

Prognosebaseret vandindvinding og modeller for vandløbspåvirkning

Kirsten Lyngholm Lindbjerg

Civilingeniøruddannelsen

Vand og miljø





Titel:

Prognosebaseret vandindvinding og
modeller for vndløbspåvirkning

Projekt:

Kandidatspeciale (45 ECTS)

Projektperiode:

September 2017 - juni 2018

Forfatter:

Kirsten Lyngholm Lindbjerg

Vejledere:

Jesper Ellerbæk Nielsen
Jacob Birk Jensen
Ole Munch Johansen

Sidetal: 77

Appendiks sidetal: 9

Bilag: 19 filer

Afsluttet d. 7. juni 2018

Synopsis:

I dag gives indvindingstilladelser til bl.a. den almene vandforsyning som en tilladelse til indvinding af en fast årlig vandmængde. Størrelsen af tilladelsen er, grundet de naturlige variationer i ressourcens størrelse, i nogle tilfælde konservativ, og den bæredygtige tilgængelige ressource er større, end hvad der indvindes. I dette projekt undersøges en indvindingsstrategi, hvor der både tages hensyn til de naturlige variationer i grundvandsressourcens størrelse og muligheden for maksimal udnyttelse af ressourcen. Det undersøgte koncept tager udgangspunkt i udvikling af modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen og undersøgelse af en simpel habitatmodel til vurdering af habitatkvantiteten i vndløb. Der er brugt to metoder til fremskrivning af årsminimumvandføringen: Lineære regressionsmodeller og trænede neurale netværksmodeller. Begge metoder tager udgangspunkt i pejledata som inputdata. På baggrund af størrelsen af årsminimumvandføringen bestemmes det tilgængelige habitatareal med habitatmodelleering. Ud fra dette kan den kommende sæsons indvindingsstrategi tilrettelægges. I dette projekt er ovenstående undersøgt gennem et casestudie af Binderup Å. Hertil er der med lineær regression udført en model til fremskrivning af årsminimumvandføringen med 95% sikkerhedsinterval på ± 95 l/s og en model trænet med neurale netværk med et 95% sikkerhedsinterval på ± 61 l/s. Ydermere er der udført en simpel habitatmodel med tværsnit fra DK-modellen, hvis resultater kun afviger minimalt fra en habitatmodel med tværsnit opmålt i forbindelse med dette projekt. Konceptet med den simple habitatmodel er benyttet til at lave habitatmodeller for hele Binderup Å for yngel, juvenil og voksen ørred, så habitatkvantiteten kan vurderes ved forskellige vandføringer.

Forord

Denne rapport er resultatet af mit kandidatspeciale på civilingeniøruddannelsen i vand og miljø ved Aalborg Universitet.

Kortmateriale til produktion af baggrundskort, naturdata og boringsdata til rapporten er fra hhv. Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering [2018], Danmarks Miljøportal [2018b] og GEUS [2018] med mindre andet er angivet.

Elektroniske appendiks kan downloades via linket: <http://kortlink.dk/u7gd>. Appendiks A indeholder en oversigt over indholdet i den elektroniske appendiksmappe.

Tak

Jeg vil gerne rette en stor tak til mine vejledere Jacob og Ole fra WatsonC og Jesper fra AAU for jeres store engagement og interesse i mit projekt. Jeres kommentarer og konstruktive kritik både ved vores møder og i tide og utide, når der har været behov for det, har været til stor hjælp.

Aalborg den 7. juni 2018

Kirsten Lyngholm Lindbjerg

Abstract

Today Danish groundwater abstraction licenses are given as a license to abstract a certain amount of groundwater every year over a period of years. Due to the natural variations in the size of the groundwater reservoir, this is a rather conservative approach to giving groundwater abstraction licenses, as the availability of the sustainable resource is sometimes higher than what is being abstracted. Thus, it is the aim for this project to investigate a strategy for groundwater abstraction in which it is possible to abstract a maximum amount of groundwater whilst taking the natural variations in the available resource into account. Furthermore, the possibility to perform habitat modelling with simpler habitat models is investigated.

The investigation of this strategy commences with a study of the possibility to develop models for prediction of the yearly minimum flow in streams and assessing the equivalent habitat area with habitat modelling. Two methods for prediction of the yearly minimum flow in streams are investigated: Linear models and trained neural network models. Both prediction model concepts use measurements of groundwater level from late winter or early spring as input data. Based on the prediction of the minimum flow, the goal is to assess the corresponding habitat area in order to evaluate the possibility to abstract more or less the following year.

In this project, the above mentioned is investigated through a case study of Binderup Å situated in North Jutland, Denmark. For this purpose, the two model concepts, linear modelling and neural network models, have been used to produce models for prediction of the yearly minimum flow in Binderup Å based on measurements of groundwater level in three wells. The linear regression model with the highest Nash-Sutcliffe Efficiency amongst the developed models has a 95% confidence interval of $\pm 95 \text{ l/s}$ and is based on groundwater level measured in February in well no. 26.1943. The neural network model with the highest NSE is based on measurements of groundwater level in February, January and December in the three wells 34.492, 26.1943 and 26.536. This model has a 95% confidence interval of $\pm 61 \text{ l/s}$.

The study of a simple habitat modelling concept is based on a comparison between a habitat model with cross sections and modelled water levels from the National Water Resources Model for Denmark and a habitat model with cross sections and water levels measured for this project. This study concludes that with the available data, the simple habitat model is adequate for further modelling in this project. The simple habitat model concept is then used to produce habitat models for three life stages of trout for sections of Binderup Å. These models can be used to evaluate the habitat area at different flows, including the effect of flow reductions from increased groundwater abstraction.

Indholdsfortegnelse

Kapitel 1 Indledning	1
1.1 Vandindvindings påvirkning på vandløb	2
1.2 Problemformulering	4
1.3 Projektbeskrivelse	5
I Modeller til fremskrivning af årsminimumvandføring i vandløb	7
Kapitel 2 Fremskrivning af årsminimumvandføring med lineære regressionsmodeller	9
2.1 Analyse af vandførings- og pejledata til brug i fremskrivningsmodeller for årsminimumvandføringen	11
2.2 Udarbejdelse af lineære regressionsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføring	14
2.3 Diskussion	16
Kapitel 3 Fremskrivningsmodeller med neurale netværk	19
3.1 Introduktion til neurale netværk	19
3.2 Træning af fremskrivningsmodeller med neurale netværk	21
3.3 Diskussion	24
II Habitatmodellering	27
Kapitel 4 Habitatmodeller og deres anvendelse	29
4.1 Habitatmodeller generelt	29
4.2 Habitatmodellering med CASiMiR-Fish	30
Kapitel 5 Præferenceværdier for udvalgt case-område	35
Kapitel 6 Feltarbejde og dataindsamling	39
6.1 Sammenligning af habitatmodeller	41
6.2 Diskussion	45
Kapitel 7 Habitatmodellering af Binderup Å	47
7.1 Modellerede delstrækninger	47
7.2 Diskussion	51

III	Fremskrivning af årsminimumvandføring og vurdering af habitat- kvantitet	63
Kapitel 8	Eksempel på anvendelse af prognosebaseret vandindvinding og modellering af vandløbspåvirkning	65
8.1	Fremskrivning af årsminimumvandføring	67
8.2	Modellering af vandløbspåvirkning med habitatmodellering	68
Kapitel 9	Diskussion	71
Kapitel 10	Konklusion	73
Referencer		75
Appendiks A	Elektroniske appendiks	79
A.1	Matlab scripts	79
A.2	Excel-filer	79
A.3	Data	80
Appendiks B	Undersøgelse af langsgående oplosning i CASiMiR-Fish	81
Appendiks C	Performance for fremskrivningsmodeller trænet med neu- rale netværk	83

1 | Indledning

I Danmark består drikkevandsforsyningen næsten udelukkende af oppumpet grundvand. Sikring af drikkevandets kvalitet og forsyningssikkerhed sammen med en bæredygtig udnyttelse af grundvandsressourcen er typiske fokusområder i forbindelse med vandforsyningsplanlægningen i flere kommuner.

Ved en bæredygtig indvinding skal der både tages hensyn til en kvalitetsmæssig og en recipientmæssig bæredygtighed. Den kvalitetsmæssige bæredygtighed af grundvandsmagasinet er den mængde grundvand, som kan indvindes fra grundvandsmagasinet, uden at det har væsentlige negative konsekvenser for grundvandskvaliteten. Den recipientmæssige bæredygtighed er den mængde grundvand, som kan indvindes, uden det har væsentlige negative konsekvenser for den omkringliggende grundvandsafhængige natur, herunder for eksempel den naturlige afstrømnings vigtige karakteristika. [Henriksen, 2013]

Tilladelser til vandindvinding gives i dag som en fast årlig vandmængde, som ikke må overskrides, og vandforsyningsplanlægningen ender ofte med et kompromis mellem forskellige interesser. Vurderingen af indvindingstilladelsens størrelse baseres blandt andet på forsyningssikkerhed og grundvandsressourcens størrelse og kvalitet, men kan også begrænses af, at der stilles krav til påvirkning på recipient- og grundvandskvalitet. [Karlsen et al., 2014]

Grundvandsressourcens størrelse varierer hvert år, eftersom der ikke altid dannes den samme mængde grundvand. Samtidig er der sammenhæng mellem udtørring af vandløb og andet grundvandsafhængig natur og grundvandsstanden i grundvandsmagasinerne. Den nuværende tilgang til at give vandindvindingstilladelses på en fast årlig vandmængde er simpel at administrere men unuanceret i forhold til, at ressourcens aktuelle tilstand varierer. Dette betyder, at størrelsen af tilladelsen i nogle tilfælde er for konservativ, og at den bæredygtige tilgængelige ressource er større, end hvad der indvindes.

For at imødekomme ønsket om en bæredygtig udnyttelse af grundvandsressourcen, kunne en ny indvindingsstrategi implementeres, hvor der tages hensyn til ressourcens aktuelle tilstand ved at variere mængden af vand, der indvindes. For at kunne implementere sådan en strategi, kræves et netværk af vandværker, hvor der på nogle kildepladser kan indvindes mere vand, når der på andre ikke kan indvindes nok til at opfylde forbrugsbehovet.

For at kunne tage hensyn til ressourcens tilstand i tørre perioder, må der findes en måde at vurdere denne på. Dette kunne for eksempel være gennem en prognosticering af sommerminimumsafstrømningen i vandløb ud fra grundvandsdannelsen om vinteren og i det tidlige forår. Metoden kræver, at der findes en sammenhæng mellem grundvandsdannelsen, for eksempel igennem grundvandspotentialet, og vandløbsafstrømningen i somermånederne. Grundvandsdannelsen sker imidlertid ikke nødvendigvis i løbet af den samme periode hvert år, og afhænger blandt andet af nedbør, nedbørshændelser og temperaturforhold det

enkelte år.

Hvis der findes en sammenhæng mellem grundvandsdannelsen om vinteren eller i det tidlige forår og sommerminimumsafstrømningen, ville der dermed være grundlag for hvert år at kunne vurdere grundvandsressourcens aktuelle tilstand. På den måde kan der indvindes maksimalt, samtidig med at grundvandsressourcen og den grundvandsafhængige natur belastes mindst muligt.

1.1 Vandind vindings påvirkning på vandløb

Vandrammedirektivet, der blev implementeret i EU i år 2000, har til formål til sikre, at alt overfladevand og grundvand indenfor EU skulle have opnået mindst "god tilstand" inden udgangen af 2015, samtidig med at en negativ tilstandsændring skal undgås [The European Parliament and the Council of the European Union, 2000]. Når der gives tilladelse til vandindvinding, skal der derfor foretages en vurdering af indvindingsens påvirkning og de eventuelle skader på omgivelserne, der følger af ændringer af afstrømningen [Miljø- og Fødevareministeriet, 2017]. I dette afsnit beskrives forskellige tilgange til vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløb.

1.1.1 Vandplan 1: Krav til reduktion af medianminimum

I Danmark er EU's vandrammedirektiv implementeret gennem miljømålsloven for så vidt angår planperioden 2009 til 2015 [Naturstyrelsen, 2014]. I 2011 blev vandplaner for den første planperiode fra 2009-2015 udarbejdet efter bestemmelserne i miljømålsloven for Danmarks 23 hovedvandoplante, herunder for Hovedvandoplante 1.2 Limfjorden.

I vandplanerne for første planperiode blev miljømålet for vandløbenes økologiske kvalitet implementeret som et krav til påvirkning af vandløbenes medianminimumsvandføring ud fra det enkelte vandløbes konkrete miljømål. [Naturstyrelsen, 2011, s. 30]. Medianminimumsvandføringen er medianværdien af døgnmiddelværdiens årsminimum, og årsminimum vil derfor statistisk være mindre end medianminimum hvert andet år. Kravene til den maksimale påvirkning på medianminimumsvandføringen fra vandplanens første planperiode 2009-2015 var, at en vandindvinding maksimalt måtte reducere medianminimum med 5% hvor miljømålene er høj økologisk tilstand og 10-25% hvor miljømålene er god økologisk tilstand.

De maksimale reduktioner af medianminimum var et udgangspunkt for den egentlige fastsættelse af den tilladelige reduktion af vandføringen, idet det afgørende krav til reduktionen var, at miljømålene kunne opnås. Kravene fra første planperiode var en videreførelse af tidligere krav fra miljøstyrelsens vejledning fra 1979 *Vandforsyningssplanlægning 2. del - Planlægning af vandindvinding fra overfladevand* [Miljøstyrelsen, 1979, s. 20].

Brugen af medianminimum som vurderingsgrundlag for vandindvindings effekt på vandløb har imidlertid været genstand for debat [Jensen et al., 2013]. Kritikken består i, at der ikke findes et vidensgrundlag for, at brugen af medianminimumsvandføringens størrelse alene er en brugbar indikator for indvindingsens påvirkning på makroinvertebrater, makrofyutter og fisk. Samtidig er det ikke kun vandføringens størrelse, men også variationen og varigheden af de enkelte hændelser, som har betydning for biologiske forhold i vandløbet.

1.1. Vandindvindings påvirkning på vandløb

[Baatrup-Pedersen et al., 2004, s. 57]. På baggrund af opmærksomheden rettet mod medianminimumkravet som værende utilstrækkeligt og begrænsende for udnyttelsen af grundvandsressourcen i Danmark [Gräber et al., 2014, s. 18], er der for vandplanernes anden planperiode benyttet en ny metode til vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløb.

1.1.2 Vandplan 2-metoden: Økologiske kvalitetsratioer

For den indeværende planperiode, anden planperiode fra 2015-2021, og efterfølgende planperioder er vandrammedirektivet implementeret gennem lov om vandplanlægning, der således erstatter miljømålsloven [Naturstyrelsen, 2014].

I vandområdeplanerne for denne planperiode er der af Nationalt Center for Miljø og Energi under Aarhus Universitet i 2014 udviklet en ny metode til vurdering af grundvandsindvindingens påvirkning på vandløb. Med metoden er der fundet en sammenhæng mellem en række vandføringsvariable og hver af de gennemsnitlige økologiske kvalitetsratioer (EQR) for de biologiske kvalitetselementer makroinvertebrater (DVFI), makrofytter (DVPI) og fisk (DFFVa) i vandløbene. [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016]. Den økologiske kvalitetsratio, EQR, er et udtryk for sammenhængen mellem den målte tilstand og referencetilstanden, hvilket vil sige at der ved eksempelvis høj økologisk tilstand er en højere EQR-værdi end for dårlig økologisk tilstand. Grænserne mellem kvalitetsklasserne for EQR fremgår af lovgivningen [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016] og er desuden vist i tabel 1.1.

Tabel 1.1. Grænserne mellem kvalitetsklasserne for den økologiske kvalitetsratio, EQR, for DVPI, DVFI og DFFVa [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016].

	Makrofytter, DVPI _{EQR}	Makroinvertebrater, DVFI _{EQR}	Fisk, DFFVa _{EQR}
Høj	>0,70	>1	>0,94
God	0,50-0,70	0,71-1	0,72-0,94
Moderat	0,35-0,50	0,57-0,71	0,40-0,72
Ringe	0,20-0,35	0,43-0,57	0,11-0,40
Dårlig	<0,20	<0,43	<0,11

I alt 72 forskellige vandføringsvariable blev undersøgt i forbindelse med udarbejdelse af EQR-modellerne, herunder deres indvirkning, enkeltvis og i kombination, på DVFI, DVPI og DFFVa. Seks af variablene blev udvalgt til modellerne for de biologiske kvalitetselementer. Variablene er ikke udvalgt efter en vurdering af den enkelte parameters effekt på de biologiske kvalitetselementer men derimod gennem en automatiseret udvælgelse baseret på den enkelte lignings sandsynlighed for at afspejle mekanismerne i det observerede system. [Gräber et al., 2014]

Den nye metode er dermed anderledes end medianminimum-metoden, idet der inkluderes biologiske elementer i vurderingen af vandindvindingens påvirkning på vandløb. Modellerne er imidlertid begrænsede af deres ringe forklaringsgrad, R², som for de tre modeller for DVPI, DVFI og DFFVa er henholdsvis 0,34, 0,44 og 0,49 ved sammenligning med målt data. Samtidig er vandføring i modellerne for EQR hovedsageligt repræsenteret i form af vandføringsvariationer, hvorfor modellerne er næsten uafhængige af, om vandføringerne generelt er høje eller lave.

1.1.3 Habitatmodellering: Et alternativ til vurdering af vandløbspåvirkning

Med en mere dynamisk måde at give indvindingstilladelser, skal der også benyttes en passende måde til at vurdere indvindingens påvirkning på vandløb. Medianminimum vil med en succesfuld prognosticeringsmodel være enkel at benytte som vurderingsgrundlag, men kravværdierne har som beskrevet været under kritik for ikke at være velfunderede i forhold til at opnå god økologisk tilstand. Gautesen & Olesen [2016] udførte for vandplan 2-metoden en parameteranalyse på parametrene i vandplan 2-metoden, for at vurdere om der er basis for at bruge denne metode i forbindelse med fremskrivning og vurdering af vandløbspåvirkning. Analysen konkluderede, at kun én parameter, vandføringens 90-percentil Q_{90} , ud af de seks parametre brugt til beregning af EQR, kan benyttes til at udføre prædiktion på. Parameteren er desuden kun brugt til beregning af EQR for makroinvertebrater, DVFI, hvilket ikke gør den til en ideel parameter til en prædiktionsanalyse.

En alternativ metode til at vurdere vandindvindingens påvirkning på vandløb er habitatmodellering. Habitatmodellering er et redskab, som er udviklet til at vurdere den økologiske tilstand i et vandløb. Dette gøres ved at bestemme det tilgængelige habitat for forskellige arter som funktion af vandløbets vandføring og udformning [Clausen et al., 2006]. Habitatmodellering kan bruges til at karakterisere det enkelte vandløb, såvel som vurdere habitatkvaliteten og habitatkvantiteten [Schneider et al., 2010]. Habitatmodellering kan derfor bruges til bedre at vurdere påvirkningen på den økologiske tilstand ved en ændring i vandføring end for eksempel medianminimum-metoden, idet habitatmodellerne inkluderer både vandløbets hydrauliske egenskaber og biologiske data til vurderingen [Paraisiewicz & Dunbar, 2001]. Samtidig er der i habitatmodellering fokus på konkrete præferencer for dybde og vandhastighed for de enkelte arter, hvilket også gør metoden fordelagtig i forhold til vandplan 2-metoden.

1.2 Problemformulering

Den nuværende fremgangsmåde til bestemmelse af indvindingstilladelsers størrelse er som beskrevet ikke optimal i forhold til at udnytte ressourcen maksimalt og samtidig tage hensyn til recipientens aktuelle tilstand. Udgangspunktet for projektet er derfor at undersøge en indvindingsstrategi, hvor der tages hensyn til recipientens aktuelle tilstand ved at variere mængden af vand, der indvindes. Dette kan på sigt medføre mere nuancerede og dynamiske indvindingstilladelser baseret på recipientens tilstand frem for et fast volumen.

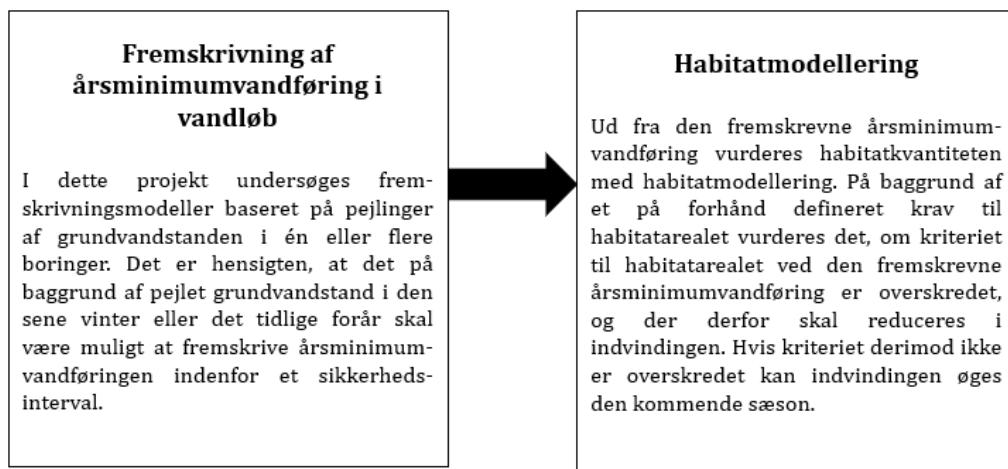
Projektets problemformulering udtrykkes således:

Det er konstateret, at de hidtidige metoder til regulering af vandindvinding i forhold til vandløbspåvirkning er unuancerede med hensyn til de naturlige variationer i grundvandsressourcens størrelse. Igennem dette projekt undersøges derfor metoder til at fremskrive den kommende sæsons minimumvandføring i vandløb, så vandindvindingsstrategien hvert år kan baseres på den tilgængelige ressource. Der undersøges to metoder til fremskrivning af årsminimumvandføring, herunder fremskrivning med lineære regressionsmodeller og træning af neurale

netværksmodeller. Samtidig undersøges habitatmodellering som metode til at vurdere vandløbskvaliteten ved ændringer i vandføringen i vandløb som følge af ændret vandindvinding. I den forbindelse undersøges en simpel habitatmodel, hvor der benyttes tværsnit og modellerede QH-relationer frem for detaljerede opmålinger.

1.3 Projektbeskrivelse

Projektets formål er todelt, idet det både består af produktion af modeller til fremskrivning af årsminimumvandføring og vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløb med habitatmodellering. Dette er illustreret i figur 1.1.



Figur 1.1. Projektets koncept til udnyttelse af den tilgængelige ressource til vandindvinding.

Den første del af projektet omhandler fremskrivning af årsminimumvandføring i vandløb. For at kunne variere indvindingsstrategien i forhold til ressourcens tilstand i minimumssituationen tidsnok til at ændringer i vandindvinding får en effekt på vandløbet, kræves en metode til at fremskrive størrelsen af årsminimumvandføringen. I rapportens del 1 undersøges derfor to metoder til at fremskrive årsminimumvandføringen gennem et case-studie af Binderup Å: Simple lineære regressionsmodeller og modellering med neurale netværk. Modellerne baseres på pejlede grundvandstørrelser i udvalgte borer.

Projektets anden del omhandler vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløbet ved den fremskrevne årsminimumvandføring. Til dette formål benyttes habitatmodellering. Anvendeligheden af habitatmodellering som metode til at vurdere effekten af vandindvinding er essentiel for at kunne bruge det som led i myndighedens vurdering af vandindvindings størrelse. Derfor udføres habitatmodellering på case-området ved Binderup Å med habitatmodelleringsssoftwaren CASiMiR-Fish. I den forbindelse undersøges forskellene på resultater af habitatmodeller udført med data opmålt i felten i forbindelse med udarbejdelse af dette projekt og data fra Den Nationale Vandressource Model, DK-modellen. Samtidig udføres der for Binderup Å habitatmodelleringer af delstrækninger, for at kunne vurdere påvirkning på det tilgængelige habitatareal i minimumssituationen og når vandføringen reduceres.

Del I

Modeller til fremskrivning af årsminimumvandføring i vandløb

I denne del af rapporten undersøges muligheden for fremskrivning af årsminimumvandføringen i vandløb gennem et case-studie af Binderup Å. Der undersøges to modelleringskoncepter: Lineære modeller og neurale netværksmodeller. Udgangspunktet for modellerne er, at det skal være muligt at fremskrive den kommende sæsons årsminimumvandføring indenfor et sikkerhedsinterval på baggrund af pejlet grundvandstand i den sene vinter eller det tidlige forår. Hensigten er, at den fremskrevne årsminimumvandføring kan benyttes som basis for bestemmelse af den kommende sæsons vandindvindingsstrategi.

2 | Fremskrivning af årsminimumvandføring med lineære regressionsmodeller

Et vandløbs afstrømning består af både hurtige fluktuationer og langsommere årstidsvariationer, og afstrømningen varierer således over både minutter, dage, måneder og år. Vandbalancealigningen er vist i formel 2.1 [Blicher, 2005].

$$N = E + A_o + A_u + Q + \Delta V \quad (2.1)$$

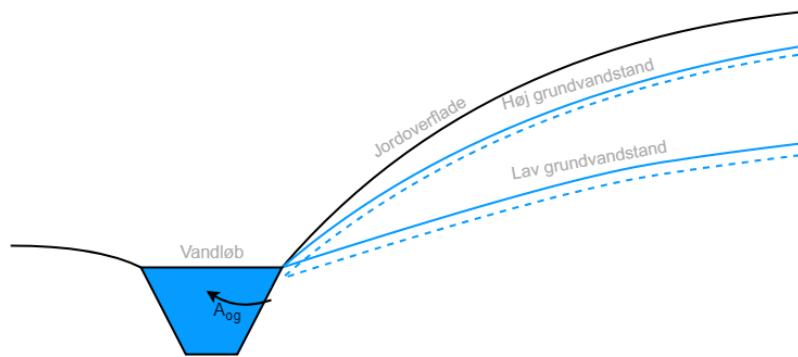
Hvor:

N	Nedbør i området
E	Aktuel fordampning
A_o	Overjordisk afstrømning, består af bidrag fra overfladenær afstrømning A_{oo} og bidrag fra grundvand A_{og}
A_u	Underjordisk afstrømning
Q	Indvinding
ΔV	Magasinændring

Nedbør og fordampning varierer ligesom den overjordiske afstrømning over sekunder og minutter, hvor grundvandsafstrømningen sker langsommere. Hvis de hurtige fluktuationer i et vandløbs hydrograf sorteres fra, er de langsomme variationer tilbage. Disse består af bidraget fra grundvandet og kaldes også for baseflowet. Grundvandsbidraget til den overjordiske afstrømning, A_{og} , består af infiltrationen eller grundvandsdannelsen, som har en langvarig betydning for grundvandstanden, fratrukket den mængde grundvand der netto strømmer ind eller ud af området, A_u , ændringen i magasinet, ΔV , og den mængde grundvand, der indvindes, Q . Vandindvinding er derfor en vigtig menneskelig faktor som påvirker vandløbet, hvilket i de tørre somtermåneder kan resultere i lav eller ingen vandføring [Ovesen et al., 2000].

Af ovenstående fremgår også, at A_{og} er afhængig af reservoires magasinering af grundvand. Dette er illustreret på figur 2.1. Hvis der er en høj magasinering, og dermed en høj grundvandstand, vil trykniveauets gradient jvf. Darcys lov være højere. Dermed vil grundvandsbidraget til den overjordiske afstrømning, A_{og} , også være højere.

I stedet for at give tilladelser på en fast årlig mængde grundvand, der må indvindes, kunne indvindingsstrategien ændres, så den er afhængig af den tilgængelige ressource det enkelte år, idet grundvandsdannelsen og ændringer i grundvandsmagasinet ikke er de samme hvert år. Præmissen for at kunne lave en tidlig vurdering af den kritiske afstrømning er, at der findes et værktøj til dette. Derfor undersøges i denne del af rapporten forskellige

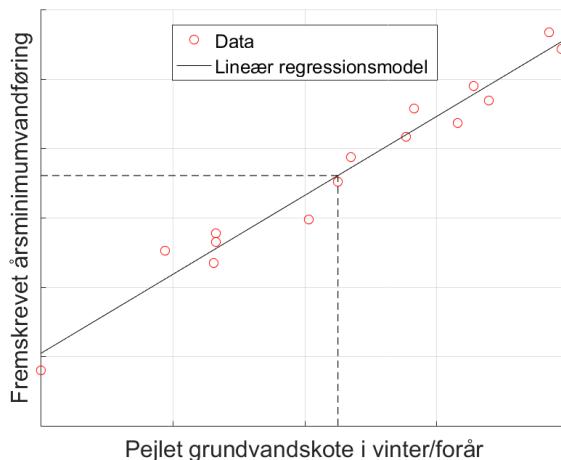


Figur 2.1. En høj grundvandstand giver en høj gradient på trykniveauet i magasinet. Et højt trykniveau resulterer i en højere udstrømning. Omvendt resulterer den lave grundvandstand i en lav trykniveaugradient, og grundvandsbidraget til den overjordiske afstrømning, A_{og} , bliver lavere.

modeller med det formål at kunne prædiktere sommerens årsminimumvandføringen allerede i den sene vinter eller det tidlige forår. I dette og de følgende kapitler undersøges udelukkende potentialet for at fremskrive årsminimumvandføringen med forskellige metoder. Implementeringen af prognosebaseret vandindvinding til brugsformål belyses dermed ikke i denne del af rapporten, men diskuteres yderligere i kapitel 8.

I dette kapitel undersøges lineære fremskrivningsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen baseret på pejling af grundvandstand i én boring ad gangen i én måned ad gangen. Dermed undersøges det også, hvor lang tid før årsminimumvandføringens forekomst, der findes en sammenhæng mellem grundvandstand og årsminimumvandføring.

De lineære regressionsmodeller kunne også være flerdimensionelle, og for eksempel bestå af pejling af grundvandstand i flere boringer eller flere måneder. I dette kapitel undersøges udelukkende sammenhængen mellem årsminimumvandføring og pejlet grundvandstand i hver af boringerne i hver måned separat. Konceptet for fremskrivningsmodellerne er vist i figur 2.2.

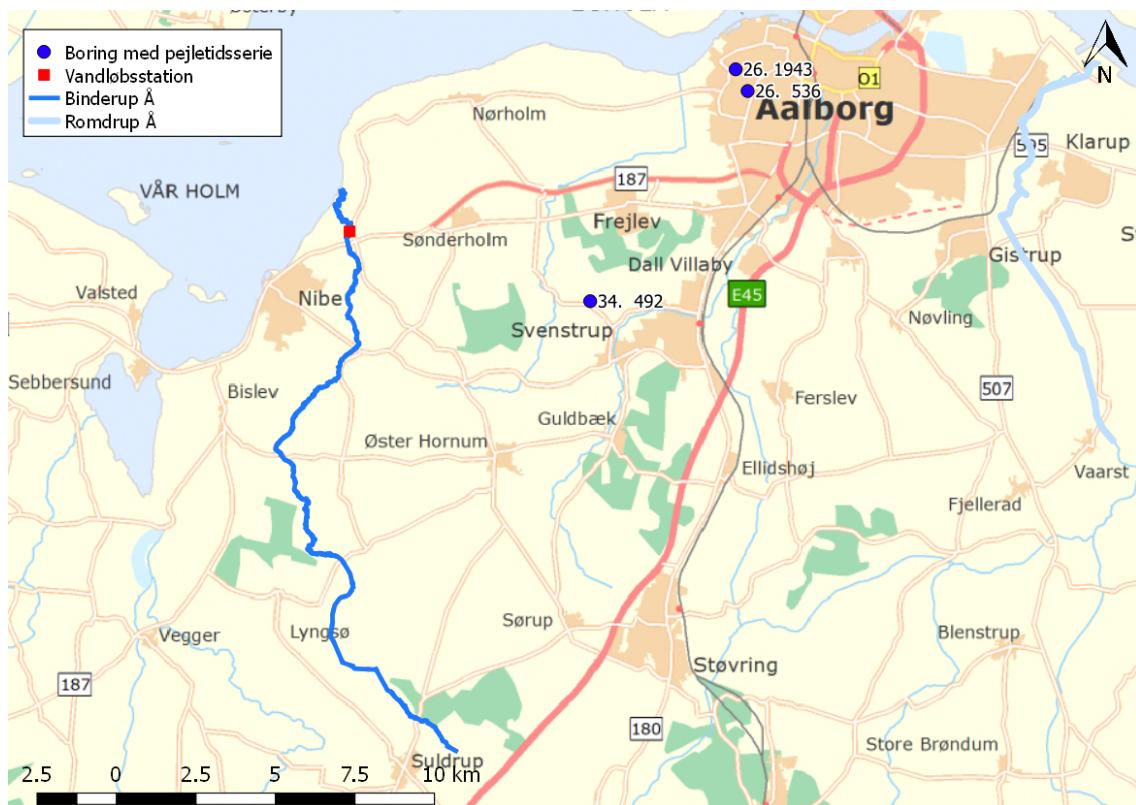


Figur 2.2. Illustration af modelkoncept til lineære fremskrivningsmodeller. Baseret på pejlet grundvandstand i den sene vinter eller det tidlige forår skal det være muligt at fremskrive den kommende sæsons årsminimumvandføring.

