



UPPSALA
UNIVERSITET

W 15 002

Examensarbete 30 hp
Mars 2015

Användning av anlagd våtmark för efterpolering av rökgaskondensat

en studie vid Brista kraftvärmeverk i Sigtuna

Rasmus Elleby

REFERAT

Användning av anlagd våtmark för efterpolering av rökgaskondensat – en studie vid Brista kraftvärmeverk i Sigtuna

Rasmus Elleby

I Brista kraftvärmeverk i Sigtuna förbränns träflis och utsorterat avfall från hushåll och industri för att utvinna och exportera el och fjärrvärme. När rökgasen kyls ner, som en del av återvinningen av energi till fjärrvärmenätet, bildas rökgaskondensat. Direkt efter produktionen har kondensatet en temperatur av cirka 30 °C och innehåller höga halter av bland annat ammoniumkväve och vissa metaller. Efter rening av kondensatvattnet inuti verket efterpoleras det i en nyanlagd våtmark. Syftet med arbetet var främst att undersöka kvävereningen i våtmarken men även om riktvärden för utsläpp uppsatta av miljödomstolen efterlevs med avseende på total- och ammoniumkväve samt As och tungmetallerna Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl och Zn. Arbetet syftade även på att bestämma våtmarkens area, volym och uppehållstid, undersöka eventuella skillnader i vattenföring mellan in- och utlopp samt undersöka vattentemperaturens effekt på kvävereningen.

För att undersöka reningen togs veckovisa prover i våtmarkens in- och utlopp under nio veckor under hela oktober och november 2014. Proverna analyserades med jonkromatografi för bestämning av nitrat-, nitrit- och ammoniumhalt. Vidare användes data från Fortum, som driver verket, för att undersöka halter av kväve och olika metaller i våtmarken. Höjdmätningar med avvägningsinstrument användes för att bestämma våtmarkens volym och GPS för att bestämma våtmarkens längd och area. Vattentemperaturmätningar i våtmarkens utlopp genomfördes med hjälp av en logger under en tvåmånadersperiod. Vattenföring ut ur våtmarken räknades ut med hjälp av nivådata från en pumpbrunn vid utloppet.

Resultaten visade att halterna av alla de studerade ämnena i både egna prover och från Fortum klarade riktvärdena för utsläpp till recipient. Halterna var även låga i rökgaskondensatet som lämnade Bristaverket vilket tyder på att reningen inuti verket fungerar bra. Våtmarkens area uppmättes till 2300 m² och volymen till 940 m³. Den beräknade vattenföringen ut var i genomsnitt cirka 100 m³/dygn högre än inflödet. Fel i beräkningsmodellen kunde dock inte uteslutas som orsak till skillnaden.

Vid låga lufttemperaturer verkade våtmarken klara av att kyla betydligt högre temperaturer hos rökgaskondensat än vad som vanligtvis skickas ut från verket. Därför rekommenderas att Fortum undersöker möjligheterna för minskad kylning av rökgaskondensatet för att möjliggöra en ökad reningsgrad av temperaturberoende processer i våtmarken, så som kväveavskiljning.

Nyckelord: Anlagd våtmark, rökgaskondensat, nitrifikation, kväve, tungmetaller

*Institutionen för Geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet.
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala*

ABSTRACT

Use of constructed wetland for post-treatment of flue gas condensate – a study at Brista combined heat and power plant in Sigtuna

Rasmus Elleby

At the Brista combined heat and power plant in Sigtuna, wood chips and municipal and industrial waste are incinerated to generate and export electricity and district heating. When the flue gas is cooled as a part of recycling its energy for district heating, condensate is formed. Directly after production, the flue gas condensate has a temperature of approximately 30°C and contains relatively high levels of ammonia and certain heavy metals. After treatment inside the plant, the condensate is post-treated in a newly constructed wetland. The main aim of the study was to investigate the nitrogen removal in the wetland but also if current guideline values for effluents established by the environmental court are fulfilled in regard to levels of total and ammonia nitrogen as well as As and heavy metals Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl and Zn. The study also aimed to measure the wetland area, volume and retention time, investigate differences in water flow between the inlet and outlet as well as study the effect of water temperature on nitrogen removal.

Water samples were taken weekly for nine weeks in October and November 2014 in the inlet and outlet of the wetland. The samples were analysed for nitrate, nitrite and ammonium ions using ion chromatography. Data from Fortum, the company that runs the heat and power plant, were also used to study levels of nitrogen and metals in the wetland. An optical leveling instrument was used to calculate the wetland volume and GPS was used to calculate its length and area. Measurements of water temperature in the outlet of the wetland were conducted using a logger during a two-month period. Water flow out of the wetland was calculated using water level data from a pump well connected to the outlet.

The results showed that the levels of the studied compounds in samples collected in this study and by Fortum were all below guideline values. The levels were also low in the flue gas condensate leaving the combined heat and power plant, indicating that the treatment inside the plant is working well. The area of the wetland was measured to 2300 m² and the volume 940 m³. The calculated water flow out of the wetland was at an average approximately 100 m³/day higher than the inflow, but an error in the calculation model is a possible cause of the difference.

At low air temperatures, the wetland showed a capacity of cooling significantly higher temperatures of the flue gas condensate than what is usually released from the plant. Because of this, Fortum is recommended to investigate the possibility of reducing the cooling of the flue gas condensate and thus enabling a higher efficiency of temperature dependent treatment processes in the wetland such as nitrogen removal.

Keywords: Constructed wetland, flue gas condensate, nitrification, nitrogen, heavy metals

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University. Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete är på 30 hp inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet genomfördes hösten 2014 vid Sweco Environment AB inom arbetsgruppen Dagvatten och Ytvatten i Stockholm samt AB Fortum Värme i Brista kraftvärmeverk i Sigtuna kommun.

Johanna Rennerfelt vid Sweco Environment AB har varit handledare för arbetet och Roger Herbert, universitetslektor vid Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet, har varit ämnesgranskare.

Till att börja med vill jag tacka min handledare Johanna Rennerfelt för idén till projektet och värdefulla insikter under arbetets gång. Tack till Roger Herbert för ständig tillgänglighet, snabba svar på frågor och visad förståelse för gnagarrelaterade instrumenthaverier. Jag vill tacka Bristaverkets personal för deras hjälp, framför allt min kontaktperson Ingela Steen Ronnermark samt Sofi Erselius och Linda Wiig för varmt omhändertagande och engagemang i arbetet. Jag vill också tacka Albin Nordström vid Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet för visat tålamod och ovärderlig hjälp med jonkromatografin. Ett extra tack ska gå till Philip Karlsson vid SWECO för hjälp med bland annat höjdmätningar av våtmarken. Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner för uppmuntran och stöd under arbetets gång.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Användning av anlagd våtmark för efterpolering av rökgaskondensat – en studie vid Brista kraftvärmeverk i Sigtuna

Rasmus Elleby

Anlagda våtmarker har globalt sett blivit en allt mer populär metod för rening av förorenat vatten från till exempel avlopp. Själva idén bygger på att i en mer kontrollerad miljö utnyttja de processer som sker i naturliga våtmarker. En nackdel med anlagda våtmarker är dock att de biologiska reningsprocesserna är känsliga för låga temperaturer. Detta innebär att reningseffekten ofta är sämre under nordiska förhållanden jämfört med sydligare breddgrader, speciellt vintertid. I Brista kraftvärmeverk i Sigtuna förbränns träflis och utsorterat avfall från hushåll och industri för att utvinna och exportera el och fjärrvärme. Vid förbränningen bildas varm rökgas som innehåller en rad olika föroreningar, bland annat kväve och tungmetaller. Kväve är ett övergödande ämne som vid utsläpp till vatten kan bidra till bland annat giftiga algbloomningar och syrefria bottenar. Tungmetaller är ofta extra giftiga för vattenlevande organismer och många har en tendens att ansamlas uppåt i näringskedjan.

Energin i rökgasen kan återvinnas genom att överföra värmen till fjärrvärmenätet. När rökgasen kyls bildas så kallat rökgaskondensat som direkt efter produktion har en temperatur av cirka 30°C. Efter rening inuti verket har rökgaskondensatet tidigare skickats till det kommunala Käppala avloppsreningsverk på Lidingö. Enligt nya bestämmelser har reningsverket krav på sig att minska halten av den skadliga tungmetallen kadmium i avloppsslammet. Målet är att slammet ska ha en tillräckligt god kvalitet för att det ska kunna spridas på åkermark och på så sätt återföra näringsämnet fosfor till jorden som annars riskerar att gå till spillo.

I samband med planerad utbyggnad av Bristaverket prövades tillståndet för den utökade verksamheten av miljödomstolen. Med bakgrund av bland annat kraven på Käppala avloppsreningsverk att minska kadmiumtillförseln beslutades det att rökgaskondensatet inte längre skulle skickas dit. Istället beslutades att en våtmark skulle anläggas som slutgiltigt reningssteg för kondensatet, vilket genomfördes sommaren 2013 av Fortum som driver Bristaverket.

Efter att kondensatet passerat genom den anlagda våtmarken leds det vidare till Märstaån och sedan Mälaren. Före utsläpp till våtmarken kyls kondensatet i Bristaverket till cirka 13°C för att det inte ska skilja sig för mycket i temperatur jämfört med Märstaån och riskera att ha skadlig inverkan på organismerna där. Reningen i våtmarken är särskilt intressant eftersom rökgaskondensatets höga temperatur kan göra det möjligt att uppnå en högre rening än vad som annars skulle vara möjligt med samma metoder på våra breddgrader.

Examensarbetet utfördes på uppdrag av Fortum och hade som huvudsyfte att studera kvävereningen i våtmarken och om av miljödomstolens bestämda utsläppsgränser av kväve, arsenik samt tungmetallerna kadmium, kobolt, krom, koppar, kvicksilver, nickel, bly, tallium och zink efterlevdes. Arbetet syftade även att bestämma våtmarkens area, volym och vattnets

uppehållstid i våtmarken, undersöka eventuella skillnader mellan in- och utflöde ur våtmarken samt undersöka vattentemperaturens effekt på kvävereningen.

För att undersöka reningen av kväve togs vattenprover i våtmarkens in- och utlopp under nio veckor i oktober och november 2014. Proverna analyserades med en så kallad jonkromatograf för att bestämma halterna av nitrat, nitrit och ammonium som är alla är olika jonformer av kväve. Vidare användes data från Fortum för att undersöka halter av kväve, arsenik och tungmetaller i våtmarken. Markhöjdmätningar med avvägningsinstrument användes för att bestämma våtmarkens volym och GPS för att bestämma våtmarkens längd och area. Automatiska mätningar av vattentemperatur gjordes i våtmarkens utlopp och sparades var femte sekund i en datalogger.

Resultatet visade att halterna av de studerade ämnena i både egna prover och i de från Fortum klarade utsläppsgränserna. Föroreningshalterna var även låga i rökgaskondensatet som lämnade Bristaverket vilket tyder på att reningen inuti verket fungerar bra.

Rökgaskondensatet i utloppet var så pass rent att det enligt ett vedertaget klassificeringssystem troligen skulle uppnå god kemisk status vilket varken Märstaån eller Mälaren uppfyller. Driften i Bristaverket var dock mycket ojämn under försöksperioden. Under största delen av tiden kördes endast rökgaskondensering i ena halvan av verket. Hur mycket föroreningar som tillkommer till våtmarken när andra halvan av verket är igång och hur stor reningsgraden blir då återstår att se.

Våtmarkens area uppmättes till 2300 m^2 och volymen till 940 m^3 , båda skilde sig markant från de siffror som tidigare angetts av Fortum. Noggrannare mätmetoder är att rekommendera för att ta reda på de exakta måtten i våtmarken. Flödet ut ur våtmarken var i snitt cirka $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$ högre än flödet in i våtmarken. Troligen berodde skillnaden åtminstone delvis på ett fel i beräkningsmodellen. Regn som föll på våtmarken kunde inte endast förklara eventuell tillkomst av vatten. Såvida det inte är något läckage bör det inte heller ske något betydande tillskott av grundvatten till våtmarken eftersom den är placerad på en vattentät duk. Författaren rekommenderar att Fortum börjar mäta vattenföring ut ur våtmarken så att eventuella tillskott kan redas ut. Med kunskap om flöde och föroreningshalter ut ur våtmarken kan mängden föroreningar som transporteras ut ur våtmarken räknas ut.

Temperaturmätningarna pekade på att våtmarken vid låga temperaturer klarade av att kyla betydligt högre temperaturer hos rökgaskondensat än vad som vanligtvis skickas ut från verket. Därför rekommenderas Fortum att undersöka möjligheterna att minska kylningen av rökgaskondensatet. Det kan möjliggöra en ökad reningsgrad av temperaturberoende processer i våtmarken som till exempel kväveavskiljning, vilket i sin tur kan bidra till minskad övergödning av Märstaån och Mälaren.

ORDFÖRKLARINGAR

Belastning	Mängden av föroreningar som transporteras till mottagande vattenförekomst.
Bioackumulation	Anrikning av miljögifter hos biologiska organismer uppåt i näringskedjan.
Gränsvärden	Halter av föroreningar i utsläpp som aldrig får överskridas
Makrofyt	Storvuxen växt i vattenvegetation, innefattar kärlväxter, mossor och större alger.
NH_4^+, Ammonium	En positivt laddad, sammansatt jon till ammoniak bestående av en kväveatom och fyra väteatomer.
NO_3^-, Nitrat	En negativt laddad, sammansatt jon bestående av en kväveatom och tre syreatomer.
NO_2^-, Nitrit	En negativt laddad, sammansatt jon bestående av en kväveatom och två syreatomer.
Recipient	Den eller de vattenförekomster som mottar utsläpp av vatten efter det lämnat reningsanläggningen.
Riktvärden	Halter av föroreningar i utsläpp som om de överskrids medföljer skyldighet för tillståndshavaren att vidta åtgärder för att sänka värdena.
Tot-N, Totalkväve	Summan av nitrat, nitrit, ammonium och organiskt kväve.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR	2
2	BAKGRUND	3
2.1	BRISTA KRAFTVÄRMEVERK.....	3
2.1.1	Verksamhetstillstånd	4
2.1.2	Rökgasrening.....	4
2.1.3	Rening av rök-gaskondensat.....	5
2.1.4	Kontrollprogram.....	7
2.2	PÅVERKAN PÅ RECIPIENT	7
2.2.1	Effekt på organismer	8
2.2.2	Miljö-kvalitetsnormer	9
2.3	AVSKILJNING AV KVÄVE	10
2.3.1	Nitrifikation och denitrifikation	11
2.3.2	Växtupptag	11
2.3.3	Adsorption.....	12
2.3.4	Reningsgrader i olika våtmarker	12
2.4	AVSKILJNING AV TUNGMETALLER.....	13
2.4.1	Växtupptag	13
2.4.2	Adsorption, utfällning och sedimentering.....	14
2.5	MILJÖFAKTORER	14
2.5.1	Uppehållstid	14
2.5.2	Temperatur	16
2.5.3	Vattenbalans	17
2.6	ANLAGDA VÅTMARKER	17
2.6.1	Brista våtmark	18
3	METODER.....	22
3.1	MORFOLOGISKA MÄTNINGAR	22
3.2	VATTENBALANS	23
3.3	LOGGERMÄTNINGAR.....	24
3.4	VATTENPROVTAGNING	25
3.5	ANALYS AV VATTENPROVER	25

3.6	INSAMLING AV DATA	26
4	RESULTAT	27
4.1	VÅTMARKENS MORFOLOGI.....	27
4.1.1	Längd, area och volym	27
4.1.2	Höjning av vattennivå	28
4.2	VATTENBALANS	28
4.3	UPPEHÅLLSTID	30
4.4	TEMPERATUR.....	31
4.5	KVÄVEAVSKILJNING	33
4.6	AVSKILJNING AV ARSENIK OCH TUNGMETALLER	38
5	DISKUSSION	42
5.1	VÅTMARKENS MORFOLOGI.....	42
5.2	VATTENBALANS	42
5.3	UPPEHÅLLSTID	43
5.4	TEMPERATUR.....	44
5.5	KVÄVEAVSKILJNING	44
5.6	AVSKILJNING AV ARSENIK OCH TUNGMETALLER	46
6	SLUTSATS	47
7	REFERENSER.....	48
8	APPENDIX	52
	APPENDIX A	52
	APPENDIX B	55
	APPENDIX C	56

1 INLEDNING

Anlagda våtmarker har globalt sett blivit en allt mer populär metod för rening av förorenat vatten som till exempel avloppsvatten, dagvatten och lakvatten från deponier. Själva idén bygger på att i en mer kontrollerad miljö utnyttja de processer som sker i naturliga våtmarker för att reducera halter av föroreningar i vattnet (Hammer & Bastian, 1989). Fördelar som lyfts fram jämfört med konventionella reningsmetoder är bland annat liten miljöpåverkan och relativt låga anläggnings-, drifts- och underhållskostnader (Kadlec & Wallace, 2008). Andra fördelar är att våtmarkerna kan fungera som rekreationsområden och genom att attrahera djur- och växtliv bidra till en ökad biologisk mångfald. Den kanske främsta nackdelen med anlagda våtmarker är att de biologiska reningsprocesserna är temperaturberoende och således känsliga för låga temperaturer (Werker *et al.*, 2002). Reningseffekten är därför oftast lägre vintertid.

I Sverige väcktes intresset för anlagda våtmarker i början av 1990-talet, främst för sin funktion som avskiljare av kväve ur kommunalt avloppsvatten. Utsläpp av kväve till sjöar och vattendrag kan bidra till övergödning, något som i sin tur kan ge upphov till algbloomningar och syrebrist. År 1993 anlades en våtmark i Oxelösund varpå det senare under 90-talet anlades ytterligare tre stora i Sverige: Magle i Hässleholm, Alhagen i Nynäshamn och Ekeby i Eskilstuna (Andersson & Kallner, 2002).

I Fortums kraftvärmeverk Bristaverket i Sigtuna förbränns träflis och utsorterat avfall från hushåll och industri för att utvinna och exportera el och fjärrvärme. Vid kondensering av rökgasen från förbränningen bildas rökgaskondensat. Sammansättningen hos kondensatet kan variera, bland annat beroende på vilket bränsle som används, men karakteriseras i Bristaverket av låga halter suspenderat material och höga halter av ammoniumkväve. Direkt efter produktionen har kondensatet en temperatur på cirka 30 °C.

I samband med utbyggnad av verket och därmed nytt verksamhetstillstånd var det inte längre aktuellt att som tidigare avleda renat rökgaskondensat till det kommunala avloppsreningsverket Käppala på Lidingö. Käppalaförbundet, som driver avloppsreningsverket, arbetar för att uppnå det nationella miljömålet att minst 60 % av fosfor i avloppsslam ska återanvändas på produktiv mark. Enligt Svenskt Vattens certifieringssystem för avloppsslam (REVAQ), måste kadmium/fosfor-kvoten i slammet sänkas kraftigt till år 2025 (Svenskt Vatten, 2014). När det nya verksamhetstillståndet prövades innehöll det renade rökgaskondensatet från Bristaverket relativt höga halter av bland annat kadmium och samtidigt mycket låga halter av fosfor. På grund av detta passade det dåligt ihop med Käppalaförbundets arbete med att förbättra slamkvalitén.

Sommaren 2013 anlade Fortum en våtmark i anslutning till kraftvärmeverket för efterpolering av det renade rökgaskondensatet innan avledning till Mälaren via Märstaån. Tillståndet för den nya verksamheten gavs med ett utredningsvillkor där Fortum under en provotid ålades att utvärdera reningen av rökgaskondensat i våtmarken med särskild vikt på kvicksilver, kadmium, tallium och olika fraktioner av kväve.

1.1 SYFTE

Huvudsyftet med studien är att utreda den nyanlagda våtmarkens reningseffekt av total-, nitrat- och ammoniumkväve. Ett delsyfte är att granska reningseffekten även av As och tungmetallerna Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl och Zn. Det slutförda arbetet är tänkt att fungera som underlag till Fortum med bakgrund till verksamhetstillståndet i miljödomen, vilket beskrivs närmare i avsnitt 2.1.1. Vid otillfredsställande reningseffekt ska även förslag till åtgärder kunna ges. Eftersom våtmarken är speciell med avseende på den varma vattentemperaturen hos inkommande rökgaskondensat syftar arbetet även på att undersöka temperaturens effekter på framför allt kvävereningen. Studien har också följande specifika frågeställningar:

- Klarar våtmarken de preliminära riktvärdena för utsläpp till recipient?
- Hur förhåller sig vattenföringen ut ur våtmarken till vattenföringen in i våtmarken?
- Hur stor är våtmarkens area och volym?
- Hur lång är vattnets uppehållstid i våtmarken?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Denna studie fokuserar på våtmarkens förmåga att avskilja de ämnen som är föremål för de provisoriska riktvärdena enligt verksamhetstillståndet bortsett från dioxiner på grund av avsaknad av befintliga data. Arbetets omfång av tjugo veckor innebar att de egna mätningarna begränsades till oktober, november och december 2014. Egna mätningar av föroreningshalter avgränsades till olika jonformer av kväve på grund av begränsad tillgång till analysinstrument.

För tungmetallerna och arsenik användes endast data från Bristaverket och Fortums kontrollprogram som beskrivs i avsnitt 2.1.4. Inga fördjupningar i reningsmekanismer för arsenik eller enskilda tungmetaller av de totalt nio studerade gjordes. Istället behandlas de i arbetet som en grupp ämnen med liknande egenskaper vad gäller avskiljning i våtmarker.

Rökgaskondensatets låga halter av suspenderat material i kombination med våtmarkens unga ålder ledde till antagandet att mängden sediment som hunnit bildas i våtmarken är mycket litet. Våtmarkens konstruktion innebär dessutom att sediment ansamlas i ett makadamlager vilket ytterligare försvårar provtagningen. Detta ledde till beslutet att inte inkludera provtagning och analys av sediment i arbetet.

2 BAKGRUND

Detta kapitel inleds med en beskrivning av Brista kraftvärmeverk, vilka krav som finns på verksamheten samt hur rökgaskondensatet kommer till och renas inuti verket. De studerade ämnenas effekt på recipient, avskiljning av kväve och tungmetaller i våtmarker samt olika miljöfaktorer som påverkar avskiljningen tas också upp. Kapitlet avslutas med en generell beskrivning av olika typer av anlagda våtmarker och en ingående beskrivning av den nyanlagda våtmarken i Brista.

2.1 BRISTA KRAFTVÄRMEVERK

Brista kraftvärmeverk ligger cirka 30 km norr om Stockholm utanför Märsta i Sigtuna kommun (Figur 1). Verket består av två block, B1 och B2, som bland annat skiljer sig åt gällande bränsletyp. I B1 förbränns träflis och i B2 sorterat avfall från hushåll och industri. Processen går ut på att upphettad luft i förbränningsspannorna driver turbiner som genererar elkraft. Vid förbränningen bildas rökgas som restprodukt, vilken innehåller en rad skadliga ämnen för miljön som dioxiner, klorider, tungmetaller, monokväveoxider (NO_x), ammoniak (NH₃), vätefluorid (HF), saltsyra (HCl) och svaveldioxid (SO₂). NH₃ i rökgasen bildas till viss del vid förbränning av bränslet men härrör främst från NO_x-reningen då urea (CO(NH₂)₂) sprutas in direkt i pannan.



Figur 1. Brista kraftvärmeverk i förhållande till Stockholm och Uppsala. Kartbilden är intellektuell egendom som tillhör Esri och används här under licens. Copyright © 2015 Esri och dess licensgivare. Med ensamrätt.

