# Naturstyrelsen

## Anvendelse af okkerslam til restaurering af søer

**Maj 2012**

## Kolofon


| | |
|---|---|
| Titel: | Anvendelse af okkerslam til restaurering af søer |
| Emneord: | Sørestaurering, fosfor, intern belastning, okkerslam |
| Projektmidler: | Projektet er gennemført med støtte fra Naturstyrelsen |
| Udgiver: | Naturstyrelsen |
| Ansvarlig: | Henning Hjuler, AP Consult. |
| Copyright: | Må citeres med kildeangivelse |
| Sprog: | Dansk |
| Udgivelsesår: | 2012 |
| ISBN: | 978-87-92903-19-8 |
| Forfatter: | Henning Hjuler |
| Andre bidragydere: | Torben Holm, Q/Holm, Rasmus Jacobsen, DTU Institut for Vand og Miljøteknologi, Eilif Byrnak og Berit Bojsen, Ringsted Kommune. Tak til Søren Gabriel, Orbicon, og Knud Rudolf Hansen, Københavns Energi. |
| Resume: | Rapporten beskriver fordele og ulemper ved anvendelsen af okkerslam fra vandværker. Desuden indeholder rapporten en gennemgang af forskellige fysiske og kemiske processer i søer, og giver på denne baggrund vejledning i hvordan okkerslam potentielt kan anvendes til sørestaurering. |
| Forbehold: | Naturstyrelsen offentliggør rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøministeriet. Offentliggørelsen betyder, at Naturstyrelsen finder indholdet af væsentlig betydning for en bredere kreds. Naturstyrelsen deler dog ikke nødvendigvis de synspunkter, der kommer til udtryk i rapporterne. |

1. BAGGRUND OG FORMÅL ..... 1

2. TEKNISK BAGGRUND ..... 2
2.1 Om okkerslam ..... 2
2.1.1 Okker ..... 2
2.1.2 Spormetaller i okkerslam ..... 3
2.2 Jerns kredsløb ..... 4
2.3 Oprindelig tilstand i danske søer – jern ..... 5
2.3.1 Gentolkning og konklusion ..... 7
2.4 Redox kemi – sediment, epilimnion, hypolimnion ..... 8
2.4.1 Variation over døgn og år ..... 10
2.5 Transportprocesser ..... 10
2.5.1 Diffusion ..... 10
2.5.2 Normal strømning ..... 11
2.5.3 Konvektionsstrømning ..... 11
2.5.4 Vindinduceret strømning ..... 11
2.5.5 Bioturbation ..... 12
2.5.6 Co-transport ved f. eks. gasudvikling i sedimentet ..... 13
2.5.7 Aktiv transport. ..... 13

3. METODER TIL SØRESTAURERING ..... 14
3.1.1 Jern og jernklorid ..... 15
3.1.2 Aluminium ..... 17
3.1.3 Phoslock ..... 18
3.1.4 Bæredygtighed ..... 18
3.1.5 Økonomi ..... 19
3.2 Konklusion og anbefaling ..... 20

4. METODIK ..... 21
4.1 Erfaringer ..... 21
4.1.1 Kollelev Mose – tolkning af data ..... 21
4.2 Anvendelse af okkerslam ..... 22
4.2.1 Udspredning ..... 22
4.2.2 Model og forventede reaktioner ..... 23

5. STYRKER, SVAGHEDER, MULIGHEDER OG TRUSLER (SWOT-ANALYSE) ..... 25

6. SØERNES NUVÆRENDE TILSTAND ..... 27
6.1 Bundfauna ..... 28
6.2 Submers vegetation ..... 28
6.3 Sedimentundersøgelse ..... 29
6.4 Belastningshistorik ..... 29

6.5 Risikoelementer: påvirkning af natur ..... 30

7. RISIKOANALYSE ..... 31
7.1 Sammenligning af jern, aluminium og Phoslock ..... 31
7.1.1 Jern og jernklorid ..... 31
7.1.2 Aluminium og aluminiumklorid ..... 32
7.1.3 Lanthan og Phoslock ..... 32
7.2 Økotoksikologisk risikoanalyse af tungmetaller af betydning ..... 33
7.3 Sedimentologi og resuspension ..... 34
7.3.1 Osgood indeks og vurdering af resuspension i forbindelse med vindeksponering ..... 34
7.4 Kemiske forhold under vinddreven resuspension ..... 34

8. ANALYSER ..... 36
8.1 Forsøgsprogram ..... 36
8.2 Resultater og konklusion ..... 36

9. SAMLET KONKLUSION ..... 38

10. Bilag 1
Sedimentanalyse ..... 39

Bilag 2

Analyseresultater ..... 51

# 1. BAGGRUND OG FORMÅL

Flertallet af de danske søer lever ikke op til kravet om en god økologisk tilstand. Overordnet set er de danske søer næringsrige, enten fordi den eksterne tilførsel stadig er for høj, eller fordi der frigives fosfor fra sedimentet (den interne fosforbelastning). Den interne belastning kan bidrage til at hæve søvandets fosforkoncentrationer i årtier efter en belastningsreduktion.

Implementeringen af vandplanerne vil medføre et behov for en indsats i de fleste danske søer. Danmark har ca. 2.762 søer over 1 ha., hvoraf 87% har en sigtdybde under to meter[1]. Udgifterne til kemisk fældning med aluminium er kr. 25.000,-/ha. for store søer, kr. 35.000,-/ha. for mellemstore søer og kr. 45.000,-/ha. for mindre søer[2].

Et alternativ til brugen af kommercielt fremstillede kemikalier er okkerslam fra vandværkerne. Okkerslam er et jernholdigt affaldsprodukt, der opstår når oppumpet grundvand iltes på vandværkerne. Bortskaffelsen er forbundet med omkostninger, og Københavns Energi bruger f.eks. 700.000 kr. årligt på dette[3].

Formålet med denne rapport er at beskrive fordele og ulemper ved anvendelsen af okkerslam til reduktion af den interne belastning af søer i Danmark. Det overvejes konkret at forsøge at anvende okkerslam på én eller flere søer i den nordlige del af Ringsted Kommune. Rapporten indeholder en beskrivelse af to af disse søer.

Der er desuden udført forsøg med sediment og okkerslam for dels at undersøge effekten i forhold til fosfor, dels for at belyse risikoen for frigivelse af arsen.

[1] " Danske søer og deres restaurering", Søndergaard M. et al. Temarapport fra DMU,1999"
[2] " Virkemiddelkatalog vers. 7", By- og Landskabsstyrelsen, 2010.
[3] "Afgørelse om prisloft for 2012", Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, 2011.

# 2. TEKNISK BAGGRUND

## 2.1 Om okkerslam

I forbindelse med den normale vandbehandling på danske vandværker iltes det oppumpede grundvand for at fjerne en række opløste metalioner. Ved processen reagerer metalionerne med ilt og danner metaloxider, der er tungtopløselige og udfældes som okkerslam. Hovedbestanddelen af okkerslam er jernforbindelsen okker.

### 2.1.1 *Okker*

Både ferrojern ($Fe^{++}$) og ferrijern ($Fe^{+++}$) er i stand til at danne komplekser. Det kan forene sig med en lang række forskellige ioner under dannelse af nye stabile forbindelser, der ændrer jernets kemiske egenskaber.

Ferro- og ferri-jernatomet er bundet sammen med 6 molekyler vand (ligander)

Ferro: $Fe(H_2O)^{++} \rightarrow$ Ferri : $Fe(H_2O)^{+++}$

Ved amorf okker ($Fe(OH)_3$, $3H_2O$) er 3 molekyler vand ombyttet med 3 hydroxylioner ($OH^-$), hvilket aflader jernatomet og giver et tungtopløseligt produkt med lavt opløselighedsprodukt ($10^{-38}$). Goethit har tilsvarende et opløselighedsprodukt på $10^{-42}$.[4] Okker samles til større partikler (flokke), med en størrelse på 20 µm eller mere. Ved biologisk oxidation af ferrojern vil der ofte være et højt indhold af organisk stof, der giver okkerpartiklerne et geleagtigt præg.

Jern kan også reagere med karbonat og calcium-ioner, og danne hhv. siderit ($FeCO_3$) og calcium-siderit $Fe_xCa_{1-x}(CO_3)$. Jerns reaktioner er afhængige af vandets surhedsgrad og koncentrationen af øvrige ioner i vandet.

Jern(III) er ikke den eneste alternative kilde til ilt i sedimentet; også mangan, sulfat og nitrat kan fungere som elektronacceptorer for omsætningen af organisk stof. Rækkefølgen burde være bestemt af den energimæssige gevinst, som bakterien får ved at benytte stoffet. Ilt burde være den mest effektive, efterfulgt af nitrat, således at rækkefølgen bliver:

[4] Blandfort, J.C.: "Jernforbindelser i grundvand", Geologisk Nyt 4, 2007

*Ilt<nitrat<mangan<jern<sulfat*

Forholdene i sedimentet er imidlertid mere komplekse. Forsøg på at beskrive omsætningen i sedimentet alene på baggrund af de forskellige substraters termodynamiske egenskaber kan ikke lade sig gøre, idet økologiske og fysiologiske forhold spiller væsentlige roller [5].

Et reaktionsbassin giver det iltede råvand en vis opholdstid, hvor råvandets jernindhold iltes fra Fe(II) til Fe(III), og hvor partikler af jernoxider begynder at flokkullere samt eventuelt sedimentere. Reaktionshastighed for iltning af jern er meget pH-afhængig, med en langsom reaktionshastighed ved lav pH og en hurtig reaktionshastighed ved høj pH.[6]

Grænseværdier for ferrojern:

- 0,2 mg/l i A og B målsatte vandløb
- 0,5 mg/l i B3 målsatte vandløb

### 2.1.2 *Spormetaller i okkerslam*

Okkerslam indeholder som regel også andre metaloxider, bl.a. mangan. Hertil kommer nogle tungmetaller, arsen, krom, kobber, nikkel zink m.fl. Det største problem i forhold til genanvendelse er generelt indholdet af arsen.

Grundvandets indhold af metaller vil afhænge af geologien i det område, hvor grundvandet dannes, men også af vandets alder og andre forhold. Der er derfor store variationer i sammensætningen af okkerslam fra forskellige vandværker.

- Indholdet af arsen kan variere fra 18 mg/kg TS til 3200 mg/kg TS
- Tørstofindholdet kan variere fra få procent til ca. 80%
- Indholdet af organisk stof (TOC) ligger i intervallet 1,7-3,2% af tørstof.[7]

[5] Bethke, C.M. et al.:"The thermodynamic ladder in geomicrobiology", American Journal of Science 311, 2011.
[6] Ramsay, Loren: "Arsenfjernelse på danske vandværker", Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 8, 2005.
[7] Aktor, H.: "Hvad gør vi med skyllevandsslam og andre restprodukter", ATV møde, arsen i grundvand og drikkevand, 2007.

*Arsen*

| Kilde | Recipient | Ton/år | Reference |
|---|---|---|---|
| Kulaske | Deponi/cement | 57-70 | Miljøstyrelsen 1985 |
| Imprægneret træ | Deponi/jord/vand | 20-40 | Miljøstyrelsen 2002 |
| Grundvand | Overfladevand | 8-12. | Aktor |
| Okkerslam | Deponi/jord/vand | 1,0 | Aktor |

Tabel 2.1: Massestrømme for arsen. Efter Aktor 2007.

I perioden 2000-2004 var koncentrationen af arsen højere end 5 µg/l i 16 % af de 3.641 målte, aktive vandindvindingsboringer.[8]

Drikkevandskriteriet for arsen er 5 µg/l ved afgang fra vandværk og 10 µg/l ved forbrugerens taphane, mens jordkvalitetskriteriet er 20 mg/kg. Arsenat adsorberes kraftigt til okker[9].

## 2.2 Jerns kredsløb

Jerns kredsløb påvirkes af både naturlige processer og menneskelig aktivitet. Under aerobe forhold vil jern have oxidationstrin +3, mens det let reduceres til jern(II) under anaerobe forhold. Jern transporteres til havet med floder eller som vulkansk aske, og optræder bl.a. som kolloide partikler, der transporteres over store afstande.

Selvom jern er et af de hyppigste forekommende grundstoffer, er det ofte en begrænsende faktor for væksten. Den lave biotilgængelighed skyldes den lave opløselighed af jern(III). Mange mikroorganismer har derfor evnen til at udskille sideroforer[10], der danner komplekser med jern(III). Komplekset kan omdannes ved fotolyse hvor jern reduceres til jern(II), hvilket gør det tilgængeligt for f.eks. alger. En række planter kan ligeledes udskille sideroforer via rødderne[11].

