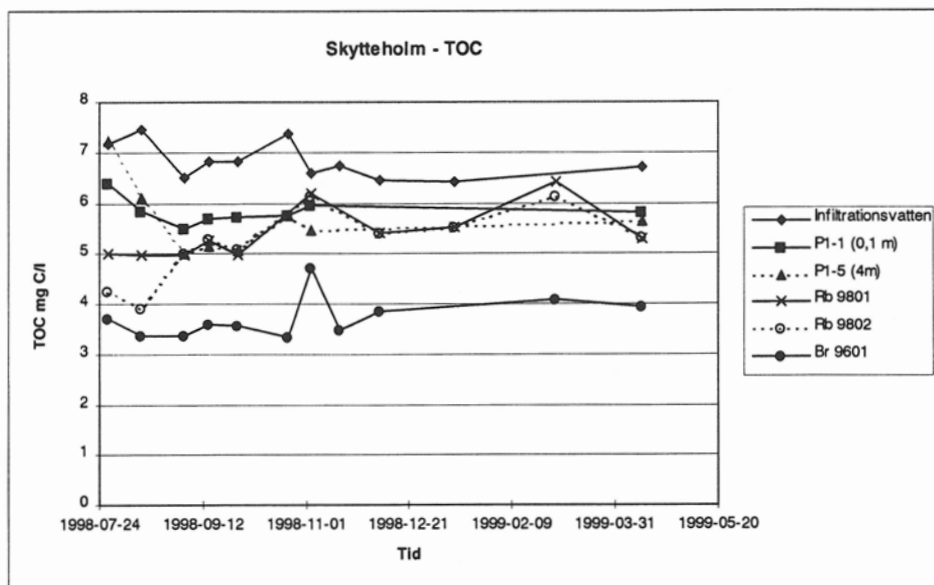
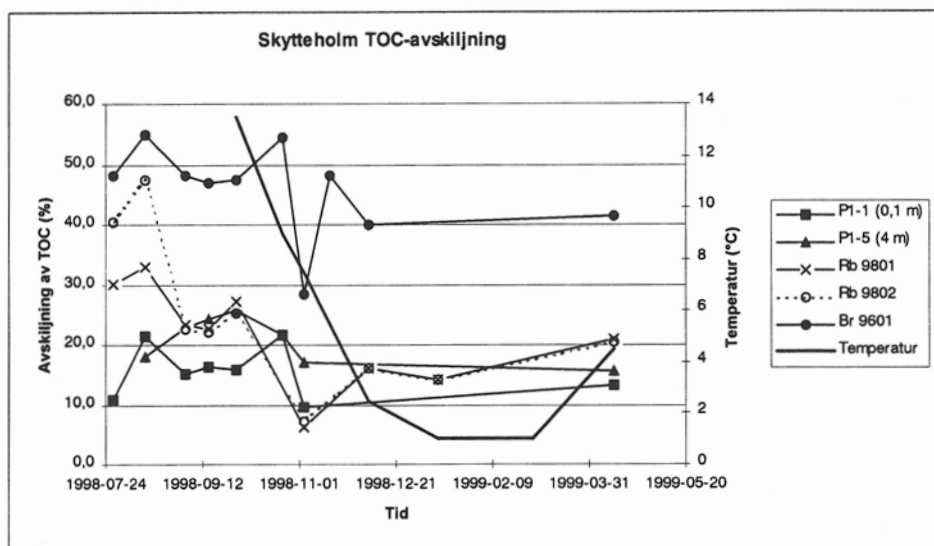




Figur 3.8. TOC-halter i några utvalda provtagningspunkter



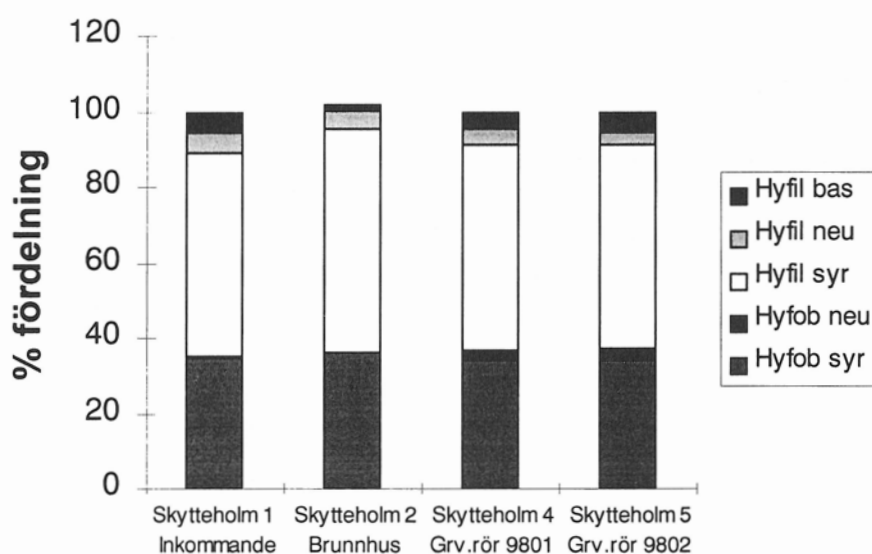
Figur 3.9. Minskningen av TOC i jämförelse med infiltrationsvattnet i några utvalda provtagningspunkter samt infiltrationsvattnets temperatur.

Tabell 3.4. Sammanställning av TOC-analyser från samtliga provtagningspunkter.

Parameter	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV (%)
Infiltrationsvatten	6,8	7,4	6,4	0,4	5
P1-1	5,8	6,4	5,5	0,3	5
P1-2	5,5	6,2	5,0	0,4	7
P1-3	5,8	6,3	5,3	0,4	7
P1-4	5,8	7,1	5,2	0,6	11
P1-5	5,7	7,2	5,0	0,7	13
Rb 9801	5,4	6,4	5,0	0,5	10
Rb 9802	5,2	6,1	3,9	0,7	14
Br 9601	3,7	4,7	3,4	0,4	11
Br 6803	3,7	3,9	3,4	0,2	6

1) Standardavvikelse

Minskningen i den omättade zonen ner till 4 m djup var i genomsnitt 19 % vid de 7 samtidiga provtagningstillfällena 980728-981103. Nästan hela minskningen skedde i de översta 10 centimeterna (17 %). I Rb 9801 och Rb 9802, där prover uttogs under vintern, kan en klart försämrad TOC-avskiljning iakttas vid låga vattentemperaturer. Vid det sista provtagningstillfället 990413 var avskiljningen ner till 4 m djup drygt 15 % och fram till de ytliga grundvattenrören drygt 20%. Infiltrationsvattnets temperatur var då 4,5 °C. De samtidiga mätningarna av TOC och DOC visade att det organiska materialet nästan helt är löst i vattnet. I infiltrationsvattnet var DOC 96 % av TOC i genomsnitt. Den DOC-fraktionering som gjordes på vattenprover tagna 981103 visade att de hydrofila och hydrofoba syrorna dominerade och utgjorde ca 85 % av den totala sammansättningen (figur 3.9).



Figur 3.10. DOC-fraktionering på prover tagna i Skytteholm 981103.

En sammanställning av samtliga vattenanalyser finns i Appendix VII.

3.4 Diskussion och slutsatser

Försöket gjordes i en anläggning i drift vilket medförde att försöket inte exakt kunde anpassas för en jämförelse med förutsättningarna i kolonnförsöket. Infiltrationsvattnets kvalitet var mycket lik kvaliteten på det vatten som användes vid kolonnförsöket i Norsborg. Den hydrauliska belastningen var betydligt högre i Skytteholmsförsöket, 5-9 m³/m²/d jämfört med 1-2 m³/m²/d i kolonnförsöket. Sand- och grusmaterialet i bassängen var så grovt att infiltrationen, särskilt direkt efter rensning, ägde rum på en begränsad del av infiltrationsbassängens yta. Materialet i ytan av bassängen hade d₁₀=0,8 mm och d₆₀=3,2 mm jämfört med kolonnsandens 0,25 respektive 0,9 mm. Den specifika ytan på materialet < 4mm på det översta bassängmaterialet var nästan dubbelt så stor som på kolonnsanden (1,5 m²/g mot 0,77 m²/g). Mängderna järn och aluminium som kunde extraheras med ammoniumoxalat och natriumpyrofosfat var inte anmärkningsvärt stora. De med oxalat extraherbara mängderna av järn var 2-3 gånger större i Skytteholm jämfört med i kolonnerna medan aluminummängderna var ca 30-40

% mindre i Skytteholm. Mängderna järn som kunde extraheras med pyrofosfat var 5-10 gånger större i Skytteholm, medan motsvarande mängder aluminium var ungefär desamma.

Den avsevärt högre hydrauliska belastningen och det grövre materialet i Skytteholm, jämfört med kolonnförsöken, medförde inte en sämre avskiljning av TOC i den omättade zonen (ner till 4 m djup). Minskningen av TOC varierade mellan knappt 10 och drygt 20 % (från i medeltal 7,0 till 5,7 mg/l) och var korrelerad med vattentemperaturen. Nästan hela minskningen ägde rum i de 10 översta centimeterna. Dessa resultat överensstämmer väl med resultaten från kolonnförsöket.

Spårämnesförsöket visade att det i uttagsbrunnarna uppumpade vattnet till en betydande del bestod av naturligt bildat grundvatten. Förklaringen till detta måste vara att brunnarna tar in en stor del av sitt vatten i djupare lager med stor genomsläpplighet. Vattnet i de ytliga grundvattenrören Rb 9801 och Rb 9802 bestod däremot nästan helt av infiltrerat vatten. Detta medförde att endast dessa grundvattenrör kunde användas för en direkt en bedömning av de fortsatta förändringarna av infiltrationsvattnets kvalitet under passagen genom åsen. En jämförelse mellan provtagningsspetsen på 4 m djup, Rb 9801 och Rb 9802, till vilka de genomsnittliga uppehållstiderna var knappt ett dygn respektive 1,5 dygn, visade på en viss ytterligare minskning av TOC. Medelvärdet för provtagningsspetsen var 5,3 mg/l, för Rb 9801 5,2 och för Rb 9802 4,9 mg/l under den period samtida mätningar finns gjorda. Det bör dock observeras att skillnaden mellan Rb 9801 och Rb 9802 härrör från de två första mättillfällena. Efter dessa tillfällen är TOC-värdena nästan identiska. En tydlig korrelation fanns till temperaturen och den totala minskningen fram till grundvattenrören är 10-15 % under vintern, när temperaturen var som lägst.

Värdena på totalhårdheten styrkte resultaten från spårämnesförsöket att vattnet i uttagsbrunnarna till en betydande del bestod av naturligt bildat grundvatten. Hårdheten i Br 9601 och Br 6803 var betydligt högre än i infiltrationsvattnet medan den i Rb 9801 och Rb 9802 var ungefär samma som i infiltrationsvattnet. Även konduktivitetsvärdena och temperaturmätningarna gav samma bild.

4 TEST AV ROSTJORDARS FÖRMÅGA ATT AVSKILJA ORGANISKT MATERIAL

4.1 Bakgrund

I skogsjordar med utvecklad podsoljordmån sker en effektiv fastläggning av löst organiskt material i rostjorden (B-horisonten). Koncentrationen av DOC i det vatten som rör sig genom markprofilen minskar från 30-40 mg/l till 2-5 mg/l efter kontakten med rostjorden (McDowell och Likens, 1988; Guggenberger och Zech, 1993). Förutom organiskt material ackumuleras också sekundära oorganiska Al- och Fe(III)-föreningar (t ex FeOOH , $\text{Si}_2\text{Al}_4\text{O}_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ och $\text{Al}(\text{OH})_3$), vars ytor är reaktiva och sannolikt har stor betydelse för fastläggningen av det organiska materialet. Avsikten med detta delprojekt var att testa möjligheten att öka avskiljningsgraden av löst organiskt material vid bassänginfiltration genom att tillföra rostjordsmaterial. Arbetet utfördes av Anna-Lena Carling (Institutionen för anläggning och miljö, KTH) och Katarina Gustafsson (Institutionen för markvetenskap, SLU) i ett gemensamt examensarbete (Carling och Gustafsson, 1998). Jordmaterialens sorptionsförmåga studerades dels i kolonnförsök, dels i skakförsök. I båda fallen användes som referensmaterial samma sand som den i huvudförsöket (Kapitel 2). Målsättningarna med försöken var:

- att undersöka hur olika rostjordars förmåga att avskilja organiskt material varierar med tiden under en realistisk hydraulisk belastning ($2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$)
- att undersöka hur råvattnets egenskaper (pH, temperatur och det lösta organiska materialets kvalitet) påverkar avskiljningen av det organiska materialet
- att klargöra vilka kemiska egenskaper hos rostjordarna som är viktigast för deras sorptionsförmåga

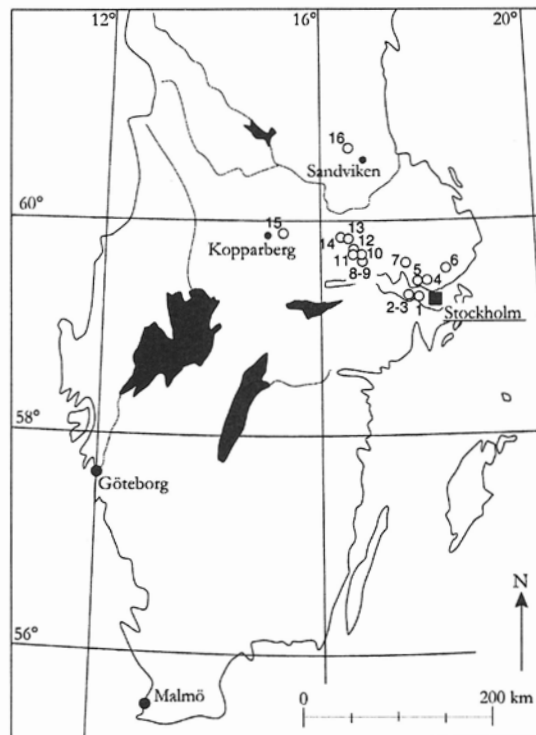
4.2 Metodik

4.2.1 Kolonnförsök

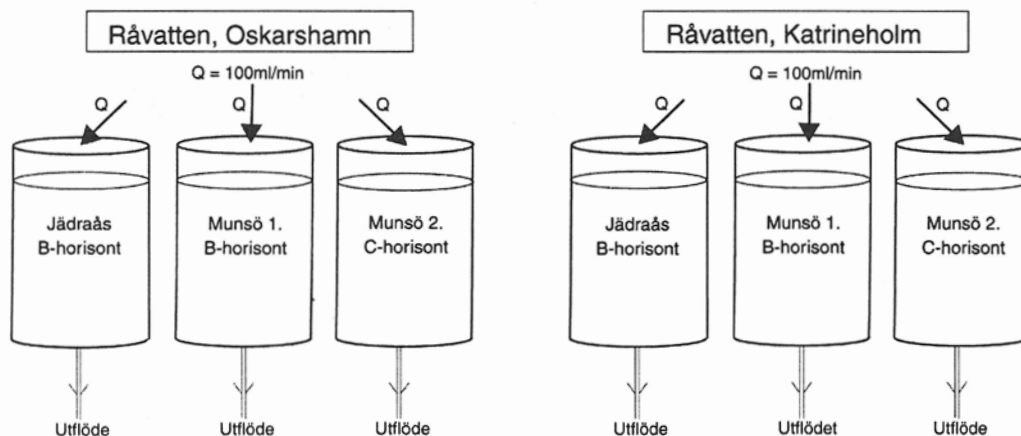
I kolonnförsöket undersöktes avskiljningsförmågan hos två rostjordar utöver den sand som användes i huvudförsöket. Rostjordarna kom från Lötens grustag på Munsö som är en del av Uppsalaåsen, samt från ett glacifluvialt delta i Jädraås beläget ca 5 mil norr om Sandviken (figur 4.1 och tabell 4.1). Sekundära former av Al och Fe(III) i rostjordarna och i sandmaterialet bestämdes genom extraktioner med natriumpyrofosfat och ammoniumoxalat och en bestämning av den specifika ytan gjordes genom BET-analys (Brunauer et al., 1938).

Två uppsättningar om vardera tre kolonner användes i försöket. En uppsättning placerades på Katrineholms och en annan på Oskarshamns vattenverk. Kolonnerna bestod av PVC-rör (höjd: 50 cm, diameter: 30 cm) som fylldes med 40 cm sand. Kolonnerna benämndes efter filtermaterialet: Jädraås, Munsö 1 (rostjord) och Munsö 2 (sand, huvudförsök) (figur 4:2). Flödes hastigheten var 100 ml/min, vilket motsvarar en hydraulisk belastning på drygt $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$. Försöket pågick under ca tre månader 1998, från slutet av april till slutet av juli. Prov från råvattnet och utkommande vatten insamlades varje vecka under de två första månaderna,

och var fjortonde dag under den sista månaden. I samband med provtagningarna mättes vattentemperaturen. Proven analyserades m a p pH, TOC och UV-absorbans (vid 260 nm, filtrerade prov: $< 0,45 \mu\text{m}$). I slutet av försöket karakteriserades det lösta organiska materialet i råvatten från Oskarshamn och Katrineholm, samt i utgående kolonnvatten från Jädraåskolonnen i Katrineholm enligt Leenheer (1981).



Figur 4.1. Karta över de platser där jordprov togs. Siffrorna är de samma som de i tabell 4.1.



Figur 4.2. Försöksuppläggning av kolonnförsöket.

Tabell 4.1. En kort beskrivning av de jordprov och sandmaterial som användes i undersökningen. Munsö 1, Munsö2 och Jädraås studerades i såväl kolonnförsöket som skakförsöket, medan övriga prov enbart användes i skakförsöket. Munsö 2 är identisk med den sand som användes i huvudförsöket (Kapitel 2).

Prov nr.	Lokal	Horisont	Djup (cm)	Jordart	Belägenhet
1	Skytteholm		40-50	infiltrationsdamm, glacifluvialt sediment	59°15'N,17°34'E
2	Munsö 1 (kolonnsand)	B	40-60	glacifluvialt sediment	59°19'N,17°23'E
3	Munsö 2	C		glacifluvialt sediment	59°19'N,17°23'E
4	Kista	B	8-40	svallat sediment	59°24'N,17°58'E
5	Katrinedal	B	10-22	svallat sediment	59°28'N,17°49'E
6	Björkby	B	30-40	svallat sediment.	59°30'N,18°05'E
7	Yttergran	B	8-54	glacifluvialt sediment	59°36'N,17°31'E
8	Badelunda A	B ₁	8-18	glacifluvialt sediment	59°39'N,16°37'E
9	Badelunda B	B ₂	18-40	glacifluvialt sediment	59°39'N,16°37'E
10	Jädra	B	6-23	svallat sediment	59°40'N,16°37'E
11	Romfortuna söder	Bs	18-38	svallat sediment	59°44'N,16°35'E
12	Romfortuna norr	Bs	5-37	svallat sediment	59°44'N,16°35'E
13	Muren	Bs	12-52	glacifluvialt sediment	59°48'N,16°30'E
14	Norrsalbo	Bs	13-43	glacifluvialt sediment	59°53'N,16°19'E
15	Kloten	Bs		morän	59°56'N,15°19'E
16	Jädraås	Bs	30-	glacifluvialt sediment	60°53'N,16°30'E

4.2.2 Skakförsök

Totalt studerades sorptionsförmågan hos 16 jord- och sedimentmaterial, d v s alla de som redovisas i tabell 4.1. Ett mått på potentiella sorberande ytor, d v s sekundära former av Al och Fe(III), erhöles genom extraktioner med natriumpyrofosfat och ammoniumoxalat (se kapitel 2.1.2). För att kunna studera sorptionen av DOC ($\approx$ TOC) inom ett brett koncentrationsintervall, bereddes en stamlösning genom en uppkoncentrering av Mälardvatten. Genom indunstning i en rotorevaporator (65 °C, -0.95 atm) erhöles en uppkoncentrering från 6 mg C/l till 90 mg C/l. Innan uppkoncentreringen filtrerades vattnet genom 0,2 µm-filter för att avskilja partiklar och mikroorganismer, och för att undvika utfällning av kalciumkarbonat fick vattnet passera en vätejonmättad jonbytarkolonn. Ett lämpligt koncentrationsintervall av DOC erhöles genom att stamlösningen spädades med en lösning vilken hade samma jonstyrka (0,02 M) som stamlösningen. Innan spädningen justerades pH till ca 5,6.

