



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Opgradering af våde regnvandsbassiner for videregående rensning

Laboratorie- og feltforsøg

August 2012

Kolofon

Titel:

Opgradering af våde regnvandsbassiner for
videregående rensning

Redaktion:

Jes Vollertsen
Malene Caroli Juul
Asbjørn Haaning Nielsen
Anja Veldt
Thorkild Hvitved-Jacobsen

Udgiver:

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø
www.nst.dk

Foto:

Jes Vollertsen

År:

2012

ISBN nr. elektronisk version

978-87-92903-46-4

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøministeriet vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøministeriets undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøministeriet synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøministeriet finder indholdet relevant for en bredere kreds.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Konklusion og sammenfatning.....	6
Summary and Conclusion.....	8
1. Problemstillingen.....	10
1.1 Teknologier til rensning af afstrømmet regnvand.....	11
1.2 Renseprincipper.....	11
2. Fældningsteknologi.....	13
2.1 Metalsaltes virkemåde	13
2.1.1 Aluminiumsalte.....	13
2.1.2 Jernsalte	14
2.1.3 Opblanding, koagulering, flokkulering	16
2.1.4 Langtidseffekt af det tilsatte fældningskemikalie.....	16
3. Erfaringer med anvendelse af fældningsteknologi i regnvandssystemer	17
4. Metode – forsøg med tilsætning af jern- og aluminiumssalte	19
4.1 Forsøgslokalitet.....	19
4.2 Laboratorieforsøg	20
4.3 Feltforsøg	23
5. Resultater af laboratorieforsøg	28
5.1 Uvedkommende elementer i fældningskemikalier.....	28
5.2 Varieret dosering til samme vandtype (U1-U4).....	29
5.3 Kemikalier doseret til samme vandtype (S1-S4)	30
5.4 Fjernelse af PAH med forskellige kemikalietyper	31
6. Resultater af feltforsøg.....	33
6.1 Drift og vedligehold af feltudstyr	35
7. Design anbefalinger	36
8. Konklusion	37
Referencer.....	38

Bilag:

Bilag 1:	Resultater fra laboratorieforsøg – alumin_10
Bilag 2:	Resultater fra laboratorieforsøg – PAX-XL60
Bilag 3:	Resultater fra laboratorieforsøg – PIX-118
Bilag 4:	Resultater fra laboratorieforsøg – FeSO₄
Bilag 5:	Resultater fra laboratorieforsøg – Sammenligning af de 4 fældningskemikalier på identiske vandprøver

Bilag 6: Resultater fra feltforsøg

Bilag 7: PAH og pesticider målt i Lemming bassinet

Forord

Denne rapport er udarbejdet som afslutningsrapport for projektet ”Opgradering af våde regnvandsbassiner for videregående rensning” støttet af tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi under Miljøstyrelsen. Projektet løb fra og med april 2009 til og med februar 2012. Projektet havde til formål at udvikle metalsaltbaseret fældningsteknologi til opgradering af eksisterende regnvandsbassiner med henblik på at forbedre fjernelsen af opløst og kolloid forurening.

Projektet er gennemført i et samarbejde mellem Silkeborg Forsyning og Aalborg Universitet.

Konklusion og sammenfatning

Afstrømmet regnvand fra by og vej indeholder en række uønskede stoffer. Listen over hvilke stoffer der kan forekomme er lang, og omfatter fx næringssalte, tungmetaller og organiske mikroforureninger så som PAH'er og pesticider. Gennem den senere tid har der i stigende omfang været introduceret renseforanstaltninger før udledning til recipient, specielt dér, hvor recipienten er følsom og kunne tænkes at blive påvirket negativt af den regnbetingede udledning.

Ofte renses det afstrømmede vand i våde regnvandsbassiner, altså små kunstige søer der giver regnvandet tilstrækkelig opholdstid til, at naturlige renseprocesser kan forløbe. I et vist omfang anvendes også forskellige variationer af kunstige vådområder og infiltrationssystemer. Disse systemer er effektive overfor specielt den del af forureningen, der er bundet til partikler, men mindre effektive overfor de fleste af de opløste forureningskomponenter.

Generelt betragtet er den opløste fraktion dog den miljømæssigt mest problematiske, da den udgør en mere mobil del af forureningen end den partikelbundne. Den partikelbundne del akkumuleres ofte i sedimentet, hvor den bliver immobiliseret i biologisk sammenhæng, mens den opløste del lettere optages i organismer og kan forvolde skade på de akvatiske økosystemer.

For at øge fjernelsen af den opløste del kan man gå forskellige veje, af hvilke primært to er interessante i forbindelse med afstrømmet regnvand: Fældning eller sorption. Nærværende undersøgelse beskæftiger sig med den første af de to teknologier. Verden over har fældning af forurenende stoffer i regnvand hidtil kun fundet anvendelse i ganske få forsøgsanlæg, og den internationale viden og erfaring herom er derfor sparsom. Nærværende projekt undersøger og eksemplificerer derfor, hvordan denne teknologi kan anvendes i praksis.

I modsætning til sorptionsteknologier, hvor der skal bygges et sorptionsfilter gennem hvilket regnvandet ledes for at blive rensat, kræver fældningsteknologier ingen større ekstra anlæg i forhold til fx et almindelig vådt regnvandsbassin. Denne teknologi har altså potentiale til at kunne opgradere eksisterende systemer til videregående rensning.

I nærværende undersøgelse blev fire forskellige fældningskemikalier afprøvet i laboratoriet, og det mest lovende af disse fire kemikalier blev derpå afprøvet til opgradering af et eksisterende regnvandsbassin til videregående rensning. Undersøgelserne viste, at teknologien er effektiv og reducerer fx tungmetaller i væsentligt omfang. Dog er der stor forskel på hvilket fældningskemikalie der anvendes. Ingen af de undersøgte fældningskemikalier havde nogen målbar effekt overfor PAH'er i bassin vandet.

De fire undersøgte kemikalier var

- Alumin_10 fra Remondis Production GmbH, et stærkt basisk natriumaluminiumhydroxyd kemikalie
- PAX-XL 60 fra Kemira, et stærkt surt polyaluminiumklorid kemikalie
- PIX-118 fra Kemira, et stærkt surt jern(III)kloridsulfat kemikalie
- Jernsulfat opløsning, en stærk sur opløsning af jern(II)sulfat pulver fra Kemira

Laboratorieforsøgene viste, at aluminiumholdige produkter generelt var bedre end jernholdige produkter. Endvidere var det basiske aluminiumholdige produkt en smule mere effektivt end det sure aluminiumholdige produkt. Denne konklusion er i øvrigt i overensstemmelse med den

sparsomme litteratur på området. Laboratorieundersøgelserne viste endvidere, at de jernholdige kemikalier kunne indeholde uønskede tungmetaller i koncentrationer, der gjorde dem mindre egnede som fældningskemikalier til opgradering af våde regnvandsbassiner til videregående rensning.

På denne baggrund blev det valgt, at anvende det basiske aluminiumholdige produkt, alumin_10, i feltforsøget. Bassinet til feltforsøg ligger i landsbyen Lemming nord for Silkeborg, og bassinets generelle belastning blev fulgt før og under feltforsøgene. Herunder blev der målt belastning med fosfor, metaller, PAH'er og pesticider. De to sidstnævnte dog kun stikprøvevis. Resultaterne fra feltforsøget viste en tydelig effekt ved den anvendte gennemsnitlige dosering på 2 g Al m^{-3} tilsat flowproportionalt til bassinets tilløb. Således blev alle undersøgte opløste metaller (aluminium, kadmium, krom, kobber, jern, nikkel, bly og zink) markant reduceret i bassinet efter tilsætningen af alumin_10. Fx blev opløst kadmium reduceret med 14% før tilsætning af alumin_10, mens fjernelsen blev øget til 68%, når kemikaliet blev tilsat. For opløst fosfor sås dog ingen reduktion. For de totale koncentrationer (opløst plus partikelbundet), sås en markant positiv effekt på alle elementer, inklusive fosfor. PAH blev også målt i et vist omfang i feltforsøgene, men det generelle koncentrationsniveau var for lavt til, at man kunne udtale sig om, hvorvidt fældningskemikaliet havde en effekt herpå eller ej.

Undersøgelserne viste, at opgradering af våde regnvandsbassiner til videregående rensning ved at tilsætte et fældningskemikalie til tilløbet, er en effektiv teknologi til at nedbringe forureningsindholdet i afstrømmet regnvand. Udgiften til selve fældningskemikaliet er lav, og kan holdes omkring 5 ører/ m^3 afstrømmet regnvand. Den væsentligste problemstilling ved denne teknologi er, at den kræver aktiv drift. Det vil sige, den kræver, at man driver en form for flowmåler, der styrer doseringen i tilløbet, samt at man driver en doseringsstation. Ved passende teknologiudvikling vurderes dette, at kunne gøres med en løbende driftsindsats svarende til, hvad der kræves for at drive en mindre pumpestation i et spildevandssystem.

Summary and Conclusion

Stormwater runoff from urban areas and roads contains a wide range of undesirable substances. The list of substances which may occur is long and includes nutrients, heavy metals and organic micro-pollutants such as PAHs and pesticides. Through the recent past there have been increasingly introduced treatment steps before release of such waters to the recipient, particularly where the recipient is sensitive and might be negatively affected by the stormwater discharge.

The runoff water is frequently treated in wet retention ponds, that is, small artificial lakes providing sufficient residence time so that the runoff water can undergo natural purification processes. Artificial wetlands and infiltration systems are, to a certain extent, also applied for this purpose. In general, these systems are particularly effective against the part of the pollutants that is bound to the particles, but less effective against most of the dissolved contaminants.

However, in general it is the dissolved fraction that is environmentally most problematic, as it represents a more mobile part of the pollution than the particle-bound fraction. The particle-bound fraction often accumulates in the sediments where it becomes immobilized in a biological context, while the dissolved fraction is readily absorbed by organisms and thereby may cause harm to aquatic ecosystems.

Different processes and technologies can be brought into play in order to enhance the removal of the dissolved fraction. Two of these are of primary interest in relation to stormwater runoff: precipitation and adsorption. The present study deals with the first of these two technologies. Worldwide speaking, precipitation of pollutants in stormwater has so far only been applied in a very few experimental installations, causing the international knowledge and experience on this topic to be sparse. Therefore, this project examines and exemplifies how this technology can be applied in practice.

Unlike sorption technologies, where one has to construct a sorption filter through which the runoff must pass to be purified, precipitation technologies require no additional major facilities to be built in relation to e.g. a wet retention pond. This technology therefore has the potential to upgrade existing systems to advanced treatment.

In the present study, four different precipitation chemicals were tested in the laboratory, and the most promising of these was then tested for upgrading an existing retention pond for advanced treatment. The studies showed that the technology is efficient and significantly reduces heavy metals in the runoff. However, there was a big difference between precipitation chemicals. None of the investigated precipitation chemicals had any significant effect towards PAHs in the runoff.

The four chemicals were

- Alumin_10 from Remondis Production GmbH, a strongly alkaline chemical sodium aluminum hydroxide
- PAX-XL 60 from Kemira, a strongly acidic poly aluminum chloride chemical
- PIX-118 from Kemira, a strongly acidic iron (III) chloride sulfate chemical
- Ferrous sulfate solution, a strongly acidic solution of iron (II) sulfate powder from Kemira

Laboratory tests showed that the aluminum-based products were generally better than the iron-based products. Furthermore, the alkaline aluminum-containing product was slightly more effective than the acidic aluminum-containing product. This conclusion is consistent with the sparse

literature in this area. Laboratory studies also showed that the iron-containing chemicals could contain undesirable heavy metals in concentrations that made them less suitable as precipitation chemicals for the upgrade of wet retention ponds for advanced treatment.

Based on the laboratory experiments, it was decided to use the alkaline aluminum-containing product `alumin_10`, in field experiments. The wet pond for the field trials is located in the village of Lemming north of Silkeborg. The overall load on the pond was monitored before and during the field tests. The loads of phosphorus, metals, PAHs and pesticides were measured, however, the two latter only on a limited number of grab samples. The results of the field trial showed a clear effect of the applied average dosage of 2 g Al m^{-3} added flow-proportionally to the inlet. Thus, all of the dissolved metals (aluminum, cadmium, chromium, copper, iron, nickel, lead and zinc) were markedly reduced in the pond after addition of `alumin_10`. So was for example dissolved cadmium reduced by 14% before the addition of `alumin_10`, while the removal increased to 68%, when the chemical was added. For dissolved phosphorus, however, no reduction was seen. For the total concentrations (dissolved plus particle-bound), there was a significant positive effect on all elements, including phosphorus. PAHs were also to some extent measured in the field experiments, but the overall concentration level was too low to be able to decide whether the precipitation chemical had an effect or not.

The study showed that the upgrading of wet retention ponds for advanced treatment by adding a precipitation chemical to the inlet is an effective technology for reducing the pollution content of stormwater runoff. The costs for the precipitation chemical itself is low, and can be kept around or below 5 ører/m³ runoff. The main issue of this technology is that it requires active operation. That is, it requires operating some form of flow meter which controls the dosing of the chemical to the inlet pipe, and it requires operating a dosing station. After some practical development of the technology, it is assessed that operating such technology would require an effort similar to what is required to operate a small pumping station in a sewage system.

1. Problemstillingen

For en række problemstoffer kan regnvand fra by og vej være lige så belastet som almindeligt byspildevand. For eksempel indeholder afstrømmet regnvand generelt en række tungmetaller, fx cadmium, kviksølv, bly, nikkel, krom, zink og kobber på samme niveau som byspildevand. Noget tilsvarende gælder for PAH'er samt visse andre organiske miljøfremmede stoffer (Hvitved-Jacobsen et al., 2010; Kjølholt et al., 2011). Ser man på næringssaltene, så udgør specielt fosfor fra separat regnvand ofte et væsentligt bidrag til eutrofiering af søer og kystnære vande. Tilsammen betyder dette, at udledning af separat regnvand kan udgøre en betydelig kilde for belastning af en given recipient.

En anden problemstilling knytter sig til, at stofkoncentrationerne i afstrømmet regnvand er underlagt stor variabilitet. Således varierer koncentrationsniveauerne mellem oplande ofte i størrelsesorden en dekade, mens koncentrationer mellem hændelser varier i mindst samme omfang. Denne variabilitet kan illustreres ved amerikanske målinger af afstrømmet regnvand. Her har man systematisk i mange år opsamlet og afrapporteret målinger på regnvand i den såkaldte BMP database (www.bmpdatabase.org). Udvælger man tilfældigt et metal som fx cadmium, har man i denne database rapporteret median koncentrationen for total-cadmium til cirka $1 \mu\text{g L}^{-1}$. Med mellemrum er der dog i enkelte hændelser målt ekstreme koncentrationer over $100 \mu\text{g L}^{-1}$, hvilket skal ses i forhold til, at metallet i opløst form har akut toksisk effekt ved cirka $2 \mu\text{g L}^{-1}$ (BMP database, 2011a; 2011b).

Kilderne til forurenende stoffer i afstrømmet regnvand er utallige, og knytter sig til hele spektret af indretning og anvendelse af det urbaniserede land. Man kan pragmatisk opdele kilderne i stationære kilder, mobile kilder, og uhensigtsmæssig adfærd. De stationære kilder, altså bygninger, afkast fra skorstene, veje, m.m., er kilder til en løbende frigivelse af organiske og uorganiske forurenende stoffer. Enkelte eksempler på sådanne kilder er galvaniserede overflader der frigiver zink, samt cementpuds, maling og træbeskyttelse, der frigiver organiske biocider. De mobile kilder giver ligeledes anledning til en løbende frigivelse af forurenende stof. Eksempler herpå er kobber fra bremsebelægninger, PAH'er fra forbrændingsmotorer samt oliespild fra køretøjer (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Til den sidste type kilde, uhensigtsmæssig adfærd, hører udledning af forurenende stof grundet uvidenhed hos afløbssystemets brugere. Et eksempel herpå er anvendelse af biocider under vask af bygningsmaterialer som tage, fliser og lignende. Ydermere forekommer der bevidst, ulovlig udledning af kemikalier fra såvel husstande som industrier, hvor sidstnævnte i visse tilfælde kan føre til endog meget høje koncentrationsniveauer og akut toksiske effekter (Wium-Andersen et al., 2011).

De forskellige kilder fører til en opbygning af stof på byernes overflader under tørvejr. Mængden der bygges op afhænger især af tørvejrperioden mellem to hændelser samt kilderne i oplande, fx røgafkast fra skorstene, hvor mange galvaniserede overflader der er, trafikintensiteten, og lignende. Under regn vaskes stofferne af byoverfladerne, og koncentration samt stofmængde i det afstrømmede regnvand kommer dels til at afhænge af den akkumulerede forureningsmængde og dels af nedbørens karakteristika. Samlet set kan disse fænomener forklare hovedparten af den store variabilitet, der ses fra sted til sted og fra regnhændelse til regnhændelse (fx Soonthornnonda et al., 2008). Visse belastninger med forurenende stoffer kan dog ikke alene henføres til stationære og mobile kilder, men må forklares ved uhensigtsmæssig adfærd i oplandet, herunder ulovlig udledning fra industrier.

Gennem de seneste år har denne problemstilling ført til, at forsyninger og vejmyndigheder har etableret anlæg, der rensner regnvandet før udledning til recipient. En gængs teknologi herfor er våde regnvandsbassiner – det vil sige små søer eller damme, hvor naturlige processer nedbringer regnvandets forureningsindhold før udledning. Rundt omkring i byerne og ved motorvejene ligger der i dag i Danmark hundredvis af sådanne rensbassiner.

1.1 Teknologier til rensning af afstrømmet regnvand

En række teknologier har over tid fundet anvendelse til at nedbringe forureningsgener fra regnvand, der strømmer af fra by og vej. Disse rækker lige fra tiltag til at nedbringe forureningen i et opland, til avancerede renseteknologier i specielt indrettede anlæg. Nogle af disse er velegnede til decentral anvendelse i oplandet, fx permeable belægninger, grønne tage og regnbede, mens andre primært er velegnede til håndtering af vand fra oplande af en vis størrelse, nemlig våde regnvandsbassiner, kunstige vådområder og infiltrationsbassiner. Ud over at nedbringe forurening fra afstrømmet regnvand, nedbringer en del af disse teknologier også andre regnbetingede gener, så som erosion af vandløb. Sidstnævnte er ikke et fokus for nærværende rapport og gennemgås derfor ikke nærmere. En detaljeret gennemgang af teknologier til rensning og håndtering af afstrømmet regnvand findes fx i Debo og Reese (2003) eller i en af de mange nordamerikanske manualer om dette emne, fx Federal Highway Administration (1996), Center for Watershed Protection (2001; 2009), Minnesota Pollution Control Agency (2008), New Jersey Department of Environmental Protection (2004), New Jersey Department of Environmental Protection (2004), Vermont Agency of Natural Resources (2002). En detaljeret rapportering af de forskellige teknologiers renseevne kan findes i BMP Database (2011a; 2011b).

1.2 Renseprincipper

Selvom de enkelte renseteknologier kan fremtræde ret forskellige, gør de i mange henseender brug af den samme palet af rensprincipper. Grundlæggende kan man opdele i principper, der primært virker overfor partikulært stof, og principper, der primært virker overfor kolloidt og opløst stof. I den første gruppe falder sedimentation og filtration, mens den anden gruppe indbefatter adsorption og biologisk optag. Oven i disse processer kommer en mulig biologisk eller kemisk nedbrydning af stofferne, samt i visse tilfælde en kemisk immobilisering.

- Sedimentation. Det afstrømmede regnvand indeholder partikler, der er tungere end vand og som har en tilpas størrelse til, at de sedimenterer i et anlæg med et vist vandvolumen. Hvilke partikelfraktioner der sedimenterer bestemmes af hydrauliske forhold i anlægget såvel som vandets opholdstid. Det sedimenterede stof akkumuleres på anlæggets bund.
- Filtration. Større partikler fra det afstrømmede regnvand, så som sand og blade, aflejres på toppen af filteroverflade og danner et sedimentlag. Fine partikler samt kolloider siver med vandet et stykke ned i overfladen, hvor en del sætter sig i jordens porer og revner.
- Adsorption. Kolloider og opløst stof kan i et vist omfang adsorbere til materialer. Dette kan være overflader i et bassin eller jordmaterialer som vandet siver igennem.
- Udfældning. Kolloider og opløst stof kan i et vist omfang fælde ud ved, at de danner komplekser eller tungtopløselige forbindelser, der siden sedimenterer ud eller filtreres bort.
- Optag. En række opløste stoffer optages i planter og dyr, hvor de efterfølgende kan blive nedbrudt eller ophobet i bundsediment, når disse visner eller dør.
- Biologisk og kemisk nedbrydning. En række stoffer kan blive biologisk eller kemisk nedbrudt i forskellige dele af anlæggene: vandfase, planter, dyr, bundsediment, jordlag. Der kan fx være tale om bakteriel nedbrydning eller fotooxidation.

For de hyppigst anvendte teknologier til rensning af separat regnvand, nemlig våde regnvandsbassiner, kunstige vådområder, infiltrationsbassiner, og lignende, står tilbageholdelse af partikler for hovedparten af den fjernede forureningsmasse. Korrekt designet er disse teknologier effektive overfor partikler og den forurening der er bundet hertil, mens det har vist sig, at

effektiviteten overfor forurening på opløst form er ringe. Dette betyder for eksempel at op til 20-50% af tungmetallerne fra by- og vejoverflader slipper ud i recipienten, mens effektiviteten overfor vandopløselige stoffer, som fx en række pesticider og biocider, er endnu ringere. Hertil kommer, at opløst stof generelt er mere mobilt i vandmiljøet, hvor vandlevende organismer eksponeres og risikerer at optage stoffet. Afhængig af det konkrete stofs egenskaber kan der være tale om akut toksisk påvirkning, eller stoffet kan optages i organismen og slutteligt ophobes i fødekæden. Alt andet lige er opløst forurening derfor – gram for gram – mere problematisk end partikelbundet forurening. For at sikre en god økologisk kvalitet i vandmiljøet er der derfor behov for ikke kun at nedbringe den partikelbundne forurening, men også regnvandets indhold af opløst forurening.

For også at kunne reducere den kolloide og opløste fraktion af forureningen kræves derfor ofte en aktiv anvendelse af renseprocesser som adsorption, udfældning, optag og nedbrydning.

Laboratorieforsøg og enkelte fuldskalaforsøg har indikeret, at specielt de to første teknologier har stort potentiale i forbindelse med regnvand fra by og vej.

I nærværende projekt fokuseres på effekten af fældning til videregående rensning af afstrømmet regnvand. Specifikt ses på metalsaltbaseret fældningsteknologi til opgradering af våde regnvandsbassiner således, at ikke kun den grovere partikelfraktion bliver fjernet, men også en væsentlig andel af den finpartikulære fraktion, kolloiderne samt opløst stof.

2. Fældningsteknologi

Behandling af vand med metalsalte indgår i en række renseteknologier anvendt på miljøområdet, og grundlæggende viden herfra kan udnyttes til videregående rensning af regnvand. Der anvendes typisk forskellige aluminiumsalte og jernsalte til vandrensning, idet disse er prisbillige og har vist god renseeffekt. Anvendelse af aluminiumsalte kendes for eksempel fra produktionen af drikkevand fra overfladevand, hvor dette salt benyttes til at kompleksbinde og udfælde forurenende stoffer. Ved fosforfjernelse i spildevandsrensning anvendes såvel jernsalte som aluminiumssalte, dog med en overvægt mod jernsalte, idet disse typisk er mere økonomisk fordelagtige end aluminiumssalte. I forbindelse med sørestauring anvendes derimod oftest aluminiumssalte til fiksering af fosforpuljen i søsedimenterne, selvom jernsalte også har været anvendt til dette formål. Den primære årsag til at anvende aluminiumssalte frem for jernsalte ved sørestauring er jernsaltenes følsomhed overfor reducerede iltforhold på søbunden.

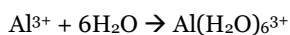
2.1 Metalsaltes virkemåde

Når et metalsalt tilsættes til et vandigt system, dannes metalkomplekser. Hvilke komplekser der dannes afhænger af metallets speciering, der igen afhænger af pH, redoxforhold samt koncentration. Et metalkompleks består af et centralt atom eller en central ion, der er omgivet af molekyler og ioner, kaldet ligander. For regnvandssystemers vedkommende er de væsentligste ligander Cl^- , SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , HCO_3^- , såvel som en lang række af kolloide substanser (fx humussyre, fulvin syre) samt en mangfoldighed af andre opløste organiske stoffer. Uønskede stoffer i regnvand, fx fosfor, tungmetaller og organiske mikroforureninger, bindes i disse komplekser. Komplekserne kan, under de rette hydrauliske forhold, koagulere, flokkulere og bundfælde. Koagulerede og flokkulerede komplekser, der ikke bundfælder, kan eventuelt fjernes ved filtration.

Arten og sammensætningen af metalkomplekserne er af afgørende betydning med hensyn til hvilke fældningsegenskaber de dannede komplekser har. Endvidere har forskellige metalspecier forskellig toksicitet, der igen påvirkes af hvilke organiske og uorganiske stoffer, der indgår som ligander i metalkomplekset.

2.1.1 Aluminiumsalte

Aluminium kan tilsættes vandfasen i form af fx aluminiumsulfat, polyaluminiumklorid, natriumaluminat eller kaliumaluminat. Tilsættes fx aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) til vand, bliver saltet straks hydratiseret som følger:



Afhængig af vandets pH dannes forskellige former for hydratiserede aluminiumshydroxider under frigivelse af brint ioner:



De forskellige former for aluminiumhydroxider koagulerer og danner amorfe flokke, karakteriseret ved stor affinitet for fældning og adsorption af en lang række opløste stoffer og kolloider. De dannede flokke bundfælder eller bortfiltreres sammen med de til flokkene bundne forureninger, der herved immobiliseres som en del af sedimentet.

Ved pH værdier mellem 4,5 og 10,5 dominerer det uopløselige $\text{Al}(\text{OH})_3$. Over pH 9,5 bliver $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ionen betydende, mens $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ionen bliver betydende under pH 5 (Billede 1). Da begge ioner er vandopløselige, vil høje henholdsvis lave pH værdier derfor potentielt kunne føre til frigivelse af allerede udfældet forurening. Endvidere har begge disse ioner en vis toksisk effekt på vandlevende organismer, og må derfor ikke forekomme i for høje koncentrationer. Således indikerer Naturstyrelsen (2011) at opløst aluminium i neutrale til let basiske søer – til hvilke regnvandsbassiner kan henregnes – bør være under $100\text{--}200\ \mu\text{g L}^{-1}$ for at undgå toksisk effekt på faunaen. I øvrigt vurderer samme rapport, at aluminiumbehandling sådanne søer, set ud fra en toksikologisk synsvinkel, er uproblematisk. I danske regnvandssystemer kommer pH ikke under 5-6, mens pH værdier over 9 kan forekomme i eutrofierede bassiner.



Billede 1 Opløselighedsdiagram for aluminium i vand ved standard betingelser og $10\ \text{mg L}^{-1}$ aluminium. Koncentrationen af specier ved forskellig pH

Sorptionsegenskaberne for $\text{Al}(\text{OH})_3$ er uafhængige af vandets redoxpotentiale (ilforhold). Da $\text{Al}(\text{OH})_3$ endvidere er stabilt mellem pH 4,5 og 10,5, må stof bundet til aluminium hydroxyd komplekser derfor betragtes som stærkt bundne, og stofferne går ikke i opløsning hvis forholdene i bassinet skulle føre til pH svingninger indenfor dette interval, eller at forholdene bliver anaerobe (iltfri).

2.1.2 Jernsalte

Jern kan tilsættes vandfasen i form af fx FeSO_4 , FeCl_2 eller FeCl_3 . Ved højt redoxpotentiale bliver Fe^{2+} ionen oxideret til Fe^{3+} ionen, der igen bliver hydratiseret til $\text{Fe}(\text{OH})_3$, som har en meget lav vandopløselighed mellem pH 4 og 12 (Billede 2). Selve Fe^{3+} ionen vil fælde fx fosfat i et jernfosfatkompleks, mens jernhydroxiderne koagulerer til amorfe, voluminøse flokke, til hvilke fine partikler og kolloider sorberes. Disse flokke sedimenteres til bassinets bund og immobiliserer herved de bundne forureninger som en del af bundsedimentet. Er redoxpotentiale derimod lavt (iltfri forhold) vil Fe^{3+} langsomt reduceres til Fe^{2+} og jernhydroxiden gå i opløsning (Billede 3). Er de iltfri forhold langvarige, er der følgelig risiko for en frigivelse af allerede bundet forurening.



Billede 2 Opløselighedsdiagram for jern(III) i vand ved standard betingelser og 10 mg L^{-1} jern(III). Koncentrationen af specier ved forskellig pH

De samlede kemiske og fysisk-kemiske reaktioner med jern i vandige systemer er særdeles komplekse, og det er ikke realistisk at forudsige reaktionerne kvantitativt i detaljen. Jerns egenskaber som fældningskemikalie skal derfor vurderes empirisk fra system til system.



Billede 3 Sammenhæng mellem pH og redox potential (E_{SHE}) for jern(III) i vand ved standard betingelser og 10 mg L^{-1} jern(III). Der er set bort fra jernoxider da kinetikken for dannelse af disse er langsom

2.1.3 Opblanding, koagulering, flokkulering

Metalkompleksdannelsen sker i umiddelbar forlængelse af opblanding i regnvandet. Idet kompleksernes initiale sammensætning styres af de lokale vandkemiske forhold i dannelsesøjeblikket, skal selve opblandingen foregå hurtigt og under turbulente forhold. I sig selv er de dannede metalkomplekser små, og vil forblive i suspension og ikke sedimentere ud. I hvilket omfang samt hvor hurtigt de koagulerer til primærpartikler, afhænger af en række kolloidkemiske egenskaber hos komplekserne, så som deres hydrofile/hydrofobe egenskaber, deres zeta potentiale samt deres isoelektriske punkt. Endvidere afhænger koaguleringen af vandets pH værdi, indholdet af kationer så som kalcium, samt turbulensforholdene. Afhængig af turbulensforholdene vil de ved koagulering dannede primærpartikler samles til flokke, der efterfølgende kan bundfælde på bassinets bund eller blive filtreret bort. Under denne proces skal turbulensen være moderat: Stor nok til at primærpartiklerne føres sammen og lille nok til at de dannede flokke ikke brydes op.

Samlet set betyder dette, at den bedst mulig effekt af de tilsatte metalsalte opnås ved at iblande disse under stærkt turbulente forhold, hvorefter de dannede komplekser skal have roligere forhold for at koagulere og endnu roligere forhold for at flokkulere og siden bundfælde.

2.1.4 Langtidseffekt af det tilsatte fældningskemikalie

Efter at metalkomplekserne er bundfældet og blevet til en del af bassinets bundsediment, vil det kunne fortsætte sin virkning som sorptionsmiddel for fosfor og muligvis også for andre uønskede stoffer så som tungmetaller. En sådan effekt overfor fosfor er veldokumenteret fra en lang række sørestaureeringer, mens effekten overfor tungmetaller er ukendt. Det er dog nærliggende at antage, at berigelsen af bassinets sediment med jernsalte eller aluminiumssalte fører til en lignende effekt som for fosfor, og herved giver en vis beskyttelse overfor pludselige, forhøjede udledninger af disse stoffer.

3. Erfaringer med anvendelse af fældningsteknologi i regnvandssystemer

Fældning med jern og -aluminiumsalte har været anvendt til at fjerne tungmetaller fra industrispildevand (Pang et al., 2011), og til at fjerne bl.a. arsen og fosfor fra drikkevand (Gibbons og Gagnon, 2011; Binnie og Kimber, 2009). Jern- og aluminiumsalte anvendes endvidere til at fjerne organisk stof og fosfor fra byspildevand (Gillberg et al., 1990). Jernet og aluminiummet vil i et vist omfang fælde direkte med nogle af stofferne, fx fosfor, mens andre stoffer vil indgå i komplekser med metalhydroxider og herved fælde ud (Hvitved-Jacobsen et al., 2010).

I forbindelse med sørestauring har såvel jernsalte som aluminiumsalte været anvendt til at binde fosfor i søens sediment. Der er tale om veletablerede teknologier, hvor såvel anvendelsen af aluminium som jern er gennemprøvet og veldokumenteret (fx Jernelöv, 1971; Boers, 1992; Hansen et al., 2003). I den praktiske anvendelse udbringes jern- eller aluminiumsalte i søens vandfase, hvor metallerne danner komplekser samt binder fx fosfor. Herefter sedimenterer kompleksene til søens bund, hvor de indgår som en del af bundsedimentet, hvor metallerne giver yderligere binding af fosfor. Puljen af jern og aluminium i bundsedimentet vil herved give en vis langtidseffekt af udbringningen – typiske på op til et par år. Andre forurenende stoffer end fosfor har typisk ikke været i fokus i forbindelse med sørestauringer.

Når det kommer til rensning af regnvand er antallet af eksisterende undersøgelser beskedent. Trejo-Gaytan et al. (2006) gennemførte laboratorieforsøg med rensning af regnvand for fosfor og turbiditet i forbindelse med udledning til en sø i USA. De afprøvede 25 forskellige kemikalier (koagulanter) – heraf 3 jernbaserede og de resterende aluminiumbaserede – på naturligt såvel som syntetisk regnvand. Forsøgene blev udført i laboratoriereaktorer og forskellige opblandingsmetoder blev undersøgt. De fandt, at der var store forskelle på effektiviteten af de forskellige koagulanter, og at forskellene var specielt udtalte ved kort bundfældningstid (5 minutter i forhold til 30 minutter) samt når koagulanterne ikke blev grundigt opblandet i tilsætningsøjeblikket. Ved god opblanding og ved brug af de mere effektive af koagulanterne, kunne total fosfor bringes under $20 \mu\text{g L}^{-1}$, mens opløst fosfor typisk kunne bringes under $10 \mu\text{g L}^{-1}$. De fandt, at til deres type regnvand og med hensyn til fjernelse af fosfor og turbiditet indenfor 30 minutters bundfældningstid, udgjorde moderat basisk polyaluminiumklorid modificeret med silica eller sulfat de mest velegnede produkter. Den optimale koncentration afhang af det undersøgte kemikalie, men for aluminiumprodukterne var en dosering på $2\text{--}5 \text{ mg-Al L}^{-1}$ typisk det bedste valg. På basis af deres undersøgelser konkluderede Trejo-Gaytan et al. (2006) blandt andet, at det er vanskeligt at udvælge koagulanter alene ud fra producenternes informationer, da produkter med lignende produktbeskrivelse havde ret forskellig effekt. Det må derfor anbefales, at der udføres laboratorieforsøg med forskellige, lokalt tilgængelige kemikalietyper, samt under lokalt relevante forhold, før valg af et konkret fældningskemikalie.

Zouboulis og Traskas (2005) så på forskellige kommercielt tilgængelige aluminiumprodukter til fjernelse af suspenderet stof og organisk stof fra flodvand og rensset spildevand (3

polyaluminiumklorider og 1 aluminium sulfat). De undersøgte produkterne i laboratorieforsøg, udført som en hurtig initial opblanding efterfulgt af 40 minutters bundfældningstid. De fandt, at den optimale dosering var omkring 2 mg-Al L⁻¹ og at polyaluminiumkloriderne var mere effektive end aluminium sulfatet. Endvidere fandt de, at de middel-basiske produkter var de mest effektive. De undersøgte endvidere koncentrationen af residualt aluminium afhængig af pH og fandt, at koncentrationen af residualt aluminium tiltog med stigende pH. De konkluderede, at vandet skulle have en pH omkring 7 for at minimere residualt aluminium.

I forbindelse med et EU LIFE projekt med akronymet "Treasure", gennemført i perioden 2007 til 2009, blev der udført fuldskala forsøg med tilsætning af aluminiumsalte til et vådt regnvandsbassin (Aalborg Universitet et al., 2009a; 2009b). Bassinet havde et permanent vådt volumen på 2.680 m³, med et opland på 7,1 reducerede hektar. Der blev tilsat produktet Alumin_10 fra Remondis Production GmbH, Tyskland. Produktet er stærkt alkalisk og består af Al³⁺ opløst i natriumhydroxid. Produktet blev tilsat flowproportionalt til tilløbet til bassinet. For hver 10 m³ regnvand der løb til bassinet, blev der doseret en lille mængde fældningskemikalie. Doseringen stod på i 5 måneder fra ultimo april 2009. I den første måned blev der tilsat en ret høj koncentration til regnvandet, nemlig 17 kg Al til i alt 370 m³ regnvand, dvs. fældningskemikallet blev tilsat i en koncentration af 46 mg-Al L⁻¹ i denne periode. Dosis blev derefter reduceret til 5,2 mg-Al L⁻¹, som blev tilsat fra maj 2009 til midt i september. I denne periode var den samlede tilstrømning til bassinet 6.820 m³. Den høje initiale dosering var ikke tilsigtet, men skyldtes en indstillingsfejl af udstyret.

Ved dosering af aluminium til LIFE Treasure bassinet i Silkeborg kunne der ikke konstateres forbedret fjernelse af kemiske parametre så som tungmetaller, fosfor eller PAH. For metallerne og PAH's vedkommende skyldtes dette formentlig, at disse forekom i meget lave koncentrationer i tilløbet til bassinet, som i praksis ikke kunne reduceres yderligere ved den fældning. Med hensyn til fosforet, skyldtes den manglende forskel formentlig, at forsøgene var gennemført i vækstsæsonen, hvor planteoptag i forvejen havde reduceret fosforindholdet til et meget lavt niveau. Hvad der dog kunne ses, var et fravær af algeopblomstring i bassinet. I LIFE Treasure projektet blev flere bassiner undersøgt, herunder et hvor der ingen tilsætning skete til bassinet (et bassin i Odense). I bassinet uden tilsætning lå chlorofyl indholdet i sommerperioden på 200-700 µg L⁻¹, mens chlorofyl indholdet i bassinet med aluminiumtilsætning kunne holdes stabilt under 40 µg L⁻¹ og med en gennemsnitskoncentration på 15 µg L⁻¹. Tilsætningen blev derfor vurderet til at have en klar effekt på de fritsvævende alger i bassinet. Eller sagt på en anden måde, det blev resoneret at aluminiumsaltene fældede fosforet således, at det ikke længere var tilgængeligt for algebiomassen.

Samlet set tyder den eksisterende viden om behandling af regnvand med jern- eller aluminiumsalte tilsat til våde bassiner på, at tilsætningen er effektiv til at begrænse det biotilgængelige fosfor. Når det kommer til andre stoffer er viden på et noget lavere niveau. Her har man i dag i praksis ikke tilstrækkelig viden til at kunne vurdere, hvorvidt en tilsætning har effekt på et givent stof eller ej.

4. Metode – forsøg med tilsætning af jern- og aluminiumssalte

4.1 Forsøgslokalitet

Der blev i nærværende projekt gennemført laboratorieforsøg såvel som feltforsøg med tilsætning af metalsalte til afstrømmet regnvand. En projektilokalitet i landsbyen Lemming nord for Silkeborg blev udvalgt til disse formål. Oplandet er separatkloakeret af nyere dato og består af cirka 4 reducerede hektar med beboelse og er uden væsentlig industri (Billede 4). Bassinet har et volumen på cirka 1.000 m³ (Billede 5). Dybden af det permanent våde volumen er cirka 1 m og udløbet er droslet med en drosselledning i Ø160.



Billede 4 Lemming oplandet med bassin. Den røde prik indikerer bassinets placering

Indholdet af forurenende stoffer i regnvandet afstrømmet fra oplandet viste sig at være typisk for urbane oplande (Tabel 8). Således lå fx cadmium på $0,34 \mu\text{g L}^{-1}$, kobber på $11,2 \mu\text{g L}^{-1}$ og zink på $180 \mu\text{g L}^{-1}$, hvor typiske værdier for urbane områder ligger omkring intervallerne $0,2\text{--}2 \mu\text{g L}^{-1}$ for cadmium, $5\text{--}50 \mu\text{g L}^{-1}$ for kobber og $50\text{--}500 \mu\text{g L}^{-1}$ for zink (BMP Database, 2011b).



Billede 5 Regnvandsbassinet i Lemming før der blev iværksat forsøg

4.2 Laboratorieforsøg

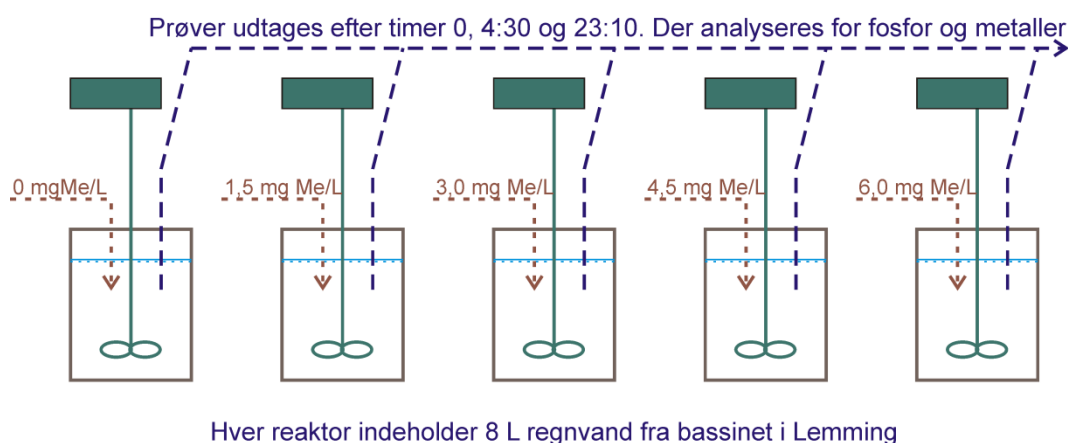
Forud for etablering af fuldskalaforsøg, blev der gennemført laboratorieforsøg med tilsætning af jern- og aluminiumsalte til regnvand opsamlet fra bassinet i Lemming. Vandet blev hentet fra bassinets udløb i 25 L plastdunke. Vandet stod på køl op til en uge før gennemførelse af laboratorieforsøgene.

