

Innsjøinterne tiltak i Hålandsvatnet

Vurdering av muligheter og effekter

Åge Molversmyr




Prosjekttittel: Innsjøinterne tiltak i Hålandsvatnet
Prosjektnummer: 100427 – 7941988
Institusjon: NORCE Stavanger
Oppdragsgiver(e): Randaberg kommune
Stavanger kommune

Gradering: Åpen
Rapportnr.: 021-2019
ISBN: 978-82-8408-011-6 (trykt versjon)
978-82-8408-012-3 (pdf-versjon)
ISSN: -
Antall sider: 30
Publiseringsmnd.: Mars 2019
Sitering: Molversmyr, Å., 2019. Innsjøinterne tiltak i Hålandsvatnet – vurdering av muligheter og effekter. *NORCE Norwegian Research Centre AS, rapport 021-2019.*
Bildetekst og kreditering: Forsidebildet er tatt av fotograf fra Stavanger Aftenblad. Gjengitt med tillatelse fra Stavanger Aftenblad.

Revisjoner

Rev.	Dato	Forfatter	Kontrollert av	Godkjent av	Årsak til revisjon
------	------	-----------	----------------	-------------	--------------------

Stavanger, 29. mars 2019



Åge Molversmyr
Prosjektleder



Asbjørn Bergheim
Kvalitetssikrer



Catherine Boccadoro
Leder

©Kopiering er kun tillatt etter avtale med NORCE eller oppdragsgiver.

Vår forskning er sertifisert etter et kvalitetssystem basert på NS-EN ISO 9001:2015 og NS-EN ISO 14001:2015.

FORORD

Stavanger og Randaberg kommuner ønsket å få gjort en vurdering av potensielle innsjøinterne tiltak i Hålandsvatnet, i lys av de senere årenes problemer med oppvekst av blågrønnalger (cyanobakterier) i innsjøen og påfølgende restriksjoner som følge av algetoksiner som disse organismene produserer.

Det ble inngått avtale med IRIS (nå NORCE) om å gjennomføre slike vurderinger, og arbeidet er utført av Åge Molversmyr som også har utarbeidet rapporten. Faglig kvalitetssikrer for prosjektet har vært Asbjørn Bergheim (nå Oxyvision AS).

Prosjektet er finansiert av Stavanger og Randaberg kommuner, med tilskudd til vannmiljøtiltak fra Rogaland fylkeskommune.

Stavanger, 29. mars 2019

Åge Molversmyr, prosjektleder

INNHold

SAMMENDRAG	1
1 INNLEDNING	3
2 LOKALITETEN OG PROBLEMENE	4
3 METODER FOR INNSJØRESTAURERING	7
3.1 Fjerning av bunnvann	7
3.2 Nitrattilsetning i hypolimnion	10
3.3 Oksygenering av bunnvann	11
3.4 Kunstig blanding av vannmasser	12
3.5 Fjerning av sediment	12
3.6 Biomanipulering	13
3.7 Bruk av fosforbindende stoffer	14
3.7.1 Binding av fosfor ved bruk av aluminium.....	14
3.7.2 Binding av fosfor ved bruk av Phoslock.....	15
3.8 Andre tiltak (rettet direkte mot algeoppblomstringer).....	17
3.8.1 Giftstoffer.....	17
3.8.2 Naturlige forbindelser og mikroorganismer.....	17
3.8.3 Ultralyd.....	17
3.8.4 Binding og utfelling av algebiomasse fra vannsøylen	18
4 AKTUELLE TILTAK I HÅLANDSVATNET	19
4.1 Betraktninger omkring bruk av Phoslock	22
4.2 Oppsummering og anbefalinger.....	23
5 REFERANSER.....	24

SAMMENDRAG

Hålandsvatnet er en næringsrik innsjø, som de senere årene har vært preget av årvisse blågrønnalgeoppblomstringer som har medført høyt innhold av algetoksin og restriksjoner mot bading gjennom store deler av sommeren. Innsjøen har gjennom en årrekke blitt tilført mer næringsstoffer fra nedbørfeltet enn det innsjøen i utgangspunktet tåler (fosfor er det viktige her), og tilførslene er fortsatt høye. Store fosfortilførsler over tid har gjort at innsjøsedimentet er svært fosforrikt, og mye av fosforet finnes på former som lett kan mobiliseres og løses ut i vannmassene. Interne tilførsler fra sedimentet må antas å være betydelige, og gir grunnlag for de kraftige algeoppblomstringene som forekommer.

Kommunene har ønsket å få vurdert mulighetene til å gjøre interne tiltak i Hålandsvatnet, med tanke på å kunne forbedre forholdene en har hatt her de senere årene. Målsettingen med denne rapporten har vært å gjøre en gjennomgang av tiltak som kan tenkes gjennomført i innsjøen, og å vurdere betydningen av prosessene de retter seg mot og hvilke effekter tiltakene vil kunne ha. En rekke metoder er vurdert, og metoder med særlig potensiale til å bedre vannkvaliteten i innsjøer er vist i tabell 1, der også vurdert egnethet for Hålandsvatnet er angitt.

Tabell 1. Utvalgte metoder som generelt er egnet for å forbedre tilstanden i innsjøer.

Metode/tiltak	Formål/effekt	Egnethet i Hålandsvatnet
Fjerning av bunnvann	Fjerne fosfor som lekker ut i anaerobt bunnvann.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Relativt lite fosfor vil fjernes, og tiltaket vil neppe gi vesentlig effekt. Må pågå over flere år.
Nitrattilsetning til bunnvann	Påvirke red-oks prosesser i bunnvannet, og motvirke frigjøring av fosfor fra sedimentet.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Betydningen av fosfor frigjort til bunnvann antas å være relativt liten, og tiltaket vil neppe gi vesentlig effekt. Må gjentas.
Lufting av bunnvann	Sikre oksygenrikt bunnvann som hindrer at fosfor frigjøres fra dypvannssedimentet.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Som for nitrattilsetning antas effekten av tiltaket å være liten. Må pågå over flere år.
Sedimentfjerning	Fjerne sediment med høyt innhold av fosfor.	Ikke egnet tiltak pga. høye kostnader. Innsjøen er stor i denne sammenheng.
Fosforbinding med aluminium	Binde fosfor i vannsøyle, og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Ikke særlig egnet, pga. potensielle miljøeffekter. Bundet fosfor kan potensielt frigjøres igjen ved høy pH og/eller resuspensjon.
Fosforbinding med Phoslock	Binde fosfor i vannsøyle, og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Kan være egnet tiltak. Effekt avhenger av om eksterne tilførsler kan reduseres tilstrekkelig.
Binding og utfelling av alger	Binde og felle ut algebiomasse ved bruk av flokkuleringsmiddel og ballast (leirminerale).	Kan være egnet tiltak. Særlig aktuelt hvis Phoslock benyttes som ballast (kan ses i sammenheng med ovenfor omtalte).
Bio-manipulering (utfisking plankton-spisende fisk)	Kontrollere algeoppblomstringer og gi redusert fosforinnhold.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Fisken i innsjøen gir ikke vesentlig press på dyreplanktonet, og utfisking vil ikke gi vesentlig effekt på algene.

Av mulige metoder er det bruk av fosforbindende stoffer som vurderes å være best egnet i Hålandsvatnet, og spesifikt binding av fosfor ved bruk av Phoslock. Dette ventes å kunne gi effektiv binding av fosfor i vannsøylen, men også fosfor i både dypvanns- og gruntvannssedimenter. Med vesentlig mindre fosfor tilgjengelig for algevekst, vil dette hindre større algeoppblomstringer.

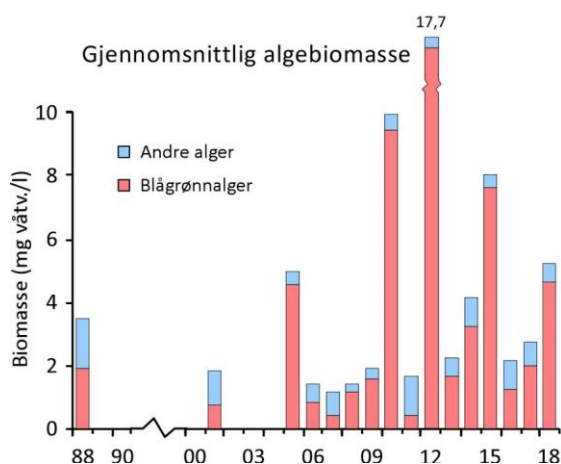
Effektene av en behandling med Phoslock vil vare så lenge stoffet har kapasitet nok til å binde fosfor som ellers ville ha lekket ut fra sedimentene. Dette avhenger av mengde som doseres, men innholdet av mobiliserbart fosfor i sedimentet i Hålandsvatnet er svært høyt og behandling vil antakelig måtte gjentas etter en tid. Men etter at Phoslock har sedimentert vil det ikke beskytte i særlig grad mot nytt fosfor som tilføres fra eksterne kilder, og som kanskje er tilstrekkelig til å gi grunnlag for nye algeoppblomstringer. Et slikt tiltak alene vil derfor ikke være noen «endelig løsning» på eutrofieringsproblemene i Hålandsvatnet. Innsjøen mottar mye fosfor fra eksterne kilder, og det er svært viktig at det gjennomføres tiltak i nedbørfeltet for å redusere disse. Innsjøinterne tiltak vil generelt ikke kunne ha langvarig effekt hvis eksterne tilførsler fortsatt er for høye.

Bruk av Phoslock er en dyr metode som må planlegges i detalj. Før en eventuell behandling er det viktig å gjøre småskalaforsøk med vann fra Hålandsvatnet (i laboratoriet eller i innhegninger), hvor Phoslock tilsettes i beregnet behandlingsmengde og hvor en kan vurdere effektene av tilsetningen med tanke på både effektivitet og hvilke mulige effekter det kan ha på andre deler av økosystemet.

Kapittel 1

INNLEDNING

Hålandsvatnet på grensen mellom Stavanger og Randaberg kommuner er en næringsrik innsjø, som de senere årene har vært preget av årvisse oppblomstringer av cyanobakterier (blågrønnalger). I 2005 var det en kraftig oppvekst av cyanobakterien *Planktothrix* (*P. isothrix*), som også viste seg å være kraftig giftproduserende. I årene siden har det vært betydelig oppvekst av denne blågrønnalgen, og medfølgende høyt innhold av algetoksin og restriksjoner mot bading (figur 1).



Figur 1. Årlig algebiomasse i Hålandsvatnet – dominans av blågrønnalger (ofte *Planktothrix*) som ofte gir høyt innhold av algetoksin, og badeforbud i innsjøen (figur fra Mølversmyr et al. 2019).

Som andre næringsrike (eutrofe) innsjøer i regionen, har Hålandsvatnet gjennom en årrekke blitt tilført mer næringsstoffer fra nedbørfeltet enn det innsjøen i utgangspunktet tåler. I 2008 ble det anslått at tilførselen av fosfor fra nedbørfeltet måtte om lag halveres for å oppnå nødvendige reduksjoner (Mølversmyr et al. 2008).

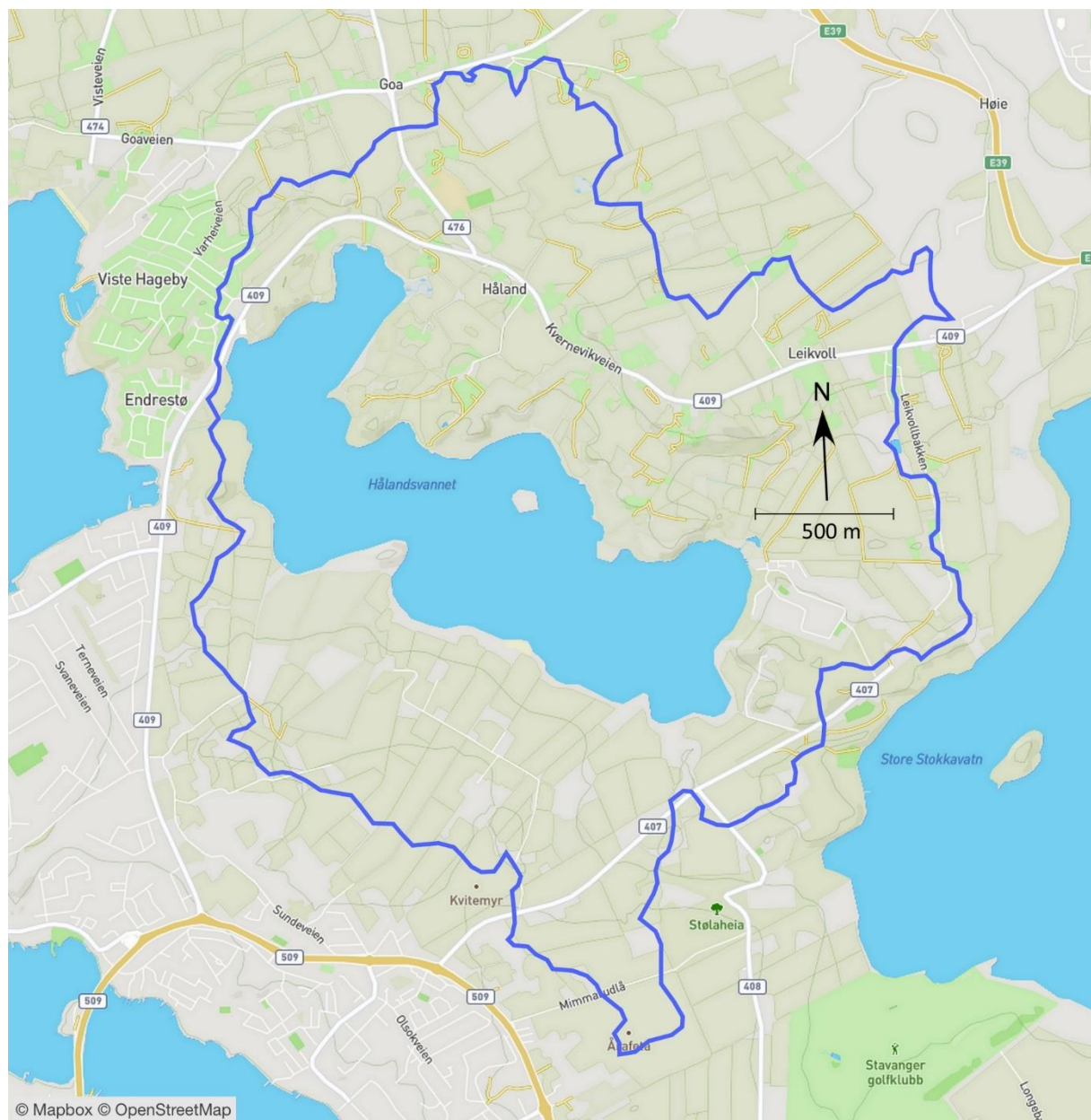
En slik overbelastning over tid har medført at sedimentet på bunnen av innsjøen er svært rikt på næringsstoffer (fosfor er det viktige her). Fosfor vil under gitte betingelser lekke fra sedimentene og ut i vannmassene, og dette antas å være viktig for utviklingen av den ofte høye algebiomassen i Hålandsvatnet om våren og sommeren (Mølversmyr 2010). Det fosforrike innsjøsedimentet vil også fungere som en buffer mot endringer i tilførsler utenfra, og interngjødsling vil forsinke effektene av tiltak i nedbørfeltet. Slik forsinket respons er velkjent, og det tar ofte lang tid før ny fosforlikevekt innstiller seg (Jeppesen et al. 2005).

