

影響を及ぼす要因について明らかにしようとしたものである。

イ) 方法

都城市志和池地区において平成 12 年 11 月に調査を行った 49 の井戸からのデータ(水質、井戸の立地条件や利用状況、畜産経営との関連などに関する 20 変数(連続尺度あるいは名義尺度))を用いた(実際に調査された 55 の井戸から、すべての変数において欠測値のない 49 を選んだ)。

硝酸性窒素濃度と連続尺度変数の関係は Pearson の相関係数により評価した。硝酸性窒素濃度に及ぼす名義尺度変数の影響は、変数が 2 水準の場合には Wilcoxon の順位和検定により、3 水準以上の場合には Kruskal-Wallis 検定により評価した。硝酸性窒素濃度の重回帰モデルは、説明変数の線型効果の和とし(切片を含む)、変数の交互作用は考慮しなかった。説明変数の候補としては立地、利用、畜産経営との関連などに関する 10 変数を用い、変数増加法(F_{IN} level=0.1)による変数選択を行った。名義尺度変数については水準を数量化し、3 水準以上の場合には水準全体で変数の有意性を評価した。

ウ) 結果

地下水の硝酸性窒素濃度は 1.1~28.4 mg/L の範囲にあり、32(約 65%)の井戸で水道水の水質基準(10 mg/L)を超え(図 4-5-25 上)、調査地区における地下水汚染が深刻であることが確認された。硝酸性窒素の ^{15}N 値は 4.2~17.8%の範囲にあり、19(約 39%)の井戸で 9%を、5(約 10%)の井戸で 12%を超えた(図 4-5-25 下)。

硝酸性窒素濃度は Ca イオン濃度と水温を除くすべての水質変数と有意($P<0.05$)な相関を示し(表 4-5-5)、Ca/Cl 比とは負の関係($r=-0.386$ 、 $P=0.006$)に、 ^{15}N 値とは正の関係($r=0.444$ 、 $P=0.001$)にあった。また、硝酸性窒素濃度は、標高が高い井戸ほど($r=0.304$ 、 $P=0.034$)、また、半径 100 m 圏内の畜舎面積が大きい井戸ほど($r=0.433$ 、 $P=0.002$)高かった(図 4-5-26)。さらに、硝酸性窒素濃度は飼養畜種($P=0.044$)や耕地への糞尿散布の有無($P=0.008$)により有意に異なり、豚>鶏>牛>“なし”の順に高く、耕地への糞尿散布“あり”の場合が“なし”の場合より高かった(図 4-5-25)。井戸の用途の効果も比較的有意($P=0.121$)であり、畜産>その他であった。

硝酸性窒素濃度の井戸間変動の約 45%($P=0.0000$)が 5 種類の説明変数をもつ重回帰モデルにより説明できた(表 4-5-6)。硝酸性窒素濃度は、標高が高いほど、半径 100 m 圏内の畜舎面積が大きいほど高く、標高 1 m の増加につき 0.19 mg/L、畜舎面積 100 m²の増加につき 0.33 mg/L 増加した。また、周辺耕地がない場合や田の場合に比べて、畑の場合には約 3.41 mg/L 高く、田畑の場合には約 0.65 mg/L 高かった。さらに、家畜(牛、豚もしくは鶏)を飼養している場合には飼養してい

連続尺度変数は、水質成分、標高、井戸深度、飼養家畜単位、畜舎面積など量的データとして測定できるもの。名義尺度変数は、用途、畜種、周辺耕地、耕地への糞尿散布、飲用の有無、市水設置状況など質的データの違いを評価するため、便宜上、-1、0、1などの数値を与え、重回帰分析を行った。

