



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Vejledning for gennemførelse af sørestaurering



April 2013

Kolofon

Titel	Vejledning i sørestaurering
Emneord	Sørestaurering, biomanipulation, fosforfældning, aluminium
Udgiver	Naturstyrelsen
Copyright	Må citeres med kildeangivelse
Forfattere	Sara Egemose og Henning S. Jensen, Biologisk Institut ved Syddansk Universitet, og Martin Søndergaard og Torben L. Lauridsen, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
Sprog	Dansk
År	2013
ISBN	978-87-7279-627-7
Udgivelseskategori	Statslig
Resume	Vejledningen indeholder de retningslinjer, der skal følges ved gennemførelse af sørestaurering i første vandplanperiode. De omfattede metoder er fosforfældning med aluminium samt biomanipulation.

Indhold

1 Formål med sørestauring	5
2 Forundersøgelsen	5
3 Verificering og eventuel opdatering af Vandplanens vurdering	5
3.1 Ekstern fosfortilførsel	6
3.2 Søens ligevægtstilstand	6
3.3 Intern fosforbelastning	7
3.4 Vurdering af mulig målopfyldelse uden restaurering	8
4 Valg af restaureringsmetode	8
5 Aluminiumbehandling	8
5.1 Kriterier for aluminiumbehandling	9
5.2 Beregning af dosering	10
5.3 Beskrivelse af behandlingens forløb	11
5.4 Monitoringsprogram før, under og efter behandling	12
Minimums monitoring før behandling	12
Monitoring under behandling	12
Monitoring efter behandling	12
5.5 Ansøgning om tilladelse til aluminiumbehandling	13
6 Biomanipulation	14
6.1 Kriterier for biomanipulation	14
6.2 Opfiskningsmetoder	15
6.3 Tidspunkt for opfiskning og periode	16
6.4 Opfiskningsmængder	17
6.5 Typer af fisk der fjernes	17
6.6 Monitoring efter opfiskning	17
7 Myndighedsbehandling	17
8 Opsummering	18
9 Litteraturliste	19
10 Bilag	21
Bilag 1: Måling af den potentielt mobile fosforpulje i søsediment forud for aluminiumbehandling	21
Bilag 2: Omregning fra årsmiddelværdi for TP (beregnet efter Vollenweider) til sommermiddelværdi for klorofyl	26

Forord

Forud for udarbejdelse af vandplanerne blev der i 2010 nedsat en arbejdsgruppe, som udarbejdede kriterier for anvendelse af sørestaurering i indsatsplanlægning. Arbejdsgruppen bestod af repræsentanter fra Naturstyrelsen og Kommunernes Landsforening med ekspertbistand fra Syddansk Universitet og Aarhus Universitet. På baggrund af arbejdsrapporten fra gruppen om sørestaurering har medarbejdere fra Syddansk Universitet og Aarhus Universitet for Naturstyrelsen udarbejdet denne vejledning for gennemførelse af sørestaurering

1 Formål med sørestaurering

I vandplanerne er det vurderet om en given sø har behov for sørestaurering. Forud for selve restaureringen skal der gennemføres en forundersøgelse. Formålet med forundersøgelsen er at optimere beslutningsgrundlaget forud for indgrebet og den praktiske gennemførelse.

Selvom næringsstofftilførslen til en sø er nedbragt, kan der gå mange år før der ses en forbedring af vandkvaliteten, hvilket ofte skyldes en kemisk og/eller biologisk træghed. Det betyder, at der ikke altid sker den forventede forbedring af vandkvaliteten selvom tilførslen af næringsstoffer reduceres. Den kemiske træghed skyldes intern fosfor-(P)-belastning – dvs. frigivelse fra den pulje af P, som er blevet ophobet i bunden af søen i perioder med en høj ekstern belastning. Den biologiske træghed kan skyldes en u hensigtsmæssig fiskesammensætning (for stor bestand af fredfisk), som fastholder søen i en dårlig tilstand. Langsom eller manglende indvandring af undervandsplanter i lavvandede søer, selvom søen er blevet klarvandet, kan også forsinke etablering af stabile klarvandede forhold. Kemisk og biologisk træghed i søerne kan derfor være skyld i, at målet om "God økologisk tilstand" ikke kan opnås uden indgreb i selve søen (sørestaurering) inden 2015 til trods for, at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

2 Forundersøgelsen

Forundersøgelsen skal indeholde en verificering og evt. opdatering af Vandplanens vurdering mht. til behovet for sørestaurering. Det skal vurderes, om den eksterne belastning er lav nok til at sikre mål opfyldelse efter restaurering. Ud fra viden om søens P-massebalance (årlig tilførsel og fraførsel) samt størrelsen af den interne P-belastning vurderes det om søen af sig selv kan opnå mål opfyldelse i løbet af 1-2 planperioder.

Derudover skal forundersøgelsen godtgøre, at kriterierne for anvendelsen af det valgte virkemiddel er opfyldt og endelig skal forundersøgelsen dokumentere, hvordan det påtænkte virkemiddel tænkes anvendt - herunder beskrivelse af metoden, behandlingens forløb og monitoringsprogram før, under og efter restaureringens gennemførelse.

3 Verificering og eventuel opdatering af Vandplanens vurdering

Vandplanerne har identificeret et behov for at iværksætte sørestaurering i en række søer, hvor målsætningen ikke er opfyldt. I disse søer er det vurderet, at det ikke er tilstrækkeligt alene at reducere næringsstofftilførslen fra oplandet, da søernes vandkvalitet fortsat vil blive påvirket negativt af en intern P-belastning fra søsedimentet og/eller af en u hensigtsmæssig biologisk struktur. Danske erfaringer viser, at sørestaurering har en positiv effekt på vandkvaliteten, når

forudsætningerne for at anvende de respektive metoder er opfyldt (se mere i Liboriussen et al. 2007a&b samt Egemose et al. 2011).

I de fleste tilfælde vil grundlaget for vandplanernes vurdering af søernes egnethed til restaurering være tilstrækkelig til, at restaurering kan gennemføres. Derfor anbefales det at tage kontakt til den relevante enhed i Naturstyrelsen med henblik på at få klarlagt datagrundlaget og vurderingerne i Vandplanen. I de tilfælde, hvor der foreligger nye eller supplerende data, kan der være behov for at foretage en fornyet vurdering. Det anbefales, at kommunen eller dennes konsulent er i dialog med den relevante enhed i Naturstyrelsen, når forundersøgelsen udarbejdes. Herved kan den viden, som Naturstyrelsen besidder vedr. søen, anvendes bedst muligt. Som en del af denne dialog drøftes resultatet af forundersøgelsen med Naturstyrelsen.

Første skridt i forundersøgelsen forud for en evt. sørestaurering er derfor at vurdere om forudsætningerne for anvendelsen af sørestaurering er opfyldt. Dette gøres på baggrund af oplysninger i Vandplanen og om nødvendigt suppleret med nye oplysninger/data. Målet er desuden at få verificeret, om det udpegede virkemiddel vil føre til målopfyldelse i den pågældende sø. Dette indbefatter nedenstående punkter som gennemgås detaljeret i de efterfølgende afsnit.

1. Indsatsen overfor den eksterne belastning for at opnå fuld målopfyldelse skal være gennemført i første planperiode og inden en sørestaurering iværksættes.
2. Det skal dokumenteres, at restaureringsmetoden sammen med indsatsen overfor den eksterne tilførsel vil medføre målopfyldelse både på kort og lang sigt.
3. Ved aluminiumbehandling skal det dokumenteres at søens dårlige tilstand skyldes den interne belastning med P.
4. Ved biomanipulation skal det dokumenteres at tilstanden er forringet pga. for mange fredfisk.
5. Ud fra vandets opholdstid og graden af vandgennemstrømning i sommerperioden skal det vurderes om den naturlige aflastning fra søen vil være mere end 1-2 planperioder (gælder ved påtænkt aluminiumbehandling).