For at afgøre hvilke kemikalier der har hvilke potentialer for fuldskala anvendelse i regnvandsbassiner, blev der udført en række forsøg. Der blev undersøgt 4 forskellige kemikalier, nemlig:

- Alumin_10 fra Remondis Production GmbH. Produktet er et stærkt basisk natriumaluminiumhydroxyd kemikalie med en densitet på cirka 1.500 kg m^{-3} og et indhold af aluminium på cirka 10,3% (vægt).
- PAX-XL 60 fra Kemira. Produktet er et stærkt surt polyaluminiumklorid kemikalie med en densitet på cirka 1.300 kg m^{-3} og et indhold af aluminium på cirka 7,3% (vægt).
- PIX-118 fra Kemira. Produktet er et stærkt surt jern(III)kloridsulfat kemikalie med en densitet på cirka 1.500 kg m^{-3} og et indhold af jern på cirka 12% (vægt).

- Jernsulfat opløsning. Opløsningen blev blandet ud fra Kemira jern(II)sulfat pulver og er stærkt surt. Da en del af den tilsatte Fe(II) under disse forhold vil oxideres til Fe(III), har den resulterende blanding indeholdt et miks af Fe(II) og Fe(III)

Forsøgene blev udført ved at opstille 5 parallelle reaktorer med omrøring og fylde 8 L bassinvand fra bassinet i Lemming i hver reaktor. Omrøringen foregik midt i reaktoren. For at efterligne forholdene i fuldskala, hvor fældningskemikaliet under regnhændelser blev tilsat bassinets tilløbsrør, blev fældningskemikaliet i laboratorieforsøget tilsat under omrøringen ved 100 rpm i 1 min, hvorefter omrøring blev nedsat til 40 rpm i 30 min. Herefter blev omrøringen stoppet. Der blev udtaget prøver til bestemmelse af totalt såvel som opløst indhold af stof før tilsætning af kemikaliet. Efter omrøringen var stoppet, blev der over tid udtaget et antal prøver til bestemmelse af totalt og opløst stof i vandet. Billede 6 viser i skitseform hvordan laboratorieforsøgene blev udført. Figuren illustrerer forsøg U1 jf. Tabel 1.



Billede 6 Skitse over laboratorieforsøg

Der blev udført en række forskellige forsøg med de fire fældningskemikalier (Tabel 1). Nogle forsøg blev udført med bassin vandet uden yderligere behandling (forsøg U1-U4), mens der i andre forsøg blev spiket med enten tungmetaller (forsøg S1-S4) eller PAH (forsøg P1-P2). Dvs den naturlige koncentration i bassin vandet blev øget, ved at tilsætte en kendt mængde metal eller PAH. For tungmetallernes vedkommende blev der spiket med kobber, nikkel og krom, mens der for PAH'ernes vedkommende blev spiket med fluoranthen og anthracen. Spikningen blev udført for at illustrere metodens effekt ved forhøjede koncentrationer af de pågældende stoffer, fx forårsaget af ulovlige udledninger.

TABEL 1
OVERSIGT OVER LABORATORIEFORSØG MED FÆLDNING

Forsøg	Vandprøve nummer	Kemikalie tilsat	Doseringer [mg Me L ⁻¹]	Bundfældnings-tid	Totalt/ opløst	Spiked
U1	v1	Alumin_10	0; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0	0:00 + 4:50 + 23:10 h	Tot+opl	Nej
U2	v2	PAX-XL60	0; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0	0:00 + 1:00 + 4:15 + 6:00 h	Tot+opl	Nej
U3	v3	PIX-118	0; 1,5; 3,0; 4,5; 6,0	0:00 + 5:30 + 27:00 h	Tot+opl	Nej
U4	v4	FeSO ₄	0; 1,5; 3,0; 4,5;	0:00 + 1:15 + 3:00	Tot+opl	Nej

			6,0	+ 5:00 + 15:30 h		
S1a	v5	Alumin _10	3,0	0:00 + 20:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S2a	v6	Alumin _10	6,0	0:00 + 23:00 + 120:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S1b	v5	PIX-118	3,0	0:00 + 20:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S2b	v6	PIX-118	6,0	0:00 + 23:00 + 120:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S1c	v5	PAX-XL60	3,0	0:00 + 20:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S2c	v6	PAX-XL60	6,0	0:00 + 23:00 + 120:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S1d	v5	FeSO4	3,0	0:00 + 20:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S2d	v6	FeSO4	6,0	0:00 + 23:00 + 120:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S3a	v7	Alumin _10	3,0	0:00 + 23:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S4a	v8	Alumin _10	6,0	0:00 + 21:00 + 43:30 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S3b	v7	PIX-118	3,0	0:00 + 23:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S4b	v8	PIX-118	6,0	0:00 + 21:00 + 43:30 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S3c	v7	PAX-XL60	3,0	0:00 + 23:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S4c	v8	PAX-XL60	6,0	0:00 + 21:00 + 43:30 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S3d	v7	FeSO4	3,0	0:00 + 23:00 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
S4d	v8	FeSO4	6,0	0:00 + 21:00 + 43:30 h	Tot+opl	Cu, Ni, Cr
P1a	v9	Alumin _10	6,0	0:00 + 27:00 h	Tot+opl	PAH
P1b	v9	PIX-118	6,0	0:00 + 27:00 h	Tot+opl	PAH
P1c	v9	PAX-XL60	6,0	0:00 + 27:00 h	Tot+opl	PAH
P1d	v9	FeSO4	6,0	0:00 + 27:00 h	Tot+opl	PAH
P2a	v10	Alumin _10	6,0	0:00 + 24:00 h	Tot	PAH
P2b	v10	PIX-118	6,0	0:00 + 24:00 h	Tot	PAH
P2c	v10	PAX-XL60	6,0	0:00 + 24:00 h	Tot	PAH
P2d	v10	FeSO4	6,0	0:00 + 24:00 h	Tot	PAH

Forsøgsserie U1-U4 (Tabel 1) blev gennemført for at undersøge sammenhængen mellem dosseret mængde fædningskemikalie og graden af stoffjernelse. Der blev til samme batch bassinvand tilsat

fra 0 til 6 mg Me L⁻¹ af et givent fældningskemikalie, og udviklingen i stofkoncentration fulgt over 1 døgn (Billede 6). Forsøgsserien S1-S4 (Tabel 1) blev gennemført for at sammenligne de forskellige fældningskemikalier på samme vandprøve. Her blev alle 4 fældningskemikalier tilsat hver sin reaktor, samt én reaktor uden tilsætning af fældningskemikalie. Til forsøg S1-S4 blev der spiket med krom, kobber og nikkel. Der blev spiket efter at opnå en startkoncentration på 100 µg Me L⁻¹. I forsøg S1 blev referenceprøven dog ikke spiket.

Forsøgsserie P1-P2 blev spiket med PAH. Der blev tilsat antracen og fluoranthen efter en tilstræbt koncentration på 100 µg L⁻¹ for hvert af PAH'erne.

Der blev målt på såvel totalt som opløst stof. Opløst stof blev målt efter filtrering på et GF/F filter. Filtreringen blev udført umiddelbart efter prøveudtagningen. For forsøg P2 blev der dog kun målt på totalt PAH.

Elementerne kadmium, krom, kobber, kviksølv, nikkel, bly, zink, fosfor, aluminium og jern blev målt ved "inductively coupled plasma optical emission spectrometry" (ICP-OES) med ICAP 6300 Duo View, fra Thermo Scientific. Hvor der var behov herfor, blev prøverne opkoncentreret ved inddampning før analyse. Prøverne blev injiceret med en ultrasonisk nebulizer (Ultra sonic nebulizer, Cetac U5000AT). Prøver fra feltmålinger udført i perioden oktober 2009 til maj 2010 er dog udført med ordinær nebulizer samt opkoncentrering af prøver ved inddampning, hvilket har ført til forskellige detektionsgrænse før og efter maj 2010 (Tabel 2).

TABEL 2

DETEKTIONSGRÆNSER FOR ICP ANALYSE UDFØRT PÅ STANDARD OPLØSNINGER. GRÆNSE A ER RELEVANT FOR ANALYSE AF FELTFORSØG I PERIODEN OKTOBER 2009 TIL MAJ 2010, MENS GRÆNSE B ER RELEVANT FOR ALLE ANDRE PRØVER. PÅ GRUND AF INTERFERENS MED ANDRE STOFFER, KAN DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ NATURLIGE PRØVER VÆRE HØJERE END DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ STANDARDERNE

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	P	Pb	Zn
Grænse A	50	0,5	1	1	1	5	1	1	1	1
Grænse B	50	0,05	0,1	0,1	0,1	1	0,1	0,1	0,05	0,1

Der blev anvendt kommercielle standarder, og yttrium blev anvendt som intern standard ved analysen. Analysemetoden blev valideret ved anvendelse af certificeret standard materiale. Totalprøver blev destrueret i mikrobølgeovn (Microwave Reaction System, Anton Paar, Multiwave 3000 SOLV). PAH blev analyseret på akkrediteret analyselaboratorium (Eurofins) som 16-PAH ved GC-MS (naphtalen, acenaphthylen, acenaphthen, fluoren, phenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, benz(a)anthracen, chrysen/triphenylen, benz(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,h)anthracen, benzo(g,h,i)perylene).

4.3 Feltforsøg

Et bassin i Lemming (Billede 7) blev udvalgt som forsøgslokalitet. Dette bassin blev valgt, da det lå i et veldefineret opland, havde en passende størrelse, havde en lille mængde uvedkommende vand, og fordi der ved bassinet lå en spildevandspumpestation, fra hvilken forsøgsopstillingen kunne forsynes med elektricitet. Det var imidlertid tidligere blevet konstateret, at bassinet ikke var helt tæt. Problemet blev lokaliseret til tilstedeværelsen af et gammelt dræn i bassinets vestlige del, samt problemer omkring tæthed af udløbsbygværket. Samtidigt med at bassinet i sommeren og efteråret 2009 blev forberedt for forsøg med tilsætning af fældningskemikalier, blev det derfor renoveret og tætnet. I dette forløb blev bassinet drænet og vandet ført via et bypass udenom bassinet. Billede 8 viser bassinets bund efter dræning.



Billede 7 Bassinbund efter tømnning af bassin i sommeren 2009

Bassinet er mod vest afgrænset af en dæmning, mens bassinet til de andre sider ligger i afgravning. Den vestlige dæmning blev fjernet og det gamle dræn afskåret (Billede 8 og Billede 9). Bassinets udløbskonstruktion (Billede 10) blev ligeledes tætnet. Samtidigt blev der etableret en ny samlebrønd, hvilket var en forudsætning for at kunne måle flow i udløbet fra bassinet. Der blev endvidere nedgravet førerør, således at der kunne trækkes el og kemikalieslanger.



Billede 8 Renoveret dæmning i bassinets vestlige ende set fra bassinets bund



Billede 9 Renoveret dæmning i bassinets vestlige ende set udefra



Billede 10 Bassinets udløbskonstruktion – overløbskanten er på billedet trukket op

Ved bassinets tilløb og afløb blev der etableret skure til udstyr for prøvetagning, flowmåling og datakommunikation (Billede 11 og Billede 12). Der blev endvidere etableret et skur til at holde

kemikalietank samt doseringspumpe. Placeringen af alle installationer i forhold til hinanden fremgår af Billede 13.

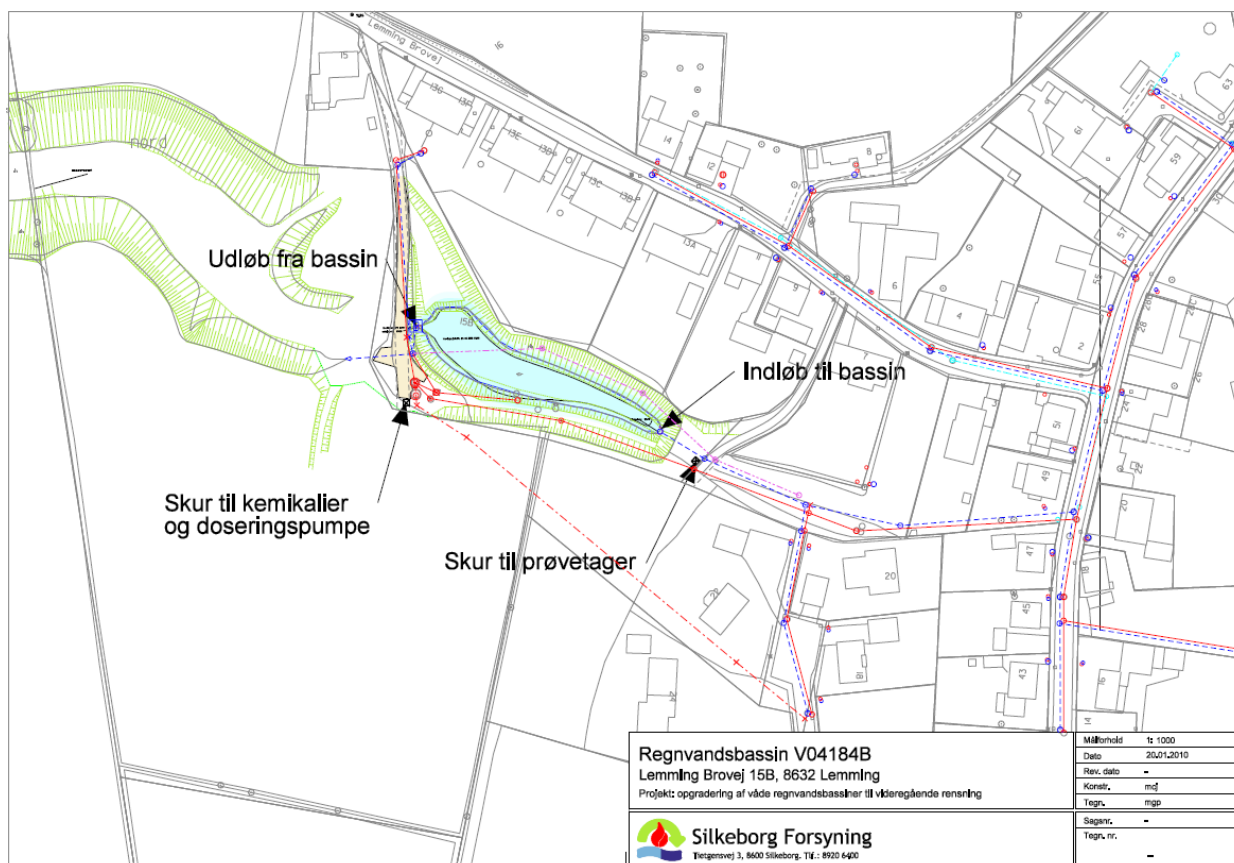


Billede 11 Skur ved indløb til at holde udstyr

Prøvetagerne var af mærket ISCO 4700. Denne type prøvetager har indbygget køleskab, og prøverne blev holdt på under 5°C. Ved indløb og udløb blev der målt flow med ISCO 2150 flowmåler efter doppler princippet. Flowmålersignalerne blev brugt til at udtage flowproportionale prøver af henholdsvis tilløb og afløb. Signal fra indløbsflowmåleren blev endvidere benyttet til at styre kemikaliedoseringen. Grundet en række fejl i det leverede udstyr og tekniske problemer med implementeringen heraf, var det undervejs i måleforløbet nødvendigt at udskifte ISCO 2150 flowmåleren i indløbet. Den blev erstattet med en Greyline DFM 5.0 samt kommunikationsudstyr fra Wisensys. Greyline DFM 5.0 måler efter samme princip som ISCO 2150.



Billede 12 Prøvetager med køling i skur ved indløb



Billede 13 Placering af prøvetagningssteder

Prøverne blev taget som flowproportionale blandeprøver dækkende omkring 14 dage per prøve. Efter hjemtagning af prøverne, blev der udtaget to delprøver som blev gemt på køl. Den ene delprøve blev i denne proces filtreret på et GF filter, mens den anden delprøve blev gemt som totalprøve. Herefter blev prøverne analyseret som beskrevet i afsnittet om laboratorieforsøg.

Flowmålingen var på plads fra efteråret 2009, men grundet vejrforhold og problemer med flowmålerudstyret, var de første målinger af varierende kvalitet. Kemikaliedosering blev sat i værk april 2011, men foregik ustabil over sommeren 2011 grundet tekniske problemer med doseringen.

Doseringen foregik ved, at alumin_{10} blev pumpet ned i bassinets tilløb gennem den samme brønd, som prøvetagningen blev udført i (brønd ved "skur til prøvetager", Billede 13). Slangen til kemikaliedosering var dog skudt cirka 5 m nedstrøms prøvetagningsstedet for at undgå, at doseret kemikalie løb tilbage til prøvetageren. Dette blev dog vanskeliggjort ved, at regnvandsledningen fra prøvetagningsbrønden til indløbet til bassinet stod permanent halvfylt med vand ved normal vandstand i bassinet.

5. Resultater af laboratorieforsøg

Effekten af at tilsætte de forskellige fældningskemikalier til bassinvand fra Lemming varierede fra kemikalie til kemikalie og fra stof til stof. I mange tilfælde medførte tilsætningen af et kemikalie en kraftig reduktion i koncentration af et undersøgt stof, men der var også tilfælde, hvor tilsætningen førte til en koncentrationsøgning af et stof, som det ellers var intensjonen at nedbringe. Resultaterne af alle laboratorieforsøg er gennemgået i detaljer i Bilag 1, mens et sammendrag af hovedresultaterne er givet i nærværende afsnit.

I mange tilfælde sås en markant reduktion af den opløste fraktion, mens den totale stofmængde var påvirket i mindre grad. Med andre ord var der en tendens til, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige bassiner, er dog ikke givet, da andre fysiske forhold her vil gøre sig gældende. Er et givent stof partikulært bundet, vil det være mindre miljømæssigt problematisk, end hvis det var opløst. I den nedenfor givne vurdering af fældningskemikaliernes effekt, er der derfor lagt mest vægt på den opløste fraktion.

5.1 Uvedkommende elementer i fældningskemikalier

Som nævnt var der enkelte tilfælde, hvor tilsætningen af et fældningskemikalie førte til en øgning i stedet for en reduktion af de betragtede elementer i bassinvandet fra Lemming.

Fældningskemikaliernes indhold af de forskellige elementer blev derfor målt på de rene kemikalier, og indholdet normaliseret i forhold til det aktive stof – dvs aluminium for **alumin_10** og **PAX-XL60**, og jern for **PIX-118** og **FeSO₄**. Resultaterne heraf er vist i Tabel 3.

TABEL 3
INDHOLD AF UVEDKOMMENDE ELEMENTER I DE ANVENDTE FÆLDNINGSKEMIKALIER

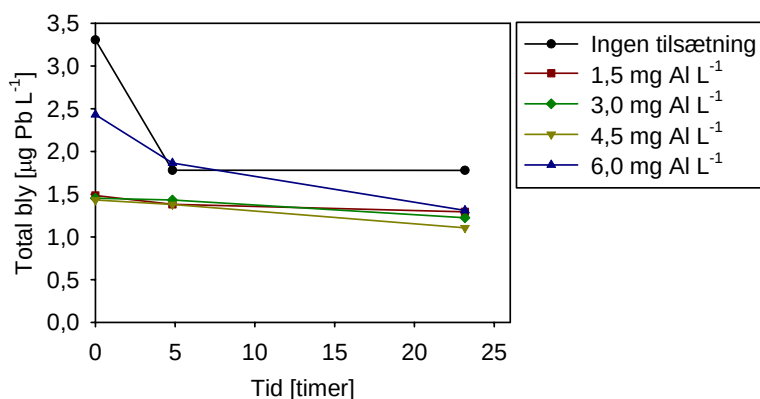
	mg Cd (kg Al) ⁻¹	mg Cr (kg Al) ⁻¹	mg Cu (kg Al) ⁻¹	mg Hg (kg Al) ⁻¹	mg Ni (kg Al) ⁻¹	mg Pb (kg Al) ⁻¹	mg Zn (kg Al) ⁻¹	mg P (kg Al) ⁻¹
alumin_10	0,0	13	<1	<1	6	<1	<1	<1
PAX-XL60	0,6	24	<1	<1	30	<1	<1	<1

	mg Cd (kg Fe) ⁻¹	mg Cr (kg Fe) ⁻¹	mg Cu (kg Fe) ⁻¹	mg Hg (kg Fe) ⁻¹	mg Ni (kg Fe) ⁻¹	mg Pb (kg Fe) ⁻¹	mg Zn (kg Fe) ⁻¹	mg P (kg Fe) ⁻¹
PIX-118	4,9	92	<1	<1	250	<1	406	<1
FeSO₄	3,2	71	<1	40	288	<1	390	<1

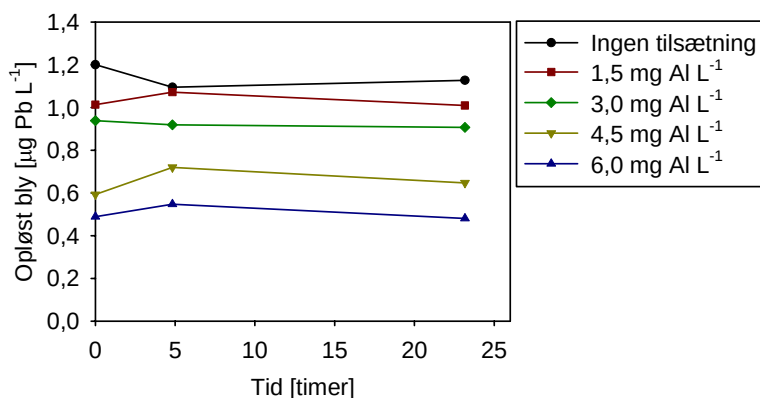
De jernholdige fældningskemikalier viste sig generelt at indeholde højere koncentrationer af uønskede elementer end de aluminiumholdige. For disse kemikalier var specielt indholdet af krom, nikkel og zink relativt højt. Endvidere indeholdt **FeSO₄** kviksølv i relativt høje koncentrationer.

5.2 Varieret dosering til samme vandtype (U1-U4)

Disse forsøg forløb over 1 døgn, hvor der blev tilsat varierende mængder fædningskemikalie til hver sin reaktor. Princippet er illustreret i Billede 6. Et eksempel på resultatet fra et sådant forsøg er vist i Figur 1 for totalt bly og i Figur 2 for opløst bly.



FIGUR 1
TOTALT BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ (FORSØG U1, TABEL 1)



FIGUR 2
OPLØST BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ (FORSØG U1, TABEL 1)

I eksemplet i Figur 1 og Figur 2 har doseringen en tydelig og systematisk effekt på indholdet af opløst bly. Des mere alumin₁₀ der blev doseret, des lavere blev indholdet af opløst bly. For totalt bly var billedet mindre klart. Godt nok sås en reduktion af totalt bly, men denne reduktion var uafhængig af den doserede mængde alumin₁₀. Rent faktisk blev de dårligste resultater opnået med den højeste dosering. I de fleste forsøg (bilag 1) var resultatet af doseringen mindre klart end i det ovenfor viste eksempel.

En sammenfattende vurdering af fædningskemikaliernes effekt overfor de koncentrationer af elementerne kadmium, krom, kobber, kviksølv, nikkel, bly, zink, fosfor, aluminium og jern, der forekom naturligt i de indsamlede vandprøver, er gjort ud fra forsøgene gengivet i Bilag 1-4, Figur 7 til Figur 86. Det er primært forsøgene U1-U4, der ligger til grund for vurderingen, altså forsøgene hvor forskellige koncentrationer er tilsat samme vandprøve. Vurderingen er dog blevet støttet af forsøgene S1-S4 for så vidt angår elementer, der ikke var blevet spiket til forsøgene (altså kadmium, kviksølv, bly, zink, fosfor, aluminium og jern). Vurderingen er givet i Tabel 4.

TABEL 4

Total:	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	P	Al	Fe
alumin_10										
PAX-XL60										
PIX-118										
FeSO ₄										

Opløst:	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	P	Al	Fe
alumin_10										
PAX-XL60										
PIX-118										
FeSO ₄										

Kraftig reduktion	
Moderat reduktion	
Let reduktion	
Ingen reduktion	
Let øgning	
Moderat øgning	
Kraftig øgning	

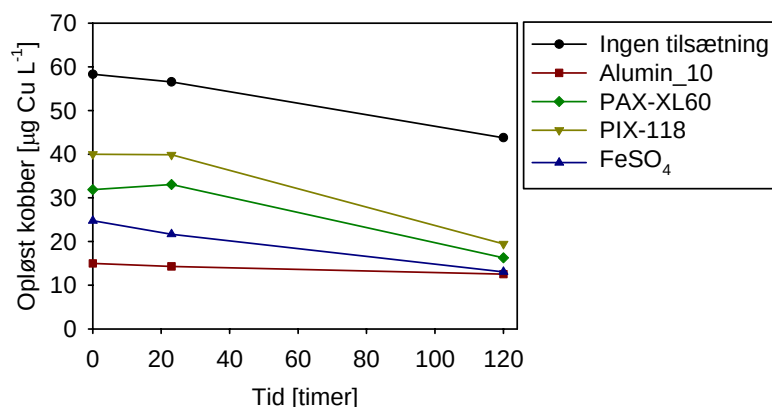
Tabellen illustrerer, at der for nogle kombinationer af jernholdigt fældningskemikalie og element forekom forhøjede koncentrationer efter tilsætningen. Det drejede sig primært om krom, kviksølv og nikkel. Sammenligner man med indholdet af uønskede elementer målt i kemikalierne (Tabel 3), var der en rimelig overensstemmelse mellem de kemikalier, der havde højt indhold af det pågældende uønskede element, og de kombinationer af fældningskemikalie og element hvor der blev set en stigning efter tilsætning.

Sammenfattende tydede disse resultater på, at det mest velegnede fældningskemikalie var alumin_10, fulgt af PAX-XL60, PIX-118 og sidst FeSO₄.

5.3 Kemikalier doseret til samme vandtype (S1-S4)

I disse forsøg blev der spiket med krom, kobber og nikkel, men effekten på elementer der forekom naturligt i vandet, blev også målt. To af forsøgene strakte sig over 1 døgn, et forsøg strakte sig over 2 døgn og et forsøg strakte sig over 5 døgn (Bilag 5, Figur 87 til Figur 126). Et eksempel på et sådant forsøg er vist i Figur 3.

I det viste eksempel gav alumin_10 den bedste effekt på det ved spikning tilsatte kobber, fulgt af FeSO₄, PAX-XL60 og sidst PIX-118.



FIGUR 3
OPLØST KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF DE FORSKELLIGE KEMIKALIER TIL SAMME VANDTYPE, SPIKET MED KROM, KOBBER OG NIKKEL (FORSØG S2, TABEL 1)

I en samlet vurdering af de fire fældningskemikaliers effekt på de spikede metaller, sås at effekten på det tilsatte krom stort set var identisk for alle kemikalier (Bilag 5, Figur 95 til Figur 98). For kobber derimod var alumin_10 i to ud af fire tilfælde det mest effektive fældningskemikalie. I et tredje tilfælde var alumin_10 marginalt bedre. Også for nikkel var alumin_10 det mest effektive fældningskemikalie, selvom forskellen i tre ud af fire tilfælde ikke var stor. Af de tre andre fældningskemikalier var der ingen, der skilte sig specielt ud i øvrigt. Denne vurdering er sammenfattet i Tabel 5, hvor tallet 1 indikerer at kemikali er ”meget effektiv” og tallet 4 indikerer, at kemikali er ”ikke effektiv”

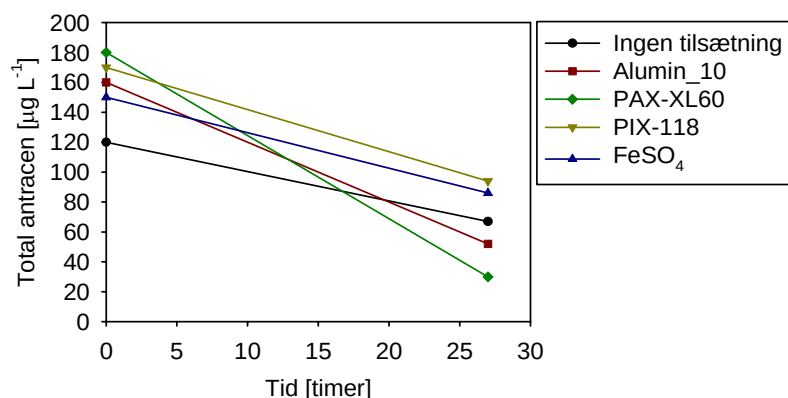
TABEL 5
RANGORDNING AF DE 4 FÆLDNINGSKEMIKALIER: 1 INDIKERER AT STOFFET ER DET MEST EFFEKTIVE UD AF DE FIRE, MENS 4 INDIKERER AT DET ER DET MINDST EFFEKTIVE.

	Spiket			Ikke spiket					Fældning	
Total:	Cr	Cu	Ni	Cd	Hg	Pb	Zn	P	Al	Fe
alumin_10	2	2	1	1	2	1	1	2	4	2
PAX-XL60	1	1	2	2	1	1	2	1	3	1
PIX-118	3	3	2	3	3	1	3	3	2	3
FeSO ₄	4	4	2	4	3	1	3	4	1	3

	Spiket			Ikke spiket					Fældning	
Opløst:	Cr	Cu	Ni	Cd	Hg	Pb	Zn	P	Al	Fe
alumin_10	1	1	1	1	1	1	1	2	4	1
PAX-XL60	1	2	2	1	1	2	2	1	3	1
PIX-118	1	2	2	1	1	2	2	2	2	2
FeSO ₄	1	2	2	1	1	1	2	2	1	2

5.4 Fjernelse af PAH med forskellige kemikalietyper

To udvalgte PAH’er, anthracen og fluoranthen, blev spiket til to prøver af bassinvand fra Lemming (P1-P2, Tabel 1). I forsøgsserien P1 blev der målt såvel opløst som totalt PAH, mens der i forsøgsserie P2 alene blev målt totalt PAH (Bilag 5, Figur 127 til Figur 135). Et eksempel på disse målinger ses i Figur 4 i form af resultatet for totalt anthracen i forsøg P1.



FIGUR 4
TOTALT ANTHRACEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER, DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P1, TABEL 1)

Generelt var der ingen eller kun tvivlsom effekt af fældningskemikalierne på det totale niveau af tilsat PAH (Tabel 6). Overfor opløst fluoranthen var der dog en tydelig effekt ved tilsætning af alumin_10, PIX-118 og FeSO₄ (Bilag 5, Figur 129). Af de målte PAH'er, der forekom naturligt i bassinvandet i koncentrationer over detektionsgrænsen, og som ikke var blevet tilsat kunstigt (naphthalen, fluoren og pyren), havde FeSO₄ en effekt overfor opløst fluoren (Bilag 5, Figur 132) (Tabel 7).

TABEL 6
SAMMENFATNING AF RANGORDEN FOR FÆLDNINGSKEMIKALIERS EFFEKTIVITET OVERFOR TOTALT PAH. TALLENE FRA 1 TIL 4 INDIKERER RANGEN FRA "MEGET EFFEKTIV" TIL "IKKE EFFEKTIV". N.D.: IKKE DETEKTERET

Totalt PAH	anthracen spiket	fluoranthén spiket	naphthalen naturligt	fluoren naturligt	pyren naturligt	andre PAH naturligt
alumin_10	4	4	4	4	4	n.d.
PAX-XL60	4	4	4	4	4	n.d.
PIX-118	4	4	4	4	4	n.d.
FeSO ₄	4	4	4	4	2	n.d.

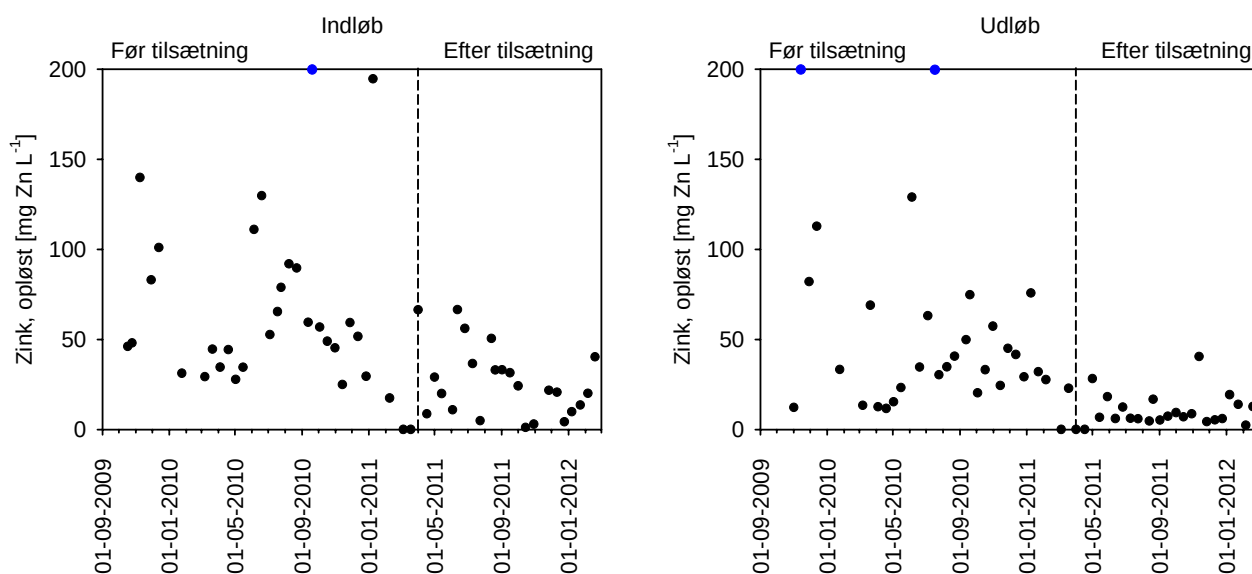
TABEL 7
SAMMENFATNING AF RANGORDEN FOR FÆLDNINGSKEMIKALIERS EFFEKTIVITET OVERFOR OPLØST PAH. TALLENE FRA 1 TIL 4 INDIKERER RANGEN FRA "MEGET EFFEKTIV" TIL "IKKE EFFEKTIV". N.D.: IKKE DETEKTERET

Totalt PAH	anthracen spiket	fluoranthén spiket	naphthalen naturligt	fluoren naturligt	pyren naturligt	andre PAH naturligt
alumin_10	4	1	4	4	n.d.	n.d.
PAX-XL60	4	1	4	4	n.d.	n.d.
PIX-118	4	4	4	4	n.d.	n.d.
FeSO ₄	4	1	4	1	n.d.	n.d.

6. Resultater af feltforsøg

I løbet af hele doseringsperioden blev der tilsat 260 L alumin_{10} , svarende til en samlet mængde aluminium på godt 40 kg. På grund af problemer med flowmålingen samt flowregistreringen har det ikke været muligt at bestemme den præcise mængde regnvand, der løb til bassinet i forsøgsperioden. Den tilledte vandmængde er derfor beregnet ud fra det samlede oplandsareal og nedbør målt i Silkeborg, cirka 5 km sydøst for oplandet. Her ud fra, og sammenholdt med de perioder, hvor flow blev registreret, vurderes den samlede afstrømmede regnvandsmængde til at have været cirka 20.000 m^3 i doseringsperioden. Den gennemsnitlige dosering har derfor været cirka 2 mg Al L^{-1} .

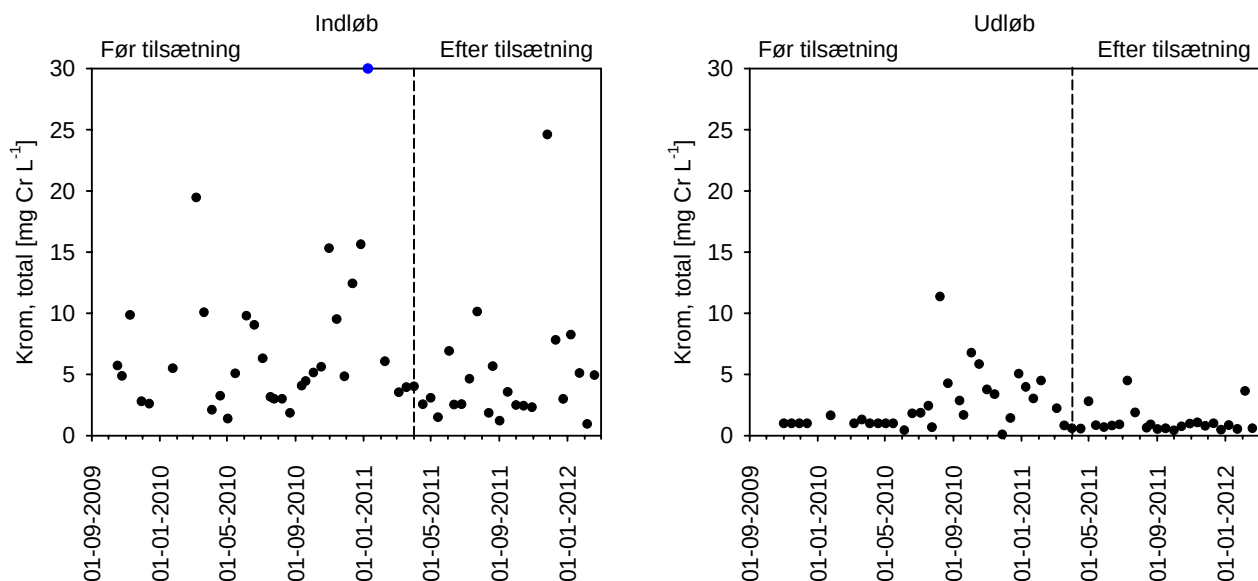
Feltforsøgene viste, at det tilsatte fældningsmiddel havde en klar effekt på fjernelsen af de fleste undersøgte elementer (Bilag 6, Figur 136 til Figur 144). Et eksempel på en sådan observation er vist i Figur 5 for opløst zink. Koncentrationen af målte elementer i tilløbet til bassinet lå dog systematisk lavere efter at alumin_{10} tilsætningen var påbegyndt end før. Dette skyldes formentlig ikke, at tilløbskoncentrationen de facto var lavere i denne periode, men snarere, at der trods bestræbelser på at undgå dette, skete en vis kortslutning mellem vand fra doseringspunktet for alumin_{10} og prøvetagningspunktet (Billede 13). Målingerne af elementer i indløbet efter tilsætningen blev sat i værk er derfor fejlbehæftede i et ikke nærmere kendt omfang.



FIGUR 5
ZINK, OPLØST, I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING

Endvidere lå de målte værdier, for en række elementer, fra og med september 2009 til og med maj 2010 systematisk lavere end i perioden frem til og med april 2011 (Bilag 6). Figur 6 viser et eksempel på dette fænomen for totalt krom i udløbet. Dette vurderes at skyldes den ringere målesikkerhed ved brug af ICP med traditionel nebulizer frem for den ultrasoniske nebulizer, der blev taget i brug efter maj 2010. Samlet set har det derfor i den efterfølgende dataanalyse (Tabel 8) været valgt, at betragte perioden fra og med juni 2010 til og med april 2011 som basis niveauet for

tilløbskoncentrationen til bassinet, og se bort fra alle andre målinger. Dette basisniveau er så sammenlignet med udløbskoncentrationen såvel før som efter dosering af alumin_{10} blev sat i værk. Herved introduceres selvsagt en vis usikkerhed i analysen, men da måleperioderne har været lange, vurderes denne usikkerhed at være acceptabel.



FIGUR 6
KROM, TOTALT, I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING

Det er undladt at præsentere resultater for feltmålinger af kviksølv, da målingen heraf generelt var behæftet med stor usikkerhed.

TABEL 8
TOTALE OG OPLØSTE KONCENTRATIONER AF ELEMENTER I TILLØB OG UDLØB SAMT EFFEKT AF DOSERING AF ALUMIN_{10}

Totalt indhold af elementer:	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	P	Pb	Zn
Tilløb [$\mu\text{g L}^{-1}$]	2184	0,34	5,15	11,21	4008	9,30	362,5	9,25	179,5
Udløb før tilsætning [$\mu\text{g L}^{-1}$]	1012	0,29	2,66	7,06	4265	4,65	280,8	3,12	114,9
Udløb efter tilsætning [$\mu\text{g L}^{-1}$]	390	0,05	0,82	3,89	1092	2,05	100,1	1,99	35,0
Renseeffekt før tilsætning	54%	16%	48%	37%	-6%	50%	23%	66%	36%
Renseeffekt efter tilsætning	82%	85%	84%	65%	73%	78%	72%	78%	80%

Opløst indhold af elementer:	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	P	Pb	Zn
Tilløb [$\mu\text{g L}^{-1}$]	290	0,15	1,60	6,10	48,2	3,97	39,69	0,05	59,4
Udløb før tilsætning [$\mu\text{g L}^{-1}$]	258	0,13	0,85	4,39	100,7	2,87	13,98	0,88	34,76
Udløb efter tilsætning [$\mu\text{g L}^{-1}$]	50	0,05	0,23	2,75	44,3	1,61	34,87	0,79	7,00
Renseeffekt før tilsætning	11%	14%	47%	28%	-109%	28%	65%	-1657%	41%
Renseeffekt efter tilsætning	83%	68%	85%	55%	8%	59%	12%	-1479%	88%

Sammenligner man på denne måde niveauet for tilløbet til bassinet med niveauet for udløb ses, at doseringen af `alumin_10` havde en klar effekt på samtlige forureningskomponenter (Tabel 8). For bly samt for opløst jern var effekten dog beskeden. For opløst fosfor var effekten af doseringen negativ. Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at den målte tilløbskoncentration af opløst fosfor på $40 \mu\text{g L}^{-1}$ var meget lav i forhold til, hvad der typisk ses i afstrømmet regnvand – især set i lyset af, at totalt fosfor lå på et typisk niveau.