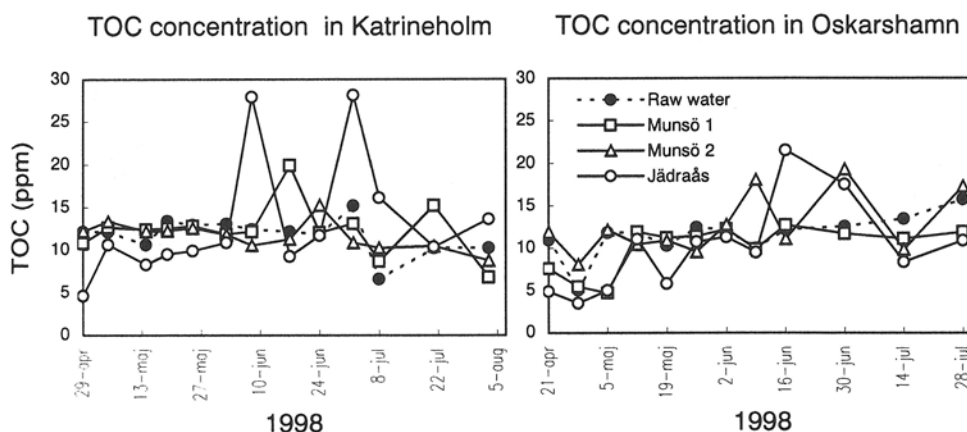
I skakförsöken jämviktades naturfuktig jord (< 2 mm), motsvarande 4 g torrsvikt, tillsammans med 20 ml lösning i 24 timmar vid 8 °C. Tillsatsen av DOC till varje jord var ungefär 0, 9, 18, 54 och 90 mg/l. Efter jämviktningen centrifugerades suspensionerna (9000 rpm) för att avskilja jord- och vätskefaserna. Vätskefasen filtrerades (< 0,45 µm) innan analys av DOC. pH mättes i den ofiltrerade vätskefasen.

4.3 Resultat

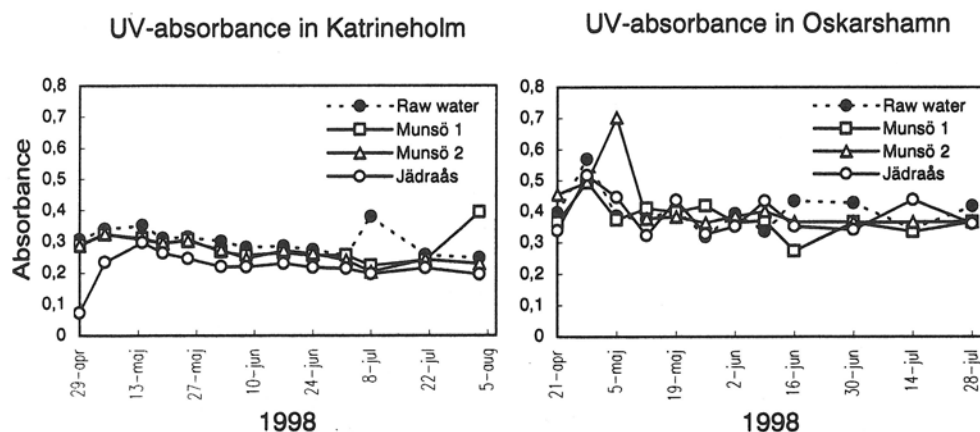
4.3.1 Kolonnförsök

I likhet med huvudförsöket fann vi en måttlig avskiljning av organiskt material i de olika kolonnerna. Dock fanns intressanta skillnader, såväl mellan de olika kolonnmaterialen som mellan de två vattentyperna.

TOC-koncentrationerna i kolonnvattnet uppvisade stor variation och är därför svårtolkade. Orsaken var sannolikt att partikulärt organiskt material gick igenom kolonnerna, alternativt löstes upp från jordarna. De första sex veckornas värden i Katrineholm var dock relativt stabila (figur 4.3) och samvarierade dessutom väl med med UV-mätningarna (figur 4.4). Värdena visar att minskningen av TOC i Jädraåskolonnen var avsevärt större än i de andra kolonnerna och uppgick till ca 30%. UV-absorbansen, mätt på filtrerade prov (0,45 μm), uppvisade en betydligt mindre variation än TOC-koncentrationerna. Råvattenkvaliteten påverkade avskiljningen av UV-absorberande föreningar i väsentlig grad – i Oskarshamn var reduktionen i det närmaste försumbar, medan den var signifikant för alla tre kolonnerna i Katrineholm. I genomsnitt uppgick den under perioden till 28% i Jädraåskolonnen och till ca 10% i de andra två kolonnerna. Koncentrationen av TOC i de båda råvattnen var i det närmaste identisk, medan andelen hydrofila syror var större i Katrineholm än i Oskarshamn (tabell 4.2). Temperaturen och pH-värdet var högre i Katrineholm än i Oskarshamn. Värt att notera är att Jädraåsmaterialet innehöll betydligt mer oxalatextraherbart Fe och Al än Munsö 1 och 2 materialen (tabell 4.3), vilket förklarar dess större specifika yta (tabell 4.4).



Figur 4.3. TOC i råvatten (raw water) och i utgående vatten från kolonnerna.



Figur 4.4. UV-absorbans (260 nm) hos råvatten (raw water) och hos utgående vatten från kolonnerna.

Tabell 4.2. Råvattenkvalitet i Katrineholm och Oskarshamn under perioden 98-04-21 –98-08-03. Värderna representerar medelvärden, medan minimum- och maximumvärden anges inom parentes. Den procentuella andelen av hydrofoba och hydrofila syror baseras på en fraktionering utförd på prov uttagna i juli 1998.

Parameter	Katrineholm	Oskarshamn
pH	7,47 (7,14-7,65)	6,58 (6,42-6,72)
TOC (mg/l)	11,8 (10,2-15,2)	11,6 (10,0-15,8)
%hydrofoba syror	39	49
%hydrofila syror	47	35
Temperatur (°C)	14 (6-18)	6 (4-11)

Tabell 4.3. Kemiska egenskaper hos de 16 undersökta jordarna. Index pyr betyder pyrofosfatextraherbar fraktion och index ox oxalatextrherbar fraktion. Summan av oorganiskt Fe och Al har definierats som $Fe_{ox} + Al_{ox} - Al_{pyr}$. Enhet: (mmol/kg)

Namn	pH (H ₂ O)	C _{pyr}	Fe _{ox}	Al _{ox}	Si _{ox}	Fe _{pyr}	Al _{pyr}	oorganiskt Fe plus Al
Skytteholm	6,73	-	25	54	72	3	4	75
Munsö 1(kolonnsand)	6,14	150	13	58	35	6	20	51
Munsö 2	7,43	-	4	28	34	2	1	31
Kista	5,20	180	28	45	17	9	21	52
Katrinedal	5,71	458	46	183	73	7	52	177
Björkby	5,64	178	41	44	14	9	23	62
Yttergran	5,63	223	38	97	108	7	27	108
Badelunda A	5,06	389	47	142	37	13	56	133
Badelunda B	5,40	180	26	94	39	4	28	92
Jädra	5,02	358	42	85	24	16	52	75
Romfortuna s	4,98	434	76	140	37	15	61	155
Romfortuna n	5,05	272	65	65	11	25	37	93
Muren	5,15	219	45	100	24	5	37	108
Norrshalbo	5,29	145	37	69	16	4	27	79
Kloten	4,58	1580	332	648	121	88	259	721
Jädraås	5,61	196	59	159	38	8	41	177

Tabell 4.4. Fysikaliska egenskaper hos jordmaterialen som användes i kolonnförsöket.

Egenskap	Jädraås	Munsö 1	Munsö 2
Specifik yta* (m ² /g)	3,6	0,98	0,78
% material < 0,074mm	5,2	0,50	1,0

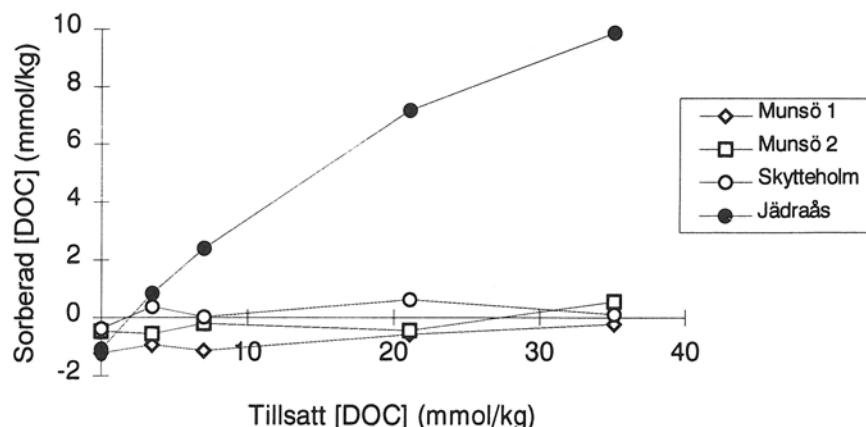
* bestämd på < 2mm-fraktionen med BET-analys.

4.3.2 Skakförsök

De flesta jordar uppvisade linjära sorptionsisotermer, men riktningskoefficienterna skiljde sig avsevärt mellan de olika jordmaterialen (tabell 4.5). Riktningskoefficienten kan sägas utgöra ett mått på jordprovets sorptionsförmåga, där ett värde på 0 är det samma som ingen sorptionsförmåga, medan ett värde på 1 betyder att allt tillsatt DOC sorberats. Sorptionsisotermerna för de tre kolonnmaterialen redovisas grafiskt i figur 4.5. Jädraåsmaterialet hade en betydligt högre sorptionsförmåga än Munsö 1- och 2-materialen, vilket ligger i linje med resultatet från kolonnförsöket. Som framgår av tabell 4.5 hade Jädraåsmaterialet den högsta sorptionsförmågan av alla undersökta sandsediment. Det var bara rostjorden i Kloten, vilken är utvecklad i en moränmark, som hade en högre sorptionsförmåga. Sorptionsförmågan var bäst korrelerad till mängden amorfa Fe- och Al-mineral, uttryckt som $Fe_{ox} + (Al_{ox} - Al_{pyr})$ (tabell 4.6), vilket stämmer väl överens med tidigare försök med markvatten (Kaiser m fl, 1996).

Tabell 4.5. Riktningskoefficienter och R^2 -värden för sorptionsisotermerna erhållna med linjär regression. Den högsta DOC-tillsatsen uteslöts från analysen för att undvika effekter av mättnadsfenomen.

Jordmaterial	Riktningskoefficient	R^2
Skytteholm	0.0362	0.61
Munsö 1	0.0284	0.80
Munsö 2	0.0015	0.0078
Kista	0.0786	0.97
Katrinedal	0.196	0.98
Björkby	-0.012	0.19
Yttergran	0.099	0.80
Badelunda A	0.153	0.93
Badelunda B	0.153	0.95
Jädra	0.286	0.97
Romfortuna s	0.278	1,00
Romfortuna n	0.311	0.99
Muren	0.186	0.98
Norrsalbo	0.110	0.94
Kloten	0.695	1,00
Jädraås	0.374	0.99



Figur 4.5. Sorptionsisotermer för de tre kolonnmaterialen (Munsö 1, Munsö 2 och Jädraås) och för sandmaterial från infiltrationsbädden i Skytteholm.

Tabell 4.6. Korrelation mellan sorptionskapacitet (riktningskoefficienten i tabell 4.5) och olika markegenskaper (tabell 4.3). pH (skakförsök) betyder medelvärdet för jämviktslösningarna i skakförsöket.

Markegenskap	Korrelationskoefficient	Signifikans
$\log [\text{Fe}_{\text{ox}} + (\text{Al}_{\text{ox}} - \text{Al}_{\text{pyr}})]$	0,886	$P < 0,001$
$\log [\text{Al}_{\text{ox}}]$	0,858	$P < 0,001$
$\log [\text{Fe}_{\text{ox}}]$	0,831	$P < 0,001$
$\log [\text{Fe}_{\text{pyr}}]$	0,802	$P < 0,001$
$\log [\text{Fe}_{\text{ox}} - \text{Fe}_{\text{pyr}}]$	0,777	$P < 0,001$
$\log [\text{Al}_{\text{pyr}}]$	0,761	$P < 0,001$
$\log [\text{Al}_{\text{ox}} - \text{Al}_{\text{pyr}}]$	0,741	$P < 0,01$
$\log C_{\text{pyr}}$	0,705	$P < 0,01$
pH (H_2O)	-0,632	$P < 0,01$
pH (skakförsök)	-0,403	$P > 0,05$
$\log \text{Si}_{\text{ox}}$	0,315	$P > 0,05$

4.4 Diskussion och slutsatser

Den högre avskiljningen av TOC och UV-absorberande föreningar ($\approx$ lösta organiska föreningar, kallat DOM) i Jädraås-kolonnerna jämfört med Munsö 1- och Munsö 2-kolonnerna (Katrineholm) berodde sannolikt på Jädraåsmaterialets väsentligt högre innehåll av amorfa Fe- och Al-mineral (tabell 4.3). Detta stöds av den starka korrelationen som erhöles i skakförsöket mellan sorptionsförmåga och variabeln $\text{Fe}_{\text{ox}} + (\text{Al}_{\text{ox}} - \text{Al}_{\text{pyr}})$ (tabell 4.6). En stor mängd amorfa (eller delvis kristallina) Fe- och Al-mineral ger upphov till en stor specifik yta (tabell 4.4) med ett stort antal reaktiva ytgrupper (Fe-OH respektive Al-OH) som kan interagera med DOM. Trots att Jädraåsmaterialet hade den högsta sorptionsförmågan av alla de sandsediment som undersöktes i skakförsöket, uppvisade det dock en måttlig förmåga att avskilja DOM i kolonnförsöket. Liksom i huvudförsöket (Kapitel 2) är den mest troliga förklaringen till detta att pH-värdet i kolonnen snabbt blev för högt för att en effektiv sorption skulle kunna ske (se diskussion avsnitt 2.4.3).

Att avskiljningen av TOC (initialt) och UV-absorberande föreningar var högre i Katrineholm än i Oskarshamn kan inte förklaras av skillnader i kemiska variabler (pH, TOC-koncentration, TOC-kvalitet) hos de båda råvattnen. Koncentrationen av TOC var den samma och det högre pH-värdet och den lägre andelen hydrofoba syror i Katrineholm bör inte ha främjat en hög sorption (tabell 4.2). Den mest troliga orsaken är istället att råvattentemperaturen i Katrineholm genomgående var högre än i Oskarshamn. Temperaturens betydelse för avskiljningen av TOC är väl dokumenterad i huvudförsöket och diskuteras i detalj i avsnitt 2.4.3.

Den viktigaste slutsatserna är:

- att man endast torde uppnå en måttligt förbättrad avskiljning av DOM om man tillför rostjord med ett högt innehåll av amorfa Fe- och Al-mineral till en infiltrationsbädd.
- att ett högt pH-värde (6,5 -7,5) i råvattnet sannolikt är den faktor som mest begränsar möjligheten att använda rostjord för att förbättra avskiljningen av DOM vid bassänginfiltration.
- att lämpliga filtermaterial för avskiljning av DOM bör ha en isoelektrisk punkt som ligger väsentligt över råvattnets pH-värde, sannolikt runt 10-12.
- att den högre råvattentemperaturen i Katrineholm sannolikt var orsaken till att avskiljningen av DOM var högre än i Oskarshamn.

5.1 Jämförelse av erhållna resultat

Under etapp 1 av projektet "Storstockholms framtida vattenförsörjning - Undersökningar av möjligheterna till konstgjord grundvattenbildning" identifierades avskiljningen av naturligt organiskt material som en nyckelfunktion. De redovisade kolonnförsöken och de kompletterande undersökningarna i Skytteholm koncentrerades därför till frågeställningar knutna till fastläggning och nedbrytning av organiskt material. I kolonnförsöken i Norsborg studerades också avskiljningen av bakterier och virus. Det senare genom ett spårämnesförsök med bakteriofager.

Både i kolonnförsöket i Norsborg och i Skytteholm var avskiljningen av organiskt material otillräcklig för att en tillfredsställande vattenkvalitet skulle erhållas. Medelvärdet för TOC i infiltrationsvattnet var 6,3 mg/l i båda fallen medan medelvärdet ut från kolonnerna och på 4 m djup under infiltrationsbassängen var ca 5,5 mg/l. Det senare motsvarar ca 4,4 mg/l som COD_{Mn}. Livsmedelsverkets gränsvärde för COD_{Mn} är 4 mg/l och riktvärdet 2 mg/l. Avskiljningen var starkt temperaturberoende och i kolonnerna varierade den mellan 3 och 25 %. I Skytteholm skedde en viss ytterligare avskiljning i resterande 7 m av den omättade zonen och under ca 1,5 dygn i den mättade zonen fram till ett ytligt grundvattenrör. Denna ytterligare avskiljning var emellertid mycket begränsad; några enstaka procent. När temperaturen var som lägst var den totala avskiljningen fram till det aktuella observationsröret ca 10 %. Vid infiltrationsanläggningen i Skytteholm utgörs en betydande del av det vatten som tas ut i uttagsbrunnen av naturligt bildat grundvatten vilket ger en god vattenkvalitet på det distribuerade vattnet.

Nästan hela minskningen av TOC i den omättade zonen ägde rum i de översta 10 cm både i kolonnerna och i Skytteholm. Eftersom mer än 95 % av TOC utgörs av DOC kan detta endast till en mycket begränsad del förklaras som en filtreringseffekt. Uppenbarligen är adsorption och nedbrytning betydligt effektivare i de ytnära delarna.

De variationer som fanns i försöksförutsättningar gällande hydraulisk belastning (mellan 1 och 9 m³/m²/d) samt i kornstorleksfördelning, specifik yta och innehåll av oxalat- och pyrofosfatextraherbart järn och aluminium i filtersanden verkar inte på något avgörande sätt ha påverkat avskiljningen av organiskt material. Det bör dock konstateras att vad avser oxalat- och pyrofosfatextraherbart järn och aluminium var skillnaderna inte så stora mellan de olika materialen.

I kolonnförsök vid vattenverken i Katrineholm och Oskarshamn erhöles en bättre avskiljning av organiskt material i en välutvecklad podsol än i den typ av sand som användes i Norsborgskolonnerna i Katrineholm men inte i Oskarshamn. Halterna av TOC och dess sammansättning var likartade i de båda anläggningarna och pH var högre i Katrineholm. Skillnaden i avskiljning berodde troligen på skillnader i infiltrationsvattnets temperatur (i medeltal 14 °C i Katrineholm jämfört med 6 °C i Oskarshamn). I de skakförsök som utfördes med Mälarvatten och en rad olika jordar påvisades ett tydligt pH-beroende för adsorptionen men först vid ett pH ner mot 5 erhöles en betydande adsorption. Resultaten överensstämmer med kolonnförsöket i

Norsborg där ingen nämnvärt ökad adsorption observerades vid en pH-sänkning från drygt 7,5 till 6,0. Skakförsöken visade också en tydligt positiv korrelation mellan adsorptionen och halten oxalatextraherbart järn och aluminium.

Fraktioneringen av det organiska materialet i hydrofila och hydrofoba syror, neutraler och baser visade att de hydrofila och hydrofoba syrorna helt dominerade och utgjorde mer än 90 %. Dessa syror har en negativ nettoladdning på sina ytor och kan därför fastläggas genom elektrostatisk adsorption. En viss avskiljning av de hydrofoba fraktionerna kan också tänkas ske med hjälp av sk van der Waals-krafter.

Nettoytladdningen på de järn- och aluminium(hydr)oxider som finns utfällda på filtersandens ytor beror av pH. Vid låga pH dominerar de positiva laddningarna vilket skulle innebära gynnsamma förhållanden för fastläggning av de dominerande hydrofila och hydrofoba syrorna. När pH är högre blir den negativa nettoladdningen allt mindre och vid de pH-värden som det infiltrerande Mälarvattnet har är nettoladdningen liten. Detta innebär att förhållandena är ogynnsamma för en elektrostatisk adsorption vilket ledde till en begränsad adsorption av de dominerande hydrofila och hydrofoba syrorna.

Den lätt metaboliserbara delen av det organiska materialet (i projektet bestämd med AOC-analys) är av särskilt intresse. Mängden lättillgängligt kol i infiltrationsvattnet är ett mått på vad som finns tillgängligt för mikroorganismerna att växa till på i filtermaterialet som grund för en nedbrytning av det mer svårtillgängliga organiska materialet. I det utgående vattnet skall halten lättillgängligt organiskt material vara så låg som möjligt för att minimera risken för mikrobiell tillväxt i ledningsnätet och därmed också minimera behovet av desinfektion. AOC-halten i infiltrationsvattnet i Norsborgsförsöket var genomgående låg, ca 50 µg/l, utom vid ett enstaka tillfälle i maj 1998. Avskiljningen i kolonnerna var måttlig. Efter en inkörningsperiod låg de utgående halterna på ca 30 µg/l, vilket måste betraktas som relativt lågt. Enstaka analyser från uttagsbrunnen i anläggningen i Skytteholm visade på värden mellan 20 och 30 µg/l. I dricksvattenkungörelsen finns inga rikt- eller gränsvärden för AOC. I Smittskyddsinstitutets fleråriga undersökningar av AOC i utgående vatten från svenska vattenverk ligger ca 20 % av analyserna under 40 µg/l och drygt 50 % mellan 40 och 70 µg/l.

