

# Bergums vattenreningskärr

- utvärdering av en 5-årsperiod

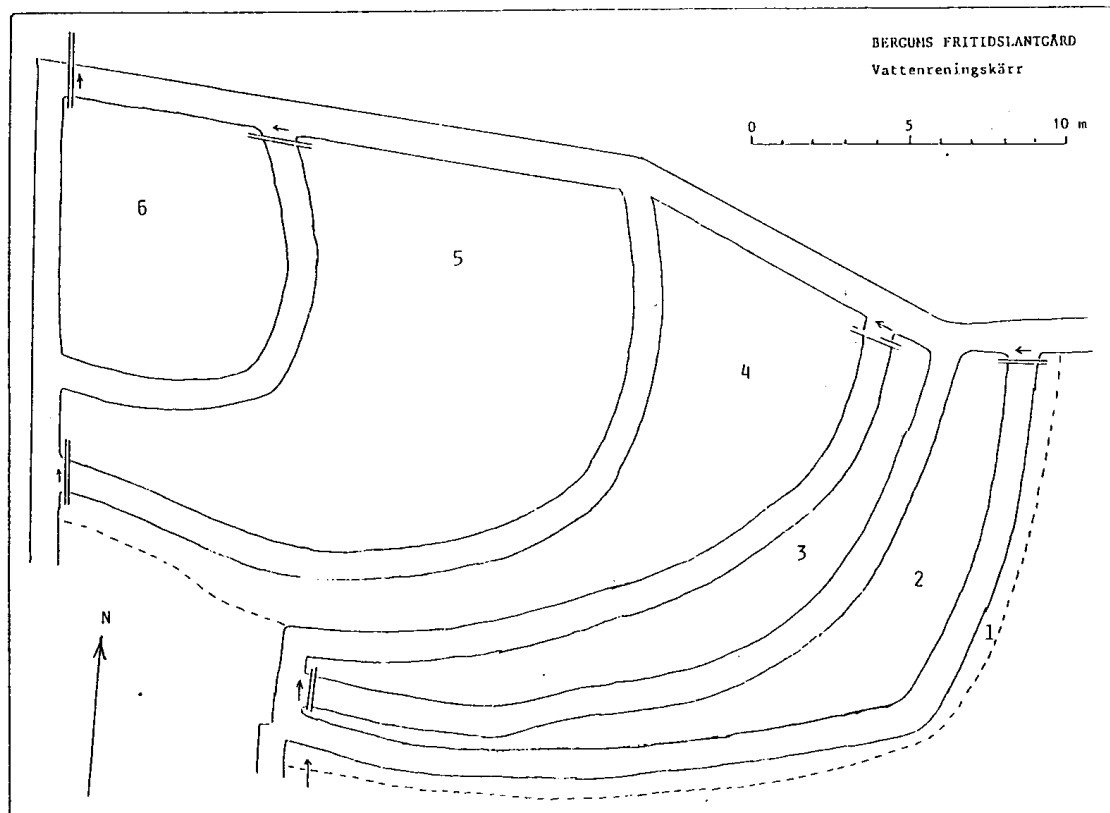


Vattenreningskärret i Bergum med levé 1 längst till höger och levé 6 längst till vänster.  
(Foto Olof Pehrsson 1997-06-04)

*Olof Pehrsson Ekologi-Konsult*

2001

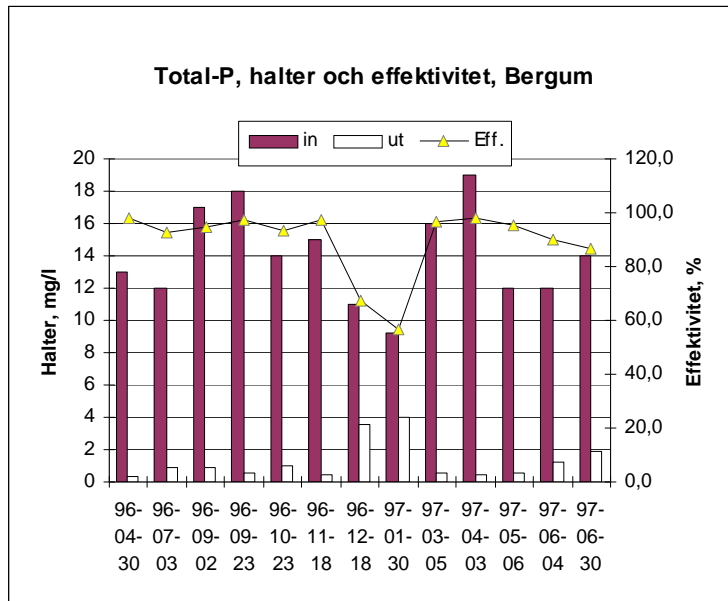
## Vattenreningskärrret i Bergum - utvärdering av en 5-årsperiod



I oktober 1995 anlades ett vattenreningskärr vid Bergums fritidslantgård, Göteborgs kommun. Anläggningen var avsedd att i egenskap av en försöksanläggning ta hand om hushållspillvatten från gårdens trekammarbrunn med en kapacitet för 30 pe. Vattenreningskärrret placerades invid en tidigare anlagd markbädd av traditionellt slag för att jämförelser efter omkoppling skulle kunna göras med denna anläggning. Anläggningen utformades efter de erfarenheter som framkommit vid de två första anläggningarna av detta slag i Sverige, d.v.s. vid Aröd i Kungälvskommun och vid Bukärr i Stenungsunds kommun.

Vattenreningskärrret utformades med sex levéer (grunda uppdamningar) efter de möjligheter som topografin i anvisat område gav möjligheter till. Genom självfall kunde vatten ledas från slambrunnen till levéerna, varifrån vatten - efter att med 5 - 10 cm nivå-

| Avvägt förslag, anlagt i oktober 1995 |               |              |                | Volym (kubm)              |        |        | Vall-<br>kröns-<br>nivå |
|---------------------------------------|---------------|--------------|----------------|---------------------------|--------|--------|-------------------------|
| Levé<br>nr                            | Mark-<br>nivå | Längd<br>(m) | Areal<br>(kvm) | vid respektive vattendjup |        |        |                         |
|                                       |               |              |                | 0,10 m                    | 0,15 m | 0,20 m |                         |
| 1                                     | +86,02        | 33,4         | 17,1           | 1,71                      | 2,57   | 3,43   | +86,32                  |
| 2                                     | +85,85        | 22,9         | 44,4           | 4,44                      | 6,67   | 8,89   | +86,15                  |
| 3                                     | +85,76        | 20,4         | 38,0           | 3,80                      | 5,70   | 7,61   | +86,06                  |
| 4                                     | +85,66        | 26,4         | 82,5           | 8,25                      | 12,38  | 16,5   | +85,96                  |
| 5                                     | +85,56        | 14,9         | 136,2          | 13,62                     | 20,43  | 27,24  | +85,86                  |
| 6                                     | +85,50        |              | 54,5           | 5,45                      | 8,17   | 10,9   | +85,86                  |
| 1-6                                   |               | 118          | 373            | 37                        | 56     | 75     |                         |
| Utbytetid (dygn):                     |               |              |                | 8,3                       | 12,4   | 16,6   |                         |



skillnad mellan levéerna ha passerat kärret - sedan kunde rinna ut i en angränsande bäck. Varje levé försägs i sitt utflöde med ett nivåregleringsrör, så att vattennivån och därmed vattenvolym och utbytestid efter behov kunde regleras.

