Effekter af fysiologiske faktorer på metan-frigivelse og kvælstof omsættelse fra et konstrueret vådområde

Analyse af temperaturens og opholdstidens påvirkning på de styrende kvælstofprocesser og metan emission

Emil Andersen
Vand & Miljø
Aalborg Universitet
Januar 2019

AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

10. SEMESTER v/ Det Teknisk-Naturvidenskabelige Fakultet
Department of civil engineering
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg Ø
http://www.civil.aau.dk/

Title:

Effekter af fysiologiske faktorer på metanfrigivelse og kvælstof omsættelse fra et konstrueret mini-vådområde

Project module:

September 2017 - januar 2019

Participants:

Emil Andersen

Supervisors:

Per Møldrup

Niels Iversen

Peter Roslev

Synopsis:

Nærværende rapport omhandler en analyse og vurdering af de styrende parametre for kvælstof omsættelse og metan emission fra et konstrueret minivådområde placeret ved Ryå syd for Øster Brønderslev. Kvælstofomsættelsen blev vurderet til at blive forøget under stigende temperatur og stigende TN belastning. NO_3^--N omsættelsen blev vurderet til at blive forøget under stigende opholdstid mens opholdstiden blev vurderet til at dæmpe omsættelsen af TN grundet stigende TN belastning reducerede opholdstiden.
Den styrende parametre for metan emission blev vurderet til at være temperaturen, hvor emissionen blev forøget ved forøget temperatur.

Printed copies:
Number of pages: 95
Finished: 02-01-2019

Forord

Denne rapport er udarbejdet på 9 og 10 semester som speciale indenfor *Vand og Miljø* på Aalborg Universitet i perioden fra den 01 september 2017 til den 2 januar 2019.
Rapportens tema er *Styrernde parametre for kvælstof omsættelse og metan emission fra et konstrueret vådområde med overfladeafstrømning.*

Vejlederne på projektet var Niels Iversen fra institut for Kemi og Biovidenskab, Per Møldrup fra institut for Byggeri og Anlæg og Peter Roslev fra institut for Kemi og Biovidenskab, som alle skal have tak.
Derudover skal Helle Blendstrup fra institut for Kemi og Biovidenskab, Morten Thøtt Andersen fra institut for Byggeri og Anlæg, Jesper Ellerbæk Nielsen fra institut fra Byggeri og Anlæg samt Anette Næslund Pedersen fra institut for Byggeri og Anlæg have tak for deres hjælp i forbindelse med de praktiske målinger og prøvertagninger.

Det anbefales at rapporten printes i farver, da figurer og grafer oftest benytter farver til forståelse og overblik.

Læsevejledning

Kildeangivelse er efter Harvard metoden, hvor kilder citeres for enkeltpersoner med efternavn og årstal i firkantede parenteser: *[Efternavn, år]* mens institutioner og selskaber citeres med institutionens eller selskabets navn. Litteraturlisten findes bagerst i rapporten i alfabetisk rækkefølge.

Tabeller og figurer refereres efter det nærværende kapitel og dernæst efter rækkefølgen figuren eller tabellen forekommer i. Figurer i rapporten er produceret i ArcGIS og Autocad, hvor kortmateriale er udarbejdet med data fra Kortforsyningen.

Bagerst i rapporten er bilagene, som henvises ved bogstaver og nummerering: *A.1.*

Emil Andersen

Liste over forkortelser

- NO_3^--N: Nitrat nitrogen
- NO_2^--N: Nitrit nitrogen
- N_2: Frit kvælstof
- TUN: Total uorganisk kvælstof
- TN: Totalt kvælstof
- OM: Organisk materiale
- O_2: Oxygen
- CH_4: Metan
- NO: Nitrogenmonoxid
- GPW: Global warming potential

Indhold

Forord **v**
Læsevejledning v

Liste over forkortelser **vii**

1 Indledning **1**
1.1 Problem og projekt beskrivelse 2

2 Teori **3**
2.1 Kvælstofprocesser 3
2.1.1 Denitrifikation 4
2.1.2 Nitrifikation 4
2.1.3 Nitrificerende denitrifikation 5
2.1.4 Opsummering af kvælstofprocesserne 6
2.2 Metan produktion og oxidation 6

3 Vådområde beskrivelse og moniteringsprogram **9**
3.1 Placering og udformning af vådområdet 9
3.2 Vådområdets historik 14
3.3 Vådområdets faktiske størrelser 14
3.3.1 Størrelser fra vådområdets etableringstilladelse 14
3.3.2 Dimensioner indsamlet ifm. rapporten 15
3.4 Nærværende og eksisterende moniteringsprogram 18

4 Materialer og Metoder **25**
4.1 Måling og korrigering af nedbørs data 25
4.2 Vandprøvetagning til bestemmelse af TN-koncentration 26
4.3 Måling af indløbsvandføring 26
4.4 Vandprøvetagning til TUN koncentration 26
4.4.1 Bestemmelse af TUN-koncentration på Technicon TRAACS 800 autoanalyzer 26
4.5 Prøvetagning til bestemmelse af metan emission fra vådområdet 27
4.5.1 Måling af metan på gas chromatograf 27
4.5.2 Beregning af metan fluxen fra vådområdet 27
4.6 Etablering af pressure-logger i og ved siden af vådområdet 30
4.6.1 Beregning af vandspejlets højdekoordinat 31
4.7 Jordprøvetagning til bestemmelse af organisk materiale og kornkurve 34
4.7.1 Bestemmelse af jordprøvernes organiske materiale 34
4.7.2 Bestemmelse af jordprøvernes kornkurve ved sigteanalyse 35

5 Karakterisering af vådområde **37**
5.1 Jordens organiske materiale og dets betydningen for kvælstof og metan processerne 37

5.2 Vurdering af vandplantetypen i vådområdet og plantens funktion 38
5.3 Kornstørrelsen af jorden og kornstørrelsens betydning for kvælstof og metan processerne 39

6 Tilstrømning til vådområdet **41**
6.1 Basisvandføring, vandføring pr millimeter nedbør og transporttid 41

7 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance, kvælstofbalance og temperatur **53**
7.1 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance 54
7.1.1 Udløbsvandføring = indløbsvandføring med nedbør-vandføring sammenhæng 54
7.1.2 Udløbsvandføring = Indløbsvandføring med indløbsvandførings data . . 55
7.1.3 Udløbsvandføring = Indløbsvandføring - fordampning + nedbør på vådområdet med indløbsvandførings data 56
7.1.4 Opsummering af vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance . . 57
7.2 Vådområdets opholdstid estimeret ved kvælstofbalance 59
7.3 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandets temperaturforskel mellem ind- og udløb 65
7.4 Sammenfatning af vådområdets opholdstid 68

8 Kvælstofprocessernes styrerende parametre i vådområdet **71**
8.1 Temperaturs påvirkning på kvælstofprocesserne 76
8.2 Opholdstids påvirkning af kvælstofprocesserne 78
8.3 Kvælstofbelastningens påvirkning af kvælstofprocesserne 81
8.4 Sammenfatning af kvælstofprocessernes styrerende parametre 83

9 Styrerende parametre for metan emission fra vådområdet **85**
9.1 Temperaturs påvirkning på metan emission 87
9.2 Opholdstidens påvirkning på metan emission 90
9.3 Sammenfatning af metan emissionens styrerende parametre 91

10 Sammenfatning **93**

11 Perspektivering **95**

Litteratur **97**

A Supplerende data **99**
A.1 Supplerende data til materialer og metoder 99
A.1.1 Supplerende data til beregning af vandspejls højdekoordinat 99
A.1.2 Supplerende data til beregning af metan flux 103
A.1.3 Supplerende data til beregning af jordprøvernes gløderest 109
A.1.4 Supplerende data til beregning af kornstørrelsen ved sigteanalyse 109
A.2 Indløb, udløb og atmosfærisk temperatur 111
A.3 Kvælstoffraktionernes koncentrationer i vådområdets ind-og udløb 113
A.4 Kornkurve for 10 og 40 centimeter dybde 115

B Kontrol af pressure-logger **117**

C Estimering af fordampning **119**

D Convertering fra PPMV til miligram pr liter **125**

1 | Indledning

Interessen i at etablere konstruerede mini vådområder nedstammer fra vandrammedirektivet, som EU vedtog i 2000. Vandrammedirektivets overordnede mål er at sikre "god tilstand"eller "godt økologisk potentiale"i alt vand, overflade vand og grundvand i EU medlemslandende inden udgangen af 2015. Vandrammedirektivet ledte til statsligt udarbejdet vandplaner for perioden 2009 til 2015. Grundet miljømålene ikke blev nået til 2015 videreføres og opdateres vandplanerne til anden planperiode fra 2015 til 2021. [Miljø og Fødevareministeriet, 2016].

Miljømålene i 2021 for kyste og fjorde opnås ved en samlet reducering på 13.100 tons kvælstof pr år for hele Danmark. Af disse udskydes 6.200 tons til tredje planperiode (2021 til 2027), hvorved en reducering på 6.900 tons er planlagt i perioden fra 2015 til 2021.
Af den planlagte, samlede reducering inden 2021 er en reducering på cirka 1770 tons planlagt for hovedvandsopland 1.2 Limfjorden. Herfra er 227 tons kvælstof pr år planlagt reduceret igennem etablering af mini vådområder. [Miljø og Fødevareministeriet, 2016].

Konstruerede vådområder med overfladeafstrømning er et populært internationalt BMP (Best Management Practice) og er generelt anerkendt i udlandet til reducering af næringsstoffer. Danmark har indtil for nogle år siden primært fokuseret på reetablering af naturlige vådområder, derfor er forskning og udvikling af konstruerede vådområder et relativt nyt dansk felt. [Kjærgaard & Hoffmann, 2013]
Effektiv og omkostningsningseffektiv anvendelse af konstruerede vådområder forudsætter i følge [Kjærgaard & Hoffmann, 2013]:

- "*At vi har dokumentation for virkemiddelseffekten under lokale forhold.*
- *At vi ved hvor vi skal målrette indsatsen.*
- *At vi har det administrative grundlag der muliggør målrettet regulering.*"

I 2010 blev de første to danske konstruerede minivådområder med overfladeafstrømning (efter SupremeTech design) etableret til monitering af nitrogen processerne og fosfor tilbageholdelsen som funktion af opholdstid, årstidsvariation og næringsstofbelastning. Efterfølgende blev der mellem 2012 og 2013 etableret otte minivådområder og mellem 2013 og 2014 etableret yderligere otte minivådområder med overfladeafstrømning. Moniteringen af de første vådområder begyndte i 2012 da der går ét til tre år før vådområderne opnår deres fulde effekt. [Kjærgaard & Hoffmann, 2013].

De samme gode forhold i konstruerede vådområder med overflade afstrømning, som resultere i en næringsstoffjernelse og- tilbageholdelse, og således en forbedring af vandmiljøet, kan risikere at give gode forhold til drivhusgas emission. Forskning har vist at drivhusgasserne CO_2, N_2O og CH_4 kan dannes og udledes fra konstruerede vådområder. Herved risikeres at en lokal forbedring af vandmiljøet resultere i en global forurening med drivhusgasser, som bidrager til den globale opvarmning.

1.1 Problem og projekt beskrivelse

På baggrund af ovenstående ønskes de fysiologiske påvirkninger af processerne bag kvælstof omsættelse og af klimagassen metans udledning undersøgt i et konstrueret minivådområde med overflade afstrømning
Desuden undersøges vådområdets reaktion på nedbørshændelser og dens opholdstid.

Dette resultere i følgende problemformulering:

- Hvad er de styrerende parametre for kvælstof omsættelsen?
- Hvad er de styrrerende parametre for metan emissionen?

Til at besvare disse spørgsmål undersøges desuden:

- Hvad er vådområdets opholdstid?

Rapporten supplmenteres med feltmålinger af:

- Ammonium, nitrat og nitrit i vådområdets indløb og udløb
- Metan emission fra vådområdet
- Målinger af vandstanden i vådområdets indløb og udløb

De supplementerende målinger benyttes, hvor det er muligt, til at undersøge nogle styrende processers påvirkning af klimagas-udledningen.
De målte tidsserier sammenlignes og analyseres i måleperioden på cirka 2 måneder.

Kapitel 3 beskriver projektlokalitetens placering, faktiske størrelser og moniteringsprogram.
Kapitel 4 gennemgår hvilke materialer og metoder er brugt til prøvetagning og behandling
Kapitel 5 gennemgår nogle af vådområdets fysiske parametre
Kapitel 6 undersøger tilstrømningen til vådområdet mens kapitel 7 undersøger vådområdets opholdstid.
Til sidst undersøger kapitel 8 de styrende parametre for kvælstof omsættelsen mens kapitel 9 undersøger de styrende parametre for metan emission.

2 | Teori

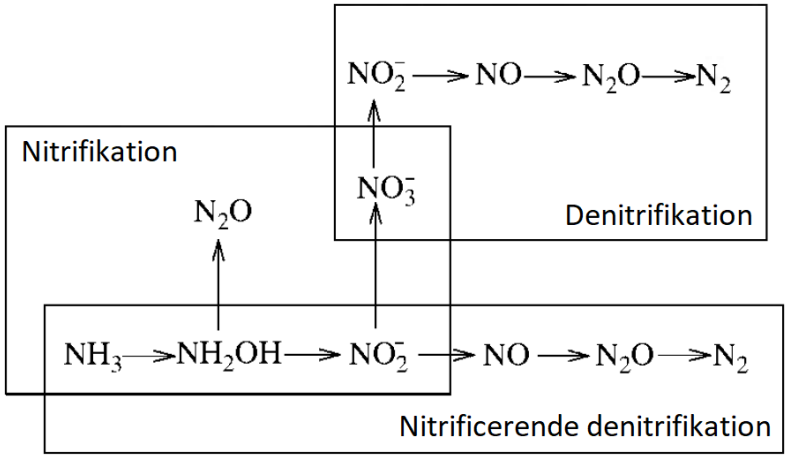
Drivhusgassen metan er en vigtig klimagass grundet dens høje globale opvarmningspotentiale GWP (engelsk: global warming potential) 21 CO_2 ækvivalenter over en 100 års periode [Nations, 2014]. Dannelsesprocesserne og metan er essentiel for forståelsen af, hvordan klimagassen kan reduceres i vådområder. Derfor gennemgår dette kapitel klimagassens dannelsesprocesser og dens styrerende parametre.

2.1 Kvælstofprocesser

Den primære kvæstofprocesser til fjernelse af kvælstof er

- Denitrifikation
- Nitrifikation
- Nitrificerende denitrifikation

Kilderne og deres sammenhæng vises på figur 2.1.



Figur 2.1. Oxidation og reduktion af nitrifikation, denitrifikation og nitrificerende denitrifikation

Både denitrifikation og nitrificerende denitrifikation (DE) kan have (N_2) som slutprodukt. N_2 er utilgængeligt for de fleste mirkoorganismer og planter grundet den relativt store energimængde krævet for at omsætte N_2 i forhold til nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og organisk N. [Megonigal et al., 2004]. Således er det ønsket i det konstruerede vådområde at omdanne de tilgængelige kvælstofformer til det utilgængelige N_2.

2.1.1 Denitrifikation

Denitrifikation er en biologisk proces (2.1), hvor mikroorganismer reducerer NO_3^- eller nitrit (NO_2^-) til NO, N_2O eller N_2 igennem en række processer under anaerobe forhold.

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \tag{2.1}$$

[Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993]
Da respiration med oxygen (O_2) er mere energi favorabelt end respiration med NO_3^- eller NO_2^- foretrækker de denitrificerende bakterier at respirere med O_2: Aerobe forhold hæmmer denitrifikationen. Under anaerobe forhold erstatter de denitrificerende bakterier O_2 med NO_3^- eller NO_2^-. [Megonigal et al., 2004].

Slutproduktet i denitrifikationsprocessen er ikke nødvendigvis N_2. Mellemprodukterne NO og N_2O kan begge fungere som den endelige elektron accepter, hvorved disse bliver slutproduktet i den ufuldstændige proces. Udover elektron accepter kræver de fleste denitrificerende bakterier også en elektron doner i form af organisk materiale. [Megonigal et al., 2004].

N_2 som slutproduktet i denitrifikation favoriseres under stigende anaerobe forhold. Grundet O_2 diffundere 10^4 gange langsommere i vand end i luft og en stigning af vandindholdet blokkere transportvejene ved fyldning af de luftfyldte porer, er der en direkte korrelation mellem jordens vandmætning og diffunderingen af O_2 ned i jordsøjlen. I fuldkommen vandmættet jord kan O_2 kun diffundere få millimeter ned. Desuden forlænger vandindholdet gassernes opholdstid i jorden, hvilket giver bakterierne mere tid til at forbruge dem inden de frigives til atmosfæren. [Megonigal et al., 2004]. Vådområder med permanent vandspejl har således optimale anaerobe forhold med hensyn til denitrifikation.

Der er desuden indikationer for at NO_3^- til organisk kulstof forholdet også kan have effekt på emissionsforholdet mellem N_2O og N_2, hvor N_2 favoriseres under forhold med høje koncentrationer af organisk kulstof. [Senbayrama et al., 2011].

De miljømæssige styrerende parametre for denitrifikation er temperatur og pH.

Temperatur er styrrende for både dannelsesraten af denitrificerende bakterier samt deres denitrifikationsrate. Bakterierne denitrificerer mellem 5 og 35 $^\circ C$, hvor fjernelsesraten er konstant mellem 20 og 35 $^\circ C$. [Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993].

Denitrifikation kan foregå ved pH værdi mellem 6,0 og 8,0 med optimum mellem 7,0 og 7,5 [Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993]. Da pH værdien ikke er målt i dette projekt, vil pH værdien ikke blive kommenteret på yderligere.

2.1.2 Nitrifikation

Nitrifikation er en autotrof proces der først oxidere NH_4^+ til NO_2^- med NH_2OH som mellemled. Herefter oxideres NO_2^- til NO_3^- (figur 2.1). [Megonigal et al., 2004] og [Bremner, 1997].

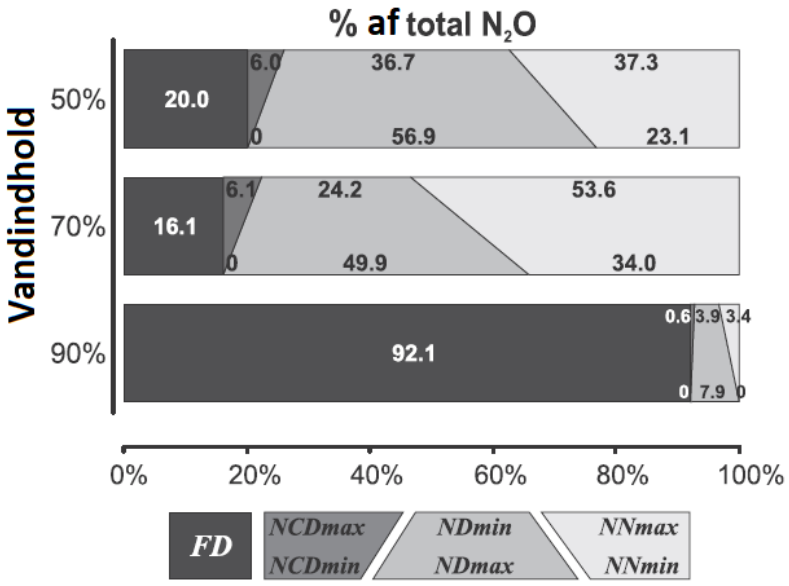
Nitrifikation processen kan under aerobe og nær anaerobe forhold danne N_2O under omdannelsen af NH_4^+ til NO_2^-. Mikroorganismerne oxiderer NH_4^+ med NO_2^- som eletron acepter. Forøgelse af N_2O produktionen forekommer ved en forøgelse af følgende parametrer: pH, organisk kulstof, vandindholdet (fra lufttør til felt kapacitet), temperatur (fra 5 - 40 $^\circ$C) samt nitrificerende former af N. [Bremner, 1997]. Således er bidraget til N_2O produktionen fra nitrifikation

størst under moderat O_2 og høj NH_4^+ (fig 2.2). [Megonigal et al., 2004]. Grundet det konstruerede vådområde har et permanent vandspejl må det forventes at de strengt anaerobe forhold i sedimentet vil forhindrer nitrifikation i sedimentet. Nitrifikation kan forekomme i vandsøjlen samt ved planternes rødder.

2.1.3 Nitrificerende denitrifikation

Nitrificerende denitrifikation (ND) er på mange måder ligesom hetrotrofisk denitrifikation idet NO_2^- bliver reduceret til NO, videre til N_2O og eventuelt N_2 (figur 2.1. Forskellen er dog at ND processen autotrofisk oxidere NH_4^+ i stedet organisk kulstof, som hetrotrofisk denitrifikation oxiderer. Således har processen fået navnet nitrificerende denitrifikation. [Megonigal et al., 2004] og [Wrage et al., 2010].

Mange af de samme styrrende parametre for denitrifikation er således også styrrende for ND, hvor en primær styrrende parameter er jordens vandindhold. Dog styres denitrifikation og ND i forskellig grad a aerobitet, hvilket sikkert skyldes de fysiologiske forskellige mellem de hetrotrofiske denitrificerende mikroorganismer og autotrofiske ammonium oxiderende mikroorganismer (fig 2.2). [Wrage et al., 2010].



Figur 2.2. Forskellige N_2O producerende processers bidrag til den totale N_2O produkton. FD = hetrotrofisk denitrifikation drevet af gødning (Fertilizer denitrification), NCD = nitrifikation koplet denitrifikation, ND = Nitrificerende denitrifikation og NN = nitrificerende nitrifikation. [Wrage et al., 2010]. Redigeret.

Figur 2.2 viser således at under 90 $\%$ vandfyldte porer er bidraget til N_2O produktionen næsten primært fra denitrifkation [Wrage et al., 2010]. Grundet det permanente vandspejl i konstruerede vådområder vil jorden være 100 $\%$ vandmættet. Bidraget til N_2O produktionen fra ND antages på baggrund af ovenstående at være ubetydeligt.

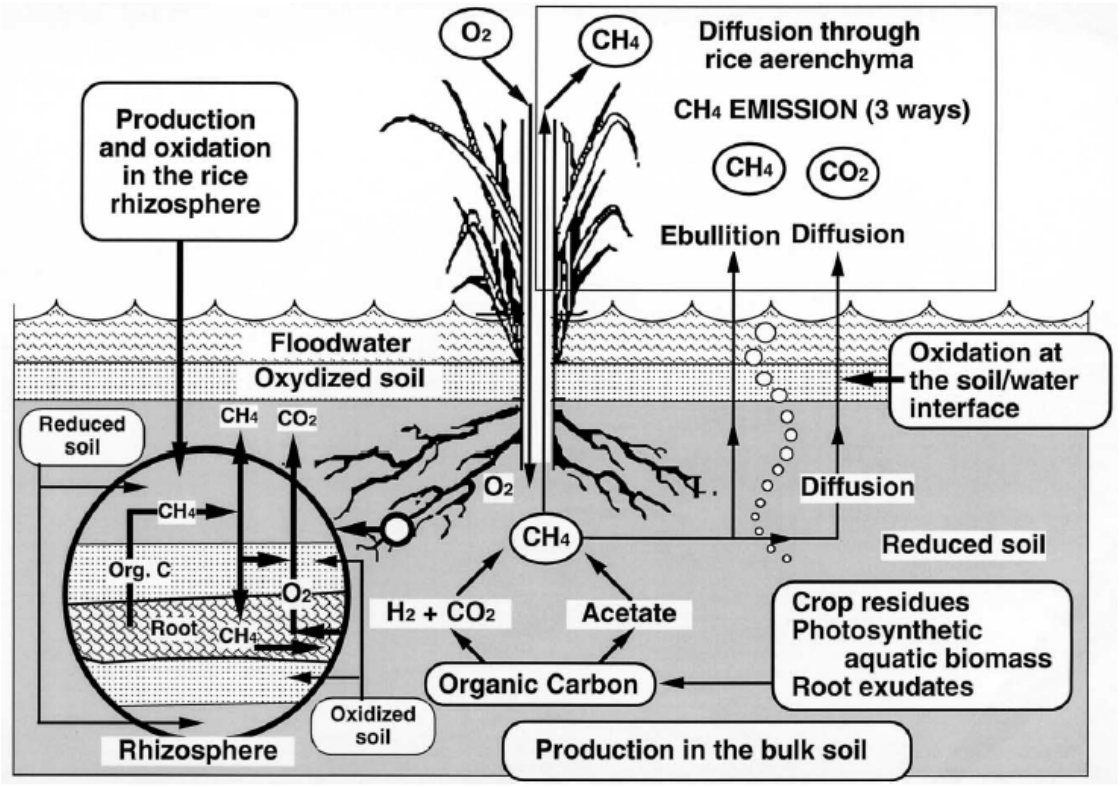
2.1.4 Opsummering af kvælstofprocesserne

På baggrund af ovenstående vurderes denitrifikatioen at være den styrende proces nær bunden af vådområdet, da denitrifikation favoriseres under strengt anaerobe forhold, som må forventes i vådomrder med permanent vandspejl.

Nitrifikation kan forventes i toppen af vandsøjlen, hvor der forekommer aerobe forhold.

2.2 Metan produktion og oxidation

Metan (CH_4) er en drivhusgas, der dannes under anaerobe forhold og oxideres under aerobe forhold [DYF, 2009]. Mængden der udledes til atmosfæren afhænger af mængden der produceres og fjernes (figur 2.3)



Figur 2.3. Produktion, forbrug og udledning til atmosfæren af CH_4 i en rismark [Mer & Roger, 2001]

Nyere forskning udfordrer dog denne opdeling. Produktion af CH_4 er blevet registreret fra aerobe kilder mens CH_4 oxidation kan forekomme under anaerobe forhold med jern, mangan og sulfat som elektron accepter. Aerob CH_4 produktion og anaerob CH_4 oxidation er dog ikke helt forstået og der er tvivl omkring deres vigtighed i det ferske miljø. Derfor vil denne raport kun fokusere på anaerob CH_4 dannelse og aerob CH_4 oxidation. [Bridgham et al., 2012]

Metan bliver dannet under anaerobe forhold. Produktionen af CH_4 foregår kun, når de mere energimæssige favorable elektron acceptere er opbrugt: NO_3^- reduktion $> MN^{4+}$ reduktion $> Fe^{3+}$ reduktion $> SO_4^{-2}$ reduktion $> HCO_3^-$ reduktion, hvor sidstenævnte er metan dannelsen. [Megonigal et al., 2004] og [DYF, 2009].

Dannelsen af CH_4 forgår ved nedbrydelse af acetat (organisk materiale) til CH_4 og CO_2 samt reduktion af CO_2 med H_2 (figur 2.3). Faktorer, der forøger CH_4 dannelsen er forøgelse tilgængeligheden af labilt kulstof og stigende temperatur. [Megonigal et al., 2004] og [Mer & Roger, 2001].

Metan oxidation forekommer, når bakterier oxiderer CH_4 under aerobe forhold, hvor slutproduktet af CH_4 oxidationen er CO_2, som har et væsentligt mindre GWP end CH_4. [DYF, 2009]. Den største metan oxidering forekommer nær vandspejlet, da der i denne zone er den optimale balance mellem tilgængelighed af oxygen og metan. Målinger har vist, at store dele af den producerede CH_4 kan oxideres. [DYF, 2009].

Metan kan transporteres til atmosfæren ved tre processer: diffusion, transport i vegetationens luftvæv og brusning. (figur 2.3).

Diffunderes CH_4 til atmosfæren kan oxidere $40 - 70\%$ af den producerede metan i aerobe zoner. Aerobe zoner forekommer, hvor ilten transporteres ned i jordsøjlen enten ved diffusion eller ved plantens transport af oxygen til rhizosfæren. Rhizosfæren kan fjerne op til 100% af den producerede metan. [Bridgham et al., 2012]

Transport i planternes luftvæv tillader CH_4 transport til atmosfæren udenom aerobiske metanotrofiske zoner. Mængden af CH_4 transporteret igennem luftvævene afhænger af planternes type. Planter der emergente makrofytter har den største gastransport. Gas mængden transporteret kan varierer mellem $30 - 100\%$. [Bridgham et al., 2012]

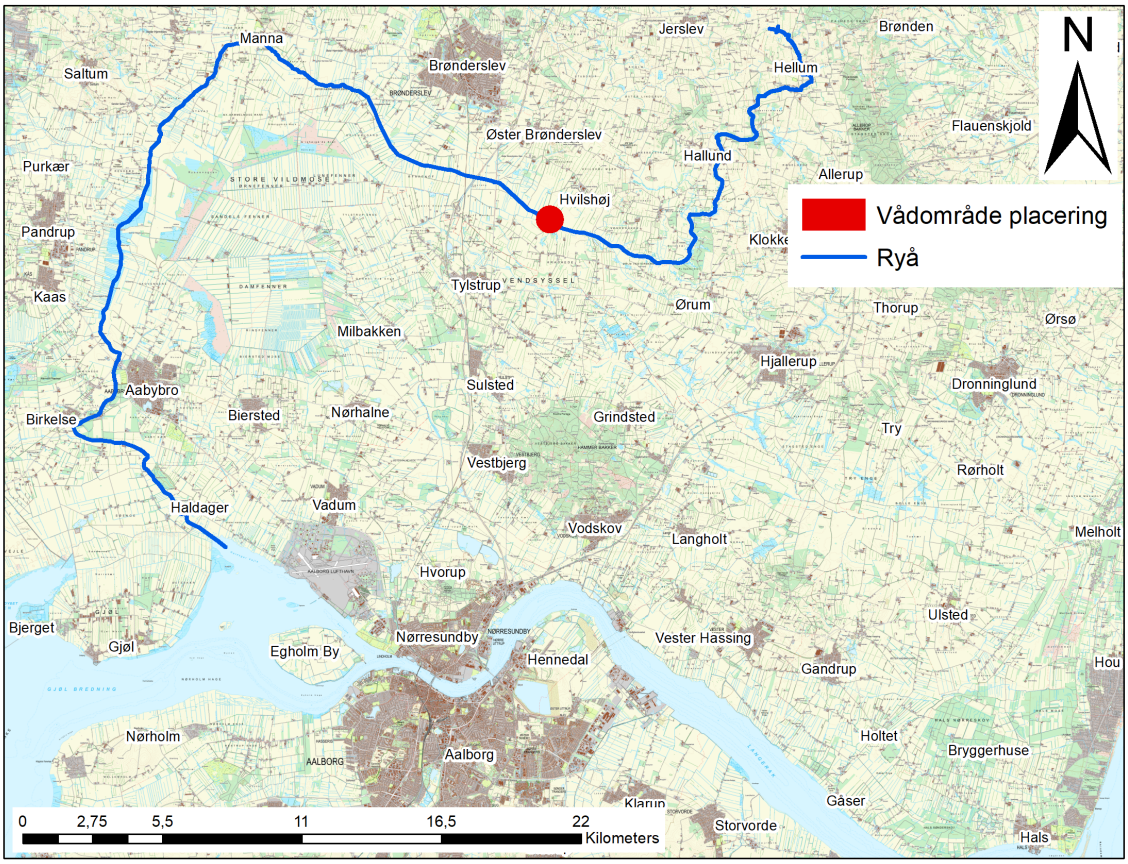
Brusning er en proces, hvor jorden bliver overmættet med CH_4, hvorfor det frigives til atmosfæren igennem bobler. På vejen mod atmosfæren bliver CH_4 boblerne, ved hjælp af adhæsion, tiltrukket af det organiske materiale. CH_4 boblerne bliver større indtil de ikke længere kan komme igennem jordens porrer og bliver fanget i jorden. Boblerne frigives i store mængder til atmosfæren hvis trykket ændrer sig. Dette kunne være efter et fald i atmosfærisk tryk, reduktion i det hydrostatiske tryk eller en stigning i temperaturen. Metan der transporteres til atmosfæren igennem brusning oplever ringe oxidering af metanotrofiske bakterier grundet den ringe opløsningsevne af CH_4 og den hurtige udledning. [DYF, 2009]. Brusning har tidligere tænkt at forekomme efter jorden er blevet super overmættet med CH_4, hvor ny forskling har vist at brusning kan forekomme ligeså ofte som diffusion og transport i aerekymerne. [Bridgham et al., 2012]

3 Vådområde beskrivelse og moniteringsprogram

I det følgende kapitel beskrives projektområdets beliggenhed, udformning og historik. Til sidst listes hvorfor målinger og prøver der er målt og taget i forbindelse med projektet samt deres måleperioder. Heraf indgår både data indsamlet i forbindelse med projektet og data benyttet fra eksisterende moniteringsprogram. De noterede måleperioder for det eksisterende moniteringsprogram er perioderne benyttet til nærværende projekt og således ikke hele moniteringsprogrammets måleperiode.

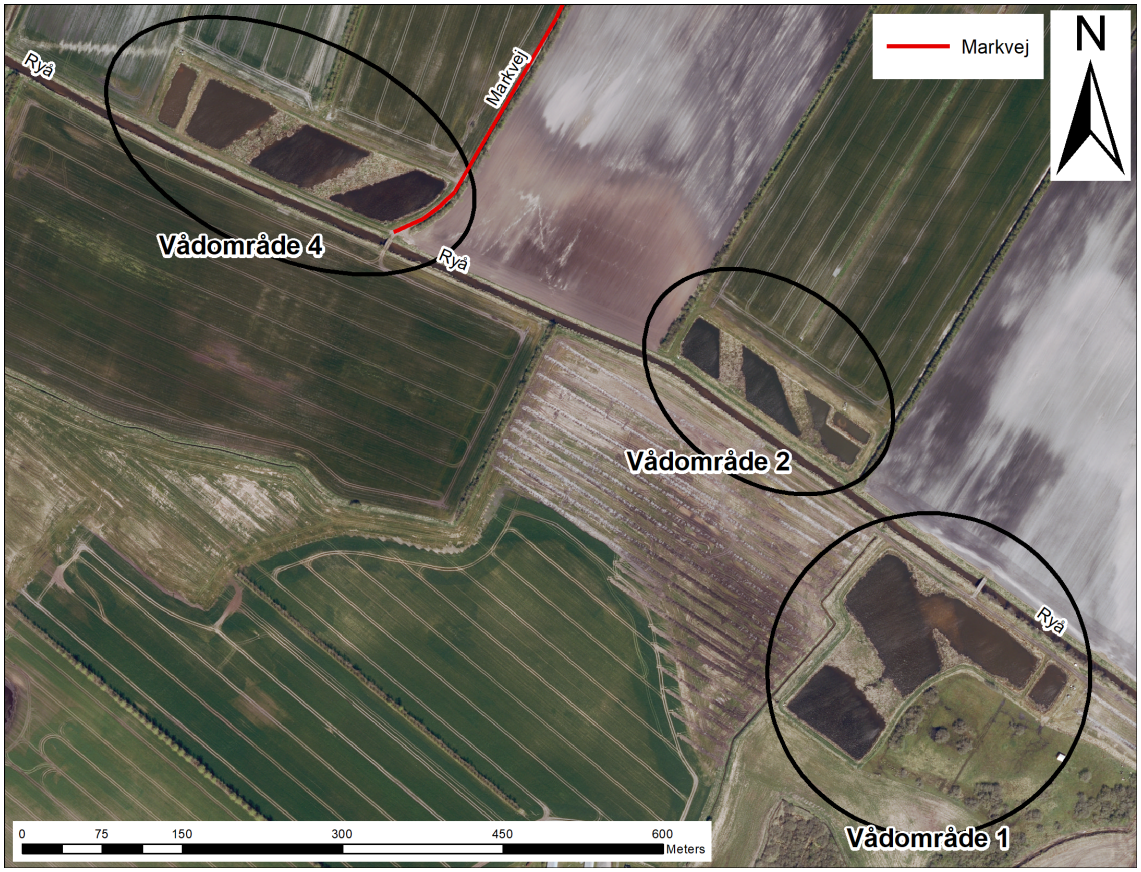
3.1 Placering og udformning af vådområdet

Projektområdet er placeret i vandområdedistrict 1,2 Limfjorden ved Ryå, som vises på figur 3.1. Ryå udmunder i Limfjorden.



Figur 3.1. Placering af projektområdet. (Kort data er fra Geodatastyrelsen)

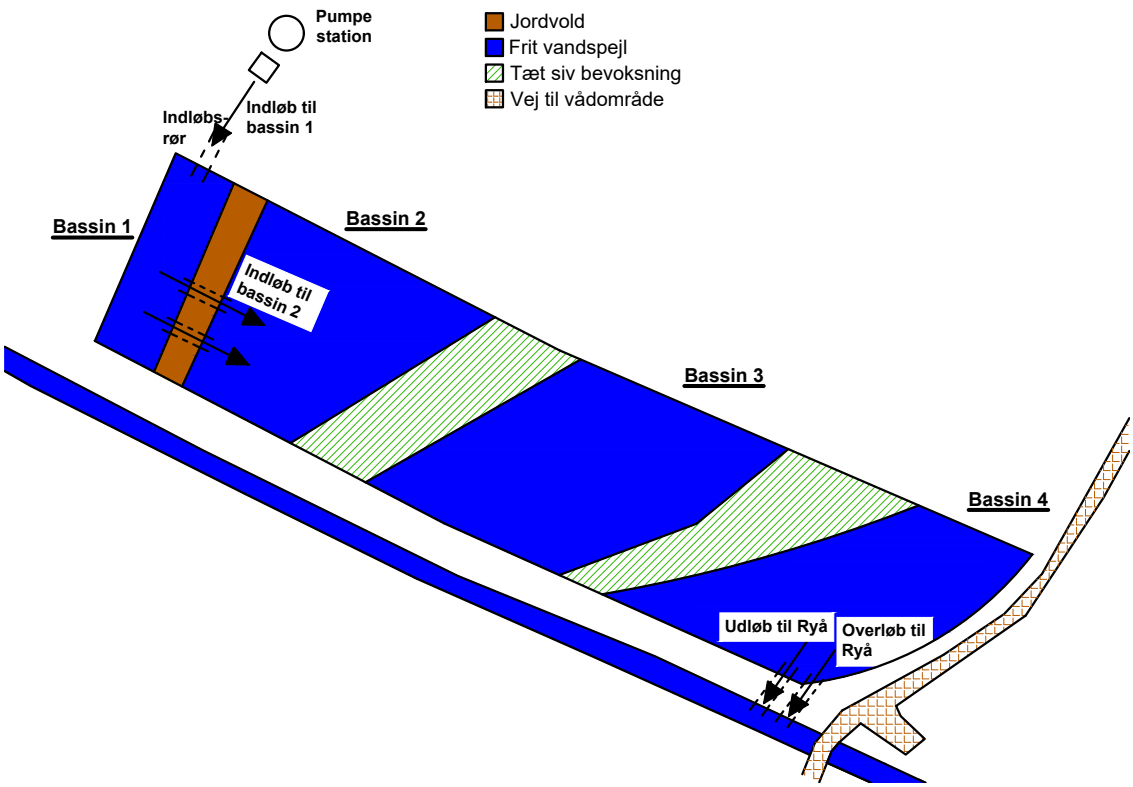
Projektområdet indeholder de konstruerede mini vådområder 1, 2 og 4, som vises på figur 3.2, samt en tilkørselsvej til mini vådområde 4. Samtlige konstruerede mini vådområder afleder vand til Ryå, som således forbinder mini vådområderne. Projektet omhandler udelukkende mini vådområde nummer 4, hvorfor når der i rapporten henvises til vådområdet, omtales der specifikt det konstruerede mini vådområde nummer 4.



Figur 3.2. Projektlokalitet indeholdende vådområde nummer 1, 2 og 4. Alle vådområder afleder vand til Ryå. (Kort data er fra Geodatastyrelsen).

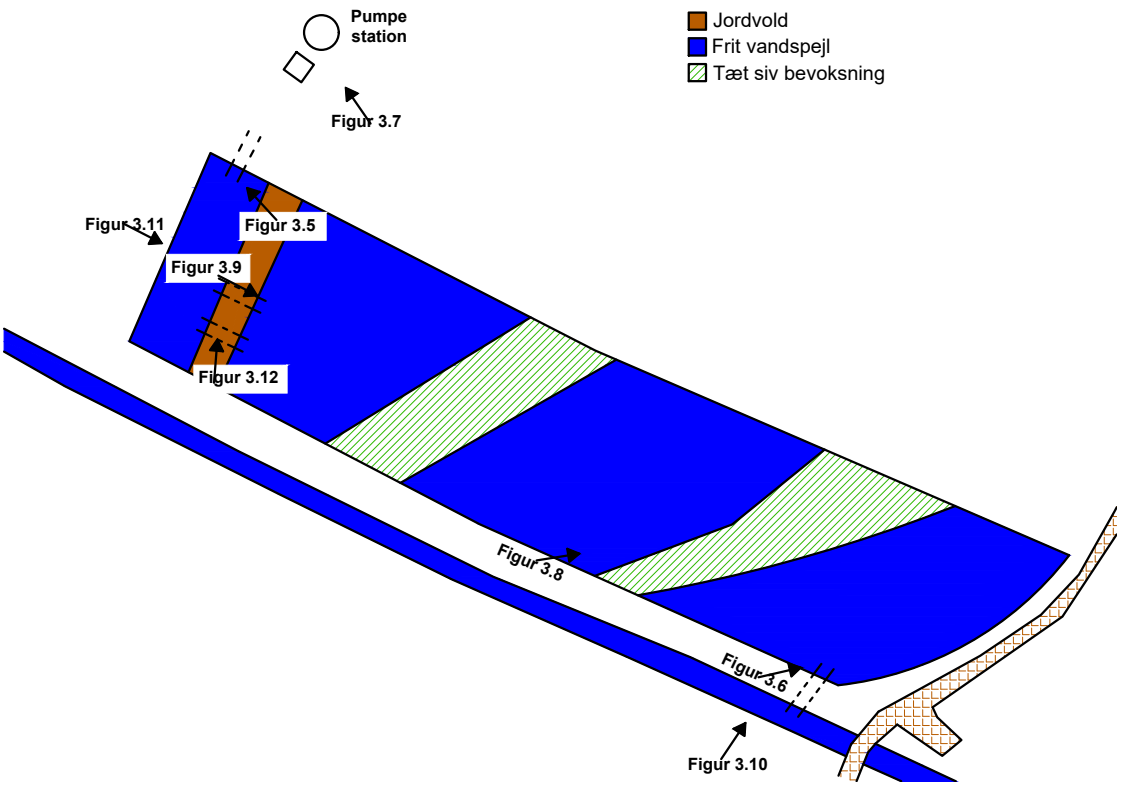
Vådområdet består af 4 bassiner, ét indløb (fig 3.5), ét udløb (fig 3.6), ét overløb (fig 3.6) samt én pumpestation (fig 3.7). Placeringerne af vådområdets bestanddele vises på figur 3.3 mens et overblik over bassin 2, 3 og 4 vises på figur 3.9.
Indstrømningen af vand sker til bassin 1 gennem pumpeanlægget og strømmer ud gennem udløbet i bassin 4 til Ryå (figur 3.10). Udløbet til Ryå fungerer desuden som iltningstrappe [Brønderslev Kommune, 2013].

Bassin 1 er adskilt fra de andre med en jordvold (figur 3.12) med indbygget rør (rør 1 og rør 2 på figur 3.11), hvorigennem vandet løber til bassin 2. Rør 2 ligger højere end rør 1, hvorfor rør 2 tillader hurtigere gennemstrømning ved op-stuvning af vand i bassin 1. Bassin 2, 3 og 4 er adskilt med siv bevoksning, som vises på figur 3.8 og 3.9.



Figur 3.3. Vådområdet består af 4 bassiner, én pumpestation, ét indløb, ét udløb og ét overløb til Ryå.

Placeringerne af de nævnte figurer vises på figur 3.4.



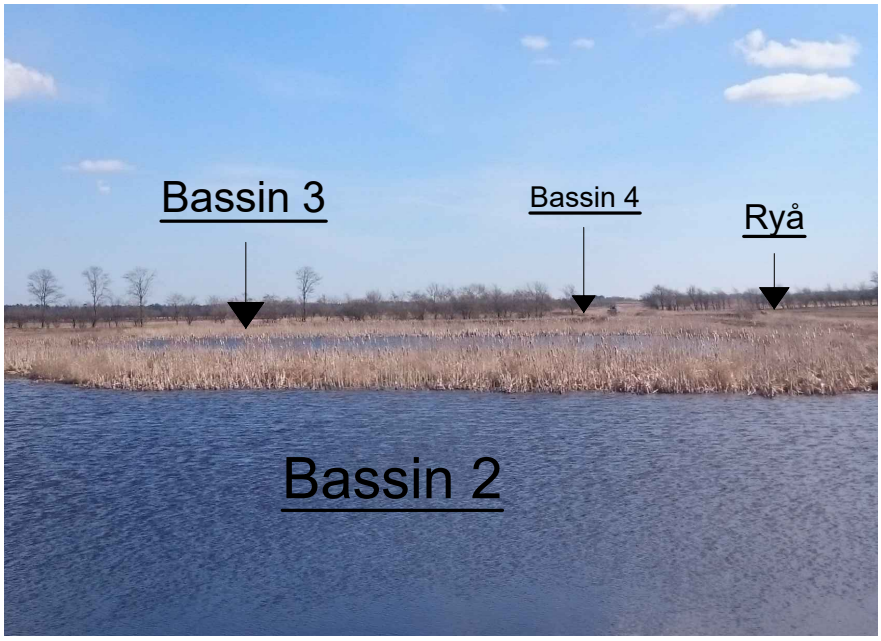
Figur 3.4. Placering af fotografierne 3.5, 3.6, 3.7, 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 og 3.12.

Figur 3.5. Indløb til bassin 1 gennem pumpesumpen (til højre i figuren).

Figur 3.6. Udløb (til venstre i figuren) og overløb (til højre i figuren) fra bassin 4 til Ryå.

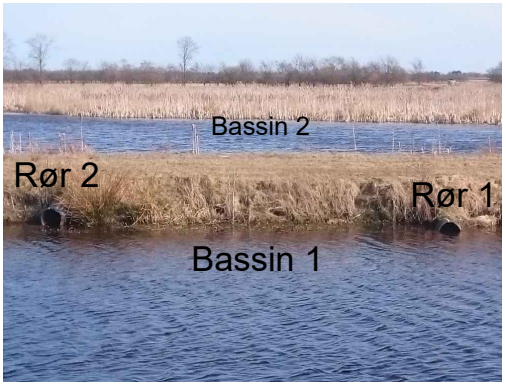
Figur 3.7. Pumpestationen som pumper vand ind i bassin 1.

Figur 3.8. Sivbevoksning til adskillelse af bassinerne i vådområdet.



Figur 3.9. Bassin 2, 3 og 4 adskilt af sivbevoksning. Bassin 4 udleder vand til Ryå.

Figur 3.10. Udledning af vand fra bassin 4 til Ryå. Udløbet fungerer som iltningstrappe [Brønderslev Kommune, 2013].



Figur 3.11. Rør hvorigennem vandet fra bassin 1 løber til bassin 2. Rør 2 ligger højere end rør 1.

Figur 3.12. Jordvold som adskiller bassin 1 og 2.

3.2 Vådområdets historik

Det konstruerede mini vådområde blev etableret i sommeren 2013 og skal fungere som forsøgsanlæg i minimum 5 år. Formålet med forsøgsanlægget er at undersøge reduceringen af næringsstofudvaskningen fra et cirka 190 ha opland. Fosfor tilbageholdes ved sedimentering mens kvælstof fjernes ved denitrifikation.
Aarhus Universitet i Foulum måler kontinuert næringsstofkoncentrationen i vådområdets ind- og udløb samt flowet i indløbsbrønden. [Brønderslev Kommune, 2013].

Nærværende konstruerede vådområde er således en del af et moniteringsprogram for at undersøge reduceringen af næringsstofudvaskningen.

3.3 Vådområdets faktiske størrelser

Følgende afsnit gennemgår vådområdets fysiske størrelser som: overfladearealer, tværsnitsarealer, volumener og oplandets størrelse.
Igennem afsnittet benyttes data målt i forbindelse med rapporten og størrelser fra vådområdets etableringstilladelse.

