

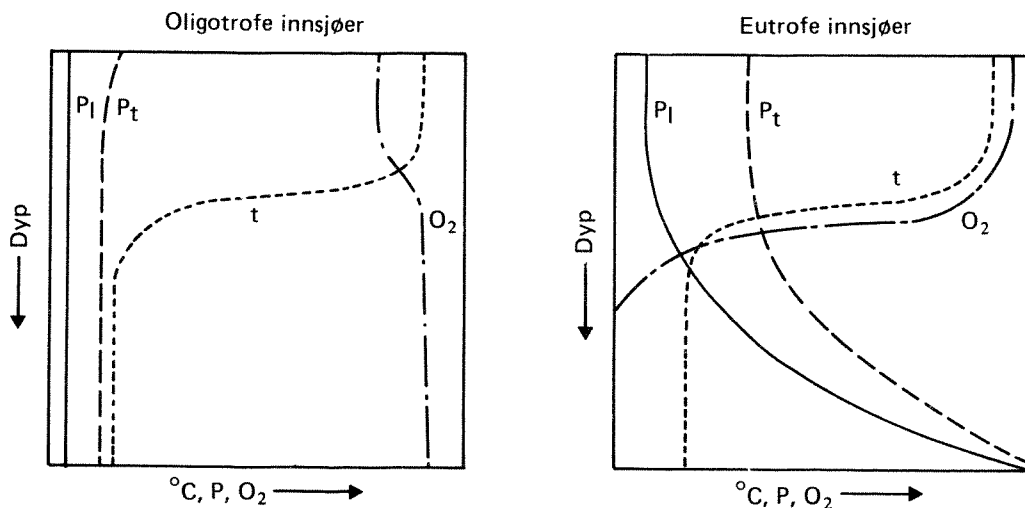
Vannressurs-forvaltning

RAPPORT

O-87067
E-86642

Beskyttelse av overflatevann som drikkevannskilder

Hvordan utnytte vannkilden



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-87067 E-86642
Undernummer:
Løpenummer: 2156
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Beskyttelse av overflatevann som drikkevannskilder Hvordan utnytte vannkilden	Dato:
	Prosjektnummer: 0-87067 E-86642
Forfatter (e): Hans Holtan	Faggruppe: VRF, MIL
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 58

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet, Ressursavdelingen NIVA	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten gir en beskrivelse av de ulike vannkilders fysiske egenart og hvordan disse kan innvirke på vannkvaliteten. Fysisk - kjemisk - biologisk prosesser er kort kommentert. Det er også gitt en kort generell beskrivelse av hvordan vannkilden bør kunne utnyttes og i hvilken grad det er behov for beskyttelse.
--

4 emneord, norske:

1. Drikkevann
2. Vannkilder
3. Vannkvalitet
4. Beskyttelse av råvannskilder

4 emneord, engelske:

1. Drinking water
2. Water sources
3. Water quality
4. Protecting the raw water supply

Prosjektleder:

Hans Holtan

For administrasjonen:

H.C. Isaksen

ISBN - 82-577-1441-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

0 - 87067

E - 86642

BESKYTTELSE AV OVERFLATEVANN SOM DRIKKEVANNSKILDER

HVORDAN UTNYTTE VANNKILDEN

Oslo, 13. mai 1988
Hans Holtan

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
1. INNLEDNING	3
2. SAMMENDRAG	4
3. GENERELLE KARAKTEREGENSKAPER VED INNSJØER OG ELVER	6
3.1 Innsjøer	6
3.2 Elver	9
3.3 Oppløst oksygen i vann	10
4. PROSESSER SOM INNVIRKER PÅ STOFFOMSETNINGEN OG STOFFKONSENTRASJONER I VANN	13
4.1 Kompleksdannelse	13
4.2 Hydrolyse	14
4.3 Ionebytte	14
4.4 Mikrobiologisk nedbryting	15
4.5 Oksydasjon - reduksjon	15
4.6 Sedimentasjon	18
4.7 Løselighet	18
4.8 Sorbsjon (adsorbsjon, desorbsjon)	19
4.9 Sedimentenes betydning	19
5. BETYDNINGEN AV OMGIVELSENE OG DERES KARAKTEREGEN- SKAPER FOR VANNETS KVALITET	22
5.1 Dominerende oppløste uorganiske salter	22
5.2 Næringsalter	24
5.3 Organisk stoff	34
5.4 Forsurende komponenter	39
5.5 Miljøgifter	42
5.6 Vannets innhold av partikler	46
5.7 Hygienisk vannkvalitet	51
LITTERATUR	58

FORORD

I regi av Program for drikkevannsforskning (PFD) under Norges Tekniske-Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF) er det i tidsperiodene 1982-1988 gjennomført en rekke forskningsprosjekter på drikkevannssektoren. I denne forbindelse er det også utført flere prosjekter angående beskyttelse av drikkevannskilder.

Virkingen av tilførte forurensninger til en vannforekomst er i betydelig grad avhengig av den aktuelle vannforekomstens egenart og de ulike fysisk-kjemisk-biologisk prosesser som innvirker på stoffomsetningen. I 1987 bevilget Miljøverndepartementet (MD) midler til en innledende utredning (forprosjekt) om disse forhold.

Foreliggende utredning er i betydelig grad delfinansiert av NIVA's egne forskningsmidler.

1. INNLEDNING

Ved større vannverk oppnås helsemessig betryggende drikkevannskvalitet vanligvis ved en kombinasjon av beskyttelse av vannforekomsten mot forurensningstilførsler og vannbehandlingstiltak.

Uansett behandlingstiltak vil enhver reduksjon av råvannskvaliteten medføre økt risiko for at helseskadelige stoffer kan være til stede. Fra Helsemyndighetenes side er det derfor aktuell politikk å finne frem til så lite forurensede råvannskilder som mulig samt å beskytte disse slik at forurensende stoffer (spesielt helserelaterte) ikke eller i minst mulig grad når fram til kilden.

I 1987 utga Statens institutt for folkehelse (SIF) veiledningshefter som summerer opp helsemyndighetenes synspunkter og normer med hensyn til beskyttelse av råvannskilder.

Hensikten med denne rapport er å gi en generell beskrivelse av hvordan forurensende stoffer innvirker på og omsettes i ulike typer vannforekomster. Dette er det etter vår mening viktig å ta hensyn til når art og omfang av beskyttelsestiltak skal bestemmes.

Beskrivelsen vil spesielt fokusere på følgende forhold:

- Generelle karakteregenskaper ved innsjøer og elver
- Kort beskrivelse av hvordan ulike stoffer og forurensninger omsettes og innvirker på vannkvaliteten
- Prosesser som innvirker på stoffomsetning og stoffkonsentrasjoner i vann
- Betydningen av omgivelsene og deres karakteregenskaper for vannets kvalitet

2. SAMMENDRAG

Vannforekomstenes fysiske egenart og utforming er i seg selv av stor betydning ved bruken av de som drikkevannskilder. Dette som følge av forskjellige temperaturforhold og strømmingsmønster. Dette innvirker også på stoffomsetningen og på virkningen av forurensningstilførsler.

- I dype og lite produktive innsjøer er vannkvaliteten i dypet meget stabil i lange perioder av året. Bare under relativt korte perioder vår og høst vil eventuelle forurensningsstoffer i noen grad gjøre seg gjeldende i dypet. Vanninntak her vil i vesentlig grad være beskyttet mot forurensninger.
- Vannet i dypet av innsjøer med stor planktonproduksjon, kan til tider ha lavt oksygeninnhold og som følge av dette, høyt innhold av metaller f.eks. jern og mangan. I enkelte perioder spesielt på sensommer/høst kan organismer og nedbrytingsprodukter innvirke på vannkvaliteten (lukt, smak). Forøvrig er vannet beskyttet mot tilfeldige forurensninger i lange perioder (sommer, vinter) av året.
- Vanninntak i grunne innsjøer vil alltid være utsatt for tilfeldige forurensninger. I den isfrie periode vil algeproduksjonen gjøre seg gjeldende først og fremst ved smaks- og luktproblemer. Vekst av blågrønnalger kan også medføre produksjon av giftstoffer. Grunne innsjøer som ligger utsatt til for forurensningstilførsler er lite egnet som drikkevannskilder.
- I elver og bekker er det ofte store variasjoner i vannkvaliteten over året. Dette gjelder partikkeltransport, den generelle kjemiske kvalitet og biologisk produksjon. Like nedstrøms innsjøer er vannkvaliteten som regel mest stabil. I det store og hele er rennende vann ofte dårlig egnet som drikkevannskilder.
- Ved iverksettelse av beskyttelsestiltak er det nødvendig å analysere problemene for å finne ut hvilke virkningstyper det bør taes hensyn til. I utredningen er vannkvaliteten inndelt i tilstandstyper i henhold til hvilke stoffer som dominerer:
 - oppløste uorganiske salter
 - næringssalter
 - organiske stoffer
 - forsurende komponenter
 - giftstoffer
 - partikulært materiale
 - mikrober - hygiene

For hver av disse stoffgrupper er årsak, virkning, konsekvenser for drikkevannet, hensiktsmessig plassering av vanninntak, behov og grad av beskyttelsestiltak og behov og grad av vannbehandling, kort diskutert.

- Tilstrekkelig kunnskap om kildetype og fysisk/kjemisk/biologisk reaksjons- og omsetningsprosesser, gir holdepunkter for rasjonelt og nyansert syn på behov og utforming av beskyttelsestiltak og vannbehandling.

3. GENERELLE KARAKTEREGENSKAPER VED INNSJØER OG ELVER

3.1 Innsjøer

Enhver innsjø er en verden for seg med hensyn til den lovmessige sammenheng mellom de hydrografiske, kjemiske og biologiske prosesser som foregår i den. Utgangspunktet for disse prosesser er gitt i stedets meteorologi og omgivelsenes karakter. I denne sammenheng er innsjøene også en del av landskapet.

Avhengig av innsjøens volum i forhold til tilrenningsområdet vil de tilførte vannmasser oppholde seg i innsjøen i en lengre eller kortere tidsperiode. Vannets oppholdstid i en innsjø er av meget stor betydning for de biologiske forhold idet effekten av sedimentasjon og stoffomsetning øker med oppholdstidens lengde.

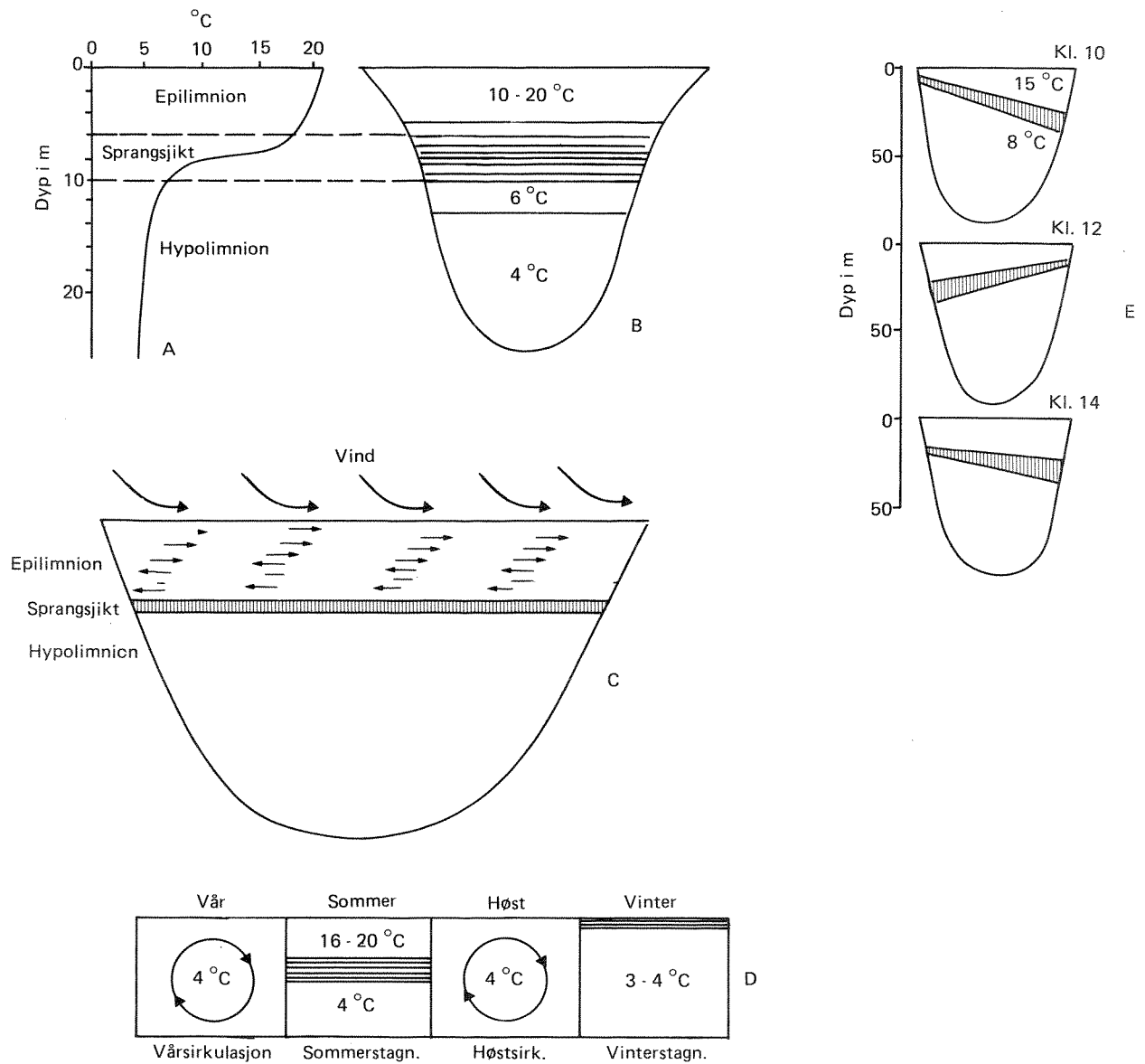
3.1.1 Temperatur

Dype innsjøer på våre breddegrader er lagdelte i sommerperiodene (fig. 3.1) med varmt vann i overflaten og kaldere vann i dypet.

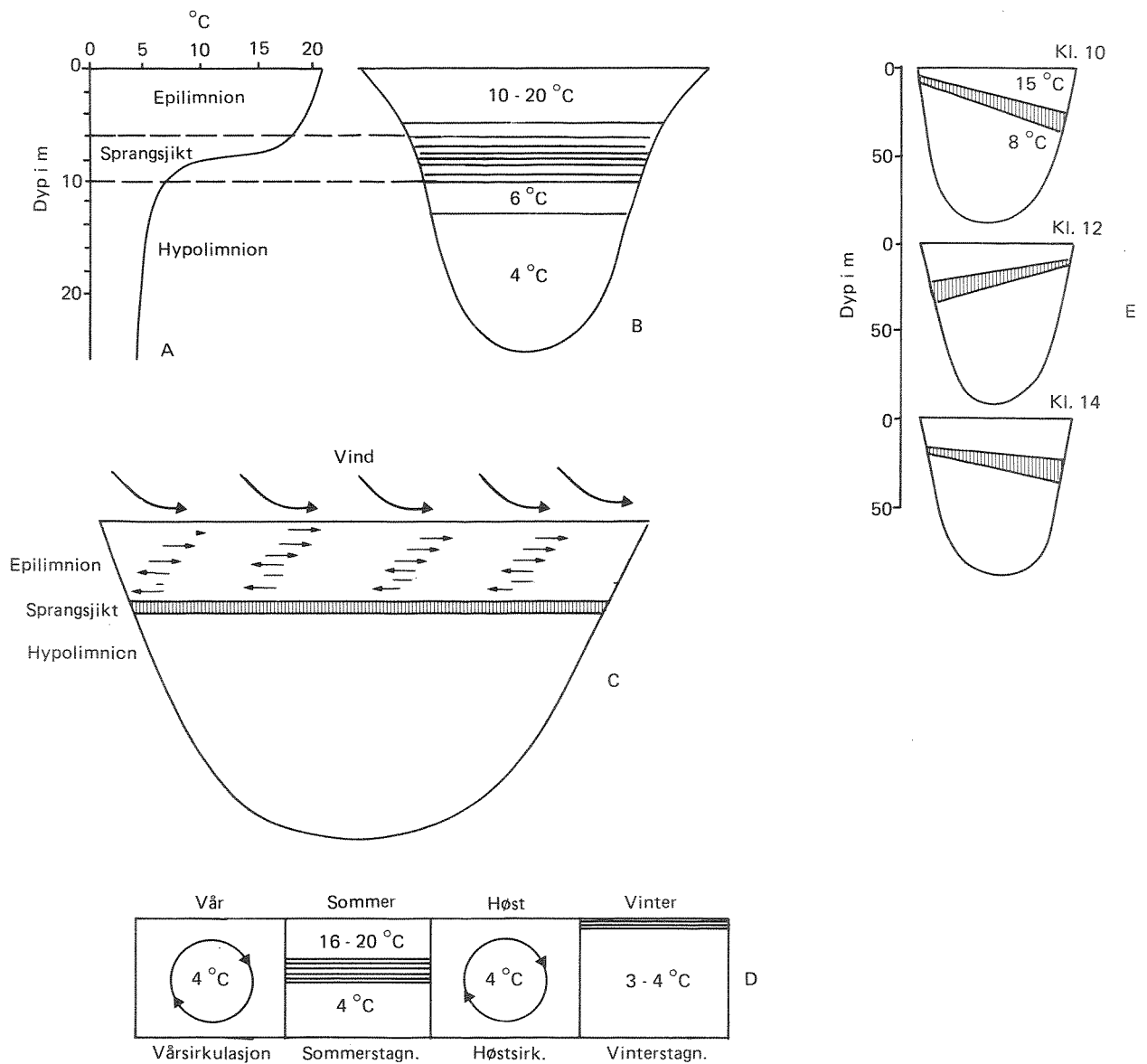
Om vinteren er innsjøene vanligvis dekket av is. På denne tid er det etablert en stabil situasjon - vinterstagnasjonen - med en vanntemperatur på ca. 0° C like under isen og en gradvis temperaturøkning til ca. 4° C i de dypere lag. Vannet er tyngst dvs. har størst tetthet ved 4° C.

