

# NÄRSALTSRENING MED VATTENVÄXTER – SLUTRAPPORT FRÅN SNOGERÖDSPROJEKTET

## Reduction of Nutrients by Water Plants – Final Report the Snogeröd Project

av INGVAR HÖRBERG och LARS KYLEFORS, K-Konsult Sydost AB, Box 742, S-391 27 Kalmar  
och Thomas Gumbricht, KTH, Mark och vattenresurser, S-100 44 Stockholm

### Abstract

From September 1988 up to June 1991 a full-scale experiment was conducted using a submerged macrophyte pond and a root-zone for wastewater treatment. The mean removal was 32 % and 46 % of nitrogen and 62 % and 61 % of phosphorus respectively. The major removal mechanism for N was denitrification and for P assimilation, adsorption and sedimentation.

*Key words* – eutrophication, wastewater treatment, macrophyte system, nitrogen, phosphorus, ecological engineering.

### Sammanfattning

Under perioden september 1988 till och med juni 1991 genomförde K-Konsult ett fullskaleförsök med vattenväxter som närsaltsrenare. Försöket omfattade en undervattensväxtodling och en rotzon-anläggning. I medeltal var reduktionen av kväve 32 respektive 46 %, och för fosfor var motsvarande siffror 62 respektive 61 %. Kväve eliminerades främst genom denitrifikation, medan fosfor reducerades via växtupptag, adsorption och sedimentering.

## 1. Bakgrund

Eutrofieringen av vattendrag och kustvatten är ett alltmer uppmärksammat miljöproblem (Ryding och Rast 1989, SNV 1988). Övergödningen orsakas främst av näringsämnen kväve och fosfor. Källorna för dessa ämnen är numera till en mindre del punktutsläpp från samhällen och industrier och till större delen diffust läckage från åker, äng och skog (SNV 1988). Utbyggnaden av konventionella reningsverk är därför inte ett kostnadseffektivt sätt att angripa problemet (Löwgren och Karlsson 1987). Användningen av kemikalier och svårigheten vid kvävereduktion är två ytterligare problem med den konventionella tekniken (Guterstam och Todd 1990). Flera faktorer talar således för att nya, billigare och ekologiskt anpassade angreppssätt krävs för att komma till rätta med eutrofieringen.

Odling av vattenväxter (makrofyter) i konstruerade våtmarksekosystem är en sådan utveckling för omhändertagande av både diffust läckage och avloppsvatten (Brix och Schierup 1989, Cooper och Findlater 1990, Hammer 1989, Reddy och DeBusk 1987, Reed et al. 1988). Det mest framgångsrika konceptet i varmare klimat är att använda vattenhyacint (*Eichhornia*

*crassipes*) och andra flytbladsväxter. De flesta flytbladsväxterna är dock bundna till subtropiska och tropiska klimat (ett undantag är andmat – *Lemna minor*). I tempererat klimat har istället konstruerade våtmarker med vattengenomsläppliga markbäddar (rotzon-anläggningar) vunnit vid acceptans. Exempelvis har USA, England och Danmark mer än 100 rotzon-anläggningar vardera (Schierup och Brix 1990, Tchobanoglous 1991). Det mest oprövade systemet är att använda undervattensväxter.

Frånsett direkt upptag av närsalter spelar makrofyterna en stor roll genom att skapa en gynnsam miljö för en rad fysikaliska, kemiska och biologiska reningsprocesser (Brix och Schierup 1989, Reddy och DeBusk 1989, Reed et al. 1988, Tchobanoglous 1987).

Kväve eliminerar främst genom nitrifikation-denitrifikation. I system med regelbunden skörd kan växtupptaget vara av ungefär samma storleksordning. Även sedimentering har betydelse, särskilt under den kalla årstiden då de biologiska processerna avklingar.

Reningen av fosfor är mer beroende av växtupptag med efterföljande skörd. Men även fastläggning via adsorption och sedimentation är viktiga reningsprocesser, särskilt i oskördade system.

