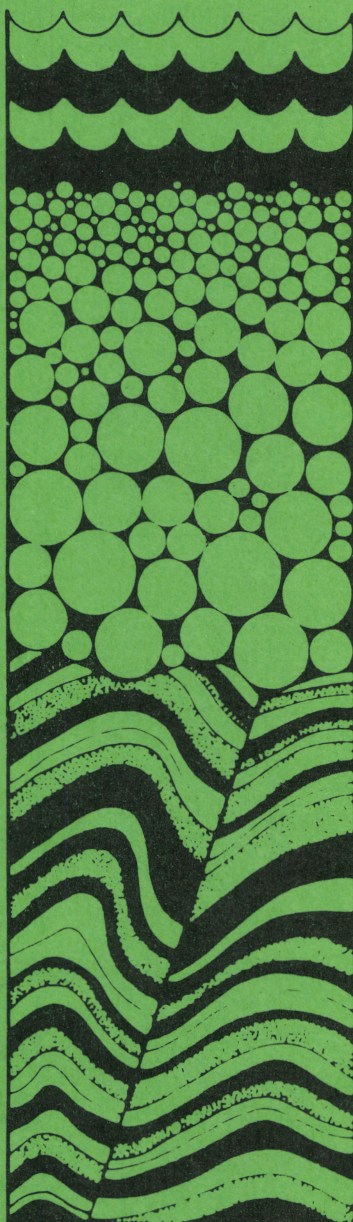


INSTITUTT FOR GEOLOGI NORGES LANDBRUKSHØGSKOLE

Department of Geology, Agricultural University of Norway
Address: N—1432 Ås - NLH. Telephone: (02) 94 00 60



RAPPORT NR. 23

ÅS 1985

Jens-Olaf Englund,
Einar Bjerkelund
og Knut-Fredrik Meyer

Nitrogen i grunnvann fra
endel områder i Sydøst-Norge

ISBN 82-576-2516-7

"RAPPORT" fra Institutt for Geologi omfatter trykksaker som instituttet produserer og distribuerer for egen regning, som årsmeldinger og andre rapporter, foredrag, tabellverk og liknende mangfoldiggjorte dokumentasjoner som vedrører publiserte avhandlinger, samt "preprints" av vitenskaplige avhandlinger.

Serien utkommer etter behov og nummereres fortløpende. De enkelte nummer vil bli distribuert til personer og institusjoner som antas relevante, og ellers til interesserte på forespørsel. Serien er ikke tilgjengelig i vanlig salg eller abonnementskjøp.

Ansvarlig for redaksjon og utgivelse er redaktør oppnevnt av instituttets styre.

Ved referanser til serien anbefales følgende form:

Institutt for Geologi
Norges Landbrukshøgskole, Ås
Rapport nr. xx, 19 .

Henvendelse kan skje til:

Norges Landbrukshøgskole
Institutt for Geologi
Boks 21, 1432 ÅS-NLH,
Norway

Redaktør (Editor): Rolf Sørensen

"RAPPORT" (i.e. Report series) from Institutt for Geologi (Department of Geology), The Agricultural University of Norway, Ås, has been instituted to accept miscellaneous informally reproduced papers circulated by the Department, such as annual reports and other reports, lectures, tables and other documentary matter related to published research papers from the Department, and preprints of research papers.

The series will be circulated to persons and institutions considered relevant, and is not for ordinary sale or subscription.

Editing and publication of the series are the responsibilities of the Department.

The series should be referred to as follows:

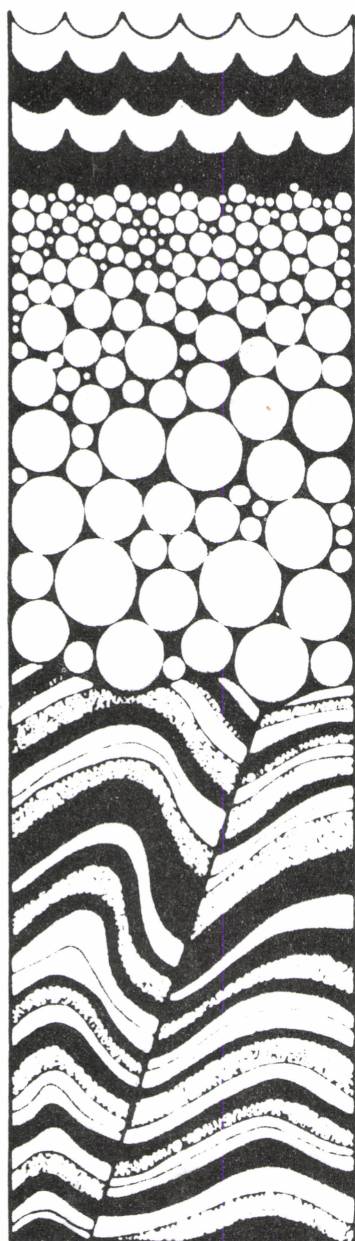
Department of Geology,
Agricultural University of Norway
Report no. xx, 19 .

Requests may be addressed to:

Agricultural University of Norway
Department of Geology
P.O.Box 21,
N-1432 Aas-NLH, Norway.

INSTITUTT FOR GEOLOGI NORGES LANDBRUKSHØGSKOLE

Department of Geology, Agricultural University of Norway
Address: N—1432 Ås - NLH. Telephone: (02) 94 00 60



RAPPORT NR. 23

ÅS 1985

Jens-Olaf Englund, 1)

Einar Bjerkelund 2)

og Knut-Fredrik Meyer 3)

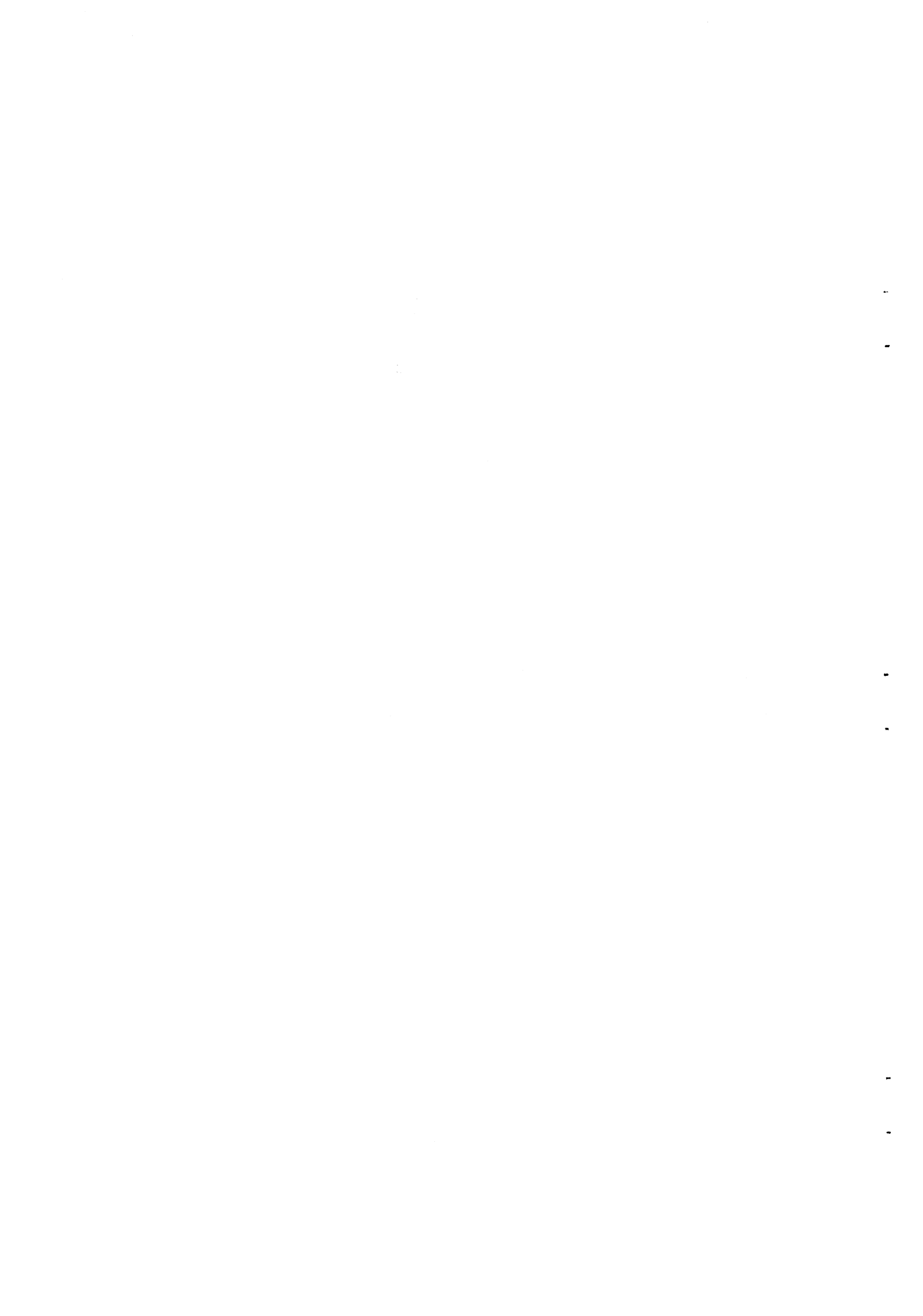
Nitrogen i grunnvann fra
endel områder i Sydøst-Norge

1) Inst. for Geologi, Postboks 21,
N-1432 ÅS-NLH

2) Statens Inst. for Folkehelse (SIF),
0462 OSLO 4

3) Inst. for Hydroteknikk, Postboks 32,
N-1432 ÅS-NLH

ISBN 82-576-2516-7



INNHOLD	S.
1. Innledning	2
2. Generelle betraktninger	4
2.1. Nitrogenkilder	4
2.2. Nitrogensystemet	6
2.3. Redoksforholdene i vann	9
2.4. Nitrogen i grunnvann	9
3. Undersøkellesmetoder	11
3.1. Prøvetaking	12
3.2. Analyser	12
4. Nitrat i grunnvann	12
4.1. Regionale variasjoner	13
4.2. Vertikale endringer	16
4.3. pH-redoksrelasjoner	18
4.4. Sesongmessige variasjoner	19
4.5. Nitrat-jernrelasjoner	23
4.6. Nitrat-manganrelasjoner	25
4.7. Nitrat-sulfatrelasjoner	25
5. Undersøkte områder	28
5.1. Under sen-postglacial øvre marine grense	28
5.2. Over sen-postglacial øvre marine grense	32
6. Oppsummering	36
7. Referanser	39
8. Tabeller	43-47

1. INNLEDNING

I 1971 startet Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd (NLVF) og Statens Institutt for Folkehelse (SIF) et prosjekt med det hovedsiktemål å øke kunnskapen om grunnvannets kjemiske beskaffenhet i Norge. Hittil er grunnvann fra følgende områder undersøkt (Fig.1): 1) Horten - Tønsberg i Vestfold, 2) Jeløy og Moss - Rygge i Østfold, 3) Ås i Akershus, 4) Haslemoen i Solør, Hedmark, 5) Mjøsområdet, Hedmark, 6) Brøttum - Lillehammer i Oppland/Hedmark, og 7) Åstdalen i Oppland/Hedmark. I Åstdalen blir prosjektet også støttet av Norsk Hydrologisk Komite (NHK). De tre sistnevnte områder ligger over øvre sen-postglaciale marine grense, mens de fem andre ligger under denne grensen.

Det studerte grunnvannet er prøvetatt 0-100 m under markoverflaten og opptrer i to hovedtyper av akviferer: 1) kvartære avsetninger med primær porøsitet, 2) bergarter uten eller med svært lav primær porøsitet, men med betydelige sekundære passasjer som sprekker og andre brudd.

Mesteparten av det undersøkte grunnvannet opptrer i akviferer med direkte vertikale hydrauliske forbindelser til markoverflaten. Endel av grunnvannet fra områder under den øvre marine grensen er imidlertid skjermet mot slik overflatenedtrengning pga. overliggende tette marine leirer.

Dette arbeidet konsentrerer seg om nitrogen i grunnvann. Innholdet av endel andre hovedkomponenter er tidligere omtalt av Englund & Myhrstad (1980) og Englund (1983).

Følgende hovedtyper av vann blir omtalt: 1) Nedbør, 2) elvevann, 3) grunnvann i myr, 4) grunnvann i løsmasser, 5) grunnvann i fjell. Publikasjonen baserer seg i første rekke på de analytiske resultater fra 1010 grunnvannsprøver innsamlet i årene 1971-82 fra 194 brønner og kilder i løsmasser og fjell (Tabell 1). Kun et mindre antall nedbørsprøver, overflatevann og grunnvann fra myr er analysert (Tabell 2-7).

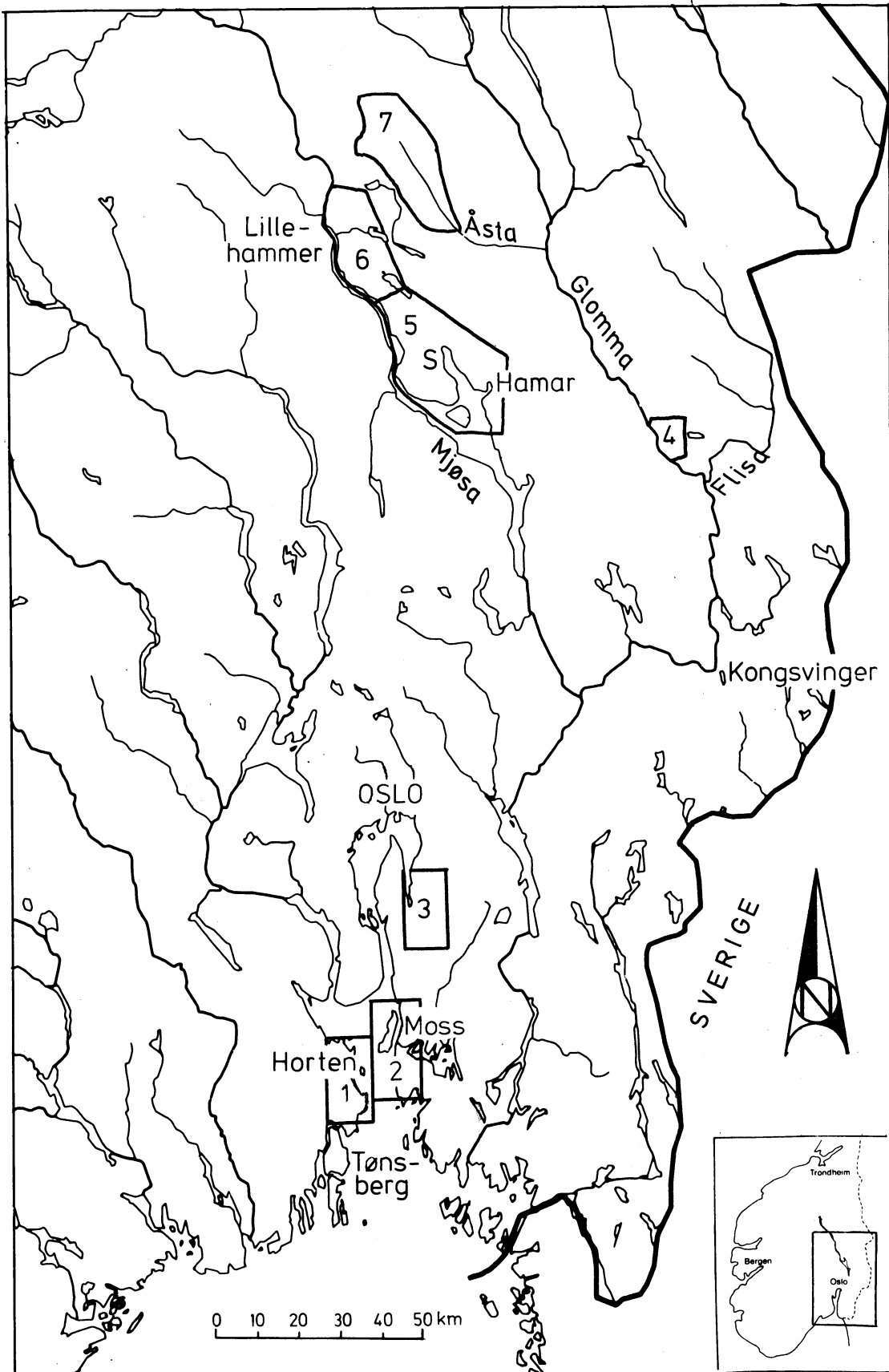


Fig.1. Lokalisering av områder hvor grunnvannet er undersøkt. 1. Horten - Tønsberg, Vestfold, 2. Jeløy og Moss - Rygge, Østfold, 3. Ås, Akershus, 4. Haslemoen i Solør, Hedmark, 5. Mjøsområdet, Hedmark, hvor S=Steinsengbekken nedbørfelt, 6. Brøttum - Lillehammer, Hedmark - Oppland, 7. Åstdalen nedbørfelt, Hedmark - Oppland.

2. GENERELLE BETRAKTNINGER

Grunnvann betraktes vanligvis som bedre beskyttet mot forurensninger enn overflatevann. Imidlertid blir stadig mer av grunnvannet på jorden forurenset (Huisman 1981), spesielt av nitrat (NO_3) (Freeze & Cherry 1979, s.413).

Kvantitativt er nitrat den viktigste formen av nitrogen i det undersøkte grunnvannet (Tabell 1). Nitrit opptrer i så små mengder at det ikke influerer på ionebalansen i noen merkbar grad. Ammonium opptrer i mindre mengder, og denne mengden øker etterhvert som miljøet blir mer reduserende. Totalmengde nitrogen tilsvarer gjerne summen av de tre nevnte nitrogen-forbindelser, eller er litt høyere.

