

Omsetning av nitrogen i vassdrag — Naturlige prosesser fjerner også nitrogen!

Av Bjørn Faafeng.

Bjørn Faafeng er forskn.leder ved NIVA.

1. Innledning

Nitrogen er kommet sterkere i fokus siden økning av dette elementet antas å være en av årsakene til oppblomstringen av alger i fjorder og kystfarvann. I diskusjonen om hvilket stoff som er vekstbegrensende hevdes det gjerne at det er nitrogen i oseanisk havvann og fosfor i ferskvann. Dette er nok en sannhet med modifikasjoner. Ikke bare er det svært vanskelig å avgjøre hvilket av de to stoffene som er mest begrensende for algeveksten (se f.eks. Paasche og Erga 1988). Også andre elementer, forholdet mellom elementene, sjiktning av vannmassene, vertikal vanntransport, lysforhold, algenes artssammensetning og algenes beitedyr kan bidra til å gjøre bildet adskillig mer komplisert.

Ikke desto mindre diskuteres nå metoder for fjerning av nitrogen for å unngå nye «algekatastrofer» langs Sørlandskysten og for å oppfylle Norges internasjonale forpliktelser. Vi står trolig foran en omfattende utbygging av renseanlegg for fjerning av nitrogen fra punktkilder langs vår kyst mot Skagerrak og Kattegat. Dersom en ser alle norske tilførsler av nitrogen under ett (se Faafeng og Ibrek 1989), er det klart at

slike tekniske tiltak på langt nær vil oppfylle våre forpliktelser om 50% reduksjon. Nitrogenfjerning på våre større, konvensjonelle kommunale renseanlegg vil f.eks. ikke redusere våre totale tilførsler til Skagerrak med mer enn ca. 10%. Tiltak blir derfor også satt inn mot diffus avrenning fra spredt bebyggelse og avrenning fra landbruk, men det hevdes fra flere hold at det er urealistisk å redusere disse vesentlig, ihvertfall på kort sikt.

Denne artikkelen retter oppmerksomheten på naturlige prosesser i vassdrag som fører til redusert transport av nitrogen, og det blir diskutert om disse kan utnyttes bedre for å bidra til redusert belastning av våre kystfarvann. De samme prosesser vil foregå i estuarier og fjorder, men dette behandles ikke her.

2. Prosesser

2.1 Sedimentasjon

Sedimentasjon i innsjøer (såkalt retensjon) tillegges stor betydning for reduksjon av fosfor nedover i et vassdrag. Dette har vært bakgrunn for de modellene som er utviklet for belast-

ning/respons i innsjøer (Vollenweider 1969, 1975 oa). At dette er en prosess som i det vesentlige er styrt av fysiske forhold viser følgende formel som gir et godt mål for fosforretensjon (Larsen og Mercier 1976):

$$R = \frac{1}{1 + \frac{1}{\sqrt{T_{\omega}}}}$$

der T_{ω} er vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen.

Formelen viser godt samsvar med målt retensjon av fosfor i norske innsjøen (Berge 1987).

Det har vært liten oppmerksomhet på nitrogenretensjon i innsjøer siden dette stoffet ikke har vært tillagt så stor betydning for økt algeoppblomstring (eutrofiering) i ferskvann. Forsberg (1977), Claesson og Ryding (1977) og Skulberg (1980) har likevel påpekt at nitrogen kan ha betydning for algevekst, særlig i eutrofe (næringsrike) innsjøer. Det er liten tvil om at forholdet mellom tilgjengelige fraksjoner av nitrogen og fosfor er viktig for kvalitativ utvikling av algesamfunn også i innsjøer.

Eksemplene i tabell 1 vil vise at nitrogenretensjonen i næringsfattige innsjøer er beskjedne i forhold til fosforretensjonen. I næringsrike innsjøer derimot, kan nitrogenretensjonen være like stor eller større enn fosforretensjonen. Mye av nitrogenet i sedimenterende partikler lekker ut i vannet før partiklene når bunnen. Dette blir bekreftet av undersøkelser i Tyrifjorden (Abrahamsen og medarb. 1983) der N:P-forholdet i svevpartikler avtok gradvis med dyppet fra 10:1 i de øvre vannmasser til 6:1 i sedimentet. Sedimenterende dyreplanktonrester inneholder forholdsvis mye fosfor i forhold til nitrogen.

I tillegg kommer nitrogentapet ved denitrifikasjon i sediment og dypvann ved økende eutrofiering, som omtalt i pkt. 2.3.

