
Kemisk fällning – en möjlig renings- process för dagvatten

Fredrik Nyström
Annelie Hedström
Inga Herrmann
Maria Viklander

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Kemisk fällning – en möjlig reningsprocess för dagvatten
TITLE OF THE REPORT	Chemical treatment – a possible treatment process for stormwater
FÖRFATTARE	Fredrik Nyström, Annelie Hedström, Inga Herrmann och Maria Viklander, Luleå tekniska universitet
RAPPORTNUMMER	2023-5
ANTAL SIDOR	37
SAMMANDRAG	I den här studien undersöktes hur väl en reningsprocess med kemisk fällning fungerar på förorenat dagvatten. Studien baserades på laboratorietester där insamlat dagvatten testades under kontrollerade förhållanden. De viktigaste resultaten var att en mycket hög reningsgrad med låg variation uppnåddes för både metallföroreningar och organiska föroreningar. Kemisk fällning hade också en tydlig effekt på mycket mindre partiklar än vad sedimentering hade.
SUMMARY	This report examines the performance of a coagulation/flocculation treatment process on polluted run-off. The study is based on laboratory tests where collected stormwater has been tested under controlled conditions. The main results were that a very high degree of treatment with low variation was achieved for both metal and organic pollutants. Coagulation/flocculation also had a proven effect on much smaller particles than what the sedimentation had.
SÖKORD	Dagvatten, kemisk fällning, flockning, fällningskemikalier, polymerer, organiska föroreningar, PAH, metallföroreningar
KEYWORDS	Stormwater, coagulation, coagulants, flocculation, flocculants, sedimentation, polymers, organic pollutants, PAH, metal pollutants
MÅLGRUPPER	Konsulter inom dagvattenhantering, kommuner, VA-bolag, Trafikverket, industrier med stora hårdgjorda ytor
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGSÅR	2023
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Nyström F., Hedström A., Herrmann I. och Viklander M. (2023). Kemisk fällning – en möjlig reningsprocess för dagvatten. SVU-rapport 2023-5. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	16-115
PROJEKTETS NAMN	Yteffektiv dagvattenrening – Var? När? Hur?
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling och Formas

Förord

Denna rapport är en av två SVU-rapporter som skrivs inom ramen för projektet ”Yteffektiv dagvattenrening – Var? När? Hur?”. Detta SVU-projekt är medfinansiering till ett Formasprojekt med samma namn som löper under perioden 2016 till och med 2023. Inom ramen för projektet har flera olika tekniska lösningar för dagvattenrening testats och utvärderats. I denna rapport redovisas en litteraturbakgrund samt de laborativa studier som genomförts avseende kemisk fällning av dagvatten som reningsmetod. Dessa studier har även presenterats i Fredrik Nyströms licentiatavhandling (Nyström 2019).

I projektet har även andra typer av reningstekniker utvärderats. I samarbete med Fastighetsverket har en reningsanläggning bestående av ett zeolitfilter för rening av kopparhaltigt regnvatten från kopparkoppar utvärderats. Vidare har membranrening av dagvatten undersökts, och utvärdering av en skärmdamm i Östersund pågår. I projektets andra SVU-rapport kommer ett urval av dessa resultat att redovisas.

Vi tackar Birgitta Johansson för översättningsarbete. Stort tack till Kerstin Nordqvist som varit behjälplig med det laborativa arbetet. Vidare tackar vi även Thomas Gustafsson och Gunnar Smith från Kemira för hjälp och värdefulla diskussioner.

Luleå 13 februari 2023

Annelie Hedström & Fredrik Nyström

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Introduktion	6
1.1 Motiv till kemisk fällning av dagvatten.....	7
1.2 Syfte och mål.....	8
2 Kemisk fällning – koagulering och flockulering	9
2.1 Terminologi	9
2.2 Kolloidal stabilitet	9
2.3 Koaguleringsmekanismer	10
2.4 Flockulering	10
2.5 Koagulerings- och flockbildningsprocesser för dagvatten.....	11
3 Material och metoder	14
3.1 Studiens utformning	14
3.2 Flockbildning och sedimentering	14
3.3 Experimentuppställning.....	14
3.4 Dagvatten som användes för burktestningen	16
3.5 Kemikalier använda som primärkoagulanter eller flockuleringsmedel	17
3.6 Kemiska, fysikaliska och statistiska analyser	18
4 Resultat	19
4.1 Partikelavskiljning och partikelförändringar	19
4.2 Metallavskiljning	21
4.3 Reduktion av organiska föroreningar	23
5 Diskussion	25
5.1 Flockning och sedimentering.....	25
5.2 Koaguleringsprocessens egenskaper.....	25
5.3 Avskiljning av partiklar till följd av destabilisering genom koagulering	26
5.4 Effekten av kemisk fällning på den lösta metallfraktionen	27
5.5 Avskiljning av organiska föreningar	28
5.6 Kontrollparametrar för koaguleringsprocessen	30
5.7 Kemisk fällning som dagvattenbehandling i Sverige.....	30
6 Slutsatser	31
Referenser	32

Sammanfattning

I den här studien undersöktes hur väl en reningsprocess med kemisk fällning fungerar på förorenat dagvatten. Studien baserades på laboratorietester där insamlat dagvatten testades under kontrollerade förhållanden. De viktigaste resultaten var att en mycket hög reningsgrad med låg variation uppnåddes för både metallföroreningar och organiska föroreningar. Kemisk fällning hade också en tydlig effekt på mycket mindre partiklar än vad sedimentering hade.

Dagvatten från starkt förorenade ytor, såsom motorvägar och större vägkorsningar, leds ofta till dagvattendammar eller andra dagvattensystem. Reningseffekten hos dessa system har ett samband med deras area eftersom de har sedimentering som främsta reningsprocess. Urbaniserade områden bebyggs i dag allt tätare och de tillgängliga ytorna för dagvattenhantering är begränsade. Samtidigt blir miljökraven mer stringenta. Då kan det vara svårt att anlägga system som är dimensionerade för att avskilja föroreningarna tillräckligt effektivt. Flera studier har därför fokuserat på hur effekten hos befintliga system kan förstärkas. I rapporten beskrivs hur väl en reningsprocess med kemisk fällning fungerar på förorenat dagvatten.

Kemisk fällning är en välkänd process i vattenverk och avloppsreningsverk där den används för att den är mycket effektiv när det gäller att avskilja både partiklar och fosfor. Många föroreningar i dagvatten förekommer i hög grad som partiklar eller är bundna till partiklar. Därför borde en process med kemisk fällning kunna åstadkomma hög avskiljning även för dagvatten. Men det har inte gjorts särskilt många studier på ämnet, och det har inte genomförts någon bredare undersökning av hur processen fungerar för dagvattenrening. Syftet med projektet var därför att undersöka vilka fällningskemikalier som lämpar sig för dagvatten, vad som bör beaktas i en sådan process och hur bra processen kan bli på att avskilja typiska dagvattenföroreningar.

Insamlat dagvatten testades under kontrollerade förhållanden på laboratorium. För att utvärdera processen användes dels en snösmältblandning från en plogbank i Luleå, dels väg dagvatten. Det viktigaste resultatet var att reningsgraden blev mycket hög, över 90 procent, för merparten av metallföroreningar och organiska föroreningar. Reningsgraden hade även låg variation, motsvarande cirka en till fem procentenheter. De fällningskemikalier som presterade bäst var kommersiella förhydrolyserade fällningsprodukter. För att erhålla en kemisk fällning är parametrarna pH och alkalinitet viktiga, och vissa dagvatten kan behöva en pH-justering. Kemisk fällning hade även en tydlig effekt på avskiljning av mindre partiklar ($<1\mu\text{m}$). Vid enbart sedimentering avskildes inte den fraktionen utan hölls i suspension.

Resultaten ska bidra till kunskap om kemisk fällning av dagvatten som kan ge verksamhetsutövare en bredare verktygslåda för effektiv dagvattenrening.

Summary

This report examines the performance of a coagulation/flocculation treatment process on polluted run-off. The study is based on laboratory tests where collected stormwater has been tested under controlled conditions. The main results were that a very high degree of treatment with low variation was achieved for both metal and organic pollutants. Coagulation/flocculation also had a proven effect on much smaller particles than what the sedimentation had.

Stormwater from heavily polluted areas, such as motorways and major road junctions, is often discharged into stormwater ponds or other stormwater control measures. The treatment efficiency of these systems correlates with their surface area, as they use sedimentation as their main treatment process. With more stringent environmental requirements and more urbanized areas where available real estate for stormwater management is limited, it can be difficult to construct systems that are properly sized to effectively remove the pollution. Several studies have therefore focused on enhancing the effectiveness of existing systems. This report examines the performance of a coagulation/flocculation treatment process on polluted run-off.

Coagulation/flocculation is a well-known process in both waterworks and wastewater treatment plants where it is used for its high efficiency in removing both particles and phosphorus. As many pollutants in stormwater are highly particulate or associated with particles, a coagulation/flocculation process should also be able to achieve a high removal efficiency for stormwater. However, the number of studies on this topic is limited, and a broader investigation into how the process works for stormwater treatment and for which pollutants the process suitable for has not been carried out. The aim of this project was to investigate which coagulants are suitable for stormwater applications, what such a process should consider and what performance can be obtained with respect to typical stormwater pollutants. The results are intended to contribute to a broadening of the knowledge and toolbox available to operators for the effective treatment of stormwater.

The study is based on laboratory tests where collected stormwater has been tested under controlled conditions. Both stormwater as a snowmelt mixture from a snowbank in Luleå, and road run-off have been used to evaluate the process. The main results were that a very high degree of treatment with more than 90 % reduction was achieved for most of the metal and organic pollutants. The treatment effectiveness also exhibited a low variation, corresponding to about 1–5 percentage points. The coagulants with the best treatment result were the pre-hydrolyzed commercial products. For a coagulation process the pH and alkalinity are important parameters, and some stormwaters may require a pH adjustment in the process. Coagulation/flocculation also had a proven effect on much smaller particles ($<1\mu\text{m}$) than sedimentation alone had.

1 Introduktion

Dagvatten som avrinner från vägar och andra ytor i urbana områden kan vara kraftigt förorenade av ämnen som har sitt ursprung från trafik och annan verksamhet i staden, men också från konstruktioner och byggnadsmaterial. Under de senaste decennierna har en utbyggnad av framför allt dammsystem skett för att på så sätt rena det förorenade dagvattnet, men fortfarande leds fortfarande merparten av dagvattenflödena i Sverige ut orenade, till närmaste sjö eller vattendrag.

Dagvattnets kvalitet och innehåll av föroreningar är årstidsberoende, och beroende av markanvändning och vilka typer aktiviteter och (byggnads)material som förekommer i avrinningsområdet. Typiska dagvattenföroreningar är metaller som bly, järn, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. Vidare förekommer olika typer av organiska föroreningar, många härrörande från kolväten från trafiken. Även bakteriekoncentrationen kan vara betydande och har företredesvis sitt ursprung i djurspillning. Om gator och vägar saltas kan dag- och smältvattnet även innehålla höga koncentrationer av klorider. Det partikulära föroreningsinnehållet kan mätas med måttenheten suspenderat material (TSS, total suspended solids). Ibland är en stor del av föroreningarna bundna i partiklar, andra föroreningar förekommer främst i löst fas och vissa föroreningar är ibland till stor del partikelbundna och i andra fall lösta, beroende på vilka aktiviteter och material som förekommer i det område som dagvattnet avrinner ifrån. Dagvattnets kvalitet och föroreningar beskrivs vidare i rapporten Kunskapssammanställning – Dagvattenkvalitet (Viklander et al. 2019).

De dammsystem som byggts för att rena dagvattnet är baserade på principen om partikelsedimentation, vilket gör att föroreningar som är lösta eller svåra att sedimentera inte kan avskiljas i sådana system. Exempelvis, om kopparkoncentrationen i ett dagvatten till hälften är partikulärt bundet (Galfi et al. 2017) innebär det att en reningsmetod som baseras på sedimentation endast kan nå 50 % kopparreduktion, under ideala förhållanden. Om de partikulära föroreningarna är mycket små och inflödet förhållandevis högt, på grund av hög regnintensitet, är sedimentationen mindre effektiv och avskiljningsgraden lägre än 50 %. Med sedimentationsanläggningar finns också alltid risk för återsuspension av tidigare sedimenterade föroreningar. Ett tillfälligt kraftigt inflöde kan dra med sig föroreningar som sedimenterat vid andra nederbördstillfällen.

Under det senaste decenniet har så kallade regnbäddar eller biofilter implementerats för rening av dagvatten. Dessa har större kapacitet att avskilja lösta föroreningar. Å andra sidan byggs de ofta uppströms i avrinningsområdet vilket gör att drift- och underhållsbehovet kan bli omfattande för att hålla ett stort antal små anläggningar i god funktion. Vidare är de beroende av att det finns ytor i stadsmiljön där de kan placeras.

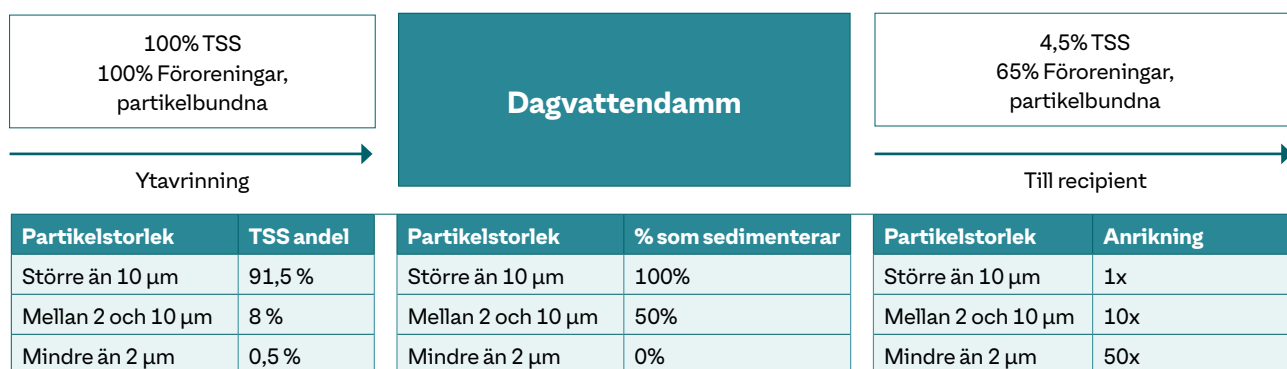
De begränsningar som ovan har lyfts för dammar och biofilter tillsammans med ökade krav på minskade utsläpp till sjöar och vattendrag från dagvatten gör att det finns utrymme för fortsatt utveckling av reningssystem för dagvatten. Förutom att utveckla tekniker för mer långtgående dagvattenrening är det önskvärt att reningsanläggningar blir mera yteffektiva. Med urbanisering och förtätning av städerna blir det allt svårare att finna ytor som kan tas i anspråk för traditionella dammsystem samtidigt som behov kvarstår att kunna lokalisera dagvattenanläggningar nedströms.

Reningskomponenter som redan idag är kommersiella eller håller på att utvecklas för andra typer av avloppsvatten är exempelvis kemisk fällning, membranteknik, reaktiva filter och olika typer av sedimentfällor. Sådana har även tidigare undersökts i begränsad omfattning för dagvattenbehandling, se exempelvis Isteniç et al. (2012), Johir et al. (2009) och Bachand et al. (2010) för kemisk fällning, Kus et al. (2012) och Pervov och Matveev (2014) för membranfiltrering, Färm (2003), Vijayaraghavan et al. (2010) och Cederkvist et al. (2010) för reaktiva filter samt He och Marsalek (2014) och He et al. (2014) för sedimentfällor.