Den anbefalte øvre grense for nitrat i drikkevann i Norge er 2,5 mg NO_3^- -N/l (Myhrstad 1975). Voksne mennesker har sjelden problemer med nitrat i drikkevannet, bortsett fra ved høye konsentrasjoner. Små barn derimot, spesielt yngre enn seks måneder, kan bli syke som følge av høyt innhold av methemoglobin i blodet (Delfino 1977). Methemoglobin dannes når nitrit reagerer med blodets hemoglobin. Det er således ikke nitrat som er farlig, men nitrit-ionet. Dette ionet kan dannes ved bakteriell nitratreduksjon i maven hos mange småbarn. Her er pH noe høyere enn 4 og mange nitratreduserende bakterier er derfor virksomme. Hos voksne mennesker derimot er mavens pH normalt ikke over 4, dvs. så lav at de fleste nitrat-reduserende bakterier ikke kan virke.

Hvis vann har mer enn 100 mg NO_3^- -N/l er det også uegnet som drikkevann for husdyr (buskap).

2.1. Nitrogenkilder

Foringelse av grunnvannskvalitet som følge av nitrat skyldes i første rekke (fig.2): 1) Landbruksaktivitet (handelsgjødsel, silopressaft, gjødsel fra dyr, kompost), 2) kloakkvann på eller under markoverflaten, 3) oksydasjon av humus. Det er grunt grunnvann som i første rekke er utsatt for disse typer av forurensning.

Høye konsentrasjoner av nitrat i grunnvann under landbruksområder er kjent fra mange deler av verden, f.eks. i England (Foster

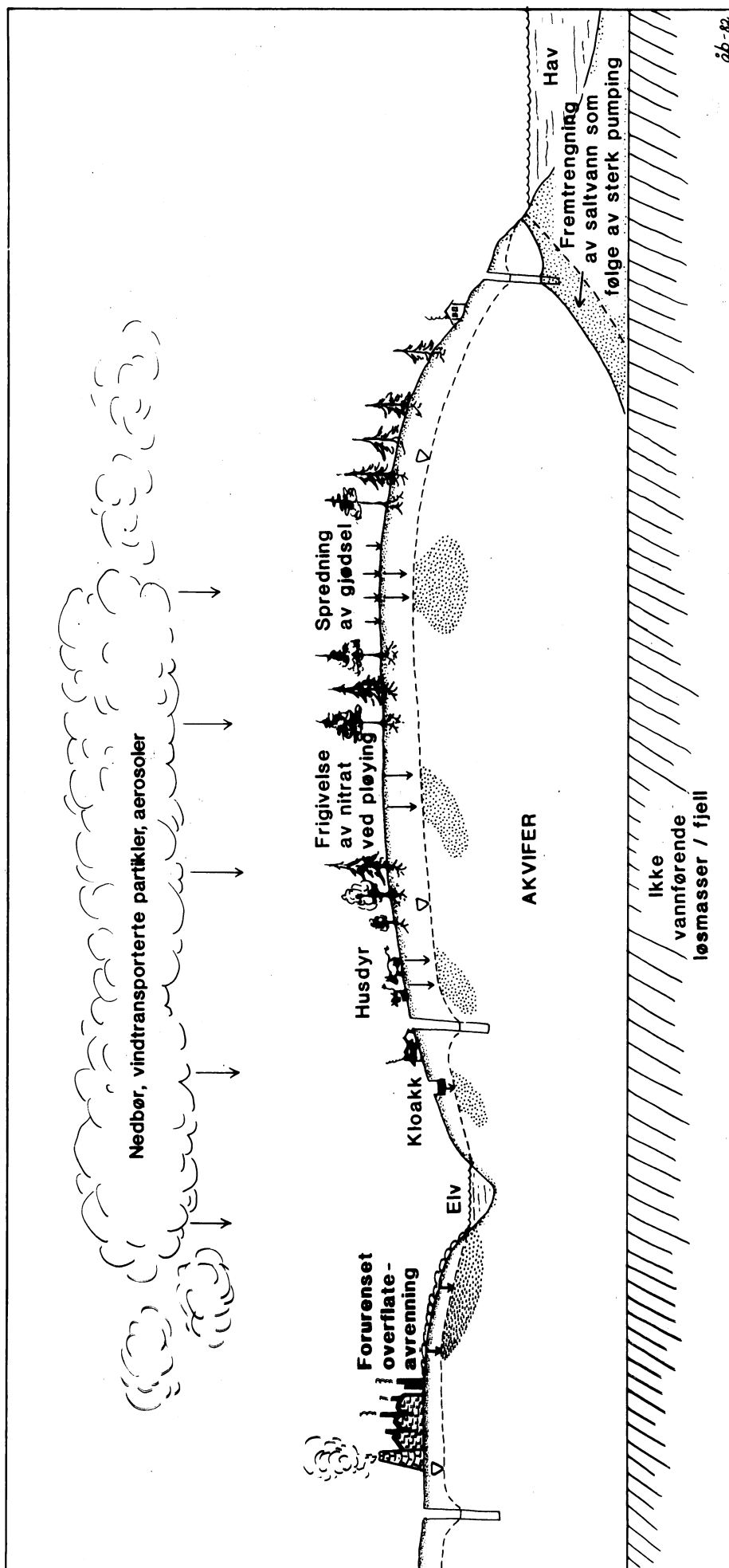


Fig. 2. Noen kilder/årsaker til forurensning av grunnvann: via atmosfæren, som følge av landbruksaktivitet, fra kloakkvann og industriavfall, og som følge av store grunnvannsuttak.

& Crease 1972, Oakes m.fl. 1981) og i Tyskland (Groba & Hahn 1972). Hvor grunnvann er nitratforurensnet over store områder antas bruk av gjødsel å være hovedårsaken (diffuse kilder). I industrialiserte land anvendes vesentlig uorganisk handelsgjødsel, mens mindre utviklede land for en stor del bruker organisk gjødsel fra dyr og mennesker.

Gjødselkjellere, septiktanker, surforsiloer etc. (punkt kilder) kan forårsake lokal nitrat forurensning av grunnvann. I slike tilfeller blir endel organisk bundet nitrogen overført til nitrat ved biokjemiske prosesser.

Oksydasjon og utvasking av naturlig organisk nitrogen i jordsmonn kan også tilføre grunnvann nitrat. Dette kan skje som følge av moderne landbrukskultivering, hvorved oksygen trenger ned i jorden. Grunt grunnvann over store områder i Alberta, Canada (Grisak 1975) og i Texas, USA (Kreitler & Jones 1975) er nitrat forurensnet som følge av slik aktivitet. Frigivelse av nitrat ved pløying er et kjent fenomen (Jackson 1980).

2.2. Nitrogensystemet

Nitrogen kan forekomme i alle oksydasjonstrinn fra -III til +V, men ikke alle disse trinnene er representert i forbindelser som er av betydning i naturlig vann. De viktigste forbindelser her er: ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3) med $\text{N}^{-\text{III}}$, nitrit (NO_2^-) med $\text{N}^{+\text{III}}$, nitrat (NO_3^-) med $\text{N}^{+\text{V}}$, nitrogen (N_2) som gass eller løst i vann med N^0 , dinitrogenoksyd (N_2O) med $\text{N}^{+\text{I}}$. I tillegg kommer organisk nitrogen som er innkorporert i organiske substanser, samt nitrogen i endel komplekse syntetiske ioner.

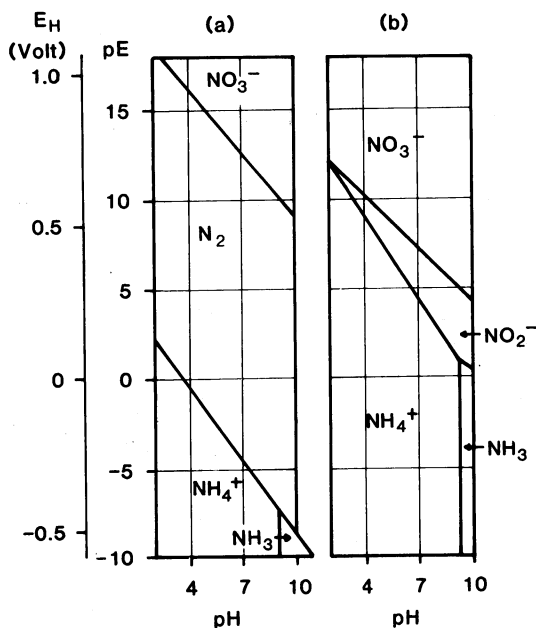


Fig.3. pE-pH diagrammer (Stumm & Morgan 1981). a) Nitrogensystemet når bare stabile likevekter betraktes. b) NH_4^+ , NH_3 , NO_3^- og NO_2^- behandlet som metastabile bestanddeler i forhold til N_2 , dvs. N_2 behandles som en uvirksom komponent ved redoksreaksjoner. $\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$, hvor (H^+) angir antall mol protoner. $\text{pE} = -\log(e)$, hvor (e) angir antall mol elektroner. $\text{pE} = 16.9 E_H$.

Diagrammene i fig.3 viser relasjonene mellom endel nitrogenforbindelser som funksjon av surhetsgrad (pH) og redokspotensial (pE). Som det framgår er N_2 -gass den mest stabile forbindelse ved de fleste pE-verdier i vann (fig.3a). Ved meget negative pE verdier er ammonium fremherskende, mens nitrat dominerer ved pE over 12, og pH=7. Det faktum at atmosfærens nitrogengass ikke er blitt overført til nitrat i stor skala indikerer mangel på en effektiv biologisk katalysator, og at N_2 -molekylene har en sterk binding. Den motsatte reaksjonen (denitrifikasjon) antas å foregå ved en indirekte mekanisme hvorved NO_3^- reduseres til NO_2^- etterfulgt av en reaksjon mellom NO_2^- og NH_4^+ som produserer N_2 og H_2O . Reduksjon av N_2 til NH_4^+ (N_2 fiksering) kan foregå i stor grad når pE er under ca -4.5 og pH= 7. Blågrønne alger er istand til å katalysere denne reaksjonen.

Fordi N_2 ofte er nesten uvirksom ved redoksprosesser er det nyttig å betrakte et system hvor NO_3^- , NO_2^- og NH_4^+ behandles som metastabile bestanddeler i forhold til gassformig N_2 (fig.3b). I dette tilfelle vil det opptre et skifte i den relative dominansen av disse tre bestanddeler innen en smal sone av pE fra 5.8 til 7.2. At disse bestanddeler dominerer hver sin sone innen et såvidt smalt pE-område viser at nitrogen er meget mobil mellom ulike forbindelser.

Overføring av organisk bundet nitrogen til NH_4^+ er kjent som ammonifikasjon. Ved nitrifikasjon blir NH_4^+ overført til NO_3^- ved oksydasjon. Ammonifikasjon og nitrifikasjon er prosesser som

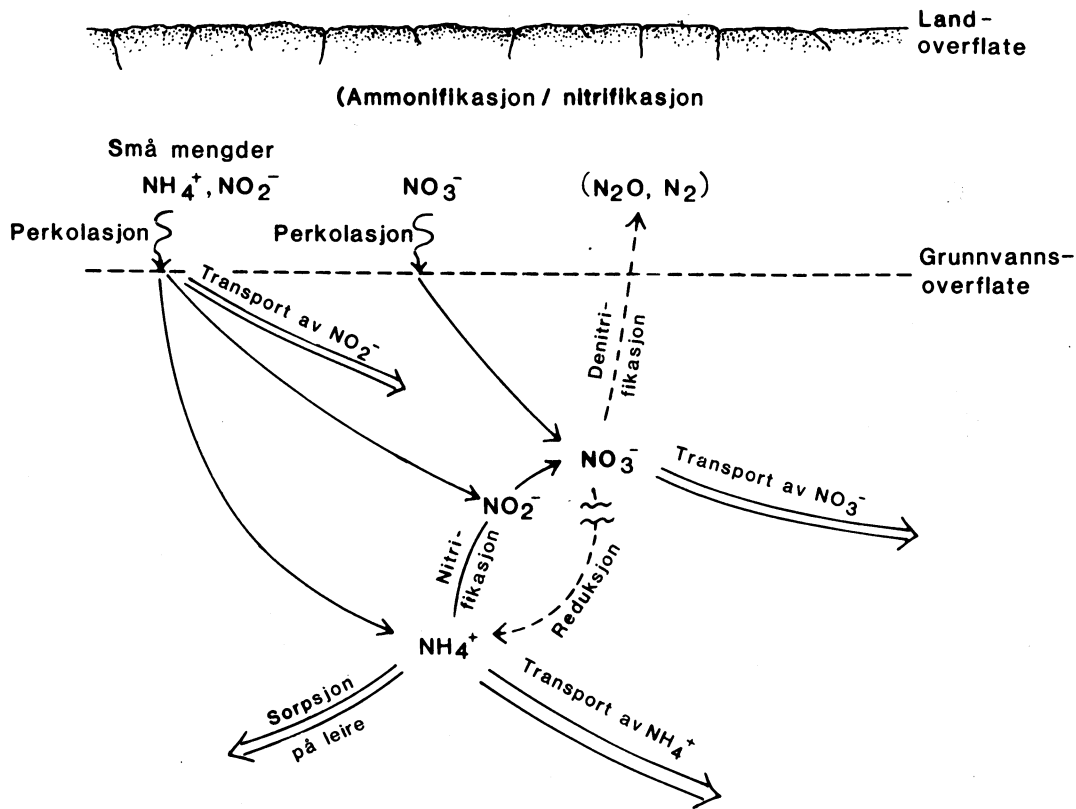


Fig.5. Skjematisk fremstilling av nitrogen transport og omvandlinger i et grunnvannsystem hvor det vesentlig hersker oksyderende forhold ($pE > \sim 5$).

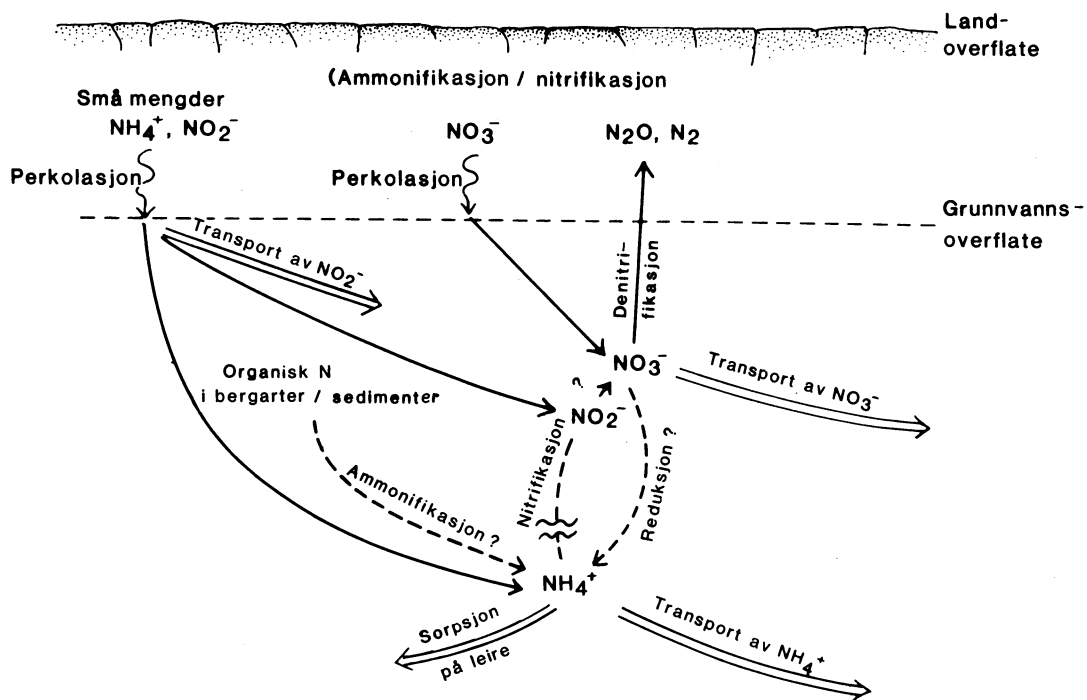


Fig.6. Skjematisk fremstilling av nitrogen transport og omvandlinger i et grunnvannsystem hvor det vesentlig hersker reduserende forhold ($pE < \sim 5$).

når kjemiske data fra forskjellige lokaliteter sammenlignes. Dispersjon fører nemlig til avtagende konsentrasjon i strømningsretningen.

De nitratmengder en gjerne finner i grunnvann er for lave til at de kan bli påvirket av noe løslighetsprodukt, dvs. de er upåvirket av oppløsning-utfelling av faste bestanddeler. Av denne grunn, og fordi nitrat er et anion, beveges det med grunnvann hvor det hersker oksyderende betingelser uten at det foregår mye omvandlinger eller retardasjoner, dvs. med en hastighet som omtrent tilsvarer vannets hastighet (Freeze & Cherry 1979, s.413). Ammonium derimot blir for en stor del adsorbent på leire, på partikler i silt-fraksjonen og på organisk materiale (fig.5 og 6).

Ved transport av nitrat i et grunnvannsystem kan det imidlertid skje denitrifikasjon. En vet relativt lite om slike prosesser i grunnvann, men de vil opptre når nitrat kommer i kontakt med et reduksjonsmiddel, som f.eks. organisk materiale eller hinner av Fe^{2+} -forbindelser på kornene i akviferens matriks.

NO_3^- kan også bli overført til NH_4^+ , men av biokjemiske grunner blir bare en liten del av NO_3^- redusert på denne måten i grunnvann (Freeze & Cherry 1979, s.415).

Sannsynligvis foregår ammonifikasjon og nitrifikasjon også under grunnvannets overflate (fig.5 og 6), men i langt mindre grad enn i jordprofiler.