De biologiska reningsfunktionerna styrs i stor ut-

sträckning av solinstrålning (framförallt fotosyntesen) och temperatur (framförallt denitrifikation), medan de kemisk-fysikaliska processerna styrs mer av reningemediets kemiska och fysiska sammansättning.

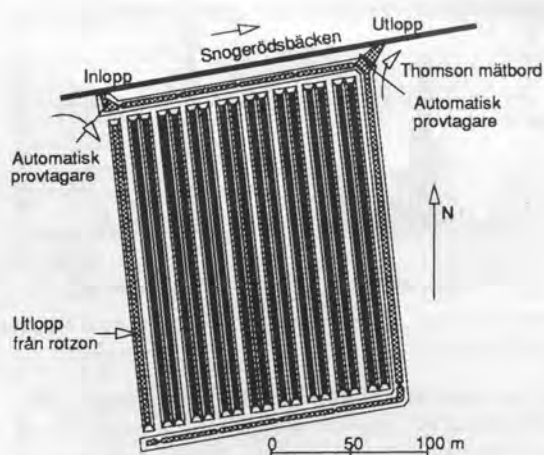
Syftet med denna artikel är att presentera resultaten från ett stort svenskt försök med vattenväxter som närsaltsrenare genomfört av K-Konsult. Försöket har omfattat en rotzon-anläggning och en undervattensväxt-anläggning.

Fullständiga rapporter från försöket finns publicerade i Hörberg et al. (1991) respektive Gumbrecht (1991).

## 2. Material och metoder

Under 1988, efter flera år av laboratorieförsök, startade K-Konsult ett fullskaleprojekt med undervattensväxterna vattenpest (*Elodea canadensis*) och grönslick (*Cladophora glomerata*) i Snogeröd, Skåne (figur 1). Makrofyterna odlas i 16 parallella, 200 m långa odlingsdiken (figur 2). Varje dike har en bottenbredd på ca 2 m och vattendjupet är ca 0,6 m. De 16 dikena är omgivna av 4 fördelningsdiken. Den totala odlingsarealen uppgår till ca 1,1 ha. Undervattensväxtodlingen behandlar det starkt eutrofierade vattnet från Snogerödsbäcken. Under växtsäsongen har anläggningen skördats regelbundet.

Samtidigt med undervattensväxtodlingen utfördes också en rotzon (figur 3), vilken beskickas med det



Figur 2. Undervattensväxtodlingen vid Snogeröd.

biologiskt behandlade avloppsvattnet från Snogeröds reningsverk. Rotzon-anläggningen har ett djup på ca 1,4 m och en överyta om 1 100 m<sup>2</sup>. Rotzon-anläggningen skördas inte.

Vid in- resp utlopp från båda anläggningarna har kontinuerliga provtagare använts för att ta ut representativa veckoprover av totalfosfor, totalkväve och BOD (det senare endast vid rotzon-anläggningen). Dessutom har vattenföring, temperatur och solinstrålning följts i anslutning till försöket. Försöket pågick under perioden september 1988 till och med juni 1991.

## 3. Resultat

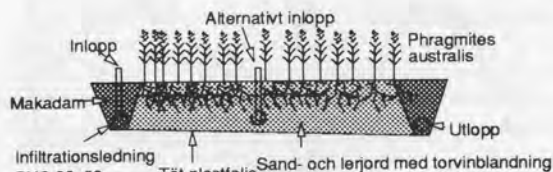
### 3.1. Undervattensväxtodlingen

Under försöksperioden var veckoreduktionen i medeltal 32 % kväve och 62 % fosfor (med sommarvärden på 62 och 86 %). Detta är ekvivalent med en årlig medelreduktion på 0,4 g N m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> respektive 0,03 g P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>. Resultaten åskådliggörs i diagramform i figur 4. Den skördade biomassan innehöll ca 8 % av det reducerade kvävet och 16 % av den reducerade fosfor.