[8] GEUS: Grundvand 2004. Status og udvikling 1989-2004, GEUS 2005.
[9] Cederkvist, K et al..: "Fjernelse af krom og arsen fra vejvand og drikkevand ved brug af jernoxid coatede kalkkorn", ATV Jord og Grundvand, 2008
[10] Kramer, S.M. et al.: " Siderophores and the dissolution of iron bearing minerals in marine systems", Reviews in Mineralogy and Geochemistry 59, 2005.
[11] Kramer, S.M. et al.: "Siderophores in Plant Iron Acquisition: Geochemical Aspects", Advances in Agronomy 91, 2006.

| Element | % | Element | % |
|---|---|---|---|
| O | 80,5 | Cl | 0,06 |
| H | 9,7 | Na | 0,04 |
| C | 6,5 | Fe | 0,02 |
| Si | 1,3 | B | 0,001 |
| N | 0,7 | Mn | 0,0007 |
| Ca | 0,4 | Zn | 0,0003 |
| K | 0,3 | Cu | 0,0001 |
| P | 0,08 | Mb | 0,00005 |
| Mg | 0,07 | Co | 0,000002 |
| Si | 0,06 | | |

Tabel 2.2: Ferskvandsplanters indhold af grundstoffer. Efter [12]

Ferskvandsplanter indeholder en række grundstoffer som vist i tabel 2.2.

## 2.3 Oprindelig tilstand i danske søer – jern

Vandkemien i danske søer er blevet påvirket af en række menneskelige aktiviteter gennem tiden, bl.a.:

- Tilledning af spildevand har øget tilførslen af bl.a. kvælstof og fosfor
- Indvinding af grundvand har reduceret tilledningen af bl.a. jern og mangan

Ferskvandsbiologen Wesenberg-Lund undersøgte en række danske søers sediment omkring år 1900. Nedenstående citat i kursiv er uddrag fra [13]. Citaterne fra Wesenberg-Lund er forholdsvis omfattende, da kildernes alder vurderes at gøre dem vanskeligt tilgængelige.

*Da jeg for allerede 3 Aar siden begyndte at skrabe i Furesøens Bund, var den mærkelige Omdannelse, som Hovedparten af Skalbæltets Molluskarter blev underkastet et af de Fænomener, som særlig tiltrak mig sin Opmærksomhed. Flere Steder fik man, ved at lade Dyndet passere et Sigteapparat, dette fyldt af en Masse sorte, kuglerunde Legemer, sjældent større end en Ært eller mindre end et Knappenålshoved……Ved tørring blev Stykkerne brunrøde. Der var ingen*

[12] Jørgensen, S.E., og Johnsen, I.: Principles of Environmental Science and Technology, p. 70, Elsevier 1981.

[13] Wesenberg-Lund, C: "Om forekomsten af Brunjernsten, særlig i Form af Bønnemalm", Meddelelser fra dansk Geologisk Forening 7, 1901.

*tvivl om, at jeg her havde stødt på ret betydelige Aflejringer af Bønnemalm, en dannelse, som ikke tidligere var fundet her i Landet.*

Wesenberg-Lunds undersøgelse indledtes i 1898 i Furesøen, og forekomsten af bønnemalm er tegn på, at mængden af jern i søen var langt større på dette tidspunkt.

*I Sommeren 1900 blev de fleste større danske Søer undersøgte for muligt at finde Bønnemalmen; spor til denne fandtes i hver eneste Sø….. udenfor 11 meter har jeg i disse ingensinde fået den typiske Bønnemalm op. Derimod har jeg undtagelsesvis fundet den indenfor 8 meter.*

*Ved at skrabe på mange forskellige Steder i de enkelte Søers Skalbælter, blev jeg tillige opmærksom paa, at Bønnemalmsdannelsen aldring optraadte paa Lokaliteter, hvor Bunden bestod af sort, mer eller mindre stinkende Dynd….*

I 1901 mente Wesenberg-Lund, at der var en sammenhæng mellem jernaflejringerne og forekomsten af muslingeskaller. Ovenstående observation kan i dag tolkes som et udtryk for, at der er mindre jern som følge af reduktion af jern(III) til jern(II), samt at jern bindes i sedimentet som jernsulfider. Hvilket forklarer den sorte farve.
I 1917 udkommer Furesøstudier [14], en opsamling af mere end tyve års forskning.

*Som yderligere Bidrag til Bønnemalmens Forekomst og Genese kan nu følgende fremhæves. ….. Den mangler vistnok ganske udenfor ca. 20 m og findes overvejende paa Stationer med Dybder paa ca. 15 m. Indenfor 7 m er den næppe heller noget Sted paavist.*
*…..disse fint grynede Brunjærnstensmasser, særlig hvor bunden var rødbrun af Farve, optraadte i uhyre Masser…..*
*Der kan ikke være nogen Tvivl om, at Furesøens Brunjærnstensaflejringer opstaar i Søen selv og ganske overvejende i det Bælte, hvori de findes…..*

*Der rejser sig nu det Spørgsmaal: Hvorfor er Bønnemalmsdannelsen indskrænket til dette bælte paa 7-20, højst 30 m? Hvorfor opstaar den ikke inde paa lavt Vand, og hvorfor mangler den ganske ude paa de dybere Søbunde?*

*Naar da Bønnemalmen er en Lavvandsdannelse, fortrinsvis knyttet til 7-20 meter Bæltet, er Grunden hertil følgende: Den ringe Iltmængde under Stagnationsprocesserne ude i de dybeste Vandlag bevirker, at Søbundens Ferriforbindelser*

[14] Wesenberg-Lund, C. et al: „ Furesøstudier. En Bathymetrisk Botanisk Zoologisk Undersøgelse af Mølleaaens Søer“, D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skrifter, 8. Serie, III, no. 1, 1917.

*kan reduceres til Ferroforbindelser, der, idet de gaar i Opløsning, øger Jærnmængden i de dybeste Vandlag, men samtidig bevirker, at permanente Jern aflejringer ikke finder sted over Søbunden.*

I 1917 var man således klar over, at rektionerne i sedimentet og samspillet mellem kemien i sediment og vandmasse var en kompleks størrelse. At der faktisk stadig er en del jern i søbunden vidner følgende undersøgelse af sedimentet på de større vanddybder om:

*Det næste Trin i Undersøgelsen var et gennemført kemisk-bakteriologisk Studium, baseret paa Iagttagelser anstillede hver 14. Dag regelmæssigt et aar igennem.…… derimod staar der over Søbundsoverfladen i Skaalene store Mængder af brune, fnuggede Masser, utvivlsomt Jærnoxydhydrat, hvis Mængde sikkert ogsaa veksler til de forskellige aarstider…*

Jern(II) iltes og fælder ud som jernoxid efter kort tids henstand.

Mængden af jern i en sø vil variere på baggrund af bl.a. geologien i oplandet, grundvanddannelsen, søens opholdstid og morfologi. I Sverige, Norge og Finland er "sømalmen" blevet udnyttet kommercielt til fremstilling af jern[15]. I Småland blev der i 1860 produceret over 20.000 tons sø- og myremalm.

### 2.3.1 *Gentolkning og konklusion*

Danske søer indeholdt i deres oprindelige tilstand store mængder jern. Lagdelte søer indeholdt ferrihydrit, der kunne genfindes som større udfældninger på mellemstore dybder. På større dybder forekom jern i reduceret form, bl.a. som jernsulfider. På lavere dybder var der ikke synlige tegn på jern.

Udfældningen af jern på de mellemstore dybder kan forklares ved, at søerne har akkumuleret jern gennem tiden. Dette jern har indgået in en "lokal" cyklus i søen:

- Jern tilført med afstrømningen spredes forholdsvist jævnt over søens bund, med den største mængde på de største dybder
- Reduktion af jern i sedimentet efter lagdeling medfører, at jernkoncentrationen i hypolimnion stiger
- I grænselaget mellem hypolimnion og epilimnion iltes jern(II) og udfældes som ferrihydrit
- En del af denne jern udfældes i sedimentet over hypolimnion, mens resten udfældes i sediment med reduktive forhold, hvor processen vil blive gentaget

[15] Buchwald, V.F.: " Myremalm", Geologisk Tidsskrift, hæfte 0, 1-26, 1998.

Processen medfører, at der løbende er blevet tilført oxidationsækvivalenter til sedimentet under hypolimnion. Det må antages, at frigivelsen af fosfor fra sedimentet har været kraftigt begrænset af processen.

Der er ikke rapporter fra nyere tid om bønnemalm i Furesøen eller andre danske søer. Med tilledning af husholdningsspildevand er både omfang og varighed af iltfattige forhold i sedimentet blevet større, hvilket må have medført en øget udvaskning af jern, enten direkte eller bundet til f.eks. alger. Brugen af kompleksbindere (f.eks. nitrilo-tri-acetat og ethylen-diammin-tetra-acetat) i bl.a. vaskemidler i perioden efter anden verdenskrig kan ligeledes have medført en kraftig forøget udvaskning.

Jern er i dag generelt en mangelvare i danske søers sedimenter i forhold til tilstanden før den menneskelige påvirkning for alvor slog igennem.

## 2.4 Redox kemi – sediment, epilimnion, hypolimnion

Iltforbruget i en sø kan groft opdeles i to:

- Sedimentets iltforbrug
- Vandsøjlens iltforbrug

En del af iltforbruget i vandsøjlen må tilskrives respiration fra alger, dels når disse er under den fotiske zone, dels i nattetimerne.

I en lagdelt sø med anoxiske forhold i hypolimnion vil sedimentets iltforbrug være meget beskedent, idet ilt vil være en begrænsende faktor for omsætningen. En væsentlig del af iltforbruget må således ske i vandsøjlen og være afhængig af tilført substrat.

Dette substrat kan dels komme fra epilimnion, dels fra sedimentet:

- I epilimnion kan organisk stof (døde alger, fæces fra zoo-plankton mv.) under nedbrydning blive ført til hypolimnion.
- I sedimentet sker der løbende en nedbrydning af organisk stof. Omsætningen kan ske enten aerobt eller anaerobt. En del opløst organisk stof vil blive transporteret til vandsøjlen.

Jern deltager i processerne, idet der løbende vil ske en reduktion i sedimentet, der sender jern til vandsøjlen som reduceret Fe(II). Her sker der ligeledes løben-

de en iltning til okker, der bundfældes. Sedimentet får således tilført ilt (eller oxidationsækvivalenter).

Størstedelen af jernreduktionen i sedimentet forårsages af mikroorganismer[16], mens det er uklart, hvor stor en del af reduktionen i vandsøjlen, der skyldes bakterier. Fra marine sedimenter rapporteres, at op til 75% af iltningen af organisk stof skyldes jern(III) [17].

Jerns cyklus mellem sediment og vandsøjle kan groft forenklet beskrives i fem punkter:

1) Jern(III) reduceres til Jern(II) i sedimentet

2) Opløst jern(II) transporteres fra sediment til vandsøjlens hypolimnion (som forudsættes anoxisk)

3) Opløst jern(II) transporteres gennem hypolimnion til termoklinen (som forudsættes at have et vist iltindhold)

4) Jern(II) iltes til okker

5) Okkeren bundfældes (helt eller delvis, hvis der er jernreducerende bakterier tilstede i hypolimnion)

Transportprocesserne er essentielle for væksten af alger og bakterier. De forskellige substrater skal transporteres til det sted de skal forbruges. Ofte vil det være selve transporttiden, der er det hastighedsbestemmende trin i omsætningen. En del algearter har indrettet sig på dette, og kan regulere deres massefylde så de kan "pendle" mellem epilimnions lys og hypolimnions næringssalte.

Transportprocesserne omfatter:

a) Diffusion
b) "Normal" strømning
c) Konvektiv strømning
d) Vindinduceret strømning
e) Bioturbation
f) Co-transport ved f. eks. gasudvikling i sedimentet

[16] Sørensen, J.: "Reduction of Ferric Iron in Anaerobic, Marine Sediment and Interaction with Reduction of Nitrate and Sulfate", Applied and Environmental Microbiology 43, 1982.
[17] Jensen, M.M., et al.: " Rates and regulation of microbial iron reduction in sediments of the Baltic-North Sea transition" Biogeochemistry 65, 2005.

Transportprocesserne er nærmere beskrevet i afsnit 2.5.

