがわかる。

FM 本町での測定結果より、栽培期間における降水量は 668 mm であった。蒸発散量は 4 mm day⁻¹ と見積もられ、同 FM 本町内で 2002 年、2003 年に測定された値 2~17 mm day⁻¹ (Khin et al.) よりやや低いものの、同 FM 本町内でライシメーターにおいて測定された値 4 mm day⁻¹ (Nguyen et al. 2003) とよく一致した結果となった。地下浸透量は A および B 区は 5 箇所の平均値、C および D 区は 2 箇所の平均値とした。場所によるばらつきが大きかったが、A で 9.1 mm day⁻¹ と最も高く、B、C および D でそれぞれ 4.9、4.6 および 3.8 mm day⁻¹ と徐々に浸透が悪くなっている傾向があった。同方法で 2002 年度に行った Hoang らの測定結果では、平均で 11 mm day⁻¹、中央値で 5 mm day⁻¹、最高で 242 mm day⁻¹ という値であった。場所によってかなり差があり、特に水田の隅の部分で高い値を示していた。中央値の 5 mm は本研究での測定値にかなり近い値を示している。

表面流出水量は水収支式より、灌漑水量と降水量から、蒸発散量と地下浸透量を差し引いた量とした。計算上多量な値を示したが、実際には水尻からの流失はあまり観察されなかった。試験初期に堰以外での排水が多かったのに加え、横浸透の影響があると考えられる。以上の結果より推定された、各区

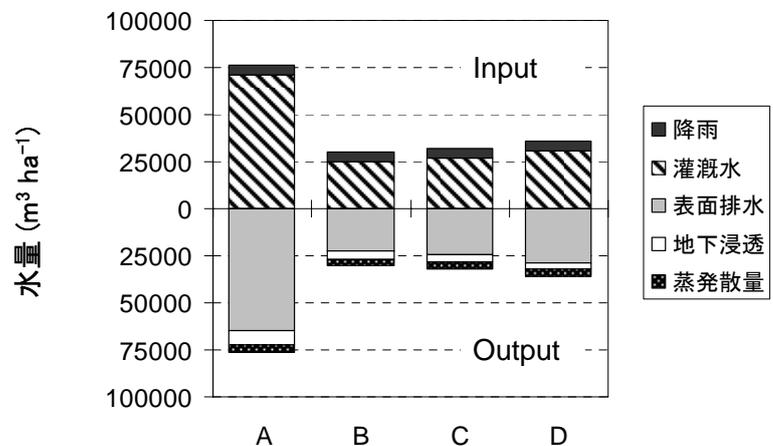


図 3.3 A~D プロットにおける水収支

画の水収支を図 3.3 に示す。灌漑水量の多かった A で流入量が $76118 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ と他のプロット (30121~35772 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) の約 2 倍となった。地下浸透水量も A プロットが $7740 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ で、B ~D プロット ($3440\sim 4300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) の 2 倍近い値であったが、表面排水による損失が最も大きいと見積もられた。堰以外に横浸透による損失の可能性が指摘された。

3.3.2 流入・流出水の窒素濃度の水位

灌漑水中窒素濃度の時期による変動は少なかった。灌漑水において $\text{NO}_3^- \text{-N}$ と $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ をあわせた無機態窒素濃度のうち、99.0~99.9%が $\text{NO}_3^- \text{-N}$ であり、その濃度は $3.9\sim 6.6 \text{ mg N L}^{-1}$ で、平均は $5.7\pm 0.7 \text{ mg N L}^{-1}$ であった。無機態窒素濃度と、灌漑水量から A、B、C および D プロットへの窒素流入量は、それぞれ、382、145、154 および 184 kg N ha^{-1} となった。

A および B プロットで採取した、灌漑水、田面水、表面排水水の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 濃度の経時変化を図 3.4 に示す。A、B 区それぞれ、水口で 5.5 ± 0.86 、 $5.6\pm 0.9 \text{ mg N L}^{-1}$ であり、水尻で 1.5 ± 1.1 、 $0.2\pm 0.4 \text{ mg N L}^{-1}$ に減少した。除去率を流入 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 量に対する流出 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 量の割合として求めた結果、それぞれ 72.7、93.9%であった。B プロットの方が A プロットより高い除去率を示した。また、水田内

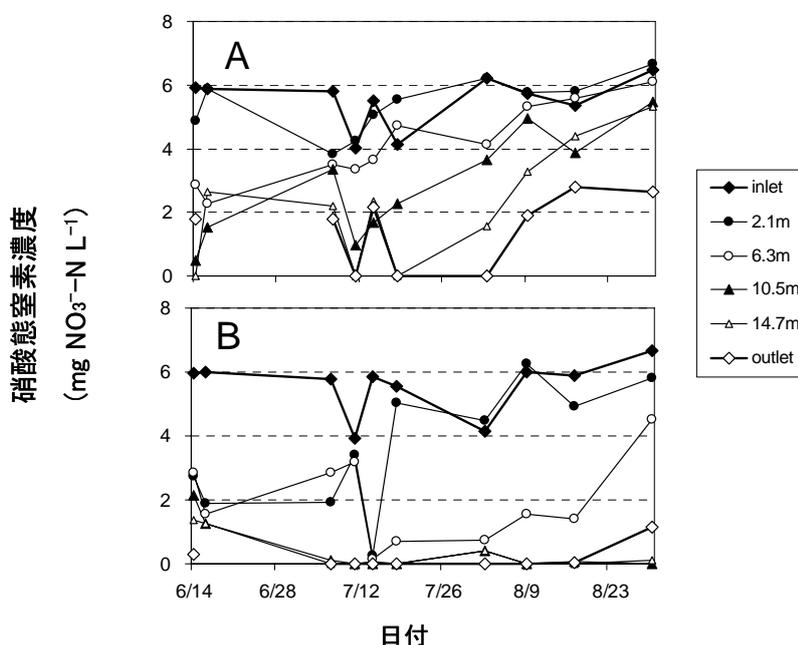


図 3.4 A~D プロットにおける水収支

では水口からの距離の増加とともに、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 濃度は低下する傾向がみられた。

田面水内の A プロットの方が B プロットより除去率が低かったのは、灌漑水量が B プロットより 3 倍近く多く、流入速度および $\text{NO}_3^- \text{-N}$ の水田内での滞留時間が短くなってしまったためであると考えられる。それに加えて、後半は A プロットにおいてサンプリング日が KNO_3 を添加していた日であることが多く、それに伴ってそのときの灌漑流入量が一時的に多くなり、多量な $\text{NO}_3^- \text{-N}$ の流入に対して十分な時間が経過していなかったためと考えられる。それを示す結果として、灌漑水よりも田面水の地点 1 の濃度の方が高くなっている。添加した $\text{NO}_3^- \text{-N}$ の影響であると思われる。

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ が初期で濃度が高かったのは、土壌無機化窒素された $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ が存在していたと考えられる。そのため 6 月 14 日までの田面水内には、多量の $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ を含んでいたことが示唆された。さらに灌漑水を流入させたことによって、希釈がおこり、水口に近いほど濃度は低かったとも考えられる。そして、時間の経過とともに、ごく微量しか存在しなくなったのは、

徐々に無機化速度は遅くなり、逆に稲の成長が進み、無機化された $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は稲に吸収されて田面水その中にほとんど $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は残っていないなくなったのではないかと考えられた。

深さ 10cm と 25cm 土壌溶液の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の区画平均濃度を図 3.5 に示す。各区深さ 10 cm と 25 cm 両方で水口からの距離で濃度差に特に傾向が見られなかった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は 10 cm でほとんど検出されず、作土層以下の 25 cm では低濃度であったが検出された。特に試験初期の 6 月で高く、7 月以降は低下していた。A 区ではその後の濃度はほぼ一定な濃度を示し、さらに B 区では深さ 10 cm と同程度にまで減少していた。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は逆に 10 cm で多く、25 cm ではほとんど検出限界以下であった。

表層 10cm 付近では、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は脱窒によって N_2 ガスに、あるいは硝化の逆反応で $\text{NH}_4^+\text{-N}$ に変化したと考えられる。しかし、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は時間とともに減少していることから、表層 10 cm における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は土壌から無機化された $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が優勢であり、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ からの反応はほとんどないと考えられる。深さ 25 cm での $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は 10 cm よりは高かったが、時間とともに濃度は減少した。これは、初期は完全な還元状態ではなく、土壌由来の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の硝化産物が存在していたと考えられる。そして、時間とともに下層まで還元状態となり、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は脱窒された。試験初期において 8cm 付近では酸化還元電位は還元状態であることを示す 200 mv を下回っており、すでに十分な還元状態であったことが示唆される。よって、10 cm でも還元状態にあり、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は還元されたと判断できる。土壌溶液の 25 cm における窒素濃度は、作土層以下であるので、地下浸透量の算出す時に用いるとする。

水田内の窒素はそのほとんどが $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の形態をとっており、土壌や田面水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ はすばやく溶存酸素を含む田面水内や表層約 1 cm の酸化層と呼ばれる部分で起こっている硝化反応で $\text{NO}_3^-\text{-N}$ に形態を変化させたか、稲によって吸収されたと考えられる。稲は $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ではなく、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を選択的に吸収して、成長するとされている。水田の入り口出口の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の濃度で判断すると、水田を通して、地下浸透を考慮しても 70~90 %が浄化された。この浄化能はそのほとんどが脱窒のためであると考えられ、水田の浄化能力の高さはこれらの結果より確かめられた。さらに、灌漑水の流入速度とそれに伴う滞留時間によってその能力の効果に影響を及ぼした。したがって、適切な灌漑水管理を行うことで、より効果的に除去させることができる可能性がある。

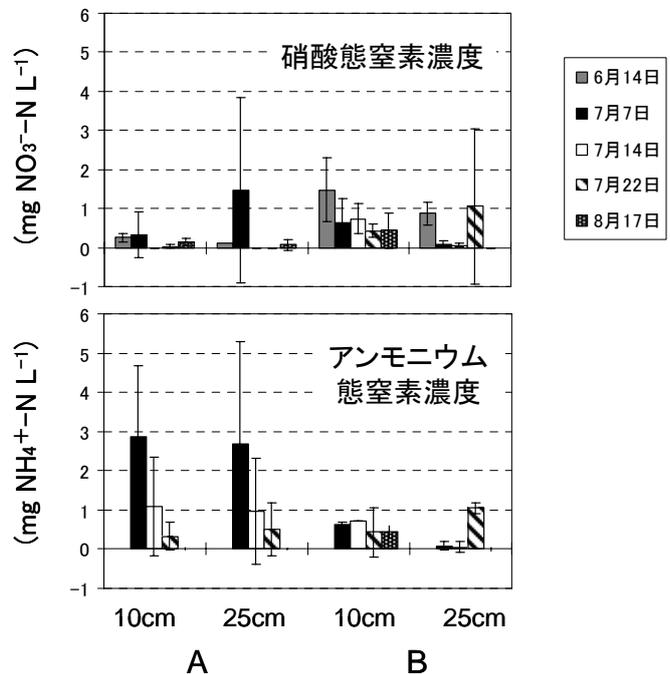


図 3.5 土壌溶液中の 10cm , 25cm の深度における硝酸態窒素濃度とアンモニウム態窒素濃度
棒グラフは 4 地点の平均値、エラーバーは標準偏差。

3.3.3 窒素収支

玄米、籾殻、稲ワラ、根をあわせた植物体の窒素吸収量を表 3.1 に示す。各区画の窒素吸収量は 95–105 kg N ha⁻¹ であった。玄米収量（水分含量 14% に換算した重量）では 1 ha 当たり、8000 kg を超えていた。水田における稲による窒素吸収量は A~D 区でそれぞれ 95、100、104 および 105 kg N ha⁻¹ と見積もられた。水稻に吸収される窒素のうち、3分の2 を玄米が占めていた。玄米の窒素含有率は、1.4% と標準的な値であり、かつ A、B 区で差が見られなかったため、灌漑水量の差とは関係なかったのではないかと考えられた。

本圃場の仮比重は、深さ 10cm で 1.01±0.07 g cm⁻³ であった。培養 2 週 (210°C) と 13 週 (1335°C) 間の NH₄⁺-N の増加量 (y) は有効積算温度 (x) により、 $y=0.0035x+5.9607$ (R² = 0.9672) と回帰された。気象データから算出した圃場における 6 月 1 日から 9 月 19 日までの積算温度は 1118.5 °C であり、上記の式より B3 圃場の土壌の無機化ポテンシャルは 10.03 mg N 100g⁻¹ dried soil、作土である 0–15 cm まででは、149.6 kg N ha⁻¹ と見積もられた。

水田内における脱窒は以下のように求めることができる。

$$\text{脱窒} = \text{灌漑水} + \text{降水} + \text{生物的窒素固定} + \text{土壌の無機化} \\ - (\text{表面排水} + \text{地下浸透水} + \text{イネによる吸収})$$

表 3.2 において、インプットとアウトプットを差し引くと、A 区で 189、B 区で 45 kg N ha⁻¹ の差が生じた。A 区における脱窒量は 189 kg N ha⁻¹ + 生物的窒素固定 + 土壌の無機化、B 区で 45 kg N ha⁻¹ + 生物的窒素固定 + 土壌の無機化と見積もられることとなる。生物的窒素固定を 30 kg N ha⁻¹ (吉田 1981)、土壌の無機化ポテンシャルを 149.6 kg N ha⁻¹ とすると、最大の脱窒量はそれぞれ 368.6 および 224.6 kg N ha⁻¹ となった。

3.4 結論

B 区がより効率的に、NO₃⁻-N を除去できるが、栽培期間中の脱窒量を比較すると、結果的に

表 3.1 A~D プロットにおけるイネの窒素吸収量

	玄米	籾殻	稲わら	地上部
A	63.2	5.5	26.3	95.0
B	64.2	4.5	30.8	99.5
C	66.7	4.9	32.1	103.7
D	67.3	5.4	32.4	105.1
Ave	65.4	5.1	30.4	100.8

※ 持ち出される地上部のみ

表 3.2 A~D プロットにおけるイネの窒素吸収量

	A	B	
インプット	灌漑水	382	145
	降雨	11	11
	計	393	156
アウトプット	表面排水	97	5
	地下浸透	5	2
	イネによる吸収	95	100
	計	197	106
インプット-アウトプット	196	49	

A区の方がB区より浄化能が高いといえる。この結果は水量に制限がないのであれば、より多くの地下水を投入し、浄化させることができることを示唆している。また、これだけの高濃度の NO_3^- -Nを含む地下水の流入量が2倍以上多かったA区と他の区を比べ、収量や玄米中の窒素含量に差がないことから、脱窒により失われるため、米の品質には影響しない可能性もある。しかし、 NO_3^- -Nの水田内での滞留時間を十分にとることで、入れた灌漑水量に対する浄化量を増加させることもできるのである。圃場によって大きく異なると考えられる地下浸透や窒素無機化ポテンシャル、各圃場の特徴をした上で水管理を行えば、より効率よく、そして多くの NO_3^- -Nが除去可能である。

3.5 引用文献

- 新良力也・渥美和彦・宮地直道 2005：静岡県牧ノ原台地の茶園地帯における硝酸性窒素の流出量と水田による除去可能性。日本土壤肥料学雑誌 76(6)．901-904
- Ichino K. and Kasuya M. 1998. Nitrogen removal in paddy fields: An option for water quality improvement in rivers. *Ecological Engineering* 10 (2), 159-164
- 環境庁 1971：人の健康の保護に関する環境基準。 <http://www.env.go.jp/kijun/mizu.html>
- 環境省環境管理局水環境部 2004:平成15年度地下水質測定結果:http://www.env.go.jp/water/chikasui/hokoku_h15/index.html
- Khin M. K., Toyota K., Okazaki M., Motobayashi T. and Tanaka H. : Nitrogen balance in a paddy field planted with whole crop rice (*Oryza sativa* cv. Kusahonami) during two rice-growing seasons. *Biology and Fertility of Soils* (in press)
- Nguyen M. H. ¥, Komany S. Vu S.H. and Watanabe H. 2003: Pesticide fate and Transport Monitoring in Paddy Field under two different water management scenarios. In Proceedings of the 4th international symposium for Environmental Issues in Korea and Japan, Management of River Environment and Material Cycle in Paddy Field Biotope, Ed. Kato M. and Oh J.-M., 73-80
- Ogawa Y. and Sasaki H. 1985, Effects of Nitrate Enrichment of Irrigation Water Balance in Paddy Field. *Jpn. Journal of Soil Science Plant Nutrition*, 56, 1-9
- 杉原進 1990：Ⅱ 土壤窒素の無機化予測と温度：水田土壤の窒素無機化と施肥、日本土壤肥料学会編。博友社。東京。35-61
- 田淵俊雄 1998：水田除去機能付き窒素流出モデルー農業集水域の窒素流出解析に関する研究 (1)ー。土壤の物理性 78. 11-18
- 吉田重方 1981：共生的窒素固定の意義。土の微生物 (土壤微生物研究会 ed)、博友社、東京。305-310

4. 2006 年における FM 本町水田 B3 圃場における

全窒素収支

(岩本淳・木村園子ドロテア・岡崎正規・本林隆)

