

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

O-12/73, A2-08

Sigevannsproblemer ved fyllplass
for bark og trefiber i Påldalen, Vennesla
Vest-Agder

12. april 1977

Saksbehandler: Morten Laake
Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	
1. INNLEDNING	7
2. PÅLDALENS TOPOGRAFI OG GEOLOGI	11
3. BRUKERINTERESSER	11
4. FYLLMASSENS KJEMISKE OG FYSISKE KARAKTER	13
5. BIOLOGISKE OG VANNKJEMISKE FORHOLD	14
5.1 Befaring 24. mai 1976	14
5.2 Vannkjemiske data 24. mai 1976	17
5.3 Selvrensing og utfellinger i vassdraget	19
5.4 Befaring 16. juli 1976	21
5.5 Befaring 13. oktober 1976	23
5.6 Vannkjemiske data 13. oktober 1976	23
6. KOLONNEFORSØK MED FIBER-FYLLMASSE	25
6.1 Forsøksmaterialet	25
6.2 Forsøkets utførelse	26
6.3 Resultater	27
6.3.1 pH, redoks, O ₂ , H ₂ S, konduktivitet og farge	27
6.3.2 Nitrogen, fosfor og organisk stoff	29
6.3.3 Mikrobebiomasse	43
6.3.4 Jern og mangan	44
6.3.5 Sink, kopper, bly og kadmium	45
6.3.6 Redoks-balanse	45
6.3.7 Organisk stoffomsetning	51
6.4 Diskusjon og konklusjon	53
7. VURDERING AV HYGIENISKE OG TOKSIKOLOGISKE FORHOLD	57
7.1 Vannforsyning og bading	57
7.2 Ferskvannsfiske	58
8. VURDERING AV FORURENSNINGSBELASTNINGEN	58
9. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	62
10. LITTERATURHENVISNINGER	63
11. VEDLEGG	
11.1 Kopi av kap. 8.3 i SSVL rapport nr. 5	64-66

TABELLFORTEGNELSE

	Side
1. Analyseverdier for vannprøver tatt av Hunsfos Fabrikker fra oktober 1974 til april 1976.	8
2. Analyser av fiberslam utført ved Papirindustriens forskningsinstitutt.	12
3. Målinger av oksygen, pH, temperatur og redoksforhold i dammen nedenfor fyllingen 24. mai 1976.	12
4. Kjemiske analysedata for vannprøver tatt under befaring 24. mai 1976.	16
5. Beregnede restmengder av forurensningskomponenter fra Pældalsbekken nedover i vassdraget.	18
6. Nedbør og nedbørkjemiske data for Birkenes 11. - 13. oktober 1976.	22
7. Kjemiske analysedata for vannprøver tatt i Pældalen under befaring 13. oktober 1976.	22
8. Midlere forholdstall for konsentrasjoner 13. oktober og 24. mai på stasjon 1, 2 og 3.	23
9. Kjemiske analysedata for springvann (Maridalsvann) benyttet ved kolonneforsøk.	26
10. Netto frigivelse (+/-) i kolonnene av metaller, total ionekonsentrasjon (målt som ledningsevne) og H_3O^+ -ioner.	28
11. Netto frigivelse (+/-) i kolonnene av oksygenforbrukende materiale, nitrogenkomponenter, fosfat, oksygen og hydrogensulfid.	30
12. Redoks-balanse over kolonnene. Forbruk av oksydasjonsmidler, oksydasjon av organisk karbon og eksport av redusert karbon (beregnet som μg ekv/kg masse·døgn).	52
13. Beregnet omsetning av organisk karbon ved oksydativ nedbrytning og ved anaerob forgjæring, og totalomsetning av organisk stoff som cellulose.	55
14. Generelle krav til metallinnhold i drikkevann (SIFF 1975).	56
15. Antatte grenseverdier for metallers giftvirkning overfor laksefisk i bløtt (<10 mg $CaCO_3$ /l) og nøytralt vann (pH 6-7).	56
16. Midlere avrenning av organisk stoff, nitrogen og fosfor pr. år.	61
17. Avrenning av nitrogen og fosfor sammenholdt med beregnet tilførsel via bark.	61

FIGURFORTEGNELSE

	Side
1. Kart over Påldalsbekkens nedslagsfelt med prøvetakingspunkter.	10
2. Restmengder av forurensningskomponenter fra sivevannet i Påldalsbekken og Eikelandsbekken.	20
3. Forsøksoppstilling ved kolonneforsøk med fiberslam fra sedimenteringsanlegg.	24
4. Forløpet av pH, Eh, O ₂ , H ₂ S, konduktivitet og farge i uttappet vann.	31-35
5. Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann.	36-40
6. Nitrogenbalansen over kolonnene.	41
7. Utvasking av totalnitrogen, totalfosfor og organisk stoff sammenholdt med mikrobiell biomasse i kolonnene.	42
8. Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kobber, bly og kadmium i uttappet vann.	46-50

FORORD

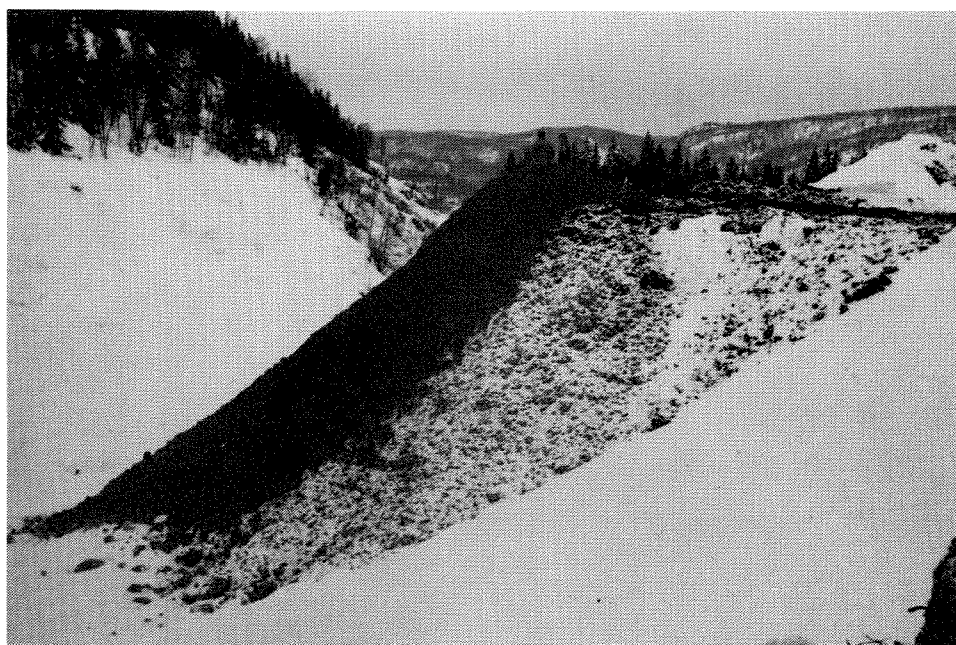
Rapporten omhandler vannforurensningsproblemer ved en fyllplass for bark, avfall og trefiberslam for Hunsfos Fabrikker A/S, Vennesla, Vest-Agder. Arbeidet er dels utført på oppdrag av Vassdragsrådet for Nedre Otra, Vest-Agder fylke, som en del av resipientundersøkelsene i Nedre Otra (O-12/73), og dels som et ledd i NIVAs forskningsprosjekt angående heterotrof begroing (A2-08). Statens forurensningstilsyn tok initiativ til en omfattende rapportering av innsamlede data og forsøksresultater.

Arbeidet har bestått i befaringer og prøvetaking i felten og forsøk med fyllingsmaterialet i laboratoriet. Rapporten er i sin helhet skrevet av sivilingeniør Morten Laake, som også har ledet undersøkelsen. Cand.mag. Knut Rein, Universitetet i Oslo, har ytet bistand ved feltarbeidet, mens laboratorieforskningene er utført av ingeniør Åse Kristine Gudmundsson, NIVA. Kjemiske analyser er (når intet annet er angitt) utført ved NIVAs rutinelaboratorium.

En takk rettes til Hunsfos Fabrikker ved overingeniør Kittelsen for verdifull informasjon og hjelp ved undersøkelsene. Det er vårt håp at rapporten vil komme til nytte i Vassdragsrådets og bedriftens arbeid for å løse problemet, og samtidig bidra til en bedre håndtering av avfallet fra cellulose- og papirfabrikker i fremtiden.

Blindern, 12. april 1977

Olav Skulberg



Fotografiene viser fyllplassen for bark og trefiber i Påldalen, Vennesla, sommeren 1976 og vinteren 1977. Bildene er tatt fra østre ende mot vest (øverst) og mot vest-sør-vest (nederst).

1. INNLEDNING

Påldalen ligger ved Eikelandsdalens munning mot Venneslafjorden i Vennesla kommune, Vest-Agder fylke, og er en del av nedbørfeltet for Nedre Otra. Den øvre delen av bekkedalen er tatt i bruk som fyllplass for avfall, bark og trefiber fra Hunsfos Fabrikker A/S etter midlertidig tillatelse gitt av Statens forurensningstilsyn 16. september 1974. Tillatelsen omfatter fylling av 75 000 m³ løsmasse pr. år:

Bark	ca.	25 000	løs	m ³	pr.	år
Diverse avfall	"	20 000	"	"	"	"
Fiber og fyllstoff	"	30 000	"	"	"	"

Skogen ble ryddet og treavfall brent før området ble tatt i bruk. Fyllstoffholdig slam fra fabrikkens sedimenteringsanlegg for avløpsvann fra papirfabrikken ble lagt som tetningsmateriale for å motvirke nedtrengning av sigevann i grunnen. Arbeidet ble påbegynt i november 1974. I analyseverdiene for bekkevannet i Påldalen kan det samtidig påvises begynnende sigevannsforurensninger, og i data for august 1975 er utslaget tydelig, (tabell 1.) Ved bedriftens befaring 20. april 1976 ble det observert en kraftig soppvekst i Påldalsbekken og Eikelandsbekken. Bedriften orienterte da SFT, det lokale helseråd, kommunen og grunneierene i området om utviklingen og frarådet bruk av vannet som drikkevann for mennesker og dyr.

På oppfordring fra bedriften foretok NIVA en analyse av soppbegroingen og gjennomførte senere en befaring med prøvetaking 24. mai i tilknytning til en samtidig befaring i hovedvassdraget. Nye befaringer ble gjennomført etter en lang periode med høy temperatur og ekstremt lite nedbør 16. juni, og under en ekstrem flomsituasjon etter ca. en ukes kontinuerlig regnvær 13. oktober. Undersøkelsene på stedet er utført som en del av supplerende undersøkelser i Nedre Otra på oppdrag fra Vassdragsrådet for Nedre Otra.

Tabell 1. Analyseverdier for vannprøver uttatt av Hunsfos Fabrikker fra oktober 1974 til mars 1977.

Analysene er utført ved Papirindustriens forskningsinstitutt.

Stasjon	3	4	3	4	3	4	3	4	
Prøve dato	KOF mg O ₂ /l		BOF ₇ mg O ₂ /l		Ledningsevne µS/cm		pH		Vann- føring
2.10.74	6	8	0	0	66	51	6.7	-	høy
11.11.74	27	3	0	0	83	79	7.0	6.9	lav
7.3.74	45	28	35	14	165	120	7.3	7.3	middels
22.5.74	21	22	15	14	155	150	6.9	7.0	høy
28.8.75	319	266	415	371	670	630	7.5	7.5	svært lav
29.9.75	63	49	68	52	183	167	7.0	7.0	stor flom
20.4.76	239	219	263	243	410	410	6.7	7.0	middels
23.6.76	249	243	462	423	633	593	7.0	7.5	lav
30.6.76	323	320	515	471	670	645	7.0	7.3	lav
10.12.76	396	388	295	247	600	620	7.0	7.2	stor flom
9.3.77	-	768	-	602	-	830	-	7.0	middels

(BOF₇ > KOF skyldes trolig nitrifikasjon NH₄⁺ → NO₃⁻)

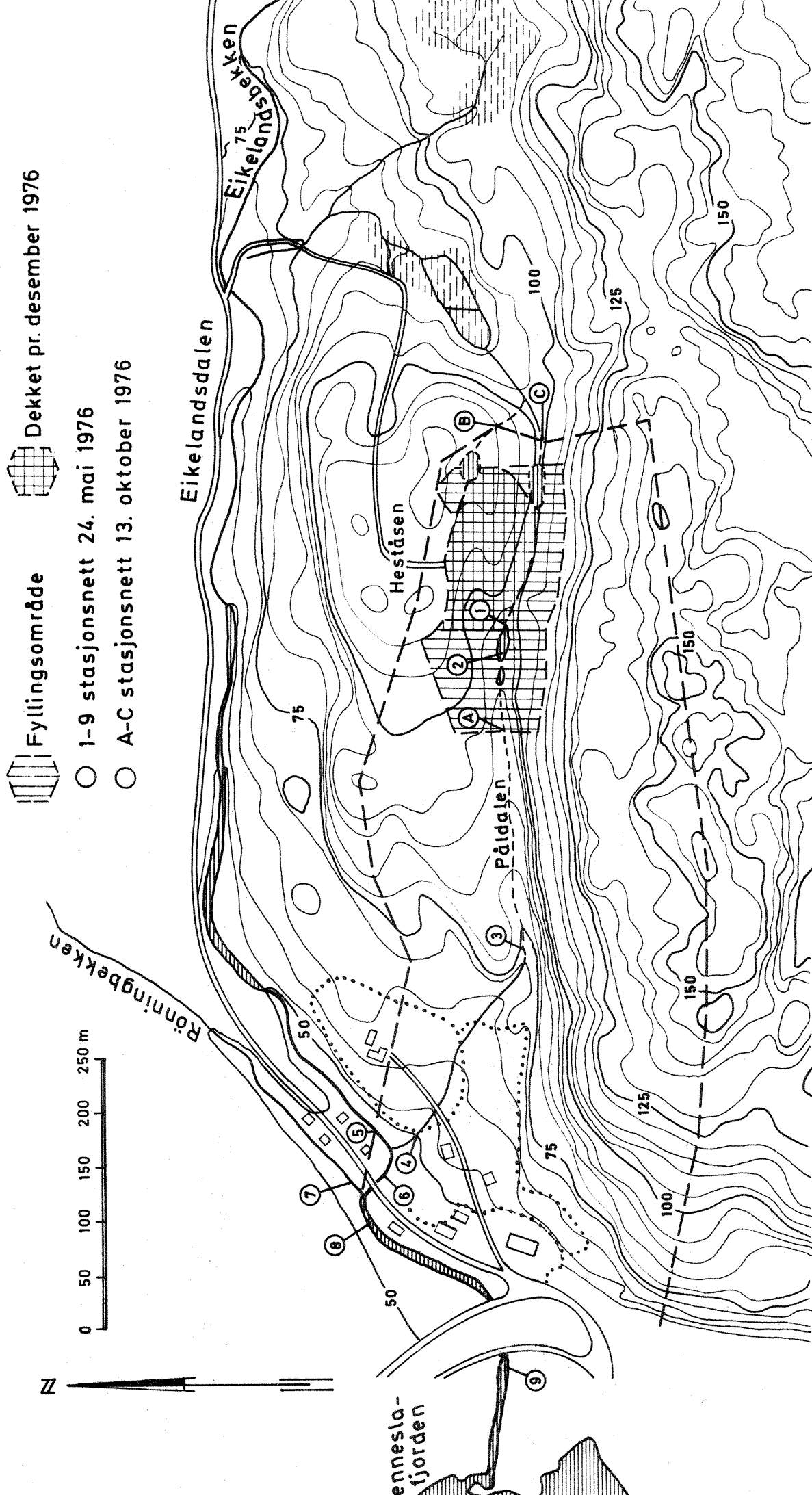
Sigevannsproblemer av tilsvarende karakter er hyppig observert i forbindelse med barkfyllinger flere steder i Norge. Vannet er karakterisert ved svært høye konsentrasjoner av organisk stoff, jern og mangan, foruten en rekke andre metaller og uorganiske ioner. Det oppstår hyppig begroing av sopp og bakterier i vassdrag og bekker som mottar avrenningen (Gjessing og Haugen 1973). Tilsvarende forhold observeres også ved fyllplasser for kommunalt avfall. Data over sigevannets kjemiske sammensetning og fyllingsområders grunnforhold, samt en utredning av muligheter for renses- tekniske tiltak er sammenstilt av Prosjektkomiteen for rensing av avløps- vann (Johansen 1976).



Det foreligger få opplysninger om erfaringer fra andre land med fyllinger av fiber og bark fra treforedlingsindustrien. En del generelle vurderinger fra Sverige er gjengitt i vedlegg 1 (SSVL 1973). Den eneste mer omfattende undersøkelsen vi kjenner til er utført i Canada (Thomas 1976). Undersøkel- sen besto i lysimeterforsøk over ett år med 9 forskjellige typer fyllmasse fra treforedlingsindustrien, hvorav 2 typer slam fra sedimenteringsanlegg. Sigevann og slam ble analysert på en rekke parametre, som metaller, oksygen- forbruk, organisk karbon, farge og pH, og det ble utført fiskeforsøk med regnbueørret (*Salmo gairdneri*). Nitrogen og fosfor var ikke inkludert.

Hovedkonklusjonen er at alvorlige sigevannsproblemer oppstår ved landfyl- ling av papir- og celluloseindustriens avfall og ved lagring av tømmer og bark. Sigevann fra barkfyllinger kan være ekstremt toksisk og ha høy farge og BOF, men toksisiteten avtar relativt raskt. Tilsvarende karakteristikk gis vanlig sagmugg. Det heter i rapporten at "som det er tilfelle med bark- fyllinger, kan fabrikker med store lagre av sagmugg eller "chips" ha avan- serte behandlingssystemer for andre utslipp, men tillater svært toksiske effluenter å slippe ut i vassdragene side om side med behandlede utslipp."

Sedimenteringslam fra en fabrikk med bleket sulfatcellulose-produksjon viste de verste egenskaper i form av toksisitet, farge og BOF. Toksisiteten avtok bare langsomt, og farge, KOF, BOF og suspendert stoff øket selv etter ett år. Egenskapene forverres når sulfatrikt materiale tilsettes, slik at det kan dannes hydrogensulfid. Derimot viste sedimenterings-slam som inne- holdt fast stoff fra papirfabrikk, sliperi og sulfittcelluloseproduksjon svært lav toksisitet og lavere BOF, men høye konsentrasjoner av aluminium, jern og mangan. Denne slamtypen kommer trolig nærmere opp til slammet fra Hunsfos Fabrikker, men resultatene kan ikke overføres direkte.

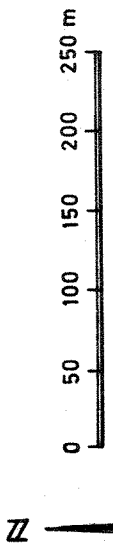
Fig.1 Kart over Pålålsbekkens nedslagsfelt med prøvetakingspunkter



 Fyllingsområde  Dekket pr. desember 1976

○ 1-9 stasjonsnett 24. mai 1976

○ A-C stasjonsnett 13. oktober 1976



2. PÅLDALENS TOPOGRAFI OG GEOLOGI

De vannkjemiske forhold er fra naturen betinget av Pålidalens geologiske karakter. Bergartene i dalsidene er grunnfjellsgneis, til dels svært fin-kornede glimmergneiser med pegmatittlinser, og de virker overveiende massive. Dalbunnen er dekket av løsmasser og før gjenfyllingen av vegetasjon (blandingsskog av gran, bjørk og selje) og myr. Løsmassene i nordhellingen består for en stor del av svære blokker utrast fra dalsiden, i bekkeskjæringen iblandet noe kalkstein og annet av annen opprinnelse. Jordprofilen er ikke blitt undersøkt, men i sørhellingen kan det antas å være en grunn podsolprofil.

Påldalsbekken har et nedslagsfelt på $0,217 \text{ km}^2$ med en beregnet årlig middelvannføring på $8,0 \text{ l/s}$ (fig. 1). Den munner ut i Eikelandsbekken nær dennes utløp i Venneslafjorden. Eikelandsbekken har et nedslagsfelt på $16,4 \text{ km}^2$ og en beregnet årlig middelvannføring på $606,8 \text{ l/s}$. Det gir et midlere fortynningsforhold på 1:76.

3. BRUKERINTERESSER

De brukerinteresser som knytter seg til Påldalsbekken er av lite omfang. Bekken renner gjennom beitemark på gården Lian og tjener som drikkevann for husdyr på beite. Vannet er på grunn av sin fine kvalitet blitt benyttet i husholdningen. Eikelandsbekken er en blant flere viktige gytebekker for ørret i Venneslafjorden. Til Venneslafjorden er det knyttet vannforsynings- og rekreasjonsinteresser. Det kommunale vannverk er imidlertid nå basert på grunnvann fra Drivenesøya i Venneslafjorden, og antas ikke berørt av forurensningen fra Påldalsbekken. Derimot er det viktig at vannkvaliteten i Venneslafjorden opprettholdes på et akseptabelt godt nivå. Det er allerede i dag klare tendenser til begroing av alger og vannplanter i strandsonen med den belastning fjorden i dag har av avløpsvann fra husholdning og småindustri, avrenning fra jordbruksarealer, og tilførsler via Otra og sidevassdrag.

Tabell 2. Analyser av fiberslam utført ved Papirindustriens
forskningsinstitutt (PFI Ref. 742555/16/gc og 751129/RNH/am)

Prøve tatt dato	18.12.74	22.1.75
pH	6.7	6.0
Tørrstoff v/103°C g/100 g slam	18.0	22.3
Aske v/80°C "	3.1	3.1
Organisk materiale "	14.9	16.2
Sulfater (SO ₄ ⁻⁻⁻) "	0.016	0.003
Sulfater som alun "	0.033	0.007
Bly (Pb) ppm	1	≤2
Kadmium (Cd) "	spor	<1
Kobber (Cu) "	2	9
Sink (Zn) "	6	7
Kvikksølv (Hg) "	0.1	<0.1

Tabell 3. Målinger av oksygen, pH, temperatur og redoksforhold
i dammen nedenfor fyllingen 24. mai 1976.