ない場合よりも約 2.97 mg/L 高く、市水がある場合にはない場合よりも約 5.58 mg/L 高かった。

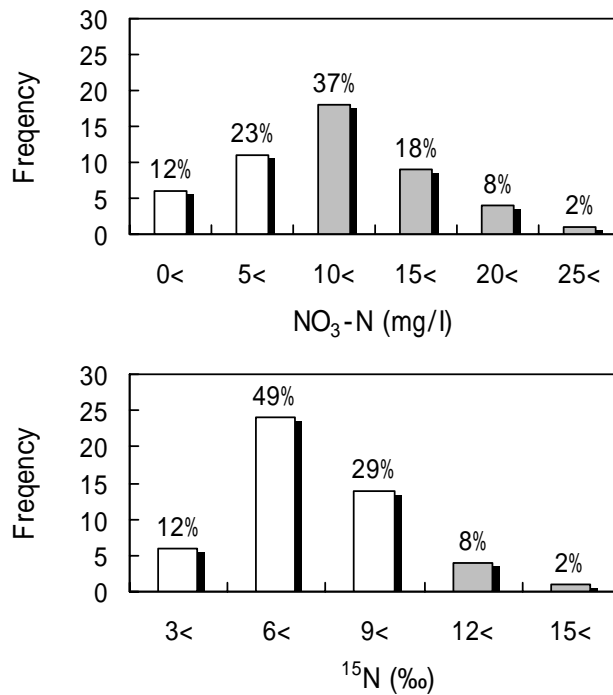


図 4-5-25 地下水の硝酸性窒素濃度と ¹⁵N 値の分布

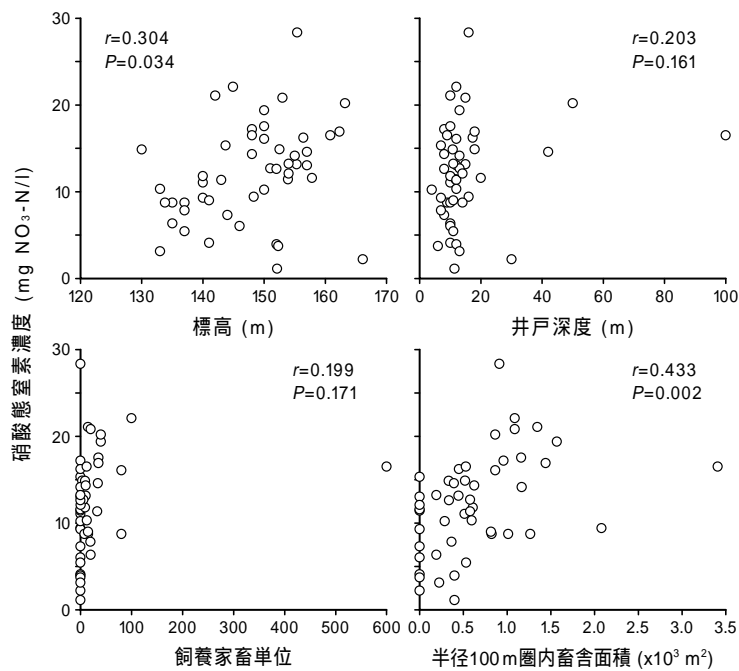


図 4-5-26 地下水の硝酸性窒素濃度と標高、井戸深度、飼養家畜単位および半径 100 m 圏内畜舎面積の関係

表 4-5-5 地下水の硝酸性窒素濃度とその他の水質変数との相関係数 (r)

変数	r	P
Cl	0.527	0.000
SO ₄	0.520	0.000
Na	0.448	0.001
K	0.306	0.032
Ca	0.249	0.084
Mg	0.434	0.002
Ca/Cl	-0.386	0.006
Cl/NO ₃ -N	-0.406	0.004
$\delta^{15}\text{N}$	0.444	0.001
pH	-0.322	0.024
水温	0.121	0.408