1.1 Motiv till kemisk fällning av dagvatten

Dagvattnets kvalitet kan variera mycket beroende på hur mycket hårdgjorda ytor det finns inom avrinningsområdet samt hur hög trafikintensiteten är, men även beroende på andra antropogena aktiviteter. Ju större föroreningsmängd i dagvattnet, desto större blir belastningen på recipienten. Merparten av de föroreningar som återfinns i dagvatten är associerade till partiklar med storlekar ner till under en mikrometer.

Små partiklar och särskilt kolloidala partiklar kan vara svåra att avskilja i dagvattensystem på grund av deras storlek och tendens att förbli suspenderade i vattenvolumen. Konventionella tekniker för dagvattenrening når inte tillräckligt hög effekt när det gäller att avskilja dessa föroreningar, vilket ökar behovet av att utforska och utveckla mer avancerade tekniker. McKenzie et al. (2008) studerade associationerna mellan olika föroreningar och olika partikelstorlekar, de avslutar sin artikel med ett illustrativt exempel (Figur 1.1). De gjorde följande förenklade antaganden baserade på data från litteraturen: alla föroreningar är partikelbundna och merparten av TSS, viktmässigt, består av partiklar som är större än 10 µm; en dagvattendamm avskiljer alla partiklar större än 10 µm, hälften av partiklarna mellan 2 och 10 µm, men inga mindre partiklar. Taget tillsammans med artikelns beräknade anrikningsfaktorer, d.v.s. hur föroreningar faktiskt fördelade sig på olika partikelfraktioner, ger det att dagvattendammen i exemplet avskiljer 95,5 % av TSS, men endast 35 % av föroreningarna. Detta illustrerar väl att om en hög reningseffekt eftersträvas måste dagvattensystem beakta avskiljningsgraden för de små partiklarna.



För att uppnå högre reningseffekt som även avskiljer de minsta partiklarna är det motiverat att undersöka i dagvattendammar och andra dagvattensystem hur man vid behov kan förstärka dem med ytterligare reningssteg som till exempel sorptionsmedia eller filtermaterial. Alternativt, hur reningstekniker från andra vattensektorer fungerar för dagvatten. Ett exempel på detta är kemisk fällning, en reningsteknik med mycket god förmåga att avskilja små partiklar. En sådan process bär med sig både fördelar och nackdelar. En nackdel är att systemet blir mer komplext innehållandes pumpar, reglerutrustning och ett förbrukningsbehov av kemikalier. Men komplexiteten kan också vara en fördel. Till skillnad från en dagvattendamm så kan en reningsprocess med kemisk fällning kontrolleras och styrs på ett helt annat sätt. Detta kan i sin tur bidra till hög reningseffekt med väldigt låg variabilitet och således garantera jämn och hög vattenkvalitet i utflödet.

En annan aspekt är erforderlig yta. Dagvattendammar och andra dagvattensystems reningseffektivitet ökar med deras yta. I urbana eller periurbana miljöer kan det vara svårt för verksamhetsutövare att anlägga större sådana anläggningar på grund av tillgänglig markyta eller högt markpris. Kompaktare system med hög reningseffekt blir vid sådana situationer mer intressanta.

Figur 1.1

Figuren illustrerar ett tankeexempel på varför hög avskiljningseffekt hos dagvattenanläggningar erfordrar hög avskiljning av små partiklar. Till vänster ytavrinnings beskaffenhet i exemplet. I mitten en dagvattendamms prestanda. Till höger normaliserad anrikning av föroreningar till partikelfraktioner och föroreningshalten i renat vatten.

1.2 Syfte och mål

Det övergripande syftet med projektet ”Yteffektiv dagvattenrening – Var? När? Hur?” var att bidra med kunskap om hur olika reningskomponenter för dagvatten kan utformas och integreras i tät bebyggda områden.

Målet med denna SVU-rapport är att sammanfatta den litteraturstudie som gjorts rörande koagulering och flockulering för behandling av dagvatten samt redovisa de experiment och resultat som hittills har erhållits för denna reningskomponent.

2 Kemisk fällning – koagulering och flockulering

2.1 Terminologi

Kemisk fällning är det vedertagna svenska begreppet som vanligtvis innefattar två olika processer, nämligen koagulering och flockulering. Ibland används begreppen ett i taget lite ospecifikt för att innefatta båda processerna. Faktum är att koagulering och flockulering definieras som två olika fysikalisk-kemiska processer. Enligt Bratby (2016) definieras koagulering som den process som leder till destabilisering av en suspension eller lösning. Det betyder att funktionen hos koagulering är att övervinna de faktorer som gynnar stabiliteten hos systemet. Samma författare definierar flockulering som den process där destabiliserade partiklar påverkas så att de får kontakt och slår sig samman till större flockar.

Båda processerna kan ske naturligt eller framkallas av yttre krafter. Ett tillsatsämne som framkallar koagulering kallas i litteraturen ett primärt koaguleringsmedel (i svensk vattensektor, ofta fällningskemikalie eller fällningsmedel), och ett ämne som påskyndar flockbildningen eller ökar flockarnas stabilitet kallas flockningshjälpmedel. Det är alltså användningen av ämnet som avgör dess benämning. En katjonpolymer kan exempelvis ha en destabiliserande effekt men även gynna flockbildningen; den kan därför användas antingen som ett koaguleringsmedel eller som ett flockningshjälpmedel.

Processerna studeras ofta med hjälp av en laboratorietest som kallas *jar-test*, vilket ibland på svenska har benämnts som burktest.

2.2 Kolloidal stabilitet

Kolloid är den kemiska termen för ett system av mikroskopiskt små olösliga partiklar dispergerade i ett medium. Inom vetenskapen definieras storleken på kolloidala partiklar olika. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC 2007) definierar dem som partiklar som är mindre än en mikrometer. Det finns flera växelverkande krafter mellan de kolloidala partiklarna som bidrar till deras stabilitet i vatten, men främst är det elektrostatisk repulsion som dominerar (Mosley et al. 2003). I naturliga öppna system är kolloidala partiklar nästan uteslutande negativt laddade därför att de adsorberar molekyler med negativt laddade funktionella grupper, till exempel karboxyl- eller hydroxylgrupper (Hunter, K. A. & Liss 1979).

DLVO-teorin har fått sitt namn efter fyra forskare (Verwey & Overbeek 1946; Derjaguin & Landau 1993). Den presenterar den rådande förklaringen till växelverkan mellan laddade partiklar i ett flytande medium. Teorin utgår från att det finns två krafter som verkar på partiklar oberoende av varandra, och att den totala växelverkansenergin är summan av de två krafterna. Det finns en attraktionskraft, van der Waals-kraften, som är stark på mycket korta avstånd och svag på långa avstånd. Den andra kraften är den elektrostatiska kraft som uppstår på grund av ett dubbellager med joner runt partikeln. Den elektrostatiska kraften är starkare än van der Waals-kraften på längre avstånd och svagare på korta avstånd. Det här ger en energibarriär som måste överkommas för att partiklarna ska slå sig samman.

Ytladdningen hos partiklarna kan därför vara en indikation på den kolloidala stabiliteten. Dock går det inte att mäta ytladdningen direkt, utan i stället kan en elektrisk potential som kallas Zetapotential beräknas genom mätning av partiklars elektroforetiska rörlighet. Zetapotentialen är definierad som den elektriska potential som finns

mellan dubbellagrets gränssyta och bulkvätskan (Hunter, R. J. 1981). Den säger något om hur mycket energi som behöver tillföras systemet för att partiklarna ska aggregera till större partiklar.

2.3 Koaguleringsmekanismer

De första beskrivningarna av koagulering är nästan 4 000 år gamla. Men den kemiska teorin bakom fenomenet formulerades steg för steg först under 1900-talet genom studier av kolloidala lösningar och vattenlösningar av metallsalter. Stumm och Morgan (1962) insåg att pH var en viktig faktor som påverkade koaguleringen, och de observerade en reversion av koagulerings-effekten för vissa intervall beroende på koaguleringsmedlets koncentration, kolloidkoncentrationen och pH-värdet (Stumm & O'Melia 1968). Författarna föreställde sig olika zoner, där koagulering inträffade i somliga av dem.

I en suspension med en tillräcklig kolloidkoncentration kommer en stökiometrisk reaktion att inträffa mellan de negativt laddade kolloidpartiklarna och de olika koaguleringsmedlen. Det leder till laddningsneutralisation som är en av mekanismerna vid koagulering, där de katjoniska metallerna neutraliserar de negativt laddade kolloiderna (Van Benschoten & Edzwald 1990). Tillsats av ytterligare koaguleringsmedel kommer sedermera att resultera i omkastad laddning på grund av att det bildas positivt laddade partiklar. Laddningsomkastningen nollställer effektivt den tidigare uppnådda destabiliseringen. Tillsats av koaguleringsmedel över dess löslighetsnivå leder till att det bildas olösliga amorfa metallhydroxider. Men lösligheten hos koaguleringsmedel ökar med minskande pH-värde, så det kan behövas pH-justering för att bilda metallhydroxidfällningen. Den här fällningen leder till koagulering genom en annan mekanism, s.k. svepflocksmekanism, som fungerar som en filt som tynger ner partiklarna i suspensionen. Vid svepflockning innesluts kolloider och suspenderade partiklar slumpmässigt i metallhydroxidflocken. I naturliga vatten är koaguleringsprocesserna ännu mer komplexa, med flera olika konkurrerande reaktioner, olika hydrolysisprodukter, komplexbildning och ligandreaktioner (Shin et al. 2008).

Utöver de två nämnda huvudmekanismerna (laddningsneutralisation och svepflockning), så existerar ytterligare två mekanismer. Räckvidden hos partiklarnas elektrostatiska kraft kan minskas genom att lösningens jonstyrka ökar vilket orsakar en kompression av dubbellagret kring partikeln (Edzwald et al. 1974), detta benämns ibland som ursaltning. Det är ett fenomen som sker naturligt när till exempel floder möter havet. Den sista mekanismen är långa polymerkedjor som kan skapa bryggor mellan partiklar.

2.4 Flockulering

Flockulering kallas den efterföljande processen där destabiliserade partiklar slår sig samman för att bilda större partiklar som kallas flockar. Flockbildningsprocessen brukar delas in i två steg: transport och vidhäftning (Thomas et al. 1999). Transportsteget bestämmer kollisionfrekvensen och påverkas av den typ av rörelseenergi som finns tillgänglig: perikinetisk flockbildning (kollisioner orsakas av Brownsk rörelse), ortokinetisk flockbildning (hastighetsgradienter på grund av omrörning) och differentiell sedimentering. Vidhäftningssteget bestämmer kollisionseffektiviteten och påverkas av destabiliseringsprocessen som har beskrivits tidigare. Smoluchowskimodellen (Smoluchowski 1918) är en klassisk modell som beskriver flockbildningsprocessen, och den utgör grunden för dagens modeller. Modellen utgår från att kollisionfrekvens och kollisionseffektivitet är oberoende av varandra, men senare forskning har visat att det kanske inte är på det sättet (Lawler 1993).

Flockbildningsprocessen kontrolleras genom justering av faktorer som blandningsenergi eller sedimenteringstid, och förbättras genom tillsats av flockbildningshjälpmedel som till exempel polymerer.

2.5 Koagulerings- och flockbildningsprocesser för dagvatten

Det finns gott om vetenskaplig litteratur om koagulering som en vanlig process för beredning av dricksvatten och behandling av avloppsvatten. Den tidigaste är från början av 1900-talet. Men det finns inte mycket data publicerade i vetenskapligt granskad litteratur om användning av koagulering för att behandla dagvatten från dagvattensystem. Ändå är det inget nytt koncept att använda koaguleringsmedel och/eller polymerer för att öka sedimentationshastigheten hos dagvattenpartiklar; några av de tidigaste försöken utfördes för 40 år sedan.

På 1980-talet genomförde Bennett et al. (1981) begränsade behandlingsförsök i laboratorieskala på både snösmält och dagvatten. De utvärderade sedimentering, koagulering/sedimentering och filtrering, med tanke på minskning av turbiditet, kemisk syreförbrukning (COD) och suspenderade fasta ämnen. Följande koaguleringsmedel och optimala doser användes: aluminiumsulfat (50 mg/l), järnklorid (50 mg/l) och kalk (100 mg/l). Författarna drog slutsatsen att för deras kriterier var både koagulering/sedimentering och filtrering bättre än enbart sedimentering.

Tapp och Barfield (1986) försökte förbättra förutsägbarheten hos modeller för partikelsedimentering i sedimenteringsdammar genom att undersöka naturlig flockbildning med och utan flockningshjälpmedel. De gjorde försök att förbättra gamla pluggflödesmodeller för sedimentering genom att titta på flockbildningsekvationer som bestod av termer för partikelaggregation och partikeluppbyggnad; aggregationstermen innehöll en variabel som beskrev kollisionseffektiviteten.

Det har även utförts ett antal koaguleringsexperiment av dagvatten i pilotskala. I ett försök att minska försämringen av Berlins vattendrag byggde Heinzmann (1994) en pilotanläggning för att behandla dagvatten. Han valde koaguleringsmedel efter några inledande laborieförsök. Anläggningen uppnådde över 75 procent reduktion av turbiditet och filtrerbara fasta ämnen, med inflödeskoncentrationer upp till 140 FTU respektive 50 mg/l. Författarna rapporterade bara prestanda hos koaguleringsmedlet med den största reduktionen, en produkt som kombinerade polyaluminiumklorid med en katjonpolymer. De presenterade inte reduktionsgraden för metaller, men angav att bly och koppar togs bort i hög grad och zink i mycket liten grad. En kortare ekonomisk analys inkluderade investeringskostnader, amorteringar och kapitalkostnader. Uppskattningen var att kostnaderna var 10 till 40 procent högre än om ett sedimentationsmagasin hade använts.

Bernard et al. (1995) satte upp en mindre dagvattenanläggning som drevs med koagulering/flockbildning följt av flotation. Anläggningen behandlade dagvatten från sju regnhändelser i Chellesflodens avrinningsområde i Frankrike, med markanvändning uppdelad mellan bostads- och industriområden. De använde fasta koncentrationer av aluminiumsulfat som primärt koaguleringsmedel (50 och 100 mg/l) och ett anjoniskt flockningshjälpmedel (1 och 2 mg/l). Pilotsystemet utvärderades på kvarvarande koncentrationer av suspenderade ämnen, COD och totala kolväten. Man uppnådde minskningar på upp till 90 procent för suspenderade ämnen, 82 procent för COD och 95 procent för totala kolväten. Författarna rapporterade också att systemet var robust mot varierande föroreningskoncentrationer i inflöde, och att koncentrationerna i utflödet var jämna.