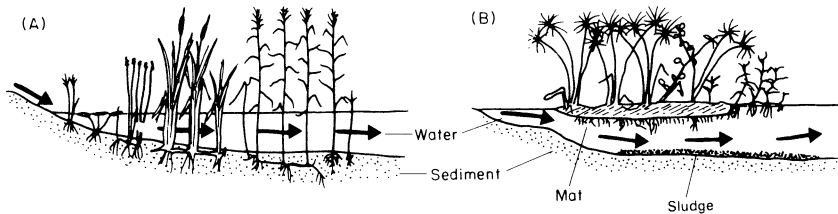
Den spesielt høye retensjonen i Gjersjøen er av samme størrelsesorden som i Mälaren (Ahl 1973), Norrviken (Ahlgren 1973) og i Kvind Sø (Andersen 1974).

2.2 Opptak i høyere vegetasjon

Vannlevende høyere vegetasjon tar opp store mengder nitrogen og fosfor

Tabell 1. Retensjon av nitrogen og fosfor (% tilbakeholdelse) og forholdet mellom retensjon av nitrogen og fosfor i noen norske innsjøer.

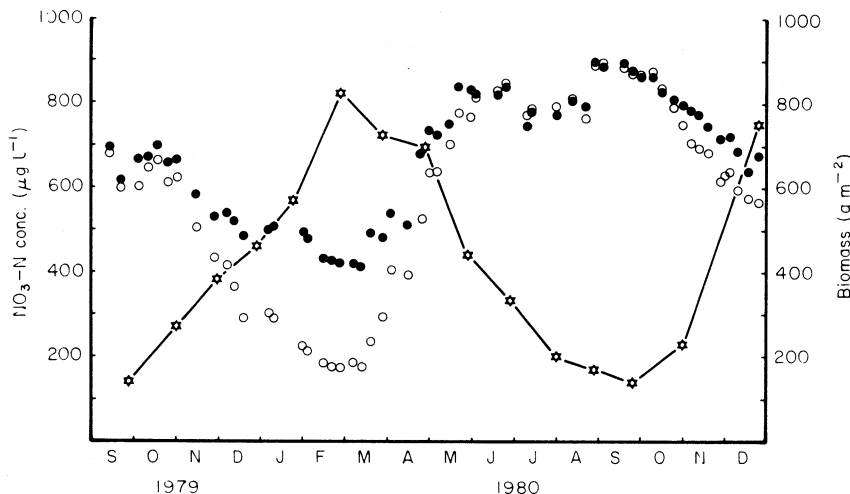
	Nitrogen	Fosfor	N/P	Referanse
Tyrifjorden	9	50	0.18	Berge (red.) 1983
Snåsavatnet	20	62	0.32	Lien og medarb. 1988
Mjøsa	30	72	0.42	Holtan og medarb. 1979
Årungen	23	45	0.51	Sanni og Hertzberg 1983
Gjersjøen	66	86	0.77	Faafeng og medarb. 1988
Frøylandsvatnet	38	38	1.00	Faafeng og medarb. 1985
Jarenvatnet	49	37	1.32	Faafeng og medarb. 1982



Figur 1. Typisk stofftransport gjennom vannvegetasjon A: Våtmark. B: Flytende vegetasjonsmatter (fra Howard-Williams 1985).

fra sedimentet i vekstsesongen. Endel av dette lagres i røtter eller i stengler og blader og føres tilbake til ny vekst neste sesong. Noe vil også kunne synke til bunns og bygge opp organiske sedimenter i f.eks. sivområder (figur 1). På denne måten kan tilførte næringsstoffer lagres over kortere eller lengre tid, tildels varig, i deler av vassdraget. Howard-Williams og medarb. (1982)

viser at vann som passerer en tett bestand av en vannplante får sterkt redusert nitratinnhold i vekstsesongen (figur 2). Mer enn $1 \text{ gNO}_3\text{-N/m}^2/\text{døgn}$ ble fjernet fra vannet om sommeren på denne måten. I dette tilfellet ser det ikke ut til at noe nitrogen av betydning leker ut igjen utenom vekstsesongen. Eksempelen viser at sivområder eller bestander av undervannsvegetasjon



Figur 2. Nitratkonsentrasjon (●) og nedstrøms (○) en bestand med vannkarse, *Nasturtium officinale* R.Br. på New Zealand (Howard-Williams og medarb. 1982) viser stort optak i vekstsesongen (november—juni). Biomassen av vegetasjonen angitt som hel linje.

kan bidra til kraftig redusert nitrogentransport, og da særlig på den tida av året det har størst betydning for plan-teplanktonet nedstrøms: i algenes vekstsesong.

Tette vegetasjonsbelter kan i tillegg bidra til redusert vannføring, redusert turbulens og derved økt sedimentasjon. Vegetasjonen, f.eks. stenglene av siv, danner dessuten en stor, neddykket overflate med mulighet for utvikling av biofilm. Biofilmen kan føre til betydelig reduksjon av både fosfor, nitrogen og løst organisk stoff.

