

米須地下ダム流域における地下水硝酸性窒素濃度の動態について

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 独立行政法人 農業・食品産業技術総合研究機構 農村工学研究所 公開日: 2025-03-28 キーワード: 作成者: 吉本, 周平, 土原, 健雄, 石田, 聡, 今泉, 眞之 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24514/0002001293

米須地下ダム流域における地下水硝酸性窒素濃度の動態について

吉本周平*・土原健雄*・石田 聡**・今泉眞之*

目 次	
緒 言	195
調査地区の概要	196
1 地形・地質・気象	196
2 土地利用・農業	197
研究方法	198
1 地下水硝酸性窒素濃度の動態調査	198
2 窒素負荷源の推定方法	199
地下水硝酸性窒素濃度の動態	202
窒素負荷源の推定	203
1 窒素負荷量の推移と地下水質への影響	203
2 水収支にもとづく窒素移動量の推定結果	203
3 木方・イスラムモデルによる窒素動態の推定結果	204
結 言	205
参考文献	206
Summary	208

緒 言

地下水の硝酸性窒素による汚染が、日本を含む世界各地で深刻な問題となっている。高濃度の硝酸性窒素を含む水は、発ガン性物質（ニトロソアミン）の生成や乳幼児チアノーゼ（メトヘモグロビン血症）の原因として知られており、人体にとって有害である。また、リンとともに淡水域や海水域に流出すると富栄養化につながり、アオコや赤潮などの原因となると考えられている。

アメリカ合衆国では、メトヘモグロビン血症の研究にもとづき、1945年に、飲料水中の硝酸塩（ NO_3^- ）濃度が45mg/l（硝酸性窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）濃度で10mg/l）以上は望ましくなく、90mg/l以上は許容できないとして規制した。ECでは1980年の飲料水指令で硝酸塩濃度を50mg/l（硝酸性窒素濃度で11.3mg/l）に規制した。世界保健機構（WHO）も1984年にこの50mg/lの値を承認し、従前の50～100mg/lの許容範囲を撤廃した（越野，1991）。日本では、かつて硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の濃度は環境基準の要監視項目であったが、1999年2月に公共用水域及び地下水水質汚濁に関わる「人の健康保護に関する環境基準の項目」に格上げされ、10mg/l以下に規制されるようになった。

地下水の窒素汚染が進行する原因として、畑地への過剰な施肥や畜産排泄物の不適切な投棄などが考えられて

いる。これに対して、1999年に「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」が制定され、畜産施設の適切な維持管理や排泄物の処理量の記録や適切な管理が農家に義務づけられたことにより、畜産排泄物の不適切な投棄に対しては一定の歯止めがかかるようになった。しかし一方で、畑地への過剰施肥については法的な措置はとられておらず、減肥料をはじめとした環境保全型農業が呼びかけられているものの実効的な対策は未だなされていない現状にある。

沖縄本島や宮古島を含む南西諸島（琉球列島）には、優良な帯水層である琉球石灰岩が広く分布する。琉球石灰岩分布域には河川が発達しないため、地下水を唯一の水源としている場合が多い。このため、地下水の硝酸性窒素汚染に対する住民の関心は極めて高い。特に、宮古島では、島の水源である白川田水源の硝酸性窒素濃度が1977年に3.3mg/lだったのが、1982年には4.4mg/l、1987年には6.8mg/lとなっていると報道され（沖縄タイムス1988年5月14日付）、多くの注目を浴びた。これを機に、宮古島では硝酸性窒素汚染の実態解明や汚染源の推定を目的として、数多くの研究が行われている（例えば、渡久山ら，1990b；長田，1993；中西ら，1995，2001abc；近藤ら，1997；田代・高平，2001；東田ら，2003）。

宮古島では、2001年に地下ダム事業が完了し、現在2基の地下ダムが供用されている（沖縄総合事務局，2001）。地下ダムは、地下連続壁からなる止水壁によって地下水脈を堰き止めたり、塩水の進入を阻止することにより、止水壁上流部に貯留された地下水を汲み上げて使用する水源開発施設である。地上ダムと異なり、貯水域を水没させない、堤体の破壊による災害を被る危険性がない等の長所がある。一方、止水壁の建設によって地下水流動が大きく変化し、地下ダム流域内で水が循環使用される

*農地・水資源部地下水資源研究室

**企画管理部業務推進室

平成19年3月8日受理

キーワード：硝酸性窒素，石灰岩，窒素負荷源，肥料，地下水，地下ダム

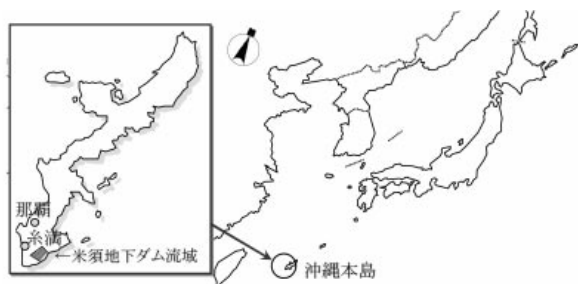


Fig.1 調査地区位置図
Location map of study area

ことで、肥料由来の窒素などの溶質が濃縮されるなど地下水環境が脆弱になる可能性が懸念される。

Ishida et al. (2006) は、宮古島の地下ダム建設前後の地下水硝酸性窒素濃度の変化を追跡し、地下ダムによる水循環の変化と硝酸性窒素濃度の関係を明らかにした。地下ダム完成直後は地下水の停滞する止水壁附近に高濃度部分が存在したが、地下ダム供用後は高濃度部分が消滅していた。また、地下ダム建設前からの濃度低減傾向は地下ダム建設後も続き、地下ダム建設による地下水質への影響は認められないことを報告している。地下水中の硝酸性窒素濃度の低減傾向は、地下ダム流域以外の流域にも認められ(田代・高平, 2001)、宮古島における地下水の一般的な傾向であると考えられる。

琉球石灰岩地域の地下水の硝酸性窒素汚染は、沖縄本島南部においても関心事項となっている。沖縄本島南部は、野菜やサトウキビの畑作と畜産を主体とした近郊農業地帯であり、農業の形態が離島である宮古島とは異なる。渡久山ら(1990a)は、南西諸島の様々な地域の水質の特徴を調べ、沖縄本島南部では石灰岩地帯の地下水の硝酸性窒素濃度が泥灰岩地帯に比べて高いことを明らかにした。また、東田ら(2001)は、1996年に実施した水質調査の結果と、1983年から1987年までに測定された渡久山ら(1990a)の結果と比較し、約10年間で沖縄本島南部の地下水硝酸性窒素濃度が上昇したことを明らかにした。また、汚染された湧水がサトウキビ畑の近くに位置していたことから、サトウキビ畑で使われる化学肥料が地下水質に影響を与えている可能性を指摘している。しかし、これまでの報告では、宮古島の地下水の硝酸性窒素濃度のよう、濃度が低下傾向にあるかどうかなどの長期間の水質モニタリング結果の報告がなく、窒素負荷源についての検証もなされていない。

沖縄本島南部においても、2基の地下ダムを建設する国営土地改良事業が実施され、2006年から地下ダムの貯水が灌漑に利用されるようになった。今後、止水壁による地下水流動の変化と水質の関係を議論するためにも、地下ダム建設前の地下水水質の変化傾向と負荷源の特定を早急に行う必要がある。

本研究では、沖縄本島南部の地下ダム流域における水質保全に資するために、地区内の湧水15地点で観測された硝酸性窒素濃度の長期的傾向を明らかにし、この結果

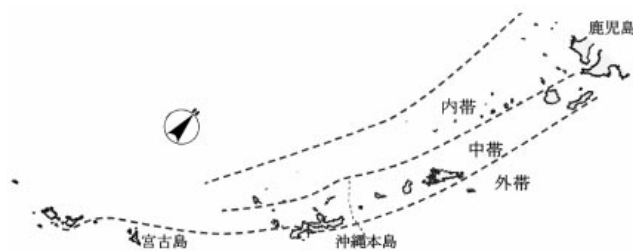


Fig.2 南西諸島の基盤地質区分(野間, 1992)
Classification of the geological structure of Ryukyu Islands

と糸満市の統計データから推定された窒素負荷排出量の変動を比較することにより、地下水質に影響を与えている負荷源の同定を行った。また、流域内の窒素動態を把握するために、まず流域内の水収支をタンクモデルによって推算し、そこから流域内の窒素収支を計算した結果を報告する。

本研究は、沖縄地域・畑地及び畑利用型農業の多面的機能評価検討委員会の活動を社団法人農村環境整備センターがまとめた報告書(農村環境整備センター, 2005)の一部に、その後の検討を加え、解析を行ったものである。研究を実施するに当たり貴重な資料を提供して下さいました沖縄本島南部農業水利事業所の名和規夫所長(当時)と中尾 仁係長(当時)に謝意を表します。

