

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Nr. B5 1990

Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

604.43.08 : 640.14 : 640.14

ex-2

Om NPo-forskningsprogrammet

NPo-forskningsprogrammet skal tilvejebringe viden om, hvordan kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o) omsættes i jord og påvirker søer, vandløb, fjorde, hav og grundvand.

Denne rapport er een af de ca. 50, der udsendes som et resultat af NPo-forskningsprogrammet. Med Miljøstyrelsen som ansvarlig for programmets gennemførelse er der sat ca. 70 NPo-projekter i gang ved 25-30 institutioner.

Op gennen 1970'erne og i 80'ernes begyndelse kom der en stigende erkendelse af, at udledninger af næringsstoffer kunne blive en trussel mod livet i vandløb m.v. – og af at der kunne ske en nitratforurening af grundvandet. Den eksisterende viden blev i 1984 samlet af Miljøstyrelsen i den såkaldte NPo-rapport.

Rapporten førte til, at Folketinget i 1985 vedtog de første indgreb for at begrænse forureningen med næringsstoffer – ved at stille krav om, hvordan landbruget skal opbevare og sprede husdyrgødningen.

For at skaffe en større viden om næringsstofferne indvirkning på naturen afsatte Folketinget samtidig 50 mill. kr. til dette forskningsprogram – som løber fra 1985 og frem til udgangen af 1990.

NPo-forskningsprogrammet blev yderligere aktuelt med Folketingets vedtagelse af Vandmiljøplanen i 1987. Her vil NPo-programmets resultater indgå som et vigtigt baggrundsmateriale for vurderingen af Vandmiljøplanens virkninger.

Til at sikre den faglige og økonomiske afvejning af forskningen blev der nedsat en styringsgruppe, som således har haft det øverste ansvar for NPo-programmets gennemførelse. Desuden blev der nedsat tre koordinationsgrupper, som hver har haft det faglige ansvar for deres område: jord og luft, grundvand og overfladevand.

Rapporterne udsendes i serien »NPo-forskning fra Miljøstyrelsen« – som er opdelt i A, B og C publikationer:

- A er rapporter om jord og luft
- B er rapporter om grundvand
- C er rapporter om vandløb, søer og marine områder

Miljøstyrelsen har været sekretariat for arbejdet og har sammen med koordinationsgrupperne stået for redaktionen af denne rapportserie.

41254

Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland

Henning Kristiansen, Walter Brusch
og Peter Gravesen
Danmarks Geologiske Undersøgelse

Steen Genders
Isotopcentralen

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Indholdsfortegnelse

	<u>Sammendrag</u>	5
<u>1.</u>	<u>Indledning</u>	7
<u>2.</u>	<u>Materialer og metoder</u>	11
2.1	Geologiske metoder	11
	2.1.1 Borearkiv og EDB-behandling	11
	2.1.2 Geologisk beskrivelse og model	12
2.2	Grundvandspotentiale og opland	13
2.3	Tritium analyser	15
2.4	Prøvetagning og kemiske analyser	17
	2.4.1 Grundvandsprøver fra rammeboringer	17
	2.4.2 Tracéboringer, udførelse og udstyr	18
	2.4.3 Grundvandsprøver fra tracéboringer	19
	2.4.4 Sedimentanalyser	20
	2.4.5 Supplerende boringer og prøver	21
<u>3.</u>	<u>Resultater</u>	23
3.1	Geologisk model	23
3.2	Hydrogeologi	26
	3.2.1 Potentialeforhold og oplandsstørrelse	26
	3.2.2 Potentialevariationer og reservoirforhold	28
3.3	Grundvandets alder	31
3.4	Grundvandskemi	33
3.5	Transport og omsætning af kvælstof	36

3.5.1	Den umættede zone og de øverste grundvandslag	36
3.5.2	Grundvandsmagasinet dybere lag	37
3.6	Reduktionskapacitet i grundvandsmagasinet	51
3.7	Transport og omsætning af fosfor	53
<u>4.</u>	<u>Diskussion og konklusion</u>	57
4.1	Geologiske forhold	57
4.2	Hydrogeologiske forhold	58
4.3	Grundvandets alder	59
4.4	Grundvandskemi og sedimentkemi	61
4.5	Transport og omsætning af nitrat	63
	<u>Referenceliste</u>	68
	<u>Registreringsblad</u>	

Sammendrag

Geologiske forhold	De kvartære jordlag i Rabis baks opland består af smeltevandssand til stor dybde (op til 110 m). De dybeste jordlag i grundvandsmagasinet indeholder tertiært materiale med lidt brunkulsfragmenter og pyrit (FeS_2).
Grundvand, potentiale og strømretning	Grundvandsspejlet er i en stor del af området omkring 15 m under terræn. Grundvandsstrømmen er fra øst til vest omtrent parallelt med vandløbet. I den øverste del af magasinet er strømhastigheden 30-60 m årligt i horisontal retning.
Grundvandets alder	Tritiumanalyser viser, at grundvand yngre end 1963 er trængt ned til en dybde på ca. 25 m under grundvandsspejlet østligst og opstrøms i borerækken og til ca. 14 m under grundvandsspejlet vestligst og nedstrøms.
Grundvandstypen	Grundvand, som stammer fra landbrugsarealer, har høje nitratkoncentrationer (30-150 mg NO_3^- pr. l), medens grundvand fra plantage- og hedearealer har lave nitratkoncentrationer (1-5 mg NO_3^- pr. l).
Nitratreduktion	I de dybe dele af grundvandsmagasinet med brunkul og pyrit omdannes grundvandets nitrathold til frit kvælstof (N_2), hvorved koncentrationerne af sulfat og opløst jern stiger.
Fosfortransport	Fosfor, som udvaskes fra rodzonen, tilbageholdes i de øverste jordlag i den umættede zone eller i den øverste iltede del af grundvandsmagasinet ved absorption til aluminiumhydroxider og iltede jernhydroxider.
Udbredelse af nitratholdigt vand	Dybden for udbredelsen af nitratholdigt vand er bestemt af grundvandets strømningsmønster og dybden af jordlag med reducerende stoffer (brunkul og pyrit). De reducerende stoffer synes opbrugt til største

dybde opstrøms nærmest grundvandsskellet, sandsynligvis dels som følge af nedsivning af vand med høje nitratkoncentrationer i de sidste årtier, og dels som følge af en kombination af grundvandets strømningsmønstre og nedsivning af iltholdigt vand siden sidste istid.

Ilt, nitrat og reducerende materialer

Selvom nedsivende vand fra landbrugsarealer med nitratkoncentrationer på omkring 100 mg NO_3^- har en iltningsskapacitet, der er ca. 5 gange højere end iltmættet vand, som stammer fra naturarealer (Postma and Boesen, 1990), vil forbruget af nitratreducerende materialer i grundvandsmagasinet i Rabis bæk's opland som følge af nedsivning fra dyrkede arealer kun svare til omkring 250 års nedsivning fra hede- og plantagearealer.

Redoxgrænse

Redoxgrænsens nuværende forløb må derfor overvejende være bestemt af grundvandets strømningsmønstre og nedsivning af iltholdigt vand i de sidste 10-15000 år, og yderligere fremtrængen af redoxfronten vil være en relativt langsom proces, selv med den aktuelle nedsivning af vand med meget høje nitratkoncentrationer.

Beregnet ud fra nitratkoncentrationerne i Rabis bæk (Hansen, 1990) når kun ca. 12-13% af den udvaskede nitrat fra rodzonen vandløbet. Resten reduceres i de dybe dele af grundvandsmagasinet eller ved passage af engarealer langs vandløbet. Endvidere føres en del med grundvandsstrømmen mod vest mod Skive - Karup å. Dertil kommer, at stigningen i nitratnedsivningen fra landbrugsarealerne i de seneste år har medført en forøgelse af mængden af nitrat i de øverste dele af grundvandsmagasinet, således at balancen mellem den aktuelle nitratnedsivning og afstrømningen i vandløbet endnu ikke er nået.

1. Indledning

Rabis bæk er et tilløb østfra til Skive-Karup å, i Viborg amtskommune.

Rabis bæks opland ligger i et hedesletteområde, hvor de øverste jordlag består af smeltevands-sand og undergrunden af tertiære aflejringer (miocæn).

Grundvands-
magasin og
opland

Grundvandsmagasinet har frit vandspejl, således at alt det nedsivende vand fra arealerne i oplandet vil passere gennem større eller mindre dele af det primære grundvandsmagasin, inden det strømmer af i vandløbet.

Arealanvendelse

De undersøgelser, som denne rapport handler om, er udført i det øverste delopland, som afsluttes nedstrøms ca. 1 km øst for Høgild Mølle.

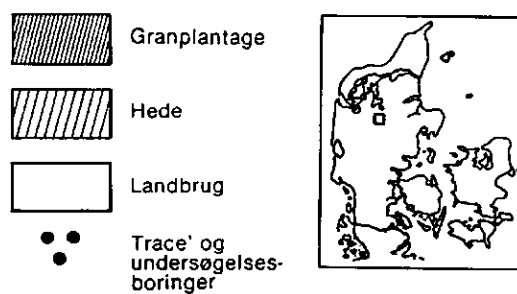
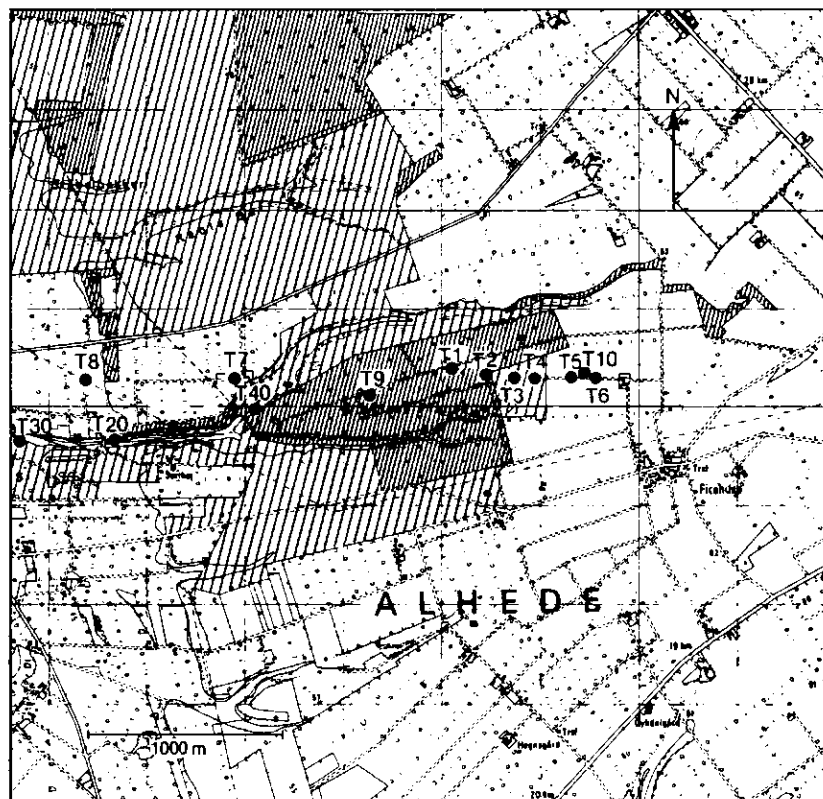
Grundvandsoplandet i undersøgelsesområdet er ca. 11 km², hvoraf ca. to tredjedele er landbrugs-arealer, medens den sidste tredjedel er dækket af skov, plantage eller hede (se figur 1).

Projektets
formål

Formålet med dette projekt har været en kombineret undersøgelse af de geologiske forhold (jordlagernes karakter), de hydrogeologiske forhold (grundvandets potentiale og strømningsmønster) og de geokemiske forhold (grundvandskemi og sedimentkemi) med henblik på en vurdering af transport og omsætning af kvælstofforbindelser (N) og fosfor (P) i den umættede zone og i grundvandszonen. Endvidere at vurdere påvirkningen af grundvandskvaliteten og overfladevandskvaliteten i området i relation til arealanvendelse, geologi, hydrogeologi og geokemiske forhold.

Tilknyttede
projekter

Udover de resultater, som er behandlet i denne rapport, har undersøgelsesresultaterne dannet



Topografisk grundmateriale er Geodætisk Instituts
4 cm kort 1215 III NV, RESEN
Reproduceret med tilladelse (A 881/71)

Figur 1. Oversigtskort, boringer og arealanvendelse

grundlag for en modellering af de kemiske processer i grundvandszonen udført af Instituttet for Teknisk Geologi, Danmarks Tekniske Højskole (Postma and Boesen, 1990) og en modellering af stof og vandtransport i området udført af Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning, Danmarks Tekniske Højskole (ISVA) og Dansk Hydraulisk Institut (DHI).

2. Materialer og metoder

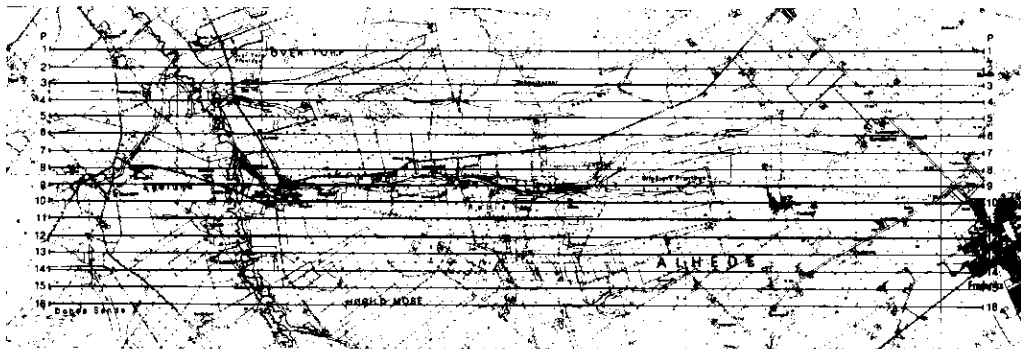
2.1 Geologiske metoder

2.1.1 Borearkiv og EDB-behandling

Datagrundlaget for opstilling af en geologisk model for området stammer fra boringer opført i Danmarks Geologiske Undersøgelser borearkiv (Gravesen, 1986). Indenfor projektet er desuden udført tretten boringer, hvor boreprøverne fra de ni boringer er blevet bedømt geologisk i laboratoriet. De fem af boringerne er blevet udført som ellogboringer (Sørensen, 1990).

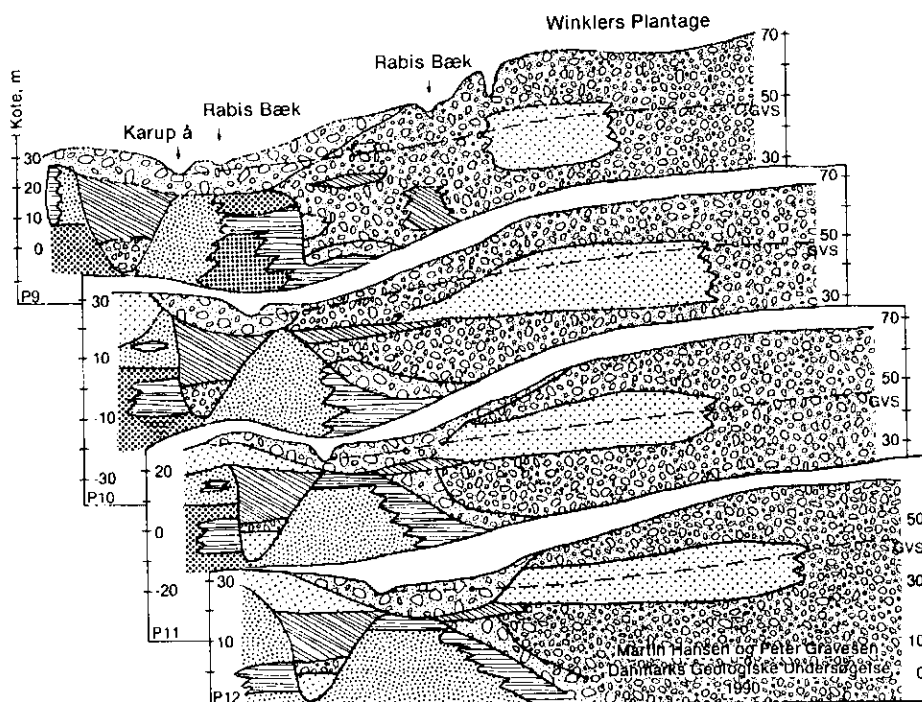
Data fra gamle
og nye boringer

Alle boringerne i området er indtastet i DGU's boringsdatabase ZEUS (Gravesen & Fredericia, 1984). Ud fra ZEUS databasen er der fremstillet et cirkeldiagramkort over Rabis Bæk området i målestokforhold 1:10.000. Der er desuden udtegnet seksten vest-østgående profiler med en indbyrdes afstand på 200 meter. (Længdemålestok 1:10.000, højdemålestok 1:400) (figur 2).



Figur 2. Geologiske profiler, vest-østgående

Derudover er der udtegnet et profil subparallelt med tracéboringerne. Alle kort, profiler og prøvebeskrivelser foreligger som bilag i Hansen & Gravesen (1990).