Försöken har inte kunnat ge en klar bild av hur adsorption och nedbrytning har samverkat i den minskning av TOC som erhållits. De dominerande fraktionerna i infiltrationsvattnet var svårnedbrytbara. Samvariationen med temperaturen tyder på att den mikrobiella aktiviteten var viktig men man kan också tänka sig att adsorptionen påverkas av temperaturen. Vattnets korta uppehållstid i den omättade zonen torde dock innebära att adsorptionen är avgörande för den kortsiktiga effekten medan den långsiktiga uthålligheten beror av den mikrobiologiska nedbrytningshastigheten. Det organiska materialet måste alltså troligen först läggas fast och sedan angripas av mikrober. I vilken utsträckning som tillgången på näringsämnen eller andra mineralämnen varit begränsande för den mikrobiella aktiviteten har inte kunnat klarläggas helt. Troligen begränsas den mikrobiella aktiviteten både av att huvuddelen av det organiska materialet var svårnedbrytbart och att tillgången på näringsämnen var dålig.

Med en hydraulisk belastning av $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ skulle en infiltrationsbassäng för Storstockholms vattenförsörjning tillföras ca $6,3 \text{ g kol}/\text{m}^2/\text{d}$ eller $2,3 \text{ kg}/\text{m}^2/\text{år}$. För att uppfylla Livsmedelsverkets gränsvärde för COD_{Mn} måste ca $0,5 \text{ kg kol}/\text{m}^2/\text{år}$ avskiljas genom fastläggning och/eller nedbrytning och för att nå riktvärdet ca $1,5 \text{ kg kol}/\text{m}^2/\text{år}$ ($\text{COD}_{\text{Mn}}/\text{TOC} \approx 0,8$). För en långsiktig uthållighet krävs att nedbrytningen motsvarar fastläggningen. I befintliga anläggningar bortförs genom rensning och tvättning av filtersanden en viss mängd av det tillförda organiska materialet. Uppgifter saknas om hur stor denna andel vanligen är.

Sammanfattningsvis kan konstateras att de erhållna resultaten indikerar att en tillräcklig fastläggning och nedbrytning av organiskt material inte kan erhållas i den omättade zonen under de rådande naturliga förhållandena. Detta gäller även om den omättade zonen är relativt mäktig (som i Skytteholm). En ytterligare behandlingseffekt kan erhållas i den mättade zonen men för att vara av avgörande praktisk betydelse krävs förmodligen en relativt lång uppehållstid (veckor).

Bakteriehalterna i infiltrationsvattnet vid Norsborgsförsöket var låga eller relativt låga och efter passagen av kolonnerna låg värdena väl under dricksvattenkungörelsens gränsvärden. Avskiljningen av bakterier förefaller alltså att vara tillfredsställande. Enligt Peters m fl (1998) bör avskiljningen av viruspartiklar vara 5-8 log-enheter i en väl fungerande vattenbehandling. Räknat på högsta koncentrationen av fager i utloppet av kolonnerna i Norsborgsförsöket var minskningen ca 30 till 300 ggr vilket indikerar att ytterligare reningssteg skulle behövas för att säkra vattnet ur hygieniskt perspektiv med virus som exempel. Den bättre avskiljningen erhöles i den kolonn där en finkornigare sand fanns i övre delen.

5.2 Jämförelse med tidigare undersökningar

Enligt en sammanställning av data från 14 svenska infiltrationsanläggningar är innehållet av organiskt material i det uppumpade vattnet knappt 30 % av halten i infiltrationsvattnet (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Förhållandena vid dessa anläggningar är dock mycket skiftande. Den hydrauliska belastningen varierar mellan 0,2 och 3,6 m per dygn, den omättade zonens mäktighet mellan 0 och 26 m och avståndet infiltrationsbassänguttagsbrunn mellan 100 och 1300 m. Uppgifterna om uppehållstider i omättade och mättade zonen är mycket osäkra liksom blandningsförhållandena mellan naturligt bildat och konstgjort grundvatten. Detta betyder att det är mycket svårt att utnyttja dessa uppgifter för att jämföra behandlingseffekter. I en kommande Va-Forsk rapport (Hanson, 1999) görs en omfattande genomgång av svenska erfarenheter av konstgjord grundvattenbildning och utvecklings- och forskningsbehov identifierats.

Det finns mer detaljerade undersökningar vid några anläggningar där det med hjälp av installation av provtagningsspetsar, ytliga grundvattenrör och spårämnesförsök varit möjligt att utvärdera behandlingseffekten. Det klassiska exemplet är Eskilstuna (Hyndevad) där detaljerade undersökningar gjordes redan på 50-talet (Jansa, 1978) och där nya undersökningar har gjorts av KTH och VBB VIAK under 90-talet (Jacks, 1999 a, b). Infiltrationsvattnets pH är ca 7 och TOC halten ca $9 \text{ mg}/\text{l}$ i medeltal. Jansa fick i sina undersökningar en genomsnittlig avskiljning på drygt 20 % i den knappt 20 m mäktiga omättade zonen, varav knappt 15 % i den översta halvmeteren. Avskiljningen var temperaturberoende med en lägre avskiljning vid låga temperaturer. Halten i

uttagsbrunnarna var ca hälften av den i infiltrationsvattnet. Utspädningen med naturligt bildat grundvatten uppskattades till 20 %. Undersökningen visade alltså på en icke obetydlig minskning av det organiska materialet under den ca 500 m långa transporten i den mättade zonen. Uppehållstiden uppskattades av Jansa till ca 20 dygn men senare spårämnesförsök indikerar att uppehållstiden troligen var något kortare, ca 15 dygn. Undersökningarna av Jacks (1999 a, b) visade på en avsevärt bättre avskiljning i den omättade zonen; över 60 % under sommaren och drygt 40 % under vintern. Reduktionen var ca 25 % ner till 1,5 m djup. I ett kolonnförsök redovisar Frycklund (1999) en TOC-minskning av 11-12 % i två separata 1 m långa kolonner; den ena med omättade och den andra med mättade förhållanden. Den hydrauliska belastningen varierade under försöket med 1 och 5 m³/m²/d. Sanden var den filtersand som används på bassängerna i Eskilstuna ($d_{10}=0,45$ mm, $d_{60}=1,6$ mm, $d_{60}/d_{10}=3,6$). Temperaturen varierade under det åtta månader långa försöket mellan 0,3 och 24 °C.

Vid undersökningar i Järna (Myrstugan) (Frycklund m fl, 1994) påvisades en minskning av TOC i den ca 1 m tjocka infiltrationsbädden på 10-20 % vid låga temperaturer och ca 50 % vid höga temperaturer. TOC i infiltrationsvattnet var 8-9 mg/l och pH ca 6,7.

Vid en försöksanläggning i Karlskrona (Augerum) (VIAK, 1988) erhöles en 30-ig % minskning av halten organiskt material, från ca 14 till 9,5 mg/l, i en ca 3,5 m tjock omättad zon. Försöket gjordes under sommaren och vattentemperaturen var hög. Infiltrationsvattnets pH var drygt 7.

Vid infiltrationsförsök i Oskarshamn (Forshult) erhöles en minskning av TOC på ca 30 % från infiltrationen till uttagsbrunnar belägna på ett avstånd av 110 resp 170 m. Medeluppehållstiden bestämdes genom spårämnesförsök till ca 3 dygn och inblandningen av naturligt grundvatten var obetydlig (VBB VIAK, 1998). Försöket gjordes när vattentemperaturen var relativt hög och pH i infiltrationsvattnet var ca 6,5.

Sammanfattningsvis kan konstateras att resultaten från de anläggningar där detaljerade undersökningar har gjorts relativt väl stämmer överens med de resultat som erhållits i det aktuella projektet. Typiskt verkar 20-30 % minskning av TOC-halten kunna erhållas i den omättade zonen vid höga temperaturer. Huvuddelen av denna minskning erhålls redan i den översta halvmetern. Vid låga temperaturer sjunker avskiljningen till ca 10 %. Jacks (1999 a, b) resultat från Eskilstuna avviker genom den mycket goda avskiljningen i den omättade zonen. Minskningen i de ytligaste delarna dominerade inte heller på samma sätt. I Eskilstuna var minskningen i den mättade zonen betydande medan den i Skytteholm var liten. Uppehållstiden var dock mycket längre i Eskilstuna; 5-15 dagar jämfört med 1,5 dagar i Skytteholm.

Jämförelserna har koncentrerats till anläggningar med bassänginfiltration. Ett stort antal anläggningar i Sverige är baserade på inducerad infiltration. Uppgifter saknas dock om blandningsförhållanden och uppehållstider på de flesta ställen. En svårighet är att fastställa var i botten eller strandkanten som infiltrationen äger rum. Vid undersökningar i Oskarshamn gjordes bestämningar av uppehållstider och blandningsförhållanden (Frycklund m fl, 1994). En minskning av TOC-halterna med 30-40 % erhöles vid ca 1 veckas uppehållstid och 50-60 % på 1,5 månader. Infiltrationsvattnets TOC-halt var ca 10 mg/l. I samma projekt studerades också Surahammars anläggning vid Rävsnäs där

man också har inducerad infiltration. En 30-40 %-ig TOC-avskiljning erhöles i observationsrör där vattnet till helt övervägande delen bedömdes bestå av grundvatten bildat genom inducerad infiltration. Uppehållstiderna kunde inte bestämmas. Ett problem som ofta uppträder vid inducerad infiltration är att nedbrytningen av organiskt material i bottensedimenten och i grundvattenmagasinet leder till att reducerande förhållanden uppkommer och att järn och mangan går i lösning. Detta medför att en efterbehandling av vattnet krävs, ofta genom s k återfiltration. Efterbehandlingen kan ibland försvåras genom att järnet och manganet är komplexbundet till det organiska materialet och därmed svårfällt.

I Finland pågår försök med s k sprinklerinfiltration som metod för konstgjord grundvattenbildning (Helmisaari m fl, 1998). I den översta metern av markprofilen erhöles ingen minskning av TOC utan istället en mindre ökning p g a ett läckage från det organiska markskiktet. Till ett första observationsrör på 15 djup uppnåddes en minskning av TOC på 40 % (Helmisaari, 1999, muntlig information). I fortsatta studier skall man mer i detalj studera avskiljningen av organiskt material i den omättade zonen.

En jämförelse med minskningen av organiskt material vid behandling i långsamfilter är av intresse. I ett långsamfilter råder vattenmättade förhållanden och i allmänhet är den hydrauliska belastningen högre än vid bassänginfiltration. I en nyligen presenterad sammanställning av erfarenheterna från 35 svenska vattenverk med långsamfilter konstaterades att den genomsnittliga minskningen av TOC över långsamfiltren vara ca 20 % (Andersson, 1998). Även här konstaterades ett tydligt temperaturberoende och avskiljningen under vintern var ofta mindre än 5 %. En fördubbling av den hydrauliska belastningen från 2,5 m³/m²/d till 5 m³/m²/d påverkade inte avskiljningen nämnvärt.

Transporten av patogena mikroorganismer i grundvattnet har med spårämnesförsök visats ske på stora avstånd (> 100 m) (Stenström, 1995; Allestam, 1999). En effektiv avskiljning i den omättade zonen är därför viktig. Ett vattenburet utbrott i Kalmar län, 1986, orsakades troligen av för kort uppehållstid vid konstgjord infiltration kombinerat med brister i kloreringsanläggningen (Andersson, 1992). Vid ett annat utbrott i Marks kommun, 1995, där man misstänkte genombrott i infiltrationsanläggningen gjordes ett spårämnesförsök med tillsättning av fager i fullskaleanläggningen, men ingen genomträngning till uttaget kunde påvisas. Efter avslutat försök kunde fager fortfarande påvisas i de översta lagren i bädden på 0 och 25 cm djup.

5.3 Forsknings- och utvecklingsbehov

Det finns ett fortsatt behov av forskning och utveckling för att kunna förstå processerna vid avskiljning av organiskt material och patogener vid konstgjord grundvattenbildning genom bassänginfiltration. Arbetet bör ske i samverkan mellan mark- och grundvattenkemister, mikrobiologer, hydrogeologer och vattentekniker.

Det finns ett antal svenska infiltrationsanläggningar med en betydligt större skillnad i TOC-halt mellan infiltrationsvattnet och det uttagna vattnet än vad som erhållits i det aktuella projektet. Det är angeläget att klargöra om denna skillnad är en behandlingseffekt eller om skillnaden beror på inblandning av naturligt grundvatten. Anläggningar där uppehållstiderna bedöms vara korta är av särskilt intresse.

Undersökningar av samma typ som i försöket i Skytteholm bör genomföras; installation av provtagningsspetsar i den omättade zonen och ytliga grundvattenrör i bassängens omedelbara närhet samt bestämning av uppehållstider och blandningsförhållanden genom spårämnesförsök. I det fall en betydande minskning sker i den omättade eller mättade zonen bör mekanismerna för detta studeras närmare. En fraktionering av det organiska materialet bör då göras liksom en karaktärisering av filtermaterialet och förhållandena i det naturliga geologiska materialet. Kan variationer i redoxförhållandena och kopplingen till järnets förekomstformer vara av betydelse? Enligt Rolf Hallberg (1999) finns en stor variation av mikroorganismer som lever i en slags symbios med varandra i gränsskiktet mellan oxiderande (oxisk) och reducerande (anoxisk) miljö. I en succession av mikroorganismer kan en grupp skapa förutsättningar för att en annan grupp skall kunna omvandla komplexa och svårnedbrytbara organiska ämnen till enklare varianter som en tredje grupp kan bryta ned fullständigt till koldioxid och vatten (se även appendix VIII).

I det aktuella projektet har inte den relativa betydelsen av och samverkan mellan adsorption och mikrobiologisk nedbrytning kunnat klarläggas på ett tillfredsställande sätt. Genom tillsättning av en biocid i modellförsök skulle adsorptionseffekten kunna renodlas. Den negativa nettoladdningen hos de dominerande fraktionerna av det organiska materialet innebär att det vore önskvärt att hitta ett filtermaterial som har en helt dominerande positiv nettoladdning vid de pH-värden som vanligtvis förekommer i råvatten. Materialet bör dessutom ha en stor specifik yta. Försök att använda järnoxidtäckt olivin, som har just dessa egenskaper, har gjorts för att avskilja NOM under vattenmättade förhållanden (Chang m fl, 1997). Försöken visade på en avsevärt bättre avskiljning jämfört med den som erhöles med en ren kvartsdominerad sand och även med en järnoxidtäckt sand.

Vad gäller den mikrobiologiska nedbrytningen är det angeläget att klarlägga vad som begränsar den mikrobiella aktiviteten. Skulle en tillsats av mer lättillgängligt kol innebära att även de mer svårtillgängliga hydrofila och hydrofoba syrorna skulle angripas som det enkla nedbrytningstestet i denna studie indikerar eller krävs en omvandling av syrorna genom någon form av förbehandling, exempelvis ozon? Om näringsämnen är begränsande skulle dessa kunna doseras kontinuerligt. Vilken nedbrytningshastighet är möjlig att nå med den tid som står till förfogande i infiltrationsbädden och under svenska temperaturförhållanden? För den långsiktiga funktionen är nedbrytningshastigheten av avgörande betydelse. Om nedbrytningen inte är lika stor som tillförseln kommer filtret att mättas och problem med igensättning och försämrade avskiljning att uppstå. Skrapning av ytskikt och tvättning eller utbyte av filtersand är de metoder som används idag. Ett mer exklusivt filtermaterial måste återanvändas. Mikrobiell nedbrytning av det organiska materialet vid sidan av infiltrationsbassängerna är en alternativ möjlighet.

Uppgifter om genombrott av patogena mikroorganismer i anläggningar med konstgjord grundvattenbildning bör efterforskas och sammanställas. Det är också angeläget att studera olika bakteriofagers fastläggning i kolonnförsök och i fullskaleanläggningar för att få indikationer på risken för virusgenombrott. Vid fagförsöken bör ett väl fungerande spårämne som inte läggs fast eller bryts ner användas parallellt. Fullskaleförsöken bör göras vid anläggningar med förmodat korta uppehållstider.

Utredningen har resulterat i följande slutsatser och rekommendationer:

- Avskiljningen av organiskt material (TOC) i den omättade zonen (3-25 %) var under rådande omständigheter inte tillräckligt god för att uppfylla de vattenkvalitetsmål som definierades i etapp 1 av projektet (se kapitel 1) och Statens Livsmedelsverks gräns- och riktvärden (4 resp 2 mg/l COD_{Mn}). Detta gäller såväl i kolonnförsöken, 4 m omättad zon, som i anläggningen i Skytteholm med 11 m omättad zon. TOC-halten i infiltrationsvattnet var i medeltal 6,3 mg/l och i utgående vatten från den omättade zonen ca 5,5 mg/l i genomsnitt (motsvarande ca 5,0 resp 4,4 mg/l som COD_{Mn}).
- En fullskaleanläggning för Storstockholm med en långsiktig kapacitet av upp mot 10 m³/s innebär med nödvändighet att uppehållstiderna i grundvattenzonen blir relativt korta; enligt uppskattningarna i etapp 1 av projektet i flertalet delanläggningar 2-7 dygn. Resultaten från Skytteholm indikerar att TOC-avskiljningen i grundvattenzonen, med dessa uppehållstider, blir mycket begränsad och att den tillsammans med avskiljningen i den omättade zonen inte blir tillräcklig för att uppfylla kvalitetsmålet om en minst likvärdig vattenkvalitet som med den idag använda tekniken vad avser organiskt material. Detta gäller för de givna projekt- och naturförutsättningarna.
- Det finns ett antal svenska anläggningar med en betydligt större skillnad i TOC-halt mellan infiltrationsvattnet och det uttagna vattnet än vad som har erhållits i det aktuella projektet. Det är angeläget att klarlägga om denna skillnad är en behandlingseffekt eller om skillnaden beror på inblandning av naturligt grundvatten. Anläggningar med förmodat korta uppehållstider är av särskilt intresse. Om en bättre behandlingseffekt kan konstateras bör processerna bakom denna studeras. Förhållandena i såväl den omättade som i den mättade zonen kan vara av intresse. Sådana undersökningar bör, liksom i den föreliggande studien, ske i samverkan mellan mark- och grundvattenkemister, mikrobiologer, hydrogeologer och vattenreningstekniker.
- Störst möjlighet att påverka förutsättningarna för fastläggning och nedbrytning av organiskt material finns i bassängernas filtersand. I dagsläget saknas tillräcklig kunskap om hur och i vilken utsträckning det är möjligt att förbättra avskiljningen på detta sätt. Ytterligare forskning och utveckling krävs inom detta område. Det är viktigt att sådana undersökningar innefattar såväl strömningsförhållanden som kemiska och mikrobiologiska aspekter.
- Infiltrationsvattnets höga pH (i genomsnitt 7,6) innebar ogynnsamma förutsättningar för adsorption och dominansen av relativt svårnedbrytbara hydrofila och hydrofoba syror i det organiska materialet medförde ogynnsamma villkor för mikrobiell nedbrytning. Med beaktande av de korta uppehållstiderna i filtersanden måste troligen det organiska materialet först adsorberas och sedan en nedbrytning ske av det fastlagda materialet.