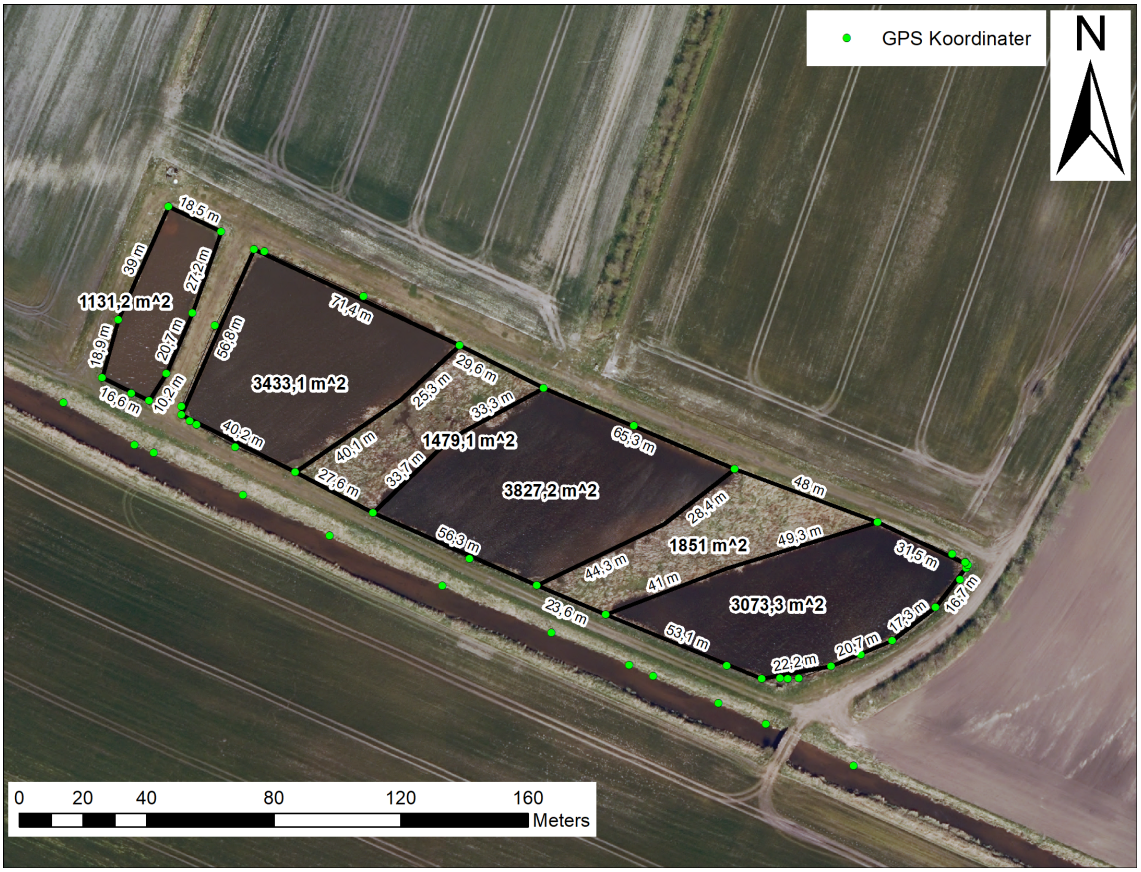
3.3.1 Størrelser fra vådområdets etableringstilladelse

Følgende størrelser for vådområdet er fra vådområdets etableringstilladelse [Brønderslev Kommune, 2013].

- Vådområdets længde er i alt cirka 250 meter langt og cirka 75 meter bredt.
- Vådområdets overfladeareal er cirka 1,9 hektar.
- Vådområdets størrelse er cirka 190 hektar
- Bassinerne (bassin 2-4) er cirka 1 meter dybe
- Sivbevoksningen er cirka 30 centimeter dybe
- Vådområdets opholdstid er cirka 1 døgn

3.3.2 Dimensioner indsamlet ifm. rapporten

I forbindelse med rapporten blev vådområdets periferi (figur 3.13) og to tværsnit (figur 3.15 og 3.16) opmålt med en *Leica Differential GPS* i koordinatsystemet UTM zone 32 (UTM 32). Placeringenerne af tværsnittene vises på figur 3.14.



Figur 3.13. Omkreds af vådområdet og arealerne af bassinerne i enheden meter. Koordinaterne er målt med Leica Differential GPS i koordinatsystemet UTM zone 32. (Kortdata er fra Geodatastyrelsen)

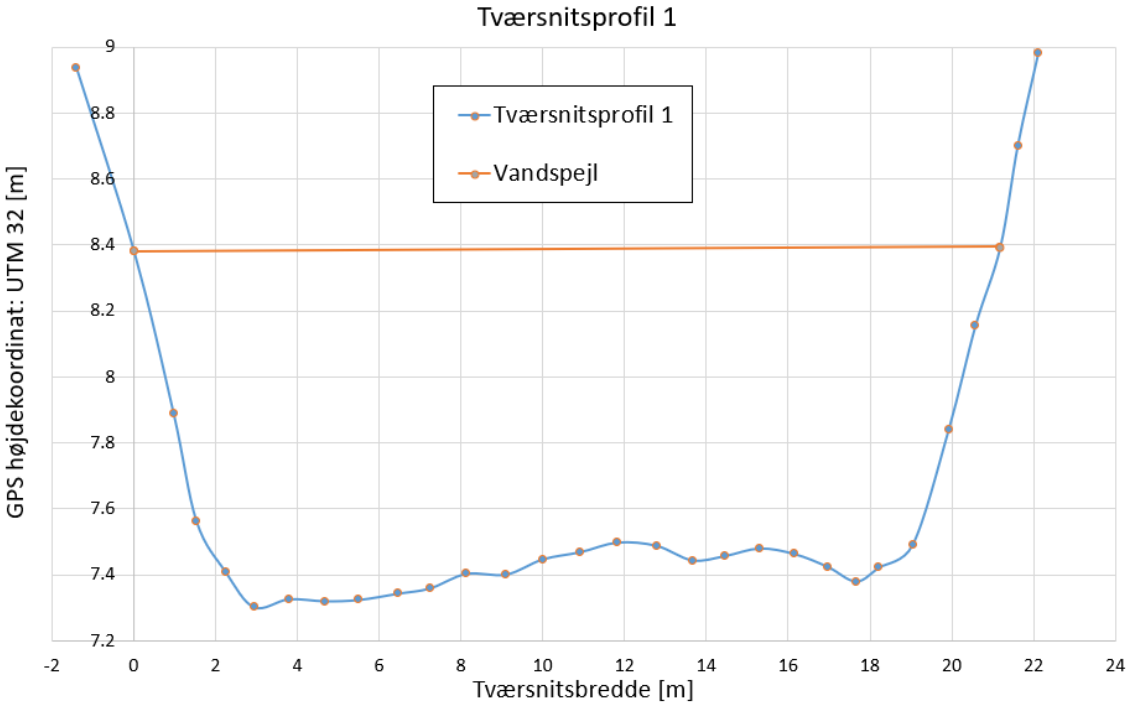
Tværsnitsprofilerne blev dannet ved at plotte afstanden fra kanten af vådområdet til hvert GPS målepunkt (tværsnitsbredden) mod GPS højdekoordinaterne. Tværsnitsbredden blev fundet ved følgende udtryk:

$$TB = \sqrt{(XKM - XKKV)^2 - (YKM - YKKV)^2}$$

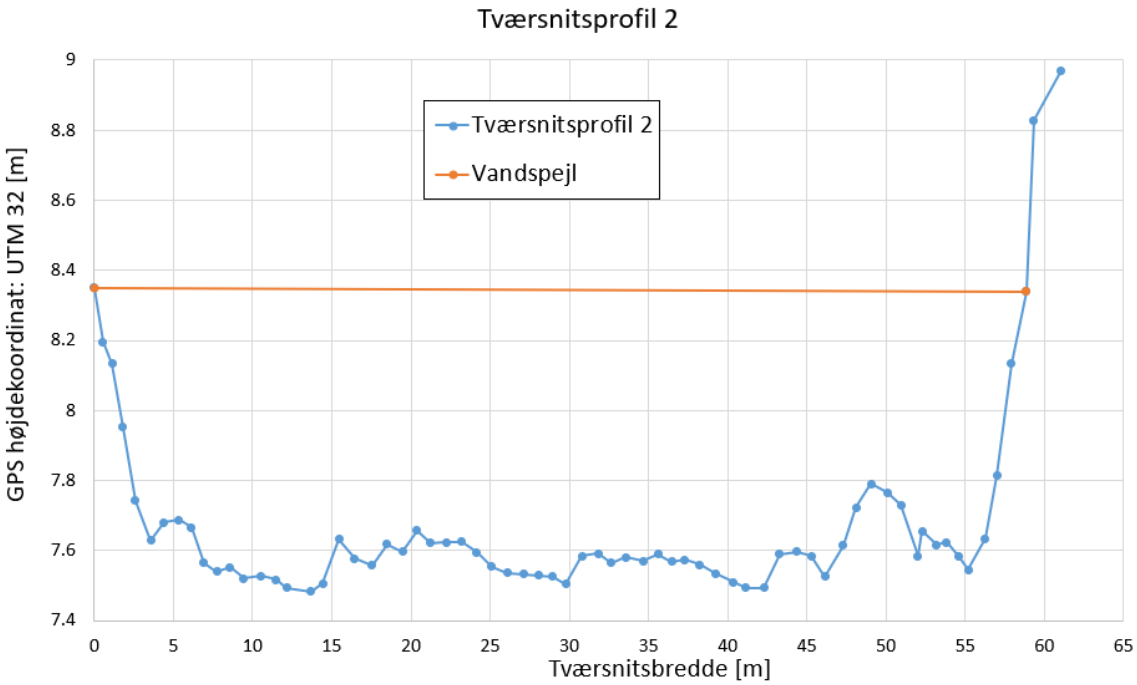
hvor

TB	Tværsnitsbredden	[m]
XKM	X-koordinat målepunkt i UTM zone 32	[m]
XKKV	X-koordinatet for kanten vådområde zone UTM 32	[m]
YKM	Y-koordinat målepunkt UTM zone 32	[m]
YKKV	Y-koordinatet for kanten vådområde UTM zone 32	[m]

Figur 3.14. Placering af tværsnitsprofilerne 1 og 2. Koordinaterne er målt med Leica Differential GPS i UTM zone 32. (Kortdata er fra Geodatastyrelsen)



Figur 3.15. Tværsnitsprofil 1. Placeringen vises i figur 3.14. Tværsnitsprofilet er opmålt med Leica Differential GPS i koordinatsystemet UTM zone 32.



Figur 3.16. Tværsnitsprofilet 2. Placeringen vises i figur 3.14. Tværsnitsprofilet er opmålt med Leica Differential GPS i koordinatsystemet UTM zone 32.

Tværsnitsarealernes middeldybde findes til 0,9 og 0,7 meter for henholdsvis tværsnit 1 og 2. Middeldybden for tværsnit 2 er væsentligt lavere end den oplyste i etableringstilladelsen på cirka 1 meter. Der vil i det følgende benyttes middeldybden fra tværsnit 2 på 0,7 meter for bassin 2-4 grundet etableringstilladelsen oplyser en cirka værdi.

Vådområdets periferi og overfladeareal beregnes ved at indsætte koordinaterne i Arcmap og forbinde de nødvendige koordinater (figur 3.13). Vådområdets overfladearealer vises i tabel 3.1.

Tabel 3.1. Overfaldearealer (figur 3.13) og middeldybder (figur 3.16 og 3.15) for vådområdet.

	$[m^2]$	[m]
Overfladeareal af bassin 1	1131	
Overfladeareal af bassin 2	3433	
Overfladeareal af bassin 3	3827	
Overfladeareal af bassin 4	3073	
Overfladeareal af siv mellem bassin 2 og 3	1479	
Overfladeareal af siv mellem bassin 3 og 4	1851	
Overflade areal af alle fire bassiner og siv dække	14795	
Overfladeareal af bassin 2-4	10334	
Middeldybde af bassin 1		0,9
Middeldybde af bassin 2-4		0,7

Volumen af vådområdet kan ved tabel 3.1 findes ved:

$$Volumen = \textit{Overfladeareal bassin 1} \cdot \textit{middeldybde bassin 1} + \textit{Overfladeareal bassin 2-4} \cdot \textit{middeldybde bassin 2-4}$$

Volumenerne findes i tabel 3.2.

Tabel 3.2. Volumener for vådområdet beregnet ved tabel 3.1.

Volumener	$[\mathrm{m}^3]$
Bassin 1 volumen	1021
Bassin 2-4 volumen	7440
Samlet volumen	8461

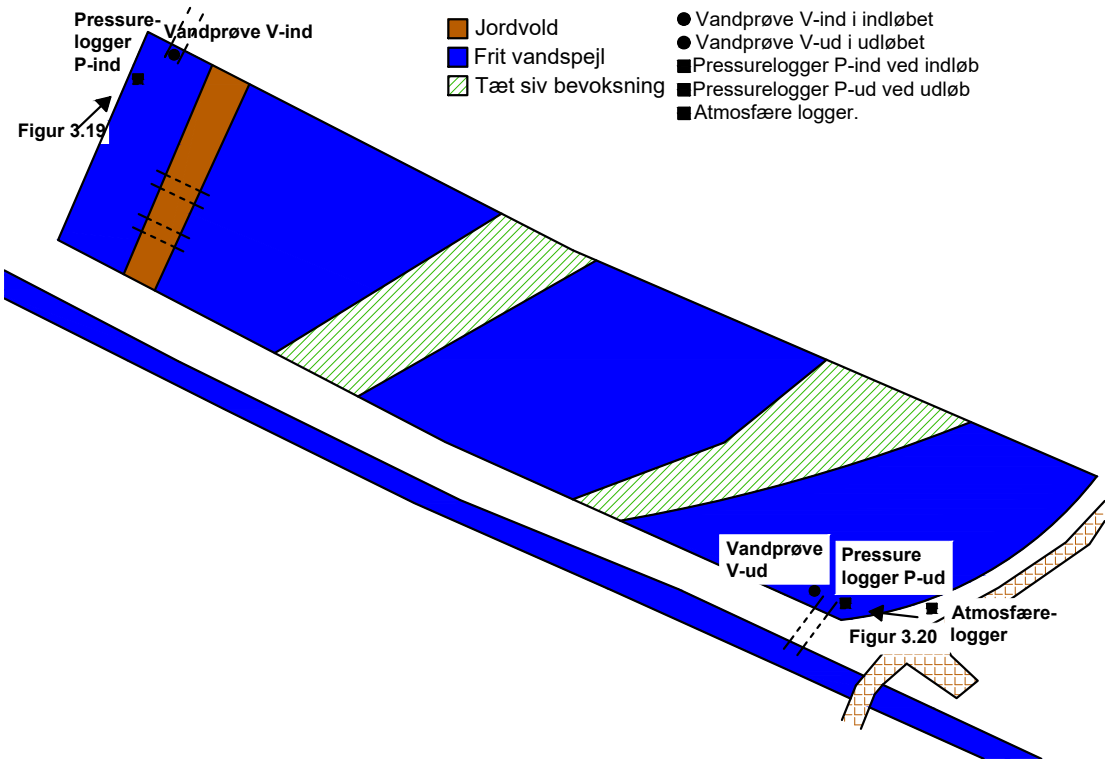
3.4 Nærværende og eksisterende moniteringsprogram

Vurdering af de styrende parametre for kvælstof processerne og emission af drivhusgassen $CH_4 - C$ blev foretaget på baggrund af indsamlet data og data fra det eksisterende moniteringsprogram. Først beskrives hvorfor nogle data er indsamlet i forbindelse med nærværende rapport og hvor de er indsamlet, hvorefter det samme foretages for data fra det eksisterende moniteringsprogram.

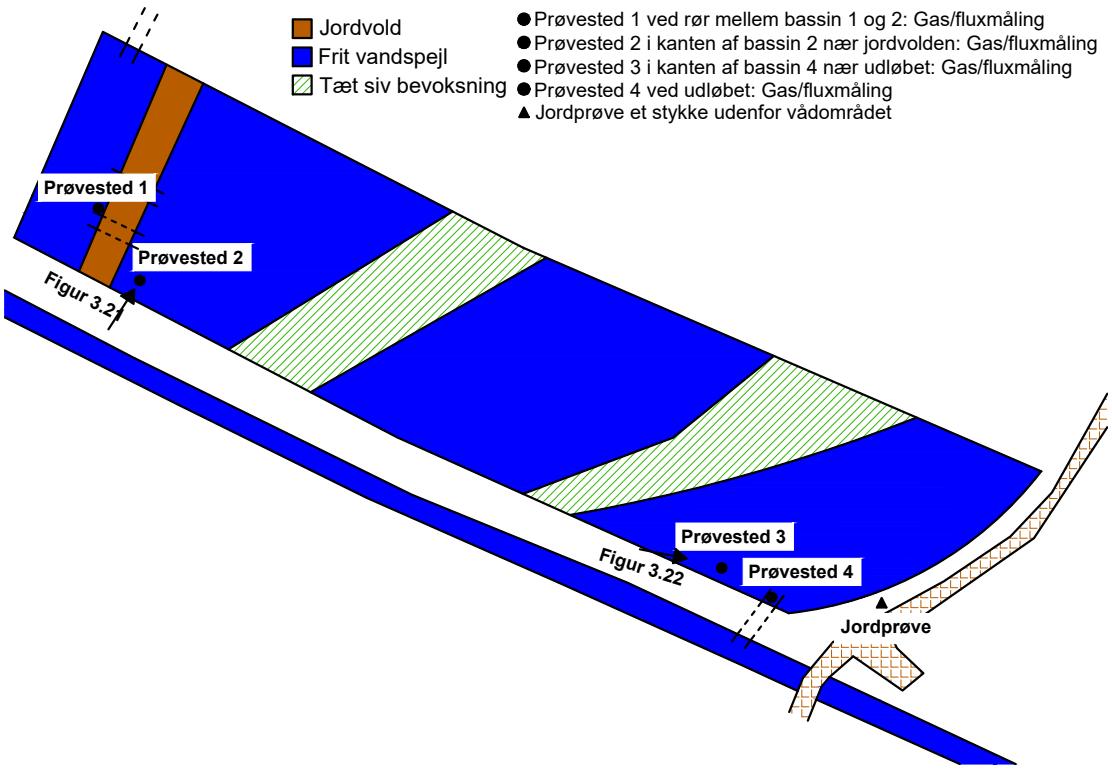
Der var i forbindelse med nærværende projekt indsamlet:

- Vandprøver i ind og udløb (V-ind og V-ud, fig 3.17) til kvælstofforbindelserne nitrat, nitrit og ammonium samt suspenderet stof.
- Atmosfærisk logning af tryk og temperatur (fig 3.17).
- Vandtryk og temperatur logning ved ind- og udløb (P-ind og P-ud, fig 3.17).
- $\mathrm{CH}_4 - \mathrm{C}$ fluxprøver fire forskellige steder i vådområdet (fig 3.18).
- Vandprøver fire forskellige steder i vådområdet til opløst $\mathrm{CH}_4 - \mathrm{C}$ i vandsøjlen (3.18).
- Jordprøver til sigteanalyse og glødetab (3.18).

Fotografier af placeringerne af pressure-loggerne (P-ind og P-ud) ved ind og udløbet vises på figur 3.19 og 3.20.
Flux og opløst gas prøveplaceringerne blev udvalgt på baggrund af tilgængeligheden til vandspejlet og ingen isdække i vintermånederne. Fotografier af placeringerne af fluxprøve 2 og 3 vises på henholdsvis figur 3.21 og 3.22.



Figur 3.17. Placeringerne af vandprøverne V-ind og V-ud samt pressure-loggerne P-ind og P-ud. Vandprøverne V-ind og V-ud blev benyttet til suspenderet stof og kvælstofforbindelserne nitrat, nitrit og ammonium. Desuden vises hvor og i hvilken retning relevante fotografier er taget.



Figur 3.18. Placeringerne af fluxprøverne samt jordprøven. Desuden vises hvor og i hvilken retning relevante fotografier er taget.

Figur 3.19. Placering af pressure-logger P-ind tæt på indløbet. Placeringen af fotografiet vises på figur 3.17.

Figur 3.20. Placering af pressure-logger P-ud tæt på udløbet. Placeringen af fotografiet vises på figur 3.17.

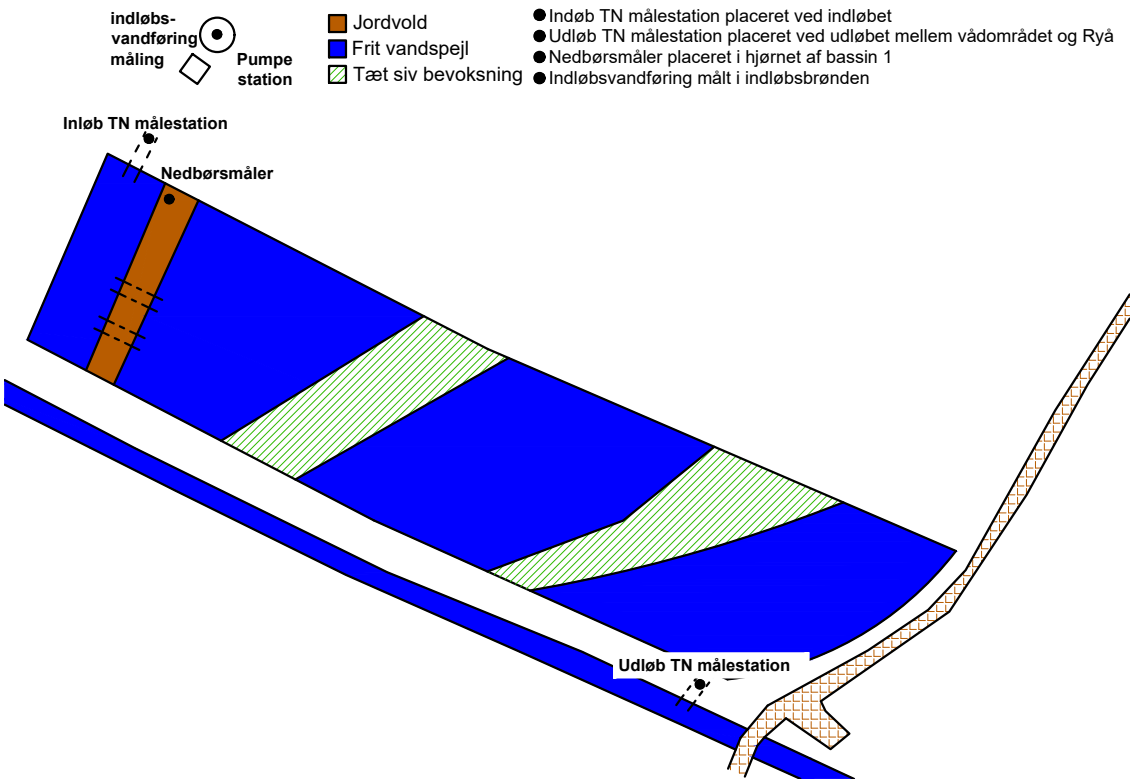
Figur 3.21. Placering af fluxsted nummer 2 tæt ved jordvolden. Placeringen af fotografiet vises på figur 3.18.

Figur 3.22. Placering af fluxsted nummer 3 tæt ved udløbet i bassin 4. Placeringen af fotografiet vises på figur 3.18.

Udover indsamlet data er benyttet følgende data fra det eksisterende moniteringsprogram:

- Nedbør målt ved hjørnet af bassin 1
- Indløbsvandføring målt i indløbsbrønden [Brønderslev Kommune, 2013].
- TN koncentrationer målt ved ind og udløbet [Brønderslev Kommune, 2013].

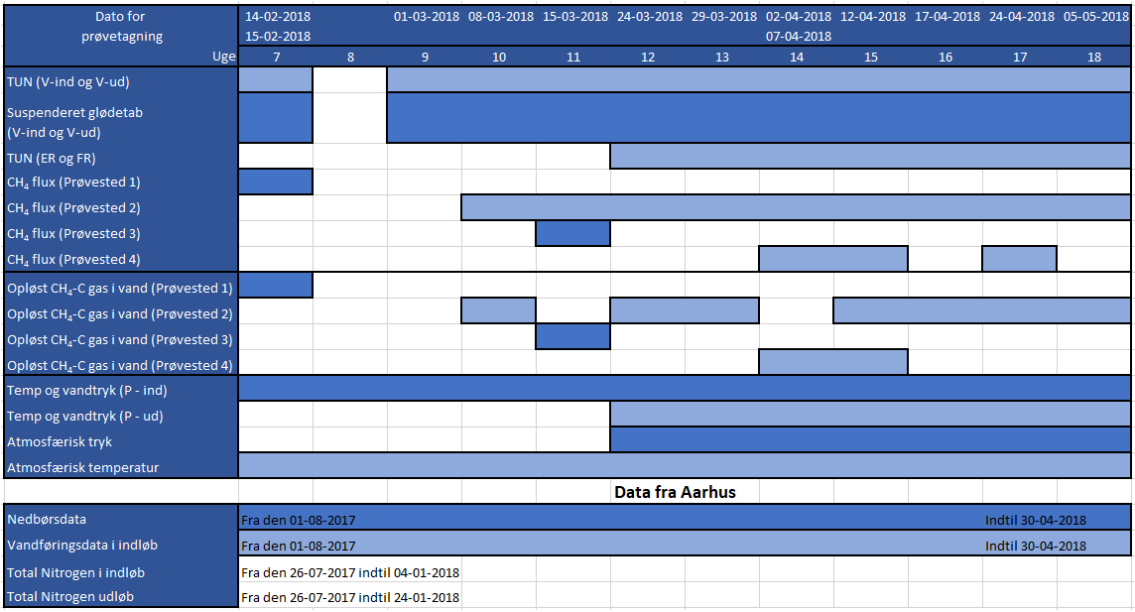
Placeringenerne af målestationerne vises i figur 3.23 mens nedløbsmåleren vises i figur 3.24.



Figur 3.23. Placeringerne af målestationerne i det eksisterende moniteringsprogram. Målestationerne for TN er placeret ved henholdsvis ind-og udløbet, indløbsvandføringen er placeret i pumpestationen mens nedbørsmåleren er placeret i hjørnet af bassin 1 (figur 3.24) [Brønderslev Kommune, 2013].

Figur 3.24. Nedbørsmåler benyttet i eksisterende moniteringsprogram. Placeringen af nedbørs måleren vises i figur 3.23.

Måleperioderne for de forskellige parametre vises i figur 3.25. De viste måleperioder fra det eksisterende moniteringsprogram er måleperioderne benyttet til nærværende projekt og ikke repræsentativt for moniteringsprogrammets virkelige måleperioder.
Bemærk nedbørs og indløbsvandføringsdata fra eksisterende moniteringsprogram slutter den 30-04-2018, hvorfor tidsserie plots ofte slutter denne dato, selvom måleperioden kan strække sig indtil den 05-05-2018.
Desuden starter udløbstrykket den 24-03-2018 grundet pressure-loggeren blev flyttet. Atmosfære trykket starter den 24-03-2018 grundet fejl i den første pressure-logger.
Bemærk desuden at $CH_4 - C$ fluxprøve og opløst $CH_4 - C$ gasprøve ikke blev taget den 14-02-2018, den 01-03-2018 og den 07-04-2018. Årsagerne hertil var udstyrret ikke var udleveret den 14-02-2018, hele overfladen af vådområdet var frossent den 01-03-2018 og fluxkammeret var i stykker den 07-04-2018.



Figur 3.25. Data perioderne for de forskellige parametre benyttet gennem rapporten. (Nedbør, indløbvandføring samt TN i ind og udløb er fra det eksisterende moniteringsprogram). Bemærk: Opløst $CH_4 - C$ gasprøve og $CH_4 - C$ fluxprøve blev ikke taget den 14-02-2018, 01-03-2018 og 07-04-2018.

4 | Materialer og Metoder

I det følgende afsnit beskrives de benyttede materialer og metoder til prøvetagning og behandling af prøver.
Først beskrives materialer og metoder til det eksisterende moniteringsprogram baseret på mail korresportanse med Bo Vangsø Iversen, som er PDH lektor ved Aarhus Universitet. Herefter beskrives de materialer og metoder benyttet i forbindelse med den nærværende rapport.

Overblik over benyttet prøver og prøvebehandling vises herunder i samme rækkefølge, som de beskrives i de efterfølgende afsnit.

Materialer og metoder for eksisterende moniteringsprogram

- Måling og korrigering af nedbørsdata
- Vandprøvetagning til bestemmelse af TN-koncentration
- Vandføringsmåling

Materialer og metoder for nærværende rapport

- Vandprøvetagning til TUN og suspenderet organisk materiale koncentration
  - Bestemmelse af TUN koncentration ved Technicon TRAACS 800 autoanalyzer
  - Bestemmelse af suspenderet stof mængde med filtrering gennem glasfiberfiltre metoden
  - Bestemmelse af suspenderet organiske materiale

- Prøvetagning af metan udslip fra vådområdet
  - Måling af metan på gas chromatograf
  - Beregning af metan fluxen fra vådområdet

- Prøvetagning af opløst metan i vandsøjlen
  - Måling af metan på gas chromatograf

- Etablering af pressure-logger i og ved siden af vådområdet
  - Beregning af vandspejls højdekoordinat

- Jordprøvetagning til bestemmelse af organiske materiale og kornkurve
  - Bestemmelse af jordprøvernes organiske materiale
  - Bestemmelse af jordprøvernes kornkurve ved sigteanalyse

4.1 Måling og korrigering af nedbørs data

Nedbørdataene er korrigeret for vindeffekten efter [Vejen et al., 1998]. Kvalitetskontrollen af nedbørsdata er dog ikke fuldkommen [Iversen, 2018]. Nedbøren blev midlet for at finde døgnmiddel nedbøren.

4.2 Vandprøvetagning til bestemmelse af TN-koncentration

Vandprøver til måling af TN-koncentrationerne blev taget med en ISCO prøvertager. ISCO prøvetageren fyldte en blandeprøve med en prøve hver time og udskiftede blandeprøven hvert døgn. I laboratoriet blev nogle af blandeprøverne puljet sammen for at reducere antallet af analyser. [Iversen, 2018].

4.3 Måling af indløbsvandføring

Vandføringen blev målt med en flowmåler i indløbsbrønden [Brønderslev Kommune, 2013] og midlet til en døgnmiddelværdi.

4.4 Vandprøvetagning til TUN koncentration

Vandprøver til nitrat, nitrit og ammonium (TUN) blev taget fra blandeprøver. Der blev taget én blandeprøve for indløbet og én blandeprøve for udløbet for den pågældende dag. Blandeprøverne blev taget ved at fylde flasker med 5 lige store delvandprøver med cirka 15 minutters interval (0, 15, 30, 45 og 60 minutter). Herved blev blandeprøverne taget over én time. Vandmængden af de 5 delvandprøver afhang af størrelsen af de benyttede flasker, men som udgangspunkt blev den samlede vandmængde over tre liter pr blandeprøve. Blandeprøven i indløbet blev taget fra indløbsrøret mens blandeprøven i udløbet blev taget i udløbsbrønden.
Prøvestederne vises på figur 3.17, hvor der blev taget fra V-ind og V-ud.

4.4.1 Bestemmelse af TUN-koncentration på Technicon TRAACS 800 autoanalyzer

Blandeprøverne fra den pågældende dag og sted blev opbevaret over flere flasker, hvorfra en lige stor vandmængde fra hver blandeprøve-flaske fra den samme dag og sted blev overført til et bæger. Samlet blev cirka 50ml overført, som repræsenterede den samlede blandeprøve fra det pågældende sted den pågældende dag. Blandeprøve-flaskerne blev inden overførsel rystet grundigt.

Den overførte vandmængde blev benyttet til at skylle det benyttede Advantec GF-75, 25mm glasfiberfilter med porestørrelse på 0,3 μm et par gange før 4-5 ml filtreres og overføres til en vial.
Filteret blev skyllet med vand fra det pågældende sted før hver ny prøve.

Tidsrummet mellem at blandeprøven blev taget i vådområdet og filtreret var omkring 6 timer.
Prøverne blev inden måling opbevaret frossent og bestemt efter [DS223: 1991], [DS224: 1975] og [DS/EN26777: 2003] med en Technicon TRAACS 800 autoanalyzer.

TUN koncentrationerne vises i appendix A.3. .

4.5 Prøvetagning til bestemmelse af metan emission fra vådområdet

Metan flux blev bestemt med et fluxkammer. Prøvetagningsstederne vises på figur 3.18.
Metan fluxen blev bestemt ved at indsamle gas fra fluxkammerets top med en sprøjte. Før hver prøvetagning blev sprøjten pumpet i par gange med gassen i fluxkammeret for at sikre samme koncentration i sprøjten som kammeret. Derefter sprøjtes metangassen ind i en forberedt 9,5ml serumflaske fyldt med demineraliseret vand. Vandet ledes ud ved at indsætte en kanyle i serumflaskens prop. Gasprøverne blev taget til tiden $t = 0$ samt hvert efterfølgende 15 minut (0, 15, 30, 45 og 60). Serumflaskerne blev efter gas indsprøjtningen opbevaret mørkt og ved stuetemperatur.

Serumflaskerne blev forberedt ved at fylde 9,5ml serumflasker med demineraliseret vand. En kanyle blev sat igennem proppen til serumflasken, hvorefter proppen blev presset ned i serumflasken. Overskydende vand og luft kunne forlade flasken gennem kanylen. Således kunne luftbobler i serumflaskerne minimeres. Tilsidst blev en sølvkap sat fast over toppen af serumflasken.

4.5.1 Måling af metan på gas chromatograf

Metangas måles på gas en chromatograf ved at injicere 0,3ml metangas fra serumflaskerne. Før hver injicering pumpes sprøjten et par gange med gassen i serumflasken for at sikre samme koncentration i sprøjten som i flasken.

4.5.2 Beregning af metan fluxen fra vådområdet

Inden beregning af flux fjernes datapunkter, som vurderes at være urepræsentative. Værdier vurderes urepræsentative, hvis de er væsentligt større eller mindre end resten af datasættet for den pågældende dag, det pågældende sted. Datasæt som indeholder urepræsentative og kasserede værdier værdier vises i tabel 4.1, hvor de kasserede værdier er markeret med fed.

Tabel 4.1. Flux måleresultater. Værdier vurderet som urepræsentative er markeret med fed.

Dato	Prøve nummer	Prøve sted	Tid [min]	$A_{prøve}$ GC areal
17-04-2018	**1**	**2**	**0**	**22,30**
17-04-2018	2	2	15	9,30
17-04-2018	3	2	30	10,57
17-04-2018	4	2	45	10,94
17-04-2018	5	2	60	12,84
24-04-2018	1	2	0	2,89
24-04-2018	2	2	15	4,81
24-04-2018	3	2	30	7,13
24-04-2018	**4**	**2**	**45**	**4,65**
24-04-2018	5	2	60	13,33
24-04-2018	**1**	**4**	**0**	**4,22**
24-04-2018	2	4	15	2,60
24-04-2018	3	4	30	3,30
24-04-2018	4	4	45	3,28
24-04-2018	5	4	60	3,84

De udeliggende værdier og årsagen til at de fjernes, bliver i det følgende beskrevet.

- 17-04-2018: Prøve nummer 1 fjernes da værdien er væsentligt højere end de efterfølgende, hvorved koncentrationen i fluxkammeret falder.
- 24-04-2018 sted 2: Prøve nummer 4 fjernes da værdien er betydeligt lavere end den foregående og efterfølgende værdi. Herved er koncentrationen i fluxkammeret til et enkelt tidsinterval er reduceret.
- 24-04-2018 sted 4: Prøvenummer 1 fjernes da værdien ligger højere end de efterfølgende, hvorved koncentrationen i fluxkammeret falder.

Metan flux fra vådområdet findes ved udtryk 4.1, hvor $\mathrm{m_{CH_4}}/t$ er $\mathrm{CH_4}$ koncentrationsforøgelsen i fluxkammeret over tid. $\mathrm{m_{CH_4}}/t$ findes ved at plotte $\mathrm{m_{CH_4}}$ mod tiden. Måle- og beregningsresultater vises i afsnit A.1.2.

$$J = \frac{m_{CH_4}}{t} \cdot \frac{1}{A_{spand}} \tag{4.1}$$

Hvor

$\mathrm{m_{CH_4}}$	Metan massen i fluxkammeret	[mg]
$\mathrm{A_{spand}}$	Arealet af fluxkammeret	[0,16 $\mathrm{m^2}$]
t	Tiden hvor prøven blev taget. (t $\approx$ 15, 30, 45 og 60 min)	[min]

CH_4 måle- og beregningsværdier vises i tabel A.3, hældningskoefficienterne af $\mathrm{m_{CH_4}}$/t plottene vises i figur A.6 og A.7 mens fluxen for de forskellige dage og forskellige steder vises i figur A.8.

Metan-massen i fluxkammeret (m_{CH_4}) til et givent tidspunkt findes ved udtryk 4.2.

$$m_{CH_4} = C_{\text{prøve}} \cdot V_{spand} \tag{4.2}$$

Hvor

$\mathrm{m_{CH_4}}$	Metan masse i fluxkammeret	[mg]
$\mathrm{C_{prøve}}$	Metan koncentrationen i prøven	[mg/l]
$\mathrm{V_{spand}}$	Volumen af fluxkammeret	32,8 [L]

Metan-koncentrationen ($\mathrm{C}_{prøve}$ i enheden PPMV) findes ved forholdet mellem prøvernes GC areal og atmosfærisk $\mathrm{CH_4}$ GC areal (udtryk 4.3).

$$C_{\text{prøve}} = \frac{C_{atmos}}{A_{atmos}} \cdot A_{\text{prøve}} \tag{4.3}$$

Hvor

$\mathrm{C_{atmos}}$	Metan-koncentrationen i atmosfæren	[PPMV]
$\mathrm{A_{atmos}}$	Gennemsnitligt gaschromatograf areal for atmosfærisk metan (tabel 4.5.2)	2,6 [-]
$\mathrm{A_{prøve}}$	Gas chromatograf arealet for den givne prøve	[-]

Omregningen fra PPMV til miligram pr liter foretages ved udtryk 4.4 ved 1 atm og 277,55 kelvin. 277,55 kelvin (4,4 °C) benyttes da dette er atmosfærens middeltemperatur for perioden. Udregningen af udtryk 4.4 findes i appendix D.

$$C_{[mg/L]} = \frac{C_{\text{prøve}}\ [mol_{CH_4}]}{10^6\ [mol_{luft}]} \cdot \frac{1\ [mol_{luft}]}{23,1\ [L]} \cdot \frac{16\ [g_{CH_4}]}{1\ [mol_{CH_4}]} \cdot \frac{10^3\ [mg]}{1\ [g]} \tag{4.4}$$

Måle og beregningsresultater for $C_{\text{prøve}}$ i både PPM og mg/l samt m_{CH_4} vises i tabel A.1 og A.2.

GC arealet for atmosfærisk CH_4 findes i tabel 4.5.2.

Tabel 4.2. Arealer for atmosfærisk metan skudt på gas chromatograf.

Måling nummer	Arealet under methan kurven [-]
1	3,0
2	2,2
3	2,6
Gennemsnit (A_{atmos})	2.6

Methan koncentrationen i atmosfæren var i 2011 1803 ppb ([IPCC et al., 2013]), som svare til 1,803 ppm.

Arealet og volumen af fluxkammeret findes ved figur 4.1 og 4.2, hvor arealet udrenges ved

$$A = \pi \cdot (D/2)^2$$

Hvor

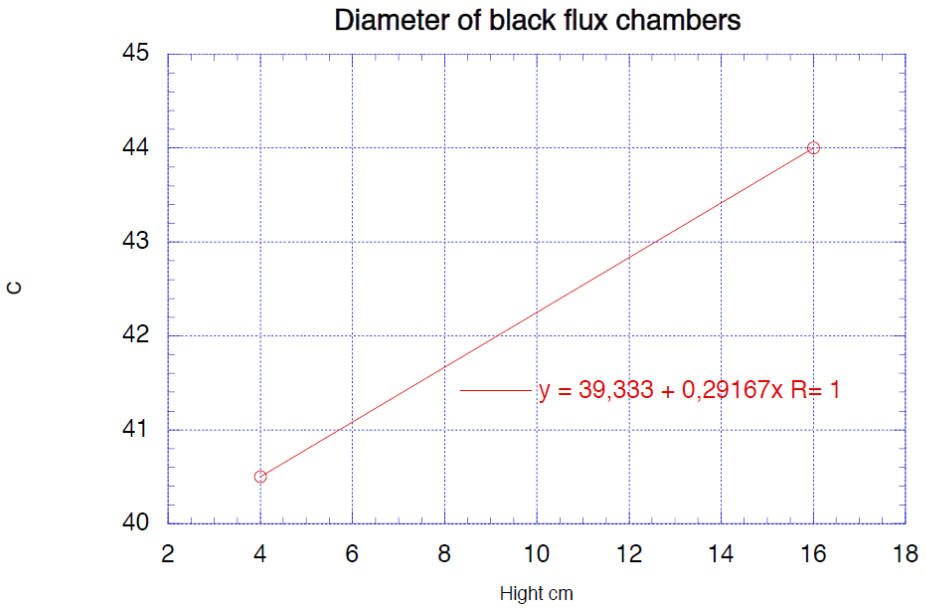
D	Diameteren af fluxkammeret	[m]

Afstanden fra vandspejlet til toppen af fluxkammeret blev målt til 22 centimeter.
Herved findes diameteren (figur 4.1) og arealet af fluxkammeret til:

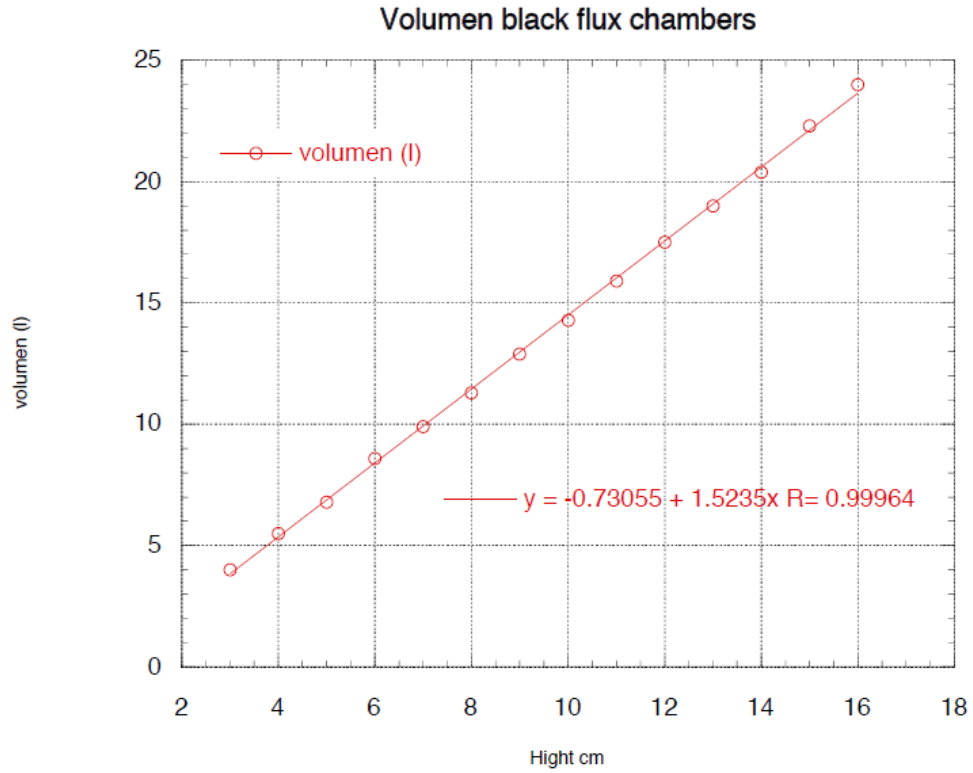
$$D = 39,333 + 0,29167 \cdot 22\ [cm] = 45,7\ [cm] = 0,457\ [m]$$
$$A = 0,16\ [m^2]$$

mens volumenet (4.2) findes til:

$$V = -0,73055 + 1,5235 \cdot 22\ [cm] = 32,8\ [l]$$



Figur 4.1. Diameteren af fluxkammeret i forhold til afstanden mellem vandspejlet og toppen af fluxkammeret. (C er diamteren af fluxkammeret i centimeter)



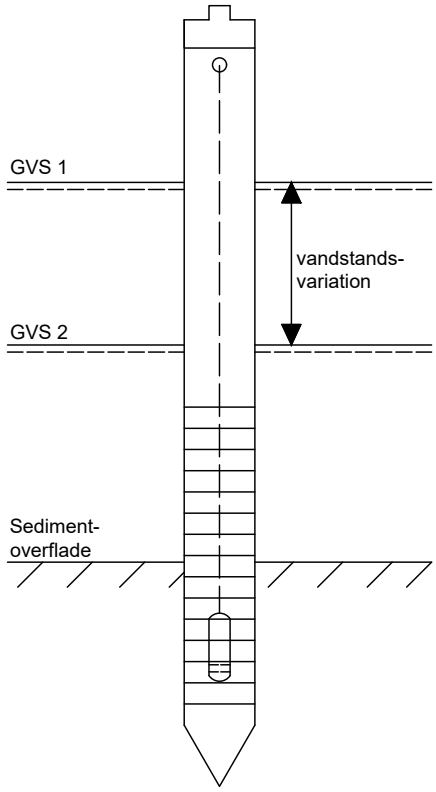
Figur 4.2. Volumen af fluxkammeret i forhold til afstanden mellem vandspejlet og toppen af fluxkammeret

4.6 Etablering af pressure-logger i og ved siden af vådområdet

Pressure-loggere blev etableret for at logge vandtrykket, atmosfæretrykket, vand temperaturen og atmosfære temperaturen. Pressure-loggerne loggede trykket og temperaturen hvert minut. De loggede tryk vises i appendix A.1.1 mens de loggede temperaturer vises i appendix A.2.

I det følgende beskrives hvordan pressure-loggerne blev etableret for at opnå egnede resultater samt omregningen af trykket til et vandspejls højdekoordinat.

Pressure-loggerne blev etableret i perforerede filterrør, der havde fri adgang til vandsøjlen, således vandspejlsændringerne i vådområdet og filterrørerne var negligerbart. Højderne af pressure-loggerne blev holdt konstant i filterrørene ved at bore et hul øverst i filterrørerne, hvor snoren fra pressure-loggerene kunne bindes fast. Desuden blev loggerne etableret således de konstant var under vandspejlet uafhængigt af vandspejlsvariationen. En koncepttegning af et etableret filterrør med pressure-logger vises på figur 4.3.



Figur 4.3. Koncept af etableret pressure-logger i perforeret-filterrør.

For kontrolleringen af hvorvidt pressure-loggerne måler rigtigt, se appendix B.

4.6.1 Beregning af vandspejlets højdekoordinat

Tryk fra pressure-loggerne omregnes til vandspejls højdekoordinater således vandspejlshøjden i P-ind og P-ud nemmere kan sammenlignes med hinanden og andre parametre.
Omregningen foretages ved først at omregne pressure-logger trykket til centimeter vandstand over loggerne (cmVOL) og dernæst omrenge cmVOL til vandspejls højdekoordinater.
cmVOL findes ved udtryk 4.5, hvorefter cmVOL omregnes til vandspejls højdekoordinater ved at sammeholde vandstandende med målte GPS koordinater ved udtryk 4.6.

$$cmVOL = \frac{(P_{vand} - P_{atmos})}{\rho \cdot g} \cdot 100 \frac{cm}{m} \tag{4.5}$$

hvor

cmVOL	Centimeter vandstand over pressure-loggeren	[cm]
$\mathrm{P_{atmos}}$	Logget atmosfæretryk	[Pa]
$\mathrm{P_{vand}}$	Logget vandtryk	[Pa]
ρ	Densiteten af vand	[kg/m^3]
ρ	Tyngdeaccelerationen	[m/s^2]

Densiteten af vand vælges ved $10°C$ da der måles i vinter og efterårsmånederne. De benyttede værdier for densitet og tyndeacceleration er vist herunder:

- Densitet (ρ): 999,7 [kg/m^3] [Brorsen & Larsen, 2009].
- Tyndeacceleration (g): (9,82 [m/s^2] [Dietrich, 2018].

