

*Olof Pehrsson Ekologi-Konsult*  
Tjuvkil 700, 442 75 Lycke  
Tel 0303/22 55 62  
Fax 0303/22 55 62  
e-mail: p-son.tjuvkil@swipnet.se

## **Vattenrening i vattenreningskärr - bearbetning av data:** **jämförelser mellan Bergum och andra anläggningar** (preliminär arbetsversion 1998-06-29)



Vattenreningskärret i Bergum - Foto: Olof Pehrsson 1997-06-04

## Vattenreningskärr

Ett vattenreningskärr är en artificiell våtmarksanläggning som utformats för att i maximal omfattning ta hand om närsalter i spillvatten från jordbruk och hushåll, så att detta ej påverkar vattendrag, sjöar och marin miljö med övergödning som följd. Modellen bygger på ett antal ekologiska principer som kan ge hög primärproduktion, och där denna i sin tur kan utgöra underlag för olika näringskedjor. I motsats till alla andra reningsanläggningar skall närsalter ej fångas och anrikas för att efter en tid omhändertas för ny deponering med därmed åtföljande problem. I stället avses närsalter av fosfor och kväve på naturlig väg spridas genom ett naturligt kretslopp. Detta kan ske antingen genom naturens eget djurliv eller genom någon form av hävd eller odling.

Av intresse är vattenreningskärrs effektivitet (eff.), främst då det gäller att reducera utsläpp av närsalter av fosfor (P) och kväve (N). Med effektivitet avses den procentuella reduktionen. Jämförelser göres mellan ..

**B** - Bergum, Göteborgs kommun (vatten från hushållets 3-kammarbrunn, 30 pe), 1996-04-30 - 1997-06-30<sup>1</sup>.

**A** - Aröd, Kungälv kommun (vatten från ladugård, gödselplatta och mjölktrum, samt gårdens hushåll, 1992-03-26 - 1994-03-22<sup>2</sup>.

**K** - Kode reningsverk, Kungälv kommun (grunda dammar med kaveldun, efter fosforreduktion), 1993-09-20 - 1996-02-06<sup>3</sup>.

**M** - Markbäddar, Kungälv kommun (M1 13 pe, M2 4 pe), 1992-05-20 - 1993-11-18 (ref. 2). dens hushåll / trekammarbrunn), 1992-03-25 - 1994-03-22 (ref. 2).

## Totalfosfor (tot.-P)

(innefattande organiskt bundet och oorganiskt i vatten löst fosfat)

### Bergum

Halter: in 14,0 mg/l (n=13); ut 1,24 mg/l (n=13), min. 0,29 mg/l; minskning 12,78 mg/l; eff.=**91,2%** (n=13)

Flöden: in 31,1 mg/min (n=12); ut 4,37 mg/min (n=12); eff. =**85,9%** (n=12).

### Aröd

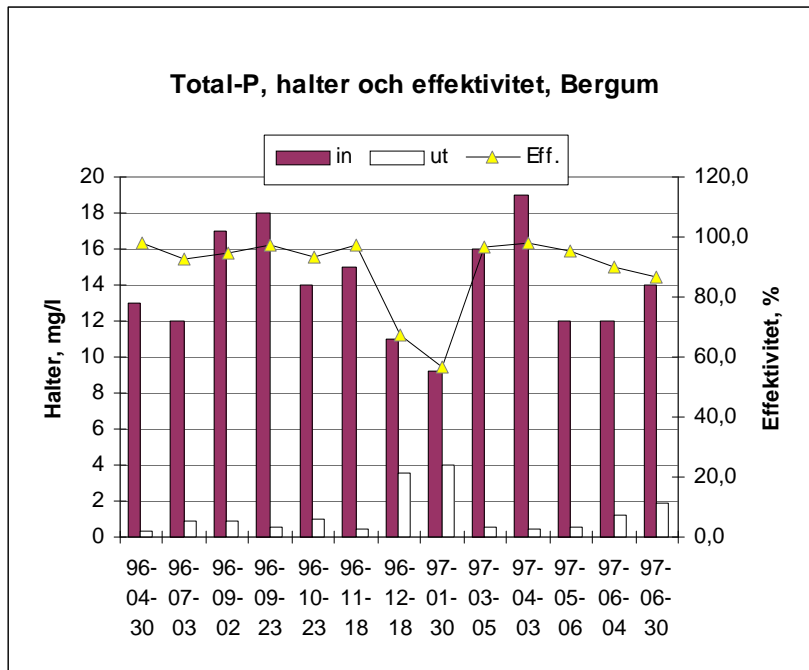
Halter: in 10,03 mg/l (n=14); ut 1,64 mg/l (n=14), min. 0,33 mg/l; minskning 8,39 mg/l; eff.=**83,7%** (n=14).

Flöden: in 65,2 mg/min (n=13); ut 5,7 mg/min (n=13); eff. =**91,3%** (n=13).

<sup>1</sup> Pehrsson, O. 1997-07-02. Bergums fritidslantgård: vattenreningskärr - anläggning och funktion. Manuskript, arbetsversion.

<sup>2</sup> Pehrsson, O. 1995-02-15. Vattenreningskärr i Aröd 2:226: Funktion och utveckling. Manuskript, 45 sid.

<sup>3</sup> Länsstyrelsen. 1996-03-05. Miljöavdelningens provtagningar.

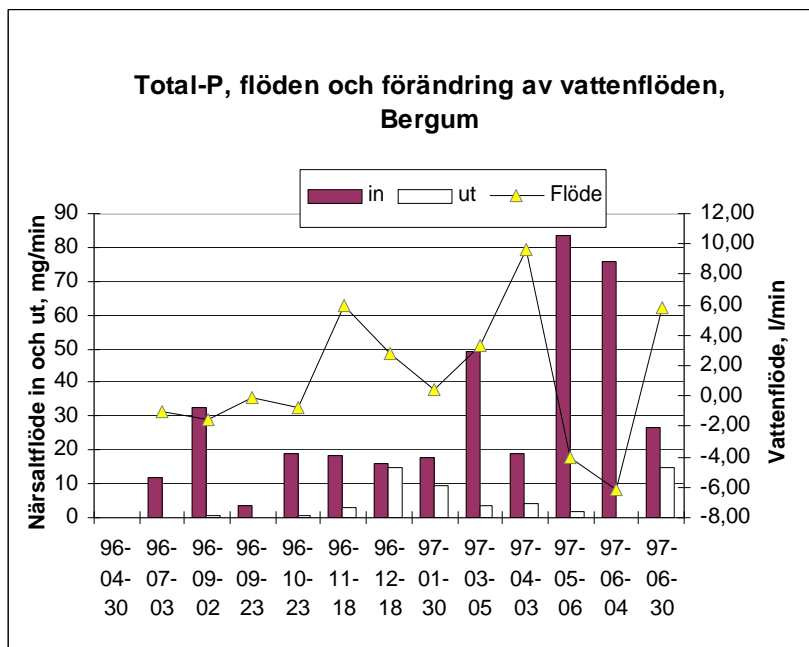
**Kode**

Halter: in 0,150 mg/l (n=30); ut 0,0517 mg/l (n=30); eff. =**65,4%** (n=30).

**Markbädd 1**

Halter: in 17,3 mg/l (n=1); ut 10 mg/l (n=1); eff. =**42,2%** (n=1).

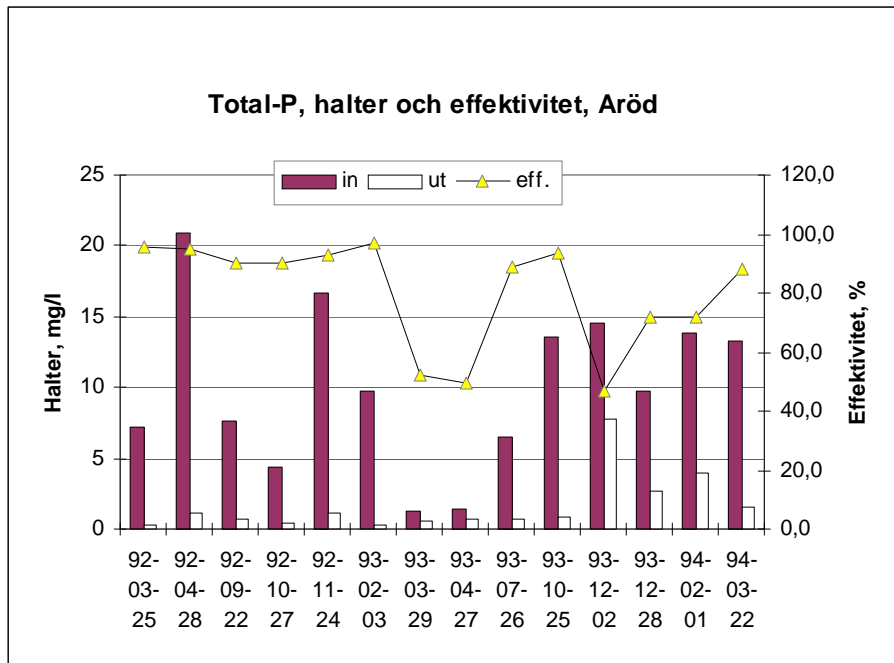
Flöden: in 24,05 mg/min (n=1); ut 67,1 mg/min (n=1); eff. =**ökning 2,8 ggr** (n=1).



Trots (eller möjligen en effekt av) högre halt i inflödet och lägre i utflödet i Bergum är minskningen och effektiviteten större än i Aröd.

**Effektiviteten (eff.) ...**

\* ökar vid högre konc. i inflödet (B:  $r=0,69$ ,  $n=13$ ; A:  $r=0,35$ ,  $n=14$ ).

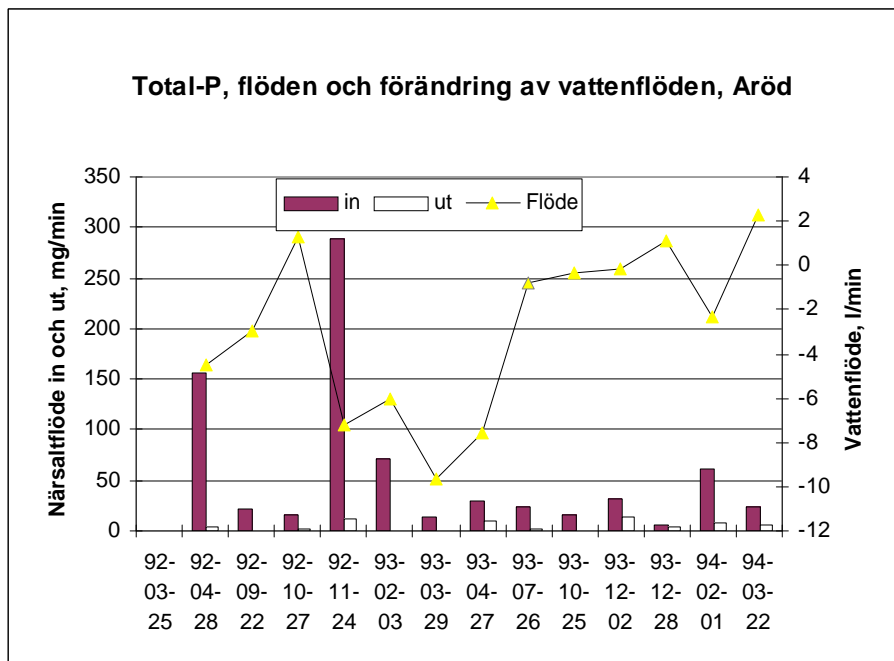


\* ökar givetvis med lägre konc. av tot.-P i utflödet i B ( $r=-0,99$ ,  $n=13$ ) men mindre påtagligt i A ( $r=-0,56$ ,  $n=14$ ).

\* ökar med högre halt i inflödet av tot.-N i B ( $r=0,61$ ,  $n=13$ ) men ej i A ( $r=-0,15$ ,  $n=14$ ).

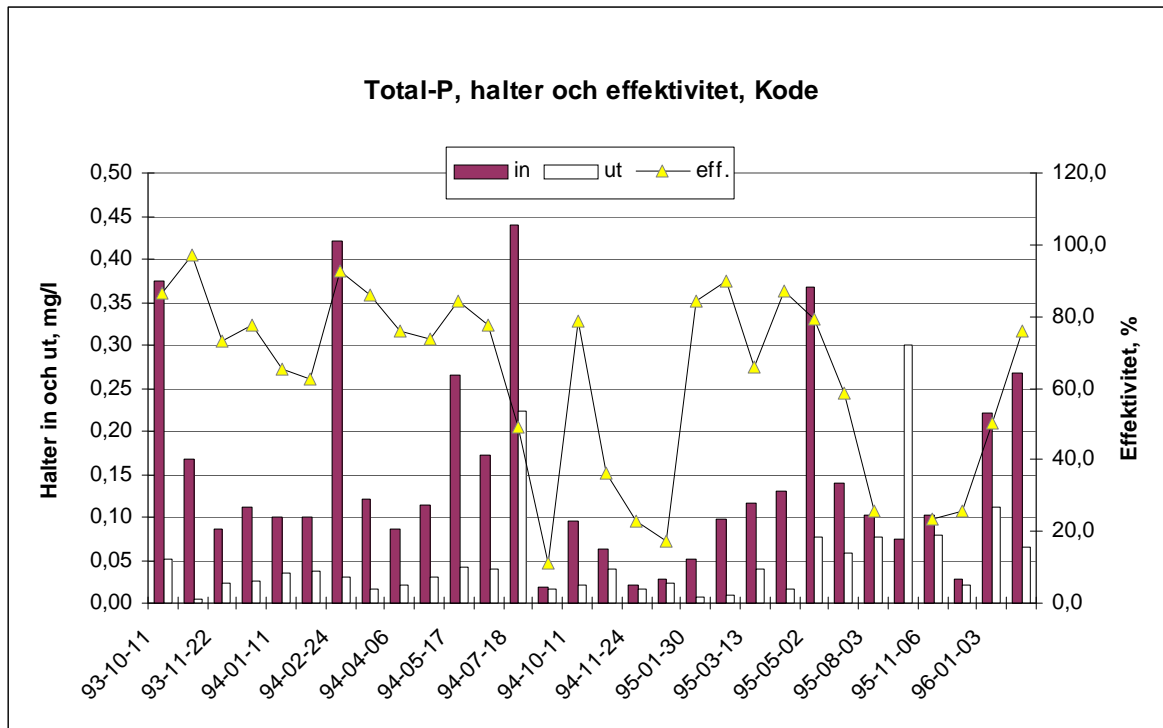
\* ökar med lägre halt av tot.-N i utflödet (B:  $r=-0,88$ ,  $n=13$ ; A:  $r=-0,32$ ,  $n=14$ ).

\* ökar med högre eff. för tot.-N i B ( $r=0,96$ ,  $n=13$ ) och möjligen i A ( $r=0,22$ ,  $n=14$ ).



\* ökar möjligen med ökad N/P(total)-kvot ( $r=0,24$ ) i inflödet och åtminstone i utflödet ( $r=0,49$ ) i B men med minskad N/P(total)-kvot åtminstone i inflödet ( $r=-0,50$ ) med knappast i utflödet i A.

\* ökar möjligen med ökad N/P(oorg.)-kvot i in- ( $r=0,48$ ) och utflöde ( $r=0,36$ ) i B men med minskande kvot i inflödet i A ( $r=-0,40$ ) och utan samband i utflödet i A ( $r=-0,06$ ).



\* ökar möjligen med ökad PO<sub>4</sub>-P-halt i inflödet i B (r=0,33) och i A (r=0,32) men med minskad PO<sub>4</sub>-P-halt i utflödet i B (r=-0,95) och möjligen i A (r=-0,14).