調査地区の概要

1 地形・地質・気象

調査地区は、那覇市の南約15kmの糸満市に位置する(Fig.1)。調査地区の地形は、琉球石灰岩がつくる段丘地形と、海岸に発達する裾礁によって特徴づけられる。地区内には断層が縦横に発達し、断層崖に沿って長く続くリッジ状の丘が見られる。この地形は、固結度の低い石灰質堆積物が急崖に沿って露出して風雨に曝され、溶解・再結晶作用により表面が堅くなり侵食されずに残されたためできたものである(沖村・高安, 1976)。

野間(1992)は、基盤岩の配列状態に従って南西諸島を内帯・中帯・外帯の3帯に区分している(Fig.2)。沖縄本島南部は外帯に属し、その基盤は新第三紀の砂岩・泥岩の互層を基盤とする新第三紀系で、島尻層群と呼ばれる。

この島尻層群を不整合に覆って、第四紀更新世の石灰岩からなる琉球層群(琉球石灰岩)が広く分布する(Fig.3)。琉球石灰岩はサンゴや有孔虫由来の堆積岩で、炭酸カルシウムを主成分とし、一般に多孔質で透水性が極めて高い。このため、降雨の大部分は琉球石灰岩を通過して浸透し、不透水基盤である島尻層群を受け皿とする地下水盆に到達する。調査地区の地下水盆は、縦横に発達した断層によって分割されている。

地区内の琉球石灰岩内部には洞くつが平面的に分布する。沖縄総合事務局の調査では、洞くつと海岸湧水を結

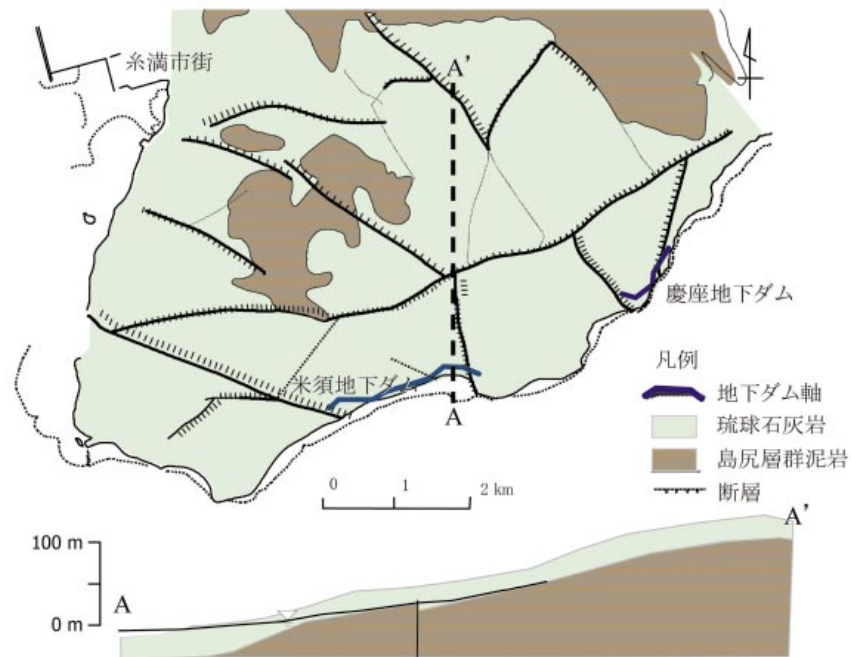


Fig.3 調査地区周辺地質平面図（沖縄総合事務局，2006）
Geological map around study area

ぶ2本のチャネルの存在が明らかにされた（JIRD, 2001）。また、海面下数レベルには、紀元前9800～8200年頃の地下水面に対応すると推定される標高-45m附近の洞くつ網をはじめとして、幾つかの洞くつ網が発達していることがボーリング調査から明らかになっている（今泉ら，2002）。

調査地区は亜熱帯に属し、年平均気温21.0℃，年平均降水量1,944mm（いずれも系数1979～2000年）で、高温多雨である。しかし、降雨が梅雨期と台風期に偏しているため、しばしば干ばつが発生し、農業生産等に大きな被害を与えている。

2 土地利用・農業

調査地区は糸満市と具志頭村からなるが、地区の面積のほとんどを糸満市が占めている。ここでは、糸満市のみについて記述する。

糸満市は、那覇市に近接する近郊農業地帯である。Fig.4に現況の土地利用を示す。地区内一面に畑地が広がり、その間に塊状に集落が点在する。線状の広葉樹林は、断層崖付近の農地利用が困難な部分に分布している。近年の都市化・ベッドタウン化によって人口が増加し（Fig.5）、一方で農業就労者の減少や宅地開発によって耕地面積が減少している（Fig.6）。