Ud over de viste målinger har der været udført enkelte stikprøvemålinger af PAH og pesticider. Analyserne har været udført af et akkrediteret laboratorium (Eurofins). 16-PAH efter US-EPA har været målt i indløb og udløb for 8 prøver. Prøverne blev udtaget i tilløbsrøret og i udløbsrøret fra bassinet. Generelt var PAH indholdet lavt, og typisk under detektionsgrænsen. Der blev derfor ikke udført yderligere feltmålinger heraf (Bilag 7).

Pesticider har været målt i indløb og udløb for 2 prøver. Prøverne blev udtaget i tilløbsrøret og i udløbsrøret fra bassinet. Der blev analyseret for i alt 24 pesticider, af hvilke de 11 forekom i en eller flere prøver i koncentrationer over detektionsgrænsen (Bilag 7). Prøveomfanget var for beskeden til at give indtryk af bassinets renseeffekt overfor denne gruppe af stoffer. Det pesticid der blev fundet i højest koncentration var glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Glyphosat er det aktive stof i det populære ukrudtsmiddel Roundup, og anvendelse heraf i oplandet er formentlig årsagen til dette stofs tilstedevær. Andre pesticider forekom sporadisk og oftest i koncentrationer under grænseværdien for pesticidindhold i grundvand.

6.1 Drift og vedligehold af feltudstyr

Samlet set viste valget af flowproportional dosering af `alumin_10` i tilløbet sig at være en effektiv strategi til at nedbringe indholdet af en lang række uønskede stoffer i det afstrømmede regnvand. Den praktiske tilgang med at dosere vandføringsvægtet var dog mere problematisk end som så, idet det var forbundet med en del drift og vedligehold at operere den valgte flowmåler. Efter udskiftning af ISCO flowmåler til en flowmåler af fabrikat Greyline, og tilpasning af udstyr i øvrigt, fungerede målingen dog driftsikkert i mange måneder.

Et andet praktisk problem relaterede sig til driften af doseringsudstyret, idet afstanden fra kemikalietank med doseringspumpe til selve doseringsstedet var cirka 100 m. Doseringsslangen måtte udskiftes en enkelt gang under forsøget, idet der forekom udkrystalliseringer i slangen.

Doseringen af `alumin_10` foregik i det delvist fyldte tilløbsrør, hvilket burde have været undgået. Dette skete af praktiske årsager, idet afstanden mellem kemikalietanken og doseringspunktet ellers ville have været endnu længere. Bekymringen om at det doserede kemikalie ikke ville blive opblandet ordentligt under disse forhold holdt ikke stik, idet kemikaliet havde god effekt på de problematiske stoffer (Tabel 8). Dog må det formodes, at en dosering på et sted i systemet uden tilbagesugning havde været bedre.

7. Design anbefalinger

Fældningsteknologi for videregående rensning af afstrømmet regnvand er en teknologi under udvikling. De forsøg og den feltafprøvning der er afrapporteret i nærværende rapport, er en af de få systematiske undersøgelser af denne teknologi (se også afsnit 3). Anbefalingerne til design givet i dette kapitel 7 hviler derfor på et beskedent grundlag, og må ikke opfattes som endelige. I stedet skal de ses som et skridt i en udvikling mod et mere solidt designgrundlag.

Potentielt kan man anvende en række forskellige fældningskemikalier til videregående rensning af regnvand. Nærværende undersøgelser, såvel som den erfaring, der er rapporteret i litteraturen, viser dog tydeligt, at der er stor forskel på, hvor effektive de enkelte kemikalier er. Det er tydeligt, at forskellige kemikalier har forskellig effekt overfor forskellige forureningskomponenter. Ydermere må man antage, at et fældningskemikalies effekt vil afhænge af forhold som pH, alkalinitet, ionstyrke og indhold af organisk stof i regnvandet. Med andre ord, et givet fældningskemikalie vil potentielt kunne have forskellig effekt på regnvand afstrømmet i forskellige oplande.

Laboratorieforsøgene (afsnit 5) tyder på, at de fældningskemikalier baseret på aluminium har fortrin frem for jernbaserede kemikalier. Dette udsagn styrkes af erfaringer rapporteret i litteraturen (afsnit 3). Man skal dog næppe på det foreliggende grundlag helt afskrive jernbaserede fældningskemikalier. Man bør dog være opmærksom på et potentielt højt indhold af uønskede tungmetaller i disse kemikalier (Tabel 3).

Doseringen af kemikaliet sker bedst i tilløbet til bassinet, og helst under så høj turbulens som muligt. En doseret koncentration på linje med hvad der blev undersøgt i nærværende projekt, altså i intervallet 2-6 g Al m⁻³, er formentlig et passende valg. Med udgangspunkt i erfaringerne fra feltforsøgene, anbefales en dosering i den nedre ende af det nævnte interval.

Omkostningerne ved fældning med metallsalte knytter sig dels til driften af udstyret, og dels til forbrug af fældningskemikalie. I nærværende undersøgelse har langt den største omkostning været knyttet til driften af udstyret, idet kemikalieforbruget på årsbasis har været beskedent (240 L over 11 måneder). Selv ved en højere dosis vil kemikalieforbruget til behandling af regnvandet være beskedent, og for et bassin som det undersøgte være på under en palletank per år. Regner man fx med en pris for aktivt aluminium på 16 kr/(kg Al), og med en dosering på 3 g Al/m³, fås at forbruget af fældningskemikalier per m³ afstrømmet regnvand beløber sig til 5 ører.

8. Konklusion

Fire fældningskemikalier blev undersøgt i laboratorieforsøg, og det mest lovende blev anvendt til fuldskalforsøg med opgradering af et vådt regnvandsbassin til videregående rensning. Af de undersøgte kemikalier viste de aluminiumholdige produkter sig generelt mere egnede end de jernholdige produkter. Endvidere var det undersøgte basiske aluminiumholdige produkt en smule mere effektivt end det undersøgte sure aluminiumholdige produkt. Denne konklusion er i øvrigt i overensstemmelse med den sparsomme litteratur på området.

I laboratorieforsøgene blev der opnået en reduktion af naturligt forekommende koncentrationer af metaller og fosfor. Ved forsøg med spikning med kobber, nikkel og krom, samt med fluoranthen og anthracen viste fældningskemikalierne en tydelig effekt overfor opløste metaller. Størst reduktion sås for krom, mindre for kobber og mindst for nikkel. Overfor det to spikede PAH'er (fluoranthen og anthracen), havde ingen af de afprøvede doseringskemikalier nogen mærkbar effekt.

Laboratorieundersøgelserne viste endvidere, at de jernholdige kemikalier kunne indeholde uønskede tungmetaller i koncentrationer, der gjorde dem mindre egnede som fældningskemikalier til opgradering af våde regnvandsbassiner til videregående rensning.

På denne baggrund blev det valgt, at anvende det basiske aluminiumholdige produkt, `alumin_10` fra Remondis Production GmbH, i feltforsøgene. Resultaterne af feltforsøgene viste en tydelig effekt ved den anvendte gennemsnitlige dosering på 2 g Al m^{-3} . Således blev alle undersøgte opløste metaller (aluminium, kadmium, krom, kobber, jern, nikkel, bly og zink) markant reduceret i bassinet efter tilsætningen af `alumin_10`. Fx blev opløst kadmium reduceret med 14% før tilsætning af `alumin_10`, mens fjernelsen blev øget til 68%, når kemikallet blev tilsat. For opløst fosfor sås dog ingen reduktion. For de totale koncentrationer (opløst plus partikelbundet), sås en markant positiv effekt på alle elementer, inklusive fosfor. PAH blev også målt i et vist omfang i feltforsøgene, men det generelle koncentrationsniveau var for lavt til, at man kunne udtale sig om, hvorvidt fældningskemikallet havde en effekt herpå eller ej. Pesticider blev kun målt i enkelte stikprøver, og datagrundlagets størrelse tillader ikke nogen konklusion om teknologiens effekt overfor denne stofgruppe.

Undersøgelserne viste, at opgradering af våde regnvandsbassiner til videregående rensning ved at tilsætte et fældningskemikalie til tilløbet, er en effektiv teknologi til at nedbringe forureningsindholdet i afstrømmet regnvand. Den væsentligste mistelten ved denne teknologi er, at den kræver aktiv drift. Det vil sige, den kræver, at man driver en form for flowmåler, der styrer doseringen i tilløbet, samt at man driver en doseringsstation. Ved passende teknologiudvikling vurderes dette, at kunne gøres med en løbende driftsindsats svarende til, hvad der kræves for at drive en mindre pumpestation i et spildevandssystem.

Referencer

Binnie C, Kimber M (2009). Basic Water Treatment, 4th edition. ICE Publishing, ISBN 978-0-7277-3608-6

BMP Database (2011a). Categorical Summary of BMP Performance Data for Metals Contained in the International Stormwater BMP Database. Prepared by Geosyntec Consultants, Inc. Wright Water Engineers, Inc. under Support From Water Environment Research Foundation, Federal Highway Administration, Environment and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers. August 2011. Kan downloades fra www.bmpdatabase.org, pp. 248

BMP Database (2011b). International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database Pollutant Category Summary: Metals. Prepared by Wright Water Engineers, Inc. Geosyntec Consultants, Inc. under Support From Water Environment Research Foundation, Federal Highway Administration, Environment and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers. August 2011. Kan downloades fra www.bmpdatabase.org, pp. 64

Boers P, Does J, Quaak M, Vlugt J, Walker P (1992). Fixation of phosphorus in lake sediments using iron(III)chloride: experiences, expectations. *Hydrobiologica*, 233(1-3): 211-212

Center for Watershed Protection (2001). Georgia Stormwater Management Manual, Volume Two, Technical Handbook. <http://www.georgiastormwater.com/>

Center for Watershed Protection (2009). Coastal Stormwater Supplement to the Georgia Stormwater Management Manual. First Edition, April 2009. <http://www.georgiastormwater.com/>

Debo TN, Reese A (2003). Municipal Stormwater Management, Second Edition. CRC press, Print ISBN: 978-1-56670-584-4

Federal Highway Administration (1996). Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality. US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Report number FHWA-PD-96-032

Gibbons MK, Gagnon GA (2011). Understanding removal of phosphate or arsenate onto water treatment residual solids. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3): 1916-1923

Gillberg L, Eger L, Jepsen S-E (1990). The effect of five coagulants on the concentration and distribution of small particles in sewage water. In *Chemical Water and Wastewater Treatment*, HH Hahn and R Klute (Eds.), Springer Verlag Berlin Heidelberg

Hansen J, Reitzel K, Jensen HS, Andersen FØ (2003). Effects of aluminium, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorous release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia*, 492(1-3): 139-149

Hvitved-Jacobsen T, Vollertsen J, Nielsen A H (2010). Urban and Highway Stormwater Pollution – Concepts and Engineering. CRC Press/Taylor & Francis Group, pp 347, ISBN: 978-1-4398-2685-0

Jernelöv A (1971). P reduction in lakes by precipitation with aluminum sulphate. 5th International Water Pollution Research Conference. Pergamon Press, New York

Kjølholt J, Arnbjerg-Nielsen K, Olsen D, Jørgensen KR (2011). Nøgletal for miljøfarlige stoffer i spildevand fra rensesanlæg – på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2009.

Minnesota Pollution Control Agency (2008). Minnesota Stormwater Manual. <http://www.cwp.org/>

Naturstyrelsen (2011). Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Sara Egemose, Henning S. Jensen, Kasper Reitzel, rapport udgivet af Naturstyrelsen, Miljøministeriet, pp. 66

New Jersey Department of Environmental Protection (2004). New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual. <http://www.njstormwater.org/>

New York State Department of Environmental Conservation (2010). New York State Stormwater Management Design Manual. Center for Watershed Protection.
<http://www.dec.ny.gov/chemical/29072.html>

Pang FM, Kumar P, Teng TT, Omar AKM, Wasewar KL (2011). Removal of lead, zinc and iron by coagulation-flocculation. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 42: 809-815

Soonthornnonda P, Christensen ER, Liu Y, Li J (2008). A washoff model for stormwater pollutants. Science of the Total Environment, 402(2-3): 248-256

Trejo-Gaytan J, Bachand P, Darby J (2006). Treatment of urban runoff at Lake Tahoe: Low-intensity chemical dosing. Water Environment Research, 78(13): 2487-2500

Vermont Agency of Natural Resources (2002). The Vermont Stormwater Management Manual. <http://www.cwp.org/>

Wium-Andersen T, Nielsen AH, Hvitved-Jakobsen T, Vollertsen J (2011). Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds. Water Science and Technology, 63(2): 503-511

Zouboulis AI, Traskas G (2005). Comparable evaluation of various commercially available aluminium-based coagulants for the treatment of surface water and for the post-treatment of urban wastewater. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 80: 1136-1147

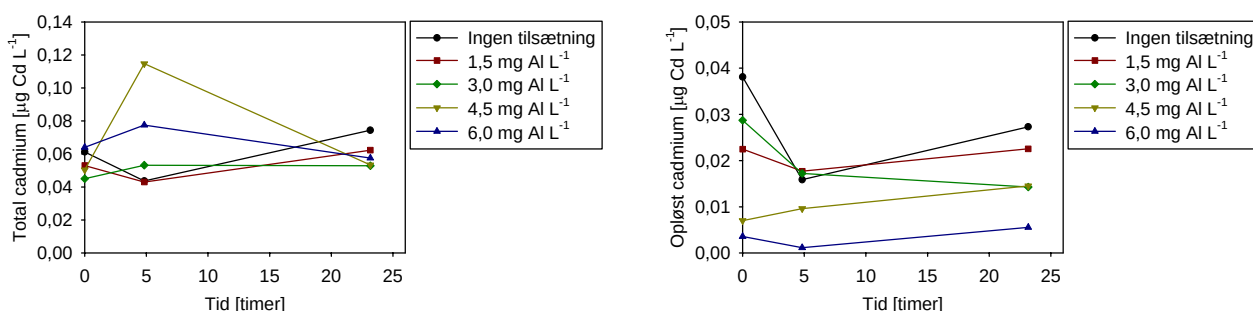
Aalborg Universitet, Aarhus Universitet, Silkeborg Forsyning A/S, Odense Vandselskab A/S, Århus Kommune (2009a). Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes

Aalborg Universitet, Aarhus Universitet, Silkeborg Forsyning A/S, Odense Vandselskab A/S, Århus Kommune (2009b). Funktion, dimensionering og drift af våde bassiner for videregående rensning af afstrømmet regnvand i byer – teknisk vejledning. Rapport for EU LIFE-TREASURE, EU LIFE2006 ENV/DK/229-TREASURE, December 2009

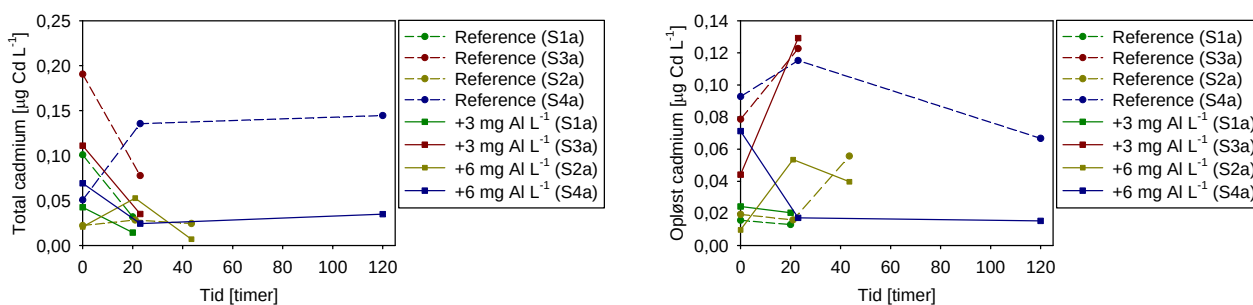
Bilag 1: Resultater fra laboratorieforsøg – alumin₁₀

Cadmium ved fældning med alumin₁₀

For cadmium var der en tydelig reduktion af den opløste fraktion, hvor tilsætning af alumin₁₀ formåede at bringe niveauet ned i det lave nanogram per liter område (Figur 7). Effekten tiltog med stigende dosering, og var mest udtalt ved den højeste dosis alumin₁₀. Total-cadmium var dog påvirket i mindre grad. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor cadmium blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 8). Samlet tyder resultaterne på, at naturligt forekommende koncentrationer af opløst cadmium nedbringes væsentligt ved denne metode.



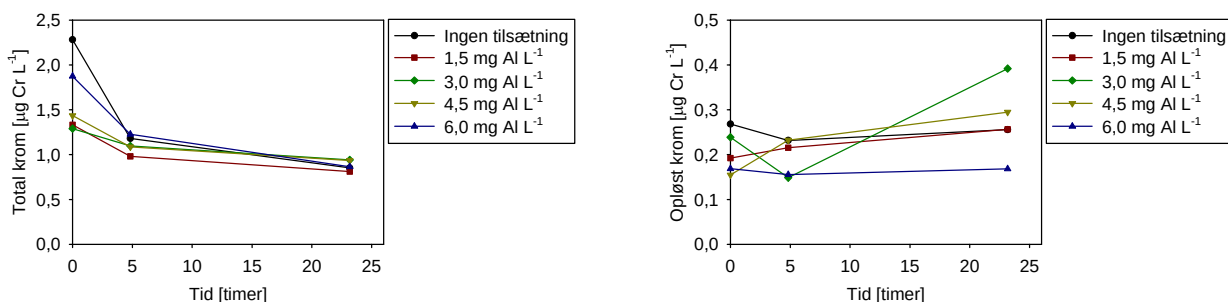
FIGUR 7
CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



FIGUR 8
CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

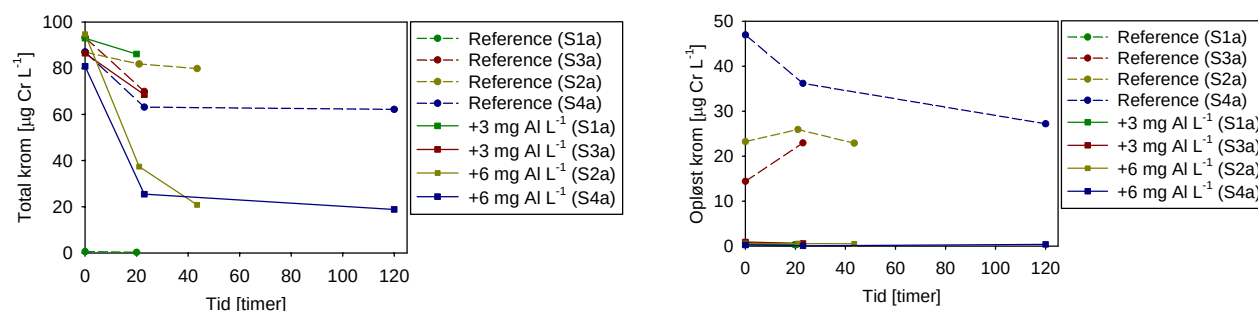
Krom ved fældning med alumin₁₀

For krom var der en svag men langtfra entydig reduktion af såvel opløst eller totalt krom ved varieret dosering (Figur 9). For forsøg med spikning af krom (Figur 10), viste dosering af alumin₁₀ sig dog at være særdeles effektiv til at nedbringe koncentrationen af opløst krom til nanogram per liter området. Doseringen havde også tydelig effekt overfor total-krom. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af krom reduceres lidt, mens et forhøjet indhold af opløst krom bringes ned i den øvre del af nanogram per liter området ved fældning med alumin₁₀.



FIGUR 9

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)

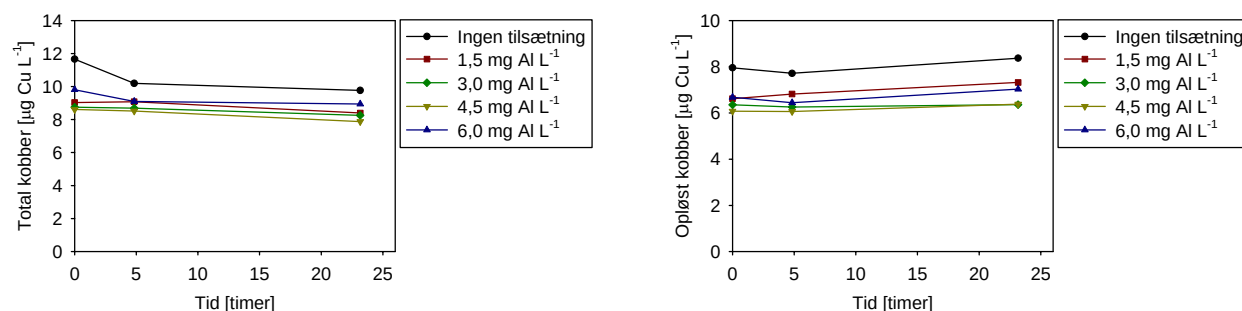


FIGUR 10

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

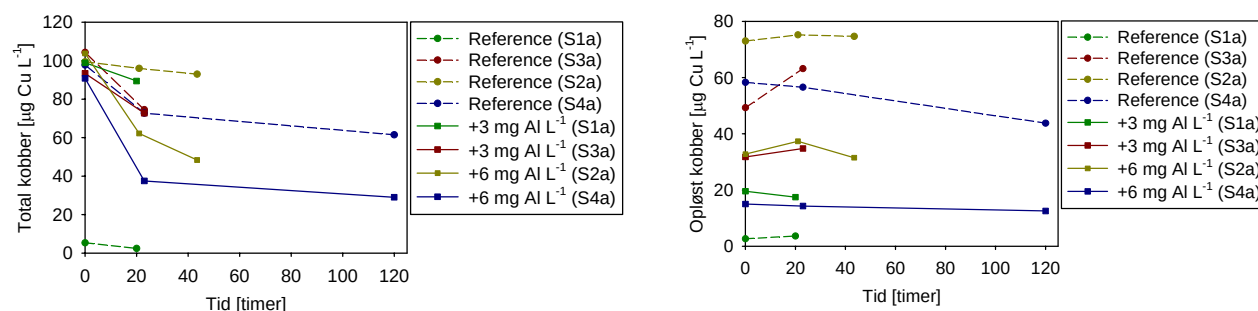
Kobber ved fældning med alumin₁₀

For kobber skete der en tydelig reduktion i såvel opløst som totalt kobber, dog var effekten ikke stor, og uafhængig af den doserede mængde alumin₁₀ (Figur 11). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med kobber, var den relative effekt større, og der var en vis tendens til øget fjernelse ved øget dosering (Figur 12). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af kobber reduceres lidt, mens et forhøjet indhold af kobber reduceres noget mere ved denne metode.



FIGUR 11

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



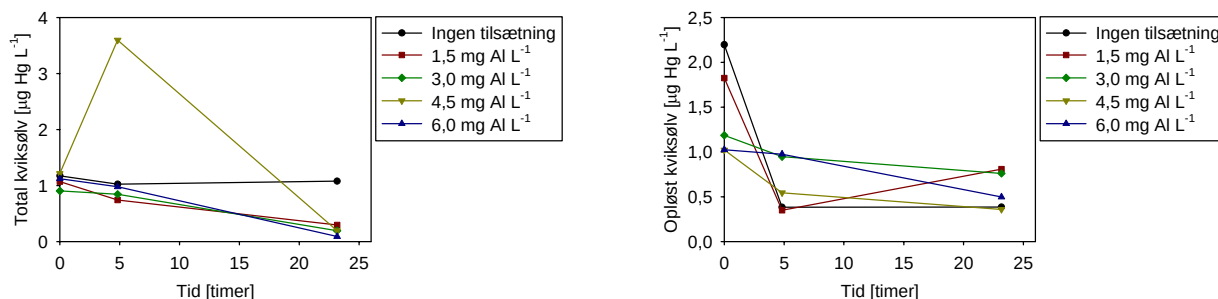
FIGUR 12

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

Kviksølv ved fældning med alumin₁₀

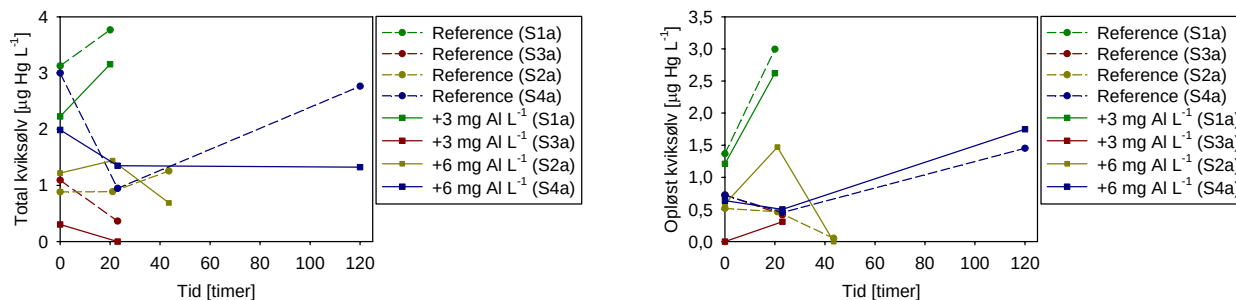
For kviksølv var billedet for alle forsøg uklart, hvilket muligvis skyldes en relativ høj analyseusikkerhed for dette element ved den anvendte analysemetode og de relativt lave koncentrationer, der blev fundet i prøverne (Figur 13 og Figur 14). Samlet tyder resultaterne på, at

et naturligt indhold af kviksølv kun påvirkes svagt ved denne metode. Effekten var større overfor totalt kviksølv en opløst kviksølv.



FIGUR 13

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)

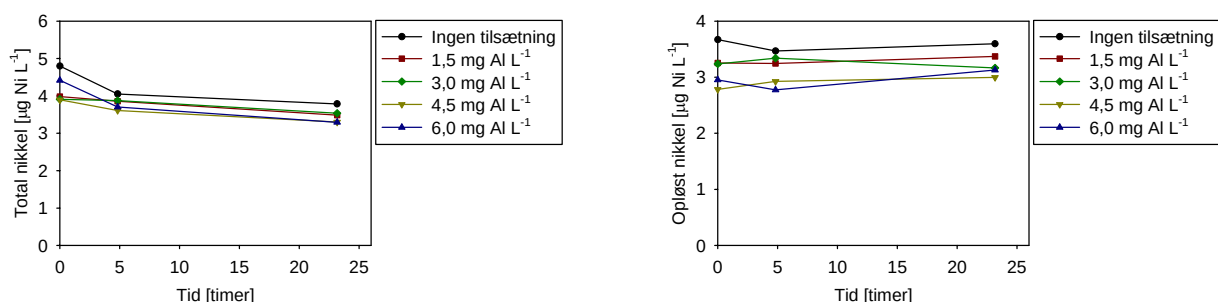


FIGUR 14

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

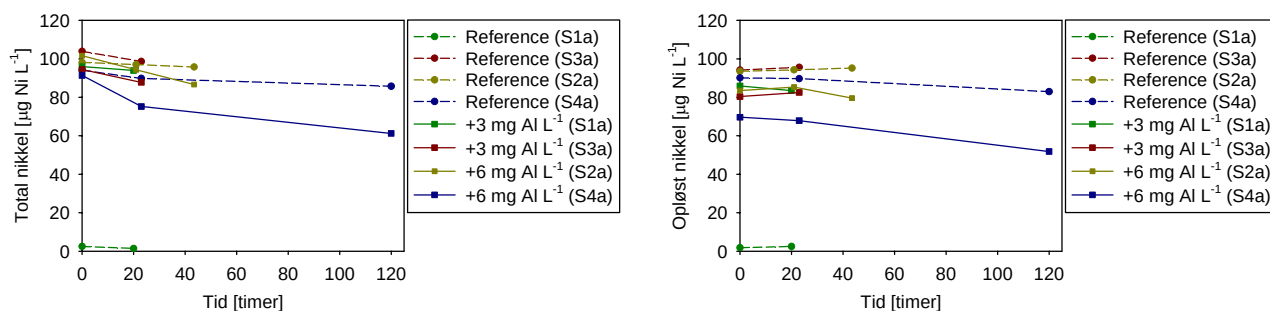
Nikkel ved fældning med alumin₁₀

For nikkel skete der en tydelig reduktion i såvel opløst som totalt nikkel. Effekten var ikke stor, men dog afhængig af den doserede mængde alumin₁₀ (Figur 15). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med nikkel, var den relative effekt større, og der var en vis tendens til øget fjernelse ved øget dosering (Figur 16). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af nikkel reduceres marginalt. Ligeledes reduceres et forhøjet indhold af nikkel kun i begrænset omfang ved denne metode.



FIGUR 15

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)

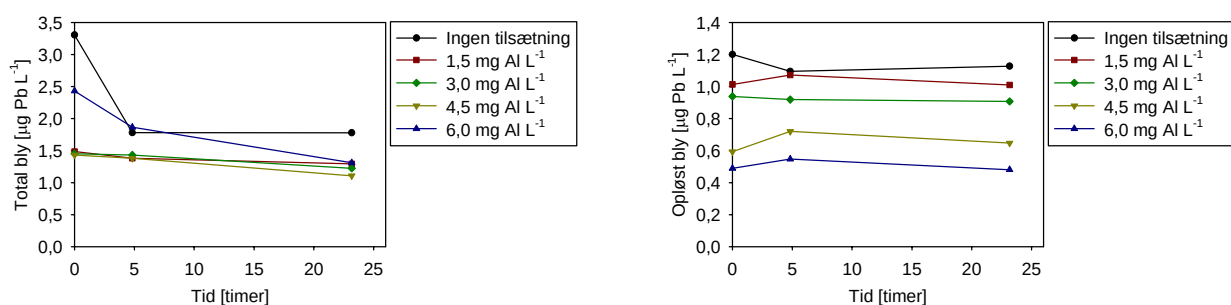


FIGUR 16

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

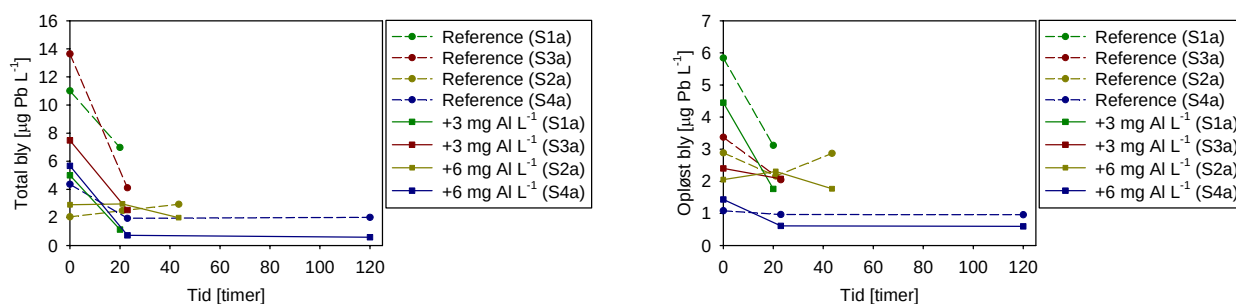
Bly ved fældning med alumin₁₀

For bly var der en tydelig reduktion af såvel opløst som totalt bly ved tilsætning af alumin₁₀ (Figur 17). Effekten tiltog med stigende dosering, og var for opløst bly mest udtalt ved den højeste dosis alumin₁₀. Total-bly var dog påvirket i mindre grad. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor bly blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 18), hvor effekten overfor totalt bly i øvrigt var mere udtalt. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af bly nedbringes væsentligt ved denne metode.



FIGUR 17

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



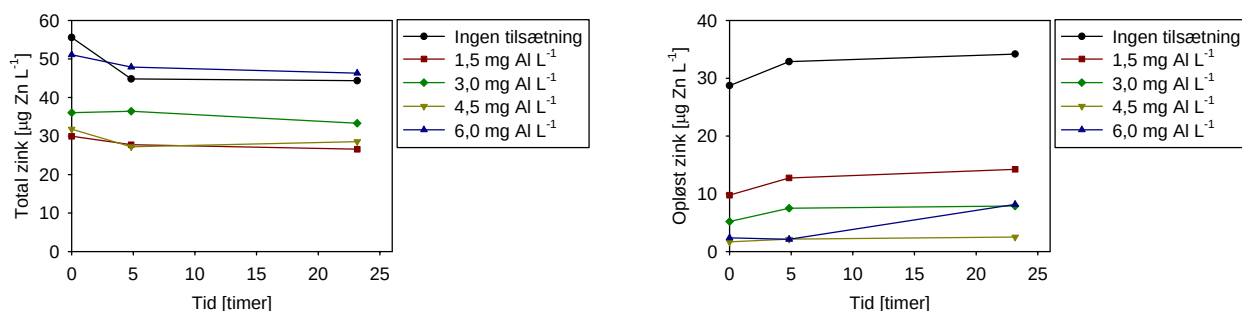
FIGUR 18

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

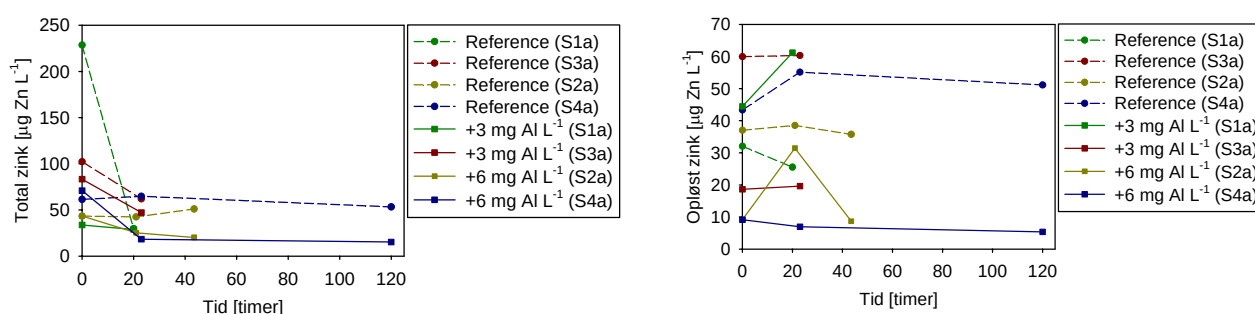
Zink ved fældning med alumin₁₀

For zink var der en markant reduktion af opløst zink, hvor tilsætning af alumin₁₀ formåede at bringe niveauet af naturligt forekommende zink ned i det lave mikrogram per liter område (Figur 19). Effekten tiltog med stigende dosering, og var mest udtalt ved den højeste dosis alumin₁₀. Billedet for total-zink var dog ringere og mere varieret. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i

virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor zink blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fædningskemikalier (Figur 20), hvor effekten overfor totalt zink i øvrigt var mere udtalt. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af zink nedbringes væsentligt ved denne metode.



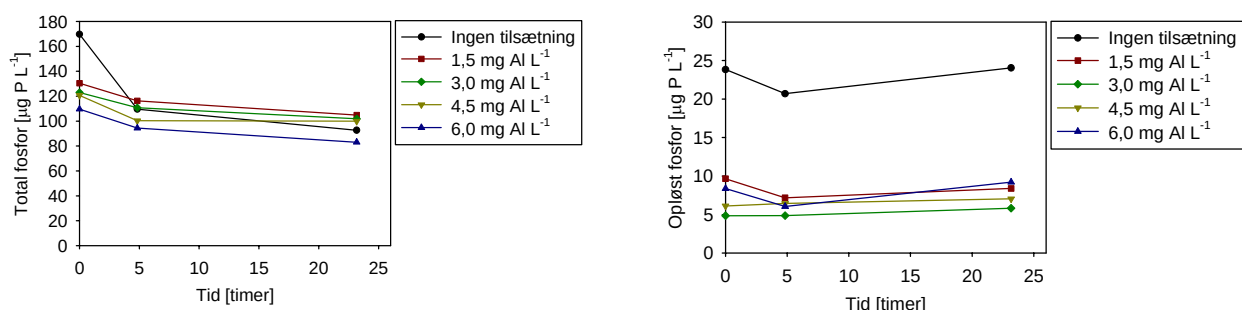
FIGUR 19
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



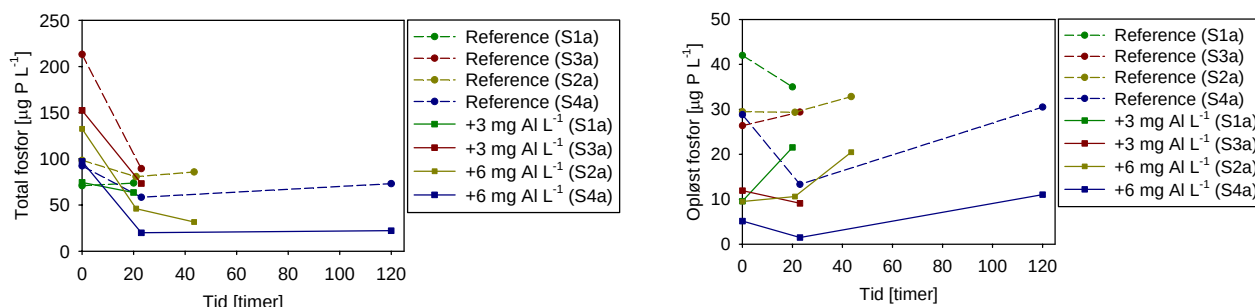
FIGUR 20
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

Fosfor ved fæddning med alumin₁₀

For fosfor var der en markant reduktion af opløst fosfor, hvor tilsætning af alumin₁₀ formåede at bringe niveauet ned i det lave mikrogram per liter område (Figur 21). Effekten overfor opløst fosfor var uafhængig af doseringen, mens effekten overfor totalt fosfor tiltog med stigende dosering af alumin₁₀. Effekten overfor total-fosfor var dog ringe. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor fosfor blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fædningskemikalier (Figur 22), hvor effekten overfor totalt fosfor i øvrigt var mere udtalt. Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af fosfor nedbringes væsentligt ved denne metode.



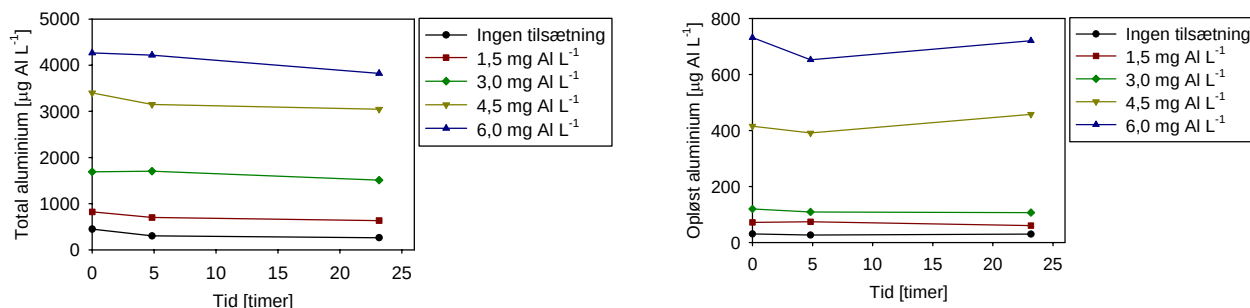
FIGUR 21
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



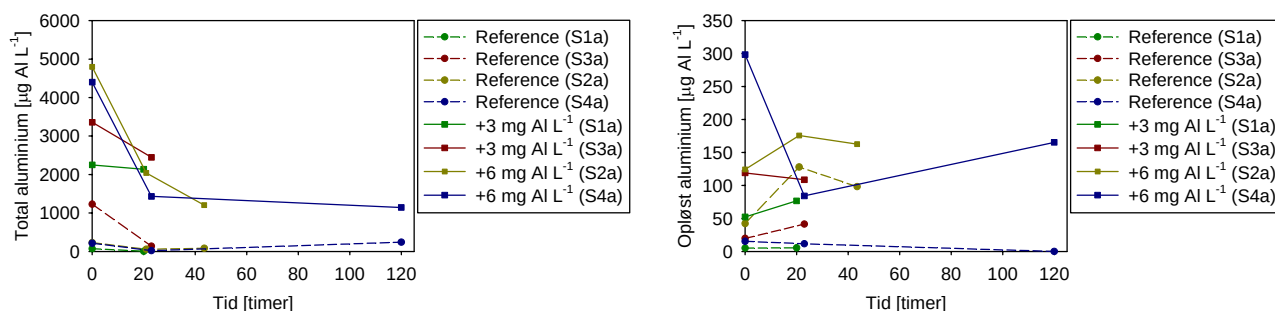
FIGUR 22
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

Aluminium ved fældning med alumin₁₀

Tilsætningen af alumin₁₀ til bassinvand fra Lemming øgede indholdet af såvel totalt som opløst aluminium, da det aktive stof i alumin₁₀ er opløst aluminium. Der sås en tydelig tendens til øget aluminium med øget dosering (Figur 23). Ved anvendelse af alumin₁₀ på forskellige vandtyper spiket med metaller (Figur 24), var billedet mindre klart, og doseringerne førte generelt til noget lavere koncentrationer. Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af aluminium øges væsentligt ved denne metode.