Intressant nog verkar det vara vanligt med kemisk fällning (koagulering/flockulering) av dagvatten i Florida. Processen har använts i fullskaleanläggningar sedan mitten av 1980-talet, med många olika installationer byggda av ett och samma bolag (Harper 2007). På den tiden var Lake Ella i Tallahassee en hypereutrofierad sjö som tog emot

dagvatten från ett dagvattensystem via ett stort antal olika utsläppspunkter. Att valet föll på ett kemiskt behandlingssystem berodde på att det behövdes ett yteffektivt system eftersom det inte fanns någon mark att köpa in för konventionella dagvattenanläggningar. Systemet baserades på en central anläggning med ett doseringssystem för koaguleringsmedel som var anslutet till pumpar och flödesmätare. Aluminiumsulfat doserades direkt till dagvattenflödet, och metoden byggde på naturlig eller inducerad turbulens i avloppsledningen. Sedan det började vid Lake Ella har det i Florida byggts mer än 50 behandlingssystem för dagvatten med aluminiumsulfat som koaguleringsmedel. Enligt rapporterna är den optimala dosen av aluminiumsulfat i dessa system 5–10 mg/l. Systemen uppvisar jämn reduktion på 90 procent av totalfosfor, 50–90 procent av metaller och över 99 procent av totala koliformer. Rapportförfattarna anger också att mer föroreningar tas bort i de här anläggningarna än i sedimenteringsdammar. En livscykelkostnadsanalys visar att systemen var billigare än sedimenteringsdammar per borttagen föroreningsmängd.

Ding et al. (2001) rapporterade att mycket få processer för behandling av dagvatten har effekt på kolloidala partiklar, och att användning av koagulering/flockbildning kräver långa uppehållstider och stora tankar. Som åtgärd försökte författarna minska sedimenteringstiden drastiskt genom att använda och testa en koaguleringsprocess med mikrosand som ballast. De använde ett syntetiskt dagvatten gjort på sediment från parkeringsplatser tillsammans med antingen aluminiumsulfat eller järnklorid som koaguleringsmedel. De minskade turbiditeten hos det syntetiska dagvattnet från 74 NTU ned till runt 10 NTU utan ballast, och ned till under 2 NTU med ballast. Författarna observerade också en skillnad i partikelstorleksfördelningen, som före behandlingen dominerades av partiklar större än 10 mikrometer och efter behandlingen av partiklar mindre än 1 mikrometer.

Lin et al. (2004) undersökte flockarnas fraktala dimension (formkomplexiteten) efter en koagulerings/flockbildningsprocess. De tittade på avskiljandet av partiklar och storleksfördelningen mellan dem med hjälp av både burktest och sedimenteringskolonn. Vattenprover kom från ett avrinningsområde med en motorvägsbro i Baton Rouge, Louisiana. Författarna såg att avskiljandet var optimalt vid en aluminiumsulfatdos på 120 mg/l, och att det blev bättre vid användning av en katjonpolymer. Deras viktigaste rön var att dagvattenpartiklarna var fraktala, med komplexa former och mycket olika sedimenteringshastigheter jämfört med idealt sfäriska partiklar, och att en koagulerings/flockuleringsprocess ökade sedimenteringshastigheten.

Kaliforniens transportdepartement *Caltrans* har varit aktivt när det gäller att försöka hitta vägar att behandla dagvatten effektivt för att kunna möta utsläppsgränser som är uppsatta av staten Kalifornien. Vattenkvaliteten i Lake Tahoe hade försämrats, och anledningen var i första hand fosfor och små partiklar. Trejo-Gaytan et al. (2006) undersökte låga doser av olika koaguleringsmedel med både syntetiskt och äkta dagvatten för att avgöra medlens förmåga att ta bort fosfor och partiklar. I laboratorieförsök kunde utsläppsgränserna uppnås genom användning av sulfat- eller kiselmodifierad polyaluminiumklorid, och genom kontroll av dosen med hjälp av ett instrument som mäter laddning på små partiklar i vatten (*streaming current detector*). Syftet var att hålla laddningen lite negativ (≤ 0 mV). Men det fanns oro som gällde giftigheten hos kvarvarande koaguleringsmedel i vattnet, och det gjordes toxicitetstester. Det visade sig att dödligheten ökade för alger och minskade för fisk i det dagvatten som hade behandlats med koaguleringsmedel jämfört med ett obehandlat dagvatten, men reproduktionen hos zooplankton påverkades negativt (Lopus et al. 2009; Bachand, Bachand, et al. 2010). Därför rekommenderades låga doser. En studie över genomförbarheten visade att en koagulerings/flockbildningsprocess hade stor potential för behandling av dagvatten (Bachand, Heyvaert, et al. 2010) klara fördelar med tanke på ökad effekt av behandlingen samt en låg ytarea. En sedimenteringsdamm eller våtmark utrustad med koagulering/flockulering jämfört med utan skulle kunna betjäna två till tre gånger större

avrinningsområde. Potentiella nackdelar med koagulerings/flockbildningsprocessen var dels tekniska problem när det gällde anpassning till olika sorters dagvatten, dels kostnaderna (Bachand, Heyvaert, et al. 2010).

I ett annat projekt utfört av *Caltrans* undersöktes behandling med koagulering/flockbildning av *first flush* från motorvägsdagvatten i Los Angeles (Kang et al. 2007). Med *first flush* menar man den första, större smutsimpulsen i början av ett avrinningstillfälle. Författarna drog slutsatsen att låga doser av koaguleringsmedlet (aluminiumsulfat eller järnklorid) inte hade någon större effekt, men med höga doser nåddes en svepflocks-mekanism som minskade turbiditeten till under 5 NTU och lösta metaller upp till 50 procent, men kan kräva en pH-justerings. Författarna föreslog konduktivitet som en användbar parameter för att kontrollera dosen, och menade att den viktigaste fördelen med att använda en polymer är minskad blandningstid.

Zetapotentialens användbarhet för att uppnå laddningsneutralisation är intressant för dagvattentillämpningar. Sansalone och Kim (2008) studerade zetapotentialen vid koagulering/flockulering av dagvatten. De såg ett optimalt intervall mellan -15 och -10 mV där reduktionen av turbiditet och suspenderade ämnen var maximal. Författarna noterade att mekanismen laddningsneutralisation var känslig för laddningsomkastning vid lägre pH-värden och högre doser, och att laddningsomkastningen inte bara orsakade att partiklar återsuspenderade utan också att skapade finkorninga partiklar och utfällningar av metallhydroxider. Därför är det viktigt med driftkontroll för att säkra behandlingens effektivitet.

En studie i Danmark tittade på möjligheten att förbättra fördröjningsdammar med sandfilter och antingen doserat koaguleringsmedel i inloppet, sediment berikat med järnkoaguleringsmedel, eller ett sorptionsfilter med fast media (Istenci et al. 2012). Författarna noterade förbättringar av behandlingen med sandfilter och sorptionsfilter med fast media när det gäller avskiljande av metaller. Däremot visade dammarna som hade fått koaguleringsmedel ingen varaktig förbättring när det gäller avskiljande av metaller. Å andra sidan var alg tillväxten mindre i de här dammarna, vilket tillskrevs en minskning i biotillgänglig fosfor.

3 Material och metoder

3.1 Studiens utformning

En inledande screeningstudie genomfördes i form av ett burktest på en urban snösmältblandning. Olika kemikaliekombinationer av koaguleringsmedel och flockningshjälpmedel utvärderades på turbiditetsminskning, avskiljning av total suspenderad substans (TSS) och pH-förändringar (Nyström et al. 2020a). Fem koaguleringsmedel valdes sedan ut för vidare undersökning av koaguleringsprocessen och förändringar i partikelstorleksfördelningen (Nyström et al. 2020a) samt avskiljning av dagvattenföroreningar (Nyström et al. 2020b). I undersökningen användes en uppsättning av tre burktester i replikat för varje koaguleringsmedel. Det gjordes vattenkvalitetsmätningar på zetapotential, konduktivitet och alkalinitet, och föroreningskoncentrationerna bestämdes. En undersökning med samma upplägg gjordes sedan för vägdagvatten (Nyström et al. 2019).

3.2 Flockbildning och sedimentering

Den behandlingsprocess som undersöktes i de här studierna bestod av partikeldestabilisering genom koagulering via tillsats av koaguleringsmedel, följt av partikelsammanslagning i en flockbildningsprocess. Flockarna som bildades separerades från vattenfasen genom sedimentering.

Bara parametrar relaterade till koaguleringsprocessen undersöktes i delstudierna. Parametrar som styr flockning och sedimentering bibehölls konstanta genom undersökningarna, såsom blandningstider med hastighetsgradienter för snabba och långsamma blandningsfaser samt sedimenteringstid och sedimenteringshöjd. Inga undersökningar gjordes för till exempel sedimenteringshastighet, flockstorlek eller formkomplexitet hos flockarna. Sedimenteringstiden hölls konstant på 30 minuter, vilket var mer än nog för att flockarna skulle hinna sedimentera till botten.

3.3 Experimentuppställning

En bärbar apparat för burktestning, en flockulator från Kemira, användes i samtliga experiment som genomfördes i delstudierna (Figur 3.1). Apparaten bestod av en central kontrollenhet med sex uppsättningar av individuella rattar som kontrollerade rotationshastigheterna hos de olika omrörarna, och en timer som pep efter en förinställd tid. Sex avtagbara plattbladiga omrörare var anslutna till kontrollenheten. Omrörarna passade för enlitersbägare.



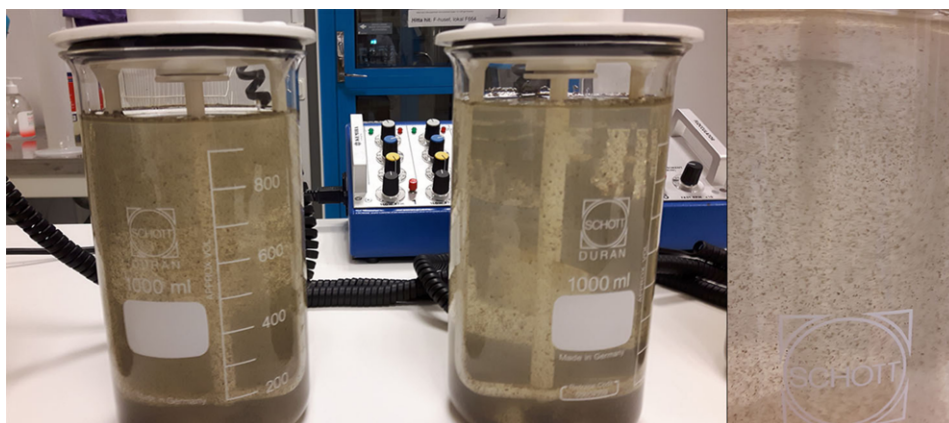
Figur 3.1

Till vänster kontrollenhet med individuella rattar för att kontrollera inställningarna för varje ansluten bägare. Till höger en bägare med omrörare.

Varje burktest hade ett protokoll med tre faser: snabb omrörning, långsam omrörning och sedimentering. Ett standardprotokoll följdes oförändrat genom alla experimenten, och var utformat på följande sätt (Lytle 1995):

1. *Snabb omrörning* – 200 varv per minut, motsvarande en hastighetsgradient på $G = 190 \text{ s}^{-1}$, blandningstid på 60 sekunder.
2. *Långsam omrörning* – 30 varv per minut, motsvarande en hastighetsgradient på $G = 15 \text{ s}^{-1}$, blandningstid på 15 minuter.
3. *Sedimenteringsfas* – Ingen blandning. Sedimenteringstid på 30 minuter.

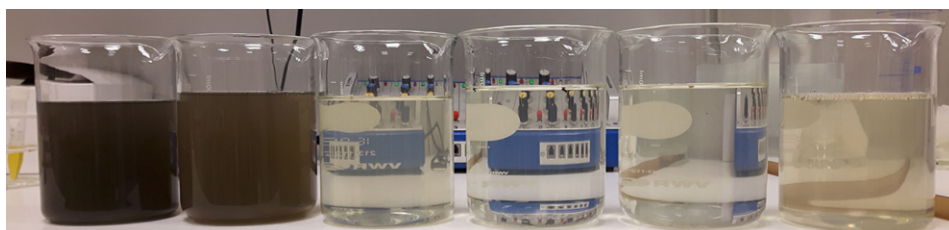
Omrörarna startades individuellt och i en viss ordning. Kemikalierna tillsattes under de första en till två sekunderna av den snabba blandningsfasen. När ett flockningshjälpmedel användes tillsattes det ungefär 15 sekunder efter koaguleringsmedlet. Rörelseenergin (hastighetsgradienten) som tillfördes i den snabba blandningsfasen säkerställde total utspridning av kemikalierna. Under den snabba blandningsfasen togs ett prov på 500 mikroliter till en kyvett (DTS1070), och zetapotentialen mättes på en Zetasizer Nano ZS Instrument (från Malvern Instruments, Worchestershire, Storbritannien). Tillskottet av rörelseenergi i den långsamma blandningsfasen var lägre; det gynnade flockbildning och hjälpte till att hindra flockupplösning på grund av skjuvkrafter (Figur 3.2).



Figur 3.2

Flockbildning och flocktillväxt gynnas av lågt tillskott av rörelseenergi under den långsamma blandningsfasen. Till vänster burktest under den långsamma blandningsfasen; till höger en närbild på de bildade flockarna.

Vattnet som skulle behandlas i burktestexperimenten blandades ordentligt genom skakning i dunken innan det hälldes upp i bägarna. Två olika uppsättningar av burktestexperiment användes: en för att bestämma den optimala dosen och en för att analysera avskiljningen av föroreningar. Vid bestämning av den optimala dosen var den första bägaren kontroll; den fick inga kemikalier men ingick i burktestprotokollet. De följande fem bägarna innehöll ökande doser av kemikalien (Figur 3.3). Ett prov på 600 ml dekanterades för mätning av vattenkvalitetsparametrarna pH, turbiditet, TSS, konduktivitet och alkalinitet.



Figur 3.3

Så här såg det ut efter ett burktest för bestämning av optimal kemikaliedos. Från vänster: Bägare 1 var kontroll, bägare 4 fick den optimala dosen, och bägare 6 fick en dos som var för hög vilket resulterade i en liten laddningsomkastning.

För att analysera föroreningsavskiljning användes tre kontrollbägare och tre bägare med optimal kemikaliedos. Efter burktestet dekanterades 600 ml från varje bägare. Innehållet i de tre kontrollbägarna blandades, liksom innehållet i de tre bägarna med

den optimala dosen. De sammansatta volymerna delades sedan upp i små volymer för analys av vattenkvalitetsparametrar, metaller, totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC) samt kolväten.

3.4 Dagvatten som användes för burktestningen

Experimenten som utfördes för delstudierna 1 och 2 ägde rum under våren 2016. De utfördes med en konstgjord urban snösmältblandning – av två skäl. För det första ackumulerar snöbankar föroreningar under hela vintern, föroreningar som rör på sig under våren och ofta är mycket förorenade (Westerlund, Camilla & Viklander 2011; Moghadas et al. 2015). För det andra var det ett praktiskt beslut eftersom det förväntades bli relativt konstant kvalitet på det konstgjorda dagvatten man använde.

I delstudie 3 gjordes burktestexperimenten på de första 25 litrarna vägdagvatten efter regnhändelser. Detta gjordes för att fånga den högsta föroreningskoncentrationen om dagvattnet visade en effekt av "first flush" (Deletic 1998).

3.4.1 Urban snösmältblandning

En urban snösmältblandning producerades genom att blanda lika volymer trafikpåverkad snö och ren snö. I mars 2016 samlades trafikpåverkad snö in från en snöbank längs kanten av en gata i centrala Luleå med hjälp av en hjullastare. Den genomsnittliga dagliga trafiken på gatan var ungefär 20 000 fordon. Den rena snön samlades in från en ostörd park i Luleå utan direkt kontakt med trafik. Snön lagrades i plastlådor av polyeten med hög densitet (Figur 3.4) och hölls vid -10 °C tills den skulle användas i burktestexperimenten.

