



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 21015

Examensarbete 30 hp  
Juni 2021

# Skumproblematik i avloppsreningen vid Holmen Bravikens pappersbruk

Orsak och lösningsförslag

---

Isabelle Björklund

# Referat

## Skumproblematik i avloppsreningen vid Holmen Bravikens pappersbruk - Orsak och lösningsförslag

*Isabelle Björklund*

Rening av industriellt avloppsvatten är en viktig åtgärd för att förhindra övergödning och förgiftning av sjöar och hav. Stora industrier har ofta platsbaserad avloppsrening och för att undvika oönskade utsläpp till recipienten är det essentiellt med en robust avloppsrening. En industri som upplever driftstörningar i sin avloppsrening är det integrerade massa- och pappersbruket Braviken. Vid Braviken sker avloppsreningen i flera delsteg där en av dem är biologisk rening genom en aktivslamprocess. Denna är utformad som en Låg Slamproduktion (LSP) där en luftad selektor används för att gynna mikrobiell tillväxt i avloppsvattnet. Mikroorganismerna bryter här ner föroreningar i avloppsvattnet för att sedan själva konsumeras av mikrodjur i nästa delsteg, aktivslambassängen. Under de senaste vintrarna har dock Braviken upplevt problem med skumning i selektorn. När situationen varit som värst har manuell borttagning av skummet med grävskopa krävts. Syftet med denna studie har varit att förklara varför skummet uppstår och presentera åtgärdsförslag för att förhindra dess uppkomst.

För att besvara studiens frågeställningar har historisk mätdata analyserats från de aktuella skumningstillfällena. En principalkomponentanalys utfördes på utvalda historiska mätvärden från problemvintrarna och jämfördes mot den skumningsfria referensvintern 2017-2018. Utöver det utfördes egna provtagningar för att undersöka samband mellan processtyrning och dess påverkan på avloppsvattnets fysikaliska egenskaper.

Efter utförd undersökning kunde det konstateras att orsaken till skumningsproblematiken i avloppsreningen bottnade sig i en låg halt kväve och fosfor kombinerat med hög halt organiskt kol. På grund av detta reducerades mikroorganismernas metabolism, något som resulterade i ökad kolloidal ytladdning och hög halt extracelulära polymera ämnen (EPS). Anledningen till att problemet uppstod under vintertid kan förklaras med en generellt lägre vattentemperatur i selektorn och en fysikalisk förändring hos veden jämfört med sommarved. Vid mikroskopering av inhämtade vattenprover framgick även en närvaro av filamentbildande bakterier i både selektor och tidigare delsteg, utjämningsbassängen. Detta bedömdes bero på reducerad luftning och ökad hydraulisk retentionstid i bassängerna under vintern 2020-2021.

För att undvika framtida skumningsproblematik i aktivslamanläggningen rekommenderas en ökad dosering av kväve och fosfor. Resultatet visar att en ökad halt fosfor respektive kväve i relation till ingående COD hade en reducerande effekt på kolloidal ytladdning i avloppsvattnet.

**Nyckelord:** massa- och pappersbruk, slamsvällning, COD:N:P, Extracelulära polymera ämnen, LSP, PCA, vedkomponenter

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet  
Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, ISSN 1401-5765*

# Abstract

## **Problematic bulking in the wastewater treatment at the papermill of Holmen Braviken- Cause and proposed action**

*Isabelle Björklund*

The treatment of industrial wastewater is an important measure to prohibit eutrophication and intoxication of lakes and oceans. Major industries often have location-based wastewater treatment and to avoid undesired effluents it is essential to make it robust. The integrated pulp- and papermill Braviken is experiencing a malfunction in their wastewater treatment plant. The wastewater treatment at Braviken is divided into multiple stages where one of them is biological treatment by an activated sludge process. This stage is modeled as a Low Sludge Production (LSP) where an aerated selector helps to facilitate the microbial growth of the wastewater. The microorganisms digest wastewater pollutants in this step only to be consumed by micro-animals in the next step, the active sludge basin. During recent winters, Braviken have experienced a problematic sludge bulking in the selector. During the most problematic episodes, manual removal of the foam have been needed with an excavator. The aim of this study have been to explain why the foaming occurs and present an action proposal to prevent the bulking.

To answer the questions at issue, previously measured monitoring data from the foaming episodes have been analysed. A principal component analysis was performed, using monitoring data from each problematic winter and compared to the non-bulking reference winter of 2017-2018. Additional sampling was collected and analysed to investigate the connection between process management and its influence of the physical characteristics of the wastewater.

When the investigation had been accomplished it was concluded that the waste water bulking was caused by a low nitrogen and phosphorus concentration combined with a high organic carbon influent. This caused a reduction in the metabolism of the microorganisms, resulting in a increased colloidal surface charge and high extracellular polymeric substance (EPS)-content. The reason for the problem occurring during winters can be explained by a generally low water temperature in the selector and a physical difference in the wood compared to summer wood. When performing microbial studies of the wastewater it occurred to be a presence of filamentous bacteria in both the selector and the previous leveling basin. This presence was concluded to be a result of reduced aeration and an increased hydraulic retention time during the winter 2020-2021.

To avoid future problematic foaming in the activated sludge process, an increased dosage of nitrogen and phosphorus is recommended. The result show that a increased concentration of phosphorus and nitrogen in relation to influent COD had a reducing effect of the colloidal surface charge in the wastewater.

**Keywords:** pulp- and papermill, sludge bulking, COD:N:P, extracellular polymeric substances, LSP, PCA, wood related compounds

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Science, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, ISSN 1401-5765*

# Förord

Detta examensarbete avslutar fem års studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet omfattar 30 hp och har utförts vid Holmen Braviken i Norrköping med handledning av Mathias Bohman. Ämnesgranskare var Sahar Dalahmeh vid Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet.

Jag vill rikta ett stort tack Holmen Braviken för ett fantastiskt mottagande och möjligheten till ett intressant och lärorikt examensarbete. Det kan vara läskigt att komma till en ny arbetsplats i en ny stad, men ni har verkligen bidragit till en härlig och positiv upplevelse. Stort tack till min handledare Mathias Bohman för vägledning och stöd genom hela arbetet. Tack Hans Salomonsson för hjälp vid provtagning, Lena Söderberg för vägledning vid mikroskopering, David Runosson för hjälp med analys av data och Per-Inge Nilsson för vägledning i Bravikens avloppsrening. Jag vill även rikta ett stort tacka min ämnesgranskare Sahar Dalahmeh för stöd och engagemang i arbetet.

Sist, men inte minst, vill jag tacka alla fantastiska vänner jag lärt känna under studietiden. Ni har bidragit till så många härliga minnen som jag kommer bära med mig hela livet.

*Isabelle Björklund*

*Norrköping, maj 2021*

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Övergödning av sjöar och hav är ett stort problem världen över. Övergödning bidrar till kraftig algblooming, något som i sin tur kan leda till syrefattiga bottenar och fiskdöd. En bidragande orsak till denna problematik är utsläpp av ofullständigt renat avloppsvatten, det är därför viktigt att reningen av avloppsvatten sker på ett effektivt sätt. Den vanligaste metoden för avloppsvattenrening är genom delstegen mekanisk, biologisk och kemisk rening. Mekanisk rening innebär att större partiklar som papper, kvistar och grus renas via exempelvis galler och genom att låta det sjunka till botten i en bassäng. Biologisk rening innebär i sin tur att föroreningar konsumeras av bakterier i vattnet. Kemisk rening innebär att ett medel tillsätts avloppsvattnet som medför att föroreningarna koagulerar till större partiklar och sjunker till reningsbassängens botten. Den biologiska reningen är något som undersöks mer ingående i det här projektet. I en så kallad aktivslamanläggning skapas förutsättningar för att bakterierna ska kunna växa till sig i stor skala och bryta ner föroreningar och övergödande ämnen. När bakterierna växer till sig klumpar de ihop sig och bildar så kallade flockar. När dessa sjunker ner till reningsbassängens botten lagras föroreningarna där och vattnet har renats. Denna metod är en effektivisering av den naturliga nedbrytningsprocess som sker, om än långsammare än i en industriell aktivslamprocess, i naturen.

En industri som genererar stora mängder avloppsvatten är massa- och pappersindustrin. Vid framställning av papper används pappersmassa, vilket i sin tur utvinns genom exempelvis mekanisk malning av träflis med fibermassa som slutprodukt. Pappersmassan leds sedan in i en pappersmaskin där den pressas, behandlas och torkas. Resultatet blir en stor pappersrulle som slutligen beskärs enligt kundens önskemål. Tillverkningsprocessen för papper genererar avloppsvatten med höga halter vedämnen som exempelvis lignin, hartssyror, fettsyror med mera. Även om vedämnena i sig är harmlösa så kan de ha en negativ inverkan på vattenlevande varelser när de uppnår hög koncentration. Sammansättningen av ämnena i ett träd beror på årstiden då trädet exempelvis är mer kompakt under vintern och innehåller högre halter askorbinsyra, lipider och annat som gör trädet mer stresståligt. Detta återspeglas i avloppsvattnets sammansättning under vintern. Utöver vedämnena så innehåller avloppsvattnet från ett pappersbruk höga halter organiskt kol från veden samtidigt som det är fattigt på kväve och fosfor. På grund av detta tillsätts vanligtvis dessa närsalter vid ett pappersbruks aktivslamanläggning för att undvika näringsbrist hos bakterierna. Studier har visat att det kan behövas en högre dosering av ämnena som kväve och fosfor till avloppsreningen under vintern, jämfört med sommaren.

Ett massa- och pappersbruk med avloppsrening är Holmen Braviken, beläget i Norrköping. Bravikens avloppsrening är utformad som en så kallad LSP där avloppsvattnet först leds in i en selektor som syresätts kraftigt. Detta leder till en hög tillväxt av bakterier som bryter ner vattnets föroreningar. Efter selektorn pumpas avloppsvattnet till en aktivslambassäng. I detta delsteg konsumeras bakterierna av mikrodjur och slammet från denna process blir väldigt kompakt. Under de senaste vintrarna har det uppstått problem i aktivslamanläggningen då det bildats ett tjockt skum i selektorn, och ibland även i utjämningsbassängen före. Skummet har lett till att avloppsreningen inte fungerat optimalt och det har varit svårt att få bort. Skumproblematiken var som värst under vintern 2018-2019, men mindre skumning har uppstått de två efterföljande vintrarna. Sedan den inledande problemvintern har ett skumdämpande medel inhandlats för att förhindra att skummet växer till sig.

Skumning i en aktivslamprocess är inte ovanligt och det finns flera källor som kan orsaka detta. Den vanligaste orsaken är en ökad tillväxt av filamentbildande bakterier. Bakterierna växer i långa trådar, vilka binder samman flockarna till en stor kaka. Istället för att sedimentera till bassängens botten flyter kakan upp till vattenytan och lägger sig som ett tjockt skum. En annan orsak till skumning i en aktivslambassäng är viskös slamsvällning till följd av en ökad halt extracellulära polymera ämnen. Dessa ämnen utsöndras från bakterierna och lägger sig kring dem som ett skydd. Bildas de i för hög halt blir slammet negativt laddat, slemmigt och lägger sig på ytan som ett kladdigt skum. Ytterligare en orsak till skumning i en aktivslamanläggning är spontan denitrifiering där kvävgas bildar bubblor på botten av bassängen, vilka leder till att slammet lyfts upp till ytan. Slutligen kan skumningen i en aktivslamanläggning orsakas av giftiga ämnen i avloppsvattnet, som dödar mikrodjuren och bidrar till att slammet inte bryts ner ordentligt.

För att ta reda på vad som orsakade skummet i Bravikens avloppsrening utfördes en principalkomponentanalys av mätdata från datumen med skum. Dessa jämfördes mot en referensvinter som var skumfri. Analysen gav en överblick om vad som skiljde sig mest mellan varje undersökt problemvinter kontra referensvintern. Detta låg till underlag för att förklara vad som hade gjorts annorlunda när skummet uppstod. Under studien utfördes även provtagning på vattenprover från selektorn och utjämningsbassängen i Bravikens miljölaboratorium. Utifrån de mätvärden som utmärkte sig för en problemvinter utfördes en regressionsanalys jämt mot de egna mätvärdena för att hitta en förklaring till vad som händer i avloppsvattnet när skummet uppstår. Det som mättes på vattenproverna var ytspänning, kolloidal ytladdning, halt suspenderade ämnen, pH, syrehalt och temperatur. Utöver detta undersöktes vattenproverna i mikroskop.

Vad var då orsaken till skummet vid Braviken? Utifrån principalkomponentanalysen bedömdes den främsta orsaken till skummet vara en för låg halt tillsatt kväve och fosfor i relation till ingående organiskt kol. Detta var tydligast under den första problemvintern 2018-2019, då problemet var som värst. Detta ledde till en ökad halt extracellulära polymera ämnen och en viskös slamsvällning. Under den efterföljande vintern var skumningen inte lika problematisk, något som kan bero på att fosfordoseringen ökade under den vintern. Eftersom ingen ökning av tillsatt kväve skedde var det fortfarande inte en optimal dosering av näring för bakterierna. Samtidigt var det ett stort flöde som kom in till bassängen från brukets TMP, något som kan ha bidragit till höga mängder vedämnen till avloppsreningen. Under den sista vintern, då egen provtagning även togs, tillsattes inte lika mycket syre till selektorn. Detta bidrog troligen till att det inte behövdes lika stora mängder kväve och fosfor. Detta, kombinerat med en längre uppehållstid i bassängerna, kan ha haft en negativ bieffekt. Vid mikroskopering upptäcktes det att filamentbildande bakterier växte i både utjämningsbassängen och selektorn. Samtidigt upptäcktes mikrodjur i utjämningsbassängen och selektorn, något som är oönskat i en LSP.

För att undvika framtida skumningsproblematik föreslås en korrigerande av närsaltdoseringen till den biologiska reningen för att erhålla en högre halt kväve och fosfor i relation till ingående organiskt kol. Det bedöms att denna åtgärd skulle göra avloppsreningen mer robust och motståndskraftig mot bland annat toxiska inflöden av vedämnen.

## Ordlista

<b>Aerob</b>	Syresatt. I detta arbete avser det en bassäng som är kraftigt luftad och har hög syrehalt.
<b>Anaerob</b>	Fri från syre. I detta arbete avser det en bassäng som ej syresätts.
<b>Aktivt slam</b>	Delen av avloppsrening som avser biologisk nedbrytning av föroreningar genom mikrobiell aktivitet.
<b>Anoxisk</b>	Lågt syresatt. I detta arbete avser det en bassäng med låg syresättning och låg syrehalt.
<b>Braviken</b>	Avser Holmen Paper Braviken, massa- och pappersbruk beläget i Norrköping.
<b>EPS</b>	Extracellulära polymera ämnen. Ett samlingsnamn för utsöndrade makromolekyler så som proteiner, DNA, lipider och liknande från mikroorganismer. I slam bildar det slem som hjälper till att hålla ihop flockar.
<b>Eutrofiering</b>	Övergödning, vilket bidrar till problematik som algblomning och syrefattiga bottenar.
<b>Flock</b>	Sammanclumpning av partiklar i aktivt slam. Vid flockning binder föroreningarna samman till större partiklar som sedan kan sedimentera till botten.
<b>F/M-kvot</b>	Kvoten mellan mat (F) och mikroorganismer (M). En låg kvot indikerar låg halt substrat i förhållande till mängden mikroorganismer.
<b>Holmen</b>	Avser den internationella koncernen Holmen inom vilken Holmen Paper Braviken är en del.
<b>Homogen</b>	Enhetligt tillstånd. För en lösning innebär det att vätskan är grundligt blandad.
<b>HRT</b>	Hydraulisk retentionstid. Avser uppehållstiden för vätskan i en vattenkropp. I denna studie avser det uppehållstiden för avloppsvattnet i respektive bassäng.
<b>LSP</b>	Low Sludge Production. En metod inom vattenrening som används för att återskapa en växande näringskedja hos mikroorganismerna och på så sätt utvinna ett slam med hög SVI.
<b>Metazoa</b>	Flercelliga eukariota organismer. Inom detta samlingsnamn ingår flercelliga djur.

<b>PM</b>	Förkortning för pappersmaskin. PM52 avser pappersmaskin 2 och PM53 avser pappersmaskin 3. Det har funnits en pappersmaskin 1 innan som tagits ur bruk.
<b>Protozoa</b>	Encelliga eukariota organismer. Liksom djur har dessa organismer egenskaper som styrd rörlighet och cellandning.
<b>Recipient</b>	Sjö, hav eller vattendrag som mottar det renade avloppsvattnet.
<b>SVI</b>	Slamvolymindex. Ett mått på hur mycket materia slammet innehåller. Hög slamvolymindex indikerar ett slam med höga halter suspenderade ämnen.
<b>Slamålder</b>	Tiden som slammet befinner sig i den biologiska reningen. Beräknas som kvoten mellan mängden slam i bassängen och summerad mängd uttaget överskottsslam.
<b>SÄ</b>	Suspenderade ämnen. Innefattar partiklar som återfinns i suspenderad fas i avloppsvattnet och så småningom sedimenterar till botten.
<b>TMP</b>	Termomekanisk pappersmassa. Framställs genom en kombination av mekanisk malning av träflis och impregnering genom vattenånga.
<b>Viskös</b>	Beskrivning av hur trögflytande en vätska är. Sirap är exempelvis mer viskös än vatten.



# Innehåll

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>1</b>
1.1	Syfte och frågeställningar . . . . .	2
1.2	Avgränsningar . . . . .	2
<b>2</b>	<b>Teori</b>	<b>3</b>
2.1	Industriell avloppsrening . . . . .	3
2.2	Aktivslammetoden . . . . .	4
2.2.1	Nedbrytning av organiskt kol . . . . .	5
2.2.2	Oxidation av kväveföreningar . . . . .	5
2.3	Vedkomponenternas miljöpåverkan . . . . .	6
2.3.1	Tillsats av närsalter . . . . .	7
2.4	Holmen Paper Braviken . . . . .	8
2.4.1	Från ved till papper . . . . .	9
2.4.2	Avloppsrening vid Braviken . . . . .	10
2.4.3	Låg slamproduktion (LSP) . . . . .	11
2.4.4	Mikrobiologin i Bravikens Aktivslamprocess . . . . .	12
2.4.5	Närsaltdosering . . . . .	14
2.4.6	Tidigare studier på Bravikens avloppsrening . . . . .	15
2.4.7	Skummet i Bravikens aktivslamprocess . . . . .	15
2.5	Källor till skumning vid en aktivslamprocess . . . . .	17
2.5.1	Höga halter filamentbildande bakterier . . . . .	18
2.5.2	Viskös slamsvällning . . . . .	18
2.5.3	Toxiska inflöden . . . . .	19
2.5.4	Spontan denitrifiering . . . . .	20
<b>3</b>	<b>Material och metod</b>	<b>21</b>
3.1	Litteraturstudie . . . . .	21
3.2	Metod för datainsamling av historiska mätvärden . . . . .	21
3.2.1	Kartläggning av datum med problematisk skumning . . . . .	21
3.2.2	Insamling av tidigare uppmätta värden . . . . .	22
3.3	Provtagningsmetod . . . . .	23
3.3.1	Vattenprovets ytspänning . . . . .	23
3.3.2	Kolloidal ytladdning . . . . .	24
3.3.3	Suspenderade ämnen . . . . .	24
3.3.4	DO och vattentemperatur . . . . .	25
3.3.5	pH . . . . .	26
3.3.6	Mikroskopering . . . . .	26
3.3.7	Övriga noteringar . . . . .	26
3.3.8	Mätosäkerheter . . . . .	26
3.4	Statistisk analysmetodik . . . . .	27
3.4.1	Principalkomponentanalys . . . . .	27
3.4.2	Hypotesprövning . . . . .	28
3.4.3	Regressionsanalys . . . . .	29
<b>4</b>	<b>Resultat</b>	<b>30</b>
4.1	Datum med problematisk skumning . . . . .	30
4.2	Principalkomponentanalys av historiska mätvärden . . . . .	31

4.2.1	Version 1	31
4.2.2	Version 2	31
4.3	Egen provtagning och regressionsanalys	34
4.3.1	Ytspänning	34
4.3.2	Kolloidal ytladdning	35
4.3.3	Slampartikelns ytladdning	36
4.3.4	DO, vattentemperatur och pH	37
4.3.5	Mikroskopering	39
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>42</b>
5.1	Orsak	42
5.1.1	PV1	45
5.1.2	PV2	45
5.1.3	PV3	46
5.2	Åtgärdsförslag	46
5.3	Felkällor	48
5.4	Framtida studier	49
<b>6</b>	<b>Slutsats</b>	<b>50</b>
	<b>Referenser</b>	<b>51</b>
	<b>Appendix</b>	<b>I</b>
A	WinMOPS-värden för uträkning COD:N:P-kvot	I
B	WinMOPS-parametrar	I
C	Beräknade parametrar	II
D	Samtliga standardavvikelser för problemvintrarna	III
E	Mätvärden	VI
F	Anteckningar	X

# 1 Inledning

Övergödning av sjöar och hav är ett problem för stora delar av Europa och orsakas av en onaturlig tillförsel av näringsämnen. Detta medför konsekvenser i form av algblommning, vilket i sin tur leder till syrefattiga bottenar samt negativ hälsopåverkan hos människor och djur. Högst koncentration av näringsämnen återfinns i närheten av större städer, i vikar och kustområden. De områden i Sverige med störst övergödningssituation är bland annat Skåne, Östergötland och Mälardalen (Havs och Vattenmyndigheten 2019). Historiskt sett har massa- och pappersindustrier varit bidragande i utsläpp av övergödande ämnen och än idag är recipienternas bottenar runt många bruk anoxiska eller anaeroba. Utöver övergödande ämnen innehåller avloppsvatten från bruken höga halter vedämnen med en potentiellt toxisk inverkan på recipienten vid bristfällig avloppsrening. Utifrån Sveriges 16 miljömål bedöms *Ingen övergödning, Giftfri miljö, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Levande sjöar och vattendrag, Ett rikt växt- och djurliv* och *Begränsad klimatpåverkan* vara berörda av skogsindustrin och bör tas i beaktning av denna (Karlsson m. fl. 2016). Av dessa 6 mål är ingen på god väg att uppnås i dagsläget (Naturvårdsverket 2021). År 2007 kom flera länder, bland annat Sverige, överens om en gemensam plan för Östersjöns miljö. Planen fick namnet Baltic Sea Action Plan och syftade till att reducera övergödning, tillförsel av farliga ämnen, reducera sjöfartens miljöproblem och gynna biologisk mångfald i Östersjön. Dessa mål var satta att uppnås år 2021, ett mål som heller inte är på god väg att uppnås och kommer få omformuleras (Rydell 2019).

Sen miljöskyddslagen infördes år 1968 är krav på avloppsrening lagstadgad i miljöbalken och kraven för förbättrad rening uppdateras kontinuerligt för avloppsreningsverk och anläggningar. Hur höga reningskrav som ställs på avloppsrening är olika från fall till fall och beror på bland annat geografisk lokalisering och förutsättningar för recipienten (Havs och Vattenmyndigheten 2019). Det vanligaste upplägget för en industriell avloppsreningsanläggning är en kombination av mekanisk, biologisk och kemisk rening. För biologisk rening är mikrobiell rening genom aktivslamprocess den dominerande metoden (Gårdstam m. fl. 2010). En aktivslamprocess bygger på att flockbildande bakterier bryter ner föroreningar som organsikt material och kväveföreningar. För att försäkra en god bakteriell tillvaro och tillfredsställande tillväxt så luftas vattnet i aktivslamprocessen. Nedbrutna föroreningar bildar slam som sedimenterar till botten och plockas ut som överskottsslam. Viss mängd av överskottsslamm, så kallat returslam, återförs till aktivslamprocessen för att bibehålla bakterierna (Kemira Kemwater 2003). För att uppnå önskad koncentration av bakterierna i det aktiva slammet så regleras syresättning, näringstillförsel och mängd återcirkulerat returslam.

En av de vanligaste driftstörningarna i en aktivslamprocess vid ett massa- och pappersbruk är sedimenteringsproblem där slam antingen lägger sig som ett skum på ytan, sväller eller misslyckas med att bilda flockar. Störning i sedimenteringen medför att avloppsvattnet inte renas ordentligt vilket leder till att eutrofierande och toxiska ämnen följer med utgående vatten till recipienten (Svenskt Vatten 2013b). Ett bruk som upplever driftstörningar i sin aktivslamprocess är Holmen Paper i Braviken, förkortat som Braviken i denna rapport. Vid Braviken har det vid flera tillfällen uppstått problem i aktivslamanläggningen i form av skumbildning. Det är ännu oklart varför skummet uppstår och vad som kan göras för att förutse och förhindra det.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Projektet utförs för att uppnå fördjupad kunskap kring hur en aktivslamprocess kan regleras och kontrolleras för att erhålla önskad vattenrening vid ett industriellt pappersbruk. Syftet med denna studie är att genom analys av historiska mätvärden i kombination med egen provtagning kunna förklara varför skumbildningen uppstår vid Bravikens avloppsrening och vilka åtgärder som kan vidtas för att förhindra dess uppkomst.

Frågor som projektet ämnar besvara är:

- Vad är orsaken till skummets uppkomst i aktivslamprocessen vid Bravikens pappersbruk?
- Vilka åtgärder kan utföras för att förhindra skummets uppkomst?

## 1.2 Avgränsningar

Fokus har främst varit att hitta förklaring och lösning till skumningsproblematiken vid Braviken. Det har inte lagts stort fokus på att förklara konsekvenserna av skummet, varken miljömässiga, driftmässiga eller med avseende på mänsklig hälsa. Den främsta utgångspunkten har varit att skummet måste förhindras, då det orsakar en försvårad och försämrad avloppsrening.

Vid analys av historiska mätvärden har endast parametrar med tillförlitliga värden analyserats. Vissa parametrar som hade varit intressanta att analysera i studien har inte undersökts då data för detta visat sig vara otillräcklig.

Då problematiken med skum främst uppstått under tidigare vintrar har arbetet fokuserat mycket på tolkning av kvalitativ data utifrån andras anteckningar. De analyser som utfördes hade naturligtvis haft större tillförlitlighet om de utfördes på skummet under den aktuella perioden.

Vid framtagande av lösningar har fokus främst legat på att hitta den optimala lösningen utifrån skumningsproblematiken. Ingen kostnadsanalys för lösningarna har utförts och fokus har lagts på avloppsreningen. Lösningarnas inverkan på övrig drift har inte tagits i någon större beaktning.

Inledningsvis inkluderades mätning av slamvolymindex i avloppsvattnet från utjämningsbassäng och selektor. Under provtagningens första dag blev det tydligt att denna mätning inte skulle kunna genomföras då ingen avsevärd sedimentering sker i detta delsteg. Detta är dock något som utifrån avloppsreningen är bra och tyder på god funktion.

## 2 Teori

Projektets teoretiska bakgrund bygger på information från en litteraturstudie, beskriven närmre i avsnitt 3.1, samt platsstudie vid Braviken. Den teoretiska bakgrundens syfte är att ge en förståelse för processerna bakom generell avloppsrening och mekanismerna vid ett pappersbruk. Vidare ger teorin en bakgrund till Braviken, avloppsreningen på plats och skumningsproblemet. Slutligen anges förslag från litteraturen till potentiella orsaker bakom en nedsatt sedimenteringsförmåga och oönskad skumning vid en aktivslamprocess.

### 2.1 Industriell avloppsrening

Avloppsvatten definieras enligt Miljöbalken som spillvatten eller annan flytande orenlighet, använt kylvatten, dagvatten eller avvattning av begravningsplats. Utsläpp av avloppsvatten till omgivande vattenområden klassas som miljöfarlig verksamhet och medför därför krav på rening (Miljö- och energidepartementet 1998). Exakt innehåll i avloppsvatten beror på upphovskälla. Även kommunalt avloppsvatten varierar från samhälle till samhälle. Det är också en stor flödesskillnad vid olika tider på dygnet. Medan små industrier vanligtvis sänder sitt avloppsvatten till kommunala reningsverk så brukar större industrier ha egen avloppsrening (Svenskt Vatten 2013a). Föroreningar i avloppsvatten kategoriseras vanligtvis som organiska och oorganiska föroreningar. Föroreningarna i avloppsvatten återfinns i löst, kolloidal, suspenderad och avsättbar suspenderad form, där partikelstorleken för dem är störst i löst form och minst i avsättbar suspenderad form (Kemira Kemwater 2003). Klassificering och beskrivning av vanliga mätbara föroreningar i avloppsvatten presenteras i tabell 1.

Industrier som har egen avloppsrening måste först tilldelas tillstånd för utsläpp, något som är villkorat i miljöbalken (Gårdstam m. fl. 2010). Även om det idag finns en stor variation på tekniker så innehåller de flesta industriella reningsanläggningar de tre delmetoderna mekanisk, biologisk och kemisk rening vid avloppsrening. Den mekaniska reningen består vanligtvis av grovrening och försedimentering. I denna delmetod renas vattnet från de största partiklarna som sand, trasor, kvistar och liknande. I försedimenteringen sjunker partiklar med hög densitet till botten och fett avlägsnas från ytan. Det slam som avskils i detta delsteg består främst av suspenderad substans (Svenskt Vatten 2013a).

