

Intern fosforbelastning i Vejlesø

Vurdering af mulighederne for at rense sedimentet for fosfor



Indhold

1	Baggrund og formål	3
2	Eksisterende data	3
3	Lokalitet.....	3
4	Belastningsforhold, ekstern belastning	4
5	Intern belastning	5
6	Fosfordynamik i Vejlesø	8
7	Konklusion	11
8	Rensning med Actiflo-anlæg	11
9	Referencer	13

1 Baggrund og formål

Rudersdal Kommune ønsker at reducere indholdet af fosfor i søvandet i Vejlesø for at forbedre miljøtilstanden i søen. Søen har gennem tiden været genstand for en betydelig spildevandsforurening ikke mindst via den opstrøms liggende Søllerød Sø, og sedimentet i søen er derfor meget belastet med fosfor. I december 2018 skete der et brud på spildevandstrykledningen, som løber gennem søen /1/2/. Novafos etablerede i 2020 et skivefilterrensningsanlæg, men den efterfølgende monitoring viste, at rensningen ikke var nok til at nedbringe fosforniveauet i søen effektivt /3/.

Ifølge Områdeplanen for Holte, Dronningegård og Øverød i Spildevandsplanen for Rudersdal Kommune /4/ modtager søen i dag betydelige mængder fosfor fra overløb fra fælleskloakken og fra afledt regnvand fra befæstede områder. Belastningen skal ifølge Vandområdeplanen 2021-2027 nedbringes betydeligt /5/, og vandet til søen ønskes derfor rensset vha. et Activflo-renseanlæg.

I den forbindelse har kommunen ønsket at få vurderet mulighederne for at få drænet sedimentet for fosfor gennem en rensning af søvandet vha. Activflo anlægget. Dette med henblik på at få fjernet den interne belastning, som i dag er medvirkende til at fastholde søen i en ringe miljøtilstand.

Nærværende notat har til formål at vurdere størrelsen på fosforfrigivelsen fra sedimentet og herigennem vurdere tidshorisonten for en dræning af fosforpuljen i sedimentet gennem oprensning af søvandet.

2 Eksisterende data

Vejlesø har været genstand for søtilsyn med feltmålinger og analyser af vandprøver i perioder siden 1970'erne /6/. I de senere år har søen været undersøgt i perioden 2000-2006 og i årene 2011 og 2015, samt i perioden 2019-2021. Sidstnævnte i forbindelse med bruddet på spildevandsledningen fra Novafos, som går gennem søen /1/.

Sedimentets indhold af fosfor er senest blevet undersøgt i 2009 i forbindelse med projektet "Rent vand i Mølleåen" /7/8/

3 Lokalitet

Vejlesø indgår i Mølleå-systemet og modtager vand fra Søllerød Sø via Bækkerenden, som har sit udløb i søens nordøstlige hjørne. Desuden er der et betydeligt bidrag af overfladeafstrømning af nedbør fra befæstede arealer. Søen afvander til Furesø gennem en gravet kanal, og idet vandspejlskoterne er ens i de to søer, forekommer der til tider indstrømning af vand fra Furesøen.

Der hersker nogen uenighed om størrelse og dybdeforhold i Vejlesø. I dette notat er anvendt data fra rapporten "Rent vand i Mølleå-systemet" /8/. Søen har således jf. tabel 1 et

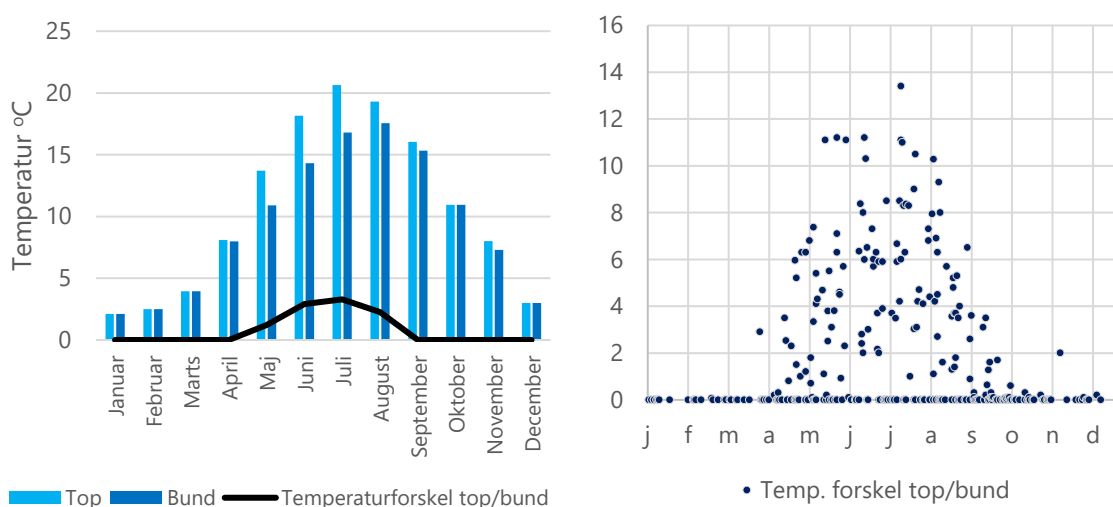
overfladeareal på 16,7 ha, en middeldybde på 3,5 m og en maksimal dybde på 6,3 m. Store dele af søens bundflade har dybder fra 5 til 5,7 m /9/.

Vandskiftet i søen er afhængigt af omfanget af tilstrømmende vand fra Furesø gennem kanalen mellem de to søer, og den hydrauliske opholdstid er derfor opgjort til hhv. 1,6 år og 2,2 år med – og uden vandskiftet med Furesø. I dette notat er anvendt en opholdstid på 2 år.

Tabel 1. Data vedrørende morfometri i Vejlesø anvendt i nærværende notat/8/9/10/.

	Areal	Vandvolumen	Middeldybde	Maks.dybde	Opholdstid
	ha	m ³	m	m	år
Vejlesø	16,7	597.000	3,5	6,3	2

Vejlesø ligger forholdsvis vindbeskyttet og søvandet temperaturlagdelers i de fleste år i perioden maj – august (fig.1). Lagdelingen er ikke altid stabil, men generelt forekommer der lave iltniveauer i bundvandet, selv i perioder, hvor temperaturgradienten ikke er markant.



Figur 1. Vandtemperatur i de respektive måneder i overfladen og over bunden, samt temperaturforskellen mellem top og bund i årene 1970-2015, Tv: medianværdier, th. enkeltmålinger /1/

4 Belastningsforhold, ekstern belastning

Vejlesø er belastet fra et større antal overløb fra fælleskloakken og fra drænvand fra befæstede områder. Årligt er belastningen herfra beregnet til 119 kg P /4/11/. Desuden modtager søen vand fra Søllerød Sø svarende til ca. 40 kg P/år. Belastningsforholdene er sammenfattet i tabel 2.

Tabel 2. Eksisterende fosforbelastning til Vejle Sø /4/11/.

Kilde	Kg P/år
Fælleskloakeret overløb	102
Separat kloakerede udløb	17
Atmosfære	1
Fra Søllerød Sø	40
I alt	160

Søen afvander til Furesø og som følge af de komplicerede vandudvekslingsforhold de to søer i mellem, er nettofratrækslen af fosfor vanskelig at vurdere. Størrelsen er vurderet til 40 kg P/år ud fra en opholdstid på 2 år og en årsmiddelfosforkoncentration i epilimnion på 132 µg P/l. Søen tilbageholder således aktuelt 120 kg P/år.

Foruden den årlige belastning modtog søen i december 2018 fosfor gennem et brud på spildevandsledningen gennem søen, hvor knap 16.000 m³ urensset spildevand, svarende til 260 kg P, løb ud i søen /1/2/. Mængden af fosfor svarer til en forøgelse af fosforkoncentrationen på 443 µg P/l i hele søen.

5 Intern belastning

Sedimentet i Vejlesø blev senest undersøgt i 2009, hvor fem prøver fordelt på dybder over 3 m blev analyseret for fosforfraktioner, jern og aluminium i de forskellige dybdelag /7/. Resultatet af undersøgelsen kan sammenfattes til:

"Sedimentet er generelt meget fosforrigt, men fattigt på jern og aluminium, hvilket medfører en meget ringe bindingskapacitet. Mængden af fosfor i sedimentet er størst i søens østende, hvor tilløbet fra Søllerød Sø og tilledninger af spildevand findes, og aftager gradvist mod vest. Størst koncentration findes i 10-20 cm's dybde i sedimentet i østenden, mens koncentrationen mod vest er størst i dybder over 20 cm. Dette gælder også for den potentielt mobile P fraktion. Jernbundet P udgør generelt 70-80 % af den mobile P-pulje, og det molære Fe:P forhold når aldrig over 3. Den eksisterende bindingskapacitet for fosfat på Fe og Al udgør 10-20 % af den potentielt mobile P pulje.

Den samlede mobile P-pulje er 8.230 kg P i 0-20 cm's dybde og 13.900 kg P i 0-40 cm's dybde. Den jernbundne P-pulje er ikke stabil pga. den lave ratio mellem Fe og P i aflejringen. Der bør derfor antages, at hele puljen på nær ca. 5 % kan mobiliseres til det ovenstående vand med tiden.

Frigivelsen vil dog være langsom dels pga. dybden i sedimentet, hvor puljen når sin maksimale koncentration, og dels pga. den organiske del af puljen, som typisk mineraliseres med en halveringstid på 5-10 år. Den opadrettede transport er langsom, men dette kan ændres, hvis søvandets P-koncentration falder, idet gradienten mellem fosfat i porevand og bundvand derved øges".

Selv om fosforindholdet generelt er størst i de dybere liggende sedimentlag er indholdet i øverste 10 cm meget betydeligt, med 31 g P/m² svarende til 3,8 tons i den del af søen, hvor dybden overskrider 3 m, hvilket er omtrent ¾ af søens areal (tab. 3).

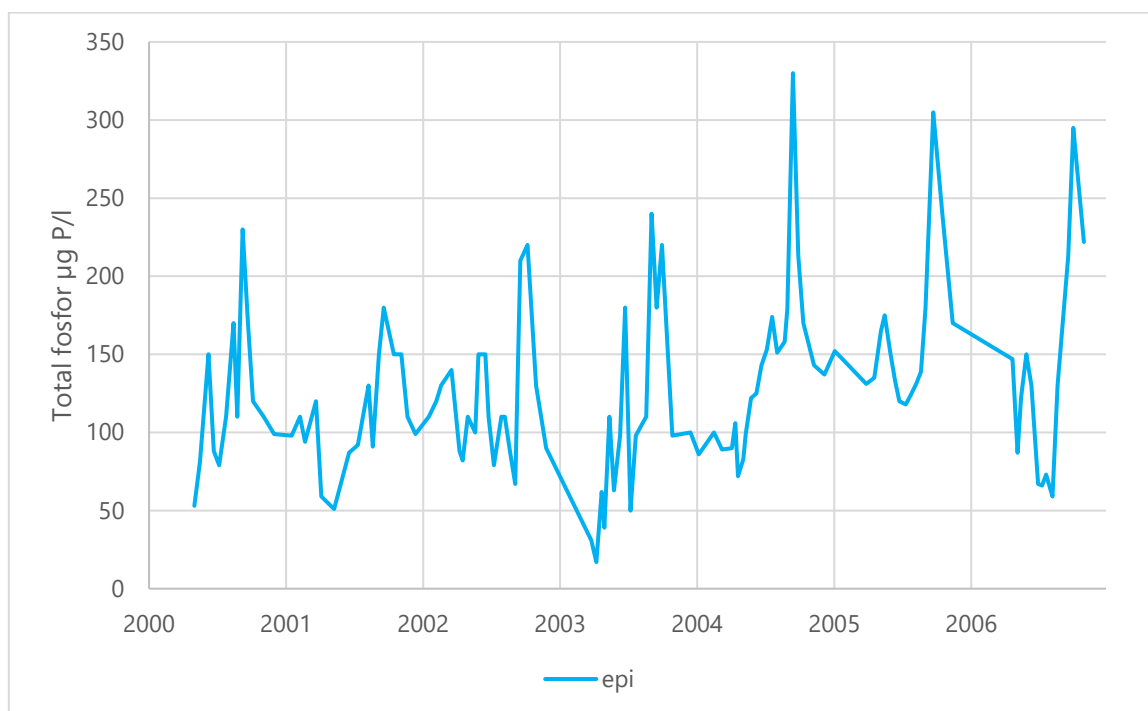
Tabel 3. Sedimentets indhold af fosfor i Vejlesø (efter /7/)

P/m ² /sedimentlag (cm)	0-5	5-10	10-20	20-40
g/m ²	12	19	35	45
kg	1.506	2.336	4.388	5.670
P /m ²	0-5	0-10	0-20	0-40
g/m ²	12	31	66	111
kg	1.506	3.842	8.230	13.900

I søer med intern belastning ses et typisk forløb med en mobilisering af fosfor gennem sommeren særligt i søer med ringe iltforhold i bundvandet, og maksimum nås typisk sidst på sensommeren. Fosforindholdet reduceres efterfølgende gennem efterår og vinter gennem sedimentation således, at minimum nås i løbet af foråret /12/13/.

Dette forløb skyldes, at bruttofosforfrigivelsen fra sedimentet er styret af bl.a. temperatur, redoxforhold og koncentration af mobilt fosfor i de øverste sedimentlag, mens nettofrigivelsen af fosfor skal ses som en balance mellem frigivelsesrate og sedimentationsrate, hvor sidstnævnte overstiger førstnævnte, når temperaturen falder /12/.

I Vejlesø ses dette forløb tydeligt i perioden 2000 – 2006 hvor søen blev monitoreret forholdsvis intensivt (fig.2).



Figur 2 Indholdet af fosfor målt i epilimnion i Vejlesø i perioden 2000 – 2006.

Som det fremgår af figur 2, ses i de fleste år en markant stigning i søvandets indhold af fosfor fra et minimum før temperaturlagdelingen til et maksimum efter efterårscirkulationen. Dette kan tolkes som, at det fosforrige bundvand i søen bevirker en markant stigning i de målte fosforværdier i de øverste vandlag efter opblandingen af søvandet.

Da den interne belastning må formodes primært at foregå i den mellemliggende periode, hvor søen er lagdelt med bundvand med ringe iltindhold, vil forøgelsen af fosforindholdet i søvandet fra før lagdelingen til efter efterårscirkulationen afspejle omfanget af nettofosforfrigivelse fra sedimentet, dette kræver dog, at søen ikke modtager fosfor fra eksterne kilder i denne periode. Med tanke på den betydelige belastning fra overløb fra kloakken, må det anses for mest sandsynligt, at søen også i denne periode normalt modtager fosfor fra eksterne kilder.

Hvis det forudsættes, at mængden af fosfor i tilløbet fra Søllerød Sø og i afløbet til Furesø er af samme størrelse, vil forøgelsen af fosformængden i søvandet gennem perioden være et resultat af summen af fosforfrigivelse fra sedimentet og fosfor tilledt gennem eksterne kilder herunder kloakoverløb.

Forårsminimum – og efterårsmaksimumværdier for fosfor i søvandet fra år med målinger fremgår af tabel 4. Bortset fra de tre første år i perioden, har fosforforøgelsen i de fleste år varieret mellem 120 og 200 kg P/år, med de største forøgelser i de to år efter bruddet på spildevandsledningen i efteråret 2018.

Tabel 4. Fosforforøgelsen i søvandet over sommeren i Vejlesø vurderet ud fra målinger af fosfor før – og efter lagdelingen af søvandet /2/3/6/.

År	mg P/m ³		Frigivet/tilført
	Min	Max	Kg P/år
2000	53	230	104
2001	51	180	76
2002	82	220	81
2003	17	240	131
2004	72	330	151
2005	131	305	102
2006	87	295	122
2011	76	290	126
2015	81	350	158
2019	73	410	198
2020	47	390	201

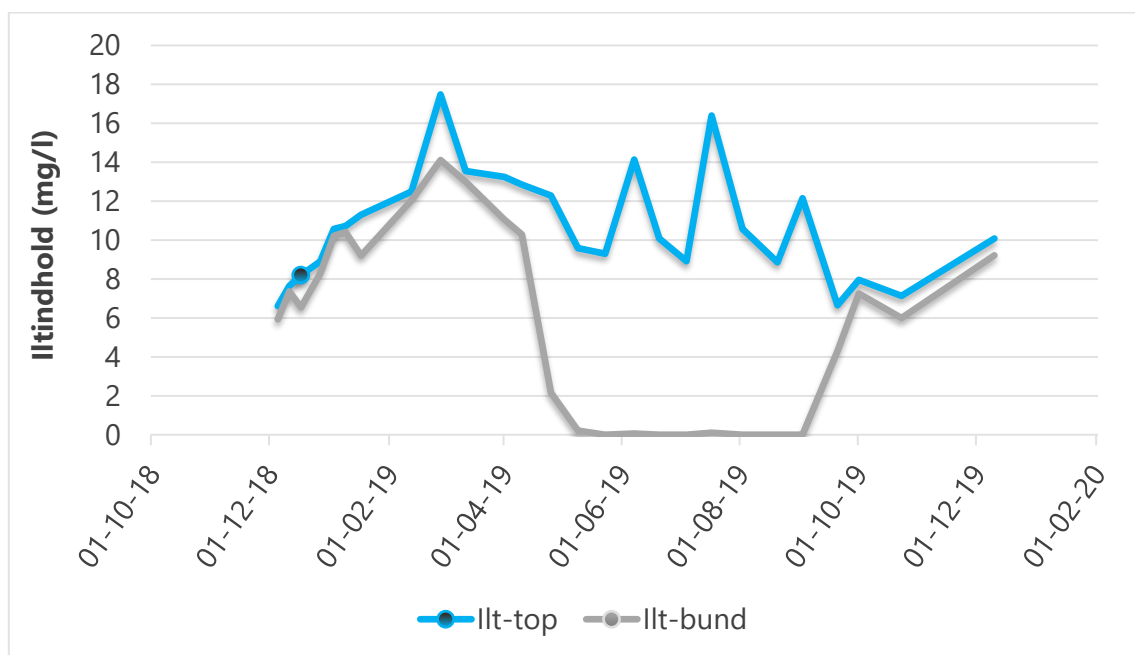
Ud fra ovenstående antagelser kan det således konkluderes, at middelnettofosforfrigørelsen i Vejlesø hen over sommeren i årene 2000-2015 maksimalt har været 117 kg P/år og efter spildevandsudledningen i vinteren 2018 maksimalt ca. 200 kg P/år.

Bruttofrigørelsen af fosfor kan dog potentielt være markant større. Under de rette omstændigheder kan fosforfrigørelsen således overstige 0,1 g m²/dag /11/12/, hvilket svarer til ca. 12,5 kg P/dag i Vejlesø, hvilket dog kræver, at fosfor ikke udfældes i perioden.

6 Fosfordynamik i Vejlesø

Vejlesø modtager store mængder fortyndet spildevand og regnvand fra befæstede områder i forbindelse med regnhændelser, hvor kloakken løber over. Skybrudslignende regnvejr sker typisk oftest sommer og efterår, og hovedparten de årlige mængder, beregnet til 119 kg fosfor, løber derfor antageligt til søen i denne periode. Spildevandet rummer store mængder organisk materiale, som kræver betydelige mængder ilt (eller andre oxidationsmidler som nitrat eller sulfat) for at kunne mineraliseres. Den partikulære del af spildevandet vil bundfælde, og tillægning af spildevand i sommerperioder med lagdeling og iltfattigt bundvand kan derfor medføre en betydelig mængde partikulært bundet fosfor, som på grund af de ringe iltforhold overvejende bliver mineraliseret efter efterårscirkulationen.