2.1. Analyse af vandførings- og pejledata til brug i fremskrivningsmodeller for årsminimumvandføringen

2.1 Analyse af vandførings- og pejledata til brug i fremskrivningsmodeller for årsminimumvandføringen

Udviklingen af modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen tager udgangspunkt i et case-studie på Binderup Å beliggende sydvest for Aalborg med udløb til Limfjorden nord for Nibe som vist på figur 2.3.

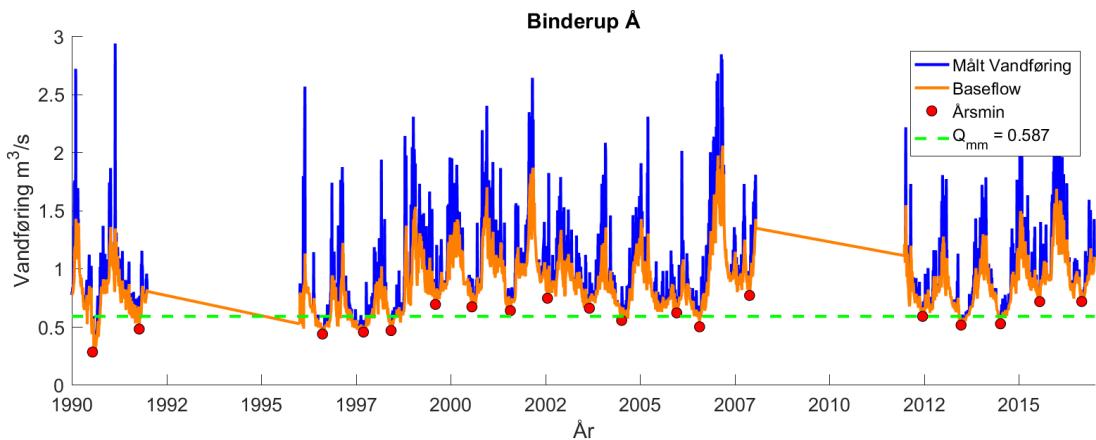


Figur 2.3. Placering af de tre borer brugt til produktion af modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen samt vandløbsstationen ved Binderup Mølle.

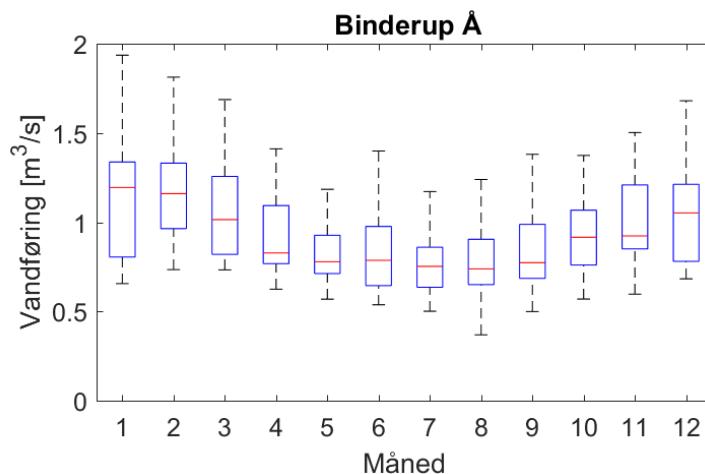
Der er målt vandføringer over en periode på 27 år fra 1990 til 2016 [Danmarks Miljøportal, 2018a]. Tidsserien har enkelte huller som resulterer i at den samlede længde af sammenhængende målinger er 19 år. Dette fremgår desuden af figur 2.4, som viser vandføringstidsserien, baseflow og medianminimum for tidsserien fra Binderup Å.

For at danne overblik over de sæsonmæssige variationer i døgnmiddelflafstrømningen er der på figur 2.5 vist boxplots over afstrømningernes gennemsnitlige størrelse hver måned. Figuren viser, at medianvandføringen af månedsmiddelflafstrømningen er lavest i sommermånedene fra maj til september hvorefter den stiger igen. Desuden fremgår det af figuren at de minimale og maksimale vandføringer følger dette mønster, med undtagelse af juni, hvor der har været en relativt høj maksimal afstrømningshændelse i forhold til maj og juli måned.

Figur 2.6 viser fordelingen af hvor ofte årsminimumvandføringen forekommer hver måned i løbet af de 19 år. Det fremgår af figuren at årsminimumvandføringen med ni forekomster oftest forekommer i juli måned i Binderup Å. Desuden er der tre forekomster af årsminimumvandføringen i både juni og august, og én forekomst i hver



Figur 2.4. Tidsserien for døgnmiddelvandføringen fra Binderup Å tæt ved udløbet til Limfjorden samt det beregnede baseflow og medianminimumvandføring. Data mangler i perioderne 1992-1995 og 2008-2011. [Danmarks Miljøportal, 2018a]

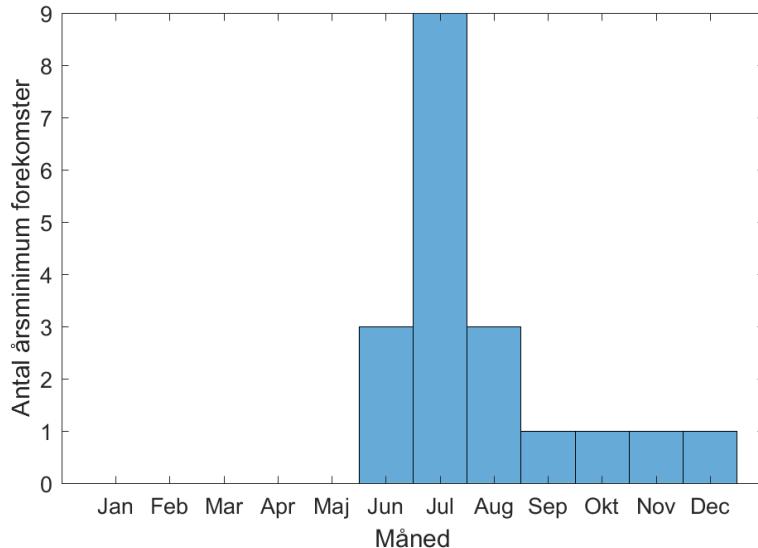


Figur 2.5. Sæsonvariation i afstrømningen i Binderup Å præsenteret med boxplots. Den røde linje markerer medianen af døgnmiddelvandføringerne den pågældende måned, boksen markerer 25- og 75-percentilerne og de stippledte linjer indikerer de mest ekstreme værdier af døgnmiddelafstrømningerne bortset fra outliers. Outliers svarer til ca. 1% af datamængden og er ikke inkluderet her.

af månederne september, oktober, november og december. Det er forventeligt at de fleste årsminimumvandføringer forekommer i somtermånederne, idet figur 2.5 også viser, at de laveste månedlige medianvandføringer forekommer her. Desuden er disse måneder typisk tørre og der sker dermed ikke en grundvandsdannelse [Ovesen et al., 2000]. Samtidig viser en tidligere analyse foretaget af Jellesen [2015] af Hasseris Å beliggende i samme område at årsminimumvandføringen hyppigst forekommer i juli, august eller september.

Baseflowet er den del af afstrømningen i et vandløb, der kommer fra grundvandet. De laveste vandføringer er dermed afhængige af tilførslen af grundvand til vandløbet. Grundvandsstanden er ligesom afstrømningen varierende over året, og i den indledende analyse undersøges korrelationen mellem grundvandsstanden i den sene vinter og det tidlige forår og årsminimumvandføringen. Til denne korrelationsanalyse er der udvalgt pejleserier fra tre brønde, der også tidligere er blevet undersøgt korrelationer med minimumsafstrømning for i Hasseris Å af Jellesen [2015] og Lindenberg Å og Romdrup

2.1. Analyse af vandførings- og pejledata til brug i fremskrivningsmodeller for årsminimumvandføringen



Figur 2.6. Forekomst af årsminimumvandføringen i Binderup Å fordelt på måneder.

Å af Gautesen & Olesen [2016]. Beliggenheden af de tre borer er vist i figur 2.3.

Data vedrørende de tre pejleserier findes i tabel 2.1. Af tabellen fremgår det, at indtaget til boringen med DGU-nr. 34.492 er mest terrænnært, ligesom boringen med DGU-nr. 26.1943 ligeledes ligger relativt terrænnært. Denne ligger desuden tæt ved Limfjorden. Det gør boringen med DGU-nr. 26.536 også, dennes terrænkote er dog højere end boringen med DGU-nr. 26.1943.

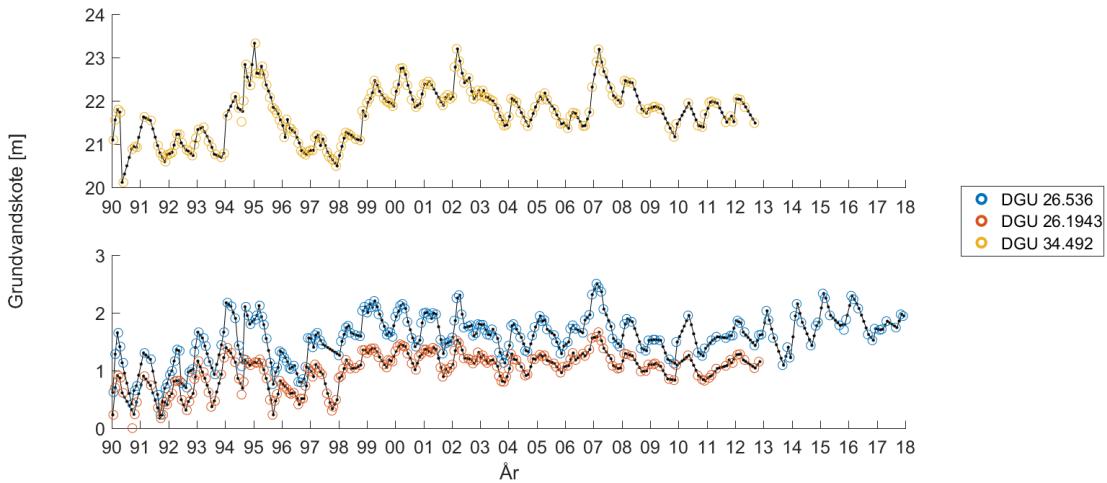
Tabel 2.1. Data om de tre pejleserier brugt i korrelationsanalysen. [GEUS, 2018]

DGU-nr.	Antal pejlinger [-]	Terrænkote [m]	Gennemsnitlig pejlekote [m]
26.1943	184	3,58	1,00
26.536	231	18,00	1,58
34.492	192	25,00	21,72

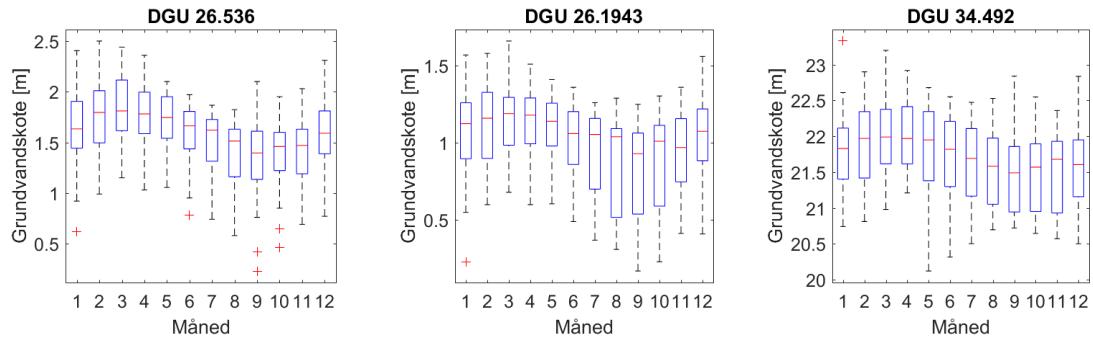
For hver af de tre pejleserier ønskes en enkelt månedlig værdi for grundvandsstanden til brug i korrelationsanalysen. For måneder med flere pejlinger er der derfor beregnet en gennemsnitlig grundvandsstand, og for datahuller er der foretaget en lineær interpolation. Figur 2.7 viser de oprindelige datapunkter og de interpolerede datapunkter i pejleserierne.

For yderligere at vurdere basis for en korrelation mellem årsminimumvandføringen og grundvandsstanden undersøges den sæsonmæssige variation i pejletidsserierne ligesom for afstrømningstidsserien vist i figur 2.5. Figur 2.8 viser boxplots over grundvandsstandens variation over hele tidsserien fordelt på hver måned. Af figuren fremgår det, at den laveste månedlige median af grundvandsstanden forekommer i september for alle de tre tidsserier. Derefter stiger grundvandsstanden og har maksimal mediangrundvandsstand i februar.

Sammenhængen mellem de tre tidsserier på trods af afstanden og variation mellem terræn- og kystnærhed støtter antagelsen om sammenhængen med grundvandstilførslen til vandløbene, idet der er lignende sæsonmæssige variationer i både afstrømnings- og pejletidsserierne som vist i figur 2.5 og 2.8.



Figur 2.7. De tre pejleserier benyttet til at korrelation med årsminimumvandføring med i denne rapport. De oprindelige datapunkter i pejleserierne er markeret med cirkler og den genererede pejleserie er markeret med sorte prikker og en støttelinje.



2.2 Udarbejdelse af lineære regressionsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføring

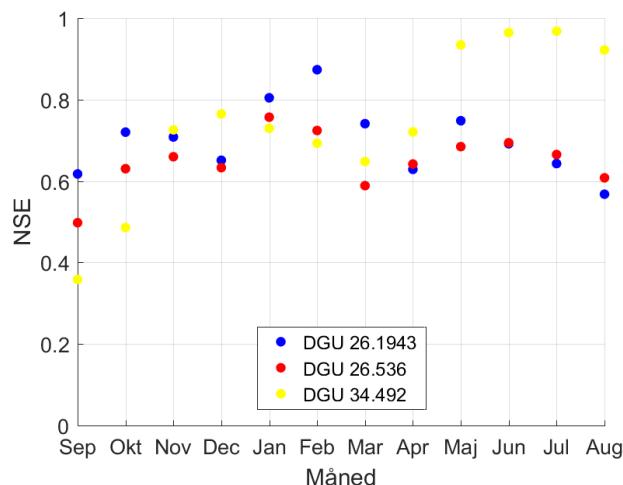
Der er udarbejdet lineære regressionsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen baseret vandføringstidsserien vist i figur 2.4 og de tre pejletidsserier vist i figur 2.7. Der er således 12 lineære modeller, én for hver måned i året, til bestemmelse af årsminimumvandføringen for hver af de tre borer, og der er dermed 36 modeller i alt. For hver af de lineære modeller vurderes korrelationen mellem grundvandstanden hver måned målt i de enkelte borer og den følgende årsminimumvandføring. Hver enkelt af de lineære modellers prædiktionsevne i forhold til de observerede årsminimumvandføringer er beregnet i form af Nash-Sutcliffe Efficiency, NSE. Denne fremgår af figur 2.9, og er i øvrigt sammenfaldende med forklaringsgraden, R^2 , for de enkelte modeller. NSE beregnes efter

2.2. Udarbejdelse af lineære regressionsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføring

formel 2.2, hvor O er observerede værdier og P er fremskrevne værdier.

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (2.2)$$

Figur 2.9 viser, at den højeste forklaringsgrad og NSE opnås med modellen baseret på grundvandstand i juli i boringen med DGU-nr. 34.492. Dette indikerer at den bedste sammenhæng mellem minimumsvandføring og grundvandsstand målt i denne boring findes på tidspunktet for minimumsvandføringens forekomst, hvilket typisk også er i juli måned som vist i figur 2.6. Fælles for de tre pejleseriers korrelation med årsminimumvandføringen er, at forklaringsgraden generelt er relativt høj i sommermånedene maj til juli, hvorefter den falder fra august måned efter årsminimum typisk har fundet sted jvf. figur 2.6. I marts måned er forklaringsgraden og NSE lavere end for både januar og februar for alle tre pejleserier. I disse måneder er forklaringsgraden af grundvandstanden målt i boringen med DGU-nr. 26.1943 højere end for boringen med DGU-nr. 26.536, som ellers har næsten sammenfaldende korrelationer med årsminimumvandføringen i april til september. I disse måneder er forklaringsgraden for de to kystnære boringer desuden forskellig fra boringen med DGU-nr. 34.492, der ligger i en større afstand fra disse.



Figur 2.9. NSE for hver af de lineære regressionsmodellers performance. NSE og R^2 er sammenfaldende.

Gautesen & Olesen [2016] foretog i et projekt en analyse af vandindvindings påvirkning på Romdrup Å, hvis beliggenhed i forhold til Binderup Å er vist i figur 2.3. Analysen viste at den maksimale påvirkning på vandløbets vandføring indtraf mellem 4 måneder og 8 år efter indvindingens påbegyndelse afhængig af hvor kildepladsen lå i forhold til vandløbet. Indvindingerne hvis fulde effekt på vandføringen i Romdrup Å indtraf på kortest tid var samtidig også dem, med den største procentvise effekt på vandføringen.

Formålet med at lave modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen er at kunne regulere indvindingsstrategien derefter. Ændringer i en indvindings størrelse skal derfor foretages tidsnok til, at det har en effekt på vandløbets vandføring. Hvis responstiden for Binderup Å svarer til responstiderne for Romdrup Å [Gautesen & Olesen, 2016] er det dermed meget forskelligt og afhængigt af hvor indvindingen foretages, om der er potentielle

for at kunne bruge prognosticering af årsminimumvandføringen. Hvis det antages at der findes kildepladser i oplandet til Binderup Å, hvor responstiden for fuld påvirkning er fire måneder og at den fulde påvirkning af ændringen ønskes opnået på tidspunktet for forekomst af årsminimumvandføringen, så må fremskrivningsmodellen senest være baseret på data fra februar måned.

Tabel 2.2 viser NSE og to gange standardafvigelsen, 2σ for hver af modellernes fejl. Tabellen viser, at med skæringstidspunkt i senest februar måned har modellerne med pejledata fra januar og februar i boringen 26.1943 højere NSE og lavere afvigelse på fejlene end for modellerne med data fra de øvrige borer. Flyttes skæringstidspunktet til november og december er det derimod boringen 34.492, som har højest NSE og lavest standardafvigelse på fejlene.

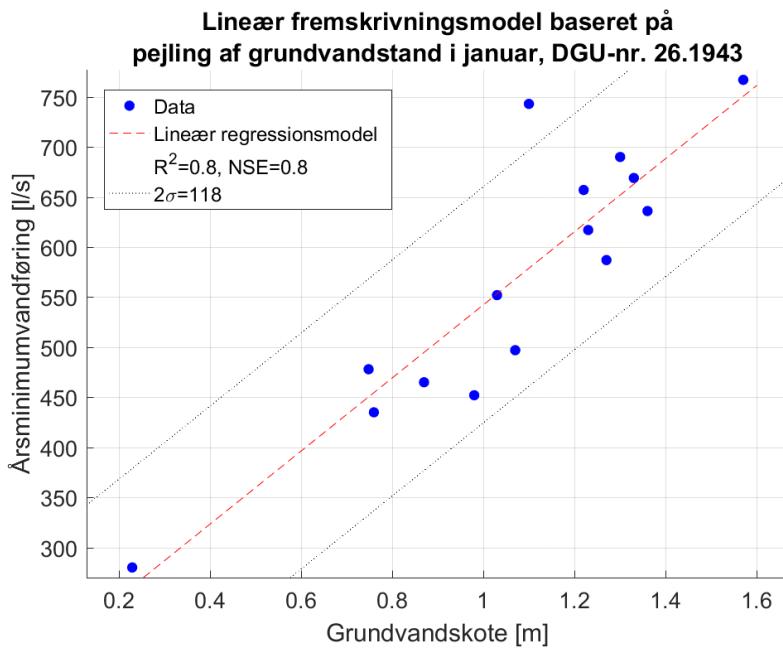
Tabel 2.2. NSE og to gange standardafvigelse på modellernes fejl for alle modellerne baseret på pejledata i hver af årets måneder i hver af de tre borer.

	26.1943		26.536		34.492	
	NSE	2σ	NSE	2σ	NSE	2σ
September	0,62	137	0,5	154	0,36	178
Oktober	0,72	117	0,63	132	0,49	159
November	0,71	120	0,66	127	0,73	116
December	0,65	131	0,63	132	0,76	107
Januar	0,80	118	0,73	126	0,73	139
Februar	0,87	95	0,72	134	0,69	148
Marts	0,74	136	0,59	164	0,65	158
April	0,63	162	0,64	153	0,72	141
Maj	0,75	134	0,68	144	0,93	68
Juni	0,69	148	0,69	142	0,96	50
Juli	0,64	159	0,67	148	0,97	48
August	0,57	175	0,61	160	0,92	75

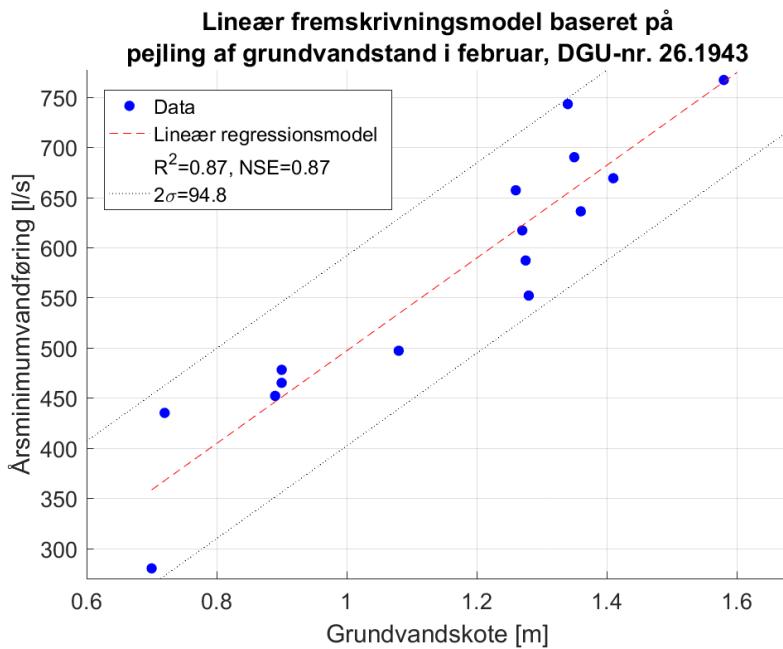
Figur 2.10 og 2.11 viser de lineære regressionsmodeller til bestemmelse af årsminimumvandføringen ud fra pejling af grundvandstanden i boringen med DGU-nr. 26.1943 i henholdsvis januar og februar. Figur 2.12 viser den lineære regnressionsmodel baseret på pejlet grundvandstand i december i boringen 34.492.

2.3 Diskussion

De lineære modeller er udført med alle de tilgængelige sammenhængende pejledata og årsminimumvandføringer, og de er dermed udført uden valideringssæt. Der er benyttet rå pejledata, og der er derfor ikke taget højde for effekten af eventuelle indvindinger i området. Hvis der indenfor perioden med tilgængelig data har været variationer i eksempelvis mængden af indvundet grundvand til markvandingsformål, kan det have skabt forstyrrelser i data, som resulterer i en usikkerhed i forhold til modellernes resultater. Hvis indvindingen i området ændres, vil modellerne dermed også skulle ændres. I denne rapport er det antaget, at den kortest nødvendige fremskrivningshorisont er fire måneder på baggrund af en undersøgelse af indvindingspåvirkning på vandløb af Gautesen & Olesen [2016]. Denne antagelse kræver, at fremskrivningsmodellen senest må være baseret på data fra februar måned, idet årsminimumvandføringen typisk forekommer i juli.

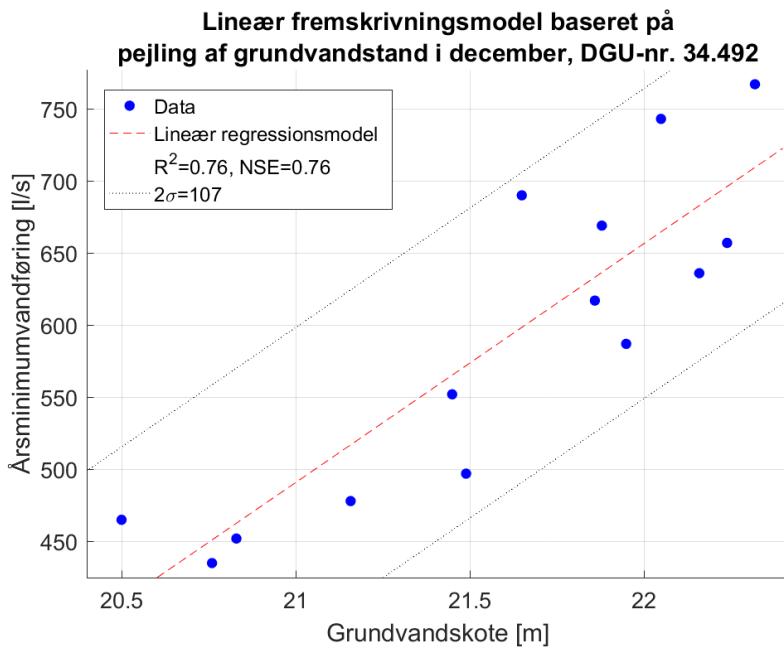


Figur 2.10. Fremskrivningsmodel til fremskrivning af årsminimumvandføringen baseret på pejlet grundvandstand i januar i boringen med DGU-nr. 26.1943.



Figur 2.11. Fremskrivningsmodel til fremskrivning af årsminimumvandføringen baseret på pejlet grundvandstand i februar i boringen med DGU-nr. 26.1943.

Undersøgelsen af Gautesen & Olesen [2016] er dog foretaget på et andet vandløb i oplandet til Limfjorden. Kun en tilsvarende undersøgelse af kildepladser og vandløbspåvirkning indenfor oplandet til Binderup Å vil kunne afgøre, om det kan lade sig gøre at indføre en ændring i vandløbsstrategien indenfor en længere eller kortere tidsperiode før årsminimumvandføringens forekomst. Sådan en undersøgelse vil også vise, om tidsperspektivet for den maksimale påvirkning på vandløbet er så langt, at det i praksis ikke vil give mening at indføre ændringer og dermed fremskrive årsminimumvandføringen.



Figur 2.12. Fremskrivningsmodel til fremskrivning af årsminimumvandføringen baseret på pejlet grundvandstand i december i boringen med DGU-nr. 34.492.

Fremskrivning af årsminimumvandføringen for Binderup Å er ikke nødvendigvis så kritisk, som det eksempelvis kunne være for et andet, mindre vandløb, hvor der modsat Binderup Å er risiko for udtørring i sommerperioden. Imidlertid er det med resultaterne i dette kapitel, og desuden i rapporterne af Jellesen [2015] og Gautesen & Olesen [2016], vist, at der findes en sammenhæng mellem grundvandstanden i vinteren eller det tidlige forår og årsminimumvandføringen i flere vandløb. For et vandløb i et opland hvor der indvindes grundvand til eksempelvis drikkevandsformål eller markvanding, og hvor der er risiko for udtørring om sommeren, er det derfor ikke urealistisk at en tilsvarende sammenhæng vil eksistere. I så fald kunne fremskrivning af årsminimumvandføringen være et redskab til at sikre et ønsket minimumsflow. Dette ville dog desuden kræve, at der findes en tilgængelig datamængde og at en reduktion i indvinding af grundvand kan ske tidsnok til at det har en effekt på det pågældende vandløb.

Tabel 2.2 og figurerne 2.9, 2.10 og 2.11 viser, at der med det tilgængelige data for pejlinger af grundvandstand i boringerne 26.1943, 26.536 og 34.492 er påvist sammenhænge med årsminimumvandføringen i Binderup Å. Modellen med højest NSE og lavest spredning på fejlene er modellen baseret på pejledata fra februar i boringen 26.1943, der kan fremskrive årsminimumvandføringen et 95% sikkerhedsinterval i form af to gange spredningen på fejlene på ± 95 l/s.

3 | Fremskrivningsmodeller med neurale netværk

Regulering af indvindingstilladelser på baggrund af en fremskrevet årsminimumvandføring kræver en model, der med en vis sandsynlighed kan forudsige årsminimumvandføringen. Med de lineære regressionsmodeller præsenteret i kapitel 2 findes den bedste sammenhæng mellem pejlet grundvandstand og årsminimumvandføringen i månederne maj til juli for boringen med DGU-nr. 34.492. Hvis fremskrivningen med de lineære regressionsmodeller foretages tidligere, for eksempel i perioden oktober til april, er korrelationen mellem årsminimumvandføring og pejlet grundvandsstanden i en enkelt boring lavere.

I dette kapitel undersøges en alternativ metode til at udføre modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen. Udgangspunktet er en undersøgelse af potentialet for at træne neurale netværksmodeller baseret på pejledata fra de tre borer præsenteret i kapitel 2 med data varierende fra én til seks måneder tilbage i tid fra det ønskede fremskrivningstidspunkt. Fremskrivningsmodellerne er baseret på træning af neurale netværksmodeller.

Som beskrevet i afsnit 2.2 kræver anvendeligheden af fremskrivningsmodellerne, at fremskrivningen af årsminimumvandføringen sker tidsnok til at en ændring i indvindingen af grundvand har en effekt på vandføringen i vandløbet. Hvis den maksimale påvirkning på vandløbets vandføring ved vandindvinding ligesom i kapitel 2 antages tidligst at indtræffe efter fire måneder, skal fremskrivningen af årsminimumvandføringen senest ske i februar, idet årsminimumvandføringen typisk forekommer i juli måned.

3.1 Introduktion til neurale netværk

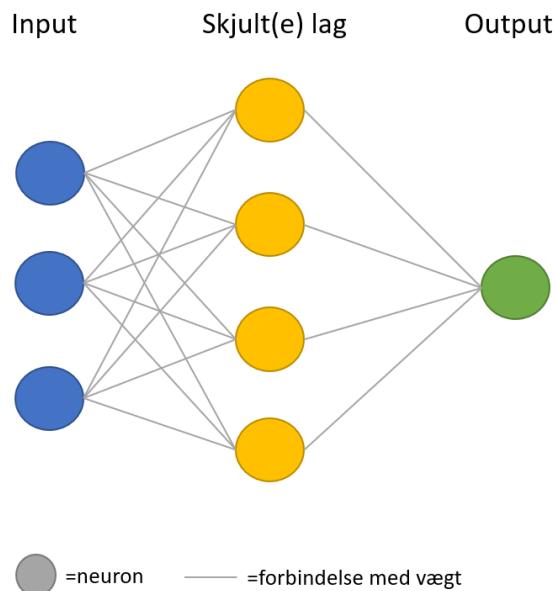
Neurale netværk er inspireret af strukturer i menneskehjernen, og de kan bruges til at identificere mønstre i data, som ellers kunne være svære at beskrive.

Neurale netværk består af neuroner, som er internt forbundede som vist i figur 3.1. Numeriske værdier overleveres fra neuron til neuron, og det neurale netværk trænes ved at justere styrken af hver forbindelse for at opnå et ønsket resultat. I dette projekt benyttes et feed forward netværk som vist i figur 3.1.

Netværket består af et inputlag, en række skjulte lag og et output lag. Inputlaget består af de parametre, som skal bruges til at bestemme outputtet. I dette kapitel undersøges modeller med inputparametre i form af pejlinger af grundvandstand som i kapitel 2 til at bestemme årsminimumvandføringen, som er outputtet. Imellem inputlaget og outputlaget er der et eller flere skjulte lag.