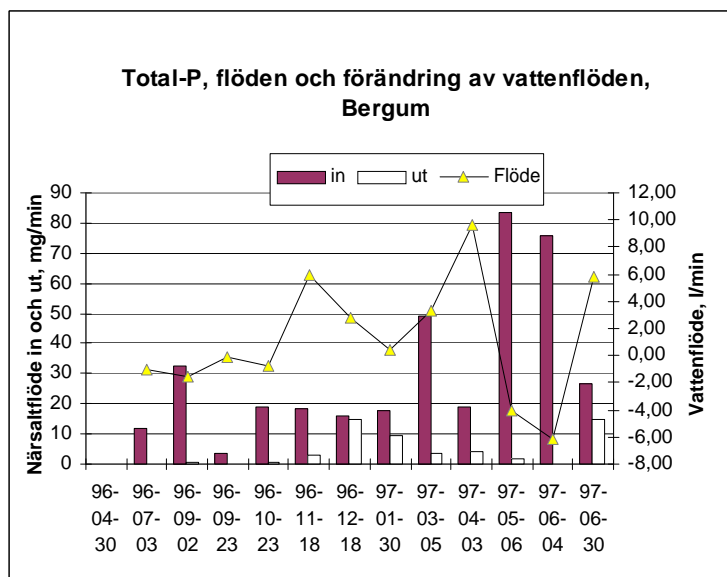
Vattenreningskärrets längd, d.v.s. den

varmt väder lett till att utflödet upphört som en effekt av avdunstning. Eftersom vattenflödet mätts vid varje provtagningstillfälle har såväl närsalthalter som -flöden kunnat kontrolleras. I diagrammen visas såväl effektiviteten med avseende på halter (upptaget i % av tillförseln, mg/l) som förändringen av

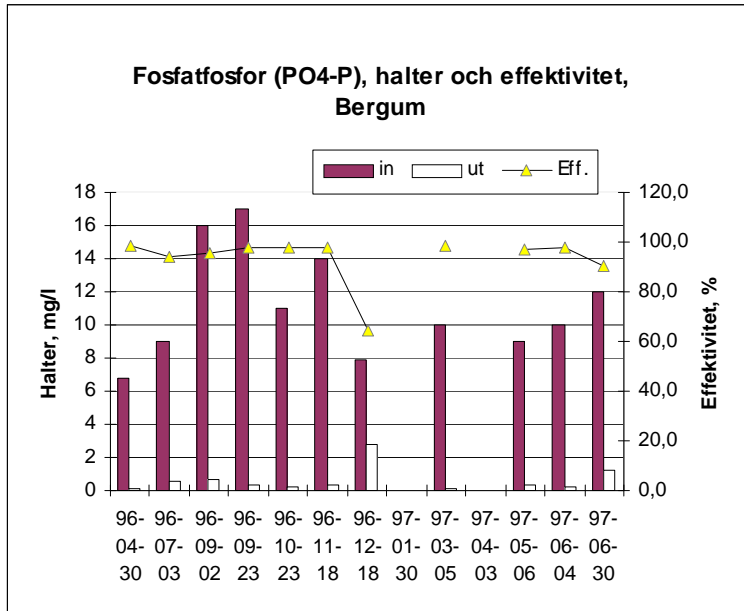
vattenflödet (ökning resp. minskning av vattenflödet i l/min) i jämförelse med närsaltflödet (mg/min). I denna rapport användes avsiktligt ordet upptag i stället för engelskans "retention" som egentligen betyder "kvarhållande" och som inte passar in i vattenreningskärrets funktion, som är motsatt till andra reningsanläggningars. Vattenreningskärret utgör ingen närsaltfälla utan överför närsalter till biomassa.

För **totalfosfor** var ingående halter 14,0 mg/l (n=13) och utgående halter 1,2 mg/l (n=13), vilket ger ett upptag av 12,8

mg/l och effektiviteten 91,2 %. Effektiviteten var låg i december och januari, vilket delvis kan bero på låg primärproduktion vid denna ljusfattiga tid. Anläggningen ligger i en sänka med beskuggning när solen står lågt. Men det kan också bero på att halterna var låga i inflödet. Effektiviteten har visat sig öka med

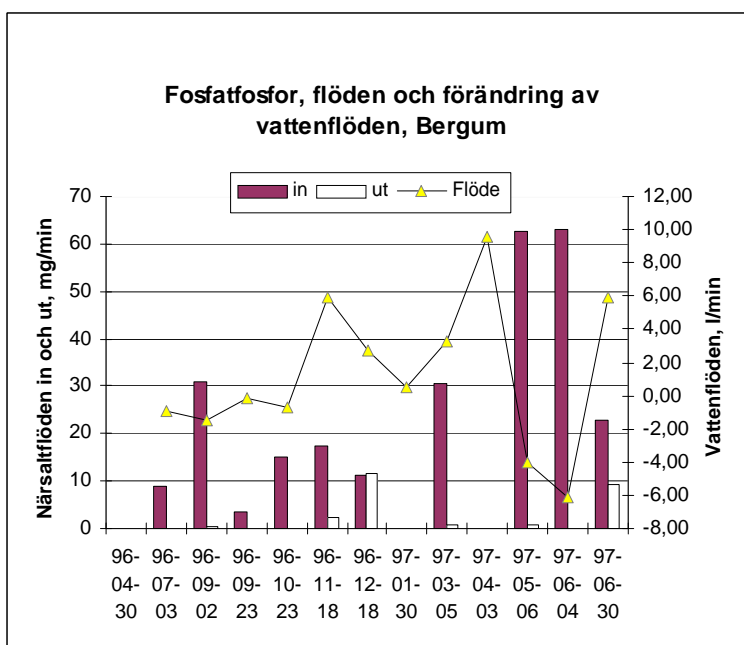


sträcka vattnet kunde flyta, är ca 125 m inom anläggningen med en areal på ca 400 m<sup>2</sup> och en största längd på ca 36 m. Med ett medeldjup på ca 12 cm (5,7 - 16,3) i ett inledningskede gav detta en volym på 41 m<sup>3</sup> och en utbytestid på ca 9 dygn med en beräknad vattenföring på 150 l/person/dygn. I september 1996 korrigerades medelvattendjupet till



högre koncentration i inflödet ( $r=0,69$ ). Effektiviteten ökar också med ökande halter av ammonium och nitrat i inflödet ( $r=0,81$ ). Däremot visar effektiviteten ingen påverkan från vattenflödet.

En jämförelse med Aröd med spillvatten från ladugård, gödselplatta och mjölkkrum visar en lägre effektivitet (83,6%) för halter, in: 10,0 ( $n=14$ ) och ut: 1,6 ( $n=14$ ) mg/l. För närsaltflödena var effektiviteten högre (93,3%). Denna skillnad kan bero på att vattenflödet i Bergum ökar med 1,5 ggr (genom dagvatteninflödet) medan det genom avdunstning halveras i Aröd.