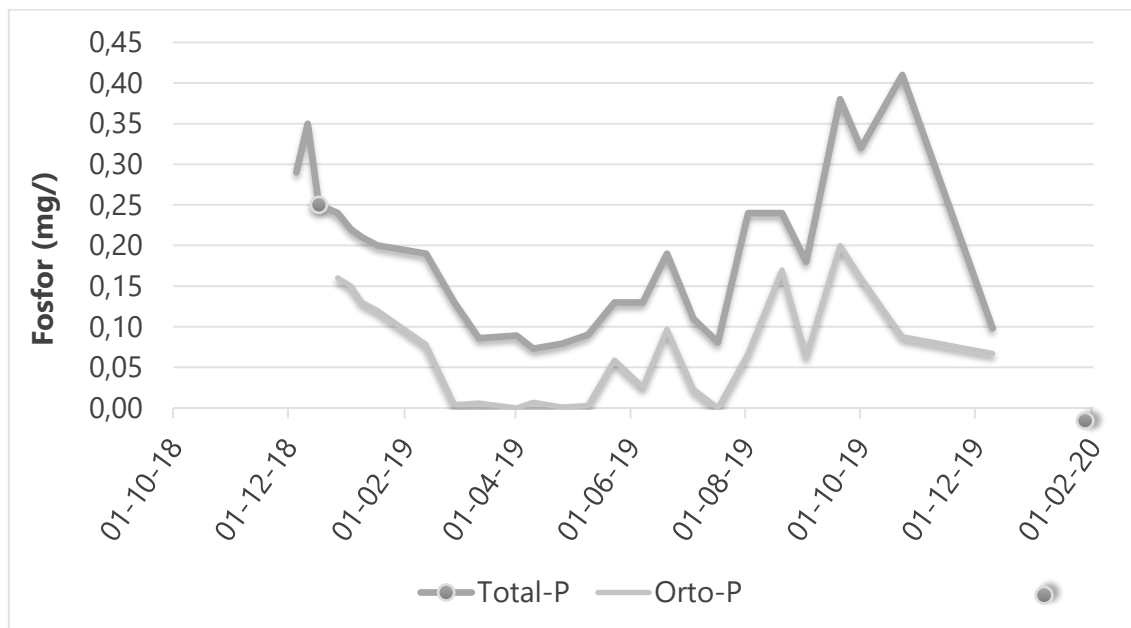
Dette kan forklare en del af de stigende fosforkoncentrationer i efteråret, og ligeledes forklare det tidlige og meget markante iltsvind i bundvandet i forsommeren i de fleste år. Dette sås således tydeligt ved udledningen fra spildevandsledningen gennem søen i december 2018, hvor der blev målt reducerede iltforhold i bundvandet hele foråret selv inden temperaturlagdelingen (fig.3).



Figur 3. Udvikling i iltindhold i Vejlesø i top – og bundvandet i 2019 efter et spildevandsudslip i efteråret 2018 /2/

Ved samme lejlighed blev fosforindholdet målt løbende med blandingsprøver udtaget i dybderne 0,2 m, 2 m og 4 m. Efter en indledningsvis meget høj koncentration af både total-P og ortho-P kort efter forureningshændelsen faldt mængden af fosfor i søvandet markant gennem foråret fra 350 µg P/l i december til 73 µg P/l i april, hvilket må antages at skyldes sedimentation (fig.4.).

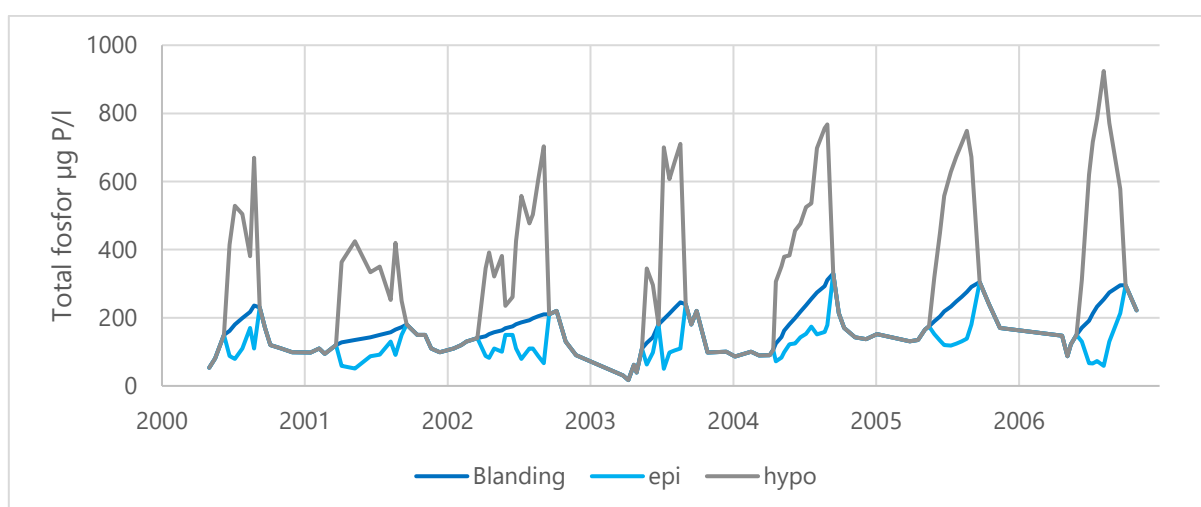
Frem til midten af juli var fosforniveauet forholdsvis lavt, men herefter øgedes fosforkoncentrationen med et maksimum sidst i oktober på 410 µg P/l. Dette forløb tyder på, at en væsentlig del af de fosforholdige dele af kloakvandet mineraliseres i sensommer og efterår.



Figur 4. Udvikling i fosforindholdet i Vejlesø efter et spildevandsudslip i efteråret 2018 /5/

Ud fra de målte fosforkoncentrationer i epilimnion kan fosforkoncentrationen i bundvandet over sommeren beregnes, forudsat at fosforforøgelsen over sommeren sker gradvist, og at hypolimnion dækker vanddybder over 3 m svarende til 174.000 m³ og epilimnion 423.000 m³/10/.

I figur 5 er vist den beregnede fosforkoncentration i bundvandet i perioden 2000 – 2006. I hovedparten af årene varierer maksimumkoncentrationen mellem 500 – 700 µg P/l. Medregnet årene 2011 og 2015 er middelværdien for fosforkoncentrationen i bundvandet under lagdelingen 443 µg P/l.



Figur 5. Udviklingen i koncentrationen af fosfor i top- og bundvand under lagdelingen i Vejlesø i perioden 2000- 2006.

7 Konklusion

Vejlesø er aktuelt præget af en betydelig belastning fra kloakoverløb. Søens badekarlignende form bevirker, at søen lagdeler tidligt på sæsonen, og da en væsentlig del af kloakvandet antageligt ender i søens bundvand bevirker det, at bundvandet hurtigt bliver iltfattigt. Sedimentet i søen er meget fosforholdigt og bindingskapaciteten er lav, hvilket betyder, at der potentielt kunne være en meget betydelig intern belastning. Beregninger tyder dog på, at nettofosforfrigivelsen fra sedimentet forholdene taget i betragtning med maksimalt 117-200 kg P/år er forholdsvis moderat, hvilket muligvis skyldes, at bundvandet i søen er meget fosforrigt, blandt andet som følge af overløbene af kloakvand, og at sedimentationsraten for fosfor i sommerperioden er betydelig.

8 Rensning med Actiflo-anlæg

I områdeplanen for Holte's spildevandshåndtering er planlagt en rensning af vandet fra kloakoverløb vha. et actieflo-anlæg /4/. Da anlægget ikke behøver at køre med fuld kapacitet i perioder uden overløb, er det oplagt at udnytte den overskydende kapacitet til at rense søvandet i Vejlesø.

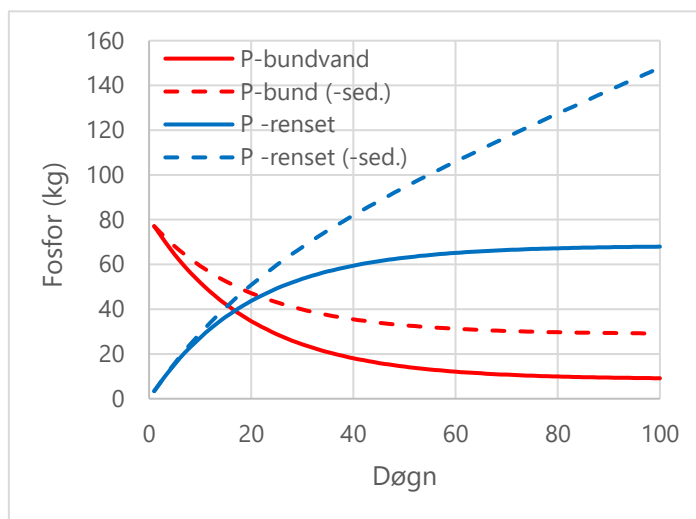
Der er planlagt et vandindtag 40 m fra land på en dybde under springlaget, og kapaciteten er planlagt til 100 l/s, svarende til 360 m³/t. Vandet kan renses ned til under 50 µg P/l. Udløbet af returvandet er planlagt til at forblive ved det nuværende udløb fra skiverensningsanlægget /14/. Med en potentiel kapacitet på 360 m³/t kan bundvandet i søen renses på 20 døgn, og med en middelkoncentration på 443 µg P/l giver dette 69 kg fosfor. Herefter falder virkningsgraden, da lagdelingen herefter må formodes at være væk. Såfremt der etableres en ny lagdeling, kan processen gentages, men muligheden for etablering af et nyt temperaturspringlag vil dog blive kraftigt hæmmet af den øgede temperatur i bundvandet efter første oprensning af det kølige bundvand.

Såfremt returvandet udledes til et område under springlaget i tilstrækkelig afstand til indtaget til actieflo-anlægget, således at returvandet opblandes med bundvandet før det renses på ny, kan lagdelingen opretholdes, da opvarmningen gennem actieflo-anlægget er ubetydelig /14/. I dette scenarium vil rensningen være langsommere, da bundvandet løbende fortyndes, og det vil således vare ca. 40 døgn før 60 kg P er fjernet fra bundvandet (fig.6). Dette er dog forudsat, at fosformængden i bundvandet ikke fornyes gennem fosforfrigørelse fra sedimentet.

Erfaringer fra andre søer viser, at fosforfrigivelsen fra sedimentet under de rette forhold kan være meget betydelig, og netop i Vejlesø synes disse forhold at være til stede med en høj fosforkoncentration i sedimentet, ringe iltforhold og en lav fosforbindingskapacitet /7/11/12/. Det er sandsynligt, at en rensning af overløbsvand og bundvand kan nedsætte fosforsedimentationsraten og herved øge fosfornettofrigivelsen fra sedimentet betydeligt. Fosforfrigivelsesrater på over 0,1 g P/m²/dag svarende til 12,5 kg P/d eller 375 kg P/måned er således målt i andre søer, men det kræver som nævnt at fosforsedimentationsraten reduceres. Reguleres modellen i figur 6 med en sedimentationsrate reduceret med 0,08 g P/m²/dag svarende

til en tilsvarende øget nettofosforfrigørelse, fås en rensning med aktiflo-anlægget som formentligt vil være mere retvisende og af samme omfang som den nuværende interne fosforbelastning.

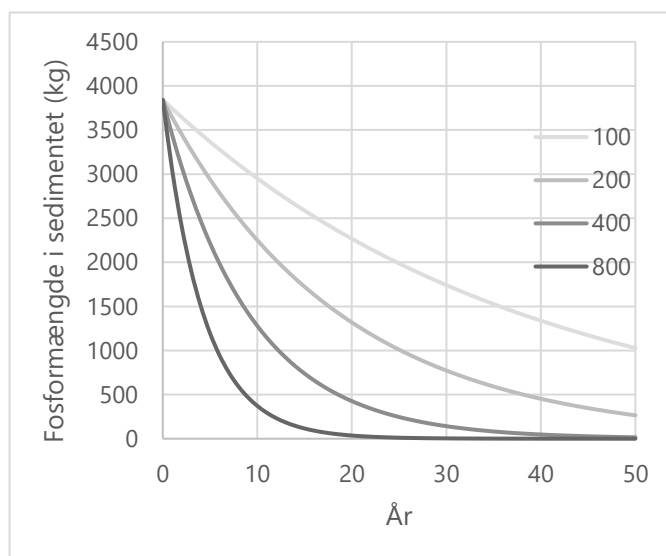
Figur 6. Udviklingen i fosformængden i bundvandet og i mængden af fosfor fjernet ved rensning i actiflo-anlægget ved rensning af bundvand i Vejlesø med- og uden korrektion for sedimentation.



En vurdering af i hvilket omfang sedimentets fosforindhold drænes ved rensning af bundvand og overløbsvand er som det fremgår ovenfor usikker. Formodentligt vil fosfortabet i sedimentet være af samme omfang som mængden der fjernes fra bundvandet, hvilket kan være i størrelsen 150 kg P/år ved en moderat fosforfrigivelse til 800 kg P/år ved en kraftig øget nettofosforfrigørelse formidlet af en reduceret sedimentation.

Et plot over de forskellige scenarier er vist i figur 7. Forudsættes, at mængden af fosfor der fjernes, er proportional med mængden af fosfor i sedimentet ses, at dræningen af sedimentet i værste fald kan have lange udsigter, men omvendt kan de øverste og mest aktive 10 cm sediment blive drænet indenfor en overskuelig periode på 5-10 år, så frem fosforfrigivelsen kan opretholdes på et højt niveau.

Figur 7. Udviklingen i fosformængden i de øverste 10 cm i sedimentet i Vejlesø under forudsætning af, at der fjernes forskellige mængder fosfor i det første år.



9 Referencer

- 1/ Fiskeøkologisk Laboratorium (2019) Vurdering af omfang af spildevandsudslip fra trykledning gennem Vejlesø. Notat til Rudersdal Kommune.
- 2/ Fiskeøkologisk Laboratorium 2020. Vejlesø. Miljøtilstand 2019. Notat til NOVAFOS.
- 3/ Fiskeøkologisk Laboratorium 2020. Notat vedr. filterforsøg ved Vejlesø 2020. Notat til Rudersdal Kommune.
- 4/ Rambøll 2021. Miljørapport for tillæg 03 til Spildevandsplan 2017 for Holte, Dronninggård og Øverød
- 5/ Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2020). MiljøGIS, vandområdeplan, basisanalyse 2021-2027.
- 6/ Miljøministeriet, Miljøstyrelsen (2020) Danmarks Miljøportal, STOQ.
- 7/ Jensen, H.J., Nielsen, H. og Jensen, M. 2009. Undersøgelse af fosfor, jern og aluminium i sedimentet fra Søllerød Sø og Vejle Sø april 2009.
- 8/ Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen (2007). Rent vand i Mølleåen.
- 9/ Høy, T. og J. Dahl (1995). Danmarks Søer, bind 3. Søerne i Roskilde Amt, Københavns Kommune og Københavns Amt.
- 10/ Rudersdal Kommune. Udleveret materiale vedrørende hypsograf for Vejlesø.
- 11/ LNH water 2019. Områdeplaner for Holte, Dronninggård og Øverød. Version 1.0
- 12/ Søndergaard, M, JP Jensen og E Jeppesen 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. Hydrobiologia 408/409: 145-152.
- 13/ Søndergaard, M. 2007: Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restorations. Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark. 276 pp.
- 14/ Sølvi Johnsen, personlig meddelelse.

KEMIRA PAX-XL100

Polyaluminiumklorid Opløsning

KEMIRA PAX-XL100, en effektiv koagulant til både drikkevands- og spildevandsbehandling. KEMIRA PAX-XL100 er baseret på aktive polyvalente aluminiumsforbindelser, hvilket resulterer i lave doseringer, lav slamproduktion og mindre krav til pH justeringer. KEMIRA PAX-XL100 anvendes også til forbedring af slamegenskaber, samt til traditionel fosforfældning.

Sporstoffer	Typeanalyse mg/kg PAX-XL100	Maksimumsgrænser ifølge CEN standard* mg/kg PAX-XL100
Arsen (As)	< 0,1	1,3
Kadmium (Cd)	< 0,01	0,27
Kobolt (Co)	< 0,1	
Krom (Cr)	0,4	2,7
Koppar (Cu)	0,3	
Kviksilver (Hg)	< 0,003	0,36
Nickel (Ni)	0,2	1,8
Bly (Pb)	< 0,1	3,6
Antimon (Sb)	< 0,03	1,8
Selen (Se)	< 0,03	1,8
Zink (Zn)	2,0	

* Chemicals used for treatment of water intended for human consumption" EN 17034 type1.

Kemira stiller denne information til rådighed som en service for kunderne, og informationen skal udelukkende tjene som en hjælp til kundernes evaluering af produkterne. Kunderne skal afprøve produkterne for at fastlægge, om de er egnede til de konkrete formål og applikationer, samt tage hensyn til overholdelse af reglerne for sundhed, sikkerhed og miljø. Kunderne skal ligeledes instruere medarbejdere, agenter, entreprenører, kunder og andre tredjeparter, der kan blive udsat for produktet, om alle gældende regler. Al information og teknisk bistand ydes uden garanti og kan ændres uden varsel. Kunden har det fulde ansvar for overholdelse af alle vejledninger og forholdsregler samt love, regler, påbud, og forordninger udstedt af myndigheder vedrørende forarbejdning, transport, levering, aflæsning, frigivelse, opbevarning, håndtering, salg og brug af de enkelte produkter. Intet i denne tekst må opfattes som en anbefaling til at bruge produktet i strid med patentrettigheder for materialer eller deres brug

KEMIRA WATER DENMARK A/S

Amager Strandvej 390
DK-2770 Kastrup
Danmark

Tel +45 6991 8893
Fax +45 8988 3464

CVR nr. DK 11286933
www.kemira.dk
dk-info@kemira.com

Effekter af salt fra vejvand



Notat udarbejdet for Rudersdal Kommune af Fiskeøkologisk Laboratorium, januar 2016.
Konsulenter: Jens Peter Müller

FISKEØKOLOGISK LABORATORIUM

Indholdsfortegnelse

1.	Baggrund	3
2.	Saltningens omfang	4
3.	Salt i vandløb	5
4.	Salt i søer	9
5.	Effekter af salt i vandmiljøet	14
6.	Effektundersøgelser i vandløb	22
7.	Effektundersøgelser i søer	24
8.	Konklusion	25
9.	Anbefalinger	25
10.	Referencer	26

1. Baggrund

Klimatilpasning er i stigende grad kommet i fokus efterhånden som drivhuseffekterne har udmøntet sig i vejrmæssige udfordringer, ikke mindst som oversvømmelser i forbindelse med ekstremvejr som kraftige storme og skybrud. Det danske kloaknet er generelt underdimensioneret i forhold til at kunne aflede de store regnmængder, som både i dag og især i fremtiden må forventes at fremkomme med mellemrum.

En afledning af regnvand fra befæstede arealer gennem de naturligt forekommende afledningskanaler dvs. åer og bække vil derfor kunne bidrage til at løse udfordringerne med skybrud. Regnvand fra befæstede arealer indeholder en række stoffer, som potentielt kan påvirke vandmiljøet negativt, herunder fosfor og kvælstof fra bl.a. efterladenskaber fra fugle og andre dyr samt tungmetaller og andre miljøfarlige stoffer fra bl.a. bilernes dæk, bremses og udstødning, oliespild, slitage fra asfalt, tagpap, tagrender mv.

I vinterhalvåret saltes de fleste veje, og med et årligt forbrug på op til 400.000 tons salt er der naturligt nok en bekymring for både grundvand og for vandmiljøet i de pågældende recipienter, som modtager drænvand med store mængder salt.

Formålet med nærværende notat har således været at få samlet den eksisterende viden om effekter af salt i ferskvandsmiljøet, for herigennem at belyst mulige effekter af afledning af salt vejvand gennem vandløb og søer.

Dette notat er baseret på en litteratursøgning, hvor ikke mindst et baggrundsnotat fra miljøstyrelsen om toksikologiske effekter af salt i ferskvandsmiljøet /1/ været brugbart. Desuden har undersøgelser og rapporter fra USA, Canada og Australien, hvor saltproblematikken af forskellige årsager har været i fokus, bidraget.

Endelig har udtræk fra miljøportalen bidraget til en fremstilling af det aktuelle saltniveauet i vores vandløb og søer.