4.1 緒言

N 収支とは N の収入と支出のバランスであり、収入と支出は等しいと考えられる。収入と支出の要因はさまざまあるが、どの要因をもって収支とするかは研究者によって大きく異なっている。高村ら (1976) は収入として肥料、灌漑および降雨、支出として表面排出と浸透 (溶脱) を測定しており、小川・酒井 (1997) は支出の項目に水稻による吸収を加えた。さらに、土壌の無機態 N および可給態 N 含量、土壌 N の無機化量を測定・考察した例 (糟屋・小竹、1997)、アンモニア揮散や窒素固定、脱窒を測定した例 (Kyaw et al., 2005) もある。また、Cho et al. (2000) は N 収支に関わる項目をインプットシステム、インナーシステムおよびアウトプットシステムの 3 つに区分した。インプットシステムには化学肥料、稲わらの施用、降雨および灌漑、インナーシステムには窒素固定および土壌への蓄積、アウトプットシステムにはアンモニア揮散、脱窒、浸透、水稻の吸収、表面排水が含まれるとした。本章では、2006/6/10 から 9/15 の間、インプットシステムとして灌漑および沈着、インナーシステムとして土壌 N の無機化量および土壌の窒素含量の変化、アウトプットシステムとして地下浸透、表面排水および水稻による吸収を測定し、各項目を水の移動に伴うものと水の移動に伴わないものに分けて記述した。

【水の移動に伴う N の出入】

水稻は一般に湛水条件で栽培される作物であり、全生育期間でおよそ 22000-33000 mm と多量の水を必要とする (寺島、2002)。灌漑水中の N 濃度が高い場合は表面流下および浸透に伴い N は減少することが知られているが、一方で灌漑水に由来する過剰な N の流入は、過繁茂に伴う倒伏、登熟不良、病虫害多発および米質低下を招く恐れがある。

【土壌窒素の無機化】

水田土壌の N 供給力は土壌生産力の重要な構成要素であり、水田における水稻への N 天然供給の大部分は栽培期間にされたものである (吉野・出井、1977)。水稻吸収 N の約 60-70% は当年施肥された N 以外の土壌 N に由来することが明らかになっている (小山、1975)。土壌 Org-N (直接的には $\text{NH}_4\text{-N}$) の無機化とは、土壌中の窒素を含む有機物が、土壌中の微生物によって無機態 N に変化することである。日本における水田土壌の N 含量はおよそ 1-4 g kg^{-1} 程度であるが、大部分は分解されにくい形態をとっていると考えられる (犬伏、1990)。土壌を酸加水分解して科学形態別 N に分画すると、土壌 N の約 40-50% はタンパク態 N、約 5-15% はアミノ糖態 N、約 20% は酸不溶性 N、残りは未同定態 N となる (Kai et al., 1973)。

このうち、タンパク態 N (大部分は高分子ペプチドの形をとっていると考えられる) と未同定態 N (核酸 N が含まれると推定される) の相当部分が無機化に寄与している (Kai et al., 1973)。しかし、植物遺体や各種有機物資材と異なり、土壌では無機化の直接的給源が複雑で未解明な部分が多い。また、栽培期間における土壌 N の無機化量は土壌の種類、地域、作季の気象条件によって異なることが知られている。

【水稲の窒素吸収】

水稲が吸収する N の形態は主に $\text{NH}_4\text{-N}$ であるが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ も吸収される。既に述べたように水稲吸収 N の約 60-70% は土壌 N に由来する (小山, 1975) が、生育後期には $\text{NO}_3\text{-N}$ が吸収利用される (小菅, 1972)。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の高い灌漑水の灌漑を行うと生育後期に多量の $\text{NO}_3\text{-N}$ が水稲に吸収され (小川・酒井, 1985)、ライシメータ試験では全生育期間において灌漑水に含まれる $\text{NO}_3\text{-N}$ の約 25% が水稲に利用された (上菌, 2003) と報告されている。一方、過剰な N の供給は倒伏 (小川・酒井, 1985) および食味の低下を招くことも知られている。

【土壌中の窒素含量の変化】

日本における水田土壌の N 含量はおよそ $1\text{-}4\text{ g kg}^{-1}$ 程度である (犬伏, 1990)。土壌の仮比重を 1 g cm^{-3} 、作土を表層 15 cm と仮定すると、土壌中の N 量は $1430\text{-}5400\text{ kg ha}^{-1}$ と見積もられ、土壌は非常に大きな N プールであるといえる。6-1(2) に示したように土壌中の N のほとんどは有機態として存在するため、N 含量は無機化によって減少し有機化によって増加する。

4.2 材料と方法

2006/6/10 から 9/15 の間、インプットシステムとして灌漑および沈着、インナーシステムとして土壌 N の無機化量および土壌の窒素含量の変化、アウトプットシステムとして溶脱、表面排水および水稲による吸収を測定した。

4.2.1 水の移動に伴う TN の出入

(1) 測定および試料の採取方法

A および B 区において、水の移動に伴う流入として灌漑水および沈着、流出として地下浸透および表面排水の濃度を測定し、それぞれの水の TN 濃度に第 4 章で求めた期間ごとの各水量を乗じて水の移動に伴う TN の出入りを算出した。各水試料の採取日程および採取地点をそれぞれ表 4.1、図 4.1 に示す。6/16 から 9/15 まで全部で 13 回、ほぼ一週間に一度試料を採取したが、原則として灌漑終了直後に採水し、6/29、7/21、8/3 および 8/24 は灌漑の約 24 時間後に試料を採取した。灌漑水は水を灌漑する PCV パイプから直接ポリビンに採取した。表面排水は三角堰から排水のあるときは排水している水を、排水のないときは三

角堰内の水をポリビンに採取した（図 4.2）。大気からの沈着には乾性沈着と湿性沈着の両方を捕捉できるバルクサンプラーを用い、5/26 に設置した。バルクサンプラーは図 4.3 のように直径 176 mm のポリエチレン製漏斗の下に 10L ポリタンクを接続したものである。タンク内にゴミや虫が入らないように接続部分にごみとりネットを取り付け、タンク内で藻類が繁殖しないよう黒い袋でタンクを覆った（図 4.4）。バルクサンプラー内に溜まった水を振とうし、約 100 ml をポリビンに採取した。

溶脱は土壌の深さ 30 cm 以下への浸透とし、テンションライシメータ法で深さ 30 cm の土壌溶液を採取した。テンションライシメータ法による土壌溶液の採取に用いた土壌溶液採取装置を図 4.5 に示す。この装置は PCV パイプ（内径 16mm、長さ約 55 cm）の先に素焼きのポーラスカップ（内径 18mm、長さ約 80 mm）を接着剤で取り付けたものであった。先端がポーラスカップに達するようにパイプ内にテフロンチューブ（2.5 mm×1.5 mm）を挿入し、さらにパイプ上端においてユニストッパー（NO. 3）を通して固定した。このように内部で減圧状態ができるようにし、パイプから出たテフロンチューブの端にプラスチック三方コック（ニプロ三方活栓）を取り付けた。この装置を、ポーラスカップの中央が深さ 30 cm になるよう、図 4.1 の A および B 区の地点 1-5 に 6/14 に設置した（図 4.6）。試料の採取時に三方コックの一方に 50 ml のプラスチックシリンジ（TERUMO または NIPRO）の先を取り付け、ピストンを引っ張り減圧することにより土壌溶液を吸引した。土壌溶液の吸引速度が遅いときは、ピストンを引いた状態でピストンの取っ手とシリンジの間に木の棒をはめて減圧状態を保ちながら土壌溶液を採取した。シリンジに溜まった土壌溶液はポリビンに移した。

（2） 試料の分析項目と方法

採取した試料は冷凍保存し、分析直前に解凍後 TN 濃度の分析に供試した。その後、0.45 μ m メンブランフィルター（ADVANTEC）でろ過し、他の測定を行った。

【全窒素 (TN)】

TN とは、水中に含まれる $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ および有機態 N (Org-N) の総量をいう。TN 濃度の測定にはアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外線吸光光度法（長田、2003）を用いた。本法は、全ての窒素化合物をアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウムによりオートクレーブ中で酸化分解して $\text{NO}_3\text{-N}$ としたのち、この溶液の pH を 2-3 に調整し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ による波長 220nm での吸光度を測定して TN 濃度を求める方法である。アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外線吸光光度法の測定手順を以下に示す。

① 試薬

- ・水酸化ナトリウム・ペルオキシ二硫酸カリウム溶液：1L ビーカー内で蒸留純水（純水）750 ml に水酸化ナトリウム (NaOH) 4.5g をとかけたのち、ペルオキシ二硫酸カリウム ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) 20.274g を溶かし、1L にメスアップした。
- ・pH 調整液：塩酸 (HCl) (1+16)、HCl (1+500)

・標準溶液：硝酸カリウム(KNO₃)を 105℃24 時間以上乾燥し、7.22g を純水に溶かして 1 L にメスアップした。この 1000mg N L⁻¹の原液を希釈して 0.2、0.4、0.8、1.6 mg N L⁻¹ とし、検量線を作成した。

②操作

分解ビンに未ろ過の試料を 5 ml (オートピペッター、ULTIMATE 5000) 採取し、灌漑水、降水および表面排水はさらに純水 15 ml (25ml メスシリンダー) を加えて 4 倍に希釈した。またブランクとして純水 20 ml を分解ビンに取った。水酸化ナトリウム・ペルオキシ二硫酸カリウム溶液を希釈しない試料には 2.5 ml (マイクロピペッター、Nichipet EX、NICHIRYO)、希釈した試料およびブランクには 10 ml (10 ml メスシリンダー) 加え、直ちに密栓して混合した。次に、ふたを少し緩めた分解ビンをオートクレーブで 121℃30 分加熱し、放冷後に上澄み 5 ml を試験管に採取した。標準溶液も同様に 5 ml 試験管に取り、試料およびブランクには HCl (1+16)、標準溶液には HCl (1+500) を 1 ml 加えて攪拌した。この液の波長 220nm における吸光度を吸光光度計 (BioSpec-1600、SIMADZU) により測定した。

③TN 濃度の計算

TN 濃度は次式から求めた。

$$\text{TN 濃度 (mg N L}^{-1}\text{)} = \text{検量線から求めた濃度} \times 1.5 \times \text{希釈倍率}$$

1.5 は水酸化ナトリウム・ペルオキシ二硫酸カリウム溶液による試料の希釈を補正するためのものである。

【溶存全窒素(TDN)】

TDN 濃度は燃焼酸化—化学発光法 (TOC-V CSH+TNM-1、SHIMADZU) を用いて測定した。

①試薬

・標準溶液：硝酸カリウム(KNO₃)を 105℃24 時間以上乾燥し、7.22g を純水に溶かして 1 L にメスアップした。この 1000mg N L⁻¹の原液を希釈して 2、4、6、8、16 mg N L⁻¹ とし、検量線を作成した。

②操作

試料を 0.45 μm メンブランフィルター (ADVANTEC) でろ過した試料を専用のバイアルに取り、オートサンプラーにセットした。各バイアルにつき三連で測定を行い、三連の測定結果の標準偏差が 0.1mg N L⁻¹ 以上または変動係数が 2.0% 以上の場合は四回測定した。測定条件は次の通りである。

燃焼管温度：720℃

キャリアガス：純空気 (G3)、200kPa

サンプル注入量：60 μL

【硝酸態窒素(NO₃-N)】

2-2 と同様に NO₃-N 濃度を測定した。

【アンモニウム態窒素(NH₄-N)】

2-2 と同様に NH₄-N 濃度を測定した。

【Org-N】

Org-N の濃度は TN 濃度から NO₃-N 濃度および NH₄-N 濃度を差し引いて算出した。ただし、差がマイナスの場合は濃度 0 mg N L⁻¹ として計算した。

【懸濁態窒素（懸濁態 N）】

懸濁態 N は TN 濃度から TDN 濃度を差し引いて算出した。すなわち、ここでいう懸濁態とは 0.45 μm 以上の画分に存在する N を意味する。ただし、差がマイナスの場合は濃度 0 として mg N L⁻¹ 計算した。

【見かけの浄化率】

表面流去および土層浸透により N が浄化された割合を見かけの浄化率 (%) とし、次式から求めた。

$$\text{浄化率 (\%)} = \frac{\text{灌漑水の TN 濃度} - \text{排水または浸透水の TN 濃度}}{\text{灌漑水の TN 濃度}} \times 100$$

4.2.2 水の移動に伴わない N の出入

【土壌窒素の無機化】

①測定方法

窒素の無機化量の測定には有効積算温度法（吉野・出井、1977；小川、2003；犬伏・安西、2005）を用いた。有効積算温度法とは水稻の生育期間中の水田における土壌窒素無機化の推移を室内湛水培養実験から予測する方法である。水田から採取した湿潤土を湛水培養すると、生成される NH₄-N は培養温度が高いほど多く、培養日数に対応して増加する。特に、培養時の窒素無機化量が 15℃以上の温度増加割合とほぼ比例することから、地温から 15℃を差し引き稲作期間中の日数で積算すると以下の関係(6-1)が見出される。

$$N = k[(T - 15) \cdot D]^n \quad (6-1)$$

ただし、k は土壌ごとに異なる定数、T は地温、D は日数、n は無機化パターンを示す次数である。

②使用器具

移植ごて

コアサンプラー

ハンマー

2mm ふるい

試験管（内径約 2cm、高さ約 10cm）

ガラス棒

ゴム栓

往復振とう機（RECIPRO SHAKER SR-II、TAIYO）

プラスチックロート

ろ紙 NO.5 C（ADVANTEC）

吸光光度計

自記温度計（TR-51A、T and D）

③供試土壌

湛水直前の 5 月 30 日に A および B 区の地点 1-5 の土壌 0-15 cm を移植ごとで採取し（図 4.7）、区画ごとに混合した。採取した土壌をなるべく乾かさないように 2 mm の網篩を通したものを培養に供試した。

④湛水培養

試験管の重さを量り、所要量（試験管の大きさに応じて 15-19 g、土が落ち着いた後の土層の厚さが約 60 mm になるよう）の生土の 8 割ほどを詰めて秤量し、蒸留純水を加えてガラス棒で土層内の空気を完全に追い出した。次に残りの土壌を加えて再び秤量し、ガラス棒で空気を抜き、蒸留純水を加えて湛水状態にしてゴム栓で密栓した（図 4.8）。密栓する際、試験管内の空気が外に抜けるようにゴム栓に針を刺して栓をした。これを 30°C の恒温室で 0、2、4、6、8、13 週間（積算温度で 0、210、420、630、840、1335°C・日）培養した。それぞれの培養期間に対して A および B 区の土壌をそれぞれ 3 反復で培養を行った。

⑤アンモニア態窒素の抽出および定量

$\text{NH}_4\text{-N}$ の抽出は 2 mol L^{-1} 塩化カリウム (KCl) で行った。そのため、まず栓をはずして培養の終了した試験管全体の重さを量る。次に、試験管内の土と水を 4 mol L^{-1} KCl 液の一部を用いて 250 ml ポリビンに全て洗いこみ、乾土 10 に対して 2 mol L^{-1} KCl 液として重量比で 80 になるように 4 mol L^{-1} KCl 液および蒸留純水を加えた。これを往復振とう機で 30 分間振とうし、静置後ろ紙 NO.5 C でろ過して $\text{NH}_4\text{-N}$ 定量用の試料液とした。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の定量はインドフェノール青吸光光度法（都築、2001）で行った。抽出試料と同じ条件にするため、標準溶液の希釈は 2 mol L^{-1} KCl 液で行った。

⑥土壌窒素無機化量の算出

土壌窒素無機化量の算出に用いる土壌の仮比重を求めるため、試料の採取日と同日、A および B 区の地点 1、3 および 5（図 4.7）の 6 ヶ所で土壌コアをコアサンプラーで採取した。また、水稻栽培後の 9 月 25 日に再び土壌 0-15 cm を地点 A3、B3、C3、D3、B4 の 5 ヶ所をコアサンプラーで採取し、仮比重を測定した。また、地点 A3 および B3 の土壌深さ 7.5 cm に自記温度計のセンサーを挿入し、圃場の有効積算温度を測定した。

【土壌中の窒素含量の変化】

① 試料の採取および調整

水稻栽培前後の A および B 区の土壌を採取した。栽培前は、湛水直前の 5 月 30 日に A および B 区の地点 1-5 の土壌 0-15 cm を移植ごてで採取し、区画ごとに混合した (図 4.7)。栽培後は水稻の採取と同日の 2006 年 9 月 25 日、A および B 区の地点 1-5 の土壌 0-15 cm を地点ごとに移植ごてで採取した (図 4.7)。採取した土壌は風乾後、0.45 mm で篩い、根や砂礫を取り除いたものを測定に供試した。

② 全窒素含量の測定

土壌の全 NC 含量は自動元素分析計 (Series II CHNS/O Analyzer 2400、Perkin Elmer) により分析した。秤 (AD6 Autobalance Controller、Perkin Elmer) を用いて 9-15 mg を秤量し、スズカップに入れてつぶしたものをオートサンプラーにセットして測定を行った。標準試料にはシスチン ($C_6H_{12}N_2O_4S_2$) を用いた。

【水稻による吸収】

① 試料の採取および調整

水稻の採取は、出穂から約 45 日後の 2006 年 9 月 25 日に全区画の地点 1-5 で水稻を採取した (図 4.7)。地上部は各地点 4 条 5 株 20 株ずつを鎌で地際から刈り取り、10 株ずつビニールテープで束ねた。各地点、20 株のうち 10 株は水稻による窒素吸収、残り 10 株は精玄米収量の算出に用いた。根は各地点 1 株ずつスコップを用いて採取した。地上部は FM 本町のビニールハウス内で約 2 週間風乾した (図 4.9) 後、10 株ずつ脱穀 (木屋式脱芒脱穀キ、木屋製作所) で地上部を籾とわらに、さらにもみすりをして籾を玄米と籾殻に分別した。籾すりして採取した各地点 20 株分の玄米のうち 10 株はそのまま全窒素分析用に保存し、残り 10 株は短径 1.8mm で篩い精玄米とくず米に分別した。根は付着した土壌を水道水で洗ってできる限り取り除いた。