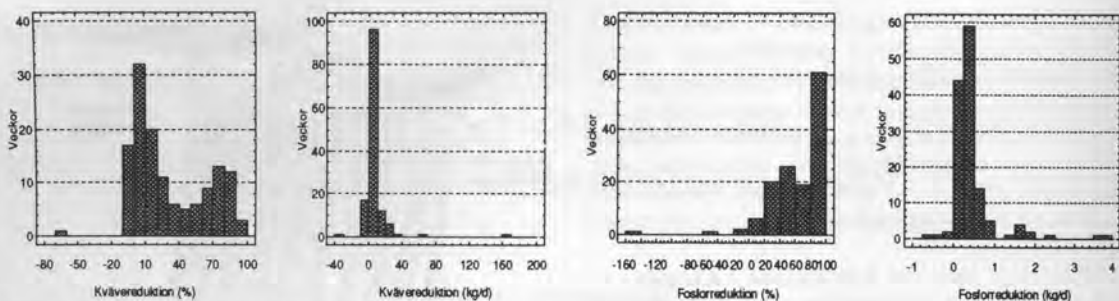
De olika faktorer som bedömts ha betydelse för reduktionen av kväve respektive fosfor har använts



Figur 1. Karta.



Figur 3. Rotzon-anläggningen vid Snogeröd.



Figur 4. Kväve- och fosforreduktion i undervattensväxtodlingen.

för att modellera funktionen hos anläggningen. Försöksperiodens första 16 månader har använts för att kalibrera modellen, medan de efterföljande sista 18 månaderna använts för verifiering. I kalibreringsperioden har några störande extremvärden utelämnats (figur 5). Både kalibrering och verifiering är gjorda med minsta kvadratmetoden, och modellens förmåga att förutsäga den verkliga reningseffekten är uttryckt som  $R^2$ . I figur 5 redovisas de modeller som bäst förklarar reduktionen (%), respektive utgående halter (mg/l).

### 3.2. Rotzon-anläggningen

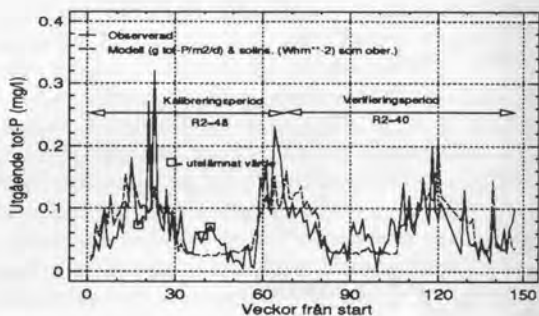
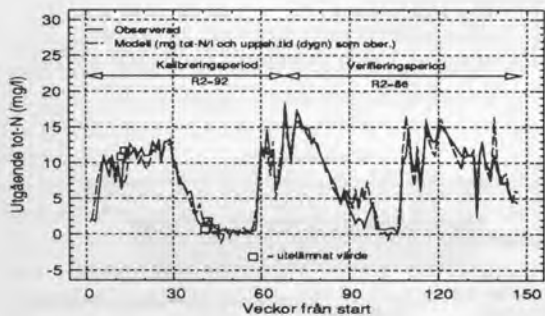
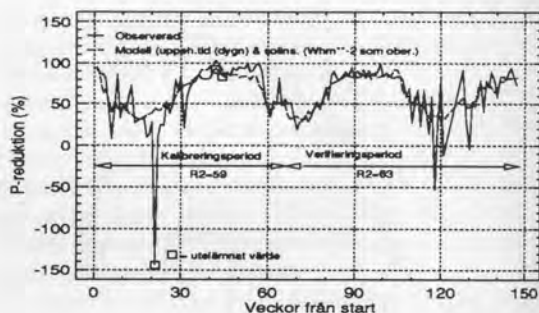
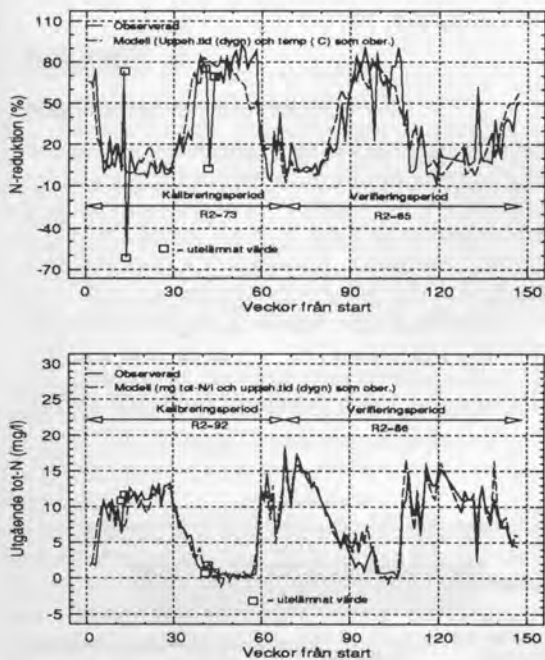
Veckoreduktionen under provperioden var i medeltal 46 % kväve, 61 % fosfor och 71 % av inkommande