Etter at isen er brutt opp om våren, vil vindpåvirkningene resulterer i at hele innsjøens vannmasser omblendes (vårsirkulasjon). Innsjøen er homogen både med hensyn til temperatur og kjemisk vannkvalitet.

Med innstrålingen utover vår/forsommer stiger overflatevannets temperatur ofte meget raskt. Hovedsakelig p.g.a. vindpåvirkning blir denne varmeenergi ført mot noe dypere lag. I juli-august er situasjonen gjerne den at det ligger en pute med nokså jevnvarmt overflatevann ned til ca. 10 meter dyp - kanskje 12-15 meter i store sjøer og 4-7 i små. Det er en meget brå overgang (sprangsjikt) fra dette varme lag (epilimnion) til det kaldere vannet under (hypolimnion) som med et jevnt svakt temperaturfall strekker seg til innsjøens største dyp (sommerstagnasjon). Ut over høsten avkjøles overflatevannet og følgelig vil det skje forandringer i vannets tetthet. Den termiske lagdeling brytes etter hvert ned. Hele vannmassen omblendes og senhøstes er vannets temperatur og kjemiske forhold ensartet (høstfullsirkulasjonen).



Figur 3.1 Temperaturforhold i dype innsjøer, (A) og (B) viser temperaturlagdeling om sommeren. (C)=vindindusert vannsirkulasjon i epilimnion. (D)=årstidsforandringer dvs. sirkulasjon vår og høst og stagnasjon sommer og vinter. (E)=eksempler på stående indre bølger (Seiches), tidsvariasjoner (klokkeslett) for posisjoner av 15^o og 8^o isotermene. (Etter Uhlmann 1979).



Figur 3.1 Temperaturforhold i dype innsjøer, (A) og (B) viser temperaturlagdeling om sommeren. (C)=vindindusert vannsirkulasjon i epilimnion. (D)=årstidsforandringer dvs. sirkulasjon vår og høst og stagnasjon sommer og vinter. (E)=eksempler på stående indre bølger (Seiches), tidsvariasjoner (klokkeslett) for posisjoner av 15^o og 8^o isothermene. (Etter Uhlmann 1979).

3.1.2 Strømforhold

Vannomsetningen og vannkvaliteten i innsjøer er i utgangspunktet styrt av tiløpselvene. Disse binder innsjøene både geokjemisk og biologisk sammen med deres nedbørfelt. Tilløpselvenes innflytelse på innsjøen er en funksjon av elvens vannføring i forhold til innsjøens volum samt måten de innkomne vannmasser blander seg inn i innsjøens vannmasser på. Tilløpselvene vil strømme inn i det dyp hvor innsjøens vanntemperatur er i overenstemmelse med elvevannets. Disse forhold vil forandres med årstidene avhengig av lagdeling og temperaturforhold i innsjøen. Om sommer og vinter foregår gjerne innstrømningen i overflatelagene. Høst og vår kan innstrømningen skje i større dyp.

P.g.a. jordrotasjonen tenderer det innstrømmende, gjennomstrømmende vann å bøye av til høyre (Coriolikraften) i større innsjøer. I Mjøsa f.eks. går den sydgående strøm langs innsjøens vestsida, mens man på motsatte side har en nordgående strøm. Strømningsmønsteret er imidlertid sterk påvirket av vindforholdene. Når vinden under sommerstagnasjonen drar med seg overflatevannet, oppstår det ustabile tilstander som bl.a. resulterer i motgående kompensasjonstrømmer i dypere lag.

Indre stående bølger (fig. 3.1) som oppstår i enhver lagdelt innsjø om sommeren og som i vesentlig grad er et resultat av vindpåvirkning, innvirker også på strømforholdene. Indre bølger oppstår i sprangsjiktområdet og skyldes de ustabile forhold som oppstår ved regionalt sett ulike trykkforhold, f.eks. når vinden medfører større oppstuing av overflatevann i den ene enden av innsjøen enn i den andre dvs. skråstilt sprangsjikt. Ved at en stabil situasjon søkes gjenopprettet, vil vannet etter hvert når vinden løyer, søke å strømme i motsatt retning. Det oppstår en ossilering om ett eller flere knutepunkter (knotelinjer). Denne ossileringen vil vedvare helt til sprangsjiktet igjen er horisontalt og stabiliteten er gjenopprettet.

3.1.3 Grunne innsjøer

Mange innsjøer er for grunne til at det kan utvikles temperatursprangsjikt om sommeren - hele vannmassen sirkulerer eller omblendes gjennom hele den isfrie perioden. Om vinteren under isdekket, øker temperaturen også i grunne innsjøer fra ca. 0° C under isen til bortimot 4° C ved bunnen. Dette er en stabil sjikting på lik linje med i de dype innsjøer.

Vanntilførselens størrelse i forhold til innsjøens volum (vannets oppholdstid) vil innvirke på og modifisere sjiktningsforholdene.

3.2 Elver

En elvs karakter bestemmes av strømhastigheten og vannføring/vannføringsvariasjoner. Hastigheten beror på bredde, dyp, elvens helningsgradient, elvebunnens ruhet og den sesongmessige variasjon i vannføring. Hastigheten spiller en hovedrolle for utbredelse av oppløste stoffer, partikulært materiale (silt, sand leire og organisk partikulært materiale) i suspensjon og under sedimentering. Hastigheten innvirker også på elvefarets stabilitet samt utbredelse og stabilitet av organismesamfunn.

Materialtransport i vann beror primært på adveksjon og dispersjon (spredning). Adveksjon refererer seg til bevegelse av oppløste eller finfordelt partikulært materiale ved bestemte strømhastigheter over hele elveprofilen (bredde og dybde). Med dispersjon menes de prosesser som er årsak til at stoffene blir blandet med elvens vannmasser. Tyngre partikler vil, avhengig av strømhastigheten, sedimentere eller fraktes videre. Den varierende vannføring og turbulens i rennende vann er årsak til elvesedimentenes ustabile karakter.

Vannets kjemiske kvalitet i elver reflekterer de lokale geologiske og geografiske forhold, årstidene, avrenningen, biologiske prosesser og grad av menneskelig påvirkning. Den relative konsentrasjon, sammensetning og utbredelse i elvens lengderetning av oppløste stoffer adskiller seg fra tilsvarende forhold i innsjøer. Dette p.g.a. forskjell i vannmengder, overflateareal i forhold til volum, tilførslenes karakter og blandingsprosesser. Vannkvalitetene like nedstrøms innsjøer er mer stabil enn lengre nede. Dette fordi innsjøer virker som en buffer (blandekar) for tilførsler av ulik slag.

På stilleflytende partier er strømningsmønsteret tilnærmet laminert. Det vil derfor ta tid før sideelver og utslipp blander seg med hovedvannmassene. Vannkvaliteten kan derfor nedstrøms slike tilførsler være svært forskjellig over elvens tversnitt. F.eks. er ikke Vormas vannmasser fullstendig blandet inn i Glommas, selv en mil nedstrøms samløp.

Vanntemperaturen i elver er bestemt av faktorer som strømhastighet, volum, dyp, kilde og årstids- såvel som døgnvariasjoner. Bortsett fra i dype, stilleflytende elvepartier eksisterer ikke noen vertikal termisk lagdeling. Vannmassene er godt blandet fra overflate til bunn

og temperaturen er ensartet. Om vinteren er vannet meget kaldt, ofte underkjølt, mens om sommeren er temperaturen høy. Ved værromslag endres temperaturen mye raskere i elver enn i innsjøer.

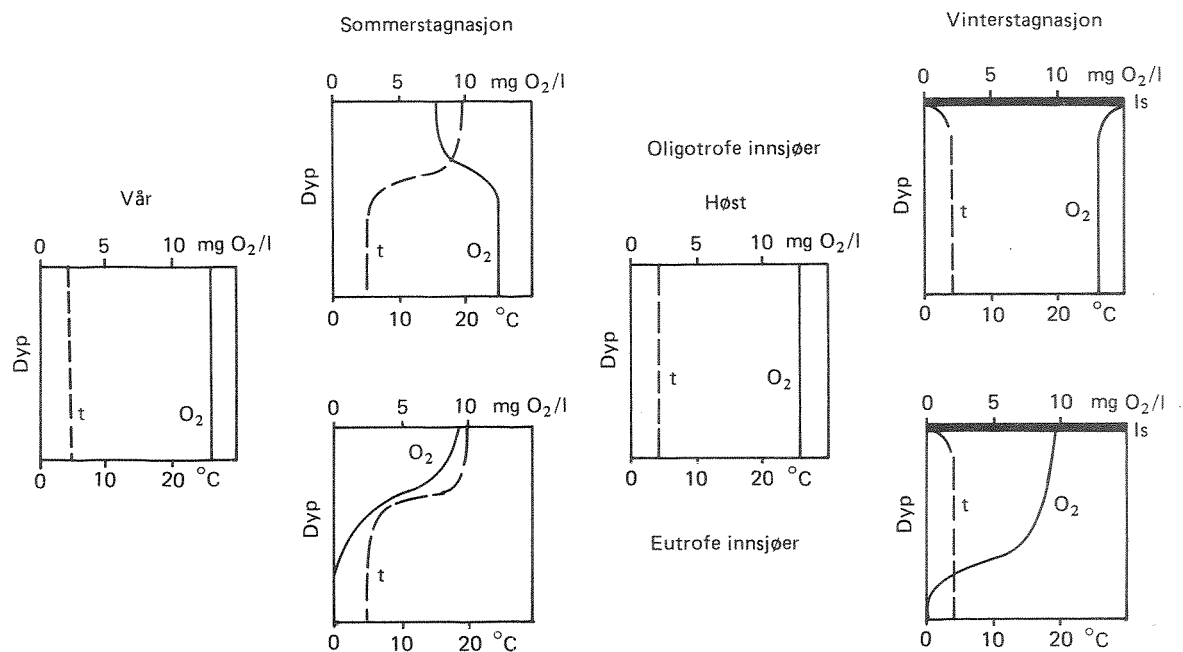
Årstidsvariasjoner i vannføring medfører store variasjoner i elvevannets innhold av løste såvel som partikulære stoffer. Forurensningssituasjonen i elver som brukes som resipient varierer sterkt med vannføring. Under flom er fortynningsmulighetene for oppløste stoffer langt større enn under lavvannsføringer. Ved lav vannføring vil partikulære stoffer (også forurensninger) kunne sedimentere i stilleflytende partier. Disse sedimenter vil ved resuspansjon bli ført videre under flomsituasjoner. Dette betyr at elvevannet ofte er mer turbid under høy vannføring (særlig ved begynnende flom) enn under lav.

Variasjoner i den generelle kjemiske vannkvalitet er størst i grunnvannspåvirkede elver. I Leira på Romerike f.eks. er vannkvaliteten i vesentlig grad preget av saltholdig grunnvann i lavvannsperioder, mens saltfattig overflatevann fra høyereliggende områder dominerer vannkvaliteten i flomperioder.

3.3. Oppløst oksygen i vann

Overflatevann - elver og innsjøer - tilføres oksygen fra atmosfæren og som et resultat av algers og vannplanters fotosyntese. Respirasjon (ånding) samt kjemisk og mikrobiologisk omsetning og nedbrytning av organisk stoff forbruker oksygen. I lite produktive overflatevann i kontakt med atmosfæren har vannet 100 % oksygenmetning. I overflatelagene av produktive innsjøer, kan planteplanktonets fotosyntese om sommeren medføre betydelig overmetning (opptil 150 - 200 %) om dagen, mens respirasjonen kan resultere i konsentrasjoner godt under 100 % metning om natten. Konsentrasjonen av oppløst oksygen varierer i løpet av dagen og fra årstid til årstid beroende på mengde og art av tilført organisk materiale, mengde og artssammensetning av planteplankton, lys, tilgjengelige næringssalter, temperatur, vannbevegelse og beitende/nedbrytende organismer (dyreorganismer og bakterier) (fig. 3.2).

Forbruket av oksygen ved respirasjon varierer fra organisme til organisme alt etter art, alder, størrelse og stoffomsetningsaktivitet. Avtakende oksygeninnhold vil berøre de ulike arter på forskjellig måte. Noen organismer unnviker ved avtakende oksygeninnhold, mens andre tilpasser seg forholdene.



Figur 3.2 Idealisert vertikalfordeling av oksygen og temperatur i oligotrofe (næringsfattige) og eutrofe (næringsrike) innsjøer under de ulike årstider. Stiplet kurver = temperatur, helopptrukne kurver = oksygen (O_2). I næringsfattige innsjøer som tilføres store mengder organisk stoff fra nedbørfeltet, vil oksygenfordeling i dyplagene være som i de eutrofe innsjøene.

Den termiske lagdeling i innsjøer fører til at dyplagene i perioder (stagnasjonsperiodene) blir isolert og i liten grad får tilført oksygen. Oksygeninnholdet her avtar p.g.a. oksydasjon av organiske forurensninger samt ved prosesser som forbraker oppløst, suspendert eller utfelt organisk materiale. Effekten av disse oksydasjons- og nedbrytningsprosesser beror på mengde og type organisk stoff og mengde og type bakterier som er til stede. I mange tilfeller ved høy biologisk produksjon (eutrofe innsjøer) eller ved stor tilførsel av organisk stoff fra nedbørfeltet kan det være fullstendig oksygenmangel i dyplagene under stagnasjonsperiodene (anaerobe forhold). Under sirkulasjonsperiodene blir oksygeninnholdet i dypvannsmassene igjen fornyet (fig. 3.2).

Den mikrobiologiske nedbrytning eller respirasjon er mest intens i overgangslaget mellom sediment og vann. De oppløste oksygenmengder i sedimentene blir berørt av den mikrobiologiske stoffomsetning, tilførsel av oksygenholdig vann og den kjemiske utveksling mellom sediment

og vann. Under oksygenfrie tilstander, forvandles vannets reduksjonsbetingelser. Dette resulterer i at mange metallioners oksydasjionspotensiale forandres på en slik måte at metallforbindelsenes løselighet forandres. I oksygenfrie vannmasser er derfor vannets kjemiske sammensetning helt anderledes enn i oksygenholdig vann.

I de hurtigrennende norske elver er vannet vanligvis godt mettet med oksygen. Det samme er tilfelle med næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. I eutrofe innsjøer og innsjøer med stor tilførsel av humusstoffer er det periodevis (stagnasjonsperiodene) lavt innhold av oksygen i dyplagene. I elver som er sterkt forurensset med lett nedbrytbart organisk materiale (f. eks. silosaft) kan det også forekomme episoder med lavt oksygeninnhold i vannet (særlig om natten).

4. PROSESSER SOM INNVIRKER PÅ STOFFOMSETNING OG STOFFKONSENTRASJONER I VANN

Omsetning og konsentrasjon av stoffer i vann er bl.a. styrt av følgende prosesser: kompleksdannelse, hydrolyse, ionebytte, mikrobiologisk nedbrytning, oksydasjon - reduksjon, sedimentasjon, løselighet, sorpsjon (adsorpsjon, desorpsjon).

Slike prosesser kan i betydelig grad innvirke på biotilgjengelighet, toksisitet, stabilitet og omdannelse av stoffer i vann. Grad, omfang og betydning av disse prosesser beror på egenskaper og forhold i de lokale omgivelser.