表土は石灰岩由来の弱アルカリ性土壌である島尻マー

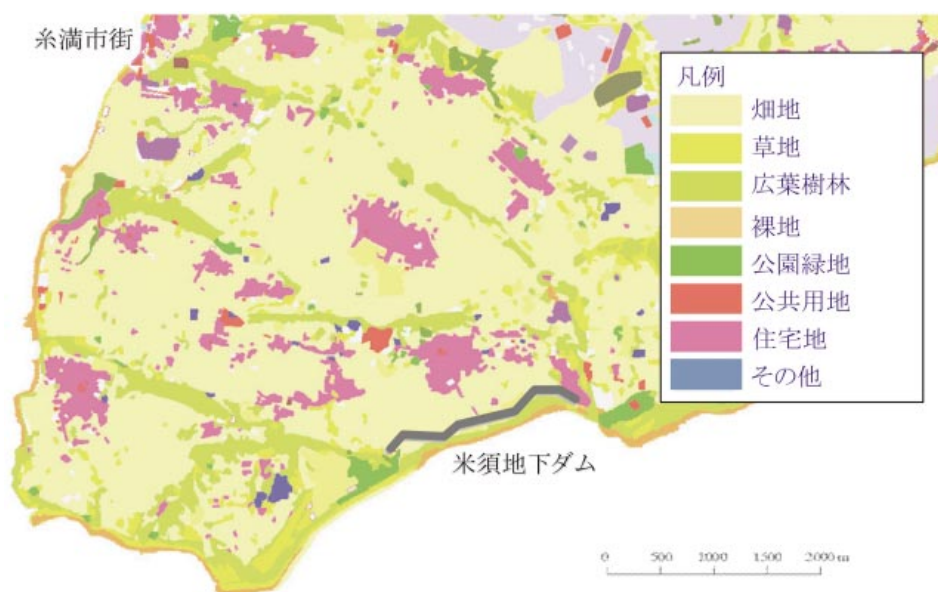


Fig.4 現況土地利用図（沖縄県，2001）
Land use map of study area

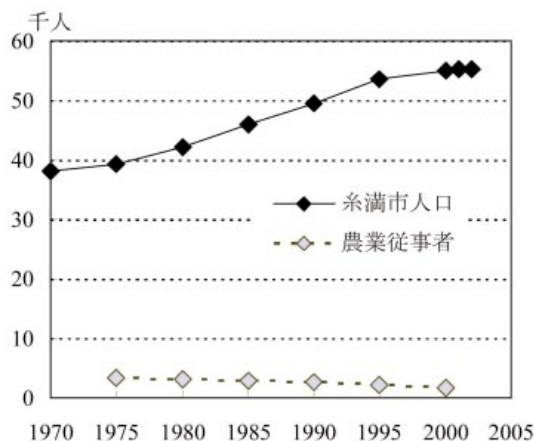


Fig.5 糸満市の人口[†]
Population in Itoman City

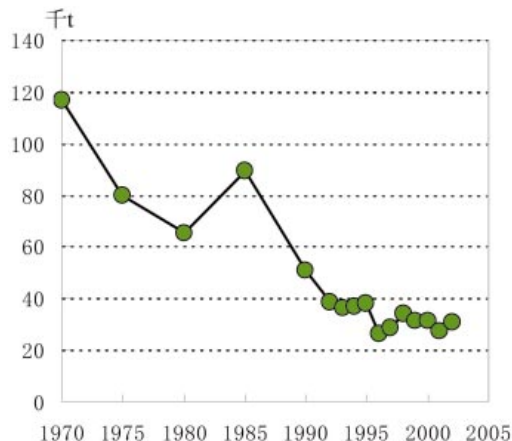


Fig.7 糸満市のサトウキビ収穫量[†]
Sugarcane yield in Itoman City

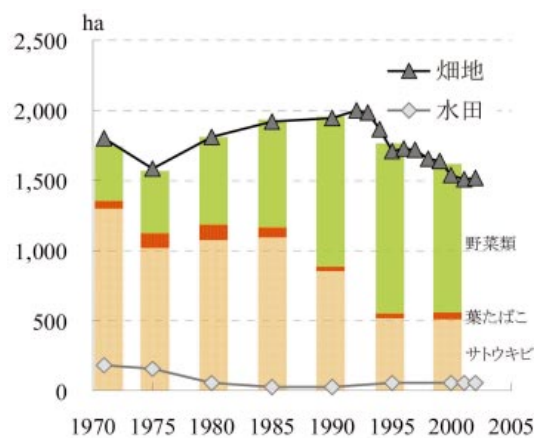


Fig.6 糸満市の耕地面積[†]
Areas of upland and paddy field in Itoman City

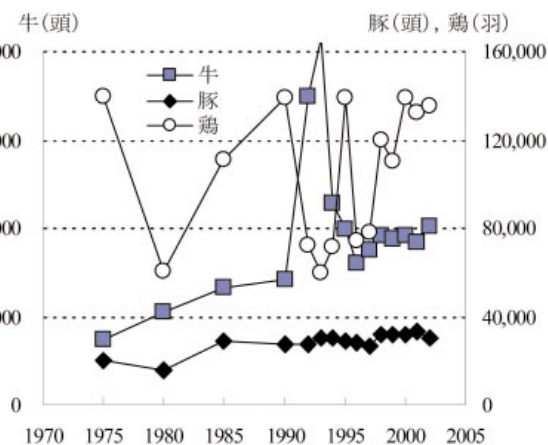


Fig.8 糸満市の家畜飼育数[†]
Number of livestock in Itoman City

ジで、保水性に乏しく、小雨時にはしばしば干ばつが発生する。そのため、従来は乾燥に強いサトウキビの栽培が主体であった。しかし、都市部に近接することから、近年はサトウキビから商品価値の高いレタスやにんじん等の野菜やキク等の花卉へと作付け種の転換が進み (Fig.6), それに伴い、サトウキビの収穫量は年々減少している (Fig.7)。

また、糸満市は畜産業も盛んで、豚を中心に肉牛、乳牛、採卵鶏が飼育されている。これらすべての家畜の飼育数は概ね増加傾向にある (Fig.8)。

研究方法

1 地下水硝酸性窒素濃度の動態調査

沖縄総合事務局沖縄本島南部農業水利事業所では、1990年から2003年までFig.9で示す15の地下水湧出地点において定期的に地下水の水質観測を行っている。本研究では、この水質観測によって得られた硝酸性窒素濃度

の変動データを用いる。

観測された実データの長期的な変動傾向を得るために、ノンパラメトリック回帰による平滑化手法であるNadaraya-Watson推定量を適用した。手法の詳細については、シモノフ (1999) および竹澤 (2005a, 2005b) が詳しい。

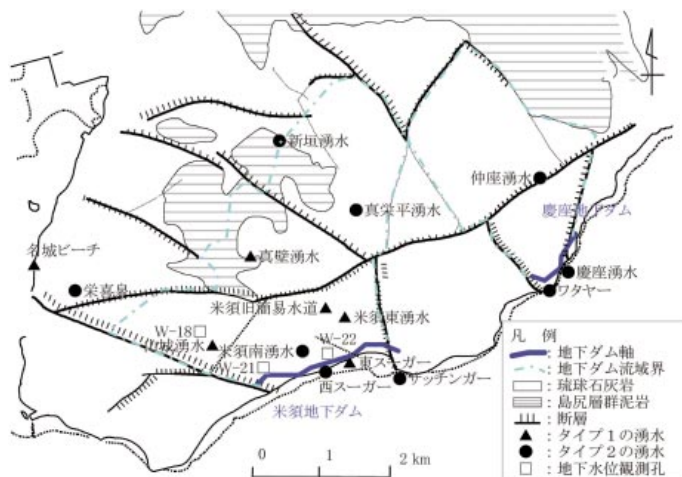
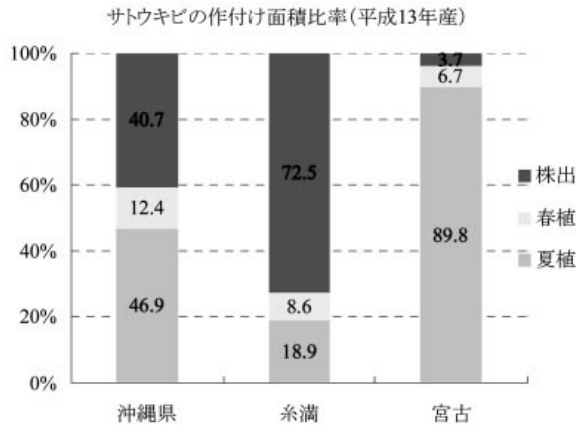


Fig.9 地下水質観測地点
Observation points of groundwater quality

[†] 統計データは農林水産省情報統計部 (1972-1991) および沖縄総合事務局 (1993-2003) に従う。

Fig.10 サトウキビの栽培方法別の作付面積比率[†]と農事暦(沖縄県, 1999)

Relative areas of cropping methods for sugarcane

年	1年目												2年目											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
株出	収穫	追肥	追肥										収穫	追肥	追肥									
春植	補付	追肥	追肥										収穫											
夏植		追肥											収穫											

2 窒素負荷源の推定方法

硝酸性窒素による地下水汚染の多くは、地下水涵養域における人間活動が原因であると考えられている。自然界の地下水の硝酸塩濃度は1mg/l以下が大部分で、人畜の糞尿や農地への施肥などによる窒素負荷の溶脱によって濃度が上昇する(米国環境保護庁, 1987)。

ここでは、地下水質に影響を与える人為的な窒素負荷源として、畑地への施肥、畜産排泄物、生活排水に区分し、これらの地下水への影響を3つの方法から推定した。

a 原単位法による負荷量推定

中西ら(1995)は、負荷源ごとに窒素の安定同位体比の値が異なることを利用し、地下水中の硝酸性窒素の安定同位体比を測定することで地下水硝酸性窒素の起源を推定する手法を提案した。

田代・高平(2001)は、中西ら(1995)を参考にして人為的な窒素負荷源として上述の3つを考え、帯水層に加えられる窒素負荷量 L を次のモデルで表した。

$$L = a(F + M + H) + S \quad (1)$$

ここで、 F 、 M および H はそれぞれ化学肥料、家畜排泄物および生活用水に起因して地表で発生する窒素負荷量であり、それらの地下水への負荷率(地下水中へ移行する割合)を a とする。また、 S は地下水中の自然起源による窒素量である。負荷源ごとの窒素負荷量は、原単位法によって推定する。原単位とは単位統計量あたりに発生する窒素負荷量で、負荷源ごとの窒素負荷量は統計量と原単位の積として推定される。田代・高平(2001)は、このモデルを用いて宮古島における窒素負荷発生量の長期的推移を推定し、地下水硝酸性窒素の推移と比較した。

本研究では、田代・高平(2001)に従い、糸満市の統計データをもとに調査地区における窒素負荷排出量を推定する。原単位および負荷率はTable 1の値を用いる。化学肥料に関しては、サトウキビと野菜では施肥方法が異なり、さらに野菜にも複数の種類があることから、簡単のため、ここでは全ての畑でサトウキビを栽培してい

Table 1 各負荷源の原単位と負荷率

Values of emission factors and load factors

	原単位	負荷率
化学肥料	2.288 kg/km ² ・年 [*]	
家畜	牛 140 kg/千頭・日 ^{**}	0.39 [‡]
	豚 47 kg/千頭・日 ^{**}	
	鶏 2 kg/千羽・日 ^{**}	
生活排水	17 kg/千人・日 ^{***}	

^{*}本文のとおり, ^{**} 築城・原田(1994), ^{***} 増島・山本(1986), [‡] 田代・高平(2001)

るものと仮定して計算を行った。宮古島のサトウキビの栽培方法は主に夏植であるが糸満市では主に株出であり(Fig.10)、施肥回数が2倍であるため、田代・高平(2001)が設定した宮古島の値(1.144 kg/km²・年)の2倍とする。また、田代・高平(2001)に従い、自然起源窒素濃度を0.5mg/lとし、これに年降水量を乗じたものを自然起因による窒素負荷として合計負荷量に加算する。更に、渡久山ら(1990b)の方法に従い、サトウキビによる作物吸収を考慮し、合計負荷量から減ずる。大屋(1978)によると、収穫時70で乾燥した茎の窒素含有量は0.22~0.43%なので、乾燥重量が収穫量の25%であるとすれば、サトウキビの平均的な窒素吸収量は収穫量の0.081%である。

b 水収支にもとづく窒素移動量推定

地上で施用された化学肥料は、降雨や土壌水分に溶解し、水と一体となって帯水層内を移動する。また、堆肥やハカマなどの植物遺体は、土壌内で分解して無機化したものが溶解・溶脱する。このため、窒素の動態を把握するためには、溶媒である水の挙動を把握することが不可欠である。

