



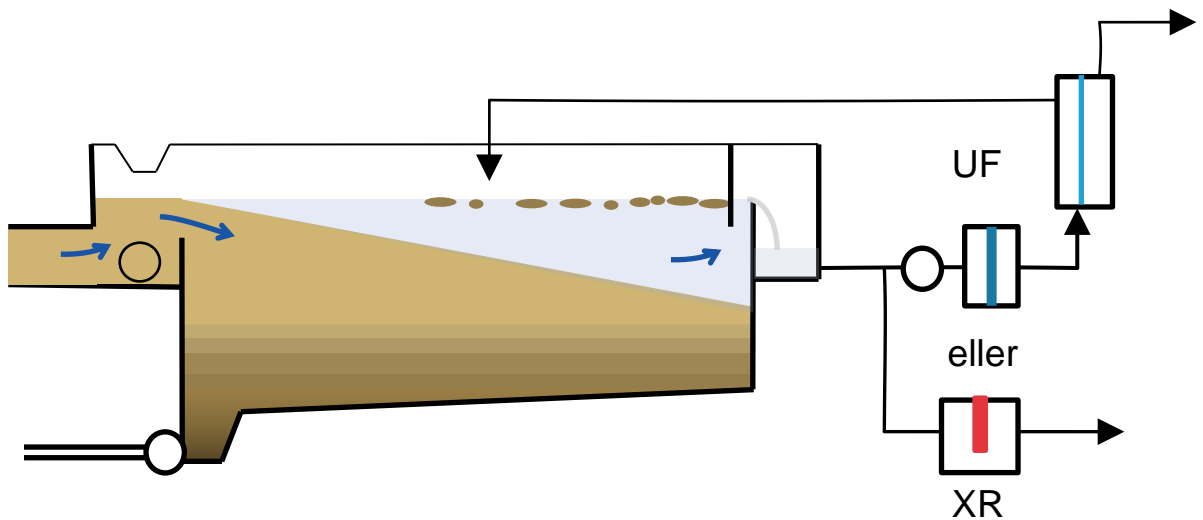
Intermittent högflödesrening för bräddvatten



VA-kluster Mälardalen

Erik Levlin

Januari 2020



KTH Kungliga Tekniska Högskolan
Skolan för Arkitektur och Samhällsbyggnad
Institutionen för Hållbar Utveckling, Miljövetenskap och Teknik
Avdelningen för Vatten och Miljöteknik
Forskargruppen VA-teknik: Vatten, Avlopp och Avfall

TRITA-ABE-RPT-205
ISBN: 978-91-7873-444-3



Intermittent högflödesrening för bräddvatten

Erik Levlin

Avdelningen för Vatten och miljöteknik
Institutionen för Hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik
Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad
KTH, Kungliga Tekniska Högskolan

Innehållsförteckning

Bakgrund	1
Kostnad för bräddvattenrening	2
Bräddvattenmätning	2
Decentraliserad eller centraliserad rening	3
Bräddvattnets karaktär	3
Urvalskriterier	3
Sedimenterings och lagringstank	3
Virvelströmsteknik	5
Lamellsedimentering	6
Fällning med koaguleringsmedel	6
Galler och silar	6
Luftbubbelflotation	8
Lamellsedimentering och filtrering	8
Absorptionsfilter	9
Membranteknik	9
Enkel reningsteknik med filtersäck	10
Desinfektion	11
Bedömning	12
Referenser	13

Bakgrund

Bräddavlopp främst från kombinerade avloppssystem är ett stort miljöproblem främst i orter med kombinerat avloppssystem. Utsläpp av orenat avloppsvatten vid bräddning utgör en stor tillförsel av näringsämnen, organiskt material, föroreningar, patogener, skräp, etc. till sjöar och vattendrag. Nationellt beräknas volymen bräddvatten 2006 ligga mellan 26 och 30 Mm³ (Länsstyrelsen Gävleborg. 2009). Bräddning vid reningsverket uppgår till 1,53 % av den totala tillrinningen. Utsläpp av fosfor från bräddningar 2006 beräknas ligga mellan 30 och 42 ton vilket är mellan 7,4 och 9,6 % av reningsverkens totala utsläpp till havet. Utsläpp av kväve 2006 till havet beräknas ligga mellan 220 och 300 ton vilket är mellan 1,1 och 1,5 % av reningsverkens totala utsläpp till havet på 20 000 ton. Av det totala utsläppet från antropogena

källor till havet beräknas fosfor som kommer från bräddningar uppgå till mellan 1,4 och 1,9 % och kväve till ca 0,3 %.

Inom VA-kluster Mälardalen har projektet Minimering av utsläpp av föroreningar från bräddning med intermittent höglödesrening initierats för att studera processer för bräddvattenrening. Mindre marginaler på grund av nya krav (BSAP, Vattendirektivet) medför att minimering av utsläpp av föroreningar från bräddning blir betydelsefullt. Syftet är att studera reningsprocesser som kan klara av att rena stora intermittenta flöden så att dessa kan bräddas utan att recipienten förorenas och utan att belasta den ordinarie reningsprocessen. Viktiga frågeställningar är skalfördelar och driftskomplexitet och om tekniken är lämpad att använda för bräddvattenrening på ledningsnätet eller på reningsverket?

Denna litteraturstudie kan utgöra underlag för fortsatta försök med lovande processalternativ givet att ytterligare finansiering erhålls från VA-organisationer. Dessa försök kan med fördel utföras i laboratorie- eller i pilotskala, då stora flöden från regn förekommer så regelbundet att försök i ett ordinarie avloppssystem inte blir tillräckligt reproducerbara för att kunna jämföra olika processalternativ.

Kostnad för bräddvattenrening

Kraven för en intermittent höglödesreningsprocess är att den skall rena stora flöden till låg kostnad samt att den skall fungera även om den under långa perioder inte behöver användas. Däremot behöver den inte uppfylla alltför stränga reningskrav då utsläppskraven baseras på det sammanlagda utsläppet med den ordinarie reningsprocessen som renar den större delen av avloppsvattenvolymen. Vid val av reningsprocess bör kostnad för driftskontroll av utrustningen beaktas. Utrustning som fungerar passivt utan att en maskinell utrustning startas vid bräddningstillfället, behöver inte driftskontrolleras lika regelbundet som utrustning vars funktion är beroende på maskinell utrustning som t.ex. pumpar, vilket därmed ger en högre driftskostnad. Kostnad för driftskontroll av utrustning som är placerad på reningsverket torde vara lägre än för utrustning som är placerad ute på ledningsnätet.

Vid val av bräddvattenrening är investerings- och driftskostnad jämfört med reningseffekten viktiga parametrar. En avancerad reningsanläggning med hög investeringskostnad som enbart används vid enstaka tillfällen ger en hög kapitalkostnad per m³ renat avlopp. Eftersom reningsprocessen endast används vid bräddningstillfällen, blir kapitalkostnaden per driftstimme hög i jämförelse med en kontinuerlig process. Om bräddning sker under X % av drifttiden blir kapitalkostnaden per driftstimme 100/X gånger större jämfört med en process som körs kontinuerligt. En reningsprocess med låg kapitalkostnad men hög driftskostnad kan därför vara att föredra för bräddvattenrening.