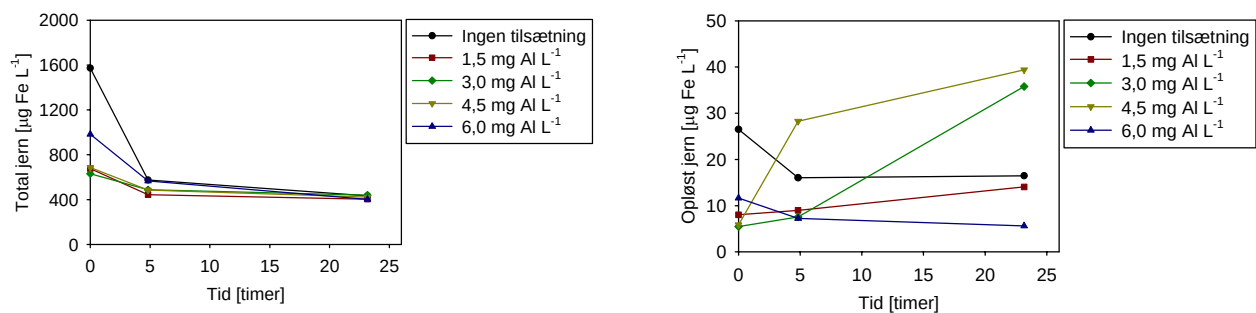
FIGUR 23
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)



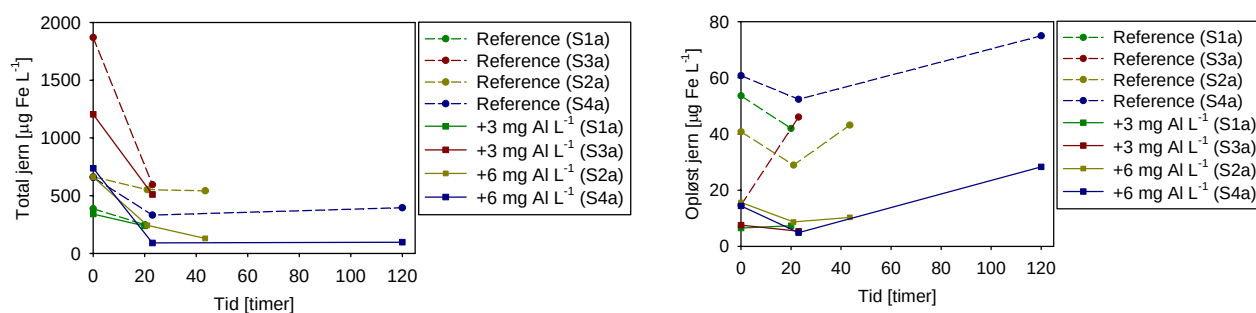
FIGUR 24
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

Jern ved fældning med alumin₁₀

For jern var billedet lidt uklart. Forsøget med varieret doseringsmængde (Figur 25) viste således beskeden eller ingen effekt. Umiddelbart efter tilsætningen førte alle de doserede alumin₁₀ doseringerne dog til en tydelig reduktion af jern. For doseringerne 1,5, 3,0 og 4,5 mg Al L⁻¹ steg koncentrationen af opløst jern dog igen i løbet af forsøgene. Forsøgene med spikning af metaller tydede på, at der var en markant effekt af tilsætningen af alumin₁₀ på såvel det opløste som det totale indhold af jern (Figur 26). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af jern reduceres ved denne metode.



FIGUR 25
JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U1, TABEL 1)

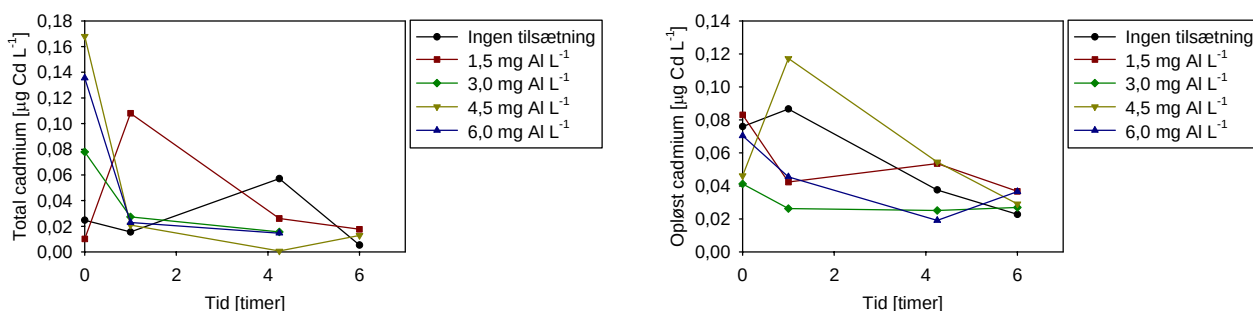


FIGUR 26
JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1A, S2A, S3A, S4A, TABEL 1)

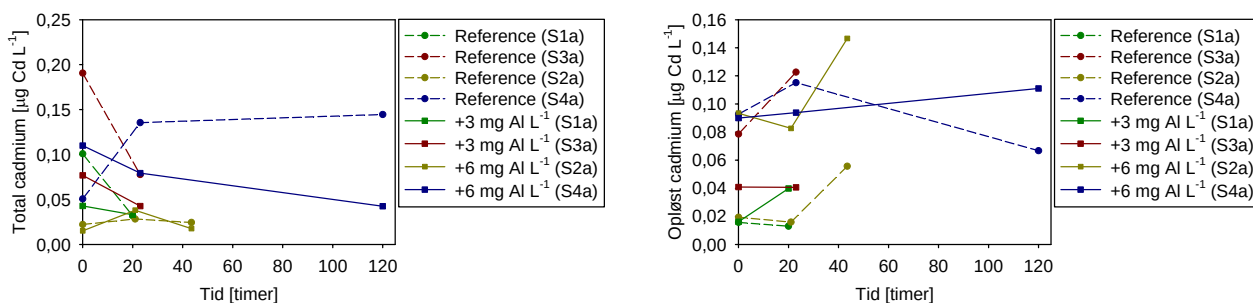
Bilag 2: Resultater fra laboratorieforsøg – PAX-XL60

Cadmium ved fældning med PAX-XL60

For cadmium sås ingen tydelig effekt på det naturligt forekommende niveau i bassin vandet. Der sås hverken en entydig effekt ved varieret koncentration af fældningskemikalie (Figur 27) eller ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 28). Samlet tyder resultaterne på, at denne metode ikke påvirker cadmium væsentligt, i alt fald ikke ved det i prøverne naturligt forekommende cadmium niveau.



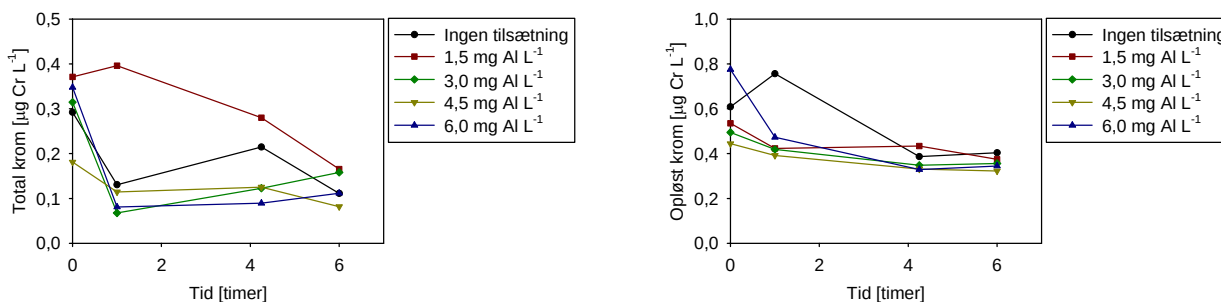
FIGUR 27
CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)



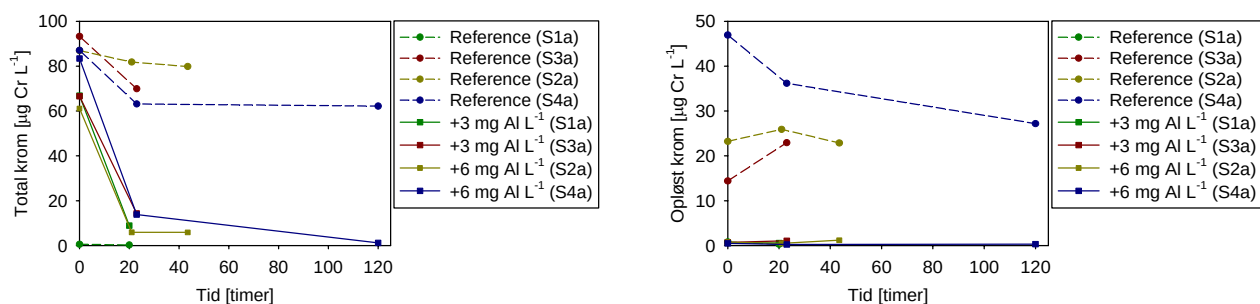
FIGUR 28
CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

Krom ved fældning med PAX-XL60

For krom var der en svag men bestemt ikke entydig reduktion af såvel opløst som totalt krom ved varieret dosering (Figur 29). For forsøg med spikning (Figur 30), viste dosering af PAX-XL60 sig dog at være særdeles effektiv til at nedbringe koncentrationen af opløst krom til nanogram per liter området, og doseringen havde også tydelig effekt overfor total-krom. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af krom kun påvirkes marginalt, mens et forhøjet indhold af opløst krom bringes ned i den øvre del af nanogram per liter området ved denne metode.



FIGUR 29
KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

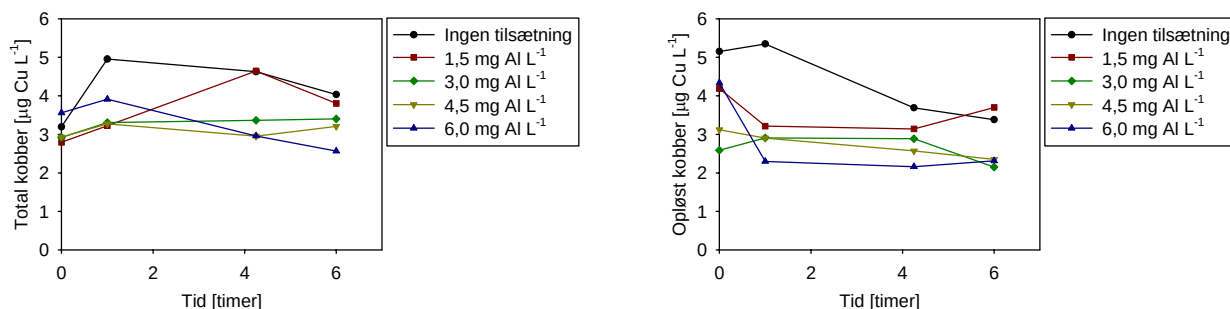


FIGUR 30

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

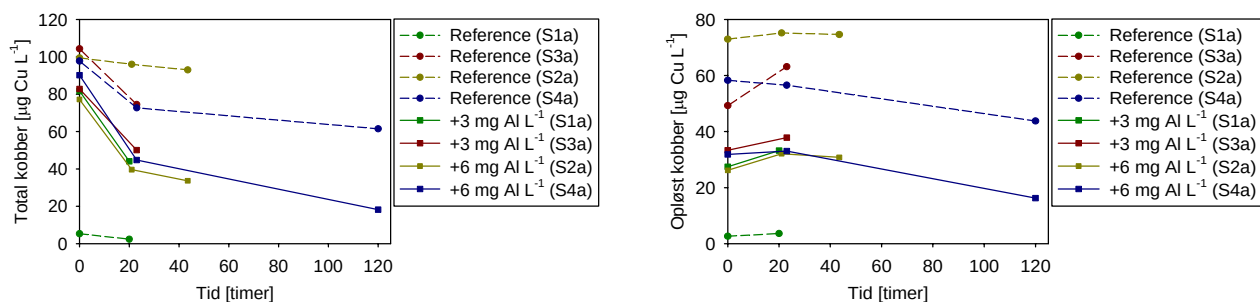
Kobber ved fældning med PAX-XL60

For kobber skete der en tydelig reduktion i såvel opløst som totalt kobber. Effekten var ikke stor, men dog afhængig af den doserede mængde PAX-XL60 (Figur 31). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med kobber, var der ligeledes en tydelig effekt, om end der ikke umiddelbart kunne ses nogen sammenhæng mellem doseret koncentration og graden af fjernelse (Figur 32). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af kobber reduceres lidt, mens et forhøjet indhold af kobber reduceres noget mere ved denne metode.



FIGUR 31

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

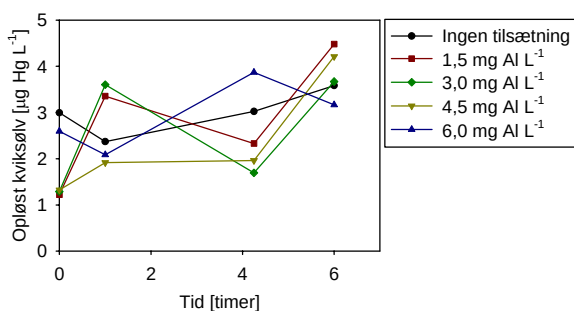
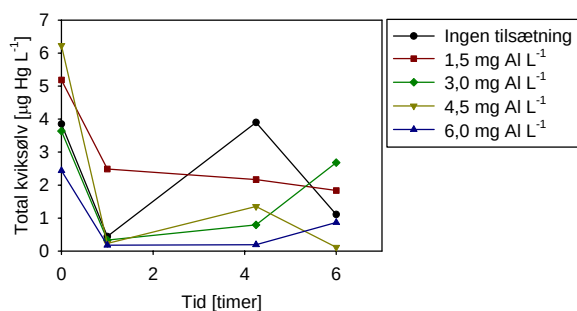


FIGUR 32

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

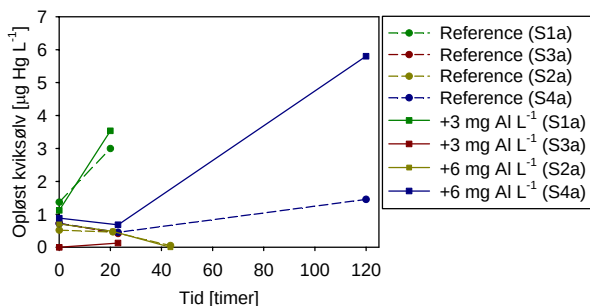
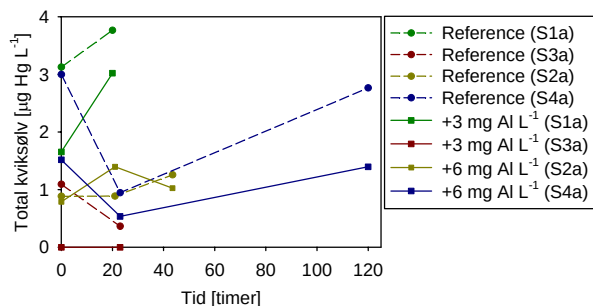
Kviksølv ved fældning med PAX-XL60

For kviksølv var billedet for alle forsøg uklart, hvilket muligvis skyldes en relativ høj analyseusikkerhed for dette element ved den anvendte analysemetode og de relativt lave koncentrationer, der blev fundet i prøverne (Figur 33 og Figur 34). For de spikede prøver og for totalt kviksølv sås dog en vis effekt af doseringen. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af opløst kviksølv ikke påvirkes ved denne metode, mens totalt kviksølv muligvis reduceres lidt.



FIGUR 33

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

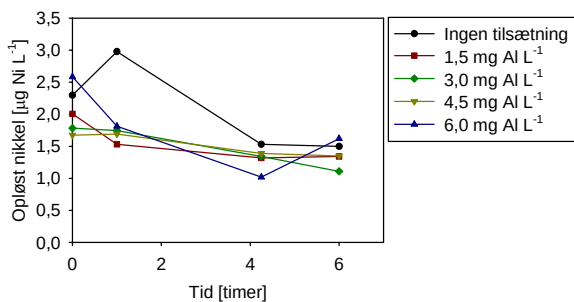
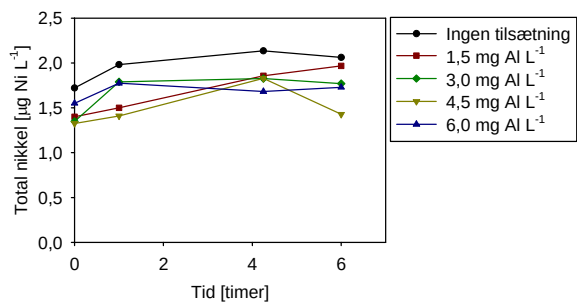


FIGUR 34

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

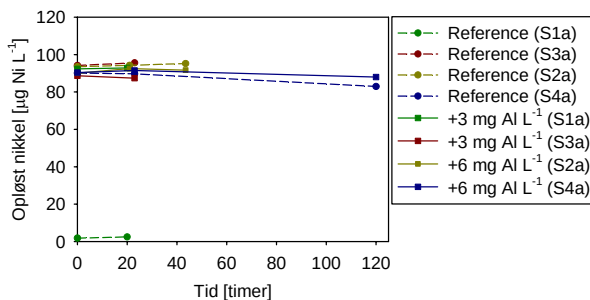
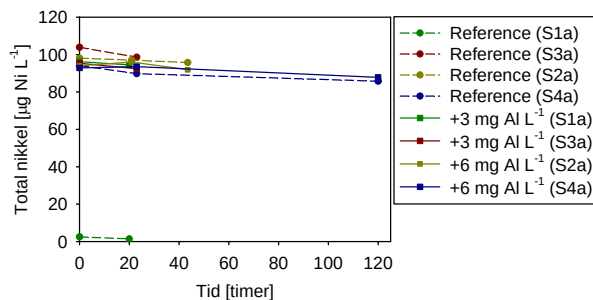
Nikkel ved fældning med PAX-XL60

For nikkel skete der en tydelig reduktion i såvel opløst som totalt nikkel. Effekten var ikke stor, og der kunne ikke ses nogen afhængighed af den doserede mængde PAX-XL60 (Figur 35). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med nikkel, var der ingen effekt af doseringen (Figur 36). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af nikkel reduceres marginalt, mens et forhøjet indhold af nikkel stort set ikke reduceres ved denne metode.



FIGUR 35

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

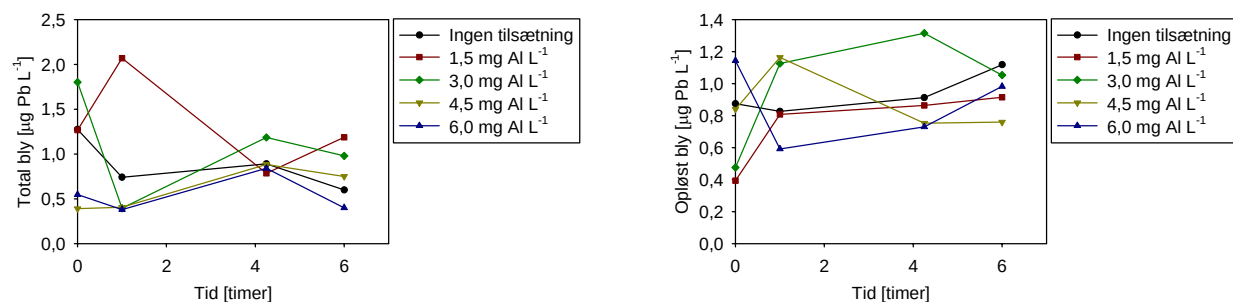


FIGUR 36

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

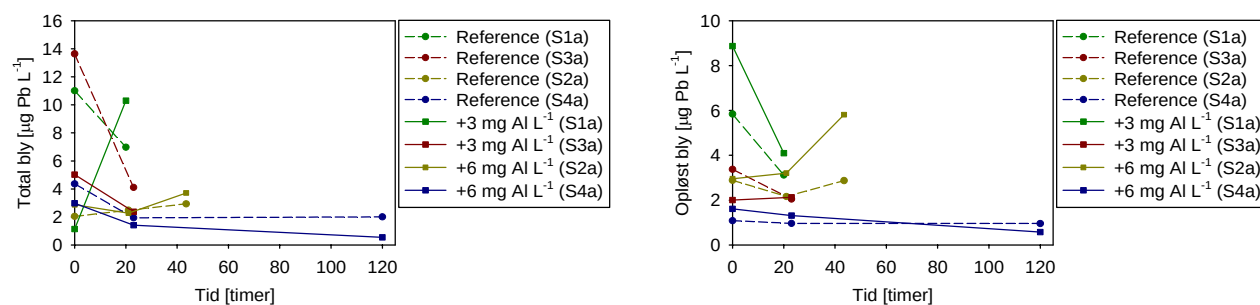
Bly ved fældning med PAX-XL60

For bly var der ingen koncentrationsafhængig reduktion ved tilsætning af PAX-XL60 (Figur 37). Koncentrationsniveauet i regnvandet var dog lavt for denne prøve, hvilket kunne forklare, at der ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 38), sås en vis reduktion af totalt bly ved højere startkoncentrationer. Opløst bly blev derimod øget. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af totalt bly nedbringes noget ved denne metode, mens opløst bly muligvis øges lidt.



FIGUR 37

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

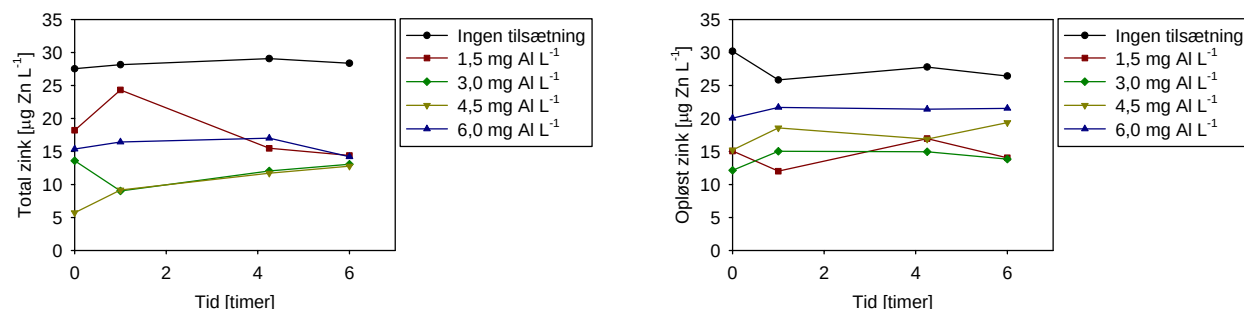


FIGUR 38

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

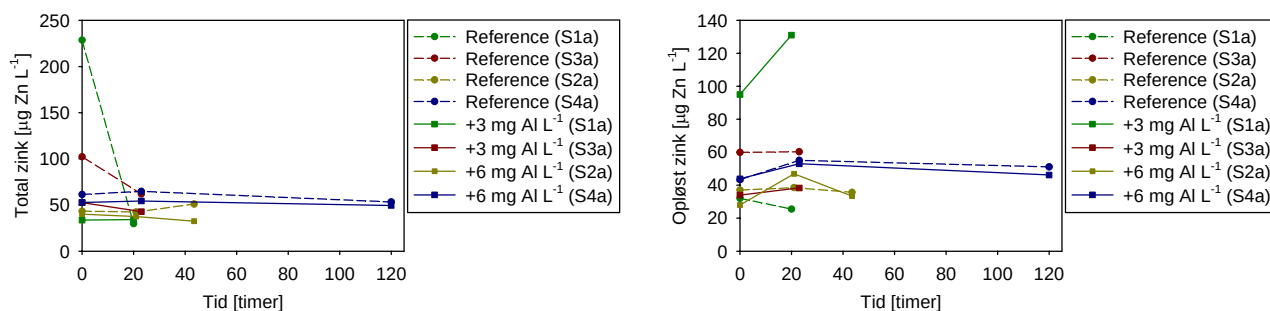
Zink ved fældning med PAX-XL60

For zink var der en væsentlig reduktion af opløst samt totalt zink ved tilsætning af PAX-XL60 (Figur 39). Effekten var dog ikke afhængig af den doserede koncentration. Effekten overfor zink blev dog ikke entydigt bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 40). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af zink nedbringes noget ved denne metode.



FIGUR 39

ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

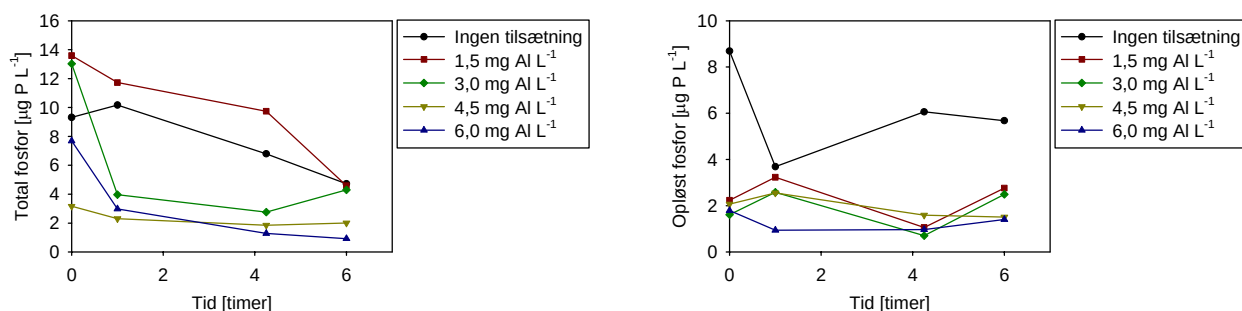


FIGUR 40

ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

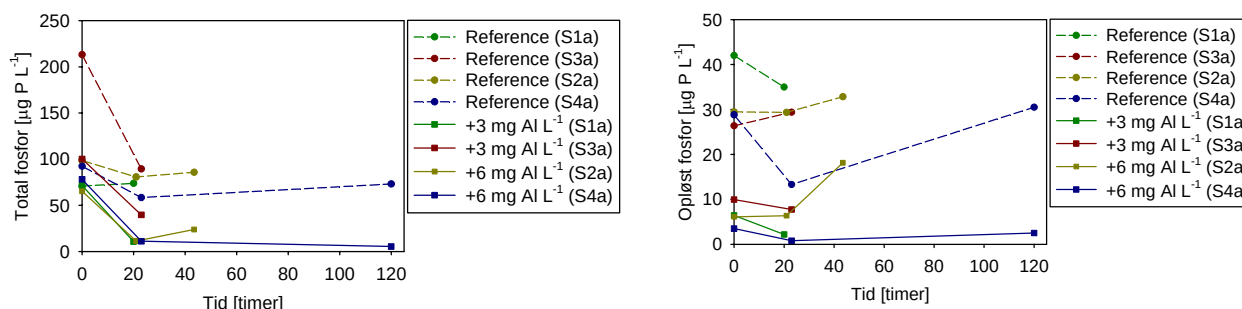
Fosfor ved fældning med PAX-XL60

For fosfor var der en markant reduktion af opløst fosfor, hvor tilsætning af PAX-XL60 formåede at bringe niveauet ned i det lave mikrogram per liter område (Figur 21). Effekten overfor opløst fosfor var uafhængig af doseringen, mens effekten overfor totalt fosfor tiltog med stigende dosering af PAX-XL60. Effekten overfor fosfor blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 22). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af fosfor nedbringes væsentligt ved denne metode.



FIGUR 41

FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

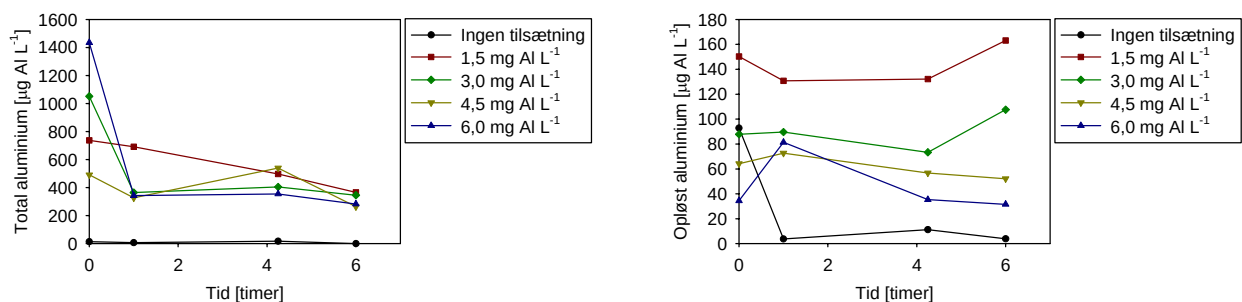


FIGUR 42

FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

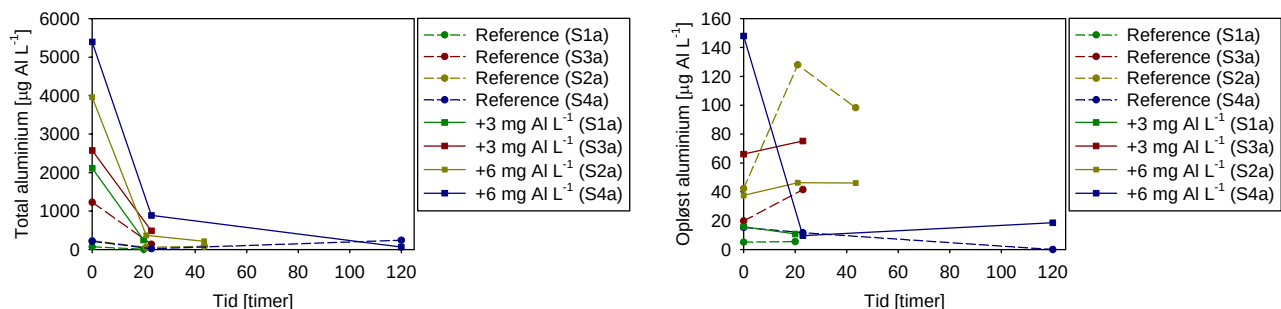
Aluminium ved fældning med PAX-XL60

Tilsætningen af PAX-XL60 til bassinvand fra Lemming øgede indholdet af såvel totalt som opløst aluminium, da det aktive stof i PAX-XL60 er opløst aluminium (Figur 43). Der sås dog ikke nogen tydelig tendens til øget aluminium med øget dosering. Ved anvendelse af PAX-XL60 på forskellige vandtyper spiket med metaller (Figur 44), sås en tydelig øgning af totalt aluminium, mens billedet for opløst aluminium var mindre klart. Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af aluminium øges ved denne metode.



FIGUR 43

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)

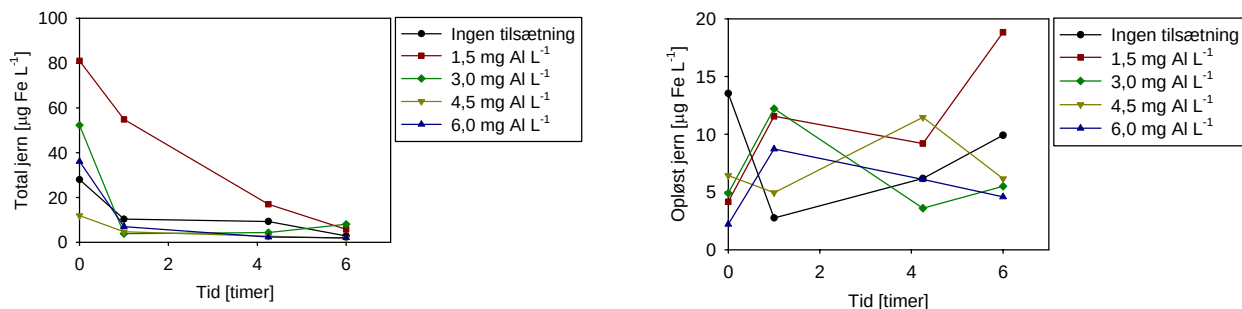


FIGUR 44

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

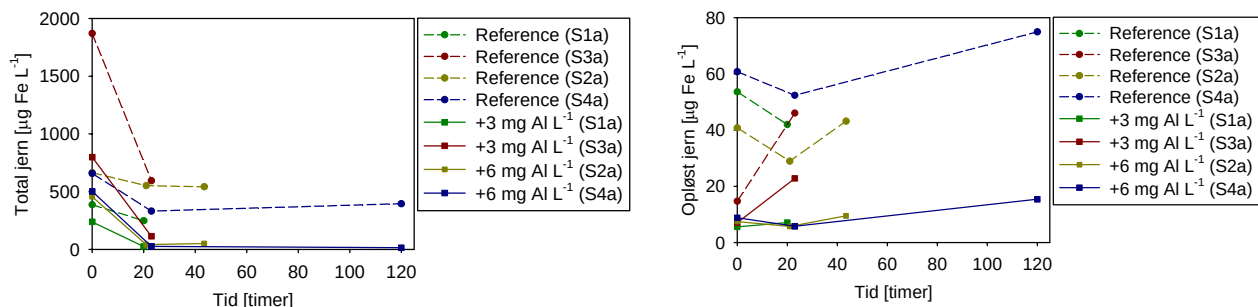
Jern ved fældning med PAX-XL60

For jern var billedet lidt uklart. Forsøget med varieret doseringsmængde (Figur 45) viste således beskeden eller ingen effekt. Koncentrationsniveauet i denne vandprøve var dog lavt, og forsøgene med spikning af metaller tydede på, at der var en markant effekt af tilsætningen af PAX-XL60 på såvel det opløste som det totale indhold af jern (Figur 46). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af jern reduceres ved denne metode.



FIGUR 45

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U2, TABEL 1)



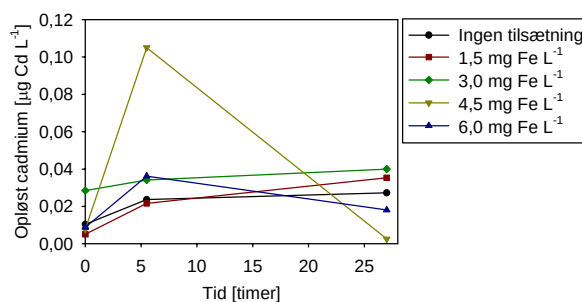
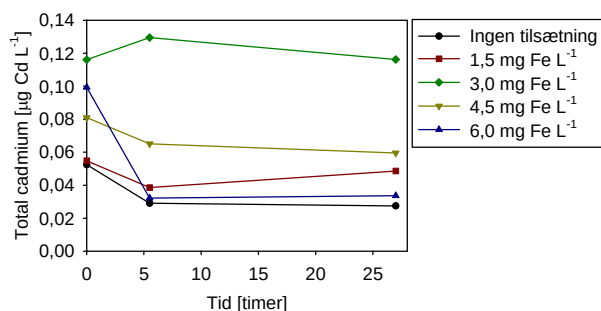
FIGUR 46

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PAX-XL60 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1C, S2C, S3C, S4C, TABEL 1)

Bilag 3: Resultater fra laboratorieforsøg – PIX-118

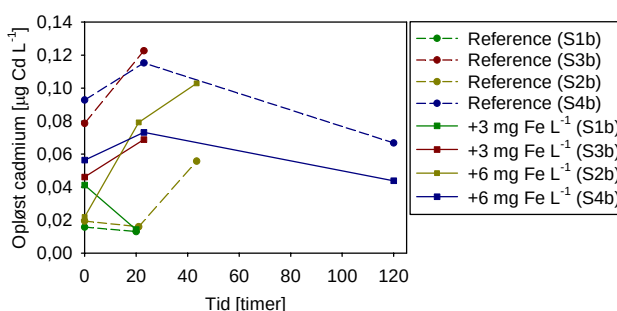
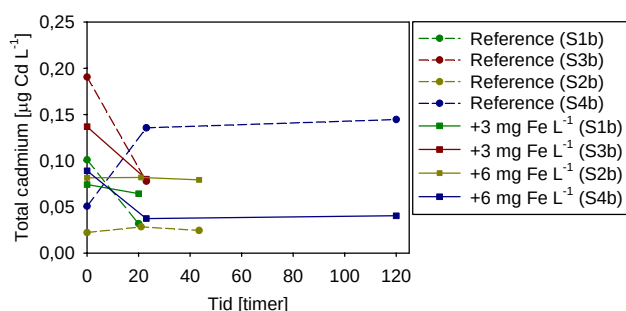
Cadmium ved fældning med PIX-118

For cadmium var billedet noget uklart. I forsøgene med variabel dosering var der en tendens til øget koncentration af totalt cadmium efter dosering. Der var dog ikke nogen tendens til, at denne øgning afhang af den doserede mængde PIX-118 (Figur 47). Overfor opløst cadmium sås der i dette forsøg ingen effekt. Effekten af doseringen på cadmium var ligeledes uklar ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 48). Samlet tyder resultaterne på, at denne metode hæver totalt cadmium en smule, men ikke påvirker opløst cadmium væsentligt. I alt fald ikke ved de i prøverne naturligt forekommende cadmium niveauer.



FIGUR 47

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1)

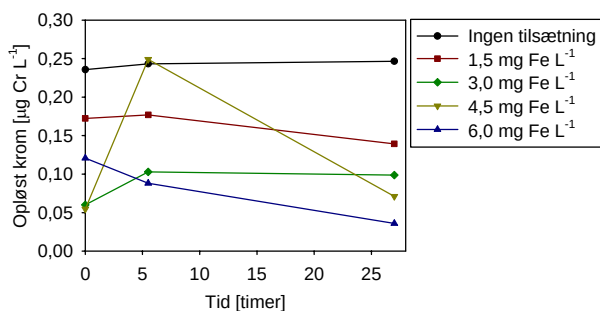
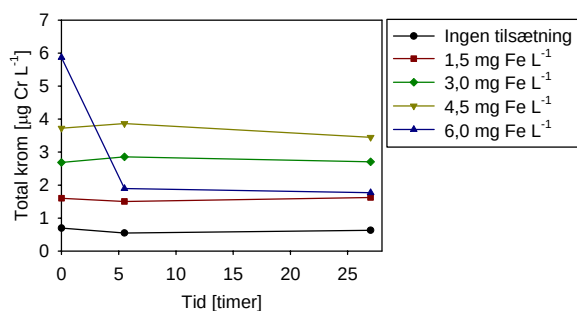


FIGUR 48

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

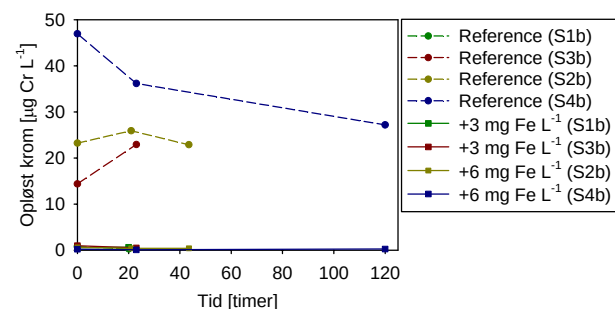
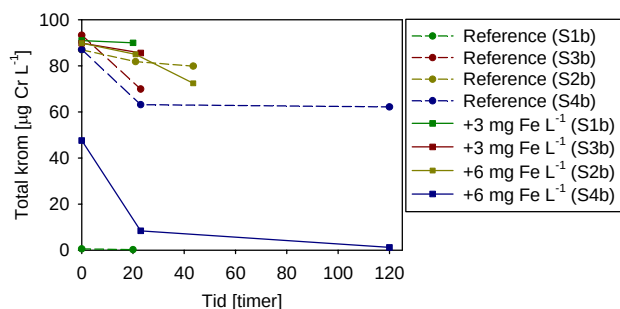
Krom ved fældning med PIX-118

For krom var der tydelig tendens til stigning i totalt krom og reduktion i opløst krom ved varieret dosering af PIX-118 (Figur 49). For forsøg med spikning (Figur 50), viste dosering af PIX-118 sig at være særdeles effektiv til at nedbringe koncentrationen af opløst krom til nanogram per liter området, og doseringen havde også vis effekt overfor totalt krom. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af opløst krom reduceres ved denne metode, mens det totale indhold øges. Et forhøjet indhold af opløst krom bringes ned i den øvre del af nanogram per liter området ved denne metode.



