

(20) 茶畑由来の肥料と大井川用水の導水による
菊川流域の硝酸性窒素汚染への影響について

The effect of fertilizing from tea plantation and water conveyance from Oigawa river upon nitrogen contamination in Kikugawa basin, central Shizuoka prefecture

山野賢一^{*}, 井伊博行^{**}, 平田健正^{**}, 田中豊和^{*}, 西川雅高^{***}, 小川裕美^{****}
K. Yamano^{*}, H. Ii^{**}, T. Hirata^{**}, T. Tanaka^{*}, M. Nishikawa^{***}, Y. Ogawa^{****}

ABSTRACT; The amount of nitrogen fertilizer used in a Kikugawa basin tea plantation decreased from 110 kgN/10a in 1997 to 65 kgN/10a in 2000. However NO₃-N concentrations were over 30mg/l and pH values remained unchanged. So the residual NO₃-N and acid in groundwater were calculated to determine whether the amounts of fertilizer and neutralizer were adequate or not. As a result, the calculated NO₃-N concentration in groundwater from precipitation, evapotranspiration, infiltration, outflow, eluviation and fertilizer was in good agreement with the actual NO₃-N concentration in the wells. As the actual and calculated NO₃-N concentrations exceeded the 10 mg/l, environmental quality standard, it was necessary to reduce the amount of nitrogen fertilizer. Similarly residual acid was calculated from the amount of neutralizer such as calcite, dolomite and fertilizer. The amount of neutralizer was sufficient for neutralization but pH values in the wells remained low. Therefore, no neutralizers were thought to work and some rain water was thought to directly bring acidic substances and infiltrate into the underground. $\delta^{18}\text{O}$ and δD values clarified that the conveyance from Oigawa river reduced NO₃-N concentrations in the Kikugawa basin.

KEYWORDS; tea plantation, NO₃-N, fertilizer, Oigawa river, $\delta^{18}\text{O}$ and δD

1. はじめに

静岡県中部地域の菊川流域は全国でも有数の茶の生産地である。品質の良いお茶の生産には大量の窒素肥料が必要と考えられ、しかも、年間に一番茶、二番茶、三番茶と数回の摘採を行うことから常に窒素補給が必要であり、頻繁に過剰施肥が行われてきた。一方、投与された窒素肥料の多くが土壌中の硝化反応で硝酸イオンと水素イオンに変化する。硝酸イオンは飲料水等で体内に摂取されると亜硝酸態窒素に還元され、血中のヘモグロビンと結合し、酸素運搬機能に悪影響を及ぼす。幼児に対してはメトヘモグロビン血症と呼ばれる酸素欠乏症を引き起こし、チアノーゼを発症させる原因物質である¹⁾。そのため、環境基準値では硝酸態窒素と亜硝酸態窒素を合わせて10 mg/l以下とされている。水素イオンによる茶畑周辺の水環境の酸性化は生物活動に影響を与える^{2) 3)}。その酸性化は二次的に土壌中のアルミニウムイオンやマンガンイオン等の人体に有害な重金属イオンの溶出を促す。こうして、茶畑周辺の地下水は硝酸態窒素と酸性化、重金属イオンによって汚染されてきた^{4) 5)}。

* 和歌山大学大学院システム工学研究科修士課程 (Graduate School of Systems Engineering, Wakayama University)

** 和歌山大学システム工学部環境システム学科 (Department of Environmental Systems, Wakayama University)

*** 国立環境研究所 (National Institute for Environmental Studies)

**** 筑波大学連携大学院社会学部研究科 (The Doctoral Program in Policy & Planning Sciences, University of Tsukuba)

静岡県中部地域の茶畑で硝酸性窒素及び酸性化の問題が新聞などに取り上げられたことで1998 年以降、農家は環境保全型農業を目指し、施肥時期の設定や土壌改良のための中和剤の投与、肥効を促す深耕や浅耕、窒素施肥量の減少を施肥管理計画書⁶⁾に基づいて行っている。しかし、2000 年の調査においても、井戸や湧水、池、河川で pH は低く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が環境基準値を超過するものも見受けられた。そこで本研究は現状の施肥計画が適切かを地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度については窒素施肥量から地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を推定することで、地下水の pH は中和剤の残留量を算定し評価した。また、上流で汚染が見られた河川でも下流部で環境基準値を満足する結果が得られたことから、流下過程に伴う水質変化を観察し、その水質変化の原因についても考察した。