Bräddvattenmätning

För att bedöma behovet av bräddvattenrening behöver man kunna mäta bräddningen. Flödesmätare i bräddningspunkterna är dyra och svåra att underhålla så att de fungerar vid bräddningstillfällen. En metod är att använda nivåmätare vid bräddningspunkterna (Bengtsson Sjörs, 2014). Modeller för flödet i avloppssystemet kombinerat med temperaturmätare som kan avgöra varaktigheten av bräddningar utgör en kostnadseffektiv metod för att bedöma bräddningen (Montserrat et al., 2017). En temperaturmätare placeras i avloppflödet och en i utflödet från bräddningspunkt och vid bräddningstillfällen när båda mätarna är nedsänkta i avloppsvattnet visar båda temperaturmätarna samma temperatur. Modellen för flödet i avloppssystemet kan sedan kalibreras utifrån kännedom om bräddningstillfallenas varaktighet.

Decentraliserad eller centraliserad rening

Med bräddning avses utsläpp av avloppsvatten beroende på hydraulisk överbelastning vid t.ex. kraftiga regn då ledningsnät och/eller reningsverket inte klarar av att hantera de stora mängderna avloppsvatten. Det förekommer även nödutsläpp då avloppsvatten bräddas beroende på driftstörningar eller underhållsarbete. Bräddvattenrening kan utföras centralt vid avloppsreningsverket eller vid bräddningspunkter i ledningsnätet. Den bästa potentialen för att er hålla kostnadseffektivt skydd är att göra en avvägning mellan centraliserad och decentraliserad system och mellan bräddvattenlagring och rening (Geiger, 1998). En viktig faktor är ledningsnätets och reningsverkets kapacitet jämfört med torrvädersflödet. Kostnaden för att öka kapaciteten i ledningsnätet skall vägas mot kostnaden för decentraliserad behandling.

Bräddvattnets karaktär

Vid extrema flöden p.g.a. regnfall har bräddvattnet i början ”första flush” karaktär av spillvatten ”uppkoncentrerat” med avlagringar från ledningsnätet varvid halten suspenderat material är högre än för avloppsvatten vid torrflöde för att sedan alltmer få karaktären av ett dagvatten p.g.a. utspädning (Barco et al., 2008). Behandlingsteknik kan baseras på uppsamling av ”första flush” och rening av det efterkommande flödet. Bräddvattnets kvalitet beror av hur mycket slam som finns i ledningarna när första flödestoppen kommer (Bengtsson Sjors, 2014). Ett kraftigt regn i ett dagvattenpåverkat avloppssystem kan få samma effekt som att manuellt spola ledningen.

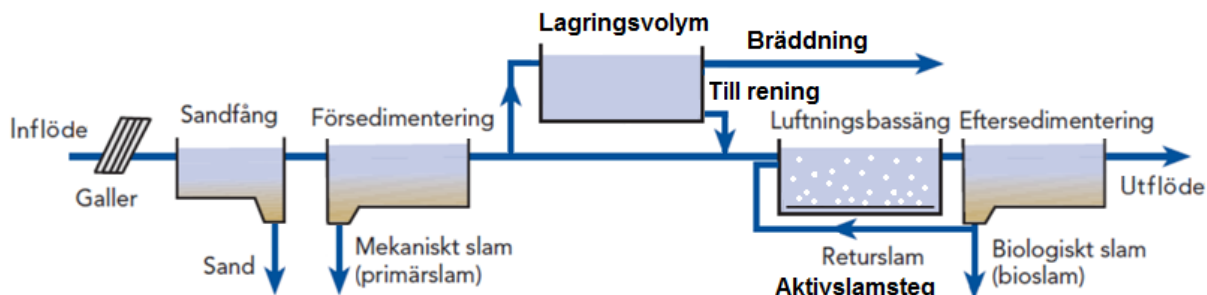
Urvalskriterier

Sju urvalskriterier för val av behandlingstekniker för bräddvatten är (Scherrenberg, 2006):

- Anläggningen måste kunna fungera efter långa perioder utan inkommande vatten
- Anläggningen måste kunna hantera stora variationer i flödes hastighet och variationer i föroreningsbelastning orsakad av första spoleffekten
- Anläggningen skall kunna startas inom ett par minuter
- Avancerad avlägsnande av SS är nödvändigt
- Kemisk dosering bör minimeras
- Anläggningen måste ta liten plats och inte orsaka störningar på omgivningen
- Underhållskostnaderna måste vara så låga som möjligt

Sedimenterings och lagringstank

Bräddning kan motverkas genom att lagra överskottsflöden i bassänger för att senare föras till ett kombinerat avloppssystem eller till avloppsreningsverket (El Samrani et al., 2008). Figur 1 visar lagringsbassäng vid reningsverket där bräddflödet lagras för att senare återföras till reningsverket. Speciellt aktivslamsteget behöver skyddas för att inte slammet skall spolat ut vid för stora flöden. Om flödet är så stort att bassängen blir full kan flödet bräddas.



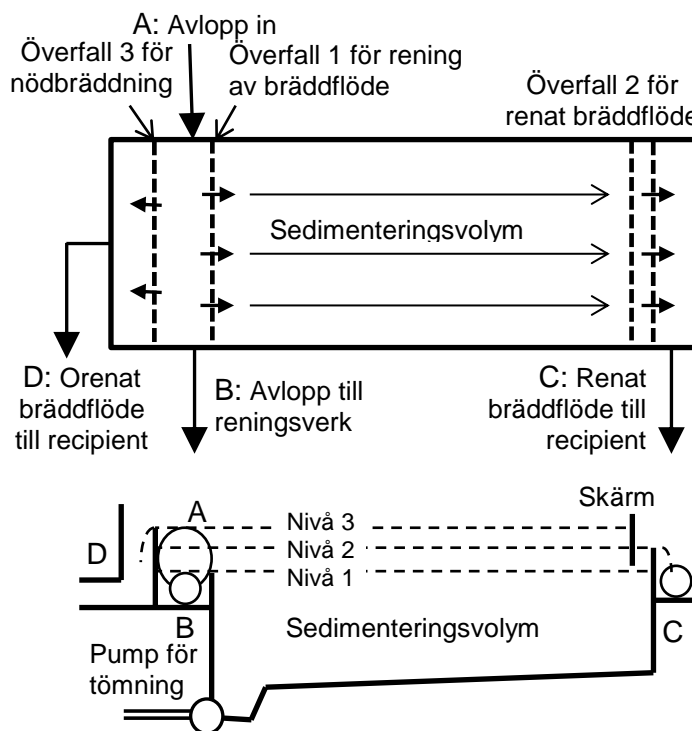
Figur 1. Lagringsbassäng vid reningsverk där bräddflöde kan lagras.