I det følgende skal de nevnte prosesser kort omtales:

4.1 Kompleksdannelse

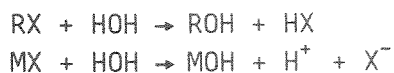
Når metallioner (f.eks. kalsium, magnesium, jern osv.) reagerer med organisk materiale og uorganiske forbindelser (OH^- , CO_3^{--} , SO_3^{--} , Cl^-) i vann oppstår såkalte komplekse forbindelser. Kompleksdannende reaksjoner kan involvere både løste forbindelser såvel som uløselige avhengig av konsentrasjoner og vannets pH (surhetsgrad). Metallionet eller kationet betegnes som det sentrale atom og aniongruppen (negativt ladet), som ligand. Kompleksdannelse med mer enn en ligandgruppe kalles chelater.

pH influerer på graden av kompleksdannelse. Ved lav pH, konkurrerer H^+ ionet med metallionet om liganden, mens ved høy pH, konkurrerer OH^- (hydroksid) med liganden om metallionet. Kompleksforbindelse hvor hydroksid-ionet inngår er av størst betydning i vannkjemien.

Hvordan metallene opptrer i vann er sterkt påvirket av interaksjoner mellom vannfasen og partikulært materiale. Oppløste metallkomplekser kan bli fjernet fra vannet ved at de binder seg til partikulært materiale og sedimenterer. Anriking og remobilisering av metaller i sedimentene beror på faktorer som kjemisk sammensetning, saltholdighet, pH, redoks-verdier og de lokale hydrodynamiske forhold. Metallkonsentrasjoner i løsning, som er høyere enn de beregnede ut fra likevekter, er ofte forklart ved chelatering med organiske molekyler. Chelatering kan altså bidra til å maskere tilstedeværelsen av metaller i vann.

4.2 Hydrolyse

Når et organisk stoff (RX) eller metallsalt (MX) reagerer med vann (HOH) slik at X-gruppen skiftes ut med hydroksyl-ioner (OH), kalles dette hydrolyse:



Betydningen av hydrolysen er at det introduseres en hydroksylgruppe i molekylet. For organiske forbindelser betyr dette lettere og mer vidtgående nedbrytning. I tillegg blir forbindelsen mer løselig i vann.

Løselige hydrolyseprodukter er viktig i vann hvor metallioner er tilstede, f.eks. kan giftvirkningen av tungmetaller endres ved gunstige pH-betingelser.

Temperaturen innvirker på hydrolysen og en temperaturøkning på 10^0 C, øker hydrolyseeffekten fra 2 til 4 ganger. Ved fortynning og avtakende pH øker metallionenes tendens til å hydrolysere.

Den kjemiske tilstand og hydrolyseproduktene oksydasjonstrinn kontrollerer flere kjemiske reaksjonsforløp:

- adsorpsjon av løste forbindelser til partikler
- metallforbindelsenes evne til å koagulere og danne kolloider (små partikler) som sedimenterer

4.3 Ionebytte

Med ionebytte menes utveksling av ioner adsorbent til en overflate (partikler) med ioner i vannet. I praksis kan det være vanskelig å skille mellom adsorpsjon/desorpsjon og ionebytteprosesser. Ionebytte innvirker på de kjemiske stoffers mobilitet og omsetning i vannet, og den har stor betydning med hensyn til det kjemiske hendelsesforløp mellom vannfasen og sedimentene.

Generelt avtar ionebytte-effekten med økende ionevalens. Bindingens styrke er styrt av pH. Ionebytteprosessen er tidsavhengig og beror på hvilke forbindelsestype som utvikles så vel som av temperatur og nærvær av konkurrerende ioner. Den relative evne til ionebytting for noen stoffer er gitt ved $\text{Li}^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ba}^{2+}$ hvor litium (Li^+) er lettest utbyttbar og barium vanskeligst (Ba^{2+}).

Leire-mineraler, jernhydroksider, manganoksider og organisk stoff kan ta opp kationer fra vannet og frigi ekvivalent mengde andre kationer tilbake til vannet. Disse prosesser er viktig med hensyn til å endre vannets naturlige sammensetning. Oksider og organisk materiale som ofte omgir leirepartikler, har gjerne høy utbyttekapasitet. Ionebytteprosesser innvirker også på vannets innhold av organisk materiale.

4.4 Mikrobiologisk nedbryting

Mikrobiologisk nedbryting (bakterier, sopp, alger osv.) av forurensninger er viktig med hensyn til reduksjon og omsetning av stoffer i vann og sedimenter. Reaksjoner som er assosiert med slike prosesser inkluderer oksidasjon, reduksjon og hydrolyse. Disse reaksjoner er en funksjon av molekylstruktur, stoffkonsentrasjoner, type mikroorganisme og veksthastighet, tilgjengelig næring, den kjemiske vannkvalitet og temperatur. Nedbrytningsprosessene er kompliserte av natur, dynamisk og beror (bl.a.) på mikroorganismenes tilstand (utvikling).

I lagdelte innsjøer er det stor forskjell på temperatur, lys, næringstilgang, oksygenkonsentrasjon osv. i de ulike lag. Mikroorganismene er tilpasset sine omgivelser og er derfor forskjellig både hva artsammensetning og stoffskifteprosesser angår. Da organiske stoffer og uorganiske næringssalter hoper seg opp i sedimentene, er den mikrobiologiske aktiviteten her vanligvis mye større enn i vannfasen over.

Mikroorganismene i vann iverksetter bl.a. følgende prosesser: mineralisering hvorved organiske stoffer overføres til uorganiske produkter, toksiske (giftige) stoffer overføres til ufarlige forbindelser og aktivering av ikke giftige stoffer til giftige.

Mikrobiologisk aktivitet kan også medføre at sedimenterte metaller frigjøres og danner komplekse forbindelser med andre stoffer.

Ikke alle syntetiske organiske forbindelser brytes ned av mikroorganismer. Hvis de nødvendige egenskaper (ensymer) hos mikroorganismen mangler eller den aktuelle forbindelse på en eller annen måte beskyttes av omgivelsene, vil forbindelsen være persistent (stabil). Denne tilstand kan vare i meget lang tid (måneder, år).

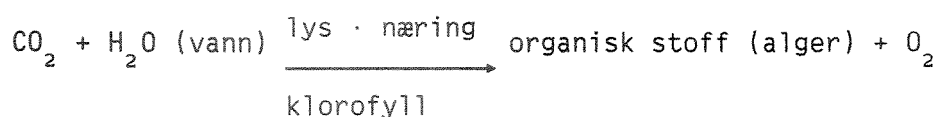
4.5 Oksidasjon - reduksjon

Redoks-potensialet beskriver vannets oksidative eller reduktive kapasitet dvs. det er et tallmessig uttrykk for oksidasjons- eller reduk-

sjonsbetingelsene i systemet. Høye tallverdier indikerer oksiderte tilstander og lave reductive.

Den kjemiske tilstand av mange forurensninger modifiseres av redoks betingelsene i deres omgivelser. F.eks. er jern- og mangansyklusen i vann influert av variasjoner i redoks forholdene i vannet.

Plantenes fotosyntese og mikrobiologisk nedbryting av organisk materiale kan i stor grad forklares ved redoks-betingelsene i vann. Ved fotosyntesen blir karbondioksid (CO_2) via planter (alger) omdannet til organisk materiale og oksygen. Fotosyntesen kan kjemisk uttrykkes ved følgende reaksjon:



Forholdet mellom karbon, nitrogen og fosfor i alger er som 106:16:1 (ekvivalentbasis).

Under forutsetning av at oksygen er tilstede, er effekten av mikrobiologisk respirasjon (ånding) og nedbryting i virkeligheten det motsatte av fotosyntensen dvs. karbondioksid frigjøres. Dette medfører bl.a. lavere pH.

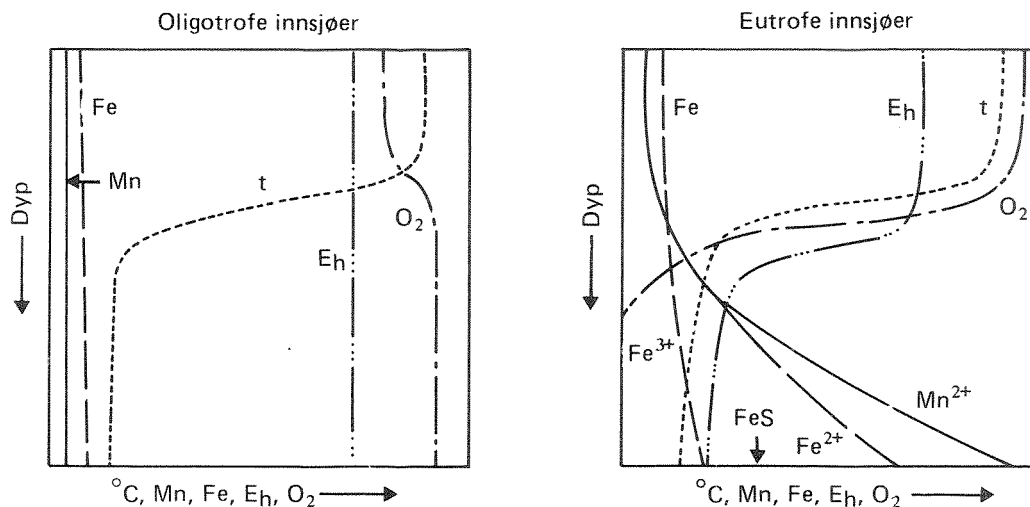
Hvis oksygen ikke er tilstede, vil nedbrytning foregå på bekostning av oksiderte forbindelser:

- denitrifikasjon: bakterier oksiderer organisk materiale til CO_2 ved bruk av oksygen fra nitraten (NO_3^-).
- sulfatreduksjon: bakterier oksiderer organisk materiale til CO_2 ved bruk av oksygen fra sulfaten (SO_4^{2-}). Biproduktet er den giftige gassen H_2S (hydrogensulfid).
- gjæringsprosesser kan foregå ved forskjellige redoks-verdier og beror i vesentlig grad på sammensetningen av det organiske materiale.

Alle anaerobe (oksygenfrie) nedbrytningsprosesser utføres av spesialiserte bakterier. Deres funksjon er å katalysere omdannelsen av ustabile forbindelser til mer stabile.

I vannforekomster er redoks-betingelsene et resultat av en balanse mellom nedbrytning av organisk materiale og konsentrasjon av oppløst oksygen. Ved sirkulasjon er vannets oksygen innhold i likevekt med oksygenet i atmosfæren. Ved lagdeling vil oksygenet i dyplagene (hypolimnion) avta p.g.a. nedbrytning av organisk materiale. I næringsfattige innsjøer er det en liten produksjon av organisk materiale og følgelig er nedbrytningen beskjeden, vannet er godt mettet med oksygen i alle dyp. I eutrofe vannforekomster er det en høy produksjon. Når det organiske stoffet synker og nedbrytes, forbrukes oksygen (fig. 4.1). De anaerobe reduksjonsprosesser vil omfatte nitratreduksjon, reduksjon av manganoksider, sulfatreduksjon, gjæring og metandannelse. Under sirkulasjonsperioder bringes disse stoffer sammen med f.eks. løste tungmetaller, fosfater osv. opp i de ovenforliggende vannmasser (epilimnion).

Ved oksygenfrie tilstander på overgangen mellom vann og sediment, vil oksiderte metallforbindelser f.eks. jern (Fe^{3+}) og mangan (Mn^{4+}) reduseres og gå over til lett løselige forbindelser (Fe^{2+} og Mn^{2+}) som difunderer ut i vannfasen. Dette medfører at bl.a. fosfater som er adsorbent til sedimentene frigjøres og tilføres vannfasen.



Figur 4.1 Generalisert vertikal fordeling av jern (Fe) og mangan (Mn) under sommerstagnasjon i oligotrofe (næringsfattige) og eutrofe (næringsrike) innsjøer; t=temperatur, O_2 =oksygen, Fe=jern, Fe^{3+} =treverdig jern, Fe^{2+} =toverdig jern, Mn=mangan, Mn^{2+} =toverdig mangan, FeS=jernsulfid, Eh= red-oks potensialet.

I oligotrofe innsjøer, godt mettet med oksygen er redokspotensialet høyt og jern- og manganinnholdet lavt hele året igjennom.

I eutrofe innsjøer reduseres oksygeninnholdet i dyplagene p.g.a., nedbryting av organisk stoff. Dette medfører at redokspotensialet avtar og jern- og manganforbindelser som i oksygenholdig vann foreligger komplekst bunnet til humusstoffer (som regel treverdige), reduseres (toverdige) til lett løselige forbindelser. Hvis hydrogensulfid (H_2S) er til stede, vil noe jern sedimentere som jernsulfid (FeS).

4.6 Sedimentasjon

Under forskjellige fysiske og kjemiske betingelser, vil mineraler i sedimentene frigjøres og reagere med vannet. De kjemiske egenskapene til mineralene vil forandres ved løselighetsreaksjoner som frigjør stoffer til vannet eller utfellingsreaksjoner som fjerner dem fra vannet. Stoffenes løselighetsprodukt er bestemmende for den utfelte fraksjonens størrelse.

Utfellingsreaksjoner omfatter ulike typer salter f.eks. karbonater, hydrokysylsalter, sulfater, silikater osv. Jern og mangan faller ut som hydroksider. Vannets pH er bestemmende for hvor omfattende utfellingsprosessene blir.

Sedimentasjon av partikulært materiale hvor f.eks. tungmetaller er adsorbent, vil medføre at konsentrasjonen av slike stoffer (i vannet) avtar, f.eks. kan kobber falle ut sammen med jernhydroksid.

I elver og grunne innsjøer/innsjøpartier vil strøm og bølgeaktivitet medføre resuspensjon dvs. at vannet anrikes med partikulært materiale. Stoffer som er adsorbent til partikler vil, avhengig av forholdene forøvrig, kunne frigjøres og f.eks. bli biologisk tilgjengelig.

4.7 Løselighet

Løseligheten av et stoff angir hvor stor mengde av vedkommende stoff som vil være i løsningen under de aktuelle forhold. Faktorer som pH, redoks-forhold, temperatur, hardhet osv. er bestemmende for stoffenes løselighet.

Løselighetsproduktet som refererer seg til produktet av konsentrasjonene mellom de involverte ioner (kationer, anioner) er et mål for stoffets løselighet. Det kan beregnes når likevekt mellom fast og løst fase er etablert. Løselighetsproduktet er en konstant som kan brukes for å estimere muligheten for et stoff å gå i løsning. Likevektsløse-

ligheten kan forandres ved variasjoner i konkurrerende ioner og organisk stoffer i løsningen.

Rent generelt øker løseligheten av de fleste uorganiske salter med økende temperatur, men unntak finnes.

Løste organiske forbindelser har en tendens til å danne kolloidale partikler i vann, og dette kan resultere i så høye konsentrasjoner at de løste mengder blir maskert.

4.8 Sorbsjon (adsorbsjon, desorbsjon)

Adsorbsjon er en prosess hvor et oppløst ion eller molekyl er konsentrert på en partikkeloverflate. Dette er ofte grunnen til at man finner lavere konsentrasjoner av spormetaller i vann enn det man skulle forvente ut fra likevektsberegninger.

Sorbsjonsprosessene spiller en viktig rolle med hensyn til konsentrasjon av metaller og organiske stoffer i vann. Det er alltid en pH-avhengig likevekt mellom konsentrasjonene av stoffer i vann med mengden som er adsorbent til partikkeloverflaten. Teoretisk kan stoffer som er adsorbent til partikler frigjøres til vannet igjen og på denne måten bli biotilgjengelig.

4.9 Sedimentenes betydning

Effekten av vannforekomstens bunnsedimenter på vannets kvalitet varierer avhengig av de lokale forhold og sedimentenes kjemiske karakter (fig. 4.2.).

Sorbsjonsmekanismer, redoksforhold og organismers (bakterier, sopp, begroingsorganismer, plankton osv.) aktivitet innfluere på stoffutvekslingen mellom sediment og vann. Betydningen av disse prosesser er en funksjon av diffusjonskoeffisienter og omgivelsenes innflytelse på de kjemiske reaksjoner.