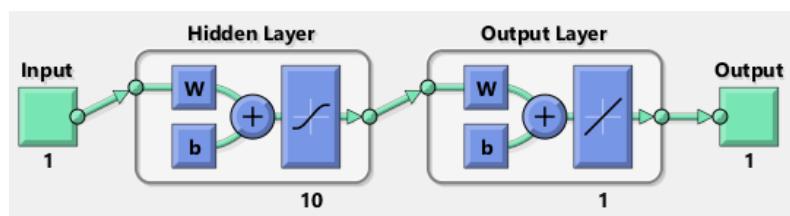
Formålet med træning af neurale netværk er således gennem en iterativ proces at finde

korrelationer mellem outputtet og en eller flere inputparametre alene eller i kombinationer. Dette betyder, at hvis en inputparameter hverken i sig selv eller i kombination med andre inputparametre har en høj korrelation med outputtet, så vil den tildeles en lav vægt i netværket.



Figur 3.1. Konceptfigur af et feed forward regression netværk til at lave prædiktiv modellering.

Netværket virker på den måde at information "fodres" fra et lag til det næste, for eksempel fra inputlaget til det skjulte lag, hvor der sker en transformation af data. Transformationen afhænger af den enkelte forbindelses vægt, bias og transferfunktion. Dette er vist i figur 3.2 under "hidden layer". En lignende proces sker fra det skjulte lag til outputlaget, hvor resultatet skaleres til det domæne, resultaterne ligger indenfor. Dette sker typisk ved en lineær transformation der ligeledes afhænger af vægte og bias som vist i figur 3.2 under "output layer".



Figur 3.2. Opbygning af et neuralt netværk som præsenteret i MATLAB. Det viste netværk består af ét input, ét skjult lag med 10 neuroner og ét output.

Da både input og output er kendte parametre, er det op til det neurale netværks træningsfunktion at finde en eventuel sammenhæng ved at justere på vægte og bias. Ved opstart af træningsprocessen er vægte og bias tilfældigt fordelt. Efter hver iteration opdateres disse, indtil der opnås et fejl-minimum. Opdateringen af vægte og bias bestemmes af optimeringsalgoritmen. Ideelt opnås et globalt fejl-minimum, hvor vægte og bias er justeret så det ønskede resultat i form af outputtet er opnået.

Data opdeles typisk i et træningssæt, valideringssæt og testsæt. Trænings- og validerings-sættene bruges i hver iteration til at træne og validere de anvendte vægte. Til slut benyttes

et uafhængigt testsæt til at vurdere om modellen er generel eller om den eksempelvis er overtilpasset til træningssættet.

3.2 Træning af fremskrivningsmodeller med neurale netværk

Som beskrevet i kapitel 2 er der fundet sammenhæng mellem grundvandstand og årsminimumvandføring. I dette afsnit undersøges et alternativ i form af modeller baseret på data fra flere boringer og flere måneder på én gang trænet med neurale netværk.

Der er opsat et simpelt neutralt netværk til at træne fremskrivningsmodellerne. Netværket består af et inputlag som indeholder alle inputparametrene, ét skjult lag med 5 neuroner og et outputlag bestående af den resulterende årsminimumvandføring. MATLABs standardopsætning med transferfunktioner benyttes. Dermed er transferfunktionen som konverterer data fra inputtet til det skjulte lag en hyperbolsk tangent sigmoid funktion og fra det skjulte lag til outputtet bruges en lineær transferfunktion. I dette projekt er der anvendt Levenberg-Marquardt som optimeringsalgoritme, idet denne i en undersøgelse af The MathWorks, Inc. [2018] af flere optimeringsalgoritmer resulterede i det hurtigste fald i mean squared error ved et netværk lignende det, som er brugt i dette projekt. Til træningen af modellerne i dette projekt er 34% af data svarende til 5 samples anvendt som træningssæt, 33% af data svarende til 4-5 samples er anvendt som valideringssæt og de resterende 33% af data er anvendt som testsæt. Forudsætningerne for modellerne udført med neurale netværk er dermed forskellige fra forudsætningerne for de lineære modeller, idet der er brugt validerings- og testsæt, hvilket der ikke er for de lineære modeller.

Den fulde effekt af en ændring i vandindvindingen skal være opnået når årsminimumvandføringen forekommer, hvilket typisk er i juli måned jvf. figur 2.6. Det antages at den fulde effekt vil kunne opnås efter fire måneder, og der er derfor benyttet data fra senest februar måned forinden årsminimumvandføringens forekomst.

Modellerne er trænet med forskellige skæringstidspunkter og *lead times*. Det seneste skæringstidspunkt er i februar, og det tidligste er i september året forinden årsminimumforekomsten. Lead times er øget med en måneds data for hver model, således at modellerne med skæringstidspunkt i februar har lead times på én til seks måneder for at vurdere, om modellen eventuelt kan optimeres ved at inkludere data fra flere måneder som inputparametre. Dermed har modellen med én måneds data data fra de tre boringer med DGU-nr. 34.492, 26.1943 og 26.536 i februar, og modellen med seks måneders data har data fra september til februar i de tre boringer. Tilsvarende for modellen med skæringstidspunkt i januar, der har op til fem måneders data og så videre. Modellernes skæringstidspunkt, antal måneders data og start data er vist i tabel 3.1.

Modellerne giver ikke det samme resultat ved hver træning grundet det sparsomme datagrundlag, og der benyttes derfor en *ensemble learner* baseret på træning af modellerne 1000 gange hver. Modeltræningerne går relativt hurtigt, og det benyttes derfor som en genvej til at opnå stabilitet, som ellers er svært at opnå, når der ikke er mere data tilgængeligt.

Alle data benyttet til modeltræningerne er månedlige gennemsnit. Modellerne med data fra

februar, figur 3.3, januar og februar, figur 3.4, samt januar, figur C.1, er der i alt benyttet 15 samples og til de resterende 18 modeller findes i alt 14 samples. Disse modeller benytter data fra året før den pågældende årsminimumforekomst, hvilket reducerer datasættet med én sample. Af tabel 3.1 fremgår desuden Nash-Sutcliffe Efficiency på ensemble medianen for hver af modellerne. De observerede årsminimumvandføringer mod de modellerede årsminimumvandføringer er vist i figurerne som angivet i tabel 3.1. Modellerne med skæringstidspunkt i februar er vist i dette kapitel og de resterende er vist i appendiks C.

Tabel 3.1. Oversigt over alle de trænede modeller, skæringstidspunkt, antal måneders data samt modeleffektivitet i form af NSE på ensemble medianen.

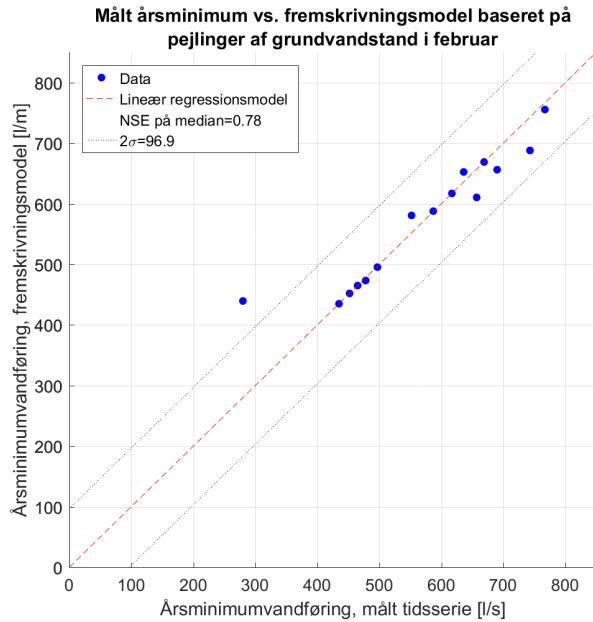
Figur	Skæringstidspunkt	Antal måneder	Start data	NSE på median	2σ på modellens fejl
3.3	Februar	1	Februar	0,78	97
3.4	Februar	2	Januar	0,80	92
3.5	Februar	3	December	0,89	61
3.6	Februar	4	November	0,89	61
3.7	Februar	5	Oktober	0,86	67
3.8	Februar	6	September	0,82	73
C.1	Januar	1	Januar	0,83	89
C.2	Januar	2	December	0,71	91
C.3	Januar	3	November	0,72	87
C.4	Januar	4	Oktober	0,69	92
C.5	Januar	5	September	0,68	93
C.6	December	1	December	0,75	86
C.7	December	2	November	0,77	83
C.8	December	3	Oktober	0,70	90
C.9	December	4	September	0,67	94
C.10	November	1	November	0,76	86
C.11	November	2	Oktober	0,72	91
C.12	November	3	September	0,66	96
C.13	Oktober	1	Oktober	0,60	105
C.14	Oktober	2	September	0,49	111
C.15	September	1	September	0,27	130

På figurerne 3.3 til 3.8 er ensemble medianen af de 1000 resultater for årsminimumvandføring for hvert datapunkt vist mod den observerede årsminimumvandføring for de seks modeller med skæringstidspunkt i februar. Linjen $y=x$, der er målet for modelresultaterne, er vist som en rød stiplet linje. Samtidig fremgår NSE på medianen af hver model af figurerne.

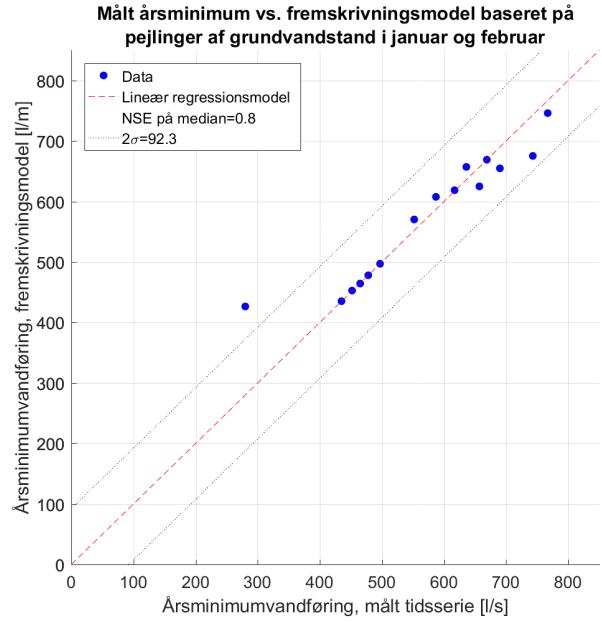
Figur 3.3 og 3.4 viser, at modellerne har svært ved at forudsige den lave årsminimumvandføring, som kun har kunnet inkluderes i disse to modeller. For de 1000 træninger er medianen i begge tilfælde fremskrevet til en årsminimumvandføring på ca. 440 l/s, hvor den reelle årsminimumforekomst var omkring 280 l/s. Dette fremgår af begge figurerne.

Tilsvarende resultaterne i figur 3.3 og 3.4 opnås der i modellerne med flere måneder som inputparametre udmærkede tilpasninger for medianen indenfor intervallet 400 l/s til 600 l/s som vist i figur 3.5, 3.6, 3.7 og 3.8. Modellen som bedst tilnærmes de observerede

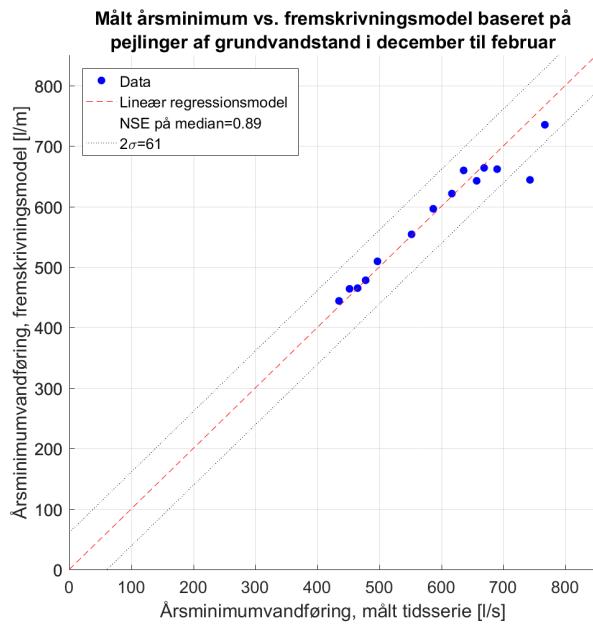
3.2. Træning af fremskrivningsmodeller med neurale netværk



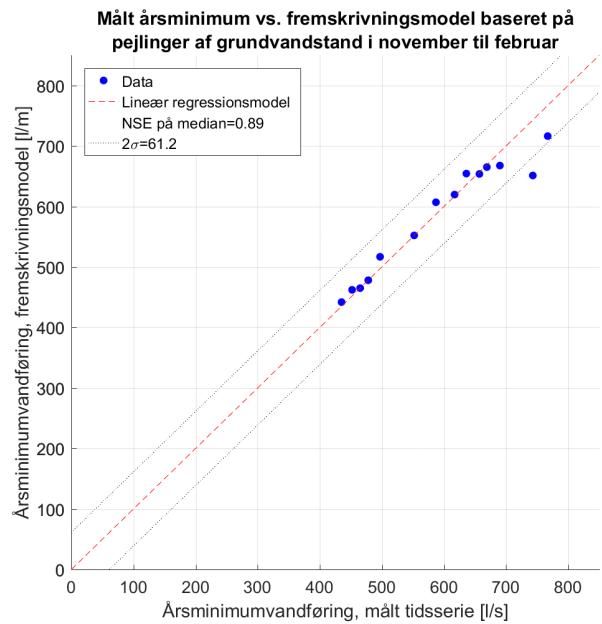
Figur 3.3. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra februar.



Figur 3.4. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra januar og februar.



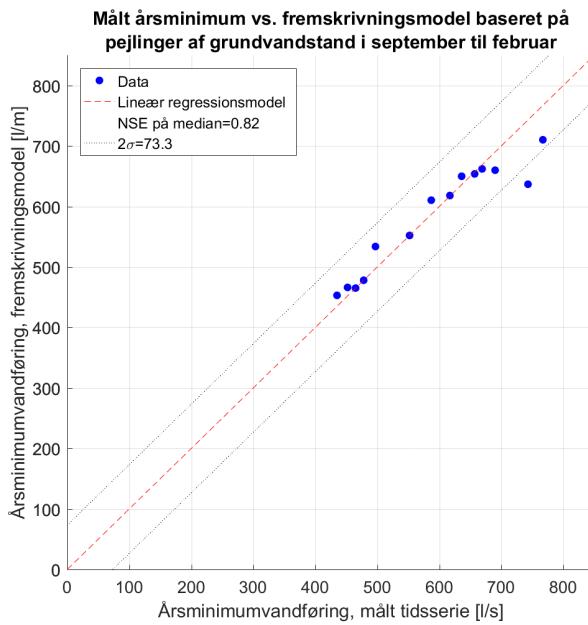
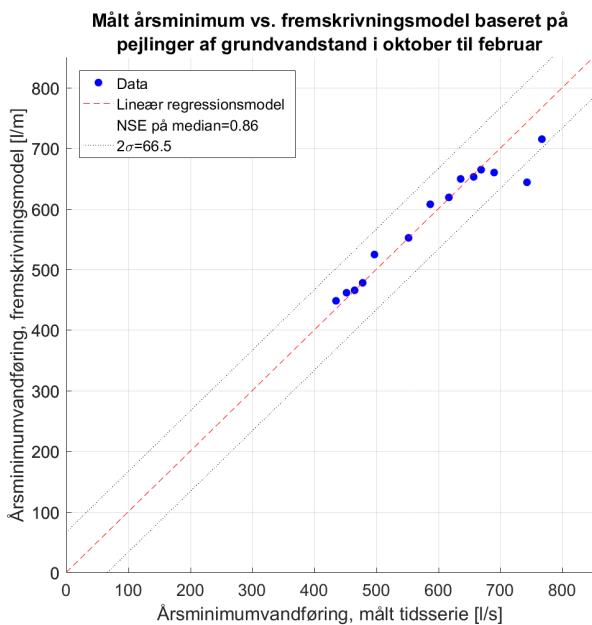
Figur 3.5. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra december til februar.



Figur 3.6. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra november til februar.

årsminimumvandføringer er modellen med pejledata fra december til februar. Denne har den højeste NSE mellem de målte årsminimumvandføringer og ensemble medianen af de modellerede årsminimumvandføringer for hver sample. Samtidig er der for resultaternes median en lavere spredning på fejlene i forhold til målet.

For modellerne vist i appendiks C fra side 83 fremgår et mønster lignende modellerne med skæringspunkt i februar, idet modellerne generelt har sværere ved at forudsige de høje, og for modellen med data fra januar figur C.1, især også den laveste vandføring.



Figur 3.7. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra oktober til februar.

Figur 3.8. Resultaterne af medianen af de trænede modeller med data fra september til februar.

3.3 Diskussion

For Binderup Å er der i dette kapitel udført fremskrivningsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen med neurale netværk. Disse modeller er ikke direkte sammenlignelige med de lineære fremskrivningsmodeller produceret i kapitel 2, idet forudsætningerne er forskellige. De lineære modeller er udført uden nogen form for validering, og er desuden baseret på data fra én boring i én måned ad gangen. Derimod er modellerne trænet med neurale netværk valideret og testet som et led i træningen.

For træning af modellerne med pejledata er der opnået modeller, der kan fremskrive årsminimumvandføringen på baggrund af data fra op til seks måneder før fremskrivningstidspunktet. Den bedste model er opnået med data fra tre måneder før skæringstidspunktet i februar, hvor medianerne af resultaterne for hvert sample har en NSE på 0,89 i forhold til den tilhørende observerede årsminimumvandføring og to gange spredning på fejlene svarende til et 95% sikkerhedsinterval på 95 l/s. En årsag til, at der for modellerne med fem til seks måneders pejledata ikke opnås tilsvarende NSE kan være, at data fra månederne september og oktober forklarer mindre, og dermed støjer og komplicerer modelltræningen.

Ligesom de lineære modeller i kapitel 2 er indvinding ikke medtaget som inputparameter til modellerne i dette kapitel. Dette kan medføre, at det har været sværere for træningen af de neurale netværk at parre pejlet grundvandstand med årsminimumvandføringen, da indvindingen i perioden med data kan have været forskellig fra år til år. Alle indvindinger i området kunne derfor være inkluderet i modelleringen, så der også kunne tages højde for fremtidige indvindinger. Dette ville dog samtidig kræve, at modellerne skulle opdateres, hvis der etableres nye boringer i området. Samtidig ville indvindinger til markvandingsformål først påbegyndes senere på sæsonen end skæringstidspunktet i februar, hvilket yderligere ville gøre det svært at inkludere i modelleringen.

3.3. Diskussion

Træning med neurale netværk kræver en vis datamængde. I dette projekt har der kun været data tilgængeligt til 14-15 samples, hvilket har betydet, at modelresultaterne har varieret fra træning til træning. Derfor blev hver model trænet 1000 gange. På trods af de varierende resultater af hver af modellerne, er der opnået modeller, der indenfor intervaller kan fremskrive årsminimumvandføringen og med NSE som vist i tabel 3.1.

Del II

Habitatmodellering

I denne del af rapporten udføres habitatmodellering på case-området ved Binderup Å. Formålet er at illustrere, hvordan habitatmodellering i et brugsscenario sammen med en fremskrevet årsminimumvandføring kan benyttes til at vurdere habitatkvantiteten i de kritiske tørre situationer. Som et led i denne undersøgelse udføres der habitatmodeller med både data opmålt under en felettur i forbindelse med udarbejdelse af rapporten og data fra den Nationale Vandressource Model. Dette gøres for at undersøge potentialet for at simplificere habitatmodellering som metode, så en eventuel implementation i myndighedens vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløb kan gøres hurtigere og mere enkelt.

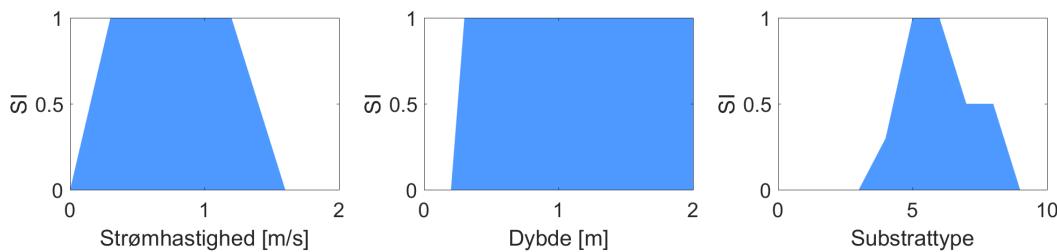
4 | Habitatmodeller og deres anvendelse

Habitatmodellering kan bruges til at vurdere konsekvensen for et vandløbs egnede habitatareal, når der sker en ændring i vandføringen. En habitatmodel består af to komponenter, en biologisk komponent og en fysisk komponent. Den biologiske komponent består af præferencer for den fysiske udformning af vandløbet for den givne art, og den fysiske komponent består af relationer mellem vandføring og vanddybde i det pågældende vandløb. Habitatmodellerne beskriver et vandløbs fysiske habitater, altså det tilgængelige areal for vandløbets organismer, hvorfor vandets kvalitet, herunder den kemiske kvalitet, og øvrige barrierer i vandløbet skal vurderes særskilt [Clausen et al., 2006].

4.1 Habitatmodeller generelt

Habitatmodellernes biologiske komponent, præferenceværdierne, bestemmes ud fra observationer af individer af en udvalgt art, og hvor de opholder sig i vandløbet i forhold til substrat, dybde og vandhastighed. Observationerne er grundlaget for fremstilling af præferencekurver for den pågældende art. Præferenceværdierne (SI, Suitability Index) beskrives på en skala fra 0 (laveste præference) til 1 (højeste præference) for forskellige dybder, vandhastigheder og substratforhold. Præferencen for en af parametrene beskriver således den pågældende arts sandsynlighed for at vælge den givne dybde, vandhastighed eller substrat. [Clausen et al., 2006].

Præferencekurver for en enkelt art kan se forskellige ud for forskellige vandløb, hvorfor brugen af præferencekurver fra andre habitatmodelleringsprojekter bør gøres med opmærksomhed på, at præferencerne kan være anderledes i det pågældende vandløb. Et eksempel på præferencekurver for dybde og strømhastighed er vist i figur 4.1. Eksemplet viser at en strømhastighed på 0,3 m/s og 1,2 m/s svarer til en præference på 1, hvilket vil sige at det for den pågældende art og vandløb er at foretrække en strømhastighed mellem 0,3 m/s og 1,2 m/s i forhold til en strømhastighed udenfor intervallet, hvor præferencen er lavere. For substrat afhænger præferencen af, hvilken type bundsubstrat, der er på delstrækningerne, typisk opgjort i partikelstørrelse.



Figur 4.1. Eksempel på præferencekurver for voksne ørreder fra CASiMiR-Fish' eksemplersamling [Universität Stuttgart et al., 2015]. Substrattypen er defineret ud fra partikelstørrelsen, hvor typen 0 er organisk materiale og typen 9 er klippesten.

Den fysiske del af habitatmodelleringen består af målinger af hydrauliske forhold i habitatet, herunder vandføringer og vandstand i forskellige tværsnit af vandløbet [Clausen et al., 2006].

Resultatet af habitatmodelleringen med kombinationen af hydrauliske forhold og præferenceværdier er et udtryk for vandløbets eller vandløbssektionens overordnede egnethed som habitat ved en given vandføring. Dette beregnes som et vægtet anvendeligt areal, WUA (Weighted Usable Area). WUA beregnes ud fra præference kurverne for den aktuelle dybde SI_d , strømhastighed SI_v og substrat SI_s . WUA er dermed et areal, hvis teoretiske maksimum er lig det totale areal, hvis alle præferencerne SI_d , SI_v og SI_s er lig 1. WUA beregnes for en given vandføringen i vandløbet, idet vandføringen definerer vanddybden og strømhastigheden.

Der findes forskellige habitatmodelleringsværktøjer, som bygger på det originale habitatmodelleringssystem IFIM (Instream Flow Incremental Methodology). I denne rapport beskrives resultater af habitatmodellering udført i softwaret CASiMiR-Fish (Computer Aided Simulation System for Instream Flow Requirements) udviklet af Institute of Hydraulic Engineering fra Stuttgart Universitet i starten af 1990'erne [Schneider et al., 2010].

4.2 Habitatmodellering med CASiMiR-Fish

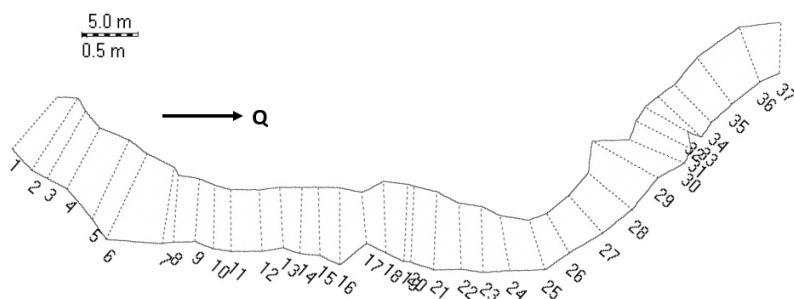
CASiMiR-Fish er CASiMiRs basismodul, som er udviklet til at vurdere habitatforhold i et vandløb. I CASiMiR-Fish kan vandløbets hydrauliske egenskaber analyseres og visualiseres. Ud fra vandløbets hydrauliske egenskaber kan CASiMiR-Fish bruges til at modellere habitatkvalitet og -kvantitet ud fra præferencekurver.

Til habitatmodellen for et vandløb bruges tværsnitsdata og vandførings- og vandstandsrelationer for vandløbet som input. Tvaersnittenes geometri importeres som koordinater til enkelte punkter i hvert tværsnit. Geometrien kan indhentes fra feltmålinger med GPS eller fra vandløbsmodeller, hvor der imidlertid må herske en større tvivl om detaljeringsgraden. [Schneider et al., 2010]. Et eksempel på et vandløbsnetværk og beliggenheden af opmalte tværsnit er vist i figur 4.2.

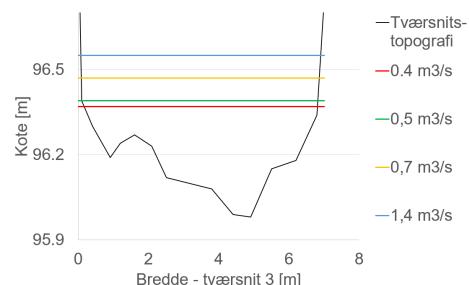
Vandstandsdata skal importeres som en vandstand i hvert tværsnit for en række vandføringer. Disse kan, ligesom tværsnittenes geometri, opnås ved feltmålinger og ved modelleringer. I alle tilfælde kan det være nødvendigt at indhente yderligere vandstandsdata fra en hydraulisk model, idet feltmålinger ikke nødvendigvis repræsenterer

4.2. Habitatmodellering med CASiMiR-Fish

et tilstrækkeligt spektrum af vandføringer og tilhørende vandstande. [Schneider et al., 2010]. Et eksempel på vandstandsdata ved forskellige vandføringer for et af tværsnittene fra figur 4.2 er vist i figur 4.3.



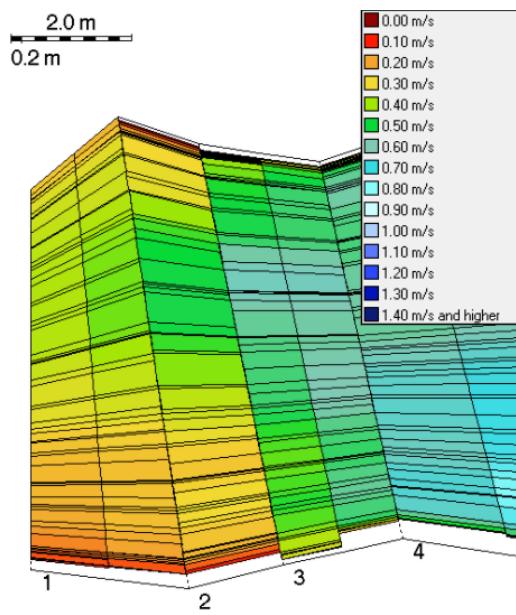
Figur 4.2. Eksempel på vandløbsstrækning i CASiMiR-Fish. Figuren er fra eksempletmodellen for vandløbet Körsch downloadet med CASiMiR-Fish softwaren [Universität Stuttgart et al., 2015]. Delstrækningens beliggenhed og orientering fremgår ikke af eksempletsamlingen. Figuren viser vandløbets bredder og tværsnit.



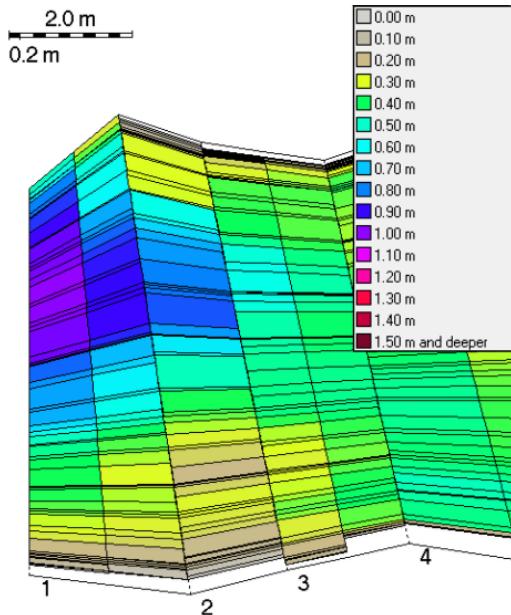
Figur 4.3. Vandstand ved forskellige vandføringer vist for tværsnit 3 fra vandløbet vist på figur 4.2.

I habitatmodellen inddeltes vandløbet i celler, hvis størrelse afhænger af den valgte oplosning. CASiMiR-Fish har en standardoplösning på 100 meter i længdeaksesen og 0,3 meter i den tværgående akse. Dette betyder, at CASiMiR-Fish interpolerer mellem de enkelte punkter i tværsnittene og indsætter flere punkter og tværsnit, hvis afstanden mellem punkterne i tværsnittene og mellem de enkelte tværsnit er større end standardoplösningen. Standardoplösningen kan ændres manuelt, hvis en finere eller grovere oplosning ønskes i modelleringen. Oplösningen bruges til at definere den maksimale størrelse af cellerne, hvilket betyder, at der ikke indføres en anden oplosning, hvis oplosningen af tværsnit og punkter i tværsnittene i inputfilen er mindre end den definerede oplosning. I appendiks B er der udført en undersøgelse af oplosningens effekt på resultaterne af habitatmodellerne undersøgt i forbindelse med case-studiet i denne rapport.

I hver enkelt celle beregner CASiMiR en gennemsnitlig vanddybde og flowhastighed. Dette betyder at en finere oplosning giver et mere detaljeret resultat på bekostning af modelleringstiden. Figur 4.4 og 4.5 viser henholdsvis hastigheder og vanddybder ved en vandføring på $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ beregnet af CASiMiR-Fish i hver celle mellem de første fire inddatederede tværsnit fra eksemplet vist i figur 4.2 og 4.3.



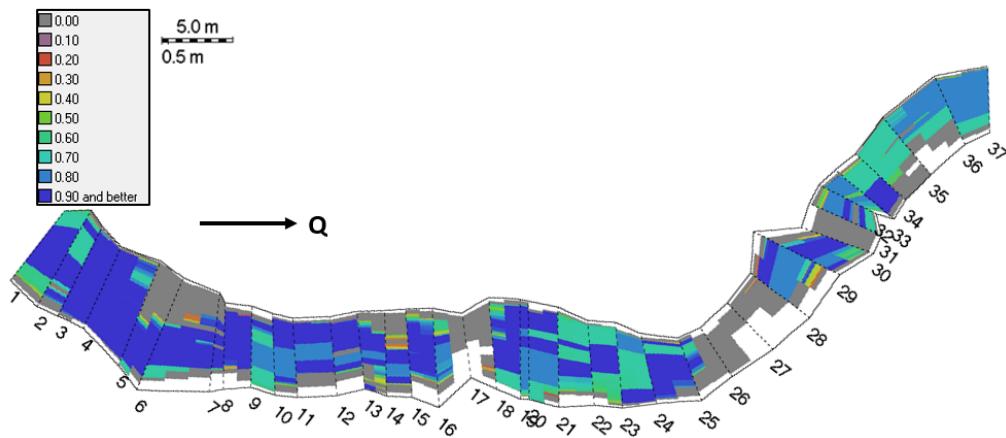
Figur 4.4. Gennemsnitlige hastigheder beregnet i de enkelte celler for en delstrækning af vandløbet Körtsch fra CASiMiR-Fish' eksempelsamling [Universität Stuttgart et al., 2015].



Figur 4.5. Gennemsnitlige vanddybder beregnet i de enkelte celler for en delstrækning af vandløbet Körtsch fra CASiMiR-Fish' eksempelsamling [Universität Stuttgart et al., 2015].