\* ökar givetvis med ökad eff. för PO<sub>4</sub>-P i B (r=0,96) och A (r=0,71).

\* ökar med ökad konc. av NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N inflödet i B (r=0,81) men med tendens till minskande i A (r=-0,12); det senare gäller också för NH<sub>4</sub>-N i A (r=-0,15).

\* ökar med minskande NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N i utflödet i B (r=-0,82) men mindre påtagligt i A (r=0,20); det senare gäller också för NH<sub>4</sub>-N i A (r=-0,17).

\* ökar med ökad eff. för NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N i B (r=0,95) men mindre påtagligt i A (r=0,51); det senare sambandet är svagt även för NH<sub>4</sub>-N i A (r=0,39).

\* påverkas ej av vattenflödet (l/min), varken i in- (r=0,08) eller utflöde (r=0,09) men däremot genom en ökning i relation till en minskning av flödet i kärret (r=-0,40) i B; i A visar eff. en tendens att öka med minskat flöde in (r=-0,28) och ut (r=-0,24) men däremot med en ökning i relation till en ökning av vattenflödet (r=0,25)..

\* påverkas ej av vattentemperaturen, varken i in- (r=0,04) eller utflöde (r=0,01) i A.

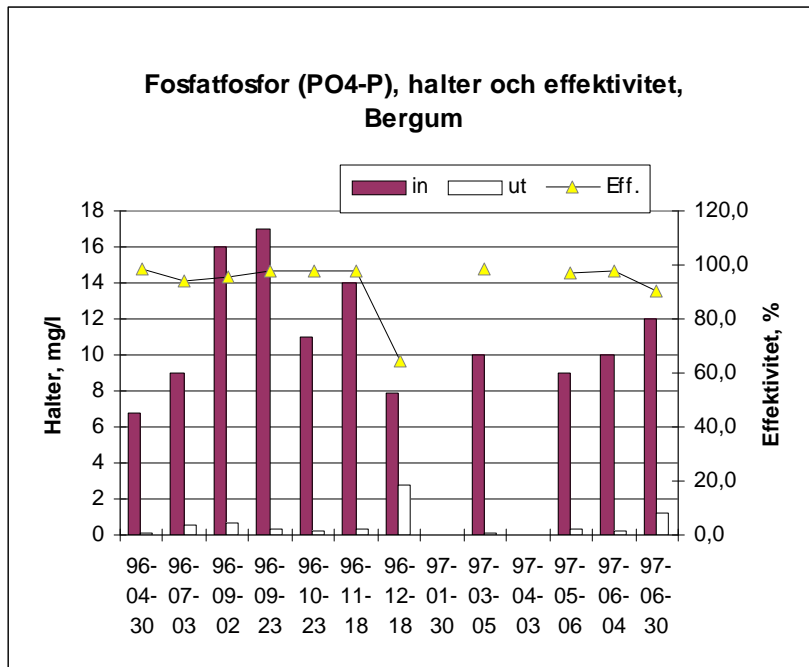
### Fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P)

(i vatten löst oorganiskt fosfat)

#### Bergum

Halter: in 11,15 mg/l (n=11); ut 0,63 mg/l (n=11); minskning 10,52 mg/l; eff. = **94,4%** (n=11). Ej tillförlitliga analyser vid två tillfällena betyder att direkta jämförelser med andra parametrar försvåras.

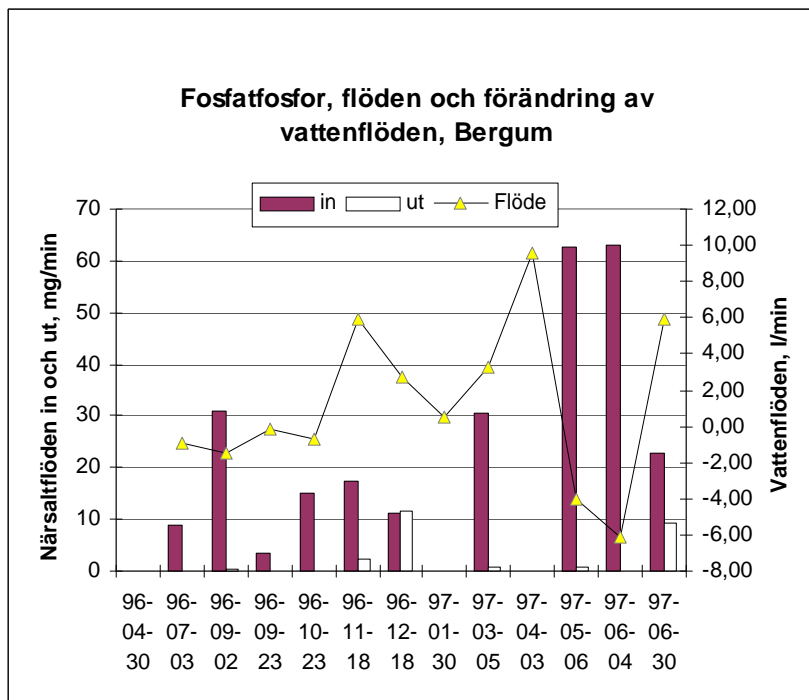
Flöden: in 26,30 mg/min (n=10); ut 2,23 mg/min (n=10); eff.=**91,5%** (n=10).



### Aröd

Halter: in 7,07 mg/l (n=14); ut 0,69 mg/l (n=14); minskning 6,38 mg/l; eff. = **90,2%** (n=14).

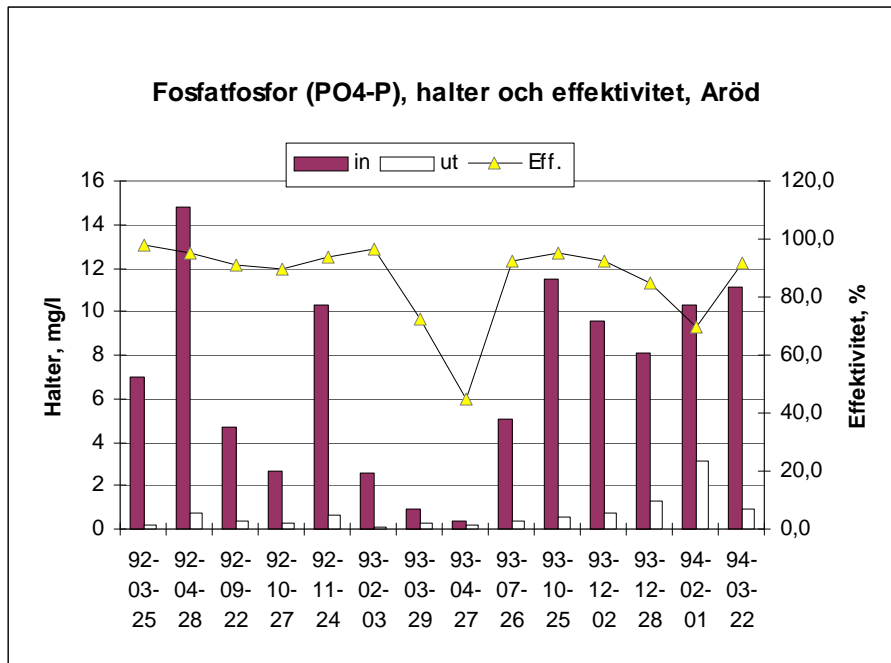
Flöden: in 46,02 mg/min (n=13); ut 2,40 mg/min (n=13); eff. = **94,8%** (n=13).



### Markbädd 1

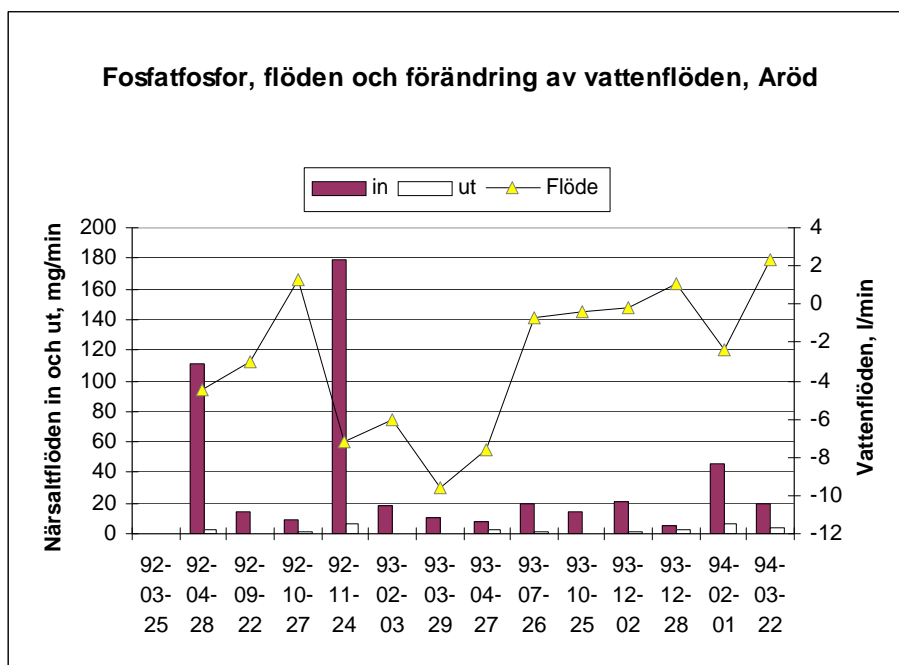
Halter: in 16,5 mg/l (n=1); ut 9,3 mg/l (n=1); eff. = **43,6%** (n=1).

Flöden: in 26,24 mg/min (n=1); ut 14,79 mg/l (n=1); eff. = **43,6%** (n=1).



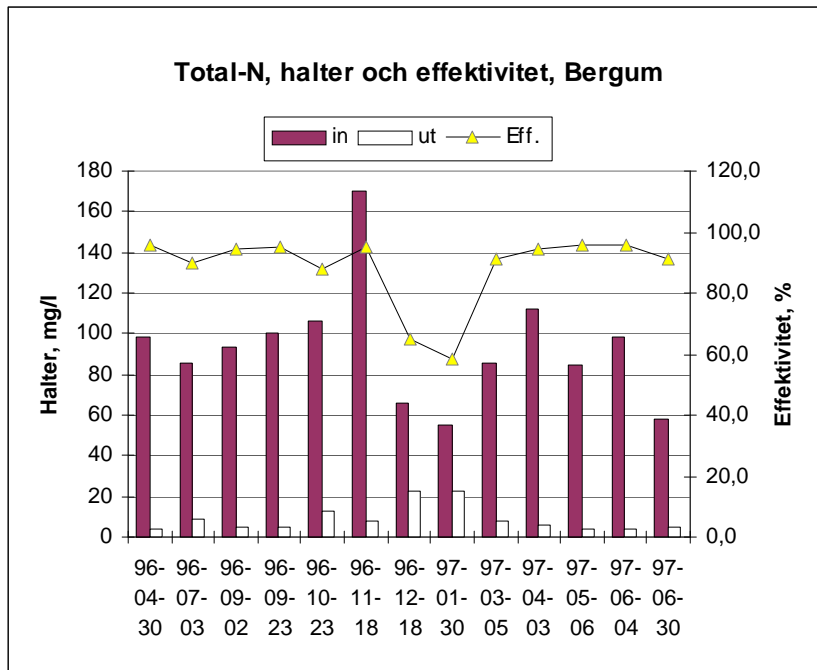
### Effektiviteten (eff.) ...

\* ökar med ökad konc. av NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N i ingående flöde ( $r=0,73$ ) och med minskad konc. i utgående flöde ( $r=-0,72$ ) i B men sambandet är svagare i A ( $r=0,18$  resp.  $r=-0,35$ ). Detta kan tolkas som att en viss konc. av oorg. N ger högre reduktion av P i B där tillförseln av oorg. P var hög jämfört med A.



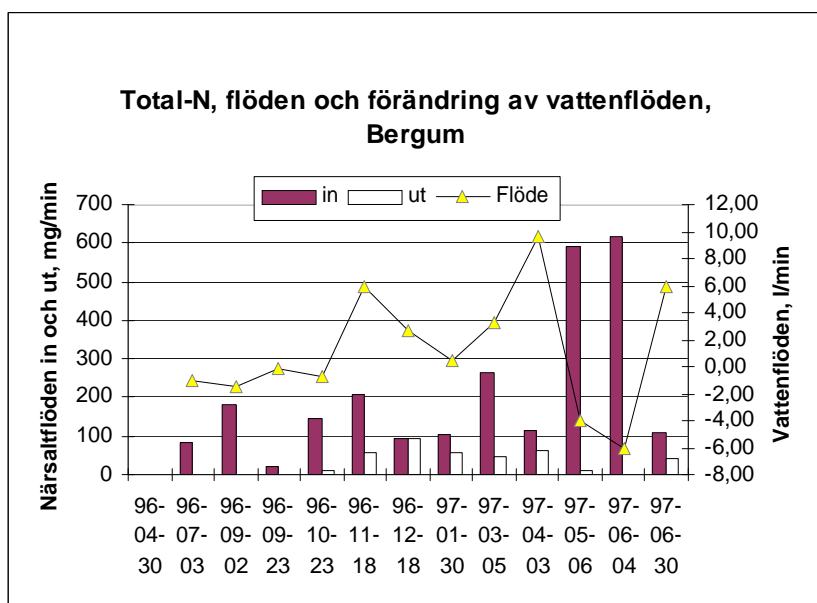
\* ökar med ökad konc. i inflödet (B:  $r=0,29$ ; A:  $r=0,46$ ) och minskad konc. i utflödet (B:  $r=-0,93$ ; A:  $r=-0,22$ ).

\* ökar möjligen med ökat vatteninflöde i B ( $r=0,22$ ), i så fall som en effekt av ett större tillskott av närsalter, men ökningen kan också gynnas av minskat utflöde ( $r=-0,20$ ). - I A finns ett tydligare samband mellan en ökad eff. och minskning av såväl in- ( $r=-0,59$ ) som utflöde



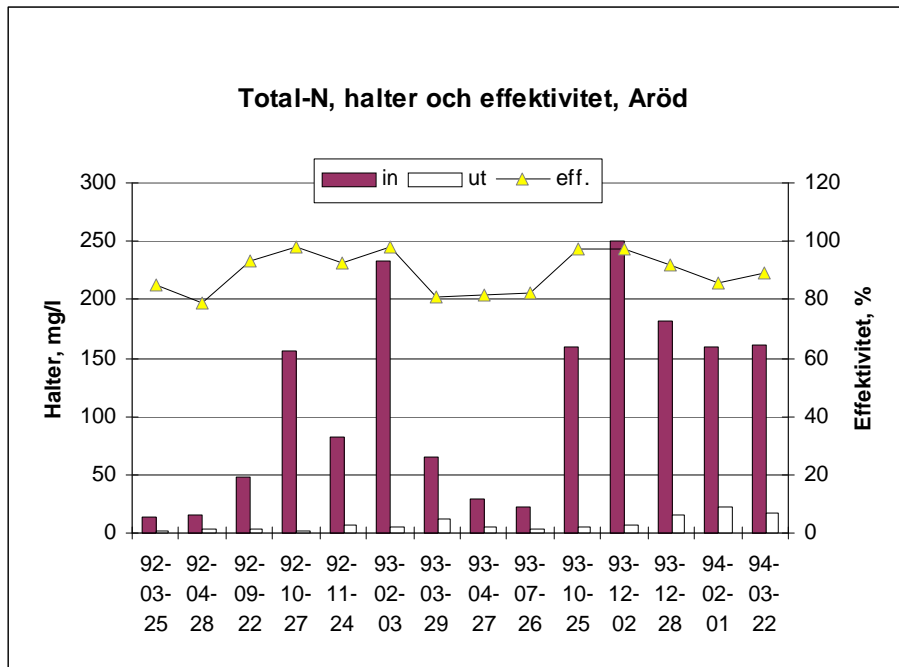
( $r=-0,56$ ). I båda fallen kan ett för stort dagvattentillflöde till systemet medföra kortare utbytestid och därmed en reduktion av eff.