Lagringsbassänger som volym för lagring och även för bräddvattenrening genom sedimentering kan användas såväl i ett reningsverk som ute i ledningsnätet (Zukovs och Marsalek, 2004). Om den används vid bräddningspunkter i ledningsnätet kan den kompletteras med rengaller och desinfektion av utflödet. Om den anläggs i reningsverket tas bräddflödet ut efter reningsverkets rengaller och om reningsverket har desinfektion av utflödet går utflödet till reningsverkets desinfektionssteg. Vid extremflöden avlägsnas partiklar från bräddflödet genom sedimentering enligt:

1. När extremflöde uppkommer fylls tanken.
2. När tanken är fylld bräddas flödet
3. Tanken blir då en sedimenteringsvolym som renar som bräddflödet
4. När extremflödet upphört pumpas tankens innehåll till reningsverket

En sedimenterings- och lagringstank kan utformas utan maskinell utrustning som skall starta när flödet i ledningsnätet blir så stort att det blir bräddning, vilket gör att utrustningen blir mycket driftssäker. Pumpen för att pumpa tankens innehåll till reningsverket måste kontrolleras, men om den inte skulle fungera vid ett bräddningstillfälle så finns det tid att fixa den innan nästa bräddningstillfälle inträffar.

Sedimenterings- och lagringstankar är en ofta använd metod för decentraliserad bräddflödesrening i ledningsnätet (Brombach et al., 2008). Tanken (se figur 2) har tre överfall som styr processen. Avloppet till reningsverket har en flödeskontroll med ett rör med mindre diameter och därmed mindre kapacitet än inflödet. Om inflödet blir större än kapaciteten på utflödet stiger nivån så att den går över överfall 1 och tanken fylls. Om nivån i tanken går över överfall 2 som ligger i botten änden bräddas ett genom sedimentering renat flöde som går ut i recipienten. För att skapa ett jämnt flöde genom tanken så att det sedimenterade materialet inte spolas ut i recipienten vid ett alltför stort flöde kan överfall 2 konstrueras så att flödet är



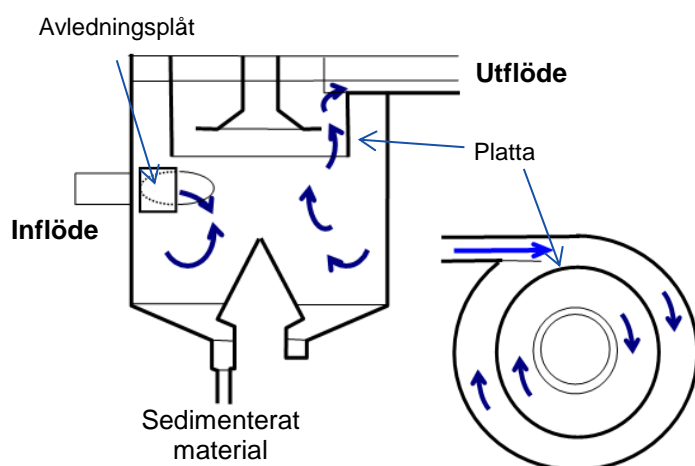
Figur 2. Bräddflödesrening med sedimenterings- och lagringstank.

densamma oavsett nivå över överfallsnivån. För att inte i tanken skall svämma över vid ett allt för stort inflöde finns vid inloppet ett nödöverfall, överfall 3, som ligger på en högre nivå än överfall 1 och 2. På sedimenteringstankens botten finns en pump som pumpar innehållet till reningsverket när bräddningen upphört. Tanken skall även förses med skärm för att förhindra att föroreningar som flyter upp till ytan följer ut med det renade bräddvattnet (Cigana et al., 1998).

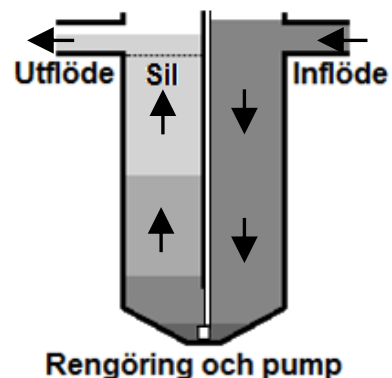
En sedimenteringsprocess kan utformas som ett schakt (se figur 3) där vattnet i den ena halvan av schaktet strömmar nedåt för att sedan vända och gå uppåt varvid sedimentet samlas på botten av schaktet (Giberson, 2011). Före utloppet finns en sil och på botten finns utrustning för rengöring och pump för tömning när bräddflödet upphört.

Virvelströmsteknik

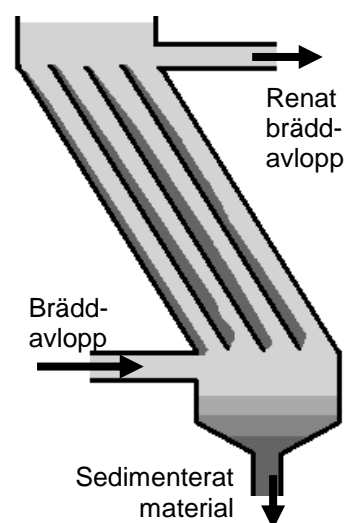
Virvelavskiljare som Storm King® som visas i figur 4 är exempel på virvelavskiljares, som används för behandling av bräddvatten (Andoh et al., 2002, Faram och Harwood, 2000). Hydrodynamisk virvelseparation används för att avlägsna suspenderade ämnen och andra lätt sedimenterbara partiklar som har en specifik densitet som skiljer sig från vattnets densitet (Andoh och Saul, 2003). Vid stora flöden avleds bräddvatten från huvudavloppsledningen till virvelavskiljaren som fylls upp. Bräddvattnet går i virvelavskiljare i spiralflöde där ett koncentrat med hög halt fasta partiklar separeras från ett renare bräddflöde. Vatten som innehåller suspenderade ämnen kommer in i tangentiell riktning i virveln varvid sedimenterbara partiklar separeras av centrifugalkraften och avskiljs mot ett centralt avlopp. Systemet fungerar utan fasta rörliga delar. Virvelavskiljare kan användas när det handlar om extremt höga flöden (Metcalf & Eddy, 2003). Virvelavskiljare är fördelaktiga att använda i kombination med lagringsvolymmer för det med förorenade ”första flush”-flödet (Heinking och Wilcoxon, 1985).



Figur 4. Virvelavskiljare Storm King.



Figur 3. Schakt för rening av bräddflöde (Giberson, 2011).



Figur 5. Lamellsedimentering

Lamellsedimentering

Med lamellsedimentering (se figur 5) minskas uppehållstiden med en tredjedel till en fjärdedel jämfört med en konventionell sedimentering, vilket också innebär att den areal som krävs kan vara en tredjedel till en fjärdedel jämfört med en konventionell sedimenteringstank (Lidström, 2011).

Fällning med koaguleringsmedel

Rening av bräddning från kombinerat avlopp med järn(II)klorid och förhydratiserad aluminiumkoagulant som fällningskemikalier har studerats av El Samrani m.fl. (2008). Båda koaguleringsmedlen gav god rening. Utmärkt rening av suspenderat material och tungmetaller erhöles inom ett snävt intervall inom den optimala doseringen. Total alkalinitet visade sig vara den viktigaste faktorn för bestämmande av optimal dosering. Ett linjärt samband mellan konduktivitet och optimal dosering medför att konduktivitetmätning är en praktisk metod för att justera koaguleringsdosen.