Efter CASiMiR-Fish har beregnet vandstande og hastigheder i de enkelte celler i modellen, bruges habitatpræferencer for strømhastighed, dybde og substrat til at beregne en samlet præference for hver enkelt celle. Habitatpræferencer kan importeres til CASiMiR-Fish som præferencekurver som vist i figur 4.1.

Figur 4.6 viser hele den modellerede strækning af vandløbet Körtsch med angivelse af hver enkelt celles samlede præference for hastighed, dybde og substratforhold mellem 0 og 1.



Figur 4.6. Samlet præference beregnet i hver enkelt celle for delstrækningen af vandløbet Körtsch fra CASiMiR-Fish' eksempelsamling [Universität Stuttgart et al., 2015]. Tværsnit 1 er i opstrøms retning. Delstrækningens beliggenhed og orientering fremgår ikke af eksempelsamlingen.

Ud over de enkelte cellers præference, beregnes også det vægtede habitatareal ved en given vandføring udtrykt enten i areal, WUA, eller en enhedsløs faktor, som relaterer WUA til

det totale real.

I CASiMiR-Fish beregnes det samlede WUA ud fra præferencerne i hver enkelt celle, hvilket betyder at det vægtede habitatareal beskrives som formel 4.1 i CASiMiR-Fish. [Schneider et al., 2010]

$$WUA = \sum_{i=1}^n A_i \cdot SI_i \quad (4.1)$$

Hvor:

WUA	Vægtet habitatareal	$[m^2]$
A_i	Areal af den i'te celle	$[m^2]$
SI_i	Samlet præference for dybde, vandhastighed og substrat for den i'te celle	$[-]$

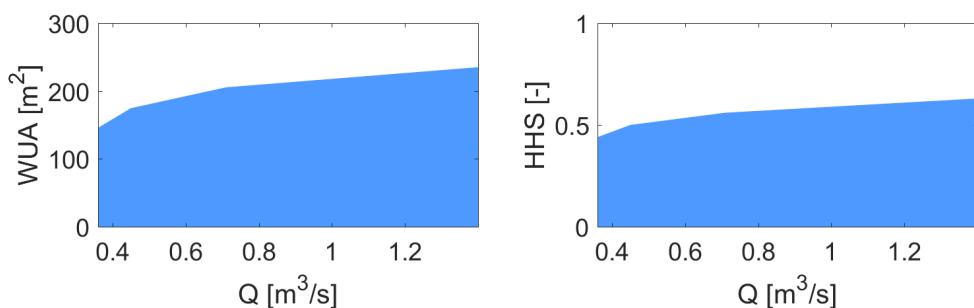
Alternativt til WUA kan den enhedsløse faktor, HHS (Hydraulic Habitat Suitability Index), beregnes. Denne kan bruges mere specifikt til at bestemme, hvor stor en del af vandløbetseller delstrækningens våde areal, som har optimale forhold for den pågældende art. Denne beregnes efter formel 4.2. [Schneider et al., 2010]

$$HHS = \frac{1}{A_{ges}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot SI_i \quad (4.2)$$

Hvor:

HHS	Hydraulic Habitat Suitability Index	$[-]$
A_{ges}	Det totale, våde areal	$[m^2]$

WUA og HHS er afhængige af biologiens præferencer for blandt andet dybde og strømhastighed, hvorfor WUA og HHS er funktioner af vandløbets vandføring. Dermed kan der også beregnes en HHS-kurve for en valgt vandføringstidsserie. Denne viser, hvor stor en del af vandløbets areal, der til hver af vandføringerne i tidsserien er egnet som habitatareal for den givne art. Figur 4.7 viser eksempler på WUA og HHS som funktion af vandføring for delstrækningen vist i figur 4.6 med præferencerne vist i figur 4.1.



Figur 4.7. WUA og HHS for den modellerede strækning vist i figur 4.6 som funktion af vandføringen.

5 | Præferenceværdier for udvalgt case-område

Habitatmodelleringen udføres som case-studie på Binderup Å vist på figur 5.1.



Figur 5.1. Hovedløbet til Binderup Å. Binderup Å består desuden af en række mindre tilløbende vandløb.

Binderup Å er i Regionplan 2005 målsat som gyde- og yngelopvækstvand for laksefisk (B1) og opvækst- og opholdsvand for laksefisk (B2). Derfor udføres habitatmodelleringen i dette projekt for laksefisk. Der er i dette projekt ikke udarbejdet præferencekurver specifikt til Binderup Å, og der benyttes derfor præferenceværdier for vanddybde og hastighed fra andre undersøgelser af habitatpræferencer.

Substratforhold medtages ikke i vurderingen. En sammenligning af vægtet habitatareal (WUA) i rapporten *Habitatmodellering i Ledreborg Å* af Clausen et al. [2006] konkluderede at inddragelsen af substrat i modelleringen ikke havde indflydelse på den relative ændring i vægtet habitatareal ved ændret vandføring, altså at WUA-kurven uden substrat er parallel med WUA-kurven med substrat, blot med højere værdier. Derfor vurderes det ikke, at inddragelse af substratforhold i modelleringen for Binderup Å giver et resultat svarende til den indsats, indhentning af data om substratforhold vil kræve.

For at vedligeholde bestanden af ørred, må forholdende være optimale for især yngre livsstadier af ørred, herunder ørredyngel og juvenil ørred, idet chancen for at den enkelte ørred overlever og bidrager til at opretholde bestanden stiger med dens alder [Rasmussen, 2017]. Samtidig må forholdene også være optimale for at ørreden kan vandre op gennem vandløbet og gyde.

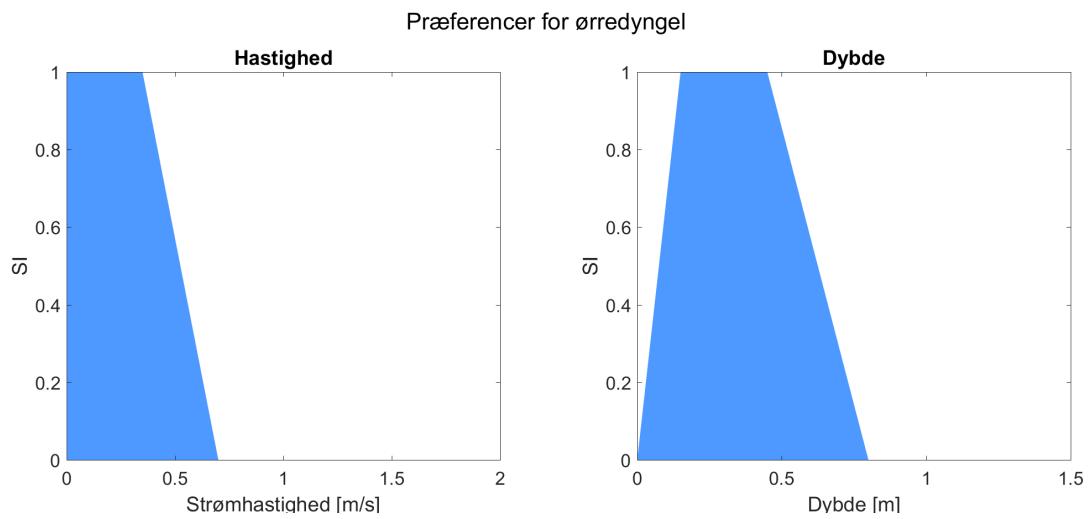
Ørreder gyder typisk i mindre vandløb ved stryg, hvor strømmen er hurtig og der er lavvandet med stenbund [Rasmussen, 2017]. Ørreder gyder i perioden oktober-februar, hvor årets minimumsvandføring sjældent forekommer [Jellesen, 2015]. Idet projektets fokus er på reduktion af især de lave vandføringer som typisk forekommer i sommerhalvåret, er det vurderet at habitatpræferencer for gydende ørred i minimumssituationer kan være misvisende, hvorfor disse ikke er medtaget i denne rapport. Til habitatmodelleringen på case-området ved Binderup Å benyttes der derfor præferencer for yngel og juvenil ørred. Desuden medtages præferencer for voksen ørred, for også at kunne vurdere habitatkvantiteten for denne i minimumssituationen.

I forbindelse med rapporten *Habitatmodellering i Ledreborg Å* af Clausen et al. [2006] er der udført en habitatmodellering på strækninger af vandløbet Ledrebog Å på Sjælland. Ledreborg Å er ligesom Binderup Å i regionplanen et B1-målsat vandløb, og i forbindelse med projektet er der undersøgt og anvendt præferenceværdier for ørredyngel, juvenil ørred og voksen ørred.

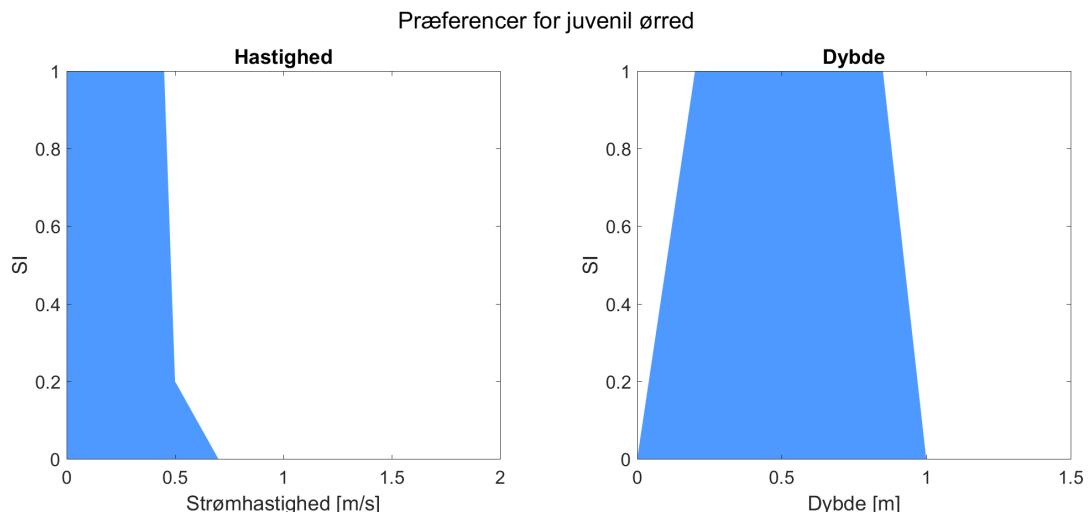
De anvendte præferenceværdier i rapporten af Clausen et al. [2006] antages også at kunne anvendes på Binderup Å. De udvalgte præferenceværdier for hastighed og dybde for yngel (0-7 cm) og juvenil ørred (8-20 cm) stammer fra en dansk undersøgelse foretaget af Lund [1996]. Præferencekurverne for yngel og juvenil ørred efter Lund [1996] er vist i figur 5.2 og 5.3.

Som det fremgår af figurerne er præferencekurverne optimale (1) for et større interval af både hastighed og vanddybde for juvenil ørred end for ørredyngel. Til gengæld opnår dybdepræferencen optimale forhold ved lavere dybde for ørredyngel, der samtidig har en præference for hastighed som ikke falder ligeså drastisk som den for juvenil ørred. Hvorvidt det vægtede habitatareal er mindst, og dermed mest kritisk, for yngel eller juvenil ørred afhænger derfor af de fysiske forhold på vandløbets delstrækninger.

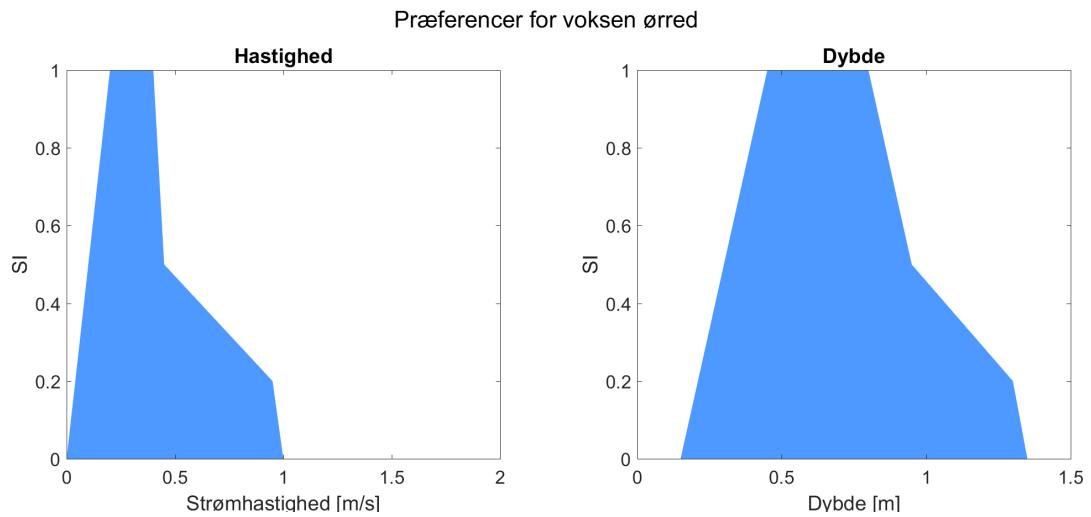
Præferencekurverne for voksen ørred er ligesom for yngel og juvenil ørred udvalgt efter dem, der er brugt af Clausen et al. [2006] i forbindelse med habitatmodellering i Ledreborg Å. Disse er fra en britisk undersøgelse og er vist i figur 5.4. I modsætning til præferencekurverne for yngel og juvenil ørred falder præferencekurven for hastighed ved lavere hastigheder for voksen ørred. Samtidig er præferencekurven for dybde 0 indtil en dybde på omkring 0,2 meter hvorefter den stiger og bliver optimal (1) ved omkring 0,5 meters dybde.



Figur 5.2. Præferencekurver for ørredyngel (0-7 cm) efter Lund [1996].



Figur 5.3. Præferencekurver for juvenil ørred (8-20 cm) efter Lund [1996].

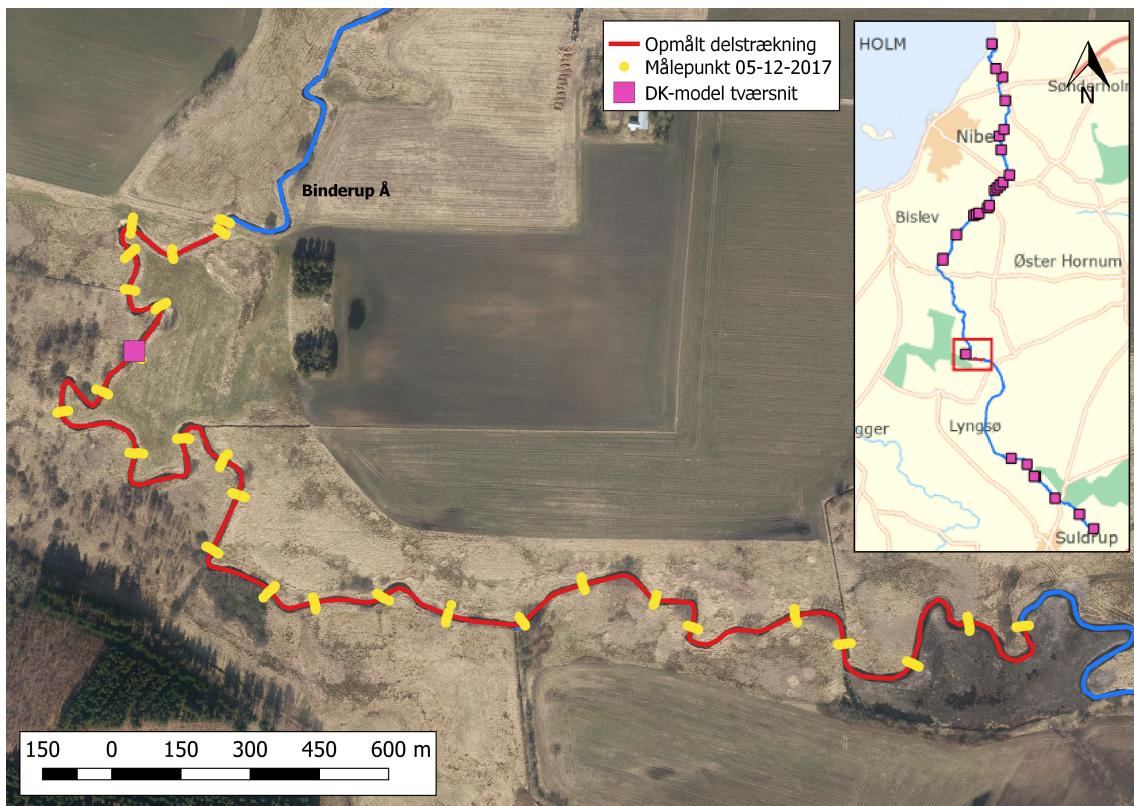


Figur 5.4. Præferencekurver for voksen ørred efter Johnson et al. [1995].

6 | Feltarbejde og dataindsamling

Habitatmodellering foretages typisk med en omhyggelig opmåling af tværsnit og registrering af vandstande ved forskellige vandføringer. Denne proces kan være omfattende og tidskrævende, hvorfor der i dette projekt undersøges et alternativ. Som alternativ til en detaljeret opmåling af tværsnit og vandføringer benyttes i dette projekt tværsnit fra Den Nationale Vandressource Model, DK-modellen, sammen med tilhørende QH-relationer modelleret i MIKE11 [GEUS, -].

MIKE11-modellerne beskriver vandløbsafstrømningen i 1D, og er sat op med netværket for Aalborg sydvest-området med tværsnit enten målt op i felten eller fra DK-modellen. Modellerne er sat op med begyndelsesbetingelserne at der er en vandstand på 50 meter og et discharge på 200 l/s for at sikre, at der er vand i hele vandløbet når modelleringen starter. Der modelleres herefter med forskellige faste størrelser af afstrømning som inflow til vandløbet, så der kan bestemmes en vandstand i hvert tværsnit ved forskellige vandføringer.



Figur 6.1. Delstrækningen, der blev opmålt tværsnit samt vandførings- og vandstandsmålinger på, er markeret med rød. De gule markeringer repræsenterer de opmålte tværsnit og de lilla markeringer repræsenterer tværsnit fra DK-modellen. De nærmeste tværsnit i DK-modellen er ca. 4 km opstrøms og 3,7 km nedstrøms det opmålte område. Der ligger desuden et enkelt tværsnit indenfor det opmålte område.

Tværsnittene i DK-modellen er i nogen grad af ukendt oprindelse, idet nogle tværsnit er opmålt og andre er indsat som typetværsnit. For Binderup Å er alle tværsnit opmålinger som stammer fra tidligere amtsmodeller [Højbjerg et al., 2010]. QH-relationerne bestemmes ved at modellere DK-modellen med forskellige vandføringer for derefter at registrere den resulterende vandstand i de enkelte tværsnit.

For at undersøge effekten af at bruge tværsnit fra DK-modellen og modellerede QH-relationer sammenlignes en habitatmodel udført med modellerede QH-relationer med en habitatmodel med data opmålt på en strækning af Binderup Å i forbindelse med dette projekt. Den 5. december 2017 blev der derfor for en delstrækning af Bindeurp Å udført en dataindsamling. Dataindsamlingen omfattede opmåling af tværsnit samt vandførings- og vandstandsmålinger i nogle tværsnit. Den opmålte delstrækning er vist på figur 6.1. Den opmålte delstrækning blev udvalgt idet der på samme strækning i DK-modellen er få tværsnit og derfor et lille datagrundlag at basere inputtet til habitatmodelleringen på. Samtidig er vandløbet på denne strækning meandrerende og blev derfor antaget at indeholde forskellige tværsnitsudseende herunder med blandt andet varierende dybder, bredder og hastigheder.

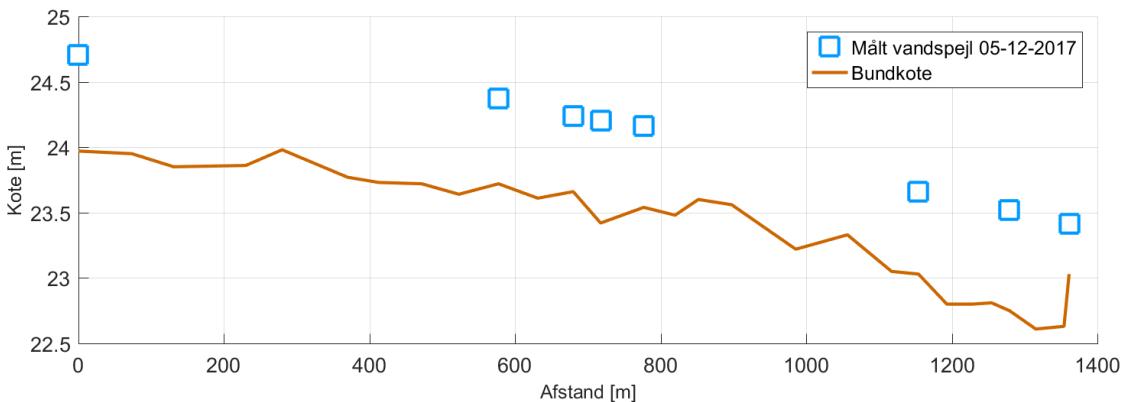


Figur 6.2. Opmåling af tværsnit i Binderup Å, 5.**Figur 6.3.** Binderup Å. Vejleder, Ole, forbereder propelmålinger.

Den opmålte delstrækning er omkring 1360 meter lang, og der blev opmålt i alt 28 tværsnit på strækningen. Billederne i figur 6.2 og 6.3 er taget på feltturen under opmåling af tværsnit i Binderup Å. Beliggenheden af de opmålte tværsnit er vist på figur 6.1. Ved otte af de 28 tværsnit blev også vandspejlskoten registreret. Figur 6.4 viser bundkoten interpoleret ud fra de laveste koter målt ved hvert tværsnit samt vandspejlet ved de otte registreringer af vandspejlskoten. Som det fremgår af figuren faldt vandspejlet i alt 1,3 meter over den målte delstrækning på ca. 1360 meter. Den gennemsnitlige vanddybde ved målepunkterne var omkring 0,65 meter varierende mellem 0,4 meter og 0,8 meter.

Vandføringen blev beregnet ud fra hastighedsmålinger med propel i første og sidste opmålte tværsnit på delstrækningen. Beregningsmetoden er beskrevet af Rasmussen [-] og findes i appendiks A.2.1. I tværsnittet længst opstrøms svarende til afstand 0 i figur 6.4 er vandføringen beregnet til $0,51 \text{ m}^3/\text{s}$ og i tværsnittet længst nedstrøms er vandføringen beregnet til $0,59 \text{ m}^3/\text{s}$. Forskellen i vandføring stemmer overens med, at vandføringen er større længere nedstrøms i vandløbet grundet tilløb fra små vandløb og dræn samt den fortsatte tilstrømning af grundvand. I habitatmodellen benyttes den gennemsnitlige vandføring på $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$, idet en differentiering ville kræve yderligere inddeling i sektioner.

6.1. Sammenligning af habitatmodeller



Figur 6.4. Den målte bundkote samt beliggenheden af målinger af vandstandskote. Imellem hvert målepunkt er bundkoten interpoleret lineært.

6.1 Sammenligning af habitatmodeller

Vurderingen af brugen af tværsnitsdata samt QH-relationer fra modelberegninger med DK-modellen i MIKE11 frem for opmålinger i felten tager udgangspunkt i sammenligninger af tre habitatmodeller. De tre modeller er præsenteret i tabel 6.1, hvor det fremgår, hvor tværsnit og QH-relationer for hver af de tre modeller er fra.

Tabel 6.1. De tre modeller som sammenlignes. Der foretages en sammenligning af model 1 og 2 og en sammenligning af model 2 og 3.

	Model 1	Model 2	Model 3
Tværsnit	Opmålt	Opmålt	DK-model
QH-relation	Opmålt	Modelleret	Modelleret

Først sammenlignes model 1 og model 2 som vist i tabel 6.1. Tværsnittene i de to modeller er ens, idet begge modeller er med de opmålte tværsnit fra feltturen. Ved denne sammenligning er udgangspunktet dermed forskellen på at bruge en målt QH-relation og en modelleret QH-relation.

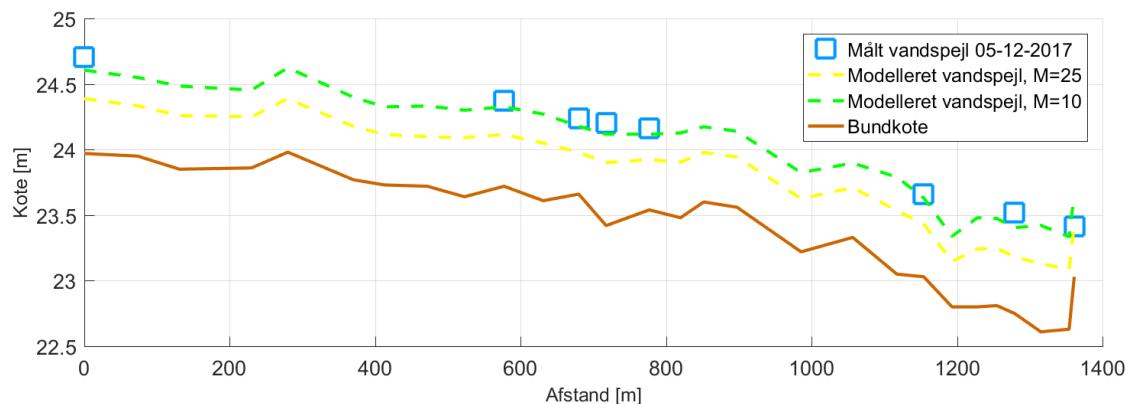
Dernæst sammenlignes model 2 og 3. I model 3 er både tværsnit og QH-relationer fra DK-modellen, og i denne sammenligning er udgangspunktet dermed hvilken forskel, der er i resultaterne, når tværsnittene er fra DK-modellen eller detaljeret målt op i felten. For at kunne sammenligne de to modeller indsættes to tværsnit i model 3, der er interpoleret lineært fra de tilgængelige tværsnit i DK-modellen for at opnå samme længde som den opmalte delstrækning på 1360 meter.

6.1.1 Habitatmodel 1 med målte tværsnit og QH-relation og habitatmodel 2 med målte tværsnit og modelbereget QH-relation

I denne sammenligning er udgangspunktet vurdering af brug af forskellige QH-relationer. De to modeller udføres derfor med samme fysiske udformning af vandløbet i form af de opmålte tværsnit, men med forskellige QH-relationer. I den ene model bruges relationen mellem målt vandspejl i hvert tværsnit og den gennemsnitlige målte vandføring på 0,55

m^3/s den 5. december 2017. I den anden model benyttes QH-relationer modelleret i MIKE11.

Modellering i MIKE11 med de målte tværsnit og en vandføring på $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$ resulterede i dybder, som var forskellige fra dem, der blev målt den 5. december 2017. Forskellen opstod idet modellen blev kørt præcis som den var, uden at kalibrere i forhold til de målte forhold. For at kalibrere modellen ændredes Manningtallet, idet et lavere Manningtal resulterer i større dybde. Det uændrede Manningtal som resulterede i lavere vandstande end de målte var 25. I forhold til de målte vandstande blev Manningtallet herefter kalibreret til 10. De modellerede vandstande samt de målte er vist i figur 6.5.



Figur 6.5. Målte vandstande samt modellerede vandstande med Manningtal på 25 og 10.

Et Manningtal på 10 er normalt lavt, og en årsag til det lave Manningtal kan være, at den fysiske udformning af modellen er simplificeret. De tab, som forekommer ved vandløbets naturlige slyngning er ikke tilstede i modellen, og disse repræsenteres derfor af det lave Manningtal i modellen.

Tabel 6.2 viser det vægtede habitatareal (WUA) og habitategnethedsindekset (HHS), som angiver den del af vandløbet der er egnet som habitat, beregnet med model 1 og 2, model 2 med QH-relationer modelleret i MIKE11 med Manningtal på 10 og 25. Som det fremgår af tabellen er den procentvise ændring i habitatareal modelleret med tværsnittene fra DK-modellen med Manningtal på 10 lille i forhold til modellen med de opmålte tværsnit. Dette er forventeligt eftersom modellering af QH-relationer for DK-modellen er kalibreret, så vandstanden i modellen stemmer overens med det målte for den pågældende vandføring. Til sammenligning er resultaterne fra model 2 med et Manningtal på 25 mere afvigende fra resultaterne fra model 1.

Idet der kun er målt et sæt af vandspejl og vandføring i Binderup Å kan model 1 og 2 kun sammenlignes ved den ene vandføring på $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$, og der produceres derfor ikke WUA-kurver til at sammenligne modellerne.

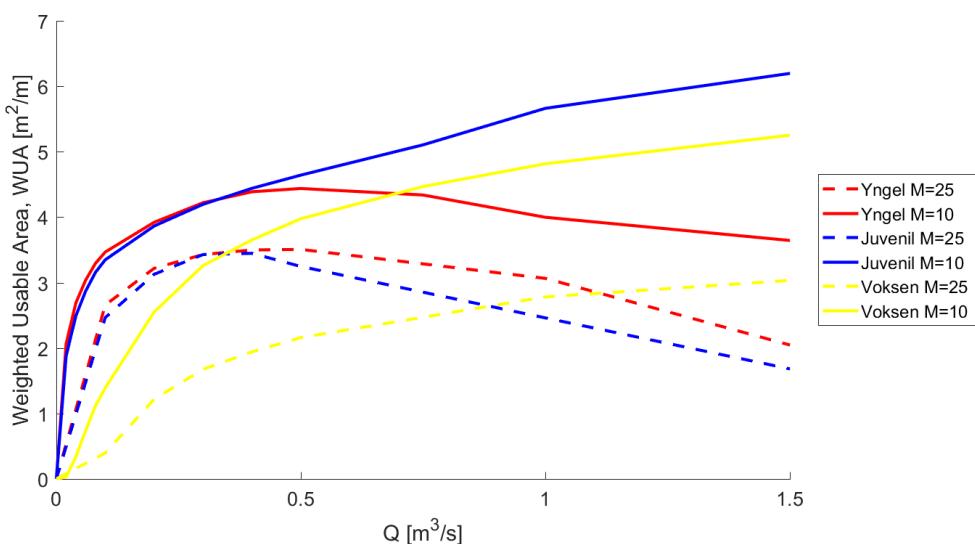
Forskellene i WUA og HHS mellem modellerne med Manningtal på 10 og 25 vist i tabel 6.2 er kun et udtryk for forskellene i arealerne ved den undersøgte vandføring. Forskellene i tabellen er derfor ikke nødvendigvis et udtryk for, at modellen med Manningtal på 10 er meget bedre end modellen med et Manningtal på 25, hvis det er forskellene i WUA ved ændret vandføring, altså ΔWUA , der er formålet med habitatmodelleringen i forhold til ændring af vandløbskvaliteten ved ændret vandføring.

6.1. Sammenligning af habitatmodeller

Tabel 6.2. Det vægtede habitatareal (WUA) i m^2 per meter vandløb og habitategnethedsindeks (HHS) beregnet med præferencekurverne for ørred som beskrevet i kapitel 5 og med en fysisk udformning som opmålt den 5. december 2017. I tabellen er vist resultater med henholdsvis QH-relationen målt i Binderup Å den 5. december 2017 og QH-relationen beregnet med MIKE11 for modellerne med Manningtal på 10 og 25. WUA og HHS er angivet for en vandføring på $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$.

		Model 1 (Målt QH)	Model 2 (MIKE11 QH, M=10)	Forskel i %, model 1 og model 2 (M=10)	Model 2 (MIKE11 QH, M=25)	Forskel i %, model 1 og model 2 (M=25)
Total våde areal [m^2]		6541	6488	-1	5603	-14
WUA [m^2/m]	Yngel	4,1	4,4	7	3,5	-15
	Juvenil	4,7	4,6	-2	3,2	-33
	Voksen	4,1	4,0	-2	2,2	-46
HHS [-]	Yngel	0,85	0,92	8	0,84	-1
	Juvenil	0,98	0,97	-1	0,77	-21
	Voksen	0,85	0,84	-1	0,54	-37

Figur 6.6 viser resultaterne for det vægtede habitatareal, WUA, af model 2 med QH-relationer modelleret i MIKE11 med både Manningtal på 10 og 25. Figuren viser, at habitatarealet er næsten sammenfaldende for yngel og juvenil ørred for vandføringer op til omkring $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ ved begge Manningtal. Desuden er WUA-kurverne for yngel og juvenil ørred ved Manningtal på 25 næsten parallelle med de tilsvarende kurver for Manningtal på 10 op til $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$. Herefter optræder der nogle afvigelser, som skyldes at vandstanden ved Manningtal på 10 er højere og dermed at hastigheden er lavere i forhold til modellen med Manningtal på 25. Ved de højere vandføringer kan det derfor have betydning for resultaterne, om der er benyttet Manningtal på 10 eller 25. For et andet vandløb kan det derfor også være vigtigt for resultaterne, at der benyttes et kalibreret Manningtal. I den videre modellering benyttes det kalibrerede Manningtal på 10 ved beregning af QH-relationer.