Kommunene har derfor ønske om å få vurdert mulighetene til å gjøre interne tiltak i Hålandsvatnet, med tanke på å kunne forbedre forholdene en har hatt her de senere årene. Målsettingen med dette prosjektet har vært å gjøre en gjennomgang av tiltak som kan tenkes gjennomført i innsjøen, og å vurdere betydningen av prosessene de retter seg mot og hvilke effekter tiltakene vil kunne ha. Det er også gjort anslag av kostnader med ulike tiltak. Men kostnader er vanskelig å tallfeste, dels fordi det sjelden er tallfestet i litteraturen og dels fordi kostnader vil variere betydelig i forhold til lokaliteter og valg av løsning for gjennomføring av tiltak. I denne gjennomgangen er anslagene basert på informasjonen som har vært tilgjengelig.

Til slutt i rapporten gis en oppsummering med vurderinger og anbefalinger om mulig tiltak som kan tenkes gjennomført i Hålandsvatnet.

Kapittel 2**LOKALITETEN OG PROBLEMENE**

Nedbørfeltet til Hålandsvatnet (figur 2) har ifølge NVEs innsjødatabase et areal på ca. 6,0 km². Innsjøareal er ca. 1,2 km² (20 % av feltet), og maksimalt dyp er ca. 25 meter. Middeldypet er beregnet til ca. 9,3 meter. Nedbørfeltet er lite i forhold til innsjøarealet, og vanntilførselen er liten i forhold til innsjøvolumet. Teoretisk oppholdstid er beregnet til ca. 1,8 år. Innsjøen er relativt smal og avlang, og må regnes å være sterkt vindpåvirket.



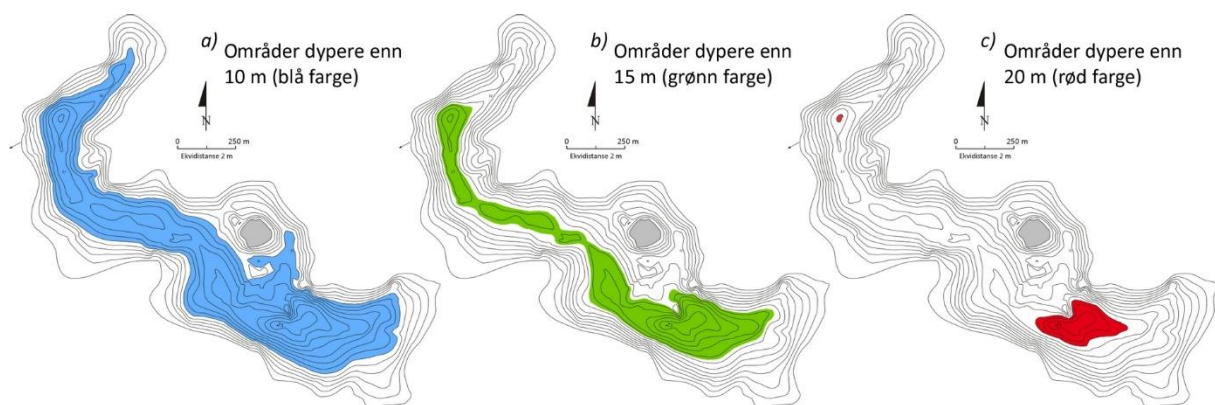
Figur 2. Hålandsvatnet med nedbørfelt.

Lav vanngjennomstrømming (lang oppholdstid) gjør at det det er mindre som skal til av nærings-tilførsler før det oppstår eutrofieringseffekter i innsjøen. Tilførsler av fosfor fra nedbørfeltet ble i 2007 beregnet til i overkant av 800 kg P/år, som var drøyt det dobbelte av den antatte tålegrensen til innsjøen (Molversmyr *et al.* 2008). Den gangen ble det beregnet at 250 kg P/år hadde opphav i spredte avløp i nedbørfeltet, men mye av dette er nå ledet til det kommunale avløpsnett. Det må også antas at tiltak i landbruket har gitt noe tilførselsreduksjon siden den gang. Så vidt vites er det ikke gjort nyere tilførselsberegninger de seneste årene, men det er rimelig klart at innsjøen fortsatt mottar betydelig mer fosfor enn den antatte tålegrensen.

Store fosfortilførsler over tid har gjort at innsjøsedimentet er svært fosforrikt, og mye av fosforet finnes på former som lett kan mobiliseres og potensielt løses ut i vannmassene (Molversmyr 2010). Slik har det vært over lang tid, og nye data viser at sedimentsammensetningen heller har ikke endret seg vesentlig de seneste årene (Nadelyaeva 2018). Faktisk er det like mye av lett mobiliserbart fosfor i de øverste få millimeterne i sedimentet som det en finner av total fosfor i hele innsjøens vannmasse. Sedimentet er en potensielt viktig kilde til næringsstoffer, som kan påvirke utviklingen i planteplanktonet gjennom vekstsosongen.

I Hålandsvatnet inntreer normalt en temperatursjiktning tidlig i mai, mens fullsirkulasjon om høsten ofte skjer midt i oktober. I størstedelen av stagnasjonsperioden ligger sprangsjiktet mellom 7 og 12 meter, og i vannet under sprangsjiktet avtar oksygeninnholdet raskt som følge av betydelig nedbrytningsaktivitet. Oftest er det oksygenfritt i det dypeste partiet allerede tidlig i juni, og fra tidlig i juli er det ofte oksygenfritt i vannsøylen under 10-15 meter (se f.eks. Molversmyr *et al.* 2019).

Hålandsvatnet er relativt dyp i forhold til overflatearealet, med ganske bratte bassengvegger ned til ca. 12-14 meter. I figur 3 er arealer dypere enn 10, 15 og 20 meter fremhevet. Drøye halvparten av sedimentarealet (56 %) ligger grunnere enn 10 meter, og vil normalt være eksponert for den øvre, sirkulerende, vannsøylen (over sprangsjiktet) om sommeren. Vannvolumet som ligger under dette dypet, og som normalt ligger under sprangsjiktet om sommeren, utgjør ca. 26 % av innsjøvolumet. Dypere enn 15 meter er det om lag 22 % av arealet og 8 % av innsjøvolumet som ligger, og andelen som ligger under 20 meters dyp er kun 4 % av arealet og 0,7 % av innsjøvolumet.



Figur 3. Dypområder i Hålandsvatnet.

Disse forholdene har betydning for hvordan interngjødsling i innsjøen eventuelt vil foregå. I anaerobt bunnvann vil fosfor kunne frigjøres fra sedimentet, men først når nitratet er redusert som følge av denitrifisering. I Hålandsvatnet skjer dette allerede mot slutten av juli eller tidlig i august, når sprangsjiktet gjerne ligger rundt 12 meter (se f.eks. Molversmyr 2016). Det betyr at det er et relativt betydelig volum bunnvann som kan påvirkes (fosforanrikes), og som kan bidra til at det sirkulerende overflatelaget tilføres fosfor og gi økt algevekst. Det er kjent at bunnvann kan blandes inn i overflatevann i innsjøer som resultat av vindinduserte interne vannstrømmer, selv i perioder med stabil temperatursjiktning (MacIntyre 2018). Ellers er det ofte om høsten, når avkjøling foregår og

sprangsjiktet «brytes ned», at slik innblanding av fosforanriket bunnvann vil skje. Hvor stor betydning fosfortilførsler fra anaerobt bunnvann har i Hålandsvatnet er uklart, men det er relativt små mengder fosfor som vil finnes løst der (se betraktninger i avsnitt 3.1). Det er fosfor fra gruntliggende (aerobe) sedimenter som er forventet å gi det dominerende bidraget til intern gjødsling i denne innsjøen (Molversmyr 2010).

Fra gruntliggende sedimenter er det særlig fosforfrigjøring ved høy pH i overflatevann (som følge av intensiv algevekst), og frigjøring ved vinddrevet resuspensjon av sediment, som ventes å gi de største bidragene til intern gjødsling i denne sterkt vindpåvirkede innsjøen (Molversmyr 2010). Dette fosforet frigjøres i vannmassene der algene vokser, og vil være direkte tilgjengelig for økt algevekst.

Ser en på de kraftige algeoppblomstringene, som f.eks. i 2010, 2012 og 2015 (se figur 1), må det ha vært tilgjengelig betydelige mengder fosfor for å kunne bygge opp algebiomassen. Biomasseøkningen skjedde i løpet av kort tid (1 mnd. mellom observasjoner; se Molversmyr & Bergan 2011; Molversmyr *et al.* 2012; Molversmyr 2016), og det kan estimeres at dette medførte «forbruk» av mange hundre kg fosfor (særlig i 2012). At det vesentligste av dette må ha kommet som intern gjødsling fra sedimentene synes klart, siden slike mengder neppe kan ha kommet fra nedbørfeltet i de aktuelle periodene om sommeren.

Forekomstene av cyanobakterien *Planktothrix* i Hålandsvatnet er påvirket av flere faktorer, og ikke bare tilgangen på næringssalter. For eksempel er *Planktothrix* utsatt for angrep fra parasitter, som i perioder kan kontrollere utviklingen i *Planktothrix* (Rohrlack *et al.* 2015). Sammen med værrelaterede faktorer som temperatur, lys og vindforhold gjør dette at det kan være betydelige variasjoner fra år til år både når det gjelder mengder og tidspunkt for biomasseutviklingen.

Næringsinnholdet i vannet om vinteren/våren er tilstrekkelig til å gi intensiv algevekst i starten av vekstsesongen, men den kraftige oppveksten av *Planktothrix* en ofte observerer om forsommeren (og medfølgende høyt innhold av algetoksiner) synes altså å være sterkt knyttet til det fosforrike sedimentet i innsjøen. Underliggende årsak er høye fosfortilførsler fra nedbørfeltet, men fosfor fra sedimentet gir en selvforsterkende effekt som muliggjør ytterligere utlekking fra sedimentet og ytterligere algevekst. Siden vannutskiftingen i Hålandsvatnet går langsomt, vil det aller meste av fosforet som løses ut fra sedimentet i denne perioden gå tilbake til sedimentet via sedimenterende materiale når algeceller dør. Fosforet vil dermed gå i syklus internt i innsjøen, og lite vil tapes fra systemet med utløpsvannet. Og så lenge innsjøen fortsatt tilføres betydelige mengder fosfor fra nedbørfeltet, vil sedimentet neppe bli mindre fosforrikt. Situasjonen vi har hatt i Hålandsvatnet de senere årene kan derfor forventes å fortsette relativt uforandret i lang tid fremover.

Dette er et sannsynlig scenarium også etter reduksjon av eksterne fosfortilførsler, da interne tilførsler kan forsinke responsen i innsjøen med mange tiår (Søndergaard *et al.* 1999; Cooke *et al.* 2005). Interne tiltak vil kunne avhjelpe situasjonen, og muligheten for å kunne gjennomføre slike er vurdert i det følgende.

Kapittel 3**METODER FOR INNSJØRESTAURERING**

En innsjø er en integrert del av landskapet, og aktivitetene i nedbørfeltet påvirker tilstanden i innsjøen. Det viktigste tiltaket for å hindre algeoppblomstringer vil derfor alltid være å redusere eksterne næringsstofftilførsler i tilstrekkelig grad. Men det tar ofte lang tid (opptil flere tiår) fra tiltak i nedbørfeltet er gjennomført med tilsiktede tilførselsreduksjoner, til det oppnås forventet vannkvalitet i innsjøen (Jeppesen *et al.* 2005). Dette har sammenheng med endringer i interne prosesser i innsjøsystemet, der utlekking av næringsstoffer fra sedimentene er en av disse. Det er viktig å være klar over at det tar tid å oppnå forventet effekt, når slike tiltak skal planlegges og gjennomføres.

Raskere effekt kan imidlertid oppnås ved å kombinere tiltak i nedbørfeltet med interne tiltak i innsjøen som kan motvirke eller forhindre oppblomstring av alger. I ferskvann er det som oftest fosfor som begrenser algeveksten (Schindler 2012), og noen interne tiltak har mål om å begrense intern fosforomsetning og hindre utlekking av fosfor fra sedimentene. Andre tiltak har mål om å hindre eller begrense algeoppblomstringer der fosfortilgjengeligheten allerede er stor.

Det finnes en rekke metoder for restaurering av eutrofe innsjøer, og som er utprøvd med varierende hell. Noen har gitt gode resultater, mens andre har vært mislykkede eller endog gitt negative effekter. Tabell 2 viser en oversikt over ulike metoder (basert på Visser *et al.* 2016b), med generell beskrivelser.

I det følgende omtales de viktigste metodene med tanke på mulighet for å gjennomføre slike tiltak i Hålandsvatnet. Metodene vurderes generelt å være egnet til å bedre vannkvaliteten i innsjøer (Liboriussen *et al.* 2007, Søndergaard *et al.* 2015, Visser *et al.* 2016b), og virkemåte og kriterier for å oppnå positiv effekt omtales for hver metode.