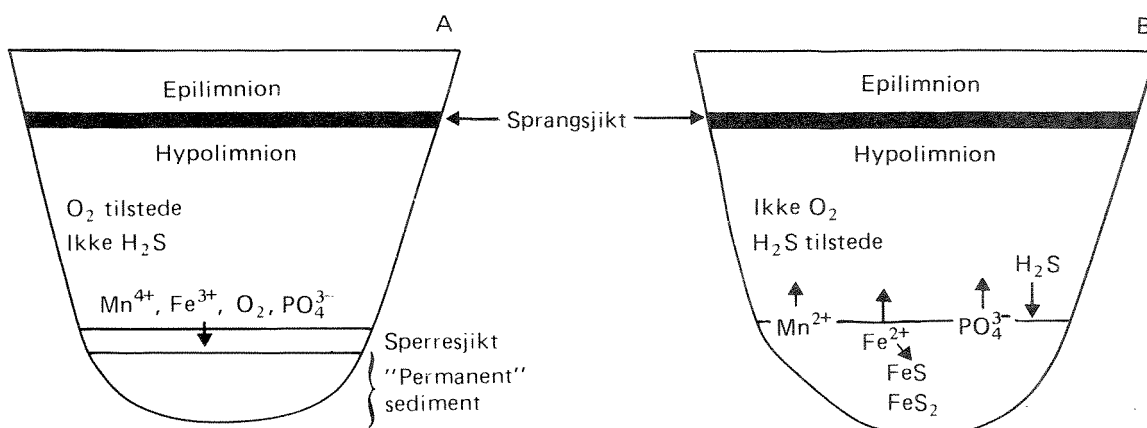
Ferskt sedimentert organisk materiale gir grobunn for bakterier og bidrar til lavt redokspotensiale. Sedimentene utsettes for en geokjemisk omdannelse. P.g.a. den mikrobiologiske aktivitet og de kjemiske-bakteriologiske reduksjonsprosesser er sedimentenes oksygeninnhold lavt. Oksiderte og tungt løselige forbindelser reduseres til lett løselig (f.eks. $\text{Fe}^{+++} \rightarrow \text{Fe}^{++}$) og føres via diffusjonsprosesser opp i vannfasen.

Når et metall når bunnsedimentene kan det bli resirkulert p.g.a. fysiske (turbulens) og kjemiske (lavere pH, endrede redoksforhold) prosesser og ført tilbake til vannfasen. Når de hydrologiske forhold forandres (flom) kan et lokalt forurensningsproblem bli spredd og forårsake betydelig problemer langt nedenfor det primære problemområdet.

En viktig egenskap ved mikrobiologiske aktiviteter er at organiske metallforbindelser omdannes og bindes til organiske molekyler som et resultat av enzymkatalyserte oksidative og reductive prosesser. Dannelsen av metyllerte forbindelser (forbindelse av metaller og org. stoff f.eks. metyllalkohol) av f.eks. bly og kvikksølv, er en viktig årsak til at giftige forbindelser tilføres omgivelsene. Metylleringsprosessene er nært knyttet til mikrobiologisk aktivitet. Slike prosesser finner sted nær sedimentoverflaten og på partikler i suspensjon.

Mange tungmetaller (kvikksølv, kadmium, bly, kobber) kan akkumuleres eller lagres i næringskjeden. Fordi metallene i stor grad er bundet til silt og leirepartikler, begynner ofte akkumuleringen ved filtrerende dyreplanktonorganismer.

Fluksen av næringsssalter ut av sedimentene har stor betydning for produksjonsforholdene i vannforekomster (grad av eutrofi). Utveksling av for eksempel fosfor mellom sedimenter og vann er viktig for tilgjengeligheten av fosfor i vann. De viktigste kontrollerende faktorer for disse prosesser er det overliggende vannets tilstand (redoks, pH og stoffkonsentrasjon) og mikroorganismene i sedimentene som modifierer utvekslingslikevekten og influerer på fosfortransporten. Betydelige fosformengder er adsorbent til jernhydroksid (FeOH_3) og andre oksider. Ved lavt redoks-potensiale reduseres disse forbindelser og fosforet frigjøres. Vanligvis frigjøres minst fosfor i pH-området fra 5 til 7.



Figur 4.2 Sedimentenes innvirkning på vannkvaliteten. Mobilisering av fosfatfosfor (PO_4^{3-}), jern (Fe^{2+}) og mangan (Mn^{2+}) som følge av at oksygenet er brukt opp ved nedbryting av organisk stoff (alger). Ved tilstrekkelig oksygen i vannet (A), er det etablert et sperresjikt i sedimentoverflaten hvor mangan og jern binder bl.a. fosfater. Disse forbindelser er praktisk talt uløselig i oksygenholdig vann. Når oksygenet blir borte (B), reduseres mangan og jernforbindelsene og går derved over til en lett løselig form. Resultatet blir høyt innhold av mangan, jern og fosfater i det oksygenfrie vannet. Er hydrogensulfid til stede i vannet vil jernet binde seg med sulfidene og falle ut som tungt løselig jernsulfid.

5. BETYDNINGEN AV OMGIVELSENE OG DERES KARAKTEREGENSKAPER FOR VANNETS KVALITET

Vannets kvalitet i elver og innsjøer er bestemt av de nedbørkjemiske forhold, avrenningsområdets egenskaper, menneskelige aktiviteter og biologisk stoffomsetning i selve vannforekomsten.

Ulike stoffer og stoff-kombinasjoner innvirker på vannets kvalitet på ulike måte. I det følgende er derfor vannkvaliteten inndelt i tilstandstyper i henhold til hvilken virkning ulike stofftilførsler har:

- Dominerende oppløste uorganiske salter
- Næringsalter
- Organisk stoff
- Forsurende komponenter
- Giftstoffer
- Partikulært materiale
- Mikrober - hygienisk belastning

Bortsett fra beskrivelsen av dominerende salter som i vensentlig grad er naturbettinget, er de øvrige tilstandstyper diskutert med henblikk på vannets egnethet som drikkevann. Behov og grad av beskyttelsestiltak og vannbehandling er også kort og generelt kommentert. Beskrivelsene av hver enkelt tilstandstype er disponert på følgende måte:

- Årsak
- Virkning i vannforekomsten
- Konsekvenser for drikkevannet
- Hensiktsmessig plassering av vanninntak
- Behov og grad av beskyttelsestiltak
- Behov og grad av vannbehandling

Grad av stofftilførsler og virkning i vannforekomsten, kan variere fra vannforekomst til vannforekomst. Derfor må problemene i praksis vurderes individuelt for hver enkelt vannforekomst og på bakgrunn av kunnskap om vannforekomst, tilførsler og omsetningsprosess. Følgende beskrivelse er av generell og veiledende karakter.

5.1 Dominerende oppløste uorganiske salter

Dominerende salter i vann er forbindelser hvor kationene kalsium (Ca^{++}), magnesium (Mg^{++}), natrium (Na^+), kalium (K^+) og anionene klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{--}), hydrogenkarbonat (HCO_3^-) deltar. Spesiell interesse knytter seg til kalsium og magnesium-innholdet fordi

disse bestemmer vannets hardhet. I kystnære områder kan natriumklorid være av interesse p.g.a. sjøvannspåvirkning.

"Kvalitetsnormer for drikkevann" (SIF 1987) angir følgende verdier for disse stoffer med hensyn på godt drikkevann (kranvann):

Kalsium	:	15-25 mg Ca/l
Magnesium	:	< 10 mg Mg/l
Natrium	:	< 20 mg Na/l
Kalium	:	ingen norm
Klorid	:	< 100 mg/l
Sulfat	:	< 100 mg SO ₄ /l
Alkalitet (hydrogenkarbonat):	:	0,6-1,0 mekv/l

Vannets hardhet er i vesentlig grad regulert av vannets innhold av kalsium- og magnesiumsalter. Tilstedeværelsen av jern, mangan og aluminium bidrar også til vannets hardhet, men disse stoffer er vanligvis ikke til stede i store mengder. Hardheten som uttrykkes som kalsiumoksid (CaO) eller kalsiumkarbonat (CaCO₃) brukes for å beskrive vanntypen, bufferkapasitet og produktivitet. Hardheten reflekterer bergrunnen i nedbørfeltet. Vann som drenerer kalkholdige områder har høye kalsium og magnesiumkonsentrasjoner og er hardt.

Overflatevann her i landet hvor berggrunnen i vesentlig grad består av gneiss-granitiske bergartstyper er gjerne saltfattig og bløtt. Hardheten vil neppe overskride kvalitetsnormene for drikkevann.

Vann med lavt kalsiuminnhold har liten bufferkapasitet dvs. vannet er lite motstandsdyktig mot sure komponenter. Tilførsel av f.eks. sur nedbør til denne vanntype medfører raske endringer i vannets kjemiske egenskaper: lav pH, endring i vannets innhold av aluminium, tungmetaller osv. Dessuten vil slikt vann være meget korrosivt.

P.g.a. kompleksdannelser er giftvirkninger av f.eks. tungmetaller mindre i en hard vanntype enn i en bløt. Ved konstant hardhet kan imidlertid giftvirkningene variere avhengig av alkalitet og pH.

Bortsett fra lokalt i forbindelse med eventuelle forurensningsutslipp inneholder norsk overflatevann lave konsentrasjoner av elementene natrium, kalium og klorid. I kystnære farvann hvor vannforekomstene er utsatt for sjøsprøyt kan betydelige mengde av slike salter forekomme og stoffenes konsentrasjonsnivåer bør undersøkes ved eventuelle drikkevannsforsyninger fra slike kilder.

Overflatevannet i Norge vil neppe overskride "Kvalitetsnormene for drikkevann" hva hardhet angår. Den bløte vanntypen kan imidlertid medføre betydelige korrosjonsproblemer. Dessuten kan bløtt og surt vann inneholde betydelige mengder aluminium og tungmetaller.

5.2 Næringssalter

5.2.1 Årsak

Tilstedeværelsen av næringssaltene fosfor og nitrogen regulerer vannets produktivitet. Biologisk vekst er også avhengig av en rekke andre elementer som karbon, jern, svovel osv., men som regel er disse tilstede i tilstrekkelige mengder. Fra naturens side varierer produktiviteten fra vannforekomst til vannforekomst avhengig av den naturlige tilstedeværelse av vekstfremmende stoffer - enkelte vannforekomster er fra naturens side eutrofe (dvs. produktive).

Økt biologisk produksjon (eutrofiering) refererer seg imidlertid vanligvis til økt tilførsel av plantenæringsstoffer, spesielt fosfor, fra menneskelige aktiviteter.

Kilder:

De viktigste kilder til økt tilførsel av næringssalter er

- Kloakkvann fra boligbebyggelse, skoler, forsamlingshus, sykehus, hoteller, hytter, campingplasser osv.
- Avrenningsvann fra jordbruksarealer, gjødsellagre, driftsbygninger o.l. innenfor jordbruksnæringen. Skogsgjødsling vil også bidra.
- Avløpsvann fra visse industribedrifter, spesielt næringsmiddelindustri (konservesbedrifter, potetbearbeidende industrier, slakterier, meierier osv.) og metallurgisk industri hvor f.eks. fosfor anvednes i ulike sammenhenger.

Tilførslenes størrelser og variasjoner er diskutert i Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler (Vennerød 1984).

5.2.2 Virkning

Primært vil økt tilførsel av plantenæringsstoffer medføre økt produksjon av planteplankton (alger) i de frie vannmasser i sommerhalvåret, og økt vekst av fastsittende alger og høye vannplanter i de grunne områder og stilleflytende elver. Økt begroing av fastsittende alger langs strendene av innsjøer og elver er et sikkert tegn på at vannforekomsten er i en eutrofierende utvikling.

Som en følge av økt algevekst vil næringsgrunnlaget for dyreorganismer og i neste omgang fisk øke. Vannforekomsten blir mer produktiv.

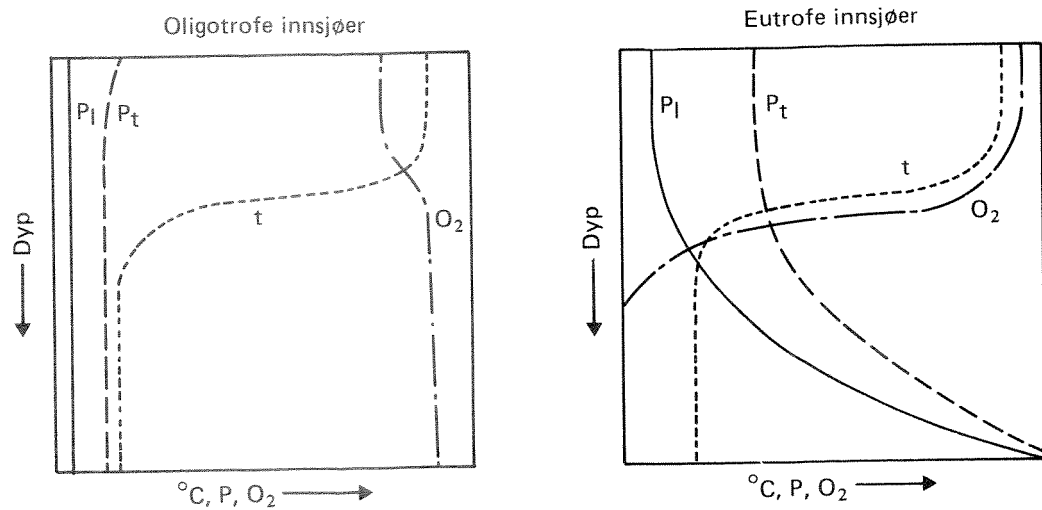
En eutrofierende utvikling (økt produksjon) fører til at organismelivets artsammensetning endres. Innenfor planteplanktonet utvikles det arter f.eks. kiselalger og blågrønnealger, som i mindre grad er egnet som næring for dyreorganismene.

I innsjøer og stilleflytende elvepartier vil en vesentlig del av planteplanktonet synke til bunns og ved hjelp av bakterier brytes ned. Slike nedbrytningsprosesser er oksygenkrevende og oksygeninnholdet i dyplagene avtar. Størst oksygenforbruk finner sted i de bunnære vannmasser og i sedimentene hvor det organiske materiale hoper seg opp. Ved tilstedeværelse av sulfater og svovelforbindelser, utvikles den giftige gassen hydrogensulfid (H_2S) når oksygenet forsvinner.

Når vannets oksygeninnhold avtar og forsvinner, endres vannets reduksjonsbetingelser. Dette medfører at mange av metallforbindelsenes løselighet forandres - dvs. at mange metaller f.eks. jern og mangan som i oksygenrikt vann er bundet til sedimentene vil, når oksygenet forsvinner, gå i løsning eller faller ut som tungt løselige sulfider. Fosfater og andre anioner som er bundet til metallene vil følgelig også frigjøres (fig. 5.1). Nitrater og organisk bundet nitrogen reduseres og frigjøres som ammonium (fig. 5.2).

I grunne innsjøer og på stilleflytende grunne elvepartier, vil økt næringstilførsel føre til betydelig vekst av høyere vannplanter, og fastsittende alger etc. vannforekomstene gror igjen og forsumpes (fig. 5.3 og 5.4).

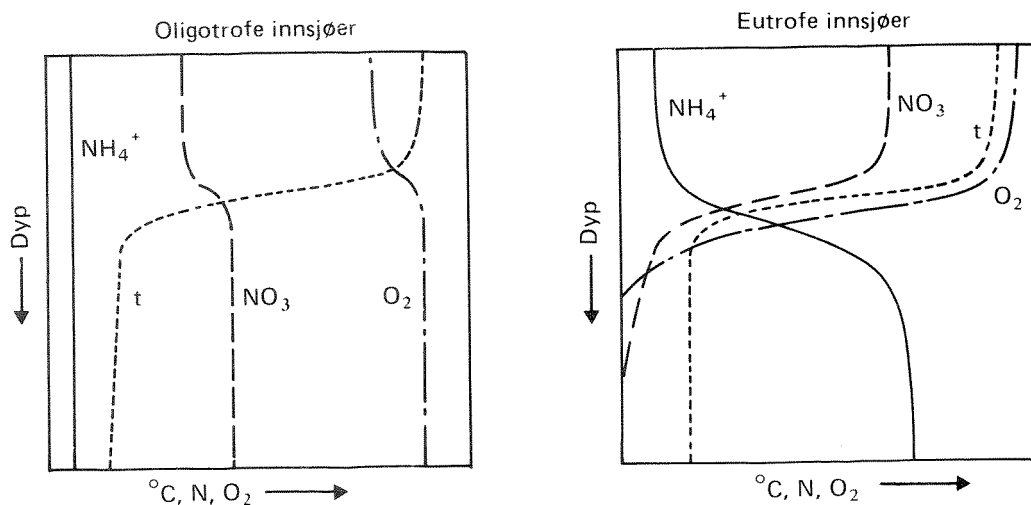
I de oksygenfattige/frie vannmasser som oppstår i dypet av innsjøer og stilleflytende elvepartier ved økt eutrofiering (plantevekst), medfører endring av vannets kjemiske sammensetning i disse lag. Bl.a. anrikes vannet på ulike metallioner, næringssalter, hydrogensulfid osv. Innsjøers overflatelag og elvepartier er påvirket av planteplankton, fastsittende alger og høyere vannplanter.



Figur 5.1 Generalisert vertikal fordeling av løst (P_1) og total (P_t) fosfor under sommerstagnasjonen i oligotrofe (næringsfattige) og eutrofe (næringsrike) innsjøer t =temperatur, O_2 =oksygen, P_1 =løst (algetilgjengelig) fosfor og P_t =total fosfor.

I oligotrofe innsjøer er fosforinnholdet, både løst og totalt, lavt og det er liten variasjon med tiden.