FIGUR 49

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U₃, TABEL 1)

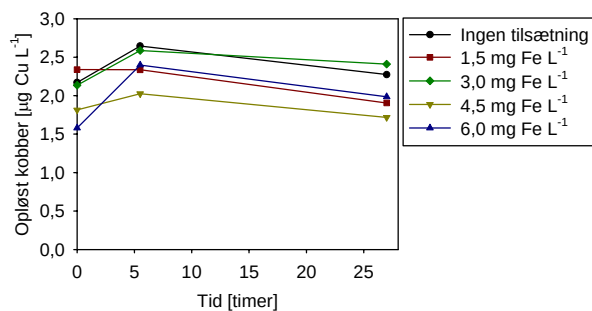
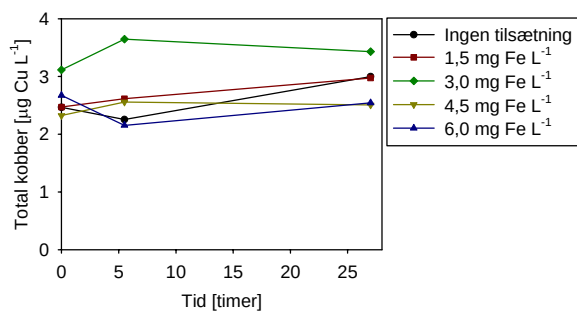


FIGUR 50

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

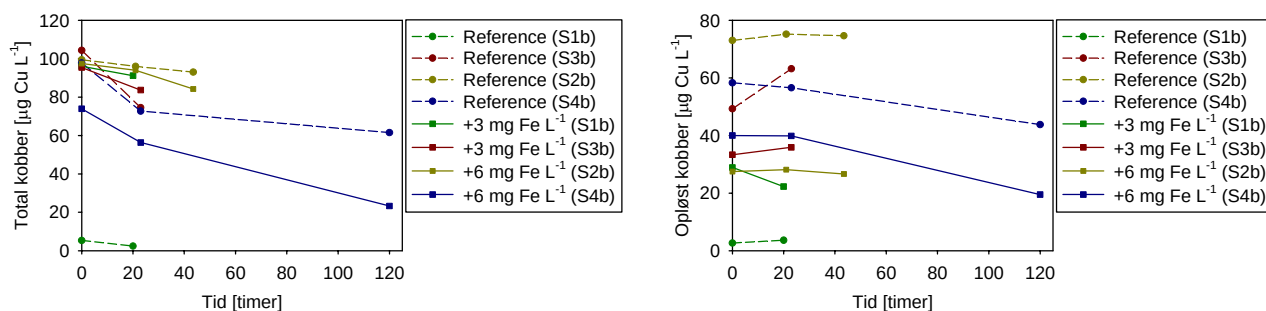
Kobber ved fældning med PIX-118

For kobber var der svag tendens til stigning i totalt kobber og lille tendens til reduktion i opløst kobber ved varieret dosering af PIX-118 (Figur 51). Effekten var dog ikke stor, og uafhængig af den doserede mængde. For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med kobber, var der en tydelig effekt af doseringen, men der var ingen klar tendens til øget fjernelse ved øget dosering (Figur 52). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af kobber ikke påvirkes, mens et forhøjet indhold af kobber reduceres noget mere ved denne metode.



FIGUR 51

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U₃, TABEL 1)

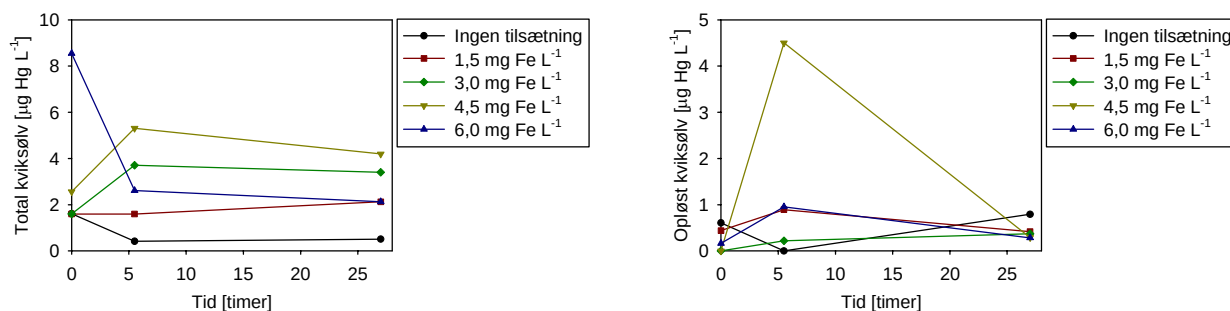


FIGUR 52

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

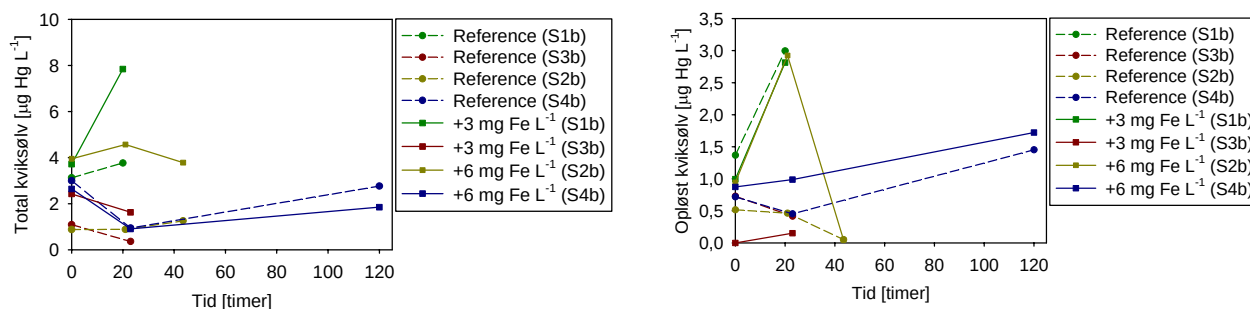
Kviksølv ved fældning med PIX-118

For kviksølv var billedet for alle den opløste fraktion uklart, hvilket muligvis skyldes en relativ høj analyseusikkerhed for dette element ved den anvendte analysemetode og de relativt lave koncentrationer, der blev fundet i prøverne (Figur 53 og Figur 54). For totalt kviksølv sås dog en stigning efter tilsætning af PIX-118 (Figur 53). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af totalt kviksølv øges ved denne metode.



FIGUR 53

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1)

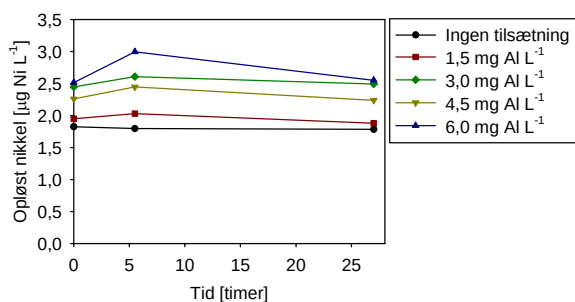
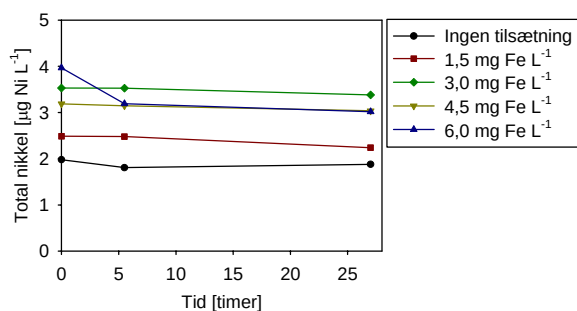


FIGUR 54

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

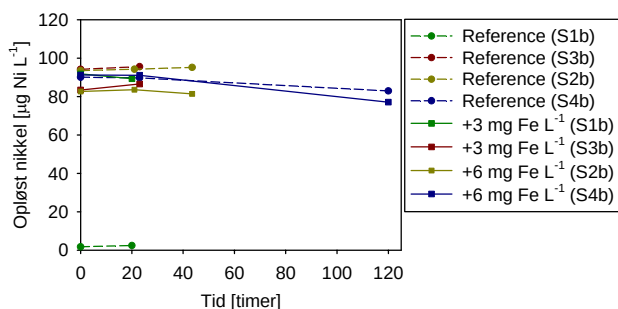
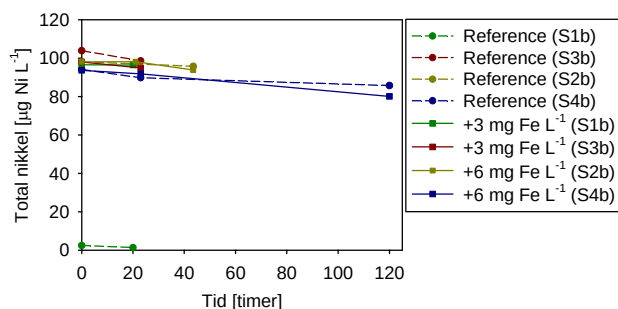
Nikkel ved fældning med PIX-118

For nikkel skete der en tydelig stigning i såvel opløst som totalt nikkel. Der sås en vis afhængig af den doserede mængde PIX-118 (Figur 55). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med nikkel, var der ingen eller kun beskednen effekt af doseringen, og der var ingen tendens til øget fjernelse ved øget dosering (Figur 56). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af nikkel øges ved tilsætningen, mens et forhøjet indhold af nikkel stort set ikke reduceres ved denne metode.



FIGUR 55

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1)

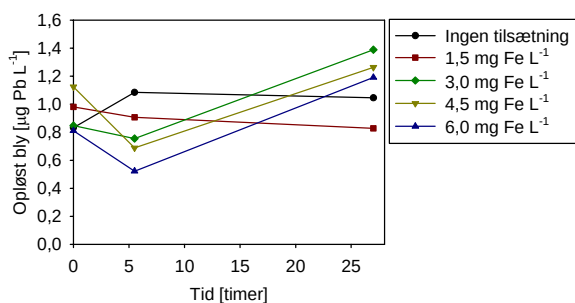
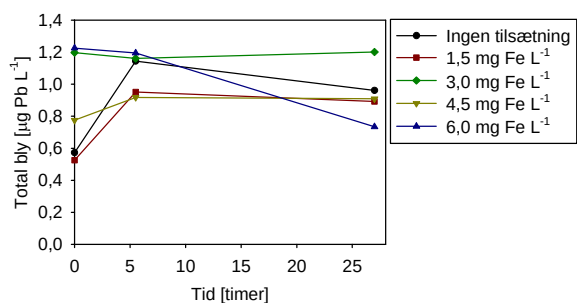


FIGUR 56

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

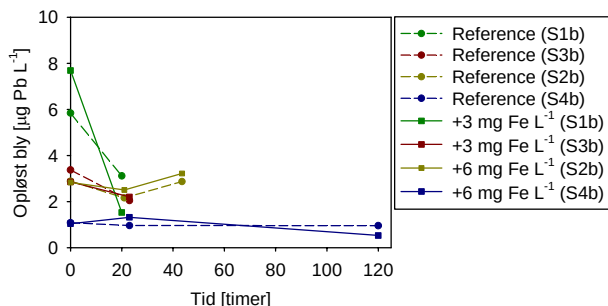
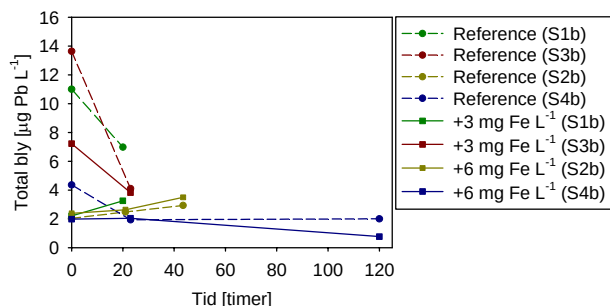
Bly ved fældning med PIX-118

For bly var der ingen tydelig reduktion af hverken opløst som totalt bly ved tilsætning af PIX-118 (Figur 57). Ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 58), sås en reduktion for enkelte af tilsætningerne, nemlig dem med de højeste bly koncentrationer. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af bly ikke nedbringes væsentligt ved denne metode.



FIGUR 57

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1)

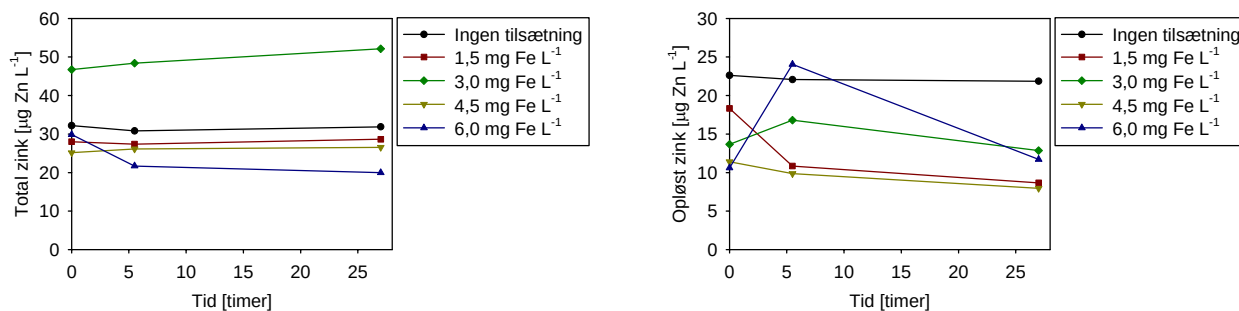


FIGUR 58

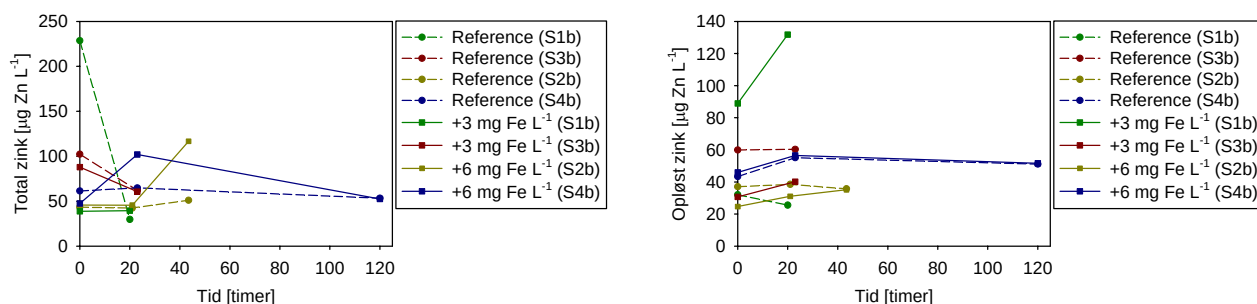
BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

Zink ved fældning med PIX-118

For zink var der en tydelig reduktion af opløst zink ved tilsætning af PIX-118 (Figur 59). Effekten var dog ikke tydeligt afhængig af den doserede koncentration, og for totalt zink ved en dosering på 3 mg Fe L⁻¹, sås en markant stigning i zink niveauet. Effekten overfor zink var heller ikke tydelig ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 60). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af opløst zink nedbringes noget ved denne metode.



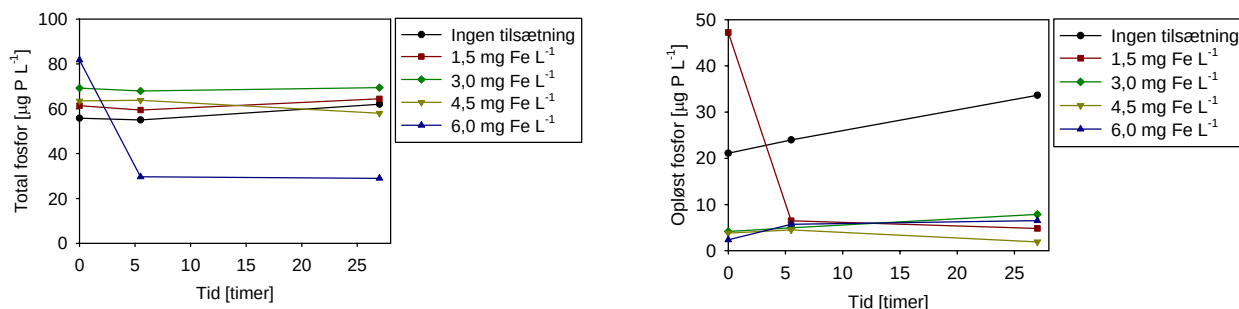
FIGUR 59
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U₃, TABEL 1)



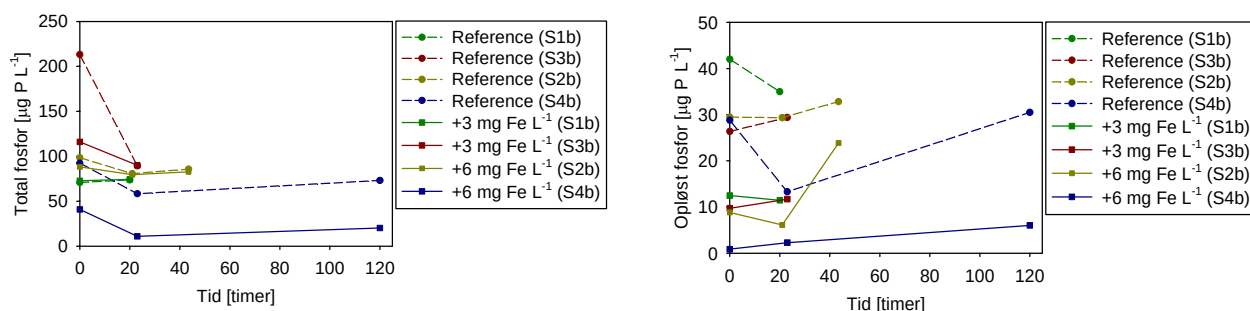
FIGUR 60
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

Fosfor ved fældning med PIX-118

For fosfor var der en markant reduktion af opløst fosfor, hvor tilsætning af PIX-118 formåede at bringe niveauet ned i det lave mikrogram per liter område (Figur 61). Effekten overfor opløst fosfor var uafhængig af doseringen. Effekten overfor totalt fosfor var uklar. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor fosfor blev bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 62). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af opløst fosfor nedbringes væsentligt ved denne metode, mens totalt fosfor reduceres lidt mindre.



FIGUR 61
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U₃, TABEL 1)

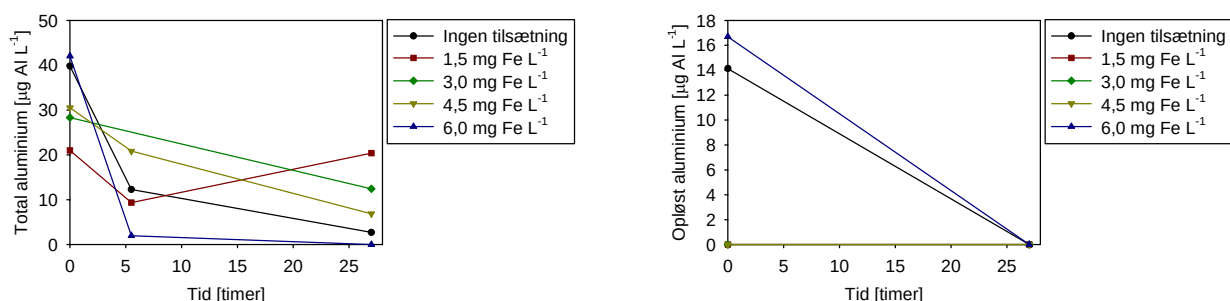


FIGUR 62

POSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

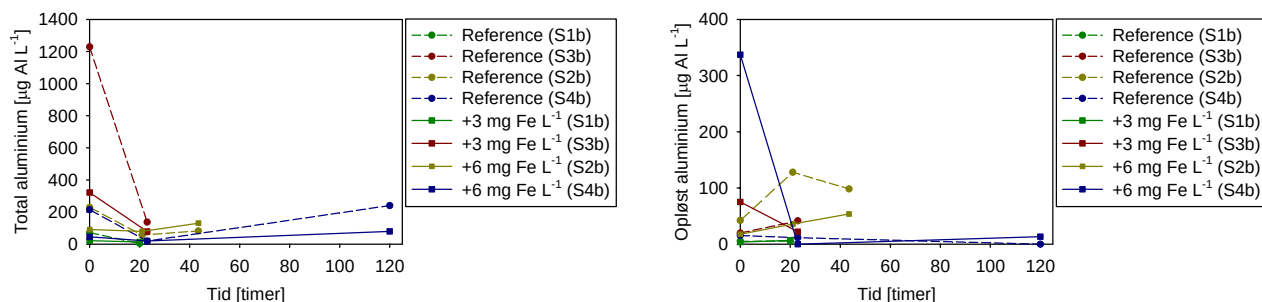
Aluminium ved fældning med PIX-118

Tilsætningen af PIX-118 til bassinvand fra Lemming gav ikke nogen tydelig reduktion af hverken opløst eller total aluminium (Figur 63 og Figur 64). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af aluminium ikke påvirkes ved denne metode.



FIGUR 63

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1). BESTEMMELSEN AF OPLØST ALUMINIUM EFTER 5,5 TIMER SAMT TOTAL EFTER 5,5 TIMER OG 3 MG FE L⁻¹ TILSÆTNING MISLYKKEDES, OG ER DERFOR UDELADET FRA GRAFEN.

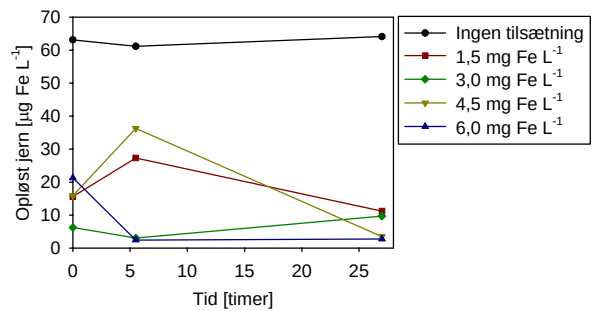
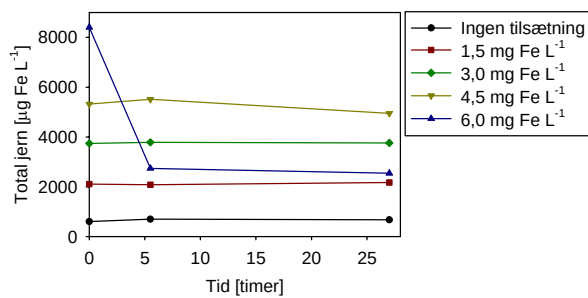


FIGUR 64

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

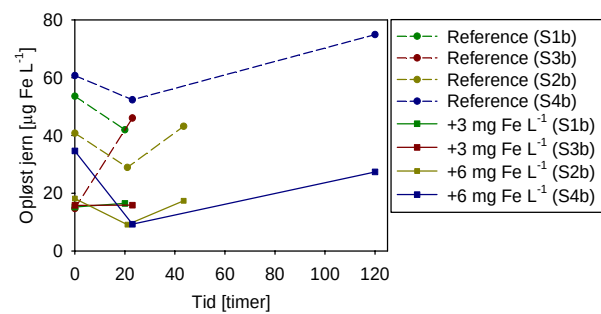
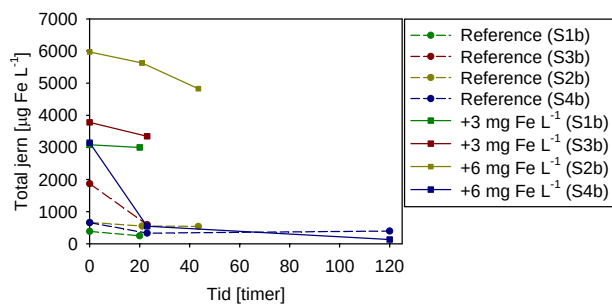
Jern ved fældning med PIX-118

Tilsætningen af PIX-118 til bassinvand fra Lemming øgede indholdet af totalt jern, da det aktive stof i PIX-118 er opløst jern. Indholdet af opløst jern blev dog reduceret væsentligt ved tilsætningen (Figur 65). Ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 66) sås ligeledes en øgning af indholdet af totalt jern og en tydelig reduktion af indholdet af opløst jern. Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af opløst jern reduceres ved denne metode, mens indholdet af totalt jern øges.



FIGUR 65

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U3, TABEL 1)



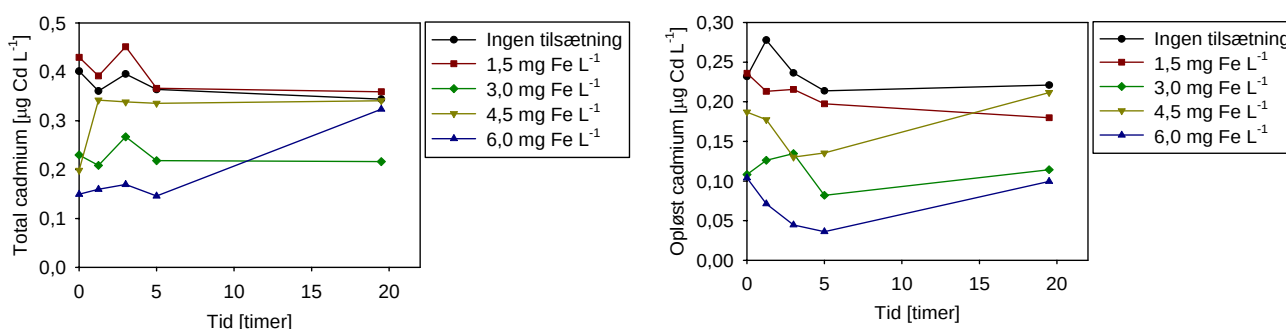
FIGUR 66

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF PIX-118 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1B, S2B, S3B, S4B, TABEL 1)

Bilag 4: Resultater fra laboratorieforsøg – FeSO₄

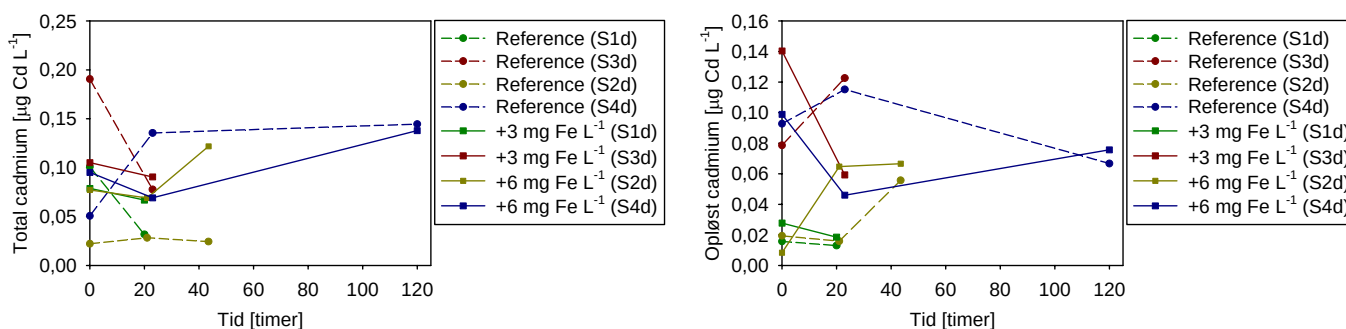
Cadmium ved fældning med FeSO₄

For cadmium var der en tydelig reduktion af opløst cadmium, hvor tilsætning af FeSO₄ formåede at reducere det naturligt forekommende niveau væsentligt (Figur 67). Effekten tiltog med stigende dosering, om end billedet her ikke var helt klart. Total-cadmium var påvirket i en lidt mindre grad. Sidstnævnte indikerer, at en del af den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor cadmium blev ikke entydigt bekræftet af forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 68). Samlet tyder resultaterne dog på, at opløst cadmium ved naturligt forekommende koncentrationer nedbringes væsentligt ved denne metode.



FIGUR 67

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FESO₄ OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)

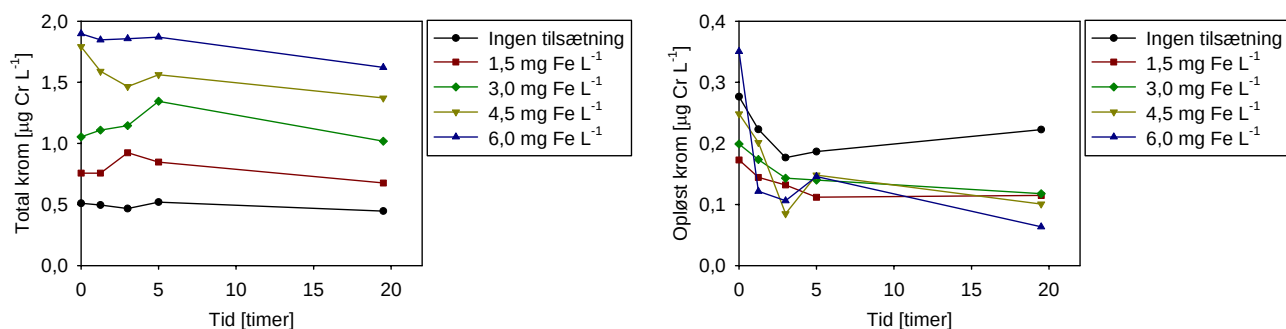


FIGUR 68

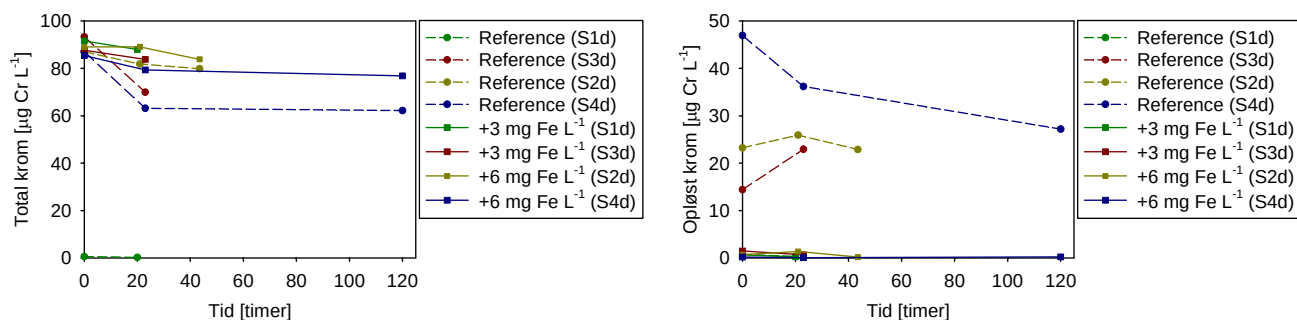
CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FESO₄ OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

Krom ved fældning med FeSO₄

For krom var der tydelig tendens til stigning i totalt krom og reduktion i opløst krom ved varieret dosering af FeSO₄ (Figur 69). For forsøg med spikning (Figur 70), viste dosering af FeSO₄ sig at være særdeles effektiv til at nedbringe koncentrationen af opløst krom til det nanogram per liter området, og doseringen havde også vis effekt overfor totalt krom. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af opløst krom reduceres ved denne metode, mens det totale indhold øges. Et forhøjet indhold af opløst krom bringes derimod ned i den øvre del af nanogram per liter området ved denne metode.



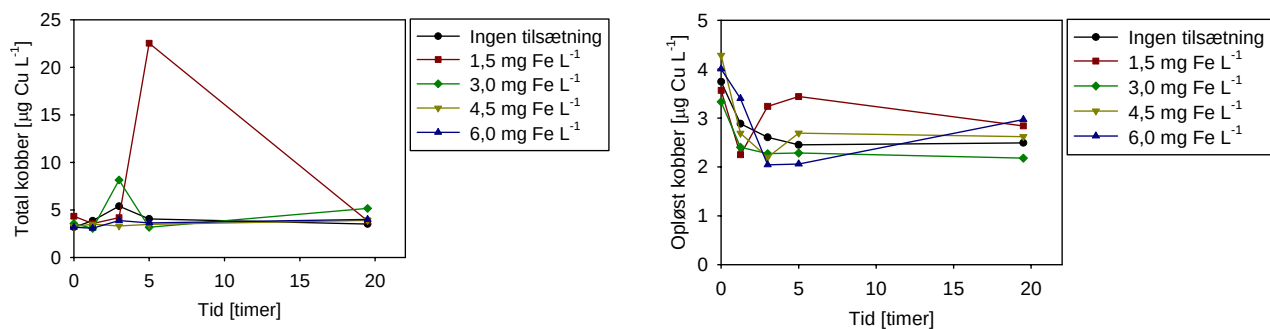
FIGUR 69
KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)



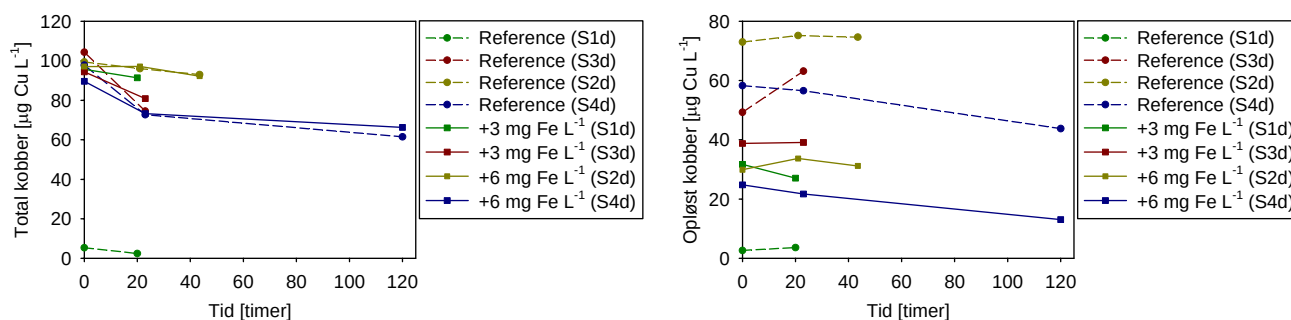
FIGUR 70
KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

Kobber ved fældning med FeSO_4

For kobber var der ingen tendens til reduktion i hverken totalt kobber eller opløst kobber ved varieret dosering af FeSO_4 (Figur 71). Årsagen til de stærkt forhøjede koncentrationer af totalt kobber ved prøvetagningen 5 timer inde i forsøget kendes ikke, men formodes at være et artefakt. For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med kobber, var der en tydelig effekt af doseringen overfor opløst kobber, og reduktionen steg med øget dosering (Figur 72). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af kobber ikke påvirkes, mens et forhøjet indhold af kobber reduceres noget mere ved denne metode.



FIGUR 71
KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)

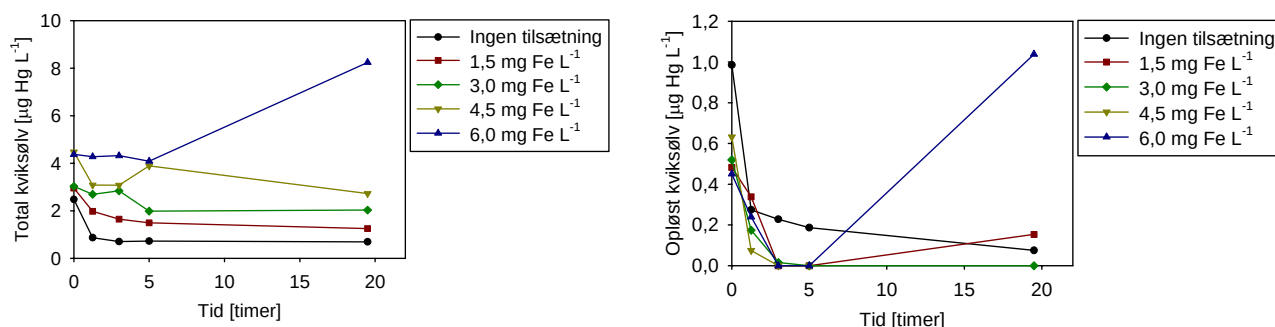


FIGUR 72

KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

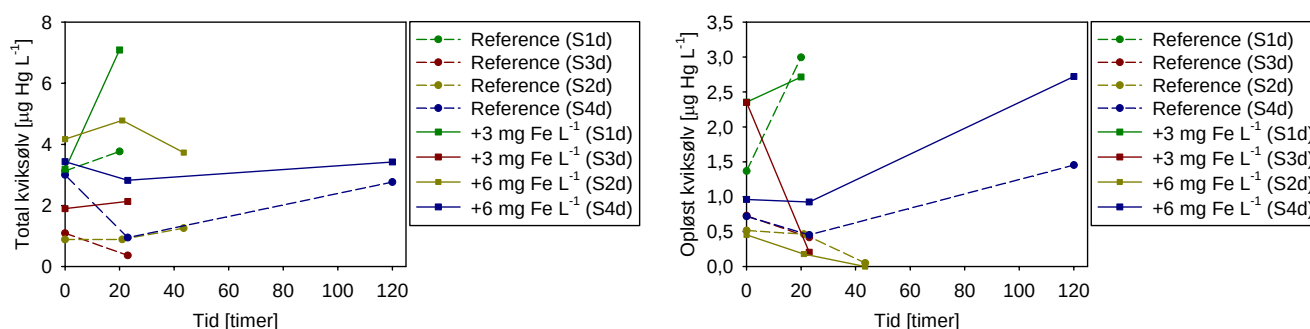
Kviksølv ved fældning med FeSO_4

For kviksølv var der tydelig tendens til stigning i totalt kviksølv ved varieret dosering af FeSO_4 , mens påvirkningen af opløst kviksølv ikke var entydig (Figur 73). For forsøg med spikning (Figur 74), viste dosering af FeSO_4 sig ligeledes at føre til en stigning i totalt kviksølv, mens billedet for opløst kviksølv var noget mere uklart. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af totalt kviksølv øges, mens opløst kviksølv ikke påvirkes ved denne metode.



FIGUR 73

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)

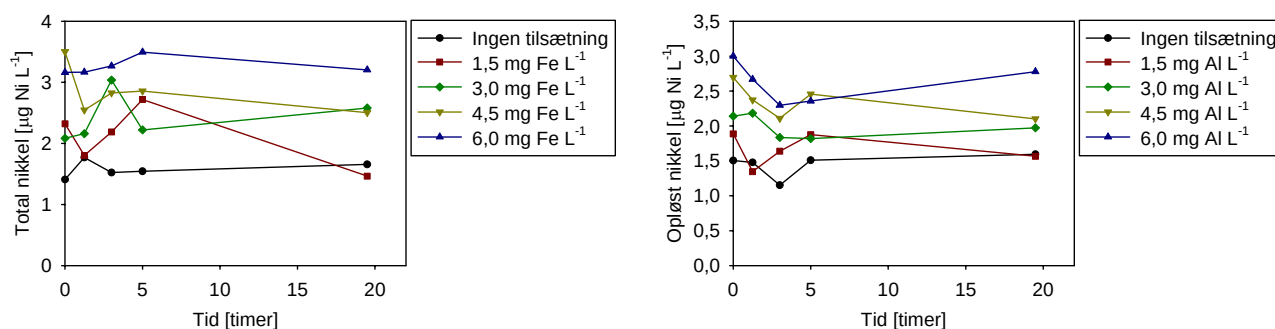


FIGUR 74

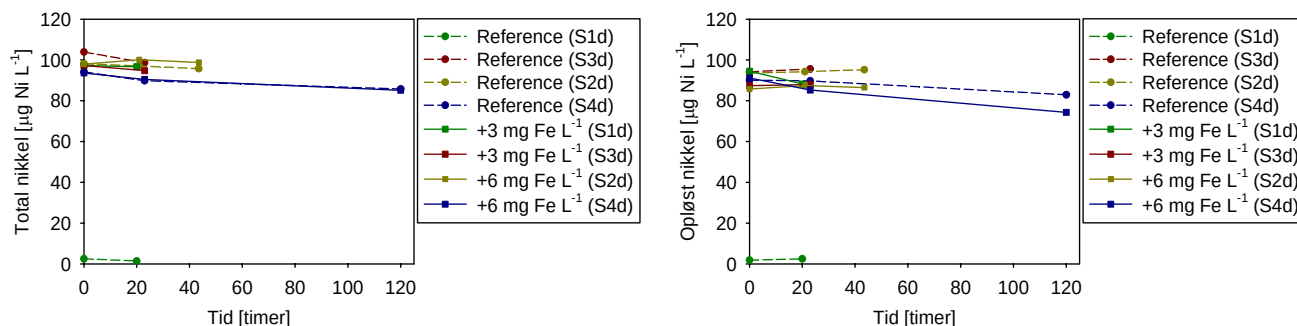
KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

Nikkel ved fældning med FeSO_4

For nikkel skete der en tydelig stigning i såvel opløst som totalt nikkel. Effekten var afhængig af den doserede mængde FeSO_4 (Figur 75). For forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier, hvor der også var blevet spiket med nikkel, var der ingen eller kun beskeden effekt af doseringen, og der var ingen tendens til øget fjernelse ved øget dosering (Figur 76). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt indhold af nikkel øges ved tilsætningen, mens et forhøjet indhold af nikkel stort set ikke reduceres ved denne metode.