Ved transport av nitrogenforbindelser i oppsprukket fjell vil disse kunne bli transportert betydelig raskere enn i porøse sand og siltavsetninger. Dessuten vil kontaktflaten til det faste mediet være mindre. Resultatet er ofte at forurenset vann kan transporteres flere ti-talls metere, av og til flere hundre meter, uten at omvandlinger eller sorpsjon av betydning finner sted.

3. UNDERSØKELSESMETODER

Alle analyserte vannprøver er hentet fra dyp mellom 0 og 100 m under markoverflaten. Vann i kilder stammer imidlertid fra dype deler av en akvifer (Englund 1983). Antagelig stammer også endel av det analyserte brønnvannet fra dypere deler av akviferen enn der hvor det er prøvetatt.

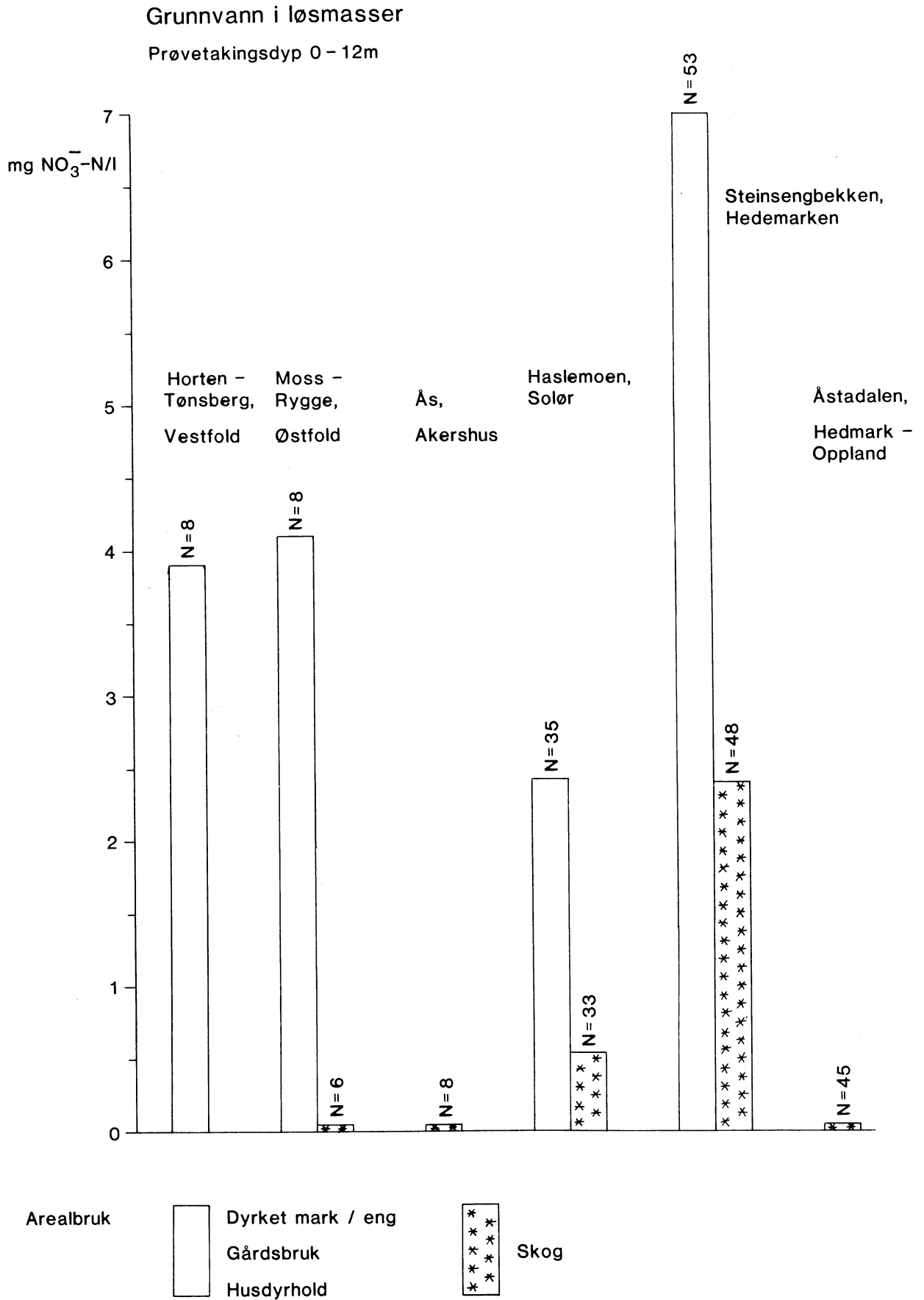


Fig.7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat i det undersøkte grunnvannet fra sydøst Norge. N=antall analyserte vannprøver. Observasjonsperiode: se tabell 1.

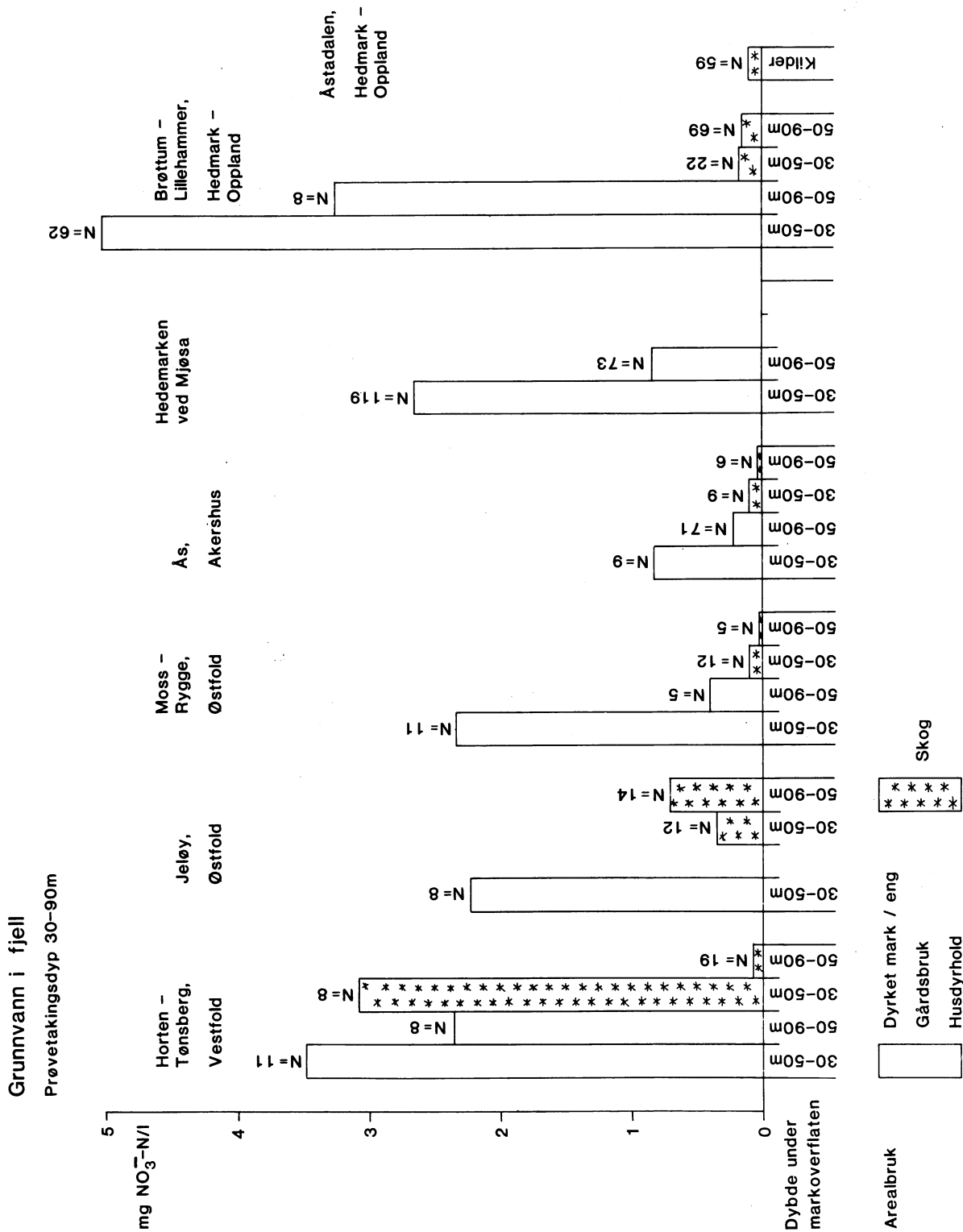


Fig. 8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat i det undersøkte grunnvannet fra syldøst Norge. N=antall analyserte vannprøver. Observasjonsperiode: se tabell 1.

4. De høyest registrerte nitratverdier er alltid knyttet til grunne brønner nær forurensningskilder som gjødselkjellere og septiktanker; 15.8 mg NO_3^- -N/l på Bastøy ved Horten, 8.0 mg NO_3^- -N/l på Jeløy og syd for Moss, 6.5 mg NO_3^- -N/l ved Haslemoen i Solør og 18.7 mg NO_3^- -N/l innen Steinsengbakkens nedbørsfelt i Hedmark.

4.2. Vertikale endringer

Grunnvannet er prøvetatt på ulike dyp under markoverflaten. Sammenstilling av dette datamateriale viser følgende (tabell 1, fig. 7-9):

1. Grunnvann i kvartære løsmasser har gjennomgående noe høyere nitratkonsentrasjoner enn grunnvann i fjell, 30-50 m under markoverflaten. Dypere grunnvann viser alltid lavere verdier.
2. Ved rask nedtrengning (perkolasjon), som i grovkornige jordarter, sandsteiner, massive kalksteiner, gneiser og lavabergarter vil nitrat raskt kunne føres ned til forholdsvis store dyp. Dette synes å skje i mindre utstrekning i finkornige jordarter og i skiferbergarter. Relativt få, men åpne sprekker er gjerne utviklet i de førstnevnte bergartstyper, mens trangere sprekker med større tetthet (frekvens) er utviklet i skiferbergarter (Englund & Myhrstad, 1980).
3. På dyp mellom 50-90 m under markoverflaten har mesteparten av grunnvannet under skogsområder svært lavt nitratinnhold, omkring 0.01-0.05 mg NO_3^- -N/l. Også under dyrket mark/eng er nitratinnholdet oftest lavt på disse dyp, omkring 0.03-0.09 mg NO_3^- -N/l. Unntak finnes, som i lavabergartene i Vestfold og i Brøttumformasjonen ved Mjøsa, hvor nitratverdier rundt 2.4-3.2 mg NO_3^- -N/l er vanlig på 50-90 m dyp.

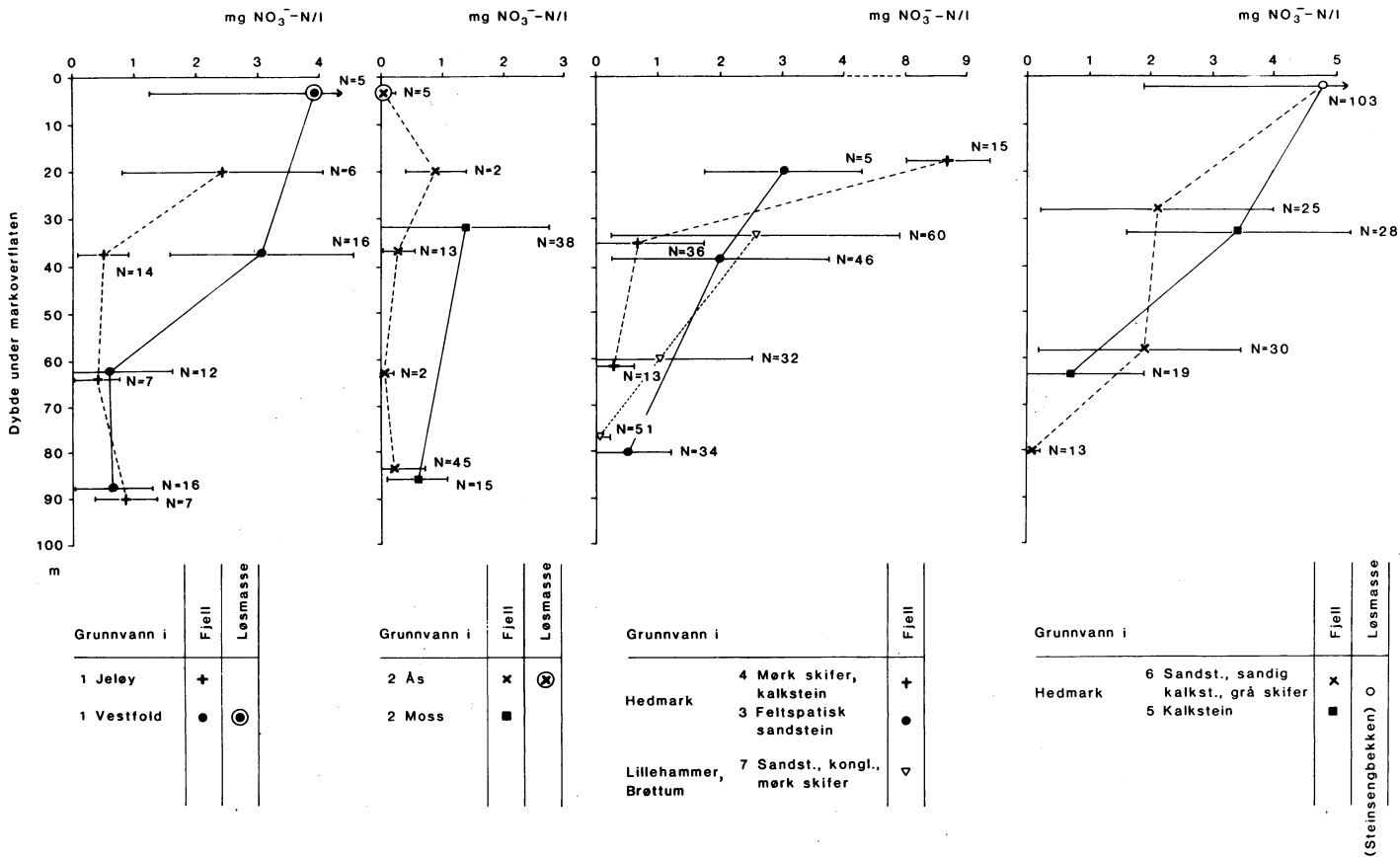


Fig.9. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat i grunnvann på ulike dyp under markoverflaten. Standardavviket og antall analyserte vannprøver (N) er angitt. Referansenr. under figurene: se tabell 1.

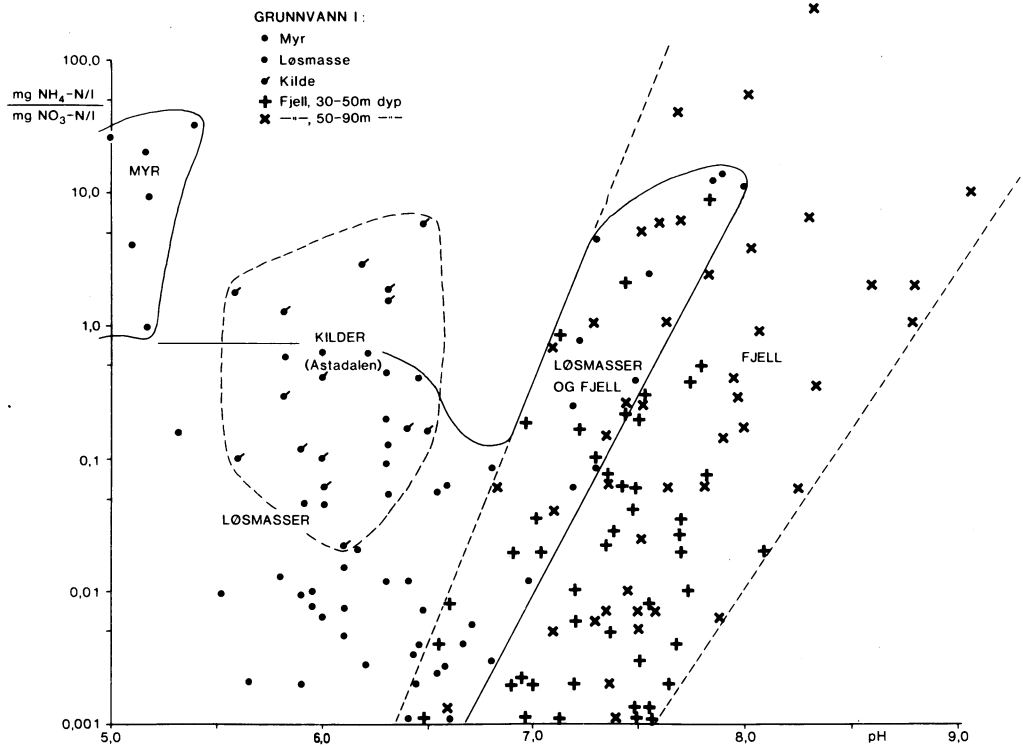


Fig.10. Relasjonen mellom ammonium nitrogen/nitrat nitrogen og pH i det undersøkte grunnvannet. Gjennomsnittsverdier fra enkeltbrønner og kilder er angitt.

4. Den generelle avtagning av nitratinnholdet mot dypet kan forklares ved: a) Oppblanding med lite/ikke forurenset vann tilført ved horisontal strømming, b) uttynning ved hydrodynamisk dispersjon (longitudinal), c) omvandling av nitrat ved denitrifikasjon eller til NH_4^+ , d) den generelle nitratforurensningen er på veg nedover, dvs. grunnvannet på 50-90 m dyp vil bli sterkere nitratbelastet med tiden. Generelt antas at betydningen av faktor a er svært varierende. Spesielt nær grensen mellom to akviferer, eller mellom deler av akviferer med ulik forurensningsbelastning, vil slike strømmer kunne være av betydning.

