



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	河川集水域を対象とした農業由来の窒素負荷の算定法と水辺域での窒素除去能の発揮条件に基づく河川水質管理方策に関する研究
Author(s)	板橋, 直
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(農学)
Dissertation Number	乙第7118号
Issue Date	2021-03-25
DOI	https://doi.org/10.14943/doctoral.r7118
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/81383
Type	doctoral thesis
File Information	Sunao_Itahashi.pdf



河川集水域を対象とした農業由来の窒素負荷の算定法と水辺域での窒素除去能の発揮条件に基づく河川水質管理方策に関する研究

板橋 直

2021 年 3 月

目次

第Ⅰ章 緒論	
1. はじめに	・・・ 1
2. 既往の関連研究	・・・ 3
3. 本論文の目的	・・・ 7
第Ⅱ章 河川集水域単位で統計情報を活用して面源由来窒素負荷を見積もる手法の開発	・・・ 9
1. はじめに	・・・ 9
2. 材料および方法	・・・ 10
1) 研究対象地域	・・・ 10
2) デジタル地図データの作成	・・・ 10
3) 旧行政区内の人口と下水道使用人口の推計	・・・ 11
4) 旧市町村単位のデータの集水域単位のデータへの変換	・・・ 13
5) 窒素負荷と窒素流出ポテンシャルの算定	・・・ 13
6) 河川のモニタリング地点における実窒素流出負荷量の推定	・・・ 15
3. 結果と考察	・・・ 16
1) 推定された集水域単位の変数の妥当性の検証	・・・ 16
2) 修正原単位法による潜在的な窒素流出負荷量	・・・ 17
3) 潜在的な窒素流出負荷量と河川における実窒素流出負荷量の比較	・・・ 18
4) 流出の時間遅れの長さ	・・・ 19
5) 窒素負荷の水系への流出過程における窒素除去の違い	・・・ 20
4. 結論	・・・ 21
5. 要約	・・・ 21
第Ⅲ章 自然浄化機能発揮の場としての水辺域の重要性と機能発揮のための地形条件の検討	・・・ 23
1. はじめに	・・・ 23
2. 材料および方法	・・・ 23
1) 対象地域	・・・ 23
2) 水辺域における窒素濃度低下能付き収支モデル	・・・ 25
3) GIS データの整備と GIS モデルの作成	・・・ 26
4) 流域での窒素負荷量の算定	・・・ 29
5) 河川水質モニタリングデータ	・・・ 29
6) 統計処理	・・・ 30
3. 結果	・・・ 30
1) 水辺域地下水帯における窒素濃度低下モデル	・・・ 30
2) 水辺域に存在する土壌の違い	・・・ 31
3) 潜在的な地下水中窒素濃度分布	・・・ 32
4) GIS モデルにより計算した河川水質と観測値の比較	・・・ 32
5) モデル・パラメータの感度	・・・ 33
4. 考察	・・・ 34
1) 流域窒素負荷の河川流出における不明窒素の行方と本研究の位置付け	・・・ 34
2) 水辺域地下水帯での窒素濃度低下に影響する要因とモデル化	・・・ 35
3) 水辺域地下水帯の窒素濃度低下能と面源窒素負荷の河川流出率の関係	・・・ 35
4) 浅層地下水の河川への流出経路の違いの重要性	・・・ 36

5) 水辺域地下水帯の窒素濃度低下能と地形条件を考慮した河川水質の再現	・・・36
6) 不確実性	・・・37
5. 要約	・・・38
第Ⅳ章 河川集水域における面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性の区分とこれに基づく水質管理の考え方の提示	・・・39
1. はじめに	・・・39
2. 材料および方法	・・・39
1) 対象地域と浅層地下水の特徴	・・・39
2) GIS モデルによる浅層地下水の河川流出経路と地点ごとの脆弱性の区分	・・・40
3) LVZ と MVZ への窒素負荷と流出水窒素濃度の算定	・・・42
4) 統計処理	・・・43
3. 結果	・・・43
1) 河川集水域の LVZ と MVZ の区分と MVZ 面積率	・・・43
2) LVZ および MVZ からの流出水窒素濃度の推定	・・・44
3) LVZ と MVZ からの流出水窒素濃度、および MVZ 面積率と河川水窒素濃度との関係	・・・46
4) 河川水窒素濃度の低下に効果的な対策の検討	・・・47
5) MVZ 面積率と河川水窒素濃度の関係	・・・48
4. 考察	・・・48
1) 河川水質に対する窒素の脆弱地域	・・・48
2) 河川水質保全対策の優先地域	・・・49
3) 本研究で得られた知見の適用範囲	・・・50
5. 要約	・・・51
第Ⅴ章 面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性に及ぼす地域特性の検討	・・・52
1. はじめに	・・・52
2. 材料および方法	・・・52
1) 窒素負荷算定法の概要	・・・52
2) 研究対象地域	・・・52
3) デジタル地図の作成	・・・53
4) 環境窒素負荷の推定	・・・54
5) 河川水の窒素流出負荷量	・・・55
3. 結果と考察	・・・55
1) 窒素負荷を発生させる活動の長期的な構造変化	・・・55
2) 環境窒素負荷の長期的な傾向	・・・56
3) 環境窒素負荷と観測された河川水負荷との比較	・・・57
4. 結論	・・・59
5. 要約	・・・59
第Ⅵ章 総合考察	・・・60
1. 補足情報	・・・60
1) 霞ヶ浦周辺地域における窒素負荷と水質の現状	・・・60
2) 集水域での窒素負荷の河川水質への影響の出方について	・・・60
2. 今後の研究の展望	・・・61
1) 河川集水域単位での窒素負荷の変遷の把握の意義	・・・61
2) 水質汚濁に対する脆弱性における地域特性	・・・61

第Ⅶ章 要約	・・・63
引用文献	・・・66
謝辞	・・・74

図表タイトル一覧

第Ⅱ章

- 図 2-1 研究対象地域
- 図 2-2 霞ヶ浦流域の河川集水域の変数についての公表資料と開発した方法による推定値との比較
- 図 2-3 集水域ごとの潜在的な窒素流出負荷量と対応する河川の実流出負荷量の経時変化
- 図 2-4 土壌表面に施用された窒素に起因する潜在的な窒素流出負荷量と対応する河川での実窒素流出負荷量のピークどうしの比較
- 表 2-1 霞ヶ浦流域の支流集水域の諸元
- 表 2-2 土壌表面に負荷された窒素の推定に基づく、霞ヶ浦流域内の 13 河川集水域における見かけの時間遅れと窒素流達係数

第Ⅲ章

- 図 3-1 研究対象地域位置図
- 図 3-2 対象河川集水域の土地利用図 (A)、土壌図 (B)
- 図 3-3 典型的な台地－低地地形連鎖系における常総粘土層と浅層地下水、水辺域の関係 (模式図)
- 図 3-4 前章の収支モデル (左) と本報告で作成した「水辺域での窒素濃度低下能付き収支モデル」 (右) の概念
- 図 3-5 浅層地下水の台地－低地境界部における崖面湧出の有無の判定
- 図 3-6 水辺域地下水帯での窒素濃度低下能の台地－低地地形連鎖系上の地点による違い
- 図 3-7 水辺域地下水帯での窒素濃度低下能の台地－低地地形連鎖系上の位置および土壌類型による違い (A、B) と モデルで使用したパラメータ値 (下表)
- 図 3-8 隣接するグリッド間の標高差に基づいて抽出された崖状地形
- 図 3-9 農業、畜産、降雨による潜在的窒素濃度分布の推定 (2000 年)
- 図 3-10 河川水中窒素濃度の観測値 (横軸) とモデルによる計算値 (縦軸) の関係－水辺域の窒素濃度低下能を規定するパラメータの感度分析
- 図 3-11 河川水中窒素濃度の観測値 (横軸) とモデルによる計算値 (縦軸) の関係－地形に基づいて浅層地下水の河川流出経路を区分するパラメータの感度分析
- 表 3-1 対象河川集水域の諸元
- 表 3-2 水辺域の地下水における窒素濃度低下を表現するモデルを作成するために用いた文献リスト

第Ⅳ章

- 図 4-1 前章 (参考文献 2 ; 板橋ら (2013)) で開発した GIS モデルによる河川流域、および窒素負荷量と浸透水量による河川水質窒素濃度形成過程の概念図 (板橋ら (2013) を一部改変)
- 図 4-2 浅層地下水の崖面湧出の有無に基づく地点ごと脆弱性の判定
- 図 4-3 対象河川集水域における窒素の河川流出に対する脆弱地域の区分
- 図 4-4 LVZ、MVZ における面積当たり窒素負荷量と流出水窒素濃度の関係 (a、c)、LVZ、MVZ からの流出水窒素濃度および MVZ 面積率と河川水窒素濃度との関係 (b)
- 表 4-1 本研究で対象とした 9 河川と集水域の諸元 (板橋ら (2013) を一部改変)
- 表 4-2 対象河川集水域の諸特性値

第V章

図 5-1 本研究で用いた分析方法の概要

図 5-2 研究対象地域

図 5-3 Kasumi-L (a、c) および Goesan-L 集水域 (b、d) で窒素負荷を発生させた農業活動の長期的変動

図 5-4 Kasumi-S (a)、Kasumi-L (b)、Goesan-S (c) および Goesan-L (d) 各集水域の環境窒素負荷と集水域出口の河川で測定された観測負荷の長期傾向

第 I 章 緒言

1. はじめに

窒素は作物生産に不可欠な元素だが、同時に、農地に過剰に施用された窒素は、地下水系に流出し、最終的には地表水に流出することにより、いわゆる面源汚染（國松と村岡 1989）を引き起こす。この点で、農業は、工業、生活排水、降水などの他の発生源とともに、集水域への窒素負荷の主要な原因である。水質を保全するためには、水質観測地点で観測された窒素負荷に対するこれらの汚染源の寄与を把握し、負荷源ごとに適切な対策をとることが重要である。

わが国では、1970 年に水質汚濁防止法が制定され、以降、工場や企業などの点源からの汚染物質の負荷を規制する厳しい規制が取られ、効果を上げてきたが、最近まで閉鎖水系での汚染に顕著な改善は見られない。そこで 2005 年、いわゆる「湖沼法」が改訂され、管理者が効果的な対策を講じられるように、これまで手付かずであった農地や森林地帯、住宅地など、汚染物質の非点源（面汚染源、面源）からの排出の管理に注意が向けられることになった。隣国韓国の水質の状況も日本と同様であり、面源の管理も政策立案者や研究者の注目を集めている（たとえば、Choi and Shin 2002、Kim *et al.* 2004）。茨城県霞ヶ浦においても、1970 年前後に顕在化した水質汚濁に対し、長期に亘る水質保全計画が策定され、実行されてきた（田渕 2005）。この中で、生活排水や事業場排水など点源対策の効果は高く、1972 年以降の全窒素濃度の年平均値の推移を見ると（松森と板橋 2010）、市街地や工業地域を通じる河川では毎年 5~10.7%の割合で低下してきた。その一方で、畜産を含む農業の盛んな地域を流れる河川では、同じく毎年 5%から高い河川では 19.6%の割合で高まってきており、面源対策の重要性が認識されている。

水質保全対策としては、我が国の地方自治体においては、人間の活動が水質に及ぼす影響を推定および評価し、汚染物質管理計画を策定するために、「汚染負荷原単位」(PLU) 法（川島 1996）を採用し、点源対策には高い効果を発揮してきた。しかし、農業については、地域における作目や農法が多岐にわたることから一律の値を設定することには無理がある。農地に投入された窒素のうち、作物に吸収されなかった窒素の多くは硝酸態窒素となり、土層内を深部浸透し、土壤水、地下水を經由して移動し、河川等に流出すると考えられるものの、この経路の特定は困難で、したがって点源における流達率に相当する数値の設定ができないという問題がある。さらに窒素については、モンスーンアジアの代表的かつ広範にみられる特徴である水田（長谷川 1992、小川と酒井 1984、田渕ら 1983、田渕と高村 1985）および湿地（Tang *et al.* 2004）などの湛水土壤、ならびに河岸地帯（Hill 1996）および地下水系（Smith *et al.* 2004）において、植物による吸収や微生物による脱窒として大気に還元される機能（自然浄化機能）を考慮することが必要である。このような河川集水域等広域を対象に、窒素の移動や自然浄化機能を考慮できる数値モデルとして SWAT（Soil and Water Assessment Tool、Arnold *et al.* 1998。後述）などの研究・開発が進められてきているものの、我が国の行政への利用には至っていない。そのため、行政的には、河

川集水域規模での農業由来窒素負荷と河川等水質との定量的評価に基づく管理はまだ達成されていないといえる。

一方、農業由来窒素負荷と河川等水質の関係性の把握は進まないものの、こうした農業による水質汚濁の問題への対策が検討され実施されてきている。例えば、環境保全型農業も徐々に広がってきているが、一方で、こうした取り組みを水質改善に効果的に結び付ける工夫も必要と考えられる。その助けとなるのが面源負荷の河川水質への影響の大きな「脆弱地域」を特定し、水質保全対策を優先的に講じる考え方がある（EU 1991、Gburek and Sharpley 1998、Heathwaite *et al.* 2000）。窒素について水質汚濁に対する脆弱性を評価または水質管理に利用する手法としては、硝酸脆弱地域（Nitrate Vulnerable Zone、NVZ、EU 1991、西尾 2005）、N index（Heathwaite *et al.* 2000）などが開発・利用されているが、我が国での導入は進んでいない状況である。

このような状況から、行政による農業由来の水質窒素汚染を改善するために、次の問題が残されているといえる。

行政にとって入手が容易なデータを活用して面源由来窒素負荷の分布を特定し、河川等水質との関係解析を可能とする手法の開発

河川水質汚濁の原因としての面源由来窒素負荷に関する脆弱地域の特定法の開発

これらの解決により、水質汚濁対策として、地域で取り組むに窒素管理の考え方の整理が進むものと期待される。

2. 既往の関連研究

1) 流域での窒素負荷の算定

我が国の行政において用いられている発生負荷原単位法は、観測等によって設定された汚濁負荷源ごとの汚濁発生負荷量と当該の発生原基数の積により汚濁負荷を推定する方法である（川島 1996、國松と村岡 1989）。工場や事業所などの点負荷源を対象とした場合には簡易に汚濁負荷発生状況を把握できる有用性があり、湖沼など閉鎖水系の流域における汚濁負荷流入量の算定に用いられている。しかし、農地については、水田、畑等は立地条件や作目、気象条件によって負荷流出量が大きく異なることから、農業的土地利用への原単位の適用には限界があった。このため、農地を含む土地利用が主体の地域等広範囲を対象にした場合でも使用可能な窒素負荷の算定法が開発されている。

このうち、NNI (Net Nitrogen Input)、または NANI (Net Anthropogenic Nitrogen Input) は、市町村などの行政区域を対象として、対象地域に残存する（人為的）窒素負荷量を算定する方法として考案された（McIsaac *et al.* 2001、McIsaac *et al.* 2002）。この方法は、市町村等の単位で入手が容易な統計情報を用いることから、適用性は広く、河川流域から国レベルへの多くの適用事例がある（Swaney *et al.* 2012）。しかしながら、この方法は、流域等面的な広がりをもつ空間を一つの箱として扱うことから、対象とした空間内部での窒素負荷の分布を取り扱うには不適當であった。

2) 農地など土地利用における窒素負荷

農地からの負荷流出については、特に水田について負荷流出や浄化機能についての調査研究が 1970 年代行われ、灌漑水濃度が高い場合は浄化型、逆の場合は排出型となることが認められている（國松と村岡 1989）。植物体のない非灌漑期においても流入水の窒素濃度は低下することから、窒素除去のメカニズムとして湛水土壤における脱窒の寄与が考えられた（田淵ら 1983）。

畑地等農地については、降雨時の地表面流去水、土壤浸透水による溶脱が主要な窒素負荷の系外への流出機構であるが、傾斜がない場合や浸透性の高い黒ボク土においては、後者が主要な流出メカニズムとされる（竹内 1997）。この時、通常は土層内への固定や地下水面での脱窒の寄与は小さく、地表面での窒素収支による余剰窒素分が流出負荷量と考えられる。施肥等によるインプットと作物による収奪量の実測並びに資料に基づき算定された地表面収支が整理された（小川 2000、西尾 2001）

林地については、主要な窒素投入源は降水等大気降下物並びに窒素固定がある（田淵と高村 1985、Yoshida 1981）。大気降下物による窒素負荷については多くの観測事例（玉置ら 1991）があり、都市近郊においては著しく高い場合（田淵と高村 1985）も見られる。流出負荷量としては流出水量の変動が重要であり、地点ごとの蒸発散量の年次変動は小さいことから、降雨量に依存して大きく変動する（田淵と高村 1985）。

3) 地形、集水域での土地利用と水質の関係

河川における硝酸態窒素濃度と土地利用との関係では、集水域の畑草地面積率との正の相関が見いだされ（田渕ら 1995、岡澤ら 2009）、面積当たりの窒素負荷量に対する硝酸態窒素濃度の傾きが集水域内の豚飼養頭数に応じて高くなることから、養豚が河川水質窒素濃度に及ぼす影響が大きい（田渕ら 1995、志村と田渕 1996）。他方、土地利用のうち、水田面積率や林地面積率との回帰係数はマイナスの値をとることから、水田は河川水質窒素の低下に寄与していることが示唆されている（松森と板橋 2010、Yoshikawa *et al.* 2015）。

水田が河川水質窒素濃度の低下に寄与していることについて、地形の下方に水田を有する農地から地下水流出する窒素が、地下水のまま水田下層土に流入して脱窒除去される現象（恒川ら 2006）、あるいは崖面で湧出して水田中で除去される事例（田渕ら 1983）が確認されており、こうした「地形連鎖」の重要性が指摘されている（田渕と高村 1985）。水田田面水中の窒素濃度の低下は、移動距離を変数とする一次反応式で表され、反応係数は温度によって変わることが明らかにされている（田渕 1998）。畑地等窒素負荷面から地下水を通過して河川に流出する過程においては、河川近傍の地下水帯での窒素濃度の低下が広く認められており、このメカニズムは湛水土壤における脱窒が主体であると考えられている（Hill 1996、後述）。

4) 流域における自然浄化機能

3) と関連するが、流域土壌面に与えられた窒素負荷の一部しか河川に流出しない現象—自然浄化—は、世界各地で認められている（Howarth *et al.* 1996 など）。この不明窒素の行方について、van Breemen *et al.* (2002) は農地を含む地形上での脱窒が 46% と最大の寄与であることを指摘したが、詳細は明らかではない。これに関し、農地に由来する窒素の表面水、地下水を通じた河川流出を抑制する場としては、Riparian zone（または -buffer、-area など。ここでは「水辺域」）が注目されている（Peterjohn and Correll 1984）。水辺域は、河川や湖沼など湛水域と陸域との境界に位置して湿性環境による独特の生態系を持ち（Ilhardt *et al.* 2000）、地下水中的の窒素除去として大きい値で $60 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ が報告されている（Jordan *et al.* 1993）。こうした水辺域の持つ環境負荷物質の流出緩和機能に着目し、米国では水辺域の再生や維持が農地等面源由来の環境汚染物質に対する河川の水質維持のための BMPs（Best Management Practices、最適管理手法）の一つに位置づけられている（US EPA 2003）。そして、2004 年までに比較的小規模ながら全米で 2 万件以上の事業が展開されるまでに一般化した（Bernhardt *et al.* 2005）。

5) 霞ヶ浦流域における自然浄化機能

一方、霞ヶ浦及び隣接する牛久沼への流入河川流域（以下、霞ヶ浦周辺地域とする）においては、河川近傍の水辺域に相当する範囲は広く水田として利用されてきた。そのため水辺域として

よりも、台地－低地からなる地形連鎖系上の水田を対象として窒素除去能の研究が盛んに行われ、灌漑期、非灌漑期を問わず、その効果が認められてきた（田渕 2005、小川 2000）。しかし、その水田の窒素除去能の河川水質形成に対する寄与は明らかにされておらず、さらに近年、非灌漑期には窒素除去能が活用されていないことが指摘されている（松森と板橋 2010）。すなわち、同地域では、窒素負荷の多い野菜畑や樹園地、畜舎の多くは洪積台地上に分布する。これらの余剰窒素を含む土壌浸透水は、難透水層として機能する常総粘土層上に浅層地下水として滞留し、地表面の勾配に沿ってほぼ水平に移動する（吉谷ら 2001）。ここで、河道の下刻や 縄文海進期の海面上昇などによる侵食の結果、常総粘土層の深さまで開析が及んだ地点では、地下水帯水層の崖面への露出と浅層地下水の湧出が見られる（市川ら 1976；宇野沢ら 1988）。こうした湧水は、しばしば高濃度の硝酸態窒素を含み（黒田と田渕 1996）、かつて、灌漑期には水田灌漑水として利用され、また非灌漑期においても田に引き込まれることで、上述の水田の窒素除去能が周年発揮される場面があった。しかし、圃場整備により用排水系が整備された結果、とくに非灌漑期には湧水は水田を経由せず直接河川に放流されることとなり、窒素汚濁源の一つとなっている（松森と板橋 2010）。このように、非灌漑期の水田の窒素除去能は面源負荷の河川流出抑制に貢献する状況にはないが、何らかの流出抑制機能が年間を通じて働いていることが示唆される。これらに関しては、筑波台地の谷津地形斜面下部の地下水帯（井岡と田瀬 2004a、b）、平地林地地下水帯（石塚と小野寺 1997）、水路底泥（駒田と竹内 1998）における脱窒の寄与が指摘されている。しかし、これらの機能についての面的な評価は進んでおらず、河川水質に対する影響は未評価である。

6) 数値モデルの利用

こうした複雑な問題に対応する強力なツールとして、河川流域を対象に窒素等物質移動を計算できる数値モデルである SWAT モデルの利用が広がっている（Gassman *et al.* 2007；Wang *et al.* 2019）。SWAT は、河川流域を HRU（Hydrologic Response Unit）という土地利用、管理、土壌ごとの属性でまとめた地域単位の集合体とみなし、HRU 単位で営農活動による栄養塩や農薬の動態を流域単位でシミュレートする、空間的には半分布型の汎用物理モデルである（Arnold *et al.* 1998、Arnold *et al.* 2012）。ソースコードが公開されていることから、ユーザーがそれぞれのニーズに応じて改良、機能追加が可能であり、世界的に利用が進んでいる（Arnold *et al.* 2012、Wang *et al.* 2019）。

窒素動態については、土壌中での形態変化（無機化、硝化、脱窒）、作物吸収、地表面流去、アンモニア揮散、窒素固定、溶脱～地下水への流亡といった主要なメカニズムを取扱い、HRU から河川への流出を計算する（Neitsch *et al.* 2005）。上述のように流域における自然浄化機能に重要な河川近傍の水辺域における脱窒能を表現するモデル REMM（Riparian Ecosystem Management Model、Lowrance *et al.* 2000）を結合したモデルの開発・検討（Liu *et al.* 2020）も進められているほか、アジアモンスーン地域に特徴的な水田を対象とした改良（加藤ら 2013、

Sakaguchi *et al.* 2014) も行われ、我が国の土地利用の特徴を反映したモデル解析も可能となりつつある。

このように、SWAT には流域における窒素負荷流出について考慮が必要な重要なプロセスはモデル化されており、インターフェースも使いやすく工夫されていることから、今後の行政面での利用拡大も期待される。他方、アメリカ以外の国で使用するためにはデータの整備が煩雑であり (Wang *et al.* 2019)、また我が国の都市近郊のように土地利用が空間的に入り組んでいる地域で実態に即したモデリングをしようとする **HRU** が増えすぎる、などの難点もある。また、3) や 5) に述べた地形連鎖など地域に特異的な地形的特徴とそれに起因する水の流れや、オプションである自然浄化機能の発現を表現するには、モデル側の自由度やユーザー側の適応性が制限となる。

7) 水質窒素汚染に対する脆弱地域

他方、窒素等による水質汚濁を軽減するための管理手法として、脆弱地域の考え方が用いられている。

EU における Nitrate Vulnerable Zone (NVZ) は、水質モニタリングにより硝酸性窒素による汚濁が生じているか、あるいは汚濁が生じる懸念のある水系を対象として指定されるもので、硝酸指令 (Nitrate Directive ; EU 1991) に規定されている。この範囲内では農業・畜産由来の窒素負荷を適正に管理することが義務付けられ、違反に対する欧州委員会による警告への対応が不十分で、欧州司法裁判所の判決に従わない場合、最終的に高額な罰金が課せられる (EU 1991、西尾 2005)。しかし、NVZ は、流域または国単位の指定であるため、これらよりも空間的に小さな範囲、例えば地点ごとの脆弱性の違いに用いることは想定されていない。

アメリカ合衆国で開発された **N index** は、土壌面に負荷された窒素の根圏より下層への溶脱量に着目し、これに影響する窒素負荷量、土壌特性、降雨条件をそれぞれ点数化して、地点ごとに地下水汚染の生じやすさ (脆弱性) を評価する方法である (Heathwaite *et al.* 2000)。しかし、地下水の流動を考慮しないため、河川水質汚濁に対する脆弱性評価への展開は行われていない。

このように、現状では、土壌面への窒素負荷による河川水質への影響の違いを河川流域内の地点ごとに評価する簡易な方法は提案されておらず、河川流域を対象とした動態モデルの活用が現実的と考えられる。

3. 本論文の目的

従来、農業由来の面源窒素負荷による河川水質汚濁への影響については二つの問題があった。一つは、行政的に入手可能な情報に基づき、河川集水域等の広範囲を対象として窒素負荷の分布を表現し、量的に議論できる手法が存在しなかったこと、もう一つは、こうした面源窒素負荷を削減することの必要は理解されても、どこでどのくらいの負荷削減が河川水質の改善に効果があるかを議論することができていなかったこと、である。そこで、本研究では、農業・畜産が主体で河川水質汚濁が進行している地域を対象に、1) 行政的に入手が容易な統計情報を用いて、河川集水域の単位で農業由来の面源窒素負荷による河川水質への影響を定量的に扱うことを可能とする手法を開発し、2) 集水域への窒素負荷と河川水質変動との関係における主要な変動要因としての自然浄化機能とこれを発揮するために重要な地形的要因を明らかにする。さらに、3) 自然浄化機能を発揮する場と集水域中の面源窒素負荷発生地点との地形上の関係に基づいて、地点ごとの河川水質への影響の違い（脆弱性）を評価する手法を開発、河川水質を保全するための管理手法の考え方を提示する。そして、4) 集水域の窒素負荷流出に対する脆弱性を規定する地域特性を抽出することを目的として、以下の構成により研究を進めた。

1) 河川集水域単位で統計情報を活用して面源由来窒素負荷を見積もる手法の開発

最初に、河川集水域を単位とした農業由来の面源窒素負荷の長期的変遷を見積もるために、長期的に均質なデータが入手可能な行政情報（農業センサス等の統計情報）を地理情報システム（GIS）を用いることで集水域単位に変換する手法、並びに各種窒素負荷発生源から土壌や水系への排出率を考慮することで、環境に排出される窒素負荷量を見積もる手法（修正原単位法）を開発する。このことにより、従来行政的に使用されていた面源負荷推定手法である、「発生原基数×原単位」による原単位法に代わり、面源由来の窒素負荷をより妥当に見積もることを可能とする（第Ⅱ章）。

2) 自然浄化機能発揮の場としての水辺域の重要性と機能発揮のための地形条件の検討

集水域に負荷されて河川集水域末端では観測されなかった窒素負荷について、自然浄化機能のうち、地下水に流亡した窒素負荷の河川等への流出を抑制することが知られていた水辺域地下水帯における脱窒による窒素除去に着目する。このために既往文献に基づき、水辺域地下水帯における脱窒による硝酸態窒素濃度低下を表すモデルを作成する。さらに、この水辺域モデルを河川集水域を単位とした GIS ベースの簡易な動態モデルに搭載し、農業由来の面源窒素負荷の卓越した霞ヶ浦周辺地域に適用することで、水辺域地下水帯の脱窒を考慮することが同地域における河川水質の再現に効果があるかを検討する（第Ⅲ章）。

3) 河川集水域における面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性の区分とこれに基づく水質管理

の考え方の提示

農業由来の面源負荷が主体で、河川水質の汚濁が進行しつつある同地域を対象に、2) の動態モデルを活用することで、集水域内において面源窒素負荷の河川水質への影響の違いを区別する方法を検討する。同地域においては浅層地下水の河川流出経路は、地形条件により水辺域地下水帯を通過する場合としない場合が想定され、このことに基づいて集水域内の地点ごとに窒素負荷の河川水質への影響の違い（脆弱性）の評価を行う。また、このことに基づき、河川水質汚濁を改善するための集水域内での窒素負荷管理の考え方等を提示する（第IV章）。

4) 面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性に及ぼす地域特性の検討

面源窒素負荷による河川水質への脆弱性に及ぼす地域特性を検討するため、霞ヶ浦周辺地域とは地域特性の異なる韓国の小集水域を対象とした解析を行う。同地域は、中山間地に位置し、傾斜地に作られた農地は花崗岩を母材とする薄い有効土層からなっている点で、平坦な台地に厚い火山灰土が発達した霞ヶ浦周辺地域とは大きく異なった特性を持つ。両地域での農業由来窒素負荷と河川への流出負荷量を比較することにより、集水域における河川水質に対する脆弱性に影響する要因を明らかにする（第V章）。

第Ⅱ章 河川集水域単位で統計情報を活用して面源由来窒素負荷を見積もる手法の開発

1. はじめに

本章においては、農地が主要な窒素負荷源となっている地域を対象として、任意の水質モニタリング地点を末端とする集水域内における窒素負荷の発生量並びに流域末端へ到達する潜在的な窒素負荷量を算定する手法を開発した（参考論文1；Itahashi *et al.* 2007）。

窒素負荷発生の見積もりでは、さまざまな地域を対象とした際に生じる計算の質の不均衡を最小限に抑えるために、農林業センサスや統計などの全国規模の「質的に均質な」情報をできるだけ活用することとした。ただし、国勢調査や統計のデータは通常、集水域単位ではなく行政区単位で取りまとめられるため、このようなデータを集水域単位の値として計算に利用する際に克服すべきハードルとして、地理情報システム（GIS）を利用して、行政区単位のデータを集水域単位のデータに変換する方法を

開発する必要があった。ここでは、GISは、日本の複雑な土地利用分布を実現するために空間解像度の高さが要求され、政府機関から発行された紙媒体等の地図情報を利用するための工夫を行った。

同時に、集水域内で発生した窒素負荷のうち、潜在的に河川に流出する窒素負荷を算定するために「窒素流出係数」の概念を導入し、土壌下の地下水や地域の排水溝や河川などの地下水などの水系に放出される可能性のある窒素負荷として「窒素流出負荷量」を推定した。各負荷源で発生した窒素負荷に対する流出経路に応じた流出係数を設定することとした。