図-1 土地利用図

2. 調査地域、測定概要

調査地域は、静岡県中部地域の茶業が盛んな一級河川の菊川流域である。年降水量は約

2150mm、年平均気温は 16℃である。図-1 に土地利用図を示す。この地域の平野部は主に水田、住宅地として利用され、台地上には茶畑が一面に広がっている。菊川は一級河川の中でも流域面積が狭いため流量が少なく、北東を流れる大井川から農業用水の供給を受ける河川である。調査地点は菊川流域の河川、湧水、池水の表流水と民家の井戸3 地点の地下水であり、これらの井戸周辺には茶畑が広く分布する。調査期間は、1998 年 4 月から 2001 年 4 月までのほぼ毎月、定期的に採水、および原位置測定を行った。pH 測定は、ポータブル pH 計(堀場社製 D-24)を用い原位置で測定した。ポータブル pH 計は、測定直前に pH4、pH7、pH9 の標準液で更正を行い、最大限誤差が少なくなるようにしている。さらに採水したサンプルは冷暗所で保存し、イオンクロマトグラフィー(DIONEX 社製 DX-AQ)で SO_4^{2-} 、 NO_3^- を測定した。酸素・水素安定同位体比は試料水と水素ガス、炭酸ガスを平衡にさせた後、質量分析計(Finnigan Mat 社製、サーモクレスト DELTA PLUS)で測定した。

3. 結果と考察

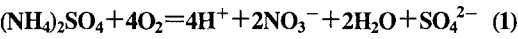
3.1 施肥計画の適正評価

(1) 窒素施肥量と pH、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の現状

1) 窒素施肥量と pH の経時変化

図-1 に示すように菊川流域にあり $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が最大値を示した茶畑と隣接する井戸 W1、W2 の 1998 年から 2000 年までの pH と窒素施肥量の経時変化を図-2 に示す。窒素施肥量は 1997 年から 2000 年にかけて 110.4 kg/10a から 65.2 kg/10a と年間施肥量でおおよそ半分に、特に 1997 年から 1998 年の減肥量は大きかった。特に、4 月から 7 月までの施肥量の減少が目立った。1998 年から 2000 年までの井戸 W1、W2 の pH はともに 3.7~5.2 の酸性で変動した。1 年間の pH 変化では、施肥が停止する 10 月から翌年の 1 月にかけて上昇するが、2 月の施肥の開始から 10 月まで再度 pH は低下した。茶畑周辺の酸性化は茶畑に施肥され

る窒素肥料の式(1)の反応で生じる^{2) 3) 4) 5)}。



式(1)は畑地で頻繁に使用される速効性無機肥料の硫酸（硫酸アンモニウム）の硝化反応である。この反応で、土壌中に水素イオンと硝酸イオンが放出され、地下水の pH は酸性化し NO₃-N 濃度の上昇が生じる。次に、施肥量と NO₃-N 濃度の経時変化を調べた。

2) 窒素施肥量とNO₃-N 濃度の経時変化

図-3 に井戸 W1, W2 における窒素施肥量と NO₃-N 濃度の経時変化を示す。W1, W2 の NO₃-N 濃度は 1998 年に 70～80 mg/l であったが、その後減少し、1999 年では 25～40 mg/l に達した。2000 年は一時 W1 で 15 mg/l を示したが 1999 年とほぼ同様の 30 mg/l 前後で NO₃-N 濃度の減少量は小さくなった。NO₃-N 濃度の減少は、窒素施肥量の経時変化と同じ傾向であるが、2000 年においても依然として環境基準値 10 mg/l を大きく超過した。1 年間の変化では pH のように施肥時期による影響は見られなかった。

以上をまとめると地下水の pH は 1 年間の施肥量の変化と密接に関係したが、3 年間の減肥により、W1 の pH は、4 から 4.5～5.0 に上昇しており、W2 の pH は、一時的に上昇は見られたものの、ほぼ横ばいであった。NO₃-N 濃度は 1 年間の施肥量の変化より 3 年間の施肥量の変化と関係があった。そこで、pH と NO₃-N 濃度に影響を与える施肥管理計画書に基づいた窒素施肥量と土壌改良剤について更に詳細を考察する。

3) 窒素施肥量と土壌改良剤(中和剤)の経時変化

図-4 に 1993 年から 2000 年までの標準的な施肥計画書⁶⁾の窒素施肥量と土壌改良のために投与される中和剤（石灰と苦土石灰）の経時変化を示す。ここで、中和剤として投与される石灰や苦土石灰は土壌中で酸と式(2)、(3)に示す反応で中和される^{2) 3) 4) 5)}。