各部位の分別採取後、水稻による窒素吸収算出用の各地点 10 株分の玄米、籾殻、わらの重量を測定した。秤量した玄米、籾殻およびわらの一部は紙袋に入れて通風乾燥機 (FC-612, ADVANTEC) を用いて 80°C で 72 時間乾燥し、さらにその一部をアルミカップに入れて乾燥機 (FS-405, ADVANTEC) 内において 105°C で 4 時間乾燥した。それぞれの乾燥前後の重量変化から含水率を求め、80°C で乾燥する前の収量に乗じることによって、乾燥重 (80°C 乾燥後) および絶乾重 (105°C 乾燥後) を算出した。根は乾燥重および絶乾重のみを測定した。80°C で乾燥した玄米、籾殻、わらおよび根を粉碎ジャーの半分ほどの高さまで詰め、ボールミル (Mixer Mill Type MM 301, Retsch) で約 5 分振とうして粉碎した。ジャー内のサンプルを換える際は、スポンジで洗い、水および蒸留純水ですすいだ後、キムタオルでジャー内の水分を拭き取った。

② 全窒素含量の測定

粉碎した A および B 区の玄米、籾殻、わらおよび根の全窒素含量は自動元素分析計 (Series II CHNS/O Analyzer 2400, Perkin Elmer) により分析した。秤 (AD6 Autobalance Controller、Perkin Elmer) を用いて、玄米は 2-3mg、籾殻は 2-3 mg、わら 3-6 mg、根は 3.5-5.0 mg を秤量し、スズカップに入れてつぶしたものをオートサンプラーにセットして測定を行った。標準試料にはシスチン ($C_6H_{12}N_2O_4S_2$) を用いた。

③ 水稻による窒素吸収量の算出

玄米、籾殻、わらおよび根の収量を株数で除し、玄米、籾殻、わらおよび根の 1 株当たりの乾燥重および絶乾重を算出した。本試験地の植栽間隔は 20 cm × 35 cm ゆえ、植栽密度は 142857 株 ha⁻¹ であった。したがって、植栽密度と各部位の 1 株当たりの絶乾重を乗じて単位面積当たりの各部位の絶乾重を求め、さらに単位面積当たりの各部位の絶乾重に全窒素含量を乗じることで単位面積当たりの窒素吸収量を算出した。ただし、根は通常刈り取られず圃場に残されるため、根による窒素吸収は窒素の流出量としての水稻による窒素吸収量には含まなかった。

4.3 結果と考察

4.3.1 水の移動に伴う TN の出入

(1) 水の TN および各形態の N 濃度

【灌漑水】

灌漑水中の形態別の N 濃度を図 4.10 に示す。灌漑水の TN および NO₃-N 濃度はそれぞれ 3.86~7.86、3.76~7.46 mg L⁻¹ (平均値: 6.37、5.70 mg L⁻¹) と高い値を示し、NO₃-N は TN の 90.1% を占めた。NH₄-N、DON および懸濁態 N 濃度の平均はそれぞれ 0.06、0.69 および 0.99 mg L⁻¹ と低かった。一般に汚染されていない水の NO₃-N 濃度は通常 3 mg L⁻¹ 以下であり、それ以上の濃度は人間活動の影響を受けていると推測される (Dermont et al., 1992)。栃木県の主要水田地域における水田用灌漑水の TN、NH₄-N および NO₃-N 濃度の中央値 (395 地点) はそれぞれ 2.23、1.71 および 0.01 mg L⁻¹ であった (宮崎ら、2005)。埼玉県における農業用排水路を含めた全体の TN 濃度 (1989-1992 年平均値) は 2.93 mg L⁻¹ (日高、1994)、福岡県における灌漑水の TN 濃度の平均 (46 地点から 232 個の試料) は 2.3 mg L⁻¹ で、5 mg L⁻¹ を超えた試料はわずか 4% であった (水田ら、2001)。したがって、本研究に使用した灌漑水の TN 濃度は高く、これは何らかの人為的な影響によるものと推測された。日高 (1994) は、都市近郊の水田地帯では混住化の進展により生活排水が灌漑水の水質を悪化させていると報告している。

灌漑水に由来する過剰な TN の流入は、過繁茂に伴う倒伏、登熟不良、病虫害多発および米質低下を招くが、その発現の様相は、天候、流入時期、品種、栽植密度、土壌の種類お

よび降下浸透量などによって大幅に変動する（増島、1982）。埼玉県の水稲被害地区 20 ヶ所の平均水質は TN 濃度で 6.0 mg L^{-1} 、ライシメータ試験から算出した許容濃度（灌漑水由来成分が見かけ上、土壌に蓄積しない量）は 3.3 mg L^{-1} であり、TN に占める $\text{NH}_4\text{-N}$ および有機体 N の割合が高いほど水稲および土壌に悪影響が出やすい傾向がある（日高、1994）。本圃場の灌漑水の TN 濃度はこの許容濃度を上回っており水稲および土壌に悪影響を及ぼす可能性があるが、TN のほとんどが $\text{NO}_3\text{-N}$ の形で存在していた。 $\text{NO}_3\text{-N}$ に関しては、一般に水田では $\text{NO}_3\text{-N}$ の利用率が低いことから影響がないと考えられることが多いが、水稲の生育後期に $\text{NO}_3\text{-N}$ もよく吸収されること、水中で有機化された $\text{NO}_3\text{-N}$ が分解して水中へ回帰することから、 $\text{NO}_3\text{-N}$ であれば影響が小さいとは言いきれない（増島、1982）。後述するように、水稲の N 吸収量、土壌中の N 含量および土壌 N の無機化量は標準的な値であったことから、本圃場では N の土壌への集積および水稲への影響は確認されなかった。しかし、2005 年の水稲栽培では無施肥にも関わらず倒伏が発生した（高木、2006）こともあり、気象条件および施肥量によっては水稲が被害を受ける可能性もある。

【沈着】

バルクサンプラーで採取した降水の形態別の N 濃度を図 4.11 に示す。TN 濃度は $0.17\text{--}16.89 \text{ mg L}^{-1}$ 、加重平均は 1.79 mg L^{-1} であり、サンプルの採取時期によって大きな変動がみられた。 $\text{NO}_3\text{-N}$ および $\text{NH}_4\text{-N}$ が TN に占める割合はそれぞれ平均 35% および 17% であった。DON および懸濁態 N も存在し、TN 濃度が高いときにはその 64% および 31% を占めた。バルクサンプラーの漏斗とポリタンクの接続部分に、ゴミや虫がタンク内に入らないようにごみとりネットを取り付けたが、ネットが粗くポリタンクへの虫の混入があったため、降水中の TN 濃度が過大評価された恐れが考えられた。実際、本圃場に近い三鷹と八王子における降水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の和、 $1.35, 0.90 \text{ mg L}^{-1}$ (Narita et al., 2001) と比較して高い濃度であった。しかし、乾性沈着は湿性沈着の約 1/3 に相当すると考えられている（慶應義塾大学理工学部環境化学研究室、2003）ため、本試験のように湿性沈着および乾性沈着の両方を採取できるバルクサンプラーを用いた場合は湿性沈着より高い濃度を示すと思われた。 10 mg L^{-1} を越す高い濃度が検出されたことについては、次のように考えられた。すなわち、濃度が高かった試料はいずれも降水量が少ないときのものであり（図 4.12）、この傾向は小川ら（1979）と一致した。三鷹と八王子では $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の和が最も高い時でそれぞれ $21.4, 8.5 \text{ mg L}^{-1}$ (Narita et al., 2001) と観測されていることから、本研究の TN 濃度は考えられる濃度の範囲内であるといえる。降水の DON 濃度に関する報告は少ないが、Ham（2004）は TDN の 28% は DON であったと報告している。

【排水】

A および B 区における排水の N 濃度を形態別に図 4.13 に示す。排水の TN 濃度は A 区で $0.12\text{--}4.34 \text{ mg L}^{-1}$ （平均 1.48 mg L^{-1} ）、B 区で $0.29\text{--}3.48 \text{ mg L}^{-1}$ （平均 1.15 mg L^{-1} ）であった。TN 濃度は日によって大きく異なったが常に灌漑水の TN 濃度より低く、A 区および B 区における表面流下による見かけの浄化率はそれぞれ $78.9 \pm 21.5\%$ 、 $84.9 \pm 14.4\%$ であった

(図 4. 14)。NO₃-N 濃度は A 区および B 区でそれぞれ 0. 00-3. 55 mg L⁻¹ (平均 1. 10 mg L⁻¹)、0. 00-3. 40 mg L⁻¹ (平均 0. 39 mg L⁻¹) であった。TN に占める NO₃-N の割合は A 区および B 区でそれぞれ 0-100% (平均 : 53. 4%)、0-97. 7% (平均 : 26. 4%) と日によって大きく異なった。Org-N は TN 濃度が低いときにその割合が大きかった (A、B 区の平均は 60%)。高村・田淵 (1977) も無施肥田から排出される N の 70%は有機態であると報告していることから、土壌から Org-N は一定のペースで少しずつ溶脱されていると考えられた。NH₄-N および懸濁態 N の寄与は日によらず小さかった。灌漑水と比較すると、排水は NO₃-N 濃度が低下し、NH₄-N、Org-N および懸濁態 N の濃度が上昇した。

見かけの浄化率が高かったのは、N の主な供給源である灌漑水の TN の 90%を占める NO₃-N は第 7 章に示すように脱窒によって消失したためと考えられた。N 濃度が日によって大きな変動があったのは、日によって灌漑からサンプリングまでの時間および灌漑前の水位が異なるために、土壌との接触時間が違ったことが原因と考えられた。宮崎ら (2005) によると、表面流去による Org-N、NO₃-N および NH₄-N の平衡濃度は 1. 18、0. 20 および 0. 17 mg L⁻¹ である。流入水中濃度などの条件に関わらず浄化できるのは NO₃-N のみで、NH₄-N は土壌の N 無機化能力に規定されるため浄化される境界値は土壌の種類によって異なる。A 区と B 区の Org-N、NO₃-N および NH₄-N 濃度の平均はそれぞれ 0. 61、1. 40 および 0. 74 mg L⁻¹ であり、平衡濃度と比較して Org-N は低く、NO₃-N および NH₄-N 濃度が高かった。これは、一般的な圃場整備された水田は 0. 300 ha (30 m×100 m) であるのに対し、本研究で用いた圃場は 0. 012 ha (12 m×9. 8 m) と小さく水尻の位置ではまだ平衡に達していなかったことが示唆された。

【浸透水】

A および B 区における浸透水の平均 N 濃度を図 4. 15 に示す。浸透水の TN 濃度は A 区で 0. 00-2. 11 mg L⁻¹ (平均 1. 03 mg L⁻¹)、B 区で 0. 02-1. 20 mg L⁻¹ (平均 0. 50 mg L⁻¹) であった。TN 濃度は灌漑水の TN 濃度より低く、A 区および B 区における浸透による見かけの浄化率はそれぞれ 86. 7±8. 2%、93. 5±4. 7% であった (図 4. 16)。NO₃-N 濃度は A 区および B 区でそれぞれ 0. 48-1. 11 mg L⁻¹ (平均 0. 71 mg L⁻¹)、0. 03-0. 47 mg L⁻¹ (平均 0. 25 mg L⁻¹) と大きな変動はなかったが、TN に占める NO₃-N の割合は A 区および B 区でそれぞれ 23. 6-100% (平均 : 70. 9%)、0. 80-100% (平均 : 48. 7%) と日によって大きく異なった。両区の NH₄-N 濃度の平均は 0. 02 mg L⁻¹ (TN に占める割合 : 2%) と非常に低く、Org-N 濃度の平均は 0. 36 mg L⁻¹ (同 : 50%) であった。A 区では地点 A2 および A3 で土壌溶液がほとんど採取できず、他の地点においても分析に足る量の土壌溶液を採取できず測定できなかったため、A 区の平均濃度は採取できた数少ない地点の N 濃度の影響を受けて毎回変動した。

宮崎ら (2005) が報告した土層浸透による Org-N、NO₃-N および NH₄-N の平衡濃度 0. 25、0. 06 および 0. 21 mg L⁻¹ と比較すると、本研究では Org-N は同程度、NO₃-N は高く、NH₄-N は低かった。小川・酒井 (1985) は 5 mg L⁻¹ の NO₃-N を灌漑する区では 0 mg L⁻¹ の NO₃-N を灌漑する区よりも浸透水の NO₃-N 濃度が高いという結果を示しており、本研究では灌漑水の高い NO₃-N 濃度が浸透水の NO₃-N 濃度の上昇を招いた可能性が示唆された。しかし、浸透水

の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は $3.1 \pm 2.5 \text{ mg L}^{-1}$ (Cho et al., 2000) という報告もあることから、浸透水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度はさまざまな条件の違いによる変動が大きく本研究の値が高いとはいえない。

(2) TN の出入

A 区および B 区の水の移動に伴う TN の出入を表 4.2 および表 4.3 に示す。

【灌漑水】

灌漑水の TN 濃度と灌漑水量から、灌漑水に由来する TN のインプットは A 区および B 区でそれぞれ 153.4 、 128.2 kg ha^{-1} と推定された。これまでに報告された水田における灌漑水由来の TN 流入量としては、 30.7 kg ha^{-1} (Cho et al., 2000)、 6.5 kg ha^{-1} (高村ら、1976)、 15.3 kg ha^{-1} (高村ら、1977)、 444 kg ha^{-1} (糟谷・小竹、1997) が挙げられる。糟谷・小竹 (1997) は 33.8 mg L^{-1} と極めて高濃度の $\text{NO}_3\text{-N}$ を含む水を灌漑しており、これを除く文献値と比較して本研究の値は非常に大きいと考えられた。灌漑水量は第 4 章で述べたように標準的な量であったことから、TN 流入量の原因は灌漑水の高い $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度であると考えられた。

【沈着】

降水の TN 濃度と降水量から、沈着による TN のインプット流入量は 11.0 kg ha^{-1} と計算された。この値は、本研究と同じく FM 本町においてパルクサンプラーを用いて推定された、水稻栽培期間 150 日の沈着量 12.5 kg ha^{-1} (Kyaw, 2005) とほぼ一致した。また、乾性沈着を含んでいるかどうか定かではないが、高村ら (1976) は 6 月上旬から 9 月中旬までで 7.3 kg ha^{-1} 、高村ら (1977) は 5 月から 8 月までで 4.5 kg ha^{-1} 、小川・酒井 (1985) は水稻栽培期間で 5 kg ha^{-1} の沈着があったと報告している。

【表面排水】

表面排水の TN 濃度と排水量から推定された表面排水による N のアウトプットは、A 区および B 区でそれぞれ 29.7 、 14.5 kg ha^{-1} であった。表面排水による N 排出量については、 $43\text{--}58 \text{ kg ha}^{-1}$ (高村ら、1977)、 $5\text{--}16 \text{ kg ha}^{-1}$ (高村ら、1976)、 149.2 kg ha^{-1} (一年間) (Cho et al., 2000) という報告がある。

【地下浸透】

浸透水の TN 濃度と浸透量から推定された地下浸透による N 排出量は、A 区および B 区でそれぞれ 6.0 、 3.2 kg ha^{-1} であった。溶脱による排出を求めるに当たっては水田という系をどの深さで捉えるか、排水性が良いかが大きく影響を及ぼすが、高村ら (1977) は $8\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1}$ 、Cho et al. (2000) は 20 kg ha^{-1} (一年間)、糟谷・小竹 (1997) は $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計で 10 kg ha^{-1} と報告している。本研究の値はこれらの報告と同じ程度であった。

4.3.2 水の移動に伴わない TN の出入

(1) 土壌窒素の無機化

A 区および B 区における湛水静置による $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量と有効積算温度の関係を図 4.17 に示した。両区とも培養初期ほど無機化速度が速く、A 区では特に $0\text{--}210\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ の無機化量が非常に大きかった。土壌 N の無機化量の算出に用いる (6-1) 式の中の k および n を以下のように求めた。(6-1) 式の両辺を対数変換すると次の一次式が得られる。

$$\log N = \log k + n \log (T - 15) \cdot D \quad (6-2)$$

(6-2) 式に測定値を代入し、 $\log k$ および n を最小二乗法で求めた。ただし、培養時間 0 週の試料の有効積算温度は $0\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ であるが、(6-2) 式の $(T - 15) \cdot D$ に代入することができない。そのため、相関係数が最も高くなるような有効積算温度を培養時間 0 の試料の有効積算温度として任意に選択した。その結果、A 区および B 区における培養時間 0 の試料の有効積算温度として、それぞれ 0.3 、 $4.6\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ を用いた。算出された k および n を (6-1) に当てはめ、A 区で $N = 0.497 [(T-15) \cdot D]^{0.436}$ 、B 区で $N = 0.125 [(T-15) \cdot D]^{0.627}$ の近似曲線が得られた (図 4.17)。これらの近似曲線の相関は $r = 1.00$ と測定値に非常によく合致した。日本の水田作土 ($n=24$) の n (無機化パターンを示す次数) は最小で 0.53 、最大で 1.30 、大部分の土壌は $0.7\text{--}1.0$ である。 n が小さいほど湛水静置の前期に $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量が多いことを意味しており、幼穂形成期までの有効積算温度が小さい東北や北陸では n が大きく、幼穂形成期までの積算値が大きい暖地では n は小さい (吉野・出井、1977)。したがって、本圃場は湛水静置の前期に無機化される割合が高いという暖地に典型的な無機化パターンであると考えられた。また、土壌の N 供給力は $1050\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ における乾土 100 g あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ mg (K_{1050}) で表され、A 区および B 区の K_{1050} はそれぞれ 10.32 、 $9.80\text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ 乾土であった。日本全国の水田作土 ($n=24$) の K_{1050} は $2.42\text{--}18.08\text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ 乾土 (平均値: $7.68\text{ mg N } 100\text{g}^{-1}$ 乾土) であり (吉野・出井、1977)、本圃場の土壌 N 供給力はやや大きいと考えられた。