3.1 Fjerning av bunnvann

Fjerning av bunnvann har som mål å ta bort fosfor frigjort fra dypvannssedimentene, og dermed redusere mengden av fosfor som ved omrøring kan utnyttes av algene. Tiltaket har hensikt først og fremst der fosforutlekking fra dypvannssedimenter er hovedkilden til interne tilførsler, og krever stabil sjiktning i innsjøen. Det er derfor mest brukt i dype innsjøer og i innsjøer med liten vannoverflate (Nürnberg 2007), og bør unngås i grunnere innsjøer (dyp < 15 meter; Bormans *et al.* 2016). I mange tilfeller er det oppnådd gode effekter av slike tiltak, men de har også feilet i situasjoner der en har hatt manglende kontroll med eksterne fosfortilførsler eller hvor temperatursjiktningen av vannsøylen har blitt destabilisert (Nürnberg 2007; Bormans *et al.* 2016).

Selv om utlekking av fosfor under anaerobe forhold i bunnvannet neppe er den viktigste mekanismen for interngjødsling i Hålandsvatnet, vil fjerning av bunnvann kunne ha positiv effekt i innsjøen ved å redusere mengden av fosfor i systemet. Tiltak kan relativt enkelt gjennomføres, med et tappepunkt ikke langt fra det dypeste punktet. Siden Hålandsvatnet ligger bare ca. 8 m over havet, vil bunnvann måtte pumpe ut av innsjøen. Utløpet kan tenkes ledet til utløpsbekken, eller legges i en ledning ut i sjøen.

Hvor stort vannvolum som må pumpes avhenger av hvor stort dybdesjikt en ønsker å fjerne, og hvor raskt dette fjernes. Generelt bør uttapping av bunnvann gjøres slik at vannstanden i innsjøen holdes tilnærmet konstant og slik at stabiliteten i temperatursjiktningen ikke påvirkes i vesentlig grad (Cooke *et al.* 2005; Bormans *et al.* 2016). Fjerning av bunnvann vil føre til at sprangsjiktet senkes, men destabilisering av temperatursjiktningen kan unngås hvis utpumpingen foregår relativt sakte. Slik destabilisering bør unngås, siden det øker faren for at næringsrikt og oksygenfattig bunnvann blandes inn i overflatevannet.

Tabell 2. Ulike fysiske, kjemiske og biologiske tiltak for å kontrollere interne fosfortilførsler eller for å kontrollere algeoppblomstringer i innsjøer.

Tiltak	Type	Mål	Anvendbarhet	Effekter/Kommentarer	Kostnad	Risiko (økologiske effekter)	Referanser
Fjerning av bunnvann	Fysisk	Redusere intern P-omsetning	Best egnet i små, dype og stratifiserte systemer. Bør unngås i grunne systemer. Vann som fjernes må kunne erstattes.	Har langtidseffekt i de fleste tilfeller.	Moderat.	Kan gi redusert vannstand. Uønskede effekter av vannkvalitet nedstrøms.	Bormans <i>et al.</i> 2016
Sedimet-fjerning	Fysisk	Redusere intern P-omsetning	I praksis eget kun i små systemer (våtmarker, dammer, havner).	Fjerning av overflatesediment kan blottlegge fosforrikt sediment. Fjerning av dypere sedimentlag kan frigjøre toksiske stoffer. Kan redusere antallet hvileceller av cyanobakterier.	Svært høy. Også knyttet til behandling og deponering av sediment.	Kan frigjøre toksiske stoffer som tungmetaller og miljøgifter. Høy grad av forstyrning av bakteriesamfunn og fauna i sedimentet.	Bormans <i>et al.</i> 2016
Oksygenering/lufting av hypolimnion	Fysisk	Redusere intern P-omsetning	Best egnet i relativt store hypolimnion. Bør unngås i grunnere innsjøer (< 15 meter).	Svært avhengig av dimensjonering og doseringssystem for luft/oksygen.	Høy. Kontinuerlig drift i stagnasjonsperioder.	Stort sett positive effekter. Forbedret habitat for fisk og dyreplankton.	Bormans <i>et al.</i> 2016
Nitrattil-setting i hypolimnion	Kjemisk	Redusere intern P-omsetning	Egnet i innsjøer der nitrat i hypolimnion ruseres raskt. Mest utprøvd i små systemer.	Har gitt positive effekter i flere innsjøer hvor dosering er gjort på godt gjennomtenkt måte .	Relativt lav. Men behandling må gjentas jevnlig.	Kan gi økt algevekst dersom nitrat tilføres øvre vannmasser hvor plantevekst er nitratbegrenset.	Beutel <i>et al.</i> 2016
Kunstig blanding av vannmasser	Fysisk	Hindre oppblomstring av blågrønnalger	Enklest i relativt små systemer. Ikke egnet i grunnere innsjøer (< 15 meter)	Kan være effektivt for å endere planteplanktonsamfunnet fra dominans av cyanobakterier (blågrønnalger) til kiselalger og grønnalger.	Høy. Kontinuerlig drift i stagnasjonsperioder.	Kan gi bedre forhold for fisk og dyreplankton.	Visser <i>et al.</i> 2016a
Hydrologiske endringer	Fysisk	Hindre oppblomstring av blågrønnalger	Flere tilnæringer: nedtapping og gjenoppfylling med rent vann; utspyling; økt vanngjennomstrømming. Krever betydelige mengder næringsfattig vann. Egnet i dammer og mindre systemer.	Fortynningseffekt kan gi lavere fosforkonsentrasjoner og motvirke algeoppblomstringer.	Moderat.	Nedtapping kan gi økt næringsstoffbelastning. Vannstandsendringer kan påvirke vannvegetasjonen.	Stroom & Kardinaal 2016

Tabell 2. Ulike fysiske, kjemiske og biologiske tiltak for å kontrollere interne fosfortilførsler eller for å kontrollere algeoppblomstringer i innsjøer (fortsetter).

Tiltak	Type	Mål	Anvendbarhet	Effekter/Kommentarer	Kostnad	Risiko (økologiske effekter)	Referanser
Bio-manipulering	Biologisk	Hindre oppblomstring av blågrønnalger	Kan omfatte utfisking av planktonspisende fisk, utsetting av rovfisk, og manipulering av en rekke andre komponenter i økosystemet. Kan i prinsippet anvendes i alle typer innsjøer, men krever nøye planlegging og inngående kunnskap om systemet som skal manipuleres.	Metoder for å kontrollere algeoppblomstringer. Behov for gjentakelse for å opprettholde effekter.	Moderat - høy (avhengig av metode og innsjøens størrelse).	Kortvarige effekter om ikke ytre næringsstogtilførsler reduseres.	Triest <i>et al.</i> 2016
Behandling med fosforbindende stoffer	Kjemisk	Redusere intern P-omsetning	Kan brukes i alle typer vannsystemer. Mange ulike stoffer, men de som er basert på aluminium eller lantan fremstår som de mest aktuelle.	Har langtidseffekt i de fleste tilfeller.	Moderat - høy (avhengig av metode og doseringsmengde).	Noen stoffer kan gi toksiske effekter i økosystemet.	Douglas <i>et al.</i> 2016
Ultralyd	Fysisk	Fjerne oppblomstring av blågrønnalger	Ikke vitenskapelig grunnlag for bruk av ultralyd.	Behov for gjentatt behandling for å opprettholde effekter.	-	Kan ha negativ innvirkning på fauna.	Lürling <i>et al.</i> 2016b
Bruk av giftstoffer (cyanocider, algicider, hydrogenperoxid)	Kjemisk	Fjerne oppblomstring av blågrønnalger	Kan brukes i alle typer vannsystemer. Krever nøye planlegging og risikovurdering.	Behov for gjentatt behandling for å opprettholde effekter.	Lav til høy (avhengig av metode og doseringsmengde)	Kan ha en rekke negative effekter, og gi toksiske effekter i økosystemet.	Matthijs <i>et al.</i> 2016
Naturlige algehemmende stoffer	Kjemisk	Fjerne oppblomstring av blågrønnalger	Mest brukt i mindre systemer.	Mange ulike tilnærminger, men særlig bygghalm har blitt brukt. Varierende resultater.	Relativt lav. Men behandling må gjentas jevnlig.	Uheldige effekter kan forekomme (fremming av vekst, frigivelse av næringsstoffer).	Matthijs <i>et al.</i> 2016
Mikroorganismer	Biologisk	Fjerne oppblomstring av blågrønnalger	Ikke vitenskapelig grunnlag for at det gir effekter.	Metode foreslått for å motvirke oppblomstring av blågrønnalger.	-	-	Lürling <i>et al.</i> 2016b
Utfelleing av biomasse	Fysisk/ Kjemisk	Fjerne oppblomstring av blågrønnalger	Kan brukes i alle typer vannsystemer.	Flokkulering og binding av algeceller til en ballast (leirmateriale) feller ut algebiomasse. Bruk av ballast som binder fosfor gir langtidseffekt.	Moderat - høy (avhengig av metode og doseringsmengde).	Noen stoffer kan gi toksiske effekter i økosystemet.	Lürling <i>et al.</i> 2016a

Det vil kun være aktuelt å ta ut bunnvann i perioden med temperatursjiktning om sommeren, og når det er oksygenfritt i bunnvannet. I Hålandsvatnet vil dette normalt være perioden fra juni til ut i oktober. Hvis en eksempelvis antar at en vil fjerne et vannvolum tilsvarende det som ligger under 18 meters dyp over en periode på 4-5 mnd., så vil dette kreve en pumpehastighet på ca. 75 m³/time. Med normalt vanntilslag om sommeren/høsten vil en slik uttapping ikke medføre vannstandsending i innsjøen, og vannføringen i utløpsbekken vil ikke påvirkes om uttappingsvannet ledes dit. Det kan tas ut mer vann enn dette uten at vannstanden endres, og antakelig også uten at vannmassene destabiliseres. Nøyere beregninger må gjøres før et slikt tiltak kan iverksettes.

Antakelig er det lite fosfor som vil kunne fjernes med et slikt tiltak. Fra målinger av fosfor i bunnvannet ved 21 meters dyp vet en at fosforutlekking fra sedimentet kan gi høyt fosforinnhold på slutten av stagnasjonsperioden. I 2015 ble det målt til nærmere 450 µg P/l (Molversmyr 2016), mens det i 2018 var drøye 350 µg P/l (Molversmyr *et al.* 2018). Men konsentrasjonene vil være høyest nær bunnen, og en kan ikke regne med tilsvarende konsentrasjoner høyere opp i vannmassene. Om en som ovenfor ser på vannmassene som ligger under 18 meters dyp, og antar at hele disse har en fosforkonsentrasjon mellom 100 og 200 µg P/l (antakelig et høyt anslag), vil uttapping av denne vannmassen ikke fjerne mer enn i størrelsesorden 25-50 kg P. Dette er lite i forhold til de 800 kg P/år som i 2007 ble beregnet tilført fra nedbørfeltet (se ovenfor).

Men tiltaket ville ventelig reduserte perioden med oksygenfritt bunnvann, redusere intern fosforfrigjøring og redusere mengden av fosfor i innsjøsystemet (Nürnberg 1987). En fordel med tiltaket er at kostnadene antas å ville være relativt moderate, særlig i driftsfasen. For dette er et tiltak som en vil vente må pågå over mange år. Fra tiltak gjennomført i USA er det antydning installasjonskostnader i størrelsesorden USD 300 000 – 400 000 pr. tilfelle (2002-verdi; Cooke *et al.* 2005). Selv om dette er gamle tall, kan de (justert for prisstigning) gi en pekepinn på kostnadsnivået.

Tiltaket kan ha uønskede effekter, knyttet til kvaliteten på det vannet som slippes ut nedstrøms. Dette vil ha lav temperatur og lavt oksygeninnhold, og kunne ha høyt innhold av fosfor og ammonium, samt H₂S og andre potensielt giftige stoffet. Negative effekter kan oppstå i utløpsbekken eller i resipienten (sjøen), samt at H₂S lett vil gi luktproblemer. H₂S-innholdet kan gjøre at vannet må luftes/avgasses før det ledes videre. Eventuelt finnes løsninger der vann kan renses før det slippes videre, eller ledes tilbake i innsjøen (Klapper 2003).

På bakgrunn av at uttapping av bunnvann ventelig vil fjerne relativt lite fosfor fra innsjøsystemet, og at fosforfrigjøring fra dypvannssedimenter neppe er hovedmekanismen for interngjødsling i Hålandsvatnet, vil tiltaket antakelig ikke ha vesentlig effekt på tilstand i innsjøen.

3.2 Nitrattilsetting i hypolimnion

Frigjøring av fosfor fra dypvannssedimenter avhenger av sedimentets bindingskapasitet, og mekanismene som fører til fosforutlekking er sammensatt og komplekse (Hupfer & Lawandowski 2008, Tammgeorg *et al.* 2017). I Hålandsvatnet er en stor del av fosforet knyttet til jern- og aluminiumforbindelser (Molversmyr 2010, Nadelyaeva 2018), og er det en kaller redoks-labil. Det betyr at fosfat vil frigjøres dersom redokspotensialet blir lavt nok til at oksydert (treverdig) jern, Fe(III) (ikke vannløselige forbindelser) reduseres til toverdig jern, Fe (II) (som danner vannløselige forbindelser). Redokspotensialet styres av mikrobielle prosesser, og reduseres når organisk materiale brytes ned.

I bunnvannet vil organisk materiale fra sedimenterende partikler (i hovedsak alger) brytes ned, og oksygen forbrukes. Litt forenklet kan en si at når oksygenet er redusert til et minimum vil nitrat-reducerende bakterier bli dominerende, og disse vil forbruke nitrat for den videre nedbrytingen av organisk materiale. Når nitrattet er forbrukt vil sulfat-reducerende bakterier ta over, og først da er redokspotensialet redusert tilstrekkelig til at jern kan reduseres med følgende frigjøring av fosfat. Dette merkes ofte på en karakteristisk sulfidlukkt (H₂S) av bunnvannet.

