

Innsjørestaurering i Tunevannet

Utredning av fosforbindende stoffer



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Internett: www.niva.no

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark

Ørestads Boulevard 73
DK-2300 Copenhagen
Telefon (45) 8896 9670

Tittel Innsjørestaurering i Tunevannet Utredning av fosforbindende stoffer	Løpenummer 7285-2018	Dato 22.08.2018
Forfatter(e) Sigrid Haande og Anders Hobæk	Fagområde Eutrofiering	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Østfold	Sider 48

Oppdragsgiver(e) Sarpsborg kommune	Oppdragsreferanse Charlotte Iversen Liv Mette Poverud
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer O-17318

<p>Sammendrag</p> <p>Hovedmålet med denne rapporten er å lage en faglig forankret utredning om hvordan fosforbindende stoffer kan bidra til å bedre vannkvaliteten i Tunevannet. Rapporten skal også gi en oversikt over andre aktuelle restaureringsmetoder for å fjerne fosfor fra Tunevannet. Rapporten er derfor delt i to hoveddeler:</p> <p><i>Del 1: En gjennomgang og vurdering av metoder for innsjørestaurering</i></p> <p>I denne delen gis det generell informasjon og veiledende prinsipper for innsjørestaurering som kan være retningsgivende for norske innsjøer med eutrofieringsproblemer.</p> <p><i>Del 2: Bakgrunnsinformasjon om Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder, særlig med fokus på å utrede bruk av fosforbindende stoffer for å bedre vannkvaliteten i innsjøen.</i></p> <p>I den andre delen tar vi for oss Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder for innsjøen.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Eutrofiering Cyanobakterier Innsjørestaurering Fosforbindende stoffer 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Eutrophication Cyanobacteria Lake Restoration Phosphorous adsorbents
--	--

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Sigrid Haande
Prosjektleder

Markus Lindholm
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7020-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Innsjørestaurering i Tunevannet

Utredning av fosforbindende stoffer

Forord

I mai 2017 vedtok Sarpsborg kommune Tiltaksplan 3 for Tunevannet. I den nye tiltaksplanen gis det en oppdatert beskrivelse av tilstand og utvikling i innsjøen og det gis også en oppdatert vurdering av aktuelle tiltak og effekten av disse. Sarpsborg kommune har på bakgrunn av den vedtatte tiltaksplanen søkt og fått tilskudd fra Miljødirektoratet til et forprosjekt for å utrede bruk av fosforbindende stoffer i vannmassene.

Sarpsborg kommune ønsker med denne rapporten å få en grundig utredning av hvordan fosforbindende stoffer kan bidra til å bedre vannkvaliteten i Tunevannet og få utarbeidet en rapport som vurderer aktuelle innsjøinterne metoder for å binde fosfor i de frie vannmassene. Prosjektet skal også kunne ha overføringsverdi til andre innsjøer med tilsvarende utfordringer.

Rapporten er skrevet av forsker Sigrid Haande og seniorforsker Anders Hobæk ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapportens innhold er diskutert med Thomas Rohrlack, professor ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Forskningsleder Markus Lindholm (NIVA) har kvalitetssikret rapporten. Forsidebildet er tatt av Agne Simensen.

Oslo, 22.08.2018

Sigrid Haande
Forsker

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	8
2	Gjennomgang og vurdering av metoder for innsjørestaurering	10
2.1	Bakgrunn og formål med innsjørestaurering	10
2.1.1	Eutrofiering.....	10
2.1.2	Det tar tid å restaurere en innsjø	11
2.1.3	Vurdering av behov for innsjørestaurering krever et godt kunnskapsgrunnlag.....	11
2.2	Generell oversikt over metoder for innsjørestaurering	12
2.3	Oversikt over metoder for kjemisk binding av fosfor	15
2.4	Valg av restaureringsmetode.....	18
2.4.1	Kjemisk binding av fosfor ved tilsetning av aluminium.....	18
2.4.2	Kjemisk binding av fosfor ved tilsetning av Phoslock.....	20
2.4.3	Lufting av bunnvannet.....	23
2.4.4	Sedimentfjerning	24
2.4.5	Bio-manipulering ved utfisking av planktonspisende fisk	25
2.5	Erfaring fra innsjørestaurering i Norge	26
3	Tunevannet	29
3.1	Kort beskrivelse av Tunevannet.....	29
3.2	Vurdering av vannkvalitet og intern gjødsling i Tunevannet.....	32
3.2.1	Utvikling av vannkvalitet i innsjøen.....	32
3.2.2	Utvikling av vannkvalitet i innløp- og utløpsbekk.....	32
3.2.3	Vurdering av mulig intern gjødsling i Tunevannet	35
3.3	Gjennomgang av beregningsgrunnlag for fosforbelastning og avlastningsbehov i Tunevannet	35
3.4	Vurdering av aktuelle restaureringsmetoder for Tunevannet	37
3.4.1	Generell gjennomgang av aktuelle metoder for innsjørestaurering i Tunevannet	37
3.4.2	Bruk av fosforbindende stoffer i Tunevannet	39
3.4.3	Utfisking av planktonspisende fisk i Tunevannet	45
3.4.4	Oppsummering og anbefaling	46
4	Litteratur.....	47

Sammendrag

Hovedmålet med denne rapporten er å lage en faglig forankret utredning om hvordan fosforbindende stoffer kan bidra til å bedre vannkvaliteten i Tunevannet. Rapporten skal også gi en oversikt over andre aktuelle restaureringsmetoder for å fjerne fosfor fra Tunevannet. I tillegg har Miljødirektoratet i sin tildeling satt som forutsetning at dette forprosjektet skal ha overføringsverdi til andre innsjøer med tilsvarende utfordringer med eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier. Rapporten er derfor delt i to hoveddeler:

Del 1: En gjennomgang og vurdering av metoder for innsjørestaurering

I denne delen gis det generell informasjon og veiledende prinsipper for innsjørestaurering som kan være retningsgivende for norske innsjøer med eutrofieringsproblemer. Denne delen omfatter:

- En generell oversikt over en rekke fysiske-, biologiske- og kjemiske metoder for innsjørestaurering.
- En omfattende oversikt over metoder for kjemisk binding av fosfor.
- En grundig gjennomgang av virkningsmekanisme og fordeler og ulemper ved de restaureringsmetodene som anses å gi best måloppnåelse (oppsummert i tabell S-1).
- En gjennomgang av behov for kunnskapsgrunnlag og vurderinger som må gjøres for å velge egnet restaureringsmetode.
- En oversikt over erfaringer med gjennomførte innsjørestaureringer i Norge.

Tabell S-1. Utvalgte restaureringsmetoder som faglig og erfaringsmessig vurderes å være godt egnet til å bedre vannkvaliteten i innsjøer.

Metode	Anvendelse	Effekt	Tunevannet
Aluminium	Binder fosfor i vannsøylen og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Virker raskt og har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning. Kan være risiko for forgiftning av fauna.	Ikke egnet Innsjøen er ikke stabilt sjiktet og det er mye turbulens i vannmassene, det kan være høy pH om sommeren.
Phoslock	Binder fosfor i vannsøylen og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Virker relativt raskt og har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning. Ingen stor risiko for forgiftning av fauna.	Kan være egnet Bør gjøres småskala forsøk først.
Lufting	Sørger for at bunnvannet er oksygenrikt og at det dermed ikke kan frigis fosfor fra sedimentene (interngjødsling).	Krever relativt stor hypolimnion, bør unngås i grunne innsjøer (< 15 meter). Det må være et problem med oksygenfritt bunnvann.	Ikke egnet Det er ikke problemer med oksygenfritt bunnvann og interngjødsling.
Sediment-fjerning	Fjerner sediment med høyt innhold av fosfor som potensielt kan frigis (interngjødsling).	Har stor effekt, men er mest egnet i små systemer (typisk våtmarker, dammer).	Ikke egnet Innsjøen er for stor og det antas at det ikke er et stort problem at det ligger mye fosfor i sedimentene.
Bio-manipulering (utfisking av plankton-spisende fisk)	En metode for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier. Gir også redusert fosforinnhold.	Kan ha rask effekt, men må gjentas for å opprettholde effekt (samtidig sørge for reduksjon i næringsstoffbelastning).	Kan være egnet Avhenger av at fosforkonsentrasjonen først er redusert til et nivå nærmere miljømålet.

Del 2: Bakgrunnsinformasjon om Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder, særlig med fokus på å utrede bruk av fosforbindende stoffer for å bedre vannkvaliteten i innsjøen.

I den andre delen tar vi for oss Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder for innsjøen. Denne delen omfatter:

- En kort beskrivelse av innsjøen og utvikling av vannkvalitet.
- En oppdatert vurdering av fosforbelastning og beregnet avlastningsbehov.
- En grundig vurdering av fosforbindende stoffer i Tunevannet.
- En vurdering av andre aktuelle restaureringsmetoder for fosforbinding i Tunevannet.
- For alle de foreslåtte metodene diskuteres fordeler og ulemper gitt Tunevannets spesifikke morfologiske egenskaper og kunnskapen om utvikling i vannkvalitet i innsjøen.
- En kostnadsoversikt over foreslåtte tiltak.

Ut fra de kriteriene som er gjennomgått for Tunevannet er vurderingen at Phoslock er bedre egnet for å binde fosfor enn aluminium. Aluminium anbefales ikke da det må forventes at vindpåvirkning i Tunevannet vil medføre resuspensjon av Al-P av og en risiko for at høy pH kan gjøre aluminium toksisk for fisk.

Det finnes ikke så mange erfaringer med bruk av Phoslock i skandinaviske innsjøer og det vil være viktig å gjennomføre et forprosjekt der det gjøres småskala forsøk på laboratoriet eller i innhegninger med innsjøvann fra Tunevannet for å vurdere effekten av tilsetning av Phoslock. Metoden er kostbar og det må derfor planlegges nøye.

En kombinasjon av metoder kan være hensiktsmessig i Tunevannet. Det aller viktigste er å redusere den eksterne tilførselen av fosfor. Innsjørestaurering kan bidra til å fremskynde reduksjon i fosforbelastningen i innsjøen. De aktuelle metodene som er egnet for å bruke i Tunevannet er Phoslock for å binde fosfor og deretter kan det være aktuelt å fiske ut planktonspisende fisk. Det anbefales ikke å gjennomføre utfisking før fosforbelastningen har blitt redusert betydelig. Disse anbefalte metodene vil både redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og dermed gjøre fosfor begrensende for algevekst og sørge for et mer balansert næringsnett i innsjøen der alger beites av planktonspisende organismer. Tiltakene vil bidra til å kunne nå målet om god økologisk tilstand i innsjøen med mindre cyanobakterier og alger og god badevannskvalitet. Det er imidlertid viktig å huske at effektene av gjennomførte tiltak erfaringsmessig tar tid.

Summary

Title: Lake restoration in Lake Tunevannet. Assessment of methods for phosphorous adsorption

Year: 2018

Author(s): Sigrid Haande and Anders Hobæk

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7020-4

Eutrophication and blooms of cyanobacteria is a problem in many Norwegian lakes. Several methods for lake restoration are available for improving water quality and to prevent, mitigate and control blooms of cyanobacteria. In Lake Tunevannet in Sarpsborg municipality (Østfold county), several measures have been conducted in order to improve water quality but the lake still has problems with eutrophication, blooms of cyanobacteria and yearly restrictions on bathing in the lake. This report has two parts;

Part 1: Presentation of commonly used methods for lake restoration

Part 2: Presentation of Lake Tunevannet and evaluation of suitable restoration methods and assessment of methods for phosphorus adsorption.

1 Innledning

Den største utfordringen for god vannkvalitet i Tunevannet har gjennom mange år vært eutrofiering (overgjødning) med årlige oppblomstringer av potensielt giftproduserende cyanobakterier (blågrønnalger). Dette har fått betydning for bruken av innsjøen for lokalbefolkningen, og det har i mange år blitt frarådet å bade i Tunevannet når det har vært algeoppblomstringer.

Overgjødning i ferskvann skyldes i all hovedsak for høy tilførsel av næringsstoffer og især fosfor som anses å være det næringsstoffet som primært er begrensende for algevekst i ferskvann.

Overvåkningsresultatene fra Tunevannet viser at fosforkonsentrasjonen i innsjøen er høy, men de viser også at nitrogenkonsentrasjonen er relativt lav og at nitrogen kan være en begrensende faktor for algevekst i Tunevannet. I tillegg til å redusere fosfornivået vil det også være viktig at tilførselene av nitrogen til innsjøen ikke øker. Til tross for betydelig tiltaksgjennomføring i nedbørfeltet og i selve innsjøen for å begrense eksterne og interne tilførsler av total fosfor er ikke miljømålet om god økologisk tilstand nådd i Tunevannet.

I 2016 ble det laget en revidert tiltaksanalyse for Tunevannet (Bechmann m.fl., 2016) og her ble den teoretisk beregnede fosfortilførselen til Tunevannet estimert til 200 kg/år (basert på modell beskrevet av Berge, 1987). Fosfortilførsler fra kjente kilder i nedbørfeltet ble beregnet til å være 168 kg/år. For å nå miljømålet for fosfor i Tunevannet må tilførselene av fosfor til innsjøen halveres. Det vil si at avlastningsbehovet i Tunevannet er 100 kg fosfor/år. Videre ble det i den reviderte tiltaksanalysen identifisert tiltak i nedbørfeltet og den estimerte effekten av alle disse tiltakene ville samlet kunne gi en reduksjon i fosfortilførsler til Tunevannet på 60 kg/år.

Det er derfor et behov for å identifisere og vurdere innsjøinterne tiltak for å ytterligere kunne redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og dermed gi bedre vannkvalitet. I tiltaksanalysen ble det fremhevet to typer innsjøinterne tiltak; 1) biomanipulering ved utfisking av karpfisk (gjort tidligere i Tunevannet) og 2) bruk av fosforbindende stoffer. I så eutrofierte innsjøer som Tunevannet er det vanskelig å få god effekt av utfiskingstiltak og det ble ikke anbefalt å prioritere biomanipulering i Tunevannet før det er observert en reduksjon i eksterne tilførsler. Bruk av fosforbindende stoffer i innsjøen vil kunne binde seg til fosfor og sedimenteres fra vannmassene. Det ble anbefalt at et slikt tiltak måtte utredes grundig før det eventuelt gjennomføres i Tunevannet.

I mai 2017 vedtok Sarpsborg kommune Tiltaksplan 3 for Tunevannet (Sarpsborg kommune, 2017). I den nye tiltaksplanen gis det en oppdatert beskrivelse av tilstand og utvikling i innsjøen og det gis også en oppdatert vurdering av aktuelle tiltak og effekten av disse. Sarpsborg kommune har på bakgrunn av den vedtatte tiltaksplanen søkt og fått tilskudd fra Miljødirektoratet til et forprosjekt for å utrede bruk av fosforbindende stoffer i vannmassene.

Hovedmålet med denne rapporten er å lage en faglig forankret utredning om hvordan fosforbindende stoffer kan bidra til å bedre vannkvaliteten i Tunevannet. Rapporten skal også gi en oversikt over andre aktuelle restaureringsmetoder for å fjerne fosfor fra Tunevannet. I tillegg har Miljødirektoratet i sin tildeling satt som forutsetning at dette forprosjektet skal ha overføringsverdi til andre innsjøer med tilsvarende utfordringer med eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier.

På bakgrunn av rammene som er gitt av Sarpsborg kommune og av Miljødirektoratet har vi valgt å dele rapporten i to hoveddeler:

Del 1: En gjennomgang og vurdering av metoder for innsjørestaurering

I denne delen gis det generell informasjon og veiledende prinsipper for innsjørestaurering som kan være retningsgivende for norske innsjøer med eutrofieringsproblemer. Denne delen omfatter:

- En oversikt over en rekke fysiske-, biologiske- og kjemiske metoder for innsjørestaurering.
- En oversikt over metoder for kjemisk binding av fosfor.
- En gjennomgang av virkningsmekanisme og fordeler og ulemper ved de restaureringsmetodene som anses å gi best måloppnåelse.
- En gjennomgang av behov for kunnskapsgrunnlag og vurderinger som må gjøres for å velge egnet restaureringsmetode.
- En oversikt over erfaringer med gjennomførte innsjørestaureringer i Norge.

Kunnskapsinnhenting til denne delen har i stor grad basert seg på internasjonal litteratur, og i særdeleshet følgende arbeider: I 2016 ble det utgitt en spesialutgave av tidsskriftet *Aquatic ecology* med temaet «Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control» (Visser mfl., 2016) som oppsummerer kunnskapsstatus knyttet til bekjempelse av eutrofiering og oppblomstring av cyanobakterier. Flere av artiklene i denne spesialutgaven gir en grundig gjennomgang av metoder for innsjørestaurering. I Danmark har det blitt laget en nasjonal veileder for gjennomføring av innsjørestaurering (Søndergaard mfl., 2015) og i tillegg finnes det en omfattende rapport som beskriver innsjørestaurering i Danmark med en eksempelsamling som beskriver ulike restaureringsinngrep i danske innsjøer (Liboriussen mfl., 2007). Denne rapporten trekker vekslers på alle de nevnte publikasjonene.

Del 2: Bakgrunnsinformasjon om Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder, særlig med fokus på å utrede bruk av fosforbindende stoffer for å bedre vannkvaliteten i innsjøen.

I den andre delen tar vi for oss Tunevannet og vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder for innsjøen. Denne delen omfatter:

- En kort beskrivelse av innsjøen og utvikling av vannkvalitet.
- En oppdatert vurdering av fosforbelastning og beregnet avlastningsbehov.
- En vurdering av egnethet av ulike fosforbindende stoffer i Tunevannet.
- En vurdering av andre aktuelle restaureringsmetoder for fosforbinding i Tunevannet.
- For alle de foreslåtte metodene diskuteres fordeler og ulemper gitt Tunevannets spesifikke morfologiske egenskapene og kunnskapen om utvikling i vannkvalitet i innsjøen.
- En kostnadsoversikt over foreslåtte tiltak.

Noen deler i denne rapporten er en revisjon og oppdatering av enkelte deler av tiltaksanalysen som ble laget i 2016 (Bechmann mfl., 2016).

2 Gjennomgang og vurdering av metoder for innsjørestaurering

2.1 Bakgrunn og formål med innsjørestaurering

2.1.1 Eutrofiering

Det er mange faktorer som kan påvirke miljøtilstanden i vann og eutrofiering er en slik påvirkning som gir negative konsekvenser for vannmiljøet. Eutrofiering er økt planteproduksjon forårsaket av økt tilførsel av næringsstoffer, i hovedsak fosfor og nitrogen. I de fleste tilfeller skyldes eutrofiering menneskelig aktivitet som gir økt avrenning av næringsstoffer til vannmiljøet. Kommunale avløpsanlegg og spredt avløp, avrenning fra landbruksområder og industri er betydelige kilder til menneskeskapte næringsstoffs tilførsler. I ferskvann vil økt næringstilførsel gi en endring i artssammensetningen og biomasse av planktonalger og det vil kunne utvikle seg oppblomstring av giftige cyanobakterier.