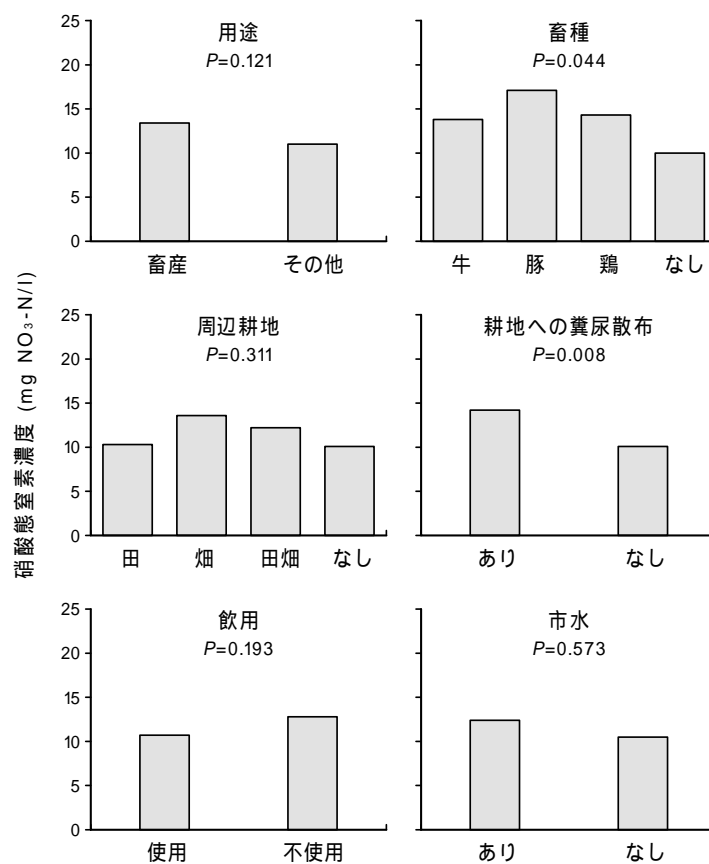


図 4-5-27 地下水の硝酸性窒素濃度に及ぼす井戸の用途、飼養家畜種、周辺耕地の種類、耕地への糞尿散布の有無、飲用の有無ならびに市水の有無の影響

表 4-5-6 地下水の硝酸性窒素濃度に対する重回帰分析の結果 ^{a)}

変数 (単位)	推定値 ^{b)}	P	名義尺度の場合の値
切片	-20.79	-	-
標高 (m)	0.190	0.020	-
周辺耕地	-1.015	0.083	畑, 田畑 = -1; 田, なし = 1
周辺耕地	-1.376	0.119	畑 = -1; 田畑 = 1; 田, なし = 0
半径 100 m 圏内の畜舎面積 (m ²)	0.0033	0.011	-
畜種	-1.484	0.052	牛, 豚, 鶏 = -1; なし = 1
市水	-2.791	0.015	あり = -1; なし = 1

^{a)} $R^2=0.448$, $P=0.0000$, $RMSE=4.52$. ^{b)}切片以外は偏回帰係数.

工) 考察

a) 硝酸性窒素の由来

硝酸性窒素の ¹⁵N 値は化学肥料由来では $-6 \sim +2.6\%$ 、土壌窒素由来では平均 $+8.8\%$ 、生活排水の土壌処理の結果では平均 $+11.1\%$ 、家畜排せつ物由来では平均 $+14.4\%$ とされている ⁷⁾ことから、¹⁵N 値が 12% を超えた井戸 (図 4-5-25 下) の硝酸性窒素は家畜排せつ物に由来する部分が多いものと考えられる。同時に、硝酸性窒素濃度が高い井戸ほど ¹⁵N 値が高かったこと (表 4-5-5) から、汚染が進んだ井戸ほど家畜排せつ物に由来する部分が多いものと考えられる。このような ¹⁵N 値と硝酸性窒素濃度の正の相関関係は、化学肥料の影響が比較的大きいとみられる畑作地帯における関係 ⁷⁾とは対照的である。

さらに、硝酸性窒素濃度が、人畜の影響の指標とみなされる ⁷⁾Ca/Cl 比と有意な負の相関を示したこと (表 4-5-5)、半径 100 m 圏内の畜舎面積が大きいほど高かったこと (図 4-5-27、表 4-5-6)、家畜を飼養している場合には飼養していない場合よりも高かったこと (図 4-5-27、表 4-5-6) は、家畜排せつ物が地下水の汚染源であることを示す間接的証拠としてとらえられる。

硝酸性窒素濃度が、標高が高いほど高く (図 4-5-26、表 4-5-6)、耕地への糞尿散布 “あり” の場合がない場合よりも高く (図 4-5-27)、周辺耕地が畑の場合に高かったこと (表 4-5-6) は、家畜排せつ物がもっぱら畑に散布され、畑が他の土地 (田など) よりも標高の高い場所に分布することを反映するものととらえられる。

b) 硝酸性窒素の動態

硝酸性窒素濃度に対する、井戸から半径 100 m 圏内の畜舎面積の密接な関連性 (図 4-5-27、表 4-5-6) と、井戸の存在する場所における飼養家畜単位の非関連性 (図 4-5-27) は、硝酸性窒素濃度が、井戸の存在する場所よりも、その近傍も含めた空間的範囲における家畜飼養状況を反映することを示し、家畜排せつ物あるいは硝酸性窒素が水平方向にある程度移動することを示唆するものである。移動の可能性としては、地上での人間による運搬、地下水中的での拡散などが考えられ

る。

c) 硝酸性窒素濃度制御の可能性

重回帰モデル(表 4-5-6)から、例えば、調査地区の平均標高(148 m)に位置する畜産農家が糞尿を周辺の畑に散布すると想定し、市水に頼らずに、水質基準である 10mg/L 以下の硝酸性窒素濃度を維持するための、安全を見込んだ目安として、半径 100m 圏内の畜舎面積を 500m²程度に止めることなども対策として導かれる。この畜舎面積が調査地区においてどの程度の家畜頭羽数に相当するのかが明らかになれば、地下水の硝酸性窒素濃度を安全なレベルに維持するための具体的な基準について、経験的にはあるが推定できることになる。また、家畜排泄物の処理形態も考慮した上で、井戸周辺の単位面積あたりの地下に浸透する窒素負荷量が推定できれば、より精度の高い予測が可能になるとと思われる。

