

Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997

***Bengt Göran Hellström
Anders Finnson***

**NORDISK KONFERENS
KVÄVERENING OCH
BIOLOGISK FOSFORERING**

98-7

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 07**

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1996-1998 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
VA-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet

Forskningschef Jan Falk, sekreterare VAV

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK
VAV AB
101 53 STOCKHOLM
Tel: 08-677 25 70
Fax: 08-677 25 75

Servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen

Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997

***Bengt Göran Hellström
Anders Finnson***

**VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 07**

VA-FORSK

VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering - 1997
Title of the report:	Nordic conference on nitrogen removal and biological phosphorus removal - 1997
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1998-07
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-03-0
Författare:	Bengt Göran Hellström, Stockholm Vatten AB, Anders Finnson, Stockholm Vatten AB
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	-
Projektets namn:	Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	352
Format:	A4
Upplaga:	400
Sökord:	Östersjön, Skagerack, Kattegatt, kväverening, biologisk fosforering, avloppsvattenrening, styr- och reglerteknik, mikrobiologi, drift och underhåll
Keywords:	Baltic Sea, Skagerrak, Kattegatt, nitrogen removal, biological phosphorus removal, waste water treatment, automatic control, microbiology, operation and maintenance
Sammandrag:	Rapporten beskriver de föredrag som presenterades vid den nordiska konferens om kväverening och biologisk fosforering i januari 1997. Konferensen fokuserades på driftsfrågor. Arrangörer av konferensen var Naturvårdsverket i Sverige, Finlands miljöcentral, Miljöstyrelsen i Danmark och Statens forurensningstilsyn i Norge i samarbete med VAV AB, VA-FORSK samt Föreningen Vatten i Sverige. Konferensen fokuserades på driftsfrågor.
Abstract:	The report describes the papers which were presented at the Nordic Conference on Nitrogen and Biological Phosphorus Removal from Municipal Wastewater in January 1997. The topics of the seminar included the latest developments in nitrogen and biological phosphorus removal techniques with emphasis on existing treatment plants. The conference was arranged by the Swedish Environmental Protection Agency, together with their equivalence's in the Nordic countries and in co-operation with the Swedish Association for Water and The Swedish Water and Wastewater Association.
Målgrupper:	Forskningsinstitutioner Förvaltningar Konsulter Miljövårdsmyndigheter
Utgivningsår:	1998
Pris 1998:	200 kr, exkl moms

Sammanfattning

Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering

De nordiska centrala miljömyndigheterna:

Naturvårdsverket i Sverige, Finlands miljöcentral, Miljöstyrelsen i Danmark och Statens forurensningstilsyn i Norge arrangerade i samarbete med Svenska vatten- och avloppsverksföreningen och deras forskningsstiftelse VA-forsk samt Föreningen Vatten i Sverige en nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering. Konferensen hölls i Stockholm den 28 - 30 januari 1997 och var den femte nordiska konferensen om kväve- och fosforering vid större avloppsreningsverk sedan starten 1989.

Baserat på såväl internationella överenskommelser som nationella miljöprogram har kraven på fosfor- och kväverening i Norden kraftigt skärpts på senare år. Många avloppsreningsverk i de nordiska länderna har utrustats med kväve- och fosforering. Vidare pågår en utveckling av metoder för att på biologisk väg rena avloppsvattnet från fosfor. Utvecklingen inom området har kommit längst i Danmark där ett stort antal reningsverk drivs med biologisk fosforering.

Ett flertal av reningsverken utrustade med kväverening och biologisk fosforering har varit i drift under en längre period och försöks- och driftserfarenheter från dessa är viktiga att tillvarata. Syftet med konferensen var att sprida nyvunnen kunskap så att framtida misstag och onödigt höga investerings- och driftskostnader undviks.

Konferensen fokuserades på driftsfrågor.

På programmet stod bland annat följande:

- biofilmprocesser för kväverening och biologisk fosforering,
- modifierade processer,
- driftserfarenheter av kväverening och biologisk fosforering,
- stora anläggningar - uppstart och strategier för kvävereduktion,
- forskning och utveckling,
- "Inte alldeles vanliga processer",
- lösningar på olika driftsproblem
- mätmetoder och reglerteknik.

Summary

Nordic conference on nitrogen removal and biological phosphorus removal - 1997

In January 1997, the Swedish Environmental Protection Agency, together with their equivalencies in the Nordic countries and in co-operation with the Swedish Association for Water and The Swedish Water and Waste Water Works Association arranged a conference on Nitrogen and Biological Phosphorus Removal from Municipal Wastewater in Stockholm. The conference was a continuation of fifth earlier Nordic conferences held since 1989. The topics of the seminar included the latest developments in nitrogen and biological phosphorus removal techniques with emphasis on existing treatment plants.

Experience in the operation and cost of these plants has been gained during the last two years. Results from recent research and development activities in the Nordic countries was also be reported.

The seminar focused on experience in operation of full-scale treatment plants and the following topics were presented:

- * Biofilm processes for nitrogen- and biological phosphorus removal
- * Strategies for start-up and operation at big waste water treatment plants
- * Research and new methods for operation of nitrogen- and biological phosphorus removal plants
- * Control and regulation with the aid of on-line measurements

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

MÅL OG STATUS FOR KVÆLSTOFFJERNELSE I DANMARK.....	3
Jes la Cour Jansen, eget firma og Tony Christensen, Miljøstyrelsen	
STATUS OG POLICY FOR NITROGEN - OG FOSFORFJERNING VED KOMMUNALE AVLØPSANLEGG I NORGE.....	10
Harald Gaarde, Statens forurensningstilsyn (SFT), Norge	
GOALS AND STATUS FOR NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL IN FINLAND.....	18
Matti Valve, Finnish Environment Institute	
MÅL OCH STATUS FÖR KVÄVERENINGEN I SVERIGE.....	24
Anders Finnson, Anders Lind och Jan Wodlin, Naturvårdsverket, Sverige samt Torbjörn Ramberg, Sida, Sverige	
BLIVER MÅLENE FOR HAVET OPNÅET MED DEN NUVÆRENDE POLITIK ? REFLEKSIONER OMKRING HANDLINGPLANEN FÖR BEGRÆNSNING AF KVÆLSTOF I DE NORDISKE LANDE	36
Katherine Richardson , Danmarks Fiskeriundersøgelser, Danmark	
EXPERIENCES WITH THE KMT-PROCESS AT LILLEHAMMER WASTE WATER TREATMENT PLANT	45
Steinar Bungum Senior Engineer M.SC, Municipality of Lillehammer, Norway	
DRIFTSERFARINGER PÅ HOBRO RENSEANLÆG MED KOMBINATION AF BIOSTYR- ANLÆG OG DYNASAND-FILTER TIL KVÆLSTOFFJERNELSE	68
Anders Lund Christiansen, Driftsleder Hobro renseanlæg, Vibeke Reimer Borregaard, Krüger A/S Kim Hellestøj Sørensen, Krüger A/S	
SKUMNING I RÖTKAMMARE PÅ HENRIKSDALS RENINGSVERK.....	79
Eva Hagland och Maria Rothman, Stockholm Vatten AB, Åsa Dillner Westlund SYVAB, Sverige	
VEJEN WASTE WATER TREATMENT PLANT - OPERATION WITH NITROGEN REMOVAL AT AND ABOVE THE CAPACITY OF THE PLANT	87
Torben Hørup Hansen, Vejen kommune, Nørregade 11, DK-660 Vejen Karin Dahlgen Laursen, VKI Vandkvalitetsinstituttet, Agern Allé 11, DK-2970 Hørsholm	
USE OF PAX-14 FOR CONTROL OF FILAMENTOUS BACTERIA AT THE AVEDØRE WASTE WATER TREATMENT PLANT.....	97
Thomas Guildal, Bo Neergaard Jacobsen, Henrik Jacobsen, Frank Christiansen, John Vestergaard and Kristen Jørgensen, Avedøre waste water treatment plant, Kanalholmen 28 DK-2650 Hvidovre, Danmark	

EXPERIENCE WITH A NEW TYPE OF INFLUENT CHAMBER FOR SECONDARY CLARIFIERS.....	104
David Cecil, Odense Water Ltd. Denmark	
HALMSTADS AVLOPPSRENINGSVVERK - POLERING AV UTGÅENDE VATTEN I DAMMSYSTEM.....	111
Lars Ohlsson, Tekniska kontoret, Halmstads kommun	
BIOLOGICAL PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL - PROCESS CONFIGURATIONS AND OPTIMISATION	125
Bjørn Nordeidet, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, Erik Norgaard, NIVA, Grimstad, Norway, Bengt Göran Hellström, RUST VA-PROJEKT, Sweden	
BIOLOGISK FOSFOR OG NITROGENFJERNING I GRIMSTAD	140
Leif Ydstebø, Norwet a.s, Vingveien 2, 4050 Sola, Norge Torleiv Bilstad, Høgskolen i Stavanger, Box 2557, 4004 Stavanger	
BIOLOGICAL PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL USING ALTERNATIVE PROCESS CONFIGURATIONS AT AN ACTIVATED SLUDGE PLANT	151
Heikki Kiuru, Kiuru & Rautiainen Ltd, Finland	
EXPERIENCE WITH THE IMPLEMENTATION AND OPTIMIZATION OF BIOLOGICAL PHOSPHOROUS REMOVAL IN THE MUNICIPALITY OF AARHUS, DENMARK.....	165
John Sørensen, Municipality of Aarhus, Denmark	
BIOLOGISK FOSFORPROCESS VID ÖRESUNDSVERKET.....	176
Lars-Erik Jönsson och Peter Magnusson, VA-verket Helsingbors stad, Sverige	
START-UP AND RUNNING IN OF THE TWO WASTEWATER TREATMENT PLANTS OF THE LYNETTEFÆLLESKABET IN COPENHAGEN.....	186
Carsten Thirsing, Lynettefællesskabet I/S, Refshalevej 250, DK-1432 Copenhagen K, Denmark	
UPGRADING OF A WASTEWATER TREATMENT PLANT BASED ON A SITE-SPECIFIC TEST APPROACH.....	201
B Andersson, H Aspegren, U Nyberg, Malmö Water & Sewage Works, S-205 80 Malmö, Sweden J la Cour Jansen, Water Quality Institute, Agern Allé 11, DK-2970 Hørsholm, Denmark H Ødegaard, Dep.Hydraulic and Environmental Engineering, NTH, N-7034 Trondheim, Norway	
THE VEAS-CONCEPT, A SYSTEM FOR N AND P REMOVAL AT A TOTAL RETENTION TIME OF 4 HOURS. STATUS BY THE END OF 1996.....	209
Paul Sagberg, Kirsti Grundnes Berg, Pia Ryrfors og Eivind Kvamme Jensen, Vestfjorden Avløpsselskap-VEAS, Norway	

DRIFTSÄTTNING OCH DRIFTSTRATEGIER VID HENRIKSDALS RENINGSVERK	216
Lars-Gunnar Reinius och Johan Ståhl, Stockholm Vatten AB	
HOLBÆK WWTP-EXPERIENCES WITH OPERATION OF SBR-REACTORS FOR NITROGEN REMOVAL.....	224
Søren Anderen, Holbæk WWTP, DK	
A WASTEWATER AND SLUDGE TREATMENT PROCESS INTEGRATING BIOFILMS, WETLANDS AND AEROBIC SLUDGE DIGESTION FOR NUTRIENT RECOVERY	244
Arne Ingvar Helland, Municipality of Klepp, Roald Kommedal, School of Science and Technology, Stavanger College, Rune Bakke, Institute of Environmental Technology, Telemark College	
ORGANIZING AND THE MAINTENANCE OF ONLINE MEASUREMENTS IN A BIOLOGICAL P AND N REMOVAL STUDY	257
Pirjo Rantanen, Finnish Environment Institute	
STUDIE AV MIKROBIOLOGIN SOM EN INTEGRERAD DEL I DEN DAGLIGA DRIFTEN	267
Maria Rothman och Eva Hagland, Stockholm Vatten AB, Åsa Dillner Westlund, SYVAB, Sverige	
THE NEW SENSOR DEVELOPMENT FOR WASTEWATER TREATMENT PLANTS WITH NITROGEN REMOVAL.....	272
Anders Lynggaard-Jensen, VKI, Denmark	
MONITORING OF ACTIVATED SLUDGE SETTLEABILITY AND CHARACTERISTICS.....	284
Esa K Renko and Markku Pelkonen, Laboratory of Environmental Engineering, Helsinki Universitet of Technolgy, Otakaari 1, FIN-02150 Espoo, Finland	
THE USE OF AUTOMATIC CONTROL IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS.....	298
Bengt Carlsson, System and Control Group, Uppsala Universitet Sweden	
A HYBRID PROCESS FOR BIOLOGICAL P AND N REMOVAL - PILOT PLANT EXPERIMENTS	309
Pirjo Rantanen, Finnish Environment Institute, Matti Valve, Finnish Environment Institute	
NITRIFIKATIONSHÄMNING I SVENSKA AVLOPPSVATTEN.....	318
Karin Jönsson, Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola, Sverige	
CONTROLLED DOSAGE OF NITRATE TO SEWERS - EFFECTS ON WATER QUALITY AND NITROGEN REMOVAL PROCESSES	329
Anette Æsøy, SINTEF Civil and Environmental Engineering, Dep Water and wastewater treatment, N-7034 Trondheim, Hallvard Ødegaard, NTNU, Dep Hydraulic and Environmental Eng, N-7034 Trondheim Greta Bentzen, HydroCare, Norsk Hydro ASA, N-0240 Oslo	

Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering

De nordiska centrala miljömyndigheterna: Naturvårdsverket i Sverige, Finlands miljöcentral, Miljøstyrelsen i Danmark och Statens forurensningstilsyn i Norge arrangerar i samarbete med Svenska vatten- och avloppsverksförningen och deras forskningsstiftelse VA-forsk samt Föreningen Vatten i Sverige en nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering. Konferensen är den femte nordiska konferensen om kväve- och fosforering vid större avloppsreningsverk sedan starten 1989.

Baserat på såväl internationella överenskommelser som nationella miljöprogram har kraven på fosfor- och kväverening i Norden kraftigt skärpts på senare år. Många avloppsreningsverk i de nordiska länderna har utrustats med kväve- och fosforering. Vidare pågår en utveckling av metoder för att på biologisk väg rena avloppsvattnet från fosfor. Utvecklingen inom området har kommit längst i Danmark där ett stort antal reningsverk drivs med biologisk fosforering.

Ett flertal av reningsverken utrustade med kväverening och biologisk fosforering har varit i drift under en längre period och försöks- och driftserfarenheter från dessa är viktiga att tillvarata. Syftet med konferensen är att sprida nyvunnen kunskap så att framtida misstag och onödigt höga investerings- och driftskostnader undviks.

Konferensens tyngdpunkt ligger på driftsfrågor. På programmet står bland annat följande:

- biofilmsprocesser för kväverening och biologisk fosforering,
- modifierade processer,
- driftserfarenheter av kväverening och biologisk fosforering,
- stora anläggningar - uppstart och strategier för kvävereduktion,
- forskning och utveckling,
- "Inte alldeles vanliga processer",
- lösningar på olika driftsproblem och
- mätmetoder och reglerteknik.

Ett studiebesök arrangeras på Henriksdals avloppsreningsverk utanför Stockholm. Anläggningen drivs av Stockholm Vatten AB.

Föredragen kommer att hållas på danska, norska, svenska eller engelska.

TISDAGEN DEN 28 JANUARI

- 12.00 **Samling och registrering**
Anmälan till studiebesöket på Henriksdals avloppsreningsverk (Stockholm Vatten AB)
- 13.00 **Välkommen - inledning**
Mats Olsson Överdirektör, Naturvårdsverket, Sverige
Några praktikaliteter
Bengt Göran Hellström, Föreningen Vatten, Sverige
- 13.15 **Status och policy för kväve- och fosforeringen i de nordiska länderna - 5 föredrag**
Jes la Cour Jansen, Danmark

Harald Gaarde, Statens forurensningstilsyn, Norge

Matti Valve, Finlands miljöcentral, Finland

Anders Finnson, Naturvårdsverket, Sverige

Will the goals for the sea be reached with the present policy? - reflexions around the policy for nitrogen removal in the Nordic countries
Katherine Richardson Head of Department, Danish Institute for Fisheries Research, Denmark
- 15.00 **Paus med förfriskningar**
- 15.30 **Biofilm för kväverening och biologisk fosforering**
Experiences with the KMT-process at Lillehammer wastewater treatment plant
Steinar Bungum & Anne-Mette Einarsen, Municipality of Lillehammer, Norway

Driftserfaringer på Hobro renseanlæg med kombination af Biostyr-anlæg og Dyna-sandfilter til kvælstoffjernelse
Anders Lund Christiansen, Hobro kommune, Danmark
- 16.30 **Paus**
- 17.00 **Lösning av driftstörningar vid biologiska fosfor och kväve reningsprocesser (20-minuters föredrag)**
Skumning i røtkammare vid Henriksdals avloppsreningsverk
Eva Hagland, Stockholm Vatten, Sverige

Vejen wastewater treatment plant - operation with nitrogen removal at and above the capacity of the plant
Torben Hørup Hansen, Municipality of Vejen, Denmark

Use of PAX14 for control of filamentous bacteria at Avedøre wastewater treatment plant
Thomas Guildal, Avedøre Kloakværk, Denmark
- 18.00 **Slut för dagen**
- 19.15 **Gemensam middag på Piperska muren**
Samling: 19.15 och middag: 19.30
Adress: Scheelegatan 14 och telefon: 08-653 38 70

- 8.30 **Modifierade processer**
Experience with a new type of influent chamber to the secondary clarifier for improvement of the sedimentation properties
David Cecil, Odense Vandselskab, Denmark
- Halmstads avloppsreningsverk - polering av utgående avloppsvatten i dammsystem
Lars Ohlsson, Halmstads kommun, Sverige
- 9.30 **Driftserfarenheter av kväverening och biologisk fosforering**
Nitrogen and biological phosphorus removal - process configuration and optimalization
Bjørnar Nordeidet, NIVA, Norway
- 10.00 **Paus med förfriskningar**
- 10.30 **Driftserfarenheter av kväverening och biologisk fosforering (forts.)**
Experiences with biological phosphorus and nitrogen removal at Groos wastewater treatment plant
Leif Ydstebø, Municipality of Grimstad, Norway
- Biological phosphorus and nitrogen removal using alternative process configurations at an activated sludge plant
Heikki Kiuru, Kiuru & Rautiainen Ltd, Finland
- Biological phosphorus removal at a Bio-Denitro plant without anaerobic pretreatment
John Sørensen, Environmental Office, Municipality of Aarhus, Denmark
- Biologisk fosforprocess vid Öresundsverket
Peter Magnusson, Helsingborg stad, Sverige
- 12.30 **Lunch**
- 14.00 **Stora anläggningar - uppstart och strategier för kvävereduktion**
Upstart and running in, of the two treatment plants of the Lynettefællesskab in Copenhagen
Carsten Thiersing, Lynettefællesskab, Denmark
- Upgrading of the Sjölanda wastewater treatment plant based on a site specific test approach
Henrik Aspegren, Municipality of Malmö, Sweden
- Status for the VEAS-concept
Paul Sagberg, VEAS, Norway
- Driftsättning och driftstrategi vid Henriksdals avloppsreningsverk - samt de praktiska detaljerna inför studiebesöket
Lars Gunnar Reinius & Johan Ståhl, Stockholm Vatten, Sverige
- 16.00 **Avfärd med abbonerad buss mot studiebesök på Henriksdals avloppsreningsverk (Stockholm Vatten AB). Studiebesöket inleds med bildspel om avloppsreningsverket samt något lättare att äta.**
- 19.30 **Åter i city, kvällen fri för egna aktiviteter**

- 8.30 **"Inte alldeles vanliga processer"**
Holbæk renseanlæg - Erfaringer med drift af SBR-anlæg til kvælstoffjernelse
Søren Andersen, Holbæk renseanlæg, Danmark
- A wastewater and sludge treatment process integrating biofilms, wetlands and aerobic sludge digestion for nutrient recovery
Arne Ingvar Helland, Municipality of Klepp, Norway
- Driftserfarenheter från våtmarker för kvävereduktion
Karin Sundblad, Linköpings universitet, Sverige
- 10.00 **Paus med förfriskningar**
- 10.30 **Mätmetoder & reglerteknik**
Organizing and maintenance of on-line measurements in a biological phosphorus and nitrogen removal study
Pirjo Rantanen, Finnish Environment Institute, Finland
- Studie av mikrobiologin som en integrerad del i den dagliga driften
Maria Rothman, Stockholm Vatten, Sverige
- The new sensor development for wastewater treatment plants with nitrogen removal
Anders Lynggaard-Jensen, Vandkvalitetsinstituttet ATV, Denmark
- Monitoring of sludge settling properties and bioactivity
Esa Renko & Markku Pelkonen, Helsinki Univeristy of Technology, Finland
- 12.30 **Lunch**
- 14.00 **Mätmetoder & reglerteknik (forts.)**
Reglerteknik i avloppsreningsverk - möjligheter och utmaningar
Bengt Carlsson, Uppsala universitet, Sverige
- 14.30 **FoU i Norden (20 minuters föredrag)**
A hybrid process for biological phosphorus and nitrogen removal- pilot plant experiments
Pirjo Rantanen & Matti Valve, Finnish Environment Institute, Finland
- Nitrifikationshämmning vid svenska avloppsreningsverk
Författare: Karin Jönsson, Lunds Tekniska Högskola, Sverige. Presenteras av Jes la Cour Jansen, Danmark
- Control dosage of nitrate to sewers - effects on wastewater quality and nitrogen removal processes
Anette Æsøy, SINTEF, Norway
- Avslutningsföredraget**
The sustainable wastewater treatment plant
Bengt Hultman, KTH, Sweden
- 15.50 **Avslutning och några ord på vägen**
- 16.00 **Konferensen slut**

Mål og status for kvælstoffjernelse i Danmark

Jes la Cour Jansen, eget firma og Tony Christensen, Miljøstyrelsen

Introduktion

Kvælstoffjernelse (og fosforfjernelse) fra spildevand i Danmark er og vil blive styret af tre grupper af beslutninger i det danske folketing.

Den danske Vandmiljøhandlingsplan der blev vedtaget i 1987 fastslog at hovedparten af alt spildevand i Danmark skal underkastes vidtgående næringssaltfjernelse inden udgangen af 1992. Beslutningen har ført til en massiv udbygning af danske renselanlæg som nu er meget tæt på at være afsluttet.

Det danske folketing besluttede i foråret 1995 at lægge afgifter på al udledning af kvælstof, fosfor og BOD gældende fra 1. januar 1997. Afgiften er så høj at der vil være et kraftigt incitament til at reducere udledningen af disse stoffer væsentligt udover de aktuelle krav, også selvom det vil betyde øgede driftsomkostninger.

Danmark har indgået en række internationale aftaler og underskrevet en række konventioner vedrørende reduktion af stofudledning med spildevand. Den danske vandmiljøplan er dog så vidtgående at gennemførelsen forventes at sikre at de indgåede aftaler kan opfyldes uden væsentlige nye tiltag vedr. næringssaltfjernelse.

Rensekrav afledt af Vandmiljøhandlingsplanen, de nye skatter og de internationale forpligtigelser.

Den Danske Vandmiljøhandlingsplan indeholdt nationale minimumskrav til udledningen af kvælstof, fosfor og organisk stof som angivet i tabel I. De danske amter kan stramme kravene begrundet i recipienthensyn både vedrørende kravenes størrelse; og vedrørende størrelsen af de anlæg der er omfattet af kravene. Sådanne stramninger er gennemført i betydeligt omfang for fosfor, i begrænset omfang for organisk stof og sjældent for kvælstof. Der findes dog anlæg med udlederkrav på 6 og 7 mg/l total-N.