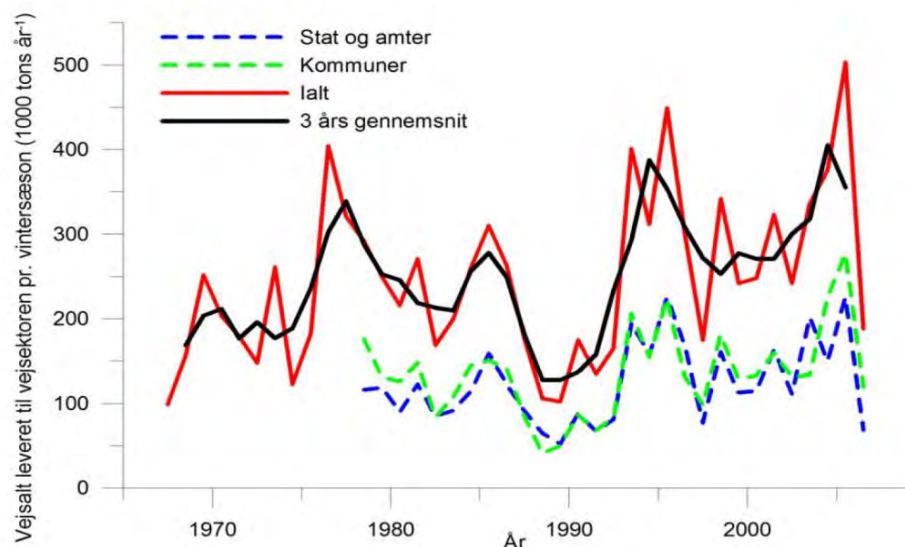
Mængden af salt i vandmiljøet bliver målt på forskellige måder. I dette notat vil saltkoncentrationen fortrinsvist blive omtalt som salinitet i promille, men også klorid-koncentration (g Cl/l) og konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$) vil blive omtalt. En omregning som nedenstående er derfor nyttig at have i mente:

Salinitet i promille (g NaCl/kg):	= 0,55 gange konduktiviteten ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
	= 1,65 gange klorid-koncentration (g Cl/l)

2. Saltningens omfang

Ferskvand kan påvirkes af salt fra flere forskellige kilder, såsom tilgrænsende marine vandområder, indtrængning af salt grundvand, udledning af rensed spildevand, udsivning fra punktkilder som saltlagre eller lodsepladser, men i de fleste tilfælde vil afstrømning fra saltede veje udgøre den største kilde til saltbelastning af de ferske vande.

I Danmark startede glatførebekæmpelsen for alvor i 1960-erne, og på befæstede arealer såsom veje og fortove anvendes der store mængder salt til afisning og som præventiv saltning. Forbruget af vejsalt i Danmark er af størrelsesordenen 100.000 - 400.000 tons pr. år afhængig af vejret i vinterhalvåret (fig.1). Der bruges således ca. 1,5 til 3 kg vejsalt pr. m² vej pr. år på statsveje, mens der på kommune veje de seneste år er brugt mellem 0,6 og 1,75 kg vejsalt pr. m² vej /2/.



Figur 1. Forbrug af vejsalt i Danmark (data fra Vejdirektoratet)

Vejvand vil løbe direkte af fra vejen, til kloak eller sive til grundvand, afhængig af vejens indretning. Der tabes mellem 10 til 50 % til omgivelserne af vejsaltet, hvor der er kloakeret, mens 80 til 100 % procent havner i omgivelserne, hvor der ikke er kloakeret /2/.

3. Salt i vandløb

Der er foretaget målinger af saltindholdet ved i alt 552 målestationer i vandløb, primært i årene 2006 – 2008. Middelkoncentrationen af NaCl for stationerne ligger mellem 22,6 og 196 mg/l, og middelkoncentration for alle stationerne er 66,4 mg/l /1/.

Koncentrationen af salt i vandløb er lidt højere på Øerne og i Vendsyssel end i det øvrige Jylland (tab.1), men generelt er der kun mindre forskelle landsdelene imellem.

Tabel 1. Middelkoncentration af salt målt i danske vandløb.

Landsdel	NaCl mg/l
Vendsyssel	85,9
Øvrige Jylland	57,1
Øerne	85,4
Danmark	66,4

I de fleste vandløb er der kun en mindre variation hen over året, men i vandløb som modtager vand fra saltede veje kan saltindholdet være højt i vinterperioden. Koncentrationer af klorid i afstrømmende vejvand om vinteren er således rapporteret til at være så høje som 25 g/l (41 promille salt), og mere end 1 g klorid pr. liter svarende til 1,65 promille salt anses ikke for unormalt /2/.

I vandløb i det nordøstlige USA er der således målt kraftigt forøgede saltkoncentrationer i vinterperioden i vandløb med bynær beliggenhed med maksimale kloridkoncentrationer op til 4,6 g Cl/l, svarende til en salinitet på 7,5 promille i et enkelt vandløb og maksimale saliniteter på 3,5 - 4 promille i flere andre vandløb (tab.2) /3/.

I Danmark er Store Vejle Å syd for København et af de mest belastede vandløb, hvad angår vejvand. Åen krydser tre motorveje og modtager betydelige mængder vand fra disse. Ved to målestationer er der målt klorid i perioden 1995-2002, ved st. KBH2 opstrøms Vallensbæksøerne og ved st. KBH 1587 nedstrøms søerne (fig.2).

Tabel 2. Arealanvendelse og maksimal kloridkoncentration i vandløb i Baltimore /3/.

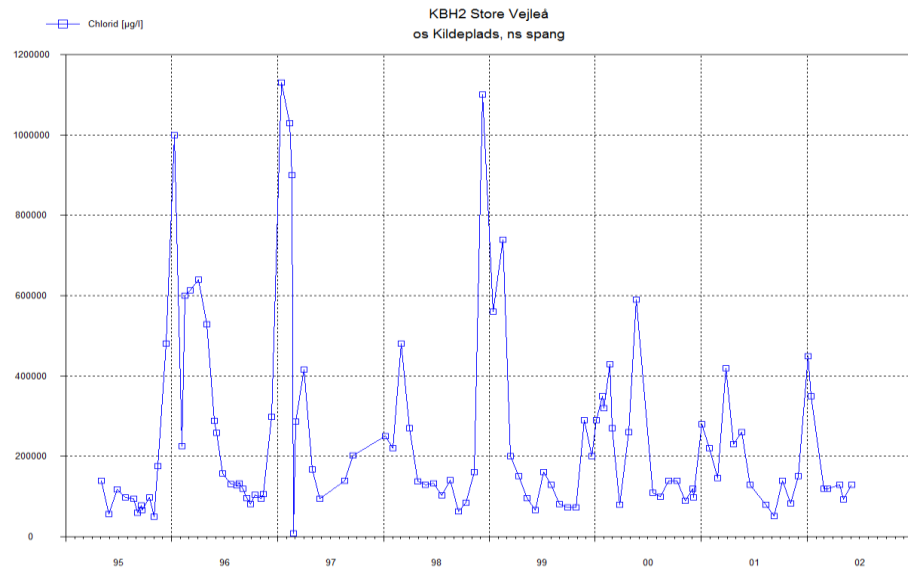
Station	Land use	Drainage area, ha	Population density, people per ha	Maximum Cl ⁻ concentration, mg/liter			
				Winter	Spring	Summer	Fall
With roadways							
Baisman Run	Suburban/forest (≈1% impervious surface)	381	1	38–116	19–29	22–37	23–29
Gwynnbrook	Suburbanizing	1,066	16	181–1,051	34–57	30–216	24–33
Glyndon	Suburban	81	9	229–1,509	79–117	96–469	72–606
Villa Nova	Suburban/urban	8,348	12	341–2,458	45–285	38–54	39–55
Dead Run	Suburban/urban	1,414	13	1,786–4,629	249–336	176–211	101–391
Carroll Park	Urban	16,278	20	960–2,085	63–86	44–86	49–66
Without roadways							
Pond Branch	Forested	32.3	0	3–6	3–8	3–4	2–3
McDonogh	Agriculture	7.8	0	5–8	4–5	4–5	5–7

Range in the maximum concentration of chloride from 1998 through 2003 during winter, spring, summer, and fall in the streams of the Baltimore LTER site.



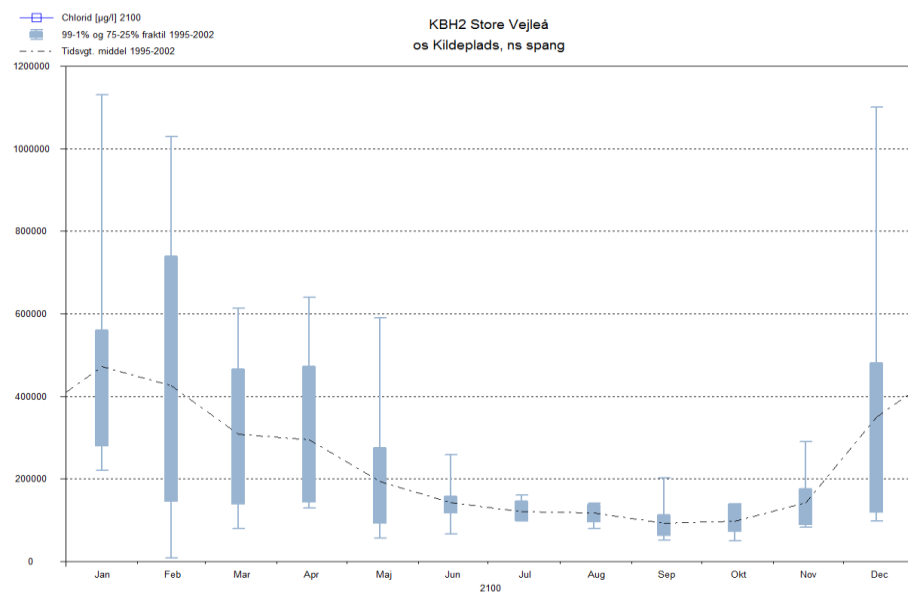
Figur 2. Store Vejle Å med placeringen af st. KBH 2 og KBH 1587.

Som vist i figur 3 er indholdet af klorid usædvanligt højt i vinterperioden. Særligt i vintrene 1995-96, 1996-97 og 1998-99 blev der målt høje værdier svarende til en salinitet på op til 1,9 promille salt. I de øvrige vinterperioder var den maksimale saltkoncentration typisk mellem 0,6 - 1,0 promille.



Figur 3. Målt klorid koncentration ved st. KBH 2 i Store Vejle Å i årene 1995-2002.

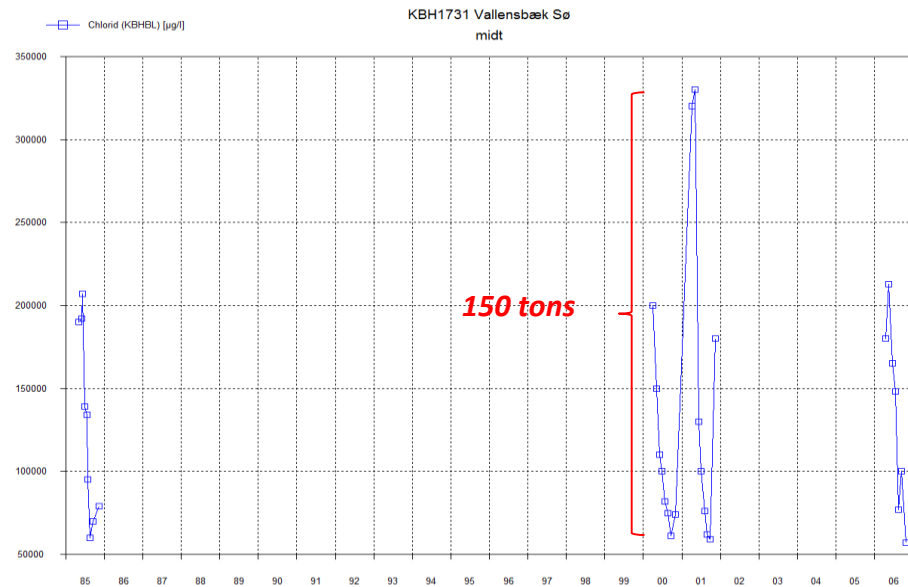
De høje saltkoncentrationer ses typisk i vintermånederne og i det tidlige forår i forbindelse med forårsafsmeltningen (fig.4).



Figur 4. Månedsgennemsnit af klorid koncentration ved st. KBH 2 i Store Vejle Å i årene 1995- 2002.

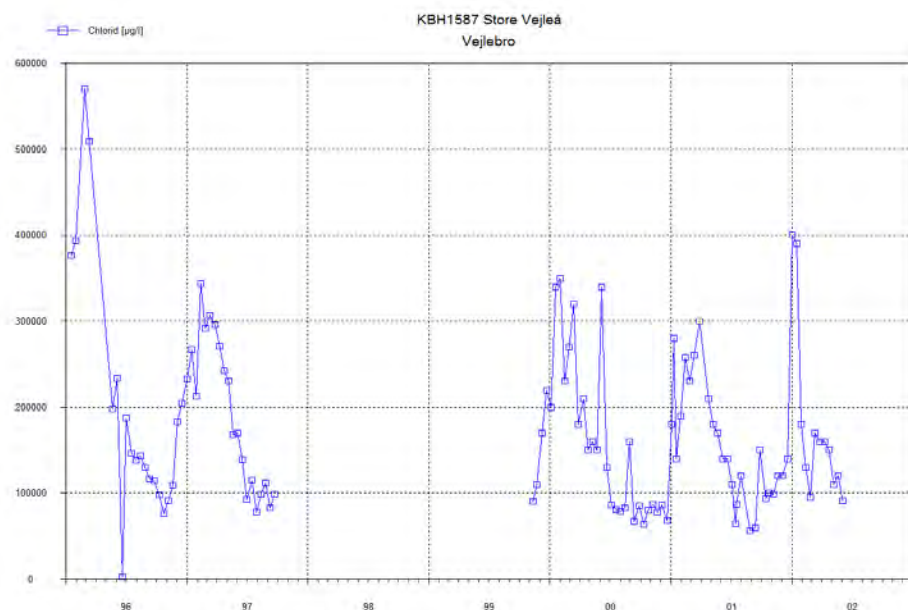
Store Vejleå løber gennem Vallensbæk Mose, som består af den opstrøms Tueholm Sø og den nedstrøms Vallensbæk Sø. Saliniteten i søen er målt i årene 1985, 2000, 2001 og 2006, og ikke mindst i vinteren 2000 – 2001 blev der målt en forholdsvis høj kloridkoncentration i søen svarende til en salinitet

på 0,55 promille (fig.5). Den pågældende forøgelse af saltindholdet i søen svarer til en tilførsel af mindst 150 tons salt, på trods af at der denne vinter ikke blev målt særskilt høje saltniveauer i Store Vejle Å opstrøms søen.



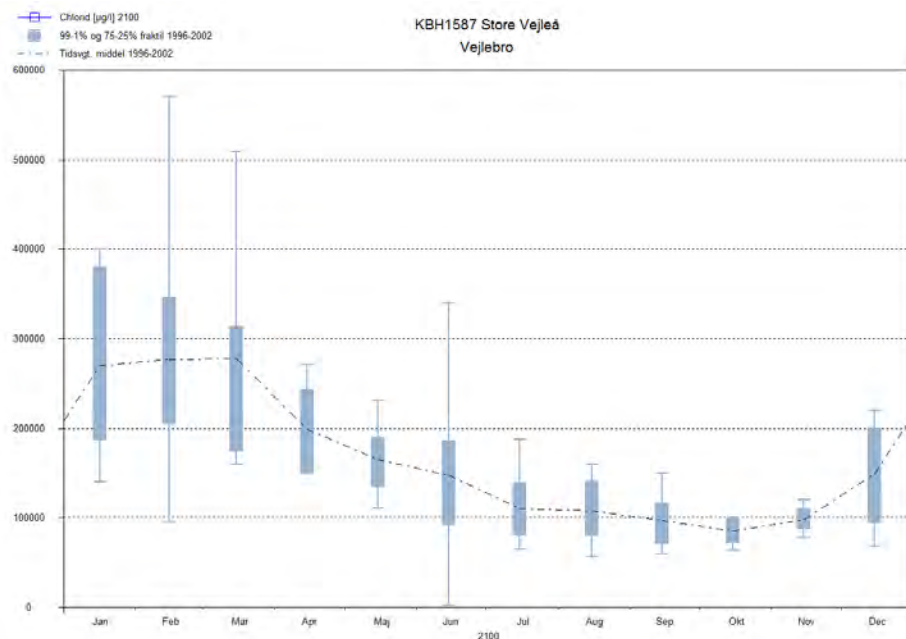
Figur 5. Målt klorid koncentration i Vallensbæk Sø i årene 1985, 2000, 2001 og 2006.

Kloridkoncentrationen er målt nedstrøm Vallensbæksøerne ved Vejlebro i 1996-1997 og igen i 2000 – 2002, hvor der tegner sig et noget andet billede end ved den opstrøms station (fig.6).



Figur 6. Målt klorid koncentration i Store Vejle Å nedstrøms Vallensbæk Sø ved Vejlebro i årene 1996-1997 og 2000 – 2002.

Månedsgennemsnittene viser, at saliniteten kun aftager gradvist frem til midt på året efter vinterens saltudledninger (fig.7), hvilket uden tvivl skyldes de indskudte søers buffervirkning.



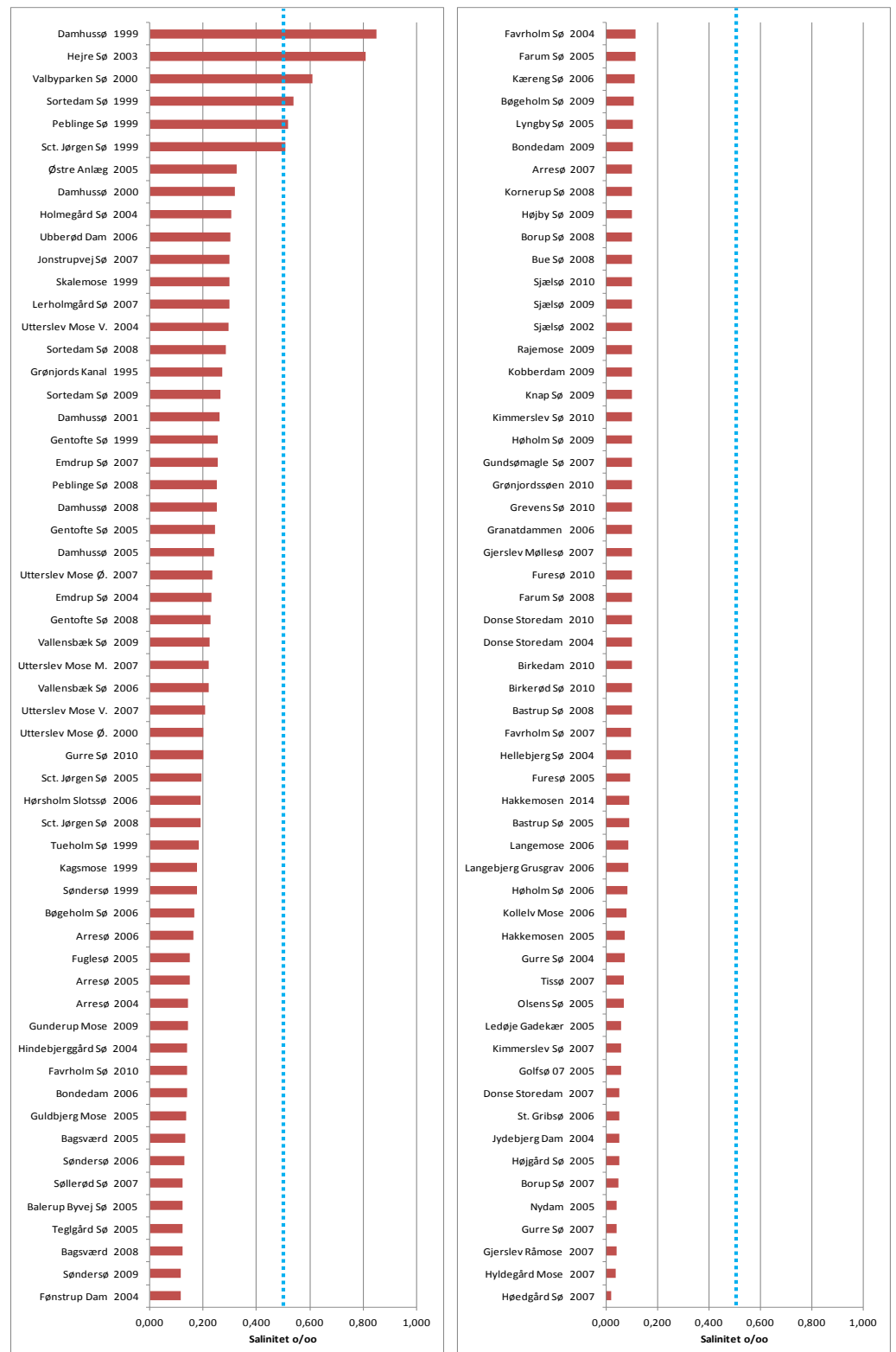
Figur 7. Månedsgennemsnit af koncentrationen af klorid i Store Vejle Å nedstrøms Vallensbæk Sø ved Vejlebro i årene 1996-1997 og 2000 – 2002.