- Den TOC-avskiljning som ägde rum skedde till helt dominerande del (ca 90 %) mycket ytligt, i de översta 10 cm.
- TOC-avskiljningen var starkt temperaturberoende; vid höga vattentemperaturer upp mot 25 % och vid låga endast några enstaka procent.
- De variationer i hydraulisk belastning (1 och $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$) och i sandens kornstorlek ($d_{10}=0,25$; $d_{60}=0,90$ resp $d_{10}=0,14$; $d_{60}=0,48$) som testades påverkade inte TOC-avskiljningen nämnvärt.
- Halten biotillgängligt kol, mätt som AOC, var ca $50 \text{ }\mu\text{g/l}$ i infiltrationsvattnet ($66 \text{ }\mu\text{g/l}$ inräknat en vårtopp på $170 \text{ }\mu\text{g/l}$). I utgående vatten från kolonnerna låg AOC-värdena i genomsnitt för samtliga kolonner på ca $45 \text{ }\mu\text{g/l}$ under de två första månaderna och stabiliserades sedan på strax under $30 \text{ }\mu\text{g/l}$ vilket kan anses vara ett relativt lågt värde. Passagen genom den omättade zonen hade en tydligt utjämnande effekt på halten AOC och höga halter minskades effektivt. Smittskyddsinstitutets fleråriga undersökningar av AOC i utgående dricksvatten från svenska vattenverk visar att ca 20 % har värden under $40 \text{ }\mu\text{g/l}$ och att drygt 50 % har värden mellan 40 och $70 \text{ }\mu\text{g/l}$.
- Bakteriehalterna i infiltrationsvattnet var relativt låga. Avskiljningen i kolonnerna var tillfredsställande och i utgående vatten låg bakteriehalterna väl under dricksvattenkungörelsens krav. Spårämnesförsöket med bakteriofager i Norsborgskolonnerna indikerade en mindre god avskiljningsförmåga för virus under rådande försöksbetingelser. Mer än 20 % av bakteriofagerna hade återfunnits i utloppen av tre av kolonnerna efter 48 tim och topparna i utgående vatten var reducerade med mellan ca 30 och 300 ggr jämfört med inkommande. Den bästa avskiljningen erhöles i kolonnen där det fanns en finkornigare sand i övre delen. Ett spårämnesförsök med klorid indikerade att inga genomgående kortslutningsflöden i någon form av makroporer förekom. Fördjupade studier krävs för att bättre klarlägga virusavskiljningen.
- De hydrofila och hydrofoba syror, som utgjorde en helt dominerande andel av det organiska materialet (>80 %), har en negativ nettoytladdning. För att erhålla en betydande elektrostatisk adsorption måste filtermaterialet ha en positiv nettoytladdning vid de pH som råder. Forskning och utveckling kring alternativa filtermaterial med dessa egenskaper är angelägen.
- Resultaten indikerar att både lättnedbrytbart organiskt kol, näringsämnen och kanske också andra mineralämnen krävs för att erhålla en avsevärt ökad mikrobiell nedbrytning. I vilken utsträckning ett tillskott av lättnedbrytbart organiskt material medför en ökad nedbrytning också av det befintliga innehållet av svårnedbrytbara kolföreningar eller om dessa i sig först måste sönderdelas genom någon form av förbehandling är inte klarlagt. Fortsatt forskning och utveckling är angelägen. Temperaturberoendet måste också närmare studeras.

- Allestam, G. 1999. Virus är bakterierna på spåren. VAV-Nytt Nr 2, 54-55.
- Amman, R.I., Binder, B.J., Olson, R.J., Chisholm, S.W., Devereux, R & Stahl, D.A. 1990. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 56:1919-1925.
- Andersson, E. 1998. Långsamfilters reningspotential. VA-Forsk rapport 1998-04. 127 sidor.
- Andersson, Y. 1992. Dricksvattenburna sjukdomsutbrott i Sverige - i ett historiskt, hygieniskt och tekniskt perspektiv. Master of Public Health. MPH-Rapport 7, 70 sidor, Nordiska Hälsovårdshögskolan, Göteborg.
- Brunauer, S., Emmet, P.H. & Teller, E., 1938. Adsorption of gases in multimolecular layers. *J. Am. Chem. Soc.*, Vol. 60:309-319.
- Byggeforskningens informationsblad B2:1972.
- Carling, A.-L. & Gustafsson, K. 1998. Artificial recharge of groundwater - testing different spodic B-horizon materials for the removal of dissolved organic matter. Examensarbete. Institutionen för markvetenskap, SLU, ISSN 1102-1381.
- Dahlgren, R.A. 1994. Quantification of allophane and imogolite. In: *Quantitative Methods in Soil Mineralogy* - Amonette, J.E. & Zelazny, L.W. (eds), 430-451, SSSA Miscellaneous Publication, Madison, Wisconsin.
- Frycklund, C. Colloids in infiltration water and their retention in filter sand. In *Artificial Recharge of Groundwater* (draft version), submitted to EU-commission in April 1999, Chapter 5.3.
- Frycklund, C. & Jacks, G. 1993. Konstgjord infiltration vid Emmaboda Vattenverk. *Vatten* 49, 49-55.
- Frycklund, C., Jacks, G., Johansson, P.-O. & Lekander, K. 1994. Konstgjord grundvattenbildning - Processtudier vid inducerad infiltration och bassäng infiltration. VA-Forsk rapport nr 1994-08. 55 sidor.
- Guggenberger, G. & Zech, W. 1993. Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma* 59, 109-129.
- Hanson, G. 1999. Konstgjord grundvattenbildning – 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning. VA-Forsk rapport (manuskript).

Havelaar, A.H (ed). 1991. Bacteriophages as model viruses in water quality control. Review paper. Water Research 25 (5), 529-545. IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology

Helmisaari, H-S., Kitunen, V., Lindroos, A.-J., Lumme, I., Monni, S., Nöjd, P. Paavolainen, L., Pesonen, E., Salemaa, M., Smolander, A. & Derome, J. 1998. Sprinkling infiltration in Finland: Effects on forest soil, percolation water and vegetation. I: Peters, J.P m fl: Artificial Recharge of Groundwater, 243-248. Balkema. Rotterdam.

Hendricks, D. 1991. Manual of Design for Slow Sand Filtration. AWWA Reasearch Foundation, 203.

Jacks, G. 1999a. Clogging investigations at the surface recharge site of Eskilstuna (Sweden). In Artificial Recharge of Groundwater (draft version), submitted to EU-commission in April 1999, Chapter 5.5.

Jacks, G. 1999b. Organic material retenstion at the Eskilstuna field site. In Artificial Recharge of Groundwater (draft version), submitted to EU-commission in April 1999, Chapter 6.10.

Jansa, V. 1978. Rapport angående undersökningar av grundvattenbildning genom konstgjord infiltration. VBB.

Kaiser, K., Guggenberger, G. & Zech, W. 1996. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. Geoderma 74: 281-303.

Kalmbach S., Manz, W. & Szewzyk, U.1997 . Isolation of new bacterial species from drinking water biofilms and proof of their in situ dominance with highly specific 16S rRNA probes. Appl. Environ. Microbiol . 63:4164-4170.

Karlton, E. 1998. Modelling SO₄ surface complexation on variable charge minerals. II. Competition between SO₄ , oxalate and fulvate. European Journal of Soil Science 49, 113-120.

Leenheer, J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. Environmental Science and Technology 15, 578-587.

Manz, W., Amman, R.I., Ludwig, W., Wagner M. & Schleifer, K.-H. 1992. Phylogenetic oligonucleotide probes for the major subclasses of proteobacteria: problems and solutions. Syst. Appl. Microbiol. 15:593-600.

Mattsson, T., Kortelainen, P. & David, M.B. 1998. Dissolved organic carbon fractions in Finnish and Maine (USA) lakes. Environment International 24: 521-525.

McDowell, W.H. & Likens, G.E. 1988. Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook valley. Ecological Monographs 58, 177-195.

- McKeague, J.A. 1967. An evaluation of 0.1 M pyrophosphate and pyrophosphate-dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in Podzols and other soils. *Canadian Journal of Soil Science* 47, 95-99.
- McKeague, J.A. & Day, J.H. 1966. Dithionite- and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science* 46, 13-22.
- Peters J.H., van Baar, M.J.C., Nobel, P.J., Vogelaar, A.J., Schijven, J.F., Hoogenboezem, W., Bergsma, J. & Stakelbeek, A. 1998. Fate of pathogens and consequences for the design of artificial recharge systems. In: *Artificial Recharge of Groundwater* - Peters, J.H. et al. (eds), 141-146, Balkema, Rotterdam. ISBN 90 5809 0175.
- Qualls, R.G. & Haines, B.L. 1992. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution and stream water. *Soil Science Society of America Journal* 56, 578-586.
- Stenström T A. 1995. Tracing bacteria from the latrines to the groundwater and into dug wells. In: *Conference Proceedings Safe Water Environments, Kenya 21-25 August 1995* Drangert J-O, Swiderski R, Woodhouse M (Eds). (Water and Environmental Studies. Linköping University, Report 24, 1996)
- Stenström, T. A., Allestam, G., Kihlmark, K.-E. 1982. Spårorganismförsök i Markbäddsanläggningar Abisko reningsverk. SNV delrapport 6, 37 sid.
- Stenström, T.A., Allestam, G., & Molander I. 1990. Spåranalys med bakteriofager som hjälpmedel vid utredning av olika föroreningskällors inverkan på enskilda vattentäkter. *Miljö och Hälsa* 1, 16-19.
- Stenström, T. A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y. & Ormerod, K. 1994. Vattenburna infektioner i Norden. Epidemiologiskt uppföljningsarbete och hälsoproblem relaterade till förekomst av mikroorganismer i vatten. Nordiska Ministerrådet 120 sidor.
- Sundlöf, B. & Kronqvist, L. 1992. Konstgjord grundvattenbildning. VA-Forsk rapport nr 1992-13. 54 sidor.
- Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurement in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* 16, 574-582.
- Topp, G.C., Yanuka, M., Zechuck W.D. & Zegelin, S. 1988. Determination of electrical conductivity using time domain reflectometry: soil and water experiments in coaxial lines. *Water Resour. Res.* 24, 945-952.
- Zech, W & Guggenberger, G. 1996. Organic matter dynamics in forest soils of temperate and tropical ecosystems. I: *Humic substances in terrestrial ecosystems* (ed. A. Piccolo). Elsevier, Amsterdam.

VBB VIAK. 1998. Oskarshamns kommun. Undersökningar avseende Oskarshamns framtida vattenförsörjning. Slutrapport.

VIAK. 1988. Karlskrona kommun. Augerum. Infiltrationsförsök.

ORDFÖRKLARINGSLISTA

Förkortningar och centrala begrepp

Konstgjord infiltration / geohydrologi

<i>Konstgjord grundvattenbildning</i>	Förstärkning av den naturliga grundvattenbildningen genom infiltration av ytvatten. Detta kan ske genom bassänginfiltration eller djupinfiltration.
<i>Mättad zon</i>	Del av marken där hela porsystemet är vattenfyllt
<i>Omättad zon</i>	Del av marken där endast delar av porsystemet är vattenfyllt.
<i>Provtagningsspetsar</i>	Kropp för provtagning av vatten i omättad zon.
<i>Rostjord</i>	Anrikningshorisont i podsoler. Innehåller utfällningar av organiskt material, järn och aluminium.
<i>Skumning</i>	Rengöring av infiltrationsbäddar. Med konventionell skumning avses bortförsel av de översta sandmaterialet, ca 1-2 cm.
<i>TDR –sonder</i>	Metallspetsar utnyttjade för vattenhaltsbestämningar och elektrisk ledningsförmåga i jordprofiler.

Mikrobiologi

<i>AOC</i>	(Assimilable Organic Carbon). Assimilerbart organiskt kol. Bioassay. Den fraktion av löst organiskt kol i vatten som används av bakterier (här <i>Pseudomonas Fluorescens</i> P-17) för tillväxt.
<i>Biofilm</i>	Mikroorganismssamhälle associerat till organiskt och oorganiskt material på en fast yta.
<i>CFU</i>	Colony Forming Unit. Kolonibildande enhet; bakterie eller bakterieaggregat som resulterar i en koloni vid odling på en agarplatta.
<i>FA – EA</i>	Före aktivering - Efter aktivering (PAC-test).
<i>Fager</i>	Bakterievirus som kräver specifika värd bakterier för sin egen replikation. Använd som human virusindikator i studien.
<i>FISH</i>	Fluorescence in situ hybridization. Bestämning av den fylogenetiska sammansättningen av bakteriesamhällena i

	naturen genom användning av fluorescent markerade oligonukleotidprober komplementära mot ribosomalt RNA.
<i>Fylogenetisk grupp</i>	Genom evolutionen närbesläktade arter.
<i>HB</i>	Heterotrofa bakterier. Med heterotrofa bakterier avses de bakterier som använder organiska kolföreningar som näringskälla. De utgör endast en liten del av det totala antalet bakterier i vatten. Anges kvantitativt som cfu/ml.
<i>PAC –test</i>	Probe active counts. Mätning av skillnad i mikrobiell aktivitet mellan naturligt aktiva bakterier (FA) och de som blir aktiva efter aktivering med tillförd näring (EA).
<i>TA</i>	Totala antalet bakterier. Anges kvantitativt som celler / enhet. Här räknade i direkt mikroskopi med epifluorescensmetodik med DAPI som färgämne.
<u>Organisk kemi</u>	
<i>DOC</i>	Dissolved Organic Carbon – Löst organiskt kol.
<i>Humusämnen</i>	Organiska nedbrytningsprodukter från växt- och djurriket.
<i>Hydrofila syror (HiA)</i>	Högmolekylära syror innehållande både alifatiska och aromatiska kolenheter, mycket starkt nedbrutna lignin- och lignocellulosa-nedbrytningsprodukter, mer oxiderade än HoA.
<i>Hydrofoba syror (HoA)</i>	Högmolekylära syror innehållande både alifatiska och aromatiska kolenheter, starkt nedbrutna lignin- och lignocellulosa-nedbrytningsprodukter.
<i>Hydrofoba neutraler (HoN)</i>	Alifatiska föreningar (fettsyror och vaxer), samt mindre nedbrutna lignin- och lignocellulosa-nedbrytningsprodukter.
<i>Hydrofila neutraler (HiN)</i>	Kolhydrater och polyfunktionella alkoholer.
<i>Hydrofila baser (HiB)</i>	Aminosyror, aminosocker, amfoteriska proteiner.
<i>DOM</i>	Dissolved Organic Matter - Löst Organiskt Material
<i>NOM</i>	Naturligt Organiskt Material.
<i>TOC</i>	Total Organic Carbon – Totalt Organiskt Kol.

Fraktionering av lösta organiska kolföreningar - Institutionen för markvetenskap, SLU

Introduktion

Nedanstående procedur för fraktionering av DOC är baserad på Leenheer (1981) och följer i stort det förfarande som är angivet i Buurman m fl (1996). Det senare arbetet är mycket detaljrikt och där finns också angivet hur de olika gelerna bör rengöras och konditioneras innan de används vid fraktioneringen. Principen för fraktioneringen bygger på en uppdelning av DOC efter hydrofobicitet och laddning. En XAD-8-gel används för separation av hydrofoba (fastnar under sura förhållanden) och hydrofila föreningar, medan en anjon- respektive en katjonbyttargel används för att separera negativa, positiva och neutrala föreningar.

Proven

Alla prov skall filtreras ($\leq 0,45 \mu\text{m}$) innan fraktioneringen.

Viktigare utrustning

All utrustning som kommer i kontakt med provet skall vara av glas, teflon, eller silikon.

- peristaltisk pump
- en uppsättning av 3 st glaskolonner per prov. Cirkamått (längd $\times$ innerdiameter):
180 mm $\times$ 7 mm., 100 mm $\times$ 7 mm, 80 mm $\times$ 7 mm
- Amberlite XAD-8 (20-50 mesh), en oladdad akrylestergel
- Bio Rad AG-MP-50 (20-50 mesh), starkt sur katjonbyttargel
- Bio Rad AG-MP-1 (20-50 mesh), starkt basisk anjonbyttargel

Proceduren

För en schematisk skiss över analysgången, se figur 1. För att korrigera för ev kolonnblödning så fraktioneras vid varje analysomgång ett avjonat vatten (DOC-koncentration $< 0,3 \text{ mg/l}$). Detta prov kallas nedan för blankprov. Vid vår institution fraktioneras upp till 5 prov, plus ett blankprov, vid varje analystillfälle.

Några benämningar som används nedan:

DOC 1= ursprungslösningen

DOC 2= hydrofila neutraler

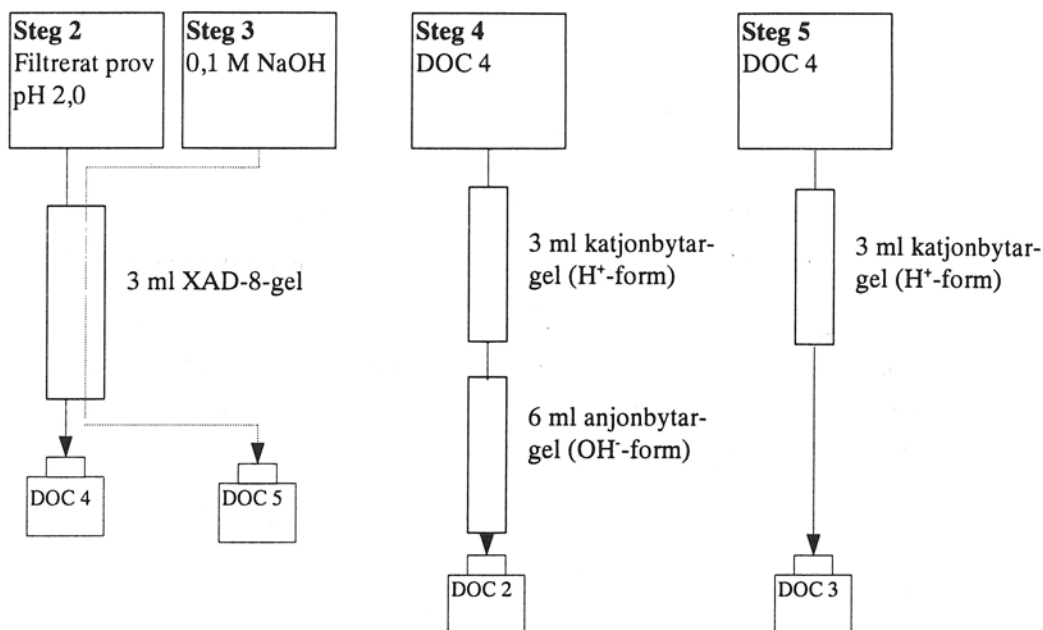
DOC 3= hydrofila syror och neutraler

DOC 4= hydrofila syror, neutraler och baser.

DOC 5= hydrofoba syror

Steg 1

Väg en 250 ml mätcylinder utan propp. Häll upp 200 g av provet. Surgör prov och blankprov till pH 2,0.



Figur 1. Schematisk skiss över analysgång.

Steg 2

Använd en kolonn med 3 ml XAD-8-gel. Flöde 1 ml/minut i alla steg i fraktioneringen.

Väg en 250 ml flaska för uppsamling av den hydrofila lösningen som passerar XAD 8-kolonnen. Börja pumpa prov, kasta första 10 ml. Placera den förvägda flaskan under kolonnen och samla upp prov tills ca 40 ml prov återstår av provet i mätcylindern. Stoppa flödet. Låt uppsamlingsflaskan stå kvar.

Häll av ca 30 ml av provet i mätcylindern (DOC 1) i en provflaska.

Flytta över slangen till 0.01 M HCl. Pumpa igenom ca 35 ml av lösningen. Väg flaska plus prov. Häll av 30 ml av provlösningen i en provflaska (DOC 4).

Steg 3

Pipettera upp 24.5 ml 0.1 M HCl i en 50 ml mätkolv. Sätt slangen till XAD-8-kolonnen i 0.1 M NaOH. Placera mätkolven under XAD 8-kolonnen. Eluera med 0.1 M NaOH till märket (DOC 5).

Steg 4

Pumpa lösningen med de hydrofila föreningarna (DOC 4) genom katjonbytaren och anjonbytaren, vilka är seriekopplade. Kasta första 60 ml, samla upp resten. Häll av 25 ml av provlösningen i en provflaska (DOC 2). Tillsätt 25 µl 10 M HCl.

Steg 5

Koppla bort anjonbytarkolonnen, starta igen. Samla upp 20-25 ml av lösningen i en provflaska (DOC 3).

Beräkningar

$$\text{Hydrofoba syror (HoA)} = \text{DOC5}_{\text{kor}} * 50/V$$

$$\text{Hydrofoba neutraler (HoN)} = \text{DOC1}_{\text{kor}} - \text{DOC4}_{\text{kor}} - \text{HoA}$$

$$\text{Hydrofila syror (HiA)} = \text{DOC3}_{\text{kor}} - \text{DOC2}_{\text{kor}}$$

$$\text{Hydrofila neutraler (HiN)} = \text{DOC2}_{\text{kor}}$$

$$\text{Hydrofila baser (HiB)} = \text{DOC4}_{\text{kor}} - \text{DOC3}_{\text{kor}}$$

Korrigerade värden (index kor) är korrigerade för kolonnbildning och DOC-koncentrationer i NaOH- och HCl-lösningarna enligt:

$$\text{DOC1}_{\text{kor}} = \text{DOC1}_{\text{avlä}} - (\text{DOC2}_{\text{blank}} - \text{DOC1}_{\text{blank}}) - (V_{\text{hyfil}} - V_{\text{pass}}) / V_{\text{hyfil}} * \text{DOC1}_{\text{blank}} * V_{\text{hyfil}}$$

$$\text{DOC2}_{\text{kor}} = \{ \text{DOC2}_{\text{avlä}} - (\text{DOC2}_{\text{blank}} - \text{DOC1}_{\text{blank}}) - (V_{\text{hyfil}} - V_{\text{pass}}) / V_{\text{hyfil}} * \text{DOC1}_{\text{blank}} \} * V_{\text{hyfil}} / V_{\text{pass}}$$

$$\text{DOC3}_{\text{kor}} = \{ \text{DOC3}_{\text{avlä}} - (\text{DOC3}_{\text{blank}} - \text{DOC1}_{\text{blank}}) - (V_{\text{hyfil}} - V_{\text{pass}}) / V_{\text{hyfil}} * \text{DOC1}_{\text{blank}} \} * V_{\text{hyfil}} / V_{\text{pass}}$$

$$\text{DOC4}_{\text{kor}} = \{ \text{DOC4}_{\text{avlä}} - (\text{DOC4}_{\text{blank}} - \text{DOC1}_{\text{blank}}) - (V_{\text{hyfil}} - V_{\text{pass}}) / V_{\text{hyfil}} * \text{DOC1}_{\text{blank}} \} * V_{\text{hyfil}} / V_{\text{pass}}$$

$$\text{DOC5}_{\text{kor}} = \text{DOC5}_{\text{avlä}} - \text{DOC5}_{\text{blank}}$$

där index avläst = mätta koncentrationen av DOC i de olika fraktionerna, index blank = koncentrationen av DOC i de olika fraktionerna för blankprovet, V_{hyfil} = volym DOC 4, V_{pass} = volym prov som passerat kolonnssystemet.