I Hålandsvatnet er det relativt mye nitrat tilgjengelig i vannet. Selv om oksygenforbruket i bunnvannet om sommeren er høyt og det blir raskt oksygenfritt nær bunnen, tar det noe tid før

nitratet er forbrukt og fosforutlekking starter. Ved tilsetning av mer nitrat til bunnvannet vil en kunne forsinke eller hindre utlekkingen av fosfat fra sedimentene. Men nitrat er samtidig et næringsstoff for planteplanktonet, og har potensialet til å gi ytterligere algevekst dersom det kommer opp i øvre vannmasser hvor plantevekst er begrenset av nitrat. Dette er neppe realistisk for Hålandsvatnet, der nitratinholdet i overflatevannet oftest er relativt høyt. Kun under den kraftige algeblomstringen i 2012 (se figur 1) er det registrert så lavt nitratinhold i vannet at det kan tenkes å ha begrenset ytterligere algevekst.

Bruk av nitrattilsetning i bunnvann ble tidlig foreslått som et tiltak for eutrofe innsjøer (Ripl 1976), og har gitt positive effekter i flere innsjøer hvor det er dosert på godt gjennomtenkt måte (Beutel *et al.* 2016). I Hålandsvatnet kan det anslås at mellom 1 000 og 3 000 kg NO₃-N må tilsettes til bunnvannet for å kompensere for den mengden nitrat som forbrukes i vannsøylen under 15 meter i løpet av en normal stagnasjonsperiode om sommeren. Kostnadene med et slikt tiltak vil ventelig være moderate, men doseringen må gjentas jevnlig gjennom sommeren og må pågå over flere år. Det har ikke lyktes å finne eksempler fra litteraturen hvor kostnader er angitt.

Uønskede effekter vil som nevnt neppe oppstå i selve innsjøen, men de kan ventes at noe mer nitrat fraktes med utløpet til sjøen. Og i sjøen er nitrogen oftest et begrensende næringsstoff, og økte nitrattilførsler kan gi opphav til økt algevekst. Tiltaket ville ventelig gi effekt i Hålandsvatnet, og gi mindre fosforutlekking fra dypvannssedimentene. Men det ville neppe gi den store effekten på tilstanden i de overliggende sirkulerende vannmassene, der gruntliggende sedimenter må antas å være hovedkilden til fosforet som gir grunnlag for de kraftige algeoppblomstringene. Totalt sett vil derfor tiltaket neppe ha stor effekt på tilstanden i innsjøen.

I denne sammenheng bør det også nevnes at reduksjon av nitrattilførsler til en innsjø, f.eks. som følge av tiltak i nedbørfeltet, kan resultere i økt fosforutlekking i anaerobt bunnvann og dermed medføre forverret vannkvalitet i innsjøer (Hemond & Lin 2010). Dette ble f.eks. funnet for en tysk innsjø (Köhler *et al.* 2005), og Beutel *et al.* (2016) konkluderer med at en bør ta i betraktning hvilke fordeler eksisterende nitratbelastning måtte ha vannkvaliteten ved å kunne hemme intern fosforbelastning.

3.3 Oksygenering av bunnvann

En alternativ fremgangsmåte for å motvirke utlekking av fosfor fra dypvannssedimenter, er å tilføre oksygen til bunnvannet for å forsinke eller hindre utvikling av oksygenfrie forhold ved bunnen. Med denne teknikken ønsker en å opprettholde et visst oksygeninnhold i vannmassene over sedimenter, og dermed unngå utlekking av reduserte forbindelser. Oksygeneringen oppnås ved å pumpe luft eller rent oksygen gjennom diffusorer som er plassert nær sedimentoverflaten, og beskrivelser av ulike design for dette finnes i Cooke *et al.* (2005). Tiltaket er relevant kun i relativt dype og sjiktede innsjøer, og oksygeneringen/luftingen må gjøres slik at sjiktningen ikke brytes.

Dette tiltaket er gjennomført i en rekke innsjøer verden over (Bormans *et al.* 2016), også i enkelte innsjøer i Danmark (Liboriussen *et al.* 2007) samt i Kolbotnvannet i Akershus (Strand *et al.* 2015), som er det nærmeste eksempelet. I Kolbotnvannet har tiltaket redusert interngjødslingen, og det samme har vært tilfellet for noen av de danske innsjøene. Men i de danske innsjøene var det i de fleste tilfeller ikke mulig å se vesentlige effekter på overflatevannets kvalitet (Liboriussen *et al.* 2007). Og det er også flere andre eksemplar på at oksygenering av bunnvann ikke har hatt tiltenkt effekt (Bormans *et al.* 2016).

I tillegg til å kunne redusere interngjødsling, vil tiltaket generelt også gi større leveområde for fisk og dyreplankton i og med at større deler av vannsøylen blir oksygenholdig. Det er få negative effekter knyttet til tiltaket, men en bør være oppmerksom på faren for gassovermetning (N₂) i vannet hvis oksygeneringen skjer ved at luft fremfor rent oksygen pumpes ned i dypere vannlag. Dette kan føre til gassblæresyke og akutt økt dødelighet hos fisk. I Hålandsvatnet vil dosering skje på 20 meters dyp eller mer, som muligens kan gi opphav til slik gassovermetning. Dette må i tilfelle utredes nøyer.

Tiltaket vil ha både en investeringskostnad og en driftskostnad, og oksygeneringen vil måtte pågå kontinuerlig i perioder med stratifisering. For Kolbotnvannet er det antydning årlige driftskostnader på ca. 350 000 NOK, i hovedsak knyttet til dykkertjenester for vedlikehold av systemet og strøm til drift av kompressorer (Haande & Hobæk 2018). Hålandsvatnet er mer enn 3 ganger større enn Kolbotnvannet (overflateareal), og det kan også tenkes at oksygeneringen her vil måtte foregå både i østlige og vestlige del av innsjøen (se figur 3) for å få maksimal effekt. Totalt sett vil en anta at kostnadene med tiltaket ville være moderate til høye.

Med tanke på at fosforfrigjøring fra dypvannssedimenter neppe er den viktigste mekanismen for interngjødsling i Hålandsvatnet, vil et tiltak med oksygenering av bunnvann antakelig ikke ha vesentlig effekt på tilstand i denne innsjøen.

3.4 Kunstig blanding av vannmasser

Systemer for luftinnblanding, eller andre systemer for mekanisk omblending av vannet, kan brukes for å oppnå fullstendig omrøring av vannsøylen. Dette er et tiltak som har vært brukt i mange år for å motvirke oppvekst av cyanobakterier (blågrønnalger) i eutrofe innsjøer (Visser *et al.* 2016a). Generelt hindrer dette utvikling av oksygenfritt bunnvann og gir høyere oksygeninnhold i vannet, men det primære målet med et slikt tiltak er å endre turbulensforholdene i vannet slik at andre alger får konkurransemessige fordeler i forhold til cyanobakterier, og utkonkurrerer disse. Hvis planteplanktonet (inkludert blågrønnalgene) holdes i turbulent strøm gjennom en relativt dyp vannsøyle, vil kiselalger og grønnalger generelt utkonkurrere de sakterevoksende blågrønnalgene. Fordelen som mange problemskapende blågrønnalger har med betydelig evne til oppdriftsregulering blir utlignet under slike forhold.

Det finnes eksempler på at kunstig omblending av vannmasser har hatt positiv effekt ved at det har påvirket cyanobakterier negativt, også i relativt store innsjøer (Visser *et al.* 2016a). Kostnadene vil imidlertid være høye, særlig for litt større systemer hvor en vil trenge flere omblendingssystemer distribuert over hele arealet. For en innsjø i Nederland på størrelse med Hålandsvatnet (Nieuwe Meer) har Visser *et al.* (2016a) oppgitt en investeringskostnad på EUR 750 000, og årlige driftskostnader på rundt EUR 25 000 (2010-verdi).

Hålandsvatnet har imidlertid en bassengform som antakelig ikke er optimal for et slikt tiltak, og innsjøen er neppe dyp nok til at effekten av omrøring ville bli særlig stor. Dessuten er blågrønnalgen som har skapt problemer i Hålandsvatnet de senere årene (*Planktothrix*) ofte forekommende og i god vekst under vårperioden med sirkulerende, turbulente vannmasser i innsjøen, og virker ikke å bli negativt påvirket av slike forhold. Kunstig omrøring av vannmassene som tiltak kan derfor ikke ventes å ville gi særlig effekt her.

3.5 Fjerning av sediment

Fjerning av fosforrikt sediment er et tiltak hvor man rent fysisk fjerner en kilde til fosforbelastning. I praksis mudres bunnen for å fjerne et ønsket lag av overflatesedimentet (se Cooke *et al.* 2005 for metodikk). Det blir fort svært store mengder sediment som må håndteres og flyttes på, som gjør at tiltaket i praksis er egnet primært for små systemer.

Tiltaket er gjennomført i mange eutrofe innsjøer, men ikke alle steder med suksess. Det mest kjente suksessfulle tilfellet er kanskje innsjøen Trummen i Sverige, hvor fjerning av sediment ble foretatt i 1970-71. Innsjøen er relativt stor (1 km²), og fjerning av ca. 40 cm av overflatesedimentet medførte at 400 000 m³ sediment (og minst 200 000 m³ medfølgende vann) måtte håndteres på land. Tiltaket ble gjennomført etter at en hadde fått kontroll med eksterne tilførsler til innsjøen, og medførte redusert fosforinnhold i vannet og skifte fra blågrønnalger til andre algetyper (Björk *et al.* 2010). Tiltaket har også hatt god langtidsvirkning.

I Danmark ble sediment fjernet i Brabrand Sø i perioden 1988-1995. Dette er også en relativt stor innsjø (1,5 km²), og omkring 500 000 m³ sediment ble her fjernet. Men i motsetning til tilfellet

Trummen i Sverige var eksterne tilførsler fortsatt høye, og vannkvaliteten i Brabrand Sø endret seg ikke vesentlig etter tiltaket (Liboriussen *et al.* 2007). Og felles for andre tilfeller rapportert av Bormans *et al.* (2016) hvor sedimentfjerning ikke har hatt tiltenkt effekt, er at eksterne tilførsler ikke har vært under kontroll.

Hålandsvatnet mottar som nevnt ovenfor fortsatt betydelig mer fosfor fra eksterne kilder enn hva som er akseptabelt, noe som må bringes under kontroll før et tiltak med sedimentfjerning kan vurderes. Skulle sedimentfjerning bli aktuelt, er det den fosforrike delen av overflaresedimentet som må fjernes. Denne utgjør i størrelsesorden de øverste 25-30 cm (Molversmyr 2010), som betyr at i størrelsesorden 300 000 m³ sediment (pluss medfølgende vann) må håndteres på land. Uttatt sediment bør i prinsippet kunne avvannes og benyttes som gjødsel/jordforbedringsmiddel, dersom det ikke inneholder tungmetaller eller andre miljøgifter.

Sedimentfjerning vil forstyrre flora og fauna i sedimentet, som etterpå vil ha en annen sammensetning med tanke på partikler og organisk innhold. Reetablering vil ventelig skje relativt raskt, og det kan ta 2-3 år før faunaen er reetablert (Cooke *et al.* 2005). Toksiske stoffer som tungmetaller og andre miljøgifter kan frigjøres til vannet under et slikt tiltak, og selv om toksiske effekter sjelden er observert (Bormans *et al.* 2016) er akkumulering av forurensning i organismer sannsynlig i en relativt lang periode etter et slikt tiltak (Roberts 2012).

Kostnadene med sedimentfjerning vil være svært høye. Liboriussen *et al.* (2007) oppga DKK 147 000 per hektar i datidens valuta (1988-1995). Det er ikke opplyst om dette inkluderte etterfølgende håndtering av opptatt sediment, eller om det kun omfatter selve sedimentfjerningen. Kostnaden med håndtering av opptatt sediment vil uansett være betydelig, og avhengig av hvilke rammebetingelser som legges til grunn og hvilke tekniske løsninger som velges. Den angitte danske kostnaden ville overført til Hålandsvatnet tilsvare i størrelsesorden NOK 18 mill., som antakelig må minst fordobles som følge av prisstigning siden den gang.

Selv om sedimentfjerning ventelig ville være et effektivt tiltak etter at eksterne tilførsler til innsjøen er bragt under kontroll, vil det neppe være realistisk å gjennomføre i Hålandsvatnet. Dette på grunn av innsjøens størrelse, og kostnadene det ville medføre.

3.6 Biomanipulering

Biomanipulering er et naturbasert tiltak som tar sikte på å endre en del av et økosystem ved å manipulere en eller flere av de andre delene av systemet. Det er mange deler av et økosystem som kan være gjenstand for manipulering, men når det gjelder tiltak mot økt algevekst så er det ofte satt fokus på fiskens rolle. I næringsrike innsjøer oppstår ofte ubalanse i næringsnettets forårsaket av at bestanden av planktonspisende fisk blir for stor. Dette medfører stort beitepress på dyreplanktonet, og med redusert mengde dyreplankton blir vekstbetingelsene for planteplanktonet bedre. Ved å redusere mengden av planktonspisende fisk vil beitepresset på dyreplanktonet avta, og det blir mer dyreplankton som kan beite på planteplanktonet og holde algemengden nede.

Tiltak rettet mot planktonspisende fisk er gjennomført flere steder i Norge. Lokalt ble Mosvatnet i Stavanger behandlet med rotenon i 1987 for å fjerne fiskebestanden (i hovedsak sik), og en oppnådde rast lavere algebiomasse og bedre forhold (Sanni & Wærvågen 1990). Tilstanden i Mosvatnet har imidlertid vært variabel i årene etterpå (Molversmyr *et al.* 2018). I Frøylandsvatnet i Klepp og Time ble det gjort omfattende utfiskingstiltak i perioden 1990-2001, hvor mer enn 93 tonn sik og lagesild ble tatt ut. Også i enkelte senere år er det foretatt utfisking (sist i 2016), hvor det til sammen er tatt ut ytterligere nesten 17 tonn. Effektene var tydelige på 1990-tallet, men har etter det vært diffuse (Molversmyr *et al.* 2019).