4. Salt i søer

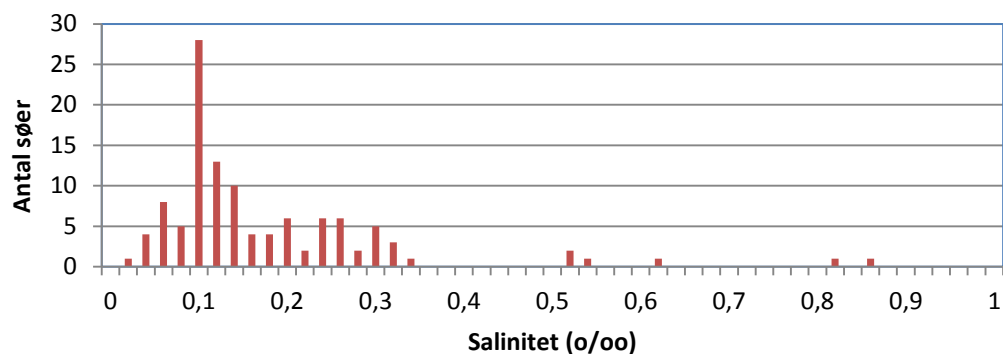
Fra omkring årtusindeskiftet er der målt salinitet i mange danske søer, om end ofte temmelig uregelmæssigt. Saliniteten i sjællandske søer er vist i figur 8.

Saltindholdet i søerne spænder fra omtrent upåvirkede søer med en salinitet på 0,02 - 0,04 promille, som den skovomkransede Gurre Sø, til de københavnske søer, hvor topscoreren med 0,85 promille er Damhussøen. Søen får sit vand fra Harrestrup Å, som øjensynligt ikke mindst i vinteren 1999-2000 har modtaget meget drænvand fra saltede befæstede områder.

Langt hovedparten af søerne ligger på et niveau omkring 0,1 promille, men enkelte overvejende københavnske søer bl.a. De Indre Søer og som nævnt Damhussøen ligger meget højt og overskrider i enkelte år grænsen for ferskvand på 0,5 promille (fig.9). Generelt ligger de københavnske søer højt, typisk med en salinitet målt som årsmiddel over 0,2 promille.



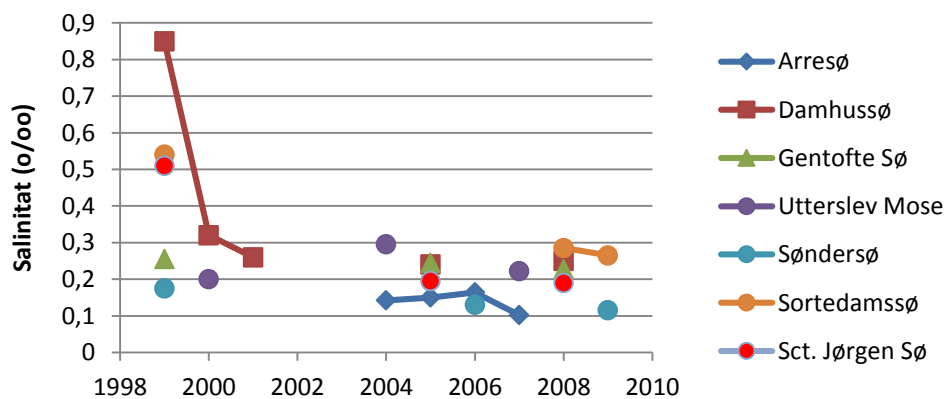
Figur 8. Salinitet målt i søer på Sjælland (årgennemsnit). Stiplet blå streg angiver grænsen for ferskvand (data fra Miljøportalen).



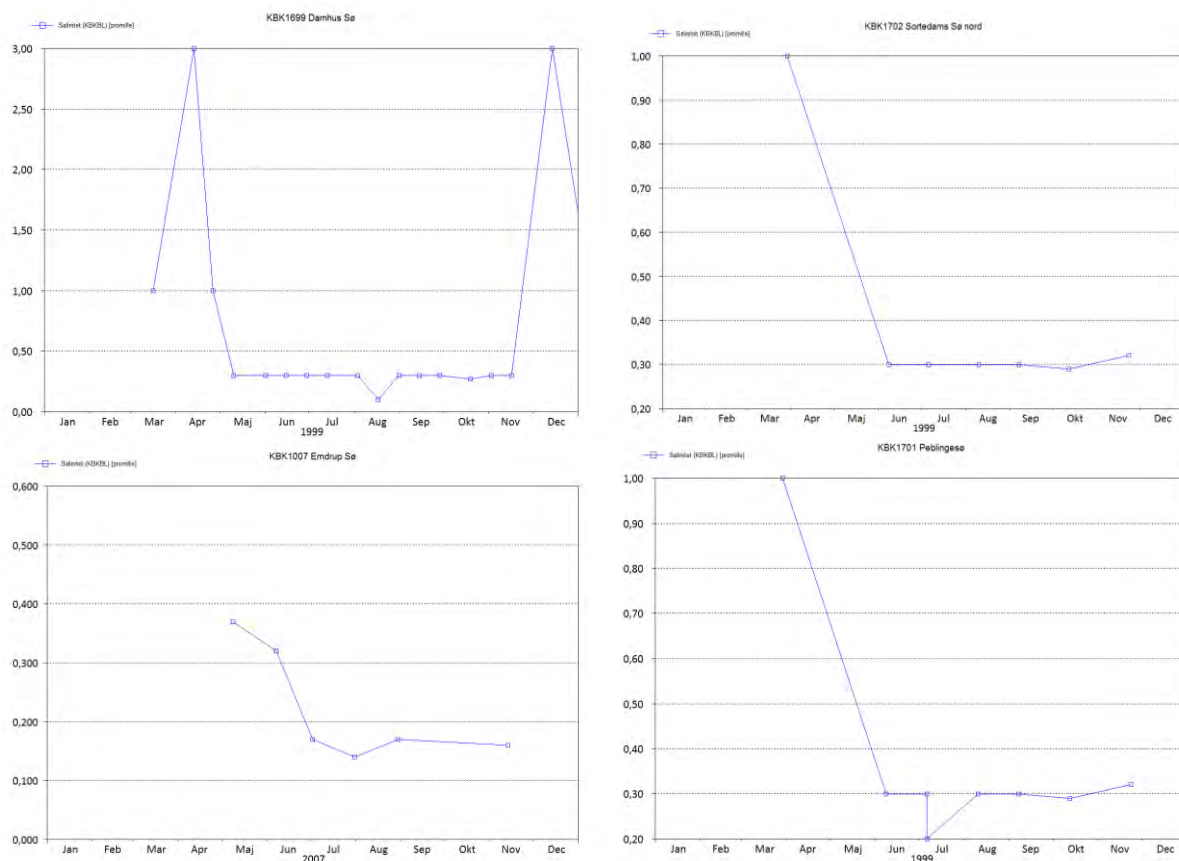
Figur 9. Sjællandske søer fordelt efter salinitet.

Der er tilsyneladende ingen tydelig trend i udviklingen i saliniteten i søer, hvor saliniteten har været målt over flere år (fig.10). Derimod synes saltpåvirkningen i enkelte år som i 1999 at have været særligt slem. Således blev der målt 0,85 promille salt i Damhusøen i 1999 som årsgennemsnit, mens vinterværdien i søen nåede op på 3 promille (fig.11).

Samme år blev der målt høje værdier i De Indre Søer i København, og et fald i saliniteten, som kan ses i søerne fra 1999 og frem, skyldes formodentligt en gradvis udskylning af saltet. Natriumklorid er et konservativt stof som hverken bundfælder, damper af eller bliver optaget af dyr og planter, og som derfor forsvinder fra søen i et tempo, som svarer til udskylningen.



Figur 10. Udviklingen i saliniteten i sjællandske søer, hvor saliniteten har været målt i mere end 2 år.

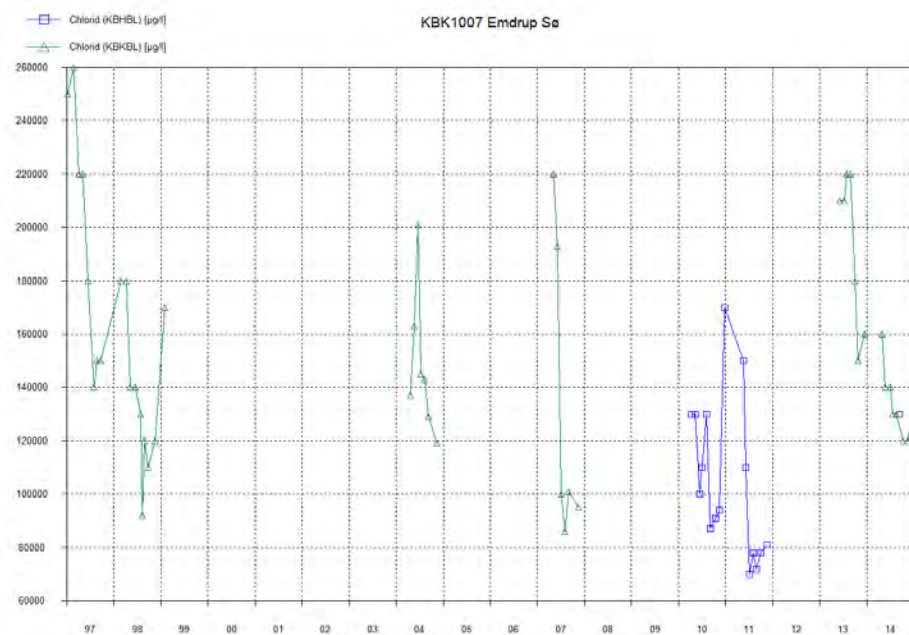


Figur 11. Sæsonudvikling i saliniteten i tre københavnske søer i 1999 og Emdrup Sø i 2007 (Data fra Miljøportalen).

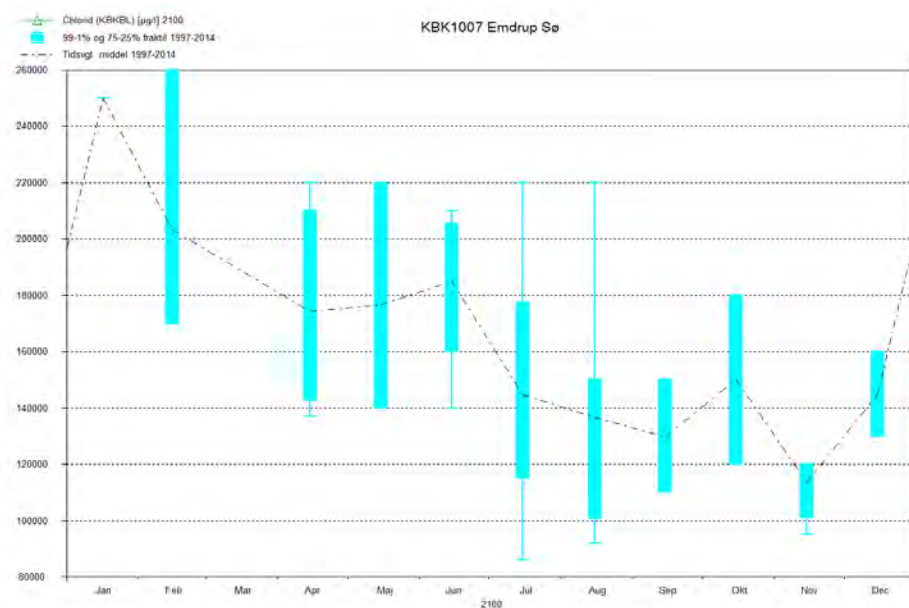
De forhøjede vinterværdier fremgår tydeligt i Emdrup Sø, hvor der med mellemrum har været målt klorid over sæsonen (fig.12). Emdrup modtager vand fra både Utterslev Mose gennem Søborghus-renden og indirekte desuden fra Gentofte Sø via Gentofte-renden.

På trods af et hurtigt vandskifte i Emdrup Sø aftager de høje vintersaltkoncentrationer kun langsomt, da vandet i Emdrup Sø overvejende afspejler saltindholdet i de to større opstrøms liggende søer (fig.13).

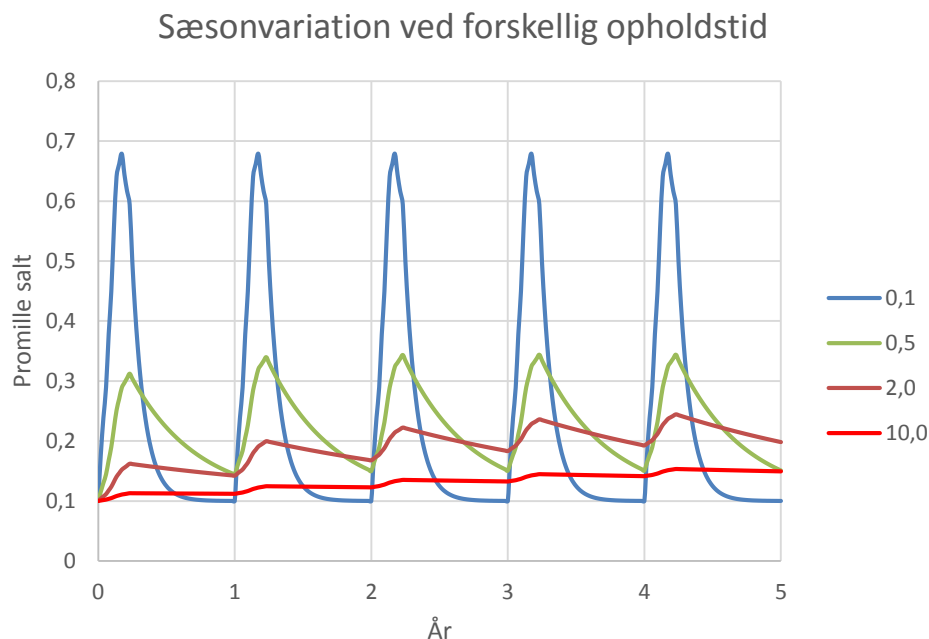
En simpel model over sæsonudviklingen i saliniteten i søer med forskellig vandskifte ved en salttilførsel i januar – marts viser, at søer med et hurtigt vandskifte ikke overraskende har en væsentlig sæsonvariation i saliniteten, mens søer med et langsomt vandskifte vil indstille sig på en salinitet svarende til årsmiddelkoncentrationen af vandet, som søen modtager (fig.14).



Figur 12. Målinger af klorid i Emdrup Sø i forskellige år i perioden 1997–2014.



Figur 13. Middelkoncentrationen af klorid over sæsonen i Emdrup Sø målt i perioden 1997 - 2014.



Figur 14. Model over saliniteten over sæsonen i søer med forskellig opholdstid (i år) ved en tilførsel af salt (0,5 – 1,0 promille) i januar-marts svarende til en årsmiddelkoncentration på 0,23 promille.

5. Effekter af salt i vandmiljøet

Salt er som bekendt naturligt forekommende i vandmiljøet i havet og i brakvand, men kun i ringe grad i søer og vandløb, hvor dyre – og plantelivet er tilpasset et liv uden salt. En belastning med salt i vandløb og søer vil derfor påvirke dyr og planter i større eller mindre grad.

Direkte effekter kan omfatte dehydrering som følge af et øget osmotisk tryk, problemer med natrium/kalium balancen eller generelle problemer som følge af en øget ionstyrke i vandmiljøet. Desuden kan tilsætningsstoffer som antiklumpningsmidler (ferrocyanid op til 0,2 g/kg) tænkes at kunne påvirke dyr og planter negativt.

Indirekte effekter kan være ændrede ressourceforhold, da forholdene omkring fødekilder, udskygning mv. kan ændres eller ændrede prædations – eller konkurrenceforhold.

Generelt er negative effekter af salt overvejende testet i laboratorieforsøg, hvor koncentrationer, som medfører at halvdelen dør efter et givet tidsrum (LC_{50}) eller subletale koncentrationer, hvor halvdelen får nedsat vækst

(EC₅₀), er forsøgt identificeret. De fleste forsøg er dog foretaget ved stuetemperatur, hvilket ikke er dækkende for en vintersituation i vandløb og søer.

Bakterier, svampe, ciliater

Der findes kun få studier af effekter af salt på bakterier, og konklusionen har været, at en tilsætning af salt generelt øger mængden af bakterier, antageligt som følge af en reduktion i mængden af ciliater, som græsser på bakterierne.

Svampe synes at være meget tolerante over for salt, idet subletale effekter først kunne konstateres ved meget høje saltkoncentrationer (tab.3).

Tabel 3. Økotoksikologiske værdier for akvatiske svampe /1/.

Art	Videnskabeligt navn	Temperatur	Værdi NaCl (mg/l)	Eksponerings- tid	Referencer
NA	<i>Geotrichum candidum</i>	28 °C	37 400 ²	4 timer	Jacobsen, 1995
NA	<i>Saprolegina ferax</i>	?	28 000 ¹	?	Perrucci et al., 1995

¹EC₁₀₀ (Koncentration hvor 100 % af test organismerne blev påvirket)

²IC₅₀ (Inhibitory concentration, i dette tilfælde blokering af glukose optag)

Planteplankton

Alger synes at være forholdsvis tolerante op til ca. 2 promille salt, bortset fra enkelte grønalger, hvor væksten kan blive påvirket ved en promille over 0,6 (tab.4).

Tabel 4. Økotoksikologiske værdier for planteplankton /1/.

Art	Videnskabeligt navn	Temperatur	Værdi NaCl (mg/l)	LC ₅₀ , NaCl (mg/l)	Eksponerings- tid	Referencer
Grønalg	<i>Dictyosphaerium chondroideum</i>	22 °C	19 910 ¹		72 timer	Bartolomé et al., 2009
Cyano-bakterie	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22 °C	4476 ¹		72 timer	Bartolomé et al., 2009
Cyano-bakterie	<i>Anabaena doliolum</i>	24 °C	2045 ²		12 dage	Singh & Kshatriya, 2002
Protist	<i>Euglena gracilis</i>	?	2430 ¹	2471	96 timer	González-Moreno et al., 1997
Kiselalge	<i>Navicula seminulum</i>	22 °C	2430 ¹	2471	96 timer	Academy of Natural Sciences, 1960
Kiselalge	<i>Nitzschia linearis</i>	?	2427 ¹	2471	96 timer	Patrick et al., 1968
Grønalg	<i>Chlorella vulgaris</i>	?	680 ³		?	Den Dooren De Jong, 1962
Grønalg	<i>Chlorella vulgaris</i>	?	590 ⁴		3-4 måneder	Den Dooren De Jong, 1962

¹EC₅₀ (antal celler i vækstmedium)

²IC₅₀ (koncentration der inhiberer 50 % af organismerne)

³LOEC (lavest koncentration hvor vækst blev påvirket negativt)

⁴NOEC

Dyreplankton

Dyreplankton er generelt upåvirkede ved en salinitet under 2 promille, men de store dafniearter tåler ikke højere saltkoncentrationer (tab.5).

Tabel 5. Økotoksikologiske værdier for dyreplankton /1/.

Art	Videnskabeligt navn	Temperatur	NOEC NaCl (mg/l)	LC ₅₀ NaCl (mg/l)	Eksponerings- tid	Referencer
	<i>Daphnia magna</i>	22 °C		6840	48 timer	Schuytema et al., 1997
	<i>Daphnia magna</i>	?		6034	48 timer	Cowgill & Milazzo, 1990
	<i>Daphnia magna</i>	21 °C		5480	48 timer	Martínez-Jerónimo & Martínez-Jerónimo, 2007
	<i>Daphnia magna</i>	?		3939	96 timer	Arambasic et al., 1995
	<i>Daphnia magna</i>	?		3054	96 timer	Anderson, 1948
	<i>Daphnia longispina</i>	20 °C		2900	48 timer	Concalves, et al., 2007
	<i>Daphnia pulex</i>	?		2422	96 timer	Birge et al., 1985
	<i>Daphnia magna</i>	21 °C	2000		Livslang	Martínez-Jerónimo & Martínez-Jerónimo, 2007

Smådyr

De fleste smådyr tåler salt i forholdsvis høje koncentrationer ved laboratorieforsøg. Antageligt vil mange smådyr dog slippe og drifte nedstrøms ved saltpåvirkning af vandløb. Resultater af felt forsøg er dog noget blandede (tab.6).