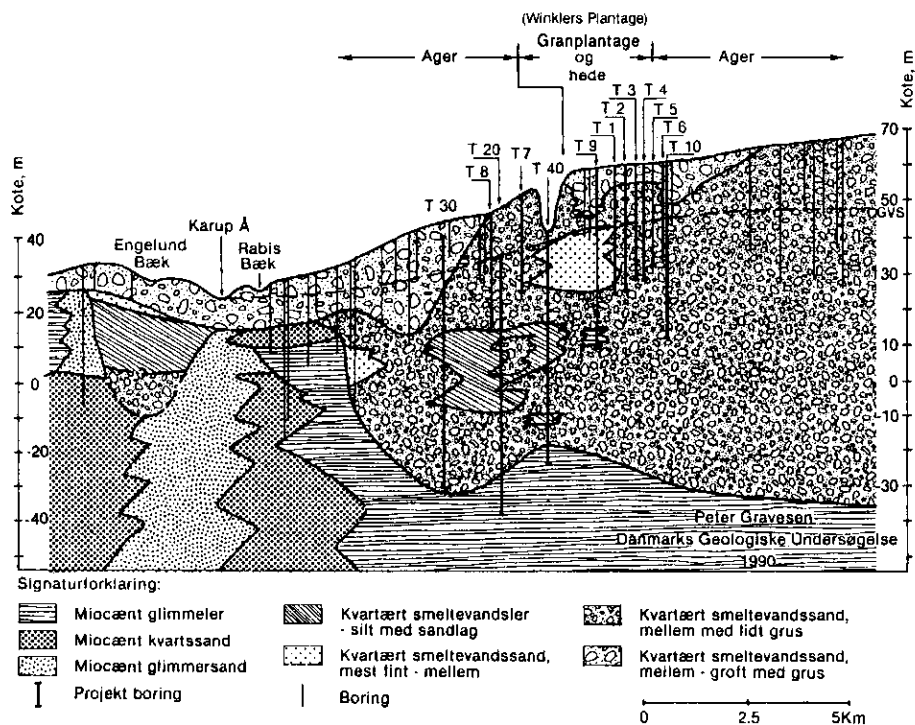
Figur 2a. Kulisseprofil med profilerne P9-P12 (se figur 2).
 Signaturforklaring, se figur 2b.

2.1.2 Geologisk beskrivelse og model

Udarbejdelse af
 geologiske pro-
 filer

Opbygningen af Rabis Bæk oplandet er illustreret ved en række profiler opstillet som kulisser (figur 2a), der skal give et rumligt billede af den geologiske model for området. De viser dels de strukturelle forhold og dels de enkelte enheds udbredelse vertikalt og horisontalt. De geologiske forhold er fortolket ud fra profilerne. Profilerne er ført ned til kote -0 m, dog til -50 m i tracéprofilet.

Geofysiske undersøgelser udført i området er blevet anvendt ved tolkningen (Ploug, 1990, Christensen, 1989). Den geologiske model har dannet grundlag for det matematiske modelarbejde på ISVA (Engesgaard, 1988).



Figur 2b. Tracéprofilet ved profil P8 (se figur 2)

2.2 Grundvandspotentiale og opland

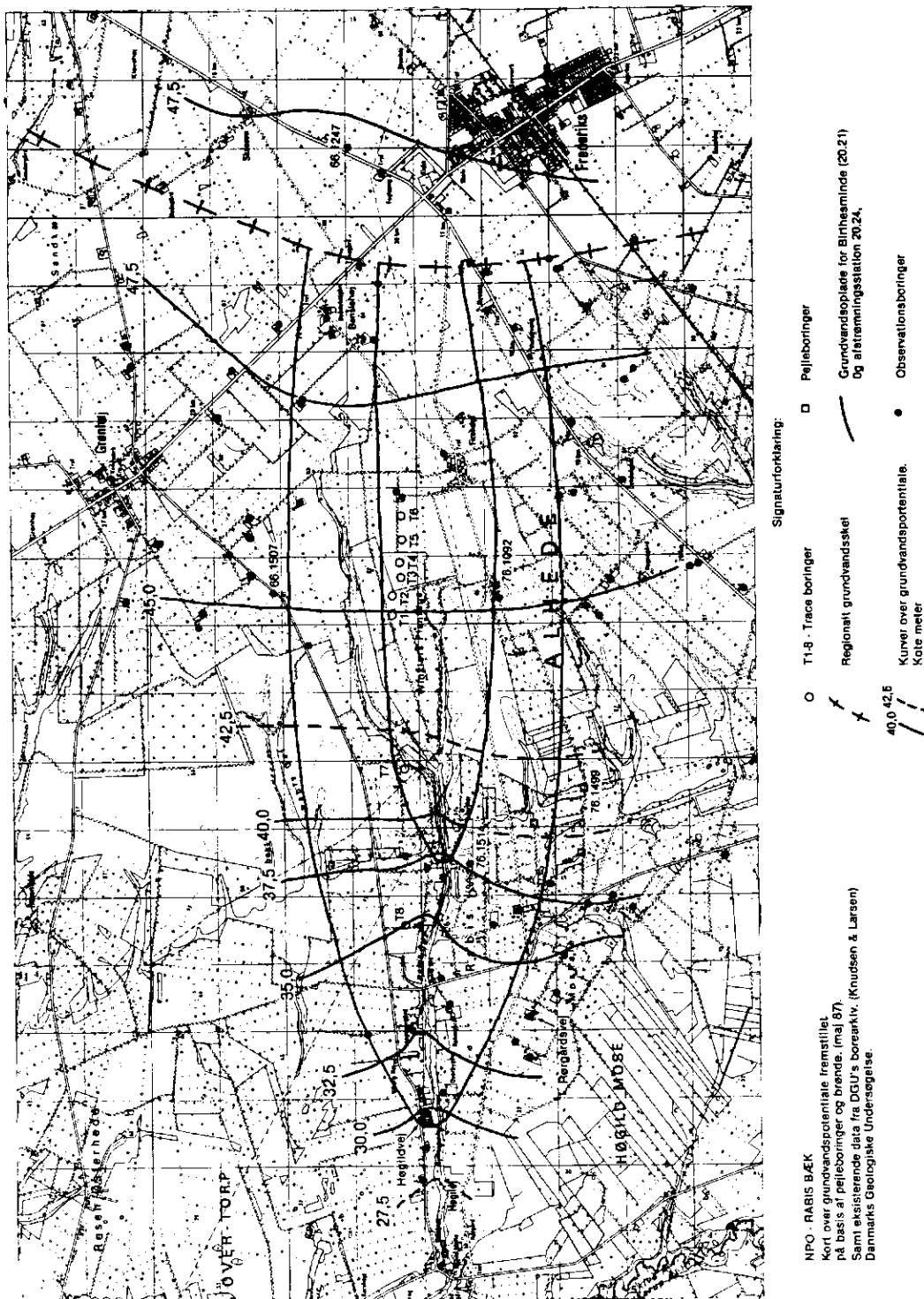
Grundvandspotentialerne blev i 1986 målt i samtlige og eksisterende boringer og brønde i Rabis Bæk-området. Potentialemålingerne blev anvendt ved tegning af potentialekort og ved fastlæggelsen af bækens opland.

Pejlinger i 31 observations-boringer

Gennem undersøgelsesperioden (6/7 1987-4/4 1990) blev der hver måned pejlet i 31 udvalgte boringer. Pejleresultaterne blev bl.a. anvendt i forbindelse med modelleringsarbejde og ved udarbejdelse af tidsserier.

Tracéboringer

Tracéboringerne T1-T8, se figur 3 og afsnit 2.4.2, blev pejlet 3 gange i samtlige pejlerør før og efter at pejlerørene, der var forsynet med kontraventil, blev tømt for vand. Disse pejlinger blev udført med et specialfremstillet pejlekabel, mens pejlingerne i de eksisterende



boringer blev udført med elpejl. Pejlingerne fra tracéboringerne blev foretaget for at undersøge grundvandsbevægelsen ved den enkelte tracéboring, og for at kontrollere instrumenteringen ved boringerne.

Tracéboringerne og de eksisterende boringer blev nivelleret.

2.3 Tritium analyser

Tritiums
egenskaber

Tritium er en radioaktiv isotop af brint med en halveringstid på 12.43 år. Tritium kan ved naturlige processer eller kunstigt indbygges i vandmolekylet i stedet for brint (tritiummærkning). Et sådant vandmolekyle vil i kemiske reaktioner opføre sig fuldstændigt som almindeligt vand, og det gælder i langt overvejende grad også i henseende til vandets fysiske transportforhold i naturen.

Et tritiummærket vandmolekyle kan erkendes i forhold til ikke-tritiumholdige molekyler, fordi tritium ved henfald udsender en karakteristisk lavenergetisk betastråling.

Naturligt
tritium i
nedbør
"Bombetritium"

Tritium dannes naturligt i atmosfæren ved kosmisk stråling, og denne isotop indgår derfor med en målelig lav koncentration i nedbøren. Atmosfærens indhold af tritium blev meget kraftigt forøget i en begrænset årrække, som følge af brintbombers prøvesprængning (bombetritium), der begyndte ved årsskiftet 1952-53. Prøvesprængningerne med stort udslip til atmosfæren blev stærkt reduceret efter 1963. Det største tritiumindhold i nedbøren over Danmark målt i perioden 1962-65 med et maksimum i 1963 på ca. 400 gange baggrundskoncentrationen. Koncentrationen i nedbøren fra 1989 var faldet til 2-4 gange den oprindelige baggrundsværdi.

Tritiumenheden	Tritiumkoncentrationen i vand angives normalt i enheden TU (Tritium Unit) hvor 1 TU svarer til 1 tritiumatom pr. 10^{18} brintatomer. Udtrykt i radioaktivitetsenheder er 1 TU = 118.1 Bq/m . Nedbørens tritiumindhold lå før prøvesprængningen på ca. 8-10 TU.
Udnyttelsen af bombetritium i grundvand	Det forhold, at nedbør fra en bestemt årrække har et forhøjet tritiumindhold, er i denne undersøgelse udnyttet til vurdering af nedbørens nedsivningshastighed og strømning i form af grundvand gennem jordlagene på forskellige lokaliteter. Ved undersøgelsen er jordvandets indhold af tritium bestemt på prøver udtaget i et lodret boreprofil for bl.a. at lokalisere dybden med det højeste tritiumkoncentration. Den dybde kan med god tilnærmelse markere nedtrægningsniveauet af nedbør faldet i 1963.
Problemer med vurdering af grundvandets alder ud fra tritiumindholdet	Det forudsætter dog, at nedbøren er trængt ned i jorden langs strømlinier, der er parallelle med boreprofilet. Såfremt nedsivningsvejen og grundvandsstrømningen ikke er parallel med boreprofilet, kan det være tvivlsomt og vanskeligt at fastlægge 1963-niveauet på basis af en enkelt eller få boringer. Forudsat der arbejdes med en detektionsgrænse på 1 TU (gældende for denne undersøgelse), kan tritiumindholdet altid tolkes efter følgende kriterier: - <u>Grundvand</u> med et ikke måleligt tritiumindhold er faldet som nedbør mindst ca. 40 år før analyseringen. - <u>Grundvand</u> med et tritiumindhold, der er måleligt i 1989, er enten faldet efter ca. 1950, eller det er opblandet med vand faldet som nedbør i dette tidsrum.
Analysemetoden for tritium	Tritiumbestemmelsen er udført på grundvand udtaget af DGU. Grundvandet (0.4-1 liter prøve) blev analyseret

af Isotopcentralen for indhold af tritium. Ved analyseproceduren elektrolyseres 300 ml destilleret porevand til en opkoncentrering af tritiumindholdet på ca. 12 gange. Efter destillation emulgeres 12 ml af vandet i scintillatorvæske, og radioaktiviteten måles i et væskescintillationsspektrometer. Samtidig med prøverne behandles såvel standarder med kendt tritiumindhold som 0-vand (vand uden tritium). Detektionsgrænsen er ved bestemmelserne i denne undersøgelse 1 TU. Standardafvigelsen er 4% relativt, dog ikke mindre end 0.6 TU.

2.4 Prøvetagning og kemiske analyser

Grundvandsprøver til kemisk analyse er udført fra rammeboringer fordelt over hele undersøgelsesområdet og fra specielle boringer udført i en øst-vestgående tracé i grundvandsstrømmens retning (tracéboringer). Sedimentprøver til kemisk analyse er udtaget for hver halve meter under udførelsen af tracéboringerne. Samtidig med udtagelsen blev prøverne beskrevet efter Munsell Soil Color Charts (Munsell, 1954). Sedimentprøver udtaget under grundvandsspejlet blev konserveret ved dybfrysning på udtagningsdagen af hensyn til stabilisering af indholdet af reducerende stoffer.

2.4.1 Grundvandsprøver fra rammeboringer

Borelokaliteter for rammeboringer er vist på kortskitsen (figur 3). Lokalteterne er fordelt over undersøgelsesområdet under hensyn til grundvandspotentialet (grundvandsskel og vandløb) og til arealanvendelsen (landbrugsarealer, plantage og hede).

Grundvandsprøver er udtaget niveaubestemt for hvert meterinterval, idet rammeboringerne er understyret med filter i begrænset længde (1/2 m) og

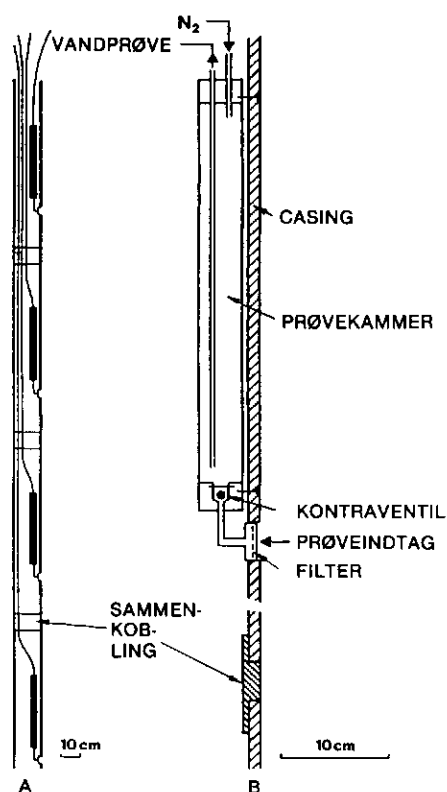
Indledende bore- og analyseprogram	kontraventil, som tillader udtagning af prøver af frisk tilstrømmende grundvand ved hjælp af trykluft eller kvælstof (N_2) fra trykflaske (Andersen et al., 1980).
	Grundvandsprøverne blev analyseret for bl.a. pH, alkalinitet (HCO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}), chlorid (Cl^-), nitrat (NO_3^-), kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), opløst jern ($Fe < 0.45 \mu$), mangan (Mn^{2+}), ammonium (NH_4^+), natrium (Na^+), kalium (K^+), siliciumoxid (SiO_2) og orthofosfat (PO_4^{3-}).
Placering af tracéboringer	<u>2.4.2 Tracéboringer, udførelse og udstyr</u> Lokaliteter for tracéboringer er udvalgt efter hydrogeologiske undersøgelser og vurdering af grundvandsstrømmens retning, således at tracéen så vidt muligt følger en strømningslinie. Tracéen er endvidere lagt, således at den passer igennem landbrugsarealer og hede- og plantagearealer. Lokaliteter for tracéboringer mærket T1-8 er vist på figur 1 og figur 3.
Udtagelse af sedimentprøver	Tracéboringerne blev udført med snegl i den umættede zone og med sandspand i grundvandszonen. Under udførelsen blev der udtaget sedimentprøver for hvert halvmeter-interval. I den umættede zone fra snegl og i grundvandszonen med en særlig prøvetager (Stade), som tillader udtagelse af sedimentprøver nogenlunde uforstyrret i plastfolie (Kristiansen og Zimmer Hansen, 1986). Efter udførelse blev boringerne monteret med filtre for hvert meterinterval til udtagelse af grundvandsprøver. Hvert af disse filtre er udstyret med kontraventil, som tillader udtagelse af vandprøver med kvælstoftryk (N_2) uden kontaminering med atmosfærisk luft.
Montering af grundvandsfiltre	Fra hvert andet filter er det desuden muligt at pejle grundvandsstanden. Filterenhed og principper for montering er vist på figur 4. Der er ialt udført 8 tracéboringer til en dybde

på 30-36 m u.t. Grundvandsspejlet er i boring T1-7 15-17 m u.t. og i boring T8 7-8 m u.t. Der er således mellem 15 og 20 filtre i hver boring.

2.4.3 Grundvandsprøver fra tracéboringer

Grundvandsprøver, Grundvandsprøver er udtaget i 2-3 tidsserier fra udtagning og feltanalyser

filtrene i tracéboringerne. I felten er bestemt pH, alkalinitet (HCO_3^-) og opløst ilt (O_2). Desuden er der udført filtrering af delprøver gennem et membranfilter med en porestørrelse på 0.1μ til bestemmelse af opløst jern ($\text{Fe} < 0.1 \mu$).