Howard-Williams (1985) gir en fyldig oversikt over næringsomsetning i vegetasjonsbelter i ferskvann.

Annen vegetasjon som kan råtne ned etter vekstsesongen, f.eks. vasspest (*Elo-dea canadensis*), kan snarere virke som næringspumpe ved at den trekker opp næring fra sedimentet (Berge og medarb. 1986). Ved høsting kan mye av dette fjernes og benyttes som høyverdig fôr eller jordforbedringsmiddel.

Liltvedt og medarb. (1989) har gjort rede for bruk av vannvegetasjon for rensing av kommunalt avløpsvann, og refererer erfaringer fra utlandet der slike anlegg kan ha 50% renseeffekt for nitrogen selv i vårt kjølige klima. I Danmark har en nå driftserfaring fra omlag 150 såkalte «rotsoneanlegg» (Riger-Kusk, pers. medd.).

2.3 Denitrifikasjon

Nitratinnholdet i vann som kommer i kontakt med sediment eller vann med lav oksygenkonsentrasjon vil ganske raskt bli redusert og fjernet i form av nitrogen-gass (N_2). Denne prosessen kalles denitrifikasjon og besør- ges av spesialiserte bakterier. Denitri- fikasjon har vært gjenstand for omfat-

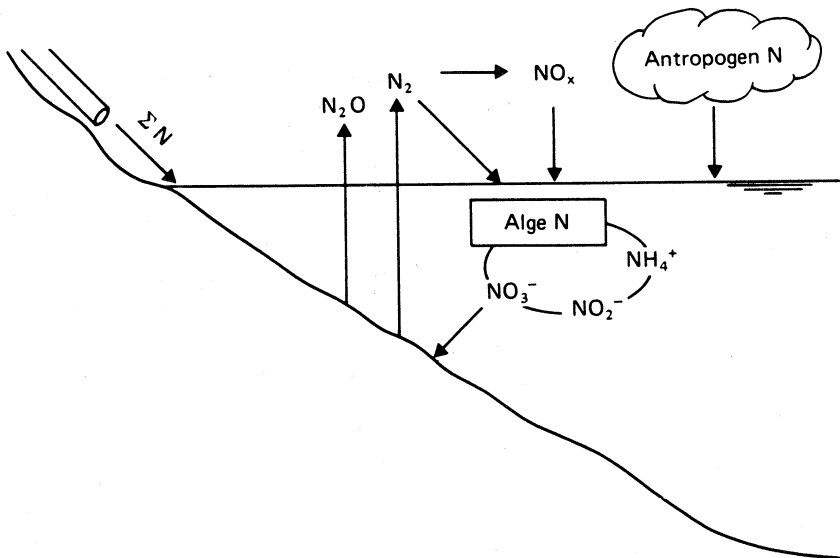
tende forskning og det er publisert en rekke oversikts-artikler over emnet (se f.eks.: Knowles 1982, Hill 1986, Seitzinger 1988).

Ved denitrifikasjon reduseres nitrat til N_2 -gass (figur 3). Denne gassen står i likevekt med N_2 -gass i atmosfæren og fjernes ut av den biologisk omsetting. Prosessen karakteriseres av følgende tre miljøkrav:

- Nitrogenet foreligger som nitrat
- Oksygenkonsentrasjonen mindre enn ca. 2 mg O_2/l
- En passende organisk karbonkilde er tilgjengelig.

Disse kravene er oppfylt i endel naturlige miljøer, da særlig i anaerobe sedimenter og vannmasser. Tilsvarende forhold søkes opprettet i flere typer kommunale og industrielle renseanlegg med nitrogenfjerning (se Ødegaard 1988).

Nitrogentap på en elvestrekning kan beregnes ved å måle nitrogentransport forbi to stasjoner i vassdraget og beregne differansen. Det er mange eksempler i litteraturen på at transporten avtar nedover i vassdraget pga denitri- fikasjon. Hill (1983) viste f.eks. fra en undersøkelse av to canadiske elver en nitratfjerning tilsvarende 5% tap på årsbasis, men ved lav sommervannføring var tapene henholdsvis 13% og 75% av daglig tilført total nitrogen i de to elvene. Typiske konsentrasjoner av nitrat i elvene om sommeren var 100—1000 mg NO_3-N/l , mens konsentrasjonen av ammonium og nitritt var ubetydelige. Uavhengige eksperimenter med $^{15}NO_3$ i bekker og elver viste at mer enn 95% av nitrogentapet var forårsaket av denitrifikasjon (Chatarpaul og Robinson 1979, van Kessel 1977).



Figur 3. Omsetning av nitrogen i vann og i atmosfæren (fra Baalsrud 1988).

