

Rensemeter for avløpsvann – tilbakeblikk og fremtidsperspektiver

Av siv.ing. Hallvard Ødegaard

Hallvard Ødegaard er ansatt som instituttingeniør ved Institutt for vassbygging, NTH. Han er siv.-ing. fra NTH 1969.

Etter innlegg i Norsk Forening for Vassdragspleie og Vannhygiene, 20. mars 1974.

Historikk.

Fra så tidlig som år 2000 f. Kr. har man i skrifter på det gamle, indiske skriftspråket Sanskrit funnet følgende:

«Urent vann bør renses ved at man koker det over ild, eller varmer det opp i solen eller dypper glødende jern ned i det, eller det kan renses ved filtrering gjennom sand og grov grus og så la det avkjøle.»

Ifølge Aristoteles (384—322 f. Kr.) ble filtrering av vann gjennom porøse leirkar anvendt på hans tid, og på Cæsars tid ble sedimentering brukt for å rense slamholdig vann i Egypt.

På 1700-tallet ble man klar over at enkelte sykdomstilfeller ofte hadde sammenheng med urent vann, og i løpet av dette århundret ble flere renseprosesser benyttet, slike som felling med alun kombinert med etterfiltrering og filtrering gjennom pulverisert trekull. Den første bok om

filtrering, og filtrering gjennom pul-
Frankrike i 1750.

Det er imidlertid etter år 1800 at man finner de systematiske undersøkelser for å utvikle metoder for rensning av vann.

Det første langsomfilteret som fungerte etter sin hensikt, ble bygget i London i 1829 av James Simpson, og før halve hundreåret var gått, var slike anlegg bygget i flere industrialiserte land.

Etter at man i slutten av 1800-tallet hadde klart å registrere patogene bakterier i vann, ble desinfeksjon av vann ved klorering for første gang benyttet i 1902 av M. Duyk i Belgia.

Det var først ved det siste århundreskiftet at man for alvor begynte å interessere seg for rensning av avløpsvann, og da var det erfaringene fra drikkevannsrensningen som ble utnyttet også på avløpssiden.

Via en del mindre vellykkede forsøk på filtrering av avløpsvann gjennom sand i 1860-årene, ble det første biologiske filteret, med filtermateriale av stein, bygget i 1894 av Corbett i England. Bruk av biologiske filter var den enerådende metode for aerob

rensning av avløpsvann frem til begynnelsen av første verdenskrig, da Fowler, Arden og Lockett i 1913 utviklet aktivslammetoden.

Anaerob rensning ved den såkalte septiktanken ble introdusert i 1895 av engelskmannen Cameron, men metoden fikk aldri noen utstrakt utbredelse p. g. a. den langsomme omsetningen og den dårlige lukten.

Biologisk rensning, ved biologisk filter eller aktivslam, var den dominerende rensemetode helt frem til midten av 1960-årene, da den kjemiske fellingsmetoden for alvor begynte å bli benyttet.

Man må imidlertid ikke betrakte kjemisk felling, som rensemetode, som en nyvinning. Allerede i 1817 ble det i England eksperimentert med koagulering av drikkevann, og i begynnelsen av vårt århundre ble forsøk gjort med felling av avløpsvann i USA.

Selv om de fellingsprosessene som den gang ble lansert selv i dag må betraktes som prosess teknisk avanserte, fikk de liten utbredelse. Dette skyldes at man på den tiden ikke hadde til hensikt å fjerne fosfor, men organisk stoff, og da ble fellingsprosessene utkonkurrert av de biologiske prosesser.

Utviklingen mot nye og forbedrede rensemetoder gikk i tiden mellom 1920 og 1960 forbausende langsomt når man sammenligner med de foregående 50—60 år. Det var først ved inngangen til 1960-årene at en systematisk forskning førte til en betydelig utvikling på kort tid.

Fellingsprosessene ble raskt utviklet for å sette inn tiltak mot eutrofieringsutviklingen i sjøer og fjor-

der. Denne forskningsaktiviteten var grunnlaget også for utvikling av nyere rensemetoder, metoder som ennå ikke er kommet til anvendelse her hjemme.

Hvilke av disse metoder vil så kunne bli aktuelle i vårt land?

Fremtidsperspektiver.

Miljøverndepartementet har tillatt en viss etappevis utbygging av renseanlegg her i landet. Dette medfører at en lang rekke av de mellomstore og store anlegg (i norsk målestokk) bygges ut som rene fellingsanlegg (primærfelling eller direktefelling) først, mens man i et senere utbyggingstrinn vil forlange enheter for videre fjerning av organisk stoff.