Figur 4. Prøvetagningsudstyr, tracéboring

A) Sammenkoblede prøvetagere

B) Enkelt prøvetager

Prøvetagnings- udstyr	Figur 4 viser principperne for apteringen af tracéboringerne. For hvert meterinterval er monteret en prøvetager med indtag gennem en åbning i boringens forerør (casingen). Prøvetagerne er forsynet med kontraventiler, så vandprøverne kan tages op ved anvendelse af kvælstoftryk (N_2). Før prøvetagning tømmes beholderne et par gange, så den udtagne grundvandsprøve repræsenterer frisk tilstrømmende vand. Prøvetagningsudstyret er udviklet i samarbejde med Institut for Teknisk Geologi, Danmarks Tekniske Højskole og fremstillet ved Danmarks Geologiske Undersøgelse (Postma et. al., 1990).
Kemiske analyser af grundvands- prøver	Grundvandsprøverne fra såvel rammeboringer som tracéboringerne er i laboratoriet blevet analyseret for sulfat (SO_4^{2-}), klorid (Cl^-), nitrat (NO_3^-), Kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), opløst jern (Fe^{3+} $<0,1 \mu$ eller $<0,45 \mu$), mangan (Mn^{2+}), ammonium (NH_4^+), natrium (Na^+), kalium (K^+), siliciumoxid (SiO_2) og orthofosfat (PO_4^{3-}). De kemiske analyser har haft som formål at undersøge de forskellige grundvandslags belastning med næringssalte og de ændringer, der sker i den kemiske sammensætning ved nitratreduktionsprocesserne i grundvandsmagsinet.
Samarbejdspar- tner og feltana- lysemetoder	Prøverne og feltanalyser fra tracéboringer er udført i nært samarbejde med Instituttet for Teknisk Geologi, Danmarks Tekniske Højskole.

Straks efter prøvetagning blev bestemt pH, alkalinitet (HCO_3^-) og filtreret delprøver gennem et 0.1μ membranfilter ved anvendelse af kvælstoftryk til bestemmelse af opløst jern ($Fe <0.1 \mu$) og mangan (Mn). Opløst ilt (O_2) blev bestemt ved direkte tilkobling af en flow-celle med iltelektrode til afgangsslangen fra boringen.

2.4.4 Sedimentanalyser

De kemiske analyser af sedimentprøver har haft som formål at bestemme indholdet af fosfatsor-

Kemiske analyser af jordprøver

berende stoffer og nitratreducerende stoffer. Da fosfatsorptionen næsten udelukkende finder sted i det øverste jordlag og nitratreduktionen i de dybere jordlag (se afsnit 3.6 og 3.7), har analyseprogrammet for prøver fra den umættede zone været forskelligt fra programmet for sedimentprøver fra grundvandszonen.

På prøver fra den umættede zone er bestemt aluminiumhydroxid (Al_2O_3), ferrihydroxid (Fe_2O_3) og fosfor (P) efter ekstraktion med ammoniumoxalatopløsning (Schwertmann, 1964), og på prøver fra grundvandszonen er bestemt total kulstof (C-total), karbonatkulstof (C-CO_3) og reducerede svovlforbindelser (pyrit FeS_2), elementært svovl og monosulfider. Desuden er bestemt forskellige jernforbindelser af mulig betydning for nitratreduktionen (Kristiansen, et. al., 1990).

2.4.5 Supplerende boringer og prøver

Prøver fra dybere boringer

I efteråret 1989 blev der udført 3 supplerende boringer i tracéen. Boringerne blev udført af SAMFUNDSTEKNIK A/S med ELLOG-boringer med udstyr til udtagelse af niveaubestemte vandprøver udviklet af Laboratoriet for Geofysik, Århus Universitet i samarbejde med Århus amtskommunes miljøkontor (Sørensen, 1990).

Supplerende boringer, formål

Formålet med disse boringer, som blev udført som et samarbejdsprojekt mellem Laboratoriet for Geofysik, Århus Universitet og Danmarks Geologiske Undersøgelse, var dels at få sammenholdt resultater af ELLOG-målinger med aktuelle kornstørrelsesfordelinger i sedimenterne og grundvandskemiske forhold og dels at bestemme dybden for nitratfronter og tritiummaxima opstrøms i tracéen, hvor disse fronter ikke var nået med de første boringer. Endvidere at opnå bedre informationer om koten af grundvandsreservoirets bund af hensyn til den matematiske modellering af strømningsmønstret.

3. Resultater

3.1 Geologisk model

Rabis bæk oplandet er en del af Karup hedeslette, som er beliggende vest for hovedopholdslinien for isens udbredelse under sidste istid (Weichsel). Oplandets opbygning illustreres af kulissediagrammet (figur 2a) og tracéprofilet (figur 2b).

Tertiære sediment
er (miocæn)

Istidsaflejringerne underlejres af sediment fra den tertiære Miocæn periode (Rasmussen, 1961). Indenfor området består de af vekslende lag af brunt glimmerler, glimmersilt, glimmersand og gråt kvartssand iblandet brunkul, der optræder som tynde lag eller som omlejret tilfældigt fordelt materiale. Desuden indeholder disse aflejringsstyper også pyrit. Sedimenterne er dannet i ferskvand i floder, søer og deltaer. Landskabet har haft et lavt relief, men floder og kanaler har ofte eroderet dybt ned i ældre lag.

Prækvarter-
overfladen

Den nuværende grænseflade mellem de miocæne lag og de kvartære lag (istidslagene), som kaldes prækvarteroverfladen, har imidlertid et betydeligt varieret relief med mindst to dybe dale, som delvis kan ses på figur 2a. Helt mod vest findes prækvarteroverfladen i kote +25 til +30 m. Lige vest for Karup å skærer en 1-2 km bred dal sig ned, hvis bund er beliggende under kote -10 m, dog stedvis under kote -30 m. Under og lige øst for Karup å optræder en markant top i overfladen, som når op til kote +20 m for derefter mod øst at skråne ned til en dalbund mellem kote -30 m og -40 m. Dalene har en nordvest-sydøstgående orientering. Beliggenheden af prækvarteroverfladen under undersøgelsesområdet er dokumenteret ved boringer og geofysiske data

(Christensen, 1989, Hansen & Gravesen, 1990, Ploug, 1990, Sørensen, 1990).
Overfladen består antagelig her af glimmerler.
Eventuelle glimmersands- eller kvartssandlag
over glimmerleret er ikke påvist, men disse vil
kunne indgå i reservoiret sammen med de
kvartære sandlag.

Kvartære sedi-
menter, smelte-
vandssand

Smeltevandssand med grus er den helt dominerende
kvartære sedimenttype. Mellemkornet sand med
lidt grus optræder som det mest udbredte sedi-
ment (figur 2a). Omkring tracéboringerne findes
både mellemkornet kalkfrit og kalkholdigt sand
(Postma et al., 1989), og mellem kote +35 m og
+15 m er sandet iblandet omlejret brunkul.
Desuden forekommer isolerende legemer af fint-
mellemkornet sand samt øverst i profilet lige
under jordoverfladen et forholdsvis sammenhæng-
ende legeme af mellem-grovkornet sand med grus.
I de op til 110 meter tykke sandlag findes iso-
lerede flager af glimmerler og brunkul. Der
træffes også smeltevandsler og -siltlegemer, der
hyppigt har en topkote omkring +20 m.

De kvartære
sedimenters dan-
nelse

I Karup-bassinet træffes ferskvandsaflejringer
fra sidste mellemistid, Eem, med en topkote
mellem +10 m og +22 m samt bundkote ned til ±0 m
(Hansen & Gravesen, 1990). Dette viser, at de
dybestliggende kvartære lag stammer fra ældre
istider, antagelig overvejende fra næstsidste
istid, Saale. Disse aflejringer er dannet i
flettede smeltevandsfloder ved Saale isens af-
smeltning. Efter Eem mellemistiden og formodent-
lig først ved Weichselisens bortsmeltning fra
hovedopholdslinien er igen sket en aflejring af
sand i flettede smeltevandsfloder med formodent-
lig nordlig retning samt af ler og silt i smel-
tevandssøer i dalene.
Forekomsterne af glimmerlersklumper og brunkul
i smeltevandssandet viser, at det har været al-
mindeligt med blotlægning af den prækvartære

overflade og en deraf følgende erosion af den. Den prækvartære overflade har således været noget kuperet, og i længere tidsperioder har der stukket prækvartære sedimenter op som klinger over smeltevandsslettens overflade.

Brunkulsfragmenter og pyrit i smeltevands-sandet

Ved smeltevandets erosion i de miocæne sedimentter er der blandt andet blevet frigjort brunkul og pyrit, og disse materialer er blevet ført afsted med smeltevandet. Pyrit kan optræde som små korn eller klumper på brunkulsfragmenterne, men almindeligvis findes pyrit og brunkul som separate fragmenter. Pyrit, der har en højere vægtfylde end det meste af smeltevandssandet, kan være blevet aflejret i områder med selv stærk strømstyrke, og det er ikke ualmindeligt, at mineralet kan være koncentreret i bestemte lag sammen med andre tunge mineraler. Pyritkornenes størrelse er normalt i sandfraktionen og mest almindeligt i den fine del. Brunkul, der har en lavere vægtfylde end smeltevandssandet, kan føres vidt omkring, og det aflejres kun i områder med beskeden strømstyrke som f.eks. i læbag banker i floderne eller i små søbassiner. Brunkulsfragmenterne varierer i størrelse. De største findes som fragmenter på 1-3 mm x 1-2 cm, mens de mindste kan have en størrelse, som svarer til kornene i sandfraktionerne. Det er vanskeligt at give nogle faste regler for omlejret pyrit og brunkuls optræden i smeltevandsaflejringerne.

Landskabsformer

I den sidste del af Weischel istiden gennemløber Karupdalen flere erosions- og aflejringsfaser, hvor de yngre floder skærer sig ind i de ældre aflejringer, og det er på dette tidspunkt, at de karakteristiske terrasser i tre niveauer i hedesletten er blevet formet (Milthers, 1935).

Hedeslettefladen fremtræder i dag som en jævn flade, der holder svagt mod vest, og som er gen-

nemsat af erosionsdale og terrasseskrænter omkring Karup ådal. Erosionsdalene findes øst for Karup å, hvor nogle er tørlagte, f.eks. Rabis dal og Hjortedal, mens andre er vandførende, f.eks. Rabis bæk og Resen bæk. Erosionsdalenes bund ligger ca. 10-20 m lavere end den omgivende hedesletteflade, men ud mod Karup å ligger dalbundene nogle få meter under hedeslettens overflade.

Postglaciale
ferskvands-
sedimenter

Den postglaciale Karup å følger den sidste smeltevandsskredsløb, og der er aflejret ferskvandssand, silt, gytje og tørv. I Rabis bækdalen er der aflejret et par meter postglaciale ferskvandssedimenter, og de dominerende sedimenttyper er gytje og tørv øverst samt sand med planterester nederst (Brüsch & Bendix, 1987).

3.2 Hydrogeologi

3.2.1 Potentialeforhold og oplandsstørrelse

Grundvands-
reservoiret

Grundvandsreservoiret har i det meste af Rabis bæks opland frit vandspejl, dog ikke under ådalen, hvor der forekommer op til 2.5 m organiske sedimenter, som tørv og gytje. De organogene sedimenter har, i forhold til det underlejede smeltevandssand, en lille hydraulisk ledningsevne ($K = 0.9 \times 10^{-7} \text{ m/s}$). Grundvandsspejlet rejser derfor op til 2 m over bækens vandspejl ved kanten af engarealerne i den øvre del af bækens forløb (Brüsch et al., 1987 og 1990).

Grundvands-
potentialer
i oplandet

Figur 3 viser et potentialekort (Knudsen og Larsen, 1987) over området ved Rabis bæk tegnet udfra potentialemålinger udført i 1986. Potentialekortet viser et regionalt N-S-gående grundvandsskel, der afgrænser bækens opland mod øst. Fra vandskellet og ca. 2.5 km mod vest falder grundvandsspejlet kun svagt fra kote ca.

48 m til 45 m (ca. 1.4 o/oo).

Grundvandsspejlets gradient stiger derefter ud mod Karup å (op til 7 o/oo). Den stigende gradient kan til dels forklares som en følge af, at den hydrauliske ledningsevne i hedeslettededimenterne bliver mindre ud mod Karup å, hvor de uomlejlrede hedeslettedimenter er mest distale i forhold til hovedopholds linien.

Grundvandets
strømretning

Ækvipotentialekurverne løber i det meste af bakkens opland vinkelret på Rabis bæk og parallelt med Karup å. Kun i den nedre og vestlige del af oplandet afbøjes kurverne mod bækken. Grundvandets strømming vil derfor i størstedelen af oplandet være parallel med bækken, og kun i områderne tæt ved denne afbøjes grundvandsstrømmen.

Oplandets
størrelse

Rabis bæks opland er fra udløbet ved Høgild Mølle ca. 16 km², mens oplandet er ca. 10.5 km² fra Birthesminde, hvor Hedeselskabets afstrømningsstation nr. 20.21 er placeret. Oplandet fra Hedeselskabets afstrømningsstation (20.24), ca. 400 m NV for Sorthøj, er ca. 3 km².

Evapotranspiration og infiltration

Ved 20.24 NV for Sorthøj blev der i 1987, 88 og 90 målt en midlet afstrømning på henholdsvis 24 l/s, 33 l/s og 26 l/s, svarende til at bækken modtog henholdsvis 250 mm/m² og 275 mm/m², mens der ved Birthesminde (20.21) blev målt 117 l/s, 133 l/s og 114 l/s svarende til 351 mm/m², 400 mm/m² og 340 mm/m². Infiltrationen er væsentlig mindre i det lille oplandsområde (20.24), hvilket til dels kan forklares som en følge af den større evapotranspiration fra skovområdet, der udgør ca. 50% af oplandet. (Fordampning: nåleskov ca. 460 mm/år; korn, rodfrugt ca. 355 mm/år; hede ca. 420 mm/år)

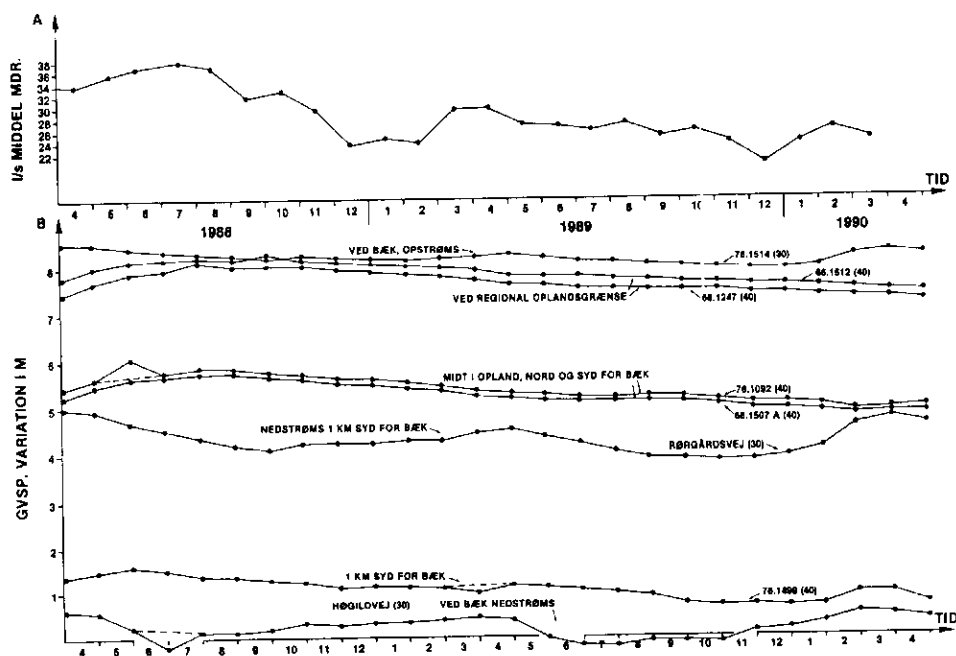
Fordelingen af grundvandstilstrømningen til bækken viser, at grundvandet fra dele af oplandet

antagelig afdrænes mod Karup å eller under denne og mod vest (Brüsch, 1987; Hansen, 1986).

3.2.2 Potentialevariationer og reservoirforhold

Potentialemålinger fra 31 observationsboringer viser, at grundvandsspejlet faldt ca. 0.7 m fra juli 1988 til april 1990 i området ved den regionale oplandsgrænse, mens faldet var mindre i boringer tættere ved bækken og i den nordlige del af oplandet, figur 5. Syd for bækken faldt grundvandsspejlet indtil starten af 1990, hvorefter grundvandsspejlet steg. Grundvandsspejlets variation kote varierede over kortere tid mindre ved den regionale oplandsgrænse (66.1247 og 66.1512) end f.eks. tæt ved bækken (Høgildvej) og i området syd for bækken (76.1514; Rørgårdsvej).

Grundvandsspejlets variation i undersøgelsesperioden



Figur 5. Grundvandsspejlets variation i udvalgte observationsboringer og brønde, samt vandføring i Rabis bæk målt ved Hedeselskabets afstrømningsstation 20.24.

Grundvandsspejlets variation, der stemmer overens fra boring til boring, følger ikke afstrømningsvariationer i bækken over kortere tidsrum, men der ses en generel overensstemmelse f.eks. i boring 66.1247 og 66.1512, der er beliggende ved oplandsgrænsen mod øst, hvor grundvandsspejlets kote steg i starten af undersøgelsesperioden for derefter at falde. Vandføringen i bækken var stigende indtil august 1988, hvorefter vandføringen generelt faldt gennem resten af den undersøgte periode.