	Dyp m	Temp. °C	pH	Oksygen mg O ₂ /l	Redoks mV
Innløp	0	11.0	6.02	0.80	+140
4 m fra innløp	0	11.5	6.07	0.65	+140
	½	7.0	-	0.40	+135
	1	6.0	-	0.30	+135
Utløp	0	17.0	6.54	8.0	+230
	½	7.0	-	1.3	+140
	1	7.0	-	0.8	+140

4. FYLLMASSENS KJEMISKE OG FYSISKE KARAKTER

Ifølge konsesjonssøknaden (8.11.73) tilføres fyllingen 33% bark, 27% papiravfall av forskjellig art og 40% fiber og fyllstoff (clay) fra fellingsanlegget, senere kalt fiberslam. Hunsfos oppgir at bark vesentlig er gått til salg eller til den gamle fyllplassen på Moseid hittil i driftsperioden, men fiberslam kan inneholde opptil 25% finkornet barkslam fra vedrenseriet. Barkandelen kan derfor være så høy som 43%, sannsynligvis 30-35%.

Analyser av fiberslammet (tabell 2) viser et tørrstoffinnhold på ca. 20%, som tilsvarer hva som normalt kan oppnås etter avvanning. Innholdet av clay og aske utgjør 18-28% av tørrstoffet, resten er organisk materiale vesentlig fra fiber og bark.

Det er i konsesjonen fra SFT av 16.9.74 med senere endring av 29.10.74 antatt at fiberslammets innhold av fyllstoff (clay) vil gjøre det egnet som tetningsmiddel i bunnen og siden av fyllingen, og det er stilt krav om 75 cm bunndekning. En antok da et tørrstoffinnhold på 25%, hvorav 50% som fyllstoff. Sterkt komprimert masse uten "hull" kan vel tenkes å gi 100% tetning, men i praksis er det trolig vanskelig å oppnå tilstrekkelig kompresjon og jevn dekningsgrad. En langsom svelling og nedbrytning vil også med tiden øke vanngjennomtrengningen. Trefiber vil dessuten virke som kapillær-ledere for vann. Som vist senere (kap. 6), opptok løst pakket masse 5-6% vann før metning, og tilført vann rant deretter rett igjennom.

Det har vært hevdet fra Hunsfos at avrenning fra fyllmassene ikke er blitt observert, men dette gjelder bare overflate-avrenning. Manglende vannansamling selv på hardkjørte overflater tyder nettopp på at massen er en god vannleder, og at vannet trenger gjennom massen til bakken og renner langs og i denne til bekkeskjæringen. Selv ikke under ekstremt kraftig nedbør (kap. 5) kunne overflateansamlinger og avrenning observeres i særlig grad. En medvirkende årsak er at fyllingen ligger i skrånende terreng og at påfyllingen skjer fra toppen. En kan neppe demme opp og

beholde nedbørvann i fyllingen under slike forhold selv med et tetningslag mot bakken. Såkalt kapilærbrytende materiale av pukk og grus under fyllmassen har trolig ingen særlig effekt på dette forløpet.

Både laboratorieforsøk og praksis viser altså at fiberslam er uegnet som tetningsmateriale. Som alternativ kan tenkes skrålag med leire eller plast lagt med jevne mellomrom i massen for derved å redusere vannets kontakttid i massen, men dette spørsmål bør utredes nærmere av teknisk sakkyndige.

5. BIOLOGISKE OG VANNKJEMISKE FORHOLD

5.1 Befaring 24. mai 1976

Stasjon 1 + 2 : Dam nedenfor fyllingen.

En naturlig dam samler opp sigevann fra fyllingen (fig. 1). Vannet var ved innløpet blågrønt farget. Omtrent midtveis i dammen skiftet fargen over til rustrød. Siktedypet ble redusert fra ca. 1 m til 10 cm på grunn av sterk partikkelutfelling i overflatesjiktet. Målinger av pH, oksygen og redoks-potensial i dammen (tabell 3) viser at vannet ved innløpet var oksygenfritt. På grunn av en markant, temperaturbetinget lagdeling foregikk det jernoksydasjon og hydroksyduutfelling bare i overflatesjiktet (10-20 cm). Hydroksydene ble avsatt langs damkantene. Gassutvikling fra bunnen ble observert. Ved utløpet var det dannet et fettholdig snek på overflaten. En enkelt stor buksvømmer (Corixidae) ble observert, ellers virket dammen fri for synlige organismer som insektlarver, vannbiller o.l. Det var ingen begroing hverken av sopp eller alger.

Dammen går dels i overløp og dels gjennom grunnen til nedenforliggende dam. Denne var preget av utfellinger av metallhydroksyder i overflaten. Ingen begroing og ingen insektlarver ble observert. Avrenningen går herfra gjennom grove løsmasser og under grov ur, og bare i nedbørperioder har dammen synlig overløp.

Stasjon 3 : Bekkefremspring.

Der vannet kom frem i dagen var stein og annet fast underlag dekket av en 4-5 cm tykk vekstmatte dominert av en soppart (*Geotrichum cf. candidum*), men encellede dyr (flagellater og ciliater) var også tilstede. Matten var av gulbrun farge vesentlig på grunn av utfelt jernhydroksyd. Vannet var klart av utseende, pH ble målt til 7,02 og temperaturen var 10-12 °C.

50 meter lengre nede går bekken over i et stilleflytende parti. Stener og kvist var dekket av en tett soppvekstmatte med jernhydroksyduutfelling, og under matten et svart sjikt, sannsynligvis manganoksyd eller jernsulfid. Bekkeløpet herfra går i dagen i rask turbulent strøm, dels som en grøft gjennom innmark.

Stasjon 4-5-6 : Bekkemøte Påldalsbekken - Eikelandsbekken.

Påldalsbekken var preget av hydroksyduutfelling og heterotrof vekst på stein. Vannet var her tydelig turbid, og pH hadde steget til 7,40. Eikelandsbekken før samløp hadde et svakt eutroft preg med vekst av filamentære grønnalger, noe som trolig skyldes en viss belastning av kloakk og jordbruksavrenning. pH ble målt til 6,50. Etter innblanding utviklet Eikelandsbekken en kraftig soppbegroing (*Geotrichum cf. candidum*) som dominerte helt ned til utløpet ved Venneslafjorden. Basert på analyseverdien for mangan utgjorde Påldalsbekken 1,5% av Eikelandsbakkens vannføring etter sammenblanding (fortynningsforhold 1:66).

Stasjon 7 og 8 : Bekkemøte Rønningbekken - Eikelandsbekken.

Rønningbekken var preget av algevekst (belegg av diatomeer, filamentære grønnalger og blågrønnalger), og pH ble målt til 4,95. Basert på analyseverdiene for mangan utgjorde Rønningbekken 37% av vannføringen i Eikelandsbekken etter samløp, noe som stemmer godt med det visuelle inntrykket (fortynningsforhold for vannet fra Påldalsbekken 1:1,6).

Bekkeløpet videre mot utløpet var i hele sin bredde (3-4 m) dekket med soppvekstmatter (iblandet mye bakterier og flagellater) på et underlag av rullestein og grov grus, med enkelte tuster av en filamentær grønnalge imellom. På strømsvake steder var det autotrofe innslaget mer markant.

Tabell 4. Kjemiske analysedata for vannprøver tatt under befaring 24. mai 1976

Stasjon	Nr.	pH	Kond. µS/cm	KOF mg O ₂ /l	TOC mg C/l	TOT P µg P/l	TOT N* µg N/l	NO ₃ µg N/l	NO ₂ µg N/l	NH ₄ µg N/l	SO ₄ mg SO ₄ /l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Hg µg/l
Påidalsbekken	1	6.80	815.0	870	310	70	515	0	40	100 ^x	3.6	30500	50000	16.0	<10	<1
"	2	6.49	794.0	798	285	66	540	0	40	100 ^x	2.9	22000	47000	14.5	<10	4
"	3	6.90	526.0	488	160	24	330	30	10	100 ^x	3.2	10000	37000	85	<10	1
"	4	7.24	501.0	455	170	24	365	10	10	100 ^x	3.1	575	33000	8.0	<10	<1
Eikelandsbekken	5	5.94	42.5	5.37	2.45	5	550	380	<10	<10	7.6	80	45	15.0	<10	<1
"	6	6.20	49.1	11.6	4.4	6.5	570	370	<10	<10	7.3	80	530	7.0	<10	2
Rønningbekken	7	5.02	38.9	8.60	2.9	6	255	100	<10	<10	6.3	30	45	12.0	15	<1
Eikelandsbekken	8	6.12	44.0	9.26	3.95	6	440	280	<10	<10	6.8	60	350	8.0	<10	<1
"	9	6.95	45.5	5.29	2.9	10	430	200	<10	<10	6.9	60	335	26.5	<10	2

x Usikre (for lave) verdier

Stasjon 9 : Dam før utløp i Venneslafjorden.

Dambunnen var preget av et gråbrunt detrituslag, men vannet var ganske klart med en svak grågrønn farge. Det var ingen insektlarver å se, men et par småørret sto mot elvestrømmen. pH ble målt til 6,15.

5.2 Vannkjemiske data 24. mai 1976

Under befaringen ble det fortløpende tatt vannprøver i rekkefølgen stasjon 1 til 9. Det var ingen nedbør i de nærmeste dager på forhånd, og vannføringen var jevn og relativt lav. Analyserte verdier kan derfor anses relativt representative for en normalsituasjon i sommerhalvåret. Resultatene er gjengitt i tabell 4.

Vannet i Pældalsbekken var sterkt forurenset med organisk stoff, fosfat, jern og mangan. Verdiene kan sammenlignes med Eikelandsbekken ved stasjon 5, som bortsett fra unormalt høye verdier for nitrat og fosfat (ca. 2-3 ganger vanlig), kan anses representativ for området. En viss kloakkbelastning og avrenning fra dyrket mark er sannsynlig årsak til høye nitrat- og fosfatverdier.

Pældalsbekken ved stasjon 3 viste 90 ganger høyere konsentrasjon av organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF) og 5 ganger høyere fosfatverdi (TOT P) enn Eikelandsbekken. Total-nitrogenverdiene (TOT N) er derimot mer normale, men uorganisk nitrogen foreligger i redusert form som ammonium (NH_4^+) i stedet for nitrat (NO_3^-). Sulfatverdiene (SO_4^{2-}) er lavere enn normalt for området. Tungmetallene sink (Zn) og kvikksølv (Hg) viser lave verdier, mens kobber (Cu) viser enkelte høye verdier. Mest påfallende er de ekstremt høye verdiene for mangan og jern, som på grunn av reduserende betingelser i fyllmassen antas å utløses som Fe^{2+} og Mn^{2+} .

Den svært høye organiske belastningen skyldes åpenbart utvasking av oppløselige stoffer, hovedsakelig sukkerarter og organiske syrer, som dannes når cellulosefibre nedbrytes under fravær av luft (anaerobt). Fiber materialet er fattig på næringsalter, men er iblandet 20-25% finmalt bark fra vedrenseriet, og noe bark er også deponert. Den relativt høye belastningen av fosfat og nitrogen må tilskrives barken.

Tabell 5. Berregnede restmengder av forureningskomponenter fra Påldalsbekken nedover i vassdraget.

Stasjon nr.	Ledn.evne µS/cm	%	KOF mg O ₂ /l	%	TOC mg C/l	%	TOT P µg P/l	%	TOT N µg N/l	%	SO ₄ mg SO ₄ /l	%	Fe µg/l	%	Mn µg/l	%
1	815	100	870	100	310	100	70	100	515	100	3.6	100	30500	100	50000	100
2	794	97.4	798	91.7	285	91.9	66	94.3	540	105	2.9	80.6	22000	72.1	47000	94
3	526	64.5	488	56.1	160	51.6	24	34.3	330	64	3.2	88.9	10000	32.8	37000	74
4	501	61.5	455	52.3	170	54.8	24	34.3	365	71	3.1	86.1	575	1.9	33000	66
6	477	58.6	417	47.9	131	42.3	-	-	(1865)	(362)	(-12.3)	(-341)	-	-	32054	64
8	321	39.4	316	36.3	147	47.6	-	-	(-1667)	(-324)	(-35.0)	(-972)	-	-	32380	66
9	-	-	(-105)	(-12.0)	36	11.7	-	-	-	-	-	-	-	-	30790	62

() Berregnede men ikke reelle verdier som skyldes N₂-fiksering (stasjon 6) eller at komponenter fra Eikelandsbekken og Rønningbekken også omsettes.

Det samme gjelder jern og mangan, som man fra før vet kan nå svært høye konsentrasjoner i sigevann fra barkfyllinger (Gjessing og Haugen 1973). Mobilisering og utvasking av tidligere utfelt manganoksyd og jernhydroksyd i myrpartier og i jordsmonnet (podsol) kan ikke utelukkes å være av en viss betydning. Relativt lave verdier for tungmetallene viser at det neppe er metallavfall i fyllingen som er årsak til høye jern- og manganverdier. Disse forholdene er nærmere belyst ved et laboratorieforsøk (se kap. 6).

5.3 Selvrensing og utfellinger i vassdraget

Analysedata viser at mangan (Mn) er den mest konservative parameter i sigevannet. Oksydasjonen til tungt løselig MnO_2 skjer antagelig relativt langsomt under de rådende pH-, temperatur og oksygenforhold. Fortynningsforholdet ved samløp med Eikelandsbekken og senere Rønningbekken kan da beregnes til henholdsvis 1:66 og 1:1,6 som tidligere omtalt. Selv om vannføringen i bekken er ukjent, kan en da foreta overslagsberegninger over selvrensing og utfelling av forurensningstilførselene fra Påldalen under de rådende vannføringsforhold underveis mot Venneslafjorden.

Forutsatt at bakgrunnskonsentrasjonene i Eikelandsbekken og Rønningbekken forblir uforandret, kan konsentrasjonsbidraget fra Påldalsbekken etter fortynning beregnes som:

$$\text{Stasjon 6: } X_6 = [6] - [5] \cdot 0,985$$

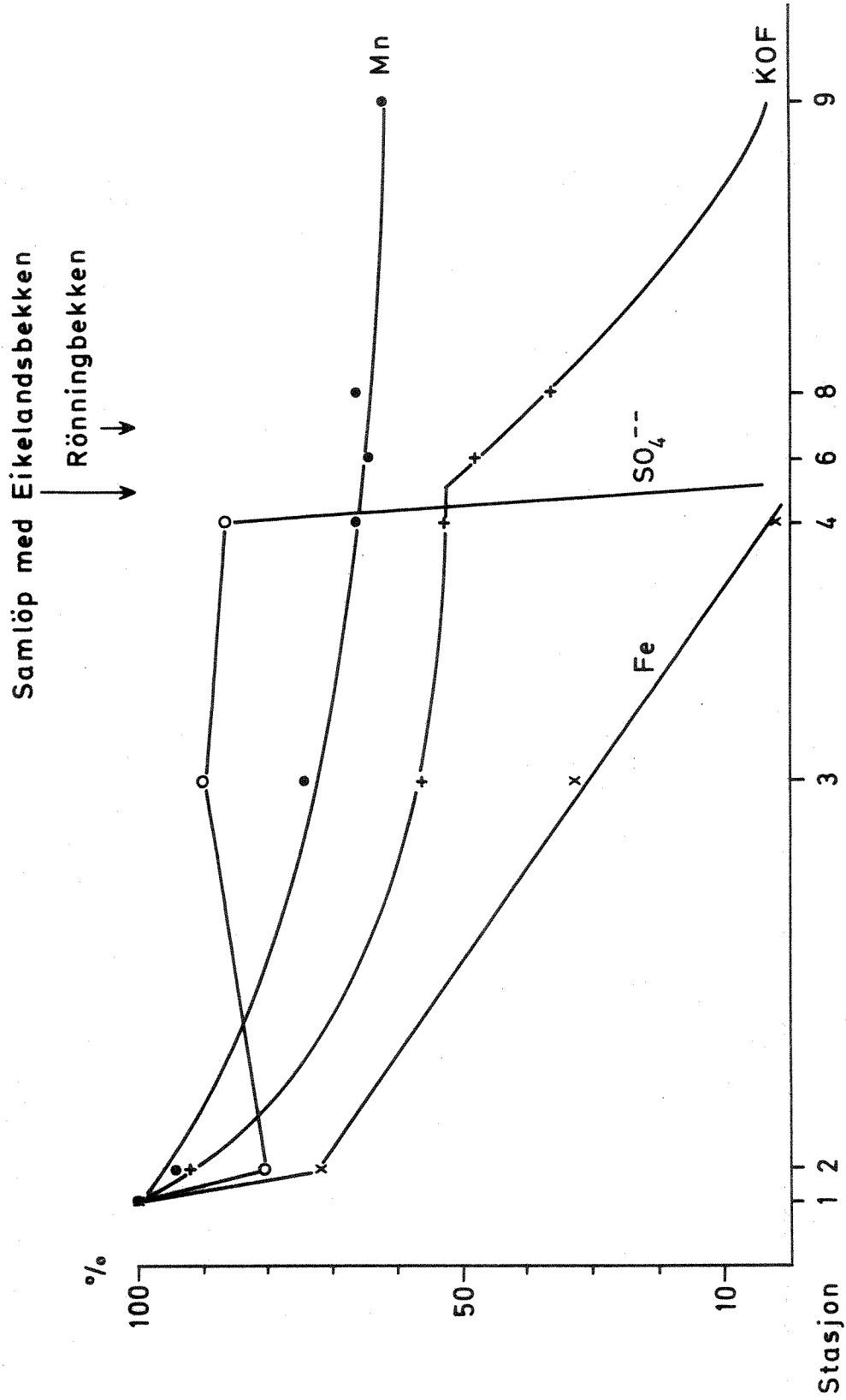
$$\text{Stasjon 8: } X_8 = [8] - [7] \cdot 0,30 - [5] \cdot 0,985 \cdot 0,70$$

Den tilsvarende konsentrasjon om Påldalsbekken forble uforynnet, er da gitt ved:

$$P_6 = X_6 \cdot 66$$

$$P_8 = X_8 \cdot 66 \cdot 1,6 = X_8 \cdot 106$$

Fig. 2 Restmengder av forurensningskomponenter fra sigevannet i Påldalsbekken og Eikelandsbekken



Resultatene er gjengitt i tabell 5 og fig. 2. Sigevannet fortynnes ca. 1:1,5 med upåvirket vann fra nedbørfeltet før samløp med Eikelandsbekken. Sulfatnivået kompenseres delvis ved oksydasjon av sulfider, mens det skjer en ca. 90% utfelling av jern. Ca. 50% av fosfortilsetningen felles antagelig bundet til jernhydroksyd, mens resterende 15% reduksjon inntil stasjon 4 skyldes fortynning. Det skjer også en ca. 30% nedbrytning av organisk stoff, mens totalnitrogen ikke fjernes.

Etter samløpet med Eikelandsbekken dannet det seg en tykk soppvekstmatte helt til utløpet i Venneslafjorden. Organisk stoff fjernes nesten fullstendig (over 90%) og det forbrukes 10 ganger mer sulfat enn tilført fra Påldalen. Nitrogen øker langt mer enn beregnet etter samløpet (stasjon 6), noe som kan forklares ved mikrobiell nitrogenfiksering fra atmosfæren på grunn av stort nitrogenunderskudd. Fiksert nitrogen er igjen oppbrukt på stasjon 8. Fosfortilførselen må antas å være fiksert i begroingen, men tallene er for lave for beregninger.

Ved beregningene av restkonsentrasjoner (tabell 5) er det ikke tatt hensyn til fortynning av sigevannet innen Påldalsbekkens nedbørfelt, da en ikke kjenner kvaliteten på og mengden av fortynningsvannet. Antas forholdet 1:1,5 å være viktig, så er restmengdene underestimert med 20 - 30%.

5.4 Befaring 16. juli 1976

Etter ca. en måned uten vesentlig nedbør var det nå lav vannstand og ingen synlig avrenning fra dammen. Vannføringen lenger nede i bekken var liten, anslagsvis 1 l/s. Hunsfos Fabrikker har siden midten av juni pumpet luft inn i dammen, som nå var rustrød av jern(III)-hydroksydudfelling. Det ble ikke tatt prøver for kjemiske analyser ved befaringen.

Det nå tørrlagte overløpet fra dammen var fritt for vegetasjon, og nekrose (vevsdød) ble observert på bregnevegetasjonen langs bekkeløpet. Den heterotrofe begroing på stasjon 3 og 4 var tydelig redusert, og begroingen i Eikelandsbekken var helt eller delvis avskallet og under nedbrytning. Den påtagelige reduksjonen i begroingen som ble observert, må tilskrives lav vannføring som har medført reduksjon av organisk stofftilførsel.

Tabell 6. Nedbør og nedbørkjemiske data for Birkenes 11.-13. oktober 1976.
Data hentet fra SNSF-prosjektets nedbørstasjon (døgnprøver).

DATO	NEDBØR mm	pH	SO ₄ mg/l	NO ₃ µg N/l	NH ₄ µg N/l	ORT P µg P/l	Zn µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Cl mg/l
76.10.11	23.1	3.80	9.9	1700	2100	4	65	0.30	0.13	0.17	1.8
76.10.12	97.1	4.25	3.6	280	335	3	20	0.08	0.04	0.04	0.5
76.10.13	52.5	4.90	0.9	40	60	<2	10	0.03	0.02	0.03	0.5

Tabell 7. Kjemiske analysedata for vannprøver tatt i Påldalen under befaring 13. oktober 1976.