Li m.fl. (2003) studerade i kollonförsök användning av polymer som koaguleringsmedel. Resultaten uppvisade förbättrad sedimenterbarhet, med 20% till 50% icke sedimenterbart material jämfört med 70% icke sedimenterbart material utan koaguleringsmedel vid samma ytbelastning på 10 m/h. Med dosering med järnklorid och polyelektrolyt kan lamellsedimentering ge 80 % avlägsning av suspenderat material (Bridoux et al., 1998). Vid användning av fällningsmedel kan en förbättrad rening erhållas men därvid tillkommer utrustning för dosering av fällningsmedel som måste driftskontrolleras så att den fungerar vid bräddningstillfällen.

En kompakt lösning för bräddvattenrening kan erhållas med en snabbfällningsprocess som komplement till ett reningsverk med primärsedimentering och aktivslamsteg (Scott Henderson, 2007). Snabbfällningsprocessen fungerar i tre steg, först blandas flödet med fällningskemikalier i en blandningstank, i en reaktortank bildas flockar som därefter separeras i en fällningstank. Till systemet finns även en lagringstank. Driftsstrategin för användning av snabbfällningsprocessen är beroende på totalflödets storlek (se tabell 1).

Tabell 1. Driftsstrategi beroende på flöde för ett reningsverk med snabbfällningsprocess.

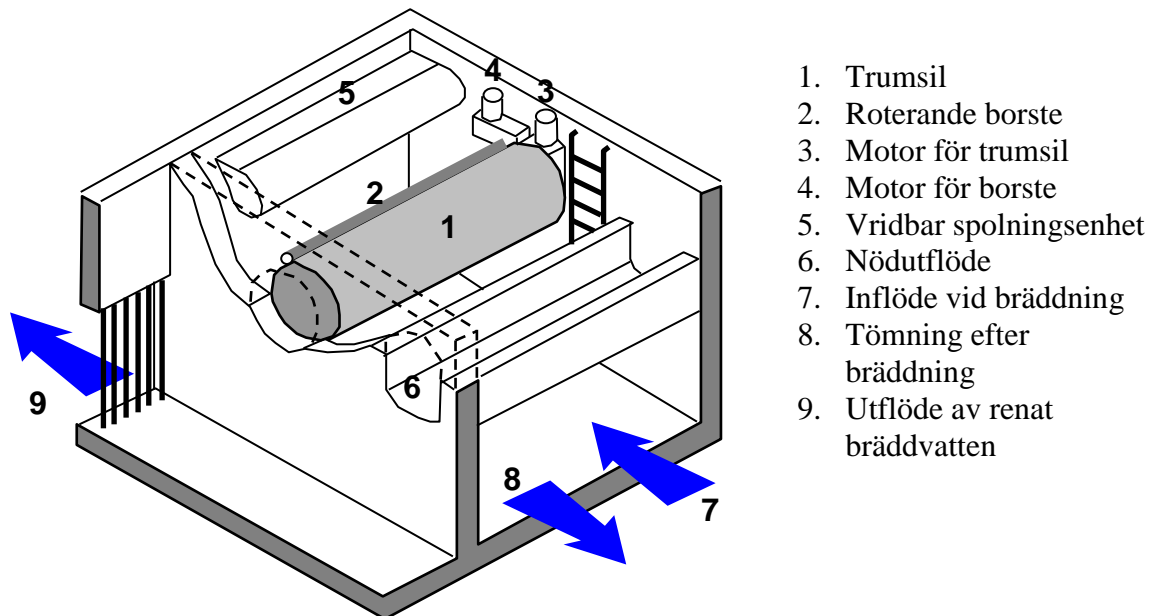
Flöde	Driftsstrategi
Upp till 130	Hela flödet går till ordinarie process med primärsedimentering och aktivslam.
130 till 190	Snabbfällningsprocessen tar 30 enheter av flödet från primärsedimentering och hela flödet går till aktivslamsteget.
Mer än 190	Ordinarie process tar 160 enheter och resterande flöde går till snabbfällning där 30 enheter av utflödet går till aktivslamsteget som tar max 190 enheter och resterande flöde går till lagringstank eller bräddas om tanken blir full. När bräddning upphört pumpas lagringstankens innehåll till aktivslamsteget.

Galler och silar

Grövre föroreningar kan avlägsnas med galler och större partiklar med silar. Hålstorleken avgör reningseffekten. Grövre hålstorleken tar bara bort de grövsta föroreningar medan mindre hålstorleken tar bort fler föroreningar men ökar problem med igensättning. Därför behövs utrustning för att motverka igensättning.

Trumsil

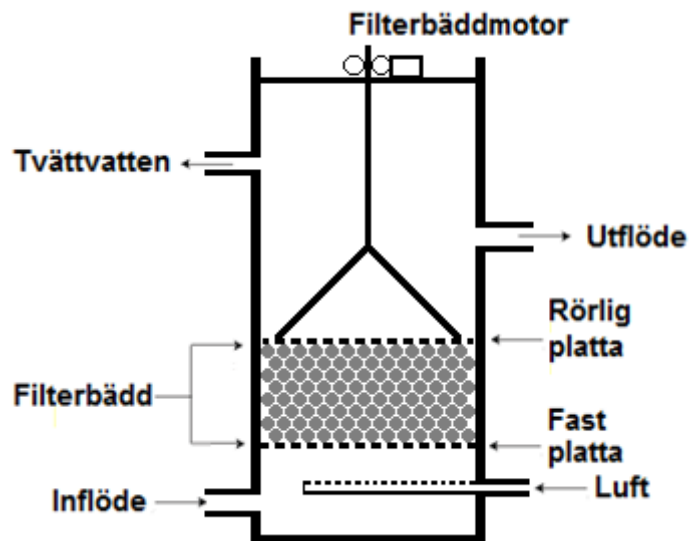
Roterande trumsil med borste som rengör silen visas i figur 6. Denna reningsutrustning är försedd med motorer för trumma, borstar och spolningsenhet som skall startas när flödet blir så stort att det blir bräddning vilket kräver att utrustningen driftskontrolleras mer regelbundet än en passiv utrustning.



Figur 6. Trumsil (Brombach och Pisano, 1997).

Fuzzy Filter®

Fuzzy Filter® är exempel på en process för bräddvattenrening med filter (se figur 7). Filterbädden som består av porösa bollar ligger mellan två perforerade plattor, där en är fast och en är rörlig. Porositeten av mediet kan varieras genom att filtret komprimeras. Under en första flush separeras plattorna för att förhindra igensättning och när sedan mer utspätt vatten kommer in i filtret kan mediet komprimeras mer för att avlägsna mindre partiklar. Filtret tvättas genom att den rörliga plattan lyfts varefter luft och tvättvatten spolas genom.



Figur 7. Schreiber LLC Fuzzy Filter® (<http://www.schreiberwater.com>).