I Gjersjøen i Akershus ble det satt ut rovfisk (gjørs) i 1982, med tanke på å redusere bestanden av planktonspisende karpefisk (mort). Her ble vannkvaliteten raskt bedre (Faafeng & Oredalen 1996), og effektene synes også å ha vært langvarige. Men forbedringen skyldes ventelig også at eksterne tilførsler ble vesentlig redusert i perioden (Haande & Hobæk 2018). Et lignende tiltak ble gjort i

Akersvannet i Vestfold i 1976, men ga ingen varig bedring av vannkvaliteten (Berge 2004). Heller ikke i Tunevannet i Østfold, hvor det både er gjort utfiskingstiltak og utsetting av rovfisk (gjørs), har tiltakene hatt varig effekt (Bechmann *et al.* 2016). Det finnes en rekke eksempler på biomanipuleringstiltak med fisk også fra Sverige og Danmark (Ekvall *et al.* 2014; Liboriussen *et al.* 2007), og Triest *et al.* (2016) har oppsummert erfaringer fra en rekke biomanipuleringsmetoder gjennomført internasjonalt. Generelt synes biomanipuleringstiltak med fisk å gi relativt kortvarig effekt på algemengdene i innsjøer, som ofte kan tilskrives at en ikke har tilstrekkelig kontroll med eksterne tilførsler.

Kostnadene med utfiskingstiltak vil variere i forhold til innsjøstørrelse og mengde fisk som skal fjernes, og er primært knyttet til arbeidet med å gjennomføre utfiskingen. For utfiskingen som ble gjennomført i Frøylandsvatnet på 1990-tallet ble det antatt en investeringskostnad på NOK 400 000, samt årlige kostnader på NOK 220 000 (Fredriksen *et al.* 1992). Til sammenligning antydte Liboriussen *et al.* (2007) kostnader på i gjennomsnitt DKK 13 000 pr. hektar innsjøoverflate for utfiskingstiltak utført i Danmark (de fleste utført på 1990-tallet).

Vi kjenner ikke til at det er utført noen nøye kartlegging av fiskebestandene i Hålandsvatnet, men det drives aktivt kultiveringsarbeid med årlig utsetting av ørret med tanke på sportsfiske. Det finnes derfor en god ørretbestand, og også noen individer av røye. Relativt nylig har også sørv kommet inn i innsjøen. Sørv er en karpefisk som primært beiter i strandsonen på vannplanter og på sedimentet (mudderspiser), og antas å kunne regenerere sedimentbundet fosfor ved oppvirvling av sedimentoverflaten og gjennom ekskresjon. En vet ikke hvor mye fosfor som sørven kan frigjøre på denne måten, men det er neppe trolig at det er vesentlige mengder i forhold til hva som ventelig frigjøres fra gruntvannsedimentene ved andre mekanismer (se kapittel 2). Og siden fiskeslagene i Hålandsvatnet ikke regnes å ville gi vesentlig press på dyreplanktonet i innsjøen, kan utfiskingstiltak heller ikke ventes å ville gi vesentlig effekt algemengder og -sammensetning.

3.7 Bruk av fosforbindende stoffer

Det finnes en rekke ulike stoffer som kan binde og felle ut løst fosfor fra vann, og Douglas *et al.* (2016) har oppsummert kunnskapsstatus og erfaringer med bruk av slike stoffer i innsjøer og vassdrag. Fosforbindende stoffer inneholder oftest jern, aluminium eller kalsium, men også noen sjeldne jordmetaller (i særlig grad lantan (La)) er kjent for å danne sterke forbindelser med fosfor. Lantan knyttet til bentonitt (lantanmodifisert bentonitt) er prinsippet for det kommersielle produktet Phoslock, som i økende grad er i bruk i innsjørestaurering.

Prinsippet for disse stoffene er at de binder seg til fosfor, og danner ulike tungt løselige forbindelser som samler seg i sedimentet. Noen av disse kan endre seg over tid, og noen vil påvirkes av endringer i pH og i redoksforhold. Flere stoffer har også vist seg å kunne ha økotoksiske effekter eller andre negative konsekvenser for økosystemet.

Dette prinsippet for kjemisk felling av fosfor brukes ved behandling av avløpsvann, der jern- og aluminiumsalter er vanlige fellingskjemikalier. Mengde av stoffene egner seg best i dammer og mindre vannsystemer, og relativt få har vist seg å være effektive og uten negative konsekvenser i innsjøer. I det følgende gis en nærmere omtale av bruk av aluminiumsalter og Phoslock, som er to metoder som kan gi gode resultater i innsjøer uten negative økologiske konsekvenser (Søndergaard *et al.* 2015; Douglas *et al.* 2016).

3.7.1 Binding av fosfor ved bruk av aluminium

Aluminiumsalter vil danne aluminiumhydroksid - $\text{Al}(\text{OH})_3$ - når de løses i vann, som har stor kapasitet til å binde fosfat og andre løste fosforforbindelser i vannet. $\text{Al}(\text{OH})_3$ vil flokkulere og binde fosfor, og relativt raskt bunnfelle og legge seg som et lag på sedimentoverflaten. Aluminiumsalter er ikke redokssensitive, slik at fosforbindingen vil fungere også i anaerobt bunnvann (i motsetning til salter av jern, som er grunnen til at felling med jern er lite egnet som tiltak). Bindingskapasiteten kan reduseres av høyt humusinnhold i vannet (DeVicente *et al.* 2008), men antakelig først ved vesentlig høyere nivåer enn det en finner i Hålandsvatnet.

Dosering skjer oftest ved bruk av polyaluminiumklorid (PAK) eller aluminiumsulfat, som begge er sure Al-produkter. Og dannelse av $\text{Al}(\text{OH})_3$ er en ytterligere syredannende prosess. Fellingsprosessen skjer best ved pH 6,0-6,5, og i innsjøer med alkalitet lavere enn 1 meq/l (milliekvivalent pr. liter) kan det være risiko for at det er så lite bufferkapasitet i vannet at pH synker til lavere nivå under og i etterkant av doseringen. I så fall kan det oppstå restkonsentrasjoner av aluminiumforbindelser som er giftige for fisk. For Hålandsvatnet antas det at alkaliteten er rett i underkant av 1 meq/l, basert på målinger av kalsiuminnhold i vannet (Molversmyr *et al.* 2014). Dersom pH blir høy (> 8,5) vil Al-P kompleksene gå i oppløsning, og fosfor igjen bli gjort tilgjengelig. I Hålandsvatnet er slik høy pH et vanlig fenomen under algeoppblomstringer, og kan motvirke effektene av en eventuell behandling med aluminium hvis algeoppblomstringer oppstår igjen de første årene etter behandlingen.

Behandlingen kan ta sikte på å redusere fosforinnholdet i selve innsjøvannet, eller å redusere utlekking av fosfor fra sedimentene. Ved dosering i vannmassene vil det flokkulerte aluminiumhydroksidet lett transporteres med vannstrømmer, og kan også resuspenderes fra sedimentet ved vindpåvirkning på innsjøen. Dette kan influere på effektiviteten av behandlingen, og behandlingen bør gjøres i perioder med lite vind. Det forventes at det sedimenterte Al-P komplekset blir liggende i sedimentet og opprettholde bindingsevnen for fosfor, og undersøkelser så langt tyder på at dette skjer selv om 50-70 % av bindingsevnen går tapt ved aldring (krystallisering) av Al-flokken (Egemose *et al.* 2011). Når behandlingen primært rettes mot fosforutlekking fra sedimentene, kan preparatet tilsettes direkte i sedimentet og kan dermed ha mer målrettet effekt.

Aluminium er brukt i en rekke tilfeller både i Skandinavia og internasjonalt. I Langvann i Akershus ble aluminiumsulfat brukt i 1977, som ga umiddelbar og positiv effekt på fosforkonsentrasjonene. Men det resulterte også i surt vann og medfølgende toksiske aluminiumforbindelser og fiskedød, og forsøket ble avsluttet (Holtan & Nicholls 1987). Erfaringer fra dette og andre forsøk med bruk av aluminium viser at det er viktig at doseringsmengden beregnes nøye og at den styres slik at en unngår lav pH vannet (Liboriussen *et al.* 2007; Egemose *et al.* 2011). Flere internasjonale eksempler hvor bruk av aluminium har blitt utprøvd er beskrevet av Douglas *et al.* (2016).

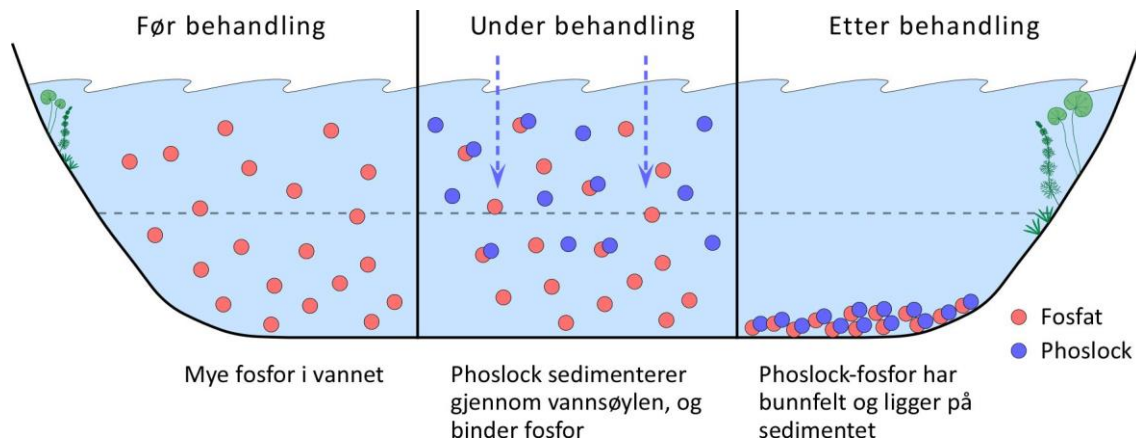
Kostnader med dette tiltaket vil dels være kjemikaliekostnader og dels kostnader knyttet til dosering i innsjøen. Erfaringene fra Danmark antyder en kostnad på i gjennomsnitt DKK 33 000 pr. hektar innsjøoverflate (Liboriussen *et al.* 2007).

I Hålandsvatnet kan det ligge til rette for at behandling med aluminium kan være et aktuelt tiltak, men det vil kreve nøye beregning og vurdering av doseringsmengde og -måte for å unngå lav pH og toksiske effekter av aluminium. Og siden det er gruntvannsedimentene som antas å gi størst bidrag til interngjødslingen (se kapittel 2), bør doseringen ha fokus på dette. Og siden innsjøen er eksponert for vind som kan gi resuspensjon av sedimentert Al-P kompleks fra de gruntliggende sedimentene, kan dette bidra til å minske effekter av et slikt tiltak.

Også andre stoffer enn aluminiumsaltene nevnt her kan ha egnede fosforbindende egenskaper. For eksempel er aluminiummodifisert zeolitt (aluminiumsilikater) et stoff der fosforbinding er knyttet til et mineral som gir raskere utsynking (som Phoslock omtalt i neste avsnitt). Stoffet har vist potensielt gode egenskaper i laborietester, men er foreløpig lite utprøvd i større vannsystemer (Mucci *et al.* 2018).

3.7.2 Binding av fosfor ved bruk av Phoslock

Phoslock er et kommersielt produkt utviklet i Australia, og består av modifisert bentonitt der kationer i bentonitten er byttet ut med treverdige lantan. Lantaninnholdet i bentonitten er om lag 5 %. Treverdige lantan har sterk evne til å binde fosfat, og Phoslock vil binde fosfat og danne et tungtløselig mineral som sedimenterer og legger seg på sedimentet. Der vil det fortsette å binde fosfat som løses ut fra sedimentet, helt til bindingskapasiteten er oppbrukt. Dette er illustrert i figur 4. Mer informasjon om Phoslock er tilgjengelig på nettsiden www.phoslock.eu/en/phoslock/about-phoslock.



Figur 4. Felling av fosfor ved bruk av Phoslock
(modifisert illustrasjon fra www.phoslock.eu/en/phoslock/about-phoslock).

I likhet med aluminium er Phoslock ikke redokssensitivt, og vil binde fosfor både i aerobt og anaerobt vann. Men i motsetning til aluminium vil ikke Phoslock produsere sure stoffer som kan endre pH. Phoslock virker dessuten over et bredt pH-område, og best i området pH 5-9. Produsenten angir at 1 tonn Phoslock vil binde i overkant av 10 kg P, slik at normal dosering vil være om lag 1:100 i forhold til mengden P som ønskes bundet. Bindingskapasiteten synes å avta under anaerobe forhold, men er fortsatt høy (Mucci *et al.* 2018). Reitzel *et al.* (2013) angir at bindingsevnen kan reduseres i vann med mye humusstoffer, men som for aluminium nevnt over vil dette antakelig først være aktuelt ved vesentlig høyere nivåer enn det en finner i Hålandsvatnet.

Siden bentonitt har relativt høy tetthet, vil sedimenteringen skje raskere enn ved bruk av aluminiumsaltene omtalt ovenfor. Sedimenteringen vil likevel påvirkes av turbulens i vannmassene, og behandlingen bør derfor gjøres i perioder med lite vind. Men når utfellingene først har lagt seg på sedimentet antas de å ville ligge der permanent, og blir ikke lett resuspendert.

Bruk av Phoslock gir mindre fare for toksiske effekter enn bruk av aluminiumsalter, men oppløst fritt lantan kan være giftig for faunaen ved konsentrasjoner > 100 µg/l (van Oosterhout & Lüring 2011). Det er ikke observert toksiske effekter av lantan etter gjennomførte behandlinger med Phoslock, men det er i enkelte tilfeller målt lantanverdier høyere enn 100 µg/l umiddelbart etter behandlingen (Spears *et al.* 2013). Men dette var neppe oppløst lantan, men heller lantan knyttet til små leirkolloider (Søndergaard *et al.* 2015). Før en eventuell behandling anbefales det å gjøre laboratorieforsøk eller forsøk i innhegninger i innsjøen, hvor Phoslock tilsettes i beregnet mengde for behandling, for å finne hvor mye fritt lantan som er i vannet etter utfelling. I den danske veilederen for innsjørestaurering (Søndergaard *et al.* 2015) anbefales dette særlig for innsjøer med lav alkalitet (< 0,8 meq/l; Hålandsvatnet har alkalitet på om lag 1 meq/l).