流域における水収支は、質量保存則より次式によって表される。

$$P = D + E + \Delta B \quad (2)$$

ここで、 P 、 D 、 E および ΔB はそれぞれ、降雨量、流域からの流出量、蒸発散量、流域の貯留量変化である。石灰岩地域である米須地下ダム流域では、流出量 D がすべ

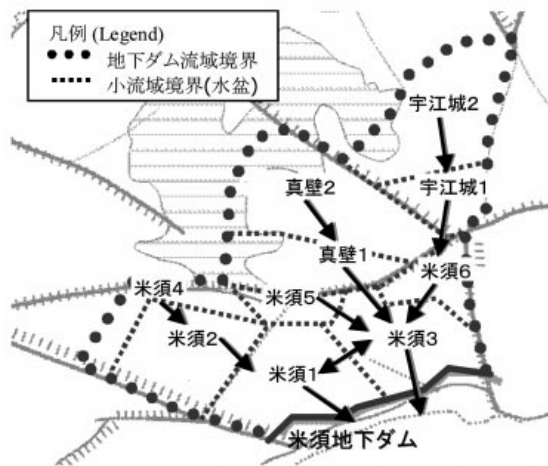


Fig.11 地下水系ネットワーク (沖縄総合事務局, 2004)
Groundwater network in study area

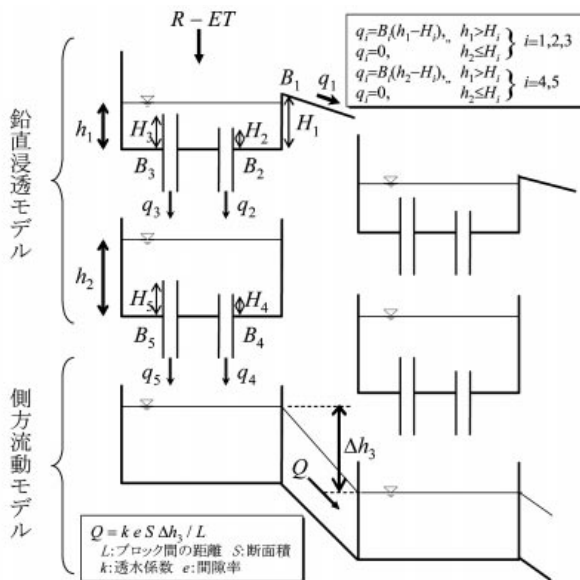


Fig.12 タンクモデルの構造 (沖縄総合事務局, 2004)
Structure of the tank model

て地下水流出であるため直接観測できないこと、また、地下水盆の貯留量変動 ΔB が大きく無視できないと考えられることから、沖縄総合事務局 (2004) が地下ダム計画策定に使用したタンクモデルを用いて、流域における水収支を算定する。

米須地下ダム流域を、地下水盆の形状に従って10ブロックに区分する (Fig.11)。それぞれのブロックについて直列3段のタンクモデルを考える (Fig.12)。上部2段のタンクは、地下水面より上位の不飽和帯における鉛直方向の浸透流を表す。これを鉛直浸透モデルと呼ぶ。1段目のタンクは土壌帯を表し、側方への孔を地表流出、下方への孔を浸透とする。同様に、2段目のタンクは不飽和帯を表す。一方、下段のタンクは、地下水面下の飽和帯水層におけるダルシー則によって規定された側方流動を表す。このタンクモデルのパラメータは、沖縄総合

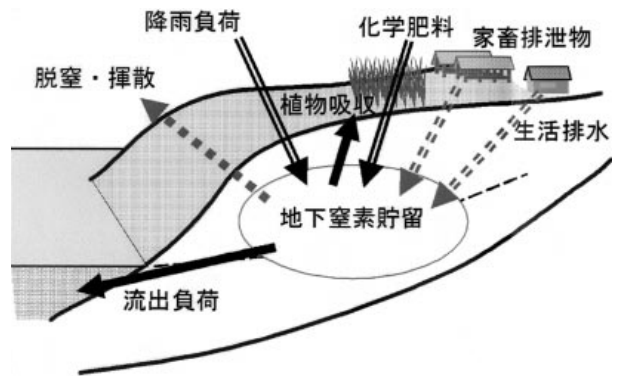


Fig.13 窒素収支の概念図
Schematic diagram of nitrogen balance

事務局 (2004) に従う。

水収支が算定されることによって、地下水に溶解して流出した窒素負荷量や、流域の地下帯水層における窒素量の変動を推定することができる。これは、流域内における窒素収支の把握の手がかりとなる。

毎年の窒素負荷の地下流出量は、推定された年間地下水流出量に地下水硝酸性窒素濃度の年平均値を乗じて算出する。また、帯水層における窒素貯留量の変化は、地下水貯留量変化に地下水硝酸性窒素濃度の年平均値を乗じる。ここで、地下水硝酸性窒素濃度の年平均値は、米須地下水盆にある西スーガー、東スーガー、サツチンガー、米須南湧水における1年間の観測値を算術平均したものとする。

これらの窒素移動量を推定することで、流域における窒素収支を推定することができる。収支項目については、入力として降雨中の窒素、化学肥料を、出力として植物吸収、地下水に溶解して流出する窒素 (流下負荷)、および地下水盆における窒素貯留量の変化を考慮する (Fig.13)。降雨、化学肥料による窒素負荷量、および植物吸収量は原単位法で求める。脱窒・揮散による放出量は測定できないため未知数とし、収支項目としては考慮

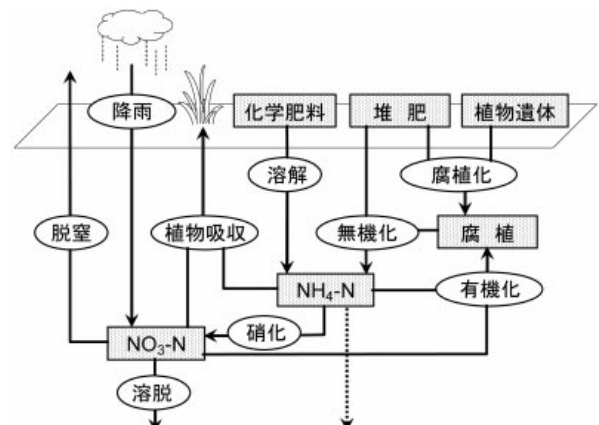


Fig.14 窒素収支サブモデルの概念図 (木方・イスラム, 1995)
Schematic diagram of the nitrogen balance submodel

しない。

c 木方・イスラムモデルによる窒素動態推定

地上で発生した負荷は水に溶解して地下に移行することから、帯水層内の窒素の挙動は流域内の水動態と一体的に把握する必要がある。

木方・イスラム（1995）は、九州南部の火山灰台地畑における窒素溶脱量を推定するために、垂直方向の水・窒素動態を記述するモデル（以下、木方・イスラムモデル）を提示した。水収支サブモデルには太田ら（1992）の5段直列型タンクモデルを用い、土壌中の垂直方向の