Tabel 6. LC₅₀ værdier for en række smådyrsarter, som forekommer i Danmark eller er sammenlignelige med danske arter. E=Europa, NA= Nordamerika /1/.

Taxa	Udbredelses- område	LC ₅₀ (mg NaCl/l)	Eksponerings- tid	Reference
Krebsdyr				
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	NA	7.700	96 timer	Blasius & Merrit 2002
<i>Gammarus pulex</i>	E	8.115	48 timer	Friberg & Jessen in prep.
<i>Hyaella azteca</i>	NA	> 10.000	?	Benbow & Merrit 2004
Døgnfluer				
<i>Callibaetis fluctuans</i>	NA	5.000	?	Benbow & Merrit 2004
<i>Hexagenia limbata</i>	NA	2.400-6.300	?	Chadwick 2002
Slørvinger				
<i>Nemoura cinerea</i>	E	13.115	48 timer	Friberg & Jessen in prep.
<i>Leuctra nigra</i>	E	9.685	48 timer	Friberg & Jessen in prep.
Vårfluer				
<i>Lepidostoma sp.</i>	NA	6.000	96 timer	Williams et al. 2000
Tovinger				
<i>Chaoborus americanus</i>	NA	> 10.000	?	Benbow & Merrit 2004
Snegle				
<i>Physella integra</i>	NA	5.000-10.000	?	Benbow & Merrit 2004

Vandplanter

De fleste vandplanter er tolerante over for salt i begrænsede koncentrationer. Dog er der arter af vandaks, som har udvist reduceret biomasse ved en salinitet på 0,67 promille (tab.7).

Tabel 7. Økotoksikologiske værdier for vandplanter /1/.

Art	Videnskabeligt navn	Temperatur	Udbredelsesområde	EC ₅₀ og NOEC værdier (mg/l)	Eksponerings-tid	Referencer
Danske arter						
Aks-Tusind-blad	<i>Myriophyllum crispatum</i>	20 °C	Europa (DK)	11 300	14 dage	Haller, et al., 1974
Tyk andemad	<i>Lemna gibba</i>	23 °C	Kosmopolit (DK)	10 500	10 dage	Yilmaz, 2007
Aks-Tusind-blad	<i>Myriophyllum crispatum</i>	20 °C	Europa (DK)	8183	32 dage	Stanley, 1974
Liden andemad	<i>Lemna minor</i>	24 °C	Kosmopolit (DK)	5192	7 dage	Buckley et al., 1996
Udenlandske arter						
?	<i>Najas guadalupensis</i>	20 °C	Nord- og Sydamerika	8000	14 dage	Haller, et al., 1974
?	<i>Vallisneria americana</i>	20 °C	Tropisk	8000	14 dage	Haller, et al., 1974
?	<i>Hydrilla verticillata</i>	20 °C	Kosmopolit	7300	14 dage	Haller, et al., 1974
Vand-hyacinth	<i>Eichornia crassipes</i>	?	Tropisk og subtropisk	2800	28 dage	Haller, et al., 1974
Vandsalat	<i>Pistia stratiotes</i>	?	Tropisk og subtropisk	1100	28 dage	Haller, et al., 1974
?	<i>Potamogeton illinoensis</i>	?	Nord- og Sydamerika	409 ¹	8 uger	Van den Brink & Van der Velde, 1993

¹NOEC (reproduktion)

Art	Videnskabeligt navn	Temperatur	Udbredelses-område	Koncentration hvor reduktion in biomasse observeret (mg NaCl/l)	Eksponerings-tid	Referencer
Danske arter						
Bredblad-et dun-hammer	<i>Typha latifolia</i>	?	Europa (DK)	5795	?	Anderson, 1977
Rust vandaks	<i>Potamogeton alpinus</i>	?	Europa (DK)	825	14 dage	Rabe et al., 1982
Glin-sende vandaks	<i>Potamogeton lucens</i>	?	Europa (DK)	671	8 uger	Van den Brink & Van der Velde, 1993
Hjerte-bladet vandaks	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	?	Europa (DK)	671	8 uger	Van den Brink & Van der Velde, 1993
Udenlandske arter						
?	<i>Cyperus involucratus</i>	?	Tropisk og subtropisk	4090	?	Hocking, 1981
?	<i>Potamogeton nodosus</i>	?	?	671	8 uger	Van den Brink & Van der Velde, 1993

Fisk

Fisk er generelt tolerante over for salt, og de fleste voksne fisk tåler saltkoncentrationer typisk op til 10 promille, mens æg og yngel er mere sårbare (tab.8).

Tabel 8. *LC₅₀, NOEC go NOEL for forskvandsfisk udregnet ved direkte eksponering /1/.*

Art	Videnskabeligt navn	Størrelse	Temperatur	Værdi (mg NaCl/l)	Eksponerings- tid	Referencer
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Yngel	13 °C	18 250 ¹	96 timer	Vosylienė et al., 2006
Rudskalle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	?	?	17 000 ¹	?	Hynes, 1970
Guldfisk	<i>Carassius carassius</i>	?	?	15 586 ¹	96 timer	Threader & Houston, 1983
Suder	<i>Tinca tinca</i>	?	?	15 400 ¹	24 timer	Rosa, 1958
Guldfisk	<i>Carassius carassius</i>	?	?	13 827 ¹	24 timer	Dowden & Bennett, 1965
Aborre	<i>Perca fluviatilis</i>	Yngel	?	13 262 ¹	96 timer	Kefford et al., 2004
Guldfisk	<i>Carassius carassius</i>	?	?	12 800 ¹	?	Geddes, 1979
Gedde	<i>Esox lucius</i>	Yngel (2-4 cm)	10 °C	12 220 ¹	72 timer	Jacobsen et al., 2007
Gedde	<i>Esox lucius</i>	Yngel (2-4 cm)	14 °C	12 000 ¹	72 timer	Jacobsen et al., 2007
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Yngel	?	11 936 ¹	96 timer	Kefford et al., 2004
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Yngel	?	11 715 ¹	?	Whiterod & Walker, 2006
Gedde	<i>Esox lucius</i>	Yngel (2-4 cm)	18 °C	11 200 ¹	72 timer	Jacobsen et al., 2007
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Yngel	9 °C	11 112 ¹	96 timer	Spehar, 1987
Aborre	<i>Perca fluviatilis</i>	Yngel	?	8000 ¹	?	Geddes, 1979
Guldfisk	<i>Carassius carassius</i>	?	?	7300 ¹	96 timer	Alderman et al., 1976
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Æg	9 °C	6094 ¹	96 timer	Spehar, 1986
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Yngel (15-20 cm)	15 °C	5499 ¹	24 timer	Kostecki & Jones, 1983
Ørred	<i>Salmo trutta</i>	Æg	?	5305 ^{1a}	96 timer	Kefford et al., 2004
Hork	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Æg	12 °C	5000 ¹	Indtil klækning	Vetemaa & Satt, 1996
Regnbueør- red	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Yngel	12 °C	4560 ²	14 dage	Vosyliene et al., 2006
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Æg	?	2630 ¹	168 timer	Beak, 1999
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Æg	23 °C	2500 ²	?	Froelich & Engelhart, 1996
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Æg	?	2400 ¹	168 timer	Beak, 1999
Regnbue- ørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Æg	10 °C	1324 ³	56 dage	Spehar 1987

¹LC₅₀ værdier

²Aflæst fra publiceret graf

²NOEL værdier

³NOEC værdier

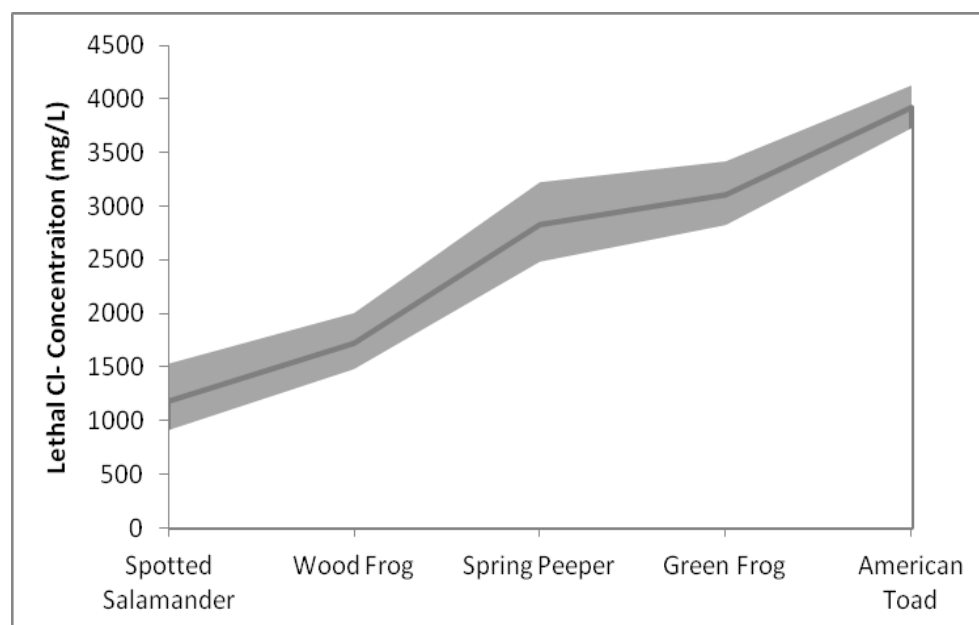
Mest relevant i denne sammenhæng er nok, at ørredæg er forholdsvis følsomme for høje saltkoncentrationer, særligt i den første fase efter gydningen, hvor skallen endnu ikke er hærdet /1/. Ved en salinitet over 3 promille kan ørreder således ikke gennemfører en reproduktion (tab.9).

Tabel 9. Øvre grænse for succesfuld reproduktion for ferskvandsfisk, NOEC - værdier /1/.

Art	Videnskabeligt navn	Størrelse	Temperatur	Grænse for succesfuld reproduktion (NaCl mg/l)	Referencer
Pig-smerling	<i>Cobitis taenia</i>	Æg og yngel	?	6000	Bohlen, 1999
Skalle	<i>Rutilus rutilus</i>	Æg og yngel	?	5000	Schöfer, 1979
Brasen	<i>Abramis brama</i>	Æg og yngel	?	5000	Backiel & Zawisza, 1968
Sandart	<i>Stizostedion luciopercha</i>	Æg og yngel	?	5000	Nellen et al., 1997
Ørred	<i>Salmo trutta</i>	Æg	?	3000	Hart et al., 1991
Ørred	<i>Salmo trutta</i>	Yngel	?	Ingen mortalitet ved 1000 mg/l	Camargo & Tarazona, 1991

Padder

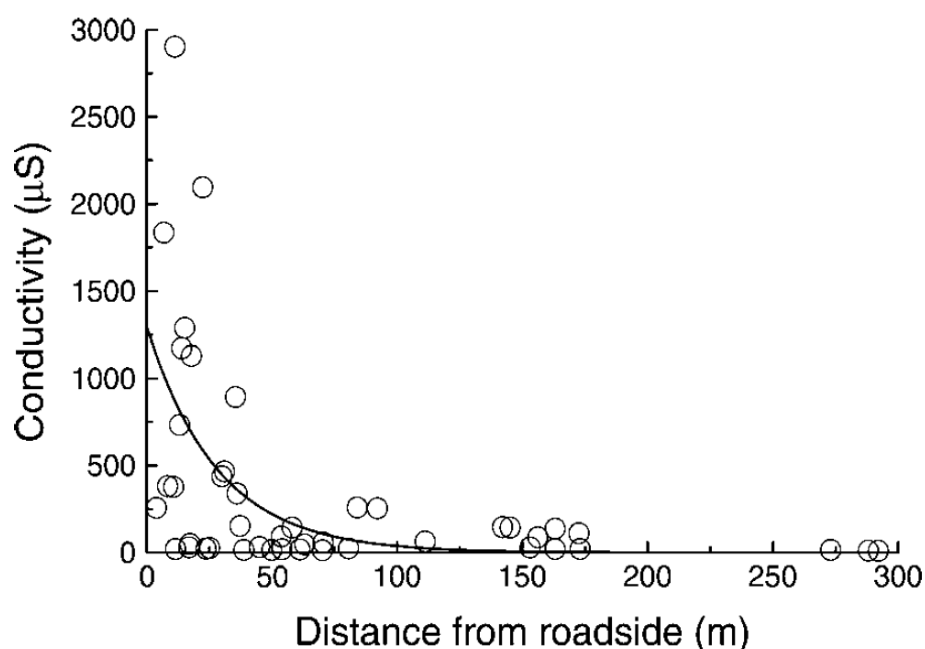
Padder tåler kun dårligt salt, hvilket blandt andet hænger sammen med paddernes hud, som er semipermeabel, og som fungerer som iltoptagelsesorgan /4/. Således tåler visse nordamerikanske padder ikke klorid koncentrationer over 1,2 mg Cl/l, svarende til 2 promille salt (fig.15). Især de ubeskyttede æg og haletudser er følsomme, og klorid koncentrationen skal være mindre end 0,45 mg Cl/l (0,74 promille salt), hvis mindst halvdelen af paddeynglen skal overleve /5/.



Figur 15. LC₅₀ for klorid for forskellige nordamerikanske padder /4/.

Små vandhuller tæt på vintersaltede veje kan have et saltindhold, som forringer overlevelsen af paddeæg og haletudser. Undersøgelser i en række vandhuller i Canada har således vist en direkte sammenhæng mellem saliniteten målt som ledningsevne og afstanden til saltede veje (fig.16), og vandhuller tættere end 30 m på vejen har en betydelig risiko for at akkumulere salt i en mængde som påvirker padders reproduktionsmuligheder negativt /5/.

Karraker et al. 2008



Figur 16. *Konduktivitet som funktion af afstanden til veje i en række canadiske vandhuller /5/.*

Krebs

Krebs er forholdsvis tolerante over for salt, men væksten reduceres ved saliniteter over 2 promille /6/, og krebseæg klækker ikke ved en salinitet over 7 promille /7/.

Oversigt over effekter af salt i ferskvand

En oversigt over effekten af salt i ferskvandsmiljøet er vist nedenfor /1/5/.

Generelle niveauer for økotoxikologiske værdier (LC50) for NaCl i ferskvand fordelt på organismegrupper						
Organismegruppe	Generel niveau	Effekt		Noter		
	Promille salt)					
Bakterier		Mangel på information				
Svampe	Ca. 30	Sub-lethale effekter		Baseret på meget få data		
Alger (kisel og grønalger)	< 1	Lethale/el. sublethale effekter				
Cyanobakterier	2 - 3	Lethale/væksthæmmende		Baseret på meget få data		
Vandplanter	< 1	Reduktion i vækst				
Dyreplankton	2 – 6	Lethale effekter				
Makroinvertebrater	3 - 5	Øger driftraten				
Fladorme, børsteorme	2 - 12	Lethale effekter				
Døgnfluer	5 - 7	Lethale effekter				
Vårfluer	6 - 13	Lethale effekter				
Snegle	10 - 20	Lethale effekter				
Invertebrater med kraftigt exoskelet	20 - 25	Lethale effekter				
Fisk - yngel	8	Fleste arter er tolerante op til dette niveau				
Fisk - æg	2 - 6	Lethale effekter				
Padder	0,75 - 5	Sublethale/lethale effekter		Baseret på meget få data		

Bortset fra padder, hvor reproduktionen påvirkes ved 0,75 promille, er de fleste dyregrupper tolerante overfor salt op til 2 promille, og det er ligeledes niveauet, hvor betydelige skift kan konstateres i søers økologiske struktur, idet de store dafnier forsvinder mens mysider kommer til, hvilket bidrager til væsentligt ændringer i økosystemets regulering.

6. Effektundersøgelser i vandløb

Største effekter må saltpåvirkningen skønnes at have i vandløb i vinterperioden, idet saltpåvirkningen her kan komme som pulser med meget høje saltkoncentrationer.

De findes dog overaskende få studier af vandløb som er påvirkede af vintersaltede veje. I et studie blev Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) bedømt for 19 mindre vandløb, der modtager afløb fra veje som saltes og 19 mindre vandløb der ikke modtager afløb fra veje. I 37 % af de vandløb der modtager vand fra veje faldt DVFI henover vinteren, mens der kun blev observeret et fald i 11 % af de vandløb der ikke modtager vand fra veje, en forskel der kan tilskrives forskellig saltpåvirkning /1/. Tilsvarende viser danske eksperimentelle undersøgelser, at "saltstød" i størrelsesordenen 1,8 promille udløser markant forøget drift hos tangloppen *Gammarus pulex* og flere arter af slørvinger, men at effekten af "fjernelsen" af individer (via driften) kun har en kortvarig effekt den samlede artssammensætning /8/.

I Store Vejleå, hvor saltbelastningen som tidligere vist er meget betydelig, er der foretaget registreringer af DVFI og gennemført fiskeundersøgelser på de to tidligere nævnte stationer hhv. opstrøms Vallensbæk søerne og nedstrøms.

På den opstrøms station, hvor saltpåvirkningen i visse år er meget betydelig med en salinitet op til 1,9 promille blev faunaklassen bestemt til 4 i årene 2011, 2013 og 2015, hvilket var i overensstemmelse med de aktuelle belastningsforhold.



St. 2-Ros opstrøms Vallensbæk-søerne.

Vandløb	Station	Antal grupper	Antal individer	Faunaklasse (DVFI) – DFI = Moderate		
				2015	2013	2011
St. Vejleå	2-ROS	27	664	4	4	4

I 2013 blev fiskebestanden undersøgt på en station umiddelbart nedstrøms, og her blev der konstateret ørredgydning og en bestand af opvoksende ørreder samt desuden registreret skalle, aborre, suder og ål. Der er således intet, der tyder på, at dyrelivet er mærket betydeligt som følge af saltpåvirkning på dette stræk.

På den nedstrøms station var DVFI 3 i 2010 og 4 i 2015, hvilket var som forventet efter forholdene. Her blev der konstateret skalle, rudskalle, rimte, gedde og aborrer i 2015.



St. 1587 nedstrøms Vallensbæk-søerne.

Vandløb	Station	Antal grupper	Antal individer	Faunaklasse (DVFI)– DFI = Moderate	
				2015	2010
St. Vejleå	1587	23	425	4	3

Der kunne således ikke konstateres direkte effekter af saltpåvirkningen, og de aktuelle forhold var generelt i overensstemmelse med de tilstedeværende fysiske forhold og den aktuelle vandkvalitet i åen.

7. Effektundersøgelser i søer

I søer er passageforholdene til ferskvand og marine områder af stor betydning for saltpåvirkningens potentielle effekter. I søer med gode passagemuligheder vil dyre – og plantelivet gradvist skifte fra en ferskvandsflora og -fauna til en brakvandsfauna med indslag af både salttolerante ferskvandsarter og marine arter tilpasset lave saliniteter.

Et eksempel er Strandparksøerne syd for København, som har en salinitet på 6-8 promille. Her er rummer fiskebestanden skalle, aborre, brasen, hork, rudskalle, ål, brisling, sandkutling, ålekvabbe, skrubbe og trepigget hundestejle, og bundfaunaen rummer både østersømusling, hjertemusling og myggelarver /9/. Et andet eksempel er Ringkøbing Fjord, hvor saliniteten i flere omgange har skiftet som følge af ændret slusedrift. Her har dyre – og plantelivet skiftevis været præget af marine arter og af ferskvandsarter afhængigt af de aktuelle forhold.

Omvendt er der eksempler på inddæmmede havområder, som enkelte af de tørlagte veser i Limfjorden, som er blevet tiltagende brakke, men hvor dyrelivet ikke har udviklet sig væsentligt på grund af manglende indvandringmuligheder fra ferskvandsområder i oplandet.

Det omvendte eksempel med saltpåvirkede ferskvandssøer uden passagemuligheder til marineområder er der ingen umiddelbare eksempler på. En lang række søer med forskellige grader af saltpåvirkning er undersøgt i forbindelse med de nationale – og regionale overvågningsprogrammer, og et generelle billede er, at saliniteten skal være over 2 promille før betydelige skift i søernes økologi forekommer, og ingen af disse har ligget isoleret fra marine områder.

Der er således tilsyneladende ingen eksempler på søer, hvor tilførsel af vejsalt har medført et registrerbart skifte i søernes økologi. En undtagelse herfra kunne eventuelt være vejnære, saltbelastede paddehuller uden nævneværdigt vandskifte, hvor saltindholdet ophobes til værdier som skader paddernes reproduktionsmuligheder.