Tabel I. Generelle minimumskrav til danske kommunale renseanlæg

Anlægsstørrelse PE	Kvælstof mg/l	Fosfor mg/l	BOD mg/l
< 5.000	ingen generelle krav		
Nye anlæg > 5.000	8	1,5	15
Eksisterende anlæg > 5.000 og < 15.000	ingen krav	1,5	ingen krav
> 15.000	8	1,5	15

Afgiften på udledning af kvælstof, fosfor og BOD er principielt gældende for al spildevandsudledning. Taksterne er vist i tabel II, idet der det første år (1997) kun betales halv takst.

Tabel II. Spildevandsafgifter i Danmark

Totalnitrogen	20 kr. pr. kg
Totalfosfor	110 kr. pr. kg
Organisk stof (BOD)	11 kr. pr. kg

For et typisk dansk anlæg på 50.000 PE med middelafløbskvalitet på 6 mg/l kvælstof, 1 mg/l fosfor og 10 mg/l BOD vil afgiften andrage mere end 1 mio. kr. pr år.

For de udbyggede anlæg til næringssaltfjernelse er taksterne så høje at der vil være god økonomi i at gennemføre vidtgående instrumentering og driftsoptimering således at udledningerne sænkes væsentligt. Der vil f.eks. I en del tilfælde være god økonomi i at dosere ekstra organisk stof for at nedbringe kvælstofudledningen væsentligt mere end krævet idet det kun vil koste nogle få kr. i eksternt kulstof pr. kg kvælstof fjernet.

Danmark har i forskellige sammenhænge indgået internationale aftaler og underskrevet konventioner hvori der stilles krav om eller anbefales reduktion af udledninger af næringssalte (og af mange andre stoffer). I tabel III er opstillet en liste over disse internationale forpligtigelser med angivelse af de typiske krav til reduktion af kvælstof og fosforudledningen. Det skal bemærkes at oversigten er kortfattet og at det kan være nødvendigt at gå direkte til aftalens ordlyd for at se de præcise krav eller rekommandationer.

Tabel III Danmarks internationale aftaler vedr. udledning af næringssalte.

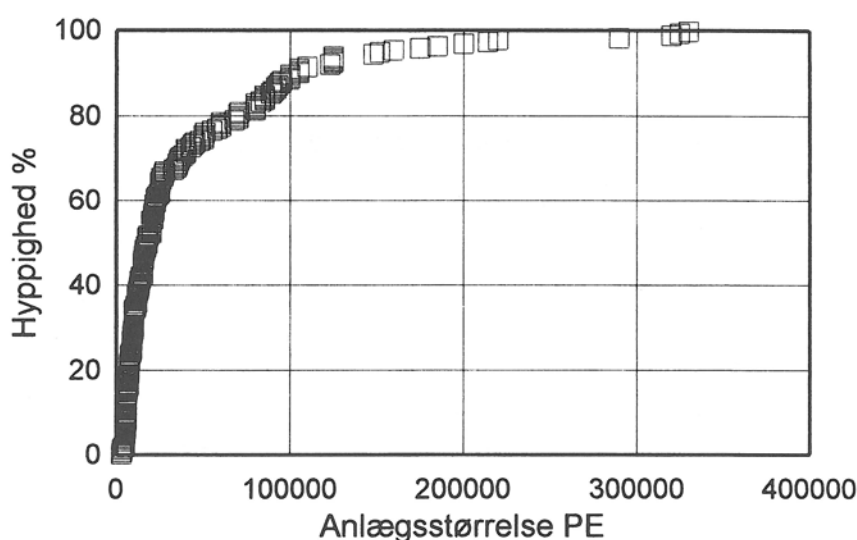
Aftale	Udlederkrav eller begrænsningsmål for kvælstof
EU's Spildevandsdirektiv	10-15 mg/l*
HELCOM	50% reduktion
OSPAR	50% reduktion

*Det angivne er direktivets hovedkrav, der er mange specialbestemmelser.

Den danske renselanlægsudbygning

Den danske renselanlægsudbygning tog hastig fart efter vedtagelsen af handlingsplanen. Anlægsudbygningen skulle være færdig inden 1. januar 1993. I alt ca. 50 anlæg fik udsættelse med færdiggørelsen et eller to år og det største anlæg i Danmark - Lynetten i København - fik udsættelse ca. 4 år. Med udgangen af 1996 forventes handlingsplanen således gennemført fuldt ud.

Figur 1 viser størrelsesfordelingen for alle de anlæg med kvælstoffjernelse, der var færdigudbygget i 1995, idet der for dette år foreligger en national oversigt over anlægsudbygningen og de opnåede rensresultater for alle Vandmiljøhandlingsplanens anlæg (Miljøstyrelsen, 1996). Udover disse anlæg findes et stort antal mindre renselanlæg hvor de generelle krav kun omfatter fosfor jf. tabel I.



Figur 1. Størrelsesfordelingen for danske renselanlæg med kvælstoffjernelse i 1995.

I forhold til den færdige udbygning mangler kun anlæggene i København og nogle få andre der af forskellige grunde har fået udsættelse med udbygningen. Det ses at udbygningen dækker hele størrelsesspektret; men at ca 90% af de danske anlæg er mindre end 100.000 PE.

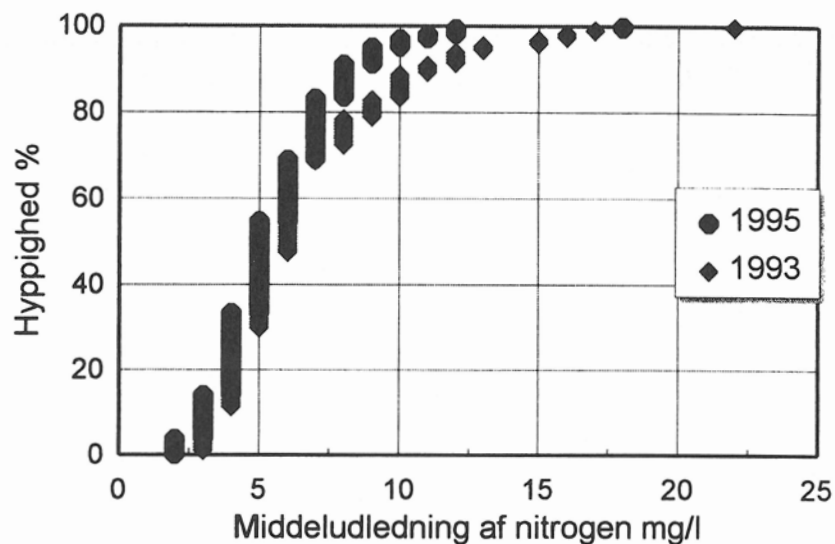
De danske anlæg er helt dominerende udbygget som aktiv slam anlæg. Der er dog i figuren ovenfor inkluderet 4 anlæg baseret på biofilm til kvælstoffjernelse.

Fosforfjernelse sker hovedsageligt som simultanfældning; men der findes skøns-mæssigt 30 anlæg med forfældning og 20 anlæg, der i væsentligt omfang baserer rensningen på biologisk fosforfjernelse. De fleste anlæg i denne kategori har dog mulighed for at supplerer med kemikalier enten ved kontaktfiltrering eller ved støttedosering som simultanfældning med lavt molforhold.

På væsentligt flere anlæg udnyttes biologisk fosforfjernelse i kombination med simultanfældning for at begrænse kemikaliedoseringen.

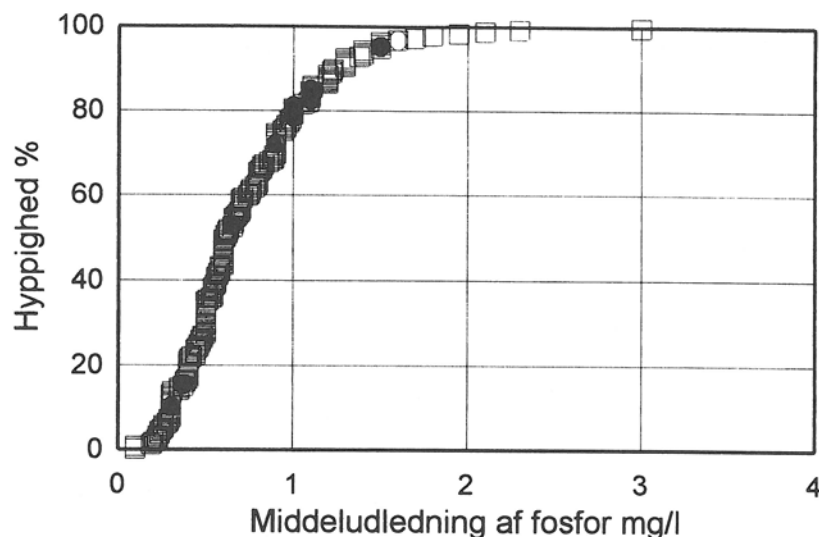
Afløbsresultater

Middelafløbskvaliteten for de danske renselanlæg samles årligt i en publikation fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1996). I figur 2 er vist frekvenskurver for middeludledningen af kvælstof fra de udbyggede anlæg i årene 1993 og 1995. Det ses at afløbskvaliteten er forbedret markant idet hovedparten af de høje udledninger er forsvundet. Middeludledningen er faldet fra 6,5 mg/l til 5,6 mg/l. Det skal bemærkes at der er væsentligt flere anlæg med i 1995 (203) end i 1993 (136) og at en del af de høje udledninger i 1993 skyldes at anlæggene først blev færdige og indkørt i løbet af året 1993. Dette fænomen er meget mindre betydningsfuldt i 1995, hvor hovedparten af anlæggene har været i drift i flere år.



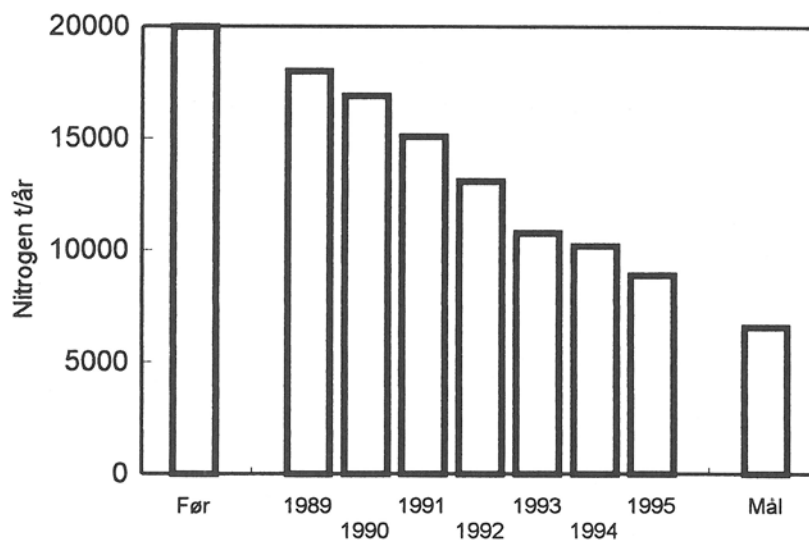
Figur 2. Fordelingen af middeludledningen af kvælstof fra de danske renselanlæg i 1993 og i 1995.

Der findes ikke nogen national oversigt over anlæg, der drives med biologisk fosforfjernelse. Idet disse anlæg ikke optræder særskilt i årsoversigten. Formentlig er antallet der drives helt uden kemikaliedosering i aktiv slam anlægget mindre end 5. Figur 3 viser middeludledningen for alle anlæg der indgår i figur 1. På figuren er fremhævet de anlæg det i det væsentlige er baseret på biologisk fosforfjernelse og som det er lykkedes at identificere. Anlæg med meget lave afløbsværdier supplerer den biologiske fosforfjernelse med efterfiltrering/kontaktfiltrering. Det ses at disse anlæg ikke skiller sig ud fra det generelle billede.



Figur 3. Fordelingen af middeludledningen af fosfor fra de danske renselanlæg i 1995. En række anlæg baseret på biologisk fosforfjernelse er markeret særskilt.

Udviklingen over årene af den samlede reduktion af kvælstof fra renselanlæggene i forhold til den danske Vandmiljøhandlingsplan er vist i figur 4. Det ses at der sker reduktion år for år således at der ikke er langt til målet. For fosfor og organisk stof blev målene nået i 1995. Det skal noteres at renselanlæggene i København først er færdigudbygget i 1996 således at reduktionen fra disse anlæg, der belastes med 10% af det danske spildevand, først kan ses i løbet af 1997. Med de indførte afgifter på kvælstof i spildevand er der dog næppe tvivl om at planens mål vil blive opfyldt i løbet af få år.



Figur 4. Udviklingen i kvælstofudledning fra Danske renselanlæg.

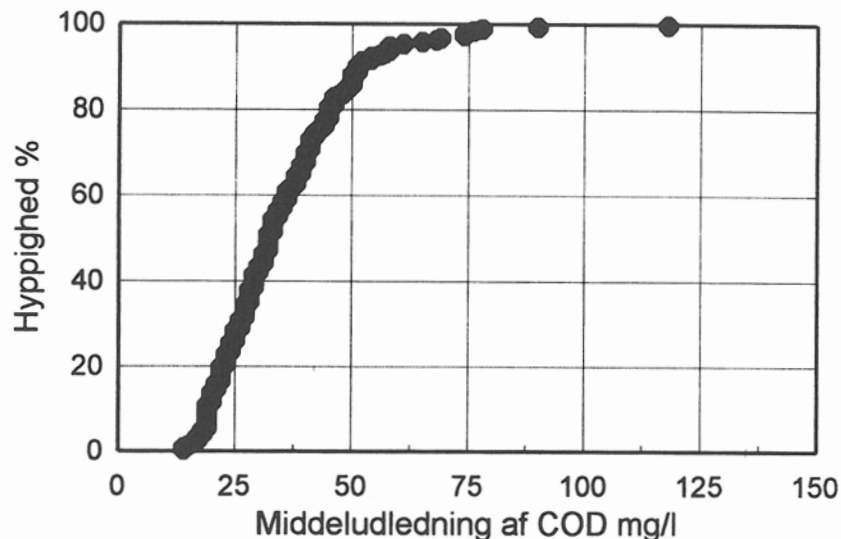
Der er formentlig heller ikke tvivl om at afgifterne vil føre til væsentligt lavere udledninger således at den forventede indtægt fra anlæggenes udledning af kvælstof til den danske statskasse bliver noget mindre end ca 130.000.000 kr som svarer til den målsatte samlede udledning.

Danmarks internationale forpligtigelser til reduktion af kvælstofudledninger ses også rigeligt at være opfyldt for renseanlæggenes vedkommende idet de opnåede udledningskoncentrationer og de samlede reduktioner mere end opfylder målene.

Fremtiden

Der er ikke større planer om udbygning af de generelle krav til de danske renseanlæg. Ifølge EU's spildevandsdirektiv skal der fra 1999 stilles krav til udledning af COD fra større anlæg med en kravværdi på højst 100 mg/l og fra 2005 stilles krav til BOD og COD til alle anlæg > 2000 PE, hvor udledningen sker til ferskvand. I Danmark bliver det nationale minimumskrav for COD 75 mg/l for at udnytte det eksisterende system til statistisk evaluering af afløbsresultaterne.

Figur 5 viser middeludledningen for de anlæg med kvælstoffjernelse hvor der rutinemæssigt måles COD. Det ses at hovedparten af anlæggene har en middeludledning langt under kravet. Det kan dog konstateres at et mindre antal anlæg med høje udledninger kan få problemer med overholdelsen.



Figur 5. Fordelingen af middeludledningen af COD i 1995 fra de danske renseanlæg med kvælstoffjernelse.

De fremtidige krav til de mindre anlæg er stort set allerede opfyldt i dag således at disse krav ikke vil føre til væsentlige udbygninger af danske renselanlæg.

Referencer

(Miljøstyrelsen, 1996): Punktkilder 1995, Orientering fra Miljøstyrelsen 1996 (nr. 16)

Status og policy for nitrogen- og fosforfjerning ved kommunale avløpsanlegg i Norge

Harald Gaarde, Statens forurensningstilsyn (SFT), Norge

Introduksjon

Norge fører en resipientorientert forurensningspolitikk. Tiltak og ambisjonsnivå velges ut fra resipientens tilstand og en avveining mellom tiltakenes kostnader og de bruker- og verneinteresser (nytte) som er knyttet til resipienten.

I forhold til internasjonale avtaler, bl.a. Nordsjødeklarasjonene og EUs avløpsdirektiv, er hovedlinjen i politikken at Norge skal oppfylle disse ved å gjennomføre tiltak som er nødvendig for å løse miljøproblemene lokalt og regionalt, og som vi uansett ville ha gjennomført ut fra nasjonale vurderinger.

Med utgangspunkt i den resipientorienterte politikken kommer vurderingen av resipientene nødvendigvis i fokus. I hovedtrekk har vi vært gjennom en periode med bygging av anlegg for å redusere tilførsler til resipienter hvor det ikke hersker tvil om behovet for å redusere tilførslene. Dvs. resipientens kvalitet er sterkt redusert i forhold til en naturlig tilstand. I disse tilfellene har det ikke vært behov for en inngående faglig vurdering av resipientens kapasitet og hva utslippet betyr for tilstanden.

Etterhvert som vi nærmer oss de mere marginale tiltak er behovet for grundige vurderinger av resipienten helt nødvendig for å foreta riktige beslutninger. Samtidig har nye kilder kommet til, f.eks. akvakultur, og vurderingene av resipientens kapasitet er blitt viktigere for å kunne foreta en helhetlig vurdering. Det kan forventes at vurderinger av resipientkapasitet kommer sterkere i fokus i tiden fremover som grunnlag for tiltak. Den nødvendige dokumentasjon må i prinsippet fremlegges av forurenser. Staten vil i dette arbeidet kunne være ansvarlig for større regionale vurderinger eller for utvalgte områder av spesiell nasjonal interesse.

Statlige mål på avløpssektoren

- Oppryddingen på avløpssektoren skal i hovedsak være gjennomført innen år 2000.

- Tilførslene av næringssaltene fosfor og nitrogen til "utsatt" område av Nordsjøen skal reduseres med 50 % så raskt som mulig regnet fra 1985.

Målet om opprydding på avløpssektoren innen år 2000 omfatter rensing av avløp fra tettbebyggelse etablert før 1975. Målet ble første gang nedfelt i stortingsmelding nr. 46 (1988-89), og er senere gjentatt en rekke ganger.

Målet om reduksjon av næringssalttilførslene gjelder de samlede menneskeskapte tilførslene og inkluderer følgelig også sektorene landbruk og industri i tillegg til kommunale utslipp.

Miljøverndepartementet (MD) fastsatte 17. sept. 1996 forskrift om implementering av EUs avløpsdirektiv. Det er statlige myndigheter som forholder seg til/tolker EU-direktivet. MD fastsetter følsomme og mindre følsomme områder etter direktivets artikkel 5 og 6. Nødvendige oppfølginger fra kommunenes side vil bli gjenspeilet i de konsesjoner som gis av Fylkesmannen (FM). Dvs. kommunene forholder seg til FM og konsesjonen og ikke til direktivteksten direkte.

Formålet med det internasjonale samarbeidet på dette området er å bidra til en samtidig gjennomføring av tiltak for å løse de felles grenseoverskridende problemene med næringssalter i Nordsjøens kystområder. Det er Regjeringens politikk å følge opp internasjonale forpliktelser på næringssaltområdet gjennom tiltak som også er nødvendig for å løse lokale/regionale problemer.

I løpet av vinteren 1997 vil SFT gi retningslinjer til FM i forhold til hva som bør være de statlige minimumskravene på avløpssektoren, dvs. ambisjonsnivået frem mot år 2000. Det er i disse retningslinjene tatt hensyn til våre internasjonale avtaler, bl.a. EU-direktivet om avløpsvann. Det er FMs oppgave å bruke sin myndighetsrolle for å sikre at de statlige "minstekravene" gjennomføres. Mye av arbeidet som er nødvendig for at det i hovedsak skal være ryddet opp på sektoren innen år 2000, vil bli gjennomført, men det vil også være tiltak som må utstå til etter årtusenskiftet.

SFTs *foreløpige forslag* til minstekrav ved utslipp til marine resipienter er følgende:

(I) Utslipp til gode og mindre følsomme marine resipienter.

Intensjonene i SFTs Rundskriv 91/1 om minstekrav til rensing av kommunalt avløpsvann står fast. Som en hovedregel skal rensekravet minimum være slamavskiller, sil med spalteåpning 1 mm eller utstyr som kan dokumentere minst like god renseseffekt.

- For utslipp fra tettsteder med en belastning på over 10.000 PE skal det i utgangspunktet være sekundærrensing. For utslipp mellom 10.000 og 15.000 PE kan gjennomføringen av sekundærrensing utstå til år 2005. Hvis kommunen kan dokumentere at utslippet ikke har eller kan føre til skadevirkninger på miljøet, er minimumskravet primærrensing for alle utslipp over 10.000 PE.

(II) Utslipp direkte eller indirekte til utsatte/følsomme marine resipienter ut fra nordsjødeklarasjonene og EU-direktivet.

Våre marine resipienter for kommunalt avløpsvann er følsomme enten for P eller både P og N. Ingen av resipientene er følsomme for N alene.

Følgende mål bør settes for år 2000:

- For utslipp til utsatte/følsomme resipienter for P bygges anlegg med minimum 90 % P-fjerning. For utslipp over 2.000 PE skal dette være gjennomført senest

31.12.2000. For anlegg under 2.000 PE bestemmer FM gjennomføringstakten ut fra lokale forhold.

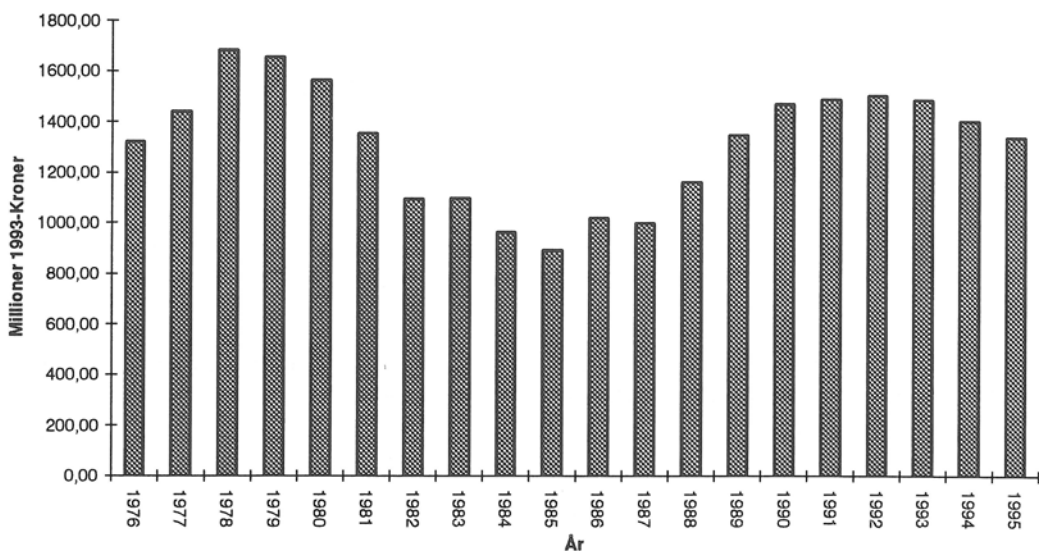
- For utslipp over 10.000 pe til utsatte/følsomme resipienter for både P og N bygges i tillegg til krav i ovenforstående strekpunkt, anlegg med minimum 70 % N-fjerning. Omfang av tiltak og framdrift bestemmes av MD. For utslipp mindre enn 10.000 PE vil det ikke være spesielle krav mht. N.”