Ungefär 24 timmar före varje burktestexperiment togs en sats trafikpåverkad snö och en sats ren snö ut ur lagret och fick tina i rumstemperatur. När snön hade tinat gjordes en urban snösmältblandning på 25 liter genom att blanda lika volymer trafikpåverkad snösmälta och ren snösmälta. Snösmältblandningen fick sedimentera under en timme före dekantering. Dekanteringen gjordes för att uppnå en vattenkvalitet när det gäller suspenderat material och turbiditet som liknade den hos smältvatten som kommer in i det urbana ledningsnätet under den naturliga upptiningssäsongen (Westerlund, Cam et al. 2003).



Figur 3.4

Trafikpåverkad snö från en snöbank i Luleå i frysförvar.

3.4.2 Vägdegvatten

Vägdagvatten samlades in under fyra regnhändelser hösten 2017 i centrala Luleå. För att säkerställa insamling av dagvatten med högt föroreningsinnehåll samlades de första 25 litrarna efter varje regnhändelse i en rännstensbrunn utrustad med en tratt av rostfritt stål (Figur 3.5). Tratten sköljdes med vatten före varje regnhändelse. Rännstensbrunnen dränerar en area på ungefär 300 m² från ett körfält på en tvåfilsväg med daglig trafik (båda riktningarna) på ungefär 17 800 fordon. Efter insamlingen transporterades vägdagvattnet till laboratoriet där burktestningen startade omedelbart.



Figur 3.5

Insamlingsplats för vägdagvatten. Infällt en bild på en rännstensbrunn utrustad med en tratt som leder till ett lättillgängligt manhål på den bevuxna trafikön.

3.5 Kemikalier använda som primärkoagulanter eller flockuleringsmedel

Totalt utvärderades tolv kemikalier i de olika delstudierna. Åtta av dessa användes som primärkoagulant och fyra enbart som flockningshjälpmedel. Chitosan användes både som primärkoagulant och flockningshjälpmedel. En sammanställning av de olika kemikalierna ses i Tabell 3.1. För fler detaljer rörande tillredning med mera, se kapitel 3.4 i (Nyström 2019).

Tabell 3.1

Kemikalier använda som koagulanter eller flockulanter i experimenten.

Kemikalie	Använd som	Beskrivning	Delstudie
PIX-111*	Primärkoagulant	Fe(III)klorid	I, II & III
PAX-215*	Primärkoagulant	Förhydrolyserad aluminiumklorid, 30 % relativ basisitet	I, II & III
PAX-XL100*	Primärkoagulant	Förhydrolyserad aluminiumklorid med sulfat, 43 % relativ basisitet	I
PAX-XL360*	Primärkoagulant	Förhydrolyserad aluminiumklorid och organisk polymer	I & II
Kalkvatten	Primärkoagulant		I**
Aluminiumsulfat	Primärkoagulant		I & II
Dricksvattenslam	Primärkoagulant	Behandlat med PAX-XL60	I**
Chitosan	Primärkoagulant/ Flockningshjälpmedel	Katojonisk polysackarid	I & II
Superfloc C491*	Flockningshjälpmedel	Katjonisk polyakrylamid, låg relativ laddning (5 %)	I**
Superfloc C494*	Flockningshjälpmedel	Katjonisk polyakrylamid, medelhög relativ laddning (20 %)	I**
Superfloc A110HMMW*	Flockningshjälpmedel	Anjonisk polyakrylamid, låg relativ laddning (16 %)	I**
Superfloc A130 HMMW*	Flockningshjälpmedel	Anjonisk polyakrylamid, medelhög relativ laddning (33 %)	I**

*Kemiraprodukter; **Endast utvärderad i screeningstudien

3.6 Kemiska, fysikaliska och statistiska analyser

De undersökta vattenproverna analyserades före, under och efter behandling. De analyser som genomfördes var pH, konduktivitet, zetapotential, total suspenderat sediment (TSS), turbiditet och alkalinitet. Även partikelfördelningsmätningar gjordes för ett flertal av vattenproverna. Vidare analyserades totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), oljeindex, 16 polyaromatiska kolföreningar (PAH) och metaller. Metallerna analyserades avseende både totalhalt respektive filtrerade prover (0,45 µm) och på så sätt erhöles även koncentrationer avseende de lösa metallerna. För detaljer rörande de analysmetoder som användes och de statistiska analyser som genomfördes, se kapitel 3.5 respektive 3.7 i Nyström (2019).

4 Resultat

4.1 Partikelavskiljning och partikelförändringar

I Tabell 4.1 sammanfattas resultaten av den screeningsstudie som genomfördes för att jämföra reningseffektiviteten med utvalda koagulanter och flockningshjälpmedel. För de redovisade kemikalierna i tabellen var reduktionen av turbiditet och TSS hög, 92 procent till nästan 100 procent. Trots vad som skulle anses som låg alkalinitet uppnåddes en hög avskiljningseffekt genom mekanismen laddningsneutralisering. Däremot kunde ingen effekt erhållas med vattenverksslammet, och inte heller kunde någon ökad reningseffekt ses vid simultan användning av polymerer (data ej visad). Dock kan polymererna vara till nytta om flocknings- och sedimentationssteg ska optimeras. Detta har dock inte undersökts i denna studie.

Tabell 4.1

Optimal kemikaliedos, reningsgrad avseende turbiditet och TSS, pH och initial alkalinitet i screeningstudien av olika fällningskemikalier som genomfördes på snösmältblandningen.

Kemikalie	Optimal dos [mg/l]	Turbiditet [NTU]			TSS [mg/l]			pH		Alkalinitet [mg/l som CaCO ₃]
		Start	Slut	Reningsgrad	Start	Slut	Reningsgrad	Start	Slut	
Aluminiumsulfat	5,0	650	21	97 %	514	19	96 %	8,0	7,8	22
PAX-215	1,5	550	8,4	98 %	432	7	98 %	8,2	7,5	25
PAX-XL100	1,5	1200	11	99 %	834	7	99 %	8,3	7,6	35
PAX-XL360	3,0	900	5,7	99 %	597	6	99 %	7,8	7,2	36
PIX-111	8,0	1000	4,7	100 %	678	5	99 %	7,9	6,4	39
Kalkvatten	300	1200	70	94 %	668	53	92 %	7,3	11,8	52
Chitosan	2,0	1200	45	96 %	717	32	96 %	7,7	7,6	40

I Tabell 4.2 sammanfattas resultaten avseende partikelavskiljning för alla experiment som gjordes med de olika fällningskemikalierna, för både snösmältblandningen och dagvattnet. Kemisk fällning var mycket effektiv på att frångilja partiklar, mätt som TSS och turbiditet, 93–99 procent. Behandlingseffekten varierade mer för snösmältblandningen än för dagvattnet, troligen för att vägdagvattnet hade initialt högre koncentrationer.

Kemisk fällning jämfördes med sedimentation som en kontroll vilken gav signifikant lägre partikelreduktion. För snösmältblandningen erhöles en TSS-reduktion på 35 procent i medeltal med endast sedimentation, för dagvattnet var motsvarande resultat 74 procent. Anledningen till den rätt höga TSS reduktionen för sedimentation vid försök med vägdagvatten var troligen att vägdagvattnet karaktäriserades av större partiklar som enkelt kunde sjunka till botten.

	Snösmältblandning		Vägdagvatten	
	Sedimentation	Kemisk fällning	Sedimentation	Kemisk fällning
TSS	35 ± 13 %	94 ± 9 %	74 ± 20 %	99 ± 1 %
Turbiditet	20 ± 19 %	93 ± 12 %	30 ± 10 %	98 ± 1 %

Tabell 4.2

Reduktion av TSS och turbiditet i snösmältblandningen och dagvatten i koaguleringsexperiment och sedimentationskontroll, beräknad som medel och standardavvikelse för alla testade koagulanter.

Beroende på doseringen av fällningskemikalie kan helt olika resultat erhållas. Vid för liten dos sker otillräcklig reaktion och ingen minskning av turbiditet erhålls. En lite högre dos ger en reduktion av turbiditet ner till ett visst minimum, medan en för hög dos orsakar laddningsreversion och reningseffekten går förlorad. Dessa intervall kan beskrivas med dosering, pH värde och zetapotential. I Tabell 4.3 redovisas de intervall för

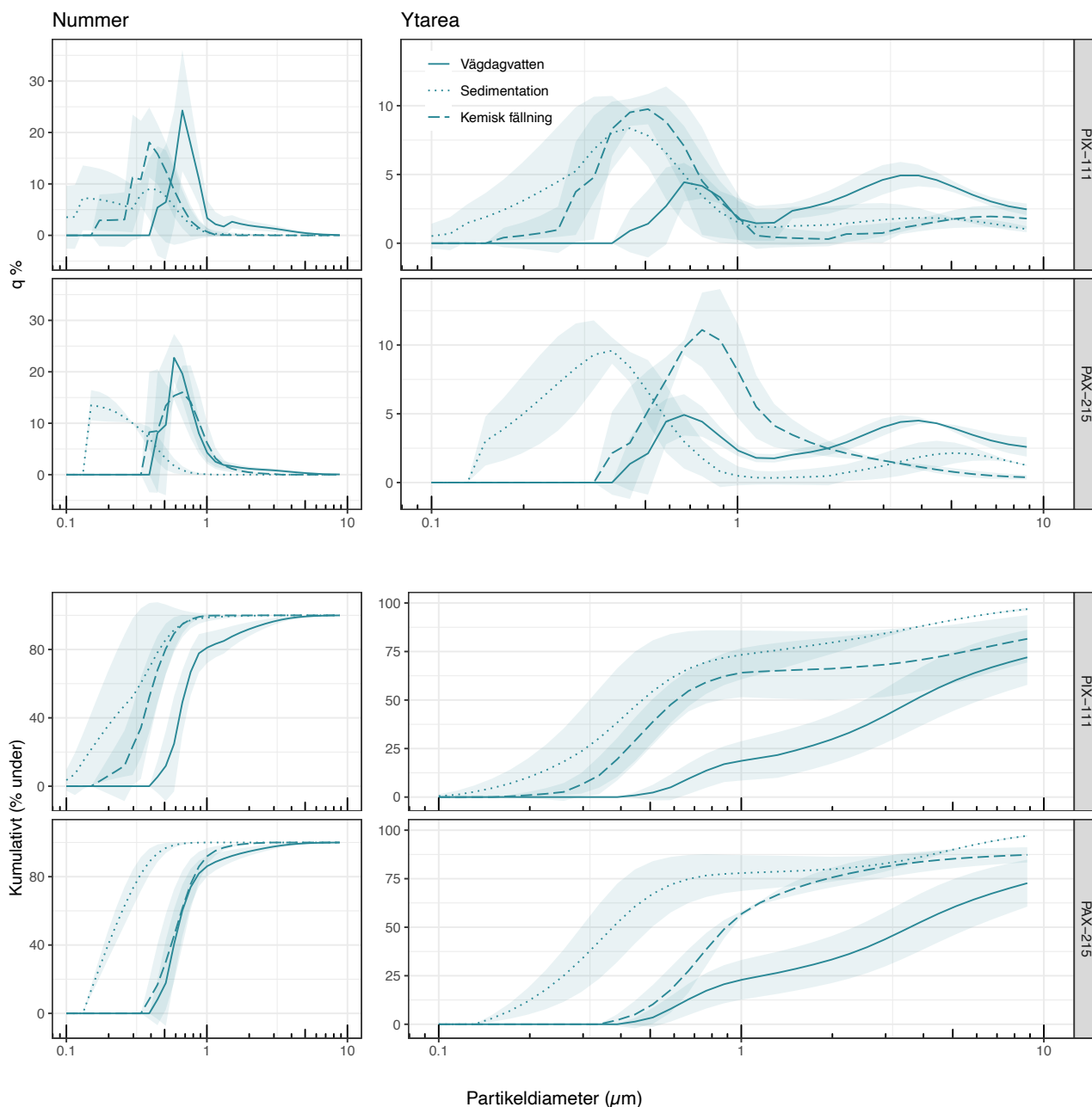
zetapotential, pH och dosering då optimal turbiditetsreduktion samt laddningsreversion inträffade vid kemisk fällning av dagvatten i denna studie. Snösmältblandningen hade ungefär -30 mV i zetapotential (Nyström et al. 2020a), och optimal turbiditetsreduktion skedde när zetapotentialen hade minskat till runt -10 mV. Vid ytterligare dosering av fällningskemikalie blev zetapotentialen positiv, och vid strax över +5 mV inträffade en laddningsreversion vilket innebar att turbiditeten ökade, och effekten från fällningsreaktionen uteblev.

Kemikalie	Intervall för turbiditetsreduktion			Laddningsreversion vid		
	Zetapotential (mV)	pH	Dosering (mg/L)	Zetapotential (mV)	pH	Dosering (mg/l)
Aluminiumsulfat	-14; -7	7,7; 7,3	2,5; 7,5	+8	6,9	10
PAX-215	-10; +2	7,6; 7,4	0,3; 0,9	+2	7,3	1,2
PAX-XL360	-19; +1	7,5; 6,8	0,2; 1,0	+9	6,3	2,0
PIX-111	-16; +0	7,4; 6,9	0,8; 3,9	+12	6,3	4,6
Chitosan	-11; +3	7,6; 7,4	1,5; 6,0	+6	7,4	6,0

Analyserna av partikelstorleksfördelningen (Figur 4.1) visade på att partiklar i vägdragvatten som var mindre än 1 µm i diameter stod för största delen numerärt sätt. Tas partiklarnas ytareal i beaktande, så syns en bimodal fördelning där partiklar med en diameter på under 1 µm utgör ungefär 25 procent av den totala ytarean och större partiklar resten. När jämförelser gjordes avseende partikelstorleksfördelning mellan sedimentationskontroll och kemisk fällning kunde det ses att sedimentationen effektivt avskiljer partiklar större än 1 µm, men påverkar ej partiklar som är mindre. Behandlingen med kemisk fällning bidrog till en avskiljningseffekt för mindre partiklar som inte observerades vid sedimentation, den här effekten uppträder på ett tydligare sätt för PAX-215 än för PIX-111. Den dominerade partikelfraktionen som ses i partikelstorleksfördelningen efter kemisk fällning är företrädesvis från flockar som återsuspenderades från bågarens botten vid dekantering.

Tabell 4.3

Intervall för turbiditetsreduktion samt laddningsreversion för olika dosering av fällningskemikaler och mätparametrar för experimenten på snösmältblandningen.



Not till figuren: Partikelstorleksfördelningen presenteras som en vanlig fördelningskurva (de två övre raderna), men också som en kumulativ fördelningskurva (de två undre raderna). De empiriska fördelningarna i vänstra kolumnen är från andelen partiklar som en del av det totala antalet partiklar, och i den högra kolumnen ytarean som en del av den totala ytarean. Skuggningen kring linjerna motsvarar en standardavvikelse.

Figur 4.1

Medeltal av partikelstorleksfördelningen för obehandlat vägdragvatten, och efter behandling (sedimentation som kontroll och kemisk fällning) för två av fällningskemikalierna.

