

# Fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann ved ammoniakkavdrivning

## Nitrogen removal from wastewater by ammonia stripping

Av Torbjørn Damhaug

Torbjørn Damhaug er siv.ing. fra NTH, og ansatt som forskningsleder ved NIVA.

### INNLEDNING

Kommunalt avløpsvann inneholder 20—60 g/m<sup>3</sup> nitrogen, hvorav 70—95% foreligger i redusert form som ammonium. Den spesifikke nitrogenproduksjon er for norsk eforhold 12 g/p.d., (1).

I enkelte områder er jordbruket en dominerende nitrogenkilde, men nitrogenproduserende industri og sigevann fra søppelfyllplass kan også være store lokale kilder. I de fleste resipienter er plantenæringsstoffet fosfor begrensende faktor for algeoppblomstring, men i flere norske vannforekomster kan nitrogen være den komponent som kontrollerer algeveksten. Andre miljømessige ulemper som har sammenheng med avløpsvannets tnitrogeninnhold, er oksygenforbruk ved nitrifikasjon (oksydasjon av ammonium til nitrit-nitrat) og ammoniumets giftvirkning på fisk ved høy pH.

Pr. idag settes det ikke grenser for utslipp av nitrogen fra kommunalt avløpsvann, men NIVA ser det som sin oppgave å gjennomføre prosesteteknisk forskning på dette feltet for å kunne imøtekomme eventuelle fremtidige utslippskrav.

De metoder som hittil er undersøkt ved instituttet, omfatter:

- Biologiske metoder med fastsittende kulturer på fluidisert medium.
- Biologisk nitrifikasjon — denitrifikasjon i aktivt slamanlegg.
- Nitratfjerning med syklisk eter adsorbent på aktivt kull.
- Ammoniakkavdrivning.

Denne artikkelen tar for seg fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann ved ammoniakkavdrivning. (8)

En kritisk vurdering av ammoniakkavdrivning som nitrogenfjerningsmetode burde konkludere med at dette ikke er aktuelt i Norge fordi:

1. Kalsiumkarbonutfelling på fyllmaterialet vil skape store driftsproblemer.
2. Lave temperaturer vinterstid vil gi drastisk nedsettelse av virkningsgraden og isproblemer.

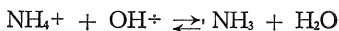
Grunnen til at det likevel blir gjennomført forskningsprosjekter på dette felt er at følgende spørsmål bør besvares:

1. Finnes det tekniske løsninger som reduserer kalsiumkarbonatproblemet?
2. Er det mulig å ha høy virkningsgrad hele året?

## TEORI

Nitrogenfjerning ved ammoniakkavdriving (engelsk: «ammonia stripping») er basert på enkle kjemiske og fysikalske prinsipper.

Dissosiert ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) overføres til ammoniakk-gass ( $\text{NH}_3$ ) ved tilsetning av en sterk base etter følgende reaksjon:

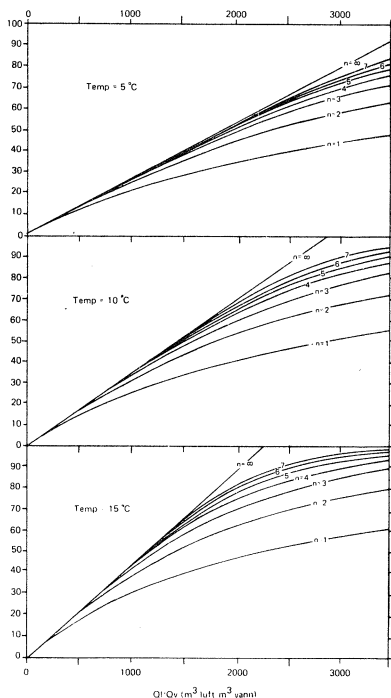


Som pH-justerende kjemikalium kan f.eks. hydratkalk eller lut benyttes. Når ammoniakkholdig vann står i kontakt med luft, vil en viss mengde ammoniakk-gass gå over i luften inntil det etableres en likevekt mellom ammoniakk i vann og luft. Når luften skiftes ut, vil stadig mer gass forlate vannet, og dette er grunnlaget for ammoniakkavdriving. Løsligheten av ammoniakk i vann er stor i forhold til andre gasser (f.eks. oksygen), og derfor er gassfilmmotstanden begrensende faktor for avdrivningsprosessen. Dette medfører et høyt spesifikt luftforbruk, vanligvis større enn  $2 \text{ m}^3$  luft pr. liter avløpsvann behandlet.