Det er imidlertid viktig å understreke at uansett hva de ovennevnte nasjonale målsettingene/minstekravene i utgangspunktet medfører av rensetiltak, skal FM som konsesjonsmyndighet gjennomføre en “uavhengig” vurdering av det enkelte utslipp og forsikre seg om at ingen tiltak blir gjennomført uten at nytten av tiltaket overstiger kostnaden.

Status

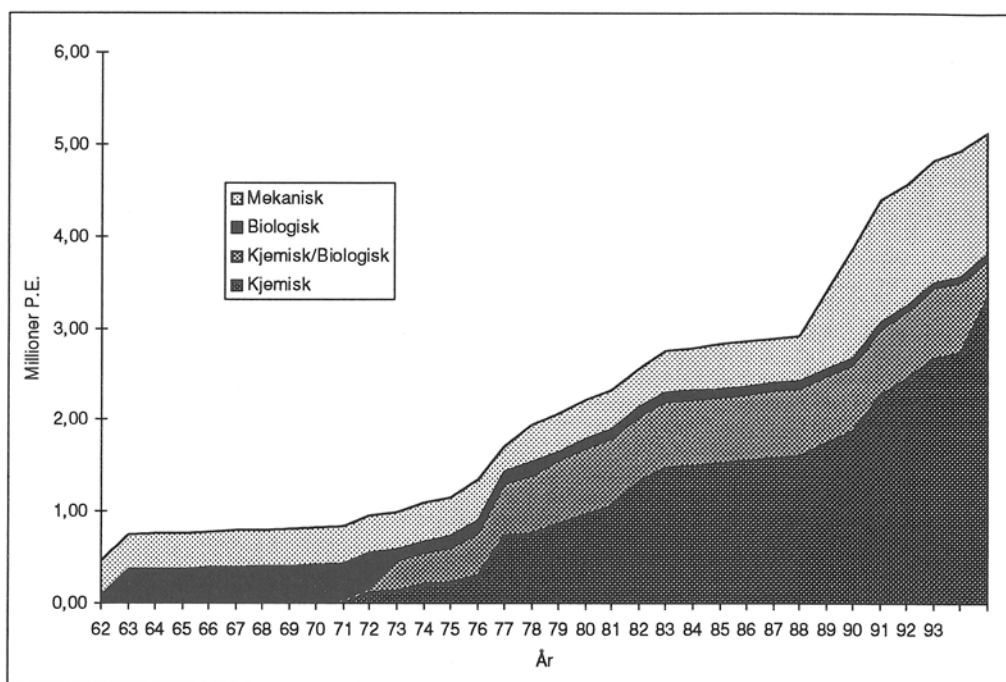
Norsk rensesanleggsutbygging.

Fram til i dag har staten oppfordret kommunene til å holde et høyt oppryddingstempo. I perioden 1976 til og med 1995 ble det investert i kommunale avløp omtrent 26 milliarder 1993-kroner. Investeringene nådde en topp på slutten av 1970-tallet, gikk ned i en bølgedal på begynnelsen av 80-tallet, men økte igjen mot slutten av 80-årene. Investeringene har ligget på et noenlunde stabilt nivå i 90-årene med ca. 1,4 milliarder kr i 1995.



Investeringer i kommunale avløp målt i faste 1993-kroner. Hele landet 1976-95.

Den hydrauliske behandlingskapasiteten i høygradige renseanlegg (kjemiske og biologiske) har økt fra ca 750.000 PE i 1975 til omlag 3.500.000 PE i 1995. Den totale behandlingskapasiteten er på 5,2 mill. PE fordelt på over 2000 renseanlegg.



Utbygging av renseanlegg i perioden 1962-95

I perioden 1985 til 1994 er de samlede tilførslene av nitrogen til “nordsjøens utsatte områder” redusert med cirka 20 % og fosfortilførslene med cirka 40 %. Totale drifts- og vedlikeholdskostnader i 1995 var på 3,2 milliarder kr.

Virkemidler.

- Utslippstillatelser/pålegg om rensing etter forurensningsloven. Forurensningsgebyr kan benyttes for å sikre gjennomføring av tiltak.
- Gjennom lov om kommunale vass- og kloakkavgifter med tilhørende forskrift er kommunene gitt mulighet til å dekke sine kostnader på avløpssektoren ved gebyrer. 92 % av årskostnadene ble i 1995 dekket gjennom gebyrer. De kommunale investeringene kan fullfinansieres gjennom lån i Norges kommunalbank.
- MD gir tilskudd til kommunene til oppryddingstiltak på avløpssektoren. I 1996 ble det f.eks. gitt tilskudd til investeringer i bygging av renseanlegg for nitrogenfjerning med inntil 50 % og under visse forutsetninger til renseanlegg for fosforfjerning med inntil 20 %.

Fosforfjerning

Bygging av renseanlegg med kjemisk felling for fosforfjerning har vært tradisjon i Norge. De fleste steder er det nå bygget de anlegg som er nødvendige. Situasjonen er

imidlertid ikke helt avklart for enkelte større byer på Sørlandskysten og Vestlandet. Her gjenstår det ytterligere resipientundersøkelser før den endelige avgjørelsen blir fattet. Vanligvis har det vært stilt krav om en fosforfjerning på 90 % eller mer.

Biologisk fosforfjerning må sies å være nytt i Norge. Noen få anlegg er nå bygget og en nærmere orientering om disse vil bli gitt i senere innlegg.

Nitrogenfjerning

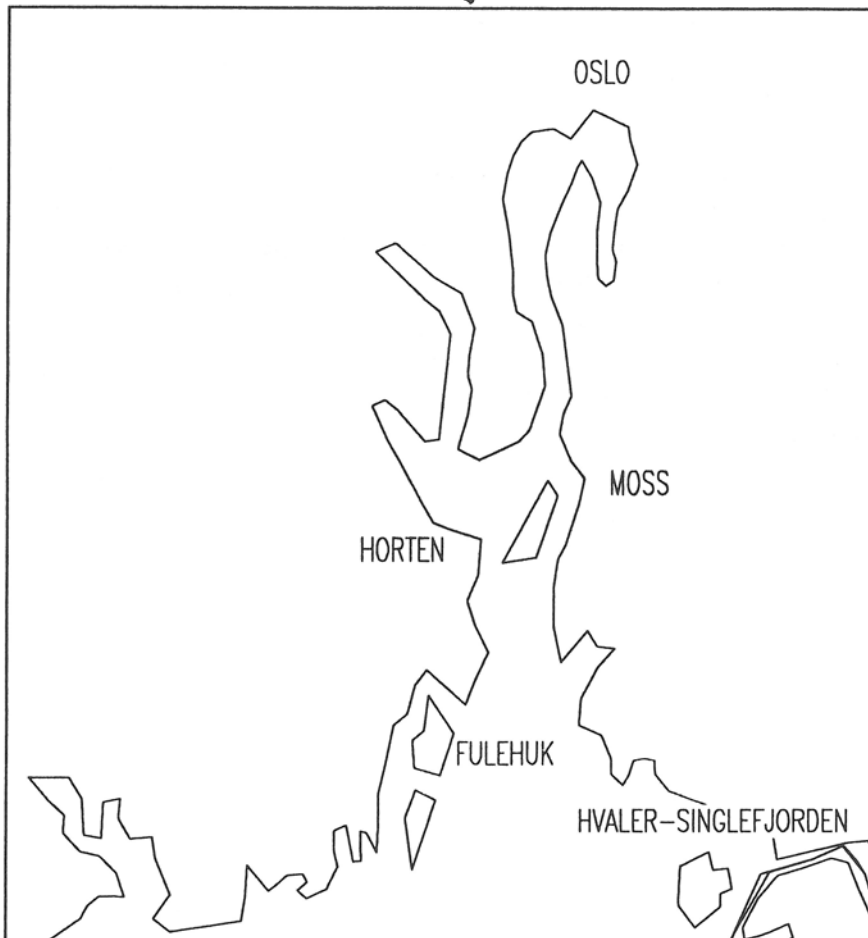
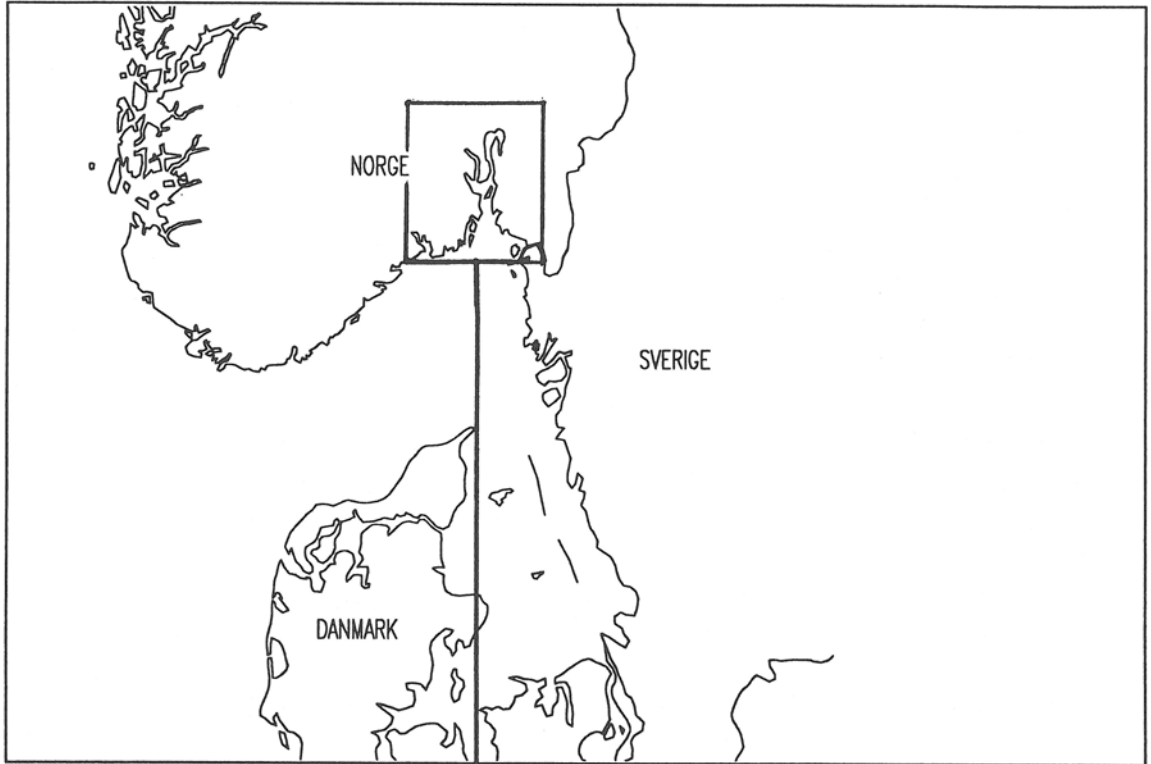
Kravene om nitrogenfjerning fra avløpsvann til Ytre Oslofjord på strekningen svenskegrensen-Jomfruland ble gitt på grunnlag av en forskerrapport utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med Universitetet i Oslo og Veritas i 1990. Rapporten konkluderte på bakgrunn av undersøkelser i Ytre Oslofjord i 1988 og 1989, med at de norske utslippene av fosfor og nitrogen til Ytre Oslofjord burde reduseres betydelig (i størrelsesorden hhv 80 % og 50 %) for å stoppe en negativ utvikling til skade for brukerinteressene. En tiltaksanalyse utarbeidet av SFT for å finne fram til de mest kostnadseffektive tiltakene ble lagt til grunn for utvelgelsen av de anleggene som fikk pålegg eller varsel om pålegg fra fylkesmennene i de berørte fylker. Det ble for alle anleggene stilt krav om 70 % nitrogenfjerning.

Vinteren og våren 1995 oppsto det diskusjon blant forskerne om hvor stor betydning nitrogenfjerningstiltakene ville ha for Ytre Oslofjord. Viktige årsaker til debatten var både ny kunnskap som var kommet til og nye vurderinger som gjorde seg gjeldende blant forskerne. Miljøverndepartementet tok derfor i april 1995 initiativ til å opprette en bredt sammensatt forskergruppe under ledelse av Havforskningsinstituttet, for å få foretatt en oppdatering og klargjøring av det faglige grunnlaget. Forskergruppen avga vinteren 1996 en enstemming rapport.

Forskergruppen konkluderer med at det er klare tegn på overgjødning. Graden av overgjødning er svak til moderat. Generelt vurderes tilstanden som rimelig god og dagens situasjon er ikke akutt. I de indre deler av Ytre Oslofjord og Glommas influensområde bidrar de norske tilførslene signifikant til konsentrasjonene av næringssalter i brakkvannslaget, og fører til økt algevekst og redusert sikt. Reduksjon i de norske tilførslene vil føre til større siktedyp, som igjen vil føre til at produksjonen av frittlevende alger vil flytte seg noe dypere og den totale produksjonen vil bare i begrenset grad bli berørt.

SFT tilrådte på bakgrunn av rapporten at:

- Nitrogenfjerning bør gjennomføres som planlagt for alle anlegg fra svenskegrensen til Fulehuk (Nøtterøy). Tiltak i Hvaler - Singlefjorden og i Glomma-området bør prioriteres høyest.
- Nitrogenfjerning bør utsettes for planlagte anlegg fra Fulehuk (Nøtterøy) til Jomfruland inntil kunnskaps-/beslutningsgrunnlaget er forbedret.
- Overvåkingen bør styrkes.



Kart over Oslofjorden med stedsangivelser

På bakgrunn av egen vurdering og SFTs tilråding sendte MD ut en pressemelding 12.06.96 med følgende innhold:

Miljøvernministeren vil i denne omgang konsentrere det videre arbeid med å gjennomføre nitrogenfjerningstiltak om østsiden av Ytre Oslofjord og i Glommas nedbørfelt. Miljøvernministeren understreker at forskerne har bekreftet at Oslofjorden er inne i en negativ utvikling, som skyldes både langtransporterte og norske tilførsler. Tilstanden i de sentrale deler av Ytre Oslofjord er likevel rimelig god.

Miljøvernministeren ønsker imidlertid å bruke noe mer tid på en nærmere gjennomgang av hvilke muligheter som foreligger både på tiltaks- og finansieringssiden, før det treffes endelig beslutning mht gjennomføring av pålagte nitrogenfjerningstiltak i dette området. Miljøvernministeren vil komme tilbake med en grundigere redegjørelse i denne saken i statsbudsjettet for 1997.

Når det gjelder de øvrige områdene av Ytre Oslofjord fant departementet ikke grunn til å gå videre med disse rensekravene nå. Det er imidlertid ikke grunnlag for å avskrive nitrogenfjerning i dette området på et seinere tidspunkt, avhengig av videre overvåking, forskning og utredninger.”

I stortingsproposisjon nr. 1 1996-97 (om statsbudsjettet for 1997) sies det: “Det at overgjødslingssituasjonen i Ytre Oslofjord generelt sett vurderes som rimelig god, synes å tilsi at det ut fra et miljøsynspunkt ikke haster med å gjennomføre tiltak før utfyllende kunnskap er innhentet. Samtidig inngår norske tiltak som ledd i et internasjonalt samarbeid for å bedre forholdene langs nordsjøkysten, og det er viktig at alle landene følger opp med tiltak slik at det samlet sett kan oppnås de utslippsreduksjoner som er nødvendig for å løse problemene.

På bakgrunn av det faglige grunnlag som nå foreligger, foreslås at det videre arbeid med å vurdere nitrogenfjerningstiltak i denne omgang bør konsentreres til østsiden av fjorden, nærmere bestemt områder med avrenning til Hvaler/Singlefjorden. Det bør imidlertid brukes noe mer tid på en nærmere gjennomgang av hvilke muligheter som foreligger på tiltaks- og finansieringssiden, før det treffes endelig beslutning med hensyn til gjennomføring av pålagte nitrogenfjerningstiltak i dette området.”

For Indre Oslofjord har det ikke vært en tilsvarende diskusjon om gjennomføringen av bygging av nitrogenfjerning ved de 3 store anleggene. VEAS-anlegget er ferdigstilt, mens Nordre Follo r.a. og Bekkelagsanlegget har ferdigstillelsesfrist henholdsvis 01.07.97 og 01.07.98.

Fremtiden

Kommunale miljømål

Hva som skal gjennomføres ut over de statlige minstekravene, er det opp til kommunene selv å avgjøre. SFT har i samarbeid med Direktoratet for naturforvaltning (DN) utarbeidet forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål for vannforekomster. SFT anser at dette vil være en hensiktsmessig arbeidsmåte for kommunene for å velge ut de resterende tiltakene (bl.a. på avløpssektoren) som bør gjennomføres for å sikre at miljøkvaliteten i og ved

vannforekomstene er i tråd med ønskede bruker- og verneinteresser. Retningslinjene, med tilhørende miljøkvalitetsnormer og fagveiledninger, er i hovedsak ferdig.

Målstyring

SFT vil sørge for at fylkesmennes miljøvern avdelinger i større grad enn tidligere stiller miljøkrav istedenfor tekniske detaljkrav og at det legges større vekt på systemrevisjoner enn kontroll av enkelttiltak. Skal imidlertid fylkesmennes kontrollvirksomhet være begrenset til resipientkvalitet og utslippsmengder, må man kunne feste lit til kommunenes dokumentasjonsmateriale. Dette fordrer at kommunene har god oversikt over alle utslipp fra avløpsanlegget/rensedistriktet (restutslipp fra renseanlegg, overløp og ledningsnett) og at de kan levere data av høy kvalitet. Undersøkelser har vist at det er knyttet stor usikkerhet til kommunenes målinger av vannføringer, stoffkonsentrasjoner mv.

Bærekraftige avløpsanlegg

SFT ser det som en spesiell utfordring å bringe "bærekraft"-problematikken inn i avløpssektoren. I tillegg til riktig materialvalg etc., er vurderinger knyttet til bl.a. energi- og kjemikaliebruk forhold som bør nøye vurderes når anlegg skal bygges, i tillegg til at anleggene skal oppfylle betingelser knyttet til hygiene, rensekrav og kostnadseffektivitet. SFT regner med å engasjere seg sterkt på dette området i tiden fremover.

Goals and status for nitrogen and phosphorus removal in Finland

Matti Valve, Finnish Environment Institute

1 General policy

The general policy on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater, industrial effluents and other sources is determined by the European Union wastewater directive 91/271. All its regulations have now been incorporated in the Finnish legislation.

All recipient in Finland are sensitive but the sensitivity has not been defined according to the nutrient. The requirements of the directive will be fulfilled if biological chemical treatment has been implemented at all treatment plants serving more than 10 000 pe by the year 1998. The treatment includes either phosphorus removal, nitrogen removal or both. Wastewater from all population centers will be treated in this way by the year 2005.

Other relevant international conventions and recommendations which guide the practical actions of the water authorities are the Helcom recommendations 9/2 1988 and 16/9 1995, the declaration of the Ministers of the Environment from the Baltic states, the Nordic programme for the protection of the seas, the action programme on water pollution control between Russia and Finland and the agreement on cooperation in water pollution control between Estonia and Finland.

The Government has issued a decree in concordance with the EC directive requiring that all municipal treatment plants serving more than 10 000 pe (person equivalents) should remove 70 per cent of the nitrogen if nitrogen promotes eutrophication in the receiving watercourses and if the temperature of the wastewater is more than 12 °C (at more than 100 000 pe).

The policy for nitrogen removal has been discussed in a strategy paper prepared by the Finnish Environment Institute. Both nitrogen and phosphorus removal has been dealt with in a proposal by the ministry's officials working group on Goals for Water Protection in 1995-2005. A new decree to be issued by the government based on this work is under preparation. Many conclusions are based on large national research project. In the Pelag III investigation on Nitrogen, Nutrients Cycles and Eutroph-

ication of Coastal Recipients (1996) it was concluded that in the coastal waters of the Gulf of Finland, the Finnish Archipelago Sea and the Bothnian Sea both phosphorus and nitrogen are the limiting nutrients. Phosphorus is the limiting nutrient in the Bothnian Bay. These conclusions will guide the further development of water pollution control strategies.

The recommendations in the draft of the Strategy of Nitrogen Control include the following recommendations for municipal wastewater:

- Nitrification should be required at all inland recipients whenever ammonia nitrogen causes oxygen depletion and if it has an adverse effect on water supply or fish.
- Nitrogen removal should be required at all plants serving more than 10 000 pe on the Gulf of Finland, the Finnish Archipelago Sea and the Bothnian Sea and on the rivers in the coastal area. Depending on the need for restoration or upgrading, a mean annual level of 60 or 65 % of nitrogen removal should be achieved by 1998 to 2004 at treatment plants that contribute to the eutrophication of the recipient. On this coastline there are some 20 treatment plants serving a population of approximately 1.3-1.4 million people.

Phosphorus has been recognized to be the main nutrient to cause eutrophication in the inland waters in Finland. The Proposal for Goals for Water Protection until 2005 recommends that the total phosphorus load from municipalities should be decreased by 40%. It is suggested that phosphorus removal should still be intensified so that the effluent total phosphorus concentration may not exceed 0.4 – 0.6 mg l⁻¹ from plants serving less than 10 000 pe and 0.2 – 0.3 mg l⁻¹ from plants larger than 10000 pe. These goals will be enforced on an area basis. The requirements for individual plants will be considered separately. This means that the mean effluent phosphorus concentration from all Finnish treatment plants will be 0.35 mg l⁻¹ in the year 2005.

It is also recommended that biological phosphorus removal should be developed and promoted to reduce chemical usage with 50 to 70 per cent. Biological phosphorus removal should be used if it is economically feasible and if the goals for effluent quality are met.

2 Implementation of nitrogen and phosphorus control

There are now approximately 30 treatment plants at which nitrification is required. The goal or requirement is 90 or 85% reduction of ammonia nitrogen or a mean yearly effluent concentration of 4 mg l⁻¹. These plants

treat wastewater generated by a population of approximately 0.5 million people.

So far the water courts have called for nitrogen removal at four treatment plants. Espoo (250 000 pe) has to remove 65 % of total nitrogen by the end of 1997, Tammisaari (15 000 pe) 60 % by the end of 1999, Laitila 60 % (8000 pe) by the end of 2000 and Helsinki (750000 pe) 50% by the end of 1998 and 70% by the end of 2000 . Many plants are still under review in the water courts, including Turku (150 000 pe), Porvoo (35000 pe), Raisio and Parainen and a few others in the region of the Finnish Archipelago Sea.

At some plants where nitrification is required, total nitrogen removal is also achieved. Many oxidation ditches which are designed as low loaded plants nitrify all year around and can also denitrify, but they have yet to be systematically evaluated. Some of the plants that carry out nitrogen removal are listed in table 1.

Table 1. Treatment plants in Finland with nitrogen removal, results for 1994 or 1995.

Plant	Size 1000 pe	Type	Nitrogen removal per cent
Hyvinkää Kalteva	40	DN ¹	71
Savonlinna	24	DN,DND	60
Lappeenranta	49	PA ²	64
Iisalmi	19	SPA ³	60
Lapinlahti	3.4	SPA	75
Haapavesi	3.7	SPA	80

¹ recirculation process ²pre-precipitation+activated sludge ³simultaneous precipitation in activated sludge

Alltogether 18 plants achieved more than 60 % nitrogen reduction in 1995. These serve approximately 173000 people.

Phosphorus removal is now implemented on every treatment plant. The total yearly loads of phosphorus to the recipients in Finland from plants treating more than 200 pe is presented in Fig. 1.