Referenser

Leenheer, J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environmental Science and Technology*, 15, 578-587.

Buurman, P., van Lagen, B & Velthorst, E.J. 1996. Manual for Soil and Water Analysis. Backhuys Publishers, Leiden, the Netherlands.

Mikrobiologiska analyser

Provtagningstillfällen

Tabell 1. Provtagningar för bakteriologiska analyser

PROV	ANALYS	kolonn	97	PROVTAGNINGSDATUM										98			
			23/ 6	30/ 6	14/ 7	8/ 9	8/ 9	8/ 9	20/ 10	1/ 12	9/ 12	10/ 12	12/ 1	4/ 5	6/ 5	29/ 6	
V	AOC-analys	råvatt.	+		+	+				+	+		+		+	+	
		K1	+		+	+				+	+		+		+	+	
		K2	+		+	+				+	+		+		+	+	
		K3	+		+	+				+	+		+		+	+	
A		K4	+		+	+				+	+		+		+	+	
T	Heterotrofa bakterier (HB)	råvatt.		+	+	+							+	+			
		K1		+	+	+							+	+			
		K2		+	+	+							+	+			
		K3		+	+	+							+	+			
T		K4		+	+	+							+	+			
E	Totalantal bakterier (TA)	råvatt.		+	+	+							+	+			
		K1		+	+	+							+	+			
		K2		+	+	+							+	+			
		K3		+	+	+							+	+			
N		K4		+	+	+							+	+			
S	Heterotrofa bakterier (HB)	K1		+	+	+	+									+	
		K2			+	+		+					+		+		
		K3			+	+		+							+		
		K4			+	+		+				+	+		+		
N	Totalantal bakterier (TA)	K1		+	+	+	+								+		
		K2			+	+		+					+		+		
		K3			+	+		+							+		
		K4			+	+		+				+	+		+		
E X T R.	FISH	K1		+	+	+	+								+		
		K2			+	+		+					+		+		
		K3			+	+		+							+		
		K4			+	+		+				+	+		+		
B I O F.	FISH PAC	K1		+	+	+	+								+		
		K2			+	+		+			+		+		+		
		K3			+	+		+							+		
		K4			+	+		+			+	+	+		+		

Provtagningsmetodik

Vatten

Vatten prov för bestämning av heterotrofa bakterier (HB) och totalantalet (TA) togs i 5 omgångar och för AOC analys i 8 omgångar.

HB och TA analys utfördes på 25 och AOC-analys på 40 vattenprov.

Sand

Sandprov för bestämning av heterotrofa bakterier (HB) och TA samt för FISH analys togs i 8 omgångar. Sammanlagt analyserades 100 sand prov.

Sandproven togs med spruta av plast med avskuren topp. Sprutan infördes i sandmaterialet och ca 10-20 g av sand placerades i ett sterilt 50mL rör.

Nytt sandmaterial tillfördes i sprutan och "proppen" återintroducerades i kolonnen. Två hål per nivå (5, 15, 40, 110, 250 cm) användes för provtagning av sandmaterial.. Proven transporterades till laboratorium nedkylda och analyser påbörjades omgående.

Glasskivor (biofilm)

Sex hål per nivå användes för in- och uttagning av biofilm som utvecklats på glasskivor.

Glasskivorna (70x10x2 mm) infördes ställda på högkant i sand. För att kunna utföra PAC test (**probe active counts** - PAC, Kalmbach *et al.* 1997b) togs två parallella glasskivor per provtagning och efter varierade exponerings tider.

Glasskivor togs i 10 omgångar. Sammanlagt analyserades 220 glasskivor.

Mikrobiologiska analysmetoder

Extrahering av biomaterial från sand

5 g av sand materialet vägdes in i ett sterilt rör som därefter fylldes på med 45 mL av 0,05% Tween₈₀ i PBS. Röret skakades manuellt under 2 minuter och sedan på en roterande mixer under ytterligare 10 minuter (25-30 rpm). Cirka 25-30 mL av supernatanten (1:10 utspätt sandprov) fördes till ett nytt rör för spädningar. Dessa spädningar har senare används för bestämning av totalantalet bakterier (TA).

För FISH analyser togs 10 mL av sand extrakten (1:10 spädning) och centrifugerades under 2-3 minuter vid 13000 rpm. Supernatanten togs bort och pelleten (=biomaterialet från sandextrakten) fixerades i 1 mL 3,7% formaldehyd lösning under 2-4 timmar vid 4°C. Efter fixeringen tvättades pelleten två gånger i PBS och förvarades slutligen i PBS/Etanol 50/50 vid -20°C.

Totalantal bakterier (TA-DAPI)

- i sand extrakt

Spädningar (10^{-3} eller 10^{-4}) av sand extraktet filtrerades genom polykarbonat membran (25 mm Ø; 0,2 µm porstorlek, typ GTBP: Millipore) med ett support membran (0,4 µm; Millipore). Cellerna fixerades direkt i filtrerings tratten med 1 mL 3,7% formaldehyd lösning under 30 minuter. Efter fixeringen tvättades filtren med 1 mL PBS och dehydrerades sedan i 50%, 80% och 96%-ig etanol, 3 minuter var, och lufttorkades slutligen. Filtren placerades på ett objektglas och färgades med ca 50 µL DAPI lösningen (4',6-diamidino-2-phenylindole; slutlig koncentration 10 µg/mL) i mörker under 5 minuter. Efter färgning doppades filtren försiktigt i en petri skål med PBS och lufttorkades. En droppe av CITIFLUOR AF 2 (Citifluor Products; Canterbury, Kent, UK) droppades på objektglaset, filtret placerades på och sedan tillsattes en till droppe ovanpå filtret. Preparatet täcktes med täckglas. Cellerna avräknades i mikroskop; Zeiss Axioskop utrustat med 50W högtryck glödlampa och ljusfiltret för DAPI #set nr. 01.

- i vattenprov

Bestämning av totala antalet (TA) utfördes enligt samma protokoll som för sand extrakt.

- i biofilm (glasskivor)

DAPI färgning utfördes också på biofilm (glasskivor) efter att *in situ* hybridiseringen var klar.

Oligonukleotid prober och in situ hybridisering

Följande prober användes: (i) EUB338, komplementär till en region av 16S rRNA i Domän Bacteria (Amman *et al.*, 1990), (ii) non-EUB338 användes som negativ kontroll för icke-specifik bindning, (iii) ALF1b, komplementär till region av 16S rRNA för α-subklass av Proteobacteria (Manz *et al.*, 1992), (iv) BET42a och GAM42a komplementära till region 23S rRNA för β- och γ-subklass av Proteobacteria (Manz *et al.*, 1992), (v) CF319a, specifik för grupp *Cytophaga-Flavobacterium* (Manz *et al.*, 1996).

Samtliga prober var markerade med cyanin Cy3 monofunktionell färg (Amersham). Icke markerade prober BET42a och GAM42a användes som komplement till GAM42a-Cy3

respektive BET42a-Cy3. Prober inköptes från BIOMETRA (Göttingen, Tyskland) och GENSET S.A. (Paris, Frankrike).

In situ hybridisering utfördes i hybridiserings buffert som hade "stringency" på 40% (400 µL dubbeldestillerat vatten; 400 µL formamide; 180 µL 5M NaCl; 20 µL 1M TRIS pH8 och 1 µL 10% SDS). Användarlösning av prober förbereddes med 9 delar av hybridiserings buffert + 1 del av probe stamlösning (50 µg/µL). Tvättbuffert hade "stringency" på 40% (624 µL 5M NaCl, 1000µL 1M TRIS pH8 50 mL dd vatten och 50 µL 10% SDS).

PAC test och in situ hybridisering av biofilm på glasskiva

Två parallella glasskivor togs per provtagning och efter varierade exponerings tider. En glasskiva fixerades i 3,7% formaldehyd lösning under 2-4 timmar vid 4°C direkt efter uttagning ur sanden och markerades som **före aktivering (FA)**. Den andra glasskivan infördes i ett sterilt rör med näringslösning innehållande pipemidin syra (Sigma) (slutlig koncentration på 10 mg/L i 40 mL 0,5 x R2A [utan agar]) och inkuberades under 6-8 timmar vid 20°C. Efter inkuberingen=aktiveringen fixerades glasskivan som ovan och markerades som **efter aktivering (EA)**.

Efter fixeringen sköljdes bägge biofilm glasskivor i PBS buffert (130 mM natriumklorid, 10 mM natriumfosfat, pH 7,2) och lufttorkades. Därefter förvarades glasskivorna vid rumstemperatur för efterföljande FISH analys och bestämning av totalantale bakterier (TA, DAPI som färgämne). Glasskivor togs i 10 omgångar (tabell 1 i Appendix II). Sammanlagt analyserades 220 glasskivor.

Glasskivans yta (för både före och efter aktiveringen) uppdelades i 5 hybridiserings "fält" med tunna tejpremsor (vattenavvisande tejp). Cirka 40-50 µL av användarlösning av prober applicerades på ytan av respektive "fält". Skivorna placerades sedan i fuktkammare och inkuberades under 2-8 timmar vid 46°C. Inkubationen avslutades genom försiktig sköljning med tvättbuffert (uppvärmd till 46°C). Därefter placerades skivorna i ett rör innehållande tvättbuffert (uppvärmd till 46°C) under 20 minuter vid 46°C. Efter tvättproceduren doppades glasskivorna kort i PBS och lufttorkades.

DAPI färgning utfördes genom applicering av 30-50µL DAPI lösning per "fält" (1µg/mL) under 5 minuter i mörker. Glasskivorna sköljdes sedan med PBS och lufttorkades. Innan tejpremsor tagits bort markerades hybridiserings fälten på undersidan av objektglaset. Slutligen applicerades en droppe av CITIFLUOR AF2 på glasskivan och täcktes med täckglas. Cellerna avräknades i mikroskop; Zeiss Axioskop utrustat med 50W högtryck kvicksilverlampa och ljusfiltret för DAPI #set nr. 01, och för Cy3 markerade prober filterset nr. 15.

Cellerna avräknade under DAPI filtret (blå) representerar biofilmens totala antalet = densitet (celler/cm²)

Kontroll av utbyte från extraktion av biomaterial från sand (recovery test)

För att utföra en utbytetest för sand extraktion inockulerades 5 g steriliserad sand (kolonn material) med stationär bakteriell kultur av *Pseudomonas fluorescens* ATCC 49642). Kvantifieringen (i tre paralleller) av denna suspension utfördes både med "plate count" (40 ±

4 x 10⁶ cfu/mL) på jästpepton agar och med direkt mikroskopi (total/direkt count) efter DAPI färgning (760 ± 98 x 10⁶ celler/mL).

Till sand tillsattes 5 mL av denna suspension (total inockulum: 200 x 10⁶ cfu och/eller 3800 x 10⁶ DAPI cells). Inkubation varade 1,5 timmar vid 4-6°C.

Efter inkuberingen tillsattes 45 mL 0,05% TWEEN₈₀ i PBS och sand extraktion, spädning och filtrering gjordes som ovan. Kvantifiering av bakterier i sand extraktet utfördes (i tre paralleller) både med "plate count" (160 ± 30 x 10⁶ cfu) på JP agar och med direkt mikroskopi (total/direkt count) efter DAPI färgning (1108 ± 107 x 10⁶ celler).

Också hybridisering med EUB338 utfördes på sand extraktet och positiva celler avräknades (950 ± 53 x 10⁶ celler)

Resultat:

80% med cfu metod (60 utav 200 x 10⁶)

29% med direkt mikroskopi (1108 utav 3800 x 10⁶ celler)

25% med hybridisering (EUB338) (950 utav 3800 x 10⁶ celler)

86% utav avräknade DAPI celler avräknades som EUB positiva (950 utav 1108 x 10⁶ celler)

Antalet heterotrofa bakterier (HB)

Heterotrofa bakterier i vatten och i sand extrakt bestämdes genom ytspridning ("plate count") på R2A substrat enligt SMI:s metod SB023B00.V01. Avräkningar utfördes efter 7 och 14 dagar.

AOC-analyser

AOC-analys utfördes enligt SMI:s metod MB040B00.V03.

Metoden används för att bestämma halten av lättmetaboliserbart kol i vatten som kan utnyttjas av bakterier för tillväxt. Analysen utförs som en standardiserad bioassay med kända bakteriella renkulturer.

AOC-bestämmningar baseras på den maximala tillväxtnivån som uppnås av renkulturer av *Pseudomonas fluorescens* P17 (ATCC 49642) och/eller *Aquaspirillum* sp. S-NOX (ATCC 49643). Haltbestämning sker genom koloniräkning. Bakteriehalterna omräknas till AOC koncentration i µg AOC/L genom att använda bestämd utbytesfaktor.

Nedbrytningstest

Försöket med två koncentrationer av hydrofoba och hydrofila syror (vidare HYFOB och HYFIL) utfördes under februari/mars 1999. Dessa lösningar inockulerades med arten blandmikroflora från sand och vatten, och med *Pseudomonas fluorescens* som referens stam. Försökets uppläggning framgår från tabell 1 nedan.

Arten mikroflora från råvattnet isolerades genom membranfiltrering av 300 mL vatten. Filtret slammades upp i sterilt PBS-buffert och därifrån inockulerades näringslösningarna (HYFOB och HYFIL). Arten mikroflora från sand materialet isolerades enligt samma procedur som för sand extraktion för bestämning av HB, TA och FISH.

Tillväxtkurvor bestämdes genom koloniavräkning på R2A medium efter 3,6,13,18 och 21 dagar. Koloniavräkningen skedde efter 14 dagars inkubering vid 20°C.

Två variationer prövades också: HYFOB-lösningar spetsades med Na-acetat (för försök med vattenstammar*), och gjordes (för försöket med sandstammar**) både med och utan tillsättning av MSL (mineralsaltlösning; 1,171g K₂HPO₄, 0,767g NH₄CL, 1,444g KNO₃; enligt Standard Methods).

Till 1 L färdigblandad kol-fraktion tillsattes 2,5mL 1:10 MSL.

Tabell 1. Försöksuppläggning av nedbrytningstestet.

Inockulum: Kol-källa	P-17		artegen mikroflora Vatten	artegen mikroflora Vatten*	artegen mikroflora Sand	artegen mikroflora Sand**
HFOB syror	1000 ugC/L		1000 ugC/L	1000 ugC/L + 100 ug acetat/L	1000 ugC/L	1000 ugC/L utan MSL***
HFOB syror	50 ugC/L		50 ugC/L	50 ugC/L + 5 ug acetat/L	50 ugC/L	50 ugC/L utan MSL
HYFI syror	1000 ugC/L		1000 ugC/L		1000 ugC/L	
HYFI syror	50 ugC/L		50 ugC/L		50 ugC/L	

***MSL=Mineralsaltlösning

KOLONN 1

Ytbelastning:	1	m ³ /m ² /d
Kornstorlek (0-4 m):	0,1-4	mm
Experiment:	inga	

Parameter	Enhet	Antal prov (n st)	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV ²
pH		47	7,9	8,2	7,3	0,27	3%
Konduktivitet	mS/m	38	20,7	23,5	18,7	1,24	6%
Turbiditet	FNU	47	0,9	2,6	0,4	0,34	39%
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	37	58	69	45	6,7	12%
Total hårdhet	mg Ca/l	31	30	36	24	3,0	10%
Färg	mg Pt/l	23	14	19	10	1,8	13%
UV-abs (254 nm)	m-1	47	12,9	14,9	10,2	0,87	7%
TOC	mg/l	48	5,5	6,2	4,8	0,28	5%
Järn	mg/l	16	0,06	0,17	0,015	0,03	62%
CODMn	mg O ₂ /l	25	4,3	6,3	3,6	0,63	15%
2 d heterotrofer	antal/ml	23	2	15	0	3,4	216%
7 d heterotrofer	antal/ml	20	26	140	0	36,3	141%
Koliforma bakterier	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
E. coli	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
Totalfosfor*	µg/l	10	3	6	2	1,2	35%
Fosfatfosfor*	µg/l	10	1	2	0	0,5	103%
Totalkväve*	µg/l	10	403	522	223	87	22%
Nitratnitritkväve*	µg/l	10	141	186	74	38	27%
Ammoniumkväve*	µg/l	10	3	9	0,1	2,8	81%

* Endast under perioden 1997-07-09 - 1998-01-12

1) Standardavvikelse

2) Relativ standardavvikelse ((stdav/medel)x100))

KOLONN 2

Ytbelastning: 2 $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$
 Kornstorlek (0-4 m): 0,1-4 mm
 Experiment: tillsats av näringslösning

Parameter	Enhet	Antal prov (n st)	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV ²
pH		44	7,8	8,3	7,2	0,35	5%
Konduktivitet	mS/m	35	19,9	22,2	18,3	1,08	5%
Turbiditet	FNU	47	1,1	2,7	0,37	0,43	39%
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	35	53	67	43	7,0	13%
Total hårdhet	mg Ca/l	31	28	33	25	2,1	7%
Färg	mg Pt/l	22	15	18	11	1,9	12%
UV-abs (254 nm)	m-1	45	13,4	15,1	11,0	0,7	6%
TOC	mg/l	45	5,7	6,3	5,1	0,29	5%
Järn	mg/l	15	0,07	0,26	0,02	0,06	83%
CODMn	mg O ₂ /l	23	4,4	6,3	3,8	0,58	13%
2 d heterotrofer	antal/ml	22	2	13	0	3	133%
7 d heterotrofer	antal/ml	18	20	54	4	15	75%
Koliforma bakterier	antal/100 ml	23	<1	<1	<1		
E. coli	antal/100 ml	23	<1	<1	<1		
Totalfosfor*	µg/l	10	4	11	2	2,5	58%
Fosfatfosfor*	µg/l	10	1	2	0	0,5	74%
Totalkväve*	µg/l	10	372	530	225	99	27%
Nitratnitritkväve*	µg/l	10	133	186	70	38	28%
Ammoniumkväve*	µg/l	10	3	5	0,1	1,8	70%

* Endast under perioden 1997-07-09 - 1998-01-12

1) Standardavvikelse

2) Relativ standardavvikelse ((stdav/medel)x100))

KOLONN 3

Ytbelastning:	1	m ³ /m ² /d
Kornstorlek:		mm
(0-1 m)	0,1-1	
(1-4 m)	0,1-4	mm
Experiment:	inga	

Parameter	Enhet	Antal prov (n st)	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV ²
pH		46	7,9	8,2	7,2	0,28	4%
Konduktivitet	mS/m	38	20,8	23,7	18,6	1,39	7%
Turbiditet	FNU	47	0,8	1,4	0,45	0,22	29%
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	36	58	72	44	7,6	13%
Total hårdhet	mg Ca/l	31	30	36	23	3,5	12%
Färg	mg Pt/l	23	13	18	9	2,1	16%
UV-abs (254 nm)	m-1	47	12,6	16,3	10,0	1,03	8%
TOC	mg/l	47	5,5	6,2	4,8	0,30	5%
Järn	mg/l	16	0,04	0,08	0,02	0,01	30%
CODMn	mg O ₂ /l	25	4,3	6,5	3,4	0,84	19%
2 d heterotrofer	antal/ml	23	2	17	0	5	200%
7 d heterotrofer	antal/ml	20	42	142	10	33	78%
Koliforma bakterier	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
E. coli	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
Totalfosfor*	µg/l	10	6	26	2	7,7	120%
Fosfatfosfor*	µg/l	10	1	10	0	3,1	230%
Totalkväve*	µg/l	10	389	505	228	85	22%
Nitratnitritkväve*	µg/l	10	140	189	69	39	28%
Ammoniumkväve*	µg/l	10	2	3	0,2	1,1	61%

* Endast under perioden 1997-07-09 - 1998-01-12

1) Standardavvikelse

2) Relativ standardavvikelse ((stdav/medel)x100))