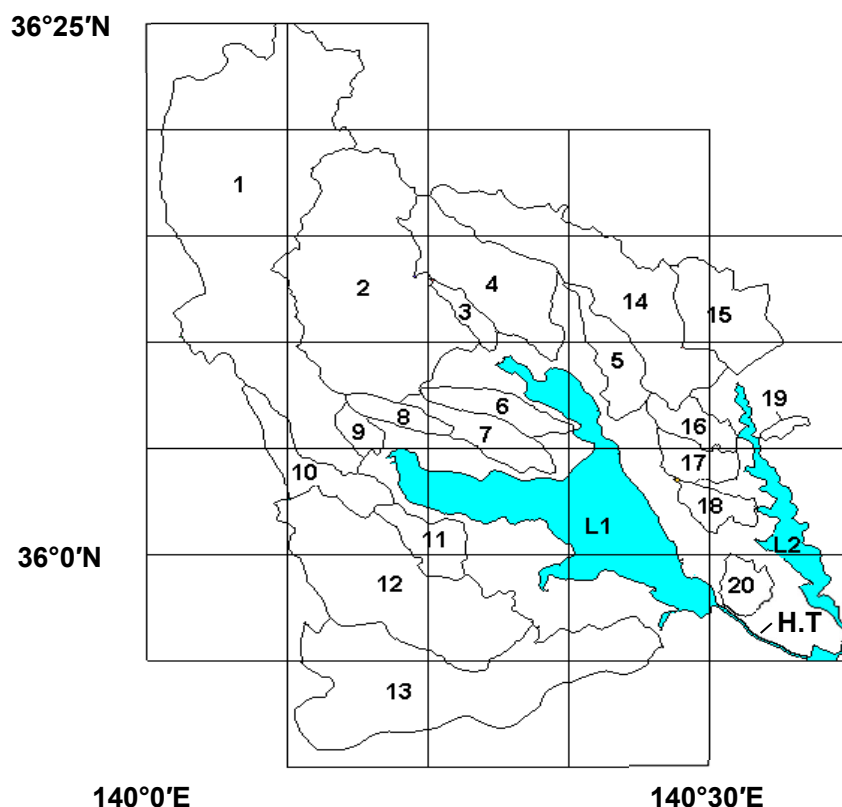


図 2-1 研究対象地域

霞ヶ浦は、西浦(L1)と北浦(L2)からなり、その間に常陸利根川(H.T.)がある。本章においては西浦に流入する桜川(1)、恋瀬川(2)、山王川(3)、園部川(4)、梶無川(5)、菱木川(6)、一ノ瀬川(7)、境川(8)、新川(9)、花室川(10)、清明川(11)、小野川(12)、新利根川(13)、北浦に流入する巴川(14)、鉾田川(15)、武田川(16)、山田川(17)、蔵川(18)、大洋川(19)、および常陸利根川に注ぐ夜越川(20)の各河川集水域を対象とした。

本章では、土地利用として水田が卓越した霞ヶ浦流域内のいくつかの河川集水域に対して、行政区単位の統計情報と他の科学的知見により設定された本手法を適用した。また、流域からの窒素負荷流出の変動の特徴と、流域の出口における実流出負荷量との定量的比較についても検討した。

2. 材料および方法

1) 研究対象地域

霞ヶ浦は日本で2番目に大きな湖（湖面の面積は約220km²）で、流域面積は約2,157 km²、北緯36度、東経140.4度に位置する（図2-1）。湖の周りは台地の一部を形成し、その地表面は緩やかな傾斜を持つがほぼ平坦である。流域の土地利用では、この地域の約20.5%は水田とハス栽培に利用され、これらは主に湖岸や河川沿いの低地に広がり、定期的に湛水されている。流域内の典型的な支流のいくつかの特徴を表2-1に示す。森林や農地などの面源の優位性と、家畜生産の活動の高いことを示している。

2) デジタル地図データの作成

Windows パーソナルコンピュータ（PC）で動作する地理情報システム（GIS）および関連プログラムは、Borland C++ for Windows を使用して開発した。GIS では、各ピクセルにさまざまな属性を割り当てることで、基本的なビットマップファイル操作とオーバーレイ分析を可能にした。地図データの属性としては、土地利用型、集水域名称、ピクセルが属する旧市町村名（AD）が含まれる。

データ操作の詳細は以下の通り。さまざまな主題のビットマップファイルは、紙地図上での輪郭画像をデジタルスキャンすることによって作成した。標高および土地利用データは、縮尺1:25,000の土地利用図（1976～1983年発行）および/または地形図（1995～1996年発行）をスキャンして作成した。旧市町村データは、1950年頃に作成された1:50,000の地形図をスキャンすることで作成した。集水域の境界は、1:50,000の縮尺の利水現況図（1980年発行）からスキャ

表 2-1 霞ヶ浦流域の支流集水域の諸元

支流	集水域面積(km ²)	人口 ^{a)} (人)	飼養頭羽数(頭・羽)			土地利用 ^{b)} (%)					集水域番号 ^{c)}
			牛	豚	鶏	林地、草地	水田	畑・樹園地	都市域	その他	
境川	14.9	11,000	170	640	550	25.3	12.4	30.3	24.4	7.5	8
山王川	10.8	24,000	150	1,100	6,000	14.3	14.5	31.5	33.5	6.1	3
山田川	19.3	3,500	77	9,300	220	30.3	21.8	40.2	6.7	0.9	17
武田川	19.6	3,700	130	1,400	17,000	36.4	16.6	38.5	7.0	1.6	16
梶無川	30.6	7,000	170	2,900	10,000	28.6	17.9	31.6	7.2	14.8	5
夜越川	16.7	4,300	140	250	2,400	40.3	29.5	18.0	7.4	4.9	20

a) 人口、飼養頭羽数は1995年の推定値。

b) 土地利用分布は、1976～1983年に作成された地図に基づき算定。

c) 集水域番号は、図2-1に準じる。

ンした。下水道共用区域の境界は、下水道建設計画図（茨城県都市局下水道課、1991 年発行）からスキャンした。次に、それぞれが 1 : 25,000 の縮尺マップに相当するビットマップファイルを個別に長方形の画像に変換し、各デジタル地図が南北と東西の方向にそれぞれ 705 ピクセルと 844 ピクセルで構成されるようにした。その結果、デジタルマップの 1 ピクセルのサイズは、36° N で約 13×13 m² の正方形の土地を表すこととなった。デジタル地図のラインデータ（線）は、各線が幅 1 ピクセルで構成され、線上にギャップが生じないよう適切に連結した。

電子地図を用いる際にも、紙地図のスキャンに関する手順を除き、同様の操作を行った。

下水道共用区域は土地利用の一部とし、集水域名、旧市町村名の各属性は、それぞれのファイルの重ね合わせにより各ピクセルに割り当てた。このことにより、ピクセルの属性に基づいて C（集水域）内の B（旧市町村）の A（土地利用型）のピクセル数として集計が可能となった。

3) 旧行政区内の人口と下水道使用人口の推計

生活排水の窒素負荷の計算に使用された情報のうち、総人口（総務省統計局 1950～1995）と下水道の普及率（日本下水道協会 1994）のデータは、公開された時期の市町村区域についてのみ入手可能であり、旧市町村区域における人口は 1950 年を除いて入手できなかった。これらの数値については、1960 年以降についても農林業センサス（農林水産省 1950～1995）に基づいて旧市町村の範囲で作成された他の窒素負荷源との比較を可能とするため、旧市町村単位に変換した。変換の手順は以下の通り。

旧市町村を人口の密集の状況により 4 つのカテゴリに区分し、カテゴリごとの人口変化率（a、b、c、d）は、対象年の新市町村の人口が 1950 年の旧市町村の人口、および「λ」をゼロとした時の変化率「a、b、c、d」の両者によって決定されたと仮定して、次の方程式を解くことによって計算された。

$$\begin{bmatrix} \mathbf{x}_{1A} & \mathbf{x}_{1B} & \mathbf{x}_{1C} & \mathbf{x}_{1D} \\ \mathbf{x}_{2A} & \mathbf{x}_{2B} & \mathbf{x}_{2C} & \mathbf{x}_{2D} \\ \mathbf{x}_{3A} & \mathbf{x}_{3B} & \mathbf{x}_{3C} & \mathbf{x}_{3D} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \end{bmatrix} \begin{pmatrix} a \\ b \\ c \\ d \end{pmatrix} + \lambda = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ \cdot \end{pmatrix}$$

ここで、 $\mathbf{x}_{ij} = \sum P_{ijk}$

P_{ijk} 、対象年の新市町村を構成する旧市町村の 1950 年時点での人口。

i 、新市町村番号。

j 、旧市町村のカテゴリ。「A」は都市域、「B」は平地の農村域、「C」は中山間地域、「D」は山間地域を示す。

k は、対象年の市町村 i に含まれる同じカテゴリ j の旧市町村数。

a 、 b 、 c 、 d は、対象年の各カテゴリの人口変化率。

y_i 、対象年の市町村 i の人口。

次に、結果の ‘ a ’ を、実際のデータ y_i と計算結果 $aX_{iA} + bX_{iB} + cX_{iC} + dX_{iD}$ を比較して修正した。‘ a ’ の補正値（ a' ）は次のように計算された：

$$a' = \frac{y_i}{aX_{iA} + bX_{iB} + cX_{iC} + dX_{iD}}$$

対象年 X' の旧市町村の人口は、カテゴリに応じて、次の式のように推定された。

$$X'_i = a' \times a \times X_{iA}、b \times X_{iB}、c \times X_{iC}、d \times X_{iD} \text{ のいずれか。}$$

上記の計算に続いて、集水域内の下水道使用人口が計算された。まず、流域を構成する現在の市町村のリストと、流域を構成する現在の市町村について、それぞれを元々構成した旧市町村リストを作成した。次に、現在の市町村での下水道使用人口（ nPW 、日本下水道協会、1994；茨城県、1991）を次のように記述した。

$$nPW = R \times nPT$$

ここで、

R 、現在の市町村における下水道使用人口の割合、

nPT 、現在の市町村の総人口。

次に、GIS を使用して、各旧市町村の居住者区域のピクセル数（ $nPixT$ ）と下水道共用地域ピクセル数（ $nPixWT$ ）を決定した。ここでの記号 ‘ i ’ は、新市町村を構成する旧市町村数を表している。これらの値は、土地利用図と旧市町村境界図を重ねることによって決定された。次に、これらの数値を使用して旧市町村ごとに k_i と r_i 値を計算した。

$$k_i = nPixT_i / nPT_i$$

$$r_i = nPixWT_i / nPixT_i$$

ここで、

nPT_i 、上記で推定された旧市町村での総人口。

次に、現在の市町村の推定総人口（ nPW' ）を次の式で計算した。

$$nPW' = \sum nPW_i = \sum (k_i \times f1 \times r_i \times nPixT_i)$$

ここで、 $f1 = R / r$ と $r = \sum nPixWT_i / \sum nPixT_i$ 。

旧市町村での下水道使用人口（ nPW ）と非使用人口（ $nNPW$ ）は、次のように計算された。

$$nPW_i = k_i \times k2 \times f1 \times r_i \times nPixT_i$$

ここで、 $k2 = nPW / nPW'$ そして

$$nNPW_i = nPT_i - nPW_i。$$

この結果を用いて、旧市町村における下水道共用地域及び非共用地域人口の単位ピクセルあたり人口（それぞれ $nUPW$ 、 $nUNPW$ ）が次のように計算された。

$$nUPW_i = nPW_i / nPixWT$$

$$nUNPW_i = nNPW_i / (nPixT_i - nPixWT_i)$$

次に、集水域内のすべての現在の市町村について上記の計算を実行することで、すべての旧市町村に対して下水道共用地域と非共用地域の1ピクセルでの人口のリストが作成された。最後に、集水域内の下水道使用または非使用の人口は、集水域内の下水道の共用地域と非共用地域のピクセル数、および集水域を構成する旧市町村について上記で計算された各旧市町村でのこれら地域の1ピクセルあたりの人口、の両者を用いて、それぞれの旧市町村における下水道共用地域と非共用地域の人口の合計値として算定された。

なお、下水道共用地域は、1991年に公表された下水道建設計画の地図と $nUPW_i$ と $nUNPW_i$ の値に基づいており、推定には一定の誤差が含まれていることに注意が必要である。

4) 旧市町村単位データの集水域単位データへの変換

農林業センサスのすべての統計値は、旧市町村を単位として記載されている。前節前半で述べたように、人口は旧市町村単位で推定された。次に、これらの変数について、旧市町村ごと集水域の内外の土地利用属性の分布を参照することによって、集水域単位データに変換した。これを行うために、たとえば、住宅地（土地利用属性）と人口（旧市町村単位の変数）、畑とジャガイモ耕作面積、ならびに草地や畜舎と牛の飼養頭数のような、1つ以上の土地利用属性と旧市町村単位の各変数との間での合理的な関係を設定した。そして、旧市町村単位の変数の値は、土地利用属性のピクセル数の集水域内外の分布に基づいて、集水域の内外に分割された。

5) 窒素負荷と窒素流出ポテンシャルの算定

本法では、農業が主体の流域内で発生する窒素負荷として、家庭生活並びに農業および畜産などの人間の活動と降水量に由来する窒素負荷について、以下に示す修正原単位（PLU）法を使用して計算され、窒素流出ポテンシャルは、集水域から環境に排出される潜在的な窒素負荷量として、窒素流出係数を考慮して推定された。

窒素負荷量は、農業センサスの発行がなかった1955年を除いて、基本的に1950年から5年ごとに集水域単位で計算した。また、農業センサスの情報と整合性をとるために、窒素負荷量の計算は年間値として行われている。

(1) 発生源ごとの窒素負荷の計算

a. 降水量

降水量からの窒素負荷は、年間の総降水量と窒素濃度の積によって推定した。集水域全体の降水量は、集水域内または付近の気象観測所での測定値（気象庁ホームページ）によって推計した。解析対象年におけるデータが入手できない場合は、直近の年の利用可能なデータで代用した。計算には、既往の報告値（玉置ら 1991）に基づき、 $0.008 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{mm}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ の降水中の窒素濃度と

して使用した。

b. 人の生活

人の生活からの窒素負荷はし尿と生活雑排水の 2 つのカテゴリーに分類した。これらは環境に排出される前に異なる処理を受けるため、異なる発生源として扱う必要がある。

文献（國松と村岡 1989）に基づき窒素に対する汚濁負荷原単位を使用した。し尿の場合は $9.0 \text{ (g-N 人}^{-1} \text{ 日}^{-1}\text{)}$ 、雑排水の場合は 1.7 (同単位) とした。

b-1. し尿

し尿の輸送と処理の 3 つの主要な経路は、(i) 下水道、(ii) 汲み取り、(iii) 浄化槽（単独浄化槽と合併浄化槽）での処理がある。単独浄化槽はし尿のみを処理し、合併浄化槽はし尿と生活雑排水の両方を集めて処理する。下水道の使用人口は前述の手順で推定され、各処理を使用する人口の比率は公表データ（国土庁）から推定された。すべての場合で、窒素負荷発生量は負荷発生原単位と各処理を採用する人口の積として計算された。

下水道を経由した窒素は、下水道管を介してトイレから処理施設まで輸送されるため、河川集水域における土壌表面への負荷とはみなさない。ただし、処理施設では排水が放流されることから、処理水中の窒素負荷は処理水出口が存在する河川集水域の負荷として計上する必要がある。

汲み取りされた窒素負荷の多くは、処理施設に輸送されて処理され、残り一部は処理されずに土壌面に廃棄されたものとみなした。それらの比率と単独および合併浄化槽の分布は、公表資料（国土庁）から推定された。

b-2. 生活排水

生活排水についてもいくつかの処理経路を設定した。(i) 前節と同じように下水管または合併浄化槽処理、(ii) 宅地内への廃棄、(iii) 農地への廃棄、(iv) 灌漑排水路、排水路、河川などの水路への排出。各処理を採用している人口の比率は、公表データ（国土庁）から推定された。いずれの場合も、し尿と同様に負荷発生原単位と処理人口の積として窒素負荷発生量を算出した。

各処理における窒素排出率（國松と村岡 1989）は、下水道経由、し尿収集、処理施設での処理、単独浄化槽処理、合併浄化槽処理について、それぞれ 0.68 、 0.01 、 0.71 、 0.58 、 1.00 に設定した。これらの窒素負荷はそれぞれ水路への排出とみなし、これらの排出率は、上記で計算されたそれそれぞれに対応する窒素負荷発生量と乗じることで流出ポテンシャルが推計された。

c. 農業

農業活動により発生する窒素負荷として、施肥を設定した。施肥基準に記載された施肥量（小川 2000）を各作物における施肥量 (kg-N ha^{-1}) として想定した。各作物の栽培面積 (ha) は、前記の通り農林業センサスに基づいて算定した。各作物の施肥による窒素負荷は、標準施肥量と作物ごとの栽培面積の積として計算した。

d. 畜産

畜産については、以下の家畜排せつ物の負荷発生原単位（日本畜産協会 1989、國松と村岡 1989）

を使用した。牛のふんと尿について 33.7 (kg-N 頭または羽⁻¹ y⁻¹、以下単位同じ。) と 29.2、豚のふんと尿について 5.59 と 2.74、鶏のふんについて 0.45。集水域内での家畜飼養頭羽数は、農林業センサスにおける出荷頭数に飼養日数などを考慮して 0.2 を掛けて推定されたブロイラー鶏の個体数を除いて、農林業センサスのデータを使用した。窒素負荷発生量は、それぞれの家畜飼養頭羽数とそれらに対応する負荷発生原単位の積として計算された。

家畜排せつ物は、液状のスラリーまたは堆肥として農地に散布される（農林水産省統計情報部 2000）と想定した。アンモニアガスの揮発と貯蔵中および堆肥化プロセス中の脱窒によりかなりの量の窒素が失われることが知られているため、堆肥と尿を土壌に施用した直後に、窒素発生負荷量に揮発係数をかけ合わせた。土壌表面で生じる実負荷量の推定には、牛と豚の尿では 0.5、牛のふんでは 0.23、豚のふんでは 0.149、鶏のふんでは 0.447 を用いた（倉島 1983）。家畜排せつ物の施用先に関する情報は限られているため、すべての家畜排せつ物は生産された旧市町村区域内で消費されると想定した。

(2) 潜在的な窒素流出負荷量の計算

潜在的な窒素流出負荷量は、各発生源における窒素発生負荷量に、窒素流出係数を乗じることにより算定された。農地における窒素流出負荷量は、作物ごとの施肥量に溶脱率を乗じることによって計算された（國松と村岡 1989、竹内 1997）。ただし、水稻作においては施肥窒素量よりも収奪される窒素量の方が多いこと（高村ら、1976）から、水田での溶脱率にはゼロを設定した。農地、林地、住宅地などの土壌における窒素負荷、すなわち、家畜排せつ物、降水、生活由来の窒素流出負荷量についても、窒素発生負荷量と流出係数（0.45、三輪と小川 1988、國松と村岡 1989）の積として計算した。一方、土壌には施用されず水路に排出される生活排水に由来する窒素発生負荷に対する流出係数は 1.0 に設定した。

集水域における潜在的な窒素流出負荷量は、すべての窒素負荷発生源の窒素流出負荷量の合計として計算された。ただし、下水道経由の窒素負荷は、通常、流域外にある下水処理施設において負荷の排出が行われることを想定し、流域への負荷からは除外した。

6) 河川のモニタリング地点における実窒素流出負荷量の推定

河川における年間窒素流出負荷量は、公共用水域水質モニタリング（国立環境研究所）などの全国規模の水質モニタリングデータ、および AMeDAS（Automated Meteorological Data Acquisition System、気象庁）などの気象データを使用して推定された。河川の年間窒素流出負荷量 (kg-N y⁻¹) は、年間流量 (Q 、10³ m³ y⁻¹) と年間平均総窒素濃度 (mg-N L⁻¹) の積として計算された。河川の年間流量は、次の式により推定された。

$$Q = (P - Ep) \times A$$

ここで、

P 、年降水量 (mm y⁻¹)、

Ep 、年間蒸発散量 (mm y^{-1}) であり、

A 、集水域面積 (km^2)。

年降水量は AMeDAS のデータを使用して計算し、年間蒸発散量は、ハモン法によって推定された毎日の蒸発散量から計算された (Hamon 1961)。河川水中の全窒素濃度の年間平均濃度の算定には、公共用水域水質モニタリングを用い、各観測地点での年間の全窒素濃度測定値の算術平均値を用いた。

3. 結果と考察

1) 推定された集水域単位の変数の妥当性の検証

開発した方法により推定された霞ヶ浦流域内の 6 つの支流域の特徴の一部を表 2-1 に示す。本法で得られた出力値の妥当性を確認するために、本法による推定値を他の方法による推定値および公表データとを比較した (図 2-2)。

まず、18 の支流の集水域面積を、元とした利水現況図に記載された値と比較した (図 2-2、a)。これら 2 組の集水域面積の相関係数 (r) は 0.998 ($n = 18$, $p < 0.001$) であり、回帰直線の傾きはほぼ 1.0 であったことから、本法による計算は利水現況図の流域面積を妥当に再現したことを示唆した。次に、作物の栽培面積 (森泉ら 1975) と家畜生産量 (吉川ら 1975) の推定に関して、

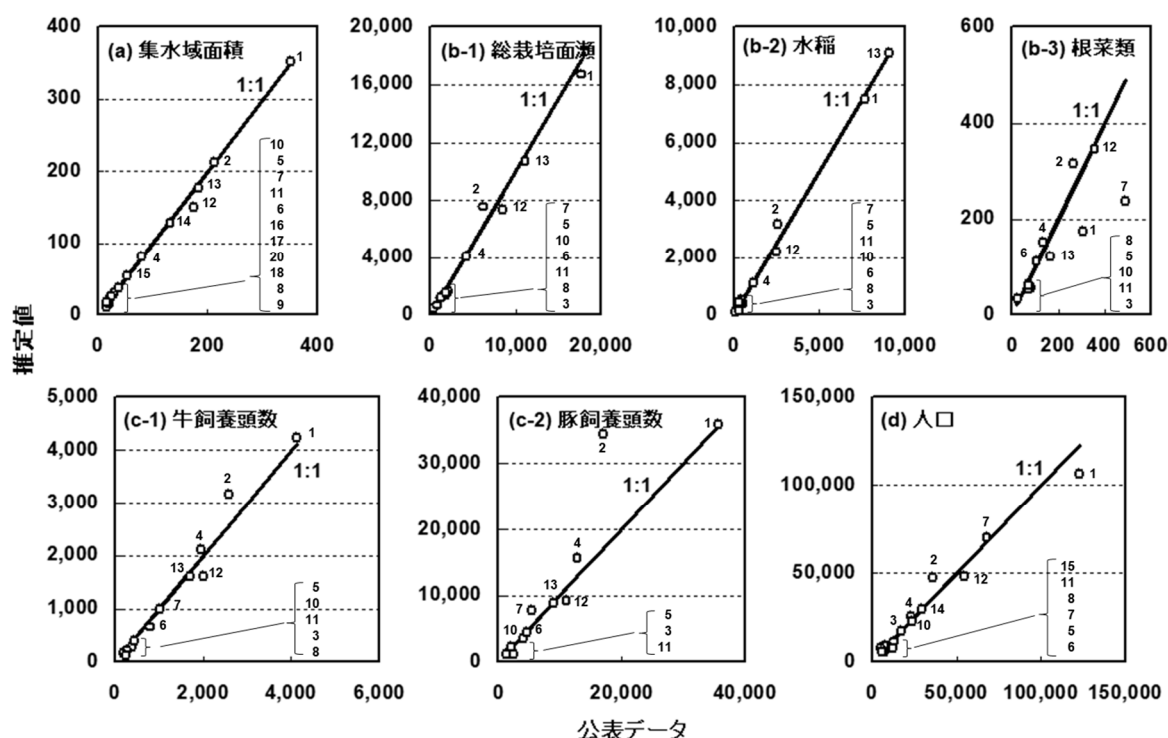


図 2-2 霞ヶ浦流域の河川集水域の変数についての公表資料と開発した方法で推定されたデータとの比較

各グラフの実線は、1 : 1 の関係を示す。

(a) 集水域面積 (km^2)、 $n = 18$ 、国土庁；(b) 栽培面積 (ha)、 $n = 12$ 、森泉ら(1975)；
(c) 家畜飼養頭数 (頭)、 $n = 12$ 、吉川(1975)；(d) 人口 (人)、 $n = 14$ 、林と塩(1974)。

1970 年の 12 流域におけるすべての作物の総栽培面積は、森泉ら（1975）の推定値と有意に相関し（ $r=0.994$ 、 $n=12$ 、 $p<0.001$ ）、回帰直線の傾きはほぼ 1.0（0.953）であった（図 2-2、b-1）。個別の作目等で見ると、一部の作物において 1：1 の線と比較してフィッティングが低く、また 1 つの集水域における豚飼養頭数推定値は外れ値となったものの（図 2-2、c-2）、各変数の相関係数は、根菜類の栽培面積が最低（ $r=0.805$ 、 $p<0.01$ 、図 2-2、b-3）から水稻栽培面積で最高（0.997、 $p<0.001$ 、図 2-2、b-2）まで比較的良好であった。第三に、開発された方法で推定された 1970 年の 14 流域の総人口が、メッシュ統計を使用した人口と比較された（図 2-2、d、林と塩 1974）。両者の相関係数は 0.983 で、回帰直線の傾きは 0.931 となり、2 組の推定値の間に有意に高い相関があることが示された（ $p<0.001$ ）。

以上から、本法による主要な出力値は、他のさまざまな方法による推定値等と比較すると、回帰直線の傾きがほぼ 1.0 である良好な相関関係を示した。残念ながら、流域における下水道使用人口については、それを参照する他の信頼できる情報がないため、本法による推定値の妥当性を検証できなかった。そうではあるが、開発された方法には、流域内の流域面積やその他の変数の合理的な推定値を計算する十分な機能があると結論付けた。

さらに、この方法のもう 1 つの利点として、全国規模の統計を利用することで、データの均一性と利用可能性が確保されていることにより、全国で同じ品質の見積もりが可能となることが指摘できる。

ただし、一連の分析では、1950 年代に作成された旧市町村区界を除き、1970 年代から 1990 年代に発行された印刷された地図に基づいて作成された GIS 地図データが使用された。特に土地利用の分布は、対象とした長期間の間に变化した可能性があるが、ここでは 1976 年から 1983 年の間に公開された土地利用図が一貫して使用された。本法においては、流域内外の土地利用の分布に基づいて変数の推定が行われたことから、これが推定の誤差を生む原因となった可能性がある。しかし、適切な公表データが見当たらないため、地図の作成日とは異なる年代について、これらの推定値の精度の検証は行われなかった。

2) 修正原単位法による潜在的な窒素流出負荷量

図 2-3 に 20 流域のうち 6 流域について修正原単位法によって計算した潜在的な窒素流出負荷量の典型的な時間経過を示した。図 2-3 では、各窒素負荷発生源からの潜在的な窒素流出負荷量を積み上げとして示しており、1950 年から 1995 年の潜在的窒素流出負荷量の総計は、各図の一番上の線として示されている。

期間中、畜産（例：図 2-3、a、b、c および d）と人の生活（例：図 2-3、e および f）からの流出負荷量の増減が大きく、他の発生源からの窒素流出負荷量は比較的安定していた。その結果、潜在的窒素流出負荷量の総量は畜産および/または人の生活に由来する窒素負荷の増減を反映して変動した。畜産からの負荷流出量の変動は主に家畜飼養頭羽数の増減によっていたが、人の生

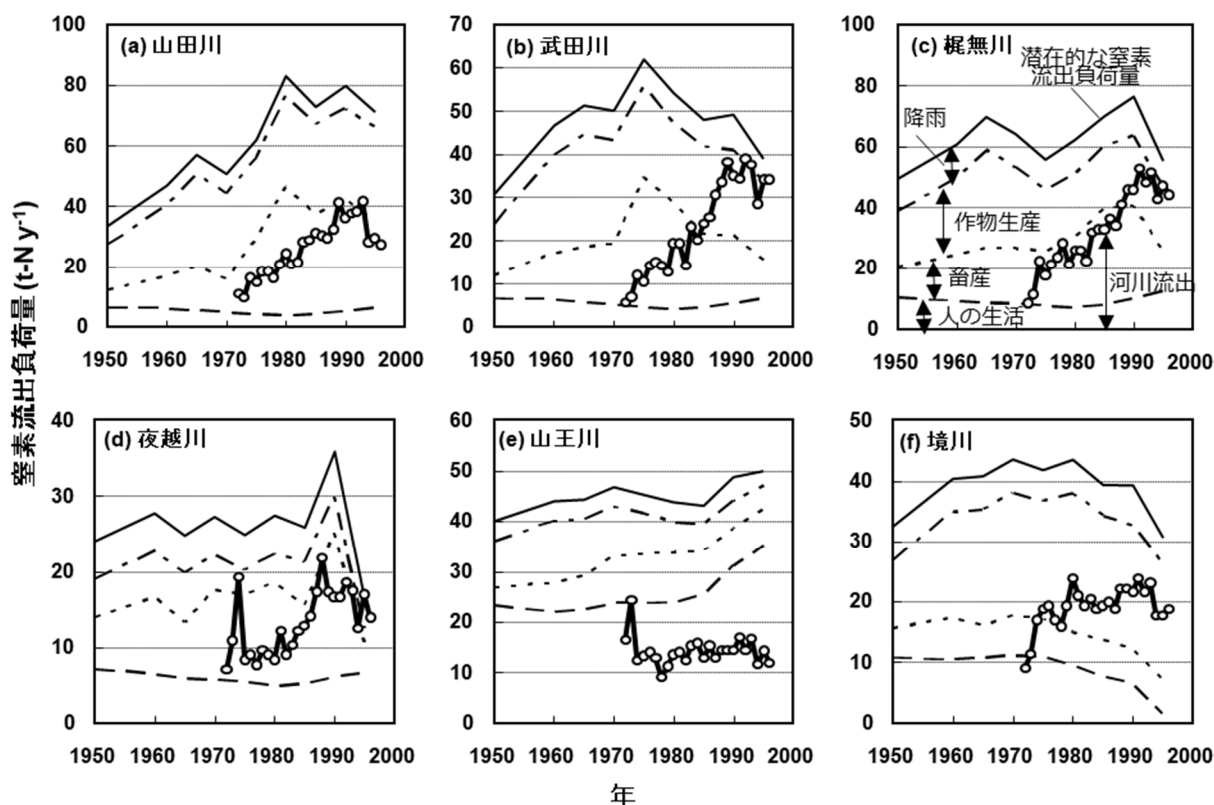


図 2-3 集水域ごとの潜在的な窒素流出負荷量と対応する河川の実流出負荷量の経時変化
各負荷源からの流出負荷量は積み上げグラフとなっており、各線の差が各発生源（人の生活、畜産、農業、降水量。それぞれ下から上）からの潜在的な窒素負荷流出量を示す。対応する河川において観測された実流出負荷量は、白丸と実線で示す。