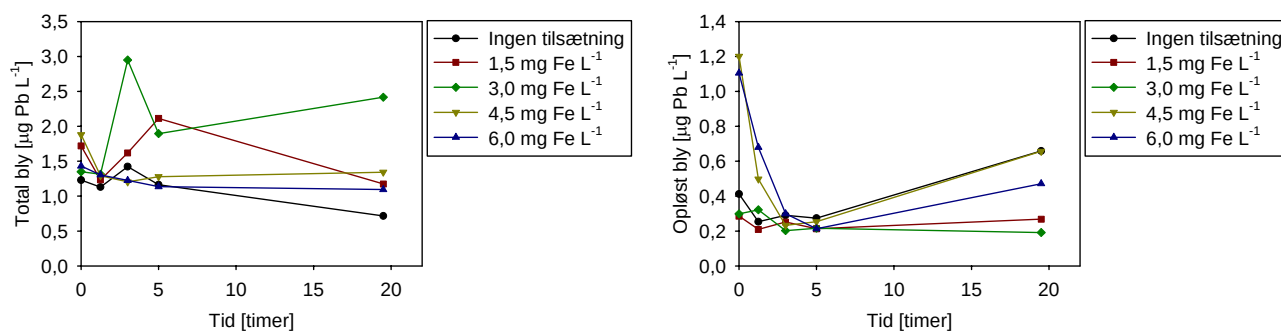
FIGUR 75
NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)



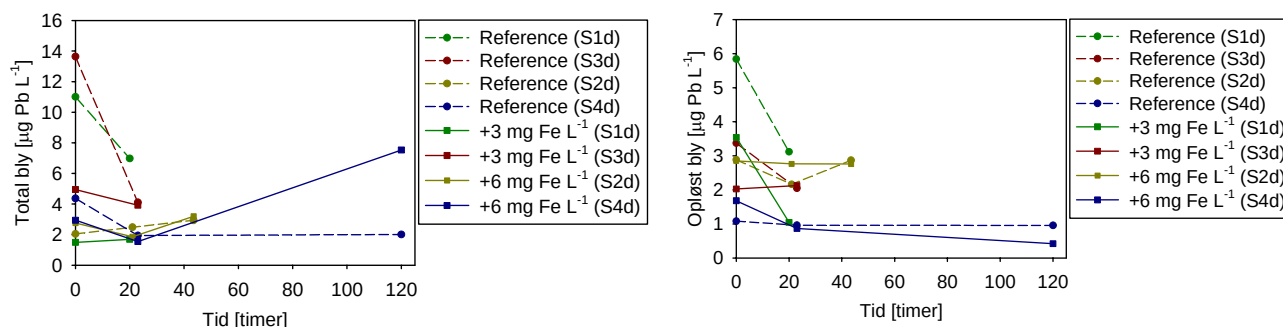
FIGUR 76
NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

Bly ved fældning med FeSO_4

For bly var der en tydelig stigning i såvel totalt bly ved tilsætning af FeSO_4 (Figur 77). Stigningens afhængighed af den doserede mængde var dog ikke entydig. Der sås ingen tydelig effekt på opløst bly. Ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 78), sås en reduktion i totalt såvel som opløst bly ved tilsætningerne, men billedet var ikke entydigt. Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af totalt bly øges lidt, mens opløst bly ikke påvirkes ved denne metode.



FIGUR 77
BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)

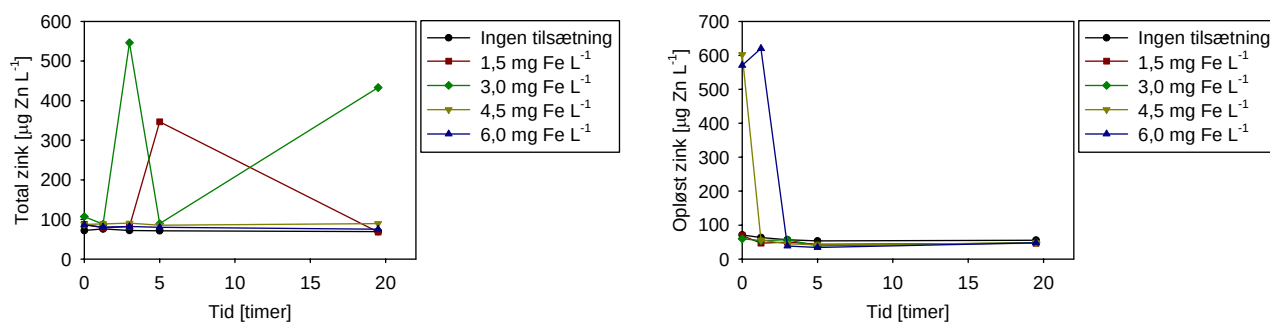


FIGUR 78

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

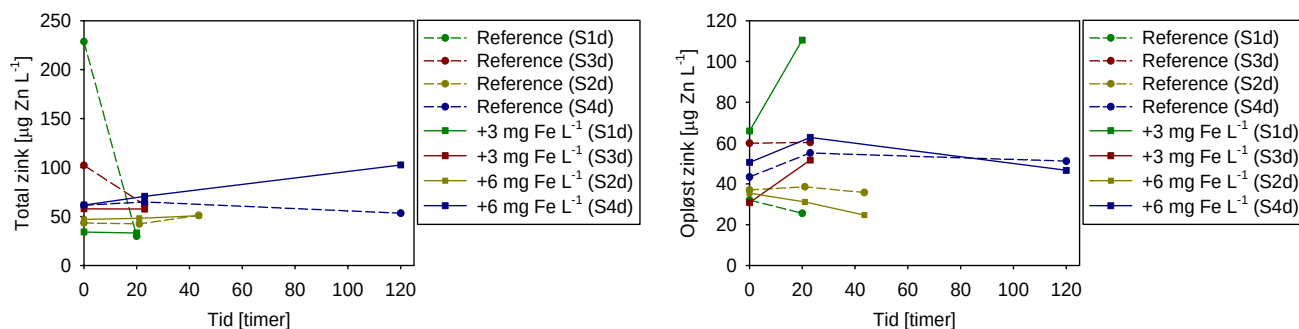
Zink ved fældning med FeSO_4

Der sås en vis stigning i totalt zink, mens opløst zink efter nogle timer var blevet lidt reduceret ved tilsætning af FeSO_4 (Figur 79). Der sås dog ingen tydelig sammenhæng mellem doseret mængde og stigning hhv. reduktion af zink i forsøgene. Ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier var effekten overfor zink ikke tydelig (Figur 80). Samlet tyder resultaterne på, at et naturligt forekommende indhold af opløst zink nedbringes lidt ved denne metode, mens indholdet af totalt zink vil øges en smule.



FIGUR 79

ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)



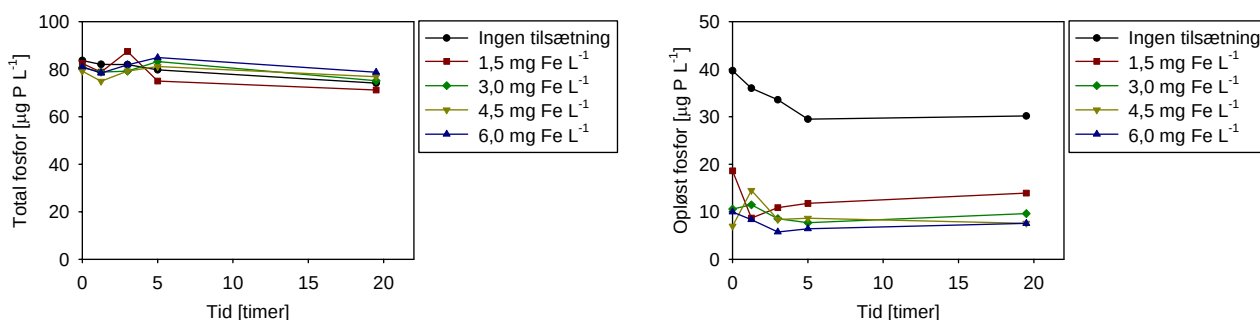
FIGUR 80

ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

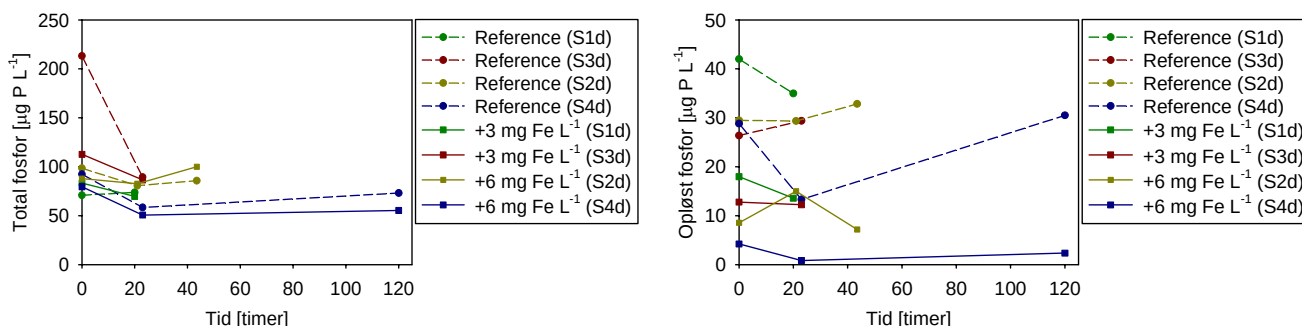
Fosfor ved fældning med FeSO_4

For fosfor var der en markant reduktion af opløst fosfor, hvor tilsætning af FeSO_4 formåede at bringe niveauet ned i det lave mikrogram per liter område (Figur 81). Effekten overfor opløst fosfor var uafhængig af doseringen. Der sås ingen effekt overfor totalt fosfor. Sidstnævnte indikerer, at den bundne fraktion forblev i vandfasen som suspenderet materiale. Hvorvidt dette også vil gøre sig gældende i virkelige systemer, er dog ikke givet. Effekten overfor fosfor blev bekræftet af forsøgene

til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 82). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af opløst fosfor nedbringes væsentligt ved denne metode.



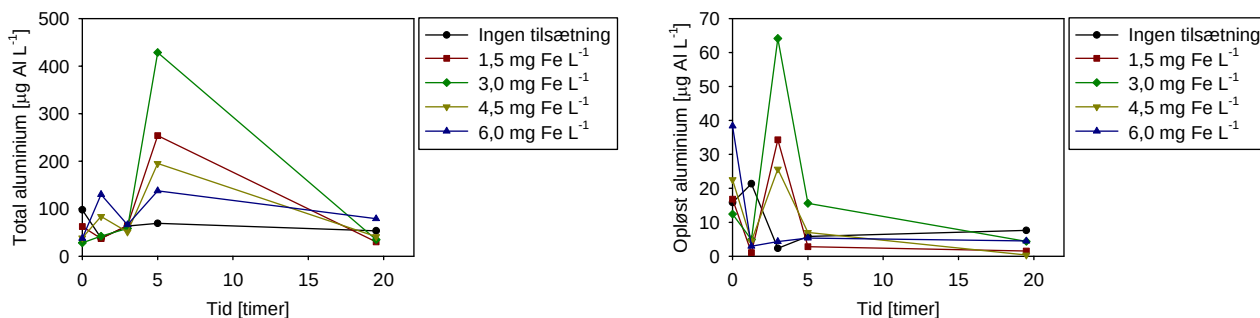
FIGUR 81
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)



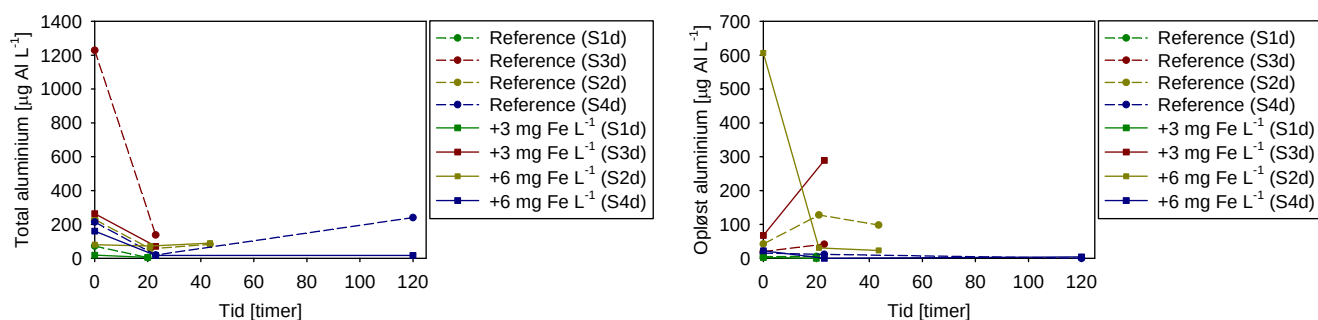
FIGUR 82
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

Aluminium ved fældning med FeSO_4

Tilsætningen af FeSO_4 til bassinvand fra Lemming gav ikke nogen tydelig reduktion af hverken opløst eller total aluminium (Figur 83). Årsagen til de stærkt forhøjede koncentrationer af totalt aluminium ved prøvetagningen 5 timer inde i forsøget kendes ikke, men formodes at være et artefakt. Det samme gælder opløst aluminium 3 timer inde i forsøget. I forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier sås en vis reduktion af totalt aluminium, mens der ingen effekt sås på opløst aluminium (Figur 84). Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af opløst aluminium ikke påvirkes ved denne metode.



FIGUR 83
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)

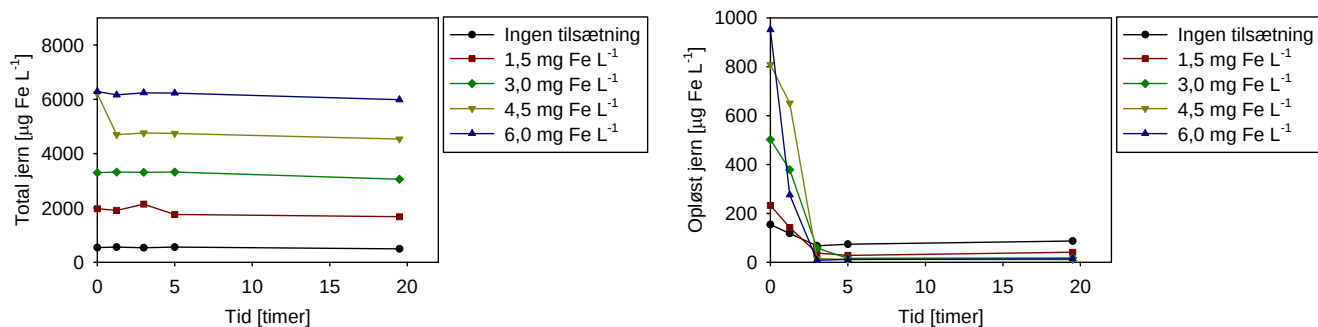


FIGUR 84

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

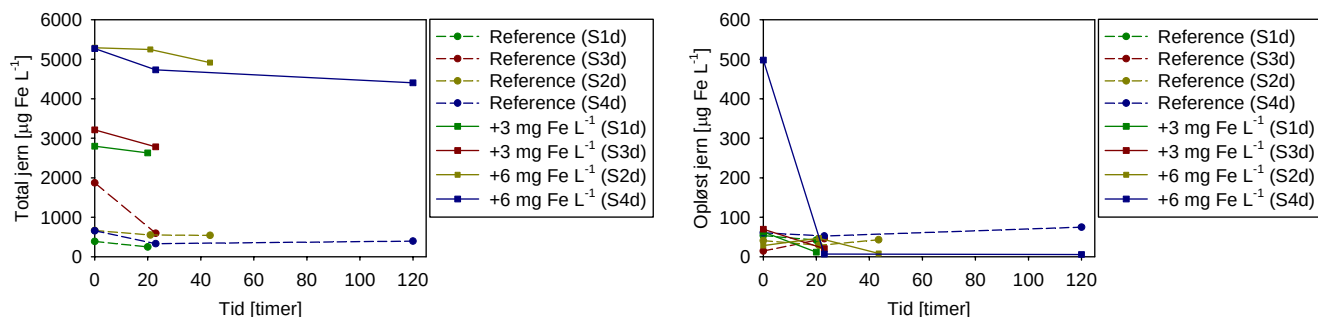
Jern ved fældning med FeSO_4

Tilsætningen af FeSO_4 til bassinvand fra Lemming øgede indholdet af totalt jern, da det aktive stof i FeSO_4 er opløst jern. Indholdet af opløst jern faldt dog væsentligt – og til under baggrundsværdien – tre timer inde i forsøget (Figur 85). Ved forsøgene til sammenligning af fældningskemikalier (Figur 86) sås ligeledes en øgning af indholdet af totalt jern og en tydelig reduktion af indholdet af opløst jern efter nogen tid. Samlet tyder resultaterne på, at de naturligt forekommende koncentrationer af opløst jern reduceres ved denne metode, mens indholdet af totalt jern øges.



FIGUR 85

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG UDEN SPIKNING MED METALLER ELLER PAH (FORSØG U4, TABEL 1)



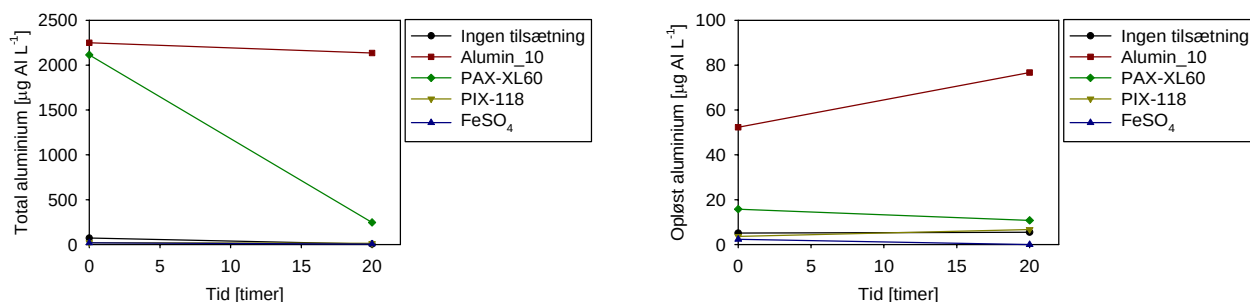
FIGUR 86

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FeSO_4 OG MED SPIKNING MED METALLERNE KOBBER, NIKKEL OG KROM (FORSØG S1D, S2D, S3D, S4D, TABEL 1)

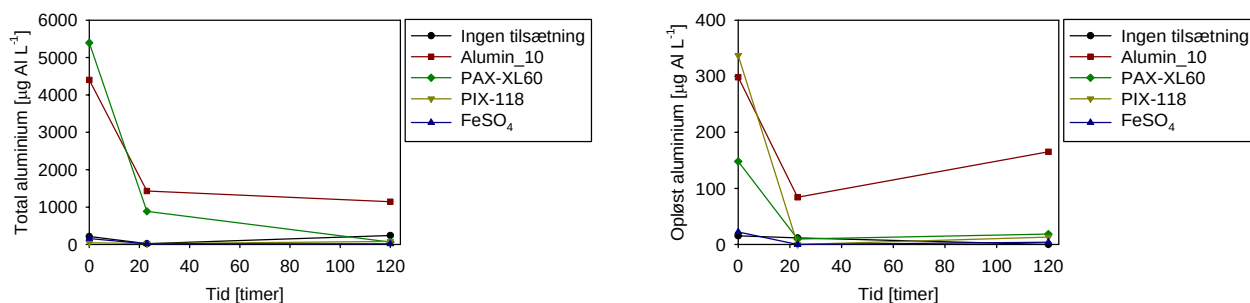
Bilag 5: Resultater fra laboratorieforsøg – Sammenligning af de 4 fældningskemikalier på identiske vandprøver

Aluminium, sammenligning af fældningskemikalier

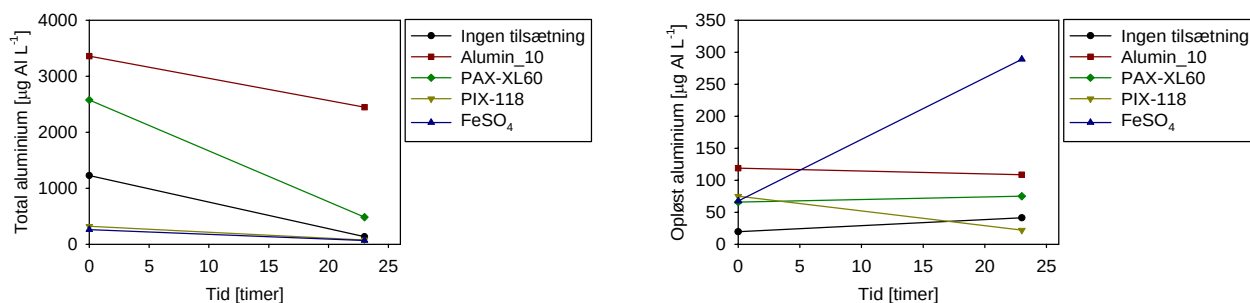
Aluminium indgår i Alumin_10 og PAX-XL60, hvorfor tilsætningen af disse kemikalier også systematisk førte til et øget total-indhold af aluminium (Figur 87 til Figur 90). For opløst aluminium var billedet lidt mere varieret, men generelt, og det var ikke altid forsøgene med de aluminiumholdige fældningskemikalier, der havde de højeste værdier af opløst aluminium.



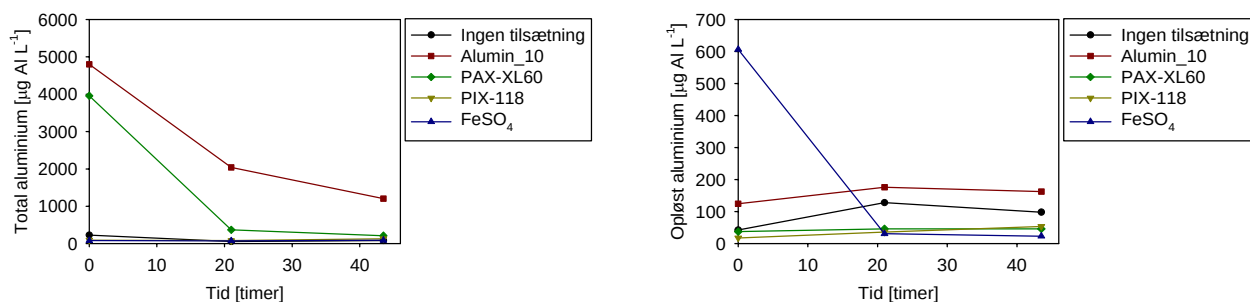
FIGUR 87
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)



FIGUR 88
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



FIGUR 89
ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)



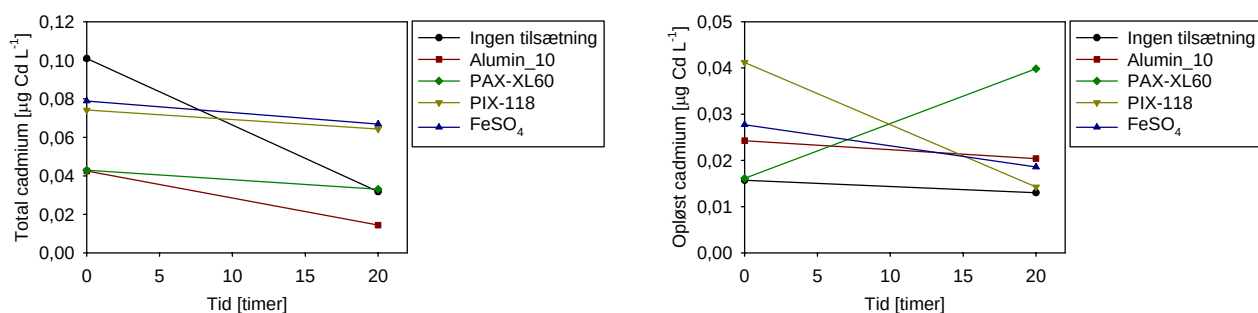
FIGUR 90

ALUMINIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

Cadmium, sammenligning af fældningskemikalier

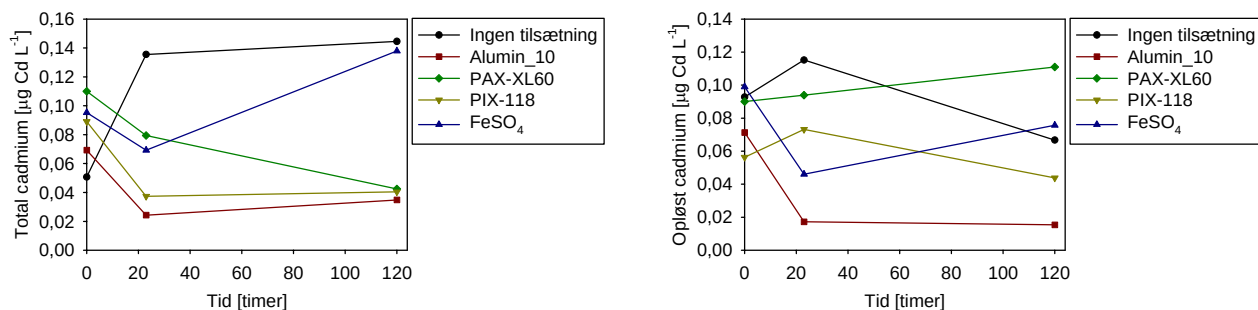
Effekten af forskellige doseringskemikalier overfor cadmium varierede en del (Figur 91 til Figur 94).

Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at det naturligt forekommende cadmiumindhold generelt var ganske lavt, hvilket vanskeliggør en vurdering af kemikalierne relative effekt.



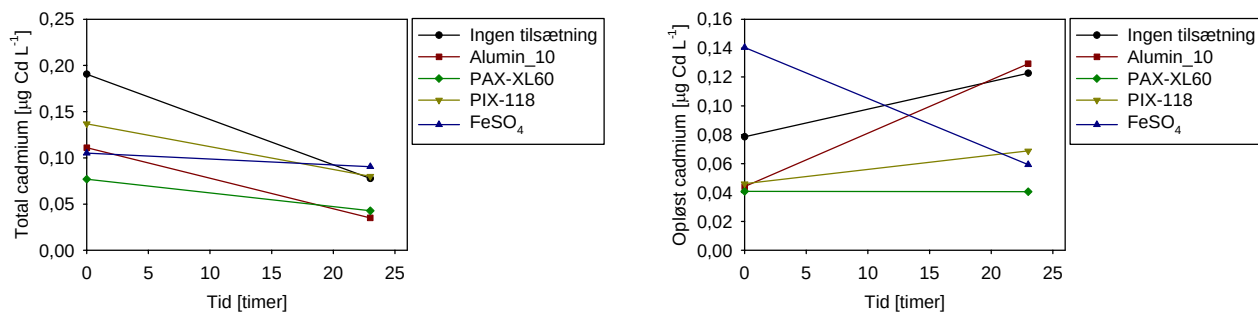
FIGUR 91

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)



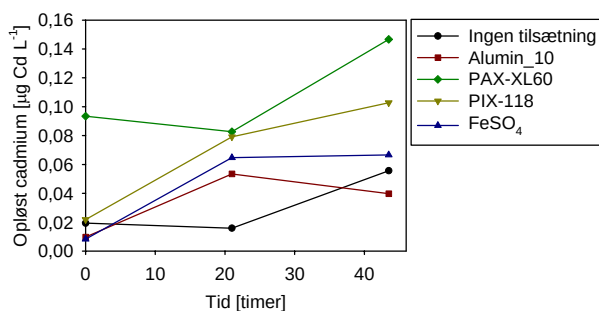
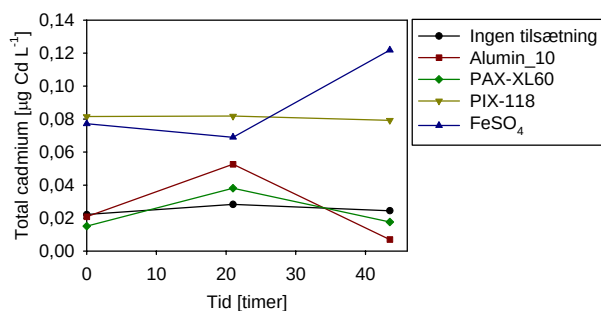
FIGUR 92

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



FIGUR 93

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)

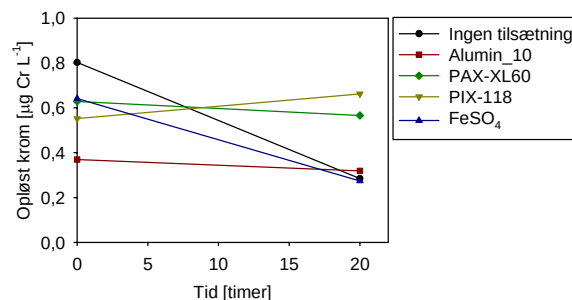
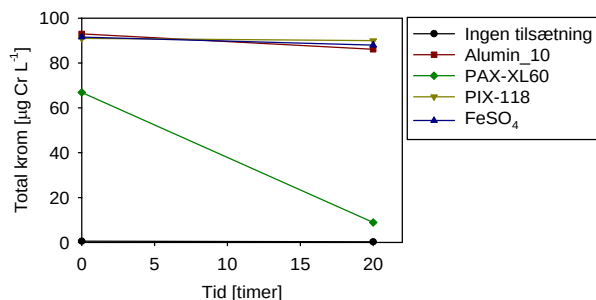


FIGUR 94

CADMIUM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

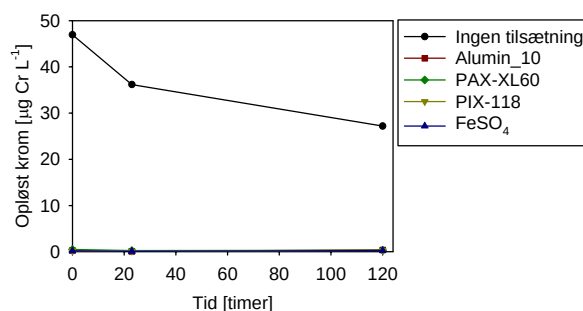
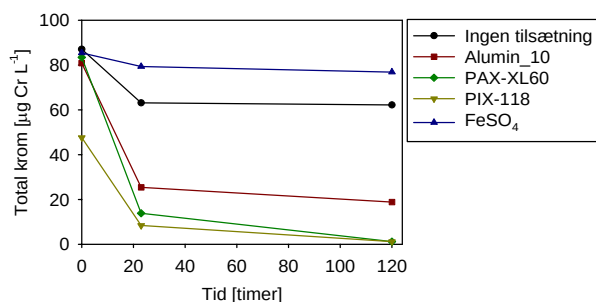
Krom, spiket, sammenligning af fældningskemikalier

Krom blev spiket efter at opnå en startkoncentration på $100 \mu\text{g L}^{-1}$. I forsøg S1 blev reference prøven dog ikke spiket (Figur 95). Samtlige kemikalier havde en høj effektivitet overfor opløst krom, og de bragte alle indholdet af opløst krom ned omkring $1 \mu\text{g L}^{-1}$ eller derunder (Figur 95 til Figur 98). Det var ikke muligt at se systematisk forskel på effekten af de forskellige fældningskemikalier på opløst krom. Overfor totalt krom var PAX-XL60 det mest effektive kemikalie, fulgt af alumin_10, PIX-118 og FeSO_4 .



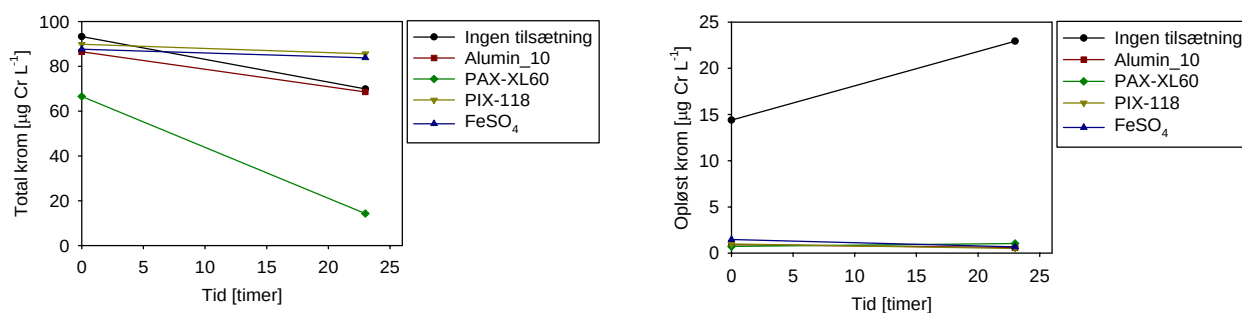
FIGUR 95

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)

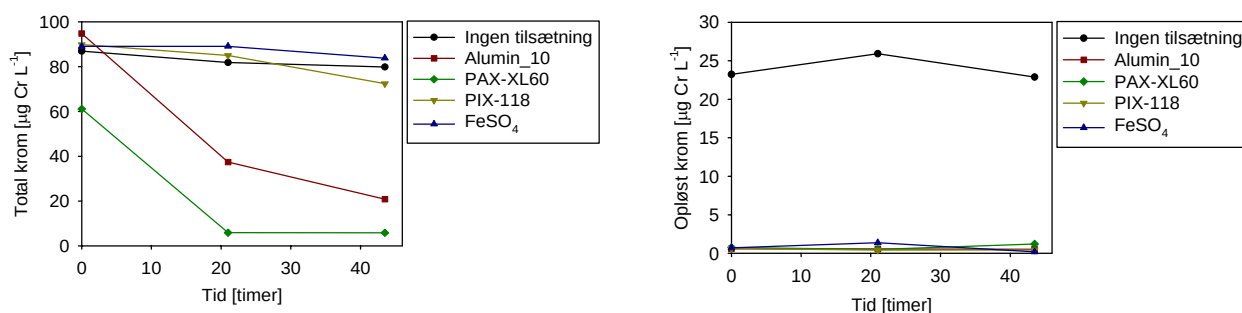


FIGUR 96

KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



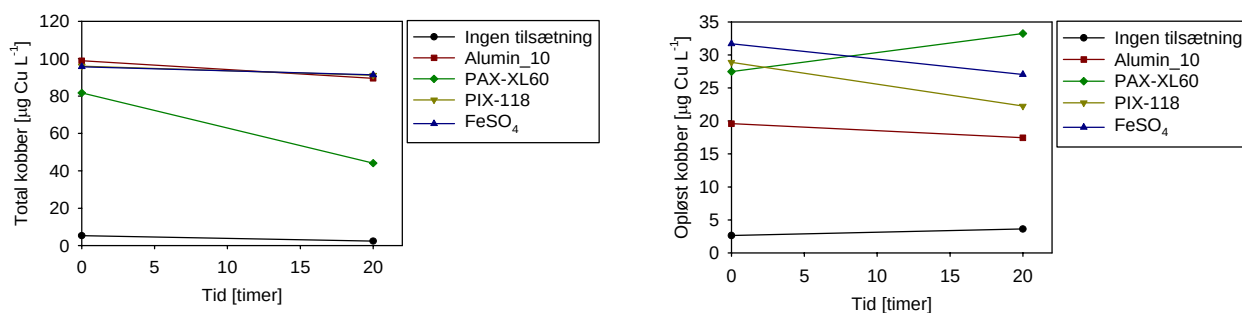
FIGUR 97
KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)



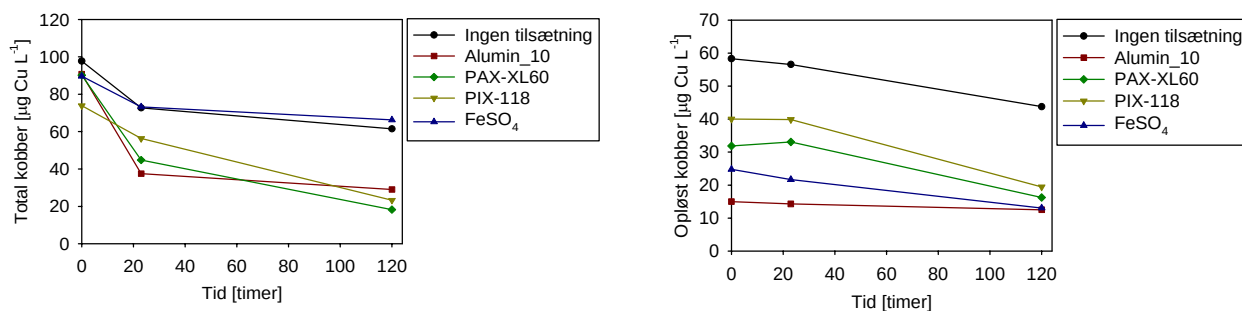
FIGUR 98
KROM I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

Kobber, spiket, sammenligning af fældningskemikalier

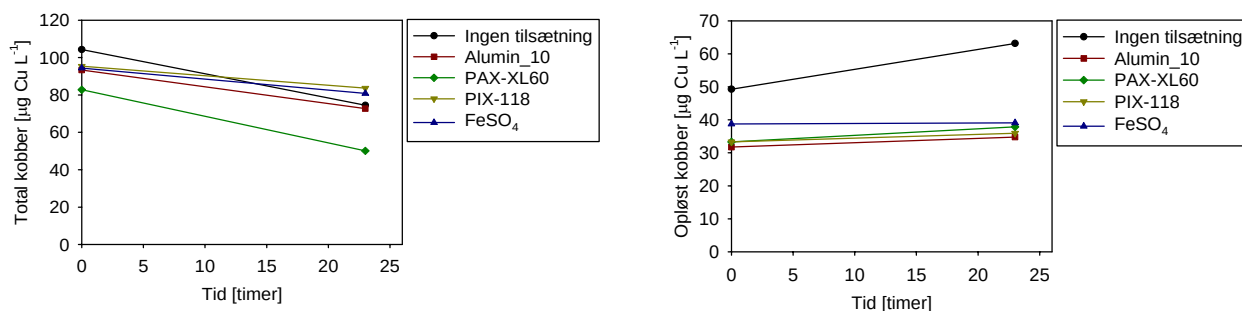
Kobber blev spiket efter at opnå en startkoncentration på $100 \mu\text{g L}^{-1}$. I forsøg S1 blev reference prøven dog ikke spiket (Figur 99). Ses primært på opløst kobber, sås at alumin_10 i 3 ud af 4 tilfælde havde klart den bedste effekt på det til forsøgene spikede kobber (Figur 99 til Figur 102). Overfor totalt kobber var PAX-XL60 det mest effektive fældningskemikalie.



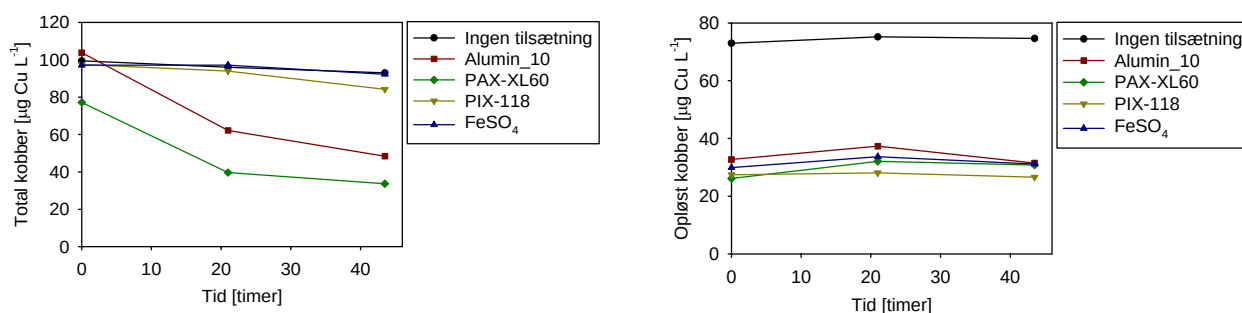
FIGUR 99
KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)



FIGUR 100
KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



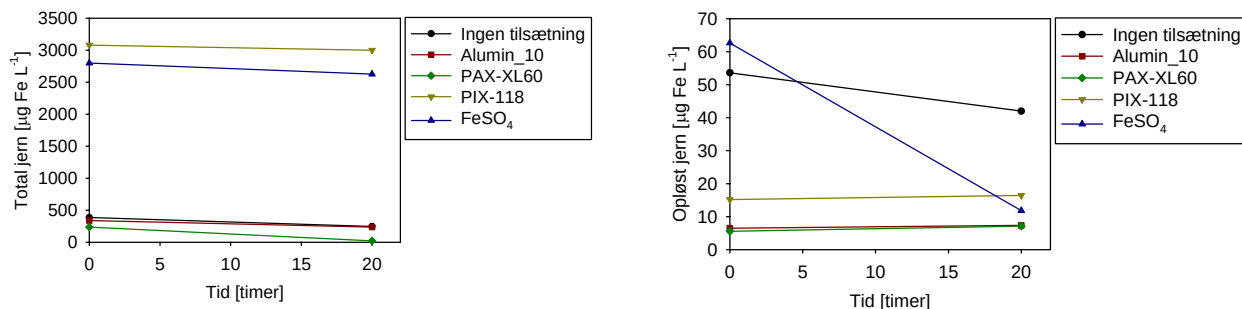
FIGUR 101
KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S₃, TABEL 1)



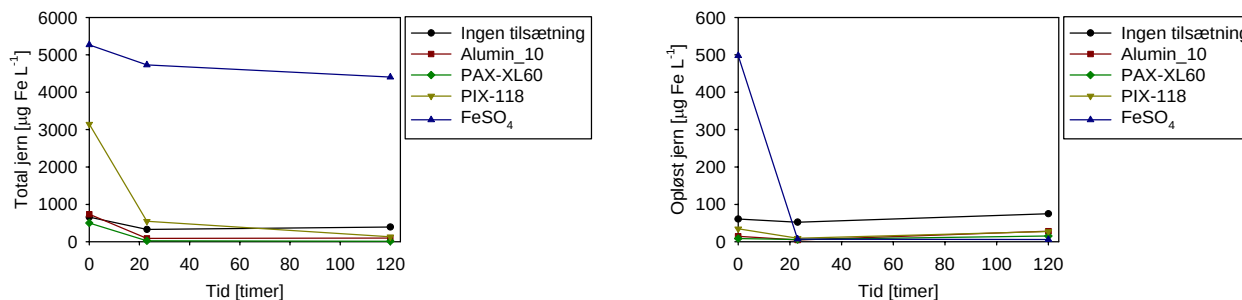
FIGUR 102
KOBBER I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S₄, TABEL 1)

Jern, sammenligning af fældningskemikalier

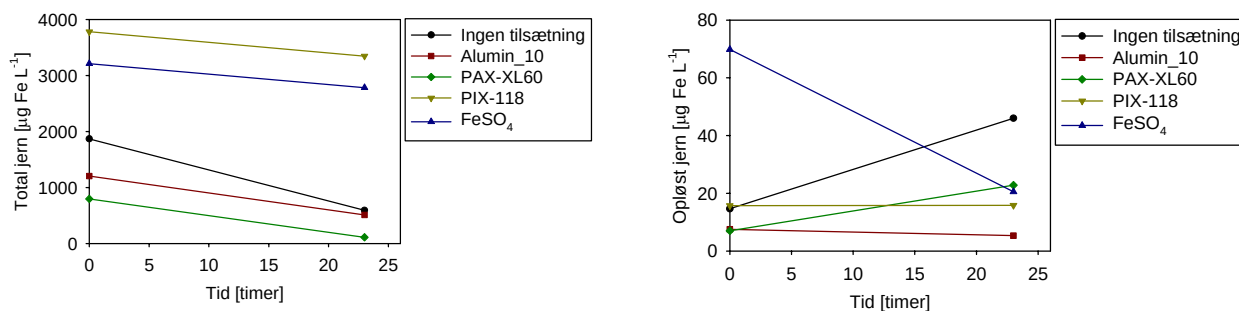
Jern indgår i PIX-118 og FeSO₄, hvorfor tilsætningen af disse kemikalier også systematisk førte til et øget total-indhold af jern (Figur 103 til Figur 106). For opløst jern førte alle tilsatte kemikalier til en reduktion af reference koncentrationen, de to aluminiumholdige produkter førte dog generelt til det laveste indhold.