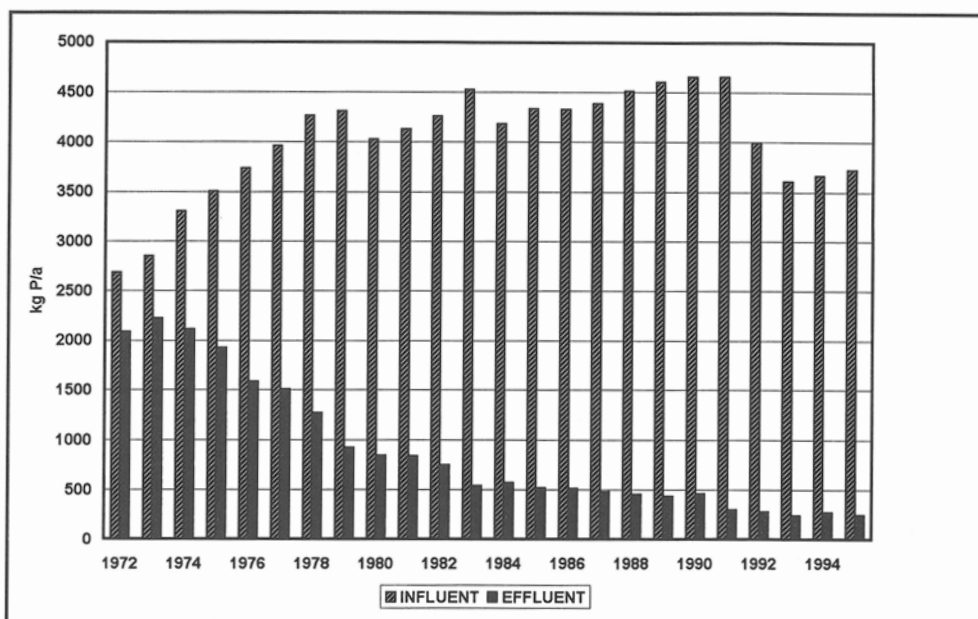


Fig. 1. Total annual load of phosphorus from municipal wastewater treatment plants in Finland.

In 1995 the total phosphorus reduction in the plants was 93% giving an average effluent concentration of 0.49 mg l⁻¹.

3 Processes

No specific type of nitrogen removal process has been chosen in Finland. As almost all municipalities have a biological-chemical treatment plant, whether they can be upgraded to include nitrogen removal will depend on the capacity and configuration of the existing plant. Considering the research and development which has been conducted during the last years the processes should be very flexible in order to meet the demands set by the cold wastewater. The main process configuration will probably be the recirculation process (DN-process) with an option to eventually convert to a ND-process with pre-precipitation and external carbon sources in the denitrification unit during cold water conditions. Post-denitrification with a fixed bed process (eg. filtration) is also being considered but they seem to be too expensive as have been shown in some cases.

The goal of achieving a nitrogen reduction rate of 70 per cent means that external carbon has to be used in many plants. This will of course affect the process configuration.

The main method for phosphorus removal is simultaneous precipitation using ferrous sulphate. The different processes used in Finland are presented in table 2.

Table 2. Types of treatment plants in Finland in 1995

Process	number of plants	part of treated sewage, %
Simultaneous precipitation	384	76.6
Pre- and postprecipitation	65	9.1
Only chemical treatment	61	13.5
Soil	5	0.04
Other	28	0.82

With simultaneous precipitation it is possible to achieve an effluent phosphorus concentration of 0.3 - 0.5 mg l⁻¹. Careful operation and capacity to handle the hydraulic load during rain storms and snow melting is essential in this case. By applying small amounts of polyelectrolytes in the final clarifier even lower values can be achieved. A requirement of 0.3 mg l⁻¹ effluent phosphorus calls, however, for some polishing method. At larger plants it will probably be filtration.

4 Research and development

Research on nitrogen removal has been conducted and is still continuing both on pilot-plant scale and on full scale at existing treatment plants. In full scale experiments the main goal is to find the best possible process combinations and dimensioning criteria for upgrading the specific plant. Different approaches to modelling, measuring, controlling and regulating the operation of the plants are being developed. Methods of reducing the need for basin volumes by using high sludge concentrations or carrier material have been studied.

The combination of biological phosphorus and nitrogen removal has been studied in a joint project with the St. Petersburg water authorities in pilot scale in Finland in 1994 and in full scale in St. Petersburg since 1966. A process with combined biological phosphorus and nitrogen removal using carrier materials to enhance nitrification is studied in co-operation with the Finnish Environment Institute (FEI), the University of Technology and Helsinki University in 1995 - 1997.

Table 3 lists some of the present and future research projects.

Table 3. Present and future research on nitrogen and phosphorus removal

Organization	Time	Scale	Process
Helsinki Water Works	1995-	Full	DN-process
Helsinki Water Works		Pilot	

FEI, HUT, HU	1995-97	Pilot	PDN-process modifications with carrier material
FEI, Vodokanal	1995	Full	PDN-processes
Savonlinna water works, HUT	1994-96	Full	PDN-process with high sludge concentrations
Espoo Water Works	1997-	Full	PDN-process

PND is biological phosphorus removal, denitrification and nitrification

In the future polishing methods, hygiene, sludge treatment, measuring and control methods will be studied. Also studies in the scope of sustainable waste water treatment will be launched. Unfortunately the financing of research and development in the water treatment field is not based on any larger integrated program but money has to be raised from many different sources.

Mål och status för kvävereningen i Sverige

Anders Finnson, Anders Lind och Jan Wodlin, Naturvårdsverket, Sverige samt Torbjörn Ramberg, Sida, Sverige

Sammanfattning

När den svenska VA-sektorns utbyggnadsprogram är helt färdigställt om 3-4 år kommer sektorn, avloppsreningsverk inklusive ledningsnät och dagvatten samt enskilda avlopp, uppnått en minskning av kväveutsläppen till våra omgivande hav med ca 30 %. VA-sektorn är därmed den sektor som, procentuellt sett, genomfört störst utsläppsreduktion sedan basåret 1987. Åtgärderna inom VA-sektorn har kostat ca 35 kr per borttaget kg kväve vilket gör att de i många fall tillhör de mindre kostsamma åtgärderna för att minska samhällets utsläpp av kväve till havet.

Åtgärds mål för Östersjön och Västerhavet

Sverige har genom internationella överenskommelser, inom Helsingforskommissionen (HELCOM) och OsloPariskommisionerna (OSPAR), åtagit sig att halvera kväveutsläppen, som härrör från mänskliga aktiviteter, till havet mellan 1985/87 och 1995. Varken Sverige eller flertalet av de övriga länderna har kunnat nå halveringsmålet under perioden. Inom EU pågår en omfattande omformning av vattenpolitiken. Denna kommer att få stor betydelse för de framtida utsläppen av näringsämnen.

I de miljöpolitiska propositionerna (87/88:85 och 90/91:90) har nationella delmål lagts fast för att begränsa utsläppen av föroreningar till mark, sjöar, hav och grundvatten.

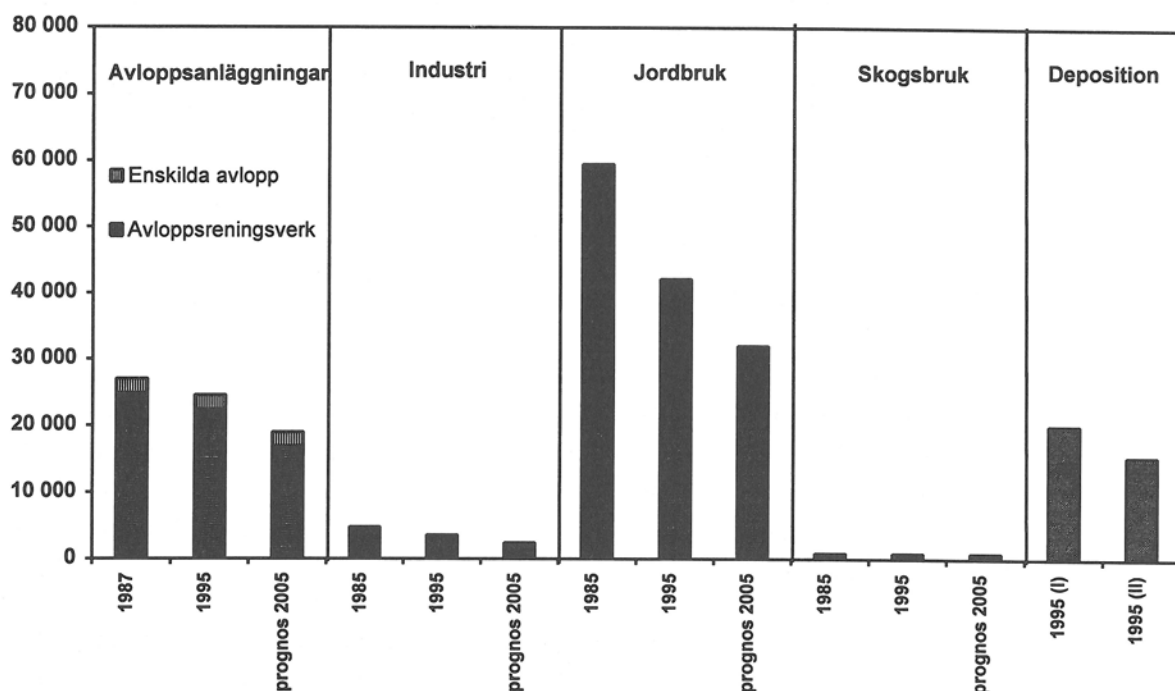
Resultat och problemanalys

Kvävet som tillförs havet har sitt ursprung i utsläpp direkt till vattendrag och hav, men tillförsel av betydande mängder kväve sker också via nedfall av kväveoxider från luften. Huvuddelen av nedfallet av kväveföreningar i Sverige och omgivande

havsområden härstammar från utländska källor. Lokalt eller regionalt kan dock de inhemska utsläppen överväga. Utsläppen av kväveoxider från svenska källor uppgick till cirka 455.000 ton år 1980 och till cirka 390.000 ton år 1995. Omräknat till enbart kväve motsvarar det 140.000 respektive 120.000 ton. Utsläppen av ammoniakkväve var under samma tidsperiod 50.000 ton. Utsläppen av kväveoxider beräknas vara halverade till år 2005 jämfört med 1980. Av det totala nedfallet, omkring 150 000 ton på land och inlandsvatten, beräknas cirka fem till tio procent (brutto) nå havet. Till detta kommer det direkta nedfallet på havet. Sveriges bidrag till depositionen på egentliga Östersjön och Västerhavet uppskattades 1995 till omkring 15.000-20.000 ton kväve.

Totalt sett kommer utsläppen utan avdrag för kvävet retention i södra Sverige, det vill säga söder om Dalälven, av kväve som härrör från mänskliga aktiviteter till vatten att minska från ca. 110.000 ton 1985 till ca. 87.000 ton till år 1997. En minskning med omkring 20 procent. Med retention menas den naturliga kväve-rening som sker i mark och vattendrag på väg till havet. Utsläppen utan avdrag för retention från avloppsreningsanläggningar har minskat från ca 25.000 ton till ca. 23.000 ton. Inom jordbruket minskade utsläppen från ca 68.000 ton till ca 51.000 ton under samma tid. Då har ingen hänsyn tagits till minskningen som kvävet retention medför. När det gäller jordbruket har åtgärder genomförts successivt, de senaste under 1995. Dessa kommer att innebära att belastningen från denna sektor sannolikt blir lägre inom en nära framtid.

I figur 1 redovisas hur mycket de olika sektorerna minskat sina utsläpp, samt vad föreslagna åtgärder och tänkbara/möjliga åtgärder förväntas ge för ytterligare minskning. Utsläppen med avdrag för kvävet retention från hela VA-sektorn, avloppsreningsverk inklusive ledningsnät och dagvatten samt enskilda avlopp, söder om Dalälven kommer att ha minskat med omkring 30 procent när den planerade utbyggnaden av kustnära avloppsreningsverk är klar. Depositionen i figur 1 på vattendrag och tätort avser de svenska utsläppen till luft.



Figur 1: Kvävebelastningen (ton) utan avdrag för kvävetts retention som härrör från mänskliga aktiviteter på egentliga Östersjön och Västerhavet från Sverige uppgick 1985 till 110 000 ton. Den har fram till 1997 minskat med omkring 20 procent.

1995 (I): Sveriges bidrag på egentliga Östersjön och Västerhavet (Deposition).

1995 (II): På sjö och tätort (Deposition).

För att kunna föreslå kostnadseffektiva åtgärder måste vi veta flera saker. Till exempel hur mycket varje källa bidrar med till havet, vilken potentiell praktisk möjlighet det finns att minska utsläppen från den källan och vilken relativ effekt en viss utsläppminskning har i ett visst kustområde.

Frågan om det är kväve eller fosfor som är den begränsande faktorn för tillväxten i haven är komplicerad och har debatterats under många år. Naturvårdsverkets slutsats är och har varit att båda ämnena är begränsande, men effekterna beror på det geografiska läget, avståndet från kusten, vattenutbytet, om det finns någon skärgård osv. Även årstiden har betydelse. Utifrån sådana förhållanden kan vi konstatera att olika kustavsnitt och olika havsbassänger är olika känsliga för kväve. Vi har idag inte tillräckliga kunskaper för att beskriva detta närmare men uppföljning i full skala kommer att ske i bl a Himmerfjärden för att följa årstidsvariationer och kväve/fosfor-problematiken.

Vi känner idag grovt till den naturliga retentionen i sjöar och vattendrag och kan därför säga hur mycket av det kväve, som släpps ut vid källor inne i landet, som verkligen når havet. Det GIS-verktyg, som har utvecklats inom Naturvårdsverket för ett regeringsuppdrag (Kväveuppdraget) är nu klart. Vi kan med stöd av detta bedöma olika typer av åtgärder och vilken verklig utsläppsminskning till havet dessa medför (Naturvårdsverket, 1997).

Fortsatta åtgärder och kostnader för dessa

För att klara de uppsatta målen om en halvering av utsläppen från vattenburna källor krävs ytterligare åtgärder. Främst berörs jordbruks- och VA-sektorerna, där finns huvuddelen av dagens utsläpp. Störst minskning av utsläppen måste därför också åstadkommas i dessa sektorer. Även inom industrisektorn kan utsläppen reduceras, en del genom att processerna sluts och/eller att avloppsvattnet renas i externa anläggningar.

De fortsatta insatserna, som behövs för att minska belastningen av kväve på havet, bör göras där nyttan blir störst. Det innebär att den procentuella minskningen kan behöva vara högre i vissa regioner och lägre i andra. I Naturvårdsverket (1997), rapport 4735 *Kväve från land till hav*, presenteras längs vilka kustavsnitt åtgärderna måste prioriteras.

Den största potentialen för ytterligare minskning av kvävebelastningen finns inom jordbrukssektorn. Här behövs ändringar av brukningsrutiner, regler och miljöstöd. En viktig aspekt är vilken inverkan på kvävefrågorna som EU:s allmänna jordbrukspolitik har. Ett minskat trädesbidrag och större efterfrågan på spannmål kommer sannolikt att medföra att produktionen ökar och blir intensivare. Detta riskerar att öka närsaltutsläppen och därmed försvåra arbetet med att minska belastningen av kväve till havet.

Det krävs en helhetssyn på vattenvårdsarbetet för att optimera insatserna, både miljömässigt och på ett kostnadseffektivt sätt. Vi förutser därför att nya samarbetsformer behöver utvecklas för vattenarbetet, med avrinningsområdet som grund, samt att miljösamverkansgrupper bildas inom framförallt jordbruksektorn. Naturvårdsverket bedömer att detta angreppssätt är det bästa för att tillvarata de olika behov och möjligheter som finns i olika regioner. Vi föreslår att regionalt anpassade föreskrifter kan meddelas genom hemställan hos regeringen. Naturvårdsverket kommer under sommaren 1997 att närmare presentera olika åtgärder (Naturvårdsverket, 1997).

Utgången av de internationella förhandlingar som pågår om begränsningar av utsläpp av kväveoxider och ammoniak, är av stor betydelse för det framtida nedfallet av kväve. Detta gäller både nedfallet inom olika avrinningsområden och över det omgivande havet.

En möjlighet att ytterligare optimera insatserna för att minska kvävebelastningen kan vara att införa ett avgiftssystem liknande den NO_x-avgift som tillämpas för utsläpp från energiproduktionsanläggningar. Ett sådant system borde vara praktiskt möjligt att införa främst när det gäller punktutsläpp från avloppsreningsverk och industrier. Naturvårdsverket avser att närmare utreda denna fråga och redovisa ett förslag i slutrapporten.

Åtgärderna med att minska utsläppen vid olika källor kan kompletteras med restaurering och nyanläggning av våtmarker. Detta kan vara en effektiv åtgärd i sjöfattiga avrinningsområden i främst Skåne och Halland. En svårighet här är dock att kunna avsätta tillräckligt stora markområden för detta ändamål. Inom de nya samarbetsformer för avrinningsområden som Naturvårdsverket förutser bör frågan kunna belysas i samband med att åtgärdsplaner upprättas.

Hittills genomförda åtgärder inom VA-sektorn

I proposition 87/88:85 angavs riktlinjer för utbyggnad av 50-procentig kvävereduktion vid avloppsreningsverk i de för kväve särskilt föroreningskänsliga områdena Laholmsbukten, Skälderviken, Öresund och Hanöbukten. Vidare gavs Naturvårdsverket i uppdrag att utreda kvävereduktion i övriga områden efter Västkusten upp till och med Stockholms skärgård.

Naturvårdsverket presenterade 1989 ett program med åtgärdsförslag för de kustnära kommunala avloppsreningsverken. I programmet föreslogs att krav på minst 50 procents rening av kväve bör ställas på omkring 70 kustbaserade avloppsreningsverk (> 10.000 personekvivalenter (pe)) längs väst- och östersjökusterna eller som ligger tre mil in i landet från kusten förutsatt att inga större sjöar och vattendrag ligger mellan kusten och utsläppspunkten.

I proposition 90/91:90 angavs att det mål om halvering av utsläppen av kväve, mellan 1985 och 1995 som riksdagen 1988 beslutat om, skall omfatta alla utsläpp till haven förorsakade av mänsklig verksamhet längs med hela väst- och sydkusten upp till Stockholms skärgård. För avloppsreningsverken angavs att en 50-procentig kvävereduktion skall gälla som riktlinje vid prövning enligt miljöskyddslagen för samtliga kustbaserade reningsverk dimensionerade för att hantera avloppsvatten från mer än 10.000 pe från gränsen mot Norge till och med Stockholms skärgård. Motsvarande reningsgrad angavs som mål för reningsverk med utsläpp i vatten-drag belägna mindre än tre mil från kusten, förutsatt att inga större sjöar ligger mellan utsläppspunkten och havet. För de särskilt föroreningskänsliga områdena definierade i proposition 87/88:85 angavs att en högre kvävereduktion skulle eftersträvas.

Som ytterligare ett stöd för den svenska policyn för utbyggnad av reningsverk för kväverening kom EG:s avloppsdirektiv(91/271/EEG). Direktivet är införlivat i svensk lagstiftning genom Naturvårdsverkets föreskrifter SNFS 1994:7 och anger att det för känsliga områden, dit våra omgivande hav räknas, skall reningsverk med en anslutning på över 10.000 pe ha årsmedelkrav på 15 mg N/l. För reningsverk över 100.000 pe kommer troligen villkoret 10 mg N/l bli aktuellt beroende på hur EG kommissionen slutgiltigt tolkar den text som berör utsläppskraven för dessa reningsverk.

I enlighet med fattade beslut att införa kväverening vid större kustbaserade reningsverk pågår omprövning av tillståndsbeslut och utbyggnad för särskild kvävereduktion vid ett 70-tal kustbaserade större avloppsreningsverk. I december 1996 hade 63 reningsverk av dessa omprövats och under 1997 kommer resterande verk att omprövas.

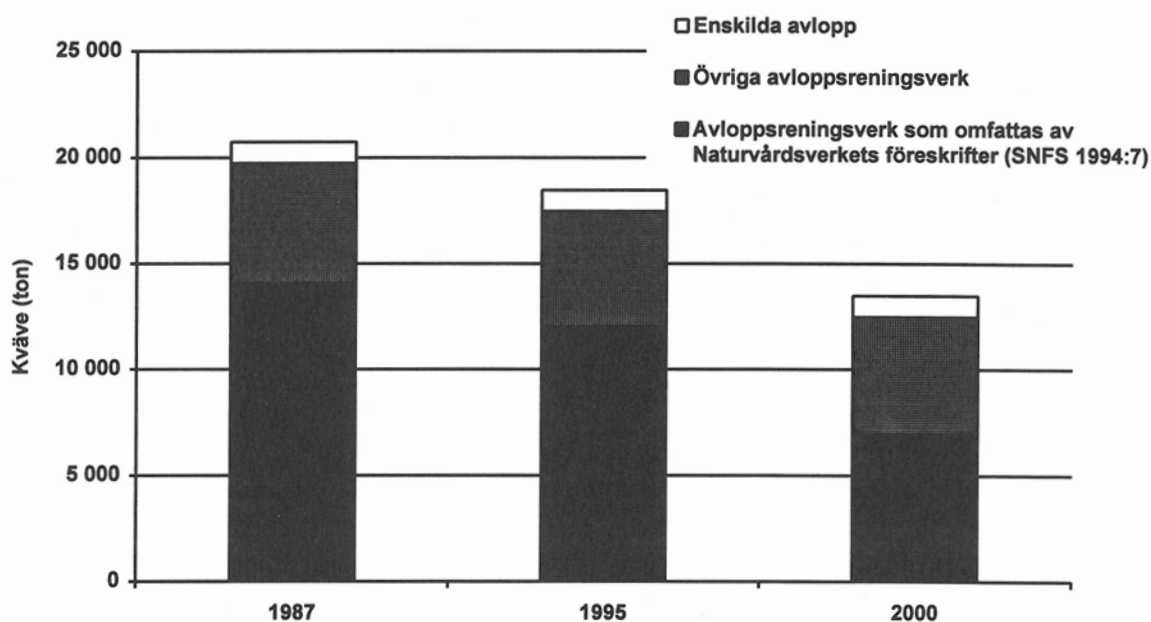
Normalt har 15 mg totalkväve per liter, räknat som årsmedelvärde, varit riktlinje vid provning enligt miljöskyddslagen för de flesta av avloppsreningsverken. För verk lokaliserade i för kväve särskilt föroreningskänsliga områden, såsom Laholmsbukten, Öresund, Skälderviken och Hanöbukten har kraven på kvävereduktion normalt vid provning angetts till mellan 8 - 10 mg totalkväve per liter i utgående avloppsvatten.

De flesta av dessa omkring 70 kustnära avloppsreningsverken (>10.000 pe) kommer att vara utbyggda före utgången av 1997 medan ett fåtal inte kommer att vara helt utbyggda förrän vid slutet av 90-talet. Kväveutsläppet från dessa var 1987 omkring 14.000 ton totalkväve vilket motsvarade drygt hälften av VA-sektorns totala utsläpp. Motsvarande utsläpp var 1995 ca 12.000 ton. När utbyggnaden är fullt genomförd har en 50 - 75 procentig kväverening införts vid dessa kustnära avloppsreningsverk. Därmed kommer kvävebelastningen från de större kustförlagda anläggningarna att kunna uppskattas till omkring 7.000 ton totalkväve per år, dvs en minskning av kväveutsläppen med omkring 50 % jämfört med 1987 års utsläpp. Detta innebär att VA-sektorn i sin helhet ,när utbyggnaden är klar, kommer att ha minskat kvävebelastningen på egentliga Östersjön och Västerhavet med ca 30%. I jämförelse med andra sektor har då VA-sektorn procentuellt sett genomfört störst utsläppsreduktion av kväve till våra omgivande hav.