水移動様態を表現している。窒素収支サブモデルは、帯水層における窒素の形態変化をモデル化している。

Table 3 窒素溶脱推定モデルに適用する施肥量
Values of fertilizer for nitrogen balance submodel

	施肥日	10aあたり窒素
堆肥	2月1日	65 kg
基肥	2月14日	66 kg
追肥	4月1日	66 kg
追肥	5月15日	88 kg

流域の施肥量は、10aあたり窒素量に各年の耕地面積（データがない年はそれ以前の直近年の値）を乗じたものとする。

Table 2 窒素収支サブモデルのパラメータ
Parameters of nitrogen balance submodel

AA：アンモニア態窒素量		AF：化学肥料の溶解	
AN：硝酸態窒素量		AF=F×FD×T×SF	
T：地温関数	$T=TR^{\{(ST-TB)/10\}}$	F：施肥窒素量	
ST：地温	(註2参照)	FD：肥料溶解係数	0.206 [1/day]
TB：基準温度	21.0	RN：降雨窒素の添加	
TR：温度反応係数	2.2	RN=R×C4×0.01	
S：一般の水分関数	$S=H/FC$	R：降雨量	
H：土壌水分（タンクモデルの水位）		C4：降雨中の窒素濃度	0.5 [mg/l] ^{*3}
FC：圃場容水量	(註3参照)	NA：硝化	
SF：肥料溶解水分関数	$SF=(H-FC×0.6)/(SM-FC×0.6)$	NA=(AA+AMN+AH+AF)×NK×T×S	
SM：飽和水分量	(註3参照)	NK：硝化係数	0.15
DF：脱窒水分関数	$DF=(H-FC×0.9)/(SM-FC×0.9)$	AL：アンモニア態窒素の溶脱・移動	
		NL：硝酸態窒素の溶脱・移動	
		AL=(AA+AMN+AH+AF-NA)×F	
		NL=(AN+NA+RN)×F	
		F：移動水分量	
HMN：堆肥の腐植化		PN：植物による硝酸態窒素の吸収	
AMN：堆肥の無機化		PA：植物によるアンモニア態窒素の吸収	
HMN=MN×MMK×T×S×CNM×CHK/CNH		PN=PD×(AN+NA+NF+RN)/(AA+AMN+AH+AF+AN+RN)	
AMN=MN×MMK×T×S-HMN		PA=PD-PN	
MN：堆肥窒素量		PD：積算吸収Yの日差分	(註4参照)
MMK：堆肥の分解速度係数	0.0188 [1/day] ^{*1}	ITN：窒素の有機化	
CNM：堆肥のC/N比	8.9 ^{*1}	ITN=HLN×MMK×T×S×CNM×CHK/CNH	
CHK：有機物炭素の残存係数	0.5	IA：アンモニア態窒素の有機化	
CNH：腐植のC/N比	25 ^{*2}	IN：硝酸態窒素の有機化	
HLN：植物遺体の腐植化		IA=ITN×(AA+AMN+AH+AF-NA)×T×S×CNM×CHK/CNH	
HLN=ICN×LDK×T×S		IN=ITN-IA	
ICN：植物遺体窒素量		CNL：植物遺体のC/N比	93.5 ^{*2}
LDK：植物体分解速度係数	0.0039 [1/day] ^{*2}	DN：脱窒	
AH：腐植の無機化（アンモニア態化）		DN=AN×DR×T×DF	
AH=(HN+HMN+HLN)×C2×HMK×T×S		DR：脱窒速度係数	0.6
HN：腐植窒素量			
C2：腐植無機化可能係数	1 ^{*2}		
HMK：腐植無機化速度係数	0.0078 ^{*2}		

註1) *1は後藤・江口（1998）、*2はRobertson（2003）、*3は田代・高平（2001）を参考に値を決定し、その他は木方・イスラム（1995）の値を使用した。

註2) 地温は、タンク1段目は気温と同じ、3段目は糸数の平均気温（21.0℃）、2段目はその中間値とした。

註3) 圃場揚水量について、タンク1段目はH1、タンク2段目はH4とする。また、飽和水分量は1段目2段目ともにH3とする。なお、タンク3段目のSおよびDFは常に1とする。

註4) 窒素吸収Yは右図によるものとする。株出中心の栽培形態であることを考慮し、栽培日数を500日とし、株出処理日(2月1日)で既に植栽後136日経過しているとみなす。

積算窒素吸収量(kg/ha)



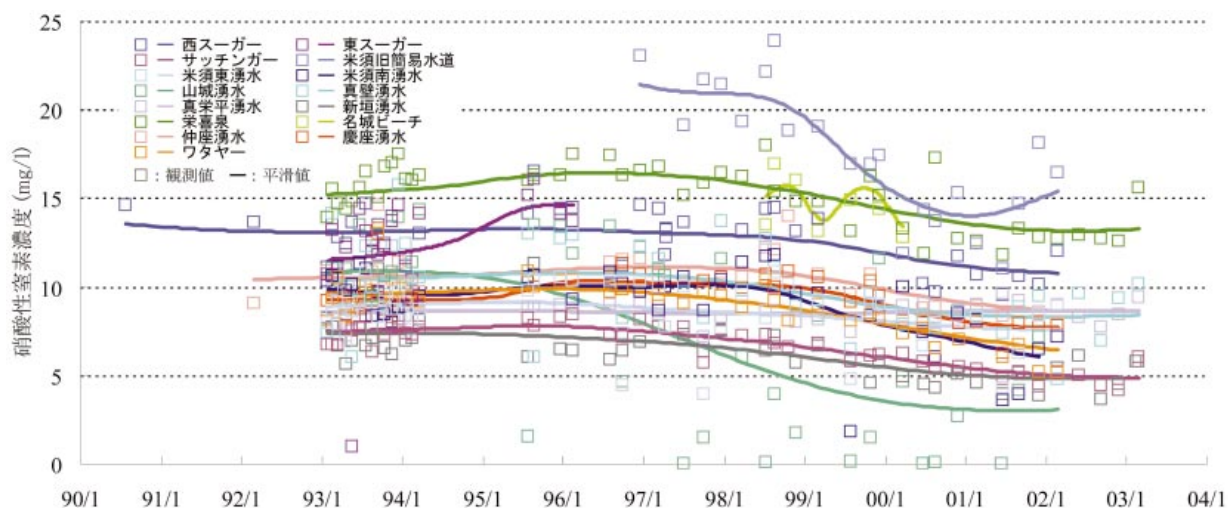


Fig.15 観測地点における地下水中硝酸性窒素濃度
Observed $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in spring water

木方・イスラムモデルを米須地下ダム流域に適用し、地下水硝酸性窒素濃度の変動を計算する。ここでは、水収支サブモデルとして、上述の沖縄総合事務局（2004）のタンクモデルを適用する。

窒素収支サブモデルの構造は、木方・イスラム（1995）に従う。モデルで考慮する窒素諸形態と生物・化学反応との相互関係をFig.14に示す。

水収支サブモデルの1段目は土壌を見立てているので、Fig.12の全ての挙動を考慮する。2段目は不飽和帯水層で、硝化、脱窒、下方への溶脱のみ考慮する。3段目は飽和帯水層で、硝化、脱窒、側方への地下水流による移動のみ考慮する。

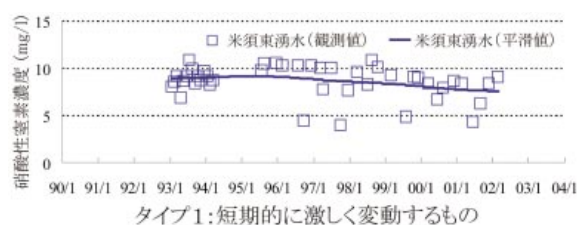
それぞれの窒素移動を推定する計算式およびパラメータをTable 2に示す。施肥量は、栽培指針（沖縄県、1999）に基づきTable 3のとおりとする。また、植物遺体（サトウキビの収穫残渣）の窒素量は、サトウキビ収穫量の 1.13×10^{-3} とする（尾和、1996）。

地下水硝酸性窒素濃度の動態

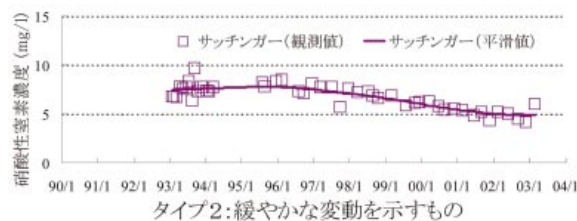
各地点の観測値を平滑化した結果を、Fig.15に観測データと重ねて示した。これによると、調査地区の地下水硝酸性窒素濃度は、1990年代後半から緩やかな減少傾向にあることが分かる。

各地点で観測された硝酸性窒素濃度は、短期的に大きく変動しているもの（タイプ1）と、比較的緩やかな変動のもの（タイプ2）に大別される（Fig.16）。2つのタイプの分布はFig.9に示されている。

タイプ1の名城ビーチと山城湧水は、断層付近に分布する。真壁湧水は島尻層群と琉球石灰岩の境界付近に分布する。これらの湧水付近には洞くつが存在する。米須東湧水と東スーガーは、これらの湧水を結ぶ線状に鍾乳洞が推定されている（今泉ら、2002）。タイプ1のよう



タイプ1: 短期的に激しく変動するもの



タイプ2: 緩やかな変動を示すもの

Fig.16 硝酸性窒素濃度の変動による類別
Categorization of fluctuation of $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration

な激しい濃度変動は、洞くつや鍾乳洞と関係した石灰岩の溶結亀裂部を降下した亀裂フローの存在によって説明される。地上に降り注いだ雨水は、通常時は岩石内の不飽和帯を遅い速度で浸透するが、降雨時は空洞や亀裂を通過して極めて速い速度で飽和帯に到達する流れが生じると考えられる。ここでは、前者をマトリックスフロー、後者を亀裂フローと呼ぶ。降雨時には硝酸性窒素濃度の異なる水分が亀裂フローによって大量にかつ速やかに地下水面に到達し、地下水中の硝酸性窒素濃度が一時的に大きく変動するため、タイプ1のような濃度変動が起こると考えられる。