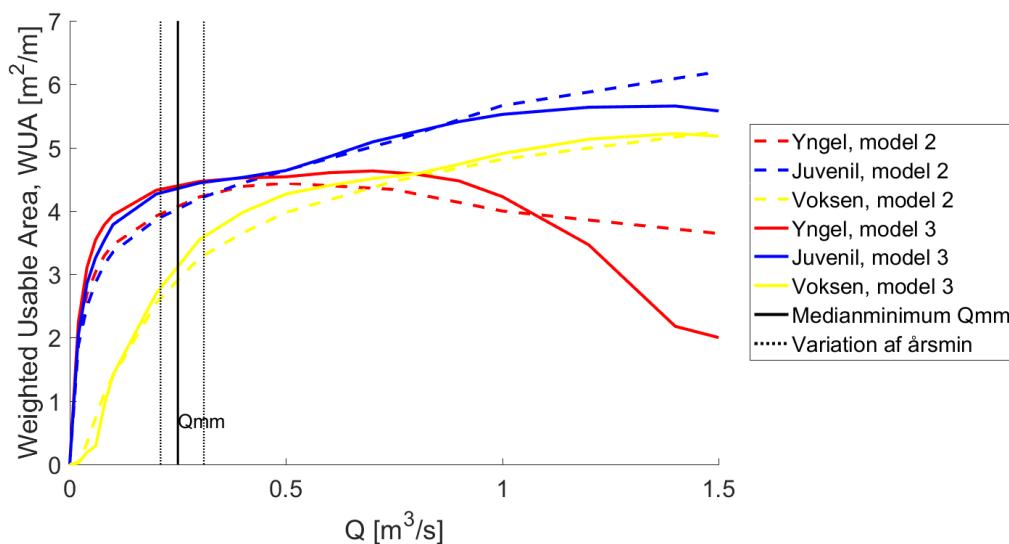


Figur 6.6. Analyse af Manningtallets effekt på resultaterne af habitatmodelleringen.

6.1.2 Habitatmodel 2 med målt tværsnit og modelberegnet QH-relation og habitatmodel 3 med tværsnit og modelberegnet QH-relation fra DK-modellen

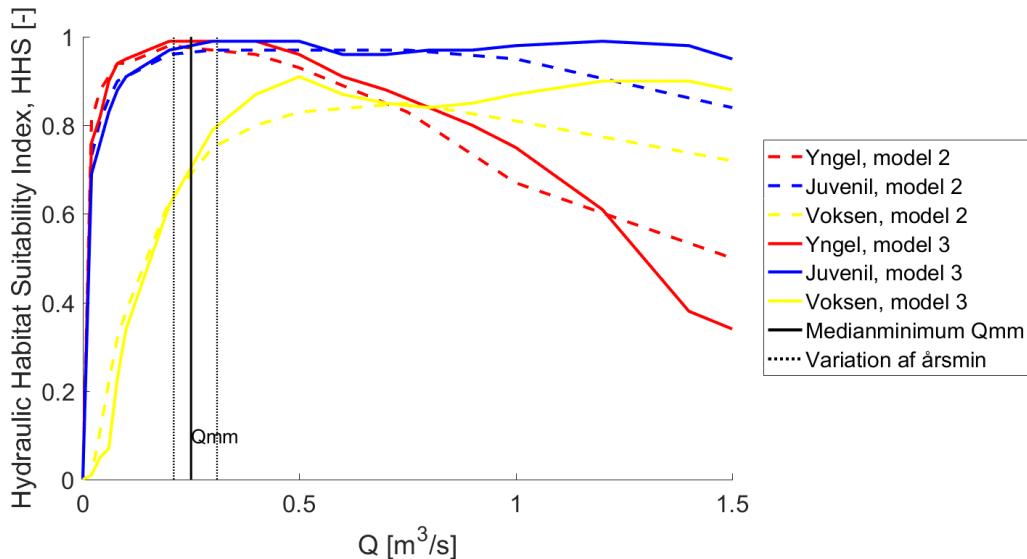
I habitatmodel 2 indgår på hele den modellerede strækning de i alt 28 opmålte tværsnit som vist i figur 6.1. Habitatmodel 3 er udført med de tilgængelige tværsnit fra DK-modellen. I DK-modellen ligger kun ét tværsnit inden for det modulerede område, hvorfor der er indsats interpolerede tværsnit, så strækningen i model 3 er lige så lang som model 2. Ud over en generelt større afstand mellem tværsnittene i DK-modellen i forhold til de opmålte tværsnit, er der også generelt en større usikkerhed om tværsnittenes oprindelse. Derfor sammenlignes model 2 og model 3 for at vurdere hvilken forskel det gør, at tværsnittene er detaljeret opmålt, i forhold til at bruge tværsnittene fra DK-modellen. Begge modeller er udført med QH-relationer modelleret i MIKE11 med det kalibrerede Manningtal på 10.

Figur 6.7 viser WUA-kurver for de to modeller. På den modulerede strækning forekommer vandføringer på op til $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Som det fremgår af figuren er kurverne for yngel og juvenil ørred i model 2 med opmålte tværsnit næsten sammenfaldende med WUA for yngel og juvenil ørred fra model 3 indtil vandføringer på omkring $1 \text{ m}^3/\text{s}$ hvorefter de to kurver for model 3 er lavest. Samtidig er resultaterne for voksen ørred næsten sammenfaldende.



Figur 6.7. WUA-kurver for yngel, juvenil og voksen ørred fra model 2 og 3. Medianminimum og variationen af årsminimum modelleret for en 22 års periode er vist.

Figur 6.8 viser HHS-kurverne for de tre livsstadier for model 2 og model 3. Ligesom for WUA er der god overensstemmelse mellem resultaterne af de to modeller for habitategnethedsindeksset, HHS.



Figur 6.8. HHS-kurver for yngel, juvenil og voksen ørred fra model 2 og 3. Medianminimum og variationen af årsminimum modelleret for en 22 års periode er vist.

6.2 Diskussion

Sammenligningen mellem model 1 og 2, som havde til formål at vurdere brugen af modellerede QH-relationer i forhold til målte, viste at brugen af modellerede QH-relationer kræver, at Manningtallet kalibreres før vandstandene i tværsnitene beregnes. Den eneste forskel mellem de to sammenlignede modeller var QH-relationernes oprindelse: Målt i feltet eller modelleret i MIKE11. Ved at kalibrere modellen til de målte vandstande ved den aktuelle vandføring, bør forskellen i input og resultat dermed også være minimal. Som vist i tabel 6.2 er der også opnået en god overensstemmelse mellem resultaterne med den kalibrerede model. Samtidig viser tabellen, at en ukalibreret model, som den hvor QH-relationer er beregnet i en model med et Manningtal på 25, kan resultere i, at kurven for det beregnede vægtede habitatareal, WUA, forskydes. En forskydning af kurven kan for eksempel betyde, at der opnås et højt vægtet habitatareal ved lavere vandføringer, end det er tilfældet med en kalibreret model. Hvis et kriterie baseres på absolutte arealer frem for fald i Δ WUA ved ændring i vandindvinding ΔQ , kan dette resultere i, at en reduktion af vandføringen accepteres, på trods af at reduktionen reelt resulterer i en reduktion af det tilgængelige habitatareal som er større end det ønskede.

Af både figur 6.7 og 6.8 fremgår det, at der er god overensstemmelse mellem resultaterne af de to modeller med tværsnit fra feltopmålingen og tværsnit fra DK-modellen, model 2 og 3. For at validere brugen af tværsnit fra DK-modellen til habitatmodellering i et større perspektiv, må der foreligge et større datagrundlag til vurderingen. Resultaterne af sammenligningen ville ikke nødvendigvis have været sammenfaldende i samme grad, hvis sammenligningen var foretaget på en anden strækning eller et andet vandløb, hvor hovedparten eller alle tværsnit er beskrevet som typetværsnit frem for opmålinger, som det er tilfældet ved Binderup Å. Ikke desto mindre er sammenhængen iøjnefaldende, og brugen af tværsnit fra DK-modellen vurderes at være tilstrækkelig til den videre modellering af Binderup Å i dette projekt.

Det fremgår desuden af figur 6.7 og 6.8, at en ændring i WUA ved ændret vandføring ikke nødvendigvis afspejles ved en ændring i HHS. Eksempelvis stiger WUA for juvenil ørred indenfor især vandføringer mellem 0,5 og 1,5 m³/s, hvor der indenfor samme interval af vandføringer i HHS er en stagnerende tendens. Årsagen til dette er, at HHS som beskrevet tidligere beskriver andelen af det våde areal, der er anvendeligt som habitatareal. En reduktion i vandføringen der betyder, at det våde areal reduceres, kan samtidig resultere i en tilsvarende ændring i arealet, der er anvendeligt som habitatareal, hvorfor der ikke sker en ændring i HHS. WUA og HHS er derfor hver især anvendelige til forskellige formål. Skal en vandløbsstrækning sammenlignes med en anden strækning eller vandløb vil det være en fordel at bruge HHS, der kan give overblik over andelen af egnet habitatareal ved en given vandføring. Hvis der derimod skal vurderes påvirkninger ved ændret vandføring på den modellerede strækning vil det være mest optimalt at vurdere på baggrund af ændringer i habitatarealet, idet HHS kan give et uklart billede af en ændrings påvirkning på det totale habitatareal.

Til alle habitatmodellerne er præferenceværdierne for dybde og hastighed fra kapitel 5 benyttet. Præferencerne er imidlertid en forsimpling af det virkelige system, hvor faktorer som dybde og hastighed, men også eksempelvis temperatur, pH og substratforhold virker på samme tid og dermed skaber en samlet habitatkvalitet. Præferenceværdierne benyttet i dette projekt er desuden fra et andet projekt, hvor de lokale forhold kan have en effekt på præferenceværdierne, hvorfor de måske havde været anderledes, hvis undersøgelsen af præferencer var foretaget på Binderup Å. Præferenceværdierne er altså førende for, hvordan WUA- og HHS-kurverne ser ud, hvorfor resultaterne af habitatmodelleringen på Binderup Å i denne rapport kunne have set anderledes ud, hvis der var stedspecifikke præferencer tilgængelige.

7 | Habitatmodellering af Binderup Å

I kapitel 6 blev der udført en habitatmodellering på en sektion af Binderup Å. Formålet var at vurdere forskellene mellem en model, hvor tværsnit og QH-relationer er opmålt i felten, og en model hvor tværsnittene stammer fra DK-modellen og QH-relationerne fra modellering i MIKE11. I dette kapitel udføres habitatmodelleringer på syv sektioner af Binderup Å som tilsammen udgør hele åen. Habitatmodellerne udføres med tværsnit fra DK-modellen og modellerede QH-relationer med det formål at afprøve denne tilgang til habitatmodellering og vurdere påvirkningen på vandløbet ved en reduktion af vandføringen.

7.1 Modellerede delstrækninger

Binderup Å inddeltes i syv sektioner nummereret fra 1-7, hvor sektion 1 er længst opstrøms og sektion 7 er længst nedstrøms som vist på figur 7.1. Inddelingen er foretaget ud fra de tilgængelige tværsnit i DK-modellen, så sektionerne hver især repræsenterer strækninger af varierende længde og med varierende antal af tværsnit. Tabel 7.1 viser længde, antal tværsnit og modelleret medianminimumvandføring for hver af de 7 delstrækninger. Medianminimumvandføringerne er beregnet ud fra en modellering af en 22 års periode med DK-modellen i MIKE SHE. MIKE SHE benyttes til at beskrive de væsentligste strømningsprocesser i det hydrologiske kredsløb for oplandet, herunder afstrømning på jordoverfladen, strømninger i den umættede og mættede zone samt drænvandsafstrømning. Afstrømning i vandløb beskrives gennem MIKE11, som er tilknyttet modelleringen i MIKE SHE [GEUS, -].

For hver sektion er der lavet en habitatmodel med de tilgængelige tværsnit fra DK-modellen. QH-relationerne opnås ved registrering af vandstande i hvert tværsnit ved modellering med forskellige vandføringer i MIKE11. Denne modellering er foretaget med det kalibrerede Manningtal på 10 som beskrevet i afsnit 6.1.1 på side 41. Präferenceværdierne for vanddybde og strømhastighed for de tre livsstadier af ørred, yngel, juvenil og voksen, som beskrevet i kapitel 5, benyttes. På baggrund af analysen af den langsgående oplosning i CASiMiR-Fish som beskrevet i appendiks B benyttes CASiMiR-Fish' standardoplosning på 100 meter i langsgående retning og 0,3 meter i tværgående retning.

7.1.1 Resultater af habitatmodelleringerne

Resultaterne af habitatmodelleringen i CASiMiR-Fish er det anvendelige habitatareal, WUA, for den enkelte art som funktion af vandføringen. WUA kan omregnes til HHS, som beskriver den andel af vandløbet, der er egnet som habitat. For hver af de syv



Figur 7.1. De syv sektioner af Binderup Å, som der udføres habitatmodeller for.

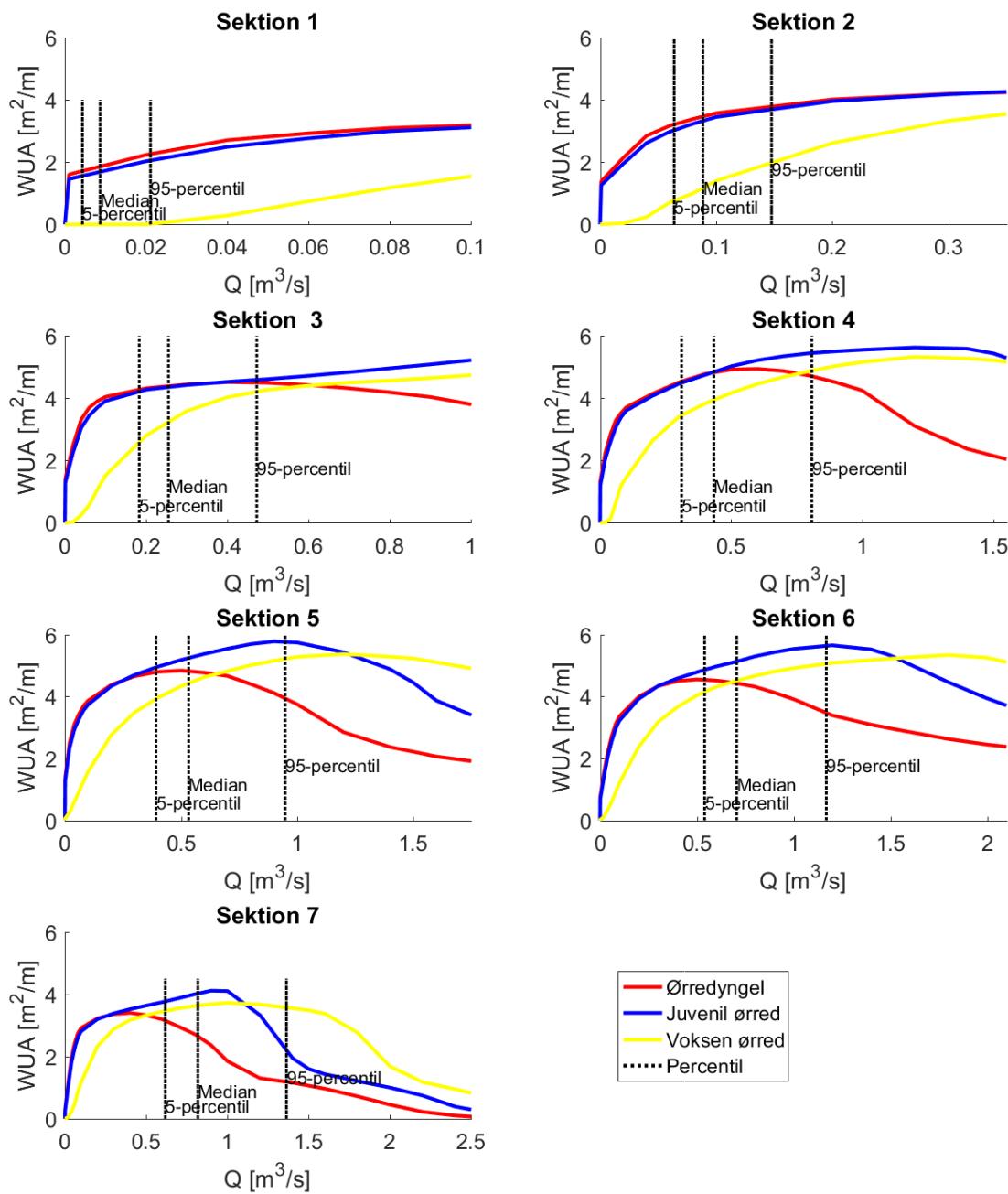
Tabel 7.1. Længde, antal tværsnit samt modelleret minimumvandføring, medianminimumvandføring, medianvandføring og maksvandføring for hver af de syv delstrækninger, som der er lavet habitatmodeller for.

Sektion	Længde [m]	Antal tværsnit	Q_{min} [l/s]	Medianminimum, Q_{nm} [l/s]	Median, Q_{50} [l/s]	Q_{max} [l/s]
1	1870	3	3	5	9	86
2	2133	4	55	65	89	336
3	5330	2	156	184	255	912
4	3880	2	269	310	434	1528
5	3168	8	344	390	533	1745
6	4622	10	486	551	706	2071
7	1550	3	556	631	819	2457

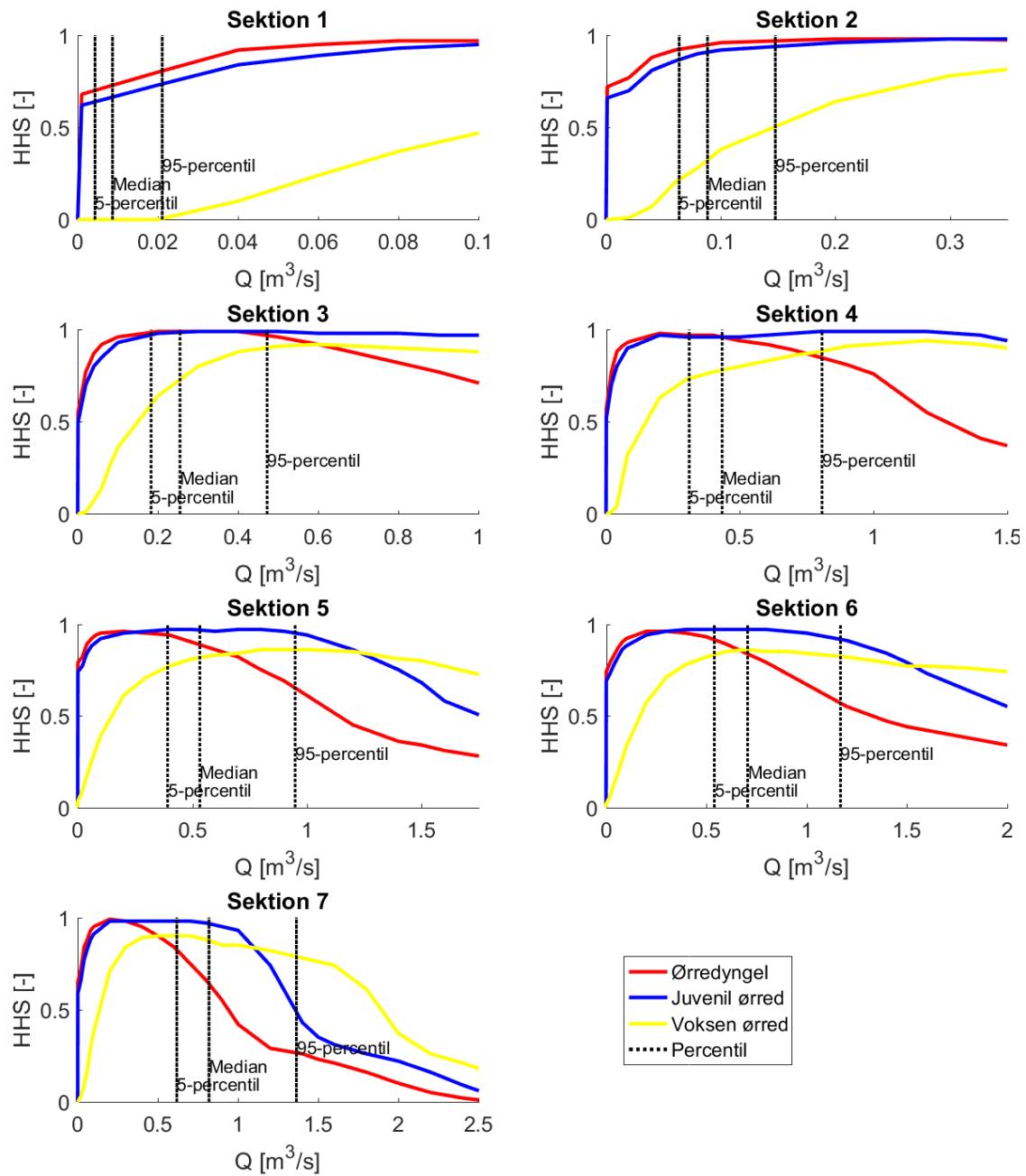
strækninger er der udført en habitatmodel for yngel, juvenil og voksen ørred. WUA i m^2 per meter vandløb af den modellerede vandløbsstrækning og HHS for hver af de syv delstrækninger er vist i figur 7.2 og 7.3. WUA-kurverne for de syv delstrækninger kan ikke sammenlignes direkte, da vandløbets størrelse varierer. I stedet kan det bruges når der skal foretages en vurdering af en vandførings ændring på habitatarealet på den enkelte sektion. Sammenligning af de syv delstrækninger kan i stedet foretages med HHS-kurverne. WUA- og HHS-kurverne for hver af de syv strækninger er vist så den højeste vandføring, som er modelleret for en 22 års periode på strækningen er inkluderet på x-

7.1. Modellerede delstrækninger

aksen. Maksvandføringerne for hver sektion er desuden angivet i tabel 7.1. Figur 7.2 og 7.3 viser markeringer af den modellerede medianvandføring, 5-percentil og 95-percentil for hver strækning. 5-percentilen svarer til vandføringen som underskrides 5% af tiden, svarende til omkring 18 dage om året. Tilsvarende er 95-percentilen den vandføring, som overskrides 5% af tiden.



Figur 7.2. WUA-kurver for yngel, juvenil og voksen ørred for hver af de syv delstrækninger. Bemerk at skalaen for vandføringerne på hver strækning varierer, idet de viser de maksimalt forekommende vandføringer modelleret på hver strækning. Desuden er medianvandføringen, 5-percentilen og 95-percentilen for hver strækning vist.



Figur 7.3. HHS-kurver for yngel, juvenil og voksen ørred for hver af de syv delstrækninger. Bemærk at skalaen for vandføringerne på hver strækning varierer, idet de viser de maksimalt forekommende vandføringer modelleret på hver strækning. På figurerne medianvandføringen, 5-percentilen og 95-percentilen for hver strækning vist.

Figur 7.2 og 7.3 viser, at det vægtede habitatareal, WUA, og habitategnethedsindekset, HHS, generelt er højere for ørredyngel og juvenil ørred på de syv sektioner og at habitatpræferencerne for de store ørreder er tilgodeset ved større vandføringer.

Medianvandføringen, 5-percentilen og 95-percentilen ligger for ørredyngel på sektion 2-4 og juvenil ørred på sektion 2-6 indenfor intervallet af de vandføringer, som resulterer

7.2. Diskussion

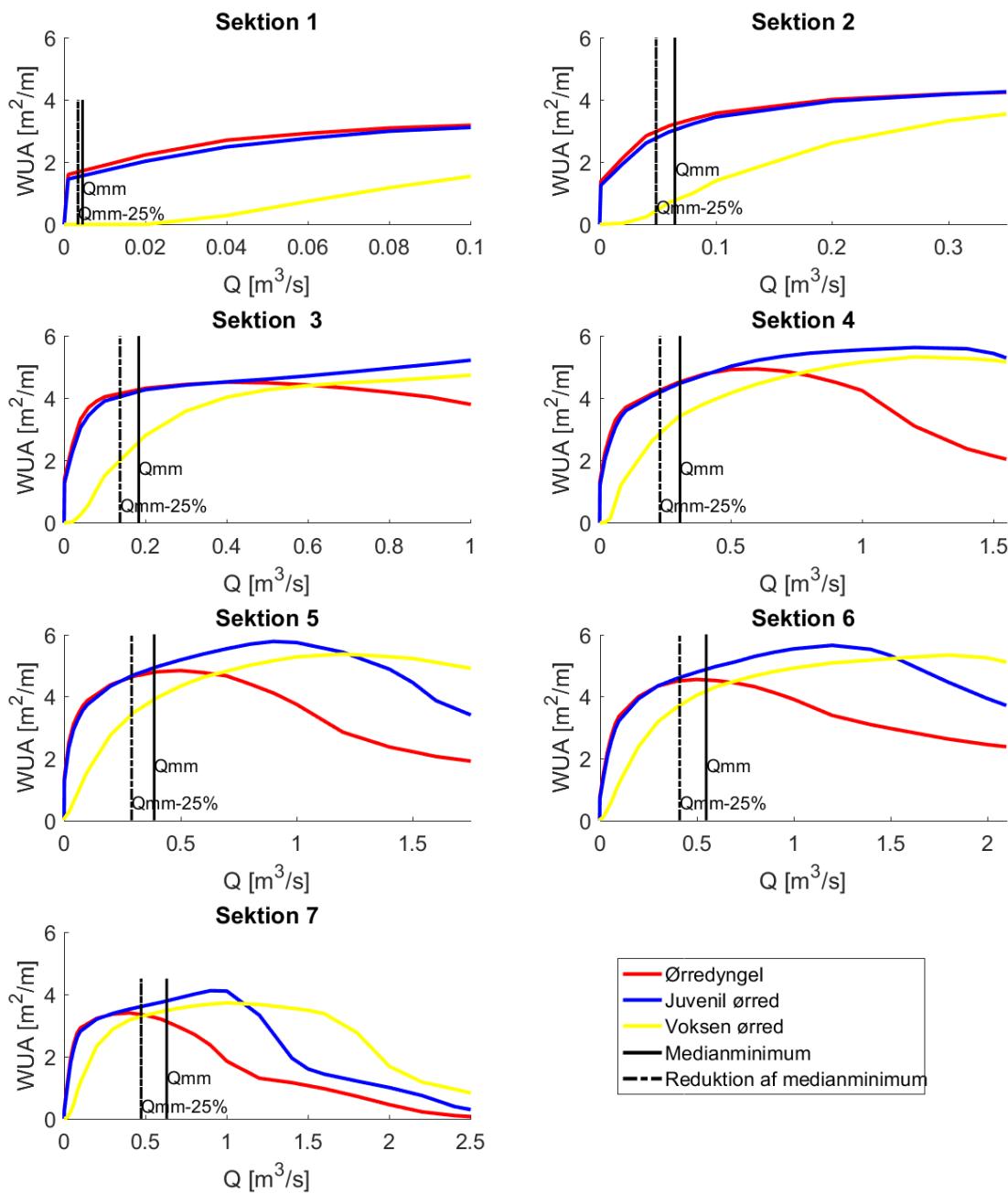
i de højeste vægtede habitatarealer. Dermed ligger vandføringerne på sektion 2-4 for ørredyngel og sektion 2-6 for juvenil ørred indenfor et interval af vandføringer, hvor habitatpræferencerne for yngel og juvenil ørred er tilgodeset 90% af året svarende til knap 330 dage om året.

På sektion 1 og 2 er der markante knækpunkter på WUA- og HHS-kurverne for yngel og juvenil ørred. Idet 5-percentilen, som i størrelse er næsten sammenfaldende med medianminimumvandføringen, er relativt tæt på knækket, kan en reduktion i vandføringen resultere i en betydelig reduktion af det vægtede habitatareal. Knækpunkterne for yngel og juvenil ørred er knap så markante på de resterende sektioner. På sektion 7, som er længst nedstrøms, falder både WUA og HHS ved højere vandføringer for alle tre livsstadier af ørred. Specielt habitatpræferencerne for ørredyngel er, ifølge resultaterne af habitatmodelleringen, ikke optimale på sektion 7 ved de oftest forekommende vandføringer. Dette er ikke nødvendigvis et problem, idet ørredyngel typisk opholder sig længere opstrøms, og det først er ved en eventuel smoltificering når de er ældre, at de passerer vandløbet nedstrøms svarende til sektion 7 [Rasmussen, 2017] [Sivebæk, 2013].

7.2 Diskussion

Som beskrevet i kapitel 5 er det vigtigt, at forholdene for yngel og juvenil ørred er tilgodeset, da det er deres overlevelse, som skal sikre hele bestandens overlevelse.

Som beskrevet i afsnit 1.1.1 på side 2 var den maksimale påvirkning på medianminimumvandføringen ved indvinding af grundvand op til 25% for vandløb med miljømålet god økologisk tilstand for vandplan 1. For vandløb med miljømålet høj økologisk tilstand var den maksimalt tilladelige påvirkning 5%. Til sammenligning med resultaterne af habitatmodelleringen i denne rapport er WUA-kurverne for hver af de syv sektioner vist med markeringer af medianminimumvandføringen og en 25% reduktion af denne i figur 7.4. Af figurerne fremgår det, at en reduktion på 25% af medianminimum kun ændrer minimalt på det tilgængelige habitatareal på alle sektionerne for alle tre livsstadier. På sektion 6 og 7 vil en reduktion, ifølge resultaterne af denne habitatmodellering, endda medføre en svag stigning i habitatareal for ørredyngel i medianminimumssituationen. Ikke desto mindre kan en reduceret vandføring i et andet vandløb resultere i større fald i habitatarealet, for eksempel hvis medianminimumvandføringen svarer til den vandføring, hvor den stejle strækning i WUA-kurven optræder. Med medianminimummetoden alene kan konsekvensen for habitatarealet og den økologiske tilstand ved en reduktion af vandføringen derfor ikke nødvendigvis vurderes.



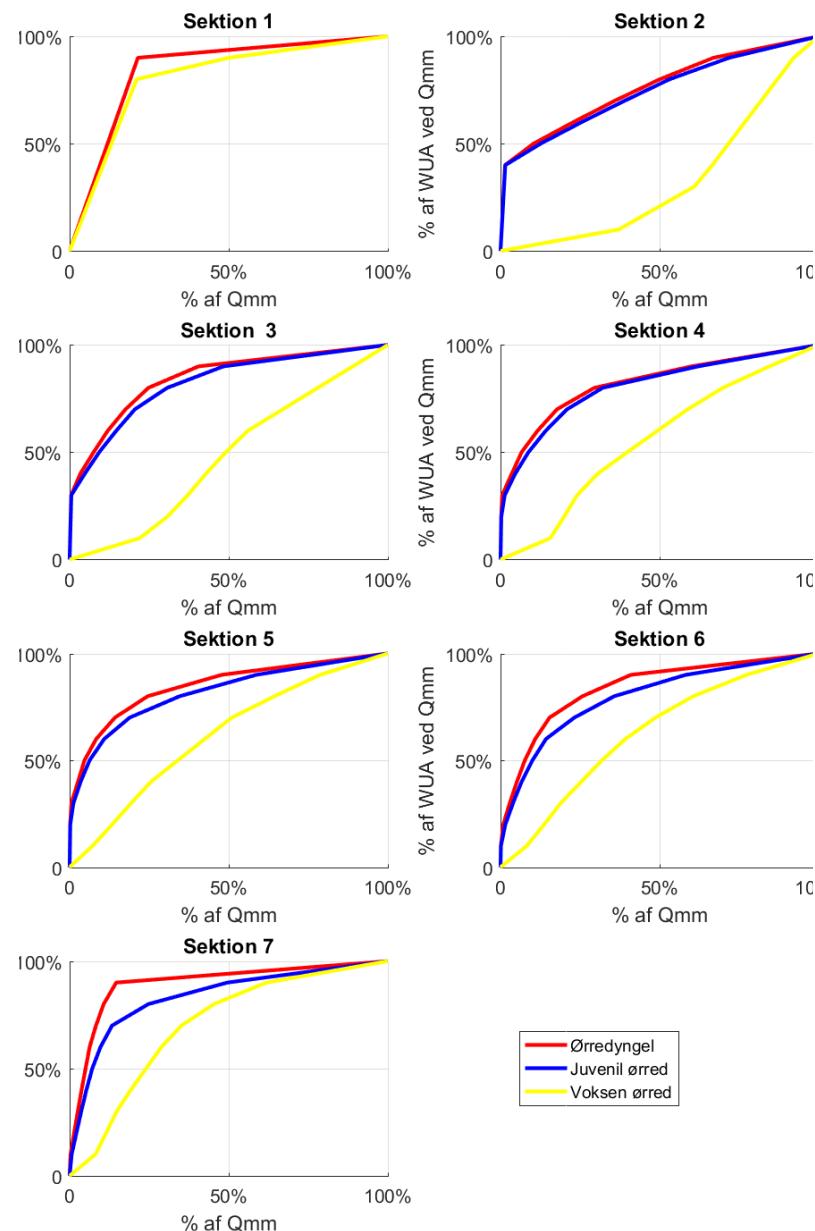
Figur 7.4. WUA-kurver for yngel, juvenil og voksen ørred for hver af de syv delstrækninger. Bemærk at skalaen for vandføringerne på hver strækning varierer, idet de viser de maksimalt forekommende vandføringer modelleret på hver strækning. På figurerne er medianminimumvandføringen samt en 25% reduktion af medianminimumvandføringen vist.