Biologisk rening används för att avlägsna organiskt material, kväve och ibland fosfor från avloppsvattnet. Reningen sker genom mikroorganismer som bryter ned de oönskade ämnena och använder det i sin metabolism. När de oönskade ämnena bryts ner sedimenteras de och plockas ut som slam. Biologisk rening sker antingen genom fritt suspenderade organismer i avloppsvattnet eller genom organismer som fäster vid en biofilm. Den förstnämnda metoden, suspenderade organismer, kallas för aktivslammetoden och behandlas mer djupgående i nästa delkapitel (ibid.).

Kemisk rening används för att avlägsna fosfor och organiskt material från avloppsvattnet. I detta moment tillsätts fällningskemikalie i form av järn- eller aluminiumsalter. Dessa salter bildar föreningar med fosfor och resulterar i större partiklar. Utfällningarna bildar i sin tur flockar som sedan kan avlägsnas från vattnet (ibid.).

**Tabell 1:** Namngivning, förkortning och beskrivning av vanliga mätbara föroreningar i avloppsvatten (Kemira Kemwater 2003)

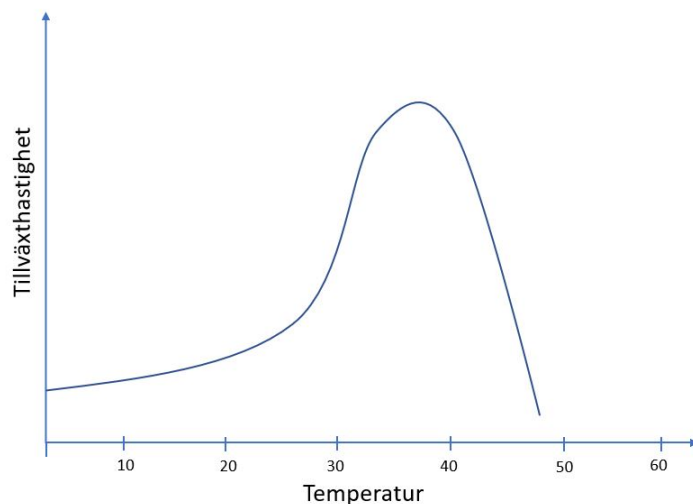
<b>Organiska föroreningar</b>		
Biokemisk syreförbrukning	BOD	Avser avloppsvattnets halt biologiskt nedbrytbara ämnen. Syreförbrukningen anges i mängd syre som förbrukats av mikroorganismerna under 5 (BOD <sub>5</sub> ) eller 7 (BOD <sub>7</sub> ) dagar.
Kemisk syreförbrukning	COD	Avser mängden föroreningar i avloppsvattnet som kan renas med hjälp av kemiskt medel.
Glödningsförlust	GF	Avser halten oförbränt material i ett uppvärmt prov med avloppsslam.
Organiskt kol	TOC	Avser halten totalt organiskt material i form av koldioxid vid uppvärmning.
<b>Oorganiska föroreningar</b>		
Fosfor	P	Avser närsalter i form av organiskt och oorganiskt bundet fosfor. Oorganiskt fosfor återfinns främst som polyfosfat och ortofosfat.
Kväve	N	Avser närsalter i form av organiskt och oorganiskt bundet kväve. Oorganiskt kväve återfinns främst som ammonium, nitrit och nitrat.

## 2.2 Aktivslammetoden

Metoden för avloppsrening genom aktivslamprocess utvecklades i England vid början av 1900-talet. Metoden syftar till att efterlikna naturens självrening i vatten men i ett effektivare format (Stockholm Vatten 2015). Några påverkande faktorer för att uppnå en god tillväxt av bioslam i en aktivslamprocess är syrehalt, pH, näringsämnestillgång, temperatur, typ av föroreningar, närvaro av toxiska ämnen och partikelstorlek hos föroreningarna (Kemira Kemwater 2003). Vid bakteriell tillväxt klumpar materia ihop sig till flockar som sedimenteras och kan plockas ut som slam. Uppehållstiden för slam i en aktivslamprocess mäts i slamålder. För att uppnå god slamålder så återtillförs viss mängd av det sedimenterade slammet till processen (Stockholm Vatten 2015).

Optimalt pH för mikroorganismernas tillväxt kan bero på art. Generellt kan dock ett pH runt 7 ses som det mest gynnsamma då det är inom det spannet flest mikroorganismer trivs och kan växa till sig. Vid  $\text{pH} > 8,5$  börjar den mikrobiella tillväxten avta och vid  $\text{pH} = 10$  så upphör den. Vid  $\text{pH} < 6$  avtar bakteriell aktivitet medan organismer som jäst- och mögelsvampar växer till sig. Vid en begränsad tillgång på näringsämnen medför det en långsammare nedbrytning och mikroorganismernas tillväxthastighet är proportionell mot mängden tillgängligt substrat. Vid fullgod tillgång till substrat begränsas istället mikroorganismernas tillväxt av andra faktorer. Optimal temperatur för mikroorganismer-

na beror på art. Kryofila mikroorganismer har sitt optimum runt 15-20 °C, mesofila vid 30-35 °C och termofila vid 50-55 °C (Svenskt Vatten 2013b). Den generella tillväxthastighetens temperaturberoende hos mikroorganismer kan dock sammanfattas nedan i figur 1.



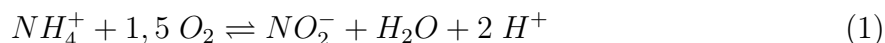
**Figur 1:** Mikroorganismernas tillväxthastighet i relation till vattentemperaturen i en aktivslamprocess. Illustration: Isabelle Björklund, inspirerad av Sivard (2001)

### 2.2.1 Nedbrytning av organiskt kol

Bland organismerna i en aktivslamprocess är bakterier dominerande. Bakteriesammansättningen består av flera hundra olika arter och det är viktigt att uppnå en god balans mellan dem för en tillfredsställande rening. Majoriteten av bakterierna i aktivt slam är heterotrofa och kräver en extern näringskälla, något som kan ske via substrattillsats vid avloppsreningsverk. Näringen som behövs för god tillväxt hos bakterierna i aktivt slam är främst organiskt kol, men även kväve och fosfor. Bakterierna i aktivslamprocessen förökar sig olika snabbt beroende på art men den generella tillväxten sker exponentiellt vid fullgod tillgång på näringsämnen. Blir bakteriepopulationen för hög i processen uppstår näringsbrist och mikroorganismerna dör ut (ibid.).

### 2.2.2 Oxidation av kväveföreningar

Eftersom kväve är en del av den bakteriella metabolismen binds en del av kvävet in i biomassan. De inkommande kväveföreningarna i aktivslamprocessen oxideras i två delsteg av respektive nitrifierande bakterier. Inledningsvis oxideras ammoniumjoner ( $NH_4^+$ ) till nitritjoner ( $NO_2^-$ ) enligt summaformeln:



Därefter oxideras nitritjoner från ekvation 1 till nitratjoner ( $NO_3^-$ ) enligt ekvation 2:



De nitrifierande bakterierna är autotrofa och kräver därför ingen extern näringskälla i sin metabolism. Resultatet blir att dessa bakterier har en långsammare tillväxtkuva än de heterotrofa bakterierna (Svenskt Vatten 2013b).

## 2.3 Vedkomponenternas miljöpåverkan

Innehållet i avloppsvatten från massa- och pappersbruk är generellt en kombination av vedens komponenter och tillsatta kemikalier från produktionens delmoment. Vedens komponenter är i sig harmlösa, men de höga halter som ansamlas i ett pappersbruk kan innebära skadliga effekter på omgivande vattendrag om de inte avlägsnas från avloppsvattnet. Komponentssammansättningen i gran, råvaran i många svenska pappersbruk, består av cellulosa (40 %), hemicellulosa (28,5 %), lignin (27,7 %), extraktiva ämnen (3,5 %) och övriga ämnen (0,3 %). Cellulosa och hemicellulosa är de främsta komponenterna i fiber, vilket är det som utvinns och nyttjas i pappersbruk. Detta medför att mängden cellulosa och hemicellulosa endast återfinns i låg koncentration i avloppsvattnet. Dessa ämnen är biologiskt nedbrytbara och har inga toxiska effekter på akvatiska organismer. Lignin är det ämne som sammanbinder vedens celler och det bidrar till en mörk färg. Vid blekning separeras därför ligninet från pappersmassan och leds ut till avloppsreningen. Lignin är inte biologiskt nedbrytbart och i större koncentrationer kan det ha en inverkan på vattnets ytspänning. Extraktiva ämnen kan delas upp i två huvudgrupper; neutrala ämnen och syror. Extraktiva syror kan i sin tur underkategoriseras som hartssyror och fettsyror, medan neutrala extraktiva ämnen främst innefattar terpenier, terpenoidier, steroler och sterylester (Sandberg 2008).

Hartssyror återfinns främst i de inledande processerna för vedhanteringen. De är toxiska för akvatiska organismer, men deras koncentration i utgående avloppsvatten reduceras kraftigt vid ett sekundärt steg i avloppsrening (H. B. Lee och Peart 1991). Toxiciteten från hartssyror ökar vid förhöjt pH och de är hydrofoba. Hartssyror ackumuleras i fettceller och vid biologisk nedbrytning bildar de reten, en biprodukt som upptäckts ha toxiska egenskaper. Även fettsyror är toxiska men toxiciteten är lägre jämfört med hartssyror. Fettsyror återfinns som mättade och omättade, varav de sistnämnda är mer toxiska. Fettsyror är mindre vattenlösliga än hartssyror och återfinns därför i lägre koncentration i avloppsvattnet (Sandberg 2008). Fettsyror agerar som närings- och energireserver i trädet och varierar beroende på trädart, delkomponent av trädet, säsong och stress. Barrträd innehåller exempelvis högre fetthalter än lövträd och deras rötter och stam mer fettsyror än trädtoppen (Zinkel 1989). När barrträd utsätts för kortare dagar och färre soltimmar så förbereder det sig för vinter genom en omställning av metabolismen, något som resulterar i ökad mängd askorbinsyra, lipider, antioxidanter med mera. Omställningen gör trädet mer stresståligt och hårt (Y. K. Lee m. fl. 2014). Skillnaden mellan sommar- och vinterved är något som noteras vid Braviken. Veden är mycket mörkare under sommaren jämfört med vintern samtidigt som vinterveden är mer kompakt. Detta märks främst av genom en reducerad vedåtgång för samma mängd producerad pappersmassa under vintern jämfört med sommaren<sup>1</sup>.

Avloppsvatten från massa- och pappersbruk har historiskt haft en negativ inverkan på recipienten i form av toxiska och eutrofierande utflöden. Detta har dock förbättrats under senare år. I flera recipienter återstår dock spår av tidigare toxiska flöden i form av störningar i vattnets fysiologiska funktioner och påverkad fortplantning hos fiskar. Störst

---

<sup>1</sup>Olle Lindeberg, Produktionsingenjör Massa, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-03-29

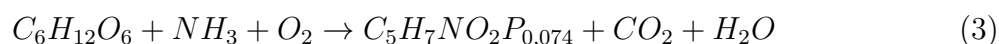


påverkan återfinns hos slutna recipienter, framför allt med avseende på övergödningsproblematik och fiberrikt sediment. Störst fokus ligger i dagsläget på att reducera halten kemisk syreförbrukning (COD) i utgående avloppsvatten, något som är svårt att uppnå i kombination med reducerade närsalter. Mängden extraktiva ämnen i utlopp från pappersbruk varierar med processtyrning och reduceras med en effektiv drift och optimerad processtyrning. Den del av pappersprocessen som sker innan blekning kan dock ses som den del med generellt högst halter extraktiva ämnen. Vid en finsk studie av avloppsvatten från ett tidningspappersbruk med tillhörande tillverkning av termomekanisk pappersmasa (TMP) noterades att även då hartssyror reducerades med 98 % bröts endast 86 % ner. Resten adsorberades i slammet. På samma sätt noterades en nedbrytning av fettsyror vara 54-78 % och steroler 31-66 %. Det som inte bröts ner bedömdes ha adsorberat i slammet (Karlsson m. fl. 2016).

### 2.3.1 Tillsats av närsalter

Det faktum att avloppsvatten från massa- och pappersbruk innehåller föroreningar från ved medför att halten organiskt och oorganiskt kol är hög. Jämfört med kommunalt avloppsvatten innehåller dock detta avloppsvatten låga halter kväve och fosfor, något som istället tillsätts som närsalter i avloppsreningen. Låg halt kväve och fosfor i relation till höga halter kol resulterar i reducerad tillväxt av mikroorganismer och rening av suspenderade ämnen. Konsekvenser av närsaltbrist hos mikroorganismerna är beroende på om kväve eller fosfor är den begränsande faktorn. En studie av Bhathena m. fl. (2006) som undersökte effekterna av näringsbrist vid ett pappersbruk påvisade detta. Vid kvävebrist resulterade det i en högre negativ laddning hos slampartikeln och ökad mängd suspenderade ämnen. Fosforbrist ledde till ökad vattenmängd i slammet och ökad hydrofobi hos flockarna till följd av förhöjda halter extracellulära polymera ämnen (EPS) men lägre halt suspenderade ämnen i avloppsvattnet. Utöver det faktum att låga halter närsalter medför negativa konsekvenser för avloppsreningen så innebär för höga halter kväve och fosfor en ökad risk för spontan denitrifiering och eutrofiering i recipienten (Bhathena m. fl. 2006). Effekterna av ökade halter EPS och spontan denitrifiering behandlas närmre i avsnitt 2.5.2 och 2.5.4.

Den teoretiska kvoten för näringsämnen (COD:N:P) är enligt litteraturen 100:5:1 vid aerobisk rening och 250:5:1 för anaerobisk. Kvoterna bygger på den teoretiska formeln för mikroorganismernas nedbrytning av organiska kolhydrater till organisk biomassa. Förenklat kan den beskrivas som (Ammary 2004):



Beräkning av COD:N:P-kvot enligt ekvation 3 bygger på en teoretisk utbyteskoefficient  $Y = 0,41$  och en teoretisk reningseffektivitet  $E = 100\%$ . Denna metod för beräkning av närsaltdosering kan dock ses som en förenkling av verkligheten, då olika avloppsvatten i verkligheten har olika utbyte av biomassa. För att beräkna optimal kvot av närsalter rekommenderas därför följande ekvation (ibid.):

$$100 \cdot \frac{41}{E \cdot Y_{obs}} : 5 : 1 \quad (4)$$

där  $E$  = reningseffektivitet, vilket kan beräknas som kvoten mellan utgående och ingående COD i systemet.  $Y_{obs}$  = observerad utbyteskoefficient.  $Y_{obs}$  definieras som den totala massan producerad biomassa dividerat med den totala mängden konsumerad reaktant. För ett biologiskt reningssteg kan  $Y_{obs}$  beräknas enligt ekvationen (Tchobanoglous m. fl. 2014):

$$Y_{obs} [g\ GF/g\ COD_{red}] = \frac{GF_{ut} \cdot Q_{ut} + GF_{R.S} \cdot Q_{R.S} - GF_{in} \cdot Q_{in}}{(COD_{in} - COD_{ut}) \cdot Q_{ut}} \quad (5)$$

där parametrarna definieras som:

$$\begin{aligned} GF_{ut} &= \text{glödgningsförlust i utgående flöde,} & Q_{ut} &= \text{utgående flöde} \\ GF_{R.S} &= \text{glödgningsförlust i returslam,} & Q_{R.S} &= \text{flöde returslam} \\ GF_{in} &= \text{glödgningsförlust i ingående flöde,} & Q_{in} &= \text{ingående flöde} \\ COD_{in} &= \text{COD i ingående flöde,} & COD_{ut} &= \text{COD i utgående flöde} \end{aligned}$$

Vid en lägre utbyteskonstant innebär det ett lägre behov av närsalter. Behovet av närsalter beror också på mängden tillgängligt kväve och fosfor i ingående avloppsvatten. Avloppsvatten från tillverkningen av pappersmassa kräver generellt endast en tillsats av kväve medan avloppsvatten från tillverkningen av papper kräver tillsats av både kväve och fosfor (Slade m. fl. 2004).

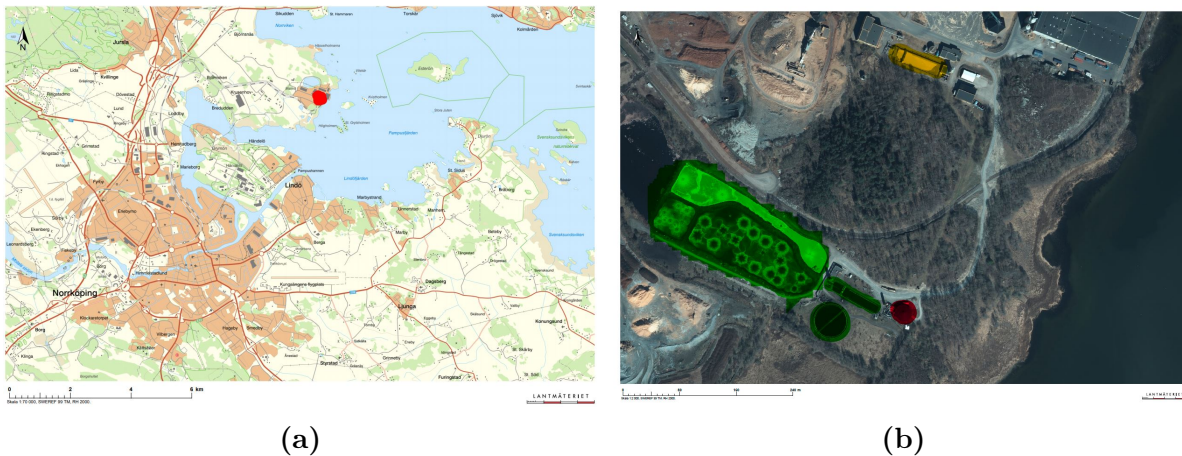
Tidigare studier har visat på en skillnad i närsaltbehovet vid pappersbruk under vintertid jämfört med sommartid. Ett pappersbruk kan uppnå god avloppsrening trots minimal närsaltstillsats under sommaren, men behöver extra tillsatser under vintern. Vid ett examensarbete utfört vid pappersbruket Stora Enso undersöktes detta närmre genom en pilotstudie på en luftad damm under vinter- kontra sommarförhållanden genom korrigerande av dammens temperatur. Det utförda arbetet gjorde ingen jämförelse mellan sammansättningen i avloppsvattnet, det var samma ingående avloppsvatten i båda dammarna. Slutsats för arbetet var att den luftade dammen vid avloppsreningen krävde högre tillsats av kväve och fosfor under vintern jämfört med sommaren (Bonde 2007).

## 2.4 Holmen Paper Braviken

Braviken är ett pappersbruk beläget utanför Norrköping vid Bråviken, se figur 2a. Det är ett så kallat interagerat pappersbruk, vilket innebär att såväl massa och papper tillverkas på plats. Pappersmassan tillverkas genom en termomekanisk process och leds sedan till brukets pappersmaskiner PM52 och PM53. Bruket producerar papper för tidningar, böcker, direktreklam med mera. Produktionen bygger på fiber från granmassaved kombinerat med inköpt sågverksflis. Bruket låg ursprungligen i centrala Norrköping, men flyttades till sin nuvarande lokalisering år 1977 för att effektivisera båtburna transporter (Holmen Paper 2021). De pappersprodukter som tillverkas vid Braviken bygger på ved från svensk skog. Av det fällda trädet går uppskattningsvis 45 % till pappersmassa medan resterande del nyttjas som byggmaterial eller bioenergi (Borg 2020). Vid framställningen av massa vid Braviken används endast färskt fiber. Vid framställning av TMP är vedutbytet runt 97 % (Skogsindustrierna 2021). Den massaved som går in i Bravikens TMP utgör ungefär 75 % av den totala råvaruförbrukningen. Resterande 25 % består av inköpt sågverksflis<sup>2</sup>.

<sup>2</sup>Tony Eriksson, Vedmästare, Holmen Paper Braviken, e-post 2021-05-10

Avloppsvattenreningen sker på plats vid Braviken, i direkt anslutning till pappersbruket. Innan det renade avloppsvattnet når ut i Bråviken går det igenom mekanisk, biologisk och kemisk rening. För flygfoto av reningen, se figur 2b.



**Figur 2:** (a) Karta med Braviken (rött) markerad.

(b) Karta över avloppsreningen vid Braviken med mekaniska reningen (gul), biologiska reningen (grön) och kemiska reningen (röd) markerade. Kartor skapade i Lantmäteriet (2021), modifierade av Isabelle Björklund

### 2.4.1 Från ved till papper

Mottagen massaved vid Braviken förs med lastbil till omsättningslagret (Vedgård 1) alternativt reservlager (Vedgård 2). Under sommaren bevattnas massaveden vid Vedgård 2 för att undvika uttorkning. Detta vatten, samt dagvatten från respektive vedgård leds via en samlingsbrunn till avloppsreningen. Vid vedhanteringen tvättas inledningsvis stockarna för att sedan avbarkas i en barktrumma. När detta är klart huggs de avbarkade stockarna ner till flis och leds till en silo (Eriksson 2014).

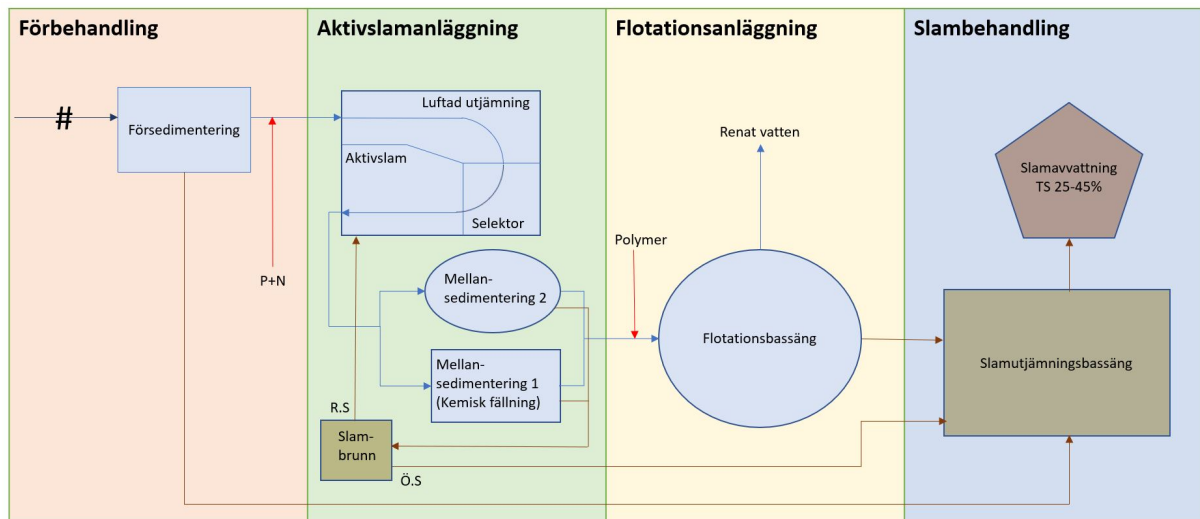
Vid en TMP värms processens flis upp med ånga för att skapa ett mer homogent fiber där allt har samma temperatur och blir mer lättarbetat. Samtidigt som fibrerna utsätts för ångbehandlingen tillsätts vatten för att undvika uttorkning. Efter att all fiber är impregnerad och innehåller samma temperatur finmåls det i en raffinör under mycket högt tryck. I raffinören leds den impregnerade flisen in mellan två plattor, segment, där en eller båda segmenten roterar hastigt. Resultatet av detta blir att vedens fiber frigörs som hela fiberbitar, fragment och partikulära ämnen. Fiber som inte erhåller önskad storlek och finfördelning leds in i ytterligare en raffinören för fortsatt malning. De utvunna fibrerna har en mörk färg från lignin vilket bleks bort. Utöver en ljusare färg, medför även blekning ett renare papper vilket förhindrar att det gulnar med tiden. Efter behandlingen i raffinörerna leds fibrerna genom en press där överflödigt vatten pressas ur fibermassan (Ek, Gellerstedt och Henriksson 2009). Vid Braviken är processen densamma för fibermassan till både PM52 och PM53 förutom det faktum att massan till PM53 är mer tvättad än för PM52. Detta beror främst på att PM53 är en modernare konstruktion och genom att tvätta massan krävs mindre blekmedel till pappret. I nuläget undersöks möjligheterna till att tvätta pappersmassan till PM52 på samma sätt som för PM53. Innan massan vid Bravikens TMP leds till PM52 och PM53 tillsätts bentonit, vilket kapslar in överflödiga

hartsämnen och förhindrar kladd i maskinerna<sup>3</sup>. Viss del av det förbrukade vattnet i TMP är återanvänt överskottsvatten från PM53<sup>4</sup>.

När veden brutits ner till hanterbar pappersmassa leds den till pappersmaskinen. I teorin krävs endast pappersmassa vid tillverkning av papper, men i praktiken används ofta syror, stärkelse, färgämnen och mycket mer. En pappersmaskin kan i grova drag delas upp i en våt och en torr del. I inledningen av den våta delen fördelas den fuktiga pappersmassan över en vira. Viran rör sig genom ett nät av cylindrar som pressar ihop pappersmassan och successivt torkar den. I den torra delen är cylindrarna fyllda med vattenånga vilket leder till att pappersmassan torkas. För papper som ska behandlas för att stärkas eller färgas görs det i detta delsteg. Slutligen rullas pappret upp på en stålcylder, en så kallad tambour. När tambouren är full ledds den till en rullmaskin där pappret rullas av tambouren och upp på hylsor. Samtidigt beskärs pappret för efter beställarens önskade bredd (Ek, Gellerstedt och Henriksson 2009). Alla pappersmaskiner följer samma grundprocess, det som skiljer dem åt är främst efterbehandling av pappret, kemikalietillsats och papperskvalitet. Vid Braviken är den stora skillnaden mellan PM52 och PM53 vilken typ av papper som tillverkas. I PM52 tillverkas bokpapper medan PM53 tillverkar glansigare papper för magasin och reklamblad. För att uppnå glansigheten i detta papper behandlas det med en kalender innan pappret rullas på tambouren.

## 2.4.2 Avloppsrening vid Braviken

Vid Bravikens avloppsvattenrening kontrolleras och reduceras halter av COD, suspenderade ämnen (SÄ), kväve och fosfor till recipienten (Holmen Paper 2019). Reningen består av de fyra huvudprocesserna förbehandling (mekanisk rening), aktivslamanläggning (biologisk rening), flotationsanläggning (kemisk rening) och slambehandling. För modell över reningens delsteg, se figur 3.



**Figur 3:** Överblicksmodell över avloppsreningen vid Bravikens pappersbruk. Polymertillsats sker i form av Aluminiumsulfat, R.S=returslam, Ö.S=överskottsslam, P+N indikerar tillsats av kväve och fosfor. Notera selektorn och den luftade utjämningsbassängen som främst kommer behandlas i rapporten. Illustration: Isabelle Björklund, inspirerad av VA-Ingenjörerna AB (2010).

<sup>3</sup>Olle Lindeberg, Produktionsingenjör Massa, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-03-29

<sup>4</sup>Per-Inge Nilsson, Mästare DIP/Vatten, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-03-29

Produktionen av avloppsvatten sker från tre huvudkällor; PM52, PM53 och TMP. Utöver det så tilleds avloppsvatten från vedgården, sanitära anläggningar och vedhantering till avloppsreningen. Då avloppsvattnet från TMP är fetare med högre COD än det från andra flöden leds delar av avloppsvattnet härifrån till en egen anläggning för mikroflotation och behandling i en biofilmsreaktor med mobil biobädd (MBBR) innan det pumpas in i aktivslambassängen.

Avloppsvatten från pappersbruket pumpas till förbehandlingen där det inledningsvis renas mekaniskt genom galler. Avloppsvattnet pumpas sedan vidare för flockning och försedimentering. I flockningsdelen omrörs avloppsvattnet för att underlätta sedimentering och slam leds till slambehandling. Efter att avloppsvattnet har rört sig genom försedimenteringen tillsätts näringssalter i form av kväve och fosfor och flödet leds till aktivslamanläggningen (VA-Ingenjörerna AB 2010).

I aktivslamanläggningen leds avloppsvattnet inledningsvis till en lätt luftad utjämningsbassäng där vattnet rörs om för en homogen fördelning av slammet. Flödet leds därefter till en aerob selektor (ibid.). Selektorbassängen luftas genom pumpar som kastar upp vatten ovan ytan likt en fontän. När vattnet träffar vattenytan medför det en omrörning och syresättning av bassängen. Pumparna, vanligtvis kallade ytluftare, är mobila och har en effekt på 55 kW per luftare. Den bakterietillväxt som skapas i selektorn förbrukas senare i aktivslambassängen och omvandlas till bioslam. I denna bassäng sker stor del av nedbrytning och sedimentering av förorenande ämnen. Avloppsvattnet leds vidare till mellansedimenteringen, vilken i sin tur är uppdelad i två delar. Till mellansedimentering 1 leds bioslam som avskilts från avloppsvattnet och utfällning av fosfor, COD och suspenderade material sker genom tillsats av aluminium i form av aluminiumsulfat (AVR). Vatten som avskilts från det ingående flödet leds till mellansedimentering 2. Sedimenterat slam leds vid behov till aktivslambassängen och överskottsslam leds till slambehandlingen (ibid.). Den luftade utjämningsbassängen, selektorn och aktivslambassängen är utformade som en Låg Slamproduktion (LSP), något som beskrivs närmre i avsnitt 2.4.3.