I andre undersøkelser er denitrifikasjonsraten målt direkte med kjemiske analysemetoder. Seitzinger (1988) har i en oversiktsartikkel satt opp resultater fra en lang rekke undersøkelser. Under følger typiske verdier målt i sedimenter som er påvirket av forurensning med næringsstoffer og organisk materiale (tabell 2).

Tabell 2. Typiske verdier for denitrifikasjon i elver og innsjøer og estuarier (fra Seitzinger 1984).

	mgN/m ² /døgn
Elver	33—100
Oligotrofe innsjøer	2— 20
Eutrofe innsjøer	17— 60
Estuarier	33—100

Sanni og Hertzberg (1983) målte denitrifikasjonsraten i Årungens ana-

erobe sediment tilsvarende inntil 100 mgN/m²/døgn. Raten viste nær lineær økning med nitratkonsentrasjonen over sedimentet. Tirén og medarb. (1976) fant in-situ denitrifikasjonsraten i to eutrofe svenske innsjøer på 90—120 mgN/m²/døgn. Temperaturen var da bare 3—4°C. Andre undersøkelser viser klart redusert rate med avtakende temperatur (se f.eks. Hill 1986).

For sammenlikning med marine forhold henvises til undersøkelser i Østersjøen (Rømmer 1985) der det er beregnet at denitrifikasjonen i dypvannet og i sedimentet fjerner omtrent tilsvarende mengder nitrogen som totale tilførsler fra omliggende landområder.

3. Eksempler.

I litteraturen kan vi finne en rekke eksempler på beregninger som viser at

mye av nitrogenet som tilføres et vassdrag «forsvinner» på veien mot havet. Ved studier av stoffbalanse i nedbørfelter er det kommet fram at tapet kan være særlig stort i sterkt belastede lavlandsvassdrag, gjerne med tilførsler både fra kommunalt avløpsvann og avrenning fra landbruksarealer.

3.1 Scheldt

I en undersøkelse av nitrogenbalansen i elva Scheldt i Belgia har Billen og medarb. (1985) kommet til at nitrogen-tapet i elva pga. denitrifikasjon tilsvare mer enn 60% av alt tilført nitrogen til vassdraget. Prosessen foregår særlig i de deler av elva der sedimentet er anaerobt. Forfatterne antyder til og med at planlagt biologisk rensing av kommunalt avløpsvann i nedbørfeltet kan føre til at denitrifikasjonen hemmes av for lite organiske karbonkilder, med dobling av nitrogentransporten til det nedenforliggende estuariet som følge.

3.2 Laholmsbukten

En arbeidsgruppe som vurderer hvilke tiltak som bør settes i verk for å redusere nitrogentilførslene til Laholmsbukta på den svenske vestkysten

med 50%, har kommet til at kombinasjonen av tiltak som vist i tabell 3 er mest kosteffektive.

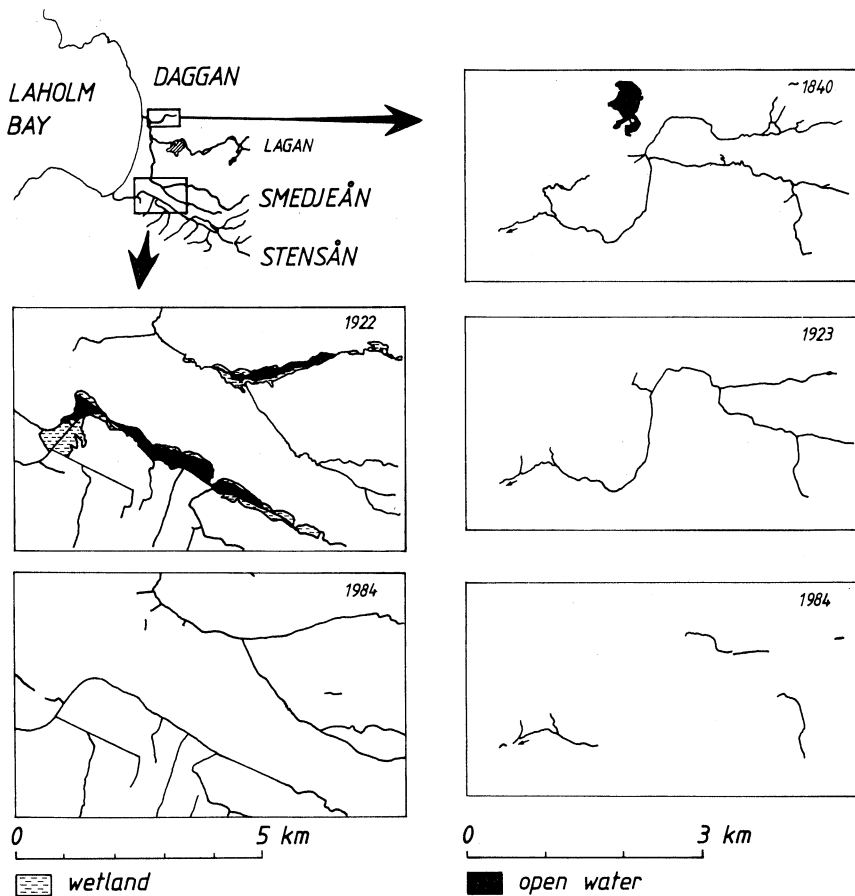
I dette området, som er dominert av landbruksaktiviteter, måtte en vesentlig del av tiltakene rette seg mot gjødslingsmengder og -rutiner og erosjonssikring, men også mer utradisjonelle tiltak som redusert dyrehold og tilbakeføring av åkermark langs vassdraget til våtmarker. Til og med redusert maksimalhastighet på motorveiene ble vurdert å ha positiv effekt.