\* ökar med ökat tillskott ( $r=0,73$ ) och minskat utflöde ( $r=-0,72$ ) av oorg. N, d.v.s.  $\text{NH}_4\text{-N}$  +  $\text{NO}_3\text{-N}$ , i B; inget samband finns mellan denna ökning av eff. och inflödet av  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $r=0,04$ ), eftersom ammonium omvandlas till nitrat i kärret; däremot motsvaras av detta skäl en ökad eff. för  $\text{PO}_4\text{-P}$  av en ökning av  $\text{NO}_3\text{-N}$  i utflödet ( $r=0,31$ ); en effektiv fosfatreduktion



gynnas av ett överskott av nitrat. - I A finns ingen motsvarande ökning av eff. med ökat tillskott ( $r=0,18$ ) och minskat utflöde ( $r=-0,35$ ) av oorg. N; sambandet mellan eff. och inflöde av nitrat är också här svagt ( $r=0,12$ ); däremot motsvaras en ökad eff. hos  $\text{PO}_4\text{-P}$  av ett reducerat utflöde av nitrat ( $r=-0,71$ ), vilket är ett omvänt förhållande jämfört med B.

\* påverkas knappast av vattentemperaturen i in- ( $r=-0,31$ ) och utflöde ( $r=-0,32$ ).

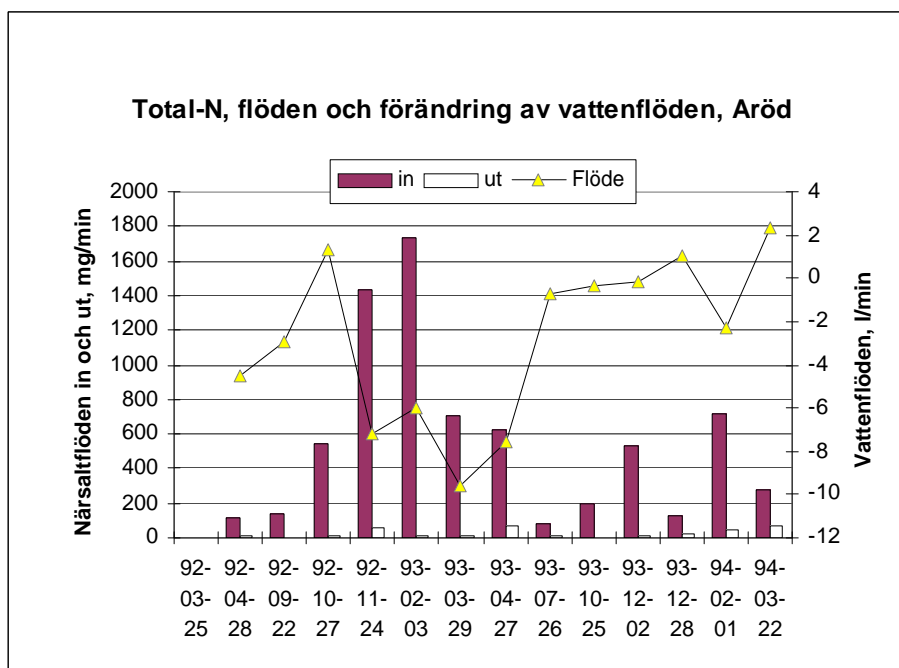


### Totalkväve (tot.-N)

#### Bergum

Halter: in 93,3 mg/l (n=13); ut 8,98 mg/l (n=13); minskning 84,32 mg/l; eff.=**90,4%** (n=12).

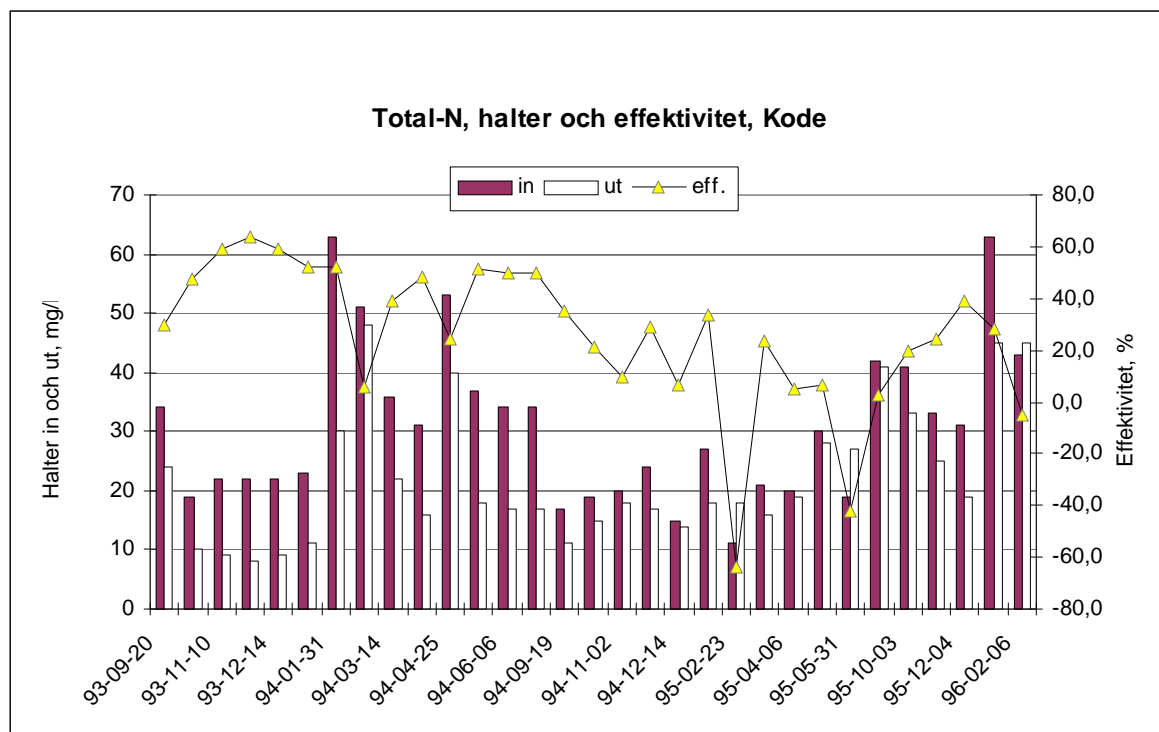
Flöden: in 220,1 mg/min (n=12); ut 31,94 mg/min (n=12); eff. =**85,5%** (n=12).



#### Aröd

Halter: in 112,7 mg/l (n=14); ut 7,93 mg/l (n=14), min. 2,5 mg/l; minskning med 104,77 mg/l; eff.=**93,0%** (n=14).

Flöden: in 733,5 mg/min (n=13); ut 27,5 mg/min (n=13); eff. =**96,2%** (n=13).



### Kode

Halter: in 30,9 mg/l (n=30); ut 22,2 mg/l (n=30): eff. =**28,1%** (n=30).

### Markbädd 1

Halter: in 58,5 mg/l (n=1); ut 57,3 mg/l (n=1); eff. =**2,1%** (n=1).

Flöden: in 81,3 mg/l (n=1); ut 91,1 mg/l (n=1); eff. =**ökning 1,1 ggr** (n=1).

### Effektiviteten (eff.) ...

\* ökar i B med ökad konc. av tot.-P i in- ( $r=0,62$ ) och med minskad konc. ( $r=-0,95$ ) i utloppet. - I A är detta samband försumbart i in- ( $r=0,13$ ) och utlopp ( $r=0,24$ ).

\* ökar knappast i B med ökad konc. av PO<sub>4</sub>-P i inflödet ( $r=0,36$ ) men med reducerad halt i utflödet ( $r=-0,90$ ). - I A finns inget samband mellan dessa parametrar i in- ( $r=0,01$ ) och utflöde ( $r=-0,10$ ).

\* ökar med ökad eff. för PO<sub>4</sub>-P i B ( $r=0,95$ ) men i mindre omfattning i A ( $r=0,45$ ).

\* ökar med ökad konc. av oorg. N (NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N) i inflödet ( $r=0,76$ ) men i synnerhet med reducerad konc. i utflödet ( $r=-0,93$ ). - I A råder motsvarande förhållande i inflödet ( $r=0,74$ ), men i utflödet är sambandet försumbart ( $r=-0,11$ ).

\* ökar maximalt med eff. för oorg. N i B ( $r=1,00$ ) men svagt med motsvarande eff. i A ( $r=0,45$ ).

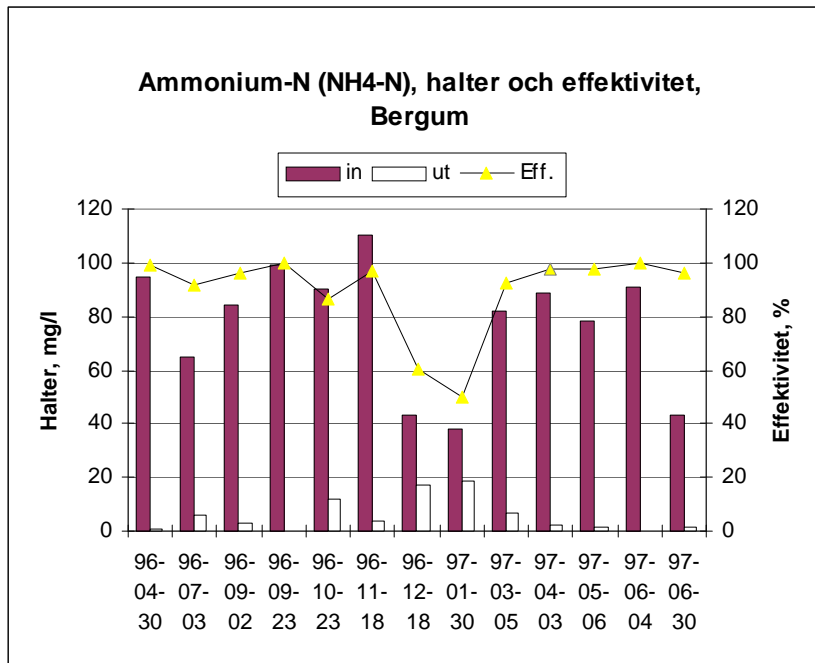
\* ökar knappast med ökad konc. av NO<sub>3</sub>-N i inflödet (B:  $r=0,18$ ; A:  $r=0,28$ ). I utflödet blir eff. hög vid hög nitrathalt i B ( $r=0,40$ ) men med låg halt i A ( $r=-0,32$ ).

### Ammonium-kväve (NH<sub>4</sub>-N)

#### Bergum

Halter: in 77,46 mg/l (n=13); ut 5,68 mg/l (n=13), min. 1,1 mg/l; minskning 71,78 mg/l; eff. **92,7%** (n=13); ingår med 83,0% i ingående och 63,3% i utgående totalkvävehalt.

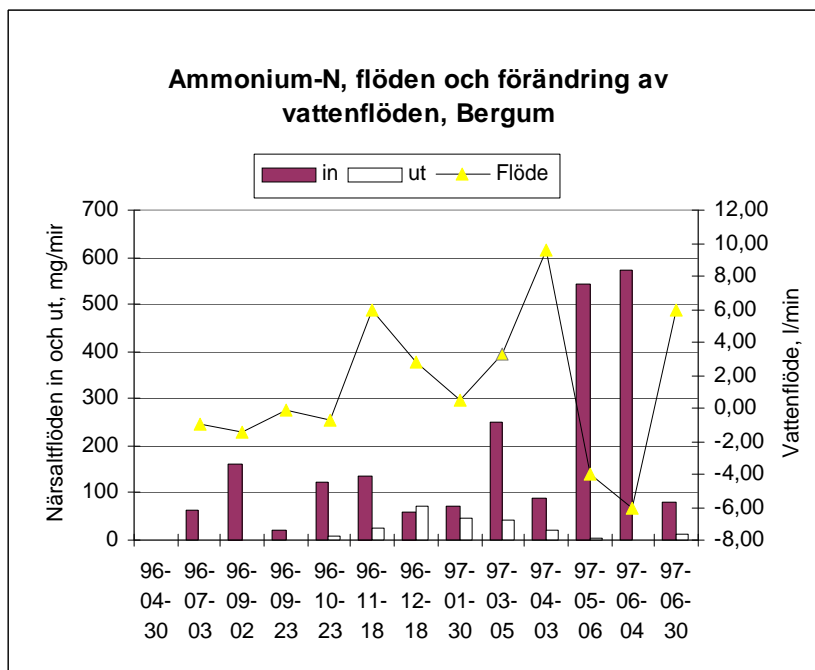
Flöden: in 182,68 mg/min (n=12); ut 20,22 mg/min (n=12); eff. =**88,9%** (n=12).



### Aröd

Halter: in 84,95 mg/l (n=14); ut 4,69 mg/l (n=14); minskning 80,21 mg/l; eff. **94,5%** (n=14).

Flöden: in 552,8 mg/min (n=13); ut 16,27 mg/min (n=13); eff. =**97,1%** (n=13).



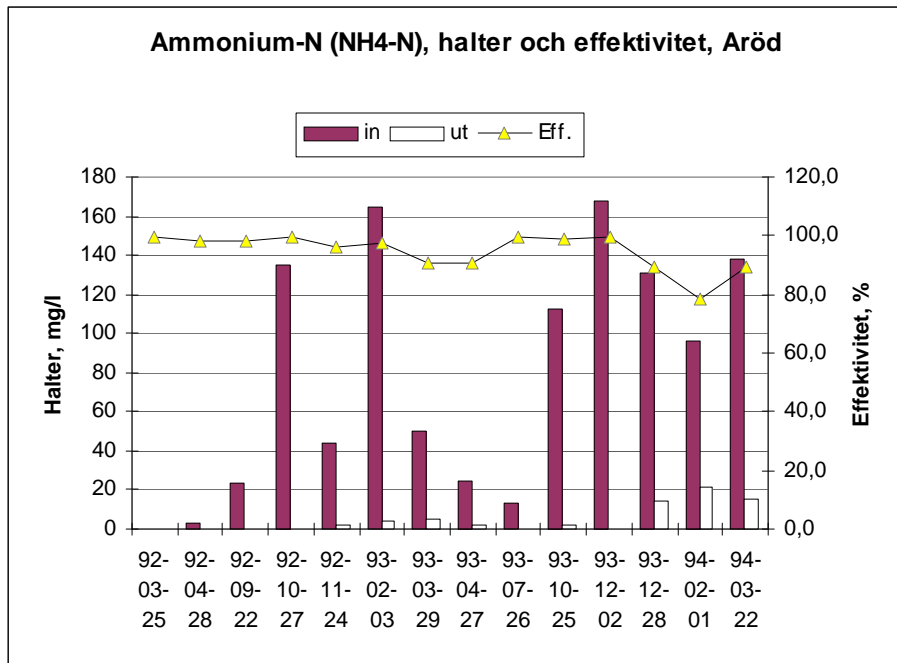
### Kode

Halter: in 14,36 mg/l (n=23); ut 12,71 mg/l (n=23); eff. =**11,5%** (n=23).