3.1 Ekstern fosfortilførsel

De opgørelser, som ligger til grund for Vandplanens vurdering af den eksterne P-tilførsel, kan være baseret på ældre og/eller mindre detaljerede data. I forundersøgelsen skal det vurderes, om de foreliggende data anses for at være dækkende for de aktuelle forhold, eller om der er behov for at anvende supplerende data. I de fleste tilfælde forventes det, at de eksisterende data er tilstrækkelige.

3.2 Søens ligevægtstilstand

Forundersøgelsen skal også godtgøre, at søen i en fremtidig ligevægtstilstand med den eksterne P-tilførsel kan opnå den målsætning som er opstillet for søen. Dette

gøres vha. vandbalancen og opgørelsen over den eksterne P-tilførsel kombineret med Vollenweider-modellen, som viser søens P-koncentration i en ligevægtstilstand. Dette er allerede gjort i vandplanerne. Så hvis der ikke er forhold, der tyder på, at belastningen er større end vurderet i Vandplanerne, fastholdes Vandplanens vurderinger. Hvis der er behov for opdatering anvendes Vollenweider-modellen (Vollenweider, 1976), der svarer til den model, som er anvendt i vandplanerne:

$$P_{sø} = P_i / (1 + \sqrt{Tw})$$

$P_{sø}$ er den beregnede årsgennemsnitlige total P-koncentration (mg/L) i søvandet ved den pågældende årsgennemsnitlige indløbskoncentration af total P (P_i i mg/L). Bemærk at P_i beregnes ud fra den samlede årlige P tilførsel divideret med den samlede årlige vandtilførsel. Modellen forudsætter, at der ikke er nogen intern belastning, og at søen og den eksterne tilførsel er i en ligevægtssituation. Tw er vandets opholdstid i søen i enheden "år".

Det er vigtigt at P_i opgøres som en årsgennemsnitlige total P koncentration og at alle bidrag inddrages vandføringsvægtet. Alle bidrag skal indgå – dvs. punktkilder, samt målt og umålt opland.

Den beregnede $P_{sø}$ kan derefter bruges til at afgøre om den eksterne tilførsel er tilstrækkelig nedbragt til at sikre fremtidig målopfyldelse. $P_{sø}$ kan også anvendes til at beregne hvor meget den eksterne tilførsel skal begrænses for at opnå en given fremtidig total P-koncentration i søvandet vel at mærke under forudsætning af, at der ikke er nogen intern belastning. Om $P_{sø}$ er lav nok vurderes ud fra kriterierne for hhv. lavvandede og dybe søer i vandrammedirektivet og de angivne TP-værdier i vandplanerne.

3.3 Intern fosforbelastning

Tilstedeværelsen af en intern P-belastning kan opgøres ud fra, hvor meget TP-koncentrationen stiger i søvandet fra foråret og til den topper i løbet af sommeren, fratrukket eksterne tilførsler i denne periode. Dette er et udtryk for den akkumulering af P i vandfasen der sker som følge af P-frigivelse fra sedimentet.

Et overslag over størrelsen af den interne belastning kan fås ved at anvende månedlige målinger af total P i søvandet inden for perioden maj-september (begge måneder inklusiv). Disse målinger vil normalt foreligge fra overvågningsprogrammet. Den maksimale stigning i P-koncentration over sommeren kan dermed bruges til at beregne netto-frigivelsen af P i kg. Den totale mængde P i søvandet beregnes ud fra TP-koncentrationen og volumen af søen, og i søer med sommerlagdeling benyttes målinger af TP både over og under springlaget, idet fosformængden beregnes i de respektive dybdeintervaller (ud fra hypsografen). Bemærk, at metoden altid undervurderer størrelsen af den interne P-belastning, idet der også foregår sedimentation af P fra vandsøjlen hen over sommeren. Især i lavvandede søer er metoden unøjagtig.

3.4 Vurdering af mulig målopfyldelse uden restaurering

Spørgsmålet om hvorvidt søen af sig selv vil opnå målopfyldelse i løbet af 1-2 planperioder kan kun besvares kvalitativt i forhold til søens hidtidige udvikling, og kendskab til opholdstid og afstrømning i sommerperioden. Hvis søens økologiske tilstand er langt fra målopfyldelse og kun ændrer sig langsomt på trods af, at belastningen er nedbragt, kan det vurderes, at søen ikke af sig selv vil opnå målopfyldelse indenfor den angivne periode. Man kan forsøge at kvantificere varigheden af aflastningen, men dette er meget usikkert, hvorfor det normalt ikke vil være relevant at foretage denne vurdering. Hvis man kender den årlige nettofrigivelse (dvs. årlig fraførsel minus årlig tilførsel) af P fra søen til nedstrøms vandsystemer, kan denne sættes i forhold til størrelsen af den akkumulerede, mobile P-pulje i søens sediment og vandfase. At opgøre denne pulje kræver en sedimentundersøgelse i lighed med den, som skal foretages forud for en aluminiumbehandling (se afsnit 5.2).

Man kan dividere puljestørrelsen af mobilt fosfor med den årlige nettofrigivelse og dermed få det antal år, som vil gå inden puljen er udtømt og den interne P-belastning ophører. Denne regnemetode er dog stærkt forenklet, bl.a. fordi flere mekanismer er i spil: 1) antages den årlige frigivelse at være proportional med puljestørrelsen vil perioden inden en ny ligevægtstilstand nås blive forlænget i takt med at puljen formindskes, 2) processer i sedimentet (diagenese) og nye aflejringer vil medføre at en del af puljen bindes varigt i sedimentet og medvirke til at forkorte perioden til en ny ligevægt opnås, og 3) biologiske forhold i søen (for eksempel hvis søen skifter mellem en klar vandet og uklar tilstand) har stor indflydelse på sedimentets frigivelse eller optag af P og vil føre til store variationer fra år til år i den interne P-belastning.

4 Valg af restaureringsmetode

I virkemiddelkataloget er tre restaureringsmetoder vurderet som velegnede til danske søer. Det er fysisk/kemiske virkemidler som P-fældning med aluminium og iltning og desuden er det biomanipulation som er et biologisk virkemiddel. Vejledningen her omfatter dog i første omgang kun aluminiumbehandling og biomanipulation, da ingen søer påtænkes restaureret vha. iltning i første planperiode.

5 Aluminiumbehandling

Aluminiumsalte anvendes bl.a. i renseanlæg til fældning af P i spildevand og til P-fældning i overfladevand, som skal bruges til drikkevand. Al-salte har også været anvendt til immobilisering af P i søers vand og sediment samt i indløbsvand til søer i over 200 tilfælde i USA. Al-saltet virker ved at det reagerer med vand og danner $\text{Al}(\text{OH})_3$ (aluminiumhydroxid), som har en stor affinitet for fosfat og de fleste opløste organiske P-forbindelser. $\text{Al}(\text{OH})_3$ flokkulerer og binder P hvorefter det bundfælder hurtigt i søen eller i rensningsanlæggets bassin; men mens flokken hurtigt fjernes med slammet fra rensningsanlægget bliver den liggende i søsedimentet og lægger "låg" på den interne P-belastning.

I Danmark er 6 søer blevet behandlet med Al siden 2001. Rapporten "Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer" (Egemose et al 2011) har samlet op på de danske erfaringer fra de 6 søer og rapporten konkluderer, at metoden især er egnet i søer med normalt kalkindhold (alkalinitet > 1 meqv L⁻¹).

Forundersøgelsen skal godtgøre at kriterierne for anvendelsen af den ønskede metode er opfyldt.