Hydro-Jet Screen™

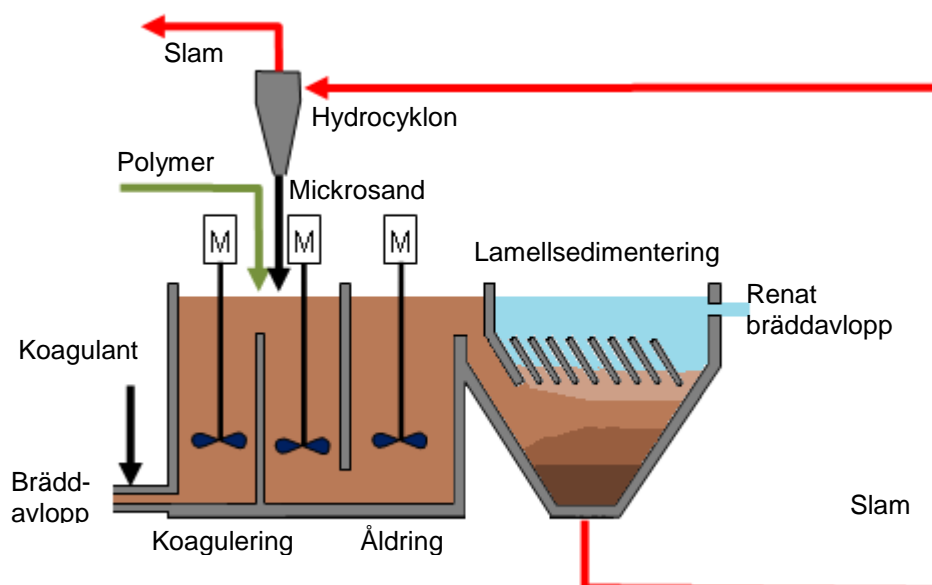
Hydro-Jet Screen™ är en sil för bräddvattenrening utan mekaniska delar (Faram och Harwood, 2000). Avloppsvattnet rinner i en kanal som vid höga flöden fylls upp, varvid bräddvattnet rinner över kanten och ut över en sil som avlägsnar grövre föroreningar. Vattnet som passerat silen släpps ut som bräddvatten.

Luftbubbelflotation

Med luftbubbelflotation kan fasta partiklar i ett bräddningsflöde avlägsnas (Prochaska och Zouboulis, 2005). Luftbubblorna fäster till fasta suspenderade partiklar, vilket får det fasta materialet att flyta mot ytan, varifrån det kan skummas av. En fördel är metoden kan behandla stora flöden och har korta behandlingstid, vilket ger en reducerad anläggningsstorlek, jämfört med konventionell sedimentering. Olja och fett kan också lättare avlägsnas. Dock är driftkostnaderna höga, på grund av stort energibehov, och att skickliga operatörer krävs för effektiv drift. Dessutom är det viktigt att den maskinella utrustningen kontrolleras regelbundet så att den fungerar när ett bräddningstillfälle uppkommer. Luftpumparna måste startas automatiskt när flotationstanken fylls vid ett bräddningstillfälle.

Lamellsedimentering och filtrering

Rening av bräddvatten kan ske i ett speciellt reningsverk med avancerad rening som t.ex. Actifloprocessen (Liu et al., 2010, Frank et al., 2006) med koagulering och lamellsedimentering (se figur 8). Vid processen tillsätts koagulant för att åstadkomma flockbildning och mickrosand som flockarna fäster vid för att underlätta sedimenteringen. Mickrosanden separeras från slammet med hydrocyklon och sanden förs tillbaka till processen. Verket innehåller ett antal motorer för omrörning samt utrustning för dosering av polymer som skall fungera. Ett dylikt reningsverk med maskinell utrustning måste underhållas och provköras med jämna mellanrum för att säkra att det fungerar när det skall användas om och när kraftiga skyfall ger upphov till bräddningar.



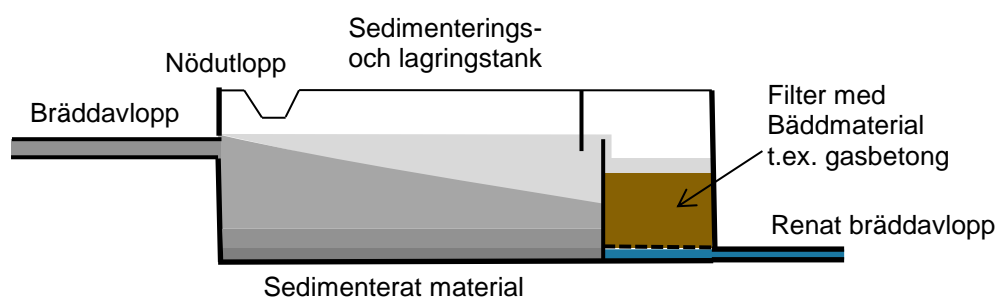
Figur 8. Process för bräddavloppsrening med Actifloc.

Absorptionsfilter

Efter att det organiska innehållet i bräddavloppsflödet avlägsnats kan andra föroreningar som fosfor och metaller avlägsnas med absorptionsteknik. Filtermaterial som kan absorbera föroreningar är:

- Aktivt kol
avlägsnar organiska föreningar och en del oorganiska föreningar såsom kväve, sulfider, tungmetaller och hormonstörande ämnen (Baresel et al., 2014)
- Zeolit
avlägsnar ammonium och nitrat (Wang och Peng, 2010)
- Polonit
avlägsnar fosfat (Nilsson et al., 2013)
- Masugnsslagg
avlägsnar fosfat (Nilsson et al., 2013)
- Gasbetong
avlägsnar fosfat (Kholoma, 2017, Kholoma et al., 2016)

I en undersökning om rening av förorenat dagvatten från tungmetaller var aktivt kol mer effektivt än polonit (Nehrenheim et al., 2011). Effekten av absorption på polonit och masugnsslagg för att avlägsna fosfat minskar om inte organiskt material först avlägsnas (Nilsson et al., 2013). Gasbetong är betong utan ballast med en tillsats av aluminiumpulver (Kholoma, 2017). Aluminiumpulvret gör att det bildas vätgas när betongen bränns varvid en mycket porös struktur erhålls. Försök med avloppsrening utförda av Kholoma et al. (2016) visade att gasbetong blandat med aktivt kol gav ett filter med mycket bra reningseffekt. Lakningsförsök visade att fosfor binder starkt till gasbetong och betongen ger ett högt pH-värde som har en bakteriedödande effekt (Kholoma, 2017). En sedimentering och lagringstank kan kombineras med ett filter med ett lämpligt filtermaterial (se figur 9). Detta kan konstrueras som ett helt passivt system som inte är beroende av maskinell utrustning. Dock behövs en pump som tömmer sedimenteringstanken efter att bräddningen upphört.