活からの変動は人口の変化ではなく污水处理法の変化によるものだった。たとえば、図中の一番下の線で示されている人の生活由来の窒素負荷量についてみると、1980 年までは漸減しているものの、それ以降、わずかに増加に転じていた（図 2-3、a、b、c、d、e の一番下の線）。これは、1980 年ころまでに主流であった汲み取りの代わりに浄化槽利用が増加したこと、つまり、系外に運び出されて処理されていたし尿由来の窒素負荷が、浄化槽処理水として当該地域の水系に排出されることになったことを反映した。一方、境川の集水域においては、1980 年以降、人の生活由来の窒素流出負荷量の大幅な削減が生じていた（図 2-3、f の一番下の線）。これは当該集水域において下水道の普及率が上昇し、し尿由来の窒素負荷が系外に運び出されたことによって達成されたと解釈された（1995 年に普及率 92%）。以上のように、修正原単位法は、窒素負荷発生に関する活動の変化とこれらの集水域での潜在的窒素流出負荷量の変化を表出することができた。

3) 潜在的な窒素流出負荷量と河川における実窒素流出負荷量の比較

河川における実窒素流出負荷量は、国レベルの水質モニタリングデータが利用可能になった 1971 年以降を対象に計算した。これらは、図 2-3 では実線で示されている。図 2-3 で最も目立つ傾向は、潜在的な総窒素流出負荷量と実流出負荷量の明確な違いがあったことである。集水域の

いくつかの機能のために、集水域に負荷された窒素負荷量の多くが、河川集水域出口では観測されなかったと考えられた。これらには、バイオマスや地下水または地形上の土壌への蓄積や、脱窒によるガスへの変換などが含まれる (Boyer *et al.* 2002)。

対象とした 20 の集水域のうち 11 の集水域では、潜在的な窒素流出負荷量と河川での実流出負荷量の両者に明確なピークが見られたが (図 2-3、a、それぞれ 1980 年と 1993 年 ; b、1975 年と 1992 年 ; c、1990 年と 1992 年 ; d、1990 年と 1988 年、など)、9 つの集水域ではどちらかのピークが見られなかった (例 : 図 2-3、e、河川では 1973 年 ; f、どちらも明瞭でない)。2 つの異なるピークを示す 11 の集水域のいくつかでは、潜在的な窒素流出負荷量のピークの後に実流出負荷量のピークが続く傾向が見られており、2 つのピーク間に時間差 (負荷の発生から見れば流出の時間遅れ) が現れた (図 2-3、a では 13 年 ; b では 17 年)。このような集水域での実際の流出の時間遅れは、別の研究 (Tanaka *et al.* 1998) でも見られており、土壌中への窒素蓄積が関与することが示唆されている。時間遅れの長さは、集水域内の土壌-地下水系における貯蔵場所とその容量に依存する可能性があり、次節で詳しく議論する。

窒素流出負荷量の合計または河川での実流出負荷量のいずれかで明確なピークが検出されないほとんどの集水域では、実流出負荷量に不規則な変動が見られた (図 2-3、e および f)。変動の原因の一つは、実流出負荷量の算定法に起因していると考えられる。実流出負荷量は、河川水全窒素濃度の測定値 (年平均値) と年間の有効降雨量との積として算定している。このうち、後者は年降水量により変動するため、水質濃度が一定であっても不規則に変動する性質がある。そのため、河川水質窒素濃度の変動が比較的小さい場合、明瞭なピークとして現れないことが考えられる。もう一つの要因としては、点源の影響がある。境川と山王川の集水域の土地利用分布をみると、工業地域が集水域全体の 3% 以上を占め、都市域の比率が高いことも特徴だった (表 2-1)。工業など産業の立地は、集水域の水収支と追加の窒素負荷により窒素収支にも影響を与える可能性がある (田淵と高村、1985) ため、こうした変動が、本手法の計算には含まれていない産業活動によって引き起こされた可能性がある。このことは、流域レベルでの水収支および窒素負荷の推定には工場など他の点汚染源を考慮することが、より高い産業活動が立地する集水域における実流出負荷量の推定の精度を向上させるのに役立つ可能性があることを示唆している。そうではあるが、霞ヶ浦流域全体でみれば、窒素負荷に対する農業以外の産業による平均的な寄与が限定的であること (1996 年で 1.9%) に基づけば、工業地帯の比率が低い他の集水域については、これら点汚染源の負荷を考慮する必要性は低いと考えられる。

4) 流出の時間遅れの長さ

土壌や地形への貯蔵と脱窒による損失などの要因による土壌中の窒素の挙動は、実流出負荷の遅延 (Tanaka *et al.* 1998) と潜在的窒素流出負荷量と実流出負荷の 2 つのピークの高さの違い (Boyer *et al.* 2002) の原因であることが示唆されている。これらの 2 つの負荷量の関係をより

表 2-2 土壌表面に負荷された窒素の推定に基づく、霞ヶ浦流域内の 13 河川集水域における見かけの時間遅れと窒素流達係数

支流	集水域 番号 ^{a)}	土壌を通過した窒素負荷流出ポテン シャルのピーク		河川流出負荷量のピーク		見かけの流出時間 遅れ ($y, Y_2 - Y_1$)	窒素流達係数 (%, $A_2/A_1 \times 100$)
		出現年 ^{b)} (Y_1)	負荷量 ^{c)} ($t-N\ y^{-1}, A_1$)	出現年(Y_2)	負荷量($t-N\ y^{-1}, A_2$)		
菱木川	6	1980	79.9	1990	31.0	10	38.7
銚田川	15	1990	220.2	1995	103.8	5	47.1
一ノ瀬川	7	1980	98.3	1990	37.9	10	38.5
梶無川	5	1990	69.8	1990	39.3	0	56.3
蔵川	18	1980	61.5	1990	39.0	10	63.4
境川	8	1970	41.7	1980	20.5	10	49.0
桜川	1	1955	785.0	1980	384.3	15	49.0
新川	9	1980	37.1	1980	14.6	0	39.3
新利根川	13	1960	287.6	1985	96.1	25	33.4
武田川	16	1975	60.8	1990	31.7	15	52.1
巴川	14	1985	447.4	1995	211.6	10	47.3
夜越川	20	1990	32.0	1990	12.8	0	40.1
山田川	17	1980	81.5	1990	32.8	10	40.2

a) 図 2-1 における集水域番号；b)ピークを示した年次；c)ピーク時の負荷量

明確にするために、潜在的な窒素流出負荷量および河川での実流出負荷量のそれぞれから、水域または都市域の舗装部分（土壌面以外の地表面）に直接負荷された窒素負荷を差し引くことで、土壌面への負荷に由来する窒素の河川へ流出負荷を算定した。この結果、20 のうち 13 の集水域で、両窒素流出負荷がそれぞれ単一のピークを示し、見かけの流出時間遅れの長さは 0～25 年の間で違いがみられた（表 2-2）。土壌表面に施用された窒素負荷に起因する実窒素流出負荷量におけるピークの遅れの出現は明白だったが、時間遅れの長さは図 2-3 とは異なるものとなった。

土壌への有機態窒素の連続的および/または大量の施用により、有機態窒素の施用がないか、あるいは少量の施用に比べ、土壌への窒素蓄積が促進したと報告されている(加藤と米田 2001)。しかしながら、時間遅れの長さ、家畜排せつ物由来の窒素負荷量を集水域の農地の総使用面積で割って算定された土壌表面への平均的有機態窒素施用量の間の関係は明瞭ではなかった。本推定における有機態窒素の施用量は、処理プロセスの方法など、家畜排せつ物の処理に関する他の方法を考慮していない点で十分正確ではない可能性がある。さらに、家畜ふん堆肥の流域内での流通が最近増加している(農林水産省 2000)。これらは、堆肥の地域的な循環および土壌地下水システムにおける窒素動態の観点から、窒素の再分配に関する他の要因を考慮することの重要性を示唆している。

5) 窒素負荷の水系への流出過程における窒素除去の違い

集水域内であり得る窒素除去に関する機能を評価するために、土壌表面からの潜在的な流出量と実流出負荷量の両方のピーク（表 2-2）での値を図 2-4 にプロットしたところ、両者は有意な相関を示し ($r = 0.993$, $p < 0.001$, $n = 13$)、その勾配は 0.47 だった。これは、土壌表面での窒素負荷に起因する窒素流出負荷量の 47%が実際に川の集水域の出口に流出し、残りは出口に到達す

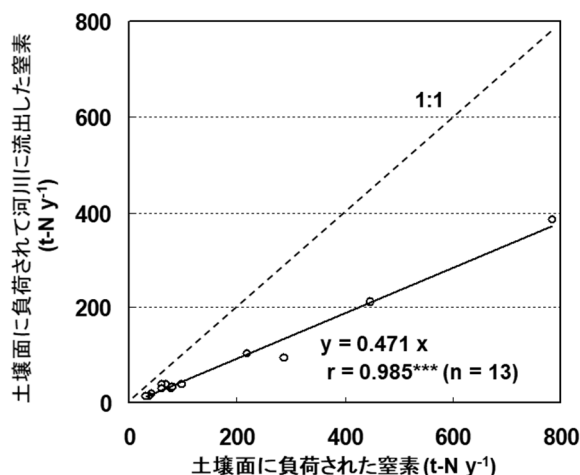


図 2-4 土壌表面に施用された窒素に起因する潜在的な窒素流出負荷量と対応する河川での実窒素流出負荷量のピークどうしの比較

図の X 軸は、窒素流出負荷量の合計から水系と舗装面に排出された窒素負荷を差し引いて計算された「土壌表面に施用された窒素負荷に起因する窒素流出負荷量」を示す。Y 軸は「土壌表面に施用された窒素に起因する河川における実窒素流出負荷量」を表す。これは、実際の総流出量から水系と舗装面に放出された窒素流出負荷量を差し引くことで求めた。

る前に何らかの方法で除去されたと考えられることを示唆した。この値を「窒素流達係数」(表 2-2) とし、100%との差を集水域における「窒素除去率」とした。

窒素除去率の大きさについては、前述のようにいくつかの機能の関与が示唆されたが (Boyer *et al.* 2002)、窒素除去率全体に対する個々の機能の寄与を分離することは困難である。窒素除去機能の中で、脱窒活動は、湿地 (Tang *et al.* 2004)、河岸地帯 (Hill 1996)、地下水 (Smith *et al.* 2004) などの湛水土壌で盛んであることが知られている。対象地域では、脱窒と植物の吸収を通じて稲作の栽培期間中に窒素を除去することが知られている水田土壌が優勢である (表 2-1、長谷川 1992、小川と酒井 1984、田淵ら 1983、田淵と高村 1985)。そこで、水田土壌における可能な窒素除去活動を評価するために、水田面積比と窒素到達係数との関係を解析した。それらの間の関係は弱い負の相関を示し ($r = -0.57$, $p < 0.05$, $n = 13$, データは示さず)、水田面積の増加は、脱窒および/または植物吸収による窒素除去により、集水域からの窒素除去率の大きさを支配する要因の 1 つである可能性がある。さらなる分析は、窒素除去率を左右する重要な要因の 1 つが水田または水辺地域を通過する水の移動時間であることが示唆されており、この観点を含む分析が、集水域における窒素除去活動の大きさを説明するのに役立つ可能性がある。加えて、集水域内の他のサイトでの脱窒および集水域への窒素貯蔵に関する他の要因についても、今後の研究で評価していく必要がある。

4. 結論

- 1) 修正原単位法は、集水域規模での潜在的な窒素流出負荷量の推定を可能にした。
- 2) 窒素流出負荷量と河川における実窒素流出負荷量の関係の定量的分析は、霞ヶ浦周辺のさまざまな集水域における窒素負荷流出の特性を反映した。

今後、異なる観点からの、あるいは他の地域の集水域との比較が、集水域に負荷された窒素負荷の河川水質への影響を理解するために重要と考えられる。

5. 要約

河川流域における潜在的な窒素流出を推定するための Windows ベースのシステムを開発した。このシステムは、地理情報システム (GIS) を利用して農業センサスなどの全国規模の統計情報による行政区単位のデータを河川流域単位に変換する方法を含む。システムは、集水域の汚染物質負荷原単位 (PLU) 法に基づいて窒素負荷を計算し、流出係数を導入することにより、それらを潜在的窒素流出負荷量として算定する。面源負荷が優勢な霞ヶ浦に流れ込む支流の集水域について、1950 年から 1995 年までの窒素負荷と潜在的窒素流出負荷量を推定した。各支流における実際の窒素流出負荷量も、最下流地点での水質モニタリングデータと気象データを使用して推定し、両者を比較した。得られた結果は以下の通りである。(i) この方法による各支流の流域面積やさまざまな作物の栽培面積などのいくつかの推定値は、他の方法および公表データによって推定されたものとよく一致しており、この方法は行政区域単位の統計情報を流域単位に変換することができた。(ii) 霞ヶ浦流入河川流域における 1950 年から 1995 年までの期間における潜在的な窒素負荷流出の変化は、家畜生産と生活排水処理法の変化を反映していた。(iii) 潜在的窒素流出負荷量と実流出負荷量を比較すると、流域内で発生した窒素負荷量の約 47% が河川に流出し、両者にはタイムラグが生じたことが示唆された。以上から、開発したシステムは、集水域規模での水質への面源の寄与に関する現実的な定量分析の可能性を提供した。

第Ⅲ章 自然浄化機能発揮の場としての水辺域の重要性と機能発揮のための地形条件の検討

1. はじめに

本章では、霞ヶ浦周辺地域における非灌漑期の河川水窒素濃度を対象として、前章で指摘した農業・畜産に由来する窒素負荷の河川流出抑制に対し、水辺域の流出緩和能とその機能の発揮を制限する地形条件の意義を明らかにする。このために、前章で作成した河川流域単位の窒素収支算定モデルに、

①水辺域地下水帯での窒素濃度低下能を付与し、

②対象地域の地形的な特徴に基づく浅層地下水の河川流出経路の違いを表現する、

という二点の改良を行った（参考論文2；板橋ら 2013）。これを、同地域のいくつかの河川流域に適用し、河川水窒素濃度の観測値との比較を通じて検証することで、面源由来の窒素負荷による河川水窒素濃度形成を考える上で、水辺域の機能と、地形条件を同時かつ適切に考慮することが有効であることを示す。

2. 材料および方法

1) 対象地域

本章では、霞ヶ浦周辺地域のうち、工場排水や生活排水の影響が比較的小さい9河川とその集水域を対象とした

（図3-1、表3-1）。

対象地域のほぼ中央に位置する土浦市

（東経140度11分

45秒、北緯36度4

分18秒）の気温と降

水量はそれぞれ

14.2℃、1154.4 mm

である（1979～2000

年の平年値）。霞ヶ浦

流域の土地利用は、

林地が19.8%と少な

いのに対し、水田が

20.5%、畑、樹園地が

15.1%と農業的な土

地利用が多い（田渕

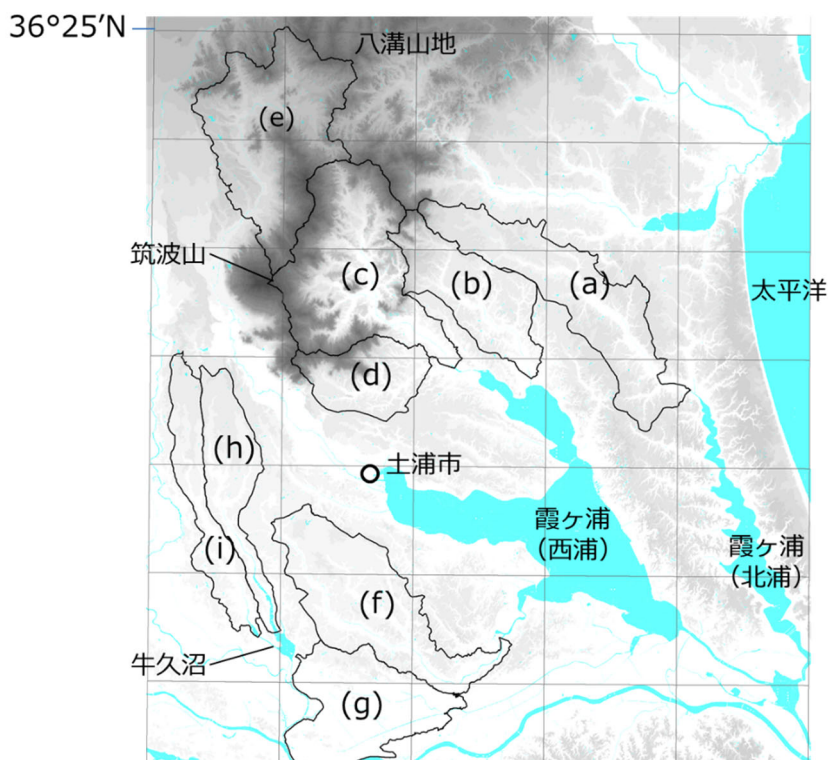


図3-1 研究対象地域位置図

北部東から (a) 巴川、(b) 園部川、(c) 恋瀬川（本流）、(d) 天の川、(e) 桜川（上流部）、南部東から (f) 小野川、(g) 新利根川（上流部）、(h) 東谷田川、(i) 西谷田川の各集水域。

表 3-1 対象河川集水域の諸元

記号	河川名	水質観測地点	流入先湖沼	流域面積(km ²)	主要市町村	農業集落数	作付け面積(ha) ¹⁾					家畜飼養密度 ⁴⁾	備考
							水稲・陸稲	野菜類	その他 ²⁾	果樹	施設 ³⁾		
a	巴川	新巴川橋	霞ヶ浦(北浦)	122.3	銚田市・小美玉市	125	1725 (14.1)	1096 (9.0)	1535 (12.5)	765 (6.3)	511 (4.2)	141	
b	園部川	園部川橋		79.4	小美玉市	89	1182 (14.9)	394 (5.0)	515 (6.5)	884 (11.1)	86 (1.1)	151	
c	恋瀬川	平和橋		153.0	石岡市	156	2118 (13.8)	154 (1.0)	601 (3.9)	629 (4.1)	30 (0.2)	65	本流
d	天の川	新治橋	霞ヶ浦(西浦)	55.5	石岡市・土浦市	56	1008 (18.2)	102 (1.8)	316 (5.7)	762 (13.7)	20 (0.4)	117	恋瀬川支流
e	桜川	大橋		153.8	桜川市・筑西市	122	2300 (15.0)	151 (1.0)	1472 (9.6)	68 (0.4)	163 (1.1)	10	上流部のみ
f	小野川	高田橋		125.2	稲敷市・牛久市	127	2007 (16.0)	732 (5.9)	728 (5.8)	77 (0.6)	27 (0.2)	18	
g	新利根川	堂前橋		100.9	龍ヶ崎市・利根町	133	4425 (43.9)	126 (1.3)	354 (3.5)	13 (0.1)	25 (0.2)	9	上流部のみ
h	東谷田川	丸山橋	牛久沼	63.3	つくば市	96	1118 (17.7)	248 (3.9)	1220 (19.3)	47 (0.7)	15 (0.2)	13	
i	西谷田川	境松橋		59.4	つくば市	105	1365 (23.0)	187 (3.1)	1346 (22.7)	45 (0.8)	14 (0.2)	8	

1) 出典は 2000 年農林業センサス；括弧内は、流域面積に対する割合（％）。 2) 麦類、雑穀、いも類、豆類、工芸作物、花き・花木、種苗・苗木類、その他の作物の合計。 3) 野菜類、花き・花木、果樹、種苗類の施設栽培の合計。 4) 単位は LU km⁻²；家畜単位（LU）、2000 年農林業センサスによる乳牛、肉牛、豚、採卵鶏の各飼養頭羽数およびブロイラーの出荷羽数に基づいて LU を計算、流域面積当たりで表示。乳牛・肉牛、0.65；豚、0.25；採卵鶏・ブロイラー、0.01（Chilonda and Otte 2006）。

2005、図 3-2A）。

霞ヶ浦周辺地域の地形は大きく三つに分けられる。すなわち八溝山地南縁の筑波山塊を中心とする山地と周辺の丘陵地、および洪積層上に関東ローム層を載せたほぼ平坦な台地、そして河川や古代の海による開析谷底に生じた沖積低地である。台地部では深さ約 3 m の位置に常総粘土層と呼ばれる難透水性の粘質層が分布している（小玉ら 1981、安原ら 1990）。図 3-3 に、対象地域の台地－低地の地形連鎖系と常総粘土層、浅層地下水の概念図を示した。台地上の河川流路は、標高 25～30 m の洪積台地面を下刻して形成されている（遠藤ら 1983）。河川の上流部では、この下刻の程度が 1～2 m と小さいのに対し、下流ほど下刻が大きく（市川ら 1976）、最下流部では台地面から霞ヶ浦湖面（海拔 0 m）や牛久沼水面（海拔 3 m）までの標高差として 20 m に達する。筑波－稲敷台地における自由地下水面は、関東ローム層や常総粘土層中に位置する（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）。霞ヶ浦周辺地域の主要な作物は水稻で、水田は河川兩岸の沖積低地に分布する。窒素負荷の多い野菜類は巴川、小野川、園部川流域に、施設栽培は巴川流域に多く、畑・樹園地は、洪積台地上に広く分布する。畜産は、園部川、巴川流域に多いほか、天の川、恋瀬川本流域にも見られるが、その他の流域には少ない（表 3-1、図 3-2A）。台地部の表層土壌は、関東ロームを母材とする黒ボク土群が主体である（図 3-2B）。河川流路近傍などの沖積低地には、灰色低地土、グライ土のほか、多湿黒ボク土、黒ボクグライ土、泥炭土など様々な土壌が分布する（図 3-2B）。

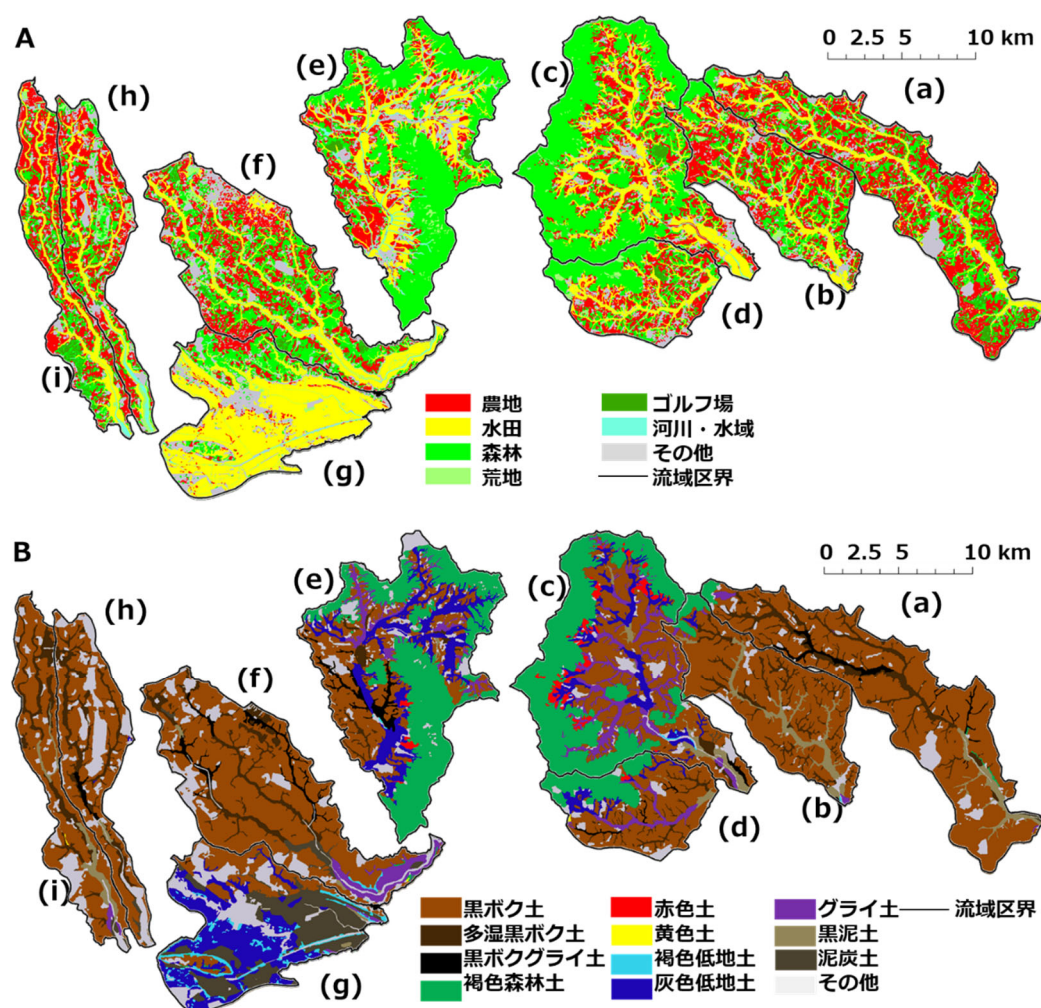


図 3-2 対象河川集水域の土地利用図 (A)、土壌図 (B)

A、国土地理院発行の 1/25000 土地利用図 (1976～1982)、地形図 (1995～1996) に基づいて作成
「農地」は、畑、樹園地、草地、農業施設 (畜舎、温室) を含む。「水田」には、一部ハス田を含む。「その他」は、居住地や工場、文教地区、道路施設など。
B、1/50000 土壌図 (茨城県、1980～1992) に基づいて作成。河川流域 (a) ～ (i) は、図 3-1 に準ずる。

2) 水辺域における窒素濃度低下能付き収支モデル

前章の GIS モデルに対し、1) 水辺域地下水帯を通過する窒素濃度低下、2) 台地部で形成された浅層地下水の崖面での湧出、の二点を考慮して改良した (『水辺域での窒素濃度低下能付き収支モデル』)。この改良モデルを用いて得られる河川水中窒素濃度と、実測の河川水質濃度との比較によりモデルの検証を行った (図 3-4)。それぞれの概念のモデル化は、以下のように行った。

(1) 水辺域浅層地下水中の窒素濃度低下モデル

河川流域内の水辺域は、河川との隣接地点が窒素濃度低下能を付与する土壌類型 (有機質土壌、湿性土壌。詳細は 3. 結果 1)) である場合に、その地点から地形的に上位に遡り、これら以外の土壌類型が生じるまでの範囲として設定した。水辺域地下水帯における窒素濃度低下を表現するモデルおよびパラメータは、既往の文献を整理して作成・抽出した (表 3-2、詳細は 3. 結果 1))。

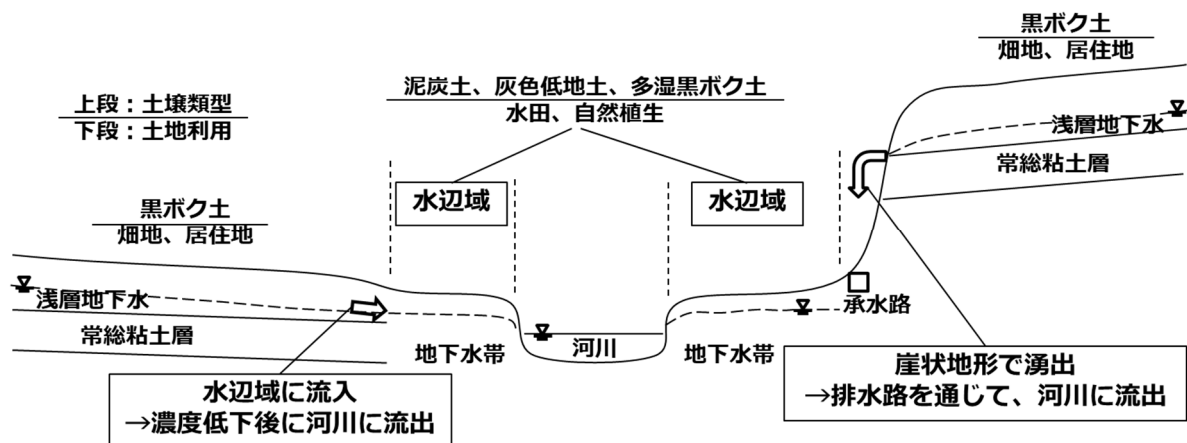


図 3-3 典型的な台地－低地地形連鎖系における常総粘土層と浅層地下水、水辺域の関係（模式図）

洪積層最上部に常総粘土層があり、浅層地下水帯は粘土層中および、この上に載るローム層中に形成される。浅層地下水は、地表面の勾配に沿って移動している。図中、河川より左側は、流域の上流部に見られる地形変化の小さい連鎖系、右側は河川下流部などに見られる標高差の大きな崖状地形を伴う連鎖系を示す。例示した土壤類型と土地利用は、この限りではない。

(2)浅層地下水の河川流出経路の区分モデル

浅層地下水の河川流出経路の区分は、常総粘土層の崖状地形による分断に基づいて判定した。浅層地下水層を形成する同粘土層上面は、地表面下約 3.0 m に存在する（小玉ら 1981、安原ら 1990）。そこで、同粘土層の分断の判断は、GIS モデル上で浅層地下水の移動経路上に現れる地表面標高の変化を参照し、隣接するグリッド間での地下水移動前後の差として 3.0 m を基準として行った。また、本パラメータの感度を調べる目的では、1/2 倍（1.5 m）および 2 倍（6.0 m）の値を用いた。

3) GIS データの整備と GIS モデルの作成

(1)グリッドサイズと浅層地下水の水移動方位の設定

本 GIS モデルでは、1/25000 地形図 1 枚分を南北 744 × 東西 845 のグリッドデータとして整備した（1 グリッド はおよそ 13 m 四方）。地下水流動方向はおおむね地表面の勾配に沿っている（吉谷ら 2001）。このことに基づき、モデル上では等高線、水準点などから地表面標高の DEM（Digital Elevation Model）を作成し、これに D8 モデル（あるグリッドの水量を、周囲 8 グリッド（方位）のうち標高値の最も低いグリッドに移動させる方法。O' Callaghan and Mark 1984）を適用することを基本に、グリッドごとに地下水流動方向を設定した。