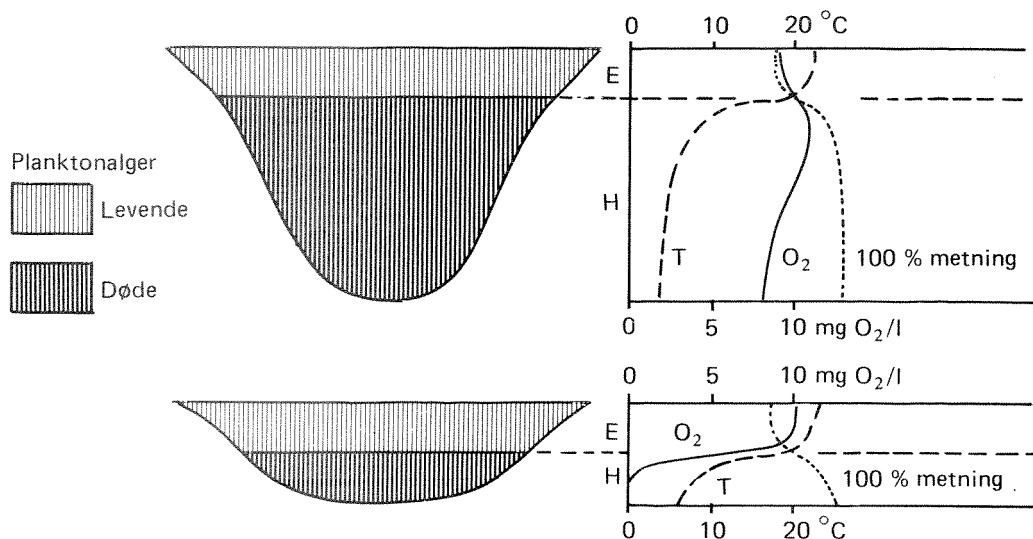
Eutrofe innsjøer har høyt innhold av fosfor. Under stagnasjonsperiodene reduseres oksygeninnholdet i de dypere lag. Dette medfører reduktive forhold med bl.a. utløsning av først og fremst løst fosfor (fosfat-fosfor) fra sedimentene og fra det organiske stoffet i vannet.



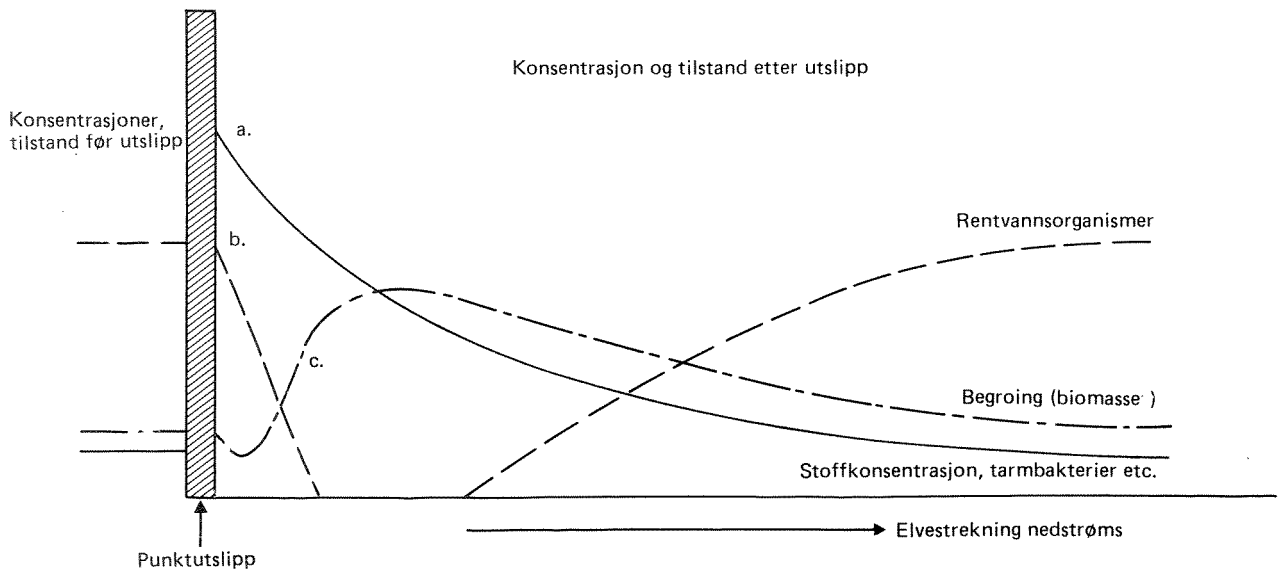
Figur 5.2 Generalisert vertikal fordeling av ammonium og nitrat under sommerstagnasjonen i oligotrofe (næringsfattige) og eutrofe (næringsrike) innsjøer.

t=temperatur, O_2 =stagnasjon, NO_2 =nitrat, NH_4^+ =ammonium

I eutrofe innsjøer med lite eller intet oksygen i dyplagene om sommeren, oppstår det her reduktive tilstander som medfører at nitraten reduseres til ammonium. Det samme vil skje om vinteren.



Figur 5.3 Vertikal utbredelse av oksygen ved slutten av sommerstagnasjonen i innsjøer som har samme planteplanktonproduksjon men forskjellig dyp. I en grunn innsjø med lite dypvannsvolum mottar vannmengden langt større organisk belastning (døde planktonalger) pr. volumenhet enn dypvannsvolumet i en dyp innsjø. Planktonet dør og synker ned i dypet (hypolimnion) hvor det brytes ned av bakterier. T=temperatur, Stiplet linje=oksygeninnhold som korresponderer med 100 % metning ved den aktuelle temperatur T. E=epilimnion, H=hypolimnion. Etter Thienemann (1927).



Figur 5.4 Sterkt generalisert hendelsesforløp ved forurensningsutslipp (kloakk, jordbruk, fabrikker etc.) i elver, (a) stoffkonsentrasjon, tarmbakterier etc. vil generelt sett avta nedstrøms utslippet. (b) Antall arter rentvannsorganismer vil først avta for så igjen å øke. (c) Begroingen øker dvs. artsantallet øker og mengden øker for så igjen å avta når næringsmengden avtar (fortynning, sedimentering, biologisk avsetning).

Et eventuelt vanninntak bør fortrinnsvis plasseres ovenfor utslippet eller langt nede hvor forurensningseffekten er sterkt redusert.

5.2.3 Konsekvenser for drikkevannet

Konsekvensene av økt biologisk produksjon for bruken av vannforekomsten som drikkevannskilde er avhengig av produksjonsnivået eller eutrofigraden. I Vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT 1988) er følgende klasseinndeling for noen eutrofieringsparametre anvendt (tabell 5.1).

Tabell 5.1. Klasseinndeling av sentrale parametre for eutrofiering basert på vurdering av vannforekomstens egnethet som råvannskilde for vannverk. Alle tall gjelder middelveier over sommeren.

Parametre	Benevning	Parameterinndeling				Tilstandskl.
		kl. 1	kl. 2	kl. 3	kl. 4	
Total fosfor	µg P/l	< 7	7 - 11	11,1 - 20	> 20	= Endeling klasse (etter avveining)
Total nitrogen	µg N/l	< 200	200 - 325	326 - 450	> 450	
Klorofyll	µg klo/l	< 2	2 - 3,7	3,8 - 7,5	> 7,5	
Siktedyp	m	> 7	7 - 4,1	4,0 - 2	< 2	

Vannforekomster som tilhører klasse 1 kan på bakgrunn av produksjonsforhold betraktes som velegnet som råvannskilder for vannverk, mens vannforekomster av klasse 4 frarådes brukt uten meget vidtgående rensing.

Konsekvenser av eutrofiering (økt biol. prod.) i drikkevannssammenheng er:

- *dårlig smak og lukt av vannet*
- *ved fremskreden eutrofiering kan giftproduserende blågrønnalger periodevis være til stede*
- *i dypet dvs. under sprangsjiktet er vannets oksygeninnhold oftest lavt*
- *ved redusert oksygeninnhold (eller anaerobe forhold) vil en rekke metaller bl.a. jern og mangan gå i løsning og medføre store problemer i drikkevannssammenheng. Samtidig anrikes dypvannet på ammonium, hydrogensulfid o.l.*
- *vannet har høye fargetall og inneholder store mengder partikulært materiale (plante- og dyreorganismer).*
- *vannets innhold av bakterier er høyt (se hygiene)*

5.2.4 Plassering av vanninntak

Utsettes en innsjø for tilførsel av plantenæringsstoffer, blir i utgangspunktet hele innsjøen berørt. Imidlertid vil eutrofieringseff-

fekten regionalt være noe nyansert avhengig av innsjøens størrelse, utforming, utslippenes beliggenhet, vind- og strømforhold. I Vansjø f.eks. som har en meget uregelmessig utforming med mange bassenger, er de grunne og avstengte områder som ligger opp mot store forurensningskilder mest utsatt (dårligst egnet). I Mjøsa er de sentrale partier rundt Hamar og Gjøvik mest utsatt, men vind og strømforhold har stor betydning for den regionale utbredelse av forurensningsstoffer i denne innsjø.

I dype innsjøer som Mjøsa, Tyrifjorden osv., vil man ved å anvende dypvannsinntak (40-70 m eller dypere) i vesentlig grad unngå ulempene eutrofieringen fører med seg. Selv om man under sirkulasjonsperiodene vår og høst får blandet inn overflatevann i det dypere liggende lag, vil fortynningen i vesentlig grad redusere problemene. Dette gjelder også de mest utsatte områdene. Det forutsetter imidlertid at det ikke slippes ut avløpsvann på dypet (fig. 5.5).

I mindre dype eutrofierte innsjøer f.eks. Gjersjøen (som er ca. 60 m dyp), kan dypvannsinntak by på betydelige problemer. Dette fordi vannets oksygeninnhold er lavt og følgelig er vannets kjemiske kvalitet endret, bl.a. er dyp vannets innhold av jern og mangan høyt. For å redusere slike problem kan vannverket anvende vannuttak på to nivåer: ett i overflaten og ett i dypet slik at dypvannsinntaket bare anvendes i de perioder vannkvaliteten der tillater det.

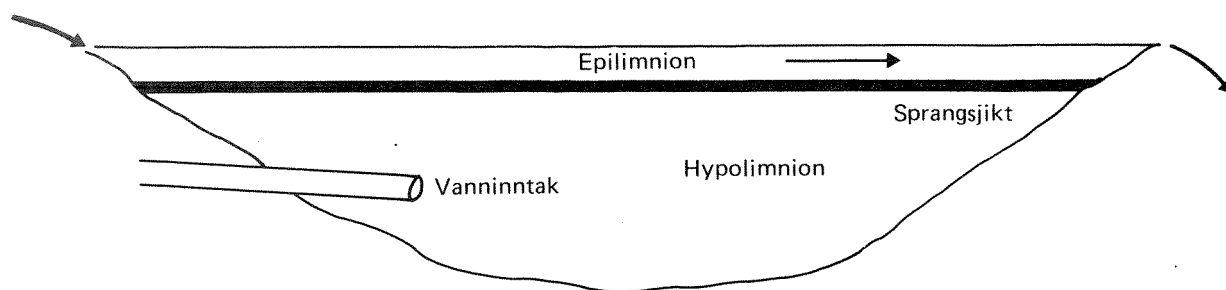


Fig. 5.5 I dype innsjøer fungerer sprangsjiktet sommer og vinter som en sperre mellom overflatevannet som alltid er utsatt for tilfeldige forurensninger og dyplagene. Ved dypvannsinntak vil man i betydelig grad unngå slike forurensninger, samtidig med at vannets temperatur er ensartet gjennom hele året.

I grunne innsjøer og elver hvor dypvannsuttak ikke er mulig, er det små muligheter for å unnvike eutrofieringsvirkningene. Ved siden av dårlig lukt og smak på vannet sommerstid, kan denne vanntype by på betydelige praktiske problemer f.eks. begroing, igjentetting av filter, ledninger osv.

Eutrofieringsproblemer kan i drikkevannssammenheng i noen grad unnvikes ved å anvende dypvannsinntak. I små men dype innsjøer kan dypvannet inneholde lite oksygen og ha en ugunstig kjemisk kvalitet. I grunne innsjøer og elver er det små muligheter for å unnvike eutrofieringsvirkninger. Vanninntaket bør under alle omstendigheter plasseres slik at det ikke kommer i direkte konflikt med forurensningsutslipp (f.eks. drikkevannsutttak oppstrøms forurensningsutslipp i elver osv.).

5.2.5 Behov for beskyttelsestiltak

Eutrofiering eller økt biologisk produksjon er en sekundær effekt av økt tilførsel av næringsalter i første rekke fosfor og nitrogen.

I løpet av de siste 30-40 år har en rekke vannforekomster som bl.a. brukes som drikkevannskilder, gjennomgått en eutrofiutvikling som følge av for stor tilførsel av næringsstoffer. Med forankring i gjeldende lovverk har forurensningsmyndighetene ført en aktiv kamp for å reversere denne utvikling. Selv om denne kampanje mange steder har hatt god virkning, har de ønskede resultater i drikkevannssammenheng ofte uteblitt.

Når en eutrofiutvikling er kommet for langt er det meget vanskelig å reversere utviklingen i tilstrekkelig grad, drikkevannsinteressene tatt i betraktning. Eksempler på dette er Vansjø, Gjersjøen, Akersvann osv. Fortsatte forurensningsbegrensende anstrengelser vil kunne forbedre vannkvaliteten, men neppe i den utstrekning som er ønskelig i drikkevannssammenheng.

Beskyttelsestiltak i forbindelse med vannforsyningskilder kan betraktes som forebyggende tiltak. Dette kan oppnås ved at forurensende aktiviteter i vannforekomstene eller deres nedbørfelt som kan medføre en uheldig utvikling ikke tillates. Et totalforbud mot alle former for eutrofierende aktiviteter vil være det ideelle.

Visse aktiviteter bør imidlertid kunne tåleres så lenge vannkvaliteten ikke endres til det verre f.eks. ved vesentlig avtak i siktedyp,

begroing langs strender osv. Med hensyn til øvrige parameterverdier se tabell 5.1. Det "akseptable aktivitetsnivå" er meget vanskelig å bestemme. Fordi de ulike vannforekomster reagerer på ulik måte, må dette nivå vurderes separat for hver enkelt vannforekomst.

Det finnes i dag et enkelt modellverktøy som med forsiktig bruk (av fagfolk) kan anvendes som hjelpemiddel ved slike vurderinger.

I utgangspunktet faller beskyttelse av drikkevannskilder mot eutrofi-utvikling sammen med forurensningslovgivningens intensjoner. Allerede eutrofierte vannforekomster hvor vannet i dyplagene er markert påvirket bør unngås som drikkevannskilder. En kombinert bruk av vannforekomster som drikkevannskilde og resipient for avløpsvann, bør i utgangspunktet ikke forekomme. Vannforekomstens størrelse og utforming er avgjørende for "akseptabel belastningsnivå" - dvs. før vesentlige eutrofieringseffekter gjøre seg gjeldende. Dette nivå må bestemmes av fagfolk. (De hygieniske forhold blir behandlet senere).

5.2.6 Vannbehandling

Ved bruk av eutrofierte vannforekomster som drikkevannskilder er vannbehandling nødvendig. Graden av vannbehandling er avhengig av problemets størrelse. Ved langt fremskreden eutrofitilstand vil det være behov for vidtgående behandling - fullrensing (koagulering) og aktiv kullbehandling for å fjerne lukt og smak. Ved høyt manganinnhold kan i tillegg, kjemisk oksydasjon være nødvendig. Desinfeksjon vil under alle omstendigheter være påkrevet.

Ved dypvannsinntak i store, dype innsjøer som f.eks. Mjøsa og Tyri-fjord, kan eutrofieringseffekten i vesentlig grad unngås og følgelig er behovet for omfattende vannbehandling i mindre grad til stede.

I "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT 1988) er følgende kriterier gitt med hensyn til grad av vannbehandling.

Klasse 1: Råvannskvaliteten (overflatevann) tilfredsstillende de norske kvalitetsnormer for god vannkvalitet uten annen form for behandling enn siling og desinfisering og eventuelt alkalisering. (Desinfisering er alltid nødvendig ved bruk av overflatevann).

Klasse 2: Råvannskvaliteten tilfredsstillende etter desinfisering de norske kvalitetsnormer for mindre god vannkvalitet. Ved

enkel vannbehandling f.eks. siling, sandfiltrering, alkalisering o.l., skal det være mulig å oppnå god vannkvalitet etter de Norske kvalitetsnormene for drikkevann. (SIF 1987).

Klasse 3: God vannkvalitet (kvalitetsnormene) kan først oppnås etter omfattende behandling, dvs. f.eks. fullrensing (kjemisk felling), samt eventuell behandling for å fjerne lukt og smak.

Klasse 4: Vannkilden er ikke tilrådelig som drikkevannskilde, f.eks. p.g.a. tilstedeværelse av giftige blågrønnalger. Meget omfattende rensenanordninger må i så fall anvendes. Forholdene må vurderes av helsemyndighetene.