De samme forfatterne påviser også endringer i landbrukslandskapet som har bidratt til økt nitrogen-avrenning. Ved hjelp av eldre og nyere kart og flyfotografier viser de (figur 4) at vassdragene er systematisk kanalisert, lagt i rør og rettet ut for å vinne inn mest mulig landbruksarealer og hindre forsumping, men disse tiltakene hemmer altså de naturlige prosesser som fjerner bl.a. nitrogen.

I den største innsjøen i et av nedbørfeltene til Laholmsbukten forsvinner ca. 50% av tilført nitrogen ved sedimentasjon og denitrifikasjon (Fleischer og Hamrin 1988). Jansson og medarb. (1986) viser at omlag 50% av nitrogenet som blir tilført vassdraget i løpet av sommeren forsvinner før vannet når

Tabell 3. Tiltak for å oppnå 50% reduksjon i N-tilførslene til Laholmsbukta, Sverige (fra Fleischer og medarb 1987).

	Reduksjon i N (tonn/år)	Kostnad (mill. Svkr.)	Kosteffekt (Svkr./kgN)
Jordbruksavrenning	1670	70	42
Tilbakeføring av åkermark til våtmarker	150	3	20
Redusert hastighet for biler	50	4	80
Kommunale renseanlegg	140	7	50



Figur 4. Vassdrag i landbruksområder er sterkt endret ved drenering, gjenfylling, innsjøsenkning og fjerning av våtmarker. To eksempler fra svenske vestkysten: Daggan til venstre og Smedjeån og Stensån til høyre. (Fleischer og medarb. 1987).

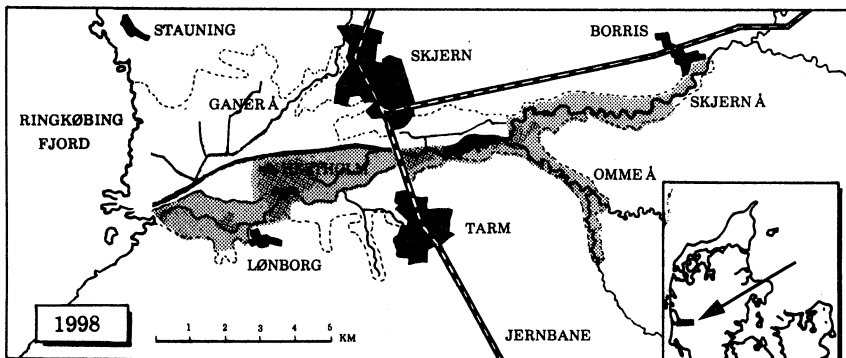
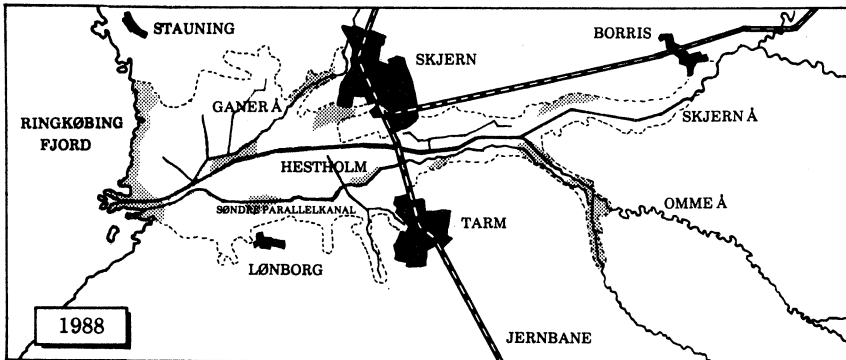
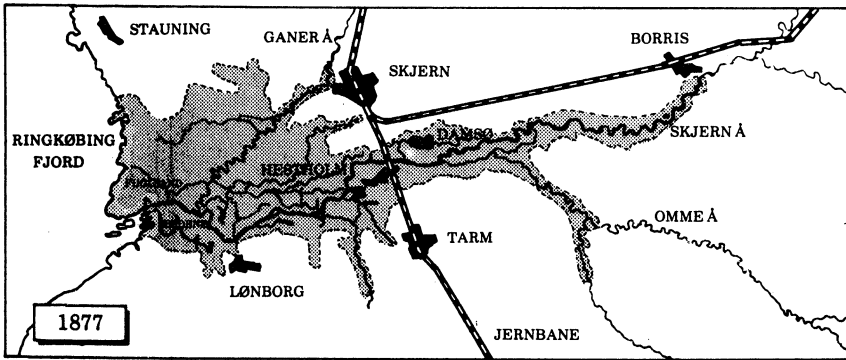
Kattegat. I den grunne innsjøen Trummen forsvinner ca. 12% av tilført nitrogen, særlig i de delene av sjøen som var dekket av sivvegetasjon (Bengtsson og medarb. 1975).