Efter att flödet passerat aktivslamanläggningen pumpas det till flotationsanläggningen. Flotationsbassängen är uppdelad i två fack. Vid inpumpning till det första facket tillsätts AVR för att uppnå utfällning av fosfor, COD och suspenderade material. I bassängens andra fack tillsätts polymer för att uppnå effektiv flockning. Det renade vattnet leds ut till recipienten medans utfällt slam leds till slambehandlingen (ibid.).

I slambehandlingen samlas allt avskilt slam i en utjämningsbassäng där omrörning sker för homogenisering. Slutligen leds slammet till två skruvpressar med föravvattningsbord samt en virabandpress för avvattning och slam med en torrs substans på 25-45 % leds till containrar. 35 % av det avvattnade slammet eldas, resten komposteras och nyttjas för jordförbättring (ibid.).

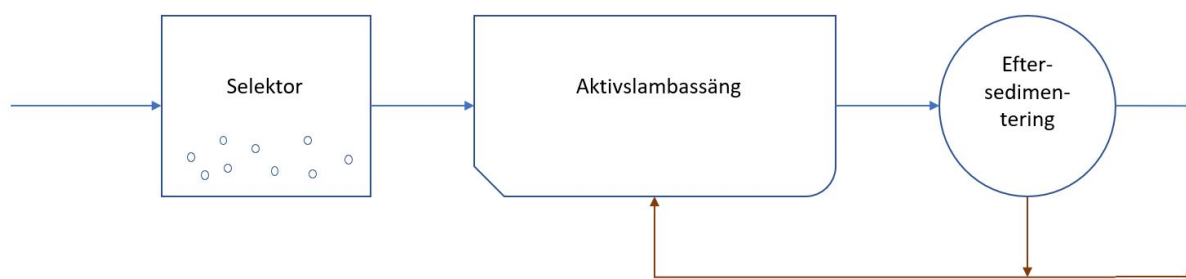
### **2.4.3 Låg slamproduktion (LSP)**

Den biologiska avloppsreningen vid Bravikens pappersbruk är en så kallad LSP. Denna metod utformades vid Lunds Universitet tillsammans med Anox AB och används för att uppnå en reducerad slammängd. Vid en LSP används två biologiska reningssteg, där det första steget (selektorn) är kraftigt syresatt för att uppnå en god bakterietillväxt och nedbrytning av vissa organiska föreningar. I detta delsteg är uppehållstiden relativt kort och närsalter tillsätts för att gynna bakterietillväxten. Avloppsvattnet från selektorn leds sedan till det andra steget (aktivslambassängen) där större organismer som protozoa och

metazoa organismer växer (Sivard m. fl. 2013). Vid en LSP återförs inte retur slam till selektorn för att förhindra tillväxt av större mikroorganismer i detta delsteg. Principen bygger på att skapa en näringskedja som inleds med de frösimmande bakterierna som sedan konsumeras av de större mikroorganismerna i nästa steg. För att gynna de större organismernas tillväxt återförs retur slam till aktivslambassängen och slamåldern ligger på en hög nivå. Resultatet blir en näringskedja där mikroorganismernas energi går åt till att bryta ner bakterierna och anabolisk ämnesomsättning förhindras (Mahmood och Elliott 2006). Metoden medför en effektiviserad slamproduktion som kan reduceras med upp till 40 %, beroende på drift (Sivard m. fl. 2013).

Vid Bravikens LSP inleds processen med en utjämningsbassäng som är utrustad med 4 stycken ytluftare. Bassängen är främst ämnad för transport och homogenisering av avloppsvattnet och har en volym på 20 200 m<sup>3</sup>. Efter att ha passerat utjämningsbassängen pumpas avloppsvattnet in i en selektor som är utrustad med 10 stycken ytluftare och har en volym på 7 500 m<sup>3</sup>. I detta steg sker ingen återföring av överskottsslam och luftningen sker så att syrehalten inte understiger 2 mg/l. Här skapas den stora mängden biomas som sedan konsumeras i aktivslambassängen. Det bakterierika vattnet från selektorn pumpas vidare till aktivslambassängen vilken har en volym på 41 000 m<sup>3</sup> och är utrustad med 22 stycken ytluftare. I detta delsteg bryts de frösimmande bakterierna ner till bioslam av större mikroorganismer. Avloppsvattnet från detta steg leds vidare för mellan-sedimentering och återcirkulering av slam sker till aktivslambassängen för att erhålla en god slamålder (Nilsson 2019). För flödesschema över Bravikens LSP, se figur 4.

Hur mycket av det uttagna slammet som återförs till aktivslambassängen bestäms utifrån uppmätt slamkoncentration i slambrunnen. Under vinterhalvåret reduceras luftningen i det biologiska reningssteget för att undvika allt för låga temperaturer i avloppsvattnet<sup>5</sup>. Vid implementering av Bravikens LSP genomfördes en utredning av dåvarande Ångpanneföreningen (numera kända som AFRY). Tonvikt lades på att optimal funktion för LSP uppnås genom fullgod omblandning, korrekt närsaltdosering, bra temperatur och korrekt syresättning i selektorn. En osäkerhet vid implementeringen var utjämningsbassängens storlek, då risk påtalades för tillväxt av mikrodjur i detta steg (Sivard 2001).



**Figur 4:** Flödesschema över Bravikens LSP. Illustration: Isabelle Björklund, inspirerad av *Svenskt Vatten* (2013)

#### 2.4.4 Mikrobiologin i Bravikens Aktivslamprocess

Innehållet i slammet vid en aktivslamprocess består av mikroorganismer, oorganiska partiklar, organiskt fiber, filamentbildande bakterier, joner och extracellulära polymera sub-

<sup>5</sup>Per-Inge Nilsson, Mästare DIP/Vatten, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-02-02

stanser. Flockarnas uppbyggnad i aktivt slam kan variera väldigt mycket mellan anläggningar då det påverkas av faktorer som drift av avloppsanläggningen och innehåll i ingående avloppsvatten (Bøgh 2002). Varje vecka utförs undersökning av vattenprover från aktivslamprocessen vid Bravikens miljölaboratorium. Bland annat kontrolleras halter av mikroorganismer i avloppsvattnet och deras tillväxt. De vattenprov som undersöks tas från aktivslambassängen och undersökningen sker via mikroskopering<sup>6</sup>. Vid veckokontrollerna undersöks halter av:

- Filamentbildande bakterier. Det finns över 30 typer av filamentbildande bakterier och de vanligaste i Europa är *Microtrix parvicella* vid slamsvällning och *Nocardia* vid slamskumning. En låg mängd filamanetbildande bakterier är bra i en aktivslamprocess då de ger struktur till slammet och bidrar till god flockbildning (Carlsson och Hallin 2003). Halten filamentbildande bakterier ska hållas nära noll då en för hög koncentration kan leda till slamsvällning, något som beskrivs närmre i avsnitt 2.5.1.
- Frisimmande bakterier. De frisimmande bakterierna består av flera hundra arter och bidrar till nedbrytning av organiska kolföreningar och kväveföreningar, något som beskrivs närmre i avsnitt 2.2.1 och 2.2.2. De frisimmande bakterierna påverkas av faktorer så som exempelvis temperatur, tillsatt syre med mera. Bakterierna är sådana som förekommer vid nedbrytningsprocesser i mark och vatten, bara i en högre koncentration i aktivslamprocessen (Kemira Kemwater 2003).
- Flagellater. Flagellater är protozoer med en oval kroppsform och en svansliknande utväxt som underlättar mobiliteten. Flagellater konsumerar frisimmande bakterier som föda. Då flagellater är dåliga jägare så krävs en hög bakteriekoncentration för god flagellattillväxt. Flagellaterna överlever i låga syreförhållanden och är ofta några av de första protozoerna som återfinns i en uppstartad aktivslamprocess (Sandberg 2008).
- Ciliater. Ciliater är liksom Flagellaterna protozoer. De kännetecknas vid sina kugghjulliknande käkar med vilka de suger in vatten och bakterier i sina munnar. De rör sig framåt via sina flimmerhår. Liksom Flagellaterna är ciliater dåliga jägare och kräver höga bakteriekoncentrationer för att trivas. Närvaro av ciliater i en aktivslamprocess tyder på goda slamförhållanden (ibid.).
- Rotatorier. Rotatorier är metazoa vilket gör dem större och mer komplext byggda jämfört med protozoerna. Då rotatorier är bättre jägare så kräver de inte en lika hög koncentration av bakterier för att skaffa föda. De lever på bakterieflockar och annan organisk materia. Närvaro av rotatorier i slam tyder på hög slamålder och låg koncentration av organiskt kol (ibid.).

En god tillväxt av frisimmande bakterier är viktig för en effektiv slamprocess. Då de frisimmande bakterierna konsumeras av protozoer är det debatterat hur önskade de är i aktivslammet. Det kan dock argumenteras för att de har en god inverkan på vattnets klarhet då de inte konsumerar flockar, utan endast obundna bakterier. De är dock ingen förutsättning för en fungerande aktivslamprocess och många reningsanläggningar saknar dem helt i sitt aktiva slam. Den främsta anledningen till att kontrollera halten protozoer är det faktum att de är goda indikatorer för hur goda slamförhållandena är. Vid en förgiftning av en LSP så kommer det medföra en avdödningsfas av ciliater. Mängden flagellater

---

<sup>6</sup>Lena Söderberg, Laborant, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-01-26

kommer istället öka. Det är också vanligt med en ökad mängd flagellater i ett aktivt slam efter en ökad tillväxt av filamentbildande bakterier uppstått (Bøgh 2002).

### 2.4.5 Närsaltdosering

Vid Bravikens avloppsrening kvoterar närsaltdoseringen utifrån utgående flöde från försedimenteringen, där reglering sker med fokus på uppmätta kväve- och fosforhalter. Doseringen sker med fokus på att inte överstiga gränsvärden som är satta utifrån brukets tillstånd för utsläpp. Kvoten för tillsatts av närsalter korrigeras utifrån detta kontinuerligt med två dagars intervall och det sker för närvarande ingen systematisk kvotförändring mellan sommaren och vintern<sup>7</sup>. Halten fosfat mäts som filtrerat  $PO_4$  och kväve mäts som totalkväve i prover från utjämningsbassängen, selektorn och utloppstuben till Bråviken. För fosfat är riktvärdet 3-4 mg/l och larmgräns är satt vid värden om 2,5 mg/l. För kväve är riktvärdet satt som 30-40 mg/l och larmgränsen är satt vid 20 mg/l. Prover tas under vardagar måndag till fredag. Vid larmning justeras tillsatsen av närsalter (Nilsson 2020).

Kväve tillsätts via UREA ( $CO(NH_2)_2$ ). Den UREA som tillsätts vid Braviken har en koncentration av 100 % och molekylvikt  $M_{CO(NH_2)_2} = 60,1$  g/mol (Brenntag Nordic AB 2019). Den procentuella andelen ren kväve i UREA kan beräknas som:

$$N_{UREA} [\%] = \frac{M_N \cdot 2}{M_{CO(NH_2)_2}} = \frac{14,0 \cdot 2 \text{ g/mol}}{60,1 \text{ g/mol}} \cdot 100\% = 46,9 \approx 47 \quad (6)$$

Fosfor tillsätts i form av Fosforsyra ( $H_3PO_4$ ). Fosforsyran vid Braviken har en koncentration av 75-85 % (Algol Chemicals AB 2019). Fosforsyra har molekylvikten  $M_{H_3PO_4} = 98,0$  g/mol (Sigma Aldrich 2021). Den procentuella andelen ren fosfor i Fosforsyra kan beräknas som:

$$P_{Fosforsyra} [\%] = \frac{M_P}{M_{H_3PO_4}} = \frac{31,0 \text{ g/mol}}{98,0 \text{ g/mol}} \cdot 80\% = 25,3 \approx 25 \quad (7)$$

Utifrån ekvation 4 och 5 kan den teoretiskt optimala kvoten för COD:N:P vid Braviken beräknas. Med mätvärden från 4 januari 2021 kan ett teoretiskt mätvärde erhållas. De numeriska WinMOPS-värden som ligger till underlag för beräkningen redovisas i Appendix A. Reningseffektiviteten beräknas utifrån mätvärdena enligt ekvation 8:

$$E = \frac{COD_{in} - COD_{ut}}{COD_{in}} \cdot 100 = 93,78 \quad (8)$$

Då inget värde för  $GF_{in}$  uppmättes vid Braviken under den aktuella perioden så exkluderas detta för beräkning av  $Y_{obs}$  och resultatet kan antas visa ett värde i överkant.  $Y_{obs}$  beräknas utifrån värden i Appendix A enligt ekvation 5 som 0,461 g GF/g  $COD_{red}$ . Tillsammans med värdet för  $E$  ger detta, enligt ekvation 4, den teoretiska kvoten för Bravikens närsaltdosering:

$$COD : N : P = 100 : 5,28 : 1,06 \quad (9)$$

<sup>7</sup>Per-Inge Nilsson, Mästare DIP/Vatten, Holmen Paper Braviken, e-post 2021-02-24



Kvoten tar inte hänsyn till ingående kväve och fosfor utan visar det totala närsaltbehovet för mikroorganismerna. För att beräkna doseringen bör ingående kväve och fosfor uppmätas i ingående avloppsvatten och subtraheras från kvoten för att ge ett värde för tillsats av UREA och Fosforsyra.

#### **2.4.6 Tidigare studier på Bravikens avloppsrening**

År 2008 utfördes ett examensarbete vid Braviken med fokus på att utreda en nedsatt avloppsreningsförmåga under sommaren. Bakgrund till arbetet var en noterad ökning av COD-halter från utgående luftningsbassäng under sommarhalvåret. Slutsats som kunde dras från studien var att ökade halter SÄ under sommaren ledde till nedsatt mikrobiell aktivitet. Den bakomliggande orsaken till mikroorganismernas nedsatta funktion kunde inte lokaliseras men det föreslogs att syrebrist kunde vara en förklaring, då syre är mer svårslösligt i varmt vatten. Det föreslogs även att förekomst av mikrodjur i selektor eller inflöde av främmande biomassa kunde orsaka problem. Toxiska inflöden från produktionen föreslogs också som en potentiell förklaring. Flöden från vedgårdens bevattning under sommaren misstänktes ha en toxisk inverkan på den mikrobiella aktiviteten, något som dock inte kunde bevisas. Utifrån flödet bedömdes naturligt förekommande ämnen från veden främst bidra till den nedsatta reningsförmågan (Juhlin 2008).

Liknande slutsats drogs vid ett annat examensarbete, utfört vid Braviken 2019, med målet att förklara årstiders och blekningens påverkan på COD och TOC. Slutsatsen från studien var att den låga temperaturen i vattnet under vintertid medförde en reducerad tillväxthastighet för mikroorganismerna. Deras möjlighet till nedbrytning av COD reducerades med detta samtidigt som vedens kemiska sammansättning under vintern gjorde den mer svårnedbruten. Analyser visade på en ökad halt extraktiva ämnen som triglycerider och sterylestrar samtidigt som studien visade på en minskning av fettsyror och steroler. Av alla ämnen som bidrog till ökad COD under vintern så bedömdes lignin ha högst påverkan på utgående avloppsvatten. Extraktiva ämnen bröts ner mer eller mindre fullständigt i den biologiska reningen. Vid hög blekning i pappersmaskinerna medfördes en högre BOD/COD-kvot, något som indikerade en försämring hos den biologiska nedbrytningen. Förklaringen till detta bedömdes vara ökad utfällning av lignin i samband med kraftig blekning (Lundström 2019).

#### **2.4.7 Skummet i Bravikens aktivslamprocess**

Avloppsvattnet i selektorn har en mer eller mindre kontinuerlig närvaro av ett vitt lätt skum som ett resultat av den kraftiga syresättningen i bassängen. Problem uppstår när skummet blir tjockt, mörkt och lägger sig som en hård kaka på toppen av bassängen. Skummet har beskrivits som så kompakt att det nästan går att vandra över. När detta uppstår har avloppsreningen stannat av, ytluftare har omkullkastats och manuell borttagning av skummet med grävska har krävts. I figur 5 påvisas skillnaden mellan det problematiska skummet och det vita, förväntade skummet i selektorn. Utöver det faktum att återställningen av selektorn har höga direkt relaterade kostnader så påverkar det även driften vid bruket och skummet riskerar att bidra till höga utsläpp av näringsämnen i Braviken. Det har inte gått att förutse exakt när skummet uppstår även då det främst sker under årets kalla månader. Skummet uppstår framför allt i selektorn men det har ibland även noterats tendenser till skumuppkomst i utjämningsbassängen. Även vid kraf-

tig skumning i selektorn så har det inte uppstått något skum i aktivslambassängen<sup>8</sup>. Vid studiens utförande uppstod skumtendenser den 16 mars 2021, något som medförde möjlighet till en närmre inspektion. Skummet kan beskrivas som tjockt och glansigt. Det löser sig inte i vatten utan flyter upp till ytan efter omrörning.



(a)



(b)

**Figur 5:** (a) Foto från selektorn vid problematisk skumning under vintern 2018-2019. Foto: Anna Sundström, bild publicerad med godkännande från upphovsman  
(b) Foto från selektorn vid vanlig, oproblematiskskumning under vintern 2020-2021. Foto: Isabelle Björklund

Problemet med det hårda skummet noterades första gången den 18 december 2018 och har än så länge endast uppstått under vinterhalvåret. Det finns en misstanke om ett samband mellan skummets uppkomst och periodvis pappersblekning med natriumhydrosulfit samt låga lufttemperaturer. Under den första vinterperioden med skumproblematik utfördes tester med olika metoder för sänkning av skummet. I labbförsök vid Bravikens miljölaboratorium besprutades inledningsvis skummet med vatten, något som inte medförde någon nedgång. Vid besprutning med en lösning av vatten och diskmedel skingrade sig skummet däremot. Testerna utfördes med koncentration av 1, 2 och 5 g diskmedel per liter vatten och högre koncentration resulterade i effektivare sönderfall av skummet. Vid sönderfallet uppvisade proverna en rödare färg än tidigare. Vid ett mer storskaligt försök inhandlades en vattenpistol som tillsattes en blandning av vatten och diskmedel och användes för att bespruta skummet direkt i selektorn. Även detta försök resulterade i ett sönderfall av skummet<sup>9</sup>.

Utöver laboration på plats skickades även skummet från selektorn till AnoxKaldnes för mikroskoperinganalys. Vid analysen fastställdes att det inte återfanns några skumbildande filament i provet efter infärgning. Vid analys av infärgning av skummet påpekade Tykesson (2019) att “[...]Och de frisimmande bakterierna blev jag inte klok på om det finns

<sup>8</sup>Hans Salomonsson, Operatör Energi/Miljö, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-02-08

<sup>9</sup>Veronica Bergenheim, Utvecklingsingenjör, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-03-04

grampositiva eller ej. Som du ser i understa bilden är det många lila prickar (som är ett tecken på grampositivt), men de ser lite underliga ut, så jag skulle vilja göra om det igen. Bägge bilderna är på skummet. Den översta visar att övervägande delen bakterier är gramnegativa (rosa)[...]"(Tykesson 2019). Vid undersökningen noterades små droppar av vad som tolkades som fett eller olja. Slutsatsen som drogs från analysen var att bakterierna av någon anledning störs och skummar som respons. Föreslagna orsaker var exempelvis rubbad pH-balans, förändrad belastning och hög temperatur<sup>10</sup>.

Efter problematiken under vintern 2018-2019 inhandlades skumdämpande medel, med handelsnamnet Antispumin, för att bryta avloppsvattnets ytspänning och förhindra skumets tillväxt när det noteras. Vid tendenser till skumuppkomst tillsätts medlet vilket har bidragit till att tidigare skumproblematik förhindrats.

Under vintern 2020-2021 har försök utförts med dämpad syresättning till selektorn. Tidigare vintrar har 2 av 10 ytluftare varit avställda under de kallaste dagarna för att undvika nedkyllning i avloppsvattnet. Under vintern 2020-2021 har som mest 5 ytluftare ställts av. Vid dagar med högre temperatur har 3 ytluftare varit avställda, och majoriteten av tiden har 4 ytluftare avställts. Resultatet av detta försök är en avsaknad av skum under stor del av vintern, dock innebär lösningen en anoxisk tillvaro i selektorn. En annan lösning mot skummet som tros påverka syrenivån i selektorn är tillsatsen av den skumdämpande kemikalien. Det finns en misstanke om att den skumdämpande kemikalien har en negativ inverkan på syrehalten i aktivslambassängen<sup>11</sup>. Under vintern 2019-2020 upptäcktes tendenser till skum i selektorn och skumdämpande medel tillsattes, något som tycks ha påverkat med mikrobiella aktiviteten. Den 2020-02-13 författades följande kommentar i ProTAK: "[...] samtidigt ser Lena [Lena Söderberg, Laborant] i mikroskåp en kraftig försämring av aktiviteten i aktiva slammet. Stoppar skumdämparen till vattenreningen."(ProTAK 2021).

## 2.5 Källor till skumning vid en aktivslamprocess

Sedan 1920 har skum i aktivslamprocessen varit ett återkommande problem för industriell avloppsrening världen över. Massa och pappersbruk tycks drabbas av detta problem mer än andra industrier med egen avloppsrening. Anledningen till detta kan troligen förklaras med att avloppsvatten från pappersbruk innehåller högre halt COD jämfört med det från andra industrier (Thompson och Forster 2003).

Det kan finnas flera bakomliggande orsaker till varför skum uppstår. Skumets färg och utseende kan ofta ge en viss ledtråd om dess uppkomst. Att det uppstår ett lätt ljus skum på 10 till 25 % av avloppstankars vattenyta är inte konstigt så länge bubblorna lägger sig snabbt. Vid uppkomst av ett hårt, vitt och marängliknande skum kan det indikera låg slamålder. Denna typ av skum återfinns ofta i nya eller underdimensionerade reningsverk. Uppkomst av ett tjockt brunt skum indikerar att driften inte fungerar optimalt. Orsaken till brunt skum kan ofta förklaras med närvaro av filamentbildande bakterier som Microtrix eller Nocardia, överbelastning i aktivslamprocessen eller toxiska förhållanden. Detta är dock inte de enda orsakerna som kan orsaka skumning (Re och Young 2010).

---

<sup>10</sup> Anna Sundström, Produktionsingenjör Energi och Miljö, Holmen Paper Braviken, e-post 2021-02-17

<sup>11</sup> Per-Ingemar Nilsson, Mästare DIP/Vatten, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-02-02

### 2.5.1 Höga halter filamentbildande bakterier

Den vanligaste orsaken till skumning vid en avloppsreningsanläggning är en förhöjd halt filamentbildande bakterier i slammet. Filamentbildande bakterier växer i långa trådar och hjälper till att binda ihop slampartiklarna till flockar. Vid för höga mängder filamentbildande bakterier leder det till att slammet blir för starkt bundet och flyter upp till ytan som en kompakt massa. Vissa filamentbildande bakterier, som exempelvis *Microtrix*, kan växa i både aeroba och anaeroba förhållanden. Den är mycket konkurrenskraftig mot andra bakterier och trivs bäst i lågbelastade anläggningar med hög slamålder (Svenskt Vatten 2013b). Vid förhöjda halter filamentbildande bakterier bildas ett stabilt skum på ytan av bassängen och slam följer med i utloppsvattnet. *Microtrix* kan också bidra till filamentös slamsvällning vilket leder till hög slamvolymindex men klar vattenfas (Carlsson och Hallin 2003). Orsakerna till en förhöjd filamenttillväxt är många. Låg syrehalt och låg kvot mellan näringsämnen och mikroorganismer (F/M-kvot) kan tillsammans bidra till ökad tillväxt av filamentbildande bakterier. Vid ökad F/M-kvot måste även syresättningen öka för att möta mikroorganismernas behov. En tumregel är att en F/M-kvot på upp till 0,5 kräver minst 2,0 mg löst syre (DO) per liter avloppsvatten. Ett sätt att förhindra en låg F/M-kvot är genom installation av en selektor. Det är dock viktigt att påpeka att vid för låg syrehalt, näringsbrist och septiska inflöden så kan selektorn medföra en motsatt effekt. En annan orsak till filamentös slamsvällning är låg tillgång på kväve och fosfor. Vid brist på dessa näringsämnen kan det resultera i både filamentös och viskös slamsvällning. Vidare är  $\text{pH} < 6$  och höga halter olja och fett bidragande faktorer till ökad tillväxt av olika filamentbildande bakterier (Collins och Richard 2021).

Även då *Microtrix* och *Nocardia* är de vanligaste filamentbildande bakterierna i ett svenskt reningsverk så är de långt ifrån de enda. Vilken typ av filamentbildande bakterie som växer till sig beror bland annat på avloppsvattnets sammansättning och källa. Precis som det finns flera sorters filamentbildande bakterier så finns det lika många metoder för att stoppa deras tillväxt. För vissa filamentbildande bakterier räcker en selektor, andra regleras med hjälp av klor eller väteperoxid. För att bekämpa tillväxten av filamentbildande bakterier krävs därför först identifiering av vilken sorts filamentbildande bakterie det rör sig om. Vid uppkomst av skum i aktivslamprocessen är det viktigt att ta prover både av avloppsvattnet, men också av själva skummet för att undersöka i mikroskop. Vid mikroskopering kan filamentbildande bakterier noteras vid en förstoring gånger 400 (Bøgh 2002). Den i dagsläget vanligaste metoden för att hålla filamentbildande bakterier på en tillfredsställande nivå är att er hålla en låg slamålder och reglera syresättningen i aktivslamprocessen. Även då metoden är vanlig så har den varierad effekt (Carlsson och Hallin 2003). Det är även vanligt att involvera en selektor i avloppsreningen för att begränsa uppkomsten av filamentbildande bakterier. En selektor förhindrar en ökad tillväxt av de flesta filamentbildande bakterier, men är inte en garanti. Bakterier som *Microtrix* och typ 0041 har båda visat sig vara immuna mot selektoreffekten (Marten och Lynne 2014).

### 2.5.2 Viskös slamsvällning

Viskös slamsvällning uppstår när det finns för många slembildande bakterier, zoogloea, i slammet. Liksom de filamentbildande bakterierna har de zoogloea bakterierna en god inverkan på slamegenskaperna om de återfinns i låg dos. Vid låga doser bidrar de till att klistra ihop flockar och underlättar sedimentering. Vid en hög dos zoogloea bakterier binds istället flockarna till allt för stora segment och bildar ett skum av en geléartad karaktär

(Carlsson och Hallin 2003). Zoogloea bakterier är en form av gramnegativa bakterier som tillverkar höga halter EPS. EPS tillverkas av bakterier för att underlätta näringsbindning och även på zoogloea bakterier inte är ensamma om denna egenskap så producerar de högre halter EPS jämfört med många andra. Zoogloea bakterier trivs i avloppsvatten med hög BOD-halt. Vid problematiska halter förbrukar de BOD i en hög hastighet, vilket bidrar till en låg F/M-kvot. Detta leder i sin tur till en ökad produktion av EPS från övriga bakterier i avloppsvattnet. Vid infärgning visar en ökad halt EPS på grampositiva blå partiklar med en rosafärgad gramnegativ bakterie inuti (Team Aquafix 2021).

Höga halter EPS medför en negativ laddning på slampartikelns yta, något som i sin tur visat sig leda till reducerad slamvolymindex, hydrofoba slampartiklar och försämrade sedimenteringsförmåga. Mängden EPS i en aktivslamprocess är beroende av syrekonzentration, slamålder och näringsinnehåll i inflydande avloppsvatten (Thompson och Forster 2003). Halten EPS är starkt knutet till vilken typ av avloppsvatten som undersöks. EPS är uppbyggt av DNA, protein och polysackarider och dess sammansättning påverkar ytladdning hos slampartikelnen. Slam från papper och massaindustri har jämfört med andra industrier en låg halt DNA och protein i sin EPS-sammansättning, något som medför en mer negativt laddad slamyta och hög slamvolymindex. Det låga proteininnehållet kan förklaras med den stora mängden svärnedbrutet COD i inkommande avloppsflöde (Sponza 2003).