Innsjøer får tilført fosfor fra nedbørfeltet gjennom elver, bekker, eller med grunnvann. Når det er oksygen til stede, bindes en del fosfor (som fosfat) umiddelbart til jern eller andre metaller. Under denne prosessen dannes små fnokker som synker til bunns og blir en del av sedimentet. Resten av fosforet kan tas opp av alger og integreres i deres biomasse. Når algene dør, frigjøres noe av fosforet igjen. Resten transporteres med biomassen til sedimentet. I de fleste norske innsjøer fjernes på denne måten omtrent 50-70 % av fosfor fra vannet, men denne prosessen er reversibel. Hvis konsentrasjon av oksygen i bunnvannet underskrider 0,1 mg/l frigjøres det fosfor (som fosfat) fra sedimentet. Dette skjer vanligvis om sommeren eller vinteren under langvarig temperatursjiktning. Løst fosfor akkumuleres da direkte over sedimentet og blandes inn i hele vannsøylen under den neste sirkulasjonsperioden. Denne prosessen kalles interngjødsling. En annen måte interngjødsling kan skje på er når algeproduksjonen er så høy at pH stiger og fosfor kan frigjøres fra sedimentet i grunne områder av innsjøen. Interngjødslingen medfører en resirkulering av fosfor i innsjøen og kan dermed forsinke effekten av tiltak i nedbørfeltet.

I forbindelse med implementeringen av EUs Vanndirektiv (vannforskriften) er det utarbeidet kriterier for å klassifisere miljøtilstand i elver og innsjøer (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015). Vannforskriftens miljømål er definert utfra et akseptabelt avvik fra naturtilstanden, altså en antatt referansetilstand som innsjøene hadde før menneskelig påvirkning. Miljømålet er grensen mellom god og moderat tilstand og dersom miljømålet ikke er nådd skal tiltak iverksettes for å bedre tilstanden.

I ferskvann anses fosfor å være det næringsstoffet som i størst grad er begrensende for planteplanktonvekst (Schindler mfl., 2008). De mange restaureringsmetodene har derfor et særlig fokus på å redusere fosfortilførselene og begrense den interne fosforomsetningen i en innsjø. Det er imidlertid ikke et enkelt årsaks- og virkningsforhold mellom en algeoppblomstring og for høyt nivå av fosfor (Schindler, 2012). En lang rekke andre faktorer vil også være av betydning, f.eks. vil forhold i nedbørfelt, hydrologi og økologi påvirke hvordan en innsjø eutrofieres og ikke minst hvordan den kan restaureres. Restaurering krever riktig kunnskapsgrunnlag og det tar tid. Mange tiltaksplaner gir heller ikke forventet resultat, og dette kan ofte skyldes en kombinasjon av feil forståelse av den økologiske dynamikken i innsjøen og hvilke tiltak som best gir effekt.

2.1.2 Det tar tid å restaurere en innsjø

En lang rekke eksempler viser at det kan ta flere tiår fra vellykkede tiltak iverksettes slik at tilførsler av fosfor avtar til under kritisk mengde, til en oppnår god vannkvalitet uten oppblomstring av cyanobakterier. Igjen vil lokale forhold være avgjørende for tidsperspektivet for en vellykket restaurering. Særlig to faktorer er av betydning for tiden det tar å restaurere en innsjø: hva som er miljømålet for fosfor (altså kritisk mengde for å være begrensende for en algeoppblomstring) og innsjøens teoretiske oppholdstid (hvor lang tid det tar å skifte ut alt vannet i en innsjø). I tillegg er det et velkjent økologisk fenomen at det finnes «alternative stabile stadier» i naturen som det kan ta lang tid å veksle mellom før «tippekunsten» mellom stadiene nås. De ulike stabile stadiene kan sies å være «motstandsdyktige mot endringer», noe som skyldes interne mekanismer i økosystemet. Overgangen fra en klar til en turbid (mye partikler) innsjø vil skje i en eutrofieringsprosess, og målet med en restaurering vil være å tilbakeføre den turbide innsjøen til å igjen bli klar. Det er ikke nødvendigvis bare å fjerne næringsstofftilførselene og forvente at algeoppblomstringer forsvinner året etter. Tilbakeføring til opprinnelig tilstand tar tid og det er svært viktig å ha med seg dette perspektivet når en skal sette i gang med en restaureringsprosess i en eutrofiert innsjø.

2.1.3 Vurdering av behov for innsjørestaurering krever et godt kunnskapsgrunnlag

En innsjø er en integrert del av landskapet og en del av det omkringliggende nedbørfeltet. Dette betyr at alt som skjer i nedbørfeltet vil påvirke tilstanden i innsjøen. Det viktigste tiltaket for å forhindre eutrofiering og oppblomstring av alger og cyanobakterier i en innsjø vil derfor alltid være å gjøre noe med de eksterne tilførselene av næringsstoffer fra nedbørfeltet.

Den raskeste effekten oppnås med en kombinasjon av langsiktige tiltak som reduserer ekstern tilførsel av næringsstoffer og tiltak som kan kontrollere oppblomstring i innsjøen. Utfordringen er å velge de rette tiltakene for den aktuelle innsjøen. Tiltak som har vært riktige i én innsjø er ikke nødvendigvis det rette tiltaket i en annen innsjø. Dette må baseres på kunnskapsgrunnlaget for den aktuelle innsjøen. Det er derfor svært viktig å ha et godt kunnskapsgrunnlag om den aktuelle innsjøen og lage gode forvaltningsplaner basert på det aktuelle faktagrunnlaget.

Kunnskapsgrunnlaget som kan gi riktige prioriteringer av tiltak og løsninger til hvordan slike algeoppblomstringer kan reduseres gjennom eksterne og interne reduksjoner av næringsstoffer, bør omfatte:

1. Karakterisering av nedbørfeltet

Identifisere nedbørfeltet og kartlegge alle kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet. Både de forventede kildene (landbruk og avløp) og de spesielle kildene for den aktuelle innsjøen. Dessuten må en karakterisere tilgjengeligheten av næringsstoffer som tilføres fra de enkelte kildene.

2. Karakterisering av innsjøen

Kartlegge morfometri, teoretisk oppholdstid, sirkulasjonsmønster og sjiktforhold, oksygenforhold i bunnvannet, økologisk tilstand, utvikling av vannkvalitet ved å se på tidligere overvåkingsdata.

3. Kartlegging av hvilke alger/cyanobakterier som er dominerende i innsjøen

Ulike typer alger/cyanobakterier har ulike økologiske egenskaper som gjør dem spesielt tilpasset å dominere under gitte forhold. Det er derfor viktig å vite noe om hvilke alger/cyanobakterier som er dominerende i den aktuelle innsjøen.

4. Lage en kunnskapsbasert tiltaksanalyse

Det bør lages en tiltaksanalyse og det anbefales å samle inn data som gjør det mulig å kvantifisere påvirkning fra alle sektorer. Avstanden mellom dagens tilstand og målet om god tilstand kan da beregnes med større grad av sikkerhet, og et solid forurensningsregnskap og en kildefordeling kan utarbeides som utgangspunkt for planlegging av kostnadseffektive tiltak og riktig byrdefordelingen mellom de forskjellige påvirkene.

- Det bør fremskaffes så god informasjon om fosforbelastning fra nedbørfeltet som mulig.
- Der datagrunnlaget er tilstrekkelig kan innsjøens fosforbelastning beregnes og det kan estimeres et avlastningsbehov for å nå miljømålet for innsjøen. Om nødvendig bør supplerende undersøkelser gjennomføres for å fremskaffe et tilstrekkelig datagrunnlag.
- Det må også gjøres en vurdering av den interne belastningen av fosfor (interngjødsling).

Basert på all fremskaffet informasjon kan aktuelle tiltak vurderes og prioriteres og det må utarbeides en godt planlagt tiltaksplan. Det må unngås å velge og prioritere tiltak utfra såkalte «etablerte sannheter» om hva som kan være kildene til eutrofieringsproblemet i en innsjø, for eksempel hvilke kilder av næringsstoffer som er størst eller om innsjøinterne prosesser spiller en stor rolle eller ikke, uten at dette faktisk er undersøkt. Det finnes mange eksempler på at feil tiltak har blitt vurdert eller iverksatt på grunnlag av antakelser i stedet for faktiske undersøkelser og kunnskap.

I Vansjø i Østfold var det store problemer med oppblomstring av giftproduserende cyanobakterier på 2000-tallet. Det ble vurdert at interne prosesser som frigjorde fosfor fra sedimentene kunne være en medvirkende årsak til at det kunne dannes store oppblomstringer i innsjøen. En omfattende undersøkelse av mulig utlekking av fosfor fra innsjøsedimentene, samt en kartlegging av fiskens betydning for resuspensjon av fosfor fra sedimentene, ble gjennomført i 2004. Resultatene viste at det var overraskende lite fosfor lagret i sedimentene, langt mindre enn det som ble antatt. Bidraget fra innsjøinterne prosesser ble dermed ansett som tilnærmet ubetydelig, med unntak av at det i perioder kunne være noe tilførsel av fosfor fra resuspensjon av sedimenter av vind eller fisk (Andersen mfl., 2006). Dette viser viktigheten av å fremskaffe kunnskap før tiltak prioriteres og gjennomføres.

Det er viktig å presisere at det først bør identifiseres og gjennomføres tiltak i nedbørfeltet for å redusere tilførselene til innsjøen. Dersom det viser seg at tiltak i nedbørfeltet ikke er tilstrekkelig for å redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og/eller at det tar lang tid før effekten av disse tiltakene gjør seg gjeldene for å oppnå forventet respons i økosystemet bør det vurderes å gjennomføre restaureringstiltak i selve innsjøen.

2.2 Generell oversikt over metoder for innsjørestaurering

I løpet av de siste tiårene har det blitt utviklet og utprøvd en lang rekke fysiske-, kjemiske og biologiske metoder for å restaurere eutrofierte innsjøer. Tabell 1 gir en oversikt over en rekke metoder for innsjørestaurering (etter Visser mlf., 2016). Noen metoder har enten gitt dårlig måloppnåelse eller har til og med hatt negative effekter på økosystemet. Andre metoder har gitt god måloppnåelse, og erfaringer fra studier og praktisk gjennomføring har gitt ny kunnskap om hvilke metoder som passer i hvilke systemer. I delkapittel 2.3 gis det en grundig oversikt over metoder for kjemisk binding av fosfor. I delkapittel 2.4-2.6 beskrives utvalgte fysisk-kjemiske og biologiske restaureringsmetoder som faglig og erfaringsmessig vurderes å være godt egnet til å bedre vannkvaliteten i innsjøer.

Når en skal velge restaureringsmetode må det særlig tas hensyn til disse faktorene:

1. *Målet med restaureringen*

- Når en skal velge restaureringsmetode er det viktig å ha definert et helt klart mål; som for eksempel å nå miljømålet satt i vannforskriften, ønske om å redusere oppblomstring av cyanobakterier og oppnå god badevannskvalitet eller å sørge for å sikre god råvannskvalitet til drikkevannsproduksjon.

2. *Identifisere hovedkilden til fosfor i innsjøen*

- Mengden av fosfor kan skyldes for høye eksterne tilførsler eller sesongbasert innblanding av fosfor fra interngjødsling, typisk etter vår og høstsirkulasjon, eller begge deler.

3. *Kunnskap om innsjøens egenskaper og utvikling av vannkvalitet*

- Morfometriske egenskaper; størrelse, dyp, vannvolum, teoretisk oppholdstid.
- Sjiktningsforhold og sirkulasjonsmønster.
- Temperatur og oksygenforhold i vannsøylen, særlig viktig å kartlegge om det er oksygenfritt bunnvann.
- Næringsstoffkonsentrasjon, planteplanktonbiomasse og sammensetning.

Noen metoder har som mål å redusere fosforkonsentrasjonen (intern fosforomsetning) og noen metoder vil direkte kunne kontrollere at en algeoppblomstring kan oppstå eller minske skadene av en algeoppblomstring:

1. *Tiltak som forhindrer at en oppblomstring kan oppstå gjøres ved varig reduksjon i næringsstoffer som forringer vekstforholdene for alger:*

- Redusere/kontrollere næringsstoffer som tilføres fra nedbørfeltet.
- Redusere/kontrollere intern frigivelse av fosfor fra sedimentene.

2. *Tiltak som kontrollerer at en oppblomstring ikke kan utvikle seg til tross for mye tilgjengelig næringsstoffer:*

- Kunstig miksing av vannsøylen for å forhindre stabile sjiktningsforhold, biomanipulasjon, ulike metoder for felling av fosfor, vannstandsendringer og utspyling.

3. *Tiltak som minsker skadene av en oppblomstring ved å fysisk eller kjemisk redusere de negative effektene:*

- Terminere en begynnende oppblomstring ved å fjerne biomasse (fysisk, kjemisk, biologisk).

Tabell 1. Beskrivelse av fysiske, kjemiske og biologiske tiltak for å kontrollere intern fosforbelastning i eller for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier i innsjøer.

Tiltak	Anvendbarhet	Kommentar til metoden*	Kostnad	Økologisk påvirkning
*Metoder som direkte reduserer intern fosforomsetning i innsjøen				
Fysiske metoder				
Lufting/ oksygenering av hypolimnion	Krever relativt stor hypolimnion, bør unngås i grunne innsjøer (< 15 meter). Det må være et problem med oksygenfritt bunnvann.	Avhenger av riktig dimensjonering av systemet og riktig dosering av luft/oksygen.	Høy Kontinuerlige drifts- kostnader.	Stort sett bare fordeler knyttet til denne metoden. Øker habitat for fisk og zooplankton.
Fjerning av vann fra hypolimnion	Krever små, dype, stratifiserte systemer, må unngås i grunne systemer, fjernet vann må kunne erstattes med nytt vann	Har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning.	Lav Lave driftskostnader.	Kan gi vannstandsringeringer. Effekt på vannkvalitet nedstrøms.
Fjerning av sediment	Kan bare gjennomføres i små systemer (typisk våtmarker, dammer, havner). Krever grundig planlegging og full forståelse av innsjøens næringsstoffbalanse/og karakteristikk av sediment/innsjø.	Fjerning av overflatesedimenter kan eksponere underliggende fosforrike sedimenter. Fjerning av stort lag av sedimenter kan frigjøre uønskede toksiske stoffer.	Høy Fjerning og deponering av sedimenter.	Det kan frigjøres uønskede toksiske stoffer som tungmetaller, miljøgifter, bakterieflora fra sedimenter, hvileceller av cyanobakterier.
Kjemiske metoder				
Behandling med fosforbindende stoffer	Kan brukes i alle typer akvatiske systemer. Krever god kunnskap om morfometri og sjiktforhold.	Har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning.	Moderat-høy Avhenger av metode, drift og mengde.	Noen stoffer kan være økotoksiske
*Metoder for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier				
Fysiske metoder				
Kunstig blanding av vannmassene	Er mest effektiv i relativt dype innsjøer som er sjiktet. Selve luftingen som gir blanding av vannmassene må være tilpasset systemet (morfometri, planteplankton-sammensetning) for å gi ønsket effekt.	En metode for å kontrollere en oppblomstring av cyanobakterier. Kan gi bedre oksygenforhold i bunnvannet og forhindre frigivelse av fosfor fra sedimentene.	Høy Installering og drift av luftere. Må driftes gjennom hele vekstsesongen. Må gjøres årlig til andre tiltak reduserer fosfor.	Gir skifte i planteplanktonsamfunnet fra dominans av potensielt toksinproduserende cyanobakterier til grønnalger og diatomeer. Turbulens i vannmassene gjør at cyanobakteriene med gassvakuoler ikke kan posisjonere seg i øvre vannlag der det er godt med lys.
Vannstandsvariasjoner	Nedtapping, tømning, gjenoppfylling av mer næringsfattig vann, mer turbulens i vannmassene, passer best i dammer og mindre, grunne innsjøer.	Gir fortyningseffekt på fosfor. Kontrollerer oppblomstring av alger/cyanobakterier.	Moderat	Nedtapping kan gi mer næringsstoffbelastning. Påvirker vannvegetasjon.

Tiltak	Anvendbarhet	Kommentar til metoden*	Kostnad	Økologisk påvirkning
Ultralyd	Liten eller ingen vitenskapelig støtte til at dette er et effektivt tiltak.	En metode for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier.		
Kjemiske metoder				
Cyanocider/algicider, hydrogenperoxid	Kan brukes i alle typer akvatiske systemer, men det kreves nøye planlegging, valg av stoff og risikovurdering.	En lang rekke stoffer (kjemikalier, naturlige produkter, ekstraherte organiske stoffer, syntetiske stoffer) som kan brukes for å kontrollere og terminere en oppblomstring av alger/cyanobakterier.	<i>Lav til høy</i>	En rekke negative effekter; økotoksikologi, frigivelse av cyanotoksiner når cyanobakterieceller sprekker.
Biologiske metoder				
Bio-manipulering	Utsetting av rovfisk. Utfisking av karpefisk. Utsetting av planktonspisende fisk. Utsetting av muslinger. Utsetting av zooplankton. Reintroduksjon av vannplanter. Kan brukes i dammer og innsjøer. Krever nøye planlegging og forståelse av systemet som skal manipuleres.	En metode for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier. Må gjentas for å opprettholde effekt (samtidig sørge for reduksjon i næringsstoffbelastning).	<i>Moderat-høy</i>	Inngrep i et økosystem. Korttidseffekt så lenge næringsstoffbelastning ikke reduseres.
Mikroorganismer	Liten eller ingen vitenskapelig støtte til at dette er et effektivt tiltak.	En metode for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier.		

2.3 Oversikt over metoder for kjemisk binding av fosfor

Det finnes mange kjemiske stoffer som har den egenskapen at de kan binde (adsorbere) løst fosfor i vann og danne faste forbindelser som kan sedimentere og dermed fjerne fosfor fra vannet. Douglas mfl. (2016) har gjennomgått og oppsummert kunnskapsstatus og erfaring med utvikling og bruk av en rekke fosforbindende stoffer i akvatiske systemer. Innholdet i dette delkapitlet sammenfatter hovedpunktene i artikkelen. Tabell 2 gir en oversikt over vanlige fosforbindende stoffer og deres egenskaper og anvendelse.

Fosforbindende stoffer kan grovt deles inn i følgende kategorier:

- Naturlig forekommende mineraler, suspenderte partikler, jordmaterialer.
- Naturlig eller syntetisk fremstilte materialer.
- Modifiserte leirrike mineraler.
- Biprodukt fra gruvedrift.

De fleste typer av fosforbindende stoffer, naturlige eller syntetiske, inneholder stoffer som kalsium, jern eller aluminium, eller en kombinasjon av disse. Enkelte sjeldne grunnstoffer, som Lanthanum (La) kan også danne sterke forbindelser med fosfor. Lanthanum finnes i leirbergarten bentonitt og

det er denne forbindelsen som inngår i det kommersielle produktet Phoslock som brukes i innsjørestaurering.

De ulike Ca-, Fe- Al, eller La-forbindelsene binder seg til fosfor og danner ulike geokjemiske forbindelser av ulik stabilitet. Noen av disse forbindelsene kan endre seg over tid og dette er avgjørende for evnen til langsiktig fjerning av fosfor (se tabell 2). Hvor effektivt fosfor bindes kan påvirkes av flere forhold, særlig redoksforhold og pH. Flere av stoffene har imidlertid vist seg å også kunne ha negative konsekvenser for økosystemet det brukes i, for eksempel at det har økotoksiske effekter. Det er en utfordring å utvikle nye stoffer og metoder som ikke medfører uønskete økologiske bivirkninger i systemet som skal behandles.