Faktor b har antagelig liten effekt, mens faktor c antas å være svært viktig når grunnvann beveges mot endrede redoksforhold. Omfanget av faktor d kan bare avklares ved lange tidsserier, noe som mangler i Norge. At grunnvann blir stadig mer forurenset av nitrat med tiden er imidlertid vel dokumentert i en rekke land, f.eks. i Danmark (Miljøstyrelsen i Danmark 1983).

4.3. pH-redoksrelasjoner

Mesteparten av det undersøkte grunnvannet inneholder både ammonium og nitrat. Ammoniuminnholdet kan imidlertid være svært lavt, ned mot 0.01 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Lavere verdier ligger under deteksjonsgrensen, og i slike tilfeller er vannet registrert som fritt for ammonium.

Forholdet mellom ammonium nitrogen og nitrat nitrogen er beregnet og benyttet som mål for redoksforholdene. Denne indeksen er relatert til pH (fig.10):

1. Vann i myr har reduserende forhold og pH fra ca 5.4 og ned mot 4.0. Også lavere pH-verdier kan opptre i myrvann ved grøfting (Rosenqvist 1977, s.32).
2. Mesteparten av grunnvannet i løsmassene har oksyderende forhold og pH i intervallet 5.9-7.3. Noen få vannprøver er fri for ammonium.

3. I grunt grunnvann i fjell, 30-50 m under markoverflaten, er forholdene vanligvis oksyderende. Unntak finnes, som i de mørke kambro-ordoviciske skifrene i Hedmark hvor forholdene kan være anaerobe like under markoverflaten. Grunt grunnvann har gjerne pH i intervallet 6.5-7.7.

Noen meget få vannprøver er fri for ammonium.

4. Forholdene i det dype grunnvannet varierer fra oksyderende til anaerobt, og med pH i intervallet 7.1-9.0.

5. De undersøkte kildene i Åsdalen inntar en mellomstilling som tyder på at de er påvirket av myrene i området.

6. For grunnvann i løsmasser og fjell er pH vesentlig avhengig av karbonsyre. Ved pH lavere enn ca 5.5 bestemmer sterke syrer, som svovelsyre, surhetsgraden.

7. Økende pH mot anaerobe forhold tyder på dannelse av ammonium ved forbruk av protoner.

8. Diagrammet i fig.10 synes egnet til å vise utviklingen av endel vanntyper, f.eks. myrvann som trenger ned i løsmasser og fjell og kommer frem i kilder, eller vann i løsmasser som beveges ned i fjell og havner i dype borebrønner.

4.4. Sesongmessige variasjoner

Årstidsvariasjoner i grunnvannstand (Knutsson & Fagerlind 1977, s.29, Nordberg 1980) og i vannføring i kilder (Englund & Meyer 1980) er velkjent i Skandinavia. Videre er det kjent fra flere steder på jorden at nitratinholdet i brønnvann ofte varierer over tid (Calabresa 1971, Crabtree 1970), ikke sjelden svinger verdiene rundt en middelvei for året. For å studere slike relasjoner er endel kilder blitt undersøkt gjennom noen år.

Kilder i Åstdalen (fig.11):

Vannføring og kjemi i de undersøkte kilder er ikke påvirket av menneskelig aktivitet, men husdyr og ville dyr beiter innen området. Vannkjemien for kilde A (lokalitetsnr. 101) er påvirket av både nedbør og myrer, mens kilde B (lokalitetsnr. 88) har meget liten myrdekning innen sitt infiltrasjonsområde.

Følgende hovedtrekk kan fremheves:

1. Kilde A viser små endringer i vannføring gjennom året. Konsentrasjonen av nitrat varierer imidlertid merkbart, og øker ved økende vannføring, dvs. høye verdier i forbindelse med snøsmelting og ved stor nedbør om høsten. Denne syklisiteten viser at det blir tilført lite nitratholdig vann, spesielt oksydert myrvann, vinterstid og ved langvarig tørke, men rask tilførsel av slikt vann og av nedbørsvann ved snøsmelting og mye regn.
2. Kilde B viser et variasjonsmønster for nitrat som er motsatt av bildet i kilde A. Jevn tilførsel av nitratholdig vann vintertid og i lange tørre perioder gir høye nitratkonsentrasjoner i kildens "base flow". Ved snøsmelting og ved stor nedbør foregår en uttynning av "base flow".

Kilder/artesisk brønn på Jeløya ved Moss (fig.12):

Disse vannforekomstene er beskrevet av Englund & Meyer (1980). De befinner seg i et område med betydelig menneskelig aktivitet. Følgende hovedtrekk kan fremheves:

1. Den artesiske brønnen ved Alby gård viser stabil vannføring og stabile lave verdier av nitrat gjennom året. Brønnen er omgitt av store arealer hvor det tilføres handelsgjødsel for kornproduksjon, men er ikke merkbart påvirket av denne arealutnyttelsen. Dette skyldes: a) Brønnen mates fra sand og grus under oppdyrket tett marin leire (ca 2.3 m tykk), b) artesiske forhold i akviferen.

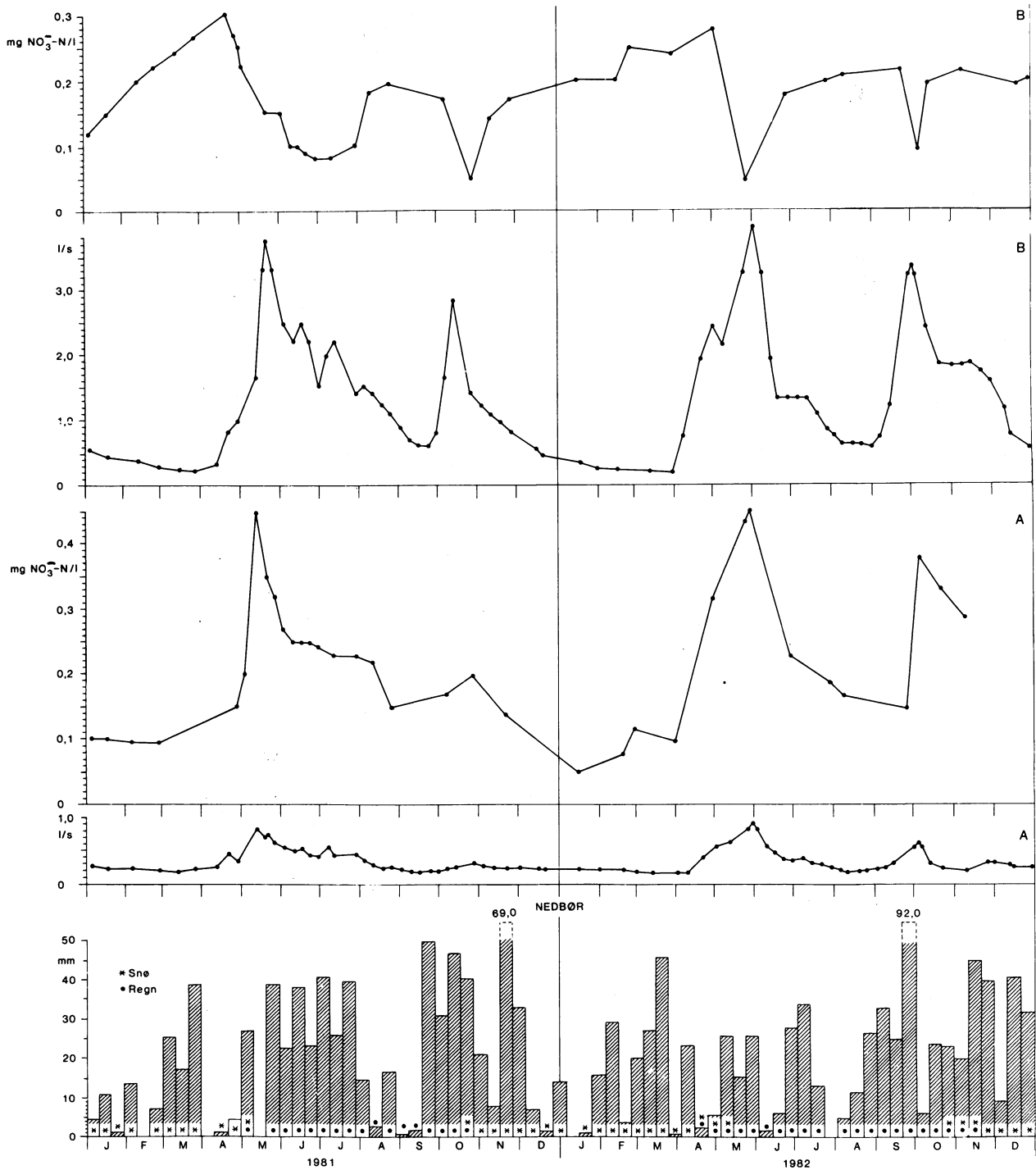


Fig.11. Observert nedbør ved Kvarstadsætra i Astdalen, samt
 A. Vannføring og nitratkonsentrasjon i kilde matet fra
 akvifer i glacifluviale avsetninger, ca 5 km nord for
 Kvarstadsætra langs elven Skvaldra (Kilde nr.101).
 B. Vannføring og nitratkonsentrasjon i kilde matet fra
 akvifer i fjell. Ca 700 m vest for Kvarstadsætra
 (Kilde nr.88).

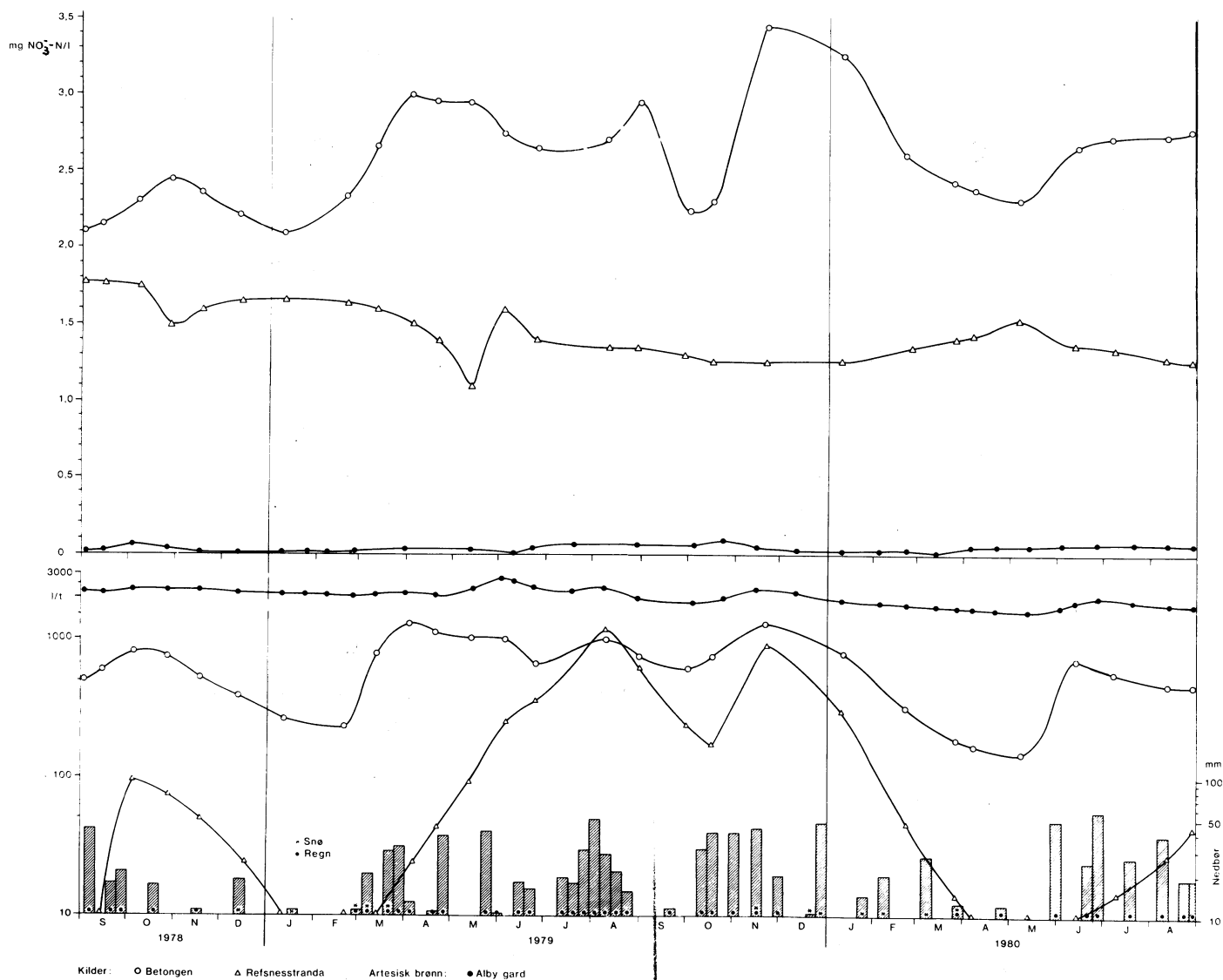


Fig.12. Observert nedbør, vannføring og nitratkonsentrasjon i 2 kilder og 1 artesiske brønn på Jeløya ved Moss. Kildene blir matet fra akviferer i fjell mens brønnen får sitt vann fra sand og grus under marin leire (Englund og Meyer 1980, s.148).

2. Kilde "Betongen" har et variasjonsmønster i vannføringen som er typisk for mange kilder i området; økende vannføring ved snøsmelting og ved stor nedbør. Kilden er imidlertid nitratforurenset fra tettbebyggelse; villaer med haver. Resultatet er økende nitratutvasking ved økende vannføring.
3. Kilde "Refsnesstranda" er en annen kildetype fra området, med meget stor variasjon i vannføringen gjennom året. Den ligger i et skogsterreng uten forurensning fra menneskelig aktivitet. Resultatet er liten variasjon i nitratkonsentrasjonen over tid. En svak tendens tyder på økende nitratverdier ved avtagende vannføring.

4.5. Nitrat - jernrelasjoner

Som det fremgår av fig.4 vil reduksjon av nitrat (NO_3) skje ved et høyere redokspotensial enn reduksjon av $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Forholdet mellom nitrat og totalmangde jern i det undersøkte grunnvannet er derfor av interesse, fig.13:

1. Høye konsentrasjoner av jern opptrer kun i grunnvann med lavt nitratinhold. Generelt avtar jerninnholdet med økende innhold i nitrat.
2. Grunnvann under skogsområder viser gjennomgående høyere jern og lavere nitrat-konsentrasjoner enn grunnvann under dyrket mark/eng.
3. Dyptliggende grunnvann har lavere innhold av, og bedre korrelering mellom nitrat og jern enn grunt grunnvann.
4. De foreliggende data tyder på at reduksjon/oksydasjon av jern skjer samtidig med tilsvarende omvandlinger mellom nitrogenforbindelser. Hvis grunnvannets nitrat blir redusert til gassformig nitrogen av to-verdig jern, som enten er løst i vannet eller befinner seg som hinner på korn og sprekkeflater i akviferen, kan følgende reaksjonsligning stilles opp:

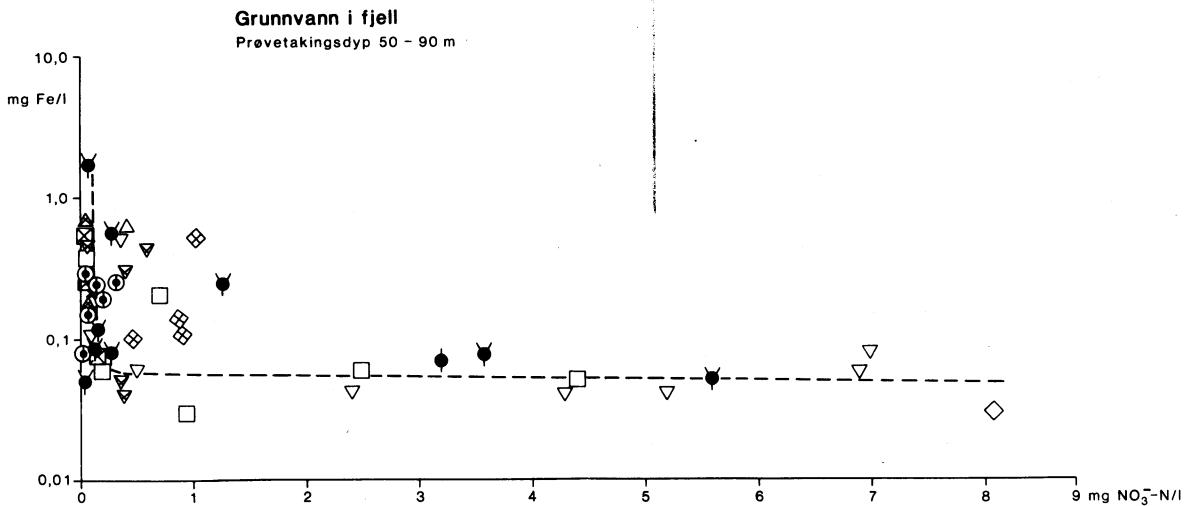
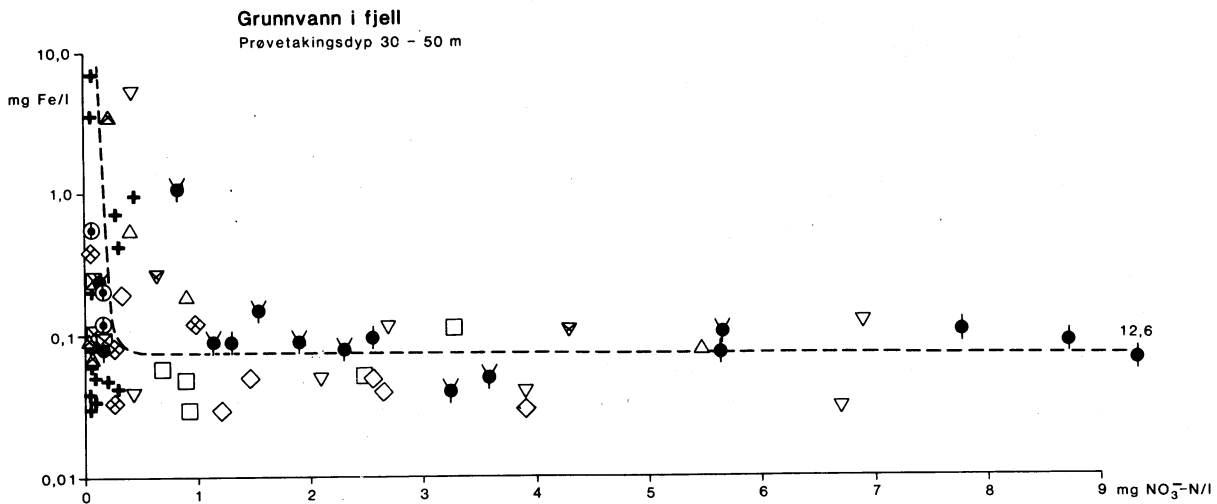
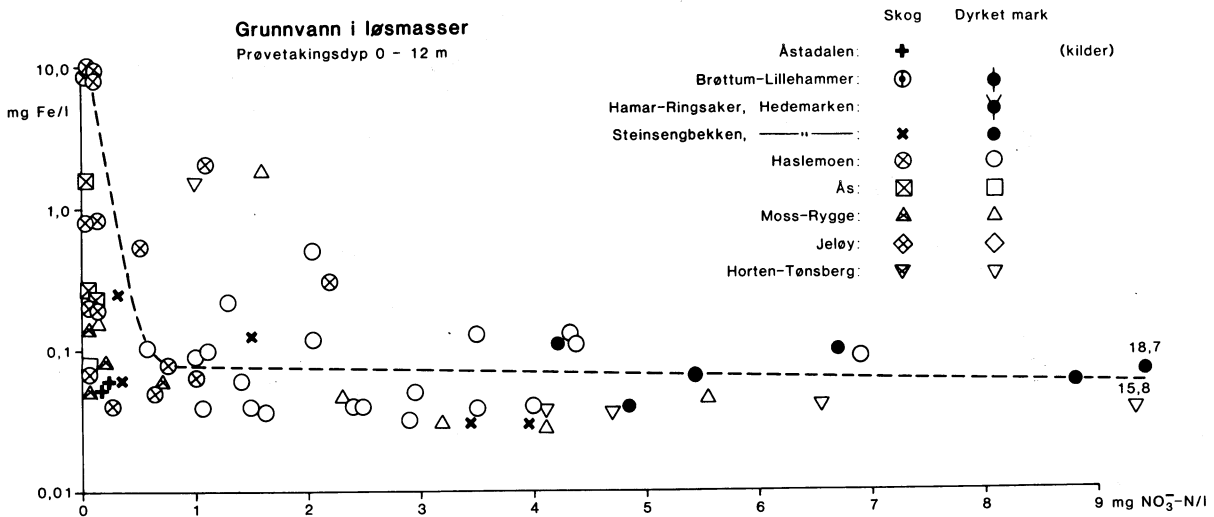
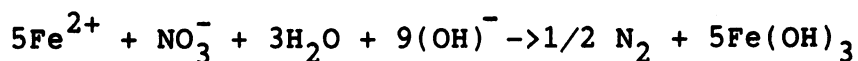


Fig.13. Forholdet mellom gjennomsnittsverdier av nitrat og totalmengde jern i grunnvann fra enkeltbrønner og kilder.



Det er vist eksperimentelt ved laboratorieforsøk at denitrifikasjon som følge av reaksjoner med Fe^{2+} er mulig (Buresh & Morgan 1976, Chao & Kroontje 1966).

4.6. Nitrat - manganrelasjoner

Av fig.4 fremgår det at reduksjon av MnO_2 skjer ved omtrent det samme pE-nivået som nitratreduskjonen. Forholdet mellom nitrat og totalmengde mangan i det undersøkte grunnvannet er fremstilt i fig.14:

1. Høye konsentrasjoner av mangan opptrer fortrinnsvis i grunnvann med lavt nitratinnhold. Generelt avtar manganinnholdet noe med økende innhold av nitrat.
2. Grunnvann under skogsområder har gjerne noe høyere manganinnhold enn grunnvann under dyrket mark/eng.
3. Dyptliggende grunnvann har lavere innhold av, og bedre korrelasjon mellom nitrat og mangan enn grunt grunnvann.
4. Reduksjon/oksydasjon av mangan i grunnvann synes å skje samtidig med tilsvarende omvandlinger mellom nitrogenforbindelser.
5. Konsentrasjonen av jern i det undersøkte grunnvannet er gjennomgående 5-7 ganger høyere enn manganinnholdet.

4.7. Nitrat - sulfatrelasjoner

Sulfat reduseres ved et lavere redokspotensial enn nitrat (fig.4). Imidlertid foregår oksydasjon og reduksjon av svovel meget langsomt, er vanligvis assosiert med biokjemiske prosesser, og former av svovel kan være i ulikevekt med omgivelsene i lange tider (Hem 1970, s.162).

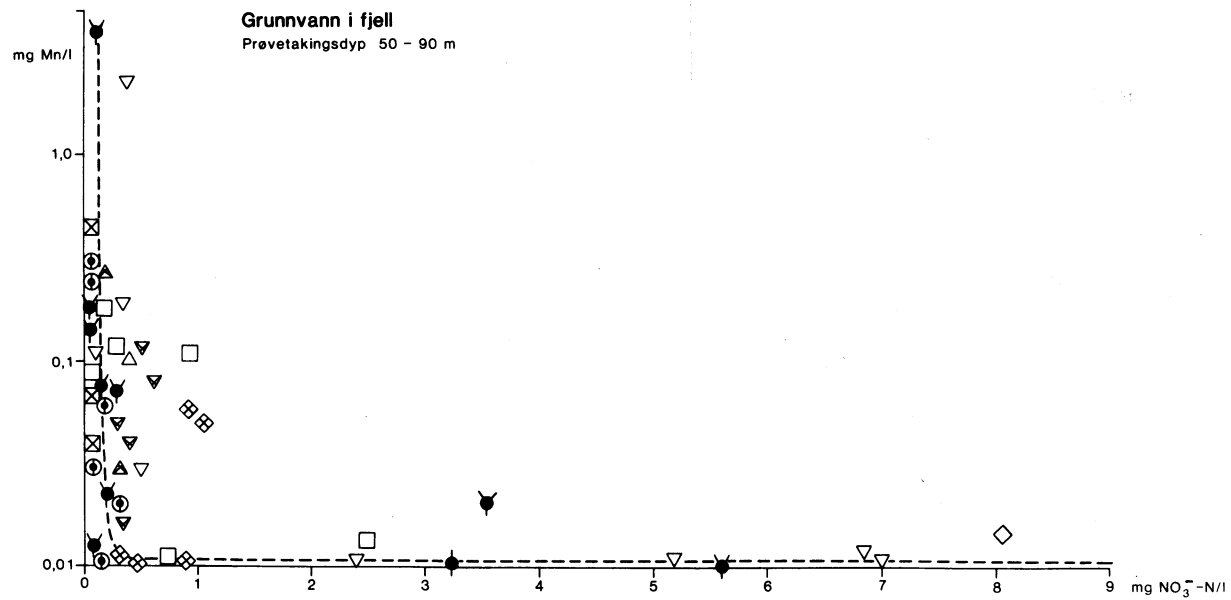
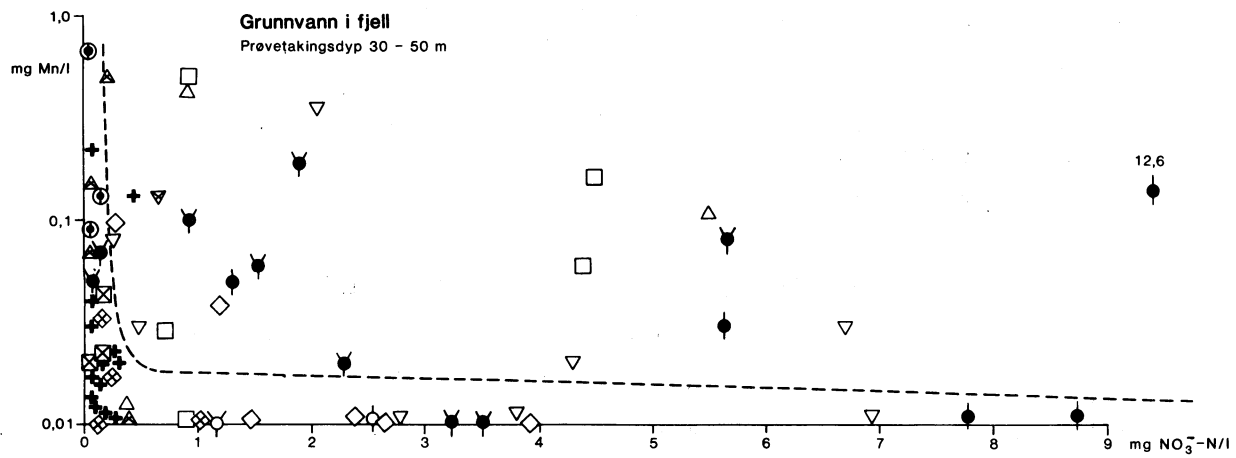
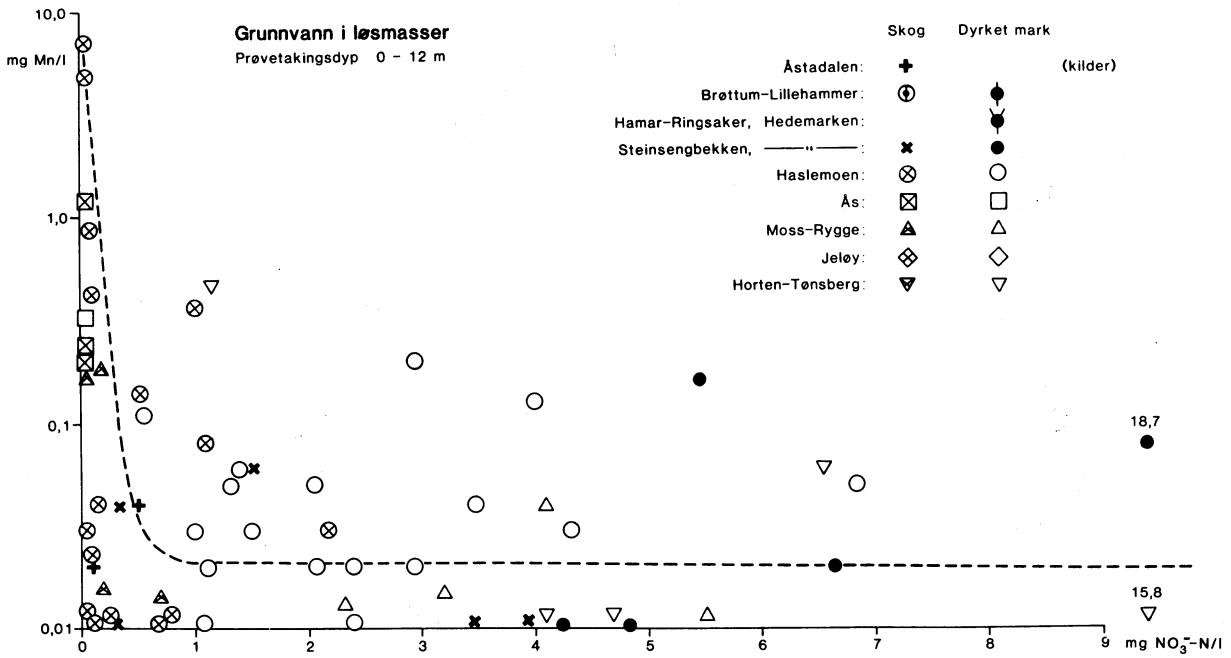


Fig.14. Forholdet mellom gjennomsnittsverdier av nitrat og totalmengde mangan i grunnvann fra enkeltbrønner og kilder.

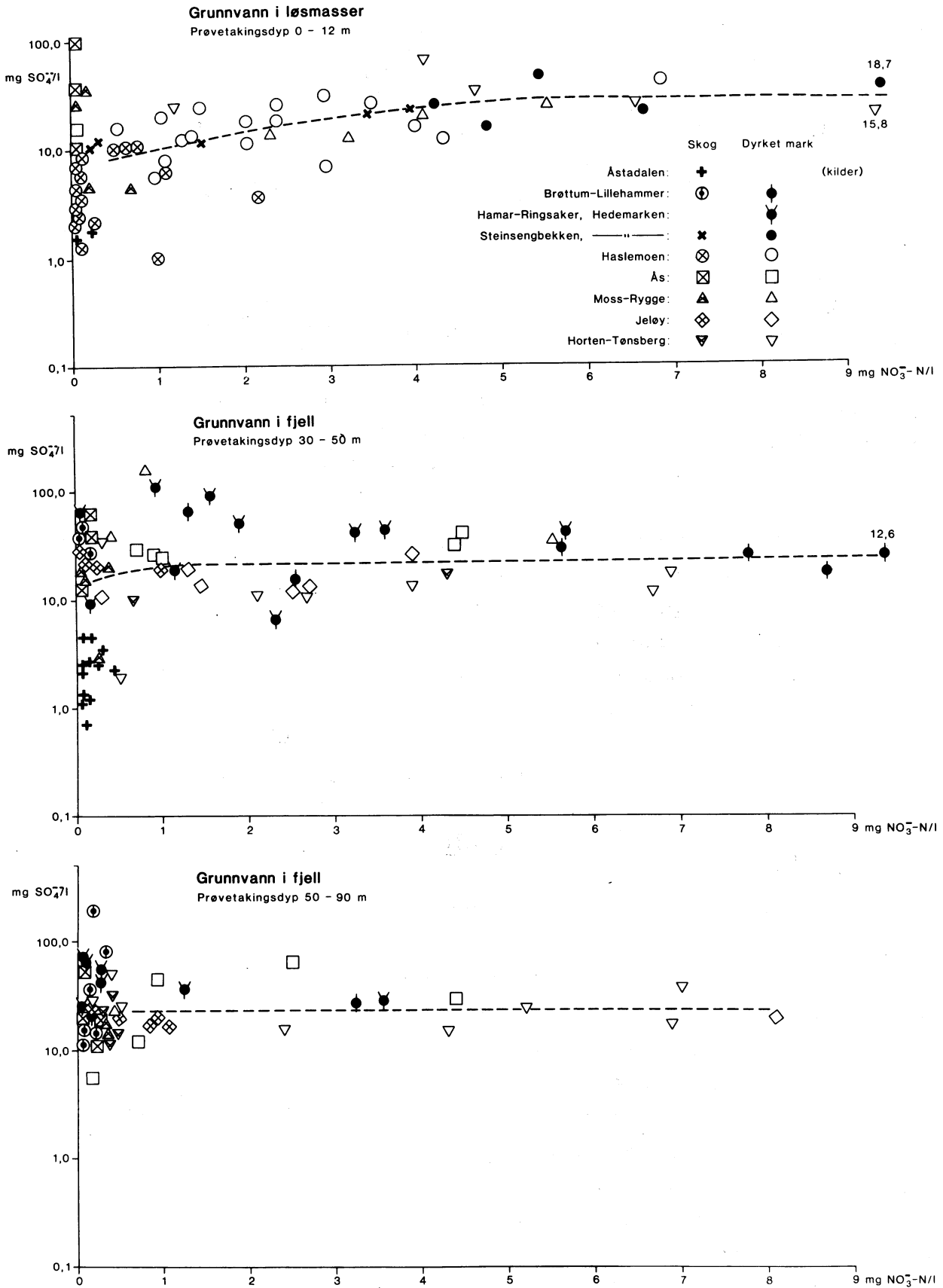


Fig.15. Forholdet mellom gjennomsnittsverdier av nitrat og sulfat i grunnvann fra enkeltbrønner og kilder.

Forholdet mellom nitrat og sulfat i det undersøkte grunnvannet er fremstilt i fig.15:

1. Hovedtendensen i datamaterialet tyder på at sulfatkonsentrasjonen er tilnærmet uavhengig av nitratinnholdet. En svak tendens går imidlertid i retning av avtagende sulfatkonsentrasjon ved avtagende nitratinnhold.
2. Den største variasjon i sulfatkonsentrasjon opptrer i grunnvann med lavt nitratinnhold, dvs. i grunnvann under skogsområder.
3. Dypt grunnvann i fjell viser gjennomgående høyere innhold av sulfat enn grunt grunnvann i fjell. Grunnvann i løsmasser under dyrket mark/eng viser imidlertid ofte enda høyere verdier.
4. Generelt antas at sulfat i grunnvann kan skyldes: a) Landbruksforurensning, b) oksydering av organisk bundet svovel (jordsmonn, myr), c) oksydering av sulfidmineraler (svovelkis, markasitt), d) nedtrengning av overflatevann belastet med sulfat fra SO_x -utslipp til atmosfæren, e) porevann fra marine leirer innen områder under øvre marine grense.

5. UNDERSØKTE OMRÅDER

5.1. Områder under den sen-postglaciale øvre marine grense

Horten - Tønsberg, Vestfold (fig. 1 og 16):

Berggrunnen er bygget opp av permiske lavabergarter. Ra-morenen og mindre morenerygger lenger syd er ved siden av marine leirer de dominerende kvartære avsetninger.

Skog og jordbruksarealer er jevnt fordelt over hele området. Jordbruksarealene nyttes hovedsakelig til kornproduksjon (80%) og beite/forvekster. Endel grønnsakproduksjon kommer i tillegg. Det er husdyrhold på endel gårder.