Utöver skillnader mellan industriernas avloppsvattenflöden kan skillnader uppstå i rejektvatten från massa och papperstillverkning beroende på källan till pappersmassan. I en studie utförd av Thompson och Forster (2003) undersöktes skillnaden i rening av avloppsvatten från färsk pappersmassa (virgin pulp) och avfärgad returpappersmassa (de-inked pulp). Studien visade att returpappersmassa medförde en negativ ytladdning för slampartiklarna jämfört med färsk pappersmassa, vilket i sin tur ledde till en ökad ytspänning. Anledningen till returpappersmassans negativa inverkan på ytspänningen är inte fastställt men kan troligen härledas till en högre halt av bor jämfört med färsk pappersmassa. Utöver denna slutsats kom författarna till studien fram till att förklaringen till skumning vid aktivslamprocessen i pappersbruk ofta kan förklaras som en kombination av ökad ytladdning på slampartiklar och ökad filamenttillväxt. Författarna rekommenderade därför att undersöka både tillväxt av filamentbildande bakterier samt ökad negativ ytladdning för att förklara orsaken till sedimentationsproblematik (Thompson och Forster 2003). Relationen mellan ytladdning och slamvolymindex har även noterats i en studie utförd av Agridiotis, Forster och Carliell Marquet (2006). I studien tillfördes järn- eller aluminiumsalter för att neutralisera laddningen vid ytan på slampartikelnen. Studien visade att dosering av järnsalter medförde en nedgång av skummet vid aktivslamprocessen medan aluminium inte var lika effektivt (Agridiotis, Forster och Carliell Marquet 2006).

### 2.5.3 Toxiska inflöden

Utöver att ha en negativ inverkan på slampartiklars ytladdning kan visst innehåll i avloppsvattnet från ett pappersbruk ha en toxisk inverkan på mikroorganismerna i aktivslamprocessen. Mikroorganismernas syreupptagningsförmåga kan hämmas av ämnen som biocider, klorättiksyra, såpa och terpentin vilket leder till akut toxisk chock. I ett pappersbruk kan de toxiska ämnena återfinnas i bland annat svartlut och filtrerat blekmedel. Vid en toxisk chock kan bakterierna i en aktivslamprocess börja dö ut. Vid en LSP är tillväxten av mikroorganismer långsam och känslig för toxiska tillflöden. Ett tecken på att toxisk chock uppstått är en avdöd av protozoer och rotatorier. Då dessa bidrar till

en låg slamvolym kan deras avdöd resultera i att slamvolymen ökar och skum uppstår. När tillväxten av mikroorganismer återgår i en aktivslamprocess efter en toxisk chock är flagellaterna de första att återvända och växa till sig (Sandberg 2008).

#### **2.5.4 Spontan denitrifiering**

Vid höga halter lättomsättningsbara organiska kolkällor och nitrit i inkommande avloppsvatten så kan spontan denitrifikation uppstå. Spontan denitrifikation innebär att kvävgas bildas på botten av slambassängen och bildar gasbubblor. Gasbubblorna lyfter det aktiva slammet till ytan som lägger sig som ett täcke på ytan och det uppstår risk för slamflykt. Problemet uppstår i aktivslamanläggningar med anaerob eller anoxisk miljö och hög slamålder (Carlsson och Hallin 2003).

## 3 Material och metod

Projektets utförande har skett i tre delar. Inledningsvis utfördes en litteraturstudie. Där efter har egen provtagning utförts på plats vid Braviken. Slutligen har historiska provdata sammanställts och analyserats samtidigt som tidigare datum med skumproblematik har kartlagts. Efter utförd analys av historiska mätvärden har provtagna värden analyserats utifrån framtagna information från tidigare analys. De tre delmomenten beskrivs mer detaljerat i nedanstående avsnitt.

### 3.1 Litteraturstudie

Den inledande litteraturstudien utfördes med fokus på att skapa en djupare förståelse för processerna i en aktivslamprocess och generella mekanismer bakom papperstillverkning och vedhantering. Detta utfördes på plats vid Braviken och kombinerades med dialog med anställda inom relevanta områden. Utöver att skapa en djupare förståelse för Bravikens verksamhet och avloppsrening har fokus lagts på att hitta potentiella förklaringar till skummets uppkomst i processen. Den erhållna informationen från studien presenterades i kapitel 2 ovan. Studien består av samtal med anställda vid Braviken samt akademisk litteratur inom området. Rapporter och vetenskapliga artiklar inom området har främst inhämtats från Google Scholar, Scopus och Uppsala Universitetsbiblioteks egen sökfunktion. Både svensk och internationell litteratur har studerats och sökord har bland annat varit "Slamsvällning", "EPS", "massa- och pappersbruk". Detta har kompletteras med interna utbildningsmaterial inom Bravikens verksamhet.

### 3.2 Metod för datainsamling av historiska mätvärden

För att få en god överblick över skumningsproblematiken som uppstått tidigare vid Bravikens avloppsrening utfördes en analys av historiskt uppmätta värden. Analys av de historiska mätvärdena utfördes med målsättning att detektera mönster hos värdena som uppstod innan, under och efter uppkomsten av skum. Insamlingen av mätdata skedde i Bravikens informationssystem WinMOPS, där både manuellt och automatiskt uppmätta värden matas in och sparas. Insamling av information om datumen med skum skedde i Holmens produktionssystem ProTAK.

#### 3.2.1 Kartläggning av datum med problematisk skumning

Vid detektion av datum med problematisk skumning hölls inledningsvis en dialog med Per-Inge Nilsson, Mästare DIP/Vatten vid Bravikens pappersbruk, där datum med uppkomst av skum antecknades. För att undersöka omfattningen av ett skumningstillfälle undersöktes det mot dygnskommentarer i ProTAK från operatörer vid vattenreningen. Dessa kommentarer författas med syfte att kommunicera eventuella avvikelser i produktionen till nästkommande skiftlag. Utifrån kommentarerna i ProTAK detekterades datum med skumningsproblem, vilka färgkodades utifrån beskriven problematik. Om skumningen beskrevs som problematisk men under kontroll så färgkodades dagen som gul. Beskrevs problematiken istället som ett stort hinder i avloppsreningen så färgkodades dagen som röd. Datumen dokumenterades och användes senare för principalkomponentanalys i olika tidsintervall och kategorisering.

### 3.2.2 Insamling av tidigare uppmätta värden

Vid insamling av tidigare mätvärden i WinMOPS baserades parameterurvalet på variabler som misstänkes ha en inverkan på skummets uppkomst. Bedömning av relevansen hos parametrarna baserades på erhållen kunskap från litteraturstudien samt muntlig kommunikation med Mästare DIP/Vatten Per-Inge Nilsson, handledare Mathias Bohman samt utvecklingsingenjör Veronica Bergenheim vid Bravikens pappersbruk. De parametrar vars värden mäts kontinuerligt av mätare interpolerades linjärt till ett dygnsmedelvärde vid analys. För övriga parametrar, med sporadisk provtagning vid bruket, användes råvärdesdata. Totalt involverades 46 parametrar från WinMOPS. Fullständig sammanställning av undersökta parametrar från WinMOPS presenteras i Appendix B.

Utöver interpolerade medelvärden och råvärdesdata så beräknades vissa parametrar utifrån parametrarna i WinMOPS. De parametervärden som beräknades var:

- Procentuell andel av totalflöde från PM52, PM53 och TMP. Detta värde beräknades som:

$$\text{Andel av totalflöde [\%]} = \frac{\text{Flöde}}{\text{Totalt avloppsflöde}} \cdot 100 \quad (10)$$

där *Flöde* är avloppsflöde från PM52, PM53 respektive TMP och *Totalt avloppsflöde* är det summerade avloppsflödet som går in till avloppsreningen.

- Hydraulisk retentionstid (HRT) i selektor och utjämningsbassäng. Detta värde beräknades som:

$$\text{HRT [h]} = \frac{\text{Volym}}{\text{Inflöde}} \quad (11)$$

där *Volym* är bassängens volym i utjämningsbassängen respektive selektorn. *Inflöde* är det avloppsflöde som leds in till utjämningsbassängen respektive selektorn.

- Kvot kväve jämt mot utgående TOC från försedimenteringen (TOC:N) respektive ingående COD till försedimenteringen (COD:N). Värdet för TOC:N beräknades som:

$$\text{TOC:N [100:N mg/l]} = \frac{D_{\text{urea}} \cdot 0,47}{\text{TOC}} \cdot 100 \quad (12)$$

där *TOC* är TOC-halt i utgående flöde från försedimenteringen.  $D_{\text{urea}}$  är doserad UREA till utgående flöde från försedimenteringen. UREA-doseringen multipliceras med 0,47 för att beräkna koncentrationen rent kväve i doseringen, se ekvation 6. Värdet för COD:N beräknades som:

$$\text{COD:N [100:N mg/l]} = \frac{D_{\text{urea}} \cdot 0,47}{\text{COD}} \cdot 100 \quad (13)$$

*COD* är COD-halt i ingående flöde till försedimenteringen. Notera att kvoten för COD beräknas för ingående flöde till försedimenteringen medan TOC beräknas för utgående. Detta beror på att inga kontinuerliga mätningar av COD sker vid utgående flöde från försedimenteringen. Det är rimligt att anta att halten COD bör vara ungefär den samma i in- och utgående flöde till försedimenteringen då ingen omfattande biologisk nedbrytning sker där.

- Kvot fosfor jämt mot utgående TOC från försedimenteringen (TOC:P) respektive ingående COD till försedimenteringen (COD:P). Värdet för TOC:P beräknades som:



$$TOC:P [100:N \text{ mg/l}] = \frac{D_{fosforsyra} \cdot 0,25}{TOC} \cdot 100 \quad (14)$$

där  $TOC$  är TOC-halt i utgående flöde från försedimenteringen.  $D_{fosforsyra}$  är doserad fosforsyra till utgående flöde från försedimenteringen. Fosforsyra-doseringen multipliceras med 0,25 för att beräkna koncentrationen ren fosfor i doseringen, se ekvation 7. Värdet för COD:P beräknades som:

$$COD:P [100:N \text{ mg/l}] = \frac{D_{fosforsyra} \cdot 0,25}{COD} \cdot 100 \quad (15)$$

$COD$  är COD-halt i ingående flöde till försedimenteringen.

En sammanställning över de beräknade parametervärdena och vilka WinMOPS-taggar de baserades på presenteras i Appendix C.

### 3.3 Provtagningsmetod

Som komplement till historisk data utfördes egen provtagning av avloppsvattnet. Provtagningen inleddes under vecka 6, startdatum 8 februari, och sträckte sig över 3 veckor med daglig provtagning måndag till fredag. Proverna inhämtades under morgonen på plats vid Braviken från utjämningsbassängen och selektorn med en volym av 1 liter vardera. Dagligen medtogs burkar för insamling av det problematiska skummet om det skulle uppstå under provperioden. Provinsamlingen skedde i sällskap med operatör Hans Salomonsson under hans dagliga runda för provinsamling vid avloppsreningen. Metod för de mätningar som utfördes på vattenproverna presenteras nedan.

#### 3.3.1 Vattenprovets ytspänning

För ett uppskatta ytspänningen ( $\gamma$ ) hos vattenprovet användes droppviktmetoden (drop-weight method), vilken bygger på att vätskan droppar långsamt ur en byrett och droppens massa beräknas. Precis innan droppen lämnar byretten så uppstår sambandet (Shaw 1992):

$$\gamma [N/m] = \frac{\phi m_d g}{2\pi r_b} \quad (16)$$

där  $m_d$  är massan för en vattendroppe,  $g$  är jordens tyngdacceleration,  $r_b$  är radien för byretten som används vid testet och  $\phi$  är korrektionsfaktorn för metoden. Korrektionsfaktorn  $\phi$  bestäms utifrån tabellvärden och beror på sambandet:

$$\frac{r_b}{V_d^{1/3}} \quad (17)$$

där  $V_d$  är volymen på en droppe. Korrektionsfaktorn utnyttjas vid beräkning då 100 % av droppen inte lämnar byrettens kran och på grund av att det inte finns ett linjärt samband mellan krafterna vid ytspänning (ibid.). Beroende på det beräknade värdet för

ekvation 17 rekommenderas olika beräkningsmetoder för korrektionsfaktorn  $\phi$ . För intervallet  $1,2 \leq$  ekvation 17  $\leq 1,6$  kan följande samband utnyttjas vid beräkning (Chan, Ravindra och B.-B. Lee 2008):

$$\phi = \frac{1}{\psi\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right)}, \quad \text{där}$$

$$\psi\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right) = -36,8663 + 103,995\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right) - 107,2107\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right)^2 + 48,7993\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right)^3 - 8,3030\left(\frac{r_b}{V_d^{1/3}}\right)^4 \quad (18)$$

Droppviktmetoden utfördes på ett dynamiskt droppflöde där provet fick droppa kontrollerat ur byrettens kran. 20 droppar fångades upp i en bägare som vägdes på en precisionsvåg, modell Mettler PJ360. Massan för bägaren och dropparna subtraherades med bägarens massa och dividerades med antalet uppfångade droppar för att beräkna  $m_d$ . För att beräkna  $V_d$  dividerades  $m_d$  med provets densitet ( $\rho$ ).  $\rho$  beräknades genom att fylla ett mätglas med provet, väga det, subtrahera mätglasets massa och dividera med dess volym. Byrettens radie  $r_b$  uppmättes med ett skjutmått.

### 3.3.2 Kolloidal ytladdning

För att uppskatta laddningen över slampartiklarnas yta så utfördes kolloidal titrering på proverna från utjämningsbassängen och selektorn. Vid mätningen användes den positivt laddade titranten Polydiallyldimethylammoniumklorid (Poly-Dadmac) med ekvivalentkoncentration 0,001 eq/L. Titreringen utfördes i en partikelladdningsdetektor, modell Müttek PCD-05, där 10 ml prov analyserades genom att 0,01 ml titrant tillsätts åt gången och en titreringskurva uppmäts. När kurvan flackar ut kan titrantkonsumtion, startpotential och ekvivalenspunkt utläsas. Mätningen inleddes klockan 08:45 dagligen. Slampartikelens ytladdning ( $S_y$ ) beräknades utifrån mätdata enligt formeln:

$$S_y [eq/g] = \frac{K_y}{S\ddot{A}} \quad (19)$$

där  $S\ddot{A}$  är uppmätt halt suspenderade ämnen i respektive prov och  $K_y$  är kolloidal ytladdning i vattenprovet. Provtagningen för kolloidal ytladdning förlängdes en vecka då dessa mätvärden uppvisade mycket intressanta resultat för studien. Den totala mätningen för ytladdning uppgick till 4 veckor.

### 3.3.3 Suspenderade ämnen

För att kunna beräkna  $S_y$  uppmättes mängden suspenderade ämnen ( $S\ddot{A}$ ) i proverna, något som redan utförs vid Bravikens miljölaboratorium måndag, onsdag och fredag. Under studiens gång mättes  $S\ddot{A}$  upp under tisdag och torsdag för att komplettera ordinarie mätdata från Braviken. Den utökade provtagningen utfördes av studiens författare medan de ordinarie mätningarna utfördes av labbpersonal. Inledningsvis homogeniserades provet

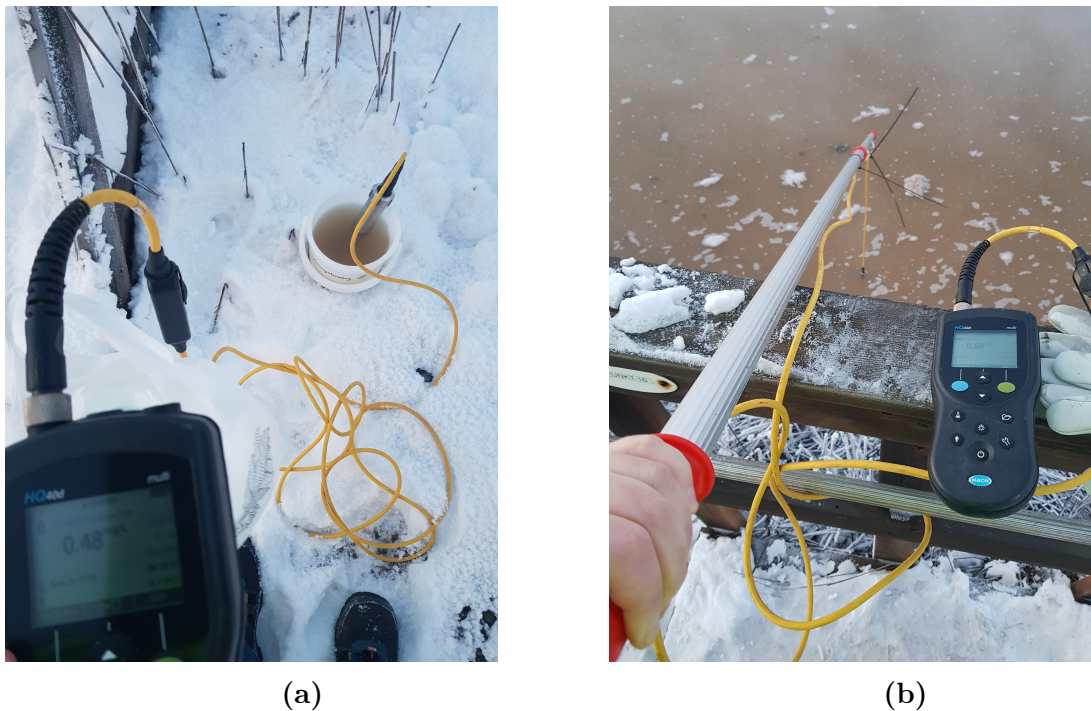
genom att hålla den förslutna provbehållaren upp och ned. Vid mätningen användes ett glasfiberfilter vilket vägdes i en analysvåg, modell Precisa XR. Filtret tillfördes därefter en Büchnertratt placerad på en luftsug. 50 ml av provet från utjämningsbassängen respektive 25 ml från selektorn tillfördes var och en filtret och vätskan sögs ut tills endast fast materia återstod. Filterpappret torkades därefter under minst 2 timmar i ett värmeskåp med temperaturen 105 °C. När provet hade torkat vägdes filterpappret igen i samma analysvåg. Halten SÄ kunde därefter beräknas för respektive prov som:

$$S\ddot{A} \text{ [g/l]} = \frac{m_{f+m} - m_f}{V_p} \quad (20)$$

där  $m_{f+m}$  är massan för filterpappret efter torkning,  $m_f$  är massan för filterpappret och  $V_p$  är volym prov som tillsattes filterpappret.

### 3.3.4 DO och vattentemperatur

Vid uppmätning av löst DO och vattentemperatur användes en digital multimeter, modell HACH HQ40D. Multimetern togs med vid insamling av prover och mätning skedde direkt på plats. Initialt utfördes mätningar genom att tillsätta elektroden till behållaren med det uppsamlade provet enligt figur 6a. Efter andra dagens mätning fästes elektroden på en teleskopstång med buntband och doppades i respektive bassäng för uppmätning, se figur 6b.



**Figur 6:** (a) Mätning av syrehalt och temperatur under provtagningens första två dagar  
(b) Mätning av syrehalt och temperatur under provtagningens resterande period. Foto: Isabelle Björklund

### 3.3.5 pH

Vid uppmätning av pH användes en pH-meter, modell WTW pH 3110. Mätningen utfördes genom att mätarens elektrod tillfördes respektive prov en gång om dagen. Mätningen skedde inomhus i laboratorium.

### 3.3.6 Mikroskopering

Vid mikroskopering av proverna undersöktes respektive prov dagligen i ett systemmikroskop, modell Olympus CX41. Proverna undersöktes under 100 x och 400 x förstoring. Vid upptäkt av misstänkta filamentbildande bakterier eller andra avvikande mikroorganismer fotograferades provet i Olympus cellSens. Utöver fotograferingen fördes dagliga anteckningar vid mikroskoperingen, något som presenteras i Appendix F. Ett urval av 5 mikroskoperingsbilder skickades till mikrobiolog Mikael Pell vid Sveriges Lantbruksuniversitet för ett uttalande. Vidare granskades samtliga bilder i samråd med laborant Lena Söderberg vid Bravikens miljölaboratorium. Ingen vidare undersökning eller infärgning av proverna utfördes vid mikroskoperingen. För vardera prov undersöktes uppskattningsvis 2 droppar av vattenprovet från utjämningsbassängen respektive selektorn.

### 3.3.7 Övriga noteringar

Vid inhämtning av proverna från selektor och utjämningsbassäng fördes dagligen anteckningar. Syftet med dessa var att möjliggöra detektering av eventuella avvikelser i omgivningen så som plötsliga väderomslag, oväntade driftstörningar och liknande. Visuella noteringar diskuterades med Salomonsson på plats. Noteringar och tankar under provtagningen presenteras i Appendix F

### 3.3.8 Mätosäkerheter

Som med alla provtagningar så tillkommer mätosäkerheter även i detta projekt. Standardavvikelse ( $\sigma$ ) för använda mätverktyg vid utförandet redovisas nedan i tabell 2.

En osäkerhet att ha i beaktning är det faktum att provtagningen pågick under en längre tidsperiod och det är inte orimligt att anta att mätningarna blev mer tillförlitliga med tiden. Detta då erfarenhet kommer med repetition och en erfaren laborant har en lägre intern standardavvikelse. Mätning av suspenderade ämnen och ytspänning innehåller flest moment med potentiella källor till mätosäkerheter, något som framgår i tabell 2. Det faktum att SÄ inte alltid uppmättes av samma person kan också bidra till osäkerheter i resultatet. Mätningarna från tisdag och torsdag utfördes inte av en laborant vid miljölaboratorium utan av författaren bakom studien. Detta medför att mätningarna från tisdag och torsdag bör rimligen vara mindre tillförlitliga än för dem utförda måndag, onsdag och fredag. Mätning av DO i selektorn visade sig vara svårt då bassängen är så syresatt och flödet är turbulent. Mängden DO är också starkt kopplat till vilket djup mätningen utförs på. För utjämningsbassängen var uppmätning lättare då flödet där är lugnare och sikten bättre.

**Tabell 2:** Mätosäkerheter för labbutrustning som användes vid provtagning och analys.

Mätning	Variabel	Verktyg	$\pm \sigma$	Kommentar
Ytspänning	$m_d$	Precisionsvåg	$4 \cdot 10^{-4}$ g	Standardavvikelse beräknat utifrån tre uppmätningar av $m_d$ från samma prov.
	$\rho$	Precisionsvåg	0,005 g/cm <sup>3</sup>	Standardavvikelse beräknat utifrån tre uppmätningar av $\rho$ från samma prov.
	$r_b$	Skjutmått	0,03 mm	
Kolloidal Ytladdning	$K_y$	Partikelladdningsdetektor	< 0,3 %	Mätning utförd vid 08.45 dagligen.
SÄ	$m_{f/f+m}$	Analysvåg	0,1 mg	Mätningar utfördes tisdag och torsdag. Övriga veckodagar utfördes mätning av labbpersonal.
	$V_{p,utj.}$	Mätglas	1 ml	Provolym på 50 ml för utjämningsbassängen.
	$V_{p,sel.}$	Mätglas	0,5 ml	Provolym på 25 ml för selektorn.
DO/temp	$T$	Multimeter	0,1 °C	Vissa dagar stabiliserades inte mätaren fullständigt och värde för DO och temp uppskattades.
	$DO$	Multimeter	0,1 mg/l	
pH	$pH$	pH-meter	0,01	

### 3.4 Statistisk analysmetodik

De framtagna historiska mätvärdena och de uppmätta värdena analyserades statistiskt genom en principalkomponentanalys (PCA) och dess resultat analyserades därefter genom en binär logistisk regression. Målet var att undersöka samband mellan intressanta parametrar och deras eventuella påverkan på Bravikens avloppsvattenrening och störningar i form av skumbildning. Analyserna utfördes i programmet ExtractEye 5.2, ett program framtaget av Extract Information AB. Programmet bygger på statistiska metoder för att visualisera samband mellan flera mätvärden och underlätta analys. Programmet skapades under 1990-talet och används idag vid flera svenska universitet och industrier (Extract Information AB 2021). Hypotesprövning av signifikanta variabler i historisk data utfördes i dataprogrammet Minitab, ett verktyg för statistiska analyser.

#### 3.4.1 Principalkomponentanalys

Vid insamling av stora mängder mätvärden, så kallad data mining, krävs metoder för att reducera dess dimensioner utan att förlora viktig information. En av de äldsta och mest utbredda metoderna för att hantera och sortera stora datamängder är principalkomponentanalysen. Metoden bygger på att finna nya variabler i ett dataset och utifrån dessa skapa linjära funktioner. Utifrån dessa nya variabler maximeras variansen successivt och de nya variablerna definieras utifrån originalvariablerna. Utifrån binära dataset skapas

en separation mellan dem, där de största variationerna mellan variabler kan detekteras (Jolliffe och Cadima 2016). Vid en PCA delas insamlad data upp i en alternativ matris där varje objekt representerar ett mättilfälle och variabler representerar respektive mätparameter.

Ett förenklat exempel på hur metodiken fungerar kan beskrivas utifrån scenariot där en person fikar. Om antalet kakor plottas mot en x-axel och sockerinnehåll plottas mot en y-axel kommer det finnas ett linjärt samband mellan respektive variabel och blodsockernivå hos individen. I en PCA ritas blodsockernivå upp som en alternativ axel PCA1, och ett tydligt samband mellan x- och y-axeln kan detekteras. När denna analys utförs för många variabler kan det hjälpa till att sortera ut variabler med och utan samband utifrån det binära scenariot. För analysen av personen som fikar sker en separation över faktorer som bidrar till blodsockret (mängden kakor, kakans sockerhalt etcetera) och ej bidragande faktorer (färg på personens skor, väder etcetera).

Utifrån de detekterade problemdatumen i ProTAK utformades olika tidsintervall och användes som objekt för analysen. Insamlade mätparametrar från WinMOPS av intresse kategoriserades som variabler, vilka redovisas i Appendix B och C. Vid utförandet av PCA kategoriserades objekten, problemdatumen, utifrån 2 versioner och variablerna insamlades utifrån dessa intervall. De 2 versionerna på objektintervall som användes var följande:

- Version 1. Klassificera datumen utifrån problemdagar och ej problemdagar. Version 1 utfördes separat för vinter 2018-2019, 2019-2020 och 2020-2021. Varje analys involverade 10 dagar före första skumuppkomst och 10 dagar efter. Mätvärden kategoriserades binärt som "Skum" och "Ej skum". Variablerna undersöktes med och utan tidsförskjutning. Vid tidsförskjutning jämfördes objekten med variabler insamlade från 2 och 5 dagar bakåt i tiden.
- Version 2. För denna version klassades hela den aktuella vinterperioden som problematiskt skummande. Perioden jämfördes mot referensvintern 2017-2018 då inget skum hade noterats. Vid utförandet kategoriserades vinterhalvåret 2018-2019 som problemvinter 1 (PV1), 2019-2020 som problemvinter 2 (PV2) och 2020-2021 som problemvinter 3 (PV3). Tidsintervallen baseras på datum med beskriven skumproblematik för respektive vinter. Mätvärden kategoriserades binärt som "Problemvinter" och "Referens".

Vid en tydlig separation mellan datum eller perioder med skumning jämt mot skumfria perioder utfördes en avvikelseanalys där standardavvikelse mellan de två objektkategorierna beräknades. De variabler som bedömdes skilja sig avsevärt mellan problem- och referensperioden var de med standardavvikelse  $\sigma \leq -1$  och  $1 \leq \sigma$ . Utöver det undersöktes och exkluderades potentiella outliers. Variabler med ett konstant värde för en längre period undersöktes närmre. Vid misstanke om mätfel exkluderades de från analysen. De variabler som misstänktes ha en påverkande effekt under problemperioderna användes sedan i en regressionsanalys jämt mot egna provtagna värden.

### 3.4.2 Hypotesprövning

De parametrar som hade en hög standardavvikelse i PCA undersöktes vidare. Då analysen byggde på diskreta Y-värde (skum/ej skum) och kontinuerliga X-värden (undersökta

variabler) ansågs en binär logistisk regression lämplig<sup>12</sup>. Vid en binär logistisk regression plottas variabelns värde jämfört mot det binära utfallet och i samband med det skapas en sannolikhetsformel över det eventuella sambandet. I samband med detta erhålls ett  $p$ -värde, vilket påvisar signifikansvärdet mellan det binära och kontinuerliga parametervärdet. Vid erhållande av ett  $p$ -värde  $< 0,005$  kan sambandet mellan den binära och kontinuerliga variabeln bedömmas som statistiskt signifikant (Minitab Support 2019).

### 3.4.3 Regressionsanalys

En regressionsanalys utförs vanligtvis när två uppmätta värden i samma tidsintervall misstänks ha ett samband. En variabel plottas mot x-axeln och den andra mot y-axeln i ett koordinatsystem. En graf plottas mot de uppmätta värdena och determinationskoefficienten mellan variabelerna  $r^2$  erhålls ur formeln (Grandin 2003):

$$r^2 = 1 - \frac{S_{err}}{S_{tot}} \quad (21)$$

där  $S_{err}$  är den förklarade variationen och  $S_{tot}$  är den totala variationen mellan mätpunkterna och regressionslinjen. Ju närmre 1 som  $r^2$  kommer, desto mer troligt är det att de två parametrarna har ett samband. Det är viktigt att poängtera att sambandet mellan X och Y vid en linjär regression inte är detsamma som sambandet mellan Y och X. Det talas därför om ett funktionellt samband vid utförande av linjär regression. Regressionsanalyser utförs på stickprov och ju fler mätvärden som involveras i analysen, desto mer tillförlitligt blir resultatet (ibid.).