Kjemisk binding av fosfor er mye brukt i avløpsvann der utfellingen skjer i «mindre lukkede systemer». Mange av stoffene er best egnet i mindre systemer som dammer, våtmarker og fangdammer, og færre metoder har vist seg å være effektive og uten negative konsekvenser for økosystemet i større systemer som en innsjø.

Når det skal vurderes om det skal brukes fosforbindende stoffer må det tas hensyn til flere faktorer:

1. *Hovedkilden til fosfor i innsjøen*

- Eksterne tilførsler.
- Frigivelse av fosfor fra interngjødsling.

2. *Innsjøens egenskaper og utvikling av vannkvalitet*

- Morfometriske egenskaper; størrelse, dyp, vannvolum, teoretisk oppholdstid.
- Sjiktningsforhold og sirkulasjonsmønster.
- Temperatur og oksygenforhold i vannsøylen, særlig viktig å kartlegge om det er oksygenfritt bunnvann.
- Næringsstoffkonsentrasjon, planteplanktonbiomasse og sammensetning.

3. *Kunnskap om aktuelle fosforbindende stoffer*

- For å oppnå en effektiv behandling er det viktig å velge det best tilpassede fosforbindende stoffet som gir god og langvarig måloppnåelse (punkt 1) og som er best tilpasset egenskaper ved innsjøen som skal behandles (punkt 2).
- Systemets pH (bufferkapasitet) og redoks-forhold (særlig knyttet til oksygenrikt/fritt bunnvann) påvirker virkningsmekanismen til ulike fosforbindende stoffer.
- Det er også viktig å gjøre en grundig risikovurdering med tanke på mulige negative konsekvenser av stoffet som brukes for å binde fosfor.

Det må gjøres en beregning av hvor mye fosforbindende stoff som må brukes for å oppnå en ønsket fosforreduksjon. Det kan være hensiktsmessig først å gjøre forsøk i mindre skala før hele innsjøen behandles, for eksempel innhegningsforsøk der det prøves ut ulike doser av det fosforbindende stoffet.

I delkapittel 2.4.1-2.4.2 gis det en mer detaljert beskrivelse av tilsetting av aluminium og Phoslock. Disse stoffene kan gi god måloppnåelse uten negative økologiske konsekvenser (Søndergaard mfl., 2015; Douglas mfl., 2016).

Tabell 2. Oversikt over vanlige fosforbindende stoffer som brukes i akvatiske systemer (innsjøer/våtmarker) og deres egenskaper (etter Douglas mfl., 2016)

Materiale	Sammensetning	Fosforbindende egenskaper	Kostnad	Fordeler	Ulemper
Naturlig forekommende mineraler i løsmasser (bergarter, jordarter)					
Karbonater (Kalkstein, dolomitt, magnesitt)	Ca, Mg, karbonater (CO ₃ ²⁻)	Lav til moderat Avhengig av kilde, partikkelstørrelse, sammensetning.	Lav	Rikelig naturlig forekommende.	Kan være avhengig av type kalkstein.
Jord, sand, suspendert materiale, kitosan	Na-K-Ca-Mg aluminiumsilikater, Fe-oksider, Fe-(oksid)hydroksider	Lav til moderat Avhengig av sammensetning, mineralogi, partikkelstørrelse.	Lav	Naturlig forekommende.	Kan være avhengig av jordtype, tilslamming.
Naturlig eller syntetisk fremstilte materialer					
Allofan, imogolitt	Aluminiumsilikat	Høy	Moderat-høy	Kan forekomme i noen jordarter.	Industriell fremstilling.
Fe-Al (oksid)hydroksider	Fe-(oksid)hydroksider	Lav til høy Avhengig av mineralogi/partikkelstørrelse.	Lav	Kan også forekomme i jordarter.	Reduktiv (tilbakeførende) oppløsning (Fe) og frigivelse av fosfor.
Hydrotalkitt	Mg-Al hydroksid	Høy	Moderat-høy	Enkel fremstilling.	Industriell fremstilling Binder CO ₃ ²⁻ før HPO ₄ ²⁻ .
Modifiserte leirrike mineraler eller jordarter					
Ekspanderte leiraggregater, leirmineraler, LWA (Light weight aggregates) skjellsand	Forkalkede aluminiumsilikater (porøse aggregater) Ca-Mg-Al silikater	Lav til moderat	Lav til moderat	Leire, enkel fremstilling.	Industriell fremstilling.
La-modifisert(e) bentonitt, vermiculitt, zeolitt eller jordarter (Phoslock™)	Na eller K aluminiumsilikater modifisert med lantan (La)	Moderat Avhenger av leire/jord kationutveksling.	Moderat	Leire, enkel fremstilling.	Egnet lantan, industriell prosess.
Biprodukter fra gruvedrift, mineraluttak, industri					
Rødslam/sand	Fe/Al (oksid) hydroksider, ±gips	Lav til moderat Avhenger av sammensetning.	Lav (der det er tilgjengelig)	Rikelig (der det forekommer).	Ofte høy pH, sporstoffer. Potensielt økotoksisk.
Slagg	Alkaliske løsmasser, aluminiumsilikat	Lav til moderat, Avhenger av sammensetning.	Lav (der det er tilgjengelig)	Rikelig (der det forekommer).	Ofte høy pH. Sporstoffer. Potensielt økotoksisk.
Neutralised used acids (NUA)	Fe-(oksid)hydroksider, gips, (biprodukt i utvinning av titanoksid fra ilmenitt)	Høy til veldig høy	Lav	Høyt fosforopptak.	Høy Ca, SO ₄ fra gipsoppløsning.

2.4 Valg av restaureringsmetode

I dette delkapitlet beskrives utvalgte restaureringsmetoder som faglig og erfaringsmessig vurderes å være godt egnet til å bedre vannkvaliteten i innsjøer (Liboriussen mfl., 2007, Søndergaard mfl., 2015). For hver metode gis det en oversikt over anvendelse og virkningsmekanismer, en liste med kriterier for at metoden skal gi god måloppnåelse og kostnader, basert på den danske veilederen for innsjørestaurering (Søndergaard mfl., 2015).

Det må presiseres at det alltid er viktig å fortsette med tiltak for å redusere de eksterne fosfortilførselene til en innsjø, samtidig som innsjørestaurering pågår. En kombinasjon av flere restaureringsmetoder kan også være aktuelt for å oppnå målet om god vannkvalitet, som for eksempel kjemisk binding av fosfor etterfulgt av utfisking av karpefisk.

2.4.1 Kjemisk binding av fosfor ved tilsetning av aluminium

2.4.1.1 Virkningsmekanisme og anvendelse

Det finnes mange ulike stoffer som har den egenskapen at de kan binde (adsorbere) løst fosfor i vann og danne faste forbindelser som kan sedimentere og dermed fjerne fosfor fra vannet (se kapittel 2.3). Aluminiumsalter er slike stoffer og har vært mye brukt i kjemisk felling av fosfor i avløpsvann og i behandling av overflatevann til drikkevannsproduksjon. Det har også blitt mye brukt for å binde fosfor i innsjøer (både i vannsøylen og i sedimenter) og direkte i innløpselver og bekker.

Aluminiumssalter virker ved at de reagerer med vann og danner aluminiumhydroksid - $\text{Al}(\text{OH})_3$ som har stor bindingskapasitet for fosfat og de fleste oppløste organiske fosforforbindelser. $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokkulerer og binder fosfor og deretter bunnfeller dette og legger seg som et tynt lag på bunnen hvor det hindrer frigivelse av fosfor fra sedimentet. Aluminiumssalter er ikke redoksfølsomme og binder fosfor også når det er oksygenfrie forhold i bunnvannet. Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffer i vannet. Det brukes ofte et surt Al-produkt som polyaluminiumsklorid (PAK) eller aluminiumsulfat. Dannelsen av $\text{Al}(\text{OH})_3$ er også syredannende ved at et H^+ -ion frigjøres. Felling av $\text{Al}(\text{OH})_3$ skjer best i pH intervallet 6-6,5 og i innsjøer med lavere alkalinitet enn 1 milliekvivalenter pr liter (meqv L^{-1}) er det en risiko for at bufferkapasiteten er for lav og at pH verdien synker til et nivå under 6. Ved lavere pH enn 5,5 vil det foreligge en restkonsentrasjon av Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ og $\text{Al}(\text{OH})_{2+}$ som er former av aluminium som er toksisk for gjellelevende organismer. Metoden passer derfor best i kalkrike innsjøer.

Behandling med aluminium kan ha to mål: enten å redusere fosforkonsentrasjonen i selve vannmassene eller å redusere frigivelse av fosfor fra sedimentene. For å redusere fosfor i selve innsjøen tilsettes aluminiumssalt i vannmassene. Siden aluminiumhydroksid flokkulerer kan dette lett transporteres i vannsøylen, og også resuspenderes fra sedimentet, særlig i vindpåvirkede, grunne innsjøer. Dette er av betydning for effektiviteten av behandlingen. Dersom målet med behandlingen er å redusere frigivelse av fosfor fra sedimentene så kan aluminium injiseres til det øverste sedimentlaget (0-20 cm) med slanger. På den måten blir den tilsatte dosen med aluminium tilført der den skal virke og er mer effektiv og målrettet.

I Norge har tilsetning av aluminium blitt brukt i Langvann i Akershus (Holtan og Nicolls, 1987, se delkapittel 2.5). Fosforkonsentrasjonen ble redusert, men det oppsto fiskedød og forsøket ble avsluttet. I Sverige og Danmark har tilsetning av aluminium blitt utprøvd i flere innsjøer (Liboriussen mfl., 2007, Egemose mfl., 2011). Erfaringene viser at det er viktig å beregne riktig mengde aluminium

som skal tilsettes og at doseringen må styres sånn at det unngås for lav pH i vannet. Douglas mfl. (2016) har beskrevet flere internasjonale eksempler hvor bruk av aluminium har blitt utprøvd. Egemose mfl. (2011) oppsummerer erfaringer fra aluminiumsbehandling i seks danske innsjøer.

2.4.1.2 Kriterier for tilsetting av aluminium

En forutsetning for at denne metoden skal være effektiv er at det er gjort eller gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførslene av fosfor.

Følgende kriterier må være oppfylt:

- Metoden egner seg både til å binde fosfor i vannmassene og for å binde fosfor som frigjøres fra sedimentene.
- Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen og/eller innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte pga liten vannutveksling (lang oppholdstid i innsjøen).
- Alkalinitet i innsjøen bør være $> 1 \text{ mekv L}^{-1}$ (bufferkapasiteten blir for lav i innsjøer med lav alkalinitet).
- Felling av $\text{Al}(\text{OH})_3$ skjer best i pH intervallet 6-6,5.
- Egnet i relativt dype innsjøer med stabil sjiktning, eventuelt i mindre dype innsjøer uten stabil sjiktning, men som er lite vindpåvirket.
- Tilsetting av aluminium i vannmassene er følsomt for mye turbulens (i en periode på opptil to måneder etter tilsetting).
- Dersom $\text{pH} > 8,5$ i bunnvannet vil aluminiums-P forbindelsene løses opp.

Beregning av dosering:

- Aluminium skal doseres i en molar ratio på 10:1 i forhold til reaktivt fosfor i innsjøen (tilsvarer vekt-ratio på 8,7).
- Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffer i vannet og det må doseres mer i innsjøer med fargeinnhold $> 75 \text{ mg Pt/l}$. Det anbefales da å gjøre laboratorieforsøk eller innhegningsforsøk med aluminium før det gjennomføres en fullskala behandling.
- Doseringen må være så stor at den kan binde både tilgjengelig fosfor i vannmassene samt det fosfor som potensielt kan frigjøres fra sedimentene. Summen av innsjøens tilgjengelige fosfor er:
 - o innsjøens konsentrasjon av totalfosfor
 - o tilgjengelig fosfor i sedimentene (metoder for å måle eller estimere er beskrevet i Søndergaard mfl., 2015)
- Ved behandling av vannmassene: doseringen regnes ut ifra innsjøens volum.
- Ved behandling av hypolimnion/sedimentene: doseringen regnes ut ifra volum av hypolimnion.

Praktisk gjennomføring av behandling:

- Det brukes surt aluminiumssalt i oppløsning (PAX, aluminiumsulfat).
- pH må overvåkes i selve behandlingsfasen (skal ikke være $< 6,5$, heller ikke $> 8,5$).
- Anbefalt tidspunkt for behandling er seinsommer-høst (unngår med dette at det kan utvikle seg høy pH i innsjøen i tiden etter behandling), unngå behandling ved algeoppblomstring.
- Behandling bør gjøres i en periode med lite vind.
- dersom hypolimnion/sediment skal behandles kan dette gjøres hele sommerhalvåret.
- Innsjøen må overvåkes før, under og etter behandling.

2.4.1.3 Kostnad

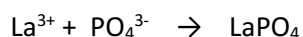
Kostnadene er knyttet til innkjøp av kjemikalier og til arbeidet med å tilsette aluminium til innsjøen. I den danske veilederen for innsjørestaurering er det antydnet en pris tilsvarende 20 000 -30 000 NOK pr. ha innsjøoverflate. Det skal her kunne felles $5,75 \text{ g P/ m}^{-2}$ sjøbunn.

2.4.2 Kjemisk binding av fosfor ved tilsetning av Phoslock

2.4.2.1 Virkningsmekanisme og anvendelse

Det finnes også andre stoffer som har den egenskapen at de kan binde (adsorbere) løst fosfor i vann og danne faste forbindelser som kan sedimentere og dermed fjerne fosfor fra vannet (se kapittel 2.3). Enkelte sjeldne grunnstoffer, som lantan (La) kan danne sterke forbindelser med fosfat. Lantan finnes i leirbergarten bentonitt og det er denne forbindelsen som inngår i det kommersielle produktet Phoslock som ble utviklet i Australia i 1997. Phoslock lages ved at umodifisert bentonitt blandes med lantanklorid og deretter tørkes og omdannes til granulater. Phoslock brukes til å binde fosfat i innsjøer (både vannsøylen og i sedimenter). Produktinformasjon om Phoslock finnes her: <http://www.phoslock.eu/en/phoslock/about-phoslock/>

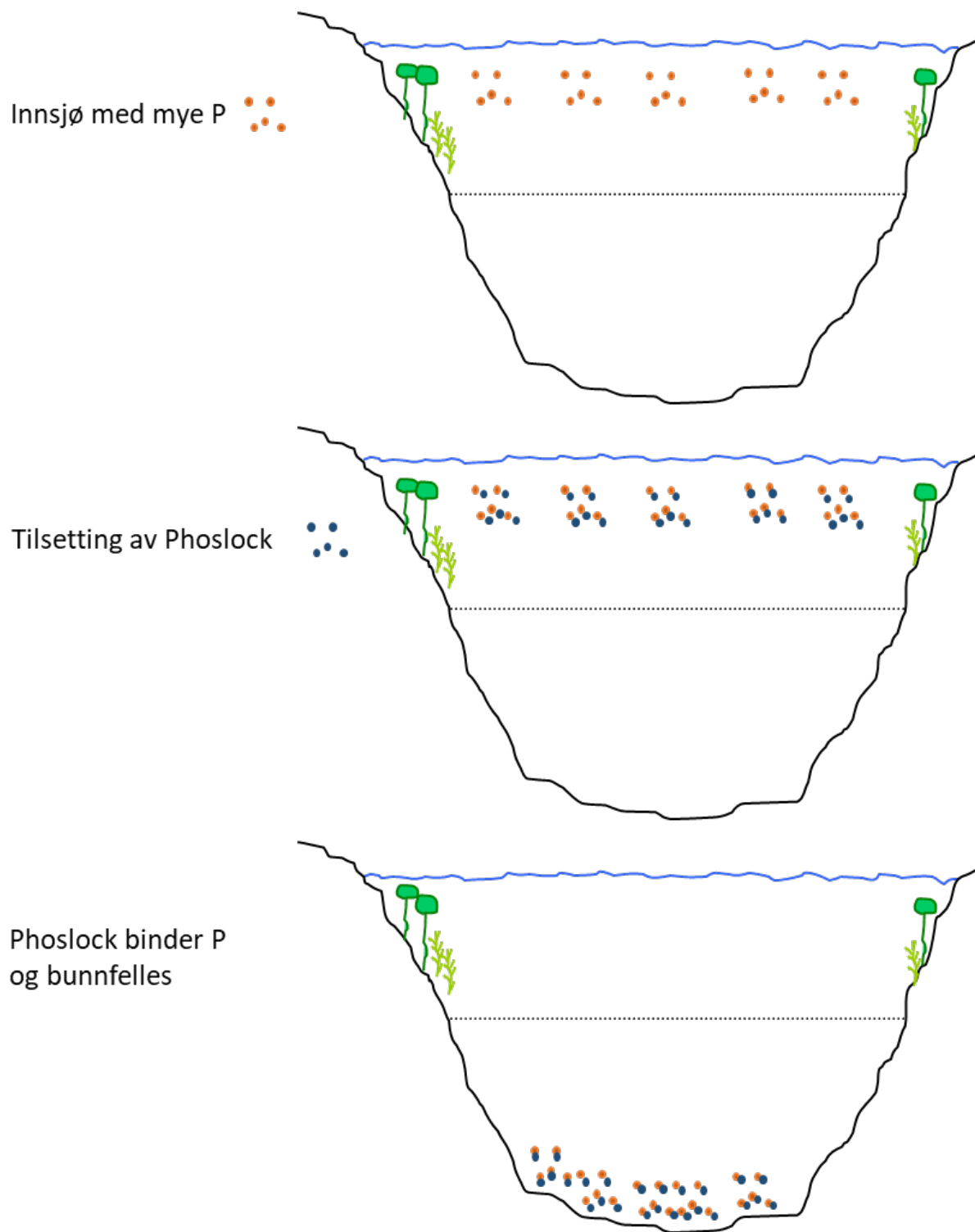
Lantan har oksidasjonstall +3 og har derfor høy affinitet for fosfat. Lantan er bygget inn i bentonittleire ved såkalt kationbytting, det vil si at de positivt ladede ionene som vanligvis sitter mellom lagene i leirmineralet er byttet ut med La^{3+} . Lantaninnholdet i Phoslock er omtrent 5%. Phoslock virker ved at lantan binder fosfat og danner det tungtoppløselige mineralet Rhabdopan som felles ut og sedimenterer:



Figur 1 viser en enkel fremstilling av hvordan Phoslock binder fosfat og legger seg som et lag på sedimentene. Phoslock er ikke redoksfølsomt og binder fosfat også når det er oksygenfrie forhold i bunnvannet. Phoslock binder fosfat med lavere hastighet enn Aluminium. Sedimentasjonshastigheten til Rhabdopan er relativt langsom. Phoslock virker innen et bredt pH-område; fra 4-11, men den virker best innen pH-område 5-9. Stoffet endrer ikke alkalinitet i innsjøen sånn som aluminium gjør. Normal dosering er 1:100, altså at 100 g Phoslock brukes for å binde 1 g fosfat (tilsvarende 1 tonn Phoslock for å binde 10 kg fosfat). Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffer i vannet. Fritt oppløst lantan kan være giftig for faunaen i innsjøen ved konsentrasjoner $>100 \mu\text{g/L}$. Studier har vist at den målte lantankonsentrasjonen i vannet er høyere i innsjøer med lavere alkalinitet ($<0,8 \text{ meq/l}$). I Nederland er det laget en nasjonal standard for maksimum tillatt konsentrasjon av lantan på $10,1 \mu\text{g/l}$ i innsjøen etter utfelling av fosfat (Sneller mfl. 2000). Det anbefales å gjøre laboratorietester eller innhegningsforsøk der vann fra den aktuelle innsjøen tilsettes den mengde Phoslock som er beregnet å kunne fjerne ønsket mengde fosfat for å se hva konsentrasjon av fritt lantan er i vannet etter utfelling av LaPO_4 .