圃場における実際の N 無機化量を表 4.4 に示した。6/10~9/15 の A 区および B 区の日平均地温から求めた有効積算温度、 979 および $1011\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ (図 4.18) を近似曲線に当てはめ、A 区および B 区の N 無機化量はそれぞれ 10.0 、 $19.57\text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ 乾土と見積もられた。暖地における田植期からの有効積算温度 (気温) は $890\text{--}1140\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ (平均値: $1050\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$) であり (吉野・出井、1977)、本研究の有効積算温度は平均的であった。湛水を開始した 6/1 から地温の測定を開始した 6/9 までの有効積算温度を府中の気温で近似すると、有効積算温度は $42\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ (気象庁、2006) と 6/10 から 9/15 までの A 区および B 区の有効積算温度 979 および $1011\text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{日}$ と比べて小さいことから、ここでは 6/1 から 6/9 までの無機化量は無視できると考えられた。土壌 $0\text{--}15\text{cm}$ の仮比重は栽培前後にそれぞれ測定したが、栽培前は $72.1 \pm 8.1\text{ g } 100\text{cm}^{-3}$ 、栽培後は $95.1 \pm 4.3\text{ g } 100\text{ cm}^{-3}$ とその値は大きく異なった。この理由として、栽培前は耕起により空気が土壌にすきこまれ一時的に仮比重が小さくなったと考えられた。また、通常仮比重は $100\text{ g } 100\text{cm}^{-3}$ と仮定されることが多いことから、栽培後の仮

比重を採用した。水田作土 15 cm における水稻栽培期間中の土壤 N の無機化量は A 区および B 区でそれぞれ 143、137 kg ha⁻¹ と推測された。土壤 N の無機化量の算定は作土層の厚さ（深山、1990）および仮比重で大きく変わるため比較が難しいが、糟谷・小竹（1997）は反応速度論的に推定した栽培期間中の土壤 N と基肥有機体 N（23 kg ha⁻¹）の合計無機化量を 100-140 kg ha⁻¹（平均値：123 kg ha⁻¹）と報告している。

（2）土壤中の窒素含量の変化

A および B 区の各地点の土壤 0-15cm における CN 含有率および含有量を表 4.5（栽培後）および表 4.6（栽培前）に示す。N 含有率は地点によって若干異なり、その範囲は 3.58-3.97 g kg⁻¹ であった。日本の水田土壤の N 含有率の範囲はおおよそ 1-4 g kg⁻¹（犬伏、1990）、平均は 2.9 g kg⁻¹（Kawaguchi and Kyuma, 1977）である。地点によるばらつきについては、圃場内の N 含有率にかなりの空間依存性があるとした矢内ら（2000）の報告がある。したがって本圃場の N 含有率は標準的であると考えられた。6-3-1 と同様に、栽培前後の両方の土壤中 N 含有量の計算には栽培後の仮比重、95.1±4.3 g 100cm⁻³ を用いた。推定された栽培前および栽培後の土壤 0-15 cm の窒素含量はそれぞれ、A 区で 5481 および 5404 kg N ha⁻¹、B 区で 5433 および 5351 kg ha⁻¹ であった。栽培前後の土壤中の窒素含量を比較すると、A 区および B 区でそれぞれ 77、82 kg ha⁻¹ 減少し（図 4.19）、栽培前の窒素含量に対する変化量の割合は A 区で 1.41%、B 区で 1.51% であった。栽培前は各区画 5 地点の土壤を混合して一つの試料としたため有意差の有無は不明である。Cho et al.（2000）は土壤の窒素含量が減少した原因として水稻による吸収を挙げており、本圃場においても土壤から無機化された N が A 区および B 区でそれぞれ 143、137 kg ha⁻¹ と推測されていることから、その一部が水稻による吸収および脱窒を受けたものと考えられた。

（3）水稻による吸収

【精玄米の収量】

精玄米中の窒素含量は測定していないが、精玄米重量は農産物としての米の収量の指標であり、含水率 15% に換算した重量で表される。B3 圃場全体の精玄米重量は 4232 kg ha⁻¹ と推定された（表 4.7）。全国の平年収量は 5270 kg ha⁻¹ であるが、地域によって収量は大きく異なり、東京都、神奈川県および埼玉県の平年収量は 4000、4770 および 4950 kg ha⁻¹ である（農林水産省、2006）。コシヒカリは他の品種と比べて収量がやや低いいため、本圃場の収量は全国平均と比べて低いものの、東京都という地域性を考慮すれば標準的な収量の範囲内であると考えられた。一方、一般に N 肥料は 6-10 kg N ha⁻¹ 施用される（寺島、2002）のに対して、本圃場では 2005 年および 2006 年合わせて KNO₃ をトレーサーとして 5.50 kg N ha⁻¹ 施用したのみではほぼ N は無施用と考えられ、PK も投入していない。全国都道府県農試の 3 ヶ年の試験成績によると、NPK 無施用の場合の収量は NPK 施用のときの収量のおよそ 70% である（塩入、1943）。この値を用いると、NPK 無施用の場合の平年収量は全国平均、東京都、神奈川県および埼玉県でそれぞれ、3690、2800、3340、3470 kg ha⁻¹ と見積もられる。したがって、NPK 無施肥であることを考慮すれば、本研究では高い収量を得られたと考

えられた。

【窒素含有量】

絶乾重量を部位別に比較すると、玄米とわらが大きく、籾殻と根は小さかった(図 4.20)。N 含有率は、玄米で 1.44% (A および B 区の全地点の平均) と著しく高く、次いで根、わら、籾殻の順になった(図 4.21)。根を除く水稻全体の N 含有量は A 区で 89.3、B 区で 92.9 kg ha⁻¹ であり、そのうちおおよそ玄米は 62%、わらは 33%、籾殻は 5%を占めた(図 4.22)。コシヒカリの最適 N 保有量は収量 5600 kg ha⁻¹ のときに 115±0.5 kg ha⁻¹、コシヒカリの地力窒素(灌漑、土壌および水稻根圏における窒素固定に由来する N) 吸収量は 82 kg ha⁻¹ と見積もられている(深山、1990)。水稻による実際の N 吸収については、愛知県のコシヒカリで 90-110 kg ha⁻¹ (糟谷・小竹、1997)、韓国で 111 kg ha⁻¹ (Cho et al., 2000)、石川県で 88-120 kg ha⁻¹ (梅本・宮川、2002)、コシヒカリの地力窒素(灌漑、土壌および水稻根圏における窒素固定に由来する N) 吸収量が 82 kg ha⁻¹ (深山、1990) という報告がなされている。これらの値と比較して、本圃場的水稻の N 吸収量はやや少ないものの標準的な吸収量の範囲内であったと考えられた。一方、Toriyama (2002) によると無施肥では水稻による N 吸収は 68±16 kg ha⁻¹ (範囲は 29-99 kg N ha⁻¹, n=20) であり、本圃場的水稻の N 吸収量は収量と同様に無施肥にしては大きかった。また、水稻吸収 N の 67.7%は土壌 N に由来する(小山、1975) と仮定すれば、おおよそ 61 kg ha⁻¹ が土壌 N 由来であると考えられた。コシヒカリは他品種と比べて土壌 N 吸収量が大きく(深山、1990)、本圃場では施肥をしていないため、実際には水稻吸収 N のうち土壌 N に由来する割合はさらに高いと予想された。A 区では水口からの距離が近いほど水稻の N 含量が高くなる傾向がみられたが、B 区では同様の傾向はなかった(図 4.23)。糟谷・小竹(1997) および糟谷(1999) は水口付近において他の地点より生育後期に窒素の吸収が盛んになっており、その原因は灌漑水中の NO₃-N の吸収であると考察している。本研究においても、A 区で水口からの距離と水稻の N 含量に関係があった原因として灌漑水中の NO₃-N が水稻に吸収された可能性が考えられるが、これについては 7 章で検証したい。

4.3.3 TN 収支

(1) 測定を行わなかった窒素固定、アンモニア揮散の評価

TN 収支を求める際には、本研究で測定を行わなかった項目についても考慮する必要がある。まず、インプットとして窒素固定の存在が考えられる。水田土壌は長年にわたりその肥沃度を維持しているが、その大きな要因が田面水中や根圏に多く存在するシアノバクテリアや光合成細菌による窒素固定であると考えられている(飯村、1982; 犬伏、2005)。窒素固定量は施肥および水稻の有無、光の条件によって大きく変わり、施肥が無く水稻があり、明るい条件で最も窒素固定量は多くなる(Roger and Ladha, 1992)。本研究では窒素固定による N のインプットは、ポットおよびフィールドで水稻を栽培した 193 の試験において N 収支から求められた窒素固定のは平均、26.5 kg N ha⁻¹ crop⁻¹ (Roger and Ladha, 1992)

であったと仮定した。次に、アンモニア揮散によるアウトプットを考える。アンモニア揮散量は主に田面水の pH、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および地温によって決まる (Fillery and Vlek, 1992 Sharma et al., 1992)。Kyaw et al. (2005) は本研究と同じ FM 本町水田において硫酸トラップ法により NH_4 揮散量を測定し、その値は無施肥の条件では 11 kg N ha^{-1} であった。したがって、本研究では $11.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ crop}^{-1}$ のアンモニア揮散による N のアウトプットがあったと仮定した。

(2) TN 収支におけるインナーシステムの捉え方

TN 収支はインプットシステム (Sinp)、インナーシステム (Sinn) およびアウトプットシステム (Sout) から求めた。本研究では、Sinp には降雨、窒素固定および灌漑水、Sinn には土壤 N の変化、Sout にはアンモニア揮散、脱窒、浸透、水稻の吸収、表面排水が含まれると考えた。Sinn および Sout は当然それぞれインプットとアウトプットとして扱うが、Sinn の扱いについては議論を要する。土壤 N の約 40-50% はタンパク態 N、約 5-15% はアミノ糖態 N、約 20% は酸不溶性 N、残りは未同定態 N である (Kai et al., 1973)。無機態 N は Org-N と比べて生物に非常に利用されやすいため、土壤中の N は無機化によって減少し有機化によって増加する。したがって、有機化と無機化のバランスが栽培前後の土壤中 N 含量の変化となって現れる。この観点から、Cho et al. (2000) は栽培前後の土壤中 N 含量の変化を TN 収支に組み入れている。本研究では栽培前後の土壤中 N 含量の変化量は約 -60 kg ha^{-1} であった。しかし、水稻吸収 N の約 60-70% は土壤 N に由来する (小山, 1975) ことから土壤 N の無機化は水稻の N 吸収および TN 収支のインプットとして非常に重要である。そこで、本研究では Sinn のうち土壤 N の無機化量をインプット (約 $+140 \text{ kg ha}^{-1}$)、土壤から土壤 N 無機化によって失われた量 (約 -140 kg ha^{-1}) と栽培前後の土壤中 N 含量の変化量 (約 -60 kg ha^{-1}) の差 (-80 kg ha^{-1}) を土壤への N 蓄積量としてアウトプットとした。栽培前後の土壤中 N 含量の変化のみを考慮する場合と栽培前後の土壤中 N 含量の変化と土壤 N の無機化の両方を考慮する場合は、Sinn が TN 収支に及ぼす影響はどちらも -60 kg ha^{-1} であることに変わりはないが、インプットとアウトプットの絶対量が増える。土壤を水田の一部と考えれば土壤 N の無機化は厳密にはインプットとはいえないが、土壤の N 収支への寄与を土壤 N 無機化によって失われた量と土壤への N 蓄積量に分けて考えることによって、土壤の TN 収支に及ぼす影響がより一層明らかになると考えられた。

(3) 水田の窒素除去能

【水田生態系全体を考慮した場合】

現在では水田は高い $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去能 (小川・酒井, 1985) を持つことが広く知られるようになり、N の汚染源ではなく吸収源として期待されている (糟谷・小竹, 1997)。水田農業を中心とするわが国の農業形態の中でこのような水田の活用の可能性は大きいものの、灌漑によって大量に供給された $\text{NO}_3\text{-N}$ が水稻に吸収されて生育・食味・収量に重大な影響を及ぼすこと (小川・酒井, 1985) が懸念されている。また、窒素固定、脱窒およびアンモニア揮散のように N は水田と大気との間でもやりとりが行われている。脱窒とアンモニア揮散

はともにNの損失を意味するが、脱窒では最終生成物として非反応性の N_2 が放出される(犬伏, 2005) のに対して、アンモニア揮散では放出された NH_4-N が再び沈着するという点で大きく異なる。したがって、水田のN収支を評価する際には、水田に出入りするNの量および形態、水田内でのNの挙動を明らかにすることが重要である。

A区のTN収支を図4.24および表4.8、B区のTN収支を図4.25および表4.9に示した。両区においてTNのインプットは $305.7\sim 337.1\text{ kg ha}^{-1}$ であり、TNのインプットに対する各項目の割合は、灌漑水と土壌Nの無機化がおよそ40~45%と高く、窒素固定と沈着の寄与は小さかった。両区のアウトプットは $175.8\sim 200.8\text{ kg ha}^{-1}$ とインプットの約60%に相当し、TNのインプットに対する各項目の割合は水稻の吸収が約30%、土壌への蓄積が約20%と高く、表面排水、地下浸透およびアンモニア揮散の寄与は小さかった。すでに述べたように灌漑水由来のNが非常に多かったためにインプットは大きかったのに対して、アウトプットの各項目は平均的な量であったため、インプットとアウトプットの差はA区とB区でそれぞれ $+136.3$ および $+129.9\text{ kg ha}^{-1}$ とインプットが大幅に大きかった。このインプットとアウトプットの差が脱窒に相当し、A区とB区においてそれぞれTNインプットの40.4および42.5%が脱窒により失われたと推定された。Kyaw et al. (2005) は、脱窒量は灌漑水、沈着および窒素固定によるTNのインプットの47~57%に相当する $58\sim 103\text{ kg ha}^{-1}$ と報告している。

【水環境への影響のみに着目した場合】

一方、水田の窒素除去能を考察する際に最も単純な概念は、水田が水環境に与える影響のみに着目することである。高村・田淵(1977)によると、日本では琵琶湖、霞ヶ浦、諏訪湖などの停滞性水域におけるN、Pによる富栄養化に対して、農耕地からの肥料の流出がどの程度寄与しているかを明らかにするために農耕地のTN収支の調査が開始された。水田が水環境に与える影響のみに着目した場合、TN収支のうちインプットとして灌漑水と降水、アウトプットとして表面排水および地下浸透のみを考慮すればよい。TN収支の結果から、環境負荷を与える「排出量」の求め方には次の3通りがある。

排出量=表面排水+地下浸透

施肥排出量=排出量(施肥区) - 排出量(無施肥区)

差し引き排出量=排出量-流入量(灌漑水および降水)

排出量は灌漑水や降水の負荷および施肥に起因しない土壌からの溶脱も含まれるため、最も大きな値となる。差し引き排出量は水田の持つNの吸収浄化機能を考慮している。上記の3通りの計算方法のいずれかをとるかによって、水田からの肥料の流出に対する評価も大きく異なる。高村・田淵(1977)が23例の報告をまとめて排出量、差し引き排出量、施肥排出量を比較した。彼らはこの中でも差し引き排出量の重要性を強調している。差し引き排出量がマイナスであるということは水田から排出した量より水田に流入し吸収浄化された量のほうが多いことを示している。一方、プラスは排出量が流入量を上回っている場合であり、水田が水質を汚濁していることを表している。差し引き排出量は $-17.3\sim +28.1\text{ kg ha}^{-1}$ の範囲にあり、43%が排出型、26%が差し引きゼロの均衡型、31%が吸収型である。清澄

な水を灌漑する水田は排出型、汚濁した水を用いる水田は吸収除去する量の方が多くなり吸収型になりやすい。無施肥田は吸収型に分類され、流入量には関係なく約 10 kg ha⁻¹ の TN を排出している。

本研究の A 区と B 区で得られた排出量、流入量および差し引き排出量を表 4.8、4.9 に示す。本研究は無施肥で行ったため、施肥排出量は存在しなかった。灌漑水の TN 濃度が高いため灌漑水由来の TN 流入量は大きな値であった。排出量は流入量と比べて非常に小さく、差し引き排出量は-121.5~-128.6 kg ha⁻¹ と水質に対して非常に大きな浄化能力を持つことが示された。本研究は無施肥で行ったが、施肥排出量を 12.4 kg ha⁻¹ とすれば施肥をしたと仮定しても、差し引き排出量は-109.1~-116.2 kg ha⁻¹ と大きくマイナスであることに変わりはないと考えられた。