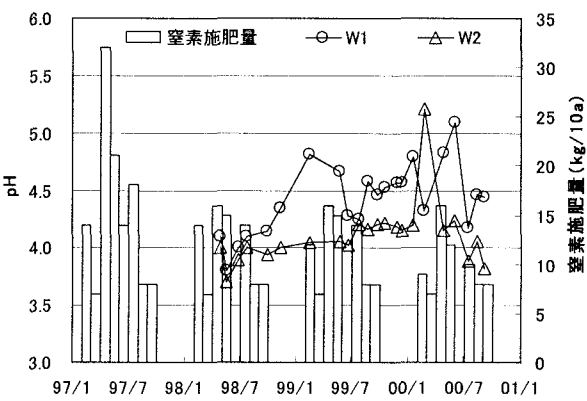
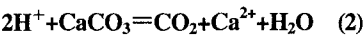


図-2 施肥時期と井戸の pH の経時変化

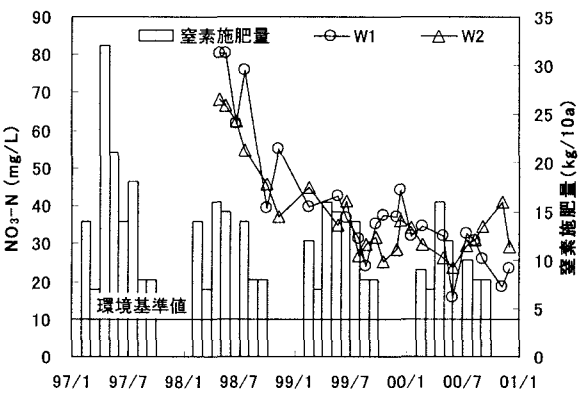


図-3 施肥時期と井戸の NO₃-N 濃度の経時変化

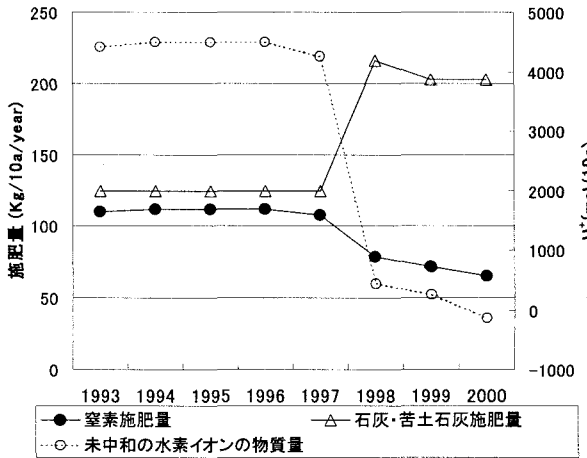


図-4 窒素施肥量と土壌改良剤の経時変化

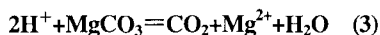


図-4 から判るように現在、環境保全型農業への取り組みによって、1998 年以降、窒素施肥量は約半分にまで削減し、逆に石灰や苦土石灰投与量は 2 倍近くまで増加している。

図-3 の井戸の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と窒素施肥量の変化は、ともに減少傾向にあることから、地下水の著しい $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少は減肥の影響と考えられた。1998 年以降、環境基準値を超過する $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度で安定しているので現行の施肥計画が適正かを次に評価した。

(2) 窒素施肥量の適正評価

井戸水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と窒素施肥量の関係より窒素施肥量が適切かを評価する。評価方法には現状の施肥計画に基づく窒素施肥量から生じる地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を推定した。算定には次の式を用いた。

$$\text{地下水の推定される } \text{NO}_3\text{-N 濃度} = \text{窒素施肥量} \times \text{溶脱率} / \text{地下浸透量} \quad (4)$$

ここで、溶脱率とは溶脱窒素量の施肥量に対する割合で、溶脱には茶木による吸収や空气中に揮散した窒素量は含まれない。また、この式の地下浸透量は一般に次のような水収支の式で求められる。

$$\text{年間地下浸透量} = \text{年間降水量} - (\text{年河川流出高} + \text{年蒸発散量}) \quad (5)$$

各水収支の成分について、年間降水量は菊川流域に最も近い気象観測地点である御前崎観測所の値を、年間蒸発散量は降水量と同様に御前崎観測所の気温データを用いてソーンスウェイト法より算定した。年河川流出量は一般に年間流量を流域面積で除することより求まる。この流域では図-1 に示した、河口から 11.9km の流量観測地点である菊川加茂観測所の流域面積 34.2km² と年間流量のデータを用いた。しかし、菊川流域では農業用水として大井川の流入が観測所より上流部と多数の支川で確認された。そこで、流域内の降水を起源とする年間河川流出量を知るためには、大井川用水の流入量を考慮し、観測所の流量から差し引く必要がある。さらに、その流入量は流入地点が不特定多数であり、実際の流量を求めることは困難である。そこで観測所の流量に占める大井川用水の割合を以下の方法で算定した。