d) 結論

本研究から、“都城市において家畜排せつ物由来の窒素が地下水の硝酸性窒素濃度に影響を及ぼしている”という杉本ら(2000)⁶⁾の推察を支持する、いくつかの直接的・間接的証拠が得られた。同時に、散布された硝酸性窒素の動態や地下水の硝酸性窒素濃度を制御するための示唆が得られた。家畜排せつ物は、地下水の汚染だけでなく、河川などの地表水や大気汚染源ともなり得る⁹⁾。したがって今後は、家畜排せつ物に由来する物質の動態を、陸圏・水圏の広範囲にわたって把握し、予測可能にするための研究を、さらに進めることが必要であると考えられる。特に物質動態の予測という観点からは、本研究で得られた知見を取り入れ、硝酸性窒素の動態のより機構的なモデルを開発することが必要である。

2) 窒素負荷量の実態調査

浅層地下水の硝酸性窒素汚染の要因を地区別に推定するため、生活系負荷、産業系負荷、不適切な家畜排せつ物に起因する負荷等、負荷源別の影響を把握するための基礎資料を収集・整理した。

集計は図 4-5-28 に示す主要河川の流域別を実施した。ただし、土地利用現況については、土地利用図(図 4-5-8 参照)を基に整理した。



図 4-5-28 データ集計を実施した領域の区分

ア) 生活系負荷

人間のし尿、生活排水による窒素負荷は、その処理形態により水域に与える影響度が異なる。下水処理施設や農業集落排水施設、合併浄化槽が整備されている地域では、地下に浸透する負荷はほぼ0と見なすことができる。一方で、単独浄化槽や、くみとりによる処理が行われている流域では、生活排水はそのまま河川等に流出するため、負荷の一部は地下に浸透するものと見なすこととする。ここでは、平成12年の国勢調査結果を整理し、町丁目毎の人口を整理すると共に、主要河川流域毎の非水洗化率（単独浄化槽やくみとりで処理されている人口の割合）を第二次宮崎県生活排水対策総合基本計画（H14.3）を基にして求めた。

表 4-5-7 各流域の家庭排水の処理形態別人口と非水洗化率（データ集計年：H12年）

No.	流域名	生活排水(人)					計	非水洗化率
		下水	農集	合併	単独	くみとり		
1	高崎	0	0	23	135	473	631	96%
2	丸谷	0	0	110	266	793	1169	91%
3	丸谷	0	0	329	796	2379	3504	91%
4	庄内	0	0	720	3135	6815	10670	93%
5	大淀	1462	368	1661	8981	6669	19141	82%
6	花之木	-	-	-	-	-	-	81%
7	横市	35	0	925	3505	4565	9030	89%
8	沖水	252	0	142	1780	350	2524	84%
9	大淀	1188	299	1350	7297	5419	15553	82%
10	年見	25614	0	1908	18012	7522	53056	48%
11	梅北	0	0	407	2396	3559	6362	94%
12	萩原	0	1206	356	1657	3104	6323	75%
13	大淀	396	0	450	2432	1806	5084	83%
14	安楽	0	0	28	284	653	965	97%
	計	28947	1873	8409	50676	44107	134012	85%

イ) 産業系負荷

産業系の窒素負荷の算出については、第二次宮崎県生活排水対策総合基本計画を基に特定事業場からの排水及び業種別排水負荷量を整理した。ただし、規制対象となる特定工場からの排水は処理されて河川に排出されていること、それ以外の産業系負荷も考慮した産業系負荷の合計値の割合は生活系、畜産系、農業系の負荷に比べて小さいこと（全負荷量に対する割合は約 1.4%、表 4-5-8 参照）から、地下浸透の汚染源の対象外とした。

表 4-5-8 流域別の負荷内訳（H12 年度データの集計値）

No.	流域名	負荷量(全窒素, kg/日)			
		生活系	産業系	畜産系	面源系
1	高崎	2.3	0.1	4.1	25.3
2	丸谷	4.6	2.7	21.6	298.9
3	丸谷	13.8	7.4	64.9	508.7
4	庄内	45.6	12.0	146.3	1082.2
5	大淀	117.8	7.8	38.2	336.0
6	花之木	0.0	0.1	1.6	17.5
7	横市	45.6	9.0	21.8	305.5
8	沖水	17.1	1.3	5.1	44.1
9	大淀	95.7	6.4	31.1	293.4
10	年見	414.7	19.8	28.4	40.2
11	梅北	30.6	3.0	41.5	668.5
12	萩原	29.7	6.3	44.7	230.9
13	大淀	31.9	2.1	13.5	97.8
14	安楽	28.6	0.5	48.3	76.3
	計	877.94	78.46	511.05	4025.06
	比率	16.0%	1.4%	9.3%	73.3%