Stasjon nr.	pH	KOND µS/cm	FARGE mg Pt/l	KOF mg O/l	BOF ₇ mg O/l	TOT P µg P/l	TOT N µg N/l	NO ₃ µg N/l	NO ₂ µg N/l	NH ₄ µg N/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l
1	6.09	558	598	781	489	135	1600	220	20	<100	11000	13800	36.0	85	6.0	1.4
2	6.31	703	960	910	568	210	2120	250	30	<100	21000	31000	100	60	27.0	0.9
2	Overflateskum					100	2800				3400	19500	80	100	200	100
A	6.41	310	690	406	328	99	1170	220	10	<100	8100	13300	37.5	35	4.5	0.7
3	6.47	215	241	254	134	33	730	190	<10	10	3600	8200	26.5	35	4.0	0.5
B	5.76	196	374	306	166	94	1600	430	<10	1050	7600	3100	9.7	45	3.0	0.6
C	5.61	194	1920	507	195	500	2720	70	10	20	450	750	15.3	100	11.0	0.7

Avløp
Vest

Avløp
Øst

5.5 Befaring 13. oktober 1976

Befaringen ble foretatt etter en langvarig nedbørperiode, og man kan anta at både grunnvannsmagasinet og fyllmasser var mettet med vann. Nedbøren målt på Kjevik var denne dagen 87,5 mm. Endel nedbørkjemiske data for Birkenes er gjengitt i tabell 6. Det var intenst regnvær under befaringen og flomstore bekker ut fra fyllingen både vestover og østover, med vannføring anslagsvis 20 l/s. Enkelte små ansamlinger av vann fantes på fyllmassene, men ingen synlig overflateavrenning ble observert. Dette viser at nedbør trenger ned i og gjennom fyllmassen.

Ved utløpene var det tydelig lukt av H_2S (råtten) og flyktige estre og aminer (søtlig). Dammen mot vest var tross lufting ikke rustrød, men sterkt blågrå av farge, lite turbid og med kraftig skumdannelse. Skummet luktet av terpenener (kvaelukter) og var gulhvitt av farge. Skumdannelsen preget bekkene i begge retninger. Ingen heterotrof begroing var synlig.

Det østlige avløpet sprang ut fra en dam dannet mot fyllmassene i dal-skjæringen, og dels fra under stein og pukklagt som "tetningsmateriale" i en gren av fyllingen mot nordøst. Avløpet ble raskt fortynnet med avrenning fra områder sørøst og øst for Påldalen. En må anta at det er en viss østlig avrenning fra fyllmassene også i mer nedbørfattige perioder, og som tilføres Eikelandsbekken høyere oppe.

5.6 Vannkjemiske data 13. oktober 1976

Det ble tatt vannprøver for kjemisk analyse på 6 stasjoner, hvorav 3 nye (A, B, C), og dessuten en prøve av overflateskum fra luftingsdammen (tabell 7). Vannføringen var anslagsvis 40 ganger høyere enn 24. mai (tabell 4), men avrenningsvannet var ikke tilsvarende fortynnet. Tabell 8 viser forholdet mellom konsentrasjonene 13. oktober og 24. mai som middel av stasjon 1, 2 og 3.

Tabell 8. Midlere forholdstall for konsentrasjoner 13. oktober og 24. mai på stasjon 1, 2 og 3.

Komponent	KOND	KOF	TOT P	TOT N	Fe	Mn	Cu	Zn
Forholdstall	0,66	0,85	2,16	3,08	0,56	0,64	3,17	>6

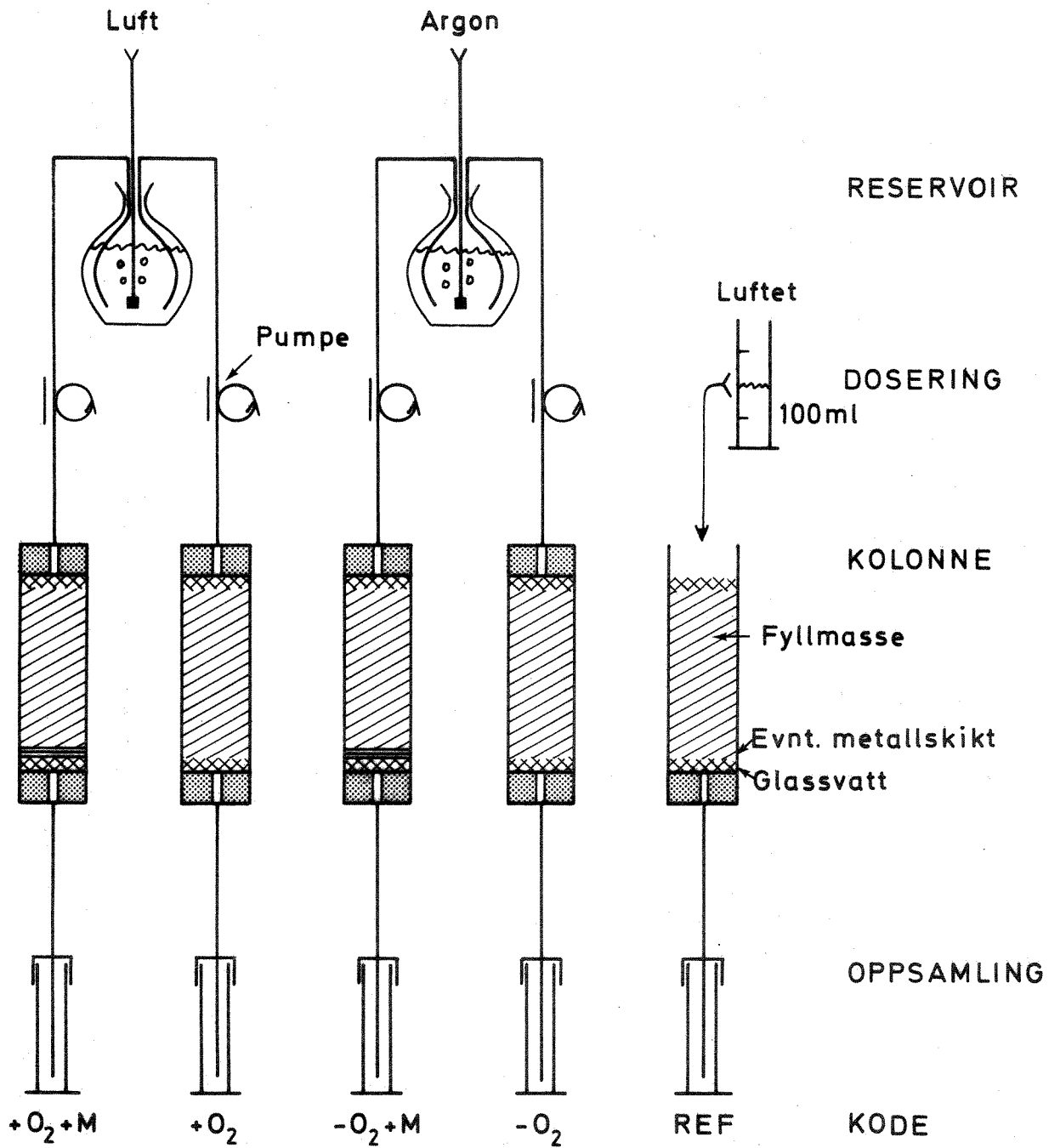


Fig.3 Forsöksoppstilling ved kolonneforsøk med fiberslam fra sedimenteringsanlegg

Organisk stoff, jern og mangan vaskes ut i svært store mengder, men fortynnes noe, mens vannet anrikes på fosfat, nitrogen og tungmetaller. Det synes som om depoter av næringssalter og tungmetaller, som normalt har høy retensjonsgrad, mobiliseres og tømmes ved kraftig nedbør. Skumlaget over luftedammen er kraftig anrikt på tungmetallene kadmium (Cd) og bly (Pb) og svakt anrikt på sink (Zn). Særlig konsentrasjonene av kadmium i skumlaget og kobber i vannet er betenkelig høye.

6. KOLONNEFORSØK MED FIBER-FYLLMASSE

For nærmere å belyse årsaken til de høye konsentrasjoner av forurensningskomponenter i avrenningsvannet, er det blitt utført et kolonneforsøk med avvannet slam fra sedimenteringsanlegget ved Hunsfos Fabrikker.

6.1 Forsøksmaterialet

Slam fra sedimenteringsanlegget ble hentet 16. juni og oppbevart i en plastsekk i kjølerom inntil forsøkets start 31. august. Tabell 2 gjengir endel analyseverdier for tilsvarende slamprøver utført ved Papirindustriens Forskningsinstitutt. Av en tørrstoffmengde på ca. 20% utgjøres ca. 16% av organisk stoff, hvorav ca. 75-80% antas å være trefiber og 20-25% finmalt bark, og 6% av tørrstoffet er uorganisk stoff vesentlige clay (leire), som tilsettes under papirproduksjonen.

Sulfat er trolig det viktigste anion og viser verdier på 30-160 ppm.

Innholdet av tungmetallene kobber og sink er relativt høyt. Det er ikke blitt foretatt ytterligere analyser på slammet, noe som bør gjøres for å få data for totalnitrogen, totalfosfat, jern og mangan. Andelen av bark i slammet vil her gi det vesentligste bidrag. Bark er særlig rikt på kalsium og kalium og inneholder ellers mye magnesium, jern, aluminium, natrium, mangan, fosfor og nitrogen (Gjessing og Haugen 1973). En kilde til varierende kvalitet er fargestoffer og fyllstoffer fra produksjonen av papir. Slammet i fyllingen er ofte sterkt farget varierende i fiolett, gråblått og grønt. Det brukes utelukkende anilinfargestoffer, som ikke er basert på tungmetallholdige pigmenter.

6.2 Forsøkets utførelse

Forsøksoppstillingen fremgår av fig. 3. Kolonnene ble pakket med glassvatt i bunnen, et 2 cm. sjikt med kobbertråd, mangan(IV)oksyd, og jern(III)oksyd i to av kolumnene, dernest 50 cm løst pakket fiber-slam (ca. 2.500 cm³) og på toppen et nytt lag med glassvatt. 4 kolonner ble lukket med tett kork og vann tilført kontinuerlig med en peristaltisk pumpe (Ismatec MP-13), mens en stod åpen og ble tilført vann en gang pr. døgn, alle med dosering ca. 100 ml pr. døgn. Som "nedbørvann" ble benyttet godt uttappet næringsfattig springvann (Maridalsvann), sterilisert ved autoklaving og boblet med luft eller argon (tabell 9).

Følgende kolonnekombinasjoner ble anvendt:

KODE	Kolonnepakning
- O ₂	Oksygenfritt vann, ingen metaller tilsatt.
- O ₂ + M	Oksygenfritt vann, metallene Cu, Fe og Mn tilsatt.
+ O ₂	Oksygenmettet vann, ingen metaller tilsatt.
+ O ₂ + M	Oksygenmettet vann, metallene Cu, Fe og Mn tilsatt.
REF	Oksygenmettet vann, tilsatt periodevis, ingen metaller tilsatt.

Forsøket ble utført ved romtemperatur (22,3 ± 0,4°C) og pågikk over 24 døgn. Oppsamlet prøve ble analysert så langt volumet rakk. Prøver for oksygen/hydrogensulfid-analyser ble ledet direkte ned i glassflasker under et lag flytende parafin. Verdiene for ammonium er etter 14 døgn upålitelige på grunn av interferenser ved analysen.

Tabell 9. Kjemiske analysedata for springvann (Maridalsvann) benyttet ved kolonneforsøk.

Prøve nr.	pH	KOND µS/cm	TOT P µg P/l	TOT N µg N/l	NO ₃ µg N/l	NH ₄ µg N/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l
1	6.77	46.7	13	350	250	30	50	20.0	65	30	2.5	0.05
2	6.82	35.6	8	400	250	60	-	34.5	70	20	8.0	0.10

Følgende vannmengder passerte kolonnene:

KODE	Tilført ml/døgn	Uttappet ml/døgn	Svinn ved fordampm. %	Retensjon ml/kolonne
- O ₂	111,0	111,0	0,0	178
- O ₂ + M	110,0	110,0	0,0	245
+ O ₂	106,7	106,7	0,0	101
+ O ₂ + M	108,3	108,3	0,0	220
REF	91,7	85,4	6,8	80

Sjiktet av finkornede metalloksyder har medført øket vannretensjon i kolonnene.

6.3 Resultater

Ekstraksjonsratene for de viktigste komponentene er oppsummert i tabell 10 og 11. Konsentrasjonsforløpet er gjengitt i fig. 4, 5 og 8, hvor S angir springvannets konsentrasjon.

6.3.1 pH, redoks, O₂, H₂S, konduktivitet og farge

I fig. 4.1-5. er forløpet av pH, redoks-potensial, O₂, H₂S, lednings-
evne og farge avtegnet over tid. Resultatene viser 3 karakteristiske
forløp, ett for lukkede kolonner uten metallsjikt (+ og - O₂), ett for
kolonner med metallsjikt (+ og -M) og ett for den åpne kolonne (REF).

I lukkede kolonner skjer det en intens syreproduksjon, og pH synker fra
7 til 5. Syrene nøytraliseres i metallsjiktet. Utløpet fra REF er der-
imot overveiende basisk. Syreproduksjonen skyldes dannelse av organiske
syrer ved anaerob nedbrytning av cellulosen.

Utløpet er generelt sterkt reduserende med lavt redoks-potensial vesent-
lig på grunn av fritt H₂S. Oksygen er sjelden tilstede og bare i meget

Tabell 10. Netto frigivelse (+/-) i kolonnene av metaller, total ione-
konsentrasjon (målt som ledningsevne) og H₃O⁺-ioner.
Alle verdier beregnet som veiede middelverdier.

KOLONNE	-O ₂	-O ₂ + M	+O ₂	+O ₂ + M	REF
<u>Metaller (µg at/kg masse · døgn):</u>					
Jern (Fe)	17.2	0.73	14.7	0.97	0.56
Mangan (Mn)	1.8	447	1.9	341	0.46
Kopper (Cu)	-0.047	8.3	-0.047	56	-0.023
Sink (Zn)	0.015	5.8	0.031	3.8	2.8
Bly (Pb)	-0.0011	0.00043	-0.0015	0.0015	-0.00004
Kadmium (Cd)	0.00005	0.00040	0.00019	0.00061	0.00021
Avrundet sum:	19	460	17	400	3.8
<u>Total ione-konsentrasjon (µS/cm·kg masse·døgn):</u>					
Spesifikk elektro-					
lyttisk ledn.evne	115	140	116	168	74
	(κ ₂₀)				
<u>H₃O⁺-ioner (µg ekv/kg masse·døgn):</u>					
Netto produksjon	0.39	-0.006	0.44	0.013	-0.013
Nøytralisert i metallskiktet	-	0.40	-	0.43	-
<u>% ioner fra metallskiktet:</u>	-	18	-	31	-

lave konsentrasjoner. Det skjer en tydelig oksydasjon i metallsjiktene. Dannelsen av H_2S skyldes bakteriell sulfatreduksjon i massen, som inneholder opp til 160 mg sulfat pr. kg våtvekt. REF er ikke særlig anaerob i bunnen og nærmer seg oksyderte forhold mot slutten av forsøket.

Elektrolyttisk ledningsevne viser at det skjer en kraftig utvasking av ioner fra massen. Utløsning fra metallsjiktet bidrar med 20-30% av den elektrolyttiske ledningsevnen, mens resten utgjøres av komponenter utløst fra eller dannet i fyllmassen. Her inngår vesentlig organiske syrer, dannede bikarbonat, Ca, Mg og K, mens utløst jern og sulfat utgjør et lite bidrag. Elektrolyttmengden avtar raskt i løpet av forsøket i alle kolonner.

Fargede forbindelser utgjøres trolig hovedsakelig av fargestoffer tilsatt under papirproduksjonen, og en del vaskes ut umiddelbart i de lukkede kolonnene, men reabsorberes delvis i metallsjiktet. Fargen på massen skiftet fra blågrå til lys brun under forsøket. REF beholdt imidlertid en blågrå farge selv om store mengder fargede substanser ble utskilt.

6.3.2 Nitrogen, fosfor og organisk stoff

Fig. 5.1-5., gir tilsvarende diagrammer for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff. Diagrammene er benyttet til å beregne veiet middelkonsentrasjon i utløpet, og da tilførselen er kjent, kan netto produksjon eller forbruk i kolonnene beregnes som vist i tabell 11.

Etter 6 døgn forbrukes alt tilført nitrat, samtidig som nivået av nitritt øker. Dette skyldes mikrobiell denitrifikasjon, det vil si at organisk stoff oksyderes med nitrat som oksydasjonsmiddel. Prosessen går i to trinn, først til nitritt og dernest videre til nitrogen-gass.

Fig. 6 gjengir nitrogenbudsjettet over kolonnene, noe som gir et bedre grunnlag for sammenligning. 96-99% av tilført nitrat forbrukes, vesentlig ved denitrifikasjon. Nitritt akkumuleres som et mellomprodukt, og mest i REF, som er vesentlig mer aerob enn de øvrige. I tillegg til

Tabell 11. Netto frigivelse (+/-) i kolonnene av oksygenforbrukende materiale, nitrogenkomponenter, fosfat, oksygen og hydrogensulfid.

Alle verdier beregnet som veiede middelveier.

KOLONNE	-O ₂	-O ₂ + M	+O ₂	+O ₂ + M	REF
<u>Oksygenforbrukende (organisk) materiale (mg O/kg masse · døgn):</u>					
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	207.2	253.7	209.1	211.5	70.0
Biologisk oksygenforbruk (BOF ₇)	143.6	99.0	175.7	176.2	6.2
<u>Forholdstall kjemisk pr. biologisk oksygenforbruk:</u>					
KOF/BOF ₇	1.44	2.56	1.19	1.20	11.3
<u>Nitrogenkomponenter (µg N/kg masse · døgn):</u>					
Nitrogen (TOT N)	12.88	32.93	18.28	14.95	21.58
Nitrat (NO ₃ ⁻)	-9.01	-9.98	-8.25	-10.35	-4.27
Nitritt (NO ₂ ⁻)	1.94	1.31	2.21	1.13	3.07
Ammonium (NH ₄ ⁺)	8.51	35.86	4.69	24.69	2.85
Organisk nitrogen (TOT N - NO ₃ ⁻ - NO ₂ ⁻ - NH ₄ ⁺)	11.44	5.74	19.63	-0.52	19.93
<u>Totalfosfor (µg P/kg masse · døgn):</u>					
Totalfosfor (TOT P)	16.50	6.34	17.36	5.47	49.6
<u>Oksygen og hydrogensulfid (mg/kg masse · døgn):</u>					
Oksygen (O ₂)	0.000	0.0469	-0.605	-0.614	←- 0.484
Hydrogensulfid (H ₂ S)	0.417	0.0352	0.376	0.864	0.312

Fig.4.1 Forløpet av pH, Eh, O₂, H₂S, konduktivitet og farge i uttappet vann. Kolonne +O₂+M

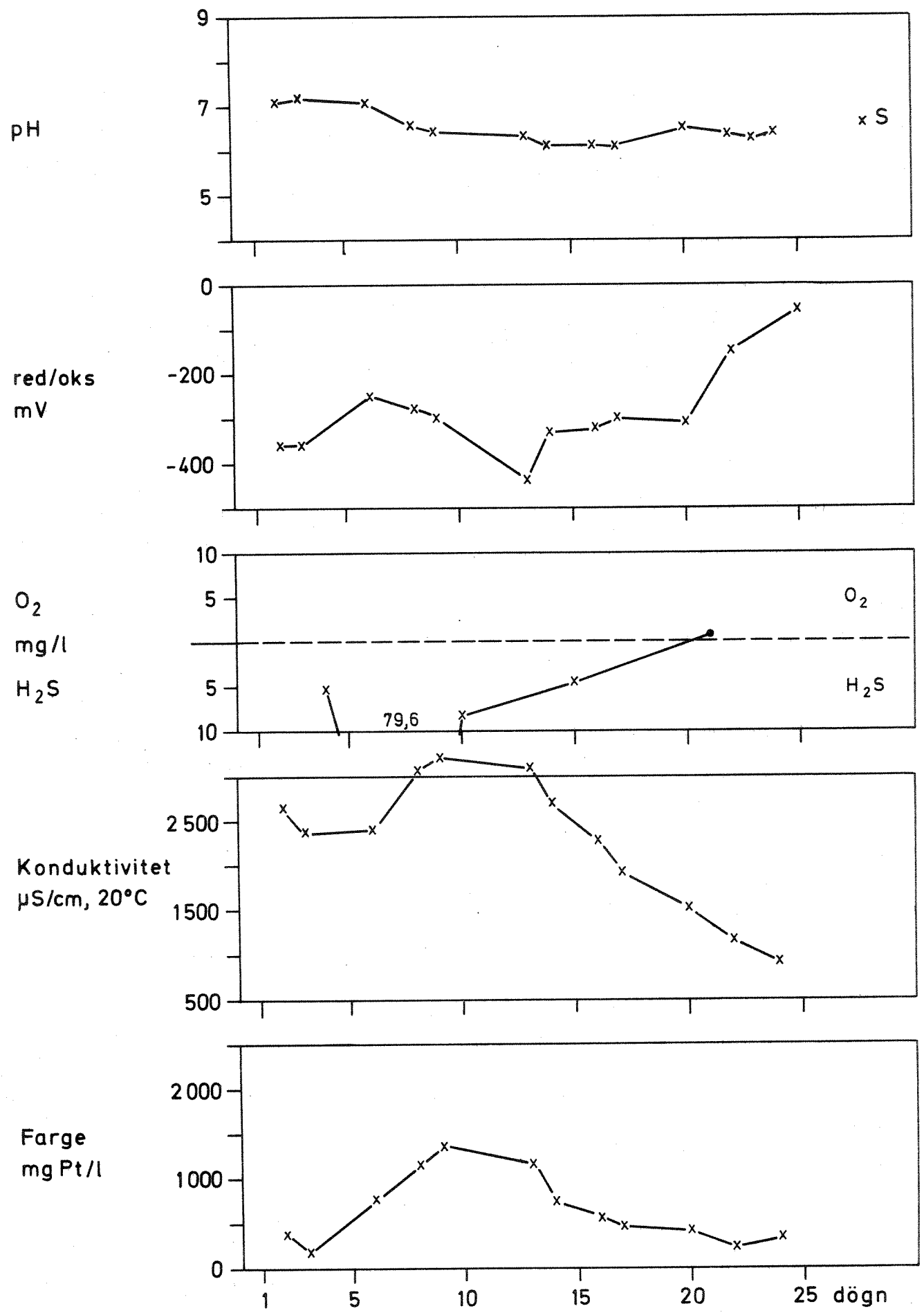


Fig.4.2 Forløpet av pH, Eh, O₂, H₂S, konduktivitet og farge i uttappet vann. Kolonne +O₂