一方、タイプ2は、流域下流部に位置するサッチンガーや米須南湧水、あるいは上流部の新垣湧水や真栄平湧水が該当する。流域下流部の海岸沿いの湧水は、貯留されている地下水によって濃度が緩衝されるため、変動が緩やかになると考えられる。一方、上流部の湧水は、表層地質が泥岩であるため、亀裂フローが存在せず、急激な濃度変化が生じないものと考えられる。

窒素負荷源の推定

1 窒素負荷量の推移と地下水質への影響

糸満市の地勢・農業データ (Fig.5～8) から、原単位法によって糸満市の窒素負荷量を推定した結果をFig.17に示す。畜産排泄物からの負荷量は、家畜生産量の変化に伴い変動しているが、現在まで概ね増大傾向にある。また、生活排水からの負荷は、人口増加に伴い継続的に増大している。これらに伴い、各負荷源からの合計排出量も増大傾向を示している。しかし、一方で、化学肥料からの負荷は1990年頃のピーク以降は、耕地面積の減少に伴い緩やかに低減している。

地下水硝酸性窒素濃度の変化 (Fig.15) と窒素負荷量の推定結果 (Fig.17) を比較すると、各負荷源からの合計負荷量の推移の傾向は地下水中の硝酸性窒素濃度の変動の傾向とは異なり、実際の硝酸性窒素濃度の推移と一致するのは化学肥料からの負荷量の推移のみであることが分かる。このことから、サトウキビ栽培のために施用される化学肥料が地下水中の硝酸性窒素濃度の動態に強く影響を与えていると推察される。

都市近郊では、生活排水は下水道や汲み取りによって収集され、終末処理場で処理されるため、地下水環境へはほとんど影響を及ぼさないと考えられる。また、畜産排泄物は、沖縄県内では現在なお素掘りや野積み等の不適切管理が見られるものの、「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」の制定に伴い、堆肥化等によって環境に影響を小さくする処理がなされるようになってきている (沖縄県, 2005)。特に、調査地区のような都市近郊では、農業外の住民を意識して法的な規制前から適正な畜産排泄物の処理が行われていたと考えられる。これらのことから、家畜排泄物や生活排水が地下水質へ与える影響は小さいものと思われる。

一方、化学肥料は地面に直接施用されている。調査地区のような保水性に乏しい島尻マージ地帯では、植物に吸収されなかった肥料は降雨に溶解して容易に地下へと

洗脱される。このことから、化学肥料が地下水質に大きな影響を与えていることが説明できる。

2 水収支にもとづく窒素移動量の推定結果

沖縄総合事務局 (2004) のタンクモデルに、1980年から2002年まで系数で観測された日降水量を入力し、同期間における流域内の水収支を計算した。

1982年から1983年の地下水位の計算値と調査ボーリング孔での水位観測値の比較をFig.18に示す。水位の上がり初めやピーク時において若干の差異が生じているが、全体的にはよく合致しており、本モデルを適用することは妥当であるといえる。

23年間分の計算結果を平均した年間水収支をFig.19に示す。入力された降雨のうち、39.3%が蒸発散として、60.7%が地下水流出として流域外に出力されたと推算される。

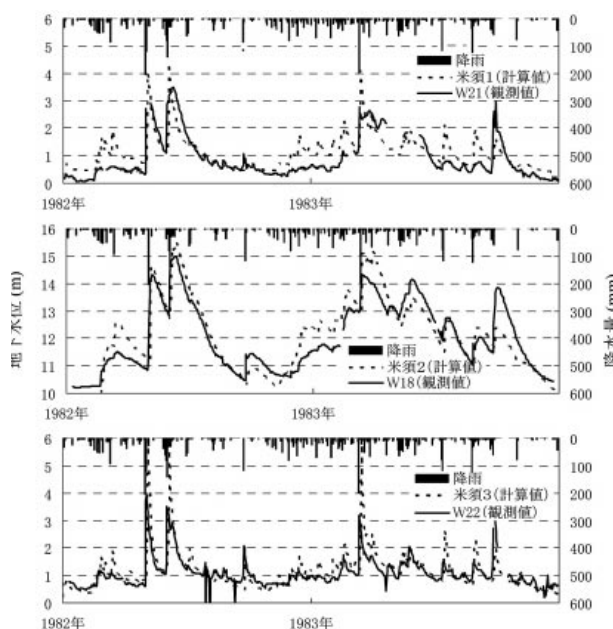


Fig.18 地下水位観測値とタンクモデル推定値
Observed and computed groundwater levels

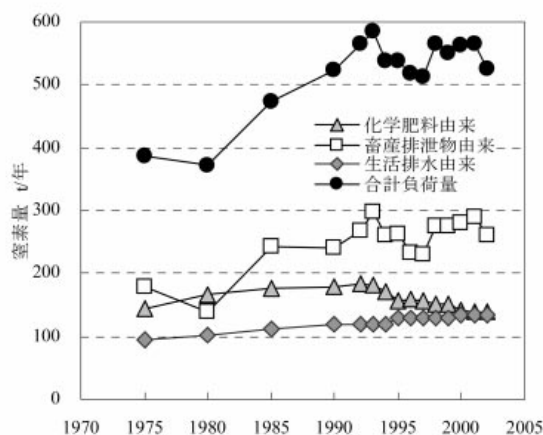


Fig.17 糸満市の推定窒素負荷量
Estimated nitrogen load in Itoyan City

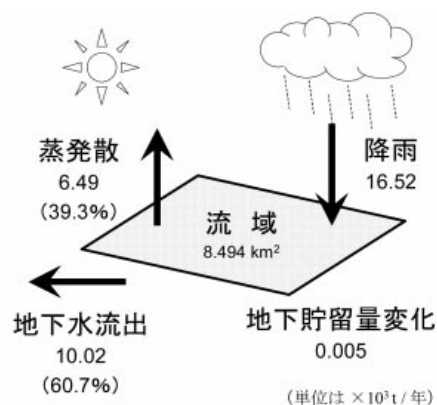


Fig.19 タンクモデルで推定された平均年間水収支
Computed annual balance of water

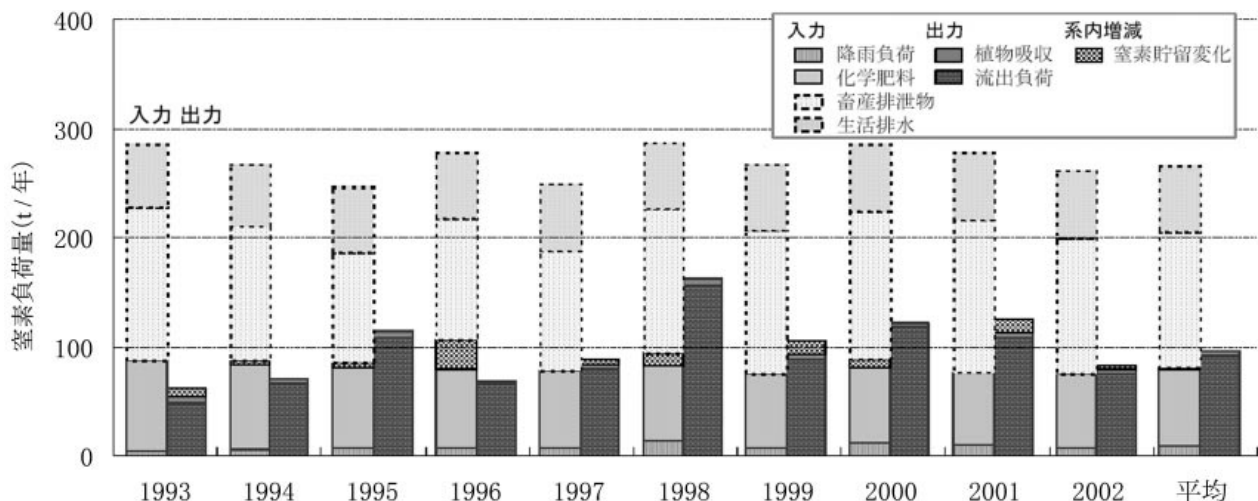


Fig.20 米須地下ダム流域における年間窒素収支の経年変化

Estimated fluctuations of annual nitrogen balance

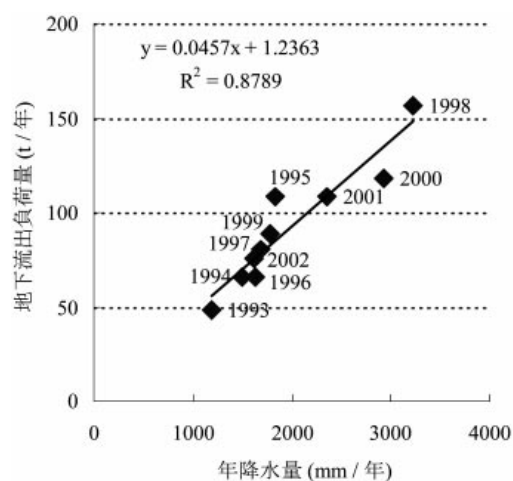


Fig.21 年降水量と地下流出負荷量の関係

Relationship between annual rainfall and nitrogen discharge

タンクモデルによる水収支の算定結果から、窒素移動量を推定した。その結果から、1993年から2002年までの各年における窒素収支を推定した (Fig.20)。

地下流出負荷量は、化学肥料等の入力負荷と比べて大きく変動している。小川 (2000) は、茨城県水戸市において同様の調査を行い、年降水量が大きく浸透流が増加すると、地下水流動に伴う流出窒素量も増加することを明らかにしている。小川 (2000) と同様に、本地区においても年降水量と地下流出負荷量は、Fig.21に示すように強い相関を示している。