To «nye» metoder kan i fremtiden komme til å utkonkurrere den *tradisjonelle* aktivslamrensning for dette formål, nemlig:

1. Aktivslamrensning med ren oksygentilførsel.
2. Adsorpsjon på aktivt kull.

Bruk av ren oksygentilførsel har tidligere vært altfor dyr for å få noen anvendelse. Dette har sin hovedårsak i at de første anlegg med denne metoden hadde samme oppbygning som de tradisjonelle aktivslamanlegg, bare med den forskjell at ren oksygen i stedet for luft ble tilført. På grunn av de åpne tankene, gikk svært mye av den tilførte oksygen til spille ved avgang til atmosfæren. I de senere anlegg som er bygget er tankene gjort lukkede, og den oksygen som ikke blir brukt av mikroorganismene, blir resirkulert. På den måten kan

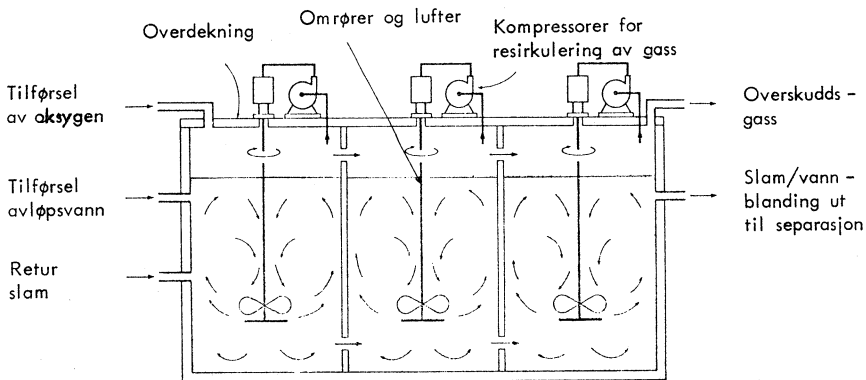


Fig. 1 Aktivslamanlegg for tilførsel av ren oksygen

man oppnå maksimal utnyttelse av den tilførte oksygen. (Se fig. 1.)

Et annet moment som også er årsak til at anlegg med ren oksygen nå faktisk er billigere enn de tradisjonelle, er at man kan holde langt høyere slamkonsentrasjon enn i en tradisjonell luftetank, hvilket medfører at tankvolumet kan gjøres to-tre ganger mindre ved bruk av ren oksygen. En lang rekke store anlegg i USA bygges i dag ut etter dette system.

Personlig har det slått meg at disse anleggene dessuten er godt egnet for simultanfelling av følgende årsaker:

1. Ved bruk av jern_{II}-sulfat som fellingsmiddel har man gode betingelser for oksydering av jernet, noe som er nødvendig for å oppnå god felling.
2. Omrøring i tanken skjer ved flokkulatorer fordi oksygentilførselen ikke gir tilstrekkelig omrøring til å hindre sedimentering. Dette vil kunne gi optimale flokkuleringsforhold.

3. Tankvolumet er såpass lite at oppholdstiden blir om lag den samme som man anser optimalt i flokkuleringsbassenger.

Så vidt vites er imidlertid ikke denne prosessen forsøkt.

Den andre metoden, adsorpsjon på aktivt kull, kan komme til å konkurrere ut aktivslammetoden av følgende årsaker:

- a) Den kan gi høyere renseseffekt.
- b) Den er mer driftssikker idet metoden ikke er avhengig av mikroorganismer som er følsomme overfor temperatur, variasjoner i avløpsvannets sammensetning og giftige stoffer.
- c) Den krever mindre plass.
- d) For relativt store anlegg vil den sannsynligvis bli billigere.

Sammenlignet med tradisjonell etterfelling vil direktefelling pluss aktivkulladsorpsjon blir 10—20 % bil-

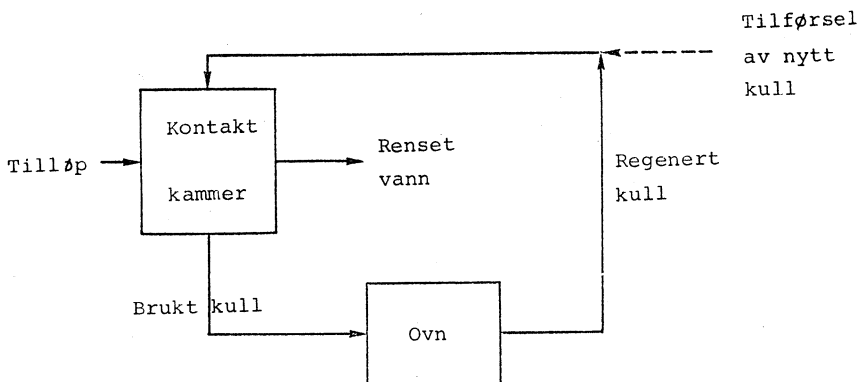


Fig.2 Prinsippskisse av aktivkull-absorpsjonsprosessen.

ligere ved et anlegg for 100 000 personer. Imidlertid vil de aller fleste anlegg i Norge bli relativt små, og da kan metoder bli vesentlig dyrere enn den tradisjonelle biologiske rensning.