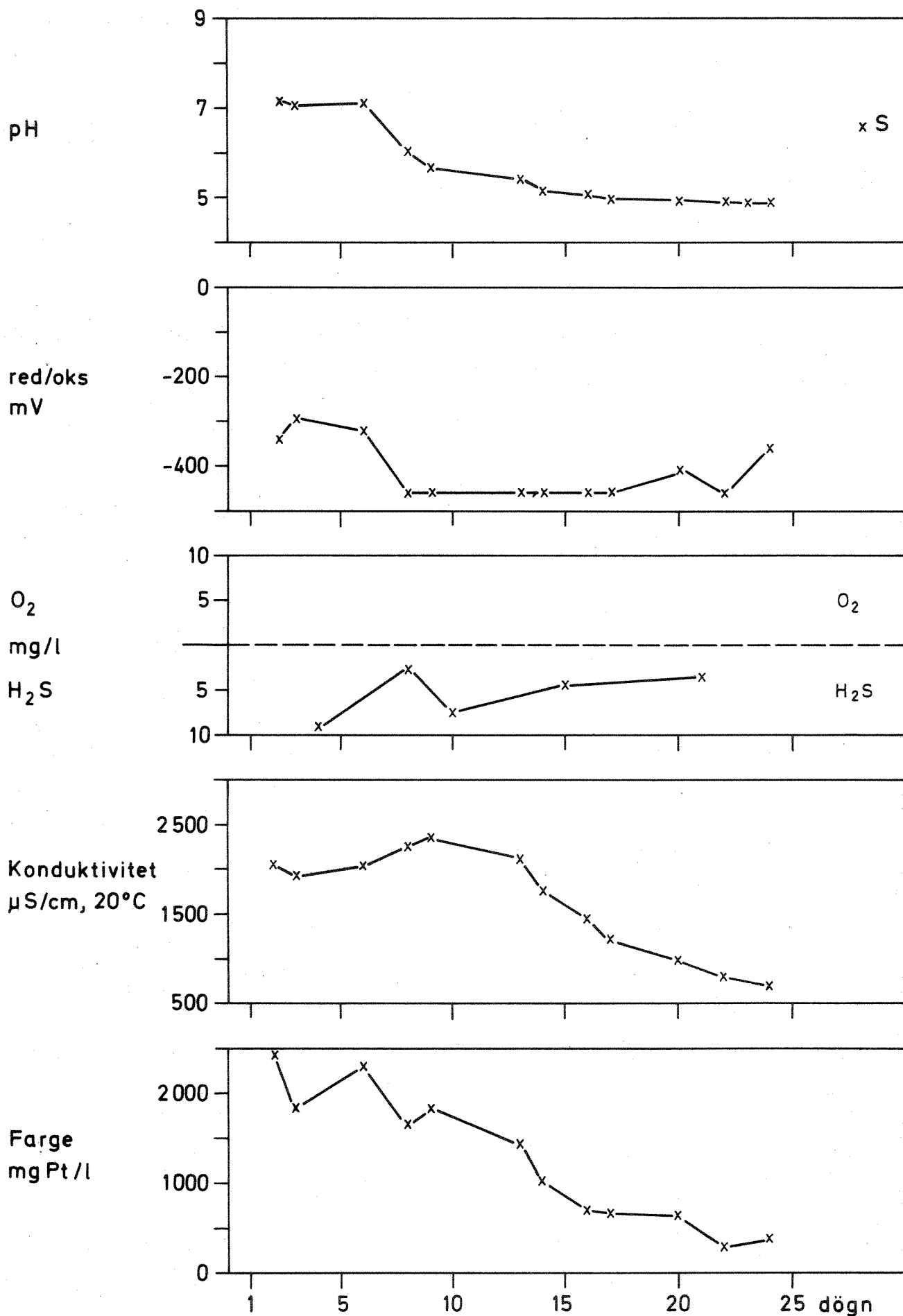


Fig.4.3 Forløpet av pH, Eh, O₂, H₂S, konduktivitet og farge i uttappet vann. Kolonne -O₂+M

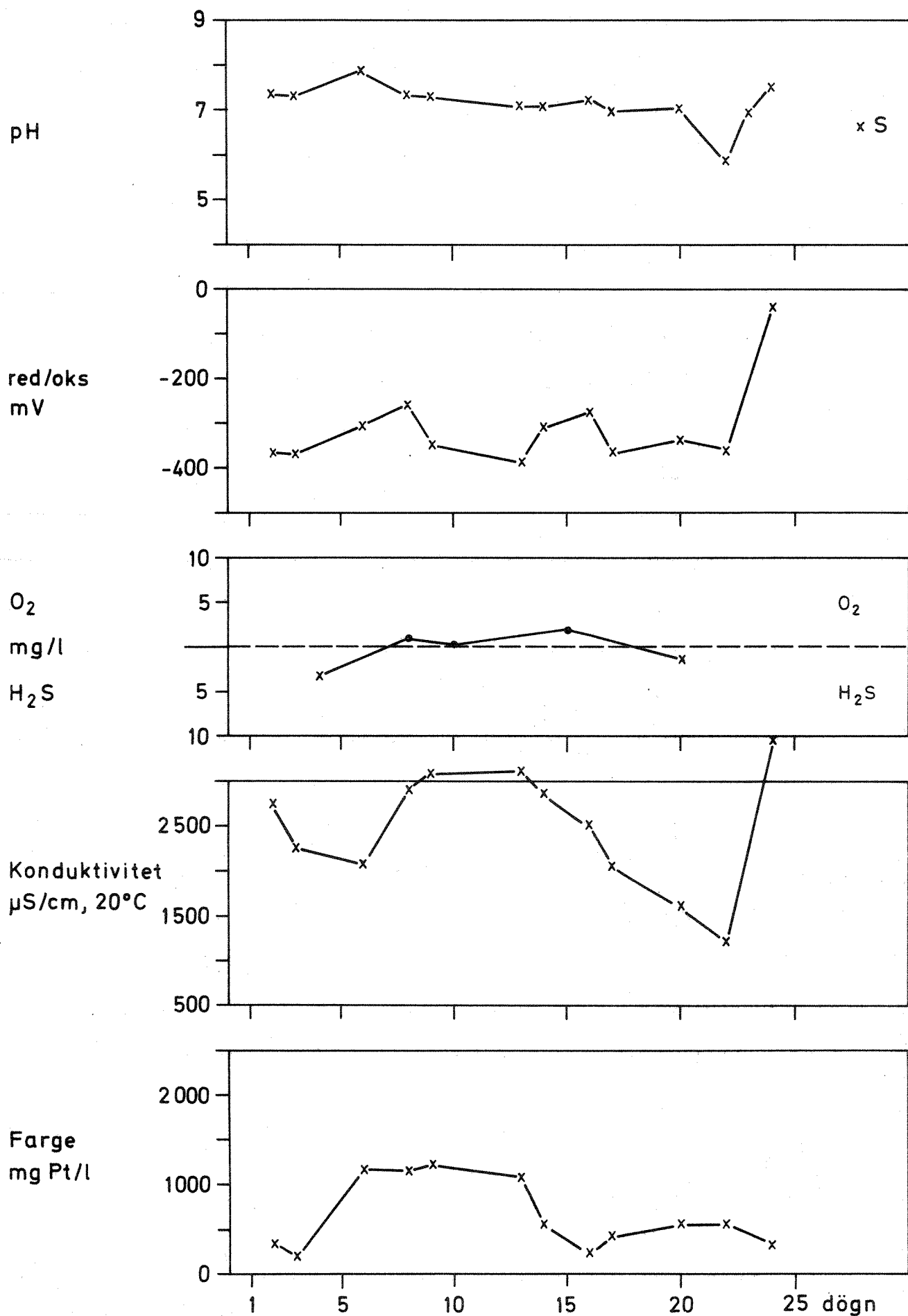


Fig.4.4 Forløpet av pH, Eh, O₂, H₂S, konduktivitet og farge i uttappet vann. Kolonne -O₂

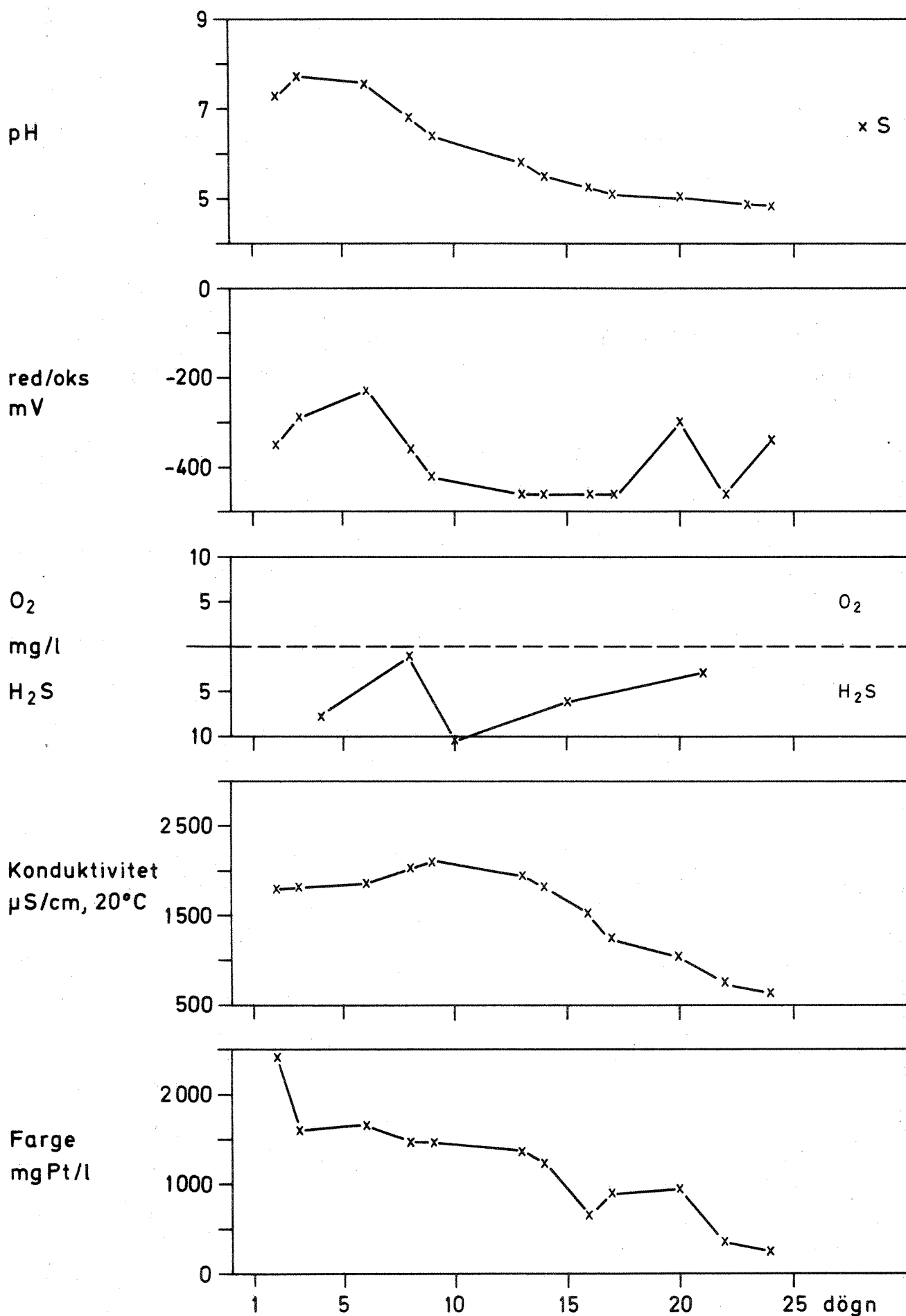


Fig.4.5 Forløpet av pH, Eh, O₂, H₂S, konduktivitet og farge i uttappet vann. Kolonne REF

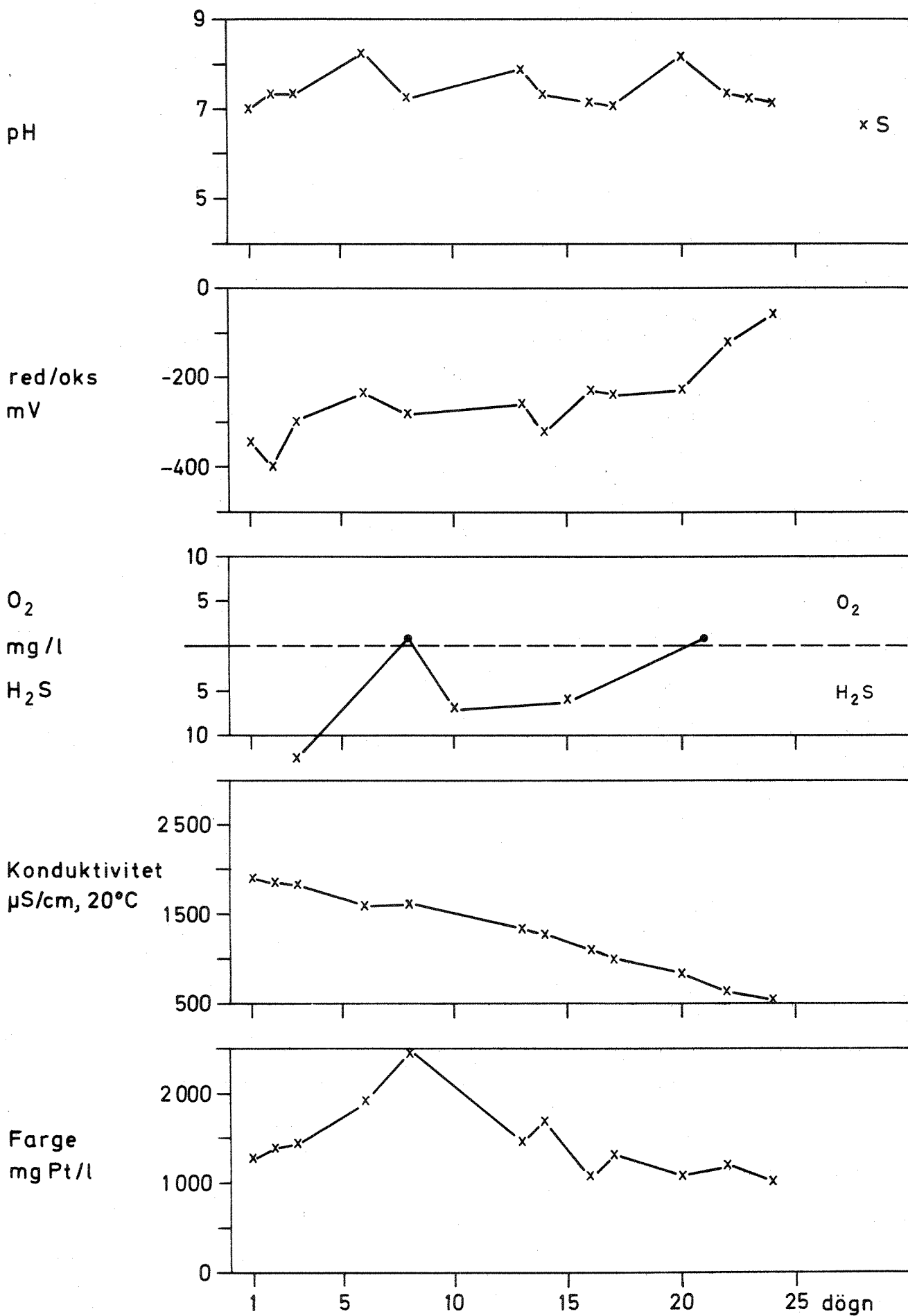


Fig.5.1 Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann. Kolonne + O₂ + M