2.1.1 Verksamhetstillstånd

Före utbyggnad av Bristaverket prövades tillståndet för den utökade verksamheten av mark- och miljödomstolen (MMD) vid Nacka tingsrätt. I MMD:s dom M 1618-09 från 29 april 2010 gavs Fortum tillstånd för verksamheten med ett antal villkor där det bland annat fastslogs att renat rökgaskondensat ska ledas till en våtmark. I domen togs beslutet att avgörandet om slutliga villkor gällande utsläpp till Märstaån av rökgaskondensat skulle skjutas upp under en provotid på två år från och med att utsläppen påbörjats. Under provotiden beslutades att ett antal provisoriska riktvärden för utsläpp av kondensat till Märstaån skulle gälla (Tabell 1).

Tabell 1. Preliminära riktvärden för utsläpp av rökgaskondensat till Märstaån (MMD:s dom M 1618-09).

Ämne	Typ av riktvärde	Riktvärde
Suspenderade ämnen (TSS)	Årsmedel (mg/l)	2
Totalkväve (Tot-N)	Årsmedel (mg/l)	15
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	Dygnsmedel (mg/l)	10
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	Månadsmedel (mg/l)	5
Arsenik (As)	Årsmedel (µg/l)	2
Kadmium (Cd)	Årsmedel (µg/l)	0,2
Kobolt (Co)	Årsmedel (µg/l)	5
Krom (Cr)	Årsmedel (µg/l)	5
Koppar (Cu)	Årsmedel (µg/l)	5
Kvicksilver (Hg)	Årsmedel (µg/l)	0,2
Nickel (Ni)	Årsmedel (µg/l)	5
Bly (Pb)	Årsmedel (µg/l)	5
Tallium (Tl)	Årsmedel (µg/l)	1
Zink (Zn)	Årsmedel (µg/l)	30
Dioxiner	Årsmedel (ng/l)	0,3

De provisoriska riktvärdena innefattade även att vid flöden i Märstaån understigande 50 l/s, räknat som rullande medelvärde för fyra dagar, får utsläppet av ammoniumkväve som riktvärde inte överstiga 100 g/tim. Vid flöden i ån understigande 20 l/s, räknat på samma sätt, får inget utsläpp av kondensat ske. I övrigt beslutades att kondensatet efter behandling i våtmarken ska ha pH 6,7–7,7 samt hålla en temperatur som skiljer sig upp till ±5 °C från recipienten Märstaåns vatten.

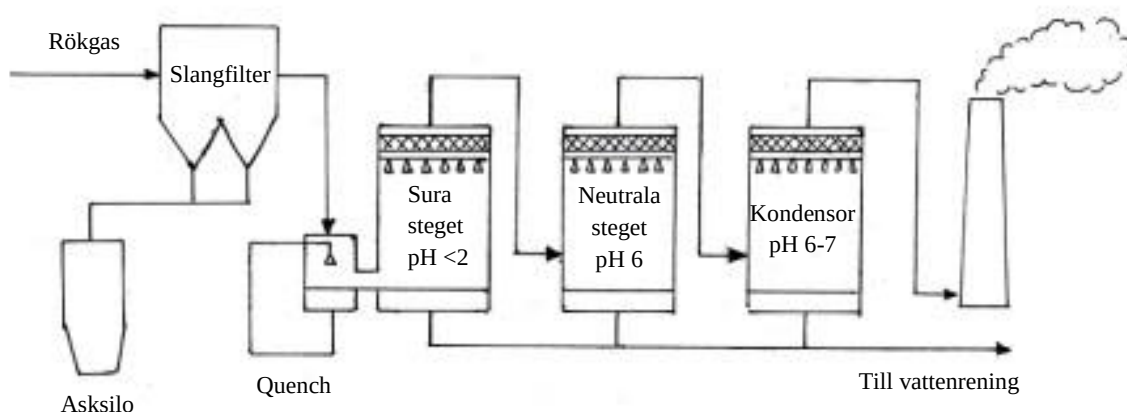
I miljödomen gavs även ett utredningsvillkor där Fortum ålades att under provotiden bland annat utreda erfarenheter av våtmarken för rening av rökgaskondensat. Särskild vikt lades på kvicksilver, kadmium, tallium och olika fraktioner av totalkväve samt förutsättningar och miljömässiga konsekvenser av att ytterligare minska dessa utsläpp.

2.1.2 Rökgasrening

Rökgasen från de två blocken i Bristaverket renas separat men med liknande metoder. Den första delen utgörs av ett torrt steg, utan något vatten som restprodukt. Rökgasen leds igenom en gasreningsanläggning, en så kallad NID-reaktor, varefter den passerar ett slangfilter där

bland annat flygaska avskiljs och samlas upp. Den torra rökgasreningen är effektiv för att ta bort föroreningar men klarar inte ensam de utsläppsnivåer som krävs.

Som ett polersteg till den torra rökgasreningen används våt rökgasrening vilket består av två huvuddelar: skrubber med integrerad quench och en efterföljande kondensor (Figur 2). I quenchen sprutas vatten in och mättar rökgasen och temperaturen sjunker från 140°C till daggpunktstemperaturen 68°C. Rökgasen förs sedan vidare till skrubbern, där den tvättas genom att föroreningar absorberas till vätska. För att avskilja svaveloxider och ammoniak måste ämnena förekomma i sina vattenlösliga jonformer sulfat (SO_4^{2-}) respektive ammonium (NH_4^+). Jämvikten för de två olika föroreningarna förskjuts mot jonformen vid olika pH, vilket har gjort att skrubbern utformats i två steg, ett surt och ett neutralt. I det sura steget, där saltsyra doseras till pH <2, avskiljs HCl men även Hg och NH_3 i form av NH_4^+ . Efter det sura steget tillsätts lut (NaOH) för att neutralisera pH så att svaveloxider kan avskiljas i form av SO_4^{2-} .



Figur 2. Schema över våta rökgasreningen i Bristaverket. Bild: Rasmus Elleby.

Fördelar med att använda en kondensor i den våta rökgasreningen är att värme kan återvinnas till fjärrvärmenätet och att rökgasen tvättas från stoft och försurande ämnen. Kondenseringen går ut på att växla rökgasen direkt mot returen från fjärrvärmenätet i en tubvärmväxlare. Med returen från fjärrvärmenätet menas det vatten som passerat kunderna, avgett värme och skickats tillbaka till Bristaverket. Värmeöverföringen från rökgasen till returvattnet sker via två separata mekanismer, sänkning av rökgasens temperatur och kondensering av vattenånga, där den sista utgör det största bidraget. Rökgaskondensatet som bildas används som kylvatten i NID-reaktor samt späd- och spolvatten i skrubbern. Överskottet går till vattenreningsanläggningar i B1 och B2.

2.1.3 Rening av rökgaskondensat

Obehandlat innehåller rökgaskondensatet natrium, klorider, sulfater och ammonium och en rad olika metaller (Tabell 2). Före efterpolering i våtmarken renas rökgaskondensatet i olika steg: förbehandling, ultrafiltrering, omvänd osmos och jonbytare (Figur 3).

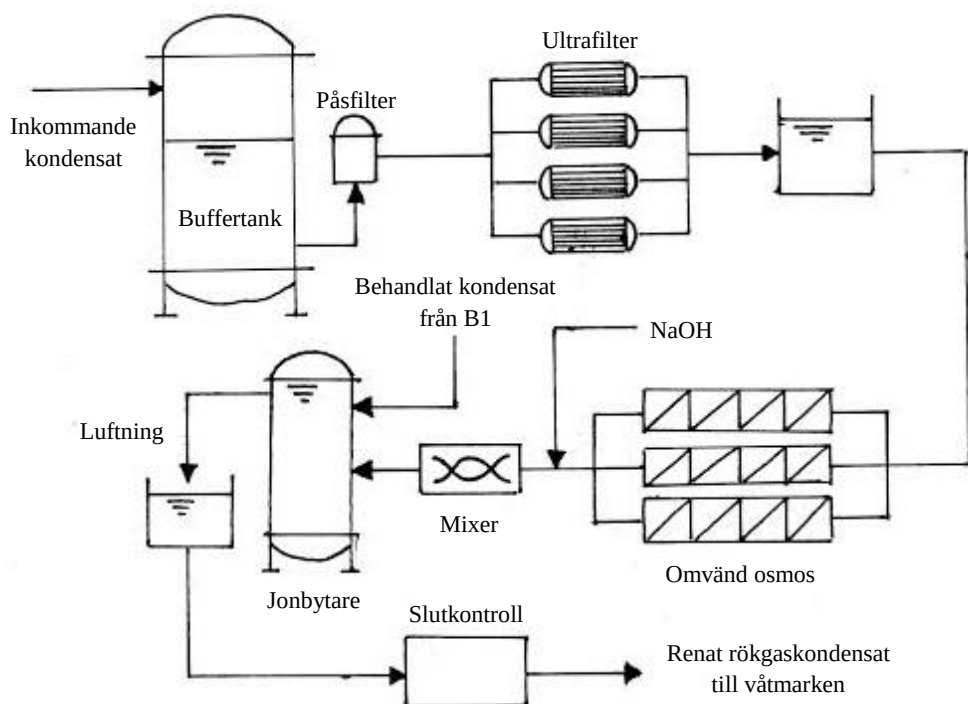
Tabell 2. Uppskattade halter av utvalda föroreningar i rökgaskondensat före rening (Wiig, 2015 muntlig källa).

TSS (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Ca (mg/l)	Hg (µg/l)	As (µg/l)	Co (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Ni (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
1	5	20	9	4,5	30	0,09	0,2	0,4	0,4	0,09	3	9

Under förbehandlingen leds condensatet till en buffertank och sedan vidare till ett mikrofilter med syfte att avskilja de partiklar som annars riskerar att sätta igen ultrafilterna. I B1 används en skaxsil för detta ändamål och i B2 ett påsfilter. Efter mikrofiltreringen kylv kondensatvattnet till under 38°C, vilket är högsta tillåtna temperatur för ultrafiltreringen. I ultrafiltreringen pumpas rökgaskondensat genom ett cellulosamembran med porstorlek 0,2-0,02 µm där fina partiklar och makromolekyler avskiljs. Liksom mikrofiltret fungerar ultrafiltreringen som ett förfilter till nästkommande filtersteg, omvänd osmos. I omvänd osmos avskiljs bland annat lösta salter när rökgaskondensatet under stort tryck diffunderar genom membran med porstorlek < 0,002 µm.

Efter filtrering mixas condensatet innan det leds till jonbytaren, som används för att byta ut oönskade joner mot väte- och hydroxidjoner vilka tillsammans bildar vatten. Först leds condensatet genom en filterkolonn med katjonbytarmassa där positivt laddade joner byts ut mot vätejoner. Sedan leds condensatet genom en filterkolonn med anjonbytarmassa där de negativa jonerna byts ut mot hydroxidjoner. Efter det luftas condensatet för att tillsätta syre.

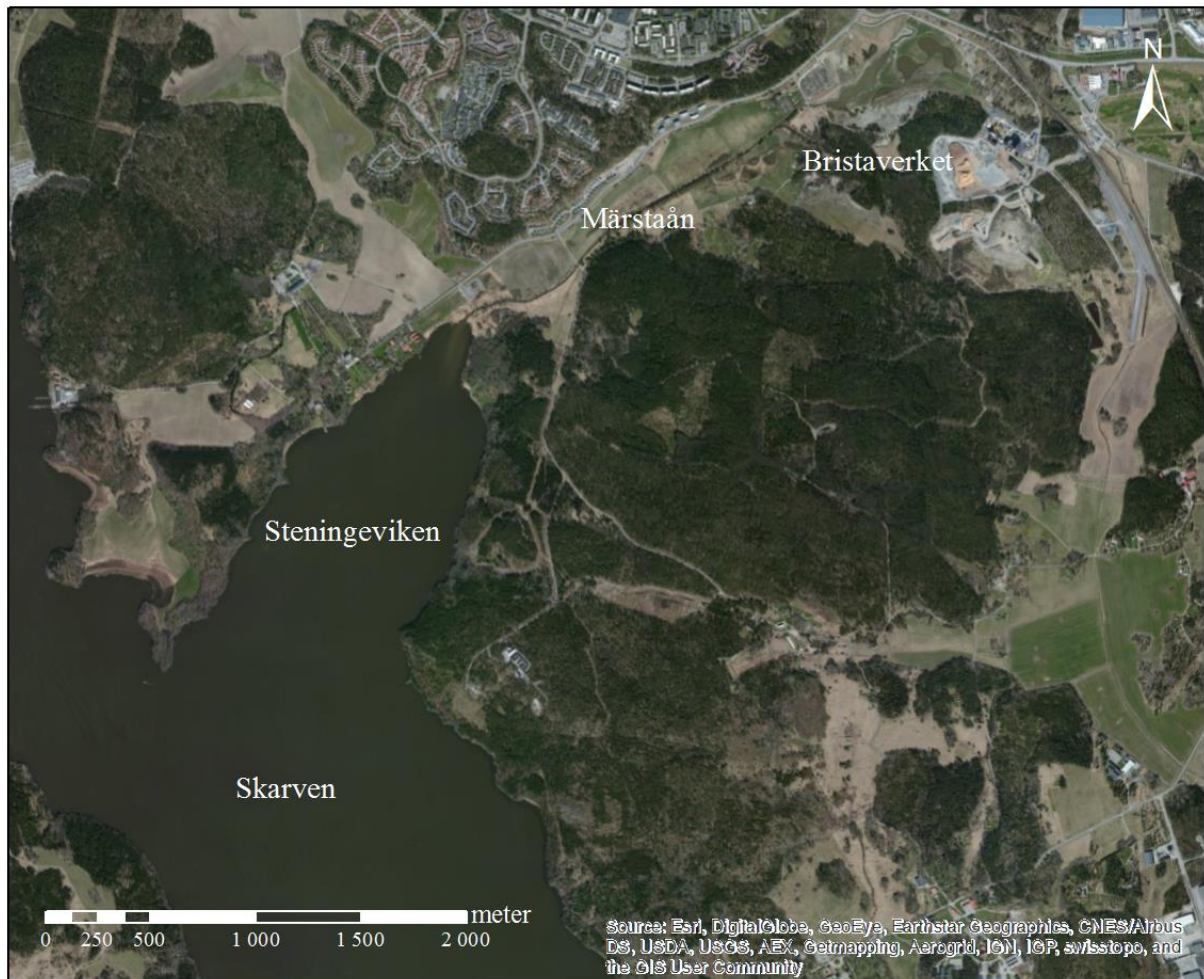
Innan det renade rökgaskondensatet släpps ut till efterpolering i våtmarken passerar det genom den så kallade slutkontrollen i Bristaverket. Där kylv rökgaskondensatet och pH regleras till neutrala värden. I slutkontrollen mäts även kontinuerligt pH, vattentemperatur, vattenflöde samt ammoniumhalt i condensatet för att säkerställa kvaliteten före utsläpp.



Figur 3. Rening av rökgaskondensat i Block 2, Bristaverket. Bild: Rasmus Elleby.

2.1.4 Kontrollprogram

För att säkerställa funktionen hos sin reningsanläggning har Fortums satt upp ett kontrollprogram för att övervaka vattenkvaliteten i en rad platser före och efter utsläpp av vatten till recipient. Vattenprover tas månadsvis för analys av pH, halt av suspenderade ämnen, fosfor, totalkväve, ammoniumkväve och alla metaller som är föremål för de preliminära riktvärdena i miljödomen. Proverna tas bland annat i slutkontrollen i Bristaverket, våtmarkens utlopp, Märstaåns mynning, Steningeviken och Skarven (Figur 4). Prover började tas i recipienten under augusti 2012, i våtmarkens utlopp under februari 2014 och i slutkontrollen under juni 2014 (Erselius, 2014, muntlig källa).



Figur 4. Bristaverket och recipienterna Märstaån, Steningeviken och Skarven. Kartbilden är intellektuell egendom som tillhör Esri och används här under licens. Copyright © 2015 Esri och dess licensgivare. Med ensamrätt.

2.2 PÅVERKAN PÅ RECIPIENT

Ett av de 16 nationella miljömålen är ”Levande sjöar och vattendrag”. I målet ingår ett krav på att sjöar och vattendrag ska ha minst god ekologisk status eller potential och god kemisk status enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (Naturvårdsverket, 2012). Enligt Vatteninformationssystem Sverige (VISS) uppnår varken Märstaån eller Skarven vare sig ekologisk eller kemisk god status (VISS, 2015a; VISS, 2015b). Steningeviken är inte klassificerad för sig utan ingår i Skarven. Miljöproblemen i

båda vattenförekomsterna består enligt VISS bland annat av miljögifter samt övergödning och syrefattiga förhållanden orsakade av belastning av näringsämnen. I Märstaån är det halter av kvicksilver, arsenik och nickel som överskrider sina respektive gränsvärden för god status (VISS, 2015b) och i Skarven endast kvicksilver (VISS, 2015a). Problemet med kvicksilver i svenska sjöar och vattendrag är utbrett. Ingen av vattenförekomsterna i Norra Östersjöns vattendistrikt, vilket bland annat innefattar hela Mälarenregionen uppfyller god kemisk ytvattenstatus om halten av kvicksilver beaktas (Länsstyrelsen Västmanlands län, 2009). Med tanke på de höga kvicksilverhalterna i det orenade rök-gaskondensatet (Tabell 2) är det därför extra viktigt att Bristaverket inte bidrar till ökade kvicksilverhalter i recipienten.

2.2.1 Effekt på organismer

Nedan redovisas en beskrivning av de studerade ämnenas effekt på organismer (Tabell 3).

Tabell 3. Beskrivning av de studerade ämnenas effekt på organismer.

Ämne	Effekt på organismer
Kväve (N)	Övergödning i sjöar och hav, orsakar algblooming och ger upphov till syrebrist. ²
Arsenik (As)	Mycket giftigt för människor, djur och akvatiska organismer. Klassas som cancerframkallande för människa baserat på ökning av risken för lungcancer, urinblåsecancer och hudcancer. ^{1,3}
Kadmium (Cd)	Mycket giftigt för människor, djur och akvatiska organismer. Kan vara cancerframkallande och bidra till benskörhet och frakturer på skelettet. Människor får i sig kadmium främst via maten. ^{1,2,3,4}
Kobolt (Co)	Giftigt för människor, djur och akvatiska organismer. ¹
Krom (Cr)	Krom är en livsnödvändig metall för organismer. I vissa former, framför allt krom(VI)-föreningar, är krom giftigt för växter, djur och människor. Krom är även cancer- och allergiframkallande hos människor. ^{2,3,4}
Koppar (Cu)	Koppar är en livsnödvändig metall för organismer. Giftigt framför allt för växter och mikroorganismer men även andra vattenlevande organismer. Höga exponeringshalter kan innebära negativa hälsoeffekter på bland annat lungor och lever hos människor. ^{2,3,5}
Kvicksilver (Hg)	Mycket giftigt för människor, djur och växter och bioackumuleras genom näringskedjan. Metallen omvandlas i naturen lätt till metylkvicksilver, vilket är extremt giftigt och påverkar fosterutveckling samt centrala nervsystemet hos människa. ^{2,3,4}
Nickel (Ni)	Nickel är en livsnödvändig metall för vissa djurarter, växter och bakterier. Metallen har en hög bioackumulation och kan vara cancerogent. Vanligtvis är den inte så giftig för människan men kan vara giftig för lägre djurgrupper och växter. ²
Bly (Pb)	Mycket giftigt för människor, djur och akvatiska organismer. Höga halter kan påverka fertilitet och foster. Bioackumuleras i näringskedjan. ^{1,2,4}
Tallium (Tl)	Mycket giftigt för människor, djur och vattenlevande organismer. ¹
Zink (Zn)	Zink är en livsnödvändig metall för organismer. I första hand växter och mikroorganismer men även vattenlevande organismer, djur och människor är känsliga för höga halter. ^{2,3,4,5}

Källor: ¹Aylward & Findlay, 2008, ²Larm & Pirard, 2010, ³Naturvårdsverket, 2013, ⁴Stockholm Vatten, 2002, ⁵Van der Perk, 2013

2.2.2 Miljökvalitetsnormer

EU:s direktiv om miljökvalitetsnormer (MKN) inom vattenpolitikens område (2008/105/EG) är ett dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) och verkar för målet att uppnå god kemisk status på ytvatten. Den innehåller en lista över prioriterade farliga ämnen med MKN, i form av lösta halter i vattenfasen, som inte får överskridas. Av de studerade ämnena ingår MKN-värden för Cd, Hg, Ni och Pb vilka presenteras i Tabell 4

Tabell 4. MKN-värden ur EU:s direktiv (2008/105/EG) för att uppnå god kemisk status hos ytvatten.

Ämne	Löst halt i vattenfasen, årsmedelvärde (µg/l)	Maximal tillåten koncentration (µg/l)
Cd	0,15 ¹	0,9 ¹
Hg	0,05	0,07
Ni	20	*
Pb	7,2	*

¹Värdena skiljer sig åt beroende på vattnets hårdhet, i detta fall angivet för vattenhårdhetsklass 4 (100 till < 200 mg CaCO₃/l).

*Ej tillämpligt.

I förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten finns även ett antal miljökvalitetsnormer som syftar till att förbättra livsmiljön för fiskar i olika sötvatten. Förordningen gäller speciellt utpekade områden av intresse, vilket inkluderar Mälaren inklusive Skarven och Steningeviken. Märstaån omfattas däremot inte av förordningen (SWEKO, 2009). I förordningen ingår MKN-värden för NH₄-N, Cu och Zn av de studerade ämnena vilka presenteras i Tabell 5.

Tabell 5. MKN-värden ur förordningen (2001:554) för fisk- och musselvatten.

Ämne i vattenfasen	Riktvärde	Gränsvärde
NH ₄ -N (mg/l)	0,2	1
Cu (µg/l)	40 ¹	*
Zn (µg/l)	*	1000 ¹

¹Rikt- och gränsvärdet skiljer sig åt beroende på vattnets hårdhet, i detta fall angivet för 100 mg CaCO₃/l.

*Saknas.

Utöver de prioriterade ämnena enligt EU-direktivet ingår även andra ämnen i klassificeringen av svenska vattenförekomster för dess kemiska och ekologiska status. I en rapport från Naturvårdsverket (2008) gavs förslag på gränsvärden för ett antal särskilt förorenande ämnen. Av de studerade ämnena ingår gränsvärden för Cr, Cu och Zn vilka presenteras i Tabell 6.

Tabell 6. Gränsvärden för halter lösta ämnen i vattenfas ur rapport 5799 av Naturvårdsverket (2008).

Ämne	Gränsvärde, löst halt (µg/l)
Cr	3
Cu	4
Zn ^{1,2}	8

¹Bakgrundskoncentrationen (2 µg/l enligt schablonvärde) subtraheras från uppmätt koncentration.

²Gränsvärdet skiljer sig åt beroende på vattnets hårdhet, i detta fall angivet för >24 mg CaCO₃/l.

Det kan också vara intressant att nämna riktvärden för dagvattenutsläpp. Med dagvatten menas regnvatten, smältvatten och spolvatten som rinner av från hårdgjorda ytor och som via diken eller ledningar rinner ut i sjöar, vattendrag eller leds till avloppsreningsverk (Stockholm Vatten, 2011). Rök-gaskondensatet faller visserligen inte in under denna beskrivning men innehåller flera föroreningar som ofta förekommer i dagvatten. I rapporten ”Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp” (Regionala dagvattennätverket i Stockholms län, 2009) anges ett antal riktvärden för dagvattenutsläpp som antagits av bland annat Stockholms län. Av de strängaste riktvärdena, direktutsläpp till en mindre eller känslig recipient, ingår åtta ämnen som studeras i detta arbete (Tabell 7).

Tabell 7. Riktvärden för dagvatten, direktutsläpp till recipient (Regionala dagvattennätverket i Stockholms län, 2009)

Ämne	Riktvärde (årsmedelhalt), totala fraktioner
N-tot (mg/l)	2,0
Cd (µg/l)	0,4
Cr (µg/l)	10
Cu (µg/l)	18
Hg* (µg/l)	0,03
Ni (µg/l)	15
Pb (µg/l)	8
Zn (µg/l)	75

*Om endast riktvärdet för detta ämne överskrider, bör inte endast detta utgöra beslutsunderlag för åtgärder på grund av osäkert dataunderlag.