För varje numerärt uppmätt värde från provtagningen utfördes en linjär och kvadratisk regressionsanalys jämfört mot historiska mätvärden med en standardavvikelse  $\sigma > 0,6$  vid en separation i utförd PCA. Beräkningen skedde automatiskt i ExtractEye och bygger på ekvation 21. Värdena från provtagningen jämfördes mot data i WinMOPS med och utan tidsförskjutning bakåt i tiden. Vid tidsförskjutning jämfördes provtagningens värden med data från 1 respektive 2 dagar bakåt i tiden. Utöver regressionsanalys mellan provtagna värden och uppmätta värden vid Braviken så utfördes även regressionsanalys mellan mätvärdena för att undersöka eventuella samband. Mätvärden med  $r^2 \geq 0,65$  vid linjär och/eller kvadratisk regressionsanalys bedömdes ha ett funktionellt samband med varandra. Påvisades funktionella samband med  $r^2 \geq 0,65$  för flera tillfällen vid tidsförskjutning så redovisades endast värde för dagen med determinationskoefficient närmast 1. För provtagna värden som inte påvisade något funktionellt samband med potentiella skumorsaker redovisades ingen regressionsanalys.

---

<sup>12</sup>David Runosson, Projektledare, Holmen Paper Braviken, e-post 2021-03-15

## 4 Resultat

Resultatet för studien kan delas in i två huvuddelar; resultat från sammanställning av historiska mätvärden och resultat från sammanställning och analys av egna provtagna mätvärden. Historiska mätvärden har analyserats utifrån framtagna datum enligt olika tidsintervall. Intressanta parametrar från historiska mätvärden har sedan inkluderats i analys av egna provtagna mätvärden.

### 4.1 Datum med problematisk skumning

Eftersökning av datum med problematisk skumning inleddes med att undersöka anteckningar från 2018-12-01 i ProTAK varefter dygnskommentarer undersöktes dag för dag fram till dagens datum. Kommentarer som nämnde ordet "skum" undersöktes och bedömdes utifrån beskriven problematik. Problematiken från skumningen graderades utifrån dess beskrivning. Datum och gradering av beskriven problematik redovisas i tabell 3:

**Tabell 3:** Datum med skumproblematik i selektorn. Datumen har färgkodats som röda=väldigt problematisk skumning och gula=hanterbar skumning. Graderingen bygger på författarens tolkning av operatörers dygnskommentarer i ProTAK.

December 2018															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	
Januari 2019															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	
Februari 2019															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28				
Mars 2019															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28				
Januari 2020															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	
Februari 2020															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29			
Mars 2020															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	
November 2020															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30		
December 2020															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	

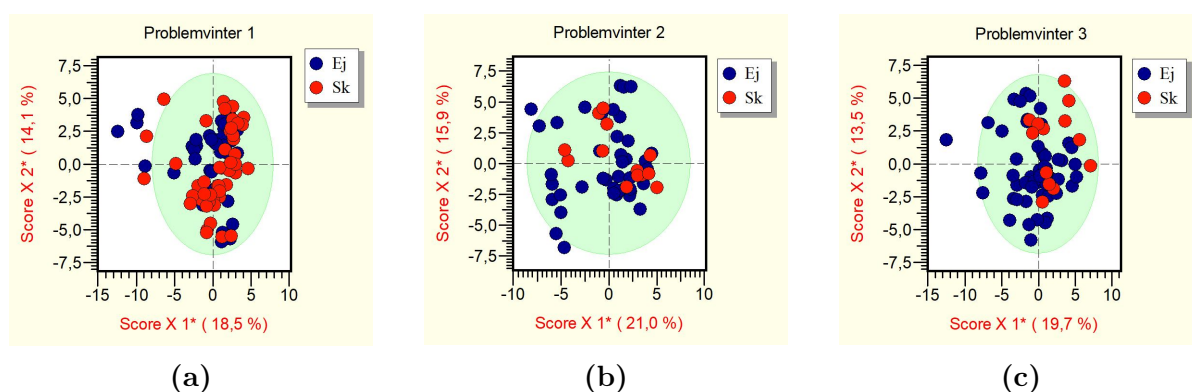


## 4.2 Principalkomponentanalys av historiska mätvärden

PCA utfördes utifrån version 1 och version 2. Tidsintervall baserades på skumningsdatum i tabell 3. Samtliga involverade variabler i analysen redovisas i Appendix B och E.

### 4.2.1 Version 1

Resultatet för principalkomponentanalysen av datumen med skum redovisas i figur 7 där PV1 redovisas i figur 7a, PV2 i figur 7b och PV3 i figur 7c. Ingen avvikelseanalys utfördes då analyserna inte påvisade någon separation mellan variablerna “Skum” och “Ej skum”. Ingen separation påvisades vid datumförskjutning för 2 och 5 dagar. De blå markeringarna representerar en dag utan rapporterad skumning i selektor och/eller utjämningsbassängen, röd markering representerar dag med skumning i selektor och/eller utjämningsbassängen.



**Figur 7:** PCA för respektive problemvinter med skumning. Värdena är uppdelade som dag med skum (röd) och dag utan skum (blå). (a) Dagar med och utan skum under vintern 2018-2019. (b) Dagar med och utan skum under vintern 2019-2020. (c) Dagar med och utan skum under vintern 2020-2021.

### 4.2.2 Version 2

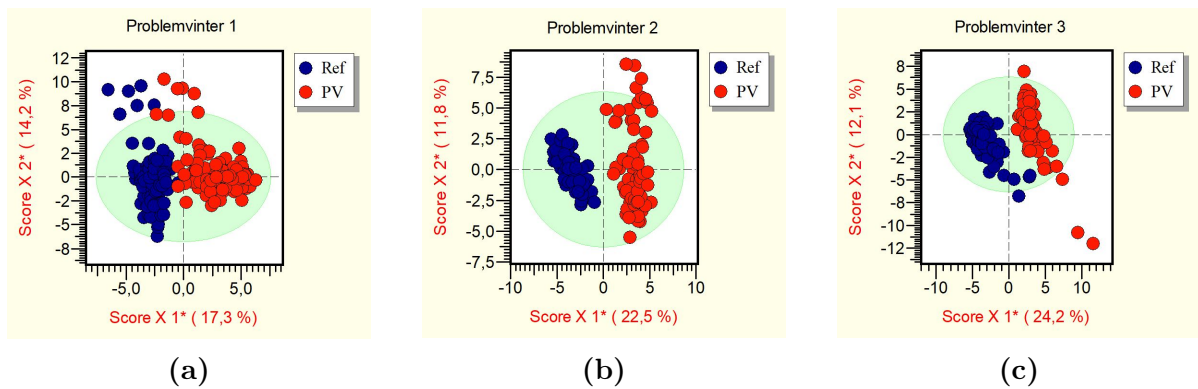
De datumintervall som sattes för respektive problemvinter var:

2018 – 2019 (PV1) = 2018 – 12 – 01 till och med 2019 – 03 – 15

2019 – 2020 (PV2) = 2020 – 01 – 01 till och med 2020 – 03 – 15

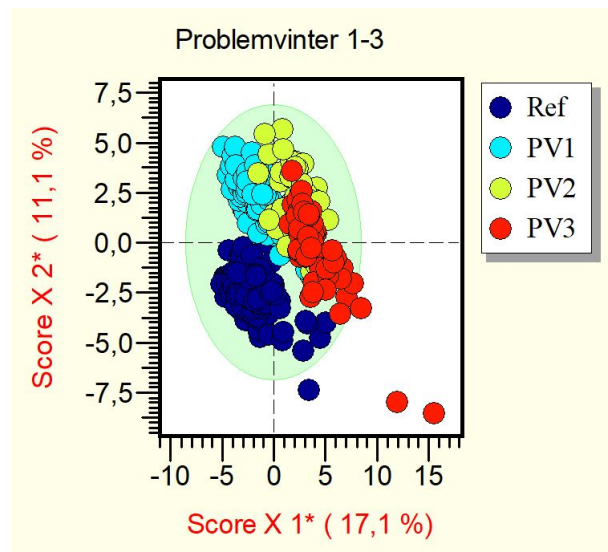
2020 – 2021 (PV3) = 2020 – 10 – 15 till och med 2020 – 12 – 30

Resultatet för principalkomponentanalysen av respektive problemvinter redovisas i figur 8 där PV1 redovisas i figur 8a, PV2 i figur 8b och PV3 i figur 8c. Avvikelseanalys utfördes för respektive PCA mellan variablerna “Problemvinter” och “Referensvinter”. De blå markeringarna representerar en dag under referensvintern, röd markering representerar en dag under problemvintern.



**Figur 8:** PCA för respektive problemvinter mot referensvinter. Värdena är uppdelade som vinter med skumproblematik (röd) och referensvinter utan skumproblematik (blå). (a) Problemvintern 2018-2019 mot referensvintern 2017-2018. (b) Problemvintern 2019-2020 mot referensvintern 2017-2018. (c) Problemvintern 2020-2021 mot referensvintern 2017-2018.

En samlad PCA av respektive problemvinter redovisas i figur 9. Markeringen för PV1 representerar Problemvinter 1, vilken beräknades separat i figur 8a. På samma sätt representerar PV2 problemvinter 2 från figur 8b och PV3 problemvinter 3 från figur 8c. Ref är den sammanslagna referensperioden 2017-10-15 till 2018-03-15. Notera att PCA i figur 9 inte är en sammanslagning av delfigurerna i figur 8, utan en ny beräkning av vintrarnas relation till varandra.



**Figur 9:** PCA för problemvinter 1-3 och referensvintern under perioden 2017-10-15 till 2018-03-15.

Variabler med standardavvikelse  $\sigma \leq -1$  och  $1 \leq \sigma$  mellan problemvinter och referensvinter för figur 8a, 8b och 8c redovisas i tabell 4. Variabeln “PM52 Inloppslåda pH” hade en standardavvikelse som uppfyllde det kriteriet. Detta bedömdes dock bero på att mätvärden för referensåret hade ett konstant värde. På grund av detta bedömdes denna variabel som mätfel och exkluderades ur analysen. De variabler med ett negativt värde för  $\sigma$  indikerar en nedåtgående trend där variabelvärdena för det ej problematiska året är högre jämfört med det undersökta året med hanterbar eller problematisk skumning. På

samma sätt indikerar ett positivt värde för  $\sigma$  en uppåtgående trend för variabelvärdet. Notera att varje standardavvikelse påvisar relationen mellan respektive vinter och referensvinter. Standardavvikelse mellan respektive problemvinter har inte undersökts. Notera att vissa parametrar bygger på varandra, alla är alltså inte fristående. För en tabell över standardavvikelser för samtliga undersökta parametrar, se appendix D.

Vid utförande av en hypotesprövning för variablerna i tabell 4 erhöll samtliga ett  $p$ -värde  $< 0,0001$ . Skillnaden mellan problemvinterns och referensvinterns variabler som presenteras i tabell 4 bedöms som statistiskt signifikanta.

**Tabell 4:** Parametrar med högst standardavvikelse mellan problematisk vinter och referensvinter i figur 8.

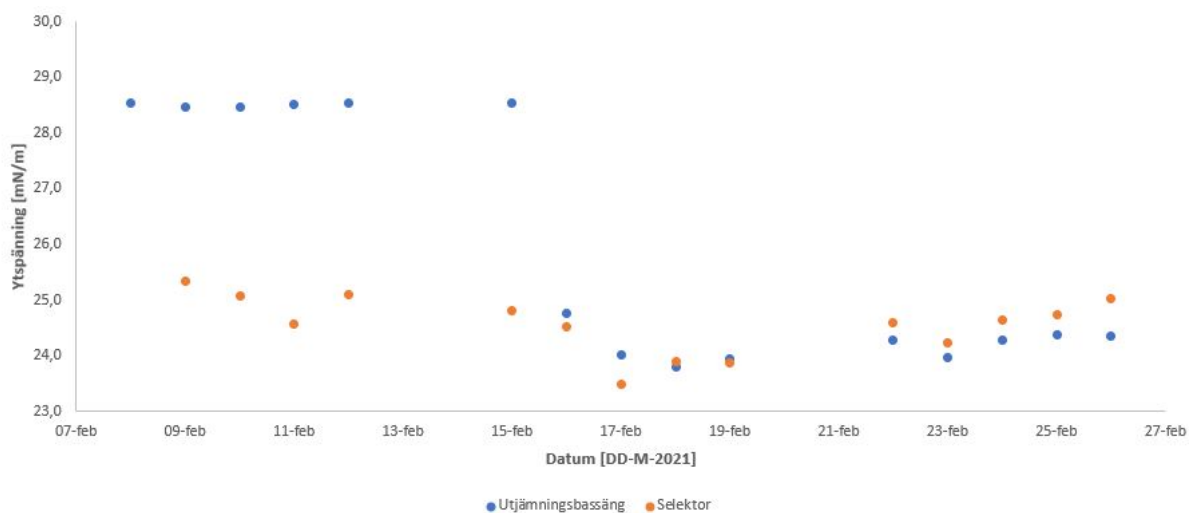
Problemvinter 1		Problemvinter 2		Problemvinter 3	
Beskrivning	$\sigma$	Beskrivning	$\sigma$	Beskrivning	$\sigma$
pH, Blandningskar PM52	1,546	pH, Blandningskar PM52	1,951	Försed. in pH	-1,821
Försed. in flöde	-1,399	Försed. in pH	-1,871	Försed. in flöde	-1,781
TMP ut flöde	1,354	DIP2 ut flöde	-1,863	pH, Blandningskar PM52	1,740
DIP2 ut flöde	-1,331	Kortcirk. pH PM52	1,739	Utbass. in flöde	-1,691
Procentuell andel från TMP1	1,329	Fosforsyradosering	1,674	DIP2 ut flöde	-1,645
Utbass. in TOC	1,316	Försed. in flöde	-1,663	Kortcirk. pH PM52	1,488
Försed. in pH	-1,240	Flöde golvkanal veden, TMP	1,463	HRT utjämningsbassäng	1,442
Försed. in COD mg/l	1,217	Utbass. in flöde	-1,369	Selektor ut Flöde	-1,350
Summa Avlopp Flöde	1,205	HRT utjämningsbassäng	1,367	Selektor in Flöde	-1,242
Flöde golvkanal veden, TMP	1,201	Uteluft temperatur	1,295	PM52 Bakvatten Tiosulfat	1,224
COD:P	-1,177	TOC:P	1,218	Selektor ut SÄ mg/l	1,210
COD:N	-1,120	PM53 Avlopp Totalt Flöde	-1,050	Flöde golvkanal veden, TMP	-1,150
TOC:P	-1,100			HRT selektor	1,128
TOC:N	-1,061			Procentuell andel från PM52	1,112
				Barkvatten pH	1,050
				PM52 Avlopp Totalt Flöde	1,034

### 4.3 Egen provtagning och regressionsanalys

De provtagna värden som presenteras nedan visade vid regressionsanalys ett funktionellt samband med potentiella orsaker till skum. Fullständig redovisning av mätdata vid provtagning och mikroskopering redovisas i Appendix E. Notera att de provtagna värdena endast visar en ögonblicksbild av provtagningstillfället och är ej representativa för hela dagen.

#### 4.3.1 Ytspänning

Ytspänning i Utjämningsbassängen och Selektorn beräknades dagligen utifrån ekvation 16. Första dagens beräkning av ytspänning i selektorn exkluderades då det visade på tydliga mätfel. Daglig uppmätt ytspänning hos proverna redovisas i figur 10.



**Figur 10:** Ytspänning för utjämningsbassäng (blå) respektive selektor (orange). Mätvärde för selektor den 8 februari saknas på grund av tydliga mätfel.

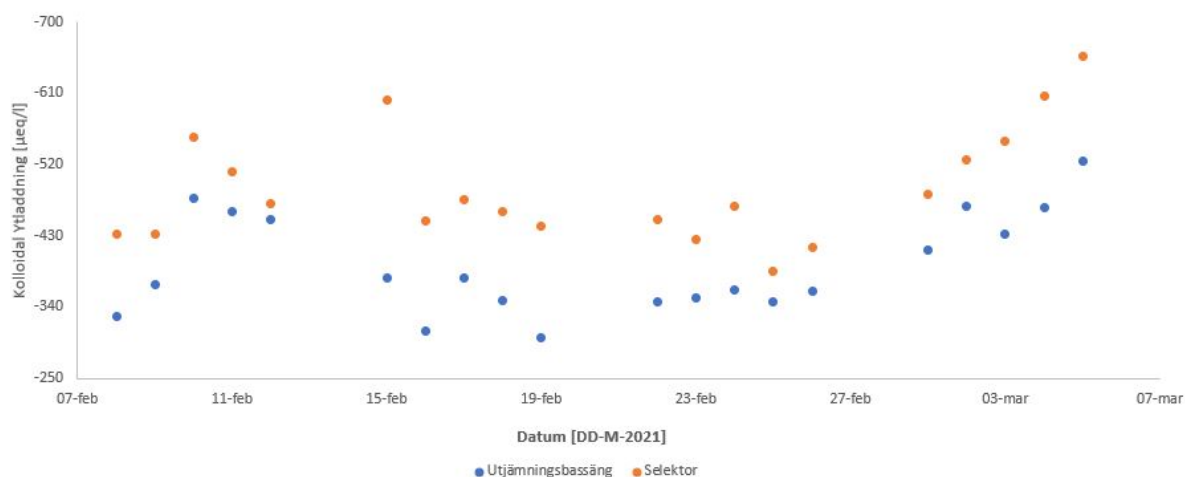
Funktionella samband mellan ytspänning och historiska mätvärden med determinationskoefficient  $r^2 \geq 0,65$  redovisas i tabell 5 nedan. Notera att analysen för selektorns ytspänning innehåller ett mätvärde mindre jämfört med utjämningsbassängen då första dagens mätvärde exkluderats. Vid ett samband där ökad ytspänning medför en ökning hos responsvariabeln benämns sambandet som positivt växande medan ett avtagande hos responsvariabeln medför en negativ benämning.

**Tabell 5:** Linjär och polynomregression mellan Ytspänning och responsvärden med  $r^2 \geq 0,65$ . Förskjutning avser uppmätt respons  $X$  dagar innan. Samband avser ett positivt eller negativt samband med responsvariabeln.

Ytspänning, Utjämningsbassäng				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
SÄ utgående akivslam	-	0,9067	0,9179	Neg
SÄ ingående selektor	-	0,6628	0,6663	Neg
Natriumsulfitkonc. i TMP	1 dag innan	<0,65	0,7844	Pos
Ytspänning, Selektor				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
Natriumsulfitkonc. i TMP	1 dag innan	<0,65	0,6695	Pos

### 4.3.2 Kolloidal ytladdning

Dagligt uppmätt kolloidal ytladdning i utjämningsbassäng och selektor redovisas nedan i figur 11. Notera att y-axeln visar negativt värde.



**Figur 11:** Kolloidal ytladdning för utjämningsbassäng (blå) respektive selektor (orange). Notera att y-axeln visar negativt värde.

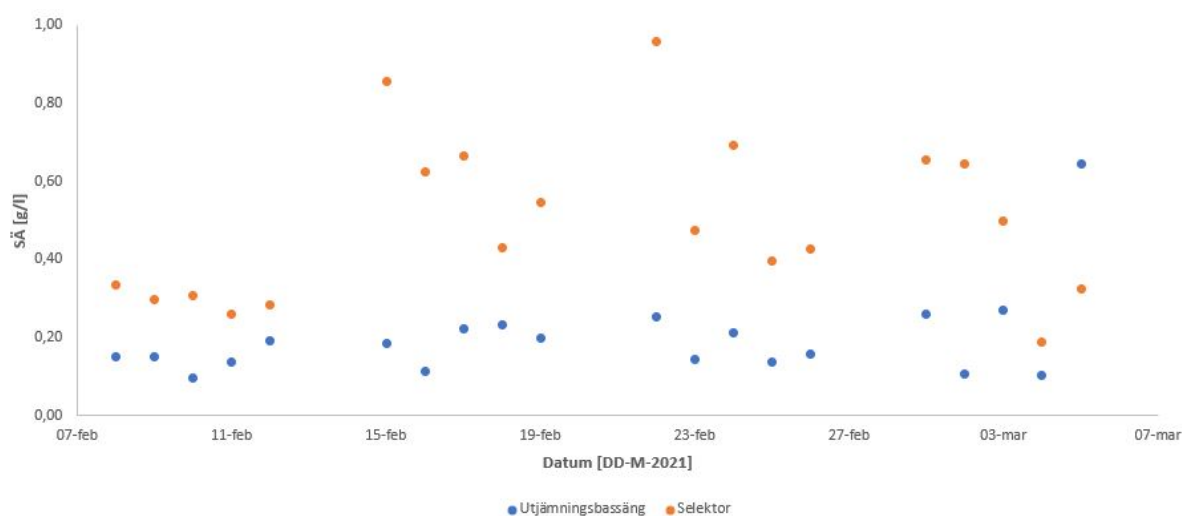
Funktionella samband mellan kolloidal ytladdning och övriga mätvärden med determinationskoefficient  $r^2 \geq 0,65$  redovisas i tabell 6 nedan. Notera att då kolloidal ytladdning har ett negativt laddat värde så innebär ett positivt samband att ökad halt TOC samt ökad TOC:N- och TOC:P-kvot resulterar i lägre kolloidal laddning och värdet rör sig mot noll.

**Tabell 6:** Linjär och polynomregression mellan kolloidal ytladdning och responsvärden med  $r^2 \geq 0,65$ . Förskjutning avser uppmätt respons  $X$  dagar innan. Samband avser ett positivt eller negativt samband med responsvariabeln. Notera att då kolloidal ytladdning mäts i negativ laddning så medför ett positivt samband ett värde som rör sig mot noll.

Kolloidal ytladdning, Utjämningsbassäng				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
Försed UT TOC	-	0,7252	0,7470	Neg
TOC:N	-	0,7184	0,7365	Pos
TOC:P	-	0,6893	0,7174	Pos
Kolloidal ytladdning, Selektor				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
TOC:P	1 dag innan	<0,65	0,6514	Pos

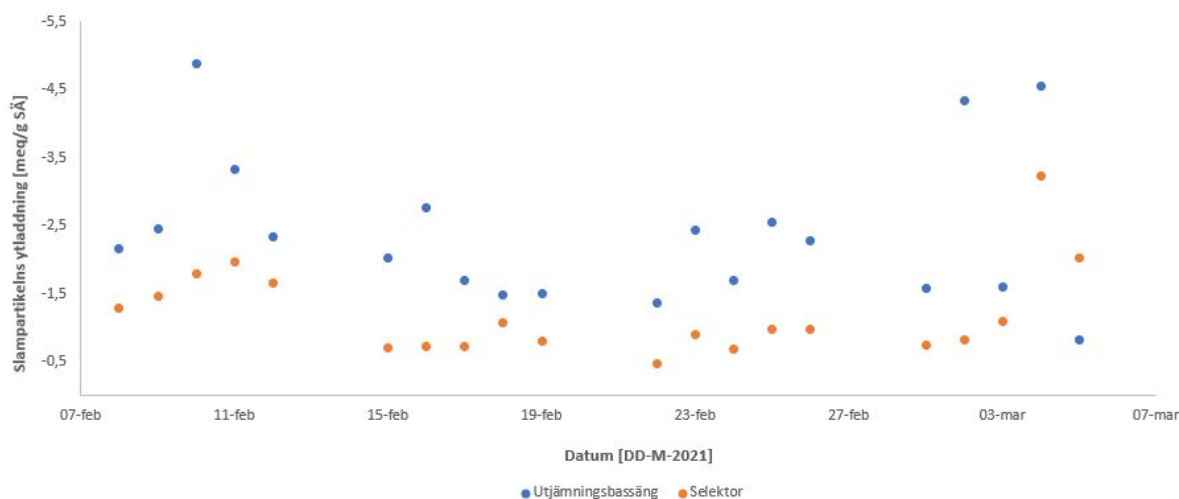
### 4.3.3 Slampartikelns ytladdning

Suspenderade ämnen i Utjämningsbassängen och selektorn beräknades utifrån ekvation 20. Daglig uppmätt halt suspenderade ämnen redovisas i figur 12.



**Figur 12:** Suspenderade ämnen i utjämningsbassäng (blå) respektive selektor (orange).

Utifrån uppmätt SÄ och kolloidal ytladdning beräknades dagligen slampartikelns ytladdning enligt ekvation 19. Resultatet redovisas i figur 13 nedan. Notera att y-axeln visar negativt värde.



**Figur 13:** Slampartikelns ytladdning för utjämningsbassäng (blå) respektive selektor (orange).

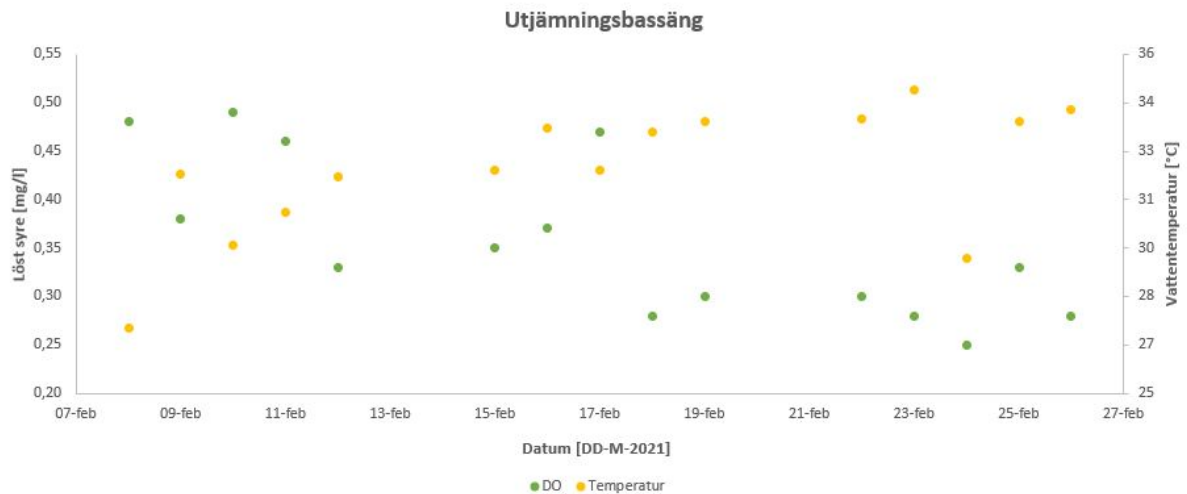
Funktionella samband mellan suspenderade ämnen och övriga mätvärden med determinationskoefficient  $r^2 \geq 0,65$  redovisas i tabell 7 nedan. Inget samband mellan slampartikelns ytladdning och övriga parametrar utöver suspenderade ämnen kunde noteras. Det funktionella sambandet mellan slampartikelns ytladdning med SÄ som responsvariabel var likvärdigt det som redovisas nedan. Notera att då slampartikelns ytladdning har ett negativt laddat värde innebär ett positivt samband att ökad halt suspenderade ämnen resulterar i en mindre laddad yta hos slampartikelns och dess värde rör sig mot noll.

**Tabell 7:** Linjär och polynomregression mellan Suspenderade ämnen och responsvärden med  $r^2 \geq 0,65$ . Förskjutning avser uppmätt respons  $X$  dagar innan. Samband avser ett positivt eller negativt samband med responsvariabeln. Notera att då slampartikelns ytladdning mäts i negativ laddning så medför ett positivt samband ett värde som rör sig mot noll.

Suspenderade ämnen, Utjämningsbassäng				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
Slampartikelns ytladdning	-	<0,65	0,7902	Pos
Suspenderade ämnen, Selektor				
Respons	Förskjutning	Linjär $r^2$	Poly $r^2$	Samband
Slampartikelns ytladdning	-	<0,65	0,8325	Pos

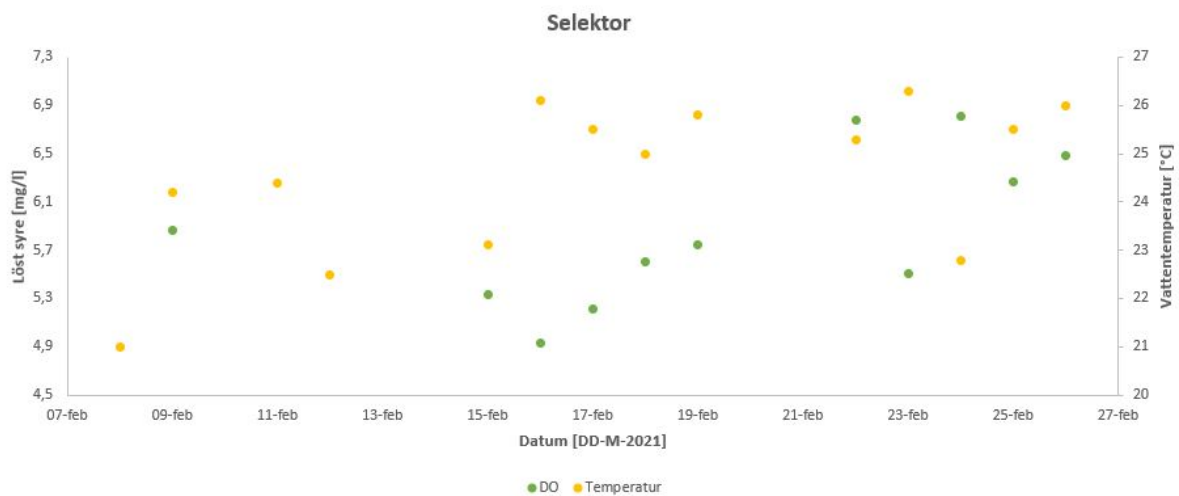
#### 4.3.4 DO, vattentemperatur och pH

Inga funktionella samband mellan DO, vattentemperatur eller pH detekterades vid regressionsanalys jämfört potentiella orsaker till skum. Dagligt uppmätta värden för DO och temperatur för utjämningsbassäng redovisas nedan i figur 14. Notera att primär axel visar uppmätt DO-halt och sekundär axel visar uppmätt vattentemperatur vid provtillfället.