Beregning af vandspejlets højdekoortinatet vises i udtryk 4.6, hvor første led beregner forskellen mellem vandstanden over loggeren (cmVOL) til et given tidspunkt og timemiddelvandstanden over loggeren (McmVOL) i tidspunktet vandspejlets GPS højdekoordinatet (VGPSHK) blev målt. Timemiddel vandstanden benyttes for at udjævne de små bølger i vådområdet. Herefter adderes vandspejlets GPS højdekoordinatet (VGPSHK), hvorved vandspejlets højdekoordinat (VHK) for det givne tidspunkt findes.
GPS koordinaterne blev fundet med en Leica Differential GPS i koordinatsystemet UTM 32 og målt den 07-04-2018 cirka klokken 13:13 for indløbet og 12:35 for udløbet. Timemiddlen blev således fundet fra 12:43:-13:43 for indløbet og 12:05-13:05 for udløbet.

Måle-og beregningsresultater vises i appendix A.1.1.

$$VHK = \frac{(cmVOL - McmVOL)}{100} + VGPSHK \tag{4.6}$$

hvor

VHK	Vandspejlets højdekoordinat	[m]
cmVOL	Vandstand over pressure-loggeren	[cm]
McmVOL	Vandstand over pressure-logger midlet over én time	[cm]
VGPSHK	Vandspejlets GPS højdekoordinat	[m]

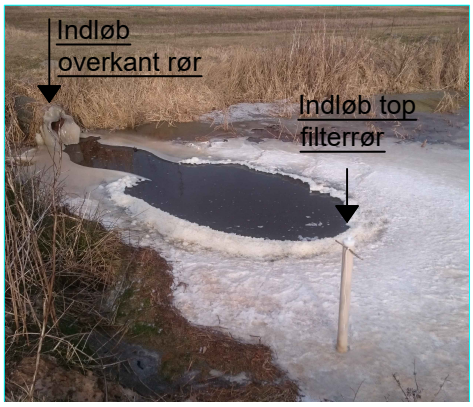
McmVOL blev beregnet til 72,7 for perioden i indløbet og 72,5 for perioden i udløbet.

VGPSHK blev fundet ved at måle højdekoordinaterne på faste objekter og måle afstanden herfra ned til vandspejlet (tabel 4.3):
VGPSHK = højdekoordinat af objekt − Afstand til vandspejl.

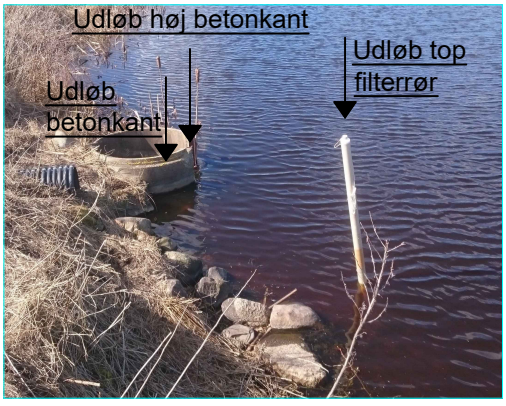
Tabel 4.3. Koordinater af faste målepunkter i vådområdet samt afstandende til vandspejlet. Forklaring af målepunkter vises på figur 4.4 og 4.5.

	Højde-koordinat objekt [m]	Afstand til vandspejl [m]	Vandspejets GPS højdekoordinat (VGPSHK) [m]	Difference reference-punkt [cm]
Indløb top filterrør	**9.181**	**0,769**	**8.412**	
Indløb overkant rør	8.935	0,53	8.405	-0,7
Udløb betonkant	**8.502**	**0,266**	**8.236**	
Udløb top filterør	9.367	1,15	8.217	1,9
Udløb høj betonkant	8.584	0,344	8.240	-0.4

Forklaring af tabel 4.3 vises i figur 4.4 og 4.5. Fem forskellige objekter blev målt (to for indløb og tre for udløb). "indløb top filterrør"og "udløb betonkant"benyttes som reference punkter, hvorfra forskellen til andre GPS højdekoordinater findes. Tabel 4.3 viser at VGPSHK for udløb top filterrør ligger 1,9 centimeter højere end reference objektet i udløbet (udløb betonkant), mens de resterende punkter er nummerisk 0,7 og 0,4 centimeter fra reference objektet i henholdsvis ind og udløbet. Forskellene skyldes sikkert praktiske udfordringer med at måle GPS koordinaterne på toppen af filterrørerne samt måle afstanden fra toppen af indløbsrøret til vandspejlet. Der vælges i det følgende at benytte VGPSHK 8,412m for indløbet og 8,236 for udløbet da disse var nemmest at måle og deres nummeriske forskelle ligger i nærheden af de andre punkter (0,7 og 0,4 cm).



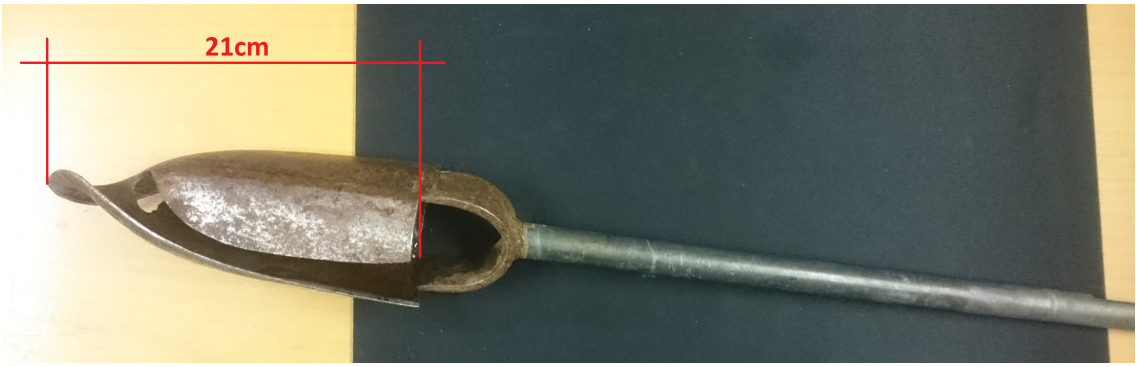
Figur 4.4. GPS målesteder ved indløbet: Top filterrør og overkant rør. Overkant rør målingen blev foretaget på toppen og for enden af indløbsrøret



Figur 4.5. GPS målesteder ved udløbet: Top filterrør, betonkant og høj betonkant. Høj betonkant målingen blev placeret ovenpå en metalpæl for enden af betonringen.

4.7 Jordprøvetagning til bestemmelse af organisk materiale og kornkurve

Jordprøverne blev taget med et jordbor med hovedlænge på 21cm (figur 4.6). Jordprøverne blev taget i dybderne 0. 50, 75, 90, 120, 150 og 170 cm dybde, men grundet jordborets hoved på 21cm bestemmes dybden som midten af jordborets hoved. Dybderne bliver således: 10, 40, 65, 80, 110, 140 og 160 cm dybde.



Figur 4.6. Jordbor benyttet til jordprøvetagning. Hovedlængden af jordboret er 21 cm.

Jordprøverne blev forberedt ved at sprede prøverne ud i et tyndt lag og lade dem lufttøre (i mindst 24 timer) indtil de havde opnået lufttør tilstand.

4.7.1 Bestemmelse af jordprøvernes organiske materiale

Jordprøverne (cirka 30 mg) blev først findelt med en morter, hvorefter vandindholdet i jordprøverne blev fordampet ved 105 °C i 24 timer eller indtil 1 times yderligere tørring havde mindre end 0,5 % eller 2 mg forskel, afhængig af hvilken værdi var størst. [Dansk Standard, 2014a].

Efter jordprøverne var fri for vand blev de sat i ekssikkator under afkøling hvorefter prøverne blev vejet. Glødetabet blev fundet ved at gløde jordprøverne ved 550 °C [Dansk Standard, 2014b]. Først blev prøverne glødet ved 4 timer, hvorefter prøverne igen blev kølet i ekssikkator og vejet. Efter vejningen blev prøverne let rodet igennem for at se, om alt organisk materiale var brændt væk. Var der yderligere organisk materiale tilbage, blev prøven brændt igen, indtil den samlet havde fået 24 timer.
Letomsæteligt organisk materiale blev defineret til 4 timers glødning mens sværtomsætteligt blev defineret ved at gløde jordprøverne i 24 timer og dernæst fratrække det letomsættelige organiske materiale:
Sværtomsætteligt organisk materiale = 24 timers gløderest - letomsætteligt organisk materiale

Gløderesten (w_{LOI}) udregnes ved følgende udtryk 4.7 [Dansk Standard, 2014b]. Måle og beregningsresulater vises i appenix A.1.3.

$$w_{LOI} = \frac{m_c - m_d}{m_c - m_a} \cdot 100 \tag{4.7}$$

hvor

m_c	Vægten af diglen indeholdende tørret prøve	[gram]
m_d	Vægten af diglen indeholdende den glødede prøve	[gram]
m_a	Vægten af den tomme digle	[gram]

4.7.2 Bestemmelse af jordprøvernes kornkurve ved sigteanalyse

Jordprøverne (cirka 100 gram) afvejes og smuldres til fine partikler uden at ødelægge prøvernes struktur. Sigteanalysen blev foretaget ved at placere prøverne øverst i sigtetårnet, hvorefter sigtetårnet blev sat på en rystemaskine i en halv time.

Sigtetårnsammensætningen for jordprøven i 40cm dybde vises i tabel 4.4 til venstre mens sigtetårnsammensætningen for jordprøverne i dybderne 10, 110, 140 og 160cm vises i tabel 4.4 til højre. Der blev benyttet to forskellige sigtetårne grundet dybderne 10, 110, 140 og 180cm var meget finkornet mens 40cm havde flere grove aggregater.

Tabel 4.4. Opstilling af sigtetårn for 10, 40, 110, 140 og 160cm dybde.

Jord dybde [cm]	Jord dybde [cm]
40cm	10, 110, 140 og 160cm
Sigtesammensætning [mm]	Sigtesammensætning [mm]
2,0	2,0
1,0	1,0
0,500	0,500
0,450	0,200
0,250	0,150
0,200	0,125
0,125	0,090
0,075	0,075
0,063	0,063
Bund	Bund

Efter rystemaskinen blev sigterne hver for sig vejet både med og uden materiale. Sigterne sikres rene ved at børste dem med en pensel for at få alt materiale af sigternes sider og maske. Gennemfaldet af hver sigte regnes som:

$$\textit{Materiale på sigte} = \textit{Sigtevægt med materiale} - \textit{Sigtevægt uden materiale}$$

Materialet på sigterne akkumuleres fra bunden til top toppen. Herved findes gennemfaldet af de enkelte sigter (gennemfaldet af den øverste sigte må nødvendigvis være mængden af materiale på alle sigterne under). Til sidst findes gennemfaldet af de enkelte sigter som procentdel af den samlede mængde materiale placeret i sigtetårnet:

$$\textit{Gennemfald}\ [\%] = \frac{\textit{Gennemfald sigte}}{\textit{Samlet mængde materiale}} \cdot 100$$

Der accepteres op til 1% afvigelse mellem gennemfaldet af den øverste sigte og den samlede mængde materiale placeret i den øverste sigte.

Måle og beregningsresultater vises i appendix A.1.4.

5 | Karakterisering af vådområde

I det følgende kapitel vurderes mængden af organisk materiale og jordtypen af jorden omkring vådområdet, samt hvorfor nogle planter som vådområdet er bevokset med.

Mængden af organiske materiale og jordtypen vurderes ved jordprøver, hvor der foretages glødetab til bestemmelse af mængden af organisk materiale (afsnit 4.7.1) og sigteanalyse til bestemmelse af kornstørrelsen (afsnit 4.7.2). Jordprøverne blev taget i samme punkt, hvis placering vises i figur 3.18.

En kort beskrivelse af jordprøverne i deres respektive dybder vises i tabel 5.1. Tabellen viser de første 4 dybder er meget mørke med aggregater i forskellige størrelse mens de sidset 3 dybder er lyse med planterester. Dette indikere de øverste, mørke, jordprøver indeholder meget organisk materiale.

Tabel 5.1. Beskrivelse af jordprøver i deres respektive dybder. Placering af jordprøverne vises i figur 3.18.

Dybde [cm]	Beskrivelse af jordprøver
10	Sort materiale: Fint med små sten og aggregater. Indeholdte lidt plantemateriale
40	Sort materiale: Fint
65	Sort materiale: Fint med store og små stykker aggregater
80	Sort materiale: Både grove og meget fine partikler. Indeholdte store og små stykker aggregater.
110	Fin kornet materiale: Lyst sandfarvet med små stykker planterester
140	Meget finkornet materiale: Lyst sandfarvet med små stykker planterester
160	Meget finkortet materiale: Lyst sandfarvet med små stykker planterester, dog mindre antal og størrelse end 160,5cm

5.1 Jordens organiske materiale og dets betydningen for kvælstof og metan processerne

Mængden af organiske materiale findes ved at bestemme glødetabet efter fremgangsmåden beskrevet i kapitel 4.7.1. Glødetabet for jordprøverne vises i figur 5.1.

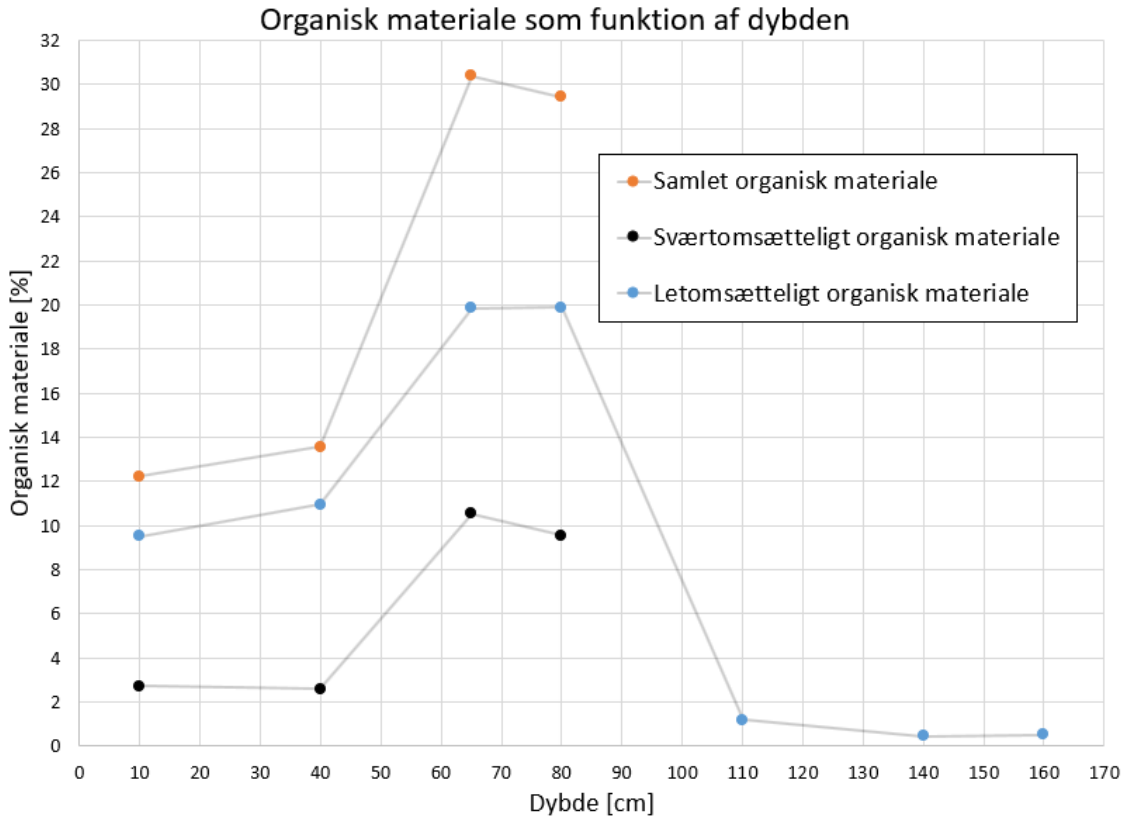
Figur 5.1 viser jordprøve i 10, 40, 65 og 80 centimeter dybde inderholder meget organisk materiale (mellem 9,5 og 19,9 % letomsætteligt og 2,7 og 10,5 % sværtomsætteligt) mens jordprøve i 110, 140 og 160 centimeter dybde indeholder betydeligt mindre organiske materiale (mellem 1,2 og 0,5 %)

Letomsætteligt organisk materiale defineres som glødetabet efter 4 timers glødning mens sværtomsætteligt organisk materiales defineres som glødetabet efter 24 timers glødning.

Distributionen af organisk materiale er i overensstemmelse med jordbeskrivelsen i tabel 5.1, hvor de øverste fire dybder havde sort materiale og aggregater. Distributionen passer også med at nedbrydelig materiale aflejres i topjorden, hvorfor mængden af organisk materiale ofte er højt i

de øverste lag og lavt i de nedre lag [Loll & Moldrup, 2000].

Det høje indhold af sværtomsætetligt organisk materiale i dybderne 65 og 80cm passer overens med de store aggregater i disse dybder (tabel 5.1).

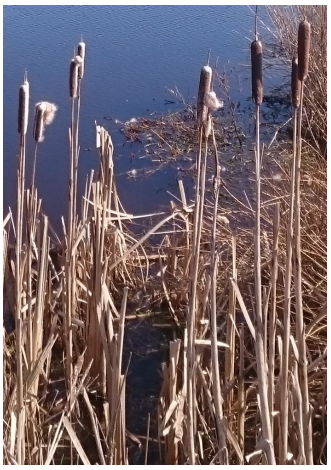


Figur 5.1. Gløderesten for dybderne 10, 40, 65, 80, 110, 140 og 160 centimeter dybde

Vådområdet er etableret på tidligere dyrkningsjord, hvorfor der antages samme profil af organisk materiale i vådområdet som ved siden af. Graves der således cirka 0,7 meter af markjorden for etablering af vådområdet, vil sedimentet have et højt indhold af organisk materiale. Det organiske materiale er en styrrende parameter for denitrifikations og metan dannelses processerne, hvorfor der må forventes denitfifikationen ikke begrænses af det organiske materiale samt en flux af $CH_4 - C$ fra vådområdet.

5.2 Vurdering af vandplantetypen i vådområdet og plantens funktion

Vådområdet vegetation vurderes at være dunhammer ved visuel sammenlighed af figur 5.2 og 5.3.



Figur 5.2. Fotografi af dunhammer taget i vådområdet

Figur 5.3. Billede af dunhammer fra [Hald, 2012]

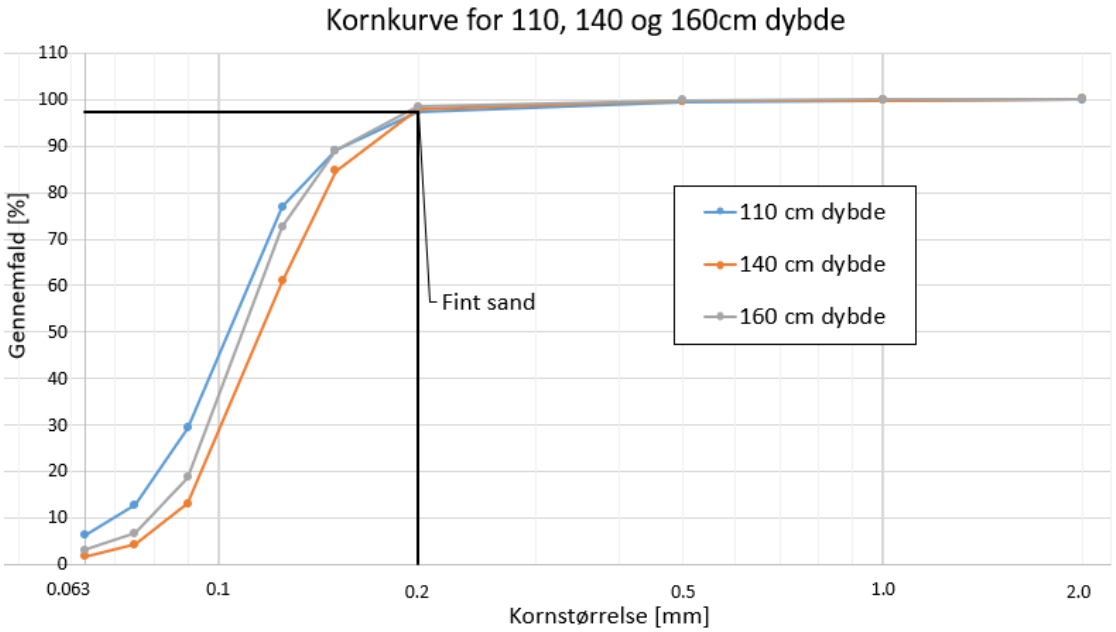
Dunhammer er en vandplante, som vokser i næringsrigt jord med permanent, 30-60 centimeter eller mere vandspejl (emergent makrofytte). Grundet dunhammers blade har luftvæv og jordstængler har store hulrum, kan den vokse i iltfattigt sediment, hvor den transportere ilten ned i sedimentet til rødderne. [Hald, 2012].
Iltforsyningen ned i sedimentet kan forøge overfladen mellem nitrifikation og denitrifikation og således danne nitrifikations koplet denitrifikation. Herved bliver NH_4^+ omdannet til NO_3^- ved nitrifikation som igen bliver omdannet til N_2O eller N_2 af denitrifikationen. Denitrifikationsraten bliver således forøget. [Megonigal et al., 2004].
CH_4 kan transporteres ud af vådområdet igennem dunhammers hulrum og undgå eventuelle aerobe zoner i sedimentet. Herved kan metan blive frigivet til atmosfæren uden at blive oxideret. Omvendt kan de aerobe forhold omkring rødderne oxidere CH_4. Hvorved dunhammer resultere i forøget eller reduceret CH_4 udslip afhænger af dens engenskab til at transportere oxygen ned i rodzonen. [Laanbroek, 2009].

Vådområder med overfladestrømning får primært organisk materiale (kulstof) fra vegetationen, hvor dunhammer let omsættes til letomsætteligt (labilt) organisk materiale [Kjærgaard & Hoffmann, 2013]. Grundet dunhammer vokser i næringsrige sedimenter har den også en stor produktion af biomasse, hvilket giver store mængder visne blade [Hald, 2012]. Biomasse produktionen sammen med letomsætteligt organisk materiale kan forøge denitrifikationsraten.

5.3 Kornstørrelsen af jorden og kornstørrelsens betydning for kvælstof og metan processerne

Der foretages ikke sigteanalyse i dybderne 65 og 80 centimeter grundet store aggregater (tabel 5.1). Desuden medføre det høje indhold af organisk materiale i dybderne 10 og 40 centimeter at sigteanalyserne i disse dybder skal vurderes med forbehold, grundet organisk materiale kan forveksles med sand, silt og ler.

Kornkurverne for dybderne 110, 140 og 160 centimeter vises i figur 5.4 mens kornkurverne for 10 og 40 centimeter vises i figur A.14.



Figur 5.4. Kornkurve for dybderne 110, 140 og 160 centimeter dybde jordprøver

Ved sammenligning af figur 5.4 med tabel 5.2 vises det at dybderne 110, 140 og 160 centimeter er ensfordelt fint sand.

Tabel 5.2. Jordfraktioner for ler, silt, fint sand, mellem sand, grov sand og grus [Fobian, 2000].

Jord type	Kornstørrelser [mm]
Ler og silt	$< 0,06$
Fint sand	$0,06 - 0,2$
Mellem sand	$0,2 - 0,6$
Grov sand	$0,6 - 2$
Grus	> 2

Vand og gas strømmer igennem jordens porer, hvorfor mindre porer betyder mindre flow [Loll & Moldrup, 2000]. Antages samme jordtype (fint sand) i hele vådområdets sediment vil de fine partikler betyde forholdsvist langsomt flow af CH_4 igennem sedimentet. I rodzonen vil dette betyde længere tid til oxidering af CH_4 før det bliver frigivet til atmosfæren.

6 | Tilstrømning til vådområdet

I det følgende kapitel bliver resultater præsenteret og sammenlignet. TN og vandføringsdata i indløbet er udleveret af [Iversen, 2018]

Formålet med kapitlet er at bestemme basisvandføringen, vandføringen pr millimeter nedbør og transporttiden til vådområdet.

Basisvandføringen findes for at kunne bestemme sammensætningen af det tilstrømmende vand til vådområdet. Tilstrømningen består af overfaldeafstrømning og grundvandstilstrømning (basisvandføringen). Basisvandføringen er således den eneste tilstrømning til vådområdet i lange, tørre perioder uden nedbør. Basisvandføringen repræsenterer desuden et større opland og anden sammensætning af stoffer end overfladevandet. [Kristensen et al., 2014]. Derfor er det nødvendigt at finde basisvandføringen for at kunne bestemme vådområdets stof sammensætning.

Vandføring pr millimeter nedbør findes for forståelse af vådområdets reaktion på nedbør.

Transporttiden er tiden, fra nedbøren rammer oplandet, til det ses i vådområdet.
Transporttiden til vådområdet er vigtigt af flere årsager. Bl.a kan næringsstoffer blive omsat under transporten under aerobe og anaerobe forhold, samt effekter af nedbørshændelser forsinkes under transporten. Transporttiden bestemmer således hvor lang tid efter nedbørshændelsen effekten forventes i vådområdet.

Først findes basisvandføringen og vandføring pr millimeter nedbør, hvorefter vurderes transporttiden til vådområdet.

6.1 Basisvandføring, vandføring pr millimeter nedbør og transporttid

Transporttiden og basisvandføringen undersøges ved at plotte døgnmiddel indløbsvandføring og nedbør pr dag som funktion af tiden (figur 6.1). Figuren viser indløbsvandføring selvom der ikke forekommer nedbør, hvilket indikerer noget af vådområdets indløbsvandføring skyldes basisvandføring.
Fra perioden den 01-08-2017 til 29-01-2018 og igen fra den 03-04-2018 til 30-04-2018 vises vandføringen og nedbøren at følge hinanden. Den tidslige forskel mellen nedbør og indløbsvandføring (transporttiden) for denne periode er mindre end én dag.

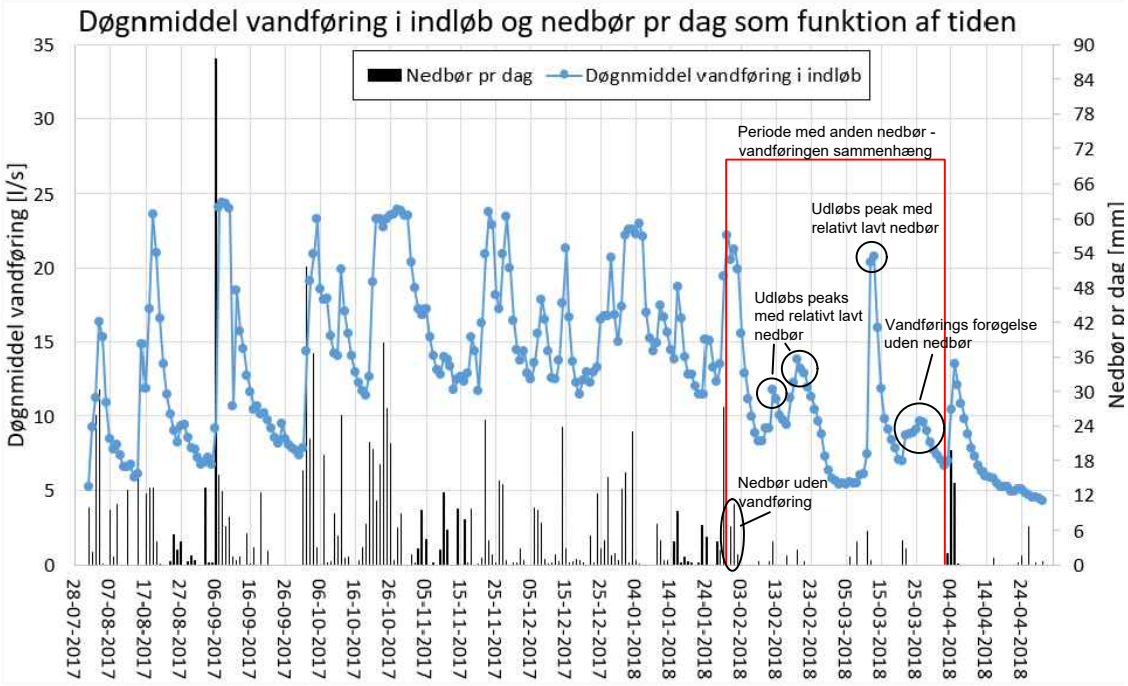
Fra perioden den 30-01-2018 til den 02-04-2018 er sammenhængen mellem nedbør og vandføring anderledes end for de to andre perioder. Følgende tendenser vises:

- Nedbørshændelserne den 31-01-2018, 01-02-2018 og 02-02-2018 resulterer ikke i et indløbsflow.
- For nedbørshændelserne den 12-02-2018, 19-02-2018 og 11-03-2018 giver mindre nedbørshændelser et større indløbsflow.

Tendenserne kan skyldes sne den 31-01-2018 til den 02-02-2018 som efterfølgende smelter.

- Indløbsflowspeaket den 25-03-2018 forekommer uden nedbør.

Skyldes tendenserne sne, bør perioden fra den 30-01-2018 til 02-04-2018 undlades, når basisvandføringen, millimeter nedbør til vandføring og transporttiden bestemmes. Dette skyldes der antages en direkte sammenhæng mellem vandføring og nedbør.



Figur 6.1. Døgnmiddel vandføring i indløb og nedbør per dag som funktion af tiden. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

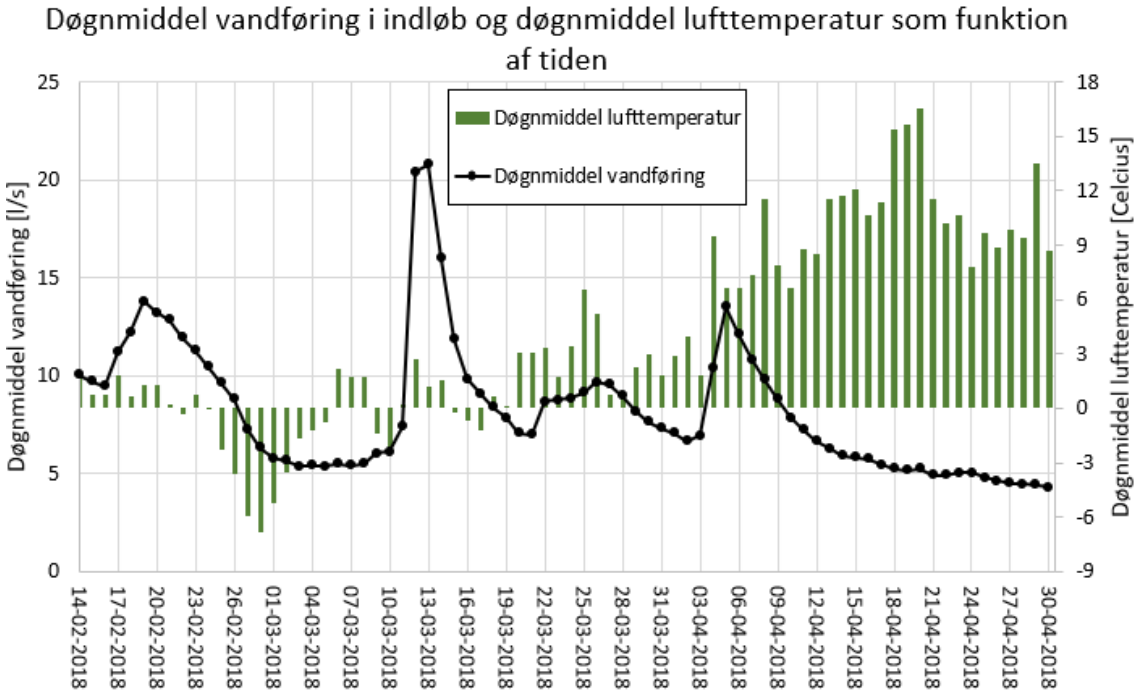
Hvorvidt den anderledes tendens skyldes fast nedbør, undersøges ved at plotte døgnmiddel vandføring og døgnmiddel lufttemperatur, som funktion af tiden (figur 6.2) samt døgnmiddel vandføring og nedbør pr dag, som funktion af tiden (figur 6.3). Bemærk den plottede periode er fra den 14-02-2018 til 30-04-2018, hvorfor hele perioden, med anden nedbør-vandføringen sammenhæng (fra den 30-01-2018 til den 02-04-2018) ikke plottes. Årsagen hertil er manglende temperatur data.
De efterfølgende beskrivelser af figur 6.2 og 6.3 er illustreret på figur 6.3.

Figurerne viser at vandføringspeaket den 12-03-2018 forekommer sammen med en temperaturstigning og nedbørshændelsen den 11-03-2018. Den faste nedbør i vådområdets opland kunne blive optøet, hvilket forsager den kraftige stigning af vandføringen.

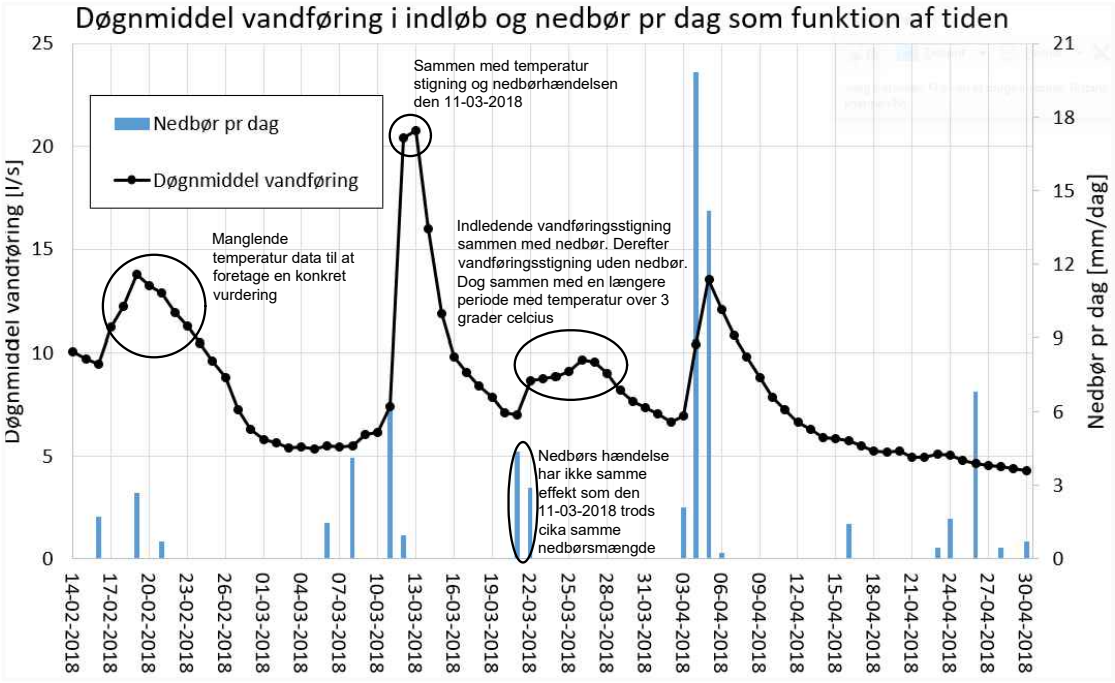
Vandføringshændelsen uden nedbør den 25-03-2018 kan skyldes nedbørshændelsen den 21-03-2018 sammen med en temperaturstigning. Dog har nedbørshændelsen den 21-03-2018 ikke den samme påvirkning på indløbsflowet, som hændelsen den 11-03-2018, selvom begge hændelser forekommer sammen med en temperaturstigning.
Dette kan skyldes meget af den faste nedbør blev optøet under den forrige nedbørshændelse.

Figuren viser et lille indflowspeak, sikkert grundet nedbøren, efterfuldt af en længere perioden med stigende temperatur, stigende indløbsflow og uden nedbør. Dette kan indikere den sidste faste nedbør smeltes i denne periode.

Nedbørshændelsen den 19-02-2018 kan forklares på samme måde som hændelsen den 11-03-2018, men grundet manglende temperatur data kan en sammenligning ikke foretages.

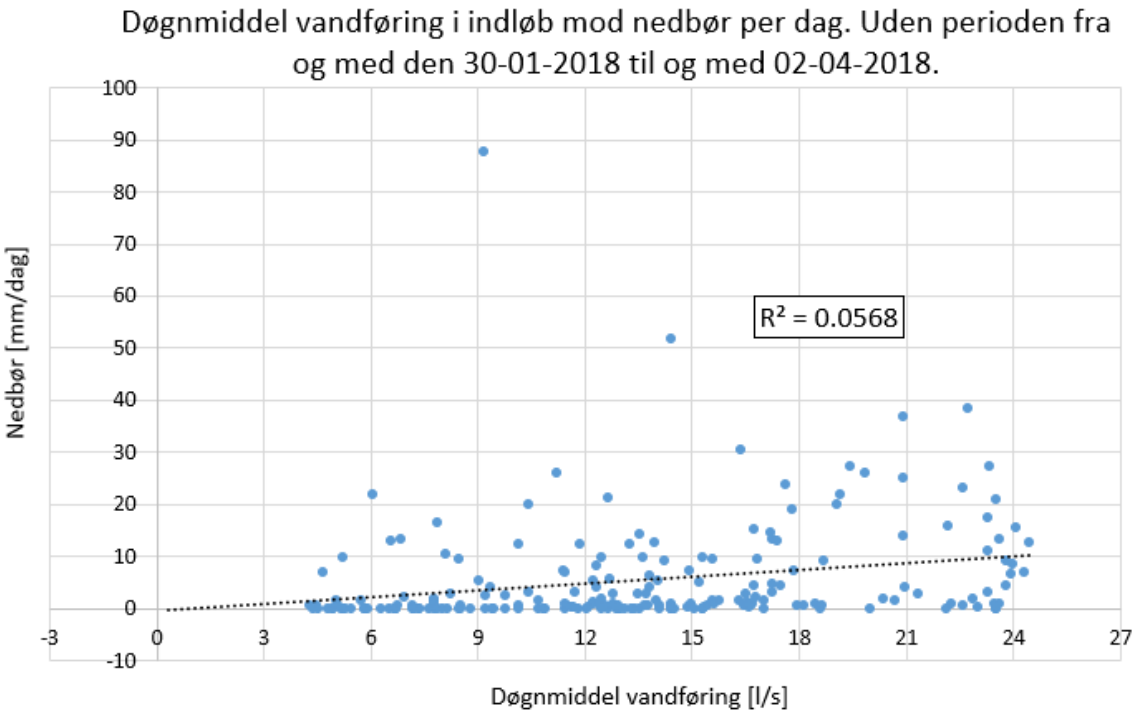


Figur 6.2. Døgnmiddel vandføring i indløb og døgnmiddel lufttemperatur som funktion af tiden. Vandførings data er fra [Iversen, 2018]



Figur 6.3. Døgnmiddel vandføring i indløb og nedbør pr dag som funktion af tiden. Vandførings data er fra [Iversen, 2018].

På basis af ovenstående vurderes det at tendenserne i perioden fra og med den 30-01-2018 til og med 02-04-2018 skyltes sne, og denne periode udelades derfor til bestemmelse af basisvandføring. Døgnmiddel vandføringen plottes mod nedbør pr dag og vises i figur 6.4. Figuren viser en ringe tendens mellem (R^2 værdi på 0,0568). Den dårlige tendens kan blandt andet skyldes initial tab, overflade afstrømning og tidslig forskydelse mellem nedbør og vandføring henover midnat: Hvis den primære nedbør falder inden midnat, og den primære vandføring kommer efter midnat, vil disse vises som forskellige hændelser med henholdvis meget nedbør og lidt vandføring samt meget vandføring og lidt nedbør. De potentielle hændelser må være afvigelser fra normalen og ønskes lokaliseret og fjernes inden beregningen af basisflowet og vandføring pr millimeter nedbør.



Figur 6.4. Døgnmiddel vandføring i indløbet plottet mod nedbøren. Perioden fra og med den 30-01-2018 til og med den 02-04-2018 indgår ikke i plottet. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

De potentielle hændelser findes ved at:
Forholdet mellem nedbør og vandføring findes

$$\text{Nedbør over vandførings forhold} = \frac{\text{Nedbør pr dag}}{\text{Døgnmiddel indløbsvandføring}}$$

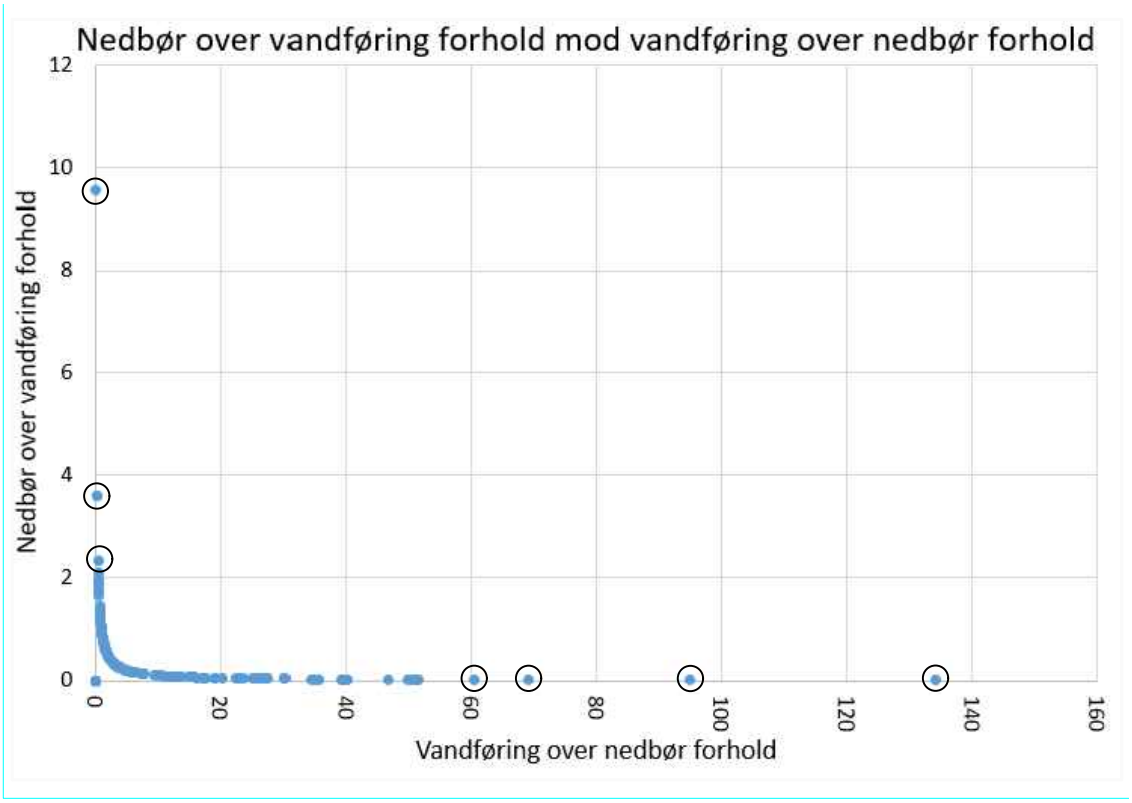
Forholdet mellem vandøfring og nedbør findes

$$\text{Vandføring over nedbørs forhold} = \frac{\text{Døgnmiddel vandføring}}{\text{Nedbør pr dag}}$$

Disse plottes herefter mod hinanden og vises i figur 6.5.

Dage uden nedbør har et forhold på 0 for nedbør over vandføring og er udefineret for vandføring over nedbør. Ved sidstenævnte antages værdien 0

Nedbør over vandførings forholdet resulterer i høje værdier, når vandføringen er lille og nedbøren høj.
Vandføring over nedbørs forholdet resulterer omvendt høje værdier når vandføringen er høj og nedbøren lav.
Usammenhæng mellem vandføring og nedbør forekommer, hvis én af forholdende er høje, mens sammenhæng forekommer, hvis begge forhold er lave.



Figur 6.5. Nedbør over vandføring forhold mod vandføring over nedbør forhold. Bemærk perioden fra og med den 30-01-2018 til og med den 02-04-2018 er udeladt. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Ni af dagene (markeret på figur 6.5) med de højeste forhold plottes og vises i tabel 6.1, sammen med den forgående eller efterfølgende dag. Ved højt nedbør over vandførings forhold vises den efterfølgende dag (højt nedbør og lavt vandføring) og ved højt vandføring over nedbørs forhold vises den foregående dag (lavt nedbør og højt vandføring). I tabel 6.1 er de på figur 6.5 markerede dage, markeret med fed sammen med det høje forhold. Desuden er dagene, der hænger sammen, placeret i samme kasse.

Hvis hypotesen (tidsligt forskudt nedbør og vandføring over midnat) passer, burde hændelser med højt nedbør over vandførings forhold komme sammen med højt vandføring over nedbørs forhold.

Tabel 6.1. Døgnmiddel vandføring, nedbør pr dag, nedbør over vandføring forhold og vandføring over nedbør forhold for dage, som på baggrund af deres forhold vurderes at kunne være afvigelser fra normalen. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Dato	Døgnmiddel vandføring [l/s]	Nedbør pr dag [mm/dag]	Nedbør over vandføring forhold	Vandføring over nedbør forhold	Noter
03-08-2017	11.20	25.97	**2.32**	0.43	Høj vandføring næste dag
04-08-2017	16,35	30,41	1,86	0,54	Vandføring fra dagen før
05-08-2017	15,35	0,22	0,01	**69,1**	Sidste nedbør drænes
15-08-2017	6,07	21,76	**3,58**	0,28	Høj vandføring næste dag
16-08-2017	14,89	0,11	0,01	**134,1**	Nedbør dagen før vandføring
06-09-2017	9,19	87,7	**9,54**	0,10	Overflade afstrømning
07-09-2017	24,07	15,59	0,65	1,54	Lave forhold: Normal dag
01-10-2017	7.86	16.42	**2.09**	0.48	Initial tab
02-10-2017	14,41	51,76	**3,59**	0,28	Overflade afstrømning
03-10-2017	19,16	21,89	1,14	0,88	Lave forhold: Normal dag
09-12-2017	16,54	1,19	0,07	13,90	
10-12-2017	14,40	0,24	0,02	**60,52**	
04-01-2018	22,29	0,97	0,04	23,03	
05-01-2018	23,02	0,24	0,01	**95,12**	

Gennemsnit vandføring, nedbør, nedbør over vandføring og vandføring over nedbør vises i tabel 6.2.

Tabel 6.2. Månedlige middelværdier for nedbør, vandføring, nedbør over vandføring forhold og vandføring over nedbør forhold. Bemærk dage uden nedbør ikke indgår i beregning af forholdene. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Måned	Gennemsnit vandføring [l/s]	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag]	Gennemsnit nedbør over vandføring forhold	Gennemsnit vandføring over nedbør forhold
August	10,7	6,0	0,6	10,4
September	11,7	5,8	0,5	4,7
Oktober	18,2	12,2	0,7	5,1
November	16,4	4,4	0,3	10,5
December	14,9	4,0	0,3	12.0
Januar	16,3	4,0	0,2	11,6
April	6,7	1,7	0,2	3,2

I det følgende beskrives kort de mulige årsager til de høje intervaller i tabel 6.1. Når der henvises til gennemsnitsværdier, henvises der til tabel 6.2.