Phoslock oppsluttes i en slurry og tilsettes til vannmassene hvor fosfat felles og sedimenterer. Phoslock synker i vannsøylen og kan binde fosfat på veien. Phoslock som legger seg sammen med utfelt Rhabdopan på sedimentoverflaten (1 mm tykt lag) vil binde fosfat som frigis fra sedimentet, binding forsetter til alle La^{3+} i Phoslock har bundet fosfat. Phoslock har en langsom sedimentasjonshastighet og er følsom for turbulens, men når stoffet først ligger på sedimentoverflaten lar det seg vanskelig resuspendere.

Phoslock har blitt brukt i en rekke mindre innsjøer og dammer i Europa, USA og Australia siden det ble utviklet, men har enda ikke blitt utprøvd i innsjøer i Skandinavia. Det har blitt anbefalt å bruke i Østsjøvatnet i Ås (Skovgaard mfl., 2011) men vannområde PURA arbeider foreløpig med å utrede andre metoder (biomanipulering) for denne innsjøen. Også i Sverige og Danmark er det foreløpig kun utredet muligheten for å bruke Phoslock (Gustavson og Rydin, 2016; Søndergaard mfl., 2015). I den danske veilederen for innsjørestaurering anbefales det å først gjøre laboratorieforsøk eller innhegningsforsøk med Phoslock før det gjennomføres en fullskala behandling i innsjøer med lav alkalinitet eller med høyt humusinnhold.



Figur 1. Enkel fremstilling av fellingsmekanisme ved bruk av Phoslock i en innsjø.

2.4.2.2 Kriterier for bruk av Phoslock

En forutsetning for at denne metoden skal være effektiv er at det er gjort eller gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførselene av fosfor.

Følgende kriterier må være oppfylt:

- Metoden egner seg både til å binde fosfat i vannmassene og for å binde fosfat som frigjøres fra sedimentene.
- Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen og/eller innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte pga liten vannutveksling (lang oppholdstid i innsjøen).
- Alkalinitet i innsjøen bør være $> 0,8$ mekv L^{-1} ; i innsjøer med lavere alkalinitet enn $0,8$ mekv L^{-1} anbefales det å gjøre forsøk før en fullskala behandling.
- Felling med Phoslock er ikke pH sensitivt.
- Egnet i relativt dype innsjøer med stabil sjiktning, eventuelt i mindre dype innsjøer uten stabil sjiktning, men som er lite vindpåvirket.
- Tilsetning av Phoslock i vannmassene er følsomt for mye turbulens (i en periode på opptil to uker etter tilsetning); Phoslock synker langsomt og kan transporteres i vannmassene, men det resuspenderes ikke i særlig grad når det først er sedimentert.

Beregning av dosering:

- Produsenten anbefaler å dosere 100 g Phoslock pr. 1 g fosfat som ønskes bundet. Dette forutsetter at alle lantanatom i Phoslock binder et fosfatmolekyl.
- Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffer i vannet og det må doseres mer i innsjøer med fargeinnhold > 75 mg Pt/l. Det anbefales da å gjøre laboratorieforsøk eller innhegningsforsøk med Phoslock før det gjennomføres en fullskala behandling.
- Doseringen må være så stor at den kan binde både tilgjengelig fosfor i vannmassene samt det fosfor som potensielt kan frigjøres fra sedimentene. Summen av innsjøens tilgjengelige fosfor er:
 - o innsjøens konsentrasjon av totalfosfor
 - o tilgjengelig fosfor i sedimentene (metoder for å måle eller estimere er beskrevet i Søndergaard mfl., 2015)

Praktisk gjennomføring av behandling:

- Phoslock blandes ut i innsjøvann og det dannes en slurry som tilsettes innsjøen.
- Anbefalt tidspunkt for behandling er seinsommer-høst (unngår med dette at det kan utvikle seg høy pH i innsjøen i tiden etter behandling), unngå behandling ved algeoppblomstring.
- Behandling bør gjøres i en periode med lite vind.
- Innsjøen må overvåkes før, under og etter behandling.

2.4.2.3 Kostnad

Kostnadene er knyttet til innkjøp av kjemikalier og til arbeidet med å tilsette Phoslock til innsjøen.

Kostanden for bruk av Phoslock er oppgitt å være ca. 2250 Euro/tonn (personlig kommunikasjon med Phoslock Water Solutions Ltd, 2018). Det antas at 1 tonn Phoslock kan binde 10 kg fosfat.

I den danske veilederen for innsjørestaurering er det antydnet en pris tilsvarende 90 000 -120 000 NOK pr. ha innsjøoverflate. Det skal her kunne felles $5,75$ g P/ m^2 sjøbunn.

2.4.3 Lufting av bunnvannet

2.4.3.1 Virkningsmekanisme og anvendelse

Hvis konsentrasjon av oksygen i bunnvannet underskrider 0,1 mg/l frigjøres fosfor (som fosfat) fra sedimentet. Dette skjer vanligvis ved langvarig temperatursjiktning om sommeren eller vinteren. Fosfor akkumuleres da direkte over sedimentet og blandes inn i hele vannsøylen under den neste sirkulasjonsperioden. Ved å tilføre luft/eller oksygen til bunnvannet vil fosfor forbli bundet i sedimentene og på den måten forhindres interngjødslingen. Fosforbinding/frigivelse er altså redoksbettinget. Denne metoden krever kontinuerlig drift for å opprettholde god effekt.

Det er gode erfaringer med bruk av slik lufting i Kolbotnvann i Akershus (se delkapittel 2.5). Flere danske innsjøer har god erfaring med bruk av oksygenering av bunnvannet, for eksempel i Furesjøen og Hald Sø (Liboriussen mfl., 2007). Resultatene fra Kolbotnvann og fra de danske innsjøene viser at utlekkingen av fosfor til bunnvannet reduseres betydelig (>50%), men at det allikevel har liten påvirkning på fosforkonsentrasjonen i overflatevannet. Dette skyldes at de eksterne fosfortilførslene fortsatt ikke er tilstrekkelig redusert. I Kolbotnvann og de nevnte danske innsjøene har luftingen/oksygeneringen pågått i mer enn 10-20 år. Bormans mfl. (2016) har beskrevet flere internasjonale eksempler hvor lufting av bunnvann har blitt utprøvd.

2.4.3.2 Kriterier for bruk av lufting av bunnvannet

En forutsetning for at denne metoden skal være effektiv er at det er gjort eller gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførslene av fosfor.

Følgende kriterier må være oppfylt:

- Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen.
- Kun relevant i dype, sjiktede innsjøer hvor det kan utvikle seg oksygenfritt bunnvann i stagnasjonsperiodene.
- Må ha god kunnskap om oksygenforholdene i innsjøen.
- Ta prøver av bunnvannet rett over sedimentet og måle fosforinnholdet (fosfat/totalfosfor).
- Bør kartlegge sedimentenes innhold av fosfor og jern. Se om sedimentet har lameller, altså skifte mellom mørkere og lysere lag. Mørke lameller er et resultat av perioder med oksygenfrie forhold der nedbrytning foregår anaerobt (uten oksygen) og lysere lameller er fra perioder med oksygen i bunnvannet og med aerob nedbrytning.
- Da metoden krever kontinuerlig drift for å opprettholde effekten må det planlegges for langvarighet i gjennomføringen av tiltaket.
- Drift av lufting/oksygenering må gjøres på en sån måte at sjiktningen ikke brytes, da dette vil kunne påvirke økosystemet.

2.4.3.3 Kostnad

Kostnadene til lufting av bunnvannet er todelt; først må en «lufteanordning» som lufter bunnvannet kjøpes og monteres, deretter må den driftes. I den danske veilederen for innsjørestaurering er det antydnet en pris tilsvarende 10 000-40 000 NOK pr. ha innsjøoverflate for en 10-årsperiode.

Oppegård kommune opplyser at de har årlige driftskostnader på ca. 350 000 NOK knyttet til lufting av Kolbotnvann. Driftskostnadene er i hovedsak knyttet til dykkertjenester for vedlikehold av maskinen som lufter (Limnox), samt strøm til å drive kompressoren. Limnoxen ble i sin tid kjøpt og installert i Kolbotnvann på 1970-tallet, og denne ble tatt opp, reparert og satt ned igjen på 15-18 meters dyp i innsjøen. Limnoxen har krevd mindre og større vedlikeholdsarbeid, for eksempel bruk av dykkere for å utbedre forankring av maskina, de 10 årene den har vært i drift i Kolbotnvann.

2.4.4 Sedimentfjerning

2.4.4.1 Virkningsmekanisme og anvendelse

Dersom det er store problemer med frigivelse av fosfor fra sedimentene kan det være aktuelt å fysisk fjerne de øvre, fosforrike, delene av sedimentene. De øverste lagene av sedimentet kan fjernes ved mudring. I etterkant må sedimentet kunne håndteres og deponeres på et egnet sted. Det må fremskaffes informasjon om sedimentene kan inneholde tungmetaller eller miljøgifter som krever spesialhåndtering ved deponering.

Metoden har vært utredet som restaureringstiltak i Norge, men har frem til nylig ikke vært utprøvd i innsjøer. Bogstadvannet i Oslo ble mudret i 2017, men hovedmålet med fjerningen av sediment har vært å utbedre rostadion (Ecoloop, 2016). Fjerning av sedimenter er brukt i flere norske havnebassenger for å rydde opp i forurenset sjøbunn og for å sikre seilingsdybde. I både Sverige og Danmark har det blitt gjennomført sedimentfjerning i eutrofierte innsjøer. I Danmark ble det fjernet sediment i den 1,5 km² store innsjøen Brabrand Sø i perioden fra 1988-1995 og dette tiltaket har også blitt brukt i flere mindre innsjøer (<0,5 km²) (Liboriussen mfl., 2007). I Sverige ble det fjernet sediment i den 1 km² store innsjøen Trummen i 1970-71 (Pettersen og Wallsten, 1990). Resultatene viser at metoden har god langtidsvirkning, men at det er viktig at også de eksterne fosfortilførsleene reduseres. Bormans mfl. (2016) har beskrevet flere internasjonale eksempler hvor sedimentfjerning har blitt utprøvd.

2.4.4.2 Kriterier for bruk av sedimentfjerning

En forutsetning for at denne metoden skal være effektiv er at det er gjort eller gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførsleene av fosfor.

Følgende kriterier må være oppfylt:

- Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen.
- For å få til en vellykket restaurering bør alt sediment som inneholder mobilt fosfor i innsjøens akkumuleringssone fjernes.
- Kartlegge sedimentfordelingen i innsjøen, både vertikalt og horisontalt; tørrstoffinnhold, innhold av fosfor, jern.
- Identifisere områder hvor det eventuelt ikke skal fjernes sediment (bevaringsverdige områder, områder med vegetasjon).
- Estimere omfanget av hvor mye sediment som skal fjernes (vertikal og horisontal). Det er viktig å fjerne sediment ned til en dybde hvor risikoen for frigivelse av fosfor er lavt (vurderes utfra målinger av fosfor og jern fra ulike dyp i sedimentet).
- Vurdere metode for sedimentfjerning.
 - o Tørrlegge innsjøen og fjerne sediment (små innsjøer, dammer).
 - o Mudring (oppgraving/opsuging) av sedimenter fra innsjøoverflaten (større innsjøer); medfører også at mye bunnvann pumpes opp og at sediment oppslemmes i vannsøylen og på den måten kan fosfor frigjøres i selve mudringsarbeidet.
- Sedimentet må håndteres og deponeres på en sikker måte. Vannet må skilles fra sedimentet. Det må undersøkes om sedimentet inneholder farlige stoffer og deretter kan deponeringsmåter vurderes. Sediment som ikke er kontaminert med farlige stoffer kan spres på landbruksarealer.

2.4.4.3 Kostnad

Kostnadene er generelt høye ved fjerning av sediment. Det er avhengig av størrelse og dyp på innsjøen og hvor dypt lag av sedimentet som skal fjernes. Hvor lett det er å komme til den aktuelle innsjøen og hvordan anleggsarbeidet kan rigges og utføres vil også være avgjørende for kostnadene.

I den danske veilederen for innsjørestaurering er det antydnet en pris tilsvarende 100-200 NOK pr. m³. Ved fjerning av 0,5 m dypt sediment fra 5 ha (25 000 m³ sediment) vil kostnaden være 2,5-5 mill NOK. Gitt kostnadene er denne metoden best tilpasset mindre innsjøer.

2.4.5 Biomanipulering ved utfisking av planktonspisende fisk

2.4.5.1 Virkningsmekanisme og anvendelse

I næringsrike innsjøer kan det utvikle seg en ubalanse i næringsnettet og dette skyldes i stor grad at bestanden av planktonspisende fisk er stor (karpefisk som mort og brasme) i forhold til rovfisk (som for eksempel gjørs og gjedde). Når bestanden av planktonspisende fisk er stor så blir beitepresset på dyreplankton høyt. En redusert mengde dyreplankton vil gi gode betingelser for vekst av planteplankton som da ikke blir beitet så mye. Ved å gjennomføre en biomanipulering som utfisking av planktonspisende fisk vil det gjeninnføres en bedre balanse i den totale fiskebestanden og rovfiskene kan kontrollere mengden karpefisk. Dermed vil også beitepresset på dyreplankton avta og det vil være mer dyreplankton som igjen kan beite på planteplankton og holde algemengdene nede. Dette kalles «top-down» kontroll av næringsnettet.

Utsetting av rovfisk og utfisking av karpefisk er den mest anvendte metoden for innsjørestaurering i Norge (se delkapittel 2.5, tabell 3). Det finnes også en rekke eksempler fra biomanipulering med fisk i svenske og danske innsjøer (Annadotter mfl., 1999, Ekvall mfl., 2014, Liboriussen mfl., 2007). Triest mfl. (2016) har oppsummert erfaringer fra en lang rekke metoder for biomanipulering som er gjennomført i innsjøer i hele verden. Generelt så anses biomanipulering av fisk å gi en relativt kortvarig effekt på algemengden i en innsjø (2-10 år). For å få varig effekt er en avhengig av at også de eksterne tilførselene av fosfor reduseres til et nivå som begrenser vekst av planteplankton.

2.4.5.2 Kriterier for biomanipulering

En forutsetning for at denne metoden skal være effektiv er at det er gjort eller gjøres tiltak for å redusere de eksterne tilførselene av fosfor.

Følgende kriterier må være oppfylt:

- Fiskebestanden må være dominert av karpefisk (planktonspisende fisk som mort og brasme), anslagsvis >60 % av total fiskebiomasse.
- Det må gjennomføres en fiskeundersøkelse (ikke eldre enn 6 år hvis det allerede foreligger en kartlegging av fiskesamfunnet).
- Metode for oppfisking må vurderes (trål, ruser, garn).
- Utfra fiskeundersøkelsen må det beregnes hvor mye fisk som skal fjernes for å kunne oppnå god effekt (generell anbefaling; >80 % av all karpefisk).
- Utfisking bør gjennomføres innen en tidsperiode på 1-2 år.
- Unngå å fjerne rovfisk (sette tilbake levedyktig rovfisk som er fisket opp).
- For å oppnå langtidseffekt er det avgjørende at utfisking først gjøres når fosforkonsentrasjonen i innsjøen er i ferd med å nærme seg et nivå som er begrensende for algeveksten. Dersom utfisking gjennomføres når ekstern/intern fosforbelastning er høy er det lite sannsynlig at tiltaket virker mer enn noen år.

2.4.5.3 Kostnad

Kostnadene er knyttet til hvilket utstyr og hvor mye arbeidskraft som trengs for å gjennomføre utfisking. Lokale forhold som adkomst, størrelse på innsjøen og mengde fisk som skal fjernes er også av betydning. I den danske veilederen for innsjørestaurering er det antydnet en pris tilsvarende

10 000-20 000 NOK pr. ha innsjøoverflate. Sarpsborg kommune angir en kostnad på 600 000 NOK for utfisking i Tunevannet (Høst/vår, gjentas to ganger).

2.5 Erfaring fra innsjørestaurering i Norge

I Norge har vi langt mindre erfaring med innsjørestaurering enn våre naboland Sverige og Danmark. Men, det er gjennomført innsjørestaurering i flere norske innsjøer som har problemer med eutrofiering de siste 40 årene og vi har sammenfattet erfaringer fra mange av disse restaureringstiltakene i tabell 3 (se også Berge, 2006).

De fleste restaureringstiltakene som har vært gjennomført i norske innsjøer har vært ulike former for biomanipulering; som utsetting av rovfisk eller utfisking av planktonspisende fisk. Resultatene viser imidlertid at disse tiltakene kun har hatt effekt i noen år etter at tiltaket har vært gjennomført og at vannkvaliteten igjen har blitt dårligere. I Tunevannet i Østfold har det både blitt gjennomført utfisking av planktonspisende fisk og det har blitt satt ut rovfisk (gjørs). Overvåkingsdata viser imidlertid at disse tiltakene ikke har gitt noen tydelig og varig effekt på en bedre vannkvalitet i Tunevannet (Bechmann mfl., 2016).

I Gjersjøen i Akershus ble det satt ut rovfisk (gjørs) i 1982 og utvidet overvåking noen år senere fastslo at bestanden av mort hadde blitt kraftig redusert (Faafeng og Løvik, 1986). Vannkvaliteten ble raskt bedre utover på 1980-tallet og Gjersjøen brukes derfor ofte som et eksempel på at biomanipulering kan gi varig effekt. Denne bedringen i vannkvalitet skyldtes nok i størst grad reduksjon i de eksterne tilførselene av fosfor til innsjøen. I 1972 ble Nordre Follo renseanlegg bygget og de eksterne tilførselene av fosfor ble redusert med mer enn 50 % utover 1970-tallet. Som vi har beskrevet i kapittel 2.1.2 så kan det ta tid før en innsjø responderer på en reduksjon i næringsstofftilførsler fordi økosystemet trenger tid på å tilpasse seg. Det er å anta at utsetting av gjørs ble gjort på et gunstig tidspunkt hvor også fosforkonsentrasjonen var på et begrensende nivå for planteplanktonvekst. Et slikt restaureringstiltak vil da kunne bidra positivt og også redusere tiden det tar før vannkvaliteten bedres. Eksemplet fra Gjersjøen viser derfor at innsjørestaureringstiltak først bør gjennomføres etter at tiltak i nedbørfeltet har gitt en betydelig reduksjon i de eksterne tilførselene av fosfor. I Akersvannet i Vestfold ble det satt ut Gjørs i 1976, men her gav det ingen varig bedring i vannkvaliteten (Berge, 2004).