5.1 Kriterier for aluminiumbehandling

Al-behandling af søer bør kun gennemføres når følgende kriterier er opfyldt og alle disse punkter skal derfor godtgøres og verificeres i forundersøgelsen:

- a) Søens P-dynamik er præget af intern P-belastning og søens P-pulje udvaskes ikke eller kun meget langsomt. Typisk sker der kun en ringe transport af P ud af søen om sommeren pga. ringe vandføring. Aluminiumbehandling af søer bør kun bruges til at immobilisere overskud af P i søvandet samt den pulje af P i sedimentet, som kan frigives til søvandet. Aluminium bør altså ikke bruges i søer for at skabe et fældningsbassin for P tilført fra oplandet.
- b) Det skal være sandsynligt at P-niveauet efter Al-behandlingen kan overholde de til målopfyldelse svarende P-niveauer angivet i vandplanen.
- c) En sø kan også Al-behandles, hvis behandlingen kan føre til målopfyldelse i nedstrøms beliggende søer og så behøver kravet om målopfyldelse ikke nødvendigvis at være opfyldt i den behandlede sø. Der kan således forekomme en situation, hvor en Al-behandling ikke medfører målopfyldelse i den behandlede sø; men hvor behandlingen betyder, at søen ophører med at afgive P til en nedstrømsliggende sø, som derved bliver i stand til at opfylde VRD-målene.
- d) Søens alkalinitet er højere end 1 meqv L⁻¹. Polyaluminiumklorid er opløst i saltsyre og dannelsen af Al(OH)₃ ud fra Al³⁺ er yderligere en syredannende proces. Fældning af Al(OH)₃ sker bedst i pH-intervallet 6-6,5. I søer med en lavere alkalinitet end 1 meqv L⁻¹ er der risiko for, at bufferevnen er for lav og at pH-værdi efter tilsætning bliver lavere end dette. I så fald vil man have en høj restkoncentration af Al³⁺, Al(OH)²⁺ og Al(OH)₂⁺, som alle er særdeles toksiske ioner.
- e) Søer med lagdeling eller med forholdsvis lille bølgepåvirkning af sedimentet (relativ stor dybde til trods for manglende lagdeling eller lille påvirkning af vind) er egnede hvis kriterium f (se nedenfor) er opfyldt. Målet er at undgå resuspension af Al flokken og evt. efterfølgende omflytning.
- f) Søer, hvor der ikke vurderes at være risiko for, at pH i vandet over den aluminiumbehandlede søbund overstiger 8,5 i de første år efter behandling (hvilket kan føre til genopløsning af udfældet Al), er velegnede. Ved Al-behandling af lavvandede søer kan der være risiko for at udfældet Al genopløses ved høj pH i forbindelse med resuspension af sediment. Det skal vurderes om et indgreb i fiskebestanden forud for Al-behandling kan afværge risikoen, så Al-behandlingen kan gennemføres alligevel. En

fiskebestand med mange fisk, som søger føde i bunden (karper, skaller og brasener) kan fastholde en høj resuspension via fødesøgning efter bunddyr og desuden medføre høj pH i søen pga. deres græsning på zooplankton og deraf afledt øget primærproduktion af planteplankton.

I lagdelte søer er der intet problem, idet Al-flokken især vil sedimentere på dybder under springlaget og som regel behøver man ikke at behandle sediment på lavere vanddybde end 2 m, idet der normalt ikke akkumuleres mobilt P på lavt vand i dybe eller moderat dybe søer. Lavvandede søer kan imidlertid have dybder på 2-3 m eller mindre over hele søen og dermed en jævn fordeling af mobilt P. Det må antages, at sedimentet i søer uden lagdeling kan påvirkes af overfladevand, som kan have høje pH-værdier om sommeren.

Kravet om at pH i søvandet i lavvandede søer skal holdes under 8,5 vil normalt kunne opfyldes, hvis den eksterne P-tilførsel er nedbragt tilstrækkeligt og hvis søen vurderes at have en god trofisk struktur, dvs. uden massiv dominans af dyreplanktonædende fisk, skaller og brasener. Den trofiske struktur er dog sjældent god i eutrofe søer, og hvis det er tilfældet kan det være en idé at kræve, at lavvandede søer kun Al-behandles i kombination med at en god trofisk struktur sikres ved fiskeindgreb.

5.2 Beregning af dosering

Al skal doseres i en molar ratio på 10:1 i forhold til den potentielt mobile P-pulje i søen. Da molvægten for Al og P er hhv. 27 og 31 svarer denne doseringsratio til en vægt-ratio på 8,7.

Den potentielt mobile P-pulje er summen af TP i vandfasen og mobilt P i sedimentet. Puljen i sedimentet udregnes ud fra mindst tre stationer i søen (én på største dybde og to stationer på middeldybde). Doseringen beregnes efter puljen i sedimentet ned til 10 cm's dybde, se bilag 1. Til "potentielt mobilt P i sedimentet" medregnes porevands-P, jernbundet P, og NaOH-ekstraherbart organisk P. Ofte er det netop disse tre P-puljer, som udgør den koncentrationsforøgelse (målt i $\mu\text{g P gTV}^{-1}$), som iagttages i den øverste del af en koncentrationsprofil for TP i sediment og alternativt kan denne bruges til en simpel bestemmelse af potentielt mobilt P.

I de fleste danske søer findes den potentielt mobile P-pulje i de øverste 10 cm af sedimentet; men akkumuleringen kan være større i søer, som tidligere har modtaget meget store mængder P (f.eks. Søbygaard Sø, Vejle Sø, Søllerød Sø) og i søer med meget organisk sediment kan den mobile P-pulje findes jævnt fordelt i dybden 0-20 cm eller 0-30 cm (f.eks. dybeste station i Sønderby Sø, Nordborg Sø, Haderslev Dam). Sandsynligvis finder der mobilisering af P sted fra større dybde end 10 cm i disse søer og de 10 cm i anbefalingen skal derfor vurderes i forhold til indholdet i 10-20 cm's dybde (se bilag 1).

Uanset hvor meget den beregnede Al dosis er, så skal der dog altid udbringes så meget af det sure produkt, at pH i søvandet falder til under 7,5 i forbindelse med udbringningen – dog aldrig under 6,5. Dette sikrer en lav restkoncentration af opløst Al. Hvis Al tilsættes i overfladen skal doseringen opblandet i hele søens volumen beregnes sammen med den resulterende effekt på pH (mg Al L⁻¹ søvand). Hvis Al kun tilsættes hypolimnion skal doseringen (Al L⁻¹) beregnes på baggrund af hypolimnions volumen.

Al-flokken mister hurtigt (3 mdr.) sin høje affinitet for P og det er derfor optimalt, at der er høje koncentrationer af opløst P til stede i vand og/eller sediment ved tilsætningen. Al-flokken kan dog fortsat binde P efter 3 mdr., blot med lavere affinitet for fosfat.

5.3 Beskrivelse af behandlingens forløb

Der skal anvendes et surt Al-produkt som polyaluminiumklorid eller alum (aluminiumsulfat). Det basiske aluminat må ikke anvendes pga. dårlige fældningsegenskaber ved praktisk brug i søerne.

pH i søvandet skal måles kontinuerligt i udbringningsperioden. Udbringningen standses, hvis søvandets pH falder til under 6,5. Behandlingen kan fortsættes i en anden del af søen eller genoptages, når pH igen er steget til over 7.

Udbringningen skal foregå i perioden september til december, så der ikke i de efterfølgende måneder er risiko for høj pH i søvandet. Start pH skal således også være under pH 8,5 ved udbringning. Perioden i eftersommeren er mest velegnet, idet der ofte er høje koncentrationer af fosfat i søvandet og mere rolige vindforhold. Dog må der ikke være udpræget algeblomst af blågrønalger i udbringningssituationen, da dette kan forsinke eller forhindre bundfældning af Al-flokken.

Kun arealer uden for bredzonevegetationen behandles.

Det er muligt at tilsætte Al alene til hypolimnion i en lagdelt sø. Hvis dette er planen kan Al udbringes i hele sommerhalvåret uafhængigt af pH i overfladevandet.

Da frisk Al-flok meget let resuspenderes og transporteres med bundstrøm skal udbringningen foregå i roligt vejr (let vind eller derunder). Målet er, at opnå den korrekte arealmæssige dosering.