BOD. Detta är ekvivalent med en specifik reduktion av 0,8, 0,4 och 0,5  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  för N, P och BOD respektive. Resultaten åskådliggörs i diagramform i figur 6.

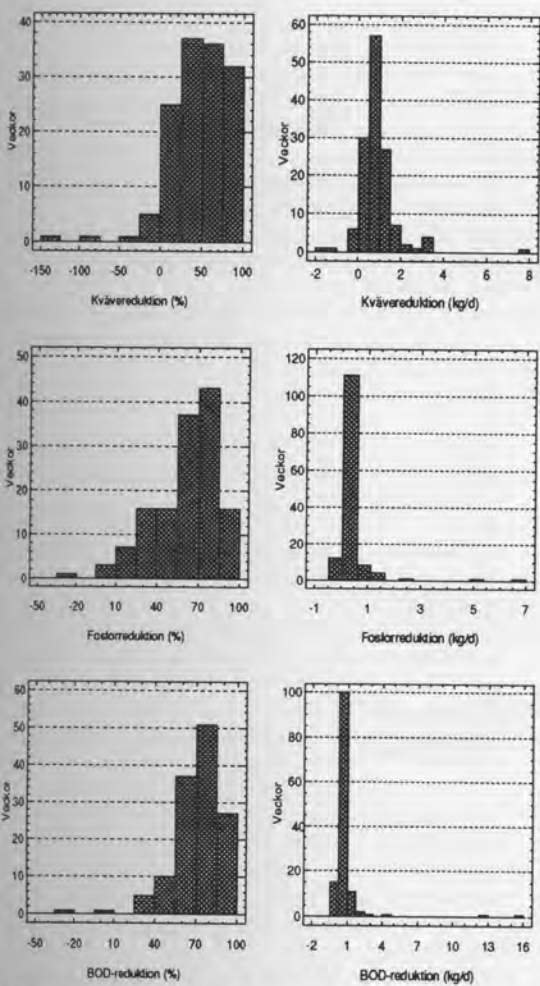
Även för rotzon-anläggningen har reningfunktionen modellerats på samma sätt som ovan, med den förändringen att det framförallt är den specifika reduktionen ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) som ansetts vara intressant. Resultatet av dessa modelleringar åskådliggörs i figur 7.

## 4. Diskussion och slutsatser

Den skördade biomassan från undervattensväxtodlingen innehöll ca 8 % av det kväve och 16 % av det fosfor som eliminerades under provperioden. Detta



Figur 5. Resultat av modellering av reningseffekten i undervattensväxtodlingen.