8. Konklusion

Det generelle billede er, at salt fra vejvand kun i mindre grad påvirker dyrelivet i søer og vandløb ved de aktuelle niveauer for udledning af salt.

I vandløb kan saltpåvirkning medfører en forøget drift af smådyr under tøbrud, men dyrelivet bliver tilsyneladende hurtigt reetableret. Indskudte søer i vandløbene vil, i stigende grad med søernes størrelse, udligne sæsonvariationen i de nedstrøms løb.

I søer er saltpåvirkningen under de nuværende forhold generelt beskeden i forhold til tålegrænsen, som kan sættes til mellem 0,5 – 2,0 promille, afhængig af hvilke krav der sættes. Mest udsat er små vejnære søer uden væsentligt vandskifte, hvor paddebestanden kan være påvirket ved saliniteter over 0,75 promille.

9. Anbefalinger

Ved bortledning af salt vejvand gennem vandløb bør det tilstræbes, at den resulterende salinitet i vandløbet ikke overstiger 2 promille i områder med følsom fauna.

Ved tilledning til søer bør middelkoncentrationen over året tilstræbes at være mindre end 0,5 promille salt. Et højt saltindhold i vinter og forår kan kompenseres ved at øge tilledningen af *rent* regnvand resten af året.

Ved udgravning af vandhuller til padder bør det tilstræbes, at vandhullerne placeres i passende afstand til kilder til saltbelastning.

10. Referencer

- 1/ Kristensen, A. E, Skriver, J. og Ovesen, N.B., 2009. Kortlægning af økotoxikologiske værdier for Natriumklorid (NaCl) i ferskvand Baggrundsnotat fra DMU.
 - 2/ GEUS, 2009. Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed over for vejsalt. Særudgivelse.
 - 3/ Kaushal, S. S., Groffman, P.M., Likens, G.E., Belt, K.T., Stack, W.P., Kelly, V.R., Band, L.E. & Fisher, G.T. 2005. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. PNAS September 2005; vol. 102; no. 38; pp 13517–13520.
 - 4/ Karraker, N.E, Gibbs, J.P. and Vonesh, J.R., 2008. Impacts of road deicing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. Ecological Applications, 18(3), 2008, pp. 724–734.
 - 5/ Collins, S.J., and Russell, R.W. 2009. "Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians." Environmental Pollution, 157(1), 320-324.
 - 6/ Holdrich, D.M., Harlioglu, M.M. and Firkins, I. 1997. Salinity Adaptations of Cayfish in British Waters with Particular Reference to Austropotamobius pallipes, Astacus leptodactylus and Pacifastacus leniusculus. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 44 pp. 147-154.
 - 7/ Meade M.E., Doeller, J.E., Kraus, D.W. and Watts, S.A. 2002. Effects of Temperature and Salinity on Weight Gain, Oxygen Consumption Rate and Growth Efficiency in Juvenile Red-Claw Crayfish Cherax quadricarinatus. Journal of the World Aquaculture Society Vol. 33, 2.
 - 8/ Jensen, B.H. (2002) Vejsalts effekt på invertebratsamfund i mindre østjyske vandløb. Specialerapport, Danmarks Miljøundersøgelser & Aarhus Universitet, 63 pp.
 - 9/ Fiskeøkologisk Laboratorium, 2004. Bundfauna og fisk i Strandparksøerne i Københavns Amt - En undersøgelse til vurdering af miljøtilstanden i ekstensiv-1 søerne; Stubbe Sø, Maglebæk Sø og Holme Sø, iht. det Nationale Overvågningsprogram (NOVANA).
-



DANAK
TEST Reg. nr. 304

Ordrenr: 831583
Sagsnavn: Vejlesø
Udtaget: 21.12.2023

ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

NIRAS A/S
Sortemosevej 19
3450 Allerød
Att.: Stig Rostgaard, PersonRef. sr@niras.dk

Udskrevet: 09-01-2024
Version: 1
Modtaget: 22-12-2023
Analyseperiode: 22-12-2023 - 09-01-2024
Ordrenr.: 831583

Sagsnavn: Vejlesø
Lokalitet: Vejlesø
Prøve ID: Vejlesø
Udtaget: 21.12.2023 kl. 13:30:00
Prøvetype: Vand - Enkeltparametre + ICP/MS-pk. +As + Hg Felt FILTRERET + ICP/MS-pk.+As + Hg vand +
Prøvetager: Rekv/MIKE/MIKC
Kunde: NIRAS A/S, Sortemosevej 19, 3450 Allerød, Att. Stig Rostgaard, PersonRef. sr@niras.dk

Prøvenr.:	300580/23					
Dybde:	0.2 - 5 m u.t					
Parameter	Resultat	Enhed	DL	Metode	Urel (%)	
Partikler i prøve efter konservering	#	Nej	-	-	-	
pH	7.7	pH	0.1	DS/EN ISO 10523:2012	10	
Total phosphor, P	0.11	mg/l	0.003	DS/EN ISO 6878 Del 7:2004 + DS/EN ISO 15681-2:2018	15	
Total kvælstof, N	1.1	mg/l	0.02	DS/EN ISO 11905-1:1998	15	
Chlorid, Cl-	53	mg/l	0.5	DS/ISO 15923-1:2013	15	
Alkalinitet	2.5	mmol/l	0.05	DS/EN ISO 9963-1:1996	15	
Aluminium, Al	13	µg/l	0.5	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Aluminium, Al Filt Felt	11	µg/l	0.5	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Antimon, Sb	0.31	µg/l	0.2	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Antimon, Sb, Filt Felt	0.33	µg/l	0.2	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Arsen, As	1.4	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Arsen, As, Filt Felt	1.2	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Bly, Pb	0.40	µg/l	0.025	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Bly, Pb, Filt Felt	0.62	µg/l	0.025	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Cadmium, Cd	0.0051	µg/l	0.003	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Cadmium, Cd, Filt Felt	0.019	µg/l	0.003	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Chrom, Cr	0.086	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Chrom, Cr, Filt Felt	0.070	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobber, Cu, Filt Felt	0.72	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobolt, Co	0.048	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobber, Cu	0.78	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobolt, Co, Filt Felt	0.050	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kviksølv, Hg	<0.0010	µg/l	0.0010	DS/EN ISO 17852:2008	20	
Kviksølv, Hg, Filt Felt	<0.0010	µg/l	0.0010	DS/EN ISO 17852:2008	20	
Nikkel, Ni	0.49	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Nikkel, Ni, Filt Felt	0.52	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Selen, Se	0.12	µg/l	0.05	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Zink, Zn, Filt Felt	12	µg/l	0.3	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Selen, Se, Filt Felt	0.083	µg/l	0.05	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Zink, Zn	3.9	µg/l	0.3	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	

Kommentar

Når analyseusikkerheder tages i betragtning passer forholdet mellem filtreret og ikke filtreret indhold af følgende metaller: antimon og kobolt. Prøven er analyseret for Cadmium, Zink og Bly fra forskellige flasker og indholdet i fraktionen filtreret i feltet er bekræftet højere end i ufiltreret. Formodes afsmitning ved filtrering.

Biljana Micic Popovic

KEMIRA PAX-XL100

Polyaluminiumklorid Opløsning

KEMIRA PAX-XL100, en effektiv koagulant til både drikkevands- og spildevandsbehandling. KEMIRA PAX-XL100 er baseret på aktive polyvalente aluminiumsforbindelser, hvilket resulterer i lave doseringer, lav slamproduktion og mindre krav til pH justeringer. KEMIRA PAX-XL100 anvendes også til forbedring af slamegenskaber, samt til traditionel fosforfældning.

Sporstoffer	Typeanalyse mg/kg PAX-XL100	Maksimumsgrænser ifølge CEN standard* mg/kg PAX-XL100
Arsen (As)	< 0,1	1,3
Kadmium (Cd)	< 0,01	0,27
Kobolt (Co)	< 0,1	
Krom (Cr)	0,4	2,7
Koppar (Cu)	0,3	
Kviksilver (Hg)	< 0,003	0,36
Nickel (Ni)	0,2	1,8
Bly (Pb)	< 0,1	3,6
Antimon (Sb)	< 0,03	1,8
Selen (Se)	< 0,03	1,8
Zink (Zn)	2,0	

* Chemicals used for treatment of water intended for human consumption" EN 17034 type1.

Kemira stiller denne information til rådighed som en service for kunderne, og informationen skal udelukkende tjene som en hjælp til kundernes evaluering af produkterne. Kunderne skal afprøve produkterne for at fastlægge, om de er egnede til de konkrete formål og applikationer, samt tage hensyn til overholdelse af reglerne for sundhed, sikkerhed og miljø. Kunderne skal ligeledes instruere medarbejdere, agenter, entreprenører, kunder og andre tredjeparter, der kan blive udsat for produktet, om alle gældende regler. Al information og teknisk bistand ydes uden garanti og kan ændres uden varsel. Kunden har det fulde ansvar for overholdelse af alle vejledninger og forholdsregler samt love, regler, påbud, og forordninger udstedt af myndigheder vedrørende forarbejdning, transport, levering, aflæsning, frigivelse, opbevaring, håndtering, salg og brug af de enkelte produkter. Intet i denne tekst må opfattes som en anbefaling til at bruge produktet i strid med patentrettigheder for materialer eller deres brug

KEMIRA WATER DENMARK A/S

Amager Strandvej 390
DK-2770 Kastrup
Danmark

Tel +45 6991 8893
Fax +45 8988 3464

CVR nr. DK 11286933
www.kemira.dk
dk-info@kemira.com

Bilag 3 Baggrundnoter

Forbrug og type af fældningskemikalie

- *Der anvendes fældningskemikaliet PAX-XL 100 (aluminiumklorid) i en mængde svarende til 10 mg Al/l som årsgennemsnit og maksimalt 30 mg Al/l som absolut værdi.*

Størstedelen af fosforindholdet i søens bundvand vil være på opløst form. I vandrenseanlægget anvendes derfor fældningskemikaliet aluminiumklorid (PAX-XL 100), som skal muliggøre tilbageholdelsen af den opløst fosforfraktion i vandrenseanlægget. PAX-XL 100 tilsættes ved pumpeindtaget i søen, hvormed vandets opholdstid i pumpeledningen udnyttes til at fosforudfældningen kan forløbe.

Den nødvendige dosering af fældningskemikalie afhænger dels af den mængde fosfor, som skal udfældes, dels af vandets specifikke sammensætning, vandets pH og temperatur samt reaktionstiden mellem fældningskemikalie og vandet.

På baggrund af laboratorieforsøg udført på en vandprøve fra bunden af Vejlesø forventes det, at der skal anvendes maksimalt 5 mg Al/l i renseprocessen som årsgennemsnit.

Bundvandets sammensætning, pH og temperatur kan imidlertid være relativt omskiftelig i løbet af oprensingsperioden, og dermed anderledes end det vand forsøgene er udført på. Desuden vil reaktionstiden i pumpeledningen være lidt kortere end reaktionstiden i det udførte laboratorieforsøg. For at sikre mulighed for løbende optimering af renseeffekten på vandrenseanlægget, ansøges der om at anvende maksimalt 10 mg Al/l i renseprocessen som årsgennemsnit og maksimalt 30 mg Al/l som absolut værdi.

Sikkerhed ved brug af fældningskemikalie

- *pH overvåges kontinuerligt i det udledte vand, og doseringen af fældningskemikalie reduceres eller ophører automatisk, hvis pH måles lavere end 6,0. Herved sikres en lav restkoncentration af opløst aluminium i det udledte vand.*

Aluminium-ionerne i fældningskemikaliet binder sig dels direkte til opløst fosfor, som udfældet AlPO_4 , og dels dannes aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$), som udfældes og binder opløst fosfor, samt tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer. Ved den efterfølgende filtrering tilbageholdes således langt den overvejende del af aluminium-indholdet i vandet inden udledning. Der vil dog forekomme en lille rest af aluminium i det udledte vand. Mængden kan ikke forudsiges, idet denne vil være varierende alt efter bundvandets sammensætning, og dermed hvor effektivt både fældningen og filtreringen forløber.

Udledning af udfældet aluminium udgør ikke en risiko. Opløst aluminium kan derimod have toksiske effekter i vandmiljøet. Ved pH lavere end 6,0 begynder aluminium at optræde på opløst form i koncentrationer, som potentielt kan være kritiske. Derfor overvåges pH kontinuerligt i det udledte vand, og doseringen af fældningskemikalie reduceres eller ophører, hvis pH måles lavere end 6,0. Herved sikres en lav restkoncentration af opløst aluminium.

Fældningskemikaliet opbevares i en 10 m³ kemikaliebeholder på vandrenseanlægget. Beholderen har dobbeltvæg og lækagedetektering, så risiko for spild elimineres. Fra beholderen føres doseringsslangen indvendigt i pumpeledningen til indtagspunktet i søen, og der etableres styring på doseringspumperne, så der udelukkende kan ske udledning af

fældningskemikaliet, hvis indtagspumpen kører. Herved er der ingen risiko for, at der kan ske utilsigtet udledning til sø eller omgivelser.

Foruden aluminium indeholder fældningskemikaliet klorid, ligesom der vil være et lille indhold af forskellige urenheder/sporstoffer, selvom PAX-XL 100 er blandt de reneste på markedet og godkendt til behandling af drikkevand.

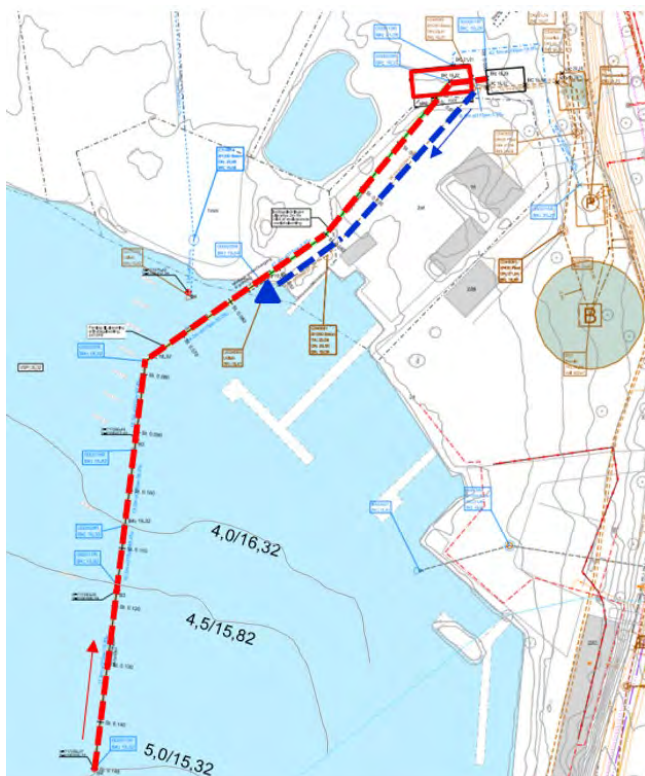
Driftsmanual og egenkontrol

- *Der etableres online overvågning og styring på vandrenseanlægget, og der udarbejdes en driftsmanual, som vil være tilgængelig og kendt af de personer, der har ansvar for driften af anlægget.*
- *Det vil til enhver tid være muligt for Rudersdal Kommune at få fremsendt en driftsrapportering, der dokumenterer periodens, filterskyllevandsmængde, de tilførte mængder af fældningskemikalie, målt pH i det udledte vand, den akkumulerede fosforfjernelse, analyseresultater fra overvågning af søens tilstand ved hovedstationen i Vejlesø samt analyseresultater for de udtagne vandprøver fra ind- og udløb af vandrenseanlægget, som omfatter følgende parametre:
Som døgnmiddel: total-fosfor
Som månedlig stikprøve: suspenderet stof, ortho-fosfat, total-kvælstof, nitrit-nitrat-N, ammonium/ammoniak-N, ferrojern, klorid, total og opløst aluminium, iltmætning, total-koncentration af hhv. arsen, cadmium, kobolt, krom, kobber, kviksølv, nikkel, bly, antimon, selen og zink (sporstofferne) samt analysepakken 16 stk. PAH'er.*
- *Eventuelle afvigelser fra den forventede drift meddeles Rudersdal Kommune straks de måtte komme Novafos til kendskab.*

Der etableres online overvågning og styring på vandrenseanlægget, og der udarbejdes en driftsmanual, som til enhver tid vil være tilgængelig og kendt af de personer, der har ansvar for driften af anlægget. Herved sikres det, at ovennævnte driftsforhold følges, samt at den beskrevne egenkontrol efterleves. Baggrund for den foreslåede egenkontrol er løbende begrundet i ovenstående opsummering.

Projektbeskrivelse

For at oprense 230 kg fosfor fra Vejlesø, indsamle viden om anlæggets og oprensningens metodens effektivitet samt kompensere den årlige eksterne fosforbelastning, pumpes der vand fra søen til et Mecana-filter, hvor fosfor og miljøfremmede stoffer i vandet fjernes, inden det rensede vand returneres til søen.



Figur 1. Oversigt over pumpeledning for bundvand til vandrenseanlæg (rødstiplet), placering af midlertidigt vandrenseanlæg (rødt rektangel), som udløbsledning (blåstiplet) og udløbspunkt (blå trekant) for rensat søvand. Bemærk, at vandrenseanlægget flyttes inden for byggefeltet for det permanente vandrenseanlæg og dermed nogle meter længere mod nord end skitseret.

Ved den ansøgte oprensningstype er det en nødvendighed, at nedenstående tre betingelser er opfyldt, hvis fosfor-oprensningen skal foregå på en effektiv måde.

1. Der skal være en høj koncentration af fosfor i vandfasen
2. Renseanlægget skal kunne fjerne en stor del af fosforindholdet
3. Renseanlægget skal kunne behandle en betydelig vandmængde

ad 1) En høj koncentration af fosfor i vandet sikres ved, at der etableres et pumpeindtag i søen på 3,5-4 meters dybde (figur 2), da der i det bundnære søvand periodevis forekommer væsentligt forhøjede koncentrationer af fosfor. Baseret på målinger i perioden 2000-2006, 2011 og 2015 estimeres det, at middelværdien for fosfor i bundvandet i perioden med forhøjede bundvandskoncentrationer 0,44 mg P/l. Pumpeindtaget etableres 1-1,5 m fra bunden af søen og i en retning pegende væk fra bunden, hvormed fysisk påvirkning af sedimentet undgås/minimeres.

ad 2) Stort set al fosfor i bundvandet forventes at være på opløst form, da det stammer fra mineralisering og frigivelse fra sedimentet under iltfattige forhold. Opløst fosfor kan ikke tilbageholdes ved filtrering. I pumpeledningen ved pumpeindtaget i søen tilsættes derfor aluminiumklorid. Aluminium-ionerne både binder sig direkte til det opløste fosfor, som udfældes som AlPO_4 , og danner aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$), som udfældes og binder opløst fosfor

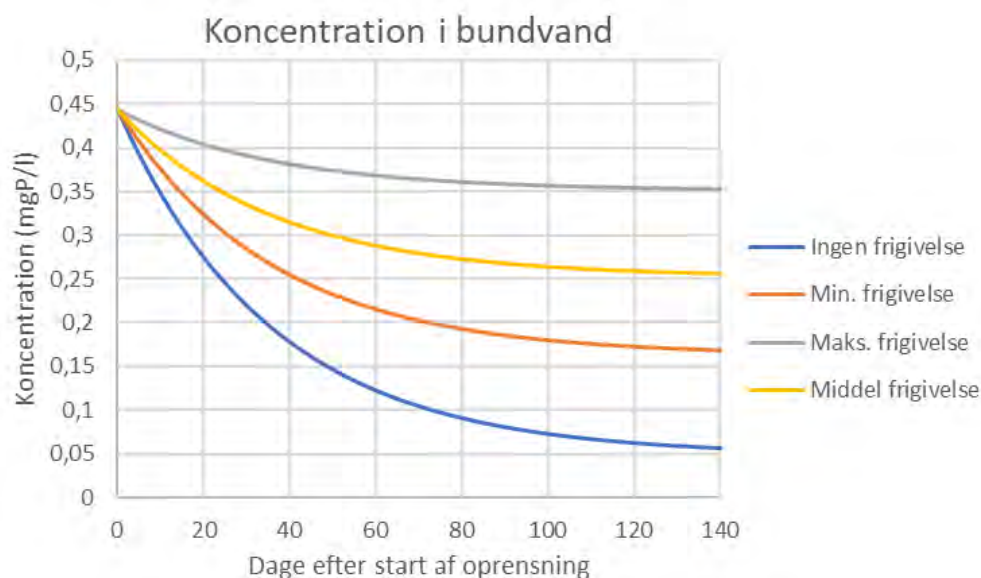
og andre miljøfremmede stoffer. Ved den efterfølgende filtrering er det således muligt at tilbageholde størstedelen af vandets fosforindhold, og ligeledes en vis andel af de miljøfremmede stoffer.

ad 3) Der anvendes et Mecana-filter til at rense det indpumpede vand. Anlægget designes til en maksimal belastning på 200 m³/time. Hermed opnås et yderst kompakt vandrenseanlæg, og en rensekapacitet, som er afstemt med den forventelige fosforfrigivelse fra søens sediment. Større hydraulisk kapacitet vurderes således ikke at ville medføre en forkortet oprensningsperiode i nævneværdig grad. Filterdugen, som anvendes på Mecana-filteret og består af polypropylen, muliggør, at den nødvendige udfældning med aluminium kan foreløbe uden behov for yderligere tilsætningsstoffer (som f.eks. polymer) inden filtreringen. Det bortrensede materiale pumpes kontinuerligt fra filteret til kloak, hvorfra det afledes til Mølleåværket.