4.4 結論

A 区および B 区の TN のインプットはそれぞれ 305.7、337.1 kg ha⁻¹ であり、灌漑水と土壌 N の無機化による寄与が大きかった。A 区および B 区の両区のアウトプットはそれぞれ 175.8、200.8 kg ha⁻¹ とインプットの約 60% に相当した。A 区および B 区のインプットとアウトプットの差である 136.3 および 129.9 kg ha⁻¹ が脱窒により失われたと見積もられ、その量は A 区および B 区に流入した TN の 40.4 および 42.5% に相当した。したがって、水田は脱窒に由来する高い N 除去能を有することが明らかになった。

4.5 引用文献

- Cho Jae-Young, Kang-Wan Han, and Jin-Kyu Choi 2000: Balance of nitrogen and phosphorus in a paddy field of central Korea. *Soil Sci. Plant Nutr.* 46, 343-354
- Dermont C.B., Mary K.W. and Rao Y.S. 1992: Nitrate contamination of groundwater: sources and potential health effects. *J American Water Works Association* 84, 85-90
- Fillery I. R. P. and Vlek P. L. G. 1986: Reappraisal of the significance of ammonia volatilization as N-loss mechanism in the flooded rice fields. *Fertilizer Research* 9, 79-98
- 深山政治 1990: 水稻の最適窒素保有量と土壌窒素吸収パターンからみた施肥、水田土壌の窒素無機化と施肥. 日本土壌肥料学会編、博友社、東京、p63-97
- Ham Y.K. 2004: Study on nitrogen dynamics and environmental pollutions in grassland and groundwater in Tsukui region, central Japan. 東京農工大学博士論文
- 日高伸 1994: 都市近郊水田用排水の窒素動態と水資源の有効利用に関する研究. *土肥誌* 65, 235-239
- 飯村康二 1982: 水田土壌の化学(2) 水田土壌学、山根一郎編、農山漁村文化協会、東京、181-232
- 犬伏和之 1990: 土壌窒素の無機化、水田土壌の窒素無機化と施肥. 日本土壌肥料学会編、博友社、東京、p9-34

- 犬伏和之 2005: 土壌の酸化・還元、土壌学概論、犬伏和之・安西徹郎編、朝倉書店、東京、p60-63
- 犬伏和之、安西徹郎編、2005: 水田土壌、土壌学概論、犬伏和之・安西徹郎編、朝倉書店、東京、p132-149
- Kai H., Ahmad Z. and Harada T. 1973: Factors affecting immobilization and release of nitrogen in soil and chemical characteristics of the nitrogen newly immobilized III. Transformation of the nitrogen immobilized in soil and its chemical characteristics. *Soil Sci. Plant Nutr.* 19, 275-286
- 上菌一郎 2005: 水田転作作物栽培の灌漑水中硝酸態窒素に対する浄化能. 鹿児島県農業試験場研究報告 123, 687-690
- 糟谷真宏、小竹美恵子 1997: 地下水かんがい由来する硝酸態窒素の水田における除去. 土肥誌 68, 651-658
- 糟谷真宏 1999: 地下水かんがいによって流入した硝酸態窒素の水田作土浸透過程における脱窒. 土肥誌 70, 123-131
- Kawaguchi K and Kyuma K 1977: Paddy soils in tropical Asia-their material, nature and fertility. CEAS Kyoto University, Kyoto, p1-240
- 慶應義塾大学理工学部環境化学研究室 2003: 乾性降下物と湿性降下物 首都圏のネットワーク観測による酸性雨の研究. 慶応大学出版会、東京、274-280
- 気象庁、2006: <http://www.data.kishyou.go.jp/etrn/index/html>
- 小菅伸郎 1972: 水稻に対する硝酸態窒素の施用効果について. 北陸農試報 14, 13-61
- 小山雄生 1975: 15N 利用による水田土壌窒素肥沃度測定の実際と生産力、土肥誌 46, 260-269
- Kyaw MK, Toyoda K, Okazaki M, Motobayashi T, and Tanaka H 2005: A case study of nitrogen balance in a paddy field planted with whole crop rice (*Oryza sativa* cv. Kushonami) during two rice-growing seasons. *Biol. Fertili. Soils*, 42, 72-82.
- 増島博 1982: 水界環境としての水田. 水田土壌学、山根一郎編、農山漁村文化協会、東京、308-341
- 宮崎成生、亀和田國彦、岩崎慎也 2005: 水田を通過する農業用水の水質変化の実態. 栃木農試研報 55, 45-55
- Narita Y., K. Satoh, K. Hayashi, T. Iwase, S. Tanaka, Y. Dokiya, M. Hosoe and K. Hayashi 2001: Long term of chemical constituents in Tokyo Metropolitan area in Japan. *Water, Air, and Soil Pollution* 130, 1649-1654
- 農林水産省 2006: 平成 17 年度産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物)、農林水産省大臣官房統計部編・発行、東京
- 小川吉雄、石川実、吉原貢、石川昌男 1979: 火山灰畑地からの窒素の流出に関する研究. 茨城農試特別研報 14, 16-17
- 小川吉雄、酒井一 1985: 水田における窒素浄化機能の解明. 土肥誌 56, 1-9
- 小川吉雄 2003: 下級窒素、土壌環境分析法、土壌環境分析法編集委員会編、博友社、東

京、p255-262

- Roger P.A. and Ladha J.K. 1992: Biological N₂ fixation in wetland rice fields: Estimation and contribution to nitrogen balance Plant and Soil 141, 41-55
- Sharma S. K., Kumar V. and Singh M. 1992: Effect of different factors on ammonia volatilization losses in soils. J. Indian Soc. Soil Sci. 40, 251-256
- 塩入松三郎 1943: 施肥法の基礎、施肥改善善奨資料特第4報、大日本農会（塩入博士還暦記念論文集刊行会編）、土壌肥料講話、朝倉書店、東京、p137-138
- 水田一枝、角重和浩、平野稔彦 2001: 福岡県における農業用水の水質とその経年変化. 日作記 70, 255-260
- 高木麻衣 2006: 水田における硝酸態窒素除去の定量評価、東京農工大学卒業論文
- 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）霞ヶ浦隆起の水田における窒素およびリンの動向と収支について 土肥誌 47, 398-405
- 高村義親、田淵俊雄、鈴木誠治、張替泰、上野忠男、久保田治夫 1977: 水田の物質収支に関する研究（第2報）新利根川流域における窒素およびリンの収支と排出について. 土肥誌 48, 431-436
- 寺島一男 2002: 栽培・管理・収穫、作物辞典、日本作物学会編、朝倉書店、東京、p304-319
- 都築俊文 2001: アンモニア窒素、水の分析、日本分析化学会北海道支部編、化学同人、京都、p253-256
- 梅本英之、宮川修 2002: 施肥法別水田窒素排出量の定量的評価、土肥誌、74, 665-668
- 矢内純太、季忠根、梅田幹雄、小崎隆 2000: ジオスタティスティクスを用いた水田における土壌化学特性値の空間変動解析. 土肥誌 71, 520-529
- 吉野喬、出井嘉光 1977: 土壌窒素供給力の有効積算温度による推定法について. 農事試験報 25, 1-62