FIGUR 103
JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S₁, TABEL 1)

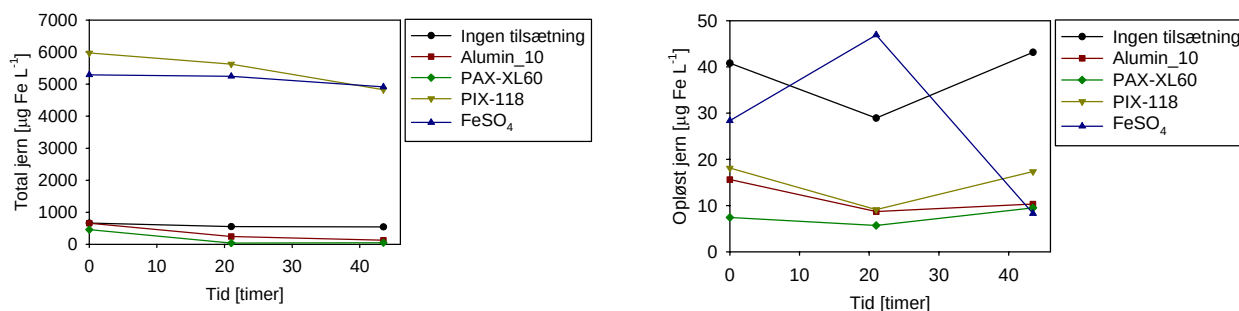


FIGUR 104
JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S₂, TABEL 1)



FIGUR 105

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)

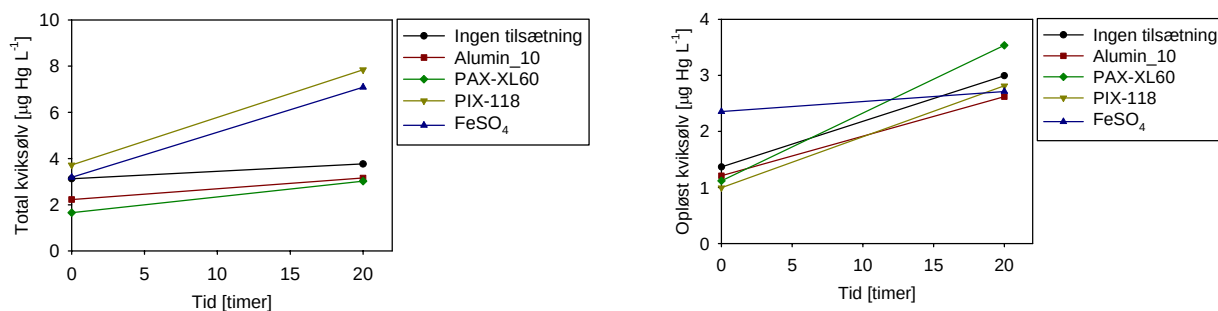


FIGUR 106

JERN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

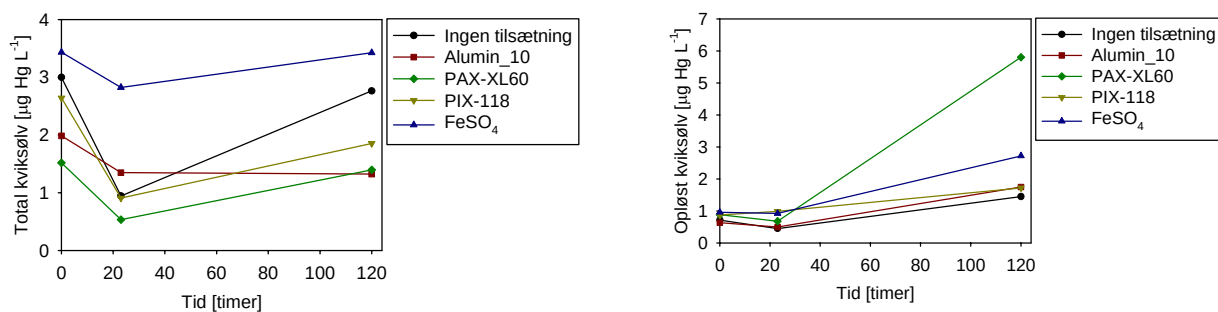
Kviksølv, sammenligning af fældningskemikalier

Effekten af forskellige doseringskemikalier overfor kviksølv varierede en del (Figur 107 til Figur 110). Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at det naturligt forekommende kviksølvindhold generelt var ganske lavt, hvilket vanskeliggør en vurdering af kemikaliernes relative effekt. Resultaterne tydede endvidere på, at doseringen af PIX-118 og FeSO₄ begge førte til en koncentrationsstigning af totalt kviksølv i prøverne.



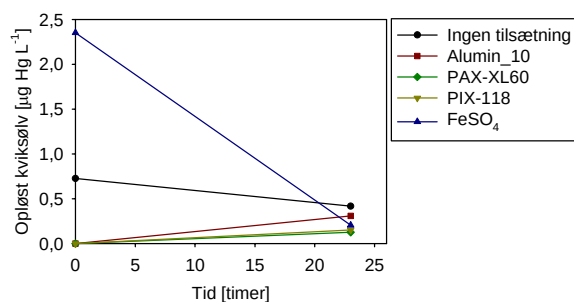
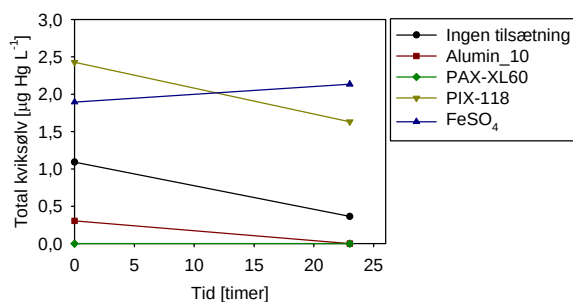
FIGUR 107

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)



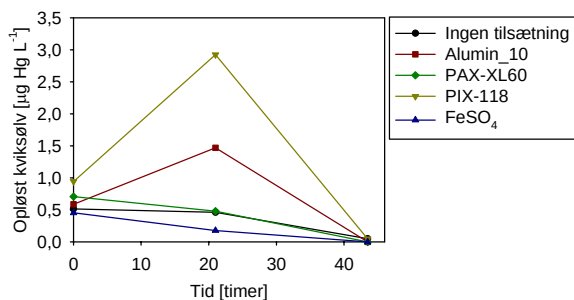
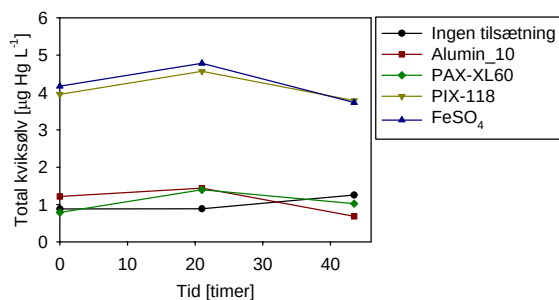
FIGUR 108

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



FIGUR 109

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)

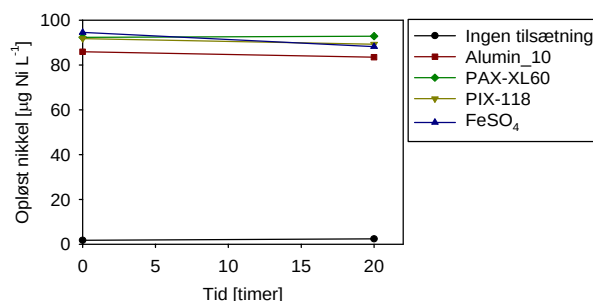
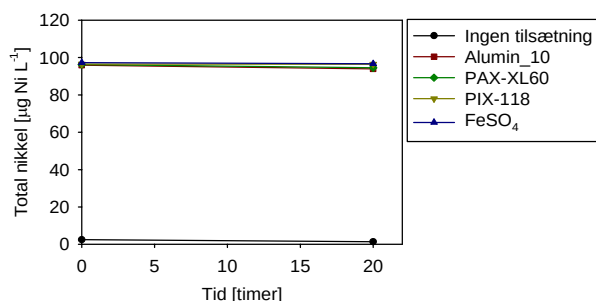


FIGUR 110

KVIKSØLV I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

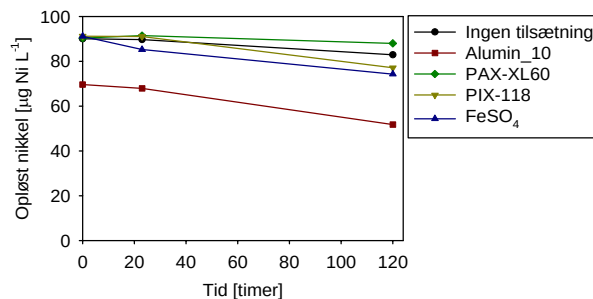
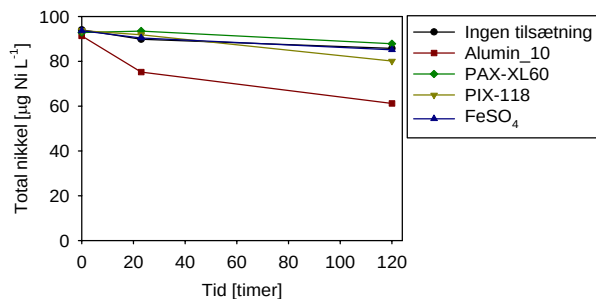
Nikkel, spiket, sammenligning af fældningskemikalier

Nikkel blev spiket efter at opnå en startkoncentration på $100 \mu\text{g L}^{-1}$. I forsøg S1 blev reference prøven dog ikke spiket (Figur 111). Reduktionen i nikkel var generelt beskeden (Figur 111 til Figur 114). Af de fire kemikalier, førte alumin_10 til den største reduktion af såvel totalt som opløst nikkel.



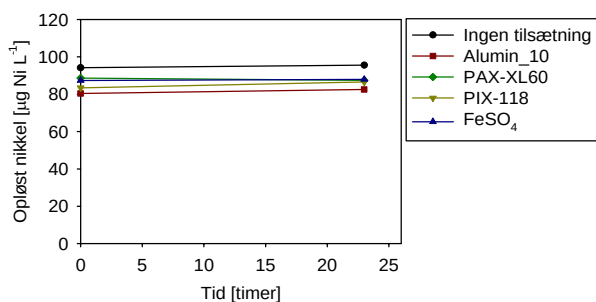
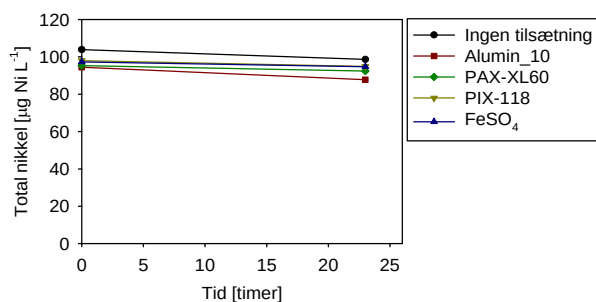
FIGUR 111

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)

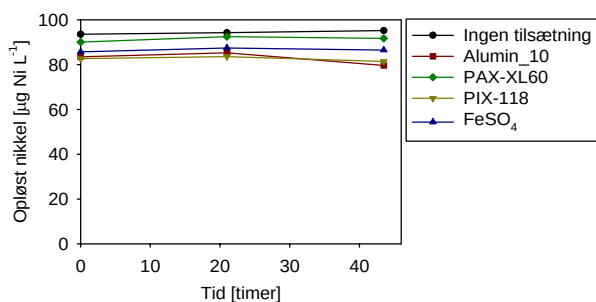
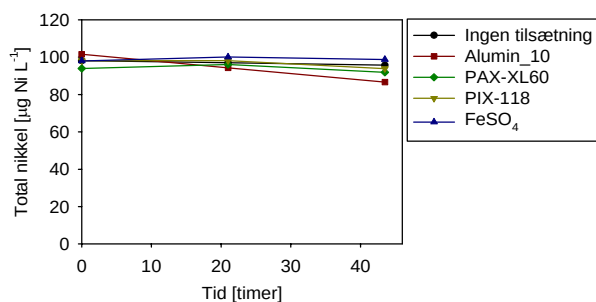


FIGUR 112

NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



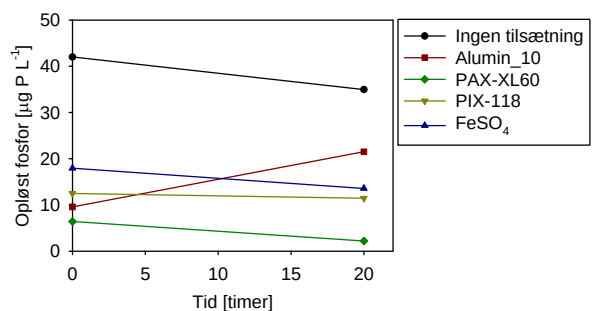
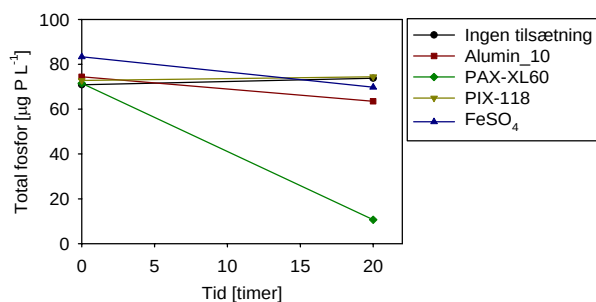
FIGUR 113
NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)



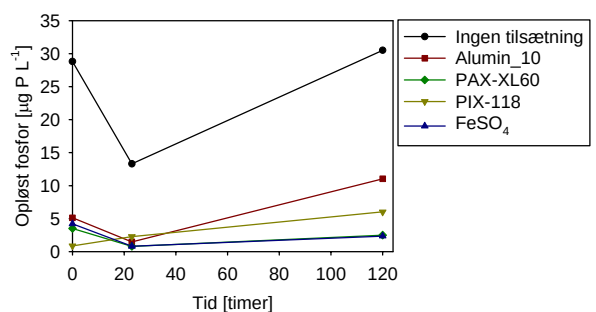
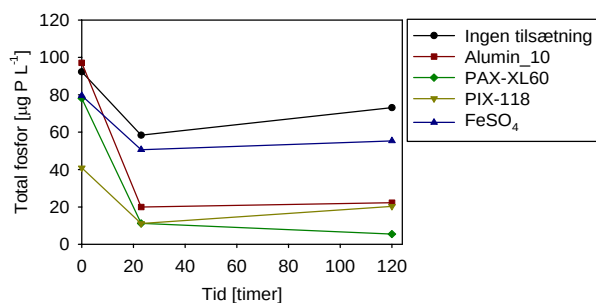
FIGUR 114
NIKKEL I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

Fosfor, sammenligning af fældningskemikalier

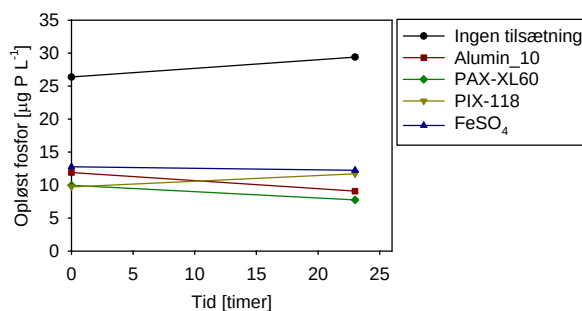
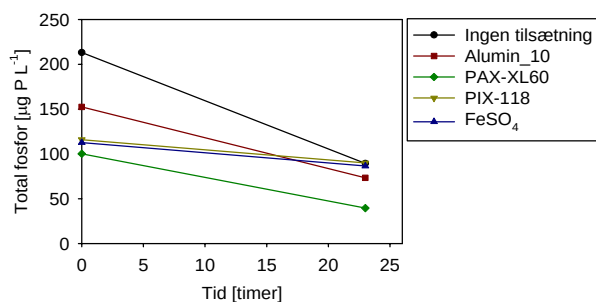
Det naturligt forekommende indhold af opløst fosfor blev tydeligt reduceret ved dosering med de forskellige fældningskemikalier (Figur 115 til Figur 118). For såvel opløst som totalt fosfor, blev de laveste koncentrationer generelt opnået med PAX-XL60.



FIGUR 115
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)

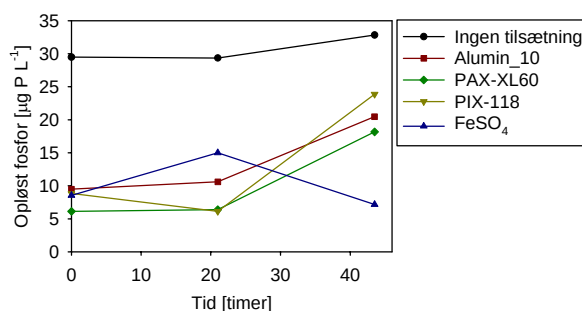
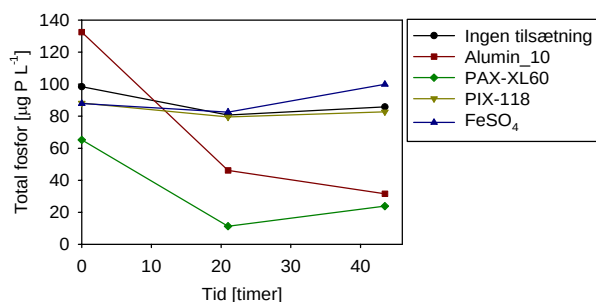


FIGUR 116
FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



FIGUR 117

FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)

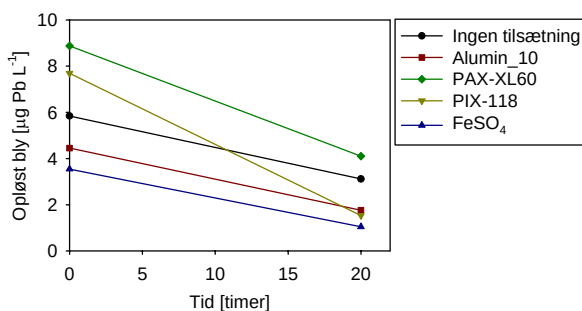
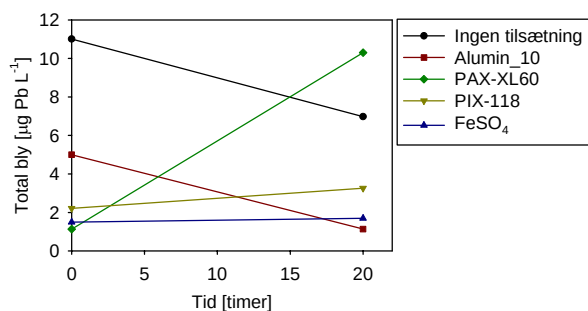


FIGUR 118

FOSFOR I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

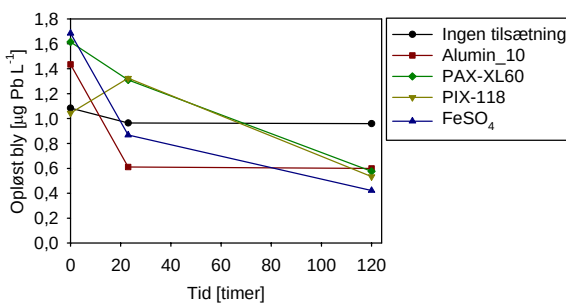
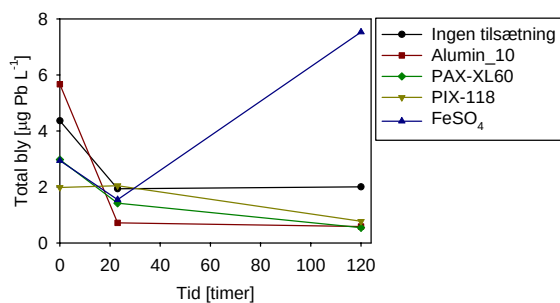
Bly, sammenligning af fældningskemikalier

Effekten af forskellige doseringskemikalier overfor bly varierede en del (Figur 119 til Figur 122). Det skal i denne sammenhæng bemærkes, at det naturligt forekommende blyindhold generelt var ganske lavt, hvilket vanskeliggør en vurdering af kemikaliernes relative effekt. Det var ikke muligt at se entydig forskel på effekten af de forskellige fældningskemikalier, dog så alumin_10 og FeSO₄ ud til at have en lidt større effekt overfor opløst bly end de to andre fældningskemikalier.



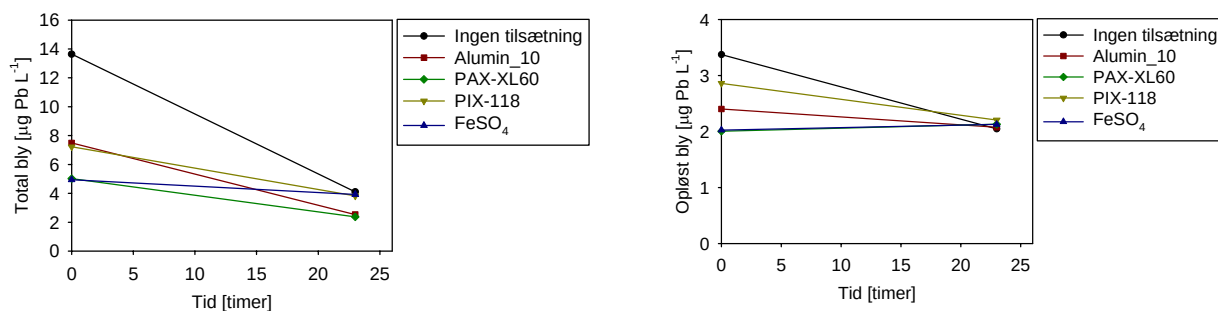
FIGUR 119

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)

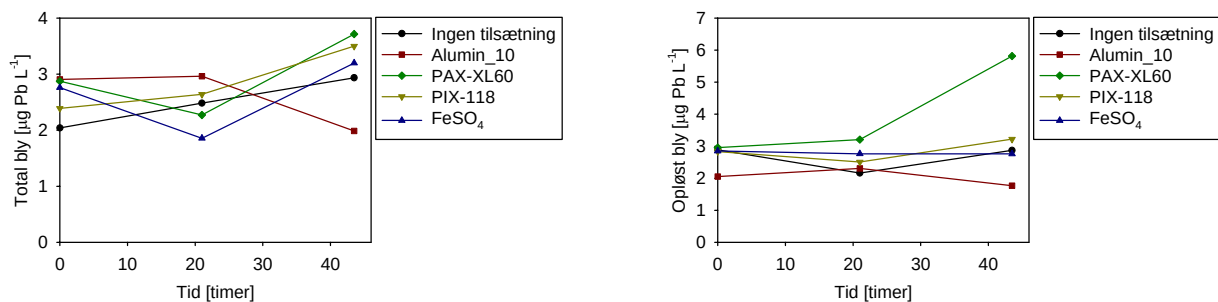


FIGUR 120

BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



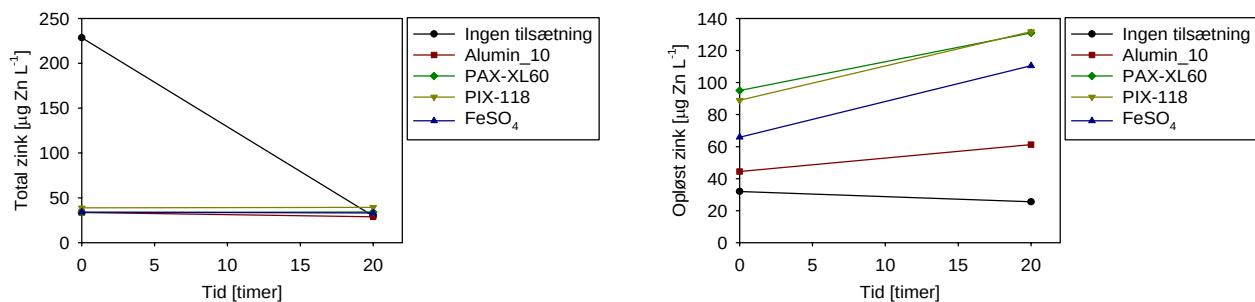
FIGUR 121
BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)



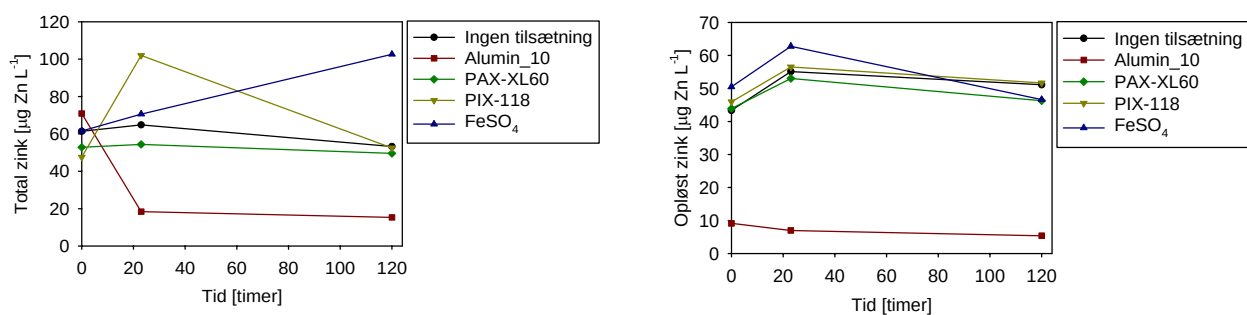
FIGUR 122
BLY I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

Zink, sammenligning af fældningskemikalier

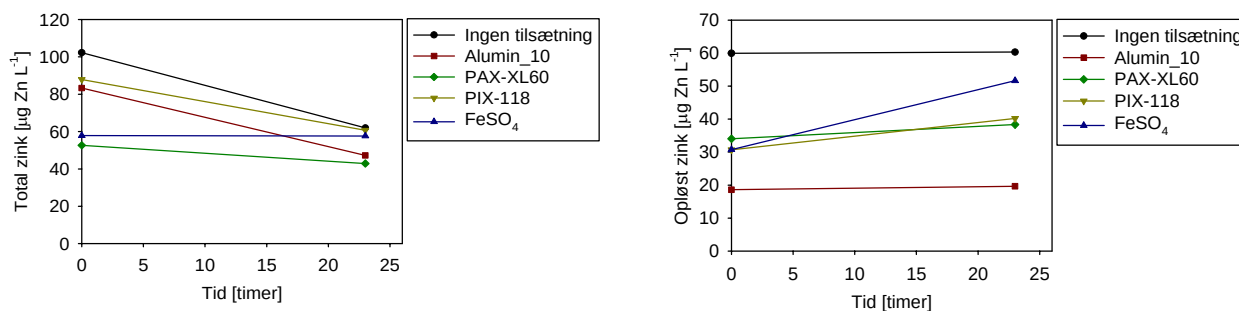
Indholdet af naturligt forekommende zink blev for alle kemikalier øget i forsøg S1, hvorimod det blev reduceret i forsøgene S2, S3 og S4 (Figur 123 til Figur 126). Af de anvendte kemikalier førte alumin_10 systematisk til de laveste koncentrationer af opløst zink. For totalt zink så alumin_10 også ud til at have lidt bedre effekt end de andre fældningskemikalier.



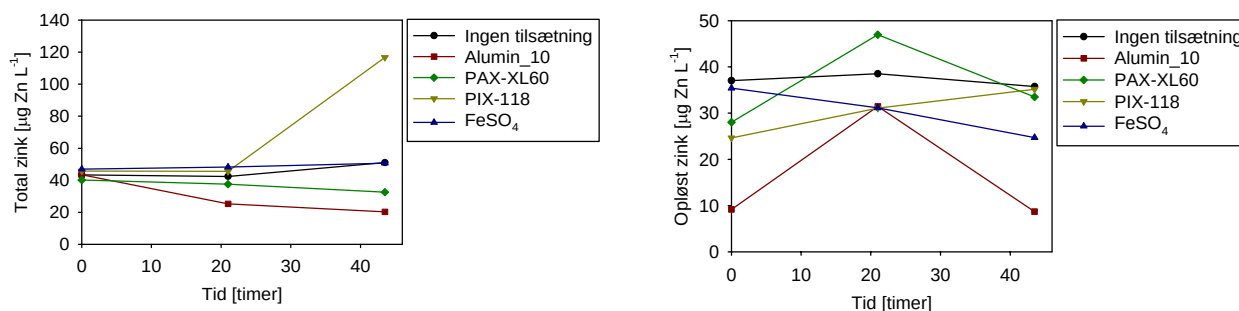
FIGUR 123
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S1, TABEL 1)



FIGUR 124
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S2, TABEL 1)



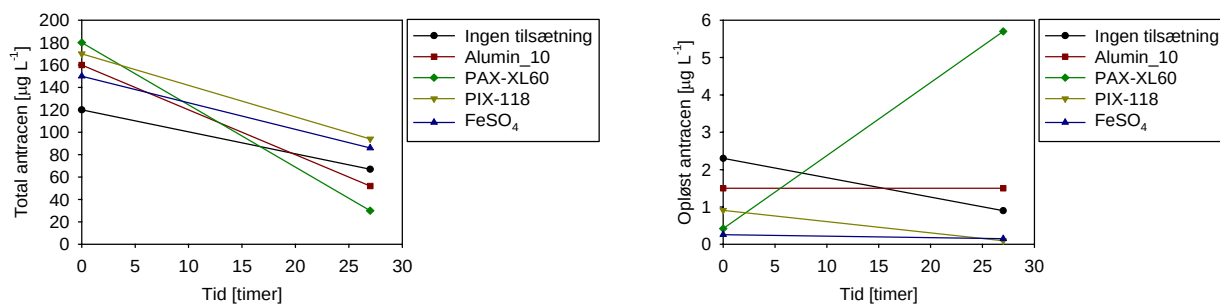
FIGUR 125
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S3, TABEL 1)



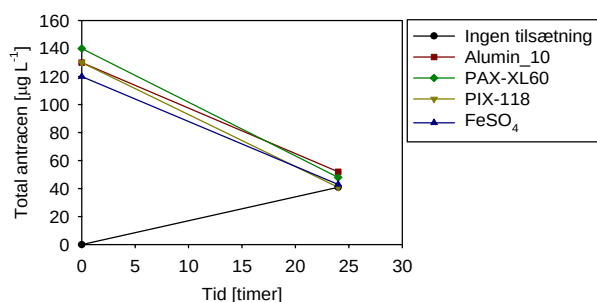
FIGUR 126
ZINK I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER (FORSØG S4, TABEL 1)

Anthracen, spiket, sammenligning af fældningskemikalier

Anthracen blev spiket efter at opnå en startkoncentration i størrelsesorden $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Ingen af de fire fældningskemikalier førte til en øget reduktion i anthracen, hverken totalt eller opløst (Figur 127 og Figur 128).



FIGUR 127
ANTHRACEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P1, TABEL 1)



FIGUR 128
ANTHRACEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P2, TABEL 1). I DENNE FORSØGSSERIE ER DER IKKE GENNEMFØRT MÅLINGER FOR OPLØST PAH

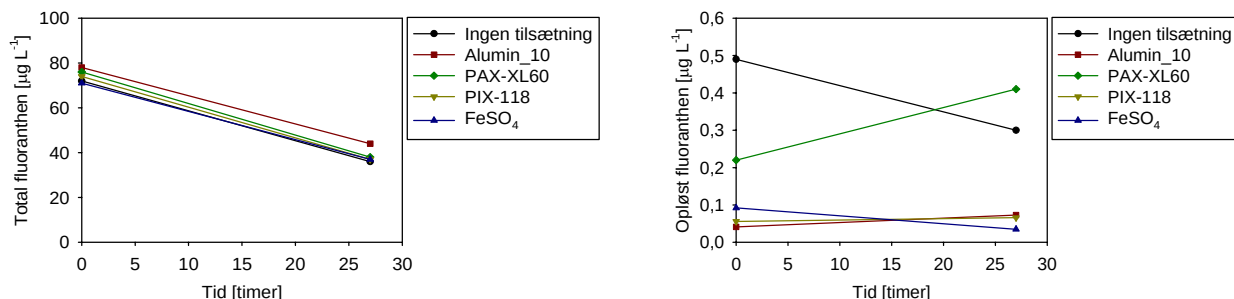
PAH analysen for referenceværdien "ingen tilsætning" er fejlbehæftet. Anthracen lå under detektionsgrænsen, selvom analyserene for forsøgene med tilsætning i snit lå på $130 \mu\text{g L}^{-1}$. På

tilsvarende vis lå analysen for fluoranthen på $17 \mu\text{g L}^{-1}$, men burde snarere have ligget omkring $50 \mu\text{g L}^{-1}$, ligesom for forsøgene med tilsætning.

Fluoranthen, spiket, sammenligning af fædningskemikalier

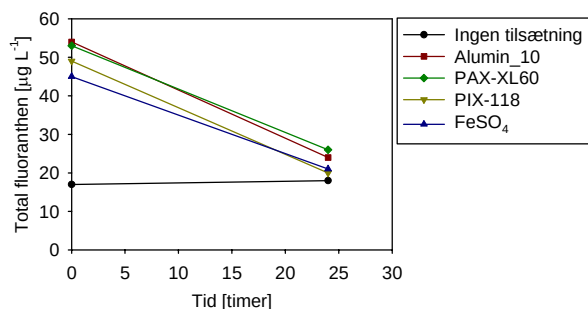
Fluoranthen blev spiket efter at opnå en startkoncentration i størrelsesorden $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

Alumin_10, PIX-118 og FeSO_4 førte til en tydelig reduktion i opløst fluoranthen, mens totalindholdet i prøven ikke blev påvirket (Figur 129 og Figur 130).



FIGUR 129

FLUORANTHEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₁, TABEL 1)



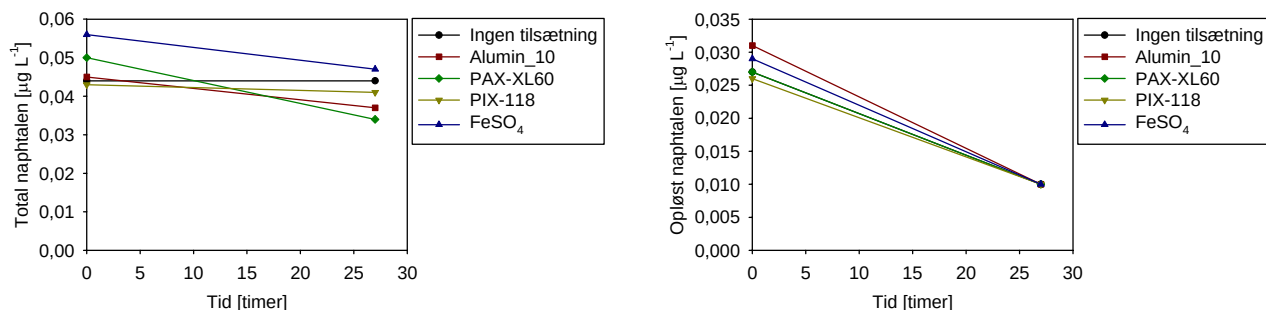
FIGUR 130

FLUORANTHEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₂, TABEL 1). I DENNE FORSØGSSERIE ER DER IKKE GENNEMFØRT MÅLINGER FOR OPLØST PAH

AH analysen for referenceværdien "ingen tilsætning" er fejlbehæftet, se bemærkning under afsnit om anthracen.

Naphthalen, sammenligning af fædningskemikalier

Der blev ikke tilsat naphthalen til forsøgene. Ingen af fædningskemikalierne formåede at reducere det naturligt forekommende indhold af naphthalen (Figur 131).



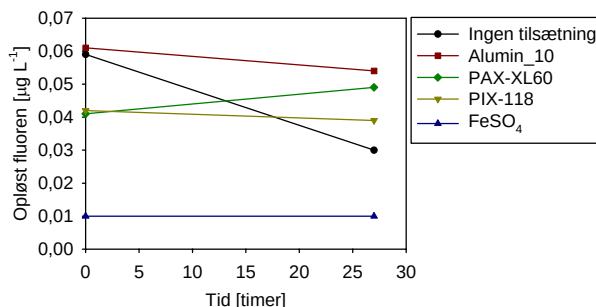
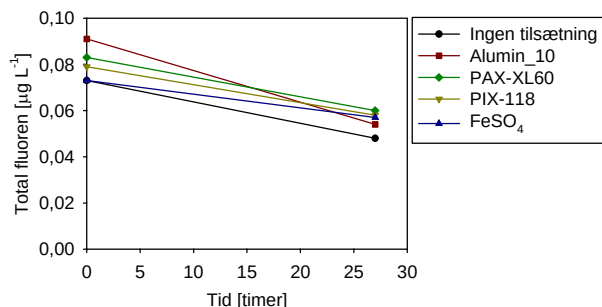
FIGUR 131

NAPHTHALEN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₁, TABEL 1). FOR OPLØST NAPHTHALEN EFTER 27 TIMER LÅ ALLE MÅLINGER UNDER DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ $0,01 \mu\text{g L}^{-1}$

For forsøg P₂ lå alle analyser for naphthalen på eller under detektionsgrænsen. Resultaterne er derfor ikke vist.

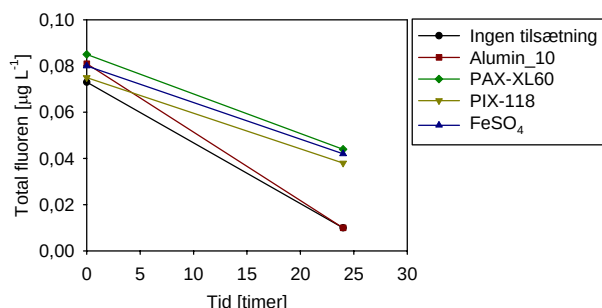
Fluoren, naturligt forekommende, sammenligning af fældningskemikalier

Der blev ikke tilsat fluoren til forsøgene. Ingen af fældningskemikalierne formåede at reducere det naturligt forekommende indhold af totalt fluoren, mens alumin₁₀ dog viste en tydelig effekt overfor opløst fluoren (Figur 132 og Figur 133).



FIGUR 132

FLUOREN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₁, TABEL 1). FOR OPLØST FLUOREN OG FESO₄ LÅ ALLE MÅLINGER UNDER DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ 0,01 $\mu\text{g L}^{-1}$

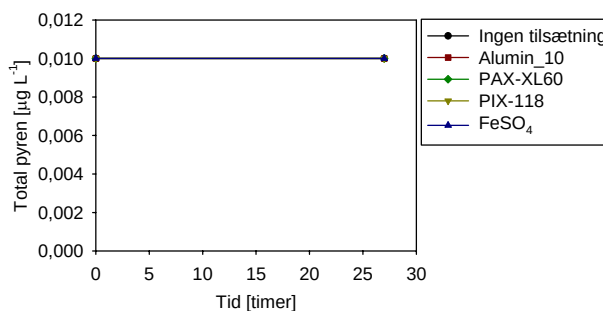
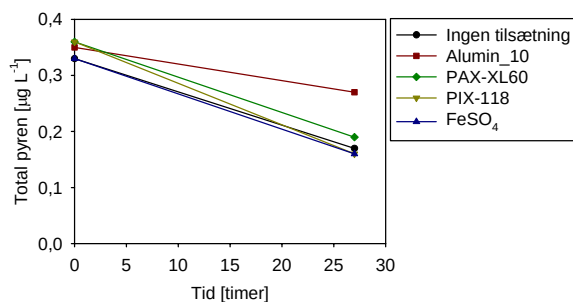


FIGUR 133

FLUOREN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₁, TABEL 1). I DENNE FORSØGSSERIE ER DER IKKE GENNEMFØRT MÅLINGER FOR OPLØST PAH

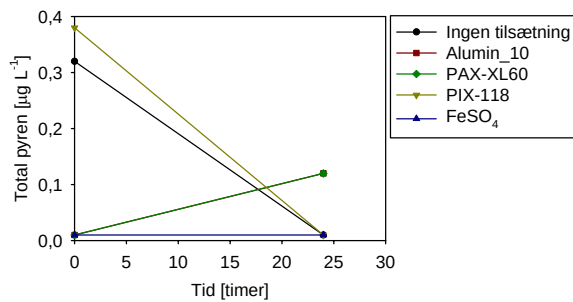
Pyren, naturligt forekommende, sammenligning af fældningskemikalier

Der blev ikke tilsat pyren til forsøgene. Ingen af fældningskemikalierne formåede at reducere det naturligt forekommende indhold af pyren (Figur 134 og Figur 135).