Figur 7.5 viser plots af vandføring mod WUA, hvor 100% indikerer medianminimumssituationen på hver af de syv sektioner og det korresponderende vægtede habitatareal på y-aksen.

Som det fremgår af figuren skal der for ørredyngel og juvenil ørred store reduktioner af medianminimumvandføringernes størrelse til, før der ved WUA er sket en ændring på bare

7.2. Diskussion

ca. 10% af arealet alle sektionerne. For juvenil ørred er reduktionen i vandføring for at der sker samme procentvise reduktion af WUA som for ørredyngel ikke nær så udtalt på sektion 5-7, og for voksen ørred skal der ikke en større reduktion til, før det vægtede habitatareal er reduceret relativt meget i forhold til ørredyngel og juvenil ørred. Samtidig fremgår det af figuren, at for både ørredyngel og juvenil ørred skal der en stor reduktion af vandføringen til, før det vægtede habitatareal er reduceret med 50%. Dette stemmer overens med WUA-kurverne for ørredyngel og juvenil ørred på de syv sektioner, idet disse viser at der først sker større fald i det vægtede habitatareal på de stejle strækninger af WUA-kurverne ved helt lave vandføringer.



Figur 7.5. Figurerne viser vandføring i procent i forhold til de modellerede medianminimumvandføringer på x-aksen og de vægtede habitatarealer i procent i forhold til det vægtede habitatareal ved medianminimumvandføringen.

I modsætning til medianminimummetoden defineres den maksimalt tilladelige reduktion af et vandløbs vandføring i vandplan 2-metoden af grænseværdierne mellem de økologiske kvalitetsratioer [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016]. Dette betyder, at en ændring i vandføringen højst må resultere i en ny EQR-værdi, som fortsat er indenfor intervallet af EQR-værdier for eksempelvis god eller høj økologisk tilstand afhængig af målsætningen. Eksempelvis kunne et vandløb have opnået et mål om god økologisk tilstand for makrofygger, DVPI, hvor EQR-værdien er over 0,5, som er grænsen mellem moderat og god kvalitet for DVPI. En vandindvinding der resulterer i, at EQR-værdien reduceres til under 0,5, hvorefter kvalitetsklassen betegnes som moderat, er uønsket. Grænseværdierne mellem kvalitetsklasserne for de økologiske kvalitetsratioer fremgår af tabel 1.1 på side 3.

For at sammenligne de to metoder er WUA og EQR beregnet for den modellerede vandføringstidsserie i Binderup Å på tre sektioner: Sektion 2, sektion 4 og sektion 7. Den modellerede vandføringstidsserie er benyttet, idet det tillader en sammenligning af sektionerne som ikke ville være mulig med den målte tidsserie.

Den målte vandføringstidsserie er fratrukset henholdsvis 5%, 25%, 50%, 75% og 100% af medianminimumvandføringen på den pågældende sektion for at sammenligne vurderingen af vandløbskvaliteten ved ændret vandføring for alle tre metoder. Ved fratrækning af 100% af medianminimumvandføringen er den resulterende vandføring i nogle tilfælde negativ, og i disse situationer er der benyttet en vandføring på 0. De modellerede medianminimumvandføringer på de tre undersøgte strækninger samt størrelsen af reduktionerne på tidsserierne er vist i tabel 7.2. Et udsnit af de modulerede tidsserier for

Tabel 7.2. Medianminimumvandføringen samt 5%, 25%, 50% og 75% af medianminimumvandføringen på hver af de undersøgte strækninger. For hver af strækningerne undersøges habitatarealet for den modellerede tidsserie, den modellerede tidsserie fratrukset 5%, 25%, 50%, 75% og 100% af medianminimumvandføringen. Dermed undersøges seks tidsserier per sektion.

Sektion	Modelleret Q_{mm} [l/s]	5% af Q_{mm} [l/s]	25% af Q_{mm} [l/s]	50% af Q_{mm} [l/s]	75% af Q_{mm} [l/s]
2	65	3	16	33	49
4	310	16	78	155	233
7	631	32	158	316	473

år 2010 på sektion 2, 4 og 7 er vist i figur 7.6, 7.7 og 7.8. EQR-værdierne for makrofygger, makroinvertebrater og fisk for hver af tidsserierne er beregnet efter formlerne 7.1, 7.2 og 7.3 [Gräber et al., 2014]. Beregning af EQR-værdier for DVPI, DVFI og DFFVa findes desuden i bilag A.1.4. De beregnede EQR-værdier for de seks tidsserier for sektion 2, 4 og 7 er vist i tabel 7.3, og grænseværdierne for kvalitetsklasserne fremgår af tabel 1.1 på side 3.

$$DVPI_{EQR} = 0,546 + 0,020 \cdot Fre_{25} - 0,019 \cdot Dur_3 - 0,025 \cdot Fre_{75} \quad (7.1)$$

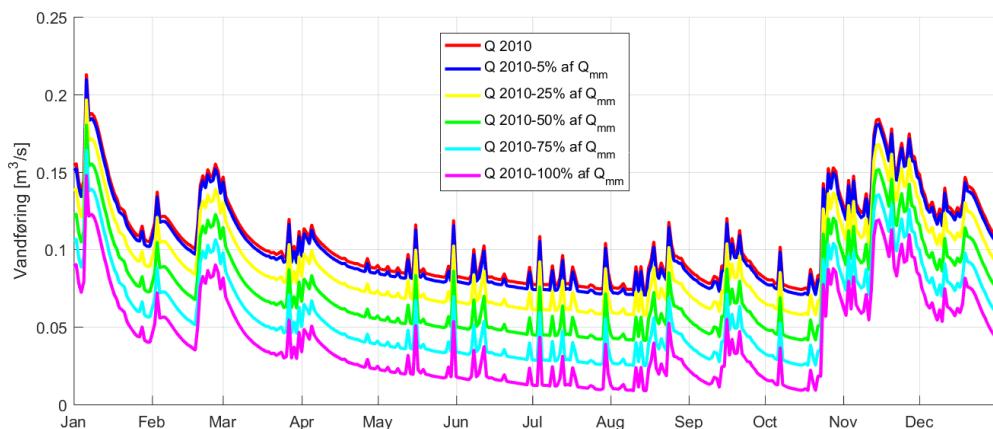
$$DVFI_{EQR} = 0,217 + 0,103 \cdot Sin + 0,020 \cdot Q_{90} \cdot Fre_1 \quad (7.2)$$

$$\begin{aligned} DFFVa_{EQR} = & 0,811 \cdot BFI + 0,058 \cdot Sin + 0,050 \cdot Fre_{25} \dots \\ & - 0,319 - 0,0413 \cdot Fre_{75} \end{aligned} \quad (7.3)$$

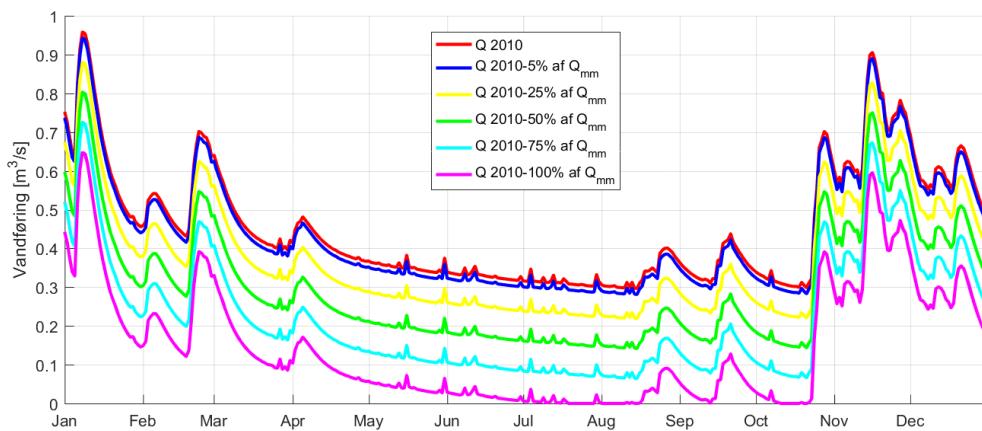
7.2. Diskussion

Hvor:

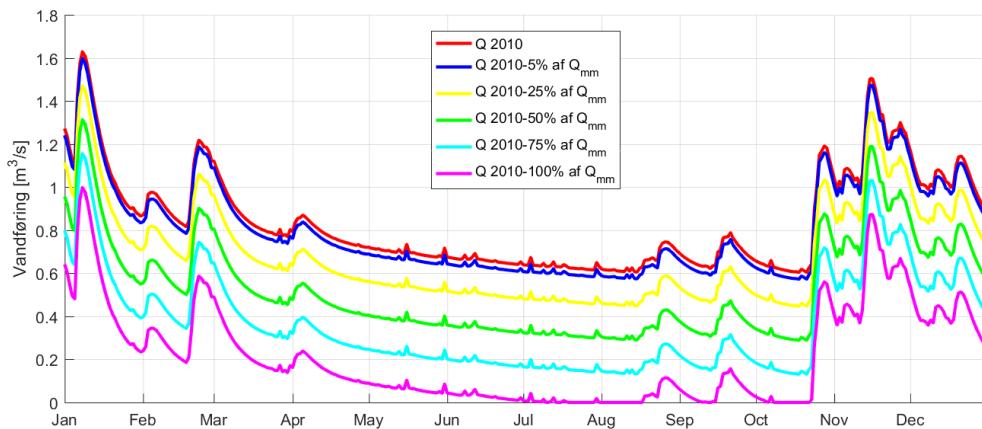
Q_{90}	Vandføringerne under 90-percentilen af vandføringens varighedskurve standardiseret med medianvandføringen Q_{50}	[m ³ /s]
Fre_1	Den årlige hyppighed, dvs. antal, af hændelser med vandføringer over medianvandføringen, Q_{50}	[Antal]
Fre_{25}	Den årlige hyppighed, dvs. antal, af hændelser med vandføringer over Q_{25} , hvor Q_{25} er 25-percentilen af vandføringens varighedskurve delt med Q_{50}	[Antal]
Fre_{75}	Den årlige hyppighed, dvs. antal, af hændelser med vandføringer over Q_{75} , hvor Q_{75} er 75-percentilen af vandføringens varighedskurve delt med Q_{50}	[Antal]
Dur_3	Varigheden af vandføringshændelser, der er tre gange større end Q_{50}	[Dage]
BFI	Baseflow-indekset, defineret som vandføringen under "baseflowforhold" divideret med den samlede vandføringsmængde	[-]



Figur 7.6. Udsnit af 2010 fra hele den modellerede vandføringstidsserie for sektion 2 er markeret med rød. Denne tidsserie er fratrukket 5%, 25%, 50%, 75% og 100% af medianminimumvandføringen svarende til værdierne vist i tabel 7.2.



Figur 7.7. Udsnit af 2010 fra hele den modellerede vandføringstidsserie for sektion 4 er markeret med rød. Denne tidsserie er fratrukket 5%, 25%, 50%, 75% og 100% af medianminimumvandføringen svarende til værdierne vist i tabel 7.2.



Figur 7.8. Udsnit af 2010 fra hele den modellerede vandføringstidsserie for sektion 7 er markeret med rød. Denne tidsserie er fratrukket 5%, 25%, 50%, 75% og 100% af medianminimumvandføringen svarende til værdierne vist i tabel 7.2.

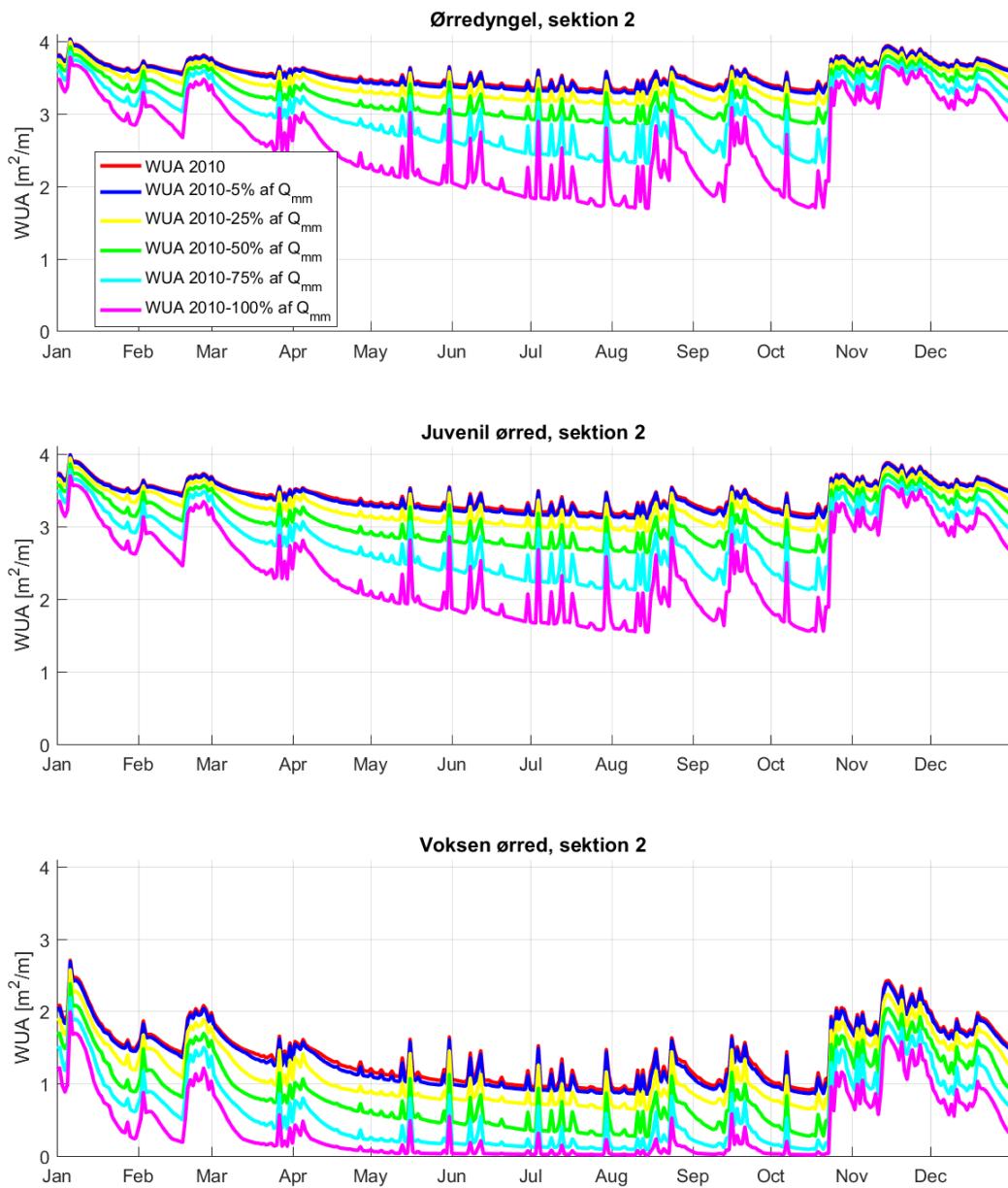
Som det fremgår af tabel 7.3 sker der ikke en reduktion af kvalitetsklassen for DVPI, DVFI og DFFVa ved hverken reduktion af vandføringstidsserierne på 5% eller 25% af medianminimumvandføringen. Ved reduktion af vandføringen på 5% af medianminimum er der ingen eller minimal ændring i EQR-værdi. For vandføringstidsserierne fratrukket 100% af medianminimumvandføringen sker der en reduktion af EQR, der resulterer i et fald i kvalitetsklasse til dårlig eller ringe for DVPI, DVFI og DFFVa for alle tidsserierne. Især for makrofytter, DVPI, reduceres EQR-værdien betydeligt for sektion 4 og 7, idet EQR-værdien her er negativ. Dette skyldes, at Dur_3 , varigheden af vandføringshændelser, der er tre gange større end Q_{50} , indgår i beregning af $DVPI_{EQR}$. Idet der på sektion 4 og 7, som vist i figur 7.7 og 7.8, er perioder, hvor vandløbet er tørlagt, bliver medianvandføringen Q_{50} lav, hvilket resulterer i at Dur_3 stiger. Derfor er $DVPI_{EQR}$ for sektion 2 lav men ikke negativ som på sektion 4 og 7, da der på sektion 2 ikke er lange perioder, hvor sektionen er tørlagt.

For de seks tidsserier på hver sektion, den modellerede og de fem reduceringer af den

Tabel 7.3. Beregnete økologiske kvalitetsratioer for DVPI, DVFI og DFFVa for de tre tidsserier på sektion 2, 4 og 7. EQR-værdierne er beregnet på baggrund af hele de modellerede tidsserier på 22 år.

Sektion	Kvalitetsindeks	Q-tidsserie Bindrup Å	Tidsserie -5% af Q_{mm}	Tidsserie -25% af Q_{mm}	Tidsserie -50% af Q_{mm}	Tidsserie -75% af Q_{mm}	Tidsserie -100% af Q_{mm}
2	Makrofytter, DVPI _{EQR}	0,44 (Moderat)	0,44 (Moderat)	0,43 (Moderat)	0,43 (Moderat)	0,37 (Moderat)	0,14 (Dårlig)
	Makroinvertebrater, DVFI _{EQR}	0,60 (Moderat)	0,60 (Moderat)	0,59 (Moderat)	0,57 (Ringe)	0,50 (Ringe)	0,43 (Dårlig)
4	Fisk DFFVa _{EQR}	0,56 (Moderat)	0,52 (Moderat)	0,51 (Moderat)	0,48 (Moderat)	0,44 (Moderat)	0,36 (Ringe)
	Makrofytter, DVPI _{EQR}	0,51 (God)	0,51 (God)	0,50 (God)	0,42 (Moderat)	0,21 (Ringe)	-0,50 (Dårlig)
7	Makroinvertebrater, DVFI _{EQR}	0,46 (Ringe)	0,46 (Ringe)	0,46 (Ringe)	0,45 (Ringe)	0,41 (Dårlig)	0,38 (Dårlig)
	Fisk DFFVa _{EQR}	0,57 (Moderat)	0,54 (Moderat)	0,52 (Moderat)	0,49 (Moderat)	0,44 (Moderat)	0,39 (Ringe)
	Makrofytter, DVPI _{EQR}	0,56 (God)	0,56 (God)	0,55 (God)	0,54 (God)	0,41 (Moderat)	-0,23 (Dårlig)
	Makroinvertebrater, DVFI _{EQR}	0,46 (Ringe)	0,45 (Ringe)	0,45 (Ringe)	0,44 (Ringe)	0,41 (Dårlig)	0,39 (Dårlig)
	Fisk DFFVa _{EQR}	0,66 (Moderat)	0,64 (Moderat)	0,63 (Moderat)	0,60 (Moderat)	0,55 (Moderat)	0,61 (Moderat)

modellerede tidsserie, er der også udført habitatmodeller. Modelleringerne er foretaget med tværsnit og QH-relationer fra sektion 2, 4 og 7. For hver af de tre habitatmodeller er WUA beregnet som en tidsserie. Disse er vist for yngel, juvenil og voksen ørred i figurerne 7.9, 7.7 og 7.11 for de modellerede vandføringstidsserier i år 2010, figur 7.6, 7.7 og 7.8.

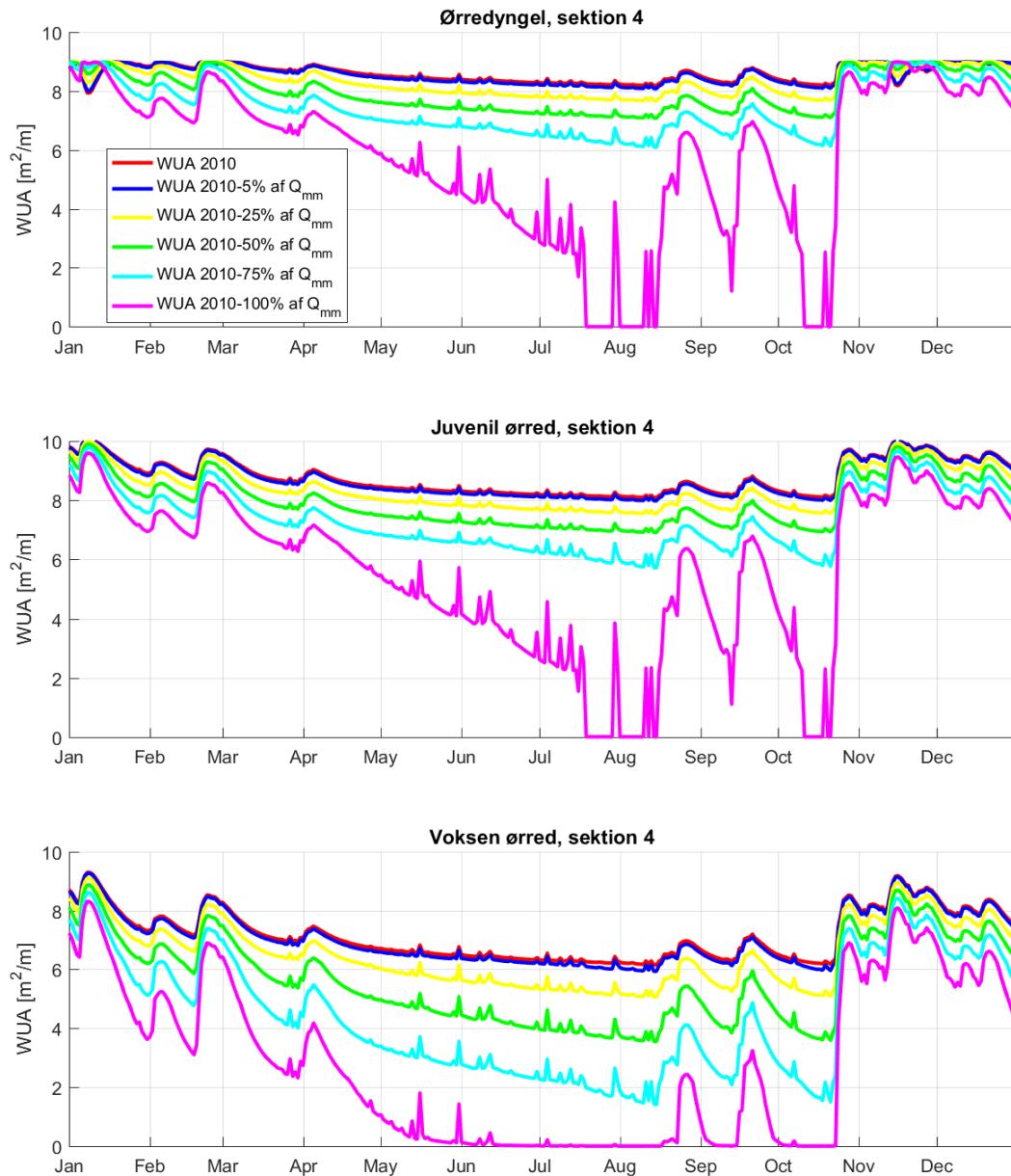


Figur 7.9. WUA for yngel, juvenil og voksen ørred for de tre tidsserier vist i figur 7.6, her vist for år 2010 på sektion 2.

På sektion 2 resulterer reduktionerne på 5% og 25% af medianminimumvandføringen i næsten parallelforskydninger af WUA-kurverne for både yngel, juvenil og voksen ørred, idet en reduktion i vandføringstidsserien resulterer i en reduktion i WUA-tidsserien. De største udsving i det vægtede habitatareal sker i perioderne, hvor der er lave vandføringer. I disse perioder resulterer reduktionerne i vandføringstidsserierne i større procentvise fald i WUA end i perioderne, hvor vandføringen på sektionen generelt er højere, eksempelvis i januar.

7.2. Diskussion

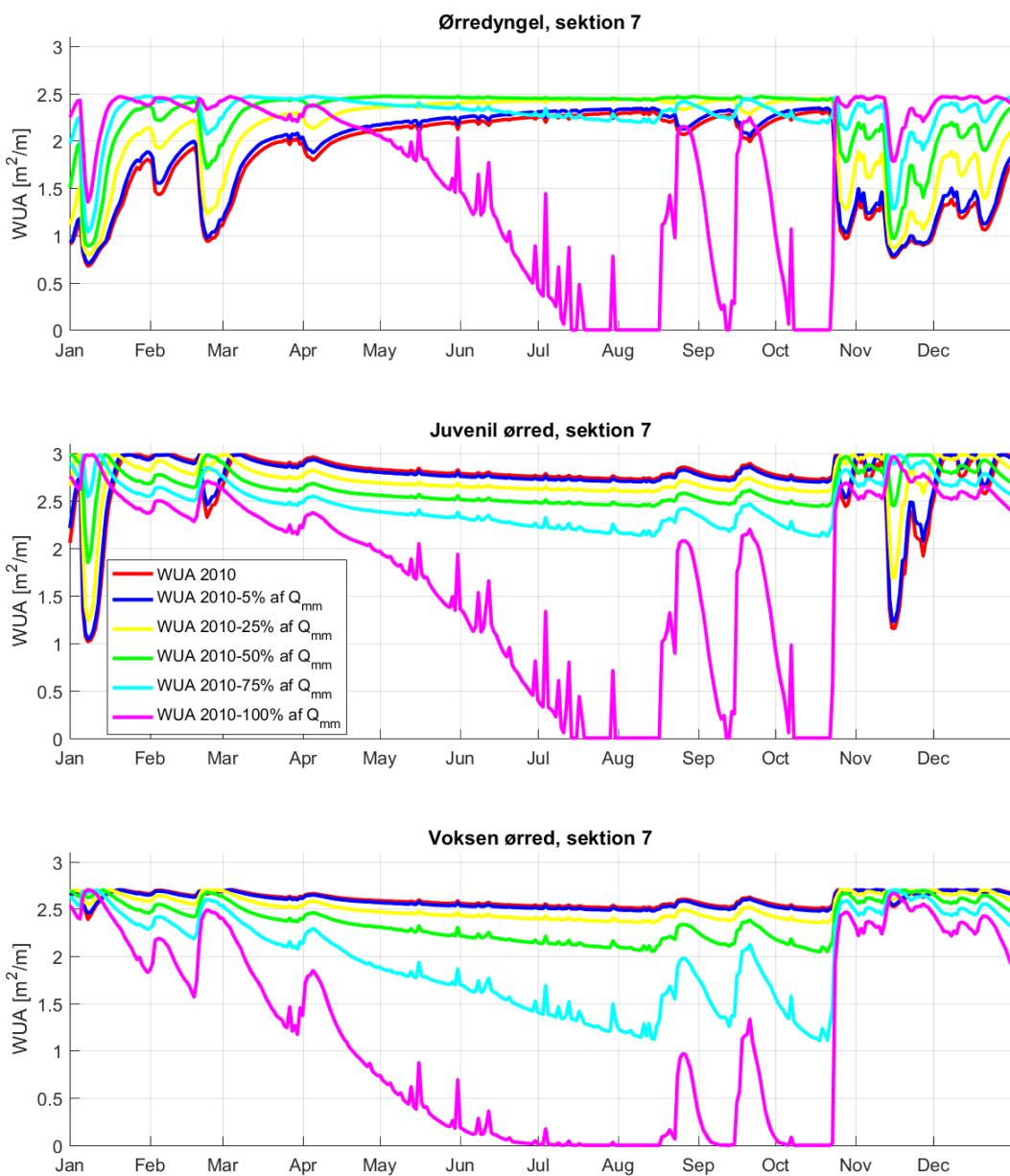
Fratrækkes hele medianminimumvandføringen fra tidsserien sker der en større reduktion og større fluktuationer i WUA i løbet af året. For voksen ørred resulterer reduktionen på hele medianminimumvandføringen endda i, at der i hele sommerhalvåret fra maj til oktober sjældent er tilgængeligt habitatareal.



Figur 7.10. WUA for yngel, juvenil og voksen ørred for de tre tidsserier vist i figur 7.7, her vist for år 2010 på sektion 4.

For sektion 4 ligner WUA-tidsserierne for reduktioner på 5% af medianminimum ligesom på sektion 2 en parallelforskydning af WUA-tidsserien for den modellerede vandføringstidsserie. Det største udsving i WUA forekommer for tidsserien fratrukket 100% af medianminimumvandføringen, hvilket især er tydeligt for ørredyngel og juvenil ørred. Desuden sker der ved en reduktion af vandføringstidsserien på hele medianminimum i nogle perioder af året en tørlægning af vandløbet, som vist i figur 7.7. Dette resulterer i, at det

vægtede habitatareal WUA i disse perioder også reduceres til at være ikke-eksisterende for både ørredyngel, juvenil ørred og voksen ørred. Især for voksen ørred reduceres det vægtede habitatareal i store dele af året.



Figur 7.11. WUA for yngel, juvenil og voksen ørred for de tre tidsserier vist i figur 7.8, her vist for år 2010 på sektion 7.

For ørredyngel resulterer en reduktion af vandføringstidsserien på både 5%, 25%, 50% og periodevist 75% af medianminimumvandføringen på sektion 7 i en stigning i det tilgængelige habitatareal. Dette er forventeligt, idet sektion 7 er længst nedstrøms hvor vanddybden er større end de typiske levesteder for ørredyngel [Sivebæk, 2013]. For juvenil og voksen ørred er tendensen omvendt, idet en reduktion i vandføringen også resulterer i en reduktion i det tilgængelige habitatareal. Ved reduktion af vandføringstidsserien på 100% af Q_{mm} sker der en stigning i WUA for ørredyngel i januar, februar og marts. Til

7.2. Diskussion

gengæld sker der fra april et brat fald i WUA, hvor WUA for både yngel, juvenil og voksen ørred reduceres, og der ikke er tilgængeligt habitatareal.

I forhold til vandplan 2-metoden, hvor de økologiske kvalitetsratioer falder ved reduktion i vandføringen, er tilgangen til vurderingen af vandløbets kvalitet anderledes med habitatmodellering, idet habitatmodelleringen også kan vise, at en reduktion i vandføringen kan være fordelagtig i forhold til det tilgængelige habitatareal. Samtidig viser de beregnede EQR-værdier for en vandføringsreduktion svarende til hele medianminimumvandføringen at der for fisk, DFFVa, på sektion 2 og 4 sker en reduktion i EQR til kvalitetsklassen ringe og for sektion 7 til kvalitetsklassen moderat. Dette står i stærk kontrast til habitatmodellerne, der viser, at denne reduktion i vandføring resulterer i perioder, hvor der ikke er tilgængeligt habitatareal, da vandløbet er tørlagt.

Habitatmodellering tager, modsat medianminimummetoden og vandplan 2-metoden, højde for den fysiske udformning af vandløbstværsnittet, hvilket også har betydning for hvor fisk, smådyr og planter lever. Samtidig kan habitatmodellering bruges til målrettet at bestemme habitatarealer for flere livsstadier af specifikke planter, fisk og smådyr, så længe der findes præferencekurver. Det kan dermed bruges til at fokusere vurderingen af vandløbskvaliteten på en enkelt eller flere arter for det enkelte vandløb. På trods af at habitatmodellering som metode er mere kompliceret end vandplan 2-metoden, selv hvis habitatmodellen simplificeres med tværsnit fra DK-modellen, kan det benyttes til at danne overblik over hvilke specifikke perioder og sektioner, der kan være problematiske i forhold til vandindvinding og reduktion af vandføringen. Desuden kræver metoden kun at habitatmodellen udføres én gang, hvorefter den samme model hvert år kan benyttes til at vurdere habitatarealet, med mindre der indføres strukturelle ændringer i vandløbets tværsnit.