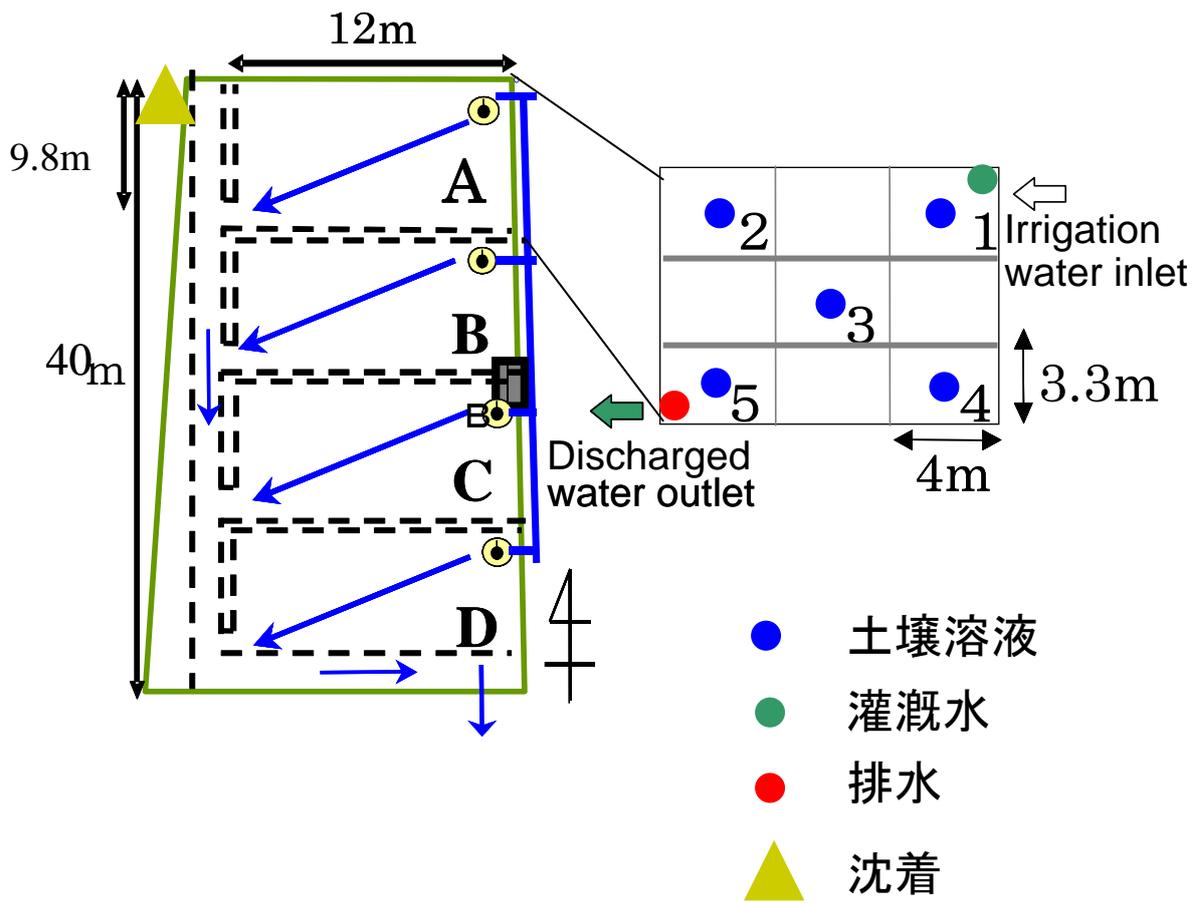


図4.1 試料採取地点



图4.2 三角堰

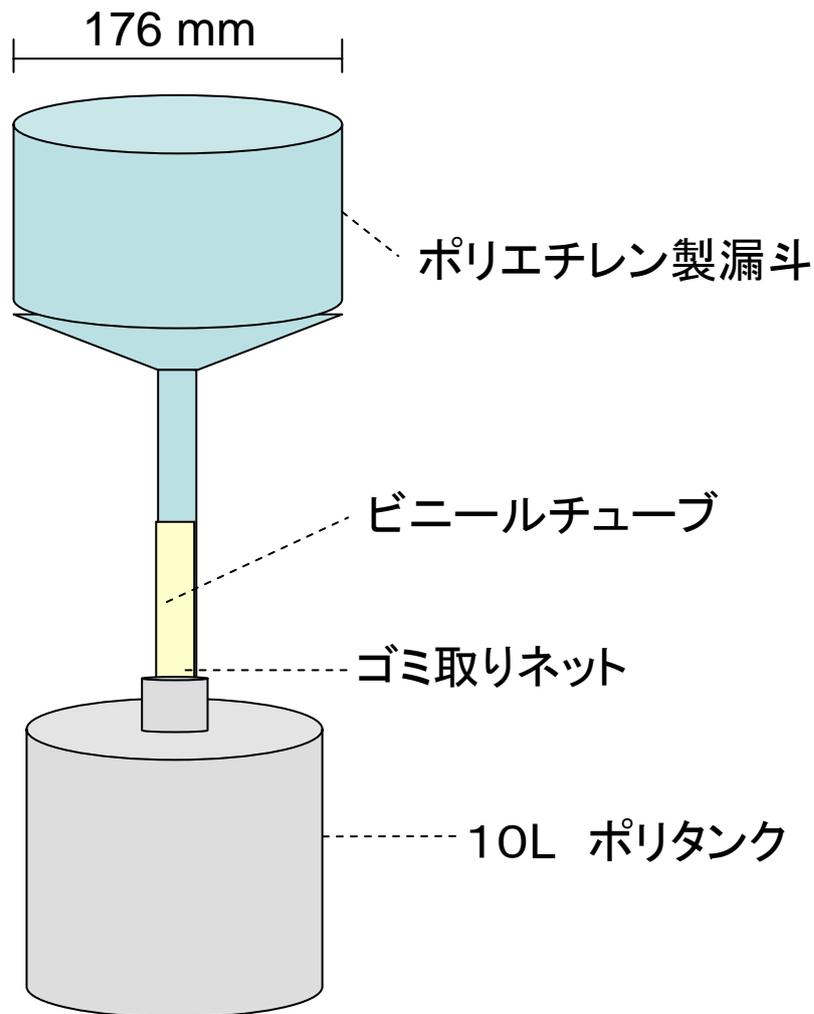


図4.3 バルクサンプラー



図4.4 バルクサンプラーの設置風景

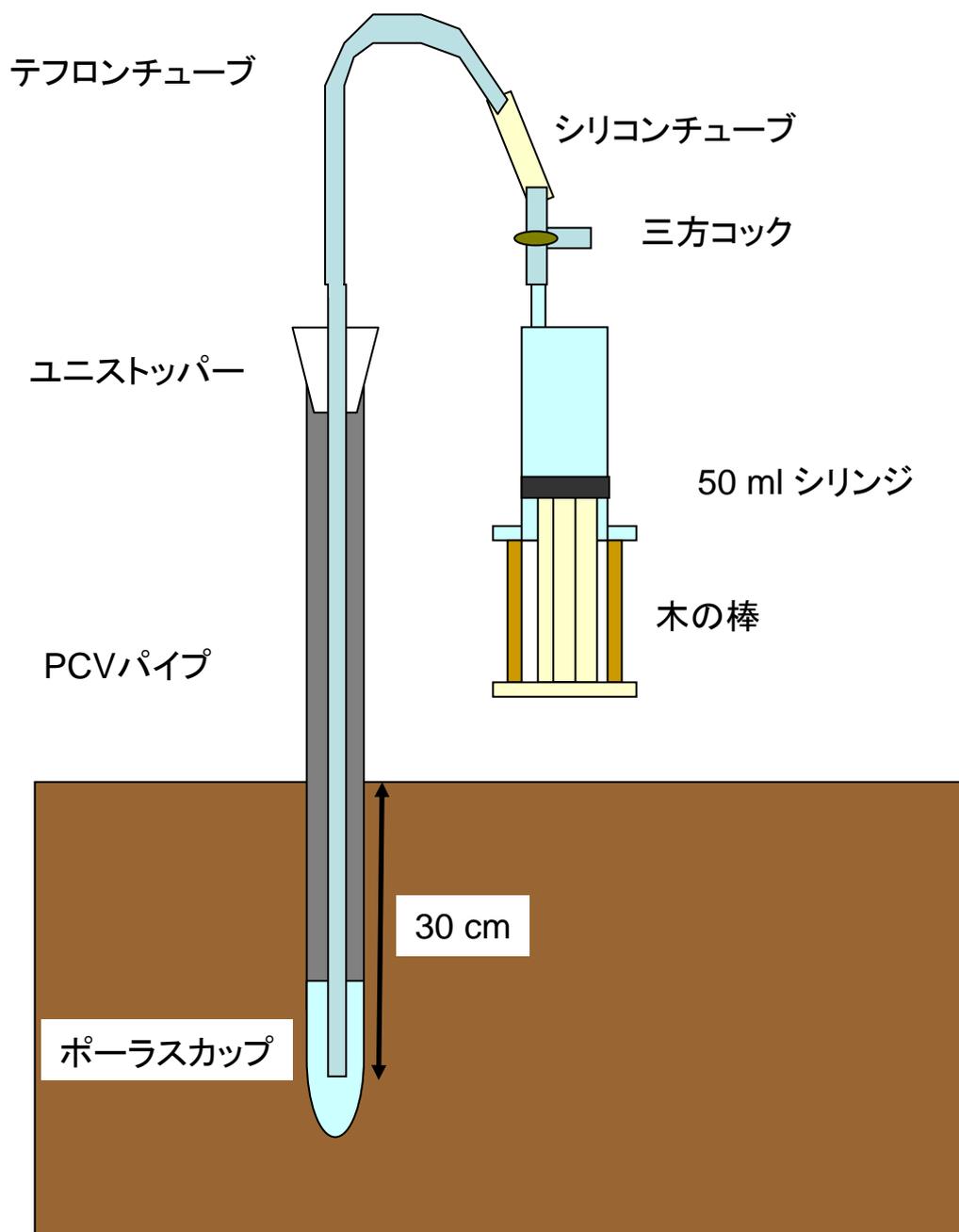


図4.5 土壌溶液採取装置



図4.6 土壤溶液採取装置の設置風景

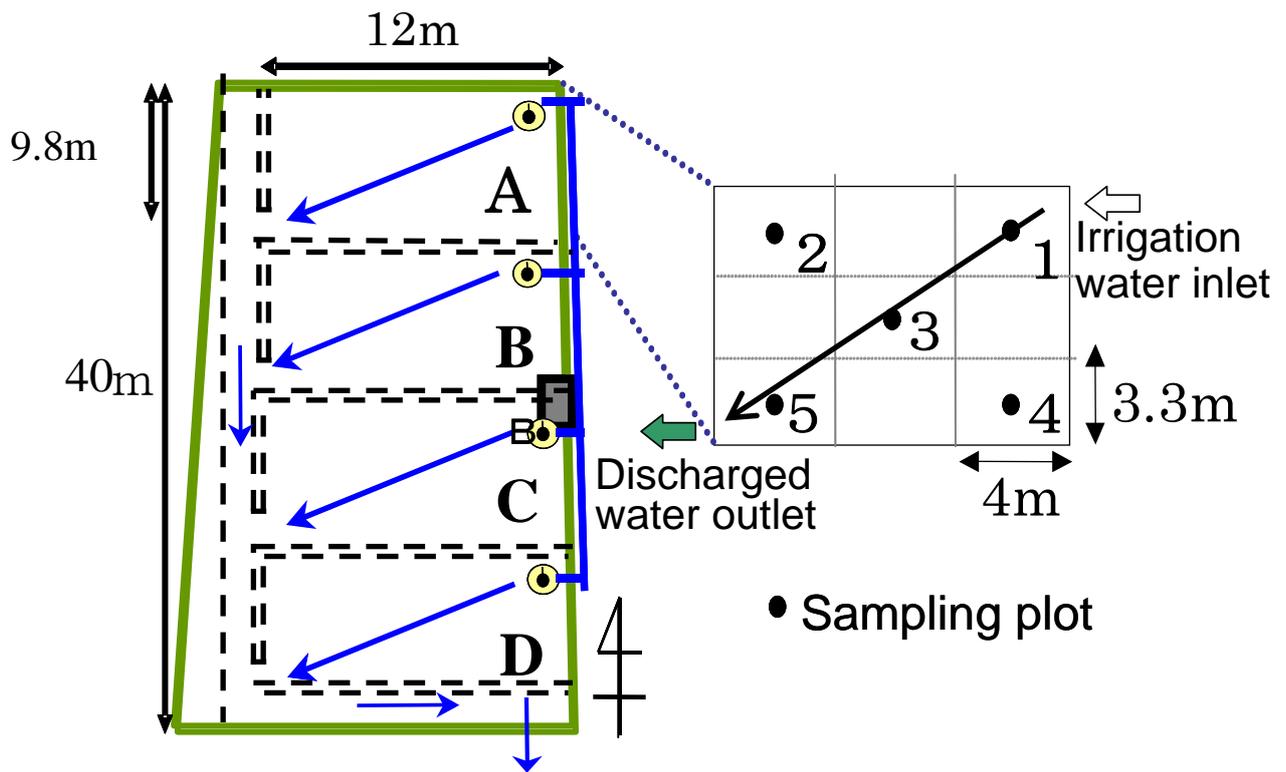


図4.7 土壌の採取地点

AおよびB区で採取した

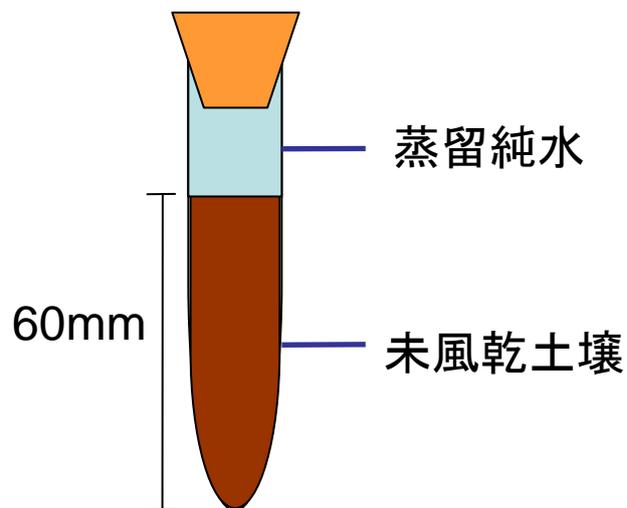


図4.8 湛水培養用試験管の模式図



図4.9 ビニールハウス内で乾燥させている水稻

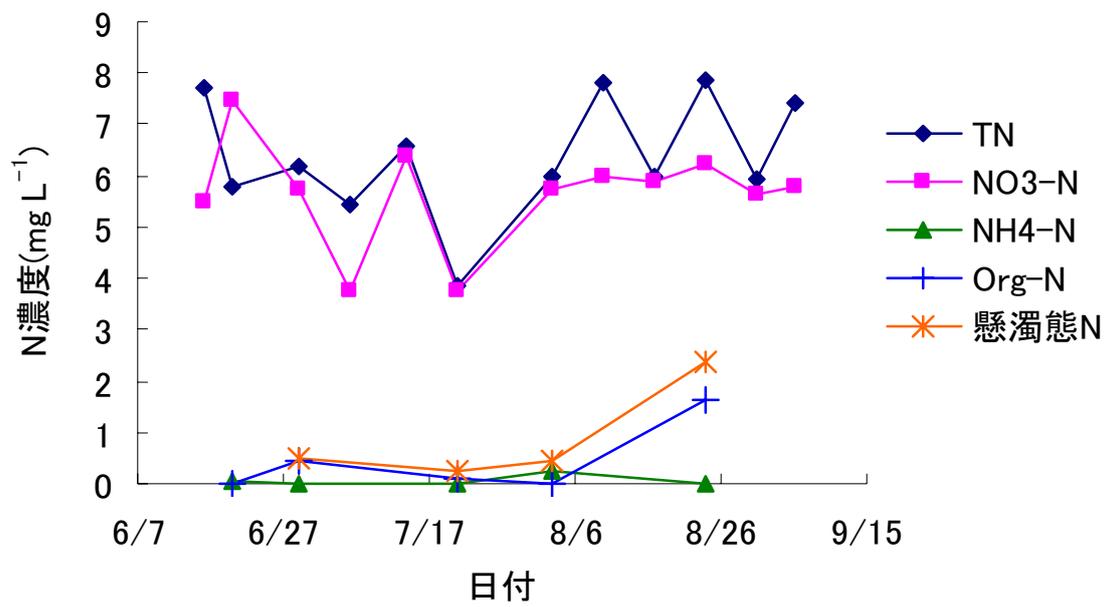


図4.10 灌漑水中の形態別のN濃度

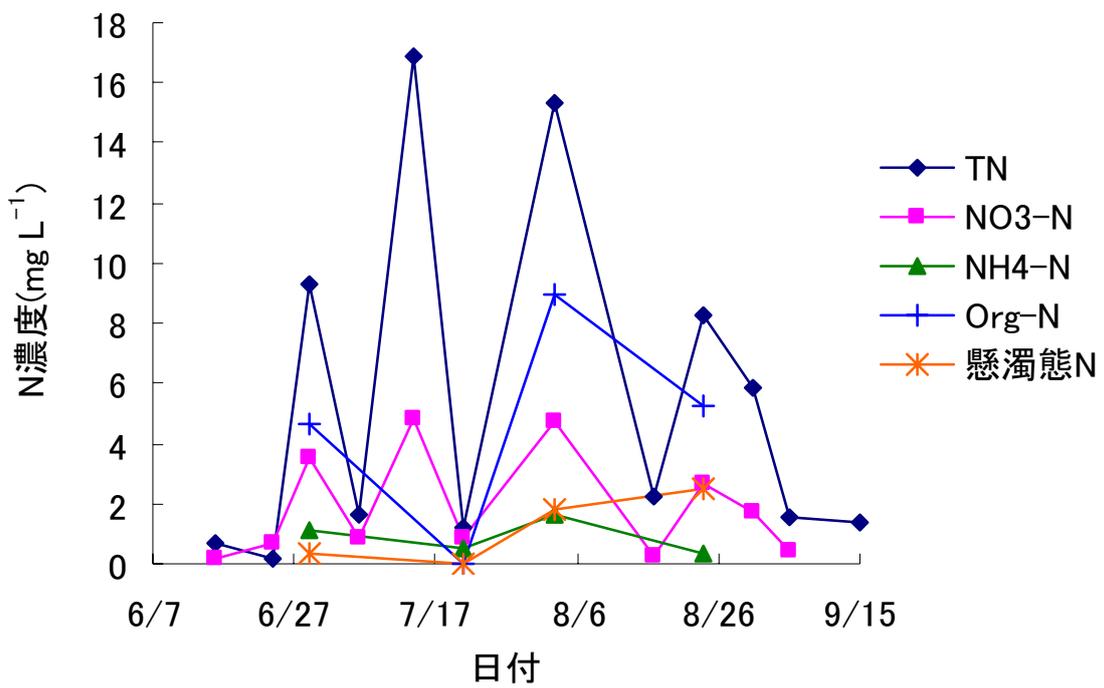


図4.11 降水中の形態別のN濃度

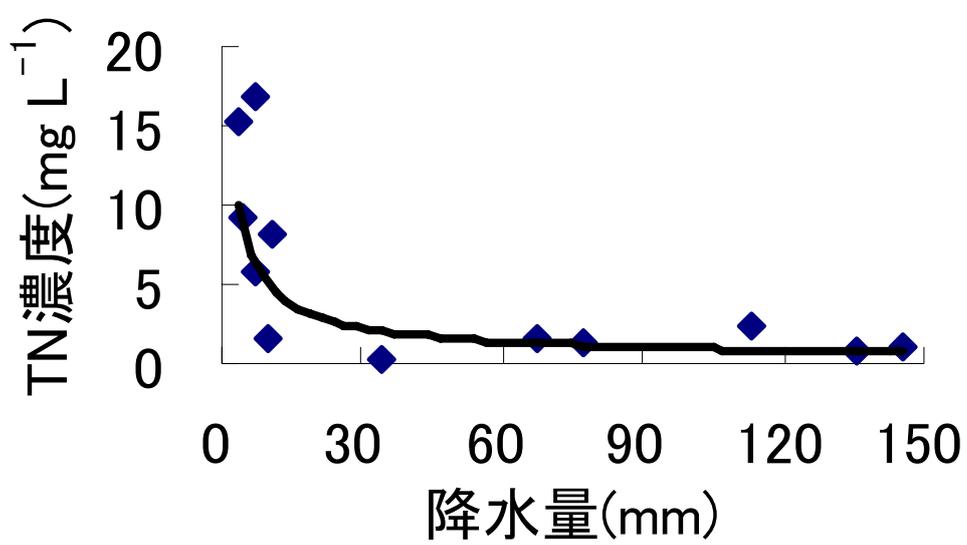


図4.12 降水量とTN濃度の関係

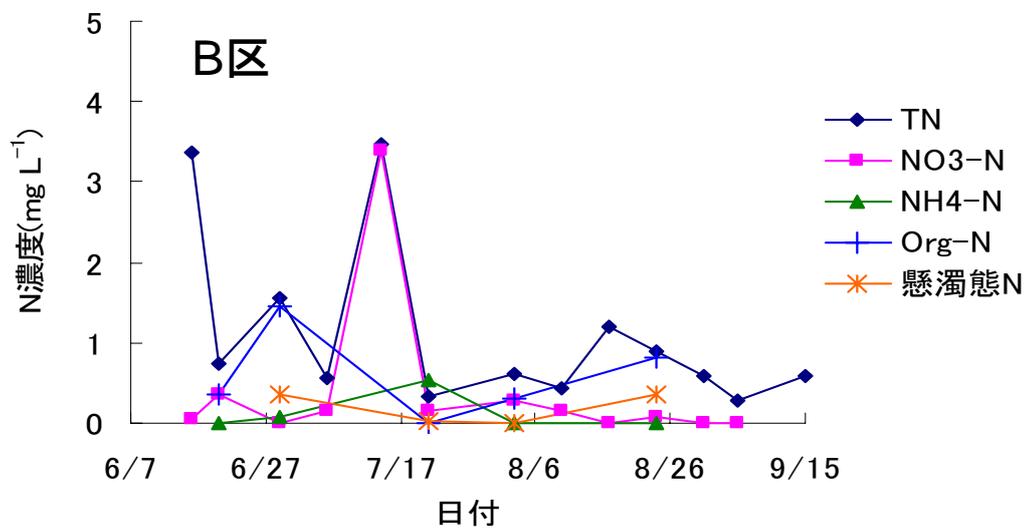
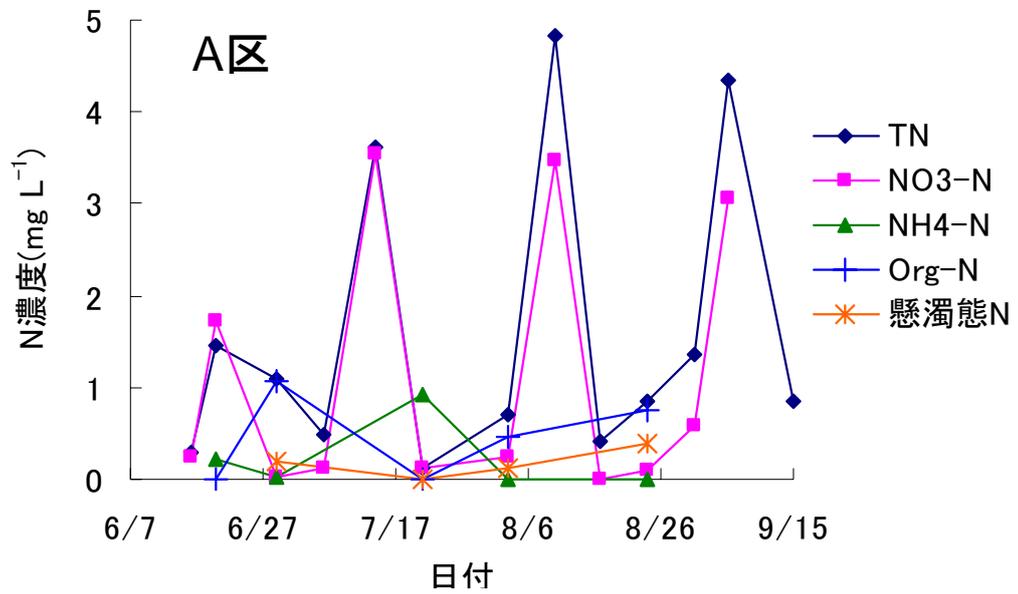