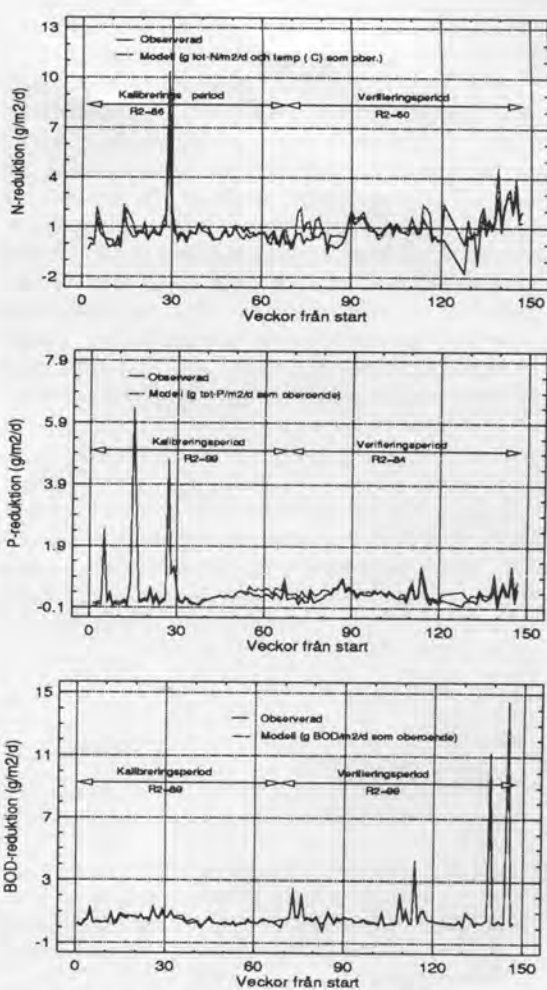


Figur 6. Kväve-, fosfor- och BOD-reduktion i rotzonanläggningen.

betyder att andra reningsfunktioner än direkt växtupptag har stor betydelse för reningseffekten, vilket också överensstämmer med resultatet från andra studier under liknande förhållanden (Eighy och Bishop 1988, McNabb 1976). Då rotzonanläggningen inte skördas spelar direkt växtupptag ingen roll för reningseffekten i ett längre perspektiv.

Kväve elimineras främst genom denitrifikation i båda systemen. Av modellerna framgår att kväve-reduktionen är starkt temperaturberoende i båda systemen, vilket indikerar att denitrifikationen är viktig. Vid en kontroll av sedimenten i undervattensväxtodlingen återfanns en större del av den fosfor och en mindre del av det kväve, som reducerats i anläggningen.

Fosforreduktionen i undervattensväxtodlingen är mer bunden till växtupptag och efterföljande skörd,



Figur 7. Resultat av modellering av reningseffekten i rotzonanläggningen.

vilket också visas av att solinstrålningen i stort bestämmer fosforreduktionen. Förutom växtupptag spelar också fysikalisk-kemiska processer en stor roll. Effektiviteten hos dessa processer är inte temperaturberoende, utan beror mer av den kemiska sammansättningen i reningemediet. Särskilt pH och redoxförhållanden samt tillgång på flockulanter som järn och lermineral synes vara viktigt (Nichols 1983).

I jämförelse med studier från England och Danmark uppvisar rotzonanläggningen i Snogeröd ett mycket gott resultat (Brix och Schierup 1989, Cooper et al. 1989). Möjliga förklaringar till den relativa framgången inkluderar: jordsammansättning med högt innehåll av järn och organiskt material (det organiska materialet buffrar pH till gynnsamt värde för fosforfastläggning med järn, samt fungerar som kolkälla vid denitrifikation) och beskickning med förbehandlat avloppsvatten

(nitrat dominerar kvävefraktionen, varför nitrifikationen inte blir begränsade för denitrifikationen).

De få resultat som finns publicerade från undervattensväxtodlingar visar på liknande eller något bättre resultat jämfört med Snogerödsanläggningen (Eighmy och Bishop 1988, McNabb 1976, Nuttall 1985). En orsak till det något sämre resultatet i Snogeröd beror sannolikt på otillräckligt vattenflöde under sommarperioderna. Anläggningens kapacitet har sålunda inte kunnat utnyttjas fullt ut; tillgången på kväve och fosfor har sannolikt begränsat tillväxten under vissa perioder. Detta indikerar att reningseffekten i undervattensväxtodlingen kan höjas genom justering av de fysikalisk-kemiska förhållandena (Tchobanoglous 1991). Särskilt viktigt tycks vara att konstruera en makrofytanläggning som är avpassad för det vatten som ska behandlas.