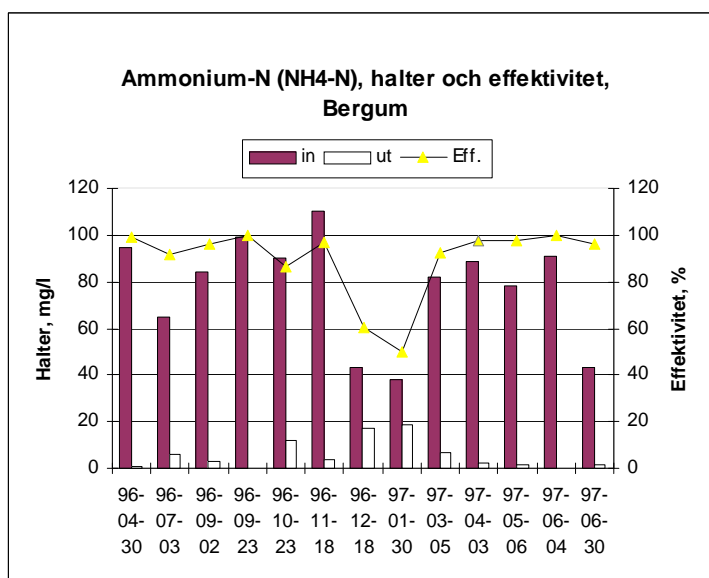
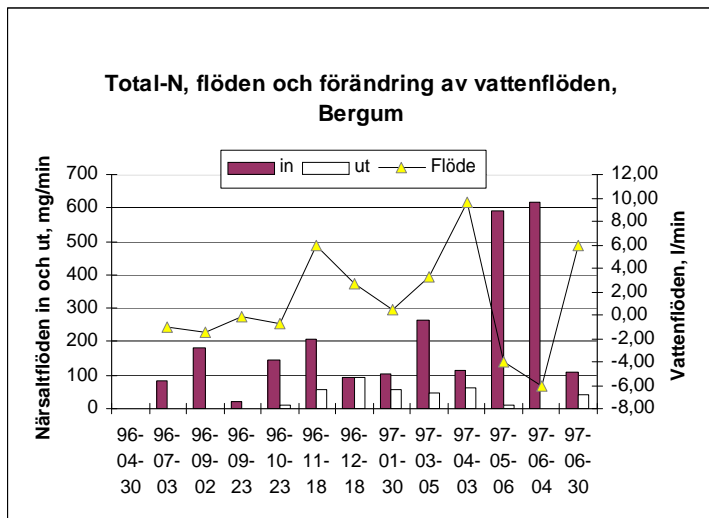
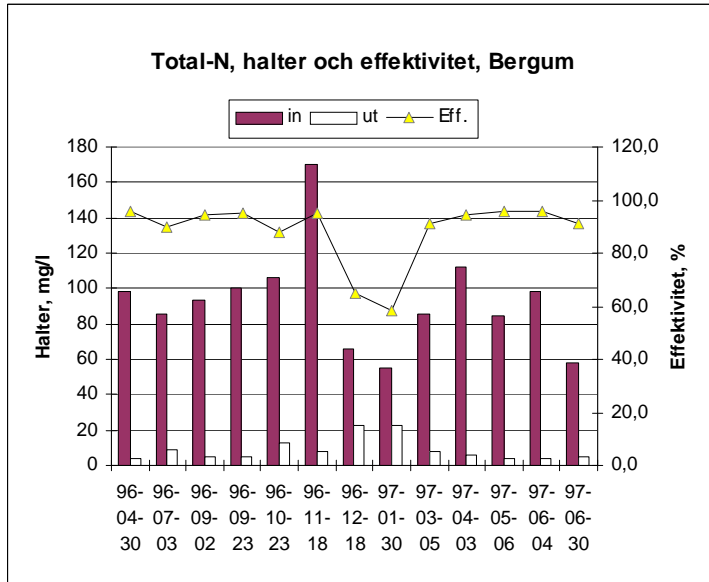
För **fosfatfosfor** (i vatten löst oorganiskt fosfor) är effektiviteten hög (94,6%) i Bergum med 11,2 mg/l i ingående och 0,6 mg/l i utgående vatten. Ej tillförlitliga analyser vid två tillfällen medför dock att direkta jämförelser försvåras. För närsaltflödet var effektiviteten 91,5%. Uptaget (10,5 mg/l) utgör här en viktig del i fosforreduktionen, eftersom det är de lösta närsalterna som står för primärproduktionen. Fosfatfosfor utgör här 80% av totalfosfor. Ett tydligt samband finns mellan ökad effektivitet och ökad

koncentration av lösta kvävesalter, d.v.s. ammonium och nitrat, i inflödet ( $r=0,73$ ).

En jämförelse med Aröd, som hade betydligt lägre tillförsel av fosfatfosfor (7,1 mg/l) men något högre tillförsel av lösta N-salter, fanns inget sådant tydligt samband. Detta antyder att en viss koncentration av lösta N-salter fordras för en effektiv reduktion av fosfat.

För **totalkväve** var ingående halter 93,3 mg/l ( $n=13$ ) och utgående halter 9,0 mg/l ( $n=13$ ) med ett upptag av 84,3 mg/l, vilket ger effektiviteten 90,4%. För närsaltflödet var effektiviteten 85,5% ( $n=12$ ). Även här reducerades effektiviteten under de två mörkaste månaderna (december/januari).

En jämförelse med Aröd visar att effektiviteten där var högre, både med avseende på halter (93,0%,  $n=14$ ) och flöden (96,2%,  $n=13$ ). Detta beror sannolikt på att denitrifikationen och omvandlingen till luftkväve varit effektivare i Aröd. Genom en rik produktion av trådformiga alger, som sjönk till botten, hade här ett syrefattigt botten-skikt utvecklats med ett för denitrifikation effektivt gränsskikt mot det genom algernas assimilation syrerikare vattnet



ovanför. Genom en kombinerad effekt av

primärproduktion och denitrifikation blev effektivitet hög för kvävereduktionen.

För **ammonium-kväve** var ingående halter 77,5 mg/l (n=13) och utgående halter 5,7 mg/l (n=13) med ett upptag av 71,8 mg/l. Ammoniumkvävet i ingående vatten utgjorde 83,0% av totalkvävet. När vattnet från den syrefattiga trekammarbrunnen kommer ut i det syrerikare vattenreningskärret omvandlas det snabbt till nitrat, vilket i sin tur än snabbare tas upp genom primärproduktion och/eller genom denitrifikation. I Bergum synes däremot denitrifikationen ha spelat en mindre roll, eftersom ett effektivt syrefritt bottensubstrat ännu ej hunnit utvecklas och eftersom N/P-kvoten låg nära den optimala för primärproduktion.

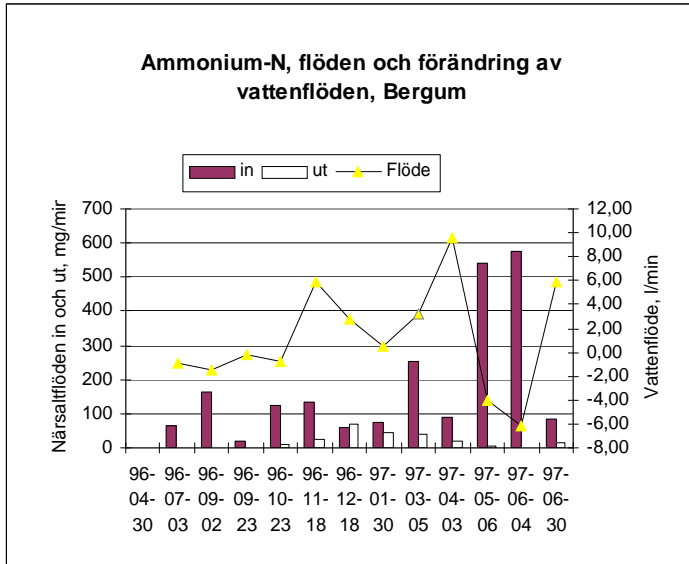
En jämförelse med Aröd visar att effektiviteten där var än större, 94,5% (n=14) för halterna och 97,1% (n=13) för flödena. För den marina miljön är det viktigt att reduktionen av lösta kvävesalter är hög.

För **nitrat** var ingående halter 0,051 mg/l (n=12) och utgående halter 0,54 mg/l (n=12), vilket in-

nebär en 10-faldig ökning (16 ggr för flöden), men dessa låga värden är försumbara (6% av utgående halter av totalkväve och 8% av utgående halter av lösta kvävesalter).

En jämförelse med Aröd, där lufttillträdet inträffat tidigare, visar högre halter i ingående vatten (1,12 mg/l, n=14) men lägre halter i utgående (0,46 mg/l, n=14). Utgående halter var dock samma (6% av halterna av totalkväve) som i Bergum.

För **oorganiskt kväve**, d.v.s. ammonium + nitrat, var ingående halter 77,0 mg/l (n=12) och utgående halter 6,4 mg/l (n=12), vilket



ger effektiviteten 91,7% (n=11).

En jämförelse med Aröd visar där en högre effektivitet, 94,0% för halter (reduktion från 86,1 mg/l, n=14, till 5,2 mg/l, n=14). Effektiviteten för flöden blev här 96,8%.

Den mindre effektiviteten i Bergum kan ha tre orsaker: (1) höga halter i inflödet ger större effektivitet, (2) utspädning genom tillflöde av dagvatten ger utspädning och därmed mindre effektivitet och (3) begränsad denitrifikation reducerar effektiviteten.

**N/P-kvoten**, d.v.s. förhållande mellan mängden kväve och fosfor, är en viktig parameter för assimilationen, d.v.s. nyproduk-

tion av biologisk biomassa (primärproduktion). Eftersom vi livnär oss av biologiskt material med en given N/P-kvot får också restprodukter från vårt hushåll en motsvarande N/P-kvot.