Kostnadsbildet avgjøres nemlig i vesentlig grad av regenereringsprosessen av det aktive kullet. (Flyteskjema for aktivkullanlegg er vist i fig. 2.)

Ved små anlegg vil ikke regenerering lenger lønne seg, og driftskostnaden blir da svært stor. Teknikken med hensyn til aktivkullrensning forbedrer seg imidlertid stadig, og det er ikke usannsynlig at vi innen ikke altfor lang fremtid vil ha en rekke direktefelling + aktivkullanlegg her i landet.

For å prøve å hindre en eutrofieringsutvikling i våre resipienter, har vi her i landet utelukkende konsentrert oss om å fjerne fosfor, enda vi vet at også andre næringssalter, og da i første rekke nitrogen, i enkelte

resipienter er med å bidra til eutrofieringen. Det er påvist at i enkelte resipienter (f. eks. Gjersjøen og deler av Oslofjorden) kan nitrogen i deler av året være minimumsfaktoren for algevekst.

Nitrogen må sies å være det kjemiske stoff som har gitt renseteknikkerne den dårligste samvittighet, fordi vi har hatt problemer med å utvikle hensiktsmessige metoder for fjerning av nitrogen. Dette betyr ikke at vi ikke har metoder, men at de, som vi skal se, alle har visse ulemper.

Man kan fjerne nitrogen ved:

- a) mikrobiell nitrifikasjon og denitrifikasjon,
- b) ammoniak-avdrivning,
- c) ionebytting,
- d) brekkpunktlorering.

Nitrogenfjerning ad biologisk vei utføres mest hensiktsmessig i en tre-stegs «aktivslamprosess» hvor nedbrytningen av organisk stoff skjer i

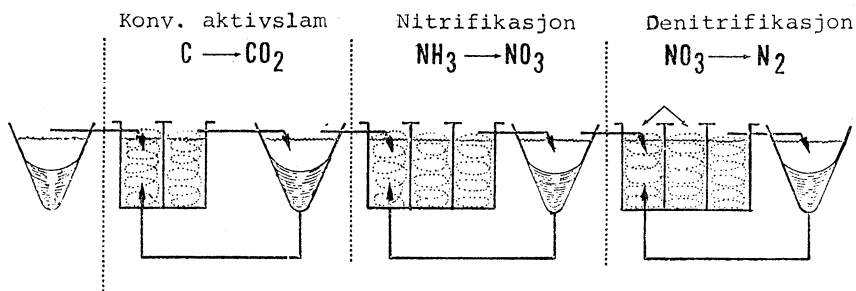


Fig.3 Biologisk trestegs-prosess for fjerning av nitrogen

første steg. I andre steg oppnås nitrifikasjon (overføring av ammonium, som er den dominerende nitrogenforbindelse i avløpsvann, til nitrat), og i tredje steg denitrifikasjon (reduksjon av nitrat til nitrogen gass som unnviket). (Se fig. 3.)

Metoden er den av nitrogenfjerningsmetodene som man i dag anser å være mest hensiktsmessig for norske forhold. Den er imidlertid kostbar. Sannsynligvis vil det være ca. dobbelt så dyrt å fjerne nitrogen etter denne metoden som det er å fjerne fosfor ved felling.

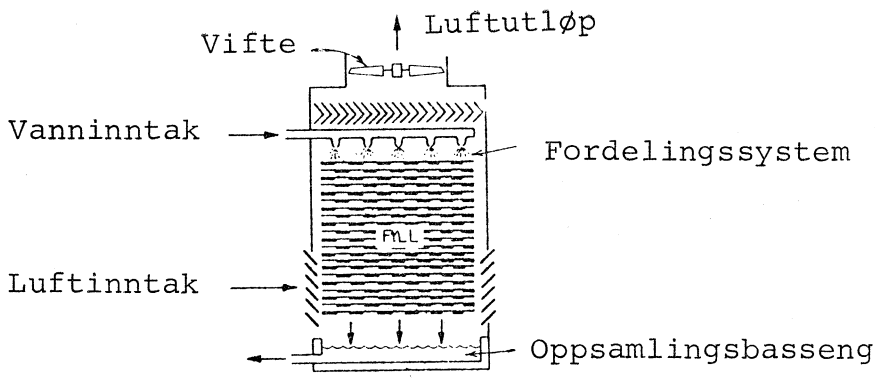
Ammoniakk-avdrivningsprosessen er populær i utlandet, særlig i USA. Ved denne prosessen alkaliseres vannet for å overføre ammonium fra ion til ammoniakk gass, som avdrives i et tårn hvor vannet sildrer ned gjennom mot en strøm av luft som suges gjennom tårnet (ca. 3 m³ luft pr. l. vann). (Se fig. 4.)