### 2.4.1 *Variation over døgn og år*

Jerns cyklus mellem sediment og vandfase påvirkes af andre processer, og kommer dermed til at variere over døgnet og året. I løbet af et sommerdøgn vil svingningerne i vandets iltindhold påvirke iltningen af jern(II); i dagtimerne vil det høje iltindhold fra fotosyntesen medføre en hurtigere iltning, mens respirationen vil medføre en hurtige reduktion af jern(III) i det øvre sediment. Flere af transportprocesserne varierer også i løbet af døgnet.

I lavvandede søer, der normalt ikke betragtes som lagdelte, medfører de daglige udsving, at der ofte opstår meget store koncentrationsforskelle, således at der de facto er anoxiske forhold nær bunden[18]. I de lavvandede søer kan der dannes en svag termoklin, der kan fastholdes i flere dage, hvilket kan medføre stor frigivelse af fosfor[19].

I løbet af året er sollys og temperatur de mest betydende parametre for udsvingene. Algerne forsvinder når deres vækst begrænses af solindstrålingen, og bakteriernes aktivitet falder med temperaturen. Omsætningen i vandsøjlen er om vinteren tæt på nul, og meget beskeden i sedimentet.

## 2.5 **Transportprocesser**

### 2.5.1 *Diffusion*

Molekyler eller ioner i vandig opløsning vil bevæge sig ved diffusion. Koncentrationsforskellen (gradienten) mellem to områder er bestemmende for den hastighed, hvormed ionerne bevæger sig fra A til B. Matematisk kan hastigheden beskrives med Ficks lov:

$$J = - D \, (dN/dx)$$

Hvor J er diffusionshastighed, D er diffusionskoefficienten og dN/dx er gradienten[20]. D er for enkle ioner i vandig opløsning i størrelsesorden $10^{-5}$ $cm^2/s$.

Diffusion er med andre ord en meget langsom proces, der kun er af betydning i de tilfælde hvor der er store koncentrationsforskelle. I søer vil diffusion typisk

[18] Dye, C.W., et al.: "Diel variations of selected physico-chemical parameters in lake Kissimmee, Florida". Hydrobiologia 71, 1979.
[19] Ishikawa, T. og Tanakawa, M.:"Diurnal stratification and its effect on wind-induced currents and water qualities in Lake Kasumigaura, Japan", Journal of Hydraulic Research 31, 1993.
[20] http://www.pojman.com/mg_materials/Diffusion/Diffusion.html

være af betydning i overgangen fra porevand i sedimentet til den fri vandsøjle. I vandsøjlen er andre processer nødvendige for at transportere opløste stoffer fra bundvandet til resten af vandmassen.

### 2.5.2 *Normal strømning*

Normal strømning skal forstås som den strømning der forårsages af det indstrømmende og udstrømmende vand. Søen kan betragtes som et langsomt flydende vandløb. En beregning af betydningen i de lavvandede søer Skjoldenæsholm Gårdsø og Mortenstrup Sø i Ringsted Kommune viser betydningen af søernes middeldybde. Førstnævnte har en middeldybde på 2,2 meter, sidstnævnte 0,6 meter. Søarealet og oplandsarealet er er stort set ens for de to søer. I Gårdsø betyder tilstrømningen en bevægelse i vandmassen på 2-4 cm i døgnet ved middelafstrømning og ca. 30-50 cm ved maksimal afstrømning. I den mere lavvandede Mortenstrup Sø er tallene hhv. 9-23 cm og 129-334 cm i døgnet.

Tilstrømningen af vand fra oplandet har således større betydning for transporten af stoffer end diffusion.

### 2.5.3 *Konvektionsstrømning*

Konvektionsstrømning opstår, når søoverfladen opvarmes eller afkøles, således at det øverste lag overfladevand får en anden temperatur og dermed densitet end resten af vandmassen. Transporten kan både være vertikal, f.eks. når overfladen nedkøles, eller horisontal, f.eks. når brinknære arealer opvarmes lokalt[21]. Samme kilde har målt strømningen forårsaget af opvarmning til 273,5 cm/s og strømningen forårsaget af nedkøling til 2 cm/s. Varigheden af nedkølingen betød, at hele vandmassen i littoralzonen blev udskiftet.

På trods af at strømningen forårsaget af opvarmning er væsentlig større end strømningen forårsaget af nedkøling, kan opblandingsdybden være større om natten end om dagen. Dette skyldes, at den lavere densitet af overfladevandet ved opvarmningsprocessen reducerer opblandingen forårsaget af vind[22]. Forfatterne gør opmærksom på, at der er stor heterogenitet.

### 2.5.4 *Vindinduceret strømning*

Strømning forårsaget af vind er en betydelig faktor i opdeling og nedbrydning af lagdelte områder i søer. Effekten af vind afhænger i høj grad af søens morfologi

[21] Schladow, S.G.: "Natural Convection in Stratified Lakes and Reservoirs – Impact on Pollutant Transport, Oxygen Budget and Nutrient Dynamics", US EPA, 2000.
[22] Taylor, A.H. og Stephens, J.A.: "Diurnal variations of convective mixing and the spring bloom of phytoplankton", Deep Sea Research part II: Topical Studies in Oceanography 40, 1993.

og størrelse, og for mindre søer er også omgivelserne af betydning. Generelt er det således, at jo længere man er fra søbredden i den retning vinden kommer fra, jo dybere vil vinden påvirke på stedet.

En række mere eller mindre indviklede matematiske modeller gør det muligt at beregne effekten af en given vindstyrke på en sø, f.eks. Wedderburn tallet (se f.eks. [23], Monin-Obukhov længde/dybde forhold ([24]) og Osgood Indeks ([25]).

Osgood indeks er defineret som middeldybden z divideret med kvadratroden af søens areal i $km^2$:

$$O_i = z/(A)^{0,5}$$

Jo lavere Osgood indekset er, desto lettere bliver søen opblandet af vinden.

| Sø | Dybde, m | Areal, $km^2$ | Indeks |
|---|---|---|---|
| Gårdsø | 2,2 | 0,102 | 6,9 |
| Mortenstrup | 0,6 | 0,094 | 2,0 |

Tabel 2.3: Osgood indeks for Gårdsø og Mortenstrup Sø

Det fremgår af tabel 2.3, at der faktisk er stor forskel på de to søer, på trods af lighederne mht. areal og tilstand.

### 2.5.5 *Bioturbation*

Bioturbation er blanding af sediment og vandfase forårsaget af dyrs (eller menneskers) aktivitet. Det dækker alt fra små ormes graven i sedimentet til store fisk, der oproder bunden i søgen efter føde.

Bioturbation er vanskelig at kvantificere, men er af betydning i flere søer[26].

Væsentlige effekter af bioturbation kan være:

- Kanaldannelse i sedimentet af orme mv., der letter transport af opløst stof og ændrer redox-potentialet
- Frigivelse af gas, bl.a. metan, fra sedimentet

[23] Lamont, G. et al.,: "Physical mechanisms leading to upwelling of anoxic bottom water in Nitinat Lake", 17th ASCE Engineering Mechanics Conference, University of Delaware, 2004.
[24] Johansson, C. et al.: "Critical Test of the Validity of Monin-Obukhov Similarity during Convective Conditions", Journal of Atmospheric Sciences 58, 2001.
[25] Newton, B.J. et al.: "A Procedure to Estimate the Response of Aquatic Systems to Changes in Phosphorus and Nitrogen Inputs", US Dept. of Agriculture, 1999.
[26] Liboriussen, L., et al.: "Sørestaurering i Danmark. Del II: Eksempelsamling", Faglig Rapport fra DMU nr. 636, p. 184, 2007.

Selve oprodningen af fast stof spiller derimod en mindre rolle, da fast stof normalt vil sedimentere, før det når at blive omsat.

2.5.6 *Co-transport ved f. eks. gasudvikling i sedimentet*

Gasudvikling i sedimentet er en væsentlig kilde til kuldioxid og metan [27]. Metan er i sig selv et substrat for bakterier, og spiller en central rolle i dannelsen af anoxiske forhold i hypolimnion.

2.5.7 *Aktiv transport.*

For fuldstændighedens skyld skal det nævnes, at alger kan påvirke stoftransporten i en sø. Visse blå-grøn alger kan regulere deres densitet og dermed bevæge sig ned under springlaget og optage fosfor, hvorefter de kan returnere til epilimnion.

[27] Brennwald, M.S. et al.: "Release of gas bubbles from lake sediment traced by noble gas isotopes in the sediment pore water", Earth and Planetary Science Letters 235, 2005

# 3. METODER TIL SØRESTAURERING

Der er en lang række muligheder for at manipulere med en næringsrig sø. Generelt kan metoderne deles i to strategiske tilgange:

- Indgreb, der søger at mindske tilgængeligheden af næring (bottom-up)
- Indgreb, der forøger græsningstrykket på planteplankton (top-down)

Nedenstående tabel indeholder en oversigt over forskellige muligheder for sørestaurering.

| **Metode (Anvendt DK = Rød)** | **Effekt iflg. DMU** |
|---|---|
| ***Iltning af bundvand*** | reduceret P-frigivelse fra sediment |
| ***Oxidation af bundvand/sediment med nitrat*** | reduceret P-frigivelse fra sediment |
| Tilsætning af jern til sediment | reduceret P-frigivelse fra sediment |
| Tilsætning af kalk | reduceret P-frigivelse fra sediment, begrænse forsuring |
| Fosforfældning med aluminium | fjernelse af P fra søvand, reduceret P-frigivelse fra sediment |
| Afledning af bundvand | fjernelse af næringsrigt bundvand, øget udtømning P-pulje |
| Øget cirkulation mellem epi-og hypolimnion | øget iltning af bundvand, reduceret P-frigivelse fra sediment |
| Hævning af vandstand | øget vandvolumen, mindsket resuspension |
| Sænkning af vandstand | Øget udbredelse af undervandsplanter |
| ***Opgravning af sediment*** | Uddybning, mindsket P-frigivelse fra sediment |
| Tildækning af sediment | mindsket P-frigivelse fra sediment |
| Fjernelse af fisk ved for- | Øget græsningstryk fra dyreplankton på |

| Metode (Anvendt DK = Rød) | Effekt iflg. DMU |
|---|---|
| giftning (rotenon) | planteplankton |
| ***Selektiv opfiskning af dyreplanktonædende fisk*** | Øget græsningstryk fra dyreplankton på planteplankton |
| ***Udsætning af rovfisk*** | Reduktion af dyreplanktonædende fisk, øget kontrol af alger |
| ***Udplantning af under-vandsplanter*** | Etablering af undervandsplanter |
| Beskyttelse af under-vandsplanter | Hindre græsning fra fugle |
| Høst af planter | Fjernelse af uønsket plantevækst, fjernelse af næringsstoffer |
| Udsætning af græskarper | Fjernelse af uønsket plantevækst |
| Tilsætning af strå/halmballer | Inhibering af planktonalgers vækst |

Tabel 3.1: Metoder til sørestaurering. efter [28]. Metoder anvendt i Danmark er markeret med rød kursiv.

Det ses af tabellen, at der kun er anvendt/afprøvet otte forskellige metoder i Danmark. Det skal dog tilføjes, at der i den sidste del af 1980´erne blev udsat græskarper i hundredvis af søer og vandhuller.

Derudover blev der i 1991-95 modelleret et projekt i Sjælsø, der skulle restaureres ved styring af afløbet, således at der blev udledt væsentligt større mængder fosfor[29]. Metoden byggede således på at øge sommervandstanden alene med det formål at øge udvaskningen.

Tilsætning af jern er desuden forsøgt i Kollelev Mose nord for København. Forsøget blev imidlertid ikke fuldt ud gennemført, jf. afsnit 4.1.

### 3.1.1 *Jern og jernklorid*

Et af de få eksempler på fuldskala anvendelse af jern(III)klorid er udført i Canada. Lac Heney fik doseret 217 tons jern i form af en 13,75% stærk opløsning af jern(III)klorid. Doseringen skete i forbindelse med nedbrydningen af lagdelingen af søen i november-december 2007, og svarede til 17,6 g Fe/$m^2$. Resultatet

[28] Søndergaard, M.: "Sørestaurering i Danmark: Baggrund, metoder, erfaringer, perspektiver", indlæg på Furesø-konferencen, 2006.
[29] Mortensen, P.B. og Jensen, J.K.: " Intensivt måleprogram Sjælsø – 1995", Vandmiljøovervågning nr. 43, Vandkvalitetsinstituttet for Frederiksborg Amt, 1997.

var en forbedring af sigtdybden på 44%[30]. Før behandling var gennemsnitskoncentrationen af fosfor 22-25 µg/l. Koncentrationen faldt til 12 µg/l året efter, steg til 15-16 µg/l I 2009-10, og forventes at stabilisere sig på 17-18 µg/l.