(2)土地利用、土壌、流域区界、農業集落区界データの設定

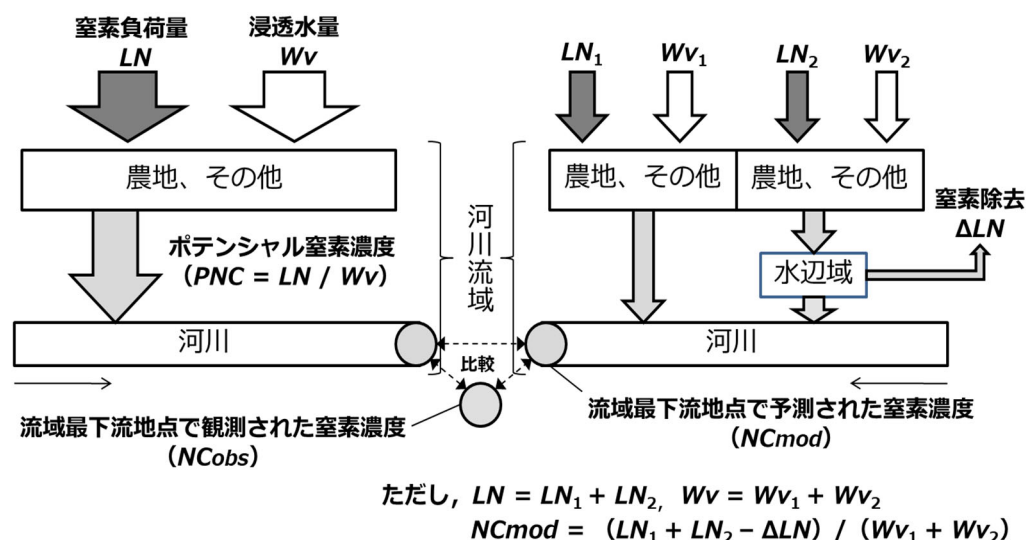


図 3-4 前章の収支モデル（左）と本報告で作成した「水辺域での窒素濃度低下能付き収支モデル」（右）の概念

Itahashi *et al.* (2006) の収支モデルでは、流域内への窒素負荷量を有効降水量で除すことにより、ポテンシャル濃度（*PNC*）を算出、これを河川流域末端での窒素濃度（*NCobs*）と比較した。本章で作成したモデルは、流域内の水辺域における窒素濃度低下の効果を取り入れて、流域最下流地点での窒素濃度（*NCmod*）を計算し、観測値と比較した。水と窒素負荷の水辺域を通過する・しないは、対象地域の地下水の存在形態と地形により判断した。

土地利用、土壌、河川流域区界データは、前章に準じてデータ化した。また、本報告では、窒素負荷算定の単位を、前報で用いた旧市町村の代わりに農業集落に変更した。農業集落区界データ

表 3-2 水辺域の地下水における窒素濃度低下を表現するモデルを作成するために用いた文献リスト

Burt et al. (1999)	英国・オックスフォード近郊	clayey pelo-alluvial gley soils	湿性
Cey et al. (1999)	カナダ・オンタリオ州	silt loam, grey-brown Luvisols	有機質
Cooper (1990)	ニュージーランド・ハミルトン近郊	Aeric haplauepts, Histosols	有機質, その他
Devito et al. (2000)	カナダ・オンタリオ州	Peat	有機質
Haycock and Pinay (1993)	英国・グロスターシャー州	Calcaric Gleysol	湿性
Hill (1990)	カナダ・オンタリオ州	Histosols	有機質
Jacobs and Gilliam (1985)	米国・ノースカロライナ州	Typic Paleudults	その他
Jordan et al. (1993)	米国・メリーランド州	Pensauken sediments	その他
Lowrance (1992)	米国・ジョージア州	thermic Arenic Plinthic Paleaquults	湿性
Mariotti et al. (1988)	北フランス	argillaceous superficial cover, Tertiary clay, Quaternary sandy-clay	その他
Mengis et al. (1999)	カナダ・オンタリオ州	dark brown stony loam	その他
Peterjohn and Correll (1984)	米国・メリーランド州	noncalcareous, fine sandy loam	その他
Pinay and Decamps (1987)	フランス南西部	brown leached silt and clay	その他
Pinay et al. (1993)	フランス南西部	poorly drained clay loam soils	その他

1) 水辺域における窒素濃度低下能を水辺域の土壌の性質によって区分する際に用いた分類；有機質、Histosols、Peat など；湿性、gley、grey のキーワードが付いた土壌；その他、有機質・湿性土以外の土壌、および分類不明の土壌。

は 2000 年の農業集落地図データ(財団 法人農林統計協会)のポリゴンデータを ArcGIS(ver9.3、ESRI 社)により読み込んで用いた。

(3)流域最下流点における窒素濃度の算出

流域内の浅層地下水および窒素の移動と流域最下流点となる河川上での窒素濃度の算出は以下のように行った。

①浅層地下水の保水量および窒素負荷量は年単位の集計値としてグリッドごとに与えた。保水量は、1999～2001 年の平均の降雨浸透水量として流域ごとに、窒素負荷量は、農業集落区界ごと、地目別に設定した(2. 材料と方法 4))。

②あるグリッドにおける浅層地下水中窒素濃度は、当該グリッドとその集水範囲から供給される水量および窒素負荷量の完全混合により生じる濃度を基本とした。各グリッドの保水量は、最初に与えた保水量とし、そのため地形上の下流ほど通過水量が多い。

③浅層地下水の移動における崖面湧出の有無の判定は、その移動経路上の隣接するグリッド間の標高差を、別に設定する閾値(小玉ら 1981、安原ら 1990)を参考に初期値は 3.0 m に設定)と比較することで行った(図 3-5)。

a 標高差が閾値以上の場合、崖面湧出とし、台地-低地境界部の崖上グリッドとその集水域内にある全水量と窒素負荷量を、そのまま流域最下流点に与える処理を行った。これは、当該グリッドを通過する浅層地下水が、湧出後に排水路網を通じて河川に排出されることを表現したものである(図 3-5)。

b 標高差が閾値未満の場合、崖面へ湧出せずに地形に沿って地下水帯を流下することを想定した(図 3-5)。この経路で水辺域を通過する場合の濃度変化は以下のように計算した。水辺域に流入する直前のグリッドにおける窒素濃度に対して、「陸域-水辺域境界における濃度変化モデル」

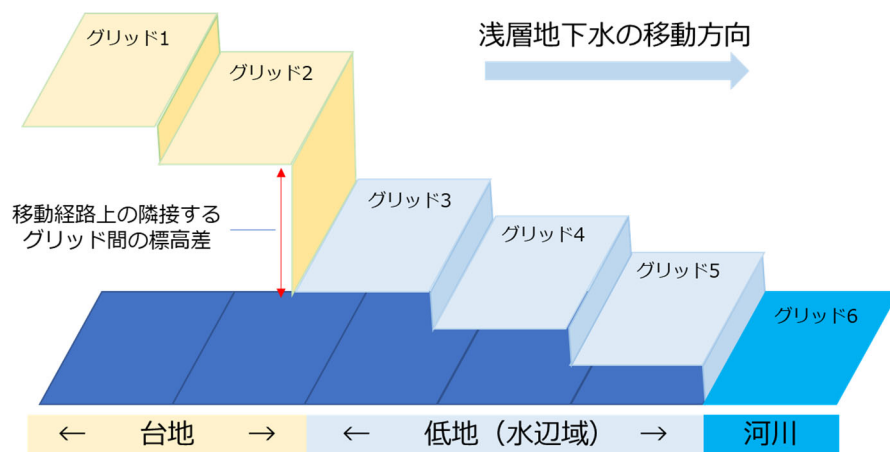


図 3-5 浅層地下水の台地-低地境界部における崖面湧出の有無の判定

河川(グリッド6)を最下流地点とする仮想の小集水域において、台地下端(グリッド2)から低地上端(グリッド3)への浅層地下水の移動経路は、グリッド2と3の標高差と閾値として設定した値(初期値は 3.0m)との大小により区別した。前者が後者よりも大きい場合、この地点で浅層地下水は湧出し、直接河川グリッドに直接流出する(本文③a)。逆の場合、浅層地下水は湧出せず、地下水のまま低地部に侵入し、水辺域に存在する土壌の種類に応じた窒素濃度の減衰を受ける(本文③b)。

を適用した（詳細は 3. 結果 1)）。この結果として得られた濃度を水辺域流入直後のグリッドの濃度として与えた。

水辺域内を移動する間の濃度低下は、「移動距離に応じた窒素濃度低下モデル」を適用して計算した（詳細は 3. 結果 1)）。

下流側に「河川・水系」属性を持つグリッドに隣接するグリッドにおいては、当該グリッドを通過する水量と窒素負荷量を流域最下流点に与える処理を行った。

④流域最下流点にあたる河川グリッド上での窒素濃度は、以上の計算から流域最下流点に与えられた水と窒素負荷量のすべてを完全混合して生じる濃度として計算した。

この結果との比較の対象として、水辺域での窒素濃度低下を考慮しない場合の流域最下流点での窒素濃度を算出した。これは、流域への全窒素負荷量を全浸透水量で除して求められる平均濃度に相当する（収支モデルにおけるポテンシャル濃度、図 3-4 左の *PNC*）。

以上の処理を行う GIS モデルは、C 言語による専用プログラム群として作成した (Borland C++ ver.4.0 を使用)。

4) 流域での窒素負荷量の算定

河川流域土壌面に割り当てる窒素負荷量（評価年は 2000 年）は、前章に準じて設定し、異なる点を以下に記載した。

(1) 対象地域として点源の影響の少ない河川流域を設定したことから、窒素負荷源は作物栽培由来、家畜飼養由来、降雨由来の 3 種類とした。

(2) 作物栽培面積および家畜飼養頭数は、「2000 年世界農林業センサス農業集落カード」（財団法人農林統計協会）を用いて、農業集落の単位で集計した。

(3) 作物栽培に伴う窒素負荷量は、作目ごとの栽培面積に西尾（2001）を参考に設定した施肥窒素原単位を乗じて求めた。

(4) 年間降雨量はアメダスメッシュデータ（1999～2001 の平均；清野 1993）から流域範囲に該当する全メッシュの平均値を求め、これを流域の代表値として用いた。

5) 河川水質モニタリングデータ

河川流域末端での窒素濃度のモデル計算値との比較には、公共用水域水質モニタリングデータ（環境数値データベース；(独) 国立環境研究所 2012）を引用した。

また、対象地域の水田非灌漑期は、降水量が少ない時期であること、および水田の灌排操作の影響がなく流量が安定していることから、汚濁源の調査に都合がよいとされる（田渕ら 1975）。そこで、モデルによる水質計算濃度との比較には、対象河川流域それぞれの最下流点に設定された水質観測地点における非灌漑期（10 月～翌年 3 月）の全窒素濃度を用いた。1999 年から 2001 年の観測値は、地点ごとに 9～18 点あり、これらの中央値と 25% 値、75% 値を用いた。

6) 統計処理

水辺域地下水帯における窒素濃度低下の地点間差および土壌間差の検定には、Kruskal-Wallis法を用いた。2変量間の相関係数の有意差の判定には、Pearsonの方法を用いた。モデルによる実測値の再現性の良否の指標には、平均二乗誤差の平方根（root mean square error、RMSE）を用いた。

3. 結果

1) 水辺域地下水帯における窒素濃度低下モデル

表 3-2 に水辺域地下水帯における窒素濃度低下を表現するモデルの作成およびパラメータの抽出に用いた既往の文献を示す。これらの文献を整理し、窒素濃度低下に影響を及ぼす要因として、以下に示す位置の違いと土壌の違いを抽出した。

(1)陸域～水辺域の地形連鎖上の位置の違い

文献から抽出したデータセットを、地点 1:「上位地形面と水辺域との境界部分」と地点 2:「平坦な水辺域内」に分け、それぞれの地点における地下水中窒素濃度の変化を、地下水の移動前後の濃度比 (C/C_0 、 C は移動後、 C_0 は移動前の濃度) により比較した (図 3-6)。この結果、観測値間のばらつきは大きいものの、地点 1 における窒素濃度低下は地点 2 に比べて有意に大きく ($P<0.001$)、地点 1 と地点 2 を区別する必要があると判断した。地点 1 における濃度低下の中央値 0.1 は、地点 1 で窒素濃度が 1/10 に低下することを示している。

(2)水辺域に存在する土壌の違い

図 3-6 で示したデータセットを、さらに水辺域の土壌類型で整理した。ここで用いた土壌類型は、「有機質土壌」(文献中で“Peat”や“Histosols”の記載)、「湿性土壌」(同じく“gley”、“grey”の記載)とした (表 3-2 の「水辺域土壌・地質」)。また、これら以外の土壌および分類の明瞭でない土壌をまとめ「その他の土壌」として区別した。地点 2 においては、流下距離に応じた濃度変化として表現した (図 3-7 脚注)。

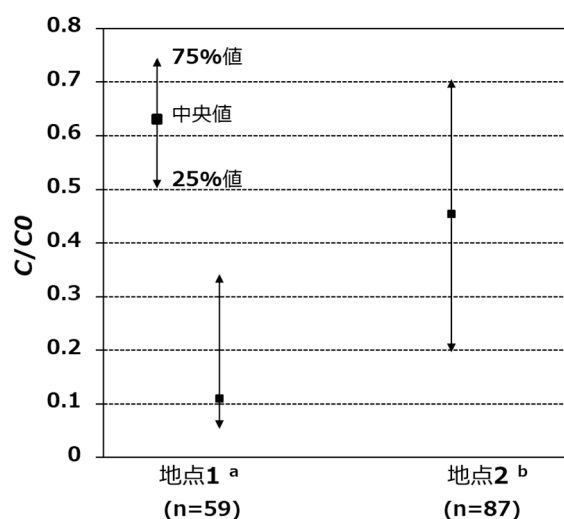


図 3-6 水辺域地下水帯での窒素濃度低下能の台地－低地地形連鎖系上の地点による違い

地点 1、上位地形面と水辺域との境界部分；地点 2、平坦な水辺域内。異なるアルファベットは、1%水準で有意差があることを示す (Kruskal-Wallis 法)。

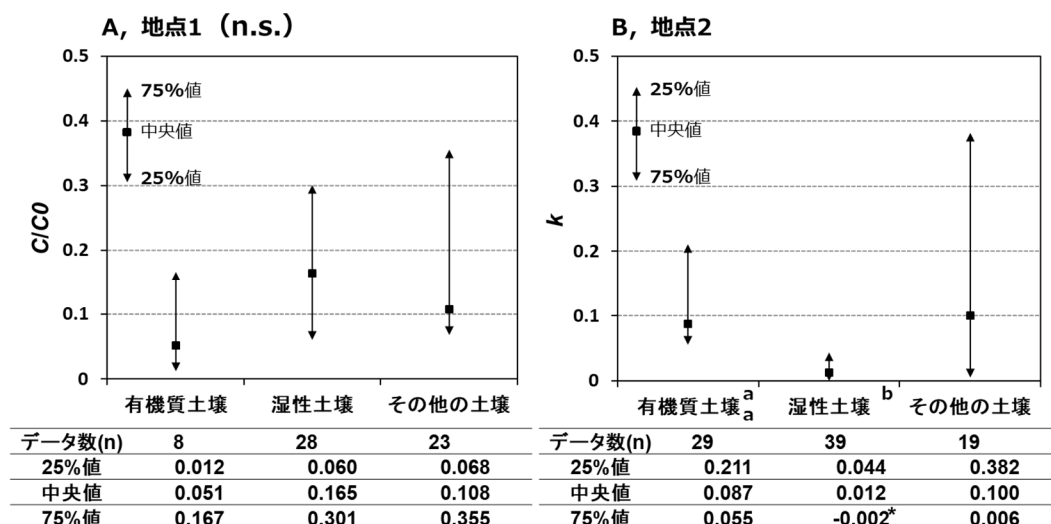


図 3-7 水辺域地下水帯での窒素濃度低下能の台地－低地地形連鎖系上の位置および土壌類型による違い (A、B) と モデルで使用したパラメータ値 (下表)

A、地点 1、上位地形面と水辺域との境界部分での濃度変化。境界部への流入前後の濃度比 (C/C_0) により表現；B、地点 2、平坦な水辺域内を流下中の濃度変化。距離 x (m) を流下したときの移動前後の濃度変化を $C/C_0 = \exp(-kx)$ で表し、その定数 k により表現。土壌類型の分類は表 3-2 に準じた。n.s.は有意差なし、異なるアルファベットは、5%水準で有意差があることを示す (Kruskal-Wallis 法)。*湿性土壌の 75%値は、計算では「0」を用いた (濃度変化なし)。

この結果、地点 1 の濃度低下は、有意差はないが、湿性土壌 (中央値 $C/C_0 = 0.165$ 、図 3-7A) とその他の土壌 (同 0.108) に比べ、有機質土壌で小さい傾向が認められた (同 0.051)。

地点 2 については、有機質土壌 (中央値 $k = 0.087$ 、図 3-7B) とその他の土壌 (同 0.100) に比べ、湿性土壌 (同 0.012) は有意に小さかった ($P < 0.05$)。

以上の結果に基づき、「陸域－水辺域境界における濃度変化モデル」と「移動距離に応じた窒素濃度低下モデル」の二種類を作成した。パラメータ代表値には、図 3-7A、B に示した地点・土壌ごとに各データセットの中央値を設定し、ばらつきを 25%値、75%値を用いて表現した (図 3-7 下の表)。

2) 浅層地下水の河川流出経路の区分モデル

図 3-8 に地下水の移動経路に沿って隣接するグリッド間の標高差を解析した結果を示した。差が 12.0 m 以上となる大規模な崖状地形 (図 3-8 の VI、以下同じ) は、桜川 (図 3-8 の e、以下同じ)、恋瀬川 (c) などの集水域の山地部と山地から繋がる丘陵部 (恋瀬川流域と天の川流域 (d) の集水域間など) に階段状の地形として抽出された。同様に標高差が 3.0 m 以上の地点は (IV 以上の区分)、上の山地部・丘陵部以外にも、流域内の大部分が台地状地形である東・西谷田川 (h、i) の各集水域では河川下流部に、小野川 (f)、巴川 (a)、園部川 (b) の各集水域では本流の中・下流部の河道付近にも抽出された。

これら標高差の大きい崖では、浅層地下水はその地点で湧出することを想定した。

3) 潜在的な地下水中窒素濃度分布

図 3-9 に地点ごとの窒素負荷量を浸透水量で除して求めた潜在的な窒素濃度分布を示した。20 mg-N L^{-1} 以上の窒素を含む浸透水は、巴川 (a)、園部川 (b) の各集水域の中・上流部にまとまって存在し、その他河川集水域でもパッチ状に存在した (年間浸透水量は各流域 512~602 mm であるため、およそ $100\sim120 \text{ kg-N ha}^{-1}$ 以上の窒素負荷が生じた地点に相当)。

他方、水田地帯である新利根川 (g) の低地部、山地・丘陵地である恋瀬川 (c)、桜川 (e) の各集水域の上流部では、降雨による窒素濃度のみが分布した (降雨由来の窒素負荷は年間 $10.4\sim11.0 \text{ kg-N ha}^{-1}$ であり、浸透水中濃度は $1.8\sim2.0 \text{ mg-N L}^{-1}$)。

4) GIS モデルにより計算した河川水質と観測値の比較

9 河川の全窒素濃度観測値の中央値 (図 3-10 の横軸) は $2\sim6 \text{ mg-N L}^{-1}$ 前後と河川により 3 倍程度の違いがあった。それぞれの河川における観測値の変動幅 (25%値、75%値) では、中央値より約 1.0 mg-N L^{-1} 上回る観測値があるが (中央値 3.5 mg-N L^{-1} の恋瀬川)、他の河川では中央値と高低 0.7 mg-N L^{-1} 以下の差に留まり、河川間の濃度の違いに比べて、同一河川での変動幅は小さかった。これら観測値に対し、前報の窒素濃度低下機能を付与しない GIS モデルによる計算値 (PNC、図 3-10 の白丸) をプロットしたところ、回帰直線の傾きは 1.87 と大きく、窒素濃度の高い河川ほど過大に評価する傾向があった。このとき河川水質観測値 (中央値) との相関係数は 0.89 と高かったが ($P<0.001$, $n=9$)、再現精度の指標とした RMSE は 3.0 mg-N L^{-1} と大きかった。

次に同じ観測値に対し、本報告で改良した GIS モデルによる計算値 (NCmod、図 3-10 の黒丸) と河川水質観測値との関係は、回帰直線の傾きが 0.70 と河川水質濃度をむしろ過小評価する傾向

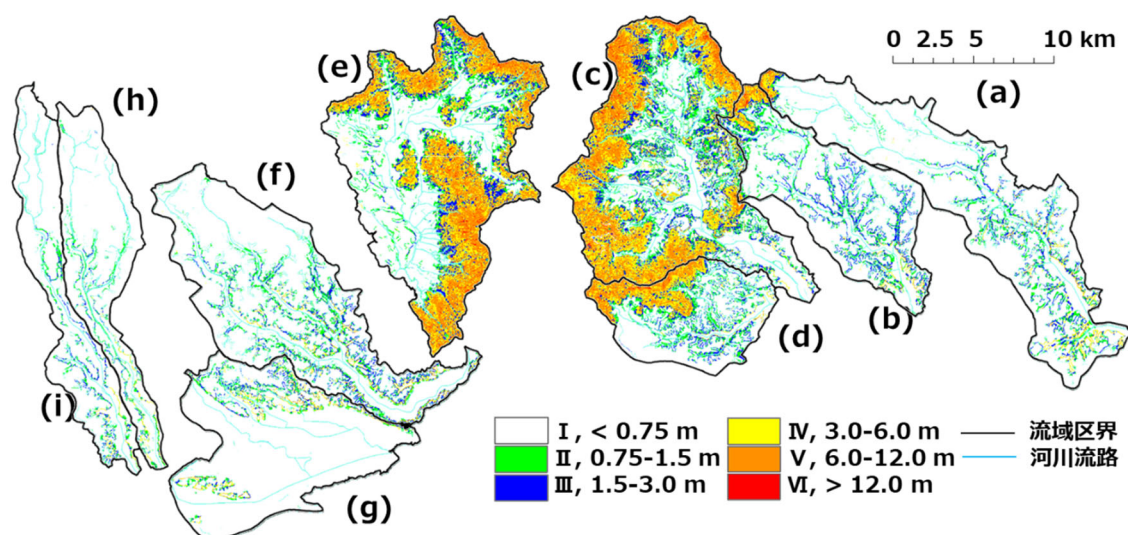


図 3-8 隣接するグリッド間の標高差に基づいて抽出された崖状地形
浅層地下水の流線をたどり、連続するグリッド間の標高値の差を全地点についてマッピングした。このとき、標高値の差 (崖状地形の規模) により、凡例に掲げた色を付けた。河川集水域 (a) ~ (i) は図 3-1 に準ずる。

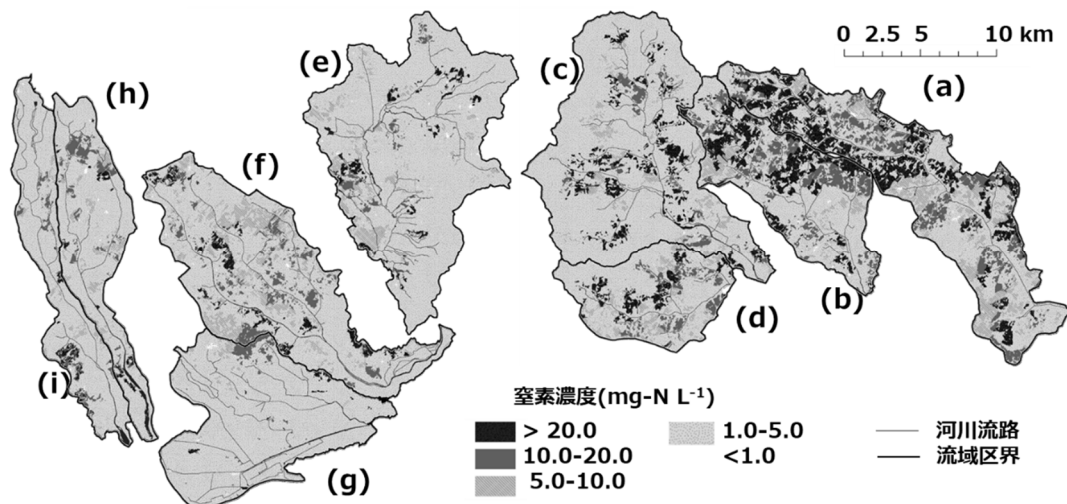


図 3-9 農業、畜産、降雨による潜在的窒素濃度分布の推定（2000 年）

農業集落単位で、農業、畜産により発生する窒素負荷量および降雨による窒素負荷量を合計し、年間浸透水量で除した値に応じて色分けして表示。河川集水域（a）～（i）は、図 3-1 に準ずる。

が認められたが、相関係数は 0.85 と高かった（ $P < 0.001$, $n = 9$ ）。また、RMSE は 0.85 mg-N L^{-1} と PNC の $1/3$ 以下になり、水辺域での窒素濃度低下能および地下水帯水層の分断を導入することにより観測値の再現性が向上した。

5) モデル・パラメータの感度

(1) 水辺域浅層地下水中の窒素濃度低下モデル

図 3-10 に示した改良 GIS モデルによる計算値（ NC_{mod} ）には、パラメータとして既往文献から得られた値の中央値（ C/C_0 と k ）を用いた計算値に加え、25%、75%値を用いて得られた変動幅を示した（図 3-10 の縦バー）。中央値を用いた計算値と観測値との回帰直線の傾き 0.70 に対し、パラメータに 25%値を使うと傾きが 0.67（ $r = 0.83$, $P < 0.001$ ）とさらに小さく、逆に 75%

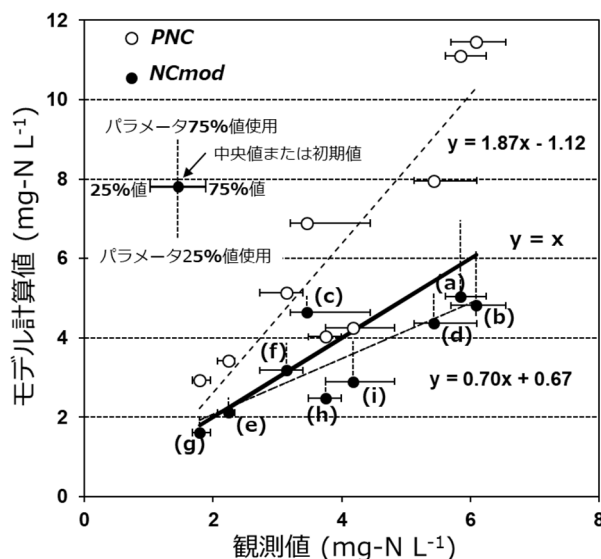


図 3-10 河川水中窒素濃度の観測値（横軸）とモデルによる計算値（縦軸）の関係ー水辺域の窒素濃度低下能を規定するパラメータの感度分析

観測値は、1999～2001 年の非灌漑期（10～3 月）の値の中央値と 25%値、75%値を示した。改良モデルによる計算値（ NC_{mod} ）は、パラメータの中央値を用いた場合（塗りつぶし円）と 25%値、75%値を用いた場合の結果を示した（3. 結果 1）。このパラメータの感度については（3. 結果 5）で検討する。 PNC は、前章で推定した潜在的窒素負荷量を有効降水量で除して求めた値で、横軸は NC_{mod} と共通。図中（a）～（i）は河川集水域を示し、図 3-1 に準じる。

値を使った場合には 0.97 ($r=0.90$ 、 $P<0.001$) と大きくなり、窒素濃度低下能を小さく設定することで回帰直線の傾きが 1 に近くなる傾向が見られた。しかし、観測値の再現性の良さを示す RMSE 値については、25%値、中央値、75%値の順に、0.83 (mg-N L^{-1} 、以下単位同じ)、0.85、0.95 と大きくなり、再現性が低下する傾向があり、中央値を使う場合が最良であった。

(2) 浅層地下水の河川流出経路の区分モデル

本パラメータ初期値は 3.0 m であり、ここでは変動幅として 1.5 m、6.0 m を用いた場合のモデル計算値に対する影響を検討した (図 3-11)。

対象とした全河川流域に対する計算値と観測値 (中央値) との相関係数は、パラメータを変えたいずれの場合でも 0.84 以上と有意に高かった ($P<0.001$)。再現性の指標である RMSE 値では、パラメータとして 1.5 m、6.0 m を設定した場合 (それぞれ 1.6、1.4 mg-N L^{-1} 、以下単位同じ) でも水辺域での濃度低下を考慮しない場合 (3.0、図 3-11 の 白丸、*PNC*) よりは改善したものの、初期値を用いた場合が最良 (0.85) であった。ただし、河川ごとに本パラメータの感度が異なり、パラメータの変更が計算値に大きな影響を与える河川があった。

以上から、二つのモデルで用いたパラメータ中央値は、それぞれの変動幅として考慮した範囲では最良の結果を与えた。

4. 考 察

1) 流域窒素負荷の河川流出における不明窒素の行方と本研究の位置付け

河川流域への化学肥料、大気沈着、食料・飼料の持ち込み、生物的窒素固定などによる投入窒素量のうち、河川を通じた流出率は 10~40% で、残りの窒素は行方不明とされる (Howarth *et al.* 1996、Boyer *et al.* 2006)。この不明窒素の行方は、農地を含む地形上での脱窒 (46%) が最大で、以降、河川での脱窒 (14%)、土壌中への蓄積 (11%) およびバイオマス増加量 (11%) と見積もられている (van Breemen *et al.* 2002 を改変)。地形上での脱窒に関し、湛水域の周辺で

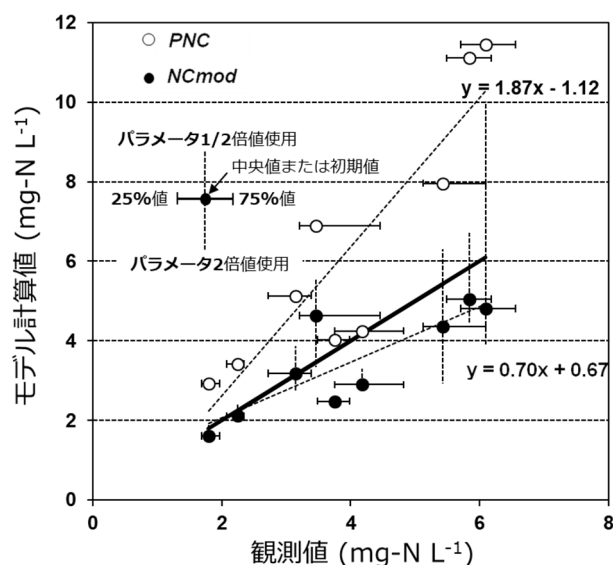


図 3-11 河川水中窒素濃度の観測値 (横軸) とモデルによる計算値 (縦軸) の関係—地形に基づいて浅層地下水の河川流出経路を区分するパラメータの感度分析

横軸は、図 3-10 と同様。改良モデルによる計算値 (*NCmod*) は、パラメータの初期値 (3.0 m) を用いた場合 (塗りつぶし円) と 1/2 倍 (1.5 m)、2 倍 (6.0 m) を用いた場合の結果を示した。

図中 *PNC* は図 3-10 と同じ。

湿性な環境条件を作る水辺域は、農地等面源に由来する窒素を含む汚染物質の河川流出の緩和に大きな影響を持つことが知られている（Peterjohn and Correll 1984 など）。米国では、この機能が広く認められ、河川水質保全策の一環として政策的に位置づけられている（例えば、USEPA 2003）。