2.3 AVSKILJNING AV KVÄVE

Avskiljningen av kväve i anlagda våtmarker sker genom två huvudsakliga processer: biologiska, växtupptag och mikrobiella processer som nitrifikation och denitrifikation, samt fysio-kemiska, främst adsorption och sedimentation. På grund av den låga halten suspenderat material i rök-gaskondensatet antas sedimentationen vara låg i våtmarken och beskrivs därför inte ytterligare som kväveavskiljningsprocess i arbetet.

2.3.1 Nitrifikation och denitrifikation

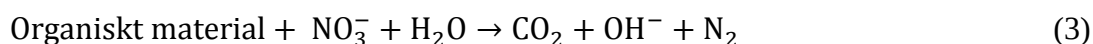
Nitrifikation är oxidation av ammonium till nitrat och anses vara den huvudsakliga processen för ammoniumrening i anlagda våtmarker. Reaktionen sker i två på varandra följande steg: först oxideras ammonium till nitrit, sedan oxideras nitrit till nitrat. För att det ska kunna ske krävs tillgång till syre motsvarande halter över 0,02-0,1 mg O₂/l (Persson, 1997). De olika stegen kan beskrivas med följande ekvationer:



Varje steg utförs av olika släkten av bakterier som använder ammonium eller nitrit som energikälla och syre som elektronmottagare medan koldioxid används som kolkälla. Det första steget utförs främst av bakterier från släktet *Nitrosomonas* och det andra av bakterier från släktet *Nitrobacter* (Kadlec & Wallace, 2008).

Syreförbrukningen i nitrifikationssteget är stor, ofta angiven som 4,3 g O₂/ g NH₄-N (Kadlec & Wallace, 2008). Vid oxidationen av ammonium förbrukas även alkalinitet motsvarande 7,07 mg CaCO₃/mg NH₄-N (Ahn, 2006). Det kan leda till att pH sjunker, vilket i sin tur kan ha negativ påverkan på nitrifikationen, då reaktionshastigheten minskar kraftigt när pH understiger 7,0 (Parker *et al.*, 1975).

Denitrifikation är den process då oorganiskt kväve, som till exempel nitrat, reduceras till kvävgas av denitrifierande bakterier. Den största delen av denitrifikationen utförs av heterotrofa bakterier som använder organiskt material som kolkälla (Carlsson & Hallin, 2000). Processen sker framför allt i syrefattiga miljöer, under 0,2-0,3 mg O₂/l (Persson, 1997), då bakterierna använder syre bundet till kväve istället för fritt tillgängligt syre som elektronmottagare. Reaktionen kan beskrivas med följande formel:



Kolkällan kan bland annat utgöras av organiska föroreningar i inkommande vatten och cellmaterial från mikroorganismer (Lee *et al.*, 2009). Varken nitrifierande eller denitrifierande bakterier förekommer frilevande i vattenmassorna utan växer på olika ytor i våtmarken t.ex. på växter eller i sediment.

2.3.2 Växtupptag

Flera studier har visat att kväveavskiljningen är större i våtmarker med växter än de utan (Lin *et al.*, 2002; De Feo, 2007; Ibekwe *et al.*, 2007, Stefanakis & Tsihrintzis, 2012). Det potentiella upptaget av kväve hos växter begränsas av tillväxthastighet och kvävehalten i växtens vävnader. Bra egenskaper hos växter för upptag och lagring av kväve är snabb tillväxt, hög kvävehalt i vävnader samt förmågan att växa. Växter som genererar mycket biomassa under växtsäsongen kan när de vissnar släppa tillbaka stora delar av sitt ackumulerade kväve till vattnet under vintermånaderna (Vymazal, 2007).

Kväveupptaget från alger och växter anses vara relativt litet, 1-34 % jämfört med 60-95 % genom denitrifikationen (Lee *et al.*, 2009). Detta stöds av Bachand och Horne (1999) som

genom massbalansräkningar rapporterar att växt- och sedimentupptag endast står för en bråkdel av avskiljningen av nitrat. I våtmarkssystem med en låg kvävebelastning, cirka 100-200 g N/m²år kan dock skördande av växter ha en betydande påverkan på kväveavskiljningen (Vymazal, 2007)

Växtlighet bidrar till en ökad kväveavskiljning i våtmarker främst på andra sätt än direkt upptag. Dels fungerar växtdelar under vattnet som påväxtor för mikroorganismer i våtmarken, dels utgör de en kolkälla till de denitrifierande bakterierna. Växterna har också en förmåga att translokera syre från skotten till rötterna (Armstrong, 1964). Rotzonen utgör därför en syresatt miljö i ett annars anaerobiskt substrat, vilket gynnar de nitrifierande bakterierna. Den syresatta rotzonen stimulerar även nedbrytningen av dött organiskt material vilket ytterligare bidrar till frigörandet av lättnedbrytbart kol till denitrifierarna.

Val av växtlighet kan påverka avskiljningen av kväve (Bachand & Horne, 1999; Akrotos & Tsihrintzis, 2007). Vanliga makrofytter som används i anlagda våtmarker är bladvass (*Phragmites australis*), kավeldun (*Typha spp.*) och säv (*Scirpus spp.*) vilka alla kan karakteriseras som vattentåliga, högväxande och rotade i jorden.

2.3.3 Adsorption

I anlagda våtmarker adsorberas ammonium till olika typer av organiskt och oorganiskt substrat. Adsorptionen av ammoniumjoner står i jämvikt med ammoniumkoncentrationen i vattnet, vid en given koncentration kan en given mängd adsorberas för att mätta substratet. När halten av ammonium minskar i vattnet, t.ex. genom nitrifikation, kommer en viss mängd ammoniumjoner desorberas för att återuppnå jämvikt med vattenfasen. På samma sätt kommer mängden adsorberat ammonium öka med koncentrationen i vattnet. Om substratet i våtmarken exponeras för syre, på grund av periodvis torrläggning, kan adsorberat ammonium oxidera till nitrat (Connolly *et al.*, 2004; Sun *et al.*, 2005; Kadlec & Wallace, 2008). I huvudsak adsorberas ammoniumjoner genom katjonbyte till negativt laddade ytor på lerpartiklar men även via kemisk sorption till humusämnen (Vymazal, 2007). Bidraget till avskiljningen av kväve från adsorption är ofta högst i nyanlagda våtmarker men minskar med tiden i takt med att substratet mättas med adsorberade ammoniumjoner (Lee *et al.*, 2009).

2.3.4 Reningsgrader i olika våtmarker

Avskiljningen av kväve i våtmarker kan räknas ut på olika sätt. Den kanske enklaste vägen att gå är att räkna ut reningsgraden i form av kvoten mellan halter i utlopp och inlopp. På samma sätt kan reningsgraden räknas ut från kvoten mellan kvävebelastning i ut- och inlopp. I Tabell 8 presenteras uträknade medelvärden av reningsgrader från ett antal våtmarker ur en studie av Vymazal (2007).

Tabell 8. Medelavskiljning av olika kvävefraktioner i anlagda våtmarker, n = antal våtmarker (Vymazal, 2007)

Ämne	Inlopp (mg/l)	Utlopp (mg/l)	Renings- grad (%)	n	Inlopp (gN/m ² år)	Utlopp (gN/m ² år)	Renings- grad (%)	n
NH ₄ -N	12,9	5,8	55,1	64	137	71	51,8	72
NO ₃ -N	5,6	2,2	60,7	57	34	18	52,9	47
Tot-N	14,3	8,4	41,2	85	466	219	47,0	85

Ett annat sätt att uttrycka kväveavskiljningen som tar hänsyn till koncentration, flödesbelastning och våtmarksyta kan beskrivas med följande ekvation (Andersson & Kallner, 2002)

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = e^{\left(-\frac{k \cdot A}{Q}\right)} \quad (4)$$

där C_{in} är inkommande medelkoncentration i våtmarken (mg/l), C_{ut} utgående medelkoncentration från våtmarken, A våtmarksarean (m^2), Q vattenföringen ($m^3/\text{år}$ alternativt $m^3/\text{månad}$) och k en hastighetskoefficient som beskriver hur snabbt kvävet avskiljs från vattenfasen ($m/\text{år}$ alternativt $m/\text{månad}$). I Tabell 9 presenteras hastighetskoefficienten k för fyra stora svenska våtmarker ur Andersson & Kallner (2002).

Tabell 9. In och utgående totalkvävekoncentrationer, area, vattenföring och hastighetskoefficient för avskiljning av kväve ur vattenfasen för fyra stora svenska våtmarker (Andersson & Kallner, 2002).

Våtmark	C_{in} (mg/l)	C_{ut} (mg/l)	Area (ha)	Q_{in} (m^3/dygn)	k (m/år)	k (m/månad) ¹
Magle, Hässleholm	20	14	20	11500	7,3	1
Ekeby, Eskilstuna	20	15	28	46500	*	1,3
Alhagen, Nynäshamn	37	11	28	4700	*	0,64
Oxelösund	23	15	23	4800	3,7	0,37

¹Uträknad för perioden maj-oktober

*Ej tillämpligt eftersom driftperioden endast är maj-oktober

2.4 AVSKILJNING AV TUNGMETALLER

Tungmetaller i vatten kan förekomma i olika partikulära eller lösta former. Lösta tungmetaller kan adsorbera på partiklar, bilda komplex tillsammans med organiska och oorganiska funktionella grupper och förekomma som fria, lösta joner. Avskiljning av tungmetaller i våtmarker sker via ett antal olika mekanismer, inklusive växtupptag, katjonbyte, utfällning och sedimentering. En viktig faktor som påverkar metallers rörlighet i våtmarker är pH, där ökat pH ger minskad rörlighet (Van der Perk, 2013). Vid låga pH ökar lösligheten hos metallerna som då kan bli tillgängliga för upptag av växter (García-Sánchez *et al.*, 1999.)

2.4.1 Växtupptag

Användningen av makrofyter för avskiljning av föroreningar, inklusive metaller, i våtmarker är utbredd. Det vanligaste angreppssättet är så kallad fytostabilisering vilket går ut på att våtmarksväxter används för att immobilisera metallerna och lagra dem i rötter och/eller jorden, i kontrast till fytoextraktion vilket går ut på att växter används för att ta upp metaller från jorden och lagra de i vävnader belägna ovan jord (Weis & Weis, 2004). I det sistnämnda fallet måste växterna skördas och deponeras på ett sätt som förhindrar att metallerna återgår till kretsloppet när växterna förmultnar.

Motståndskraften mot höga föroreningshalter i både vatten och sediment har inneburit att vissa vitt utbredda arter som bladvass och kaveldun använts flitigt i tempererade akvatiska ekosystem för avskiljning av metaller i våtmarker (Ye *et al.*, 1997; Mays & Edwards, 2001;

Bragato *et al.*, 2006; Southichak *et al.*, 2006; Duman *et al.*, 2007; Maddison *et al.*, 2009; Yeh *et al.*, 2009; Grisey *et al.*, 2012; Stefanakis & Tsihrintzis, 2012).

Halterna av tungmetaller i vävnader hos vass och kaveldun är generellt sett högre under jord än ovan (Ye *et al.*, 1997; Mays & Edwards, 2001; Bonanno, 2011; Grisey *et al.*, 2012) vilket leder slutsatsen att skördande av ovanjordiska växtdelar har liten effekt på avskiljningen av tungmetaller. Massbalansräkningar i en studie av Dombeck *et al.* (1998) pekar på att skördande av växter i en anlagd våtmark årsvis inte utgör mer än 5 % av den årliga avskiljningen av tungmetaller.

Medan sediment, vilka tenderar att vara anoxiska och reducerade, fungerar som sänkor för tungmetaller kan våtmarker i stort bli en källa till utsläpp på grund av växtlighetens aktivitet. Växterna kan syresätta sedimentet och göra metallerna mer biotillgängliga. Metaller kan tas upp i rötter, transporteras till och utsöndras från ovanjordiska vävnader. Förruttnande material kan ackumulera metaller, vilket kan laka ur eller bli tillgängligt för nedbrytare. Beroende på föroreningarnas stabilitet i naturen kan användning av anlagda våtmarker vara ett sätt att endast fördröja utsläppen till vatten. När halterna ökar kan våtmarkens avskiljningsförmåga hämmas och våtmarken riskerar istället att bli en utsläppskälla (Weis & Weis, 2004).

2.4.2 Adsorption, utfällning och sedimentering

Många tungmetaller förekommer som katjoner i vattenfasen och följer samma adsorptionsmekanismer som ammoniumjonen. Under oxiderade förhållanden är adsorption på negativt laddade ytor hos lermineraller och organiskt material huvudprocessen för tungmetallers translokering och mängden adsorberad metall minskar med minskat pH (Van der Perk, 2013). Southichak *et al.* (2006) fann i en studie att $\text{pH} \geq 7$ gav bäst sorption på bladvass för Cu^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} och Zn^{2+} samt $\text{pH} > 4$ för Pb^{2+} .

När tungmetallerna inte längre är lösliga i vattnet kan det leda till utfällning och att metallerna sedimenterar till botten. Detta kan bland annat ske då metallerna bildar svårslösliga föreningar med anjoner som karbonat (CO_3^{2-}), fosfat (PO_4^{3-}), svavelväte (HS^-) (Van der Perk, 2013). Adsorption och utfällning är mekanismer som styrs av flera faktorer: variationer i innehållet av organiskt material, pH, redoxpotential, förekomst av till exempel S^{2-} , vattenhaltig Fe/Mn-oxid och katjonbyteskapaciteten hos sedimenten (Galletti *et al.*, 2010).

2.5 MILJÖFAKTORER

Två viktiga faktorer som påverkar reningsgraden i anlagda våtmarker är vattnets uppehållstid och temperatur. Uppehållstiden styr över hur lång tid föreningar i vattnet uppehåller sig i våtmarken och kan delta i de processer som pågår där. Temperaturen styr i sin tur många biologiska processer och är bland annat den huvudsakliga bestämmande faktorn för avdunstning av vatten. Även vattenbalansen, vilket är summan av tillskott och förluster av vatten i en våtmark, kan vara av intresse för att bestämma reningsgraden.

2.5.1 Uppehållstid

I en studie av Huang *et al.* (2000) minskade koncentrationerna kraftigt av både ammonium och organiskt kväve i det behandlade vattnet från anlagda våtmarker med ökad uppehållstid. I

de flesta våtmarker kräver kväveavskiljningen en längre uppehållstid jämfört med till exempel avskiljningen av organiskt material (Lee *et al.*, 2009).

Akratos och Tsihrintzis (2007) rapporterar i en studie att åtta dagars uppehållstid är tillräckligt för acceptabel kväveavskiljning i en växtbädd vid temperaturer över 15 °C, men att längre behövs vid lägre temperaturer. Andersson och Kallner (2002) rapporterar att uppehållstiden i de fyra stora, svenska anlagda våtmarkerna är 6-14 dagar (Tabell 10).

Tabell 10. Area, inflöde, ytbelastning och uppehållstid i fyra stora anlagda våtmarker (Andersson & Kallner, 2002).

Våtmark	Area (ha)	Inflöde (m ³ /dygn)	Ytbelastning (mm/dygn)	Uppehållstid
Magle, Hässleholm	20	11500	57	7-8
Ekeby, Eskilstuna	28	46500	155	6-7
Alhagen, Nynäshamn	28	4700	17	14
Oxelösund	23	4800	21	8

Den verkliga uppehållstiden definieras som våtmarkens volym som bidrar till flödet delat med vattenföringen och kan enligt Kadlec och Wallace (2008) räknas ut med följande formel:

$$\tau = \frac{V_{aktiv}}{Q} = \frac{\varepsilon \cdot h \cdot A_{aktiv}}{Q} \quad (5)$$

där V_{aktiv} är våtmarkens volym vatten som bidrar till aktivt flöde (m³), Q vattenföringen i våtmarken (m³/dygn), ε porositeten, h våtmarkens vattendjup (m) och A_{aktiv} våtmarkens area som bidrar till aktivt flöde (m²). Ibland används den teoretiska uppehållstiden som kan räknas ut med följande formel ur Kadlec och Wallace (2008):

$$\tau_n = \frac{V_{tot}}{Q} \quad (6)$$

där V_{tot} är den totala volymen (m³) och Q vattenföringen (m³/dygn). Formeln för att räkna ut den verkliga uppehållstiden kan då förenklas till följande (Kadlec & Wallace, 2008):

$$\tau = e_v \tau_n \quad (7)$$

där e_v den volymetriska effektiviteten och τ_n är den teoretiska uppehållstiden. Den volymetriska effektiviteten speglar den ineffektiva volymen i en våtmark jämfört med antagna, teoretiska förhållanden. Skillnader kan bero på att delar av den teoretiska volymen är blockerad av biomassa under vattnet eller förbipasserad på annat sätt. Förhållandet mellan längd och bredd kan påverka den volymetriska effektiviteten. Om inte vattnet sprids på ett bra sätt i våtmarken riskeras bredden att inte utnyttjas effektivt. Problemet blir mindre i våtmarker med liten bredd i förhållande till längd i och med minskat behov av spridning av vattnet. I ett antal olika våtmarker med 0,3-0,8 m djup räknades medelvärde av den volymetriska effektiviteten ut till 0,82 (Kadlec & Wallace, 2008). Medeltalet av längd: bredd-förhållandet i våtmarkerna var då 4,02.

När det sker lokala variationer i vattenföring och vattenvolym måste en korrekt beräkningsmodell integrera tiden det tar för vattnet att färdas från inlopp till utlopp. Om flödet är konstant kan en korrigerad teoretisk uppehållstid räknas ut med följande formel enligt Kadlec och Wallace (2008):

$$\tau_{an} = \tau_i \left(\frac{\ln(R)}{1-R} \right), R = \frac{Q_{ut}}{Q_{in}} \quad (8)$$

där τ_i är den teoretiska uppehållstiden baserat på vattenföring i inlopp, Q_{ut} vattenföring i utloppet och Q_{in} vattenföring i inloppet.

2.5.2 Temperatur

Nitrifikation och denitrifikation har båda visats vara temperaturberoende i våtmarker och många system visar en minskad kväveavskiljning under vintermånaderna (Bachand & Horne, 1999; Werker *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2013). Biologisk kväveavskiljning är mest effektiv vid 20~25 °C eftersom temperaturen påverkar såväl mikrobiell aktivitet som diffusionshastigheten hos syre i anlagda våtmarker (Phipps & Crumpton, 1994). Både total- och ammoniumkvävereningen har visats vara mer temperaturberoende i anlagda våtmarker med växtlighet jämfört med de utan (Huang *et al.*, 2013). Den mikrobiella aktiviteten hos nitrifierare och denitrifierare kan minska avsevärt vid vattentemperaturer under 15 °C eller över 30 °C (Kuschik *et al.*, 2003; Akrotos & Tsihrintzis 2007). Denitrifikationen anses vanligen upphöra vid temperaturer under 5 °C men vissa studier har visat att processen pågår ner till 4 °C, visserligen till en lägre grad (Richardson *et al.*, 2004). Head och Oleszkiewicz (2004) visade att nitrifikationshastigheten i en avloppsreningsreaktor minskade i genomsnitt med 58 %, 71 % och 82 % när nitrifierande biomassa snabbt kylades till 10 °C från 20 °C, 25 °C respektive 30 °C.

Temperaturens effekt på reaktionshastigheter hos biologiska processer uttrycks ofta som modifierad variant av Arrhenius ekvation (Kadlec & Wallace, 2008):

$$\frac{k_T}{k_{20}} = \theta^{(T-20)} \quad (9)$$

där k_{20} är reaktionshastigheten vid vattentemperaturen 20°C, k_T reaktionshastigheten vid vattentemperaturen T°C och θ temperatur-aktivitetskoefficienten. I Tabell 11 redovisas uppmätta k_{20} och θ från några anlagda våtmarker i Sverige ur Kadlec och Wallace (2008).

Tabell 11. Total- och ammoniumkväves reaktionshastigheter beroende av temperatur (Kadlec & Wallace, 2008).

Plats	Ämne	k_{20} (m/år)	θ
Linköping	N-tot	25	1,049
Ekeby, Eskilstuna	N-tot	42	1,081
Linköping	NH ₄ -N	17,8	1,032
Magle, Hässleholm	NH ₄ -N	43,3	1,069
Oxelösund	NH ₄ -N	8,1	1,056

2.5.3 Vattenbalans

I anlagda våtmarker är oftast det tillrinnande förorenade vattnet det dominerande flödet. Även andra källor till vatten kan dock vara betydande under vissa förhållanden. Skillnaden mellan vattenföringen in och ut ur våtmarken kallas vattenbalans och kan beskrivas med följande ekvation enligt Kadlec och Wallace, 2008:

$$Q_i - Q_o + Q_c - Q_b - Q_{gw} + Q_{sm} + (P \cdot A) - (ET \cdot A) = \frac{dV}{dt} \quad (10)$$

där A är arean av våtmarkens vattenyta (m^2), ET evapotranspirationen ($m/dygn$), P nederbörden ($m/dygn$), Q_b läckage till jorden ($m^3/dygn$), Q_c tillskott från grundvattnet och ytavrinning ($m^3/dygn$), Q_{gw} infiltration till grundvattnet ($m^3/dygn$), Q_i tillrinnande vatten i inlopp ($m^3/dygn$), Q_o tillrinnande vatten i utlopp ($m^3/dygn$), Q_{sm} snösmältning ($m^3/dygn$), t tid ($dygn$) och V volym vatten i våtmarken (m^3). Om det exempelvis tillkommer annat vatten till våtmarken än det som avsiktligt leds till inloppet kan det bidra till att föroreningshalterna i våtmarkens utlopp sjunker eller stiger, beroende på tillskottsvattnets kvalitet.

2.6 ANLAGDA VÅTMARKER

Utformning av anlagda våtmarker varierar mycket beroende på syfte, framför allt vilka ämnen som ska renas. Idag används främst tre olika typer:

- *Free Water Surface* (FWS)-våtmarker har öppna vattenytor och liknar till utseendet naturliga våtmarker.
- *Horizontal Subsurface Flow* (HSSF)-våtmarker utgörs ofta av en grusbädd planterad med våtmarksväxter. Vattnet flödar horisontellt under ytan från inlopp till utlopp.
- *Vertical Flow* (VF)-våtmarker distribuerar vattnet över en yta i en sand- eller grusbädd planterad med våtmarksväxter. Vattnet renas när det perkolerar genom växternas rotzon.

FWS-våtmarker lämpar sig för alla klimat, även under nordiska förhållanden. Kalla temperaturer leder dock till minskad effekt av reningsgraden av framför allt kväve. Isbildning leder dessutom till minskad syretillförsel till vattnet som i sin tur hämmar syrekrävande reningsprocesser i våtmarken. Den vanligaste användningen av FWS-våtmarker är som efterpoleringssteg i reningsprocesser. FWS-våtmarker är dessutom nästan alltid det främsta valet för behandling av dagvatten från stad- och jordbruksmark på grund av sin förmåga att hantera pulsflöden och varierande vattennivå (Kadlec & Wallace, 2008).

HSSF-våtmarker används frekvent för sekundär rening av vatten från enskilda hushåll eller små samhällen. I och med att vattnet inte exponeras under reningsprocessen minimeras risken för spridning av patogener till människor och djur. HSSF-våtmarker har också flera olika användningsområden inom rening av vatten från industrier.

VF-våtmarker kan, beroende på utformning, ha en god syretillförsel i högre grad än FWS- och HSSF-våtmarker. Detta innebär en större förmåga att oxidera ammoniumkväve vilket har lett till att VF-våtmarker ofta använts för att rena vatten med hög ammoniumhalt, till exempel från deponier eller matindustrin (Kadlec & Wallace, 2008). VF-våtmarker kan användas för behandling av mycket koncentrerade avloppsvatten med höga halter av föroreningar.