**Figur 14:** DO (grön) och temperatur (gul) för utjämningsbassängen. Notera att primär axel visar värde för DO och sekundär axel visar värde för vattentemperatur.

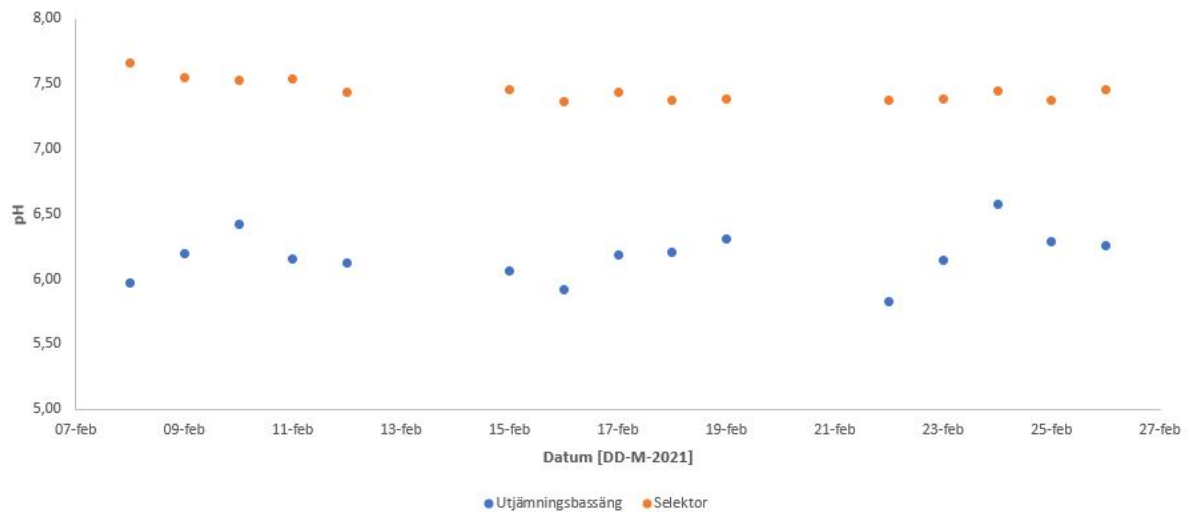
Dagligt uppmätta värden för DO och temperatur för selektorn redovisas nedan i figur 15. Notera att primär axel visar uppmätt DO-halt och sekundär axel visar uppmätt vattentemperatur vid provtillfället. Notera att det saknas DO-värden för den 8, 10, 11 och 12 februari samt temperaturvärden för den 10 februari. Detta då mätningar i selektorn var svåra på grund av turbulensen i bassängen.



**Figur 15:** DO (grön) och temperatur (gul) för selektorn. Notera att primär axel visar värde för DO och sekundär axel visar värde för vattentemperatur.

Dagligt uppmätta pH-värden i utjämningsbassängen och selektorn redovisas nedan i figur 16.

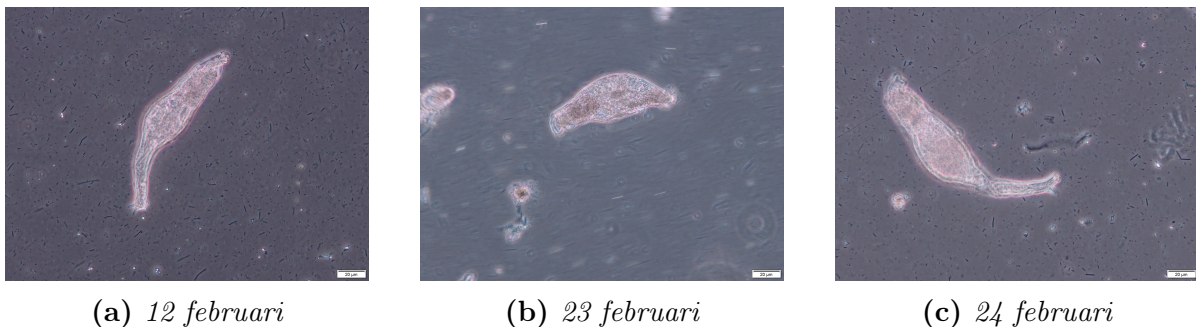




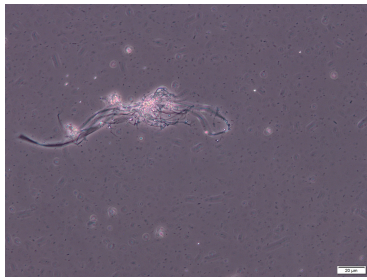
**Figur 16:** *pH* för utjämningsbassängen (blå) respektive selektor (orange)

#### 4.3.5 Mikroskopering

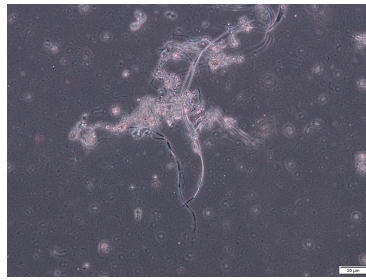
Fullständiga anteckningar från mikroskoperingen av utjämningsbassängen och selektorn redovisas i Appendix F. Ett urval av bilder från mikroskoperingen redovisas nedan i figur 17 till 20. Den vita skalbaren som adderas till fotot har en tendens att justera sig på ett felaktigt sätt stundtals. Baren för samtliga bilder bör visa  $20\ \mu\text{m}$  då det motsvarar den förstoring bilderna tagits i. För bild 19c visar den en skala om  $100\ \mu\text{m}$ , något som bedöms som felaktigt då förstoringen är densamma som för tidigare bilder. Figur 17 och 18 är tagna från utjämningsbassängen. Figur 17 visar på identifierade mikroorganismer i provet medan figur 18 visar på misstänkta filamentbildande bakterier.



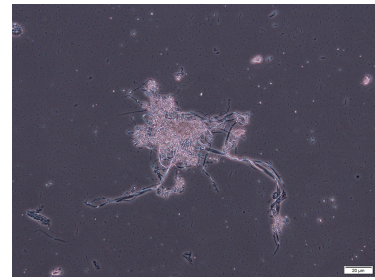
**Figur 17:** Mikroskoperingsbilder från utjämningsbassängens vattenprover. Bilderna är tagna med  $400\times$  förstoring. Foto: Isabelle Björklund.



(a) 11 februari



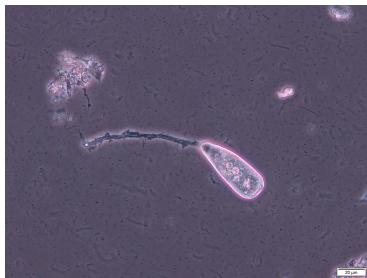
(b) 18 februari



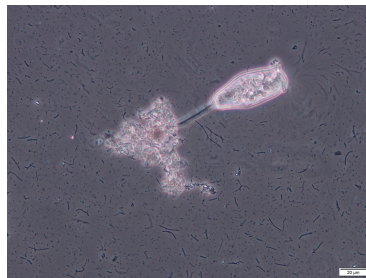
(c) 24 februari

**Figur 18:** Mikroskoperingsbilder från utjämningsbassängens vattenprover. Bilderna är tagna med 400 x förstoring. Foto: Isabelle Björklund.

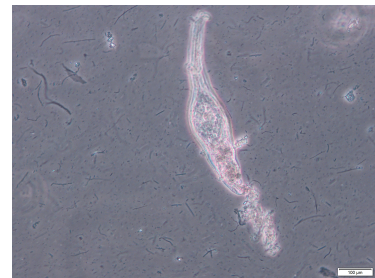
Figur 19 och 20 är tagna från selektorn. Figur 19 visar på identifierade mikroorganismer i provet medan figur 20 visar på misstänkta filamentbildande bakterier.



(a) 24 februari



(b) 24 februari

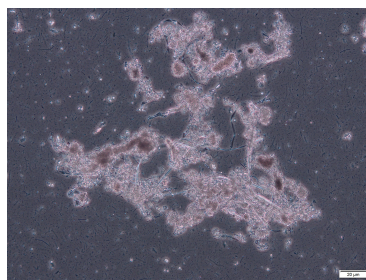


(c) 25 februari

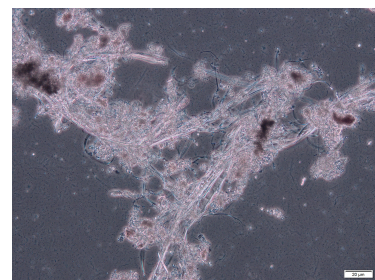
**Figur 19:** Mikroskoperingsbilder från selektorns vattenprover. Bilderna är tagna med 400 x förstoring. Foto: Isabelle Björklund.



(a) 8 februari



(b) 15 februari



(c) 16 februari

**Figur 20:** Mikroskoperingsbilder från selektorns vattenprover. Bilderna är tagna med 400 x förstoring. Foto: Isabelle Björklund.

Bland de 5 bilder som skickades till Mikael Pell för analys ingick figur 18a, 20b och 20c. Bedömning från honom var att trådarna på bilderna hade samma form och storlek som kan förväntas hos filamentbildande bakterier. Han påpekade en närvaro av utskott eller sporer på vissa filamentliknande formationer. Detta borde kunna återfinnas hos svampar eller bakterier som aktinomycceter. Vore det svampar på bilden borde dock trådarna vara grövre. För att kunna identifiera och konfirmera vad bilderna föreställer skulle dock mer

avancerad metod som exempelvis odling eller molekylärgenetisk detektion behövas<sup>13</sup>. Aktinomycceter är vanligt förekommande filamentbildande bakterier i aktivt slam som kan orsaka skumning (Hallin 2017).

Genom samtal med Lena Söderberg bedöms organismerna i figur 17a, 17b och 18c vara rotatorier. Utifrån deras storlek och omfång bedöms de inte vara allt för unga utan ser ut att ha levt i bassängen ett tag. Organismerna i figur 19a och 19b identifieras som stjälkade ciliater medan organismen i figur 19c bedöms vara en rotatorie<sup>14</sup>.

---

<sup>13</sup>Mikael Pell, Professor vid Institutionen för molekylär vetenskap, SLU, e-post 2021-02-25

<sup>14</sup>Lena Söderberg, Laborant, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-04-01

## 5 Diskussion

Efter genomförande av studien står det klart att problematiken med skummet var som värst under vintern 2018-2019, benämnd PV1. Vintern innefattade 44 dagar med skumning, varav 30 dagar bedömdes vara mycket problematiska. Detta går att jämföra mot PV2 och PV3 som innefattade 13 dagar med skumning för respektive vinter där ingen dag graderats som mycket problematisk (se tabell 3). Det är oklart exakt vilken effekt skummet medför på vattenreningen och recipienten, men det kan antas att effekterna inte är positiva. Då Braviken är beläget i en vik till Östersjön, i ett område med redan hög övergödningsproblematik, innebär det en ökad känslighet mot ofullständig avloppsvattenrening. Det är inte orimligt att anta att kraven på vattenreningen lär öka efter omformuleringen av Baltic Sea Action Plan under 2021. Skumningsproblematiken är med andra ord av högsta intresse för Braviken att förstå och förhindra. Det faktum att skumningen uppstår i selektorn eller utjämningsbassängen indikerar att det är ett mikrobiellt problem och att den biologiska reningen rubbats.

Utifrån tidigare beskrivningar av skummet bedöms det vara av en viskös, snarare än filamentös, karaktär under främst PV1. Vid undersökning av skummet 2019 besprutades det med vatten, utan någon framgång. Detta är annars en vanlig och effektiv lösning vid filamentös bakterietillväxt. Vidare rekommenderas ofta en selektor och låg slamålder för att förhindra filamentös slamsvällning. I selektorn pågår en kraftig syresättning och ingen retur av slam. Skummet har beskrivits som bundet till selektorn. Vid filamentös slamsvällning borde det istället följa med till aktivslamprocessen. Ytterligare ett argument som talar mot att skumningen var filamentös är det faktum att mikroskopering och infärgning utfördes på skummet. Skulle det vara en förhöjd halt filamentbildande bakterier borde det ha noterats av Tykesson vid analysen. Istället påtalar hon en närvaro av underliga frisimmande bakterier som inte kan identifieras som gramnegativa eller grampositiva på grund av en lilaaktig färg. Enligt Team Aquafix (2021) medför infärgning av EPS blå partiklar med en rosafärgad kärna. Det är troligen detta som noterats, men inte kunnat identifieras vid infärgningen av Bravikens skum. Utifrån skummets kompakta karaktär bör det också kunna tolkas som mer geléartat, något som stämmer bra överrens med viskös slamsvällning. Huruvida det rör sig om ett filamentöst eller visköst skum för PV2 och PV3 är inte lika självklart, men analyseras djupare i avsnitt 5.1.2 och 5.1.3.

### 5.1 Orsak

I figur 7 framgår att det inte finns någon momentan trigger till skumningen, utifrån de parametrar som undersökts i denna studie. Skulle det vara något som tillfälligt påverkade aktivslamanläggningen fysikaliskt från en dag till en annan skulle det framgå i utförda PCA för version 1. Förklaringen till skumningsproblematiken tycks istället bero på någon kontinuerlig brist under vinterhalvåret som gör den biologiska reningen mindre robust, en förklaring som underbyggs av resultatet i figur 8. Det faktum att skumningen var värst under PV1, men inte eliminerad under PV2 och PV3, indikerar att det finns flera bakomliggande orsaker till skumningen och att respektive problemvinter skiljer sig från varandra. Detta bekräftas av figur 9 som visar på en skillnad mellan varje problemvinter samt referensvinter. En gemensam faktor för respektive problemvinter är det faktum att det sker just under vintern. Låg lufttemperatur tycks inte vara en bakomliggande orsak till problematiken, då ingen av vintrarna sticker ut som extra kalla jämfört med den skumfria referensvintern. Tvärt om är PV2 varmare än referensvintern enligt tabell 4. Dock kan

en generell sänkning av vattentemperaturen under vintern bidra till en nedsatt aktivitet hos mikroorganismerna. Enligt figur 1 är den mikrobiella tillväxthastigheten låg vid vattentemperaturer runt 20 °C och hög runt 30 °C. När vattentemperaturen närmar sig 40 °C har tillväxten nått sin topp för att sedan inleda en avdödningsfas. I figur 14 framgår det att vattentemperaturen i utjämningsbassängen ligger i intervallet 27-35 °C medan vattentemperaturen i selektorn ligger i intervallet 21-27 °C. För tillväxt i selektorn är det inte en optimal temperatur för de frimående bakterierna och det kan vara en förklaring till en i grunden nedsatt aktivitet i aktivslamprocessen. Ett högt inkommande flöde från pappersmaskinerna kombinerat med en generellt hög värmekapacitet hos vatten medför dock en robusthet mot plötsliga köldknäppar. Temperaturberoendet bör därför ses som generell sänkning av vattentemperaturen under vintern snarare än bunden till lufttemperaturen och variationer inom denna. Temperaturberoendet hos mikroorganismer är något som även kan bekräftas utifrån Bondes examensarbete vid Skoghalls bruket 2007. Även om undersökningen skedde på samma avloppsvatten visade dammen med vinterförhållanden på ett ökat behov av närsalter. Detta säsongsbundna behov av ökade närsalter påverkar även Braviken och behandlas närmre i avsnitt 5.2.

En annan vinterbaserad skillnad i avloppsflödet som bedöms påverka avloppsreningen negativt är den fysiologiska förändringen i veden. Avloppsvatten från pappers- och mas-sabruk innehåller hög koncentration av toxiska ämnen från veden och mycket av dem kapslas in i avloppsslammet. Den inledande delen av vedhanteringen innebär en större utfällning av hartssyror enligt H. B. Lee och Peart (1991). Det är inte orimligt att tänka sig att ämnen från veden innebär en kontinuerlig ökad belastning på vattenreningen under vintern. Detta är något som påpekats både under Juhlines och Lundströms examensarbete vid Braviken. Under sommaren 2008 misstänktes vedgårdbevattning vara den bakomlig-gande orsaken till ökade halter COD till avloppsreningen, medan utfällt lignin bedömdes vara den främsta orsaken till ökade COD-halter under vintern 2019. Under Lundströms arbete 2019 noterades höga halter extraktiva ämnen i avloppsvattnet, vilka senare bröts ner mer eller mindre fullständigt i den biologiska reningen. Ökad halt extraktiva ämnen under blekning kan förklaras med en mer noggrann massarengöring innan pappersmassan leds in till PM53. Höga flöden från TMP medför en ökad halt extraktiva ämnen till av-loppsreningen. När det bryts ner av mikroorganismerna medför det att dessa ökade flöden belägger dem med en tung arbetsbörda. Att lignin också separeras vid hög blekning och bidrar till en inverkan på vattnets ytspänning kan absolut ha varit en bidragande faktor till skumproblematiken. Det är med andra ord delvis korrekt att säga att ökad blekning leder till ökad risk för skumning. Dock är det inte ditionit eller andra blekmedel som tycks leda till skumningen utan ett ökat inflöde av vedämnen till avloppsreningen. En teori är att ligninet påverkar ytspänningen och gör den mer laddad. Detta skulle förklara varför diskmedel, vilket bryter ytspänningen, fungerar för att dämpa skumningen. Vidare med-för extraktiva ämnen en ökad arbetsbörda för mikroorganismerna, vilka redan är under temperaturstress. Hartssyror från vedhanteringen skulle också kunna vara en förklaring till skillnaden i pH mellan utjämningsbassängen och selektorn i figur 16. Det sura vattnet från utjämningsbassängen buffras till ett mer neutralt pH i selektorn, potentiellt till följd av bakteriell nedbrytning av hartssyror i detta delsteg. Skulle koncentrationen hartssyror vara allt för hög skulle det kunna leda till en sur miljö för mikroorganismerna. Vid ett pH < 6 avtar deras aktivitet enligt Svenskt Vatten (2013), något som skulle kunna ske vid för höga halter ingående hartssyror till selektorn. Ett ökat inflöde av hartssyror till utjämningsbassängen bör dock inte ses som den enda förklaringen till dess låga pH. En annan förklaring kan vara ökade halter svavelföreningar, vilka bildas som biprodukter vid

blekning. Oavsett källa till det sura inflödet till utjämningsbassängen kan det helt klart ha en negativ inverkan på den mikrobiella aktiviteten i selektorn. Något som är värt att notera, men svårt att förklara, är det mönster som kan noteras i utjämningsbassängens pH under första och tredje veckan av provtagning. Under två av de tre veckorna när testning utfördes uppstod en topp i pH under onsdagen, vilket kan noteras i figur 16. Denna topp skulle kunna vara en slump, men kan också indikera något processrelaterat som påverkar avloppsflödet. I denna studie erhålls dock ingen förklaring till topparna och fler mätningar skulle krävas för att avgöra om det rör sig om en slump eller trend.

De standardavvikelser som redovisas för respektive problemvinter jämt mot referensvintern i tabell 4 är inte alla en förklaring till skumningen. Vissa parametrar skiljer sig från referensvintern på grund av en förändring eller utveckling av processteknik. pH, Blandningskar PM52 visar på en ökning under samtliga vintrar jämt mot referensvintern där värdet når sin topp under PV2. Orsaken bakom detta är att det under 2019 infördes ett system för pH-buffring i pappersmaskinen vid tillsats av fyllmedel. Man ville försäkra sig om att upprätthålla ett neutralt pH vid blekning, då lågt pH skulle resultera i en utfällning av fyllmedlet. Samtidigt skulle ett för högt pH medföra en reducerad effekt vid blekningen. Ökningen av pH i PM52s blandningskar är med andra ord ett resultat av en omställning och effektivisering av blekningen med ditionit. Denna förändring påverkar även kortcirk. pH i PM52, vilket ökat under PV2 och PV3. Förändringen tycks inte ha en negativ inverkan på avloppsreningen då ökningen av pH medfört en reducerad utfällning av fyllmedlet, vilket annars kan reagera med hartssyror och bilda kalciumtvålar som biprodukt (Hellsvik 2021). En annan trend som återfinns i varje problemvinter är en nedgång i DIP2 utflöde. DIP2 är, namnet till trots, inte ett flöde bestående av avfärgad returpappersmassa (de-inked Pulp) då detta inte används i produktionen vid Braviken längre. Istället består DIP2 av en blandning av flera delflöden som överskottsvatten från PM53 och TMP. Dessa flöden har sedan implementeringen av MBBR år 2019 delats upp och omdirigerats. Reduktionen av flödet indikerar att avloppsreningens MBBR tagits i bruk och är igång. Uppdelningen av avloppsvatten kan också vara förklaringen bakom en reducering av pH i inflödet till försedimenteringen. Under referensvintern, ett år före implementeringen av MBBR, var pH in till försedimenteringen relativt hög med värden runt 8-8,5. Under de senare vintrarna har pH sänkts till att ligga i spannet 6-7,5. Värt att notera är dock att det under PV1 var en period med pH 5,5-6 vid vinterns slut. Detta kan vara en delförklaring till skumningsproblematiken under perioden. Ett annat resultat som uppkommit i samband med implementeringen av MBBR är ett totalflöde in till försedimenteringen som reducerats successivt år för år.

En faktor som skulle kunna ha en inverkan på ytspänningen i utjämningsbassängen och selektorn, men som inte skiljer sig mellan vintrarna, är natriumsulfitkoncentration i TMP. Enligt tabell 5 framgår ett samband mellan ytspänning och natriumsulfitkoncentrationen i TMP med en dags förskjutning bakåt. Ökad koncentration natriumsulfit i TMP resulterar i ökad ytspänning i utjämningsbassäng och selektor dagen efter. Att natriumsalter generellt höjer ytspänning i vattenlösningar är något som kan bekräftas utifrån tidigare studier. Natriumsulfat, produkten av oxidation av natriumsulfit, har en höjande inverkan på ytspänningen i vatten (Record och Pegram 2007). En förhöjd ytspänning till följd av natriumsulfit från TMP är troligen inte en stark bidragande orsak till skumningen under problemvintrarna, men det bedöms ha en påverkan och bör hållas i åtanke om problemet återkommer. Parametrar ur tabell 4 som kan ha bidragit till skumningen under respektive problemvinter behandlas närmre i följande avsnitt.

### 5.1.1 PV1

Under PV1 var andelen av avloppsflödet från TMP hög jämfört med andra vintrar. Detta hänger ihop med att det generella avloppsflödet från TMP1 var högt. Vidare var det under PV1 ett ökat inflöde från golvbrunnen till TMP. Detta flöde innehåller ett mycket fett vatten med många vedämnen som har en negativ inverkan på avloppsreningen. Detta ökade inflöde kan vara en bakomliggande orsak till att både COD och TOC ökade under denna vinter. En potentiell förklaring till det ökade flödet in till avloppsreningen under denna problemvinter kan förklaras med att det var under samma år som Bravikens MBBR implementerades. Det är inte orimligt att anta att trimning av en MBBR tog lite tid och att det i början var svårt att justera flöden korrekt. Den höga halten ingående COD och TOC kombinerat med ett ökat summerat avloppsflöde till aktivslamanläggningen ledde till en hög belastning för mikroorganismerna. Hade en högre halt närsalter tillsats avloppsreningen så hade systemet varit mer robust för denna typ av belastning. Istället framgår det i tabell 4 att både kvoterna TOC:N:P och COD:N:P var lägre jämfört med referensvintern. Enligt tidigare utförd studie av Bhathena m. fl. (2006) kan kvävebrist i en aktivslamanläggning leda till ökad negativ laddning hos slampartiklarna och ökad mängd suspenderade ämnen. Vidare visade studien att fosforbrist medför en ökad hydrofobi hos slamflockarna och förhöjda halter EPS. Bhathena m. fl.s teroi om näringsbristens inverkan stöds av denna studies resultat. Utifrån mätning av kolloidal laddning och regressionsanalys av mätvärden framgår det enligt tabell 6 att en ökad TOC:N:P kvot resulterar i lägre kolloidal laddning. På samma sätt visar en ökad halt TOC på en mer negativ kolloidal laddning. Det verkar som att det inte handlar om mängden ingående SÄ som påverkar ytladdning hos slampartikeln. Enligt tabell 7 visar en ökad mängd suspenderade ämnen snarare på en lägre negativ laddning hos slampartikeln. Det ska dock nämnas att mätning av SÄ är förenat med en del felkällor, något som behandlas närmre i avsnitt 5.3. Den slutsats som kan dras ur tabell 7 är att en ökad ytladdning hos slampartikeln inte har ett absolut funktionellt samband mellan mängden suspenderade ämnen i slammet, utan att det är skillnad på de ämnen som kommer in och hur de påverkar ytladdningen.

### 5.1.2 PV2

Under PV2 ökade fosforsyradoseringen jämfört med referensvintern, vilket medförde en ökning i TOC:P. Det kan vara en orsak till varför skumningsproblematiken inte alls var lika hög som under föregående vinter. Dock ökade inte mängden tillsatt UREA under perioden och det är därför troligt att mikroorganismerna fortfarande led av näringsbrist, nu med kväve som den begränsande faktorn. I tabell 4 framgår det att flödet från TMPs golvkanal var som högst under denna problemvinter. Det är därför rimligt att anta att höga halter svårnedbrytbara ämnen flödade in under perioden. Då en viss del av det förbrukade vattnet i TMP består av återanvänt överskottsvatten från PM53 kan det förklara reduktionen av det totala flödet avloppsvatten från PM53 i kombination med den ökade mängden avloppsvatten från TMP. Det reducerade flödet in till utjämningsbassängen resulterade i ökad HRT där. Det faktum att aktivslamanläggningen hade en lägre belastning, näringsbrist och toxiska inflöden i form av förhöjt inflöde från TMP skulle kunna tyda på att skumningen under PV2 var av en mer filamentös karaktär. Detta är dock svårt att svara på i efterhand. Det kan vara så att skummet under PV2 var resultatet av kvävebrist, något som enligt Bhathena m. fl. leder till högre negativ laddning hos slampartikeln och ökad mängd suspenderade ämnen.

### 5.1.3 PV3

Under PV3 utfördes försök med reducerad luftning i selektorn för att undvika nedkyllning i bassängen. Enligt figur 15 har syrehalten under vintern fortsatt hållit en hög nivå i selektorn. Dock är dessa mätvärden förenade med vissa felkällor vilket behandlas närmre i avsnitt 5.3. Liksom för PV2 har ingående flöde till utjämningsbassängen varit lågt vilket resulterat i en förhöjd HRT i utjämningsbassängen. I utjämningsbassängen är miljön anoxisk då viss syresättning sker för omblandning och syrehalten ligger inom spannet 0,25-0,5 enligt figur 14. Kombinationen av den anoxiska miljön, hög HRT och närsaltdosering vid försedimenteringens utlopp kan vara en bakomliggande orsak till den filamenttillväxt som noterats vid mikroskopering och redovisas i figur 18. Utöver filamentbildande bakterier är utjämningsbassängen, på grund av dess storlek, utsatt för potentiell tillväxt av mikrodjur. Enligt figur 17 sker en tillväxt av rotatorier i utjämningsbassängen, något som påtalades vara en risk enligt Sivard (2001) vid implementeringen av Bravikens LSP. Liksom utjämningsbassängen så har även selektorn fått en förhöjd HRT till följd av ett minskat ingående flöde till selektorn och utgående till aktivslambassängen. Detta kombinerat med en reducerad, om än fortsatt hög, syrenivå och tillväxt i utjämningsbassängen kan vara den bakomliggande orsaken till den filamentösa tillväxt som redovisas i figur 20. Att ciliater och rotatorier återfinns i selektorn enligt, figur 19, tyder på att principen för Bravikens LSP inte fungerar som den är ämnad och det skulle kunna bidra till skumning. Vid låg syrehalt kombinerat med näringsbrist och toxiska inflöden kan selektorn bidra till att ha motsatt effekt än vad den är ämnad för enligt Collins och Richard, något som bör tas i beaktning vid korrigering av syrehalt. Paradoxalt nog kan den reducerade luftningen vara en förklaring till varför selektorn inte skummat lika mycket som under PV1. Vid en anaerob rening krävs en mycket lägre COD:N:P-kvot enligt Ammary (2004) och det är inte omöjligt att den reducerade syrehalten resulterat i ett lägre näringsbehov för mikroorganismerna till följd av en bromsad tillväxt. På samma sätt har den förhöjda HRT i utjämningsbassängen och selektorn troligen även bidragit till en förhöjd HRT i aktivslamanläggningen. Till skillnad från utjämningsbassängen så är det fördelaktigt med en högre HRT i aktivslambassängen. En annan potentiell orsak till skumningen kan vara en ökad halt ingående tiosulfat från bakvatten i PM52 till följd av ett generellt ökat avloppsflöde från PM52 och högre procentuell andel. Detta skulle kunna vara orsaken till den ökade halten ingående SÅ till selektorn, men det skulle också kunna bero på den filamentösa tillväxten i utjämningsbassängen. Under perioden 2020-10-15 till 2020-11-09 ökade pH i barkvattnet till att ligga på en hög basisk nivå.. Förklaringen bakom detta är det faktum att mätaren gick sönder under perioden och visade ett alldeles för högt pH, vilket resulterade i att en ny mätare inköptes och installerades<sup>15</sup>. En så plötslig ökning i pH skulle absolut kunna ha en stark inverkan på avloppsreningen, något som dock kan uteslutas som bidragande i detta fall. Det reducerade inflödet från TMPs golvkanal kan förklara varför skumningen inte blev så intensiv under PV3, trots att närsaltdoseringen inte korrigerats. Utifrån resultatet från mikroskoperingen bedöms filamentös tillväxt vara den huvudsakliga orsaken till skumningen.