Phoslock er brukt med positive resultater i en rekke lokaliteter i Australia, USA og Europa. Metoden er foreløpig ikke utprøvd i Skandinavia, men den har vært anbefalt for Østensjøvannet i Ås kommune (Skovgaard *et al.* 2011), og foreslått for Tunevannet i Sarpsborg kommune (Haande & Hobæk 2018). I Sverige og Danmark har metoden også vært utredet (Gustavson og Rydin 2016; Søndergaard *et al.* 2015), men så vidt vites har Phoslock-behandling ikke blitt utført foreløpig.

Kostnader med en behandling vil være knyttet til innkjøp av produktet og arbeidet med å tilsette Phoslock i innsjøen. Produsenten oppgir en kostnad på ca. EUR 2 000 pr. tonn for produktet, mens kostnader knyttet til doseringen (basert på prosjekter i Europa) antydes rundt EUR 30-40 000 (personlig kommunikasjon med Phoslock Environmental Technologies Ltd, 2019).

Forholdene i Hålandsvatnet synes å ligge godt til rette for behandling med Phoslock, og hvis bruk av fosforbindende stoffer blir aktuelt vil muligens Phoslock være å foretrekke. Det kan gjennomføres alene eller i kombinasjon med andre innsjøinterne tiltak (også kombinert med andre fosforbindende stoffer), men det må påpekes at eksterne tilførsler må bringes under kontroll for at en skal kunne sikre langvarig effekt av et slik tiltak.

3.8 Andre tiltak (rettet direkte mot algeoppblomstringer)

Å redusere og få kontroll med næringsstofftilførsler er en forutsetning for å lykkes med å løse eutrofieringsproblemer i innsjøer. I noen tilfeller kan det være praktiske eller økonomiske hindringer som gjør at tilstrekkelig reduksjon ikke kan oppnås, eller det kan være at endringer tar svært lang tid å oppnå. Og det kan være flere årsaker til at en ønsker å raskt oppnå kontroll med algeoppblomstringer. Det finnes en rekke metoder som har dette som tiltenkt effekt, og i de følgende gis korte omtaler av noen av disse. Nærmere omtalt av slike metoder gis av Lürling *et al.* (2016b) og Matthijs *et al.* (2016).

3.8.1 Giftstoffer

Kobberpreparater er antakelig det mest brukte middelet mot blågrønnalgeoppblomstringer, særlig i drikkevannskilder hvor giftstoffer fra slike alger skaper problemer flere steder i verden. Det ble også gitt tillatelse til å bruke et kobberpreparat i Akersvannet ved Tønsberg, som før 2005 var drikkevannskilde og hadde akutt problem med giftige blågrønnalger. Tiltaket ble imidlertid ikke gjennomført pga. høye kostnader (Berge 2004). Bruk av kobbersulfat er også foreslått for å fjerne blågrønnalger i Frøylandsvatnet i Klepp og Time kommuner (Bratli 1992), men heller ikke dette ble gjennomført.

Et annet middel som bør nevnes er hydrogenperoksid (H_2O_2). Dette er et sterkt oksidasjonsmiddel, som gir rask hemming av fotosyntesen selv ved lave konsentrasjoner. Det antas å ha større effekt på blågrønnalger enn på andre alger, og har også den fordel at det ikke etterlater skadelige stoffer (omdannes til oksygen og vann). Hydrogenperoksid er brukt som tiltak for å fjerne blågrønnalger i innsjøer i Nederland (Matthijs *et al.* 2012), og selv om det kan være effektivt mot blågrønnalger er det flere spørsmål som må besvares for det eventuelt kan anbefales som et restaureringstiltak (Matthijs *et al.* 2016).

Med mulig unntak for hydrogenperoksid har like metoder vesentlige ulemper ved at det kan oppstå toksiske virkninger på andre deler av økosystemet, og at giftige forbindelser kan lagres og akkumuleres i sedimentene. Giftstoffer fra algene vil også kunne frigis til vannet som en følge av en slik behandling (frigis når celler sprekker). Og tiltak må gjentas så lenge næringsstofftilførsler gir grunnlag for nye algeoppblomstringer. Bruk av giftstoffer vurderes derfor ikke som særlig relevant å gjennomføre i Hålandsvatnet.

3.8.2 Naturlige forbindelser og mikroorganismer

Stoffer frigjort når bygghalm råtner har lenge vært hevdet å ha hemmende effekter på algevekst (Newman & Barrett 1993). Halm er brukt i en rekke mindre vannforekomster, med varierende resultat. Lürling *et al.* (2016b) og Matthijs *et al.* (2016) viser til tilfeller med positive effekter, nøytrale effekter og endog negative effekter. I laboratorieforsøk med alger fra innsjøer på Jæren ble det påvist noe veksthemmende effekt av ekstrakt fra råtnende halm, men også at det kunne stimulere algeveksten. Og halmen frigjorde betydelige mengder løst fosfat når den råtner (Molversmyr 2001).

Også bruk av såkalte «effektive mikroorganismer» er foreslått som tiltak mot en rekke vannkvalitetsproblemer (Zakaria *et al.* 2010), der en blanding av ulike mikroorganismer tilsettes og antas å hemme skadelige bakterier og fremme nyttige arter. Men det finnes ikke vitenskapelig grunnlag for å hevde at dette kan være et effektivt tiltak (Lürling *et al.* 2016b).

3.8.3 Ultralyd

Bruk av ultralyd er funnet å kunne ødelegge algeceller, og er foreslått som et tiltak mot algeoppblomstringer (Wu *et al.* 2011; Rajasekhar *et al.* 2012). Men effekten vil avta raskt i større vannmasser, og Lürling & Tolman (2014) fant ingen effekter på alger selv i relativt små vannvolumer ved bruk av kommersielt tilgjengelig ultralydutstyr. De fant også at det hadde vesentlige negativ innvirkning på dyreplankton i systemet.

Ultral lyd ble forsøkt som tiltak i Lille Lungegårdsvannet i Bergen i 2013, uten at det ga merkbare resultater (Bergen kommune 2013). Og Lüring *et al.* (2016b) konkluderte med at det ikke er vitenskapelig grunnlag som kan begrunne bruk av et slikt tiltak.

3.8.4 Binding og utfelling av algebiomasse fra vannsøylen

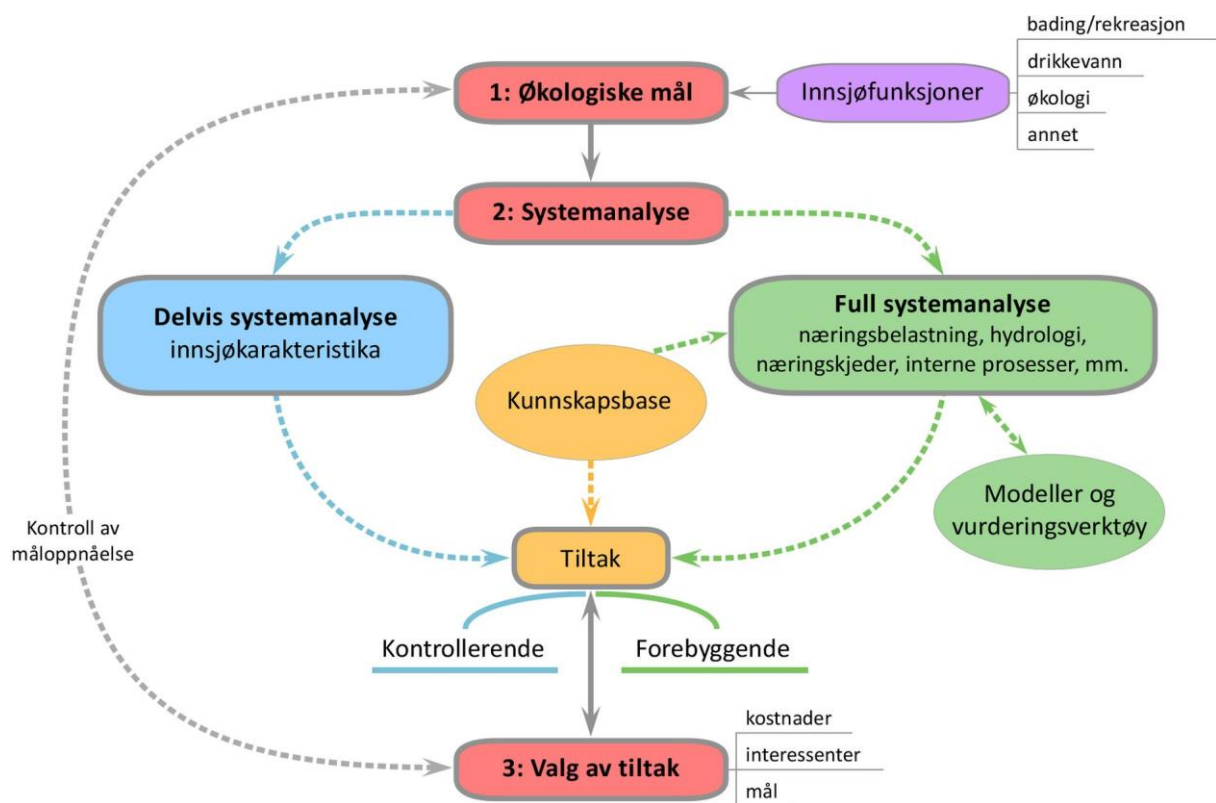
Binding og utfelling av algeceller kan også brukes som tiltak for å få kontroll med algeoppblomstringer. Flokkulering og binding med leirmaterialer er brukt, og tilsetning av et flokkuleringsmiddel som polyaluminiumklorid (PAC) og/eller kitosan vil redusere mengden leire som trengs. Ballasten kan også være typer av jord eller sand, og Pan *et al.* (2011) har vist dette som et effektivt fellingsmiddel. Men en slik behandling kan ha negative effekter på andre deler av økosystemet (Wang *et al.* 2016), og fosfor bundet til algecellene som felles ut vil frigjøres igjen når algecellene går i oppløsning.

Kombinasjon av et flokkuleringsmiddel med en ballast som kan binde fosfor (f.eks. lantanmodifisert bentonitt) er anbefalt siden det vil binde fosforet på mer permanent basis i sedimentet (Lüring & van Oosterhout 2013), og det er særlig å foretrekke for innsjøer hvor det forekommer årlig blågrønnalgeoppblomstringer (Lüring *et al.* 2016a). En slik kombinasjon må ses i sammenheng med tiltakene beskrevet i avsnitt 3.7, og vil kunne være aktuelt å gjennomføre i Hålandsvatnet.

Kapittel 4

AKTUELLE TILTAK I HÅLANDSVATNET

Som omtalt er det en rekke ulike typer tiltak som kan være aktuelle å gjennomføre for å forbedre tilstanden i eutrofe innsjøer. Valg av tiltak vil avhenge av hvilke mål som settes for vannkvaliteten, omfanget av problemene, tidsperspektivet, tilgang på finansiering, effekter for ulike interessenter, og vurdering av tiltakenes effekter og gjennomførbarhet. Dette vil være resultatet av en strategi som normalt vil ha tre faser: (1) definere miljømål for økologisk tilstand, (2) vurdere og fastsette dagens tilstand i innsjøen gjennom en systemanalyse, og (3) velge tiltak som vil gi optimalt resultat (Stroom & Kardinaal 2016; figur 5).

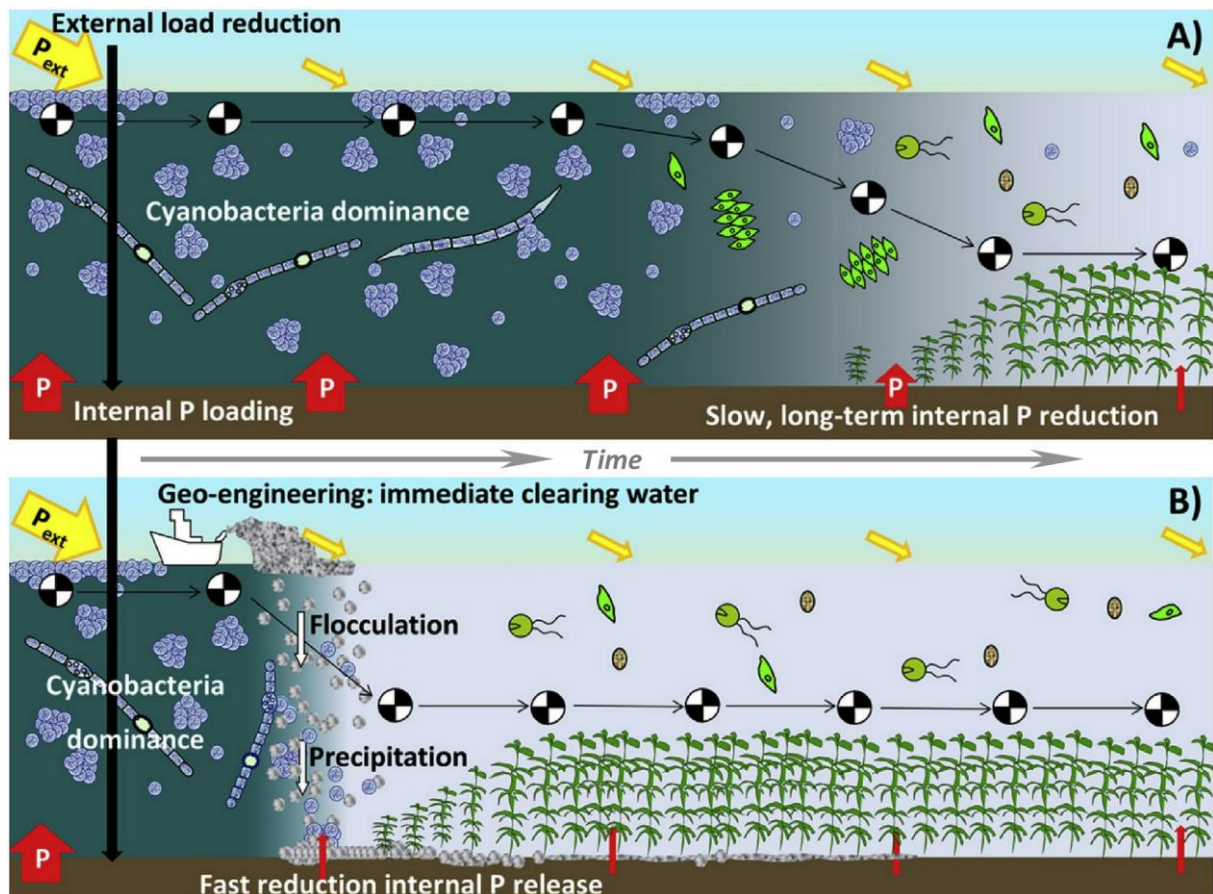


Figur 5. Strategi for forebyggende innsjørestaurering (grønn farge) og gjennomføring av kontrollerende tiltak (blå farge) (figur omarbeidet fra Stroom & Kardinaal 2016).