5.3 Organisk stoff

5.3.1 Årsak

Organisk stoff er et samlebegrep for en rekke ulike typer organiske forbindelser som foreligger løst eller som partikler i vannet. Enkelte av disse forbindelser er lett nedbrytbare (f.eks. silosaft) eller biologisk omsettbare, mens andre meget langsomt lar seg bryte ned i vann (f.eks. sagflis).

De viktigste kilder for slike stoffer er følgende:

- Vannforekomster som ligger i myr- og skogområder f.eks. på Østlandet, i Trøndelag og i enkelte kystområder, er fra naturens side sterkt påvirket av organisk materiale - humusstoffer. Generelt sett er dette den viktigste kilde til overflatevannets innhold av organisk stoff i Norge.
- Eutrofe (produktive) vannforekomster har høyt innhold av organisk materiale som skyldes biologiske produksjon (levende og dødt organisk materiale).
- Tilførsel av organisk stoff fra ulike typer menneskelige aktiviteter:
 - kloakkvann fra husholdinger
 - gødselstoffer, fôrrester, silosaft, barkrester osv. som skyldes en rekke ulike typer landbruksaktiviteter og fiskeoppdrett.

- industriutslipp, i første rekke fra treforedlingsbedrifter og næringsmiddelindustri

5.3.2 Virkning

Primært innvirker organiske stoffer på vannets utseende dvs. farge og partikkelinnhold (turbiditet). Påvirkningen er størst i utslippsområdet og avtar både med avstand fra utslippsområdet og med vannets oppholdstid. Dette skyldes i vesentlig grad sedimentasjon og biologisk omsetning (fig. 5.6). I flere av våre lange og smale fjordsjøer som f.eks. Randsfjorden avtar fargeverdiene fra innløp til utløp.

Stor tilførsel av organisk materiale til elver kan medføre betydelig vekst av bakterier og sopp (heterotrof vekst) som ofte danner tette tepper på elvebunnen. Denne virkning avtar nedover med avstand fra utslippet (selvrensing).

De biologiske vekst- og omsetningsprosesser er oksygenkrevende. Utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale i elver, fører til at vannets oksygeninnhold reduseres. Oksygenfrie tilstander kan periodevis forekomme spesielt nattetid når lysttilgangen er begrensende (f.eks. Figgjo på Jæren) for fotosyntesaktiviteten. I de fleste hurtigflytende norske elver er det god innblanding av oksygen fra atmosfæren og vannet er godt mettet med oksygen selv ved høyt innhold av humusstoffer.

I innsjøer med stor tilførsel av organisk materiale eller høy biologisk produksjon, kan oksygenet i dyplagene være sterkt redusert under stagnasjonsperiodene sommer og vinter. Dette skyldes oksygenkrevende nedbrytningsprosesser. De oksygenreduserte eller frie tilstander innvirker i vesentlig grad på vannets kjemiske kvalitet. Bl.a. øker vannets innhold av metallioner i første rekke jern og mangan, men dypvannet kan særlig i eutrofe innsjøer anrikes på stoffer som fosfater og ammonium i disse perioder (se under eutrofiering).

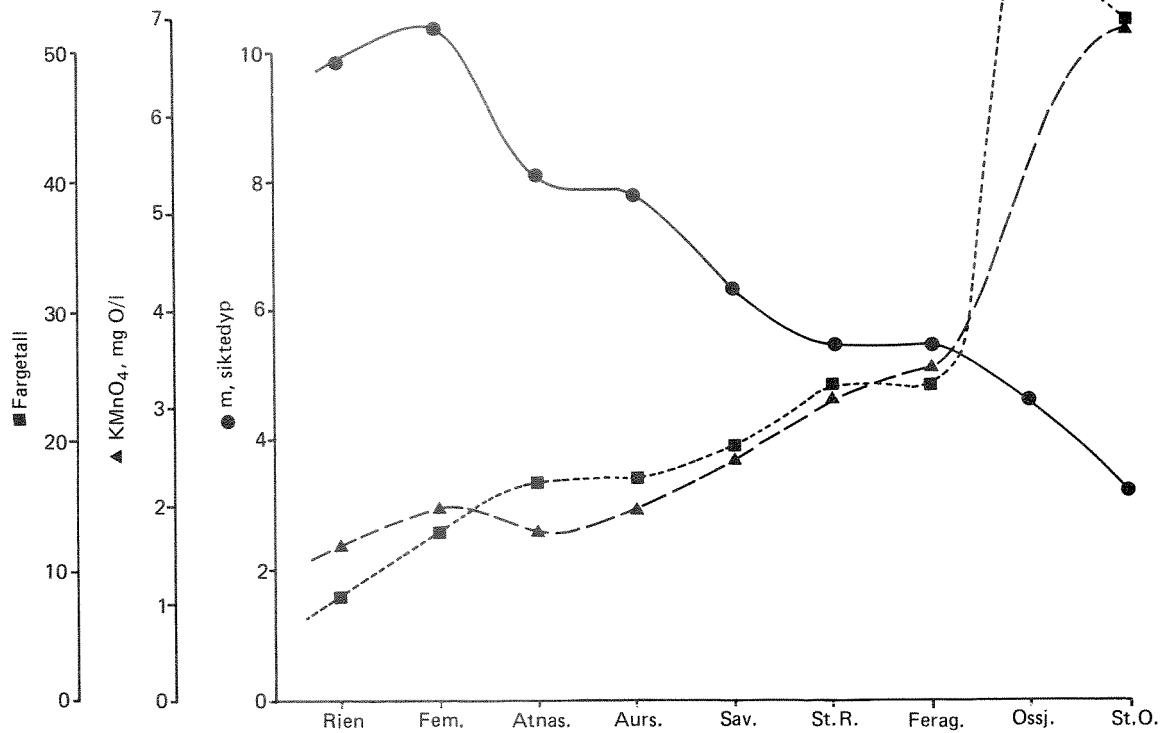


Fig. 5.6 Sammenheng mellom siktedyp, fargetall og kjemisk oksygenforbruk i noen innsjøer langs/i Glommavassdraget (1978-1980). Partikkelinnholdet (turbiditet) og planktonmengden var lav og påvirket i mindre grad siktedypet i disse innsjøer. Det er i vesentlig grad vannets innhold av humus som er årsak til variasjonene.

5.3.3 Konsekvenser for drikkevannet

Høyt innhold av organisk materiale medfører høye fargetall og turbiditetsverdier (partikler). Dessuten kan jern, mangan og andre metallioner i betydelig grad være kompleksbundet og/eller adsorbent til organisk materiale.

I Vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT 1988) er følgende klasseinndeling for de mest sentrale parametre for organisk stoff, anvendt (tabell 5.2).

Tabell 5.2. Klasseinndeling av sentrale parametre for vannets innhold av organisk stoff, basert på vurdering av vannets egnethet som drikkevann. Jern og mangan er tatt med fordi disse stoffer inngår i organiske kompleksforbindelser.

Parametre	Benevning	Parameterinndeling				Tilstand
		kl. 1	kl. 2	kl. 3	kl. 4	
Fargetall		< 15	16 - 25	26 - 40	> 40	(etter avveining)
COD-Mn	mg O/l	< 4	4 - 6,5	6,6 - 10	> 10	
TOC	mg C/l	< 3	3 - 5	5,1 - 9	> 9	
Oksygen i dyplagene	% O ₂	> 70	69 - 50	49 - 30	< 30	
Jern	mg Fe/l	< 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,4	> 0,4	
Siktedyp	m	> 7	7 - 4,1	4 - 2	< 2	

Spesielt i dype innsjøer kan høyt innhold av organisk materiale medføre betydelig redusert oksygeninnhold i dyplagene under sommer og vinterperiodene. Lavt innhold av oksygen kan også forekomme i grunne innsjøer vinterstid - særlig i de bunn-nære vannmasser. Lavt innhold av oksygen medfører som nevnt endring i vannets kjemiske kvalitet - først og fremst høyt innhold av jern og mangan, men også andre helse- og bruksmessige betenkelige stoffer.

Organiske forbindelser særlig de syntetiske kan ha helsemessige konsekvenser ved meget lave konsentrasjoner i vannet - de har også stor evne til å inngå komplekse forbindelser med metaller og andre stoffer hvorved de kan bli ytterligere helseskadelige. I kvalitetsnormer for drikkevann (SIF 1987) er dette diskutert og det er vesentlig på bakgrunn av litteraturstudier, angitt visse grensenormer som ikke bør overskrides. Konvensjonelle vannbehandlingsmetoder innbefattet aktivt kull vil ikke alltid kunne gi fullgod sikkerhet mot denne type forurensninger.

Imidlertid vet man i dag meget lite om konsentrasjonsnivåene av denne type forbindelser i norsk drikkevann samt hva de ulike aktiviteter betyr. I denne forbindelse kan det nevnes at sterkt belastede og eutrofierte vannkilder som Gjersjøen, Vansjø, Glomma osv. i dag brukes

som råvannskilder. Vannet behandles i avanserte konvensjonelle behandlingsanlegg. Det foreligger her ingen dokumentasjon på at de nevnte kvalitetsnormer for syntetiske organiske stoffer eller helseskadelige forbindelser er overskredet i det behandlede vannet. Uhell i vannbehandlingsanlegget er en usikkerhet.

Organiske stoff i råvannet kan medføre praktiske problemer i vannverket ved f.eks. gjengroing av rørsystemer, igjentetting av siler osv.

5.3.4 Plassering av vanninntak

Ved punktutslipp av organisk stoff i elver bør et eventuelt vanninntak plasseres ovenfor utslippet eller så langt nede at effektene av utslippet er sterkt reduserte (selvrensing). Like nedenfor utslippet er vannsystemet økologisk sett meget ustabil og bør av denne grunn unngås som drikkevannskilde. Sterkt humuspåvirkede elver er dårlig egnet som drikkevannskilder spesielt p.g.a. humusstoffenes kompleksdannende egenskaper.

Innsjøer som er sterkt påvirket av organisk stoff - tilført fra nedbørfeltet, ved utslipp, eller ved høy planktonproduksjon - kan i perioder (sommer og vinter) ha lavt oksygeninnhold i dyplagene. Dette medfører reduktive betingelser og ofte høyt innhold av stoffer som er ufordelaktig i drikkevannssammenheng. Ved en eventuell utnyttelse av slike innsjøer som drikkevannskilder, kan et to-delt inntaksarrangement anvendes: ett dypvannsinntak som anvendes så lenge dypvannets kvalitet er tilfredsstillende, og ett inntak i overflatelagene som anvendes når dypvannet er utilfredsstillende.

Rent generelt bør ikke vanninntaket plasseres i de områder som er sterkest utsatt for forurensningstilførsler.

5.3.5 Behov for og grad av beskyttelsestiltak

Effekten av organisk stoff i vann er avhengig av stoffenes karakter. Enkelte organiske stoffer er tungt nedbrytbare, andre lett - noen er helsemessig sett ufarlige, mens andre er giftige osv. Organiske stoffer er grobunn for mikroorganismer og de kan inngå helsemessig sett uheldige forbindelser med kjemikalier f.eks. i behandlingsanlegget.

Av disse grunner må aktiviteter som medfører tilførsler av organiske stoffer til en drikkevannskilde begrenses. Dette kan skje ved forbud, rensetekniske tiltak eller avledning.

Beliggenheten av aktiviteten i forhold til vannkilden er av stor betydning. I åpne elver og bekker brytes en rekke organiske stoffer raskt ned (selvrensing) og utslipp til f.eks. en elv i lang avstand fra den aktuelle drikkevannskilde vil derfor i stor grad være brutt ned før vannet når frem til kilden. Dette bør det taes tilbørlig hensyn til ved bestemmelse av beskyttelsestiltak.

Utslipp av organiske stoffer må sees i sammenheng med tilgjengelige vannmengder og konsentrasjonsnivå av stoffer som kan inngå komplekse forbindelser med de organiske.

5.3.6 Behov for og grad av vannbehandling

Som nevnt har overflatevannet mange steder et høyt innhold av organisk stoff av naturlig opprinnelse (humusstoffer). For at slikt vann skal tilfredstille "Kvalitetsnormer for drikkevann" (SIF 1987), må vannet behandles før det distribueres til brukerne. Tilføres vannet organisk stoff som følge av menneskelige aktiviteter er vannbehandling desto mer nødvendig.

Hvilken behandlingsprosess som skal anvendes beror på det organiske stoffets karakter og i hvilken grad det er komplekst bundet til metaller og andre miljøgifter.

Koagulering og filtrering har vært den vanligste behandlingsmetode. Behandling med ozon blir også brukt i denne sammenheng.

Man bør være spesielt oppmerksom på de organiske stoffers kompleksdannende egenskaper og at det kan forekomme situasjoner da vanlige konvensjonelle tiltak ikke gir tilstrekkelig helsemessig trygghet.

5.4 Forsurende komponenter

5.4.1 Årsak

I store områder av Norge er overflatevannet fra naturens side surt med lavt innhold av kalsium og lav alkalitet (hydrogenkarbonat). De lave

kalsiumverdier medfører at vannet er ømfintlig mot forsurening f.eks. sur nedbør.

Årsaken til at overflatevann i store områder av landet er blitt sterkt forsuret i den senere tid, er langtransporterte tilførsler av forsurende komponenter via luft og nedbør (svovel- og nitrogenoksider) fra sterkt industrialiserte strøk av Europa hvor det er stort forbruk av fosilt brensel. Det er særlig det sydlige Norge og visse områder på Vestlandet som er mest utsatt. Her består berggrunnen i vesentlig grad av gneiss-granittiske grunnfjellsbergarter som i liten grad bidrar til å øke vannets bufferkapasitet - vannet er ytterst forsuringfølsomt.

Sulfationet betraktes som den drivende kraft i forsuringprosessen. Når avrenningsvannets innhold av sulfationer øker utløses kationer (hydrogen, aluminium, kalsium, magnesium) fra nedbørfeltet og vannet anrikes på slike stoffer. Høyt nitrat-innhold i nedbøren virker også forsurende.

5.4.2 Virkning i vannforekomsten

Forsuring av vassdrag medfører økologiske forstyrrelser og påvirkning av alle nivåer i næringskjeden. Størst betydning er reduksjon i fiskebestandene. Særlig skadelig er surt vann med høyt innhold av aluminium. Aluminium kan foreligge i ulike tilstandsformer. Aluminium i ioneform (labilt aluminium) er den giftige formen. (Labilt aluminium bestemmes som differansen mellom reaktivt og illabilt aluminium).

Ved forsurening av vann endres vannfloraen til fordel for økt vekst av påvekstalger. Dette skyldes til dels redusert bynndyr/dyreplanktonfauna og følgelig nedsatt beiting samt at sopp får større betydning ved nedbrytning av organisk materiale (langsommere nedbrytning). Følgelig vil sedimentenes innhold av organisk stoff øke.

Forsuringens innvirkning på organismer i vann er uavhengig av økosystemtype. Vannets oppholdstid i elver og innsjøer kan i noen grad innvirke på forsuringsutviklingen, særlig på episodiske forsuringseffekter.

5.4.3 Konsekvenser for drikkevannet

Surt vann er korrosivt overfor en rekke materialer. Når vannets pH er lavere enn 7, vil det kunne tære på de fleste metaller. Korrosjon

skyldes et komplekst forhold mellom pH-verdi og vannets innhold av karbondioksid, oksygen samt hardhet, alkalitet og temperatur.

Korrosjon kan ha helsemessige konsekvenser f.eks. kan bly og kadmium utløst fra ledningsnettene og opptre i helsemessige betenkelige konsentrasjoner.

Korrosivt vann kan ha store økonomiske konsekvenser fordi ledningsnettets levetid forkortes. Dette vil også få bruksmessige problemer og medføre økt driftskostnader ved utspyling og rengjøring av ledningsnettene. Ved lekkasjer som oppstår p.g.a. korrosjon er mulighetene tilstede for innsug av forurensninger i ledningssystemet.

Korrosivt vann kan ha dårlig smak og medføre missfarging av sanitærmatur, klesvask o.l.

Ved forsuring av overflatevann, vil aluminium løses ut fra berggrunnen/løsavsetningene. De helsemessige konsekvenser av høyt aluminiuminnhold i drikkevannet, er foreløpig noe uklar. I "Kvalitetsnormer for drikkevann" (SIF 1987) angis en verdi på 0,1 mg/l som retningsgivende.

5.4.4 Plassering av vanninntak

Problemer i forbindelse med surt vann kan i liten grad reduseres/ungås ved plassering av vanninntak. Dette gjelder både innsjøer og elver.

5.4.5 Behov for og grad av beskyttelsestiltak

Da surt vann som regel er "naturbetinget" og forårsaket av langtransporterte luft/nedbør forurensninger, er det liten mulighet for beskyttelse. Plassering av vanninntak nedstrøms sure utslipp bør av flere grunner unngås.