Dessa åtgärder har kostnadsberäknats till ca 35 kr per kg borttaget kväve vilket innebär att de hittills vidtagna åtgärderna inom VA-sektorn inte varit dyra i jämförelse med åtgärder inom andra sektorer. Åtgärderna har i många fall tillhört de mindre kostsamma för att minska de svenska kväveutsläppen till våra omgivande hav.

Uppskattningarna efter utbyggnad har gjorts utifrån de villkor i utgående vatten som gäller eller ska gälla för de olika anläggningarna när kvävereningen är fullt utbyggd (8 - 15 mg totalkväve per liter i utsläppsvattnet beroende på var

reningsverket är beläget). En sådan uppskattning av utsläppen av kväve från avloppsreningsverken när utbyggnaden för kväverening är genomförd ger sannolikt en överskattning av det totala utsläppet. För att inte överstiga de satta kravnivåerna ligger reningsverkens utsläpp normalt en bit under givna villkor. Detta för att inte riskera att villkoren överskrids. Driftserfarenheterna visar också att halterna i avloppsvattnet ut från avloppsreningsverken ligger lägre än de beslutade kravnivåerna.



Figur 2. Kvävebelastningen med avdrag för kvävetets retention på egentliga Östersjön och Västerhavet från hela den svenska VA-sektorn (kommunala avloppsreningsverk & enskilda avlopp) söder om Dalälven - en jämförelse mellan 1987 och 1995 samt omkring 2000 då utbyggnaden är genomförd av de kustnära avloppsreningsverken (>10.000 pe) från norska gränsen till Stockholm skärgård och de inlandsverk som idag har villkor om kväveutsläpp.

När det gäller utsläppen av fosfor kan man peka på att utsläppsvillkoren vid de svenska reningsverken som före 1989 ofta var 0,5 mgP/l i många fall skärpts till 0,3 mgP/l, framförallt för reningsverk större än 100.000 pe. Kemisk fällning är fortfarande helt dominerande som reningsprincip för fosfor, sedan 1989 har det dock förekommit ett tiotal pilot- eller fullskaleförsök med biologisk fosforering. En framtida strategi för fosforering kan vara en kombination av biologisk fosforering samt kemisk efterpolering av avloppsvattnet.

Vad kan göras för att ytterligare minska utsläppen från avloppsreningsverken?

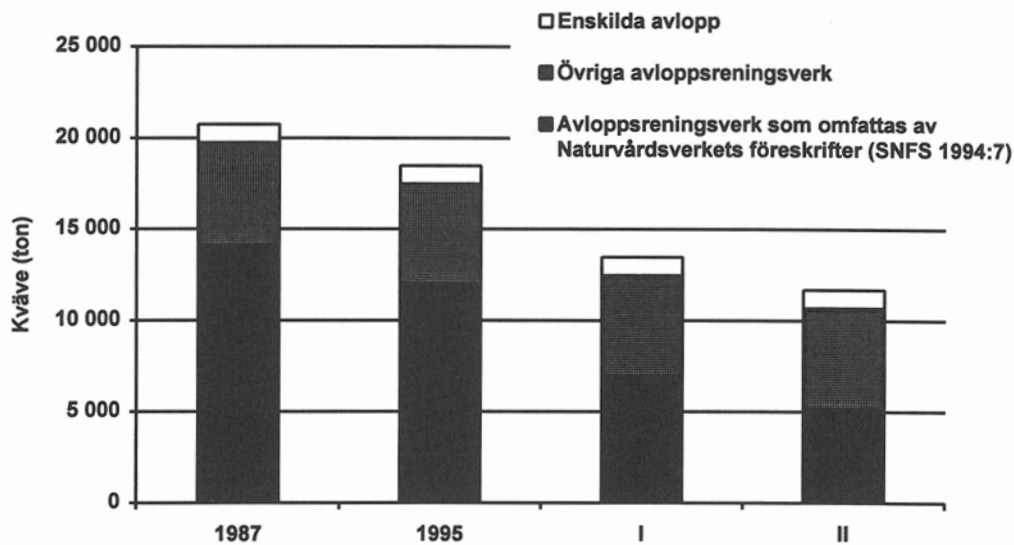
Om ytterligare kväverening skulle visa sig nödvändig utifrån tillståndet i våra omgivande hav, eller utifrån regionala recipientförhållanden kan följande resonemang prövas för VA-sektorn.

Insatserna för att minska utsläppen av kväve från VA-sektorn har hittills, enligt politiska beslut, koncentrerats till större anläggningar vid kusten i södra och mellersta Sverige. Att införa kväverening vid dessa har varit ett kostnadseffektivt sätt att minska utsläppen och kommer att inom några år ge en stor effekt på miljön i kust- och havsområden.

Kväverening vid mindre kommunala anläggningar skulle totalt bara ge marginella minskningar av belastningen. Om en 50-procentig kvävereduktion infördes vid de avloppsreningsverk vid kusten söder om Dalälven, som är dimensionerade för avloppsvattenmängder motsvarande mellan 2.000 och 10.000 pe, skulle detta leda till att kväveutsläppen bara minskade med 400 ton. Kostnaderna för detta är troligtvis höga och kan därför knappast motiveras.

Stora mängder kväve når havet från stora avloppsreningsverken i inlandet. Transporten av kväve sker via vattendragen. Åtgärder vid dessa anläggningar kan i flera fall ge betydande belastningsminskningar. I områden där retentionen är låg kan detta vara en kostnadseffektiv metod.

Den största potentialen för ytterligare minskning av kvävebelastningen från avloppsreningsverk ligger i att höja reningsgraden vid de riktigt stora anläggningarna vid kusten söder om Dalälven. Att reningsverken är riktigt stora innebär att de är dimensionerade för en avloppsvattenmängd från minst 100.000 pe. Som nämnts tidigare kan en omtolkning av EG:s avloppsdirektiv medföra att alla kustnära reningsverk på över 100.000 pe belägna söder om Dalälven får utsläppskravet 10 mg N/l. Detta skulle kunna kombineras med att införa kväverening (villkor på 15 mg N/l utgående vatten) vid de stora reningsverk i inlandet där retentionen är låg. Dessa åtgärder kan leda till att kväveutsläppen med avdrag för retention från avloppsreningsverken söder om Dalälven blir omkring 11.000 ton totalkväve. Naturvårdsverket avser att till sommaren 1997 utreda kostnadseffektiva åtgärder och föreslå ett samlat åtgärdsprogram, som då även torde komma att omfatta reningsverken (Naturvårdsverket, 1997).



Figur 3. Ytterligare utbyggnad av kvävereningen i kombination med skärpta krav kan ge en minskning av kvävebelastningen med avdrag för kvävet retention från hela den svenska VA-sektorn (kommunala reningsverken & enskilda avlopp) söder om Dalälven med ca 45 procent jämfört med 1987.

- I: Efter utbyggnad av kustnära avloppsreningsverk och de inlandsverk som omfattas av Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1994:7).
- II: Efter utbyggnad av kustnära avloppsreningsverk och de inlandsverk som omfattas av Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1994:7) samt vid omtolkning av EG:s avloppsdirektiv.

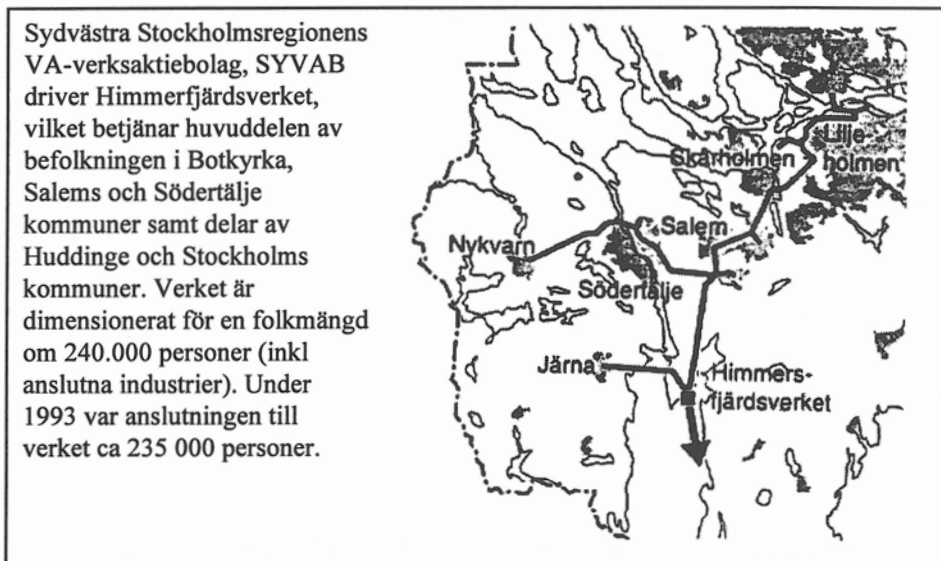
En möjlighet att ytterligare optimera insatserna för att minska kvävebelastningen kan vara att införa ett avgiftssystem liknande den NO_x-avgift som tillämpas för utsläpp från energiproduktionsanläggningar. Ett sådant avgiftssystem skulle kunna övervägas för kväveutsläpp (från mänsklig verksamhet) till vatten som når kusten från norska gränsen till Stockholms skärgård. Systemet bör sannolikt inriktas på ett avrinningsområde eller eventuellt en grupp av sådana områden. Hänsyn måste förstås också tas till hur stor retentionen är på de utsläpp från mänsklig verksamhet som når kusten.

Ett ekonomiskt styrmedel skulle kunna fungera som ett komplement till befintliga styrmedel. Men det krävs ett omfattande utvecklingsarbete för att kunna precisera ett operativt system. Mot bakgrund av att det ännu inte är möjligt att redovisa specifika data avser Naturvårdsverket att närmare redovisa ett sådant förslag efter ytterligare utvecklingsarbete (Naturvårdsverket, 1997).

Utvecklingsprojekt recipient - reningsverk - hur kan vi i framtiden gå vidare med mer lokalt anpassade utsläppskrav

De utsläppskrav på kväve som de kustnära reningsverken har idag är i grova drag baserade efter vilken region reningsverket ligger i. Idag är det exempelvis inte aktuellt med krav på kväverening vid reningsverken norr om Dalälven samtidigt som utsläppskraven på reningsverken vid bl a Laholmsbukten har en betydligt högre ambitionsnivå än 15 mg N/l. I Sverige är dessutom, liksom i många andra länder, utsläppskraven på totalkväve baserade på årsmedelvärden. Vilket inte alltid överensstämmer med lokala recipienter.

Som i ett led i utvecklingen av utsläppskrav har försök startats vid Himmerfjärdsverket söder om Stockholm (SYVAB, 1994). Här kommer man att fram till juli 1999 undersöka om det är möjligt att i högre utsträckning ta hänsyn till den lokala recipienten och dessutom till förhållanden under årets olika faser samt i sådana fall också få en uppfattning om vilket kunskapsunderlag som är nödvändigt.



Figur 4. Himmerfjärdsverkets verksamhetsområde samt recipient

Den för recipienten bästa kombinationen av utsläppta mängder kväve och fosfor från reningsverket beror främst av årstiden och på rådande väderförhållanden (landavrinning och inströmning utifrån Östersjön). Med dagens kunskapsnivå om recipienten skulle en lämplig driftstrategi för reningsverket kunna bestämmas utifrån den aktuella situationen i fjärdsystemet.

Genom det mångåriga forskningsprojektet om förhållandena i och kring Himmerfjärden har en omfattande kunskapsbank om recipientområdet byggts upp. Med ledning av denna kunskap har bolaget föreslagit att utsläppen ska styras med hänsyn till de faktiska lokala recipientförhållandena i syfte att minimera effekten av avloppsutsläppet på recipienten, inklusive ytterskärgråden.

När intransport av fosfor från havsområdet utanför Himmerfjärdsverket samt den interna frisättningen från sedimenten inkluderas utgör utsläppen från verket en liten del av den årliga tillförseln. För oorganiskt kväve är förhållandet dock det omvända. Åren efter överledningen från Eolshälls reningsverk (1985) till Himmerfjärdsverket utgjorde utsläppen från reningsverket ca 80 procent av den totala tillförseln från land till vattenområdet. För de inre fjärdarna utgör utsläppen från Himmerfjärdsverket en större andel av tillförseln av såväl kväve som fosfor. För fosfor är andelen jämförelsevis mindre beroende dels på att den största tillförseln till området sker från andra källor, dels på att tillförseln med tillströmmande vatten är betydande.

I en omfattande miljökonsekvensbeskrivning, vilken sammanställts av Institutionen för systemekologi vid Stockholms universitet, har man bedömt hur reningen i Himmerfjärdsverket bör utformas för att minimera effekterna i recipienten. I ytterskärgråden och i Östersjön finns ett relativt överskott av fosfor och tillförsel av kväve resulterar där i algblooming. Kväveinnehållet i avloppsvattnet förbrukas endast i obetydlig omfattning av algbloomingen i de inre fjärdarna och transporteras ut till naturligt fosforrika vatten i ytterskärgråden och Östersjön och bidrar där till en kraftig blomning. Balansen mellan recipientens innehåll av kväve och fosfor är avgörande för effekten av utsläppet av avloppsvatten. Kvoten mellan kväve och fosfor i det renade avloppsvattnet bör anpassas till de lokala förhållandena och årstiderna så att Himmerfjärdens övergödningsproblem inte överförs till andra vattenområden. För att uppnå optimalt skydd av recipienten skall man efter komplettering av reningsverket med fluidiserad bädd utföra försök i full skala med olika kvoter av förhållandet kväve/fosfor i utgående avloppsvatten.

Utgående kvävehalt bör hållas på så låg nivå som möjligt medan viss variation av utgående fosforhalt kan motiveras för att upprätthålla lämplig N/P-kvot. Detta kan inledningsvis medföra en viss ökad fosforbelastning. De marginella utsläppsökningar som kan komma ifråga efter några års driftserfarenheter bör ha kompensats så att det totala utsläppet av närsalter från verket minskat betydligt och därmed också effekterna i recipienten.

Med föreslagen komplettering med fluidiserande bädd för denitrifikation är det möjligt att reducera mängden tot-N mot noll-utsläpp. Med hänsyn till förhållandena i närrecipienten bedömer Naturvårdsverket för närvarande att målsättningen för utsläpp av fosfor bör vara högst ca 0,3 mg tot-P/l. Med hänsyn till ytterskärgråden bör utsläppen av kväve reduceras i så hög omfattning som möjligt.

I nuläget är det dock svårt att avgöra vilka utsläppsnivåer och driftstrategier, som i framtiden skall gälla för Himmerfjärdsverket.

Utsläppen från reningsverket har kommit att utgöra en ökande andel av den totala belastningen på recipienten. Dessa förhållanden kan under långa tidsintervall förändras. Exempelvis kan åtgärder inom andra branscher t ex jordbruket påverka belastningssituationen i Himmerfjärdsområdet, vilket medför att utsläppsnivåerna från reningsverket i en framtid kan behöva justeras. Bolaget kommer under en prövotid att utarbeta en modell för hur optimala förhållanden mellan N/P-kvoten kan regleras. Detta kräver noggrann kontroll av såväl reningsverkets funktion som belastningen i Himmerfjärden och ytterskärgården. Av modellen bör t ex framgå under vilken periodicitet kvoten bör förändras och hur detta lämpligen bör styras.

För att kunna utföra försök med olika driftstrategier har bolaget av Koncessionsnämnden för miljöskydd erhållit tillstånd att driva Himmerfjärdens reningsverk under en prövotid med något förhöjda utsläppsvärden. Bolaget har åtagit sig att undersöka storleken av utsläppen och senast den 1 juli 1999 till Koncessionsnämnden redovisa resultat av försöksverksamheten och föreslå driftstrategier och slutliga villkor för verksamheten.

Referenser

SYVAB, Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag, 1994: *Ansökan till koncessionsnämnden för miljöskydd om tillstånd till utsläpp av avloppsvatten till Himmerfjärden efter rening i Himmerfjärdsverket i Botkyrka kommun.*

Artikeln har också baserats på delvis omarbetat material från följande publikationer:

Naturvårdsverket, 1996a: *Kampen mot alger och miljögifter.* Naturvårdsverket Rapport 4561.

Naturvårdsverket, 1996b: *Kväve från land till hav.* Arbetsmaterial.

Naturvårdsverket, 1997: *Kväve från land till hav.* Naturvårdsverket rapport 4735.

Bliver målene for havet opnået med den nuværende politik? - refleksioner omkring handlingsplanen for begrænsning af kvælstof i de nordiske lande

Katherine Richardson, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Danmark

Indledning

Et af de varmeste debattemner i forbindelse med eutrofieringsdiskussioner i Norden har været om det er kvælstof eller fosfor, der begrænser planteplanktonvækst i havet. For de fleste ferske vande ser det ud til, at planteplanktonvækst er begrænset af fosfortilgængelighed, og tiltag beregnet til at begrænse eutrofierings-effekter i ferskvand har fokuseret på en reduktion i fosfortilførsel. I marine områder forholder situationen sig anderledes. Her er der stadig en livlig debat om det er kvælstof, fosfor (eller noget helt andet!), der begrænser planteplanktonproduktion. Faktisk er der grund til at tro, at de begrænsende næringssalte i marine områder kan være forskellige i forskellige farvande og på forskellige årstider.

Hecky og Kilham (1988) har sammenlignet det relative forhold mellem elementindholdet i et "gennemsnitligt" planteplankton med indholdet af de forskellige elementer i flod- og havvand (Tabel 1).

Tabel 1. Relativ stofsammensætning af alger (normaliseret til totalt opløst P (molær basis)) sammenlignet med den relative middelsammensætning i flod og havvand. Fra Hecky og Kilham [1988].

Stof	Flodvand	Alger	Havvand
C	738	102	1,000
N	28(21)	11.1	13
Si	146	96	43
K	26	1.3	4,434
P	1.0	1.0	1.0
S	146	0.54	12,000

De finder, at for ferskvand er det kun fosfor, der ligger på et niveau, hvor det kan ventes at være begrænsende for planteplanktonproduktionen. I havvand er der mange flere elementer, der optræder som mulige kandidater for begrænsning af produktionen, da den relative forekomst af både kvælstof, fosfor og silikat ligger meget tæt på niveauet, som findes i planteplankton. Det er nok sandsynligt, at de

forskellige næringsalte skiftes til at begrænse planteplanktonproduktionen i de marine områder omkring Norden. Det betyder, at en strategi for begrænsning af eutrofieringseffekter i marine områder skal stille mod en reduktion af både kvælstof- og fosfortilførsel til disse områder.

At planteplanktonvækst i forskellige farvande tilsyneladende kan skifte fra at være fosfor- til at være kvælstofbegrænset og omvendt betyder at massebalancemodeller, udviklet enten som et redskab til at øge forståelsen af eutrofieringsprocesser eller til at forudse konsekvenser af forskellige tiltag til reduktion af eutrofieringseffekter, er af meget begrænset værdi, med mindre de tager hensyn til både kvælstof- og fosforbalancen. Her skal det nok nævnes, at det er langt vanskeligere at lave en massebalancemodel for kvælstof end for fosfor. Det skyldes, at det kun er geokemiske processer der styrer massebalancen for fosfor i økosystemet. For kvælstoffets vedkommende er der også biokemiske processer (kvælstoffiksering og denitrifikation), der påvirker massebalancen, og gode data vedr. omfanget af disse processer mangler endnu.

Begrænsning af eutrofieringseffekter: politiske initiativer

Bekymring over eutrofieringseffekter i marine områder er et relativt nyt fænomen, men politisk interesse for emnet er stor. Miljøministrene fra Nordsølandene har f.eks. erklæret eutrofiering som en af de største miljøtrusler i forhold til Nordsøen (North Sea Task Force, 1994). I de senere år, har de fleste Nordsø- og Østersølande underskrevet internationale aftaler, hvori de i princippet forpligtiger sig til at reducere de menneskeskabte udledninger af kvælstof og fosfor til marine områder med ca. 50%.

Danmark har været en af de førende nationer med hensyn til lovgivning, som har til formål at reducere menneskeskabte næringssaltudledninger. I 1987 blev en lov vedtaget med det formål at reducere fosforudledninger med 80% og kvælstofudledninger med 50% i løbet af 5 år (inden 1993). Målet med hensyn til fosforudledninger blev stort set nået i løbet af de 5 år, men lovgivningen mandede ikke ud i den forventede reduktion af kvælstofudledninger. I øjeblikket overvejes tiltag som yderligere kan reducere kvælstofudledninger. Lovgivning på området er blevet vedtaget på baggrund af en generel offentlig og politisk opmærksomhed omkring eutrofieringseffekter og i den tro, at eutrofieringseffekter ville blive mindsket som følge af en reduktion i udledninger. I dag ved man imidlertid kun lidt om, i hvilket omfang og hvor hurtigt økosystemer som helhed reagerer på næringssaltreduktioner. Det er derfor ikke muligt at forudse det tidsmæssige og økologiske forløb omkring den forventede reduktion i udledninger til marine områder omkring Norden.

At man har sat politiske i stedet for videnskabelige mål for en reduktion af næringssaltudledninger har givet anledning til meget kritik fra "eksperter", som

har foranlediget en heftig debat i pressen omkring emnet. Det er dog vigtigt at huske, at politiske beslutninger tages på baggrund af input fra flere aktører og ikke kun naturvidenskab. Faktisk kan man argumentere, at naturvidenskab i nogle tilfælde "svigter" miljøet, idet den tid der kræves for at opnå "beviset" med hensyn til årsagssammenhæng mellem en menneskelig aktivitet og et miljørespons er så lang, at det kan være for sent at forhindre en skadelig virkning af aktiviteten, når beviset er opnået.

En anden kritik, der er blevet rettet mod de internationale aftaler som sigter mod en reduktion i næringssaltudledninger, er at de ikke tager højde for, at de forskellige landes bidrag til det internationale problem er af forskellig størrelse. For de lande som kun frembringer et lille bidrag til næringssaltbelastningen af internationale farvande, kan en reduktion i udledninger på 50% virke uretfærdig. F. eks., har Gray (1992) argumenteret for en mere strategisk plan for reduktion af næringssaltudledninger til internationale farvande ved at bruge Norge som eksempel. Han beregner sig frem til, at Norge bidrager med ca. 0,5% af de menneskeskabte kvælstofudledninger til Nordsøen. De foreslåede norske initiativer til reduktion af udledninger forventes at ville resultere i en reduktion i fosforudledninger på 20-30% og for kvælstoffets vedkommende med en reduktion på 45-55%. Disse tiltag skulle koste ca. \$2 milliarder. Gray spørger, om man ville kunne forvente at mærke en reduktion i udledninger på 0,5% og, om udgifterne er berettiget, når reduktionen vil være så lille.

Gray har nok ret med hensyn til den potentielle indflydelse af en reduktion af de norske udledninger på økosystemet i Nordsøen som helhed. Det er dog vigtigt at bemærke, at Gray's formål har været at belyse problemer i forbindelse med den internationale lovgivning. Han har ikke lavet en ægte "cost-benefit" analyse omkring problemstillingen, idet han ikke har beskæftiget sig med andre mulige fordele ved en reduktion i næringssaltudledninger (f.eks. eventuelle forbedringer af vandkvaliteten i fjordene og langs den norske kyst). Man glemmer ofte i den debat der foregår i pressen, at en ægte "cost-benefit" analyse kræver, at alle potentielle gevinster skal vejes op mod udgifterne.

Hvilke effekter kan man forvente af de tiltag der er beregnet til at reducere næringssaltudledninger?