Ammoniakkavdriving ble først vurdert i forbindelse med prosjektet «Rensing av sigevann fra søppelfyllplasser». Utgangspunktet var å kombinere diffusorluftfingens driftsmessige fordeler med avdrivingstårnets gunstige reaktorhydraulikk. Det var rimelig å anta at prosessen kunne optimaliseres ved å kople flere reaktorer sammen i serie og lede luften mot vannstrømmen.

Det teoretiske grunnlaget for denne metoden ble utledet i Per Espen Jahrens

hovedoppgave ved Norges Tekniske Høgskole NTH (5). Det ble utledet en ligning for beregning av relativ restkonsentrasjon av ammonium som funksjon av antall reaktorer i serie, pH, temperatur og spesifikt luftforbruk (figur 1).



Figur 1.

*Teoretisk ammoniumreduksjon som funksjon av relativt luftforbruk, antall reaktorer i serie og temperatur ved pH 11.2.*

## TEKNISKE LØSNINGER OG DRIFTSERFARINGER

Målet med avdrivningsenheten er å skape størst mulig kontaktareal mellom vann og luft innenfor minst mulig volum.

Begrensningene ligger først og fremst i driftsproblemer og energiforbruk.

Utformingen av ammoniakkavdrivningsanlegg kan enten baseres på at vanndråper faller gjennom en luftstrøms (avdrivingstårn, spredning over dammer etc.) eller luftbobler som stiger opp gjennom vannet (diffusorlufting).

Avdriving i tårn vil være den mest effektive metode for denne type gass-overføring, og tårnene kan enten fylles med et materiale («packed towers») eller med sprededyser på toppen («spray towers»). På grunn av lavt trykktap kan luftingen foregå med vifte og luftstrømmen kan enten føres på tvers av vann-dråpene («cross current») eller motstrøms («counter current»).

For å øke effektiviteten kan flere enheter koples i serie eller vannet kan resirkuleres flere ganger.

Problemet med sprededyseprinsippet er å oppnå gode reaktorhydrauliske betingelser. Falltiden gjennom tårnet er kort, og vanskelighetene ligger i å kompensere dette med et tilsvarende stort kontaktareal.

Ved bruk av fyllmateriale er det rapportert om følgende praktiske begrensninger:

- Utfelling av kalsiumkarbonat på fyllmaterialet.
- Isdannelse ved lave temperaturer.

Ved avdrivingstårnet i South Tahoe var driftsproblemene så alvorlig at anlegget ble nedlagt (4).

Et alternativ til bruk av tårn er luftinnblåsning i bassenger og dammer. Som vist tidligere, kan det benyttes relativt store luftbobler, og fordelene med metoden er at det finnes få flater hvor kalsiumkarbonat kan skape problemer.

Denne metoden krever meget store volum og energimengder for å oppnå samme effektivitet som avdriving i tårn.

## FORSØK

Målet med forsøkene var å studere virkningsgrad og drift av et ammoniakkavdrivningsanlegg under vinterforhold. Forsøkene ble utført ved Slemmestad renseanlegg som er et primærfellingsanlegg med kalk som fellingsmiddel.

Det er tilknyttet ca. 10.000 p.e. og gjennomsnittlig vannmengde er ca. 3000 m<sup>3</sup>/d, og i tillegg mottar anlegget 1.250 m<sup>3</sup> septikslam pr. måned. Bilag 3 viser størrelsen av de ulike nitrogenkildene til dette anlegget.

Kalken doseres proporsjonalt med vannmengden, og typisk dosering er 420 g/m<sup>3</sup>. Dette gir pH-verdi omkring 11.8 i fellingsstrinnet.