図4.13 排水中の形態別のN濃度

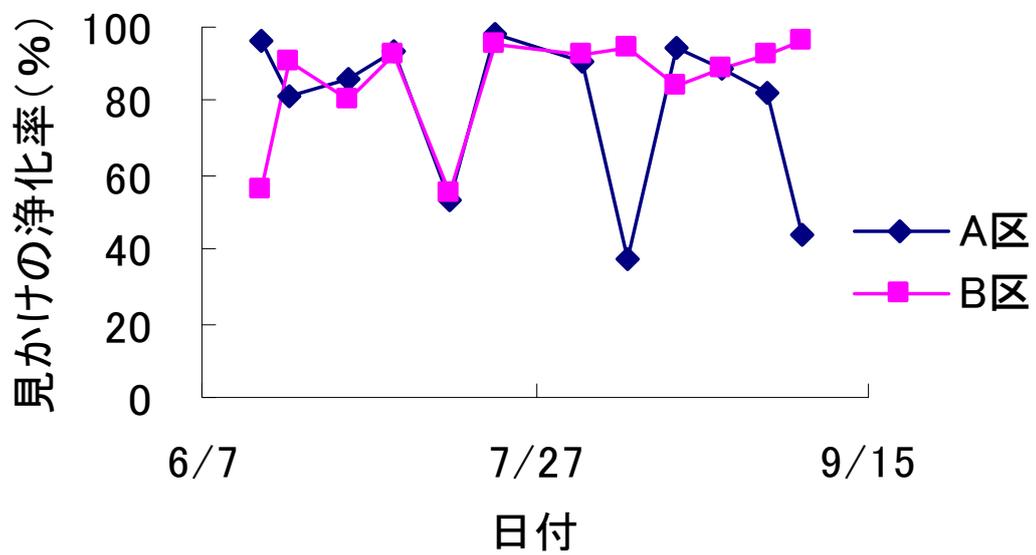


図4.14 表面流下による見かけの浄化率

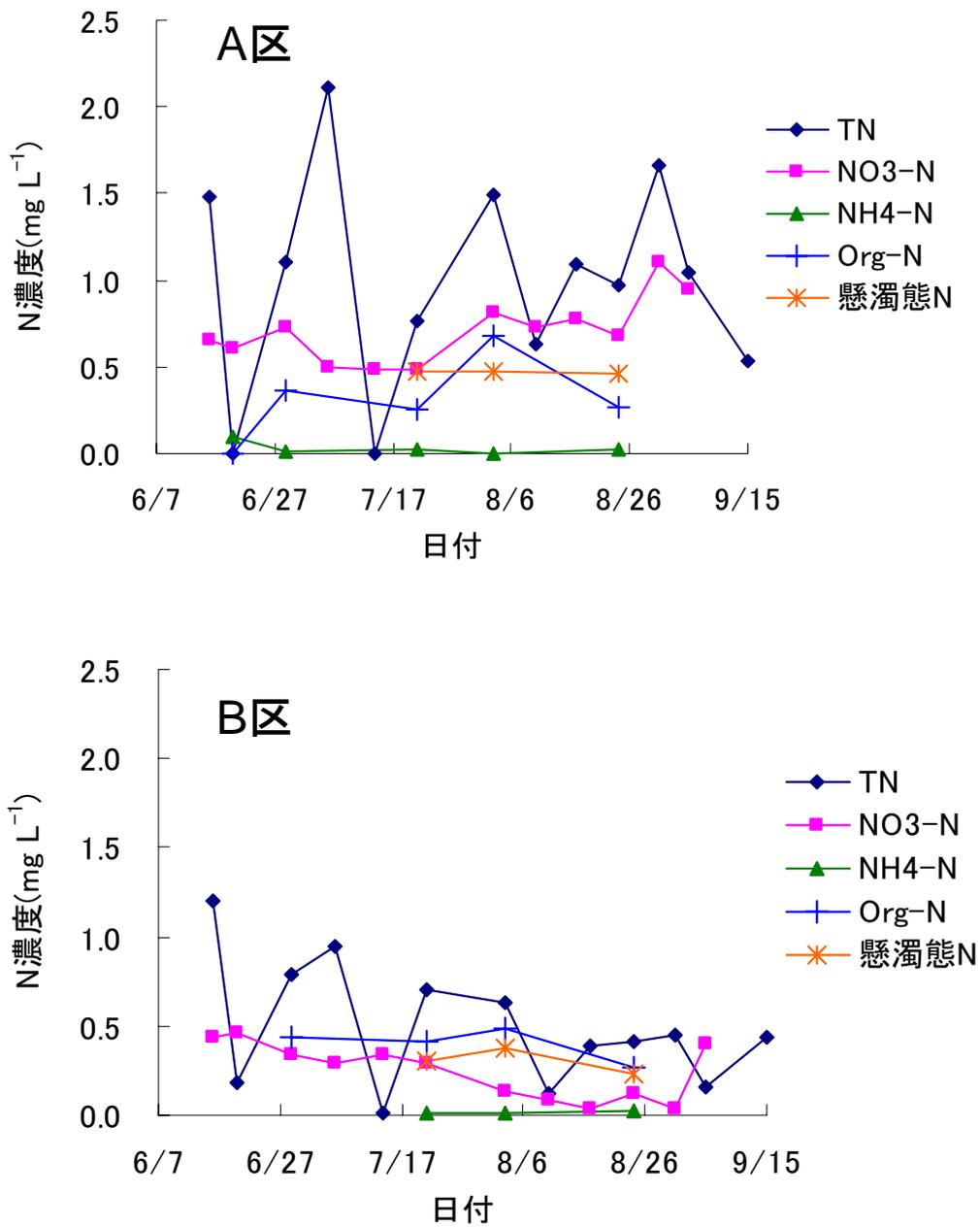


図4.15 浸透水中の形態別のN濃度

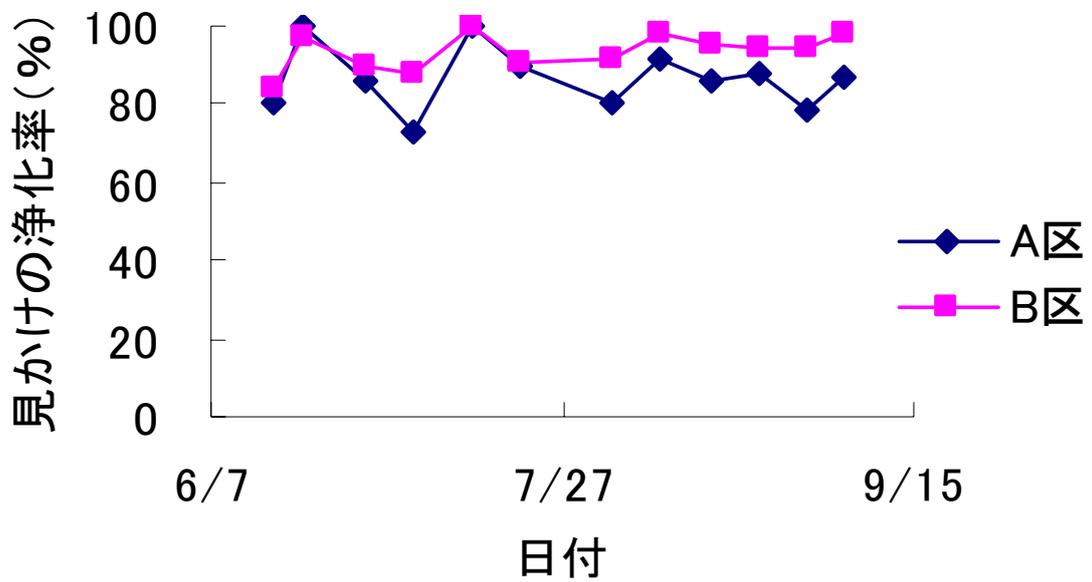


図4.16 浸透による見かけの浄化率

表4.2 A区における水の移動に伴う窒素の出入

	水の出入(mm)				TN濃度(mg L ⁻¹)				TNの出入(kg ha ⁻¹)			
	インプット		アウトプット		インプット		アウトプット		インプット		アウトプット	
	灌漑水量	降水量	浸透量	排水量	灌漑水	降水	浸透	排水	灌漑水	降水	浸透	排水
6/10-6/16*	81.4	135.6	49.7	123.0	7.71	0.66	1.48	0.28	6.28	0.89	0.73	0.35
6/17-6/24**	174.1	34.4	37.1	150.0	5.80	0.17	0.00	1.46	10.10	0.06	0.00	2.18
6/25-6/29	135.1	4.4	28.8	80.0	6.16	9.32	1.11	1.10	8.33	0.41	0.32	0.88
6/30-7/6	138.1	67.0	50.8	75.5	5.42	1.61	2.11	0.49	7.48	1.08	1.07	0.37
7/7-7/14	166.4	7.2	45.3	74.4	6.56	16.89	0.00	3.61	10.91	1.21	0.00	2.69
7/15-7/21	24.8	145.1	34.7	109.7	3.86	1.17	0.76	0.12	0.96	1.70	0.27	0.13
7/22-8/4	442.7	3.7	100.8	319.8	5.98	15.34	1.49	0.70	26.48	0.57	1.50	2.23
8/5-8/17***	665.9	113.4	75.7	623.0	6.89	2.25	0.86	2.62	45.89	2.56	0.65	16.32
8/18-8/24	187.1	11.1	47.4	90.9	7.86	8.24	0.97	0.85	14.69	0.91	0.46	0.77
8/25-8/31	123.7	7.4	32.3	23.6	5.91	5.89	1.66	1.37	7.31	0.44	0.54	0.32
9/1-9/5	119.1	9.9	24.5	58.7	7.40	1.55	1.04	4.34	8.81	0.15	0.25	2.55
9/6-9/15****	96.9	76.9	41.3	113.9	6.32	1.35	0.53	0.84	6.13	1.04	0.22	0.96
小計	2355.4	616.2	568.6	1842.5					153.37	11.02	6.01	29.74
合計									164.39		35.76	

*6/10-6/16は水位のデータがないため、水位変化なしとした

**6/17-6/24の灌漑水、排水および浸透水のTN濃度は6/20の値

***8/5-17の灌漑水、排水および浸透水のTN濃度は8/10および8/17の平均値

****9/6-9/15の灌漑水のTN濃度は6/10-9/5の平均値

表4.3 B区における水の移動に伴う窒素の出入

	水の出入(mm)				TN濃度(mg L ⁻¹)				TNの出入(kg ha ⁻¹)			
	インプット		アウトプット		インプット		アウトプット		インプット		アウトプット	
	灌漑水量	降水量	浸透量	排水量	灌漑水	降水	浸透	排水	灌漑水	降水	浸透	排水
6/10-6/16*	71.4	135.6	88.8	73.8	7.71	0.66	1.20	3.36	5.50	0.89	1.06	2.48
6/17-6/24**	118.3	34.4	54.9	65.3	5.80	0.17	0.19	0.75	6.86	0.06	0.10	0.49
6/25-6/29	111.7	4.4	32.2	55.2	6.16	9.32	0.78	1.55	6.89	0.41	0.25	0.85
6/30-7/6	159.0	67.0	46.6	103.6	5.42	1.61	0.95	0.55	8.61	1.08	0.44	0.57
7/7-7/14	185.2	7.2	47.8	88.7	6.56	16.89	0.02	3.48	12.15	1.21	0.01	3.09
7/15-7/21	29.0	145.1	40.4	117.2	3.86	1.17	0.71	0.33	1.12	1.70	0.29	0.39
7/22-8/4	304.9	3.7	66.5	183.3	5.98	15.34	0.63	0.61	18.24	0.57	0.42	1.11
8/5-8/17***	486.0	113.4	70.3	454.6	6.89	2.25	0.26	0.81	33.49	2.56	0.18	3.67
8/18-8/24	196.6	11.1	33.1	116.7	7.86	8.24	0.41	0.88	15.44	0.91	0.14	1.03
8/25-8/31	124.2	7.4	27.9	33.5	5.91	5.89	0.45	0.59	7.34	0.44	0.13	0.20
9/1-9/5	109.1	9.9	21.2	65.1	7.40	1.55	0.16	0.29	8.07	0.15	0.03	0.19
9/6-9/15****	71.3	76.9	34.6	81.1	6.32	1.35	0.44	0.58	4.51	1.04	0.15	0.47
小計	1966.6	616.2	564.2	1438.1					128.22	11.02	3.20	14.53
合計									139.24		17.73	

*6/10-6/16は水位のデータがないため、水位変化なしとした

**6/17-6/24の灌漑水、排水および浸透水のTN濃度は6/20の値

***8/5-17の灌漑水、排水および浸透水のTN濃度は8/10および8/17の平均値

****9/6-9/15の灌漑水のTN濃度は6/10-9/5の平均値

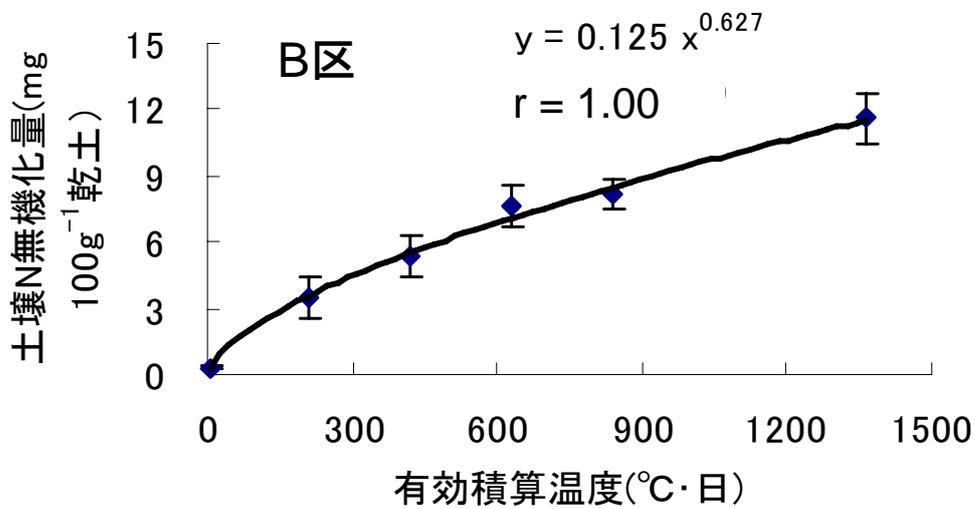
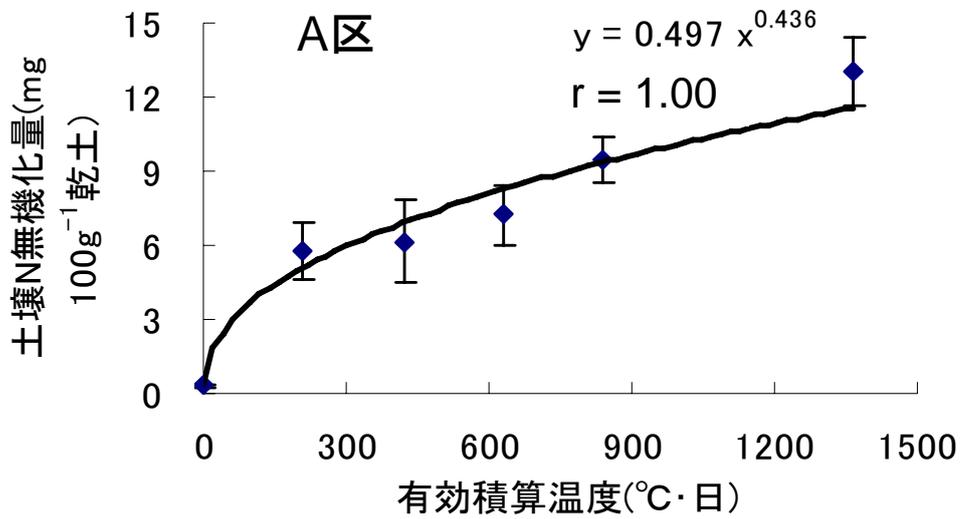


図4.17 湛水培養による水田作土中のN無機化量

近似曲線A区およびB区における培養時間0の試料の有効積算温度として、それぞれ0.3、4.6 °C・日を用いた。

表4.4 圃場における土壌N無機化量

(A区)

	有効積算温度 °C・日	N無機化量 mg 100g ⁻¹ 乾土	土壌仮比重 g 乾土 100ml ⁻¹	土壌の重量 kg 乾土 ha ⁻¹	N無機化量 kg ha ⁻¹
6/10-9/15	979	10.01	95.1	1426400	142.7
<i>K</i> ₁₀₅₀	1050	10.32	—	—	—

(B区)

	有効積算温度 °C・日	N無機化量 mg 100g ⁻¹ 乾土	土壌仮比重 g 乾土 100ml ⁻¹	土壌の重量 kg 乾土 ha ⁻¹	N無機化量 kg ha ⁻¹
6/10-9/15	979	9.57	95.1	1426400	136.5
<i>K</i> ₁₀₅₀	1050	9.80	—	—	—

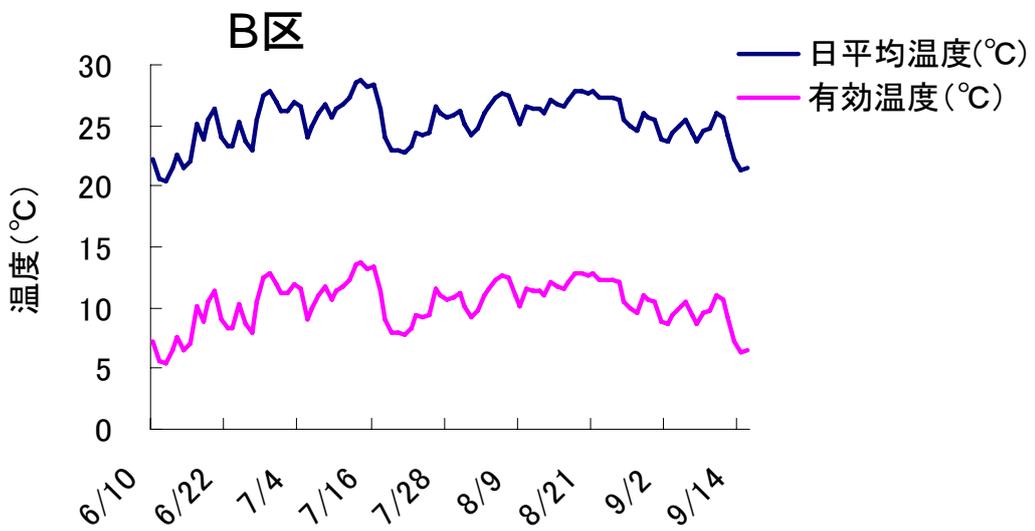
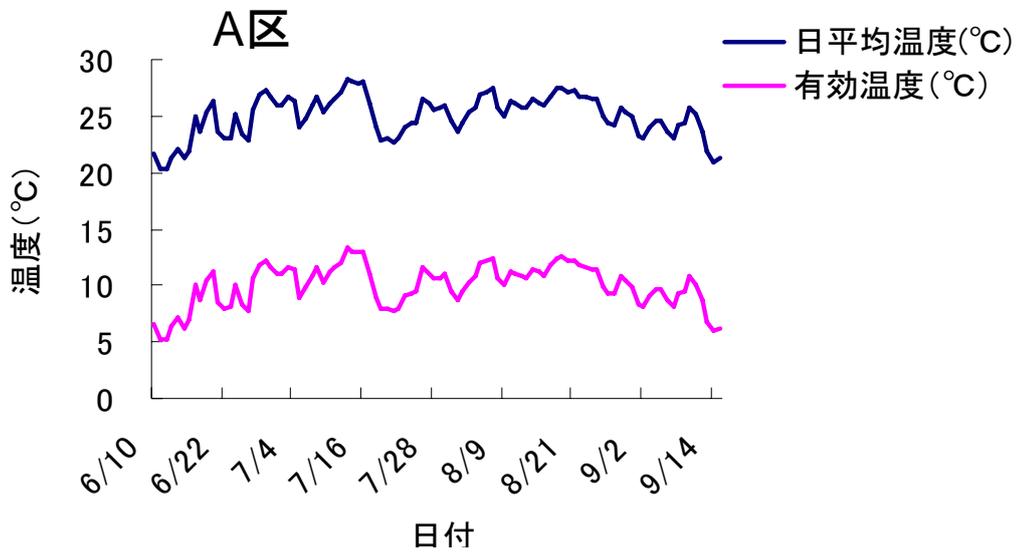