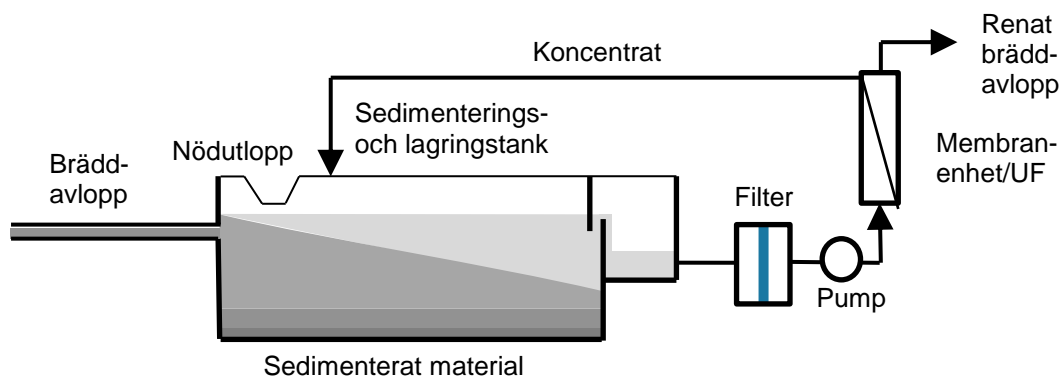
Figur 9. Rening med sedimenterings- och lagringstank kombinerat med absorptionsfilter.

Membranteknik

Även membranteknik/UF ultrafiltrering kan användas för bräddvattenrening. Utsläpp av bakterier och patogena sjukdomsalstrande mikroorganismer i bräddvatten kan ge upphov till hälsoproblem. Bräddavlopp kan renas från patogena mikroorganismer med membran. Med ultrafilter, porstorlek 0,01 μm , kan vattnet renas från virus och med mickrofilter, porstorlek 0,1 μm , från bakterier. Vid försök med rening av utspätt bräddflöde med keramiska mickrofiltreringsmembran erhöles ett permeat med minimala nivåer av bakterier som fekal

koliform, enterokocker och e-koli (Bendick et al., 2004). Membran med porstorlek $0,2 \mu\text{m}$ stoppade alla bakterier medan porstorlek $0,8 \mu\text{m}$ medförde att vissa bakterier kom igenom.

Bräddavloppsvattnet måste först behandlas genom t.ex. sedimentering och filtrering för att förhindra att membranet sätts igen (se figur 10). Medan en lagrings och sedimenteringstank fungerar helt passivt har filter och membranenheten maskinell utrustning som kräver driftskontroll för att den skall fungera vid bräddningstillfällena. Dock om filter och membranenheten kombineras med en passiv förbehandling ger det att bräddvattnet blir till viss del renat även om den maskinella utrustningen skulle krångla vid ett bräddningstillfälle. Nödutloppet från den passiva enheten kan läggas på en sådan nivå att vattnet bräddas om filter och membranenheten inte skulle starta. Efter ett bräddningstillfälle behöver filter backspolas och membran rengöras.

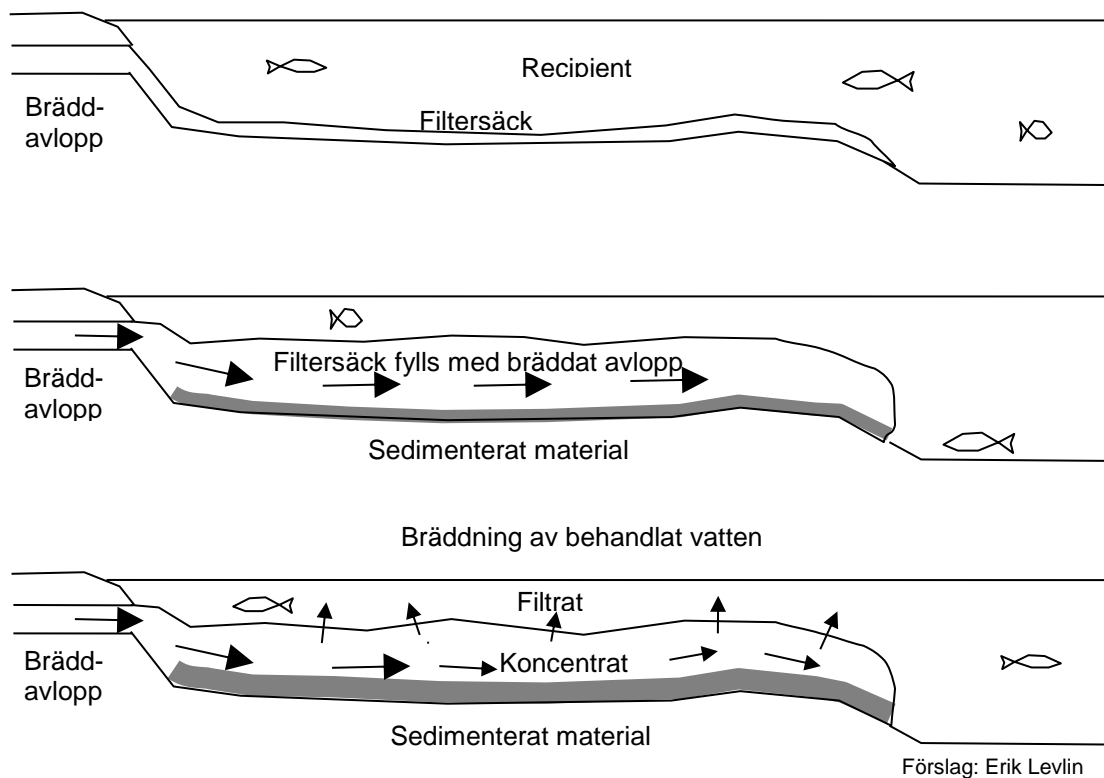


Figur 10. Rening med sedimenterings- och lagringstank kombinerat med membranteknik/UF ultrafiltrering.

För att även avlägsna näringsämnen ur bräddavloppet kan ultrafiltrering följas av omvänd osmos (van Voorthuizen et al., 2005, Kieniewicz, 2006). Fosfor kan avlägsnas med fällningskemikalier men med omvänd osmos kan både fosfor och kväve återvinnas som ett näringsrikt koncentrat. Dock medför omvänd osmos ett mycket stort energibehov.

Enkel reningsteknik med filtersäck

Figur 11 visar förslag till en enkel reningsteknik med filtersäck som torde ha låg kapitalkostnad men hög driftskostnad. En säck av filtermaterial läggs ut vid bräddavloppet på recipientens botten. Vid bräddning fylls säcken med bräddat avlopp. Säcken filtrerar avloppet varvid föroreningar och sediment stannar kvar i säcken. Efter ett bräddningstillfälle byts säcken ut mot en ny varefter säcken töms på sedimenterat material och rengörs. Eftersom filtret inte används kontinuerligt utan byts efter varje bräddningstillfälle behövs ingen utrustning som t.ex. genom backspolning motverkar igensättning av filtret. Byte och rengöring medför en hög driftskostnad räknat på driftstid.



Figur 11. Enkel reningsteknik med filtersäck.

Desinfektion

Förutom att använda membranteknik finns olika metoder som kan användas för att desinfektera bräddvatten (Baresel et al., 2017, 2015):

- Klorering
- Ultraviolet strålning
- Ozonering

För att dessa metoder skall vara effektiva bör först övriga föroreningar avlägsnas från bräddvattnet.