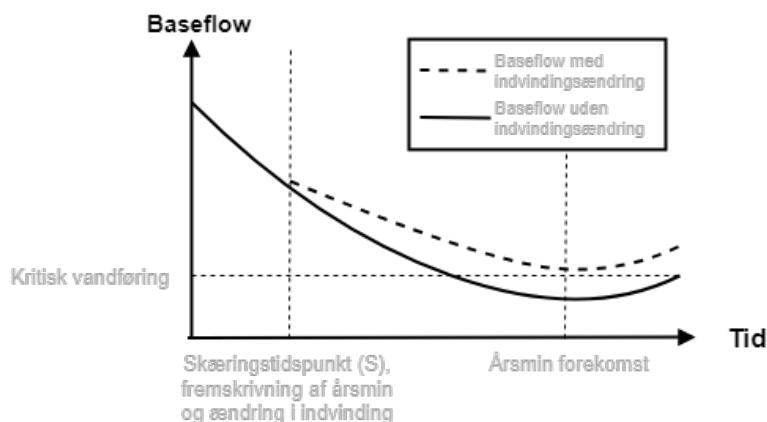
Del III

Fremskrivning af årsminimumvandføring og vurdering af habitatkvantitet

I den første del af rapporten er der udført modeller til fremskrivning af årsminimumvandføringen på baggrund af pejlet grundvandstand for case-studiet af Binderup Å. I den anden del af rapporten er habitatmodellering undersøgt som værktøj til vurdering af vandindvindings påvirkning på vandløb. Herunder er en simplificering af habitatmodellen i form af brug af tværsnit fra DK-modellen og modellerede QH-relationer undersøgt, med det formål at gøre habitatmodellering lettere tilgængeligt og hurtigere at udføre i et brugsscenario. I den afsluttende del af rapporten kombineres fremskrivningsmodellerne og habitatmodellerne for at illustrere det foreslæde koncept til en bæredygtig indvindingsstrategi, hvor der kan indvindes maksimalt ved at tage hensyn til den tilgængelige ressource. Dette underbærer, at den udførte habitatmodel skal bruges til helt konkret at vurdere habitatarealet ved årsminimumvandføringen fremskrevet med fremskrivningsmodellerne udført i dette projekt.

8 Eksempel på anvendelse af prognosebaseret vandindvinding og modellering af vandløbspåvirkning

Igennem dette projekt er der undersøgt et todelt koncept til en bæredygtig indvindingsstrategi, hvor med fremskrivning af årsminimumvandføring og habitatmodellering tages hensyn til recipientens aktuelle tilstand ved at variere mængden af vand, der indvindes. Konceptet er illustreret på figur 8.1.



Figur 8.1. Konceptfigur af regulering af vandindvindings påvirkning på vandløbsafstrømning. X-aksen viser tidshorisonten og y-aksen viser størrelsen af baseflowet. På figuren er vist en baseflowtidsserie, hvor der på skæringstidspunktet er fremskrevet en årsminimumvandføring, som er under det forudbestemte kriterie. Derfor reduceres indvindingen i området så meget, at årsminimumvandføringen er over kriteriet.

Figuren viser en forsimpling af en vandføringstidsserie, hvor vandføringen falder til et minimum i en tør periode, som typisk er om sommeren jvf. figur 2.5. Idéen er, at det som vist i figur 8.1 før årsminimumvandføringens forekomst, på et på forhånd defineret skæringstidspunkt, S, skal være muligt at fremskrive størrelsen af den kommende årsminimumvandføring. Herefter kan der tages hensyn til vandløbets habitatkvantitet ved at tilrettelægge den kommende sæsons indvindingsstrategi. Hvis der ved skæringstidspunktet eksempelvis fremskrives en årsminimumvandføring, som er 100 l/s under den foruddefinerede kritiske vandføring, må indvindingen i oplandet tilpasses, så der kan opnås en reduktion i vandløbspåvirkningen på 100 l/s som således vil resultere i at årsminimumvandføringen ikke er under kriteriet. Tilfældet kunne også være omvendt,

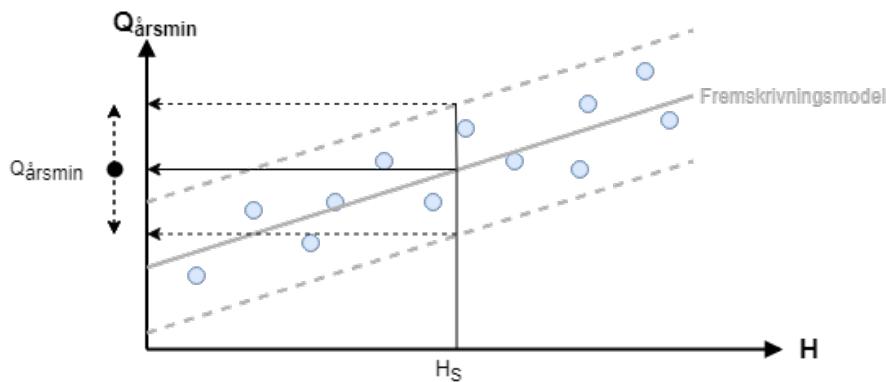
8. Eksempel på anvendelse af prognosebaseret vandindvinding og modellering af vandløbspåvirkning

at der er fremskrevet en årsminimumvandføring, som er over kriteriet, og der således kan indvindes mere. I indeværende projekt er ovenstående undersøgt gennem to hovedpunkter:

- Fremskrivning af årsminimumvandføringen med det formål at kunne ændre indvindingsstrategien baseret på ressourcens aktuelle tilstand.
- Habitatmodellering som metode til at vurdere vandløbspåvirkning ved ændret vandføring som følge af indvinding af grundvand.

Fremskrivning af årsminimumvandføringen er i denne rapport undersøgt med to forskellige metoder: Simple lineære regressionsmodeller og trænede neurale netværksmodeller med mere end ét inputdatapunkt ad gangen. Fælles for modellerne er idéen om at kunne fremskrive årsminimumvandføringen på et skæringstidspunkt der tillader, at ændringer i indvinding opnår den tilstrækkelige effekt før årsminimumvandføringen forekommer. Figur 8.2 viser konceptet for den lineære fremskrivningsmodel. Konceptet for fremskrivningsmodellen trænet med neurale netværk er næsten det samme, idet inputdata i begge tilfælde er pejledata. Forskellen er selve modellen, der i figur 8.2 er vist som en lineær linje med et sikkerhedsinterval.

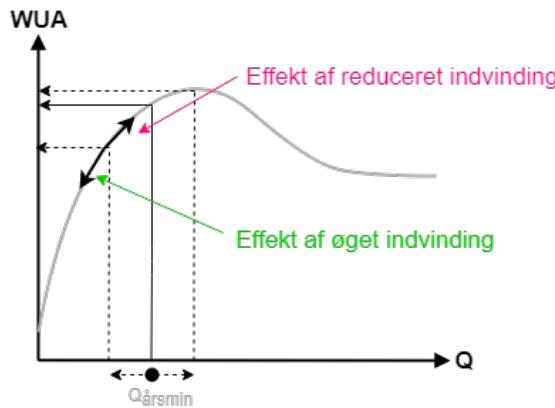
Ved begge modeltyper er det hensigten, at det skal være muligt at benytte pejlet grundvandstand ved skæringstidspunktet, H_S , til at fremskrive den kommende årsminimumvandføring, $Q_{årsmin}$, indenfor et interval.



Figur 8.2. Konceptfigur af den lineære fremskrivningsmodel. H_S repræsenterer en given observeret grundvandstand, hvorefter den efterfølgende $Q_{årsmin}$ beregnes. I dette projekt er der taget udgangspunkt i en fremskrivningshorisont på minimum fire måneder før årsminimumvandføringen forekommer, hvilket i case-studiet giver et skæringstidspunkt senest i februar måned.

Herefter kan en habitatmodel benyttes til at vurdere habitatkvantiteten ved den fremskrevne årsminimumvandføring som vist i figur 8.3. Ud fra den fremskrevne årsminimumvandføring og intervallet heraf kan habitatkvantiteten i form af det vægtede habitatareal, WUA, vurderes. Herunder kan WUA også vurderes i forhold til ændringer i vandføringen, og dermed om der det pågældende år er basis for, ud fra et på forhånd defineret kriterie af WUA, at øge eller sænke vandindvindingen i området.

I de følgende afsnit gives eksempler på, hvordan fremskrivning af årsminimumvandføringen med de to metoder undersøgt i denne rapport kan foregå. Desuden undersøges de resulterende vægtede habitatarealer med habitatmodellerne præsenteret i kapitel 7.



Figur 8.3. Konceptfigur af en habitatmodel med vurdering af arealet ved den fremskrevne årsminimumvandføring. Ud fra den fremskrevne årsminimumvandføring, $Q_{årsmin}$, og intervallet heraf bestemmes det vægtede habitatareal ved årsminimumvandføringens forekomst. Her ud fra kan det vurderes, om det vægtede habitatareal ved den fremskrevne årsminimumvandføring er over eller under det på forhånd definerede kriterie. Hvis den laveste vandføring i sikkerhedsintervallet resulterer i et WUA, som er under kriteriet, må vandindvindingen i oplandet reduceres, så WUA kan øges. Hvis der derimod er fremskrevet en vandføring der resulterer i et WUA over kriteriet, så kan vandindvindingen øges.

8.1 Fremskrivning af årsminimumvandføring

Fremskrivningsmodellerne i denne rapport er udført til fremskrivning af årsminimumvandføring for Binderup Å på sektion 7, som er længst nedstrøms. Der er undersøgt to modelleringssprincipper. Den første type model, der er undersøgt, er lineære regressionsmodeller baseret på pejling af grundvandstand i én ud af tre udvalgte borer ad gangen. Det andet modelleringssprincip er træning af modeller med neurale netværk med inputdata i form af pejlet grundvandstand fra alle de tre udvalgte borer på en gang. I dette afsnit fremskrives årsminimumvandføringen med den lineære regressionsmodel med højest NSE, modellen med pejledata fra februar i boringen med DGU-nr. 26.1943 som vist i figur 2.11, og den neurale netværksmodel med højest NSE, modellen med data fra december til februar som vist i figur 3.5. Desuden fremskrives årsminimumvandføringen med modellen trænet med neurale netværk med data udelukkende fra februar som vist i figur 3.3.

Den lineære model er præsenteret i formel 8.1.

$$f(x) = 462,3 \cdot x + 34,7 \quad (8.1)$$

Hvor:

$f(x)$	Fremskrevet årsminimumvandføring	[l/s]
x	Pejlet grundvandskote i februar, DGU-nr. 26.1943	[m]

Modellen trænet med neurale netværk med højest NSE på ensemble medianen er modellen med skæringspunkt i februar og data fra tre måneder, det vil sige fra december til februar. Den neurale netværksmodel med data fra december til februar benytter pejledata fra tre borer i tre måneder, det vil sige i alt 9 inputparametre. For denne model er beregning af årsminimumvandføring udført med de 1000 trænede modeller som beskrevet i afsnit 3.2, hvorefter ensemble medianen er beregnet.

8. Eksempel på anvendelse af prognosebaseret vandindvinding og modellering af vandløbspåvirkning

I dette eksempel benyttes pejledata, som ikke har været brugt til at udføre hverken de lineære modeller eller de neurale netværksmodeller. Der benyttes pejledata fra januar og februar i 1992, 1995, 2008 og 2009 og i december fra året forinden. Disse år er de eneste, som ikke har været brugt til hverken træning eller validering af modellerne, og hvor der samtidig er pejlet grundvandstand frem for interpoleret som beskrevet i afsnit 2.1 og i figur 2.7 på side 14.

Den fremskrevne årsminimumvandføring baseret på modellen vist i formel 8.1 samt to gange spredningen på fejlene af modellen er vist i tabel 8.1. Ligeledes er ensemble medianen og to gange spredning på fejlen af de to neurale netværksmodeller med pejledata fra februar og fra december til februar vist i tabellen.

Tabel 8.1. Modellerede årsminimumvandføringer baseret på data fra 1992, 1995, 2008 og 2009.

År	Fremskrevet årsmin. [l/s], lineær regressionsmodel, data fra februar NSE=0,87 +/- $2\sigma_{fejl}$	Fremskrevet årsmin. [l/s], neurale netværk, data fra februar NSE=0,78 +/- $2\sigma_{fejl}$	Fremskrevet årsmin. [l/s], neurale netværk, data fra dec. til feb. NSE=0,89 +/- $2\sigma_{fejl}$
1992	312 +/- 95	420 +/- 97	443 +/- 61
1995	557 +/- 95	638 +/- 97	659 +/- 61
2008	631 +/- 95	643 +/- 97	624 +/- 61
2009	543 +/- 95	521 +/- 97	562 +/- 61

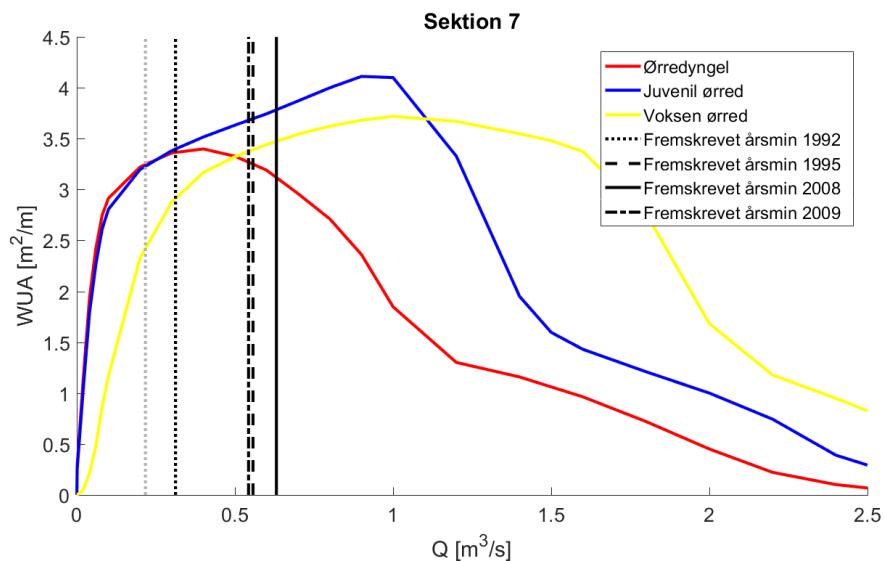
Af tabel 8.1 fremgår det, at den fremskrevne vandføring varierer mellem 312 l/s og 631 l/s for fremskrivningerne med den lineære model beskrevet ved formel 8.1 med pejledata fra februar 1992, 1995, 2008 og 2009. I 1992 er der fremskrevet en årsminimumvandføring på sektion 7, der er halvt så stor som i 2008. Der er desværre ikke tilgængelige vandføringsdata, der kan bekraefte de fremskrevne værdier.

Ligesom resultaterne af den lineære model viser resultaterne af de to modeller trænet med neurale netværk med data fra februar og fra december til februar en fremskrevet årsminimumvandføring i 1992 som er lav i forhold til de øvrige år. For disse to modeller er den fremskrevne årsminimumvandføring dog ikke så lav som for den lineære model. Ligesom for 1992 fremskrives der i 1995 højere årsminimumvandføringer med begge modellerne trænet med neurale netværk frem for den lineære model. I 2008 og 2009 er resultaterne af alle de tre modeller derimod relativt tætte.

8.2 Modellering af vandløbspåvirkning med habitatmodellering

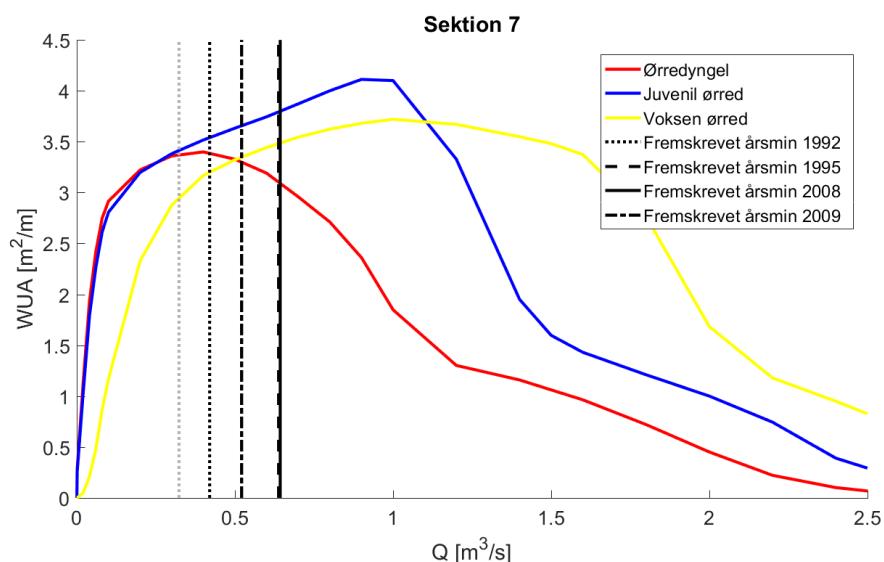
Figur 8.4, 8.5 og 8.6 viser resultatet af habitatmodelleringen for sektion 7 med markeringer af de fremskrevne årsminimumvandføringer for den lineære model og for modellerne trænet med neurale netværk med data fra februar og fra december til februar.

Af figur 8.4 fremgår det, at de fremskrevne årsminimumvandføringer for år 1995, 2008 og 2009 ligger i områderne af kurverne, hvor der er høje vægtede habitatarealer for både yngel, juvenil og voksen ørred. For år 1992 er den fremskrevne årsminimumvandføring dog tæt ved den stejle strækning af WUA-kurven for voksen ørred. Med 2σ af fejlene i forhold

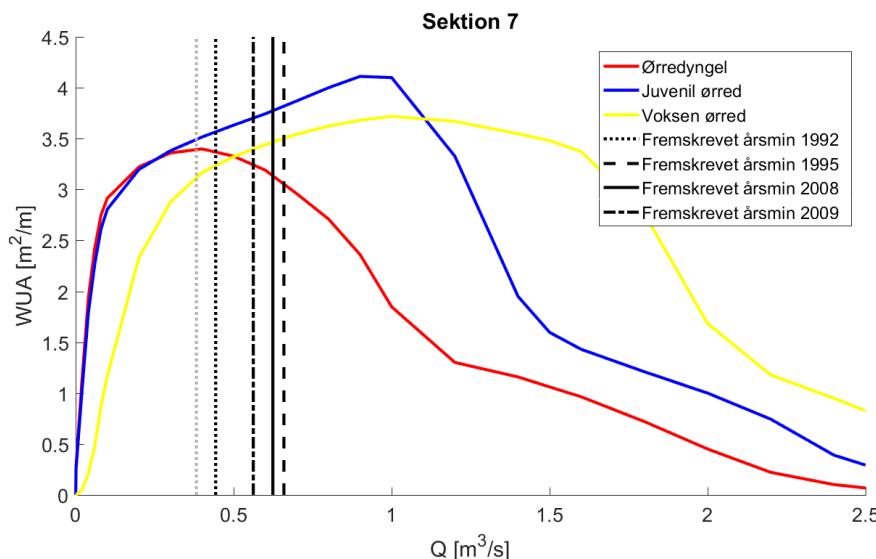


Figur 8.4. Det vægtede habitatareal på sektion 7 med markeringer af de fremskrevne årsminimumvandføringer for den lineære model. Den grå linje indikerer den nedre værdi af sikkerhedsintervallet på $-2\sigma_{fejl}$ for 1992.

til modellen, med det tilgængelige data, den er udført med, er sandsynligheden for, at modellen rammer indenfor et interval af $+/-95 \text{ l/s}$ 95%. Hvis den lave vandføring i 1992 reduceres med sikkerhedsintervallet på 95 l/s som vist på figuren med den grå linje, sker der også en betydelig reduktion i WUA for voksen ørred. Afhængigt af det på forhånd definerede kriterie for WUA kunne dette betyde, at der i 1992 ikke er basis for at øge indvindingen yderligere. Omvendt vil der selv ved reduktioner på 95 l/s for de øvrige år muligvis stadig i minimumssituationen være rum til at kunne indvinde mere og dermed reducere afstrømningen på Binderup Ås sektion 7, uden det nødvendigvis vil resultere i store reduktioner af habitatarealet.



Figur 8.5. Det vægtede habitatareal på sektion 7 med markeringer af medianen af de fremskrevne årsminimumvandføringer for modellerne trænet med neurale netværk med pejledata fra februar. Den grå linje indikerer den nedre værdi af sikkerhedsintervallet på $-2\sigma_{fejl}$ for 1992.



Figur 8.6. Det vægtede habitatareal på sektion 7 med markeringer af medianen af de fremskrevne årsminimumvandføringer for modellerne trænet med neurale netværk med pejledata fra december, januar og februar. Den grå linje indikerer den nedre værdi af sikkerhedsintervallet på $-2\sigma_{fejl}$ for 1992.

Figur 8.5 og 8.6 viser resultaterne af fremskrivning af årsminimumvandføringen i forhold til vægtet habitatareal for de to modeller trænet med neurale netværk. I modsætning til resultatet for 1992 for den lineære model viser resultaterne af modellerne trænet med neurale netværk ikke et nærliggende markant fald i WUA i 1992 mellem den fremskrevne værdi og den nedre værdi af sikkerhedsintervallet på $-2\sigma_{fejl}$. Imidlertid er modellerne trænet med neurale netværk valideret som et led i træningen, hvilket de lineære modeller ikke er. En direkte sammenligning af resultaterne ville derfor kræve at forudsætningerne for modellerne var de samme, herunder fordelingen af test og valideringssæt.

På baggrund af habitatmodellerne kan der udarbejdes kriterier for den mindst tilladelige vandføring. Hvis kriteriet eksempelvis er 500 l/s på sektion 7, så er alle de fremskrevne vandføringer i 1992 under dette kriterie. Det er idéen, at der i disse år skal reduceres i indvindingen i oplandet, så der opnås en reduktion i vandløbspåvirkningen indenfor prædiktionsperioden på eksempelvis 188 l/s hvis kriteriet baseres på den lineære fremskrivningsmodel og afhængigt af vægt, der tillægges sikkerhedsintervallet. Omvendt er det hensigten at der de øvrige år skal kunne indvindes mere, eksempelvis i år 2008 hvor alle modellerne fremskriver en relativt høj årsminimumvandføring.

9 | Diskussion

Med udgangspunkt i case-området Binderup Å er der igennem dette projekt undersøgt både metoder til fremskrivning af årsminimumvandføringen og habitatmodellering som metode til vurdering af vandløbskvaliteten ved ændringer i vandføringen i vandløb som følge af ændret vandindvinding.

Begge koncepter til fremskrivning af årsminimumvandføring, herunder de lineære regressionsmodeller og modellerne trænet med neurale netværk, er baseret på pejlet grundvandstand i en eller flere borer i en eller flere måneder. Udgangspunktet for modellerne er et skæringstidspunkt senest i februar måned for således at opnå en fremskrivningsperiode på mindst fire måneder før årsminimumvandføringen typisk forekommer. I dette projekt er der ikke undersøgt responstid i forhold til indvindingerne i oplandets påvirkning på vandløbet, og det kræver derfor en separat analyse for at fastslå det senest mulige fremskrivningstidspunkt.

Modellerne er udført på pejlet grundvandstand i de tre anvendte borer, 34.492, 26.1943 og 26.536. Præmissen for modellernes fremtidige anvendelighed er, at der fortsat kan pejles grundvandstand i disse borer, idet der skal foretages nye analyser og indsamles nyt data fra andre borer, hvis de anvendte borer eksempelvis lukkes. I det hele taget er modellerne følsomme overfor de data, som de er trænet og valideret på, hvilket også kommer til udtryk i forbindelse med træning af de neurale netværksmodeller. Der har været et sparsomt datagrundlag tilgængeligt til denne slags analyser, hvor der normalt bruges meget store datamængder. I dette projekt er ensemble learning benyttet som genvej til at opnå resultater trods problematikken med det sparsomme datagrundlag.

Fremskrivningsmodellerne, både de lineære og modellerne trænet med neurale netværk, er udarbejdet uden at medtage det enkelte år eller måneds indvinding. Vandindvinding er derfor en integreret del af modellen, som også kan skabe usikkerheder, hvis indvindingen i området ændres. For at omgås denne usikkerhed kunne vandindvinding til både markvanding og drikkevandsformål medtages som inputparameter i modellerne.

Vilkårene for de to modelkoncepter er ikke de samme, hvilket gør at de ikke kan sammenlignes direkte. De neurale netværksmodeller er udført med input i form af data fra flere borer og flere måneder på én gang, hvor de lineære modeller er udført med én måneds data fra én boring ad gangen. Desuden er de neurale netværksmodeller modsat de lineære modeller både valideret og testet som et led i træningen. Test og validering af modellerne er medvirkende til at sørge for, at modellerne ikke overtilpasses til træningsdata, og derfor siger en høj NSE og lav spredning på fejlene for modellerne trænet med neurale netværk mere om det generelle fit end det tilsvarende for de lineære modeller. For at sidestille sammenligningen af modelkoncepterne kunne de lineære modeller være udført med flere inputparametre og med test. Ikke desto mindre består fordelen ved de lineære modeller i deres enkelhed. Hvis konceptet med fremskrivning skal benyttes i

større skala er det tidskrævende at opsætte og træne neurale netværk og indsamle data til mange forskellige inputparametre til hver fremskrivning. I denne forbindelse vil de lineære modeller være mere simple og mindre tidskrævende, hvilket kan være afgørende for metodens tilgængelighed for myndigheden når der skal laves fremskrivninger for mange vandløb.

Formålet med fremskrivningsmodellerne er som beskrevet at kunne indføre en indvindingsstrategi, som mere nuanceret tager hensyn til både vandløbspåvirkning og muligheden for maksimal udnyttelse af ressourcen. Denne metode kræver, at hele strukturen på vandforsyningensnettet ændres. I tilfælde af at én boring eller kildeplads grundet en lavt fremskrevet årsminimumvandføring skal sættes ned i kapacitet, skal der for forsyningssikkerhedens skyld skaffes den nødvendige mængde vand fra en anden kildeplads, hvor der kan indvindes den mængde vand, der er behov for. Konceptet med prognosebaseret indvinding er dermed mere kompliceret at indføre og vedligeholde end som nu, hvor der gives indvindingstilladelser på en fast årlig mængde i et bestemt antal år.

I dette projekt er der udført habitatmodellering på hele Binderup Å inddelt i sektioner med udgangspunkt i tværsnit fra DK-modellen og med modellerede QH-relationer. Typisk udføres habitatmodellering med detaljeret opmålte tværsnit, med målte QH-relationer og kun på få repræsentative dele af et vandløb. Idéen med brugen af habitatmodellering i dette projekt var at vise dets potentiale i forbindelse med vurdering af vandløbskvalitet ved ændret vandføring. Til dette formål er der ikke nødvendigvis behov for at foretage detaljerede opmålinger af tværsnit, vandføring og vandstand, da det er ændringerne i habitatarealerne ved ændret vandføring, som er fokus, frem for absolutte arealer. Samtidig er det omfattende at lave habitatmodeller for flere vandløb, for at kunne implementere det som et led i myndighedens vurdering af vandløbspåvirkning. Imidlertid er det kun én gang, habitatmodellerne skal laves, hvorefter vandløbspåvirkningen hvert år kan vurderes på baggrund af den samme habitatmodel, med mindre der sker ændringer i vandløbets fysiske udformning. Desuden er det markant tidsbesparende, hvis habitatmodellerne kan udføres med tværsnitsdata fra DK-modellen. I dette projekt er der kun foretaget en analyse af brugen af data fra DK-modellen på en enkelt vandløbsstrækning på Binderup Å, hvor det blev vurderet at resultaterne ikke nødvendigvis var tidsinvesteringen i en detaljeret opmåling af tværsnit værd. Potentialet for at kunne bruge det generelt kræver dog yderligere undersøgelse af relationerne mellem modeller udført med opmålt data fra andre og forskellige vandløb og data fra DK-modellen.

Habitatmodellering tilbyder en målrettet vurdering af vandløbskvalitet, da habitatarealer kan vurderes på baggrund af den enkelte arts specifikke habitatpræferencer i modsætning til vandplan 2-metoden, hvor der beregnes økologisk kvalitet for fisk, makrofyter og makroinvertebrater generelt. Habitatmodellering kan ydermere udføres meget specifikt for et enkelt livsstadiet af en art, ved også at inkludere præferencer for de planter, fiskene skjuler sig i, og fiskenes føde i modelleringen. Habitatmodellerner er dog desuden som beskrevet i kapitel 7 følsomme overfor de præferenceværdier, der benyttes. Samtidig er den samlede habitatpræference et resultat af mere end bare hastighed og dybde, eksempelvis er der i en rapport af Larocque et al. [2014] benyttet præferencer for blandt andet turbiditet, ilt og temperatur foruden dybde og hastighed. Desuden kan præferenceværdierne for den enkelte art være stedspecifikke, og generelle præferenceværdier skal derfor benyttes med omtanke.

10 | Konklusion

For det udvalgte case-område ved Binderup Å er projektets formål undersøgt gennem udførelse af fremskrivningsmodeller til fremskrivning af årsminimumvandføring, en undersøgelse af en simplificeret habitatmodel og vurdering af habitatkvantitet for ørreder ved ændret vandføring med habitatmodellering.

Muligheden for fremskrivning af årsminimumvandføring er undersøgt med to metoder, der begge er baseret på pejledata: Lineære modeller og træning af neurale netværksmodeller. Begge modelkoncepter er udført med op til 15 års tilgængeligt vandførings- og pejledata fra Binderup Å og boringerne med DGU-nr. 34.492, 26.1943 og 26.536. Udgangspunktet for fremskrivningsmodellerne er en fremskrivningshorisont på minimum fire måneder før årsminimumvandføringens typiske forekomst i juli måned. Dermed er der undersøgt modeller med data fra senest februar og tidligst september fra året forinden årsminimumforekomsten. Med lineær regression er fremskrivningsmodellen baseret på månedsgennemsnit af pejledata fra februar i boringen med DGU-nr. 26.1943 den lineære model med højest Nash-Sutcliffe Efficiency og lavest spredning på fejlene. Denne model har en NSE på 0,87 og et 95% sikkerhedsinterval i form af to gange spredning på fejlene på $\pm 95 \text{ l/s}$. For modellerne trænet med neurale netværk er modellen med højest NSE og lavest spredning på fejlene baseret på månedsgennemsnit af pejledata fra boringerne 34.492, 26.1943 og 26.536 i månederne december, januar og februar. Denne model har en NSE på 0,89 og et 95% sikkerhedsinterval på fejlene på $\pm 61 \text{ l/s}$ i forhold til ensemble medianen.

Undersøgelsen af den simple habitatmodel viste, at QH-relationer med fordel kan modelleres frem for at foretage en detaljeret måling, hvis modellen kalibreres. Med tværsnittene fra DK-modellen er der ligeledes udført en habitatmodel, der kun afviger minimalt fra habitatmodellen med detaljeret opmålte tværsnit. De syv habitatmodeller for Binderup Å er derfor udført med tværsnit og beregnede QH-relationer fra DK-modellen. Der er benyttet præferenceværdier for yngel, juvenil og voksen ørred. Habitatmodellerne viser, at voksen ørred generelt er mere følsom overfor ændringer i vandføring på alle syv sektioner end yngel og juvenil ørred. Desuden viser habitatmodellerne at de lavest forekommende vandføringer, herunder årsminimumvandføringerne beregnet med fremskrivningsmodellerne og 5-percentilerne af de modellerede vandføringer på hver af de syv strækninger, ikke ligger på de stejle sektioner af kurverne for de vægtede habitatarealer, WUA. Imidlertid viser sikkerhedsintervallet på fremskrivningerne, at der på baggrund af undersøgelserne i denne rapport stadig er risiko for relativt store procentvise fald i WUA for især voksen ørred hvis vandføringen reduceres, eksempelvis i forbindelse med vandindvinding.