Grunnvannets innhold av nitrat er tydelig påvirket av de ulike arealutnyttelsene, som skog, dyrket mark, beite, gårdsbruk og by/tettbebyggelse.

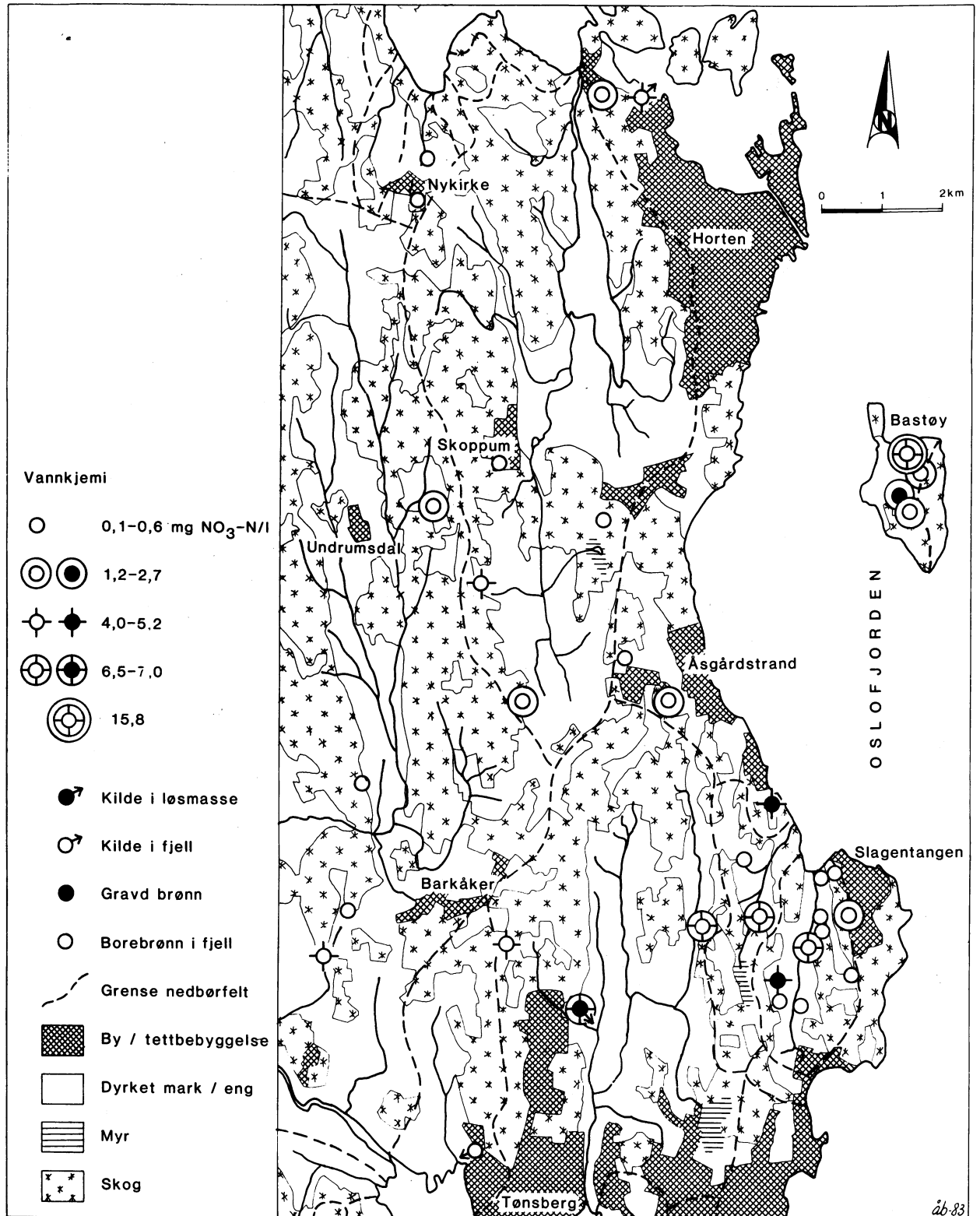


Fig.16. Gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon i grunnvann fra endel lokaliteter mellom Horten og Tønsberg, Vestfold. Prøvetakingsdyp for grunnvann i brønner: 2-3 m i løsmasser, 30-95 m i fjell. Prøvetakingsperiode: 1979-81.

Jeløy, Østfold (fig. 1 og 17):

Øya er bygget opp av downtonsk sandstein overliret av permiske lavabergarter (Schou Jensen 1974). Kvartære marine leirer og grovkornige avsetninger knyttet til Ra-morenen dekker deler av området.

Det undersøkte grunnvannet er påvirket av arealutnyttelse som skog, dyrket mark, beite, gårdsbruk og by/tettbebyggelse.

Moss - Rygge, Østfold (fig. 1 og 17):

Prekambriske gneiser, stedvis i veksling med amfibolitt utgjør berggrunnen. Grovkornige sedimenter knyttet til Ra-morenen og marine leirer er de dominerende kvartære avsetninger.

Grunnvann er påvirket av arealutnyttelse som skogbruk, åkerbruk, beite, gårdsdrift og ulik virksomhet i by og tettbebyggelse.

Av figurene 16 og 17 fremgår det at korreleringen mellom brønnplassering, arealutnyttelsen i brønnens umiddelbare nærhet, og grunnvannets innhold av nitrat for det meste er god. Klare unntak finnes, som f.eks. på Jeløy, hvor en artesisk kilde/brønn som mates fra permeable avsetninger under oppdyrket marin leire ikke er kjemisk påvirket av arealutnyttelsen; se også figur 12, artesisk brønn ved Alby gård. I de fleste tilfeller antas grunnvannets bevegelse å være rettet vekk fra de inntegnede grenser for nedbørsfelter. Dette må tas i betraktning når korrelering mellom arealutnyttelse og vannkjemi foretas.

Ås, Akershus (fig. 1):

Dette området er et typisk jordbruksdistrikt i et relativt flattliggende terreng. Mindre partier er dekket med skog.

Berggrunnen består av prekambriske gneiser, stedvis i veksling med amfibolitt. De kvartære løsmasser varierer fra grus-sandavsetninger, morener til marine leirer.

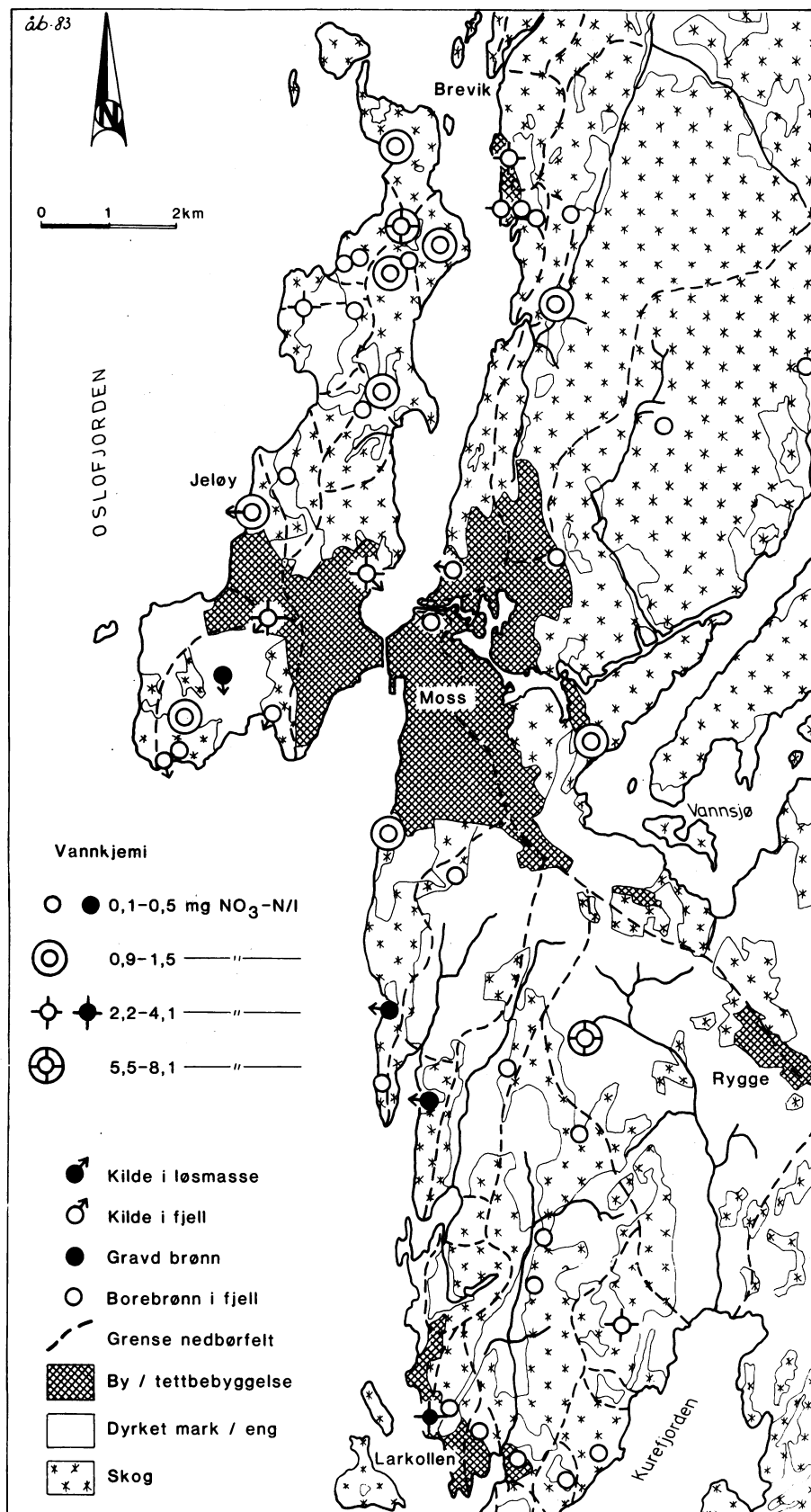


Fig.17. Gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon i grunnvann fra endel lokaliteter på Jeløy og i området Moss - Rygge, Østfold. Prøvetakingsdyp for grunnvann i brønner: 1.5 m i løsmasse, 30-90 m i fjell. Prøvetakingsperiode: 1975-82.

Det undersøkte grunnvannet er påvirket av ulik arealutnyttelse som skogbruk, åkerbruk, beite og gårdsdrift. Imidlertid opptrer også her brønner som mates fra akviferer under oppdyrkete marine leirer uten at vannkjemien er berørt av arealutnyttelsen.

Haslemoen i Solør, Hedmark (fig. 1 og 18):

Berggrunnen i området er dominert av prekambriske gneiser og hyperitter som danner et kupert terreng. Disse er dekket av bunnmorener med varierende tykkelse. Sentrale senkninger i fjelloverflaten er fylt opp hovedsakelig med sand og silt (Goffeng 1981), som er avsatt som fjordsedimenter, elvesedimenter og som innsjøsedimenter. Disse sedimentene kan danne store flate strekninger, som ved Haslemoen. Her ligger flaten tett opp til sen-postglacial marin grense, men de øverste sedimentlagene er avsatt i et ikkemarint miljø (Goffeng 1983, pers. med.).

Området ved Haslemoen er for en stor del skogbevokst, men deler er dekket av myr eller dyrket mark. Endel gårder finnes innen området.

Det er en tydelig korrelering mellom grunnvannets innhold av nitrat og arealutnyttelsen, høyere innhold av nitrat under arealer med kornproduksjon eller beitemark enn under skogsområder.

5.2. Områder over den sen-postglaciale øvre marine grense

Mjøs-området, Hedmark (fig. 1):

Dette er et typisk jordbruksdistrikt med flattliggende terreng ca 125 m til 300 m over havet.

Berggrunnen varierer fra senprekambriske til kambro-siluriske sedimentære bergarter (tabell 1) (Skjeseth 1963, Høy & Bjørlykke 1980). Morener er den dominerende jordarten.

Nitratbelastningen på grunnvannet innen Steinsengbekken nedbørfelt (fig. 19, tabell 6) gjenspeiler i det vesentlige bruk av nitratholdig gjødsel på dyrkede arealer, samt husdyrhold. De laveste nitratkonsentrasjonene finnes i grunnvann under skogs-

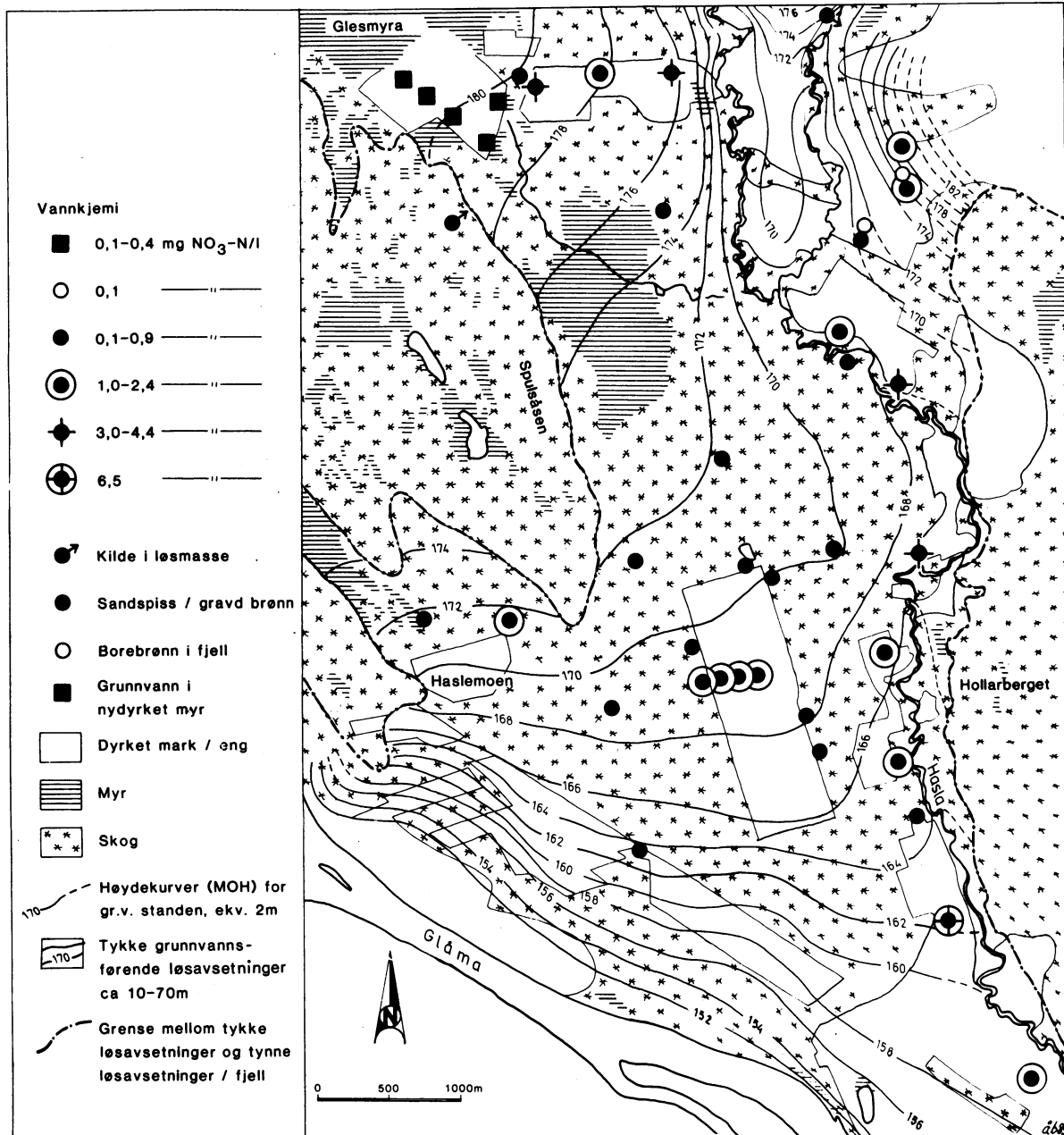


Fig.18. Gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon i grunnvann ved Haslemoen i Solør, Hedmark. Prøvetakingsdyp for grunnvann i sandspisser/brønner: 2-12 m i løsmasser, 25-40 m i fjell. Prøvetakingsperiode 1979-82. Hydrogeologisk kartgrunnlag etter Englund m.fl. (1983), basert på vannstandsmålinger 2-9 september 1982.

