

PURA - vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget

Innsjørestaurering i Østensjøvann

Juni 2011



LIMNO-CONSULT

COWI

COWI AS

Grenseveien 88
Postboks 6412 Etterstad
0605 Oslo

Telefon 02694
www.cowi.no

PURA - vannområdet Bunnefjorden med
Årungen- og Gjersjøvassdraget

Innsjørestaurering i Østensjøvann

Juni 2011

Prosjektnr.	132825
Utgivelsesdato	Juni 2011
Kontaktperson i PURA	Anita Borge
Prosjektleder i COWI	Svein Ole Åstebøl
Utarbeidet	Henrik Skovgaard, Svein Ole Åstebøl, Øivind Løvstad (Limno-Consult),
Kontrollert	Svein Ole Åstebøl
Godkjent	Rolf Sverre Aksnes

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	4
2	Sammendrag	5
3	Beskrivelse av Østensjøvann	8
3.1	Mål og tiltak i tiltaksanalysen for PURA	9
3.2	Mål og vernestatus for naturreservatet	11
4	Sammenstilling av eksisterende data	12
4.1	Vannkvalitet i Østensjøvann	12
4.2	Biologisk mangfold	14
5	Status for tilførsel av fosfor og kildefordeling	17
6	Beregning av maks tilførsel av fosfor	19
6.1	Fremtidig tilstand i likevekt	21
6.2	Vurdering av fosforutlekking fra sedimentet	21
7	Tiltak i nedbørfeltet	24
7.1	Avløp tettsted	24
7.2	Tettstedsarealer	24
7.3	Spredt bebyggelse	24
7.4	Landbruksarealer	24
7.5	Tidsaspektet for virkninger av tiltak i nedbørfeltet	25
7.6	Forvaltningsplan for naturreservat	25
8	Mulighetsstudie for intern innsjørestaurering	26
8.1	Restaurering av innsjøer ved inngrep i fiskebestanden	26
8.2	Restaurering av innsjøer med kjemisk/fysiske metoder	30
8.3	Interne tiltak og vernebestemmelsene	37

9	Liste over manglende data	39
9.1	Dagens overvåkningsprogram i Østensjøvann og bekker	39
9.2	Mangler i datagrunnlaget	40
10	Referanser	42

Forord

PURA har i oppgave å gjennomføre EUs vannrammedirektiv i vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Prosjektet PURA eies av kommunene Ås, Ski, Frogn, Oppegård, Nesodden og Oslo.

PURA har gitt COWI AS i oppdrag å utføre oppgaven: *Mulighetsstudie for innsjørestaurerende tiltak i Østensjøvann*. Kontaktperson i PURA har vært Anita Borge.

Prosjektet er utført av COWIs fagpersoner i Norge og Danmark i samarbeide med Limno-Consult. CLEAR (Center for sørestaurering i Danmark) er trukket inn som faglig diskusjonspartner om innsjøinterne tiltak.

COWI/Oslo, juni 2011

Svein Ole Åstebøl
(prosjektleder)
Sign.

1 Innledning

Prosjektet PURA - vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget har engasjert COWI til følgende oppdrag: *Mulighetsstudie for innsjørestaurerende tiltak i Østensjøvann.*

PURA er inne i den viktige tiltaksfasen hvor det skal finnes løsninger på hovedproblemet med for mye fosfor i vannfase og sediment som medfører eutrofiering av vannforekomstene. Målsettingen for den fremtidige vannkvaliteten er fastlagt i "Tiltaksanalyse for PURA 2009" med faktaark og forutsetter en innsats overfor fosfor i tilførselsbekkene. Innsatsen kan kombineres med interne innsjørestaurerende tiltak som kan framskynde forbedringer i vannkvaliteten i Østensjøvann og den nedstrøms liggende Årungen.

PURA har intensjon om å iverksette interne tiltak i innsjøen for å oppnå en raskere forbedring i vannkvaliteten samtidig som det gjøres tiltak i nedbørfeltet. Gjennomføring av interne tiltak forutsetter at de vedlikeholdes (gjentas) over tid inntil tilførslene fra nedbørfeltet er redusert tilstrekkelig til å bringe innsjøen i økologisk balanse (=målsatt tilstand i 2015/2021).

Mulighetsstudiet skal vise mulighetene for innsjørestaurerende tiltak i Østensjøvann med fokus på kostnadene ved, og effektene av tiltak basert på innleggene fra workshop om innsjørestaurerende tiltak 28.10.2009, og fagrapporten "Erfaringer med innsjørestaurering og perspektiver for Årungen og Østensjøvann" (Skovgaard et al., 2009). I mulighetsstudiet skal det inngå en oversikt over eksisterende data og behov for supplerende data til en faglig basert anbefaling av tiltak.

2 Sammen drag

Utvikling i vannkvalitet

Vannkvaliteten i Østensjøvann har hatt en betydelig forbedring siden 1977/78. Det har også vært en forbedring i vannkvaliteten siden 2001 selv om vannkvaliteten fortsatt er meget dårlig med masseoppblomstringer av blågrønnalger. I perioden 1992-2010 har midlere fosforkonsentrasjon variert mellom 72 og 256 µg total-P/l. I 2010 var fosforkonsentrasjonen 83 µg total-P/l.

Ut fra den målsatte årlige tilførselen av fosfor kan det modellberegnes en fremtidig fosforkonsentrasjon i Østensjøvann på 50 µg P/l. Dette stemmer overens med PURAs målsatte fosforkonsentrasjon på 50 µg P/l i innsjøen i 2015/2021. Med en fosforkonsentrasjon på 50 µg P/l kan det modellberegnes en klorofylkonsentrasjon på ca. 20 µg/l som tilsvarer god økologisk tilstand. Måloppfyllelse krever likevel ytterligere tiltak i nedbørfeltet i forhold til forventede reduksjoner i fosfortilførselen frem til 2015.

Det må forventes forsinkelser i effekten av tiltak i nedbørfeltet. Tiltak i landbruket vil først ha full effekt etter noen år, og innsjøen trenger tid for å komme i likevekt med den målsatte tilførselen. Uten interne tiltak vurderes fosforkonsentrasjonen å ligge ca. 25% høyere enn modellberegnet i en årrekke på grunn av intern fosforgjødsling fra sedimentet.

Tiltak i nedbørfeltet

For perioden 2007-2015 har PURA mål om å redusere fosfortilførselen med 443 kg/år. I 2011 forventes fosfortilførselen fra avløp, spredt bebyggelse og landbruksarealer å være redusert med 109 kg total-P/år tilsvarende 25 % av reduksjonsmålet i 2015/2021. I 2015 forventes en samlet reduksjon på 250 kg total-P/år som tilsvarer 57 % av reduksjonsmålet. Det skal således utføres ytterligere tiltak som reduserer fosfortilførselen tilsvarende med 190 kg total-P/år for å nå PURAs mål om en reduksjon på 443 kg total-P/år. Reduksjoner for avløp tettsted og spredt bebyggelse forventes å nå målsetningen i 2015, mens gjenværende reduksjonsbehov gjelder for landbruk og overflateavrenning fra tettstedsareal.

Forvaltningsplan for naturreservatet

Østensjøvann er vernet som naturreservat i forskrift av 1992. I forvaltningsplanen fra 2008 anbefales at beite gjenopptas i nordenden, mens vegetasjonen opprettholdes i nåværende status rundt resten av innsjøen. Det kan

være en fordel for biomangfoldet å ha en mosaikkpreget strandsone med både tette sivbelter og åpne partier som målsetting i en innsjøtype som Østensjøvann. Beite i våtmarka omkring innsjøen kan også være en fordel for traner, vipper, storspove og småspove. Videre anbefales det å motvirke problemer med ulovlig fiske som kan skremme fuglene og overfiskeri på rovfisk som abbor og gjedde. Innsatsen mot eutrofiering, beskrevet i PURAs tiltaksanalyse, vil på lang sikt sikre en god økologisk tilstand med et allsidig og naturlig dyre- og planteliv og en god vannkvalitet.

Anbefalte interne tiltak

De siste års målinger i Østensjøvann viser at det ikke lenger er en stor fosforutlekking fra sedimentet. En mer presis massebalanse basert på målt tilførsel av vann og fosfor fra nedbørfeltet vil verifisere denne konklusjonen. Forbedringer i innsjøen kan framskyndes ved bruk av følgende interne innsjørestaurerende tiltak (tab. 2-1):

Fase 1: Utfisking av mort i 2012. Kostnad kr 450.000,-.

Hvis tiltaket ikke gir tilstrekkelig effekt utvides innsatsen med:

Fase 2: Binding av fosfor med Phoslock i 2014. Kostnad kr 2.2 mill.

Interne tiltak basert på tilsetning av aluminium kan ikke anbefales på grunn av risiko for toksisk påvirkning og ujevn fordeling på sedimentoverflaten. Oksygenering vurderes heller ikke å være relevant på grunn av innsjøens relativt lave dybder, men det mangler oksygenmålinger i hele vannsøylen for å verifisere dette. Fjerning av sediment vil være meget dyrt, og vurderes ikke nødvendig fordi utlekkingen av fosfor fra sedimentet er redusert betydelig i de siste 20-30 år.

Interne tiltak vil gi raskere forbedringer i Østensjøvann som følge av innsatsen i nedbørfeltet. Interne tiltak har ytterligere den fordelen at tilførselen av fosfor til Årungen reduseres raskere og vannkvaliteten i Bølstadbekken nedstrøms Østensjøvann forbedres. En langvarig forbedring av tilstanden i vassdraget forutsetter at fosfortilførslene fra nedbørfeltet reduseres i henhold til målsatt nivå.

Forventet utvikling i Østensjøvann og tidsplan for datainnsamling og gjennomføring av interne tiltak er vist i tabell 2-1. Interne tiltak forventes sammen med øvrige tiltak i nedbørfeltet, å redusere fosforkonsentrasjonen til 50-60 µg P/l i 2015 som tilsvarer målsatt nivå.

Databehov

Det er behov for supplerende analyser og data før en endelig anbefaling av innsjørestaurerende tiltak kan foreligge.

Det anbefales iverksatt målinger i 2011 for å fremskaffe:

- Årlig fosfortransport til Østensjøvann fra Ski tettsted
- foreta samtidige målinger av vannføring og fosforkonsentrasjon i

Finstadbekken (Skibekken) med særlig vekt på bidrag fra overflateavrenning. Tidligere utførte målinger legges til grunn for supplerende måleprogram.

- Bedre grunnlag for å vurdere oksygenering og fosforfelling
- oksygenmålinger, kjemiske analyser i dypvannet, sedimentanalyser
- Bedre grunnlag for å vurdere utfiskingstiltak
- utføre prøvefiske
- Spesiell tiltaksrettet overvåkning av interne tiltak
- biologiske, hydromorfologiske og kjemiske kvalitetselementer

Tabell 2-1 Oppsummering av utvikling og tidsplan for gjennomføring av datainnsamling og interne tiltak i Østensjøvann i perioden 2011-2015

Faser/aktiviteter	Tidsplan innsjørestaurering Østensjøvann																								
	År Kvartal	2011				2012				2013				2014				2015				Mål 2015			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Stipulert utvikling uten interne tiltak	Stipulert utvikling i fosfortilførsel kg P/år	844				809				773				737				701				510			
	Stipulert utvikling i fosforkonsentrasjon i innsjøen, µg P/l	100				100				90-100				90				80-90				50			
Datainnsamling	Tilførselsmålinger i Finstadbekken																								
	Revidert måleprogram i Østensjøvann																								
	Fiskeundersøkelse																								
	Sedimentundersøkelse																								
Interne tiltak	Restaurering ved utfisking, fase 1																								
	Restaurering med phoslock, fase 2																								
Stipulert utvikling med utfisking og/eller phoslock	Stipulert utvikling i fosforkonsentrasjon i innsjøen, µg P/l	100				70-80				70-80				60-70				50-60				50			
	Stipulert utvikling i biologisk tilstand					Redusert fyttoplankton, større siktedybde og flere vannplanter, redusert fosfortilførsel til Årungen																			

Interne tiltak og vernebestemmelser

Interne tiltak i kombinasjon med tiltak i nedbørfeltet vil generelt styrke biomangfoldet og understøtte vernebestemmelsene for Østensjøvann. Klart vann med utbredt vegetasjon vil forbedre levesteder og næringstilgangen for de fleste vannfugler, fisk og invertebrater.

Uansett hvilken tiltaksmetode som velges, må det påregnes forstyrrelse av især fugler på innsjøen. Det kan skje ved bruk av båt i forbindelse med undersøkelser, utlegging av Phoslock eller utfisking.