FIGUR 134

PYREN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P₁, TABEL 1). FOR OPLØST PYREN LÅ ALLE MÅLINGER UNDER DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ 0,01 $\mu\text{g L}^{-1}$



FIGUR 135

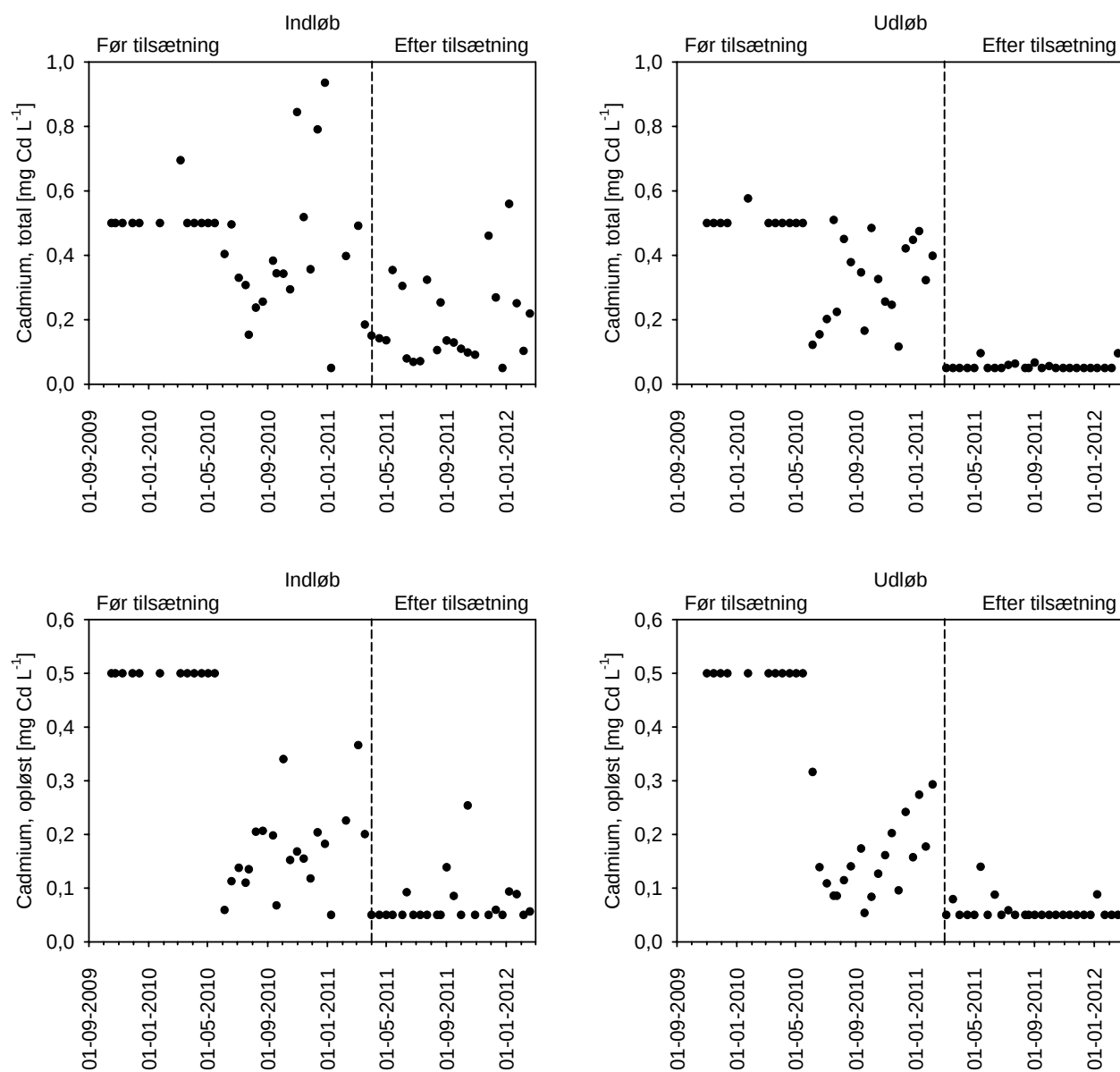
PYREN I LABORATORIEFORSØG MED TILSÆTNING AF FORSKELLIGE FÆLDNINGSKEMIKALIER. DER ER SPIKET MED ANTHRACEN OG FLUORANTHEN (FORSØG P1, TABEL 1). EN RÆKKE AF ANALYSENE LÅ UNDER DETEKTIONSGRÆNSEN PÅ 0,01 µg L⁻¹. I DENNE FORSØGSSERIE ER DER IKKE GENNEMFØRT MÅLINGER FOR OPLØST PAH

Resterende PAH'er

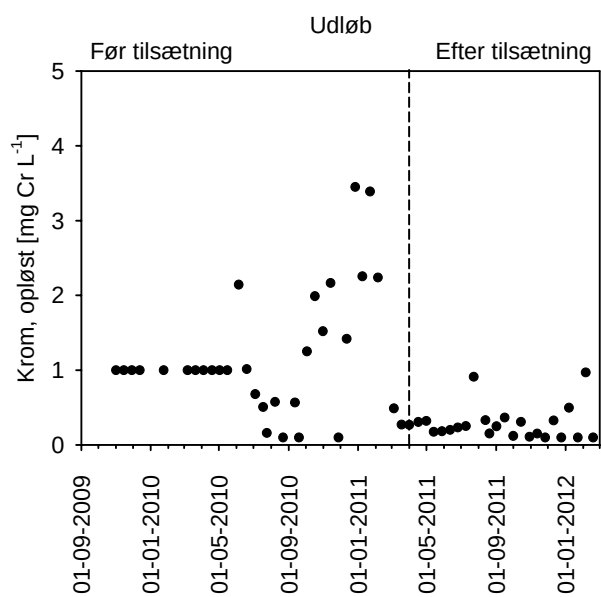
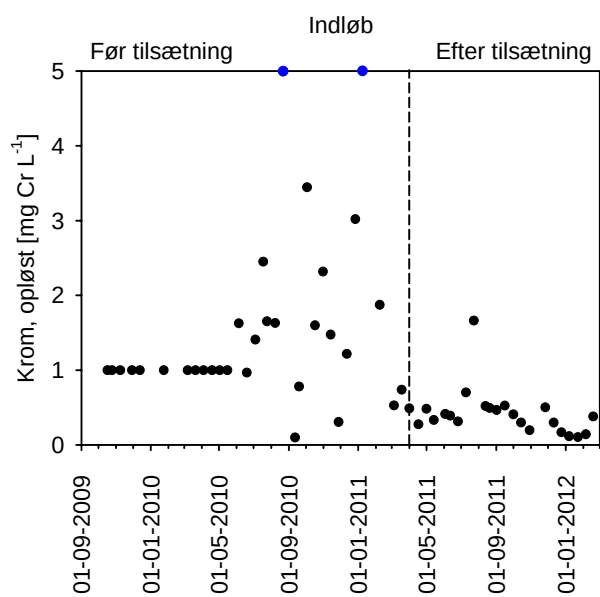
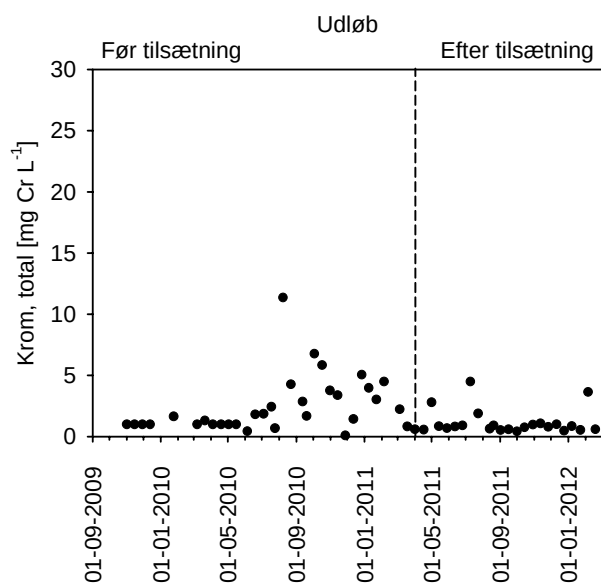
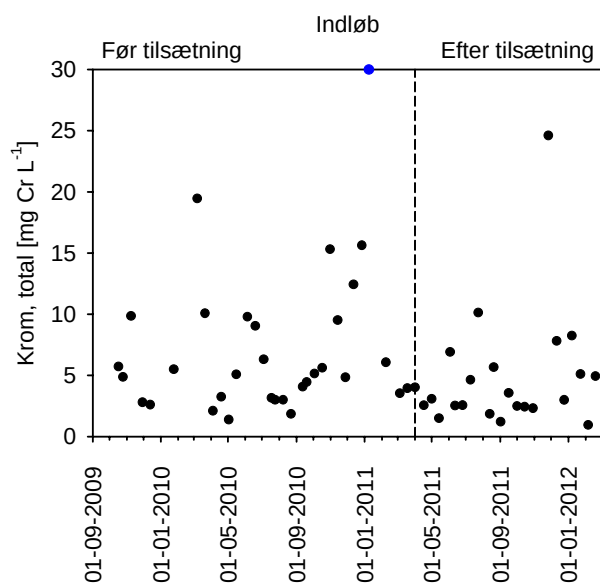
De resterende PAH'er i 16-PAH gruppen, altså acenaphthylen, acenaphthen, phenanthren, benz(a)anthracen, chrysen/triphenylen, benz(b+j+k)fluoranthren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,h)anthracen, benzo(g,h,i)perylene forekom enten slet ikke eller kun sporadisk ved meget lave koncentrationer.

Bilag 6: Resultater fra feltforsøg

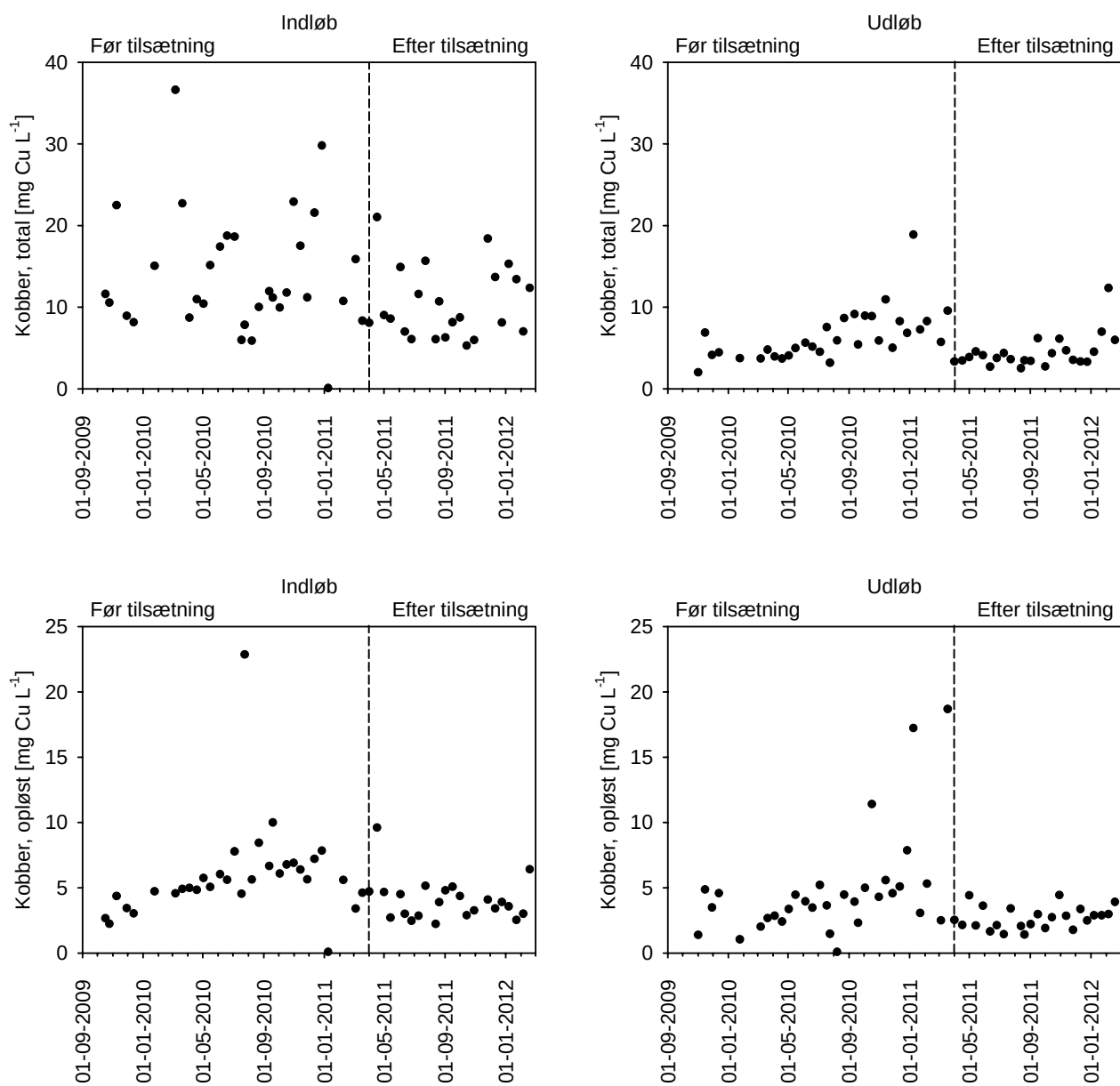
I den første del af feltforsøgene blev analyser af elementer udført på ICP med standard nebulizer samt opkoncentrering af prøver ved inddampning (perioden oktober 2009 til maj 2010). Her var detektionsgrænsen en del ringere end for de følgende analyser, der blev udført på ICP med ultrasonisk nebulizer (Tabel 2). Endvidere har analysemetoden med standard nebulizer ført til en generel højere usikkerhed på analyserne, og i vurderingen af resultaterne lægges derfor mest vægt på analyser udført fra maj 2010 til og med februar 2012. Ses på de nedenfor viste grafer af resultater, ser man da også, at for en række stoffer "stiger" de fundne værdi kraftigt efter skift af analysemetode. Fænomenet skyldes interferens med andre stoffer, og er ikke lige udtalt for alle elementer, da bestemmelsen af de enkelte elementer påvirkes i forskellig grad af interferens. Ved skift til ultrasonisk nebulizer reduceres denne interferens kraftigt. I resultatbehandlingen er alle resultater under detektionsgrænsen vist som værende lig med detektionsgrænsen.



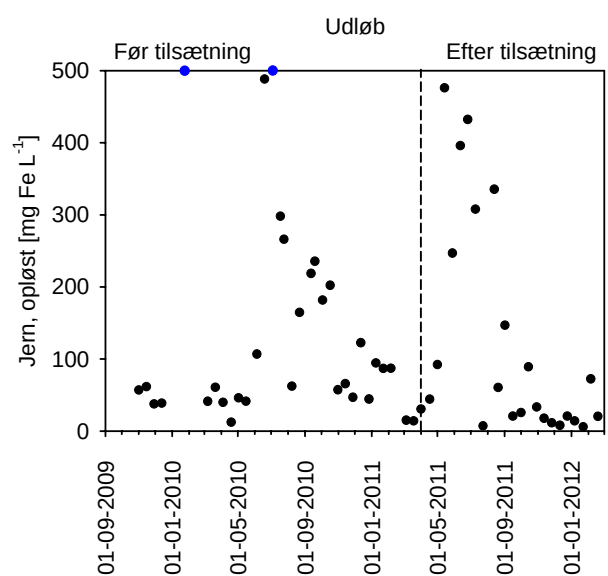
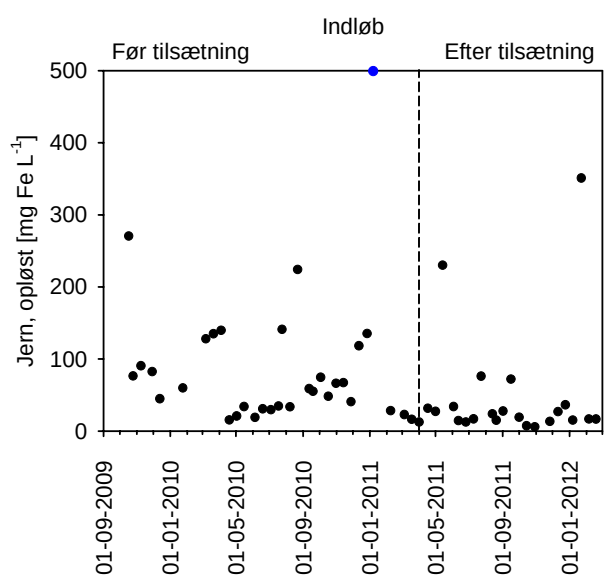
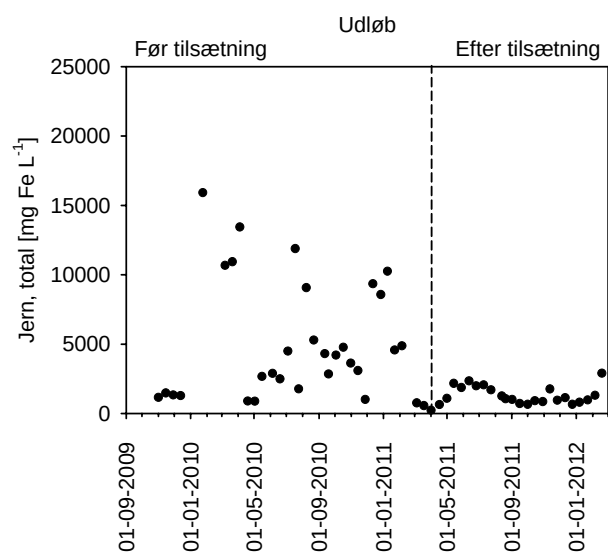
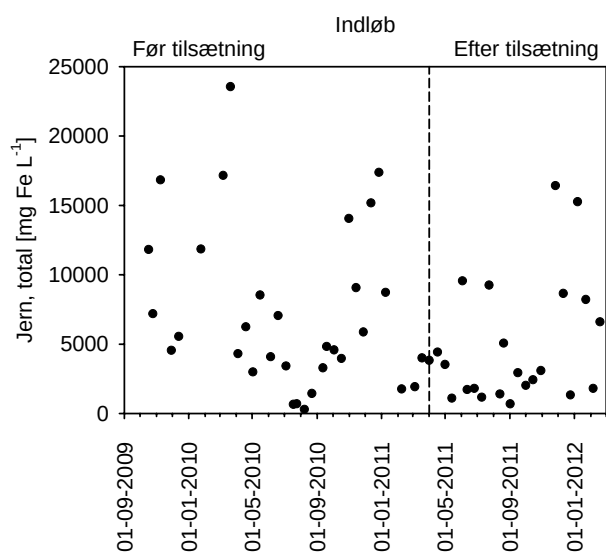
FIGUR 136
CADMIUM I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING



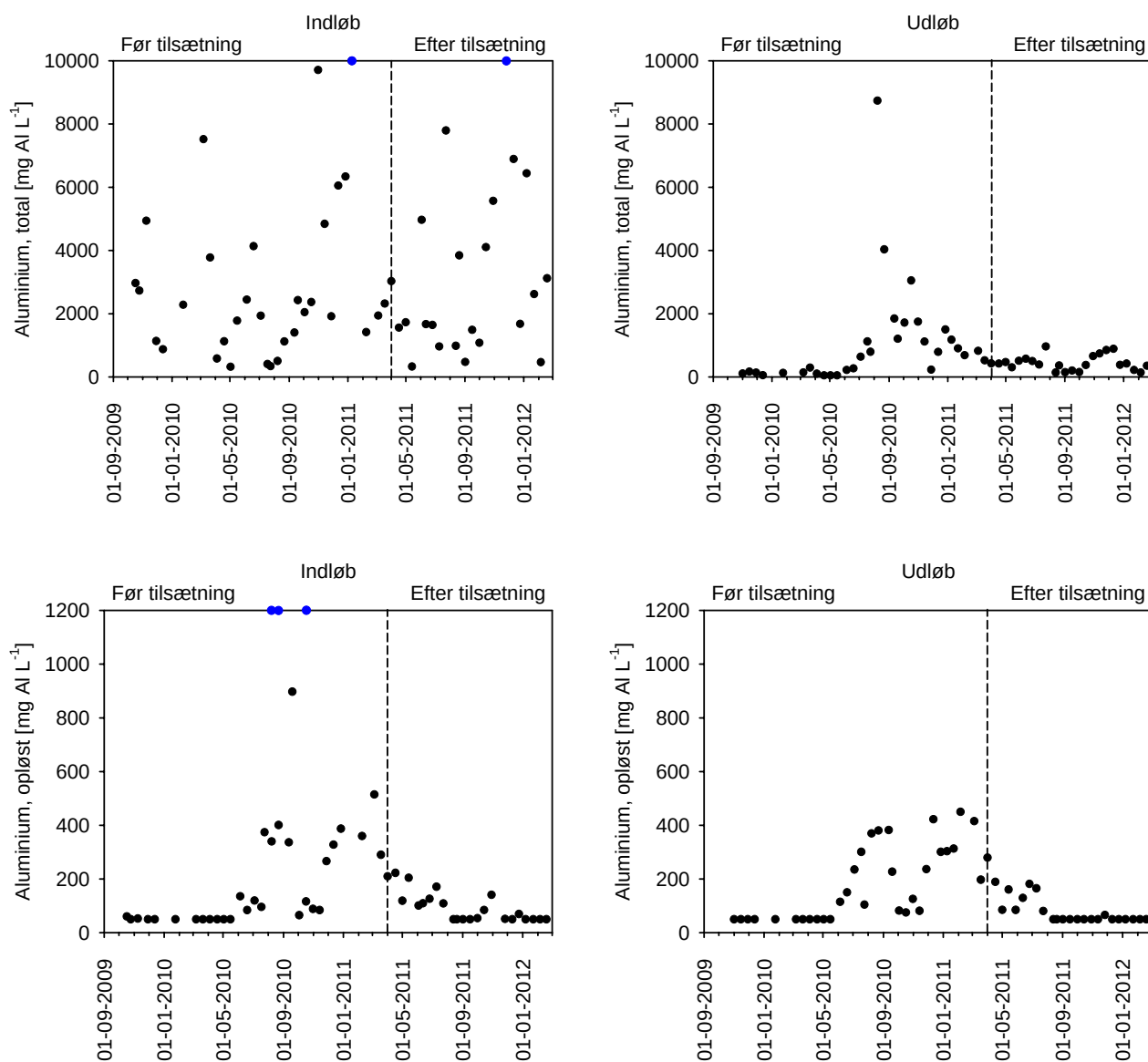
FIGUR 137
KROM I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING



FIGUR 138
KOBBER I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING

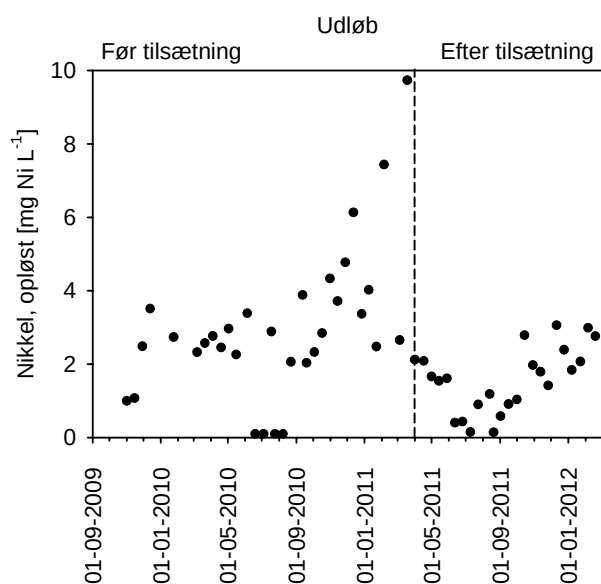
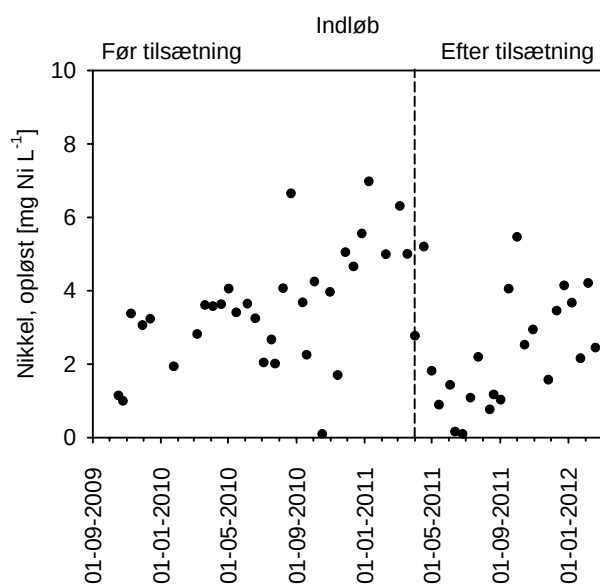
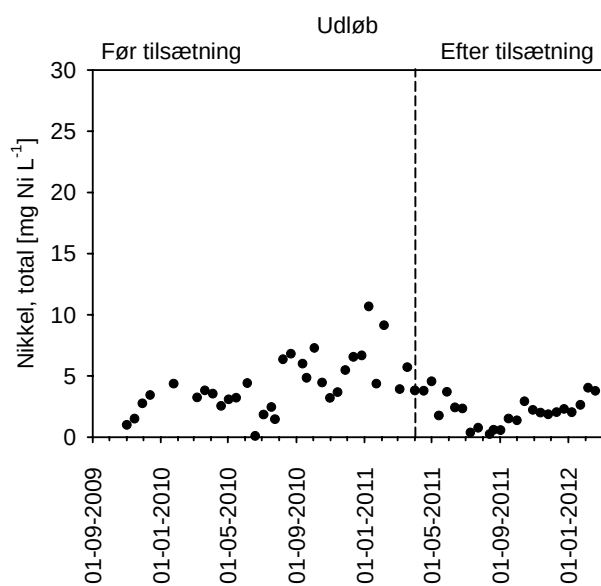
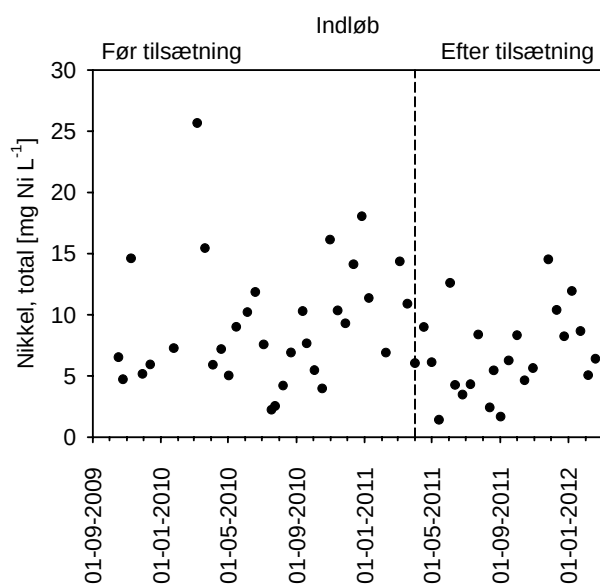


FIGUR 139
JERN I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING

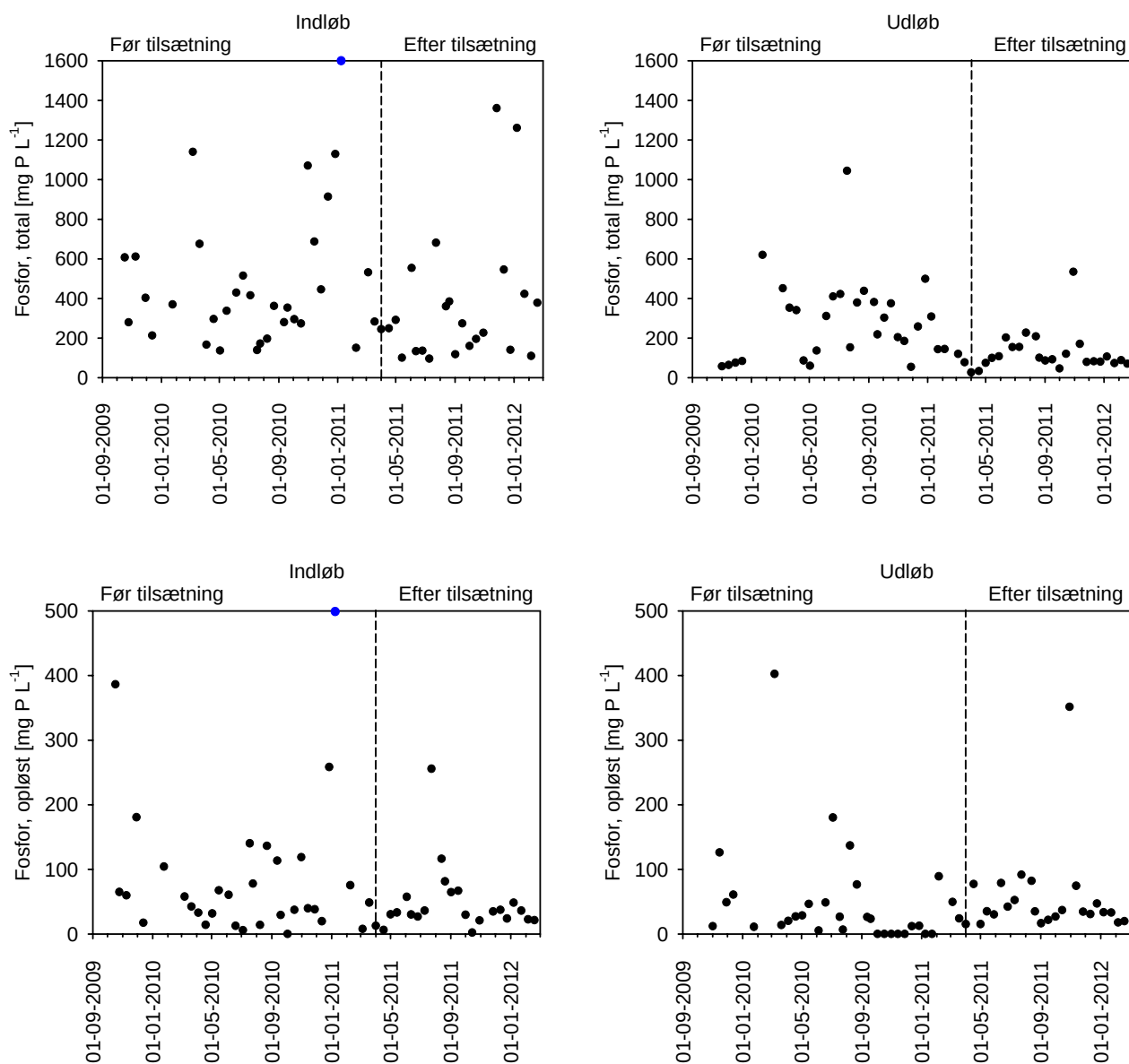


FIGUR 140

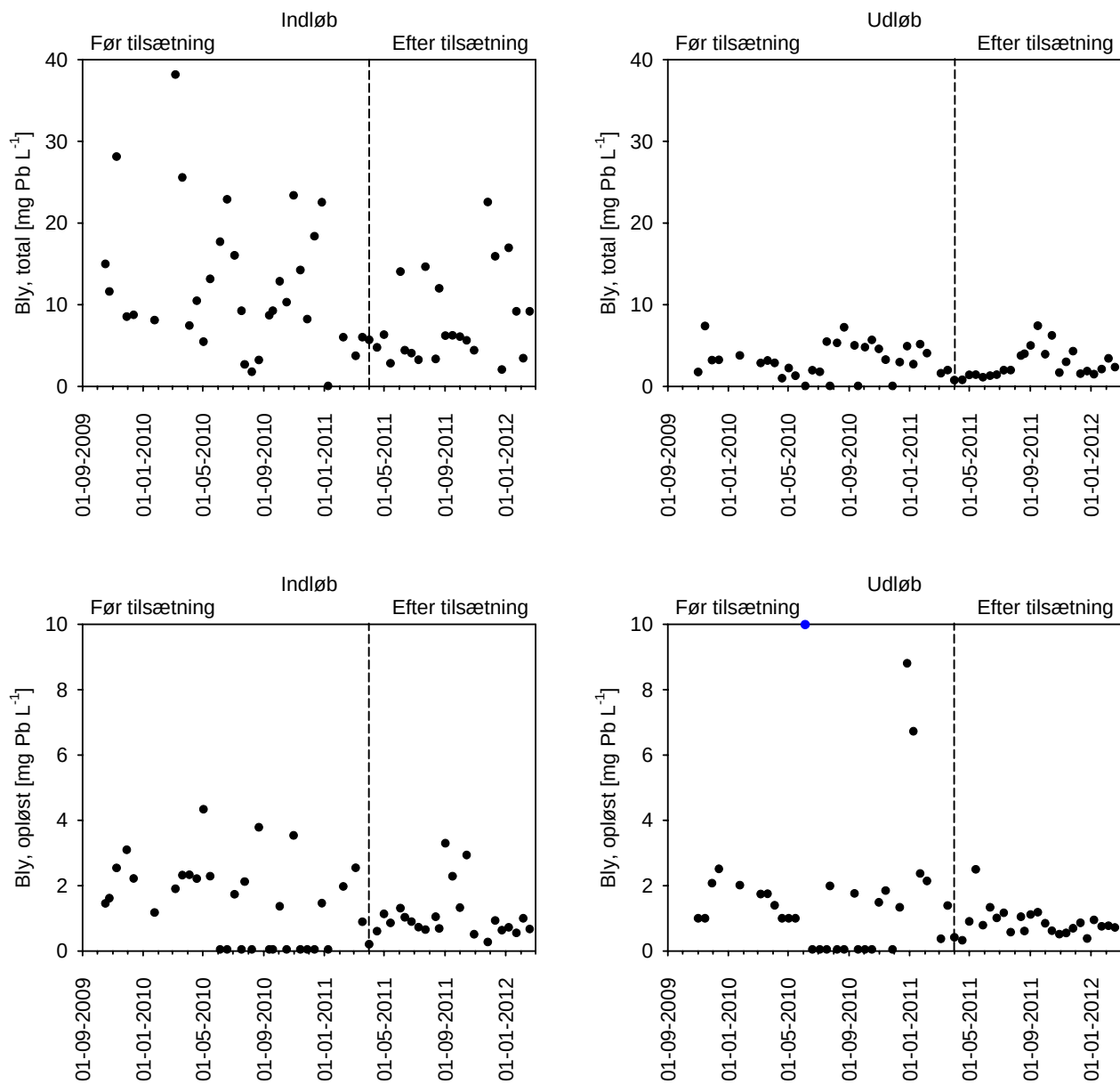
ALUMINIUM I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING. BLÅ CIRKLER I TOPPEN AF GRAFERNE INDIKERER MÅLINGER OVER DEN PÅGÆLDENE VÆRDI



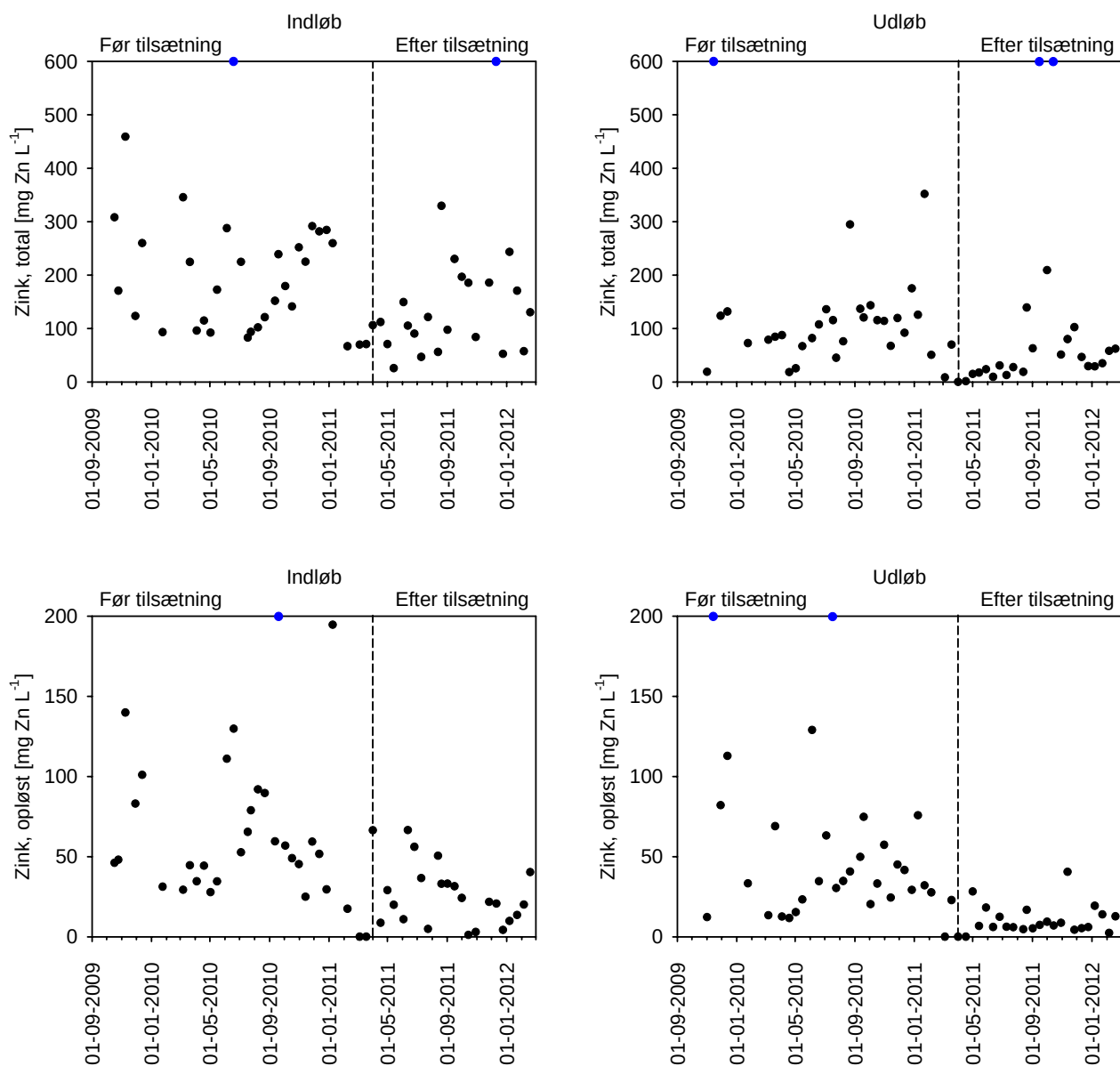
FIGUR 141
NIKKEL I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING



FIGUR 142
FOSFOR I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING



FIGUR 143
BLY I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING



FIGUR 144
ZINK I INDLØB OG UDLØB AF FELTFORSØGENE I LEMMING

Bilag 7: PAH og pesticider målt i Lemming bassinet

TABEL 9

TOTAL PAH I STIKPRØVER I INDLØB OG UDLØB (8 IND, 8 UD) FØR TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀

	Indløb Σ 16-PAH	Udløb Σ 16-PAH
01.08.2010	<0,010	<0,010
15.08.2010	<0,010	0,033
29.08.2010	<0,010	<0,010
12.09.2010	0,120	<0,010
26.09.2010	0,068	<0,010
10.10.2010	<0,010	<0,010
24.10.2010	<0,010	0,014
10.11.2010	<0,010	<0,010

TABEL 10ABEL 11
PESTICIDER I STIKPRØVER I INDLØB OG UDLØB (2 IND, 2 UD) FØR TILSÆTNING AF ALUMIN₁₀

	Indløb 10.09.2010	Indløb 24.10.2010	Udløb 10.09.2010	Udløb 24.10.2010
AMPA	1,10	0,50	0,52	0,49
Glyphosat	1,40	0,67	0,48	0,69
TCA Trichloreddikesyre	-	0,036	-	0,067
Aldrin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Atrazin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Desethyldeisopropylatrazin	<0,010	<0,010	0,03	0,11
Desethylterbutylazin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Desisopropylatrazin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	<0,010	0,11	0,089	<0,010
Dieldrin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Diuron	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
DNOC	<0,010	0,11	<0,010	0,41
Endrin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Hydroxyatrazin	<0,010	<0,010	0,095	<0,010
Hydroxysimazin	<0,010	0,011	0,032	<0,010
Isodrin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Isoproturon	<0,010	<0,010	0,015	<0,010
Gamma-HCH (Lindan)	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
MCPA	<0,010	<0,010	0,11	<0,010
Merchlorprop (MCP)	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
4-nitrophenol	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Simazin	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Terbutylazin	<0,010	0,051	<0,010	0,025



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