I Bergum blev N/P-kvoten i ingående vatten 6,7 (n=13) med avseende på totalkväve och totalfosfor. För lösta närsalter blev motsvarande kvot 6,9 (n=10). I utgående vatten blev kvoten 7,2 (n=13) totalt och 10,2 för lösta närsalter, vilket återspeglar den sämre kvävereduktionen genom begränsad denitrifikation. De i det närmaste identiska värdena för

**Innehåll och förbrukning av närsalter i vårt spillvatten (Naturvårdsverket: Vardagens vatten).**

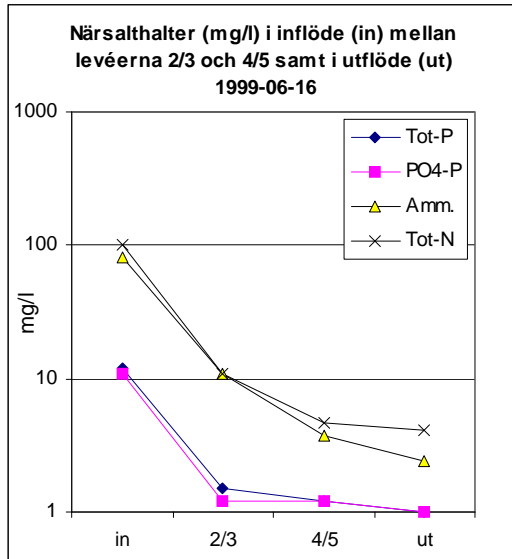
|                 | g / pers / dygn |     |       |
|-----------------|-----------------|-----|-------|
|                 | N               | P   | N / P |
| urin            | 11              | 1,0 | 11    |
| fekalier        | 1,5             | 0,5 | 3     |
| BDT             | 1,0             | 0,6 | 1,7   |
| urin + fekalier | 12,5            | 1,5 | 8,3   |
| urin + BDT      | 12,0            | 1,6 | 10,4  |
| totalt          | 13,5            | 2,1 | 6,4   |

inflöde och upptag (N/P=7) visar likheten mellan vår föda och biologisk nyproduktion.

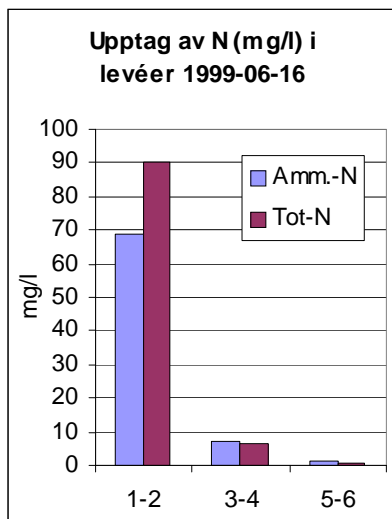
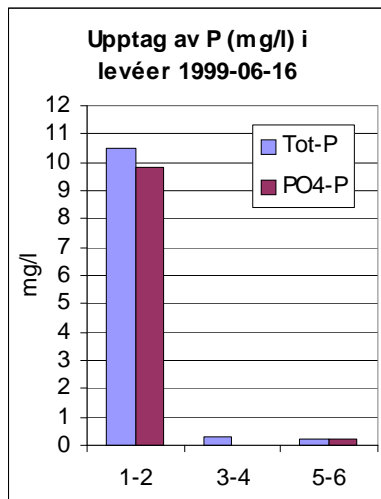
Jämförelsen med Aröd visar en nästa dubbelt så stor N/P-kvot, vilket stämmer överens med att det är gödselvatten (urin), som där dominerar inflödet. Kväveinnehållet är möjligen något högre än i mänsklig urin. Det låga värdet i utflödet och det höga i upptaget visar den sammanlagda effekten av kvävereduktion genom denitrifikation och primärproduktion.

Jämförelsen med Ryaverkets reningсанläggning (början av 1990-talet) visar hushållsspillvattnets N/P-kvot i inflödet, men i utflödet har kvoten höjts avsevärt (N/P=40). Reduktionen av N är begränsad jämfört med i vattenreningskärret. Men genom den större effektiviteten med

| Sammanfattning och jämförelser av halter och N/P-kvoter |       |      |        |          |
|---|-------|------|--------|----------|
| Tot-P (mg/l)  | in    | ut   | upptag | eff. (%) |
| Bergum  | 14,02 | 1,24 | 12,78  | 91,2     |
| Aröd  | 10,03 | 1,64 | 8,39   | 83,6     |
| Ryaverket   | 4,75  | 0,55 | 4,2    | 88,4     |
| Kode dammar   | 0,15  | 0,05 | 0,10   | 66,7     |
| Oxelösund våtmark                                       | 0,41  | 0,05 | 0,04   | 89,1     |
| Magle våtmark 1998                                      | 0,15  | 0,10 | 0,05   | 31,6     |
| Tot-N (mg/l)  | in    | ut   | upptag | eff. (%) |
| Bergum  | 93,3  | 8,98 | 84,32  | 90,4     |
| Aröd  | 112,7 | 7,93 | 104,77 | 93,0     |
| Ryaverket   | 29,6  | 22,2 | 7,4    | 25,0     |
| Kode dammar   | 30,9  | 22,2 | 8,7    | 28,2     |
| Oxelösund våtmark                                       | 23,0  | 14,5 | 8,5    | 37,0     |
| Magle våtmark 1998                                      | 19,3  | 12,7 | 6,6    | 34,2     |
| N/P-kvot  | in    | ut   | upptag |          |
| Bergum  | 6,7   | 7,2  | 6,6    |          |
| Aröd  | 11,2  | 4,8  | 12,5   |          |
| Ryaverket   | 6,2   | 40,4 | 1,8    |          |
| Kode dammar   | 206   | 444  | 87     |          |
| Oxelösund våtmark                                       | 56,1  | 290  | 213    |          |
| Magle våtmark 1998                                      | 129   | 127  | 132    |          |



Det huvudsakliga närsaltupptaget sker i levéerna 1-2.



avseende på fosfat snedvrides N/P-kvoten. Fosfat och kväve separeras. Det mesta fosfatet

går till röttslammet, som därigenom får ett fosforöverskott som inte kan utnyttjas av vegetation beroende på ett underskott av kväve. Detta kan exempelvis leda till läckage av P till vattendrag och hav från s.k. anläggningsjord som till stor del består av röttslam. En stor del av kvävet går direkt till den för kväve så känsliga marina miljön, där kvävet anses vara begränsande.

En jämförelse med reningsdammarna efter Kode reningsverk visar än tydligare vad effekterna blir. I detta reningsverk är fosfatreduktionen effektiv men kvävereduktionen bristfällig. Detta ger en mycket hög kvot (N/P=206) i inflödet till reningsdammarna. Bristen på fosfat i ingående vatten (0,15 mg tot-P/l) ger en begränsad primärproduktion, vilket i sin tur ger en begränsad syreproduktion (upptaget av tot.-P=0,098 mg/l).

Bristande tillgång på syre hämmar omvandlingen av ammonium till nitrat, vilket också kan reducera nitrifikationen. Det begränsade upptaget av N (från 30,9 till 22,2 = 8,7 mg tot-N/l), som ändå domineras av denitrifikation, tillsammans med den lilla fosfatreduktionen (0,05 mg tot-P/l i utflödet) leder till en än kraftigare höjning av kvoten (N/P=444). När detta vatten leds ut i ett igenvuxet vattendrag kan det leda till höga ammoniumhalter och syrebrist, och om vattnet via kulvert leds ut i den marina miljön, kommer primärproduktionen inte igång förrän vattnet blandats längre ut, d.v.s. i skärgård och kusthav. En rik planktonproduktion där kan leda till bottendöd.