ウ) 畜産系負荷（不適切処理分）

第二次宮崎県生活排水対策総合基本計画を基に、流域別に家畜飼育頭数を把握した。同資料では、平成 12 年度時点における不適切処理（野積み、素掘り等）の頭数を把握しており、本検討でも不適切処理分についてはその一部が地下浸透するものと考えた。

表 4-5-9 不適処理に伴う畜産系負荷量

流域名	牛		豚		馬		流域別 負荷量 (kg/年)
	不適切処理 (頭)	負荷量 (kg/年)	不適切処理 (頭)	負荷量 (kg/年)	不適切処理 (頭)	負荷量 (kg/年)	
高崎川	65	172.25	352	192.90	3	4.65	369.80
丸谷川	347	919.55	1,881	1,030.79	17	26.35	1,976.69
丸谷川	1,041	2,758.65	5,644	3,092.91	52	80.60	5,932.16
庄内川	2,332	6,179.80	12,631	6,921.79	116	179.80	13,281.39
大淀川	612	1,621.80	3,317	1,817.72	31	48.05	3,487.57
花之木川	37	98.05	105	57.54	0	0.00	155.59
横市川	350	927.50	1,893	1,037.36	17	26.35	1,991.21
沖水川	81	214.65	440	241.12	4	6.20	461.97
大淀川	498	1,319.70	2,695	1,476.86	26	40.30	2,836.86
年見川	455	1,205.75	2,465	1,350.82	23	35.65	2,592.22
梅北川	666	1,764.90	3,609	1,977.73	33	51.15	3,793.78
萩原川	699	1,852.35	3,786	2,074.73	35	54.25	3,981.33
大淀川	275	728.75	898	492.10	8	12.40	1,233.25
安楽川	814	2,157.10	4,402	2,412.30	40	62.00	4,631.40
合計	8,272	21,920.80	44,118	24,176.66	405	627.75	46,725.21

備考) 牛、豚は不適切処理のみ計上。馬については、全て計上。

エ) 農業系負荷

農業系負荷としては、畜糞の施肥(スラリー及び堆肥)、化学肥料の施肥がある。これらは、通常肥料として併用されるが、使用する過程において、作物への吸収、大気中への揮散、水域への流亡等により約3割の窒素分が地下水へ浸透流出することが推測される。

以下に、検討方法を記す。

スラリー及び堆肥の施肥量は、流域における畜糞発生量と窒素原単位、肥育種毎の利用率を勘案して推定した。また、化学肥料は、耕作種毎の都城地区施肥設計指導基準(以下、施肥基準)と耕作地面積を基に推定した。

なお、本市を含む都城盆地では流域全体で畜産経営が盛んであり、同流域でほぼ同様の農業形態が営まれていると推測される。また、都城盆地が閉鎖的な地下水盆を形成しており、本市以外の地域の状況も地下水汚染に密接に関係していると推察されるため、都城盆地流域の本市周辺8町のデータも入手し、施肥に関する情報を収集し、比較を行って農業系負荷量を推定した。

- a) 流域の作種毎の作付面積と標準施肥量(堆肥及び化学肥料)による施肥量推定ヒアリング及び資料収集を行い、次の情報を基に施肥量を推定した。

対象地域の耕作種毎の施肥量(堆肥及び化学肥料)に関する情報

耕作種毎の作付け面積に関する情報

- 1)流域毎の畑地面積を土地利用分布図（図 4-5-8 参照）から求める。
- 2)各自治体の耕作種毎の作付け面積データを上記 1)の情報を基に各流域に配分する。
- 3)耕作種毎の施肥基準データから、単位面積当たりの窒素負荷を算定する。

この方法により求めた畑地（全耕作種平均）への窒素施肥量は 30.8kg/10a/年となった。

b) 家畜排せつ物発生量と化学肥料標準施肥量による施肥量の推定

流域の家畜飼育頭数、畜糞の堆肥利用率、化学肥料の施肥量のデータを各自治体毎に集計し、畑地への施肥量を推定した結果を以下に示す。なお、盆地内で生産される畜糞は田にも施肥されることから、試算は水田の作付け面積も含めて実施した。表 4-5-10 に推定結果を示す。