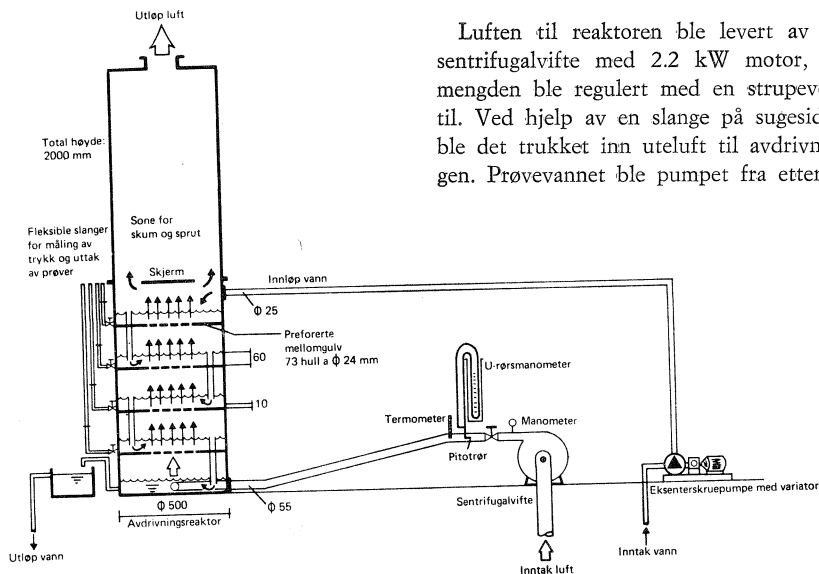
Ammoniakkavdrivningsanlegget var plassert i enden av ettersedimenteringsbassenket, og til forsøkene ble det pumpet vann fra utløpet.

På grunnlag av erfaringene fra sigevannsforsøkene ble det konstruert et enklere og mer kompakt forsøksanlegg som vist i fig. 2 og fig. 3 a og b.

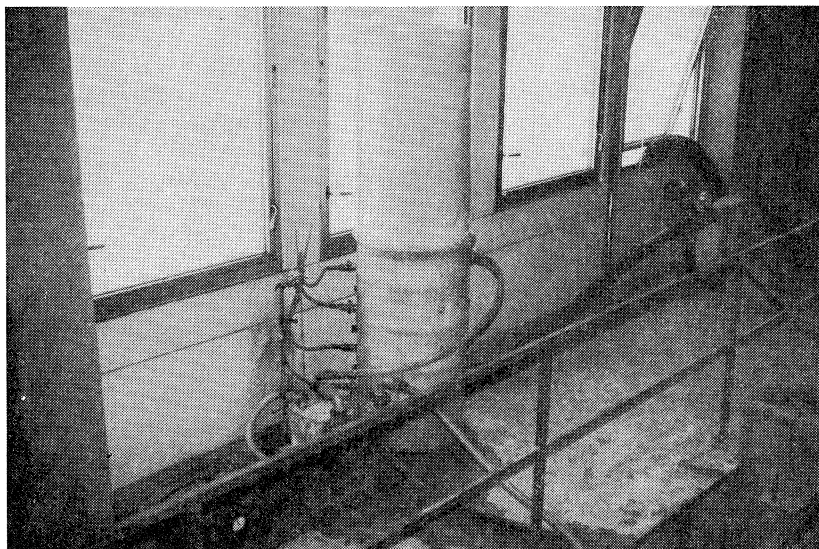
Pilotanlegget bestod av en 200 l plast-tank som var inndelt i 5 kammerer ved hjelp av perforerte mellomgulv. Vannet ble ført inn i øverste kammer og luftstrømmen gikk opp gjennom de perforerte mellomgulvene. Fra hvert kammer rant vannet ut i et overløpsrør som munnet ut 10 mm over bunnen i neste kammer. Vann-nivået i dette kammeret fungerte som tetting for luften, slik at denne ikke gikk opp gjennom vann-nedløpet.

På toppen av reaktoren var det montert en ekstra beholder for å ta hånd om skum og sprut fra luftingen.

Luften til reaktoren ble levert av en sentrifugalvifte med 2.2 kW motor, og mengden ble regulert med en strupeventil. Ved hjelp av en slange på sugesiden ble det trukket inn uteluft til avdrivningen. Prøvevannet ble pumpet fra etterse-