KOLONN 4

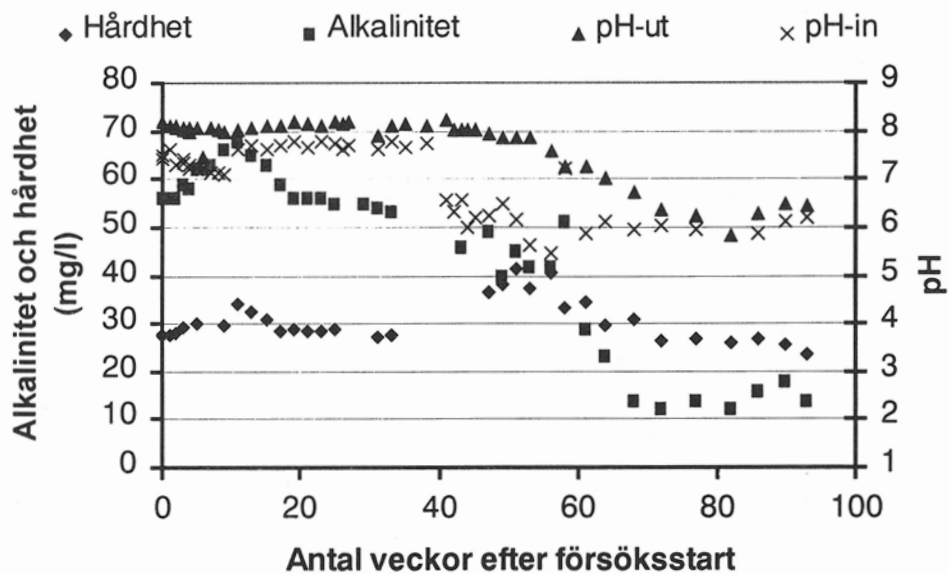
Ytbelastning: 1 m³/m²/d
 Kornstorlek (0-4 m): 0,1-4 mm
 Experiment: tillsatts av rostjord
 pH-justering ink. vatten

Parameter	Enhet	Antal prov (n st)	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV ²
pH		48	7,7	8,2	5,8	0,64	8%
Konduktivitet	mS/m	38	21,3	26,7	19,2	1,85	9%
Turbiditet	FNU	49	0,83	1,19	0,28	0,18	22%
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	37	46	68	12	18,1	39%
Total hårdhet	mg Ca/l	31	30	42	14	5,3	17%
Färg	mg Pt/l	23	14	23	10	2,7	19%
UV-abs (254 nm)	m-1	49	12,8	15,4	10,0	1,08	8%
TOC	mg/l	48	5,6	6,3	4,9	0,31	5%
Järn	mg/l	16	0,05	0,09	0,02	0,02	39%
CODMn	mg O ₂ /l	25	4,4	8,3	3,6	0,99	22%
2 d heterotrofer	antal/ml	23	2	10	0	2,5	162%
7 d heterotrofer	antal/ml	20	73	210	10	54,7	75%
Koliforma bakterier	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
E. coli	antal/100 ml	24	<1	<1	<1		
Totalfosfor*	µg/l	10	3	8	2	1,8	54%
Fosfatfosfor*	µg/l	10	1	3	0,3	0,8	107%
Totalkväve*	µg/l	10	398	502	231	86	22%
Nitratnitritkväve*	µg/l	10	136	195	76	41	30%
Ammoniumkväve*	µg/l	10	2	4	0	1,3	63%

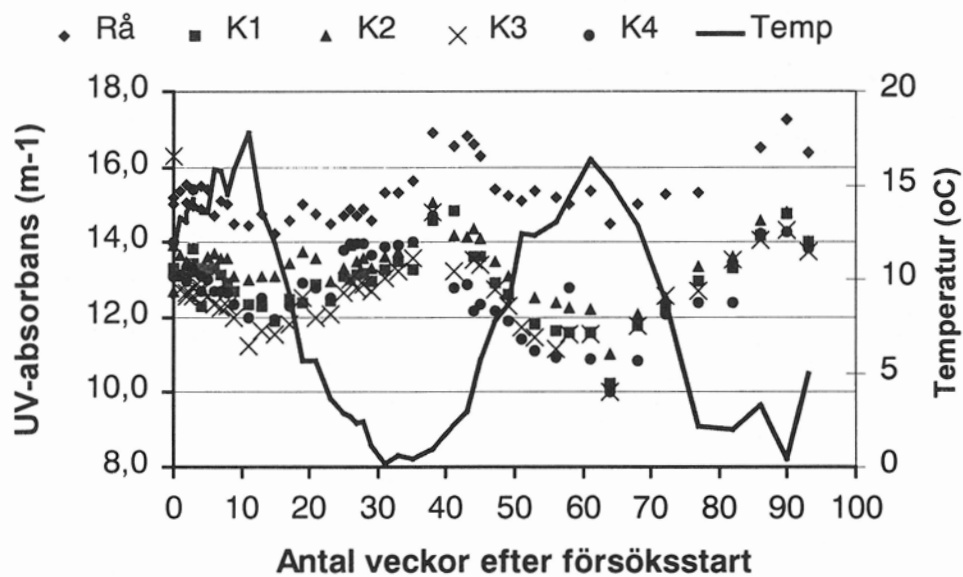
* Endast under perioden 1997-07-09 - 1998-01-12

1) Standardavvikelse

2) Relativ standardavvikelse ((stdav/medel)x100))

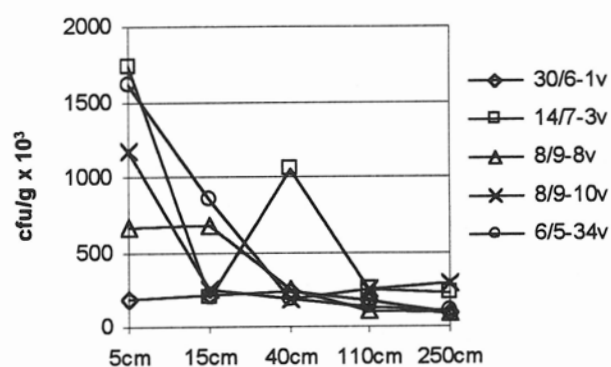


Figur IV.1 Hårdhet, alkalinitet samt pH i inkommande och utgående vatten i K4. Syradoseringen till inkommande råvatten påbörjades 40 veckor efter uppstart.



Figur IV.2. Total UV-absorbans (vid 254 nm) i inkommande Mälarsvatten (Rå) och i utgående vatten från samtliga kolonner (K1-K4) samt vattentemperaturen under försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).

Antal heterotrofa bakterier i sand (HB).



Totalantal bakterier i sand (TA-DAPI)

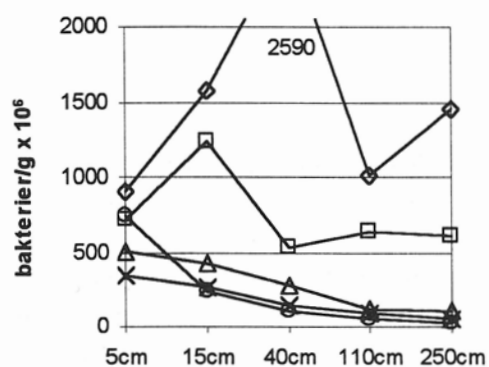


Fig. 1, 2. K1

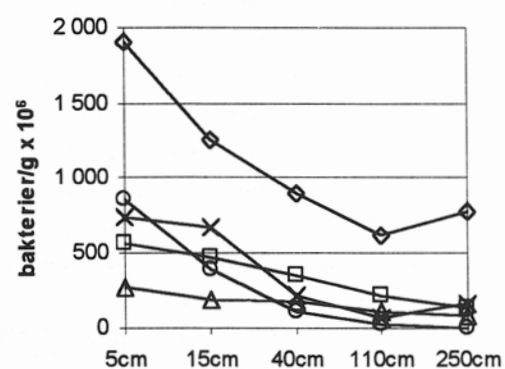
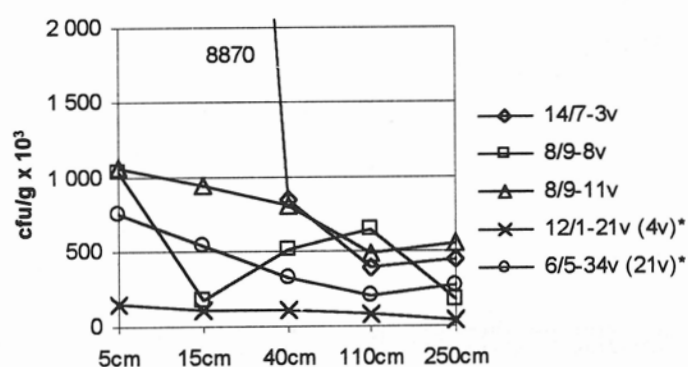


Fig. 3, 4. K2

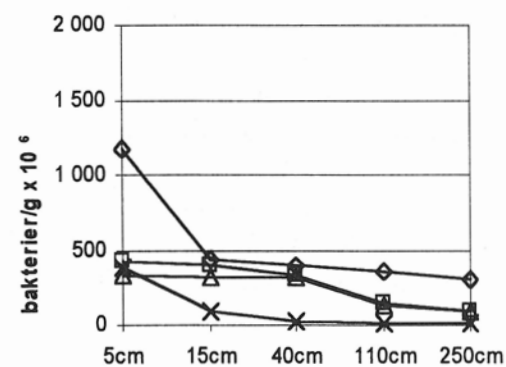
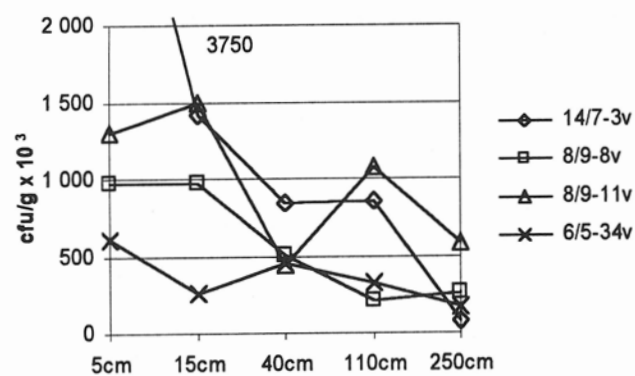


Fig. 5, 6. K3

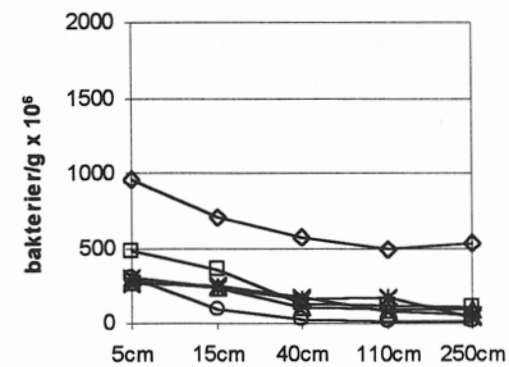
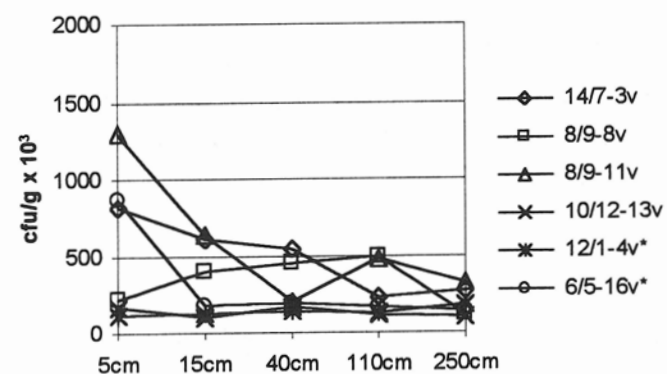


Fig. 7, 8. K4

Densitet i biofilm (antal celler per kvadratcentimeter).

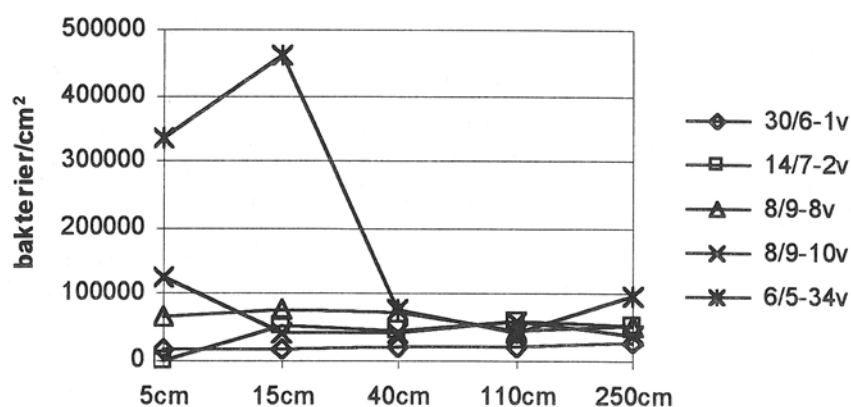


Fig. 9. K1

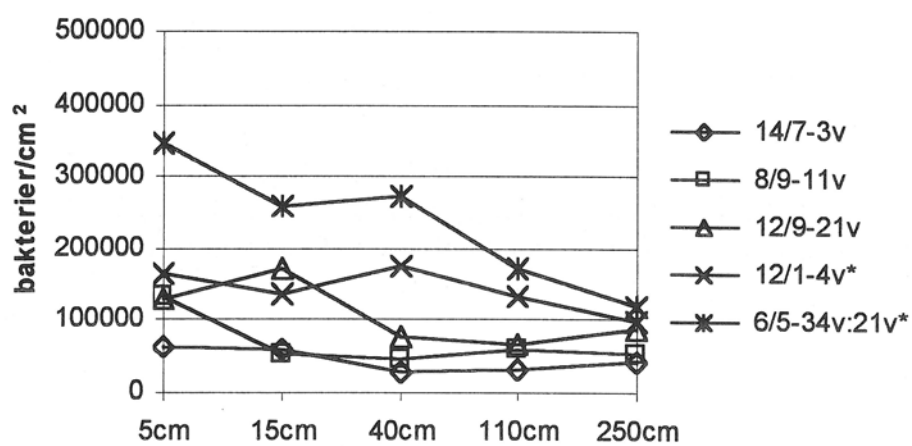


Fig. 10. K2

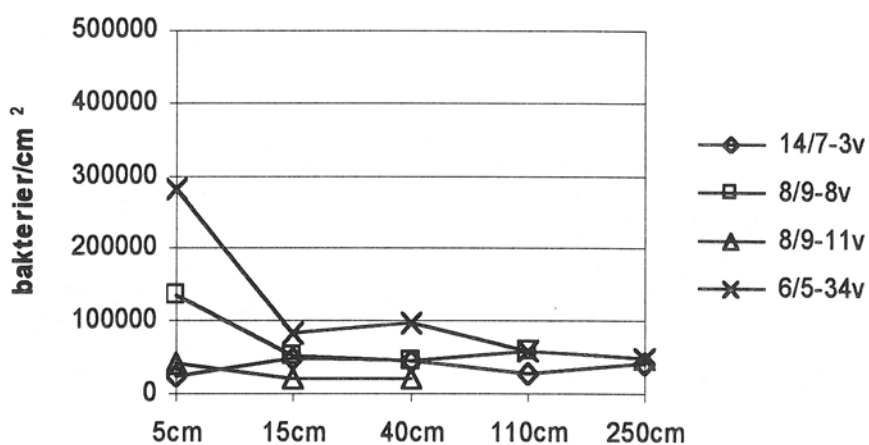


Fig. 11. K3

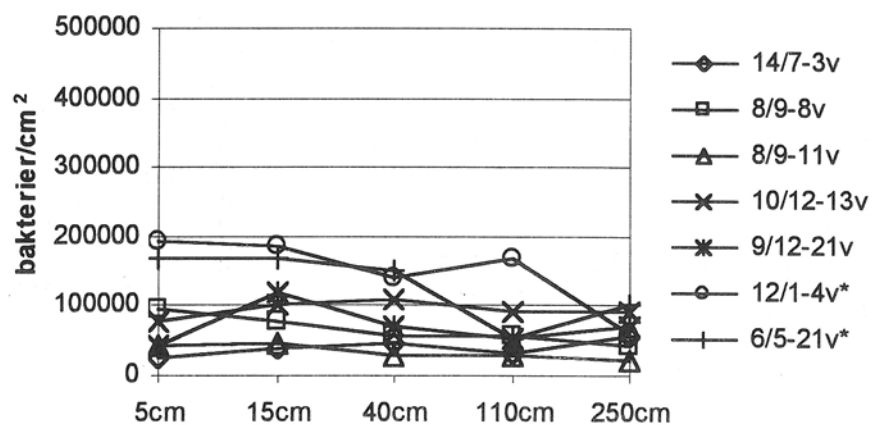


Fig. 12. K4

Andel aktiva bakterier i sandmaterialet. Genomsnitt för alla nivåer.

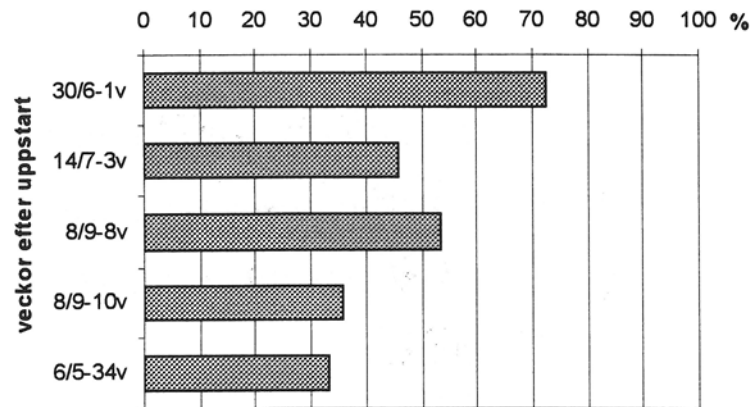


Fig. 13. K1

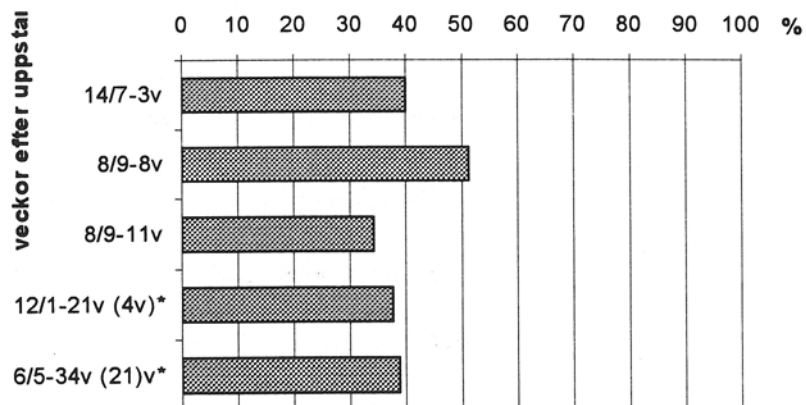


Fig. 14. K2

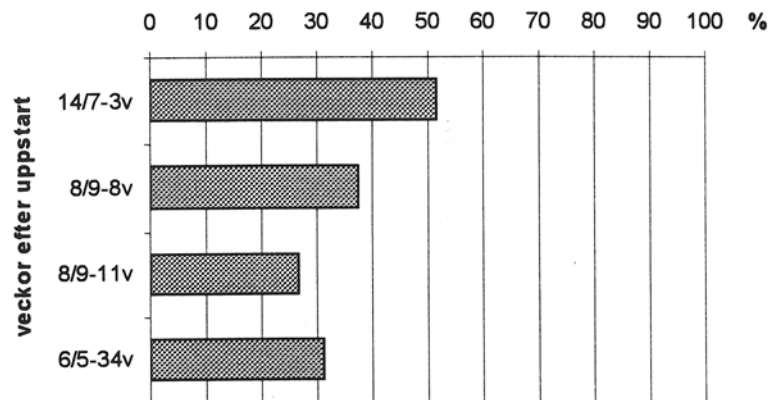


Fig. 15. K3

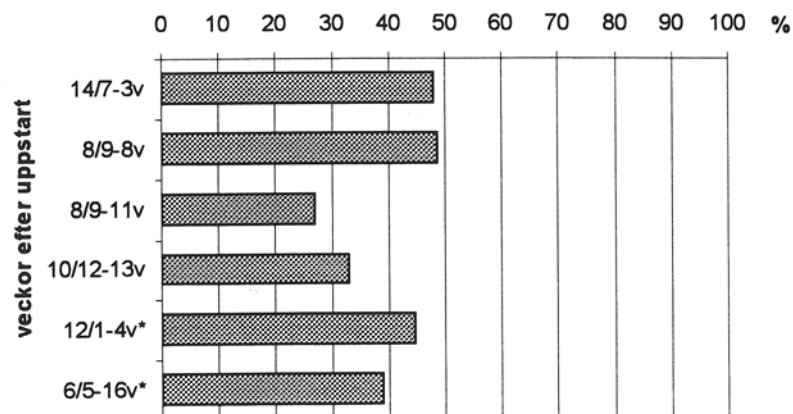


Fig. 16. K4

Andel aktiva bakterier i biofilm före (FA) och efter (EA) aktivering. Genomsnitt för alla nivåer.