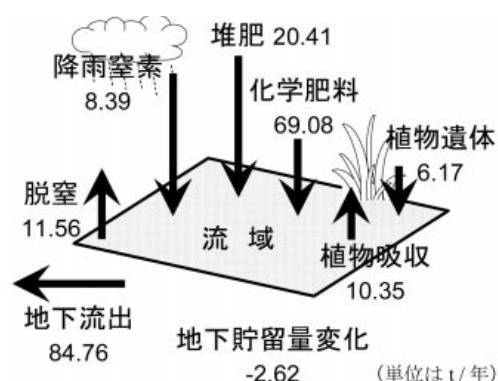
また、地下水流出に伴って系外に流出する負荷の平均値は、化学肥料による負荷と降雨負荷を足し合わせたものよりやや大きいもののほぼ一致している。畜産排泄物と生活排水による負荷を入力として全量考慮するならば、入力量が出力量を遙かに超え、窒素収支として成立しない。窒素循環における負荷入力の大部分が化学肥料と降雨でまかなわれているとすれば、化学肥料が地下水

質に最も強く影響を与えているという推論とも一致する。また、流出負荷がやや大きくなる理由としては、畜産排泄物や生活排水の一部が地下水質へ影響を与えていること、地表で発生した負荷が地下に影響を与えるまでにタイムラグがあること、あるいは、濃度の低いバイパスフロー (横方向の洞くつ内の流れ) の存在によって、見かけの流出負荷が増大していることなどが可能性として考えられる。

流域内の窒素収支を適切に把握するためには、これらの理由を検証することが必要である。窒素安定同位体による地下水硝酸性窒素の起源推定 (中西ら, 1995) などの手段を用いることで、畜産排泄物の影響の有無や地上発生負荷の地下への影響タイムラグなどを検証することができると考えられる。

3. 木方・イスラムモデルによる窒素動態の推定結果

1980年から2002年までの米須地下ダム流域の窒素動態を木方・イスラムモデルによって計算し、計算結果から推定された1993年から2002年までの10年間の年平均窒素収支量をFig.22に示す。また、米須1ブロックと米須2

Fig.22 木方・イスラムモデルで推定された平均年間窒素収支
Computed annual balance of nitrogen

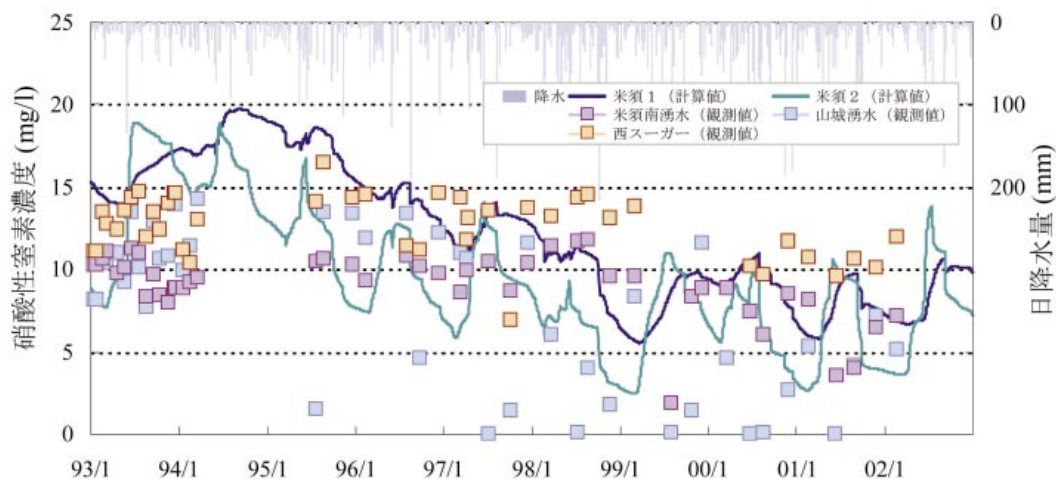


Fig.23 木方・イスラムモデルによって計算された地下水硝酸性窒素濃度の変動

Computed fluctuations of nitrate concentration

ブロックにおける1993年から2002年までの窒素濃度の推定結果を、ブロック内の湧水地点（米須南湧水・西スーガー：米須 1，山城湧水：米須 2）の水質観測結果と併せてFig.23に示す。

推定された地下水硝酸性窒素濃度は、湧水地点で観測された濃度の変動範囲（0～20mg/l）に収まっている。また、水収支にもとづいて推定された平均年間窒素収支（Fig.20）と比較すると、化学肥料窒素の投入量および地下水流出による窒素流量など主要な収支項目が概ね一致している。これらのことから、このモデルが窒素の移動及び反応を量的に適切に表現しているといえる。

しかしながら、計算値の波形は、実際の観測値の波形とやや異なっている。たとえば、地下水硝酸性窒素濃度の観測値は夏期に減少しているが、木方・イスラムモデルで推定された濃度は夏期に高い水準となっている。木方・イスラムモデルは、亀裂フローの存在による地下水質の急激な変動や硝酸性窒素の土壌への吸着などを考慮していないため、これらを考慮することにより改善を図ることができると考えられる。

また、この窒素溶脱推定モデルはTable 3に示されるように、多数のパラメータを有している。これらのパラメータは感度が高く、パラメータの値を少し増減させただけで計算結果は大きく変わる。このことから、土壌中の腐植のC/N比や硝化・脱窒速度などのパラメータの値は、現地試験等による実測値などを参考にしながら慎重に決定する必要があると思われる。

このように、木方・イスラムモデルを本流域に適用し、窒素動態の推定を適切に行うためには、解決すべき課題がいくつかあると考えられる。しかしながら、流域の水質保全対策を講じる上で窒素の挙動を推定するモデルは必要とされている。今後、このようなモデルを参考にし、上述の課題を解消した窒素動態推定モデルを開発する必要がある。

結 言

調査地区は畑作と畜産を主体とした近郊農業地帯である。従来はサトウキビの栽培が中心であったが、近年は商品価値の高い野菜や花卉へと作付け種の転換が進んでいる。また、都市化によって耕地面積が減少している。一方、養豚などの畜産業は依然盛んであり、家畜の飼育数は増加傾向にある。

地区内では1990年から2003年までの間に15の湧水地点で定期的に水質解析を実施した。湧水中の硝酸性窒素濃度の変動傾向をノンパラメトリック回帰による平滑化手法によって得たところ、1990年代後半から緩やかな減少傾向にあることが明らかになった。

糸満市の統計データから化学肥料、畜産排泄物、生活排水由来の窒素負荷量を原単位法により推定した。畜産排泄物および生活排水由来の負荷量は継続的な増加傾向にあり、それに伴い合計負荷量も増加傾向にある。一方、化学肥料からの負荷量は1990年頃のピークを境に減少に転じている。

この結果を、地区内の湧水15地点で観測された硝酸性窒素濃度の変動と比較すると、同様の傾向を示すものは化学肥料からの負荷量のみである。このことから、化学肥料の施用が地下水質に大きな影響を与えていることが示唆される。このことは、畜産排泄物や生活排水は比較的適切に処理されている一方、化学肥料は直接地面に施用されるという点からも説明される。

地下ダム流域における水・窒素収支を、観測された水文・水質データから算出したところ、地下流出および植物吸収によって系外に出力される窒素量は、降雨及び化学肥料による窒素量の和よりもやや大きいことがほぼ一致している。もし、負荷入力的大部分が化学肥料と降雨でまかなわれているならば、化学肥料の多寡が地下水質に強く影響するはずであると考えられる。また、流出負荷がやや大きくなる理由として、畜産排泄物や生活排水の一