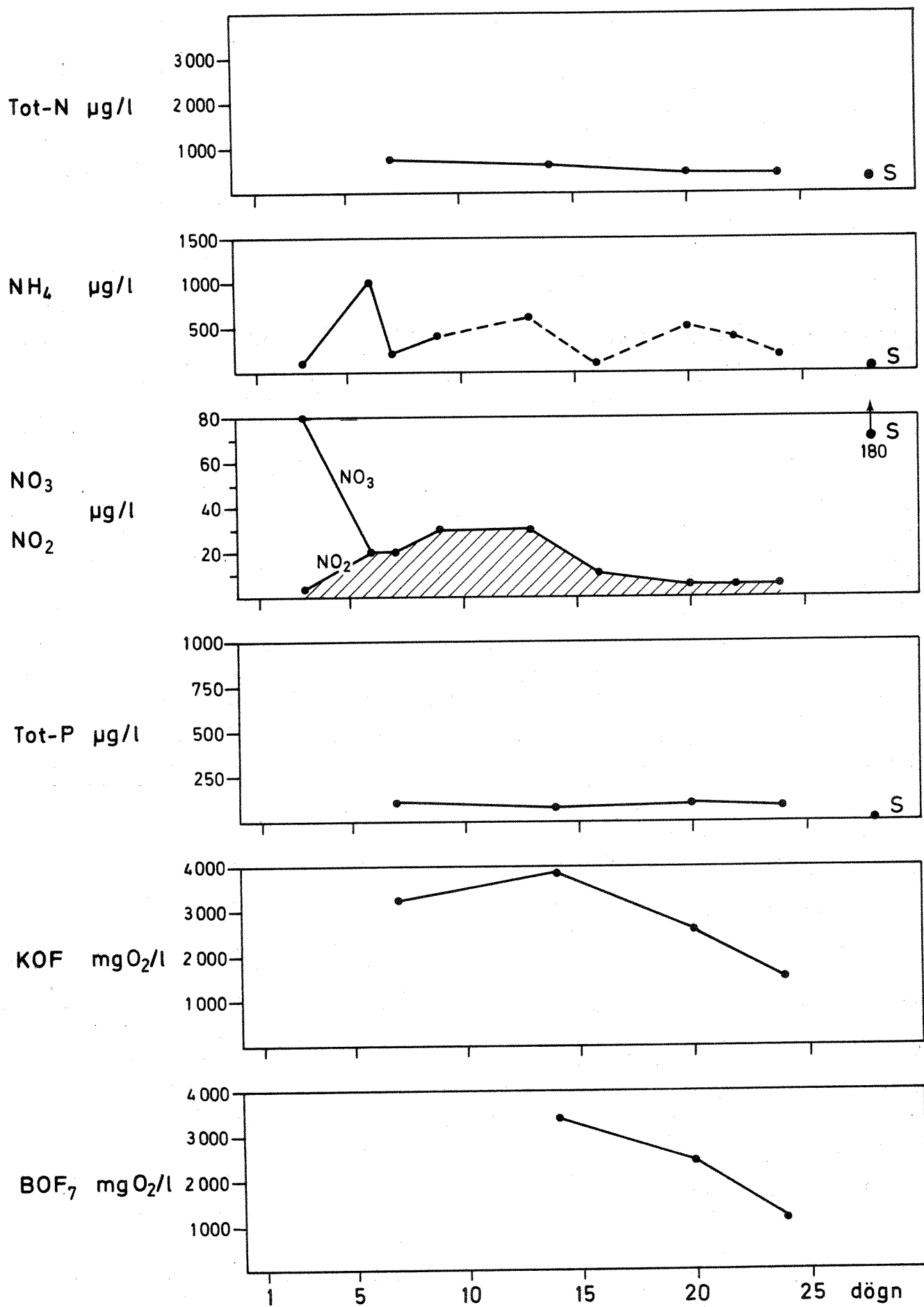


Fig.5.2 Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann. Kolonne +O₂

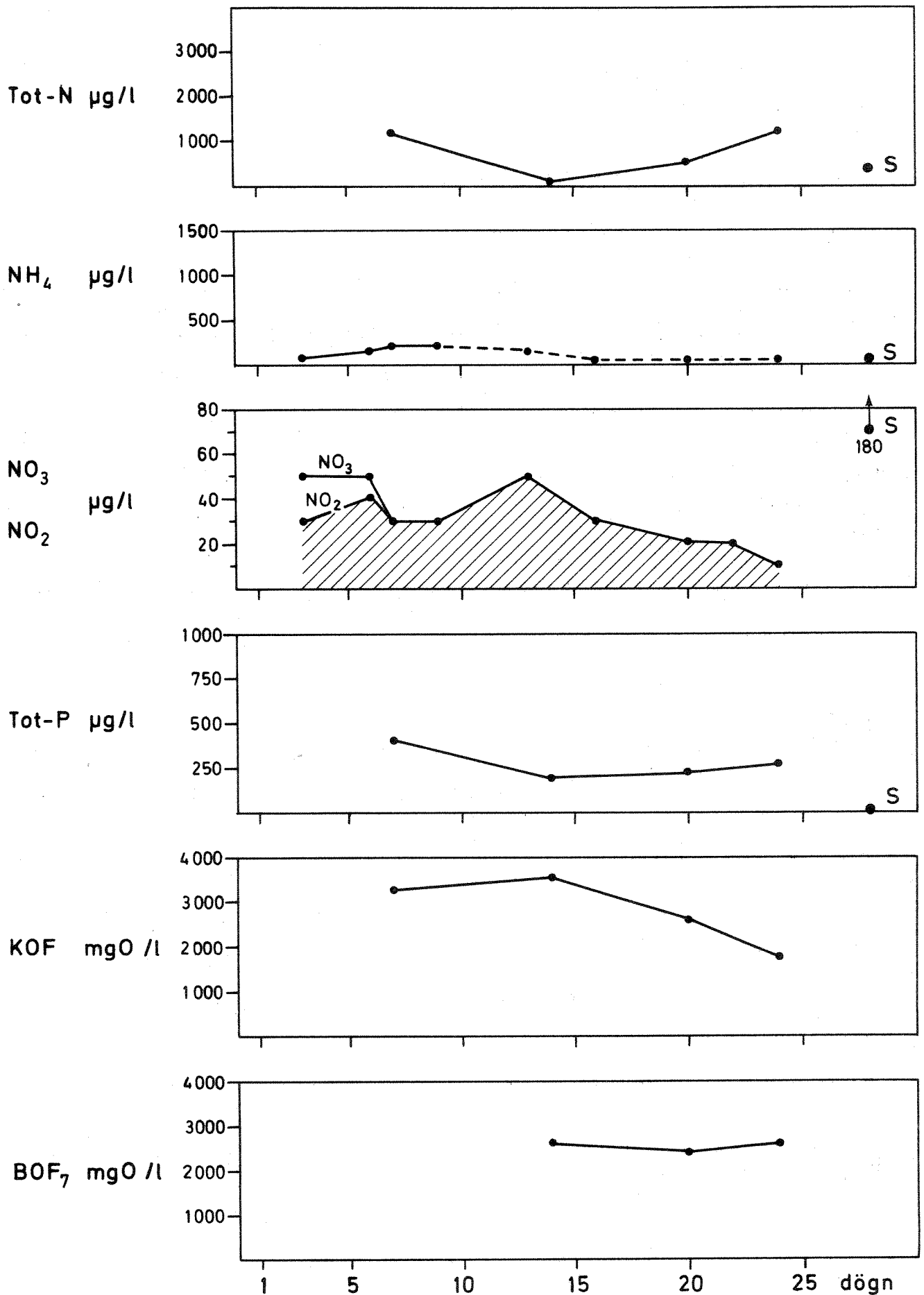


Fig.5.3 Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann. Kolonne -O₂+M

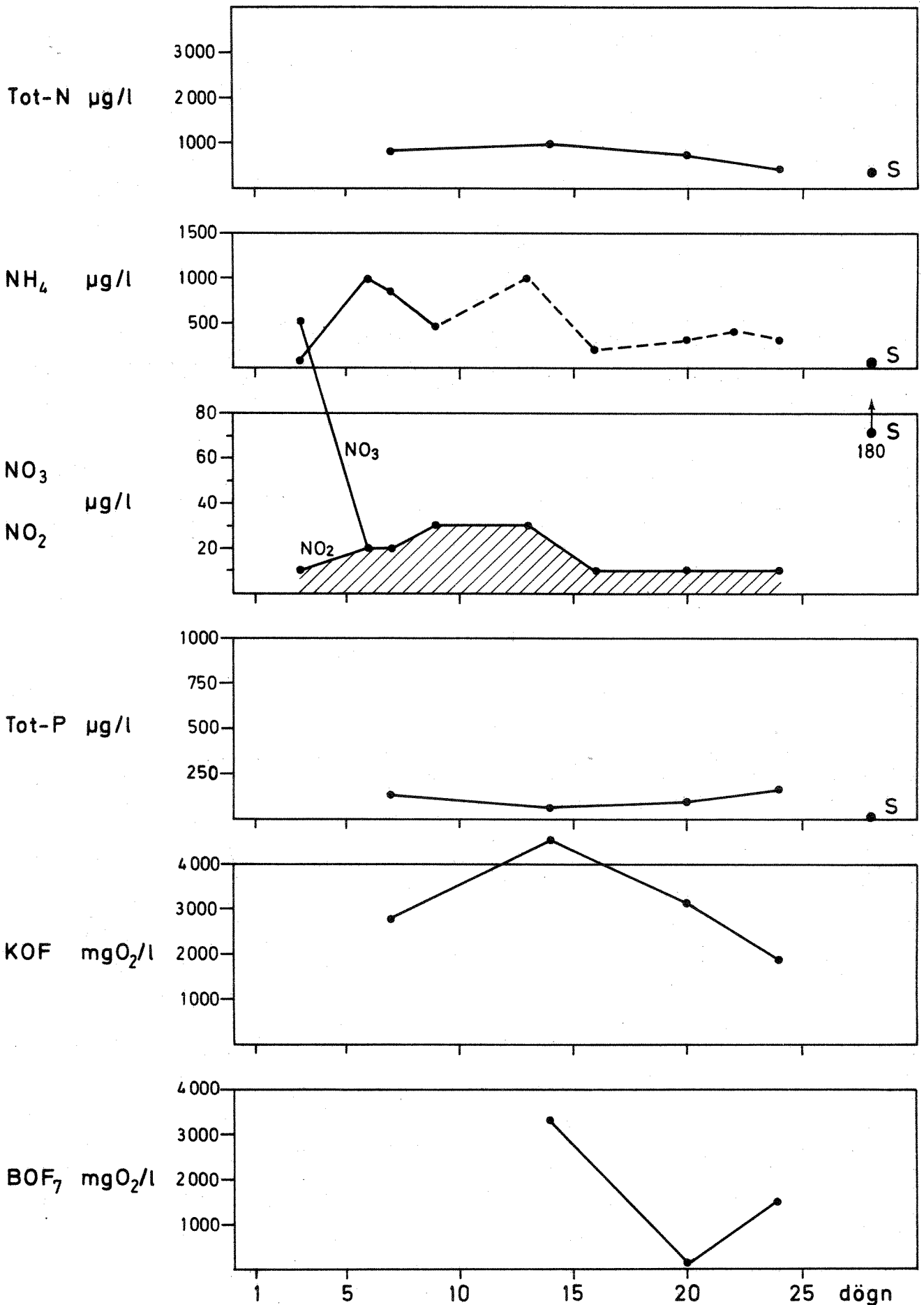


Fig.5.4 Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann. Kolonne -O₂

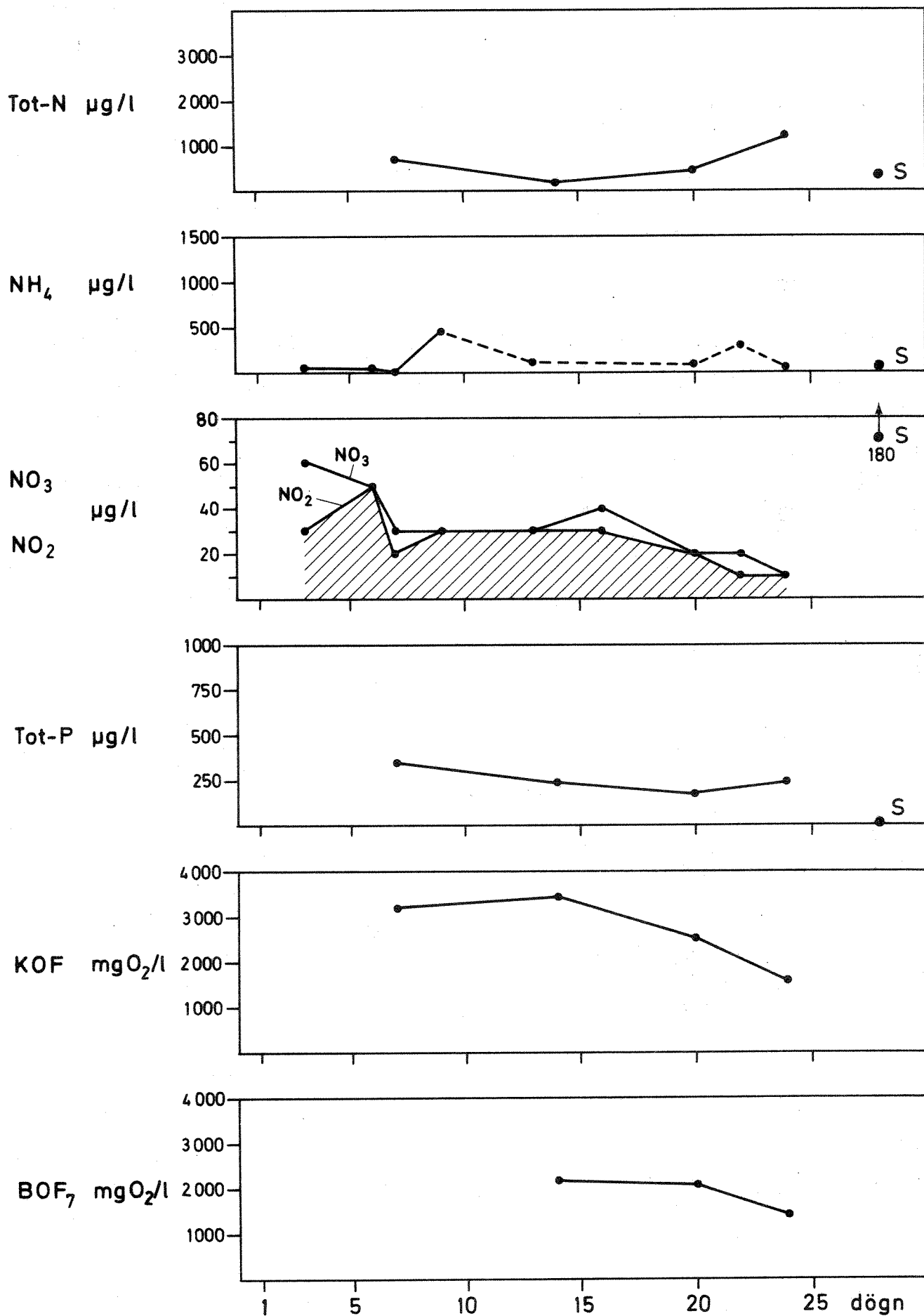


Fig.5.5 Konsentrasjonsforløpet for nitrogenforbindelser, totalfosfor og organisk stoff i uttappet vann. Kolonne REF

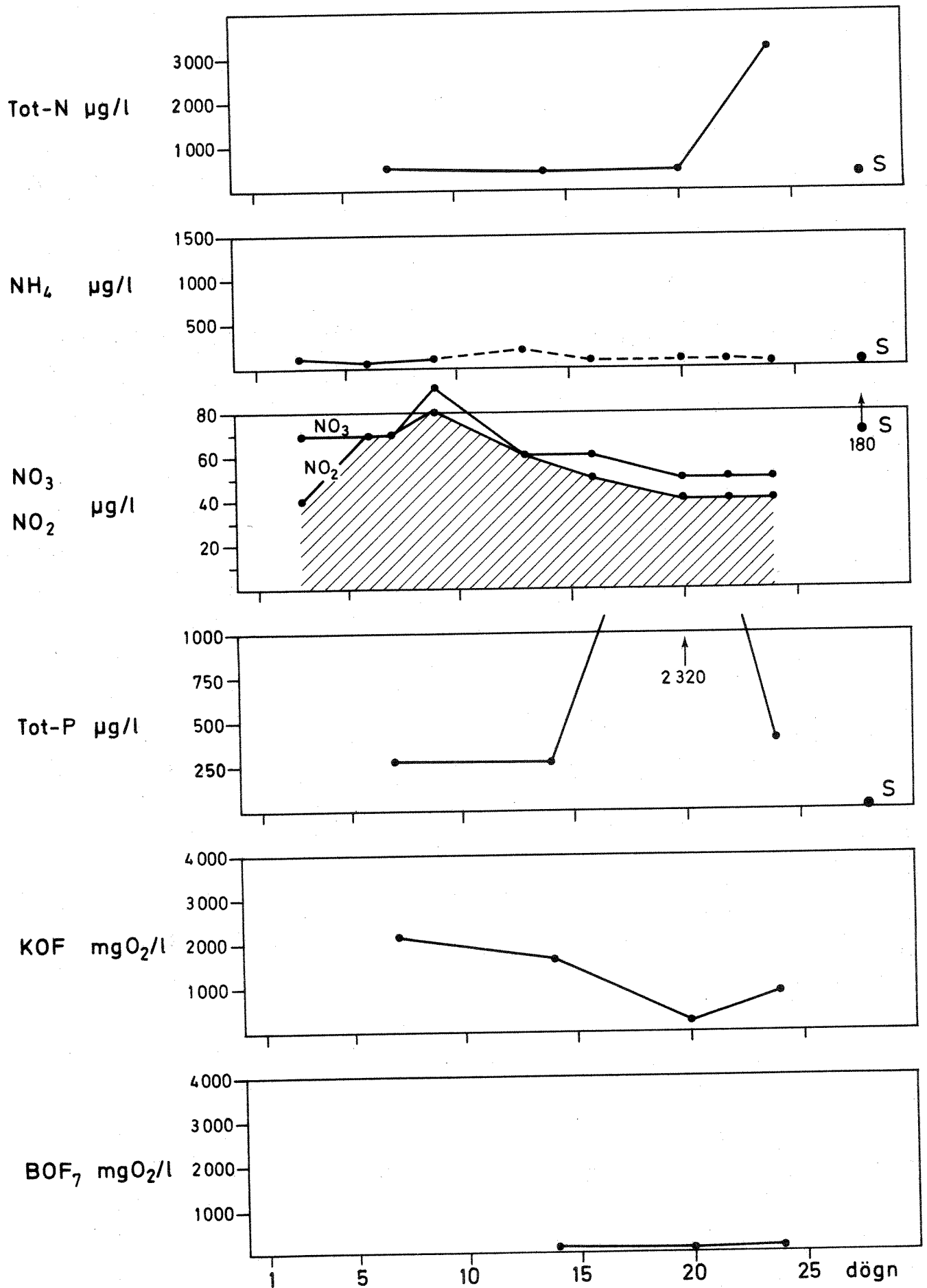


Fig.6 Nitrogenbalansen over kolonnene

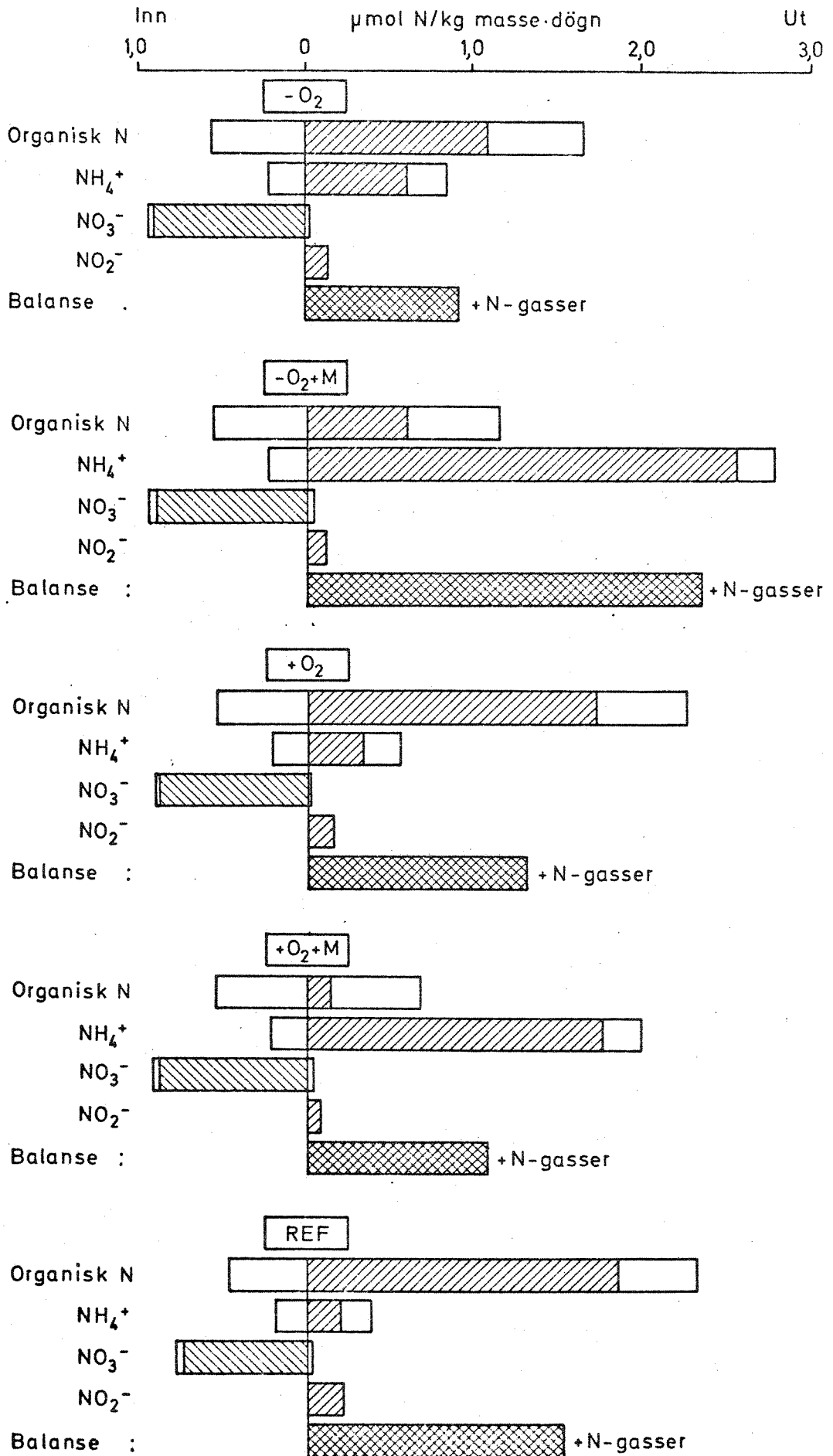
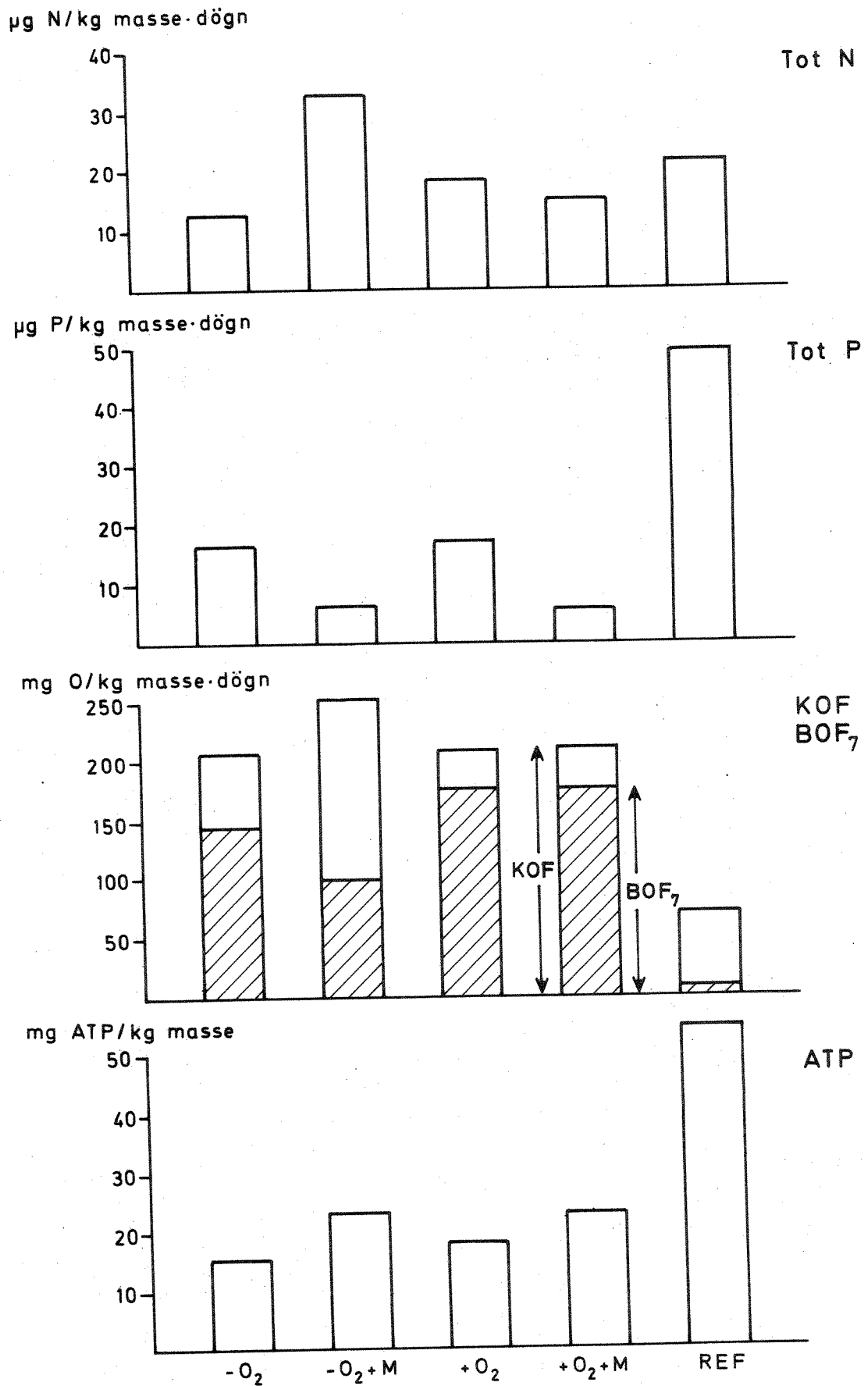


Fig.7 Utvaskingen av totalnitrogen, totalfosfor og organisk stoff sammenholdt med mikrobiell biomasse i kolonnene



Kolonne

gassformig nitrogen, som ikke er målt, er det en netto produksjon av nitrogen som organisk stoff og ammonium i alle kolonner, tilsynelatende mest i den helt anaerobe kolonnen ($- O_2$). Verdiene for NH_4^+ er usikre og resultatene må tolkes med forsiktighet. Metallsjiktene fører til avspaltning av NH_4^+ fra organisk N. I REF er nivået lavest, trolig på grunn av nitrifikasjon til NO_3^- , som igjen denitrifiseres til NO_2^- og N-gass lenger nede i kolonnen. Kilden for netto tilført N må søkes i bark og organiske fargestoffer fra fyllmassen.

Netto produksjon av fosfor finner sted i alle kolonner (fig. 7), men ca. 60% reabsorberes i metallsjiktet, sannsynligvis kompleksbundet til jernforbindelser. Den aerobe REF skiller ut nærmere 3 ganger så mye fosfor som $+/- O_2$, det meste i form av en toppbelastning ved 20 døgn som sammenfaller med minimum i KOF og høy pH. Årsaken er uklar, men har trolig med adsorpsjonslikevekters avhengighet av pH og redoks-forhold i den nedre delen av kolonnen å gjøre.

REF skiller seg ut med lav KOF-belastning og minimal BOF_7 -belastning sammenlignet med de øvrige kolonner (fig. 7), noe som klart viser at nedbrytningen her i alt vesentlig er oksydativ, dvs. organisk materiale oksyderes til CO_2 og H_2O . Den resterende organiske belastningen er tungt nedbrytbart og refraktilt materiale av samme størrelsesorden som fra de øvrige kolonner.