1) 酸素・水素安定同位体比を用いた流入量の算定

ある流域の酸素・水素安定同位体比は異なる流域の水の流入が無ければ、その流域の降水の加重平均値に等しくなるので、水の起源や移動経路を明らかにするトレーサとして用いられる⁷⁾⁸⁾。図-5 に大井川用水と大井川用水を含む菊川流域の水（菊川、牛瀧川）、大井川用水を含まない菊川流域の水（井戸 W1・W2、丹野湧水、丹野池、丹野川）の酸素・水素安定同位体比の関係を示す。図-5 では全ての水が天水線上に分布し、これは全ての水が降水起源であること示すものである。大井川用水を含まない水は $\delta^{18}\text{O}$ 値で -7.5 ～ -6‰ で図中の破線で囲まれた狭い範囲に分布した。しかし、大井川用水を含む水は $\delta^{18}\text{O}$ 値で -10 ～ -7.5‰ であ

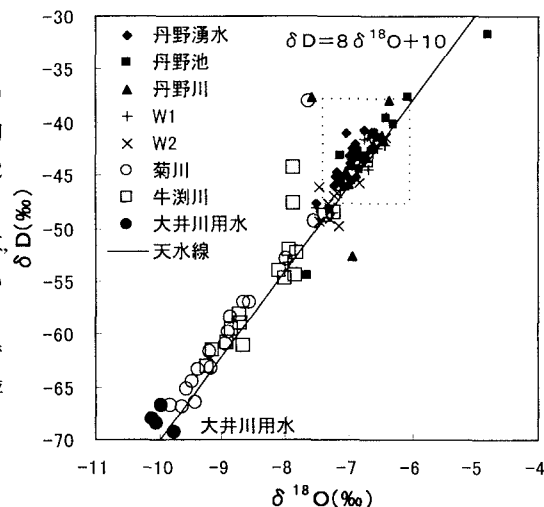


図-5 大井川用水と流域内における酸素・水素安定同位体の関係

表-1 1993年から2000年までの水収支データと窒素施肥量、推定した地下水のNO₃-N濃度
(色付きは5ヵ年平均データを用いたことを示す)

	降水量	蒸発散量	全流量(100%)	菊川流量(28%)	大井川流量(72%)	流出高	地下浸透量	窒素施肥量	NO ₃ -N濃度
1993年	2658	740	82	23	60	664	1254	110	26
1994年	1519	826	58	16	42	468	228	112	147
1995年	1756	768	60	17	44	486	502	112	67
1996年	1783	756	40	11	29	326	701	112	48
1997年	1418	769	49	13	35	392	257	108	126
1998年	2354	823	58	16	42	468	1063	79	22
1999年	1987	798	58	16	42	468	721	71	30
2000年	1910	772	58	16	42	468	670	65	29
	(mm)	(mm)	×10 ⁶ (m ³)	×10 ⁶ (m ³)	×10 ⁶ (m ³)	(mm)	(mm)	(kg/10a)	(mg/l)