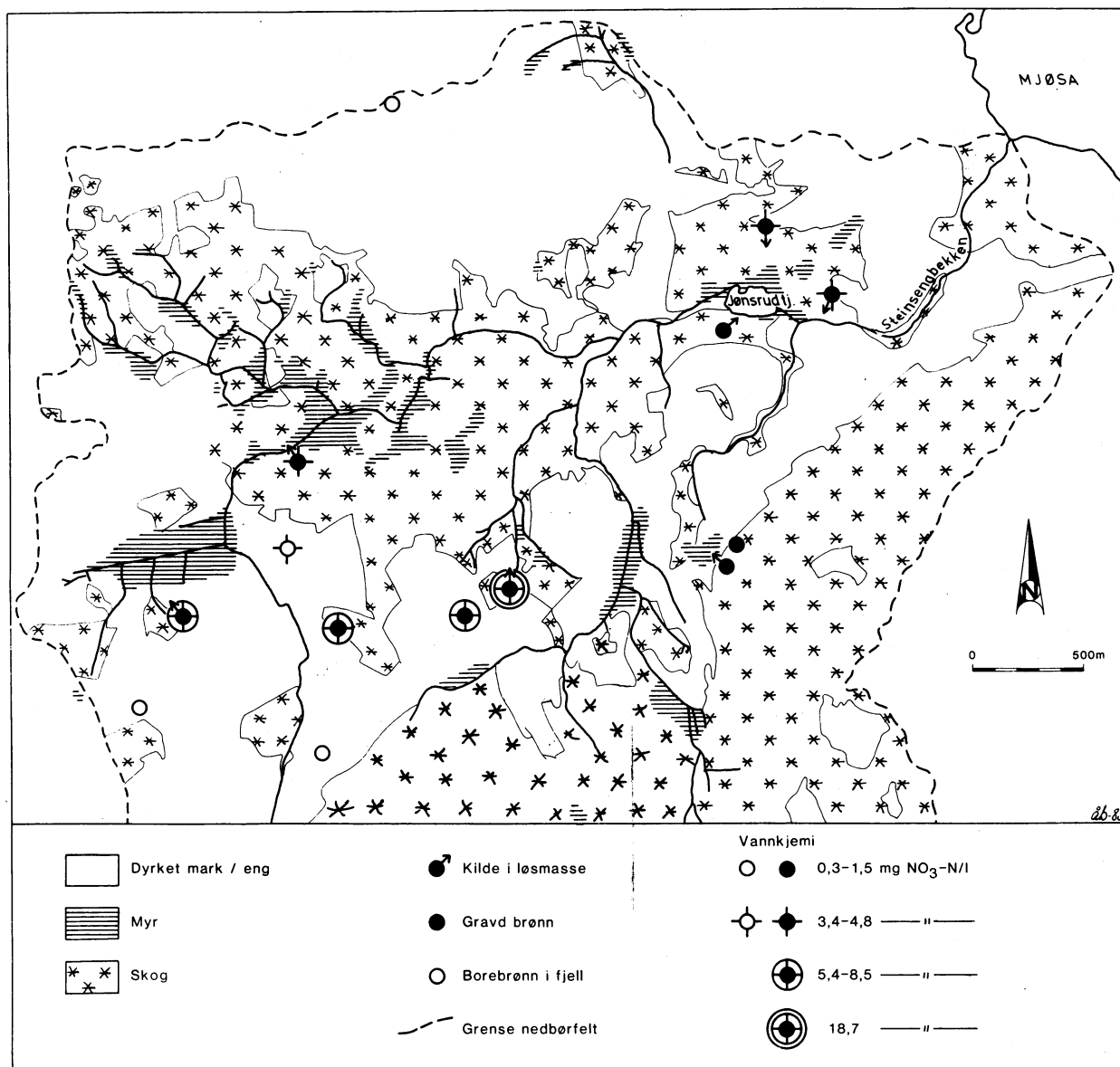


Fig.19. Gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon i grunnvann fra lokaliteter innen Steinsengbekken nedbørfelt ved Mjøsa, Hedmark. Prøvetakingsdyp for grunnvann: 0-2 m i løsmasser, 25-50 m i fjell. Prøvetakingsperiode: 1973-79.

områder. Også grunnvann fra dype borebrønner i fjell under dyrkede arealer kan ha lavt nitratinnhold.

Brøttum - Lillehammer, Hedmark - Oppland (fig. 1):

Området varierer i høyde mellom 125 m og 350 m over havet. Grunnvannets innhold av nitrat er påvirket av ulik arealutnyttelse, som skog, dyrket mark og gårdsbruk med husdyrhold.

Berggrunnen består av oppsprukne sandsteiner og siltige mørke skifre av senprekambrisk alder (Brøttumformasjonen) (Englund 1978). De kvartære løsavsetninger består av morene, med endel breelvmateriale og elveavsatte sedimenter.

Åstdalen nedbørfelt, Hedmark - Oppland (fig. 1):

Dette nedbørfeltet er omtrent 400 km² og består av fjell (24%), skog (43%), myr (28%) og innsjøer, tjern og elver (3.5%), samt endel setrer, hytter og grusveier (1.5%). Det varierer i høyde fra 615 m til 1150 m over havet, og representerer i det vesentlige et naturlig økosystem.

Berggrunnen består av oppsprukne sandsteiner, konglomerater og siltige mørke skifre av senprekambrisk alder (Brøttumformasjonen), med overliggende ukonsoliderte kvartære avsetninger som morener, breelv- og elvesedimenter (Englund & Haldorsen 1983).

Nitratbelstningen på områdets hovedvanntyper (tabell 7) skyldes i det vesentlige tilførsel av nitrat fra nedbør og myrer.

6. OPPSUMMERING

Dette arbeidet konsentrerer seg om nitrogenbelastningen på grunnvann i kvartære avsetninger og i fjellsprekker ned til ca 120 m under markoverflaten. Grunnvann fra følgende områder i sydøst Norge er undersøkt: 1) Horten - Tønsberg i Vestfold, 2) Jeløy og Moss - Rygge i Østfold, 3) Ås i Akershus, 4) Haslemoen i Solør, Hedmark, 5) Mjøsområdet, Hedmark, 6) Brøttum - Lillehammer i Oppland/Hedmark og 7) Åstdalen i Oppland/Hedmark.

1. Kvantitativt er nitrat den viktigste formen av nitrogen. Nitrit opptrer i så små mengder at det ikke influerer på ionebalansen i noen merkbar grad. Ammonium opptrer i mindre mengder. Totalmengde nitrogen tilsvarer gjerne summen av de tre nevnte nitrogenforbindelser, eller er litt høyere. Oksydasjon og reduksjon av vandige nitrogenforbindelser synes å foregå i en viss utstrekning. Disse prosesser er sterkt knyttet til biologisk aktivitet.
2. Grunnvann under arealer med dyrket mark/eng, og hvor gårdsbruk med husdyrhold er vanlig, viser gjennomgående høyere nitratkonsentrasjoner enn grunnvann under skogsområder. Unntak fra dette mønsteret finnes under større arealer med oppdyrkete marine leirer. Disse skjerner underliggende grunnvann mot nitratnedtrengning, og nesten nitratfritt grunnvann kan opptre her.
3. Grunnvann i kvartære løsmasser har gjennomgående noe høyere nitratkonsentrasjoner (0.1-7.0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) enn grunnvann i fjell, 30-50 m under markoverflaten (0.1-5.0 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$). Dypere grunnvann viser de laveste nitratverdier (0.1-0,7 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$). Imidlertid opptrer enda høyere nitratverdier i grunne brønner nær forurensningskilder som gjødselkjellere og septiktanker (opptil 15-20 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$).
4. Som mål for redoksforholdene i grunnvann er benyttet forholdet mellom ammonium nitrogen og nitrat nitrogen. Ved å relatere dette forholdet til pH lar de ulike vanntyper seg karakterisere: a) Vann i myr har høye ammonium/nitrat-forhold (reduser-

ende forhold) og pH lavere enn ca 5.4, b) mesteparten av grunnvannet i løsmasser har derimot lave ammonium/nitratforhold (oksyderende forhold) og pH i intervallet 5.9-7.3, c) grunt grunnvann i fjell har også gjennomgående lave forholdstall, med pH i intervallet 6.5-7.7, d) dypt grunnvann i fjell har gjerne høye forholdstall og pH i intervallet 7.1-9.0.

En karakterisering av grunnvann basert på ammonium/nitratforholdet og pH synes egnet til å demonstrere utviklingen av vann ved strømming, f.eks. fra myr og ned i løsmasser og videre til dype borebrønner og kilder.

5. Årstidsvariasjoner i nitratkonsentrasjonen i kilder er registrert på Jeløya og i Åstdalen. To hovedmønstre er funnet: a) Økende verdier ved snøsmelting og ved stor nedbør, b) avtagende verdier ved snøsmelting og ved stor nedbør. Tilfelle a er typisk for forurensede kilder med lett tilgang på f.eks. oksydert myrvann. Tilfelle b representerer ikke forurensede kilder, hvor uttynning av "base flow" er karakteristisk.
6. Brønner tilknyttet dyrket mark viser ofte en variasjon i nitratinnholdet gjennom året som ligner på mønster a for de undersøkte kilder. Imidlertid kan forsinkelsen i forhold til snøsmelting og sterk nedbør om høsten være meget stor; opptil flere måneder. Brønner som mates fra akviferer under oppdyrkede marine leirer er ofte uberørt av arealutnyttelsen.
7. Generelt avtar jerninnholdet ved økende innhold av nitrat. Reduksjon/oksydasjon av jern synes å skje samtidig med tilsvarende omvandlinger mellom nitrogenforbindelser.
8. Konsentrasjonen av jern i det undersøkte grunnvannet er ca 5-7 ganger høyere enn manganinnholdet. Også dette innholdet avtar med økende nitratinnhold.
9. Konsentrasjonen av sulfat synes å være tilnærmet upåvirket av grunnvannets innhold av nitrat; en svak tendens tyder på avtagende sulfatkonsentrasjon ved avtagende nitratinnhold.

10. Grunnvann betraktes vanligvis som bedre beskyttet mot forurensninger enn overflatevann. Imidlertid blir stadig mer av grunnvannet på jorden forurensset, spesielt av nitrat. I Danmark er det f.eks. vist at nitratinnholdet i grunnvann dypere enn 10 m under markoverflaten har øket de siste 50 år. Fra et nivå rundt 1 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ for 1940 og til et generelt nivå på rundt 3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ etter 1980 (Miljøstyrelsen i Danmark 1983). Intet tyder på at stigningshastigheten i grunnvannets nitratinnhold i Danmark skal avta slik at nitratkonsentrasjonene stabiliseres på bestemte nivåer.

11. Dette arbeidet viser at av menneskelige aktiviteter som påvirker kvaliteten av grunnvann er antagelig moderne landbruk den viktigste.

7. REFERANSER

- Bear, J. 1979: Hydraulics of Groundwater. McGraw-Hill Book Company, 569 s.
- Brown, R.H., Konoplyantsev, A.A., Ineson, J. & Kovalevsky, V.S. 1975: Groundwater studies. UNESCO, Paris.
- Buresh, R.J. & Morgan, J.T. 1976: Chemical reduction of nitrates by ferrous iron. Environ.Qual.5, no.3
- Calabresa, T.A. 1971: Proceedings, Conference on Farm Animal Wastes, Nitrates and Phosphates in Rural Wisconsin Ecosystems. Madison, Wisconsin: University of Wisconsin - Madison, s.53-68.
- Chao, T. & Kroontje, W. 1966: Inorganic nitrogen transformations through the oxidation and reduction of iron. Soil Sci.Soc. Am.Proc.30.no.193.
- Crabtree, K.T. 1970: "Nitrogen Cycle: Nitrification - Denitrification and Nitrate Pollution of Ground water". University of Wisconsin Water Resources Center Report No. B-004-Wis.
- Delfino, J.J. 1977: Contamination of potable ground water supplies in rural areas. I: Pojasek, R.B. (red.). Drinking water quality enhancement through source protection. Ann Arbor Science, Michigan, s.275-295.
- Englund, J.O. 1978: Lillehammer, Berggrunnsgeologisk kart 1817 II - M 1: 50 000. Nor.geol. Unders.
- Englund, J.O. & Myhrstad, J.A. 1980: Groundwater chemistry of some selected areas in Southeastern Norway. Nordic Hydrology 11, s.33-54.

- Englund, J.O. & Meyer, K.F. 1980: Groundwater Discharge through Springs with Well-Defined Outlets. A Case Study from Jeløya - Moss, S.Norway. Nordic Hydrology 11, s.145-158.
- Englund, J.O. 1983: Chemistry and flow patterns in some groundwaters of Southeastern Norway. Nor.geol.Unders.38, s.221-234.
- Englund, J.O. & Haldorsen, S. 1983: The Åstadsalen Catchment, southeastern Norway; geology and general hydrology. Institutt for Geology, NLH, Rapport nr.18, 42 s.
- Englund, J.O., Kraft, P., Meyer, K.F. og Nielsen, J.T. 1982: Hydrogeologisk kart for løsavsetninger mellom Glåma, Spulsåsen, Hollarberget og Ranumsberget ved Haslemoen i Solør. Upublisert.
- Foster, S.S.D., & Crease, R.I. 1972: Nitrate pollution of chalk groundwater in East Yorkshire: a hydrogeological appraisal. Groundwater Pollution in Europe, J.A.Cole (red.). Water Information Center, Port Washington, N.Y., s.269-271.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. 1979: Groundwater. Prentize - Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J. USA. 604 s.
- Goffeng, G. 1981: Løsmassekartene Hovelsåsberget (CY061)
M. 1: 10 000 og Hollarberget (CY062)/Hovelsåsberget (CY061)
M. 1: 20 000. Jordregistreringsinstituttet.
- Grisak, G.E. 1975: Nitrates in shallow groundwater near Lethbridge. Tech.Rept.Environ.Protection Services, Edmonton, Alberta.
- Groba, F., & Hahn, J. 1972: Variations of groundwater chemistry by anthropogenic factors in northwest Germany. Proc.24th Intern.Geol.Congr.Montreal, Sec.11, Hydrogeol., s.270-281.

- Hem, J.D.1970: Study and Interpretation of the chemical characteristics of Natural Water. US.Geol.Survey Water-Supply Paper 1473, 363 s.
- Huisman, L. 1981: Summary, conclusions and recommendation, International Symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands. 23-27 March 1981. I: W.van Duijvenbooden, P. Glasbergen & H.van Lelyveld (red.). Quality of Groundwater. Studies in Environmental Science 17, XXIX-XXXIV. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam - Oxford - New York.
- Høy, T. & Bjørlykke, A. 1980: Hamar, berggrunnskart 1916 IV - M. 1: 50 000. Nor. geol.Unders.
- Jackson, R.E. 1980: Aquifer contamination and protection. Studies and reports in hydrology 30. UNESCO, France 440 s.
- Knutsson, G. & Fagerlind, T. 1977: Grundvattentilgångar i Sverige. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapporter och meddelanden nr.9. 140 s.
- Kreitler, C.W., & Jones, D.C. 1975: Natural soil nitrate: The cause of the nitrate contamination of ground water in Runnels county, Texas. Ground Water, 13, no.1, s. 53-61.
- Miljøstyrelsen i Danmark, oktober 1983: Nitrat i drikkevannet og grundvand i Danmark. 125 s.
- Myhrstad, J.A. 1975: Kvalitetskrav til vann. 1. Drikkevann. Vann, 2, s.1-18.
- Nordberg, L. 1980: The National groundwater observation networks of the Nordic Countries. Nordic IHP Report No. 3, 23 s.

- Oakes, D.B., Young, C.P. & Foster, S.S.D. 1981: The effects of farming practices on groundwater quality in the United Kingdom. I: W. Van Duijvenbooden, P. Glasbergen & H. Van Lelyveld (red). Quality of Groundwater. Studies in Environmental Science 17, s. 27-40. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam - Oxford - New York.
- Rosenqvist, I. Th. 1977: Sur jord, surt vann. Ingeniørforlaget, Oslo, 123.
- Schou Jensen, E. 1974: Geological map Jeløy, central Oslofjord. I: Larsen, B.T., Ramberg, I.B., og Schou Jensen, E. 1978: Central Part of the Oslofjord. Nor. geol. Unders. 337, s. 104-124.
- Skjeseth, S. 1963: Contribution to the geology of the Mjøsa district and the classical sparagmite area in Southern Norway. Nor. geol. Unders. 220, 126 s.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1981: Aquatic Chemistry. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York. 780 s.