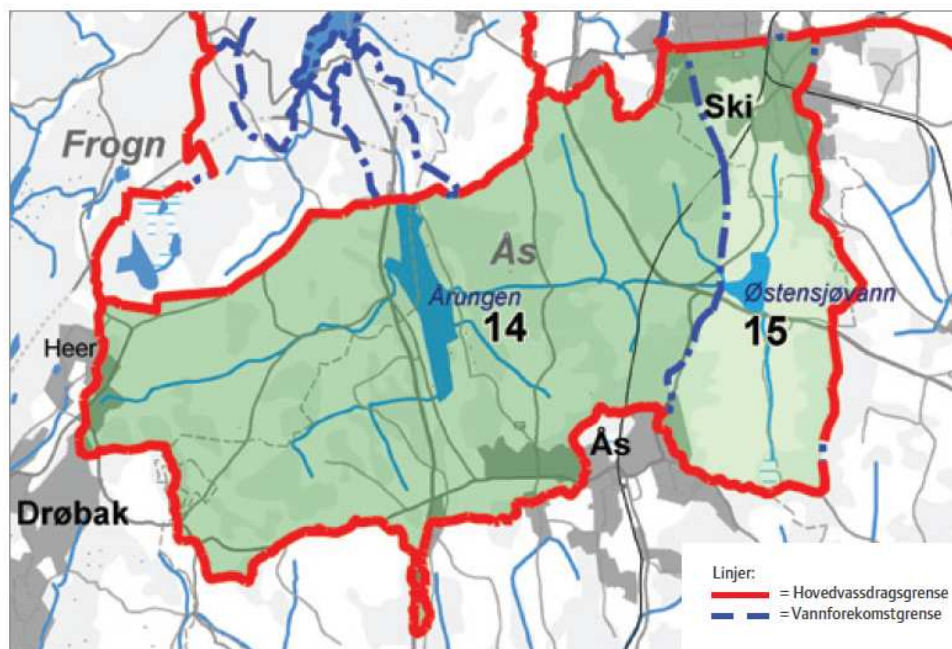
3 Beskrivelse av Østensjøvann

Østensjøvann er en kalkrik innsjø på 0,34 km² beliggende i Ås kommune. Nedbørfeltet utgjør 15,3 km² beliggende i Ski og Ås kommuner og er en del av Årungenvassdraget. Gjennomsnittsdybden er 3,9 meter og maksimumsdybden 7,1 meter (Grøterud & Haaland, 2007). Innsjøen har normalt ikke temperaturlagdeling av vannmassene (stratifisering) om sommeren.

45 % av det totale nedbørfeltet utgjøres av landbruksarealer, men det finnes også store arealer med tette flater (Ski tettsted). Østensjøvann ligger øverst i Bølstadbekken nedbørfelt som er det største delnedbørfeltet til Årungen (25,5 km² av 50,8 km²). Avrenningen til Østensjøvann går fra Ski via Finstadbekken (Skibekken) fra nord og fra sør via Skuterubekken. Den totale avrenningen til Østensjøvann er 7,2 mill. m³/år ved normal nedbør. Vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen er 67 døgn i et normalt nedbørår. Årungen har utløp til Bunnefjorden via Årungenelva.

Undersøkelser i 1978 viste at Østensjøvann har en meget stor intern forgjødsling (Grøterud & Haaland, 2007). Dette ble beregnet ut fra forskjellen mellom målte sommerverdier av fosfor og modellberegnete verdier når innsjøen var i likevekt med ekstern tilførsel. Den store algeproduksjonen hever pH til kritiske verdier over pH 8,4 og dette medfører lekkasje av fosfor fra sedimentet som forsterker eutrofieringen. Perioder med lave konsentrasjoner av oksygen i bunnvannet om sommeren, og resuspensjon av bunnsediment bidrar også til den interne fosforgjødslingen. Etter nevnte undersøkelse har det skjedd en betydelig reduksjon i fosforkonsentrasjonen i Østensjøvann, men problemstillingen med intern gjødsling er stadig aktuell og hindrer rask forbedring av vannkvaliteten på tross av tiltak i nedbørfeltet.

Forurensende aktiviteter i vassdraget kommer fra spredt bebyggelse, kommunalt avløp, tette flater (tettsteder) og landbruksarealer. Hovedutfordringen i vassdraget er stadig overgjødsling og påfølgende algeoppblomstringer i vannmassene. Masseutvikling av giftproduserende blågrønnalger i Årungen er et årlig fenomen som har medført badeforbud og som også påvirker badevannskvaliteten i Bunnefjorden. Årungen har en svært dårlig tilstand og 50% av fosfortilførselen kommer fra Østensjøvann.



Figur 2-1 Kart over Årungen og Østensjøvann. Tilløpsbekker til Østensjøvann fra nord Finstadbekken (Skibekken) og fra sør Skuterudbekken.

3.1 Mål og tiltak i tiltaksanalysen for PURA

Tilførsel av næringsstoffer og miljøgifter fra byer, landbruk og industri i kulturpåvirkede områder har ført til en dårlig miljøtilstand i mange innsjøer. Utover en forringet verdi for rekreasjonsformål som bading og fiske, forandres det biologiske systemet som følge av forurensingen. Næringsstoffene gir økt algevekst som gjør vannet grønt og uklart og fortrenger den naturlige vegetasjonen av undervannsplanter.

Særlig konsentrasjonen av fosfor har stor betydning for det biologiske forholdet. Ved konsentrasjoner over 21-29 $\mu\text{g total-P/l}$ i kalkrike norske innsjøer, skjer det markante endringer i økosystemet med tap av artsdiversitet og favorisering av arter som er tolerante overfor eutrofiering. Norske kalkrike innsjøer med høyere fosforkonsentrasjoner enn 21-29 $\mu\text{g P/l}$ (avhengig av typologi) vil ikke uten ytterligere tiltak kunne oppfylle EU-vanndirektivets mål om god økologisk tilstand (Direktoratsgruppa, 2009). Kalkrike leirvassdrag i lavlandet i det sørlige Norge har et naturlig høyere fosfornivå, og en god økologisk tilstand i Østensjøvann vurderes å være 40-60 $\mu\text{g total-P/l}$ tilsvarende som i grunne danske innsjøer.

I tiltaksanalysen for PURA (vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget) som er utarbeidet som oppfølging av Vanddirektivet og norsk implementering i Vannforvaltningsforskriften, er det satt følgende mål for Østensjøvann:

- God økologisk tilstand i 2015/2021 (Forvaltningsplan med tiltaksprogram for vannregion Glomma 2010-2015, Østfold fylkeskommune)
- Total fosfor konsentrasjon på 50 µg P/l (årsmiddel)
- Balansert fiskestatus
- Verneverdig fuglelokalitet
- Ikke oppblomstring av blågrønnalger

Dagens tilstand er klassifisert som svært dårlig med en middelkonsentrasjon av total fosfor på 90 µg P/l i perioden 2007 - 2010. Østensjøvann er mye påvirket av forurensning fra kommunalt avløpsvann og landbruk og moderat fra spredt bebyggelse og avrenning fra tette flater. Ski kommune arbeider med omfattende tiltak på hovedavløpsnett. Kommunen har også under vurdering en rensepark i Finstadbekken (Skibekken) for å ta hånd om overflateavrenning og kloakklekkasjer fra Ski sentrum. Dessuten arbeides det kontinuerlig med gjennomføring av tiltak i landbruket. Målsetningen er å redusere tilførselen fra 950 kg P/år i 2007 til 510 kg P/år i 2015 (normalnedbør). Fosfortilførselen i 2015 fordeler seg på ulike kilder som følger:

- Kommunalt avløp tettsted: 99 kg P
- Spredt bebyggelse: 7 kg P
- Tettstedsarealer: 88 kg P
- Landbruk: 317 kg P



Østensjøvann med E18 i forgrunnen

3.2 Mål og vernestatus for naturreservatet

Østensjøvann er vernet som naturreservat (Miljøverndepartementet, 1992). Lovgrunnlaget er "Forskrift om vern av Østensjøvann naturreservat, Ås kommune, Akershus (FOR 1992-10-02 nr. 752)". Formålet med vernet er å sikre et viktig våtmarksområde med vegetasjon, fugleliv og annet dyreliv som naturlig er knyttet til området, samt å bevare et vakkert landskapselement. Østensjøvann er en verneverdig fuglelokalitet.

Den økologiske tilstanden er som tidligere nevnt svært dårlig (tilstandsklasse 5) på grunn av tilførsler av næringsstoffer, især fosfor, som kommer fra landbruk, kommunalt ledningsnett og tettstedsavrenning i nedbørfeltet. Overgjødning medfører algeoppblomstringer i vannmassene som gir uklart vann med lav siktdybde. Det uklare vannet forringer muligheten til en naturlig utbredelse av vannplanter, og det påvirker fiskebestand, bunndyr, fugler og annet dyreliv negativt.

Målet er ifølge PURAs tiltaksanalyse å oppnå en god økologisk tilstand og balansert fiskebalanse, sikker landbruksvanning og fortsatt friluftsliv. Oppblomstring av giftige blågrønnalger (som kan nå Årungen) må unngås.

I forvaltningsplan for Østensjøvann (Fylkesmannen for Oslo og Akershus, 2008) er der foreslått følgende målsetting for Østensjøvann:

- Sikre dyre- og plantelivet som er knyttet til området, samt reservatets verdi som landskapselement gjennom en variasjon av habitattyper.
- Beskytte fuglelivet mot menneskelige forstyrrelser gjennom informasjon og tiltak mot ulovlig ferdseil og fiske.

4 Sammenstilling av eksisterende data

I dette avsnittet gis en kort sammenstilling av eksisterende data og utvikling i vannkvalitet og biologisk mangfold i Østensjøvann. Tilførsel av fosfor og forurensningskilder behandles i kapittel 5.

4.1 Vannkvalitet i Østensjøvann

Vannområdet PURA har to større vassdrag som alle drenerer til Oslofjorden: Gjersjø- og Årungenvassdraget. I tillegg finnes det to sammensatte vassdrag (som består av mange mindre nedbørfelter) som også drenerer til Oslofjorden (Bunnefjorden øst og Bunnefjorden vest). Totalt er vannområdet inndelt i 18 ferskvannsforkomster. Nederst i mange av vannforekomstene er det valgt en stasjon for langsiktig, tiltaksrettet overvåking av vannkvalitet. I overvåkingsprogrammet inngår Østensjøvann og de to største innløpsbekkene, Finstadsbekken og Skuterudbekken samt avløpet til Bølstadbekken.

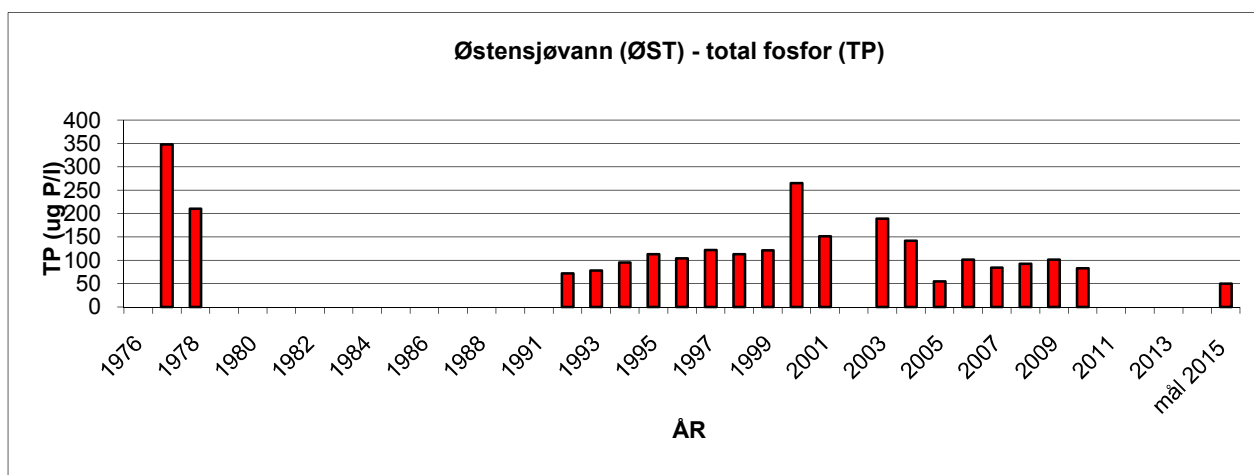
Hovedformålet med den lokale, tiltaksrettede vannkvalitetsovervåkingen er å bedre:

- informasjonen om vannkvalitetens tilstand og utvikling i kommunenes vassdrag
- øke kunnskapene om lokale forurensningskilder
- bedre grunnlaget for mer effektive tiltak.

Overvåkingsprogrammet i Østensjøvann består av 4-6 årlige vannprøver tatt ut i sommerhalvåret som analyseres for total-P, total-N og fytoplanktonbiomasse. Det finnes overvåkingsdata tilbake til 1977, og siden 1992 er innsjøen blitt undersøkt hvert år. I Finstadsbekken og Skuterudbekken tas det ut ca. 9 prøver om året. Disse analyseres for total-P og totalt reaktivt-P. Det er ikke foretatt samtidige målinger av vannføring og vannkvalitet i Finstadbekken (Skibekken). Det foreligger derfor ikke gode data for årlig fosfortilførsel til Østensjøvann fra Ski tettsted. I Skuterudbekken utføres kontinuerlige tilførselsmålinger som del av Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA).