5.4.6 Behov for og grad av vannbehandling

I henhold til "Kvalitetsnormer for drikkevann" (SIF 1987) bør pH i konsumvannet ligge i området 7,5 til 8,5.

Koagulering, lufting, kalkdosering innvirker på vannets pH. Tilsetning av kalk er den mest vanlige pH-regulerende behandlingsmetode.

5.5 Miljøgifter

5.5.1 Årsak

Med miljøgifter menes her tungmetaller og organiske mikroforurensninger i vann og som alene eller i forbindelse med andre stoffer kan ha helsemessige konsekvenser ved bruk av vannet som drikkevann.

Fra naturens side antar vi at konsentrasjonen av slike stoffer vanligvis er meget lave i norsk overflatevann. I enkelte områder med kisholdige bergarter, spesielt i områder hvor det fra gammelt av har vært gruvedrift, kan den "naturlige" vannkvalitet ha høyt innhold av tungmetaller f.eks. kobber, sink, kadmium osv.

Vannets innhold av miljøgifter har således i vesentlig grad sin årsak i:

- direkte utslipp fra indutribedrifter - gruver, metallurgisk, petrokjemisk, treforedling, garverier osv.
- anvendelse av konserveringsmidler (beising av såkorn, impregnering osv.)
- bruk av plantevernmidler i landbruket
- avrenning fra veier, gater, trafikkårer
- lufttransporterte forurensninger
- endring av nedbørens kjemiske sammensetning f.eks. lav pH som medfører utløsning av bl.a. aluminium fra berggrunn og løsvasetninger. Aluminium kan også tilføres vannkilden som restaluminium (fra kloakkrensaneanlegg).
- utslipp av kloakkvann

Ved bestemmelse av beskyttelsestiltak for drikkevannskilder er det meget vesentlig å fremskaffe oversikter over naturlig utbredelse av aktuelle problemstoffer. Det bør også taes hensyn til den beredskapsmessige side av problemet (f.eks. uhell, nedgravde tanker osv.).

5.5.2 Virkning i vannforekomsten

Vann inneholder en rekke metaller men de fleste i meget små konsentrasjoner. Mengden spormetaller i vann er kontrollert av fysiske og kjemiske interaksjoner og likevekter. Disse interaksjoner er påvirket av mange faktorer inkludert pH, redoks, temperatur, hardhet, karbondioksidkonsentrasjoner, organiske forbindelser og metallionekonsentrasjoner. Forhøyede konsentrasjoner av mange metaller kan medføre akutte giftvirkninger og/eller være et potensiale for opphoping i næringskjeden og på denne måten være en trussel for økosystemet og folks helse.

Fordi metallene ikke kan nedbrytes, blir de transportert eller lagret i vann/sedimenter og kan betraktes som tilgjengelig når forholdene ligger til rette for det. Bly er f.eks. sterkt adsorbent til partikler og blir derfor fjernet fra vannet ved sedimentering. Kadmium som danner kompleksforbindelser med organiske stoffer, blir værende i vannet. Utbredelsen av metaller i vann er en funksjon av vannets bevegelse, metallenes kjemiske tilstandsform og løselighet. For metaller som er assosiert med kolloider og partikulært materiale i suspensjon, er transport og utbredelse regulert av partikkelstørrelse, form, tetthet og vannets turbulens.

Da tungmetaller i stor grad er knyttet til partikler, anrikes vannforekomstens sedimenter med slike stoffer. Under spesielle fysiske og kjemiske forhold kan tungmetallene frigjøres fra sedimentene. Utvekslingen av metaller mellom sedimentene og vannet over, er komplekse prosesser som beror på flere faktorer (oksygenkonsentrasjon, pH, tungmetallenes konsentrasjon og organiske stoffer). Noen av de individuelle prosesser som er involvert i utviklingen er fortynning, ionebytte, kompleksdannelser, adsorpsjon, sedimentasjon og resuspensjon.

Vanligvis har norsk overflatevann et lavt innhold av tungmetaller. Nedstrøms gruvevirksomhet og visse industribedrifter kan konsentrasjonene være høye og vannet er av den grunn dårlig egnet som drikkevann.

5.5.3 Konsekvenser for drikkevannet

I enkelte tilfeller kan tilførsler av kjemiske stoffer til drikkevannskilder medføre risiko for akutte forgiftninger. Dette kan skje

ved massiv forurensning av uorganiske eller organiske giftstoffer eller ved giftstoffer som produseres i vannkilden. I sterkt eutrofierte vannforekomster med masseutvikling av blågrønnalger, er faren for giftvirkningen av algetoksiner som er meget giftige, til stede. Denne type vannkilder er ikke tilrådelige som drikkevannskilder - i så fall må meget omfattende vannbehandling anvendes.

De største problemer med helseskadelige stoffer er først og fremst at de kan få helsemessige konsekvenser etter lang tids eksponering. F.eks. kan enkelte stoffer hope seg opp i organismen og fremkalle kreft eller utløse allergiske reaksjoner. Skadene kan oppstå etter lang tid, når bestemte nivåer er nådd (kritisk dose). Både tungmetaller og endel klororganiske miljøgifter (f.eks. PCB) er klassifisert som kreftfremkallende. En del av disse stoffene kan også ha genskadende virkning. En rekke kreftfremkallende og mutagene forbindelser kan dannes ved klorering av vannet. Den helsemessige betydningen av dette i drikkevann er foreløpig usikker.

Drikkevannet er bare en av kildene for eksponering av kjemiske stoffer. Når betydningen av drikkevannets innhold av kjemiske stoffer med helseskadende potensiale vurderes, bør andre kilder og totalbelastninger som man utsettes for, taes med i betraktningen.

5.5.4 Plassering av vanninntak

Vassdrag med høyt innhold av helseskadelige giftstoffer er i utgangspunktet ikke tilrådelig som drikkevannskilder. I slike vannforekomster vil det heller ikke være mulig å fremskaffe betryggende vannkvalitet uansett plassering av vanninntak.

I moderat forurensede innsjøer, kan det være fordelaktig med dypvannsinntak for å unngå tilfeldige tilførsler (f.eks. tilførsler i forbindelse med ulykker), men dette er avhengig av giftstoffenes art. Giftstoffer som er adsorbent eller komplekst bundet til partikler og organisk stoff synker og vil derfor også kunne nå de dypere liggende vannmasser.

Vanninntaket bør under alle omstendigheter plasseres oppstrøms konkrete utslipp og potensielle forurensningsområder hvor miljøgifter kan være til stede eller tilføres i uakseptable mengder.

5.5.5 Behov for og grad av beskyttelsestiltak

Med henvisning til drikkevannsnormene (helsemyndighetene) må aktiviteter som kan medføre betenkelige konsentrasjoner av helseskadelige miljøgifter i drikkevannet, ikke forekomme i vannkildens nedbørsfelt. Dette gjelder spesielt hvis vannet ikke underkastes betryggende vannbehandling.

I hvilken grad slike stoffer når vannkilden er avhengig av aktivitetens plassering i forhold til kilden, renseanlegg, infiltrasjonsmuligheter osv. Infiltrasjonsanlegg kan på sikt bli mettet slik at de i det lange løp ikke gir den nødvendige sikkerhet. Dette har ofte vært et problem i forbindelse med f.eks. søppelfyllplasser.

Moderne landbruk kan bl.a. medføre tilførsler av konserverings- og plantevernmidler til vassdrag. Arealenes størrelse og beliggenhet i forhold til kilden er avgjørende for i hvilken grad dette representerer et problem. Kunnskapene om problemenes størrelse og omfang er imidlertid på dette område meget mangelfull.

Lekkasjer og sig fra utette lagertanker og kjemikalielagre kan fra tid til annen medføre problemer. Forbud/restriksjoner synes i denne sammenheng å være nødvendig.

Det bør tas beredskapsmessige hensyn til eventuelle uhell/ulykker i forbindelse med veier og ferdsel i vannkildens nedbørsfelt.

5.5.6 Behov for og grad av vannbehandling

Behov og omfang av vannbehandling er avhengig av vannets innhold av giftstoffer og i hvilken grad vannkilden er truet av slike tilførsler. De aktuelle vannbehandlingstiltak vil i de fleste tilfeller være:

- koagulering - flokkulering
- filtrering
- aktiv kullbehandling
- desinfisering

For enkelte stoffer og ved høye konsentrasjoner vil selv den mest avanserte behandling ikke gi tilstrekkelig sikkerhet slik følgende tabell viser:

Tabell 5.3. Vannbehandling og renseeffekt for noen giftstoffer.

Forurensningsstoff	Renseeffekt i %		
	Koagulering	Filtrering	Aktivt kull
Kobber	50 - 90	hjelpeprosess	
Sink	0 - 25	hjelpeprosess	
Bly	70 - 100	hjelpeprosess	
Jern	-	90 - 100	
Mangan	25 - 90	hjelpeprosess	
Kadmium	25 - 90	hjelpeprosess	0 - 50
DDT	25 - 100		100
2.4 D	0 - 25		100
Lindan	0 - 25	0 - 25	70 - 100
Fenoler	0 - 25		70 - 100
Toxafen	0 - 25		100
Trikloretan			50 - 90

(Se Canadian Water Quality Guidelines 1987)

5.6 Vannets innhold av partikler

5.6.1 Årsak

Vannets innhold av partikler kan ha naturlige årsaker, men kan også være forårsaket av menneskelige aktiviteter.

Naturlige årsaker:

Vassdrag som drenerer høyfjellsområder med isbreer er i sommerhalvåret sterkt belastet med partikulært materiale som oppstår ved isbreenes eroderende virksomhet (f.eks. Otta, Sjøa, Simoa osv.). Breslammet er tildels finfordelt og kan derfor sette sitt preg på vannkvaliteten langt nedover vassdraget. F.eks. kan den nordlige del av Mjøsa i perioder være visuelt påvirket av erosjonsprodukter fra Jotunheimens isbreområder.

Under flomperioder er mange elver sterkt påvirket av partikulært materiale som har sin årsak i erosjon langs eller i elvefaret. Partikulært materiale som tilføres elvene i lavvannsperioder og som sedimenterer i stilleflytende partier, kan bli resuspendert og ført videre under flomsituasjoner. Vannets partikkelinnhold kan derfor variere meget sterkt med årstidene og flomforholdene.

Ved vind og bølgeaktivitet på grunne innsjøer/innsjøpartier, blir gjerne bunnsedimentene hvirvlet opp. Slikt resuspendert materiale kan bli fraktet langt utover innsjøen og innvirke på vannets kvalitet. I enkelte tilfeller kan også slikt materiale fraktes ut av innsjøen gjennom utløpselva og således sette sitt preg på vassdraget nedstrøms.

I flere av våre dype fjordsjøer, har det til tider forekommet undervannsras i bratte sideskråninger. Partikulært materiale med slik opprinnelse kan innvirke på innsjøens dypvannskvalitet i lange perioder.

I naturlig eutrofe innsjøer og i vannforekomster som er omgitt av myr og skogarealer kan vannet til tider være påvirket av partikulært materiale av organisk opprinnelse dvs. plankton (planter, dyr) og partikulære humusstoffer. Påvirkningen vil også i slike tilfeller være sterkt sesongbetont.

Menneskelige aktiviteter:

Anleggsvirksomhet i og langs vassdrag medfører gjerne tilgrumset vann og høyt innhold av partikler så lenge anleggsvirksomheten pågår. Ved bygging av kraftverksdammer, veier, forbygninger, er dette vanlig.

Vind- og bølgeerosjon i nedtappede magasiners strandområder er en kilde for tilførsel av partikulært materiale til vassdrag, spesielt ved nyetablerte magasiner.

Utslipp av avløpsvann fra boligområder og visse industribedrifter medfører betydelige partikulære forurensninger (f.eks. Tista, Glomma, Dramselva osv.).

Visse jordbruksaktiviteter er for mange vassdrag en av de viktigste årsaker til tilførsel av partikulært materiale. Dette skyldes erosjon fra åpne åkerarealer, spesielt er tilførslene store ved bakkeplanering. Slike tilførsler er sesongbetonte, og de er gjerne høyest vår og høst når arealene ikke er vegetasjonsdekket.

I produktive vannforekomster utgjør planter og dyr en partikulær belastning på vannforekomsten. Red-oks-prosesser i oksygenfattig dypvannsmasser kan være et problem i slike lokaliteter - også med hensyn til vannets innhold av partikler.

5.6.2 Virkning på vannforekomster

Vannets innhold av partikulært materiale innvirker på vannets klarhet, lysforhold, temperatur, oppløste stoffer, adsorpsjon av giftstoffer og utbredelse og sedimentasjon av stoffer.

Partikulært materialer adsorberer solenergi og motvirker lystilgang. Dette har betydning for

- algevekst og biologisk produksjon
- innvirker på vannets stabilitet og de vertikale blandingsprosesser
- reduserer oksygenutvekslingen mellom luft og vann

Transport og utbredelse av partikler beror primært på vannføring og vannhastighet. I innsjøer kan bølgeaktiviteter lokalt i grunne områder, medføre betydelig resuspendert partikulært materiale i vindfulle perioder. Transporten av løste stoffer (løste metaller og næringsalter) er bestemt av vassdragets vannføring, mens for partikulært materiale som er tyngre enn vann, vil transporten bero på partiklernes størrelse, egenvekt og vannhastighet.

På den ene siden kan kationer, anioner og organiske forbindelser adsorberes til partiklene, på den andre siden frigjøres (dissosieres) ioner. Frigivelse av hydrogenioner (H^+) medfører negativt ladet overflate (partikler), mens frigivelse av hydroksylioner (OH^-) medfører positivt ladet overflate. Overflateladningen skaper bl.a. muligheter for kompleksdannelse. Organiske stoffer kan også adsorberes til overflaten av uorganiske materiale og forandre overflatespenningen.

Adsorpsjonen skjer hurtig og etter kort tid er det elektrostatisk likevekt. Desorpsjonen (frigivelse av ioner) skjer mye langsommere. Begge reaksjoner beror imidlertid på metallenes kjemiske forhold og egenskapene til den adsorberende overflate. Prosessene er influert av både konsentrasjon og ionestyrke til de ulike anioner og partiklernes bindeegenskaper.

Vannets pH influerer i stor grad på hvordan metallioner adsorberes til partikkeloverflaten. Økt opptak av metallioner skjer over et lite pH-område som ofte korresponderer med det pH-område hvor mange oppløste metaller hydrolyserer.

Forandringer i løselighet og tilgjengelighet av jern og kobber som et resultat av kompleksdannelse med organiske molekyler, er vel dokumentert.

Leire er karakterisert ved stort overflateareal, kationebyttekapasitet og høy negativ overflateladning. Undersøkelser har vist at leirepartiklernes adsorpsjonskapasitet beror på faktorer som valens og konsentrasjon av det adsorberte stoff, leiretype, vannets pH, type og konsentrasjon av konkurrerende stoffer. Leirens viktigste egenskaper er flokkulering og sedimentering av organisk materiale, jernhydroksid og manganoksider. Sorpsjonen er ikke permanent og kationer utveksles stadig med andre kationer. Mesteparten av vannets innhold av jern er f.eks. tilstede som suspensjon av jernhydroksid ($\text{Fe}(\text{OH})_2$). Disse partikler har vanligvis en positiv overflateladning og vil derfor trekke til seg ioner, negative ladede leirepartikler, organiske kolloider etc. Dette resulterer i dannelselse av ikkeladede sedimenter.

Metaller som f.eks. kobber-ioner kan bli adsorbent av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -partikler og sedimentere sammen med disse.

5.6.3 Konsekvenser for drikkevannet

Høyt innhold av partikulært materiale gir vannet et dårlig estetisk utseende. Slam i ledningsnettene kan forårsake smaks- og luktp problemer, og kan føre til problemer med misfarging av sanitærutstyr, klesvask og industriprodukter. Høyt innhold av partikler vil også redusere effekten av desinfeksjonsmidler.

Partikulært materiale har evne til å adsorbere tungmetaller og andre giftstoffer. Disse stoffene vil altså kunne transporteres og spredes med det partikulære materiale. Ved endringer av de kjemiske forhold f.eks. pH, kan de adsorberte stoffer frigjøres (desorpsjon) og tilføres vannet som løste forbindelser som kan være giftig både for organismer i vann og for den menneskelige organisme.

Kvalitetsnormer for drikkevann (SIF 1987) angir turbiditetsverdier $<0,5$ FTU (Formazin Turbidity Unit) som norm for god drikkevannskvalitet. Verdier mellom 0,5 og 1 FTU betegnes som mindre god kvalitet og ved verdier $>1,0$ FTU er ikke vannet tilrådelig som drikkevann uten videre behandling. SIFs normer gjelder konsumvann (kranvann) - uten behandling vil vi anta at disse krav også må stilles til råvannet for at normene skal tilfredstilles.