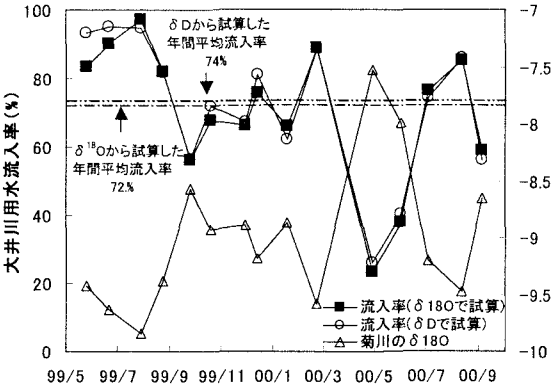


図-6 大井川用水流入率の経時変化

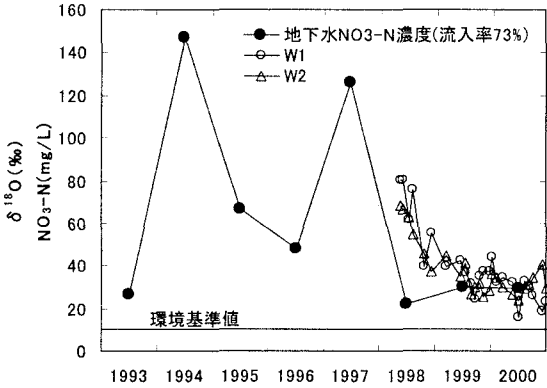


図-7 推定した地下水のNO₃-N濃度と
井戸 W1、W2 のNO₃-N濃度の経時変化

り、幅広く低い分布を示した。さらに、大井川用水の $\delta^{18}\text{O}$ 値は流域内で最も低く約-10‰であった。ここで大井川が低い値を持つ理由は流域が標高3000m級の赤石山脈であるため、標高が100m高くなる毎に $\delta^{18}\text{O}$ 値は0.15‰程度低くなる高度効果によるためと考えられる⁷⁾⁸⁾。このことから、大井川用水が流入することでその同位体比が小さくなることが判る。他の溶存成分を用いた算定方法も考えられるが流下に伴い、土地利用等の影響を受け成分濃度が容易に変化するため、大井川用水が混入していない流域の代表となる河川の化学成分が判らないことや、大井川用水の化学成分も安定していないことから、溶存成分で大井川用水の流入割合を算定するのが困難であった。しかし、酸素・水素安定同位体比は、同じ流域内では、河川水、井戸水、雨水で一定の範囲の値を示すので、水の起源毎に分離した、流入割合を計算するのに適している。

2) 大井川用水の流入量算定

大井川用水の流入のない菊川の酸素・水素安定同位体比は流域の降水に起源をもち、降水の荷重平均で表される。しかし、この研究では降水の十分な採水作業ができなかったため、同位体比に関するデータは得られなかった。そのため、一般に、地下水の酸素・水素安定同位体比は降水の平均値を示すといわれ⁷⁾⁸⁾、実際に図-5で見られるように井戸の酸素・水素安定同位体比が菊川流域のデータのほぼ平均値付近に集中したことから、井戸の酸素・水素安定同位体比を流域の降水を代表する値として用いた。

ここで、1999年5月から2000年4月までの井戸と大井川用水の $\delta^{18}\text{O}$ 値は変化が少なく、それぞれ-7.1～-6.5‰、-10.1～-9.8‰であったが、大井川用水が流入した後の菊川加茂観測所における河川水の $\delta^{18}\text{O}$ 値の変動は-9.8～-7.5‰と大きかった。このため、菊川加茂地点では2つの起源の水が混入していると考えられた。大井川用水の流入割合の算定には次の式(6)を用いた。

$$\delta^{18}\text{O} \text{ 値}_{\text{(大井川用水混入前の流域の水)}} \times A(\%) + \delta^{18}\text{O} \text{ 値}_{\text{(大井川用水)}} \times B(\%) = \delta^{18}\text{O} \text{ 値}_{\text{(大井川用水混入後の流域の水)}} \times 100(\%) \quad (6)$$

ここで、大井川用水混入前の流域の水には井戸水の値を用い、大井川用水混入後の流域の水には、菊川加茂の値を用いた。ただし、井戸と大井川用水の $\delta^{18}\text{O}$ 値は、変動が少ないので平均値を用い、菊川加茂の $\delta^{18}\text{O}$ 値は、毎月の変動が大きいので月ごとの $\delta^{18}\text{O}$ 値を用いて、流入割合を計算した。そして、毎月の流入割合から、1年間の平均を求め大井川用水の菊川に占める割合とした。その結果、図-6 に示すように流入割合は1年間を通して 23~96%で大きく変化した。ここで、一年間の大井川用水の平均流入割合は 72%であった。すなわち、流域の降水を起源とする河川流量は菊川加茂地点の菊川本流の流量のうち、僅かで 28%に過ぎなかった。同様に、 δD 値を用いても流入割合の算定を行った。図-6 の流入割合は $\delta^{18}\text{O}$ 値と同様の变化を示し、平均の流入割合は 74%であった。

そこで、表-1 に示すように流入割合から大井川用水と菊川をみの年間流量を計算した。これを流域面積で除して、河川流出量を流出高に換算した。次に、式(5)に得られた年間降水量、年河川流出高、年間蒸発散量を代入して 1993 年から 2000 年までの地下浸透量を求めた。この時、大井川用水の流入割合は 73%であると仮定した。文献から入手できなかった 1998 年から 2000 年の流量は、1997 年を含む過去 5 年間の平均の流量を用いて計算した。次に地下浸透量から地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を推定した。