表 4-5-10 盆地内の畜産農業由来による窒素負荷量

自治体	家畜頭羽数		1頭当りの窒素負荷 (g/日)		家畜糞尿由来の窒素排出量 (t・N/年)		作付け延べ面積 (ha)	堆肥施肥量 (kg・N/ha・年)	化学肥料施肥量 (kg・N/ha・年)
	豚	牛	豚	牛	豚	牛			
都城市	177,900	39,510	40.00	290.00	2,597	4,182	9,570	504.9	129.6
末吉町	37,700	16,840	40.00	290.00	550	1,783	3,051	629.3	121.4
財部町	33,100	5,320	40.00	290.00	483	563	1,957	349.5	130.4
山田町	28,800	3,733	40.00	290.00	420	395	1,250	400.2	125.3
高原町	13,400	14,000	40.00	290.00	196	1,482	2,728	561.1	129.2
高崎町	37,700	15,890	40.00	290.00	550	1,682	2,963	614.1	123.2
高城町	68,700	10,096	40.00	290.00	1,003	1,069	1,752	753.1	119.2
山之口町	14,500	4,180	40.00	290.00	212	442	812	610.1	123.5
三股町	3,510	7,293	40.00	290.00	51	772	1,541	509.3	125.7
合計	415,310	116,862	-	-	6,064	12,370	25,624	-	-
							平均	548.0	125.3
							施肥量計		673.2

家畜頭羽数は、農林水産省「畜産基本・予察調査(平成13年2月1日現在)」、
作付け延べ面積は、農林水産省「平成12年作物統計調査」、
厩肥化率は、豚25、牛100%として算出

畑地における窒素浸透量については、上記の方法で求めた施肥量及び作物の窒素吸収量、畑地における負荷収支を考慮して畑地からの流出負荷量（原単位）を設定する必要がある。

しかし、負荷流出の形態は地形条件や降雨量及び耕作状況等様々な要因により変化するため、細かな収支を積み上げて畑地からの流出負荷量を推定するのは難しい。

一方、我が国で公表されている施肥量と流出量の調査結果を基に、窒素施肥量と浸透流出量あるいは河川流出量の関係を直接推定する式として、以下のものが提案されている。

$$L_{nN} = 0.311 F_N + 13.4$$

L_{nN} ：窒素浸透流出量、 F_N ：窒素施肥量¹⁰⁾

本検討では、この式を用いて畑地からの負荷流出量を推定することとした。

F_N に上記で求めた窒素負荷量（67.3kg/10a/年）を代入すると窒素浸透流出量は22.3kg/10a/年（61g/10a/日）となる。

この数値は、「流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説 平成11年版」のp60に示されている畑地における窒素負荷の調査事例の最大値（23.8kg/10a/年）に近い数値である。本検討では、窒素負荷原単位としてこの数値を用いることとした。

3) 汚染地域の窒素負荷による上水道への影響評価

本市の現状において、水道水源として利用している深層地下水については、水質の良好な状態が保たれている。

しかし、市街地南部地区（中郷地区）の水道水源では深層地下水でも若干の硝酸性窒素が検出される井戸もあり、今後、汚染が深層地下水にまで進行し拡散する可能性も否定できない。不圧地下水と河川の流向がほぼ同様であるため（図4-5-29）、水道水源深井戸で硝酸性窒素が検出されている中郷地区と、水道水源集中地域（中央地区大淀川右岸側）を含む地下水流動解析を実施し、以下の検討を行った。

今後深層地下水が硝酸汚染を受ける可能性について
汚染を受ける可能性がある場合、どのような対策が考えられるか
対策を想定した予測解析による最適諸元の立案と対策実施時の効果の把握