I Holland har man forsøgt at behandle den 18 ha, store sø Groot Vogelensang med jernklorid[31]. Et år efter behandlingen var fosforfrigivelsen fra sedimentet reduceret fra 4 til 3 mg/l/m$^2$.

Lillesjön i Sverige blev behandlet med jern(III)klorid, kalk og calciumnitrat, hvilket reducerede frigivelsen af fosfor fra sedimentet til 10-20 % af niveauet før behandling[32]. Søen trekanten fik samme behandling men uden jernklorid, og her var effekten ikke tilfredsstillende[33].

Derudover er der udført en række laboratorieforsøg med jernklorid og andre jern-specier, bl.a. jernoxid[34].

Martin Søndergaard skriver i sin doktordisputats:

*"Baggrunden for at beskrive sedimentets fosforpuljer er som regel ønsket om at kunne definere en mobil fosforpulje med henblik på at kunne forudsige sedimentets rolle som intern fosforkilde og dermed dets påvirkning af vandkvaliteten. De hidtidige erfaringer er dog ikke for gode. Puljerne kan sagtens beskrives, men der savnes stadigvæk veldefinerede sammenhænge mellem et søsediments fosforpulje og fosforfraktioner og den betydning, det har for interaktionerne mellem sediment og vand. Denne mangelfulde kobling mellem sedimentets typer af fosfor og aktuelle målinger antyder, at sedimentets potentiale i forhold til at kunne frigive eller optage fosfor nok kan beskrives, men at de aktuelle frigivelsesrater i høj grad bestemmes af andre forhold[35].*

*Det er bemærkelsesværdigt, at der selv i de dybeste undersøgte sedimentlag findes en væsentlig koncentration af NaOH-P. Eftersom denne fraktion formodes primært at repræsentere jernbundet fosfor, peger dette på, at fosfor kan immobi-*

[30] Carignan, R.:" Suivi de la qualité des eaux au lac Heney (mars 2007 à mars 2009) avant et après son traitement au chlorure de fer et impacts du traitement sur la composition du phytoplancton et des faunes zooplanctoniques et benthiques", Université du Montreal, 2009.
[31] Boers, P. et al.:"Fixation of phosphorus in lake sediments using iron(III)chloride: experiences, expectations", Hydrobiologia 233, 1992.
[32] National Research Council Committee on Climate Uncertainty and Water Resource Management:" Managing Water Resources in the West under conditions of climate uncertainty", NRC 1991.
[33] Berg, R.: "Sjörestaurering –principiella och tillämpbara metoder", i Seminarieuppsatser, Vattenvård och hydrologi, 2006-07.
[34] Clayton, M.E. et al.:" Phosphorus Sequestration in Lake Sediment with Iron Mine Tailings", Soil & Sediment Contamination 13, 2004.
[35] Søndergaard, M.: Næringsstofdynamik i søer", doktordisputats, Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet, 2007.

*liseres permanent i sedimentet på en jernbunden form. Set i et anvendelsesmæssigt perspektiv antyder dette, at tilsætning af jern til søsedimenter måske kan være en brugbar restaurerings- metode til at øge den permanente deposition af fosfor i sedimentet".*

### 3.1.2 *Aluminium*

Fældning af fosfor med aluminium til restaurering af søer blev udviklet i Sverige i 1960´erne og 1970´erne[36]. I slutningen af 70`erne begyndte man at anvende metoden i USA med gode resultater.

I perioden 2001-2009 er 6 danske søer blevet behandlet med aluminium for at standse den interne fosforbelastning. Dette er øjensynligt lykkedes godt til trods for, at der i nogle af søerne er doseret for lidt i forhold til den labile fosforpulje. Fosforkoncentrationen i søvandet er faldet markant. Derimod har effekten på sigtdybde og klorofyl været begrænset til de første år efter aluminiumbehandling i Sønderby Sø, Frederiksborg Slotssø, og Nordborg Sø, mens der i Kollelev Mose ikke kom en effekt før efter en biomanipulation.[37]

I et dansk-hollandsk samarbejde om vurderingen af bl.a. langtidseffekter af restaureringstiltag vurderes det, at langtidseffekten af aluminiumsbehandling (og tiltag i øvrigt!) er usikker[38].

Naturstyrelsen har fået udarbejdet en erfaringsopsamling om effekten af aluminium[39]. Her tilføjes til ovenstående at "*effekten forventes dog at være længerevarende i Vedsted Sø, som blev behandlet i 2009*".

Bestanden af krebs forsvandt fra Vedsted Sø i forbindelse med restaureringen, og der blev efterfølgende udsat 600 krebs[40].

Langtidseffekten af aluminiumbehandling er undersøgt i den tyske Süsser See i 2003. Søen blev behandlet med aluminiumsulfat næsten årligt i perioden 1977-1992. Der blev genfundet lag i sedimentkerner med høje koncentrationer af fosfor og aluminium, og aluminiumhydroxid-lagets forforbindingskapacitet var ikke opbrugt. Dette lag havde dog lille eller ingen effekt på fosforfrigivelse fra nydannet sediment[41].

---

[36] Carlsson, S.: Fällning av fosfor I sjöar, Vattenresurs, Tjusta, udateret.
[37] Jensen, H.S. et al.: Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer", abstract fra ferskvandssymposiet 2010.
[38] Søndergaard, M. et al.:"Lake restoration: successes, failures and longterm effects", J. of applied ecology 44, 2007.
[39] Egemose, S. et al.: "Erfaringer med aluminiumsbehandling af danske søer", Naturstyrelsen, 2011.
[40] Sandemann, M.: I Ugeavisen Vojens, 29/9 2010.
[41] Lewandowski, J. et al.: "Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Süsser See (Germany)", Water Research 37, 2003.

### 3.1.3 *Phoslock*

Phoslock ™ er et kommercielt produkt til fosforfældning udviklet i Australien. Det består af bentonit modificeret med grundstoffet Lantan. Ifølge udviklerne bindes Lantan elektrostatisk til bentonitten, således at den ikke let frigøres, men er i stand til at reagere kemisk med fosfat. Op til 95 % af fosfat i vandmasserne bliver bundet ved tilsætning af Phoslock.[42],[43].

By- og Landskabsstyrelsen har fået produktet testet i laboratoriet [44]. Resultatet viste, at " Phoslocks tilbageholdelse af fosfat var sammenlignelig med aluminiums og betydelig bedre end kontrolsediment med og uden ilt ved sedimentoverfladen". Phoslock var dog ikke i stand til at tilbageholde opløst, organisk bundet fosfor, idet fluxen af denne steg kraftigt. Det konkluderes i rapporten, at Phoslock danner et kompakt lag ovenpå sedimentet, der medfører stærkt reducerede forhold i de dybere sedimentlag, således at der sker en øget mobilisering af reducerbart fosfor.

Phoslock er blevet anvendt 120 steder. Anvendelsen sker dels for at binde og udfælde fosfat i vandfasen, dels for at "lægge låg på" sedimentet ("cap"). Mængden er i Lake Okareka, New Zealand angivet til 118 kg/ha.[45] Den anbefalede maksimum dosis er 400 g/m$^2$, svarende til 4.000 kg/ha.

### 3.1.4 *Bæredygtighed*

De enkelte produkters bæredygtighed afhænger dels af de miljømæssige produktionsomkostninger, dels af transport- og udspredningsomkostninger.

| Metal | Kg CO2 per kg metal |
|---|---|
| Jern (stål) | 2,82 |
| Aluminium | 12 |
| Lanthan | 42,5 |

Tabel 3.2: CO2-udledning ved produktion af 1 kg metal. Data for jern og aluminium fra [46], for lanthan fra [21].

Det har været svært at skaffe data for lanthan. Det bedste bud er fra produktionen af "mischmetal", der er en blanding af de sjældne jordarters metaller. På

[42] Douglas, G.B. et al.: A Novel Technique for Reducing Bioavailable Phosphorus in Water and Sediments, 2006.
[43] Phoslocks hjemmeside, http://www.phoslock.com.au/about.php
[44] Reitzel, K., og Jensen, H.S.: Test af det fosfatbindende produkt Phoslock i Laboratorieskala, By- og Landskabsstyrelsen, 2010.
[45] http://www.slidefinder.net/2/20Phoslock_20Presentation_20by_20Dr_20David/2566622/p3
[46] http://www.climatechangewales.org.uk/object/default.asp?id=47

baggrund af data[47] fra kan det beregnes, at der udledes 42,5 kg $CO_2$ per kg "mischmetal". Dette tal skal dog tages med forbehold.

Jernklorid, Pax15 og Phoslock importeres. Sidstnævnte produceres i Kina. Okkerslam "produceres lokalt, og der vil normalt være transport fra vandværk til slutdeponeringssted.

Det skal tilføjes, at jern i høj grad vil reducere udledningen af metan fra sedimentet[48]. Da metan er en kraftigere drivhusgas end $CO_2$, vil der netto ske en reduktion i udledningen af drivhusgas.

### 3.1.5 *Økonomi*

Undersøgelsen fra Aalborg universitet [49] indeholder en økonomisk sammenligning mellem Phoslock og aluminium. Tilsætning af aluminiumklorid vil koste ca. 33.000 kr./ha., mens tilsætning af Phoslock vil blive "ca. dobbelt så dyr" (~66.000 kr./ha. i 2009-priser). I virkemiddelkataloget er sørestaurering med aluminium værdisat til 25-45.000 kr./ha., hvor små søer er de mest omkostningstunge.

[47] Sullivan, J.L. og Gaines, L.:"A Review of Battery Life Cycle Analysis: State of Knowledge and Critical Needs", Argonne National Laboratory, 2010.
[48] Lovley, D.R. og Philips, E.J.P.: "Organic Matter Mineralization with Reduction of Ferric Iron in Anaerobic Sediments", Applied and Environmental Microbiology 51, 1986.
[49] Iversen, L.: "Potentialet for brug af PAX15 og Phoslock til restaurering af Nols Sø, Aalborg Universitet 2009.

Fig. 3.1: Prisudviklingsfigur [50]

Som det fremgår af figur 3.2 er prisen på lanthan steget væsentligt i den mellemliggende periode.

## 3.2 Konklusion og anbefaling

Det kan dokumenteres, at aluminium ved korrekt anvendelse og samtidige andre tiltag har en positiv effekt.

Såfremt det kan demonstreres, at okkerslam er uden større skadelige virkninger end aluminium, og at det har en positiv effekt, vil dette både mht. bæredygtighed og økonomi være en bedre løsning.

Phoslock vurderes umiddelbart at være en effektiv løsning, men vurderes også at være omkostningstung i forhold til aluminium.

[50] Fra: http://articles.businessinsider.com/2011-03-07/wall_street/30066103_1_rare-earth-spike-rise

# 4. METODIK

## 4.1 Erfaringer

Generelle erfaringer med sørestaurering med jern er beskrevet i kapitel 3. Et forsøg med anvendelse af bl.a. okkerslam i Kollelev Mose er veldokumenteret og nærmere beskrevet nedenfor. Metodikken til anvendelse af okkerslam er bl.a. baseret på de data, der blev indhentet ved dette forsøg.

### 4.1.1 *Kollelev Mose – tolkning af data*

Fra 1998 og en række år frem blev der gennemført forskellige tiltag i Kollelev Mose i Virum nord for København, bl.a. forsøg med fældning med okkerslam, jernklorid, aluminium og desuden biomanipulation. Mosens areal er ca. 4,7 ha., middeldybde 1,6 meter og maksimumdybde 3 meter [51]. Søen er en kalkrig og brunvandet. Volumen er ca. 75.000 $m^3$, og middelopholdstiden er 0,64 år.[52]. Søen er opdelt i tre bassiner.

Der er følgende oplysninger om projektet[53]:

Tilledning af okkerslam blev foretaget med en spredebom, der var vægtbelastet, således at slammet blev fordelt i eller nær sedimentet. Okkerslammet blev før tilledning resuspenderet og fortyndet. Efter 7-14 dage blev der konstateret en svag rødfarvning af vandet, hvilket i første omgang blev tolket som en resuspension af det tilledte okker. Der blev udspredt 30-50 g jern/$m^2$. De suspenderede partikler blev herefter fældet med jernklorid, der blev doseret direkte i skruevandet fra en kraftig påhængsmotor. Der blev i alt tilsat jernklorid svarende til ca. 10 g jern/$m^2$.