3.3 Skjern Å


For å optimalisere disse naturlige prosessene for nitrogenfjerning fore-

slås det bl.a. i Vest-Tyskland, Danmark, Nederland og Sverige å føre nåværende landbruksområder tilbake til våtmarker, slik de engang var, for å redusere forurensningen av estuarier og kystvann (se f.eks. Fleischer og medarb. 1987).

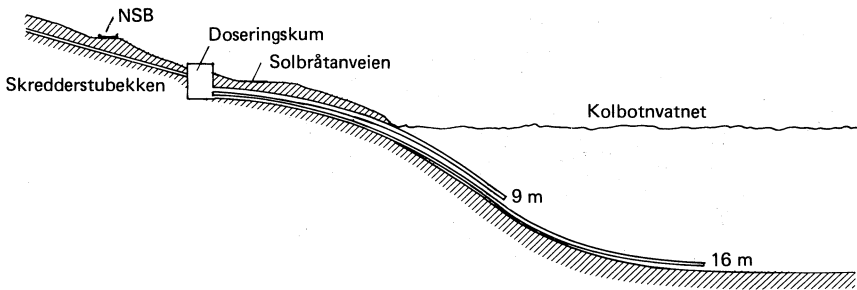
Et aktuelt eksempel på dette er vassdraget Skjern Å på Vest-Jylland, som



 Rørsump eller våd eng

 Vand med rørskov

Figur 5. Utvikling av arealbruk i Skjern Å på den danske vestkysten i 1877, 1988 og planlagt i 1998. Skraverte områder angir våtmarker med sivvegetasjon (Information 15.6.1988).



Figur 6. Eksempel på denitrifikasjon i sedimentet i Kolbotnvatnet i Oppegård. Kalksalpeter tilsettes i en kum og føres sammen med vannet i en bekkelukking til like over innsjøens dypeste punkt hvor denitrifikasjon finner sted (fra Erlandsen og medarb. 1988).

pga. den intensive landbruksvirksomheten forurenses Ringkøbing fjord så mye at det lokale, kommersielle fisketer blitt ødelagt. Det foreligger nå planer om å «restaurere» deler av nedbørfeltet ved å tilbakeføre tidligere våtmarker til sin naturlige tilstand innen 1998 (se figur 5). Legg merke til hvordan også dette vassdraget er blitt kanalisert og drenert.

3.4 Kolbotnvatnet

Et storskalaforsøk på å stimulere denitrifikasjonsprosesser i sediment i Kolbotnvatnet utenfor Oslo har gitt svært lovende resultater (Erlandsen og medarb. 1988). Hensikten var å stabilisere et anaerobt, organisk og sterkt oksygenkrevende sediment i en innsjø som har mottatt urensset kommunalt avløpsvann gjennom lang tid. En bekkelukking ble dykket ned like over innsjøens dypeste punkt (figur 6). I en kum på land blir det årlig dosert ca. 5 tonn kalksalpeter. Dette nitraten ble raskt denitrifisert i sedimentet samtidig som organisk materiale i sedimentet ble oksydert. Nitrogen-konsentrasjonen i

dypvannet har knapt økt etter tre sesonger med nitrattilsetning samtidig som øvre del av sedimentet gradvis blir oksydert fra svart, H_2S -stinkende til lys gråbrun og mineralisert form.

Denitrifikasjon bidrar altså til fjerning av nitrogen, og har i tillegg en stabiliserende effekt på sedimentet, hindrer sulfidproduksjon og stopper indre fosfat-gjødsling.