Effekt og tidshorisont for oprensning

I Vejlesø estimeres volumen af fosforrigt bundvand at udgøre gennemsnitligt ca. 174.000 m³, hvilket med en middeldkoncentration over perioder med lagdeling på 443 µg/l udgør en samlet fosformængden i vandfasen på ca. 77 kg.

En helt afgørende faktor for, at der kan opretholdes en længerevarende, omkostningseffektiv rensning ved den beskrevne tilgang er, at der frigives fosfor fra sedimentet i takt med, at der fjernes fosfor fra vandfasen. Såfremt det ikke er tilfældet, vil koncentrationen i vandet hurtigt aftage til så lave koncentrationer, at der renses for lidt fosfor ud af søen pr. m³ behandlet vand (jf. figur 3, scenarie med ingen frigivelse).



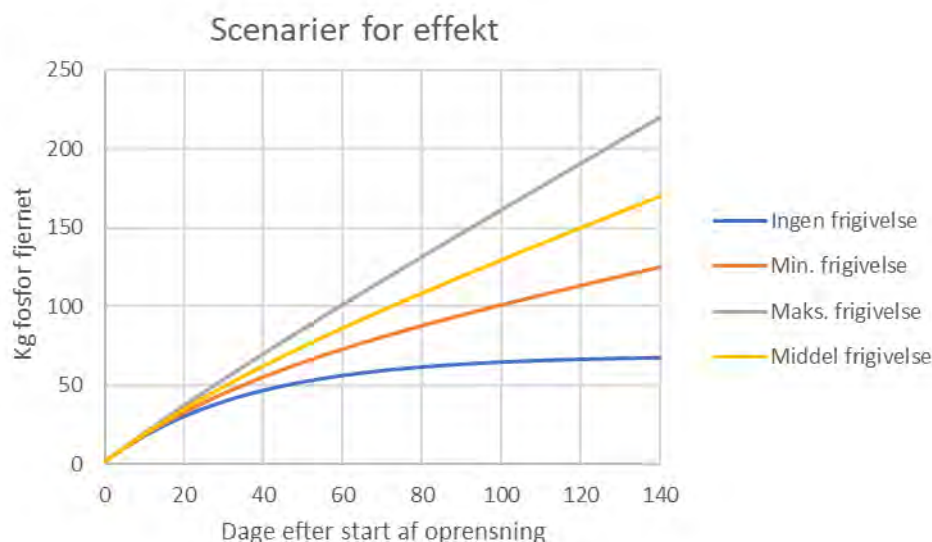
Figur 2. Koncentration af fosfor i bundvand efter start af rensning af bundvand i forskellige scenarier for frigivelse af fosfor fra sediment. Det er konservativt forudsat, at det rensede vand, som returneres til søen falder til bunds grundet temperaturforskelle og dermed løbende fortynder bundvandet. Minimum, middel og maksimumfrigivelse svarer til hhv. 76 kg, 135 kg og 200 kg fosfor frigivet til bundvandet gradvist i perioden 1.maj til 15.september (138 dage).

Sedimentet i søen er meget fosforholdigt og bindingskapaciteten er lav, hvilket betyder, at der potentielt kan være en meget betydelig intern belastning (frigivelse fra sediment). Baseret på målinger af fosfor i søen og de målte forskelle mellem forårsminimum og efterårsmaksimum er den samlede frigivelse af fosfor fra sediment og fosfor tilladt via eksterne kilder i perioden groft estimeret. På baggrund af årene 2000-2006, 2011, 2015, 2019-2022 er året med den mindste frigivelse fundet til 76 kg/år og den maksimale frigivelse til ca. 200 kg/år. Middelnettofrigørelsen over sommeren for alle årene er på 135 kg/år.

Både 2019 og 2020, som er årene efter bruddet på spildevandsledningen, viser en frigivelse omkring 200 kg/år, mens 2022 med en frigivelse på 133 kg/år ligger omkring gennemsnittet for alle årene. I 2021 blev efterårsmaksimum i en blandprøve fra søen målt til 0,29 mg P/l, mens den i tilløbet til et midlertidigt tromlefilter opstillet ved Vejlesø blev målt til 0,43 mg P/l. Intervallet for frigivelsen dette år estimeres således til 139-221 kg/år. 2021 indgår i de præsenterede scenarieberegninger med en middelværdi på 168 kg/år.

Ovenstående overslagsberegninger viser, at der formentlig sker en ikke uvæsentlig frigivelse af fosfor til bundvandet i Vejlesø i løbet af sommermånederne med iltfattige forhold ved bunden. Forudsættes frigivelsen af ske gradvist i perioden 1.maj til 15.september (138 dage) er det beregnet, hvordan koncentrationen i bundvand udvikler sig, hvis det løbende renses (figur 3). Ligeledes er det i figur 4 vist, hvilken effekt oprensning i denne periode vil have på fjernelse af fosfor fra søen. Det er forudsat, at startkoncentration i bundvandet er 0,443 mg P/l svarende til middelkoncentrationen i bundvandet i løbet af sommeren 2000-2006, 2011 og 2015. For rensningen er det forudsat, at der opnås en gennemsnitlig koncentration på 0,05 mg P/l i det rensede vand, og at dette vandvolumen finder vej tilbage til

bunden af søen med denne koncentration grundet den lavere temperatur, end vandet omkring udlødningspunktet på ca. 1,75 meters dybde. Denne forudsætning medfører en fortynding af bundvandet og vurderes at være konservativ, jf. miljøtekniske redegørelse vedr. påvirkning af recirkulation.



Figur 3. Akkumuleret mængde fosfor fjernet fra Vejlesø efter start af rensning af bundvand i forskellige scenarier for frigivelse af fosfor fra sediment. Det er forudsat, at det rensede vand, som returneres til søen falder til bunds grundet temperaturforskel og dermed løbende fortynder bundvandet. Minimum, middel og maksimumfrigivelse svarer til hhv. 76 kg, 135 kg og 200 kg fosfor frigivet til bundvandet gradvist i perioden 1.maj til 15.september (138 dage).

På baggrund af de seneste år målinger i Vejlesø vurderes et scenarie i intervallet mellem middel og maksimal frigivelse umiddelbart som et realistisk udfald. Dvs. med en fjernet mængde fosfor på mellem 170-220 kg i perioden maj til medio september, hvor lagdelingen/temperaturgradienten forudsættes at blive permanent brudt/opblandet.

Herefter vil der formentlig fortsat være en koncentration af fosfor i vandet som muliggør en omkostningseffektiv rensning i yderligere en periode med yderligere fjernelse af fosfor til følge. Hvor lang denne periode er, vil afhænge af, hvornår faldende temperatur medfører, at sedimentationsraten af fosfor i søen overstiger frigivelses- og tilførselsraten. Målinger fra 2020-2022 indikerer, at denne periode som minimum varer til udgangen af september og formentligt et godt stykke ind i oktober og evt. november. Fortsættes rensning af søvandet ned til 0,05 mg/l i eksempelvis 30 dage ved en antaget koncentration i hele søens volumen på 0,15-0,25 mg P/l (baseret på seneste års målinger) kan der fjernes yderligere 15-30 kg fosfor.

Ovenstående vurderinger af i hvilket omfang sedimentets fosforindhold frigives ved rensning af bundvand er dog generelt meget usikre, og det er muligt, at fosfortabet i sedimentet kan være af samme omfang som mængden, der fjernes fra bundvandet. Såfremt det er tilfældet, vil effekten være større end de viste scenarier. Der må ligeledes forventes en variation fra år til år afhængigt af vind- og vejrforhold. Det vurderes således, at det ikke er urealistisk, at der kan opnås en fjernelse i omegnen af 230 kg fosfor i løbet af en effektiv

oprensningsperiode på 6-12 mdr. Oprensningen forventes dermed at kunne gennemføres inden for en tidshorisont på ½ - 1½ år efter opstart. Tidshorisonten kan dog vise sig markant længere, hvis der – imod forventning – ikke frigives fosfor fra søens sediment i betydeligt omfang i takt med, at der fjernes fosfor fra søens bundvand.

Efter oprensningen er dokumenteret gennemført fortsættes rensning og udledning af søvand ved op til 200 m³/time i det omfang, det er nødvendigt, for at kompensere for den eksterne fosforbelastning af Vejlesø. Tidshorisonten herfor vil være, indtil det permanente vandrenseanlæg er etableret ved Holte Havn.

Sikkerhed ved håndtering af tilsætningsstoffer

Størstedelen af fosforindholdet i søens bundvand vil være på opløst form. I vandrenseanlægget anvendes derfor fældningskemikaliets aluminiumklorid (PAX-XL 100) som skal muliggøre tilbageholdelsen af den opløst fosforfraktion i vandrenseanlægget. PAX-XL 100 tilsættes ved pumpeindtaget i søen, hvormed vandets opholdstid i pumpeledningen udnyttes til at fosforudfældningen kan forløbe.

Fældningskemikaliets opbevares i en 10 m³ kemikaliebeholder på vandrenseanlægget. Beholderen har dobbeltvæg og lækagedetektering, så risiko for spild elimineres. Fra beholderen føres doseringsslangen indvendigt i pumpeledningen til indtagspunktet i søen, og der etableres styring på doseringspumperne, så der udelukkende kan ske udledning af fældningskemikaliets, hvis indtagspumpen kører. Herved er der ingen risiko for, at der kan ske utilsigtet udledning til sø eller omgivelser.

Doseringsmængde af fældningskemikalie

Den nødvendige dosering af fældningskemikalie afhænger dels af den mængde fosfor, som skal udfældes, dels af vandets specifikke sammensætning, vandets pH og temperatur samt reaktionstiden mellem fældningskemikalie og vandet.

Laboratorieforsøg udført på en vandprøve fra bunden af Vejlesø har vist, at det ved dosering af 5 mg Al/l var muligt at udfælde 0,68 mg P/l. Det er mere fosfor, end der forventes gennemsnitligt at forekomme i bundvandet i søen. På den baggrund forventes den gennemsnitligt, nødvendige dosering at være på maksimalt 5 mg Al/l.

Bundvandets sammensætning, pH og temperatur kan imidlertid være relativt omskiftelig i løbet af oprensningsperioden, og dermed anderledes end det vand forsøgene er udført på. Ligeledes vil reaktionstiden i pumpeledningen være lidt kortere end reaktionstiden i det udførte laboratorieforsøg. Endelig forventes der at være perioder under oprensningsperioden, hvor det vil være fordelagtigt at udfælde mere end 0,68 mg P/l, eftersom det netop er perioderne med høje fosforkoncentrationer i bundvandet, at den mest omkostningseffektive oprensning opnås.



DANAK
TEST Reg. nr. 304

Ordrenr: 831583
Sagsnavn: Vejlesø
Udtaget: 21.12.2023

ALS Denmark A/S
Bakkegårdsvej 406 A
DK-3050 Humlebæk
Telefon: +45 4925 0770
www.alsglobal.dk

ANALYSERAPPORT

NIRAS A/S
Sortemosevej 19
3450 Allerød
Att.: Stig Rostgaard, PersonRef. sr@niras.dk

Udskrevet: 09-01-2024
Version: 1
Modtaget: 22-12-2023
Analyseperiode: 22-12-2023 - 09-01-2024
Ordrenr.: 831583

Sagsnavn: Vejlesø
Lokalitet: Vejlesø
Prøve ID: Vejlesø
Udtaget: 21.12.2023 kl. 13:30:00
Prøvetype: Vand - Enkeltparametre + ICP/MS-pk. +As + Hg Felt FILTRERET + ICP/MS-pk.+As + Hg vand +
Prøvetager: Rekv/MIKE/MIKC
Kunde: NIRAS A/S, Sortemosevej 19, 3450 Allerød, Att. Stig Rostgaard, PersonRef. sr@niras.dk

Prøvenr.:	300580/23					
Dybde:	0.2 - 5 m u.t					
Parameter	Resultat	Enhed	DL	Metode	Urel (%)	
Partikler i prøve efter konservering	#	Nej	-	-	-	
pH	7.7	pH	0.1	DS/EN ISO 10523:2012	10	
Total phosphor, P	0.11	mg/l	0.003	DS/EN ISO 6878 Del 7:2004 + DS/EN ISO 15681-2:2018	15	
Total kvælstof, N	1.1	mg/l	0.02	DS/EN ISO 11905-1:1998	15	
Chlorid, Cl-	53	mg/l	0.5	DS/ISO 15923-1:2013	15	
Alkalinitet	2.5	mmol/l	0.05	DS/EN ISO 9963-1:1996	15	
Aluminium, Al	13	µg/l	0.5	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Aluminium, Al Filt Felt	11	µg/l	0.5	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Antimon, Sb	0.31	µg/l	0.2	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Antimon, Sb, Filt Felt	0.33	µg/l	0.2	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Arsen, As	1.4	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Arsen, As, Filt Felt	1.2	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Bly, Pb	0.40	µg/l	0.025	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Bly, Pb, Filt Felt	0.62	µg/l	0.025	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Cadmium, Cd	0.0051	µg/l	0.003	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Cadmium, Cd, Filt Felt	0.019	µg/l	0.003	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Chrom, Cr	0.086	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Chrom, Cr, Filt Felt	0.070	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobber, Cu, Filt Felt	0.72	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobolt, Co	0.048	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobber, Cu	0.78	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kobolt, Co, Filt Felt	0.050	µg/l	0.030	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Kviksølv, Hg	<0.0010	µg/l	0.0010	DS/EN ISO 17852:2008	20	
Kviksølv, Hg, Filt Felt	<0.0010	µg/l	0.0010	DS/EN ISO 17852:2008	20	
Nikkel, Ni	0.49	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Nikkel, Ni, Filt Felt	0.52	µg/l	0.03	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Selen, Se	0.12	µg/l	0.05	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Zink, Zn, Filt Felt	12	µg/l	0.3	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Selen, Se, Filt Felt	0.083	µg/l	0.05	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	
Zink, Zn	3.9	µg/l	0.3	DS/EN ISO 17294-2:2016	20	

Kommentar

Når analyseusikkerheder tages i betragtning passer forholdet mellem filtreret og ikke filtreret indhold af følgende metaller: antimon og kobolt. Prøven er analyseret for Cadmium, Zink og Bly fra forskellige flasker og indholdet i fraktionen filtreret i feltet er bekræftet højere end i ufiltreret. Formodes afsmitning ved filtrering.

Biljana Micic Popovic

Restaurering af danske søer med aluminium

Aluminium har været brugt til fældning af fosfor i søer i 40 år, men er først for alvor introduceret i Danmark efter år 2000. Nu er aluminiumbehandling et af de vigtigste virkemidler i vandplanerne takket være en fælles indsats fra offentlig forvaltning, konsulentfirmaer, og forskere i CLEAR (Center for Sørestaurering). Her er en beretning om gode og dårlige erfaringer med aluminium i danske søer.

HENNING S. JENSEN, SARA EGEMOSE,
KASPER REITZEL, THOMAS AABLING,
INMACULADA DE VICENTE, NANNA
ROSENQVIST, POUL BJERREGAARD &
FREDE Ø. ANDERSEN.

Virkningsmåde

Aluminium (Al) udbringes som et opløst salt (surt eller basisk), men da flokdannelse af $\text{Al}(\text{OH})_3$ bedst foregår ved pH 6-6,5 er det normalt kun sure salte som anvendes, fordi søvandets pH er højere og derved i stand til at bufre den syredannende proces, der finder sted når Al produktet reagerer med søvandet. Den dannede $\text{Al}(\text{OH})_3$ er amorf og binder opløst fosfor (P) stærkt. Den synker til hurtigt bunds og kan her binde P fra sedimentet. Når flokken ældes (krystalliserer) mister den meget af affiniteten for fosfat. En stabil bindingsratio på 0,1 mol P per mol Al opnås efter 3-6 måneder (Fig. 2) og den dannede forbindelse ser ud til at være stabil i årtier med mindre den udsættes for høj pH /1, 2, 3/ hvad der normalt ikke sker i et sediment. Forsøg har imidlertid vist, at hvis flokken ældes sammen med en høj P koncentration, så kan der bindes op til 0,2 mol P per mol Al (Fig. 2). Resultatet kan tolkes således, at flere små Al-behandlinger, hvor der er en høj koncentration af P i vand eller porevand, kan give en større binding af P end én stor behandling, hvor en stor del af Al ældes uden



Figur 1. Udbringning af aluminium i Sørup Sø, Svendborg 2015. Bemærk den tydelige fane af udfældet $\text{Al}(\text{OH})_3$ efter båden. Foto Nils Mogensen Svalebø, Fyns Amtsavis.

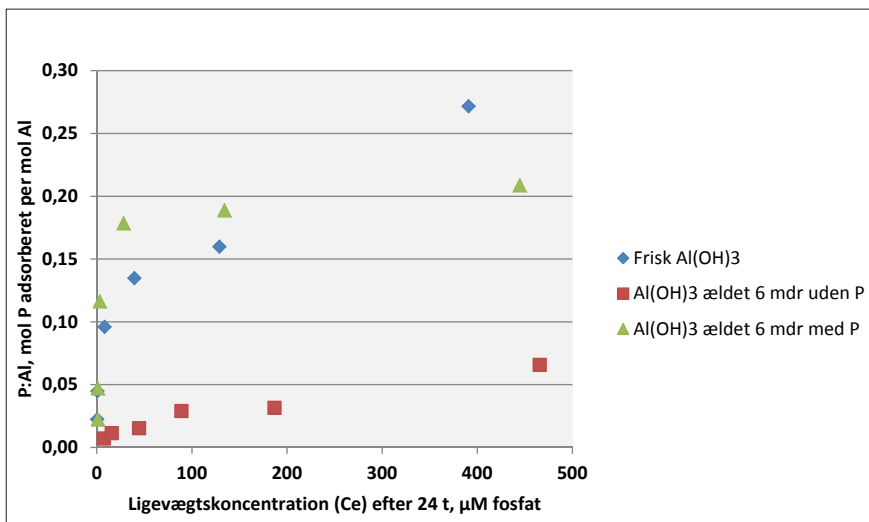
tilstedeværelsen af P. Disse undersøgelser har siden 2008 dannet grundlag for en anbefalet 10:1 (Al:P) dosering hvor P er beregnet som den mobile P pulje i søvandet og i de øverste 10 cm af sedimentet /4/.

Varighed af aluminiumbehandling

Den tilsatte Al samt den bundne P kan altid genfindes i søsedimentet /1, 5/ og en Al-behandling dæmper frigivelsen af P fra søbunden om sommeren markant (Fig. 3)/6/. Varigheden er dog begrænset hvis man har underdoseret Al i forhold til mobilt P, som det ses i Frederiksborg Slotssø og til dels også i Sønderby Sø (Fig. 3). I Nordborg Sø og

Vedsted Sø, hvor Al-dosis var relativt større, er P-frigivelsen stadigvæk meget reduceret 4 år efter Al-behandlingen til trods for at Nordborg Sø stadig har for høj ekstern P tilførsel (se artiklen "Nordborg Sø – 10 år efter restaurering" i dette nummer). Bindingen af sedimentets P slår tydeligt igennem i vandfasens total P (TP) i alle 6 danske søer, som har fået Al (tabel 1), men igen ses en hurtig stigning i TP i f.eks. Frederiksborg Slotssø, som fik mindre end 20% af den dosis, som den burde have fået. Tilsvarende stiger TP gradvist i Nordborg Sø, men her pga. en for høj ekstern P-tilførsel.