モデルの概念を図4-5-30に示す。

なお、本検討は、宮崎大学工学部土木環境工学科杉尾研究室において実施した。

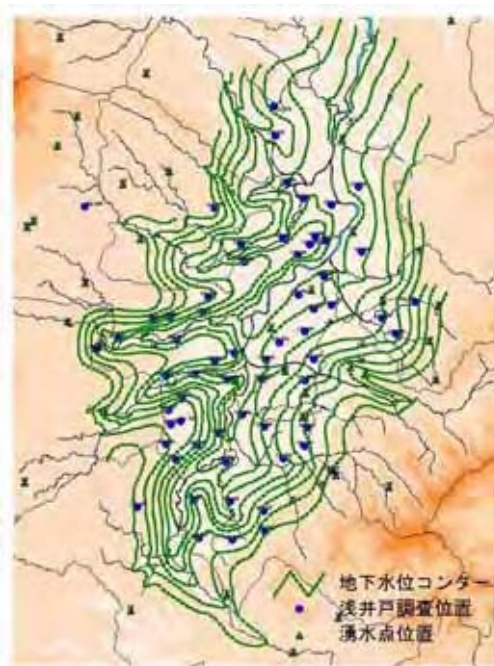


図4-5-29 都城盆地地域の不圧地下水コンター（調査：平成12年8月）

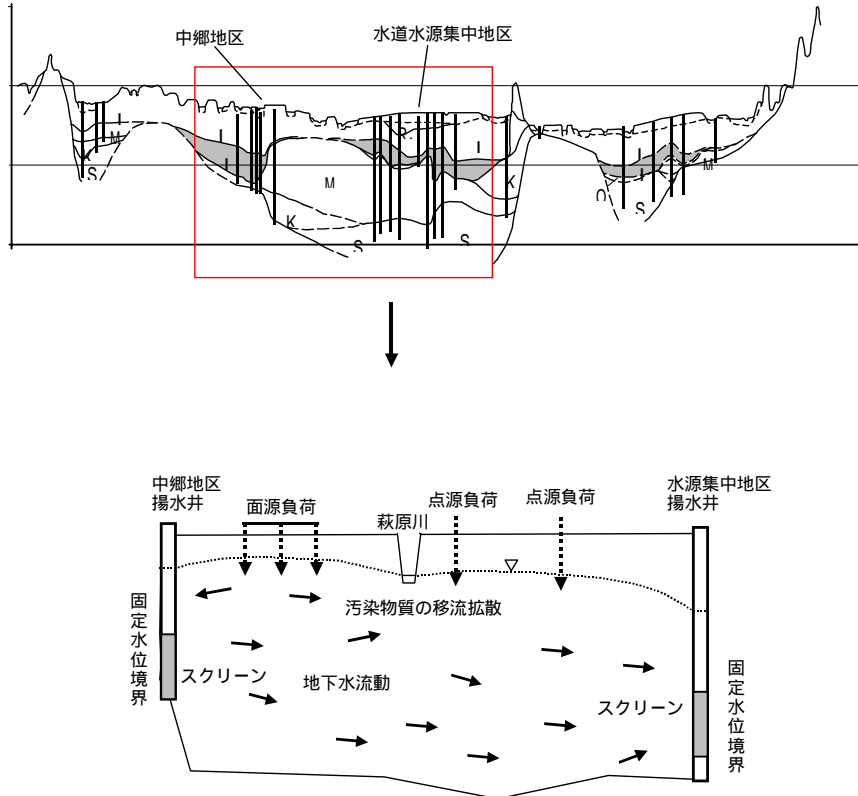


図 4-5-30 地下水流動解析のイメージ

ア) 地下水流動の再現

地下水流動の再現計算は、以下のように行った。

解析の目的は、中郷地区で進行している地下水汚染が、一万城地区に及び可能性があるかを検討することである。解析は断面二次元で行うので、中郷地区よりも南側及び一万城地区よりも北側の部分から井戸を迂回する流れはないものとし、地下水流動の解析対象断面は、図 4-5-30 のように設定する。

浸透層の透水性は均質であるとみなし、飽和透水係数はこれまでの解析で用いられていた $k=2.65 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ を採用する。また、地表面からの涵養および硝酸性窒素の負荷を取り入れた解析を行うために、地下水面よりも上部の不飽和帯（圧力水頭が負の領域）の透水係数を飽和透水係数の $1/5$ に設定して飽和・不飽和地下水流動を解析する。

地表面からの涵養量は、図 4-5-29 に示した都城盆地地域の不圧地下水コンター（調査：平成 12 年 8 月）のうち、解析断面として想定した部分の不圧地下水コンターを再現するように涵養量を設定する。

水頭の境界条件を表 4-5-11 に示す。中郷井戸群の水頭は、運転水位の平均値を適用した。萩原川の河川水位は、図 4-5-29 に示した平成 12 年 8 月の水位一斉調査のうち、上豊橋地点の水位と上高橋地点（共に萩原川の河川水位調査地点であり、解析断面に最も近い調査位置）の水位の平均を採用した。また、一万城井戸群の水頭については、観測井の平均水位を採用し

た場合と、萩原川の河川水位より低い状態を想定した場合の2ケースを設定することとした。

中郷井戸群のストレナー位置は、地表面から70～130mの深さの位置とし、一万城井戸群のストレナー位置は、地表面から80～170mの深さの位置と設定した。

解析断面は、鉛直方向には170mの一定と設定し、水平方向には中郷井戸群から一万城井戸群の中間地点までの距離を測定して4500mと設定した。また、空間離散距離は、鉛直方向は10mと設定し、水平方向は50mと設定した。

井戸群による取水は、井戸群内の水源井戸がそれぞれで稼動している。また、涵養は降雨による涵養と側方流動に伴う涵養を想定している。これらの涵養量は時系列変数であるから、地下水流動は非定常現象である。しかし、現象そのものが極めて緩慢であることから、これを定常現象とみなして解析する。