Denne metoden kommer kostnadsmessig ut omtrent på samme nivå som nitrifikasjon/denitrifikasjonsprosessen.

Den store ulempen med metoden er av driftsmessig art i og med at tårnet, som vil virke som et kjøletårn, kan ise ned ved lave temperaturer. På grunn av den store luftmengden, vil det være økonomisk uakseptabelt å varme opp luften, og disse forhold fører til at metoden neppe kommer til anvendelse her i landet.

Ionebytting er en utmerket prosess for nitrogenfjerning, men foreløpig altfor dyr. Metoden fører til nesten ti ganger så høye kostnader som de to foran nevnte metoder, og dette begrenser på nåværende tidspunkt bruken av ionebytting for nitrogenfjerning.

I den senere tid har også brekkpunkt-klorering for nitrogenfjerning blitt anvendt. Ved brekkpunkt-klorering bindes ammoniumet i vannet først som kloraminer, som ved en viss klordose (ved brekkpunktet) reduseres til gasser, NCl₃, N₂ og N₂O. NCl₃ er en illeluktende gass, og vi ønsker derfor å få N₂-gass som sluttprodukt ved brekkpunkt-klorering.



Motstrøms tårn

Fig.4 Eksempel på ammoniakk-avdrivningstårn.

Dette kan oppnås ved pH-styring, slik at pH holdes i området $\text{pH} = 6-7$. Nitrogengass er lite løselig i vann og vil unngåes.

Metoden vil kreve en meget streng styring av klordosen og av pH, og den har tre betydelige ulemper:

1. Overdosering av klor kan medføre giftvirkninger i resipienten.
2. Kloridinnholdet i vannet øker betydelig.
3. Nødvendig klordose er høy, og følgelig er driftskostnaden stor.

Den første ulempen kan elimineres ved å sette aktivkullkolonner etter kloreringssteget, hvilket omformer restkloret til kloridioner.

Metodens fordeler er at

1. den krever liten plass,
2. investeringskostnaden er lav,
3. desinfeksjon oppnås samtidig.

Dersom aktivkull i fremtiden likevel vil bli brukt for organisk stoff-fjerning, og dersom desinfeksjon kreves, så kan muligens brekkpunkt-klorering bli en metode som kan finne anvendelse her i landet.

Desinfeksjon av avløpsvann kan bli vanlig i fremtiden. Klorering er det vanligste desinfeksjonsmiddelet. Det er imidlertid forbundet med visse vanskeligheter å klorere f.eks. direktefelt vann. Som et resultat av det relativt høye organiske stoffinnhold i slikt vann, vil klorbehovet bli meget

stort, med fare for giftvirkning i resipienten til følge. I kombinasjon med etteradsorpsjon på aktiv kull kan denne fare elimineres. Det er imidlertid klart at teknikken med hensyn til innblanding av klor og kontaktbassengets utforming, vil måtte forbedres vesentlig i forhold til hva som er vanlig praksis ved kloreringsanlegg i dag.

Avmineralisering av avløpsvann ved ionebytting, elektrodialyse og omvendt osmose vil neppe komme til anvendelse på lang tid her i landet, både fordi metodene er ekstremt dyre, og fordi vi neppe vil komme til å kreve slik renhet på kommunalt avløpsvann innen overskuelig fremtid.

Til slutt bør separasjonsmetodene nevnes. Det er trolig at vi i de kommende år vil oppleve en kraftig utvikling med hensyn til separering av slam fra vann. De store sedimenteringsbassengene vi nå bruker, vil antagelig bli byttet ut med mindre, mer kompakte separasjonsenheter.

Utviklingen er allerede i gang. Lamellsedimentering er i bruk flere steder, og forsedimenteringsbassengene blir oftere og oftere byttet ut med siler av ulike typer.

Som sluttseparasjon er det også klart at sedimentering heller ikke kvalitetsmessig holder mål. Storparten av restforurensningene som går ut fra biologiske anlegg (som BOF) og fellingsanlegg (som fosfor) finnes i form av ikke sedimenterte, finfordelte slampartikler. Hurtigfiltrering eller mikrosiling som sluttseparasjon vil måtte kreves i de tilfeller der virkelig gode rensresultater kreves.

Det er grunn til å tro at renseanleggene i fremtiden blir langt mer kompakte enn hva som er tilfelle i dag, og at metodene i overveiende grad vil være av fysisk/kjemisk art. Anleggene vil bli mer like de vi finner innen kjemisk prosessindustri, og det er derfor naturlig at kjemiteknisk fagkunnskap i større grad enn nå blir trukket inn i utviklingsarbeidet mot nye, bedre og billigere rensemetoder.