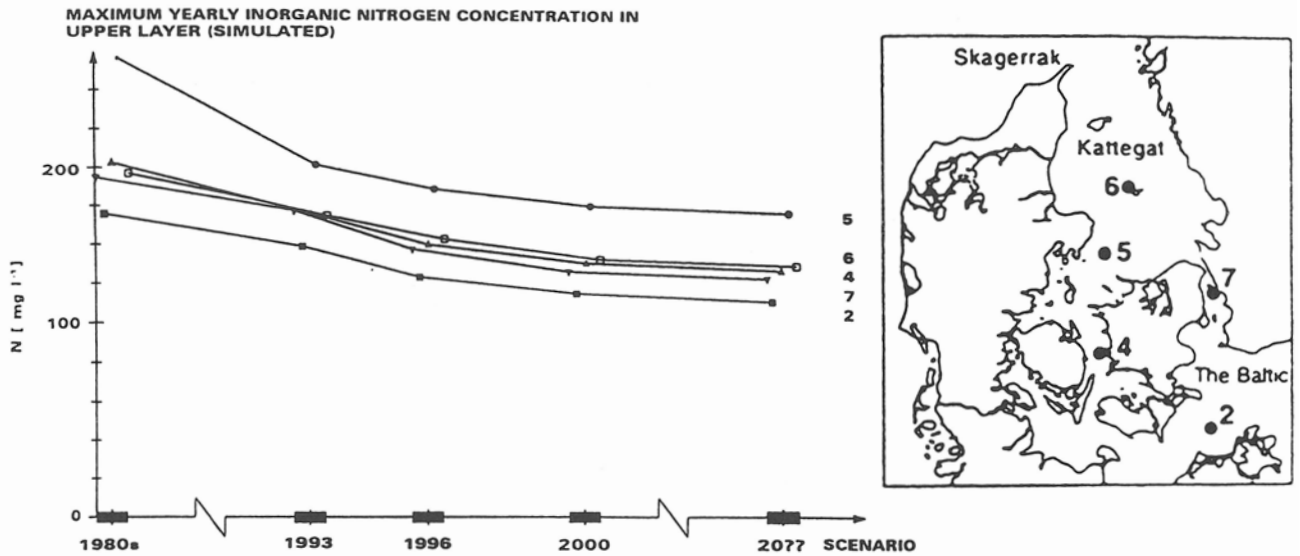
Biologiske systemer er ustabile, og ekstreme forhold (f.eks. vejrforhold eller algeopblomstringer) kan påvirke retningen af systemets udvikling. At biologiske systemer er ustabile gør det meget vanskeligt at forudsige de kvantitative effekter af en reduktion i næringssaltudledninger. Forudsigelser kan kun finde sted ved hjælp af teoretiske eller numeriske modeller, men sådanne modeller kan ikke genskabe den stokastiske opførelse af biologiske systemer. Derfor kan man ikke få et kvantitativt svar på spørgsmålet om, hvordan det marine økosystem vil opføre sig i forhold til de tiltag, der er beregnet til at reducere næringssaltbelastningen. Helt

generelt kan man dog forvente, at en reduktion i næringssaltbelastningen vil give anledning til en reduktion i dannelse af organisk materiale i forbindelse med primær produktion. Den mindre produktion af organisk materiale vil give en mindre nedsynkning af organisk materiale til bunden, og hyppigheden af iltsvind vil blive reduceret. Hansen *et al.* (1995) har estimeret den potentielle effekt på iltniveauet og hyppigheden af iltsvind i Kattegat af forskellige tiltag til at reducere kvælstoftilførsel til marine områder. I den anvendte model er der taget højde for både de geo- og biokemiske processer, der påvirker kvælstofkoncentrationen i de indre danske farvande, men fosfor er ikke taget med. Man kan således ikke bruge modellen til at sige noget om, hvor og hvornår det er fosfor eller kvælstof der begrænser planteplanktonproduktionen. Den kan heller ikke fortælle os, hvornår vi vil se en effekt af næringssaltreduktion, men man kan godt bruge den til at vurdere, om de størrelsesordner, der forventes i næringssaltreduktion med de forskellige tiltag, kan forventes at påvirke økosystemet på en mærkbar måde.

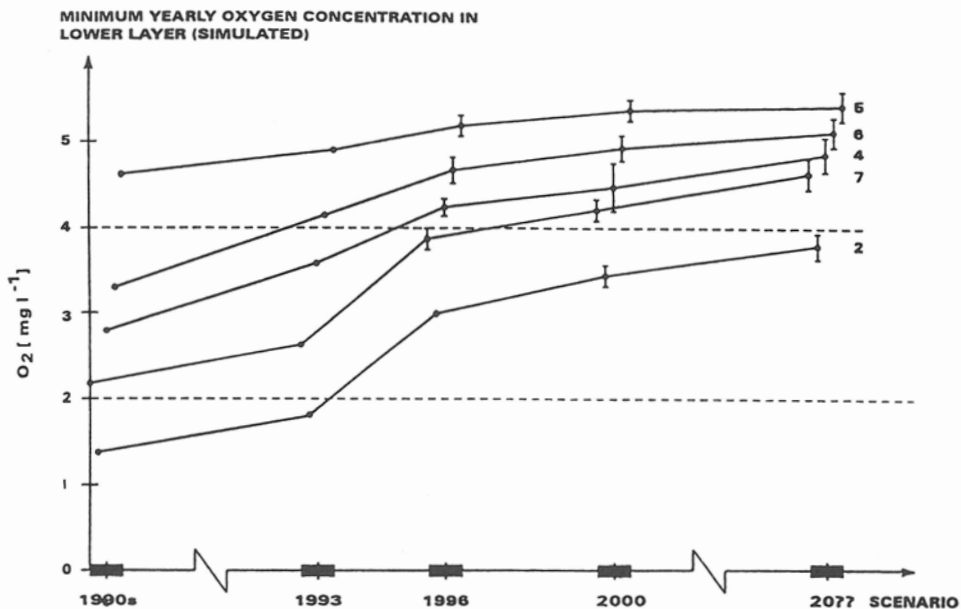
Modellen blev kørt for fem forskellige tiltag for at reducere kvælstoftilførsel til marine områder:

1. "1980": antager den gennemsnitlige belastning og hydrografiske forhold i 1980'erne.
2. "1993" antager de belastningsforhold der forudses, hvis den danske lovgivning fra 1987 havde opnået dets mål med en 50% reduktion af land-baseret belastning af N til Kattegat/Bæltthavet.
3. "1996" hvor "1993" N belastninger er yderligere reduceret ved at antage en 50% reduktion i land-baseret N belastning fra Nordsø- og Østersølande. Dette scenarie går også ud fra en 10% reduktion i atmosfærisk NH_4 udledning, som kommer fra andre steder uden for Danmark.
4. "2000" forbedrer "1996" forholdene ved at antage en yderligere 7% reduktion i det danske bidrag til atmosfærisk NH_4 udledning (som et resultat af en nyere lovgivning i landbrugssektoren). Der forventes yderligere en generel reduktion på 30% i NO_x .
5. "20?? Hvor NO_x udledning er reduceret med 64% (d.v.s. til et minimum niveau, som anses teknisk gennemførlig).

Maksimum koncentrationer af uorganisk kvælstof i overfladevand estimeret af modellen for forskellige stationer i Kattegat og den østlige Østersø ved de forskellige reduktionstiltag vises i figur 1a. I følge modellen vil alle tiltag give anledning til en reduktion i kvælstofkoncentrationer, men den største effekt på de undersøgte stationer ses ved en reduktion af tilførslen fra de lokale kilder ("1993 scenarie"). Den minimale årlige iltkoncentration i bundvandet der er estimeret med modellen for de forskellige tiltag på alle stationer vises i figur 1b.



Figur 1a. Årlig maksimum koncentration af uorganisk kvælstof ved forskellige stationer i de danske farvande fundet ved simulation med modellen beskrevet af Hansen et al. [1995] under antagelse om forskellige belastningssituationer. Se beskrivelsen af belastningssituationerne i teksten. Stationernes placering ses på det indsatte kort.



Figur 1b. Årlig minimum iltkoncentration ved forskellige stationer i de danske farvande fundet ved simulation med modellen beskrevet af Hansen et al. [1995] under antagelse om forskellige belastningssituationer. Se beskrivelsen af belastningssituationerne i teksten. Stationernes placering ses på koret indsat i figur 1a.

Hvornår kan man forvente at se en effekt af de forskellige tiltag?

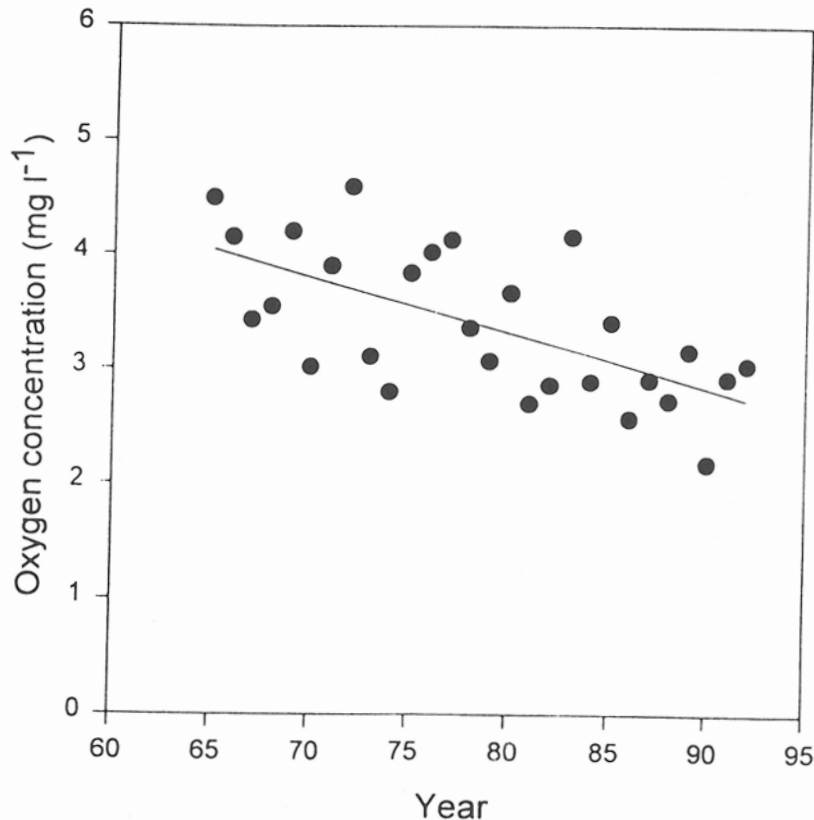
Et vigtigt spørgsmål i forhold til eutrofiering og de forskellige tiltag beregnet til at mindske effekten af eutrofiering er, hvornår man kan forvente at se en effekt af en reduktion i næringssaltbelastningen på marine områder. Det er et svært spørgsmål at besvare, bl.a. fordi der er stor år-til-år variationer i de faktorer og procesrater, der styrer næringssalttilførsel og -omsætning i kystnære marine økosystemer. For eksempel er kvælstoftilførsel til marine områder via afstrømning en funktion af nedbørsmængde og årstid. I områder uden stor vandudveksling med det åbne hav vil nedbørsmønstre i et givent år være en styrende faktor i reguleringen af kvælstofkoncentrationer. Det betyder, at det vil blive svært at se en bedring i vandkvaliteten som følge af en reduktion i næringssaltudledning i år med meget nedbør - især når de store mængder nedbør kommer om vinteren.

For de mere åbne områder er vandudveksling med nærliggende vandmasser en vigtig styrende faktor for næringssaltkoncentrationer. Udveksling med andre vandmasser kan medføre, at organisk materiale bliver fjernet fra systemet, inden det når at synke til bunds. Sandsynligheden for iltsvind kan således blive mindsket i år med store udvekslingsrater i produktionsperioden. Ligeledes hvis vandet er ualmindelig stillestående i produktionsperioden, vil risikoen for iltsvind stige.

Et andet forhold der vanskeliggør forudsigelsen af, hvornår man kan forvente en synlig effekt af forskellige tiltag er muligheden for næringssalte at ophobe sig i sedimentet. Via denne mekanisme kan næringssalte i princippet blive udskilt fra sedimentet og påvirke planteplanktonproduktionen i et stykke tid efter, at de direkte udledninger af næringssalte til systemet er blevet reduceret. Der vides ikke meget om, hvor meget næringssalt der er ophobet i sedimentet i farvandet omkring Norden, eller hvor hurtigt det kunne frigives til overliggende vandmasser, men der er noget der tyder på, at der kan være tale om væsentlige næringssaltdepoter i nogle områder. Jørgensen *et al.* (1990) har estimeret, at en kvælstofmængde, der svarer til ca. 30-40% af planteplanktonets årlige behov, kan blive begravet hvert år i sedimentet i det nordlige Kattegat, mens i Bælthavet er kvælstof svarende til ca. 1% af planteplanktonets årlige behov begravet hvert år.

Alle disse faktorer og sikkert mange flere bidrager til de år-til-år svingninger, man ser i planteplanktonproduktion, næringssaltkoncentrationer og iltsvind i kystnære områder. Til trods for disse svingninger har man kunnet konstatere en forringelse af vandkvaliteten i mange marine områder omkring Norden ved at se på data indsamlet over en længere årrække. F.eks. er der påvist et statistisk signifikant fald i iltkoncentrationer i bundvandet i de sene sommer måneder i Kattegat i perioden 1967 - 1993 (figur 2).

Vi kan bruge disse data til at forudse, hvor mange år det vil være nødvendigt at indsamle data for at kunne konstatere en statistisk signifikant forbedring i vandkvaliteten. Vi forudsætter, at den variation man ser omkring linien vist i figur 2



Figur 2. Årsgennemsnit af iltkoncentrationer (mg l^{-1}) (fundet samlet) for månederne august, september og oktober i bundvand (dybeste tilgængelige måling på en dybde større end 19 m) i området indenfor følgende koordinater. $55^{\circ}55' - 56^{\circ}40' N$; $10^{\circ}40' - 12^{\circ}30' O$. Data fra International Exploration of the Seas (ICES) Oceanografiske database.

skyldes variationer i miljøet (nedbørsmængde, vandudveksling, osv) og vedtager, at der vil være den samme naturlige variabilitet fremover som er konstateret indtil nu, d.v.s. at variabilitet omkring linien vil være på samme størrelse fremover som i perioden mellem 1967 og 1993. Hvis man forudsætter, at iltkoncentrationen i de sene sommermåneder nu er konstant, altså liniens hældning nu er $=0$, kan man lave en statistisk analyse for at se, hvor mange års data man skal have for at sige med forskellige grader "sikkerhed", at der er sket en forbedring af vandkvalitet i form af en reduceret hyppighed af iltsvind (tabel 2). Det viser sig, at det vil kræve 21 års data for at kunne sige med 95% sikkerhed, at der er sket en forbedring og 18 år for at kunne sige det med 80% sikkerhed!

Denne analyse viser, at det ikke er muligt at få et umiddelbart svar på om, og i så fald, hvor meget de forskellige tiltag man har igangsat med henblik på en reduktion af næringssaltbelastning og iltsvind i marine områder har hjulpet miljøet. Realistisk set skal man nok forvente, at det vil kræve indsamling af data over de næste ca. 20 år før man med sikkerhed vil kunne bevise en bedring i vandkvaliteten i Kattegat som følge af tiltag beregnet til at reducere næringssalttilførsel til dette område.

Tabel 2. Nødvendigt antal års resultater som skal til for at opnå den viste statistiske sikkerhed mod forskellige gradienter (i iltconcentrationer) med tiden i en test af nul-gradient. F.eks. viser tabellen at det vil være nødvendigt med data fra 21 år for at være 95% sikker på at kunne bestemme at gradienten (hældningen) på linien der beskriver iltconcentrationen i bundvandet i det sydlige Kattegat i månederne august-oktober var $0.05 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ år}^{-1}$ i stedet for 0. Analysen udført af E. McKenzie, Strathclyde Univ., UK. Fra Richardson [1996].

Gradient	Statistisk sikkerhed									
	0.50	0.55	0.60	0.65	0.70	0.75	0.80	0.85	0.90	0.95
0.005	63	66	69	72	75	79	82	87	92	99
0.010	39	41	43	45	47	50	52	55	58	63
0.050	14	14	15	16	16	17	18	19	20	21
0.100	9	9	9	10	10	11	11	12	12	14

Konklusion

Der er endnu mange ubesvarede spørgsmål med hensyn til eutrofiering og dens effekt på det marine økosystem, men det står nu klart at en reduktion i næringssaltebelastningen kan forventes at give en reduktion i plankteplanktonproduktion især i kystnære områder, hvor der ikke er stor vandudveksling med det åbne hav. Det er sandsynligt, at både kvælstof og fosfor spiller en rolle i begrænsningen af planteplanktonproduktion. Selv i områder hvor man tror, at tilstedeværelse af kun et næringsalt (f.eks., kvælstof eller fosfor) er styrende for planteplanktonproduktionen, er det ikke forsvarligt at rense kun for de pågældende næringsalte, da det næringsalt, der er i "overskud" vil kunne blive transporteret til et andet område, hvor det kan være med til at stimulere planteplanktonproduktionen. De fleste lande har nu vedtaget programmer, der skulle kunne reducere belastningen af kystnære farvande med både kvælstof og fosfor. Det er dog ikke muligt på nuværende tidspunkt at sige om disse tiltag vil have den forventede effekt på det marine økosystem.

Referencer

Gray, J.S. Eutrophication in the sea, in *Marine Eutrophication and Population Dynamics*, edited by G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli, and R. Rossi, pp. 3-15, Olsen & Olsen, Fredensborg, Danmark 1992.

Hansen, I.S., G. Ærtebjerg, and K. Richardson, A scenario analysis of effects of reduced nitrogen input on oxygen conditions in the Kattegat and the Belt Sea, *Ophelia*, 42, 75-93, 1995.

Hecky, R.E., and P. Kilham, Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment, *Limnol. Oceanogr.*, 33(4(2)), 796-822, 1988.

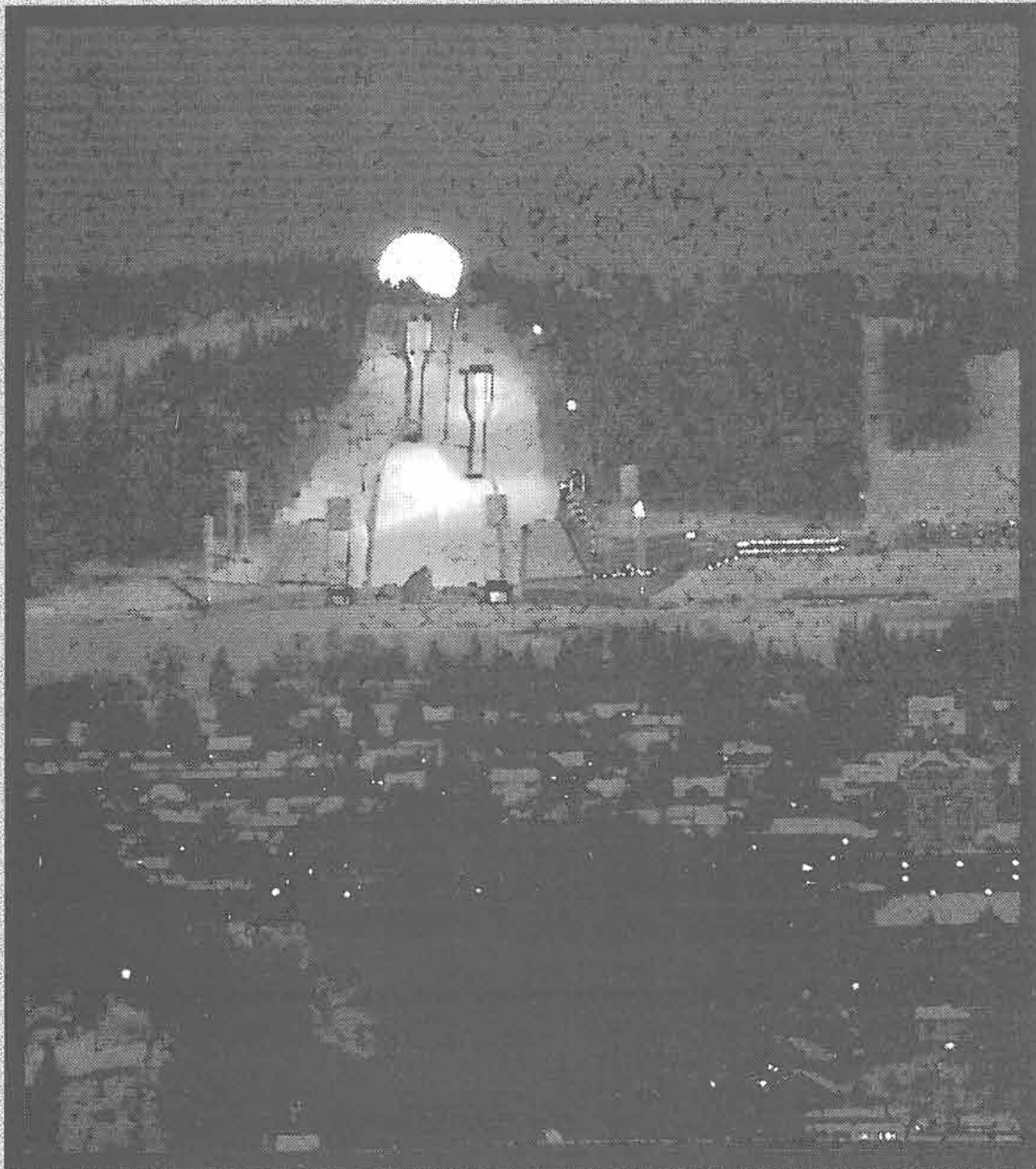
Jørgensen, B.B., M. Bang, and T.H. Blackburn, Anaerobic mineralization in marine sediments from the Baltic Sea-North Sea transition, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 59, 39-54, 1990.

Richardson, K. 1996. Chapter 12. Conclusion, Research and Eutrophication Control. In: *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. (Eds. B. Barker Jørgensen and K. Richardson) *Coastal and Estuarine Studies*, vol. 52, p. 243-267.



THE MUNICIPALITY OF LILLEHAMMER

THE ORGANISER OF THE XVII
OLYMPIC WINTERGAMES, 1994

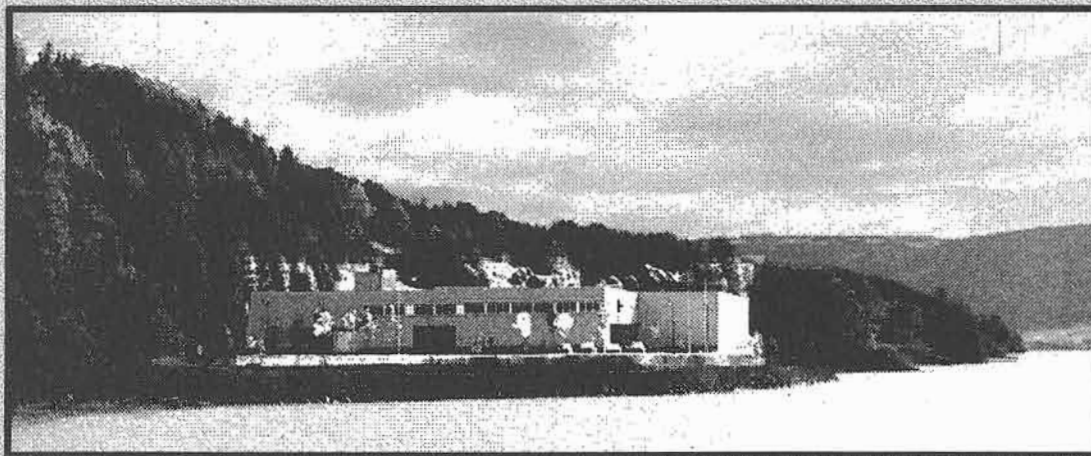


KEY WORDS OF LILLEHAMMER

ORIGIN:	Granted town privileges in 1827
AREA :	476km ²
POPULATION:	24100 Inhabitants
AVERAGE TEMP.:	+ 3.6°C

NORDISK KONFERENS
KVÄVERENING OCH
BIOLOGISK FOSFORRENING

Experiences with the KMT-process at
Lillehammer Waste Water Treatment Plant



Lillehammer WWTW

by
Steinar Bungum
Senior Engineer
M.Sc
Municipality of Lillehammer, NORWAY



1. INTRODUCTION.

This report deals with the experiences by starting up and further operation of a nitrogen removal process plant in Lillehammer, Norway.