Slutligen kan konstateras att möjligheterna att förutsäga reningseffekten är stora förutsatt att yttre faktorer som kemisk sammansättning på inkommande vatten, temperatur och hydraulisk belastning mm är kända. Modellerna i figur 5 respektive 7 förmår förklara mellan 50 och 100 % av reningseffekten.

## 5. Referenser

- Brix, H. & Schierup, H. H. 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. – *Ambio* 18(2):100–107.
- Cooper, P. F., Hobson, J. A. & Jones, S. 1989. Sewage treatment by reed bed system. – *J. IWEM*. 3:60–74.
- Cooper, P. F. & Findlater, B. C. (Eds.) 1990. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. – Pergamon Press, Oxford. 605 pp.
- Eighmy, T. T. & Bishop, P. L. 1988. Autotrophic nitrification and its role in nitrogen removal in *Elodea nuttallii*-based aquatic treatment systems. – *Water Supply* 6:119–124.
- Gumbricht, T. 1991. Nutrient reduction using macrophyte systems in temperate climate. – Licentiate thesis. Royal Institute of Technology, Stockholm. TRITA-KUT 1064.
- Guterstam, B. & Todd, J. 1990. Ecological engineering for wastewater treatment and its application in New England and Sweden. – *Ambio* 19(3):173–175.
- Hammer, D. A. (Ed.) 1989. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. – Lewis, Chelsea, Michigan, USA. 831 pp.
- Hörberg, I., Kylefors, L. & Camper, P. A. 1991. Snogeröds VVO-anläggning Slutrapport försöksperioden 1988–1991. – K-Konsult Sydost AB, Kalmar. 79 pp.
- Löwgren, M. & Karlsson, G. 1987. Effectiveness of tertiary wastewater treatment in river-basin scale. – *J. Environ. Manage.* 25:13–26.
- McNabb, C. D. 1976. The Potential of Submersed Vascular Plants for Reclamation of Wastewater in Temperate Zone Ponds. *Biological Control of Water Pollution*. – University of Pennsylvania Press. Philadelphia, PA: 123–132.
- Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. – *J. Water Pollut. Control Fed.* 55(5):495–505.
- Nuttall, P. M. 1985. Uptake of phosphorus and nitrogen by *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdr. growing in wastewater treatment system. – *Aust. J. Mar. Res.* 36:493–507.
- Reddy, K. R. & DeBusk, W. F. 1987. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. – *Water Sci. Technol.* 19(10):61–79.
- Reed, S. C., Middlebrooks, E. J. & Crites, R. W. 1988. *Natural Systems for Waste Management & Treatment*. – McGraw Hill, New York. 308 pp.
- Ryding, S. O. & Rast, W. 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. – *Man and the Biosphere Series Volume 1*. UNESCO, Paris. 312 pp.
- Schierup, H. H. & Brix, H. 1990. Plantebaserade rensmetoder i Europa. – *Stadt- og havningeniören* 1:18–20.
- SNV 1988. Västerhavet och Östersjön. *Livsmiljöer i förändring*. – Monitor. 208 pp.
- Tchobanoglous, G. 1987. Aquatic plant systems for water treatment: Engineering considerations. – *In* Reddy, K. R. & Smith, W. H. (Eds.) *Aquatic Plants for Water Treatment and Resources Recovery*, Magnolia pp. 27–48.
- Tchobanoglous, G. 1991. Land-based systems, constructed wetlands, and aquatic plant system in the United States. An overview. – *In* Etnier, C. & Guterstam, B. (Eds.): *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. – Bokskogen, Göteborg, pp. 110–120.