Referencer

- Baatstrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M. L., Skriver, J., Kronvang, B., & Larsen, S. E. (2004). *Anvendelse af Vandrammedirektived i danske vandløb*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. Faglig rapport fra DMU nr. 499.
- Blicher, A. S. (2005). Vandets kredsløb og balance - på regional skala. *Geologisk tidsskrift, hæfte 2*, pp. 3–6.
- Clausen, B., Olsen, M., Pedersen, S., & Pedersen, M. L. (2006). *Habitatmodellering i Ledreborg Å*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. Faglig rapport fra DMU nr. 580.
- Danmarks Miljøportal (2018a). *Danmarks Arealinformation*. <https://arealinformation.miljoeportal.dk/html5/index.html?viewer=distribution>.
- Danmarks Miljøportal (2018b). *Danmarks Miljøportal - Download data*.
<http://www.miljoeportal.dk/myndighed/Arealinformation/Sider/Download-data.aspx#MyndighedArealHent>. [Indeholder data, som benyttes i henhold til vilkår for brug af danske offentlige data].
- Gautesen, H. K., & Olesen, A. B. (2016). *Implementering af Prognosebaserede Indvindingstilladelser*. Aalborg Universitet. Kandidatspeciale.
- GEUS (-). *National Vandressource Model - Om modellen*. GEUS, <http://dk.vandmodel.dk/om-modellen/>.
- GEUS (2018). *GEUS boringsdatabasen*. <http://data.geus.dk/geusmap/>.
- Gräber, D., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J., & Baattrup-Pedersen, A. (2014). *Vurdering af effekten af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand*. Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Henriksen, H. J. (2013). Indikatorer i grundvandsmodellering – stadig en gangbar vej?
- Højbjerg, A. L., Ondracek, M., Nyegaard, P., Troldborg, L., Stisen, S., & Christensen, B. S. B. (2010). *DK-model2009 - Modelopstilling og kalibrering for Nordjylland*. GEUS. Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelse rapport 2010/79.
- Jellesen, C. S. (2015). *Modeludvikling til sæsonmæssig prædiktion af sommerminimumsafstrømning*. Aalborg Universitet. Kandidatspeciale.
- Jensen, O. E., Jensen, N. P., Nilsson, I. K., Kruse, A. S., Vangsgaard, C., Hvid, S. K., Rohde, M. J., Thygesen, L. B., Pedersen, J., Voss, J., Roelsgaard, J. S., Nielsen, H., Skriver, M., Guldager, H., Kjærstrup, M., & Larsen, G. (2013). *Arbejdsnotat om balance mellem vandforekomster og vandindvinding til markvanding*. Miljøstyrelsen.

- Johnson, I. W., Elliott, C. N., & Gustard, A. (1995). *Modelling the Effect of Groundwater Abstraction on Salmonid Habitat Availability in the River Allen, Dorset, England*. Institute of Hydrology, Wallingford.
- Karlsen, E., Sørensen, I., Karlby, H., Ramsay, L., Nielsen, J. O., Jørgensen, M., Bai, W., Kristensen, A. H., Jensen, E. D., Brinck, K., Roslev, P., Schmidt, S., Ellemosse, K., & Jacobsen, P. (2014). *Vandforsyning*. Nyt Teknisk Forlag, 3. ed.
- Larocque, S. M., Hatry, C., & Enders, E. C. (2014). *Development of habitat suitability indices and bioenergetics models for Arctic grayling (Thymallus arcticus)*. Danmarks Miljøundersøgelser. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3097.
- Lund, T. (1996). *Elverdamsåen. Hydraulikkens og vandføringens betydning for ørredbestandens fysiske vilkår*. Specialerapport. Geomorfologisk Afdeling, Geologisk Institut, Aarhus Universitet.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016). *Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder*. BEK nr 1001 af 29/06/2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet (2017). *Bekendtgørelse af lov om vandforsyning m.v.. LBK nr 125 af 26/01/2017*.
- Miljøstyrelsen (1979). *Vandforsyningsplanlægning 2. del. Planlægning af vandindvinding fra overfladevand*.
- Naturstyrelsen (2011). *Vandplan 2009-2015. Limfjorden. Hovedvandoplant 1.2.. Revideret 2014*.
- Naturstyrelsen (2014). *Vejledning til kommuner og vandråd om arbejde med forslag til indsatsprogrammer for vandløbsindsatsen*.
- Ovesen, N. B., Iversen, H. L., Larsen, S. E., Müller-Wohlfeil, D.-I., Svendsen, L. M., Blicher, A. S., & Jensen, P. M. (2000). *Afstrømningsforhold i danske vandløb*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 340.
- Paraisiewicz, P., & Dunbar, M. (2001). *Physical habitat modelling for fish - a developing approach*.
- Rasmussen, G. (2017). *Ørred - bækørred, søørred og havørred*. DTU Aqua. Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Rasmussen, M. R. (-). Måling af vandføring i åbne kanaler. Notat, Aalborg Universitet.
- Schneider, M., Moack, M., Gebler, T., & Kopecki, I. (2010). *Handbook for the Habitat Simulation Model CASiMiR*. Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH and Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Sivebæk, F. (2013). *Ørredyngel lever ved bredden*. http://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi/oerred/opvaekst/bredzone_yngel.aspx.
- Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering (2018). *Kortforsyningen*. <https://kortforsyningen.dk>.

The European Parliament and the Council of the European Union (2000). Directive 2000/60/ec of the european parliament and of the council of 23 october 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy.

The MathWorks, Inc. (2018). *Choose a Multilayer Neural Network Training Function.* <https://se.mathworks.com/help/nnet/ug/choose-a-multilayer-neural-network-training-function.html>.

Universität Stuttgart, Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH, Umweltbüro GmbH, & Center for Ecohydraulics Research (2015). *CASiMiR-Fish Software Examples.*

A | Elektroniske appendiks

Filerne til det elektroniske appendiks kan downloades via linket: <https://github.com/klindbjerg/BilagsmappeSpeciale>.

A.1 Matlab scripts

A.1.1 CrossSectionsScript.m

Script til at omskrive raw-fil eksporteret fra MIKE11-tværsnitfil til tværsnitfil i CASiMiR-formatet ".SRgrd".

Bruge funktionerne "read_mike_crosssec_file" samt "write_casimir_geometry_file".

A.1.2 LinearModels.m

Bruge funktionen "linpredQ.m" til at lave de lineære modeller og funktionen "LinModFigure.m" til at lave figurerne vist i denne rapport. Data er gemt i "DataFremskrivning.mat".

A.1.3 Fremskrivningsmodeller.m

Her trænes de neurale netværksmodeller med skæringstidspunkt i februar med funktionen "myNNtrainer.m". Data er gemt i "DataFremskrivning.mat".

A.1.4 BinderupAAEQR.m

Script til bestemmelse af baseflow og EQR-værdier. Scriptet er videreudviklet efter Gautesen & Olesen [2016].

A.1.5 Pejleserie.m

Omregner pejlinger til månedlige gennemsnit og interpolerer hvor der ikke er observationer af grundvandstand.

A.2 Excel-filer

A.2.1 Propelmålinger og beregning af vandføring.xlsx

Regneark til bestemmelse af vandføring ud fra propelmålinger. Beregningsmetoden er beskrevet af Rasmussen [-].

A.3 Data

A.3.1 TidsserierAlle.xlsx

Indholder de tre pejletidsserier for borerne 34.492, 26.1943 og 26.536 benyttet i dette projekt.

A.3.2 FlowBinderupMaaltAlle.xlsx

Vandføringstidsserierne fra Binderup Å [Danmarks Miljøportal, 2018b].

A.3.3 BinderupTvsnRaadata.txt

Rådata fra GPS til de opmalte tværsnit i Binderup Å d. 5. december 2017.

B Undersøgelse af langsgående oplosning i CASiMiR-Fish

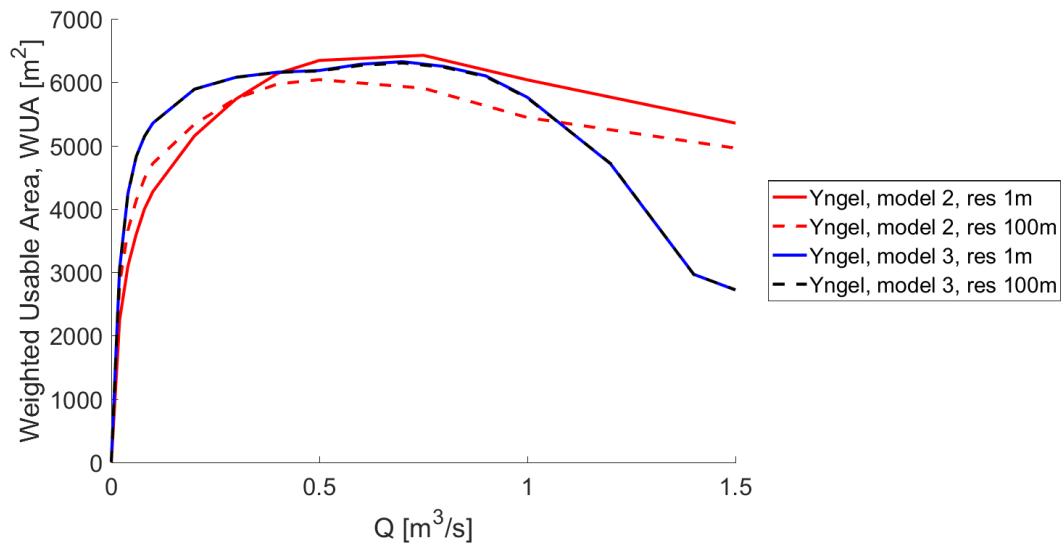
Standardopløsningen i CASiMiR-Fish er 100 meter i langsgående retning og 0,3 meter i tværgående retning [Schneider et al., 2010]. I den langsgående retning betyder det, at hvis afstanden mellem hvert enkelt tværsnit overstiger 100 meter, så indsættes der et interpoleret tværsnit for at gøre cellestørrelserne mindre. I tværgående retning betyder det, at der indsættes ekstra punkter i tværsnittet, hvis den individuelle afstand mellem punkterne overstiger 30 cm.

Opløsningen kan have stor betydning for resultaterne, idet det tilgængelige habitatareal i hver celle beregnes som et gennemsnit. En model med stor oplosning kan derfor give et misvisende billede af de faktiske forhold. Derfor undersøges oplosningen af model 2 og 3 som beskrevet i kapitel 6. I indeværende projekt undersøges blot den langsgående oplosning, da det vurderes at punkterne i de individuelle tværsnit generelt tilbyder en god oplosning som typisk er mindre end den prædefinerede oplosning på 0,3 meter. Dermed undersøges kun den langsgående oplosnings indflydelse på resultaterne. Model 2, med de opmålte tværsnit, og model 3, med tværsnit fra DK-modellen undersøges med to sæt af oplosninger:

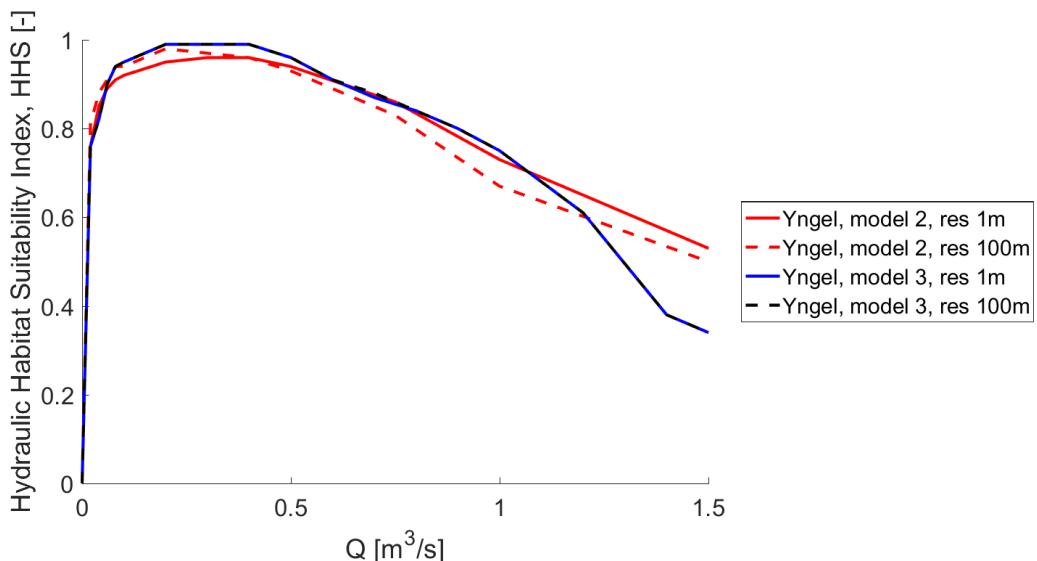
- CASiMiR-Fish standardopløsning på 100 meter i langsgående retning og 0,3 meter i tværgående retning.
- En oplosning på 1 meter i langsgående retning og 0,3 meter i tværgående retning.

WUA- og HHS kurver for model 2 og 3 med de to oplosninger som beskrevet ovenfor er vist i figur B.1 og B.2. Som det fremgår af figurerne, er der forskel i resultaterne for model 2, hvor tværsnittene er opmålt i forbindelse med udarbejdelse af dette projekt, når oplosningen ændres, omend det er minimalt. For model 3 er resultaterne med to forskellige langsgående oplosninger sammenfaldende. Dette er forventet, idet der i forvejen er relativt stor afstand mellem tværsnittene i DK-modellen, hvilket gør en yderligere reduktion i den langsgående oplosning unødvendig.

I dette projekt benyttes tværsnit fra DK-modellen til at producere WUA- og HHS-kurver, og det vurderes at en ændring af standardopløsningen i CASiMiR-Fish er unødvendig.



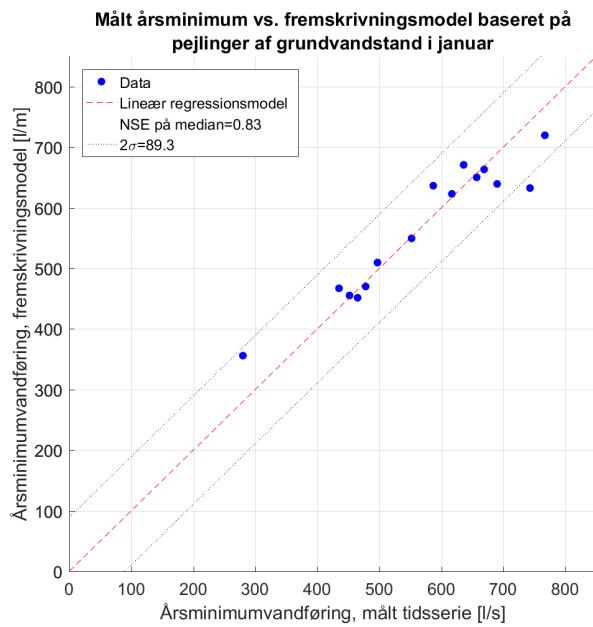
Figur B.1. WUA for model 2 og 3 modelleret med standarsopløsningen i CASiMiR-Fish og med den langsgående opløsning ændret fra 100 meter til 1 meter.



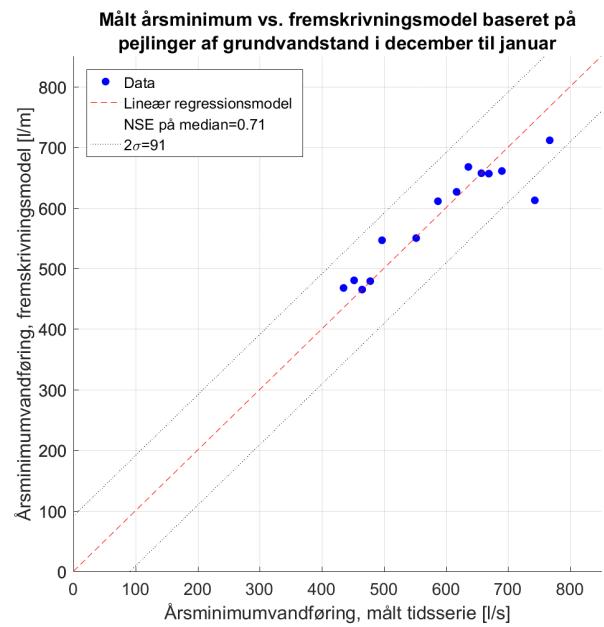
Figur B.2. HHS for model 2 og 3 modelleret med standarsopløsningen i CASiMiR-Fish og med den langsgående opløsning ændret fra 100 meter til 1 meter.

C | Performance for fremskrivningsmodeller trænet med neurale netværk

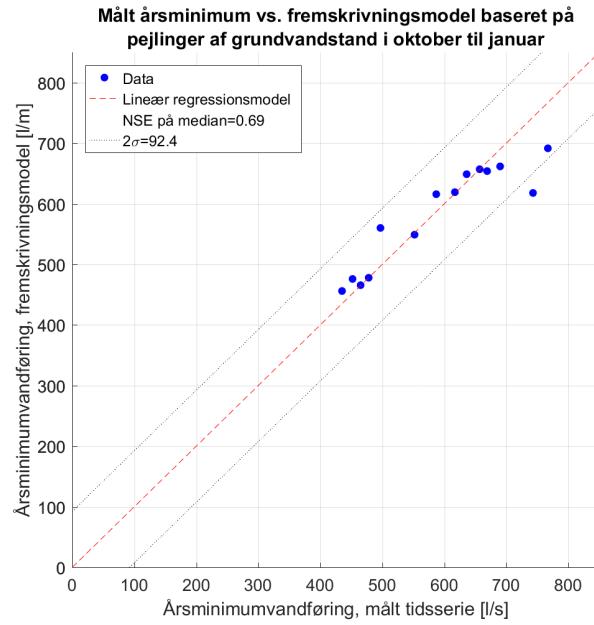
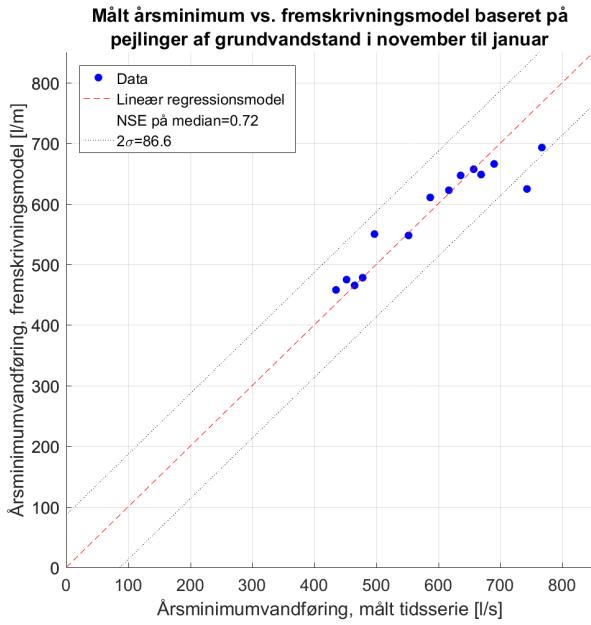
I dette appendiks findes figurer med observeret årsminimum versus modelleret årsminimum med fremskrivningsmodellerne trænet med neurale netværk. Skæringstidspunkterne for hver af modellerne fremgår af tabel 3.1 og desuden af hver af figurerne. Samtidig er NSE på ensemble medianen vist på hver af figurerne.



Figur C.1. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra januar.

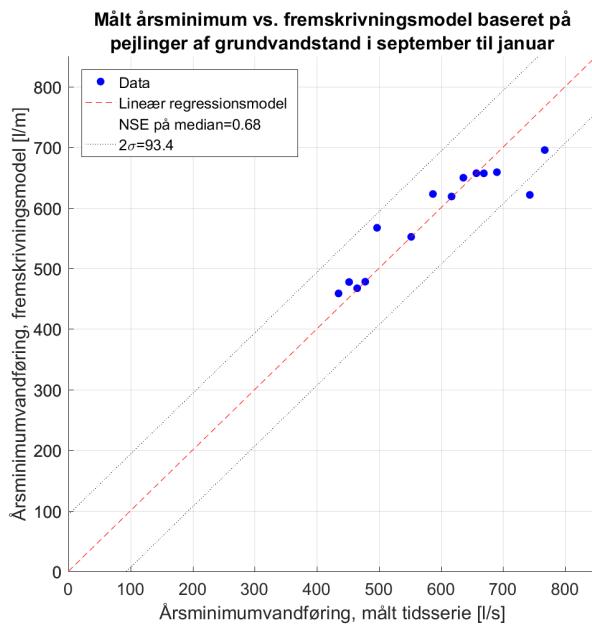


Figur C.2. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra december og januar.

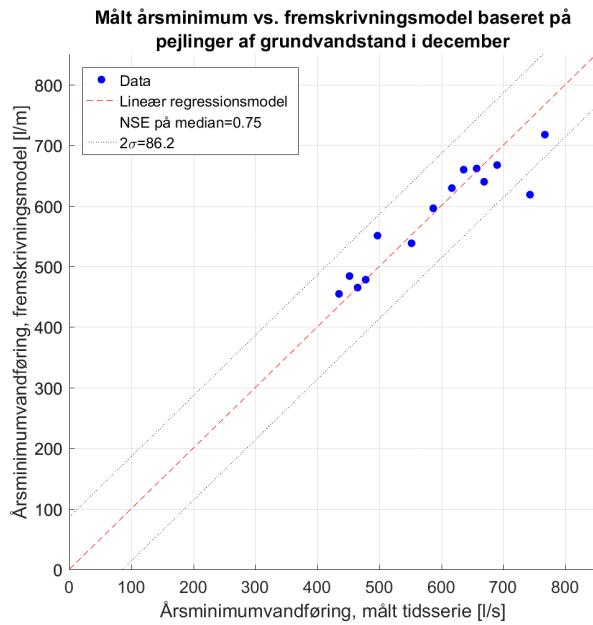


Figur C.3. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra november til januar.

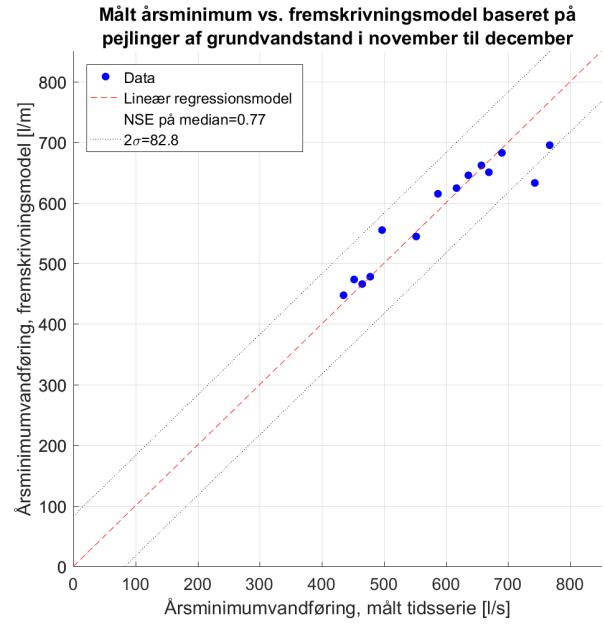
Figur C.4. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra oktober til januar.



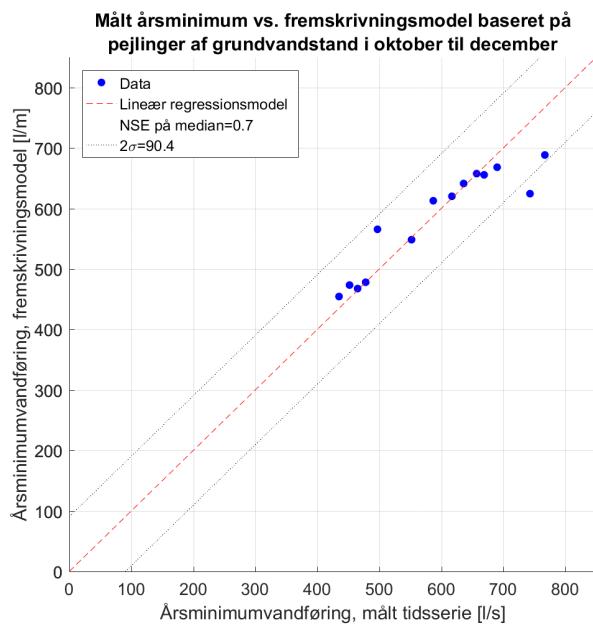
Figur C.5. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra september til januar.



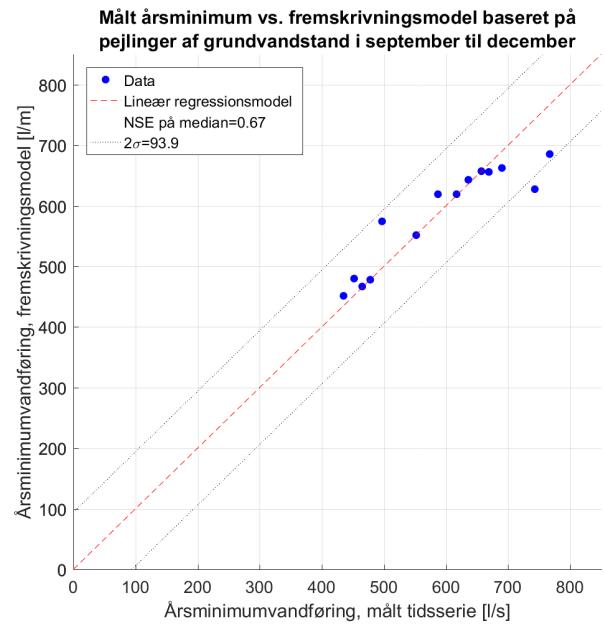
Figur C.6. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra december.



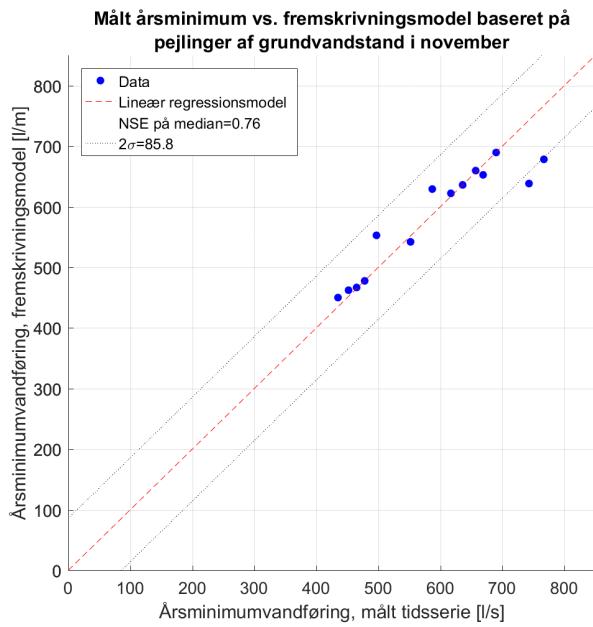
Figur C.7. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra november og december.



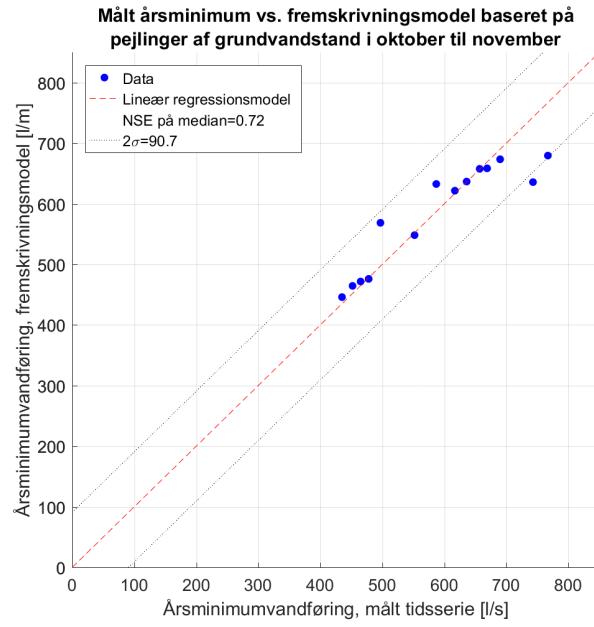
Figur C.8. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra oktober til december.



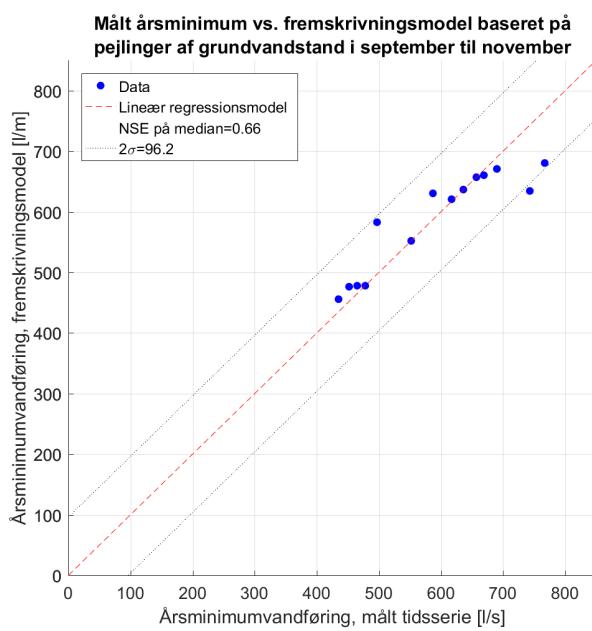
Figur C.9. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra september til december.



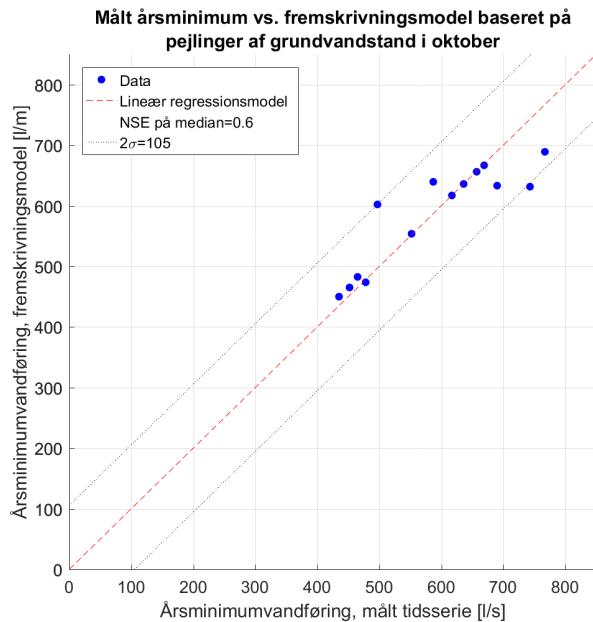
Figur C.10. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra november.



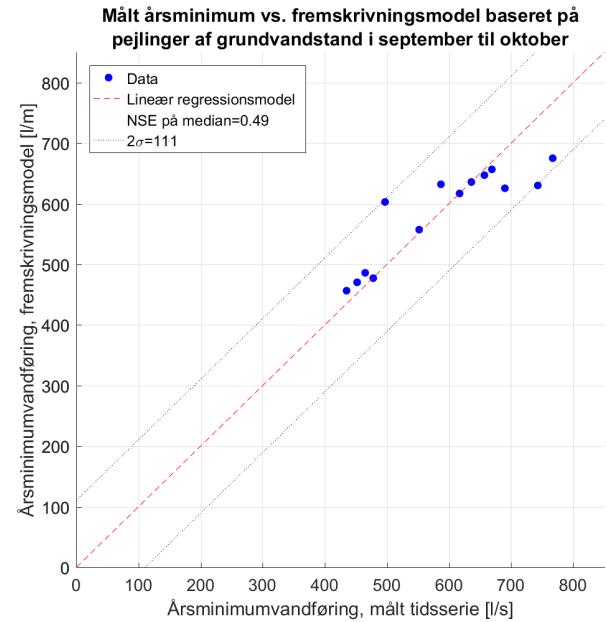
Figur C.11. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra oktober og november



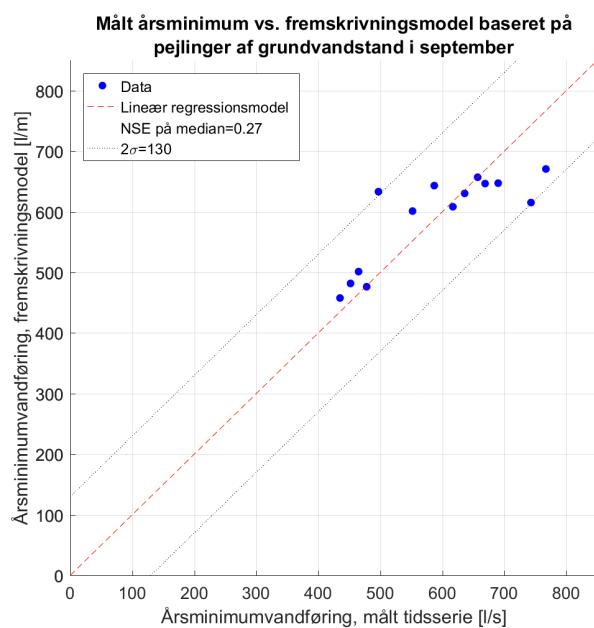
Figur C.12. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra september til november.



Figur C.13. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra oktober.



Figur C.14. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra september og oktober.



Figur C.15. Resultaterne af ensemble medianen af de trænede modeller med data fra september.