Cirka en uge efter tilledning af dette blev der også i dette tilfælde observeret en svag rødfarvning af vandet. Man drog herefter den konklusion, at jern(III) blev reduceret i sedimentet, genopløst i vandfasen og her iltet til okker. Iltforholdene blev målt, hvilket bekræftede konklusionen: I de øverste 10 cm af vandsøjlen blev der målt en iltmætning på ca. 30%, mens der ikke var ilt i den øvrige del af

[51] Møller, H: og Jacobsen, M.V.: Bly og Cadmiumbelastning af Kollelev Mose, Grundfagligt speciale, DTU 1990.
[52] Teknisk baggrundsnotat til vandplan Hovedopland 2.3 Øresund, Naturstyrelsen 2010.
[53] Gabriel, S.: Pers. Kom., 2012.

vandmassen. Der blev herefter etableret et "beluftningsanlæg", der fra en slange over bunden langs midten af søen skabte omrøring i vandmassen ved at pumpe et gardin af luftbobler op i vandet. Dette tilførte vandmassen noget ilt og forøgede cirkulationen, således at der var noget ilt (2-4 mg/l) tilstede i hele vandsøjlen.

I bassin 2 blev der i 1998 gennemført en behandling med en mindre mængde $FeCl_3$. På trods af beluftningen sås en svag misfarvning af vandet efter behandlingen, og der blev slukket for beluftningen. I løbet af en weekend var misfarvningen forsvundet, hvilket tilskrives sedimentation af okker-partiklerne.

Beluftningen blev opretholdt i tre år. Det vurderes, at de øverste 20 cm af sedimentet i denne periode blev reduceret til en tykkelse af 5 cm.

Resultaterne af okker og jernklorid tilledningen til bassin 3 var en begrænset reduktion af sommer-total fosfor i de tre følgende år. I bassin 2, der fik doseret en begrænset mængde jernklorid, blev ortho-P reduceret fra ca. 475 µg/l i sommeren 1998 til 50-70 µg/l i somrene ´99 og ´00, mens det steg igen til 200 µg/l i ´01.[54]

Den direkte tilledning af okker til sedimentet medførte en reduktion af jern (III) til Jern(II) med efterfølgende frigivelse til bundvandet. Jern(II) er efterfølgende blevet iltet i vandsøjlen, hvor der var ilt tilstede, hvorved der igen er blevet dannet okker. Det efterfølgende iltsvind i vandsøjlen skyldes sandsynligvis en øget bakteriologisk aktivitet i vandsøjlen i højere grad end sedimentet.

Tilsætningen af jern er foregået om sommeren, hvor bakteriernes respons pga. den høje vandtemperatur kan foregå meget hurtigt, og ændringer af substratforholdene har medført en hurtig ændring i populationsdynamikken.

Den fortsatte beluftning og omsætning af labilt organisk materiale har med stor sandsynlighed været medvirkende til at fastholde mosen i en tilstand med meget lavt indhold af fosfor.

## 4.2 Anvendelse af okkerslam

### 4.2.1 *Udspredning*

Den foreløbige plan er at tillede okkerslam til et begrænset areal i søen. Tilledningen vil foregå over en længere periode, der forventes at vare ca. 30 måneder.

[54] Gabriel, S. et al.: "Kollelev Mose Naturgenopretning", "Rapport med målinger til og med 2006". Udateret.

Der tilføres ca. 10 $m^3$ okkerslam per gang med et tørstofindhold på ca. 10 % og et forventet jernindhold på ca. 30%, svarende til ca. 300 kg jern. Det forventes, at det vil være nødvendigt at tilføre i alt 12-18 ton jern, svarende til 40-60 doser.

Der er opstillet en række foreløbige kriterier for doseringen:

- Indledningsvis vil der blive foretaget to til tre tilledninger á 300 kg, hvorefter effekten vil blive observeret
- Intervallet mellem doseringer vil være minimum to uger
- Der vil ikke blive tilført okkerslam, når vandtemperaturen er over 14$^o$ C – og dosering vil blive udført med forsigtighed ved temperaturer over 10$^o$ C, indtil der er indhentet et fornuftigt erfaringsgrundlag
- Udledningsområdet vil fortrinsvis være ved den østlige side af søen, således at der sikres maksimal effekt af vindopblanding

### 4.2.2 *Model og forventede reaktioner*

På baggrund af modelberegninger af vindinduceret opblanding af sediment er vælges der et udspredningsområde, der har en vindåben flade i vestlig eller nordvestlig retning på mindst 300 meter. Dette vil sikre, at der under normale vejrforhold hyppigt sker en opblanding ned til en dybde af mellem 0,90 og 1,20 meter dybde. Dette vil, sammen med de øvrige kræfter, der påvirker transportmekanismerne, sikre at okkerslammet langsomt udbredes over et stadigt større område. Udbredelsen vil ske med 30-60 meter per 14 dages periode under normale vindforhold; ved efterårsstorme med vind over 15 m/s vil der ske fuld opblanding.

Okkeren vil sedimentere og langsomt blandes med sedimentet. Når der periodevis opstår anoxiske forhold i sedimentet og nær bunden, vil en del af okkeren blive reduceret, og en mindre mængde jern gå i opløsning. I vandsøjlen vil dette jern igen blive oxideret og fælde ud, hvorefter processen kan gentage sig. Løbende vil en mindre del bindes til fosfor og udfældes, ligesom der løbende vil ske en række andre sidereaktioner, hvor jern indgår.

Metan-udviklingen i sedimentet vil blive væsentligt reduceret, og nedbrydningen af organisk stof vil foregå hurtigere. Dette kan i begyndelsen føre til øget frigivelse af fosfor, men på længere sigt vil der ske en reduktion af den let omsættelige fosforpulje.

Det er hensigten med den gradvise dosering at kontrollere, at iltforbruget ikke bliver ukontrollabelt stort. Det lettest omsættelige organiske stof i sedimentet forventes omsat i løbet af det første år, og en stor del før vandtemperaturen stiger. Der forventes ingen effekt på sigtdybde eller fosforkoncentration det første år, idet det tilsigtes, at der stadig er en stor algekoncentration den første sommer. Dette vil sikre en stor ilttilførsel i dagtimerne.

# 5. STYRKER, SVAGHEDER, MULIGHEDER OG TRUSLER (SWOT-ANALYSE)

*Nedenstående SWOT-analyse (**S**trenght, **W**eakness, **O**pportunities, **T**hreats) vil løbende blive opdateret i løbet af forprojektet, og der vil blive redegjort for de enkelte elementer.*

| Styrker | Svagheder | Muligheder | Trusler |
|---|---|---|---|
| Genanvendelse | Tidskrævende | Mere præcis indgreb i takt med øget viden | Tungmetaller |
| Oprindelig tilstand | Effekt på bundfauna | Løbende justering af indgreb iht. observationer | Visuelt indtryk |
| Omkostning | Effekt på bundflora | | Fiskedød |
| Enkelt at udføre | Ikke afprøvet | | Accelereret algevækst |
| | | | Induceret ilt-svind |
| | | | Resuspension |
| | | | Ekstern belast-ning øges |
| | | | Stor P-pulje i sediment |

Tabel 5.1: SWOT-skema

Svaghederne er imødegået ved:

- Tilledningen sker på en enkel måde, der er nem at overvåge
- Den fysiske effekt (tilslamning) på flora og fauna minimeres ved, at udspredningsområdet kun udgår en begrænset del af søen s bundareal

Tungmetaller, især arsen, kan være et problem. Dette forhold er blevet analyseret på DTU, og data viser, at der ikke sker en øget frigivelse af arsen, heller ikke under anaerobe forhold. For Mortenstrup Sø sker der et signifikant fald i arsenkoncentrationen efter tilsætning af okkerslam, både under aerobe og anaerobe forhold.

Der er en risiko for, at søen vil blive svagt rødfarvet. Offentligheden, lodsejere og interessenter vil blive grundigt informeret om projektet.

Risiko for fiskedød, accelereret algevækst og induceret iltsvind søges undgået ved den gradvise dosering. Resuspension kan ikke undgås, men er tilsigtet. Resuspensionen skal dog ske så kontrolleret som muligt.

Kommunen skal som myndighed sikre, at der ikke sker en forøgelse af den eksterne belastning. I nedbørsrige år kan der ske en øget udvaskning af fosfor fra landbrugsarealer, men dette vil til en vis grad blive modsvaret af en øget udskylning fra søen.

Der er konstateret en stor sedimentpulje i Gårdsø. Dette vil blive inddraget i de videre planer.

# 6. SØERNES NUVÆRENDE TILSTAND

Både Mortenstrup Sø og Gårdsø er stærkt påvirkede af næringssalte, hvilket medfører stor algevækst og ringe sigtdybde. Begge søer er beliggende i Natura 2000 område 146, "Hejede Overdrev, Valborup Skov og Valsølille Sø". Udpegningsgrundlaget er bl.a. stor vandsalamander, kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks, brunvandede søer og vandhuller samt hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand. Herudover er der en række forhold vedrørende terrestrisk natur.

Begge søer er målsat med en god tilstand i vandplanerne.

| Sø | Målsætning | Chlorofyl, µg/l |
|---|---|---|
| Gårdsø | God tilstand | 25 |
| Mortenstrup Sø | God tilstand | 25 |

Tabel 6.1: Målsætninger iht. Vandplanerne[55]

Som det fremgår af tabel 6.1 er målet et maksimalt indhold af chlorofyl på 25 µg/l. Begge søer har desuden følgende passus:

"*Søens tilstand er ukendt, og der planlægges derfor ikke en indsats for søen i denne planperiode, men tilstanden må ikke forringes. Fristen for målopfyldelse udskydes derfor til næste planperiode. Det skal sikres, at der ikke ved aktiviteter i oplandet sker en øget tilførsel af næringsstoffer*".

Der foreligger en række målinger af fosforkoncentrationer i søerne.

| Lokalitet | Sø-areal | Op-land | Vol. | Dybde | | Opholdstid | P-konc | Chlor-a |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | maks. | mid. | | | |
| Enhed | Ha. | Ha. | 1000m$^3$ | m | m | år | µg/l | µg/l |
| Gårdsø | 10,2 | 363 | 218 | 3 | 2,2 | 0,29 | 150-300 | 105 |
| Morten-strup Sø | 9,4 | 300 | 53 | 2 | 0,6 | 0,09 | 200-240 | 175 |

Tabel 6.2: Data for Valsølille Sø og de fire vigtigste søer i oplandet, samlet fra vandplanmateriale (samme kilde som tabel 6.1).

[55] Teknisk baggrundsnotat til Vandplan 2.5 Smålandsfarvandet, Miljøministeriet, udateret

Det fremgår af tabel 6.1 og 6.2 at søerne er langt fra målsætningsopfyldelse.

Sigtdybden blev målt i 2011.

| Sø | Sigtdybde 4/7 2011 | Sigtdybde 11/8 2011 |
|---|---|---|
| Gårdsø | 0,30 | 0,40 |
| Mortenstrup Sø | - | 0,25 |

Tabel 6.3: Målte sigtdybder 2011[56]

Samme kilde har med lineær regression omregnet sigtdybden til chlorofyl-koncentrationer, der igen er omregnet til fosforkoncentrationer. De lineære regressioner er udarbejdet på baggrund af generelle erfaringstal og resultaterne skal derfor anvendes med forsigtighed. Sommer-koncentrationen af fosfor i Gårdsø kan beregnes til 580-850 µg/l, mens koncentrationen i Mortenstrup Sø beregningsmæssigt er ca. 1.100 µg/l.

| Belastning af | Kg P/år |
|---|---|
| Gårdsø | 63,9 |
| Mortenstrup Sø | 92,7 |

Tabel 6.4: Den beregnede fosforbelastning til Gårdsø og Mortenstrup Sø

Ringsted Kommune har kloakeret oplandet, og søerne er ikke længere belastet med spildevand fra punktkilder.

## 6.1 Bundfauna

Der kunne ikke konstateres nogen form for bundfauna ved en undersøgelse i februar 2012. Søerne var islagte, hvilket vanskeliggjorde undersøgelsen.

## 6.2 Submers vegetation

På grund af den meget ringe sigtdybde var det ikke muligt at observere eventuel submers vegetation i sommeren 2011.

Ved besigtigelse i januar 2012 kunne der ikke konstateres submers vegetation i nogen af søerne.

I Gårdsø var der i det nordøstlige hjørne enkelte eksemplarer af hvid åkande. Der var desuden en udbredt kantvegetation af tagrør.

I Mortenstrup Sø var der i det nordlige område et større areal med hvid Åkande. Der var desuden en udbredt kantvegetation af tagrør. Ved udtagning af sedi-

[56] Hjuler, H.: "Vandkvalitet i Valsølille Sø – og muligheder for restaurering", AP Consult for Ringsted Kommune, 2011.

mentprøver i februar 2012 kom der et enkelt blad af kruset vandaks op til overfladen. Der kunne ikke observeres egentlig vegetation under isen.