Fisk skal have mulighed for at flygte fra Al-flokken i forbindelse med udbringning. Man skal derfor ikke dække hele søen på samme dag; men fordele udbringningen over to eller flere dage.

Der skal anvendes GPS-sporing eller lignende for at sikre, at Al udbringes på det ønskede areal.

For at opnå optimale resultater og mindske muligheden for fejl, bør behandlingen kun foretages af firmaer eller personer med et dokumenteret kendskab til at anvende metoden.

5.4 Monitoringsprogram før, under og efter behandling

Der skal gennemføres monitoring i henhold til teknisk anvisning for feltmålinger og udtagning af prøver til analyse af vandkemiske parametre i søer, [TA nr. S01](#) under og efter behandling. Hvis de seneste vandkvalitetsmålinger i søen er over 5 år gamle bør der også foretages monitoring mindst en sommer forud for behandlingen. Monitoringsprogrammet skal dokumentere effekterne af behandlingen og sikre at der ikke sker fejl.

Minimums monitoring før behandling

Denne skal indeholde data fra mindst 7 prøvetagninger i henhold til programbeskrivelsen for det nationale overvågningsprogram, hvis ikke data er til rådighed fra de seneste 5 år, og omfatte: TN, TP, fosfat, pH, alkalinitet, sigtdybde og klorofyl *a*. Prøvetagningen foretages i henhold til den gældende tekniske anvisning for feltmålinger og vandkemi, jf. NOVANA, [TA nr. S01](#). Supplerende oplysninger om søens fiskebestand og om undervandsvegetation er velkomne for senere evaluering af indgrebets virkning.

Monitoring under behandling

Den udbragte mængde Al og fordelingen over det ønskede areal skal dokumenteres ved GPS-sporing og ligeledes skal pH i søvandet følges kontinuert og dokumenteres i forbindelse med Al-udbringningen. Hvis pH falder til under 6,5 skal behandlingen stoppes.

Monitoring efter behandling

Monitoringen efter behandlingen skal påvise effekten af behandlingen, både i forhold til vandkvalitet og om der forekommer forhøjet indhold af opløst aluminium efter behandlingen. Effekten på søens vandkvalitet skal dokumenteres ved målinger af TN, TP, fosfat, klorofyl *a*., sigtdybde, alkalinitet, pH, og opløst aluminium sommeren efter behandling samt 2- 3 sommerperioder indenfor de efterfølgende 10 år (i henhold til programbeskrivelsen for det nationale overvågningsprogram). Prøvetagningen foretages i henhold til gældende tekniske anvisning for feltmålinger og vandkemi. Prøvetagningsmetode til opløst aluminium er den samme som til opløste tungmetaller. En del af monitoringen efter behandlingen kan varetages gennem det nationale overvågningsprogram NOVANA, hvorfor monitoringsprogrammet skal koordineres med dette.

Man kan opnå en visuel opfattelse af, hvordan aluminiumflokken stabiliseres og indarbejdes i sedimentet ved at udtage sedimentprøver eksempelvis 3 måneder efter behandlingen.

Hvis der opstår tvivl om behandlingens resultat, eller hvis behandlingen gennemføres over flere år, kan der foretages en opfølgende måling af den mobile fosfor pulje i sedimentet 1-2 år efter behandlingen.

5.5 Ansøgning om tilladelse til aluminiumbehandling

Der skal i alle tilfælde ansøges om tilladelse til Al-behandling af søer i henhold til miljøbeskyttelseslovens § 27, stk. 3 og bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledninger af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

Ansøgningen skal indeholde en redegørelse for søens nuværende tilstand herunder resultater fra monitoring før behandling, se forrige afsnit. Det skal dokumenteres at kriterierne for anvendelse af Al til sørestauration er opfyldt. Der skal gives et estimat for forventet TP i søvandet efter behandlingen ud fra Vollenweider-modellering og ud fra dette den forventede forbedring i klorofyl a og sigtdybde.

Vollenweider-modellen giver som sagt en sammenhæng mellem P-tilførsel og årsmiddelkoncentration i søen. Da relationen mellem P og klorofyl er opgjort på basis af sommermiddel, er der behov for at kunne omregne mellem årsmiddel- og sommermiddelinhold af P. De formler, der skal anvendes er beskrevet i kapitel 6.4.1 i "Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer", som kan findes på Naturstyrelsens hjemmeside, men er også angivet i bilag 2:

http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/Om_vandplanerne/Retningslinjer/

Af ansøgningen skal det desuden fremgå hvordan den potentielt mobile P-pulje er beregnet, hvor mange stationer i søen der ligger til grund for beregningen og hvordan dosis er beregnet i forhold til denne. Der skal foreligge beregninger af sedimentets og søvandets samlede mobile P-pulje. Det skal dokumenteres at søens dårlige tilstand primært skyldes intern belastning.

Det skal fremgå hvad der aktuelt ønskes udbragt (g Al m^{-2}) på den behandlede søbund (kan være forskellig i forhold til fordeling af P-puljerne) og beregnet på hele søens areal. Ligeledes skal det angives hvor stor doseringen er (mg Al L^{-1}) i forhold til hele søens vandvolumen.

Der skal foreligge en plan for udbringningen, hvor det fremgår, hvor stor en mængde der ønskes udbragt ved første (evt. anden og tredje) tilsætning samt i hvilken periode disse forventes at finde sted, og en beskrivelse af, hvordan man vil kontrollere pH under udbringningen.

Det skal fremgå, om Al tilsættes i overfladen eller alene til hypolimnion. Det skal beregnes, hvor stort faldet i alkalinitet vil blive ved den ansøgte dosering (mg Al L^{-1}).

Den planlagte doserings evt. tilførsel af tungmetaller som følge af sporstoffer i produktet skal beregnes. Dette beregnes ud fra produktbeskrivelse af det valgte Al-produkt og sammenholdes med målte eller normale koncentrationer i sedimentet.

Endelig skal det fremgå hvordan søen vil blive monitoreret under behandlingen og hvordan effekten vil blive dokumenteret efter behandlingen. Se endvidere afsnit om monitoring efter behandling ovenfor.

Naturstyrelsen kan i særlige tilfælde kræve ændringer eller yderligere undersøgelser, hvis Naturstyrelsen vurderer, at omstændighederne vedrørende en specifik sø betinger nødvendigheden heraf.

6 Biomanipulation

Biomanipulation anvendes som en kunstig top-down kontrol af fredfiskebestanden i en sø, således at rovfisken får mulighed for at kontrollere den tilbageværende fredfiskebestand. Herved skabes en fiskebestand i bedre balance sammenlignet med en bestand domineret af fredfisk, som det er kendt fra næringsrige søer. Færre fredfisk giver bedre betingelser for dyreplanktonet, som dermed lettere kan holde mængden af planteplankton nede. Opfiskningen af fisk, som er fødesøgende på bunden – især brasen – har også en positiv effekt på vandets klarhed via mindsket sedimentophvirvling. Der blev i 2007 gennemført en tværgående analyse og skrevet en sammenstilling over danske sørestaureringsprojekter (Liboriussen et al., 2007a&b). Denne samler bl.a. også op på biomanipulationsforsøgene og beskriver en række eksempler på gennemførte restaureringsprojekter.

Der er hidtil gennemført biomanipulation i form af opfiskning i 42 danske søer (Liboriussen et al., 2007a). I søer, hvor en stor del af bestanden er opfisket, er der observeret en umiddelbar effekt og effekten har typisk haft en varighed af 6-10 år. Der er endnu ikke observeret varige effekter, som følge af en opfiskning i danske søer. Langt de fleste indgreb i Danmark er dog også foretaget i relative næringsrige søer, og det betyder, at der ikke kan forventes varige effekter. Som nævnt i indledningen (afsnit 3) er forudsætningen for gode effekter ved en biomanipulation også at den eksterne næringsstofftilførsel er reduceret tilstrækkeligt.