The WWTP in Lillehammer has a capacity corresponding to 70.000 pe. The nitrogen removal plant is based upon biological treatment of wastewater by the Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) process developed by Kaldnes Miljøteknologi (KMT) in Tønsberg, Norway. In this process it is used small plastics element carriers for growth of fixed microorganism. The carrier elements are kept in suspension by turbulence created by areators or mixers in the reactors.

The starting up period began in November 1994 by loading the reactors with the plastics elements. Starting up the process began in the beginning of December 1994 when waste water was let into the reactors for the first time.

1.2. LILLEHAMMER. THE OLYMPIC CITY

Lillehammer is a city in the inlands of Norway, lying almost 170 kilometers north of Oslo. The number of inhabitants is approx. 25000. The recipient of wastewater is the lake Mjøsa. The water from Mjøsa is further delivered into the North Sea basin.

1.3 OLYMPIC HOST.

The city of Lillehammer hosted the XVII OLYMPIC WINTER GAMES from february the 12.- 27. 1994 with a great success. In march 1994 the town also hosted the PARAOLYMPICS.

During the period of the Olympics the hydraulic load on the waste water treatment plant increased by around 50 %.

The nutrient load in the raw sewage during the Olympics was around 4 times the normal load, equaling normal sewage from 80.000 people in average. The peak load (one 24 hour period) corresponded to a population of almost 200.000 people. The treatment efficiency as regards total phosphorus was in average 94.4 % during the period of the Olympics.



2. THE WASTE WATER SYSTEMS IN LILLEHAMMER.

2.1 THE WASTE WATER.

The waste water is rather thin and in snow melting periodes the temperature is also low (min. temperature approx. + 3.5 degrees Celcius)

Se figure 2.1

COD _{UF}	139	± 73 mg/l	NH4	13.7	± 0.9 mg/l
COD _F	65	± 32 mg/l	Tot P	2.0	± 0.7 mg/l
BOD _{7UF}	41	± 21 mg/l	SS	70	± 6.0 mg/l
BOD _{7F}	20	± 12 mg/l	Alkalinity	2.3	± 0.31 mmol/l
Tot N	17	± 4.2 mg/l	pH	7.2	± 0.28

Figure 2.1

Figure 2.1. Composition of waste water in Lillehammer.

2.2 THE RECEIVING WATERS

The receiving water is the lake Mjøsa with a total water volum of approx. 56.244 mill. m* and surface area of 362 km².

The retention time in the lake is in average 5.6 years.

The Mjøsa is regarded as a sensitive water and discharge of nutrients may cause harmful effects to the environment by eutrophication. Increased eutrophication in Mjøsa in the sixties and the seventies caused The Mjøsa Campaign that started in 1974.

From Mjøsa the water flows by the river Vorma and the river Glomma to the North Sea Basin.
See figure 2.2

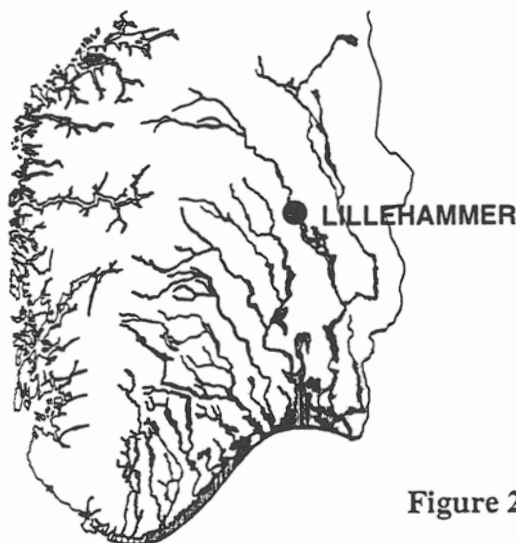


Figure 2.2



2.3 THE LILLEHAMMER WWTP.

The waste water treatment plant for the municipality of Lillehammer has been in operation since 1977. In the former process waste water was treated in a common way in order to reduce the content of phosphorus, grinded matters and suspended solids. The demand upon the content of phosphorus in the effluent was 0.6 mg/l. The new demand is 0.25 mg/l

The water volum is annually approx. 5.2 mill. m³ According to the North Sea Act it was in 1991 decided to accept voluntary the coming demand on nitrogen removal from the waste water in Lillehammer.

Figure 2.3 shows the schematic picture of the processes of the WWTP after the extension and figure 2.4 shows the plan of the plant. All the processes and the devices are under roof.

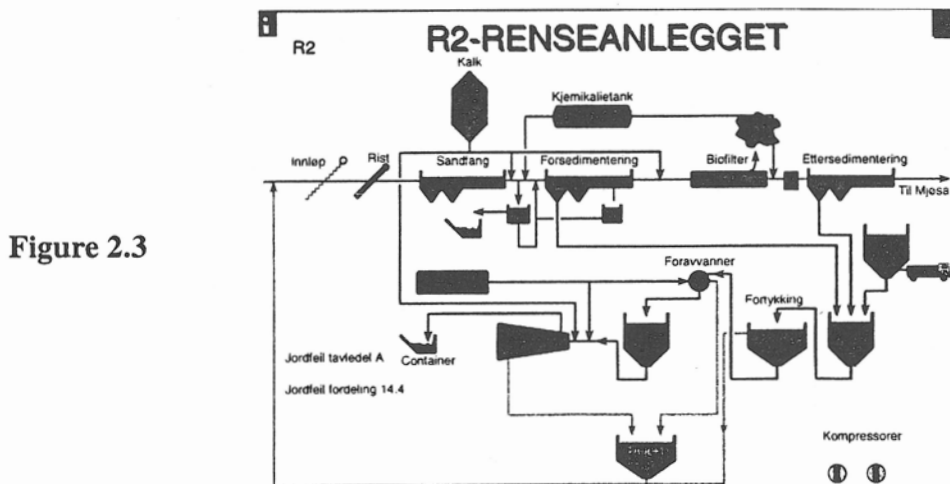
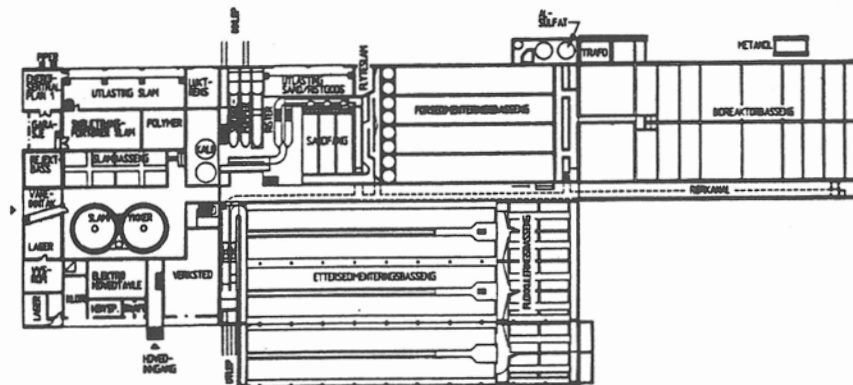


Figure 2.4



2.4 THE NITROGEN REMOVAL PLANT FOR THE MUNICIPALITY OF LILLEHAMMER. THE LAYOUT OF THE KMT-PROCESS.

In January 1992 it was signed a contract between KALDNES MILJØTEKNOLOGI and the city of Lillehammer upon know-how and delivery of the bio-media and the process design for the KMT Moving Bed Biofilm Process for the Lillehammer WWTP.

The reason why the KMT process was preferred was mainly the demand upon building areas and the process efficiency regarding the long periods with thin water and low water temperature.



2.5 THE KMT-PROCESS LAYOUT IN LILLEHAMMER.

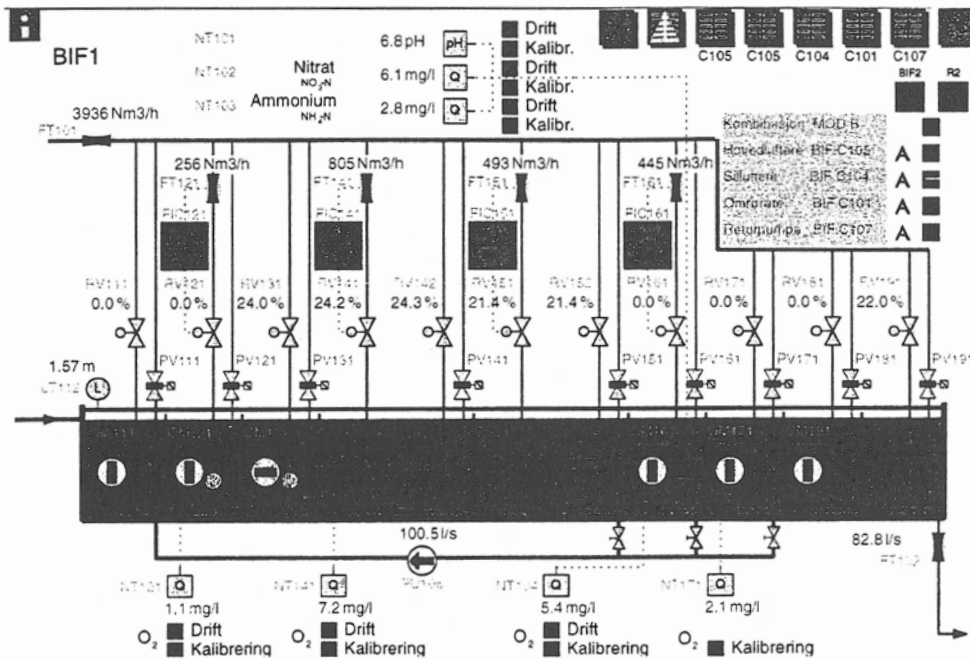
The KMT- process plant was fitted in as an extension of the existing building housing the old processes.

The KMT-process has 2 reactors-lines (trains), each train with a volum of 1850 m³, and total volum of the reactors is 3700 m³

Each train contents of 9 separate reactors, all fitted for ariation. In each train mixing propellers are installed in 6 DN-reactors.. Two (2) blowers with a total capacity of 30000 Nm³/h for aeration of the reactors are installed.

Figure 2.5 shows the schematic design of one reactor train.

Figure 2.5



2.6 THE BIO-MEDIA.

The bio-media is the KMT-media with the small plastic elements carriers for the growth of fixed microorganisms. The bulk volum of the plastic elements in the plant is approx. 2700 m³ totally and 1350 m³ or each train.

The process is designed for post-denitrification and the process guarantee is based upon this alternative running.

The process is designed for automatic operation and is controlled and operated by the SATTCON 90 Control-System.

For all operating alternatives the dosage of carbon-source can be controlled by the on-line NO₃-N meter (NT 102) at the inlet to the first reactor of postdenitrification. In addition it is installed on-line meters for O₂ (NT 121, NT 141, NT 104, NT 171), pH (NT 101), and NH₄-N (NT 103) as shown. The instrumentation is equal for both trains. The O₂-meters can regulate the aeration of the reactors with nitrification.

See figure 2.5

The KMT plant is also designed for an alternative running as a combined process of pre-and post denitrified. A pump for return pumping of nitrified water is therefore installed at each reactorline as shown (PU106).

2.6.1 DEMAND UPON NITROGEN REMOVAL.

The demand upon efficiency of nitrogen removal is 70 % annually in average and with a maximum content of 8 mg/l measured as TOT-N.

2.7 LOADING THE REACTORS BY THE KMT-MEDIA.

When the loading started the water level (water from the lake) in the reactors was approx. 75 % of normal level in all reactors. All the reactors were aerated when loading and water level was raised to normal level by waste water before approx. the last 25 % of bio-media was loaded.

2.8 STARTING UP THE PROCESSES. NITRIFICATION

By the starting up all the reactors were aerated in order to achieve nitrification. The flow of waste water was very low at the beginning but was increased to 100 % flow afterwards. The reactors were also operated as batch reactors in order to accelerate the formation of NO₃-N.

After approx. 6 weeks complete nitrification could be observed by a reduced flow through the train. Then the flow was increased gradually up the design flow with intensive control of the nitrification rate.

2.9 DENITRIFICATION START UP.

Denitrification started March 22, 1995 (train 1) and April 22, for train II and the process has mostly been carried out as a combined process with pre-and post denitrification and with ethanol as carbon source. After the KMT-process the water has been treated by secondary settling with PAX-21 as coagulant.



3. EXPERIENCES WITH THE KMT-PROCESS.

After the starting up procedures and trimming of all process devices we have carried out fully operation tests of the KMT-process.

We have carried out full scale tests by:

- POST DENITRIFICATION WITH PRIMARY SETTLING AND USE OF COAGULANT.
- POST DENITRIFICATION WITH ORDINARY PRIMARY SETTLING (NO COAGULANT)
- COMBINED PRE-AND POST DENITRIFICATION WITH ORDINARY PRIMARY SETTLING (NO COAGULANT).

As CARBON SOURCE we have tested:ETHANOLE,METHANOLE, 2-METOXY ETHANOLE (LIQIED WASTE),and HYDROLYSATE PRODUCED BY HYDROLYSIS OF ORGANIC WASTE.

3.1 TEST RESULTS AND EXPERIENCES. EMERGENCY HIGH WATER.

After starting up denitrification in both trains in april/may 1995 and establishing the biofilm we had an emergency flooding situation in Lillehammer from end of may 1995. The WWTP was shut down from June 4.to june 28.1995.The plant was restarted by a rather high value of incoming water volum, 25000 m³/d. Tests carried out approx. 46 hours after restart told us that we already had complete nitrification even tough it was 25 days without aeration at all. During the periode with shut down we added NUTRIOX to the reactors and we also had as much internal resirculation of water as possible. After the rapid restart of nitrification dosing of carbon source began, and after only one hour we could observe a fairly high denitrification rate.

Notes.

June 4.Total stop of aeration,carbon source dosage and flow.

June 18/19. Flow of approx.15000 m³ waste water trough both trains ithout any treatment.

June 28.Restart of aeration.

June 30.Restart of carbon dosage.

Details July 2.1995 (4 days after restart)

Nitrification and denitrification.Train I.

	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)
Inlet	14.9	1.7
Outlet nitrification	0.25	15.0
Outlet DN-zone		8.6



3.2 DOSAGE OF FOAM INHIBITOR

The plant has devices for dosage of foam inhibitor and it was decided to try the NALCO 71AF-7 product for this purpose.

When starting up the nitrification in December 1994 the formation of foam was almost "enormous". The dosage of foam inhibitor was therefore high by starting up. The effect of NALCO 71-7 was effective by dosage of approx. 40 ppm (40g pr.m³ of wastewater) until end of January 1995 the dosage of NALCO 71-7 was above 5 ppm, but the dosage could be reduced gradually and was closed for continuous operation in beginning of 1996. After that it has been only short periods with use of foam inhibitor and then always also in low concentrations.

3.3 EFFICIENCY UPON NITROGEN REMOVAL.

Results after starting up the DN-processes.

Figure 3.1 shows the efficiency (yield in %) of the removal of TOT-N through the Lillehammer WWTP from April to December 1995.

	Yield	TOT - N mg/l inlet	TOT - N mg/l outlet	Demand TOT- N outlet mg/l	water temp C
April	76.5	23.0	5.4	8	6.5
May	63.9	24.4	8.8	8	8.0
June	41.5	16.4	9.6	8	
July	63.5	16.7	6.1	8	
August	70.0	22.7	6.8	8	
September	76.8	17.4	4.0	8	
October	89.7	21.4	2.2	8	11.5
November	93.3	25.3	1.7	8	11.5
December	89.7	23.7	2.4	8	9.7

Figure 3.1 Results 1995.

The result is verified by an official, accredited laboratory by The Local Authority of Water Pollution Control.



KEY WORDS.

Nitrification train I started december 4.1994 Denitrification train I started March 22.1995 Nitrification train II started March 5.1995 Denitrification train II started April 21.1995

Ethanol was used as carbon source except from July 24.1995 to August 10.1995 when methanol was used as carbon source.

PROCESS RUNINGS:**Train I**

From March 22.1995 to April 19.1995 the operation of train 1 was carried out by a combined process with pre-and post denitrification. AE-reactors 3,4,5,6 and 9. DN-reactors 1,2,7 and 8. Water recirculation from reactor 7 to reactor 1. Recirculation rate approx. 1.0. Dosage of carbon source in reactor 8.

From March 27.1995 the dosage of carbon source was changed to reactor 7 and water recirculation was changed to reactor 6. (Ratio approx. 1.0) AE-reactors 3,4,5 and 9. DN-reactors 1,2 6,7, and 8.

Train I and II.

From April 19.1995 to June 4.1995 both trains were operated with pure POST DENITRIFICATION. Inlet water was chemically settled by PAX XL-1 as coagulant. AE-reactors 1,2,3,4,5 and 9. DN-reactors 6,7, and 8. Dosage of ethanol in reactor 7.

SHUT DOWN.

Both trains were out of operation from June 4.1995 to June 28.1995 because of emergency high water in the lake Mjøsa (receiving water).



RESTART.

On June 28.1995 the plant was restarted with all reactors in train I and II as AE-reactors

On June 30.1995 both trains were reset in ordinary operations and the process started as a pure POST DENITRIFICATION process with ordinary primary settling of inlet water (no use of coagulant) AE-reactors 1,2,3,4,5 and 9.DN-reactors 6,7 and 8.

From July 24.1995 to August 10.1995 metanole was used as carbon source in both trains.

From August 3.1995 the process was changed to a combined process with pre-and post denitrification for train I. AE-reactors 2,3,4,5 and 9.DN-reactors 1, 6,7,and 8. Water recirculation from reactor 6 to reactor 1.Ratio approx. 1.0.

August 14.1995 the reactor 2 in train I was changed back to a DN-reactor. AE-reactors 3,4,5 an 9. DN-reactors 1,2,6,7 and 8.

August 24.1995 the process in train II also was changed back to a combined process with pre-and post denitrification. AE-reactors 3,4,5 and 9.DN-reactors 1,2,6,7 and 8.

From September 26.1995 to October 3.1995 train II was shut down and all incoming water flew trough train I.

From October 3.1995 and further on the plant was operated steady with the process as a combined process with pre-and postdenitrification in both trains. AE-reactors 3,4,5 and 9.DN-reactors 1,3,6,7 and 8.

3.4 RESULTS IN 1996.

Results for 1996 are presented in figures 3.2 and 3.3

Figure 3.2 shows the results of nitrogen removal (TOT-N) for Lillehammer WWTP.

Fig.3.3 shows the results of the removal of organics (BOD₅) for the Lillehammer WWTP.

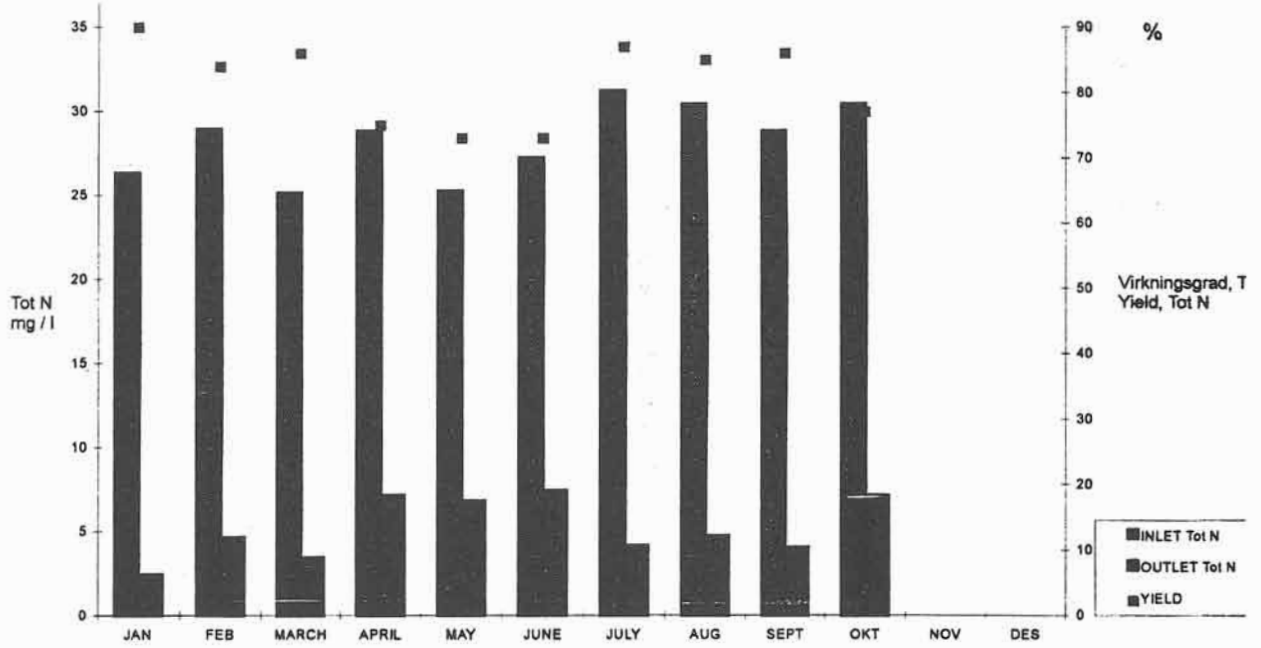
All the results presented in figures 3.2 and 3.3 are verified by an official accredited laboratory by The Local Authority of Pollution Control.

The analyses and results for 1996 are based upon a total flow trough the plant of approx. 4.850.000 m³.