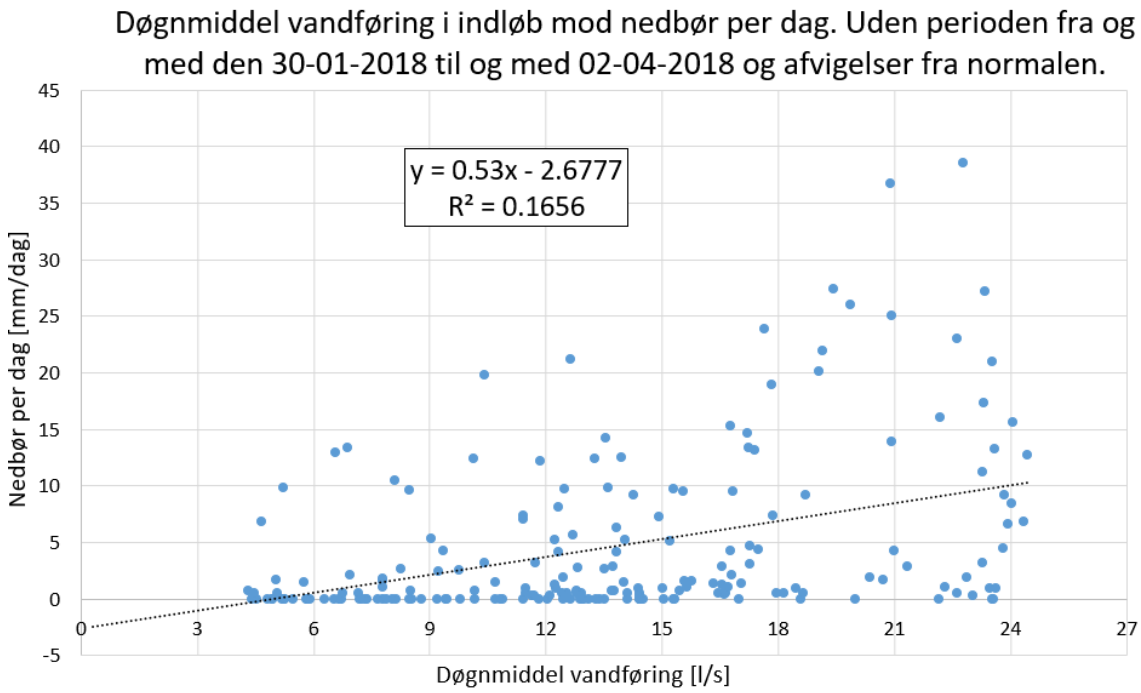
- Fra den 03-08-2017 til den 05-08-2017: Den 03-08-2017 er der meget nedbør (cirka 4x gennemsnittet) sammen med gennemsnitligt døgnmiddel vandføring. Nedbøren kunne drænes den efterfølgende dag, hvor der igen falder nedbør sidst på dagen, som tilsidst drænes den 05-08-2017.
- Fra den 15-08-2017 til den 16-08-2017: Den 15-08-2017 er der meget nedbør (cirka 4x gennemsnittet) med meget lidt vandføring (cirka halvdelen af gennemsnittet). Dagen efter er der cirka gennemsnit vandføring og meget lidt nedbør. Nedbørshændelsen kunne slutte lige inden midnat, hvorfor meget af vandføringen forekommer den efterfølgende dag.

- Fra den 06-09-2017 til den 07-09-2017: Den 06-09-2017 er der meget højt nedbør (cirka 15x gennemsnittet) men under gennemsnit vandføring. Den efterfølgende dag har lave forhold, hvilket indikere at nedbøren ikke har tid til at dræne og strømmer af ved overflade afstrømning
- 01-10-2017 til den 03-10-2017: Den 01-10-2017 falder lidt over gennemsnitligt nedbør, men under halvdelen af gennemsnit vandføring. Nedbørshændelsen sker efter en længere periode uden nedbør (figur 6.1), hvorfor initialtabet kunne resultere i den manglende vandføringsreaktion. Den 02-10-2017 falder meget nedbør (cirka 4· gennemsnittet) ved gennemsnit vandføring. Dette kunne ligesom den 06-09-2017 skyldes nedbøren afstrømmer ved overfladeafstrømning. (Nummerisk er nedbøren den 02-10-2017 den næsthøjeste registrerede nedbørshændelse for den målte periode)
- Fra den 09-12-2017 til den 10-12-2017 og fra den 04-01-2018 til den 05-01-2018: I disse to perioder er vandføringen over gennemsnittet mens nedbøren er meget lav. Årsagen hertil kan være den årslige variation af grundvandsspejlet, hvor grundvandet i denne måned ligger højere. Ved nedbørs hændelser stiger grundvandspejlet, som derefter langsomt drænes. Betragtes tabel 6.2 vises at december og januar måned er de to måneder med højst gennemsnit vandføring over nedbør forhold. Figur 6.1 viser ligeledes at december og januar måned har et højt minimum vandføring. Disse perioder vurderes således ikke at være afvigelser fra normalen.

På baggrund af ovenstående vurderes det at initial tab, overflade afstrømning, grundvand variation samt tidsligt forskydelse af nedbør og vandføring over midnat har en betydning på sammenhængen mellem nedbør og vandføring. Derfor fjernes følgende punkter, som vurderes ikke at være repræsentative: den 03-08-2017, 04-08-2017 05-08-2017, 15-08-2017, 16-08-2017, 06-09-2017, 01-10,2017 og den 02-10-2017.

Basisflowet findes ved at plotte vandføringen i indløbet mod nedbøren (figur 6.6). Figuren viser en tendens mellem vandføring og nedbør på cirka 0,16, hvilket stadigvæk er en ringe tendens men væsentligt forbedret i forhold til de cirka 0,06 på figur 6.4. Den ringe tendens kan skyldes grundvand variationen.
I det følgende antages at der er en direkte korrelation mellem vandføringen og nedbøren.

Basisvandføringen findes ved at forlænge tendenslinjen indtil skæringen med x-aksen. Denne værdi repræsenterer vandføringen uden nedbør (nedbør $= 0$).



Figur 6.6. Døgnmiddel vandføring i indløbet plottet mod nedbøren. Perioden fra og med den 30-01-2018 til og med den 02-04-2018 og afvigelser fra normalen ikke indgår ikke i plottet. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

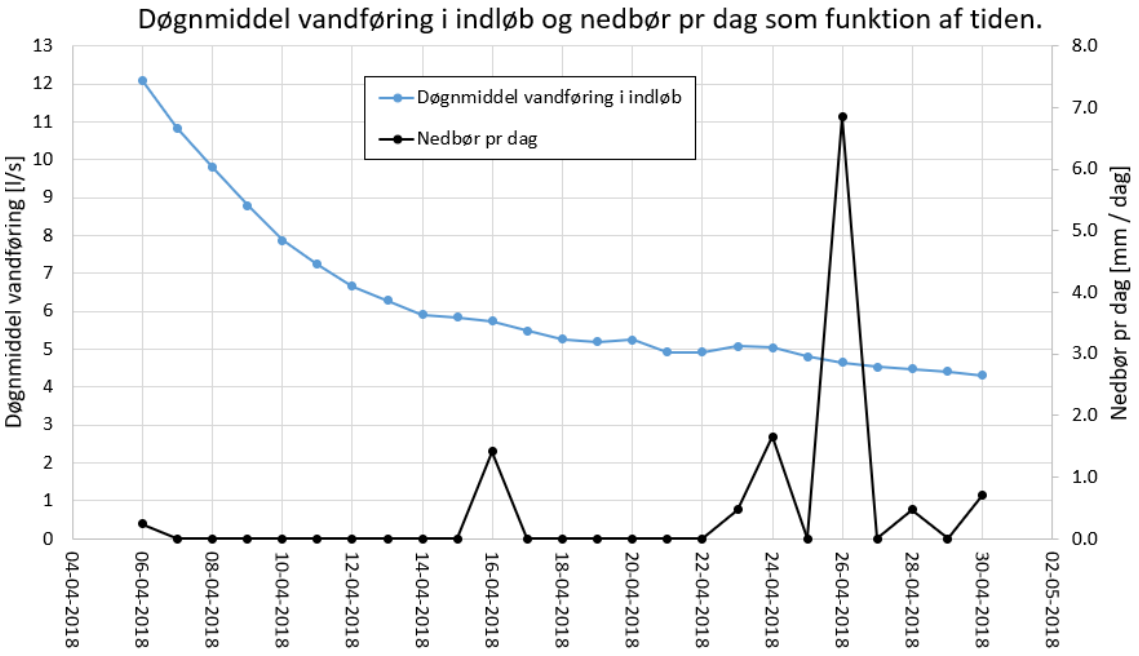
Skæringen med x-aksen findes ved at isolere døgnmiddel vandføringen (x i figur 6.6) og sætte nedbøren (y) lig 0.

$$y = 0,53\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}] \cdot x - 2,67\ [mm/dag]$$

$$x = \frac{y + 2,67\ [mm/dag]}{0,53\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}]}$$

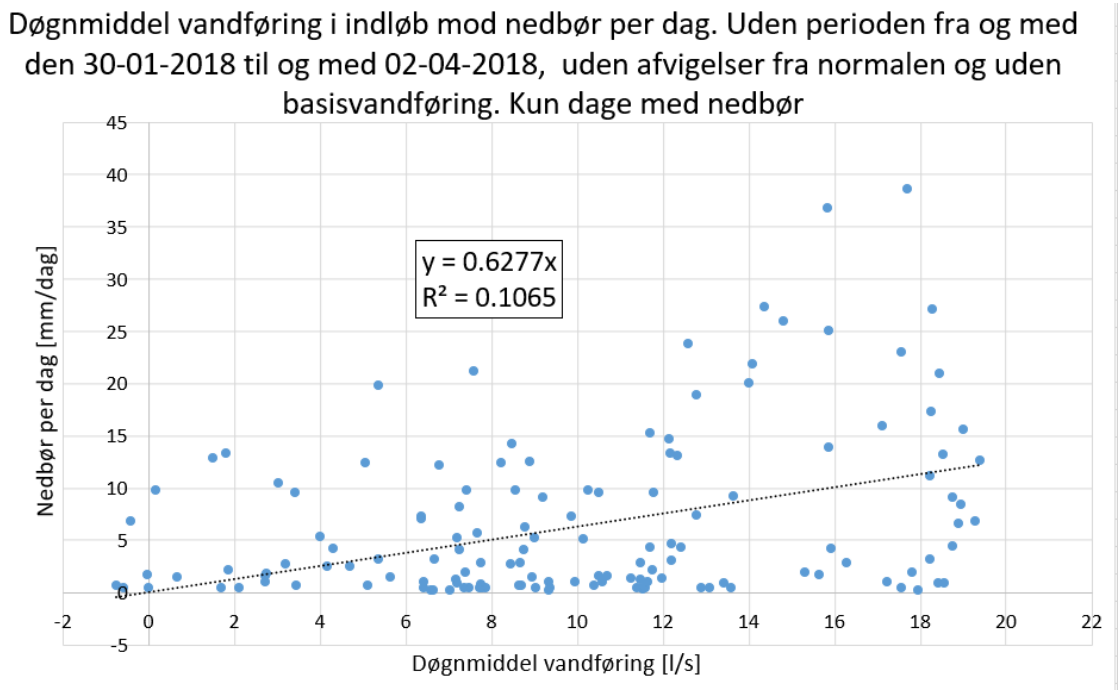
$$x = \frac{0\ [mm/dag] + 2,67\ [mm/dag]}{0,53\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}]} = 5,05\ [l/s]$$

Den fundne basisvandføring sammenlignes med perioden fra 06-04-2018 til den 15-04-2018, som er en periode med meget lidt nedbør (figur 6.7). Figuren viser aftagende vandføring mod cirka 4,3 l/s, hvilket er mindre end den fundne basisvandføring.
Grundvandets tilstrømning er både årstidsafhængigt og varierer fra år til år [Kristensen et al., 2014], hvilket kan forklare forskellen i basisvandføring. Der antages at basisflowet er 5,04 l/s og konstant over den målte periode.



Figur 6.7. Døgnmiddel vandføring i indløb og nedbør per dag som funktion af tiden. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Vandføringen svarende til én millimeter nedbør findes ved at trække basisflowet fra døgnmiddel vandføringen i indløbet, fjerne alle dage med registreret vandføring uden nedbør, plotte vandføringen mod nedbør og tvinge den lineære regressions linje igennem origo.
Basisflowet trækkes fra, da dette flow skyles grundvand, og ikke nedbør.
Dage uden nedbør fjernes grundet, disse må repræsentere basisflowet og ikke vandføringen forsaget af nedbør. Det resulterende plot må således være vandføring, der kun skyltes nedbør. Et nedbør på 0 millimeter må give en vandføring på 0 liter pr sekund, hvorfor den lineære regressions linje tvinges gennem origo. Plottet vises i figur 6.8.



Figur 6.8. Døgnmiddel overfladevandafstrømning mod nedbør pr dag. Bemærk der kun benyttes dage med nedbør. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Vandføring pr millimeter nedbør findes herefter ved at isolere x i figur 6.8 og indsætte 1 millimeter nedbør (x er døgnmiddel vandføringen mens y er nedbøren).

$$y = 0,6277\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}] \cdot x$$

$$x = \frac{y}{0,6277\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}]}$$

$$x = \frac{1\ [mm/dag]}{0,6277\ [(mm/dag) \cdot (l/s)^{-1}]} = 1.59\ [l/s]$$

Døgnmiddel vandføringen forøges således 1.59 liter pr sekund pr faldet millimeter nedbør pr dag. Et udtryk for vandføringen kan skrives som:

$$\textit{Vandføring} = \textit{nedbør} \cdot 1,59 + \textit{Basisvandføring}$$
$$\textit{Vandføring} = \textit{nedbør} \cdot 1,59\ [(l/s) \cdot (mm/dag)^{-1}] + \textit{5,05}\ [l/s]$$

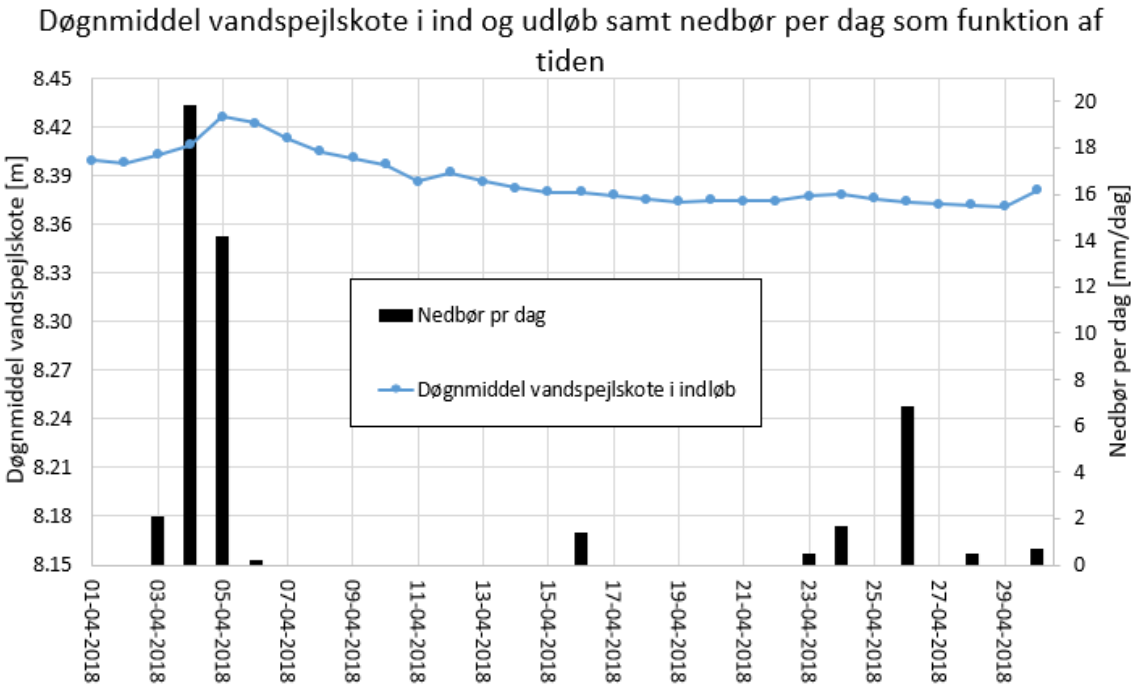
Basisvandføring og millimeter nedbør pr dag kan også findes som kubikmeter pr dag i stedet for l pr sekund. Dette gøres ved at dividere med 1000 $[\mathrm{l/m^3}]$ og multiplicere med 86400 $[\mathrm{s/dag}]$

$$\textit{Vandføring} = \textit{nedbør} \cdot 137,6\ [(m^3/dag) \cdot (mm/dag)^{-1}] + \textit{436,5}\ [m^3/dag] \tag{6.1}$$

Transporttiden til vådområdet blev tidligere vurderet til under én dag (figur 6.1) i perioden fra den 01-08-2017 til 29-01-2018 og igen fra den 03-04-2018.
Perioden fra den 30-01-2018 til den 02-08-2017 blev vurderet at være styret af fast nedbør og smeltning af denne. Derfor benyttes denne periode ikke til bestemmelse af transporttiden. Transporttiden på under én dag underbygges med vandstandskoter i indløbet (figur 6.9).

Etableringen af pressure-loggerne, omregning fra tryk til vandspejls højdekoordinat samt kontrol af pressure-loggerne findes i afsnit 4.6.

Hændelsen fra den 03-04-2018 til den 05-04-2018 viser at vandstanden stiger i indløbet samme dag nedbørhændelsen starter og falder samme dag hændelsen slutter. Sammenfaldet mellem nedbør og vandstand i indløbet indikerer, at transporttiden er mindre end én dag.
Nedbørshændelsen den 26-04-2018 viser ingen vandstandstigning, hvilket kan skyldes, baseret på den tørre periode op til nedbørshændelsen, initialtabet.



Figur 6.9. Døgnmiddel vandspejlskote i indløb og nedbør pr dag som funktion af tiden. Nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

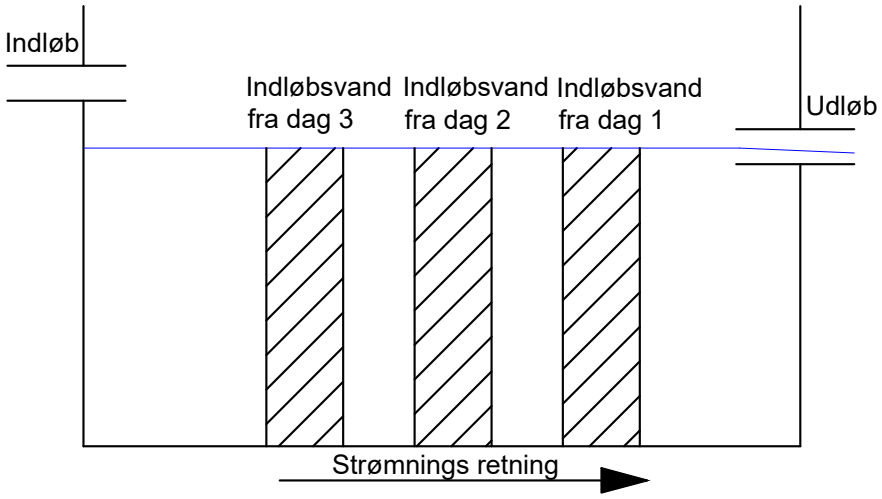
Transporttiden vurderes at være mindre end én dag jævnfør figur 6.1 og 6.9.

7 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance, kvælstofbalance og temperatur

I det følgende afsnit estimeres opholdstiden ved vandbalance, kvælstofbalance og temperatur. TN koncentrationer i ind- og udløb, nedbørs data og indløbsvandførings data er fra [Iversen, 2018].

Opholdstiden er en væsentlig faktor i omdannelsen af næringsstoffer grundet opholdstiden styrer tiden, bakterierne har til omdannelse af næringsstoffer og organisk materiale. Er opholdstiden for kort forekommer lille til ingen omsætning i vådområdet. Hvis opholdstiden omvendt er for lang vil vandføringen igennem vådområdet være uhensigtsmæssig lav og vådområdet bliver ineffektivt.
Desuden bestemmer opholdstiden tidsrummet fra en koncentration måles i indløbet, til det måles i udløbet.

Igennem følgende afsnit antages ingen opblanding af vandsøjlen. Dette medfører at vandet, som kommer først ind, kommer først ud. Dette illustreres i figur 7.1.



Figur 7.1. Koncepttegning af antagelsen om ingen opbland af vandsøjlen og at det første vand, som kommer ind, er det første, som kommer ud.

7.1 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance

Igennem de følgende afsnit beregnes døgnmiddel opholdstid ved vådområdets døgnmiddel tømningstid. Opholdstid (tømningstid) findes for 3 scenarier, hvorved opholdstid ved de forskellige scenarier kan sammenlignes.

1. Udløbsvandføring antages lig indløbsvandføring (udløb = indløb), hvor der benyttes nedbør-vandføring korrelationen fundet i kapitel 6.
2. Udløbsvandføring antages lig indløbsvandføring (udløb = indløb), hvor der benyttes indløbsvandførings data.
3. Udløbsvandføring antages lig indløbsvandføring minus fordampningen og plus nedbøren, som rammer vådområdet (udløb = indløb - fordampning + nedbør på vådområdet), hvor der benyttes indløbsvandførings data.

I det følgende estimeres opholdstiden ved hvert scenarie og sammenlignes i et opsummerende afsnit.

Tømningstiden af vådområdet findes ved udtryk 7.1.

$$\text{Opholdstid} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Udløbsvandføring}} \tag{7.1}$$

Størstedelen af volumenet forekommer i bassinerne, derfor benyttes kun bassinernes volumen til vådområdets samlede volumen. Volumenerne af bassinerne blev fundet til 1021 m^3 for bassin 1 og 7440 m^3 for bassin 2-4, hvilket giver et samlet volumen for bassin 1, 2, 3 og 4 på 8461 m^3 (tabel 3.2).

7.1.1 Udløbsvandføring = indløbsvandføring med nedbør-vandføring sammenhæng

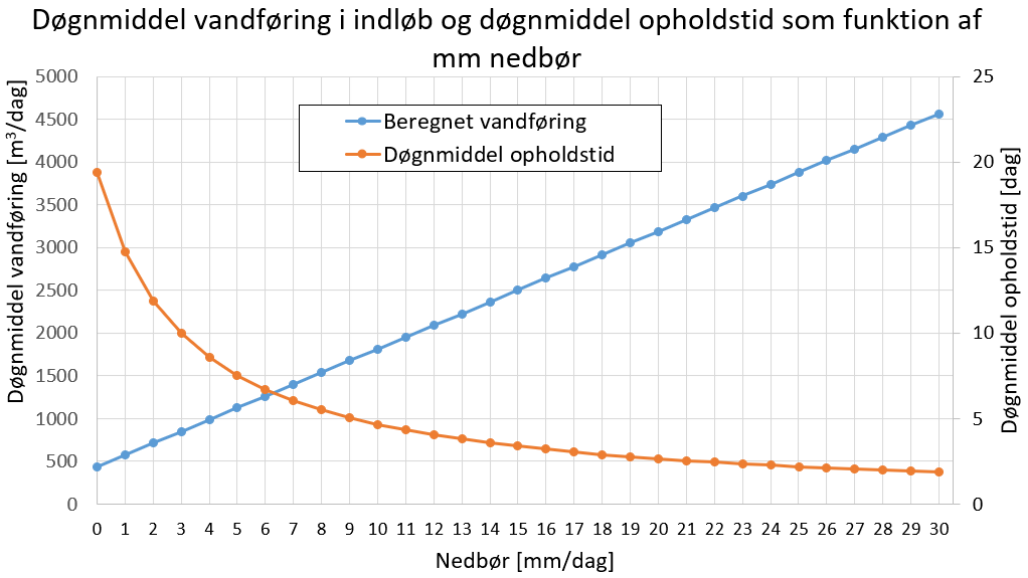
Igennem dette afsnit findes døgnmiddel opholdstiden ved antagelse af, at udløbsvandføring er lig indløbsvandføring, hvor der benyttes nedbør-vandførings korrelationen fundet i kapitel 6 (udtryk 6.1).
Nedbør-vandførings korrelationen blev fundet til udtryk:

$$\textit{Vandføring} = \textit{nedbør} \cdot 137,6\ [(m^3/dag) \cdot (mm/dag)^{-1}] + \textit{436,5}\ [m^3/dag]$$

hvorved udtryk 7.1 kan omskrives til udtryk 7.2 ved indsættelse af nedbør-vandførings korrelationen.

$$\text{Opholdstid} = \frac{8461\ [m^3]}{\textit{nedbør} \cdot 137,6\ [(m^3/dag) \cdot (mm/dag)^{-1}] + \textit{436,5}\ [m^3/dag]} \tag{7.2}$$

Opholdstiden kan herved findes som en funktion af nedbøren, som vises i figur 7.2. Figuren viser at opholdstiden er eksponentiel aftagende mod en opholdstid på 0 dage. Desuden vises basis opholdstiden (opholdstiden grundet basisvandføring) på 19,4 dage.



Figur 7.2. Døgnmiddel opholdstid og vandføring i indløb som funktion af nedbør pr dag. Opholdstid beregnes ved udtryk 7.2 mens vandføring beregnes ved udtryk 6.1.

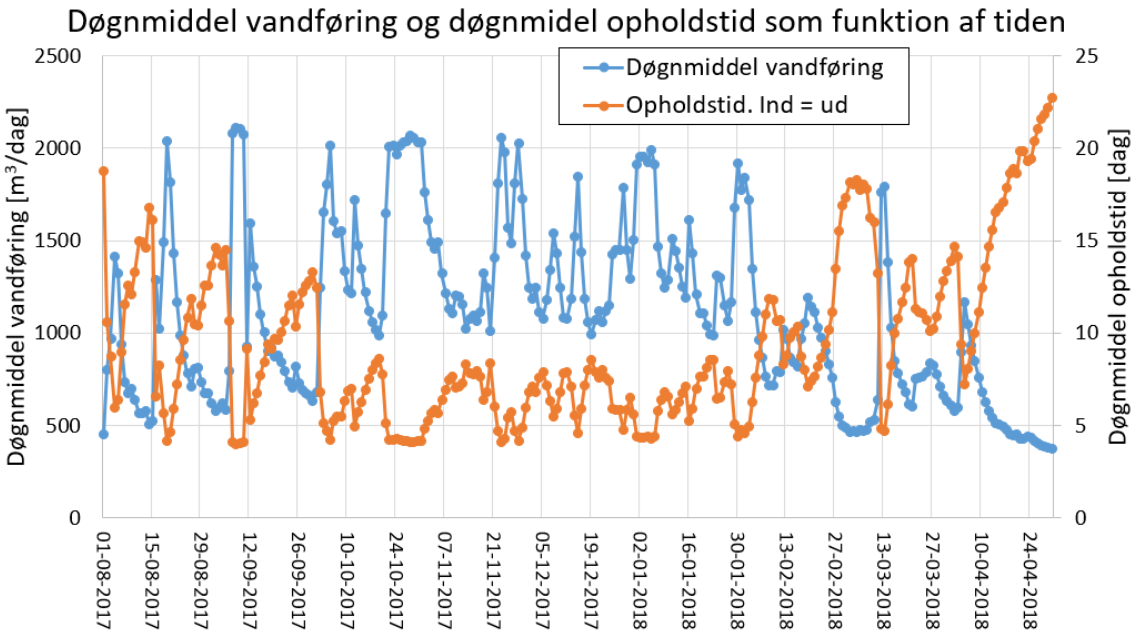
Månedsmiddel opholdstid findes ved at indsætte månedsmiddel nedbør i udtryk 7.1. Månedsmiddel nedbør, vandføring og opholdstid vises i tabel 7.1.

Tabel 7.1. Beregnet månedsmiddel nedbør, vandføring og opholdstid. Vandføring beregnes ved nedbør-vandføring korrelation (udtryk 6.1) mens opholdstid beregnes ved udtryk 7.2. Vandførings og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Måned	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag]	Gennemsnit vandføring i udløb $[m^3/dag]$	Gennemsnit beregnet opholdstid dage
August	6,0	1257	6.7
September	5,8	1231	6.9
Oktober	12,2	2114	4,0
November	4,4	1046	8,1
December	4,0	988	8,6
Januar	4,0	988	8,6
Februar	0,8	550	15,4
Marts	0,6	525	16,1
April	1,6	656	12,9

7.1.2 Udløbsvandføring = Indløbsvandføring med indløbsvandførings data

Døgnmiddel opholdstid findes ved udtryk 7.1 under antagelse af, at udløbsvandføring er lig indløbsvandføring, hvor der benyttes indløbsvandførings data. Døgnmiddel opholdstid og døgnmiddel vandføring vises i figur 7.3.



Figur 7.3. Døgnmiddel opholdstid og vandføring i udløbet som funktion af tiden, under antagelse af at indløbsvandføring er lig udløbsvandføring. Vandførings data er fra [Iversen, 2018].

Månedsmiddel nedbør, vandføring og opholdstid vises i tabel 7.2.

Tabel 7.2. Månedsmiddel nedbør, vandføring og opholdstid ved antagelse af, at udløbsvandføring er lig indløbsvandføring. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Måned	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag]	Gennemsnit vandføring i udløb $[m^3/dag]$	Gennemsnit beregnet opholdstid dage
August	6,0	926	10,6
September	5,8	1009	9,9
Oktober	12,2	1575	5,8
November	4,4	1413	6,3
December	4,0	1286	6,7
Januar	4,0	1438	6,2
Februar	0,8	975	9,3
Marts	0,6	749	12,8
April	1,6	576	16,2

7.1.3 Udløbsvandføring = Indløbsvandføring - fordampning + nedbør på vådområdet med indløbsvandførings data

Fordampningen beregnes efter fremgangsmåden i appendix C mens nedbøren på vådområdet beregnes ved følgende udtryk:

$$\text{Nedbør på vådråde} = \text{Nedbør pr dag} \cdot \text{Vådområde overflade areal}$$

$$\text{Nedbør på vådråde} = \text{Nedbør pr dag} \cdot 14795\ [m^2]$$

Det antages således at overfladeafstrømningen fra de omkringliggende marker til vådområdet er negligerbart. Dette antages på baggrund af at det omkringliggende område er relativt fladt samt der er små diger omkring vådområdet.

Månedsmiddel fordampning, nedbør på vådområdet og vandføring vises i tabel 7.3, hvor vandføring i udløbet findes ved:

$$\text{Udløbsvandføring} = \text{Indløbsvandføring} + \text{nedbør på vådområde} - \text{fordampning}$$

Bemærk at grundet manglende atmosfærisk temperatur målinger i februar måned til beregning af fordampning, benyttes kun andelen af februar, hvor der findes temperatur målinger, til beregning af middel nedbør og vandføring.

Tilsidst kan månedsmiddel opholdstiden findes ved udtryk 7.1 og vises i tabel 7.3.

Tabel 7.3. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

Måned	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag]	Gennemsnit vandføring i indløb $[m^3/dag]$	Gennem-snit fordampning $[m^3/dag]$	Gennemsnit nedbør på vådområde $[m^3/dag]$	Gennemsnit vandføring i udløbet $[m^3/dag]$	Gennemsnit beregnet opholdstid [dag]
Februar	0,3	911	16,4	5,1	900	9,4
Marts	0,6	749	17,4	9,5	741	11,4
April	1,6	576	22,4	23,6	577	14,7

7.1.4 Opsummering af vådområdets opholdstid estimeret ved vandbalance

I afsnit 7.1.1, 7.1.2 og 7.1.3 blev månedsmiddel opholdstid fundet for følgende tre scenarier:

1. Udløb = indløb, hvor der benyttes nedbør-vandføring korrelationen fundet i kapitel 6.
2. Udløb = indløb, hvor der benyttes indløbsvandførings data.
3. Udløb = indløb - fordampning + nedbør på vådområdet, hvor der benyttes indløbsvandførings data.

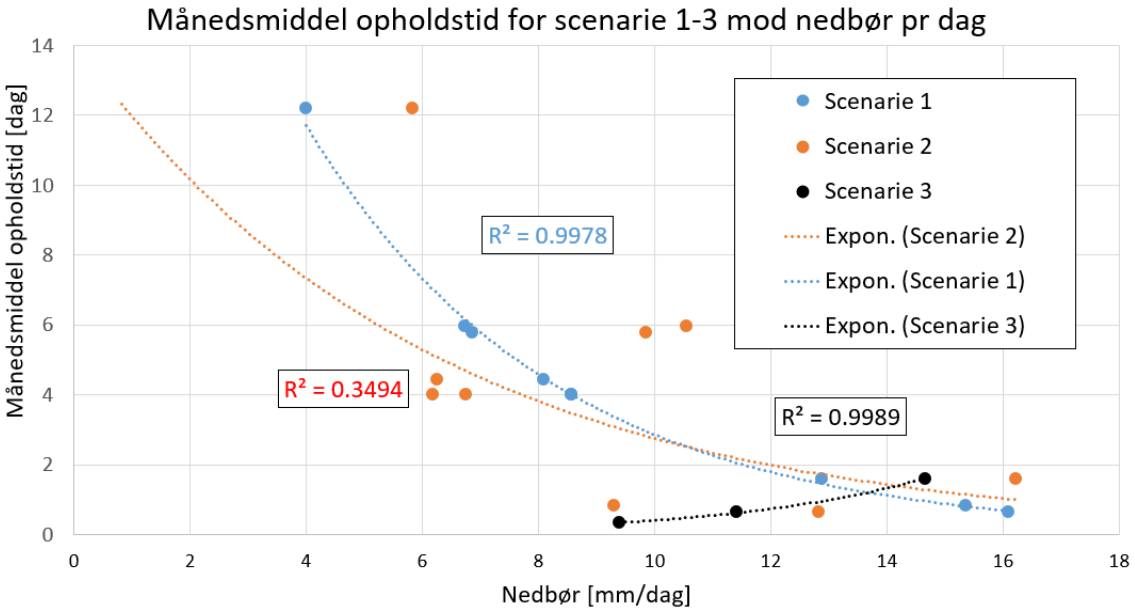
Opholdstiderne for alle tre scenarier vises i tabel 7.4. Tabellen viser relativt høje opholdstider med store variationer for alle tre scenarier: 4,0 - 16,1 dage for scenarie 1, 5,8 - 16,2 dage for scenarie 2 og 9,4 - 14,4 dage for scenarie 3. Jævnfør etableringstilladelsen er vådområdet designet til en opholdstid på cirka 1 dag [Brønderslev Kommune, 2013], hvilket indikere at opholdstiderne estimeret ved tømnignstidstiden er estimeret for højt.

Desuden viser tabel 7.4 at middel opholdstid for hele måleperioden for scenarie 1 og 2 er næsten ens med variationer mellem de enkelte dage.
Opholdstid for scenarie 3 er 2 dage kortere for april, hvilket kan være fordi, dette er en lavnedbørsperiode. For februar og marts er opholdstiderne næsten ens (0,1-0,6 dages forskel), hvilket indikerer at fordampning og nedbør på vådområdet ikke har stor indflydelse på vådområdet i kolde måneder.

Tabel 7.4. Middel nedbør og opholdstid for scenarie 1, 2 og 3.

Måned	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag] Scenarie 1 og 2	Gennemsnit opholdstid [dag] Scenarie 1	Gennemsnit opholdstid [dag] Scenarie 2	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag] Scenarie 3	Gennemsnit opholdstid [dag] Scenarie 3
August	6,0	6,7	10,6		
September	5,8	6,9	9,9		
Oktober	12,2	4,0	5,8		
November	4,4	8,1	6,3		
December	4,0	8,6	6,7		
Januar	4,0	8,6	6,2		
Februar	0,8	15,4	9,3	0,3	9,4
Marts	0,6	16,1	12,8	0,6	11,4
April	1,6	12,9	16,2	1,6	14,4
Gennemsnit		9,7	9,3		11,8

Tendensen mellem opholdstid og nedbør undersøges ved at plotte månedsmiddel opholdstid mod månedsmiddel nedbør for alle tre scenarier, som vises på figur 7.4. Korrelationen mellem opholdstid og nedbør for scenarie 1 er naturligvis god, da denne er beregnet efter nedbør-vandførings korrelationen og for scenarie 3 er der for få datapunkter til at lave en repræsentativ korrelation. For scenarie 2 indikeres en ringe tendens mellem nedbør og opholdstid i forhold til at nedbøren medfører vandføring som burde medføre mindre opholdstid. Dette kan skyldes vådområdet har et stort dødvolumen i bassinerne, som har en lang udskiftnignstid. Således kan tømningstiden give urepræsentative lange opholdstider.



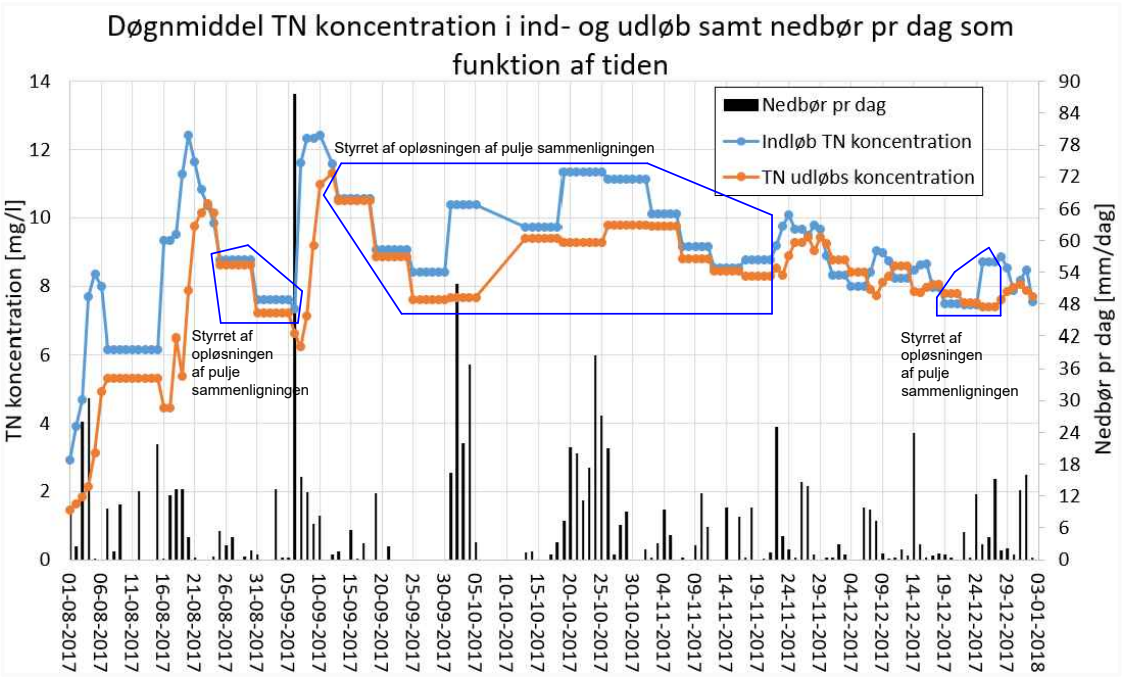
Figur 7.4. Månedsmiddel opholdstid mod nedbør pr dag med eksponentiel regression mellem opholdstid og nedbør. Vandførings og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

7.2 Vådområdets opholdstid estimeret ved kvælstofbalance

Formålet med følgende afsnit er at finde, hvor lang tid det tager næringsstofferne at strømme fra indløbet til udløbet (opholdstid). Opholdstid relateres til nedbør pr dag, hvor der findes, hvor stor en opholdstidsændring der forekommer ved 1 mm nedbør.
Dette gøres ved først at finde opholdstid for nedbørsperioder og dernæst findes forholdet mellem opholdstid og nedbøren.
Opholdstid estimeres ved at plotte TN koncentration i ind- og udløbet som vises på figur 7.5. Opholdstid er de spatiale forskydelser mellem ind- og udløbskoncetrationerne mens fjernelsen er højdeforskel mellem ind- og udløbet forskudt med opholdstiden.

Bemærk at der ikke er TN koncentrationer den 11-09-2017 og fra og med den 06-10-2017 til og med den 12-10-2017. I perioderne uden TN koncentration er nedbøren ligeledes fjernet i det følgende afsnit, således der udelukkende betragtes nedbør de dage, hvor der er TN data.

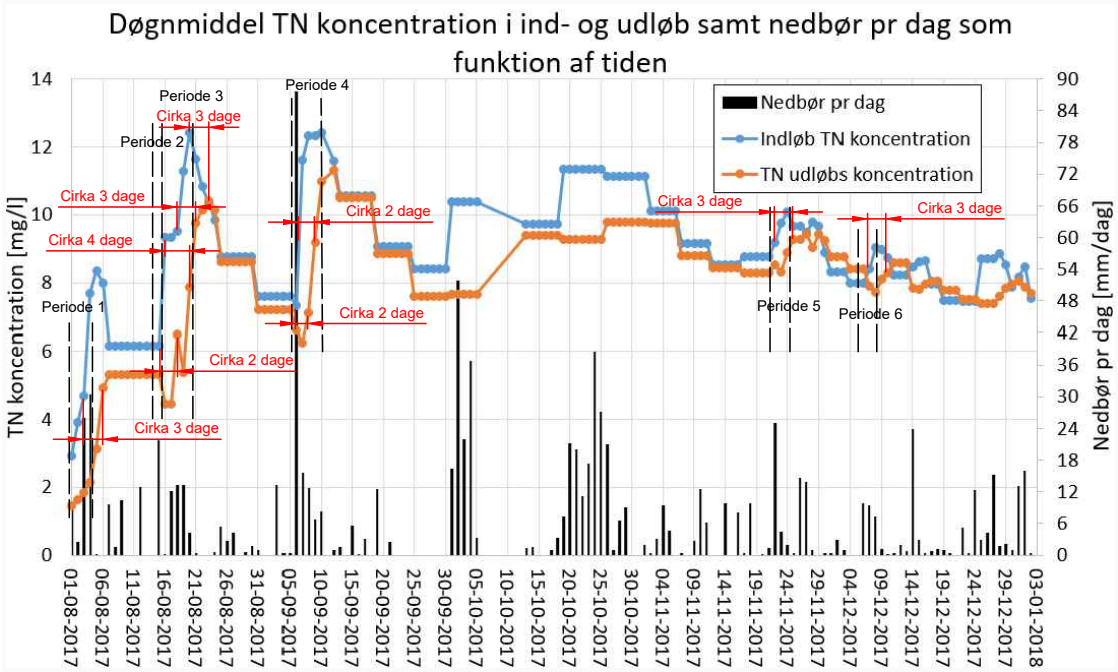
Da TN prøverne i perioder er puljet sammen, er TN koncentrationen i disse perioder en middelværdi for de puljede perioder. Således bliver TN koncentrationerne afhængig af opløsningen af puljeperioderne og derved uegnede til estimering af opholdstid. TN koncentrationerne i ind- og udløbet med nedbør pr dag som funktion af tiden vises i figur 7.5, hvor længere puljeperioder er markeret.
Figuren viser, at udenfor puljeperioderne stiger indløbets TN koncentration under nedbørshændelser mens indenfor puljeperioderne afhænger TN koncentration ligeledes af puljeopløsningen.



Figur 7.5. Døgnmiddel TN koncentration i vådområdets ind-og udløb som funktion af tiden. TN koncentration er fra [Iversen, 2018]

Seks nedbørshændelser, som ikke er påvirket af prøve-puljer, er markeret på figur 7.6 med

periodernes døgnmiddel opholdstider.
Periode længderne, døgnmiddel opholdstid og gennesmit nedbørfor hver periode vises i tabel 7.5.



Figur 7.6. Døgnmiddel TN koncentration i vådområdets ind-og udløb med nedbør pr dag som funktion af tiden. TN koncentration er fra [Iversen, 2018]

Tabel 7.5. Periode længde, døgnmiddel opholdstid og gennemsnit nedbør for nedbørsperioderne vist på figur 7.6. Vandføring og nedbørs data er fra [Iversen, 2018].

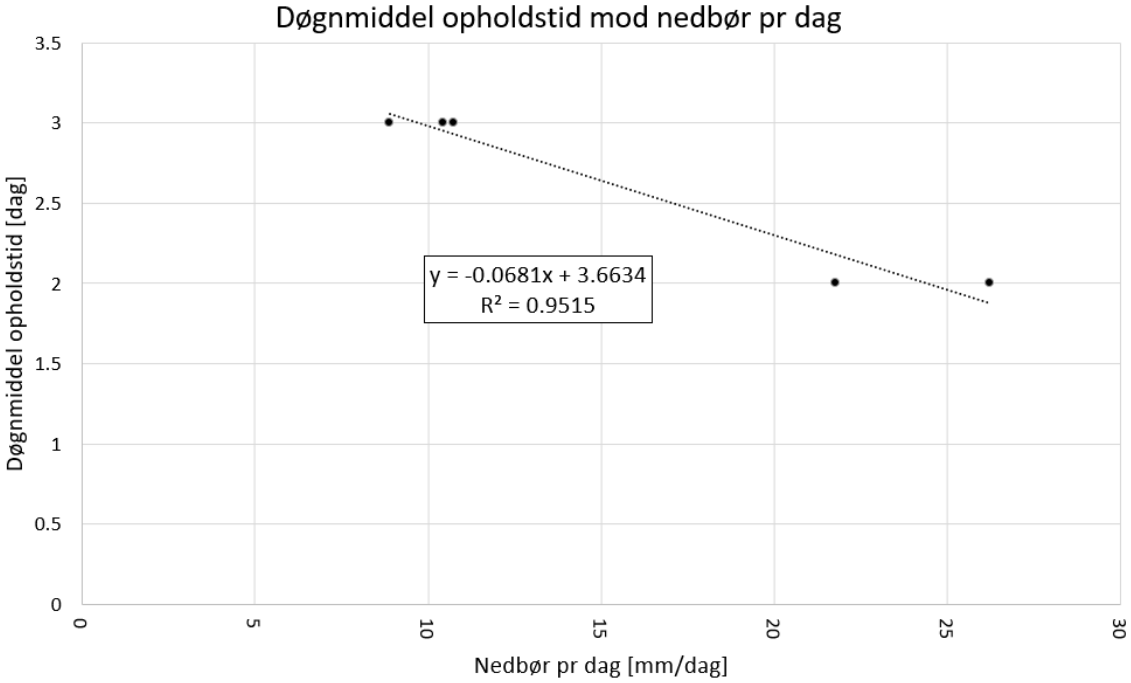
Periode nummer	Periode start (fra og med)	Periode slut (til og med)	Døgnmiddel Opholdstid [dag]	Gennemsnit nedbør pr dag [mm/dag]
1	01-08-2017	04-08-2017	3	17,1
2	15-08-2017	15-08-2017	2	21,8
3	17-08-2017	20-08-2017	3-4	10,7
4	06-09-2017	10-09-2017	2	26,2
5	22-11-2017	24-11-2017	3	10,4
6	06-12-2017	08-12-2017	3	8,9

Perioderne i tabel 7.5 med interessante punkter beskrives i det følgende:

- Periode 1: Gennemsnit nedbør ligger væsentligt højere end for de tre andre perioder med døgnmiddel opholdstid på tre dage (17,1 i forhold til 8,9, 10,4 og 10,7 [l/s]). Den foregående periode kendes ikke, hvorfor nedbørshændelsen i periode 1 kunne være påvirket af stort initialtab, hvis den forgående periode var tør. Derudover er hele udløbspeaket ikke vist, hvorved opholdstiden på tre dage kunne være fejlvurderet.

- Periode 3: Perioden er både blevet vurderet til tre og fire dage. Opholdstiden på fire dage er vurderet i starten af perioden, hvorfor nedbøren måske ikke (grundet transporttiden), havde strømmet til vådområdet endnu. Efter et par dage er opholdstiden i to punkter vurderet til tre dage, hvor det ene punkt er toppene mellem ind-og udløbet. På baggrund af ovenstående vurderes opholdstiden på tre dage at være mest repræsentativt.
- Periode 4: Nedbørshændelsen i denne periode blev i kapitel 6 vurderet til at have stor overfladeafstrømning, hvorved hele nedbørshændelsen ikke bidrag til indløbsstrømning. Da der benyttes en middelværdi over fem dage bliver noget af nedbøren udlignet og det høje peak mere repræsentativt.

På baggrund af ovenstående vurderes periode 1 at være urepræsentativt grundet dens højde nedbør og manglende baggrundsviden, hvorfor den udelades til at finde forholdet mellem opholdstid og nedbør. Forholdet mellem nedbør og opholdstid findes ved at plotte døgnmiddel opholdstiden mod nedbør pr dag, som vises i figur 7.7. Figuren indikere en god korrelation mellem nedbør pr dag og døgnmiddel opholdstiden ($R^2 = 0,95$).