Det är ofta svårt att uppnå hög avskiljning av totalkväve i våtmarker bestående av endast ett steg på grund av svårigheten i att skapa både syrerika och syrefattiga miljöer. VF-våtmarker har generellt hög avskiljning av $\text{NH}_4\text{-N}$ men begränsad denitrifikation. FWS- och HSSF-våtmarker anses å andra sidan ha goda miljöer för denitrifikation men begränsad förmåga att nitrifiera ammonium (Vymazal, 2007). För att maximera avskiljningen av totalkväve kan våtmarker konstrueras i flera steg, till exempel med både horisontellt och vertikalt flöde.

2.6.1 Brista våtmark

Brista våtmark är en FWS-våtmark utformad med hjälp av SWECO. Våtmarken ligger i Steningedalen, precis intill Steningedalens naturreservat i Sigtuna kommun (Figur 5 och Figur 6). Brista våtmark ska enligt ritningar ha en area av 1400 m^2 och volym 600 m^3 . Under själva anläggningsarbetet med våtmarken förekom dock vissa svårigheter vilket kan innebära att den skiljer sig från ritningarna i vissa avseenden, bland annat att våtmarken är grundare än vad som ursprungligen var tänkt (Steen Ronnermark, 2014, muntlig källa). Om det befintliga djupet skulle visa sig vara otillräckligt fanns från Fortums sida funderingar på att höja vattennivån i våtmarken.



Figur 5. Våtmarken med Bristaverket i bakgrunden. Foto: Rasmus Elleby 2014-09-04.



Figur 6. Brista våtmark (inritad), Bristaverket och Märstaån. Kartbilden är intellektuell egendom som tillhör Esri och används här under licens. Copyright © 2015 Esri och dess licensgivare. Med ensamrätt.

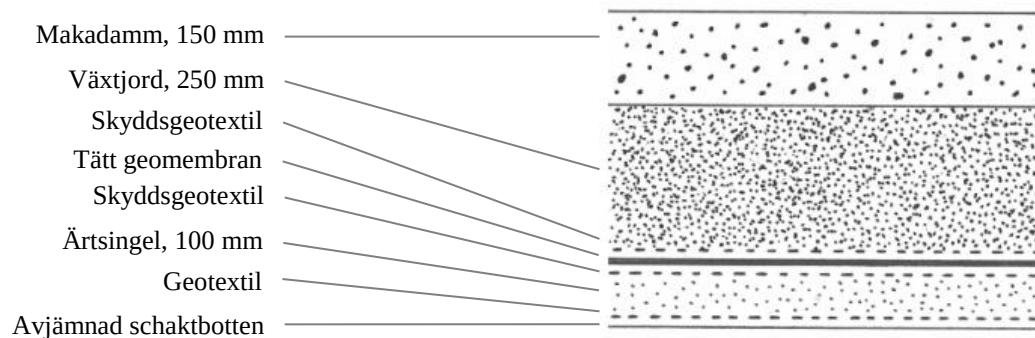
Precis söder om våtmarken ligger en höjd (Figur 7). Detta, tillsammans med att det precis i närheten finns flera dagvattendammar och vattendrag innebär att grundvattennivån med all sannolikhet är hög invid våtmarken. Detta gäller speciellt i samband med regn eftersom den nederbörd som faller på sluttningen som vätter mot våtmarken kommer att rinna ner mot våtmarken. Vid ett regn 9 oktober 2014 var det så höga flöden i dagvattendammarna att en väg i närheten översvämmades (appendix A, Figur 1).



Figur 7. Våtmarken med Steningedalens naturreservat till höger, i bakgrunden. Foto: Rasmus Elleby 2014-11-21.

För att få ett försprång i växtetableringen i våtmarken planterades våtmarksväxter i kokosmattor ett år före anläggningen av våtmarken (appendix A, Figur). När våtmarken var klar lades mattorna med de ettåriga växterna ut, främst längs kanterna i våtmarken. Exempel på växter som satts ut på detta sätt och som även observerats vid platsbesök är bladvass, bredkaveldun (*Typha latifolia*), gul svärdsilja (*Iris pseudacorus*), svalting (*Alisma plantago-aquatic*), säv (*Schoenoplectus lacustris*), vattenpilört (*Persicaria amphibia*) och älgört (*Filipendula ulmaria*).

Våtmarken är utgrävd och uppbyggd i olika lager (Figur 8). På den avjämnade schaktbotten ligger en geotextilduk på vilken ett lager ärtsingel är lagt. Ovanpå ärtsingellagret är ett vattentätt geomembran placerat, skyddat på vardera sidan av geotextil. I ärtsingellagret under våtmarken finns dräneringsrör för att leda bort vattnet och på så sätt undvika metangasbildning som riskerar att lyfta geomembranet. Ovanpå geomembranet är först ett växtjordslager lagt, sedan ett makadamlager. Växtjorden är tänkt att utgöra en näringsrik grogrund till våtmarksväxterna. Makadamlagret har som syfte att öka den tillgängliga påväxtytan för mikroorganismer i våtmarken.



Figur 8. Våtmarkens lager i tvärsnitt. Bild: Rasmus Elleby.

Rökgaskondensatet skickas ut till våtmarken från Bristaverket via en cirka 200 m lång ledning. Vid mynningen har ett spygatt med droppkant gjutits i betong så att vattnet kan skvätta ner i dammen (Figur 9). I utloppet från våtmarken leds vattnet via en ledning på våtmarkens botten till en brunn med ett gjutet, ej reglerbart skibord som bestämmer vattennivån i våtmarken. Från skibordsbrunnen rinner vattnet till en brunn med två dränkbara pumpar som växelvis pumpar upp vattnet till Märstaån i den så kallade Moralundstunneln. Vattennivån i pumpbrunnen mäts kontinuerligt, när den stiger till en bestämd nivå startar en av pumparna automatiskt.



Figur 9. Till vänster: inloppsroret till våtmarken. Till höger: skibordsbrunnen vid utloppet. Foto: Rasmus Elleby 2014-09-29 och 2014-09-04.

3 METODER

I detta kapitel beskrivs inledningsvis utförandet av de morfologiska mätningarna av våtmarken. Uträkningen av vattenföringen ut ur våtmarken, loggermätningar, provtagning och analys av vattenprover beskrivs också. Avslutningsvis beskrivs hur insamling av data har gjorts.

3.1 MORFOLOGISKA MÄTNINGAR

En Garmin GPS av modell *Oregon 450* användes till att bestämma koordinater längs våtmarkens strandkant. Koordinaterna importerades som punkter till ArcGIS 10.2 för bestämning av längd och area av våtmarken. För att underlätta bestämningen av totalvolymen i våtmarken gjordes antagandet att volymen vatten som uppehåller sig i växtjordslagret kunde försummas. Då återstod volymberäkningen av två delar: bestämning av volym vatten som befinner sig i makadamlagret samt volym vatten som uppehåller sig ovanför detta. Vattenvolymen i makadamlagret räknades ut med följande formel:

$$V = A \cdot \varepsilon \cdot h \quad (11)$$

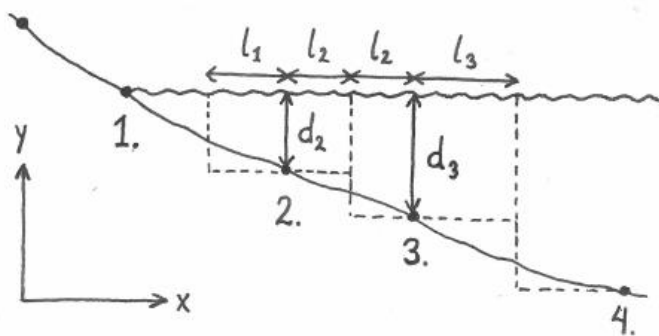
där V är volym vatten i makadamlagret (m^3), A våtmarkens area (m^2), ε makadammetts porositet och h makadamlagrets djup (m).

Vattenvolymen ovanför makadamlagret räknades ut genom att mäta sju profiler med hjälp av ett avvägningsinstrument av modellen *Leica NAK2* och en latta. Varje profil utgjordes av sju till åtta mätpunkter i en linje vinkelrätt mot flödesriktningen i våtmarken: en i vardera slänten, en i vardera strandkanten och tre till fyra i vattnet. För var och en av mätpunkterna antecknades avläst höjd på lattan, avstånd mellan instrumentets distansstreck, kompassriktning från instrumentet till mätpunkten samt vattendjup ovanför makadamlagret.

Marknivån i samtliga mätpunkter relaterades till en fixpunkt, vars höjdnivå definierades som noll. Det avlästa avståndet mellan instrumentets distansstreck kunde användas för att räkna ut avståndet mellan lattan och instrumentet. Avståndet mellan mätpunkterna i varje profil kunde sedan bestämmas med cosinussatsen (appendix B). När avstånden mellan mätpunkterna räknats ut kan de tillsammans med vattendjupet användas för att räkna ut tvärsnittsarean under vattenytan med numerisk integrering:

$$A = \sum_{i=2}^n d_n \cdot (l_{n-1} + l_n) \quad (12)$$

där d_n vattendjupet i y-led i punkt n (m), l_n halva avståndet i x-led mellan punkt n och $n + 1$ (m) och A våtmarkprofilens area (m^2). Den numeriska integreringen illustreras i Figur 10.



Figur 10. Numerisk integrering för tvärsnittsareaberäkning av våtmarkens profiler. Bild: Rasmus Elleby

Tvärsnittsareorna räknades sedan om till ett medelvärde som multiplicerades med våtmarkens längd för att räkna ut volymen vatten ovanför makadamlagret:

$$V = A_{medel} \cdot d \quad (13)$$

där V är volymen vatten ovanför makadamlagret (m^3), A_{medel} medeltvärsnittsarean enligt profilmätningar (m^2) och d är våtmarkens längs (m).

Med bakgrund till Fortums funderingar på att höja vattennivån i våtmarken undersöktes även vilken förändring i vattenvolym olika höjningar av vattennivån skulle orsaka. Först räknades slänthöjningen ut i varje profil från de avvägda markhöjderna. På samma sätt som tidigare användes sedan numerisk integrering för att räkna ut förändringen av tvärsnittareorna i våtmarken med olika höjningar av vattennivån. Vid volymberäkningen approximerades våtmarkens längd till att vara den samma som vid oförändrad vattennivå.

3.2 VATTENBALANS

Eftersom Fortum inte gör några mätningar av vattenföring ut ur våtmarken var den tvungen att erhållas på annat sätt. Utloppet i skibordsbrunnen är svårtillgängligt vilket komplicerar manuella flödesmätmetoder, till exempel uppsamling av vatten i hink. Istället användes vattennivån i pumpbrunnen för att räkna ut vattenföringen ut ur våtmarken.

Pumparna i brunnen startar när vattennivån når 1,3 m ovanför en bestämd nollnivå och slutar när vattennivån når 0,3 m. Cykeln från att vattennivån börjar på 0,3 m, fylls till 1,3 m och pumpas ut till 0,3 m igen kallas här en pumpepisod. Om man bortser från skyddsror till nivågivaren och rör till pumparna som tar upp viss plats i brunnen kan volymen bortpumpat vatten räknas ut med följande formel:

$$V = d\pi r^2 = (1,3 - 0,3) \cdot \pi \cdot 1^2 = \pi m^3 \quad (14)$$

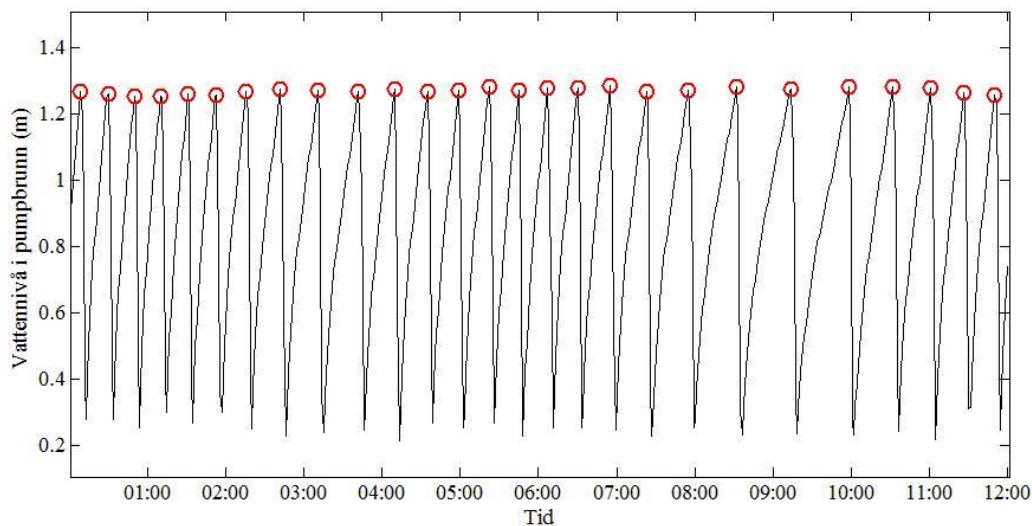
där V är volymen bortpumpat vatten (πm^3), d bortpumpad vattenpelare (1 m) och r brunnens radie (1 m). Detta beräkningssätt tar dock inte hänsyn till den volym vatten som tillkommer till brunnen under tiden vatten pumpas ut. Om man antar att flödet till pumpbrunnen är lika

stort under tiden då brunnen fylls, som när den töms, kan volymen utpumpat vatten räknas ut med formeln

$$V_{korr} = V \cdot \frac{t_{töm}}{t_{fyll}} \quad (15)$$

där V_{korr} är den korrigerade, unika volymen vatten som pumpas ut under en pumpepisod (m^3), $V \pi m^3$, $t_{töm}$ tiden det tar för vattnet att tömmas i brunnen och t_{fyll} tiden det tar att fylla brunnen.

Vattennivådata från pumpbrunnen laddades in i MATLAB för att identifiera frekvensen av pumpepisoderna under en tid. Först identifierades topparna i vattennivån med kommandot *findpeaks* (Figur 11). Därefter summerades antalet toppar dygnsvis och multiplicerades med uträknad V_{korr} för varje pumpepisod för att få reda på volymen bortpumpat vatten varje dygn.



Figur 11. Vattennivå i pumpbrunnen 30 november med 27 pumpepisoder.

När vattenföringen ut ur våtmarken räknats ut jämfördes den med data över vattenföring in i våtmarken från Fortum. Denna användes även för att räkna ut ytbelastningen i våtmarken med följande ekvation enligt Kadlec och Wallace (2008):

$$q = \frac{Q}{A} \quad (16)$$

där q är ytbelastningen i våtmarken ($m/dygn$), A våtmarkens area (m^2) och Q vattenföring ($m^3/dygn$). Slutligen undersöktes nederbördens effekt på vattenbalansen i våtmarken genom att jämföra nederbördsdata från SMHI med skillnader i vattenföring mellan in- och utlopp.

3.3 LOGGERMÄTNINGAR

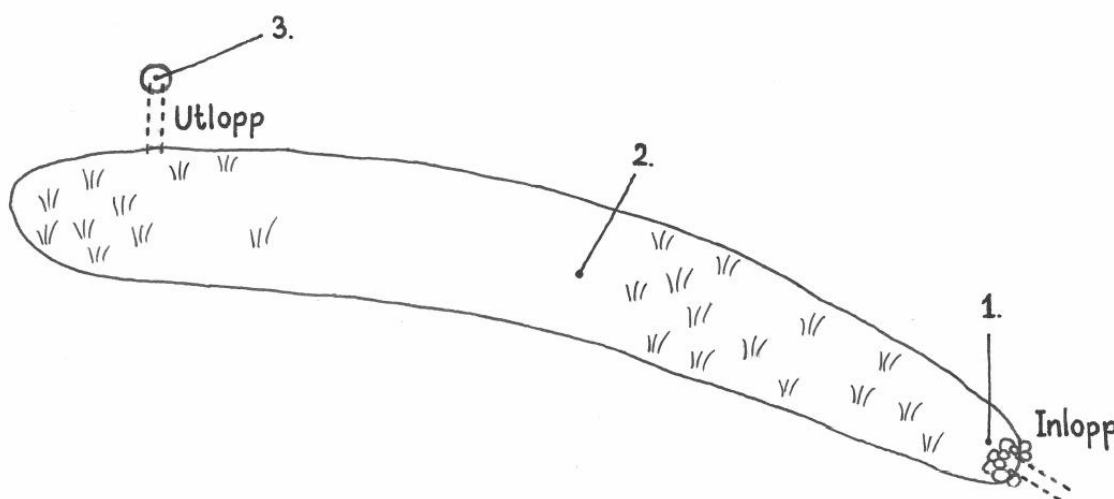
I skibordbrunnen vid våtmarkens utlopp mättes vattentemperaturen med en termistor i en sond av modell 107 från Campbell Scientific under perioden 31:a oktober till 31:a december. Sonden kopplades till en datalogger av modellen CR1000 från Campbell Scientific som

programerades att mäta konduktiviteten var femte sekund och sedan lagra dessa som medelvärden för varje minut.

Vattnets konduktivitet mättes på samma plats med en sond av modellen CS547A från Campbell Scientific under perioden 14:e november till 19:e december. Sonden kopplades till dataloggern och på samma sätt som för konduktivetsmätaren lagrades medelvärden minutvis. Ursprungligen var konduktivetsmätningarna planerade att användas till att bestämma bakgrundsvärde inför ett spårämnesförsök med saltutspädning. På grund av instrumenthaveri genomfördes dock aldrig själva spårämnesförsöket. För resultat av konduktivetsmätningarna, se appendix C, Figur .

3.4 VATTENPROVTAGNING

Ytvattenprover togs veckovis från 3:e oktober till 26:e november i upp till tre punkter i våtmarken (Figur 12). Vid inloppet togs prover direkt efter stenarna intill inloppsröret och vid utloppet i skibordsbrunnen som utloppsröret är kopplat till. En ytterligare plats valdes även i mitten av den stegade sträckan mellan inlopps- och utloppsröret. Istället för att vada ut till mitten av våtmarken och riskera att röra upp sediment användes ett metspö för att från strandkanten kunna ta prover. I väntan på analys förvarades vattenproverna frysta. I samband med vattenprovtagning mättes även lufttemperatur vid våtmarken och vattentemperatur i in- och utlopp med en badtermometer med flytkula. Värdet avlästes först för lufttemperatur och sedan för vattentemperatur efter att termometern varit nedsänkt i vattnet på respektive plats i tre minuter.



Figur 12. Platser för vattenprovtagning i våtmarken: 1. i våtmarken vid inloppsledningen, 2. i mitten av våtmarken och 3. i skibordsbrunn vid utloppet. Obs! Ej skalenlig. Bild: Rasmus Elleby.

3.5 ANALYS AV VATTENPROVER

Samtliga vattenprover analyserades med elueringskromatografi i en jonkromatograf av modellen *Professional Ion Chromatograph 850* från Metrohm. För katjonanalys användes

kolonnen *Metrosep C 4 + Metrosep Guard 4/5* samt en elueringslösning bestående av HNO_3 och organisk syra. För anjonanalys användes kolonnen *Metrosep Anion SUPP5 (25) + Metrosep Guard 4/5* samt en elueringslösning bestående av NaHCO_3 och Na_2CO_3 .

Inför analysen filtrerades proverna genom sprutfilter med PES-membran, $0,45\ \mu\text{m}$ porstorlek. Vattenproverna delades sedan upp i två provrör, 6 ml i vardera, för anjon- respektive katjonanalys. Till katjonproverna tillsattes 0,3 ml 0,005M H_2SO_4 för att uppnå $\text{pH} < 7$, vilket krävs för analysmetoden. Själva jonkromatografen utfördes av doktorand Albin Nordström vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Proverna tagna inom Fortums kontrollprogram analyseras i ackrediterat labb. Totalkvävehalter mäts med oxidativ uppslutning med peroxodisulfat, ammoniumkväve med flödesanalys och spektrometrisk detektion och arsenik samt tungmetaller med masspektrometri.

3.6 INSAMLING AV DATA

Meteorologiska data hämtades via SMHI:s tjänst Öppna Data som nås på webbplatsen <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/>. Närmaste väderstation för lufttemperatur är Arlanda flygplats, cirka 5 km NO om våtmarken. För nederbörd är istället Sätra gård närmaste stationen, beläget cirka 9 km S om våtmarken. Då nederbördsdata från flera dagar saknades från Sätra gård användes även data från Vallentuna, cirka 17 km SO om våtmarken. I och med att nederbörd kan variera mycket lokalt är det svårt att anta att nederbördsdata från väderstationerna i Sätra gård och Vallentuna är representativa för Brista. Istället kan man se det som en fingervisning om hur nederbörden varit under den studerade perioden. Är det av stor vikt känna till nederbörden med stor precision är det troligen bättre att utföra mätningar på plats.

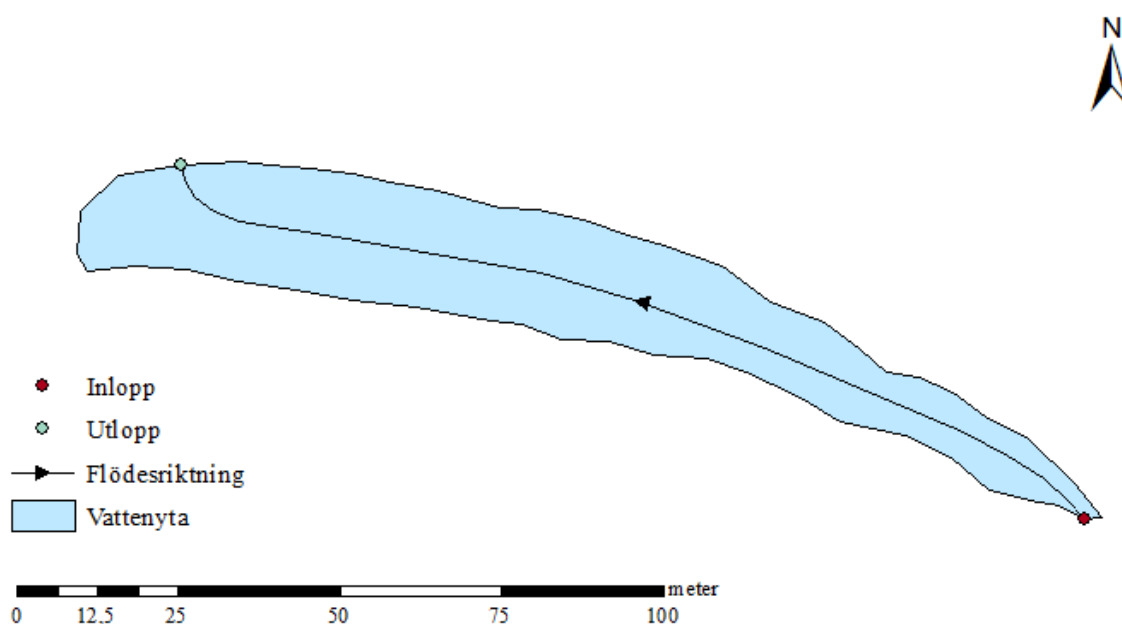
Från Fortum samlades två olika typer av data in, data från kontrollprogrammet och data från Bristaverket. Kontrollprogrammet innefattar som tidigare nämnt föroreningshalter i månadsvisa vattenprover i slutkontrollen, i våtmarkens utlopp och Märstaån. Data från Bristaverket inkluderar dataserier från slutkontrollen, flöde av utgående rökgaskondensat, ammoniumhalt och vattentemperatur, nivådata i pumpbrunnen men också föroreningshalter i vattenprover tagna i slutkontrollen utanför kontrollprogrammet.