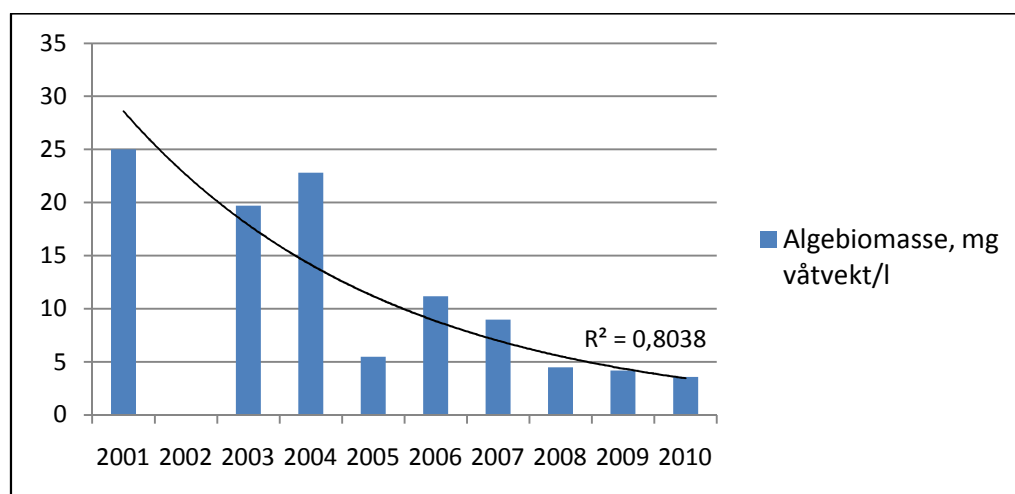
Vannkvaliteten har hatt forbedring siden 1977/78 (fig. 4-1). Det har også vært en forbedring i vannkvaliteten siden 2001 selv om vannkvaliteten fortsatt er meget dårlig med masseoppblomstringer av blågrønnalger (Løvstad, 2011). Østensjøvann er betydelig mer eutrof enn Årungen.

I perioden mai-september 1977 og 1978 varierte fosforkonsentrasjonen fra 150-900 µg total-P/l. Konsentrasjonene var høyest i august-september på grunn av fosforlekkasje fra sedimentet. I perioden 1992-2010 har midlere årlig fosforkonsentrasjon variert mellom 72 og 256 µg total-P. Den høyeste konsentrasjon ble målt i 2000. I 2008 var gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon 92 µg total-P/l, i 2009 101 µg total-P/l og i 2010 83 µg total-P/l.



Figur 4-1 Årsgjennomsnitt av fosfor i Østensjøvann i perioden 1977-2010, µg total-P/l.

Algebiomassen er signifikant redusert fra 2001 til 2009 og var i 2009 på et moderat nivå på 4,2 mg våtvekt/l i sommerhalvåret, som er på nivå med Årungen, figur 4-2. I 2009 var algesamfunnet dominert av grønnalger og kiselalger og i motsetning til tidligere år med meget få blågrønnalger. Algebiomassen i 2010 var 3,6 mg våtvekt/l.



Figur 4-2 Årsgjennomsnitt av algebiomasse i Østensjøvann i perioden 2001-2010

4.2 Biologisk mangfold

Østensjøvann er et vakkert element i kulturlandskapet og har en rik og variert strand- og vannkantvegetasjon med en god sonering av flytebladplanter, sjøsivaks, takrør, vierkratt og større trær. Innsjøen og de nærmeste våtmarkene omkring er en viktig rasteplass for vade- og andefugler under trekk med flere sjeldne arter. Vannet er dessuten hekkebiotop for toppdykker, sothøne, sivsanger og rørsanger. Det er registrert to sjeldne øyenstikkerarter.

Søk på artsdatabanken (www.artsdatabanken.no) har vist de arter av fugler, fisk, vannplanter og invertebrater, som fremgår av Tabel 4-1.



Østensjøvann, vegetasjonssone på vestsiden av innsjøen

Andefuglene har et bredt spekter av næringstilgang. Knoppsvane og sangsvane lever særlig av vannplanter på lavt vann, mens f.eks. toppand, krikand, gravand, skjeand og taffeland lever av både vannplanter, insekter, krepsdyr, muslinger og snegler. Eutrofiering har betydning for fødegrunnet. Hvis det er stor algevekst og uklart vann, vokser bestanden av mort i forhold til gjedde og abbor. Mort lever av krepsdyr som f.eks. dafnier, muslinger og snegler, og konkurrerer effektivt om føden med andefuglene. Færre dafnier betyr også mindre gressing på algene og dermed fasthold av en tilstand med uklart vann, hvor også undervannsplantene forsvinner som næringstilgang for fuglene. En stor fiskebestand er derimot en fordel for f.eks. toppdykker og gråhegra som er utpreget fiskespisende. De klarer seg normalt godt i eutrofierte innsjøer.

Tabell 4-1 Status for biomangfold i Østensjøvann

Fugler (registrert i 2001)		
Kanadagås	Kortnebbgås	Toppand
Stjertand	Gravand	Krikand
Taffeland	Stokkand	Skjeand
Knoppsvane	Sangsvane	Toppdykker
Sothøne	Vipe	Trane
Gråhegra	Småspove	Storspove
Brushane	Rødstilk	Grønnstilk
Skogsnipe	Tornskate	Sivsanger
Rørsanger	Gresshoppesanger	Myrsanger
Fisk (registrert 1989 og 2008)		
Gjedde	Mort	Abbor
Karuss		
Vannplanter (registrert 1954)		
Isoetes lacustris		
Invertebrater (registrert 1954)		
Rund blæresnegl	Vanlig skivesnegl	Stor damsnegl
Øyestikker		

Vadefuglene er tilknyttet åpne partier av strandsonen, mudderbanker og våtmark omkring Østensjøvann. De er mindre sårbare overfor eutrofering enn andefuglene, men derimot sårbare overfor tilgroing i strandsonen. Flyfoto viser at det skjer en tilgroing i Østensjøvann, men at den ikke er så omfattende som i

andre naturreservater. Arter som takrør og sjøsivaks kan danne høyvokste, tette belter gjerne ut til 1(-2) meters dybde. Ofte utgjør de botanisk sett rene monokulturer og utkonkurrerer biotoper knyttet til åpne strand- og gruntvannsområder. I nordenden finnes et åpent område med kortvokst strandvegetasjon som fuglene foretrekker når de oppholder seg ved innsjøen under trekket. Flyfoto fra 1964 viser at det nettopp her var beite, men området holder på å gro igjen på bekostning av åpne artsrike våtmarker og mudderbanker.

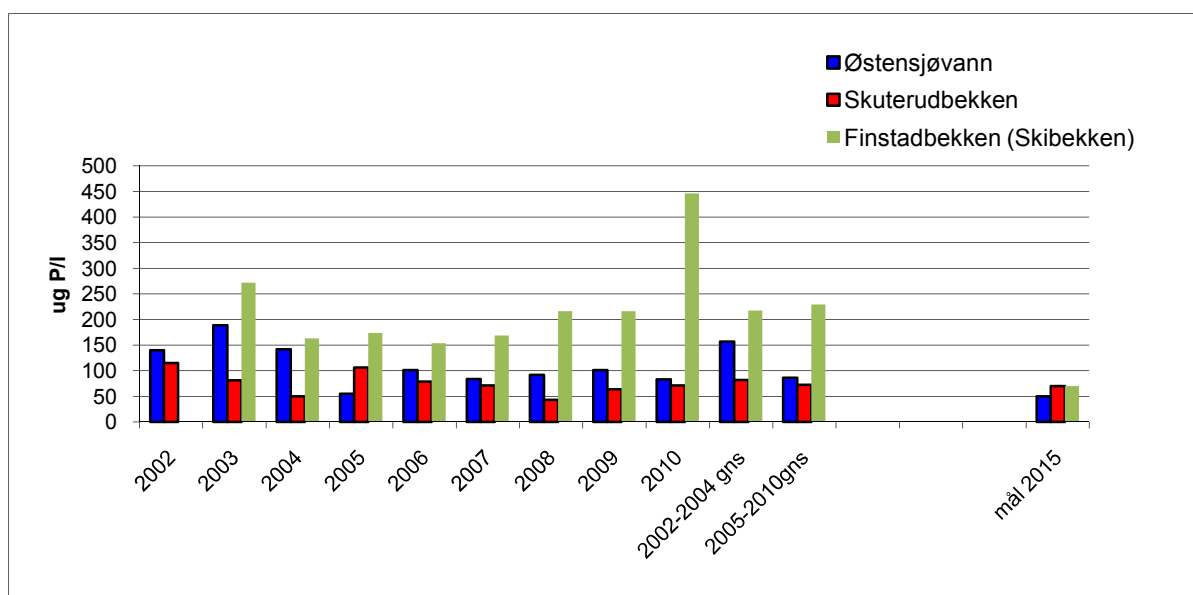
Arter som rørsanger, gresshoppesanger, sivsanger og myrsanger foretrekker høy og tett strandvegetasjon som takrør og vierkrat. Eutrofiering gir en tett vegetasjon med skjul og redemuligheter, og er dermed en fordel for disse artene. Også toppdykker, sothøne og sivhøne kan ha fordel av tette sivbelter.

Det finnes ingen nyere undersøkelser av vannplanter. I 1954 er det registrert stivt brasmegras, som er en indikatorart for oligotrofe-mesotrofe innsjøer. Arten er trolig forsvunnet som følge av økt tilførsel av næringsstoffer, slik som mange andre arter. Det er behov for en kartlegging av artssammensetning og utbredelse av vannplanter i Østensjøvann.

5 Status for tilførsel av fosfor og kildefordeling

Det er siden 2001 foretatt årlige målinger av fosfor i Finstadbekken (Skibekken) og Skuterudbekken. Det fremgår av Figur 5-1 at fosforkonsentrasjonen er høyest i Finstadbekken (Skibekken). Konsentrasjonen er trolig falt siden 2003, men er fortsatt høy med en konsentrasjon på 229 $\mu\text{g P/l}$ (middel 2005-2010) på grunn av landbruk og avrenning fra Ski sentrum. Målingene i Finstadbekken (Skibekken) i 2010 viste en markert økning i forhold til foregående år. Ski kommune utførte en rekke utbedringer av feilkoblinger på kloaknettet i 2010 og det forventes at dette vil gi positive utslag i 2011 (Ski kommune, 2010). Det utføres kontinuerlige tilførselsmålinger fra landbruksarealer i Skuterudbekken (JOVA).

I 1977 til 1978 var konsentrasjonen i innløpet til Østensjøvann 300-400 $\mu\text{g P/l}$, så det har skjedd betydelige forbedringer som følge av tiltak i nedbørfeltet.



Figur 5-1 Fosforkonsentrasjoner i Østensjøvann og innløpsbekker (gns=gjennomsnitt, enkeltprøver - PURA overvåkning).

I tabell 5-1 er P-tilførselen i perioden 2007-2009 beregnet ut fra standardkoeffisienter basert på avrenning i normalår (30-årsmiddel, PURA, 2009). Økt nedbør medfører økt avrenning og fosfortilførsel til Østensjøvann, og derfor har vi korrigert tilførselen ut fra nedbørsvariasjonene. Vi har valgt å bruke en lineær sammenheng mellom nedbør og totaltilførsler av vann og fosfor som følge av mangel på data om sammenheng mellom vannføring og fosforkonsentrasjoner i bekkene. For eksempel er vanntilførselen i 2007 beregnet ut fra normavrenningen multiplisert med forholdet mellom årsnedbør og normalnedbør ved målestasjonen i Ås i 2007 ($7,2 * 920/785 = 8,4$ mill. m³ vann/år). Fosfortilførselen er beregnet ved å multiplisere summen av fosforkilder fra nedbørfeltet med forholdet mellom årsnedbør og normalnedbør ($953 * 920/785 = 1117$ kg P/år). Perioden 2007-2009 har vært mer nedbørsrik enn normalt noe som gir en relativt høyere avrenning. I årene 2010-2021 er det brukt normalnedbør og en gjennomsnittlig vanntilførsel på 7,2 mill. m³/år (tabell 5-1).

P-tilførselen i 2007 utgjorde totalt 953 kg (v/normalavrenning) og fordelte seg med 66 % fra landbruk, 20 % fra avløp tettsted (Ski tettsted), 9 % fra tettstedsarealer (overflateavrenning Ski tettsted) og 4 % fra avløp spredt bebyggelse (PURA, 2009).

Endringene i P-tilførsel fra kildene etter 2007 skyldes reduksjoner som følge av gjennomførte og planlagte tiltak i nedbørfeltet (PURA, 2009). Planlagte tiltak etter 2010 er basert på informasjon fra Ski kommune og landbrukskontoret i Follo. Målsetningen er at P-tilførselen reduseres med 443 kg pr år i perioden 2007 - 2015 (v/normalavrenning).

Tabell 5-1. Beregnet årlig tilførsel av vann og fosfor til Østensjøvann.

TILFØRSEL TOTAL FOSFOR (TP)										MÅL	MÅL
Kilde/kg TP pr år	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2015	2021
Avløp - tettsted (ikke nedbørskorrigert)	197	197	194	189	186	169	152	135	118	99	99
Spredt bebyggelse (ikke nedbørskorrigert)	35	33	16	15	14	13	11	9	7	7	7
Tettstedsarealer (ikke nedbørskorrigert)	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88	88
Landbruksarealer (ikke nedbørskorrigert)	633	633	597	577	556	539	522	505	488	317	317
Totalt (nedbørskorrigert i 2007-2009)	1117	1407	1060	869	844	809	773	737	701	510	510
Reduksjon pr år som følge av tiltak	0	2	56	26	25	35	36	36	36		
Reduksjon akkumulert ikke nedbørskorrigert	0	2	58	84	109	144	180	216	252	443	
% reduksjon av mål 2015	0	0	13	19	25	33	41	49	57	100	
Årsnedbør Ås, mm (målt i 2007-2009)	920	1161	930	785	785	785	785	785	785	785	785
Årsvannføring (millioner m ³ /år) beregnet	8,4	10,6	8,5								
Årsvannføring (millioner m ³ /år) normalår				7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
Beregnet konsentrasjon innløp (ug P/l)	132	132	124								
Forventet konsentrasjon innløp (ug P/l), Normalår				121	117	112	107	102	97	70	70

6 Beregning av maks tilførsel av fosfor

Det er helt avgjørende for forbedring av vannkvaliteten i Østensjøvann at tilførselen av fosfor fra nedbørfeltet reduseres, slik at det oppnås en fosforkonsentrasjon i innsjøen på 50 µg P/l (årsmiddel). Som tidligere nevnt kreves det en innsats fra landbruk, kommunalt ledningsnett og spredt bebyggelse.