5.6.4 Plassering av vanninntak

Vannets innhold av partikler er sterkt sesongbetont eller har sammenheng med anleggsvirksomhet o.l. Kunnskap om variasjonsmønstret er nødvendig bl.a. ved fastsettelse av inntakssted og dyp.

Ved inntak i elver er det også for denne vannkvalitetstilstand fordelaktig å plassere inntaket i elvens hovedvannmasser og på en slik måte at man unngår innsugning av sedimentert materiale, lokale tilførsler o.l.

Ved bruk av innsjøer som råvannskilder f.eks. Øyeren som til tider kan være sterkt slambelastet, vil man uansett inntakssted og dyp ikke unngå slambelastet vann. Turbiditetsverdiene er her lavest i de midtre dypområder (ca. 30 m - Øyeren er 60 m dyp). I allefall bør man i enhver innsjø unngå overflateinntak idet vannmassene her i hele den isfrie periode er utsatt for tilfeldige tilførsler. I de bunn-nære vannmasser er gjerne konsentrasjonene til tider noe høyere enn lengere oppe i vannmassene p.g.a. sedimentasjon.

5.6.5 Behov for og grad av beskyttelsestiltak

Bortsett fra avledninger, forbygninger og etablering av eventuelle sedimentasjonsbasseng er det vanskelig å angi konkrete forslag om beskyttelse mot naturlige tilførsler av partikulært materiale.

Slam- og partikulært materiale som skyldes menneskelige aktiviteter, kan ved forebyggende tiltak reduseres. Dette gjelder jordbruks- såvel som anleggsvirksomhet og forurensningsutslipp. Omfanget av slike eventuelle restriksjoner må bestemmes i hvert enkelt tilfelle og tilpasses problemstillingen. Restriksjonene bør avpasses til den vannbehandling som av flere grunner anses nødvendig.

5.6.6 Behov for og grad av vannbehandling

Kontroll av vannets innhold av partikler er nødvendig både av helsemessige, estetisk og praktiske grunner.

Koagulering fulgt av filtrering er den mest vanlige behandlingsmetode for å redusere vannets innhold av partikulært materiale.

Dybdefiltrering dvs. filtrering gjennom sand, antrasitt o.l. kan også anvendes. Denne metode fjerner større partikler som skyldes alger, jern, kalk, plantemateriale osv.

Finfordelte partikler f.eks. leire fjernes ikke ved dybdefiltrering.

De anvendte metoder bør sees i sammenheng med det generelle behovet for behandling som ansees nødvendig for den aktuelle vanntype.

5.7 Hygienisk vannkvalitet

5.7.1 Årsak

Den største hygieniske risiko i forbindelse med drikkevann er mulighetene for at vannet inneholder sykdomsfremkallende mikrober. De fleste typer av slike mikrober tilføres vannet med avføring fra syke mennesker eller friske smittebærere. Enkelte humanpatogene mikrober kan også være til stede i avføringen fra husdyr, ville dyr og fugler.

I det moderne samfunn samles kloakkvann fra et stort antall mennesker (boligområder, sykehus, skoler, turistetablissemeter osv.) i et kloakkeringsanlegg hvorfra avløpsvannet i mer eller mindre rensert tilstand føres til resipient dvs. vassdrag-fjorder. Uansett kloakkrensingsanleggets type og effektivitet, vil avløpsvannet alltid inneholde tarmmikrober (bakterier og virus).

Muligheter for spredning av sykdomsfremkallende tarmmikrober fra husdyr, eller plantepatogene mikrober, er tilstede når vassdrag blir forurenset med avrenningsvann fra jordbruk (gjødsellagre, dyrket/gjødslet mark m.m.).

Fremmede bakterier kan også tilføres via overvann fra gater og veier i byområder, og med diverse industrielle avløpsvann. Den førstnevnte type avløpsvann gir samme helserisiko for mennesker som utslipp av kloakkvann. De fleste industriavløpsvann inneholder ikke mikrober som gir helsemessig risiko for mennesker, men unntak finnes.

Vassdrag blir også belastet med tarmbakterier fra fugler, f.eks. ender og måker, og dette kan føre til helserisiko for mennesker.

5.7.2 Virkning i vannforekomsten

Tilførsel av tarmmikrober til vassdrag vil alltid medføre høyest konsentrasjon i utslippsområdet. Tilgjengelige vannmengder samt strømforholdene på stedet er avgjørende for spredningen av mikrobene. Mikrobene er partikler av forskjellig størrelse hvorav de tyngste slik som cyster og egg av innvollparasitter, sedimenterer nærmest utslippet.

Bakterier vil kunne spres i større avstand fra utslippsstedet før de forsvinner fra vannmassene, mens virus, hvis de ikke er festet til større partikler, kan spre seg lengst bort fra utslippsstedet.

Resipientvannet er et ugunstig miljø for tarmmikrobene. Bakterier og protozoer finner ikke egnet næring og vil derfor raskt gå til grunne. Dessuten virker lys inaktiverende på alle slike mikrober. I tillegg vil de bli spist av protozoer som er hjemmehørende i resipientvannet.

Tarmmikrobene vil alltid være tilført vannet utenfra, de vil ikke kunne formere seg der. De kan ha kortere eller lengere overlevelsestid ved forskjellige vannkvaliteter og temperaturer. Antall mikrober som igjen finnes ved analyse vil for en stor del være avhengig av tilførselsmengde, fysisk spredning og sedimentering.

5.7.3 Konsekvenser for drikkevannet

Risikoen for overføring av sykdomsfremkallende bakterier via drikkevannet øker med økende kloakkvannsbelastning.

Samme type forurensning kan føre til sykdom hos mennesker ved at patogene mikrober overføres via vann til matvarer. Enkelte av de patogene tarmbakteriene kan formere seg i matvarer og ved konsum uten varmebehandling, er smitterisikoen stor. Noen slike bakterier er ikke sykdomsfremkallende, men under veksten i matvarene produserer de stoffer som er giftige for mennesker (matforgiftning). Enkelte giftstoffer tåler oppvarming. Matvarene kan bli forurenset når det under tilberedningen brukes utilstrekkelig rensed/desinfisert husholdningsvann.

De patogene mikrobene som kan være tilstede i fekalt forurenset vann er protozoer, bakterier og tarmvirus. Også egg og syster av innvollparasitter kan være tilstede. I hvilken grad et menneske som har fått i seg slike mikrober vil utvikle sykdom, avhenger av mikrobens evne til å angripe (virulens), antall mikrober som er kommet inn i fordøyelseskanalen, og det aktuelle menneskets motakelighet. Når mikroben

er kommet inn i mage/tarm-systemet vil den formere seg, og etter ett til flere døgn, noen ganger uker, kunne gi sykdomsutbrudd.

De aller fleste sykdommer som overføres på denne måten gir oppkast og/eller diare. De mest kjente slike sykdommer er kolera, salmonellose og dysenteri, som forårsakes av henholdsvis bakterien Vibrio cholerae, diverse typer Salmonella-bakterier, Shigella-bakterier og protozoer. Forskjellige tarmvirus er også årsak til samme type sykdomssymptomer. Hepatitt A-virus, som også kan overføres via vann, forårsaker gulsott. Kolera er ikke lenger epidemisk i vår del av verden, men de andre mikrobene er aktuelle sykdomsmikrober også i Norge. I tillegg har vi fått kjennskap til andre mikrober som kan fremkalle diareesykdom og smitte via vann, f.eks. Yersinia-bakterier som finnes hos husdyr som f.eks. sau, og Campylobacter-bakterier som finnes som naturlig tarminnvånere i fugler som kråker, måker og ender.

5.7.4 Plassering av vanninntak

Generelt

Tilførsel av fremmede mikrober til vassdrag vil alltid medføre høyest konsentrasjon i utslippsområdet. Tilgjengelige vannmasser samt strømforhold på stedet vil være avgjørende for spredningen av mikrobene.

De sykdomsfremkallende tarmmikrobene har forskjellig evne til å holde seg aktive etter at de er kommet ut i resipientvannet, som for dem er et ugunstig miljø. Menneskepatogene virus og cyster og egg av innvollparasitter, bevarer sin infeksiose evne i lang tid, mens bakterier inaktiveres raskt når de blir utsatt for sollys og dessuten ikke finner egnet næring. De forskjellige typer bakterier kan imidlertid vise forskjellig inaktiveringshastighet i vannmassene. Sporedannende bakterier kan overleve lenge, spesielt hvis sporene ligger beskyttet i sedimentene.

Fysiske (partikkelinnhold, temperatur, lystilgang o.l.) og kjemiske (surhetsgrad, innhold av salter og organisk stoff o.l) egenskaper hos resipientvannet, samt dets innhold av beiteorganismer, kan influere på de fremmede mikrobenes overlevelsestid i resipienten. De kan ha kortere eller lengere overlevelsestid ved forskjellige vannkvaliteter, Antallet av slike mikrober som gjenfinnes ved analyse vil i det vesentlige være avhengig av tilførselsmengde, fysisk spredning og inaktiveringshastighet.

Vanninntak i elver

De høyeste konsentrasjoner av forurensninger og den største risiko for tilstedeværelse av sykdomsfremkallende mikrober foreligger like nedstrøms punktutslipp - i første rekke kloakkutslipp. Avrenningsvann fra jordbruk og spredt bebyggelse kan også medføre betydelig forureningsrisiko.

Spredning og fortykning nedover vassdraget er generelt sett avhengig av vannføring (vannmengden), vannhastighet, turbulens, elvefarets utforming og utslippssted/anordning. Utslipp ved en elvebredd på et relativt stilleflytende parti, kan f.eks. følge vedkommende elvebredd langt nedover før forurenningene er fullstendig blandet inn i elvens hovedvannmasser.

Variasjoner i elvens vannføring og den til enhver tid tilgjengelige vannmengde vil i stor grad influere på spredningsmønster, fortykning og konsentrasjonsnivå. Gode oversikter over vannføring/vannføringsvariasjoner er derfor meget vesentlig ved planlegging av vanninntak i elver. Generelt er store elver bedre egnet for drikkevannsinntak enn små.

P.g.a. ferdsel, ville dyr, fugler osv. er det alltid en viss risiko for at elvevann uansett inntakssted kan inneholde tarmbakterier eller den type bakterier som anvendes som indikatororganismer i forbindelse med drikkevannsanalyser (*Escherichia coli*), spesielt i den isfrie periode.

Vanninntak i innsjøer

I dype innsjøer med utviklet temperatursprangsjikt om sommeren vil man ved å plassere vanninntaket i dypet (helst 50 til 70 m) i vesentlig grad unngå forurensninger med tarmbakterier. Dette under forutsetninger av at innsjøen ikke tilføres kloakkvann/avløpsvann i det samme dypområdet.

Temperatursjiktningen både sommer og vinter virke som en sperre mot tilførsel av forurensninger, også bakterier og virus, fra overflate-lagene. Høst og vår, under sirkulasjonsperiodene, blandes overflatevannet inn i dypvannet og i disse perioder er dyplagene også utsatt for forureningsstilførsler. Imidlertid blir overflateforurenningene i betydelig grad fortyknet med det renere dypvann, slik at konsentrasjonene blir lavere enn i overflatelagene vinter og sommer.

I grunne innsjøer hvor vannet sirkulerer fra overflate til bunn hele sommeren, vil et dypvannsuttak ikke ha noen vesentlig betydning - forurensningene vil hele tiden kunne blandes inn i dyplagene. Om vinteren skjer vann- og forurensningsgjennmstrømning i overflatelagene og på denne tid vil det i bakteriologisk sammenheng være fordelaktig med dypvannsinnntak.

God kjennskap til vanntemperaturen, vind og strømforhold er vesentlig ved planlegging av vanninntak. Man bør f.eks. i denne sammenheng være klar over at dypvannsstrømmer kan ha en motsatt retning av overflatestrømmer.

Utslippsområder bør selv ved dypvannsinnntak (og overflateutslipp) unngås som inntaksområder for drikkevann. Spesielt er slike inntak utsatt for forurensninger under de omtalte høst- og vår-sirkulasjoner. Hvor i forhold til utslippet, et eventuelt vanninntak bør plasseres, må bestemmes i hvert enkelt tilfelle på bakgrunn av observasjoner av temperatur og strømforhold.

5.7.5 Behov for og grad av beskyttelsestiltak

De beskyttelsestiltak av drikkevannskilder som inntil nå er praktisert, har i vesentlig grad tatt utgangspunkt i vannets innhold av tarmmikrober - de fleste vannkjemiske betenkeligheter har vært knyttet til den praktiske bruk av vannet.

Mikrobeforurensninger som skyldes ville dyr og fulger er det oftest vanskelig å beskytte seg mot. I områder hvor fugler - oftest måker - er en potensiell forurensningskilde, kan ulike tiltak f.eks. ultralyd, som virker skremmende, være en mulighet. Dessuten bure det være mulig å hindre hekking langs kildenes strender. Kombinasjonen fuglebiotop - drikkevannskilde er ikke forenlig.

Organiserte friluftaktiviteter og hyttebygging, leirslagning o.l. er ikke forenlig med bruken av mindre vannforekomster som drikkevannskilder. I hvilken grad denne type aktiviteter kan tillates, er avhengig av terrengformasjoner, løsavsetningers mektighet og hvordan kloakeringen fra denne type aktiviteter praktiseres osv. Da de naturgitte forhold varierer sterkt fra tilfelle til tilfelle, må avgjørelser fattes på bakgrunn av kvalifisert skjønn. Vanligvis er denne type aktiviteter i nærhet av vannforekomst et større risikomoment, enn mer fjerntliggende aktiviteter, men det behøver nødvendigvis ikke være slik. Det er meget vesentlig at de skønnsmessige avgjørelser følges

opp med dertil egnet kontroll-tiltak. Desinfisering av drikkevannet vil i alle tilfeller være nødvendig.

Vannforekomster som ligger i jordbruksområder med islett av spredt bebyggelse er sterkt utsatt for forurensningstilførsler - også mikrober. I slike tilfeller må det foretas en realistisk vurdering av hva som kan oppnås ved beskyttelsestiltak og en teknisk-økonomisk avveining av hvor langt man i forbindelse med vannforsyning bør gå med hensyn til slike tiltak. Behov for og omfang av beskyttelsestiltak må i slike tilfeller sees i sammenheng med art og omfang av vannbehandling (desinfisering, filtrering, fullrensing, aktivt kull osv.) - eller muligheten for annen kilde.

Bruk av vannforekomster som resipient for avløpsvann fra bebyggelse eller industri (punktutslipp) er i utgangspunktet ikke forenlig med drikkevannsinteresser. I tilfeller man av visse årsaker finner å måtte bruke slike kilder (Mjøsa, Glomma, Vansjø osv.), bør det forutsettes at forurensningslovens intensjoner følges opp. Dessuten bør vannbehandlingens omfang og sikkerhet være av en slik karakter at patogene mikrober under ingen omstendighet har mulighet for å overleve og ledes ut på forsyningsnettet. For dype innsjøers vedkommende, vil mye kunne oppnås ved dypvannsinntak, men dette vil ikke gi tilstrekkelig sikkerhet i hygienisk sammenheng. Desinfisering må under alle omstendigheter gjennomføres. Riktig valg av inntakssted er viktig.

5.7.6 Behov for og grad av vannbehandling

Ved bruk av overflatevann (elver, innsjøer) som drikkevannskilder vil det alltid, uansett kilde og beskyttelsestiltak, være behov for en eller annen form for vannbehandling - i det minste desinfisering. Overflatevannkilder er uansett beliggenhet, utsatt for tilførsler av mikrober fra dyr og fugler men også fra mennesker. Selv de mest omfattende beskyttelsestiltak er ikke tilstrekkelig garanti i denne sammenheng. Beskyttelsestiltak vil aldri kunne erstatte desinfisering, men de er en supplerende garanti for hygienisk betryggende drikkevann.

For vannkilder som ligger beskyttet til med liten eller ingen aktivitet i nedbørfeltet, vil konsumvannet vanligvis bli tilfredsstillende i hygienisk sammenheng ved siling og enkel desinfisering (f.eks. svaklorering).

Selv om råvannet har en generell kvalitet som gjør det nødvendig med omfattende vannbehandling som filtrering, koagulering, behandling med

aktivt kull, vil ikke disse behandlingstiltak hygienisk sett være tilstrekkelig. Vannet må desinfiseres for å oppnå tilfredsstillende trygghet for at sykdomfremkallende mikrober ikke er tilstede.

LITTERATUR

Canadian Council of Resource and Environment Ministers, 1987: Canadian Water Quality Guidelines.

Statens forurensningstilsyn: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Under utarbeidelse.

Statens Institutt for Folkehelse, 1987: Kvalitetsnormer for drikkevann G2-serien. 72 sider.

Uhlmann, D. 1979: Hydrobiology. John Wiley & Sons. Toronto. 313 sider.

Thienemann, A., 1927: Der Bau des Seebeckens in seiner Bedeutung für den Ablauf des Lebens im See Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien, 77:87-91.