## 5.2 Åtgärdsförslag

Roten till skumningsproblematiken bedöms vara en bristfällig närsaltdosering. Aktivslamanläggningen har, till följd av näringsbristen, blivit mindre robust. Det är svårt att

---

<sup>15</sup>Olle Lindeberg, Produktionsingenjör Massa, Holmen Paper Braviken, e-post 2021-04-20



eliminera plötsliga förändringar i flödet i avloppsvattnet från bruket då störningar alltid kan uppstå. Därför är det viktigt att aktivslamanläggningen är motståndskraftig mot denna typ av flödesförändringar och kemikalieutsläpp. Enligt ekvation 9 bör närsaltdoseringen till Braviken under vintertid vara något högre än det litterära värdet på 100:5:1. Det beräknade värdet i ekvation 9 ska dock ses som en teoretisk fingervisning. Risken för denitrifiering, utsläpp av närsalter till recipienten och krav enligt utsläppstillstånd medför ett smalt fönster för den optimala närsaltdoseringen där en hög dosering kan innebära annan problematik. Skulle för höga halter kväve tillsättas finns istället risken för spontan denitrifiering, något som i sin tur också leder till skumning. Vid en korrigering av närsalter till Braviken bör det först utföras tester för att framställa den i praktiken optimala doseringskvoten. Ett förslag är att automatisera närsaltdoseringen genom exempelvis kaskadreglering där ett undre mätvärde ställs in efter mikroorganismernas minimikrav på närsalter. Till detta kopplas en överordnad regulator som ställs in efter Bravikens utsläppskrav enligt tillstånd från Miljöbalken och begränsar övre värden för närsaltdosering.

Optimalt vore om närsalter tillsattes vid inloppet till selektorn, något som skulle eliminera risken för mikrodjurs tillväxt i utjämningsbassängen och försäkra en önskad näringskedja enligt principen för LSP. Detta skulle dock innebära stora ingrepp på avloppsreningen och kostnaderna skulle troligen bli höga. Ska närsaltdosering fortsatt ske i inloppet till utjämningsbassängen rekommenderas kontinuerlig mikroskopering av avloppsvattnet från denna bassäng, främst under vintern då vattentemperaturen är gynnsam för mikrobiell tillväxt. Under årets varmare månader blir vattnet troligen för varmt. Vidare rekommenderas fortsatta mätningar av kolloidal yt-laddning i utjämningsbassäng och selektor. Detta, kombinerat med kontroll av filamentbildande bakterier, är enligt Thompson och Forster (2003) två åtgärder som tillsammans kan bidra som förklaring till sedimentationsproblematik som skumning.

Skulle det uppstå problem med skumning igen rekommenderas en plan för hanteringen av detta. I nuläget tillsätts Antispumin vid skumning. Enligt kommentarer i ProTAK tycks medlet dock ha en negativ inverkan på mikroorganismerna i aktivslamanläggningen. Att bryta ytspänningen i avloppsvattnet skulle kunna ha en negativ inverkan på reningen och vid tillsatsen av skumdämparen finns risk för att andra problem uppstår istället. Enligt figur 5 framgår att med lägre ytspänning i utjämningsbassängen tillkommer en ökad halt SÄ in till aktivslam och selektor. Detta skulle kunna tolkas som att en lägre ytspänning medför ett mindre klart vatten, ett antagande som dock skulle kräva fler provtagningar för att dementeras eller bekräftas. Enligt Sandberg (2008) resulterar reducerad ytspänning i en luftad damm i en mindre storlek på bubblorna vid luftning. Är bubblorna i bassängen för små töms de snabbare på luft, något som medför att de bidrar med syretillförsel under en kortare tid (Sandberg 2008). Skulle skum uppstå igen och identifieras som viskös så bör tester utföras för att undersöka andra möjligheter till skumdämpning. Enligt Agridiotis, Forster och Carliell Marquet (2006) är tillsats av järnsalter en effektiv metod för dämpning av viskös skum från förhöjd ESP. Järnsalter är något som periodvis redan tillsatts Bravikens avloppsrening vid flotationen. Detta järnsalt bör utredas som en potentiell skumdämpare.

### 5.3 Felkällor

I en aktivslamprocess pågår hela tiden biologiska processer av levande mikroorganismer. Det är därför svårt att skapa en stationär bild när systemet är så föränderligt. All provtagning ger därför endast en ögonblicksbild av verkligheten vid tillfället. Optimal bild återfås vid kontinuerlig mätning under dagen, något som dock skulle generera allt för stor datamängd. De provtagningar som utförts bör med andra ord betraktas som stickprov snarare än medelvärden för dagen. På samma sätt har PCA för historiska mätvärden kombinerats med interpolerade medelvärden från utplacerade mätare och råvärden från provtagningar. I appendix B framgår vilka värden som är interpolerade och vilka som är råvärden. När parametervärden från en problemvinter jämförs mot referensvintern har generella skillnader undersökts.

Vid egna provtagningar har det varit svårt att avgöra rimligheten i parametrar som ytspänning och kolloidal ytladdning, då mätningarna inte utförts tidigare på prover från aktivslamanläggningen och därför saknas referensvärden. Det som kan sägas om ytspänningen är att värdena i figur 10 generellt är låga med tanke på att ytspänningen för vatten ligger på ungefär 72 mN/m, vilket är långt över de värden som framgick i denna studies provtagningar. Vid mätning noterades dock en lägre ytspänning hos vattenproverna från avloppsreningen jämfört med vanligt kranvatten. Dels vid jämförelse av kontaktvinkeln i ett mätglas, men också vid försök att kontrollera droppningen från byretten vid mätningen. Med detta i bakhuvudet bör dock mätvärdena ändå ses som väl låga och det är rimligt att anta att mätningar från ytspänningen inte visar hela sanningen. Det faktum att standardavvikelse för  $m_d$  och  $\rho$  är relativt låg enligt tabell 2 tyder på att mätfelet ligger i beräkningen och skulle kunna tolkas som hyfsat konstant. Är mätfelet konstant kan det fortfarande ge en indikation på trender och vara relevant i regressionsanalysen i tabell 5. Vidare är mätningen av SÄ förenad med potentiella felkällor. Det faktum att dessa mätningar inte utförts av samma person under hela studiens gång medför osäkerheter. Den främsta källan till oklarheter kring mätningen är ofullständig omblandning i provet. Om ämnena i provet inte är tillräckligt homogeniserat kommer mätningen visa ett värde i underkant. I figur 12 framgår det att vid tisdagar och torsdagar är uppmätt SÄ ofta lägre, något som kan förklaras med att mätningen de dagarna inte utfördes av erfarna laboranter utan av studiens författare. Troligen har omblandningen under de mätningarna inte varit fullgod. Vidare är inhämtning av prover viktig för mätningen av SÄ. En annan mätning som varit förenad med svårigheter är mätning av DO och temperatur vid inhämtning av proverna, främst för selektorn. Då selektorn är kraftigt blandad av ytluftare, med ett vitt skum som resultat, är det väldigt svårt att nå ett stabilt värde vid mätning. Samtidigt sjunker snabbt syrehalten med djupet, så det är viktigt att mätning sker på samma djup vid varje provtillfälle. Detta visade sig vara mycket svårt under mätningen där värden kunde flukturer kraftigt i selektorn och ibland fick uppskattning ske. Temperaturen varierade inte lika mycket som syrehalten och dessa mätningar kan därför ses som mer tillförlitliga. För utjämningsbassängen var mätning mycket lättare då vattnet flöt fram i en långsam takt och det inte fanns något skum närvarande. Dessa värden kan därför ses som mer korrekta. Värden från selektorn bör ses som mer av en fingervisning än fullt tillförlitliga. Vid samtal med Operatör Hans Salomonsson vid Braviken i samband med provtagning så är värdena det förväntade för selektorn, därav bör de inte förkastas fullständigt men inte heller tas som en absolut sanning.

Under kartläggningen av tidigare skumningsproblematik har fokus legat på att tolka andras upplevelser. Vid sammanställningen av tabell 3 har kommentarer från operatörer vid

tillfället undersökts och deras språk tolkats. Datum som bedöms som extra problematiska görs så utifrån beskrivning från författaren till kommentaren i ProTAK. När personen i fråga författade kommentaren gjorde hen det inte för att förmedla problematiken till en framtida studie utan för att kommunicera med sina kollegor. Det finns därför en risk för missförstånd vid tolkning och gradering. De spårade skunningsdatumen har dock kontrollerats med handledare och mot kommunikation med Vattenmästare och de bör ses som en tolkning nära sanningen. En annan felkälla i historiska värden är potentiellt felvisande hos mätutrustningen. Vid studien har ingen kontroll av utplacerad mätutrustning utförts och det är svårt att svara på hur underhåll av mätarna sett ut från år 2018 fram till idag. Även om en mätare inte visar exakta mätvärden är det dock viktigt att poängtera att den kan visa en stigande eller dalande trend hos paramterar, något som främst har undersökts i denna studie.

## 5.4 Framtida studier

För framtida studier rekommenderas en experimentell framtagning av optimal COD:N:P-kvot, alternativt TOC:N:P-kvot. Detta är något som bäst framtas genom praktiska mätningar, förslagsvis i en pilotuppsättning. Det rekommenderas att studien utförs för både avloppsvatten från sommaren och vintern, då mer än temperaturen förändras däremellan. Optimal lokalisering för tillsats av närsalter bör också undersökas. Skulle det visa sig att närslatstillsats vid selektorn har en avsevärd förbättring på reningen så bör en kostnad/nyttoanalys utföras för detta.

Mätning av kolloidal ytladdning i avloppsvattnet bör övervägas som en del av provtagningen vid Bravikens miljölaboratorium. Vid framtagning av referensvärden kan denna provtagningsrutin agera varningssignal i framtiden vid en ökad halt EPS i aktivslamprocessen. Kontinuerlig mikroskopering av vatten från utjämningsbassäng och selektor bör också införas i provtagningsrutinen, då filamentbildande bakterier visat sig kunna växa i dessa bassänger. Vid identifiering av filamentbildande bakterier bör dessa undersökas närmre för att fastställa art och därmed rimlig åtgärd för att förhindra dem. Vid skumning rekommenderas en utvärdering av antispumin och om det finns andra skumdämpande medel med samma effekt fast lägre mikrobiell inverkan.

Under våren införskaffades en Fourier Transform Infrared Spectroscopy-mätare (FTIR) till Bravikens miljölaboratorium, vilken eventuellt skulle kunna användas för att analysera skummet i framtiden. Mätaren bygger på ett uppbyggt bibliotek av prover med kända komponentinnehåll. Vid införskaffandet medföljde ett basbibliotek, något som för närvarande utökas med lokala prover tagna vid Braviken. Vid analys av ett okänt prov i FTIR-mätaren kan detta undersökas mot biblioteket och provets okända komponenter kan potentiellt detekteras<sup>16</sup>. Skulle skum uppstå igen rekommenderas analys av detta i Bravikens FTIR-mätare för att detektera eventuella toxiska komponenter som kan bidra till skummet.

---

<sup>16</sup>Sonja Westerberg, Labingenjör, Holmen Paper Braviken, muntlig kommunikation 2021-04-30

## 6 Slutsats

Skumningen uppstod som ett resultat av en ökad belastning på aktivslamprocessen kombinerat med näringsbrist. Den låga vattentemperaturen kombinerat med vedens fysiologiska sammansättning under vintern medförde en ökad belastning på den mikrobiella reningen. Kombinerat med en låg COD:N:P-kvot under vintern 2018-2019 resulterade detta i en ökad halt EPS och viskös slamsvällning. Under vintern 2019-2020 tillsattes en ökad mängd fosforsyra, vilket resulterade i att närsaltbehovet delvis uppfylldes och skumningen blev inte lika intensiv som föregående vinter. Under vintern 2020-2021 reducerades luftningen i selektorn, vilket även det resulterade i ett reducerat närsaltbehov hos mikroorganismerna. De metoder som prövades under dessa två vintrar kan dock ha medfört en filamentös tillväxt istället.

För att förhindra skumning i framtiden bör Braviken utvärdera närsaltdoseringen under vinterhalvåret och öka doseringen av Fosforsyra och UREA. För att uppnå optimal dosering och samtidigt förhindra för höga utsläpp till recipienten rekommenderas en automatisering av närsaltens justering, förslagsvis genom kaskadreglering.

## Referenser

- Agridiotis, V., C. Forster och C. Carliell Marquet (2006). "Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics". I: *Bioresource Technology* 98.15, s. 2926–2934. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852406005177#!> (hämtad 2021-01-26).
- Algol Chemicals AB (2019). *Säkerhetsdatablad PHOSPHORIC ACID 75 - 85 % - Version 6*. (Hämtad 2021-03-26).
- Ammary, B. Y. (2004). "Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment". I: *AFRICAN JOURNAL OF BIOTECHNOLOGY* 3.4, s. 236–238. URL: [https://www.researchgate.net/publication/27797124\\_Nutrients\\_requirements\\_in\\_biological\\_industrial\\_wastewater\\_treatment](https://www.researchgate.net/publication/27797124_Nutrients_requirements_in_biological_industrial_wastewater_treatment) (hämtad 2021-03-25).
- Bhathena, J., B. T. Driscoll, T. C. Charles och F. S. Archibald (2006). "Effects of Nitrogen and Phosphorus Limitation on the Activated Sludge Biomass in a Kraft Mill Biotreatment System". I: *Water Environment Research* 78.12, s. 2303–2310. URL: <https://www.jstor.org/stable/25053636?seq=1> (hämtad 2021-03-24).
- Bonde, C. (2007). *Närsaltsdosering till luftad damm - En åtgärd för ökad TOC-reduktion hos Skoghalls Bruk luftade damm*. Examensarbete 20 p UPTEC W 07 004. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. URL: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:159165/FULLTEXT01.pdf> (hämtad 2021-03-25).
- Borg, J. (2020). "Holmen-Vi skapar en hållbar framtid". Internt utbildningsmaterial. Internt utbildningsmaterial. (Hämtad 2021-03-16).
- Brenntag Nordic AB (2019). *SÄKERHETS DATABLAD enligt Förordning (EG) nr 1907/2006 - UREA PRILL/BULK*. (Hämtad 2021-03-26).
- Bøgh, A.-M. (2002). "Trådformede bakterier og slamflokkenes opbygning." I: *Vatten Spegeln* 3. (Hämtad 2021-01-28).
- Carlsson, B. och S. Hallin (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. 2003-27. Stockholm: Svenskt Vatten AB, s. 104. URL: <http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk%202003-27.pdf> (hämtad 2021-01-07).
- Chan, E. S., P. Ravindra och B.-B. Lee (2008). "A critical review: Surface and interfacial tension measurement by the drop weight method". I: *Chemical Engineering Communications* 8.195, s. 889–924. DOI: 10.1080/00986440801905056. URL: [https://www.researchgate.net/publication/232541257\\_A\\_critical\\_review\\_Surface\\_and\\_interfacial\\_tension\\_measurement\\_by\\_the\\_drop\\_weight\\_method](https://www.researchgate.net/publication/232541257_A_critical_review_Surface_and_interfacial_tension_measurement_by_the_drop_weight_method) (hämtad 2021-03-01).
- Collins, F. och M. Richard (2021). *Practical Control Methods for Activated Sludge Bulking and Foaming- Part 1*. New York: Department of Environmental Conservation. URL: <https://www.dec.ny.gov/chemical/34373.html> (hämtad 2021-03-26).
- Ek, M., G. Gellerstedt och G. Henriksson (2009). *Pulping Chemistry and Technology*. De Gruyter, Inc. 484 s. URL: <https://ebookcentral.proquest.com/lib/uu/reader.action?docID=476007&ppg=67> (hämtad 2021-03-29).
- Eriksson, T. (2014). *Vedhanteringen-Vedmottagning och hantering*. Holmen Braviken-Internt utbildningsmaterial. (Hämtad 2021-03-29).
- Extract Information AB (2021). *EXTRACT information from your data*. URL: <http://extractinformation.com/> (hämtad 2021-03-08).

- Grandin, U. (2003). *Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare*. Uppsala: Institutionen för miljöanalys, SLU, s. 69. URL: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/handledning/dataanalys-och-hypotesprovning-for-statistikanvandare-uppd-2012-01-30.pdf> (hämtad 2021-03-08).
- Gårdstam, L., K. Erikson, J. Wihlke, H. Staaf och M. Johansson (2010). *Rening av avloppsvatten i Sverige*. Stockholm: Naturvårdsverket. URL: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8629-9.pdf> (hämtad 2021-01-22).
- Hallin, S. (2017). "Microbiology in activated sludge processes". Sveriges lantbruksuniversitet. URL: <https://docplayer.se/32281214-Microbiology-in-activated-sludge-processes.html> (hämtad 2021-04-01).
- Havs och Vattenmyndigheten (2019). *Övergödning*. URL: <http://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning.html> (hämtad 2021-01-22).
- Hellsvik, K. (2021). *HPB 1907 - Blekning NSE-linjerna och PM52 fram till oktober-2020*. Internmaterial Holmen Braviken BK 21004. Norrköping, s. 20. (Hämtad 2021-04-15).
- Holmen Paper (2021). *Braviken paper mill*. URL: <https://www.holmen.com/en/paper/about-us/the-way-we-work/braviken/> (hämtad 2021-01-26).
- Holmen Paper (2019). *Miljöarbete vid Bravikens pappersbruk*. Holmen paper AB. URL: <https://www.holmen.com/globalassets/holmen/sustainability/environment/miljoarbetet-vid-holmens-enheter/miljoarbetet-vid-holmen-paper-braviken-2019.pdf> (hämtad 2021-01-07).
- VA-Ingenjörerna AB (2010). *Avloppsvattenrening Allmänt*. REV. 0040308. Bravikens Pappersbruk. (Hämtad 2021-01-18).
- Jolliffe, I. T. och J. Cadima (2016). "Principal component analysis: a review and recent developments". I: *Philosophical Transactions Royal Society A*.374, s. 16. URL: <https://royalsocietypublishing.org/doi/pdf/10.1098/rsta.2015.0202> (hämtad 2021-03-23).
- Juhlin, A. (2008). *Utredning av årstidsvariationer vid Bravikens externa reningsanläggning för avloppsvatten*. Examensarbete 30 hp UPTEC W08 004. Uppsala: Uppsala Universitet, s. 53. URL: [http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Anna\\_Juhlin.pdf](http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Anna_Juhlin.pdf) (hämtad 2021-04-08).
- Karlsson, M., T. Viktor, M. Malmaeus, O. Sandström, Å. Larsson och O. Grahn (2016). *Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter*. B 2272. IVL Svenska Miljöinstitutet, s. 166. URL: <https://www.skogsindustrierna.se/siteassets/dokument/rapporter/aterhamtning-och-kvarvarande-miljoeffekter-i-skogsindustrins-recipienter.pdf> (hämtad 2021-03-30).
- Kemira Kemwater (2003). *Konsten att rena vatten*. Helsingborg. 220 s.
- Lantmäteriet (2021). *Min karta*. URL: <https://minkarta.lantmateriet.se/> (hämtad 2021-01-25).
- Lee, H. B. och T. E. Peart (1991). "Determination of resin and fatty acids in sediments near pulp mill locations". I: *Journal of Chromatography* 547.23, s. 315–323. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967301886556> (hämtad 2021-03-24).

- Lee, Y. K., D. Alexander, J. Wulff och J. E. Olsen (2014). "Changes in metabolite profiles in Norway spruce shoot tips during short-day induced winter bud development and long-day induced bud flush". I: *Metabolomics* 10, s. 842–858. URL: <https://doi.org/10.1007/s11306-014-0646-x> (hämtad 2021-03-25).
- Lundström, E. (2019). *Årstidens och blekningens påverkan på COD och TOC vid Bravikens pappersbruks avloppsrening*. Masterarbete, 30 hp LITH-IFM-A-EX-19/3731—SE. Linköping: Linköpings Universitet, s. 58. (Hämtad 2021-04-09).
- Mahmood, T. och A. Elliott (2006). "Activated Sludge Process Modification for Sludge Yield Reduction Using Pulp and Paper Wastewater". I: *Journal of Environmental Engineering* 132.9, s. 1019–1027. URL: <https://web-a-ebsohost.com.ezproxy.its.uu.se/ehost/pdfviewer/pdfviewer?vid=1&sid=eec8c37e-6c87-47a8-9da0-293322b01804%40sdc-v-sessmgr01> (hämtad 2021-02-10).
- Marten, B. och E. Lynne (2014). "Controlling activated sludge bulking & foaming: from theory to practice". MWOA 38th annual conference. Grand Rapids, Minnesota. URL: [http://www.mwoa.net/documents/presentations/2014\\_07/2014\\_MWOA\\_Marten\\_Bulking\\_Foaming.pdf](http://www.mwoa.net/documents/presentations/2014_07/2014_MWOA_Marten_Bulking_Foaming.pdf) (hämtad 2021-02-19).
- Miljö- och energidepartementet (1998). *Miljöbalken*. URL: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808\\_sfs-1998-808](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808) (hämtad 2021-01-26).
- Minitab Support (2019). *Example of Binary Fitted Line Plot*. Minitab® 18 Support. URL: <https://support.minitab.com/en-us/minitab/18/help-and-how-to/modeling-statistics/regression/how-to/binary-fitted-line-plot/before-you-start/example/>.
- Naturvårdsverket (2021). *Sveriges miljömål*. URL: <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/> (hämtad 2021-01-22).
- Nilsson, P.-I. (2019). "Avloppsrening". Power Point för intern utbildning- Holmen Paper. (Hämtad 2021-02-12).
- Nilsson, P.-I. (2020). *Styrparametrar för avloppsvattenrening*. Holmen Braviken- Intern driftinformation.
- ProTAK (2021). *Dygnskommentar*. Version [Internt Material ].
- Re, M. och G. Young (2010). "Causes and Control of Foaming in the Secondary Process". PNCWA Conference. URL: <https://pncwa.memberclicks.net/assets/2010ConfTechPresentations/Session06/2010%20pncwa-%20session%206-3%20-%20operations%20-%20mike%20re%20%20gary%20young.pdf> (hämtad 2021-02-02).
- Record, M. T. och L. M. Pegram (2007). "Water and the Air/Water Interface". I: *The Journal of Physical Chemistry B* 111.19, s. 5411–5417. URL: <https://doi.org/10.1021/jp070245z> (hämtad 2021-04-15).
- Rydell, L. (2019). *En gemensam aktionsplan för Östersjöns miljö – BSAP*. Havs och vattenmyndigheten. URL: <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/internationellt-samarbete-och-konventioner/konventioner/helcom---skydd-av-den-marina-miljon-i-ostersjon/aktionsplan-for-miljon-i-ostersjon.html> (hämtad 2021-04-09).
- Sandberg, M. (2008). *Studies to Avoid Decreased Efficiency in Multiple Stage Biological Wastewater Treatment Plants - Concerning Forests Industry Effluents*. 2008-1. Karlstad: Karlstad Universitet, s. 37. URL: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:5298/FULLTEXT01.pdf> (hämtad 2021-01-27).

- Shaw, D. J. (1992). *Introduction to colloid & surface chemistry*. 4. utg. Reed Educational och Professional Publishing Ltd. 306 s.
- Sigma Aldrich (2021). *Phosphoric acid*. URL: [https://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/sigma/p5811?lang=en&region=SE&cm\\_sp=Insite--caSrpResults\\_srpRecs\\_srpModel\\_7664-38-2--srpRecs3-1](https://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/sigma/p5811?lang=en&region=SE&cm_sp=Insite--caSrpResults_srpRecs_srpModel_7664-38-2--srpRecs3-1) (hämtad 2021-03-26).
- Sivard, Å. (2001). *Grundläggande utbildning i avloppsrening och slamhantering- Holmen Paper AB*. Utbildningsprogram 1. Stockholm: Ångpanneföreningen. (Hämtad 2021-04-08).
- Sivard, Å., Tomas Ericsson, M. Krogerus och S. Stemme (2013). *Nuvärdesmaterial kring bioslam- Utredning för Processum*. Stockholm: ÅF-Industry AB Forest Industries, s. 33. URL: <https://www.processum.se/images/dokument/FoU/Bioslam%20Bilaga%202%20Rapport%20F.pdf.pdf> (hämtad 2021-02-09).
- Skogsindustrierna (2021). *Massa till papper, kartong och textilfibrer*. URL: <https://www.skogsindustrierna.se/om-skogsindustrin/produkter/produkter-fran-svenska-massabruk/> (hämtad 2021-03-29).
- Slade, A. H., R. J. Ellis, M. van den Heuvel och T. R. Stuthridge (2004). "Nutrient minimisation in the pulp and paper industry: An overview". I: *Water Science & Technology* 50.3, s. 111–122. URL: <https://iwaponline.com/wst/article/50/3/111/10476/Nutrient-minimisation-in-the-pulp-and-paper> (hämtad 2021-04-12).
- Sponza, D. T. (2003). "Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions". I: *Enzyme and Microbial Technology* 32.3, s. 375–385. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141022902003095> (hämtad 2021-02-01).
- Stockholm Vatten (2015). *Fördjupning avloppsreningsprocess*. Stockholm. URL: <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/avloppsvatten/reningsprocessen/fordjupning-avloppsreningsprocess> (hämtad 2021-01-21).
- Svenskt Vatten (2013a). *Avloppsteknik 1- Allmänt*. Publikation U1. 3 vol. Stockholm: Elanders AB.
- Svenskt Vatten (2013b). *Avloppsteknik 2- Reningsprocessen*. Publikation U2. 3 vol. Stockholm: Elanders AB.
- Tchobanoglous, G., D. Stensel, R. Tsuchihashi, F. Burton, M. Abu-Orf, G. Bowden och W. Pfrang (2014). *Wastewater Engineering- Treatment and Resource Recovery*. 5. utg. Vol. 1. New York: Metcalf & Eddy.
- Team Aquafix (2021). *Understanding The Relations between Zoogloea and EPS to Improve Settling*. Aquafix, Inc. URL: <https://teamaquafix.com/eps-zoogloea/> (hämtad 2021-04-06).
- Thompson, G. och C. Forster (2003). "Bulking in activated sludge plants treating paper mill wastewaters". I: *Water Research* 37.11, s. 2636–2644. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135403000769>.
- Tykesson, E. (2019). *Slam och skum prover, Anox Services*. E-mail. (Hämtad 2021-04-06).
- Zinkel, D. (1989). *Natural Products of Woody Plants*. Springer Serier in Wood Science. Springer, Berlin, Heidelberg. 299-304. URL: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-74075-6\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-642-74075-6_10) (hämtad 2021-03-24).



# Appendix

## A WinMOPS-värden för uträkning COD:N:P-kvot

**Tabell 8:** WinMOPS-värden som användes för att beräkna den teoretiskt optimala COD:N:P-kvoten vid Braviken enligt ekvation 4. Alla värden presenteras med tre värdesiffror.

Förkortning	Beskrivning	Enhet	Värde
$GF_{ut}$	Glödgningsrest utgående flöde aktivslam	$[kg/m^3]$	0,688
$Q_{ut}$	Utgående vattenflöde aktivslam	$[m^3/dygn]$	41700
$GF_{R,S}$	Glödgningsrest ingående returslam	$[kg/m^3]$	1,38
$Q_{R,S}$	Utgående vattenflöde returslam	$[m^3/dygn]$	23200
$COD_{in,f}$	Ingående COD till försed.	$[kg/dygn]$	51200
$COD_{ut,u}$	Utgående COD utloppstub	$[kg/dygn]$	5460
$Q_{in,f}$	Ingående vattenflöde till försed.	$[m^3/dygn]$	15200
$Q_{ut,u}$	Utgående vattenflöde utloppstub	$[m^3/dygn]$	26100
$COD_{in}$	Beräknas som $COD_{in,f}/Q_{in,f}$	$[kg/m^3]$	3,36
$COD_{ut}$	Beräknas som $COD_{ut,u}/Q_{ut,u}$	$[kg/m^3]$	0,209

## B WinMOPS-parametrar

**Tabell 9:** Tag-namn, beskrivning, enhet och inhämtning av värde för de parametrar som användes vid PCA och regressionsanalysen. Råv indikerar inhämtning av råvärdesdata (datapunkt uppmäts en gång dagligen) och Int indikerar interpolerat historiskt värde (medelvärde från dygnet där värde uppmäts kontinuerligt under dagen).