Når næringsstoffer som fosfor og nitrogen føres inn i en innsjø, vil en viss del tilbakeholdes forutsatt likevektsforhold, dvs. det kommer mindre næringsstoffer ut av innsjøen enn det renner inn (Vollenweider, 1976). Tilbakeholdelsen (retensjonen) av fosfor skjer ved sedimentasjon av partikulært bundet fosfor eller via planterens opptak av oppløst fosfat og etterfølgende sedimentasjon. Det kan også skje en utveksling av oppløste uorganiske former over sediment – vannfasen, men normalt vil transporten gå fra sedimentet og til vannfasen, fordi konsentrasjonene er høyere i sedimentets porevann enn i innsjøvannet. Den relative tilbakeholdelsen av både fosfor og nitrogen avhenger i høy grad av vannets oppholdstid. Jo lengere oppholdstid desto større andel av den tilførte fosfor eller nitrogen vil tilbakeholdes ved passasje gjennom en innsjø. For fosfors vedkommende er sammenhengen mellom vannets oppholdstid og tilbakeholdelsen av fosfor modellmessig beskrevet av bl.a. Vollenweider (1976):

$P_{\text{innsjø}} = P_{\text{innløp}} / (1 + tw^{0,5})$, der $P_{\text{innsjø}}$ er innsjøkonsentrasjonen,

$P_{\text{innløp}}$ er innløpskonsentrasjonen, og tw er vannets oppholdstid (år) i innsjøen.

Som innløpskonsentrasjon brukes et vannføringsvektet årsgjennomsnitt (total tilførsel av fosfor/total tilførsel av vann).

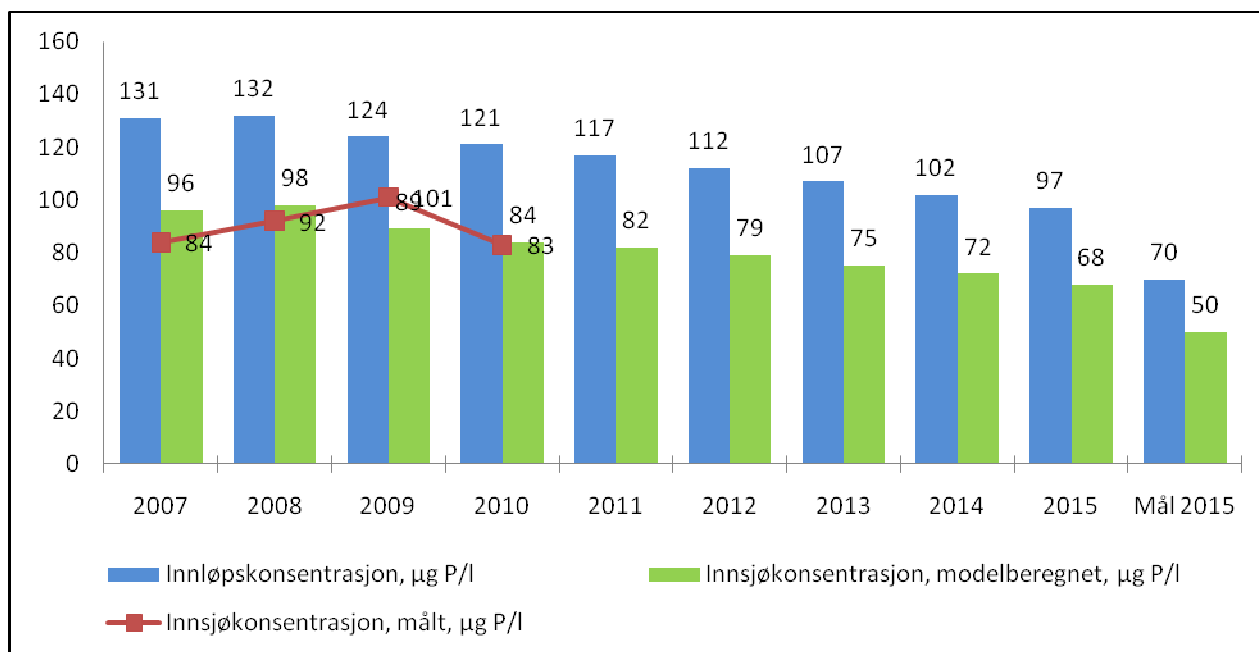
En hydraulisk oppholdstid på et år betyr derfor at innsjøkonsentrasjonen som årsgjennomsnitt, og under likevektsforhold vil være ca. det halve av innløpskonsentrasjonen. Dvs. retensjonen er 50 %.

Vollenweider (1976) og andre innsjømodeller som Prairie (1988) er utviklet for innsjøer i likevekt, og er hva fosfor angår, ikke gode til å beskrive en tilstand etter en reduksjon i tilførselen hvis den interne fosfortilførselen fra sedimentet er høy. Vollenweider-modellen kan brukes til å beregne den maksimale tilførselen av fosfor fra nedbørfeltet for å oppnå en målsatt fosforkonsentrasjon (årsmiddel) i innsjøen. Hvis det finnes årsdata for tilførsel av vann og fosfor fra

nedbørfeltet og fosfordata fra selve innsjøen, kan man sammenligne målt fosforkonsentrasjon med beregnet fosforkonsentrasjon.

Det finnes data fra Østensjøvann for 2007-2010 hvor en slik sammenligning er mulig, tabell 5-1. Ved å bruke Vollenweider-modellen kan det beregnes en fosforkonsentrasjon i innsjøen på 96 $\mu\text{g P/l}$ i 2007, 98 $\mu\text{g P/l}$ i 2008, 89 $\mu\text{g P/l}$ i 2009 og 84 $\mu\text{g P/l}$ i 2010. De målte verdiene er henholdsvis 84 $\mu\text{g P/l}$, 92 $\mu\text{g P/l}$, 101 $\mu\text{g P/l}$ og 83 $\mu\text{g P/l}$ (figur 6-1). Den naturlige tilbakeholdelsen av fosfor (retensjonen) er beregnet til 25 %, når innsjøen er i likevekt med tilført fosfor fra nedbørfeltet. Forskjellen mellom målt og modellberegnet fosforkonsentrasjon kan skyldes usikkerhet i dataene. Det kan være tilførselen av vann og fosfor (og dermed innløpskonsentrasjonen og oppholdstiden) og den målte innsjøkonsentrasjon av fosfor, men også innsjømodellens evne til å kunne beskrive de konkrete forhold i Østensjøvann. Det er ikke mulig å vurdere denne usikkerheten ut fra de aktuelle data, men modellen vurderes tilstrekkelig sikker til en vurdering av målene for fosfor i 2015.

Tilførselen av fosfor avhenger av nedbørmengden i de enkelte år. Mye nedbør gir større utvasking av fosfor fra landbruk og tette flater og en kortere oppholdstid av vannet i innsjøen. Ved fremskriving av maksimal fosfortilførsel tas det utgangspunkt i et normalår ved nedbørstasjon Ås på 785 mm, tilsvarende en årlig vanntilførsel på 7,2 mill. $\text{m}^3/\text{år}$. Ut fra den målsatte fosforkonsentrasjonen i innløpet på 70 $\mu\text{g P/l}$ kan det modellberegnes en fosforkonsentrasjon i Østensjøvann på 50 $\mu\text{g P/l}$. Dette stemmer overens med den målsatte fosforkonsentrasjonen på 50 $\mu\text{g P/l}$ i 2015. Ved å multiplisere den målsatte innløpskonsentrasjonen på 70 $\mu\text{g P/l}$ med vanntilførselen på 7,2 mill. $\text{m}^3/\text{år}$ kan det beregnes en maksimal tilførsel på 504 kg P/år. Det er god overensstemmelse med den målsatte tilførsel i 2015/2021 på 510 kg P/år.



Figur 6-1. Konsentrasjon av fosfor i innløpet og innsjøen (målt og modellberegnet).

6.1 Fremtidig tilstand i likevekt

Målet for Østensjøvann er en god økologisk og kjemisk tilstand. Med en fosforkonsentrasjon på 50 µg P/l kan det modellberegnes en klorofyllkonsentrasjon på ca. 20 µg/l ved bruk av en dansk fosfor/klorofyll modell:

$$\text{Klorofyl a} = 229,1 * \text{TP}^{0,8} \text{ (Søndergaard, 2007)}$$

I EUs interkalibrering for grunne alkaliske innsjøer i økoregion sentral/baltisk, som bla. dekker Danmark og Sør-Sverige, er god økologisk tilstand definert ved en klorofyllkonsentrasjon på 22-25 µg /l. Siden Østensjøvann typologisk ligner danske innsjøer vurderes PURAs fosformål for Østensjøvann som tilstrekkelig.

Hvis Østensjøvann skal oppnå en fosforkonsentrasjon på 50 µg P/l og en god økologisk tilstand i 2015, må det skje ytterligere tiltak i nedbørfeltet, så tilførselen reduseres til de målsatte 510 kg P/år. Tiltak i landbruk vil først ha full effekt etter noen år, og innsjøen trenger tid for å komme i likevekt med den målsatte tilførselen.

6.2 Vurdering av fosforutlekking fra sedimentet

Forskjellige mekanismer påvirker utlekking og opptak av fosfor fra sedimentet. Utlekking av fosfor er både knyttet til omsetningen av organisk materiale, men da fosfor også bindes i uorganiske forbindelser, især oksyderte jernforbindelser,

har de kjemiske mekanismer stor betydning for fosforkretsløpet i innsjøer. De viktigste mekanismene som har betydning i Østensjøvann er følgende:

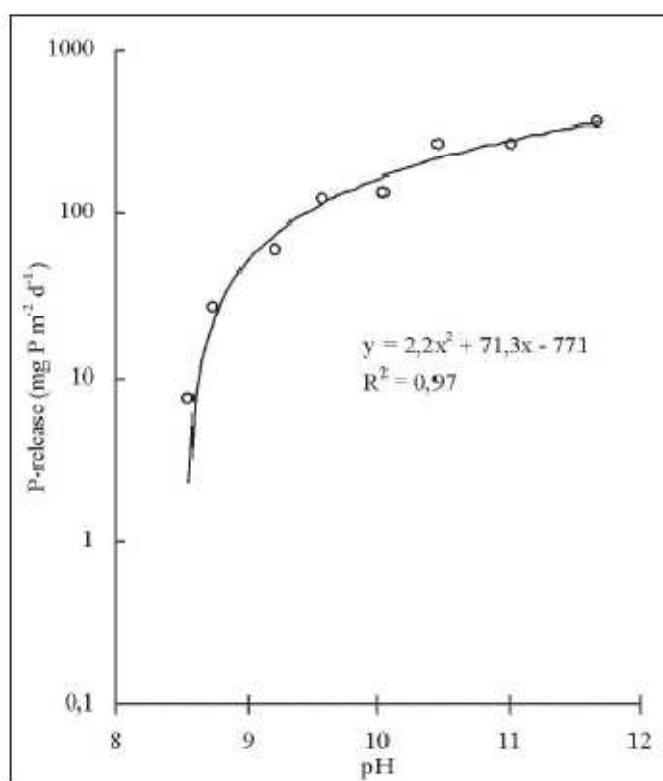
- Fysiske mekanismer som diffusjon og resuspensjon.
- Kjemiske mekanismer som redoxpotensial og pH
- Biologiske mekanismer som mikrobiell aktivitet, bioturbasjon og vannplanter

Transporten av fosfor i sedimentet og fra sedimentet til vannfasen skjer primært som fosfat som er frigitt fra nedbrytningen av organisk materiale eller fra uorganiske bindinger. Høyere konsentrasjoner i sedimentet enn i vannfasen betyr at det vil skje en diffusjon fra sediment til vannfasen. I grunne innsjøer med vindeksponering kan det skje resuspensjon av overflatesediment og etterfølgende utlekking av fosfor til vannfasen. Fosforutlekking fra sediment er avhengig av jerns og mangans bindingspotential ved forskjellige redoxforhold. Under aerobe forhold finnes jern i en oksidert form (Fe(III)), som har en god evne til å binde fosfor. Derimot går jern under anoxiske forhold over på en redusert form (Fe(II)) som overveiende finnes i oppløste former, hvor også adsorbert fosfor blir oppløst og kan diffundere opp i vannfasen. I ikke stratifiserte innsjøer er vannet over sedimentet normalt oksygenert gjennom hele sesongen, og redoxpotentialet vil være høyt nok til å fastholde jern på den oksiderte formen. Jerns store evne til å binde fosfor betyr at så lenge det i et oksidert sediment er jern i overskudd i forhold til fosfor, vil det være en god tilbakeholdelse. Jensen et al. (1992b) fant i en undersøkelse av 15 danske innsjøer bare en liten utlekking under oksiderte forhold, når jern-fosforforholdet på vektbasis var over 15. I ikke stratifiserte innsjøer kan det i korte perioder om sommeren og under isdekke om vinteren være lavt oksygeninnhold på de største dybdene. Det kan også være tilfellet i Østensjøvann (Grøterud og Haaland, 2007).