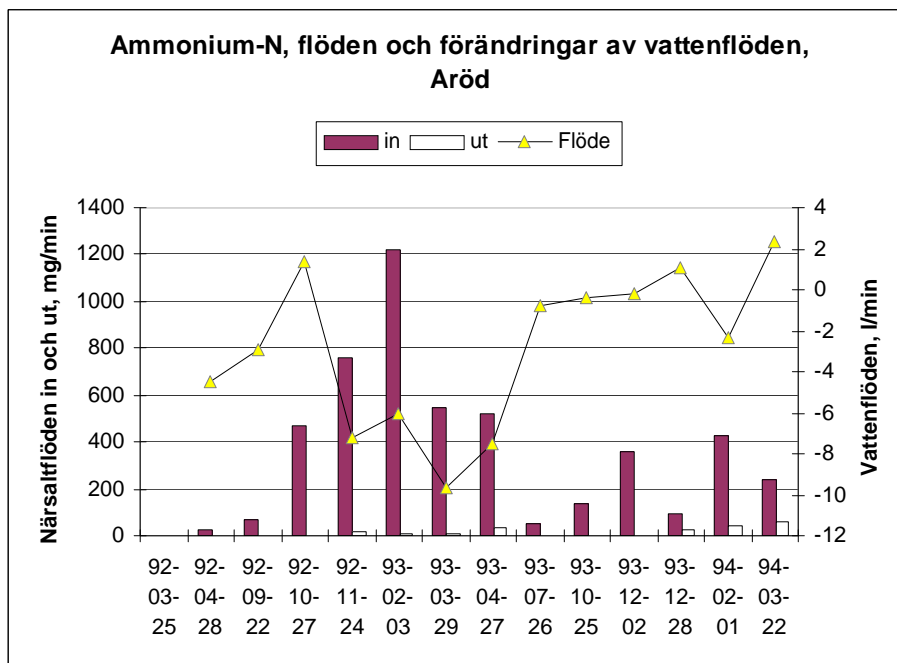
### Markbädd 1

Halter: in 58,3 mg/l (n=1); ut 15,4 mg/l (n=1); eff. =**73,6%** (n=1).

Flöden: in 81,0 mg/min (n=1); ut 24,5 mg/min (n=1); eff. = **69,8%** (n=1).

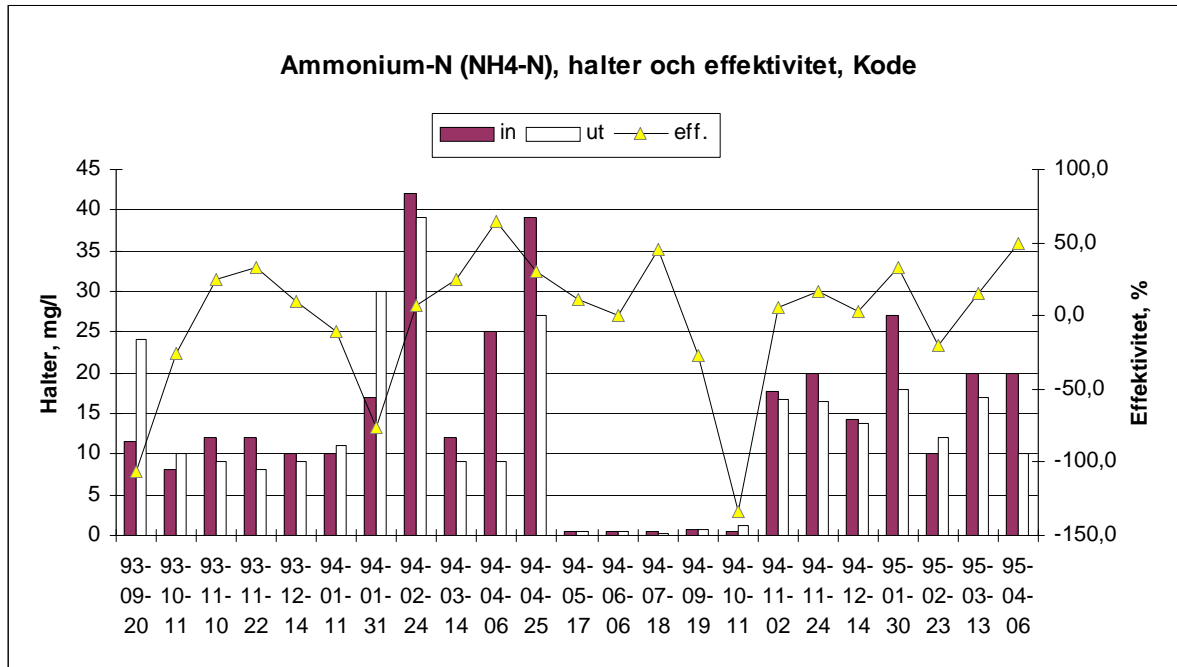


Halterna av ammonium i vatten från de syrefattiga trekammarbrunnarna i B och A omvandlas snabbt till nitrat, när tillgången på syre är god i vattenreningskärrarna. Vid tillgång på solljus (som är bäst i A, men sämre i B, där skugga råder under den mörkaste årstiden) upptas nitratet genom primärproduktion (alger). Vid K, där underskottet på fosfat är stort (se N/P-kvoterna),



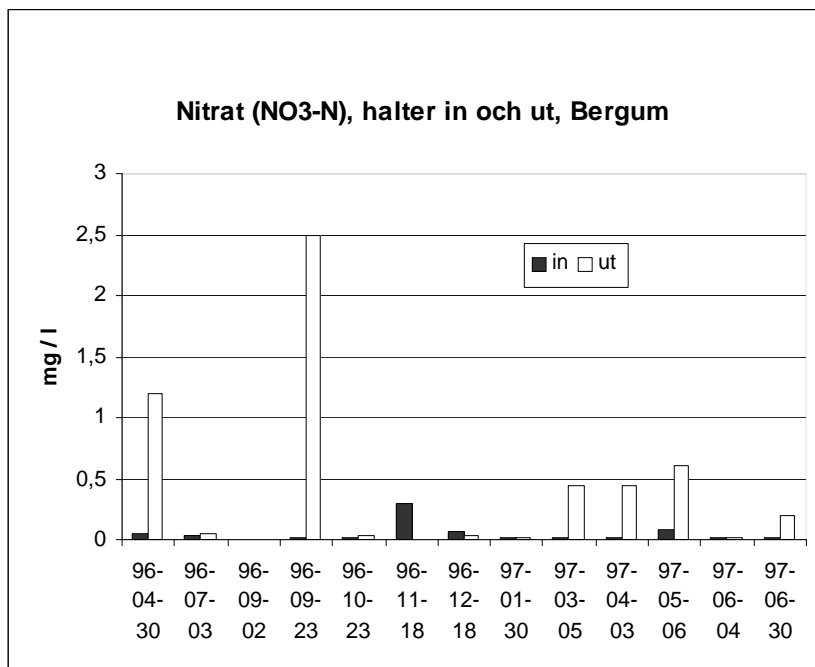
blir primärproduktionen därför begränsad och därmed också tillgången på syre (som bildas vid assimilationen). Kvävet blir i stor utsträckning kvar i K i form av ammonium. Låga syrehalter i vattenfasen kan också förväntas reducera denitrifikationsprocesserna i bottensedimentet. I M finns tillgång till syre och viss omvandling till nitrat sker, men i frånvaro av ljus sker

inget upptag av nitrat genom primärproduktion och heller ingen syretillförsel genom assimilation. Vid K leds kvävet ut i Vallby å främst form av ammonium.



### Effektiviteten (eff.) ...

\* ökar med ökad konc. i tillflödet av tot.-P ( $r=0,62$ ) men i mindre grad av PO<sub>4</sub>-P ( $r=0,37$ ) i B men inget motsvarande samband finns i A ( $r=0,02$  resp.  $r=-0,05$ ).

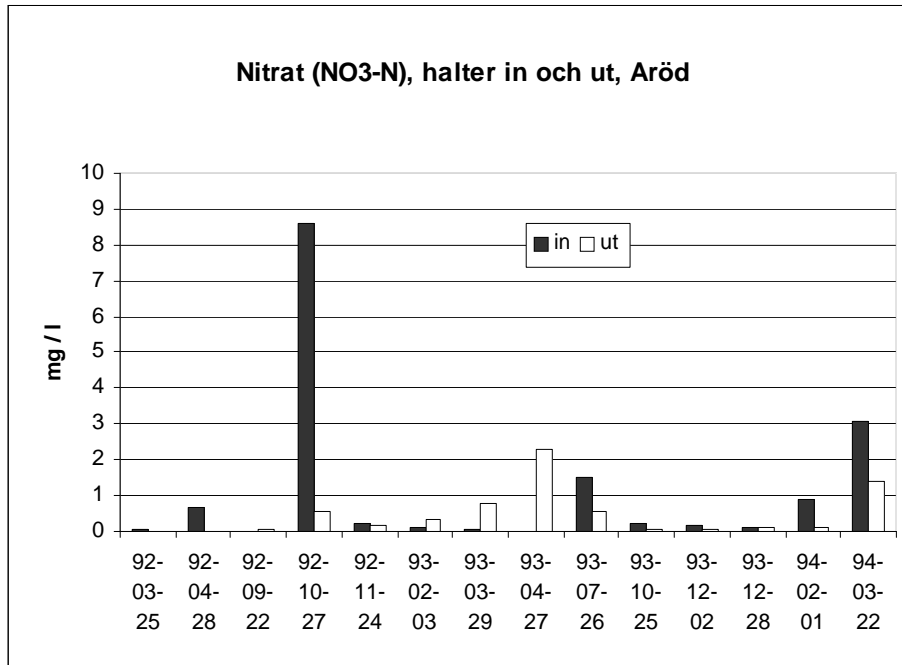


### Nitrat (NO<sub>3</sub>-N)

#### Bergum

Halter: in 0,051 mg/l (n=12); ut 0,538 mg/l (n=12); ökning 0,487 mg/l; eff. =**ökning 10,5 ggr.**

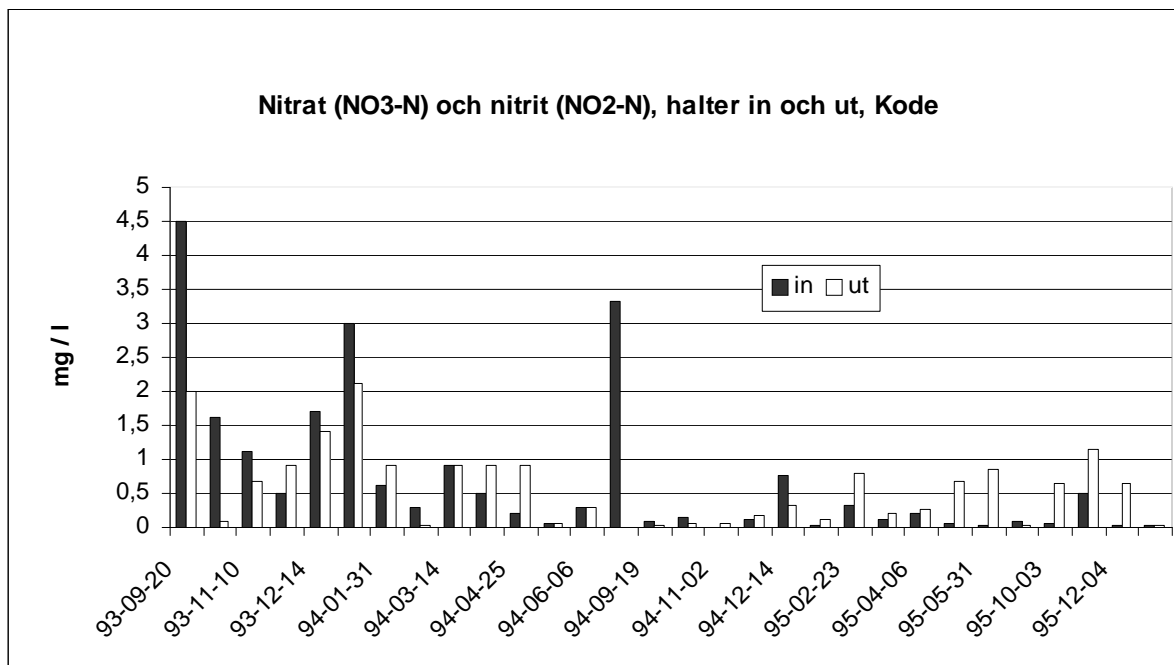
Flöden: in 0,12 mg/min (n=12); ut 1,914 mg/min; ökning 1,79 mg/min; eff. =**ökning 16 ggr.** (n=12).



### Aröd

Halter: in 1,122 mg/l (n=14); ut 0,464 mg/l (n=14); minskning 0,66 mg/l; eff. =**58,6%**.

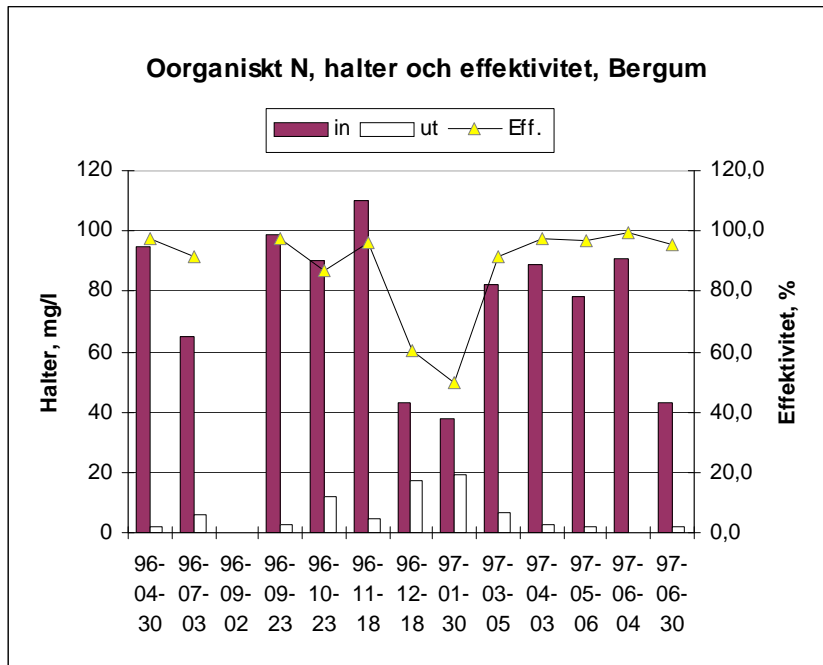
Flöden: in 7,3 mg/l (n=13); ut 1,61 mg/min (n=14); minskning 5,69 mg/min; eff. =**78,0%** (n=13-14).



### Kode<sup>4</sup>

Halter: in 0,71 mg/l (n=30); ut 0,58 mg/l (n=30); minskning 0,13 mg/l; eff. =**18,5%** (n=30).

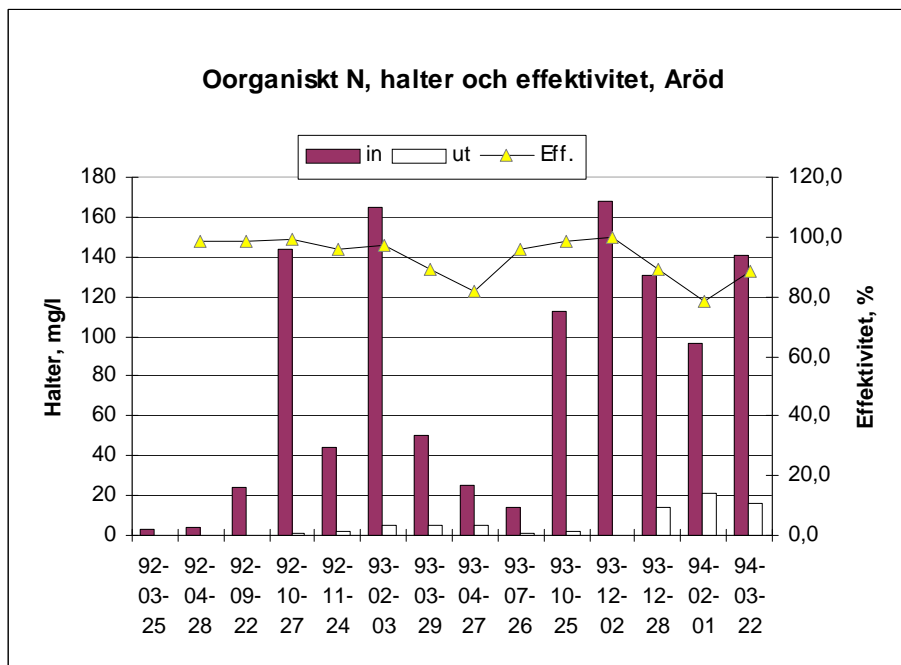
<sup>4</sup> Inklusiv nitrit (NO<sub>2</sub>-N).