Den umættede zones tykkelse Den størrelsesmæssige forskellige variation af grundvandsspejlskoterne i borerne skyldes antagelig den forskellige tykkelse af den umættede zone. Denne er størst ved den regionale oplandsgrænse (20 m), mens tykkelsen falder trinvis gennem Karup Ådals N-S-gående terrasse-system, til under 5 m SV for Rabis bæk. Tykkelsen af den umættede zone og dermed infiltrationstiden vil, hvor denne er størst, udjævne nedsivningspulser, mens disse hurtigere og mere markant vil påvirke grundvandsspejlet, hvor den umættede zone er tynd, som f.eks. ved brøndene ved Høgildvej og Rørgårdsvej.

Infiltrations-tid i den umættede zone Infiltrationstiden fra terrænoverfladen til grundvandsspejlet er ca. 7 år ved oplandsgrænsen ved en nettonedbør på ca. 350 mm/år og ved et vandindhold i hedeslettesandet på 8-14% , mens den er ca. 5 år i området ovenfor bækkens udspringsområde og under 1.5 år SV for bækken.

Tracéboringer og potentialer Potentialemålinger i tracéboringerne viste, at potentialerne for den enkelte boring ikke varierede ud over måleusikkerheden, undtagen for tracéboring 7, der ligger tæt ved bækken. Der var ved T7 en opadrettet gradient i den øvre del af boringen, mens gradienten var nedadrettet over de to nederste filterintervaller, (30 m u.t. og 12 m under grundvandsspej-

Grundvandets strømnings- hastighed	let), hvilket tilsyneladende understøtter, at der foregår en vis grundvandsstrømning under og langs Rabis bæk mod Karup å. De ensartede potentialemålinger ved de øvrige boringers filtre viser, at ækvipotentialeplanerne ved boringerne er vertikalt orienterede i den øvre del af reservoiret. Grundvandets horisontale strømningshastighed er ved de givne gradienter ca. 30-60 m/år i den øvre del af reservoiret.
Reservoirrets tykkelse	Grundvandsreservoirrets tykkelse er mindst i området nord for Rabis bæk (20-30 m), mens tykkelsen vokser til over 50 m syd for bækken og i området ved og vest for Karup å, hvor en prækvartær dal gennemskærer de tertiære sedimenter.

3.3 Grundvandets alder

Alderen af porevandet i forskellige dybder af en boring kan med visse begrænsninger vurderes på baggrund af tritiumværdierne i et boreprofil, jf. afsnit 2.5. Tritiumindholdet fundet i prøver fra tracéboringerne er vist i den nedenstående tabel 1.

Tritiumindhold i tracéboringer.
Indholdet i Tritium Units (TU) er bestemt i perioden 01.04.88 - 23.10.89.
Dybder er angivet i forhold til boringens ref.kote.

Boring: Ref. kote: m.u.ref.	T 8 +45.8	T 7 +57.2	T 1 +60.2	T 2 +60.6	T 3 +60.3	T 4 +60.9	T 5 +61.8	T 6 +62.2	T 10 +62.2
17				19.4					
18	38.2								
19				26.1					
20	52.9		31.3						
21				26.2					
22	55.6		36.1						
23				29.0					
24	18.9		36.4						
25	3.6		36.0	27.5					
26			59.8						
27	1.6	36.0	75.4	31.4	51.0		29.5		
28		47.1	83.5	36.5	45.2			27.4	
29	<1.0	61.7		63.4	56.0	32.3	27.9		
30		64.7	49.9	60.4	43.9	30.8		27.9	31.0
31			20.0	79.0	55.4	41.1			
32			33.4	105.0	71.8				36.6
33			28.6	99.9					42.9
34			12.1	75.2					42.9
35			2						42.6
36									68.4
37									75.0
38									89.3
39									100.7
40									112.8
42									96.8
43									96.7
44									104.1
45									97.0
46									98.1
47									100.6
51									86.8
54									38.8
57									48.0
60									15.1

Tabel 1. Tritiumindhold i tracéboringer. Indholdet i Tritium Units (TU) er bestemt i perioden 01.04.88-23.10.89. Dybder er angivet i forhold til boringens ref. kote.

Usikkerheder i
aldersvurdering

På forskellige lokaliteter indenfor det samme afstrømningsområde vil aldersfordelingerne være indbyrdes afvigende. Det indtræffer, når vandets strømningsbetingelser i de opstrømsliggende jordlags mættede og umættede zoner er forskellige. Det giver sig til kende ved forskellige forløb af tritiumprofilen.

Geologien, nedsivningen og grundvandets strømning beskrevet i den forudgående del af afsnit 3, er udnyttet ved den følgende aldersvurdering for vandet i de enkelte borer. Beskrivelsen begynder ved den østlige og højest liggende boring i tracélinien.

Grundvandets
alder ved de
enkelte lokaliteter

T6 og T10. Disse to borer skal ses i sammenhæng, idet T10 er en supplerende boring udført til ca. 70 m u.t. 5-10 m fra lokaliteten T6 (se også afsnit 2.4.5). Fra boring T6 er der kun analyser fra dybderne 28 og 30 m u.t. De indikerer, at vand ned til disse dybder er noget yngre end 1963. I boring T10 er vandet ned til 40 m u.t. yngre end ca. 1963. Profilet har ikke nogen skarp maksimumsværdi til at definere 1963-niveauet. Det er sandsynligt, at vandet under 47 m u.t. er ældre end 1963, medens det er yngre end 1950. Niveauet for 1950 er ikke truffet, men det ligger dybere end 60 m u.t.

T4 og T5. Der er kun tritiumanalyser fra prøver over et snævert dybdeinterval. Værdierne tyder sammen med profiler i naboboringer på, at vandet over og i disse dybder er noget yngre end 1963.

T3. Der er 6 prøver ned til 31 m, og alt vand truffet til den dybde er yngre end 1963.

T2. I denne boring er vandet ned til 32 m yngre end 1963 og i større dybde ældre. Den dybeste prøve er taget i 34 m. Dybden for vand fra 1950 er ikke nået.

T1. Maksimalværdien af tritium findes i dybde ca. 28 m. Dvs., at vand mellem overfladen og denne dybde er yngre end 1963. Tritium falder til 2 TU i dybde 35 m, så et lille stykke længere nede vil grundvandet være fra 1950 eller ældre.

T7. De fire prøver fra 27 m til 30 m viser, at vandet ned til 30 m med stor sandsynlighed er yngre end 1963.

T8. I denne boring er vandet ned til dybden 22 m yngre end 1963, mens det dybere end 28 m er fra 1950 eller ældre.

3.4 Grundvandskemi

Grundvandstyper

Resultaterne af de kemiske analyser af grundvandsprøver fra såvel rammeboringer som tracéboringer viser, at grundvandskvaliteten varierer såvel fra lokalitet til lokalitet som med dybden. I store træk kan grundvand med forskellig kemisk sammensætning opdeles i 4 hovedtyper, som er bestemt af faktorer som anvendelse af overliggende arealer (oprindelse), strømningsforhold (dybde) og kemiske omsætninger mellem grundvand og sedimenter af forskellig karakter i grundvandsmagasinet. I tabel 2 er vist de 4 hovedtyper, typiske værdier af udvalgte parametre og forekomsternes lokalitet og dybde.

Samme forhold kan findes i rammeboringer, som er udført på lokaliteter med forskellig arealanvendelse.

Type	Koncentrationsniveauer				Forekomst	
	NO ₃ - mg/l	Cl- mg/l	SO ₄ ²⁻ - mg/l	Fe-opl. mg/l	Boring	Dybde m u.t.
"Ungt naturvand"	0.2- 5	10- 25	10- 25	0- 0.3	T1	15-21
					T2	16-23
					T3	16-17
					T4	16-17
"Ældre reduceret naturvand"	<0.2	10- 25	10- 25	1- 5	T7	27-29
					T8	20-29
"Ungt landbrugs- vand"	30- 150	20- 50	25- 50	0- 0.3	T2	24-28
					T3	18-28
					T4	19-30
					T5	17-27
					T6	17-28
					T7	17-18
"Ældre reduceret landbrugsvand"	<0.2	20- 50	50- 100	op til 20	T2	28-34
					T3	28-31
					T4	30-31
					T5	28-29

Tabel 2.

Variationen
i tid og dybde

Tabel 3 viser, at nitratkoncentrationerne i de landbrugspåvirkede oxiderede grundvandslag varierer såvel i prøver fra samme interval som i prøver fra forskellige intervaller. Variationerne i tiden er dog betydeligt mindre end variationerne med dybden. Tabellen viser samtidig, at grænserne mellem grundvand med høje nitratkoncentrationer (30-150 mg NO₃⁻/l) og grundvand med lave nitratkoncentrationer (0.1-10 mg NO₃⁻pr. l) ligger fast. Dette gælder for såvel grænserne mellem oxideret vand fra hede- og plantagearealer og oxideret landbrugsvand som for grænserne mellem reduceret og oxideret grundvand.

Foreløbige resultater af analyser fra prøver udtaget af Viborg amtskommune i efteråret 1990 fra nogle af filtrene i tracéboringerne viser det samme mønster: Variationer af nitratkoncentrationer i tid og specielt med dybden, men samme dybde for grænserne mellem forskellige vandtyper.

Boring	Dybde m u.t.	Prøvedato	NO ₃ ⁻ mg pr. l
T2	23	880513	0.9
-	-	881122	0.6
-	25	880513	84
-	-	881122	67
-	27	880513	70
-	-	881122	76
-	29	880513	0.2
T3	17	880513	4.6
-	-	881124	9.0
-	19	880513	30
-	-	881124	31
-	27	880513	72
-	-	881124	74
-	28	881124	0.7
T4	18.5	880513	8.2
-	-	881125	2.0
-	20.5	880513	35
-	-	881125	26
-	28.5	880513	52
-	-	881125	39
-	30.5	880513	0.2
-	-	881125	0.1
T5	26.7	880513	23
-	-	881129	42
-	28.7	880513	0.2
-	-	881129	0.1
T7	16.7	880513	155
-	-	890713	108
-	18.7	880513	5.8
-	-	890713	11
-	20.7	880513	0.7
-	-	890713	0.2

Tabel 3. Eksempler på tidsserier for nitrat i grundvandsprøver udtaget fra niveauerne omkring redoxgrænsen.

Fosfatkoncentrationer

Koncentrationerne af orthofosfat (PO₄³⁻) er kun i ringe grad bestemt af arealanvendelsen. I de øverste niveauer af de borer, som er stærkest påvirkede af nedsivning fra landbrugsarealer, er der i enkelte prøver fundet koncentrationer af orthofosfat væsentligt over bestemmelsesgrænsen på 0.02 mg PO₄³⁻ pr. l, men som hovedregel forekommer grundvandslag med de højeste fosfatkoncentrationer (op til 0.7 mg PO₄³⁻ pr. l) i de dybeste reducerede niveauer af grundvandsmagasi-

net, uanset om det aktuelle grundvandslag stammer fra plantage- og hedearealer eller fra dyrkede arealer.

Yderligere detaljer om grundvandskemien kan findes i baggrundsrapport med bilag. (Kristiansen et. al., 1990).

3.5 Transport og omsætning af kvælstof

Det kemiske miljø og kvælstofomsætningen

Transport og omsætning af kvælstof forløber forskelligt bestemt af de kemiske miljøer i den umættede zone, i den øverste oxiderede del af grundvandszonen og i de dybeste reducerede dele af grundvandsmagasinet.

De kemiske miljøer i grundvandsmagasinet's forskellige niveauer er bestemt af forekomsten af forskellige sedimenter, som igen er betinget af de geologiske dannelsesforhold (se også afsnit 3.1).

3.5.1 Den umættede zone og de øverste grundvandslag

Nitratreduktion i den umættede zone og den iltede del af grundvandszonen

Indholdet af reducerende stoffer i den umættede zone og i den oxiderede del af grundvandszonen er meget lavt i et område som Rabis bæks opland. Ganske vist findes der tunge mineraler med reduceret jern som silikater (amfiboler og pyroxener) eller oxider (magnetit og ilmenit), som langsomt kan oxideres under et vist forbrug af ilt eller måske nitrat (Postma et al., 1987 og Postma, 1990). Disse processer forløber imidlertid så langsomt og forbruger så små mængder oxidationsmiddel, at det i relation til vandets opholdsstid og mængden af nitrat i nedsivningsvandet fra landbrugsarealer må anses for betydningsløst for nitrats transport og omsætning i den umættede zone. Det har heller ikke været muligt at måle en eventuel effekt, fordi små ændringer i jordvandets nitratkoncentrationer forårsaget af sådanne redoxprocesser vil overskyg-

ges af fluktuationer i nitratkoncentrationerne forårsaget af udvaskningsmønstret. Resultaterne af kemiske analyser af grundvandsprøverne viser endvidere, at vandlagene i de øverste grundvandslag indeholder opløst ilt (O_2) (Postma and Boesen, 1990) som indikator for et højt redoxpotentiale, hvor nitratreduktion ikke kan finde sted.

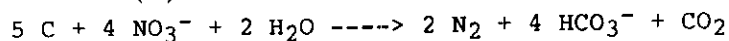
Grundvandslag med høje nitratkoncentrationer findes f.eks. i tracéboring T2, hvor der i en dybde på 25-27 m u.t. er et nitratindhold på 50-100 mg NO_3^- pr. l under oxideret naturvand. Et skøn over strømningsmønster og strømningshastighed viser, at dette grundvandslag må være 15-20 år gammelt (se også afsnit 3.2.2). Det har således haft en opholdstid på 5-7 år i den umættede zone og 10-15 år i den øverste del af grundvandsmagasinet, uden at der kan ses en væsentlig nedgang i nitratkoncentrationen i forhold til det typiske for de øverste grundvandslag under dyrkede arealer.

3.5.2 Grundvandsmagasinets dybere lag

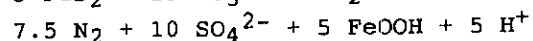
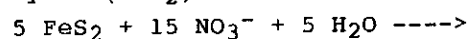
Nitratreduktion finder sted i de dybere lag i grundvandsmagasinet, hvor der forekommer sedimentter med tertiært materiale (brunkul og pyrit).

Nitratreduktion med brunkul og pyrit Mikrobiologisk nitratreduktion (denitrifikation) kan forløbe efter følgende processer:

Brunkul (C)



Pyrit (FeS_2)

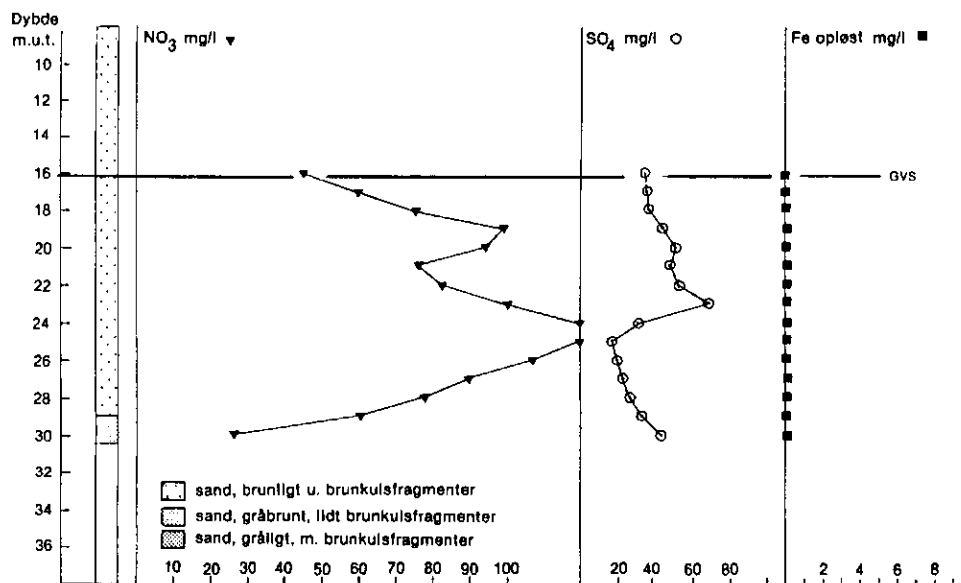


(Kölle and Schreeck, 1982).

Figur 6 og figurerne 8 - 12 og 14 - 15 viser grundvandskemiske profiler sammenholdt med profiler, som viser sedimenternes karakter i tracéboringerne T1 - T8. Figur 7 og 13 viser

grundvandskemiske profiler fra de to supplerende boringer T9 og T10, som blev udført i august - september 1989, og hvorfra der blev udtaget vandprøver fra større dybder til kemisk analyse (se også afsnit 2.4.5).

Figureerne med de kemiske profiler er anført i en rækkefølge, som svarer til grundvandsstrømmens retning, begyndende med boring T6 udført i agerbrugsarealerne østligst, opstrøms i tracéen og sluttende med boring T8 vestligst og nedstrøms i tracéen (se også figur 1).



Figur 6. Boring T6. Agerbrugsareal, kemiprofiler, grundvandsprøver, november 1988. Grundvandsspejl (GVS) 16.2 m u.t.