Betydningen av pH for utlekking skyldes først og fremst at bindingen av fosfor til oxyderte jernforbindelser kan minskes ved høye pH-verdier, fordi økte konsentrasjoner av hydroxylioner opptar plassene på jernpartikkeloverflatene i stedet for fosfor (Lijklema, 1976). På den måten er økt fosforutlekking ved høy pH observert i forbindelse med resuspensjonshendelser om sommeren, hvor pH er høy på grunn av en stor fotosynteseaktivitet (Koski-Vahala & Hartikainen, 2001). Fotosyntetisk økning i pH i vannfasen kan også påvirke sedimentets pH, hvilket også har vist seg å kunne påvirke/ redusere bindingen av fosfor i sedimentet og dermed også den potensielle utlekkingen til innsjøvannet (Søndergaard, 1988).

De biologiske mekanismene omfatter især mikrobiell aktivitet, hvor organisk bundet fosfor mineraliseres og frigis til innsjøvannet. Her kan bioturbasjon bidra til en hurtigere utveksling av fosfor mellom sediment og vannfase. Undersøkelser har vist at bentiske alger i klarvannete innsjøer kan redusere transporten av fosfor fra sediment til vannfase (Jeppesen et al., 1997), mens det ikke er noen entydig effekt av vannplanter.

Grøterud og Haaland (2007) har på bakgrunn av undersøkelser av fosfordynamikken i Østensjøvann vist at det var en stor fosforutlekking fra sediment til vannfase i 1977-1978 på grunn av meget høy pH, betinget av stor algeproduksjon med forringet binding av fosfor i sediment til følge. Effekten ble muligens forsterket av korte perioder med reduserte forhold i sedimentet, men det har ikke vist seg ved målinger. I 1987 var fosforutlekkingen betydelig mindre, fordi pH var minst 1 enhet lavere enn i 1977-1978. Sammenhengen mellom pH og fosforutlekking på sedimentkjerner (in vitro) fremgår av figur 6-2.



Figur 6-2 Utlekking av oppløst reaktivt fosfor ved endret pH. Resultater fra eksperimenter med sediment fra Østensjøvann (fra Grøterud og Haaland, 2007)

Fosforutlekkingen stiger betydelig ved pH stigning fra 8,5 til 9,5. Det finnes ingen nye pH målinger fra Østensjøvann, men fosforkonsentrasjonen i innsjøen er kraftig redusert siden 1977-1978, da innsjøen var hypertrof med 150-900 µg P/l. Algeproduksjonen i Østensjøvann har falt markant med mer moderat pH som følge. De siste års målinger i Østensjøvann indikerer at det ikke lenger er stor fosforutlekking fra sedimentet. En mer presis massebalanse basert på målt tilførsel av vann og fosfor fra nedbørfeltet vil likevel kunne verifisere denne konklusjonen.

Uten interne tiltak i Østensjøvann vurderes det at innsjøen i mange år vil ha en fosforkonsentrasjon som er ca 25% høyere enn modellberegnet i figur 6-1, på grunn av utlekking av fosfor fra sedimentet.

7 Tiltak i nedbørfeltet

Tabell 5-1 viser at planlagte tiltak frem til 2015 gir en reduksjon på 250 kg P/år. PURAs målsetting er en reduksjon på 443 kg P/år i 2015 for å nå en samlet tilførsel på 510 kg P/år. Det er således behov for ytterligere tiltak tilsvarende en reduksjon på 190 kg P/år.

7.1 Avløp tettsted

I perioden 2007 - 2011 er den forventede reduksjonen 11 kg P, dvs. at det gjenstår å redusere 87 kg frem til 2015. Reduksjonen er beregnet ut fra antall meter spillvannsledninger som er skiftet ut i perioden. Som beskrevet i kap 5 ble det i 2010 utført en rekke saneringstiltak som forventes å gi forbedringer fremover. Ski kommune planlegger en bred innsats av tiltak på avløpsnettene frem mot 2015 (sanering av ledningsnett, feilkoblinger og overløp). Det forventes at hovedparten av målsatt reduksjon på avløpsnettene er oppnådd i 2015.

7.2 Tettstedsarealer

I tiltaksanalysen frem til 2015 er det ikke forutsatt tiltak for overflateavrenningen (regnbetinget avrenning) fra Ski sentrum (PURA, 2009). Det foreligger et forprosjekt for etablering av rensepark i Finstadbekken (Skibekken) for fjerning av fosfor fra både avløpsnettene og overflateavrenningen. Planen omfatter et anlegg som forventes å redusere fosforkonsentrasjonen i bekken ned til 50-75 µg/l TRP.

7.3 Spredt bebyggelse

I perioden 2007-2011 er forventet reduksjon 21 kg P. Tiltakene videreføres og det forventes at reduksjonsmålet er oppnådd i 2015.

7.4 Landbruksarealer

I perioden 2007 - 2011 er den forventede reduksjonen 77 kg P/år. Ca 50 % av reduksjonene oppnås gjennom redusert jordarbeiding, mens ca 30 % oppnås ved fangdammer og hydrotekniske tiltak. Resterende reduksjoner fordeler seg på høstkorn, vegetasjonssoner og tilpasset fosforgjødsling. For perioden 2012 - 2015 forventes ytterligere reduksjoner på 68 kg P/år. Samlet reduksjon i 2015

utgjør 145 kg P/år. Det gjenstår fortsatt reduksjoner på 170 kg P/år i forhold til målsatt reduksjon.



Østensjøvann med vegetasjonsbelte i nordenden. Åker med høstkorn.

7.5 Tidsaspektet for virkninger av tiltak i nedbørfeltet

Tiltakene på avløp i tett- og spredt bebyggelse antas å gi raske reduksjoner i utslippet til Østensjøvann etter at tiltakene er utført. Det samme gjelder erosjonsreduserende tiltak (reduisert jordarbeiding, vegetasjonssoner, høstkorn), fangdammer og hydrotekniske tiltak i landbruket. Når det gjelder redusert P-gjødsling vil effektene komme gradvis over lang tid.

7.6 Forvaltningsplan for naturreservat

I forvaltningsplanen fra 2008 anbefales at beite gjenopptas i nordenden, mens vegetasjonen opprettholdes i nåværende status rundt resten av innsjøen. Det kan være en fordel for biomangfoldet å ha en mosaikkpreget strandsone med både tette sivbelter og åpne partier som målsetting i en innsjøtype som Østensjøvann. Beite i våtmarka omkring innsjøen kan også være en fordel for trane, vipe, storspove og småspove. Videre anbefales det å motvirke problemer med ulovlig fiske som kan skremme fuglene, og overfiske på rovfisk som abbor og gjedde.

Innsatsen overfor eutrofiering som beskrevet i PURAs tiltaksanalyse, vil på lengere sikt sikre en god økologisk tilstand med et allsidig og naturlig dyre- og planteliv og en god vannkvalitet. På kort sikt kan det likevel være behov for interne tiltak i Østensjøvann for å fremskynde oppfylning av målene. Denne problemstillingen er beskrevet i kapittel 8.

8 Mulighetsstudie for intern innsjørestaurering

I løpet av de siste 20-50 årene er det over hele verden utviklet og eksperimentert med mange forskjellige metoder til restaurering av innsjøer (Meijer et al., 1999; Liboriussen et al., 2007). Formålet med restaureringen har nesten alltid vært å oppnå klarere vann i de situasjonene hvor innsjøer til tross for nedsatt næringsstofftilførsel fra nedbørfeltet, fortsatt har en dårlig vannkvalitet. Manglende eller en forsinket reaksjon skyldes særlig to forhold:

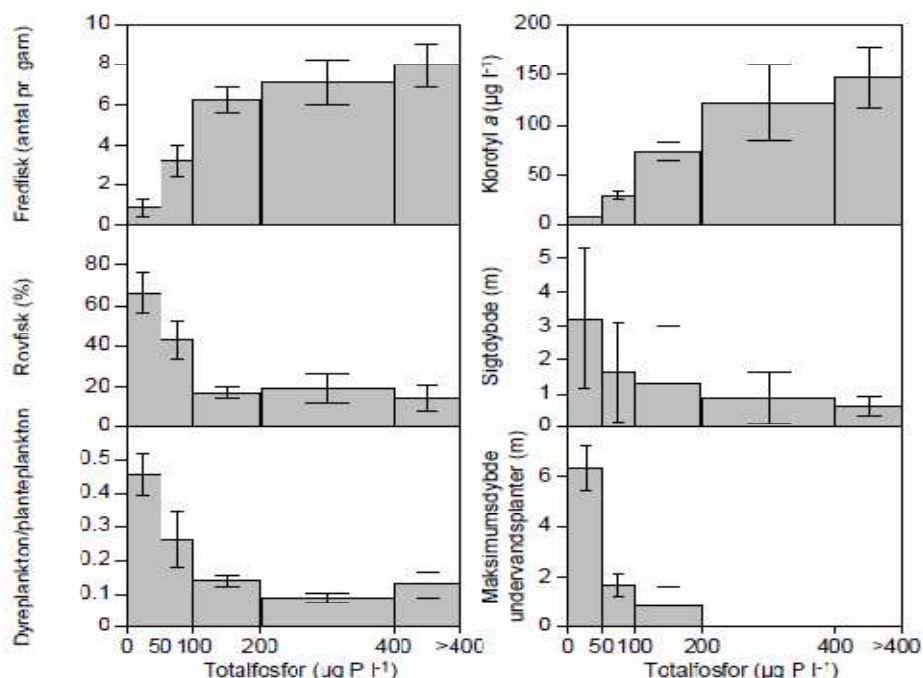
- Biologisk treghet hvor årsaken er at fiskebestanden domineres av arter som spiser dyreplankton. Dyreplanktons mulighet for å begrense mengden av alger (planteplankton) ved beiting er derfor begrenset. Karpefisk kan bidra til resirkulering av næringsstoffer og fastholde eutrofieringen. Ofte ses en kombinasjon av kjemisk og biologisk treghet.
- Kjemisk treghet hvor det over en årrekke frigis fosfor fra et opphopet lager i innsjøbunnen (sedimentet) slik at fosforinnholdet i innsjøen forblir høyt med fortsatt stor algevekst som følge.

Tildekking av sedimentene vurderes ikke å være en aktuell dokumentert metode som kan anvendes i Østensjøvann

8.1 Restaurering av innsjøer ved inngrep i fiskebestanden

I næringsrike grunne innsjøer er det som regel en meget stor bestand av karpefisk (f.eks. brasme og mort). En bestand på 500 kg/ha innsjøoverflate er ikke ualminnelig i eutrofe innsjøer. Et stort datamateriale fra danske innsjøer viser at tettheten av karpefisk og rovfiskens andel av den samlede fiskebestanden, avhenger av innsjøens fosforinnhold (fig. 8.1). Dette påvirker andre biologiske forhold som dyreplankton, planteplankton, bunndyr og undervannsplanter. Et økt fosforinnhold fører således til flere karpefisk, minsket andel av rovfisk, en minsket mengde dyreplankton i forhold til mengden av planteplankton, samt redusert dybdeutbredelse av undervannsplanter (figur 8-1). Dette påvirker andre biologiske forhold som dyreplankton, planteplankton, bunndyr og undervannsplanter. Et økt fosforinnhold fører således til flere karpefisk, minsket andel av rovfisk (stor abbor og gjedde), en minsket mengde dyreplankton i forhold til mengden av

planteplankton, samt redusert dybdeutbredelse av undervannsplanter, figur 8-1 (Jeppesen m.fl., 1997). Denne situasjonen kalles den onde sirkel, figur 8-2.



Figur 8-1 Sammenheng mellom fosfor og biologiske kvalitetselementer (fredfisk=karpefisk som mort og brasme)

Internasjonal erfaring viser at næringskjeden i innsjøer kan endres ved å utfiske en stor del av bestanden av karpefisk. Færre mort betyr flere store dafnier og et økt beitemetrykk på planteplankton, og dermed blir vannet klarere. Denne situasjonen kalles den gode sirkel (figur 8-3). En minsket bestand av brasme vil ofte føre til bedre vekstvilkår for mindre abborer, som dermed hurtigere blir rovfisk med ytterligere kontroll av karpefiskens antall til følge. Hvis også undervannsplantene brer seg, vil en mer stabil og klarvannet tilstand kunne oppnås. Typisk faller næringsstoffinnholdet i innsjøen også etter inngrepet som kan skyldes at det interne gjødslingsbidraget fra fisk reduseres.