Miljømålet for Hålandsvatnet er i utgangspunktet det generelle målet om god økologisk tilstand, i samsvar med Vannforskriften. Det første delmålet vil være å hindre oppblomstringer av giftprodukerende blågrønnalger som gir restriksjoner på mulighet for rekreasjon og bading. Oppnåelse av god økologisk tilstand må forventes å gi oppfyllelse av de fleste andre delmål.

Grunnlaget for en systemanalyse for Hålandsvatnet må anses å være delvis på plass. En har detaljert kunnskap om morfometri, sjiktforhold og vannbalanse, og om mange av de interne prosessene i innsjøen (se kapittel 2). Betydningen av interne tilførselsmekanismer er også relativt nøye vurdert (Molversmyr 2010), men en mangler oppdaterte beregninger av hvor mye fosfor som frigjøres gjennom ulike prosesser og hvordan dette omsettes i innsjøen. Tilsvarende mangler en oppdaterte beregninger av hvor mye Hålandsvatnet tilføres fra eksterne kilder. Slike beregninger må være på plass for å kunne fastsette avlastningsbehov, og f.eks. beregne behovet for dosering av stoffer omtalt for tiltakstypene i avsnitt 3.7.

Av tiltak regnes noen som forebyggende (med langtidseffekt), mens andre har kontrollerende eller avbøtende hensikt. Kontroll med eksterne tilførsler kommer under første kategori, og det er en forutsetning at disse er tilstrekkelig redusert for at kontrollerende og avbøtende tiltak skal ha tiltenkt effekt. I figur 6 er illustrert et tilfelle hvor en innsjø har forsinket respons etter at eksterne tilførsler er redusert, og der "geo-engineering" (geoprosjektering på norsk) med tiltak av type beskrevet i avsnitt 3.8.4 resulterer i varig forbedring (figur på engelsk; hentet fra Lürling *et al.* 2016a). Forutsatt er her at eksterne tilførsler er redusert tilstrekkelig slik at ny forverring av tilstanden unngås.



Figur 6. Eutrof innsjø med forsinket respons etter reduksjon av eksterne fosfortilførsler (på grunn av bidrag fra internt lagret fosfor; øvre del A); og tiltak med utfelling av fosfor og alger og kjemisk binding av fosfor i sedimentet (nedre del B). \odot indikerer siktedyp som mål på vannets klarhet. (Modifisert illustrasjon fra Lürling *et al.* 2016a.)

For Hålandsvatnet sin del vil det være nødvendig å tallfeste hvor mye fosfor som tilføres fra eksterne kilder, og å beregne avlastningsbehovet. En må fortsatt ha fokus på å gjennomføre tiltak i nedbørfeltet for å redusere eksterne tilførsler, og felles for innsjøinterne tiltak er at de ikke vil ha langvarig effekt hvis eksterne tilførsler fortsatt er for høye.

I tabell 3 oppsummeres aktuelle metoder som potensielt kunne tenkes gjennomført i Hålandsvatnet. Hvilke som vurderes å være egnet blir angitt, og det gis forsøksvis anslag av kostnader ved gjennomføring i full skala.

Tabell 3. Oversikt over aktuelle metoder som kunne tenkes anvendt i Hålandsvatnet.

Metode/tiltak	Formål/effekt	Egnethet i Hålandsvatnet	Antatt kostnad
Fjerning av bunnvann	Fjerne fosfor som lekker ut i anaerobt bunnvann.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Relativt lite fosfor vil fjernes, og tiltaket vil neppe gi vesentlig effekt. Må pågå over flere år.	Moderat (3-4 mill.)
Nitrattilsetning til bunnvann	Påvirke red-oks prosesser i bunnvannet, og motvirke frigjøring av fosfor fra sedimentet.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Betydningen av fosfor frigjort til bunnvann antas å være relativt liten, og tiltaket vil neppe gi vesentlig effekt. Må gjentas.	Relativ lav (~ 1 mill. ?)
Lufting av bunnvann	Sikre oksygenrikt bunnvann som hindrer at fosfor frigjøres fra dypvannssedimentet.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Som for nitrattilsetning antas effekten av tiltaket å være liten. Må pågå over flere år.	Moderat (1-2 mill. + 0,3-0,4 mill. pr. år)
Sedimentfjerning	Fjerne sediment med høyt innhold av fosfor.	Ikke egnet tiltak pga. høye kostnader. Innsjøen er stor i denne sammenheng.	Svært høy (50 mill. ?)
Fosforbinding med aluminium	Binde fosfor i vannsøyle, og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Ikke særlig egnet, pga. potensielle miljøeffekter. Kan være høy pH i vannet om sommeren, som kan frigjøre fosfor igjen.	Moderat (3-4 mill.)
Fosforbinding med Phoslock	Binde fosfor i vannsøyle, og fosfor som frigjøres fra sedimentet.	Kan være egnet tiltak. Effekt avhenger av om eksterne tilførsler kan reduseres nærmere miljømål.	Moderat til høy (4-8 mill. avhengig av doseringsmengde)
Binding og utfelling av alger	Binde og felle ut algebiomasse ved bruk av flokkuleringsmiddel og ballast (leirminerale).	Kan være egnet tiltak. Særlig aktuelt hvis det benyttes ballast som binder fosfor (Phoslock), og kan ses i sammenheng med dette.	Moderat til høy (tilsvarende som for Phoslock)
Biomanipulering (utfisking planktonspisende fisk)	Kontrollere algeoppblomstringer og gi redusert fosforinnhold.	Ikke egnet tiltak pga. liten effekt. Fisken i innsjøen gir ikke vesentlig press på dyreplanktonet, og utfisking vil ikke gi vesentlig effekt på algene.	Relativ lav (~ 1 mill.)

Bruk av fosforbindende stoffer fremstår som den mest egnede metoden for Hålandsvatnet. Både aluminiumsalter og Phoslock er aktuelle stoffer, men Phoslock er å foretrekke siden aluminiumsalter vil gi sur reaksjon som kan forårsake frigivelse av toksiske aluminiumforbindelser. Tidvis høy pH i Hålandsvatnet kan dessuten medføre at utfelt fosfor med aluminium frigjøres igjen. Men utviklingen av fellings-/bindingsstoffer skjer raskt, og f.eks. aluminiummodifisert zeolitt (der aluminium er den aktive komponenten for binding av fosfor) fremstår som et lovende materiale for kontroll med intern belastning i innsjøer (Lürling *et al.* 2016a).

Phoslock er også å foretrekke i kombinasjon med flokkuleringsmidler, dersom hensikten er å felle ut og fjerne algebiomasse. Fosfor vil da bindes på mer permanent basis i sedimentet, og ikke frigjøres igjen når algebiomassen går i oppløsning igjen etter utfellingen.

Tiltak rettet mot fosforutlekking til bunnvannet (fjerning av bunnvann, lufting av bunnvann, og nitrattilsetning til bunnvann) antas å ville gi lite effekt. Mengdene fosforanrikt bunnvann vil være små, og fosforutlekkingen her å gi kun mindre bidrag til interngjødslingen i innsjøen.

Fjerning av sediment er ikke et aktuelt tiltak, siden det vil være svært dyrt og lite egnet i en så stor innsjø som Hålandsvatnet.

Biomanipulering ved utfiskingstiltak ventes heller ikke å ville gi vesentlig forbedring av tilstanden i Hålandsvatnet. Det er ikke fiskeslag der som gir vesentlig press på dyreplanktonet, og utfiskingstiltak kan derfor ikke ventes å ville gi effekter algemengder og -sammensetning. Karpefiskens sørv finnes i innsjøen, og som en mudderspiser vil den regenerere sedimentbundet fosfor ved oppvirvling av sedimentoverflaten og gjennom ekskresjon. Men dette er neppe vesentlige mengder i forhold til hva som ventelig frigjøres fra gruntvannssedimentene ved andre mekanismer.

4.1 Betraktninger omkring bruk av Phoslock

Bruk av Phoslock er en dyr metode, og hvis det blir aktuelt å gjennomføre må det planlegges i detalj. Det vil være viktig å gjøre småskalaforsøk med vann fra Hålandsvatnet (i laboratoriet eller i innhegninger) før fullskaleforsøk gjennomføres, for å vurdere effektene av tilsetning av Phoslock.

Særlig viktig vil det være å vite hvor mye som må doseres for å oppnå ønskt effekt, og da må mengden av potensielt tilgjengelig fosfor i innsjøen beregnes. Nedenfor gjøres noen foreløpige betraktninger omkring dette.

I Hålandsvatnet er fosforinnholdet i vannmassene om høsten etter fullsirkulasjonen vært om lag 35 µg/l P (målt som total fosfor), og det kan antas at dette er et representativt nivå for fosforinnholdet gjennom vinteren med dagens eksterne belastning. Hva som er tålegrensen for innsjøen vites ikke eksakt, men basert på en modell presentert av Berge (1987) kan den anslås til ca. 11 µg/l P. Dette er kanskje et lavt estimat, sett i forhold til klassegrenser som angis for vanntypen i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), og i regneeksempelet her er den antatt å være om lag 15 µg/l P.

For å oppnå en reduksjon fra 35 til 15 µg/l P, betyr det at en må fjerne ca. 200 kg P beregnet for hele innsjøens vannmasse. Og forutsatt at bindingsevnen til Phoslock er 1:100 (se avsnitt 3.7.2), betyr det at ca. 20 tonn Phoslock må doseres for å oppnå dette. Men en må også ta høyde for fosforet som potensielt kan frigjøres fra sedimentene. I den danske veilederen for innsjørestaurering beskrives at doseringen må være tilstrekkelig til å binde både fosforet tilgjengelig i vannmassene samt fosforet som potensielt kan frigjøres fra sedimentene (Søndergaard *et al.* 2015). I tillegg må det tas høyde for fosfor som tilføres fra ytre kilder.

Sedimentene i Hålandsvatnet har svært høyt fosforinnhold, og mye av dette er potensielt mobiliserbart (se kapittel 2). For eksempel kan det anslås at økningen i algebiomasse og forforinnhold som en vanligvis ser i innsjøen om forsommeren tilsvarer i størrelsesorden 100-400 kg P, og det meste av dette må komme fra sedimentet. Men hvor mye som potensielt kan frigjøres lar seg vanskelig estimere. Søndergaard *et al.* (2015) beskriver ulike metoder for hvordan en kan gå frem, og metoden som anses å gi størst troverdighet baseres på fraksjonering/ekstraksjon av jernbundet fosfor og labilt organisk fosfor fra sedimentprøver. Slik fraksjonering er også gjort med sediment fra Hålandsvatnet (Molversmyr 2010). En annen metode gir en modell basert på erfaringstall fra en rekke danske innsjøer. Og det er de øverste 10 cm av sedimentet som anses å være det aktive sedimentlaget.

Med bakgrunn i målingene på sedimentet i Hålandsvatnet kan det med de danske beregningsmetodene anslås at ca. 20 tonn fosfor kan potensielt frigjøres fra sedimentene i innsjøen (begge de nevnte metodene gir sammenlignbare resultater). Dette gjenspeiler det svært høye fosforinnholdet i sedimentet, og det vil neppe være realistisk å dosere så store mengder av Phoslock (i størrelsesorden 2 000 tonn) at hele denne fosformengden kan bindes. Det betyr at behandling vil måtte gjentas etter en tid når Phoslock er «mettet» med mobiliserbart fosfor fra sedimentet, og hvor lenge effekten vil vare vil avhenge av dosert mengde.

Det antas at hele sedimentarealet bør behandles, særlig fordi det er gruntliggende sedimenter som regnes å være den største kilden til interne tilførsler i dag. Om en f.eks. doserer 300 tonn Phoslock (kostnad anslått til i overkant av 6 mill. NOK) vil dette kunne binde 3 000 kg P, som er i størrelsesorden 10 ganger fosformengden som finner i innsjøvannet. Dette ville ventelig gi god effekt over relativt lang tid, men tidsperspektivet vil være avhengig av hvor mye av de eksterne tilførslene en klarer å få kontroll med og hvor fort dette skjer.

Det kan også tenkes at Phoslock eller andre forforbindende stoffer kan brukes for å behandle tilløpsbekker eller andre vesentlige eksterne punktkilder. Inntil en har kontroll med kildene vil dette måtte gjøres kontinuerlig (og antakelig over lang tid), som vil medføre betydelige kostnader. Effekten vil også avhenge av hvor mye av fosforet som er partikkelbundet eller fritt tilgjengelig.

Det må fremheves at selv om metoder som bruk av Phoslock representerer ("geo-engineering" på engelsk) ofte gir gode resultater og rask forbedring av tilstanden i en innsjø, så må de ikke anses som noen endelig løsning på eutrofieringsproblemene (Mackay *et al.* 2017). De må derimot ses i sammenheng med andre metoder, og tiltak for å få kontroll med eksterne tilførsler er avgjørende for at effektene av slike innsjøinterne tiltak skal bli langvarig. Og en skal også være klar over at effekter av de fleste typer gjennomførte tiltak erfaringsmessig tar tid. I dette perspektivet kan det også være greit å ha i minne at pågående klimaendringer ventes å ville medvirke til økte eutrofieringseffekter i innsjøene våre (Bormans *et al.* 2016).

Metoden er foreløpig ikke utprøvd i Norge, men i en lignende utredning har Haande & Hobæk (2018) foreslått bruk av Phoslock i Tunevannet i Sarpsborg kommune. Ved eventuell gjennomføring vil det, hvis mulig, være fordelaktig å samordne og samarbeide om dette – både med tanke på forarbeid og uttesting, og med tanke på gjennomføring av selve behandlingen.