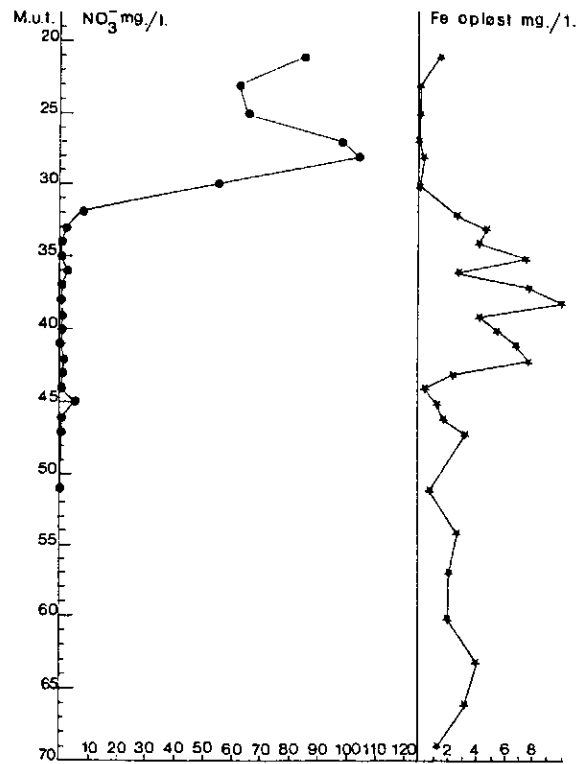
T6, agerbrugsareal

Figur 6 viser profilerne for tracéboring T6 med grundvandsspejl i 16.2 m u.t., som er en boring i et agerbrugsareal opstrøms i traceen (se også figur 1 og 3). Profilet viser nitratholdigt grundvand (25-140 mg NO_3^- pr. l) i hele profilet.

Fra en dybde på ca. 26 m u.t. til bunden af boringen i ca. 30.5 m u.t. falder nitratkoncentrationen, men reduktionen er ikke fuldstændig.

Sedimentprofilet viser, at der i det nederste niveau (29-30.5 m u.t.) findes gråbrunt sand med lidt brunkulsfragmenter.

Som omtalt i afsnit 2.4.5 blev der i efteråret 1989 udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse og til tritiumbestemmelser fra en dybere boring nær ved borelokaliteten T6 (se også figur 1). Resultaterne af bestemmelser af nitrat og opløst jern i disse prøver er vist på figur 7.

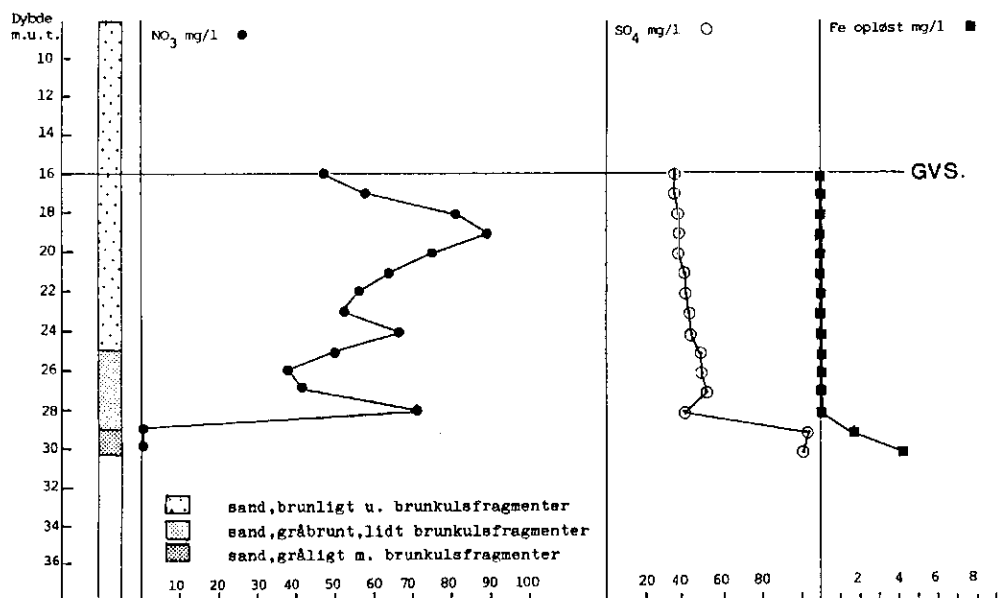


Figur 7. Boring T10, nitrat- og jernprofiler, grundvandsprøver udtaget 29. og 30. august 1989.

T10, dyb boring i agerbrugsareal Resultaterne viser, at nitratfrit grundvand først findes i en dybde på ca. 33 m u.t. Fra ca. 33 m u.t. til ca. 43 m u.t. findes et grundvandslag med varierende, men høje koncentrationer af opløst jern (4-10 mg Fe <0.1 µ/l) som indikation for, at dette grundvandslag er påvirket af nitratreduktion med pyrit. Sulfatkoncentrationerne er ikke vist på figuren, men de er høje i dette interval (60-80 mg SO₄²⁻/l) og underbygger således indikationen for påvirkning fra nitratreduktion med pyrit.

I afsnit 3.3, tabel 1, er vist resultaterne af tritiumbestemmelsen i grundvandsprøverne fra tracéboringerne. Det ses af resultaterne, at

tritiummaximum i boring T10 forekommer i niveauerne fra ca. 39 til 47 m u.t. Når de højeste tritiumkoncentrationer optræder i flere niveauer, kan det skyldes særlige strømningsmønstre i niveauet fra 39-47 m u.t. Det er imidlertid klart, at grundvandet ned til ca. 38 m u.t. er yngre end 1963 i dette område af oplandet.



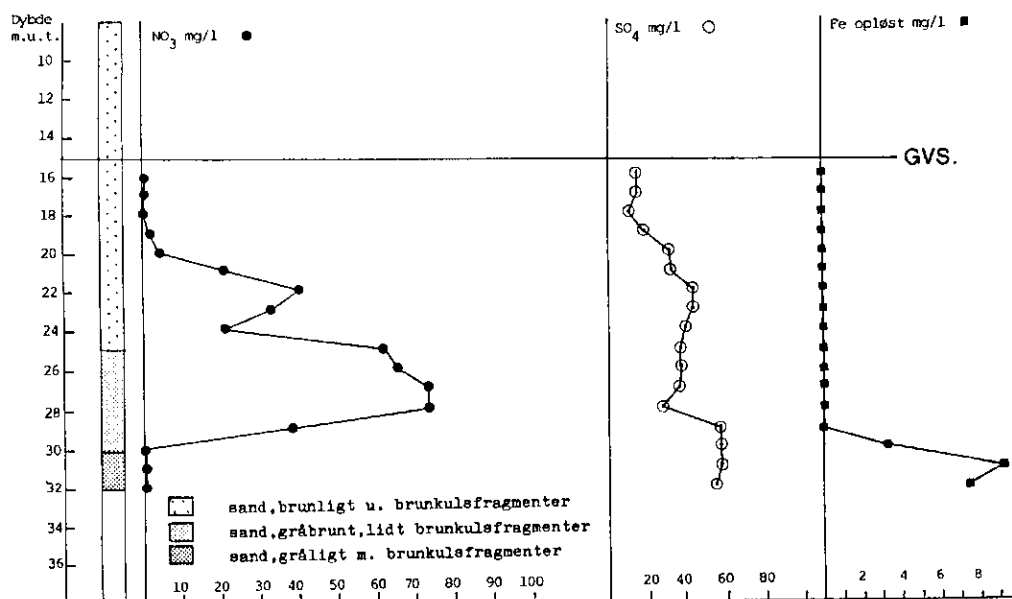
Figur 8. Boring T5. Agerbrugsareal, kemiprofiler, grundvandsprøver, november 1988. Grundvandsspejl (GVS) 16.0 m u.t.

T5, agerbrugsareal

Borelokaliteten T5 ligger i et agerbrugsareal ca. 150 m nedstrøms boring T6. Profilet viser grundvand med relativt høje nitratkoncentrationer (40-90 mg NO₃⁻/l) fra grundvandsspejlet til ca. 29 m u.t. og samtidig moderate sulfatkoncentrationer (omkring 40 mg SO₄²⁻ pr. l), som kan stamme fra rester af sulfatholdig gødning.

Grundvandet fra ca. 29 m u.t. til boringens bund i ca. 30 m u.t. er nitratfrit og viser indika-

tioner for nitratreduktion med pyrit i form af høje koncentrationer af sulfat og opløst jern. Sedimentprofilet viser, at der i samme niveau som det nitratfrie grundvand findes gråligt reduceret sand med brunkulsfragmenter. Tritiumanalyserne viser, at grundvandslaget i hele det gennemborede profil er yngre end 1963.



Figur 9. Boring T4. Hedeareal, kemiprofiler, grundvandsprøver, november 1988. Grundvandsspejl (GVS) 15.2 m u.t.

Boring T4, figur 9, ligger i et hedeareal ca. 50 m nedstrøms agerbrugsarealet øst for boringen og ca. 200 m nedstrøms boring T5.

T4, hedeareal

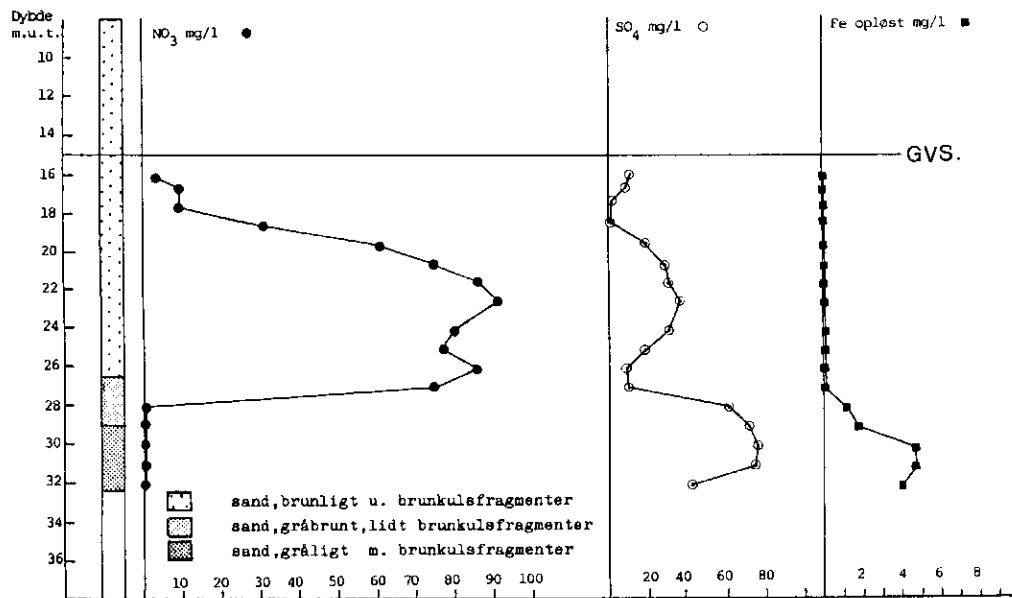
Profilet viser grundvand med lave nitratkoncentrationer og lave sulfatkoncentrationer fra grundvandsspejlet i ca. 16 m u.t. til ca. 18 m u.t. Dette øverste vandlag har karakter af oxideret naturvand.

Fra ca. 21 m u.t. til ca. 29 m u.t. findes et grundvandslag med 20-70 mg NO_3^-/l , som må stamme fra nedsivning fra agerbrugsarealerne opstrøms borelokaliteten.

Grundvandet fra ca. 30 m u.t. til boringens bund i ca. 32 m u.t. viser tegn på nitratreduktion med pyrit.

Sedimentprofilet viser, at der i samme niveau som det nitratfrie grundvand fra 30-32 m u.t. findes gråligt reduceret vand med brunkulsfragmenter.

Tritiumanalyserne viser, at grundvandet i hele profilet er yngre end 1963.



Figur 10. Boring T3. Hedeareal, kemiprofiler, grundvandsprøver, november 1988. Grundvandsspejl (GVS) 15.2 m u.t.

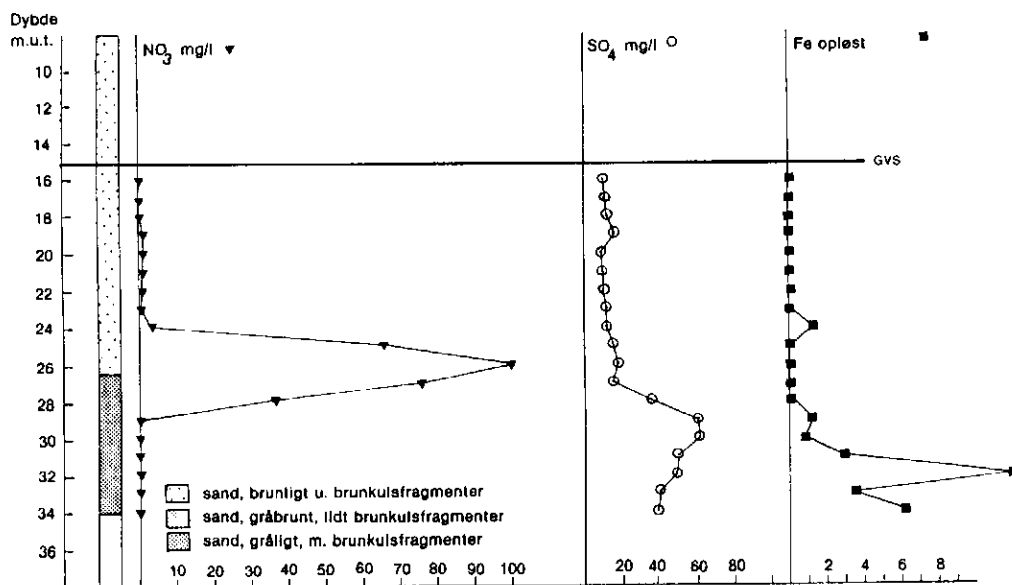
Boring T3, figur 10, ligger i et hedeareal ca. 100 m vest for boring T4 og nedstrøms denne (se figur 1).

Profilen viser stort set det samme grundvandskemiske mønster som boring T4 med karakter af oxideret naturvand i det øverste grundvandslag (15.2-18 m u.t.) og grundvand, som stammer fra agerbrugsarealer i intervallet ca. 18-28 m u.t. Nitratreduceret grundvand optræder fra en dybde på ca. 28 m u.t. til boringens bund i en dybde på ca. 32 m u.t.

Sedimentprofilen viser gråbrunt sand med lidt brunkulsfragmenter fra ca. 27 m u.t. til ca. 29 m u.t., medens reduceret gråligt sand med mere brunkul forekommer fra ca. 29-32 m u.t.

Tritiumanalyserne viser, at grundvandet i hele profilet er yngre end 1963, idet grundvandet i niveauet 32 m u.t. synes at være lidt ældre end det dybeste lag i borerne T4-T6 (højere tritiumkoncentrationer).

Boring T2, figur 11, ligger i udkanten af plantagearealet ca. 300 m vest for og nedstrøms agerbrugsarealet (se figur 1).



Figur 11. Boring T2. Kemiprofiler, grundvandsprøver, november 1988. Grundvandsspejl (GVS) 15.3 m u.t.

T2, plantage-
areal

Profilet viser grundvand med lave nitratkoncentrationer ($0.3-1.5 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$) fra grundvands-spejlet til en dybde på ca. 23 m u.t. Dette øverste grundvandslag har samtidigt lave sulfatkoncentrationer ($10-20 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$) og koncentrationer af opløst jern, som typisk er lavere end 0.1 mg Fe/l . Den kemiske sammensætning af dette vandlag viser, at der er tale om ungt naturvand stammende fra de overliggende plantagearealer.

Grundvandslaget fra niveauet 25-28 m u.t. har nitratkoncentrationer fra ca. $35-100 \text{ mg NO}_3^-$ og en kemisk sammensætning, der viser, at der må være tale om oxideret grundvand stammende fra nedsivning fra agerbrugsarealerne opstrøms borelokaliteten (se også figur 1 og 3).

Grundvandslaget fra niveauet 29-34 m u.t. har typisk nitratkoncentrationer under bestemmelsesgrænsen ($0.1 \text{ mg NO}_3^- \text{ pr. l}$).

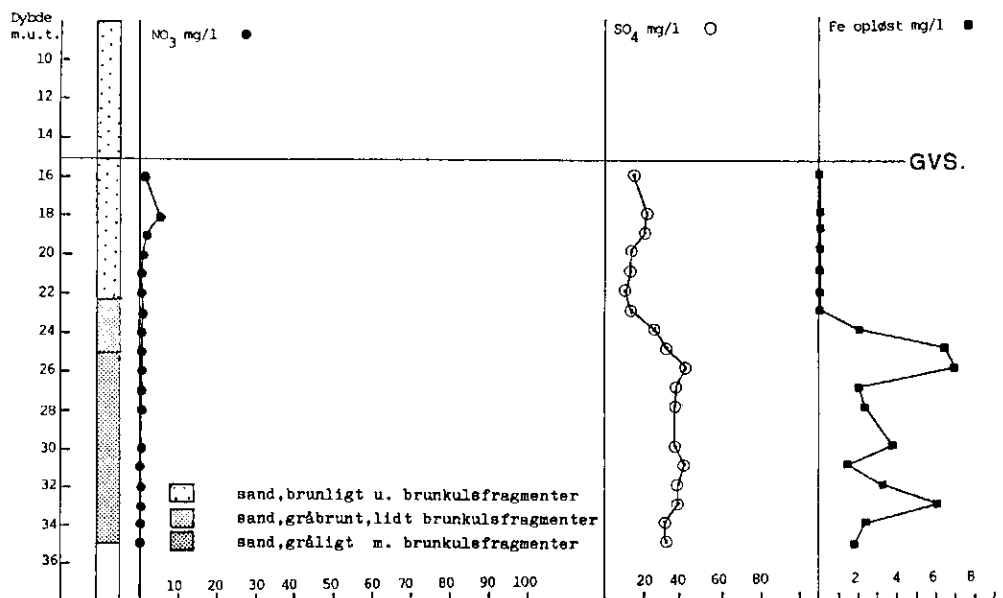
Vandet har samtidig høje sulfatkoncentrationer (op til $60 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ pr. l}$) og høje koncentrationer af opløst jern (op til 14 mg Fe/l). Den kemiske sammensætning viser, at der sandsynlig-

Indikationer for
oxidation af
pyrit

vis er tale om reduceret landbrugsvand med et indhold af pyritoxiderationsprodukter stammende fra omsætning mellem nitrat og pyrit.