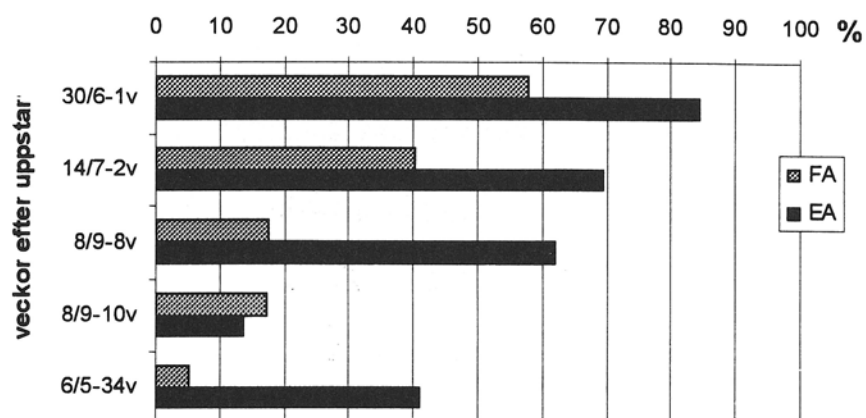


Fig. 17. K1

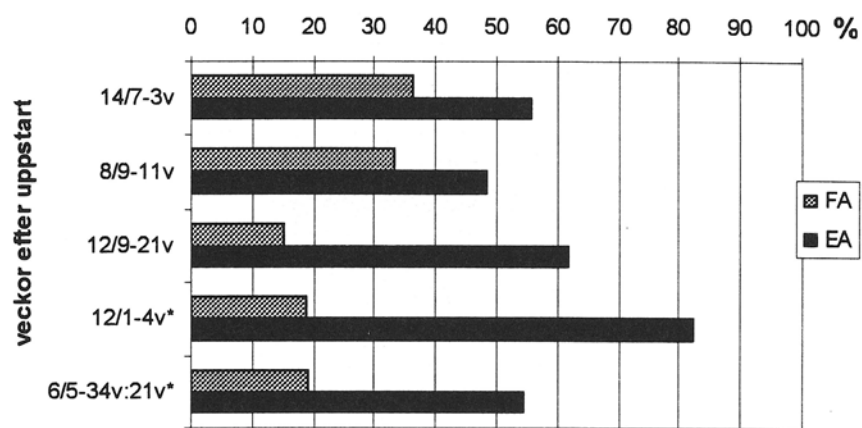


Fig. 18. K2

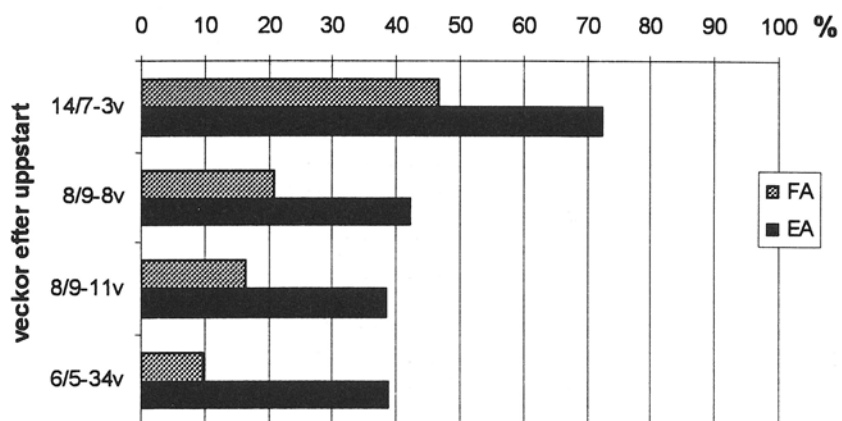


Fig. 19. K3

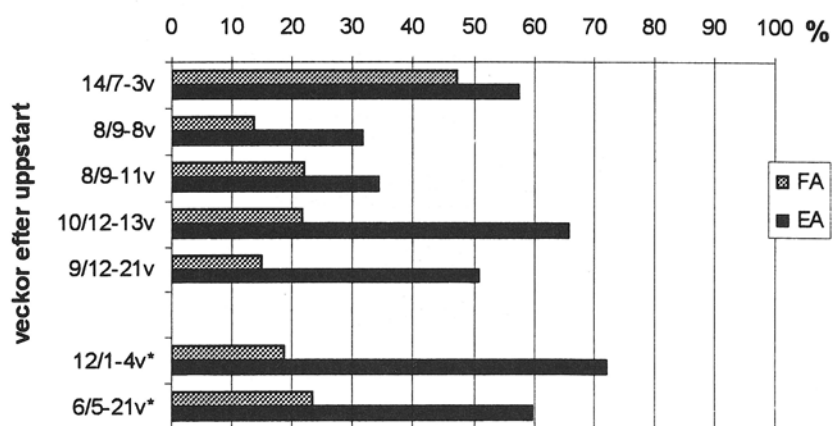


Fig. 20. K4

Andel aktiva bakterier i sand och biofilm (före och efter aktivering). Genomsnitt på alla nivåer.

Fig. 21. K1

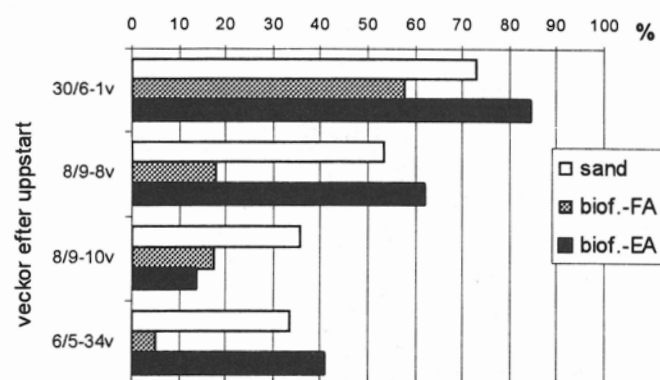


Fig. 22. K2

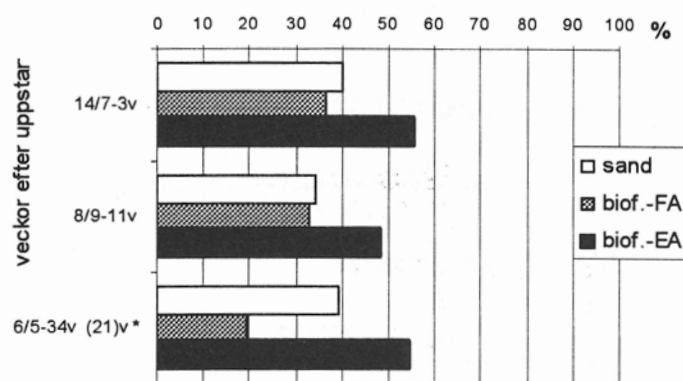


Fig. 23. K3

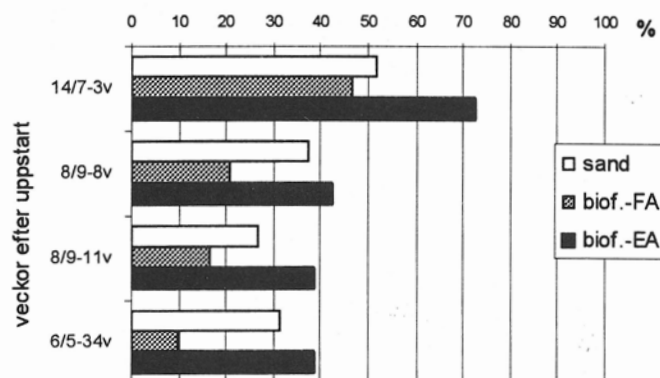
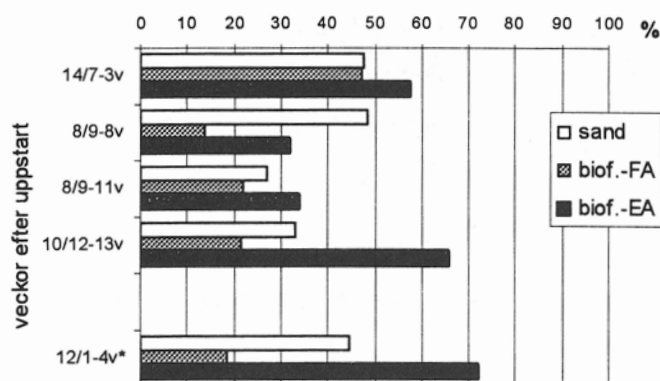


Fig. 24. K4



Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna.
Genomsnitt på alla nivåer.

Kolonn 1.

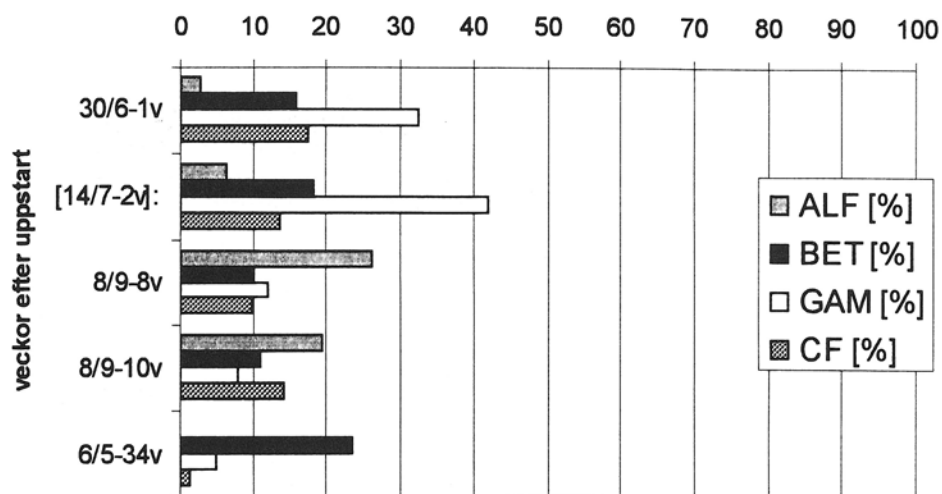


Fig. 25.
Biofilm före aktivering.

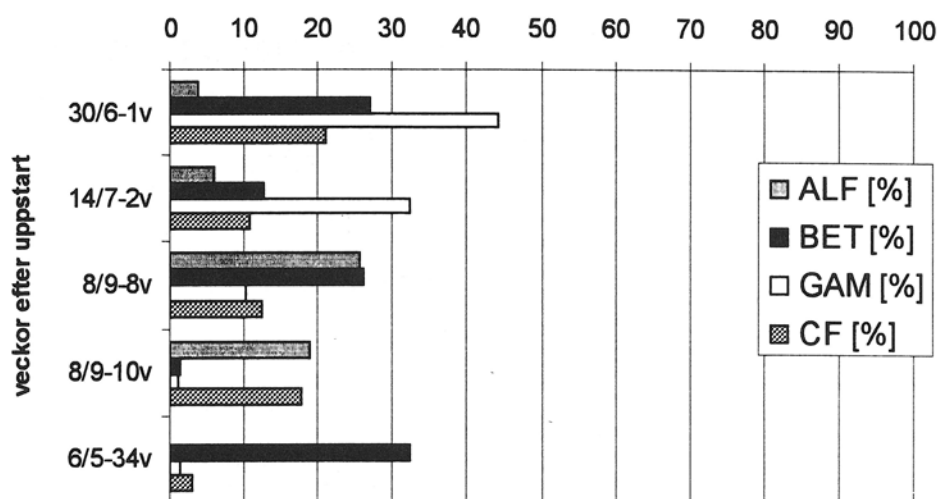


Fig. 26.
Biofilm efter aktivering.

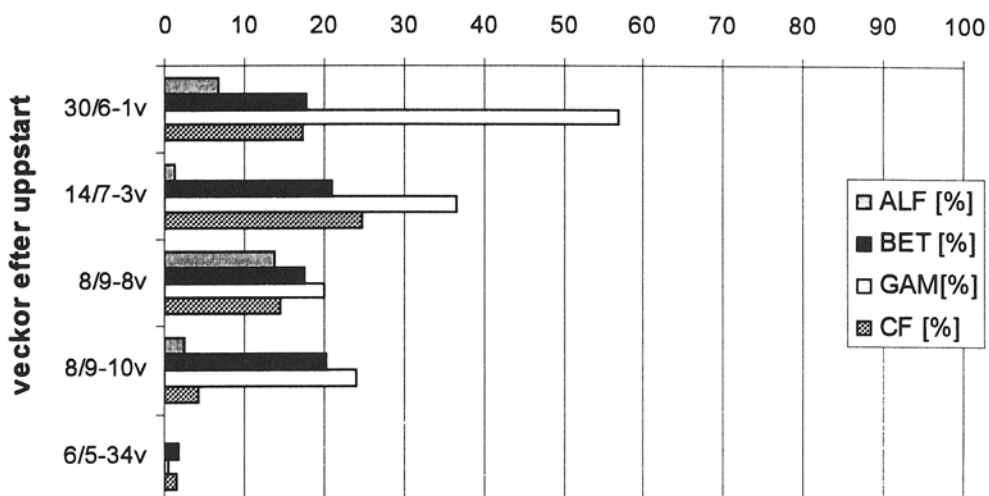


Fig. 27. Sand.

Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna.
Genomsnitt på alla nivåer.

Kolonn 2.

Fig. 28.

Biofilm före aktivering.

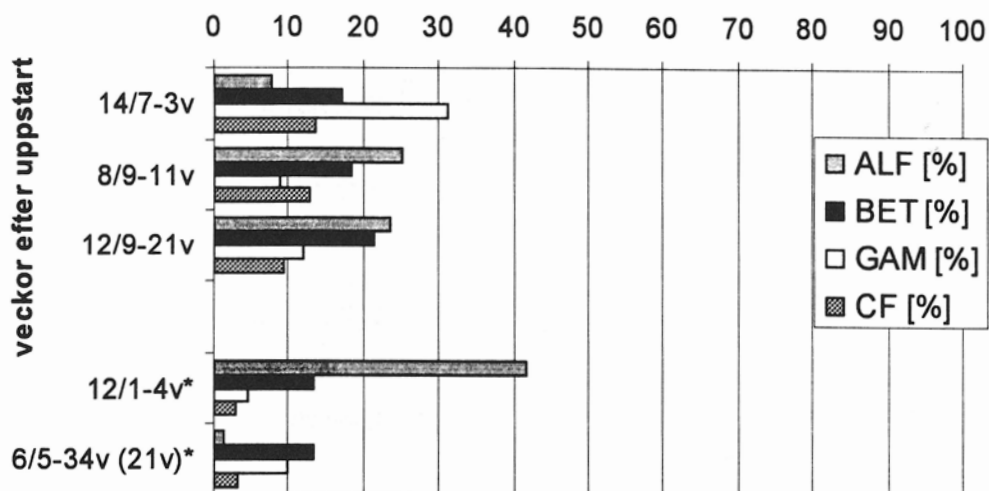


Fig. 29.

Biofilm efter aktivering.

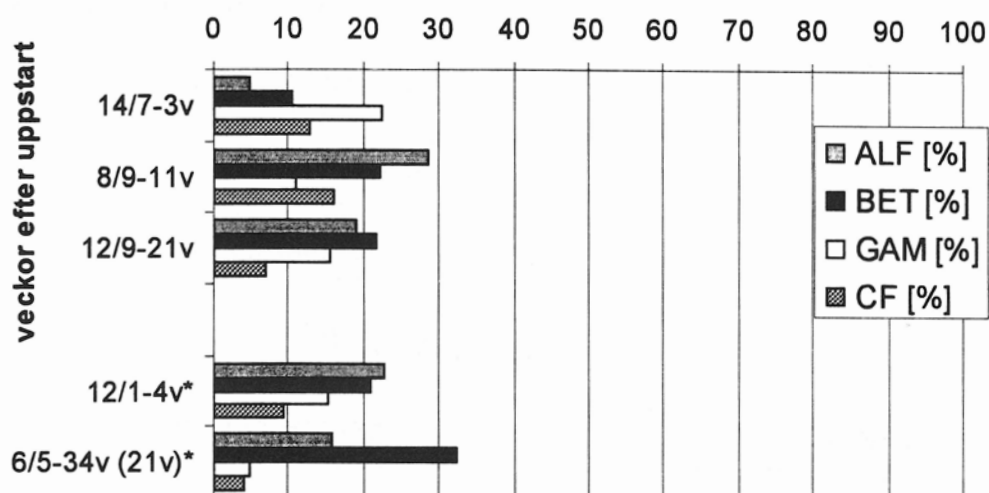
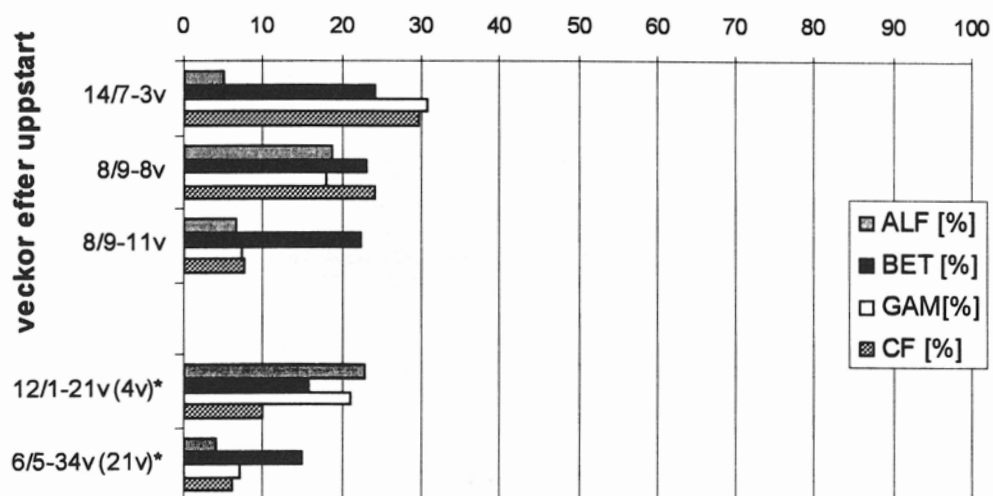


Fig. 30. Sand.



Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna.
Genomsnitt på alla nivåer.

Kolonn 3.

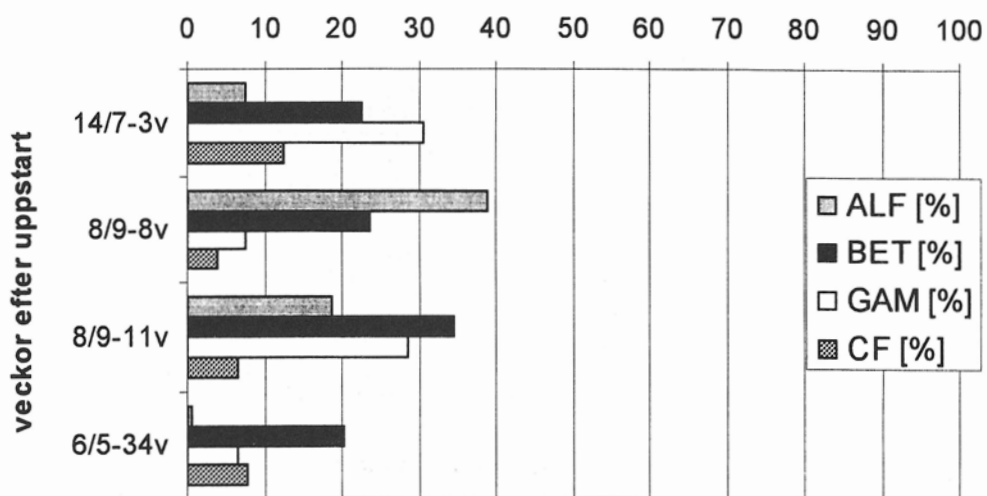


Fig. 31.
Biofilm före aktivering.

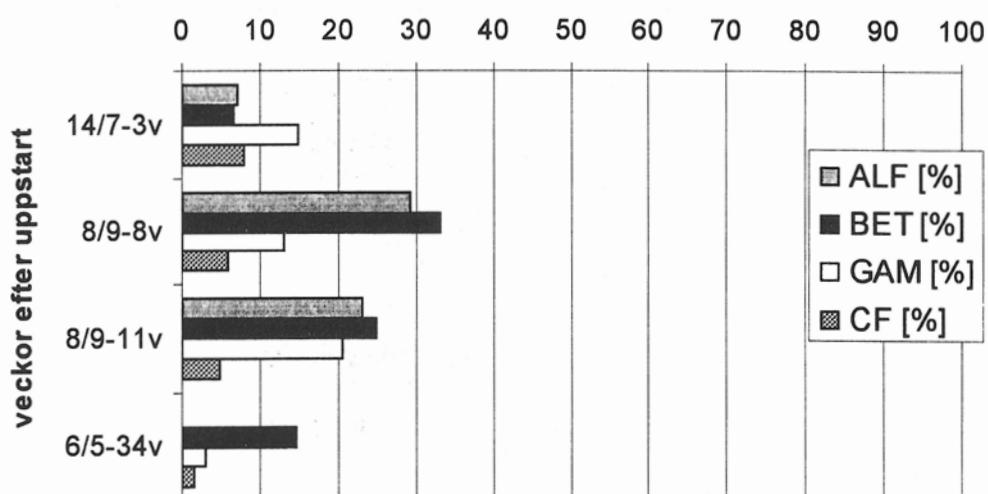


Fig. 32.
Biofilm efter aktivering.