4.2 Metallavskiljning

I den andra delstudien (Nyström et al. 2020b) där snösmältblandningen behandlades med en panel av olika fällningskemikalier erhöles en total metallavskiljning i medeltal som uppgår till 90 procent. I sedimentationskontrollen var motsvarande avskiljning endast 24 procent (Tabell 4.4). I den statistiska utvärderingen kunde ingen signifikant skillnad ses i avskiljningsgrad för totalhalt metaller mellan de olika fällningskemikalierna.

I den obehandlade snösmältblandningen kunde endast zink och koppar återfinnas i löst fas ($<0,45 \mu\text{m}$). Löst koppar kunde till varierande grad avskiljas med de utvärderade

fällningskemikalierna, chitosan 72 procent, aluminiumsulfat 55 procent, PAX-215 32 procent, PAX-XL360 29 procent och PIX-11 27 procent. Reduktion av löst zink kunde endast påvisas signifikant med chitosan 51 procent. När PIX-111 användes som fällningskemikalie ökade koncentrationen av löst zink. Detta skulle kunna förklaras med en ökad mobilitet på grund av ett lägre pH (Stumm & Morgan 1996), då zink är en av de metaller som återfinns i dagvatten som är extra känslig för pH förändringar. För PIX-111 var pH i medeltal 6,4 efter behandling, motsvarande pH för chitosan var 7,6.

Tabell 4.4

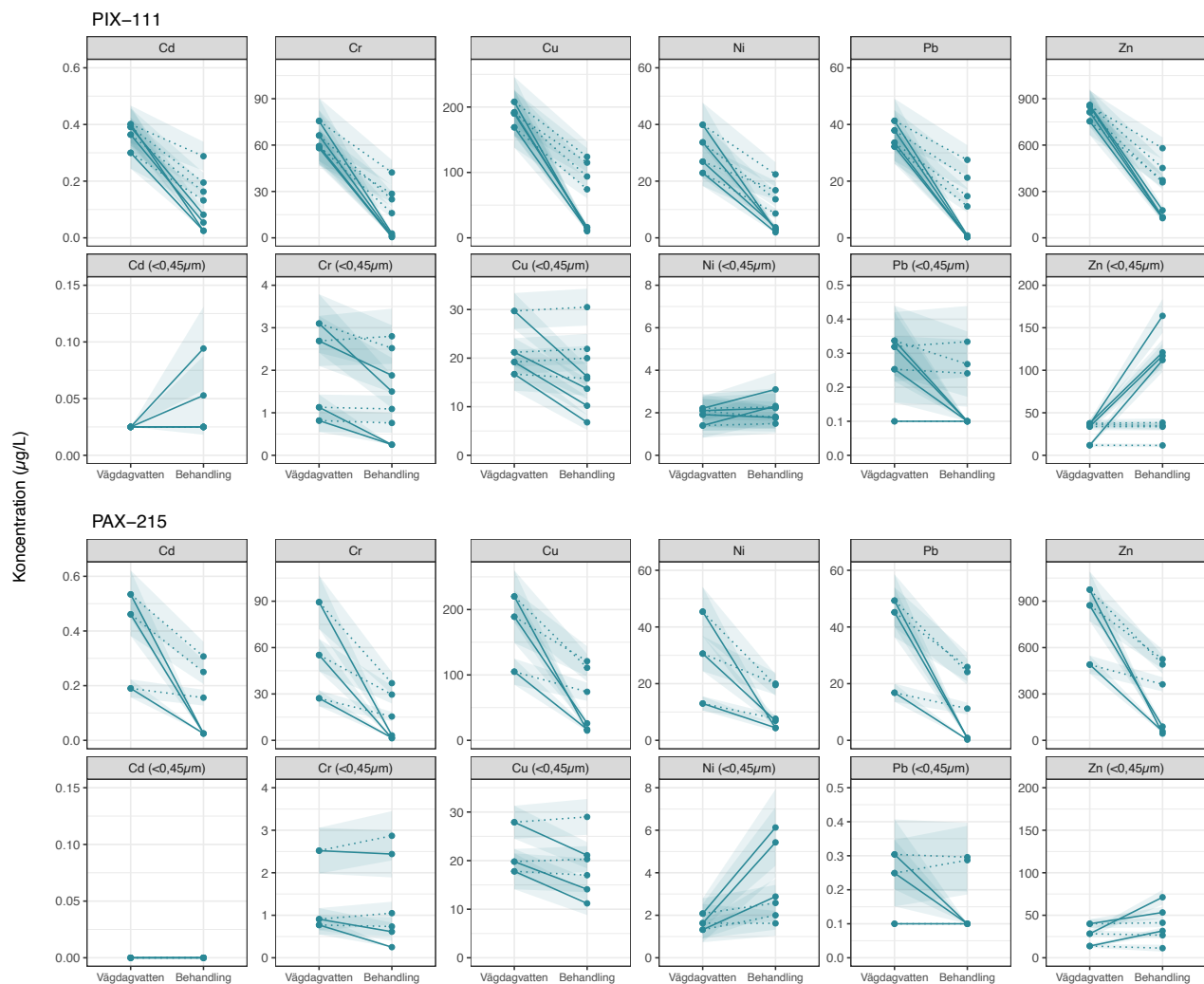
Avskiljningseffektivitet av metaller (totalhalt och löst), samt organiska föroreningar i snösmältblandningen. Effektiviteten redovisas i procent med en standardavvikelse.

	Sedimentation	Aluminiumsulfat	PAX-215	PAX-XL360	PIX-111	Chitosan
<i>Totala metaller</i>						
Cd	18 ± 12	77 ± 11	54 ± 44	82 ± 5	70 ± 13	82 ± 5
Cr	24 ± 4	91 ± 6	91 ± 5	95 ± 3	97 ± 2	92 ± 1
Cu	24 ± 1	86 ± 9	90 ± 5	91 ± 1	90 ± 3	89 ± 2
Ni	24 ± 5	89 ± 9	88 ± 6	93 ± 1	93 ± 3	88 ± 4
Pb	23 ± 3	96 ± 2	91 ± 5	93 ± 2	98 ± 1	89 ± 3
Zn	23 ± 3	86 ± 13	90 ± 7	92 ± 1	90 ± 3	89 ± 3
<i>Lösta metaller</i>						
Cu	0 ± 4	55 ± 30	32 ± 35	29 ± 4	27 ± 6	72 ± 10
Zn	12 ± 33	5 ± 55	33 ± 40	-4 ± 67	-294 ± 345	51 ± 13
<i>Organiska föroreningar</i>						
TOC	28 ± 3	86 ± 7	89 ± 4	90 ± 3	88 ± 4	89 ± 3
DOC	6 ± 19	-1 ± 7	21 ± 33	-11 ± 4	30 ± 15	0 ± 7
Oljeindex	-16 ± 80	89 ± 11	79 ± 11	64 ± 52	88 ± 8	94 ± 4
PAH EPA 16	-20 ± 62	84 ± 15	87 ± 4	85 ± 9	91 ± 6	-13 ± 182

För det behandlade vägdagvattnet var den totala metallreduktionen signifikant högre för de två fällningskemikalierna (PIX-111 och PAX-2015) än sedimentationskontrollen (Figur 4.2). I medeltal var reduktionen 91 procent med kemisk fällning och 50 procent för endast sedimentation. För zink var reduktionen signifikant högre vid användandet av PAX-215 jämfört med PIX-111.

Reduktionen av de lösta metallfraktionerna var i allmänhet lägre än för de totala, i medeltal cirka 40 procent. En signifikant reduktion observerades för löst krom, koppar och bly vid behandling med PIX-111 och för löst koppar och bly för PAX-215. Eventuella förklaringar till varför en reduktion av löst metaller kunde ske vid tillsats av fällningskemikalie är att fraktionen som definieras som lösta metaller (<0,45µm) kan innehålla kolloidalpartiklar som effektivt avskiljs eller att metallhydroxidutfällningar bildas, som kan binda de lösta metallerna.

För nickel ökade däremot de lösta halterna i vattnet efter behandling med kemisk fällning. Denna effekt var högre vid användning av PAX-215 än för PIX-111. Detta skedde även för zink men i detta fall var det mer påtagligt för PIX-111. En orsak till denna effekt kan vara att pH efter användning av PIX-111 var förhållande vis lågt (pH 5,9) och det är sedan tidigare känt att lägre pH ökar mobiliteten av zink (Houben et al. 2013).



Figur 4.2

Avskiljning av totala och lösta metaller från vägdagvatten efter behandling med PIX-111 eller PAX-215. För respektive panel utgör behandlingen med kemisk fällning den heldragna linjen (—) och sedimentationskontrollen den streckade (...). Det skuggade området representerar en standardavvikelse från medelvärdet.

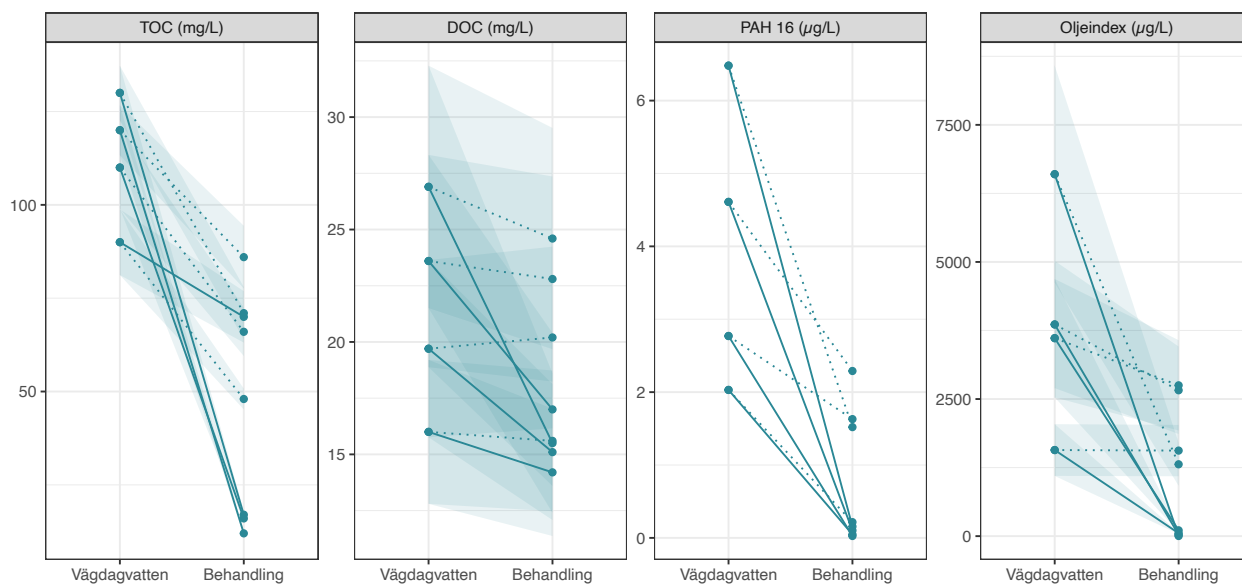
4.3 Reduktion av organiska föroreningar

Halterna av TOC kunde effektivt reduceras med 86 till 90 procent, med låg variation, för alla testade fällningskemikalier på snösmältblandningen (Nyström et al. 2020b). För vägdagvattnet var motsvarande reduktion något lägre med högre variation (Figur 4.3). Det kunde inte uppvisas någon signifikant reduktion av DOC i snösmältblandningen eller vägdagvattnet jämfört med endast sedimentation.

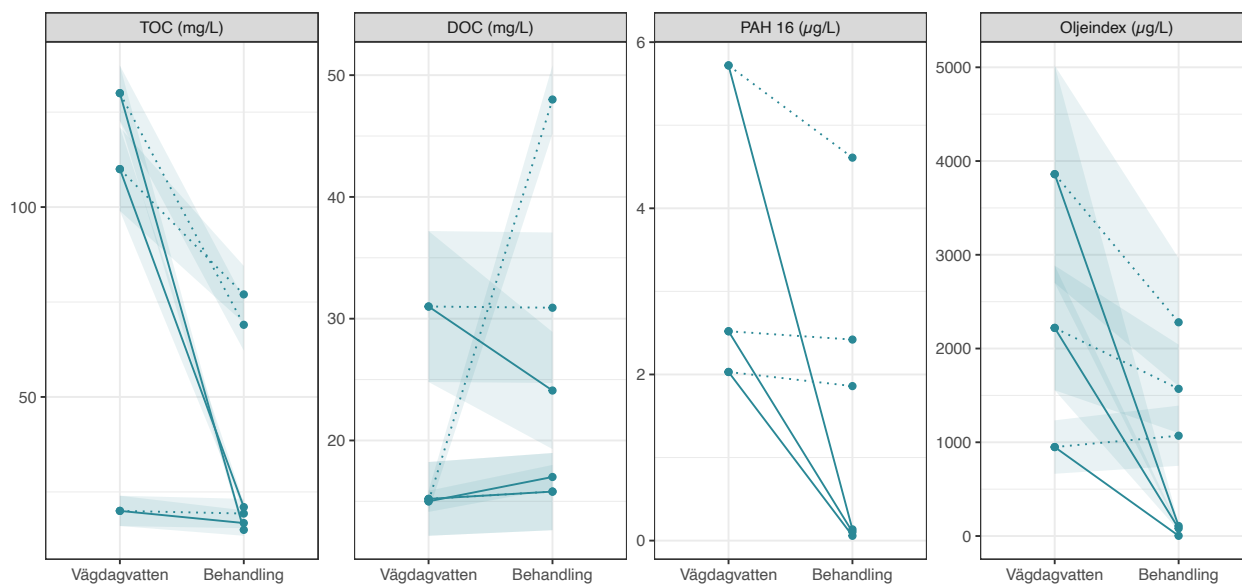
Kemisk fällning reducerade organiska föroreningar till rätt stor omfattning. Vid behandling av snösmältblandningen reducerades oljeindex med mer än 80 procent i medeltal (Nyström et al. 2020b) och vid behandling av vägdagvattnet var motsvarande avskiljning 98 procent (Figur 4.3), det gällde för alla testade fällningskemikalier. För PAH-föreningar som uppvisade alla metallsaltsprodukter en reduktion mellan 84 och 91 procent, för chitosan var variation alldeles för stor för att säkert säga om det har en effekt. I vägdagvattnet reducerades PAH-föreningarna med 97 procent. I vägdagvattnet var halterna av PAH-föreningar och oljeföreningar, mätt som oljeindex, ungefär dubbelt så hög jämfört med snösmältblandningen.

Alkaner och PAH-föreningar är hydrofobiska och tidigare studier har visat att de lätt dras till partikulära föreningar (Baek et al. 1991; Kaupp & McLachlan 2000). Vidare förekommer små PAH-föreningar i löst fas medan större föreningar mer förekommer associerat med partikulärt material (Nielsen et al. 2015). I aktuell studie bedömdes mer än 95 % av PAH-föreningarna vara av medel- eller högmolekylär vikt. Detta tillsammans kan förklara varför en hög avskiljningsgrad kunde erhållas med kemisk fällning.

PIX-111



PAX-215



Figur 4.3

Avskiljning av organiska föroreningar från vägdagvatten efter behandling med PAX-215 och PIX-111. För respektive panel utgör behandlingen med kemisk fällning den heldragna linjen (—) och sedimentationskontrollen den streckade (---). Det skuggade området representerar en standardavvikelse från medelvärdet.