## 6.3 Sedimentundersøgelse

Der er udtaget sedimentprøver fra Gårdsø og Mortenstrup Sø i februar 2012. Prøverne er udtaget fra isen, og blev dels anvendt til kemiske forsøg, dels til karakterisering af sedimenterne.

Sedimentprøverne fra Gårdsø bestod af materiale, der var groft til finsandet.

Bundsedimentet i Mortenstrup Sø er karakteriseret som groft til mellemfint. Bunden består af gytje overlejret af minerogent materiale, hvilket betyder, at der i hvert fald lejlighedsvis kan foregå sedimenttransport fra bredden i retning af søbassinet.

Det konkluderes, at søerne ikke har et stort magasin af let resuspenderbart bundmateriale; men at sommersæsonens uklare vand først og fremmest skyldes intern organisk omsætning i den frie vandmasse.

Resultaterne af sedimentundersøgelsen og de kemiske analyser er nærmere beskrevet i kapitel 8.

## 6.4 Belastningshistorik

Skjoldenæsholm ved Gårdsø kan dateres mange hundrede år tilbage i tiden, så den historiske belastning har været væsentlig. Belastningen havde et maksimum efter Anden Verdenskrig, hvor der var ca. 130 ukloakerede ejendomme i oplandet, bedømt ud fra ældre kort.

Mortenstrup Sø har tilsvarende været mere belastet end nu, idet der har været ca. 80 ukloakerede ejendomme.

I oplandet til Gårdsø er der iflg. spildevandsplanens kortbilag fem ejendomme, der ikke opfylder krav til spildevandsrensning[57]. I oplandet til Mortenstrup Sø er der en enkelt ejendom, der ikke er kloakeret, men denne har ikke afløb til søen.

| Sø | 2005 | 2015 | Maks. |
|---|---|---|---|
| | Kg P/år | | |
| Gårdsø | 103,8 | 50,6 | 50,6 |
| Mortenstrup Sø | 92,7 | 62,0 | 51,3 |

Tabel 6.5: Belastning af søerne 2005, baseline 2015 og maksimal belastning ved målopfyldelse. Efter [58]

[57] Ringsted Kommune: "Spildevandsplan 2005, Ringsted Kommune", juni 2005

## 6.5 Risikoelementer: påvirkning af natur

Udpegningsgrundlaget er bl.a. stor vandsalamander, kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks, brunvandede søer og vandhuller samt hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand.

Risikoen for påvirkning af ovennævnte er begrænset til Stor Vandsalamander, der ikke er registreret i nogen af søerne[59].

Mortenstrup Sø har en bestand af gedder, der yngler i april. Det vurderes, at der her foreligger en risiko, og der vil ikke ske tilledning til områder, der kan fungere som gydeområde for gedder i april og maj måneder.

[58] By- og Landskabsstyrelsen: "Teknisk baggrundsnotat til Vandplan 2.5 Smålandsfarvandet", Miljøministeriet

[59] Bojsen, B., Ringsted Kommune. Pers. Kom. 2012.

# 7. RISIKOANALYSE

## 7.1 Sammenligning af jern, aluminium og Phoslock

### 7.1.1 *Jern og jernklorid*

Data for jern(III) klorid (CAS nr. 7705-08-0) på det amerikanske miljøagentur EPA´s database[60] omfatter 159 referencer for det akvatiske miljø siden 1970. Herudover er der 199 referencer for jern (CAS nr. 7439-8-96).

I nedenstående tabel er angivet økotoksikologiske data for jern(II)-sulfat (CAS 7720-78-7), da jern(II) er væsentligt mere toksisk end jern(III)

| | Metode | Koncentration | enhed | pH | Art |
|---|---|---|---|---|---|
| Padder | LC50 | 16,39-18,32 | mg/l | 6,1 | Rana hexadactyla |
| Crustacae | EC50 | 0,094 | mmol/l | | Daphnia magna |
| Skaldyr | LC50 | 420 | mg/l | | Asellus aquaticus |
| Fisk | LC50 | 1,75 | mg/l | 7,0 | Salvelinus fontinalis |
| Fisk | LC50 | 0,48 | mg/l | 6,0 | Salvelinus fontinalis |
| Insekter | LOEL | 100,45 | mg/l | | Chironomus sp. |
| Muslinger | LOEL | 150 | µg/l | | Mytilus galloprovin-cialis |

Tabel 7.1: Økotoksikologiske effekter af jern på en række dyrearter. *(LOEL: Lowest observable effect level. LC50: Lethal concentration to 50% of test organisms. EC50: Effect concentration to 50% of test organisms)*

Det fremgår af tabel 7.1 at værdierne gennemgående er høje, og at det kun er for muslinger, der observeres en effekt i mikrogram per liter-området.

Grænseværdier for ferrojern er 0,2 mg/l i A og B vandløb og 0,5 mg/l I B3.

[60] http://cfpub.epa.gov/ecotox/

### 7.1.2 *Aluminium og aluminiumklorid*

Data for aluminiumklorid (CAS nr. 7446-70-0) på det amerikanske miljøagentur EPA´s database omfatter 315 referencer for det akvatiske miljø siden 1970.

| | Metode | Koncentration | enhed | pH | Art |
|---|---|---|---|---|---|
| Fisk (rogn) | LC50 | 400-700 | µg/l | 7,2-7,8 | Oncorhynchus mykiss |
| Skaldyr | LC50 | 680 | µg/l | 7,74 | Ceriodaphnia dubia |
| Insekter | LC50 | Ingen effekt | µg/l | | Chaoborus punctipennis |
| Vandloppe | LC50 | <2.511 | µg/l | | Ceriodaphnia dubia |
| Padder | LC50 | 50 | µg/l | 7,4 | Gastrophryne carolinensis |

Tabel 7.2: Økotoksikologiske effekter af aluminium på en række dyrearter. *(LOEL: Lowest observable effect level. LC50: Lethal concentration to 50% of test organisms. EC50: Effect concentration to 50% of test organisms)*

Effekten af aluminium er, som det fremgår af tabel 7.2, generelt på et lavere koncentrationsniveau end jern.

### 7.1.3 *Lanthan og Phoslock*

Det er relevant at inddrage lanthan, da dette grundstof er en del af Phoslock. Det amerikanske miljøagentur EPA´s database indeholder kun fem referencer for lanthan (CAS nr. 7439-91-0) i akvatisk miljø.

Der er gennemført økotoksikologiske studier af Phoslock i forhold til følgende organismer:

- Hyalella azteca, Hexagenia spp., Chironomus diluta, Oncorhynchus mykiss, Daphnia magna[61].
- Oncorhynchus mykiss, Daphnia magna, Vibrio fischeri, *Polypedilum parvidum,* Chironomus-Zealandicusm.fl.[62] [63].

Lanthans kraftigste effekt på miljøet er ikke overraskende i forhold til ørredrogn, hvor koncentrationen, der slår halvdelen af rognen ihjel ($LC_{50}$), er 20 µg/l [64].

[61] Watson-Leung, T.: Phoslock Toxicity Testing with Three Sediment Dwelling Organisms (Hyalella azteca, Hexagenia spp.and Chironomus dilutus) and two Water Column Dwelling Organisms (Rainbow Trout and Daphnia magna), Lake Simcoe Region Conservation Authority, 2009

[62] Groves, S.: "Ecotoxicity Assessment of Phoslock", Phoslock Water Solutions Limited, 2010

[63] Iversen, L.: "Potentialet for brug af PAX15 og Phoslock til restaurering af Nols Sø, Aalborg Universitet 2009.

[64] Birge et. Al.: "Evaluation of Aquatic Pollutants using Fish and Amphibian Eggs as Bioassay Organisms", i Animals as Monitors of Environmental Pollutants, National Academy of Science, 1979

Lanthan danner en række meget tungtopløselige forbindelser:

- Lanthanfosfat, opløselighedsprodukt $10^{-26,17}$
- Lanthancarbonat, opløselighedsprodukt $10^{-29,91}$
- Lanthanhydroxid, opløselighedsprodukt $10^{-22,29}$

Det er således lidet sandsynligt, at der lækker lanthan fra Phoslock i koncentrationer, der kan volde væsentlig skade på miljøet.

Introduktion af et "nyt" metal til miljøet bør dog ske med yderste forsigtighed. Phoslock dispergerer til meget små partikler (Reitzel og Jensen, 2010), og kan dermed spredes til andre områder. Før anvendelse i Danmark anbefales det, at der som minimum udføres forsøg på følgende:

- Ørredrogn og anden fiskerogn
- Paddeæg
- Filtratorer som muslinger og snegle
- Vækst af rodfæstede makrofytter i behandlet sediment

## 7.2 Økotoksikologisk risikoanalyse af tungmetaller af betydning

Okkerslam indeholder en række spormetaller, hvoraf arsen kan give anledning til bekymring. Det amerikanske miljøagentur EPA´s database omfatter 1.013 referencer for "arsenic" i det akvatiske miljø siden 1970. Stoffet må således siges at være velundersøgt.

Arsen er giftigt for mennesker og kræftfremkaldende selv ved lave koncentrationer.

| | Metode | Koncentration | enhed | | Art |
|---|---|---|---|---|---|
| Snegl | LOEC | 50 | µg/l | $AsO_3$ | Biomphalaria glabrata |
| Padder | LC50 | 40 | µg/l | As | Gastrophryne carolinensis |
| Fisk | LC50 | 490 | µg/l | As | Carassius auratus |
| Fisk | LC50 | 150 | µg/l | $H_3AsO_4$ | Lepomis cyanellus |
| Vandloppe | LC0 | 5,6 | mg/l | $H_3AsO_4$ | Daphnia magna |
| Vandloppe | LC50 | 17 | mg/l | $H_3AsO_4$ | Daphnia magna |
| Vandloppe | LC100 | 45 | mg/l | $H_3AsO_4$ | Daphnia magna |
| Ciliat | LC50 | 470 | µg/l | $H_3AsO_4$ | Tetrahymena pyriformis |

Tabel 7.3.: Økotoksikologiske effekter af aluminium på en række dyrearter. *(LOEL: Lowest observable effect level. LC50: Lethal concentration to 50% of test organisms. EC50: Effect concentration to 50% of test organisms)*

Det ses af tabel 7.3 at arsen er giftigt ved meget lave koncentrationer. Drikkevandskriteriet er 20 µg/l.

Risikoen for frigivelse af arsen ved tilledning af okkerslam under anaerobe forhold, er undersøgt på DTU, jf. kapitel 5.

## 7.3 Sedimentologi og resuspension

Undersøgelsen af sedimentet i Gårdsø og Mortenstrup Sø er beskrevet i afsnit 6.3, og mere detaljeret i kapitel 8. Det konkluderes, at søerne ikke har et stort magasin af let resuspenderbart bundmateriale; men at sommersæsonens uklare vand først og fremmest skyldes intern organisk omsætning i den frie vandmasse.

### 7.3.1 *Osgood indeks og vurdering af resuspension i forbindelse med vindeksponering*

Søbundens sediment ophvirvles, når der sker kraftig påvirkning af søoverfladen, hvilket især forårsages af vind. Vinden forårsager både bølgebevægelser og vandstrømning. Mængden af ophvirvlet sediment i en given periode vil afhænge dels af vandbevægelsens kraft, dels af sedimentets beskaffenhed.

Osgood indeks er defineret i kapitel 2, og de beregnede indeks for Gårdsø og Mortenstrup Sø er hhv. 6,9 og 2,0.

På baggrund af sedimentundersøgelsen og beregninger af ophvirvlingen som følge af vind vurderes det, at begge søernes østlige dele hyppigt er udsat for en ophvirvling, men at denne gerne er begrænset til nyligt sedimenteret materiale. Dette er mest udtalt i Mortenstrup Sø.

## 7.4 Kemiske forhold under vinddreven resuspension

Vinden er den faktor, der påvirker transporten af stoffer, inklusive ilt, mest. Hvis en eutrofieret sø har været udsat for vindstille forhold i en længere periode, vil der være opstået heterogen forhold i søen, hvor der vil være højst forskellige koncentrationer af ilt og næringssalte. Hvor der er opstået anoxiske forhold vil der bl.a. kunne ske følgende:

- frigivelse af fosfor fra sedimentet
- nitratreduktion
- sulfatreduktion
- jernreduktion

Disse forhold vil også kunne optræde i en lavvandet sø, der ellers normalt bliver betragtet som ”fuldt opblandet”.

Jernreduktionen vil medføre, at der optræder opløst jern i vandsøjlen.