Figur 7.7. Døgnmiddel opholdstid mod nedbør pr dag med en liniær regression mellem døgnmiddel opholdstid og nedbør pr dag. Nedbørsdata er fra [Iversen, 2018]

Ligningen af tendenslinjen i figur 7.7 findes udtryk 7.3.

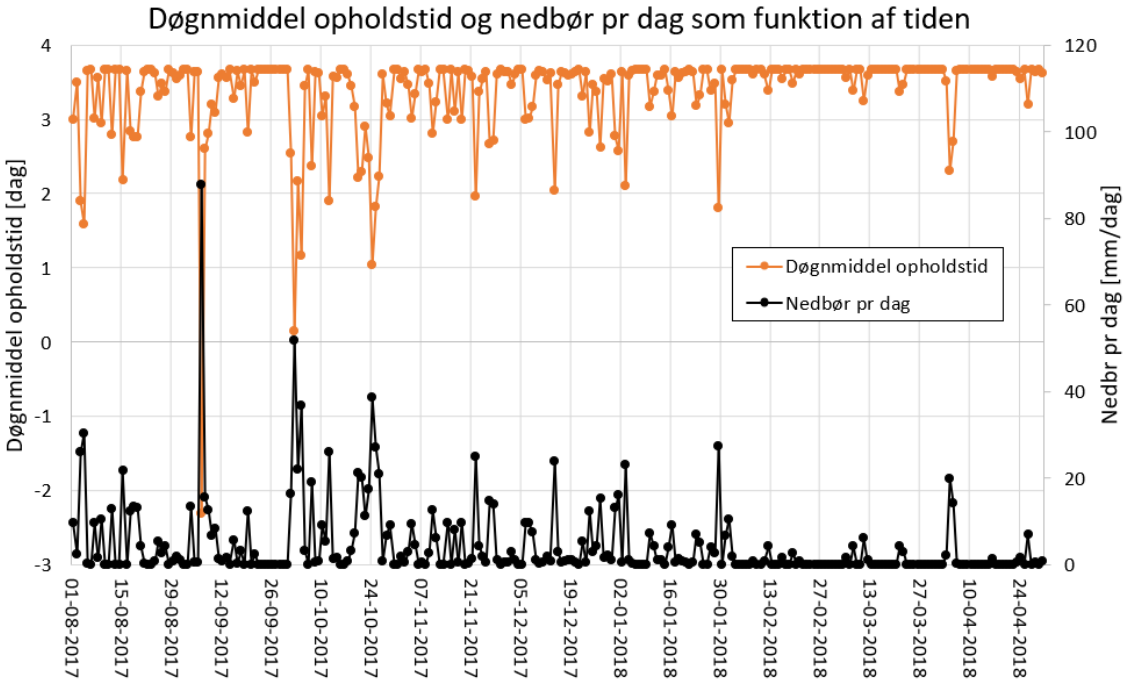
$$y = -0,0681\ [dag/(mm/dag)] \cdot x + 3,6634\ [dag] \tag{7.3}$$

hvorfor opholdstiden, når der ikke er nedbør (basisopholdstiden), findes til $\approx 3,7$ dage. Kurvehældningen er forholdet mellem opholdstid og nedbør, hvorved 1 mm nedbør pr dag giver 0,068 dages mindre døgnmiddel opholdstid:

$$y = -0,0681\ [dag/(mm/dag)] \cdot 1[mm/dag] = -0,0681[dag]$$

Input og output af udtryk 7.3 plottes og vises i figur 7.8. Figuren viser nedbørshændelsen på cirka 87 [mm/dag] giver negativ opholdstid. Dette skyldes stor overfladeafstrømning fra

nedbørshændelsen, som blev diskuteret i kapitel 6. Opholdstiden fra denne nedbørshændelse bliver i det følgende sat til at være nul.



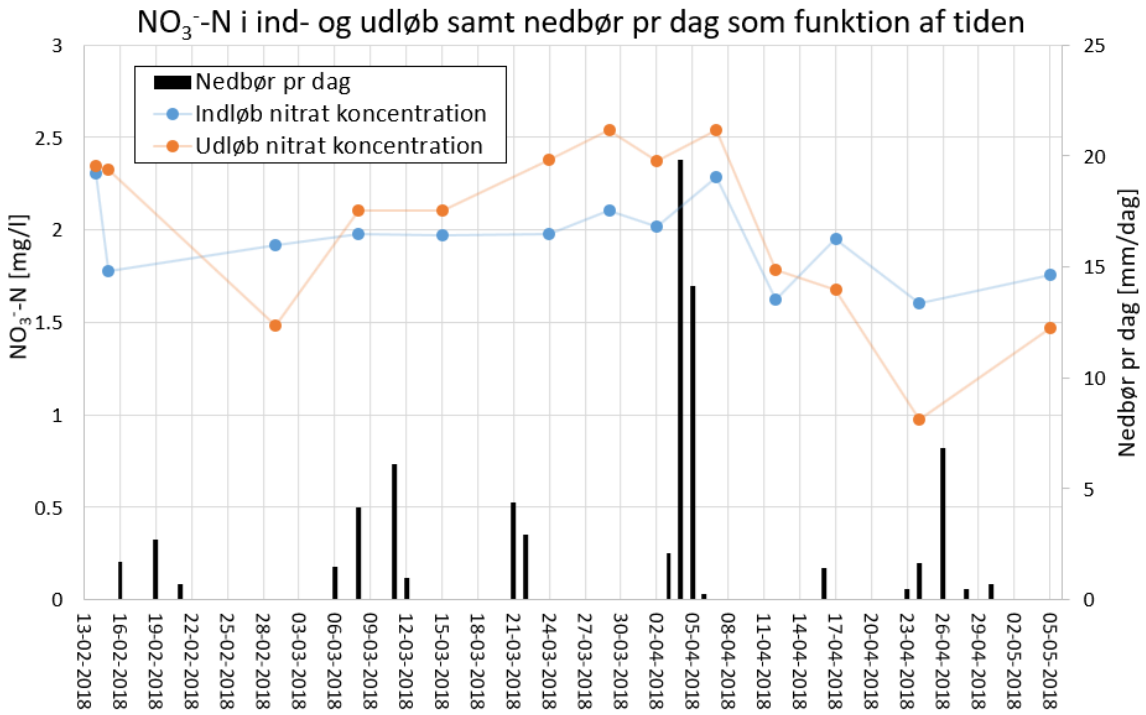
Figur 7.8. Døgnmiddel opholdstid og nedbør pr dag som funktion af tiden. Nedbørsdata er fra [Iversen, 2018]

TN består af $NO_3^- - N$, $NO_2^- - N$ og $NH_4^+ - N$ samt organisk kvælstof. Organisk kvælstof kan bundfælles mens $NH_4^+ - N$ kan bindes til andre negative ladede partikler i vådområdet, eksempelvis organisk materiale. $NO_3^- - N$ er derimod unorganisk og negativt ladet, hvorved den ikke bundfælles eller bindes til andre partiker, og er er således god til opholdstidsvurdering.

I det følgende vurderes opholdstiden først med $NO_3^- - N$ og dernæst med $NH_4^+ - N$. Bemærk at dataperioden benyttet til $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ er efter efter TN målingerne, hvorved der ikke forekommer overlap. Formålet er at undersøge, hvorvidt de samme tendenser forekommer som for TN.

Figur 7.9 viser $NO_3^- - N$ koncentration i ind- og udløbet, hvor udløbskoncentrationen i størstedelen af perioden er højere end indløbskoncentrationen, hvilket bliver uddybet yderligere i kapitel 8.
Nedbøren blev i kapitel 6 vurderet til at være fast nedbør i perioden fra og med den 30-01-2018 til og med 02-04-2018, hvorfor der ikke er en korrelation mellem nedbør og vandføring og derved mellem nedbør og næringsstofkoncentration.
Generelt vises koncentrationerne at stige og falde sammen og på samme dag (med undtagelse af den 01-03-2018), som resulterer i en opholdstid på mindre end én dag. Den lave opholdstid kan være styret af opløsningen af prøvetagningerne på cirka én uge.

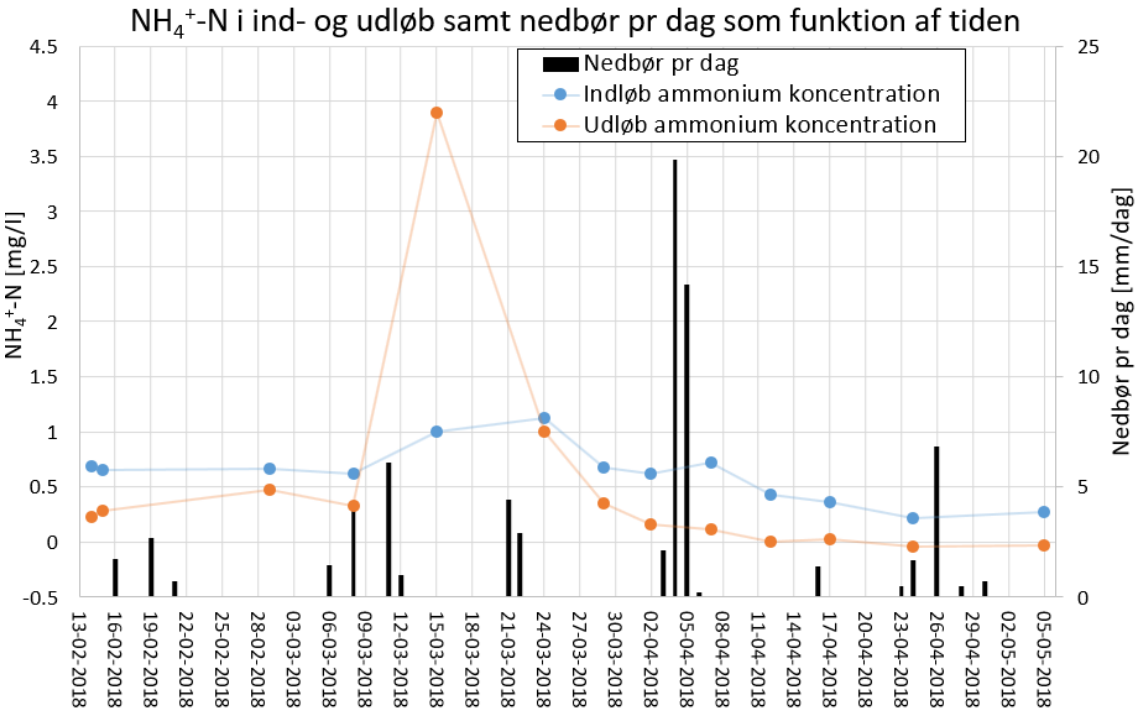
Det vurderes ikke muligt at estimere opholdstid med $NO_3^- - N$ som tracer stof, da prøve opløsningen er for lav.



Figur 7.9. $NO_3^- - N$ koncentration i ind- og udløb samt nedbør pr dag. Nedbørsdata er fra [Iversen, 2018]

Figur 7.10 viser $NH_4^+ - N$ koncentration i ind- og udløbet, hvor udløbskoncentrationen i størstedelen af perioden er lavere end indløbskoncentrationen, med undtagelse af toppen den 15-03-2018, hvilket bliver uddybet yderligere i kapitel 8.
Nedbøren blev i kapitel 6 vurderet til at være fast nedbør i perioden fra og med den 30-01-2018 til og med 02-04-2018, hvorfor der ikke er en korrelation mellem nedbør og vandføring og derved mellem nedbør og næringsstofkoncentration. Toppen den 15-03-2018 kan således skyldes smeltning af fast nedbør og således skyldes temperaturstigning fremfor en nedbørshændelse
Nedbørshændelsen den 04- og 05-04-2018 giver et lille indløbs $NH_4^+ - N$ stigning den 07-08-2018, hvilket er en forskydelse på 2-3 dage og således længere end den vurderede transporttid på under én dag (kapitel 6). Herved vurderes $NH_4^+ - N$ koncentration toppene delvist er styret af opløsningen af prøvetagningen.

Det er således ikke muligt at estimere opholdstid med $NH_4^+ - N$, grundet prøve opløsningen er for lav.



Figur 7.10. $NH_4^+ - N$ koncentration i ind- og udløb samt nedbør pr dag. Nedbørsdata er fra [Iversen, 2018]

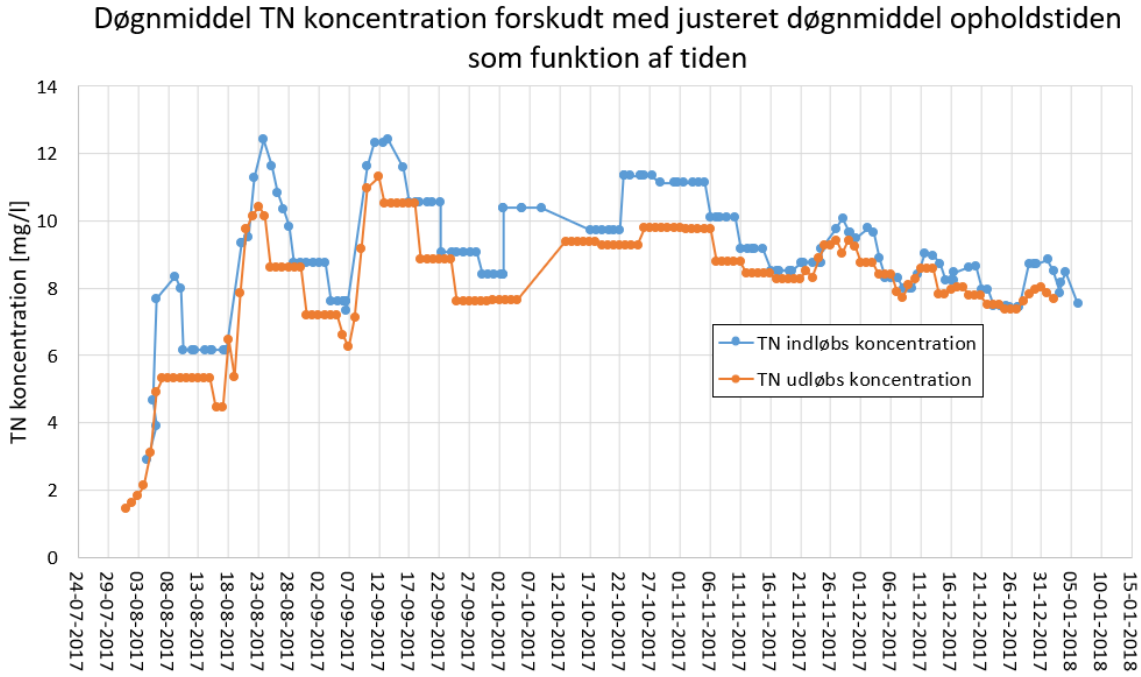
Opholdstiden estimeret ved udtryk 7.7 kontrolleres ved at forskyde indløbstiden med opholdstiden og dernæst plotte TN koncentration i ind og udløb som funktion af tiden. Kontinuitet sikres ved at justere dage, hvor vand den forgående dag kommer ud senere end den efterfølgende. Et eksempel vises herunder, hvor den 02-10-2017 (markeret) strømmer ud før de foregående dage, som udstrømmer den 03-10-2017 og den 04-10-2017. Hvis der antages ingen opblanding af vandet og kontinuiteten skal bevares må vandet fra den 29-09-2017 til den 01-10-2017 strømme ud den 02-10-2017 på grund af nedbøren den 02-10-2017. Derfor justeres den 03-10-2017 og den 04-10-2017 til den 02-10-2017, hvilket vises i tabellen.

Tabel 7.6. Eksempel på korrigering af indløbstiden forskudt med opholdstiden. Den 02-10-2017 (markeret) strømmer ud før de foregående dage (03-10-2018), hvorfor disse justeres.

TN indløb måle dag	Opholdstid [dag]	Indløb forskudt med Opholdstid	Indløb forskudt med opholdstid og justeret	Note
27-09-2017	3.66	01-10-2017	01-10-2017	
28-09-2017	3.66	02-10-2017	02-10-2017	
29-09-2017	3.66	03-10-2017	02-10-2017	
30-09-2017	3.66	04-10-2017	02-10-2017	
01-10-2017	2.55	04-10-2017	02-10-2017	
02-10-2017	0.14	**02-10-2017**	02-10-2017	Udstrømmer før den 02-10
03-10-2017	2.17	05-10-2017	05-10-2017	
04-10-2017	1.16	05-10-2017	05-10-2017	

TN koncentration i ind- og udløb, hvor indløbstid er forskudt med opholdstid og justeret efter ovenstående eksempel, vises i figur 7.11. Figuren viser at ind og udløbs koncentration ligger cirka ovenfor hinanden. Forskydelserne i opholdstid skyldes puljeperioderne. Det vurderes derfor at

opholdstidsvurderingen ved kvælstofbalancen er vurderet rigtigt.

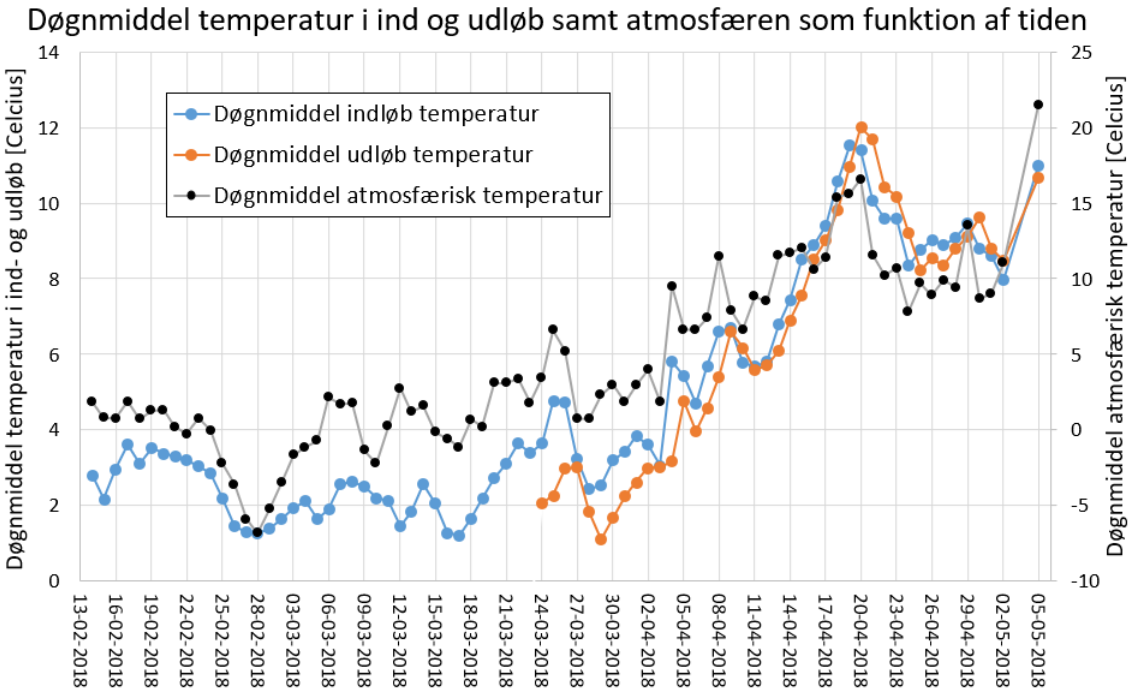


Figur 7.11. TN koncentratio i ind-og udløb, hvor indløbstid er forskudt med opholdstid og justeret for kontinuitet. TN data er fra [Iversen, 2018]

7.3 Vådområdets opholdstid estimeret ved vandets temperaturforskel mellem ind- og udløb

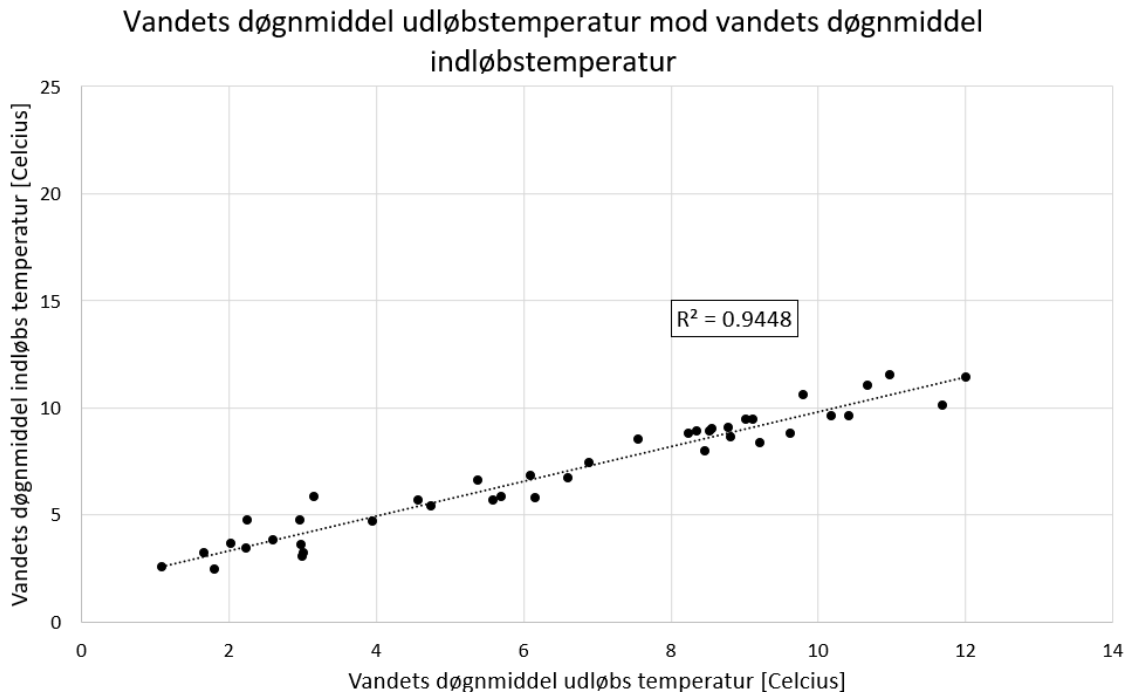
Opholdstid estimers ved vandets temperaturforskel mellem i ind- og udløb ved at plotte døgnmiddel temperatur i ind-og udløb og atmosfæren som funktion af tiden (figur 7.12). Da pressure-loggeren i indløbet ligger dybere end pressure-loggeren i udløbet, måler indløbets pressure-logger en lavere temperatur. Dette korrigeres for ved at trække 1,8 [° C] fra alle udløbstemperaturerne. Temperaturerne plottes og vises på figur 7.12.
Bemærk at måleperioden er fra den 14-02-2018 til den 05-05-2018 for indløbtemperatur af vand samt atmosfærens temperatur mens måleperioden er fra den 24-03-2018 til den 05-05-2018 for vandets udløbs temperatur.

Figuren viser at indløbsvandtemperaturen følger atmosfærens temperatur mens udløbsvandtemperaturen ligger tidsligt forskudt i forhold til indløbet. Relationen mellem atmosfære- og indløbs temperatur kan skyldes nedbørens temperatur er styret af atmosfærens temperatur, hvor grundvandets mere stabile temperatur har mindre betydning.
Udløbets temperatur kan være mindre påvirket af atmosfærens temperatur grundet den forholdsvis store volumen i forhold til den forholdsvist lille kontaktflade mellem atmosfære og volumen. Hvis ovenstående er tilfældet, er udløbestemperatur styrret af indløbstemperatur, forskudt af opholdstiden, og lidt påvirket af atmosfærens temperatur. Dette undersøges ved at plotte døgnmiddel indløbstemperatur mod døgnmiddel udløbstemperattur, som vises på figur 7.13.



Figur 7.12. Døgnmiddel vandtemperatur i indløb, udløb og atmosfæren.

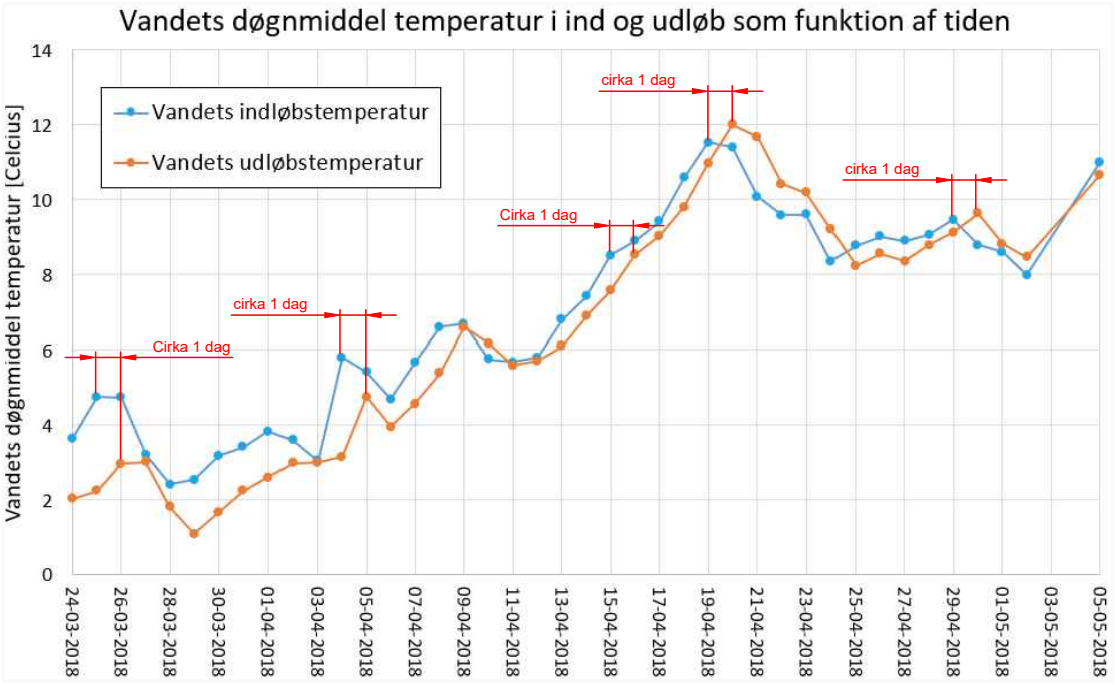
Figuren indikere god korrelation ($R^2 \approx 0,94$) mellem indløb og udløbs temperatur, som indikerer udløbstemperatur styres af indløbstemperatur forskudt af opholdstiden.



Figur 7.13. Døgnmiddel temperaturen i udløbet mod døgnmiddel temeperaturen i indløbet. Den benyttede periode er fra den 24-03-2018 til den 05-05-2018.

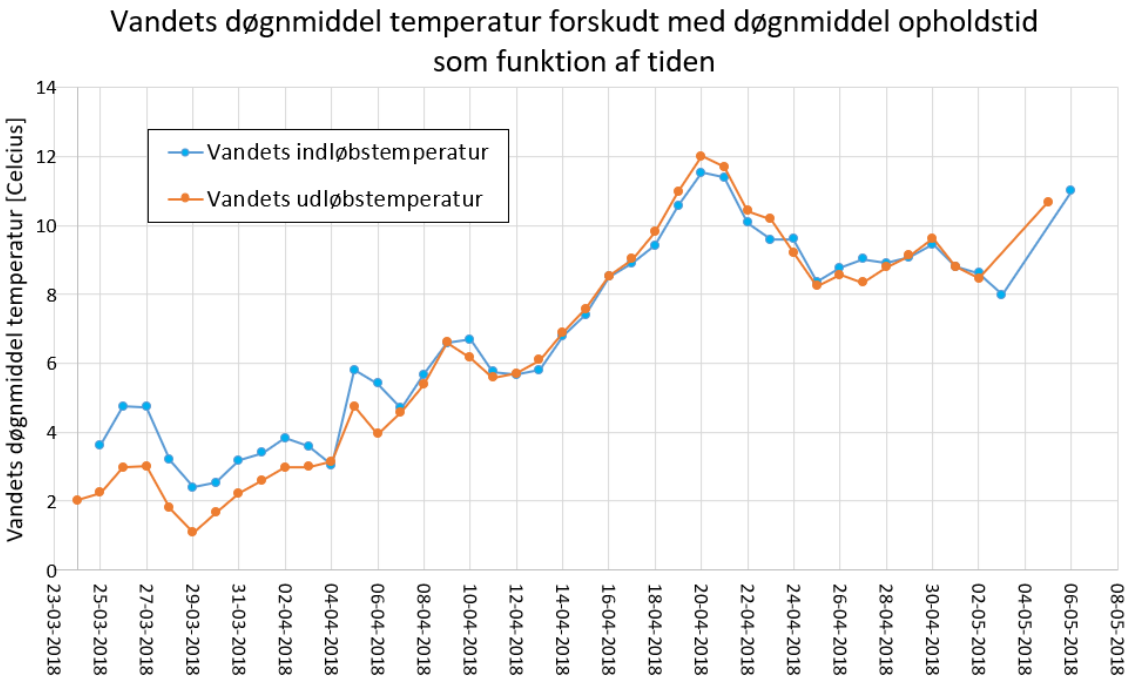
Døgnmiddel opholdstid findes ved forskellen mellem vandtemperatur i ind- og udløbet, som vises på figur 7.14. Figuren viser en opholdstid på cirka én dag for perioden fra den 24-03-2018 til den

05-05-2018.



Figur 7.14. Vandets døgnmiddel temperatur i ind- og udløbet samt atmosfærisk temperatur. Opholdstid er forskellen mellem vandets ind- og udløbs temperatur.

Vandets ind- og udløbs døgnmiddeltemperatur, hvor indløbstiden er forskudt med opholdstiden, vises i figur 7.15. Figuren viser at ind- og udløbs temperaturen ligger cirka ovenfor hinanden, hvilket betyder opholdstidsvurderingen ved temperatur, er vurderet rigtigt.



Figur 7.15. Vandets døgnmiddel temperatur i ind- og udløb, hvor indløbstiden er forskudt med opholdstiden på cirka én dag.

7.4 Sammenfatning af vådområdets opholdstid

Igennem de ovenstående afsnit vurderes opholdstiden ved tre metoder: Tømningstid, kvælstof balance samt temperaturforskel mellem ind og udløb.

Opholdstid estimeret ved tømningstid blev undersøgt ved tre scenarier. Resultatet af alle tre scenarier var lange opholdstider med store variationer (4,0 - 16,1 dage for scenarie 1, 5,8 til 16,2 dage for scenarie 2 og 9,4 til 14,4 dage for scenarie 3). Disse opholdstider er meget lange i forhold til den målsatte opholdstid i etableringstilladelsen på én dag [Brønderslev Kommune, 2013].
Derudover blev der fundet indikation af ringe korrelation ($R^2 \approx 0,35$) mellem nedbør og opholdstid, hvilket indikerer et stort dødvolumen med langsomt vandudskiftning i vådområdets bassiner. Herved vurderes tømningstid ikke at kunne benyttes til at estimere opholdstid for vådområdet.

Opholdstid, estimeret ved kvælstofbalance, blev fundet med indikation af god korrelation ($R^2 \approx 0,95$) at være styret af nedbør. Nedbør - opholdstid korrelationen blev fundet til nedenstående udtryk (udtryk 7.3)

$$y = -0,0681\ [dag/(mm/dag)] \cdot x + 3,6634\ [dag]$$

Herved findes basisopholdstiden til cirka 3,7 dage og hver millimeter nedbør reducerer opholdstiden med 0,068 dage. Gennemsnit opholdstiden for hele perioden findes til 3,2 dage, hvilket er lidt længere end den målsatte opholdstid på én dag.
Desuden findes at det ikke er muligt at estimere opholdstiden ved $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ koncentrationer grundet opløsningen af prøvetagningen er for lav.

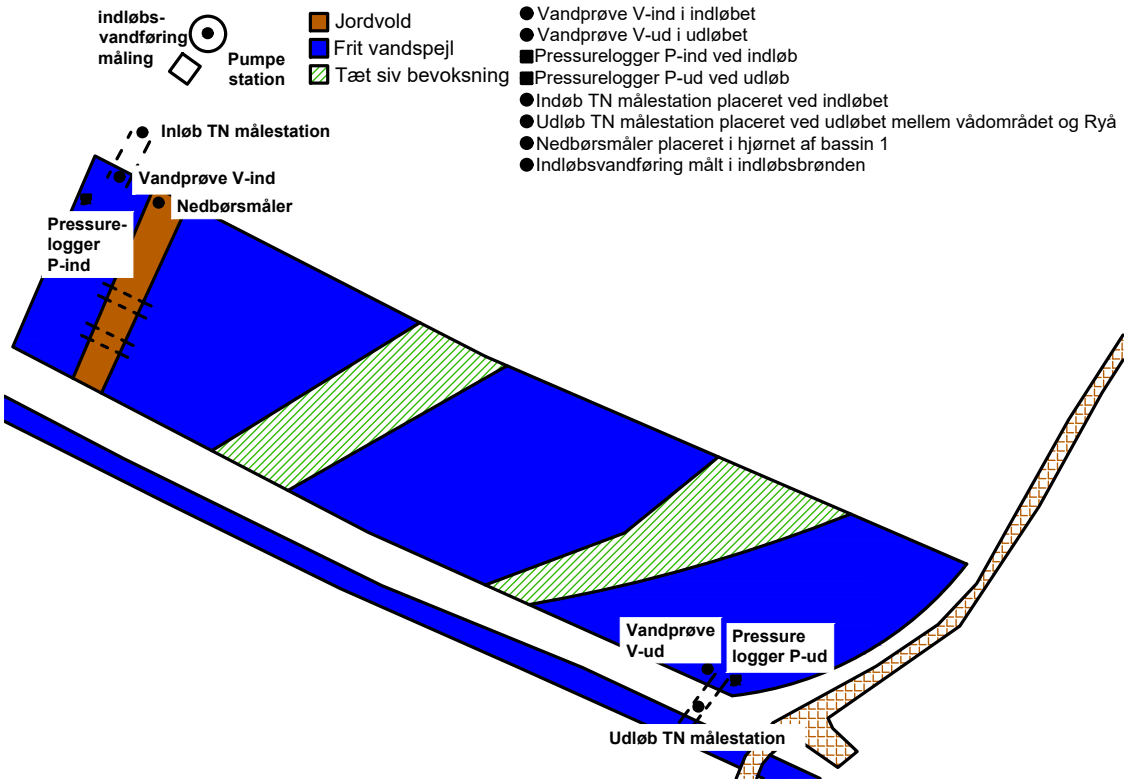
Opholdstid ved temperaturforskel mellem ind- og udløb blev estimeret til én dag i perioden fra den 24-03-2018 til den 05-05-2018, hvilket er samme opholdstid målsat i etableringstilladelsen.

I de følgende kapitler benyttes opholdstid estimeret ved kvælstofbalance til massebalance af næringgsstoffer og vandføring mens opholdstid estimeret ved temperaturforskel mellen ind og udløb benyttes til vurdering af udløbets temperatur

8 Kvælstofprocessernes styrerende parametre i vådområdet

I det følgende kapitel undersøges kvælstofprocessernes styrerende parametre i vådområdet. TN koncentrationer i ind- og udløb, nedbørs data og indløbsvandførings data er fra [Iversen, 2018].

Placering af kvælstof målepunkterne vises i figur 8.1.



Figur 8.1. Prøve- og målingsplacerings steder til TN, TUN, suspenderet organisk materiale koncentration, vandtemperatur og indløbsvandførings data. TUN og suspenderet organisk materiale blev målt ved vandprøve "V-ind"og "V-ud"mens temperaturen blev målt ved pressure-logger "P-ind"og P-ud".

Ind og udløbs koncentrationen kan være afhængig af vandføringsmængden, hvor en høj vandføring og middel koncentration kan give en høj belastning mens en høj koncentration og lille vandføring kan give en lille belastning. Derfor benyttes der i det følgende kvælstofbelastningen beregnet som:

$$\text{Kvælstofbelastning [mg/s]} = \text{koncentration [mg/l]} \cdot \text{vandføring [l/s]}$$

$NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ indløbskoncentrationer og indløbsvandføring vises i tabel 8.1. For at kunne sammenligne ind- og udløbsbelastning forskydes indløbet til udløbet med ugemiddel opholdstiden for kvælstof som blev fundet i kapitel 7. Forskydningen vises i tabel 8.1.

Kvælstofbelastningen i udløbet beregnes med udløbsvandføringen, som findes ved at forskyde indløbsvandføringen til udløbet med ugemiddel opholdstiden (tabel 8.2). Det antages her at udløbet er lig med indløbet. Dette gøres på grund af manglende fordampningsdata. Ugemiddel opholdstiden benyttes, da ind og udløbsvandføringen tilnærmelsesvist må være ens over længere perioder. $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ udløbskoncentrationer samt udløbsvandføring vises i tabel 8.2.

$NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ ind- og udløbsbelastningen vises i henholdsvis figur 8.2 og 8.3.

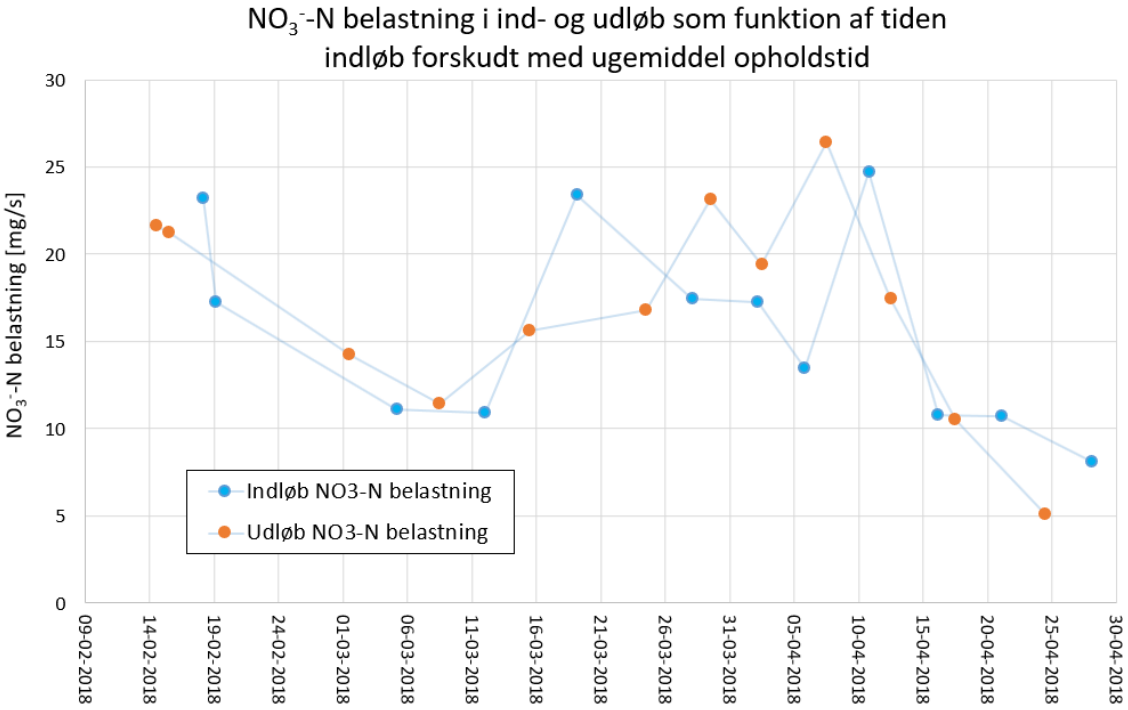
Tabel 8.1. $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ indløbskoncentrationer, forskudt til udløb, samt døgnmiddel vandføring, til beregning af $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ belastningen i vådområdets indløb

Prøve tagnings dato	Ugemiddel opholdstid [dato]	Indløb forskudt til udløb dato	indløb $NO_3^- - N$ koncentration [mg/l]	indløb $NH_4^+ - N$ koncentration [mg/l]	Døgnmiddel indløbsvandføring [l/s]
14-02-2018	3.61	18-02-2018	2.305	0.69	10.06
15-02-2018	3.61	19-02-2018	1.777	0.65	9.72
01-03-2018	3.66	05-03-2018	1.916	0.66	5.80
08-03-2018	3.55	12-03-2018	1.979	0.62	5.50
15-03-2018	3.65	19-03-2018	1.968	1,00	11.88
24-03-2018	3.59	28-03-2018	1.974	1.13	8.84
29-03-2018	3.66	02-04-2018	2.107	0.68	8.19
02-04-2018	3.31	05-04-2018	2.015	0.62	6.67
07-04-2018	3.31	10-04-2018	2.282	0.72	10.83
12-04-2018	3.66	16-04-2018	1.621	0.43	6.66
17-04-2018	3.65	21-04-2018	1.95	0.36	5.48
24-04-2018	3.57	28-04-2018	1.602	0.22	5.04

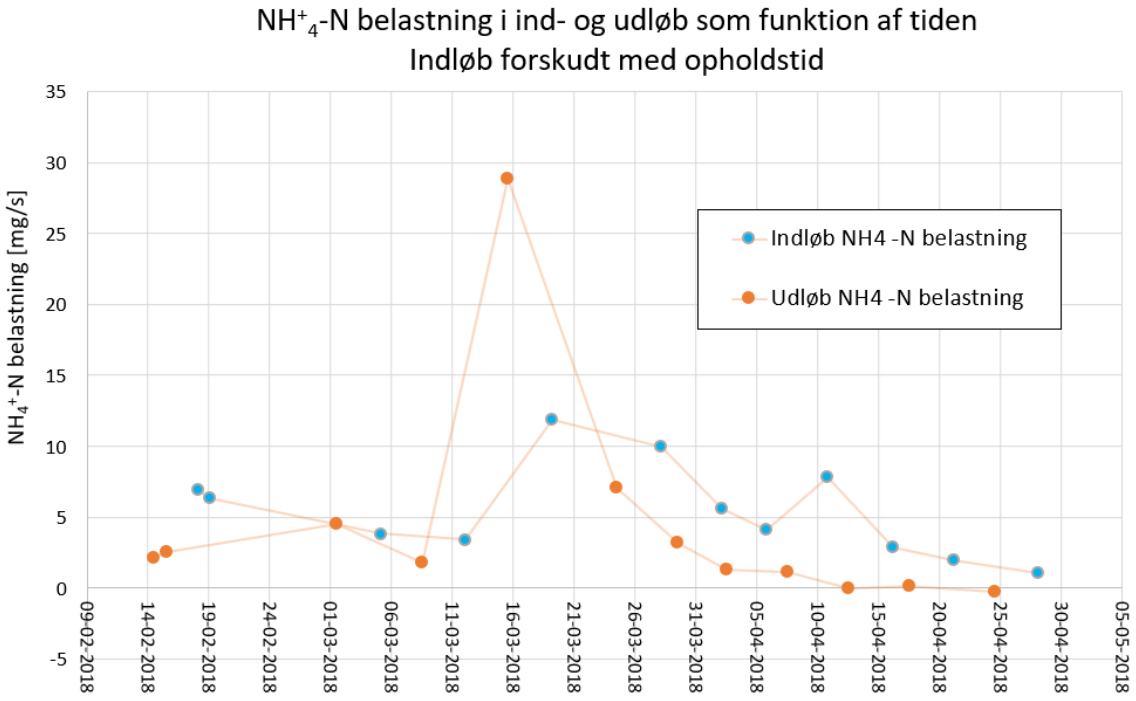
Tabel 8.2. $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ udløbskoncentrationer samt døgnmiddel vandføring, forskudt til udløbet, til beregning af $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ belastningen i vådområdets udløb

Prøve tagnings dato	Udløb $NO_3^- - N$ koncentration [mg/l]	Udløb $NH_4^+ - N$ koncentration [mg/l]	Ugemiddel opholdstid [dag]	Opholdstids forskudt dato	Døgnmiddel udløbsvandføring (vandføring forskudt til udløb) [l/s]	N b [
14-02-2018	2.35	0.230	3.61	18-02-2018	9.2	2
15-02-2018	2.33	0.280	3.61	19-02-2018	9.1	2
01-03-2018	1.48	0.470	3.66	05-03-2018	9.6	1
08-03-2018	2.11	0.330	3.55	12-03-2018	5.4	1
15-03-2018	2.11	3.900	3.65	19-03-2018	7.4	1
24-03-2018	2.38	1.000	3.59	28-03-2018	7.1	1
29-03-2018	2.54	0.350	3.66	02-04-2018	9.1	2
02-04-2018	2.37	0.160	3.31	05-04-2018	8.2	1
07-04-2018	2.54	0.110	3.31	10-04-2018	10.4	2
12-04-2018	1.78	0.000	3.66	16-04-2018	9.8	1
17-04-2018	1.68	0.020	3.65	21-04-2018	6.3	1
24-04-2018	0.97	-0.040	3.57	28-04-2018	5.3	5

Figur 8.2 viser $NO_3^- - N$ udløbsbelastningen i størstedelen af den målte periode er større end indløbsbelastningen, hvilket betyder at der er dannet $NO_3^- - N$ i vådområdet.
Figur 8.3 viser at $NH_4^+ - N$ indløbsbelastningen i størstedelen af perioden er lavere end udløbsbelastningen, hvilket betyder at $NH_4^+ - N$ er blevet omsat i perioden. Mulige årsager undersøges blandt andet i de efterfølgende afsnit.

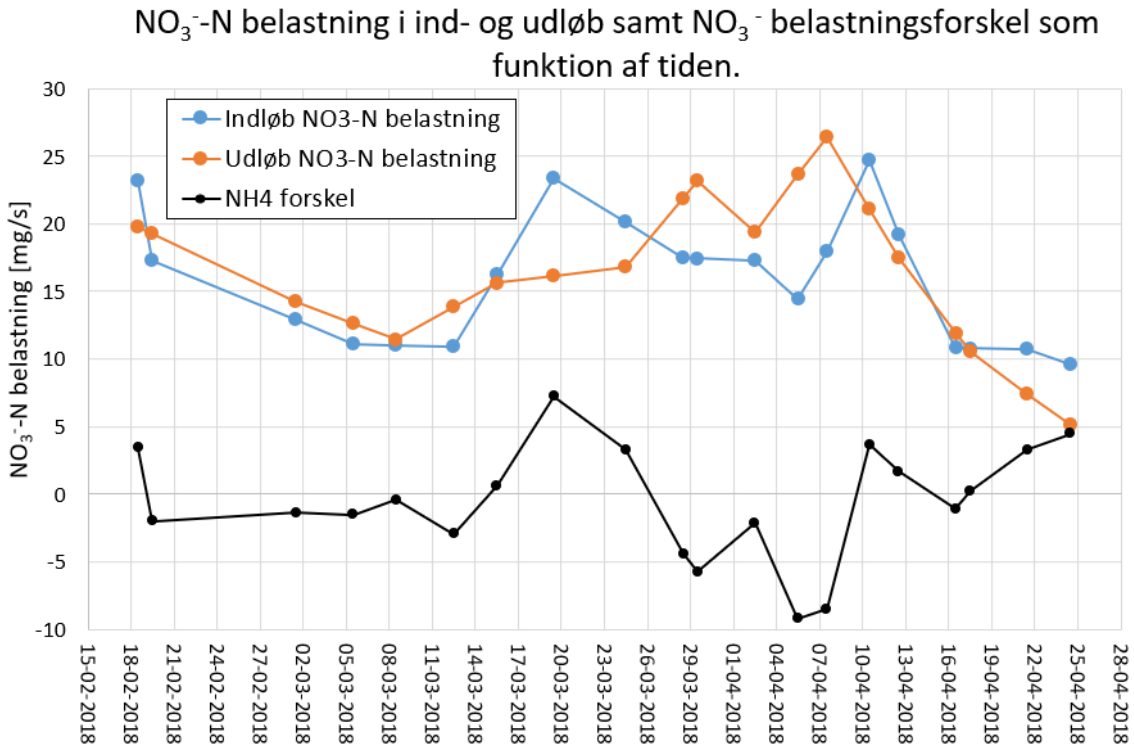


Figur 8.2. $NO_4^+ - N$ belastning for ind og udløb, hvor indløb er forskudt med døgnmiddel opholdstid

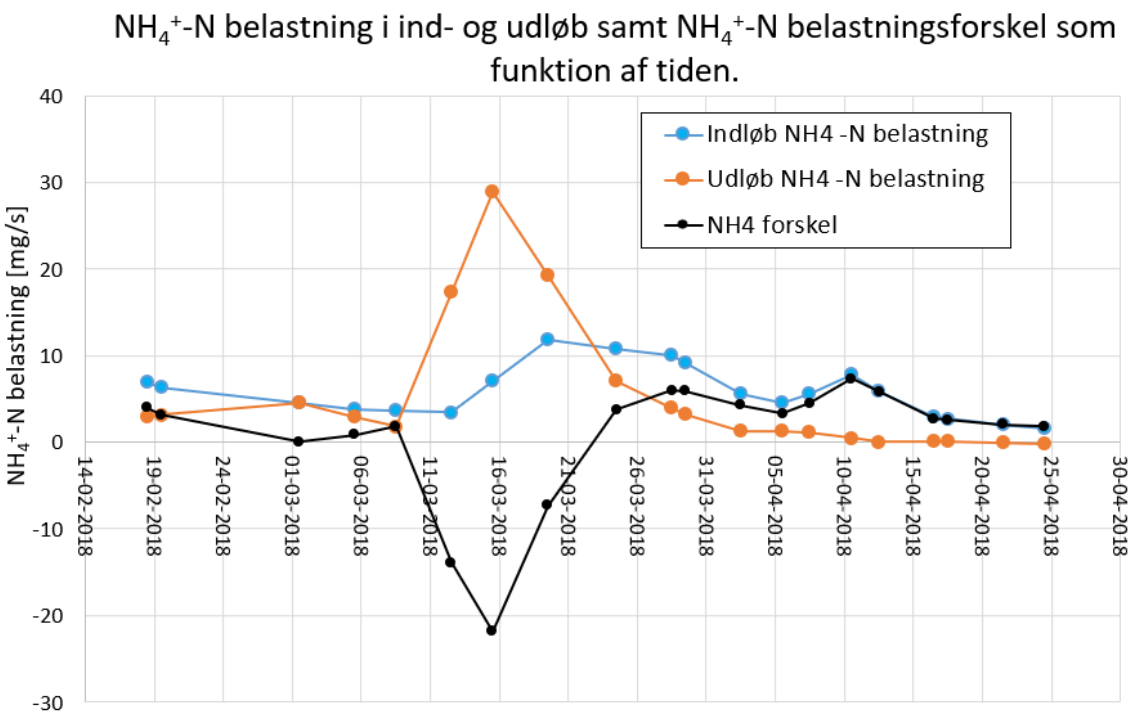


Figur 8.3. $NO_3^- - N$ belastning for ind og udløb, hvor indløb er forskudt med døgnmiddel opholdstid

For at kunne sammenligne indløbet og udløbet interpoleres mellem punkterne i figur 8.2 og 8.3, hvorefter forskellen mellem ind- og udløb kan findes ved at trække indløbsbelastningen fra udløbsbelastningen. De interpolerede værdier samt forskellen mellen ind- og udløbsbelastning vises i figur 8.4 og 8.5. Bemærk at dage, hvor der ikke forekommer både ind- og udløbsværdier ikke er medtaget.