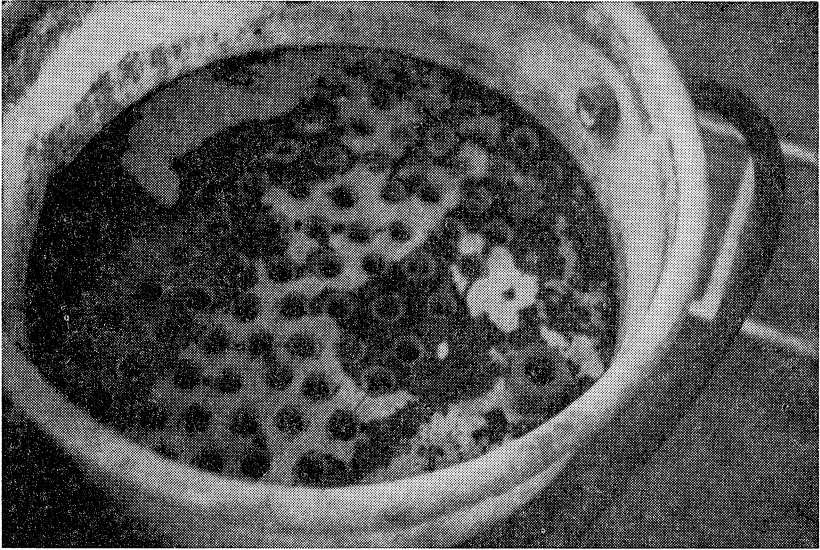


Figur2. Prinsipp tegning av forsøksanlegget.



a. Forsøksoppstilling

Figur 3. Fotografier av forsøksanlegget.



b. Detalj av perforert mellomguly

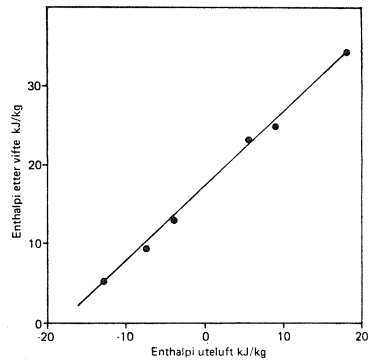
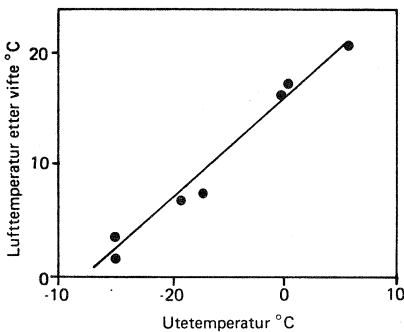
dimeringsbassenget med en eksenter-skruerpumpe med variator.

Forsøksanlegget ble satt i kontinuerlig drift 15.10. 1981 og prøvetakingen ble avsluttet den 21.12. 1981.

På grunn av den korte oppholdstiden innstilte prosessen seg raskt ved endrete driftsbetingelser. Derfor ble forsøkene ba-

sert på manuell prøvetaking og driftskontroll.

Forsøkene ble utført ved lufttemperaturer mellom  $+5.9$  og  $-15^{\circ}\text{C}$ , men på grunn av energitilførselen gjennom sentrifugalviften fant det sted en temperatur- og enthalpiøkning som vist i figur 4.



Figur 4. Luftens temperatur- og enthalpiøkning gjennom viften.

At blåsemaskinenergien også gir temperaturøkning bidrar til at ammoniakkavdrivingen også kan fungere under kalde klimatiske forhold.

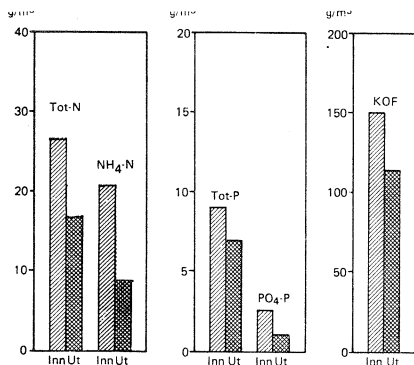
Når luften bobler gjennom avdrivingsanlegget vil det finne sted en ny varmeutveksling, og dette kan føre til at vann-temperaturen enten går opp eller ned.

Vannets pH-verdi ble redusert med 0.2—2.2 pH-enheter og totalalkaliteten fra 6.7 til 2.9 mekv/l. På grunn av kalsiumkarbonatutfellingen ble kalsiumkonsentrasjonen redusert fra 151 til 67 g/m<sup>3</sup>.

I løpet av forsøksperioden ble det avsatt et løstsittende belegg av kalsiumkarbonat på tankveggene etc., men det ble ikke observert driftsproblemer i form av gjentetting av huller og rør.

Det så ut som om beleggsdannelsen nådd opp til et likevektsnivå hvor det ble revet løs like mye som det ble avsatt.

Reduksjon av totalnitrogen, ammonium, totalfosfor, autofosfat og kjemisk oksygenforbruk er presentert som gjennomsnittsverdier i stolpediagram, figur 5.



Figur 5.

*Gjennomsnittlige verdier for nitrogen, fosfor og KOF i inn- og utløp fra avdrivningsanlegget.*

Det fremgår bl.a. at luftingen bidro til økt ortofosfatutfelling, og det ble observert sedimenterbare partikler i utløpsbeholderen etter anlegget.