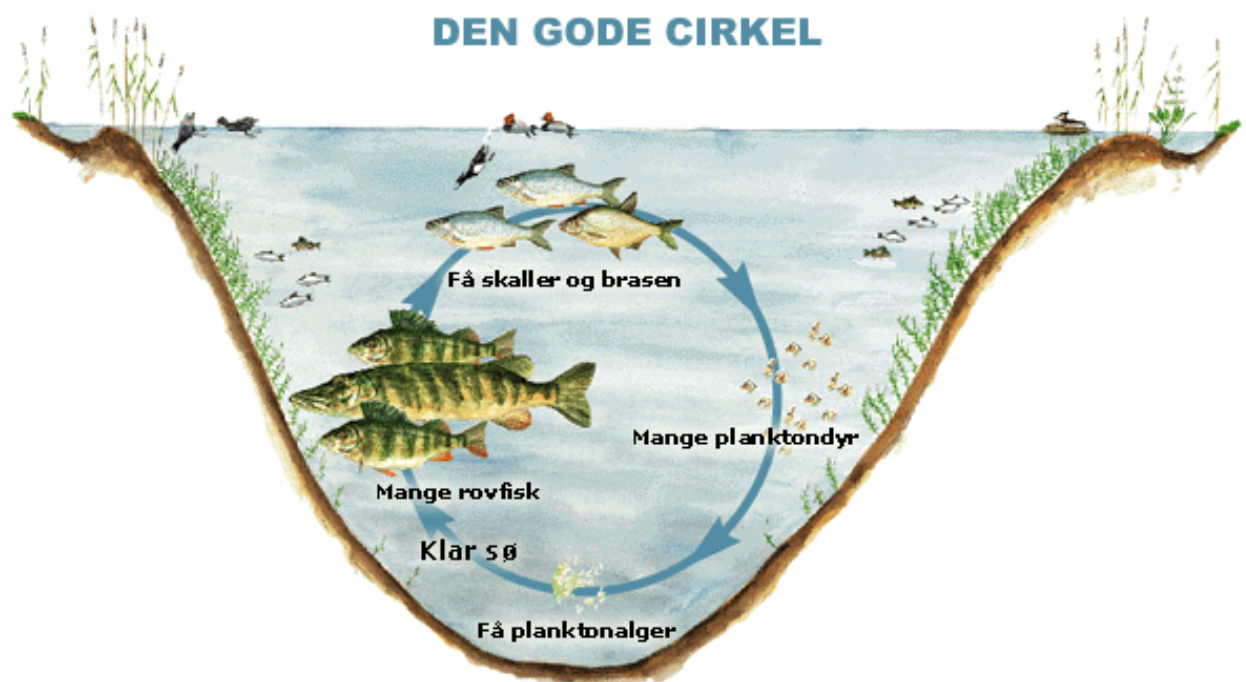
Utfisking har vært anvendt i minst 27 innsjøer i Danmark. Resultatet har generelt vært godt i de innsjøene hvor utfiskingen har omfattet en stor del av fiskebestanden (minst 200 kg/ha oppfisket), og den samtidig er gjennomført over maksimalt 1-3 år (Liboriussen et al., 2007). 1-2 år etter inngrepet har det skjedd et signifikant fall i konsentrasjonen av nitrogen, fosfor, suspendert stoff, klorofyll a og algebiomasse. Også mengden av blågrønnalger faller signifikant, og siktedypet stiger 100%. I innsjøer hvor utfiskingen var mindre enn 200 kg per ha innen 3 år, var det ingen eller meget svak effekt på de vannkjemiske variablene.

Antall mort viser også tegn på reduksjon de første årene etter inngrepet, men deretter er det en stigende tendens som kan være en årsak til at effekten på

dyreplankton ikke er holdbar på lang sikt, og dermed også at effekten på klorofyll *a* begrenses. Antallet og biomassen av abborer økes de første årene, men viser i mange innsjøer senere tegn på tilbakefall.



Figur 8-2 Den onde sirkel (norsk oversettelse: skalle=mort, brasen=brasme, aborre=abbor)



Figur 8-3 Den gode sirkel (norsk oversettelse: skalle=mort, brasen=brasme, aborre=abbor)

Undervannsplantenes utbredelse øker i mange innsjøer etter utfisking, men det er også mange eksempler hvor plantene ikke har reagert på det økte siktedypet. I noen tilfeller kan dette tilskrives gressing av fugler. I innsjøer hvor utbredelsen av undervannsplanter stiger etter inngrepet, økes tettheten og antallet av en rekke fuglearter, antakelig fordi tilbudet av næring i form av planter og smådyr forbedres.

Effekten av utsetting av gjeddeyngel i danske innsjøer er undersøkt av Skov et al., 2006. På bakgrunn av denne effekten i 47 innsjøer, ble det vurdert at utsettingen i nesten alle tilfeller bare har liten effekt på vannkvaliteten, og derfor kan metoden som enkeltstående restaureringsmetode ikke anbefales.

Andre prosjekter i Norge med inngrep i fiskebestanden viser som i de danske innsjøene mer dyreplankton, færre planktonalger og større siktedyp (Borgstrøm og Rosseland, 2008). Effekten varierer, men i f.eks. Haugatjern og Helgetjern ble biomassen av blågrønnalger redusert til henholdsvis 60 % og 3 % av nivået før inngrepet, og siktedypet ble økt med 200-300%. Det er således snakk om markant forbedring. I Gjersjøen ble det satt ut gjørs i 1982. Resultatet var at mortbestanden ble redusert til 80 % i forhold til situasjonen før utsetting, og vannet ble klarere etter en reduksjon av den dominerende blågrønnalgen *Oscillatoria sp* (Berge, 2004). I Frøylandsvannet har man forsøkt utfisking av planktonspisende fisk uten at det hadde effekt på eutrofieringen. Årsaken til det er ikke kjent. I Akersvann har man også oppnådd effekt av utsetting av gjørs, men bare kortvarig, idet innsjøen vendte tilbake til den dårlige tilstanden. Utsetting av gjørs kan være problematisk i vassdrag hvor arten ikke forekommer naturlig. De norske erfaringene viser som de danske, at biomanipulering kan øke selvrensningen i innsjøer, men ikke erstatte en innsats overfor den eksterne tilførselen av næringsstoffer hvis langvarig effekt er målet.

Erfaringen med langtidseffekt av inngrep i fiskebestanden er ennå begrenset, men man vet at næringsrike innsjøer kan falle tilbake til den uklare tilstanden i løpet av noen år, hvis den eksterne næringsstofftilførselen ikke er redusert til et tilstrekkelig lavt nivå, eller hvis fosforkonsentrasjonen på grunn av intern gjødsling var veldig høy før inngrepet. Fosforkonsentrasjonen kan stige til nivået før inngrepet etter ca. 4 år, mens holdbarheten for f.eks. siktedyp og suspendert stoff er opp til 10-12 år i den danske undersøkelsen.

For å oppnå langtidseffekt skal det derfor sikres at fosforkonsentrasjonen i innsjøen, når denne er i likevekt med tilførselen fra nedbørfeltet, er lavere enn i de danske innsjøene som inngikk i undersøkelsen. Et anbefalt nivå for langtids holdbarhet i norske innsjøer vurderes å være $<50 \mu\text{g P/l}$ (i likevekt beregnet ved f.eks. empiriske innsjømodeller som Vollenweider, 1976), og en aktuell fosforkonsentrasjon som ikke overstiger $50-75 \mu\text{g P/l}$ som sommergjennomsnitt. Det kan kanskje oppnås langtidseffekter ved et litt høyere fosfornivå hvis utfisking kombineres med andre typer innsjørestaurering, som øker bindingen av fosfor i bunnsedimentet. I svært næringsrike innsjøer må restaureringstiltakene gjentas eller vedlikeholdes over tid, inntil tilførselen fra nedbørfeltet er redusert tilstrekkelig og balansen i innsjøen er gjenopprettet. Alternativt kan man som i Nederland bruke metoden som et vedlikeholdstiltak

hvor kontinuerlig utfisking eller utfisking med få års mellomrom sikrer en klarvannet tilstand.

Tiltakspotensialet for inngrep i fiskebestanden i Østensjøvann kan ikke vurderes på det nåværende datagrunnlaget. Det foreligger opplysninger om tilstedeværelse av mort, abbor og gjedde, men artsfordelingen og biomassen er ikke kjent. Det er likevel sannsynlig at mort har en negativ effekt på vannkvaliteten i Østensjøvann, og at forbedringer i forhold til algevekst med blågrønnalger kan oppnås ved å utfiske 80 % av biomassen i løpet av 1-2 år. Den aktuelle fosforkonsentrasjonen er likevel ennå for høy til å gi varige forbedringer ved utfisking. Det anbefales derfor å vente med en beslutning om utfisking til det foreligger bedre opplysninger om fiskebestanden i 2011.

8.2 Restaurering av innsjøer med kjemisk/fysiske metoder

Tilsetning av aluminium i overflatevannet kan brukes som restaureringsmetode i innsjøer. Aluminium får fosfor i vannfasen til å felles ut, mens fosforinnholdet i sedimentet immobiliseres. Dermed bremses den interne gjødslingen, og tilgjengeligheten av fosfor for planteplankton faller med lavere primærproduksjon og større siktedyp i vannet som følge av dette.

Erfaringen med aluminiumsbehandling av danske innsjøer er begrenset til i alt 6 innsjøer. Metodens potensiale er derfor fortsatt usikker. I alle de gjennomførte prosjektene har tilsetningen av aluminium hatt en øyeblikkelig, og meget markant oppklarende effekt på innsjøvannet, og ført til et mye lavere fosforinnhold.

Det er tvil om de langsiktige effektene av behandlingen, og det er tegn på tilbakefall til en uklar tilstand i Sønderby Sø, som er den første i Danmark som ble behandlet med aluminium i 2001. Det er likevel usikkert om den eksterne tilførselen av fosfor til Sønderby Sø er redusert tilstrekkelig, og en gjentakelse av behandlingen vil da være nødvendig (Liboriussen et al., 2007). I Sønderby Sø ble konsentrasjonen av aluminium i bunndyr og abbor undersøkt i forbindelse med restaureringen. Det ble ikke funnet signifikante endringer, eller observert fiskedød. Det er altså generelt ikke noe som tyder på at den mengden som er tilsatt i disse restaureringene har u hensiktsmessige konsekvenser. Aluminium kan likevel være toksisk overfor fisk ved høye eller lave pH verdier. Tilsetning bør derfor foregå utenfor sommerperioden i alkaliske innsjøer, hvor pH er forhøyet som følge av primærproduksjonen, og helt unngås i lavalkaline innsjøer med $\text{pH} < \text{ca. } 5,5$ (Berge, 2004).

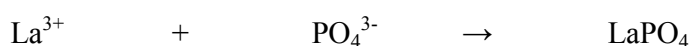
Nye publiserte undersøkelser viser at nysedimentert Al er meget flokkulent og kan derfor lett transporteres rundt i innsjøen i ukene etter tilsetning i grunne innsjøer. Det betyr at Al utilsikt kan bli konsentrert i de dypeste områdene som kan gjøre behandlingen mindre effektiv. De dannede aluminiums-flokkene er meget lett å resuspendere i forhold til det opprinnelige sedimentet, og dette har betydning for produktets virkning i grunne vindeksponerte innsjøer

(Egemose et al. 2009, Flindt et al. 2010). I disse innsjøene kan aluminium oppkonsentreres i visse områder, mens de eksponerte områdene kan være helt fri for aluminium. Dette er naturligvis ikke hensiktsmessig for effektiviteten av aluminium. Det er også problematisk å ha et materiale som er så flyktig når rotfestede makrofyter skal finne innpass (Flindt et al. 2010).

Metoden kan ikke anbefales i Østensjøvann. Det må forventes å være betydelig resuspensjon og dermed risiko for en ujevn fordeling av aluminium over sedimentet. Dessuten er det risiko for toksisk påvirkning ved de høye pH verdier som kan forekomme i Østensjøvann.

Phoslock® kan være et alternativ til aluminium. Phoslock® er et kommersielt australske produkt, som er blitt godkjent i Tyskland og i 2010 testet av Syddansk Universitet (By- og Landskabsstyrelsen, 2010).

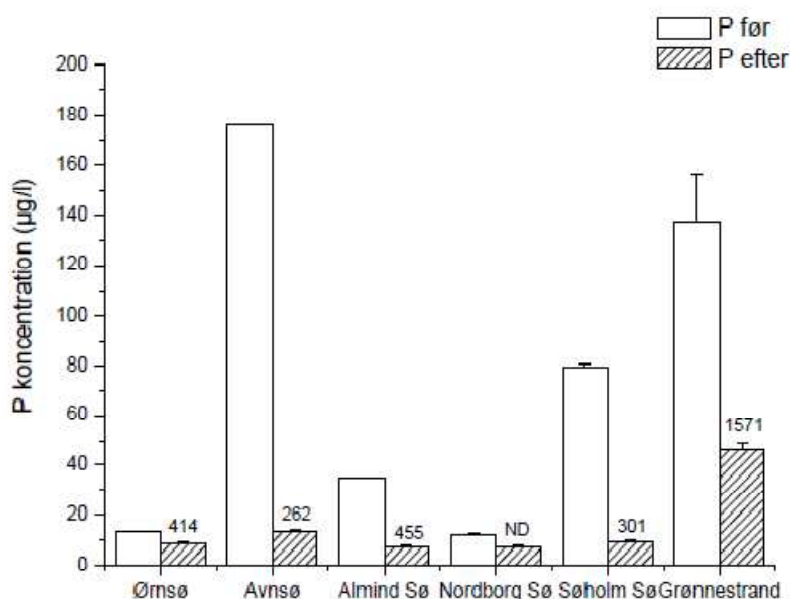
Phoslock består av bentonitt som inneholder det sjeldne jordelementet lanthan. Produksjonen av Phoslock skjer ved at bentonit og lanthanklorid blandes i en stor røremaskin, hvor det etterpå tørkes og omdannes til granulat. Lanthanindholdet i Phoslock er 50 ± 2 mg/g eller omkring 5 %. Vanninnholdet er på 8-10 % etter tørkingen, og pH ligger omkring nøytralt mellom 7.0-7.5 (Afsar & Groves 2009). Phoslock tilføres innsjøoverflaten oppløst i vann, som gir en ensartet fordeling. Lanthan i Phoslock reagerer med oxyanioner og omdannes til et tungtoppløselig produkt som sedimenterer. Affiniteten for fosfat er høy fordi fosfat og lanthan har samme valenstill. Den normale dosering er 1:100, hvor det altså brukes 100 g Phoslock til å binde 1g P. Reaksjonen mellom lanthan og fosfat danner produktet rhabdophane:



Phoslock binder både fosfat i vannfasen og fosfat som frigis fra sedimentet (Robb et al. 2003). Sedimentasjonshastigheten er forholdsvis langsom, men varierer med partikkelstørrelse og pH (Ross et al. 2007).