Kolbotnvannet i Akershus er den norske innsjøen hvor flest innsjørestaureringstiltak har blitt foreslått og utredet, og hvor mange av disse også har blitt gjennomført (Oredalen og Lyche-Solheim, 2003, Oredalen mfl., 2006). Innsjøen har store problemer med eutrofiering og oppblomstring av potensielt giftige cyanobakterier. Det er høye eksterne tilførsler av fosfor og når det er oksygenfritt bunnvann er det betydelig intern frigivelse av fosfor fra sedimentene (interngjødsling). Siden 2007 har bunnvannet i innsjøen blitt luftet for å sørge for at det ikke frigis fosfat fra sedimentene. Overvåkingsresultater fra de siste 10 årene viser at luftning av bunnvannet har medført en reduksjon i interngjødslingen med 50 - 80 % (Haande mfl., 2016). De praktiske erfaringene fra 10 år med lufting av bunnvannet i Kolbotnvannet viser at såfremt teknikken fungerer så har Limnox-lufteren i Kolbotnvannet en positiv effekt på fosfor-konsentrasjonen i innsjøen.

I Langvann i Akershus ble det sommeren 1977 tilsatt 30 tonn aluminiumsulfat i vannet (Holtan og Nicolls, 1987). Dette hadde umiddelbart en positiv effekt ved at fosforkonsentrasjonen ble kraftig redusert. Samtidig begynte fisk å dø (100-200 kg fisk) på grunn av aluminiumsutfelling på gjellene og surt vann (pH 5,5) og forsøket ble derfor avsluttet.

Innsjøinterne metoder inklusive algegifter og/eller kjemisk felling av fosfor har blitt vurdert i flere norske innsjøer uten at tiltakene er blitt gjennomført. Dette gjelder f. eks. Akersvannet i Sem og Stokke (Berge 2004), Bjørkelangen i Aurskog-Høland (Berge 2004), Østensjøvann i Ås (Skovgaard m.fl. 2011, Sæbyvannet og flere. I Akersvannet ble det gitt tillatelse til behandling med kobberpreparatet Cutrine®, men pga. kostnadene ble dette ikke gjennomført.

Tabell 3. Oversikt over gjennomføring og erfaring med innsjørestaurering i norske innsjøer

Innsjø	Type tiltak	År	Effekt	Varighet	Referanse
Utsetting av rovfisk					
Gjersjøen Oppegård Akershus	Utsetting av gjørs.	1981	Desimert mortbestand, holder morten borte fra åpne vannmasser. Økt tetthet av dyreplankton og mer effektiv beiting på planteplankton. Lavere algebiomasse og redusert dominans av cyanobakterier.	Minst 15 år, men bedring i vannkvalitet skyldes også redusert fosforbelastning gjennom tiltak i nedbørfeltet.	Lyche mfl., 1990. Faafeng og Oredalen, 1996.
Akersvannet Sem og Stokke Vestfold	Utsetting av gjørs.	1976	Bestanden økte ikke vesentlig før 1988-90. I 1989-93 var vannet klart fram til august, da cyanobakterier blomstret opp. I 1993 stor oppblomstring av fureflagellaten <i>Ceratium hirundinella</i> . Ved dennes kollaps; oksygensvinn og massiv fiskedød.	Mange år før tiltaket fikk effekt. Noe reduksjon i fosfor, og klarere vann i store deler av sommeren. Etter 1993 variabel og ofte dårlig tilstand	Berge, 2004.
Reduksjon/fjerning av planktivor fisk					
Haugtjern Røros Sør-Trøndelag	Rotenon-behandling for å utrydde fisk (primært sik; røye satt ut året etter).	1980	Reduksjon i algebiomasse og andel cyanobakterier. Redusert fosforutveksling fra grunne sedimenter.	Minst 4 år.	Reinertsen mfl., 1990.
Helgetjern Marker Østfold	Rotenon-behandling for å utrydde fisk.	1984	Reduksjon i algebiomasse og andel cyanobakterier.	Maks 4 år.	Faafeng og Brabrand, 1990.
Mosvatnet Stavanger Rogaland	Rotenon-behandling for å utrydde fisk (ørret og regnbueørret satt ut etterpå).	1987	Redusert fosfor- og algebiomasse.	Variabelt, men klart vann midtsommers. Oppblomstring av cyanobakterier på sensommer og høst.	Sanni og Wærvågen, 1990. Molversmyr, 2002.
Frøylandsvatnet Time og Klepp Rogaland	Utfisking av lagesild og sik: totalt 110 tonn.	1989-1991 og senere i 2006, 2007 og 2010	Reduksjon i fosfor og algebiomasse, økt siktedyp.	Effekten varte ca 7 år etter 1991, senere variabelt. Dette har også sammenheng med halvering av fosfortilførsler.	Berge, 2004. Ledje, 2011.
Tunevannet Sarpsborg Østfold	Utsetting av gjørs. Utfisking av plankton spisende fisk (mort, abbor).	2006 2003/04 2011	Ingen spesielle effekter.	Ingen god og varig effekt på vannkvaliteten	Berge mfl., 2004.

Innsjø	Type tiltak	År	Effekt	Varighet	Referanse
Oksygenering av bunnvann og/eller sediment					
Kolbotnvann Oppegård Akershus	Tilførsel av kalksalpeter til bunn-vann for oksidasjon.	1985 (nitrat)	Redusert utlekking av fosfor fra bunnsedimenter. Lavere fosforkonsentrasjon i vannmassene og redusert algebiomasse.	Effekten av lufting avtar meget snart når denne stoppes.	Oredalen og Lyche- Solheim, 2003. Oredalen mfl., 2006.
	Lufting med boblegardin vår og høst.	Boble gardin (1986)			
	Kontinuerlig lufting med Limnox.	Lufting av bunnvann (2007-nå)			
Kjemisk felling av fosfor					
Langvann Lørenskog Akershus	Tilsetning av aluminium- sulfat.	1977	Etter tilsetning av 30 tonn fikk man fiskedød, og tiltaket ble stoppet.	Ingen langtidseffekt.	Holtan og Nichols, 1987.
Ultral lyd					
Lille Lungegårdsvan Bergen Hordaland	Ultral lyd	2013	«Sommeren 2013 har det også vært gjennomført forsøk med bruk av ultral lyd for å redusere algetilveksten i vannet, uten at dette har gitt vesentlige merkbare resultater».	Ingen effekt.	Bergen kommune, Byråds avdeling for byutvikling, klima og miljø, Saksnr. 201124915- 375.

3 Tunevannet

I kapittel 2 gis det informasjon om hvilket kunnskapsgrunnlag som bør innhentes for å kunne gjøre gode vurderinger av behovet for gjennomføring av innsjørestaurering (kap. 2.1.3) og hvilke faktorer som må tas hensyn til for å vurdere aktuelle restaureringsmetoder for å bedre vannkvaliteten i en innsjø (se kap 2.2).

For Tunevannet foreligger det et godt kunnskapsgrunnlag etter flere tiår med overvåking av vannkvaliteten. Både nedbørfeltet og innsjøen er karakterisert og den økologiske tilstanden er godt beskrevet (Bechmann mfl., 2016). Det er opp gjennom årene også laget flere tiltaksanalyser, senest den reviderte tiltaksanalysen fra 2016 (Bechmann mfl., 2016). I den reviderte tiltaksanalysen er det gjort grundige vurderinger av fosforbelastningen fra ulike kilder i nedbørfeltet og det er beregnet et avlastningsbehov for å nå miljømålet for innsjøen. Det er også gjort vurderinger av den interne belastningen av fosfor (interngjødsling).

I kapittel 3.1-3.3 oppsummerer vi denne kunnskapsstatusen om Tunevannet. Det gis en kort beskrivelse av nedbørfeltet til Tunevannet og selve innsjøens geografiske og morfometriske egenskaper. Videre presenteres utviklingen av vannkvalitet i innløpsbekk og innsjø, samt en vurdering av mulig interngjødsling i innsjøen. Til slutt gjøres det en gjennomgang av beregningsgrunnlaget for fosforbelastning og avlastningsbehov i Tunevannet.

I kapittel 3.4 presenteres vurderinger av aktuelle restaureringsmetoder for Tunevannet og det gis konkrete anbefalinger.

3.1 Kort beskrivelse av Tunevannet

Tunevannet ligger i et tettbebygd område i Sarpsborg kommune og er mye brukt til rekreasjon. Innsjøen er et populært badested, og i tillegg har Sarpsborg Roklubb sitt anlegg ved og i innsjøen. Det er et fint opparbeidet parkanlegg i sørøstenden av Tunevannet og det går turstier langs og rundt vannet.

Nedbørfeltet er på 6,6 km² og innsjøen dekker hele 36% av arealet (figur 2). Resten av arealet består av skog og utmark (44%), jordbruk (11%), bebyggelse (6%) og veier og parkområde (4%). Hele nedbørfeltet ligger under den marine grense og i sørenden avgrenses det av en randmorene.

Tunevannet er relativ grunn med et maksimaldyp på 12 meter og et middeldyp på 5,4 meter. Oppholdstiden for vannet i innsjøen er lang, over 6 år, og gjør innsjøen sensitiv for forurensing. Innsjøen har innløpsbekker i nordenden av innsjøen og den største innløpsbekken er Skjørenbekken (figur 2). Det er i tillegg grunnvannstilsig til innsjøen. Stenbekken renner ut i nord-vest delen av innsjøen og ned i Vestvannet. Vannstanden i innsjøen kan variere noe grunnet vannuttak i sørenden av innsjøen. Tunevannet er vindeksponert og grunn og det er derfor ikke stabile sjiktforhold i vannmassene gjennom vekstsesongen. Midlere årstilsig til Tunevannet er beregnet til 2 millioner m³ pr. år og bedriften Nordic Paper har de siste årene hatt et årlig vannuttak på ca. 0,5 millioner m³ pr. år (Haande, 2015). Tabell 4 oppsummerer viktige geografiske og morfometriske egenskaper ved innsjøen og figur 3 viser dybdekart for Tunevannet.



Figur 2. Tunevannets nedbørfelt. Stasjoner som inngår i tiltaksorientert overvåking er inntegnet (Kart: NIVA).

Tabell 4. Geografiske og morfometriske data for Tunevannet (etter Bjørndalen mfl., 1985 og Bechmann mfl., 2016).

Tunevannet		
Høyde over havet	m	40
Nedbørfelt	km ²	6,6 ¹
Overflateareal	km ²	2,3-2,41 ²
Vannvolum	mill. m ³	11,3-12,8 ³
Teoretisk oppholdstid	År	6,4
Største dyp	m	12
Middeldyp	m	5,4
Tilslig	mill. m ³	2

¹Basert på NVEs nedbørfeltregister, ²GIS-analyse, ³Noe varierende vannstand grunnet vannuttak til industri



Figur 3. Dybdekart for Tunevannet (etter Bjørndalen mfl., 1985).

3.2 Vurdering av vannkvalitet og interngjødsling i Tunevannet

3.2.1 Utvikling av vannkvalitet i innsjøen

I den reviderte tiltaksanalysen gis det en grundig beskrivelse av utvikling av vannkvalitet i Tunevannet (Bechmann mfl., 2016). Fra de første undersøkelsene i Tunevannet på 1980-tallet og til regelmessig overvåking startet på begynnelsen av 1990-tallet var det en økning i konsentrasjonene av totalfosfor og totalnitrogen og økte algemengder, med et skifte til dominans av cyanobakterier. Fra 1990-tallet og frem til 2017 har det vært til dels store år-til-år variasjoner i konsentrasjonene av totalfosfor, total nitrogen og klorofyll-a, men det er ingen tendenser til reduksjon i næringsstoffkonsentrasjonene eller algemengde (figur 4). Det er årlige oppblomstringer av giftproduserende cyanobakterier i innsjøen (Bechmann mfl., 2016) og det gis advarsler om bruk av innsjøen til bading. Overvåkingsresultatene fra Tunevannet viser at fosforkonsentrasjonen i innsjøen er høy, men de viser også at nitrogenkonsentrasjonen er relativt lav og at nitrogen også kan være en begrensende faktor for algevekst i Tunevannet.

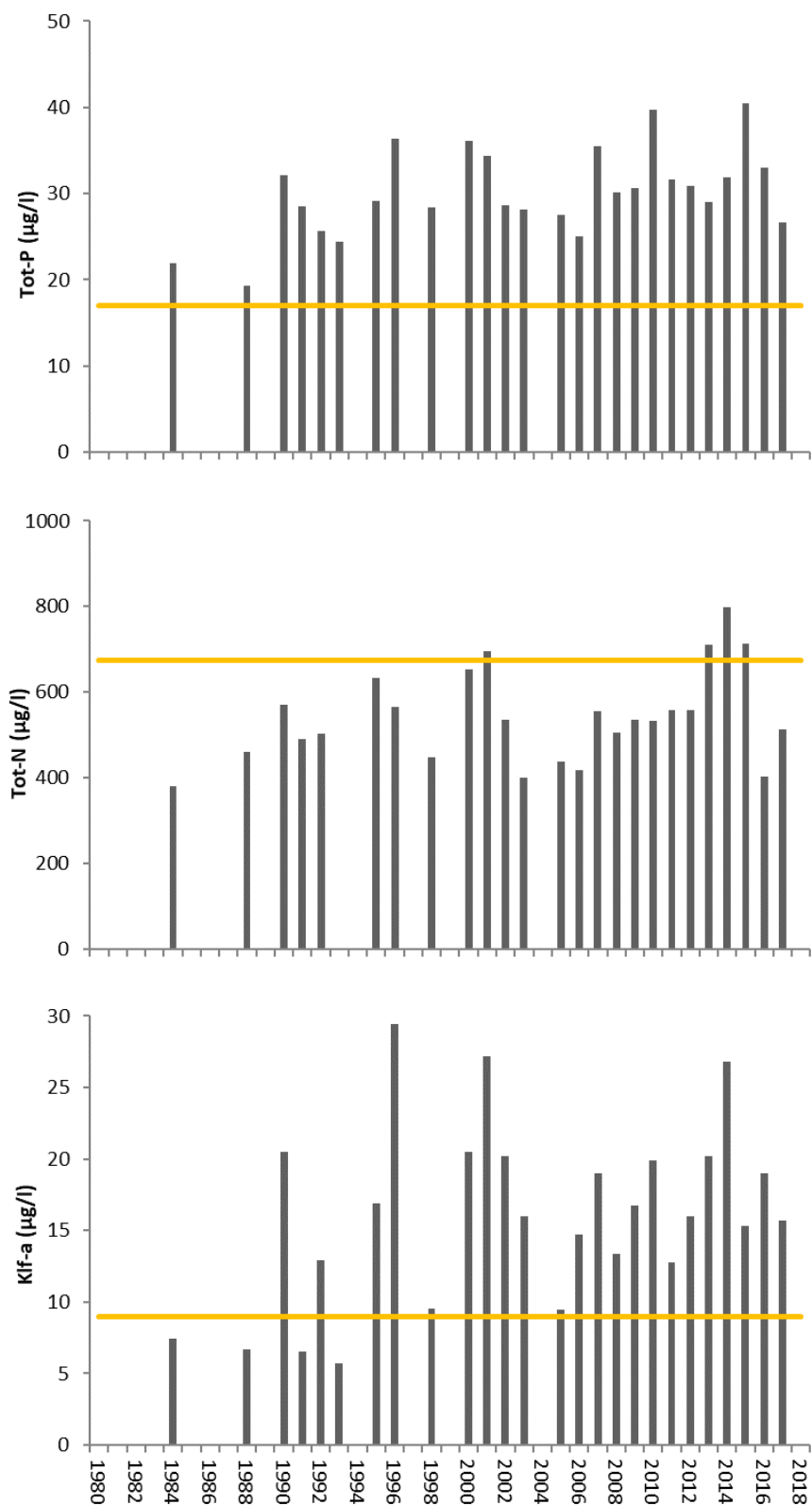
I 2016 ble det tatt to sedimentkjerner fra Tunevannet og en av disse ble datert og analysert for en rekke parametere, blant annet pigmenter, fosfor og nitrogen (Poverud, 2017). Resultatene viste at det var en tydelig økning av klorofyll-a, fosfor og nitrogen i perioden etter 1980, og dette samsvarer godt med overvåkingsdataene fra Tunevannet.

Hovedstasjonen i Tunevannet ligger ved det dypeste området som er i den sørlige enden av innsjøen. Den største innløpsbekken og utløpsbekken befinner seg i nordenden av innsjøen og det har blitt stilt spørsmål om det er store forskjeller i vannkvalitet mellom nord og sør i innsjøen. I 2017 ble det derfor etablert en ny overvåkingsstasjon lengre nord i Tunevannet (figur 2) og det ble tatt månedlige prøver her og ved hovedstasjonen lengre sør i perioden fra mai til oktober. Det var tilnærmet like konsentrasjoner av totalfosfor, totalnitrogen og klorofyll-a ved de to stasjonene i 2017 (figur 5). For å få et bedre datagrunnlag for å vurdere om hovedstasjonen er representativ for hele innsjøen skal det i første omgang tas prøver fra disse to stasjonene også i 2018. Utfra de prøvene som ble tatt i 2017 kan det se ut som om vannkvaliteten er relativt lik i nord- og sørenden av Tunevannet. Det er to faktorer som trolig påvirker horisontal fordeling i vannmassene; sterk vindpåvirkning og vannuttak i sørenden av innsjøen.