Ultraviolet strålning är en effektiv desinfektionsmetod förutsatt att bräddvattnet renats före desinfektionen (Wojtenko et al., 2001). Vid UV-desinfektion minskar andelen överlevande organismer exponentiellt med ökande UV-dos (Gibson et al., 2017). Desinfektionen begränsas emellertid av partikelbundna mikroorganismer varför åtgärder för att avlägsna eller minska effekterna av avloppspartiklar behövs för att förbättra desinfektionseffektiviteten. Även röntgenstrålning kan användas för desinfektion (Hansen och Shaffer, 2001). Röntgenstrålning har bättre genomträngningsförmåga än UV-ljus varför det borde kunna användas på orenat avloppsvatten med hög halt suspenderat material. Användning har dock begränsats av att tidiga strålkällor var ineffektiva vid omvandling av elenergi till röntgenstrålning. Av strålsäkerhetsskäl skall bestrålningen ske i en sluten volym som bräddflödet passerar igenom.

Ozon är ett oxidationsmedel som förutom att döda mikroorganismer främst används för att oxidera organiskt material. Vid avloppsrening kan ozon dels användas för att öka biogasproduktionen vid rötning av överskottsslam (Levlin, 2014) men även för att reducera mängden överskottsslam (Chu et al., 2009). För att inte tillsatt ozon skall förbrukas genom

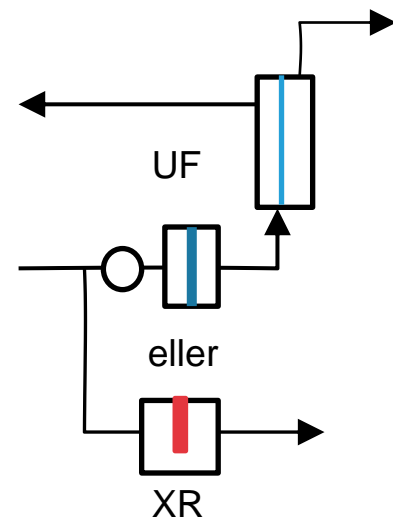
oxidation av organiskt material behöver bräddvattnet därför renas från organiskt material innan det kan desinfekteras med ozon.

För att desinficera bräddvatten utan föregående rening utfördes försök med elektrokemisk desinfektion (Cui et al., 2013). Elektrokemiska processer kan elektroadsorbera patogener på elektroderna och elektrolysera dem men också generera desinficerande ämnen såsom fri klor och vid anoderna reaktiva syreföreningar som ozon. Bräddvatten simulerades med tillsatts av avvattnat primärslam. Först behandlades lösningar med och utan tillsatt primärslam elektrokemiskt varefter E-coli tillsattes och lösningens desinficerande effekt mättes genom hur snabbt koncentrationen av E-coli minskade. Med elektrokemisk behandling upp till 0,28 kWh/m³ ökade den desinficerande effekten men vid högre energitillförsel visade lösningarna med tillsatt primärslam en avtagande desinficerande effekt. Det orsakades av en kombination av två reaktioner, anodoxidation av klorid och reaktionen av kloraminer med överskott av klor. Mätning av ozonhalten visade en ökad ozonhalt med ökad energitillförsel, vid behandling av lösning utan primärslam, medan lösningen med primärslam var ozonhalten lika med noll oberoende av energitillförsel, vilket kan bero på att det organiska materialet i primärslammet förbrukade bildat ozon. Effekten av elektrokemisk behandling är därför störst i ett avloppsvatten utan organiskt material. Men, då desinfektionen kan göras i orenat avlopp föreslogs att elektrokemisk desinfektion kan göras direkt i avloppsnätet.

Vid försök med desinfektion av bräddvatten användes permysyra CH_2O_3 och perättiksyra $\text{CH}_3\text{CO}_3\text{H}$ (Ravi Kumar, 2017). I vattenlösning bildas myrsyra CH_2O_2 respektive ättiksyra CH_3COOH och väteperoxid H_2O_2 , som liksom ozon är ett starkt oxiderande ämne. Försök utfördes vid ett bräddvattenreningsverk med fällning, sedimentering och infiltration. Den snabba nedbrytningen av permysyra medförde att det fungerade bäst vid bräddvattenrening med kort uppehållstid medan perättiksyra var mer användbart vid bräddvattenrening med lång uppehållstid. Dessutom bildas inga giftiga biprodukter när de reagerar med ammoniak närvarande i bräddvattnet.

Bedömning

Bräddflödesrening med sedimentering och lagringsvolym bedöms vara en kostnadseffektiv lösning. Om utsläppen vid bräddning tillsammans med utsläppet från reningsverket håller sig under de tillåtna gränsvärdena, men bakterier från bräddning bedöms ge upphov till risk för smittspridning, kan desinfektion av bräddvatten utan föregående rening övervägas. Desinfektion med röntgenstrålning kan även användas för att desinfektera bräddflöden från avloppsreningsverk som uppkommer då flödet överstiger reningsprocessens kapacitet. Vid bräddflöde som renats med sedimentering och som överstiger lagringsvolymens kapacitet behöver det delvis renade bräddflödet desinfekteras. Den metod för desinfektion som borde vara lämpligast är användning av röntgenstrålning som har god genomträngningsförmåga och därmed kan desinfektera ett bräddvatten med stor halt suspenderat material. Jämfört med membranteknik som



Figur 12. Desinfektion med röntgen eller filtrering efter passiv bräddflödesrening.

kan rena utflödet från mikroorganismer (se figur 12) bedöms att desinfektion med röntgenstrålning är mindre energikrävande och kräver mindre underhållsåtgärder i form av rengöring av membran.