4 RESULTAT

I detta kapitel beskrivs resultaten från de morfologiska mätningarna i form av våtmarkens längd, area, volym och vilken förändring av volymen som olika höjningar av vattennivån skulle resultera i. Beräkning av vattenföring ut ur våtmarken, uppehållstid, ytbelastning och resultat från jonkromatografin beskrivs också. Slutligen redovisas resultat från Fortums kontrollprogram i form av halter av ammonium- och totalkväve samt arsenik och tungmetaller.

4.1 VÅTMARKENS MORFOLOGI

Våtmarkens strandkant efter utmätta GPS-koordinater, inlopp och utlopp samt approximerad flödesriktning visas i Figur 13.



Figur 13. Uppmått area och generell flödesriktning i våtmarken.

4.1.1 Längd, area och volym

Våtmarkens längd bestämdes till 165 m och arean till 2300 m². Sträckan vattnet färdas från inlopp till utlopp bedömdes vara ca 155 m enligt utritad flödesriktning. Den uppmätta arean var 44 % större än den av Fortum tidigare redovisade arean, motsvarande 1600 m². För jämförelse räknades även våtmarkens area ut som längden 165 m gånger medelbredden av våtmarksprofilerna, 16,4 m (appendix C, Tabell 3). Arean blev då 2700 m² vilket är cirka 69 % större än den tidigare angivna arean.

Tvärsnittsarean hos de sju uppmätta profilerna i våtmarken räknades ut med numerisk integrering (appendix C, Tabell 2 och 3). Medelvärdet av tvärsnittsareorna, A_{medel} räknades ut till 5,09 m². Volymen vatten ovanför makadamlagret V_1 räknades ut med ekvation 13:

$$V_1 = A_{medel} \cdot d = 5,09 \text{ m}^2 \cdot 165 \text{ m} = 840 \text{ m}^3$$

Med uppgifter om att makadamlagrets tjocklek är 0,15 m och det vanliga antagandet att porositeten är 0,3 (Stockholms stad, 2009) kunde volymen vatten i makadamlagret V_2 bestämmas med hjälp av ekvation 11:

$$V_2 = 2300 \text{ m}^2 \cdot 0,3 \cdot 0,150 \text{ m} = 104 \text{ m}^3$$

Den totala volymen vatten som ryms i våtmarken V_{tot} blev således följande:

$$V_{tot} = V_1 + V_2 = 840 \text{ m}^3 + 104 \text{ m}^3 \approx 940 \text{ m}^3$$

De morfologiska måtten sammanfattas nedan i Tabell 12.

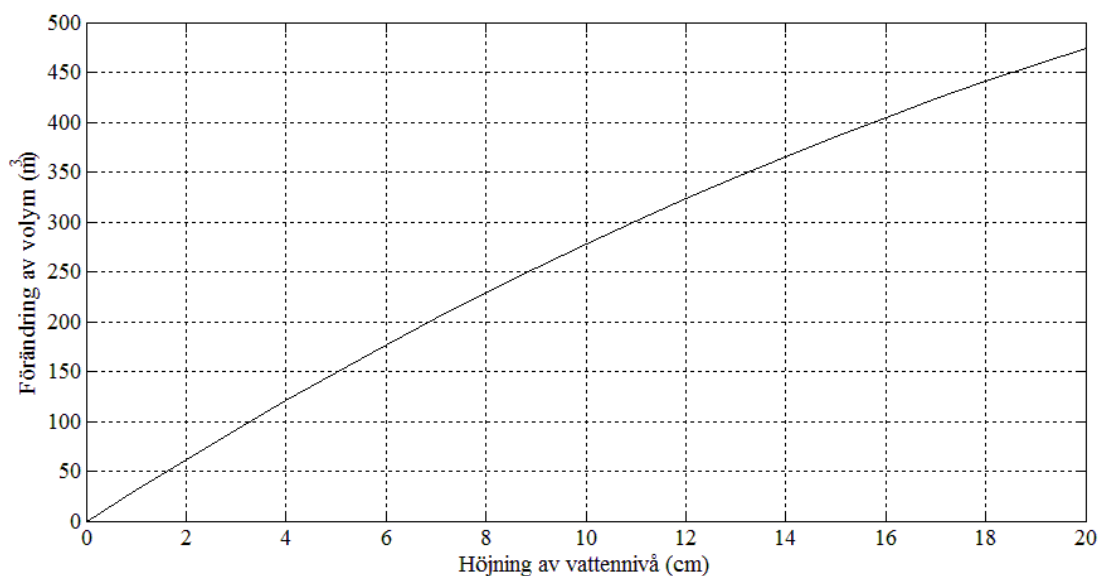
Tabell 12. Morfologiska mått av Brista våtmark och tidigare redovisade värden.

Mått	Värde	Tidigare redovisat värde
Längd ände-ände	165 m	
Längd inlopp-utlopp	155 m	
Maxdjup*	0,69 m	
Area	2300 m ²	1400 m ²
Totalvolym	940 m ³	600 m ³

*Vattennivå ovanför makadamlagret

4.1.2 Höjning av vattennivå

Potentiell förändring av volymen i våtmarken vid höjning av vattennivån 0-20 cm räknades ut med numerisk integrering utifrån släntlutningarna i våtmarken (Figur 14).



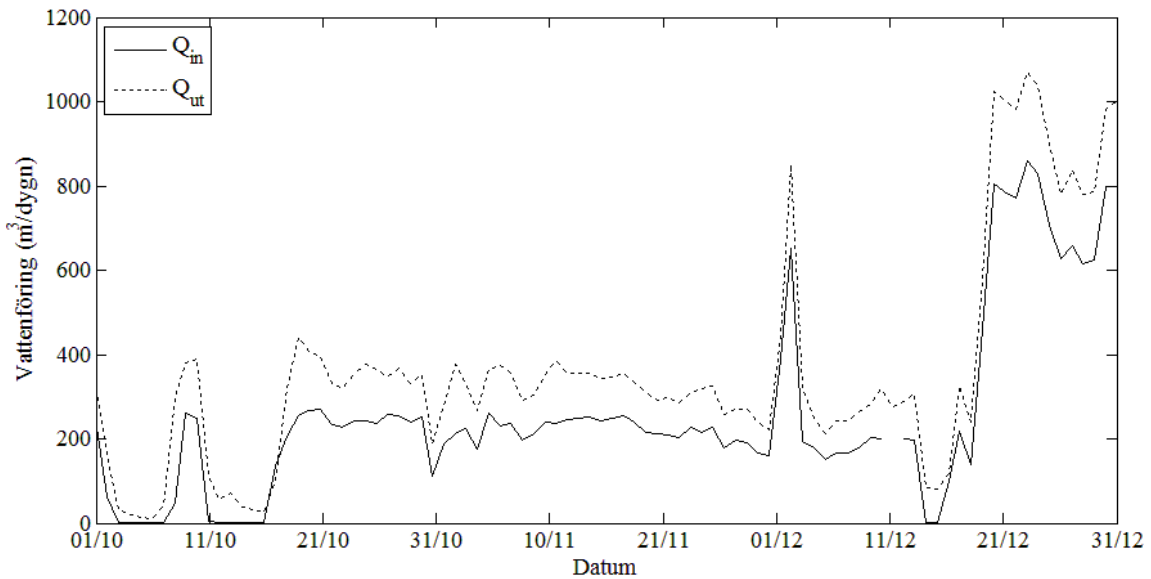
Figur 14. Potentiell förändring i våtmarkens volym som funktion av höjning av vattennivån.

4.2 VATTENBALANS

Vattenföring ut ur våtmarken, Q_{ut} , räknades ut från vattennivån i pumpbrunnarna (se avsnitt 3.2) och jämfördes med flöde av kondensat till våtmarken, Q_{in} som erhöles från Bristaverket

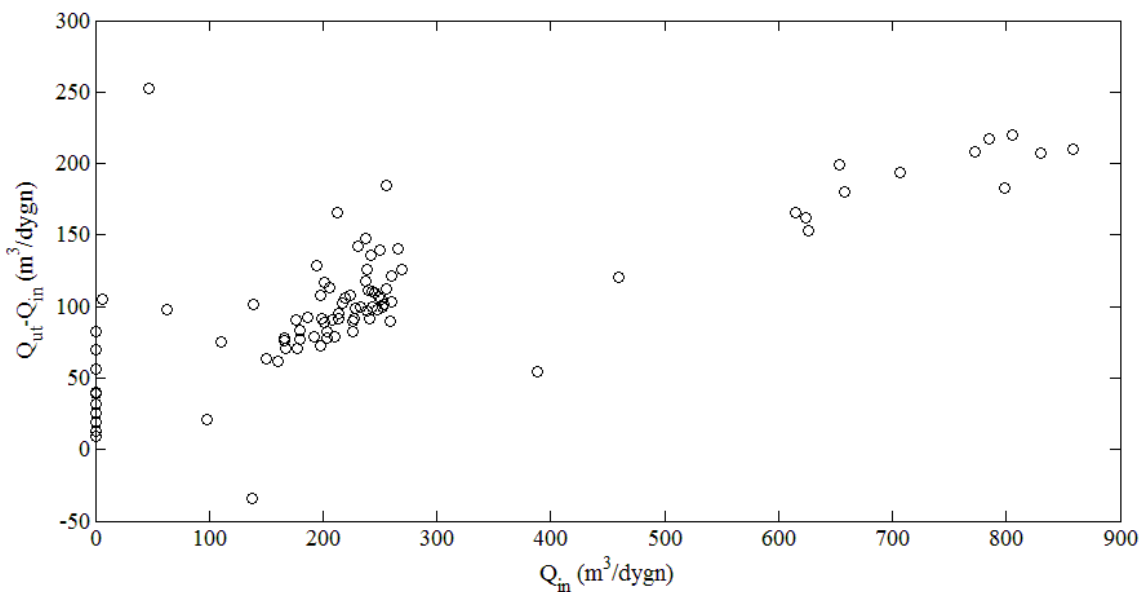
(Figur 15). I snitt var Q_{in} $309 \text{ m}^3/\text{dygn}$ under den studerade perioden. Vattenföringen in i våtmarken är noll när det inte är något flöde av rökgaskondensat från B1 eller B2, cirka $200 \text{ m}^3/\text{dygn}$ när det bara kommer kondensat från B2 och cirka $700 \text{ m}^3/\text{dygn}$ när det kommer kondensat från B1 och B2. Ytbelastningen för dessa tre flöden räknades ut med ekvation 16:

$$q_{medel} = \frac{309}{2300} = 134 \text{ mm/d}, \quad q_1 = \frac{200}{2300} \approx 90 \text{ mm/d}, \quad q_2 = \frac{700}{2300} \approx 300 \text{ mm/d}$$



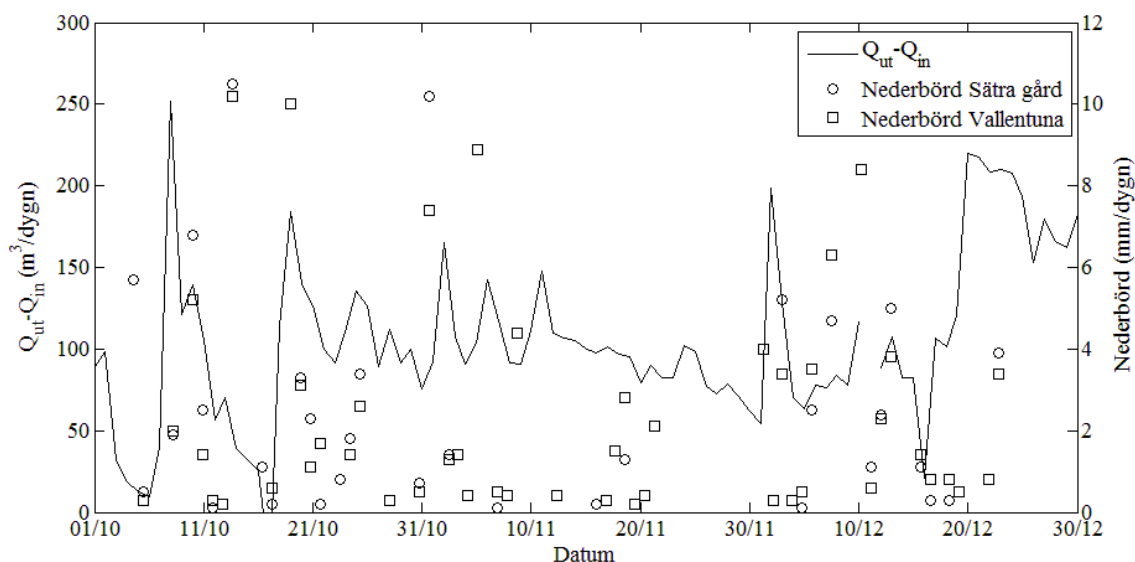
Figur 15. Flöde av rökgaskondensat till våtmarken Q_{in} och uträknad vattenföring ut ur våtmarken, Q_{ut} .

Kurvorna över Q_{in} och Q_{ut} följer varandra väl men Q_{ut} är hela tiden högre än Q_{in} , ofta cirka $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$. För att se om skillnaden mellan Q_{ut} och Q_{in} kunde bero på ett fel i räknemodellen, som att volymen utpumpat vatten vid varje pumpepisod överskattades, plottades den som en funktion av Q_{in} (Figur 16).



Figur 16. Skillnad mellan vattenföring in i och ut ur våtmarken som funktion av vattenföring in i våtmarken.

Om den utpumpade volymen under en pumpepisod överskattades adderas felet vid varje pumpepisod och skillnaden mellan Q_{ut} och Q_{in} borde bli större vid höga Q_{in} . Effekten av nederbörd på vattenbalansen undersöktes även genom att plotta skillnaden mellan Q_{ut} och Q_{in} mot nederbörd per dygn från två olika väderstationer (Figur 17).



Figur 17. Skillnad mellan vattenföring in i och ut ur våtmarken som funktion av nederbörd vid två olika väderstationer.

De största regnen i Sättra gård och Vallentuna var i storleksordningen 10 mm/dygn. Motsvarande nederbördsmängd som faller direkt på våtmarken i Brista skulle ge upphov till ett ökat flöde, vilket räknas ut med ekvation 17:

$$Q_p = A \cdot P = 2300 \cdot 0,01 = 23 \text{ m}^3/\text{dygn} \quad (17)$$

där Q_p är flödet som härstammar från nederbörd som faller på våtmarken, A arean av våtmarkens vattenyta (m^2) och P nederbörd (m/dygn). Osäkerheten i det uträknade flödet är dock stor med tanke på svårigheterna i att anta att nederbördsdata är representativa för förhållandena vid våtmarken. Bidraget av den nederbörd som faller direkt på våtmarken är ändå så pass litet att den sannolikt inte ensam kan förklara de frekvent förekommande stora skillnaderna mellan Q_{ut} och Q_{in} .

4.3 UPPEHÅLLSTID

I och med osäkerheter i beräkningen av Q_{ut} användes Q_{in} för att räkna ut den teoretiska uppehållstiden med ekvation 6. Medelvattenföringen under den studerade perioden 1 okt – 31 dec var $309 \text{ m}^3/\text{dygn}$. Med den uträknade totala vattenvolymen blir den teoretiska uppehållstiden $\tau_{n,medel}$ för medelvattenföringen:

$$\tau_{n,medel} = \frac{940 \text{ m}^3}{309 \text{ m}^3 \text{ dygn}^{-1}} = 3,0 \text{ dygn}$$

Under de perioder då endast rökgaskondensering i B2 var aktiv var vattenföringen istället cirka 200 m³/dygn. Den teoretiska uppehållstiden $\tau_{n,1}$ för kondensat endast från B2 blir således

$$\tau_{n,1} = \frac{940 \text{ m}^3}{200 \text{ m}^3 \text{ dygn}^{-1}} = 4,7 \text{ dygn}$$

I slutet av perioden var rökgaskondenseringen igång i både B1 och B2 och flödet till våtmarken var cirka 700 m³/dygn. Den teoretiska uppehållstiden $\tau_{n,2}$ för kondensat från både B1 och B2 blir således

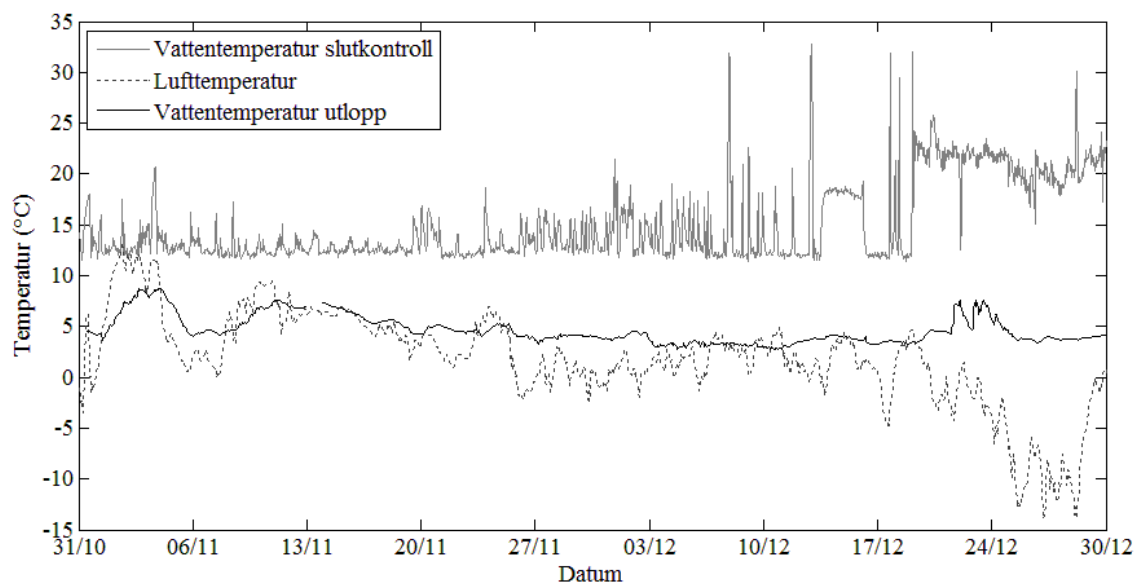
$$\tau_{n,2} = \frac{940 \text{ m}^3}{700 \text{ m}^3 \text{ dygn}^{-1}} = 1,3 \text{ dygn}$$

Den genomsnittliga volymetriska effektiviteten 0,82, uppmätt i liknande våtmarker av Kadlec och Wallace (2008), användes för att räkna ut approximerade uppehållstider för de olika flödena till våtmarken enligt ekvation 7:

$$\tau_{medel} = 2,5 \text{ d}, \quad \tau_1 = 3,8 \text{ d}, \quad \tau_2 = 1,1 \text{ d}$$

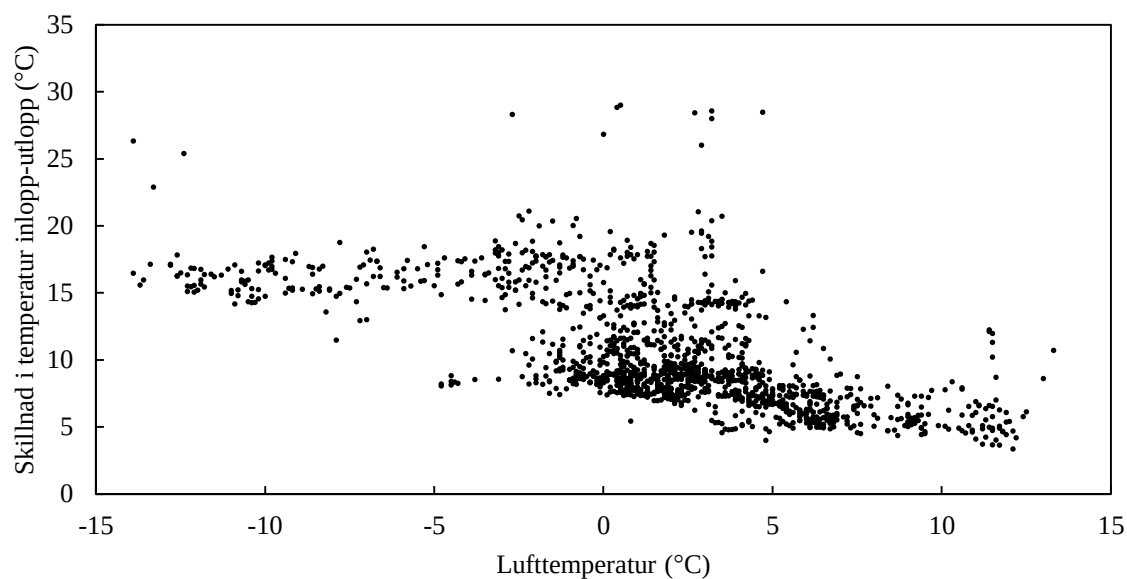
4.4 TEMPERATUR

Vattentemperaturmätningar i våtmarkens utlopp jämfördes med Fortums data över vattentemperatur i slutkontrollen samt lufttemperatur från Arlanda flygplats (Figur 18).



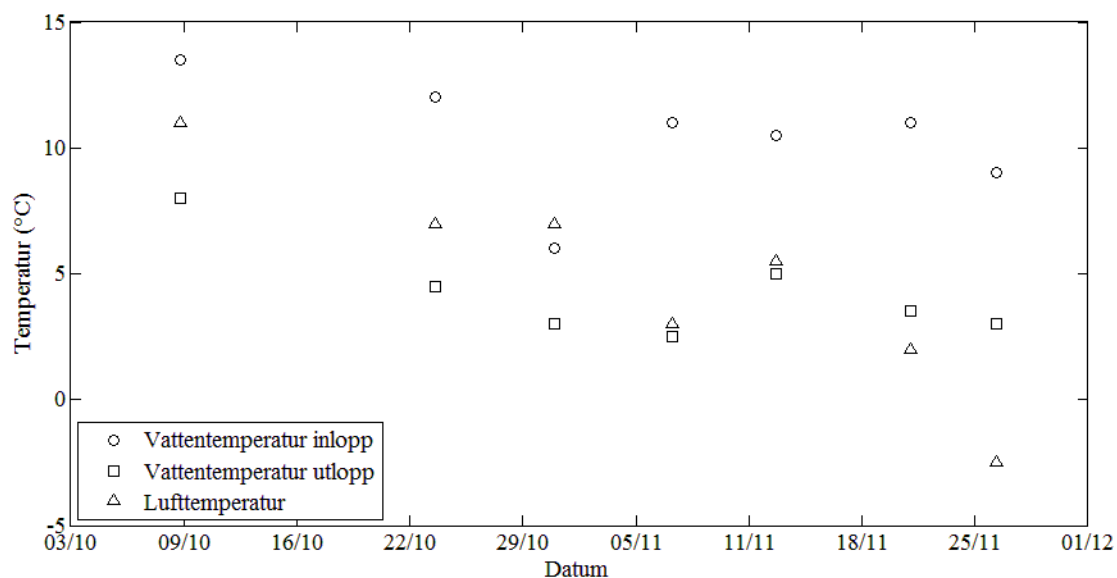
Figur 18. Vattentemperatur i slutkontroll, lufttemperatur från SMHI:s väderstation på Arlanda flygplats samt uppmätt vattentemperatur i utloppet av våtmarken.

För att undersöka om och i så fall hur mycket kylningen av rökgaskondensatet i våtmarken berodde på lufttemperaturen plottades skillnader i vattentemperatur mellan in- och utlopp mot lufttemperaturen vid Arlanda flygplats (Figur 19).



Figur 19. Skillnad i vattentemperatur mellan in- och utlopp i våtmarken som funktion av lufttemperaturen från SMHI:s väderstation på Arlanda flygplats.