Nedenfor er beskrevet kriterierne for gennemførelse af en biomanipulation.

6.1 Kriterier for biomanipulation

For at gennemføre en biomanipulation i form af en opfiskning kræves dominans af fredfisk, hvilket i danske søer primært vil sige skalle og brasen. Det er vanskeligt at sætte et præcist tal på, hvor stor en procentdel fredfiskebestanden skal udgøre før en opfiskning sættes i værk, og andelen af fredfisk varierer betydeligt inden for et givent næringsstofniveau (se analyser i Bjerring et al., 2012 og Søndergaard et al., 2012). På baggrund af et forslag til et nyt fiskeindeks i forbindelse med den økologiske klassificering jf. Vandrammedirektivet (Søndergaard et al., 2012)

vurderes opfiskning af fredfisk dog relevant, hvis den biomassebaserede fredfiskebestand er over ca. 60 % af den samlede fiskebestand.

Fredfiskebestandens andel skal vurderes på baggrund af en fiskeundersøgelse efter [TA nr. S05](#), Fiskeundersøgelse i søer. Eksisterer der en fiskeundersøgelse efter TA S05, som højst er 6 år gammel, kan denne anvendes og yderligere forundersøgelser er ikke nødvendige. Ved ældre data kræves en ny fiskeundersøgelse før der kan træffes beslutning om evt. opfiskning. Det er tilstrækkeligt at gennemføre en undersøgelse på niveau 2 efter TA S05, men ønskes en bedre sikkerhed på bestemmelsen af fiskebestanden, kan niveau 1 anvendes.

Hvis søen, hvori opfiskning planlægges, er en del af et større søsystem skal det vurderes hvorvidt, der er risiko for genindvandring. Er søen en del af et større system med tilløb og afløb er sandsynligheden for en hurtig genindvandring større sammenholdt med mere isolerede eller opstrømsliggende søer med lille kontakt og kun mindre til-/afløb. Baggrunden for en genindvandring er f.eks. skalle og brasens migrationsadfærd i forbindelse med gydning (Hladik & Kubecka, 2003), men også at f.eks. brasen indenfor et vist størrelsesinterval kan udvise en speciel predationsbetinget migrationsadfærd (Skov et al., 2011; Pollux et al., 2006). Desuden kan skalle- og brasenyngel også drifte til en sø fra opstrømsliggende områder (Reichard & Jurajda, 2007), hvilket også betyder afstanden til nærmeste sø kan have indflydelse på genindvandringen af fredfisk.

6.2 Opfiskningsmetoder

Der eksisterer en række forskellige metoder og redskaber, ligesom fiskestrategien kan variere afhængig af søtype og størrelse. Generelt kan man for små søer anbefale: op til 25 m lange håndvod, ruser, gællenet og elektrofiskeri. For store søer kan anbefales: store vod 100-1000 m lange, bundgarn, gællenet, trawl, håndvod i til-/afløb og elektrofiskeri. Hvilket redskab der specifikt skal anvendes kan variere afhængig af fiskeart, bundforhold og årstid. Ofte kan et lokalt kendskab til søen med fordel udnyttes til at optimere opfiskningsindsatsen.

Vod og trawl: Vod og landdragningsvod er et hyppigt anvendt redskab til opfiskning af fredfisk i danske søer. Afhængig af voddets størrelse trækkes det ind til land ved hånd- eller maskinkraft. Det affisker et forholdsvist stort område i et enkelt træk, og det kan bruges på alle årstider. Metoden er dog ikke lige anvendelig til alle bundforhold da blød bund, store sten, træer og træørdder kan forhindre eller ødelægge brugen af det. I små søer kan et håndvod være yderst effektivt, ligesom det kan anvendes i søers tilløb eller afløb, hvor især småfisk ofte samles i overvintringsstimer.

Trawl som trækkes af enten en eller to både kan anvendes på store søer med store åbne vandområder. Metoden er ikke anvendt særlig ofte i danske søer pga. deres begrænsede størrelse, men er ofte anvendt i f.eks. Holland, hvor de har store lavvandede søer med åbne vandflader.

Ruser og bundgarn: Ruser og bundgarn er passive fiskeredskaber, dvs. de er helt afhængige af fiskenes aktivitet og kan derfor kun anvendes i perioder hvor fiskene er aktive. Ruser findes i mange størrelser, men er generelt mindre og forholdsvis billige og lette at anvende. De affisker et lille areal og anvendes derfor som regel kun i småsøer. Ruser fanger bedst i fiskenes gydeperiode, hvor fiskene bevæger sig ind på lavt vand i littoralzonen, dvs. fra midt i maj til midt i juli afhængig af fiskearten.

Bundgarn har ofte været anvendt af erhvervsfiskere i de danske søer, pga. deres store ålefangst. Bundgarn fungerer som en stor ruse, og anvendes primært i større søer til opfiskning af skidtfisk. De tager lang tid at stille op og kræver regelmæssig tømning, rensning og optagning. De er ligesom ruserne mest effektive i gydeperioden.

Ruser og bundgarn skal i ferskvand være forsynet med stopriste (odderriste), og dette gør at redskabet vil være knap så ideelt overfor de større arter, f.eks. brasen. Der kan evt. søges tilladelse efter Fiskeriloven til at fiske uden stoprist, på særlige vilkår.

Gællenet: Gællenet kan fås i varierende længder, dybder og maskevidder og har typisk en mindste maskevidde på ca. 20 mm fra knude til knude. Til opfiskning af fredfisk er gællenet kun effektive ved større fisk som brasen og store skaller, da tidsforbruget ved røgtning af garnene er stort. I almindelig handel fås rødspættegran, som kan anvendes til fangst af brasen i bredzonen i foråret. Gællenet er ligesom ruser og bundgarn, et passivt redskab, og derfor afhængig af fiskenes aktivitet.

Elektrofiskeri: El-fiskeri anvendes primært i mindre søer, hvor bredzonen udgør en betragtelig del af søarealet. Årsagen er at elektrofiskeri kun kan anvendes på lavt vand, og specielt i rørskoven, hvor andre redskaber ikke kan anvendes, samt i kanaler, tilløb og afløb i f.eks. vinterperioden, hvor fiskene ofte søger herhen.

6.3 Tidspunkt for opfiskning og periode

Tidspunkt for opfiskning og en oversigt over mulige redskaber til opfiskningen er angivet i tabellen.

Redskab	Tidspunkt	Periode	Begrænsninger
Vod, små/sto	Hele året		Afhængig af bundforhold
Trawl	Hele året		Kun store søer og åbent va
Ruser	Sent forår og somm	Gydeperioden	
Bundgarn	Sent forår og juni	Gydeperioden	Tager tid at stille op
Gællenet	Sommer og septem	Aktiv periode	Kun til store fisk
El-fiskeri	Sent forår og somm til-/afløb	F.eks. når fisk stim i til-/afløb	Kun i bredzonen og på lavt

6.4 Opfiskningsmængder

Tidligere erfaring viser, at en betydelig del af fredfiskebestanden skal fjernes for at opnå en umiddelbar positiv effekt på søen. Generelt anbefales det, at op til 80 % af fredfiskenes biomasse fjernes, hvilket i næringsrige søer kan betyde at op til 300 kg fisk pr. hektar skal opfiskes. Opfiskningsmængden øges jo mere næringsrig søen er (se f.eks. Liboriussen et al. 2007a).

Opfiskningen skal så vidt muligt gennemføres inden for 1-2 år for at mindske risikoen for at den tilbageværende fiskebestand kompenserer for den opfiskede fiskemængde ved øget produktion og overlevelse. Der er gennemført langtidsopfiskninger, hvor en mindre procentdel (10-20 %) af årsproduktionen er fjernet. Metoden giver ikke en umiddelbar effekt, men kræver adskillige års opfiskning før en effekt kan forventes.