### Markbädd 1

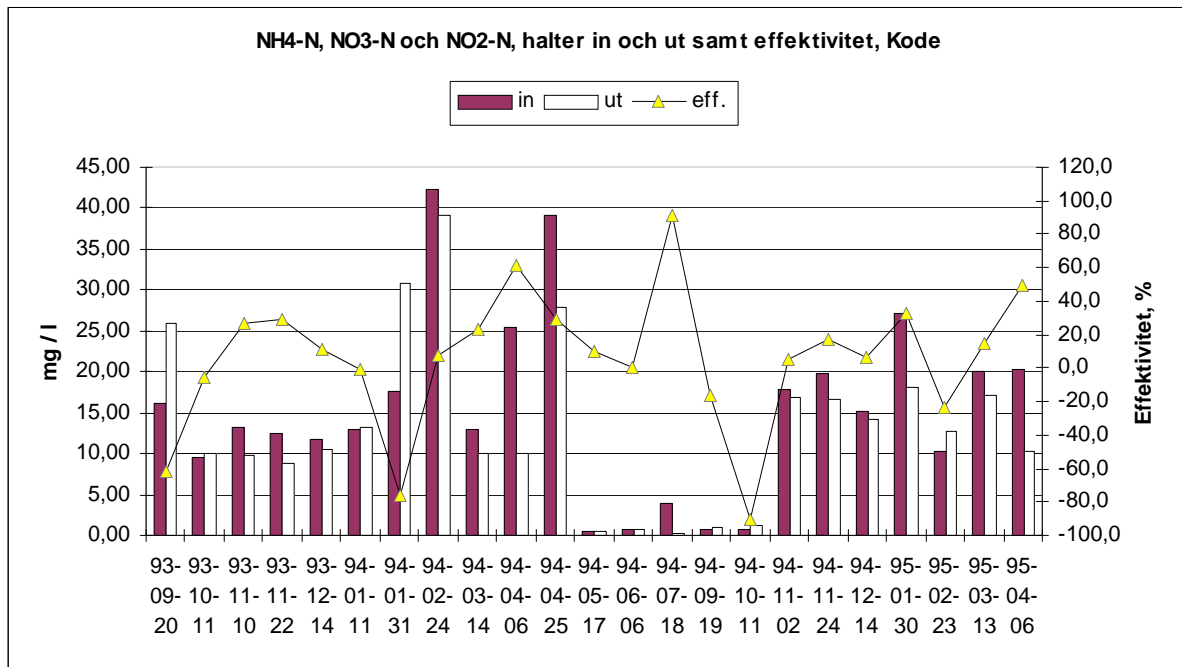
Halter: in 0,05 mg/l (n=1); ut 43,5 mg/l (n=1); ökning 43,45 mg/l; eff. =**ökning 870 ggr.** (n=1).

Flöden: in 0,07 mg/min (n=1); ut 69,2 mg/min (n=1); ökning 69,13 mg/min; eff. =**ökning 995 ggr.** (n=1).



Ökning (B) - men låga halter - både i B och i A - återspeglar den snabba omvandlingen av ammonium till nitrat vid tillgång på syre i ett vattenreningskärr. Den kraftiga ökningen av nitrat i M1 är ett resultat av viss tillgång på syre men främst av den totala frånvaron av ljus i

en markbädd. Utflödet av nitrat från M1 i den närbelägna havsviken Vallby kile ger omedelbart en rik produktion av grönalger (havssallad *Ulvaria obscura*).



### Oorganiskt kväve (NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N)

#### Bergum

Halter: in 76,97 mg/l (n=12); ut 6,44 mg/l (n=12); minskning 70,53 mg/l; eff. =**91,6%**.

Flöden: in 181,52 mg/min (n=11); ut 22,91 mg/min (n=11); eff. =**87,4** (n=11).

#### Aröd

Halter: in 86,07 mg/l (n=14); ut 5,15 mg/l (n=14); minskning 80,92 mg/l; eff. =**94,0%**.

Flöden: in 560,1 mg/min (n=13); ut 17,87 mg/min (n=13); eff. =**96,8** (n=13).

#### Kode (inklusive NO<sub>2</sub>-N)

Halter: in 15,25 mg/l (n=23); ut 13,29 mg/l (n=23); eff. =**12,8%** (n=23).

#### Effektiviteten (eff.) ...

\* ökar med ökad konc. av tot.-P i inflödet ( $r=0,61$ ) och i synnerhet minskad konc. av tot.-P i utflödet ( $r=-0,92$ ) i B. I A finns knappst något sådant samband ( $r=0,22$  resp.  $r=-0,10$ ).

\* ökar möjligen med ökad konc. av PO<sub>4</sub>-P i inflödet ( $r=0,33$ ) men desto mer med minskad konc. av PO<sub>4</sub>-P i utflödet ( $r=-0,88$ ). I A finns en motsvarande men svagare tendens ( $r=0,14$  resp.  $r=-0,62$ ).

\* är möjligen positivt påverkad av ökande inflödet ( $r=0,23$ ) och utflöde ( $r=0,13$ ) i B, men i A är tendensen motsatt genom ökning med avtagande flöde ( $r=-0,20$ , resp.  $r=-0,36$ ).

### Sammanfattning av halter och flöden

Av följande tabell framgår att Bergum med tillförsel av hushållspillvatten har högre koncentrationer av fosfor än Aröd med tillförsel av vatten från ladugård, mjölktrum och gödselstad med begränsad påverkan från hushållet. I stället har Aröd högre koncentrationer av kväve. Skillnaden mellan in- och utflöde anges som upptag. En jämförelse med dammanläggningarna efter Kode reningsverk med fosforreduktion visar en förvånansvärd hög effektivitet

för de låga kvarvarande halterna av fosfat, men detta kan ses som en effekt av det stora överskottet på kväve, som därför reduceras i ringa omfattning genom primärproduktion. I tabellen har också framtagits organiskt bundet fosfor och kväve.

Upptag (= inflöde - utflöde)		Halter (mg/l), flöden (mg/min) och effektivitet (%)				
(mg/l och min)		Bergum		Aröd		Kode
		halt	flöde	halt	flöde	halt
Totalfosfor	in	14,02	31,1	10,03	65,2	0,1500
	ut	1,24	4,37	1,64	5,7	0,0517
	upptag	12,78	26,73	8,39	59,5	0,098
	eff.	91,2	85,9	83,7	91,3	65,4
Fosfatfosfor	in	11,15	26,30	7,07	46,02	
	ut	0,63	2,23	0,69	2,40	
	upptag	10,52	24,07	6,38	43,62	
	eff.	94,4	91,5	90,2	94,8	
Organiskt fosfor	in	2,87	7,05	2,95	19,22	
	ut	0,61	1,32	0,95	3,29	
	upptag	2,26	5,73	2	15,93	
	eff.	78,8	81,2	67,9	82,9	
Totalkväve	in	93,3	220,1	112,7	733,5	30,9
	ut	8,98	31,94	7,93	27,5	22,2
	upptag	84,32	188,16	104,77	706,0	8,7
	eff.	90,4	85,5	93,0	96,2	28,1
Ammonium	in	77,46	182,68	84,95	552,8	14,36
	ut	5,68	20,22	4,69	16,27	12,71
	upptag	71,78	162,46	80,26	536,53	1,65
	eff.	92,7	88,9	94,5	97,1	11,5
Nitrat	in	0,051	0,12	1,122	7,3	0,71
	ut	0,538	1,914	0,464	1,61	0,58
	upptag	-0,487	-1,794	0,658	5,69	0,13
	eff.	ök. 10,5 ggr	ök. 16 ggr	58,6	78,0	18,5
Oorganiskt kväve	in	76,97	181,52	86,07	560,1	15,25
	ut	6,44	22,91	5,15	17,87	13,29
	upptag	70,53	158,61	80,92	542,2	1,96
	eff.	91,6	87,4	94,0	96,8	12,8
Organiskt kväve	in	16,34	38,53	26,64	173,36	13,23
	ut	2,54	9,03	2,78	9,63	5,19
	upptag	13,80	29,5	23,86	163,73	8,04
	eff.	84,5	76,6	89,6	94,4	60,8

### N / P - kvoter

N/P-kvot (total- = organiskt bundet + i vatten lösta N- och P-föreningar).

In (halter):

**B** 6,7 (n= 13), range 4,1-11,3;

**A** 11,2 (n=14), range 0,8-50,8;

**K** 206 (n=30), range 50,8-1148.

Ut (halter):

**B** 7,2 (n=13), range 2,8-20,5;

**A** 4,8 (n=14), range 0,8-20,5,

**K** 429 (n=30), range 76,2-2250.

N/P-kvot (oorg. = enbart i vatten lösta N- och P-föreningar).

In (halter):

**B** 7,4 (n=10), range 3,6-14,0;

**A** 12,2 (n=14), range 0,3-65,8.

Ut (halter):

**B** 12,4 (n=10), range 1,4-49,6;

**A** 7,5 (n=14), range 0,1-57,0.

N / P - kvot		In			Ut			Upptag		
		Bergum	Aröd	Kode	Bergum	Aröd	Kode	Bergum	Aröd	Kode
Total- N/P	halt	6,7	11,2	206	7,3	4,8	429	6,6	12,5	88,8
	flöde	7,1	11,3		7,3	4,8		7,0	11,9	
Oorganiskt	halt	6,9	12,2		10,3	7,5		6,7	12,7	
	flöde	6,9	12,2		10,3	7,4		6,6	12,4	
Organiskt	halt	5,7	9,0		4,2	2,9		6,1	11,9	
	flöde	5,5	9,0		6,8	2,9		5,1	10,3	
Medel		6,47	10,54		7,70	5,05		6,35	11,95	

Den större tillförseln och det större upptaget av N i Aröd återspeglas i N/P-kvoten liksom den större tillförseln och det större upptaget av P i Bergum. Skillnaderna i N/P-kvot kan möjligen förklara den rikare förekomsten av trådformiga gröna och blågröna alger i Aröd, jämfört med rikare förekomst av planktoniska alger i Bergum. I Aröd har en rikare produktion av trådformiga alger än i Bergum gett ett skikt av död biomassa av alger på botten, där ett syrefattigt (-fritt) bottenskikt gett en optimal zon för denitrifikation utmed gränsen till det syrerika rörliga vattnet, där syre produceras genom algernas assimilation.

I Bergum, där algproduktionen synes ha dominerats av växtplankton, har denna biomassa sannolikt betats ner hårt av zooplankton i stället för att sjunka till botten, så att det syrefattiga bottenskiktet ännu är begränsat. Ett större upptag av kväve (som ger en större N/P-kvot i upptaget men en lägre i utflödet) i Aröd visar, att denitrifikation haft större betydelse där. I Aröd har också fler prov tagits under december-februari (4 av 14) än i Bergum (2 av 13), d.v.s vid den tid då primärproduktionen är låg men denitrifikationen ännu kan pågå.

Den höga N/P-kvoten vid Kode är ett resultat av den sneda tillförseln av närsalter. Här består det ringa upptaget (0,098 mg tot.-P/l, jämfört med 8,7 mg tot.-N/l) uppenbarligen i huvudsak genom denitrifikation.

Av intresse att notera är, att N/P-kvoten är relativt lika i såväl tillflöde som upptag (~7,0).

## Vattenflöde

In:

**B** 2,36 l/min (n=12); max. 6,96 l/min.

**A** 6,51 l/min (n=13); max. 20,98 l/min.

**M1** 1,82 l/min (n=21); max. 4,95 l/min.

Ut:

**B** 3,56 l/min (n=12); max. 10,58 l/min; ökning med 1,5 ggr.

**A** 3,47 l/min (n=14); max. 13,42 l/min; minskning med 53,3%.

**M1** 3,66 l/min (n=21); max. 6,78 l/min; ökning med 2,0 ggr.

**M2** 1,17 l/min (n=19); max. 5,63 l/min.

I Bergum visar vattenflödet störst effekt på N/P-kvoten (oorg.) med i såväl in- ( $r=0,56$ ) som utflöde ( $r=0,42$ ), vilket kan tolkas som en effekt av utspädning av fosfat. I Bergum sker en ökning av vattenflödet med 1,5 ggr som en effekt av ett tidigare okänt dagvattentillflöde vid nederbörd, vilket ej åtgärdats under provtagningsperioden.

I Aröd, där dagvatten tillföres för utspädning och transport, visar flödet också störst effekt på eff. för PO<sub>4</sub>-P trots att flödet nästan halveras genom främst avdunstning. Ökande inflöde ger minskande eff. för PO<sub>4</sub>-P ( $r=-0,59$ ).

I båda vattenreningskärren (B och A) har - som en effekt av vattnets avdunstning - perioder förekommit utan utflöde, då ingen provtagning gjorts. Eftersom detta ej medtagits i statistiken, är effektiviten (eff.) på årsbasis generellt högre än vad som redovisats.

### Ledningsförmåga

Genom mätning av den elektrolytiska ledningsförmågan (L) har ett användbart mått på summan av i vatten lösta närsalter av P och N utnyttjats vid A och M. Korrelationstest har visat att överensstämmelsen är bäst för totalfosfor + totalkväve ( $r=0,96$ ,  $t=13,99$ ,  $P=0,0000000002$ ,  $n=18$ ) och därefter för ammonium + nitrat + fosfat ( $r=0,96$ ,  $t=13,92$ ,  $P=0,0000000002$ ,  $n=18$ ).

In:

**A** 1478 (n=14); range 508-2520.

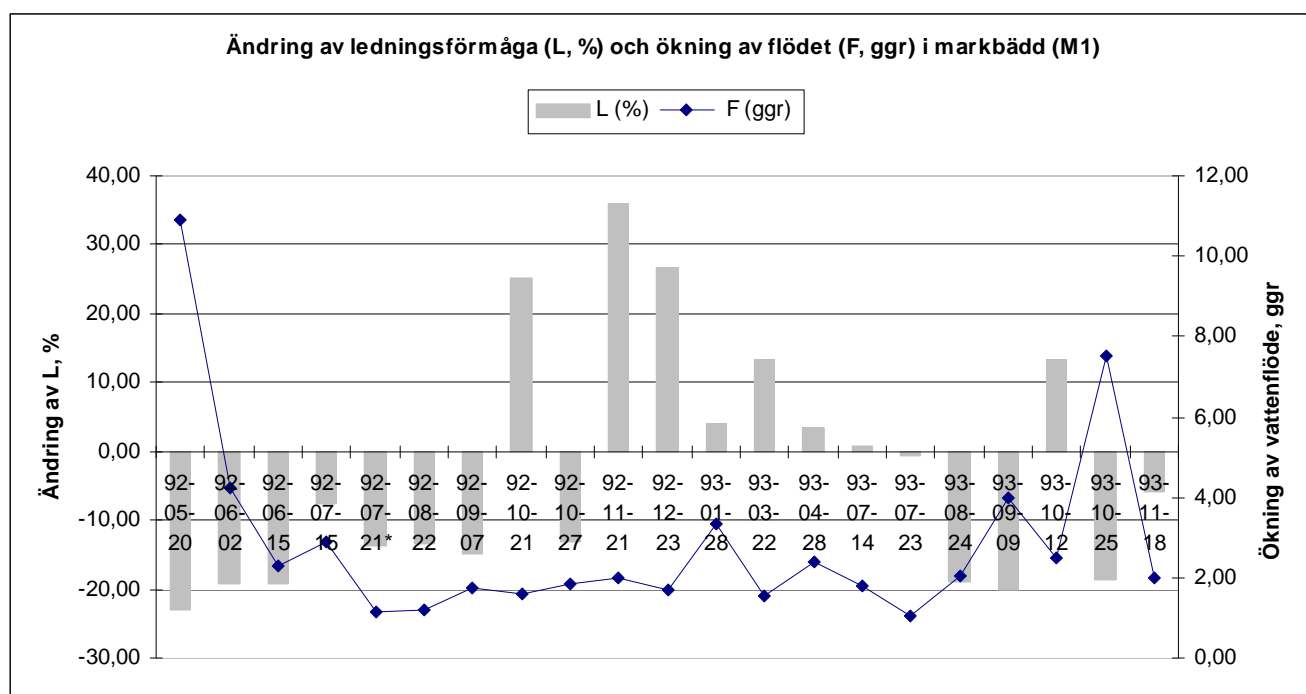
**M1** 833 (n=21), range 434-1309 --- flöde 1,82 l/min (n=21), 0,14 l/min/pe.