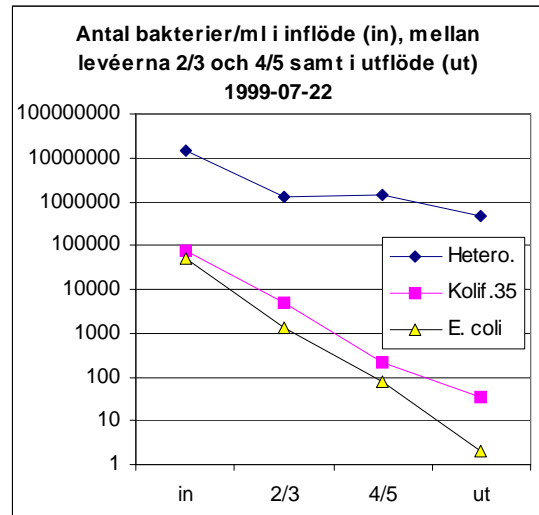
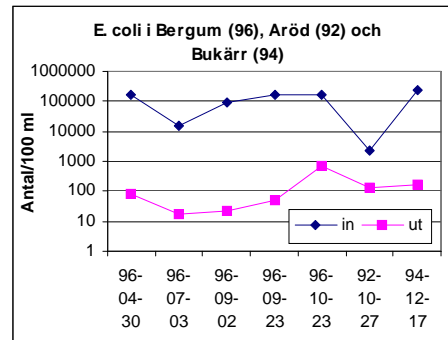
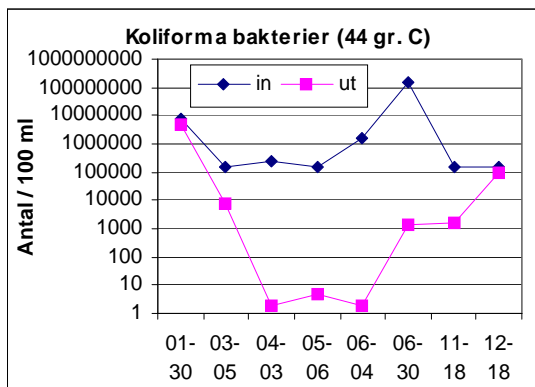
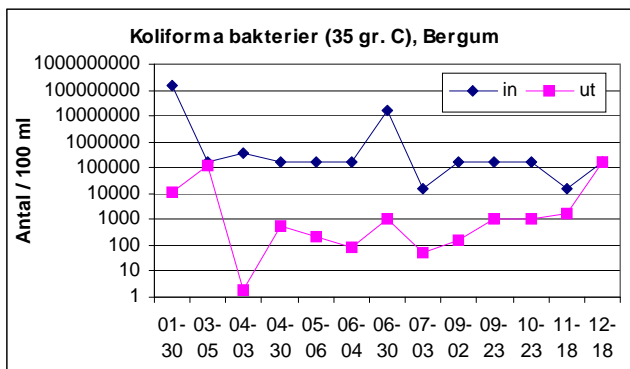
En motsvarande utveckling kan noteras från Oxelösunds våtmark efter reningsverk (Andersson et al. 2000), där man aktivt fört in skuggande vegetation. I utgående vatten N/P-kvoter och rik övervattensvegetation är också typiska för Magle våtmark, Hässleholm (Hässleholms VA-laboratorium 1999, Nilsson 2001).

med fosforfällning i Sverige främjas således hög vegetation, i motsats till målsättningen i ett vattenreningskärr, där den 10 ggr snabbare primärproduktionen av växtplankton eftersträvas. Det är ett ekosystem med de tidigaste ekologiska successionerna som eftersträvas i vattenreningskärr.

**Primärproduktion** är i huvudsak begränsad till levé 1 – 2, där närsaltupptaget sker. I juni 1999 var N/P-kvoten 8,6 för för tot-N/tot-P medan samma kvot låg vid 7,0 för lösta närsalter av N och P.

**BOD7** - Några analyser av BOD7 visar en genomsnittlig reduktion med 96,0% (n=5, 90,6 - 98,5%). Det organiska material som tillförs i inflödet 225 - 540 mg/l, d.v.s. rester från slambrunnen, är av helt annat slag än det som följer med vattnet ut i utflödet (8 - 30 mg/l). I utflödets vatten är det huvudsakligen levande eller dött växt- och djurmaterial som nyproducerats i vattenreningskärret. En transport av detta slag är normalt förekommande från naturliga våtmarker och är positivt för organismer (konsumenter) i vattendrag och sjöar nedströms. Det viktiga är att reducera utsläppen av lösta närsalter.

**Mikrobiologisk analys av bakterier** - Reduktionen av bakterier är tillfredsställande utom i vissa fall under den mörkaste tiden, d.v.s. under december och januari. Reduktionen av bakterier synes huvudsakligen äga rum genom betande ciliater och zooplankton. Men denna verksamhet pågår dessutom i alla levéer i juli 1999.



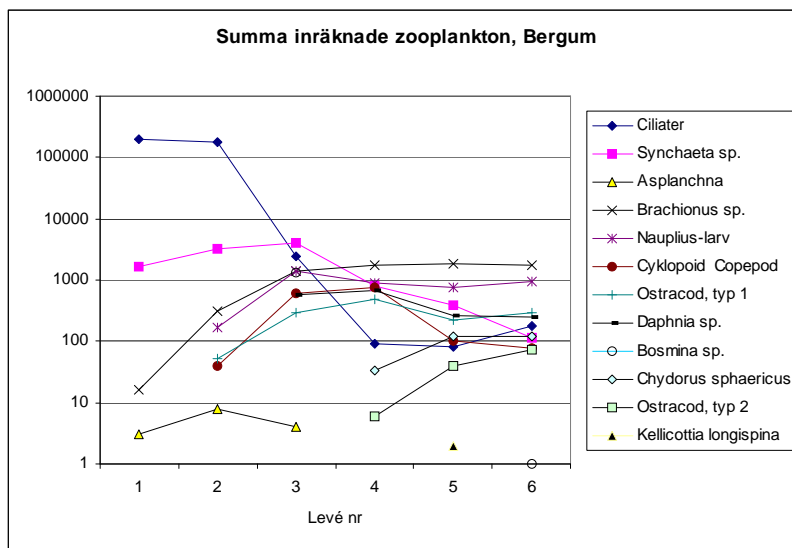
Bestrålning med UV-ljus har i vissa fall nyttjats för reduktion av bakterier (Påledal 1999). Detta har också diskuterats för Bergum. De undersökningar som nu gjorts i vattenreningskärret visar dock att detta vore helt fel. Det skulle innebära att en viktig länk i näringskedjorna skulle brytas. Därför planeras nu helt andra metoder.

**Sekundärproduktion** - En undersökning av zooplanktonförekomsten har gjorts vid Göteborgs Universitet under perioden 22/4-4/7 1997 (Persson 1997). Denna undersökning visar en enorm förekomst av ciliater (flagellater, Protozoa) i levéerna 1 och 2. Dessa lever av planktoniska bakterier och de kan förbli aktiva i grunda sediment även vintertid. Förutom på bakterier lever de också på alger och partiklar av detritus samt på andra protozoer. De kan också livnära sig genom fotosyntes (Wetzel 1975), en organism på gränsen mellan växt- och djurriket. Tillgången på föda har konstaterats reglera populationsstorleken hos ciliater. Sådana populationer kan också utvecklas

### Sammanfattning av förekomsten av zooplankton (Persson 1997)

| Zooplankton            | Levé nr |        |       |      |      |      |
|------------------------|---------|--------|-------|------|------|------|
|                        | 1       | 2      | 3     | 4    | 5    | 6    |
| 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  |
| Cyklopid 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   |

### Förekomsten av arter och grupper av zooplankton i skilda levéer (Persson 1997)



Redan i levé 1 finns det rotatorier (Rotatoria, Aschelmin-tes), en grupp som i kärret representeras av släkten *Synchaeta*, *Brachionus*, *Kellicottia* och *Asplanchna*. De flesta av dessa är beta-re (allätare), medan den sistnämnda är en predator (rovdjur). De betande rotatorierna ökar i de följande levéerna. Vissa, t.ex. *Brachionus*, sprids uppströms under peri-oden, en migration som sannolikt möjlig-

snabbt under isen. Denna grupp torde på detta sätt spela en mycket viktig roll i ett vattenreningskärr, 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. Denna grupp tillhör betarna och utgör primära konsumenter med kapacitet att ta hand om den snabba produktionen av växtplankton. Sedan tar också andra planktongrupper över i näringskedjorna.

gjorts genom gräsänder.