I en analyse af data fra 114 Al-behandlede søer finder Huser m.fl. /7/ at varigheden af



Figur 2. Binding af P til frisk og 6 mdr. gammel $\text{Al}(\text{OH})_3$ ved udrystning i forskellige fosfatopløsninger i 24 timer. X-aksen viser ligevægtskoncentrationen (C_e) efter udrystning og Y-aksen viser adsorptionen af fosfat-P til $\text{Al}(\text{OH})_3$.

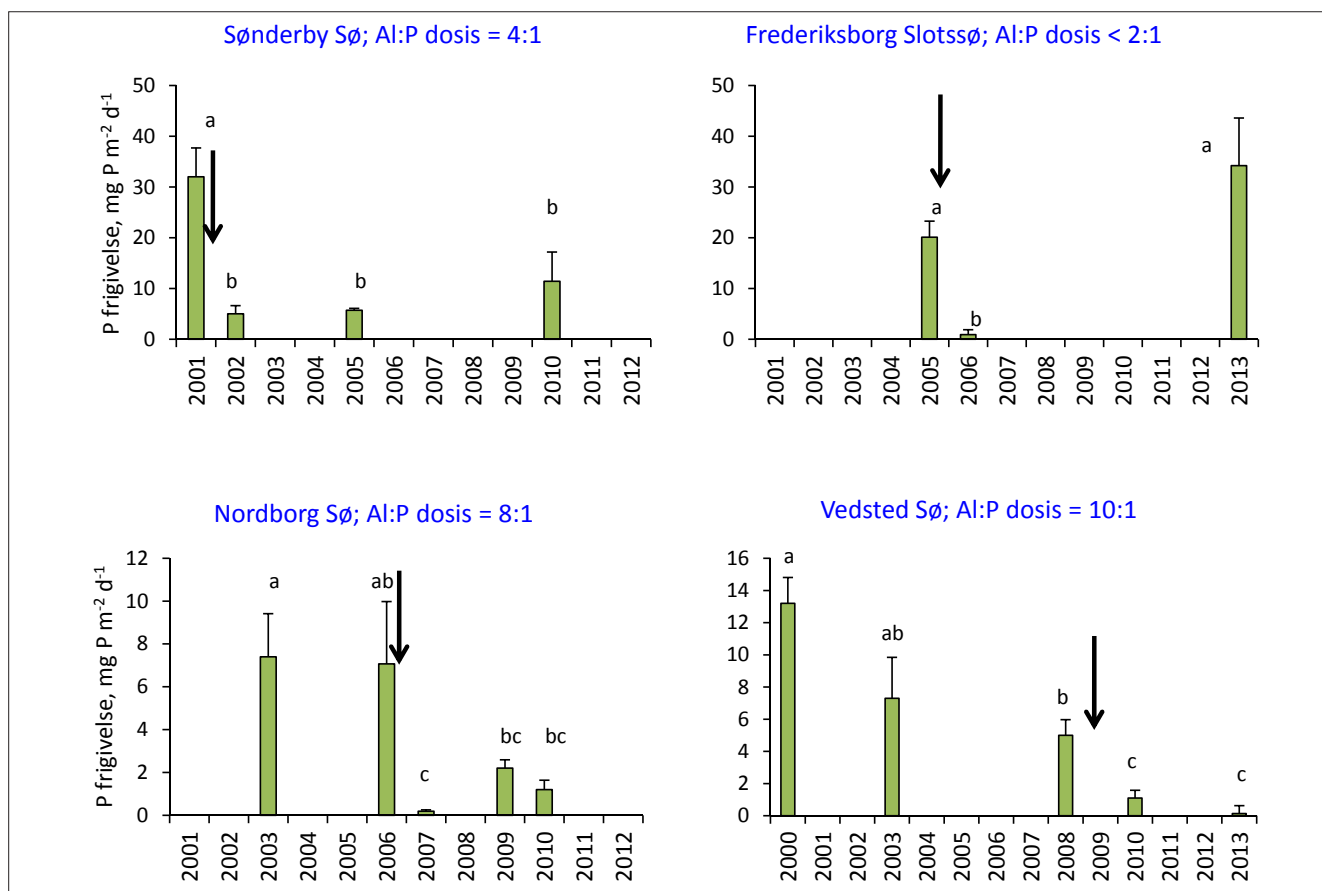
nedsat TP koncentration i overfladevandet i gennemsnit var 11 år; men spændte fra 1 til 45 år. I dybe, lagdelte søer var varigheden gennemsnitligt 21 år mens den kun var 5,7 år i lavvandede, fuldt opblandede søer. De vigtigste faktorer, som påvirkede varigheden var Al:P doserings ratioen (forklarer 47% af variationen) og forholdet mellem oplandsareal og søareal (32%). Arealforholdet dækker både over vandet opholdstid og over størrelsen af

den diffuse, eksterne tilførsel af P [7]. Denne analyse bekræfter de danske anbefalinger om Al:P dosering på 10:1 og at de udpegede søer gerne må have en opholdstid på 1 år eller mere [1, 4].

De seks Al-behandlede danske søer responderede forskelligt mht. sigtgybde. I fire af søerne blev sigtgybden bedre de første år efter Al-behandling, men kun i Vedsted Sø holdt denne effekt i 4 år. I to søer (Kollelev

Mose og Frederiksborg Slotssø) var der ingen umiddelbar forbedring af sigtgybden, men 4 år efter behandlingen var den forbedret i begge søer. I Frederiksborg Slotssø skyldes forbedringen sandsynligvis større udbredelse af vandremusling og i Kollelev Mose skyldes den biomanipulation (fjernelse af fredfisk) 1,5 år efter Al-behandlingen.

Kollelev Mose-historien er lærerig: Biomanipulation blev i år 2000 gennemført i alle mosenes tre lavvandede bassiner uden positiv effekt på hverken TP eller sigtgybde. I 2003 blev bassin 1 og 2, som ligger opstrøms bassin 3 behandlet med Al, hvorved TP faldt til omkring $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ i de to bassiner; men ikke i bassin 3 (Fig. 4). Biomanipulation i 2004 i alle tre bassiner førte i 2005 til øget sigtgybde i de Al-behandlede bassiner 1 og 2, men ikke i bassin 3 (Fig. 4). Vand med lav TP strømmer videre fra bassin 1 og 2 til bassin 3 og gradvist falder TP i bassin 3. Efter 5 år er sigtgybden også forbedret i dette bassin. Denne "case" antyder, at kombineret behandling kan være løsningen for lavvandede søer. Samme konklusion kan drages af analysen af de 114 Al-behandlede søer [7]. Her sås en bedre respons i lavvandede søer uden karpfisk end i søer med karpfisk. Måske hænger dette sammen med søvandets pH og fiskenes resuspension af sediment. Hvis sediment med $\text{Al}(\text{OH})_3$ sus-



Figur 3. Frigivelse af P fra sedimentet før og efter Al-behandling. Dosis af Al i forhold til sedimentets mobile P-pulje er angivet for hver sø.

Tabel 1. Effekten af aluminiumbehandling i 6 danske søer på sommer TP i overfladevand og sigtdybde.

		Sønderby Sø	Kollelev Mose	Frederiksborg Slotsø	Glumsø	Nordborg Sø	Vedsted Sø
Al:P dosering (mol:mol)		4:1	?	<2:1	?	8:1	10:1
TP (mg P L ⁻¹)	Før	1,28	0,57	0,19	0,33	0,23	0,026
	1 år efter	0,095	0,11	0,073	0,068	0,026	0,013
	4 år efter	0,28	0,091	0,16	0,10	0,063	0,016
	7 år efter	0,34	0,054	0,191	0,089	0,21	0,0142
Sigtdybde (m)	Før	1,2	0,7	0,8	0,3	2,2	2,9
	1 år efter	2,2	0,6	1,0	0,8	3,2	3,2
	4 år efter	1,0	0,9	1,4	0,4	2,1	4,9
	7 år efter	1,4	1,8	0,71	0,4	1,5	3,32

penderes i søvand med pH over 8,5, vil Al(OH)₃ og Al-bundet P begynde at gå i opløsning /1, 3/. Karpefiskene påvirker således både den trofiske struktur ved at spise zooplankton og søvandets P via frigivelse af P fra

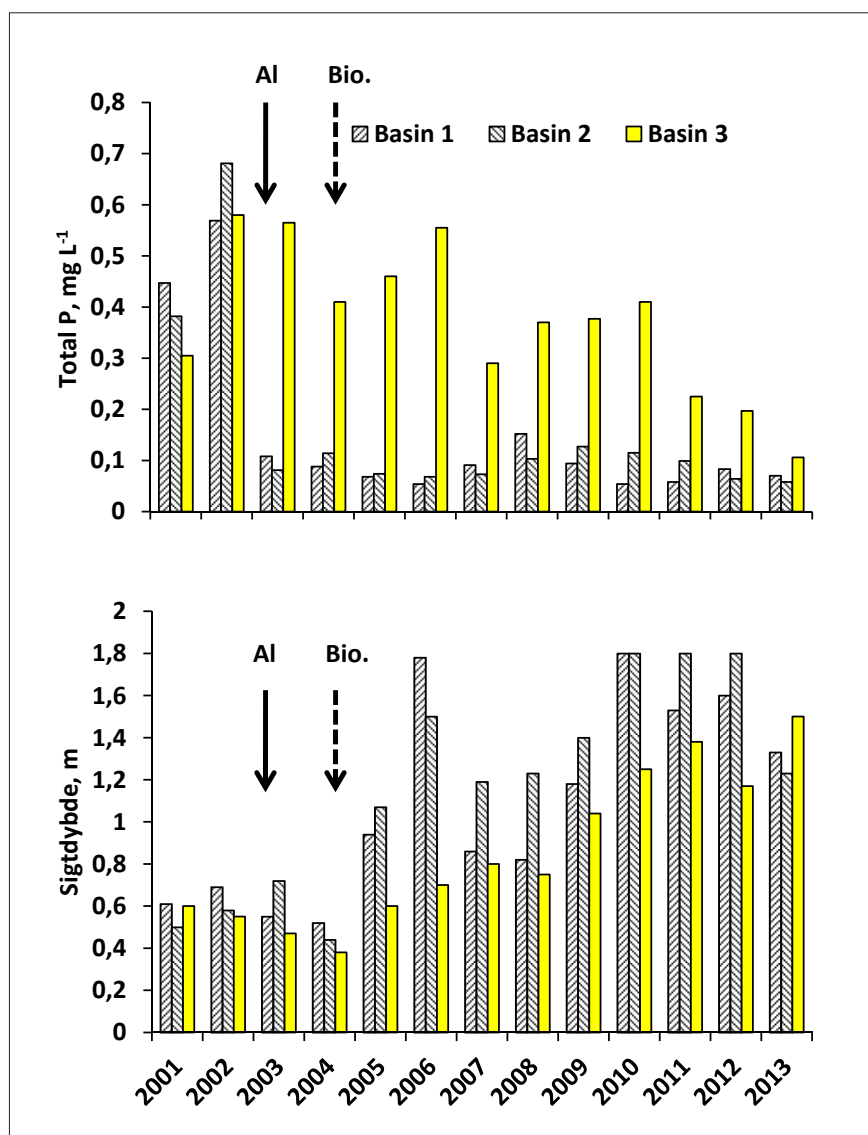
sedimentet. Begge påvirkninger øger biomassen af planteplankton. Når søvandets pH falder igen om efteråret vil Al(OH)₃ igen udfælde og binde P. Konklusionen er at høj pH i søvandet i forbindelse med Al-behandling skal

undgås og i lavvandede søer gøres det nok bedst ved også at lave biomanipulation.

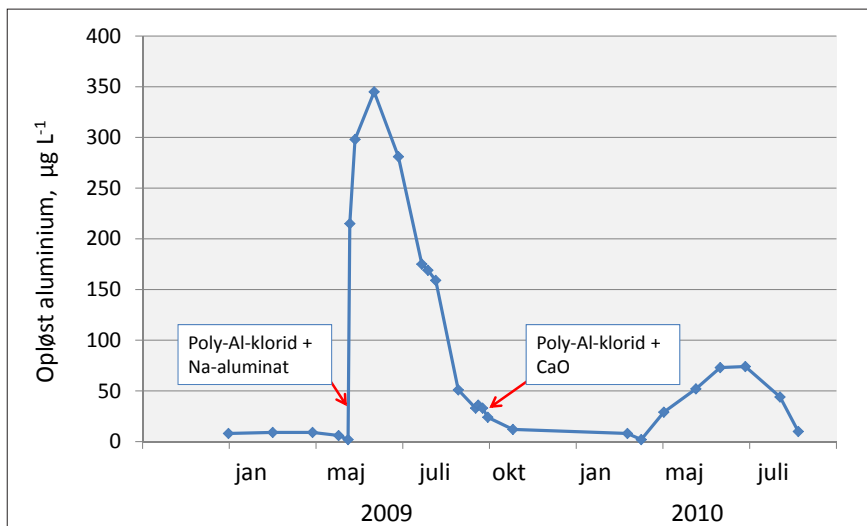
Toksicitet af opløst aluminium ved høj pH

Der er megen viden om Al³⁺ giftighed ved pH under 5,5, men man har ikke ment, at Al(OH)₄⁻ (aluminat), som dannes ved høj pH (>8,5), er særligt giftig. Erfaringen fra Al-behandling af Vedsted Sø og efterfølgende laboratorieforsøg /8/ har imidlertid vist, at aluminat er giftig i blødt vand ligesom også Al³⁺ er meget giftigere i blødt vand end i hårdt vand. Dette hænger sammen med koncentrationen af Ca²⁺-ioner, som har en antagonistisk virkning på Al-ioner. Da Vedsted Sø har lav bufferkapacitet (blødt vand) blev Al-behandlingen i 2009 delt over to perioder. I foråret blev der udbragt en blanding af sur og basisk Al-opløsning i et forhold, som sikrede neutral pH, men kun 75% af den basiske aluminat fældede, fordi pH ikke blev lav nok i udbringningsprocessen. Det betød at koncentrationen af opløst Al var ~200 µg L⁻¹ efter udbringning. I ugerne efter steg søvandets pH, hvilket medførte at noget af det udfældede Al(OH)₃ gik i opløsning igen (Fig. 5). Da koncentrationen af opløst Al nåede over 300 µg L⁻¹ (mod anbefalede max. 50 µg L⁻¹) blev der observeret døde flodkrebs. Laboratorieforsøg /8/ bekræftede at ved 350 µg L⁻¹ dør alle flodkrebs i løbet af 6 uger; mens der ikke er øget dødelighed under 100 µg L⁻¹. Tilsvarende blev ferskvandstanglopper testet i både blødt og hårdt vand. I blødt vand var der øget dødelighed ved koncentrationer over 250 µg L⁻¹ mens der i hårdt vand ingen effekt var, selv ved koncentrationer over 600 µg L⁻¹. Betydningen af vandets hårdhed illustreres også af dyrenes optagelse af Al. I blødt vand optog ferskvandstangloppen ca. 10 gange mere Al end i hårdt vand ved samme eksponering til Al (Fig. 6).

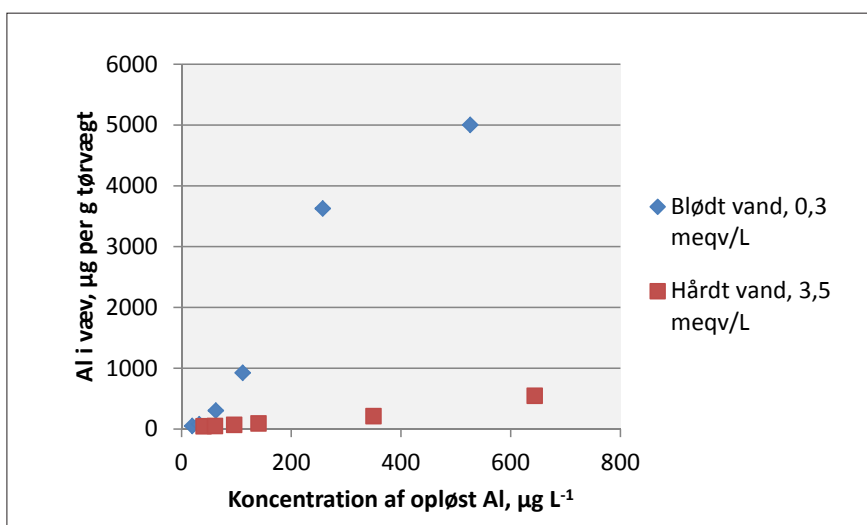
Koncentrationen af opløst Al faldt igen i



Figur 4. Udviklingen i TP og sigtdybde i Kollelev Mose efter Al-behandling i bassin 1 og 2 og senere biomanipulation i alle tre bassiner.



Figur 5. Opløst Al i vandet i Vedsted Sø før og efter udbringning af Al.



Figur 6. Akkumulering af Al i vævet hos ferskvandstanglopper i blødt og hårdt vand gennem 6 ugers eksponering til opløst Al ved pH >8,5.

Vedsted Sø sammen med sensommerens fald i pH. Den anden Al-behandling blev foretaget i oktober og her blev også det resterende opløste Al fra første udbringning fældet fra søvandet. Sommeren efter så man igen en stigende koncentration af Al da pH steg, men siden 2010 har der ikke været observeret øgede Al koncentrationer i Vedsted Sø. Flodkreb lever igen i søen efter at de er genudsat af Haderslev Kommune. Erfaringerne fra Vedsted danner baggrund for anbefalingen af at der ikke, eller kun med stor forsigtighed, kan

anvendes Al hvis søvandets alkalinitet er under 1 meqv L⁻¹ /4/ samt at man ikke skal anvende den basiske aluminat til at bufre pH.

Konklusion

Al-behandling er billig i forhold til mange andre sørestaureringsmetoder, P bindes permanent i sedimentet, og anvendt rigtigt har Al-behandling en langvarig, positiv effekt på vandkvaliteten. I lagdelte søer er metoden meget succesfuld, mens den trofiske struktur kan påvirke succesen i lavvandede søer.

Resultaterne fra Kollelev Mose tyder på, at Al-behandling i lavvandede søer med fordel kan kombineres med biomanipulation.

Referencer

- /1/ Egemose, S., Jensen, H.S. & Reitzel, K. 2011. Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. 66 sider. ISBN 978-87-7279-142-5, http://www.naturstyrelsen.dk/Udgivelser/Aarstal/2011/Erfaringer_med_aluminiumbehandling_af_danske_soeer.htm
- /2/ Vicente, I de, P Huang, FØ Andersen & HS Jensen 2008. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminium hydroxide. Consequences for lake restoration. Environmental Science and Technology 42: 6650-6655.
- /3/ Reitzel, K, HS Jensen, S Egemose. pH dependent dissolution of sediment aluminum in six aluminum treated Danish lakes 2013. Water Research 47: 1409-1420.
- /4/ Søndergaard, M, TL Lauridsen, HS Jensen, S Egemose & K Reitzel 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. 42 sider. Videnskabelig rapport nr. 149 fra Aarhus Universitet –DCE. ISBN trykt 978-87-7156-139-5, ISBN elektronisk 2244-9981. <http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf>
- /5/ Egemose, S, K Reitzel, FØ Andersen & HS Jensen 2013. Resuspension mediated aluminium and phosphorus distribution in lake sediments after aluminium treatment. Hydrobiologia 701: 79-88.
- /6/ Jensen, HS, K Reitzel & S Egemose 2015. Evaluation of aluminum treatment efficiency on water quality and internal phosphorus cycling in six Danish lakes. Hydrobiologia 751: 189-199.
- /7/ Huser, B, S Egemose, H Harper, M Hupfer, HS Jensen, KM Pilgrim, K Reitzel, E Rydin & M Futter 2015. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Research. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.051>
- /8/ Rosenqvist, N 2011. Aluminiums toksicitet hos krebsdyr i forbindelse med sørestaurering. Specialrapport fra Biologisk Institut, SDU. 72pp.

HENNING S. JENSEN, KASPER REITZEL, SARA EGEMOSE, POUL BJERREGAARD og FREDERIK Ø. ANDERSEN er alle ved Biologisk Institut, Syddansk Universitet, Campusvej 55, 5230 Odense M., (hsj@biology.sdu.dk). NANNA ROSENQVIST er ved HF og VUC Fyn på Ærø og THOMAS AABLING er indehaver af konsulentfirmaet Thomas Aabling Vandmiljø. Inmaculada deVicente er ved Granada Universitet