翻ってわが国では、面源由来窒素負荷の河川水質形成に及ぼす水辺域の寄与についての知見は、流域内の河畔湿地の有無と河川水窒素濃度の間に有意な関係を見出した Hayakawa *et al.* (2006) 以外に見あたらない。そこで本報告では、面源窒素負荷の多い霞ヶ浦周辺地域を対象とした前章での行方不明窒素に対する説明として、流域内の水辺域の持つ窒素濃度低下能を考慮することが役立つかを検討した。

2) 水辺域地下水帯での窒素濃度低下に影響する要因とモデル化

水辺域内の地下水帯における窒素濃度低下は海外の多くの事例で確認され、このメカニズムについては、脱窒による除去（Jacobs and Gilliam 1985 など）を主体とする、複合的な作用と見られる（Lowrance 1992）。このような水辺域地下水帯における窒素濃度低下能のモデル化を行うにあたり、表 3-2 に示した文献を収集し、濃度低下能を規定する要因を検討した。まず、Cey *et al.* (1999) らは、陸域－水辺域境界部における顕著な濃度低下を報告し、台地部から流入する浅層地下水がより嫌氣的な下方へ曲げられることで、脱窒による濃度低下が生じると説明した。そこで、水辺域への流入地点とそれよりも下流側水辺域内を流下する過程とを区別することに意味があるかを検討した。この結果、濃度変化率（ C/C_0 ）で表現した窒素濃度低下能は、陸域－水辺域境界部で大きく、水辺域内を河川に向けて流下する過程では比較的小さいことが明らかとなった（図 3-6）。このことに基づき、水辺域内の地点別に二つの簡易なモデルを作成した。次に土壌については、泥炭土などの有機質土壌をもつ水辺域において、土層内が嫌氣的であること、微生物のエサとなる有機炭素源が豊富であること、また脱窒酵素活性が高いことにより、脱窒による除去が生じるとされる（Cooper 1990、Devito *et al.* 2000）。霞ヶ浦周辺地域の水辺域の土壌類型は、新利根川集水域の河川近傍には広範囲に泥炭土が存在するが、その他にはグライ土や灰色低地土などの湿性土壌が多く分布している（図 3-2B）。そこで、水辺域内の位置の違いを区別した上で、土壌の違いによる窒素濃度低下を検討したところ、有機質土壌における窒素濃度低下能が比較的大きいことが把握された（図 3-7A、B）。このことから、先のモデルに対し、これら二種の土壌類型別にパラメータを設定した。

3) 水辺域地下水帯の窒素濃度低下能と面源窒素負荷の河川流出率の関係

3. 結果 1)（図 3-6）に示したように、陸域から水辺域への流入地点における窒素濃度低下能 C/C_0 の中央値は約 0.1 と極めて小さい値であった。このモデルを河川流域内の全ての水辺域に付与した場合、水辺域に流入した直後の地下水中の窒素濃度は流入濃度 10%程度に低減されるこ

とが示唆された。このことは同時に、面源に由来する窒素負荷量の河川流出率がこれだけに制限されることを示唆し、このような設定で得られる流出率は、前章で報告した 47% よりも明らかに小さくなると予想された。このように、河川流域に普遍的に存在する水辺域に対して窒素濃度低下能を一律に付与することは、河川水質を過小に評価することになるため、このモデルを単独で適用する設定は適当ではないと判断された。

4) 浅層地下水の河川への流出経路の違いの重要性

ここで本報告では、対象地域に見られる地形的特徴に着目した。すなわち、台地部形成後に河川や古代の海による侵食で生じた崖状地形のために、浅層地下水帯が分断されている点である（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）。約 6000 年前に最盛期を迎えた縄文海進期の各河川最下流部（遠藤ら 1983）、および約 2 万年前に巨大河川であった古鬼怒川により流域の大部分が削り取られた新利根川流域では開析の規模が大きく（池田ら 1977）、標高差 20 m 以上の大規模な崖が見られる。このような崖面では、台地上の農業や畜産の影響を受けて、しばしば 20 mg-N L^{-1} など高濃度の硝酸を含む浅層地下水の湧出が観察されている（黒田と田淵 1996、松森と板橋 2010）。また、こうした湧水は、かつては水田灌漑水として田に導かれていたが、近年、圃場整備が進んだ結果、特に非灌漑期には、湧水は排水路系を通じて河川に直接排出されるようになった（松森と板橋 2010）。これに対し、各河川の中・上流部では、当該河川の下刻のみにより生じた小規模な開析が見られるのに留まり（1~2 m、市川ら 1976）、この深さは浅層地下水帯を形成する常総粘土層の出現する深さ（3 m）に達していない。このため浅層地下水帯はこのような小規模な崖の下方を通過して、地形的に低位の水辺域地下水帯に連続している（小川と酒井 1984）。このように、同一河川内の中・上流部と下流部で、浅層地下水帯の河川流出経路が異なっていることは、崖状地形の規模の解析結果からも明らかとなった（図 3-8）。この結果を用い、中・上流部では浅層地下水中の窒素は水辺域地下水帯に流入して濃度低下を受けるのに対し、山間部や河川下流部では崖面で湧出して河川に直接流出するという区別を行った。

5) 水辺域地下水帯の窒素濃度低下能と地形条件を考慮した河川水質の再現

上に述べてきたように、本報告では、対象地域に見られる地形的特徴に着目して浅層地下水の河川流出経路を区別し、結果的に水辺域における窒素濃度低下能を流域内で部分的に作用させることとした。そして、このことによる河川水窒素濃度の再現精度は、従来の窒素収支モデルに比べ大きく向上した（図 3-10）。ここで、地形的な要因を表現するパラメータに対し、高い感度を示す河川があった（図 3-11）。このパラメータは、浅層地下水の湧出が生じる崖の規模を決めるものであり、このパラメータの変更は浅層地下水に含まれる窒素負荷の河川湧出量に敏感に影響することが示唆された。本パラメータの変更によるモデル計算に及ぼす影響については次のように解釈される。すなわち、1/2 倍のとき、浅層地下水は 1.5 m という小規模の崖状地形において分断さ

れることを想定する。このことは、パラメータ初期値で対象とした 3 m 規模の崖状地形を含み、集水域内に数多く存在する小規模な崖状地形で浅層地下水が湧出することを表現した。このことで、初期値のときよりも水辺域に流入する窒素負荷および水辺域で除去される窒素量が減少したため、河川水窒素濃度の上昇を予測する結果となった。逆に、2 倍 (6.0 m) の場合、より大規模な崖状地形でなければ浅層地下水は湧出せず、その結果、水辺域で脱窒除去される窒素量を多く見積もったために、河川水窒素濃度の低下を予測する結果となった。本パラメータの規定の設定値は当該地域の常総粘土層の出現深さである 3.0 m であり (安原ら 1980)、全集水域を対象とした場合に良好な再現値を与えた (図 3-11)。このことから、対象とした河川集水域については、難透水層面の深さを 3.0 m と想定することが妥当であることが示唆された。このように、対象地域において集水域土壌面への窒素負荷の河川流出を妥当に表現するためには、地形的な条件を適切に取り入れることで、水辺域地下水帯の窒素濃度低下能を限定的に作用させることが有効と判断された。

6) 不確実性

本報告で用いた GIS モデルでは、実河川集水域の持つ多様性を大胆に簡略化して表現したことに起因する不確実性が内在する。これらの解決は今後の課題となるが、これらのうち、地形と土地利用の多様性について触れておく。まず、地形の多様性については、丘陵地における農業由来窒素負荷の河川流出に影響を与えた可能性が指摘できる。対象地域の丘陵地には常総粘土層は存在せず、地下水位は台地部よりも深いと考えられる。ここに難透水層の分断深さとして台地部と同様の値を設定したことで、本来は湧出しない地下水を崖面に湧出させた可能性がある。この操作は、流域末端に到達する窒素量を過大に見積もる方向に働いた。恋瀬川集水域の丘陵地には樹園地による農業的窒素負荷があり (図 3-2A-c)、これが図 3-10 における 2 つのパラメータ中央値を用いたモデル計算値が回帰直線よりも顕著に上方にプロットされる原因となった可能性がある。他方、丘陵地に農業的土地利用の少ない天の川と桜川では、この影響は認められず、この効果は限定的であると見られる (図 3-2A および図 3-10-d と e)。次に、土地利用の多様性については市街地の影響を考慮することがある。本解析では、できるだけ市街地、工場等の影響の小さい河川集水域を選択したものの、純粋な農業集水域は存在しなかった (図 3-2A)。このため、市街地等の存在が観測濃度を底上げし、モデル計算値との関係を不明瞭にした可能性がある。特に、図 3-10 で回帰直線よりも顕著に低い計算値を与えた東谷田川 (h) と西谷田川 (i) には、市街化が進んだ地域が含まれ、この影響があったことが想定される。以上のように、本モデルには反映しきれなかったいくつかの不確実な要因が含まれている。しかしながら、本モデルにより、霞ヶ浦周辺地域における集水域土壌面に負荷された窒素の河川水質形成への影響について、負荷流出を顕著に抑制する水辺域地下水帯の機能、およびこの機能の発揮を制限する地形的条件の両者を同時かつ適切に考慮することが有効であることが示されたと結論できる。

5. 要 約

前章で開発した、河川集水域単位で面源窒素負荷の河川水質に対する影響を解析する GIS モデルに対し、既往の報告に見られる水辺域における窒素負荷低下機能、および崖状地形による地下水流出経路の区別を取り入れて改良した。これを農業・畜産による面源負荷が主体な霞ヶ浦周辺地域の 9 河川集水域に適用し、非灌漑期の河川水中窒素濃度の再現を試みた。この結果、以下の点が明らかになった。

- ・水辺域における窒素濃度低下能は、水辺域を含む地形連鎖系上の位置、および水辺域の土壌の性質により区別することが妥当であること、

- ・丘陵地や各河川集水域の下流部では崖状地形の規模が大きく、台地部の浅層地下水は崖面で湧出するのに対し、各河川集水域の中上流部では崖の規模が小さく、浅層地下水は水辺域地下水帯に連続していること、が示唆された。

- ・モデル・パラメータ（水辺域における窒素濃度低下および崖状地形による浅層地下水の連続性の評価）として文献値から得られた妥当な値を用いた場合に、GIS モデルによる対象河川の窒素濃度は精度良く再現された（RMSE=0.85 mg-N L⁻¹）。

以上から、同地域における河川水質の再現には、水辺域地下水帯における窒素濃度低下能に加え、この機能の発揮を制限する地形条件の両者を同時かつ適切に考慮することが有効である。

第IV章 河川集水域における面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性の区分とこれに基づく水質管理の考え方の提示

1. はじめに

従来、窒素による水質汚濁に対する脆弱地域の考え方としては、硝酸脆弱地域（Nitrate Vulnerable Zone、NVZ、EU 1991、西尾 2005）や N index（Heathwaite *et al.* 2000）がある。NVZ は、すでに水質汚濁が生じているか、生じる危険性の高い地域を、国や河川流域の単位で指定するもので、指定された地域内では、農業・畜産由来の窒素負荷を適正に管理することが義務付けられる（EU 1991、西尾 2005）。この考え方では、水質汚濁が生じる原因やメカニズムに関する検討は不要であることから、設定・解除には技術的な困難さはない。その代り、脆弱であるとされた汚濁の原因に対しては窒素負荷を減ずる以外の対策を取りにくい。対して、N index は、土壌面に負荷された窒素の根圏より下層への溶脱量に着目し、これに影響する窒素負荷量、土壌特性、降雨条件をそれぞれ点数化して、地点ごとに地下水汚染の生じやすさ（脆弱性）を評価する方法である（Heathwaite *et al.* 2000）。脆弱な地点においては同じ管理を行っても地下水汚染を生じやすい性質を示すという点において、字義的な脆弱性の評価に近い評価法と言え、窒素負荷の低減の他、土壌の改良なども対策のオプションとして規定できるが、当該地点と直下の地下水との関係に限定される。

本章では、河川集水域内の地点ごとに河川水質に対する影響の出やすさの違いを脆弱性と位置づけ、判定する方法を開発する。具体的には、前章で開発した GIS モデルで表現される浅層地下水の河川への流出経路の違いを利用し、集水域内の各地点に施用あるいは沈着した窒素が河川に流出する経路を特定し、流出経路上に前章で議論した脱窒能を有する水辺域地下水帯がある場合は、その窒素負荷は脱窒を受けてから河川に流出することから、影響が小さい地点（脆弱性が小さい）、逆に水辺域地下水帯を通過せずに河川に流出する地点については河川水質への影響が大きく生じる地点（脆弱性が大きい）、という考えに基づいて行う。そして、区分されたそれぞれの地域に対する窒素負荷と河川水窒素濃度の関係を解析し、流域の地形によって定まる特徴に基づいて河川水窒素濃度を低下させるために必要な窒素負荷の配置の考え方を整理する（参考論文 3；板橋 2017）。

2. 材料および方法

1) 対象地域と浅層地下水の特徴

本章では、前章並びに板橋ら（2013）と同様、茨城県内の霞ヶ浦、牛久沼に流入する 9 河川とその集水域を対象とした（表 4-1；板橋ら（2013）を一部改変）。集水域区界は、公共用水域水質モニタリングの観測地点を最下流地点とし、面源由来の窒素負荷と河川水質との関係を明瞭にするため、工業地域や都市域をできるだけ含まない範囲として設定した。この地域の地形は、筑波

山とその周辺の山地・丘陵地、洪積台地の上に火山灰土壌が載った台地部、そしてこれらが河道や古代の海の侵入により開析されて生じた谷底の沖積低地に大きく三分される。このうち台地部では、深さ約 3m の位置に常総粘土層と呼ばれる難透水性の粘質層が広く分布し（小玉ら 1981、安原ら 1990）、同粘土層の上面または内部には浅層地下水帯が形成されている（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）。浅層地下水の一部は、台地部の大規模な開析で生じた崖状地形の壁面において同粘土層の分断に伴って湧出しており、この湧水には台地上での営農の影響を受けた高濃度の硝酸態窒素が含まれる（黒田と田渕 1996、松森と板橋 2010）。これに対し、粘土層が分断されない小規模な崖では、浅層地下水は地下水のまま河川等湛水域に連続している（小川と酒井 1984）。

2) GIS モデルによる浅層地下水の河川流出経路と地点ごとの脆弱性の区分

本報告では、河川集水域内地点ごとの窒素負荷による河川水質汚濁に対する脆弱性の区分を、前記の対象地域における台地部浅層地下水の河川への流出経路とこれに伴う地下水中窒素の河川への流達の違いに基づいて行った。このために、前章で開発した GIS モデルを用い、まず、河川等湛水域に隣接し、湿性や有機質の土壌の分布する範囲を特定し、脱窒能を有する水辺域と規定した。そして、流出の途中でこの場を通過する浅層地下水に対しては、脱窒により窒素濃度が低

表 4-1 本研究で対象とした 9 河川と集水域の諸元（板橋ら（2013）を一部改変）

記号	河川名	水質観測地点	流入先湖沼	流域面積 (km ²)	主要市町村	農業集落数	水稲・陸稲	作付け面積(ha) ¹⁾			施設 ³⁾	家畜飼養密度 ⁴⁾	備考
							野菜類	その他 ²⁾	果樹				
a	巴川	新巴川橋	霞ヶ浦(北浦)	122.3	銚田市・小美玉市	125	1725 (14.1)	1096 (9.0)	1535 (12.5)	765 (6.3)	511 (4.2)	141	
b	園部川	園部川橋		79.4	小美玉市	89	1182 (14.9)	394 (5.0)	515 (6.5)	884 (11.1)	86 (1.1)	151	
c	恋瀬川	平和橋		208.5	石岡市・土浦市	193	3126 (15.0)	256 (1.2)	917 (4.4)	1391 (6.7)	50 (0.2)	79	本流 (天の川を含む)
d	天の川	新治橋		55.5	石岡市・土浦市	56	1008 (18.2)	102 (1.8)	316 (5.7)	762 (13.7)	20 (0.4)	117	恋瀬川支流
e	桜川	大橋	霞ヶ浦(西浦)	153.8	桜川市・筑西市	122	2300 (15.0)	151 (1.0)	1472 (9.6)	68 (0.4)	163 (1.1)	10	上流部のみ
f	小野川	高田橋		125.2	稲敷市・牛久市・つくば市	127	2007 (16.0)	732 (5.9)	728 (5.8)	77 (0.6)	27 (0.2)	18	
g	新利根川	望前橋		100.9	龍ヶ崎市・利根町	133	4425 (43.9)	126 (1.3)	354 (3.5)	13 (0.1)	25 (0.2)	9	上流部のみ
h	東谷田川	丸山橋	牛久沼	63.3	つくば市	96	1118 (17.7)	248 (3.9)	1220 (19.3)	47 (0.7)	15 (0.2)	13	
i	西谷田川	境松橋		59.4	つくば市	105	1365 (23.0)	187 (3.1)	1346 (22.7)	45 (0.8)	14 (0.2)	8	

1)2000 年農林業センサス。括弧内は、流域面積に対する割合（％）。

2)麦類、雑穀、いも類、豆類、工芸作物、花き・花木、種苗・苗木類、その他の作物の合計。

3)野菜類、花き・花木、果樹、種苗類の施設栽培の合計。

4)家畜単位（LU）、2000 年農林業センサスによる乳牛、肉牛、豚、採卵鶏の各飼養頭羽数およびブロイラーの出荷羽数に基づいて LU を計算、流域面積当たりで表示。乳牛・肉牛、0.65；豚、0.25；採卵鶏・ブロイラー、0.01（Chilonda and Otte 2006）。

下する設定とした。これに対し、前述の規模の大きい崖状地形の壁面で湧出した浅層地下水は、そのまま表面水として河川に流出するため、窒素濃度の低下を考慮しなかった。

ここで、対象地域において浅層地下水の移動は地表面勾配に沿ってほぼ水平とみなせる（吉谷ら 2001）。そこで、前章（板橋ら 2013）の GIS モデルにおいては、浅層地下水の移動方位を D8 モデル（O' Callaghan and Mark 1984）を用いて地表面標高に基づいて設定し、このことにより浅層地下水の流出経路は、流出途中で合流しても、分流しないという特徴が付与された。本報告では、この特徴を利用することで、流域内の浅層地下水の河川への流出経路を二通り設定したことが、それぞれの地下水とこれに含まれる窒素の集水域内での供給地点を二種類に区別したことに読み替えられた。これらは、脱窒能を持つ水辺域の集水域と、それ以外の地域である（図 4-1）。それぞれの地域で発生した窒素負荷の河川への流達の観点からは、前者、すなわち水辺域の集水域内部で発生した窒素負荷の河川への流達は、水辺域地下水帯での脱窒により抑制されるのに対し、後者、すなわち水辺域の集水域以外の地点で発生した窒素負荷の流達は、脱窒を受けることがないために全量が河川に流出することとなる。

この考え方にに基づき、河川集水域を、脱窒能を持つ水辺域の集水域であることから窒素負荷の河川流出率の低い「低脆弱地域」と水辺域の集水域外であることから窒素負荷の河川流出率の高い「高脆弱地域」に分割した。ここでは前者を LVZ（Less Vulnerable Zone）、後者を MVZ（More Vulnerable Zone）と呼ぶことにする（図 4-1）。

集水域内地点ごとの LVZ と MVZ の区分は、前章の GIS モデルによる浅層地下水の湧出地点の分布に基づいて行った。このために、GIS モデルを用いて、河川集水域ごとに地下水の流線上で隣接するセル間の標高差を比較し、この差が 3 m 以上の崖状地形のある地点を抽出した（前章の図 3-8。この 3 m という値は、前述のように対象地域で難透水層の上面が現れる深さである（小玉ら 1981、安原ら 1990）。LVZ、MVZ の範囲は次のように書ける（図 4-2）。

LVZ；脱窒能を有する水辺域それ自体、

脱窒能を有する水辺域を起点に、地下水の流動方位を地形的に上位方向へ遡り、標高差 3 m 以上の崖状地形に到達するまでの範囲。

MVZ；集水域内で LVZ 以外の範囲。

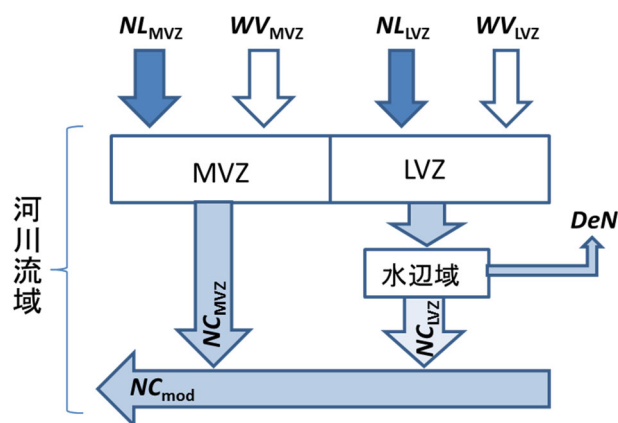


図 4-1 前章（参考論文 2；板橋ら（2013））で開発した GIS モデルによる河川集水域、および窒素負荷量と浸透水量による河川水質窒素濃度形成過程の概念図（板橋ら（2013）を一部改変）

図中、NL は窒素負荷量 (kg-N)、WV は浸透水量 (mm)、NC は窒素濃度 (mg-N L^{-1})、DeN は脱窒による窒素除去量 (kg-N)。添え字 MVZ は高脆弱地域、LVZ は低脆弱地域、mod は GIS モデルによる河川水質の計算値であることを示す。

ここで、集水域面積に対する MVZ の面積割合として MVZ 面積率 (R_{MVZ} 、0～1 の範囲) を定義した。すなわち、

$$R_{MVZi} = Area_{MVZi} / Area_{Toti} \quad \dots (1)$$

式(1)中、 $Area_{MVZ}$ は集水域ごとの MVZ 面積 (km^2)、 $Area_{Tot}$ は集水域面積 (km^2)、添え字 i は、各河川集水域を区別する番号である。

3) LVZ と MVZ への窒素負荷と流出水窒素濃度の算定

前述のように、河川集水域における脱窒による窒素除去は水辺域地下水帯でのみ生じることとした。そこで、各河川集水域における脱窒による窒素除去量 (DeN 、 $kg\cdot N$) を、次の式から算定した。なお、前章の解析では非灌漑期 (10 月～翌年 3 月) を対象としたが、後述する施肥窒素負荷原単位および降雨量は年単位の値であることから、本報告において窒素負荷量および窒素濃度は年間値として取り扱った。

$$DeNi = (NL_{LVZi} + NL_{MVZi}) - (NC_{modi} \times WV_{Toti} \times 10^{-3}) \quad \dots (2)$$

ここで、 NL_{LVZ} と NL_{MVZ} はそれぞれ LVZ および MVZ に対する窒素負荷量 ($kg\cdot N$)、 NC_{mod} は前章でモデル予測された非灌漑期の河川水窒素濃度 ($mg\cdot N\cdot L^{-1}$)、 WV_{Tot} は流域面積と浸透水量の積

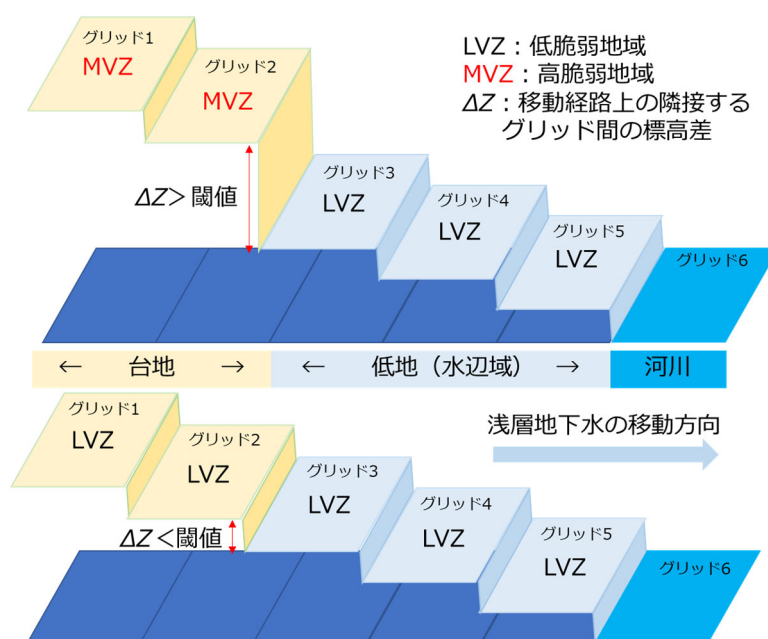


図 4-2 浅層地下水の崖面湧出の有無に基づく地点ごと脆弱性の判定

河川 (グリッド 6) を最下流地点とする仮想の小集水域の地点ごとの脆弱性は、脱窒能を持つ水辺域 (LVZ) から遡り、隣接グリッドの標高差 (ΔZ) と閾値 (3m) との比較により判定した。上図：前者が後者よりも大きい地点がある場合、この地点で湧出した浅層地下水は、下流側の水辺域における脱窒を受けず、直接河川に流出する。そのため、この地点よりも上流地点 (図ではグリッド 1 と 2) は MVZ と判定。

下図：逆の場合、浅層地下水移動経路中に湧出地点はないことから、集水域内の浅層地下水は下流の水辺域で脱窒を受ける。そのため、集水域全体 (グリッド 1-5) が水辺域の集水域となり、LVZ と判定される。なお、 $\Delta Z > \text{閾値}$ となる崖状地形は、河川下流部の台地-低地境界に多いが、上流部や台地内部などにも生じることがある (前章の図 3-8)。

として求めた全流出水量 (m^3)。

次に、式(2)で得られた脱窒による窒素除去量 DeN_i は、低脆弱地域 (LVZ) の土壤面に与えられた窒素負荷に対して生じたことから、LVZ から河川への流出窒素負荷量 (NL_{rLVZ} 、 kg-N) は、

$$NL_{rLVZi} = NL_{LVZi} - DeN_i \quad \dots (3)$$

で与えられる。そして、LVZ からの平均的な流出水中窒素濃度 (NC_{LVZ} 、 mg-N L^{-1}) は、

$$NC_{LVZi} = 10^3 \times NL_{rLVZi} / WW_{LVZi} \quad \dots (4)$$

で算定される。ここで、 WW_{LVZ} は LVZ の面積と浸透水量との積として求めた LVZ からの流出水量 (m^3)。

他方、高脆弱地域 (MVZ) において土壤面に与えられた窒素負荷は、浅層地下水とともに崖面で湧出して河川に流出することを想定した。このことから、MVZ からの流出水中の平均窒素濃度 (NC_{MVZ} 、 mg-N L^{-1}) は、MVZ に対する土壤面への窒素負荷の合計量 (NL_{MVZ}) を当該地域からの流出水量 (WW_{MVZ} 、 m^3) で除して求めた。すなわち、

$$NC_{MVZi} = 10^3 \times NL_{MVZi} / WW_{MVZi} \quad \dots (5)$$

LVZ、MVZ それぞれにおける年間窒素負荷量は、前章と同様に窒素負荷源として作物栽培、家畜排せつ物、降雨の 3 種類を設定し、2000 年を対象に農業集落の単位で算定した。

このうち作物栽培由来の窒素負荷は、作物ごとの栽培面積と施肥窒素原単位 (西尾 2001) との積として、家畜排せつ物由来の窒素負荷は、畜種ごとの飼養頭羽数と窒素発生負荷原単位の積から貯留・堆肥化中のガス化揮散量を差し引いて求めた (Itahashi *et al.* 2006、板橋ら 2013)。これらの窒素負荷は、さらに当該農業集落内の土地利用図上の畑地、樹園地、草地の合計面積で除すことにより、農地面積当たりの窒素負荷量として求め、LVZ または MVZ に分配した。なお、水稻やカンショなど、施肥窒素原単位 (西尾 2001) で負の値が提示されている作物については、ここでは窒素負荷を 0 として扱った。

降雨由来の窒素負荷は、年間降雨量と降雨窒素負荷原単位 ($0.008 \text{ kg-N mm}^{-1} \text{ ha}^{-1}$; Itahashi *et al.* 2006) の積として算定し、対象地域内に均等に与えた。また、浸透水量 (mm) は、降雨量から Hamon 法で求めた蒸発散量を差し引いた量として年単位で求めた。これらに用いた気象データには、清野 (1993) の方法で作成した 1999~2001 年のアメダスメッシュデータを、各集水域の範囲で集計した値の年平均値を用いた。

4) 統計処理

2 変量間の相関係数の有意差の判定には、Pearson の方法を用いた。2 変量間の 95%信頼区間は R (R Core Team 2014) を用いて算定した。

3. 結果

1) 河川集水域の LVZ と MVZ の区分と MVZ 面積率

図 4-3 に、対象 9 河川集水域について、GIS モデルにより計算された LVZ、すなわち水辺域とその集水域（灰色）と、対する MVZ（白色）の分布を示した。

谷津地形に典型的な台地と樹枝状の低地が卓越する集水域（a 巴川、b 園部川、f 小野川、h 谷田川、i 西谷田川）では、LVZ は中・上流域に広く分布し、対して MVZ は下流域の台地部を中心に限定的に分布した。これらの集水域で MVZ がほぼ下流域にのみ分布する理由は、次のように考えられる。河川下流域の台地部はかつての海や大河川による侵食を受け、その後に形成された谷底の沖積低地との標高差は 20m に達するほど大きい（市川ら 1976）。このような大規模な開析谷の崖斜面では台地部の浅層地下水帯は開析されて地下水が湧出し（宇野沢ら 1988）、この状況が MVZ の条件に該当した。他方、中・上流域の河道は、河道自身による下刻で生じた小規模な谷底にあり、河道と台地面との標高差は 1~2m 程度である（市川ら 1976）。この場合、台地部の浅層地下水は湧出せずに河道近傍の水辺域地下水帯に連続している。このような地形では、台地部も水辺域の集水域となることから広く LVZ に区分されたと考えられる。

このほかの流域では、まず、g 新利根川集水域の大部分は LVZ に分類された（図 4-3）。これは、集水域内の多くがほぼ平坦な沖積低地で構成され、MVZ は上流部にわずかに残る台地部に限定されたためである。残りの c 恋瀬川、d 天の川、e 桜川の上流域は、広く MVZ（白色）に分類された（図 4-3）。これは、この地域が筑波山とその周辺丘陵地で占められており、隣接セル間の標高差が 3 m 以上となる急斜面が多く分布したためである（板橋ら 2013）。

以上の結果から、各集水域の MVZ 面積率は 6.8~52.4 % となり、集水域ごとに大きな違いが見られた（表 4-2）。また、MVZ 面積率は、水辺域や周辺の地下水流路が改変されない限り、集水域に固有の一定値と考えられる。