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

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 *Kel-*

Förekomst av högre evertebrater i skilda levéer (Ericsson & Medin 1998, 1999, 2001) ordnade efter konstaterad känslighet.

| Art / grupp                               | Funktion / känslighet                                  | Förekomst i levé nr |   |   |   |   |   |
|---|--|---------------------|---|---|---|---|---|
|   |  | 1                   | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| <i>Leptophlebia marginata</i> (Ephem.)    | skrapare; klarar pH<4,5; i vatten med hög påverkan     | x                   |   |   |   |   |   |
| <i>Culiseta</i> sp. (Dipt.)               | filtrerare; klarar pH<4,5; i vatten med hög påverkan   | x                   |   |   |   |   |   |
| <i>Agabus</i> sp. (Col.)                  | predator   | x                   | x | x |   |   |   |
| Ephydridae (Dipt.)                        |  | x                   | x | x |   |   |   |
| <i>Helophorus</i> sp. (Col.)              | skrapare   | x                   |   | x | x | x |   |
| <i>Acilius sulcatus</i> (Col.)            | predator   | x                   | x |   |   | x |   |
| <i>Aeshna</i> sp. (Odon.)                 | predator   | x                   |   | x |   | x |   |
| Fåborstmaskar (Oligoch.)                  | detritusätare  | x                   | x | x | x | x | x |
| <i>Coleon dipterum</i> -gr. (Ephem.)      | skrapare; i vatten med hög påverkan                    | x                   | x | x | x | x | x |
| <i>Limnephilus rombicus</i> -typ (Trich.) | sönderdelare   | x                   | x | x | x | x | x |
| <i>Ilybius</i> sp. (Col.)                 | predator   | x                   | x | x | x | x | x |
| Chironomidae (Dipt.)                      |  | x                   | x | x | x | x | x |
| <i>Helobdella stagnalis</i> (Hir.)        | predator   | x                   | x |   | x | x | x |
| <i>Chironomus</i> sp. (Dipt.)             | detritusätare  | x                   | x | x |   |   | x |
| Limonidae (Dipt.)                         |  | x                   |   |   | x |   | x |
| <i>Dytiscus circumcinctus</i> (Col.)      | predator   |                     | x |   |   |   |   |
| <i>Hydroporus</i> sp. (Col.)              | predator   |                     | x |   | x | x |   |
| <i>Hespeocorixa sahlbergi</i> (Hem.)      | predator; pH 4,5-4,9; i vatten med hög påverkan        |                     | x | x | x | x | x |
| <i>Sigara nigrolineata</i> (Hem.)         | predator   |                     | x |   | x |   | x |
| <i>Coenagrion</i> sp. (Odon.)             | predator   |                     | x | x | x | x | x |
| <i>Chaoborus crystallinus</i> (Dipt.)     | predator   |                     | x | x | x | x | x |
| <i>Callicorixa praeusta</i> (Hem.)        | predator; pH 4,5-4,9; i vatten med måttlig påverkan    |                     | x |   | x | x | x |
| <i>Corixa punctata</i> (Hem.)             | predator   |                     | x |   |   |   | x |
| Colymbetinae (Col.)                       | predator   |                     | x | x |   |   | x |
| Culicidae (Dipt.)                         |  |                     |   | x |   |   |   |
| <i>Aeshna cyanea</i> (Odon.)              | predator; i vatten med måttlig påverkan                |                     |   | x |   |   |   |
| <i>Glyptotaelius pellucidus</i> (Trich.)  | sönderdelare; i vatten med hög påverkan                |                     |   | x |   |   |   |
| <i>Notonecta glauca</i> (Hem.)            | predator; klarar pH<4,5; i vatten med måttlig påverkan |                     |   | x | x | x | x |
| <i>Sigara limitata</i> (Hem.)             | predator   |                     |   |   | x |   |   |
| <i>Sigara</i> sp. (Hem.)                  | predator   |                     |   |   | x |   |   |
| <i>Laccophilus minutus</i> (Col.)         | predator   |                     |   |   | x |   |   |
| Hexatominae (Dipt.)                       |  |                     |   |   | x |   |   |
| <i>Argyroneta aquatica</i> (Aran.)        | predator   |                     |   |   | x | x |   |
| Limnephilidae (Trich.)                    | sönderdelare   |                     |   |   | x | x | x |
| <i>Sigara lateralis</i> (Hem.)            | predator   |                     |   |   |   | x |   |
| <i>Gyrinus</i> sp. (Col.)                 | predator   |                     |   |   |   | x |   |
| Ceratopogoninae (Dipt.)                   | predator   |                     |   |   |   | x |   |
| <i>Theromyzon tessulatum</i> (Hir.)       | predator; i vatten med måttlig påverkan                |                     |   |   |   | x |   |
| <i>Dytiscus marginalis</i> (Col.)         | predator; i vatten med måttlig påverkan                |                     |   |   |   | x |   |
| Tipulidae (Dipt.)                         | sönderdelare   |                     |   |   |   | x | x |
| Coenagrionidae (Odon.)                    | predator   |                     |   |   |   |   | x |
| <i>Limnephilus</i> sp. (Trich.)           | sönderdelare   |                     |   |   |   |   | x |
| <i>Oligotricha striata</i> (Trich.)       | sönderdelare; i vatten helt utan påverkan              |                     |   |   |   |   | x |
| <i>Porhydrus lineatus</i> (Col.)          | predator   |                     |   |   |   |   | x |
| <i>Omphiscola glabra</i> (Gastr.)         | skrapare   |                     |   |   |   |   | x |

*licottia*, längst bort från den stora näringsrikkedomen. Dessa kräftdjur filtrerar föda från vattnet på samma sätt som föregående grupp.

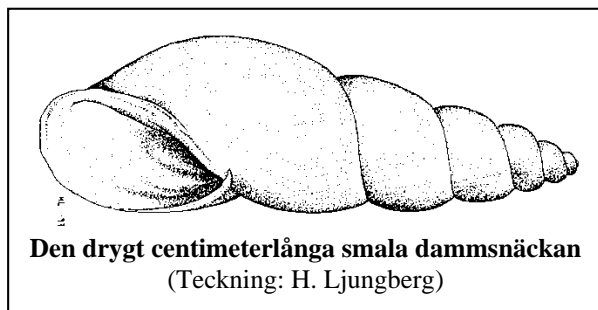
Den 12/11 1997, 26/10 1999 och 13/12 2000 undersöktes den kvalitativa förekomsten av högre evertebrater: fåborstmaskar (Oligochaeta), iglar (Hirudinea), mollusker (Gastropoda), spindlar (Aranea), trollsländor (Odonata), dagsländor (Ephemera), natt-

sländor (Trichoptera), skinnbaggar (Hemiptera), skalbaggar (Coleoptera) och tvåvingar (Diptera) i de 6 levéerna (Ericsson & Medin 1998).

Av de 45 identifierade arterna / grupperna (bestämda till art, släkte, familj eller ordning) var minst 27 predatorer, d.v.s. de bildar led i näringskedjor, där bl.a. gräsand, snok och grodor ingår i den övre delen. De bildar dock

en gradient med avseende på toleransen för påverkat vatten.

En dagslända och en tvåvinge, som livnär sig av organisk beläggning och organiskt nedfall, har helt anpassat sig till det "dåliga" men näringsrika vattnet i levé 1. De uppträder endast där. Bland de övriga 13 arterna/gruppera i denna levé finns flera, som oberoende av vattenkvalité kan nyttja dött organiskt material i alla levéer. Enbart i sista levén noterades två sönderdelande nattsländor, som har höga krav på vattenkvalité. Den ena av dessa, *Oligotricha striata*, anses vara mycket sällsynt. Även den prederande buksimmaren *Sigara lateralis*, som anträffades i näst sista levén, är sällsynt i Sverige. Förekomst i sista levén av arter, som kräver helt opåverkat vatten, tyder således också på att vattenreningskärret har hög vattenrenande effektivitet. Till denna levé hade också den smala dammsnäckan *Omphiscola glabra* hittat vägen efter fem år. Denna art är rödlis-

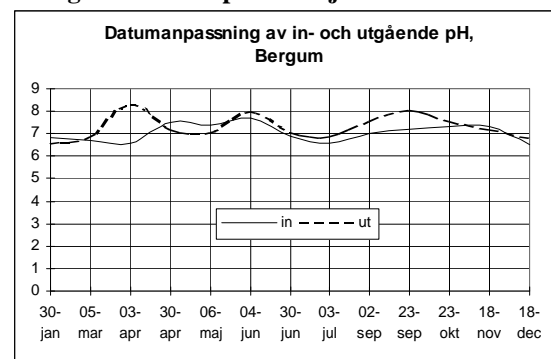


tad, **VU**, vulnerable, sårbar (Gärdenfors 2000) med sporadisk förekomst i mindre, vegetationsrika vattensamlingar som dammar och gölar, som troligen torkar ut varje sommar (von Proschwitz 1997), en beskrivning som väl stämmer överens med levé 6, möjligen med reservation för solexponeringen under sommaren, vilket den skall vara känslig för.