Det er rapportert at fosfor kan fjernes ved adsorpsjon på utfelt kalsiumkarbonat (4).

Som ventet hadde ammoniakkavdrivingen liten innvirkning på vannets KOF-verdier.

## KONKLUSJONER

- Ammoniakkavdriving i seriekoplete luftetanker reduserte avløpsvannets ammonium konsentrasjon fra 20—30 g/m<sup>3</sup> til 8—12 g/m<sup>3</sup> under luftetemperaturer ned til ±15°C. Ammonium utgjorde gjennomsnittlig 80% av avløpsvannets totalnitrogeninnhold.
- Oppvarmingsbehov for å unngå isproblemer ble dekket ved luftens enthalpiøkning (energiøkning) over viften ned til ute-temperaturer omkring ±15°C.
- Lufteprosessen førte til en betydelig reduksjon av pH og kalsiumkonsentrasjon i kalkfelt avløpsvann. De utfelte partiklene ble avskilt i utløpsbeholderen etter avdrivningsreaktoren.
- Det ble ikke registrert driftsproblemer på grunn av kalsiumkarbonatutfelling gjennom en forsøksperiode på 2 måneder.
- Luftingen førte til reduksjon av ortofosfatkonsentrasjoner i utløpet fra det kommunale kalkfellingsanlegget.
- Nitrogenfjerning ved ammoniakkavdriving i seriekoplete luftetanker kan være et aktuelt prosessalternativ i Norge, men det er behov for erfaringer fra fullskala-anlegg.

## SUMMARY

In the present study ammonia is stripped off from lime precipitated sewage by coarse bubble aeration in shallow tanks. This method is less sensitive to calcium carbonate scaling than the traditional packed stripping towers due to less contact area and higher turbulence. The aeration tank concept needs more power due to increased pressure head of the fans. The additional energy is converted to higher enthalpy of air thus reducing the risk of freezing.

Experiments have been conducted in a 5-cells pilot scale unit with counter current aeration through perforated bottoms.

The objective of the experiments was to study the process under cold climate conditions.

## CONCLUSIONS

- Ammonium stripping by counter current aeration in aeration tanks reduced  $\text{NH}_3$  from 20–30 g/m<sup>3</sup> to 8–12 g/m<sup>3</sup> at air temperatures down to  $\div 15^\circ\text{C}$ .
- Energy demand to avoid freezing problems is covered by the increase of enthalpy through the fan down to about  $\div 15^\circ\text{C}$  outdoor temperatures.
- The aeration resulted in a significant reduction in pH, total alkalinity and calcium concentration in the effluent.
- No operational problems due to calcium carbonate scaling were noticed.
- The orthophosphate concentration was reduced by the stripping unit.
- Nitrogen removal by countercurrent stripping in aerated cells is a feasible process in Norway, especially at lime precipitation plants. There is need for full scale experiences.

## LITTERATUR

1. *Dambaug, T., Jabren, P. E. (1981): «Ammonia Stripping from Leachate by Counter-current Aeration in Shallow Tanks». IWSA-Conference, München, June.*
2. *Srinath and Loehr (1974): «Ammonia desorption by Diffused Aeration». Journal WPCF Vol. 46, No. 8 Aug.*
3. *Bayley, R. V.: «Desorption of Waste Water Gases in Air». Effluent and Water Treatment Manual, 4th Edition.*
4. *Culp, R. L. and Culp, G. L., (1974): «Advanced Waste Water Treatment». Van Nostrand Reinhold Company ISBN 0-422-21780-3*
5. *Jabren, P. E., (1979): «Reaktorhydraulisk optimalisering av ammoniakkavdriving fra sivevann». Hovedoppgaven ved Institutt for vassbygging, NTH.*
6. *Ronen, M. and van Vuuren, L. R. J. (1978): «Ammonia Removal in a Ponds System and in a Stripping Tower». Prog. Wat. Tech., Vol. 10. Nos. 1/2, pp. 293–302, Pergamon Press.*
7. *Lygren, E. og Balmér, P. (1978): «Avløpsvannets mengde og sammensetning». PRA 1.1 NIVA 0-73/76.*
8. *Dambaug, T., Gudmundsen Rogne, Å. K.: «Fjerning av nitrogen fr akommunalt avløpsvann ved ammoniakkavdriving.» NIVA VA 1/82.*