Figur 8.4. $NO_3^- - N$ belastning for ind og udløb med interpoleret værdier samt forskellen mellem ind- og udløbsbelastning. Indløb er forskudt med ugemiddel opholdstid



Figur 8.5. $NH_4^- - N$ belastning for ind og udløb med interpoleret værdier samt forskellen mellem ind- og udløbsbelastning. Indløb er forskudt med ugemiddel opholdstid

Parametre, som er betydende for kvælstof processerne i konstruerede vådområder med overfladeafstrømning og permanent vandspejl vises i tabel 8.3 sammen med deres forventede effekt.

Tabel 8.3. Betydende parametre og deres påvirkning af kvælstofprocesserne i et konstrueret vådområde med overflade afstrømning. [Kjærgaard & Hoffmann, 2013].

Parameter	Forventet effekt
Højere opholdstid	Forøget kvælstoffjernelse
Højere vandtemperatur	Forøget kvælstoffjernelse
Organisk materiale	Forøget kvælstoffjernelse
Højere kvælstof belastning	Forøget kvælstoffjernelse
Opløst oxygen koncentration under 0,3-0,5 [mg/l]	reduceret kvælstoffjernelse
Tilstedeværelsen af emergente makrofytter	Forøget kvælstoffjernelse

I det følgende beskrives årsagen til betydningen af parametrene i tabel 8.3.

Opholdstiden er den mulige tid til reducering af kvælstof, hvorved forøget opholdstid forøger reduktionen. [Kjærgaard & Hoffmann, 2013].
Forøget temperatur forøger organismers vækstrate og produktivitet, hvorfor det forventes højere kvælstoffjernelse ved højere temperatur [Wu et al., 2017] [Kjærgaard & Hoffmann, 2013].
Denitrifikation kræver kulstof til omdannelse af NO_3^-, hvorved tilstedeværelsen af tilstrækkelig mængde kulstof forøger kvælstoffjernelsen. [Megonigal et al., 2004] [Kjærgaard & Hoffmann, 2013]. Grundet manglende data undersøges ikke kulstofpåvirkningen af kvælstofprocesserne.
Denitrifikation forekommer under anaerobe forhold, hvorfor opløst oxygen reducerer og helt forhindre denitrifikationsprocesserne. Da oxygen ikke kan diffundere mere end et par millimeter

ned i vandmættet sediment, forventes der permanent anaerobiske forhold i de lavvandede beplantede områder. [Megonigal et al., 2004]. Oxygenens påvirkning af kvælstofreduktion undersøges ikke igennem nærværende rapport.
Emergente makrofytter fungerer både som kilde til kulstof til denitrifikation samt optager næringsstoffer under deres vækst. [Kjærgaard & Hoffmann, 2013]. Grundet manglede data til sammenligning af kvælstoffjernelse med og uden emergente makrofytter, undersøges ikke vandplanternes påvirkning på kvælstoffjernelsen.

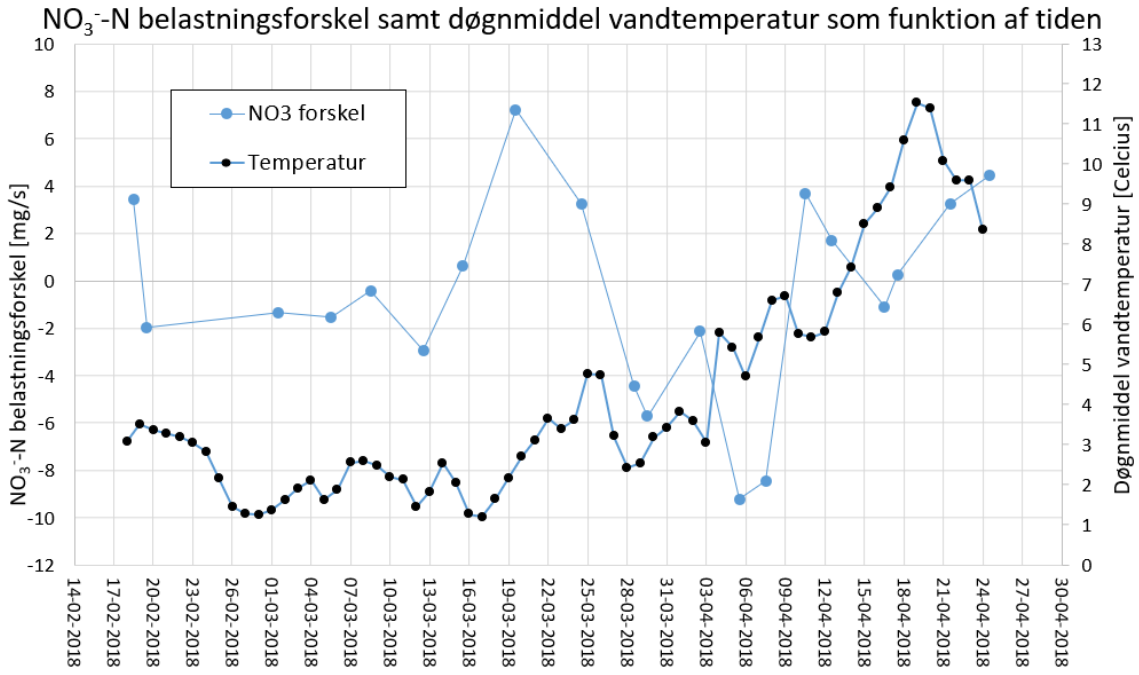
I det følgende undersøges hvilken betydning parametrene vist i tabel 8.3 har på kvælstofprocesserne. Da NO_2^- koncentrationerne er meget lave (figur A.13) undersøges udelukkende betydningen for NO_3^-, NH_4^+ og TN.

8.1 Temperaturs påvirkning på kvælstofprocesserne

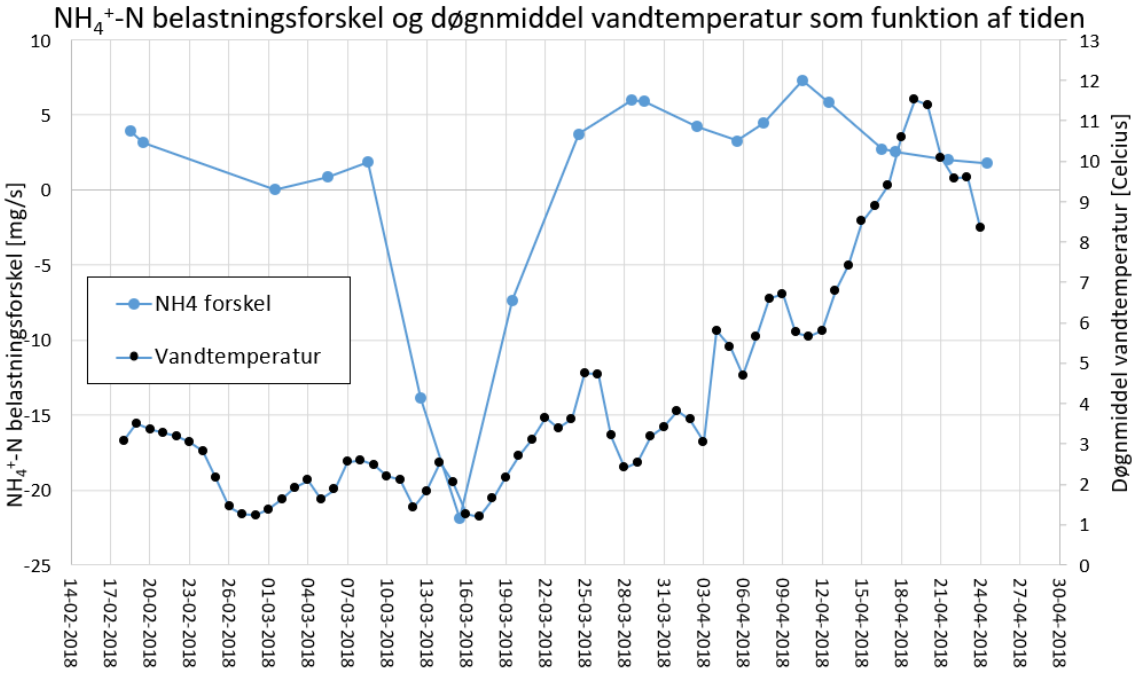
Temperaturens påvirkning på kvælstofprocesserne undersøges ved at plotte $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ belastningsforskellen med døgnmiddel vandtemperatur, som vises på henholdsvis figur 8.6 og 8.7.

Figur 8.6 viser belastningsforskellen for NO_3^- stiger når temperaturen kommer over 5 °C. Denitrifikation foregår mellem 5 og 35 °C [Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993], hvorved den stigende forskel kunne skyltes denitrifikation.

Figur 8.7 viser ingen synlig forøgelse af belastningsforskellen, når temperaturen kommer over 5 °C.
Toppen den 16-03-2018 i figuren (hvor $NH_4^+ - N$ udløbsbelastningen er større end indløbsbelastningen) kan skyltes vådområdet begynder at tø op. I kapitel 6 blev der fundet vandføringstop den 13-03-2018, (hvilket forskydes til den 17-03-2018 ved en ugeopholdstid på cirka 4 dage) som blev forsaget af smeltning af den faste nedbør grundet temperaturstigning kombineret med en nedbørshændelse. Vådområdets optøning kan forsage at mikroorganismerne omdanner den let omsættelige organiske materiale til $NH_4^+ - N$, hvilket giver den observerede top.



Figur 8.6. $NH_4^+ - N$ forskel mellen ind-og udløb med døgnmiddel vandtemperatur som funktion af tiden



Figur 8.7. $NH_4^+ - N$ forskel mellen ind-og udløb med døgnmiddel vandtemperatur som funktion af tiden

Temperaturens påvirkning af belastningsforskellen undersøges ved at finde gennemsnittet af $NO_3^- - N$ og $NH_4^- - N$ belastningensforskellen før og efter temperaturstigningen over 5 °C. Første dag døgnmiddel vandtemperaturen var permanent over 5 °C var den 07-04-2018. For $NH_4^- - N$ benyttes ikke perioden fra den 12 til den 19-03-2018, da denne periode kan være styret af vådområdets initielle optøning.

Tabel 8.4. Gennemsnits $NO_3^- - N$ og $NH_4^- - N$ belastningsforskel for døgnmiddel temperatur mindre og større end 5 °C

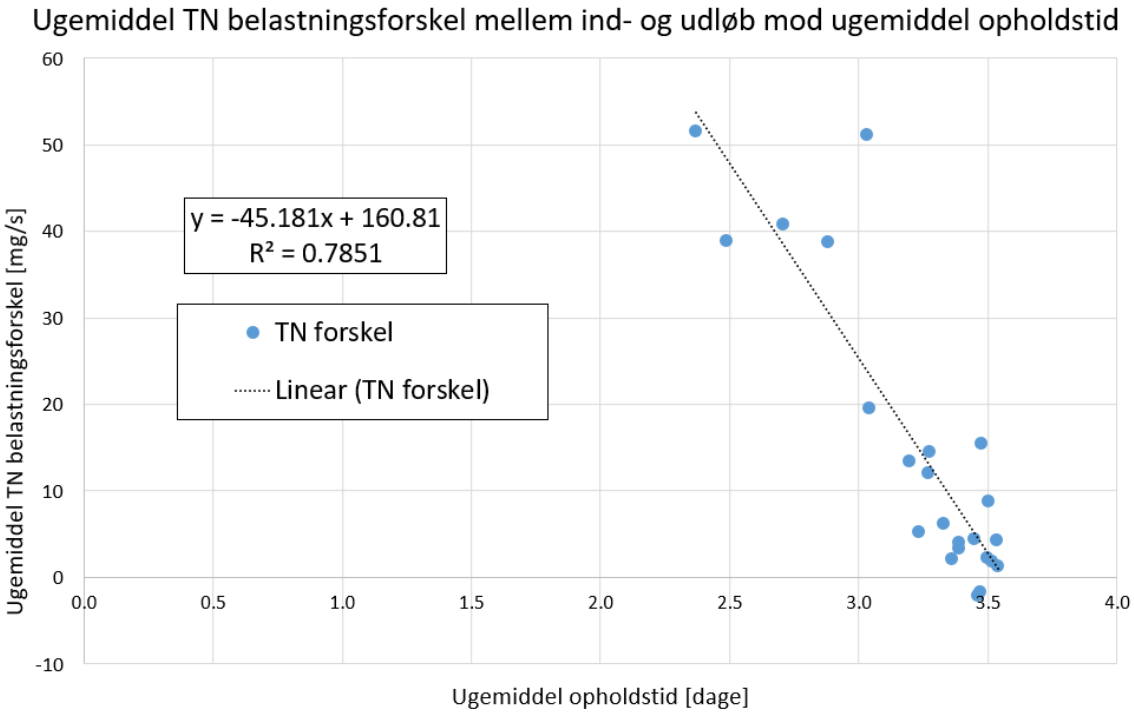
	$NO_3^- - N$ belastningsforskel [mg/s]	$NH_4^+ - N$ belastningsforskel [mg/s]
Mindre end 5 °C	3,31	-0,76
Større end 5 °C	3,83	0,5

Tabel 8.4 viser en indikation på at basis reduktionen af $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ stiger ved stigende temperatur.
$NO_3^- - N$ fjernelsen forekommer primært ved temperaturer over °C mens $NH_4^+ - N$ kan fjernes ved lavere temperaturer.

8.2 Opholdstids påvirkning af kvælstofprocesserne

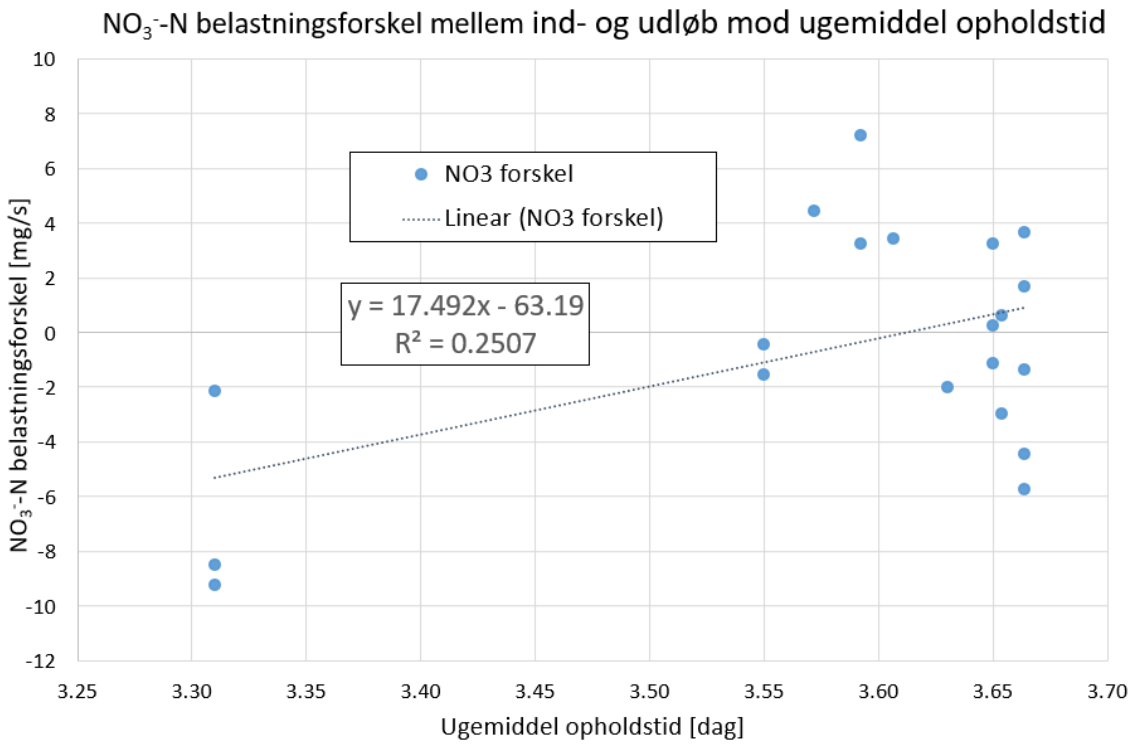
Opholdtids påvirkning af kvælstofprocesserne undersøges ved at plotte belastningsforskellen for TN (figur 8.8), $NO_3^- - N$ (figur 8.9) og $NH_4^+ - N$ (figur 8.11) mellen ind- og udløb mod ugemiddel opholdstiden. Bemærk at grundet at vandføringsdataserien stopper den 30-04-2018 beregnes $NO_3^- - N$ og $NH_4^+ - N$ belastningen indtil den sidste måned i april, som er den 24-04-2018.

Figur 8.8 viser en god indkation mellem TN belastningsforskellen og opholdstiden ($R^2 \approx 0,78$), hvor fjernelsen falder med forøget opholdstid. Dette er imod hypotesen om stigende fjernelse ved stigende opholdstid. Den faldende tendens kan skyltes TN fjernelsen styres af kvælstof indløbsbelastningen, som kunne stige ved stigende vandføring. Således ville en stigende vandføring lede til en større indløbsbelastning og således større fjernelse. Relationen mellem indløbsbelastningen og TN fjernelsen undersøges i afsnit 8.3.

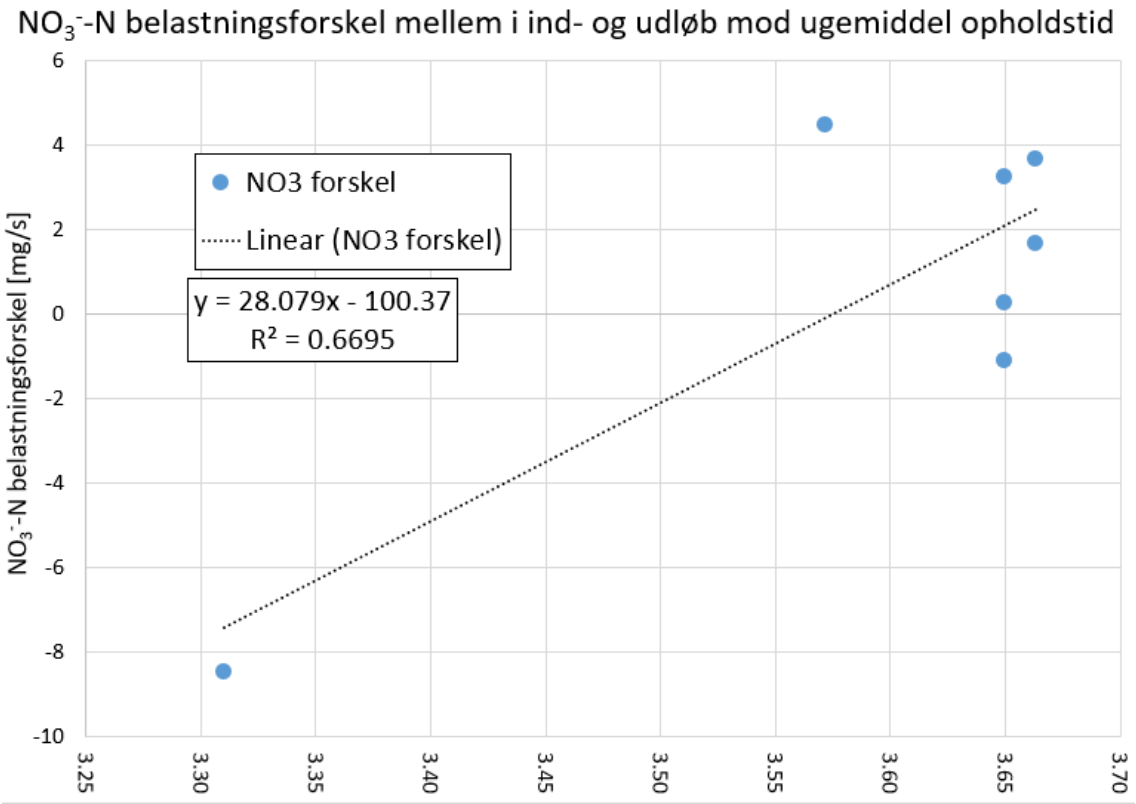


Figur 8.8. Ugemiddel TN belastnings forskel mellem ind- og udløb mod ugemiddel opholdstid og en liniær tendenslinje mellem TN fjernelsen og opholdstiden.

Figur 8.9 viser en svag tendens ($R^2 \approx 0,25$) mellem opholdstiden og fjernelsen af $NO_3^- - N$. Den svage tendens kan skyles den målte periode (fra den 02-14-2018 til den 24-04-2018)) generelt er en kold periode (figur 8.6 og 8.7). Dette undersøges ved at plotte $NO_3^- - N$ belastningsforskellen i perioden, hvor temperaturen bliver over 5 °C (efter den 07-04-2018), mod ugemiddel opholdstiden, som vises på figur 8.10. Figuren viser en væsentlig bedre tendens ($R^2 \approx 0,67$), hvor $NO_3^- - N$ belastningsforskellen mellem ind- og udløb stiger ved stigende opholdstid. Dette indikerer at $NO_3^- - N$ processerne blandt andet er styrret af opholdstid.



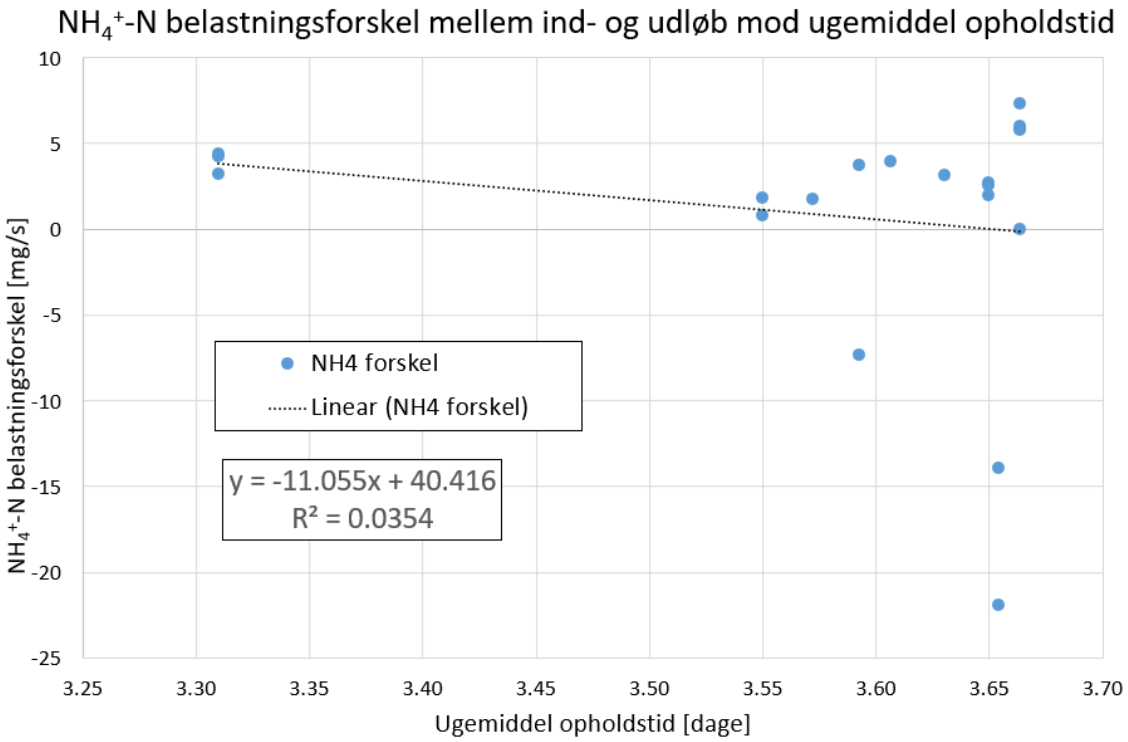
Figur 8.9. NO_3^- belastnings forskel mellem ind- og udløb mod ugemiddel opholdstid.



Figur 8.10. NO_3^- belastnings forskel mellem ind- og udløb i perioden, hvor temperaturen er over 5 °C (efter den 07-04-2018) mod ugemiddel opholdstid.

Figur 8.11 viser ingen tendens mellem $NH_4^+ - N$. Dette kan ligesom for $NO_3^- - N$ skyltes den

generelt kolde målte periode. Afsnit 8.1 fandt at $NH_4^+ - N$ belastningsforskellen ikke er styret af temperatur over 5 °C, hvorfor $NH_4^+ - N$ processerne kan være styret af mængden af labilt organisk materiale eller omdannelsen til fra $NH_4^+ - N$ til $NO_3^- - N$.

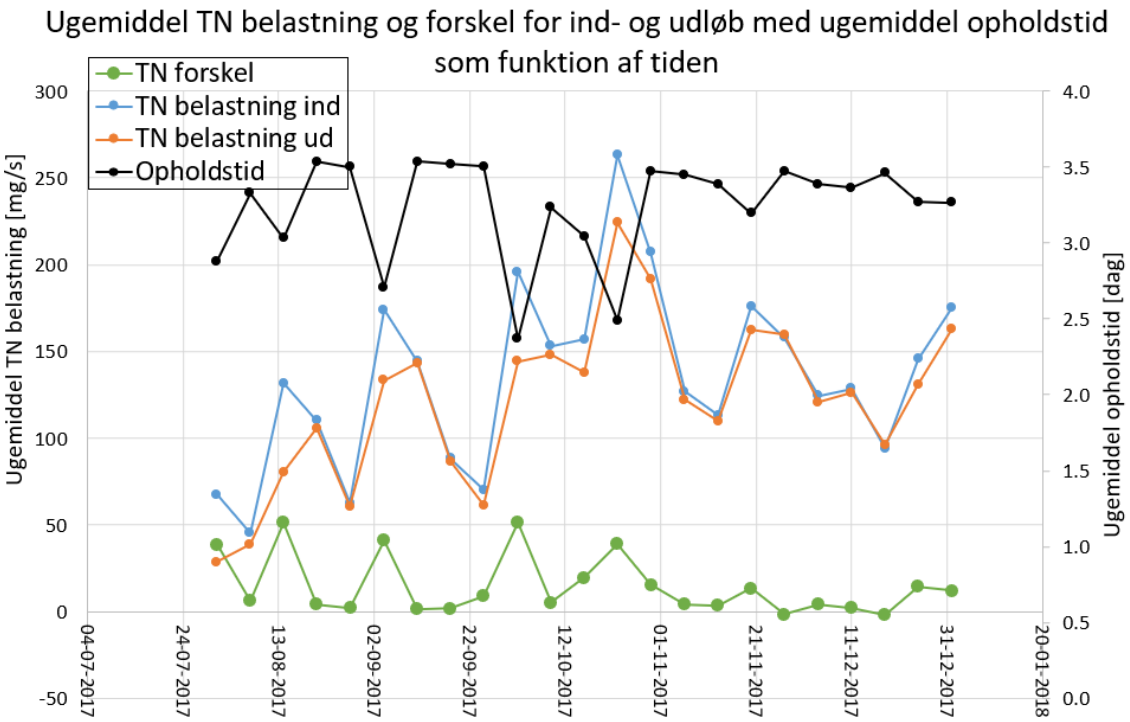


Figur 8.11. NH_4^+ belastnings forskel mellem ind- og udløb mod ugemiddel opholdstid.

8.3 Kvælstofbelastningens påvirkning af kvælstofprocesserne

Kvælstofbelastningens påvirkning af kvælstofprocesserne undersøges ved at plotte ugemiddel TN belastning i ind- og udløb samt TN belastningsforskel mellen ind og udløb samt ugemiddel opholdstid som funktion af tid, som vises på figur 8.12. Der betragtes i det følgende kun TN data, da denne har den længste tidsserie.

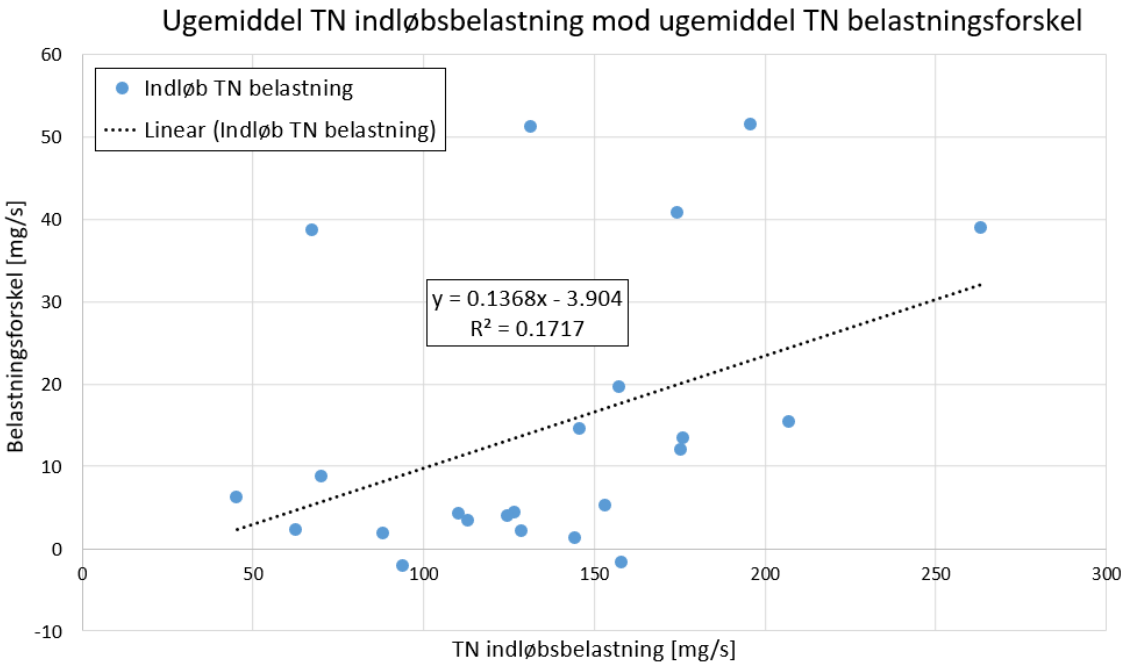
Figur 8.12 viser at når ind- og udløbsbelastningen stiger, stiger belastningsforskellen mens opholdstiden falder. Belastnings forskellens maksimale værdi er omkring 50 [mg/s]. Dette indikere at når indløbsbelastningen stiger, stiger TN belastningsforskellen mellen ind- og udløb ligeledes.



Figur 8.12. TN belastning i ind- og udløb samt TN belastningsforskel mellen ind og udløb samt ugemiddel opholdstid som funktion af tid. TN data er fra [Iversen, 2018].

Korrelationen mellem ugemiddel TN indløbs belastning og TN belastningsforskellen mellem ind- og udløb undersøges ved at plotte TN indløb belastning mod belastningsforskellen, som vises på figur 8.13. Figuren viser en tendens ($R^2 \approx 0,17$), hvor belastningsforskellen mellem ind- og udløb stiger ved stigende indløbsbelastning. Korrelationen kan være påvirket af TN puljerne, hvorved TN koncentrationerne (og således TN belastningen) bliver afhængig af puljeperioderne.

Den maksimale belastningsforskel på cirka 50 [mg/s] kan skyltes lav mængde af labilt organisk materiale eller for kort opholdstid ved højt TN belastning (da opholdstiden falder ved stigende koncentration). Der blev dog fundet et relativt højt indhold af organisk materiale (10-20 % letomsætteligt og 2-10 % sværtomsætteligt i de øverste 80 centimeter jordlag) i jorden ved siden af vådområdet (kapitel 5). Hvis den fundne mængde organisk materiale er repræsentativ for vådområdets dyrkede opland, eller selve vådområdet, er det en god indikation på, at omdannelsesraten ikke er begrænset af organisk materiale.



Figur 8.13. TN belastningsforskel mod TN indløbsbelastning. TN data er fra [Iversen, 2018].

8.4 Sammenfatning af kvælstofprocessernes styrerende parametre

De styrerende parametre for NO_3^--N processerne er opholdstid og temperatur. Ved temperatur under 5 °C forekommer lidt til ingen NO_3^--N omsætning. Ved temperatur over 5 °C stiger omsætningen ved stigende temperatur samt omsætningen ved stigende opholdstid.

Der forekommer ingen klare styrende parametre for NO_4^+-N processerne. Indikation forekommer for stigende omsætning ved stigende temperatur.

De styrerende parametre for TN indikeres at være TN indløbsbelastning og opholdstid, hvor større TN belastning medfører større fjernelse mens opholdstid indikeres at begrænse omdannelsesmængden. Den maksimale omdannelsesmængde på cirka 50 [mg/s] forekommer under høje indløbsbelastninger, hvor opholdstiden grundet den associerede høje vandføring, er lavest.

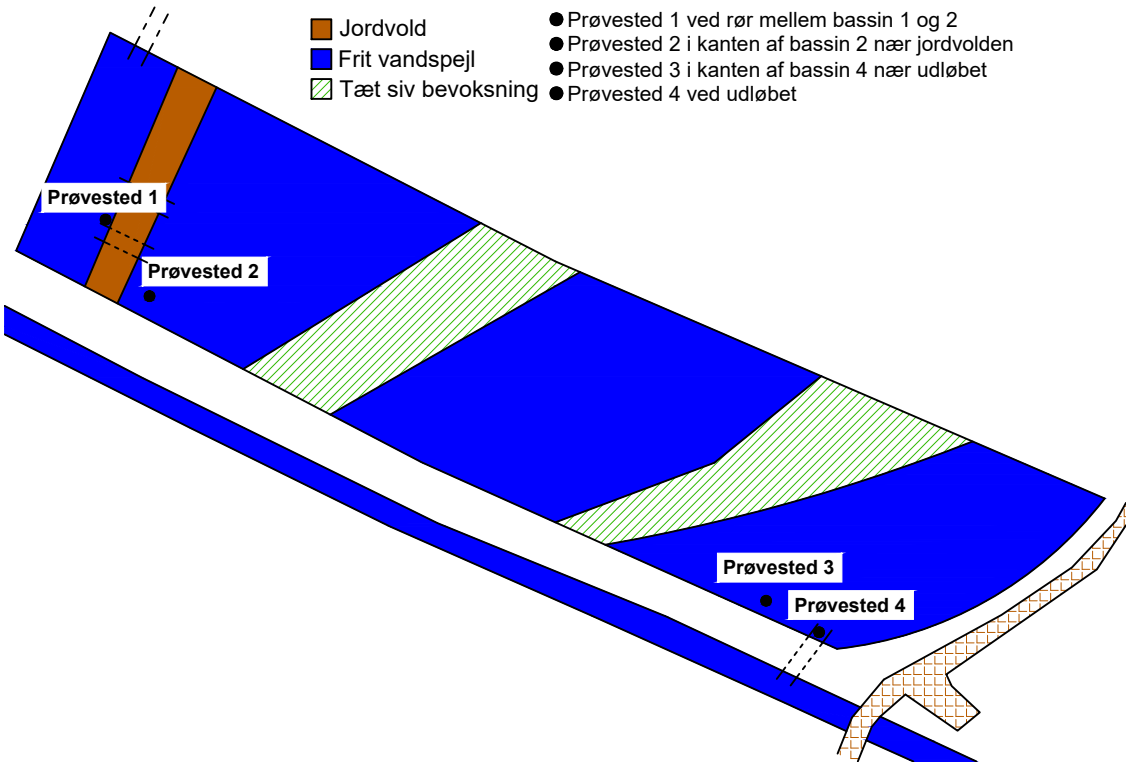
9 Styrerende parametre for metan emission fra vådområdet

I det følgende afsnit bliver de styrerende parametre for metan fluxen fra vådområdet undersøgt. TN koncentrationer i ind- og udløb, nedbørs data og indløbsvandførings data er fra [Iversen, 2018].

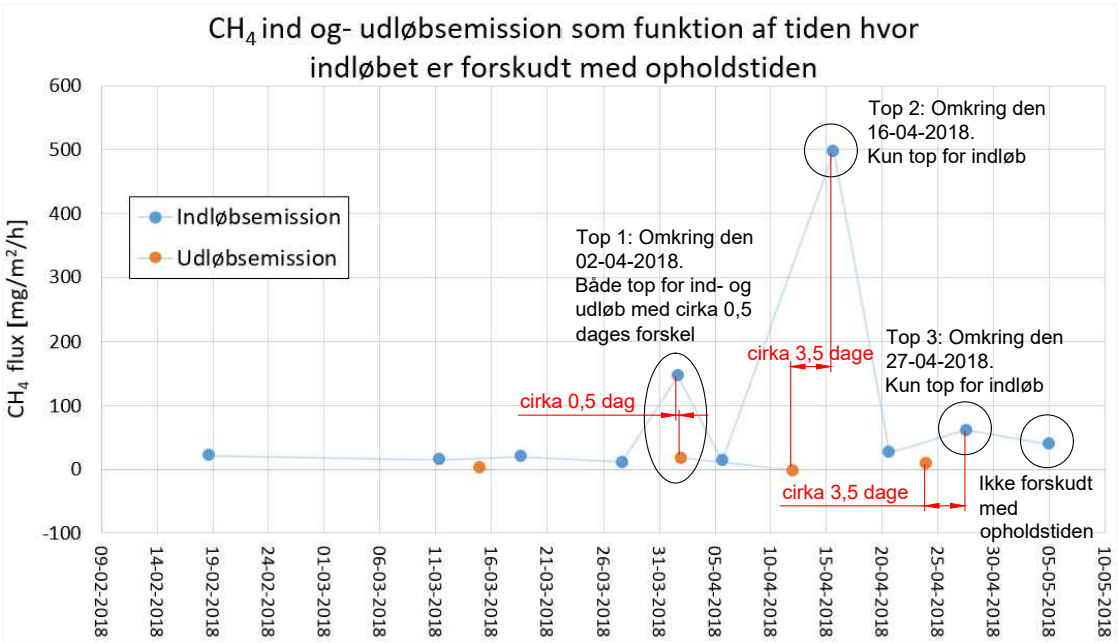
Placering af målepunkterne til CH_4 emission vises på figur 9.1. Figuren viser at prøvested 1 og 2 samt prøvested 3 og 4 ligger forholdsvist tæt på hinanden, hvorfor disse puljes sammen og kaldes i det følgende for indløbsemission og udløbsemission. De ikke puljede emissions værdier vises i figur A.8 mens de puljede emissions værdier vises i figur 9.2, hvor indløbet er forskudt med kvælstofopholdstid fundet i kapitel 7. Figuren viser at CH_4 emission er mindre nær udløbet end indløbet med middel flux værdier på 85,2 $\mathrm{mg}/(\mathrm{m}^2 \cdot \mathrm{h})$ for indløbet og 6,6 $\mathrm{mg}/(\mathrm{m}^2 \cdot \mathrm{h})$ for udløbet. [Mander et al., 2014] fandt emissionsværdier mellem 0,15 og 3,1 $\mathrm{mg}/(\mathrm{m}^2 \cdot \mathrm{h})$ for konstruerede vådområder med overflade afstrømning og landbrug som indstrømningskilde. Således er de fundne flux i nærværende rapport for indløbsemission relativt høje mens flux værdierne for udløbsemissionen er væsentligt tættere på dem fundet af [Mander et al., 2014].

Desuden viser figur 9.2 at top 1 for ind- og udløbet forekommer samme dag (når indløbet forskydes), hvorfor samme vand må forsage begge toppe. For top 2 og 3 er den tidslige forskel mellem indløbstoppene og den nærmeste udløbsværdi cirka 3,5 dage, hvorved den eventuelle udløbestop kunne forekomme, men ikke vises på figuren grundet prøvetagningopløsningen.

Bemærk desuden at fluxen målt den 05-05-2018 ikke er forskudt med opholdstiden grundet manglende nedbørsdata.



Figur 9.1. Prøveplacerings steder til CH_4 flux fra vådområdet.



Figur 9.2. CH_4 indløb- og udløbsemission fra vådområdet. Indløbet er forskudt med opholdstiden.

Parametre, som er betydende for CH_4 emission fra konstruerede vådområder med overflade strømning og permanent vandspejl vises i tabel 9.1 sammen med deres forventede effekt.

Tabel 9.1. Betydende parametre og deres påvirkning af CH_4 emission fra konstrueret vådområde med overflade afstrømning. [Mander et al., 2014] og [Megonigal et al., 2004]

Parameter	Forventet effekt
Højere vandtemperatur	Forøget CH_4 emission
Højere kulstof belastning	Forøget CH_4 emission
Højere opholdstid	Forøget CH_4 emission
Tilstedeværelsen af planter med luftvæv	Både forøger og reducerer CH_4 emission

I det følgende beskrives årsagen til betydningen af parametrene i tabel 9.1.

Forøget temperatur forøger organismers vækstrate og produktivitet, hvorfor det forventes højere CH_4 emission ved højere temperatur [Wu et al., 2017] og [Mander et al., 2014].
CH_4 dannes ved nedbrydning af kulstof. Derfor må det forventes højere koncentration af kulstof resulterer i højere CH_4 emission [Megonigal et al., 2004]. Da der igennem nærværende rapport ikke er målt indstrømning af kulstofmængden undersøges ikke effekten af kulstof på metan emission.
Forøget opholdstid forøger tiden, hvorved organisk materiale kan omsættes, og således forøger CH_4 emission.
Vådområdeplanter med luftvæv kan både transportere CH_4 ud af og oxygen ned i vådområdet (som derved kan oxidere CH_4 til CO_2) samt optage kulstof ved vækst, hvorved planterne både kan (afhængigt af forhold) øge og reducere CH_4 emissionen. [Laanbroek, 2009]. Grundet manglende data undersøges ikke planternes påvirkning på CH_4 emissionen.

I de følgende afsnit undersøges hvilken betydning vandtemperatur og opholdstid har på CH_4 fluxen.

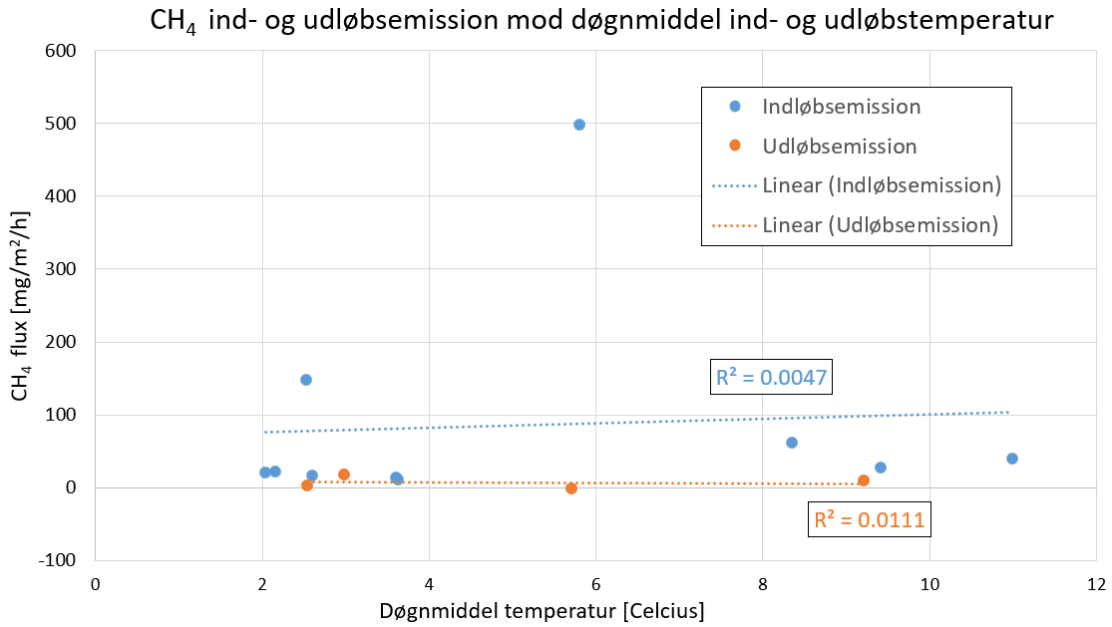
9.1 Temperaturs påvirkning på metan emission

Temperaturs påvirkning af CH_4 emission undersøges ved at plotte ind- og udløbsemission mod døgnmiddel vandtempertur i ind- og udløb (figur 9.3).
Da der ikke er udløbstemperatur måling for den 15-03-2018 (udløbstemperatur målingerne starter den 25-03-2018), benyttes indløbstemperatur måling, forskudt med opholdstiden. (tabel 9.2). For de andre flux benyttes ind- og udløbstemperatur ukorrigeret med opholdstid, da ind- og udløbstemperatur er målt i samme område som ind- og udløbsemission målingerne. Tidspunkterne for de benyttede ind- og udløbsvandtemperatur målinger vises i tabel 9.2 sammen med de benyttede flux og temperatur målinger.

Tabel 9.2. Værdier og datoer til vurdering af temperaturens påvirkning af $CH_4 - C$ emission. Grundet manglende udløbsvandtemperatur måling benyttes indløbsvandtemperaturen for den 15-03-2018 forskudt med temperatur opholdstid på én dag. Temperatur opholdstiden blev fundet i kapitel 7. Bemærk den 05-05-2018 ikke er opholdstidsforskudt grundet manglende nedbørsdata.