Forud for opfiskningen skal der foreligge aftaler om, hvordan fiskene efterfølgende håndteres. Potentielle aftagere af fisk vil afhænge af den samlede fiskemængde, og hvor regelmæssigt der kan leveres fisk. Det kan f.eks. være zoologiske haver eller en minkfoderproducent, alternativt skal biomassen sendes til destruktion.

6.5 Typer af fisk der fjernes

Generelt er det fredfiskene (de dyreplankton- og bunddyrsædende fisk), som skal fjernes. Dvs. under danske forhold primært skalle og brasen. Under særlige forhold kan der også være tale om rudskaller og karper. Specielt karper er imidlertid vanskelige at fjerne med flere af ovennævnte redskaber, men er samtidigt sammen med brasen én af arterne med størst negativ påvirkning af vandkvaliteten, fordi de under fødesøgning roder op i bunden og øger mængden af suspenderet stof i vandet. Fangst af rovfisk som gedde og aborre skal så vidt muligt undgås, og fangede, levedygtige fisk udsættes igen.

6.6 Monitoring efter opfiskning

Vandkvaliteten i søen efter opfiskning monitoreres i en 10 årig periode efter opfiskningen på samme måde som ved Al-behandling (afsnit 5.4). Dog skal der ikke måles opløst Al. Fiskebestanden skal monitoreres mindst 1 gang efter at opfiskningen er afsluttet, af hensyn til at vurdere effektiviteten af opfiskningen, men supplerende monitoring kan foretages i forhold til at vurdere den eventuelle genetablering af bestanden. Den obligatoriske monitoring skal foretages året efter opfiskningen og under anvendelse af metoden i NOVANA programmet, jf. [TA nr. S05](#), Fiskeundersøgelser i søer).

7 Myndighedsbehandling

Forud for gennemførelse af en sørestaurering skal kommunen opnå de fornødne tilladelser og dispensationer efter lovgivningen, herunder

- Naturbeskyttelseslovens § 3,

- Miljøbeskyttelseslovens § 27 stk. 3 og Bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, jf. afsnittet om aluminiumbehandling,
- Fiskeriloven. Opfiskning kan i visse tilfælde kræve tilladelse efter fiskeriloven.

Der kan endvidere være særlige forhold at tage højde for, hvis søen ligger i eller opstrøms et Natura 2000 område, jf. Habitatdirektivet.

8 Opsummering

Denne vejledning i udarbejdelse af forundersøgelse inden gennemførelse af sørestaurering er skrevet med henblik på virkemidlerne fosforfældning med aluminium og biomanipulation, idet det er disse 2 virkemidler, som er udpeget i den nuværende vandplan. Vejledningen vil senere kunne udbygges med yderligere vejledning i forbindelse med andre virkemidler som f.eks. iltning.

9 Litteraturliste

Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2012. Søer 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Egemose, S., Jensen, H.S. & Reitzel, K. (2011): Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Naturstyrelsen.

http://www.naturstyrelsen.dk/Udgivelser/Aarstal/2011/Erfaringer_med_aluminiumbehandling_af_danske_soer.htm

Egemose, S. Reitzel, K., Andersen, F.Ø. & Jensen, H.S. (2013): Resuspension-mediated aluminium and phosphorus distribution in lake sediments after aluminium treatment. *Hydrobiologia* 701: 79-88, DOI 10.1007/s10750-012-1258-y

Hladík, M. & Kubecka, J. (2003): Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504: 251-266.

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007a: Sørestaurering i Danmark. Del I:

Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636

Hansen, K. S., 2007a: Omregning mellem sommer- og årsværdier for fosfor og kvælstof i søer. Notat af 29. november 2007. Miljøministeriet, Miljøcenter Odense.

Hansen, K.S. (2007b): Beregning af sammenhængen mellem søers indhold af klorofyl a, TP og TN. Notat af 2. oktober 2007. Miljøministeriet, Miljøcenter Odense.

Johansson, L.S. & Lauridsen, T.L. 2011. Fiskeundersøgelser i søer. Teknisk anvisning TA. nr.: S05, Version: 1. Fagdatacenter for Ferskvand, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007a: Sørestaurering i Danmark. Del I:

Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007b: Sørestaurering i Danmark. Del II:

Eksempelsamling. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 312 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636

Osgood, R.A. (1988): Lake mixis and internal phosphorus dynamics. *Archiv für Hydrobiologie* 113: 629-638.

NOVANA 2011-2015, Tekniske anvisninger for søer og vandløb
http://www.dmu.dk/myndighedsbetjening/overvaagning/fagdatacentre/fdcfersk/programgrundlag_og_vejledninger/novana20112015programmer/

Pollux, B.J.A., Korosi, A., Verbeck, W.C.E.P., Pollux, P.M.J. & van der Velde, G. (2006):
Reproduction, growth and migration of fishes in a regulated lowland tributary:
potential recruitment to the river Meuse. *Hydrobiologia* 565: 105-120.

Reichard, M. & Jurajda, P. Seasonal dynamics and age structure of drifting cyprinid
fishes: an interspecific comparison. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 482-492.

Skov, C., Baktoft, H., Brodersen, J., Brönmark, C., Chapman, B. B., Hansson, L.-A. &
Nilsson P. A. (2011): Sizing up your enemy: individual predation vulnerability
predicts migratory probability. *Proc. R. Soc. Biol. Sci.* 278: 1414-1418.

Søndergaard, M., 2007a: Sammenhænge mellem årsmiddel og
sommermiddelkoncentrationer af totalfosfor og total kvælstof i danske søer. Notat
af 28. november 2007. Danmarks Miljøundersøgelser ved Århus Universitet.

Søndergaard, M. (2007b): Sammenhænge mellem søers indhold af klorofyl a, TP og
TN. Notat af 21.09.07. Danmarks Miljøundersøgelser ved Aarhus Universitet.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-
Larsen, P. & Friberg, N. (2012, i trykken). Biologiske indikatorer til vurdering af
økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt
Center for Miljø og Energi, xx. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for
Miljø og Energi nr. xxx

Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for
phosphorus in lake eutrophication. *Mem. I. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.

10 Bilag

Bilag 1: Måling af den potentielt mobile fosforpulje i søsediment forud for aluminiumbehandling

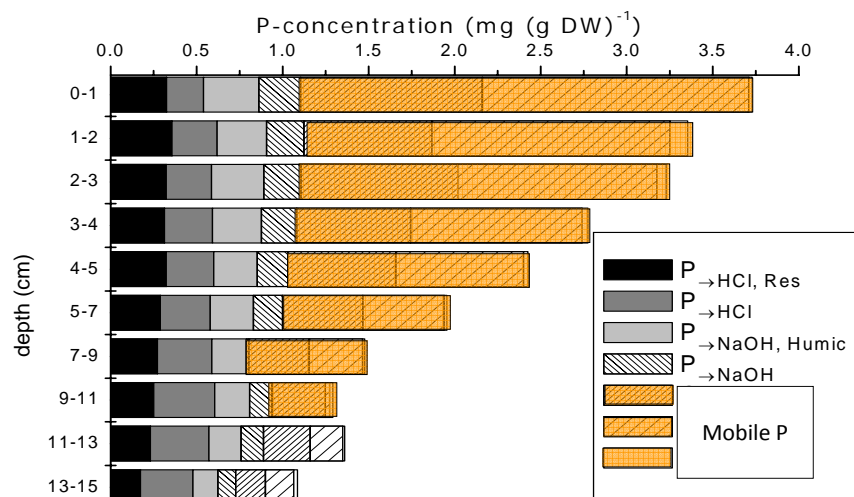
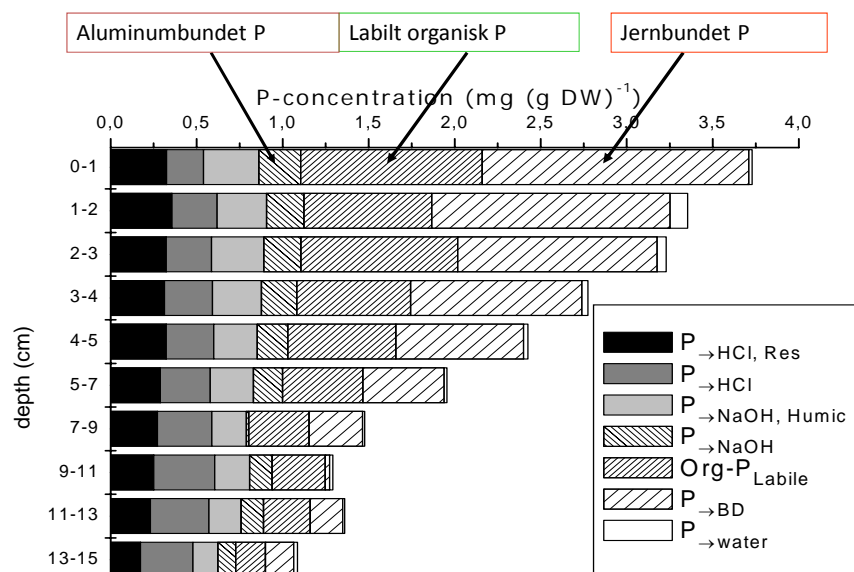
Indledning:

Ved aluminiumbehandling af søer er det vigtigt, at doseringen er så stor, at alt tilgængeligt fosfor (P) og al det P, som potentielt kan frigives fra sedimentet bliver bundet, idet en underdosering i forhold til P-puljen i søen vil betyde at den positive effekt af behandlingen kun bliver kortvarig (få år). Omvendt skal man af økonomiske såvel som etiske grunde ikke tilsætte mere aluminium end der er behov for. Behovet opgøres i forhold til puljen af totalfosfor (TP) i søvandet samt puljen af potentielt mobilt P i sedimentet. Der skal doseres efter en molær bindingsratio på 10:1 mellem aluminium og P (svarende til en vægtratio på 8,7:1).

Den mobile P-pulje er erfaringsmæssigt nogle gange større end den årlige interne P-belastning i søen, som i nogle tilfælde kan beregnes ud fra hvor meget søens TP stiger i sommerperioden. Nedenstående redegøres for tre metoder til bestemmelse af den mobile pulje: 1) Alt P_{sed} mere end 1 mg g^{-1} tørstof er mobilt, 2) Vurdering ud fra P_{sed} dybdeprofilen (alt over baggrunds niveauet, som ses i dybereliggende sediment er mobilt) og 3) Sekventiel ekstraktion af jernbundet P og labilt organisk P fra frisk sediment.

Det er rimeligt kun at beregne dosering efter den mobile P-pulje i de øverste 10 cm af sedimentet om end de mobile P-former kan forekomme i dybder helt ned til 40 cm i nogle søer. Vi anbefaler dog at måle mobilt P i dybden 10-20 cm også, idet mobilisering fra denne dybde kan nødvendiggøre en ekstra behandling efter 10-20 år. Tidshorizonten for frigivelse af P fra dybder under 10 cm er lang og frigivelsen modvirkes af den diagenetiske proces, som kan omdanne porevands-P til stabile krystallinske former som apatit (en form af kalciumbundet P) eller vivianit (P bundet til reduceret jern).

En dybdeprofil for sedimentets P-puljer i Sønderby Sø illustrerer de tre forskellige metoder til at kvantificere den mobile P-pulje (Fig.1). Baggrunds niveauet for P (her målt i dybden 13-15 cm) er lige over 1 mg g^{-1} tørvægt og hvis man antager at koncentrationer højere end denne værdi repræsenterer mobilt P vil man nå ca. samme estimat med metode 1 og 2. Også med den tredje metode, sekventiel ekstraktion, hvor de tre yderste (til højre) fraktioner repræsenterer vand-ekstraherbart P ($P_{\text{H}_2\text{O}}$), jernbundet P (P_{BD}) og labilt organisk P ($\text{Org-P}_{\text{Labile}}$), vil man nå samme estimat for mobilt P i de øverste 10 cm af sedimentet. Eksemplet er en "ideel sag", idet man i mange søer ikke kommer ned til baggrunds niveauet i 10 cm dybde og i mange tilfælde udgør de immobile P-puljer også mere end 1 mg g^{-1} tørvægt. Metode 3 med sekventiel ekstraktion anbefales derfor som den foretrukne metode, og er den metode, der normalt skal bruges ved beregning af dosering.



Figur 1. Dybdeprofil af P-puljer i sedimentet i Sønderby Sø 2001.

Prøvetagning og analyser:

Nedenstående beskrives fremgangsmåden ved metode 3 (ekstraktion), idet metode 1 eller 2 kun anvendes når der i forvejen eksisterer et datasæt der viser, at en af disse metoder vil stemme overens med metode 3. Der udtages sedimentprøver fra de vigtigste sedimentationsområder - mindst 3 stationer i søen: Største dybde og middeldybde i hver sin ende af søen.

Prøverne udtages som uforstyrrede sedimentkerner med Kajak bundhenter. Kernerne skal være mindst 20 cm lange og have en diameter på mindst 5 cm. Der udtages 3 kerner fra hver station.

I laboratoriet opsplittes sedimentet i dybderne 0-5 cm, 5-10 cm og 10-20 cm med så lidt kontakt til atmosfærisk luft som muligt – gerne i N₂ atmosfære i en handskepose. I hvert fald skal sedimentet øjeblikkeligt ned i en gastæt plasticpose. Sedimentet fra de 3 rør puljes for hver dybde og mikses grundigt i plastikposen. Det friske sediment opbevares koldt indtil analyse; men bør analyseres hurtigst muligt.

Herfra udtages sedimentet til flg. analyser:

- 1) Tørstof, glødetab og evt. efterfølgende måling af total fosfor og total jern. Tørstof og glødetab er nødvendigt for at beregne tørstofindholdet per sedimentvolumen (bulk density) og dermed tørstofindholdet per areal i 10 cm's dybde.
- 2) Jernbundet P og labilt organisk P – de potentielt mobile P former. Der bør også måles hhv. jern og aluminium i de to fraktioner, da denne information er nyttig for senere fortolkning af udviklingen i søen; men det har ingen betydning for bestemmelse af den mobile P-pulje.

Ad 1) Tørstof, glødetab og total P

- 1) 5-10 vådt sediment (sten og kviste frasorteres) afvejes og tørres i 24 timer ved 105 C°. Tørvægten bestemmes og sedimentet homogeniseres i en mortar. 0,2 – 0,5 gr. tørt sediment afvejes og glødes ved 520 gr. i 4-8 timer. Glødevægten bestemmes. Procent tørstof (%TS) og procent glødetab (%GT) beregnes. Densiteten for frisk (vådt) sediment kan nu beregnes (teoretisk) som:

$$\text{Densitet} = 1 / [1 - \%TS / 100 + \%TS / 100 / (2,6 * (1 - \%GT / 100) + 1,05 * \%GT / 100)]$$

Det antages i denne formel, at den mineralske del af sedimentet har en massefylde på 2,6 og at den organiske del har en massefylde på 1,05.

Tørstof per volumenenhed beregnes som: Bulk density =

$$\text{Densitet} * \%TS / 100$$

Total P og total jern kan bestemmes ved at koge 0,1 gr. glødet sediment i 1 time i 1 M HCl. Ekstraktet fortyndes mindst 5 gange inden bestemmelse af fosfat.