5 Diskussion

5.1 Flockning och sedimentering

Den första delstudien var en screeningstudie och undersökte hur en kemisk fällningprocess fungerar med dagvatten. Här testades en panel av primär koagulanter samt flockningshjälpmedel i form av både katjoniska och anjoniska polymerer. Användningen av flockningshjälpmedel utvärderades utifrån om de förbättrade avskiljandet av partiklar (mätt som turbiditet och TSS), eller om samma avskiljandegrad kunde bibehållas samtidigt som dosen av primär koagulant sänktes. Resultaten av båda dessa utvärderingar var negativa, och användningen av flockningshjälpmedel undersöktes inte vidare i de andra delstudierna. Det är dock möjligt att användningen av ett flockningshjälpmedel skulle kunna påverka andra processparametrar, till exempel genom att minska den nödvändiga blandningstiden eller genom att producera flockar som är mer motståndskraftiga mot skjuvkrafter (Bratby 2016).

5.2 Koaguleringsprocessens egenskaper

Ett stort bekymmer för koaguleringsprocessen var den relativt låga alkaliniteten hos snösmältblandningen och vägavrinningen, och huruvida tillräckligt med koaguleringsmedel kunde tillsättas innan pH-värdet sjönk väsentligt. PAX-215 och PAX-XL360 är förhydrolyserade aluminiumkloridprodukter, som ofta kallas polyaluminiumklorider, eftersom de polymera hydrolysspecierna på förhand har framställts genom bastitrering. Basitet är en egenskap hos koaguleringsmedel som definieras som förhållandet mellan $[\text{OH}^-]$ och $[\text{Al}^{3+}]$ eller $[\text{Fe}^{3+}]$ och är en faktor som indikerar hur mycket polymeriska strukturer de har (Ye et al. 2007). Den praktiska tillämpligheten innebär att användningen av ett förhydrolyserat koaguleringsmedel kräver en mycket lägre dos och därmed har en lägre inverkan på alkalinitet och pH. Chitosan i sig självt förbrukar inte alkalinitet i en hydrolysreaktion, men det är endast lösligt i syra, vilket i sig kan innebära en förbrukning av alkalinitet (Renault et al. 2009). I den här studien späddes chitosan ut i 5 % HCl, vilket kan ha haft en liten inverkan på alkaliniteten.

Fyra olika koaguleringsmekanismer beskrevs i litteraturbakgrunden: laddningsneutralisation, svepflockning, dubbellagerkomprimering, och partikelbryggor. När det gäller de konventionella koaguleringsmedlen med metallsalter (aluminiumsulfat, PAX-215, PAX-XL360 och PIX-111) var den viktigaste koaguleringsmekanismen som observerades i experiment med burktester laddningsneutralisering, vilket framgår av laddningsreversionen vid högre koaguleringsmedelsdoser och förändringar i zeta-potentialen (Tabell 4.3). Förekomsten av laddningsreversion tyder på en mekanism för laddningsneutralisering (Stumm & O'Melia 1968), varigenom koaguleringsmedelns hydrolysspecier absorberas på de negativt laddade partiklarna och sänker deras elektrostatiske repulsionspotential. Det är möjligt att metallhydroxider bildades i viss utsträckning, men inga amorfa flockar, som är typiska för svepflockulering, observerades. Både snösmältblanding och vägavrinningen var tillräckligt partikelrika för att koagulering genom svepflockar (amorfa metallhydroxidutfällningar) inte behövdes och skulle förmodligen ha krävt en justering av pH-värdet på grund av mycket högre koaguleringsmedelsdoser. Behandling med chitosan påverkade zeta-potentialen, och överdosering resulterade också i laddningsreversion, vilket är starkt indikerande för en laddningsneutraliseringsmekanism. Det kan dock inte uteslutas att det förekom brobyggande mellan partiklar med chitosan på grund av dess katjoniska polymera natur. Detta står i kontrast till tidigare studier, där författarna drog slutsatsen att eftersom pH-förändring var obetydlig

med användning av chitosan, kunde mekanismen inte vara laddningsneutralisering (Huang & Chen 1996).

Andra studier av koagulering/flockuleringsprocesser för dagvatten har identifierat den viktigaste koaguleringsmekanismen som laddningsneutralisering (Trejo-Gaytan et al. 2006; Harper 2007; Sansalone & Kim 2008). I en studie erhöles det ingen effekt alls vid låg dosering av koaguleringsmedel, men hög dosering av koaguleringsmedel tillsammans med pH-justering resulterade i svepflockning med en restturbiditet <5 NTU och 50 procent avskiljande av lösta metaller (Kang et al. 2007).

För en effektiv laddningsneutralisering har det snabba inblandningssteget visat sig vara en viktig parameter för att säkerställa snabb och tillräcklig inblandning av koaguleringsmedlet i hela vattenvolymen, till skillnad från en svepflockningssmekanism (Rossini et al. 1999). I dricksvattenproduktion där råvattnet ofta har en låg turbiditet anses en svepflockmekanism vara säkrare, eftersom suboptimal laddningsneutralisering kan leda till kloggning av eventuella membranfilter nedströms till följd av ofullständig aggregering av kolloidalt material (Judd & Hillis 2001). I avloppsvattenlitteratur är beskrivningar av den dominerande koagulationsmekanismen sällsynta. En förklaring som erbjuds är att på grund av det konkurrerande samspillet mellan partikel- och fosforavskiljning verkar den huvudsakliga mekanismen bero på vilken typ av koaguleringsmedel som används, där koaguleringsmedel med låg basiskhet ger upphov till svepflock och koaguleringsmedel med hög basiskhet ger upphov till laddningsneutralisering (Ratnaweera, H. et al. 1992).

5.3 Avskiljning av partiklar till följd av destabilisering genom koagulering

Under hela projektet minskade både turbiditet och TSS i stor utsträckning. Behandlingseffekten var över 90 % för snösmältsblandningen och över 98 % för vägdagvattnet. Båda behandlingseffekterna underskattades troligen på grund av medföljande redan sedimenterade partiklarna under dekanteringen av proverna för vidare analyser. De höga avskiljningsgraderna var förväntade, eftersom en partikeldestabilisation genom koagulering tros ha en avsevärd effekt på partikelinnehållet (Duan & Gregory 2003; Bratby 2016). Dessutom har liknande avskiljningseffekter för partikelinnehåll rapporterats vid koagulering av dagvatten med hjälp av en svepflockningsmekanism (Kang et al. 2007), laddningsneutralisering (Trejo-Gaytan et al. 2006; Harper 2007; Sansalone & Kim 2008), en ospecificerad koaguleringsmekanism (Bennett et al. 1981) och en mikrosandballastad ospecifik koaguleringsmekanism (Ding et al. 2001). Något lägre avskiljningseffektivitet uppnåddes genom laddningsneutralisering i en pilotanläggning (Heinzmann 1994) och i en pilotanläggning för koagulering/flockulering/flo-tation (Bernard et al. 1995).

Metallpartiklar och partikulärt bundna metaller avskildes också i hög grad. Avskiljandet för totala metaller var över 90 procent för både snösmältsblandningen och vägdagvattnet. Om man beaktar att mätningarna av totalmetaller även innehåller den lösta fraktionen, är avskiljningseffektiviteten för enbart metallpartiklar och partikelbundna metaller ännu högre. Relativt få vetenskapliga artiklar har undersökt avskiljning av metaller i en koaguleringsprocess för dagvatten. I en teknisk rapport som beskriver långsiktig prestanda hos flera anläggningar för rening av dagvatten med aluminiumsulfat i Florida (Harper 2007), noterade författaren en metallavskiljning på mellan 60 procent och 90 procent. I en annan tidigare studie om koagulering/flockulering av dagvatten presenterades avskiljningsnivåer för metaller, men endast för den lösta fasen (<0,45 µm), och det angavs att "metaller i partikelfasen visas inte eftersom de förväntas avskiljas när turbiditeten och TSS avskiljs". (Kang et al. 2007, s. 432). Detta uttalande stämmer överens med de beräknade avskiljningseffektiviteterna i denna avhandling.

Analys av partikelstorleksfördelningen utfördes på vattenfasen före behandling och efter behandling (sedimenteringskontroll och koagulationsbehandling). Partikelstorleksfördelningen analyserades för att avgöra om mindre silt- och lerpartiklar samt kolloidala partiklar avskildes som ett resultat av koaguleringsprocessen. I både andra (Nyström et al. 2020b) och tredje delstudien (Nyström et al. 2019) skedde en förskjutning åt vänster i de kumulativa fördelningkurvorna med både numerär och ytarea som fördelningsgrund för sedimenteringskontrollen. Detta kan förklaras av att grövre partiklar sjunker enkelt till botten och avskiljs utan tillsats av ett koaguleringsmedel. Med fällningskemikalier försköts dessa fördelningar åt höger igen, vilket tyder på ytterligare avskiljning av mindre partiklar. När det gäller PIX-111 och snösmältblandningen var skillnaden mycket uttalad, även om detta kan bero på några få kvarvarande flockar efter dekantering. Nästan identiska observationer gjordes vid analysen av partikelstorleksfördelningen i delstudien av vägavgvatten (Figur 4.1), med undantag för den tydliga högerförskjutningen för PIX-111. Partikelstorleksfördelningarna mäts med laserdiffraktion och mätområdet som användes var ner till 0,01 μm , och kompositionsförändringar observerades ner till 0,445 μm för vägavrinningen och ner till 0,115 μm för snösmältblandingens blandningen.

I två andra studier har förändringarna i partikelstorleksfördelningen undersökts för kemisk fällning av dagvatten. Sansalone och Kim (2008) undersökte förändringar i partikelstorleksfördelningar med volym som fördelningsgrund av uppsamlat dagvatten tillsatt med aluminiumsulfat och järnklorid. Författarna använde laserdiffraktion och fick fram partikelstorleksfördelningar ner till en partikeldiameter på 1 μm . För partiklar <20 μm observerade författarna en effekt från kemisk fällning, som saknades i sedimenteringskontrollen. Dessutom observerade de resuspension av den lerstora partikelfractionen (1–3 μm) under laddningsreversion. Kang et al. (2007) undersökte effektiviteten av partikelaggregation med användning av polymerer under snabb blandning, flera timmars långsam blandning och slutligen analys av sedimentering med hjälp av optisk genombelysning. Författarna tittade på de relativa förändringarna i partikelstorleksfördelningen med nummer som fördelningsgrund ner till 0,5 μm i diameter och noterade en ökning av partikelstorleken under den långsamma blandningen, vilket tyder på partikelaggregation, och observerade vidare att partiklar som är större än 30 μm sedimenterade snabbt. Tillsammans med observationerna i detta projekt bekräftar detta att en kemisk fällning destabiliserar mindre partiklar (<20 μm), inklusive de kolloidala partiklarna.

5.4 Effekten av kemisk fällning på den lösta metallfraktionen

Den lösta metallfraktionen mättes på vattenvolymen som passerade genom ett 0,45 μm filter. Följaktligen innehöll fraktionen lösta metaller partiklar som var mindre än 0,45 μm samt sant lösta metaller. Detta framgick tydligt av analysen av partikelstorleksfördelningarna, som visade att särskilt för snösmältblandningen fanns det en betydande andel partiklar som var mindre än 0,45 μm . Därför innefattar varje beskrivning av avskiljningseffektiviteten för lösta metallfraktioner i detta projekt både partiklar som är mindre än 0,45 μm och den sant lösta fasen. Studier som undersöker avgränsningar av partikelstorlekar under 0,45 μm visade att koppar och zink i synnerhet, om än i varierande grad, återfanns i lösta fraktioner som passerat genom antingen 100 kDa eller 10 kDa ultrafiltreringsmembran (Morrison et al. 1990; Tuccillo 2006), eller efter ultracentrifugering (Grout et al. 1999), eller genom ultrafiltrering och diffusionsgradienter (Lindfors et al. 2017). I dessa fraktioner hittades koppar vanligtvis bunden till löst organiskt material (Morrison et al. 1990; Characklis & Wiesner 2002; Karlsson et al. 2016) och zink till karbonater (Karlsson et al. 2016).

Kemisk fällning med metallsaltsprodukter avskildes i genomsnitt 30–50 procent krom, koppar och bly från snösmältblandningen och väg dagvattnet. Det fanns ingen signifikant skillnad i avskiljningseffekt för krom, koppar och bly mellan metallsaltsprodukterna i snösmältblandningen. I delstudien av vägavrinningen var dock PIX-11 betydligt bättre än PAX-215 på att avskilja koppar. Behandling med metallsaltsprodukter uppvisade också negativa effekter med en ökad nickel och zinkkoncentration i den lösta fraktionen. Ökningen av nickel och zink kan troligen tillskrivas en minskning av pH-värdet (Sauvé et al. 2000) till följd av de hydrolysreaktionerna från metallsaltsprodukterna. För avskiljningen av de lösta fraktionerna kan destabilisering av kolloidala partiklar under 0,45 µm eller samfällning tillsammans med hydroxidflockar vara möjliga kemiska reaktioner. (Kang et al. 2007) rapporterade om avskiljningsnivåer på upp till 50 procent för löst arsenik, koppar, krom, kadmium, bly och zink från avrinning från Los Angeles motorväg via en svepflockningsmekanism vid höga koaguleringsmedelsdoser (upp till 250 mg/L av aluminiumsulfat och järnklorid) tillsammans med en polymer, och med hjälp av pH-justering. Författarna observerade ingen avskiljning vid låga koncentrationer av fällningsmedel, vilket ledde till slutsatsen att utfällning var den dominerande avskiljningsmekanismen för metallerna och inte destabiliseringen av partiklar <0,45 µm. Koncentrationerna av lösta metaller i avrinningen från motorvägen i Los Angeles var betydligt högre än koncentrationerna i väg dagvattnet från Luleå i det här projektet, men trots detta och annorlunda koaguleringsmekanism var avskiljningseffekten likartad.

Sammantaget uppvisade chitosan en lägre avskiljningseffektivitet för både partiklar och metaller än de andra testade fällningsmedlen. När det gäller den lösta metallfraktionen gav användningen av chitosan däremot både den högsta och mest konstanta avskiljningsgraden jämfört med de konventionella fällningssmedel som testades. Chitosan är känt för att interagera med metallkationer i vattenlösningar via mekanismer som jonbyte och katering (Guibal 2004). Avskiljningen av metalljoner med hjälp av chitosan har observerats för många metallkationer (Zhang et al. 2016), inklusive koppar(II)- och zink(II)-joner. I detta projekt utvärderades chitosan enbart som primärt koaguleringsmedel, och det kan kanske vara möjligt att uppnå högre avskiljning av partiklar och lösta metaller med en kombinerad användning av en metallsaltprodukt med chitosan som flockningshjälpmedel.

För industriellt avloppsvatten som är starkt förorenat av metaller avskiljs metalljoner oftast med hjälp av utfällning (Ku & Jung 2001). Utfällningar av metalljoner kan åstadkommas antingen under alkaliska förhållanden med hjälp av CaO (bränd kalk) för att bilda hydroxidutfällningar, eller under sura förhållanden med hjälp av sulfidutfällning (bubblande H₂S eller in situ generering från organiskt material av sulfatreducerande bakterier) (Fu & Wang 2011). Katering, jonbyte och adsorption används också för detta ändamål (Fu & Wang 2011). Kalkvatten utvärderades i första delstudien, men valdes inte ut för vidare testning på grund av hanteringsproblem och högt pH (11,8) efter behandling, vilket kan få konsekvenser för recipienter (Wendelaar Bonga 1997).