Ved vinddreven resuspension vil der dels kunne ske en transport af partikler, dels vil områder der før var anoxiske, blive blandet med mere iltrigt vand. Dette

vil bl.a. medføre, at jern(II) igen vil blive iltet til jern(III), en proces, der foregår forholdsvis hurtigt (reaktionstiden måles i minutter).

Vinddreven resuspension vil således medføre mere homogene tilstande og en omfordeling af partikulært materiale.

# 8. ANALYSER

## 8.1 Forsøgsprogram

Der er udtaget sedimentprøver i søerne Gårdsø og Mortenstrup Sø. En del af prøverne er anvendt til karakterisering af sedimentet, mens en anden del er anvendt til kemiske forsøg.

Karakterisering af sedimentprøverne er nærmere beskrevet i bilag 1.

De kemiske forsøg er udført på DTU, Institut for Vand og Miljøteknologi.

Forsøgene bliver udført i 300 ml infusionsflasker med i alt 280 ml sediment. Der tilføres forskellige mængder okkerslam til flaskerne, og der udføres forsøg under aerobe og anaerobe forhold. Forsøgene køres som langtidsforsøg, og de første prøver udtages efter 7 dage og tolv dage.

## 8.2 Resultater og konklusion

| Gårdsø | As | Fe tot | Fe(II) | P |
|---|---|---|---|---|
| Oxideret uden okker | 4,0 | u.d. | n.a. | 172,5 |
| Oxideret med 1,8 g okker | -2,1 | u.d. | n.a. | 38,0 |
| Anaerob uden okker | 3,7 | 1148 | 1121 | 1092,2 |
| Anaerob med 1,8 g okker | 3,5 | 10848 | 11044 | 43,9 |
| | | | | |
| Mortenstrup Sø | | | | |
| Oxideret uden okker | 14,8 | u.d. | n.a. | 867,9 |
| Oxideret med 3g okker | 2,6 | u.d. | n.a. | 62,9 |
| Anaerob uden okker | 9,9 | u.d. | 58 | 1915,3 |
| Anaerob med 3g okker | 6,8 | u.d. | 32 | 20,9 |

Tabel 8.1: Arsen, jern og fosfor målt i forsøgene. Koncentrationer er i µg/l. (u.d.= under detektionsgrænse, n.a. =ikke målt)

På baggrund af resultaterne kan det konkluderes, at der ikke sker en frigivelse af arsen, ej heller under anaerobe forhold. Niveauet i Gårdsø er så lavt, at det ikke er sikkert at drage konklusioner herfra, mens værdierne for Mortenstrup Sø tydeligt viser at der sker en forbedret binding.

De anaerobe forsøg er vellykkede, og der sker en kraftig reduktion af jern(III) til jern(II). Tilsætning af okker medfører en reduktion i koncentrationen af opløst fosfor på mellem 78 og 99%. Effekten er mest evident i de anaerobe forsøg.

# 9. SAMLET KONKLUSION

I søer med stor intern fosforbelastning er anvendelse af okkerslam et alternativ til andre metoder til kemisk binding.

Fordelene ved anvendelse af okkerslam er

- Omkostning
- Bæredygtighed
- Det er medvirkende til at genskabe noget der minder om en oprindelig kemisk tilstand, jf. afsnit 2.3
- Det reducerer udledningen af drivhusgasser

Ulemperne er bl.a.:

- Metoden er ikke afprøvet i fuld skala i Danmark
- Tidkrævende, da doseringen skal ske med stor omhu

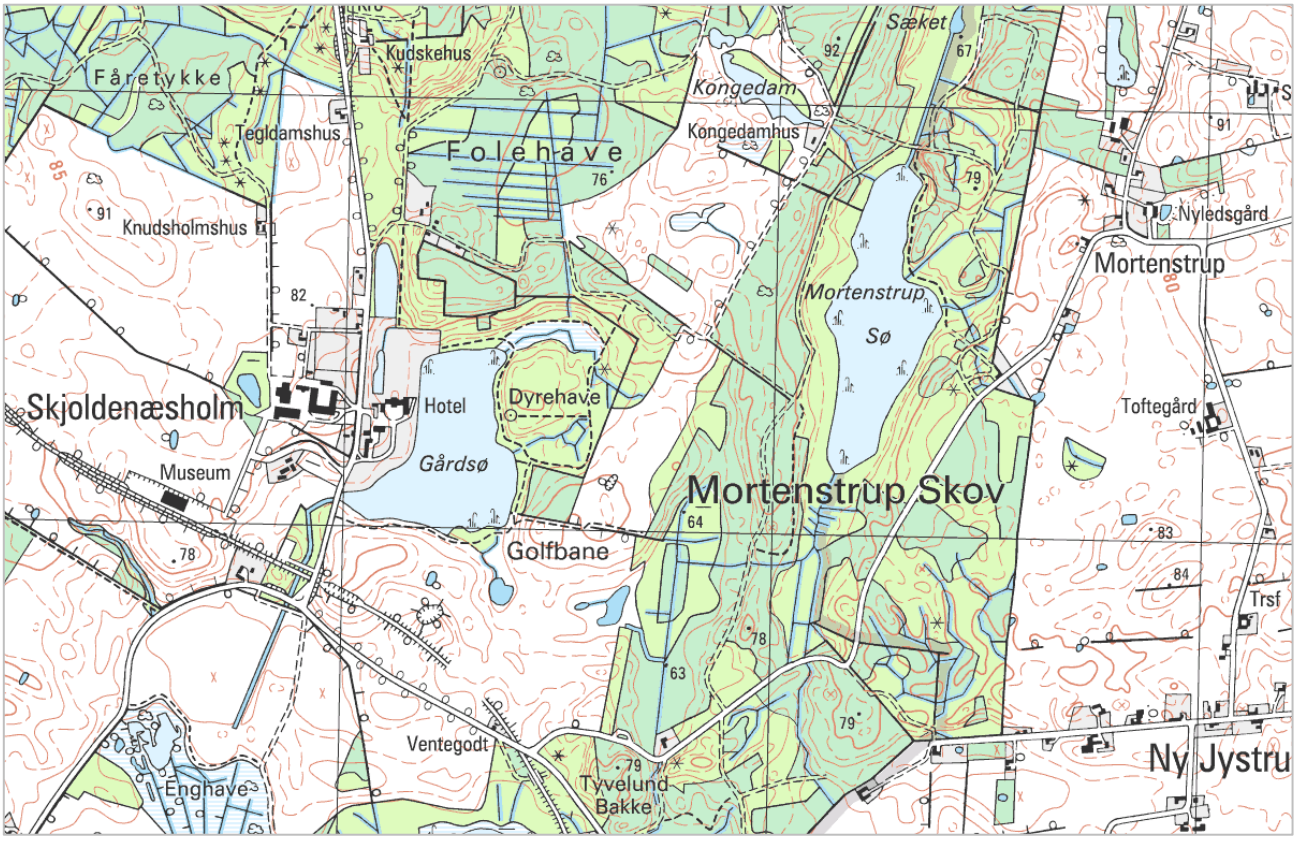
Anvendelse af jern aluminium og Phoslock er alle behæftede med risici for øko-toksikologiske konsekvenser.

## Bilag 1 Sedimentanalyse

Bundsediment karakteristika i søerne:

- Gårdsø
- Mortenstrup Sø

Lokaliseringen fremgår af nedenstående kortudsnit.




*Figur 1. – Udsnit af 4 cm kort, visende lokaliteternes beliggenhed*

Prøverne er udtaget fra is overfladen. Isen er gennemboret med et Ø15cm is bor. Udtagningen er foretaget med et Ø50mm kerne bor med trykstabiliseret stempel aflastning.

På grund af boreudstyrets indretning, er nogle af prøverne delt, således at de repræsenterer forskellige dybder.

# Indholdsfortegnelse

MORTENSTRUP SØ ..... 41
Prøvetagning ..... 41

GÅRDSØ ..... 43
Prøvetagning ..... 43
Gårdsø – lokalitet 1 ..... 43
Gårdsø – lokalitet 2 ..... 44

SEDIMENT KARAKTERISTIK ..... 46

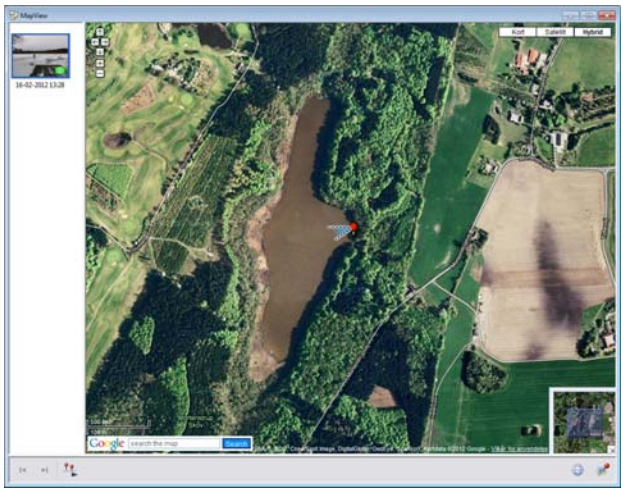
## 10. MORTENSTRUP SØ

Lokaliseringen fremgår af figur 1.

### 10.1 Prøvetagning

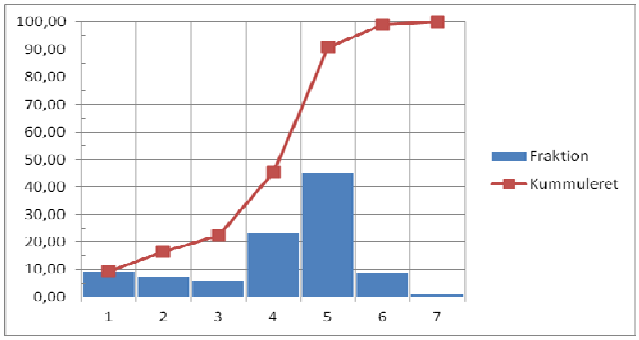
Prøverne er udtaget 12. februar 2012. – lokaliteten fremgår af nedenstående foto.

*Betjening af kernebor.*



*Fotovinkel og retning fremgår af ovenstående MapView.*

Prøve af øvre sediment.




| Sigte mm | Kumm. g | Frak. g | Frak. % | Kumm % | Klasse |
|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 2,42 | 2,42 | 9,34 | 9,34 | 1 |
| 1 | 4,29 | 1,87 | 7,22 | 16,56 | 2 |
| 0,5 | 5,79 | 1,5 | 5,79 | 22,35 | 3 |
| 0,25 | 11,76 | 5,97 | 23,04 | 45,39 | 4 |
| 0,125 | 23,48 | 11,72 | 45,23 | 90,62 | 5 |
| 0,063 | 25,67 | 2,19 | 8,45 | 99,07 | 6 |
| >0,063 | 25,91 | 0,24 | 0,93 | 100,00 | 7 |

Prøvens modalklasse falder i siltfraktionen, 0,125 mm hvilket er forventeligt. Det nære grove tilslag består af 23,04 % materiale i klassen 0,25 mm.

De fjerne grove tilslag er større end både de nære og fjerne fine tilslag. Bundsedimentet er derfor karakteriseret som groft til mellemfint.

Denne kerneprøve deltes i to prøver, en øvre (ovenfor) og en nedre.
Den nedre prøve viste sig, at bestå af gytje, og følgelig ikke egnet til sigteanalyse.

At gytjen var overlejret af minerogent materiale betyder, at der i hvert fald lejlighedsvis kan foregå sedimenttransport fra bredden i retning af søbassinet.

# 11. GÅRDSØ

Lokaliseringen fremgår af figur 1.

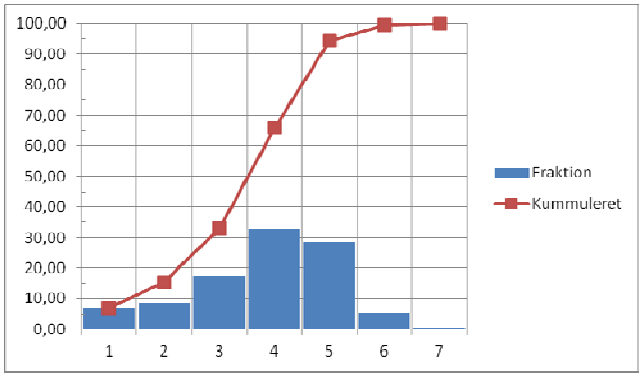
## 11.1 Prøvetagning

*Borelokaliteter i Gårdsø*

*Fotovinkel og retning fremgår af ovenstående MapView.*

### 11.1.1 *Gårdsø – lokalitet 1*

Overflade prøve fra lokalitet 1.