Ut:

**A** 452 (n=14); range 207-674.

**M1** 777 (n=21), range 438-1138 --- flöde 3,66 l/min (n=21), 0,28 l/min/pe.

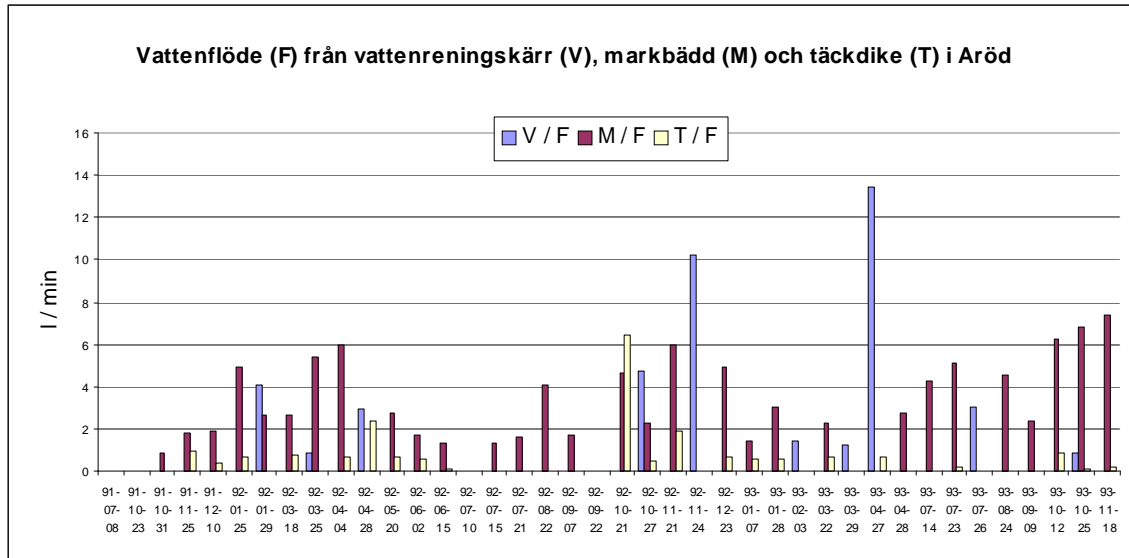
**M2** 645 (n=19), range 78-1413 --- flöde 1,17 l/min (n=19), 0,29 l/min/pe.



Mätningarna visar, att vatten kan läcka in i båda markbäddarna, varigenom utspädning påverkar den verkliga reduktionsförmågan. En grafisk analys av förändringen av ledningsförmågan (L) och vattenflödet (F) i M1 (Fig. 1), visar att jonkoncentrationen periodvis (vintertid) - trots utspädningen - är högre i utflödet än i inflödet. Detta tyder på att närsalter lagrade i markbäddens sand kan frigöras. Markbädden blir då helt ineffektiv på årsbasis.

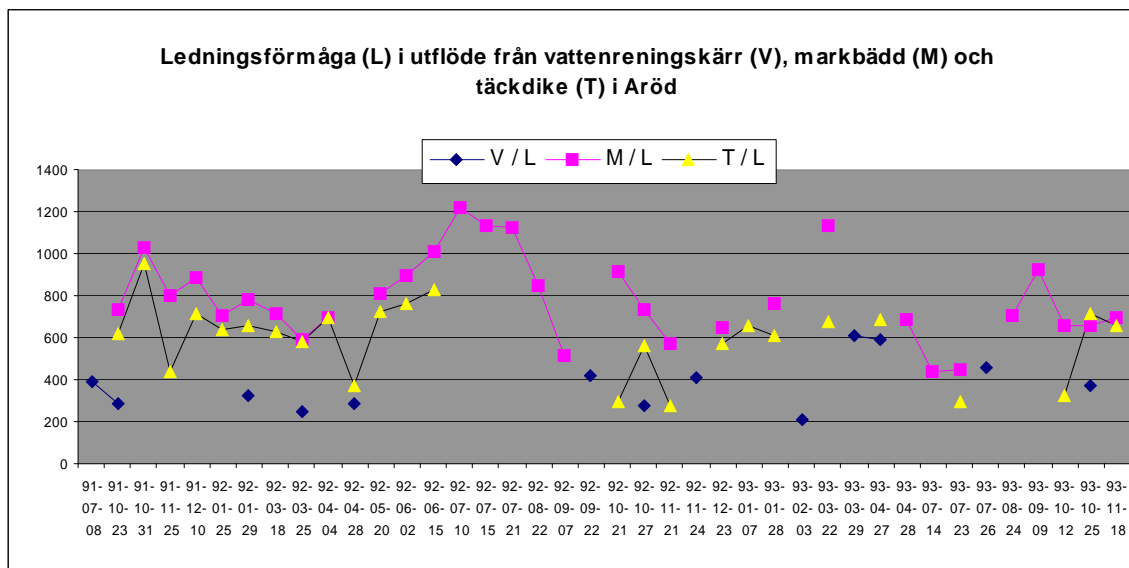
Med hjälp av ledningsförmågan går det vid en jämförelse av A och M1 (anlagd samtidigt som vattenreningskärret A) att bevisa en markbädds totala ineffektivitet. I A ligger eff. för halter av P och N mellan 83,7 och 94,5%, trots att flödena reduceras med nästan hälften. Detta ger en reduktion av ledningsförmågan med 69,4%. I M1 är reduktionen av ledningsförmågan endast 6,7% (n=21), trots att flödet fördubblas. Resultat (redovisade under resp. parameter) från provtagningen 1992-07-21 (markerad i fig. 1) visar att denna tidpunkt ändå hörde till de bättre.

En jämförelse av vattenflödena i vattenreningskärr (V), markbädd (M) och täckdike (T) i Aröd visar ett stort flöde i markbädden den torra och varma sommaren juli - september 1992, när inget flöde fanns från vattenreningskärr och täckdike:



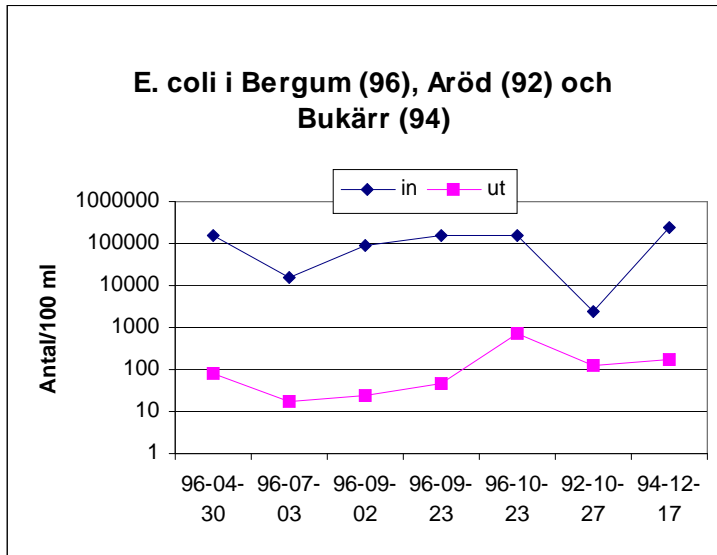
Under denna period minskade också ökningen av flödet i markbädden (se föreg. diagram) och ledningsförmågan hade minskat.

Sommaren (10/7 - 7/9) 1992 samt våren (28/4 - 14/7) och sensommaren (24/8 - 9/9) 1993 var varma och torra, med påföljd att all närsalttransport upphörde från vattenreningskärr och täckdiken. Denna transport fortsatte dock hela tiden från markbädden. Detta innebär, att enbart markbäddar (liksom reningsverken) står för närsalttransporten till den marina miljön under perioder med låga flöden - vilka leder till högre koncentrationer av närsalter med åtföljande ökande primärproduktion (alger). Detta visar således, att markbäddar (liksom reningsverk) kan ha en avgörande betydelse för övergödning i den marina miljön. Diagrammet visar också att markbädden vanligtvis har högre närsaltkoncentrationer än täckdike och vattenreningskärr:

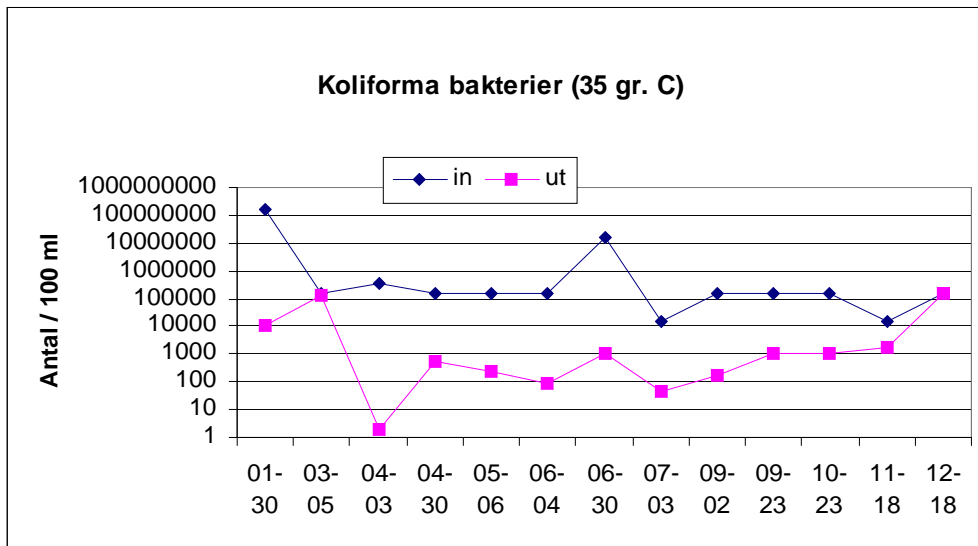


### Mikrobiologisk analys av bakterier

E. coli: B och A eff. =**99,1%** (n=7); range 94,6-99,99%; 6 av 7 värden >99%; visst samband med vattenflöde genom ökande eff. vid lägre utgående flöden ( $r=-0,79$ , n=4). Bukärr utgör data från ett vattenreningskärr i Stenungsunds kommun.

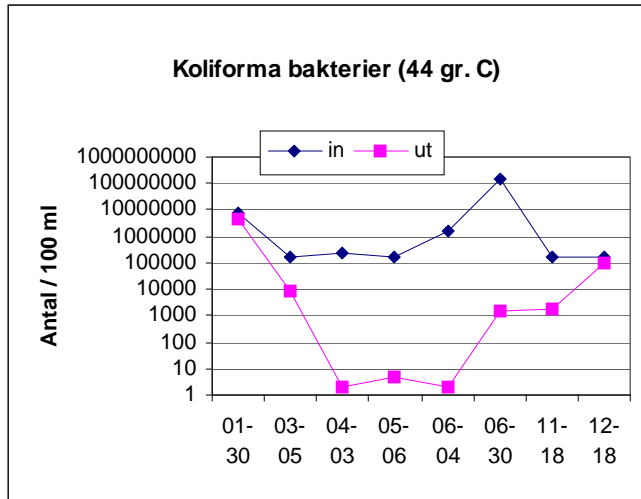


Koliforma bakterier (35°C): B och A eff. =**84,2%** (n=14); range 0-99,999%; 9 av 14 värden >99%.



Koliforma bakterier (44°C): B eff. =**84,3%** (n=8); range 38-99,9999%; 4 av 8 värden >99%.

De lägsta värdena för effektivitet med avseende på koliforma bakterier har noterats i B i december och januari, när solljuset inte når vattenreningskärr (det avvikande värdet för koliforma 35°C i utflödet 5/3 1997 förefaller dock mindre tillförlitligt). Inget tydligt samband har noterats i relation till vattenflödena för dessa bakterier. I diagrammen har provtagningsdata lagts utmed x-axeln oberoende av årstillhörighet.



## Primärproduktion

### Bergum

I Bergum sker primärproduktionen huvudsakligen i form av bakterier och planktoniska grönalger (*Euglena* sp.), åtminstone under perioden 22/4 - 4/7 1997<sup>5</sup>. Tidvis har dock trådformiga grönalger förekommit, t.ex. våren 1996 och 6/5 1997.

### Aröd

I Aröd var förekomsten av trådformiga alger betydligt rikare och dominerande. Vid provtagning 8/4 1992 noterades följande alger<sup>6</sup>:

Levé nr	Avstånd (m) från inflöde	pH	Alger	Zooplankton
1	0	6,93	Gödselvatteninflöde	
	13		Grönalg ( <i>Euglena</i> sp.), flytande Blågrönalger ( <i>Phormidium</i> spp., <i>Merismopedia glauca</i> )	Ciliater, rotatorier
2	35		Grönalger ( <i>Euglena</i> sp.) i olika stadier, flytande	Ciliater, rotatorier
			<i>Clostridium</i> sp., enstaka ex.	
			Blågrönalger ( <i>Phormidium autumnale</i> ) <i>Oscillatoria</i> sp.	
4	108		Grönalg ( <i>Euglena</i> sp.), hinna på underlag; vilstadier, delning	
5	220		<i>Stigeoclonum</i> sp., ljusgrön, trådformig, flytande <i>Cosmarium</i> sp., enstaka ex.	
7	492	7,30		
9	652	7,10		
	656		Okalg ( <i>Spirogyra</i> sp.), dominerande <i>Pandorina morum</i> , enstaka kolonier	
10	690	7,29	Utflöde	

I Aröd, där levéernas botten sluttar ner mot vallen, översvämmas dessa endast vid rikare nederbörd och de får därför en vegetationstyp närmast liknande en lågstarrzon. Där sker då en primärproduktion av gräs (från början insått rajgräs samt kärrkavle). Denna vegetationstyp, liksom vallarna, har betats av hästar under torrperioder. Vintertid betas detta gräs av hare och rådjur.

<sup>5</sup> Persson, E. 1997. Zooplankton - En myllrande länk i framtidens reningsverk. Examensarbete i zoologisk ekologi, 20 poäng. Zooekologi, Göteborgs universitet.

<sup>6</sup> Ulla Gustavsson, insamling och bestämning.