Ad 2) Ekstraktion af jernbundet P og labilt organisk P

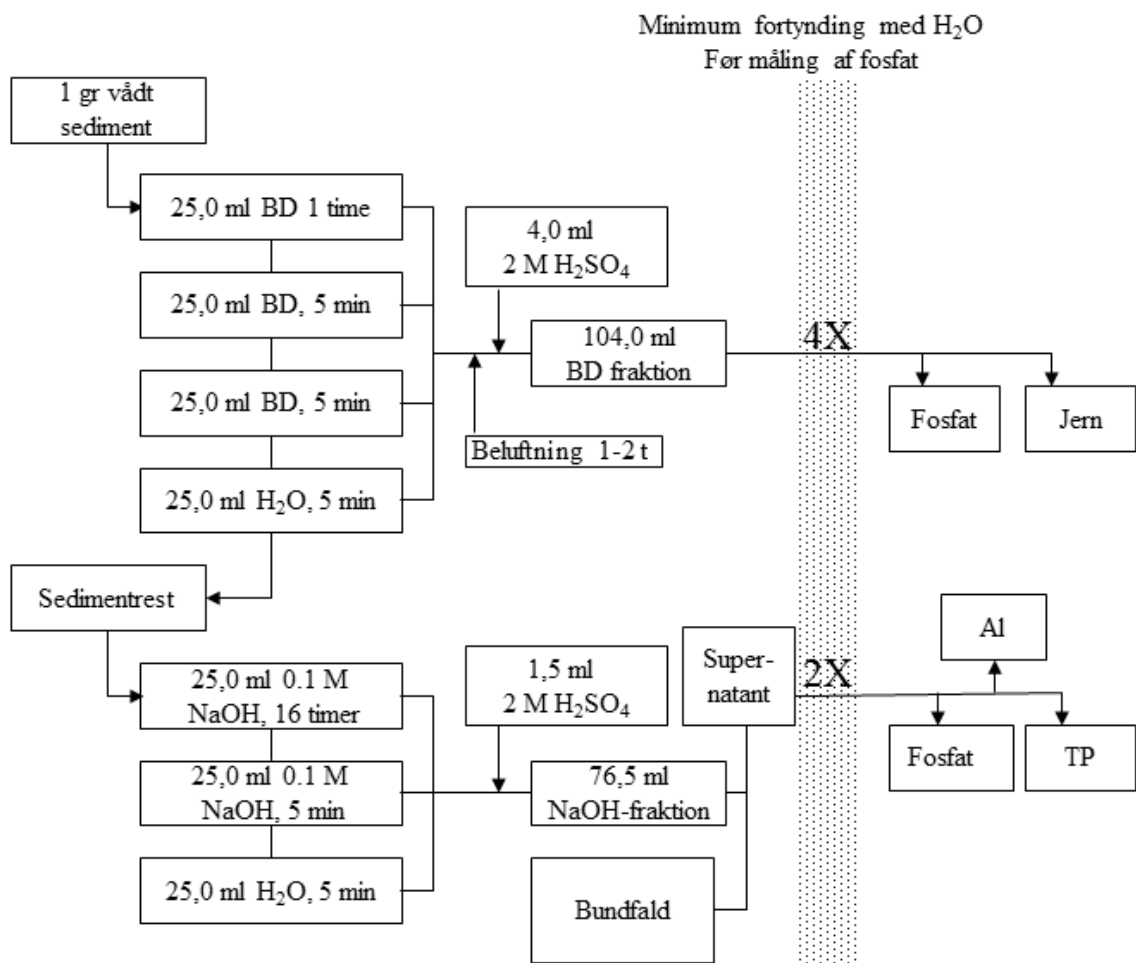
- 1) 1 gr. frisk vådt sediment afvejes i 50 ml centrifugerør.
- 2) Let adsorberet og jernbundet P: 25 ml BD-reagens tilsættes og der rystes i 1 time.
Der centrifugeres (5-10 min, 3000 rpm) og dekanteres i en 100 ml flaske.

Derefter tilsættes igen 25 ml BD-reagens og rystes i 5 min. Centrifugering og dekantering i samme flaske. Dette gentages, så der i alt ekstraheres med 75 ml BD-reagens.

Til slut tilsættes 25 ml destilleret H₂O og rystes i 5 min. Der centrifugeres og dekanteres ned i 100 ml flasken. Flasken beluftes nu i stinkskab indtil dithionit lugten er væk hvorefter der tilsættes 4 ml 2 M H₂SO₄.

Det surgjorte ekstrakt analyseres for fosfat efter mindst 4X fortynding. Der kan også analyseres for jern på AAS, ICP eller med ferrozine metode efter 4 X fortynding. Det ekstraherede jern repræsenterer den oxiderede pulje af jern i sedimentet.

- 3) *Labilt organisk P*: 25 ml 0,1 M NaOH tilsættes sedimentresten fra 2) og der rystes i 15-18 timer. Centrifugeres og dekantering som ovenstående. Der rystes én gang ekstra med NaOH (5 min) og én gang med vand (5 min). I alt 75 ml ekstrakt tilsættes 1,5 ml 2 M H₂SO₄. I dette ekstrakt vil der udfældes humussyrer i løbet af 2 dage – lad dem bundfælde og udfør kun analyser på supernatanten. *Det surgjorte ekstrakt analyseres for fosfat og opløst total-P (fortynd mindst 2 X ved begge metoder). Differencen mellem TP og fosfat udgøres af labilt organisk P. NaOH ekstraherer også aluminiumoxider/hydroxider, som kan binde P. Efter en aluminiumbehandling vil den tilsatte aluminium kunne findes i den NaOH-ekstraherbare fraktion.*



Figur 2. Diagram over den sekventielle ekstraktionsprocedure.

Bilag 2: Omregning fra årsmiddelværdi for TP (beregnet efter Vollenweider) til sommermiddelværdi for klorofyl.

Ved omregning mellem års- og sommermiddelkoncentrationen anvendes følgende sammenhænge, der angiver forholdet mellem sommer- og årsmiddel, jf. Hansen (2007a) og Søndergaard (2007a):

Fosfor:

$$\text{Log (TP_sommer/TP_år)} = 0,12 + 0,12 * \text{log TP_sommer (dybe søer)}$$

$$\text{Log (TP_sommer/TP_år)} = 0,28 + 0,22 * \text{log TP_sommer (lavvandede søer)}$$

Dette svarer til sommer/år-forhold på 0,85 og 1,06 for hhv. dybe og lavvandede søer ved grænsen god/moderat økologisk tilstand. Dvs. at årsmiddelkoncentrationen i en lavvandet sø omkring målopfyldelse skal ganges med 1,06 for at omregnes til sommerkoncentration.

Der kan dog være betydelige forskelle i sommer/år-forholdet fra sø til sø. Disse variationer kan skyldes, at søerne har forskellig belastningshistorie og forskelle i opholdstid og afstrømningsmønstre. Hvis der er et velunderbygget kendskab til sommer/år-forholdet i en konkret sø, kan dette anvendes i det omfang det vurderes, at sommer/år-forhold også er gældende i en ligevægtssituation ved målopfyldelse.

(Hansen 2007a, Søndergaard 2007a).

Omregning mellem sommermiddel fosfor og sommermiddel klorofyl

Ud fra empiriske sammenhænge mellem fosfor og klorofyl a i danske søer, opstillet af Danmarks Miljøundersøgelser (Søndergaard 2007b), er klorofylkravene for grænsen god/moderat økologisk tilstand omregnet til fosforindhold (sommermiddel) således (jf. Hansen, 2007b):

Dybe søer: 0,015-0,025 mg P/l

Lavvandede søer: 0,059-0,070 mg P/l

Et sommermiddel fosforindhold på disse niveauer forventes altså at give målopfyldelse (god økologisk tilstand).

De bagvedliggende relationer har formen:

$$\text{Log klorofyl a} = 2,36 + 0,80 * \text{log TP} (r^2 = 0,53) \text{ (dybe søer)}$$

$$\text{Log klorofyl a} = 2,53 + 0,98 * \text{log TP} (r^2 = 0,51) \text{ (lavvandede søer)}$$

Svarende til:

Klorofyl a = $229,1 \cdot TP^{0,80}$ (dybe søer)

Klorofyl a = $338,8 \cdot TP^{0,98}$ (lavvandede søer)

(Hansen 2007b, Søndergaard 2007b).