Sedimentprofilet viser, at der fra ca. 27 m u.t. til boringens bund i en dybde på 34 m u.t. findes gråligt sand med brunkulsfragmenter.

Tritiumbestemmelser viser, at tritiumtoppen nås i en dybde på ca. 32 m u.t., og at vandet over dette niveau er yngre end ca. 1963. Grundvand med lave tritiumkoncentrationer, som er ældre end ca. 1950, nås ikke i boring T2.



Figur 12. Boring T1. Grundvandsprøver, november 1988. Grundvandspejl (GVS) 15.4 m u.t.

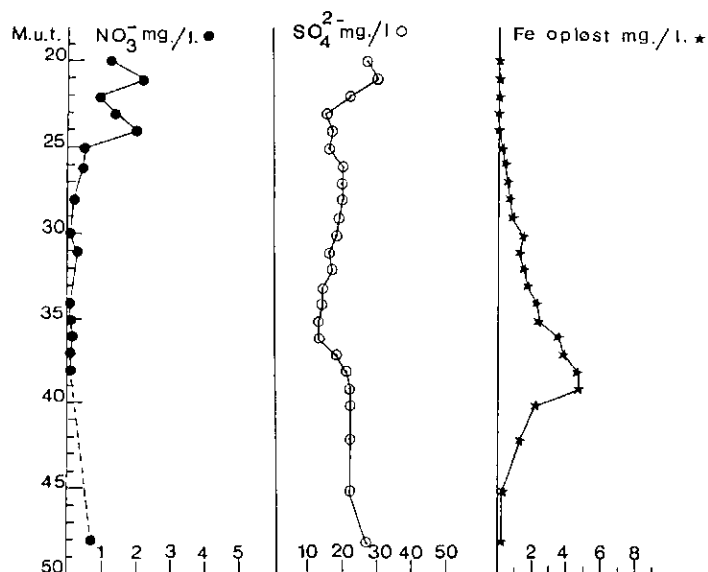
T1, plantage-areal

Boring T1, figur 12, ligger i plantagen ca. 200 m vest nordvest for boring T2 og nedstrøms denne. Grundvandslaget fra 15.4 til ca. 23 m u.t. har karakter af oxideret naturvand med lave nitratkoncentrationer ($0.1-5 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$), relativt lave sulfatkoncentrationer ($10-25 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$) og koncentrationer af opløst jern på $<0.1 \text{ mg Fe/l}$. Fra ca. 23 m u.t. til boringens bund i ca. 35 m u.t. er grundvandet reduceret nitratfrit med koncentrationer af opløst jern på $2-7 \text{ mg Fe/l}$. De relativt høje koncentrationer af opløst jern og sulfat ($30-45 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$) i det nederste niveau indikerer, at der er tale om ældre landbrugsvand, hvor nitraten er reduceret ved omsætning med pyrit.

Sedimentprofilet viser gråligt sand med brunkulsfragmenter fra ca. 25 m u.t. til boringens bund.

Tritiumanalyserne viser, at grundvandet ned til ca. 28 m u.t. er yngre end 1963, medens grund-

vandet fra denne dybde og til boringens bund sandsynligvis er fra 1950-1963 med det ældste vand dybest (se også afsnit 3.3).



Figur 13. Boring T9. Kemiprofiler, grundvandsprøver, august-september 1989.

Boring T9, figur 13, er en supplerende boring udført i plantagen ca. 1/2 km sydvest for boring T1.

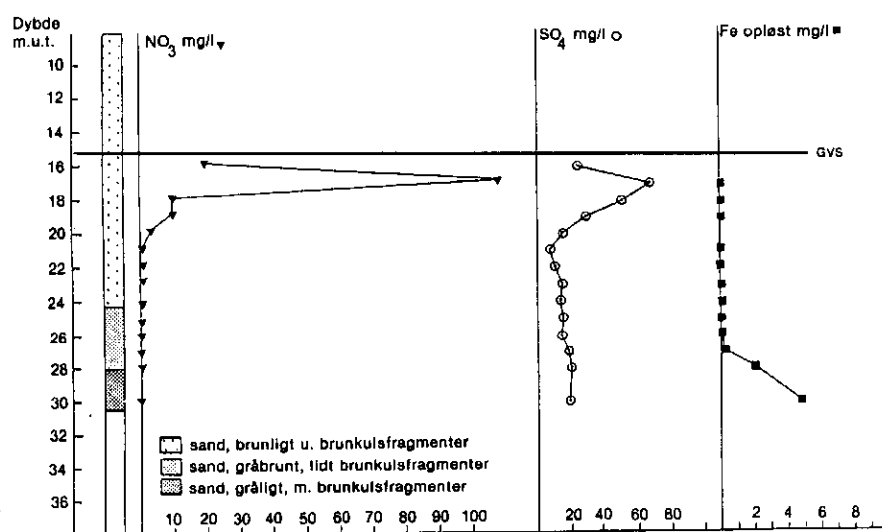
Dyb boring i
plantageareal

Der er udtaget grundvandsprøver til kemisk analyse fra en dybde på 20 m u.t. til 48 m u.t., men med større intervaller i det dybeste niveau. Grundvandet fra 20 m u.t. til ca. 26 m u.t. er oxideret naturvand med lave nitratkoncentrationer (1-3 mg NO₃⁻/l) og koncentrationer af opløst jern nær eller under bestemmelsesgrænsen. Fra 26 m u.t. og nedefter bliver grundvandet gradvist reduceret, og koncentrationerne af opløst jern stiger op imod 5 mg Fe/l.

Den kemiske sammensætning af grundvandet fra ca. 36 m u.t. til ca. 40 m u.t. med forholdsvis høje koncentrationer af sulfat og opløst jern kan muligvis skyldes reduktion af landbrugsvand af ældre dato med lavere nitratkoncentrationer end de aktuelle.

Grundvandet fra det dybeste interval (45-48 m u.t.) synes mere oxideret end det overliggende med relativt lave koncentrationer af opløst jern og en enkelt prøve med spor af nitrat ($0.7 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$). Årsagen til dette kendes ikke, men kan muligvis skyldes et specielt strømningsmønster forårsaget af en glimmerlersflage i 20-40 m u.t. under lokaliteten (se figur 2b). Der er ikke udført tritiumanalyser eller sedimentanalyser af prøver fra boring T9.

Boring T7, figur 14, ligger i et agerbrugsareal umiddelbart vest for og nedstrøms hede- og plantagearealerne (se figur 1).



Figur 14. Boring T7. Kemiprofiler, grundvandsprøver, juli 1989. Grundvandsspejl (GVS) 15.6 m u.t.

T7
"Naturvand"
under ager-
brugsgareal

Det øverste grundvandslag fra niveauet 16 m u.t. til ca. 17 m u.t. har høje nitratkoncentrationer (op til ca. $110 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$), som viser, at der er tale om "ungt" landbrugsvand stammende fra de overliggende agerbrugsarealer. Fra ca. 19 m u.t. falder nitratkoncentrationen hurtigt til et niveau på mindre end 1 mg NO_3^- pr. l.

T8, agerbrugs-
areal nedstrøms
i tracéen

Boring T8, figur 15, ligger i et agerbrugsareal 7-800 m vest for boring T7 (se figur 1).

Fra grundvandsspejlet til ca. 15 m u.t. findes vand præget af nedsivning fra agerbrugsarealer med høje nitratkoncentrationer (50-175 mg NO_3^- pr. l), sulfatkoncentrationer fra 30-50 mg SO_4^{2-} pr. l og koncentrationer af opløst jern nær eller under bestemmelsesgrænsen.

Fra ca. 16 m u.t. til 22 m u.t. findes grundvand, som er påvirket af nitratreduktion med pyrit, med høje sulfatkoncentrationer (op til 80 mg SO_4^{2-} /l) og høje koncentrationer af opløst jern (op til 10 mg Fe/l).

Fra ca. 24 m u.t. til boringens bund i ca. 29 m u.t. findes nitratfrit grundvand med lave sulfatkoncentrationer og lave koncentrationer af opløst jern. Dette grundvand må stamme fra nedsivning i hede- og plantagearealerne opstrøms borelokaliteten. Kemiprofilet er sandsynligvis påvirket af strømningsmønstret nær vandløbet med stedvis opadgående vandbevægelse.

Sedimentprofilet viser, at der fra ca. 15 m u.t. er reducerede sedimenter med et større eller mindre indhold af brunkulsfragmenter.

Tritiumanalyser viser, at grundvandet ned til en dybde af 22 m u.t. er yngre end 1963, og at der i de dybeste lag i profilet findes grundvand fra 1950 eller ældre (se også afsnit 3.3).

Koncentrationerne af opløst jern er dog lave ned til en dybde på ca. 27 m u.t., hvilket viser, at det kemiske miljø er oxideret ned til denne dybde.

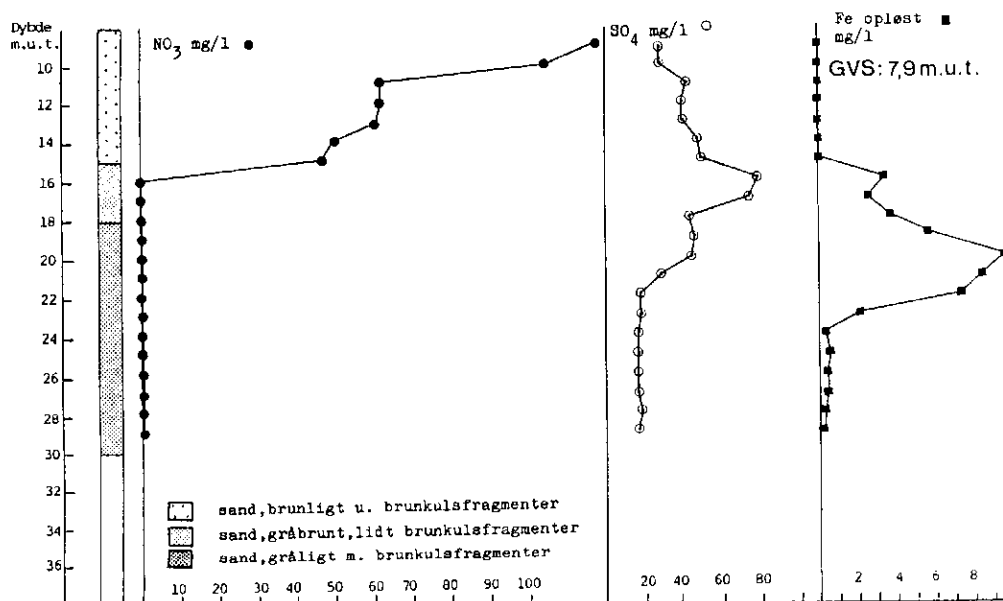
Den øvrige kemiske sammensætning, bl.a. de lave sulfatkoncentrationer (10-20 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$), viser, at der er tale om grundvand stammende fra ned-sivning fra plantage- og hedearealerne opstrøms borelokaliteten.

Reduceret
"naturvand"

Fra ca. 27 m u.t. til boringens bund i ca. 31 m u.t. er det kemiske miljø reduceret med koncentrationer af opløst jern på 1-5 mg Fe pr. l, men de lave koncentrationer af sulfat også i det dybeste grundvandslag tyder ikke på, at vandet indeholder komponenter fra omsætning mellem nitrat og pyrit.

Sedimentprofilet viser, at sandlagene fra ca. 24 m u.t. til boringens bund i ca. 31 m u.t. bliver trinvis mere grålige i farven og med et stigende indhold af brunkulsfragmenter.

Tritiumbestemmelserne viser, at grundvandet ned til ca. 30 m u.t. er yngre end ca. 1963.



Figur 15. Boring T8. Kemiprofiler, grundvandsprøver, juli 1989.
Grundvandsspejl (GVS) 7.9 m u.t.

3.6 Reduktionskapacitet i grundvandsmagasinet

Organisk kulstof
og reducerede
svovlforbindel-
ser

I tabel 3 er vist nogle eksempler på resultaterne af bestemmelse af reducerende stoffer i sedimenter fra henholdsvis den oxiderede og den reducerede zone i borerne T2 og T7. Resultaterne af de anførte eksempler på analyser svarer nogenlunde til niveauet for de gennemboede jordlag ved de øvrige lokaliteter. Tages udgangspunkt i de nitratreduktionsprocesser, der er beskrevet i afsnit 3.5.2, kan den totale reduktionskapacitet beregnes udfra forskellen i indholdet af organisk kulstof og reducerede svovlforbindelser mellem den reducerede zone og den oxiderede.

Boring	Dybde m u.t.	% af tørstof: TOC	S-red.
T2	25	0.05	0.001
-	31.5	0.24	0.005
T7	20	0.06	0.001
-	26.5	0.16	0.013

Tabel 3. Indhold af total organisk kulstof (TOC) og reducerede svovlforbindelser (S-red.)

Af tabellen ses, at indholdet af reducerende stoffer varierer, og dette er også tilfældet i prøver fra de øvrige borer. (Kristiansen et. al., 1990).

Reduktions-
kapacitet

For at beregne størrelsesordenen af reduktionskapaciteten er valgt et eksempel med et indhold på 0.15% organisk kulstof (C) og et indhold på 0.012% reducerede svovlforbindelser (S), som svarer meget godt til det typiske niveau i den reducerede zone. Regnes der yderligere med en rumvægt på 1.5 vil nitratreduktionskapaciteten pr. 1 jord efter ligningerne i afsnit 3.5.2.

svare til:

$$0.15\% \text{ C } \frac{0.15 \times 1.5 \times 10^6 \times 4}{100 \times 5 \times 12} = 150 \text{ mmol NO}_3$$

$$0.012\% \text{ S } \frac{0.012 \times 1.5 \times 10^6 \times 15}{100 \times 10 \times 32} = 8.4 \text{ mmol NO}_3$$

Total pr. 1 jord 158 mmol NO₃

I et 10 cm jordlag vil den totale reduktionskapacitet efter eksemplet svare til:

$$\frac{158 \times 10^6 \times 14}{10^6} = 2212 \text{ kg N/ha}$$

Regnes der med en årlig nedsivning på f.eks. 80 kg N/ha vil et jordlag på 10 cm i den reducerede zone kunne reducere nitrat svarende til nedsivningen i 25-30 år.

Selvom kun en del af reduktionskapaciteten er tilgængelig uanset en lang opholdstid for grundvandet, er den stor i relation til den årlige kvælstofudvaskning.

Nitratreduktion vil kun finde sted i den del af grundvandet, som af strømningsbanerne føres ned til de reducerende jordlag under redoxgrænsen. For den del af grundvandet, som strømmer af over redoxgrænsen, vil nitratreduktionen være minimal bortset fra fortynding med mindre belastet grundvand fra naturarealer.

Opløst jern og sulfat som følge af reduktionsprocesser

Nitratreduktionsprocesserne medfører endvidere en påvirkning af grundvandskvaliteten, hvoraf de forøgede koncentrationer af opløst jern er den mest problematiske, idet den kan medføre forsurende af grundvand og vandløbsvand med en lav naturlig alkalinitet.

Hvis redoxgrænsen bevæger sig nedad og frem i strømningsbanerne, vil blandingsforholdet mellem

det nitratholdige vand fra den oxiderede zone og nitratfrit vand fra den reducerede zone ændres i vandløbene. Denne bevægelse af redoxfronten er imidlertid en langsom proces, som bestemmes dels af grundvandets strømningsmønster, og dels af et varierende, men relativt stort indhold af reducerende stoffer i jordlagene i de dybe dele af grundvandsmagasinet.

Forbrug af reducerende stoffer, landbrugsvand og naturvand

Selvom det nedsivende vand fra agerbrugsarealer har nitratkoncentrationer, som i iltningsækvivalenter svarer til ca. fem gange iltningsækvivalenterne i nedsivende vand fra hede- og plantagearealer (Postma and Boesen, 1990), har de seneste 50 års nedsivning af nitratholdigt vand fra agerbrugsarealer således maksimalt forbrugt reducerende stoffer svarende til 250 års nedsivning af iltholdigt vand fra naturarealer. Dette er en kort periode i forhold til de 10-15.000 år, der er forløbet siden sidste istid.

Det er derfor sandsynligt, at redoxgrænsens forløb kun er ændret lidt af de seneste års nedsivning af nitratholdigt vand fra dyrkede arealer.