2) LVZ および MVZ からの流出水窒素濃度の推定

表 4-2 には、前章のモデル計算による河川水窒素濃度 (NC_{mod} , $mg\cdot N\cdot L^{-1}$)、浸透水量の他、LVZ

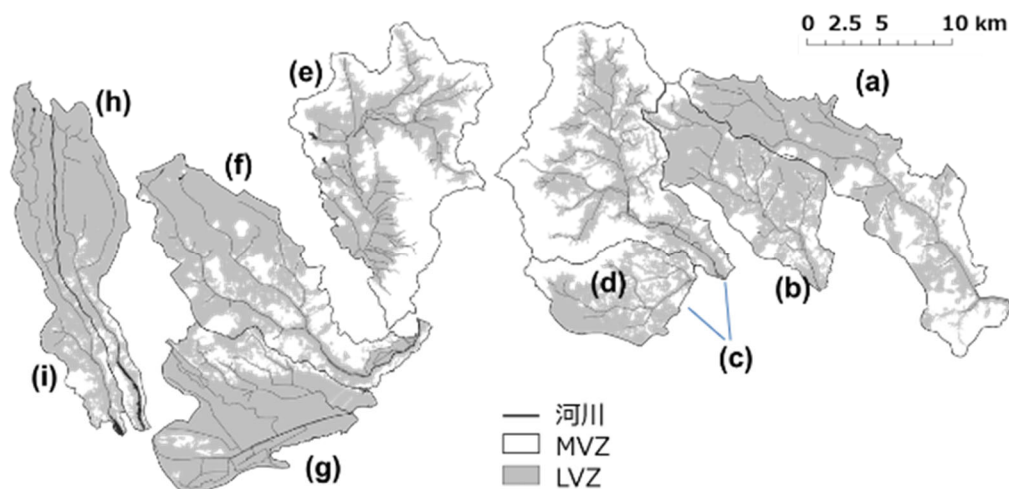


図 4-3 対象河川集水域における窒素の河川流出に対する脆弱地域の区分
MVZ、高脆弱地域；LVZ、低脆弱地域。流域 (a) ~ (i) は、表 4-1 に準ずる。

と MVZ での面積当たり窒素負荷量 (kg-N ha^{-1})、脱窒による窒素除去量 (DeN 、ここでは Mg-N)、LVZ と MVZ それぞれからの流出水窒素濃度 (NC_{LVZ} と NC_{MVZ} , mg-N L^{-1}) を、それぞれ集水域ごとに示した。

LVZ の面積当たり窒素負荷量は、集水域間で $13.3\sim 62.5 \text{ kg-N ha}^{-1}$ と違いがあった。e 桜川以下の 5 河川の集水域で LVZ の窒素負荷が比較的小さいのは、家畜飼養密度が低いことが一因と考えられる (表 4-1)。このほか、LVZ に含まれる水辺域の多くを占める水田では、農業由来の窒素負荷を考慮していないことから、面積による希釈の効果があり、このことは、特に水田面積の広い g 新利根川集水域では顕著だったと考えられた。

水辺域における脱窒による窒素除去量 (DeN) は、 $42.8\sim 408.1 \text{ Mg-N}$ と流域によって異なり、LVZ での面積当たり窒素負荷量が多い流域ほど大きい傾向があった。これを用いて、LVZ からの流出水窒素濃度 (NC_{LVZ}) は $1.1\sim 3.4 \text{ mg-N L}^{-1}$ と推定された (表 4-2)。

対して、MVZ に対する面積当たり窒素負荷量は $14.6\sim 97.5 \text{ kg-N ha}^{-1}$ で、LVZ よりも大きな流域間差があった。この違いは、上述のように集水域ごとに畜産の分布が異なることに加え、LVZ における水田と同様、農業的窒素負荷が少ない山地・丘陵地による、面積による希釈が生じた結果と解釈された。

続いて、これらを MVZ への浸透水量 (WV_{MVZ}) で除して求めた流出水窒素濃度 (NC_{MVZ}) は、 $2.9\sim 18.3 \text{ mg-N L}^{-1}$ と推定された。この大小の順序が面積当たり窒素負荷量と同じになったのは、浸透水量の集水域間差が小さかったことに起因する (表 4-2)。

表 4-2 の結果に基づいて、図 4-4-a、c には、それぞれ LVZ および MVZ における面積当たり窒素負荷量 (横軸) と流出水窒素濃度 (それぞれ NC_{LVZ} と NC_{MVZ}) との関係を示し、併せて最小二乗法による近似直線と信頼区間を示した。両直線関係に見られる相関係数 r は LVZ で 0.773 ($p<0.01$)、MVZ で 0.995 ($p<0.001$) と有意であった。このときの直線の傾きは、LVZ で 0.0289

表 4-2 対象河川集水域の諸特性値

記号	河川名	面積		MVZ 面積率 ¹⁾	モデル予測 窒素濃度 ²⁾	浸透水量	面積当たり窒素負荷量		脱窒による 窒素除去量 ³⁾	流出水窒素濃度	
		MVZ km^2	LVZ km^2				LVZ kg-N ha^{-1}	MVZ kg-N ha^{-1}		LVZ mg-N L^{-1}	MVZ mg-N L^{-1}
a	巴川	36.3	86.0	29.7	5.0	550.7	58.0	68.6	408.1	1.9	12.4
b	園部川	15.8	63.6	19.9	4.8	534.7	62.5	55.9	281.6	3.4	10.5
c	恋瀬川	111.1	100.8	52.4	4.6	602.0	49.1	37.8	333.1	2.7	6.3
d	天の川	19.5	36.0	35.1	4.4	602.0	50.5	43.1	120.3	2.8	7.2
e	桜川	79.6	74.1	51.8	2.1	512.0	20.5	14.6	102.2	1.3	2.9
f	小野川	17.6	107.6	14.1	3.2	512.8	22.4	50.4	125.3	2.1	9.8
g	新利根川	10.5	90.4	10.4	1.6	517.1	13.3	31.1	68.6	1.1	6.0
h	谷田川	6.2	57.1	9.8	2.5	529.0	20.6	28.1	51.8	2.2	5.3
i	西谷田川	4.0	55.4	6.8	2.9	533.9	17.2	97.5	42.8	1.8	18.3

1)本文中式(1)による。 R_{MVZ} 。

2)板橋ら (2013) によるモデル計算値を一部改変。

3)集水域への全窒素負荷量のうち、河川に流出しなかった窒素量。本文中式(2)による。
LVZ、低脆弱地域；MVZ、高脆弱地域；流域 a～i は、表 4-1 に準ずる。

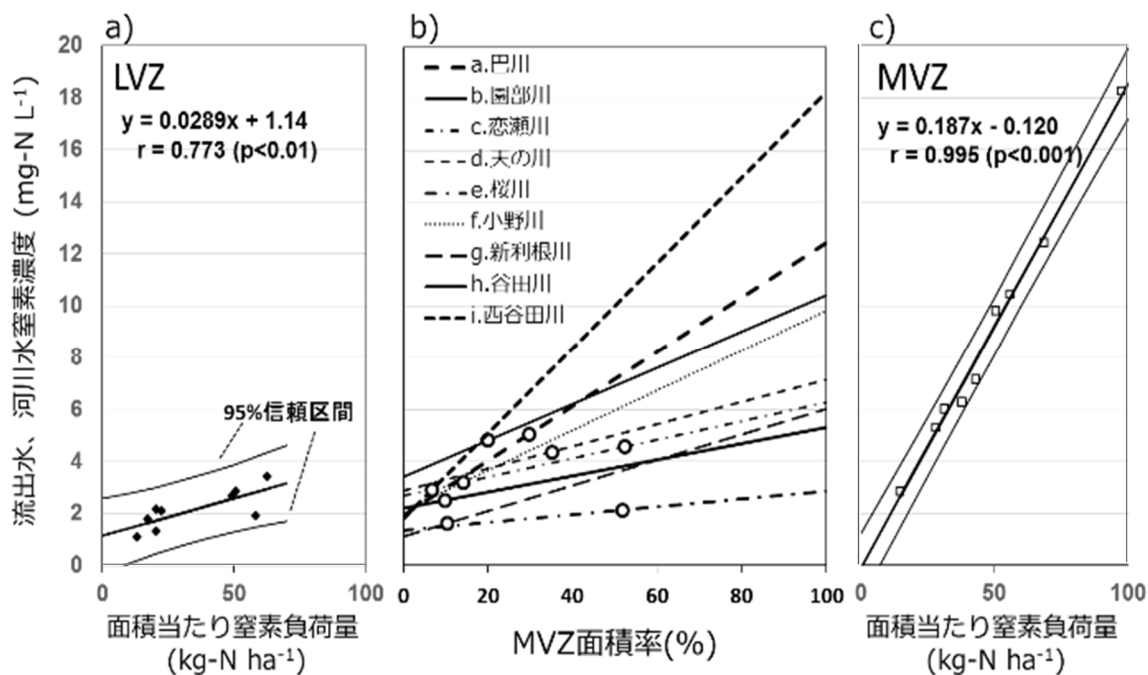


図 4-4 LVZ、MVZ における面積当たり窒素負荷量と流出水窒素濃度の関係 (a、c)、LVZ、MVZ からの流出水窒素濃度および MVZ 面積率と河川水窒素濃度との関係 (b)

LVZ、低脆弱地域；MVZ、高脆弱地域。MVZ 面積率は、集水域に占める MVZ 面積の割合 (R_{MVZ})。図 a) と c) は、面積当たり窒素負荷量 (横軸) に対する LVZ、MVZ から河川に流出する水の窒素濃度 (縦軸) の関係を示す。太い実線は回帰直線。
 図 b) は、集水域ごとに、LVZ からの流出水窒素濃度 (左縦軸) と MVZ からの流出水窒素濃度 (右縦軸) を直線で結び、その直線上で各集水域の MVZ 面積率に応じた点を○で示している。この点の縦軸上での値が同河川における窒素濃度を示す。

に対し、MVZ で 0.187 と MVZ/LVZ として約 6.5 倍の違いがあった。この傾きは、それぞれの地域での面積当たり窒素負荷の増減に対する流出水窒素濃度の変化しやすさを示していると解釈される。

3) LVZ と MVZ からの流出水窒素濃度、および MVZ 面積率と河川水窒素濃度との関係

図 4-4-b は、MVZ 面積率 (R_{MVZ} 、%表示) を横軸に、集水域ごとの LVZ、MVZ からの流出水窒素濃度をそれぞれ左右の縦軸に取って両縦軸の値を直線で結んだものである。直線の傾きは、河川によって異なり、MVZ、LVZ それぞれからの流出水窒素濃度 (図 4-4-c と a) の差に比例している。また、この直線と、両縦軸との交点 (切片) は、それぞれ R_{MVZ} が 0% または 100% のときの河川水窒素濃度を表していると解釈される。

ここで、図 4-4-b 中の河川ごとの直線上に、表 4-2 に示した R_{MVZ} の点を加えた。この点の縦軸上での読取値が河川水窒素濃度を示しており、このように、河川水窒素濃度は、集水域に固有の R_{MVZ} と、集水域内の立地により区別される LVZ および MVZ からの流出水窒素濃度 (それぞれ NC_{LVZ} 、 NC_{MVZ}) により表現された。

ここまでのことを、式を用いて表現すると以下のように書ける。

$$NC_{LVZi} = int_{LVZ} + slp_{LVZ} \times NL_{aLVZi} \quad \dots (6)$$

$$NC_{MVZi} = int_{MVZ} + slp_{MVZ} \times NL_{aMVZi} \quad \dots (7)$$

$$NC_{riv} = R_{MVZi} \times NC_{MVZi} + (1 - R_{MVZi}) \times NC_{LVZi} \quad \dots (8)$$

ここで、 NC_{LVZ} 、 NC_{MVZ} はそれぞれ LVZ、MVZ への面積当たり窒素負荷 (NL_{aLVZ} と NL_{aMVZ} 、 $kg\text{-}N\text{ ha}^{-1}$) と図 4-4-a、c の近似直線で求められる流出水窒素濃度 ($mg\text{-}N\text{ L}^{-1}$)、 int 、 slp はそれら近似直線の切片と傾き、 NC_{riv} は両者の関係から得られる河川水窒素濃度 ($mg\text{-}N\text{ L}^{-1}$)。

4) 河川水窒素濃度の低下に効果的な対策の検討

以上のことに基づいて、LVZ または MVZ における面積当たり窒素負荷の削減により河川水窒素濃度を低下させる (図 4-3-b で各流域の R_{MVZ} に応じて付した点を縦軸上の下方に移動させる) ことを考えてみる。地点ごとの面積当たり窒素負荷の削減は、施肥窒素利用効率の向上や施肥量と作物収量の差としての窒素収支の小さな作目への変更などにより達成できる。ただし、ここでは RMV 面積率の R_{MVZ} が流域固有の一定値として取り扱う。

まず LVZ での面積当たり窒素負荷削減について検討する。負荷削減によって得られる新たな負荷を NL_{aLVZ}' ($kg\text{-}N\text{ ha}^{-1}$)、その結果として生じる LVZ からの流出水窒素濃度を NC_{LVZ}' ($mg\text{-}N\text{ L}^{-1}$) とすると、式(6)と同様に、

$$NC_{LVZ}' i = int_{LVZ} + slp_{LVZ} \times NL_{aLVZ}' i \quad \dots (9)$$

と書け、低下後の河川水窒素濃度を $NC_{riv}' i$ ($mg\text{-}N\text{ L}^{-1}$) とすれば、式(8)と同様に

$$NC_{riv}' i = R_{MVZi} \times NC_{MVZi} + (1 - R_{MVZi}) \times NC_{LVZ}' i \quad \dots (10)$$

と表せる。

同様に、MVZ での面積当たり窒素負荷削減については、削減による新たな窒素負荷を NL_{aMVZ}' ($kg\text{-}N\text{ ha}^{-1}$)、MVZ からの流出水窒素濃度を NC_{MVZ}' ($mg\text{-}N\text{ L}^{-1}$) とすると、式(7)と(8)は、

$$NC_{MVZ}' i = int_{MVZ} + slp_{MVZ} \times NL_{aMVZ}' i \quad \dots (11)$$

$$NC_{riv}' i = R_{MVZi} \times NC_{MVZ}' i + (1 - R_{MVZi}) \times NC_{LVZi} \quad \dots (12)$$

と書き換えられる。

ここで、両者によって同じ河川水窒素濃度が得られた場合を想定し、式(10)と(12)の右辺を等価と置くと、

$$R_{MVZi} \times NC_{MVZi} + (1 - R_{MVZi}) \times NC_{LVZ}' i = R_{MVZi} \times NC_{MVZ}' i + (1 - R_{MVZi}) \times NC_{LVZi} \quad \dots (13)$$

が得られる。

さらに、LVZ、MVZ それぞれの面積当たりの窒素負荷削減量を ΔNL_{LVZ} ($=NL_{LVZ} - NL_{LVZ}'$)、 ΔNL_{MVZ} ($=NL_{MVZ} - NL_{MVZ}'$) で表現して、式(6)、(7)、(9)、(11)を用いて式(13)を整理すると、

$$\Delta NL_{LVZi} / \Delta NL_{MVZi} = slp_{MVZ} / slp_{LVZ} \times R_{MVZi} / (1 - R_{MVZi}) \quad \dots (14)$$

が得られる。

この式で、 slp_{LVZ} と slp_{MVZ} は図 4-4-a、c の直線関係で得られた対象地域に共通の一定値である

から、式の左辺の値は集水域ごとに固有の一定値 R_{MVZ} により変化することが分かる。ここで、式(14)の左辺が 1（つまり、 $\Delta NL_{LVZ} = \Delta NL_{MVZ}$ ）になるのは、河川水窒素濃度をある濃度に低下させるために、LVZ と MVZ の両方で同じ面積当たりの窒素負荷削減量が必要となる場合である。この時の R_{MVZ} は、 slp_{LVZ} と slp_{MVZ} が前述のようにそれぞれ 0.029 と 0.187 であることを用いると、0.134（13.4%）の場合である。そして、式(14)で R_{MVZ} が 0.134 よりも大きい場合には、左辺は 1 よりも大きくなり、 $\Delta NL_{LVZ} > \Delta NL_{MVZ}$ 、つまり MVZ での面積当たり窒素負荷の削減が、LVZ での同量の削減よりも河川水窒素濃度の低下に及ぼす影響が大きい。この条件に該当する集水域は、表 4-2 から a 巴川から e 桜川の 5 河川であり、MVZ での窒素負荷削減により河川水窒素濃度の効率的な低下が期待される。逆に、 R_{MVZ} が 0.134 よりも小さい集水域では、MVZ の面積が小さいために窒素負荷削減の効果は限定的で、LVZ での窒素負荷削減を同時に進める必要があることが示唆された。

以上のように、集水域固有の MVZ 面積率は、河川水窒素濃度を低下させるために、面積当たりの窒素負荷削減を優先的に進める地域を判断するのに利用できた。

5) MVZ 面積率と河川水窒素濃度の関係

上の 4)では、MVZ 面積率を集水域固有の一定値として取り扱った。しかし、LVZ を規定する要因が「脱窒能をもつ水辺域地下水帯の集水域」という一点であることを踏まえると、この仮定は盤石ではない。

図 4-4-b では、各河川集水域について LVZ、MVZ それぞれからの流出水窒素濃度を結ぶ直線上で、MVZ 面積率に置いたプロットが河川水窒素濃度を表現していた。このプロットを、直線上を MVZ 面積率が増加する方向に動かした場合、河川水窒素濃度は MVZ からの流出水窒素濃度に近づくように上昇する。この状況は、LVZ の範囲が減少した場合、例えば、集水域内の水辺域地下水帯の一部でその脱窒能が失われる、あるいは、地下水流路の改変により水辺域地下水帯への地下水の連続性が失われることにより生じる。この結果、MVZ、LVZ からの流出水窒素濃度が不変であっても、河川水窒素濃度は上昇することになる。

このことから、河川水窒素濃度を維持するためには、MVZ 面積率を上昇させないこと、すなわち現状の水辺域地下水帯とそこに流入する地下水流路を保全することは重要な意味を持つといえる。一方でこのことは逆のことも示唆する。すなわち、MVZ 面積率を低下させることにより、河川水窒素濃度を LVZ からの流出水窒素濃度の方向に近づけることができると期待される。このことは、例えば、集水域内に現在は想定していない脱窒の場を新たに設け、そこに流入する地下水の供給域として LVZ の範囲を増加させることが考えられる。

4. 考察

1) 河川水質に対する窒素の脆弱地域

河川等水質への影響の大きい空間的な範囲を「脆弱地域」として区別し、負荷の管理を行う考え方がある (EU 1991)。しかし、窒素による河川水質汚濁に対する脆弱地域については、土壌面への負荷の溶脱量の違いを評価する指標として N index (Heathwaite *et al.* 2000) が存在するが、河川水質に対する影響の違いを地点ごとに評価できる手法は見られない。

このような窒素による河川水質汚濁に対する脆弱地域の設定が進まない原因として、土壌面への窒素負荷の河川への流出経路が、土層内への浸透後に地下水を通じるためであることが挙げられる。このために、多くの場合、土壌面に負荷された窒素の河川水への流出実態はよく分からないのが実情であろう。そのため、農業集水域への窒素負荷と河川で観測される窒素負荷が、年単位で見ればほぼ釣り合っていた事例 (Pionke *et al.* 2000) に基づいて、EU における NVZ の設定は、対象水域の水質保全や改善のための窒素負荷管理の対象を、国土または集水域全体に設定している (EU 1991)。

他方、土壌面への窒素負荷の一部が、自然浄化の作用によって河川に流達しないことも広く認められている (Howarth 1996、van Breemen *et al.* 2002)。集水域の中で自然浄化作用が発揮される場としては、一般的には湿地 (Mitsch *et al.* 2005)、河畔林地下水帯 (Peterjohn and Correll 1984、Lawrance 1992) や水辺域地下水帯 (Hill 1990)、我が国では水田土壌 (田渕 2005、小川 2000) やその下層土 (恒川ら 2006)、さらに筑波台地では谷津地形斜面下部の地下水帯ホットスポット (井岡と田瀬 2004a、b)、平地林地下水帯 (石塚と小野寺 1997)、水路底泥 (駒田と竹内 1998) などが知られている。河川流域の中でこれらの作用の発揮される場と強度を明らかにし、河川水質に対する脆弱性の高い地域を特定することができれば、水質保全対策をより効率的・効果的に実施できる可能性がある。

本研究では、自然浄化の場として河川等湛水域近傍の水辺域地下水帯を選択し、既往文献に基づいた脱窒能を付与した GIS モデルを用いた (板橋ら 2013)。このモデルでは、河川への地下水の流出経路として水辺域を通過する経路としない経路を区別しており、このことが地下水とそれに含まれる窒素の供給地点については、河川水質に対する脆弱性の違いに読み替えることができた (図 4-1、図 4-3)。このように、河川集水域を対象として、土壌面窒素負荷の河川水質に対する脆弱性を、その供給地点の空間的な配置として区別した事例は本報告が初めてとなる。

2) 河川水質保全対策の優先地域

本章では、河川流域を脆弱性の異なる低脆弱地域 (LVZ) と高脆弱地域 (MVZ) へと区分することにより、集水域に固有の MVZ 面積率という指標 (表 4-2)、および両地域への面積当たり窒素負荷と流出水窒素濃度の間の直線関係が抽出された (図 4-4-a、c)。

ここで、水質保全のための窒素負荷の管理面からは、脆弱性の高い MVZ を優先することが妥当といえる。しかしながら、結果 4) に示したように、LVZ と MVZ で同じ面積当たり窒素負荷削減量で得られる河川水質低減効果が、MVZ 面積率 13.4% を境にして異なった。このため、この値

よりも小さな MVZ 面積率を持つ流域では、MVZ だけでなく LVZ での窒素負荷削減を同時に進める必要があることが示された。

このように、河川水窒素濃度低下のために流域内で面源窒素負荷削減を優先的に進める地域を判断するためには、集水域内で河川水質に対する脆弱性の異なる地域を空間的に区分することが重要である。さらに、脆弱性の異なる地域それぞれにおける窒素負荷と河川への流出水の窒素濃度との関係を整理した上で、集水域ごとの MVZ 面積率を考慮することは、負荷削減の効果を高めるのに役立つと考えられた。

ここでこの 13.4%という値は、図 4-4-a、c の二つの直線の傾きの比から算定された値であるが、両直線は信頼区間で示される通り、変動を含むことに留意する必要がある。このことを踏まえ、MVZ における直線の傾きは、面積当たり窒素負荷量と浸透水量との関係でのみ決まるのに対し、LVZ における傾きは、この両者に加え前章で設定した水辺域地下水帯での脱窒による窒素除去の強度の影響を受けたものと考えられる。仮に水辺域で 100%の脱窒による窒素除去が起これば、図 4-4-a に示した LVZ での窒素負荷と流出水窒素濃度の関係は、傾き 0 で流出水濃度が 0 mg-NL^{-1} の直線、すなわち x 軸そのものとなる。この場合、LVZ への窒素負荷が河川に流出することはないため、窒素負荷の管理は、MVZ に限って集中的に進めることと判断される。しかし、前章で既往文献に基づいて設定した脱窒による窒素除去能は 100%ではなく、このことにより対象河川の窒素濃度が妥当に表現されたことに基づけば、LVZ では MVZ より小さいものの、0 でない傾きを持つ直線で近似される関係となっていた（図 4-4-a）。さらにこの関係は、地域の地質や地形、気象条件によって変動すると考えられ、今後の課題の一つと位置付けられる。

3) 本研究で得られた知見の適用範囲

本研究で得られた知見は、農業由来の土壌面窒素負荷が主に投入される台地部に、次のような特徴をもつ地域で得られたものである。①地表面下の浅い部分（3m 程度）に広く難透水層があり（小玉ら 1981、安原ら 1990）、農業由来の窒素負荷が浅層地下水帯にトラップされること（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）、また、浅層地下水が地表面の勾配に沿って水平に移動すること（吉谷ら 2001）、②浅層地下水の一部が開析谷の斜面で湧出して、そのまま河川に流出すること（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）、③残りの浅層地下水は地下に潜ったまま河川に流出すること（小川と酒井 1984）、④河川等湛水域近傍の水辺域地下水帯で適度な脱窒が生じること（Hill 2000、恒川ら 2006）、である。このうち、②および③の特徴は、①の特徴に付随するものと考えられる。これらの特徴を併せ持つ地域に対しては、本報告と同様の解析が可能と考えられる。

しかしながら本研究の対象地域に広く仮定できた①とこれに付随する②の特徴は、本地域に特有である可能性がある。それは、次のような本地域の地質的な成因による。まず、現在台地部下層で浅層地下水帯を形成する厚さ 1~4m の難透水層は、かつてこの地域が広く湿地だった時代の堆積物に由来し、地域内に一様に分布する（真野 1987）。さらに現在ほぼ平坦な地形面をなす厚

さ数 m の火山灰の堆積が起こった後に開析による崖状地形が形成された。②のような湧水が生じる特徴（市川ら 1976、宇野沢ら 1988）は、これらの複合的な要因の結果と考えられる。

このことに対し、④の条件に関して、我が国では河川等近傍に水田等湿性な土壌が多く分布していることから、浅層地下水中の硝酸態窒素の河川への流出が抑制されている地形はより広範に分布すると考えられる。一例として、愛知県矢作川河畔の水田下層にある洪積層と沖積層の境界部には強い脱窒活性が認められ、浅層地下水帯の上流に位置する茶園で負荷された硝酸態窒素が効率的に除去されていた（恒川ら 2006）。このように、河川等周辺の水辺域近傍に限れば、河川を含む低地と比較的な高所との地形連鎖系はより普遍的に見られる。この低地に対して比較的な高所での降雨浸透水は地下深くに潜ることなく水辺域地下水帯を通過し、この過程で地下水中の窒素の河川への流出が抑制されている（Hill 1990）。このように、結果 5)で指摘した水辺域周辺の地下水帯とそこに通ずる浅層地下水系を保全することは、土壌面への窒素負荷の河川流出を抑制する観点から、本地域に限らず重要な意味を持つ可能性がある。

5. 要約

霞ヶ浦周辺の 9 河川集水域は、前章（板橋ら 2013）の GIS モデルにより土壌面に負荷された窒素の河川水質への影響（脆弱性）の違いに基づいて、二つの地域に区分された。このことにより、以下のことが明らかになった。

1) 対象とした 9 河川集水域における脆弱性の高い地域(MVZ)の集水域面積に占める割合(MVZ 面積率)は、6.8~52.4%と流域によって異なった。

2) 脆弱性の低い地域(LVZ)と MVZ における面積当たり窒素負荷と、それぞれの地域から河川に流出する水の平均的な窒素濃度の間には直線で近似できる関係が成立した。この時、MVZ の直線の傾きは LVZ の直線の傾きの約 6.5 倍であった。

3) この傾きの比は、集水域の MVZ 面積率との比較により河川水窒素濃度を低下させるために優先的に窒素負荷削減を進める地域を判断することに利用できた。

4) MVZ 面積率の増加は、河川水窒素濃度を MVZ からの流出水窒素濃度に近づける効果を持つ。そのため、これを規定する水辺域とそこに流入する地下水流路を保全することは、現状の河川水窒素濃度を維持するために重要である。

第Ⅴ章 面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性に及ぼす地域特性の検討

1. はじめに

前章までに指摘したように、農業等面源由来の窒素負荷の河川水質への影響は、集水域内で自然浄化機能を発揮する水辺域地下水帯の寄与が大きいことが示唆された。こうした脆弱性を規定する要因については、さまざまな集水域における窒素動態に関するデータを収集し、さまざまな地域特性を持つ地域間の比較を行うことで、より明確にできる可能性がある。そこで本章では、地形や地質が前章までとは大きく異なる韓国の中山間地域と霞ヶ浦周辺地域の比較を行うことにより、これらの関係に関する情報を収集することを目的とした（関連論文 4 ; Itahashi *et al.* 2007)。なお、本解析においては、韓国における作物生産時の施肥窒素溶脱率に関する網羅的データの入手が困難であったことから、第Ⅱ章で算定した潜在的窒素負荷量に代わり、作物ごとの地表面窒素収支を用いた環境窒素負荷量を算定した。両地域で窒素負荷を生成する活動の構造と変化について説明し、両国における環境窒素負荷量と河川での実流出負荷量との長期的関係を比較することにより、集水域内で発生した窒素負荷に対する河川水質の感度（脆弱性）に影響する地域特性を抽出した。

2. 材料および方法

1) 窒素負荷算定法の概要

本章で使用した方法の概要を図 5-1 に示す。この方法の詳細は前章までに報告されているため (Itahashi *et al.* 2006)、方法とこの研究で必要な変更の簡単な説明のみ提示する。

2) 研究対象地域

研究対象地は、韓国中部の Goesan（ケサン）地域と比較対象として霞ヶ浦流域とした（図 5-2)。韓国の調査地域は中山間地帯であり、林地（全面積の 64%）と農地（畑作物、果樹園、水田、