3.5 Øst-Tysk biofilter

Utslipp i en egnet resipient kan også kombineres med konvensjonell denitrifikasjonsteknologi, f.eks. dykkede biofiltre for å øke effektiviteten. I Øst-Tyskland kjenner vi til at en sterkt belastet innsjø fikk halvert nitratkonsentrasjonen i løpet av et par uker vha denitrifikasjon i nedsenkede halmmatter (Rönicke, pers. medd.). Overflatevannet ble her pumpet i rør ned til halmmattene sammen med en tilsetning av organiske forbindelser. Rönicke ga også eksempler på at tilsetning av en organisk karbonkilde til nitratrike elver kunne føre til effektiv nitratfjerning.

4. Konklusjoner

Eksemlene over viser at det bør gjennomføres en grundig analyse av hvilket potensiale som foreligger for å optimalisere nitrogenfjerning i «natur-anlegg». En kan f.eks. tenke seg at anaerobe sedimentoverflater i innsjøer, elver, våtmarker, estuarier og fjorder kan utnyttes for fjerning av nitrogen fra vann. Dersom én eller flere av de tre betingelsene for denitrifikasjon ikke oppfylles kan dette kompenseres vha tekniske inngrep. F.eks. kan ammonium nitrifiseres til nitrat først, eller egnet karbonkilde kan tilsettes. Utledning av nitratholdig avløpsvann kan dykkes til det dypet i en innsjø eller fjord der oksygenkonsentrasjonen er optimal for

denitrifikasjon, evt. direkte over sedimentoverflaten.

Økt oppmerksomhet bør også rettes mot andre utradisjonelle tiltak som kan bidra til økt selvrensing, f.eks. kan åpning av bekkelukkinger og restaurering av våtmarker være aktuelt mange steder. En rekke innsjøsenkninger har også bidratt til økt erosjon av næringsrike sedimenter, redusert retensjon og skader på vegetasjonsbelter.

Kobling av økologisk og teknologisk kompetanse vil kunne gi interessante og i mange sammenhenger rimelige og effektive løsninger for visse typer tilførsler som ikke lar seg redusere på konvensjonell måte.

LITTERATUR

- Abrahamsen, H., D. Hongve, A. Hindar og O. K. Skogheim, 1983. Omsetning og produksjon av organisk materiale og tungmetaller i Tyrifjorden 1979. Tyrifjorsutvalget rapp. nr. 21.
- Ahl, T., 1973. Mälarens belatsning och vattenkvalitet. Scr. Limnol. Ups. 9 (232).
- Ahlgren, I., 1973. Limnologiska studier av sjön Norrviken. III. Avlastningens effekt. Scr. Limnol. Ups. 9 (333).
- Andersen, J. M., 1974??. Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. Arch. Hydrobiol. 74: 52—550.
- Bengtsson, L., S. Fleischer, G. Landmark og W. Ropl, 1975. Lake Trummen restoration project. I. Water and sediment chemistry. Verh. Internat. Verein Limnol. 19: 1080—1087.
- Berge, D. (red.), 1983. Tyrifjordundersøkelsen 1978—1981. Sammenfattende slutt-rapport. Tyrifjordutvalget.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middelsgrunne innsjøer. NIVA 0-85110 rapp. nr. 2001. 44 s.
- Berge, D., B. Rørslett og S. W. Johansen, 1986. Lake enrichment by submersed macrophytes: Norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*. Aqat. Bot. 26: 325—340.
- Billen, G., Somville, E. deBecker og P. Servais, 1985. A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. Netherlands J. Sea Res. 19 (3/4): 223—230.