TABELL 1. GJENNOMSNIITTLIG KJEMISK SAMMENSETNING AV ENDEL GRUNNVANN FRA DET SYDØSTLIGE NORGE

Område	Geologi	Dybde under mark overflaten i m	pH	µS/cm 20 °C	mg/l								Ant. brenney/ kilder	Ant. analyser	Observ.- periode			
					NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	tot.N	tot.Fe	tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄						
Over Sen - Postglacial marin grense	Åstadalen	Glacifluviale sed., morene	0	♂	5,8	27	0,16	0,05	0,07	0,29	0,06	0,03	1,61	5,20	2	45	1977-82	
		Sandst., kongl., mørk skifer	7	♂	6,1	28	0,11	0,02	0,06	0,18	0,04	0,02	2,02	3,22	25	49	1977-82	
	Brøttum - Lille- hammer	Sandst., kongl., mørk skifer	26-50	○	7,4	306	2,61	0,01	0,05	2,70	0,24	0,19	37,49	6,88	6	60	1971-79	
			51-75	○	7,8	383	1,05	0,01	0,01	1,11	0,22	0,03	101,74	3,86	3	32		
			76-100	○	7,7	213	0,07	0,01	0,02	0,15	0,20	0,12	19,14	2,58	4	51		
	Hedemarken	Steinsengbekken	Morene	0-2	♂	6,6	215	4,81	0,01	0,06	5,11	0,16	0,04	21,58	15,60	10	103	1973-79
		Sandst., sandig kalkst., grå skifer	5-25	○	7,4	333			0,24		0,05	0,04		5,58		2	4	1971-79
			26-50	○	7,6	631	2,10	0,01	0,21	2,59	0,08	0,10	27,88	5,99	3	25		
			51-75	○	7,5	557	1,89	0,01	0,17	2,28	0,14	0,08	48,84	3,82	5	30		
			76-100	○	8,4	551	0,08	0,01	0,48	0,82	0,61	0,03	63,00	6,93	3	13		
		Kalkstein	26-50	○	7,6	502	3,41	0,01	0,03	3,85	0,19	0,01	41,34	2,72	3	28	1971-79	
			51-75	○	7,5	568	0,71	0,01	0,85	1,52	0,07	0,02	56,05	3,30	4	19		
		Mørk skifer, kalkstein	15-25	○	7,7	442	8,72	0,01	0,21	9,35	0,59	0,01	16,42	4,90	2	15	1971-79	
	26-50		○	7,4	638	0,68	0,02	0,71	1,85	0,53	0,13	87,57	18,13	4	36			
	51-75		○	7,3	634	0,27	0,01	0,29	0,64	0,52	0,06	43,36	6,30	1	13			
	Feltspatisk sandstein	15-25	○	6,3	202	3,50		0,04	3,60	0,22	0,27		5,76		1	5	1971-79	
		26-50	○	6,9	276	2,08	0,01	0,09	2,31	0,20	0,12	21,28	5,31	6	46			
76-100		○	7,6	355	0,57	0,01	0,29	0,80	0,20	1,31	28,53	3,83	3	34				
Under Sen - Postglacial marin grense	Haslemoen	Fluvial sand/silt	2-12	●	5,7	101	1,85	0,01	0,07	2,05	1,17	0,44	12,24	2,52	34	68	1979-82	
	As	Israndavsetn.	0-5	♂	7,6	454	0,02	0,01	0,03	0,06	0,45	0,44	35,83	2,26	4	8	1976-80	
			15-25	○	7,0	297	0,90	0,01	0,01	0,95	0,05	0,01	25,50	3,95	1	2	1976-80	
			26-50	○	7,3	451	0,28	0,01	0,01	0,32	0,10	0,14	39,58	4,54	4	13		
			51-75	○	7,9	330	0,07	1,30	0,14	1,49	0,08	0,07	53,50	5,40	1	2		
	Moss - Rygge	Gneis, amfibolitt	76-100	○	7,9	466	0,25	0,01	0,09	0,38	0,21	0,15	8,66	5,12	6	45	1975-82	
			0	♂	6,8	417	0,36	0,01	0,07	1,07	0,05	0,04	20,18	1,57	3	30		
	Jeley	Vulkanske berg.	26-50	○	7,1	432	1,39	0,01	0,26	1,72	0,70	0,13	34,30	8,42	9	38	1975-80	
			76-100	○	7,1	554	0,62	0,01	0,03	0,72	0,45	0,12	24,90	7,57	4	15		
			0	♂	7,2	448	1,77	0,01	0,07	2,50	0,50	0,11	12,05	6,13	5	55		
			15-25	○	7,0	296	2,45	0,01	0,01	2,62	0,08	0,01	24,17	14,92	2	6		
	Horten - Tønsberg	Israndavsetn.	26-50	○	7,2	431	0,52	0,01	0,04	0,63	0,07	0,03	21,64	6,37	4	14	1975-80	
			51-75	○	7,2	293	0,43	0,01	0,01	0,27	0,13	0,02	20,29	5,41	3	7		
			76-100	○	7,1	243	0,98	0,01	0,01	1,08	0,33	0,03	17,38	11,66	2	7		
	Horten - Tønsberg	Vulkanske berg.	0-5	♂	7,2	390	3,91	0,01	0,01	4,01	0,04	0,03	20,40	4,16	3	8	1979-81	
			26-50	○	7,0	313	3,14	0,01	0,02	3,30	0,42	0,07	14,78	4,22	10	16		
			51-75	○	7,7	655	0,65	0,03	0,19	0,99	0,20	0,27	24,38	8,14	7	12		
		76-100	○	7,4	325	0,71	0,04	0,07	0,91	0,76	0,07	13,25	9,06	5	16			

♂ Kilde i løsmasse ● Gravd brønn
♂ Kilde i fjell ○ Borebrønn i fjell

Geologi: 1) Permiske bergarter, 2) Prekambriske bergarter, 3) Senprekambrisk Ring og Vangsåsformasjon, 4) Senprekambrisk Biriformasjon og Kambrisk-Ordovicisk Alunskifer, Didymograptus/Ogygiocarisskifer, Orthocerkalkstein, 5) Ordovicisk Mjøskalkstein, 6) Ordovicisk Hovinsholmskifer - Furubergformasjon, Silurisk Bruflatformasjon, 7) Senprekambrisk Brøttumformasjon.

Tabell 2. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper fra området mellom Horten og Tønsberg, Vestfold fylke. Observasjonsperiode 1979-81.

Vanntype	Arealbruk	pH	$\mu\text{S/cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,2	60	0,70	1,13	0,09	0,02	3,91	14,27	5	3
Grunnvann i løsmasse	Dyrket mark/eng	7,0	414	5,48	0,01	0,04	0,03	37,75	10,38	5	5
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng	8,1	690	0,11	0,30	1,03	0,08	25,50	7,85	6	5
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	7,3	307	4,10	0,02	0,07	0,27	16,08	4,31	11	8
Grunnvann i fjell	Skog	7,7	423	0,46	0,06	0,29	0,06	16,17	6,17	20	10
Grunnvann i fjell	By/tettbebyggelse	7,7	347	1,23	0,03	0,61	0,04	15,00	3,41	12	7

Tabell 3. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper på Jeløy ved Moss, Østfold fylke. Observasjonsperiode 1975-82

Vanntype	Arealbruk	pH	$\mu\text{S/cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,7	37	0,56	1,00	0,05	0,02	4,50	90,28	9	2
Salt grunnvann i løsmasser	Dyrket mark/eng	7,9	3971	0,04	0,61	0,14	0,08	28,36	11,67	17	1
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng	7,6	505	2,22	0,06	0,03	0,03	21,94	8,11	8	2
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	7,4	340	8,10	0,01	0,02	0,02	19,75	3,25	2	1
Grunnvann i fjell	Skog	7,3	329	0,71	0,04	0,42	0,08	13,78	35,54	60	14
Grunnvann i fjell	By/tettbebyggelse	7,5	475	2,60	0,06	0,05	0,01	12,78	5,26	32	2

Tabell 4. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper fra Moss - Rygge, Østfold fylke. Observasjonsperiode 1975-82

Vanntype	Arealbruk	pH	$\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,4	39	0,51	0,74	0,04	0,01	3,67	82,90	7	3
Mosseelven		6,6	117	1,34	0,04	0,19	0,04	19,50	26,33	3	2
Grunnvann i løsmasse	Skog	8,0	550	0,01	0,13	0,10	0,19	31,50	3,00	2	2
Grunnvann i løsmasse	Tett- bebyggelse	6,1	165	4,10	0,06	1,87	0,04	20,00	6,20	1	1
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng	7,5	800	0,34	0,03	0,57	0,14	25,14	8,97	7	3
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	7,7	753	2,47	0,57	0,73	0,14	58,50	14,33	13	5
Grunnvann i fjell	Skog	7,5	340	0,10	0,05	0,87	0,21	21,04	8,62	25	12
Grunnvann i fjell	Tett- bebyggelse	7,2	407	0,85	0,08	0,22	0,04	23,32	3,23	38	6

Tabell 5. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper i området ved Haslemoen, Solør. Observasjonsperiode 1979-82

Vanntype	Arealbruk	pH	$\mu\text{S}/\text{cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,4	23	0,38	0,21	0,05	0,01	1,40	11,00	7	7
Hasla ved Sagerud		6,5	64	0,51	0,20	0,55	0,14	9,88	38,67	4	1
Grunnvann i løsmasse	Skog	6,0	44	0,54	0,10	2,57	0,97	4,43	3,10	28	18
Grunnvann i løsmasse	Dyrket mark/eng	6,1	146	2,49	0,01	0,17	0,04	18,61	1,80	17	9
Grunnvann i løsmasse	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	6,3	147	2,49	0,07	0,10	0,06	16,03	2,40	16	8
Grunnvann i myr	Nydyrket myr	5,1		0,19	1,48	17,46	0,33	26,00		5	5
Grunnvann i fjell	Dyrket mark/eng	7,3		0,05	0,03	0,62	0,45	6,75		2	2

Tabell 6. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper fra/nær Steinsengbekken nedbørfelt. Observasjonsperiode: 1973-79.

Vanntype	Arealbruk	pH	$\mu\text{S/cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,6	31	0,55	0,75			3,70			
Steinseng- bekken ved utløpet		7,5	173	3,47	0,26			8,10	41	1	
Grunnvann i løsmasser	Skog	6,7	159	2,40	0,02	0,12	0,04	14,53	48	6	
Grunnvann i løsmasser	Dyrket mark/eng	6,6	262	7,00	0,11	0,22	0,05	26,36	53	4	
Grunnvann 2 i sandstein, sandig kalk- stein, grå skifer	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	7,3	458	4,18	0,07	0,11	0,04	22,78	34	5	
Grunnvann i 1 mørk skifer, kalkstein	Dyrket mark/eng Gårdsbruk Husdyrhold	7,1	786	0,92	0,66	1,17	0,24	111,09	16	2	

2) Hovinsholmskifer - Furubergformasjonen

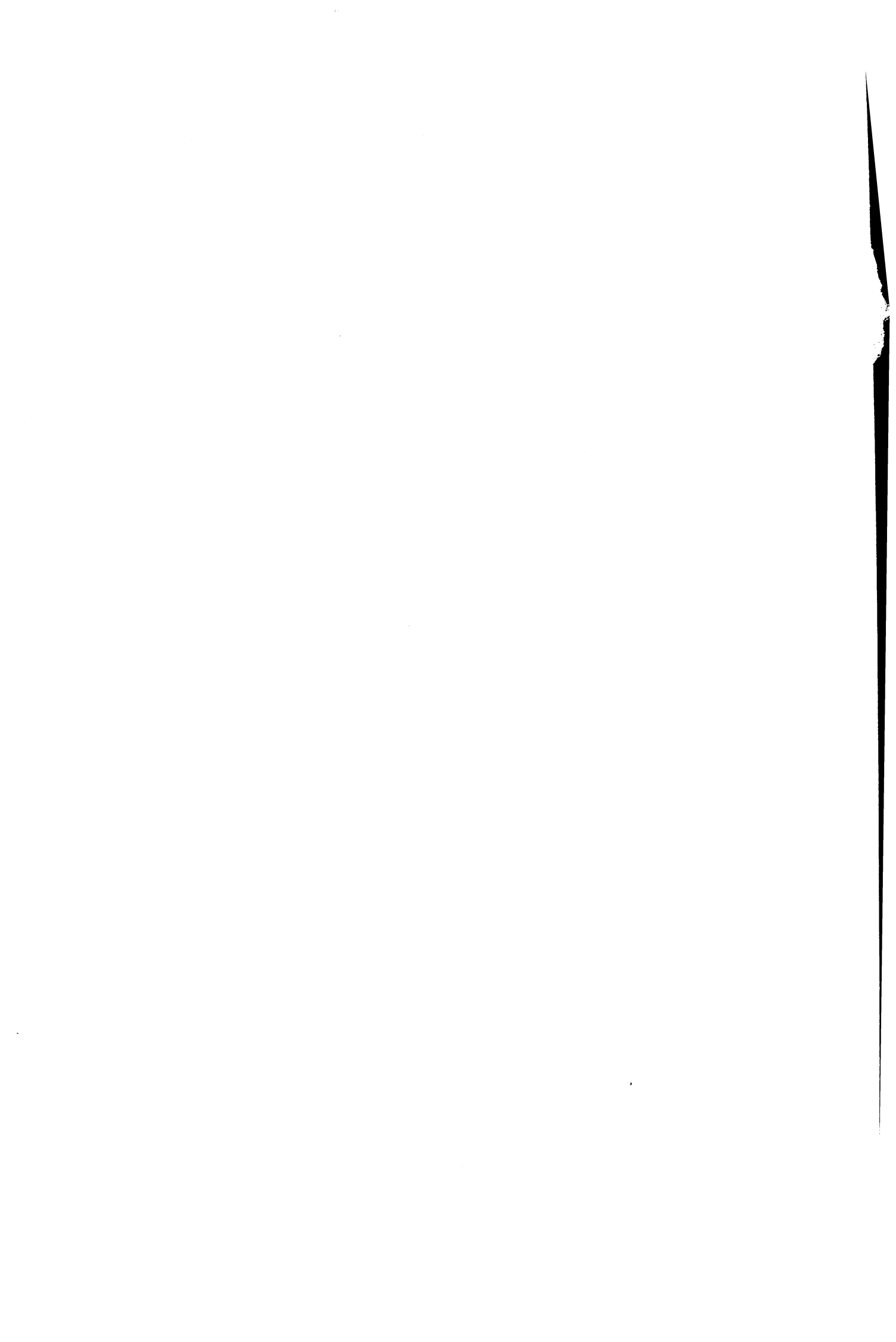
1) Orthocerkalkstein - Øvre Didymograptusskifer

Tabell 7. Gjennomsnittlig kjemisk sammensetning av endel vanntyper fra Astadalen nedbørfelt. Observasjonsperiode 1977-82

Vanntype	Natur- grunnlag/ arealbruk	pH	$\mu\text{S/cm}$ 20 °C	mg/l						Antall analyser	Antall prøve- takings- steder
				NO ₃ -N	NH ₄ -N	Tot.Fe	Tot.Mn	SO ₄	KMnO ₄		
Nedbør		4,4	19	0,23	0,21	0,07	0,02	1,11	6,89	30	9
Asta ved Kvarstad- søterdammen	Skog, myr og fjell	6,5	21	0,06	0,11	0,33	0,03	1,37	30,00	88	1
Kilder i løsmasser	Skog, myr og fjell	5,8	27	0,16	0,07	0,06	0,03	1,61	5,20	45	2
Kilder i fjell	Skog, myr og fjell	6,1	28	0,11	0,06	0,04	0,02	2,02	3,22	49	25

Tabell 8. Arealfordeling og tilført nitrogen via kunstgjødsel for en del områder i det sydøstlige Norge.

Områder	Arealfordeling i km ² og %										Tonn N som kunstgjødsel tilført Dyrket mark/eng pr. år	
	By/tettbebyggelse		Myr		Skog		Dyrket mark/eng		Samlet		pr. km ²	Totalt
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%		
Brøttum - Lillehammer Hedmark/Oppland											13	
Steinsengbekken Hedmark			0,7	5,5	6,0	45,8	6,3	48,7	13,0	100	15	94,5
Hedemarken v/Mjøsa Hedmark											15	
Haslemoen i Solør Hedmark			2,5	7,0	23,1	66,0	9,5	27,0	35,1	100	15	142,5
Ås Akershus											12	
Jeløy, Moss - Rygge Østfold	15,4	11,6			75,3	56,7	42,0	31,7	132,7	100	16	672,0
Horten - Tønsberg Vestfold	20,2	12,5	0,7	0,4	71,2	43,9	70,2	43,2	162,3	100	13	912,6



OVERSIKT OVER UTKOMNE RAPPORTER:

- Nr.1 Englund, J.-O. (1975) Prøveforelesninger holdt for den filosofiske doktorgrad ved Universitetet i Oslo
1.11.74. 46 s.
1. En oversikt over de viktigste senprekambriske og "Eokambriske" lagrekker i områdene rundt Nord-Atlanteren utenfor Skandinavia.
 2. Noen trekk ved gråvakke sandsteiner og ved deres dannelsesmåte.
- Nr.2 Nystuen, J.P. (1975) Hovedtrekk av den tektoniske utviklingen i østre del av sparagmittområdet i Sør-Norge. 22 s.
- Nr.3 Haldorsen, S. (1976) Norwegian Moraines and Till Deposits. - A Bibliography. 21 s.
- Nr.4 Haldorsen, S. (1977) Nedknusning av bergartsfragmenter og mineralkorn ved bretransport. 18 s.
- Nr.5 Haldorsen, S. (1977) Morener, dannelse, klassifikasjon og egenskaper. 44 s.
- Nr.6 Rosenfeld, H.J. (1978) Israndavsetninger i området Vestby - Ski. 21 s.
- Nr.7 Haldorsen, S., Mangerud, J., Sejrup, B.P. og Sønstegaard, R. (1978) Lithologiske studier av Saale-, Eem- og Weichsel-sedimenter fra Fjøsanger, Bergen. 39 s.
- Nr.8 Nordisk Geokjemisk Symposium, NLH - Sem, 14.-16. februar 1979. Tema: Geokjemisk sammensetning av løsmasser og grunnvann.
- Nr.9 Arsmelding 1979. Institutt for Geologi, 1980. 13 s.
- Nr.10 Dahle, S. (1981) Ei hydrogeologisk undersøkning av Kjærnes-området, Ås i Akershus. 35 s. 2 kart.

- Nr.11 Goffeng, G. (1981) Grunnforhold og grunnvannsforurensning ved Hornmoen avfalls plass, Elverum. 39 s.
- Nr.12 Årsmelding 1980. Institutt for geologi, 1981.
- Nr.13 Røhr, P.K. (1981) Geologiske forhold ved lokalisering av avfallsfyllinger. 35 s.
- Nr.14 Goffeng, G., Sæbø, S. og Haugen, L.E. (1981) Disponering av avløpsvann på torvmark. Eksempler fra turistbedrifter på Norefjell og i Rauland, 43 s.
- Nr.15 Nystuen, J.P. (1981) Late Proterozoic basin evolution on the Baltoscandian craton: The Hedmark Group, southern Norway, 108 s.
- Nr.16 Årsmelding 1981. Institutt for geologi, 1982.
- Nr.17 Sørensen, R. (1982) NORDQUA - Ekskursjon 1982. Preboreal - Boreal isavsmelting i Sør-Norge, 74 s.
- Nr.18 Englund, J.O. and Haldorsen, S. (1982) The Åstadalen catchment, southeastern Norway: Geology and general Hydrology, 42 s.
- Nr.19 Årsmelding 1982. Institutt for geologi, 1983.
- Nr.20 Årsmelding 1983. Institutt for geologi. 1984.
- Nr.21 Årsmelding 1984. Institutt for geologi, 1985.
- Nr.22 Nybakken, S.E. (1985) Sedimentologi og diagenese i glasimarine, marine og lakustrine leiravsetninger, Årungen, Sørøst-Norge. Dr.Scient.avhandling, 214 s.
- Nr.23 Englund, J.O., Bjerkelund, E. og Meyer, K.F. (1985) Nitrogen i grunnvann fra endel områder i Sydøst-Norge, 48 s.