## Sekundärproduktion

### Bergum

I Bergum har förekomsten av zooplankton (betande organismer) studerats under perioden 22/4 - 4/7 1997 (ref. 5). Resultaten från detta (se följande tabell, där totala antalet funna individer i 480 prov à 93 ml anges) visar en enorm förekomst av ciliater (flagellater, Protozoa) i levéerna 1 och 2. Dessa lever av planktoniska bakterier, de kan förbli aktiva i grunda sediment även vintertid och de lever förutom på bakterier också på alger och partiklar av detritus samt på andra protozoer; de kan också livnära sig genom fotosyntes<sup>7</sup> (en organism på gränsen mellan växt- och djurriket). Tillgången på föda har konstaterats reglera populationsstorleken hos ciliater. Sådana populationer kan också utvecklas snabbt under isen. Denna grupp torde på detta sätt spela en mycket viktig roll i vattenreningskärret, inte minst under vinterhalvåret. De kan också utvecklas vid reducerad syretillgång. De står för bakteriereduktionen och de konsumerar alger, som tillgodogjort sig närsalter av fosfor och kväve. De tar också hand om de organiska rester som kommer med spillvattnet. Detta viktiga arbete utföres främst i levé 1 och i stor utsträckning också i levé 2. Sedan tar andra planktongrupper över i näringskedjorna:

Zooplankton	Levé nr					
	1	2	3	4	5	6
Bergum						
Ciliater	197595	182201	2480	91	83	179
Synchaeta sp.	1618	3257	3942	791	384	115
Asplanchna	3	8	4			
Brachionus sp.	16	315	1419	1721	1858	1793
Nauplius-larv		172	1384	919	746	927
Cyklopoid Copepod		39	591	761	104	78
Ostracod, typ 1		52	301	480	225	287
Daphnia sp.			559	689	269	246
Bosmina sp.			1326			1
Chydorus sphaericus				33	122	123
Ostracod, typ 2				6	39	71
Kellicottia longispina					2	
Summa organismer	199232	186044	12006	5491	3832	3820
Summa arter/grupper	4	7	9	9	10	10

Redan i levé 1 finns det rotatorier (Rotatoria, Aschelminthes), en grupp som i kärret representeras av släktena *Synchaeta*, , *Brachionus*, *Kellicottia* och *Asplanchna*. De flesta är betare (allätare) medan den sistnämnda är predator (rovdjur). De betande rotatorierna ökar i de följande levéerna. Vissa, t.ex. *Brachionus*, spreds uppströms under perioden, en migration som sannolikt möjliggjorts genom gräsänder.

I levé 2 börjar copepoder (Copepoda) och deras nauplius-larver uppträda. De ökar sedan till en relativt konstant förekomst. De lever av växt- och djurmateriäl.

I levé 2 börjar också en ostracod uppträda. De lever av bakterier, alger, detritus och andra mikroorganismer vilka fångas genom filtrering. De har också ett larvstadium med nauplius-larver.

I levé 3 börjar cladocerer (Cladocera) uppträda. *Daphnia* sp. visar en stabil förekomst medan *Bosmina* är tillfällig. *Chydorus sphaericus* håller sig (liksom rotatorien *Kellicottia*) längst bort från den stora näringsrikedomen. Dessa kräftdjur filtrerar föda från vattnet på samma sätt som föregående grupp.

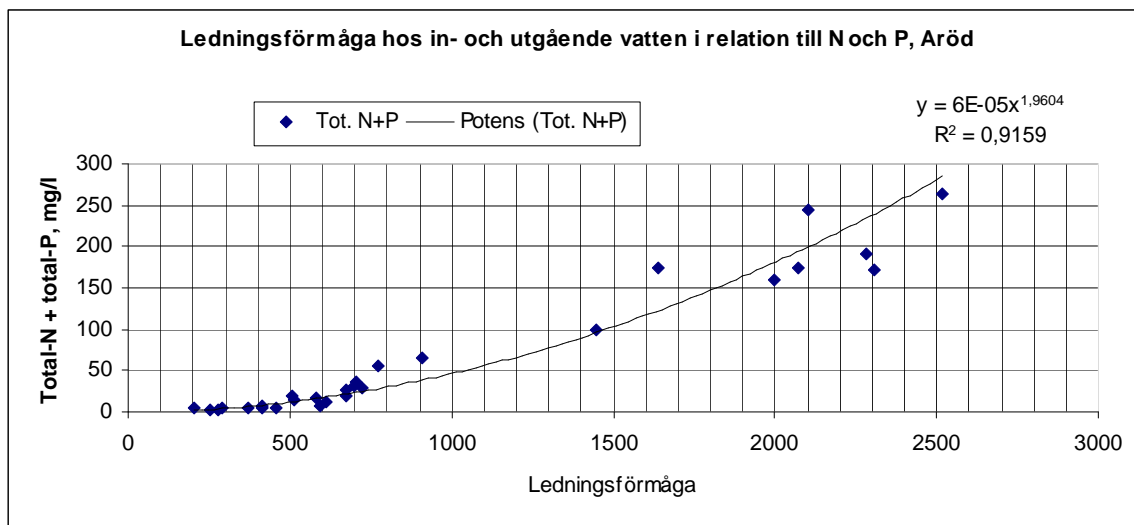
<sup>7</sup> Wetzel, G. W. 1975. Limnology. Saunders, Philadelphia.

## Aröd

Även här finns zooplankton, men har ej varit föremål för undersökning. Flera typer av näringskedjor har dock konstaterats. Rik förekomst av dagmask i vallarnas kanter har utgjort födounderslag för övervintrande dvärgbeckasiner. Olika typer av evertebrater har dominerat mellan åren: t.ex. buksimmare, daphnier och mygglarver. Rikligt förekommande vattenskalbaggar (dykare) har fungerat som predatorer. Vattenmiljön har besökts av gräsänder och krickor. Paddor, åkergrödor och vanliga grodor har besökt kärret och reproducerat sig.

### Mätning av ledningsförmåga ett kompletterande alternativ

Mätning av den elektrolytiska ledningsförmågan är en mindre kostnadskrävande metod för att få en snabb uppfattning om tillståndet i ett avloppsvatten, där man har kontroll på vattenflödet och den normala N/P-kvoten. Med hjälp av potensekvationen kan man för ett givet värde för ledningsförmågan (x) få ett ungefärligt värde på summan av total-N och total-P (y). Om ledningsförmågan varaktigt överstiger exempelvis 600 (vid korrigering till +25°C) finns anledning till mera noggranna undersökningar och bedömningar.



### Anrikning av närsalter i bottenmaterial

En studie har utförts i vattenreningskärret i Bergum över förekomsten av närsalter i bottensubstratet<sup>8</sup>. Prov - ej relaterade till arealen bottenyta - togs i slutet av september 1997 av bottenmaterial i slam och underliggande lera i början och slutet av varje levé. Provtagningen utfördes vid en tidpunkt, då igenväxningen framskridit långt och därmed effektiviteten - som en effekt av reducerad ljusstillsförelse - begränsats.

Halterna av fosfor (P) var generellt låga i alla levéer, i synnerhet mängderna av organiskt fosfor (=skillnaden mellan total-fosfor och oorganiskt fosfor). Halten av P låg strax över 20 mg/100 g TS (torrs substans), vilket är lågt i jämförelse med svensk åkermark. I jord ligger mängden tot.-P mellan 12 och 500 mg/100 g TS<sup>9</sup>, och enligt en svensk klassindelning av jordar efter förrådsfosfor<sup>10</sup> ligger vattenreningskärrets halter i bottensubstratet strax över gränsen mellan klass 1 och 2 (21 mg P/100 g), där klass 5 har halter >80 mg P/100 g jord.

<sup>8</sup> Lycke, K. 1997. Vattenreningskärret i Bergum. Vad händer med kolet, kvävet och fosfor? - undersökning av botten. 20 p examensarbete i tillämpad miljövetenskap. Hösten 1997. Rapport nr 13, Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.

<sup>9</sup> Brady & Nyle, C. 1990. The nature and properties of soils. 10<sup>th</sup> ed. Macmillan, New York.

<sup>10</sup> Linde, M. 1991. Laborationskompendium i marklära. Avdelningen för marklära, Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.

I början av levé 1 var halterna av P ca dubbelt så höga av både tot.-P och oorg. P som i de övriga provtagningspunkterna. Denna avvikelse har en enkel förklaring. I såväl Bergum som i Aröd har konstaterats, att vattnet i första levén närmast tillflödesröret är klart, men att partiklar av organiskt material från slambrunnen tillföres. Det organiska material, som finns

på botten i början av 1:a levén, härrör således ej från algproduktion i 1:a levén. Först efter ett par meter in i levén kan man se hur vattnet blir grumligt av en planktonproduktion, som kommer igång först när det nya närsaltrika vattnet blandas med redan planktonförande vatten. I början av levé 1 har således reduktionen av lösta närsalter knappast ännu påbörjats. Nedbrytande organismer kan däremot påbörja nedbrytningen av tillfört organiskt material.

De låga halterna av fosfat i resten av provtagningspunkterna visar, att den fosfor som i fortsättningen tas upp genom algproduktion i begränsad omfattning sjunker till botten och där ackumuleras i dött växtmaterial eller binds till lerkolloider. Detta innebär att algerna inte hinner att dö och sjunka till botten. De konsumeras i stället av betande zooplankton, vilka i sin tur utsätts för predation av andra zoo-

plankton och vatteninsekter. Fosfaten tas således upp i akvatiska näringskedjor, i vars övre del bl.a. gräsanden hör hemma. En stor del av denna biomassa övergår också via insekter i kringliggande terrestra ekosystem.

Upptaget av fosfor (P) i Bergum (12,78 mg tot.-P/l eller 10,52 mg fosfat-P/l) innebär, att endast 2,26 mg organiskt fosfor, d.v.s. 17,7 % skulle sjunka till botten. Med det genomsnittliga tillflödet av 2,36 l/min under förslagsvis 12 timmar av dygnet skulle, under den tid kärret fungerat, fram till provtagningen (22 månader à 30 dagar) ca 14,3 kg tot.-P eller 11,8 kg fos-



Igenväxningen har nu - under 4 sommarmånader - tillåtits framskrida alltför långt. - Foto: Olof Pehrsson 1997-08-04.



I andra hälften av levé 1 skuggas vattenytan helt av vecketåg *Juncus effusus*. - Foto: Olof Pehrsson 1997-08-04.

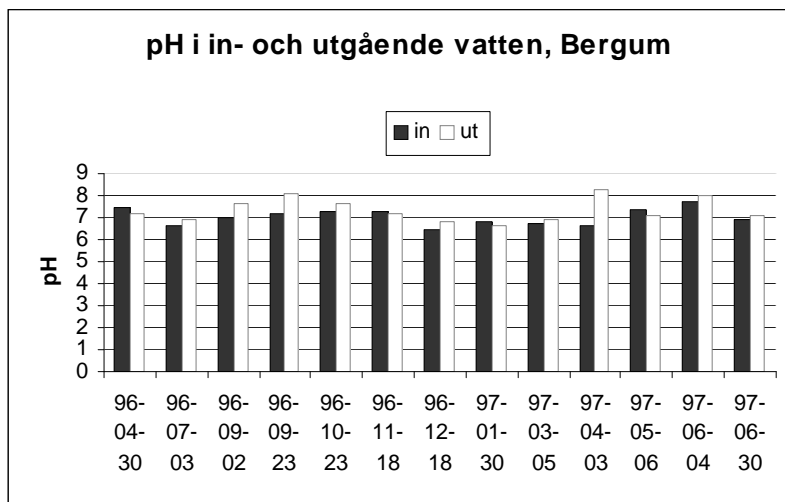
fat-P ha tagits upp i vattenreningskärret (372 m<sup>2</sup>). Detta motsvarar en fosforgiva (totalfosfor) av 384 kg/ha eller 192 kg/ha/år, vilket motsvarar 158 kg fosfat-P/ha/år.

För den planktoniska primärproduktionen fordras också kväve (N). Upptaget av kväve i Bergum (84,32 mg tot.-N/l eller 70,53 mg oorg. N/l) skulle med samma beräkning som för fosfor ge ett upptag av 90,55 kg tot.-N eller 79,19 kg oorg. N. Detta motsvarar totalt ett upptag (totalkväve) av 2434 kg total-N/ha eller 1217 kg total-N/ha/år, vilket motsvarar 1018 kg ammonium + nitrat/ha/år.

Den totala oorganiska givan av P + N med den motsvarande oorganiska N/P-kvoten 6,4 skulle då bli 1176 kg/ha/år. Detta innebär då, att en begränsad del av denna närsaltreduktion skulle kunna återfinnas i bottenmaterialet.

Upptaget av oorganiskt P (252 kg fosfatfosfor/ha/år) och N (1010 kg ammonium + nitrat/ha/år) i vattenreningskärret kan jämföras med växtnäringsoverbetet på mellanlera till styv lera med 25 resp. 150 kg/ha för höstvetete med proteinbetalning<sup>11</sup>. Men eftersom den övervägande primärproduktionen torde ha ägt rum i de två första levéerna (61,58m<sup>2</sup>), blir skillnaden än större. Om den till ett första kretslopp hörande primärproduktionen beräknas till de tre första levéerna (99,61 m<sup>2</sup>) motsvaras upptaget av 592 kg fosfat-P/ha/år och 3975 kg oorg. N/ha/år. Detta innebär att den planktoniska primärproduktionen i vattenreningskärret har ett enrgiflöde (ämnesomsättning) som är ca 25 gånger snabbare än i ett vetefält.

Denitrifikationen bedöms som liten (ref. 8) i Bergum, vilket också stödes av erfarenheterna från Aröd, där denitrifikationen bedömts som stor. Gasutvecklingen var större i Aröd än i Bergum. I Bergum var upptagets N/P-kvot av samma storleksordning som i inflödet och utflödet (6,6, 6,7 resp. 7,3) medan motsvarande kvoter i Aröd (12,5, 11,2 och 4,8) visade på en kraftigare reduktion av kvävet i utflödet. Den lägre N/P-kvoten i Aröds utflöde kan möjligen förklara den lägre effektiviteten för totalfosfor (underskott på N). Nitritifikation - omvandling av ammonium till nitrat - är optimal vid de pH-värden som råder i ett vattenreningskär.



De totala mängderna kol i slammet bedöms som anmärkningsvärt låga i Bergum (ref. 8). Detta torde hänga samman med den ringa tillförseln av organiskt material (döda alger) till bottenarna. Eftersom algproduktionen i Bergum i huvudsak varit planktonisk, och eftersom denna primärproduktion i huvudsak konsumerats av zooplankton, så har detta i sin tur lett till ett underskott av kol, vilket i sin tur kunnat begränsa denitrifikationsprocesserna och därmed N-reduktionen. I Aröd var produktionen av makroalger av olika arter stor. Döda alger sjönk

<sup>11</sup> ODAL. 1997. Växtodlaren, När vad, hur 1997.

till botten i stor utsträckning. Detta gav ett syrefritt bottenskikt, medan en rik algproduktion gav ett syrerikt vatten ovanför. I ett gränsskikt gynnades denitrifikationen.