図4.18 深さ7.5 cmの地温の推移

表4.5 栽培後の土壌0-15cmにおけるCN含有率および含有量

	N含有率 g kg ⁻¹	C含有率 g kg ⁻¹	N含量 kg ha ⁻¹	C含量 kg ha ⁻¹	C/N
A1	3.68	38.7	5248	55080	10.5
A2	3.97	41.9	5654	59680	10.6
A3	3.84	40.9	5473	58230	10.6
A4	3.58	38.0	5103	54200	10.6
A5	3.89	41.1	5543	58520	10.6
B1	3.58	37.2	5096	52960	10.4
B2	3.95	41.9	5632	59680	10.6
B3	3.96	41.5	5649	59150	10.5
B4	3.57	37.8	5082	53870	10.6
B5	3.72	38.8	5298	55330	10.4
A区平均	3.79	40.1	5404	57140	10.6
B区平均	3.76	39.4	5351	56200	10.5

表4.6 栽培前の土壌0-15cmにおけるCN含有率および含有量

	N含有率 g kg ⁻¹	C含有率 g kg ⁻¹	N含量 kg ha ⁻¹	C含量 kg ha ⁻¹	C/N
A区	3.85	40.2	5481	57300	10.5
B区	3.81	39.7	5433	56500	10.4

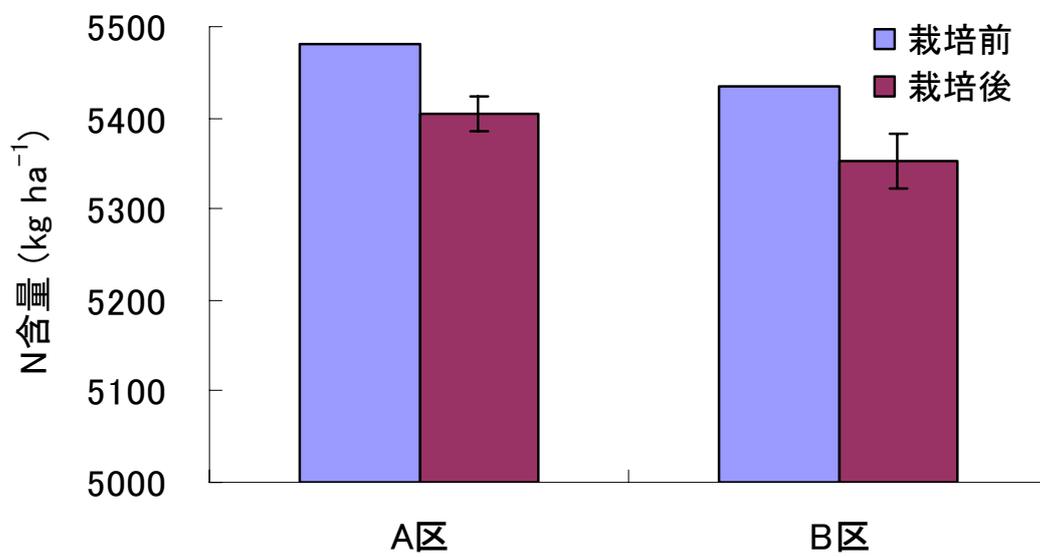


図4.19 栽培前後の土壌0-15cmにおけるN含量

表4.7 精玄米重量（含水率15%換算）

地点	各地点	区画平均	B3圃場平均
	kg/ha	kg/ha	kg/ha
A1	4386		
A2	4299		
A3	4435	4078	
A4	3930		
A5	3338		
B1	3790		
B2	4177		
B3	3531	3983	
B4	4070		
B5	4346		4232
C1	4069		
C2	4417		
C3	4170	4341	
C4	4673		
C5	4376		
D1	4636		
D2	4140		
D3	4884	4526	
D4	4924		
D5	4048		

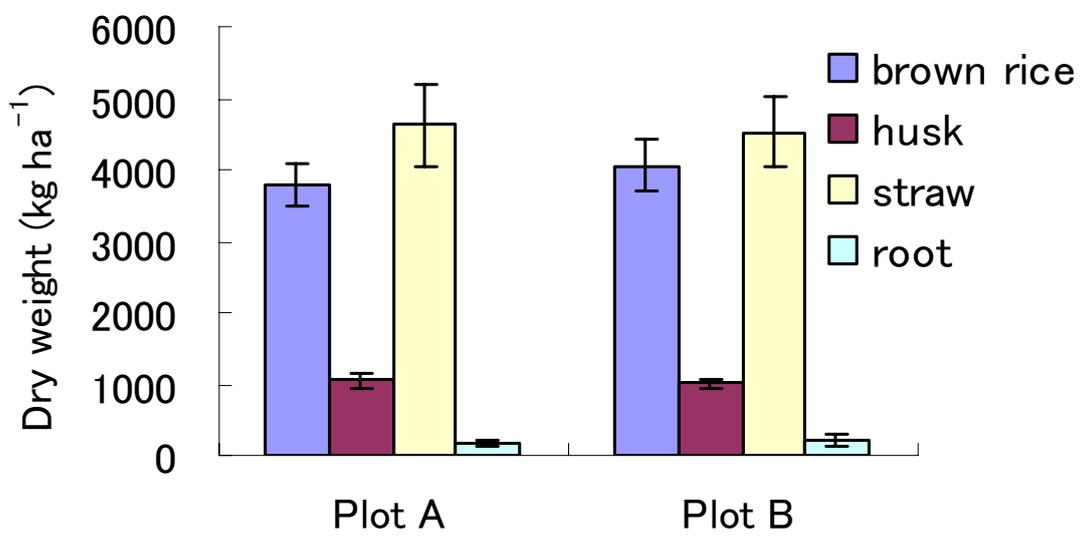


図4.20 稲の部位別乾物重
n=5

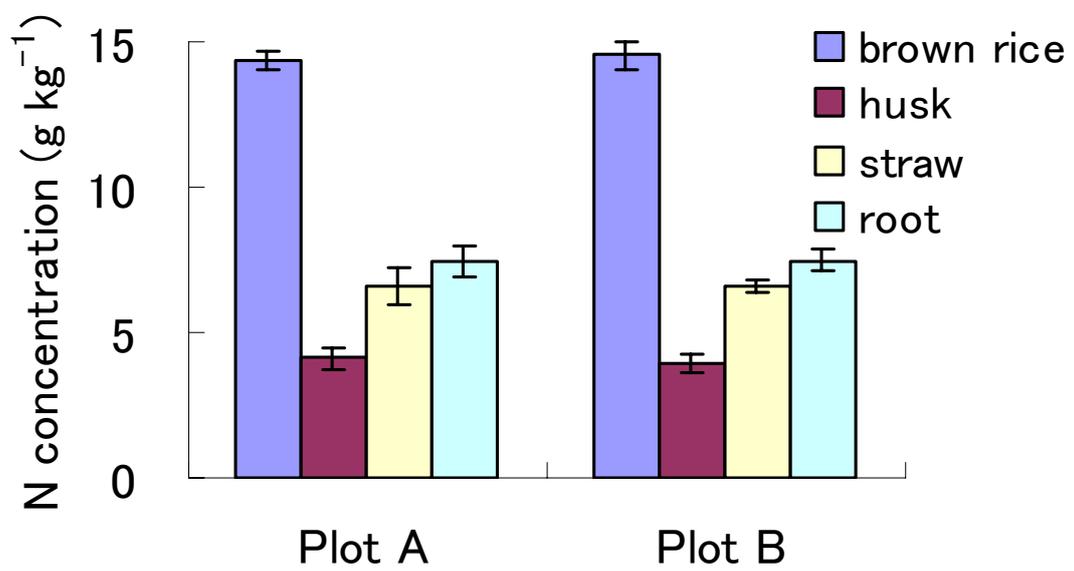


図4.21 イネの部位別窒素含有率
n=5

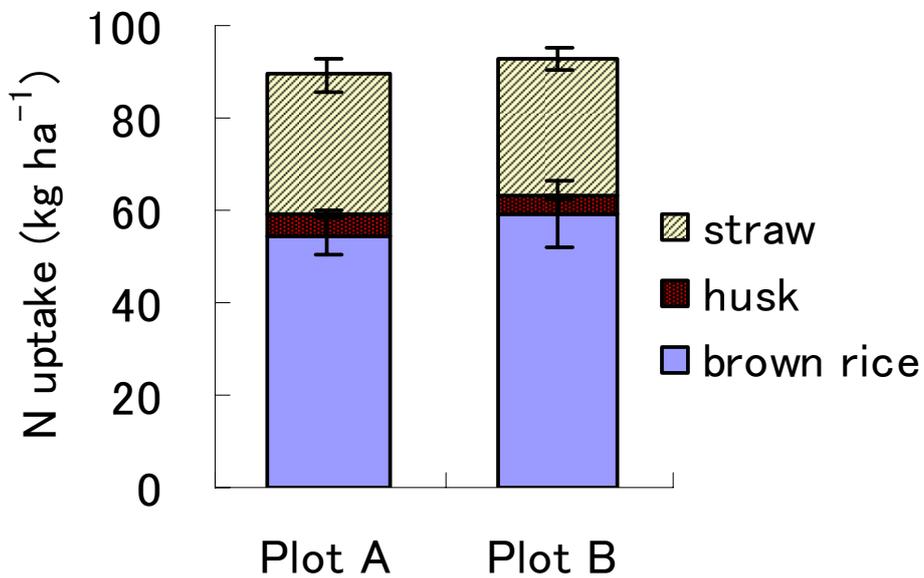


図4.22 単位面積あたりの部位別窒素吸収量
n=5

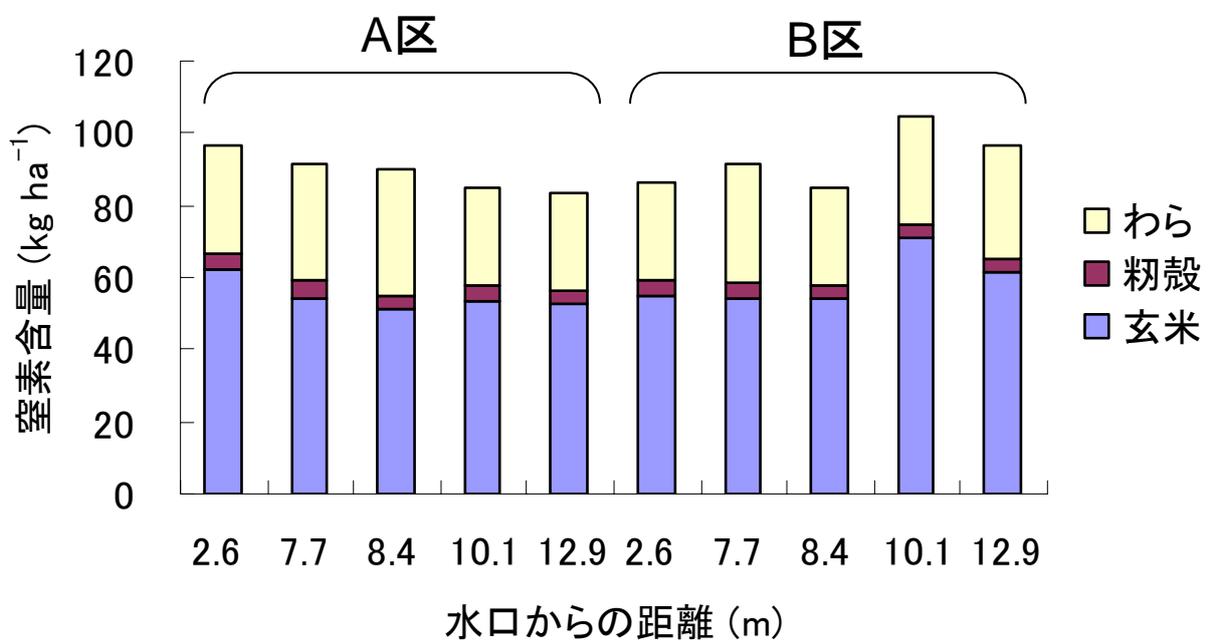


図4.23 水口からの距離と植物体中の窒素含量

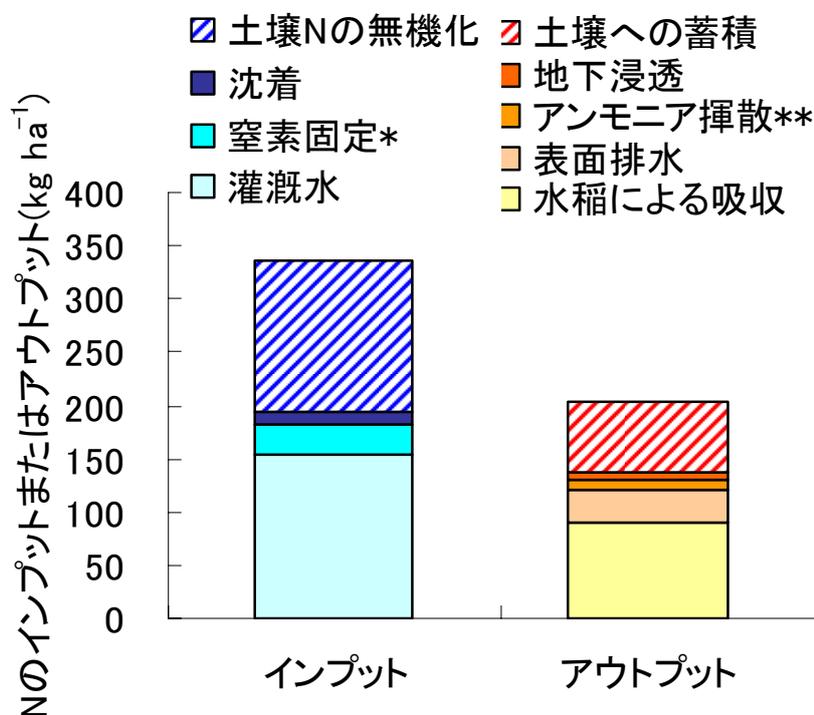


図4.24 A区のTN収支

表4.8 A区のTN収支(詳細)

	TN収支	TNのインプット に対する割合		備考
		kg ha ⁻¹	%	
インプット	灌漑水	153.4	45.5	(Roger and Ladha., 1992)
	窒素固定*	30.0	8.9	
	沈着	11.0	3.3	
	土壌Nの無機化	142.7	42.3	
	合計	337.1	100.0	
アウトプット	土壌への蓄積	65.5	19.4	(Kyaw et al., 2005)
	水稲による吸収	89.3	26.5	
	表面排水	29.0	8.6	
	アンモニア揮散**	11.0	3.3	
	地下浸透	6.0	1.8	
	合計	200.8	59.6	
インプット-アウトプット	136.3	40.4		

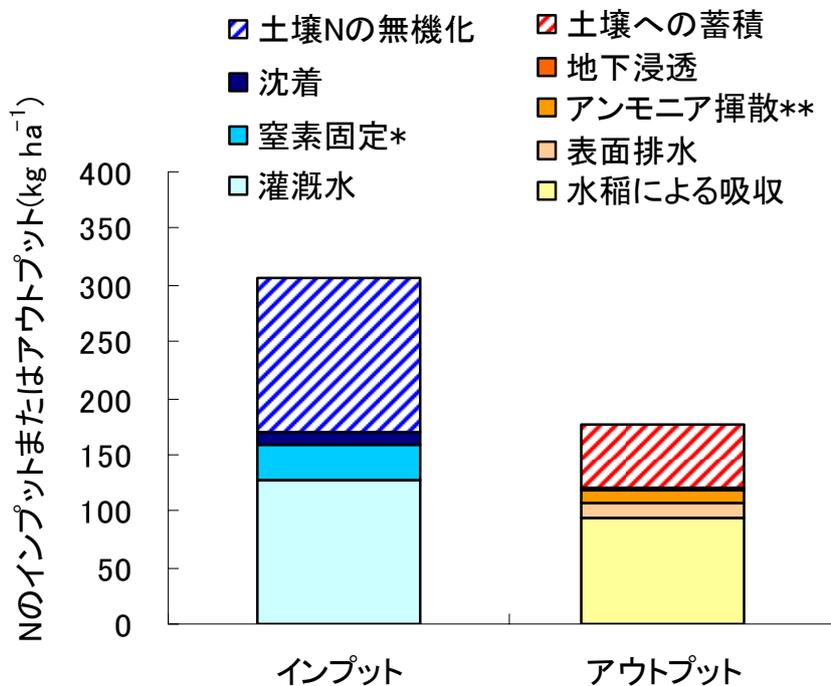


図4.25 B区のTN収支

表4.9 B区のTN収支(詳細)

		TN収支	TNのインプット に対する割合	備考
		kg ha ⁻¹	%	
インプット	灌漑水	128.2	41.9	(Roger and Ladha., 1992)
	窒素固定*	30.0	9.8	
	沈着	11.0	3.6	
	土壌Nの無機化	136.5	44.7	
	合計	305.7	100.0	
アウトプット	土壌への蓄積	54.7	17.9	(Kyaw et al., 2005)
	水稲による吸収	92.9	30.4	
	表面排水	14.0	4.6	
	アンモニア揮散**	11.0	3.6	
	地下浸透	3.2	1.0	
合計		175.8	57.5	
インプット-アウトプット		129.9	42.5	

たまがわりゅういき ちっそじゆんかん はあく ちもくれんさ
「多摩川流域における窒素循環の把握および地目連鎖

じょうかのう かいせき
による浄化能の解析」

(研究助成・学術研究 VOL. 36-NO. 267)

著者 きむら そのこどろ てあ
木村 園子ドロテア

発行日 2008年3月31日

発行者 財団法人 とうきゅう環境浄化財団
〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141