図4-5-31に解析結果の地下水面形状を示す。設定値は、図4-5-29に示した都城盆地地域の不圧地下水コンターから読み取ったものである。解析1は、一万城井戸群の水頭に観測井の平均水位を採用した場合の結果で、解析2が、萩原川の河川水位より低い状態を想定して設定した場合の結果を示している。これから、地表面からの涵養量が適正に入力されていることが分かる。

表 4-5-11 水頭の境界条件

	中郷井戸群の水頭	萩原川の河川水位	一万城井戸群の水頭
解析1	155.24m	153.0m	155.0m
解析2	155.24m	153.0m	150.0m

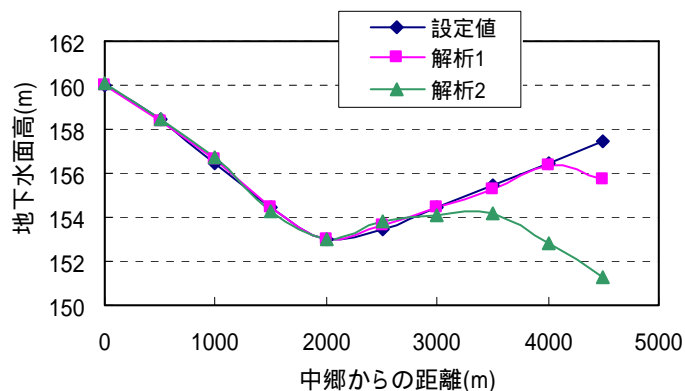


図 4-5-31 地下水面の解析結果

イ) 物質輸送の再現

地下水中の硝酸性窒素についての輸送は、以下のように再現計算を行った。

硝酸性窒素の負荷量は、これまでの解析で採用していた値を適用することとし、萩原川以南の畑地では 40mg/L、萩原川以北の水田と宅地では 0.3mg/L と設定した。

硝酸性窒素の輸送については、輸送中の生物活性による質変化は極めて少ないことが分かっているので、生物活性による質変化は無視する。

硝酸性窒素の輸送は、移流による輸送が支配的であるので、解析手法として風上法を適用する。

図 4-5-32 に解析 1 における解析結果の濃度分布を示す。解析は、濃度分布がほぼ定常状態に達する時間帯まで行っている。この結果によれば、一万城井戸群では水質汚染の発生は回避できる。解析 1 は、中郷井戸群の水頭が 155.24m、一万城井戸群の水頭が 155.0m、萩原川の水位が 153m であることから、汚染物質が萩原川に流出することは当然のように解釈できる。そこで、解析 2 として、一万城井戸群の水頭を萩原川の河川水位より低い 150.0m に設定した場合を計算した。

図 4-5-33 に解析 2 における解析結果の濃度分布を示す。この解析結果においても、汚染物質が萩原川に流出して、一万城井戸群における水質汚染の発生を回避できることが分かる。これは、萩原川以南の領域で流動する全ての地下水が萩原川に流出していることによるものである。すなわち、図 4-5-30 の地下水流動イメージに示したように、萩原川以南の領域から一万城井戸群に地下水が流動するのであれば、一万城井戸群における水質汚染の発生を回避できないことになる。しかし、地下水流動は、萩原川の北側で地下水面が萩原川の水位よりも高くなっている領域が遮水壁の役割を果たして、萩原川以南の地下水を萩原川に流出させている。この実質上の遮水壁の存在は、図 4-5-31 に示した地下水面形状からも理解できる。この流動特性によって、一万城井戸群における地下水汚染は、発生を回避できていることになる。言い換えれば、萩原川の北側での地下水面が萩原川の水位よりも高くなっている領域の存在が重要であり、この存在が一万城井戸群における水質汚染発生の回避のための水理学的条件である。将来、萩原川の北側の領域での地下水への涵養が不足して萩原川の水位よりも高い領域が存在しなくなれば、一万城井戸群において地下水汚染が発生することになる。

図 4-5-32 及び図 4-5-33 の解析結果においては、中郷井戸群への地下水汚染の状況が、それほど深刻でないように示されている。しかし、中郷井戸群における地下水汚染の発生については、中郷井戸群の南側の領域における地下水の流動を考慮する必要がある。すなわち、中郷井戸群の南側の領域における地下水は、図 4-5-32、図 4-5-33 などと同様に、萩原川方面に向かっていているが、その流動の途中で取水する中郷井戸群においては、中郷井戸群の南側の領域における地下水を集水している状況にある。ここに、中郷井戸群における地下水汚染は、主に井戸群の周囲の畑地における施肥に起因するが、地下水の集水とともに、汚染物質も収集している状況を