I slutändan utgjorde den lösta metallfraktionen endast en liten del av de totala metallkoncentrationerna i snösmältblandningen och väg dagvattnet som undersöktes i detta projekt. Koppar var den metall som oftast återfanns i den lösta fraktionen, följt av nickel. Optimalt val av fällningsmedel för dagvattenrening kommer därför att bero på dagvattnets föroreningsfraktionering. Föroreningarna i snösmältblanding och vägavrinningen var mestadels partikelassocierade, och hög reningsgrad innebär därmed att en hög partikelavskiljning eftersträvas.

5.5 Avskiljning av organiska föreningar

Kemisk fällning avskiljer organiska föreningar, mätt som aggregatparametrarna oljeindex och PAH, i betydande utsträckning. Avskiljning av oljeindex för snösmältblandningen

var över 80 procent, och för vägdragvattnet 98 procent. Avskiljning av PAH, mätt som den aggregerade summan av EPAs 16 PAH, var över 74 procent för snösmältblandningen och 97 procent för vägdragvattnet. Vägdragvattnet innehöll ungefär dubbelt så höga koncentrationer av oljeindex och PAH som snösmältblandningen. Alkaner och PAH är hydrofoba, och tidigare studier har visat att PAH (Ligocki et al. 1967; Lau & Stenstrom 2005; Hwang & Foster 2006) och alifatiska kolväten (Ligocki et al. 1967) har en stark partikelaffinitet. Dessutom blir denna partikelaffinitet starkare när partikelstorleken minskar, särskilt för partiklar som är mindre än 2 µm (Baek et al. 1991; Kaupp & McLachlan 2000). Dessutom tenderar mindre PAH att finnas främst i den lösta fasen, medan de större PAH tenderar att finnas i partikelfasen (Nielsen et al. 2015). Den stora majoriteten av PAH (>95 procent) i snösmältblandningen och vägdragvattnet hade medelhög till hög molekylvikt, men eftersom filtrering för dessa föroreningar inte utfördes förblir deras fördelning mellan olika partikelfraktioner okänd.

Sammantaget tyder detta på att en effektiv avskiljning av PAH och alifatiska kolväten i dagvattensystem förutsätter en god avskiljning av partikelfractionen. Avskiljning av organiska föreningar, mätt som PAH, med kemisk fällning har inte tidigare studerats i dagvattensammanhang. I en studie rapporterades en avskiljningsgrad på upp till 95 % för totala kolvätena i ett dagvattenreningsverk med koagulering/flockulering/flotation med tillsats av aluminiumsulfat och anjoniska polymerer (Bernard et al. 1995), men processen var minimalt beskriven. Vanligtvis används en elektrokoaguleringsprocess i industriella avloppsreningsverk för behandling av kolväterikt vatten, till exempel från koksverk eller oljeraffinaderi (Chen, G. 2004), eftersom denna process har emulsionsbrytande egenskaper (Asselin et al. 2008). En traditionell koagulering/flockulering/flotationsprocess har också visat sig vara framgångsrik när det gäller att avskilja petroleumprodukter från industriellt avloppsvatten (Santo et al. 2012).

TOC och DOC är bulkparametrar som omfattar alla organiska föreningar, inklusive PAH och oljeindex som diskuterats tidigare. Tidigare studier om kemisk fällning av dagvatten har inte undersökt avskiljning av TOC/DOC. I det här projektet var avskiljningseffektiviteten för TOC i genomsnitt 89 procent för snösmältblandningen och något lägre för vägdragvattnet (67 procent). Avskiljningsgraden för TOC i snösmältblandningen var mer konstant än för vägdragvattnet, vilket kan bero på en annan sammansättning av organiska föreningar. Vid dricksvattenproduktion är det viktigt att avskilja TOC eftersom rester av organiskt material kan bilda skadliga desinfektionsbiprodukter när klorföreningar tillsätts senare i processen (Edzwald & Tobiason 1999). Förbättrad koagulering är en term för koaguleringsprocesser som är optimerade för att avskilja TOC, och de effekter av TOC-avskiljning som observerades i denna avhandling skulle vara förenliga med den amerikanska lagstiftningen (minst 50 procent avskiljning för vatten med >8,0 mg/L TOC och <60 mg/L som CaCO₃ alkalinitet) (USEPA 1999, ss. 2–5).

PIX-111 var det enda fällningsmedel som avskilde DOC (om än med stor variabilitet), med 30 procent avskiljande för snösmältblandningen och 26 procent för vägdragvattnet. Låga avskiljningseffekter för DOC är ett problem som man ibland stöter på i vattenverk för dricksvattenproduktion och som i allmänhet tillskrivs förändringar i sammansättningen av DOC (Sharp et al. 2006), vilka ofta är ej välkända (Goslan et al. 2004). Hydrofila organiska ämnen avskildes mindre effektivt än hydrofoba (Fearing et al. 2004; Parsons et al. 2004), och fällningsmedel med järn fungerar bättre än aluminium (Sharp et al. 2006). Dessa resultat stämmer överens med resultatet att PIX-111 var det enda koaguleringsmedel som åter avskilde DOC från både snösmältblandningen och vägdragvattnet. Sammansättningen av DOC i snösmältblandningen och vägdragvattnet verkade generellt ej kunna avskiljas med hjälp av kemisk fällning

5.6 Kontrollparametrar för koaguleringsprocessen

I reningsverk är det vanligaste sättet att styra doseringen i koaguleringsprocessen genom flödesproportionell injektion med en förutbestämd dos som erhålls genom burktester (Ratnaweera, Harsha & Fettig 2015). Mer avancerade system kan baseras på feedback/feedforward av online-mätningar av turbiditet och matematiska styrsystem. Mätningar av zeta-potential online har också använts för styrning av dosering (Sharp et al. 2005). Ännu mer avancerade styrmetoder som använder multivariat statistik, såsom *partial least square* (PLS)-regression (Manamperuma et al. 2017), modeller med suddig logik (Chen, C. L. & Hou 2006) eller artificiella neurala nätverk (Yu et al. 2000) har testats. En statistisk analys av de uppmätta parametrarna i det här projektet uppvisade ingen korrelation mot avskiljningseffektiviteten, och kunde således inte användas för prediktion eller kontroll.

5.7 Kemisk fällning som dagvattenbehandling i Sverige

Många svenska kommuner upprättar eller har upprättat dagvattenhandböcker. I dessa beskrivs strategier, ansvarsfördelningar, ekonomi och lagstiftning kring dagvattenhanteringen. Många av dessa handböcker kartlägger kommunens avrinningsområden och recipienter och deras nuvarande status i VISS. De diskuterar det viktiga uppströmsarbetet med att minska föroreningar men även olika tekniska lösningar för att fördröja och rena dagvattnet på plats eller nedströms. Merparten av de tekniska lösningarna är gröna dagvattensystem såsom biofilter eller dammar och våtmarker. Kemisk fällning omnämns i ett fåtal dagvattenhandböcker under mer avancerade reningstekniker.

Det är viktigt att kunna identifiera den dagvattenlösning som är mest tillämpbar i sammanhanget med utgångspunkt i de kriterier som ställts. Varje dagvattenlösning har sina fördelar och nackdelar. I den här avvägningen ingår flera parametrar. Ekonomi, disponibel yta, rekreationsmöjligheter, och reningsprestanda är några av de parametrar som inkluderas. Kemisk fällning utmärker sig när det gäller reningsprestanda. Resultaten från det här projektet visar på en reningseffektivitet på över 90 procent för partikulära föroreningar av metaller och organiska ämnen, med en variation i renings-effektivitet på en till fem procentenheter. I jämförelse är dagvattendammars renings-effektivitet beroende på deras storlek samt vattnets uppehållstid. Dagvattendammars reningsprestanda är generellt svårare att mäta, då det görs *insitu* och över tid. Den publicerade reningsprestanda som finns för dagvattendammar är betydligt lägre (30–70 procent) och med högre variation (Clary et al.).

Det är viktigt att det finns robusta prestandaunderlag för olika typer av dagvattenbehandling så att informerade och välvägdade beslut om lämplig dagvattenlösning kan göras. Den här rapporten bidrar med prestandainformation för kemisk fällning av dagvatten med avseende på partiklar, metaller och organiska föroreningar.

I dag finns det endast ett fåtal dagvattenanläggningar i Sverige med kemisk fällning som reningsprocess. Dessa anläggningar tar emot dagvatten från motorvägsavsnitt med hög trafikintensitet eller tunnlar, i storstadsregioner där tillgänglig yta för andra dagvattenlösningar är begränsad. Kemisk fällning ses som en möjlighet att uppgradera befintliga eller nyanlagda dagvattendammars reningseffektivitet om recipienten är förorenad och det finns behov av att minska föroreningsbelastningen till denna. I detta sammanhang krävs ytterligare studier för en utveckla en lämplig utformning av själva fällningssteget. Resultaten från denna rapport kan ligga till grund för sådana studier.

6 Slutsatser

I detta projekt har kemisk fällning utvärderats som en potentiell reningsteknik för att avskilja föroreningar från dagvatten. Ingående delstudier har undersökt hur olika fällningskemikalier fungerar och vilken koaguleringsmekanism som uppnåddes under de operativa betingelserna (Nyström et al. 2020a), vidare har avskiljningseffektiviteten studerats med avseende på både totala och lösta metaller, men även organiska föroreningar mätt såsom TOC/DOC, PAH och olja för en snösmältblandning (Nyström et al. 2020b) och för vägdagvatten (Nyström et al. 2019).

Sammantaget har studierna visat på hög avskiljning av partiklar mätt som TSS och turbiditet (över 90 procent för snösmältblandningen och över 98 procent för vägdagvatten), med låg variabilitet. Analyser av partikelstorleksfördelningar har visat på att dagvattnets mindre partiklar ($<1\mu\text{m}$) påverkas av fällningsprocessen och effektivt kan avskiljas i motsats till om endast sedimentation används. De olika dagvatten som studerades i studierna hade låg alkalinitet, vilket medförde att den huvudsakliga koaguleringsmekanismen var laddningsneutralisering. Vid aktiv pH-justering och högre dosering av fällningskemikalie hade en svepflockmekanism inträtt vilket förmodligen hade gett annorlunda slutresultat, med eventuellt högre avskiljning av framför allt lösta metaller.

För föroreningar som är typiska att analysera i dagvattenssammanhang avskiljer kemisk fällning med metallsaltsprodukter, såsom PAX-215 och PIX-11, över 90 procent av de föroreningar som är associerade med partiklar. Det inkluderar både metaller och organiska föroreningar. För de lösta föroreningarna uppvisar kemisk fällning med metallsalter sämre prestanda, där endast runt 40 procent av de lösta föroreningarna avskildes. För löst nickel och zink uppmättes en ökning av halten efter fällning vilket kan relateras till ett lägre slutgiltigt pH-värde på vattnet, vilket mobiliserade de pH-känsliga metallerna. Chitosan hade generellt lägre prestanda för avskiljning av partikulära föroreningar jämfört med metallsaltsprodukterna, men skiljde ut sig när det gällde de lösta föroreningarna där avskiljning på 40–70 procent uppmättes.

Referenser

- Asselin, M., Drogui, P., Brar, S. K., Benmoussa, H. & Blais, J.-F. (2008). Organics removal in oily bilgewater by electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 151(2–3), ss. 446–455, doi:10.1016/J.JHAZMAT.2007.06.008.
- Bachand, P. A. M., Bachand, S. M., Lopus, S. E., Heyvaert, A. & Werner, I. (2010). Treatment with chemical coagulants at different dosing levels changes ecotoxicity of stormwater from the Tahoe basin, California, USA. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(2), ss. 137–154, doi:10.1080/10934520903425459.
- Bachand, P. A. M., Heyvaert, A. C., Prentice, S. E. & Delaney, T. (2010). Feasibility Study and Conceptual Design for Using Coagulants to Treat Runoff in the Tahoe Basin. *Journal of Environmental Engineering*, 136(11), ss. 1218–1230, doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000261.
- Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester, J. N. & Perry, R. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, 60(3–4), ss. 279–300, doi:10.1007/BF00282628.
- Bennett, E. R., Linstedt, K. D., Nilsgard, V., Battaglia, G. M. & Pontius, F. W. (1981). Urban Snowmelt-Characteristics and Treatment. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 53(1), ss. 119–125, doi:10.2307/25041025.
- Bernard, C., Herviou, P. & Poujol, T. (1995). Stormwater treatment by dissolved air flotation: First results from a pilot project. *Water Science and Technology*, doi:10.1016/0273-1223(95)00548-2.
- Bratby, J. (2016). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. Third edition. London: IWA Publishing.
- Cederkvist, K., Holm, P. E. & Jensen, M. B. (2010). Full-Scale Removal of Arsenate and Chromate from Water Using a Limestone and Ochreous Sludge Mixture as a Low-Cost Sorbent Material. *Water Environment Research*, 82(5), ss. 401–408, doi:10.2175/106143009X12487095237314.
- Characklis, G. W. & Wiesner, M. R. (2002). Particles, Metals, and Water Quality in Runoff from Large Urban Watershed. *Journal of Environmental Engineering*, 123(8), ss. 753–759, doi:10.1061/(asce)0733-9372(1997)123:8(753).
- Chen, C. L. & Hou, P. L. (2006). Fuzzy model identification and control system design for coagulation chemical dosing of potable water. I: *Water Science and Technology: Water Supply*. ss. 97–104.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), ss. 11–41, doi:10.1016/j.seppur.2003.10.006.
- Clary, J., Jones, J., Leisenring, M., Hobson, P. & Strecker, E. *International Stormwater BMP Database: 2020 Summary Statistics*. The Water Research Foundation.
- Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Water Research*, 32(8), ss. 2462–2470, doi:10.1016/S0043-1354(97)00470-3.
- Derjaguin, B. & Landau, L. (1993). Theory of the stability of strongly charged lyophobic sols and of the adhesion of strongly charged particles in solutions of electrolytes. *Progress in Surface Science*, 43(1–4), ss. 30–59, doi:10.1016/0079-6816(93)90013-L.