- Brezonik, P. L., 1977. Denitrifikasjon in natural waters. *Progr. Wat. Technol.* 8 (4/5): 373—392.
- Baalsrud, K., 1988. Behovet for fjerning av nitrogen i avløpsvann. I: (Ødegaard, H. red.): Fjerning av nitrogen fra avløpsvann, Tapir. s. 9—16.
- Chatarpaul, L. og J. B. Robinson 1979. Nitrogen transformations in stream sediments: ^{15}N studies. I: C. D. Litchfield og P. L. Seyfries (red.) *Methodology for biomass determination and microbial activities in sediments*: 119—127, ASTM Publ. STP673, Philadelphia.
- Claesson, A. og S. O. Ryding, 1977. Nitrogen as growth limiting nutrient in eutrophic lakes. *Progr. Wat. Technol.* 8 (4/5): 291—300.
- Erlandsen, A. H. P. Brettur, J. E. Løvik, S. Markager og T. Källqvist, 1988. Kolbotnvatnet. Sammenstilling av resultater fra perioden 1984—87. NIVA 0-8307802, rapp.nr. 2161, 118 s.
- Fleischer, S., S. Hamrin, T. Kindt, L. Rydberg og L. Stibe, 1987. Coastal eutrophication in Sweden: reducing nitrogen in land runoff. *Ambio* 16 (5): 246—251.
- Fleischer, S. og S. Hamrin, 1988. Land use and nitrogen losses — a study within the Laholm Bay drainage basin of southwestern Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23.
- Forsberg, C., 1977. Nitrogen as a growth factor in fresh water. *Progr. Wat. Technol.* 8 (4/5): 275—290.
- Faafeng, B. A., Å. Braband, T. Gulbrandsen, O. Lind, J. E. Løvik, Ø. Løvstad og B. Rørslett, 1982. Jarenvatnet. NIVA 0-78014, rapp.nr. 1411, 62 s.
- Faafeng, B. A., Å. Braband, P. Brettum, T. Gulbrandsen, J. E. Løvik, B. Rørslett, S. J. Saltveit og T. Tjomsland, 1985. Overvåking av Orrevassdraget. Hovedrapport 1979—83. Statlig Program for Forurensningsovervåking, SFT (rapp.nr. 191A/85), NIVA rapp.nr. 1755. 128 s.
- Faafeng, B. A., P. Brettum, T. Gulbrandsen, J. E. Løvik, B. Rørslett, E. Ø. Sahlqvist, 1981. Randsfjorden. Vurdering av innsjøens status 1978—80 og betydningen av planlagte reguleringer i Etna og Dokka. Hovedrapport. NIVA 0-78014, rapp.nr. 1342. 138 s.
- Faafeng, B. A. og H. O. Ibrekk, 1989. Norske tilførsler av fosfor og nitrogen til Skagerrak — hvor stort er bidraget? VANN nr. 2-1989, ???—???
- Faafeng, B. A. og J. E. Løvik, 1988. Overvåking av Gjersøen. Rutineundersøkelse 1987. NIVA 0-70006, rapp.nr. 2152, 62 s.
- Holtan, H., G. Kjellberg, P. Brettum, T. Tjomsland og T. Knoph, 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971—76. NIVA 0-69091, rapp.nr. 1117.
- Howard-Williams, C., J. Davies og S. Pickmere, 1982. The dynamics of growth, the effects of changing area and nitrate uptake by watercress. *Nasturtium officinale* R.Br. in a New Zealand stream. *J. Appl. Ecol.* 19: 589—601.

- Howard-Williams, C., 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwat. Biol.* 15: 391—431.
- Hill, A. R., 1983. Denitrification: its importance in a river draining an intensively cropped watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environments* 10: 47—62.
- Hill, A. R., 1986. Nitrate transformations in rural streams. *Can. Wat. Res. Journal* 11 (1): 126—134.
- Jansson, M., L. Leonardsson og U. Rönner, 1986. Denitrifikasjon i jordbrukslandskapetets rinnande vatten minskar kvävebelastningen på svenska kustvatten. *Vatten* 41 (1): 25—32.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46 (1): 43—70.
- Larsen, D. P. og H. T. Mercier, 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish Res. bd. Can.* 33 (8): 1742—1750.
- Lancelot, C., G. Billen, A. Sournia, T. Weisse, F. Colijn, M. Veldhuis, A. Davies og P. Wassmann, 1987. Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16 (1): 38—46.
- Liltvedt, H., T. Källqvist og B. A. Faafeng, 1989. Nitrogenfjerning fra kommunale avløp ved bruk av plantebaserte systemer. NIVA 0-88171, rapp.nr. 2208.
- Paasche, E. og S. R. Erga, 1988. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the Inner Oslofjord (Norway). *Sarsia* 73: 229—243.
- Rönner, U., 1985. Nitrogen transformations in the Baltic proper: Denitrification counteract eutrophication. *Ambio* 14 (3): 134—138.
- Seitzinger, S. P. Denitrification in fresh water and coastal marine ecosystems. Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33 (4/2): 702—724.
- Skulberg, O. M., 1980. Nitrogen som begrensende faktor i ferskvann og saltvann. *VANN* 15 (1): 8—20.
- Tirén, T., J. Thorin og H. Nommik, 1976. Denitrification measurements in lakes. *Acta Agric. Scand.* 26: 175—184.
- van Kessel, J. F., 1977. The immobilization of nitrogen in a water-sediment system by denitrifying bacteria as a result of nitrate respiration. *Prog. Wat. Technol.* 8: 155—160.
- Vollenweider, R. A., 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1—36.
- Vollenweider, R. A., 1975. Input-output models. With special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schw. Z. hydrol.* 37: 53—84.
- Ødegaard, H. (red.), 1988. Fjerning av nitrogen i avløpsvann. Samling av foredrag på seminar ved NTH, Trondheim, november 1988. Tapir.