3) 地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の推定

1993 年から 2000 年までの窒素施肥量と溶脱率、得られた地下浸透量を式(4)に代入して地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を推定した。また、溶脱率とは溶脱窒素量の施肥量に対する割合で、一般的な畑地の場合は 30%程度であるのでこれを算定に用いた⁹⁾。表-1 に示すように、降水量が 2660mm の 1993 年の推定 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は 26 mg/l であったが、同じ施肥量でも降水量が 1400mm と少ない 1997 年の推定 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は 126 mg/l で、その差は 100 mg/l と非常に大きかった。このため、降水量は推定 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に特に大きな影響を及ぼす因子であった。図-7 には表-1 で示された地下水の推定 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と井戸 W1, W2 における実際の 1998 年から 2000 年の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化を示した。1998 年以降の減肥に伴い、地下水の推定される $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は減少したが、2000 年でも 30 mg/l で環境基準値を超過する高い値を示した。さらに、この推定濃度は実際の井戸 W1, W2 で測定された濃度変化と一致しており、両方とも環境基準値も超過している。このことから、1998 年以降の推定される $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が表-1 に示すように、過去 5 年間の平均値を一部用いられてはいるが、依然として高い $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が得られ、その理由として施肥計画の減肥量が十分で無いことが考えられた。特に、この算定では大井川の流入割合は 73%と高いが、流入割合を低く見積もった場合は地下浸透量が小さくなり、地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は計算上さらに高くなる。このため、算定した結果よりも流入割合が低い場合はさらに減肥が必要であると考えられる。次に、井戸の pH が減少しない理由について中和剤の評価を行った。

(3) 中和剤の評価

井戸水の pH が改善されない原因を調べるために現状の中和剤の量が適当かどうか評価した。評価方法は式(1)で示される硝化反応で生じた酸が、式(2)、(3)の中和反応で消費されると仮定して、肥料から生じた酸が十分に石灰や苦土石灰などの中和剤と反応しているかを算定した。図-4 に見られるように 1998 年以前は 10a 当り年間 4500mol もの酸の残留が予想されたが、それ以後、窒素肥料の減少と苦土石灰の増加により未反応の酸の量は減少し、1999 年ではすべての窒素肥料から発生する酸が中和され、2000 年には土壤は中和能力を有することが予想された。すなわち、溶脱や表層流出を考慮しない概算ではあるが、この条件では現状の中和剤と窒素肥料の散布割合は適当であることが考えられた。そのため、図-2 で示されるような pH が

依然として酸性状態である原因は、現状の窒素施肥量と中和剤の割合が問題ではなく、投与された中和剤が十分に反応していないことや長年の酸性化により土壤中に中和成分がないことなどが考えられる。また、茶畑中の井戸水の硫酸イオン濃度は、最高で約 390 mg/L と高いことから、中和剤表面に硫酸イオンとカルシウムイオンによる石膏の形成によって、中和剤が十分に反応できていないと考えられる⁴⁾。

3. 2 流下過程での水質変化

(1) 流下過程での pH と NO₃-N 濃度の変化

図-8 に示す様な酸性化と硝酸汚染された地下水が湧水として流出し池を通じ、河川を流下する過程での pH と NO₃-N 濃度の水質変化に注目した。図-9~11 は 1998 年から 2000 年までの流下に伴う各地点での pH、NO₃-N 濃度、 $\delta^{18}\text{O}$ 値をプロットしたものである。

図-9 において、上流にあたる丹野湧水の pH は一部を除き 4~5 付近の酸性を示したが、丹野池に流入し、丹野池から丹野川へと流下する過程で pH は 6~9 に上昇し、下流の牛瀨川まで pH の変化は見られなかった。次に、NO₃-N 濃度は丹野湧水では 15~45 mg/L、丹野池では 15~40 mg/L、丹野川では 10~35 mg/L でほぼ横ばいであった。しかし、牛瀨川では 3~15 mg/L であり、丹野川から牛瀨川の間で半分にまで濃度が減少することが判った。そこで、流下過程でみられた丹野池を通過する際に起こる pH の上昇と丹野川と牛瀨川間の NO₃-N 濃度の減少について考察する。

(2) 流下過程での NO₃-N 濃度変化

NO₃-N 濃度の減少が見られなかった丹野川より上流部と著しく減少した下流の牛瀨川において、それぞれの水の起源を見るために図-11 に $\delta^{18}\text{O}$ 値の分布を示した。丹野湧水の $\delta^{18}\text{O}$ 値は-7‰前後、丹野池では-7.5~-6‰、丹野川では-7~-6‰であり、丹野湧水から丹野川にかけて大きな変化は見られなかった。一方、牛瀨川では-9.5~-6.5‰と丹野川と比較して低い値をとることが判った。同時に図に示した大井川用水が牛瀨川より低い-10‰前後の $\delta^{18}\text{O}$ 値をとることから、牛瀨川には大井川用水が菊川と同様に流入していると考えられた。そのため、丹野