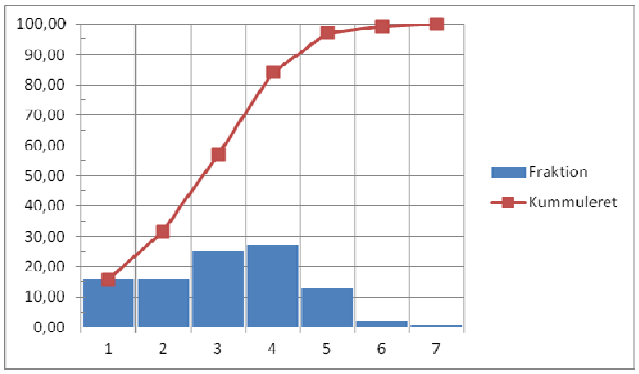

| Sigte mm | Kumm. g | Frak. g | Frak % | Kumm % | Klasse |
|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 16,67 | 16,67 | 6,92 | 6,92 | 1 |
| 1 | 37,22 | 20,55 | 8,53 | 15,45 | 2 |
| 0,5 | 79,59 | 42,37 | 17,59 | 33,04 | 3 |
| 0,25 | 158,71 | 79,12 | 32,85 | 65,89 | 4 |
| 0,125 | 227,2 | 68,49 | 28,44 | 94,33 | 5 |
| 0,063 | 239,73 | 12,53 | 5,20 | 99,53 | 6 |
| >0,063 | 240,86 | 1,13 | 0,47 | 100,00 | 7 |

Prøvens modalklasse ligger i fraktionen større end 0,25 mm. Det nære fine tilslag er stort, 28,44 %

Sorteringsgraden er ringe, da de grove tilslag er spredt over flere klasser. Materialet er groft til finsandet.

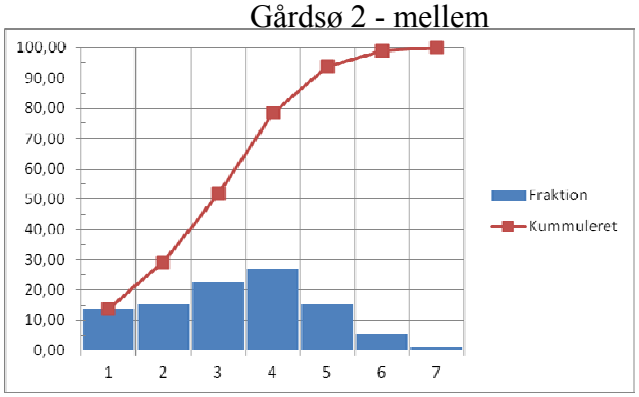
### 11.1.2 *Gårdsø – lokalitet 2*

Gårdsø 2 - øvre



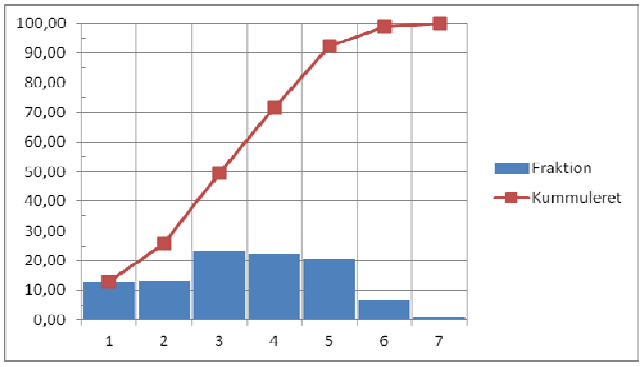

| Sigte mm | Kumm g | Frak g | Frak % | Kumm % | Klasse |
|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 44,66 | 44,66 | 15,71 | 15,71 | 1 |
| 1 | 90,34 | 45,68 | 16,07 | 31,78 | 2 |
| 0,5 | 162,52 | 72,18 | 25,39 | 57,17 | 3 |
| 0,25 | 239,88 | 77,36 | 27,21 | 84,39 | 4 |
| 0,125 | 276,38 | 36,5 | 12,84 | 97,23 | 5 |
| 0,063 | 282,07 | 5,69 | 2,00 | 99,23 | 6 |
| >0,063 | 284,26 | 2,19 | 0,77 | 100,00 | 7 |

Gårdsø 2 - mellem




| Sigte mm | Kumm g | Frak g | Frak % | Kumm % | Klasse |
|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 59,04 | 59,04 | 13,72 | 13,72 | 1 |
| 1 | 125,07 | 66,03 | 15,34 | 29,06 | 2 |
| 0,5 | 222,15 | 97,08 | 22,56 | 51,61 | 3 |
| 0,25 | 337,68 | 115,53 | 26,84 | 78,46 | 4 |
| 0,125 | 404,08 | 66,4 | 15,43 | 93,88 | 5 |
| 0,063 | 426,39 | 22,31 | 5,18 | 99,07 | 6 |
| >0,063 | 430,4 | 4,01 | 0,93 | 100,00 | 7 |

Gårdsø 2 - nedre




| Sigte mm | Kumm g | Frak g | Frak % | Kumm % | Klasse |
|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 20,42 | 20,42 | 12,81 | 12,81 | 1 |
| 1 | 41,34 | 20,92 | 13,13 | 25,94 | 2 |
| 0,5 | 78,82 | 37,48 | 23,52 | 49,46 | 3 |
| 0,25 | 114,46 | 35,64 | 22,36 | 71,82 | 4 |
| 0,125 | 147,13 | 32,67 | 20,50 | 92,33 | 5 |
| 0,063 | 157,84 | 10,71 | 6,72 | 99,05 | 6 |
| >0,063 | 159,36 | 1,52 | 0,95 | 100,00 | 7 |

I de 2 øvre prøver fandtes – i de groveste fraktioner, indslag af afskaller fra teglsten.
Sedimentet er således ikke uforstyrret af menneskelig aktivitet.

Alle prøver er dårligt sorterede, med en ringe defineret modalklasse og hovedvægten af tilslagene liggende i den grove ende.

I boreprofilet er der en tendens til, at prøverne bliver finere – med tiltagende dybde.
Der er i alle tilfælde tale om groft sediment; men det dybere aflejrede er en anelse mere finkornet.

Generelt er materialet er groft, og med et meget ringe tilslag af de fineste fraktioner.

# 12. SEDIMENT KARAKTERISTIK

Sedimentet er groft til mellem sandet.

Ingen af prøverne udviser velsorteret materiale, hvilket også i højere grad kunne forventes af fluviatilt materiale.

Det er karakteristisk, at prøvernes fine tilslag er lille. Hovedindtrykket af materialet er således groft.

Til trods for, at prøverne afgav karakteristisk organisk odør under tørring, har der heller ikke synsmæssigt været tale om egentlig råddenskab.

Når prøvetagnings tidspunktet og vilkårene under islægningen tages i betragtning, kan det sammenfattes, at bundmaterialet kun indeholder lidt materiale, der kan resuspenderes ved vindomrøring.

Begge søer omtales som værende uklare om sommeren. Dette tilskrives den organiske omsætning af næringsstoffer i vandmassen, hvor der kan dannes store mængder af flokkuleret materiale, der er vanskeligt sedimenterbart, og i hvert fald overordentligt let at resuspendere.

Det vurderes således ikke, at søerne har et stort magasin af let resuspenderbart bundmateriale; men at sommersæsonens uklare vand først og fremmest skyldes intern organisk omsætning i den frie vandmasse.

## Bilag 2 Analyseresultater

**Flaskeforsøg**

**300 ml infusionsflasker, intern diameter 6 cm**
**flaskerne er tilført ca. 140 g af sediment fra bunden af kernen ovenpå er lagt ca. 140 g af sedimentet fra toppen af kernen og øverst er lagt den angivne mængde okker direkte fra posen**
**prøverne er udtaget med kanyle 2 cm over sedimentet - prøven er ikke filtreret**

| | | | | koncentrationer | | µg/l | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Prøvenavn | beskrivelse | As | | Fe | opl. Fe2+ | P |
| Mortenstrup sø | | | | | | | |
| | Feb-12-MT-1 | Søprøve | 4,8 | | 105 | | 69,0 |
| | Feb-12-MT-2 | Søprøve | 1,9 | | 107 | | 72,5 |
| Oxideret | | | | | | | |
| 0 g okker tilsat | 06-03-MT-0-0 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 14,8 | | u.d. | | 867,9 |
| 3 g okker tilsat | 06-03-MT-3-0 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 2,6 | | u.d. | | 62,9 |
| 4,1 g okker tilsat | 06-03-MT-4-1 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 2,4 | | u.d. | | 44,3 |
| 6 g okker tilsat | 06-03-MT-6-1 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 4,1 | | u.d. | | 38,4 |
| | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Anaerob** | | | | | | | |
| 0 g okker tilsat | 22-03-MT-0-0 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 9,9 | | u.d. | 58 | 1915,3 |
| 3 g okker tilsat | 22-03-MT-3-0 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 6,8 | | u.d. | 32 | 20,9 |
| 4,1 g okker tilsat | 22-03-MT-4-1 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 3,8 | | 1099 | 1253 | 14,5 |
| 6 g okker tilsat | 22-03-MT-6-1 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 4,1 | | 71 | 111 | 19,0 |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| **Gaardsø** | | | As | | Fe | opl. Fe2+ | P |
| | Feb-12-Gaard-1 | Søprøve | 1,4 | | 42 | | 68,2 |
| | Feb-12-Gaard-2 | Søprøve | 1,6 | | 42 | | 47,0 |
| **Oxideret** | | | | | | | |
| 0 g okker tilsat | 06-03-Gaard-0-0 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 4,0 | | u.d. | | 172,5 |
| 1,8 g okker tilsat | 06-03-Gaard-1-8 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | -2,1 | | u.d. | | 38,0 |
| 2,9 g okker tilsat | 06-03-Gaard-2-9 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 2,3 | | u.d. | | 28,6 |
| 4,2 g okker tilsat | 06-03-Gaard-4-2 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 4,9 | | u.d. | | 41,7 |
| 6,2 g okker tilsat | 06-03-Gaard-6-2 | Prøve taget en uge efter systemet var sat op og henstand v. 4gr uden låg | 5,4 | | u.d. | | 21,9 |
| | | | | | | | |
| **Anaerob** | | | | | | | |
| 0 g okker tilsat | 22-03-Gaard-0-0 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 3,7 | | 1148 | 1121 | 1092,2 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1,8 g okker tilsat | 22-03-Gaard-1-8 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 3,5 | | 10848 | 11044 | 43,9 |
| 2,9 g okker tilsat | 22-03-Gaard-2-9 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 6,1 | | 8466 | 9526 | 16,1 |
| 4,2 g okker tilsat | 22-03-Gaard-4-2 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 5,2 | | 15317 | 6611 | 21,3 |
| 6,2 g okker tilsat | 22-03-Gaard-6-2 | Prøve taget efter 12 dage uden ilt og tillukket | 2,5 | | 3570 | 3518 | 7,9 |

Datatabel 1.: Analyseresultater

Green: The calculated concentration is between the quantification limit and upper limt. (The quantification limit is 3 times the detection limit

*Italic: Dilution has been performed - the detection limit should be multiplied with the dilution factor. This has been taken into consideration by using the color codes*

Red: The calculated concentration is below detection limit. The value is certainly not reliable

Blue: The calculated concentration is higher than detection limit but lower than quantification limit. The value will have a great uncertainty.

Pink: The calculated concentration is more than 20% above greatest standard. The value is not reliable

13. **THIS WORKSHEET IS ONLY VALID IF PRINTED IN COLORS**

| Gårdsø | As | Fe tot | Fe(II) | P |
|---|---|---|---|---|
| Oxideret uden okker | 4,0 | u.d. | n.a. | 172,5 |
| Oxideret med 1,8 g okker | -2,1 | u.d. | n.a. | 38,0 |
| Anaerob uden okker | 3,7 | 1148 | 1121 | 1092,2 |
| Anaerob med 1,8 g okker | 3,5 | 10848 | 11044 | 43,9 |
| | | | | |
| Mortenstrup Sø | | | | |
| Oxideret uden okker | 14,8 | u.d. | n.a. | 867,9 |
| Oxideret med 3g okker | 2,6 | u.d. | n.a. | 62,9 |
| Anaerob uden okker | 9,9 | u.d. | 58 | 1915,3 |
| Anaerob med 3g okker | 6,8 | u.d. | 32 | 20,9 |

Datatabel 2. Sediment tilsat okker. Koncentrationer i µg/l.