Flux dato	Indløbs-emission $mg/(m^2 \cdot h)$	Indløbs-temperatur °C	Udløbs-emission $mg/(m^2 \cdot h)$	Udløbs-temperatur °C	Målt temperatur dato
19-02-2018	21,9	2,2			Indløbstemp 15-02-2018
11-03-2018	15,3	2,6			Indløbstemp 08-03-2018
15-03-2018			2,2	2,5	Indløbstemp 14-03-2018
19-03-2018	19,7	2,0			Indløbstemp 15-03-2018
28-03-2018	10,9	3,6			Indløbstemp 24-03-2018
02-04-2018	146,7	2,5			Indløbstemp 29-03-2018
02-04-2018			17,5	3,0	Udløbstemp 02-04-2018
06-04-2018	13,1	3,6			Indløbstemp 02-04-2018
12-04-2018			-2,2	5,7	Udløbstemp 12-04-2018
16-04-2018	497,1	5,8			Indløbstemp 12-04-2018
21-04-2018	26,3	9,4			Indløbstemp 17-04-2018
24-04-2018			8,8	9,2	Udløbstemp 24-04-2018
28-04-2018	61,3	8,4			Indløbstemp 24-04-2018
05-05-2018	39,4	11,0			Indløbstemp 05-05-2018

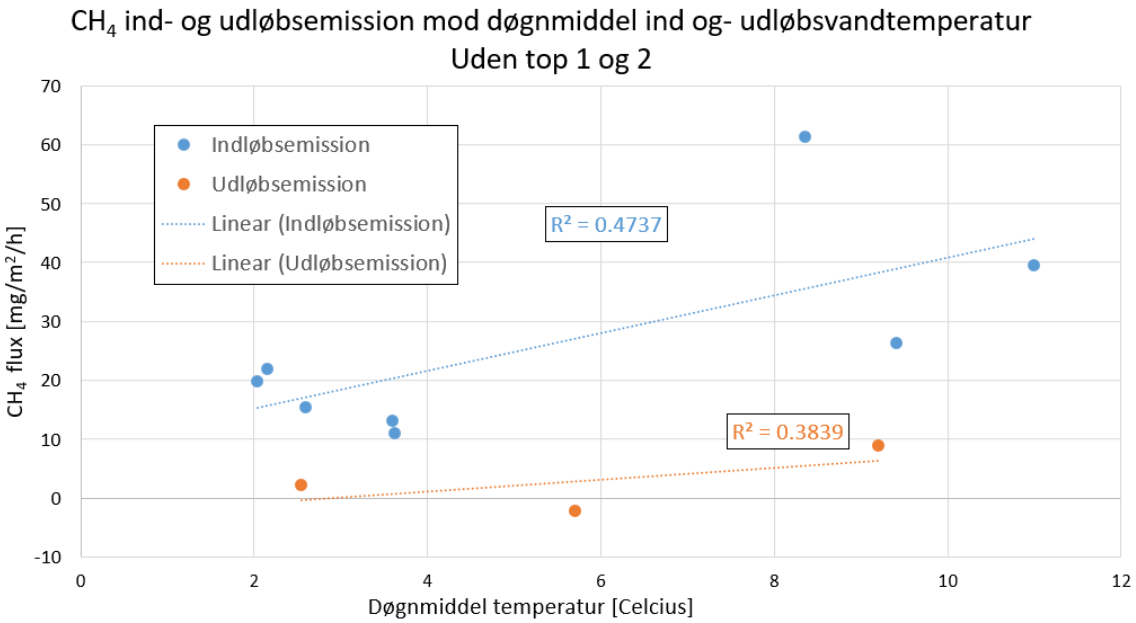
Figur 9.3 viser ringe tendens både for ind- og udløbet, hvor tendensen for udløbet er negativ ved stigende temperatur, hvilket er mod forventningen om forøget flux ved forøget temperatur. Især ved de lave temperaturer, hvor vådområdet tøer op, må det forventes forøget bakterie aktivitet og dermed forøget flux ved stigende temperatur. [Wu et al., 2017]. Figuren viser desuden emissionerne for top 1 og 2 (figur 9.2) ligger længere fra tendenslinjen end de resterende punkter. Disse punkter kan skyltes at vådområdet tøer op, hvorved det letomsættelige organiske materiale bliver omdannet til CH_4. I kapitel 6 blev vådområdet fundet at tø op omkring den 13-03-2018, hvilet forskudt med opholdstiden ligger omkring peak 2, hvorfor peaket sikkert skyltes optøning af vådområdet.



Figur 9.3. CH_4 ind- og udløbsemission mod døgnmiddel ind- og udløbsvandtemperatur.

Temperatur kunne også have betydning for basis CH_4 emission. Dette undersøges ved at plotte CH_4 ind- og udløbsemission mod ind- og udløbsvandtemperatur uden top 1 og 2 i figur 9.2 (den 02-04-2018 og 16-04-2018 for indløbet og den 02-04-2018 for udløbet i tabel 9.2) og vises i figur 9.4. Figuren indikere en tendens mellem både indløb emission og indløb temperatur samt udløb emission og udløb emission. Desuden viser figuren en tendens til forøget flux ved forøget temperatur.

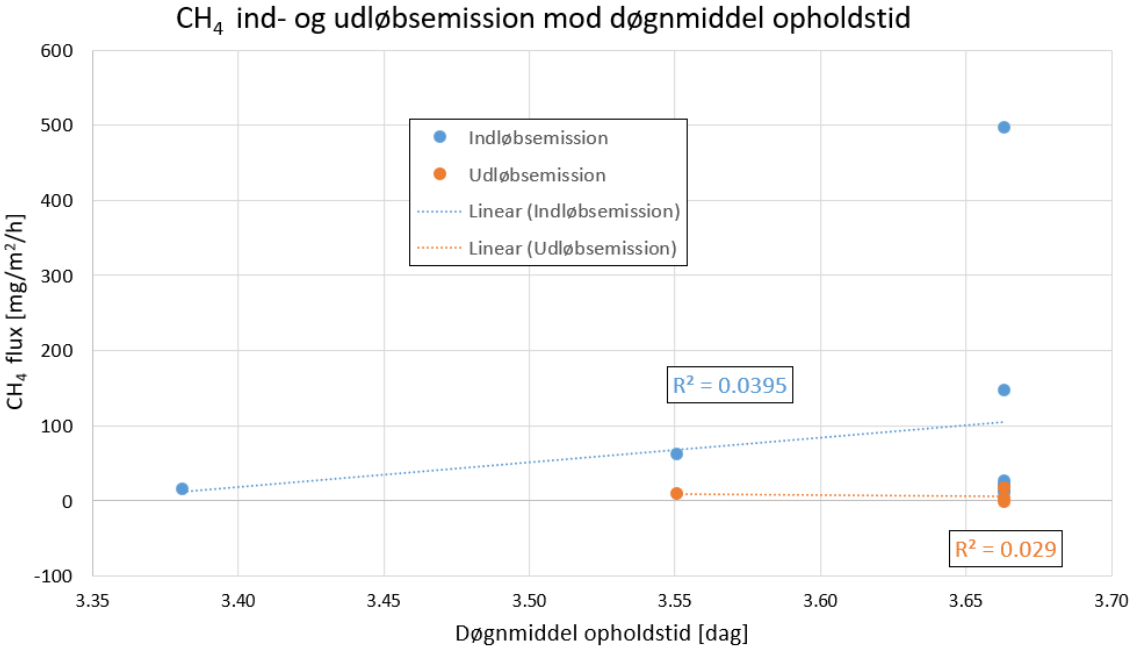
På baggrund af ovenstående vurderes det at forøget temperatur medfører forøget basis CH_4 emission i den målte periode. Temperaturen har dog ikke betydning for top 1 og 2, som vises i figur 9.2.



Figur 9.4. CH_4 ind- og udløbsemission mod døgnmiddel ind- og udløbsvandtemperatur uden top 1 og 2 i figur 9.2.

9.2 Opholdstidens påvirkning på metan emission

Opholdstidens påvirkning af CH_4 emission undersøges ved at plotte CH_4 ind- og udløbsemissionen mod døgnmiddel opholdstid, som vises på figur 9.5. Figuren viser en ringe relation (korrelationsværdi på $\approx 0{,}04$ og $0{,}03$ for henholdsvis ind- og udløbet), hvorved opholdstiden sikkert ikke har betydning for $CH_4 - C$ emissionen i den målte periode.



Figur 9.5. $CH_4 - C$ indløb- og udløbsemission mod døgnmiddel opholdstid

9.3 Sammenfatning af metan emissionens styrerende parametre

Den styrende parameter i den målte periode fra den 14-02-2018 til den 05-05-2018 indikeres at være temperatur, hvor stigende temperatur medfører stigende indløbsemission og udløbsemission. Desuden resulterer temperatur forøgelser efter koldeperioder i relativt store flux, sikkert som resultat af omdannelse af det labile organiske materiale.

10 | Sammenfatning

Igennem nærværende rapport er undersøgt de styrende parametre for kvælstofomsætningen og metan emissionen i et konstrueret vådområde med overfladeafstrømning placeret ved Ryå syd for Øster Brønderslev Desuden er undersøgt vådområdets opholdstid.

Opholdstiden blev vurderet ved tømningstid, kvælstofbalance og temperaturforskel mellem ind- og udløb. Opholdstiden beregnet ved tømningstid blev vurderet til at være urepræsentativt lang (mellem 4,0 og 16,2 dage), hvilket blev vurderet at skyltes et stort dødvolumen i vådområdets bassiner.
Opholdstiden vurderet ved TN blev fundet med en god tendens ($R^2 \approx 0,95$) at følge nedenstående udtryk:

$$y = -0,0681\ [dag/(mm/dag)] \cdot x + 3,6634\ [dag]$$

Herved fandtes basisopholdstiden til cirka 3,7 dage og hver millimeter nedbør reducerer opholdstiden med 0,068 dage.
Det var desuden ikke muligt at estimere en opholdstid med NO_3^--N og NH_4^+-N grundet opløsningen af prøvetagningen.

Opholdstid ved temperaturforskel mellem ind- og udløb blev estimeret til én dag i perioden fra den 24-03-2018 til den 05-05-2018.

De styrende parametre for kvælstofomsættelsen blev vurderet ved NO_3^--N, NH_4^+-N og TN. De styrende processer for NO_3^--N og NH_4^+-N blev vurderet med opholdstid og temperatur, mens TN blev vurderet med opholdstid og TN indløbsbelastning, da der ikke forekom temperaturmålinger i TN perioden.

De styrerende parametre for NO_3^--N processerne blev vurderet ved opholdstid og temperatur. Ved temperatur under 5 °C forekommer lidt til ingen NO_3^--N omsætning. Ved temperatur over 5 °C steg omsætningen ved stigende temperatur samt stigende omsætningen ved stigende opholdstid.

Der forekom ingen klar styrende parametre for NO_4^+-N processerne. Indikation forekom for stigende omsætning ved stigende temperatur.

De styrerende parametre for TN blev vurderet at være TN indløbsbelastning og opholdstid, hvor større TN belastning medførte større fjernelse mens opholdstid blev vurderet at begrænse omdannelsesmængden. Den maksimale omdannelsesmængde på cirka 50 [mg/s] forekom under høje indløbsbelastninger, hvor opholdstiden grundet den associerede høje vandføring, er lavest.

De styrende parametre for metan emission blev vurderet ved temperatur og opholdstid.
Den styrende parameter i den målte periode fra den 14-02-2018 til den 05-05-2018 blev vurderet at være temperatur, hvor stigende temperatur medførte stigende ind og- udløbsemission. Desuden resulterede temperatur forøgelser efter koldeperioder i relativt store flux, sikkert som resultat

af omdannelse af det labile organiske materiale. Der blev ikke fundet nogen korrelation mellem opholdstid og ind- og udløbsemission.

11 | Perspektivering

Igennem kapitlet bliver præsenteret yderligere undersøgelser, som vil bidrage til bedre forståelse af vådområders udledning af drivhus gas og styrende parametre for drivhusgas og kvælstofomsættelse.

For at kunne sammenligne konstruerede vådområders drivhusgas udledning i forhold til kvælstofomsættelse burde emission af N_2O og CO_2 også undersøges. N_2O har et opvarmningspotentiale GWP (Global warming potential) på 310 CO_2 ækvivalenter over en 100 års periode [Nations, 2014], N_2O er en vigtig klimagas.

For at bedre forstå de styrende parametre for NO_3^--N og NH_4^+-N burde der måles med bedre opløsning end én gang per uge.

Da både CH_4 emission og denitrifikation til omsættelse af NO_3^--N kræver labilt kulstof, burde den totale kulstofmængde (TOC) i vådområdet måles, hvorved der kan undersøges om denne er en styrende parameter.

Litteratur

Bremner, J. M. (1997). *Sources of nitrous oxide in soils.*

Bridgham, S. D., Cadillo-Quiroz, H., Keller, J. K., & Zhuang, Q. (2012). *Methane emissions from wetlands: biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales.*

Brorsen, M., & Larsen, T. (2009). *Lærebog i hydraulik.*

Brønderslev Kommune (2013). *Tilladelse til etablering af minivådområde.*

Danish Meteorological Institute (2001). *Sammenligning af potentiel fordampning beregnet ud fra Makkinks formel og den modificerede Penman formel.*

Dansk Standard (2014a). *Slam, bioaffald, jord og affald - Beregning af tørstofandel efter bestemmelse af tørstofrest eller vandindhold..*

Dansk Standard (2014b). *Slam, bioaffald, jord og affald - Bestemmelse af glødetab..*

Dietrich, O. W. (2018). *Tyngdeacceleration.* http://denstoredanske.dk/index.php?sideId=175601. Accessed: 01-05-2018.

DYF, L. (2009). *Methane Dynamics in Northern Peatlands: A Review.*

Fobian, A. (2000). *Kornfordelingen i nogle danske jordarter.*

Hald, A. B. (2012). *Når dunhammer er et problem i vandhuller.*

Halling-Sørensen, B., & Jørgensen, S. (1993). *The removal of nitrogen compounds from wastewater.*

IPCC, Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley, P. (2013). *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*

Iversen, B. V. (2018).

Kjærgaard, C., & Hoffmann, C. C. (2013). *Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand.*

Kristensen, A. H., Jensen, E. D., Karlsen, E., Karlby, H., Sørensen, I., Nielsen, J. O., Brinck, K., Ellemose, K., Ramsay, L., Jørgensen, M., Roslev, P., Jacobsen, P., Schmidt, S., & Bai, W. (2014). *Vandforsyning.*

Laanbroek, H. J. (2009). *Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review.*

Loll, P., & Moldrup, P. (2000). *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment.*

Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S. F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., & Mitsch, W. J. (2014). *Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewatertreatment: A review*.

Megonigal, J. P., Hines, M. E., & Visscher, P. T. (2004). *Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes*.

Mer, J. L., & Roger, P. (2001). *Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review*.

Miljø og Fødevareministeriet (2016). *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn*.

Nations, U. (2014). *Global Warming Potentials*. http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php. Accessed: 03-01-2018.

Refsgaard, J., Henriksen, H., Blicher-Mathiesen, G., & Kern-Hansen, C. (2002). *Vandbalance på mark- og oplandsskala*.

Senbayrama, M., Chenc, R., Budaid, A., Bakkend, L., & Dittert, K. (2011). *N2O emission and the N2O/(N2O + N2) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations*.

Vejen, F., Allerup, P., & Madsen, H. (1998). *Korrektion for fejlkilder af daglige nedbørsmålinger i Danmark*.

Wrage, N., Kool, D. M., Dolfing, J., & Groenigen, J. W. V. (2010). *Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil*.

Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., & Liang, S. (2017). *Evaluating the sustainability of free water surface flow constructed wetlands: Methane and nitrous oxide emissions*.

XU, C. Y., & Singh, V. P. (2001). *Cross Comparison of Empirical Equations for Calculating Potential Evapotranspiration with Data from Switzerland*.

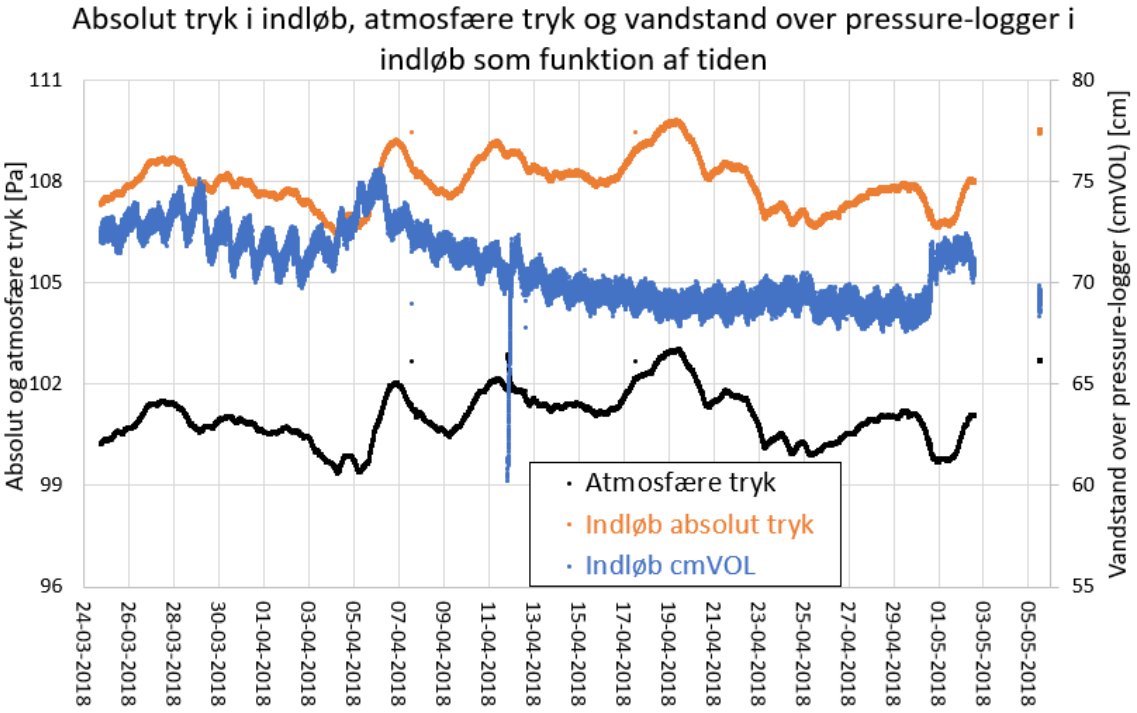
A | Supplerende data

A.1 Supplerende data til materialer og metoder

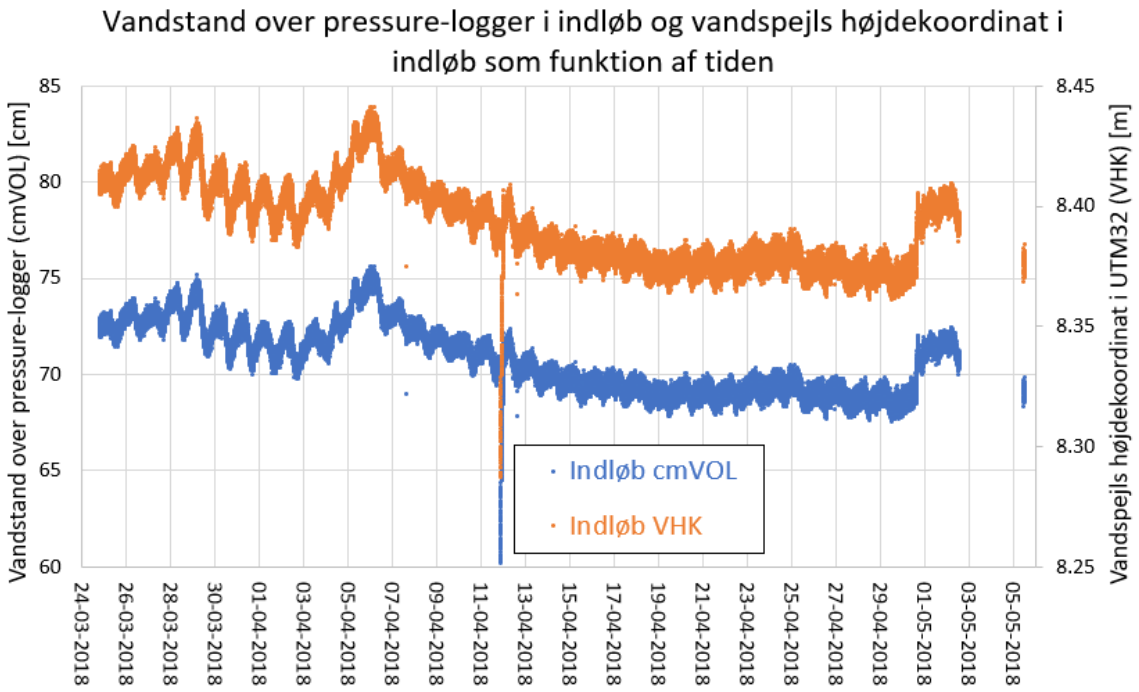
I de følgende afsnit supplementers kapitel 4: Metoder og materialer med måleresultater og beregningsresultater samt input og output af beregninger benyttet igennem kapitlet. Der vises data, som ligger til grund for de resultater, som benyttes videre i rapporten. Formålet med afsnittet af at skabe gennemsigtighed, hvis læseren skulle have interesse i at kontrollere beregninger, målemetoder eller lignende.

A.1.1 Supplerende data til beregning af vandspejls højdekoordinat

I det følgende vises input og output til beregningerne af kapitel 4.6.1. Først vises for indløbet og derefter for udløbet. Herefter sammenlignes vandspejls højdekoordinatet i ind- og udløbet som validering af beregningerne. Koordinaterne er målt i koordinatsystemet UTM i zone 32.

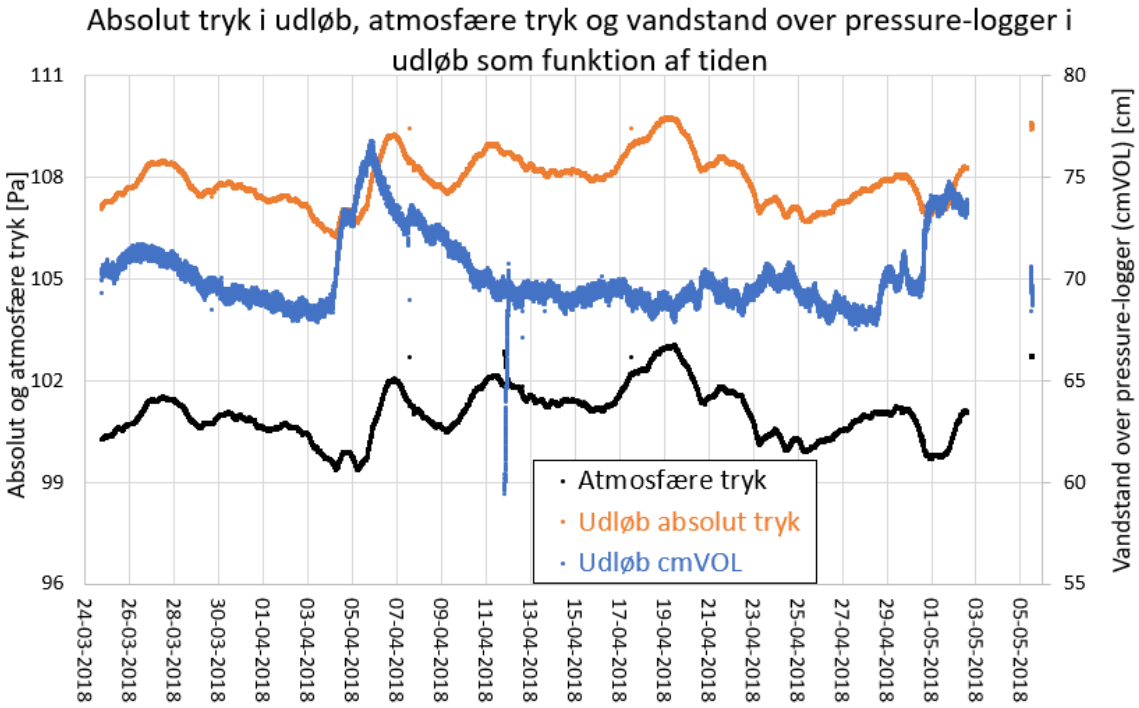


Figur A.1. Absolut tryk for indløbet og atmosfæretryk plottet med vandstand over pressure-loggeren (cmVOL) i indløbet. Figuren viser input og output for udtryk 4.5 i kapitel 4.6.1.

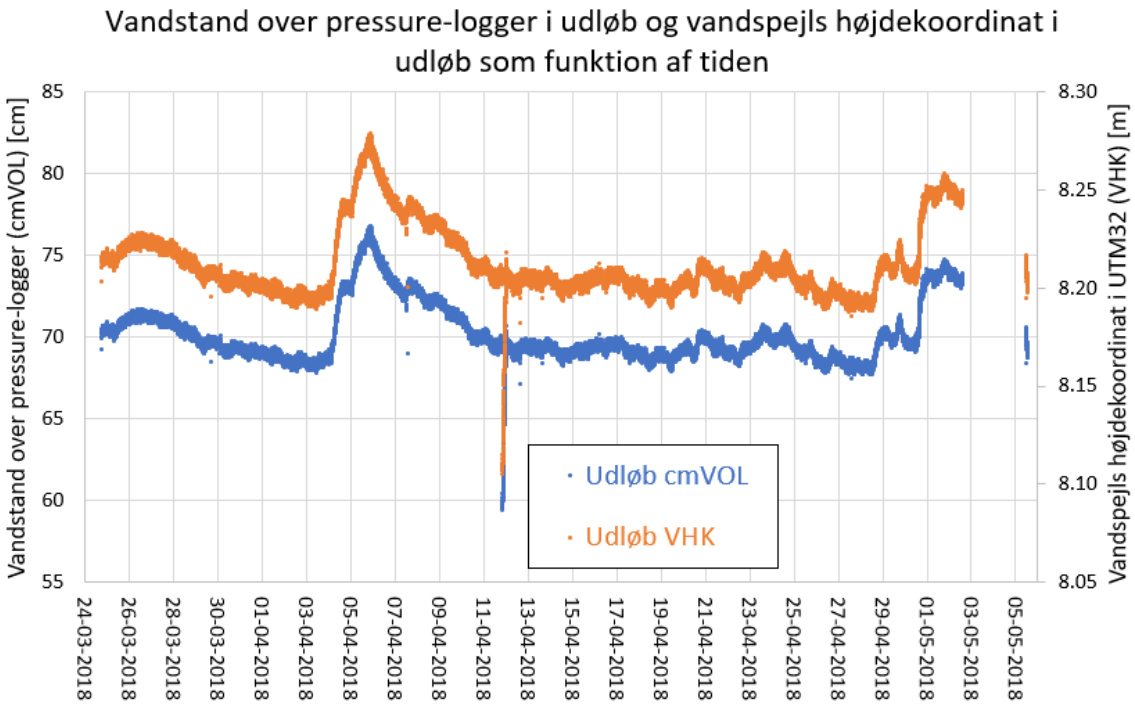


Figur A.2. Vandstand over loggeren (cmVOL) i indløbet plottet med vandspejls højdekoordinat i indløbet (VHK). Figuren viser input og output for udtryk 4.6 i kapitel 4.6.1. Det benyttede koordinatsystem er UTM zone 32.

.



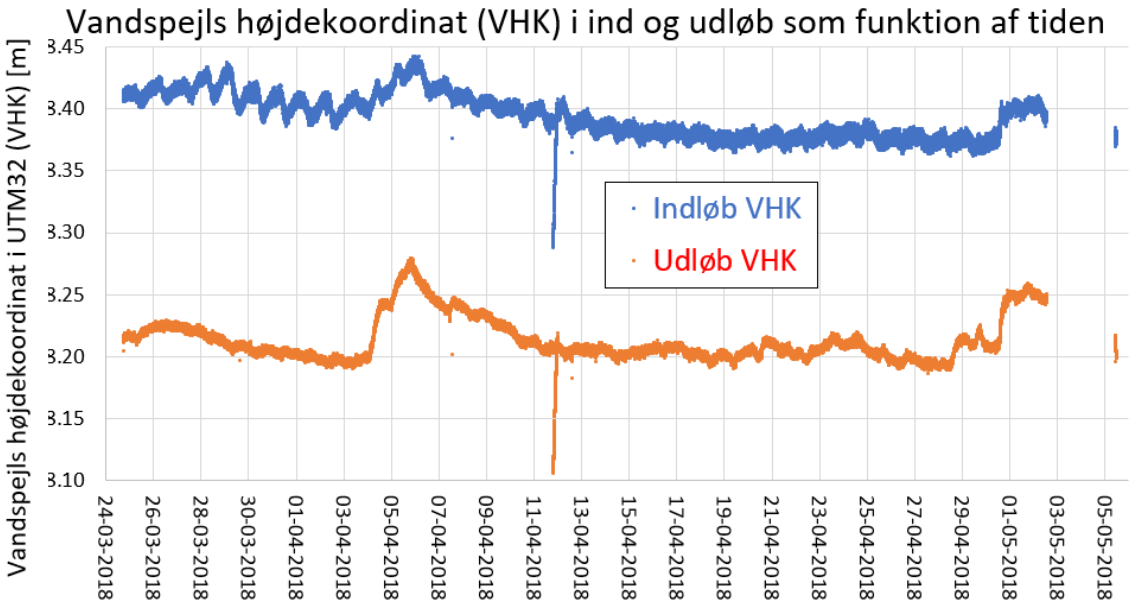
Figur A.3. Absolut tryk for udløbet og atmosfæretryk plottet med vandstand over loggeren (cmVOL) i udløbet. Figuren viser input og output for udtryk 4.5 i kaptitel 4.6.1.



Figur A.4. Vandstand over pressure-loggeren (cmVOL) i udløbet plottet med vandspejls højdekoordinat i udløbet (VHK). Figuren viser input og output for udtryk 4.6 i kapitel 4.6.1. Det benyttede koordinatsystem er UTM zone 32.

Vandspejls højdekoordinaterne for indløbet og udløbet plottes og vises i figur A.5 for perioden 24-03-2018 til 05-05-2018, da der i denne periode var logningsdata for alle tre loggere (atmosfærisk, indløb og udløb logger).

Figuren viser at vandetspejlet for indløbet ligger højere og med større fluktueringer end udløbet. Dette giver mening i forhold til vandets transport fra højt potentielt energi til lavere, samt indløbet forsager en vandspejlsstigning, der forplanter sig ned gennem vådområdet.



Figur A.5. Vandspejls højdekoordinat (VHK) i ind- og udløb i koordinatsystemet UTM zone 32. Vandspejls højdekoordinaterne blev beregnet ved udtryk 4.6 i kapitel 4.6.1.

A.1.2 Supplerende data til beregning af metan flux

Måleresultater og beregningsresultater blev fundet efter fremgangsmåden beskrevet i afsnit 4.5.2.

Måleresultater i tabel A.1 og A.2 blev benyttet til beregning af CH_4 massen i fluxkammeret, m_{CH_4} (udtryk 4.2). Herefter plottes CH_4 masseændringen i fluxkammeret mod tiden, hvor hældningskoefficienten angiver flowet (figur A.6 og A.6). Til sidst vises det beregnede flux i tabel A.3 (udtryk 4.1).

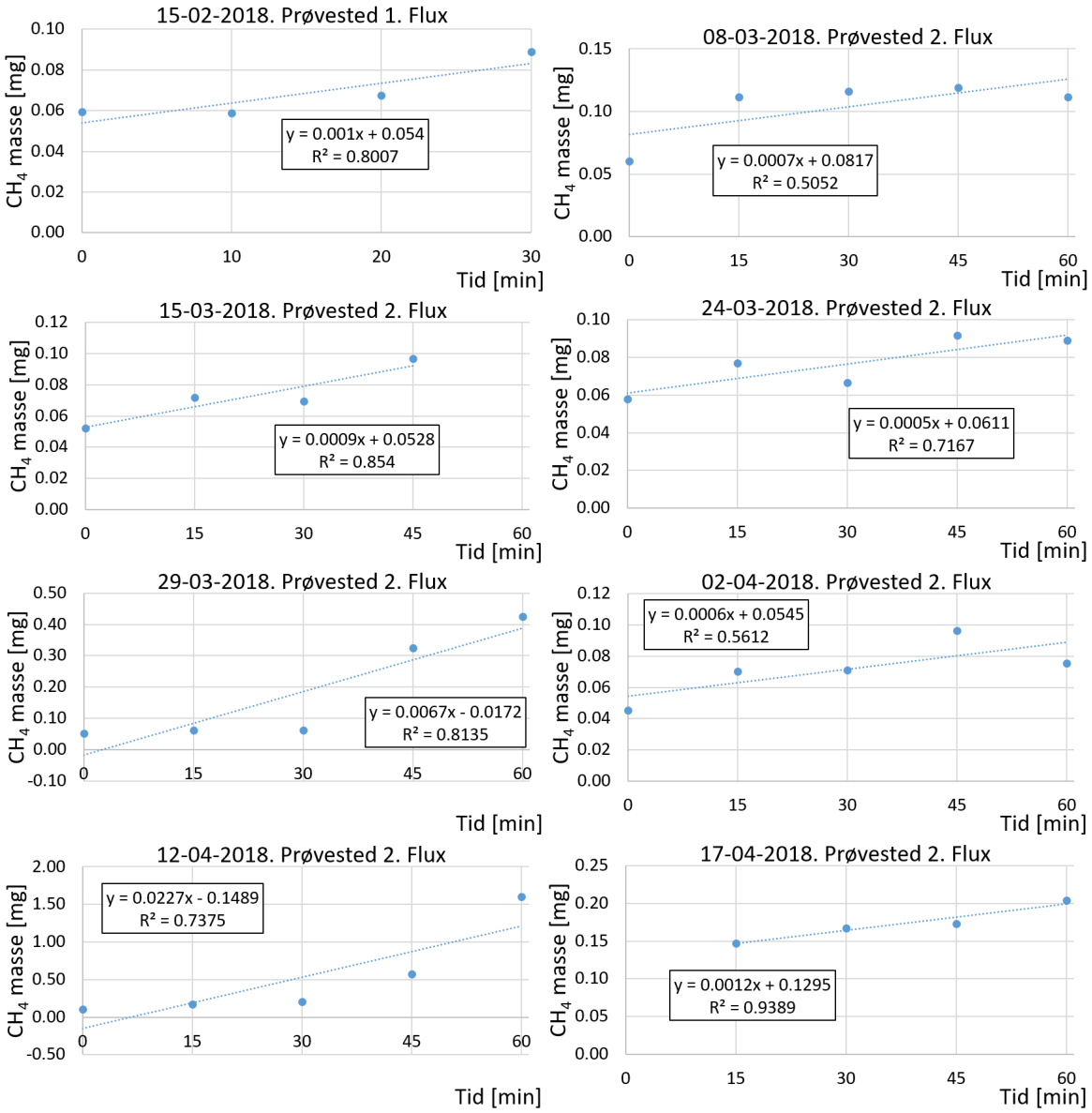
Prøve placeringerne vises i figur 3.18.

Tabel A.1. Måle og beregningsresultater til beregning af metan massen i fluxkammeret. Værdier som vurderes at være urepræsentative for datasættet er markeret med fed. $C_{prøve}$ beregnes ved udtryk 4.3 og omregnes til mg/l ved udtryk 4.4 mens m_{CH_4} beregnes ved udtryk 4.2 (i afsnit 4.5.2). Placering af prøverne vises i figur 3.18.

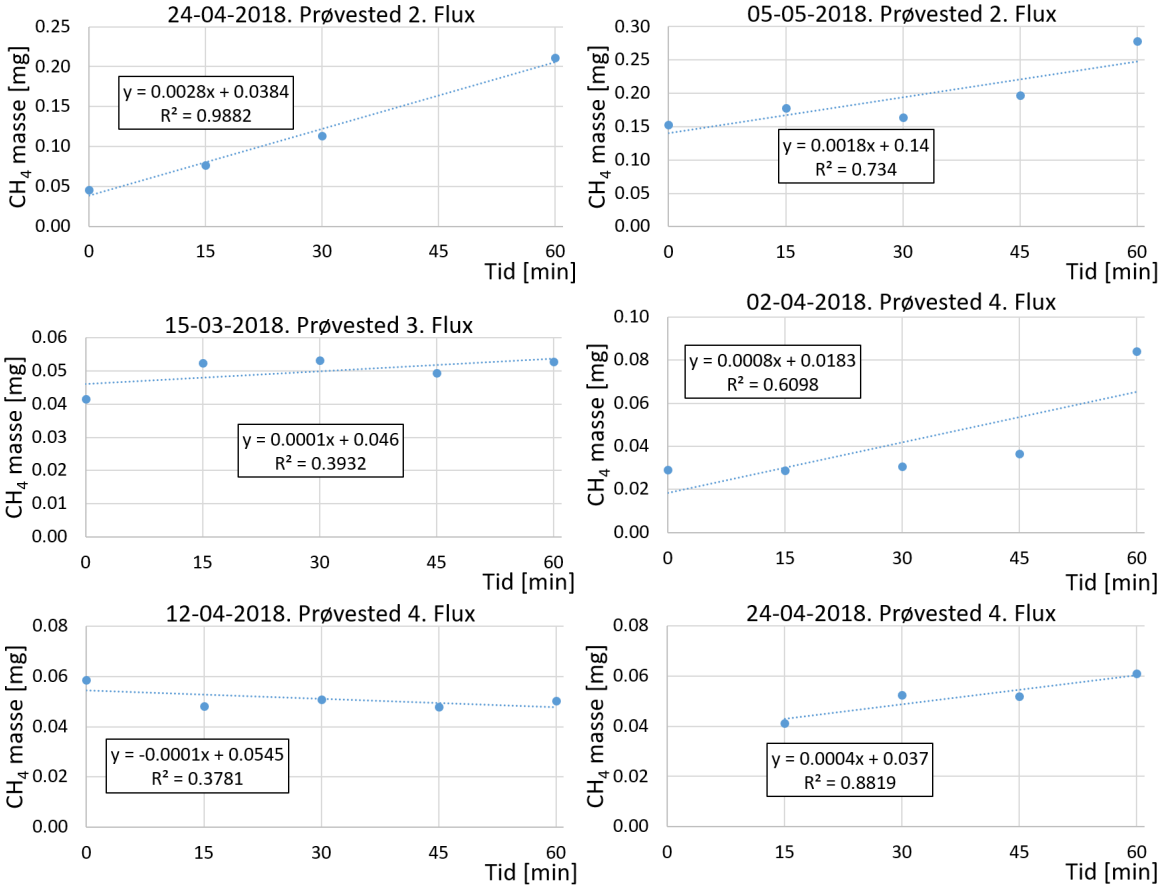
Dato	Prøve nummer	Prøve sted	Tid [min]	$A_{prøve}$ GC areal	$C_{prøve}$ [PPMV]	$C_{prøve}$ [mg/l]	m_{CH_4} [mg]
02-04-2018	1	4	0	1,84	1,28	0,000890	0,0292
02-04-2018	2	4	15	1,81	1,26	0,000875	0,0287
02-04-2018	3	4	30	1,94	1,35	0,000937	0,0307
02-04-2018	4	4	45	2,30	1,60	0,001114	0,0365
02-04-2018	5	4	60	5,30	3,69	0,002564	0,0841
02-04-2018	1	2	0	2,86	1,99	0,001382	0,0453
02-04-2018	2	2	15	4,44	3,09	0,002147	0,0704
02-04-2018	3	2	30	4,48	3,12	0,002169	0,0711
02-04-2018	4	2	45	6,08	4,23	0,002939	0,0963
02-04-2018	5	2	60	4,75	3,31	0,002298	0,0754
12-04-2018	1	2	0	6,45	4,50	0,003121	0,1032
12-04-2018	2	2	15	11,08	7,72	0,005361	0,1758
12-04-2018	3	2	30	12,75	8,88	0,006165	0,2021
12-04-2018	4	2	45	36,40	25,37	0,017608	0,5773
12-04-2018	5	2	60	101,22	70,54	0,048958	1,6052
12-04-2018	1	4	0	3,69	2,57	0,001786	0,0585
12-04-2018	2	4	15	3,03	2,11	0,001466	0,0481
12-04-2018	3	4	30	3,20	2,23	0,001550	0,0508
12-04-2018	4	4	45	3,01	2,10	0,001458	0,0478
12-04-2018	5	4	60	3,16	2,21	0,001531	0,0502
17-04-2018	**1**	**2**	**0**	**22,30**	**15,54**	**0,010787**	**0,3537**
17-04-2018	2	2	15	9,30	6,48	0,004499	0,1475
17-04-2018	3	2	30	10,57	7,36	0,005111	0,1676
17-04-2018	4	2	45	10,94	7,62	0,005292	0,1735
17-04-2018	5	2	60	12,84	8,95	0,006210	0,2036
24-04-2018	1	2	0	2,89	2,02	0,001400	0,0459
24-04-2018	2	2	15	4,81	3,35	0,002328	0,0763
24-04-2018	3	2	30	7,13	4,97	0,003450	0,1131
24-04-2018	**4**	**2**	**45**	**4,65**	**3,24**	**0,002284**	**0,0737**
24-04-2018	5	2	60	13,33	9,29	0,006446	0,2114
24-04-2018	**1**	**4**	**0**	**4,22**	**2,94**	**0,002041**	**0,0669**
24-04-2018	2	4	15	2,60	1,82	0,001260	0,0413
24-04-2018	3	4	30	3,30	2,30	0,001598	0,0524
24-04-2018	4	4	45	3,28	2,28	0,001585	0,0520
24-04-2018	5	4	60	3,84	2,68	0,001859	0,0610

Tabel A.2. Måle og beregningsresultater til beregning af metan massen i fluxkammeret. $C_{prøve}$ beregnes ved udtryk 4.3 og omregnes til mg/l ved udtryk 4.4 mens m_{CH_4} beregnes ved udtryk 4.2 (i afsnit 4.5.2). Placering af prøverne vises i figur 3.18.

Dato	Prøve nummer	Prøve sted	Tid [min]	$A_{prøve}$ GC areal	$C_{prøve}$ [PPMV]	$C_{prøve}$ [mg/l]	m_{CH_4} [mg]
05-05-2018	1	2	0	9,62	6,71	0,004655	0,1526
05-05-2018	2	2	15	11,23	7,82	0,005431	0,1781
05-05-2018	3	2	30	10,36	7,22	0,005010	0,1643
05-05-2018	4	2	45	12,43	8,66	0,006011	0,1971
05-05-2018	5	2	60	17,53	12,22	0,008480	0,2780
15-02-2018	1	1	0	3,74	2,61	0,001809	0,0593
15-02-2018	2	1	10	3,71	2,58	0,001794	0,0588
15-02-2018	3	1	20	4,27	2,97	0,002063	0,0676
15-02-2018	4	1	30	5,60	3,90	0,002709	0,0888
08-03-2018	1	2	0	3,81	2,65	0,001842	0,0604
08-0-2018	2	2	15	7,03	4,90	0,003401	0,1115
08-03-2018	3	2	30	7,31	5,10	0,003538	0,1160
08-03-2018	4	2	45	7,51	5,24	0,003633	0,1191
08-03-2018	5	2	60	7,03	4,90	0,003400	0,1115
15-03-2018	1	2	0	3,29	2,29	0,001590	0,0521
15-03-2018	2	2	15	4,52	3,15	0,002186	0,0717
15-03-2018	3	2	30	4,37	3,05	0,002116	0,0694
15-03-2018	4	2	45	6,10	4,25	0,002949	0,0967
15-03-2018	1	3	0	2,62	1,83	0,001267	0,0415
15-03-2018	2	3	15	3,30	2,30	0,001598	0,0524
15-03-2018	3	3	30	3,36	2,34	0,001623	0,0532
15-03-2018	4	3	45	3,11	2,17	0,001506	0,0494
15-03-2018	5	3	60	3,33	2,32	0,001608	0,0527
24-03-2018	1	2	0	3,65	2,55	0,001768	0,0580
24-03-2018	2	2	15	4,85	3,38	0,002346	0,0769
24-03-2018	3	2	30	4,21	2,93	0,002036	0,0668
24-03-2018	4	2	45	5,78	4,03	0,002794	0,0916
24-03-2018	5	2	60	5,62	3,91	0,002716	0,0891
29-03-2018	1	2	0	3,23	2,25	0,001561	0,0512
29-03-2018	2	2	15	3,91	2,73	0,001893	0,0621
29-03-2018	3	2	30	3,86	2,69	0,001868	0,0613
29-03-2018	4	2	45	20,51	14,29	0,009920	0,3253
29-03-2018	5	2	60	26,80	18,68	0,012964	0,4250



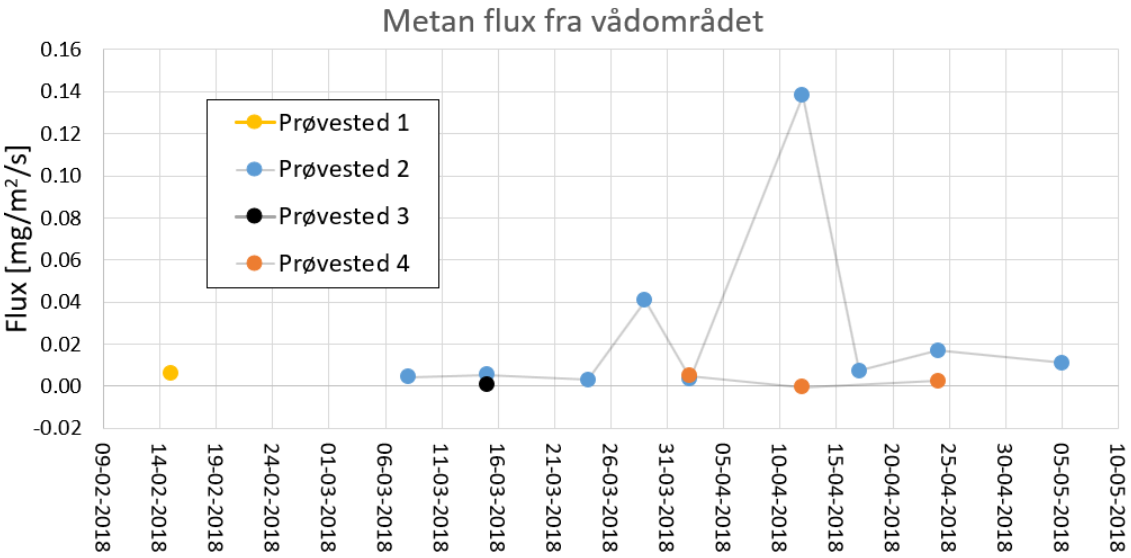
Figur A.6. Massen af CH_4 gas i fluxkammeret (m_{CH_4}) som funktion af tiden. Hældningskoefficienten er flowet ud af vådområdet (mg / t), som svarer til CH_4 masseforøgelsen i fluxkammeret. Placering af prøverne vises i figur 3.18.



Figur A.7. Massen af CH_4 gas i fluxkammeret (m_{CH_4}) som funktion af tiden. Hældningskoefficienten er flowet ud af vådområdet (mg / t), som svarer til CH_4 masseforøgelsen i fluxkammeret.. Placering af prøverne vises i figur 3.18.

Tabel A.3. Beregningsresultater af metan flux fra vådområdet. Fluxen fra vådområdet beregnes ved udtryk 4.1 i afsnit 4.5.2. Hældningskoefficienterne er CH_4 flowet fra vådområdet. Placering af prøverne vises i figur 3.18.

Dato	Prøvested	Hældnings koefficient (figur A.6 og A.7) [mg/t]	Flux $[mg/(m^2 \cdot s)]$
15-02-2018	1	0.001	0.006083
08-03-2018	2	0.0007	0.004258
15-03-2018	2	0.0009	0.005475
24-03-2018	2	0.0005	0.003042
29-03-2018	2	0.0067	0.040758
02-04-2018	2	0.0006	0.00365
12-04-2018	2	0.0227	0.138089
17-04-2018	2	0.0012	0.0073
24-04-2018	2	0.0028	0.017033
05-05-2018	2	0.0018	0.01095
15-03-2018	3	0.0001	0.000608
02-04-2018	4	0.0008	0.004867
12-04-2018	4	-0.0001	-0.00061
24-04-2018	4	0.0004	0.002433



Figur A.8. Beregningsresultater af metan flux fra vådområdet. Fluxen fra vådområdet beregnes ved udtryk 4.1 i afsnit 4.5.2. Placering af prøverne vises i figur 3.18.

A.1.3 Supplerende data til beregning af jordprøvernes gløderest

Måleresultaterne i tabel A.4 blev fundet og organisk materiale beregnet (udtryk 4.7) efter fremgangsmåden beskrevet i afsnit 4.7.1.