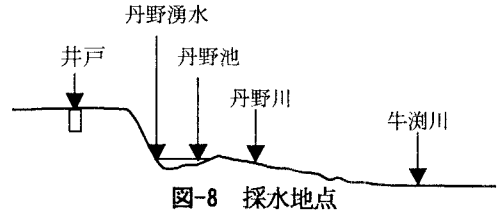


図-8 採水地点

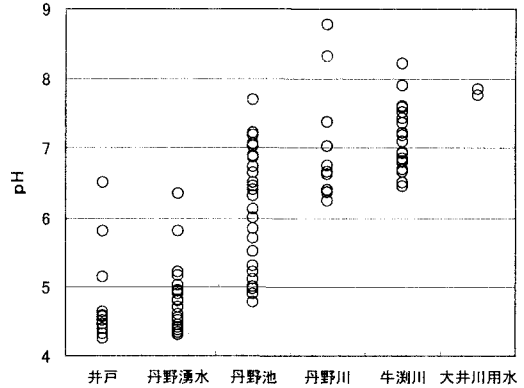


図-9 流下に伴う pH の変化

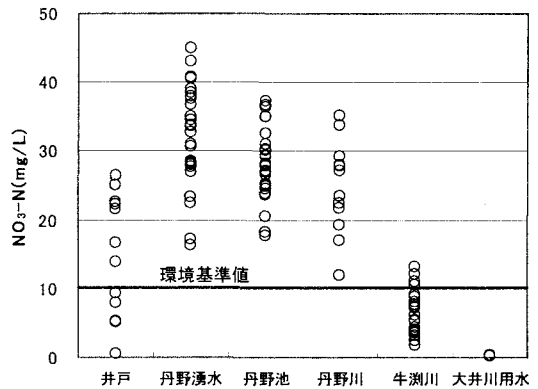


図-10 流下に伴う NO₃-N 濃度の変化

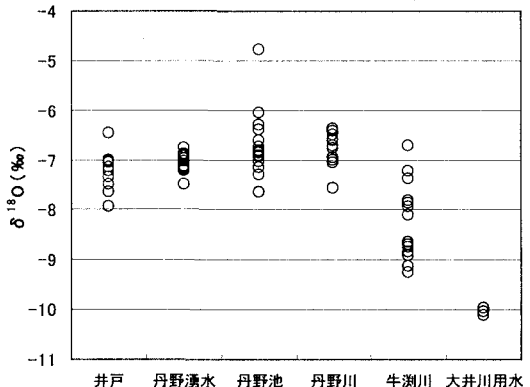


図-11 流下に伴う $\delta^{18}\text{O}$ 値の変化

川から牛瀧川に流下する過程でこの大井川用水が水質に大きな影響を及ぼしていると考えられた。ここで、大井川用水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は図-10 に示すように非常に低いため、丹野川の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は牛瀧川で大井川用水の流入希釈を受けて減少したと考えられる。

(3) 流下過程での pH 変化

$\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は大井川用水の流入希釈により、丹野川から牛瀧川で大きく濃度の減少が見られたが、pH はすでに丹野川で、下流の牛瀧川と同じ 6.5~9 まで上昇していた。そのため、河川水の

pH は大井川用水の希釈効果が無くても十分に流下過程で中和されると考えられた。河川の流下過程での pH 上昇としては、光合成などの生物学的な影響や、岩石や土壌との反応が考えられる。pH が上昇した丹野池から丹野川までの流間では、水田および生活排水も流入しており、現時点での pH の上昇の原因は、流下過程での河川内変化とともに水田や生活排水など新たな流入水の影響と考えられる。