Phoslocks binding av fosfat er meget sterk, og brytes ikke under anoxiske forhold. Produktet virker over en bred pH gradient fra ca. pH 4-11, hvor det likevel skjer et fall i kapasiteten når pH er under 5 og over 9 (Ross et al. 2007).

Kontrollerte undersøkelser av Phoslock har vist at Phoslock har en stor affinitet for fosfat især ved relativt høye fosfatkonsentrasjoner, og at man i innsjøene optimalt vil kunne forvente en likevektskonsentrasjon på mellom 10-20 µg/l fosfat etter Phoslock behandling.



Figur 8-2. Effekten av Phoslock på fosforkonsentrasjonen i 6 utvalgte danske innsjøer. Tallene over kolonnene (P etter) viser konsentrasjonen av La (µg/l) (etter By- og Landskabsstyrelsen, 2010).

Forsøk med kjerner av innsjøsediment behandlet med Phoslock og aluminium viser at Phoslocks tilbakeholdelse av fosfat i sedimentet er sammenlignbart med effekten av aluminium og betydelig bedre enn i kontrollsediment med og uten oksygen ved sedimentoverflaten. Faktisk opptok Phoslock fosfat fra vannet samtidig med at fosfat fra sedimentet ble holdt tilbake (By- og landskabsstyrelsen, 2010). Phoslock er likevel ikke i stand til å holde tilbake alle typer oppløst fosfat.

Det er viktig at Phoslock bringes ut i perioder med lav turbulens i innsjøen, da den lave sedimentasjonshastigheten medvirker at Phoslock kan forbli oppslemmet i vannet, og dermed f.eks. skylle inn i plantebeiter i stedet for å synke ut på dypere bunn som er målet for behandlingen. Når Phoslock er sedimentert, er det vanskeligere å resuspendere enn det opprinnelige sedimentet, og videre vil resuspensjon av Phoslock kreve ca. 3 ganger høyere strømhastigheter sammenlignet med bruk av aluminium.

Etter tilsetning av Phoslock skal innsjøens fytoplankton bli begrenset av mangel på fosfor, og innsjøen får mer klart vann. Derimot bør Phoslock ikke påvirke sedimentets fauna eller flora negativ. Forsøk viser at bunndyr ikke fysisk skades av Phoslock, og det er heller ikke konstatert økotoksikologisk effekter ved den anbefalte dose (Afsar & Groves 2009). Andersen et al. (2010) har undersøkt, hvordan *Chironomus plumosus* (bunndyrart) påvirker vannfluksen i Phoslock behandlet sediment. Undersøkelsen viste at *C. plumosus* ikke har noen negativ effekt på effektiviteten av Phoslock, og *C. plumosus* klarer å grave gjennom det 1-2 mm tykke Phoslock laget.

Phoslock gjør sedimentet mer kompakt slik at det lettere kan forankre rotfestede planter i sedimentet (Flindt et al. 2010). Dette kan være en fordel for vannplanter, som ellers har vanskelig å finne feste hvis sedimentet er veldig løst. Veksten av *Littorella uniflora* var likevel ikke anderledes i Phoslock-behandlet sediment enn i et ubehandlet sediment (Vinther, 2010).

Syddansk Universitet vurderer etter de danske undersøkelsene, at Phoslock har et stort potentiale innen innsjørestaurering, men mener også at det er behov for flere og mer detaljerte undersøkelser i større skala, før endelig å kunne anbefale Phoslock som et alternativ til aluminium innen kjemisk innsjørestaurering.

Metoden kan anbefales i Østensjøvann, selvom erfaringene ennå er begrenset. Det ser ikke ut til å være toksiske eller fysiologiske ulemper for dyr og planter ved metoden, og bindingen av fosfor i sedimentet er meget effektiv. Langtidseffekten kjennes likevel ikke. Spørsmålet er likevel om den interne gjødslingen er tilstrekkelig stor til å rettferdiggjøre en investering i restaurering med Phoslock som supplement til de nødvendige tiltak i nedbørfeltet. Eksisterende data tyder ikke på en stor utlekking av fosfor om sommeren, men det er behov for bedre data om tilførselen av fosfor og vann fra nedbørfeltet og vertikal utbredelse av oksygen, fosfor og jern.

Oksygenering av innsjøer ved å tilføre ren oksygen, eller blåse inn luft i vannet har markant effekt på opphopningen av fosfor i bunnvannet, sannsynligvis via den oksygenfølsomme bindingen av fosfor i sedimentet. Metoden er bare aktuell i dype innsjøer med lagdeling av vannmassene om sommeren. Det er god erfaring fra den norske innsjøen Kolbotnvann som er liten og dyp, og med mye intern gjødsling av fosfor fra oksygenfritt sediment om sommeren (Solheim et al., 2004). Eksempler fra danske innsjøer har vist en reduksjon i opphopningen av fosfor i bunnvannet gjennom sommeren på mer enn 50%, og samtidig minskes også opphopningen av ammonium markant. I to eksempler hvor oksygeneringen ble stanset i ett år, økte konsentrasjonen av fosfor i bunnvannet. Oksygenering kan være et langvarig prosjekt i svært næringsrike innsjøer, og det er ennå usikkert om metoden kan brukes til å skape permanent effekt. Økt temperatur og omsetning av organisk materiale i forbindelse med oksygenering, kan øke risikoen for et høyere mobilt innhold av fosfor i sedimentet. Hvis eutrofieringen bremses som følge av redusert ekstern tilførsel av fosfor, vil en mindre sedimentasjon av organisk materiale og lavere pH bidra til å begrense den interne gjødslingen av fosfor, og innsjøen vil heretter kunne klare seg uten oksygenering

Metoden er trolig ikke relevant i Østensjøvann siden innsjøen er grunn og normalt ikke stratifiserer. Det kan likevel være perioder med lave oksygenkonsentrasjoner om sommeren. Dette bør undersøkes med vertikale profilmålinger av oksygen.

8.2.1 Oppsummering, anbefaling og kostnad ved interne tiltak

I tabell 8-1 er det gitt en karakteristikk av interne tiltak som kan brukes i Østensjøvann, og vurdering av metodenes relevans samt kostnad ved gjennomføring av et prosjekt i hele innsjøen.

Tabell 8-1 Oppsummering av egenskaper, effekter og kostnader ved forskjellige interne restaureringsmetoder i Østensjøvann

Metode	Egenskap	Effekt	Anbefaling til Østensjøvann	Forventet kostnad (34 ha) kr.
Utfisking	Har positiv effekt på fosfor, algevekst, siktdybde og rovfisk	Hurtig og stor effekt, men tilbakefall kan forekomme etter 4-5 år	Anbefales, hvis fiskeundersøkelsen viser at det er relevant	450.000
Oksygenering	Kan binde fosfor i sedimentet	Betydelig effekt i dype innsjøer med lavt oksygen. Skal fortsettes i mange år.	Trolig ikke relevant, da innsjøen er grunn	700.000 plus drift
Tilsetning av aluminium	Kan binde fosfor i sedimentet	Stor effekt, men risiko for forgiftning av dyr og tilbakefall etter få år.	Anbefales ikke	1.100.000
Sediment-fjerning (øverste 50 cm)	Fjerner effektivt fosforholdig sediment i svært eutrofe innsjøer	Blottlagte sedimentlag kan frigi fosfor, deponeringsproblem, dyrt	Anbefales ikke	13.000.000
Phoslock	Kan binde fosfor i sedimentet	Stor effekt, ingen risiko for forgiftning og langtidsholdbart. Kan muligvis redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøvannet til under modellberegnete konsentrasjoner i figur 6-1.	Anbefales, hvis utfisking ikke lykkes. Det er behov for sedimentdata	2.200.000

Østensjøvann kan ikke oppnå en langvarig forbedring av tilstanden uten tiltak overfor fosfor i nedbørfeltet som bør være primært fokus for PURAs innsats. I løpet av 2011 bør datagrunnlaget forbedres, slik at det kan tas endelig stilling til avstanden fra målet med hensyn til fosfortilførsel og at beslutningsgrunnlaget for interne tiltak kan kvalitetssikres ytterligere.

Modellberegninger for Østensjøvann viser at utlekkingen av fosfor fra sedimentet er redusert betydelig i de senere årene, men det kan stadig forekomme perioder om sommeren med økt algeproduksjon fra intern fosforgjødsling. Dessuten kan mort og andre karpfisk holde innsjøen i en uklar tilstand på tross av reduksjoner i tilførselen fra nedbørfeltet.

Forbedringer i innsjøen kan fremskyndes ved bruk av interne innsjørestaurerende tiltak som utfiskning av mort og/eller binding av fosfor med et nytt produkt Phoslock. Tilsetning av aluminium kan ikke anbefales på grunn av risiko for toksisk påvirkning og ujevn fordeling på sedimentoverflaten. Oksygenering vurderes ikke relevant på grunn av innsjøens relativt lave dybde, men det mangler oksygenmålinger i hele vannsøylen for å verifisere dette. Fjerning av sediment vil være veldig dyrt, og vurderes ikke nødvendig fordi fosforutlekkingen fra sedimentet er redusert betydelig i de siste 20-30 år.

Kostnadene ved de forskjellige inngrepene varierer mye, men utfisking er generelt den billigste med en gjennomsnittlig utgift på 13.000 kr. per ha. Oksygenering koster ca. 20.000 kr pr ha innsjø og aluminiumsbehandling ca 33.000 kr pr ha. Produsenten av Phoslock har opplyst pr. e-mail at det typisk brukes 3-4 tonn Phoslock pr. hektar innsjøoverflate. Prisen er ca. 2500 Euro pr. tonn, dvs. det må påregnes en kostnad på 66.000 kr. pr. ha. Erfaring med fjerning av sediment er liten, men prisen på opprensning av 500.000 m³ sediment i Brabrand Innsjø var ca. 25 mill. kr. eller ca. 75 kr./m³ sediment fjernet inklusive sedimenthåndteringen på land. Prisen avhenger veldig av om sedimentet skal kjøres bort til deponi eller kan spres ut på landbruksjord i nærheten av innsjøen. Fjerning av sediment er bare relevant i innsjøer som er svært tilgrodd eller med meget høye fosforkonsentrasjoner (>2-300 µg P/l) og lang oppholdstid noe som ikke er tilfellet i Østensjøvann.

Sammenligningen av de enkelte restaureringsinngrepene skal likevel tas med forbehold fordi datagrunnlaget varierer betydelig.

Det foreslås at interne tiltak i Østensjøvann baseres på oppstart med utfisking i 2012 (fase 1). Hvis tiltaket ikke gir tilstrekkelig effekt, utvides innsatsen med Phoslock (fase 2). Det anbefales utført målinger i 2011 for å kvalitetssikre beslutningsgrunnlaget for valg av tiltak.

I tabell 8-2 er stipulert utvikling i innsjøen og tidsplan for datainnsamling og interne tiltak sammenstilt. Tidsplanen innebærer innsamling av data i 2011 og oppstart interne tiltak med utfisking i 2012 og 2013(fase 1). Utvidet innsats med Phoslock (fase 2) er foreslått utført i 2014. De interne tiltakene forventes å redusere fosforkonsentrasjonen til 50-60 µg/l i 2015 som tilsvarer målsatt

nivå for innsjøen. Nivået er 30 µg/l lavere enn forventet utvikling uten interne tiltak.

Tabell 8-2. Oppsummering av utvikling og tidsplan for datainnsamling og interne tiltak i Østensjøvann i perioden 2011 - 2015 (kfr. tab. 5.1 og kap. 9.2).

		Tidsplan innsjørestaurering Østensjøvann																											
Faser/aktiviteter	År Kvartal	2011				2012				2013				2014				2015				Mål 2015							
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
Stipulert utvikling uten interne tiltak	Stipulert utvikling i fosfortilførsel kg P/år	844				809				773				737				701				510							
	Stipulert utvikling i fosforkonsentrasjon i innsjøen, µg P/l	100				100				90-100				90				80-90				50							
Datainnsamling	Tilførselsmålinger i Finstadbekken																												
	Revidert måleprogram i Østensjøvann																												
	Fiskeundersøkelse																												
	Sedimentundersøkelse																												
Interne tiltak	Restaurering ved utfisking, fase 1																												
	Restaurering med phoslock, fase 2																												
Stipulert utvikling med utfisking og/eller phoslock	Stipulert utvikling i fosforkonsentrasjon i innsjøen, µg P/l	100				70-80				70-80				60-70				50-60				50							
	Stipulert utvikling i biologisk tilstand	Redusert fyttoplankton, større siktedybde og flere vannplanter, redusert fosfortilførsel til Årungen																											

Interne tiltak vil ytterligere ha den fordel at tilførselen av fosfor til Årungen reduseres raskere og tilstanden i Bøstadbekken forbedres når vannkvaliteten i avløpet fra Østensjøvann bedres 1-2 år etter iverksettelse av tiltaket.



Mort: Foto Jan Nielsen

8.3 Interne tiltak og vernebestemmelsene

Interne tiltak i kombinasjon med tiltak i nedbørfeltet vil generelt styrke biomangfoldet og understøtte vernebestemmelsene for Østensjøvann. Klart vann med utbredt vegetasjon vil forbedre levesteder og fødetilbudet for de fleste vannfugler, fisk og invertebrater.