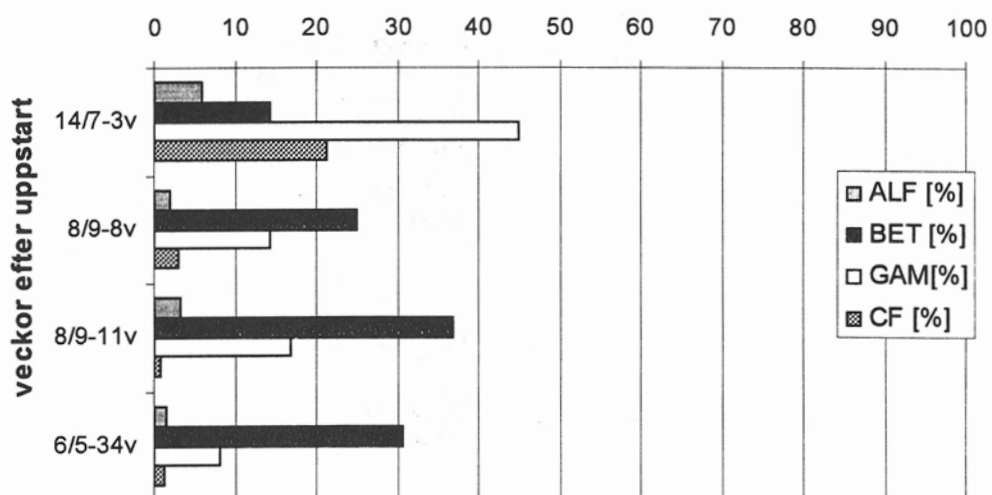


Fig. 33. Sand.

Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna.
Genomsnitt på alla nivåer.

Kolonn 4.

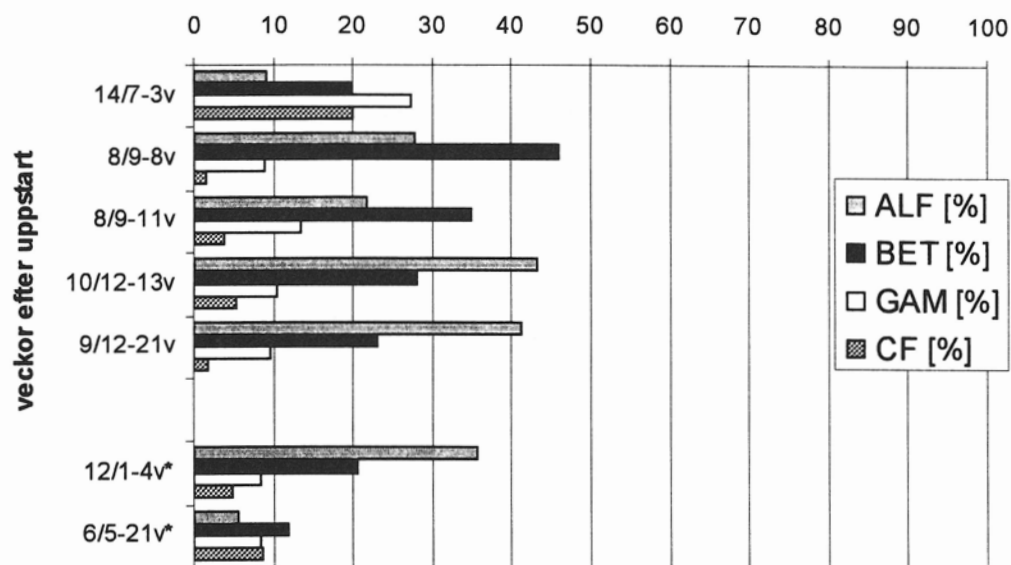


Fig. 34.
Biofilm före aktivering.

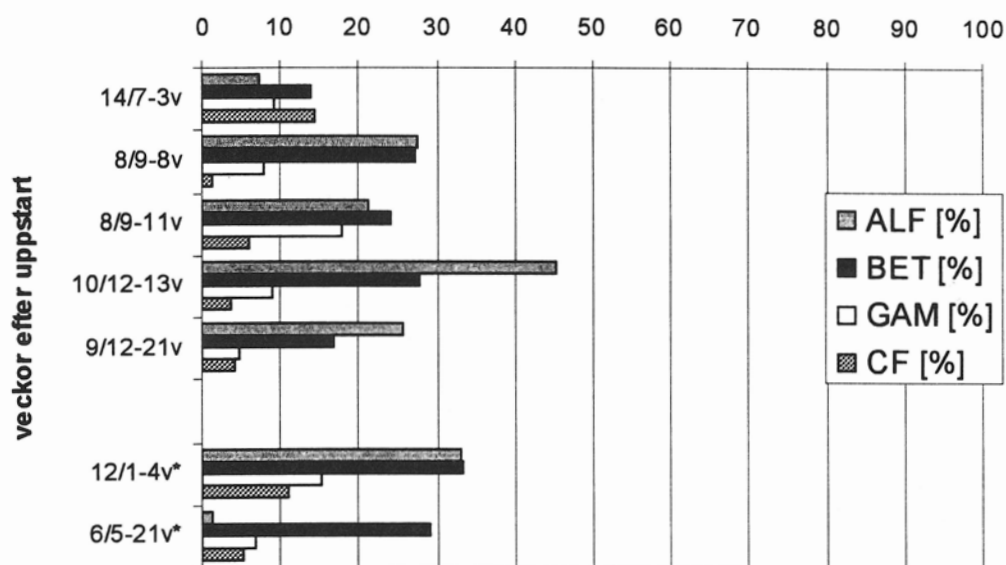


Fig. 35.
Biofilm efter aktivering.

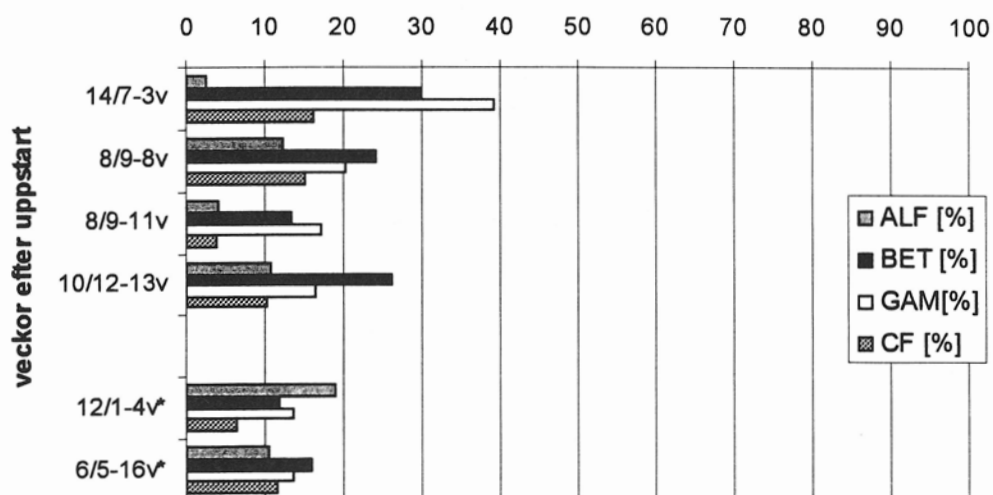


Fig. 36. Sand.

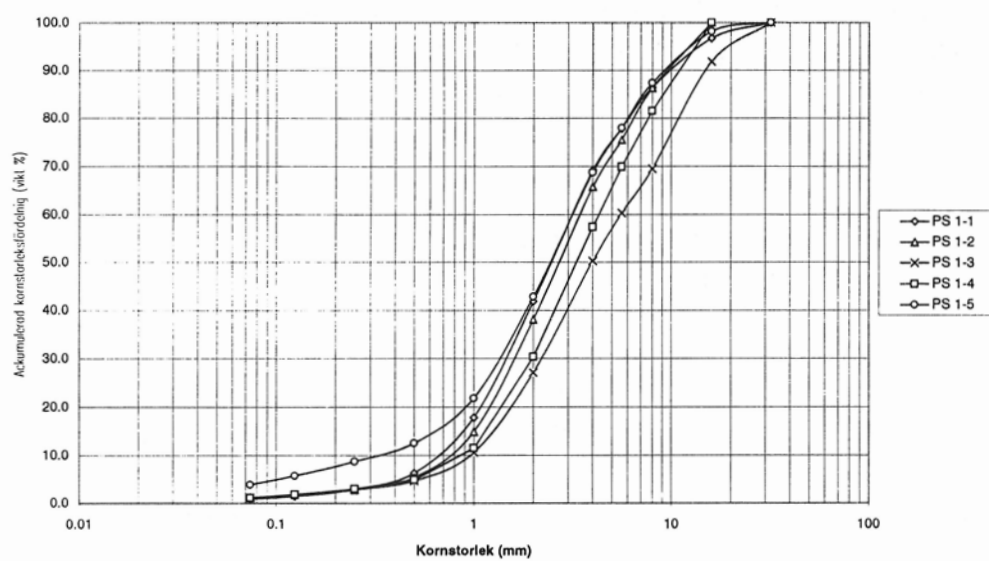
Sammanställning av borrhingsresultat

Borringarna är utförda med 50 mm stålrör med spets. Rören är vid spetsen perforerade med 6 mm hål på en längd av 1m samt försedda med krysspets för jordprovtagning där ej annat angivits. Bedömningen av jordlager och vattengenomsläpplighet har utförts i fält. Höjdsystem Rh 00.

Förkortningar: rök = rör överkant
 my = markyta
 gvy = grundvattenyta
 ruk = rör underkant

Rörborrning	Djup i m u my	Jordlager	Förutsättning för vattenuttag
Rb 9601			
	0-3,0	stenigt, sandigt grus	
	3,0-10,0	grusig sand	
	10,0-14,0	siltig, grusig sand	god
	14,0-21,3	stenig, grusig sand	mycket god
	21,3	borrning avslutad fortsatt borrh möjlig	
Rb 9801 (drivet 980603)			
rök +12,62	0-5,0	grusig sand	
my +12,04	5,0-6,5	sandigt grus	
gvy +0,32	6,5-12,0	grusig sand	
ruk -1,4	12,0-13,5	sandigt, stenigt grus	mycket god
	13,5	borrning avslutad fortsatt borrh möjlig	
Rb 9802 (drivet 980603)			
rök +13,50	0-5,0	grusig sand	
my +12,85	5,0-6,5	sandigt grus	
gvy xxx	6,5-13,0	grusig sand	
ruk -2,0	13,0-15,5	sandigt, stenigt grus	mycket god
	15,5	borrning avslutad fortsatt borrh möjlig röret drivet ngt snett varför gvy ej korrekt	

Siktanalys av prover från Skytteholms infiltrationanläggning



Infiltrationsvatten

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	5,0	13,5	1,0	4,6	92
pH		7,8	8,0	7,6	0,1	1
Konduktivitet	mS/m	19,9	22,9	18,5	1,2	6
Turb-utan syra	FNU	2,0	3,5	1,3	0,7	34
Turb-m. syra	FNU	1,9	3,1	1,2	0,7	37
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	51,3	60,0	46,0	4,6	9
Total hårdhet	mg Ca/l	27,8	33,8	25,0	2,5	9
UV-254	m ⁻¹	16,2	17,5	15,4	0,5	3
DUV-254	m ⁻¹	14,7	15,4	14,3	0,5	4
TOC	mg C/l	6,8	7,4	6,4	0,4	5
DOC	mg C/l	6,6	6,7	6,4	0,1	2
Järn	mg/l	0,2	0,5	0,0	0,2	100
COD _{Mn}	Mg O ₂ /l	5,2	5,3	5,0	0,2	3

P1-1 (0,1 m)

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV (%) ²
pH		7,7	7,7	7,7	-	-
Konduktivitet	mS/m	20,4	22,3	18,9	1,2	6
Turb-utan syra	FNU	-	-	-	-	-
Turb-m. syra	FNU	-	-	-	-	-
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	52,2	59,0	47,0	3,8	7
Total hårdhet	mg Ca/l	29,4	31,6	26,7	1,9	6
UV-254	m ⁻¹	13,0	14,4	11,9	0,9	7
DUV-254	m ⁻¹	11,6	11,6	11,6	-	-
TOC	mg C/l	5,8	6,4	5,5	0,3	5

P1-1 (0,4 m)

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
pH		7,4	7,4	7,4	-	-
Konduktivitet	mS/m	20,7	22,4	19,2	1,2	6
Turb-utan syra	FNU	-	-	-	-	-
Turb-m. syra	FNU	-	-	-	-	-
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	52,8	58,0	48,0	3,5	7
Total hårdhet	mg Ca/l	28,8	31,6	25,9	1,9	7
UV-254	m ⁻¹	11,6	13,0	10,6	0,9	8
DUV-254	m ⁻¹	10,5	10,5	10,5	-	-
TOC	mg C/l	5,5	6,2	5,0	0,4	7

P1-3 (1,1 m)

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
pH		7,7	7,7	7,7	-	-
Konduktivitet	mS/m	20,5	22,1	18,9	1,2	6
Turb-utan syra	FNU	-	-	-	-	-
Turb-m. syra	FNU	-	-	-	-	-
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	52,7	57,0	47,0	3,6	7
Total hårdhet	mg Ca/l	29,2	31,3	26,6	1,6	6
UV-254	m ⁻¹	12,6	13,7	11,9	0,6	5
DUV-254	m ⁻¹	11,3	11,3	11,3	-	-
TOC	mg C/l	5,8	6,3	5,3	0,4	7

P1-4 (2,5 m)

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
pH		7,7	7,7	7,7	-	-
Konduktivitet	mS/m	20,6	22,3	18,7	1,4	7
Turb-utan syra	FNU	-	-	-	-	-
Turb-m. syra	FNU	-	-	-	-	-
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	52,2	57,0	47,0	3,7	7
Total hårdhet	mg Ca/l	30,2	32,4	26,6	2,4	8
UV-254	m ⁻¹	12,4	15,2	10,6	1,5	12
DUV-254	m ⁻¹	10,4	10,4	10,4	-	-
TOC	mg C/l	5,8	7,1	5,2	0,6	11

P1-5 (4,0 m)

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
pH		7,7	7,7	7,7	-	-
Konduktivitet	mS/m	20,6	22,4	19,3	1,0	5
Turb-utan syra	FNU	-	-	-	-	-
Turb-m. syra	FNU	-	-	-	-	-
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	53,0	59,0	48,0	4,3	8
Total hårdhet	mg Ca/l	29,0	31,5	26,2	1,8	6
UV-254	m ⁻¹	11,6	13,6	10,5	1,1	9
DUV-254	m ⁻¹	10,0	10,0	10,0	-	-
TOC	mg C/l	5,7	7,2	5,0	0,7	13

Rb 9801

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	5,4	14,0	1,0	4,8	88
pH		7,3	7,5	7,1	0,1	2
Konduktivitet	mS/m	20,1	21,9	18,9	1,0	5
Turb-utan syra	FNU	8,0	29,8	1,9	8,3	104
Turb-m. syra	FNU	6,9	21,3	2,0	6,9	99
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	51,5	57,0	46,0	3,9	8
Total hårdhet	mg Ca/l	27,7	30,6	25,3	2,0	7
UV-254	m ⁻¹	16,2	28,4	13,3	4,0	25
DUV-254	m ⁻¹	12,7	14,5	10,5	1,6	12
TOC	mg C/l	5,4	6,4	5,0	0,5	10
DOC	mg C/l	5,8	6,4	5,5	0,5	8,7
Järn	mg/l	1,1	2,6	0,1	1,1	101
COD _{Mn}	mg O ₂ /l	4,6	5,0	4,4	0,3	6,6

Rb 9802

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	5,9	14,0	1,5	4,7	80
pH		7,3	7,5	7,2	0,1	1
Konduktivitet	mS/m	20,0	21,7	18,5	1,0	5
Turb-utan syra	FNU	15,3	85,1	1,9	22,8	149
Turb-m. syra	FNU	15,9	55,3	2,6	18,6	117
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	51,2	57,0	45,0	4,0	8
Total hårdhet	mg Ca/l	27,4	31,3	24,5	2,2	8
UV-254	m ⁻¹	19,6	57,8	9,5	12,9	66
DUV-254	m ⁻¹	12,4	14,4	10,8	1,5	12
TOC	mg C/l	5,2	6,1	3,9	0,7	14
DOC	mg C/l	5,8	6,3	5,6	0,4	6
Järn	mg/l	2,0	5,9	0,1	2,2	112
COD _{Mn}	mg O ₂ /l	4,5	4,8	4,4	0,2	4

9601

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	8,9	12,5	6,0	2,7	30
pH		7,3	7,3	7,2	0,1	1
Konduktivitet	mS/m	28,9	31,9	25,2	2,7	9
Turb-utan syra	FNU	0,8	1,5	0,4	0,3	42
Turb-m. syra	FNU	0,6	0,8	0,3	0,2	28
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	75,2	83,0	67,0	6,2	8
Total hårdhet	mg Ca/l	40,5	45,7	35,2	3,6	9
UV-254	m ⁻¹	7,3	8,5	6,0	0,8	10
DUV-254	m ⁻¹	7,1	7,6	6,7	0,4	6
TOC	mg C/l	3,7	4,7	3,4	0,4	11
DOC	mg C/l	4,3	5,6	3,5	0,9	21
Järn	mg/l	0,1	0,3	0,0	0,1	89
COD _{Mn}	Mg O ₂ /l	2,7	2,9	2,5	0,2	7

Br 6803

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	13,5	-	-	-	-
pH		7,2	7,24	7,15	0,04	0,5
Konduktivitet	mS/m	28,9	31,3	27,5	1,5	5
Turb-utan syra	FNU	0,8	1,3	0,6	0,3	41
Turb-m. syra	FNU	0,7	1,3	0,5	0,3	48
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	82,3	91,0	78,0	5,6	7
Total hårdhet	mg Ca/l	41,6	45,0	39,2	2,3	6
UV-254	m ⁻¹	7,8	8,8	6,3	1,0	12
TOC	mg C/l	3,7	3,9	3,4	0,2	6
Järn	mg/l	0,2	0,8	0,02	0,4	156

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnärsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Claes Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöslös för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skapad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läcksökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattningslaguner med naturliga metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningsslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg, *Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albiñ, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*
- 1999-0 VA-FORSK-rapporter 1992-1998
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering, *Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk, *Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*
- 1999-04 Kundenkäter inom VA – handledning och förslag till frågeformulär, *Jan Lille*
- 1999-05 Bevattnings av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten, *Kenth Hasselgren*
- 1999-06 Kartläggning av retention av fosfor och metaller i kommunala slamdeponier – modellområde Avan i Gävle, *Emil Rydin, Kristian Persson, Curt Forsberg*
- 1999-07 Utveckling av en biosensor för denitrifikationshämning, *Lena Gumaelius, Gunnel Dalhammar*
- 1999-08 VA-försörjning och avfallshantering i lokal Agenda 21 i Skåne – erfarenheter från 20 kommuner, *Peder Hjorth*
- 1999-09 Köksavfallskvarnar – effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar, *Tina Karlberg, Erik Norin*
- 1999-10 Kompletterande avloppslösningar i flerfamiljshus och offentliga lokaler, *Jan-Erik Haglund, Birgitta Olofsson, Maria Rydén, Henrik Tideström*
- 1999-11 Slamförbränning, *Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren*
- 1999-12 Organiska för(ör)eningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, *Nicklas Paxéus*
- 1999-13 Tillämpning av hydrologiska modeller i vattenplanering, *Lars Kylefors, Thomas Gumbricht, Lars-Göran Gustafsson*
- 1999-14 Spårämnesförsök som undersökningsmetodik vid konstgjord grundvattenbildning, *Lena Tilly, Lena Maxe, P-O Johansson*
- 1999-15 Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall – syntes av hanteringssystem undersökta inom FoU-programmet "Organiskt avfall som växtnäingsresurs", *Erik Kärrman, Håkan Jönsson, Christopher Gruvberger, Magnus Dalemo, Ulf Sonesson, Thor Axel Stenström*
- 1999-16 Kadmium – spårning och analys, *Marie Häggglund, Christina Rydh, Birgitta Strandberg*
- 1999-17 Optimering av långsamfilter, *Husam S. Jabur, Jonas Mårtensson*
- 1999-18 Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen, *Johanna Blomberg, redaktör*