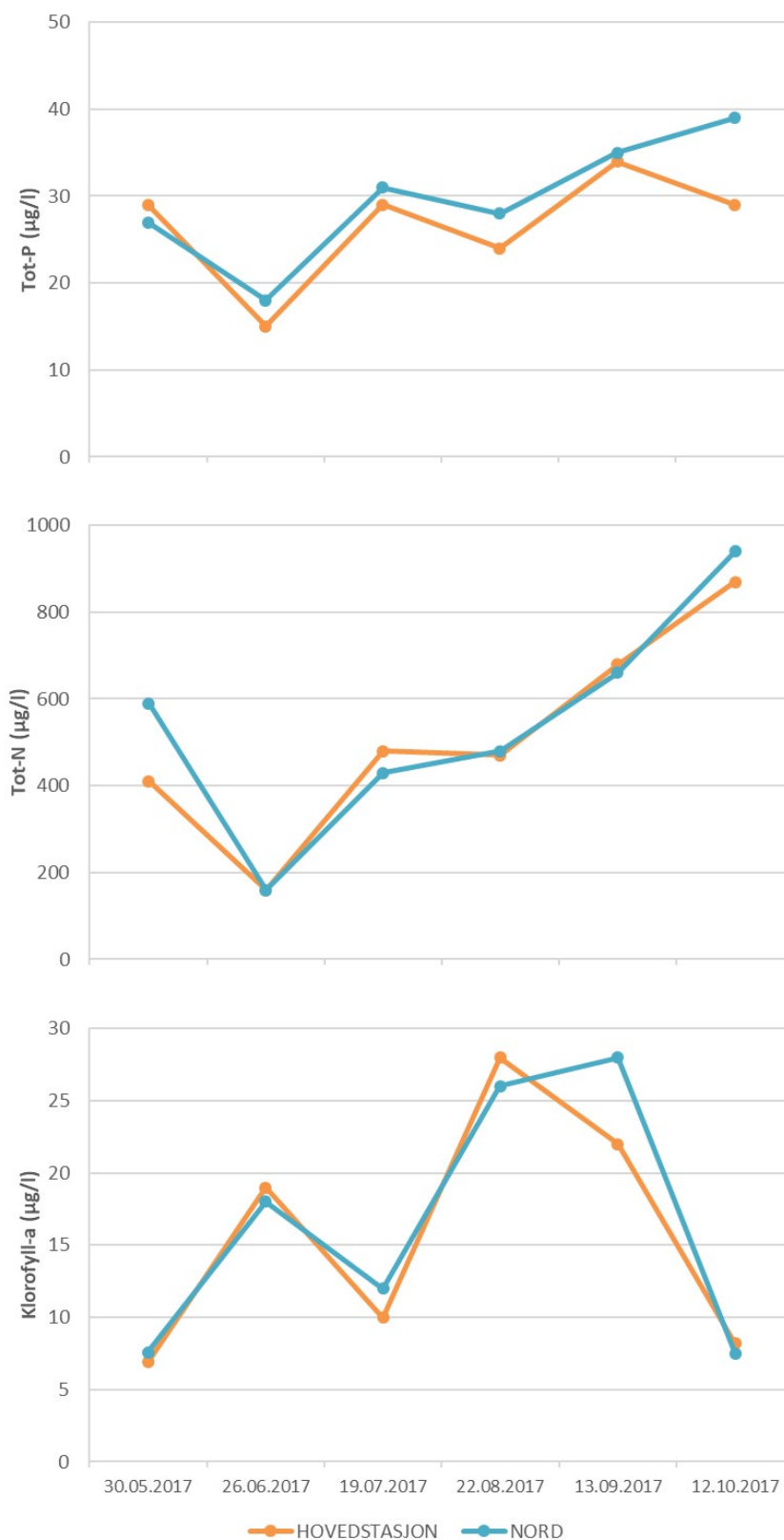
3.2.2 Utvikling av vannkvalitet i innløp- og utløpsbekk

Skjørenbekken er den største innløpsbekken til Tunevannet (se figur 2). Totalfosforkonsentrasjonen på innløpsvannet har vært på omtrent 60-100 µg/L de siste fem årene og dette er en mye høyere konsentrasjon enn det som måles i innsjøen. Det er tatt fra 2-6 prøver årlig ved disse stasjonene, og et årsgjennomsnitt basert på disse prøvene er ikke nødvendigvis representativt for fosforkonsentrasjonen gjennom hele året. Flomepisoder med høye konsentrasjoner vil ofte bli underrepresentert ved stikkprøvetaking.

Det finnes ikke så mye data fra Stenbekken, som er utløpsbekken fra Tunevannet. I 2015 ble det tatt fem prøver i perioden fra begynnelsen av april til slutten av oktober, og totalfosforkonsentrasjonen var i gjennomsnitt 28 µg/L. Konsentrasjonen i utløpsbekken var dermed mye lavere enn i innløpsbekken og dette viser at det tilbakeholdes fosfor i innsjøen.



Figur 4. Utvikling av totalfosfor (øverst), totalnitrogen (midten) og klorofyll-a (nederst) i Tunevannet fra 1984-2017. Den oransje streken er miljømålet gitt av vannforskriften.



Figur 5. Utvikling av totalfosfor (øverst), totalnitrogen (midten) og klorofyll-a (nederst) i Tunevannet ved hovedstasjonen i sør og ved en stasjon lengre nord i innsjøen i mai-oktober 2017.

3.2.3 Vurdering av mulig interngjødsling i Tunevannet

Fosfor som er lagret i sedimentene kan frigjøres tilbake til vannmassene under bestemte forhold og dette kalles interngjødsling. I en vurdering av sedimentenes rolle i intern fosforomsetning i en innsjø så må det både tas hensyn til den tilgjengelig mengde fosfor i sedimentet og den faktiske utveksling av fosfor mellom sedimentet og vannmassene. Selve utvekslingen er styrt av flere faktorer hvor særlig oksygenforhold og pH er av størst betydning.

Poverud (2017) analyserte fosforinnholdet i en sedimentkjerne fra Tunevannet og i de øverste sedimentlagene (0-10 cm) var det 2 mg P/g tørrvekt (TV), mens det i dypere sedimentlag (før 1980) var 1 mg P/g (TV). Det har blitt gjort tilsvarende undersøkelser av sedimentkjerner fra Vansjø (Andersen mfl., 2006) og Frøylandsvatnet (Molversmyr og Andersen, 2006). I Vansjø var fosforinnholdet i overflatesedimentet noe lavere enn i Tunevannet (0,5-1,5 mg P/g TV), mens det i Frøylandsvatnet var dobbelt så høyt med rundt 4 mg P/g TV. En sammenstilling av fosforinnhold fra innsjøer over hele verden viser en variasjonsbredde fra 0,5-10 mg P/g TV (Håkansson og Jansson, 1983). Sedimentene fra Tunevannet anses for å ha middels lavt fosforkonsentrasjon sammenlignet med andre eutrofe innsjøer.

Undersøkelser av oksygenforhold og fosforkonsentrasjon i bunnvannet (Bechmann mfl., 2016) og studier av sedimentene i Tunevannet (Poverud, 2017) viste at det ikke er problemer med oksygenfritt bunnvann og frigivelse av fosfor fra sedimentene. Det kan imidlertid være andre innsjøinterne prosesser i Tunevannet som medfører en interngjødsling av fosfor i innsjøen, f.eks. ved resuspensjon av partikkelbundet fosfor. Det er sannsynlig at vinddreven resuspensjon av fosfor fra sedimentene forekommer i innsjøen. Videre kan det antas at fisk medfører en resuspensjon av fosfor fra sedimentene i Tunevannet. Det vil også kunne være korte perioder med oksygenfritt bunnvann der fosfor kan frigjøres fra sedimentene, for eksempel om vinteren når det har vært en langvarig periode med is på innsjøen. Sedimentkjernen fra Tunevannet var ensartet i farge og hadde ingen lameller, altså skifte mellom mørkere og lysere lag (Poverud, 2017). Mørke lameller er et resultat av perioder med oksygenfrie forhold der nedbrytning foregår anaerobt (uten oksygen) og lysere lameller er fra perioder med oksygen i bunnvannet og med aerob nedbrytning. Sedimentkjernen understøtter derfor antakelsen om at oksygenfritt bunnvann ikke forekommer i lange perioder i Tunevannet. Det er ikke mulig å kvantifisere betydningen av disse prosessene i form av hvor mye fosfor som resirkuleres fra sedimentene, men vi vet nå at det er relativt lave fosforkonsentrasjoner i sedimentene i Tunevannet (Poverud, 2017). Det antas derfor at bidraget fra intern resirkulering av fosfor i Tunevannet er av mindre betydning sammenlignet med eksterne tilførsler.

3.3 Gjennomgang av beregningsgrunnlag for fosforbelastning og avlastningsbehov i Tunevannet

I den reviderte tiltaksanalysen for Tunevannet ble det beregnet en teoretisk fosforbelastning for Tunevannet og det ble beregnet et avlastningsbehov for å nå miljømålet for fosfor og en antatt akseptabel vannkvalitet uten algeoppblomstringer (Bechmann mfl., 2016).

Fosforbelastning og avlastningsbehov ble beregnet ved å bruke FOSRES, en enkel innsjømodell for grunne og middels grunne innsjøer med middeldyp på 1,5-15 m (Berge, 1987). Det må presiseres at denne modellen kun tar hensyn til eksterne tilførsler av fosfor.

For å beregne avlastningsbehov ble miljømålet for fosfor i Tunevannet satt til 17 µg/l, og dette tilsvarer miljømålet for innsjøtype 8 «moderat kalkrik og klar innsjø» gitt i klassifiseringsveilederen

(Veileder 02:2013, revidert 2015, Direktorsgruppen, 2015). Fosforkonsentrasjonen i innsjøen ble satt til 34 µg/l som var et gjennomsnitt for treårsperioden fra 2013-2015.

Det vil alltid være usikkerheter i teoretisk beregnet fosforbelastning og avlastningsbehov for en innsjø. Det er viktig å ha best mulig kunnskap om innsjøen og å ha gode overvåkingsdata. I den reviderte tiltaksanalysen fra 2016 (Bechmann mfl., 2016) var det særlig to faktorer som ble fremhevet som usikre; 1) betydning av interngjødsling i innsjøen, og 2) om miljømålet for fosfor på 17 µg/l er for strengt for Tunevannet gitt at innsjøen ligger i et område med 28 % leirdekning og kan være leirpåvirket. Det finnes ingen egen vanntype for leirpåvirkede innsjøer.

De fullstendige analysene av sedimentkjernene fra Tunevannet (Poverud, 2017) har gitt et bedre kunnskapsgrunnlag for å vurdere disse usikkerhetsfaktorene.

- 1) I kapittel 2.2 diskuteres grad av interngjødsling i Tunevannet og det vurderes at det interne bidraget av fosfor er av mindre betydning. Det gjør også beregningsmetoden med FOSRES sikrere da denne kun tar hensyn til eksterne tilførsler av fosfor.
- 2) Sedimentkjernene fra Tunevannet ble datert, og det ble estimert at de representerte en tidsperiode fra 1880 og fram til 2016. Både næringsstoffkonsentrasjonene (N, P) og konsentrasjonen av klorofyll-a var stabilt lave frem til 1940. I tidsrommet mellom 1940-1980 økte konsentrasjonen av næringsstoffer og klorofyll-a og etter 1980 økte det betydelig. Poverud (2017) fastslår at de eldste delene av sedimentet, fra tiden før 1940, kan sies å representere en referansetilstand for Tunevannet og at dagens tilstand avviker betydelig fra denne. Selve sedimentet besto av 80 % silt og lite leire. Miljømålet for innsjøtype 8 (moderat kalkrik og klar innsjø) på 17 µg/l er et realistisk miljømål for Tunevannet.

Det er derfor ikke behov for å gjøre endringer i den beregnede fosforbelastningen og det beregnede avlastningsbehovet som ble presentert i den reviderte tiltaksanalysen fra 2016. Det har heller ikke skjedd endringer i fosforkonsentrasjonen i innsjøen og avlastningsbehovet kan beregnes ut fra en innsjøkonsentrasjon på 34 µg/l.

Den beregnede fosforbelastningen til Tunevannet er på 201 kg P/år (Bechmann mfl., 2016; tabell 5) og for å ha en fosforkonsentrasjon i innsjøen som tilsvarer miljømålet på 17 µg/l må fosforbelastningen til innsjøen være på 101 kg P/år. Avlastningsbehovet er derfor på 100 kg P/år.

Det presiseres i den reviderte tiltaksanalysen at de estimerte tilførslene i virkeligheten kan være høyere, delvis på grunn av økt nedbør, økt intensitet av nedbøren og til dels også økt erosjon i forbindelse med byggeaktivitet (bolig og vei), hogst og drag på jordbruksarealene i nedbørfeltet. I tillegg er det ikke mulig å tallfeste bidraget fra interngjødsling.

I den reviderte tiltaksanalysen ble det anbefalt en rekke tiltak i nedbørfeltet som til sammen ble estimert til å redusere tilførslene av fosfor til Tunevannet med til sammen 60 kilo. Det er særlig tiltak i jordbruk (overvintring i stubb) og kommunalt ledningsnett (utskifting av eldre ledninger) som gir god effekt. Selv om disse tiltakene i nedbørfeltet skulle gjennomføres med forventet effekt, er det fortsatt behov for å redusere fosforbelastningen med 40 kg for å nå det estimerte avlastningsbehovet for å nå god vannkvalitet i Tunevannet. Det ble også anbefalt enkelte tiltak hvor effekten i reduksjon i kg P ikke var mulig å estimere da det ikke forelå opplysninger om problemomfanget. Dette gjaldt enkelte tiltak i jordbruk (avskjæringsgrøfter, grasdekte vannveier), reduksjon av gjødsling i hager og innsjøinterne tiltak som utfisking og bruk av fosforbindende stoffer.

Tabell 5. Beregnede fosfortilførsler fra ulike kilder i nedbørfeltet til Tunevannet (fra Bechmann mfl., 2016)

Fosfortilførsler (kg)	Dagens fosfortilførsler	Dagens tilførsler av biotilgjengelig fosfor (kg)	Kommentarer
Jordbruk (flateerosjon)	59	15	Inklusive flateerosjon fra åpen åker, eng og beite.
Jordbruk (erosjon i dråg)	Ikke kvantifisert	Lav biotilgjengelighet	Drågerosjon
Kommunalt ledningsnett/overløp	41	33	DAØ-beregninger
Spredt avløp	1	1	1 hus og 10 hytter
Parkanlegg (gjødslet)	0,5	0	Gjødslet parkanlegg
Parkanlegg (ugjødslet)	2	1	Ugjødslet parkanlegg
Skog og utmark	24	6	Ulik status i forhold til hogst.
Boligområder og samferdsel	4	1	Ifølge kart over drenering. Informasjon om gjødsling er ikke tilgjengelig.
Deposisjon fra luft	37	9	Oredalen og Ås (2000)
Interngjødsling	Ikke kvantifisert	-	Bioturbasjon (fisk) og vinddreven resuspensjon av sedimentene.
Sum av kjente kilder	168		
Ikke kvantifiserte kilder	-		
Tilførsler beregnet på grunnlag av fosforkonsentrasjonen i innsjøen	201	-	Teoretisk beregnet tilførsel (Berge, 1987)
Avlastningsbehov	100	-	For å nå miljømål på 17 µg/l P i innsjøen

3.4 Vurdering av aktuelle restaureringsmetoder for Tunevannet

I kapittel 2.2 gis det en generell oversikt over fysiske, kjemiske og biologiske metoder for å kunne kontrollere intern fosfomsetning eller for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier i en innsjø. I kapittel 2.4 presenteres et utvalg av disse restaureringsmetoder som faglig og erfaringsmessig vurderes å være godt egnet til å bedre vannkvaliteten i innsjøer (Liboriussen mfl., 2007, Søndergaard mfl., 2015). For hver metode gis det en oversikt over anvendelse og virkningsmekanismer, en liste med kriterier for at metoden skal gi god måloppnåelse og kostnader, basert på den danske veilederen for innsjørestaurering (Søndergaard mfl., 2015). I dette kapitlet vil disse utvalgte restaureringsmetodene vurderes for Tunevannet.

3.4.1 Generell gjennomgang av aktuelle metoder for innsjørestaurering i Tunevannet

For å vurdere aktuelle restaureringsmetoder for Tunevannet er det viktig å definere hva som er **målet med restaureringen**:

- Oppnå god økologisk tilstand (jf. vannforskriften).
- Redusere oppblomstring av cyanobakterier og oppnå god badevannskvalitet i innsjøen.

Hovedkildene til fosfor i Tunevannet er fra eksterne kilder (se tabell 5). Den interne fosfomsetningen i innsjøen kan ikke tallfestes på samme måte som de eksterne tilførslene. Det

redegjøres for mulig interngjødsling i kapittel 3.2.3, og det antas at summen av intern resirkulering av fosfor i Tunevannet er av mindre betydning sammenlignet med eksterne tilførsler.

Kunnskap om Tunevannets egenskaper og utvikling av vannkvalitet er beskrevet i kapittel 3.1-3.3:

- Tunevannet er en grunn innsjø (maksdyp 12 m).
- Den teoretiske oppholdstiden er på over 6 år og det betyr at vannet som kommer inn i innsjøen blir værende der lenge.
- Innsjøen er vindeksponert og er ikke stabilt sjiktet.
- Det er ikke målt lange perioder med oksygenfritt bunnvann.
- Undersøkelser av sedimentkjerner fra Tunevannet vitner om at det er kraftig oppvirvling av det øvre sedimentlaget og at dette mest sannsynlig skyldes at innsjøen er sterkt vindpåvirket (Poverud, 2017).
- Det er høyt fosforinnhold i innsjøen og planteplanktonsamfunnet domineres av cyanobakterier. Nitrogen kan være en begrensende faktor i vekstsesonen.

I tabell 6 er det gitt en oppsummerende oversikt over aktuelle metoder for innsjørestaurering som kan vurderes for Tunevannet. Det angis hvilke metoder som anbefales og en forventet kostnad ved fullskala gjennomføring av tiltaket. De ulike tiltakene krever også at det må innhentes tillatelse fra aktuell myndighet som enten er Miljødirektoratet eller Fylkesmannen.

Det er en forutsetning at det fortsatt er fokus på å gjennomføre tiltak i nedbørfeltet for å redusere den eksterne tilførselen av fosfor til Tunevannet. Felles for alle metodene for innsjørestaurering er at de ikke har god langvarig effekt hvis den eksterne tilførselen fortsatt er høy.

Bruk av fosforbindende stoffer (aluminium og phoslock) kan være egnet å bruke i Tunevannet. Se kapittel 3.4.2 for en grundig utredning.

Lufting av bunnvannet er ikke egnet i Tunevannet som er en relativ grunn innsjø uten stabil sjiktning. I delkapittel 3.2.3 gjøres det en vurdering av mulig interngjødsling i Tunevannet. Basert på undersøkelser av oksygenforhold og sedimentene antas det at summen av intern resirkulering av fosfor i Tunevannet er av mindre betydning sammenlignet med eksterne tilførsler.

Fjerning av sediment er ikke aktuelt å gjennomføre i Tunevannet. Denne metoden er både veldig dyr og lite egnet i en så stor innsjø som Tunevannet.

Biomanipulering ved utfisking av planktonspisende fisk kan være et egnet tiltak i Tunevannet. I kapittel 3.2.3 gis det en utdypende vurdering av dette tiltaket.

En kombinasjon av metoder kan være hensiktsmessig i Tunevannet. Det aller viktigste er som tidligere nevnt å redusere den eksterne tilførselen av fosfor. Innsjørestaurering kan bidra til å fremskynde reduksjon i fosforbelastningen i innsjøen. De aktuelle metodene som er egnet for å bruke i Tunevannet er fosforbindende stoffer og deretter kan det være aktuelt å fiske ut planktonspisende fisk. Det anbefales ikke å gjennomføre utfisking før fosforbelastningen har blitt redusert betydelig. I kombinasjon vil de anbefalte tiltakene redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og dermed gjøre fosfor begrensende for algevekst og sørge for et mer balansert næringsnett der alger beites av planktonspisende organismer. Tiltakene vil bidra til å kunne nå målet om god økologisk tilstand i innsjøen med mindre cyanobakterier og alger og god badevannskvalitet. Det er imidlertid viktig å huske at effektene av gjennomførte tiltak erfaringsmessig tar tid (se kapittel 2.1.2).