6.3.3 Mikrobebiomasse

Ved avslutningen av forsøket ble mikrobebiomassen bestemt på en prøve fra de øverste 10 cm i kolonnene ved ekstraksjon av ATP (adenosin trifosfat) som produseres i levende celler. Nivået pr. cellekarbon er relativt konstant 0,4%. Resultatet er vist i fig. 7.

Det kan synes som om metalloksydene i bunnen medfører høyere biomasse, men forskjellene er neppe signifikante. Derimot skiller REF seg ut med ca. 2,5 ganger høyere ATP-verdi, som klart viser at tilgangen til luft gir høyere mikrobetall og følgelig langt raskere stoffnedbrytning. ATP-nivået pr. celle kan imidlertid også være noe høyere, og en biomassefaktor på 1,5 representerer et mer forsiktig anslag.

Ved anaerob nedbrytning av cellulosefibre og annet organisk materiale frigjøres det store mengder sukker og organiske syrer, som registreres som svært høye verdier for KOF og BOF₇ fra de øvrige kolonner. Tilsvarende prosesser dominerer i fyllingen i Påldalen og har gitt opphav til den kraftige heterotrofe begroing eller soppvekst som ble observert i Påldalsbekken og Eikelandsbekken.

6.3.4 Jern og mangan

Foruten begroingsproblemet er det særlig de svært høye verdier for jern og mangan og dels kobber, sink, bly og kadmium som volder bekymring. Store nedbørmengder synes som nevnt tidligere å kunne føre til utvasking av mobiliserte tungmetaller, og det er av interesse å kjenne kildene og betingelsene for utløsningen nærmere. Konsentrasjonsforløpet er vist i fig. 8.1-5., mens tabell 11 gir nettotallene for adsorpsjon eller frigivelse i kolonnene. Metallsjiktet bestod som nevnt av Fe₂O₃, MnO₂ og Cu-tråd.

Jern frigis ikke fra jernoksyd, men derimot fra massen som toverdige Fe²⁺ under anaerobe betingelser (-O₂), litt mindre i +O₂, og svært lite i REF. Kilden må antas å være bark. Frigitt jern reabsorberes i metallsjiktet eller oksyderes av MnO₂ til tungtløselig Fe(OH)₃. Konsentrasjonene samsvarer godt med hva som er observert i Påldalen.

Mangan utløses også fra massen under anaerobe betingelser, men utgjør bare 10-13% av jernmengden, mot 160% i Påldalsbekken. Mangan utløses også fra MnO₂ ved reduksjon til toverdige Mn²⁺ under anaerobe betingelser, idet organiske forbindelser oksyderes. Det er tre mulige forklaringer på høye Mn-konsentrasjoner i sigevannet:

- a) at mer manganrikt materiale finnes i massen,
- b) at sigevannet passerer MnO₂-rike avsetninger, eller
- c) at jern frigjort i massen reabsorberes eller utfelles som tungtløselig jernsulfid (FeS), slik at sigevannet anrikes på mangan i forhold til jern.

Høyere barkandel i fyllingen enn ved kolonneforsøket skulle ikke ventes å forrykke forholdet mellom jern og mangan i sigevannet (a). Det kan ikke utelukkes at mangan selektivt utløses fra oksyder i undergrunnen (b), men bidraget er trolig lite. Alternativ (c) er den mest sannsynlige forklaringen, særlig fordi fritt H_2S er tilstede.

6.3.5 Sink, kobber, bly og kadmium

Massen inneholder mye sink, litt koppar og kadmium og bly (tabell 2), mens springvannet tilført kolonnene inneholdt relativt mye bly, litt kobber og kadmium (tabell 9). Konsentrasjonsforløpet er vist i fig. 8.1-5. Se forøvrig tabell 10.

Sink i massen frigjøres under aerobe betingelser (REF), men bindes effektivt anaerobt, antagelig som tungtløselig sinkulfid. Kobber frigjøres ikke, tvertimot ble tilført kobber absorbert i kolonnen. Blyinnholdet i massen er lavt, og det tilførte absorberes antagelig ved felling som PbS under anaerobe betingelser. Derimot frigjøres kadmium under anaerobe forhold som en topp etter 20-24 døgn, aerobt mer jevnt fordelt over tid.

I metallsjiktet oksyderes etter en tid kobbermetall og Cu^{2+} frigjøres i meget høye konsentrasjoner. Det frigjøres også Zn og Cd, som trolig har sitt opphav i massen, og litt Pb. Dette må tilskrives utbytnings- og redoks-reaksjoner med jern og mangan og er derfor ikke særlig representativt for forholdene i fyllmassen. Under spesielle forhold som f.eks. under kraftig nedbør med lav pH og høyt oksygeninnhold, må akkumulerte metallsulfider ventes å kunne oksyderes og utvaskes ved avrenningsvannet. Utløste metaller totalt svarer bare for 20-30% av totalioneaktivitet målt som elektrolyttisk ledningsevne (tabell 10).

6.3.6 Redoks-balanse

Ved å gjøre endel relativt sikre antagelser om reaksjonsforløp og oksydasjonstrinn hos reaktanter og produkter, er det mulig å sette opp

Fig.8.1 Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kopper, bly og kadmium i uttappet vann. Kolonne +O₂+M

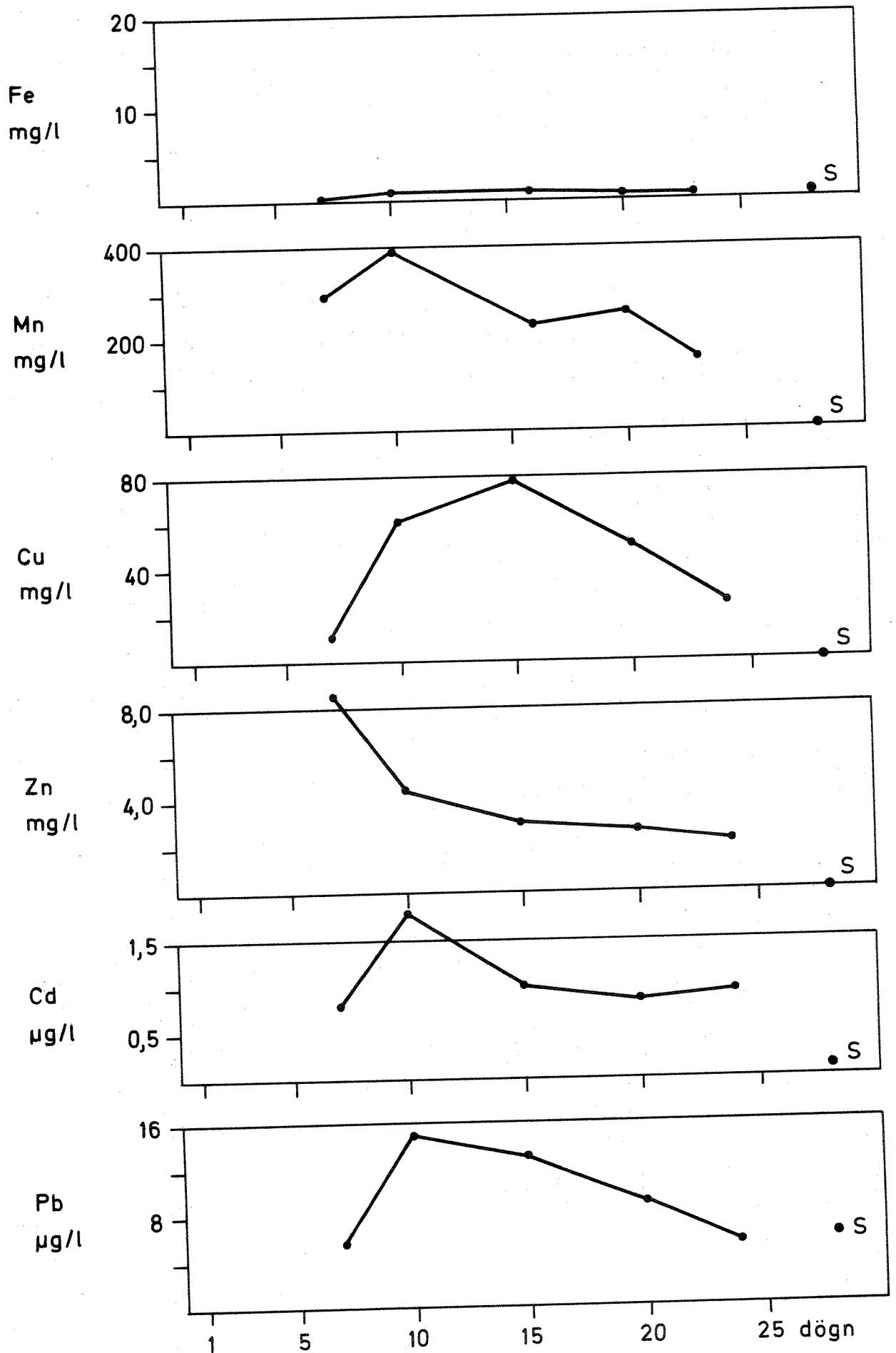


Fig.8.2 Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kopper, bly og kadmium i uttappet vann. Kolonne +O₂

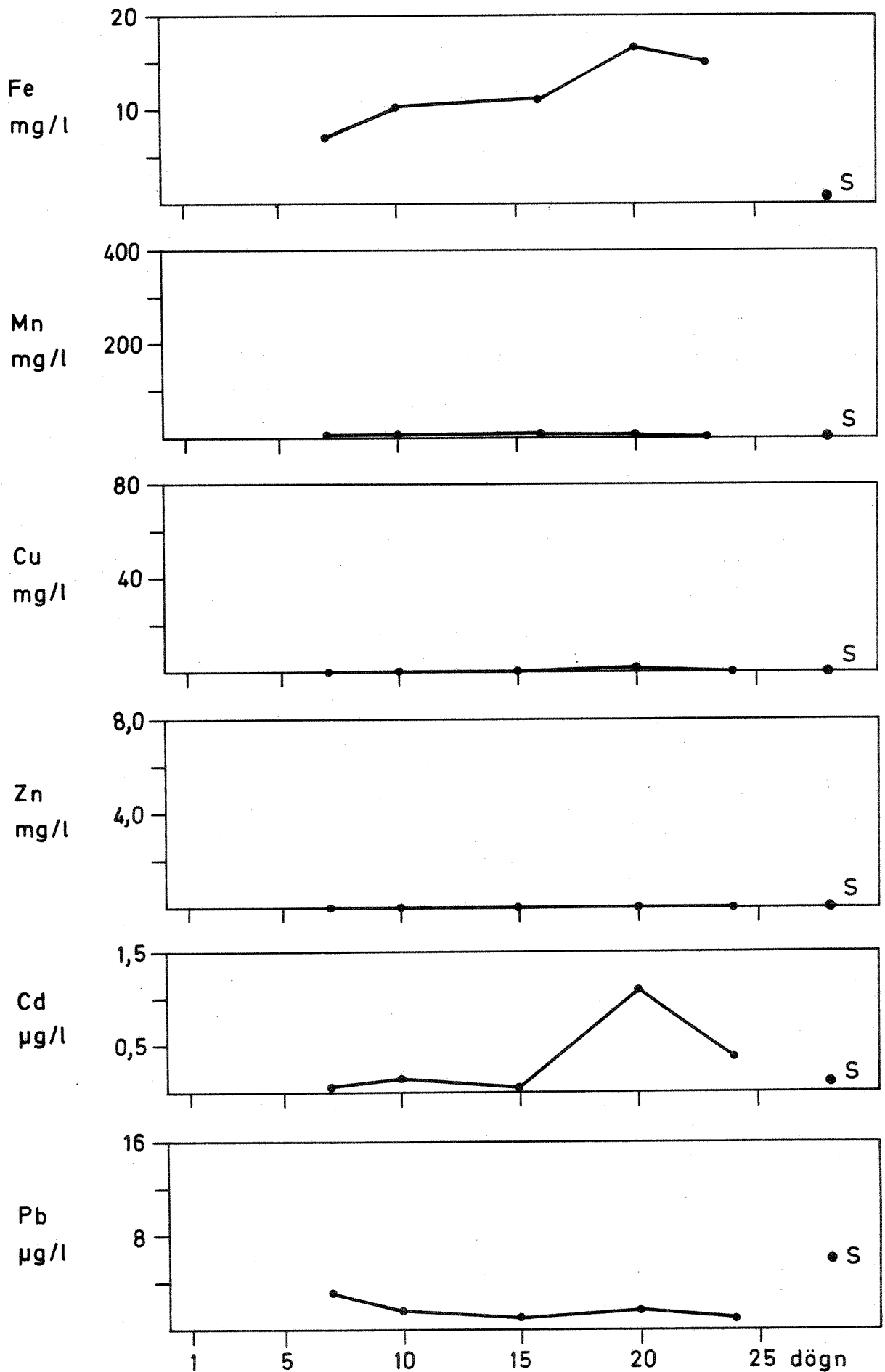


Fig.8.3 Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kopper, bly og kadmium i uttappet vann. Kolonne -O₂+M

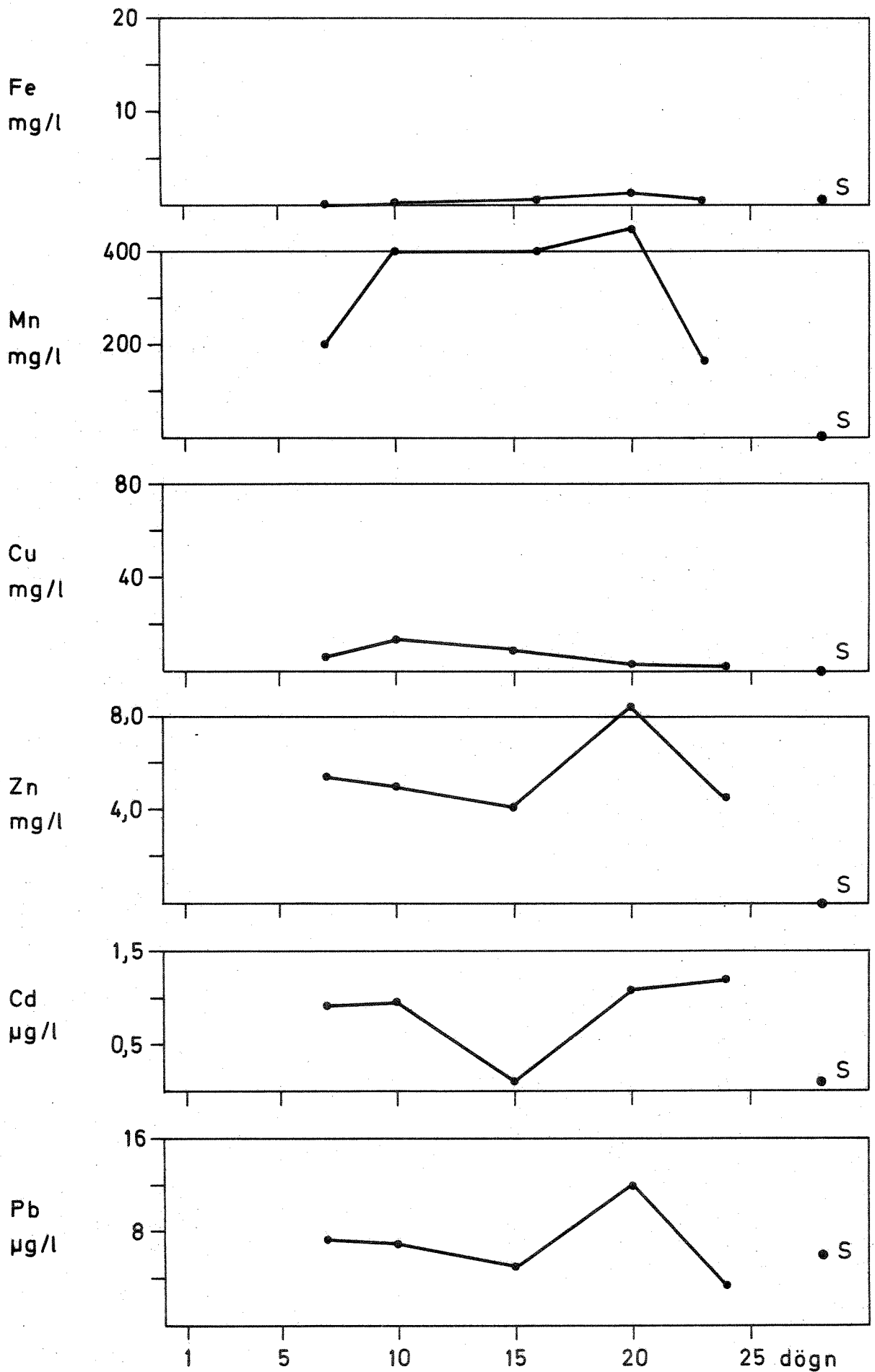


Fig.8.4 Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kopper, bly og kadmium i uttappet vann. Kolonne -O₂

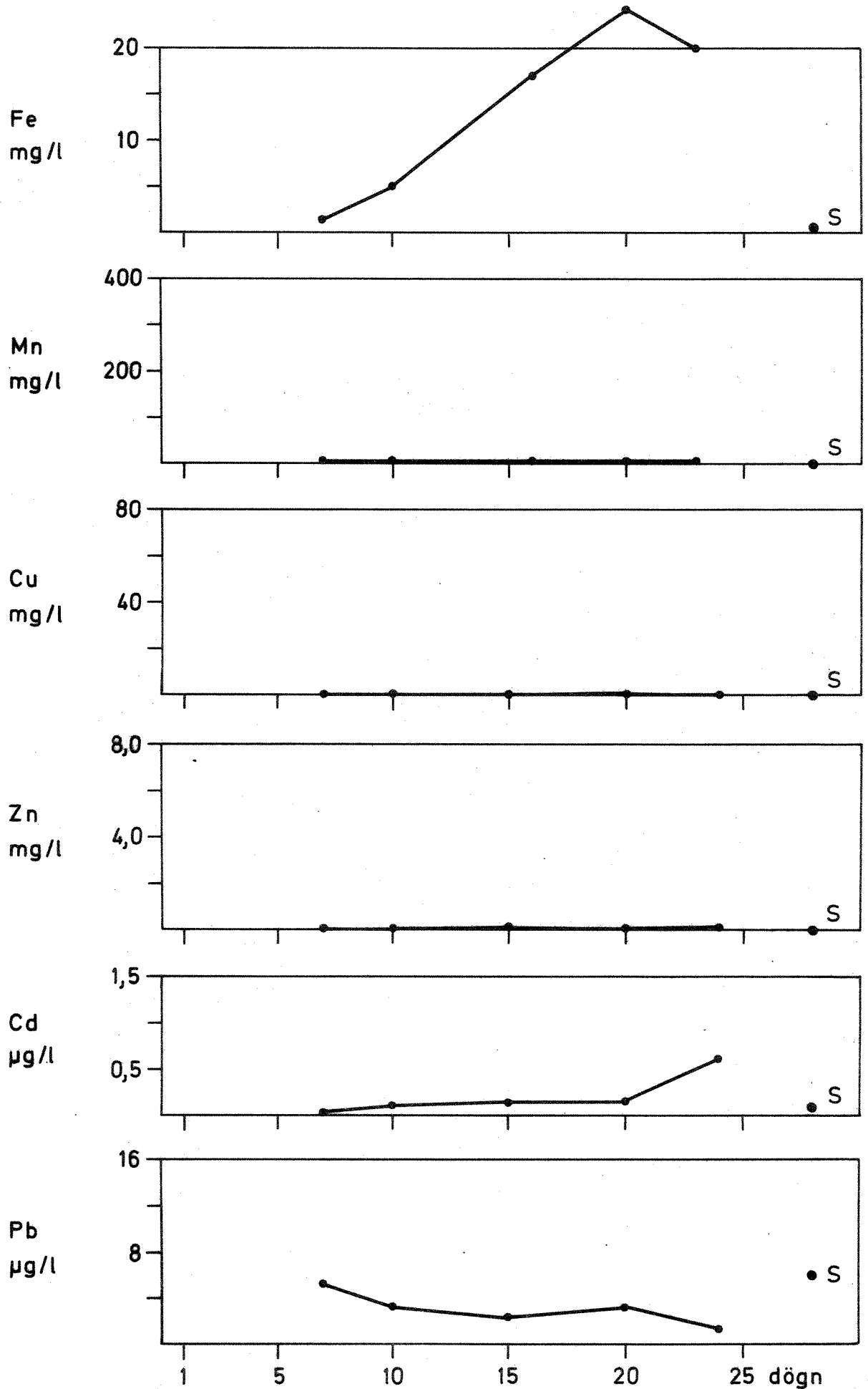
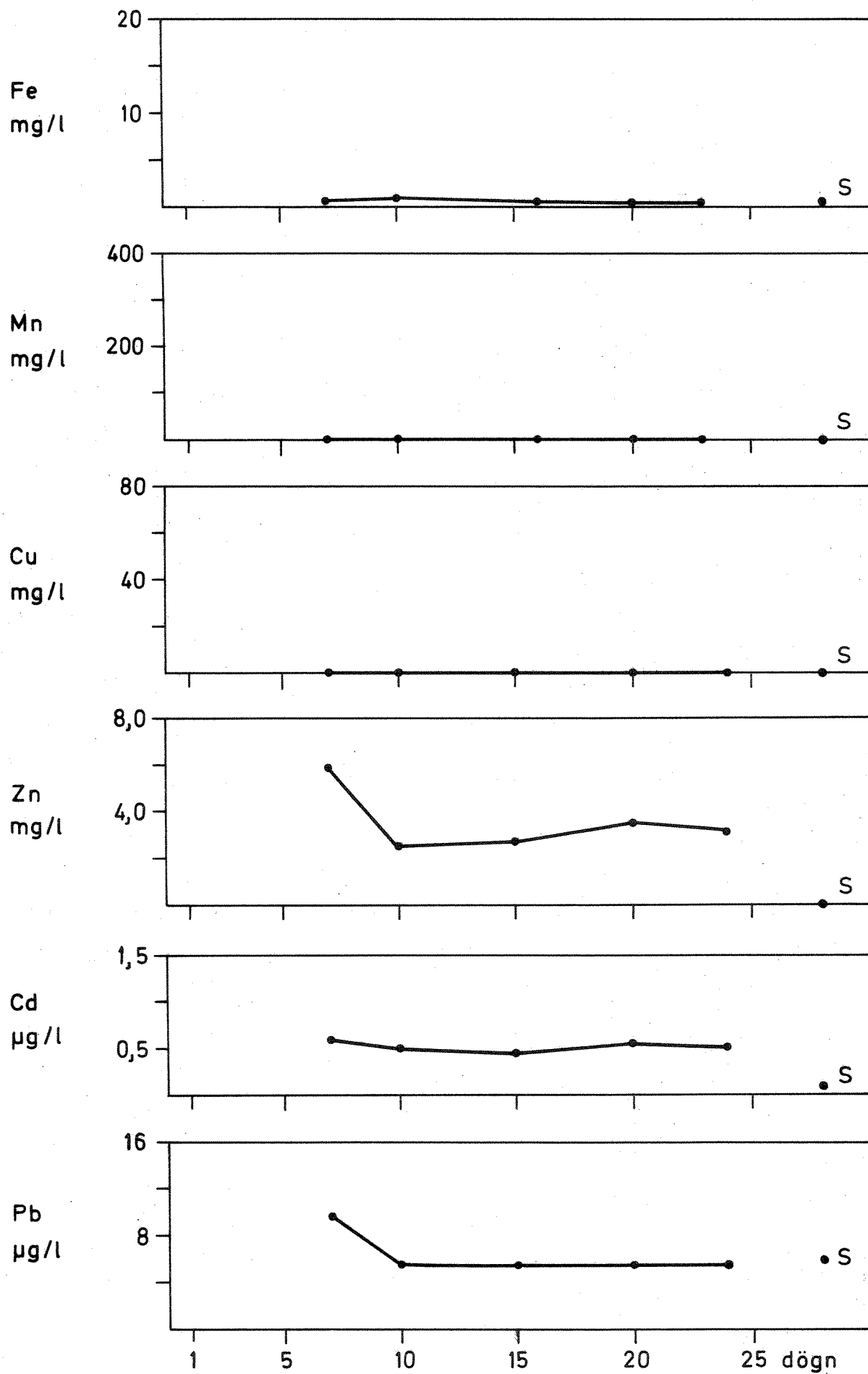


Fig.8.5 Konsentrasjonsforløpet for jern, mangan, sink, kopper, bly og kadmium i uttappet vann. Kolonne REF



et budsjett over reduksjons- og oksydasjonsreaksjoner i kolonnene (tabell 12). Vi får derved en oversikt over hva tilførsler av oksygen fra luft og nedbørvann, samt hva nitrat og sulfat betyr som oksydasjonsmidler, og hva oksydativ nedbrytning betyr sammenlignet med fermentativ (anaerob forgjæring). Relativt stor usikkerhet er knyttet til sulfat-omsetningen basert på produsert H_2S og Fe-reduksjonen basert på målte jernkonsentrasjoner, da FeS ventelig akkumuleres i kolonnene.