Av de 45 arterna/grupperna är 41 stycken insekter, som lever i larvstadiet i vattenreningskärret, men som i sitt fullt utvecklade stadium (imagines) kan lämna vattenmiljön genom att flyga därifrån. De har då först övertagit det närsaltutbud, som ställts till förfogande av planktoniska organismer i näringskedjornas botten (led 1). Rent funktionellt bildar planktonsamhället ett andra led i omhändertagandet av närsalter, vilka där

omvandlas till födounderlag för predatorer (köttätare, led 2). I nästa led (led 3) står insekterna för borttransporten från den akvatiska miljön till en mer eller mindre avlägsen, huvudsakligen terrester omgivning. I det fjärde ledet kommer ryggradsdjuren (vertebraterna), i synnerhet fåglar in i bilden. En viss del av insekterna når dock genom sin migration fram till sina avsedda mål, d.v.s. andra akvatiska system, i den mån de inte blir kvar i sin produktiva ursprungsmiljö. Men även där finns prederande vertebrater (fåglar, vattensnok, groddjur).

**Ett pH-värde på ca 7 förhöjes något vid vattnets passage genom vattenreningskärret, vilket möjligen kan bero på kräftdjurens kalkskal.**

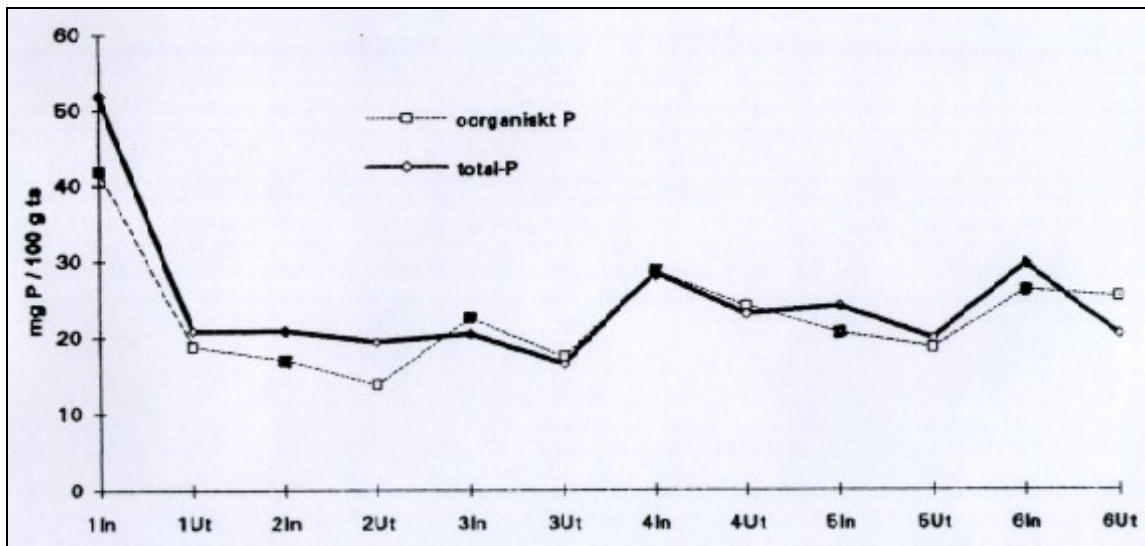


Om (1) närsalterna i ett tillfört spillvatten har de rätta proportionerna (N/P-kvot), om (2) vattnet är grunt så att primärproduktionen gynnas i hela vattenvolymen, om (3) vattnet får rinna sakta så att organismer inte spolats ut, om (4) ljuset inte hindras av beskuggning av högre växter (kärlväxter), om (5) vattnet är grunt så att luftandande insekter, som söker sin föda på botten, kan nå vattenytan för att andas, om (6) ingen fisk tillåtes predera på insektslivet och om (7) vattenreningskärret är uppbyggt av en serie vattensystem (skilda ekosystem) med en gradient av vattenkvalité med utrymme för organismer med olika känslighet, kan effektiviteten bli hög. Då bör varken fosfor eller kväve kunna anrikas i kärret utan omvandlas till biomassa som sprids i omgivningen.

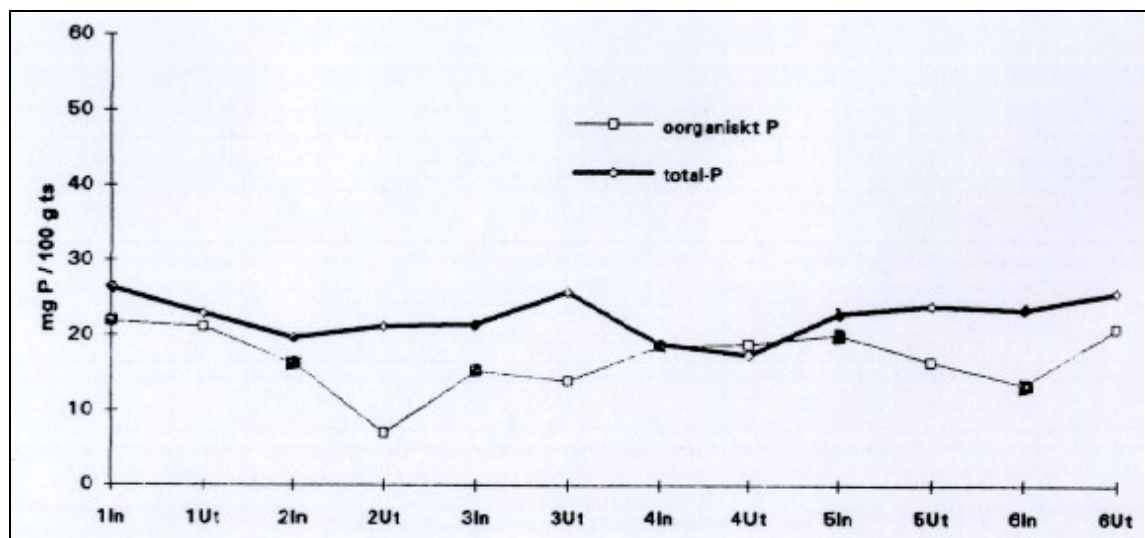
#### **Anrikning av närsalter i bottenstrat**

- Man har länge haft uppfattningen, att våtmarker har en begränsad effektivitet att ta upp närsalter genom biologisk produktion. Kvävet skulle främst tas om hand genom denitrifikation och fosfaten genom fixering

Koncentration av fosfor (P) i slammet (Lycke 1997: Fig. 3).



Koncentration av fosfor (P) i den underliggande leran (Lycke 1997: Fig. 4).



vid lerpartiklar och fastläggning i botten-substratet. Detta kan ha viss riktighet i igenvuxna våtmarker (sena successions- eller klimaxstadier), där de ovan angivna 7 villkoren inte är uppfyllda. I det optimala vattenreningskärret råder däremot det allra tidigaste successionsstadiet, och de resultat som nu kunnat redovisas tyder på att den gamla uppfattningen är mogen för en revision.