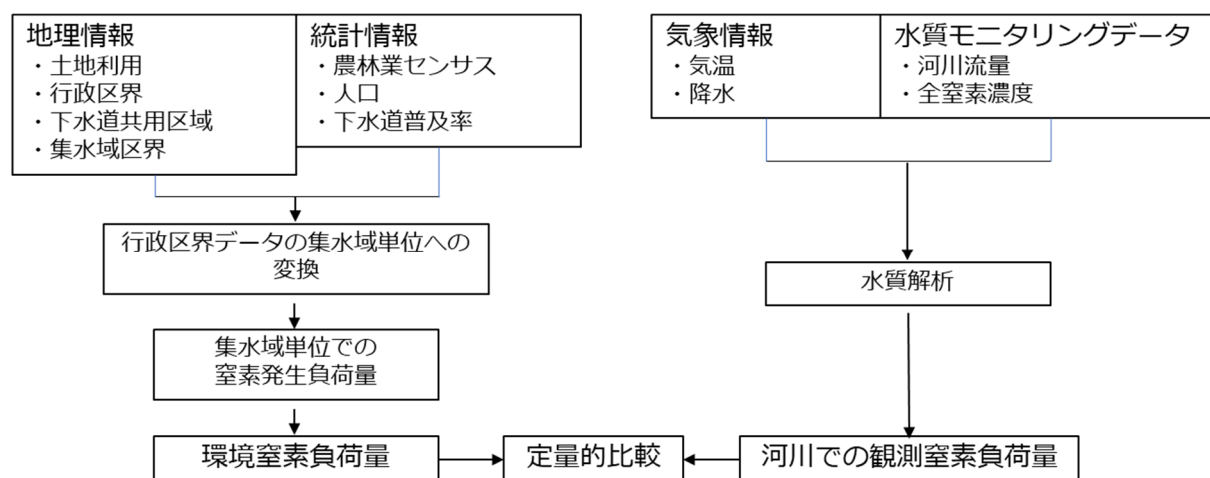


図 5-1 本研究で用いた分析方法の概要

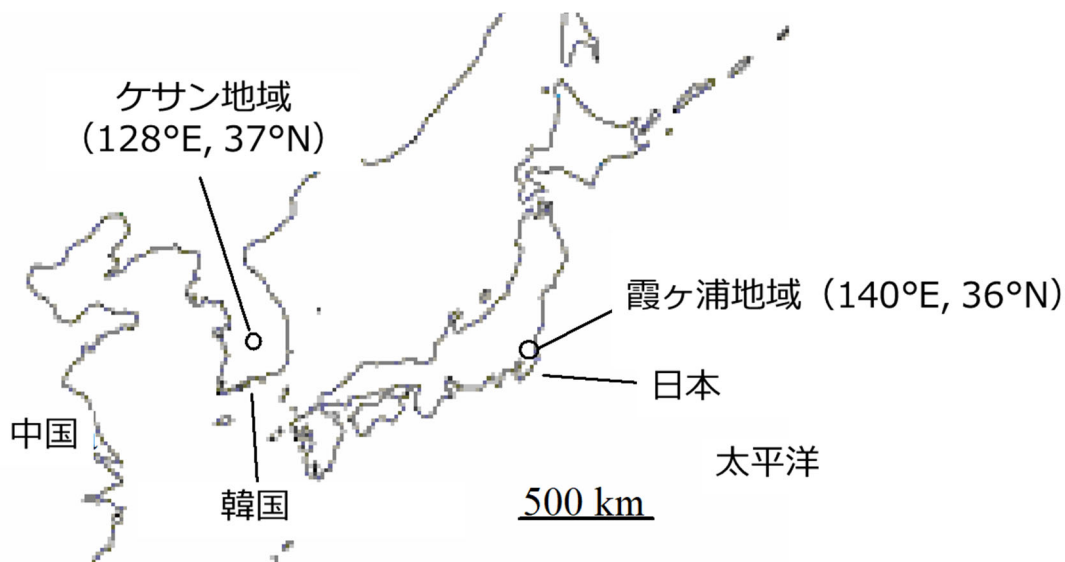


図 5-2 研究対象地域

および畜産; 27%) に覆われている。これらの値は韓国全体の全国平均に近かった（森林 64%、FAO 統計部 2005、および農地 20%、OECD 2006）。日本の調査地域はより平坦で、農地 (49%) と林地 (25%) であり、この地域は日本平均よりも農地利用率が高く、森林が少ない (14%、OECD 2006、および 69%、FAO 統計部 2005)。どちらの地域にも工業団地などの重要な点汚染源はなく、両方の地域が非点源、特に農業が主体であることを示す。

両地点において、年間平均気温と降水量は類似していた。ケサンでは 11.2°C と 1276 mm (1991 年から 2000 年の平均、石郷岡ほかより私信)、霞ヶ浦地域では 14.3°C と 1161 mm (1979～2003 年の平均値、気象庁 2006)。ただし、2 つの地域には次のようにいくつかの違いがある。地質学的特徴（ケサン地域では花崗岩質に対し霞ヶ浦地域では火山灰）、有効土壌深度（ケサン地域では浅く、霞ヶ浦地域では深い）、並びに作付けの種類と季節を含む農業体系。

ケサン地域では、各流域の出口での水質モニタリング地点に基づいて、2 つの流域を設定した (Goesan-S、 48.1 km^2 、Goesan-L、 120.1 km^2)。霞ヶ浦流域内の 20 の集水域からは、面積の近い 2 つの集水域を選択した：Kasumi-S および Kasumi-L (それぞれ 44.9 および 110.1 km^2)。これらの 4 つの名前では、-S は 2 つの流域のうち小さい方を表し、-L は 2 つの流域のうち大きい方を表す。

3) デジタル地図の作成

メッシュベースの GIS ソフトウェア（自作、Itahashi *et al.* 2006）を使用して分析を行った。メッシュサイズは、対象地域における土地利用のモザイクパターンを表すために、 13 m のメッシュに設定した。土地利用、行政単位などを含む紙の地図をスキャンによりデジタル化し、GIS モデルにて用いられた（図 5-1）。GIS データは、行政単位に基づく統計データ等を集水域単位に変換するために使用された。

4) 環境窒素負荷の推定

第Ⅱ章で使用した潜在的な窒素負荷流出量(施肥窒素と窒素溶脱率の積。Takeuchi *et al.* 2005; Itahashi *et al.* 2006)に代わり、この章では環境窒素負荷量を推定した。これは、生成された窒素負荷のうち、土壌表面や水域など、環境に排出された窒素負荷として定義し、作物生産については施肥等窒素の投入量から作物収奪分を差し引いた窒素収支として算定した。また、家庭生活によって生成された窒素負荷の一部については浄化処理による除去、並びに家畜排せつ物の堆肥化中の揮発による損失を、発生した窒素負荷から差し引いた。

本章では、窒素負荷源として、自然系、生活系、作物生産系および畜産系の4つの発生源を考慮した。汚染物質負荷原単位は、人の生活系および畜産によって生成される窒素負荷を推定するために使用した(たとえば、浮田と中西 1989)。窒素負荷は、1950年から2000年の間に日本で収集された農業センサスデータ(農林水産省統計局 1950~2000)および韓国では1960年~2000年(韓国農業省 1960-2000)を用いて、5年から10年ごとに算定した。

a. 自然系負荷

自然による窒素負荷には、降水に含まれる窒素と、森林地帯による窒素固定を考慮した。降水由来の窒素負荷は、各地域の年間降水量(気象庁 2006 など)と雨水中の窒素濃度(玉置ほか 1991、Park and Lee 2002)の積とした。森林地帯に固定された窒素の量は、窒素固定率(約 $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 、吉田 1981)と各集水域の森林地帯の面積として設定した。

b. 生活系負荷

この負荷では、し尿と生活雑排水を考慮した。両方の発生源からの負荷は、その地域の人口と汚染物質負荷原単位の積とした。次に、環境負荷は、窒素負荷と排水処理の方法に基づいて定義された。窒素除去率の積として計算した(たとえば、浮田と中西 1989)。各污水处理を使用する人口の割合は、公表データを使用して推定した(たとえば、国土庁 1983-1991、日本下水道協会 1994、崔 2003)。

c. 作物生産系負荷

作物生産に起因する環境負荷は、土壌表面窒素収支を用いて推定した。土壌表面への窒素インプットとしては、作物ごとに両国の地方自治体で作成した標準施肥量と窒素固定率(吉田 1981)を使用して推定し、アウトプットとしては、標準的窒素吸収量(小川 2000)、または収穫された作物の食品分析データによる窒素含有量と地方自治体が公開した農業統計を使用して推定した(つまり、施用された、または固定された窒素のうち作物に吸収されなかった割合)。

d. 畜産系負荷

家畜の排泄物による窒素負荷は、調査地域における畜種と畜種ごとの適切な汚染物質負荷原単位の積として推定した(牛、豚、家禽が両方の地域の主要な家畜)。ほとんどの動物の排泄物は堆肥化され、土壌改良剤として農地に適用されていたため(農林水産省統計局 2000、Hong and

Kwun 2001)、窒素負荷はこの堆肥の土壌表面への施用に対して設定し、ただし、堆肥化中および堆肥を土壌に施用した直後に生じるアンモニア揮発と脱窒によって失われた窒素量（たとえば、斎藤ら 1989）を差し引いた。

5) 河川水の窒素流出負荷量

河川水として流出した年間窒素負荷量は、各流域の出口での水の年間平均窒素濃度（国立環境研究所 2006、韓国国立環境研究所 2006）と集水域の水収支データに基づいて推定した。水収支は、全国気象観測データ（気象庁 2006）を用いて年間降水量から潜在的な蒸発散量を差し引いて算出した。河川流出負荷量は、日本では 1972 年～2003 年に対し、韓国では 1992 年～2000 年に対し推定した。

3. 結果と考察

1) 窒素負荷を発生させる活動の長期的な構造変化

両国が収集した詳細な統計的および地理的データにより、日本では 1950 年から 2000 年まで、韓国では 1960 年から 2000 年までの調査地域での窒素負荷を発生させた活動の構造変化が明らかとなった。図 5-3 は、主要な 5 つの作物群の耕作地の長期的な傾向と、サイズが類似している Kasumi-L と Goesan L の集水域の家畜・家禽と人間の数を示す（面積の小さい Kasumi-S と

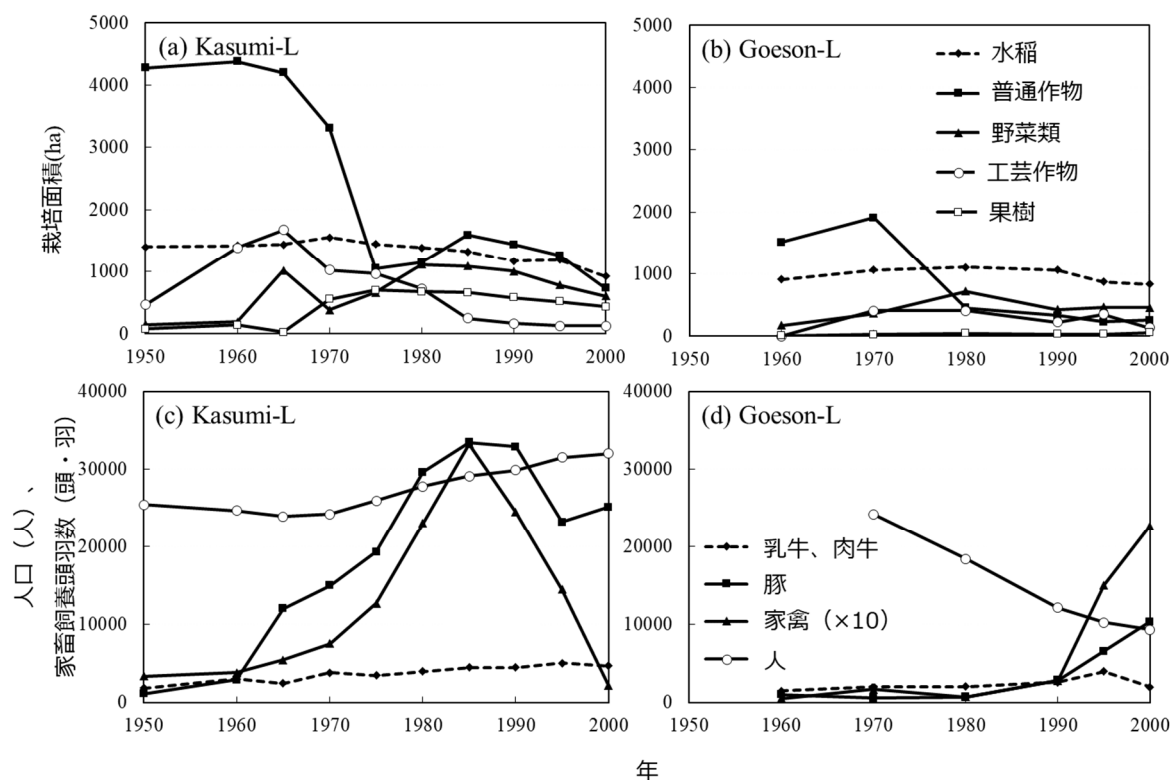


図 5-3 Kasumi-L (a, c) および Goesan-L 集水域 (b, d) で窒素負荷を発生させた農業活動の長期的変動

a と b は各作物群の栽培面積を、c と d は人口と主要な家畜の飼養頭羽数を示す。

Goesan-S の集水域の傾向は類似していたため、割愛)。

Kasumi-L 集水域 (図 5-3a) では、水稻栽培面積は 1950 年から 1975 年まで約 1400 ヘクタールで安定していたが、2000 年まで緩やかに減少したが、2000 年でも特定の作物 (小麦、大麦、エンドウ豆、豆、ジャガイモ、トウモロコシ、飼料作物などの普通作物、ナス、ピーマン、スイカなど野菜類、タバコなどの工芸作物、栗、梨などの果樹) が他のすべての作物群の栽培面積よりも多かった。すべての作物の栽培面積は同様の減少を示したが、その減少は異なる作物グループで少し早くまたは遅く始まり、また普通作物の減少が最も大きかった。普通作物の栽培は 1970 年以前に最も多かったが、その後急速に減少した。1970 年以降、野菜や果樹の栽培が盛んになったが、後年は両作物の栽培面積も徐々に減少している。これらの傾向は、霞ヶ浦地域の他の集水域の傾向と同様だった (データは示さず)。 Goesan-L 集水域 (図 5-3b) でも同様の傾向が観察されたが、果樹は Kasumi-L 集水域に比べて少なかった。

ただし、畜産の傾向は 2 つの地域間で異なっていた。豚と家禽の飼養頭羽数は、Kasumi-L 集水域で 1985 年にピークに達し、その後減少したが (図 5-3c)、Goesan-L 集水域では 1990 年以降増加した (図 5-3d)。人口の傾向も地域によって異なり、Kasumi-L 集水域では徐々に増加し (図 5-3c)、Goesan-L 集水域では逆に継続的に減少していた (図 5-3d)。

2) 環境窒素負荷の長期的な傾向

窒素負荷を発生させる活動の構造変化に基づいて、4 つの集水域すべてにおける環境窒素負荷

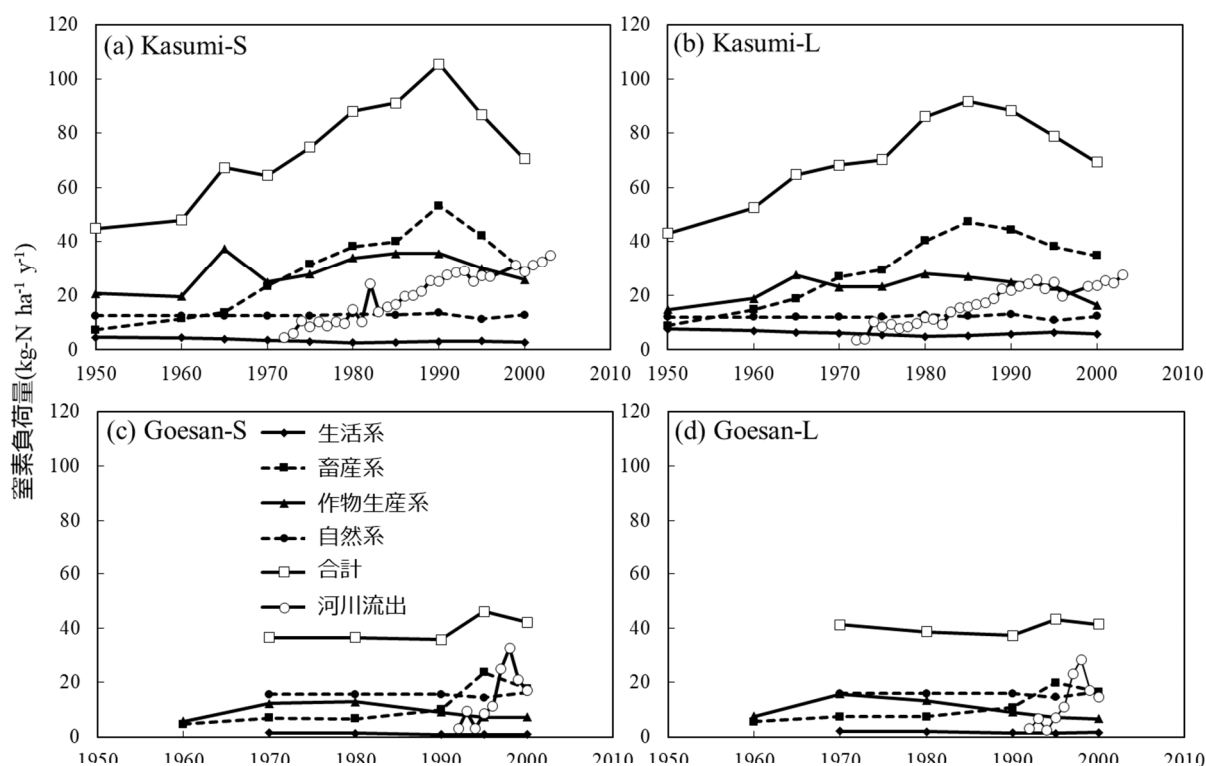


図 5-4 Kasumi-S (a)、Kasumi-L (b)、Goesan-S (c) および Goesan-L (d) 各集水域の環境窒素負荷と集水域出口の河川で測定された観測負荷の長期傾向

の長期的な傾向が推定された(図 5-4)。この図では、4つの流域の結果を直接比較できるように、4つのカテゴリ(自然系、生活系、作物生産系、および畜産系)それぞれの環境窒素負荷を単位面積(ha)あたりとして示した。

日本の集水域における総環境窒素負荷量の長期的な傾向は、1950年から2000年の間に変動したが、1990年頃まで全体的に増加し、その後急激に減少した(図 5-4a、b)。これらの変動は主に畜産系の窒素負荷の変化によりもたらされた。畜産系負荷は、対象期間当初は比較的小さかったが、Kasumi-Sでは1990年まで、Kasumi-Lでは1985年まで徐々に増加した。その後、両集水域で急激に減少した。これらの傾向は、霞ヶ浦地域における養鶏および養豚の個体数の減少を反映していると考えられた(図 5-3c)。

作物生産系窒素負荷は継続的に総負荷の大部分を占め、地域で栽培されている作物群の変化にもかかわらず、対象期間を通じて比較的安定していた(図 5-3a)。この見かけの安定性は、畑作物(窒素の低投入および低収奪の結果としての低窒素負荷)から野菜(高投入および高収奪の結果としての低窒素負荷)への移行に起因すると考えられた。

霞ヶ浦地域では総人口が継続的に増加しても(図 5-3c)、生活系窒素負荷は対象期間を通じて低レベルで安定していた(図 5-4a、b)。この見かけの安定性は、同時にこの地域における污水处理効率が向上したことに起因する可能性がある。対象期間の初期には、生活雑排水はほとんど処理せずに地域の排水路に放出されており、生活系環境負荷の主な原因だったが、下水道と浄化槽がこの地域に設置された後、1人あたりの環境窒素負荷量は徐々に減少した。

対照的に、ヶサン地域の総環境窒素負荷量は霞ヶ浦地域よりもはるかに低く、Goesan-S(図 5-4c)で1970年~1990年の間、Goesan-L(図 5-4d)では1970年~2000年の間安定していた。このパターンは、主に作物生産系および畜産系負荷の合計の安定性に起因していた。両集水域では、作物生産系負荷の減少は畜産系負荷の増加よりも重要であり、総環境負荷は1995年にピークを示した(図 5-4c、4d)。

3) 環境窒素負荷と観測された河川水負荷との比較

図 5-4 には、各集水域の出口となる河川で観測された窒素負荷(河川流出)の傾向も示している。霞ヶ浦地域におけるこの観測負荷の傾向は、1985年または1990年に環境負荷が明らかにピークに達した後でも、対象期間を通じて継続的に上昇し、観測負荷は総環境負荷よりも一貫して低かった(図 5-4a、b)。この関係は、地域の他の集水域でも見られた(データは示さず)。

これらのことは、潜在的な窒素流出として土壌面に負荷された窒素と河川流出を比較した第II章(板橋ら 2006)での知見と一致していた。霞ヶ浦地域の環境負荷のほとんどが水域への直接排出ではなく土壌表面への投入を表すことから、この結果は、土壌表面での環境窒素負荷が土壌を移動するのにかなりの時間を要することを示唆している。開水面に到達するまでの地下水系、およびこの移動中に窒素レベルの大幅な減衰が発生したと見られた。この移動時間の長さは、環境

負荷のピークと水質データの予想されるピークとの差に基づいて、Kasumi-S 流域と Kasumi-L 流域でそれぞれ少なくとも 10 年と 15 年と見積もられた。窒素負荷が開水面に到達する前の減衰の大きさは、見かけの到達率（つまり、土壌面に負荷された窒素量に対する水域に到達する窒素負荷の割合）として定義できる。これは、環境窒素負荷量の最大値に対する河川の観測された窒素負荷量の最大値の比率とすれば、これらの値は、Kasumi-S および Kasumi-L 集水域でそれぞれ 0.33 および 0.30 で、Boyer ら（2002）が米国北東部の土地利用と人口密度に大きな変動がある 16 の集水域を対象として報告した値 0.25 と同程度だった。

対照的に、ケサン地域で観測された負荷の明らかなピークは 1998 年に見られ、これらのピークは 1995 年に発生したピーク環境窒素負荷のほぼ直後に現れていた（図 5-4c、d）。両ピークの出現時期どうしの比較により、この地域での窒素の見かけの移動時間が約 3 年と、第 II 章で示した霞ヶ浦地域における見かけの移動時間（最大 25 年）よりもはるかに短いことを示唆している。同時に、ケサン地域における環境窒素負荷の河川流出負荷量に対する比としての減衰の見かけの強さは霞ヶ浦地域よりもはるかに低く、見かけの到達率は、Goesan-S および Goesan-L 流域でそれぞれ 0.71 および 0.66 と大きかった。

これらの観察結果は、霞ヶ浦地域では、集水域に窒素負荷を発生させる活動の変化の河川水質への影響が、大幅な遅延の後に現れる傾向があり、結果として、河川水がこれらの窒素負荷の影響を比較的受けにくいことを示唆している（低脆弱性）。対照的に、ケサン地域では負荷の変化はすぐに河川に現れることから、本地域における河川水は集水域で発生する窒素負荷の変化の影響をより強く受けるとみられる（高脆弱性）。これらの結果は、また、環境窒素負荷と河川で観測される流出負荷量の比として算出される「見かけの到達率」を計算する際に、土壌-地下水系を通過する窒素の移動時間を考慮することの重要性を示唆している。それは、見かけの到達率の計算の際に、土壌や水系への窒素負荷が河川に流出するまでの移動時間を考慮しないと、霞ヶ浦地域などでは誤った結果を導く可能性があるためであり、ケサン地域においては、移動時間はそれほど重要ではないと言える。

2 つの地域における河川水質に対する脆弱性の違いは、集水域サイズの違いではなく、地域特性の違いに起因する可能性がある。図 5-4a と 5-4c は小さな集水域、図 5-4b と 5-4d は大きな集水域を表しているが、環境窒素負荷の変動に対する河川水質の変動パターンはそれぞれの地域において、集水域サイズによらず類似している。ここで詳しく検討していない地域特性の違いには、地形（平地対中山間）、地質（火山灰対花崗岩）、土壌特性（深い対浅い）、栽培作物などが含まれる。さらに第 III 章で検討した水辺域の土壌についても違いがあり、霞ヶ浦地域の河川近傍は水田利用が主体であり、灰色低地土や一部泥炭土が分布したが、ケソン地域では水田は流域末端の比較的低下した個所にしか見られず、溪流沿いには脱窒能を有する土壌型の分布は見られなかった。このように、異なる特性を持つ地域を対象にしたさらなる研究が、土壌面への窒素負荷の河川流出に対する脆弱性を規定する要因の解明に役立つと考えられる。

4. 結論

韓国と日本における類似した大きさの集水域出口の河川水に観測された窒素負荷と、集水域の土壌面に負荷された環境窒素負荷を比較した。集水域における環境窒素負荷の変化の影響が、日本では 10 年経ってもはっきりとは見えなかったのに対し、韓国の河川水にほとんどすぐに現れること、また、河川流出負荷量の環境窒素負荷量に対する比（見かけの到達率）は韓国の方が日本よりはるかに大きいこと、が明らかとなった。これらの結果は、窒素負荷を生成する活動に対する水域の脆弱性に、地形や地質などの地域特性が重要な役割を果たすことを示唆している。

5. 要約

農業流域で発生する窒素負荷の河川水質に対する脆弱性に影響する要因を明確にするために、日本と韓国の農業由来の窒素負荷が卓越する河川集水域を対象に、窒素負荷を発生させる活動と環境への窒素負荷の長期的な傾向を推定した。日本で構築した推定手法は韓国においても機能し、これは統計、地理情報、および気象と水質のモニタリングシステムが利用できたこと、そして窒素負荷の発生と土壌中の窒素の動態に関する研究データが蓄積されたことによる。ほぼ同じ規模の集水域を対象として環境窒素負荷と各集水域の出口の河川水で観測された負荷量を比較すると、（1）集水域内での環境窒素負荷の変化の影響は韓国の河川水質にほぼ即座に現れ、（2）河川流出負荷量の環境窒素負荷量に対する比は韓国ケソン地域で日本霞ヶ浦周辺地域よりもはるかに大きく生じた。これらの結果は、地域特性が窒素負荷を発生させる活動の河川水質に対する脆弱性に重要な役割を果たすことを示唆している。

第VI章 総合考察

本研究では、水質行政において農業由来の窒素負荷による河川等水質への影響を見積もることが困難であり、そのため農業に由来する水質汚濁への対策が十分に進んでいない状況に着目し、河川集水域を対象に農業由来の窒素負荷の見積もりを、日本において長期的、かつ均質に取得されてきた統計情報と GIS を用いて集水域内での窒素負荷発生状況の分布を再現することで、より精度の高い見積もりを行う手法を開発し、水質の変動との比較解析を行った。さらにこのことに基づいて、河川水質保全の観点から重要と考えられる要因を指摘した。このことにより、地域の水質行政において、河川等集水域における窒素負荷発生源と水質変動に関する研究が進展することが期待される。

ここでは、各章において十分に触れられなかった点について補足し、全体を通じた総括的な議論を行いさらに今後の研究の展望について述べる。

1. 補足情報

1) 霞ヶ浦周辺地域における窒素負荷と水質の現状

霞ヶ浦は我が国 2 番目に大きな湖であり、流域を中心に 100 万人の上水、農業用水、工業用水を供給する水瓶でもある。湖の水質は昭和 47 年以降、湖沼の環境基準 0.4 mg-N L^{-1} を下回ったことはなく、近年は 1 mg-N L^{-1} 前後で推移している。流入河川の中には全窒素濃度が 10 mg-N L^{-1} を上回る場合もあり、喫緊な対策が求められている。

流入河川の集水域の窒素負荷と水質の関係について、Kimura *et al.*(2012)が本研究対象集水域における窒素収支を他地域の結果と比較している。これによれば、霞ヶ浦周辺地域の面積当たりの窒素負荷は $100 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 以下と取り立てて大きくはないが、河川への流出率が高い特徴が見られている。このように、本研究においては、集水域土壌面に負荷された窒素の河川への流出が顕著に抑制されていることについて報告したものの、さらなる水質改善、そのための窒素負荷の管理が必要とされていることは否定できない。

2) 集水域での窒素負荷の河川水質への影響の出方について

本研究においては、第V章において韓国ケソン郡と霞ヶ浦流入河川における窒素負荷と河川水質の関係を比較し、韓国ケソン郡では農業由来窒素負荷の影響が河川水質に強く反映されることを示した。それに比べると、霞ヶ浦周辺地域における影響は明瞭ではなかった。第II章においては、このことについて、流域の持つ窒素除去機能と流出の時間遅れについて言及した。第III章以降は、このうちの窒素除去機能が集水域の水辺域にて発揮されるものと仮定し、河川水質が妥当に表現されることを示した。

本研究の中で触れられなかったことの一つに、時間遅れの問題がある。土壌～地形の中で硝酸

態窒素の流出挙動はほぼ水の流れに依存すると考えられる。根圏で植物に吸収されなかった硝酸態窒素が地表面下 3m ほどの難透水層（常総粘土層）面に達するまでには 1 年かかるとの報告（小川 2000）があるが、他方、降雨に応じて地下水面が大きく変動し大雨後は土層内が水で満たされることも観察されており、このときに土層内の余剰の硝酸態窒素が洗脱され、実際には地下水への流亡はかなり早く生じる可能性がある。また常総粘土層を通過して下方に浸透する水量は、年間、降雨量のわずか 2%（27mm）であり（安原ら 1990）、残りは蒸発散か横移動とみなせる。地下水系での水の移動は一般にさらに遅いが、霞ヶ浦周辺地域におけるほぼ平坦な台地（斜度 0-3 度）の浅層地下水の流速は、 2.3m日^{-1} と意外に早いことが報告されている（小川 2000）。これらのことから、台地上の土壌面への窒素負荷が下方浸透し、浅層地下水中を横流れすることで最寄りの水系へ、あるいは崖面に湧出するまでの時間について、数年以上を想定することは現実的ではないと思われる。このことを受けて、第Ⅲ章では、時間遅れを考慮せず、2000 年時点での窒素負荷と河川水質濃度として、1999～2001 年の非灌漑期のデータを用いて検討を行った。

2. 今後の研究の展望

1) 河川集水域単位での窒素負荷の変遷の把握の意義

本研究により、農業による窒素負荷の河川水質への影響を河川集水域単位で把握できることが示された。肥料や家畜ふん堆肥などの有機物により土壌に持ち込まれる無機態窒素は、どこにでもある物質であり、負荷源ごとの区別が付きにくいいため、汚濁の発生や対策技術の効果を評価することは、琵琶湖における代かき濁水（須戸ら 2009）や沖縄における豪雨による赤土流出（大澤と池田 2007）のように簡単ではない。結局のところ、水質汚濁の軽減には負荷の発生を小さくしていく必要があるが、本研究で行ったように、過去の窒素負荷と水質変化の関係を明らかにしておくことは有用と考えられる。

本研究で開発した手法は、各負荷源の活動量に基づいて負荷量を積み上げて算定しているため、元データの空間解像度に依存するが、集水域内の地域ごとの特徴を把握できるメリットがある。行政的には、そのことだけでも、どの地域のどの負荷源の寄与が大きいのかを明らかにすることが可能となり、負荷低減対策のターゲットを絞り込むのに役立つと考えられる。

2) 水質汚濁に対する脆弱性における地域特性

一方、霞ヶ浦周辺地域と韓国の小集水域との比較により、同じような農業的な窒素負荷であっても河川水質への影響の出やすさ（脆弱性）には大きな違いがあることが明らかとなった。本研究においては、水辺域における脱窒能に着目し、霞ヶ浦周辺地域の浅層地下水の河川への流出経路の特徴から、脆弱性の異なる地域を区分した。これは台地と低地からなる平坦な地形であること、台地部の浅いところに難透水層が存在し、浅層地下水が横流れすること、浅層地下水層が地形的に分断され、湧水が生じていること、などの地形やその成因に起因する特徴を反映したもの

であった。これに対し、韓国においてはそもそも山がちな地形で農地は河川近傍の傾斜地にしか存在しないこと、花崗岩質であり有効土層も薄いこと、から、農地の余剰窒素が河川に流出しやすい特徴を持っている。このような地域の特徴は農業活動の河川水質への影響を左右する大きな要因と考えられる。このことから、検討にあたってはこうした地域の特徴を十分に考慮することが必要といえる。

以上から、NANI を用いた地域間での比較研究 (Swarney *et al.* 2012) は、地域ごとの脆弱性を俯瞰するのに適している可能性があるが、我が国の地形や土地利用の複雑さからは北海道や四国で実施された地質・地形的に類似した集水域間比較 (岡澤ら 2009、Yoshikawa *et al.* 2015) や、本研究で実施した窒素負荷による比較は、集水域ごとの特性を比較することに適しており、地域の水質改善のための取り組みとして有効と考えられる。