Som vist i tabell 12 betyr SO_4^{2-} i massen like mye eller mer enn O_2 tilført med vannet, mens NO_3^- har liten betydning. Sulfatrespirasjonen er trolig underestimert. MnO_2 tilsatt øker oksydativ omsetning med en faktor på 2,7-2,8 i anaerobe kolonner ved reaksjon med forgjæringsprodukter. Oksygenopptaket fra luft i REF ble ikke målt, men kan anslås om man ut fra ATP-biomassen, antar en totaloksydasjon på 1,5 ganger den maksimale i øvrige kolonner. Opptaket (y) kan da beregnes til 246 mg O/kg masse pr. døgn i kolonnen, eller $74 g O/m^2$ masse pr. døgn.

6.3.7 Organisk stoffomsetning

Forgjæringsprodukter eksporteres som oksyngjeld, som måles greit ved dikromatoksydasjon (KOF). Når oksygenforbruket som skyldes andre komponenter trekkes fra, fremkommer netto karbonoksydasjon som et mål på fermentativ karbonomsetning i kolonnene. Som vist i tabell 13 utgjør denne mer enn 99% under anaerobe eller sterkt oksygenbegrensende betingelser, mens lufteksponert overflate som i REF (ca. 50 cm dyp) reduserer andelen til <18%. CO_2 er imidlertid også et viktig produkt ved forgjæring, og det har en ikke noe mål for her.

Ved å anta 0,4 g C/g organisk tørrstoff og 15% organisk tørrstoff i massen, fremkommer at ca. 0,065% av tørrstoffet fjernes pr. døgn fra anaerobe kolonner. Av dette er altså ca. 99% eksportert som oksygenforbrukende materiale. Dette tilsvarer en halveringstid på 2,9 år, mot en antatt verdi på 1,5 år for luftet masse. Tallet er selvsagt svært avhengig av hvor godt massen dreneres av sigevann og gjelder som de øvrige resultater omtalt foran egentlig bare under de valgte temperatur- og vanntilførselsbetingelser. Under forhold med lavere temperaturer, (8-10 °C ble målt 2 m ned i massen i slutten av april), høyere kompresjonsgrad og dårligere drenering er 15-20 år et mer realistisk anslag.

Tabell 12. Redoks-balanse over kolonnene. Forbruk av oksydasjonsmidler, oksydasjon av organisk karbon og eksport av redusert karbon (beregnet som $\mu\text{g ekv/kg masse}\cdot\text{d\o{g}n}$).

KOLONNE	$-O_2$	$-O_2 + M$	$+O_2$	$+O_2 + M$	REF
<u>Netto tilført:</u>					
$O_2 \rightarrow O^{-2}$ vann	0	-5.9	75.6	76.8	60.4
$O_2 \rightarrow O^{-2}$ luft	0	0	0	0	y
$NO_3^- \rightarrow NO_2^-$	0.3	0.2	0.3	0.2	0.5
$NO_3^- \rightarrow N_2$	3.9	4.0	3.7	4.1	2.6
SUM 1	4.2	-1.7	79.6	81.1	y + 63.5
<u>Netto reagert:</u>					
$SO_4^{2-} \rightarrow H_2S$	98.1	8.3	88.5	203	73.4
$Mn^{4+} \rightarrow Mn^{2+}$	1.8	447	1.9	341	0.5
$Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$	17.2	0.7	14.7	1.0	0.6
SUM 2	117.1	456.0	105.1	545.0	73.5
<u>Oksydativt forbruk:</u>					
SUM 1 + 2	121.3	454.3	184.7	626.1	y + 137.0
$Cu \rightarrow Cu^{2+}$	0.0	-16.4	0.0	-112.6	0.0
Netto $C^{-4} \rightarrow C^{+4}$	121.3	437.9	184.7	513.5	y + 137.0
<u>Eksportert oksyngjeld:</u>					
Red \rightarrow Ox (KOF)	25900	31720	26140	26440	8760
$NO_2^- \rightarrow NO_3^-$	-0.3	-0.2	-0.3	-0.2	-0.5
$Mn^{2+} \rightarrow Mn^{4+}$	-1.8	-447	-1.9	-341	-0.5
$Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+}$	-17.2	-0.7	-14.7	-1.0	-0.6
$NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$	-3.0	-12.8	-1.7	-8.8	-1.0
$H_2S \rightarrow SO_4^{2-}$	-98.1	-8.3	-88.5	-203	-73.4
Netto $C^{-4} \rightarrow C^{+4}$	25780	31251	26033	25886	9684
<u>Total oksydasjon: *</u>					
Forbruk + Gjeld	25901	31689	26218	26400	y + 8921

* Antatt verdi for totaloksydasjon i luftet kolonne = 50000.
 Da blir antatt verdi for netto oksygentilførsel fra luft y = 41079 $\mu\text{g ekv/kg masse}\cdot\text{d\o{g}n}$
 (246 mg O/kg masse·døgn)

6.4 Diskusjon og konklusjon

Et kolonneforsøk i benkeskala og av relativt kort varighet har gitt resultater av stor verdi for forståelsen av de kjemiske og mikrobiologiske prosesser som foregår i en fyllmasse bestående av bark og trefiber. Skal det kunne trekkes sikre konklusjoner om prosessenes forløp over lengre tid må det utføres lysimeterforsøk i større skala (se f.eks. Thomas 1976). Faktorer som nedbørens mengde, intensitet og kjemiske kvalitet, temperatur, grunnforhold og setningsgraden i massen er også av stor betydning. Undersøkelser av denne typen krever imidlertid store ressurser og gir ofte marginale kunnskapsgevinster i forhold til hva et enkelt pilotforsøk kan gi. Mye er dessuten kjent om forskjellige faktorerers innvirkning, f.eks. temperaturens betydning for hastigheten av mikrobielle prosesser.

De konklusjoner som kan trekkes ut av kolonneforsøket ville vanskelig ha fremkommet ved mer intensiv undersøkelse i selve Påldalen. I så fall ville også det kreve en vesentlig større innsats av arbeid og analyser. De tall og verdier som er fremkommet må ikke ukritisk tas som representative for Påldals-situasjonen, men de er kvantitativt veiledende og kvalitativt ganske riktige. De viktigste konklusjoner kan oppsummeres som følger:

1. Nedbrytingshastigheten under oksygenfrie forhold er bestemt ved gitte temperatur- og dreneringsbetingelser. Halveringstiden ble bestemt til 2,9 år. I luftet masse er halveringstiden anslått til 1,5 år ved de samme betingelser.
2. Oksygenfri nedbryting gir høye tall for BOF_7 i avrenningsvannet, mens luftet masse gir svært lav BOF_7 -belastning. Det kan bare tilføres ubetydelige mengder oksygen via nedbør.
3. Det skjer en effektiv utløsning av jern og mangan fra massen under oksygenfrie forhold, mens spesielt jern holdes effektivt tilbake i luftet masse.
4. Sigevannet kan utløse manganioner fra mangan(IV)oksyd og kobberioner fra kobbermetall, men ikke jernioner fra jern(III)oksyd. Høye mangan-konsentrasjoner i sigevannet kan derfor delvis skyldes utløsning fra

mineraler. Metallholdig avfall må ikke deponeres i fyllingen.

5. Det skjer en utløsning av sink fra massen under aerobe forhold, mens sink og spesielt bly bindes effektivt som sulfider anaerobt. Kadmium frigjøres i små mengder mer uavhengig av redoksforholdene.
6. Nitrogen og fosfor utløses også fra massen. Nitrogen utløses relativt uavhengig av redoks, mens det utløses 3 ganger så mye fosfor aerobt som anaerobt. Fosfor absorberes ganske effektivt i sjiktet av metall-oksyder.
7. I anaerobe kolonner skjer det en relativt intens produksjon av svake, organiske syrer som stabiliserer pH på ca. 5. Syrene nøytraliseres i metallsjiktet. Luftet masse gir svakt basisk avrenning (pH 7-8).
8. Konsentrasjonene av flere forurensningskomponenter når svært høye verdier i avrenningsvannet. Det utskilles også store mengder fargede forbindelser, hvorav endel fjernes av metallsjiktet. Total ionekonsentrasjon ble imidlertid redusert med 70-80% i løpet av forsøktiden (25 døgn). Det skjer derimot ingen reduksjon i fosfor- eller nitrogen-utvaskingen.

Tabell 13. Beregnet omsetning av organisk karbon ved oksydativ nedbrytning og ved anaerob forgjæring, og totalomsetning av organisk stoff som cellulose.

KOLONNE	-O ₂	-O ₂ + M	+O ₂	+O ₂ + M	REF
<u>Oksydativ karbonomsetning:</u>					
mmol C/kg masse·døgn	0.015	0.055	0.023	0.064	5.15
mg C/kg masse·døgn	0.182	0.657	0.277	0.770	61.8
% av totalomsetning	0.5	1.4	0.7	1.9	82
<u>Fermentativ karbonomsetning:</u>					
mmol C/kg masse·døgn	3.22	3.91	3.25	3.24	1.09
mg C/kg masse·døgn	38.7	46.9	39.0	38.8	13.0
% av totalomsetning	99.5	98.6	99.3	98.1	18
<u>Organisk stoffomsetning:</u>					
mg tørrvekt/kg tørrvekt organisk masse·døgn	648	792	655	660	1250
% reduksjon/døgn	0.065	0.079	0.066	0.066	0.125
halveringstid (døgn)	1069	875	1058	1050	554
" (år)	2.9	2.4	2.9	2.9	1.5

Tabell 14. Generelle krav til metallinnhold i drikkevann (SIFF 1975).

Metall	Grenseverdi µg/l	Begrunnelse
Jern	200	Bruksmessig
Mangan	100	Bruksmessig
Bly	50	Hygienisk
Sink	300	Smak
Kobber	50	Smak og bruksmessig
Kadmium	5	Hygienisk

Tabell 15. Antatte grenseverdier for metallers giftvirkning overfor laksefisk i bløtt (<10 µg CaCO₃/l) og nøytralt vann (pH 6-7)

Metall	Grenseverdi µg/l	Kilder
Mangan (Mn ²⁺)	150	0.1 x 6d-LC 50 laks(Grande 1972)
Jern (Fe ³⁺)	900	- " - (" ")
Bly (Pb ²⁺)	80	- " - (" ")
Sink (Zn ²⁺)	60	EIFAC 1973
Kobber (Cu ²⁺)	5	" 1976
Kadmium (Cd ²⁺)	0.6	" 1977

7. VURDERING AV HYGIENISKE OG TOKSIKOLOGISKE FORHOLD

7.1 Vannforsyning og bading

Det fremgår av resultatene at vannet både i Påldalsbekken og i Eikelandsbekken etter samløp ikke tilfredsstillende de krav Sosialdepartementet ved SIFF stiller til drikkevann (SIFF 1975). En rekke grenseverdier for ubehandlet vann er overskredet. Også for bading er kvaliteten utilfredsstillende, om enn ikke direkte betenkelig fra et helsemessig synspunkt i Eikelandsbekken.

I tabell 14 er det gjengitt SIFFs generelle krav til metallinnhold i drikkevann, som kan sammenholdes med verdiene i tabell 4 og 7. Spesielt verdiene for jern og mangan er altfor høye, men også for høye kobberverdier er påvist. Verdiene for bly og kadmium er relativt lavere, men likevel såvidt høye at overskridelser er sannsynlig under ugunstige forhold. Disse anrikes dessuten i overflateskum til betenkelig høye verdier.

Generelt må en stille de samme krav til metallinnhold i drikkevann for husdyr som for mennesker. Enkelte arter er dessuten langt mer ømfintlige overfor spesielle metaller, sau er f.eks. svært ømfintlig for kobber. En ku i full melkeproduksjon kan drikke 50-100 l vann pr. dag, og inntaket av f.eks. jern fra Påldalsbekken kan da bli betenkelig høyt. Tarmen representerer normalt en barriere mot overnaturlig opptak, men barrieren kan periodevis være satt ut av funksjon på grunn av sykdommer, diaré o.l.

Som konklusjon må en si at vannet i Påldalsbekken er uegnet som drikkevann og kan representere en helsemessig risiko. Forsvarlig sikring anbefales slik at tilfeldig inntak av vann hindres. Bruk av vannet til husdyr er også betenkelig og forholdene bør nøyer vurderes av veterinærmedisinsk sakkyndige. Vannet i Eikelandsbekken er av dårlig, men ikke direkte betenkelig kvalitet.

Langs Påldalsbekken ble det sommeren 1976 observert nekrose på bregnevegetasjonen, og all vegetasjon i periodevis oversvømte områder var

forsvunnet. Det frarådes å benytte vannet til vanning av poteter, grønnsaker, bær, frukt, innmark o.l. Dersom dette er aktuelt, bør forholdene nærmere vurderes av landbrukssakkyndige.

7.2 Ferskvannsfiske

I tabell 15 er det gjengitt hvilke krav til metallinnhold en i dag må stille for produksjon av laksefiskarter i våre sør-norske vanntyper. Absolutte grenser er det ikke mulig å angi, da effekten særlig er avhengig av pH og hardhet, og da de reelle grenseverdier for å unngå negative virkninger over lang sikt ikke er kjent. For sink, kobber og kadmium har The European Inland Fisheries Advisory Commission under FAO anbefalt visse grenseverdier (EIFAC 1973, 1976 og 1977). Grensene for mangan, jern og bly er satt til 10% av den konsentrasjon som gir 50% dødelighet av plommesekk- yngel av laks i løpet av 6 døgn i næringsfattig, norsk innsjøvann (pH 6,5, hardhet 9,6 mg CaCO₃/l) utført ved NIVA (Grande 1972). Disse grenseverdiene representerer muligens et for optimistisk anslag, særlig når flere metaller samtidig ligger tett oppunder grensen.

Grenseverdiene for kobber og mangan overskrides i Eikelandsbekken (tabell 4), og i perioder med høy vannføring og liten mulighet for utfelling er også jernverdiene trolig for høye. Ved befaringen 24. mai ble det ikke observert fisk eller bunndyr som innsektlarver o.l. i Eikelandsbekken, og dette er i seg selv en sterk indikasjon på giftvirkninger. Soppbegroing kan også direkte virke negativt på fiskens ernærings- og reproduksjonsmuligheter.

En må konkludere med at Eikelandsbekken i dens tilstand sommeren 1976 ikke ga muligheter for produksjon av fisk eller næringsdyr for fisk.

8. VURDERING AV FORURENSNINGSBELASTNINGEN

Datamaterialet er altfor spinkelt til at det kan trekkes sikre slutninger om den belastning avrenningsvannet fra Paldalsfyllingen representerer, sett i forhold til øvrige kommunale og industrielle utslipp i Vennesla. Det har heller ikke vært forutsatt at undersøkelsen skulle gi svar på dette spørsmålet, noe som krever hyppig prøvetaking og gode vannføringsdata.

De tall som her presenteres må derfor betraktes som svært usikre ($\pm 100\%$) og foreløpige.

De kjemiske parametre i Påldalsbekken varierer relativt lite med vannføringen (tabell 1, 4 og 7). Basert på årsmiddelverdier anslått ut fra aritmetiske middelveier av observerte data og på en midlere vannføring i Påldalsbekken på 8,0 l/s, kan belastningen av organisk stoff, nitrogen og fosfor på årsbasis anslås som vist i tabell 16. Tallgrunlaget er best for organisk stoff som BOF_7 , og like før samløp med Eikelandsbekken (stasjon 4) tilsvarer belastningen minst 3200 personekvivalenter. Da er ikke avrenning mot øst i nedbørrike perioder inkludert. Belastningen av nitrogen og fosfat er til sammenligning nokså beskjedent.

Nitrogen og fosfat stammer i all hovedsak fra bark, og fyllingen er blitt tilført ca. 1000 tonn tørrvekt bark pr. år med et innhold på ca. 0,4% N og 0,05% P (Solbraa 1972). Årlig avrenning kan da forsøksvis sammenlignes med årlig tilførsel som vist i tabell 17. Tallene er svært usikre og må tolkes med forsiktighet, men de tyder på at 5-6% utvaskes pr. år under de rådende temperatur- og nedbørforhold. Antas utvaskingen pr. år å være proporsjonal med restkonsentrasjonen i barken, tilsvarer dette at halvparten av det som tilføres ett år er utvasket etter 11-14 år. Dette stemmer godt overens med en antatt halveringstid på 15-20 år for organisk stoff i fyllmassen (kap. 6.3.7).

Det kan være illustrerende å diskutere utviklingen over tid noe nøyere ved hjelp av et regneeksempel. Antas avrenningen av organisk stoff og næringssalter å være 5% pr. år (halveringstid 14 år) og tilførselen av bark og trefiber konstant i 10 år med avslutning i 1985, så vil belastningen nå sitt maksimum i 1986 med 760 tonn BOF_7 , 2150 kg N og 215 kg P pr. år, tilsvarende 28000 personekvivalenter som organisk stoff. Deretter vil belastningen avta gradvis og nå dagens nivå først i år 2026. Det hefter stor usikkerhet ved dette årstallet, og år 2000 vil være mer sannsynlig hvis en antar at 20-30% av de tilførte næringssaltene er strukturelt bundet i refraktilt organisk materiale som ikke nedbrytes.

Avrenningen av jern og mangan utgjør også store mengder, men jern felles i stor grad ut før samløp med Eikelandsbekken (fig. 2). Antas en middelkonsentrasjon på 12 mg Mn/l ved stasjon 4, belastes Venneslafjorden med

3 tonn mangan pr. år, mens mengde tilført via bark (gran) utgjør 1 tonn pr. år. Svaret er ikke urimelig sett i forhold til den usikkerhet som ligger i tallene, men kommer all mangan fra bark er det klart at det skjer en langt hurtigere avrenning enn for fosfat og nitrogen med halveringstider på 1/2 - 2 år. Den tilsvarende verdi for jern vil ligge i området 3-6 år. Dette kan forklares ved jern og mangans høye mobilitet i redusert, toverdige ioneform, og ved at jern delvis bindes som jernsulfid (kap. 6.3.4). Fosfat absorberes og komplekseres lett til organiske og uorganiske stoffer, mens nitrogen i stor grad kan tapes som gass eller holdes tilbake som næringssalt for mikroorganismer som nedbryter cellulosen. Dette kan forklare den langsomme utvasking som observeres for disse komponentene.

Belastningen av jern, mangan og andre metaller har stor betydning for forholdene i Pældalsbekken og Eikelandsbekken (kap. 7), men etter fortynning i Venneslafjorden vil konsentrasjonene være tilstrekkelig lave til at biologiske skadevirkninger ikke er sannsynlige. Belastningen av organisk stoff og i mindre grad nitrogen og fosfor kan virke uheldig ved å gi opphav til vekst av mikroorganismer og alger i vannmassene. Avrenningen til Venneslafjorden kan altså betraktes som et tilskudd til den øvrige kloakkbelastning i området. Belastningen på Venneslafjorden reduseres imidlertid vesentlig ved at det skjer en høy grad av selvrensning i Eikelandsbekken, under gunstige forhold sommerstid opptil 90% med den nåværende belastning. Selvrenningskapasiteten er trolig langt mindre vinterstid og i flomperioder, og vil også overskrides i sommerhalvåret dersom avrenningen øker utover 1976-nivået.

Tabell 16. Midlere avrenning av organisk stoff,
nitrogen og fosfor pr. år.