-
- Ding, Y., Dresnack, R. & Chan, P. C. (2001). Mechanism and feasibility of colloidal particle removal by a microcarrier process. *International Journal of Environmental Studies*, 58(4), ss. 535–548, doi:10.1080/00207230108711349.
- Duan, J. & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100–102, ss. 475–502, doi:10.1016/S0001-8686(02)00067-2.
- Edzwald, J. K. & Tobiasson, J. E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Science and Technology*, 40(9), ss. 63–70, doi:10.1016/S0273-1223(99)00641-1.
- Edzwald, J. K., Upchurch, J. B. & O'Melia, C. R. (1974). Coagulation in estuaries. *Environmental Science & Technology*, 8(1), ss. 58–63, doi:10.1021/es60086a003.
- Fearing, D. A., Banks, J., Guyetand, S., Monfort Eroles, C., Jefferson, B., Wilson, D., Hillis, P., Campbell, A. T. & Parsons, S. A. (2004). Combination of ferric and MIEEX® for the treatment of a humic rich water. *Water Research*, 38(10), ss. 2551–2558, doi:10.1016/J.WATRES.2004.02.020.
- Fu, F. & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), ss. 407–418, doi:10.1016/J.JENVMAN.2010.11.011.
- Färm, C. (2003). Constructed Filters and Detention Ponds for Metal Reduction in Storm Water.
- Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. (2017). Mineral and Anthropogenic Indicator Inorganics in Urban Stormwater and Snowmelt Runoff: Sources and Mobility Patterns. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(7), ss. 1–18, doi:10.1007/s11270-017-3438-x.
- Goslan, E. H., Voros, S., Banks, J., Wilson, D., Hillis, P., Campbell, A. T. & Parsons, S. A. (2004). A model for predicting dissolved organic carbon distribution in a reservoir water using fluorescence spectroscopy. *Water Research*, 38(3), ss. 783–791, doi:10.1016/J.WATRES.2003.10.027.
- Grout, H., Wiesner, M. R. & Bottero, J. Y. (1999). Analysis of colloidal phases in urban stormwater runoff. *Environmental Science and Technology*, 33(6), ss. 831–839, doi:10.1021/es980195z.
- Guibal, E. (2004). Interactions of metal ions with chitosan-based sorbents: A review. *Separation and Purification Technology*, 38(1), ss. 43–74, doi:10.1016/j.seppur.2003.10.004.
- Harper, H. H. (2007). Current Research and Trends in Alum Treatment of Stormwater Runoff. I: *Proceedings of the 3rd Biennial Stormwater Management Research Symposium*. Orlando, s. 14.
- He, C. & Marsalek, J. (2014). Enhancing Sedimentation and Trapping Sediment with a Bottom Grid Structure. *Journal of Environmental Engineering*, 140(1), ss. 21–29, doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000774.
- He, C., Post, Y., Rochfort, Q. & Marsalek, J. (2014). Field Study of an Innovative Sediment Capture Device: Bottom Grid Structure. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(6), s. 1976, doi:10.1007/s11270-014-1976-z.
- Heinzmann, B. (1994). Coagulation and flocculation of stormwater from a separate sewer system - A new possibility for enhanced treatment. *Water Science and Technology*, 29(12), ss. 267–278, doi:10.2166/wst.1994.0624.
- Houben, D., Evrard, L. & Sonnet, P. (2013). Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, 92(11), ss. 1450–1457, doi:10.1016/j.chemosphere.2013.03.055.
-

-
- Huang, C. & Chen, Y. (1996). Coagulation of Colloidal Particles in Water by Chitosan. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 66(3), ss. 227–232, doi:10.1002/(SICI)1097-4660(199607)66:3<227::AID-JCTB499>3.0.CO;2-M.
- Hunter, K. A. & Liss, P. S. (1979). The surface charge of suspended particles in estuarine and coastal waters. *Nature*, 282(5741), ss. 823–825, doi:10.1038/282823a0.
- Hunter, R. J. (1981). *Zeta Potential in Colloid Science*. Elsevier.
- Hwang, H.-M. & Foster, G. D. (2006). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA. *Environmental Pollution*, 140(3), ss. 416–426, doi:10.1016/J.ENVPOL.2005.08.003.
- Istenci, D., Arias, C. A., Vollertsen, J., Nielsen, A. H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. & Brix, H. (2012). Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 47(10), ss. 1466–1477, doi:10.1080/10934529.2012.673306.
- IUPAC (2007). *Environmental Colloids and Particles*. Environmental Colloids and Particles. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Johir, M. a. H., Vigneswaran, S. & Kandasamy, J. (2009). Deep bed filter as pre-treatment to stormwater. *Desalination and Water Treatment*, 12(1–3), ss. 313–323, doi:10.5004/dwt.2009.963.
- Judd, S. J. & Hillis, P. (2001). Optimisation of combined coagulation and microfiltration for water treatment. *Water Research*, 35(12), ss. 2895–2904, doi:10.1016/S0043-1354(00)00586-8.
- Kang, J.-H., Li, Y., Lau, S.-L., Kayhanian, M. & Stenstrom, M. K. (2007). Particle destabilization in highway runoff to optimize pollutant removal. *Journal of Environmental Engineering*, 133(4), ss. 426–434, doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:4(426).
- Karlsson, K., Blecken, G.-T., Öhlander, B. & Viklander, M. (2016). Environmental Risk Assessment of Sediments Deposited in Stormwater Treatment Facilities: Trace Metal Fractionation and Its Implication for Sediment Management. *Journal of Environmental Engineering*, 142(11), doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001122.
- Kaupp, H. & McLachlan, M. S. (2000). Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) within the full size range of atmospheric particles. *Atmospheric Environment*, 34(1), ss. 73–83, doi:10.1016/S1352-2310(99)00298-8.
- Ku, Y. & Jung, I.-L. (2001). Photocatalytic reduction of Cr(VI) in aqueous solutions by UV irradiation with the presence of titanium dioxide. *Water Research*, 35(1), ss. 135–142, doi:10.1016/S0043-1354(00)00098-1.
- Kus, B., Johir, M., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., Shon, H., Sleigh, R. & Moody, G. (2012). Performance of granular medium filtration and membrane filtration in treating stormwater for harvesting and reuse. *Desalination and Water Treatment*, 45(1–3), ss. 120–127, doi:10.1080/19443994.2012.692018.
- Lau, S.-L. & Stenstrom, M. K. (2005). Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research*, 39(17), ss. 4083–4092, doi:10.1016/J.WATRES.2005.08.002.
- Lawler, D. F. (1993). Physical Aspects of Flocculation: From Microscale to Macroscale. *Water Science and Technology*, 27(10), ss. 165–180, doi:10.2166/wst.1993.0226.
- Ligocki, M. P., Leuenberger, C. & Pankow, J. F. (1967). Trace organic compounds in rain—III. Particle scavenging of neutral organic compounds. *Atmospheric Environment* (1967), 19(10), ss. 1619–1626, doi:10.1016/0004-6981(85)90214-8.
-

-
- Lin, H., Wall, L. & Sansalone, J. (2004). Aggregation of Stormwater Particulates - Suspended Particle Gradations and Setting Column Analysis. I: *Global Solutions for Urban Drainage*. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, ss. 1–15.
- Lindfors, S., Österlund, H. & Viklander, M. (2017). Truly dissolved and labile Cu and Zn in urban runoff from a parking lot, an industrial area and copper and zinc roofs. I: *14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage: Conference Proceedings, 2017, Prague, 2017*, : Luleå University of Technology, Architecture and Water.
- Lopus, S. E., Bachand, P. A. M., Heyvaert, A. C., Werner, I., Teh, S. J. & Reuter, J. E. (2009). Potential toxicity concerns from chemical coagulation treatment of stormwater in the Tahoe basin, California, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(7), ss. 1933–1941, doi:10.1016/j.ecoenv.2009.04.004.
- Lytle, D. (1995). *How do I run a proper jar test procedure?* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- Manamperuma, L., Wei, L. & Ratnaweera, H. (2017). Multi-parameter based coagulant dosing control. *Water Science and Technology*, 75(9), ss. 2157–2162, doi:10.2166/wst.2017.058.
- McKenzie, E. R., Wong, C. M., Green, P. G., Kayhanian, M. & Young, T. M. (2008). Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of the Total Environment*, 398(1–3), ss. 145–153, doi:10.1016/j.scitotenv.2008.02.052.
- Moghadas, S., Paus, K. H., Muthanna, T. M., Herrmann, I., Marsalek, J. & Viklander, M. (2015). Accumulation of Traffic-Related Trace Metals in Urban Winter-Long Roadside Snowbanks. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(12), ss. 1–15, doi:10.1007/s11270-015-2660-7.
- Morrison, G. M. P., Revitt, D. M. & Ellis, J. B. (1990). Metal Speciation in Separate Stormwater Systems. *Water Science and Technology*, 22(10–11), ss. 53–60, doi:10.2166/wst.1990.0288.
- Mosley, L. M., Hunter, K. A. & Ducker, W. A. (2003). Forces between colloid particles in natural waters. *Environmental Science and Technology*, 37(15), ss. 3303–3308, doi:10.1021/es026216d.
- Nielsen, K., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Baun, A. & Eriksson, E. (2015). Particle phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater - Using humic acid and iron nano-sized colloids as test particles. *Science of the Total Environment*, 532, ss. 103–111, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.05.093.
- Nyström, F. (2019). *Coagulation process characteristics and pollutant removal from urban runoff*. Licentiate thesis. Luleå University of Technology, Luleå.
- Nyström, F., Nordqvist, K., Herrmann, I., Hedström, A. & Viklander, M. (2019). Treatment of road runoff by coagulation/flocculation and sedimentation. *Water Science and Technology*, 79(3), ss. 518–525, doi:10.2166/wst.2019.079.
- Nyström, F., Nordqvist, K., Herrmann, I., Hedström, A. & Viklander, M. (2020a). Laboratory scale evaluation of coagulants for treatment of stormwater. *Journal of Water Process Engineering*, 36, s. 101271, doi:10.1016/J.JWPE.2020.101271.
- Nyström, F., Nordqvist, K., Herrmann, I., Hedström, A. & Viklander, M. (2020b). Removal of metals and hydrocarbons from stormwater using coagulation and flocculation. *Water Research*, 182, s. 115919, doi:10.1016/J.WATRES.2020.115919.
- Parsons, S. A., Jefferson, B., Goslan, E. H., Jarvis, P. R. & Fearing, D. A. (2004). Natural organic matter – the relationship between character and treatability. *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(5–6), ss. 43–48, doi:10.2166/ws.2004.0091.
-

-
- Pervov, A. G. & Matveev, N. A. (2014). Stormwater treatment for removal of synthetic surfactants and petroleum products by reverse osmosis including subsequent concentrate utilization. *Petroleum Chemistry*, 54(8), ss. 686–697, doi:10.1134/S0965544114080131.
- Ratnaweera, H., Ødegaard, H. & Fettig, J. (1992). Coagulation with Prepolymerized Aluminium Salts and their Influence on Particle and Phosphate Removal. *Water Science and Technology*, 26(5–6), ss. 1229–1237, doi:10.2166/wst.1992.0565.
- Ratnaweera, Harsha & Fettig, J. (2015). State of the art of online monitoring and control of the coagulation process. *Water (Switzerland)*, 7(11), ss. 6574–6597, doi:10.3390/w7116574.
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P.-M. & Crini, G. (2009). Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, 45(5), ss. 1337–1348, doi:10.1016/J.EURPOLYMJ.2008.12.027.
- Rossini, M., Garrido, J. G. & Galluzzo, M. (1999). Optimization of the coagulation–flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. *Water Research*, 33(8), ss. 1817–1826, doi:10.1016/S0043-1354(98)00367-4.
- Sansalone, J. J. & Kim, J. Y. (2008). Suspended particle destabilization in retained urban stormwater as a function of coagulant dosage and redox conditions. *Water Research*, 42(4–5), ss. 909–922, doi:10.1016/j.watres.2007.08.037.
- Santo, C. E., Vilar, V. J. P., Botelho, C. M. S., Bhatnagar, A., Kumar, E. & Boaventura, R. A. R. (2012). Optimization of coagulation–flocculation and flotation parameters for the treatment of a petroleum refinery effluent from a Portuguese plant. *Chemical Engineering Journal*, 183, ss. 117–123, doi:10.1016/J.CEJ.2011.12.041.
- Sauvé, S., Hendershot, W. & Allen, H. E. (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science and Technology*, 34(7), ss. 1125–1131, doi:10.1021/es9907764.
- Sharp, E. L., Banks, J., Billica, J. A., Gertig, K. R., Henderson, R., Parsons, S. A., Wilson, D. & Jefferson, B. (2005). Application of zeta potential measurements for coagulation control: Pilot-plant experiences from UK and US waters with elevated organics. *Water Science and Technology: Water Supply*, 5(5), ss. 49–56, doi:10.2166/ws.2005.0038.
- Sharp, E. L., Parsons, S. A. & Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment*, 363(1–3), ss. 183–194, doi:10.1016/j.scitotenv.2005.05.032.
- Shin, J. Y., Spinette, R. F. & O'Melia, C. R. (2008). Stoichiometry of Coagulation Revisited. *Environmental Science & Technology*, 42(7), ss. 2582–2589, doi:10.1021/es0715360.
- Smoluchowski, M. (1918). Versuch einer mathematischen Theorie der Koagulationskinetik kolloider Lösungen [An attempt for a mathematical theory of coagulation kinetics of colloidal solutions]. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 92(1), ss. 129–168.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1962). Chemical Aspects of Coagulation. *Journal - American Water Works Association*, 54(8), ss. 971–994, doi:10.1002/j.1551-8833.1962.tb00922.x.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*.
- Stumm, W. & O'Melia, C. R. (1968). Stoichiometry of Coagulation. *Journal - American Water Works Association*, 60(5), ss. 514–539, doi:10.1002/j.1551-8833.1968.tb03579.x.
-

-
- Tapp, J. S. & Barfield, B. J. (1986). Modeling the Flocculation Process in Sediment Ponds. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 29(3), ss. 741–747.
- Thomas, D. N., Judd, S. J. & Fawcett, N. (1999). Flocculation modelling: a review. *Water Research*, 33(7), ss. 1579–1592, doi:10.1016/S0043-1354(98)00392-3.
- Trejo-Gaytan, J., Bachand, P. & Darby, J. (2006). Treatment of urban runoff at Lake Tahoe: Low-intensity chemical dosing. *Water Environment Research*, 78(13), ss. 2487–2500, doi:10.2175/106143006X102042.
- Tuccillo, M. E. (2006). Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Science of the Total Environment*, 355(1–3), ss. 288–300, doi:10.1016/j.scitotenv.2005.03.003.
- USEPA (1999). *Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual*.
- Van Benschoten, J. E. & Edzwald, J. K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts - I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, 24(12), ss. 1519–1526, doi:10.1016/0043-1354(90)90086-L.
- Verwey, E. J. W. & Overbeek, J. Th. G. (1946). Long distance forces acting between colloidal particles. *Transactions of the Faraday Society*, 42, s. B117, doi:10.1039/tf946420b117.
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U. M. & Balasubramanian, R. (2010). Removal of Metal Ions from Storm-Water Runoff by Low-Cost Sorbents: Batch and Column Studies. *Journal of Environmental Engineering*, 136(10), ss. 1113–1118, doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000238.
- Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J. & Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Wendelaar Bonga, S. E. (1997). The stress response in fish. *Physiological reviews*, 77(3), ss. 591–625, doi:10.1152/physrev.1997.77.3.591.
- Westerlund, Cam, Viklander, M. & Bäckström, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology*, 48(9), ss. 93–101, doi:10.2166/wst.2003.0501.
- Westerlund, Camilla & Viklander, M. (2011). Pollutant release from a disturbed urban snowpack in northern Sweden. *Water Quality Research Journal of Canada*, 46(2), ss. 98–109, doi:10.2166/wqrjc.2011.025.
- Ye, C., Wang, D., Shi, B., Yu, J., Qu, J., Edwards, M. & Tang, H. (2007). Alkalinity effect of coagulation with polyaluminum chlorides: Role of electrostatic patch. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 294(1–3), ss. 163–173, doi:10.1016/j.colsurfa.2006.08.005.
- Yu, R.-F., Kang, S.-F., Liaw, S.-L. & Chen, M. -c. (2000). Application of artificial neural network to control the coagulant dosing in water treatment plant. *Water Science and Technology*, 42(3–4), ss. 403–408, doi:10.2166/wst.2000.0410.
- Zhang, L., Zeng, Y. & Cheng, Z. (2016). Removal of heavy metal ions using chitosan and modified chitosan: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 214, ss. 175–191, doi:10.1016/J.MOLLIQ.2015.12.013.
-

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se