Tabel A.4. Måleresultater til beregning af organisk materiale af jordprøverne (beskrevet i kapitel 4.7.1). Beregningsresultaterne blev beregnet efter udtryk 4.7 i afsnit 4.7.1.

Jord dybde [cm]	Vægt af digle m_a [gram]	Vægt af digle med tørret prøve m_c [gram]	Vægt af digle med glødet prøve m_d [gram]	Organisk materiale (glødetab) w_{LOI} [%]
4 timers glødning (letomsætteligt organisk materiale)				
10	29,9	70,77	66,88	9,5
40	30,04	67,23	63,16	11,0
65	28,54	68,20	60,33	19,8
80	24,15	63,53	55,7	19,9
110	27,14	68,28	67,78	1,2
140	30,78	73,13	72,93	0,5
160	27,78	72,89	72,65	0,5
24 timers glødning				
0	30,79	73,51	68,29	12,2
40	29,90	72,40	66,63	13,6
65	30,05	61,51	51,95	30,4
80	27,14	69,35	56,93	29,4

Hernæst findes det sværtomsættelige organiske materiale som vises i tabel A.5.

Tabel A.5. Beregningsresultater af sværtomsætteligt organisk materiale af jordprøverne (beskrevet i kapitel 4.7.1).

Jord dybde [cm]	Sværtomsætteligt Organisk materiale [%]
10	2,7
40	2,6
65	10,5
80	9,4

A.1.4 Supplerende data til beregning af kornstørrelsen ved sigteanalyse

Måleresultaterne i tabel A.6 og A.7 blev fundet og beregnet ved sigteanalyse efter fremgangsmåden beskrevet i afsnit 4.7.2.

Tabel A.6. Måle-og beregningsresultater til beregning af kornstørrelsen ved sigteanalyse af jordprøverne, som beskrives i kapitel 4.7.2.

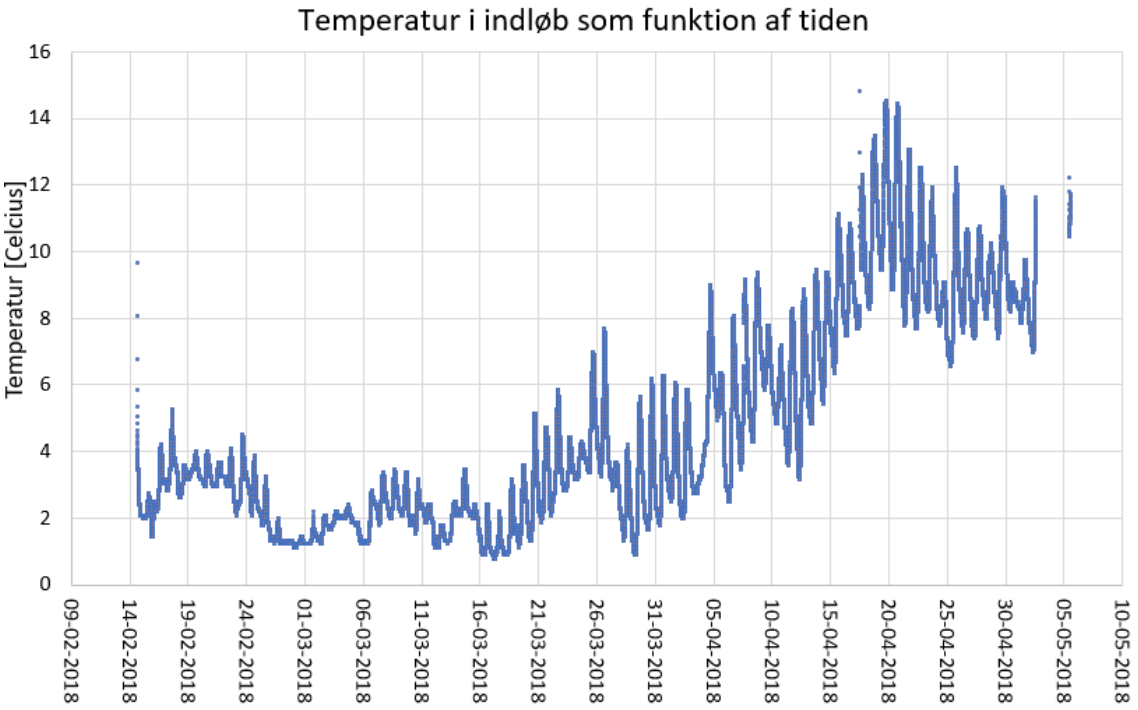
Sigte [mm]	Sigtevægt med materiale [gram]	Sigtevægt uden materiale [gram]	Materiale på sigte [gram]	Gennemfald sigte [gran]	Gennemfald sigte [%]
Sigteanalyse 10 cm dybde. Samlet mængde materiale er 99,24 gram					
Bund	373,72	367,48	6,24		
0,063	247,18	243,61	3,57	6,24	6,3
0,075	279,96	272,78	7,18	9,81	9,9
0,090	290,49	263,81	26,68	16,99	17,1
0,125	290,54	278,58	11,6	43,67	44,0
0,150	296,18	280,83	15,35	55,63	56,1
0,200	284,82	266,46	18,36	70,98	71,5
0,500	312,67	306,29	6,38	89,34	90,1
1,000	344,05	341,11	2,94	95,72	96,5
2,000	385,04	384,46	0,58	98,66	99,4
Sigteanalyse 40 cm dybde. Samlet mængde materiale er 100,29 gram.					
Bund	365,4	359,41	5,99		
0,063	268,44	262,87	5,57	6,0	6,0
0,075	290,49	261,97	28,52	11,6	11,5
0,125	293,86	269,12	24,74	40,1	40,0
0,200	271,55	263,1	8,45	64,8	64,6
0,250	292,48	281,2	11,28	73,3	73,1
0,450	283,08	281,33	1,75	84,6	84,3
0,500	314,03	306,37	7,66	86,3	86,1
1,000	348,56	343,97	4,59	94,0	93,7
2,000	392,37	390,75	1,62	98,5	98,3
Sigteanalyse 110 cm dybde. Samlet mængde materiale er 104,97 gram.					
Bund	374,00	367,48	6,52		
0,063	250,51	243,61	6,90	6,52	6,21
0,075	290,18	272,78	17,40	13,42	12,78
0,090	313,66	263,81	49,85	30,82	29,36
0,125	291,37	278,58	12,79	80,67	76,85
0,150	289,68	280,83	8,85	93,46	89,03
0,200	268,61	266,46	2,15	102,31	97,47
0,500	306,62	306,29	0,33	104,46	99,51
1,000	341,33	341,11	0,22	104,79	99,83
2,000	384,52	384,46	0,06	105,01	100,04

Tabel A.7. Måle-og beregningsresultater til beregning af kornstørrelsen ved sigteanalyse af jordprøverne, som beskrives i kapitel 4.7.2.

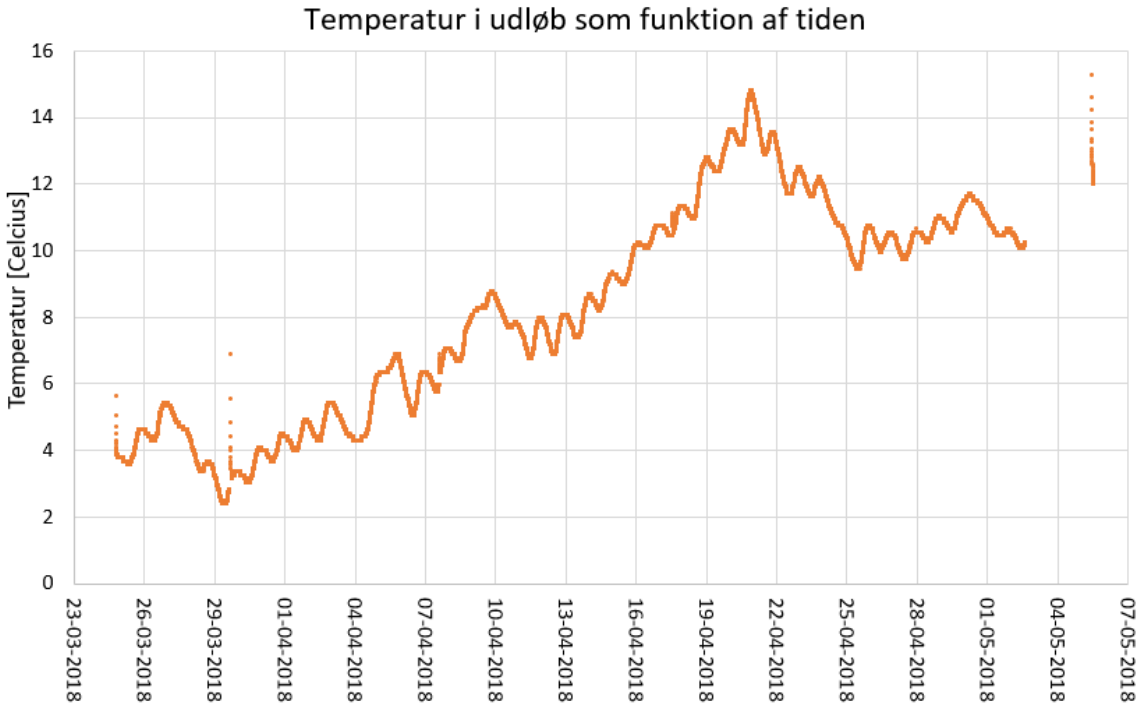
Sigte [mm]	Sigtevægt med materiale [gram]	Sigtevægt uden materiale [gram]	Materiale på sigte [gram]	Gennemfald sigte [gran]	Gennemfald sigte [%]
Sigteanalyse 140 cm dybde. Samlet mængde materiale er 103,3 gram.					
Bund	369,27	367,48	1,79		
0,063	246,15	243,61	2,54	1,79	1,73
0,075	281,97	272,78	9,19	4,33	4,19
0,090	313,33	263,81	49,52	13,52	13,09
0,125	303,05	278,58	24,47	63,04	61,03
0,150	294,47	280,83	13,64	87,51	84,71
0,200	268,35	266,46	1,89	101,15	97,92
0,500	306,5	306,29	0,21	103,04	99,75
1,000	341,29	341,11	0,18	103,25	99,95
2,000	384,51	384,46	0,05	103,43	100,13
Sigteanalyse 160 cm dybde. Samlet mængde materiale er 103,88 gram.					
Bund	370,65	367,48	3.17		
0,063	247,44	243,61	3,83	3,17	3,05
0,075	285,26	272,78	12,48	7,00	6,74
0,090	319,83	263,81	56,02	19,48	18,75
0,125	295,67	278,58	17,09	75,50	72,68
0,150	290,56	280,83	9,73	92,59	89,13
0,200	267,91	266,46	1,45	102,32	98,50
0,500	306,43	306,29	0,14	103,77	99,89
1,000	341,21	341,11	0,10	103,91	100,03
2,000	384,45	384,46	-0,01	104,01	100,30

A.2 Indløb, udløb og atmosfærisk temperatur

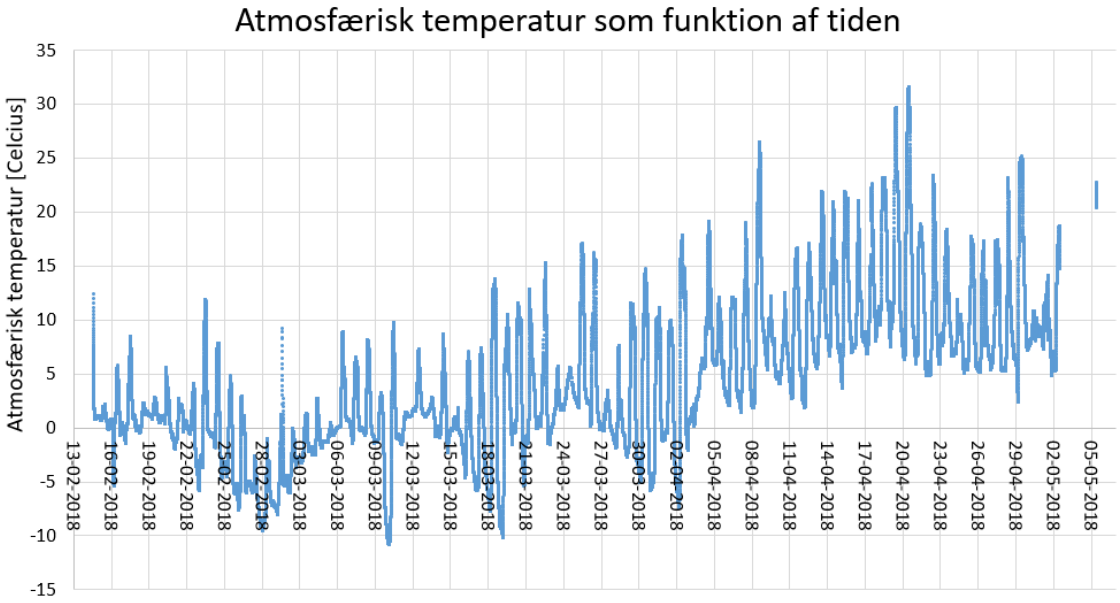
Figur A.9, A.10 og A.11 viser indløb, udløb og atmosfære temperaturen. Placeringerne af pressure-loggerne (P-ind, P-ud og atmosfærelogger) vises i figur 3.17.



Figur A.9. Indløbs temperatur. Placering af pressure-loggeren (P-ind) vises i figur 3.17.



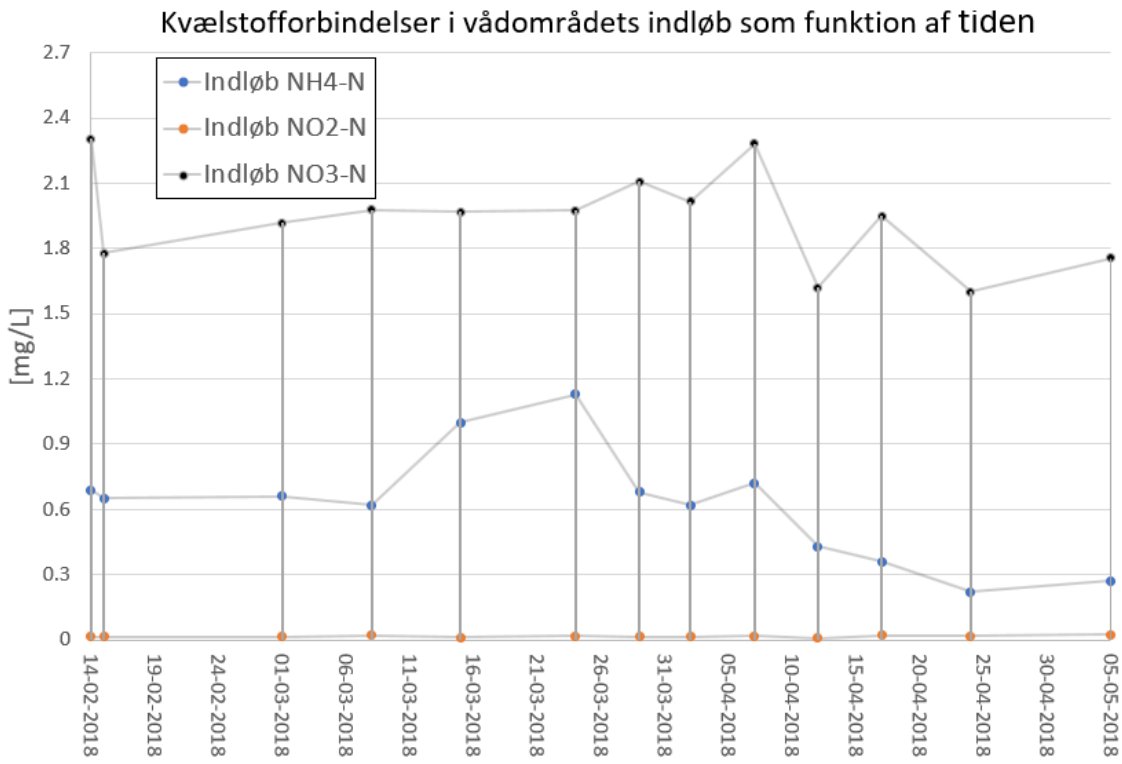
Figur A.10. Udløbs temperatur. Placering af pressure-loggeren (P-ud) vises i figur 3.17.



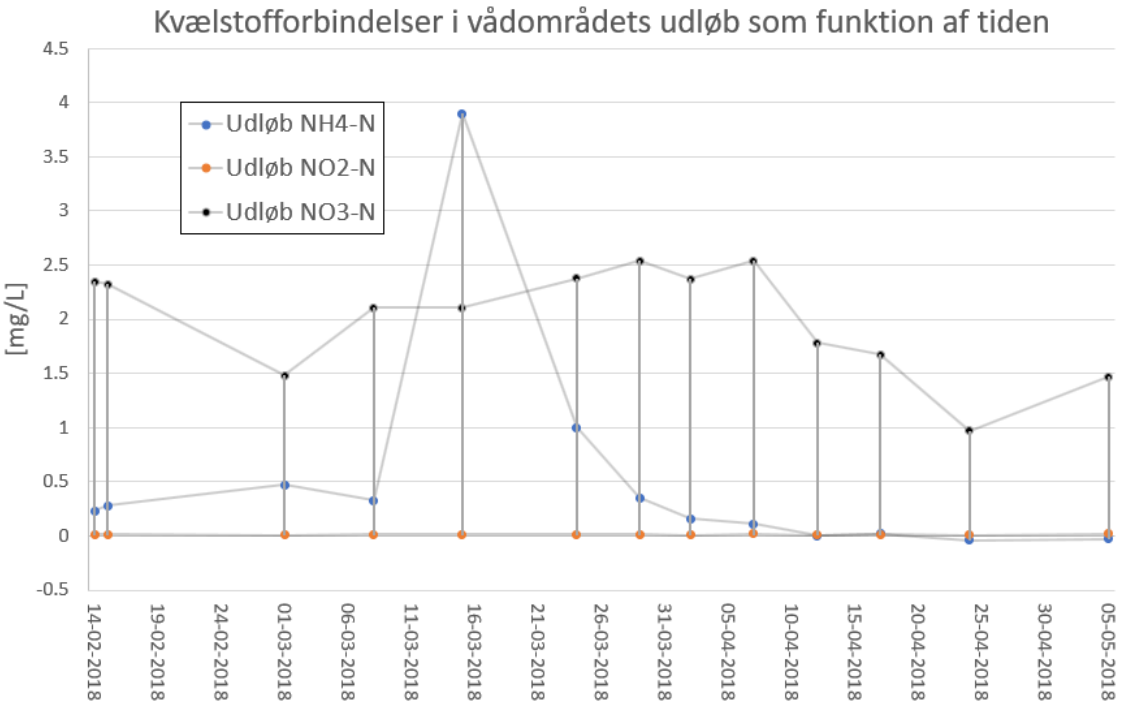
Figur A.11. Atmosfære temperatur. Placering af pressure-loggeren (atmosfære-loggeren) vises op figur 3.17.

A.3 Kvælstoffraktionernes koncentrationer i vådområdets ind-og udløb

Figur A.12 og A.13 viser koncentrationerne af nitrogenfraktionerne i vådområdets ind- og udløb. $NO_2^- - N$ koncentrationerne i ind-og udløb er meget lave. $NH_4^+ - N$ er relativt konstant i indløbet mens et tydeligt peak vises for udløbet.
Placering af målestationerne (V-ind og V-ud) vises på 3.17.



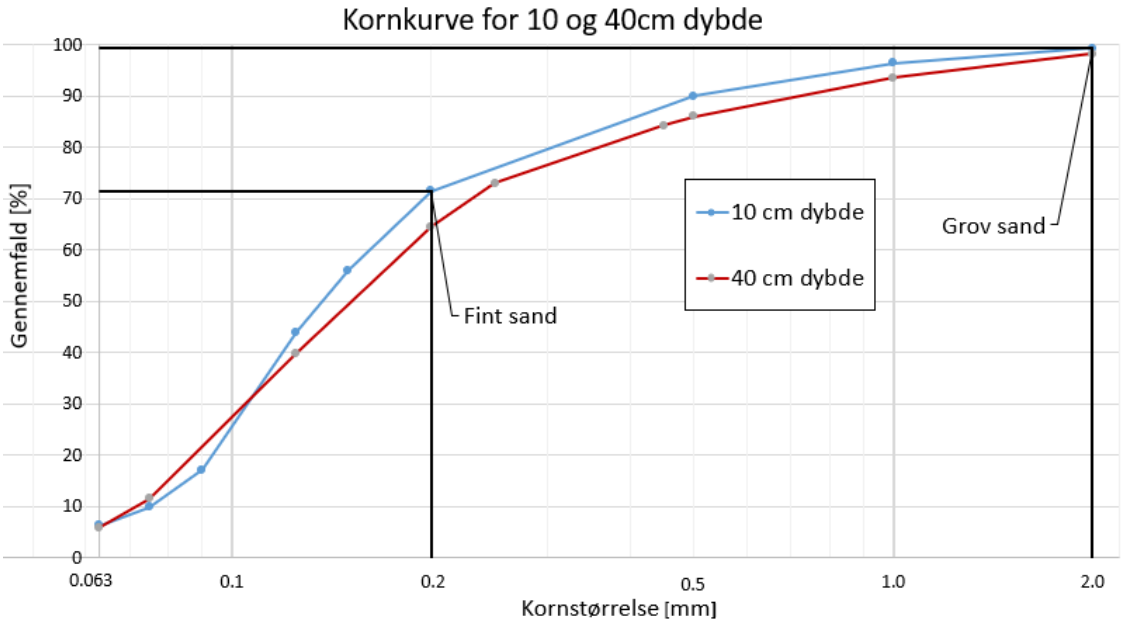
Figur A.12. Koncentration af kvælstoffraktionerne i vådområdets indløb. Placering af målingerne (V-ind) vises på figur 3.17.



Figur A.13. Koncentration af kvælstoffraktionerne i vådområdets udløb. Placering af målingerne (V-ud) vises på figur 3.17.

A.4 Kornkurve for 10 og 40 centimeter dybde

Dybderne 10 og 60 centimenter har et højt indhold af organisk materiale, hvorfor resultaterne af sigteanalysen fra disse dybder skal vurderes med forbehold: En del af det fine materiale kan være organisk materiale. Kornkurverne vises i figur A.14



Figur A.14. Kornkurve af jordprøverne i 10 og 40 centimeter dybde. Placering af jordprøverne vises i figur 3.18

.

Kornstørrelsen, efter tabel 5.2, er overvejende fint sand ($\approx 70\%$) med mellem sand ($\approx 20\%$) og en smule groft sand ($\approx 10\%$). Mængden af organisk materiale i disse dybder (fig 5.1) er henholdsvis 9,5 og 11,0 % løst bundet og henholdsvis 12,2 og 13,6 % hårdt bundet, hvorfor en del af det fine sand kunne være organisk materiale.

B | Kontrol af pressure-logger

I det følgende afsnit beskrives hvordan de beregnede vandspejlskoter for pressure-loggerne ved placering P-ind og P-ud (fig 3.17) blev kontrolleret.

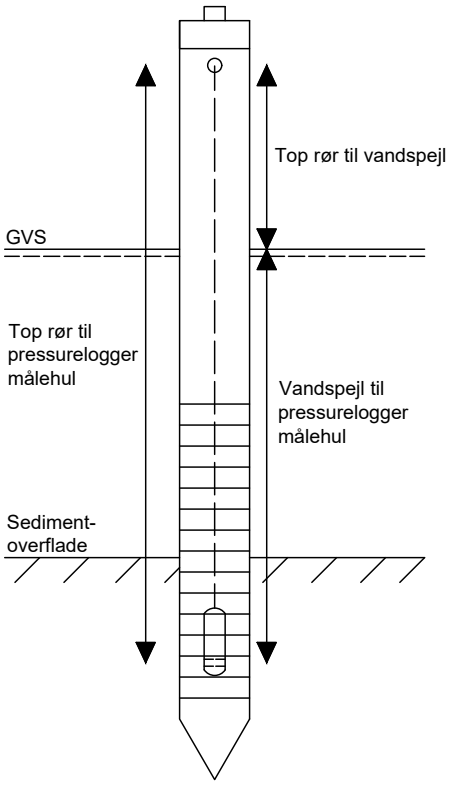
Pressure-loggerne kontrolleres ved at sammenligne målt afstand fra loggerne til vandspejlet (fig B.1) med logningsdata for samme tidspunkt. Pressure-loggerne måler trykket fra målehullet nederst i loggeren, hvorfor afstanden fra toppen af loggeren til målehullet skal medtages ved kontrol af loggerene. Afstanden fra pressure-logger målehul til vandspejl blev fundet ved udtryk B.

$$VSPM = TRPM - TRVS \tag{B.1}$$

hvor

VSPM	Vandspejl til pressure-logger målehul	[m]
TRPM	Top rør til pressure-logger målehul	[m]
TRVS	Top rør til vandspejl	[m]

Forklaring af målene vises på figur B.1. Afstandende blev målt den 24-03-2018 og 07-04-2018. Målene, samt tidspunktet på dagen de blev målt, vises i tabel B.1.



Figur B.1. Koncept af pressure-logger i perforet-filterrør med nødvendige mål for kontrol af pressure-logger.

Grundet den manuelle måletid og variationen i vandspejlet midles det loggede vandspejl over én time. Middellogningsvandspejlene og differencen mellem disse og de målte vandspejl vises i tabel B.1. Differencen varierer numerisk mellem 0,4 og 1,3cm, hvilket vurderes til at skyldes praktiske måleusikkerheder. Resultaterne fra pressure-loggerne kan således benyttes ukorrigeret.

Tabel B.1. Afstand fra pressure-logger til vandspejl og top filterrør samt afstanden fra top filterrør til vandspejl (fig B.1). Pressure-logger placeringerne vises på figur 3.17.

	24-03-2018		**07-04-2018**	
	P-ind Cirka 18:45 [cm]	P-ud Cirka 18:45 [cm]	P-ind Klokken 13:13 [cm]	P-ud Klokken 12:35 [cm]
Top rør til pressurelogger målehul	149,2	186,7	149,2	186,7
Top rør til vandspejl	75,5	115,5	76,9	115
Vandspejl til pressurelogger målehul	73,7	71,2	72,3	71,7
Middel cm vand over logger (McmVOL)	72,4	70,4	72,7	72,5
Difference	**1,3**	**0,8**	**-0,4**	**-0,8**

C | Estimering af fordampning

Fordampningen fra en given overflade (aktuel fordampning) estimeres ved den potentielle fordampning, som er fordampningen fra en kortklippet og velvandet græsplæne i fuld vækst [Kristensen et al., 2014]. Den potentielle fordampning er således fordampningen fra jordoverfladen og planternes overflade (evapotranspiration).
Grundet vådområdet har frit vandspejl og skiftevis områder med emergente vandplanter antages den potentielle fordampning lig med den aktuelle.
Den potentielle fordampningen findes ved Makkink metoden.

Følgende afsnit er skrevet på baggrund af [Danish Meteorological Institute, 2001] med mindre andet er angivet. Den potentielle fordampning findes ved udtryk C.1. [Refsgaard et al., 2002] og [XU & Singh, 2001].

$$E_m = 0,7 \cdot \frac{s}{s+\gamma} \cdot \frac{S_i}{\lambda} \tag{C.1}$$

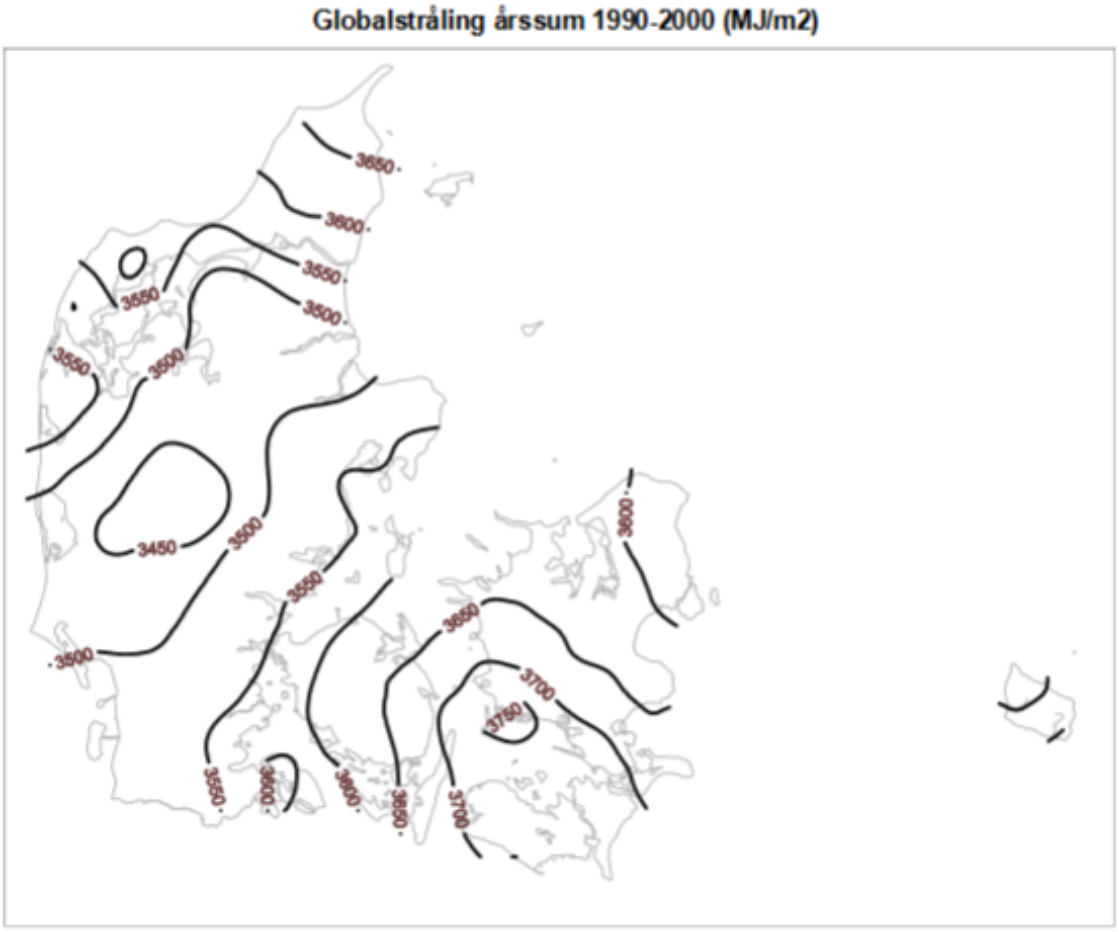
hvor

E_m	Potentiel fordampning	[mm/dag]
s	Damptrykkurvens hældning (udtryk C.2)	[-]
S_i	Globalstråling	[MJ/m^2/døgn]
λ	Fordampningsvarmen for vand	[MJ/kg]
γ	Psykrometerkonstant	[hPa/°C]

I udtryk C.1 og C.2 benyttes der følgende konstanter:

λ	2,465 [MJ/kg]
γ	0,667 [hPa/°C]

Globalstråling vurderes fra figur C.1, hvor vådområdet ligger mellem konturlinjerne 3550 og 3600, hvorfor S_i vælges til 3575 MJ/m^2 pr år. Herved findes en døgnmiddel ved division af 365 [dage/år], hvorfor S_i bliver 9,8 MJ/m^2 pr dag.



Figur C.1. kontur kort for den globalestråling på årsbasis

Damptrykurvens hældning beregnes ved udtryk C.2

$$s = c_1 + 2c_2t + 3c_3t^2 + 4c_4t^3 + 5c_5t^4 + 6c_6t^5 \tag{C.2}$$

hvor

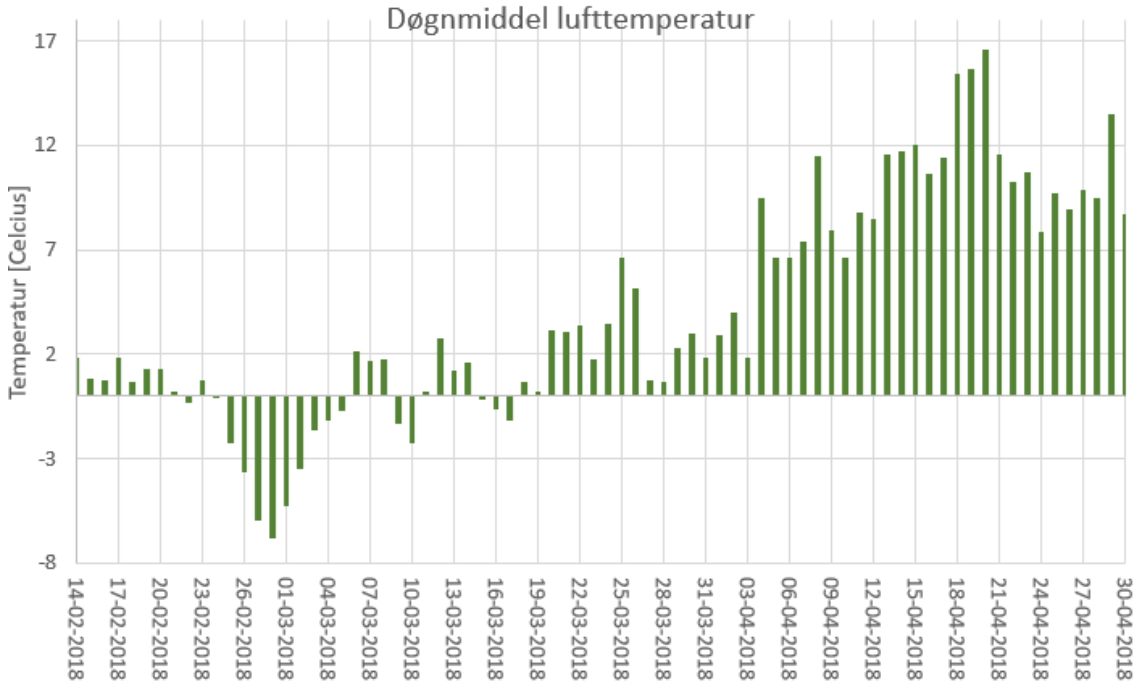
t	Døgnmiddeltemperatur	[°C]

Konstanterne c_1 til c_6 vises i tabel C.1.

Tabel C.1. Konstanter til beregning af udtryk C.2

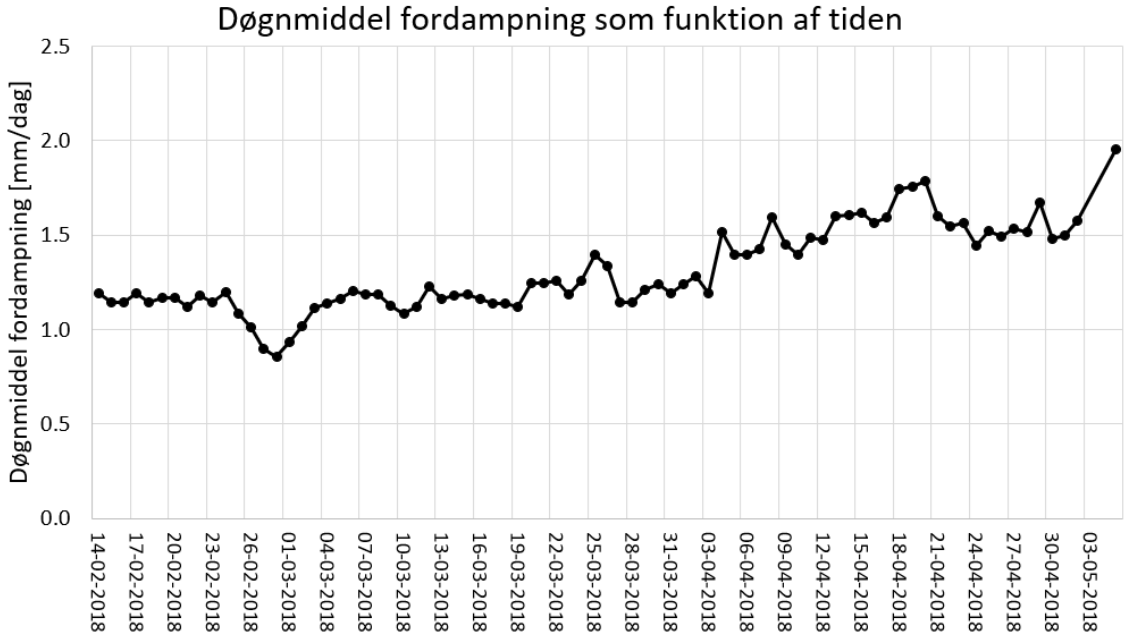
	$t \geq 0$	$t < 0$
c_0	$6,108$	$6,109$
c_1	$4.437 \cdot 10^{-1}$	$5,035 \cdot 10^{-1}$
c_2	$1.429 \cdot 10^{-2}$	$1,886 \cdot 10^{-2}$
c_3	$2,651 \cdot 10^{-4}$	$4,176 \cdot 10^{-4}$
c_4	$3,031 \cdot 10^{-6}$	$5,825 \cdot 10^{-6}$
c_5	$2.034 \cdot 10^{-8}$	$4,839 \cdot 10^{-8}$
c_5	$6,137 \cdot 10^{-11}$	$1,839 \cdot 10^{-10}$

Døgnmiddel lufttemperaturen blev logget af atmosfæreloggeren, hvis placering vises på figur 3.17 og vises i figur C.2.



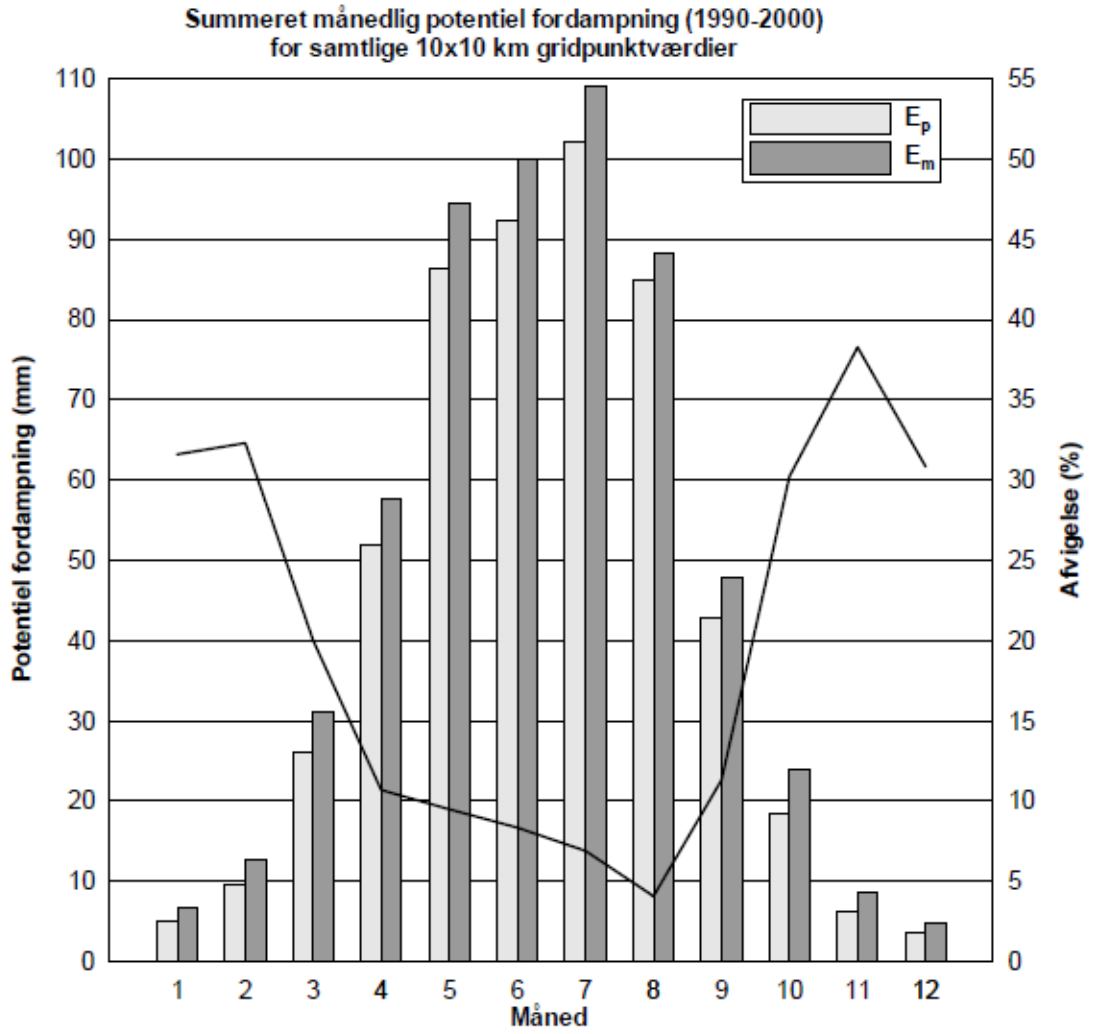
Figur C.2. Døgnmiddel lufttemperatur målt af atmosfæreloggeren, hvis placering vises på figur 3.17.

Den estimerede døgnmiddel potentielle fordampning vises i figur C.3.



Figur C.3. Døgnmiddel potentiel fordampning

Fordampningen summeres over marts og april måned og sammenlignes med figur C.4 fra dansk metrologisk institut. Sammenligningen vises i tabel C.2.



Figur C.4. Månedlige fordampningssummer beregning med Penmans formel (E_p) og Makkinks formel (E_m) [Danish Meteorological Institute, 2001]

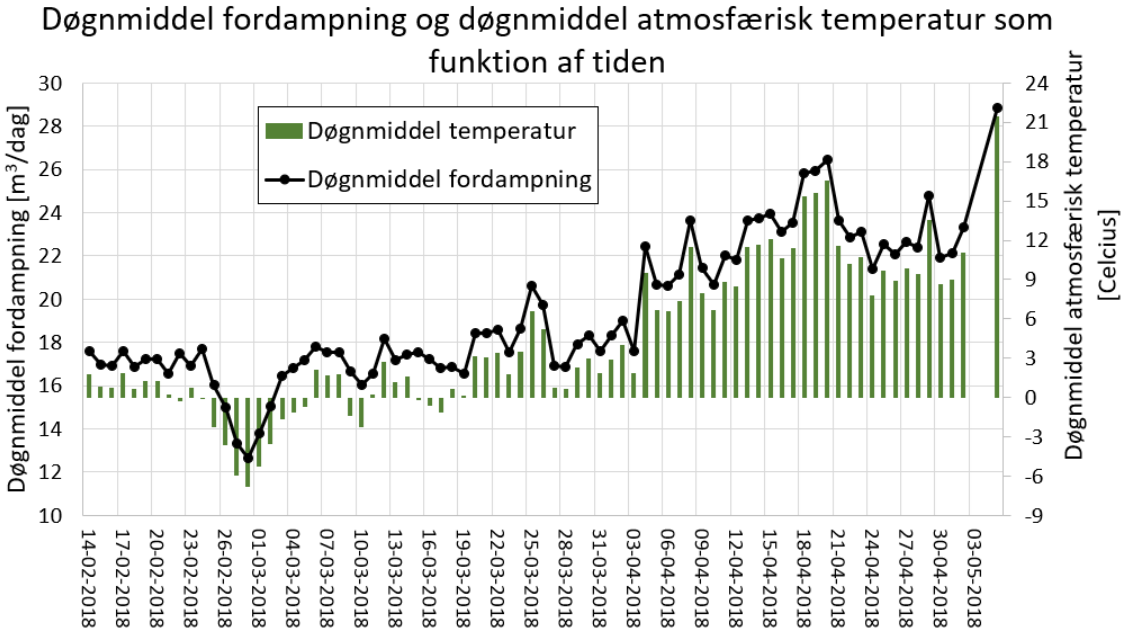
Figur C.2 viser at de summerede måneds potentielle fordampningsværdier for marts måned er tæt på hinanden, men større forskel forekommer for april måned. Forskellen for april måned kan skyldtes, at månedstemperaturen var relativ høj. På baggrund af ovenstående vurderes det at de estimerede potentielle fordampningsværdier kan benyttes til estimering af vandbalancen.

Tabel C.2. Sammenligning af beregnet fordampning og fordampning fra dansk metrologisk institut [Danish Meteorological Institute, 2001].

Måned	Beregnet fordampning [mm/måned]	Fordampning fra dansk metrologisk institut [mm/måned]
Marts	36,4	≈ 31
April	45,5	≈ 58

Døgnmiddel fordampningen fra vådområdet findes ved at multiplicere den potentielle fordampning med vådområdets overfaldereal på $14794,9\mathrm{m}^2$, som vises i tabel 3.1. Den samlede fordampning vises på figur C.5. Figuren viser at fordampningen tæt følger temperaturen med dæmpning

over døgnmiddel lufttemperatur maksimum og minimum.



Figur C.5. Døgnmiddel fordampning fra vådområdet mod døgnmiddel lufttemperaturen

D Convertering fra PPMV til miligram pr liter

Omregningen fra PPMV til mg/l foretages ved udtryk D.1.

$$C_{[mg/m^3]} = C_{[PPMV]} \cdot \frac{n_{\text{luft}}}{V_{\text{luft}}} \cdot M \tag{D.1}$$

Hvor

$C_{[mg/m^3]}$	Koncentration af metan	$[kg/m^3]$
$C_{[PPMV]}$	Volumen CH_4 gas blandet med en million volumener af luft	[PPMV]
n_{luft}/V_{luft}	mol pr volumen ved én atm og 277,55 K	$[mol/m^3]$
M	Mol massen for CH_4	[g/mol]

Først omskrives C_{PPMV} som er koncentrationen af CH_4 i PPMV (volumen af gas pr milliondele volumen luft). Denne kan skrives på følgende måde:

$$C_{[PPMV]} = \frac{V_{CH_4}}{V_{\text{total luft}}} = \frac{n_{CH_4}}{n_{\text{total luft}}}$$

Hvor

V_{CH_4}	Volumen af CH_4	[L, m^3, etc]
$V_{\text{total luft}}$	Volumen af totalt luft	[L, m^3, etc]
n_{CH_4}	Antal mol CH_4	[mol]
$n_{\text{total luft}}$	Antal mol totalt luft	[mol]

Herefter findes n_{luft}/V_{luft}, som er volumen af én mol luft, ved idealgas ligningen (udtryk D.2). n_{luft}/V_{luft} findes ved at antage et tryk på én bar ($\approx 1atm$) og en temperatur på 4,4 °C (277,55 kelvin) og isolere V/n. 4,4 °C vælges da dette er middeltemperaturen for den målte periode.

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \tag{D.2}$$

$$\frac{V}{n} = \frac{R \cdot T}{P}$$

Ved omskrivning findes

$$\frac{n}{V} = \frac{P}{R \cdot T}$$

Hvor

n_{luft}/V_{luft}	Volumen af én mol luft ved én atm og 273,15 K	$[mol/m^3]$
P	Tryk	100 [kPa]
R	Gas konstanten	8,314 $[J/(K \cdot mol)]$
T	Temperaturen af gassen i kelvin	277,55 [K]

Ved indsættelse i udtryk D.3 findes volumen af én mol luft:

$$\frac{n}{V} = \frac{100\ [kPa]}{8,314\ [J/(K \cdot mol)] \cdot 277,55\ [K]} = \frac{1}{0,0227\ [m^3/mol]} = \frac{1\ [mol]}{23,1\ [L]}$$

Til sidst findes mol massen for CH_4 ved $1 \cdot 12$ [g/mol] kulstof + $4 \cdot 1$ [g/mol] hydrogen til 16 [g/mol] CH_4.

Ved indsættelse i udtryk D.1 findes:

$$C_{[mg/L]} = \frac{1\ [mol_{CH_4}]}{10^6\ [mol_{luft}]} \cdot \frac{1\ [mol_{luft}]}{23,1\ [L]} \cdot \frac{16\ [g_{CH_4}]}{1\ [mol_{CH_4}]} \cdot \frac{10^3\ [mg]}{1\ [g]} \tag{D.3}$$

Hvorved 1 PPMV CH_4 giver 7,05 $\cdot 10^{-4}$ [mg/L] CH_4 ved 1 atm og 277,55 kelvin.