Tabell 6. Oversikt over aktuelle metoder for innsjørestaurering i Tunevannet

Metode	Anvendelse	Effekt	Tunevannet	Forventet kostnad	Myndighets godkjenning
Aluminium	Binder fosfor i vannsøylen og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Virker raskt og har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning. Kan være risiko for forgiftning av fauna	Ikke egnet Innsjøen er ikke stabilt sjiktet og det er mye turbulens i vannmassene, det kan være høy pH om sommeren.	Moderat-høy 300 000 - 1 000 000	Søke Miljødirektoratet (Forurensingsloven).
Phoslock	Binder fosfor i vannsøylen og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Virker relativt raskt og har i de fleste tilfeller en langtidsvirkning. Ingen stor risiko for forgiftning av fauna.	Kan være egnet Bør gjøres småskala forsøk først.	Moderat-høy 1 000 000- 3 000 000	Søke Miljødirektoratet (Forurensingsloven).
Lufting	Sørger for at bunnvannet er oksygenrikt og at det dermed ikke kan frigis fosfor fra sedimentene (interngjødsling).	Krever relativt stor hypolimnion, bør unngås i grunne innsjøer (< 15 meter). Det må være et problem med oksygenfritt bunnvann.	Ikke egnet Det er ikke problemer med oksygenfritt bunnvann og interngjødsling.	Moderat 1 000 000 + drift (350 000 årlig)	Krever ingen myndighets godkjenning.
Sediment-fjerning	Fjerner sediment med høyt innhold av fosfor som potensielt kan frigis (interngjødsling).	Har stor effekt, men er mest egnet i små systemer (typisk våtmarker, dammer).	Ikke egnet Innsjøen er stor og det antas at det ikke er lagret mye fosfor i sedimentene.	Høy 20 000 000	Søke Fylkesmannen (jf. forurensingsforskriften).
Bio-manipulering (utfisking av plankton-spisende fisk)	En metode for å kontrollere en oppblomstring av alger/cyanobakterier. Gir også redusert fosforinnhold.	Kan ha rask effekt, men må gjentas for å opprettholde effekt (samtidig sørge for reduksjon i næringsstoffbelastning).	Kan være egnet Avhenger av at fosforkonsentrasjonen først er redusert til et nivå nærmere miljømålet.	Moderat 1 000 000	Søke Fylkesmannen.

3.4.2 Bruk av fosforbindende stoffer i Tunevannet

3.4.2.1 Vurdering av egnet metode for kjemisk binding av fosfor i Tunevannet

I kapittel 2.4.1 og 2.4.2 beskrives kjemisk binding av fosfor ved tilsetning av aluminium eller Phoslock. For begge metodene er det gitt en rekke kriterier som bør undersøkes og være oppfylt for at behandlingen kan sies å være egnet for en gitt innsjø. I dette kapittelet vurderes egnetheten av disse metodene for Tunevannet. Ved å ta utgangspunkt i kunnskapsgrunnlaget om Tunevannet (se kap. 3.1-3.3) kan det gjøres en vurdering av om begge eller en av disse metodene vil være egnet for denne innsjøen (tabell 7).

Både behandling med aluminium og Phoslock er best egnet i innsjøer der den interne fosforbelastningen er av vesentlig betydning. I Tunevannet antas den eksterne fosforbelastningen å være av størst betydning (se delkapittel 3.2.3). Behandling med fosforbindende stoffer anbefales også i innsjøer der vannutskiftningen er lav, altså hvor den teoretiske oppholdstiden er høy. Tunevannet har en teoretisk oppholdstid på 6,4 år og det betyr at innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte.

Tunevannet er en relativt grunn, vindeksponert innsjø uten stabil sjiktning. Det betyr at det kan være mye turbulens i vannmassene. Undersøkelser av sedimentkjerner vitner om kraftig oppvirvling av det øvre sedimentlaget og dette skyldes sannsynligvis at innsjøen er sterkt vindpåvirket (Poverud, 2017). Bruk av aluminium er følsom for mye turbulens i vannmassene; både fordi det påvirker fordeling og sedimentering av aluminiumshydroksid og også at det bunnfelte Al-P lett lar seg resuspendere. Aluminiumsbehandling er også følsomt for høy pH. I Tunevannet kan det være $pH > 8,5$ når det er kraftige oppblomstring av cyanobakterier. Aluminiumsbehandling er også mer følsomt for innsjøens bufferkapasitet (alkalitet anbefales å være $> 1 \text{ mekv L}^{-1}$). Det kan vurderes å gjøre småskala forsøk på laboratoriet eller i innhegninger med innsjøvann fra Tunevannet for å vurdere effekten av tilsetning av aluminium.

Tabell 7. Gjennomgang av kriterier for behandling med aluminium eller Phoslock for fosforbinding i Tunevannet.

Kriterier for Aluminium (Al)	Kriterier for Phoslock	Egnethet for Tunevannet
Metoden egner seg både til å binde fosfor i vannmassene og for å binde fosfor som frigjøres fra sedimentene.	Metoden egner seg både til å binde fosfor i vannmassene og for å binde fosfor som frigjøres fra sedimentene.	I Tunevannet er ekstern tilførsel av fosfor ansett å være av størst betydning. <i>Al og Phoslock egnet.</i>
Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen og/eller innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte pga liten vannutveksling (lang oppholdstid i innsjøen).	Intern fosforbelastning er en vesentlig kilde til fosfor i innsjøen og/eller innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte pga liten vannutveksling (lang oppholdstid i innsjøen).	Tunevannet har meget lang teoretisk oppholdstid (6,4 år) og innsjøens fosforinnhold utvaskes sakte. <i>Al og Phoslock egnet.</i>
Alkalinitet i innsjøen bør være $> 1 \text{ mekv L}^{-1}$ (bufferkapasiteten blir for lav i innsjøer med lav alkalinitet).	Alkalinitet i innsjøen bør være $> 0,8 \text{ mekv L}^{-1}$; i innsjøer med lavere alkalinitet enn $0,8 \text{ mekv L}^{-1}$ anbefales det å gjøre forsøk før en fullskala behandling.	Alkalinitet i Tunevannet er $0,3 \text{ mmol/L}$ (tilsvarer $0,3\text{--}0,6 \text{ mekv L}^{-1}$). <i>Forundersøkelse med Phoslock anbefales.</i>
Felling av $\text{Al}(\text{OH})_3$ skjer best i pH intervallet 6-6,5.	Felling med Phoslock er ikke pH sensitivt.	I Tunevannet kan $pH > 8$. <i>Phoslock best egnet.</i>
Egnet i relativt dype innsjøer med stabil sjiktning, eventuelt i mindre dype innsjøer uten stabil sjiktning, men som er lite vindpåvirket.	Egnet i relativt dype innsjøer med stabil sjiktning, eventuelt i mindre dype innsjøer uten stabil sjiktning, men som er lite vindpåvirket.	Tunevannet er middels dyp (12 m), vindpåvirket og er ikke stabilt sjiktet. <i>Tidspunkt for behandling vil være viktig.</i>
Tilsetning av aluminium i vannmassene er følsomt for mye turbulens (i en periode på opptil to måneder etter tilsetning).	Tilsetning av Phoslock i vannmassene er følsomt for mye turbulens (i en periode på opptil to uker etter tilsetning); Phoslock synker langsomt og kan transporteres i vannmassene men det resuspenderes ikke i særlig grad når det først er sedimentert.	Tunevannet er vindpåvirket og er ikke stabilt sjiktet. <i>Phoslock egner seg bedre enn Al.</i>
Dersom $pH > 8,5$ i bunnvannet vil aluminiums-P forbindelsene løses opp.	Felling med Phoslock er ikke pH sensitivt.	I Tunevannet kan $pH > 8$. <i>Phoslock best egnet.</i>
Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffet i vannet og det må doseres mer i innsjøer med fargeinnhold $> 75 \text{ mg Pt/l}$.	Bindingskapasiteten kan påvirkes av humusstoffet i vannet og det må doseres mer i innsjøer med fargeinnhold $> 75 \text{ mg Pt/l}$.	I Tunevannet er fargetallet mellom $10\text{--}20 \text{ mg Pt/l}$. <i>Al og Phoslock egnet.</i>

Phoslock er også følsom for turbulens i vannmassene, men ikke i så stor grad som aluminium. Felling av fosfor med Phoslock er ikke følsomt for innsjøens pH. Kravet til innsjøens bufferkapasitet er også mindre strengt (alkalitet anbefales å være > 0,8 mekv L-1, småskala forsøk anbefales der alkaliniteten er < 0,8 mekv L-1).

Ut fra de kriteriene som er gjennomgått for Tunevannet i tabell 7 er vurderingen at **Phoslock er bedre egnet for å binde fosfor enn aluminium**. Aluminium anbefales ikke da det må forventes at vindpåvirkning i Tunevannet vil medføre resuspensjon av Al-P av og en risiko for at høy pH kan gjøre aluminium toksisk for fisk.

Det finnes ikke så mange erfaringer med bruk av Phoslock i skandinaviske innsjøer og det vil være viktig å gjennomføre et forprosjekt der det gjøres småskala forsøk på laboratoriet eller i innhegninger med innsjøvann fra Tunevannet for å vurdere effekten av tilsetning av Phoslock. Metoden er kostbar og det må derfor planlegges nøye.

I kapittel 2.3 gis det en detaljert oversikt over en lang rekke fosforbindende stoffer som kan brukes i innsjørestaurering. Selv om lista med mulige fosforbindende stoffer er lang (se tabell 2), så er det i hovedsak behandling med aluminium og Phoslock som er ansett å gi best måloppnåelse uten å gi negative økologiske konsekvenser der hele innsjøen skal behandles. Ulike nitratforbindelser blir ofte tilsatt i hypolimnion (i bunnvannet) for å forhindre frigivelse av fosfat fra sedimentene. Dette er av flere grunner ikke en egnet metode i Tunevannet. Som tidligere beskrevet er Tunevannet en relativ grunn innsjø uten stabil sjiktning og det antas at den interne resirkuleringen av fosfor er av mindre betydning sammenlignet med eksterne tilførsler (se kap. 3.2.3). Det anses derfor ikke som så aktuelt å spesifikt behandle hypolimnion med nitrat for å forhindre utlekking av fosfat fra sedimentene. Det har også blitt fremhevet at algevekst i Tunevannet er begrenset av nitrogen (se kap. 3.2.1). En tilsetning av nitrat vil derfor kunne ha den effekten at det bidrar til mer algevekst i Tunevannet.

3.4.2.2 Foreløpig beregning av dosering med Phoslock i Tunevannet

I kapittel 2.4.2 gis det noen anbefalinger for hvordan en skal beregne riktig dose med Phoslock for å binde en gitt mengde fosfor i innsjøen. For å kunne gjøre en slik beregning så må den potensielle mengden med tilgjengelig fosfor i innsjøen regnes ut. I den danske veilederen for innsjørestaurering (Søndergaard mfl., 2015) er det beskrevet en fremgangsmåte for hvordan summen av innsjøens tilgjengelige fosfor kan beregnes. Vi har brukt denne metoden for å gjøre en foreløpig beregning av dosering med Phoslock i Tunevannet. Det er noen store usikkerheter i denne beregningen og disse diskuteres også i dette kapitlet.

- Produsenten anbefaler å dosere 100 g Phoslock pr. 1 g fosfat som ønskes bundet. Dette forutsetter at alle lantanatom i Phoslock binder et fosfatmolekyl.
- I den danske veilederen for innsjørestaureringen beskrives det at doseringen må være så stor at den kan binde både tilgjengelig fosfor i vannmassene samt det fosfor som potensielt kan frigjøres fra sedimentene. Summen av innsjøens tilgjengelige P er:
 - innsjøens konsentrasjon av totalfosfor
 - tilgjengelig fosfor i sedimentene

Behandling med Phoslock bør tilpasses ut fra hva som er hovedkilden til fosfor i innsjøen. Dersom hovedkilden til fosfor er fra eksterne kilder er det mest aktuelt å tilsette Phoslock fra overflaten av innsjøen. Da vil Phoslock synke i vannsøylen og binde fosfat på veien. Phoslock som legger seg deretter sammen med utfelt Rhabdopan på sedimentoverflaten (1 mm tykt lag) vil binde fosfat som frigis fra sedimentet, binding forsetter til alle La^{3+} i Phoslock har bundet fosfat. Dersom hovedkilden

til fosfor i innsjøen kommer fra intern frigivelse fra sedimentene (interngjødsling) kan Phoslock sprøytes ned i hypolimnion hvor det vil binde tilgjengelig fosfor i bunnvannet og legge seg som et lag på sedimentet og binde fosfor som frigis. Dette omtales på produsentens hjemmeside:

<http://www.phoslock.eu/en/applications/applying-phoslock/pre-treatment-assessment/>

I Tunevannet er det den eksterne tilførselen av fosfor som anses å være av størst betydning og det er mest aktuelt å beregne nødvendig dosering av Phoslock med utgangspunkt i innsjøens fosforinnhold.

Dagens innsjøkonsentrasjon er 34 µg/l¹. I den reviderte tiltaksanalysen ble det identifisert et avlastningsbehov i Tunevannet på 100 kg/år for å nå miljømålet på 17 µg/l i innsjøen. Dersom alle identifiserte tiltak i nedbørfeltet gjennomføres vil det medføre en reduksjon i tilførsler til Tunevannet med 60 kg P/år. Innsjøkonsentrasjon av fosfor i Tunevannet beregnes da til å være 24 µg/l.

Miljømålet for fosfor i Tunevannet er på 17 µg/l og tilsvarer miljømålet for vanntype 8, moderat kalkrik og klar innsjø i lavlandet (Veileder 02:2013 - revidert 2015, Direktoratgruppen, 2015). Miljømålet for Tunevannet er vurdert i den reviderte tiltaksanalysen for Tunevannet (Bechmann mfl. 2016). For å være sikker på å oppnå en fosforkonsentrasjon som gir bedret vannkvalitet i Tunevannet har vi i beregningene lagt inn at den ønskede fosforkonsentrasjonen skal være 15 µg/l.

Beregning av Phoslock gitt en situasjon der alle identifiserte tiltak i nedbørfeltet gjennomføres og innsjøkonsentrasjonen er 24 µg/l

Innsjøens konsentrasjon av totalfosfor er 24 µg/l og dette tilsvarer at hele vannvolumet (12 mill m³) av Tunevannet har 288 kg fosfor. For å oppnå en innsjøkonsentrasjon på 15 µg/l som tilsvarer miljømålet for Tunevannet så må det fjernes 108 kg fosfor fra vannmassene.

For å felle denne mengden fosfor trengs 10,8 tonn Phoslock. Prisen for denne mengden Phoslock er 243 000 NOK. I tillegg kommer kostander knyttet til transport av kjemikaliet til Sarpsborg og det praktiske arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen.

Beregning av dosering med Phoslock gitt dagens situasjon med en innsjøkonsentrasjon på 34 µg/l

Dagens situasjon er at innsjøens konsentrasjon av totalfosfor er 34 µg/l og dette tilsvarer at hele vannvolumet (12 mill m³) av Tunevannet har 408 kg fosfor. For å oppnå en innsjøkonsentrasjon på 15 µg/l som tilsvarer miljømålet for Tunevannet så må det fjernes 228 kg fosfor fra vannmassene, noe som tilsvarer 56 % av den nåværende fosformengden i innsjøen.

For å felle denne mengden fosfor trengs 22,8 tonn Phoslock. Prisen for denne mengden Phoslock er 513 000 NOK. I tillegg kommer kostander knyttet til transport av kjemikaliet til Sarpsborg og det praktiske arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen.

For å fjerne 408 kg fosfor (alt beregnet fosfor i Tunevannet gitt en innsjøkonsentrasjon på 34 µg/l) trengs 40,8 tonn Phoslock og kostnaden for denne mengden er 918 000 NOK. I tillegg kommer kostander knyttet til transport av kjemikaliet til Sarpsborg og det praktiske arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen.

Et realistisk scenario er at det vil ta tid å gjennomføre ytterligere tiltak i nedbørfeltet og at det fortsatt vil tilføres mye fosfor til Tunevannet også i årene som kommer. Dersom det skal gjennomføres en fjerning av fosfor i innsjøen med Phoslock mener vi det bør planlegges med å fjerne

¹ I den reviderte tiltaksanalysen (Bechmann mfl., 2016) ble innsjøkonsentrasjonen satt til 34 µg/l i beregningen av fosforbelastning og avlastningsbehov. Denne konsentrasjonen ble beregnet utfra overvåkingsdata fra 2010-2016, i prøver tatt fra epilimnion (0-4 m) og anses å være en representativ innsjøkonsentrasjon for Tunevannet også i videre beregninger.

rundt 75 % av den nåværende mengden av fosfor i innsjøen. Dette vil medføre en reduksjon av omtrent 300 kg fosfor. Dette vil kreve 30 tonn Phoslock og vil koste 675 000 NOK. I tillegg kommer kostnader knyttet til transport av kjemikaliene til Sarpsborg og det praktiske arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen.

Beregning av dosering med Phoslock gitt dagens situasjon med en innsjøkonsentrasjon på 34 µg/l samt et estimert mobilt fosforinnhold i sedimentene:

Selv om den interne fosforomsetningen i innsjøen anses å være av mindre betydning enn den eksterne tilførselen (se kap. 3.2.3), så er det enkelte prosesser som for eksempel resuspensjon av partikkelbundet fosfor fra sedimentoverflaten (vinddrevet, fisk) som bidrar til intern fosforomsetning i Tunevannet. Det vil også kunne være korte perioder med oksygenfritt bunnvann der fosfor kan frigjøres fra sedimentene, for eksempel om vinteren når det har vært en langvarig periode med is på innsjøen.

Som nevnt kan den interne fosforomsetningen i innsjøen ikke estimeres på samme måte som de eksterne tilførselene. For å fremskaffe et anslag på tilgjengelig fosfor i sedimentene har vi valgt å bruke fremgangsmåten i den danske veilederen som baserer seg på måling av fosforinnhold i sedimentkjerner (Søndergaard mfl., 2015). Her beskrives tre ulike metoder for å estimere den tilgjengelige fosformengden i sedimentet. Metode 1 og 2 baserer seg på at det tas tre sedimentkjerner i innsjøen (en fra det dypeste punktet og to fra omtrent middeldyp) og at disse analyseres for ulike fosforfraksjoner som representerer tilgjengelig fosfor og bundet fosfor (som til sammen er sedimentets totale fosforinnhold). Forskjellen på metode 1 og 2 er hvordan sedimentkjernene sjiktes (enten i tykke eller tynne sjikt). Metode 3 baserer seg på en modellberegning av sedimentets tilgjengelige fosforinnhold (tre ulike modeller). Det holder å måle sedimentets totale fosforinnhold (trenger ikke data for ulike fosforfraksjoner) og så brukes en modell som baserer seg på resultatene fra undersøkelser i en rekke danske innsjøer for å estimere sedimentets tilgjengelige fosfor. Denne metoden gjør estimatet mer usikkert.