4.2 Oppsummering og anbefalinger

Innsjøinterne tiltak vil kunne gi rask forbedring av tilstanden i innsjøen, og redusere den totale fosforbelastningen. Av mulige metoder er det bruk av fosforbindende stoffer som vurderes å være egnet i Hålandsvatnet, og spesifikt binding av fosfor ved bruk av Phoslock. Dette ventes å kunne gi effektiv binding av fosfor i vannsøylen, men også fosfor i både dypvanns- og gruntvannssedimenter. Med vesentlig mindre fosfor tilgjengelig for algevekst, vil dette hindre større algeoppblomstringer.

Effektene av en behandling med Phoslock vil vare så lenge det er kapasitet nok til å binde fosfor som ellers ville ha lekket ut fra sedimentene. Dette avhenger av mengde som doseres, men innholdet av mobiliserbart fosfor i sedimentet i Hålandsvatnet er svært høyt og behandling vil antakelig måtte gjentas etter en tid. Og behandlingen vil ikke være særlig effektiv mot nytt fosfor som tilføres fra eksterne kilder (etter at Phoslock har sedimentert), og som kanskje er tilstrekkelig til å gi grunnlag for nye algeoppblomstringer. Et slikt tiltak alene vil derfor ikke være noen «endelig løsning» på eutrofieringsproblemene i Hålandsvatnet. Eksterne tilførsler av fosfor er fortsatt høye, og det er svært viktig at det gjennomføres tiltak i nedbørfeltet for å redusere disse. Innsjøinterne tiltak vil generelt ikke kunne ha langvarig effekt hvis eksterne tilførsler fortsatt er for høye.

Bruk av Phoslock er en dyr metode som må planlegges i detalj. Før en eventuell behandling er det viktig å gjøre småskalaforsøk med vann fra Hålandsvatnet (i laboratoriet eller i innhegninger), hvor Phoslock tilsettes i beregnet behandlingsmengde og hvor en kan vurdere effektene av tilsetningen med tanke på både effektivitet og hvilke mulige effekter det kan ha på andre deler av økosystemet.

Kapittel 5**REFERANSER**

- Bechmann, M., S. Haande, S. Kværnø, L.M. Poverud & S. Turtumøygaard, 2016. Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. *NIBIO, rapport Vol 2 No 115/2015*.
- Berge, D., 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5-15m. *NIVA, rapport 2001-1987*.
- Berge, D., 2004. Innsjøinterne- og hydrologiske tiltak i Bjørkelangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. *NIVA, rapport 4926-2004*.
- Bergen kommune. 2013. Svar på skriftlig spørsmål nr 48 fra Sondre L. Båtstrand (MDG) til KMBY 171013 vedr. Lille Lungårdsvann. *Bergen kommune, Byrådsavdeling for byutvikling, klima og miljø, Saksnr. 201124915-375*.
- Beutel, M.W., R. Duvil, F.J. Cubas, D.A. Matthews, F.M. Wilhelm, T.J. Grizzard, D. Austin, A.J. Horne & S. Gebremariam, 2016. A review of managed nitrate addition to enhance surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology 46: 673–700. DOI: 10.1080/10643389.2016.1151243*.
- Björk S., J. Pokorný & V. Hauser, 2010. Restoration of lakes through sediment removal, with case studies from Lakes Trummen, Sweden and Vajgar, Czech Republic. I: *Eiseltová M. (ed), Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe. Wetlands: Ecology, Conservation and Management, vol 3. Springer, Dordrecht, s. 101-122*.
- Bormans, M., B. Maršálek & D. Jančula, 2016. Controlling internal phosphorous loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquat. Ecol. 50: 407-422*.
- Bratli, J.L., 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. Delrapport 3: Problemanalyse, metodegrunnlag, innsjøinterne tiltak og alternative tiltakspakker. *NIVA, rapport 2776-1992*.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S. Peterson & S.A. Nichols, 2005. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. *CRC press, Boca Raton*.
- DeVicente, I., H.S. Jensen & F.Ø. Andersen, 2008. Factors affecting phosphate adsorption to aluminum: Implications for lake restoration. *Science of the Total Environment 389: 29-36*.
- Direktoratgruppen vanndirektivet, 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiserings-system for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. *Direktoratgruppen for gjennomføring av vannforskriften, Veileder 02:2018*.
(http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/klassifiseringsveileder_print_02.2018.pdf).
- Douglas, G.B., D.P. Hamilton, M.S. Robb, G. Pan, B.M. Spears & M. Lürling, 2016. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. *Aquat. Ecol. 50: 385-405*.
- Egemose, S., H.S. Jensen & K. Reitzel, 2011. Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. *Miljøministeriet, Naturstyrelsen, rapport 17. maj 2011*.
- Ekvall M.K., P. Urrutia-Cordero & L.-A. Hansson, 2014. Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation. *PLoS ONE 9(11): e112956. doi:10.1371/journal.pone.0112956*.
- Fredriksen, O.F., N. Vagstad, J.L. Bratli, H. Hausken & O. Hauge, 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvatnet. Samlerapport. *Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern avdelingen, 7-32336, R9382OH.FMM*.
- Faafeng, B. & T.J. Oredalen, 1996. Gjersjøens utvikling 1972 – 95, og resultater fra sesongen 1995. *NIVA, rapport 3571-1996*.
- Gustafsson, A. & E. Rydin, 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*.

- Hemond, H. F., & K. Lin, 2010. Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. *Water Res.* 44: 3645–3650.
- Holtan, H. & M. Nicholls 1987. Lufting av Langvann i Lørenskog kommune – sammenstilling av tidligere undersøkelser samt rapport fra arbeidet i 1986. *NIVA, rapport F516/ ANØ-rapport 41/87*.
- Hupfer, M. & J. Lawandowski, 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments – a long-lasting paradigm in limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93: 415-432.
- Haande, S. & A. Hobæk, 2018. Innsjørestaurering i Tunevannet. Utredning av fosforbindende stoffer. *NIVA, rapport 7285-2018*.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, J.P. Jensen, m.fl., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biol.* 50: 1747-1771.
- Klapper, H., 2003. Technologies for lake restoration. *J. Limnol.* 62: 73-90.
- Köhler, J., S. Hilt, R. Adrian, A. Nicklisch, H.P. Kozerski & N. Walz, 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biol.* 50: 1639–1650.
- Liboriussen, L., M. Søndergaard & E.Jeppesen (red.), 2007: Sjørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser og Del II: Eksempelsamling. *Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. – Faglig rapport fra DMU nr. 636*.
- Lürling M. & Y. Tolman, 2014. Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? *Water Res.* 66: 361-373.
- Lürling, M. & F. van Oosterhout, 2013. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Res.* 47: 6527-6537.
- Lürling, M., E. Macay, K Reitzel & B.M. Spears, 2016a. Editorial - A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Res.* 97: 1-10.
- Lürling M., G. Waajen & L.N. de Senerpont Domis, 2016b. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquat. Ecol.* 50: 499-519.
- MacIntyre, S., 2018. Mixing Dynamics: From Hutchinson to the 21st Century. *Inland Waters (in prep.)* [International Society of Limnology, 34th Congress, Nanjing, China, Plenary lecture 20.8.2018].
- Mackay, E.B., S.C. Maberly, G. Pan, K. Reitzel, A. Bruere, N. Corker, G. Douglas, S. Egemose, D. Hamilton, T. Hatton-Ellis, B. Huser, W. Li, S. Meis, B. Moss, M. Lürling, G. Phillips, S. Yasseri & B.M. Spears, 2017. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? *Inland Waters* 4: 349-356.
- Matthijs H.C.P., P.M. Visser, B. Reeze, J. Meeuse, P.C. Slot, G. Wijn, R. Talens & J. Huisman, 2012. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Res.* 46: 1460-1472.
- Matthijs H.C.P., D. Jančula, P.M. Visser & B. Maršálek, 2016. Existing and emerging cyanocidal compounds: newperspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquat. Ecol.* 50: 443-460.
- Molversmyr, Å., 2001. Some effects of rotting straw on algae. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 4087-4092.
- Molversmyr, Å., 2010. Undersøkelser av sedimentene i Hålandsvatnet. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2010/114*.
- Molversmyr, Å., 2016. Overvåking av Jærvassdrag 2015 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2016/025*.
- Molversmyr, Å., M. Bechmann, H.O. Eggestad, A. Pengerud, S. Turtumøygard & E. Rosvoll, 2008. Tiltaksanalyse for Jærvassdragene. *International Research Institute of Stavanger, rapport - 2008/028*.
- Molversmyr, Å. & M.A. Bergan 2011. Overvåking av Jærvassdrag 2010 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2011/052*.
- Molversmyr, Å., S. Schneider, H. Edvardsen, H.M. Berger & M.A. Bergan, 2012. Overvåking av Jærvassdrag 2012 – Datarapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2013/030*.
- Molversmyr, Å., S. Schneider, H. Edvardsen & M.A. Bergan, 2014. Overvåking av Jærvassdrag 2013 – Data-rapport. *International Research Institute of Stavanger, rapport IRIS - 2014/025*.

- Molversmyr, Å., T. Stabell & M. Mjelde 2018. Overvåking av innsjøer og elver i Jæren vannområde 2017. *International Research Institute of Stavanger, rapport - 2018/028*.
- Molversmyr, Å., T. Stabell, A. Engh & S.W. Hereid, 2019. Overvåking av innsjøer og elver i Jæren vannområde 2018. *NORCE Norwegian Research Centre AS, rapport 004-2019*.
- Mucci M., V. Maliaka, N.P. Noyma, M.M. Marinho & M. Lüring, 2018. Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. *Science of the Total Environment* 619-620: 1431-1440.
- Nadelyaeva, Y., 2018. Implication of forms and distribution of phosphorous in sediments of three Stavanger lakes and ponds of constructed wetland on the potential for sedimentary phosphorous release and future eutrophication. *University of Stavanger, Master's Thesis, Spring semester 2018*.
- Newman J.R., P.R.F. Barrett, 1993. Control of *Microcystis aeruginosa* by decomposing barley straw. *J. Aquat. Plant Manag.* 31:203-206.
- Nürnberg, G.K., 1987. Hypolimnetic withdrawal as lake restoration technique. *J. Environ. Eng.* 113: 1006-1016.
- Nürnberg, G.K., 2007. Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake Reserv. Manag.* 23: 388-409. doi: 10.1080/07438140709354026.
- Pan, G., B. Yang, D. Wang, H. Chen, B.-h. Tian, M.-l. Zhang, X.-z. Yuan & J. Chen, 2011. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. *Ecol. Eng.* 37: 302-308.
- Rajasekhar P., L. Fan, T. Nguyen & F.A. Roddick, 2012. A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms. *Water Res.* 46: 4319-4329.
- Reitzel, K., F.Ø. Andersen, S. Egemose & H.S. Jensen, 2013. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Res.* 47: 2787-2796.
- Ripl, W., 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate – a new restoration method. *Ambio* 5: 132-135.
- Roberts, D.A., 2012. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environ. Int.* 40: 230-243.
- Rohrlack T., S. Haande, Å. Molversmyr & M. Kyle, 2015. Environmental Conditions Determine the Course and Outcome of Phytoplankton Chytridiomycosis. *PLoS ONE* 10(12): e0145559. doi:10.1371/journal.pone.0145559.
- Sanni, S. & S.B. Wærvågen, 1990. Oligotrophication as a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. *Hydrobiologia* 200/201: 263-274.
- Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication in lakes. *Proc. R. Soc. B* 279: 4322-4333. doi:10.1098/rspb.2012.1032.
- Skovgaard, H., S.O. Åstebøl & Ø. Løvstad, 2011. PURA-vannområde Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget Innsjørestaurering i Østensjøvann. *COWI, rapport Juni 2011*.
- Spears, B.M., M. Lüring, S. Yasserli, A.T. Castro-Castellon, M. Gibbs, S. Meis, C. McDonald, J. McIntosh, D. Sleep & F. van Oosterhout, 2013. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Research* 47: 5930-5942.
- Strand D.A., C.H.C. Hagman, V. Hostyeva & O.A. Segtnan Skogan, 2015. Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2014 - med vekt på viktige resultater fra 2014. *NIVA, rapport 6819-2015*.
- Stroom J. & W.E.A. Kardinaal, 2016. How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures. *Aquat. Ecol.* 50: 541-576.
- Søndergaard, M., J.P. Jensen & E. Jeppesen, 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 408/409, 145e152.
- Søndergaard, M., T.L. Lauridsen, H. Jensen, S. Egemose & K. Reitzel, 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. *Aarhus Universitet, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149*.

- Tammeorg, O. T. Möls, J. Niemistö, H. Holmroos & J. Horppila, 2017. The actual role of oxygen deficit in the linkage of the water quality and benthic phosphorus release: Potential implications for lake restoration. *Science of the Total Environment* 599–600: 732-738.
- Triest L., I. Stiers & S. Van Onsem, 2016. Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquat. Ecol.* 50: 461-483.
- van Oosterhout, F. & M. Lürling, 2011. Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research* 33: 255-263.
- Visser, P.M., B.W. Ibelings, M. Bormans & J. Huisman, 2016a. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquat. Ecol.* 50: 423-441.
- Visser, P., B.W. Ibelings, J. Fastner & M. Bormans (eds.), 2016b. Special Issue: Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control. *Aquat. Ecol.* 50: 327-605.
- Wang, Z., H. Zhang & G. Pan, 2016. Ecotoxicological assessment of flocculant modified soil for lake restoration using an integrated biotic toxicity index. *Water Res.* 97: 133-141.
- Wu X., E.M. Joyce & T.J. Mason, 2011. The effects of ultrasound on cyanobacteria. *Harmful Algae* 10: 738-743.
- Zakaria Z, S. Gairola & N.M. Shariff, 2010. Effective Microorganisms (EM) technology for water quality restoration and potential for sustainable water resources and management. *In: Proceedings international congress on environmental modelling and software, SO. Open session, S.O.04.*
www.iemss.org/wp-content/iemss2010/Volume1.pdf



NORCE Norwegian Research Centre AS
www.norceresearch.no