3.7 Transport og omsætning af fosfor.

Binding af fosfat til jern- og aluminiumhydroxider

Overskydende fosfor i forhold til planternes optagelse, som er tilført med handelsgødning og husdyrgødning, vil normalt fastholdes ved sorption i de øverste jordlag (rodzonen). I kalkfattige sandjorder som i Rabis bæks opland, vil det være jordens indhold af aluminiumoxider og iltede jernforbindelser (ferrioxider), som vil være af størst kvantitativ betydning for binding af fosfater i en vandopløselig form. Hollandske forskere har påvist, at jordlagenes indhold af ammoniumoxalatekstraherbare aluminium- og ferrioxider tilnærmelsesvis er et udtryk for fosfatsorptionskapaciteten i jordlag af samme type som i Rabis bæks opland (Van Der Zee

and Riemsdijk, 1986).

På udvalgte prøver fra den umættede zone i tracéboringerne er der bestemt aluminiumoxid (Al_2O_3), ferrioxid (Fe_2O_3) og fosfor (P) efter ekstraktion med ammoniumoxalat.

I tabel 4 er vist resultaterne af disse analyser i boringerne T1 (plantage) og T6 (agerjord). Samtidig er vist koncentrationerne af opløst fosfat og nitrat i grundvandsprøver fra de to boringer.

Boring	T1			T6		
Dybde m u.t.	% Al_2O_3	% Fe_2O_3	ppm P	% Al_2O_3	% Fe_2O_3	ppm P
0 - 0.5				0.39	0.20	176
0.5 - 1.0	0.19	0.069	45	0.20	0.051	54
1.0 - 1.5	0.11	0.20	80	0.11	0.078	75
1.5 - 2.0	0.054	0.059	37			
2.5 - 3.0				0.032	0.037	35
3.0 - 3.5	0.036	0.049	17			
4.0 - 4.5	0.025	0.074	49	0.018	0.033	33
5.0 - 5.5				0.025	0.039	33
6.5 - 7	0.011	0.072	38			
10.5 - 11	0.011	0.055	29	0.011	0.025	25
11 - 11.5				0.021	0.19	103

Grundvandsprøver udvalgte niveauer nov. 1988

Dybde m u.t.	T1 mg pr. l. PO_4^{3-}	NO_3^-	T6 mg pr. l. PO_4^{3-}	NO_3^-
15.5	0.38	1.3		
16.5			0.18	45
17.5			0.02	59
18.5	0.03	4.6	0.02	75
19.5	0.02	2.0	0.02	98
20.5	0.02	0.1	0.02	93
29.5			0.08	60
30.5		0.1	0.02	26
35.5	0.45	<0.1		

Tabel 4. Indholdet af ammoniumoxalatekstraherbart Al_2O_3 , Fe_2O_3 og P i jordprøver samt koncentrationer af PO_4^{3-} og NO_3^- i grundvandsprøver.

Indholdet af fosfor er i de anførte eksempler relativt højt i dybder ned til 1.5 m.u.t., i enkelte niveauer forekommer dog relativt høje værdier også på større dybder. Disse sidste synes at være sammenfaldende med forhøjede koncentrationer af letopløselige ferrioxider. Lignende forhold gælder for de øvrige boringer.

	Indholdet af letopløselige aluminiumoxider (Al_2O_3) er højest i de øverste jordlag 0 - 3 m.u.t. Under denne dybde falder indholdet til en lavværdi på 0.01 - 0.04% Al_2O_3. Dette gælder også for de øvrige borelokaliteter.
Horizonter med forhøjede jern-koncentrationer	Indholdet af letopløselige ferrioxider falder ikke systematisk med dybden, idet der i visse niveauer forekommer horizonter med relativt høje værdier. I enkelte niveauer i de øvrige borer er fundet koncentrationer på op til 0.35% ammoniumoxalatekstraherbort Fe_2O_3 i jordlag, som ligger dybere end 3 m.u.t. (Kristiansen et. al., 1990).
	Det er sandsynligt at lignende horizonter med forhøjede koncentrationer af ferrioxider kan findes i den øverste oxiderede del af grundvandsmagasinerne, specielt i overgangszonen mellem nitratholdigt og nitratfrit grundvand, idet de må være et resultat af kemiske udfældninger af ferrijern, når grundvandslag med afvigende redoxpotentiale kommer i kontakt med hinanden.
Jern/fosfor-forhold	Indholdet af ferrioxider i den umættede zone i jordlag dybere end rodzonen er typisk 4 - 10 gange den ækvivalente fosfatmængde, når der gås ud fra ækvivalentforholdet i ferrifosfat (FePO_4). Der synes således at være rigeligt med aluminium- og ferriforbindelser i den umættede zone til adsorption/absorption af eventuelt udvasket i fosfat fra rodzonen, og lignende forhold må gælde i den oxiderede del af grundvandsmagasinet.
Fosfat i grundvand	I enkelte prøver fra de øverste grundvandslag er der fundet koncentrationer af orthofosfat på 0.1-0.4 mg PO_4^{3-} pr. l. Dette er f.eks. tilfældet for boring T6, hvor der er fundet 0.25 mg PO_4^{3-} pr. l. i 17.5 m u.t. i en prøve fra maj 1988, og 0.18 mg PO_4^{3-} pr. l. i en prøve fra 16.5 m u.t. udtaget i november 1988 (se tabel

4). Boring T6 ligger på et dyrket areal, og årsagen til fosfatindholdet i det øverste grundvandslag kan være, at organisk fosfor eller andre fosfater end orthofosfat stammende fra husdyrgødning i perioden kan være nedvasket til grundvandszonen. Årsagen til fosfatindholdet i 15.5 m u.t. i boring T1 (se tabel 4) kendes ikke. Boringen ligger midt i et plantageareal, som ikke gødes med husdyrgødning. Fosfat er kun fundet i denne ene prøve, så der kan være tale om en kontaminering af prøven.

Generelt har koncentrationerne af orthofosfat i iltede og nitratholdige prøver været under eller nær bestemmelsesgrænsen ($0.02 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{l}$) ved næsten alle borelokaliteter.

I de dybeste reducerede grundvandslag forekommer højere koncentrationer af orthofosfat (op til 0.7 mg PO_4^{3-} pr. l) i såvel boringer i plantage- og hedearealer som dyrkede arealer.

Dette er sandsynligvis fosfater fra miocænt materiale, som er opløseligt i de dybeste reducerede lag i grundvandsmagasinet.

4. Diskussion og konklusion

4.1 Geologiske forhold

Rabis bæks opland er en del af Karup hedeslette. De kvartære lag består overvejende af sand og grus med få lerlag, og de har en tykkelse på op til 110 m.

I de kvartære lag af smeltevandssand findes isolerede flager af glimmerler og brunkul, og desuden kan findes legemer af smeltevandsler og silt. De undersøgelser af transport og omsætning af kvælstof (N) og fosfor (P), som er gennemført i dette projekt, har kun omfattet prøvemateriale i de kvartære dele af lagserien, idet grundvandsmagasinet i Rabis bæks opland stort set er beliggende i de sedimenter, der ligger over prækvartæroverfladen.

Geologisk
model

Det har imidlertid været nødvendigt på grundlag af data fra DGU's borearkiv at udarbejde en geologisk model med profiler, som belyser de geologiske forhold og aflejringernes dannelse i et større område omkring oplandet og til en større dybde, idet denne geologiske model har skullet danne grundlag for den matematiske modellering af grundvandsstrømmene i oplandet. Som grundlag for denne modellering har det især været nødvendigt med en belysning af prækvartæroverfladens udformning og beliggenhed.

Aflejring af
brunkul og pyrit

Som beskrevet i afsnit 3.5.2 er nitratreduktionsprocesser i grundvandsmagasinet specielt forårsaget af jordlag med et indhold af brunkul og pyrit. Disse materialer stammer oprindeligt fra sedimenter, men er blevet frigjort ved smeltevandets erosion og aflejret i vekslende lag og koncentrationer sammen med smeltevandssandet i de kvartære jordlag. Pyrit, der har en højere vægtfylde end hovedparten af smeltevandssandet, kan være blevet aflejret i områder med stærk

strøm, mens brunkulsfragmenter med en lav vægtfylde har kunnet føres vidt omkring og være blevet aflejret i områder med roligere strømforhold. Det er imidlertid vanskeligt at give faste regler for, hvorledes pyrit og brunkul vil optræde i smeltevandsaflejringerne i et sådant hedesletteområde (se også afsnit 4.5).

4.2 Hydrogeologiske forhold

Frit grundvands- spejl	Rabis baks opland er med frit grundvandsspejl, idet der dog tæt på ådalene i et sådant område er artesiske forhold. I et område med frit vandsspejl vil alt nedsivende vand fra de overliggende arealer passere igennem større eller mindre dele af det primære grundvandsmagasin, således at nedsivende næringssalte vil påvirke grundvandskvaliteten i store dele af reservoiret omend stærkest i de øverste grundvandslag.
Grundvandsstrøm	Grundvandet i oplandet strømmer fra øst mod vest parallelt med Rabis bæk, idet der dog sker en afbøjning mod vandløbet tæt på dette. En del af det dybe grundvand i Rabis baks opland afdrænes mod Karup å.
Grundvandsopland	Grundvandsoplandet til Rabis bæk er ialt ca. 16 km ² , hvoraf 10-12 km ² i det øvre delopland, der er omfattet af de intensive undersøgelser. Infiltrationen er mindst i de dele af oplandet, som er dækket af plantagearealer som følge af den relativt store evapotranspiration fra skovdækkede arealer.
Den umættede zones tykkelse	Den umættede zone har en mægtighed på op til 20 m, og infiltrationstiden er op til 7 år ved oplandsgrænsen. I det meste af den strømlinie, hvor tracéboringerne er udført, er den umættede zone ca. 15 m tyk og infiltrationstiden fra de overliggende arealer til grundvandsspejlet i

størrelsesordenen 5 år. Kun ved den nedstrømsliggende boring T8 er grundvandsspejlet højere (7-8 m u.t.). Potentialmålingerne viser, at potentialplanerne er vertikalt orienterede i den øvre del af reservoiret, således at grundvandsstrømmen er næsten horisontal. Grundvandets strømningshastighed er 30-60 m pr. år.

4.3 Grundvandets alder

Tritiumanalyser
og strømnings-
hastighed

Tritiumanalyser er anvendt til en vurdering af alderen på grundvandslag i forskellige dybdeintervaller udfra fixpunkterne tritiumminimum før 1950 og tritiummaximum i 1963 på tidsskalaen, kombineret med grundvandsprøvernes relative dybde i profilet (se også afsnit 3.3). Tages yderligere vandets infiltrationstid og grundvandets strømningshastighed, som beskrevet i afsnit 3.2.2 og 4.2, i betragtning, kan alderen på grundvandet yngre end 1963 defineres lidt nærmere.

I borerne T4-T6, som ligger opstrøms i tracéen (se figur 1 og 3), er alt grundvand ned til 30-31 m u.t. yngre end 1963. Grundvandslagene i disse borer vil være fra 5 til ca. 20 år gamle, idet alderen stiger med dybden. Selv det dybeste grundvand vil næppe være over 20 år gammelt, fordi tritiummaximum først er fundet i en dybde på mere end 40 m u.t. i dette afsnit.

Tracéboringer
opstrøms

I boringen T3 vil grundvandet fra 15-30 m u.t. være nogenlunde af samme alder (5-20 år) som i borerne T4-T6, men det dybeste grundvandslag i 30-32 m u.t. er sandsynligvis noget ældre (i størrelsesordenen 20-25 år), idet der er fundet højere tritiumkoncentrationer i de dybeste vandlag end tilsvarende i de opstrøms liggende tracéboringer T4-T6. I boringen T2 vil grundvands-

laget fra ca. 16-28 m u.t. være af en alder på ca. 5-20 år, grundvandslaget fra 28-32 m u.t. ca. 20-27 år, og grundvandslagene under denne dybde sandsynligvis fra 27-35 år gammelt, idet tritiumkoncentrationen i det dybeste niveau (34 m u.t.) stadig er relativt høj.

I boringen T1 er grundvandslaget fra ca. 16-25 m u.t. sandsynligvis i alderen 5-20 år, idet tritiummaximum i 28 m u.t. viser, at grundvandet i denne dybde er ca. 27 år gammelt.

Lave tritiumkoncentrationer i en dybde på 34-35 m u.t. viser, at det dybeste grundvandslag, som er undersøgt i denne boring, er mindst 40 år gammelt.

I boring T7 vil alderen på grundvandet være fra 5-25 år gammelt og stigende med dybden fra ca. 15-30 m u.t. Da der ikke er tritiumbestemmelser på grundvand under niveauet 30 m u.t., og da tritiummaximum ikke er nået i denne dybde, er et nærmere skøn over alderen på det dybeste undersøgte grundvandslag ikke mulig.

Tracéboringer nedstrøms

I boringen T8 nedstrøms i tracéen, er der kun 7-8 m til grundvandsspejlet mod 15-16 m i de øvrige tracéboringer. Som følge heraf er infiltrationstiden lavere end i de øvrige boringer og det allerøverste grundvandslag yngre. Grundvandslaget fra vandspejlet til ca. 22 m u.t. vil således være fra 1.5 til 27 år gammelt, og grundvandslaget fra 22-29 m u.t. fra 27 til mindst 40 år gammelt. Det undersøgte profil i denne boring repræsenterer derfor et meget længere tidsinterval end profilet i boringerne længere opstrøms. Dette forhold svarer til det normale strømningsmønster i et sådant område. Det samlede mønster for hele boretracéen er således, at grundvand af relativt ung alder er trængt dybest ned i den østlige opstrøms ende af tracéen. Dette forhold medfører også, at nitratfronten alt andet lige vil være trængt læn-

gere ned opstrøms i magasinet, selvom jordlag med reducerende materialer i de dybeste dele af grundvandsmagasinet er med til at sætte grænsen for nitratfrontens fremtrængen (se også afsnit 4.5).

4.4 Grundvandskemi og sedimentkemi

De kemiske analyser af prøver fra de øverste grundvandslag viser, at der er markante forskelle i kvaliteten mellem grundvand, som stammer fra nedsivning fra dyrkede arealer og grundvand, som stammer fra plantage- og hedearealer. Forskellen kommer især til udtryk i koncentrationerne af nitrat, hvor de typiske koncentrationer i grundvand stammende fra landbrugsarealer er 30-150 mg NO_3^- pr. l, medens den i vand fra naturarealer er fra 1-5 mg NO_3^- pr. l.

Grundvands-
typernes
nitratindhold

Påvirkningen fra landbrugsdrift ses også i niveauet for klorid og sulfat, som er højere end det typiske niveau i grundvand stammende fra nedsivning fra naturarealer. De højere koncentrationer af klorid og sulfat i grundvand, som stammer fra landbrugsarealer, udgør ikke noget kvalitetsproblem, men er anvendelige parametre til belysning af oprindelsen af et givet grundvandslag. Specielt er kloridkoncentrationen en velegnet parameter, fordi den ikke påvirkes af kemiske processer i jordlagene, men kun ændres ved dispersion.

Fosfat, sorp-
tion og trans-
port

Der er kun i enkelte prøver fundet forhøjede koncentrationer af fosfat i det øverste grundvand under dyrkede arealer. Den umættede zone og den oxiderede del af grundvandszonen synes således at udgøre en effektiv barriere for fosfats transport fra rodzonen til grundvandsmagasin og senere til vandløbet. Fosfat bindes af jordlagenes indhold af aluminiumhydroxider og af

ferrihydroxider i de oxiderede jordlag i den umættede zone og i den øverste del af grundvandszonen. Jordlag med forhøjede koncentrationer af letopløselige fosfater er fundet i dybder på ned til ca. 1.5 m u.t. samt i horisonter dybere nede med forhøjede koncentrationer af jernoxider. I det meste af det undersøgte område, er den umættede zone omkring 15 m tyk, og den oxiderede del af grundvandszonen er oftest omkring 10 m tyk.

Specielt synes ferrihydroxiderne i de oxiderede jordlag at repræsentere en stor overskudskapacitet med hensyn til fosfatsorption, idet jordlagenes indhold af letekstraherbart aluminiumhydroxid falder til et ret lavt niveau på større dybder end ca. 5 m u.t.

Betydningen af jordlag med forhøjede jernkoncentrationen

Niveauer med forhøjede koncentrationer af ferrihydroxider i forhold til det gennemsnitlige niveau er sandsynligvis opstået som følge af kemiske udfældninger i overgangszonen mellem iltholdigt og/eller nitratholdigt grundvand og reduceret grundvand med opløst ferrojern. Det er muligt, at sådanne jernberigede horisonter i de oxiderede niveauer i grundvandszonen kan have endnu højere koncentrationer af totalfosfor i form af ferrifosfater, som ikke er ekstraherbare i ammoniumoxalat, og som er uopløselige i vand, så længe forholdene er oxiderede. Men ækvivalentoverskuddet af ferrijern vil sandsynligvis være så stort, at de yderligere kan binde store mængder fosfor i en immobiliserbar form, idet forholdet opløst Fe/PO_4 i det grundvand, hvorfra de kemiske udfældninger stammer, er meget højt.