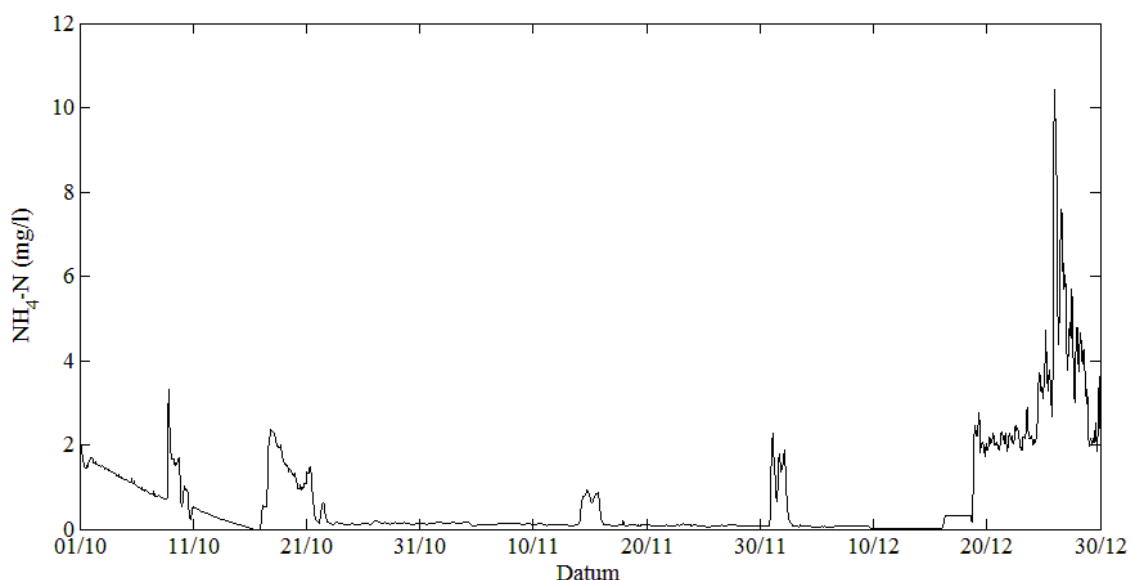
Lufttemperatur samt vattentemperatur i in- och utlopp uppmätta i samband med vattenprovtagning kan ses i Figur 20.



Figur 20. Lufttemperatur vid våtmarken och uppmätt vattentemperatur i våtmarkens in- och utlopp i samband med vattenprovtagning.

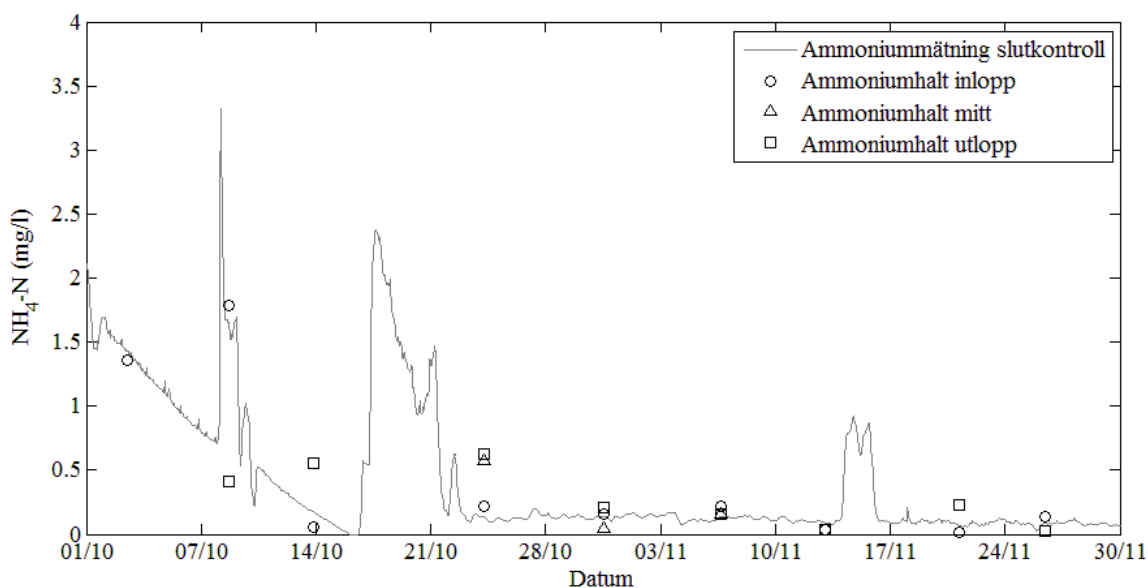
4.5 KVÄVEAVSKILJNING

Data från Fortum över ammoniumhalten i slutkontrollen under perioden 1:a oktober till 30:e december 2014 kan ses i Figur 21. Medelhalten av ammoniumkväve under denna period var 0,72 mg/l. Under oktober månad var medelhalten 0,70 mg/l, under november 0,14 mg/l och under december 1,3 mg/l.



Figur 21. Ammoniumhalt i slutkontrollen i Bristaverket. Data från Fortum.

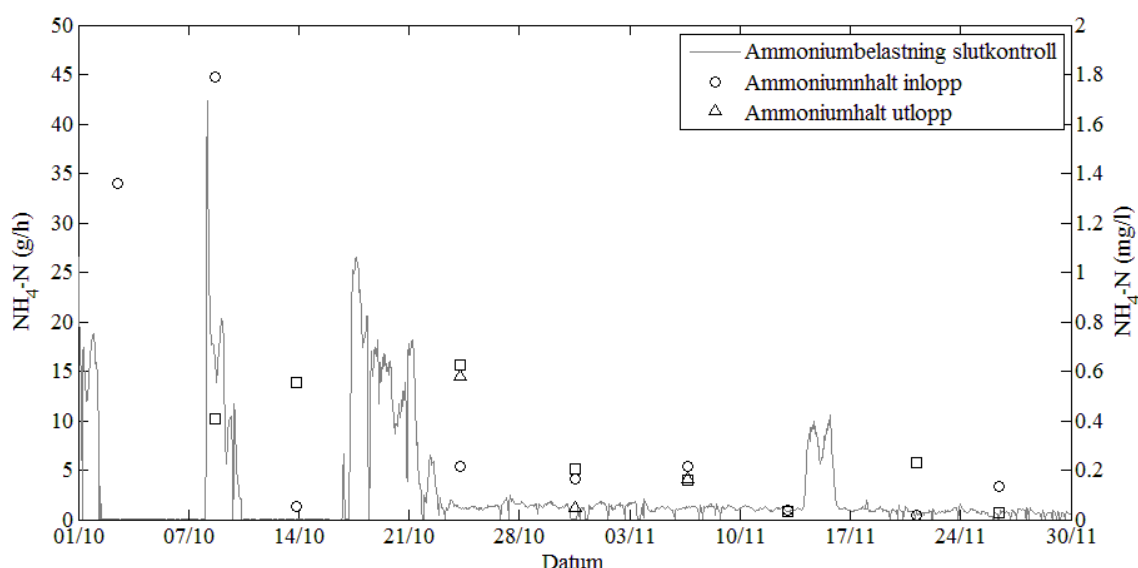
Totalt togs nio vattenprover i våtmarkens inlopp, åtta i utloppet och fyra i mitten från början av oktober till slutet av november (appendix C, Tabell 1). $\text{NH}_4\text{-N}$ -halterna i dessa, tillsammans med ammoniumhalten i slutkontrollen kan ses i Figur 22.



Figur 22. Ammoniumhalt i slutkontroll samt ammoniumhalt i våtmarkens inlopp, mitt och utlopp från egna stickprover. Observera att endast inloppet provtogs vid första tillfället 3 oktober.

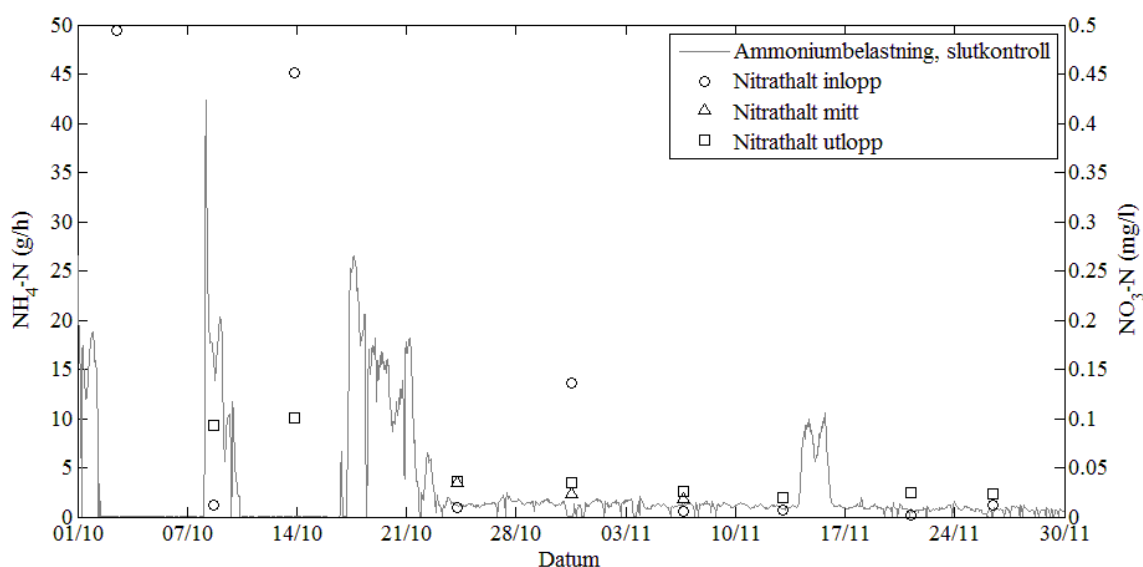
Ammoniumhalten i proverna tagna vid inloppet var väldigt lik halten i slutkontrollen vid samma tid. I genomsnitt skilde sig de sig åt med $\pm 0,074$ mg/l.

Halten av $\text{NH}_4\text{-N}$ i slutkontrollen kan vara hög även när det inte sker något utsläpp av rökgaskondensat till våtmarken. För att ge en bild av hur $\text{NH}_4\text{-N}$ -halten i våtmarken beror av hur mycket ammoniumkväve som tillförs räknades flödesbelastningen av NH_4 ut genom att multiplicera data över flöde (m^3/h) med koncentration (g/m^3) från slutkontrollen (Figur 23).

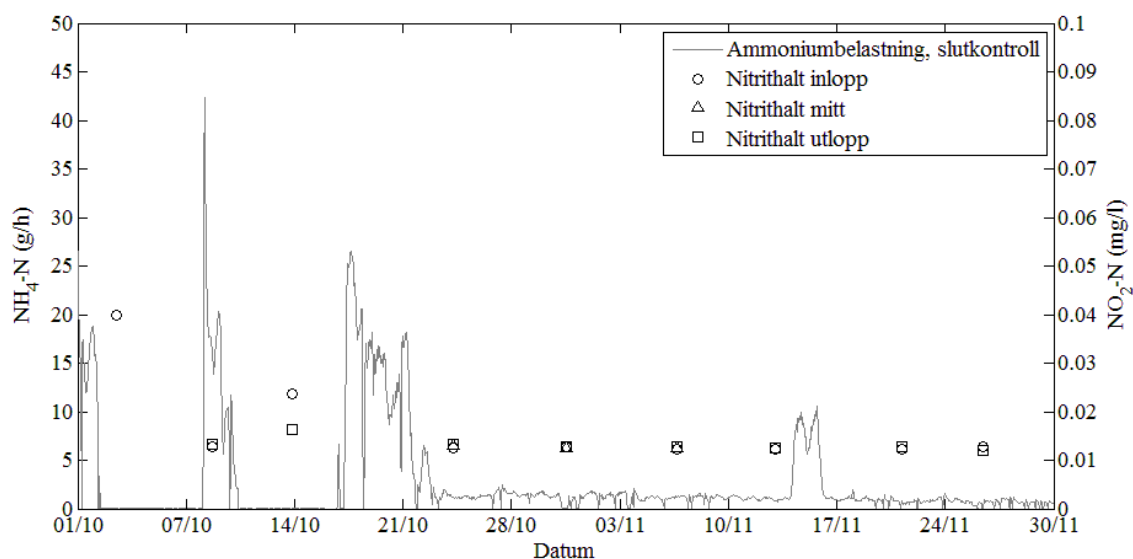


Figur 23. Ammoniumflöde från slutkontrollen i Bristaverket till våtmarken samt ammoniumhalt i in- och utlopp från egna stickprover. Observera att endast inloppet provtogs vid första tillfället 3 oktober.

Flödesbelastningen $\text{NH}_4\text{-N}$ jämfördes även med uppmätta nitrathalter (Figur 24) och nitrithalter (Figur 25) i våtmarkens in- och utlopp.

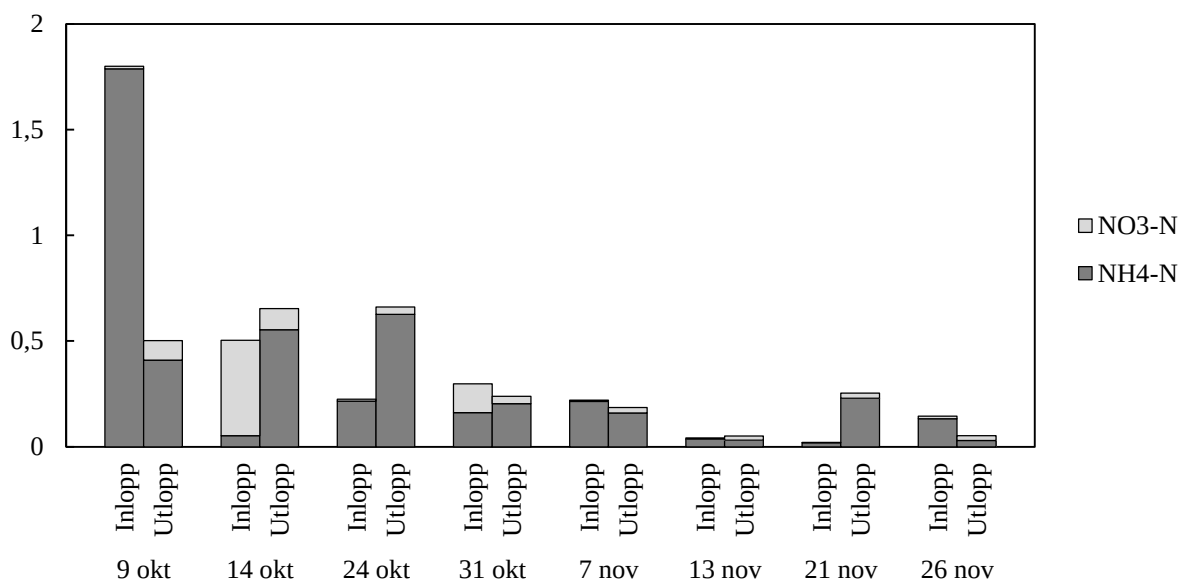


Figur 24. Ammoniumflöde från slutkontrollen i Bristaverket till våtmarken samt nitrathalt i mitt, in- och utlopp. Observera att endast inloppet provtogs vid första tillfället 3 oktober.



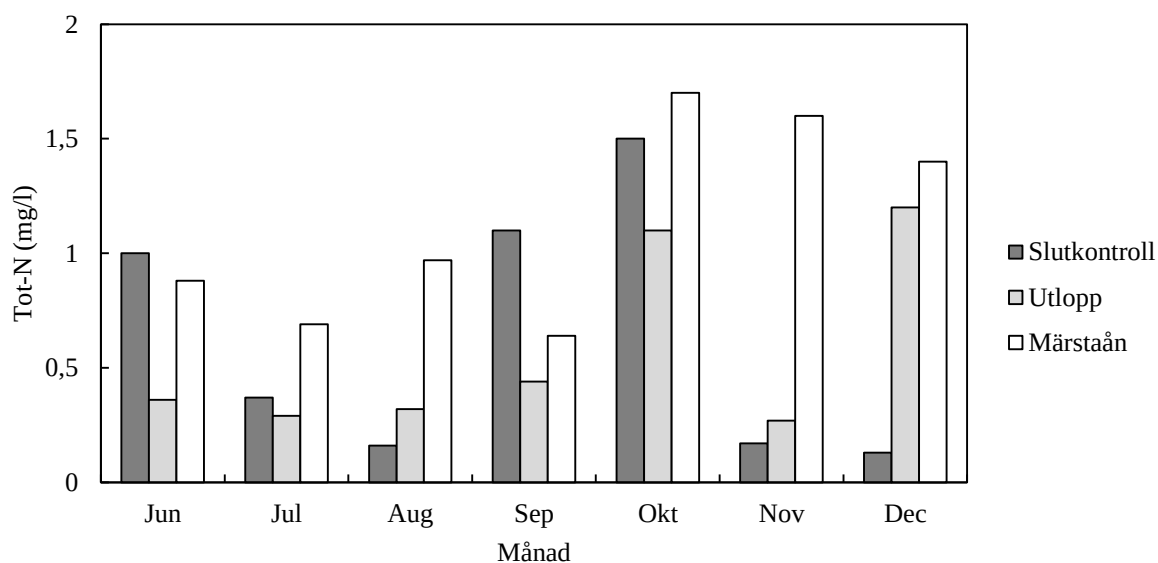
Figur 25. Ammoniumflöde från slutkontrollen i Bristaverket till våtmarken samt nitritihalt i mitt, in- och utlopp. Observera att endast inloppet provtogs vid första tillfället 3 oktober.

Att nitrithalterna är så pass lika i in- utlopp och mitten av våtmarken vid låga halter beror troligen på begränsningar i analysmetodens förmåga att mäta låga halter. En jämförelse av halterna av ammonium- och nitratjoner i vattenproverna från våtmarkens in- och utlopp delar av våtmarken presenteras i Figur 26.



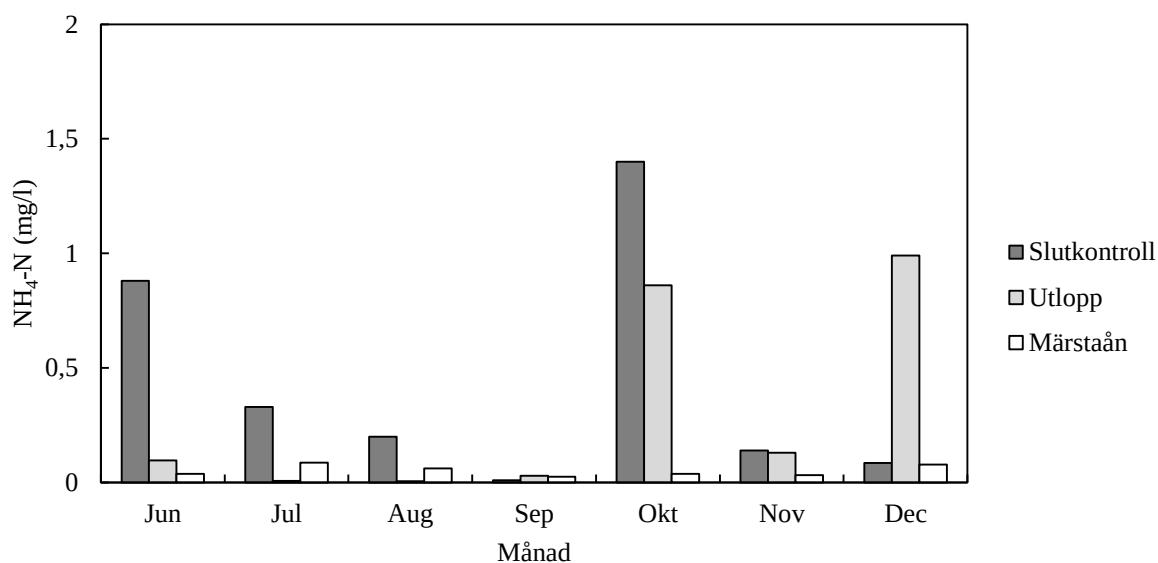
Figur 26. Halter av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ i vattenprover tagna i våtmarkens inlopp. Inget flöde av rökgaskondensat till våtmarken 14 och 31 oktober.

Data från Fortums kontrollprogram användes för att undersöka totalkvävehalt i slutkontroll, utlopp och Märstaån (Figur 27).



Figur 27. Totalkvävehalt i slutkontroll, utlopp och Märstaån, månadsvisa prover från Fortums kontrollprogram.

Kontrollprogrammets data användes även för att undersöka ammoniumkvävehalten i slutkontroll, utlopp och Märstaån (Figur 28).



Figur 28 Ammoniumkvävehalt i slutkontroll, utlopp och Märstaån, månadsvisa prover från Fortums kontrollprogram.

Belastningen av ammonium in i och ut ur våtmarken räknades ut för en åttaveckorsperiod, 6:e oktober till 30:e november (Tabell 13). För belastningen in i våtmarken användes ammoniumhalter från slutkontrollen och för belastning ut ur våtmarken användes halterna i de egna vattenproverna i utloppet (Figur 22). I båda beräkningarna användes flödet av rökgaskondensat från slutkontrollen till våtmarken, Q_{in} .

Tabell 13. Ammoniumbelastning i slutkontroll och våtmarkens utlopp under åtta veckor.

NH ₄ -N-belastning	Värde
NH ₄ -N slutkontroll (kg)	3,504
NH ₄ -N utlopp (kg)	2,760
Reningsgrad (%)	21,2

Tvåsidigt t-test användes för att undersöka om skillnader i halter av ammoniumkväve, nitratkväve, nitritkväve och totalkväve i våtmarkens in- och utlopp var statistiskt signifikanta (Tabell 14).

Tabell 14. Halter av kvävefraktioner in i och ut ur våtmarken. Data från egna prover i in- och utlopp, Fortums mätningar i slutkontroll och kontrollprogrammets stickprover i slutkontroll och utlopp av våtmarken. n = antal mätvärden.

Prover/period	Ämne	Medelhalt inlopp (mg/l)	n	Medelhalt utlopp (mg/l)	n	Skillnad utlopp-inlopp (%)	P, t-test (tvåsidigt)
Egna mätningar okt-nov	NH ₄ -N	0,442	9	0,28	8	-36,6	0,502
	NO ₂ -N	0,017	9	0,013	8	-21,5	0,286
	NO ₃ -N	0,126	9	0,045	8	-64,5	0,269
	Summa kvävejoner	0,585	9	0,338	8	-42,2	0,366
Fortum ¹ jun-dec	NH ₄ -N	0,435	7	0,302	7	-10,2	0,809
	Tot-N	0,633	7	0,569	7	-30,4	0,610
Fortum ² mar-okt ³	Tot-N	0,633	7	0,434	7	-33,8	0,220
Egna mätningar och Fortum feb-dec	NH ₄ -N	0,566	17	0,231	19	-59,2	0,036*
	Tot-N	0,611	17	0,422	19	-30,8	0,164

¹Vattenprover i slutkontrollen och utlopp av våtmarken från kontrollprogrammet.

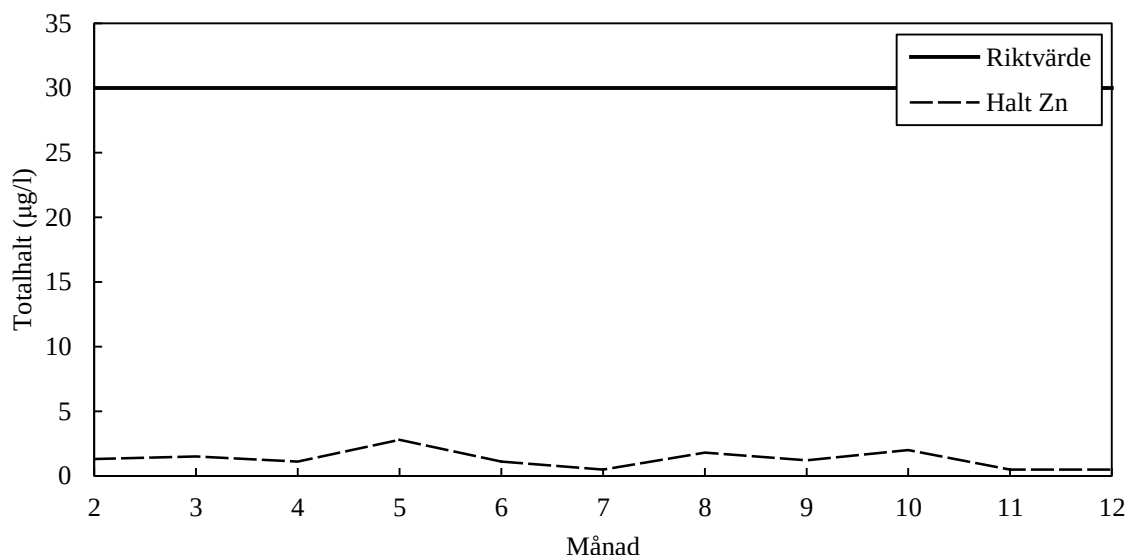
²Fortums mätningar i slutkontrollen och vattenprover i utlopp från kontrollprogrammet.