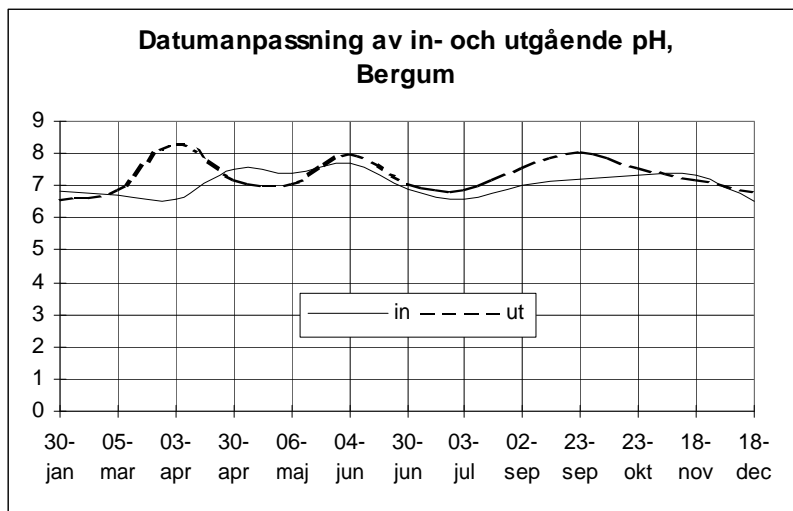
### Skillnaden mellan hävdad och igenväxande våtmark

Eftersom maximal ljusstillsförelse är ett första villkor för optimal funktion avseende både primär- och sekundärproduktion i ett vattenreningskärr, så är det viktigt att en effektiv hävd bedrivs med avsikt att i tid hejda igenväxningstendenser. När makrofytvegetation hindrar den direkta ljusstillsförelsen blir påföljden, att algtillväxten snabbt reduceras. I stället ökar tillväxten av ljuskonkurrerande arter, såsom vecketåg och starr i vattenkanten och kaveldun, man-nagräs, jättegröe och andra arter ute i vattnet. Eftersom tillväxthastigheten hos dessa ljuskonkurrerande arter endast är en tiondel av algernas, så reduceras närsaltupptaget genom primärproduktion i motsvarande grad. I stället kan anrikning ske i bottensubstratet.

Med algerna försvinner då också algbetande zooplankton, men de ersätts inte av några andra herbivorer (primära konsument), som kan hålla efter en ökande makrofytvegetationen i den takt som nyproduktion sker, varför denna kan öka ytterligare. Denna process pågår numera i stor utsträckning i naturliga våtmarker. Tidigare var dessa värdefulla för jordbruket. Där bedrevs slätter och bete, vilket gav den "blå bården" - en grund och produktiv vattenmiljö, som gav ett rikt djurliv av evertetrater och fåglar.

När våtmarkens produktion av växtmaterial (biomassa) blir större än konsumtionen sker en ackumulation av dött växtmaterial. I ljusfattig vattenmiljö leder detta till syrebrist och sjunkande pH (försurning). Torvbildning inträder. I denna syrefria miljö kan sannolikt sedimenterat P lakas ut men N blir kvar. Vid torrläggning av våtmarker/torvmarker sker dock en oxidation vid åtföljande syretillträde. Kvävet kan frigöras i stor skala och påverka vattenmiljöer nedströms negativt.

I vattenreningskärret, däremot, sker en märkbar höjning av pH-värdet hos det passerande vattnet - i synnerhet under vegetationsperioden. Detta kan möjligen ses som en effekt av en anhopning av kalkrika skal från zooplankton.



I det välskötta vattenreningskärret ingår flöden av både fosfor och kväve i lokala kretslopp. I en igenväxande och ostörd våtmark, däremot, inträder rakare flöden för fosfor medan kväve under viss tid kan lagras i organiskt bottensubstrat.

### Jämförelser med reningsverk

Ryaverkets tillförsel av avloppsvatten under ett normalt år består till 50 % av dagvatten, dränvatten och inläckande vatten<sup>12 13</sup>. Detta innebär en utspädning av det förorenade vattnet och innebär att angivna halter år 1995 och 1996 för tot.-P (4,08 resp. 5,41 mg/l) och tot.-N (27,7 resp. 31,4 mg/l) måste fördubblas för att kunna jämföras med ingående halter i Bergum. För Bergum 1996-1997 och Rya 1994 och 1996 blir då ingående halter för tot.-P 14,0, 8,16 resp. 10,82 mg/l och för tot.-N 93,3, 55,4 resp. 62,8 mg/l.

För det behandlade utgående vattnet är motsvarande halter för tot.-P 1,24, 0,49 resp. 0,60 mg/l och för tot.-N 8,98, 20,2 resp. 24,1 mg/l. Om utspädningseffekten räknas bort i Rya blir utgående halter för tot.-P 0,98 resp. 1,20 mg/l och för tot.-N 40,4 resp. 48,2 mg/l. Dessa värden kan i sin tur jämföras med utgående halter från Kode reningsverk: 0,15 mg tot.-P/l och 30,9 mg tot.-N/l.

För Bergum blir reduktionen (effektiviteten) för tot.-P 91,2 %. För Rya uppges reduktionen av tot.-P under de två åren vara 90 resp. 89 % exkl. bräddvatten och 79 resp. 86 % inkl. bräddvatten.

För Bergum blir reduktionen för tot.-N 90,4 %. För Rya uppges reduktionen av tot.-N under de två åren vara 41 resp. 28 % exklusive bräddvatten och 26 resp. 23 % inkl. bräddvatten.

Vattenreningskärret skiljer sig från reningsverket på ett avgörande sätt genom att få restprodukter blir kvar i systemet. Här bortses då från slambrunnens innehåll, vilket dock med rätt skötsel kan brytas ned i mycket större omfattning än vad som nu är tillåtet. De närsalter som tas upp i reningsverket (reduktionen) anrikas i stället i rötslammet. Detta ingår (vid Rya) sedan i kompost med (under de två åren) ett innehåll av 14,5 resp. 13,4 g tot.-P/kg TS och 13,1 resp. 10,6 g tot.-N/kg TS. Detta ger en N/P-kvot på 0,9 resp. 0,8. Detta innebär ett markant underskott av kväve, vilket separerats bort och i stället hamnat i havet. Kompostens innehåll av fosfor kan också uttryckas som 14500 resp. 13400 mg P/100 g jord, om en jämförelse göres med åkerjord och vattenreningskärrets botten (ca 21 mg P/100 g bottenlam TS). Kompostens stora överskott av P i förhållande till N innebär stor risk för läckage av fosfor till vatten drag.

I reningsverket (Rya) redovisas ingen analys av *E. coli* eller koliforma bakterier. Som hinder för anläggande av vattenreningskärr brukar dock på kommunal nivå anföras, att den mikrobiologiska reningen är alltför bristfällig. Smittämnen skulle kunna spridas från vattenreningskärrets öppna vattenyta till omgivningen. Som framgår av de mikrobiologiska analyserna är dock - med undantag för december/januari - dessa farhågor överdrivna.

Vattenreningskärrets öppna vattenyta är direkt jämförbar med ett reningsverks luftningsbassänger, som passeras under knappt två timmar och där vattnet under tiden luftas kraftigt med hjälp av kompressorer efter att först ha passerat försedimenteringsbassänger (ref. 12), som kan sägas ha sin motsvarighet i den slambrunn (trekammarsbrunn), som ligger före ett vattenreningskärr.

I Ryaverkets luftningsbassänger kan bakterier och andra smittämnen från 680 000 människor (ref. 12) virvlas upp i luften i den aerosol, som sedan med vindar kan spridas till omgivande bebyggelse i Biskopsgården. Detta förhållande bedöms uppenbarligen dock inte innebära någon sanitär risk jämfört med enskilda hushåll ute i glesbygden, där inga tryckluftseffekter finns, och där bakterier i stället snabbt konsumeras i näringskedjorna, och där dessutom slambrunnens innehåll får spridas på de egna ägorna.

Bräddning vid höga flöden - som kan inträffa alla tider på året - utgör en annan svag punkt hos reningsverk med hänsyn till smittospridning. Under 1995 bräddades försedimenterat vat-

<sup>12</sup> GRYAB. 1996. Miljörapport 1995.

<sup>13</sup> GRYAB. 1997. Miljörapport 1996.

ten under totalt 264 dagar (ref. 11) och under 1996 under totalt 164 dagar till Älvsborgsfjorden (ref. 12).

### **Synpunkter på utveckling i Bergum**

Det skuggiga läget vintertid och det ej planerade tillflödet av dagvatten har negativ inverkan på effektiviteten både med hänsyn till primärproduktion och bakteriereduktion. Det från ammonium till nitrat omvandlade kvävet hinner ej förbrukas genom primärproduktion. Dessutom har denitrifikationen ännu missgynnats genom ett begränsat syrefritt bottenskikt.

Bakteriereduktion genom UV-bestrålning av tillfört vatten under den mörkaste och kallaste tiden (dec.-febr.) har diskuterats.

I stället för att avliva bakterierna genom bestrålning, vilket också missgynnar önskvärda bakterier, skulle tillförsel av värme (värmeslinga) och ljus (växthuslampa) i någon del av levrerna 1 och 2 kunna ge förutsättningar för såväl primär (alger)- som sekundärproduktion (zooplankton) även under december - januari.

Ett effektivare gränsskikt skulle då kunna erhållas till förmån för denitrifikationen. Genom växtplanktonproduktion tillföres då också syre, som kan gynna både denitrifikationen och zooplanktonsamhällets fortsatta existens.

Genom bortledning av det oavsiktligt tillförda dagvattnet kan genomströmningen minska och effektiviteten öka i relation till tillförd värme. Med en sådan teknik bör vattenreningskärr också kunna anläggas i skuggiga lägen.

### **Ytterligare forskningsbehov**

Hantering av spillvatten har hittills bedrivits utifrån ett teknologiskt perspektiv. Mekaniska och kemiska metoder har på sin höjd kompletterats med "biologisk rening" genom bakteriell nedbrytning ("biohud"). Utnyttjandet av våtmarker i form av reningsdammar och naturliga våtmarker har inte givit den höga effektivitet som man förväntat sig. Rotfiltsanläggningarnas funktion har i huvudsak varit att genom denitrifikation omvandla kväveföreningar till luftkväve. De teknologiska reningssystemens separation av olika närsalter har i stället lett till andra problem.

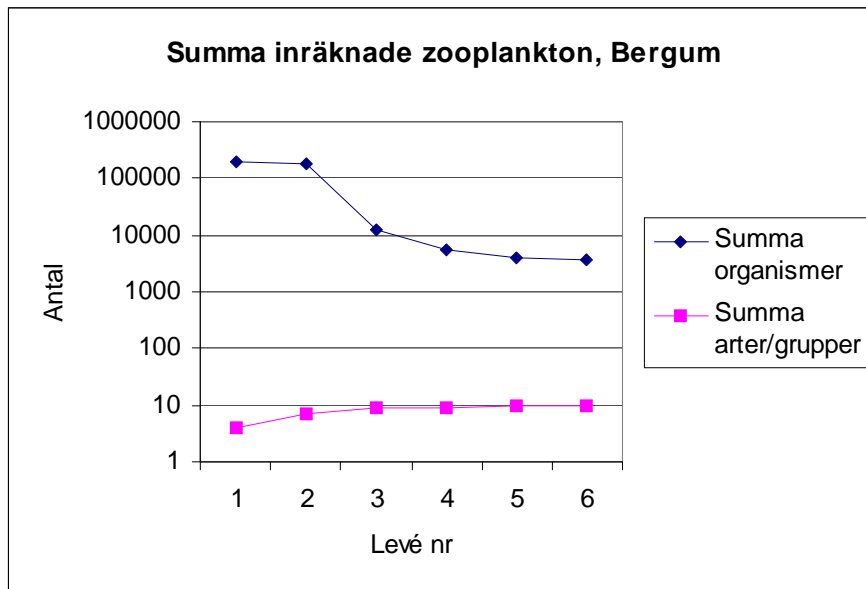
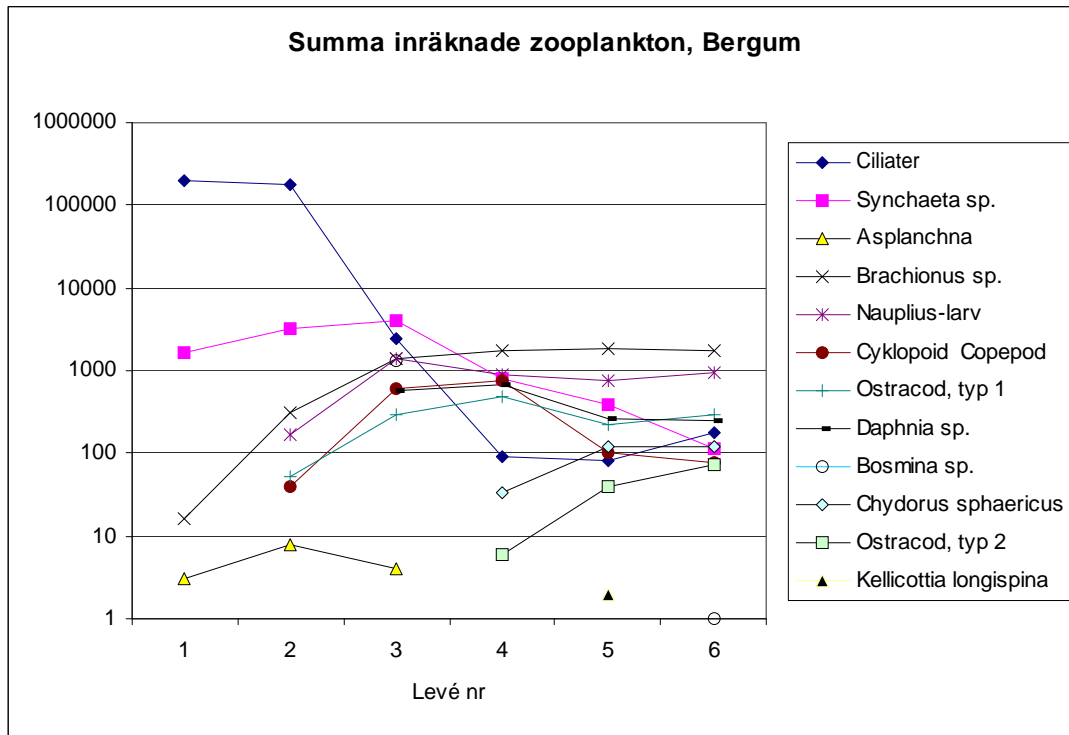
Vattenrening i betydelsen närsaltreduktion genom biologisk primärproduktion (produktion av växtbiomassa) har hittills bedömts som försumbar. Och än mindre har de betande organismernas (herbivoreernas) stora betydelse beaktats. Den stora effektiviteten hos de allra tidigaste successionernas växt- och djursamhällen (växt- och zooplankton) utgör en helt ny kunskap, vilken blivit uppenbar genom att grundläggande ekologiska principer kunnat ligga till grund för en utformning av den för ändamålet optimala artificiella våtmarksanläggning, som getts namnet "vattenreningskärr".

Arbetet bakom tillkomsten av det första vattenreningskärr har bedrivits utan forskningsanslag. I stället försökte man på kommunal och regional nivå stoppa denna forskningsverksamhet, eftersom den stred mot rådande uppfattning och lagstiftning. Tack vare ekonomiskt stöd av den jordbrukare (Bertil Nilsson, Aröd), som ställt mark till förfogande för det första vattenreningskärr och som lyckades bekämpa byråkratiskt motstånd, kunde en tillämpning av de ekologiska teorierna leda till ett resultat, som vida översteg förväntningarna. Senare kunde de goda resultaten bekräftas genom vattenreningskärr i Bergum, där Göteborgs kommun ställt mark, spillvatten och ekonomiska resurser för vattenanalys till förfogande.

Genom examensarbeten av studenter vid Göteborgs universitet har viktiga pusselbitar till förklaringen och förståelsen av vattenreningskärrrets oväntat goda resultat tillkommit.

För att få ytterligare kunskaper om de tidiga successionerna och hur de kan styras för att än mer öka effektiviteten under skilda årstider, är det angeläget med ytterligare forskningsinsatser. Detta gäller inte minst för olika typer av spillvatten och hur alternativa metoder kan nyttjas för att tillgodogöra sig närsalterna i olika slag av biologisk produktion.

## Bilaga 1.





This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.  
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.