Poverud (2017) målte totalfosforkonsentrasjonen i sedimentkjernen som ble tatt fra Tunevannets dypeste område (se kap. 3.2.3). Resultatene fra denne undersøkelsen kan brukes til å lage et foreløpig estimat for tilgjengelig fosfor i sedimentene i Tunevannet basert på modellberegning jf. metode 3 i Søndergaard mfl. (2015). Totalfosforkonsentrasjonen i de ti øverste cm av sedimentkjernen var på om lag 2 g/kg tørrvekt. Videre nedover i sedimentkjernen var totalfosforkonsentrasjonen om lag 1 g/kg tørrvekt. De tre modellene gir et estimat for tilgjengelig fosfor på 0,86-0,9 g P/kg tørrvekt. Dette utgjør noe under halvparten av den totale fosforkonsentrasjonen i sedimentet. Denne konsentrasjonen av tilgjengelig fosfor pr tørrvekt av sediment (g P/kg tørrvekt) kan omregnes til konsentrasjon av tilgjengelig fosfor pr areal sedimentoverflate (g P/m²) ved å ta hensyn til tettheten av sedimentet²; 2,6 g P/m². Det vil kun være i de dypere områdene (>8 meter) av Tunevannet at det er sannsynlig at det under spesielle forhold (oksygenfritt bunnvann) kan skje en frigivelse av fosfor fra sedimentet. Om vi regner med at dette aktuelle området utgjør 10% av arealet av Tunevannet vil sedimentene kunne bidra med 604 kg P/år. Det må presiseres at dette estimatet er svært usikkert, da modellene er utviklet på grunnlag av et datasett fra danske innsjøer som består av mange grunne innsjøer som er sterkt eutrofiert.

² I den danske veilederen (Søndergaard mfl., 2015) er antas det at tilgjengelig fosfor befinner seg i de 10 øverste cm av sedimentet. Datagrunnlaget som er brukt i den danske veilederen er fra eutrofierte danske innsjøer som har lavt tørrstoffinnhold og høy andel organisk materiale. Sedimentet i Tunevannet har høyere tørrstoffinnhold, noe som betyr at sedimentet består av mye mineraler og leirpartikler, og relativt lav andel organisk materiale. Vi har derfor antatt at tilgjengelig P befinner seg i de 4 øverste cm av sedimentet i Tunevannet.

Ved å ta hensyn til et estimert bidrag fra sedimentene så vil den totale mengden fosfor i Tunevannet som skal fjernes fra Tunevannet være 604 kg (fra sedimentene) og 300 kg fosfor fra vannmassene (se over). Den totale mengden fosfor som skal fjernes blir da 904 kg fosfor. Dette vil kreve 90,4 tonn Phoslock og vil koste 2 034 000 NOK. I tillegg kommer kostnader knyttet til transport av kjemikaliet til Sarpsborg og det praktiske arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen.

Som det fremgår at de ulike estimatene som er laget så er det stor forskjell i beregnet tilgjengelig fosfor avhengig av om kun innsjøens fosforinnhold medregnes eller om også et estimat for sedimentenes tilgjengelige fosfor tas med. Det er flere usikkerhetsfaktorer som må undersøkes nærmere for å kunne lage et så realistisk estimat som mulig for innsjøens samlede tilgjengelige fosforkonsentrasjon.

Usikkerheter knyttet til beregning av dosering av Phoslock

- Beregningen av Phoslock forutsetter at hvert lantanmolekyl binder seg til et fosfatmolekyl. Den totale fosformengden i Tunevannet består av fritt og bundet fosfor. Det må undersøkes hvor mye fosfor som er bundet til leire da dette fosforet ikke vil bli bundet av lantan. Dette er av betydning for beregning av dosering av Phoslock og graden av måloppnåelse for tiltaket. Det kan tenkes at tidspunktet for behandlingen må tilpasses et tidspunkt der mesteparten av det totale fosforet er tilgjengelig og ikke leirbundet.
- Den interne fosforomsetningen i innsjøen kan ikke tallfestes på samme måte som de eksterne tilførselene. Det kan vurderes å gjøre ytterligere undersøkelser av sedimentene i Tunevannet for å bedre kunne estimere tilgjengelig fosfor.

Forundersøkelser med behandling med Phoslock i Tunevannet

Det er flere grunner til at det i første omgang bør gjennomføres forundersøkelser før det eventuelt foretas en fullstendig behandling med Phoslock i Tunevannet.

- Phoslock har aldri blitt brukt i Norge før og det finnes heller ikke så mange store innsjøer som har blitt behandlet med Phoslock.
- Tunevannet har relativt lav alkalinitet og det er alene av den grunn viktig å gjøre forundersøkelser (jf. tabell 7).
- Siden Tunevannet har lav alkalinitet er det viktig å undersøke hvor mye fritt lantan som er i vannet etter behandling. Fritt oppløst lantan kan være giftig for faunaen i innsjøen ved konsentrasjoner $>100 \mu\text{g/L}$.
- Usikkerhet knyttet til mobiliteten av den totale fosformengden i Tunevannet gjør at det bør gjøres forsøk for å se hvordan Phoslock binder fosfor i innsjøen. Dette kan gjøres både i småskala forsøk på lab eller i innhegningsforsøk i selve innsjøen. Det anbefales at det gjøres forsøk med innsjøvann fra ulike tidspunkter på året (vår, etter isgang, sommer, høst). På denne måten kan det best vurderes når på året gjennomføring av behandling vil gi best måloppnåelse.

3.4.2.3 Praktisk gjennomføring av behandling

En forundersøkelse vil være svært viktig også for å kunne planlegge en best mulig fullskala behandling av Tunevannet. Et viktig aspekt for en vellykket behandling er når på året behandlingen skal gjennomføres. Det er flere faktorer som vil være veldig viktig å vurdere nøye.

- Behandling bør gjøres i en periode med lite vind.
- Behandling bør gjøres i en periode med mest mulig tilgjengelig fosfor i innsjøen (minst mulig bundet i leirpartikler og i algebiomasse).
- Unngå behandling ved algeoppblomstring.

Tunevannet og de omliggende naturområdene er et viktig rekreasjonsområde for innbyggerne i Sarpsborg. Innsjøen brukes mye til bading, fritidsfiske og rospport og det er ønskelig at det tas hensyn til disse aktivitetene i planleggingen av et omfattende tiltak som behandling av Phoslock. Det må allikevel være aller viktigst å velge et tidspunkt for behandlingen som gir best mulig måloppnåelse og dette hensynet må veie tyngst i planleggingen av tiltaksarbeidet.

Innsjøen må overvåkes nøye under og etter behandling med Phoslock. Overvåkingen bør som et minimum følge kravene som stilles i vannforskriften (Ranneklev mfl. 2018). Det anbefales imidlertid hyppigere prøvetaking under og rett etter selve behandlingen.

Spørsmål

Kan det være aktuelt at kun enkelte deler av innsjøen behandles? Siden innløpsbekken og utløpsbekken ligger i nordenden av Tunevannet, kan det være aktuelt å bare behandle nordenden av innsjøen.

- En forundersøkelse vil gi bedre kunnskapsgrunnlag til å vurdere om hele eller deler av innsjøen kan behandles.

Kan tilløpsbekken behandles med fosforbindende stoffer?

- Så lenge det er høye tilførsler fra tilførselsbekkene vil en slik behandling måtte gjøres kontinuerlig over lang tid. En slik kontinuerlig behandling må gjøres fra et «behandlingsanlegg» (felling, sedimentering, filtrering, fjerning) til tilførslene er betydelig redusert og da blir det også kostbart. Det avhenger også av hvor mye av det totale fosforet som er partikkelbundet og hvor mye som er fritt tilgjengelig fosfor.

3.4.3 Utfisking av planktonspisende fisk i Tunevannet

I kapittel 2.4.5 beskrives biomanipulering ved utfisking av planktonspisende fisk og det er satt opp en rekke kriterier som bør undersøkes og være oppfylt for at behandlingen kan sies å være egnet for en gitt innsjø. I dette kapitlet vurderes egnetheten av denne metoden for Tunevannet. Ved å ta utgangspunkt i kunnskapsgrunnlaget om Tunevannet (se kap. 3.1-3.3), samt tidligere erfaringer med utfisking av planktonspisende fisk i innsjøen, kan det gjøres en vurdering av om denne metoden vil være egnet (tabell 8).

Utfisking av karpfisk har blitt gjennomført i Tunevannet i 2003-2004 og i 2011. Overvåkingsresultatene viser imidlertid at det ikke ser ut til å ha hatt spesielt god og varig effekt på vannkvaliteten (Berge, 2006). I 2004 var det kraftig oppblomstring av cyanobakterier i Tunevannet og det ble antatt at dyreplankton som etter utfisking ikke beites så kraftig av planktonspisende fisk beitet på «gode alger» og at det gav cyanobakteriene spesielt gode vekstbetingelser. Disse resultatene antyder at det i så eutrofierte innsjøer som Tunevannet er vanskelig å få en god effekt av et utfiskingstiltak.

Slike innsjøinterne tiltak må i tilfelle gjennomføres samtidig som det observeres en reduksjon i eksterne tilførsler av næringsstoffer. Videre så må slike utfiskingstiltak gjentas med noen års mellomrom for at en eventuell effekt skal opprettholdes. **Det anbefales derfor å ikke prioritere utfisking i Tunevannet før det observeres en reduksjon i eksterne tilførsler.**

Det kan imidlertid være aktuelt å gjennomføre utfisking av planktonspisende fisk rett før eller rett etter en behandling med Phoslock i innsjøen. På den måten vil fosforinnholdet i innsjøen reduseres betraktelig og utfisking vil bidra til å gjenopprette god trofisk struktur i innsjøen.

Tabell 8. Gjennomgang av kriterier for utfisking av planktonspisende fisk i Tunevannet.

Kriterier for utfisking av planktonspisende fisk	Egnethet for Tunevannet
Fiskebestanden må være dominert av karpfisk (planktonspisende fisk som mort og brasme), anslagsvis >60 % av total fiskebiomasse.	
Det må gjennomføres en fiskeundersøkelse (ikke eldre enn 6 år hvis det allerede foreligger en kartlegging av fiskesamfunnet).	Siste kartlegging av fiskesamfunnet i Tunevannet ble gjort i forbindelse med utfiskingen i 2003/2004. Ny fiskeundersøkelse bør vurderes. Eventuelt bruke erfaringsgrunnlag fra tidligere utfisking fra Tunevannet.
Metode for oppfisking må vurderes (trål, ruser, garn).	Erfaring fra tidligere utfisking fra Tunevannet (2004, 2011).
Ut fra fiskeundersøkelsen må det beregnes hvor mye fisk som skal fjernes for å kunne oppnå god effekt (generell anbefaling: >80 % av all karpfisk).	Erfaring fra tidligere utfisking fra Tunevannet (2004, 2011).
Utfisking bør gjennomføres innen en tidsperiode på 1-2 år.	Erfaring fra tidligere utfisking fra Tunevannet (2004, 2011).
Unngå å fjerne rovfisk (sette tilbake levedyktig rovfisk som er fisket opp).	Erfaring fra tidligere utfisking fra Tunevannet (2004, 2011).
For å oppnå langtidseffekt er det avgjørende at utfisking først gjøres når fosforkonsentrasjonen i innsjøen er i ferd med å nærme seg et nivå som er begrensende for algeveksten. Dersom utfisking gjennomføres når ekstern/intern fosforbelastning er høy er det lite sannsynlig at tiltaket virker mer enn noen år.	I Tunevannet er fortsatt de eksterne fosfortilførselene høye.

3.4.4 Oppsummering og anbefaling

Det er svært viktig at det jobbes med å gjennomføre tiltak i nedbørfeltet for å redusere den eksterne tilførselen av fosfor til Tunevannet. Felles for alle metodene for innsjørestaurering er at de ikke har god langvarig effekt hvis den eksterne tilførselen fortsatt er høy.

Innsjørestaurering kan bidra til å fremskynde reduksjon i fosforbelastningen i innsjøen. De aktuelle metodene som er egnet for å bruke i Tunevannet er Phoslock for å binde fosfor og deretter kan det være aktuelt å fiske ut planktonspisende fisk. Det anbefales ikke å gjennomføre utfisking før fosforbelastningen har blitt redusert betydelig.

I kombinasjon vil de anbefalte tiltakene redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og dermed gjøre fosfor begrensende for algevekst og sørge for et mer balansert næringsnett der alger beites av planktonspisende organismer. Tiltakene vil bidra til å kunne nå målet om god økologisk tilstand i innsjøen med mindre cyanobakterier og alger og god badevannskvalitet. Det er imidlertid viktig å huske at effektene av gjennomførte tiltak erfaringsmessig tar tid.

4 Litteratur

- Andersen, T., Brabrand, Å., Færøvig, P.J., Kaasa, B., Molværsmyr, Å., Skjelbred, B. & Aasberg, T. 2006. Vurdering av mulig intern gjødsling i Vestre Vansjø. NIVA rapport 5144-2006. 31 s.
- Annadotter, H., Cronberg, G., Aagren, R., Lundstedt, B., Nilsson, P. & Ströbeck, S. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395(396):77–85.
- Bechmann, M., Haande, S., Kværnø, S., Poverud, L.M. & Turtumøygard, S. 2016. Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann, NIBIO. Vol 2 No 115/2015: 53 s.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15 meter. NIVA-rapport - Inr. 2001, 44 s.
- Berge, D. 2004. Innsjøinterne – og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. NIVA rapport 4926-2004. 41 s.
- Berge, D. 2006. Kan vi redde våre eutrofierte innsjøer med innsjøinterne tiltak? Innlegg på fagtreff i Vannforeningen 16. oktober 2006. Vann 4, 2006. 380-394.
- Bjørndalen K, Hauger T, Vallner & Warendorph H. 1985. Tunevannet 1984. En vannfaglig vurdering. Miljøvern avdelingen. Fylkesmannen i Østfold. 20 s.
- Bormans, M., Maršálek, B. & Jančula, D. 2016. Controlling internal phosphorous loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic ecology*. 50:407-422.
- Direktoratsgruppa, 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013. Revidert i 2015. Utgitt av Direktoratets gruppa for gjennomføring av Vanndirektivet. 229 s.
- Ecoloop. 2016. Detaljprosjekt. Mudring av robane i Bogstadvannet. Rapport: Miljøoppfølgingsplan (MOP). 14007-03. Ecoloop AS. 28 S
- Ekvall, M.K., Urrutia-Cordero, P. & Hansson, L. 2014. Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation. *PLoS ONE*. doi:10.1371/journal.pone.0112956
- Egemose, S., Jensen, H.S. & Reitzel, K. 2011. Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Naturstyrelsen. 64 s.
- Douglas, G.B., Hamilton, D.P., Robb, M.S., Pan, G., Spears, B.M. & Lurling, M. 2016. Guiding principles for the development and application of solid-phase adsorbents for freshwater ecosystems. *Aquatic ecology*. 50:385-405.
- Faafeng, B., & Løvik, J.E. 1986. Overvåking av Gjersjøen – Akershus. Rutineundersøkelser i 1985. NIVA-rapport Lnr 1860, 49 s.
- Faafeng, B.A. & Brabrand, Å. 1990. Biomanipulation of a small, urban lake- removal of fish exclude bluegreen blooms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 597-602.
- Faafeng, B. & Oredalen, T.J. 1996. Gjersjøens utvikling 1972 – 95, og resultater fra sesongen 1995. NIVA-rapport Lnr. 3571-96. 65 s.
- Gustafsson, A. & Rydin, E. 2016. Kottlasjön - mot god status. En bedömning av åtgärdsbehov och åtgärds möjligheter med syfte att nå god ekologisk och kemisk status. Naturvatten AB. Rapport 2016:40, 36 s.
- Holtan, H. & Nicholls M. 1987. Lufting av Langvann i Lørenskog kommune – sammenstilling av tidligere undersøkelser samt rpport fra arbeidet i 1986. NIVA-rapport Lnr. F516/ ANØ-rapport 41/87. 37 s.
- Håkansson, L. & Jansson, M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag. 316 s.
- Haande, S. 2015. Effekt av uttapping av vann fra Tunevannet på vannkvalitet i innsjøen. NIVA-notat, 19.16.2016.

- Haande, S., Hostyeva, V. & Skogan, O.A. 2016. Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2015. Med vekt på resultater fra 2015 - Kortrapport. Norsk institutt for vannforskning. NIVA 2016-7025: 16 s.
- Ibelings, B.W., Bormans, M., Fastner, J. & Visser, P.M. 2016. CYANOCOST spesial issue on cyanobacterial blooms: synopsis – a critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic ecology*. 50:595-605.
- Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.). 2007: Sørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Faglig rapport fra DMU nr. 636. 88 s.
- Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.). 2007: Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Faglig rapport fra DMU nr. 636. 312 s.
- Ledje, U.P. 2011. Sammenstilling av tiltak og undersøkelser i Frøylandsvatnet. *Ambio Miljørådgivning AS*, Rapport nr. 10111-1. 67 s.
- Lyche, A., Faafeng B.A. & Å. Brabrand. 1990. Predictability and possible mechanisms of plankton response to reduction of planktivorous fish. *Hydrobiologia* 200/201: 251-261.
- Molverson, Å. 2002. Overvåkingen av Mosvatnet 2001. Rogalandforskning RF-2002/082. 18 s.
- Molverson, Å. & T. Andersen. 2006. Kartlegging og vurdering av internkjødsling i Frøylandsvatnet. International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2006/17. 53 s.
- Oredalen, T.J. & Lyche Solheim, A. 2003. Vurdering av naturtilstand og forslag til realistiske miljømål for Kolbotnvannet og Gjersjøen. NIVA-rapport Løpenr. 4719-2003, 45 s.
- Oredalen T.J., Rohrlack, T. & Tjomsland, T. 2006. Tiltaksvurdering i Kolbotnvannet. NIVA-rapport. Løpenr. 5147-2006. 41 s.
- Petterson, K., & Wallsten, M. 1990. Sjørestaurering i Sverige, metoder och resultat. Naturvårdsverket rapport 3817. 57 s.
- Poverud L.M., 2017. Historisk utvikling i vannkvalitet: paleolimnologiske undersøkelser i Tunevannet. Masteroppgave. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning. NMBU. 80 s.
- Ranneklev, S., Haande, S., Walday, M. & Grung, M. 2018. Eksempelsamling for tiltaksorientert overvåking. M-997. Miljødirektoratet. 88 s.
- Reinertsen, H., A. Jensen, J.I. Koksvik, A. Langeland & Olsen Y. 1990. Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 166-173.
- Sanni, S. & Wærvågen S.B. 1990. Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. *Hydrobiologia* 200/201: 263-274.
- Sarpsborg kommune, 2017. Tunevannet. Handlingsprogram 2017-2021. Vedtatt 23.05.2017. 31 s.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kisan, S.E.M. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole ecosystem experiment. *Proc R Soc B: Biol Sci*, 279: 4322-4333.
- Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication in lakes. *Proc Nat Acad Sci USA*. 105: 11254-11258.
- Skovgaard, H., Åstebøl, S.O. & Løvstad, Ø. 2011. Innsjørestaurering i Østensjøvann. PURA – vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. COWI Juni 2011. 44 s.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S. & Reitzel, K. 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149. 42 s.
- Triest, L., Stiers, I & Van Onsem, S. 2016. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic ecology*. Volume 50, Issue 3, 461-483.
- Visser, P., Ibelings, B.W., Fastner, J. & Bormans, M. 2016. Special Issue: Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control. *Aquatic ecology*. Volume 50, Issue 3, 327-605.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no