Det var därför av stort värde, att en provtagning kunde göras i slutet av september 1997 i slammet och i den översta delen av leran (Lycke 1997). Prov togs i början och slutet av varje levé. Halterna av fosfor (P) var låga från slutet av första leven, kring eller

strax över 20 mg/100 g ts (torrsubstans), vilket är lågt i jämförelse med svensk åkermark. I början av levé 1 var halterna av P ca dubbelt så höga som i övriga provtagningspunkter. Denna avvikelse har en enkel förklaring. Vattnet i början av första levén närmast tillflödesröret är relativt klart, men partiklar av organiskt material från slambrunnen kan tillföras. Det organiska material, som finns i början av första levén, härrör således ej från algproduktionen där. Först efter ett par meter in i levén kan man se hur vattnet blir grumligt av en startad planktonproduktion, som kommer igång först när det nya närsaltrika vattnet blandas med redan planktonförande



Ute i vattnet och på strandkanten har efter två månader (jämför med omslagsbilden) skuggande vegetation snabbt etablerats under sommaren (Foto: Olof Pehrsson 1997-08-04)



På strandkanten breder vecketåget snabbt ut sig i höjd- och sidled (Foto: Olof Pehrsson 1997-08-04)



Mannagräset breder snabbt ut sig i strandkanten och på öppna vattenytan.

(Foto: Olof Pehrsson 1997-08-04)

vatten. I början av levé 1 har således reduktionen av lösta närsalter och nedbrytning av det tillförda organiska materialet knappast ännu påbörjats.

I jord ligger mängden tot-P mellan 12 och 500 mg/100 g ts (Brady & Nyle 1990), och enligt svensk klassindelning av jordar efter förrådsfosfor (Linde 1991) ligger vattenre-

ningskärret halter i botten-substratet strax över gränsen mellan klass 1 och 2 (21 mg P /100 g), där klass 5 har halter > 80 mg P/100 g jord. Den underliggande leran hade inte ens påverkats i början av levé 1. Botenanalyserna styrker således de resultat som framkommit ovan, nämligen att den effektiva närsaltreduktionen i Bergum sker genom biologisk produktion och

restprodukter kvarlämnade i skärret.

**Skötsel** – För att fungera optimalt måste ett vattenreningskärr skötas. Detta innebär att de tidigaste successionsstadierna, som finns i vattnet, måste bibehållas genom att skuggande vegetation hålls borta. Vecketåget *Juncus effusus* kan helt täcka över smala levéer och har stor skuggningseffekt, eftersom det står kvar under vinterhalvåret. Etablerade tuvor bör grävas bort. Skogssäv *Scirpus sylvaticus* har samma växtplats men vissnar ner på hösten. Begynnande tuvor av mannagräs *Glyceria fluitans* är löst rotade och kan avlägsnas med en hacka. Om bredkaveldun *Typha latifolia* kommer in bör plantorna dras upp med rötterna. Ute på vattnet kan flytbladsväxter som gäddnate *Potamogeton natans* etableras. Den besvärligaste ljuskonkurrenten är dock andmaten *Lemna minor*, som snabbt kan täcka hela vattenreningskärret.

**Förekomsten av evertebrater hade reducerats hösten 1999.**

|          | 1997-11-12 | 1999-10-26 | 2000-12-13 |
|----------|------------|------------|------------|
| S:a taxa | 29         | 15         | 24         |

Den kompakta utbredningen av *Lemna* under sommaren och hösten 1999 reducerade vattenreningskärrets funktion och förekomsten av evertebrater halverades. Detta är således en effekt av bristande tillgång på ljus i vattenvolymer. Då reduceras produktionen av växtplankton, varigenom tillgången på syre minskar. Omvandlingen av ammonium till nitrat minskar. Den biologiska mångfal-



**Andmaten har blivit heltäckande och kärrets effektivitet minskar** (Foto: Olof Pehrsson 1999-08-24).

den minskar. Ammonium och svavelväte kan ge en besvärande lukt.

Bästa sättet att sköta ett vattenreningskärr är att avlägsna inkommande ej önskvärda växtarter innan de hinner sprida sig. Arbetsinsatsen kan hållas lägre vid upprepade besök än om åtgärder vidtas först efter vegetations-säsongens slut. På vallarna kan vegetationen hållas nere med hjälp av röjsåg. Fårbete har visat sig vara en bra metod, men det ratade vecketåget måste tas bort manuellt. Svårast kan vara att komma tillrätta med andmat, som snabbt kan spridas när den väl etablerats. Att skumma av vattenytan med håv är den enklaste metoden. Under sommaren 2000 hägnades en grupp ankor in i området med avsikt att de skulle beta ner den vegetation som fått sitt namn av att vara omtyckt av änder. Detta fungerade mycket bra.

**Fortsatt utveckling** - För att åtgärda den begränsade effektiviteten, både med avseende på närsalt- och bakteriereduktion under den mörkaste tiden på året, bör två försök genomföras vid denna tid. Tillgång på syre och kvarhållande av en tillräcklig temperatur för primärproduktion, zooplankton och denitrifikation under isen utgör de viktiga behoven.

Den enklaste metoden är att efter isläggningen sänka vattenytan så att en luftficka erhålles mellan isen och vattenytan, vilket bidrar till att biologisk aktivitet kan bibehållas så att systemet fungerar även vintertid (Kadlec & Knight 1996).

För att ytterligare stimulera de bakterieätande protozoernas aktivitet förslås utplacering av kåpor av genomskinligt material med en växthuslampa i toppen, vilka på en ram av frigolit kan flyta på vattnet och eventuellt frysa fast i isen. Genom belysning viss tid nattetid skulle primärproduktionen och därmed syreproduktionen i vattnet kunna öka samt en viss vattentemperatur kunna bibehållas. På detta sätt skulle ekosystemet med bakterieätande ciliater kunna fungera även i december-januari.

### Referenser

- Andersson, J., Wittgren, H.B. & Ridderstolpe, P. 2000. Våtmark Oxelösund – resultat och erfarenheter från sex års drift. *Vatten* 4:235-245.
- Brady & Nyle, C. 1990. The nature and properties of soils. 10<sup>th</sup> ed. MacMillan, New York.
- Ericsson, U. & Medin, M. 1998. Inventering av bottnfaunan på tre lokaler i Göteborgs kommun 1997. Medins Sjö- och Åbiologi AB.
- Ericsson, U. & Medin, M. 1999. Inventering av bottnfaunan på åtta lokaler i Göteborgs kommun 1999. Medins Sjö- och Åbiologi AB.
- Ericsson, U. & Medin, M. 200. Inventering av bottnfaunan på sex lokaler i Göteborgs kommun 2000. Medins Sjö- och Åbiologi AB.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000. Artdatabanken. Uppsala.

- Hässleholms VA-laboratorium. 1999-03-18. Magle våtmark 1998. Sammanställning av mätdata. Tekniska kontoret, Hässleholms kommun. Internet.
- Kadlec, R. & Knight, R. 1996. Treatment Wetlands, Boca Raton, Florida: CRC Press, inc.
- Linde, M. 1991. Laborationskompendium i marklära. Avdelningen för marklära, Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Lycke, K. 1997. Vattenreningskärret i Bergum. Vad händer med kolet, kvävet och fosfor? - undersökning av bottnen. 20 p examensarbete i Tillämpad miljövetenskap. Hösten 1997. Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet. Rapport nr 13.
- Nilsson, P.-Å. 2001-02-17. Magle våtmark. Gatukontoret, Hässleholms kommun. Internet.
- Persson, E. 1997. Zooplankton - en myllrande länk i framtidens reningsverk. Examensarbete i zoologisk ekologi, 1887, 20 poäng. Zooekologi, Göteborgs universitet.
- Påledal, A.-S. 1999. Nitrifikationen i en grund och en djup damm för rening av avloppsvatten. – Våtmark Alhagen i Nynäshamn. Internet
- von Proschwitz, T. 1997. Rödlistade sötvattensmollusker i Sverige – utbredning, levnadssätt och status: 1. Smal dammsnäcka [*Omphiscola glabra* (O.F. Müller)]. Göteborgs Naturhistoriska Museum Årstryck 1997:37-47..
- Wetzel, G.W. 1975. Limnology. Saunders, Philadelphia.

Lycke den 6 mars 2001

Olof Pehrsson  
Fil dr

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.