Referenser

- Andoh, R.Y.G., Hides, S.P. och Saul, A.J., (2002) Improving Water Quality Using Hydrodynamic Vortex Separators and Screening Systems. Ninth International Conference on Urban Drainage (9ICUD) September 8-13, 2002, Portland, Oregon USA, doi: 10.1061/40644(2002)3
- Andoh, R.Y.G. och Saul, A.J., (2003) The use of hydrodynamic vortex separators and screening systems to improve water quality. *Water Science and Technology*, Vol. 47, No. 4, sid 175-183
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M. och Bergström, R. (2014) Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL-rapport B 2203.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. och Olshammar, M. (2017) Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL-rapport C 235.
- Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U och Söhr, S. (2015) Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants. Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options, IVL-rapport B 2226.
- Barco, J., Papiri, S. och Stenström, M. K. (2008) First flush in a combined sewer system, *Chemosphere*, Vol. 71, No. 5, sid 827–833. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.11.049.
- Bendick, J. A., Modise, C. M., Miller, C. J., Neufeld, R. D. och Vidic, R. D. (2004) Application of Cross-Flow Microfiltration for the Treatment of Combined Sewer Overflow Wastewater, *Journal Environmental Engineering*, Vol. 130, No. 12, sid 1442-1449
- Bengtsson Sjörs, Å. (2014) Bräddning från ledningsnät – vägledning för att kontrollera, rapportera och bedöma miljöbelastning på recipient. Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2014–01
- Bridoux, G.A., Villeroix, A., Riotte, M. och Huau, M.C. (1998) Optimised lamellae settling process for run off water treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 38, No. 10, sid 107-114.
- Brombach, H. och Pisano, W. (1997). Operation experience with CSO sieving treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 36, No. 8-9, sid 213-218
- Brombach, H., Weiss, G. och Pisano, W. (2008) Clarifier-type CSO Tanks: Hydraulic Design for Optimum Sedimentation Efficiency. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008
- Cigana, J., Lefebvre, G., Marche, C. och Couture, M. (1998) Design criteria for underflow baffles for control of floatables. *Water Science and Technology*, Vol. 38, No. 10, sid 57-63.
- Chu, L.-B., Yan, S.-T., Xing, X.-H., Sun, X.-L. och Jurcik, B. (2009) Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Research* Vol. 43, sid 1811–1822.
- Cui, X., Quicksall, A.N., Blake, A.B. och Talley, J.W. (2013) Electrochemical disinfection of *Escherichia coli* in the presence and absence of primary sludge particulates. *Water Research*, Vol. 47, sid 4383-4390.
- El Samrani, A.G., Lartiges, B.S. och Villiéras, F. (2008) Chemical coagulation of combined sewer overflow: Heavy metal removal and treatment optimization. *Water Research*, Vol. 42, sid 951 – 960

- Faram, M.G. och Harwood, R. (2000) CFD for the Water Industry; The Role of CFD as a Tool for the Development of Wastewater Treatment Systems, Fluent Users' Seminar 2000, Sheffield, UK, 21-22 September, Paper 1-1
- Frank, D.A. och Smith, T.S. (2006) Side By Side By Side, The Evaluation of Three High Rate Process Technologies for Wet Weather Treatment, WEFTEC.06 sid 6723-6747.
- Geiger, W.F. (1998) Combined sewer overflow treatment – knowledge or speculation. *Water Science and Technology*, Vol. 38, No. 10, sid 1-8.
- Giberson, K. (2011) New CSO treatment shaft technology replaces cancelled tunnel project. *Environmental Science & Engineering Magazine* September, sid 14-16.
- Gibson J., Drake J. och Karney, B. (2017) UV Disinfection of Wastewater and Combined Sewer Overflows. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, Vol. 996, sid 267-275.
- Hansen, J.M. och Shaffer, H.L. (2001) Sterilization and Preservation by radiation Sterilization, Chapter 37 i *Disinfection, Sterilization and Preservation*. Editor Block, S.S., Lippincott Williams & Wilkins. ISBN 0-683-30740-1. Sid 729-746.
- Heinking, G. och Wilcoxon, N. (1985) Use of a Swirl Concentrator for Combined Sewer Overflow Management. *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 57, No. 5 (May, 1985), sid 398-402
- Kholoma, E. (2017) Fortification of soil-based wastewater treatment systems with versatile ubiquitous reactive media for enhanced removal of phosphorus and other pollutants, Doktorsavhandling, KTH, TRITA-LWR PHD 2017:04.
- Kholoma, E., Renman, G. och Renman, A. (2016) Phosphorus removal from wastewater by field-scale fortified filter beds during a one-year study. *Environmental Technology*, Vol. 37, No. 23, sid 2953-2963
- Kieniewicz, A. (2006) A reverse osmosis (RO) plant for sewage treatment and nutrient recovery – the influence of pre-treatment methods. Examensarbete Mark och Vattenteknik KTH, ISSN 1651-064X, LWR-EX-06-08.
- Levlin, E. (2014) Förbehandling av bioslam för ökad biogasproduktion och uppgradering av biogas TRITA-LWR Report, 2014:05.
<http://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:742335/FULLTEXT01.pdf>
- Li, J., Dhanvantari, S., Averill, D. och Biswas, N. (2003) Windsor Combined Sewer Overflow Treatability Study with Chemical Coagulation. *Water Qual. Research Journal Canada*, Vol. 38, No. 2, sid 317–334.
- Lidström, V. (2011) Vårt Vatten, Grundläggande lärobok I vatten- och avloppsteknik,
- Liu, L., Gao, H., Zhao, X., Chen, X. och Hong, S.N. (2010) Wastewater treatment: Enhanced biological treatment of storm flows, *Filtration+Separation* March/April sid 23-27.
- Länsstyrelsen Gävleborg (2009) Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län. Rapport 2009:1
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering, treatment and reuse*. Mc Graw-Hill, Fourth edition, New York, sid 186, 324-326, 417-422, 1138-1162 och 1180-1195
- Montserrat, A., Hofer, T., Poch, M., Muschalla, D. och Corominas, L.I. (2017) Using the duration of combined sewer overflow events for calibration of sewer hydrodynamic models. *Urban Water Journal* Vol. 14, Nr. 8, sid 782-788.
- Nehrenheim, E., Ribé, V., Carlsson, P., Eneroth, P. och Odlare, M. (2011) Treatment of heavily contaminated storm water from an industrial site area by filtration through an adsorbent barrier with pine bark (*Pinus Silvestris*), polonite and active carbon in a comparison study. *Water and Industry, IWA Specialist conference*, 1-5 May 2011,
- Nilsson, C., Renman, G., Johansson Westholm, L., Renman, A. och Drizo A. (2013) Effect of organic load on phosphorus and bacteria removal from wastewater using alkaline filter Materials. *Water Research* Vol. 47, sid 6289 6297.

- Prochaska, C.A. och Zouboulis, A.I. (2005) Combined sewer overflow treatment, *Water Encyclopedia, Domestic, municipal, and industrial water supply and waste disposal*. Ed. Lehr, J.H. and Keeley, J. John Wiley & Sons, sid 782-788
- Ravi Kumar, C. (2017) Chemical disinfection of combined sewer overflows. Doktorsavhandling, Miljöteknik, Danmarks Tekniska Universitet
http://orbit.dtu.dk/ws/files/139558430/Thesis_online_version_Ravi_Chhetri.pdf
- Scherrenberg, S.M. (2006) Treatment Techniques for Combined Sewer Overflows. A literature study of the available techniques. Master thesis Delft University of Technology Faculty of Civil Engineering and Geosciences Dep. of Sanitary Engineering.
- Scott Henderson, K. (2007) A compact solution for CSO treatment. *Water & wastes digest*, August 2007 sid 18-20.
- van Voorthuizen E., Zwijnenburg, A. och Wessling, M. (2005) Nutrient removal by NF and ROmembranes in a decentralized sanitation system. *Water Research* Vol. 39, sid 3657–3667.
- Wang, S. och Peng, Y. (2010) Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 156, sid 11–24.
- Wojtenko, I., Stinson, M.K. och Field, R. (2001) Challenges of Combined Sewer Overflow Disinfection by Ultraviolet Light Irradiation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol.31, No. 3, sid 223–239.
- Zukovs, G. och Marsalek, J. (2004) Planning and design of combined sewer overflow treatment. *Water Quality Research J. Canada*, Vol. 39, No. 4, sid 439–448