³Exklusive augusti

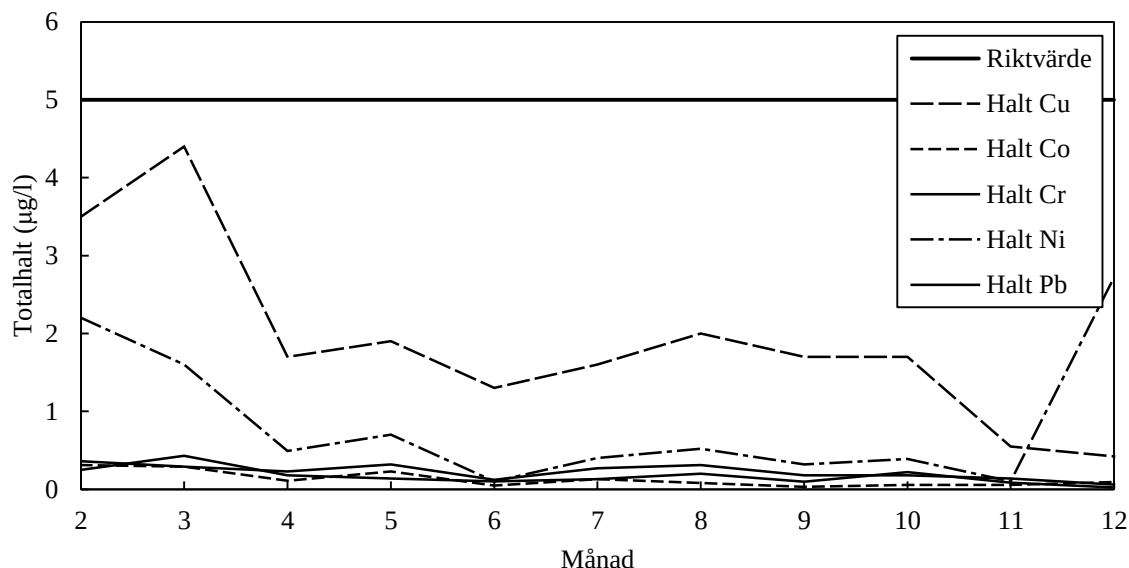
*Signifikant P < 0,05

4.6 AVSKILJNING AV ARSENIK OCH TUNGMETALLER

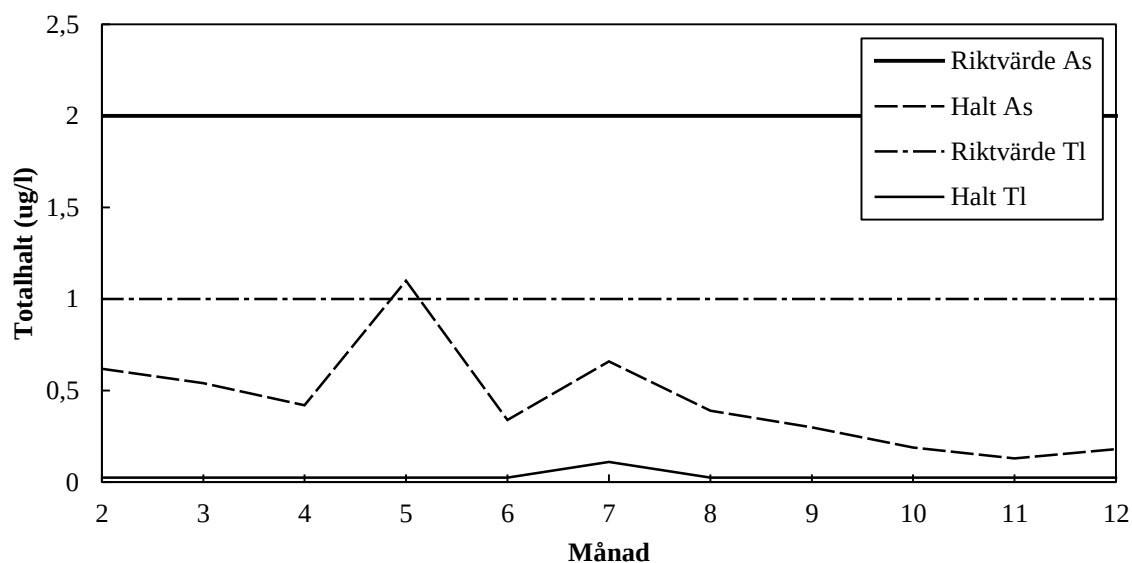
Halter av zink i månadsvisa prover tagna i våtmarkens utlopp inom Fortums kontrollprogram och riktvärde enligt miljödomen visas i Figur 29. Halter av koppar, kobolt, krom, nickel och bly samt riktvärde visas i Figur 30. Halter av arsenik och tallium samt riktvärden för dessa visas i Figur 31. Slutligen visas kadmium och kvicksilver samt riktvärde i Figur 32. För samtliga ämnen antogs halter motsvarande halva detektionsgränsen i de fall då halterna låg under detektionsgränsen.



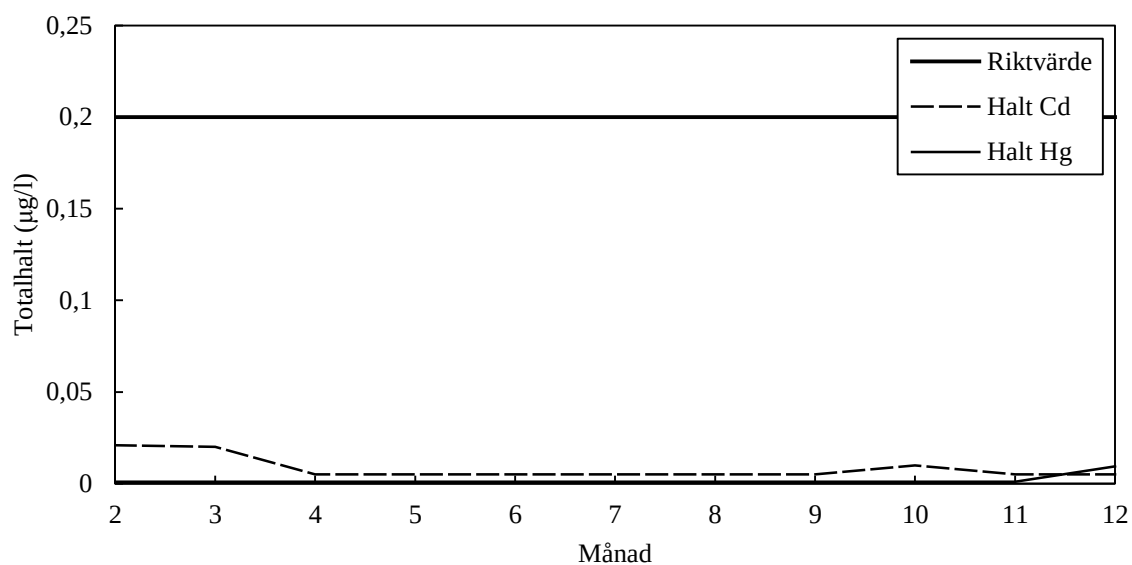
Figur 29. Halt Zn i ofiltrerade, månadsvisa stickprover i utloppet av våtmarken från Fortums kontrollprogram.



Figur 30. Halt Cu, Co, Cr, Ni och Pb i ofiltrerade, månadsvisa stickprover i utloppet av våtmarken från Fortums kontrollprogram.



Figur 31. Halt As och Tl i ofiltrerade, månadsvisa stickprover i utloppet av våtmarken från Fortums kontrollprogram.



Figur 32. Halt Cd och Hg i ofiltrerade, månadsvisa stickprover i utloppet av våtmarken från Fortums kontrollprogram.

För att se hur utgående vatten från våtmarken stod sig mot andra miljö kvalitetsnormer och gränsvärden jämfördes dessa medelhalter av metaller från februari till december (

Tabell 15).

Tabell 15. Medelhalter av arsenik och tungmetaller i våtmarkens utlopp under perioden februari till december 2014 från Fortums kontrollprogram. Jämförelser med rikt- och gränsvärden.

Ämne	Utlopp, ofiltrerat prov, medelvärde (µg/l)	Utlopp filtrerat prov, medelvärde (µg/l)	Riktvärde enligt miljödomen (µg/l)	Gränsvärde, löst halt (µg/l)	Riktvärde dagvatten (µg/l)
As	0,44	0,41	2		
Cd	0,0083	0,007	0,2	0,15 ^{1,3}	≤0,4
Co	0,13	0,071	5		
Cr	0,17	0,079	5	3 ²	≤10
Cu	1,89	1,59	5	4 ²	≤18
Hg	0,0026	0,0025	0,2	0,05 ¹	≤0,03
Ni	0,85	0,82	5	20 ¹	≤15
Pb	0,22	0,09	5	7,2 ¹	≤8
Tl	0,033	0,0025	1		
Zn	1,3	0,8	30	8 ^{2,3}	≤75

¹Från EU:s direktiv (2008/105/EG)

²Från rapport 5799 av Naturvårdsverket (2008).

³Värdet beror på vattnets hårdhet

I analysen av metaller i prover från slutkontrollen används något högre detektionsgränser än för utloppet i våtmarken. I och med att halterna generellt sett inte översteg detektionsgränsen i proverna från slutkontrollen blir jämförelsen med schablonhalter av halva detektionsgränsen orättvis. Istället visas uppmätta värden ovanför detektionsgränsen i .

Tabell 16.

Tabell 16. Högsta detektionsgräns för analys av metallhalter inom Fortums kontrollprogram och uppmätta halter i slutkontrollen som överstiger gränserna.

Ämne	Högsta detektionsgräns (µg/l)	Värden som överstiger detektionsgräns, ofiltrerat prov (µg/l)						Värden som överstiger detektionsgräns, filtrerat prov (µg/l)					
As	0,2	0,48											
Cd	0,02												
Co	0,05												
Cr	0,5							0,51					
Cu	0,25	0,62	0,99	1,4	15*	440*		0,47	0,79	0,82	15*	420*	
Hg	0,005												
Ni	0,5												
Pb	0,2	0,42						0,35					
Tl	1												
Zn	3	12						11					

*Halt som överstiger preliminärt riktvärde (årsmedel-) för utsläpp till recipient enligt miljödomen

5 DISKUSSION

I detta kapitel diskuteras inledningsvis resultaten av de morfologiska mätningarna, vattenbalansen i våtmarken och möjliga skillnader till varför den beräknade vattenföringen i utloppet var större än den i inloppet. Vidare diskuteras resultaten av temperaturmätningarna och hur de skulle kunna användas i Bristaverket samt uppehållstid och flödesbelastning jämfört med andra våtmarker. Slutligen diskuteras avskiljningen av olika kvävefraktioner samt arsenik och tungmetaller i våtmarken.

5.1 VÅTMARKENS MORFOLOGI

Den uppmätta arean med GPS och totalvolymen i våtmarken var 44 respektive 57 % högre än de angivna siffrorna av Fortum. Areal uträknad från mätningarna med avvägningsinstrumentet blev ännu större, cirka 69 %. På grund av osäkerheter i mätmetoderna är det svårt att dra slutsatser om hur representativa de uppmätta värdena är. Våtmarkens långsmala form gör att små fel i mätning av bredden kan ha relativt stor effekt på beräkningen av den totala arean och volymen. Av de egna areamätningarna valdes de utförda med GPS eftersom metoden bedömdes vara mer tillförlitlig. För att ta reda på de exakta måtten i våtmarken är noggrannare mätmetoder att rekommendera.

5.2 VATTENBALANS

Flödet av rökgaskondensat från Bristaverket till våtmarken var relativt varierande under den studerade mätperioden, framför allt på grund av problem med rökgaskondenseringen i B1. Under största delen av tiden var flödet till våtmarken cirka $200 \text{ m}^3/\text{dygn}$, vilket är det som härstammar från rökgaskondenseringen i B2. I slutet av perioden steg flödet till cirka $700 \text{ m}^3/\text{dygn}$ (Figur 15) vilket bestod av kondensatvatten från både B1 och B2. Siffran $700 \text{ m}^3/\text{dygn}$ får alltså ses som det normala värdet när båda blocken är fungerande och i drift.

Den uträknade vattenföringen ut ur våtmarken från nivådata i pumpbrunnen var i princip hela tiden högre än vattenföringen in i våtmarken, cirka $100 \text{ m}^3/\text{dygn}$ mer i utloppet än i inloppet. Kurvorna följde dock varandra väldigt väl (Figur 15) vilket väckte misstankar om att beräkningsmodellen genererade en överskattad vattenföring ut ur våtmarken. Misstankarna stärktes ytterligare av att skillnaden i vattenföring mellan ut och inlopp såg ut att öka med högre flöden av rökgaskondensat till våtmarken (Figur 16).

Vid visuell jämförelse mellan skibordsbrunnen vid utloppet och rörmynningen vid inloppet var dock intrycket att vattenföringen ut ur våtmarken faktiskt är större. För att inte avskriva skillnaden helt som beräkningsfel övervägdes därför andra möjliga förklaringar. En del av skillnaden skulle kunna bero på att det tillkommer annat vatten än rökgaskondensat till våtmarken på vägen till utloppet. I och med att våtmarken är placerad på ett vattentätt geomembran borde det inte ske något betydande tillskott av grundvatten. Skulle geomembranet däremot läcka är det möjligt att det sker ett tillskott av grundvatten eftersom grundvattennivån bedöms vara hög i närheten av våtmarken.

Vid nederbörd tillkommer vatten som faller ovanpå våtmarken och eventuellt även via ytavrinning. Nederbörden direkt på våtmarken bidrog till maximalt $23 \text{ m}^3/\text{dygn}$ och kunde

således inte ensam förklara skillnaden mellan in- och utflöde i våtmarken. Slänterna i våtmarken var eroderade på flera ställen (appendix A, Figur 3 och 4) vilket tyder på att det förekommer viss ytavrinning. Vid en plats nära inloppet verkade dessutom ett litet dike vara grävt till våtmarken där slänten eroderat bort hela vägen ner till geotextilen. Under ett platsbesök var vattnet i våtmarken i anslutning till diket mycket grumligt vilket troligen beror på tillskott av tillrunnet vatten i och med att rökgaskondensatet naturligt innehåller mycket låga halter suspenderat material (appendix A, Figur 5).

För att övervaka effekten av den anlagda våtmarken och bestämma utsläpp av föroreningar är det viktigt att veta hur stort utflödet ut ur våtmarken är. Uppmätta föroreningshalter i våtmarkens utlopp inom Fortums kontrollprogram har liten betydelse om man inte känner till om och i så fall hur mycket rökgaskondensatet späds ut med annat vatten. Jag skulle därför rekommendera att man installerar ett triangulärt överfall med en nivågivare i utloppet för att kontinuerligt övervaka vattenföringen ut ur våtmarken. En lämplig plats för detta skulle vara i skibordsbrunnen. Den uppmätta vattenföringen skulle då kunna multipliceras med uppmätta föroreningshalter i våtmarkens utlopp för att räkna ut hur stor ämnestransporten ut från våtmarken är. Dessutom bör slänterna till våtmarken tas hand om så att vidare erosion förhindras.

5.3 UPPEHÅLLSTID

Under normala förhållanden, när rökgaskondensering i både B1 och B2 fungerar var vattenföringen i inloppet cirka $700 \text{ m}^3/\text{dygn}$ vilket gav en uppskattad uppehållstid på 1,1 dagar. Då endast rökgaskondensering i B2 var i drift var vattenföringen istället cirka $200 \text{ m}^3/\text{dygn}$ vilket gav en uppskattad uppehållstid på 3,5 dagar. För att räkna ut den verkliga uppehållstiden hade det behövt genomföras någon typ av spårämnesförsök. Den volymetriska effektiviteten i våtmarken antogs vara den samma som genomsnittet i likande våtmarker enligt Kadlec och Wallace (2008), vilket är en stor osäkerhet. Effektiviteten borde vara relativt hög i Brista våtmark jämfört med många andra våtmarker tack vare den stora längden i förhållande till bredden. För att bättre få en uppfattning om den volymetriska effektiviteten hade det dock varit intressant att undersöka hur stor del av makadamlagret som bidrar till den effektiva volymen och därmed uppehållstiden. Detta speciellt i och med att makadamlagret utgör en stor del av påväxtytorna för mikroorganismer i den ännu relativt obebodna våtmarken och således sannolikt står för en stor del av kväveavskiljningen.

Den successiva växtetableringen kring kanterna av våtmarken skulle i framtiden kunna förstärka effekten av att vattnet rinner snabbare i mitten och att en mindre andel av volymen utnyttjas. Då skulle det kunna vara aktuellt att införa några sorts hinder i mitten av våtmarken som tvingar vattnet att ta andra vägar och på så sätt öka den volymetriska effektiviteten, uppehållstiden och med den avskiljningen av kväve och andra föroreningar. Ett annat alternativ för att öka uppehållstiden kan vara att höja vattennivån för att öka volymen i våtmarken, där uträknad förändring i volym vid olika höjningar kan användas som underlag. Det bör dock tas i åtanke att ju mer vattennivån höjs, desto svårare blir det med syretillförseln till botten vilket kan försvåra för nitrifikationen (Persson, 1997).

Jämfört med de stora svenska våtmarkerna, varav de flesta har en uppehållstid på runt åtta dagar (Andersson & Kallner, 2002), är uppehållstiden i Brista våtmark mycket liten. Vid framtida studier, när det förhoppningsvis finns ett större statistiskt underlag att använda, kan det vara intressant att titta på hur våtmarken klarar reningen av kväve med sin relativt korta uppehållstid och om en högre är förväntad reningsgrad kan tillskrivas den höga vattentemperaturen.

5.4 TEMPERATUR

Under november och första halvan av december låg vattentemperaturen i slutkontrollen generellt kring 13 °C (Figur 18). Samtidigt följde vattentemperaturen i utloppet fluktuationer i lufttemperaturen. Förändringarna i vattentemperaturen var dock mindre och långsammare jämfört med lufttemperaturen i och med att vatten tar längre tid att värma upp eller kyla av jämfört med luft. Från och med slutet av november stabiliserades vattentemperaturen i utloppet på cirka 4 °C och ligger på den nivån fram till och med mitten av december. Problem med kylningen inuti Bristaverket gjorde att utgående kondensat från slutkontrollen hade en temperatur på cirka 23 °C, alltså tio grader varmare än tidigare. Detta fick till följd att vattentemperaturen i utloppet steg som mest till knappt 9 °C grader men sjönk relativt snabbt igen till följd av att lufttemperaturen minskade.

Vitsen med att rökgaskondensatet kyls ytterligare än vid växlingen mot fjärrvärmereturen är som tidigare nämnt att vattnet inte ska skilja sig mer än ± 5 °C från recipienten Märstaåns vatten. Det verkar dock som om våtmarken kyls tillräckligt även när inkommande vatten är över tjugo grader varmt om lufttemperaturen är tillräckligt kall. I Figur 19 verkar det som om att rökgaskondensatet klarar att kylas cirka 15 °C vid temperaturer under cirka -3 °C. Vid varmare lufttemperaturer verkar dock avkylningen av rökgaskondensatet minska med ökad lufttemperatur, vilket är att förvänta sig.

Som det ser ut idag kyls troligen vattnet onödigt mycket i Bristaverket, framför allt vid kalla utomhustemperaturer. Överskottsenergin som vid kylningen av rökgaskondensat innan utsläpp utnyttjas inte som fjärrvärme och kostar möjligen både energi och pengar. Kylningen bidrar även med stor sannolikhet till en mindre effektiv avskiljning av kväve eftersom den mikrobiella aktiviteten minskar avsevärt under 15 °C som tidigare nämnts av Kuschik *et al.* (2003) och Akratos och Tsihrintzis (2007). Fortum bör utvärdera nyttan av kylningen av utgående rökgaskondensat ur verket samt undersöka möjligheterna att minska kylningen för att vid behov kunna öka reningsgraden av kväve under vinterhalvåret. För att säkerställa att kravet på temperaturen hos vattnet som släpps till Märstaån följs skulle en temperaturgivare kunna installeras i anslutning till den nivågivaren i det föreslagna triangulära överfallet i skibordsbrunnen.

5.5 KVÄVEAVSKILJNING

Under den studerade perioden varierade flödesbelastningen av kväve till våtmarken relativt mycket. De kontinuerliga mätningarna i slutkontrollen visade att $\text{NH}_4\text{-N}$ -halterna under långa perioder var så låga som 0,2 mg/l. I slutet av perioden, i samband med att kondensat från B1 började släppas ut kom dock en kortvarig topp på cirka 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (Figur 21).

Vad gäller de egna vattenproverna var den högsta uppmätta $\text{NH}_4\text{-N}$ i våtmarkens utlopp drygt 0,6 mg/l, alltså långt under det preliminära riktvärdet för månadsmedelvärde på 5 mg/l och även som jämförelse under det strängaste dagvattenriktvärdet för totalkväve på 2 mg/l. De högsta ammoniumhalterna i inloppet uppmättes till knappt 1,8 mg/l vilket även det ligger under riktvärdena. Proverna tagna inom Fortums kontrollprogram var också alla under riktvärdena, högsta uppmätta halter låg på 1,4 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ i inloppet och knappt 1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ i utloppet. För totalkväve ligger högsta uppmätta halt på 1,5 mg/l Tot-N i inloppet och 1,2 mg/l Tot-N i utloppet. Båda dessa ligger under riktvärdet på 15 mg/l.

Vid studie av halten av ammonium i de egna vattenproverna sågs föga förvånande att ammoniumhalten i inloppet väl följde ammoniumhalten i slutkontrollen (Figur 22). Halterna av ammonium i inloppet var som högst under höga belastningar av ammonium till våtmarken men såg ut att sjunka relativt snabbt när belastningen sjönk, tydligast mellan 9:e och 14:e oktober. Orsaken kan vara att förhållandena för nitrifikation är goda vid inloppet på grund av att syretillgången troligen är som störst där. När flödet till våtmarken stannade av verkade kvarvarande ammonium snabbt nitrifieras vid inloppet. I utloppet och mitten av våtmarken såg ammoniumhalten ut att variera mindre. Jämfört med ammoniumhalten i inloppet verkade halten i utloppet sjunka långsammare efter toppar av ammoniumbelastning till våtmarken.

Nitrathalten visade det omvända mönstret i inloppet jämfört med ammonium. När flödesbelastningen av ammonium var hög var nitrathalten låg. Detta stämmer med att ammoniumfraktionen av totalkvävehalten i rökgaskondensatet är hög och således nitrathalten låg. Vid de tre provtagningstillfällena under mätperioden då det inte sker något flöde av kondensat till våtmarken, under mätningarna representerat av 3:e, 14:e och 31:a oktober, var nitrathalten tydligt högre (Figur 24). Detta styrker det tidigare resonemanget att ammoniumet snabbt nitrifieras till nitrat vid inloppet när flödet stoppas. Med undantag från de tillfällen då det inte var något flöde av rökgaskondensat till våtmarken såg nitrathalten ut att öka från in- till utlopp vilket är ett tecken på att det sker en rening av ammonium i våtmarken (Figur 26).