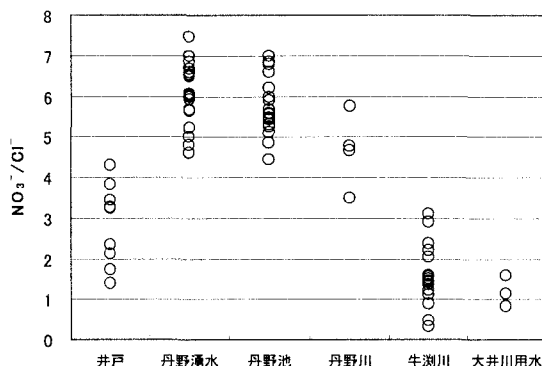


図-12 流下に伴う $\text{NO}_3\text{-N}/\text{Cl}^-$ 値の変化

(4) 丹野川流域への大井川用水流入割合の算定

丹野川と牛瀧川の流間における、大井川用水による希釈効果を調べるため、丹野川流域に混入している大井川用水の流入割合を、式(6)を用い $\delta^{18}\text{O}$ 値、 δD 値、および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の 3 パターンで推定した。その結果、大井川用水からの流入割合は、 $\delta^{18}\text{O}$ 値から 43%、 δD 値から 41%、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度から 75%と算定された。 $\delta^{18}\text{O}$ 値および δD 値から算定された流入割合はほぼ同じ値をとったが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度から求めた流入割合は高くなった。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度から求められた流入割合だけが上がる原因の 1 つとして、丹野川から牛瀧川への流下過程における $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の消失が考えられる。 $\text{NO}_3\text{-N}$ の希釈、消費について調べるために、図-12 に $\text{NO}_3\text{-N}/\text{Cl}^-$ の変化を示した。 Cl^- は流下過程で消失しないため、 NO_3 が消失すると $\text{NO}_3\text{-N}/\text{Cl}^-$ 値が小さくなる。丹野川では $\text{NO}_3\text{-N}/\text{Cl}^-$ が 3.5~6.5 であったが、牛瀧川では 0.5~3 まで下がった。これらのことから、丹野川の流下過程でみられた $\text{NO}_3\text{-N}$ は消失しており、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少は、大井川用水の混入と、光合成などによる生物学的な NO_3 の消失によるものであると考えられた。

4. まとめ

1998 年以降、茶栽培では環境保全型農業を目指し土壌改良のための中和剤の投与や窒素施肥量の削減が施肥管理計画書に基づき施されている。しかしながら、茶畑周辺では依然として強酸性状態で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が環境基準値を超過する水質が観察される。そのため、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高い原因と酸性化の原因を評価した。

計画施肥量の窒素肥料が地下浸透し地下水を形成し、土壌の溶脱率が 30%と仮定し算定を行った。施肥量とともに地下水の推定 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は減少したが 2000 年でも環境基準値を超過し、実際に測定を行った井戸の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度とほぼ一致することから、現状の計画施肥量は過剰施肥であり、さらなる減肥が必要であると考えられた。この算定の際には菊川流域に導水される大井川用水の流入割合を酸素・水素安定同位体比を用いて算定した。

酸性については窒素肥料から発生する酸と中和剤の反応から未反応の水素イオンの物質量を算定し、現状では窒素肥料に対して、十分に中和できる中和剤が散布されているが、その中和剤が十分に反応できていないことや長年の酸性化により土壌に中和成分がないことなどが考えられた。そのため、今後も積極的に苦土石灰を十分に土壌に加え、酸性物質に対する緩衝能力を高める必要がある。

菊川流域の上流部の酸性で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高い湧水が流下する過程での水質変化を観察した。その結果、菊川流域では pH は流下過程で大井川用水の流入が無くとも中和されが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は大井川用水の流入希釈がなければ下流で高い値が検出されると予想される。そのため、大井川用水の導水は菊川流域にとって重要であることが判った。

参考文献

- 1) 平田健正：土壤・地下水汚染と対策，社団法人日本環境測定分析協会，1996.
- 2) 井伊博行，平田健正，松尾宏，田瀬則雄，西川雅高：茶畑施肥に由来する硝酸性窒素と周辺表流水に及ぼす影響，土木学会水工学論文集，41，pp.575-580，1997.
- 3) 井伊博行，平田健正，松尾宏，田瀬則雄，西川雅高：茶畑周辺の池水中の pH 変化と窒素，リン，硫黄，アルミニウムの挙動について，土木学会論文集，No.594/VII-7，pp.57-63，1998.
- 4) 井伊博行，平田健正，田中豊和，西川雅高，中島二夫，梅原鎬一：静岡県中部地域での茶畑由来の湧水・池水・河川水の水質について，土木学会水工学論文集，44，pp.1155-1160，2000.
- 5) 田中豊和，井伊博行，平田健正，西川雅高，中島二夫，梅原鎬一，小川裕美：静岡県中部地方の茶畑周辺の地下水について，水工学論文集，45，355-360，2001.
- 6) JA 遠州夢咲：平成 5 年～平成 12 年 JA 遠州夢咲茶施肥計画書，1993-2000.
- 7) 早稲田周，中井信之：東日本における天然水の同位体組成，地球化学，17，83-91,1983.
- 8) 石塚正秀，井伊博行，堤久行，平田健正：和泉山地小流域における地表水の水質特性，水工学論文集，45，1015-1020，2001.
- 9) 田瀬俊雄：水・土壌圈における窒素の挙動と循環，特集/硝酸性窒素等の新規健康項目の対策，vol.41，NO.10(1999)，886-890.