部による地下水質への影響、負荷が地下に達するまでのタイムラグ、濃度の低いバイパスフローの存在などが考えられる。流域内の窒素収支を適切に把握するためには、素安定同位体による地下水硝酸性窒素の起源推定(中西ら, 1995)などの手段を用いることで、これらの理由を検証することが必要である。

また、木方・イスラム(1995)のモデルを用いて、地下帯水層における窒素動態を推定した。濃度変動の再現性に問題があるものの、窒素収支や地下水硝酸性窒素濃度を量的に概ねよく推定している。水質保全対策を講じる上でこのようなモデルを実用するためには、亀裂フロー・マトリックスフローの存在や土壌の窒素吸着性を考慮し、窒素の挙動を適切に推定することできるように改良を施す必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 東田盛善・佐竹 洋・渡久山章(2001): 沖縄島の湧水と河川水の化学的特徴と同位体組成, 地球科学, 35, 27-41
- 2) 東田盛善・宮里 健・伊敷 牧・渡久山章(2003): 沖縄県宮古諸島における陸水の水質形成に関する研究, 地下水学会誌, 45(2), 115-132
- 3) 農村環境整備センター(2005): 水質汚濁・地下水汚染, 平成16年度沖縄本島南部農業水利事業畑地及び畑利用型農業の多面的機能評価検討業務報告書, II-11-1~II-11-64, 社団法人農村環境整備センター
- 4) 後藤 忍・江口 洋(1998): 琉球石灰岩風化土壌の圃場条件における各種有機物の分解速度と土壌有機物の集積予測, 土肥誌, 69(2), 129-134
- 5) 今泉眞之・奥島修二・塩野隆弘(2002): 琉球石灰岩洞くつの空間分布特性—米須地下ダム流域を例として—, 農土論集, 70(1), 89-100
- 6) Ishida, S., T. Tsuchihara and M. Imaizumi (2006): Fluctuation of $\text{NO}_3\text{-N}$ in groundwater of the reservoir of the Sunagawa Subsurface Dam, Miyakojima Island, Japan, Paddy and Water Environment, 4, 101-110
- 7) 日本農業土木総合研究所(JIID)(2001): 平成12年度沖縄総合事務局国営農業用ダム技術検討業務報告書, 150p.
- 8) 木方展治・タレブレ イスラム(1995): 浅層地下水への窒素溶脱量推定モデル, 九農試総研チーム研究成果シリーズ, 2, 49-63
- 9) 近藤洋正・田瀬則雄・平田健正(1997): 沖縄県宮古島における地下水中の硝酸性窒素の窒素安定同位体比について, 地下水学会誌, 39(1), 1-15
- 10) 越野正義(1991): イギリスにおける水の硝酸塩汚染問題, 肥料, 60, 28-39
- 11) 増島 博・山本寅吉(1986): 農業土木技術者のための水質入門, 129p.
- 12) 農林水産省統計情報部(1972-1991): 世界農林水産業センサス 沖縄県統計書
- 13) 長田実也(1993): 宮古島の地下水水質現況と水質保全の取組み, 農土誌, 61(4), 331-335
- 14) 中西康博・山本洋司・朴 光来・加藤 茂・熊澤喜久雄(1995): $\delta^{15}\text{N}$ 値利用による地下水硝酸起源推定法の考案と検証, 土肥誌, 66(5), 544-551
- 15) 中西康博・高平兼司・下地邦輝(2001a): 地下水窒素汚染における起源別窒素負荷率の重回帰法による推定, 土肥誌, 72(3), 365-371
- 16) 中西康博・池間昌克(2001b): 沖縄県宮古島の水道水源窒素の由来と森林による窒素除去能の推定, 土肥誌, 72(3), 372-378
- 17) 中西康博(2001c): 沖縄県宮古島におけるサトウキビへの施肥実態と地下水窒素濃度との関係, 土肥誌, 72(4), 499-504
- 18) 野間泰二(1992): 琉球石灰岩地帯における地下水の開発と保全, 地下水学会誌, 34(3), 163-170
- 19) 小川吉雄(2000): 地下水の硝酸汚染と農法転換, 200p., 農文協
- 20) 沖村雄二・高安克巳(1976): 最近の第四紀地質学—8石灰岩地帯の第四紀地質学, 土と基礎, 24(1), 65-72
- 21) 沖縄総合事務局(1993-2002): 園芸・工芸農作物市町村別統計書
- 22) 沖縄総合事務局(2001): 宮古—事業誌—, 473p.
- 23) 沖縄総合事務局(2004): 平成15年沖縄本島南部農業水利事業水源運用計画検討その他業務報告書
- 24) 沖縄総合事務局(2006): 沖縄本島南部農業水利事業—技術誌—, 629p.
- 25) 沖縄県(1999): さとうきび栽培指針, 69p.
- 26) 沖縄県(2001): 土地利用現況図 糸満
- 27) 沖縄県(2005): おきなわの畜産, 23p.
- 28) 太田弘毅・大場和彦・長谷川功・桃木徳博・塩野隆弘(1992): 南九州火山性台地畑における土壌水分収支のタンクモデル法による解析, 九農試報告, 27(2), 207-237
- 29) 尾和尚人(1996): 我が国の農作物の養分収支, 環境保全型農業研究連絡会ニュース, 33, 428-445
- 30) 大屋一弘(1978): サトウキビの増収法に関する土壌肥料学的研究, 琉球大学農学部学術報告, 25, 141-158
- 31) Robertson, F. A. (2003): Sugarcane trash management: Consequences for soil carbon and nitrogen, CRC for sustainable sugar production, 39p.
- 32) シモノフ, J. S. (1999): 平滑化とノンパラメトリック回帰への招待, 389p., 農林統計協会
- 33) 竹澤邦夫(2005a): みんなのためのノンパラメトリック回帰(上)第2版, 426p., 吉岡書店
- 34) 竹澤邦夫(2005b): みんなのためのノンパラメトリ

- ック回帰（下）第2版，425p.，吉岡書店
- 35) 田代 豊・高平兼司（2001）：宮古島における窒素
負荷発生率と地下水窒素濃度の長期的推移，水環境
学会誌，24(11)，733-738
- 36) 築城幹典・原田靖生（1994）：家畜の窒素排泄量の
推定プログラム，畜産の研究，48，773-776
- 37) 渡久山章・与那覇善栄・大出 茂（1990a）：沖縄の
島々における降水，河川水，地下水の硝酸塩濃度
（ ），工業用水，379，15-25
- 38) 渡久山章・与那覇善栄・大出 茂（1990b）：沖縄の
島々における降水，河川水，地下水の硝酸塩濃度
（ ），工業用水，380，19-32
- 39) 米国環境保護庁（1987）飲料水中の各種化学物質の
健康影響評価—健康に関する勘案集—，388p

Dynamics of Nitrate Concentration in Groundwater of Reservoir Area of Komesu Subsurface Dam, Okinawa, Japan

YOSHIMOTO Shuhei, TSUCHIHARA Takeo, ISHIDA Satoshi and IMAIZUMI Masayuki

Summary

Fluctuations of nitrate concentrations in groundwater and its major sources of nitrate in the Ryukyu Limestone area, the southern part of Okinawa Island, are studied. The study area is located in Itoyan City, which is one of satellite cities of Naha City. The long-term monitoring data on nitrate concentrations at 15 springs from 1990 to 2003 shows a decreasing trend from the mid-1990s, although they fluctuated greatly with precipitation. The emission factor method on the basis of agricultural statistical data is applied to estimate the nitrogen load to groundwater. The nitrogen loads from livestock manure and domestic wastewater monotonically increased from 1975, and, accordingly, the total load showed an increasing trend. However, the load from chemical fertilizer has been gradually decreasing after peaking in 1990 as the area under cultivation has decreased. The trend in the nitrate concentration corresponded only to that of the load from chemical fertilizer, leading to the hypothesis that chemical fertilizer most strongly affects the groundwater quality. Fluctuation of nitrogen loss is calculated from the data of nitrate concentration in groundwater and groundwater discharge to the sea, which is estimated by the parallel 10 tank models. The estimated nitrogen balance shows that the total nitrogen loss is nearly balanced with the sum of loads of chemical fertilizer and rainfall. The nitrogen dynamics in this area is simulated by the nitrogen flow models which consist of the parallel 10 tank models groundwater with nitrate leaching model (Kiho and Islum, 1995) on the hypothesis that chemical fertilizer is the major nitrogen source. The model result shows the approximate decreasing trend of nitrogen concentration in groundwater.

Keywords : nitrate, limestone, nitrogen source, fertilizer, groundwater, subsurface dams