Proverna inom kontrollprogrammet visade att utsläppet av totalkväve från våtmarken hela tiden låg under halterna i Märstaån. För ammoniumkväve låg halterna i Märstaåns mynning konstant på knappt 0,1 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, vilket är bra i och med att miljö kvalitetsnormerna ur förordningen (2001:554) för fisk- och musselvatten i Skarven ligger på 0,2 mg/l. Ammoniumhalten i våtmarkens utlopp var i princip hela tiden högre än de i Märstaån, upp till tio gånger större. Nivåerna i utloppet var dock som tidigare nämnt fortfarande sådana som klarade riktvärdena men det kan antas att ammoniumet orsakar viss syreförbrukning i Märstaån.

För att försöka bestämma avskiljningen av olika kvävefraktioner i siffror testades om skillnaderna i medelhalter mellan in- och utlopp var signifikanta (Tabell 14). Inga av de olika mätserierna visade signifikanta skillnader av olika kvävefraktioner. En trolig förklaring till detta är att tidsserierna fortfarande är relativt korta, elva värden inom kontrollprogrammet som var den längsta. Den enda signifikanta skillnaden mellan halter in och ut ur våtmarken var när alla tre typer av prover slogs samman för $\text{NH}_4\text{-N}$, som då visade en minskning av 59 % mellan in- och utlopp. Eftersom de tre olika typerna av prover har analyserats på olika

platser med olika metoder bör man dock vara försiktig med att dra vidare slutsatser från resultatet. Med tiden kommer det statistiska underlaget att öka och förhoppningsvis kommer man kunna visa att det sker en avskiljning av både total- och ammoniumkväve i våtmarken.

Det kan konstateras att våtmarken under tiden försöket pågick ännu inte hunnit belastas med särskilt höga halter av vare sig ammonium- eller totalkväve eller metaller. Det återstår att se vad halterna kommer att vara när rökgaskondenseringen i B1 är ordentligt i drift.

5.6 AVSKILJNING AV ARSENIK OCH TUNGMETALLER

Alla prover från våtmarkens utlopp inom kontrollprogrammet hade halter av både arsenik och tungmetaller som låg under samtliga rikt- eller gränsvärden. Proverna från våtmarkens inlopp innehöll i stort sett inga anmärkningsvärda halter av metaller (Tabell 16). För sex tungmetaller var uppmätta halter i samtliga prover under detektionsgränserna. Av någon anledning används dock högre detektionsgränser i analysen av prover tagna i inloppet än de tagna i utloppet. Om möjligt borde man inom kontrollprogrammet ha samma detektionsgränser i all analys av tungmetaller och arsenik, oavsett var proverna är tagna. Annars är det svårt att räkna ut reningsgrader vid mycket låga föroreningshalter.

Det enda provet inom kontrollprogrammet som sticker ut nämnvärt är det från september då kopparhalten i inloppet till våtmarken uppmättes till 440 µg/l. Det är nästan nittio gånger högre än riktvärdet för årsmedelvärdet för utsläpp till recipient. Samtidigt var halten i utloppet endast 1,7 µg/l. Det är möjligt att den höga halten beror på någon typ av mätfel eller kontaminering av provet men det kan vara värt att följa upp avvikelser i vattenprover för att se om det kan härledas till reningsprocessen inuti Bristaverket.

Bortsett från det enstaka provet med mycket hög kopparhalt har den anlagda våtmarken inte belastats med särskilt höga halter av metaller under den studerade perioden vilket i praktiken innebär att reningen av rökgas och kondensat inuti verket fungerar väl. Studien kan dock inte sägas spegla normala driftförhållanden i Bristaverket eftersom rökgaskondensat från B1 endast släpptes ut till våtmarken under en kort del av försöksperioden. Man skulle eventuellt kunna betrakta våtmarken som ett reservreningssystem om reningen i verket skulle försämrats. Hur våtmarken skulle klara av att rena plötsliga utsläpp av höga föroreningshalter är dock svårt att dra slutsatser om i detta arbete.

6 SLUTSATS

På grund av ojämn drift under försöksperioden kunde inga slutsatser dras om temperaturens påverkan på reningsgraden. Det kan i alla fall konstateras att våtmarken under försökstiden inte belastats med särskilt höga halter av vare sig ammonium- eller totalkväve eller metaller vilket tyder på att reningen inuti Bristaverket fungerar bra. Samtliga prover som tagits i våtmarkens utlopp visar halter som klarar riktvärden enligt miljödomen såväl som för kemisk god status. Om proverna är representativa för den undersökta perioden kan man säga att vattnet från våtmarken är renare än recipienten, åtminstone med avseende på tungmetaller. Hur situationen blir när rökgaskondenseringen till B1 kommer igång får framtiden utvisa.

Författaren rekommenderar att Fortum installerar ett triangulärt överfall med nivågivare i utloppet för bestämning av vattenföring ut ur våtmarken så att ämnestransport ut ur våtmarken kan räknas ut. Vidare rekommenderas att möjligheter för minskad kylning av rökgaskondensatet i slutkontrollen undersöks för att öka reningsgraden av kväve, framför allt vid kalla utomhustemperaturer.

7 REFERENSER

- Ahn, Y. H., (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochem*, 41, 1709–1721.
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191.
- Andersson, J. & Kallner, S. (2002). De fyra stora - en jämförelse av reningsverk i svenska våtmarker för avloppsvattenrening. *VA-forsk rapport*, 2002-6. Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.
- Armstrong, W. (1964). Oxygen diffusion from the roots of some British bog plants. *Nature*, 204, 801-802.
- Aylward, G. H., & Findlay, T. J. V. (2008). *SI chemical data*. New York, Wiley.
- Bachand, P. A., & Horne, A. J. (1999). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, 14(1), 17-32.
- Bonanno, G. (2011). Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(4), 1057-1064.
- Bragato, C., Brix, H., & Malagoli, M. (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, 144(3), 967-975.
- Carlsson, B., & Hallin, S. (2000). Reglering av avloppsreningsverk. *VA-forsk rapport*, 2000-6. Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.
- Connolly, R., Zhao, Y., Sun, G., & Allen, S. (2004). Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. *Process Biochemistry*, 39(12), 1971-1976.
- De Feo, G. (2007). Performance of vegetated and non-vegetated vertical flow reed beds in the treatment of diluted leachate. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(7), 1013-1020.
- Dombeck, G. D., Perry, M. W., & Phinney, J. T. (1998). Mass balance on water column trace metals in a free-surface-flow-constructed wetlands in Sacramento, California. *Ecological Engineering*, 10(4), 313-339.
- Duman, F., Cicek, M., & Sezen, G. (2007). Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (*Phragmites australis*). *Ecotoxicology*, 16(6), 457-463.

Galletti, A., Verlicchi, P., & Ranieri, E. (2010). Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Contribution of vegetation and filling medium. *Science of the total environment*, 408(21), 5097-5105.

Garcia-Sánchez, A., Alastuey, A., & Querol, X. (1999). Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. *Science of the total environment*, 242(1), 179-188.

Grisey, E., Laffray, X., Contoz, O., Cavalli, E., Mudry, J., & Aleya, L. (2012). The bioaccumulation performance of reeds and cattails in a constructed treatment wetland for removal of heavy metals in landfill leachate treatment (Etueffont, France). *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(4), 1723-1741.

Hammer, D. A., & Bastian, R. K. (1989). Wetland ecosystems: natural water purifiers. *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*, 5.

Head, M. A., & Oleszkiewicz, J. A. (2004). Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures. *Water Research*, 38(3), 523-530.

Huang, J., Reneau Jr, R. B., & Hagedorn, C. (2000). Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Research*, 34(9), 2582-2588.

Huang, J., Cai, W., Zhong, Q., & Wang, S. (2013). Influence of temperature on micro-environment, plant eco-physiology and nitrogen removal effect in subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 60, 242-248.

Ibekwe, A. M., Lyon, S. R., Leddy, M., & Jacobson-Meyers, M. (2007). Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland. *Journal of applied microbiology*, 102(4), 921-936.

Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). *Treatment wetlands*. CRC press.

Kuschik, P., Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Weissbrodt, E., Kästner, M., & Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, 37(17), 4236-4242.

Larm, T. & Pirard J. (2010) Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten Stockholm: Sweco Environment AB.

Lee, C. G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22.

Lin, Y. F., Jing, S. R., Wang, T. W., & Lee, D. Y. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental pollution*, 119(3), 413-420.

Länsstyrelsen Västmanlands län (2009). Miljö kvalitetsnormer Norra Östersjöns vattendistrikt. Rapport 537-10295-09.

Maddison, M., Soosaar, K., Mäuring, T., & Mander, Ü. (2009). The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia. *Desalination*, 246(1), 120-128.

Mays, P. A., & Edwards, G. S. (2001). Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 16(4), 487-500.

Naturvårdsverket (2008). Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen. Rapport 5799.

Naturvårdsverket (2012-06-07) God ekologisk och kemisk status. Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/8-Levande-sjoar-och-vattendrag/Preciseringar-av-Levande-sjoar-och-vattendrag/God-kemisk-status/> [2015-01-28]

Naturvårdsverket (2013-04-02) Utsläpp i siffror. Tillgänglig: <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/> [2015-01-25].

Parker, D.S., Stone, R.W., Stenquist, R.J., Culp, G. (1975). Process design manual for nitrogen control. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, Technology Transfer.

Persson, G. (1997-02-14). *Denitrifikation*. Tillgänglig: <http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Denitrifikation.ssi> [2015-01-16].

Phipps, R. G., & Crumpton, W. G. (1994). Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering*, 3(4), 399-408.

Regionala dagvattennätverket i Stockholms län (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionplane- och trafikkontoret: Stockholms läns landsting.

Richardson, W. B., Strauss, E. A., Bartsch, L. A., Monroe, E. M., Cavanaugh, J. C., Vingum, L., & Soballe, D. M. (2004). Denitrification in the Upper Mississippi River: rates, controls, and contribution to nitrate flux. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1102-1112.

Southichak, B., Nakano, K., Nomura, M., Chiba, N., & Nishimura, O. (2006). *Phragmites australis*: A novel biosorbent for the removal of heavy metals from aqueous solution. *Water Research*, 40(12), 2295-2302.

Stefanakis, A. I., & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181, 416-430.

Stockholms stad (2009). Växtbäddar i Stockholms stad – En handbok. Version 2009.03.23.

Stockholm Vatten (2011-10-13) Dagvatten. Tillgänglig: <http://www.stockholmvatten.se/vattnets-vag/avloppsvatten/dagvatten/> [2015-01-28].

Stockholm Vatten (2002). Dagvattenstrategi för Stockholms stad. Stockholm: Stockholm Vatten AB.

Sun, G., Zhao, Y., & Allen, S. (2005). Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of biotechnology*, 115(2), 189-197.

Svenskt Vatten (2014) Regler för certifieringssystemet REVAQ. Utgåva 2.2.2, 2014-01-01. Stockholm: Svenskt Vatten AB.

SWECO (2009) Fortsatt och utökad verksamhet vid kraftvärmeverket i Brista, Sigtuna kommun. Stockholm: SWECO Enviroment AB.

Van der Perk, M. (2013). *Soil and water contamination*. CRC Press.

VISS (2015a) Mälaren-Skarven. Tillgänglig:
<http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE661108-160736> [2014-01-28].

VISS (2015b) Märstaån. Tillgänglig:
<http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE661509-161755> [2014-01-28].

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1), 48-65.

Weis, J. S., & Weis, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment international*, 30(5), 685-700.

Werker, A. G., Dougherty, J. M., McHenry, J. L., & Van Loon, W. A. (2002). Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering*, 19(1), 1-11.

Ye, Z. H., Baker, A. J. M., Wong, M. H., & Willis, A. J. (1997). Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 136(3), 469-480.

Yeh, T. Y., Chou, C. C., & Pan, C. T. (2009). Heavy metal removal within pilot-scale constructed wetlands receiving river water contaminated by confined swine operations. *Desalination*, 249(1), 368-373.

MUNTliga KÄLLOR

Erselius, Sofi. EHS-controller Fortum. Personlig kontakt 2014-11-10.

Steen Ronnermark, Ingela. Miljöcontroller Fortum. Möte 2014-09-04.

Wiig, Linda. Kemiingenjör Fortum. Personlig kontakt 2015-01-09.

8 APPENDIX

APPENDIX A

Detta avsnitt innehåller bilder tagna vid den anlagda våtmarken i Brista under hösten 2014.



Figur 1. Översvämning av närliggande väg vid höga flöden i dagvattendamm i samband med regn. Foto: Rasmus Elleby 2014-10-09.



Figur 2. Kokosmattor med planterade våtmarksväxter i kanten av våtmarken. Foto: Rasmus Elleby 2014-09-04.



Figur 3. Erosioner av slänten till våtmarken. Foto: Rasmus Elleby 2014-09-04.



Figur 4. Kraftig erosion av slänten till våtmarken vid utloppet invid vad som såg ut att vara ett grävt dike (bakom staketet i bilden). Foto: Rasmus Elleby 2014-10-09.



Figur 5. Grumligt vatten (bortre delen av bilden) i kontrast med klart vatten (förgrunden) tyder på tillkomst av smutsigt vatten under regn. Foto: Rasmus Elleby 2014-10-09.

APPENDIX B

Detta avsnitt innehåller en fördjupad beskrivning av beräkningarna av tvärsnittsprofilerna i våtmarken.

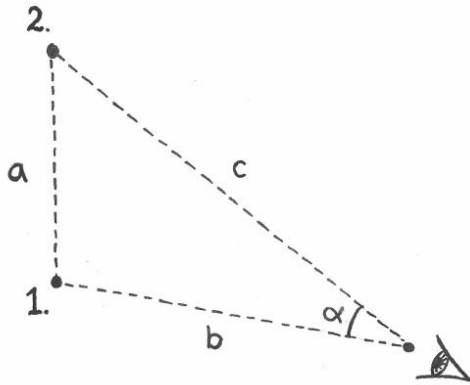
Det avlästa avståndet mellan instrumentets distansstreck kunde användas för att räkna ut avståndet d mellan lattan och instrumentet med hjälp av formeln

$$d = l \cdot 100$$

där l är det avlästa avståndet på lattan mellan distansstrecken (m). Avståndet mellan mätpunkterna i varje profil kunde sedan bestämmas med cosinussatsen

$$a^2 = b^2 + c^2 - 2bc \cdot \cos(\alpha)$$

där b är avståndet till punkt ett, c avståndet till punkt två och α skillnad i vinkel mellan punkt ett och två. En illustration av det trigonometriska problemet illustreras i Figur .



Figur 1. Avståndet a mellan mätpunkterna 1 och 2 kan räknas ut med sträckorna b och c samt vinkeln α . Bild: Rasmus Elleby

APPENDIX C

Detta avsnitt innehåller data från jonkromatografen, den topografiska avvägningen av våtmarken samt konduktivitetmätningar i våtmarkens utlopp.

Tabell 1. Resultat av jonkromatografi av vattenprover. Data saknas i tomma celler.

Plats	Datum	Tid	NH ₄ ⁺ ppb	F ⁻ ppb	Cl ⁻ ppb	NO ₂ ⁻ ppb	Br ⁻ ppb	NO ₃ ⁻ ppb	PO ₄ ³⁻ ppb	SO ₄ ²⁻ ppb	Oxalate ppb
Inlopp	2014-10-03	10:50	1359,8		319,87	39,89	3,69	494,4	0,73	598,60	11,36
Utlopp	2014-10-09	10:06	1788,0		29,30	12,89	4,01	12,14	0	647,06	7,78
Utlopp	2014-10-09	10:22	409,77	28,35	579,11	13,27	1,96	92,75	0,68	2146,6	9,11
Inlopp	2014-10-14	10:19	52,44	27,38	775,98	23,56	12,20	451,4	0,62	10415	11,33
Utlopp	2014-10-14	10:24	552,94	26,00	639,12	16,41	4,69	100,14	0,41	5547,6	7,90
Inlopp	2014-10-24	11:33	215,58	114,70	215,00	12,46	0,21	8,98	0,23	108,95	6,32
Mitt	2014-10-24	11:48	578,72		185,89	12,94	2,50	35,32	0,17	1476,7	7,06
Utlopp	2014-10-24	12:05	625,65		209,98	13,17	3,37	35,94	0,38	1593,9	7,82
Inlopp	2014-10-31	12:17	162,04		54,38	12,89	2,25	135,91	0,12	216,16	7,72
Mitt	2014-10-31	12:29	45,89		120,43	12,61	2,36	23,85	0	346,12	9,90
Utlopp	2014-10-31	12:41	204,50		220,03	12,68	3,12	34,77	0,18	1064,1	7,71
Inlopp	2014-11-07	11:15	214,41		46,77	12,38		6,25	0	58,75	6,11
Mitt	2014-11-07	11:22	162,48		107,45	12,59	1,46	17,77	0	459,52	7,10
Utlopp	2014-11-07	11:33	159,49		181,74	12,68	2,83	25,61	0	485,23	7,15
Inlopp	2014-11-13	13:51	35,46		39,55	12,28		6,38	0,08	57,66	
Utlopp	2014-11-13	13:45	31,36		132,70	12,61	1,74	19,38	0,26	549,94	7,71
Inlopp	2014-11-21	12:51	18,65		26,86	12,23	1,44	2,26	0,13	42,08	3,01
Utlopp	2014-11-21	12:33	228,94		100,83	12,68		24,74	0,05	312,16	6,73
Inlopp	2014-11-26	13:10	133,31		191,29	12,69	0,97	12,07	0,28	80,45	7,04
Mitt	2014-11-26	13:24			118,79	12,29	4,56	24,00	0,85	327,47	4,39
Utlopp	2014-11-26	13:37	29,12		132,37	12,00	0,86	23,59	0,17	336,07	5,86

Tabell 2. Resultat av avvägningen av marknivå i våtmarken.

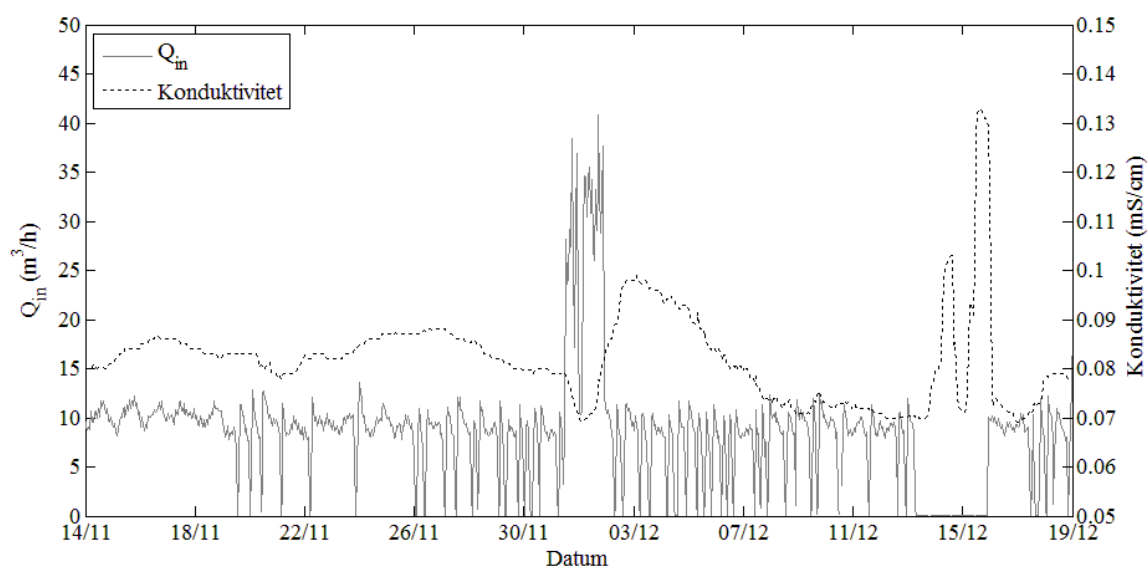
Namn	Avläst nivå (m)	Avläst nivå, undre distansstreck (m)	Vattendjup (m)	Vinkel (°)
Fixpunkt 1 till instrumentposition 1	1,19	1,12	0,00	286
Östra änden	2,10	1,78	0,00	245
Fixpunkt 2 från instrumentposition 1	1,38	1,22	0,00	108
Fixpunkt 2 från instrumentposition 2	1,46	1,25	0,00	278
Västra änden	2,07	1,81	0,00	138
Profil 1.1	1,55	1,42	0,00	257
Profil 1.2	2,00	1,87	0,00	250
Profil 1.3	2,42	2,27	0,41	248
Profil 1.4	2,60	2,45	0,60	242
Profil 1.5	2,37	2,21	0,35	233
Profil 1.6	2,00	1,82	0,00	230
Profil 1.7	1,74	1,54	0,00	226
Profil 2.1	1,63	1,60	0,00	254

Profil 2.2	2,05	2,01	0,00	234
Profil 2.3	2,27	2,22	0,25	230
Profil 2.4	2,49	2,43	0,48	219
Profil 2.5	2,63	2,56	0,62	214
Profil 2.6	2,31	2,21	0,30	204
Profil 2.7	2,01	1,89	0,00	202
Profil 2.8	1,68	1,54	0,00	201
Profil 3.1	1,61	1,55	0,00	114
Profil 3.2	1,99	1,92	0,00	128
Profil 3.3	2,25	2,18	0,25	138
Profil 3.4	2,52	2,44	0,52	144
Profil 3.5	2,69	2,60	0,68	149
Profil 3.6	2,37	2,26	0,36	162
Profil 3.7	2,01	1,88	0,00	166
Profil 3.8	1,70	1,55	0,00	170
Profil 4.1	1,68	1,48	0,00	112
Profil 4.2	2,00	1,81	0,00	120
Profil 4.3	2,30	2,10	0,30	124
Profil 4.4	2,49	2,30	0,49	129
Profil 4.5	2,70	2,50	0,69	134
Profil 4.6	2,25	2,04	0,25	140
Profil 4.7	2,01	1,79	0,00	146
Profil 4.8	1,70	1,46	0,00	150
Profil 5.1	1,81	1,73	0,00	282
Profil 5.2	2,07	1,99	0,00	270
Profil 5.3	2,30	2,21	0,23	258
Profil 5.4	2,46	2,36	0,38	250
Profil 5.5	2,64	2,53	0,56	242
Profil 5.6	2,29	2,17	0,21	237
Profil 5.7	2,07	1,93	0,00	232
Profil 5.8	1,71	1,56	0,00	224
Profil 6.1	1,76	1,67	0,00	129
Profil 6.2	2,09	2,00	0,00	140
Profil 6.3	2,27	2,18	0,19	146
Profil 6.4	2,45	2,36	0,39	152
Profil 6.5	2,45	2,33	0,38	158
Profil 6.6	2,35	2,22	0,28	163
Profil 6.7	2,16	2,03	0,00	166
Profil 6.8	1,66	1,52	0,00	170
Profil 7.1	1,70	1,50	0,00	132
Profil 7.2	2,08	1,88	0,00	142
Profil 7.3	2,18	1,97	0,10	148
Profil 7.4	2,19	1,98	0,12	150
Profil 7.5	2,24	2,03	0,17	152
Profil 7.6	2,09	1,88	0,00	153
Profil 7.7	1,71	1,49	0,00	155

Tabell 3. Bredd och tvärsnittsarea under vattenytan hos uppmätta profiler med avvägningsinstrument

Profil	Bredd (m)	Tvärsnittsarea (m ²)
1	16,9	5,69
2	18,0	6,26
3	17,8	6,69
4	20,9	7,23
5	18,4	4,72
6	14,5	4,35
7	8,40	0,673
Medel:	16,4	5,09

Konduktiviteten i våtmarkens utlopp mättes under perioden 14:e november fram till instrumenthaveri 19:e december (Figur 1).



Figur 1. Konduktivitetsmätningar i våtmarkens utlopp och flöde av rökgaskondensat från slutkontrollen.