I de reducerede niveauer i grundvandsmagasinet sker der et forbrug af ilt (O_2) og en nitratreduktion som følge af jordlagenes indhold af bl.a. brunkul og pyrit. Hvor reduktion af grundvand med høje nitratkoncentrationer finder sted, medfører processerne en markant forhøjelse af

Sulfat- og jern-
koncentrationer

grundvandets sulfatkoncentrationer og som regel også en stærk forhøjelse af koncentrationerne af opløst jern (Fe^{2+}). Tilsvarende forhøjelser af sulfat- og ferrojernkoncentrationer er ikke konstateret, hvor grundvand med lave nitratkoncentrationer med oprindelse fra naturarealer reduceres. Dette kan skyldes, at reduktion af nitrat i små koncentrationer ikke medfører en målbar forhøjelse af grundvandets sulfat- og jernkoncentrationer, men det kan også skyldes, at de iltforbrugende og nitratreducerende processer i de dybe dele af grundvandsmagasinet forløber anderledes, når nitratkoncentrationerne i det oxiderede grundvand er på et lavt niveau (1-5 mg NO_3^- pr. l).

4.5 Transport og omsætning af nitrat

Den umættede
zone og den re-
ducerede del af
grundvandszonen

Resultaterne af undersøgelserne i det samlede program har vist, at vand med høje nitratkoncentrationer kan transporteres fra rodzonen gennem den umættede zone til grundvandsmagasinet uden væsentlig reduktion af nitratindholdet i et område som Rabis bæks opland. Heller ikke i den øverste oxiderede zone i grundvandsmagasinet, sker der en væsentlig reduktion af nitratindholdet.

I boring T2 er der f.eks. fundet grundvand med nitratkoncentrationer på 100 mg. NO_3^- pr./l i en dybde på ca. 10 m under grundvandsspejlet. De øverste 8 m af grundvandszonen i denne boring har grundvand af en karakter, der svarer til vand, som stammer fra nedsivning i plantage- og hedearealer med lave koncentrationer af nitrat (1-5 mg NO_3^- pr./l). Grundvandslaget med de høje nitratkoncentrationer må stamme fra de dyrkede arealer, som afsluttes ca. 300 m øst for og opstrøms boring T2. Dette grundvand har således haft en opholdstid på 15-20 år i den umættede

zone og i den øverste del af grundvandszonen, og har i dette tidsrum passeret mindst 300 m i den oxiderede del af grundvandsmagasinet. Selvom den oprindelige nitratkoncentration i grundvandet fra dette niveau ikke er kendt, har den sandsynligvis ikke været meget højere, idet variationer i nitratkoncentrationer i det nedsivende vand stammende fra dyrkningspraksis fra mark til mark eller vejrforhold fra sæson til sæson må være udjævnede i det 15-20 år gamle grundvandslag.

Nitratreduktion I de dybe reducerede dele af grundvandsmagasinet, sker der til gengæld en fuldstændig reduktion af nitrat i grundvandet, idet de mikrobiologiske nitratreduktionsprocesser sandsynligvis forløber hurtigt i relation til grundvandets typiske opholdstider i denne del af magasinet.

Reduktionskapacitet Reduktionskapaciteten i disse jordlag er meget stor og er i eksemplet i afsnit 3.6 beregnet til i størrelsesordenen 25-30 års nitratnedsivning i et jordlag på 10 cm tykkelse. Dette betyder ikke nødvendigvis, at nitratfronten kun vil bevæge sig omkring 0.5 cm om året i jordlag af denne karakter, idet strømningsmønstret for det nitratholdige grundvand kan medføre, at reduktionskapaciteten opbruges hurtigere i visse strømbaner end andre, fordi relativt store mængder nitratholdigt grundvand passerer igennem disse baner. Men de reducerede jordlag med brunkulsfragmenter og pyrit udgør under alle omstændigheder et filter, som i lang tid vil kunne forhindre, at grundvand med nitrat, som af strømningsmønstret føres gennem de dybeste dele af grundvandsmagasinet, vil kunne belaste vandløbet med nitrat.

Nitratfront og tritiumfront Nitratfrontens fremtrængen med grundvandet finder sted efter et komplekst system, der

Iltholdigt vand
og strømnings-
mønster

De geokemiske
forhold og nitrat

styres dels af grundvandets strømningsbaner og dels af dybden af de jordlag, som indeholder reducerende stoffer. Under landbrugsarealerne opstrøms i tracéen er nitratfronten trængt dybest ned i forhold til grundvandsspejlet. Nitratfronten følger dermed det samme mønster som tritiumfronten (se også afsnit 4.3), men er ikke nået så langt ned og frem ad grundvandets strømningsbaner som tritiumfronten. Dybden for den øverste grænse af jordlag med reducerende stoffer (brunkul og pyrit) er tilsyneladende også størst under landbrugsarealerne opstrøms i tracéen, både i relation til terrænoverflade og grundvandsspejl. Dette kan skyldes sedimentationsmønstret for smeltevandssand med miocæn materiale (se også afsnit 4.1), men er sandsynligvis snarere en følge af, at de reducerende materialer er opbrugt til en større dybde i dette område. En del af forbruget af de reducerende materialer kan tilskrives nedsivningen af vand med høje nitratkoncentrationer i de seneste 30-50 år, men det

er mere sandsynligt, at transporten af opløst ilt med det nedsivende vand og med grundvandsstrømmen er af langt større kvantitativ betydning, fordi denne ilttransport har fundet sted de sidste 12-15000 år siden sidste istid. Under alle omstændigheder vil grundvandets strømningsmønster medføre, at iltningsfronten trænger dybest ned i de områder af grundvandsoplandet, som er nærmest ved vandskellet (Andersen og Kristiansen, 1984), uanset om iltningsmidlet er opløst nitrat eller ilt.

De særlige geokemiske forhold i grundvandsmagasiner af denne karakter med nitratreducerende materialer i de dybeste dele af magasinet vil imidlertid medføre, at gammelt grundvand med høje koncentrationer af nitrat ikke vil kunne findes i de dybeste dele af magasinet. En reduktion af nitratnedsivningen fra landbrugsarealer-

ne gennem ændret dyrknings- og gødningspraksis vil derfor relativt hurtigt medføre lavere nitratkoncentrationer i de øverste grundvandslag og samtidig efterhånden reducere nitrattransporten i vandløbet.

Afstrømning af nitrat i vandløbet

Undersøgelse af næringssalttransporten i Rabis bæk udført af Det Danske Hedeselskab ved vandløbsstationen Birthesminde viser en gennemsnitlig koncentration af $\text{NO}_3^- \text{ N}$ på 1.88 mg pr. l. svarende til 8.3 mg nitrat (NO_3^-) pr. l. (Hansen, 1990). Regnes der med 2/3 landbrugsarealer i oplandet, og går man ud fra, at gennemsnitskoncentrationen i det nedsivende vand fra landbrugsarealerne er 100 mg NO_3^- pr. l. betyder det, at kun 12-13% af den nitrat, der udvaskes fra oplandet, når frem til Rabis bæk. Det skal imidlertid tages i betragtning, at opholdstiden for vandet under grundvandsdannelsen og i grundvandsmagasinet kan være

Nitratlager

mange år. En stigning i udvaskningen af kvælstof i oplandet vil derfor også medføre, at lageret af nitrat i de øverste oxiderede dele af grundvandsmagasinet er forøget, således at kvælstoftransporten i Rabis Bæk endnu ikke er i balance med den aktuelle udvaskning fra oplandet.

Nitratreduktion

Under alle omstændigheder vil kun en del af det udvaskede kvælstof strømme af som nitrat i vandløbet. En del vil reduceres ved passage af de dybe dele af grundvandsmagasinet under redoxgrænsen, en anden del vil reduceres ved udstrømning gennem engarealerne langs Rabis Bæks øvre løb (Brüsch, 1990), og en tredje del vil strømme vestpå mod Karup å, som omtalt i afsnit 3.2 og 4.2.

Betydning af mindre nitratudvaskning

En formindskelse af nitratnedsivningen i et område som Rabis Bæks opland gennem foranstaltninger til modvirkning af kvælstoftab ved

landbrugsdrift, vil nedsætte nitratkoncentrationerne i de øverste dele af grundvandsmagasinet, forbedre grundvandskvaliteten i de dybe dele af grundvandsmagasinet i form af lavere koncentrationer af opløst jern og sulfat, og medføre lavere koncentrationer af nitrat i vandløbet, samtidigt med at eventuel okkerbelastning vandløb i sådanne områder formindskes.

REFERENCELISTE

- Andersen, L.J., N. Kelstrup and H. Kristiansen
(1980): Chemical Profiles in the Karup
Water-table Aquifer, Denmark. "Nuclear
Techniques in Groundwater Pollution Re-
search". International Atomic Energy Agency,
Vienna, 1980.
- and H. Kristiansen (1984): Nitrate in
Groundwater and Surface Water related to Land
Use in the Karup Bassin, Denmark. In
Environmental Geology, 1984, vol. 5, No. 4,
207-212. Springer Verlag, New York.
- Brüsch, W. (1987): Grundvandskemi og arealan-
vendelse - Grundvandskemi under hede,
granplantage, løvskov og landbrug på tørre,
sandede jorder.- I Marginaljorder og
miljøinteresser. Miljøministeriets projekt-
undersøgelser, 1986. Teknikerrapport nr. 12,
108 pp. Skov- og Naturstyrelsen, 1987.
- og B. Nielsen (1990): Nitratomsætning og
vandbevægelse i et vådområde. Rapport nr. C
15, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- & I. Bendix, (1987): Grundvandskemi i udvalgte
engarealer.- I Marginaljorder og miljøinter-
esser. Miljøministeriets projektundersøgel-
ser, 1986. Teknikerrapport, nr. 20, 112 pp.
Miljøstyrelsen, 1987.
- Christensen Boie, N. (1989): Geoelektriske
målinger ved Rabis Bæk.- Internt notat 5 pp.
+ bilag.
- Engesgaard, P. (1988): Two dimensional areal and
profile Groundwater Modelling.- Nordic
Geological Conference, Finland.

- Gravesen, P. (1986): Grundvandssystemerne ved Danmarks Geologiske Undersøgelse - databaser og anvendelse. I Vattenarkivsystemer i Norden. Nordisk expertmöte, Esbo, Nordiskt Hydrologisk Program, NHP-rapport nr. 12, 179-199.
- Gravesen, P. & J. Fredericia (red.) (1984): ZEUS-geodatabasesystem. Borearkivet. Databeskrivelse, kodesystem og sideregistre.- Danm. Geol. Unders., Ser. D., 259 pp
- Hansen, B. (1986): Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til vandløb fra landbrugsarealer. Gjelbæk og Rabis Bæk. Rapport til Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium. Det Danske Hedeselskab, 1986.
- Hansen, B. (1990): Afstrømning og transport til Rabis og Syv bæk. Rapport nr. B9. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Hansen, M. & P. Gravesen (1990): Geologiske forhold i oplande til Karup Å og Rabis Bæk, Jylland. NPO-projekt 2.1. - Danm. Geol Unders., Int. rap., nr. 35.
- Knudsen, J. & F. Larsen (1987): Kort over grundvandspotentiale på basis af pejleboringer og brønde. Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- Kristiansen, H. og E. Zimmer Hansen (1986): Reducerende stoffer i undergrunden i et hedesletteområde. Slutrapport for delprojekt 2.4 i sårbarhedsprojektets 2. etape. Intern rapport nr. 13. 1986. Danmarks Geologiske Undersøgelse.
- og W. Brüsck, P. Gravesen og S. Genders (1990): Rabis bæk. Transport og omsætning af

kvælstof og fosfor i oplandet. NPo 2.1,
slutrapport med bilag. Intern rapport nr. 38.
1990. Danmarks Geologiske Undersøgelse.

Kölle, W. and D. Schreeck (1982): Effects of
Agricultural Activity on the Quality of
Groundwater in a Reducing Underground. In
Memoires, vol. XVI, Part 2 Proceedings.
International Symposium IAH, Prague,
Czechoslovakia, 1982. "Impact of Agricultural
Activities on Groundwater". "Novinar"
Publishing House, 1982, Prague.

Milthers, K. (1935): Landskabets udformning
mellem Alheden og Limfjorden - Danm. Geol.
Unders., II rk. 56, 32 pp.

Munsell Color Company, Inc. (1954): Munsell Soil
Color Charts. U.S. Dept. Agriculture Handbook
18 - Soil Survey Manual.

Ploug, C. (1990): Har reflektionsseismik en
rolle at spille som hydrogeologisk værktøj i
Danmark. - ATV-komiteen vedrørende grund-
vandsforurening, 6-7 marts 1990, pp. 219-230.

Postma, D. (1990): Kinetics of nitrate reduction
by detrital Fe(II)-silicates. Geochim.
Cosmochim, 54. 903-908.

- and C. Boesen (1990): Processes of nitrate
reduction in a sandy aquifer: Geochemistry
and Geochemical Modelling. Rapport nr. B8.
Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. and
Larsen, F. (1990): A new Groundwater Multi-
sampler and Sample Retrieval System without
Air Contact. Indsendt til Groundwater
Monitoring Review.

- og C. Boesen, P. Engesgaard, H. Kristiansen, F. Larsen & P. Gravesen (1989): Grundvandskemi i Rabis bæk tracé: Landbrugspåvirkning og nitratomsætning. - Vand & Miljø, 6.årg., nr. 2, 85-88.

- and B.S. Brockenhuus-Schack (1987): Diagenesis of Iron in postglacial Sand Deposits of Late- and Post-Weichselian Age. Journ. Sed. Petrol., vol. 57, no. 6, November 1987, 1040-1053.

- Rasmussen, L.B. (1961): De miocæne formationer i Danmark. - Danm.geol. Unders., IV rk, 4, 5, 45 pp.

- Schwertmann, V. (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraction mit Ammoniumoxalat-Lösung. Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, 105. 194-202.

- Sørensen, K. (1990): Ellogboringer med niveaubestemt udtagning af porevæskeprøver ved Rabis Bæk, 1989. - Lab. for Geofysik, Århus Universitet, Int. rap.

- Van Der Zee, S.E.A.T.M. and W.H. Van Riemsdijk (1986): Sorption, Kinetics and Transport of Phosphate in sandy Soil. Geoderma, 38 (1986), 293-309. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, B5

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland

Undertitel:

Forfatter(e):

Kristiansen, Henning; Brüsch, Walter; Gravesen, Peter;
Genders, Steen

Udførende institution(er):

Danmarks Geologiske Undersøgelse; Isotopcentralen

Resumé:

Rabis Bæks opland er et hedesletteareal med frit grundvandsspejl. Nedsivende vand fra rodzonen med næringssalte passerer en større eller mindre del af det primære grundvandsmagasin. Fosfor tilbageholdes i de øverste jordlag, medens nitrat udvaskes og forurener de øverste 10-15 m af grundvandet. I de dybeste dele af grundvandsmagasinet omdannes nitrat til frit kvælstof ved omsætning med brunkul og pyrit. Omsætningsprocesserne medfører stigende koncentrationer af opløst jern og sulfat i grundvandet.

Emneord:

udvaskning; grundvand; afstrømning; geologiske modeller;
hydrogeologi; analysemetoder; nitrogen CAS 7727-37-9
fosfor CAS 7723-14-0

ISBN: 87-503-8856-8

ISSN:

Pris: 70,- (inkl. 22 % moms)

Format: AS5

Sideantal: 72 s.

Md./år for redaktionens afslutning: december 1990

Oplag: 500

Andre oplysninger:

Rapport fra koordinationsgruppe B for grundvand

Tryk: Luna-Tryk ApS, København

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Rapporter fra koordinationsgruppe B for grundvand

- Nr. B 1 : Kemisk nitratreduktion med jern(II)forbindelser
- Nr. B 2 : Nitratreduktion i moræner
- Nr. B 3 : Nitratreduktion og organisk stof i grundvandsmagasiner
- Nr. B 4 : Nitrat og fosfat i grundvand/drikkevand fra områder i Danmark
- Nr. B 5 : Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland
- Nr. B 6 : Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland. I
- Nr. B 7 : Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland. II
- Nr. B 8 : Nitratreduktionsprocesser i Rabis hedesletteaquifer
- Nr. B 9 : Afstrømning og transport til Rabis og Syv Bæk
- Nr. B10 : Geokemiske processer i et grundvandsmagasin
- Nr. B11 : Grundvandsbelastning fra to landbrug på sandjord
- Nr. B12 : Fluktuationer i grundvandets nitratindhold
- Nr. B13 : Flow and Transport Modelling – Rabis Field Site
- Nr. B14 : Drainage Flow Modelling – Syv Field Site
- Nr. B15 : Regional model for næringssalttransport og -omsætning
- Nr. B16 : Kortlægning af potentialet for nitratreduktion
- Nr. B17 : Klimastationer i NPo-værkstedsområder
- Nr. B18 : Grundvandsmoniteringsnet i Danmark
- Nr. B19 : Field Investigations of Preferential Flow Behaviour

Nr. B8 er tidligere annonceret med titlen:

Processes of nitrate reduction in a sandy aquifer

Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland

NPo-forskning nr. B5 1990

Rabis Bæks opland er et hedesletteareal med frit grundvandsspejl. Nedsivende vand fra rodzonen med næringssalte passerer en større eller mindre del af det primære grundvandsmagasin. Fosfor tilbageholdes i de øverste jordlag, medens nitrat udvaskes og forurener de øverste 10-15 m af grundvandet. I de dybeste dele af grundvandsmagasinet omdannes nitrat til frit kvælstof ved omsætning med brunkul og pyrit. Omsætningsprocesserne medfører stigende koncentrationer af opløst jern og sulfat i grundvandet.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 70.- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8856-8

Miljøstyrelsen