Tag i WinMOPS	Beskrivning	Enhet	Värde
1Q2301	VRA Utl Aktivsl Syrehalt Giv	$[mg/l]$	Råv
1F_ASINFLO	VRA Aktivslam In Flöde	$[l/s]$	Int
1F_AVLFLO	VRA Summa Avlopp Flöde	$[l/s]$	Int
3T2411	TMP Uteluft temperatur ÅKC	$[^{\circ}C]$	Int
5FI8044	PM52 Avlopp Totalt _ Flöde	$[l/s]$	Int
53FI20953	PM53 Avlopp Totalt _ Flöde	$[l/s]$	Int
3F2306	TMP G Avlopp Normal TMP1	$[l/s]$	Int
1Q2110	VRA Inl. Förs pH Giv	$[pH]$	Int
1Q2125	VRA Utl. Förs pH Giv	$[pH]$	Int
1SEINFLO1	VRA Selektor IN Flöde	$[m^3/h]$	Int
1BIINFLO1	VRA Försed UT Flöde	$[m^3/h]$	Int
1HIC2115	VRF Fosforsyradosering	$[mg/l]$	Int
1FIC2117	VRF UREA dos	$[mg/l]$	Int
1BIINTOC-TM	VRA Försed UT TOC	$[mg/l]$	Int
1FSEDCOD	VRA Försed IN COD mg/l	$[mg/l]$	Int
53BLEKSUMMA	PM53 Ditionit summa flöden till TMP och PM	$[l/min]$	Int
53BLEK_KVOT	PM53 Ditionit kvot på summa flöden till TMP och PM mot Popeprod	$[kg/ADT]$	Int
5BLEKSUMMA	PM52 Ditionit summa flöden till TMP och PM	$[l/min]$	Int

5BLEK_KVOT	PM52 Ditionit kvot på summa flöde till TMP och PM mot Popeprod	[kg/ADT]	Int
0BLEKSUMMA	Gem Ditionit Totalflöde	[l/min]	Int
2IFLPRODD_A	Ved Internflis Ackumulerad Prod dygn	[m <sup>3</sup> fub/d]	Int
3NASULFKONC	TMP Natriumsulfit (Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ) konc	[g/l]	Int
3FF2316	TMP FMKB Bentonit Kvot	[kg/ADT]	Int
3FIC20022	TMP Sällstation ÄV Produktion Flöde	[m <sup>3</sup> fub/h]	Int
3W20021	TMP G Flismatn. 1 Flöde	[ton/h]	Int
9FI20021	DIP2 Avlopp Flöde	[l/s]	Int
2QI2047	Ved Barkvatten pH	[pH]	Int
5BLKARPH-MDE	PM52 Blandningskar pH lab	[pH]	Int
5QI8053	PM52 KortaCirk pH Giv	[pH]	Int
5INLPH-MDE	PM52 Inloppslåda pH	[pH]	Int
53FK20255	PM53 MAssaB Spec.fyllmedel Kvot ÄV	[kg/ton]	Int
53FF20255	PM53 MassaB Spec.Fyllmedel Flöde	[l/s]	Int
5FI8592	PM52 MassaB Fyllmedel Flöde	[l/s]	Int
5FFIC8592	PM52 MassaB Fyllm askstyrning BV Kvot	[kg/ton]	Int
53BV53TIOS	PM53 Bakvatten Tiosulfat	[mg/l]	Råv
53BV53TIOS-TM	PM53 Bakvatten Tiosulfat	[mg/l]	Råv
5BV52TIOS	PM52 Bakvatten Tiosulfat	[mg/l]	Råv
5BV52TIOS-TM	PM52 Bakvatten Tiosulfat	[mg/l]	Råv
53BV53CA	PM53 Bakvatten Hårdhet Ca	[dH]	Råv
5BV52CA	PM52 Bakvatten Hårdhet Ca	[dH]	Råv
1FSEDFLO1	VRA Försed IN Flöde Totalt	[m <sup>3</sup> /h]	Råv
1LUUTSA	VRA Aktivslam UT SÄ mg/l	[mg/l]	Råv
1LUINSA	Luftningsbassäng IN (17) SÄ mg/l	[mg/l]	Råv
1SEINSA	Selektor IN (16) SÄ mg/l	[mg/l]	Råv
3F29387	TMP G AFH Till Vedhant Flöde	[l/s]	Int
3FI22600	TMP Golvkanal B Flöde	[l/s]	Int

## C Beräknade parametrar

**Tabell 10:** Beräknade parametrar för PCA och regressionsanalysen och vilka Taggar i WinMOPS de baseras på (för fullständig lista över WinMOPS-taggar, se tabell 9).

Beräknad utifrån Tag	Beskrivning	Enhet	Ekv.
5FI8044 och 1F_AVLFLO	Andel av totalflöde från PM52	[%]	10
53FI20953 och 1F_AVLFLO	Andel av totalflöde från PM53	[%]	10
3F2306 och 1F_AVLFLO	Andel av totalflöde från TMP1	[%]	10
1SEINFLO1	HRT i selektorn	[h]	11
1BIINFLO1	HRT i utjämningsbassängen	[h]	11
1FIC2117 och 1BIINTOC-TM	TOC:N-kvot	[100:N mg/l]	12
1HIC2115 och 1BIINTOC-TM	TOC:P-kvot	[100:P mg/l]	14
1FIC2117 och 1FSEDCOD	COD:N-kvot	[100:N mg/l]	13
1HIC2115 och 1FSEDCOD	COD:P-kvot	[100:P mg/l]	15

## D Samtliga standardavvikelser för problemvintrarna

**Tabell 11:** *Standardavvikelser för samtliga problemvintrar jämt mot referensvintern 2017-2018. Undersökta parametrar beskrivs närmre i tabell 9 och 10. Notera att Flismatn. har exkluderats senare i rapporten då den bedömdes vara irrelevant vid närmre undersökning.*

Problemvinter 1		Problemvinter 2		Problemvinter 3	
Beskrivning	$\sigma$	Beskrivning	$\sigma$	Beskrivning	$\sigma$
PM52 Blandningskar pH lab	1,546	PM52 Blandningskar pH lab	1,951	VRA Inl. Förs pH Giv	-1,821
VRA Försed IN Flöde Totalt	-1,399	VRA Inl. Förs pH Giv	-1,871	VRA Försed IN Flöde Totalt	-1,781
TMP G Avlopp Normal TMP1	1,354	DIP2 Avlopp Flöde	-1,863	PM52 Blandningskar pH lab	1,740
DIP2 Avlopp Flöde	-1,331	PM52 KortaCirk pH Giv	1,739	TMP G Flismatn. 1 Flöde	-1,730
Andel TMP	1,329	VRF Fosforsyradosering	1,674	VRA Försed UT Flöde	-1,691
PM52 Inloppslåda pH	1,327	VRA Försed IN Flöde Totalt	-1,663	DIP2 Avlopp Flöde	-1,645
VRA Försed UT TOC	1,316	TMP Golvkanal B Flöde	1,463	PM52 KortaCirk pH Giv	1,488
VRA Inl. Förs pH Giv	-1,240	VRA Försed UT Flöde	-1,369	HRT utjämningsbassäng	1,442
VRA Försed IN COD mg/l	1,217	HRT utjämningsbassäng	1,367	VRA Aktivslam In Flöde	-1,350
VRA Summa Avlopp Flöde	1,205	PM52 Inloppslåda pH	1,344	PM52 Inloppslåda pH	1,248
TMP Golvkanal B Flöde	1,201	TMP Uteluft temperatur ÅKC	1,295	VRA Selektor IN Flöde	-1,242
COD:P	-1,177	TOC:P	1,218	PM52 Bakvatten Tiosulfat	1,224
COD:N	-1,120	TMP G Flismatn. 1 Flöde	-1,084	Luftningsbassäng IN (17) SÄ mg/l	1,210
TOC:P	-1,100	PM53 Avlopp Totalt_Flöde	-1,050	TMP Golvkanal B Flöde	-1,150
TOC:N	-1,061	Andel PM53	-0,986	HRT selektor	1,128
VRF UREA dos	0,988	HRT selektor	0,933	Andel PM52	1,112
Andel PM53	-0,882	VRA Selektor IN Flöde	-0,916	Ved Barkvatten pH	1,050
VRA Aktivslam UT SÄ mg/l	0,790	VRA Aktivslam In Flöde	-0,916	PM52 Avlopp Totalt_Flöde	1,034
VRA Utl. Förs pH Giv	-0,783	PM52 Bakvatten Tiosulfat	0,905	PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,894
VRA Försed UT Flöde	-0,747	VRA Aktivslam UT SÄ mg/l	0,887	TOC:P	0,792
VRA Utl Aktivsl Syrehalt Giv	-0,736	VRA Försed UT TOC	0,872	TMP G AFH Till Vedhant Flöde	0,785

PM52 Bakvatten Tiosulfat	0,712	VRA Utl Aktivsl Syrehalt Giv	-0,857	PM52 MassaB Fyllm askstyrning BV Kvot	0,759
Luftningsbassäng IN (17) SÄ mg/l	0,708	TMP G AFH Till Vedhant Flöde	0,823	TOC:N	0,752
Andel PM52	-0,683	COD:N	-0,744	PM52 MassaB Fyllmedel Flöde	0,725
Ved Barkvatten pH	-0,632	Ved Barkvatten pH	0,741	VRA Utl. Förs pH Giv	-0,715
HRT utjämningsbassäng	0,612	TMP G Avlopp Normal TMP1	0,712	VRA Försed UT TOC	-0,712
TMP Natriumsulfat (Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ) konc	0,591	VRA Utl. Förs pH Giv	0,696	VRA Försed IN COD mg/l	-0,690
PM53 Avlopp Totalt_Flöde	-0,534	Andel TMP	0,692	COD:N	-0,675
PM53 MassaB Spec.fyllmedel Kvot ÄV	0,486	PM52 Ditionit kvot på summa flöde till TMP och PM mot Popeprod	0,655	TMP Uteluft temperatur ÅKC	0,650
PM52 Ditionit kvot på summa flöde till TMP och PM mot Popeprod	0,413	PM52 Ditionit summa flöden till TMP och PM	0,642	PM52 Ditionit kvot på summa flöde till TMP och PM mot Popeprod	0,606
PM53 MassaB Spec.Fyllmedel Flöde	0,410	PM52 Bakvatten Tiosulfat	0,637	TMP FMKB Bentonit Kvot	-0,566
TMP G Flismatn. 1 Flöde	-0,400	TMP FMKB Bentonit Kvot	-0,588	PM52 Ditionit summa flöden till TMP och PM	0,566
PM52 Ditionit summa flöden till TMP och PM	0,395	PM52 Bakvatten Hårdhet Ca	-0,500	COD:P	-0,551
PM52 Bakvatten Tiosulfat	0,356	PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,459	Gem Ditionit Totalflöde	0,523
TMP Uteluft temperatur ÅKC	0,356	TOC:N	-0,453	PM53 Avlopp Totalt_Flöde	-0,522
TMP Sällstation ÄV Produktion Flöde	0,325	VRA Summa Avlopp Flöde	0,449	PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,503
PM52 KortaCirk pH Giv	0,311	VRA Försed IN COD mg/l	-0,399	VRA Utl Aktivsl Syrehalt Giv	0,471
Gem Ditionit Totalflöde	0,271	PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,318	VRF Fosforsyradosering	0,435
TMP G AFH Till Vedhant Flöde	-0,266	Ved Internflis Akkumulerad Prod dygn	0,302	PM52 Bakvatten Tiosulfat	0,420

PM52 Avlopp Totalt_Flöde	-0,245	Luftningsbassäng IN (17) SÄ mg/l	-0,292	Andel PM53	-0,394
VRA Aktivslam In Flöde	-0,227	TMP Natriumsulfat (Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ) konc	-0,285	TMP Sällstation ÄV Produktion Flöde	-0,386
VRA Selektor IN Flöde	-0,227	Gem Ditionit Totalflöde	0,267	PM53 Bakvatten Hårdhet Ca	0,348
PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,203	Selektor IN (16) SÄ mg/l	0,263	VRA Aktivslam UT SÄ mg/l	0,341
PM52 MassaB Fyllm askstyrning BV Kvot	-0,176	Andel PM52	-0,263	TMP Natriumsulfat (Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> ) konc	-0,319
HRT Selektor	0,158	PM52 MassaB Fyllm askstyrning BV Kvot	-0,240	Ved Internflis Ackumulerad Prod dygn	-0,289
Ved Internflis Ackumulerad Prod dygn	-0,146	PM53 Ditionit summa flöden till TMP och PM	-0,238	VRA Summa Avlopp Flöde	-0,279
TMP FMKB Bentonit Kvot	-0,145	TMP Sällstation ÄV Produktion Flöde	0,226	PM52 Bakvatten Hårdhet Ca	-0,252
VRF Fosforsyradosering	0,137	COD:P	-0,211	PM53 Ditionit kvot på summa flöden till TMP och PM mot Popeprod	0,211
PM52 Bakvatten Hårdhet Ca	-0,126	VRF UREA dos	0,158	Andel TMP	-0,196
PM53 Bakvatten Hårdhet Ca	-0,115	PM53 MassaB Spec.fyllmedel Kvot ÄV	0,119	TMP G Avlopp Normal TMP1	-0,166
PM53 Bakvatten Tiosulfat	0,103	PM53 Bakvatten Hårdhet Ca	0,112	PM53 MassaB Spec.Fyllmedel Flöde	-0,131
PM53 Ditionit summa flöden till TMP och PM	-0,082	PM53 Ditionit kvot på summa flöden till TMP och PM mot Popeprod	-0,083	PM53 Ditionit summa flöden till TMP och PM	0,088
Selektor IN (16) SÄ mg/l	0,080	PM53 MassaB Spec.Fyllmedel Flöde	-0,019	VRF UREA dos	0,074
PM52 MassaB Fyllmedel Flöde	0,060	PM52 MassaB Fyllmedel Flöde	-0,019	Selektor IN (16) SÄ mg/l	-0,051

PM53 Ditionit kvot på summa flöden till TMP och PM mot Popeprod	0,028	PM52 Avlopp Totalt_Flöde	-0,004	PM53 MAssaB Spec.fyllmedel Kvot ÄV	0,045
---	-------	--------------------------	--------	------------------------------------	-------

## E Mätvärden

**Tabell 12:** Datum, klockslag, beräknad densitet, beräknad massa per droppe, radie för byrett, volym för droppe och uträkning till korrigeringsfaktor för beräkning av ytspänning. Storheterna mättes i labb och klockslag indikerar tiden då provet togs från respektive bassäng.

Datum [yyyy-mm-dd]	Klockslag [mm:ss]	$\rho$ [g/cm <sup>3</sup> ]	$m$ droppe [g]	$r$ byrett [cm]	$V$ droppe [cm <sup>3</sup> ]	$r/V^{1/3}$
Utjämningsbassäng						
2021-02-08	07:25	0,984	0,0592	0,505	0,0602	1,289
2021-02-09	07:22	0,970	0,0592	0,505	0,0610	1,283
2021-02-10	07:35	0,972	0,0592	0,505	0,0609	1,284
2021-02-11	07:30	0,980	0,0592	0,505	0,0604	1,287
2021-02-12	07:26	0,984	0,0592	0,505	0,0601	1,289
2021-02-15	07:26	0,985	0,0592	0,505	0,0601	1,289
2021-02-16	07:27	0,978	0,0492	0,505	0,0503	1,368
2021-02-17	07:28	0,979	0,0471	0,505	0,0481	1,389
2021-02-18	07:30	0,978	0,0465	0,505	0,0475	1,394
2021-02-19	07:29	0,980	0,0469	0,505	0,0478	1,392
2021-02-22	07:25	0,978	0,0479	0,505	0,0489	1,381
2021-02-23	07:35	0,977	0,0470	0,505	0,0481	1,388
2021-02-24	07:27	0,979	0,0478	0,505	0,0488	1,382
2021-02-25	07:29	0,978	0,0481	0,505	0,0492	1,379
2021-02-26	07:45	0,976	0,0480	0,505	0,0493	1,378
Selektor						
2021-02-08	07:40	1,190	0,0632	0,350	0,0531	0,931
2021-02-09	07:31	0,988	0,0506	0,505	0,0512	1,360
2021-02-10	07:40	0,974	0,0501	0,505	0,0515	1,358
2021-02-11	07:36	0,982	0,0486	0,505	0,0494	1,376
2021-02-12	07:35	0,983	0,0500	0,505	0,0509	1,363
2021-02-15	07:34	0,972	0,0494	0,505	0,0509	1,363
2021-02-16	07:36	0,979	0,0485	0,505	0,0496	1,375
2021-02-17	07:35	0,974	0,0457	0,505	0,0469	1,400
2021-02-18	07:37	0,977	0,0468	0,505	0,0479	1,391
2021-02-19	07:37	0,973	0,0468	0,505	0,0481	1,389
2021-02-22	07:33	0,974	0,0488	0,505	0,0501	1,370
2021-02-23	07:43	0,981	0,0477	0,505	0,0486	1,384
2021-02-24	07:33	0,979	0,0488	0,505	0,0499	1,372
2021-02-25	07:35	0,973	0,0492	0,505	0,0506	1,366
2021-02-26	07:50	0,973	0,0500	0,505	0,0514	1,358

**Tabell 13:** Datum, korrigeringsfaktor beräknad ytspänning, pH, vattentemperatur vid inhämtning och DO vid inhämtning. pH och ytspänning mättes och beräknades i labb medan temp och DO uppmättes på plats vid inhämtning.

Datum [yyyy-mm-dd]	$\psi$	Ytspänning [mN/m]	pH	Temp [°C]	DO [mg/L]
Utjämningsbassäng					
2021-02-08	0,642	28,526	5,97	27,0	0,48
2021-02-09	0,644	28,454	6,20	31,8	0,38
2021-02-10	0,644	28,464	6,42	29,6	0,49
2021-02-11	0,643	28,504	6,15	30,6	0,46
2021-02-12	0,642	28,528	6,12	31,7	0,33
2021-02-15	0,642	28,530	6,06	31,9	0,35
2021-02-16	0,615	24,769	5,92	33,2	0,37
2021-02-17	0,607	24,028	6,19	31,9	0,47
2021-02-18	0,604	23,808	6,21	33,1	0,28
2021-02-19	0,605	23,948	6,31	33,4	0,30
2021-02-22	0,610	24,285	5,83	33,5	0,30
2021-02-23	0,607	23,975	6,14	34,4	0,28
2021-02-24	0,609	24,279	6,57	29,2	0,25
2021-02-25	0,611	24,381	6,29	33,4	0,33
2021-02-26	0,611	24,342	6,26	33,8	0,28
Selektor					
2021-02-08	0,168	167,889	7,66	21,0	0,24
2021-02-09	0,618	25,351	7,55	24,2	5,86
2021-02-10	0,619	25,064	7,53	NA	NA
2021-02-11	0,612	24,568	7,54	24,4	NA
2021-02-12	0,617	25,094	7,44	22,5	NA
2021-02-15	0,617	24,821	7,46	23,1	5,33
2021-02-16	0,612	24,527	7,36	26,1	4,93
2021-02-17	0,602	23,491	7,44	25,5	5,21
2021-02-18	0,606	23,906	7,37	25,0	5,60
2021-02-19	0,607	23,874	7,38	25,8	5,75
2021-02-22	0,614	24,602	7,37	25,3	6,78
2021-02-23	0,608	24,240	7,38	26,3	5,51
2021-02-24	0,613	24,634	7,45	22,8	6,81
2021-02-25	0,616	24,734	7,37	25,5	6,27
2021-02-26	0,618	25,025	7,46	26,0	6,48

**Tabell 14:** Datum, suspenderade ämnen, ekvivalenspunkt vid titrering och beräknad ytladdning för slampartikeln. SÄ uppmättes av författaren tisdag och torsdag medan labbpersonal vid Braviken utförde uppmätningen måndag, onsdag och fredag. Ekvivalenspunkt indikerar kolloidal ytladdning, ytladdning indikerar slampartikelns ytladdning.

Datum [yyyy-mm-dd]	SÄ [g/l]	Ekvivalens [ $\mu\text{eq/l}$ ]	Ytladdning [meq/g SÄ]
Utjämningsbassäng			
2021-02-08	0,152	-328	-2,158
2021-02-09	0,150	-368	-2,453
2021-02-10	0,098	-478	-4,878
2021-02-11	0,138	-460	-3,333
2021-02-12	0,192	-450	-2,344
2021-02-15	0,186	-377	-2,027
2021-02-16	0,112	-310	-2,768
2021-02-17	0,222	-377	-1,698
2021-02-18	0,234	-348	-1,487
2021-02-19	0,200	-302	-1,510
2021-02-22	0,254	-346	-1,362
2021-02-23	0,144	-352	-2,444
2021-02-24	0,214	-362	-1,692
2021-02-25	0,136	-347	-2,551
2021-02-26	0,158	-360	-2,278
2021-03-01	0,260	-412	-1,585
2021-03-02	0,108	-468	-4,333
2021-03-03	0,270	-432	-1,600
2021-03-04	0,102	-465	-4,559
2021-03-05	0,646	-525	-0,813
Selektor			
2021-02-08	0,336	-432	-1,286
2021-02-09	0,296	-432	-1,459
2021-02-10	0,308	-555	-1,802
2021-02-11	0,260	-511	-1,965
2021-02-12	0,284	-470	-1,655
2021-02-15	0,858	-602	-0,702
2021-02-16	0,624	-448	-0,718
2021-02-17	0,664	-475	-0,715
2021-02-18	0,432	-460	-1,065
2021-02-19	0,548	-442	-0,807
2021-02-22	0,960	-450	-0,469
2021-02-23	0,476	-425	-0,893
2021-02-24	0,692	-468	-0,676
2021-02-25	0,396	-385	-0,972
2021-02-26	0,428	-415	-0,970
2021-03-01	0,656	-482	-0,735
2021-03-02	0,644	-526	-0,817
2021-03-03	0,500	-549	-1,098



2021-03-04	0,188	-607	-3,229
2021-03-05	0,324	-657	-2,028

## F Anteckningar

**Tabell 15:** *Anteckningar och tankar från författaren vid mikroskopering av vattenproverna.*

Datum [yyyy-mm-dd]	Kommentar mikroskopering
Utjämningsbassäng	
2021-02-08	Hittade inget anmärkningsvärt
2021-02-09	Kanske lite mer bakterier än igår.
2021-02-10	Ser ut ungefär som igår. Hittade något trådaktivt som skulle kunna vara en filamentbildande bakterie, men absolut inte säker.
2021-02-11	Såg en del små trådar. Kan vara filament men kan också vara fiber. Annars såg det ut ungefär som vanligt.
2021-02-12	Såg generellt bra ut. Rätt mycket småfiber, troligen mer än igår. Såg en trolig rotatorie som var inaktiv.
2021-02-15	Rätt mycket småfiber och en del större bitar. Annars ser det ut som det brukar.
2021-02-16	Mindre småfiber jämfört med igår. Ser generellt bra ut, inget att anmärka på.
2021-02-17	Ser generellt bra ut. Hittade ett barr med små filamenttrådar. Annars en del början till små flockar.
2021-02-18	Små flockar. Någon med mindre filament på. Mindre fiber än igår.
2021-02-19	En liten del småfiber. Lite flockar här och där.
2021-02-22	Utjämnings ser fin ut. Mindre fiber än tidigare. En del fria flockar
2021-02-23	Färre flockar än igår. Liten mängd fiber. Såg en orörlig mikroorganism och filament mellan några flockar.
2021-02-24	Ser rätt fint ut. En del halvstora flockar och en del filament. Inte så mycket fiber. Rätt mycket filament jämfört med igår.
2021-02-25	Ser rätt bra ut. Vissa små flockar, rätt lite filament.
2021-02-26	Inte mycket organiskt och nästan inga filament. Rätt lite fiber.
Selektor	
2021-02-08	Mycket fiber. Hittade en filamenttråd. Hittade något oidentifierat djur, troligen Cilliat.
2021-02-09	Ser en del potentiella filament i slammet. Lena hjälpte mig identifiera. Inga jättemängder, men de verkar finnas där. Hittade kanske 5-6 st.
2021-02-10	Hittade en del figurer som ser ut som filamentbildande bakterier. Många frisimmande bakterier, som det ska vara.
2021-02-11	Lite småtrådar vid mikroskopering. Såg generellt bra ut.
2021-02-12	Selektorn ser bra ut idag. Inget anmärkningsvärt
2021-02-15	Många flockar, troligen orsak till att vattnet från selektorn är väldigt mörkt idag jämfört med tidigare. Många flockar innehöll filament
2021-02-16	Många flockar. En del filamentbildande bakterier.
2021-02-17	En del flockar. Rätt mycket fiber. Hittade några flockar med misstänkta filament på.
2021-02-18	Mer fiber. En del små filament och flockar. Såg rätt generellt ut.
2021-02-19	Lite mer fiber, ungefär som igår. En del små flockar. Hittade rätt lite filament, men några.
2021-02-22	Mycket materia, ser "skräpigt" ut. Många stora flockar. Mycket fiber.

2021-02-23	Mindre flockar än igår. Fortfarande en del småfiber. Inget anmärkningsvärt
2021-02-24	Rätt stora flockar. Fortfarande rätt mycket fiber. En del filamenttrassel men inget problematiskt. Hittade en del små djur. De flesta var aktiva, något jag inte sett förut i selektorn.
2021-02-25	Rätt mycket fiber. Såg en simmare som var för snabb för att ta kort på, men den var oval. Enligt Lena låter det som en Flagellat. Skräpig intryck, mycket organiska ämnen som inte bildat några större flockar.
2021-02-26	En flagellat simmade förbi. Såg en maskliknande figur. Inte så mycket stora flockar och inte lika mycket liv som igår.

**Tabell 16:** Tankar och noteringar från författaren vid inhämtning av vattenproverna och utförande av mätningar.

Datum [yyyy-mm-dd]	Kommentarer provtagning
2021-02-08	Inte tillförlitliga värden på ytspänning. Ska i framtiden använda annat rör för utförande. Ytladdning mäts nu 08:45 framöver. ASP såg bra ut idag. Dock mycket skum i selektor eftersom viss mängd hade passerat selektor. Lena hade noterat filamentbildande bakterier i Fredags. DO ej tillförlitligt då det fick konstigt värde vid mätning i testburk. Ska prova att mäta direkt i bassängen imorgon istället. pH kan vara lite lurigt också, osäker om jag lät den stabilisera sig ordentligt.
2021-02-09	Fortfarande inte jättebra värden för DO. Ska prova att fästa mätaren på en pinne imorgon istället. Vid provtagning såg det ut som igår, inget anmärkningsvärt. Lite blåsigt och rått ute.
2021-02-10	Utjämningsbassängen såg bra ut. Nästan mindre skum än vanligt. Få luftare igång enligt Hans. Inget att anmärkningsvärt med selektorn. Vädret är kallt och vindstilla.
2021-02-11	Mer vindstilla idag än tidigare. Både PM52 och PM53 står stilla på grund av de höga elpriserna. Fortfarande svårt att mäta DO. Ska försöka få in mätaren längre ut och djupare ner i bassängen. Måste också vara med på att mätaren aldrig stabiliserar sig helt i selektorn.
2021-02-12	Båda bassängerna såg fina ut, både enligt mig och Hans. Fortsatt svårt att mäta DO i selektorn. Fint väder, vindstilla.
2021-02-15	Allt såg bra ut vid provtagning. Selektorns vatten möjligtvis lite mörkare än vanligt. Lite mer skum i utjämningsbassängen men inget som ser galet ut. Vatten från MBBR var väldigt rött.
2021-02-16	Såg bra ut på båda ställena. Ytluftaren såg ut att jobba på lågvarv i utjämningsbassängen.
2021-02-17	Allt såg fint ut vid provtagning. Frågade Hans om vinterns vattenrening, han tycker den gått väldigt bra. De har haft färre luftare igång vilket lett till högre temperatur i vattnet jämfört med tidigare.
2021-02-18	Utjämningsbassängen lite löddrigare än igår, men inget anmärkningsvärt. Klart väder ute. I selektorn var vattnet turbulent vid mätning, annars gick allt bra.
2021-02-19	Inget att anmärka på.
2021-02-22	Allt såg bra ut vid hämtningen. Varmare i luften nu. Selektorn hade ett väldigt mörkt prov.
2021-02-23	De hade släppt på vatten från PM52 så det var rätt högt flöde in. Selektorn och utjämningsbassängen såg båda bra ut. Vi tog en annan rutt idag så det blev lite senare tid för inhämtning av proverna.
2021-02-24	Mycket skum i utjämningsbassängen, men det var vitt så inte den problematiska typen av skum. Selektorn såg ut som vanligt. Varmt väder, vindstilla.

2021-02-25	Klart väder, varmt ute. Lite mindre skum i utjämningsbassängen jämfört med igår.
2021-02-26	Proven hämtades senare idag då det hade blivit ett missförstånd och någon hade lånat provtagningsbilen. Annars klart väder, varmt ute. Rätt blåsig.