第Ⅶ章 要約

我が国の公共用水域においては、1950年代以降に発生した公害問題の後、有機性汚濁物質による水質汚濁が顕著となり、1970年制定の水質汚濁防止法、1984年制定の湖沼水質保全特別措置法（湖沼法、2005年に改訂）等に基づき、工場や事業場、生活排水、家畜排せつ物を対象とした水質汚濁を改善するための様々な取り組みが行われてきた。しかし、茨城県霞ヶ浦など閉鎖性水域においては近年に至っても改善状況は芳しくなく、環境基準の達成率は50%前後にとどまっている（平成30年度）。この原因としては、畜産を含む農業等面負荷源に由来する窒素等栄養塩類の水系への流出に対する対策が不十分であることが考えられる。

行政においては、従来、農業等由来の面源窒素負荷による河川水質汚濁への影響把握については二つの問題があった。一つは、行政的に入手可能な情報に基づき、河川集水域等の広範囲を対象として窒素負荷の分布を表現し、量的に議論できる簡易な手法が存在しなかったこと、もう一つは、多施肥や家畜排せつ物の不適切な管理などに由来するこうした面源窒素負荷を削減することの必要は理解されても、どこでどのくらいの負荷削減を行うと、河川水質の改善に効果があるかを議論することができていなかったこと、である。そこで、本研究においては、農業・畜産が主体で河川水質汚濁が進行している地域を対象に、1）行政的に入手が容易な統計情報を用いて、河川集水域の単位で農業由来の面源窒素負荷による河川水質への影響を定量的に扱うことを可能とする手法を開発し、2）集水域への窒素負荷による河川水質への影響を規定する主要な要因としての自然浄化機能とこれを発揮するために重要な地形的要因を明らかにする。さらに、3）自然浄化機能を発揮する場と集水域中の面源窒素負荷発生地点との地形上の関係に基づいて、地点ごとの河川水質への影響の違い（脆弱性）を評価する手法を開発、河川水質を保全するための管理手法の考え方を提示する。そして、4）集水域の窒素負荷の河川水質に対する脆弱性を規定する諸地域特性を明らかにする。以上を目的として研究を実施し、以下の結果を得た。

1）河川集水域単位で統計情報を活用して面源由来窒素負荷を見積もる手法の開発（第Ⅱ章）

最初に、河川集水域を単位とした農業由来の面源窒素負荷の長期的変遷を見積もるために、長期的に均質なデータが入手可能な行政情報（農業センサス等の統計情報）を地理情報システム（GIS）を用いることで集水域単位に変換する手法、並びに農地等面源を含む各種窒素負荷発生源から土壌や水系への排出率を考慮することで、環境に排出される窒素負荷量を見積もる手法（修正原単位法）を開発した。このことにより、従来行政的に使用されていた原単位法に代わり、面源由来の窒素負荷をより妥当に見積もることを可能とした。

この手法を農地等の面汚染源が卓越し、水質汚濁の著しい霞ヶ浦周辺地域の河川集水域に適用したところ、集水域ごとに、降水、人の生活、農業、畜産の各負荷発生源に由来し、土壌・水系に排出された潜在的な窒素流出負荷量の特徴が把握可能となった。1950年~1995年の長期間に渡る

潜在的窒素流出負荷量と、河川における観測値に基づいて推定した実窒素流出負荷量が定量的に比較され、同地域においては、主に施肥や家畜排せつ物として土壌面に投入された窒素負荷の 47% が河川の集水域末端に到達したと考えられ、残りの窒素負荷は河川に到達する過程において失われたことが示唆された。

2) 自然浄化機能発揮の場としての水辺域の重要性と機能発揮のための地形条件の検討(第Ⅲ章)

集水域に負荷されて河川集水域末端では観測されなかった窒素負荷の行方について、地下水に流亡した窒素負荷の河川等への流出を抑制する機能が知られていた水辺域地下水帯に着目した。既往文献に基づき、水辺域地下水帯における硝酸態窒素濃度低下を表すモデルを作成し、浅層地下水が台地部から河川近傍の水辺域に侵入する地点において、地下水中硝酸態窒素濃度の顕著な低下(中央値で約 10 分の 1)が生じること、そして、この濃度低下は水辺域に存在する土壌の種類によって異なり、有機質土壌で特に顕著であることを示した。

このモデルを、河川集水域を単位とした GIS ベースの簡易な動態モデルに搭載し、霞ヶ浦周辺地域の 9 河川集水域に適用、水辺域地下水帯における脱窒を考慮することが同地域における河川水質の再現に効果があるかを検討した。このとき、同地域においては台地部で生成した浅層地下水の一部は、河川近傍の水辺域に侵入する手前の崖状地形で湧出することで、水辺域地下水帯を通過せずに河川に流出するという知見に基づき、GIS モデルにおいては、浅層地下水の一部を崖面で湧出させることで、水辺域地下水帯における硝酸態窒素濃度の低下が部分的にしか作用しない設定とした。

以上の結果により河川水質窒素濃度を精度よく見積るために、同地域においては、地形によって定まる浅層地下水の河川流出経路を適切に考慮すること、並びに水辺域地下水帯に侵入する浅層地下水中硝酸性窒素の濃度低下を考慮することの両者が重要であることを示した。

3) 河川集水域における面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性の区分とこれに基づく水質管理の考え方の提示(第Ⅳ章)

2) の動態モデルを活用することで、集水域内において面源窒素負荷の河川水質への影響の違い(脆弱性)を区別する手法を検討した。霞ヶ浦周辺地域における浅層地下水の河川流出経路は、地形条件により水辺域地下水帯を通過する場合としない場合が想定された。このことから集域内の各地点を発生した浅層地下水が脱窒能を持つ水辺域地下水帯を通過するか否かが、地点ごとの脆弱性を規定する要因とみなした。このことに基づき、河川への窒素負荷流出を抑制するために、まずは、脆弱性の高い地点における窒素負荷の発生を抑制することが重要であること、しかし、集水域によってはそれだけでは不十分であり、面積として広い脆弱性の低い地点における負荷削減を同時に進める必要がある場合があることを見出した。さらに集水域において窒素負荷の河川流出抑制に寄与している水辺域における脱窒能を保全すること、並びに集水域内部から水

辺域地下水帯に通じる水みちを保全することの重要性を指摘した。

4) 面源窒素負荷の河川水質に対する脆弱性に及ぼす地域特性の検討（第Ⅴ章）

面源窒素負荷による河川水質への脆弱性に及ぼす地域特性を検討するため、霞ヶ浦周辺地域とは地域特性の異なる韓国の小集水域を対象とした解析を行った。同地域は、中山間地に位置し、傾斜地に作られた農地は花崗岩を母材とする薄い有効土層からなっている点で、平坦な台地に厚い火山灰土が発達した霞ヶ浦周辺地域とは大きく異なった特性を持っていた。両地域を対象とした農業由来を含む窒素負荷と河川での流出負荷量を比較したところ、韓国においては農業・畜産に由来する窒素負荷の長期変動と河川流出した窒素負荷の変動のタイミングがほぼ一致しており、かつ、集水域での窒素負荷の河川への流達率が顕著に高いことが明らかとなった。このことから、同地域は集水域全体が面源窒素負荷に対して高い脆弱性を持っていることが示唆され、その原因として山がちな地形や土壌母材の違いが関与していることを指摘した。

引用文献

- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., and Williams, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *Journal of American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N. and Jha, M. K. 2012. SWAT: MODEL USE, CALIBRATION, AND VALIDATION. *Transactions of the ASABE*, **55**, 1491-1508.
- Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., Lave, R., Meyer, J. L., O'Donnell, T. K., Pagano, L., Powell, B., and Sudduth, E. 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science*, 308, 636–637. 2. Boyer, E. W. *et al.* (2002) Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U. S. A. *In The nitrogen cycle at regional to global scales*, Boyer, E. W. & Howarth, R. W. (eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 137-169.
- Boyer, E. W., Howarth, R. W., Galloway, J. N., Dentener, F. J., Green, P. A., and Vörösmarty, C. J. 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles*, **20**, GB1S91, doi:10.1029/2005GB002537.
- Burt, T. P., Matchett, L. S., Goulding, K. W. T., Webster, C. P., and Haycock, N. E. 1999. Denitrification in riparian buffer zone: the role of floodplain hydrology. *Hydrological Processes*, **13**, 1451–1463.
- Cey, E. E., Rudolph, D. L., Aravena, R., and Parkin, G. 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*, **37**, 45–67.
- Chilonda, P., and Otte, J. 2006. Indicators to monitor trends in livestock production at national, regional and international levels. <http://www.lrrd.org/lrrd18/8/chil18117.htm>.
- Choi J.-Y. and Shin C.-M. 2002. *Management of nonpoint pollution by reducing storm runoff*. Research report RE-03, Korea Environment Institute, Seoul, Korea.
- 崔 鏞喆. 2003. 韓国の下水道政策の方向. 下水道協会誌, **493**, 63-70.
- Cooper, A. B. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, **202**, 13–26.
- Devito, K. J., Fitzgerald, D., Hill, A. R. and Aravena, R. 2000. Nitrate Dynamics in Relation to Lithology and Hydrologic Flow Path in a River Riparian Zone. *J. Environ. Qual.*, **29**, 1075–1084.

- 遠藤邦彦・関本勝久・高野 司・鈴木正章・平井幸弘 1983. 関東平野の沖積層. アーバンクボタ, 21, 26-43.
- European Union 1991. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural resources. http://Europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapilcelexapilprod!prod!CELEXnumdoc&lg=en&numdoc=31991L0676&model=guichett.
- FAO Statistics Division 2005. FAO Statistical Yearbook 2004. http://www.fao.org/es/ess/yearbook/vol_1_1/pdf/a04.pdf (accessed 6 February 2007).
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., and Arnold, J. G. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Working paper 07-WP443, Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University, Ames, Iowa, pp100.
- Gburek, W. J. and Sharpley, A. N. 1998. Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds. *Journal of Environmental Quality*, **27**, 267-277.
- Hamon, W. R. 1961. Estimating potential evapotranspiration. *Journal of the Hydraulics Division*, **87**, 107-120.
- 長谷川清善 1992. 水田における窒素の動態と環境への影響評価に関する研究. 滋賀県農試特別報告, **17**, 120-125.
- Hayakawa, A., Shimizu, M., Woli, K. P., Kuramochi, K., and Hatano, R. 2006. Evaluating Stream Water Quality through Land Use Analysis in Two Grassland Catchments: Impact of Wetlands on Stream Nitrogen Concentration. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 617-627.
- 林 尚孝・塩 光輝 1974. 地域メッシュ統計による流域人口の推定. 茨城大学農学部学術報告, **22**, 57-63.
- Haycock, N. E., and Pinay, G. 1993. Groundwater Nitrate Dynamics in Grass and Poplar Vegetated Riparian Buffer Strips during the Winter. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 273-278.
- Heathwaite, L. Sharpley, A., and Gburek, W. 2000. A Conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 158-166.
- Hill, A. R. 1990. Ground water flow paths in relation to nitrogen chemistry in the near-stream zone. *Hydrobiologia*, **206**, 39-52.
- Hill, A. R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, **25**, 743-755.
- Hong S.-G. and Kwun S.-K. 2001. Relationship between rural watershed characteristics and stream water quality. *The Korean Society of Agricultural Engineers*, **43**, 56-65.

- 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., and Zhu, Z.-L. 1996. 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.
- 茨城県 1980–1992. 五万分の1 I 土地分類基本調査(土壌図)(「真岡・壬生」, 「真壁」, 「石岡」, 「磯浜・鉾田」, 「土浦」, 「玉造」, 「龍ヶ崎」, 「佐原」). 国土地図株式会社, 東京.
- 茨城県都市局下水道課 1991. いばらきの下水道, pp265.
- 市川正巳・高山茂美・田中正・田口雄作・佐倉保夫 1976. 水文循環に及ぼす都市化の影響ー筑波研究学園都市およびその周辺地域の場合ー. 筑波の環境研究, **1**, 10–21.
- 池田 宏・小野有五・佐倉保夫・増田富士雄・松木栄次 1977. 筑波台地周辺低地の地形発達ー鬼怒川の流路変更と霞ヶ浦の成因ー. 筑波の環境研究, **2**, 104–113.
- Ilhardt, B. L., Verry, E. S., and Palik, B. J. 2000. Defining Riparian Areas. In E.S.Verry, J. W. Hornbeck, and C. A. Dolloff (eds.) *Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States*, Lewis Publ., Boca Raton. p23–42.
- 井岡聖一郎・田瀬則雄 2004a. 地下水中の硝酸イオンに対するシルト、粘土層の役割ー水理的バリアか生物化学的バリアかー. 地下水学会誌, **46**, 37–50.
- 井岡聖一郎・田瀬則雄 2004b. 茨城県筑波台地、斜面ー湿地プロットでの地下水帯における硝酸イオンの還元場. 地下水学会誌, **46**, 131–144.
- 石塚成宏・小野寺真一 1997. $\delta^{15}\text{N}$ 値による平地林浅層地下水における脱窒の検証: 茨城県南西部常総台地の例. 日本土壤肥科学雑誌, **68**, 1–7.
- 板橋 直 2015. 土壌への窒素負荷による河川水質汚濁に対する脆弱地域の区分ー霞ヶ浦周辺地域の9河川流域での事例ー. 日本土壤肥科学雑誌, **87**, 22–30.
- Itahashi, S., Komada, M., and Takeuchi, M. 2006. Methods for Estimating the Nitrogen Load on a Catchment scale. *Japan Agricultural Research Quarterly*, **40**, 131–142.
- 板橋 直・駒田充生・竹内 誠 2013. 霞ヶ浦周辺地域における面源窒素負荷の河川水質への影響に対する水辺域と地形の意義. 日本土壤肥科学雑誌, **84**, 153–165.
- Itahashi, S., Seo, M.-C., and Takeuchi, M. 2007. Estimation and comparison of nitrogen loads and attenuation in agricultural catchments of Japan and Korea. *Water Science and Technology*, **56**, 105–113.
- Jacobs, T. J., and Gilliam, J. W. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, **14**, 472–478.
- Jordan, T. E., Correll, D. L., and Weller, D. E. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 467–473.

- 加藤 亮・Julien Boulange・江口定夫・坂口 敦・宗村広昭 2013. SWAT モデルの水田を含む流域への適用の問題点の解決に向けて, 農業農村工学会誌, **81**, 983-987.
- 加藤哲郎・米田和夫 2001. 堆肥の長期連用が黒ボク土の理化学性ならびにキャベツとダイコンの収量に及ぼす影響, 土壌の物理性, **87**, 3-17.
- 川島博之 1996. 東京湾とその流域における窒素収支の歴史的変遷. 沿岸海洋研究, **33**, 147-155.
- 気象庁, 過去の気象データ検索 <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 国立環境研究所, 環境数値データベース, <http://www.nies.go.jp/igreen/index.html>
- 吉川昭雄・大崎和二・森泉昭治・吉田徹 1975. 西浦主要河川流域の家畜ふん尿と河川比負荷の関連, 茨城大学農学部学術報告, **23**, 101-105.
- Kim M.-K., Seo M.-C., Kim M.-Y., Chung J.-B. and Kim B.-J. 2004. Estimating nitrogen and phosphorus contents using model integrated in small agricultural watersheds. Journal of Environmental Science and Health, Part A, **39**, 1833-1842.
- Kimura S.D., Yan, X. Y., Hatano, R., Hayakawa, A., Kohyama, K., Ti, C. P., Deng, M. H., Hojito, M., Itahashi, S., Kuramochi, K., Cai, Z. C. and Saito, M. 2012. Influence of agricultural activity on nitrogen budget in Chinese and Japanese watersheds. Pedosphere. **22**, 137-151.
- 小玉喜三郎・鈴木尉元・三梨 昂 1981. 関東堆積盆地の形成気候に 関する一試論. 地質学論集, **20**, 233-246.
- 国土地理院 1976-1982. 2 万 5 千分 1 土地利用図(「真岡」, 「岩瀬」, 「真壁」, 「加波山」, 「岩間」, 「筑波」, 「柿岡」, 「石岡」, 「下吉影」, 「上郷」, 「常陸藤沢」, 「常陸高浜」, 「常陸玉造」, 「鉾田」, 「谷田部」, 「土浦」, 「藤代」, 「牛久」, 「江戸崎」, 「龍ヶ崎」, 「下総滑川」). 国土地理院, 東京, つくば.
- 国土地理院 1995-1996. 2 万 5 千分 1 地形図(「中飯」, 「羽黒」, 「小鶴」). 国土地理院, つくば.
- 国土庁 1983-1991. 農村地域整備状況調査報告書.
- 駒田充生・竹内 誠 1998. 農業域の小水路における脱窒速度の測定 と窒素浄化機能の評価. 日本土壌肥科学雑誌, **69**, 162-169.
- Korean National Institute for Environmental Research 2006. (*Water Environmental Information System*). <http://water.nier.go.kr/weis/> (accessed 6 February 2007)
- 國松孝男・村岡浩爾 1989. 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, 東京, pp266.
- 倉島健次 1983. F.施用基準, 草地試験場資料, **58-2**, 45-61.
- 黒田清一郎・田淵俊雄 1996. 湧水中の硝酸態窒素濃度と負荷量の変動. 農業土木学会論文集, **181**, 31-38.
- Liu, Y., Yang, W. and Wang, X. 2020. GIS-Based Integration of SWAT and REMM for Estimating Water Quality Benefits of Riparian Buffers in Agricultural Watersheds. Transactions of the ASABE, **50**, 1549-1563.

- Lowrance, R. 1992. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *Journal of Environmental Quality*, **21**, 401–405.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Williams, R. G., Inamdar, S. P., Sheridan, J. M., Bosch, D. D., Hubbard, R. K. and Thomas, D. L. 2000. REMM: The Riparian Ecosystem Management Model. *Journal of Soil and Water Conservation*, **55**, 27-34.
- McIsaac, G. F., David, M. B., Gertner, G. Z. Goolsby, D. A. 2001. Nitrate flux in the Mississippi River, *Nature*, **414**, 166-167.
- McIsaac, G. F., David, M. B., Gertner, G. Z. Goolsby, D. A. 2002. Relating Net Nitrogen Input in the Mississippi River Basin to Nitrate Flux in the Lower Mississippi River. A Comparison of Approaches. *Journal of Environmental Quality*, **31**, <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1610>.
- 真野勝友 1986. 日本の地質 3 関東地方 第 3 章第四系 3.2 関東平野南部の更新統 (3)下総台地および周辺地域. 日本の地質『関東地方』編集委員会編, 共立出版, 東京, 147-151.
- 松森堅治・板橋 直 2010. 霞ヶ浦流域の主要河川の窒素濃度変化とその要因解明. 農村工学研究所技報, **210**, 61–73.
- Mariotti, A., Landreau, A., and Simon, B. 1988. ^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer in northern France. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **52**, 1869–1878.
- Mengis, M., Schiff, S.L., Harris, M., English, M. C., Aravena, R., Elgood, R. J., and MacLean, A. 1999. Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO_3^- elimination in a riparian zone. *Ground Water*, **37**, 448–457.
- Ministry of Agriculture of Korea 1960-2000. (*Report on the census of agriculture*), Ministry of Agriculture of Korea, Seoul, Korea.
- Mitsch, W.J., Day, J.W., Zhang, L., and Lane, R.R. 2005. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecological Engineering*, **24**, 267-278.
- 三輪睿太郎・小川吉男 1988. 集中する窒素をわが国の土は消化できるか, *科学*, **58**, 631-638.
- 森泉昭治・大崎和二・吉川昭雄 1975. 西浦主要河川流域の施肥量と河川比負荷の関連, 茨城大学農学部学術報告, **23**, 89-99.
- 中西 弘 1985. II-2 汚濁負荷量の算定について, 第 2 回自然浄化シンポジウム: 自然浄化機能による水質改善, 国立公害研究所編, 環境庁国立公害研究所, つくば, 15-27.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. and Williams, J. R. 2005. SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL THEORETICAL DOCUMENTATION VERSION 2005. Agricultural Research Service - Texas Agricultural Experiment Station, Texas, U.S.A., pp476.
- 日本畜産協会 1989. 家畜尿汚水の処理利用技術と事例, pp232.
- 日本下水道協会 1994. 下水道統計, pp1181.
- 西尾道德 2001. 農業生産環境調査にみる我が国の窒素施用実態の解析. *日本土壌肥科学雑誌*, **72**,

513–521.

西尾道德 2005. 農業と環境汚染, 第 10 章 欧米における農業からの養分の排出規制と農業環境プログラム 1.EU の「硝酸指令」, 276-281, 農文協, 東京.

農林水産省大臣官房統計部経営・構造統計課, 1950-2000, 農林業センサス.

農林水産省統計情報部 2000. 家畜廃棄物等の堆肥化施設の設置運営状況調査報告書, 農林統計協会, 東京, pp127.

O'Callaghan, J. F., and Mark, D. M. 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, **28**, 323–344.

OECD 2006. OECD Factbook 2006: Economic, Environmental and Social Statistics. <http://miranda.sourceoecd.org/vl=12084771/cl=19/nw=1/rpsv/factbook/data/07-02-02-t01.xls> (accessed 6 February 2007)

小川吉雄・酒井 一 1984. 畑地から水田内へ流入した硝酸態窒素の動向, 日本土壌肥科学雑誌, **55**, 533-538.

小川吉雄 2000. 地下水の硝酸汚染と農法転換, 農文協, 東京, pp200.

岡澤 宏・竹内 康・左村 公 2009. 北海道斜網地域における土地利用の集塊性と河川の硝酸態窒素濃度の関係, 農業農村工学会論文集, **259**, 53-59.

大澤和敏・池田駿介 2007. 農地での土壌侵食および流域圏での土砂・栄養塩動態-沖縄赤土流出問題の対策・評価技術-, 水利科学, **295**, 1-15.

Park S.-U. and Lee Y.-H. 2002. Spatial distribution of wet deposition of nitrogen in South Korea. *Atmospheric Environment*, **35**, 619-628.

Peterjohn, W. T., and Correll, D. L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, **65**, 1466–1475.

Pinay, G., and Decamps, H. 1987. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers: Research & Management*, **2**, 507–516.

Pinay, G, Roques, L., and Fabre, A. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, **30**, 581–591.

Pionke H.B., Gburek, W.J. and Sharpley, A.N. 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, **14**, 325-335.

R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>

斎藤元也・木村 武・倉島健次 1989. 圃場還元液状きゅう肥からのアンモニア揮散量の推定と酸添加による揮散の低減法, 草地試験場研究報告, **41**, 1-9.

Sakaguchi, A., Eguchi, S., Kato, T., Kasuya, M., Ono, K., Miyata, A., and Tase, N. 2014. Development and evaluation of a paddy module for improving hydrological simulation in

- SWAT. Agricultural Water Management, **137**, 116-122.
- 清野 裕 1993. アメダスデータのメッシュ化について. 農業気象, **48**, 379-383.
- 志村もと子・田淵俊雄 1996. 素掘り貯留池を伴う養豚場が河川の窒素濃度に及ぼす影響、畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究 (I), 農業土木学会論文集, **182**, 172-183.
- Smith, R. L., Böhlke J. K., Garabedian S. P., Revesz, K. M., Yoshinari, T. 2004. Assessing denitrification in groundwater using natural gradient tracer tests with ^{15}N : In situ measurement of a sequential multistep reaction. Water Resources. Research, **40**, W07101, <https://doi.org/10.1029/2003WR002919>.
- 総務省統計局 1950-1995. 国勢調査報告書.
- 須戸 幹・三木 俊和・増田 佳昭 2009. 代かき・移植時における水田からの濁水流出特性— 滋賀県宇曾川流域の水田群を事例として—, 農業農村工学会論文集, **77**, 113-119.
- Swaney, D. P., Hong, B., Ti, C., Howarth, R. W., Humborg, C. 2012. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview. Current Opinion in Environmental Sustainability, **4**, 203-211.
- 高村義親・田淵俊雄・鈴木誠治・張替 泰・上野忠男・久保田治夫 1976. 水田の物質収支に関する研究 (第1報) 霞ヶ浦流域の水田における窒素およびリンの動向と収支について, 日本土壤肥料学雑誌, **47**, 398-405.
- 田淵俊雄 1998. 水田除去機能付き窒素流出モデル 農業集水域の窒素流出解析に関する研究 (1), 土壤の物理性, **78**, 11-18.
- 田淵俊雄 2005. 湖の水質保全を考える 霞ヶ浦からの発信, 技報堂出版, 東京, 9-10.
- 田淵俊雄・鈴木誠治・高村義親 1983. 非稲作期の谷津田における畑地流出水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去について, 農業土木学会論文集, **104**, 9-15.
- 田淵敏雄・高村義親 1985. 集水域からの窒素・リンの流出, 東京大学出版会, 東京, pp226.
- 田淵俊雄・高村義親・久保田治夫・鈴木誠治・白坂昭治・浅田芳 宏 1975. 比負荷による点源負荷と面源負荷の分離—霞ヶ浦流入 河川の水質汚濁と流出負荷に関する研究 (I), 農業土木学会論文集, **56**, 13-20.
- 田淵俊雄・吉野邦彦・志村もと子・黒田清一郎・石川雅也・山路永司 1995. 農林地からの流出水の硝酸態窒素濃度と土地利用との関係, 農業土木学会論文集, **178**, 129-135.
- 竹内 誠 1997. 農耕地からの窒素・リンの流出, 日本土壤肥料学雑誌, **68**, 708-715.
- Takeuchi, M., Itahashi, S. & Saito, M. 2005. A water quality analysis system to evaluate the impact of agricultural activities on N outflow in river basins in Japan. Science in China Ser. C, **48**, Supp. I, 100-109.
- 玉置元則・加藤拓紀・関口恭一・北村守次・田口圭介・大原真由美・森 淳子・若松伸司・村野健太郎・大喜多敏一・山中芳夫・原 宏 1991. 日本の酸性雨の化学, 日本化学会誌, **1991**, 667-674.

- 田中恒夫・川島博之・岡本勝男・黒田正和 1998. 利根川中流域における発生窒素負荷量の増加とその原因解明, 環境化学会誌, **11**, 373-380
- Tang, C. Y., Azuma, K., Iwami, Y., Ohji, B., Sakura, Y. 2004. Nitrate behaviour in the groundwater of a headwater wetland, Chiba, Japan. *Hydrological Processes*, **18**, 3159-3168.
- 恒川歩・今井克彦・柴山浩子・糟谷真宏・江口定夫 2006. 矢作川流域の水田下層土における脱窒. 日本土壤肥科学雑誌, **77**, 207-211.
- 浮田正夫・中西 弘 1989. 2. 特定汚染源からの窒素負荷. 河川汚濁のモデル解析, 國松孝男, 村岡浩爾編, 技法堂出版, 東京, 11-24.
- United States Environmental Protection Agency 2003. National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. EPA 841-B-03-004, http://water.epa.gov/polwaste/nps/agriculture/agmm_index.cfm.
- 宇野沢昭・磯部一洋・遠藤秀典・田口雄作・永井 茂・石井武政・相原輝雄・岡 重文 1988. 2 万 5 千分の 1 筑波研究学園都市及び周辺地域の環境地質図説明書. 特殊地質図, **23**, 139.
- 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., and Billen, G. 2002. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, **57/58**, 267-293.
- Wang, Y., Jiang, R., Xie, J., Zhao, Y., Yan, D., and Yang, S. 2019. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: A systematic review. *Journal of Coastal Research*, **S1**, **93**, 22-30.
- 安原正也・丸井敦尚・田中 正・石井武政 1990. 筑波台地浅層部の 土壤物理性と地下水鉛直流動—つくば市東における事例研究—. 地質調査所月報, **41**, 507-516.
- 吉田富男 1981. 第 10 章 微生物による空中窒素の固定. 土の微生物, 土壤微生物研究会編, 博友社, 東京, 305-310.
- Yoshikawa, S., Takahashi, H., Sasada Y., Mochizuki, H. 2015. Impact of land use on nitrogen concentration in groundwater and river water. *Soil Science and Plant Nutrition*, **61**, 898-909.
- 吉谷 純一・木内 豪・賈 仰文・倪 广恒・嶋 光映 2001. 谷田川流域の地下水の実態、茨城県谷田川流域における水循環系に関する研究：地下水の実態調査と水循環の数値解析 1, 土木研資料, **3782**, pp81.

謝辞

本研究を取りまとめるにあたり、北海道大学農学研究院基盤研究部門生物機能化学分野波多野隆介特任教授にはご多忙中にもかかわらず主査をお引き受けいただき、また本稿の作成にあたりご指導いただきました。心より感謝申し上げます。北海道大学農学研究院基盤研究部門生物機能化学分野信濃卓郎 教授、生物環境工学分野石黒宗秀 教授には副査をお引き受けいただき、本稿をご校閲いただきました。深く御礼申し上げます。

本研究は独立行政法人（後に国立研究開発法人）農業環境技術研究所にて実施されました。在職中は多くの方々からご支援を賜りました。化学環境部栄養塩類研究グループ水質保全ユニット研究リーダー（組織名・職名は当時のもの、以下同様）の故竹内 誠氏には本研究の土台となった河川水質汚濁及び Windows プログラミングに関する多くの知識に加え、GIS を用いた河川集水域レベルの窒素負荷の算定法の開発に関する研究をご指導いただくとともに本研究を始めるにあたって議論、ご指導いただきました。同ユニットの駒田充生博士には論文執筆へのご支援、並びに農業生態系における水質に関し多くの有益なディスカッションをさせていただきました。化学環境部長今井秀夫博士、齋藤雅典博士、物質循環研究領域長菅原和夫博士、新藤純子博士、井手 任博士、阿部 薫博士、栄養塩類研究グループ長上沢正志博士、水質保全ユニットリーダー神山和則博士には、研究の実施にあたり、終始温かく親身にご指導いただきました。栄養塩類リスク評価リサーチプロジェクト（RP）の加藤英孝博士、江口定夫博士、朝田 景博士、浦川梨恵子博士、故青木和博氏、並びに物質循環研究領域の吉川省子博士、箭田佐衣子博士、中島泰弘博士には、日頃から関連研究の推進を含めて多くの有益な示唆、叱咤激励をいただきました。RP の契約職員の本谷尚美氏、新井多枝子氏、ユニットに派遣職員として在籍した諸氏には、GIS データ、統計データの作成にあたり多大なご支援をいただきました。韓国農村振興庁の徐 明哲博士、朴 光来博士らには、韓国の研究サイトの視察並びに諸情報の収集、解析において多くのご支援をいただきました。有機資源利用研究室長木村龍介博士と山田和義氏、ユニットへの滞在研究員、その他、書き切れないほどの農業環境技術研究所並びに近隣研究所の同僚諸兄・諸氏には、日頃の研究のモチベーションの維持・向上に資する多大なご厚情をいただきました。心より感謝申し上げます。

最後にこれまで自分を温かく見守り支えてくれた両親、妻、娘たちに深く感謝いたします。