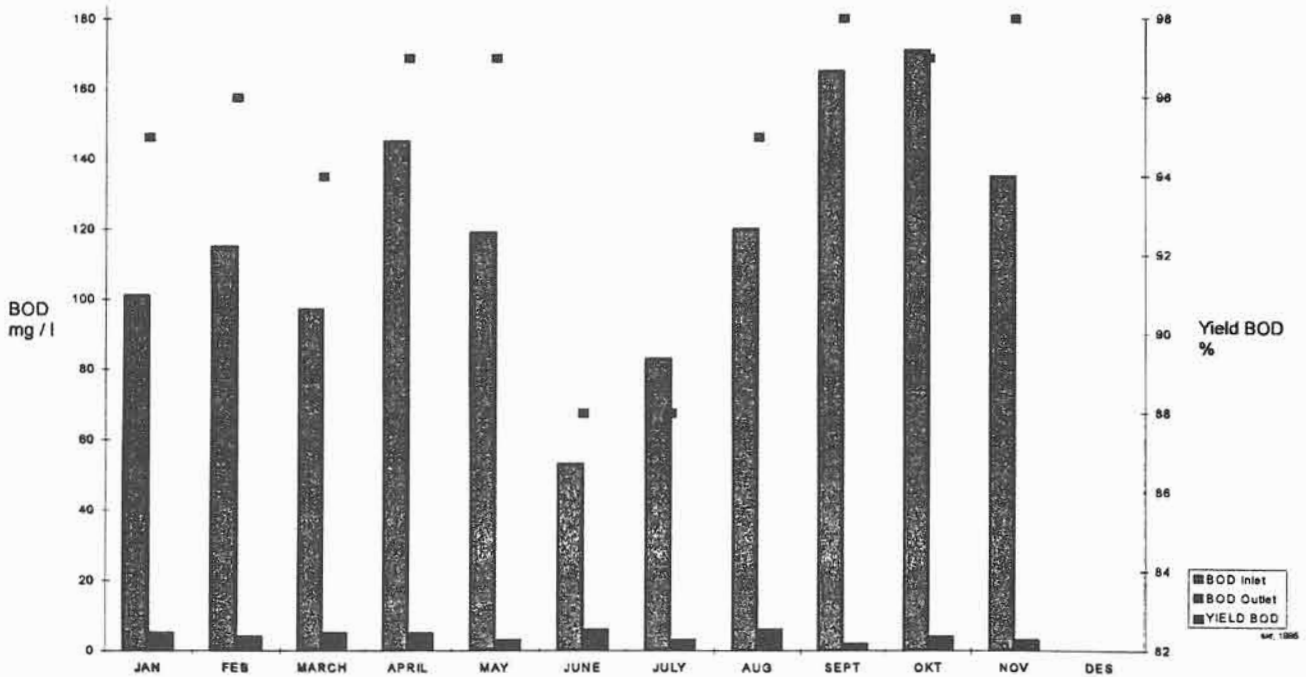
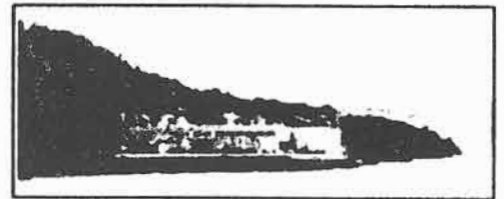




**RESULTS OF NITROGEN REMOVAL
LILLEHAMMER WASTE WATER TREATMENT PLANT
1996**



**REMOVAL OF ORGANICS (BOD)
LILLEHAMMER WASTE WATER TREATMENT PLANT
1996**



3.5 REACTORS PROFILES.

In October, November and December 1995 it was carried out rather intensive tests in order to study the activities and the reactions through the plant and in the different reactors. Based on these results we could draw the reactors profiles.

In figure 3.4 the results are shown in average for October, November and December.

In figure 3.5 the results are shown specially for November.

The profiles for November are shown in figure 3.6.

Lillehammer Waste Water Treatment Plant

Process: Combined pre and post denitrification with post precipitation



Average results for October, November and December, 1995

Parameter	Inl.LRA	Inl.Sandtr	Inl.Bio.	React.2	React.6	React.8	React.9	Outl.LRA	Yield, %
NH ₄ -N			24.1	10.4	0.97				avr. LRA/NTSG
NO ₃ -N			1.98	1.63	10.3		0.77	1.08	
NO ₂ -N					0.7				
CODf	91	199	129	67	34	41	39	24	75
Tot N	29	41.9	32.8		18.9		12	2.8	90.6
PO ₄ -P	2.1	3.7	1.5	1.6	1.6	1.3	0.86	0.03	97.5
Tot P	4.3	9						0.21	94.3
SS	161	328	56				137	8	79.9

Flow: 409 m³/h , 9 819 m³/d, 301 164 m³ total

Avr. Temperature: 11.4 °C

Figure 3.4

Ethanol: 92 ml/m³

Aeriation: 33.7 Nm³/m³

PAX 21: 60.4 ml/m³

Lillehammer Waste Water Treatment Plant

Process: Combined pre and post denitrification with post precipitation

Results for November

Parameter	Inl.LRA	Inl.Sandtr	Inl.Bio.	React.2	React.6	React.8	React.9	Outl.LRA	Yield, %
NH ₄ -N			22.5	10.4	0.41				avr. LRA/NTSG
NO ₃ -N			3.21	1.69	10.5		0.51		
NO ₂ -N					0.4				
CODf	101	306	132	71	36	39	40	22	79.7
Tot N	27.9		31.8		16		11.9	1.7	93.6
PO ₄ -P	2.1	4.1						0.02	99
Tot P	4.1	11.4						0.21	94.2
SS	159	455						8	80.9

Flow: 404 m³/h , 9 689 m³/d, 290 662 m³ total

Avr. Temperature: 11.5 °C

Figure 3.5

Ethanol: 73 ml/m³

Aeriation: 33.3 Nm³/m³

PAX 21: 60.7 ml/m³



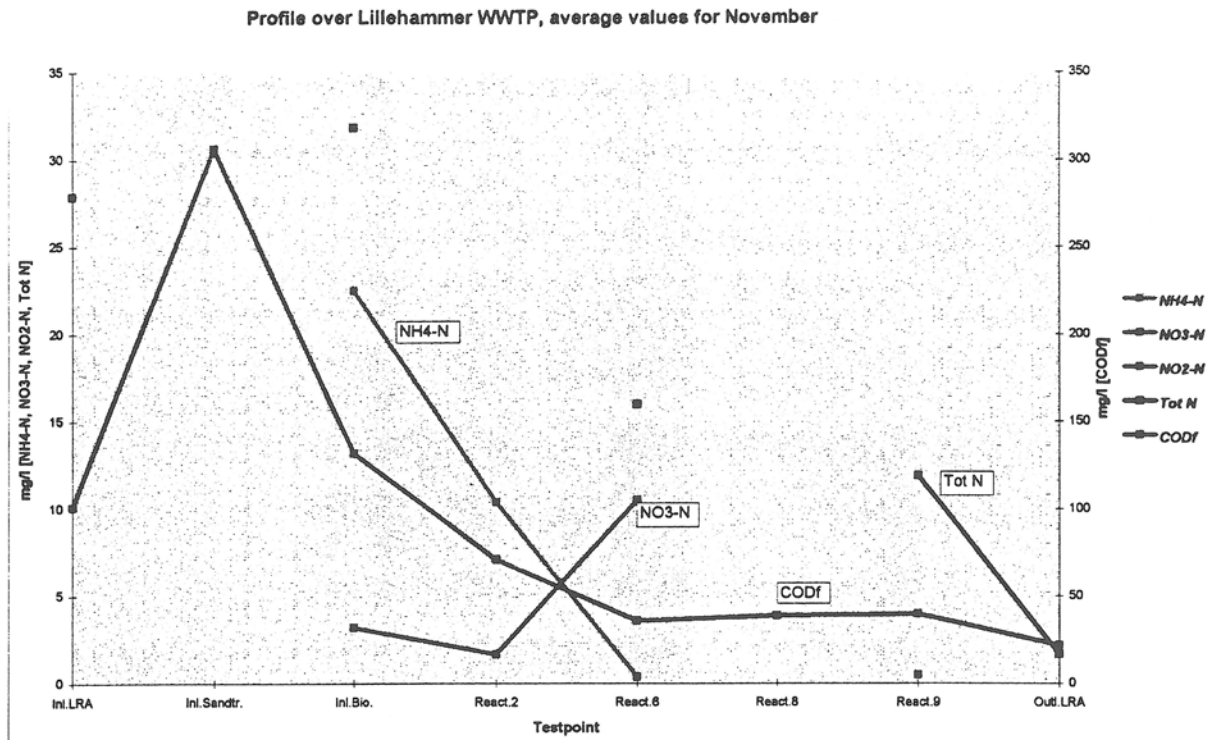


Figure 3.6. Reactor profiles KMT-process based on results from November 1995.

3.6 COMMENTS TO THE RESULTS AND PROFILES FOR NOVEMBER 1995.

The plant was during the test period operated with a combined nitrogen removal process with pre-and post denitrification. AE-reactors 3,4,5 and 9. DN-reactors 1,2,6,7, and 8. Recirculation of nitrified water was from reactor 6 to reactor 1 in both trains.

The increase of nutrients from inlet WWTP to inlet of the sand precipitation chambers is caused by internal recirculation of supernatants from decanters and centrifuges in the sludge dewatering system.

Based on the profiles and the results for november 1995 we can give this conclusions.

The nitrification rate is approx. 96 % trough the nitrification reactors (AE-reactors) 3,4 and 5.

The denitrification ratio is approx. 96 % trough the DN-reactors 6,7, and 8.

The calculated DN-ratio is approx. 0.3 kg NO₃-N/m³d.

The calculated C/N ratio is approx 9.1 (observe that the C/N ratio is calculated on basis of the NO₃⁻N values and not of NO₃⁻N equivalents basis)

The content of not biodegradable, soluble COD (inert/ heavily biodegradable COD-fraction) in the waste water is approx. 35-40 mg/l

A high rate of the COD (from the carbon source) added to the DN- process is used in the denitrification process

Approx. one third (32%) of the content of TOT-N is removed in the last step with chemical settling.



3.7 OTHERS OBSERVATIONS AND EXPERIENCES.

3.7.1 RAPID INCREASE OF FLOW.

Due to need of emergency maintenance work in reactor 9 in train 1 on April 15.1996 we had to close this train very rapidly. Thus all incoming water had to flow trough train 2. The effects and results and specially concerning the effect upon the nitrification rate were observed in train 2 for this period that lasted 14 days.

Key words for this occasion.

The water temperature was rather low. The average temp. was 6.5 C for the periode April 15.to April 29.1996.

The flow trough the train was in average 13800 m³/d.This is 95 % of the design flow (for one train.)

The process was carried out as a combined process with pre-and post precipitation and primary settling of inlet water. AE-reactors 3,4,5 and 9.DN-reactors 1,2,6,7 and 8.No recirculation of nitrified water.

The test results are shown in fig.3.7

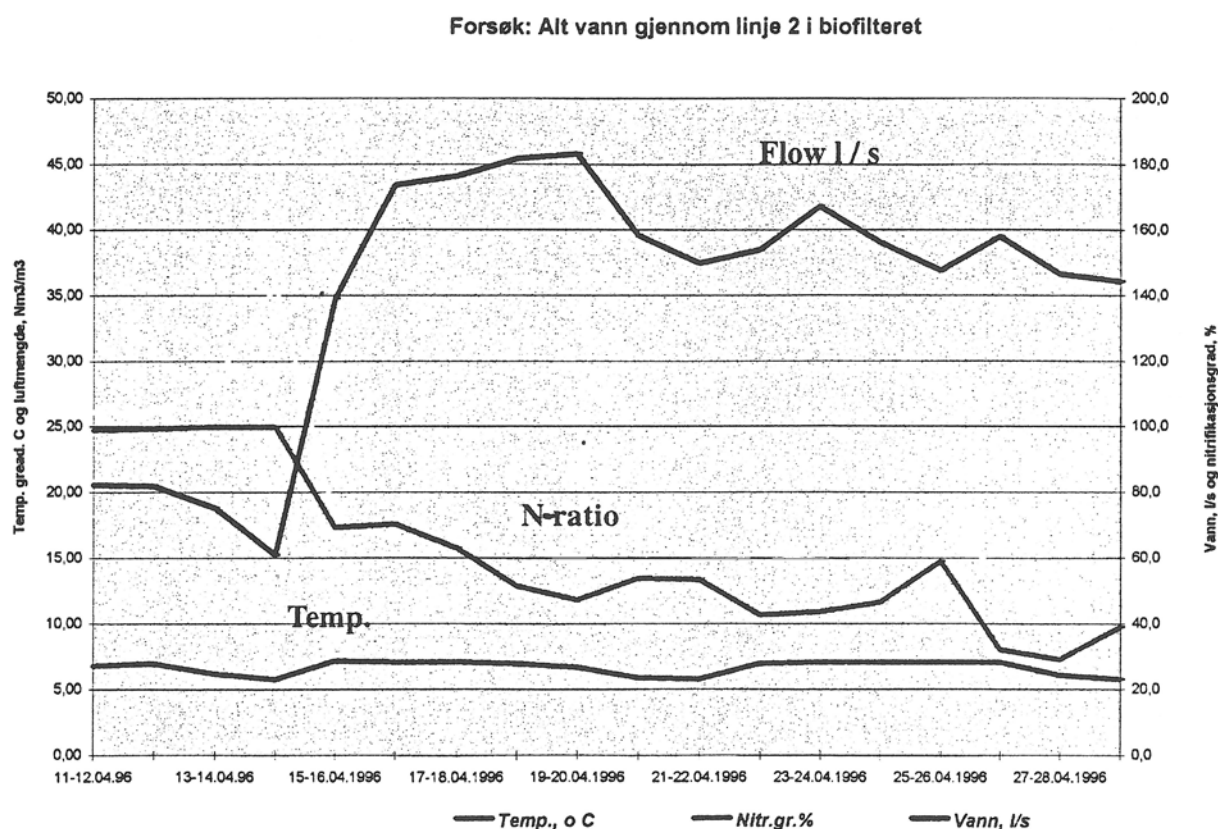


Figure 3.7. Rapid increase of flow trough the KMT-process Results.



Conclusions.

For a limited time the plant can operate by a high efficiency by a very rapid change, 100%. momentaneous increase of flow that happened by the observed situation.

The nitrification ratio decreased after a short time but was still over 60 % within 96 hours after the 100%-increase of flow.

The decreasing nitrification was probably caused by the decreasing ratio of processing air (m^3 of air pr. m^3 of waste water). The low water temperature influenced also the nitrification rate.

The effect upon denitrification and the denitrification rate was low and a high denitrification rate could still be achieved by increase of carbon source (ethanole).

We expect that a change of the process from a combined process to a pure post denitrification process can give better results if the flow has to be increased rapidly. Thus we can increase the volum of the nitrification zone by approx. 30 % and in addition can pre-precipitation and the use of a coagulant give better conditions for the nitrification.

3.7.2 CHANGES OF CARBON SOURCE.

At July 24.1995 it was urgent to change to methanole as carbon source to both trains in the KMT-process. This situation lasted until August 10.1995.

Immediately it was observed that this momentaneous change caused a significant drop in the efficiency of the removal of nitrogen compounds. After one week the yield regarding TOT-N had decreased to approx. 30 % by a pure post denitrification process. At August 3.1995 it was changed to a combined process in both trains without any significant effect of the efficiency. At August 8.1995 the yield was still 30 %. The yield then increased a little until August 10.1995. Then it had increased to approx. 50%.

At August 10.1995 it was changed back to ethanole as carbon source. It was then after 5 days, at August 15.1995, found that the efficiency had increased to approx. 90 % and it was steady very high in the next weeks.

We can conclude that a change from ethanole as carbon source to methanole cause an immediate drop in the efficiency in the DN- process. But we also believe that the effect of methanole as carbon source after an adoption time of some weeks will increase to the same efficiency as by ethanole. A change from methanole in a DN-process that is well adopted to the carbon source and to ethanole a carbon source seems to have little influence on the results and the adoption time to the new carbon source is very short.

Figure 3.8 shows some results of the test mentioned above.



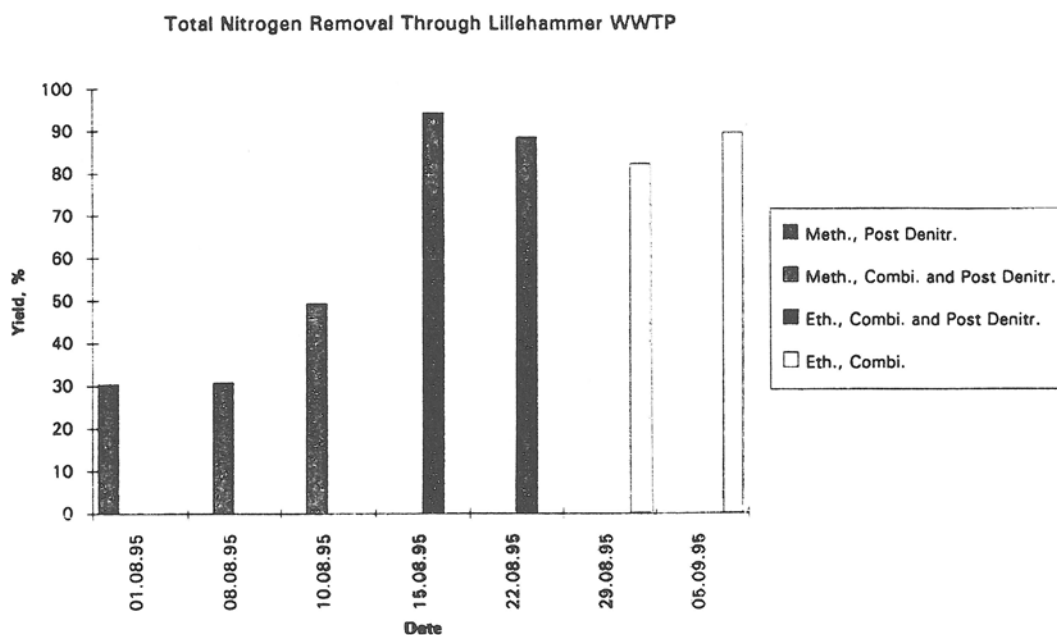


Figure 3.8. Change of carbon source. Effect upon DN-process and efficiency.

3.7.3 THE EFFECT OF A COMBINED PROCESS.

A test of special effects of the combined process is also done from August 17.1995 to September 7.1995. The test was carried out in order to observe the efficiency of the DN-reactors 1 and 2 and the reduction of $\text{NO}_3\text{-N}$ through the pre-denitrification zone in these reactors. The results can be observed in figure 3.9

The test told that approx. 15-20 % (4-5 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ pr.liter) of the content of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the nitrified water can be denitrified in the pre-DN zones by recirculation of water and utilisation of the COD (internal carbon source) in the incoming waste water.

If we do some calculations on these effects we find that the use of internal carbon source in pre-DN zones correspond to an annually use of approx. 100.000 liters of ethanole at Lillehammer WWTP.

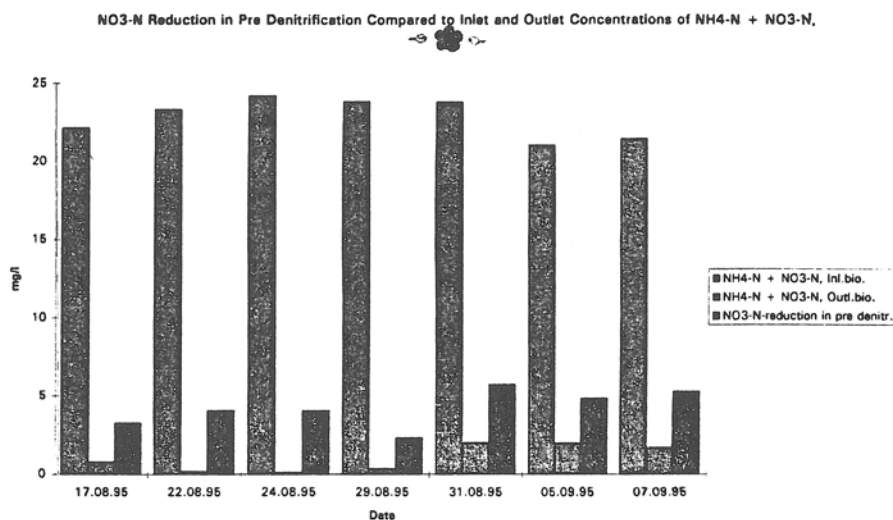


Figure 3.9. Efficiency of DN-zones, KMT-process. Removal of $\text{NO}_3\text{-N}$.



3.7.4 THE EFFECT UPON POST PRECIPITATION AND THE NEED OF SECONDARY COAGULANT.

At Lillehammer WWTP we use PAX 21 as the secondary coagulant in the post precipitation process.

A short time after the start up of the complet nitrogen removal process in April 1995 it was observed effects upon the use of this coagulant.

In figure 3.10 it is shown some interesting figures upon the use of PAX 21 before and after the starting up of the KMT-process.

Based on these information we can conclude that the use/need of the secondary coagulant is decreased by 25 -30 % with the KMT-process and the same efficiency upon removal of phosphorus and suspended solids.

The use of PAX with and without the biofilter

Month	Flow [m3/d]	PAX [ml/m3]	Tot P [mg/l]		Diff. Tot P [mg/l]	Yield [%]	ml PAX/g Diff.Tot P	Flow bio. % of LRA
			Inl. LRA	Outd. LRA				
feb.94	16367,6	177,7	6,55	0,44	6,11	93,3	29,1	0
mar.94	14419,1	128,3	4,05	0,13	3,92	96,8	32,7	0
apr.94	37715	71	1,33	0,05	1,28	96,2	55,5	0
mai.94	18741	83,2	2,6	0,1	2,5	96,2	33,3	0
jun.94	14975,3	90,4	2,89	0,18	2,71	93,8	33,4	0
jul.94	12070,8	94,1	2,82	0,15	2,67	94,7	35,2	0
aug.94	15330	90,5	2,75	0,18	2,57	93,5	35,2	0
sep.94	14485,8	92,5	2,25	0,11	2,14	95,1	43,2	0
oct.94	10934,4	92,8	7,75	0,21	7,54	97,3	12,3	0
nov.94	11505,6	99,8	3,65	0,81	3,04	83,3	32,8	0
des.94	12252,9	91,6	2,06	0,4	1,66	80,6	55,2	10
jan.95	12103,9	101	3,11	0,29	2,82	90,7	35,8	10
feb.95	11969,7	80,8	4,25	0,09	4,16	97,9	19,4	
mar.95	13463	81,1	3,45	0,14	3,31	95,9	24,5	100
apr.95	21811,4	97,9	4	0,13	3,87	96,8	25,3	100
mai.95	18242,6	76,7	2,08	0,045	2,04	97,8	37,7	100
jun.95	19884,5	72,4	1,38	0,04	1,34	97,1	54,0	35
jul.95	16405,6	58,8	2,35	0,078	2,27	96,7	25,0	100
aug.95	12351,8	50,4	3,6	0,214	3,39	94,1	14,9	100
sep.95	10555,5	60,5	2,53	0,324	2,21	87,2	27,4	100
oct.95	10212,8	54,5	3,05	0,26	2,79	91,5	19,5	100
nov.95	9688,7	60,7	3,47	0,227	3,24	93,5	18,7	100
des.95	9555,7	65,9	3,53	0,13	3,40	96,3	19,4	100



The use of PAX for Phosphorous reduction

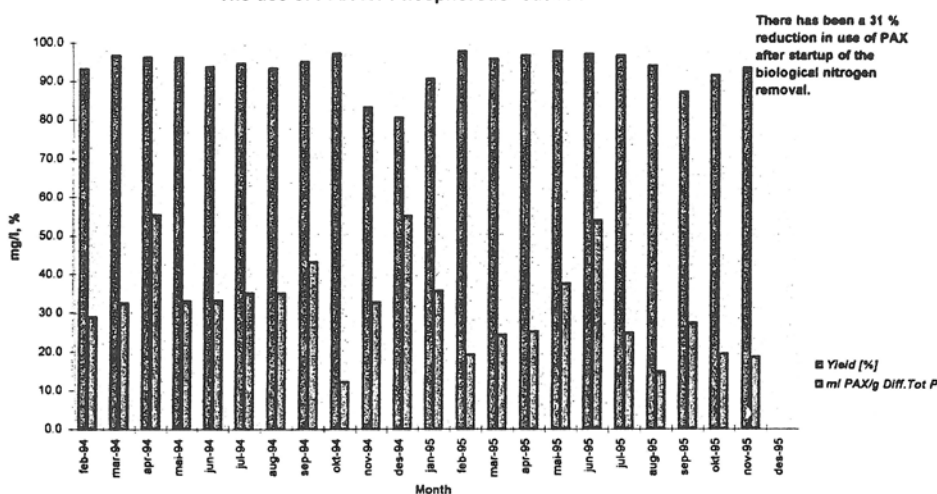


Figure 3.10 Nitrogen removal by the KMT-process. Effect upon secondary chemical precipitation.