Komponent	BOF ₇ som O	TOT N som N	TOT P som P
Antall målte verdier	7 [×]	4 ^{xx}	4 ^{xx}
Aritmetisk middelkonsentrasjon (mg/l)	344	1,5	0,19
Avrundet middelkonsentrasjon (mg/l)	350	1	0,1
Midlere avrenning (kg/år)	88300	250	25
Belastning som personekvivalenter (avrundet)	3200	60	30

× Stasjon 4. xx Stasjon A, B og C

Tabell 17. Avrenning av nitrogen og fosfor sammenholdt
med beregnet tilførsel via bark.

Komponent	TOT N som N	TOT P som P
Tilført (kg/år)	4000	500
Avrent (kg/år)	250	25
% Avrenning	6,3	5
Halveringstid (år)	11	14

9. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Anlegg av fyllplass for fiberslam og bark i Påldalen har ført til en betydelig sigevannsfurensning i Påldalsbekken og Eikelandsbekken. Vassdraget belastes med store mengder organisk stoff og metallene jern og mangan. Belastningen av nitrogen, fosfor og tungmetaller er heller ikke uten betydning. På grunn av mangelfulle data over vannkjemi og vannføring savner en full oversikt over furensningstilførslene, men belastningen av organisk stoff til Eikelandsbekken tilsvarer ca. 3200 personekvivalenter.

Befaringer og prøvetagning i vassdraget og utvaskingsforsøk med fiberslam i laboratoriet har klarlagt de viktigste årsakene til furensningsproblemene. Organisk stoffbelastning skyldes oksygenfri nedbrytning av bark og cellulosefibre, og oksygenfrie forhold leder også til en kraftig utluting av jern og mangan vesentlig fra bark. Ved god tilgang på oksygen i fyllmassene vil sigevannet ha vesentlig lavere innhold av organisk stoff, næringssalter, jern og mangan. Organisk stoff vil bli nedbrutt nærmest fullstendig og jern vil utfelles som uløselig hydroksyd i fyllmassen. Trolig vil også fosfat og annet absorberes i jernutfellinger.

Konsentrasjonene av metaller i sigevannet er i dag periodevis så høyt at det er forbundet med risiko å benytte vannet i Påldalsbekken til drikkevann for mennesker og dyr og til vanning. Dersom bruk til disse formål er aktuelt, må dette vurderes nærmere av sakkyndige. Mulighetene for produksjon av fisk og næringsdyr for fisk i Eikelandsbekken er ødelagt. Innholdet av organisk stoff er årsak til en periodevis kraftig soppbegroing, spesielt i Eikelandsbekken, som også innebærer en drastisk forstyrrelse av balansen i et relativt upåvirket vannmiljø, og som er til sjenanse for allmennhetens bruk av vassdraget.

Forholdene kan trolig forbedres gjennom relativt enkle tekniske tiltak. Det har ikke vært en målsetting å utrede dette i den foreliggende rapport. Ved fremtidig disponering av fiberslam fra Hunsfos Fabrikkers fellingsanlegg og fra andre tilsvarende anlegg, bør fylling på land frarådes. Mulighetene for alternative løsninger og furensningshindrende tiltak bør utredes.

En enkel kjemisk og biologisk overvåkingsundersøkelse for vannkvaliteten i Påldalsbekken og Eikelandsbekken bør utføres. Det bør videre bygges en dam med limnigraf og prøvetager ved utløpet av fyllingsområdet for kontinuerlig overvåking av sigevannets mengde og kvalitet.

10. LITTERATURHENVISNINGER

- EIFAC (1973): Water Quality Criteria for European Freshwater Fish.
Report on Zink and Freshwater Fish.
EIFAC Technical Paper no. 21, FAO, Roma.
- EIFAC (1976): Water Quality Criteria for European Freshwater Fish.
Report on Copper and Freshwater Fish.
EIFAC Technical Paper no. 27, FAO, Roma.
- EIFAC (1977). Water Quality Criteria for European Freshwater Fish.
Report on Cadmium and Freshwater Fish.
EIFAC Technical Paper (in press), FAO, Roma
- Gjessing, E., og S. Haugen (1973): Barkavfall-vannforurensning.
Statens Veglab. Medd. no. 47.
- Grande, M. (1972): Tungmetallenes innvirkning på ferskvannsfisket.
Forskingsnytt 17(1): 31-34.
- Johansen, O.J. (1976): Rensing av sigevann.
Prosjekt rensing avløpsvann (PRA), rapport nr. 16.
Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- SIFF (1975): Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning -
badevann.
Sosialdepartementet, Helsedirektoratet.
Statens Institutt for Folkehelse, Oslo.
- Solbraa, K. (1972): Bruk av bark ved plantedyrking. Foreløpig rapport.
Det norske skogforsøksvesen, Vollebekk, Ås.
- SSVL (1973): Skogsindustriens Miljövärdprosjekt. Rapport no. 5.
Slamhantering.
Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm.
- Thomas, P.R. (1976): Consequences of leaching from pulp and paper mill
landfill operations.
CPAR Project Report 363-1, Canadian Forestry Service, Ottawa.

11. V E D L E G G

Deponering av olika slamtyper.

Litteraturuppgifter om deponeringsanläggningar och erfarenheterna från dessa är förhållandevis knapphändiga. En genomgång har gjorts och redovisas separat (23). Det framgår av denna redovisning att deponering under vatten ger avsevärda olägenheter.

Följande slamtyper behöver kunna deponeras:

Bark, barkskrot och barkslam

Fiberslam

Biologiskt slam

Fällningslam

Aska

Bark

Bark, barkskrot och barkslam erhålls i ökande mängd vid industriföretagens anläggningar i och med att barkningen i allt större omfattning utförs vid rundvedens slutstation. Torrsubstansvikten av barken uppgår årligen till ca 2,5 Mton.

Hittills har barken huvudsakligen bränts eller deponerats. Barkbränningen har ökat starkt. Undersökningar pågår för andra användningsområden, t ex för frostisolering av vägar, som råvara inom fiberskivindustrin och som jordförbättringsmedel.

Även om huvuddelen av barken används på något av ovan angivna sätt kommer det att behöva deponeras barkavfall, t ex barkskrot och vid driftstörningar även annan bark. Barkskrot är starkt förorenat av sten och jord och även om vissa partier kan renas för användning uppkommer en rest som måste deponeras. Hur omgivningen påverkas vid deponering av bark är därför av väsentlig betydelse.

Barkavfallet har jämfört med många andra avfall tämligen jämn sammansättning. Det som varierar i barkavfallet är förutom storleken på partiklarna och inblandningen av främmande ämnen i huvudsak vattenhalten. Denna beror främst på om torr- eller våtbarkning utförts. I det senare fallet måste vattenhalten nedbringas om förbränning skall ske.

Våtbarkning har även andra olägenheter. Vissa av barkens beståndsdelar är vattenlösliga och lakas lätt ut. Utlösningen kan uppgå till ca 20%. För att minska olägenheterna med starkt förorenat pressvatten från barkhanteringen har föreslagits att barkningen sker i två steg, först torrbarkning sedan våtbarkning.

Om nu bark deponeras i tjocka lager i ett upplag kan anaeroba förhållanden erhållas, varvid risker för olägenheter uppkommer, såsom bl a lukt, brand och förorenat dräneringsvatten. Utlösning av nedbrytningsprodukter ökar med ökad lagerhöjd och vattengenomströmning. Olägenheterna för omgivningen blir påtagliga om deponeringsområdet är beläget nära bebyggelse eller har avrinning till en svag recipient. Bränder i barktippar genom självantändning kan inträffa redan vid tipphöjder om 4–6 m. Tippbränder är ofta mycket svårsläckta och medför avsevärda olägenheter för omgivningen genom lukt- och rökutveckling. Deponering av bark i vatten kan ge mycket stora föroreningsmängder, särskilt om vattnet är genomströmmande.

Om man lägger upp lämpligt mald bark, t ex i strängar med god luftomsättning, tillsätter kalk, kväve och fosfor kan barken komposteras. Efter två till sex månader är komposten klar. Processens värmeutveckling gör att avloppsvatten inte avrinner utan att snarare vattentillskott erfordras för att kompensera avdunstningen. Komposteringsprocessen ger en volymminskning med ca 30%.

Ett antal barktippar av olika typ har undersökts. Som regel har inte enbart barkavfall deponerats i tipparna men barken dominerar. Undersökning har utförts vid tippar där deponeringen upphört, vid tippar där deponeringen pågår utan att särskilda åtgärder för vattnet vidtagits och vid tippar där vatt-

net uppsamlas och så långt möjligt återpumpas och sprids över de deponerade massorna. Se referens (24).

I en tipp upphörde deponeringen av bark i huvudsak från och med februari 1971. Tippen har en volym av ca 25 000 m³. Under tiden därefter har avrinningen mätts och prov tagits av avrinnande vatten. Provets BS₇-värde, fosfor- och kvävehalt har bestämts i fig 40. Av figuren framgår att BS₇-värdet och utläckande fosfor i avrunnet vatten starkt minskat på ett år medan förhållandena när det gäller kväve är mer obestämda. Med vattnet avrinnande fosfor och kvävemängder är emellertid måttliga och det intressanta är tendensen av snabb minskning av syreförbrukande ämnen (BS) i avrunnet vatten, som under år 1972 minskade till ca en tredjedel av motsvarande mängd år 1971. Den under år 1971 avrinnande mängden syreförbrukande substans var emellertid inte ringa, minst ca 150 ton.

Även sedan längre tid nedlagda tippar är i detta sammanhang av stort intresse att undersöka. Vid sådana tippar finns emellertid sällan möjligheter att uppsamla och mäta avrinnande vatten. Ett vattenprov i ett dike nedströms en sådan åtskilliga år nedlagd tipp visade påtaglig inverkan av föroreningar från tippen.

Man har även försökt att samla upp dräneringsvatten, pumpa tillbaka det och sprida ut det över den deponerade barken. Därvid ökar avdunstningen något och man kan lättare hålla tillräcklig fukthalt för komposteringsprocessen. Risken för brand minskar också. Begränsande faktor för nedbrytningen blir då i huvudsak tillgången på kväve. Förfarings sättet innebär dock risker för ökad utlösning av vattenlösliga ämnen, vilka som ovan nämnts kan uppgå till 20%. Prov av dräneringsvatten från en sådan tipp har visat höga BS₇-värden samt höga halter av järn och mangan.

Övriga tippar hade vid undersökningstillfället ringa eller ingen observerbar vattenavrinning. Det praktiskt taget stillastående dräneringsvattnet hade i några fall exceptionellt hög BS₇-förbrukning, upp till 20 000 mg O₂/l och upp till 57 000 mg KMnO₄/l.

Analys av lakvattenproven har visat att kväve och fosfor föreligger i kraftigt underskott i förhållande till BS, för att erhålla en biologisk nedbrytning. Halten av toxiska metaller är i allmänhet lägre än föreliggande gränsvärden för vattenutsläpp i recipient. Halterna järn och mangan är förhållandevis höga.

Fiberslam

Fiberslam kommer att behöva deponeras under överskådlig tid. Slammet består huvudsakligen av cellulosa i en form som är ganska svår att bryta ned och riskerna för anaeroba förhållanden och förorenade dräneringsvatten från ett upplag är därför väsentligt mindre än från mera lättnedbrytbart avfall, t ex bark. Fiberslam bör dock deponeras på land under aeroba förhållanden.

Biologiskt slam

Biologiskt slam kan som nämnts väntas uppkomma i ökande omfattning. Det biologiska slammet består huvudsakligen av biologiskt utflockade organiska ämnen. Slammet är lättnedbrytbart. För biologiskt slam gäller i allmänhet högre grad än för fiberslam att deponering under anaeroba förhållanden är olämplig. Deponering under vatten kan innebära ett avledande från detta upplag av upp till halva den mängd av syreförbrukande substans som avskilts i det biologiska reningsverket. Därtill kommer olägenheterna med lukt o d. Lakningsförsök har bekräftat att den anaeroba nedbrytningen sker tämligen snabbt.

Det biologiska slammet råkar emellertid lätt ut för anaerob sönderdelning även vid deponering på land på grund av att det även efter långtgående avvattning är kompakt. En inblandning med barkavfall kan ge bättre aeroba förhållanden

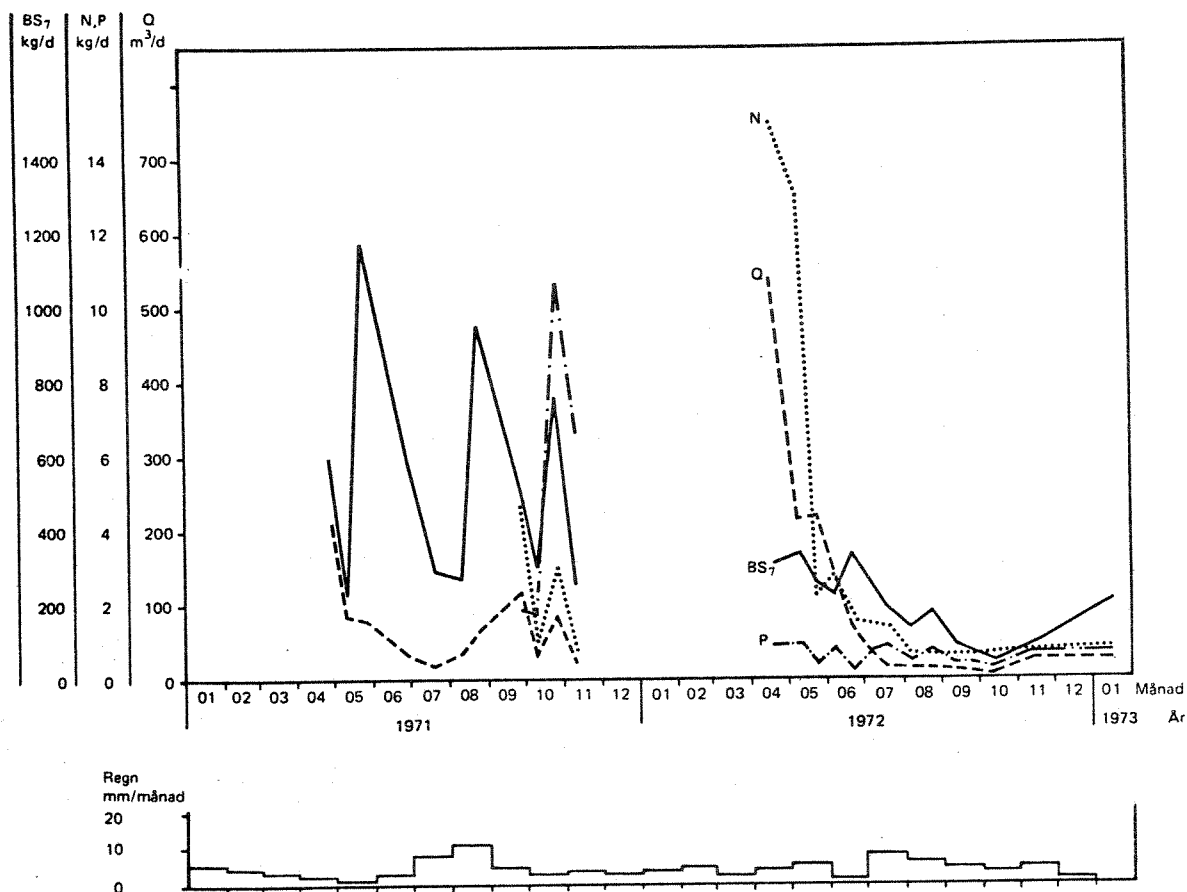


Fig 40 Provtagning och mätning av avrinnande vatten från barkdeponering.

och samtidigt medföra att komposteringsförutsättningarna för barken blir gynnsammare genom tillskottet av kväve med det biologiska slammet.

Slam från kemisk fällning och övriga oorganiska slam

Fällningsslam uppkommer dels i den egentliga industriprocessen, t ex grönlutsslam, och dels vid kemisk fällning av avloppsvatten.

Grönlutsslam erhålls från sulfatfabriker och utgörs i huvudsak av silikater och andra svårslösliga salter. Grönlutsslammet har utan olägenhet använts för utfyllnader.

Slammet från kemisk fällning utgörs i huvudsak av hydroxider av den använda fällningskemikalien, d v s vanligen aluminiumhydroxid, och mindre mängder av andra utfällda ämnen. Slammet är svåravvattningsbart och kan från bärighetssynpunkt ge olägenheter vid deponering. Vid ändring av pH-värdet kan också utlösning av t ex fosfor ske. Med hänsyn härtill bör deponering inte ske i vatten.

Aska

Aska från förbränningsprocesser kan vara av olika slag. Aska från sulfittlutindunstning består till ungefär lika delar av kalciumhydroxid och kalciumsulfat. Den är starkt alkalisk och tämligen löslig. Aska från barkbränning är alkalisk men inte i högre grad än att den kan deponeras utan olägenhet.

Skiss över föreslagna åtgärder

Det torde praktiskt sett vara svårt att använda skilda depo-

neringsplatser för olika slag av slam och fasta avfall och det är heller inte från allmän synpunkt önskvärt. En deponeringsplats bör därför vara sådan att samtliga olika typer av slam kan läggas upp.

Kraven på deponeringsplatser för slam och fasta avfall från skogsindustrierna är i stora delar lika de som kan uppställas på deponeringsplatser för kommunalt avfall. Följande förutsättningar torde vara önskvärda för en deponeringsplats:

Välbelägen från allmän miljösynpunkt

Få bostäder i närheten

Nära väg med tillräcklig kapacitet

Korta transportavstånd för avfallet

Undergrund med god bärighet och täthet

God möjlighet att samla upp dräneringsvatten och förorenat ytvatten

God möjlighet att hålla icke förorenat ytvatten borta från tippområdet

Möjlighet att ordna tippningen i etapper som var för sig slutfylls och färdigställs

God recipient i närheten för att så långt möjligt minska störningarna av sådana föroreningar som måste släppas ut

Ringa risk för påverkan på grundvattentäkt

Det kan vara svårt att förena några av önskemålen, t ex välbelägenhet från allmän miljösynpunkt med korta transportavstånd för avfallet.

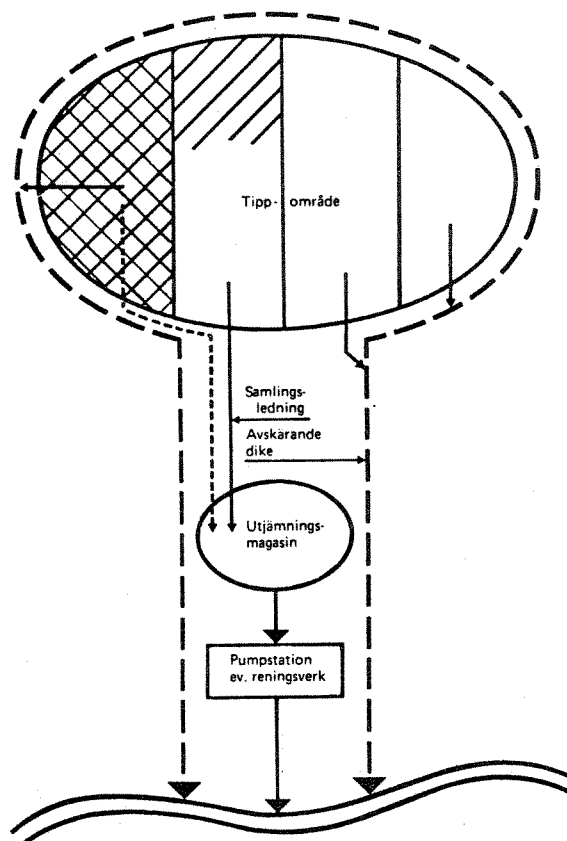


Fig 41 Skiss över utformning av deponeringsplats.

Olämpliga områden för deponering är vattensjuk mark, bl a på grund av att riskerna för anaeroba förhållanden ökar och svårigheten att kontrollera urläkning.

Utformningen av deponeringsplats och tippningens olika etapper bör ske efter en i förväg bestämd plan, gärna utfor-

mad i samråd med landskapsarkitekt. Tippningsskikten bör begränsas till några få meter med hänsyn till att man önskar så aeroba förhållanden som möjligt och för att minska risken för självantändning. Efter lämplig tid kan emellertid nya skikt läggas över redan utlagda. När slutlig nivå nåtts behandlas överytan för grässådd och eventuellt utförs skogsplantering.

En prognos över de framtida avfallsmängderna fordras när deponeringsplatsen bestäms, enär denna bör vara tillräckligt stor för att tillåta tippning avsevärd tid framöver. Att deponeringsplatsen bör ha kapacitet för lång tid beror bl a på att man kan förutse, att avrinningskontroll och möjligen även vattenbehandling kommer att fordras även avsevärd tid efter det tippningen avslutats. Det är därför angeläget att antalet deponeringsplatser blir så få som möjligt.

Behovet av kontroll och eventuellt också behandling av förorenat vatten från deponeringsområden gör att deponeringsplatsen bör utformas så att inte förorenat ytvatten kan uppsamlas och ledas direkt till recipienten.

Under regnperioder kan vattenmängderna från deponeringsplatsen bli stora. Flödena måste då utjämnas genom uppsamling och magasinering. Detta är särskilt viktigt om det förorenade vattnet måste renas. En behandlingsanläggning för detta vatten kan ekonomiskt inte ges tillräcklig kapacitet för momentan behandling. För att optimera anläggningens ekonomi är det nödvändigt att känna den maximala tillrinningen under olika tidsperioder från det nederbördsområde i vilket tippen är belägen.

Om behandling av vattnet före utsläpp från tippområdet erfordras beror på vattnets föroreningsgrad och recipientens beskaffenhet. Om recipienten är svag kan långtgående reningsåtgärder krävas. En skiss över utformningen av en deponeringsplats visas i fig 41.

Anläggningskostnaden för deponeringsområdet utgörs av utgifter för markanskaffning, grundundersökningar, dikesanläggning, utjämningsmagasin för förorenat vatten samt maskinell utrustning och personalutrymmen. Kostnaderna är svåra att bedöma utan kännedom om de lokala förhållandena. Överslagsvis kan de för ett 0,1 km² stort område uppskattas till ca 350 000 kronor exklusive kostnader för mark och arbetsmaskin.