Uansett hvilken metode som velges, må det påregnes forstyrrelse av især fugler på innsjøen. Det kan skje under bruk av båt i forbindelse med undersøkelser, utlegging av Phoslock eller utfiskning. Aktiviteter og ferdsel ved utfiskning vil særlig påvirke fuglene, også ynglende fugler, fordi trekking og fiskeri med ruser, nett og elektrofiskeri hovedsakelig foregår i sommerhalvåret over mange dager. Ynglefugler vil ikke forlate Østensjøvann, men ved gjentatte forestyrrelser i trekkperioden (især mai og september) kan trekkfugler søke til

andre innsjøer. Interne tiltak bør likevel kunne gjennomføres på 1-2 år, så dyrelivet ved innsjøen hurtig kan få fred igen. Det kan ikke avvises at restaurering ved tilsetning av aluminium kan medføre skader på dyrelivet ved høy pH. Oksygenering vil kreve oppstilling av tankanlegg til oksygen, pumper, rør og installasjoner som skal stå i flere år og kan forringe den landskapsmessige verdien av verneområdet. Opprensningen av sediment vil kreve betydelig arealer omkring innsjøen til avvanning og eventuelt deponering av sediment med miljøfremmede stoffer.

Det anbefales å supplere planlagte interne tiltak i innsjøen med miljøriktig landbruksdrift omkring innsjøen og økt beiting av kantsonen for å forbedre levevilkår for dyre- og plantelivet og redusere lokal utvasking av næringsstoffer.

9 Liste over manglende data

Kommunene har gjennomført overvåkning av vassdrag i vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Seneste avrapportering er fra 2011 av overvåkningsdata fra 2010 (Løvstad, 2011), hvor data fra Østensjøvann, Skuterudbekken og Finstadbekken (Skibekken) er analysert.

9.1 Dagens overvåkningsprogram i Østensjøvann og bekker

Parametrene i dagens overvåkningsprogram er:

- Østensjøvann

Fosfor (total-P og reaktivt P): 4-6 prøver pr. år.

Nitrogen (total-N): 4-6 prøver pr. år

Fytoplankton: 4-6 prøver pr. år.

- Finstadbekken (Skibekken) og Skuterudbekken

Fosfor (total-P og reaktivt P): 8-10 prøver pr. år

Begroingsalger: 5 prøver pr. år (1 prøve pr. stasjon)

Den lokale, tiltaksrettede overvåkingen av vannkvalitet i vannregionen, startet i 1996 som en del av kommunenes arbeid med hovedplaner for avløp og vannmiljø. Årungenvassdraget er imidlertid blitt overvåket siden 1992. For dette vassdraget finnes det også data fra før 1992. Den typen vannovervåking som har vært gjennomført, synes i hovedtrekk å falle sammen med hva EUs vanndirektiv forstår med tiltaksrettet vannovervåking (type T)

Overvåking av vannkvalitet og tiltak mot forurensning integreres slik at effektene av tiltak blir størst mulig til en lavest mulig pris. Fordi fosfor er den viktigste faktor for forurensningssituasjonen i regionen, vil de viktigste tiltakene fortsatt være rettet mot å redusere fosfortilførslene til resipientene. Følgelig vil det bli lagt hovedvekt på en fosforbasert kjemisk og biologisk vannovervåking. I fortsettelsen vil det være en utfordring å legge vekt på andre virkningstyper som partikler, miljøgifter og salt.

Hovedformålet med den lokale, tiltaksrettede vannkvalitetsovervåking er å bedre:

- informasjonen om vannkvalitetens tilstand og utvikling i kommunenes vassdrag
- øke kunnskapene om lokale forurensningskilder
- bedre grunnlaget for mer effektive tiltak.

Vannkvalitetsovervåkingen har følgende delmål:

- Kartlegge vannkvaliteten i alle større og mindre vannforekomster som kan være forurenset.
- Kartlegge alle forurensningskilder av betydning.
- Overvåke langsiktige endringer i vannkvaliteten i alle viktige vannforekomster som følge av lokal vannforurensning og å vurdere eventuelle langsiktige endringer i lokalitetenes økologiske status og biologiske mangfold.
- Gi datagrunnlag for å fastsette kjemiske og biologiske (økologiske) vannkvalitetsmål, og for vurdering av måloppnåelse på grunnlag av foreslåtte tiltak, samt kostnadsvurderinger
- Gi datagrunnlag som viser effekter av forskjellige typer tiltak, og å gi et bedre beslutningsgrunnlag for ytterligere iverksettelse av tiltak.

9.2 Mangler i datagrunnlaget

På bakgrunn av data fra tiltaksorientert overvåking kan den aktuelle økologiske tilstanden i Østensjøvann og avstanden til målet om god økologisk tilstand vurderes. Dessuten kan overvåkingen verifisere beslutningsgrunnlaget for nødvendige tiltak i nedbørfeltet overfor fosfor og behovet for interne innsjørestaurerende tiltak. I dette avsnittet beskrives behovet for supplerende analyser og data før en endelig anbefaling av innsjørestaurerende tiltak kan foreligge.

9.2.1 Bedre grunnlag for beregning av fosfortilførsler

Det er behov for å gjennomføre supplerende samtidige målinger av vannføring og vannkvalitet for å beregne årlig fosfortilførsel fra Ski tettsted til Østensjøvann med særlig vekt på overflateavrenningen. Det ligger meget godt til rette for opprettelse av målepunkt i kulvertutløpet fra tettstedet. Avrenningen fra landbruket måles i Bioforsk-målestasjon (JOVA) i Skuterudbekken. Etter hvert måleår beregnes vann- og fosfortilførselen til Østensjøvann fra nedbørfeltet. Den modellberegnete konsentrasjonen av fosfor i innsjøen vurderes i forhold til målt årsmiddel, for å oppnå en bedre vurdering av fosforutlekkningen fra sedimentet. Dette vil forbedre beslutningsgrunnlaget for

tiltak som kan begrense eventuell fosforutlekking (f.eks. ved tilførsel av Phoslock).

9.2.2 Bedre grunnlag for å vurdere oksygenering og fosforfelling

Behovet for innsjørestaurering ved oksygenering avhenger av redoxforholdene i bunnvannet. Det er behov for bedre data om den vertikale fordelingen av oksygenkonsentrasjonen, som bør måles på innsjøens dypeste sted med en oksygensonde i sommerhalvåret. Vannprøver fra overflatevannet bør suppleres med en prøve fra innsjøens dypeste sted i sommerhalvåret (ca. 7 meter), som analyseres for oppløst fosfor, total-Fe og total-P. Høye konsentrasjoner i bunnvannet kan indikere utlekking av jernbundet fosfor fra sedimentet.

Det er nødvendig med grundigere undersøkelser av den vertikale fosforkonsentrasjonen i Østensjøvannet gjennom året og konsentrasjoner i sedimentet for å vurdere fosfortilstanden og aktuell mengde som skal tilsettes av Phoslock.

9.2.3 Bedre grunnlag for å vurdere utfiskingstiltak

Muligheten for inngrep i fiskebestanden i Østensjøvann har vært diskutert i kapittel 8.1. Det foreligger ikke informasjon om forekomsten av mort, abbor og gjedde. Det anbefales utført et prøvefiske for å få et bedre estimat på biomassefordelingen mellom disse fiskeartene.

9.2.4 Spesiell tiltaksrettet overvåking av interne tiltak

Dersom PURA ønsker å gjennomføre et eller flere interne tiltak, er det viktig å lage et tiltaksrettet overvåkingsprogram som dokumenterer effekten av tiltaket. Dette bør starte året før tiltaket og vare til etter at tiltaket er gjennomført.

Relevante parametere er:

Biologiske kvalitetselementer: Klorofyll, fisk, vannplanter og bunnfauna.

Hydromorfologiske kvalitetselementer: Struktur av kantsone, vannstandsvariasjoner, dybde- og breddevariasjon og især kvantitet og variasjon i vannføring (vannføringen kombineres med målinger av fosfor i Finstadbekken (Skibekken), så tilførslen av fosfor til Østensjøvann kan beregnes)

Fysisk/kjemiske kvalitetselementer: Siktedybde (Østensjøvann), temperatur, fosfor, nitrogen, oksygen (profilmåling i Østensjøvann), vannets farge og kalsium (ledningsevne), organisk materiale, pH og alkalinitet.

Den ordinære tiltaksrettede overvåkingen må fortsette hvert år som før.

10 Referanser

Afsar, A. & Groves S. 2009: Eco-toxicity Assessment of Phoslock. PWS report number: TR 022/09

Andersen, F.Ø. (2006). CLEAR. Center for Sørestaurering. Vand og Jord nr. 45.

Andersen F.Ø., Reitzel K., Dubke M. & Lotter S. 2010 Effects of Chironomids on sediment – water fluxes of nutrients in Phoslock treated sediments.

Berge, D. (2004). Innsjøinterne- og hydrologiske tiltag i Bjørlangensjøen. Delutredning i forbindelse med forenklet tiltaksanalyse for Haldenvassdraget. NIVA rapport 4926-2004.

Borch, H., 2009: Avrenning av næringsstoff fra landbruk i Bunnefjorden med Årungen og Gjersjøvassdraget. Bioforsk rapport, vol 4 nr 11 2009.

Borgstrøm, R., Rosseland B.O., 2008: Endring i fisketetthet og kvikksølvkonsentrasjoner i fisk i Årungen etter manipulering med gjeddebestanden. Institutt for naturforvaltning. Indlæg på Arbeidsseminar PURA-UMB, Ås, 05.11.2008.

Borgstrøm, R., 2011: Vedr. fiskeundersøkelser i Østensjøvann. Pers.medd.

By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet, 2010: Test af det fosfat-bindende lerprodukt ”Phoslock®” i laboratorieskala. Forfatter: Kasper Reitzel & Henning S. Jensen, Syddansk Universitet.

Direktoratsgruppa for vanddirektivet, 2009: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 01:2009.

Egemose, S., Wauer, G. & Kleeberg A. 2009: Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediment: effects of ageing and pH. Hydrobiologia 636: 203-217

Flindt, M., Egemose, S., Reitzel K. & Andersen, F. Ø. 2010: Kemisk sørestaurering 2: Undersøgelse af aluminiums, Phoslocks og bentonits betydning for sedimenters fysiske egenskaber. Vand & Jord 17: 35-38

Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2008: Forvaltningsplan for Østensjøvann.

Grøterud, O. & Haaland S., 2007: Østensjøvannet - A shallow hypertrophic lake in Norway with significant internal phosphorus loading during summer. *Vatten* 63:313–320. Lund 2007.

Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen E. & Skytthe, A. (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.J. & Jensen, L. (1997). Topdown control in freshwater lakes; the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343, 151-164.

Bioforsk, 2010: JOVA- Jord og vannkvalitetsovervåkning i landbruket - Skuterud overvåkingsfelt.

Koski-Vahala, J. & Hartikainen, H. (2001): Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *J Environ Qual* 30: 960-966.

Krogstad, T., 2009: Limno-soil - Beregning av fosfortap fra nedbørfelter rundt Årungen 2007. Inst. for plante og miljøvitenskap, UMB.

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007: Sørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636.

Lijklema, L. (1976): The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In *Interaction between sediments and Freshwater*. SILUNESCO-symp., Junk, The Hague, pp. 313-317.

Løvstad Ø., 2009/2011. Vannområdet Bunnefjorden med Årungen og Gjersøvassdraget. Tiltaksrettet vannovervåking av 18 vannforekomster 2008/2011. Rapport til PURA.

Meijer, M.-L, de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in Netherlands; an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, 408/409, 13-30.

Miljøverndepartementet, 1992: FOR 1992-10-02 nr 752: Forskrift om vern av Østensjøvann naturreservat, Ås kommune, Akershus.

Prairie, Y.T. 1988. A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 11: 321-327.

PURA, 2009. Tiltaksanalyse for PURA. Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget.

Robb, M., Greenop B., Goss, Z., Douglas, G. & Adeny, J. 2003. Applikation of Phoslock, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* 494: 237-243.

Ross, G., Haghseresht, F. & Cloete, T. 2007. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock, a phosphorus binding clay. *Harmful algae* 7: 545-550.

Sharma, C.M. & Borgstrøm, R. 2008. Shift in density, habitat use, and diet of perch and roach: an effect of changed predation pressure after biomanipulation of pike. - *Fisheries Research* 91: 98-106.

Ski kommune (2010). Overvåkningsdata for Finstadbekken (Skibekken) i 2010.

Skovgaard, H., Løvstad, Ø. og Åstebøl, S.O. (2009). Erfaringer med innsjørestaurering og perspektiver for Årungen og Østensjøvann. Fagartikkel til PURA-seminar.

Solheim m.fl., 2004. Rapport fra workshop om restaurering av Vanemfjorden, Dillingøy, 24.-25. juni 2004. NIVA rapport 4894-2004

Søndergaard, M. (1988): Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. *Environ. Geol. Water Sci.* vol. 11, No. 1: 115-121.

Vinther, C., 2010: Makrofytters vækst i Phoslock behandlet sediment. Bac. opgave på Syddansk Universitet, Biologisk Institut.

Vollenweider, R.A. (1976): Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.

Østfold fylkeskommune, 2010: Forvaltningsplan med tiltaksprogram for vannregion Glomma 2010-2015.